

～ 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

## 目 次

はじめに	・・・ 2
第 1 部 農薬生態影響評価の基本的考え方について	・・・ 4
第 1 農薬生態影響評価の基本認識	・・・ 4
1 . 生態影響評価を巡る最近の情勢	・・・ 4
2 . 農薬による生態系への影響の実態	・・・ 5
3 . 現行制度上の課題	・・・ 6
4 . 今後の農薬生態影響評価の基本認識	・・・ 8
第 2 当面の農薬の生態影響評価の基本的考え方	・・・ 9
1 . 評価対象とする生態系	・・・ 10
2 . 対象農薬	・・・ 10
3 . 農用地及び農業用施設の取扱い	・・・ 10
4 . 生態系保全の目標及び評価の基本的考え方	・・・ 11
5 . 評価手法	・・・ 11
第 2 部 具体的な当面の生態影響評価手法等について	・・・ 14
第 1 具体的な P E C 算定方法	・・・ 14
第 2 具体的な毒性評価手法	・・・ 32
第 3 評価体系図	・・・ 40
第 3 部 今後の検討課題	・・・ 42
農薬生態影響評価検討会委員名簿	・・・ 45
農薬生態影響評価検討会開催状況	・・・ 47
資料編	・・・ 47

はじめに

昨年7月に内閣総理大臣の主催の「21世紀「環の国」づくり会議」の報告が全大臣の参加の下に取りまとめられ、この中で自然と共生する社会の実現について以下のように述べられている。

「日本列島に暮らした人々は、古来、豊かな自然の恵みを享受してきており、自然を持続的に利用する知恵と技、自然の風物を慈しむ文化を育んできました。

(中略)

かつて我が国では、里地・里山の管理のような模範的な生態系管理が行われていましたが、自然征服的・非循環型の社会経済や生活の在り方が支配的となった20世紀において、我が国の自然生態系は衰弱してきています。残された自然生態系をこれ以上衰弱させないことはもとより、これからは、我が国伝統の知恵と技術に最新の科学を融合させ、自然共存・循環型の社会経済や生活へ転換することにより、自然生態系を蘇らせる21世紀にしていく必要があります。」

このように政府の目指す自然と共生する社会を実現する上で、里地・里山や身近な河川等の生態系と農業との関係についても21世紀においては自然共存型の関係が問われている。

農薬は、農作物生産に必要な病害虫等防除のために、生理活性(病害虫等の防除効果)を付与された化学物質を田畑等の開放系で使用するものであるため、農地周辺の野生生物及び生態系に何らかの影響を与えているおそれは否定し得ない。自然共生型の社会の構築に際して、自然と共存できる農薬について考えを深めることは、避けては通れないことである。

我が国における農薬登録制度の事前評価では、昭和38年に導入されたコイの急性毒性試験が、約40年の間、用いられてきているが、野生生物や生態系に対する影響、いわゆる生態影響といえる程の幅広い生物を視野に入れて評価するシステムは未だに整備されていない。

一方、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するとともに、適切な事後評価制度も導入することにより、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、当時の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(現:東北工業大学客員教授))を設置し、農薬の生態影響評価の在り方についての検討を開始し、平成11年1月に、農薬の生態影響評

価の在り方についての基本的な考え方の取りまとめを行ったところである（以下「第1次中間報告」という。）。

その後、第1次中間報告で示された基本的考え方を具体化するため、平成11年2月には、本検討会の下に3つのワーキンググループ（WG）を設置し、環境中予測濃度の具体的算出方法の在り方について（PECWG）、生態毒性評価手法の在り方について（毒性WG）並びに農薬による生態影響の実態把握及びそのモニタリング手法の在り方について（モニタリングWG）、検討を行ってきた。

第一次中間報告で示された基本的枠組みを全て検討するには、まだ、多くの検討課題が残されているが、コイの登録保留基準が設定されて以来40年近く経過しており、また、本検討会が設置されて以来既に4年経過していることを考慮し、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、技術的手法が確立されている水域生態系の急性影響についての評価手法の在り方について取りまとめたものである。今後、この第2次中間報告を基に当面の施策の更なる具体化を図ることが望まれるところである。さらに、残された多くの課題についても引き続き検討を行い、農薬の生態影響評価制度の充実に向けた取組を進める必要がある。

## 第 1 部 農薬生態影響評価の基本的考え方について

### 第 1 農薬生態影響評価の基本認識

#### 1. 生態影響評価を巡る最近の情勢

平成 12 年 12 月に閣議決定された新しい環境基本計画では、「私たちの社会自体を持続可能なものに変えていく」ために、「自然を尊重し、自然との共生を図ること、そして、極力、自然の大きな循環に沿う形で、科学・技術の活用を図りながら、私たちの活動を再編し直す」ことが必要であり、また、持続可能な社会を構築していくためには、「自然資源を利用する社会経済活動は、人間がその構成要素となっている生態系が複雑で絶えず変化し続けているものであること及び生態系が健全な状態で存在していることそれ自体に価値があることを十分に認識し、このことを前提として行わなければならない。」と基本的立場を明らかにし、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いる。更に同計画の「化学物質対策の推進」において「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ことが必要です。」とし、生態影響評価の導入を推進すべきことを指摘している。このように「持続可能な社会」を構築し、「自然共生型社会」を実現する上で、農薬の分野においてもこれらの考え方を一層取り入れ、生態影響評価の導入に積極的に取り組む必要がある。

新しい環境基本計画での生態影響に対する位置づけを受け、農薬以外の他の分野においても生態系の保全を視野に入れた取組が活発となっている。水環境部企画課では、平成 13 年 5 月に「水生生物保全水質検討会」を設置し、水域生態系における水生生物保全のための水質目標設定等についての検討が進められている。また、環境保健部では平成 13 年 10 月に「生態系保全等に係る化学物質審査規制検討会」を設置し、生態系の保全を目的とした化学物質の審査・規制の枠組みの導入についての検討が行われている。

農業は、国の根幹を成す重要な産業の一つであるが、総理の「21 世紀「環の国」づくり会議」報告にも述べられているように、自然と共生する社会を実現する上で、他の産業分野と同様に農業についても「自然共存型の関係」を生態系との間で構築していくことが求められており、また、平成 11 年に施行された「食料・農業・農村基本法」においても、農業の自然循環機能が維持増進されること

により、農業の持続的な発展が図られねばならないとされているところである。農薬は、その本来の目的から、生理活性（病虫害の防除効果等）を持つ化学物質を田畑等の開放系で使用することが基本であり、他の化学物質以上に環境との接点が多いという点を考慮すると、他の化学物質以上にその取扱いには十分な配慮が求められるものと考えられる。

このように、新しい環境基本計画の策定以後、他の分野での生態系の保全に向けた取組が活発となっている中、農薬は他の化学物質以上にその取扱いには十分な配慮が求められるものであることを踏まえれば、新しい環境基本計画の理念である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評価制度の中に実質的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ると認識する必要がある。

したがって、現在の農薬の生態影響に関する制度・仕組みをこれまでに得られた知見を踏まえて改善することが、21世紀に求められる新たな農薬評価制度の第一歩であると認識するとともに、さらに生態系への影響実態等に関する知見の蓄積を行うことにより、更なるステップに進むことが時代の要請であると考えべきであろう。

## 2. 農薬による生態系<sup>1)</sup>への影響<sup>2)</sup>実態

我が国では、種々の人間活動に起因する環境への負荷により、様々な生物が減少してきている。その中で、程度はともあれ、農薬も我が国の生態系に何らかの影響を与えていると想定される。この状況を把握するため、第1次中間報告以降、当検討会においては、農薬の生態系への影響実態の把握に精力的に努めてきた。一つは実際の野外での調査を2年間にわたり調査したもので、もう一つは小規模な野外モデルを設定し一般環境中でみられる農薬濃度よりやや高めか同程度の濃度でのモデル生態系への影響を調査するものである。

この調査の結果を整理すると以下ようになる。（資料編参照）

---

<sup>1)</sup>：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。本来は農地内の生態系も含むが、ここでは主として農地外の生態系に着目している。

<sup>2)</sup>：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。

野外調査の結果によると農薬の散布前後で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はない。また、個体数の変化が特段見られない種もある。降雨の影響、他の環境要因の変化等、種々のファクターがあり、また、今日では農薬の影響を受けない環境条件の対照区を設定し難いこともあり、現在のフィールド調査結果から農薬の影響のみを区別・評価することは困難であった。

一方、農薬散布後の河川水を採取してヒメダカとオオミジンコを用いた水生生物毒性試験を実施した結果では、ミジンコが100%の遊泳阻害を示すデータも得られている。このときの農薬濃度はミジンコの48h-EC<sub>50</sub>値（48時間でミジンコの半数が遊泳阻害される濃度）を超える濃度が検出されている。この影響は大河川水でも見られ、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。しかし、このような状況が生態系の機能と構造にどのような変化をもたらしてきたかは未だ不明である。

圃場をモデル生態系とした試験調査では一部変化が観察されたが、農薬の影響と断定するには至っていない。モデル系は、多彩な生物を同時に試験可能である、対照区が設置できる、濃度維持を確保できるという意味で、室内試験の検証や生態系の変動メカニズムの解明に今後重要な役割を担うと期待される。

以上の調査から、総じて以下のことが理解できる。

野外で観察される人間活動による生態影響は、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、降雨による流出、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、これらの要因の中から農薬による影響のみを分離して評価することは困難である。また、対照区の設定が困難であったことから農薬の影響を区別・評価することは難しい。このように、実フィールドにおける生態影響については、更なる検討が必要である一方、河川水を用いた水生生物毒性試験結果には農薬の影響を示唆するものもあり、その程度は不明であるが農薬が我が国の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。

### 3．現行制度上の課題

( 1 ) 水産動植物に対する毒性に係る現行の登録保留基準等

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（登録保留基準<sup>3)</sup>）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(LC<sub>50</sub>)が0.1ppm以下

(b) 10 a 当たりの有効成分投下量 > 0.1kgの場合

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

コイに対する毒性の消失日数<sup>※</sup>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

また、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、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 ) 現行制度上の使用段階での規制

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

<sup>3)</sup> 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、販売してはならないとされており、農林水産大臣は申請農薬が作物残留、土壌残留、水質汚濁、水産動植物の被害に係る基準等（登録保留基準）のいずれかに該当する場合は登録を保留することとされている。このうち、作物残留、土壌残留、水質汚濁及び水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準については、環境大臣が定めることとされている。



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<sup>4)</sup>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とされている。

### (3) 現行制度上の課題

これらの措置の創設は、農薬による水産動植物への被害の防止に貢献した。一方、この水産動植物に対する登録保留基準は、

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おらず、また、登録を保留するかどうかを評価する際にはエビ等の甲殻類やのり等の藻類への影響を評価していないため、水生生物の一部である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、

農薬の種類にかかわらず一律の基準として設定され、当該農薬の安全性評価に環境中での農薬の曝露量が十分考慮されていないこと、

畑や果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などの課題があるものと考えられる。

また、使用段階での規制に関しても、昭和46年以降、水産動植物に対する被害を防止する観点から水質汚濁性農薬に指定された農薬はなく、これは農薬登録後において、水産動植物への影響を十分にフォローする体制になっていなかった面に由来することも否定できないものと考えられる。

## 4. 今後の農薬生態影響評価の基本認識

以上の状況を踏まえると、農薬の生態系への影響がどの程度であるかをフィールドにおいて解明することは現時点では困難であるが、その影響は否定し得ない。一方、制度制定から40年を経た現行登録保留基準にも現時点で見れば多くの改善点が認められるため、少しでも生態系そのものの評価に近くなるよう現行制度に改善を加え、現行制度以上に注意深く登録段階での評価を行う必要がある。このため、

---

<sup>4)</sup>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農薬となっている。

評価対象生物種を増やすこと。

毒性値と暴露量を比較する評価方法に改めること。

水田使用農薬のほか、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。

としていくことが必要である。

また、農薬の生態系への影響は、その使用量（暴露量）によってその程度が大きく異なること、どのレベルでどのような影響があるか十分に解明されていないことを考慮すれば、生態影響についてもモニタリングを含む登録後の適切な事後評価システムの確立が不可欠である。

したがって、今後の農薬の生態影響評価に当たっては、事前評価と登録後の事後評価を適切に組み合わせて評価することを基本方針とするべきである。

これらの評価を行うに当たっては、すでに行われている欧米での生態影響評価のスキームとの整合性に留意する必要があるが、一方、我が国における降雨や河川等の自然条件や生態系の成立条件、水田等農地の諸条件等（気候条件、地形・土地利用、農薬の地表流出、生息する生物の違いと多様性など）の我が国固有の条件を十分踏まえて対応する必要がある。

注）欧米各国での制度の概要や我が国の生態系の成立条件については第1次中間報告を参照されたい。

また、引き続き生態系への影響実態等に関する知見の蓄積に努め、事後評価で得られた知見を事前評価の充実に活用することができるようにする必要がある。

## 第2 当面の農薬の生態影響評価の基本的な考え方

これまでの検討結果を基に、現段階で施策の具体化を図ることができる部分を当面の農薬の生態影響評価の基本的な考え方として整理すれば以下のとおりである。

なお、将来的なシステムの在り方については、知見の蓄積状況を踏まえて引き続き検討する必要がある。

### 1. 評価対象とする生態系

本来、生態系は水陸両方で一体を成しており、その影響は相互に波及するも

のである。したがって、農薬の生態影響を評価するに当たっては、水域生態系<sup>5)</sup>のみならず、陸域生態系及び推移帯生態系も含めて農薬の生態影響を評価することが望ましい。

しかしながら、複雑な生態系を総体として捉えることは技術的に極めて困難であること、水生生物以外の生物については、その毒性試験法が十分に確立されていないこと、知見の蓄積の遅れている分野に合わせ、制度自体の改善が遅れるよりは、知見の蓄積の進んだ分野から施策を具体化していくのが、生態系の保全、ひいては、持続可能な社会の構築に向けて望ましいことから、本報告では当面の評価対象とする生態系を水域生態系とすることが適当である。

## 2．対象農薬

対象とする農薬については、農薬取締法で定義される農薬とするが、今回示す評価方法での評価が可能な農薬として、化学合成農薬を対象とする。ただし、水域生態系での曝露が想定されない農薬（例：樹木注入剤等農地からの農薬の地表流出及び散布時の飛散（ドリフト）が想定されない剤）は対象としないことが適当である。

## 3．農用地<sup>6)</sup>・農業用施設<sup>7)</sup>の取扱い

水田は我が国の水圏を構成する一つの重要な生態系である。しかしながら、水田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、水田に生息する水生生物を農薬の生態影響評価において保全すべき評価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は、灌漑による水量の変動など農薬以外の農業そのものの影響を強く受ける場所ではあるが、水系として連続である場合には、そこを生活域ないし移動経路とする生物が存在することから、生態系を保全すべき評価対象に含めることが基本的に望ましいものといえる。しかしながら、現時点では、灌漑による水量変動等農業生産活動に伴う他の影響と農薬による影響を区別することが困難なことから、排水路を直接の保全対象とするの

---

<sup>5)</sup>ここでは、生態系のうち主に水中において成立しているものと定義する。陸生生態系と対義語。陸生生態系と水生生態系の間には、両者にまたがって存在する生態系があるが、ここではそれを「境界生態系」と呼ぶ。

<sup>6)</sup>農業生産に用いられ、極めて人為的な生態系が成立している土地。水田群、畑作地、果樹地域、あるいはそれらの複合地域など。

<sup>7)</sup>農用地における農業の用に供するため、農用地の内部又は周辺に人工・自然を問わず設置される施設。溜め池、用水路、排水路など。

ではなく、農業用施設の外側の公共用水域に負荷を与えないように適切に監視を行うポイントと位置付けることが適当である。

なお、これらのことは、水田や排水路での水生生物の保全が不要であることを意味するものではなく、むしろ異なった手法によって保全すべきものであると理解すべきである。つまり、水田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評価対象とはせず、今後の検討課題とするものであるが、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、更には新しい生息環境の創出・保全を通じて水生生物の生息・生育の場を確保することが重要である。

#### 4．生態系保全の目標及び評価の基本的な考え方

農薬による生態影響低減の目標は、持続可能な社会の構築及び自然共生型社会の実現に対応した「持続可能な農薬使用」、「自然共生型の農薬使用」が将来的な目標になるものとする。しかしながら、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、少なくとも水質環境基準点<sup>8)</sup>のあるような河川等の公共用水域<sup>9)</sup>において農薬取締法において保全対象とされ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し、農薬による生態系への影響の可能性を現状より削減することを当面の目標とすることが適当である。

#### 5．評価手法

具体的な当面の生態影響評価手法については、第2部で示すこととし、ここでは、基本的な評価手法の考え方を示す。

生態影響には、急性影響、慢性影響等があり、それぞれ毒性試験法も、対応する環境濃度の予測法も異なる。急性影響に対応しては、農薬の単回散布による短期的な環境濃度を予測し毒性試験値と比較することとなり、また、慢性影響については、慢性影響の試験期間に相当する期間の環境濃度の平均的姿を推

---

<sup>8)</sup> 利水目的があるなどの理由により、生活環境の保全のために水域類型を指定し、水質汚濁防止を図っている公共用水域において、その類型指定水域の利水目的等に照らし、水域の水質を適切に代表する地点として選定されたもの。

<sup>9)</sup> 河川、湖沼、港湾、海岸、海域、その他公共の用に供される水域及びこれに接続する公共溝渠、かんがい用水路、その他公共の用に供される水路（終末処分場を設置する公共水道及び流域下水道（その流域下水道に接続する公共下水道を含む）を除く）をいう。

定する必要がある。慢性影響に対応した長期間の濃度予測を行うには、その間の複数回の農薬散布、気象条件の変化等多様なファクターを考慮した環境濃度の予測が必要となり、通常は数理モデルにより対応することとなる。しかしながら、我が国の水田条件等において使用できる長期平均濃度の数理モデルについては、本検討会においてまだ十分に検討を行っていない。このため、本報告では比較的簡易な計算式により推定できる短期濃度の予測を行っている。これに伴い、毒性試験も急性毒性試験のみ本報告では取り上げることとしている。

リスク評価に当たっては、農薬の生態毒性のみならず、使用条件、剤型、物理化学的特性（環境分解性等）が、可能な限り反映されるようにし、農薬メカニズムが、これらの多様な観点から農地の下流水域への影響を防止するよう開発努力を促すこととする。

#### （１）リスク評価及びリスク削減（新規登録の場合）

評価対象生物種は、魚類、甲殻類、藻類を代表する生物種とし、その毒性試験結果を用いて評価を行う。

また、魚類等の中での種差を考慮し、種差の不確実係数（１ - １０）を導入して評価することとする。

なお、試験生物が種の中でも感受性の高いグループに属することが明らかでない場合には、種差は考慮しない。

急性影響濃度（AEC:Acute Effect Concentration）と環境中短期予測濃度（PEC:Predicted Environmental Concentration）を比較する。

環境中短期予測濃度の算定に当たっては、１００平方キロのモデル流域を設定し、その最下流の河川における濃度を予測する。

濃度予測に当たっては、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予測式とする。

評価は、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こととし、水産動植物への影響を確認する。

評価の結果、水産動植物への影響があると判定された場合は、更なるリスク削減対策を講じる。

#### （２）リスク評価及びリスク削減（既登録農薬の場合）

既登録剤については、生態系への影響のポテンシャルが高いと考えられる剤から評価を行う。

既登録剤では、環境中でのモニタリング調査が可能なことから、急性影

響濃度とモニタリングデータを比較する。

必要に応じて生態影響野外調査を実施し、水産動植物への影響を確認する。

評価の結果、水産動植物への影響があると判定された場合は、更なるリスク削減対策を講じる。

## 第2部 具体的な当面の生態影響評価手法等について

### 第1．具体的なPEC算定方法

#### 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PEC（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）。

なお、PEC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。さらに、第1段階においては、農業排水路末端の地点においても農薬の水質濃度の算定を行う（「5.排水路における参考値」を参照）。

また、各生態毒性試験の期間に対応した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PEC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4）	ドリフト表（表4）	水田圃場試験
	非水田（地上防除）	ドリフト表（表4）	圃場試験	-
	航空防除	ドリフト表（表5）	ドリフト表（表5）	ドリフト表（表5） （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4）	ドリフト表（表4）	ドリフト表（表4）
	航空防除	一定値（100%）	一定値（100%）	一定値（100%）

## 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用水域に流入する。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 km<sup>2</sup>のモデル流域の中に国土面積に占める水稲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 km<sup>2</sup>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 km<sup>2</sup>当たりの平水流量(50%値)の平均が3.0 m<sup>3</sup>/s、低水流量(75%値)が1.9 m<sup>3</sup>/s、平均水量が5.0 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/sとすることが適当である。

### (2) 標準的シナリオの設定(表2参照)

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、水田使用農薬でおおむね最大50%、畑地使用農薬でおおむね最大20%であると見込まれることから、安全サイドに立った評価として、圃場群全域が水田もしくは非水田で構成され、例えば、地上防除の場合は、水田での普及率が50%、畑地での普及率が20%として、PECを算定することとするが、普及率の取扱いについては、技術的検討とは別の視点で検討を加える必要がある。また、農業は散布の適期に一斉に散布されるものであるが、現実には1000 haの散布に20日以上要することを考慮し、1日に50 haずつ散布されることを前提とする(ただし、航空防除の場合は散布実態も考慮し、水田で100%、畑地で20%の圃場に一斉散布されることとする。)

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。



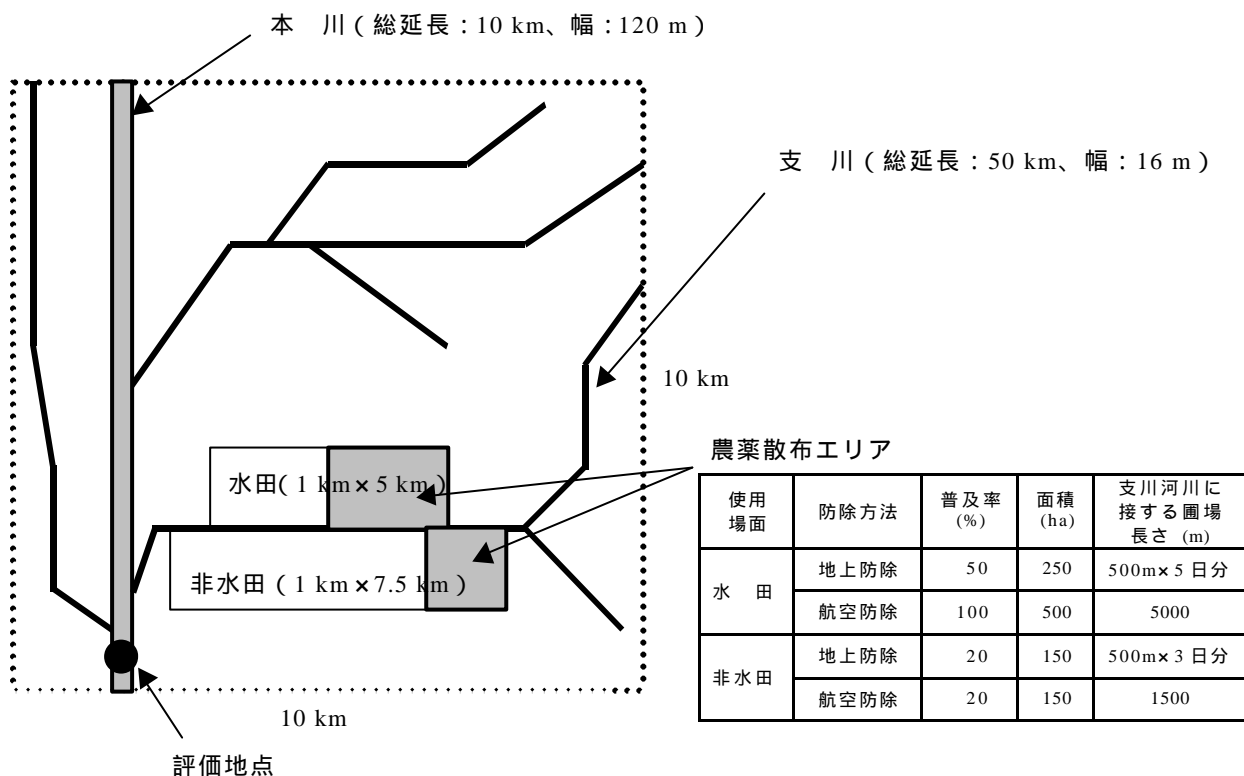


図1 . P E C 算定に用いる環境モデルの概念図

表2 . 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、圃場群からモデル河川の支川へ一定率の飛散排水路へ飛散（スプレードリフト）したものがモデル河川に流入圃場群の一部から排水路へオーバー・スプレイ（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 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

#### ア) ドリフトの算出対象

原則として、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、ドリフトの算出の対象としない。

#### イ) スプレ - 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4)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3 . 地上防除におけるドリフト率の設定

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た。

表4 . 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 - 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 5 . 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 1 3 年度農薬生態影響野外調査 ( 環境中残留調査 )

表 5 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 ( 幅 1 m ) へのドリフトは距離 1 m のドリフト率 ( 4% ) を用いる。なお、水田圃場群における排水路敷率を 1/150 とする。

オ) オ - バ - スプレイ ( 水田の航空防除のみ )

航空防除の場合、農薬は排水路に直接落下するので、排水路へのドリフト率は 100% とする。

### 3. 水田使用農薬の濃度予測の考え方

各段階における農薬のモデル河川予測濃度は原則として以下により求める。

$$\text{モデル河川予測濃度(g/m}^3\text{)} = \frac{\text{最大地表流出量(g)} + \text{河川ドリフト量(g)} + \text{排水路ドリフト量(g)}}{3 \text{ m}^3/\text{s} \times \text{毒性試験期間(sec)}}$$

#### (1) 第1段階

第1段階におけるモデル河川予測濃度 ( $PEC_{\text{Tier1}}$ ) は次式で表される。

$$PEC_{\text{Tier1}} = \frac{M_{\text{runoff}} + M_{\text{Dr}} + M_{\text{Dd}}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

ここで、 $M_{\text{runoff}}$ 、 $M_{\text{Dr}}$ 及び $M_{\text{Dd}}$ は、最大地表流出量 (g)、寄与日数分河川ドリフト量 (g) 及び寄与日数分排水路ドリフト量 (g) を表し、それぞれ以下のように表される。

$$M_{\text{runoff}} = I \times \frac{R_p}{100} \times A_p \times f_p$$

$$M_{\text{Dr}} = I \times \frac{D_{\text{river}}}{100} \times Z_{\text{river}} \times N_{\text{drift}}$$

$$M_{\text{Dd}} = I \times \frac{D_{\text{ditch}}}{100} \times Z_{\text{ditch}} \times N_{\text{drift}}$$

支川及び排水路へのドリフトは散布当日にのみ発生し、数時間でモデル河川へ到達・通過すると考えられることから、ドリフトは最大予測濃度に寄与する散布当日分のみの農薬流出量を加えることとする。

ここで、

$I$  : 申請書に基づく単回の農薬散布量 (g/ha)

$R_p$  : 水田からの農薬流出率 (%)

$A_p$  : 散布面積 = 250 ha (地上防除)、500 ha (航空防除)

$D_{\text{river}}$  : 河川ドリフト率 = 0.3% (地上防除)、1.9% (航空防除)

$Z_{\text{river}}$  : 1日モデル河川ドリフト面積 = 0.8 ha/day (地上防除: 長さ500 m × 支川川幅16 m)、8 ha/day (航空防除: 長さ5000 m × 支川川幅16 m)

$D_{\text{ditch}}$  : 排水路ドリフト率 = 4% (地上防除)、100% (航空防除)

$Z_{\text{ditch}}$  : 1日排水路ドリフト面積 (ha/day) =  $A_p \div 5 \times 1/150$  (地上防除)、 $A_p \times 1/150$  (航空防除)

- $T_e$  : 毒性試験期間 ( day )  
 $N_{drift}$  : ドリフト寄与日数 = 1 day ( 航空防除及び地上防除の  $T_e = 2$  days )  
 2 days ( 地上防除の  $T_e = 3, 4$  days )  
 $f_p$  : 水田における施用法による農薬流出補正係数 ( - )

水田における施用法の内、茎葉散布及び箱処理等明らかに流出率の異なる施用法別の補正係数を下表のとおり設定する。

表 6 . 水田における主な施用法による農薬流出率補正係数

施用法	湛水散布	茎葉散布	箱処理
補正係数	1	0 . 5 注)	0 . 2

注) 航空防除の場合の茎葉散布の取扱いは液剤散布に限り 0 . 3 とする。

地表流出の考え方 ( 地上防除の場合 )

250 ha の水田に 1 日当たり 50 ha ずつ農薬が散布され、水深 5 cm の田面水に全て溶解した場合の農薬濃度を 0 日後の田面水中濃度とする。その後、5 cm の水深を維持しつつ 1 日当たり 10% の表面排水率で田面水が排水路に流出すると仮定し、毒性試験期間の農薬流出率を算出する。なお、田面水中での分解、土壌吸着等による減衰、及び田面水の降下浸透による農薬の移動は考慮しないこととする。

毒性試験期間における水田からの最大農薬流出率 ( $R_p$ , %) は次式で示される ( 別紙 1 参照 )。

$$R_p = \begin{cases} 10 \times \left( \sum_{i=0}^1 0.9^i + \sum_{i=1}^2 0.9^i + \sum_{i=2}^3 0.9^i + \sum_{i=3}^4 0.9^i + \sum_{i=4}^5 0.9^i \right) / 5 & \text{at } T_e = 2 \\ 10 \times \left( \sum_{i=0}^1 0.9^i + \sum_{i=0}^2 0.9^i + \sum_{i=1}^3 0.9^i + \sum_{i=2}^4 0.9^i + \sum_{i=3}^5 0.9^i \right) / 5 & \text{at } T_e = 3 \\ 10 \times \left( \sum_{i=0}^2 0.9^i + \sum_{i=0}^3 0.9^i + \sum_{i=1}^4 0.9^i + \sum_{i=2}^5 0.9^i + \sum_{i=3}^6 0.9^i \right) / 5 & \text{at } T_e = 4 \end{cases}$$

従って、2, 3 及び 4 日間の農薬流出率は次のように計算される。

期間 (day)	2日間(48hrs)	3日間(72hrs)	4日間(96hrs)
農薬流出率(%)	15.6	22.4	29.1

地表流出の考え方（航空防除の場合）

航空防除の場合、500 haの水田に一齐に農薬が散布される。地上防除と同様の考え方により、毒性試験期間における水田からの最大農薬流出率（ $R_p$ 、%）は次式で示される。

$$R_p = 100 \times (1 - 0.9^{T_e})$$

従って、2、3及び4日間の農薬流出率は次のように計算される。

期間 (day)	2日間(48hrs)	3日間(72hrs)	4日間(96hrs)
農薬流出率(%)	19.0	27.1	34.4

## (2) 第2段階

当該農薬の水質汚濁性試験及びその性状、安定性、分解性等に関する試験結果を用いて第2段階におけるモデル河川予測濃度（ $PEC_{Tier2}$ ）を以下により予測する。

$$PEC_{Tier2} = \frac{M_{out} + M_{seepage} + M_{Dr} + M_{Dd} - M_{se}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

ここで、 $M_{out}$ 、 $M_{seepage}$ 、 $M_{Dr}$ 及び $M_{Dd}$ は、水田水尻からの最大流出量（g）、畦畔浸透による最大流出量（g）、寄与日数分河川ドリフト量（g）及び寄与日数分排水路ドリフト量（g）を表す。

止水期間を設定しない場合の考え方

止水期間を設定しない場合、 $M_{out}$ 、 $M_{seepage}$ 、 $M_{Dr}$ 及び $M_{Dd}$ は以下により求められる。

$$M_{out} = \begin{cases} \frac{\sum \sum C_i \times Q_{out} \times A_p \times f_p}{5} & (\text{地上防除の場合}) \\ \sum_{i=0}^{T_e-1} C_i \times Q_{out} \times A_p \times f_p & (\text{航空防除の場合}) \end{cases}$$

$$M_{seepage} = \begin{cases} \left( \frac{\sum \sum C_i \times Q_{seepage} \times A_p \times f_p}{5} \right) / K_{levee} & (\text{地上防除の場合}) \\ \left( \sum_{i=0}^{T_e-1} C_i \times Q_{seepage} \times A_p \times f_p \right) / K_{levee} & (\text{航空防除の場合}) \end{cases}$$

$$M_{Dr} = I \times \frac{D_{river}}{100} \times Z_{river} \times N_{drift}$$

$$M_{Dd} = I \times \frac{D_{ditch}}{100} \times Z_{ditch} \times N_{drift}$$

ここで、

- $Q_{out}$  : 1日当たり水田水尻からの流出水量 (30 m<sup>3</sup>/ha/day)  
 $Q_{seepage}$  : 1日当たり畦畔浸透による流出水量 (20 m<sup>3</sup>/ha/day)  
 $C_i$  : 水質汚濁性試験による*i*日の田面水中農薬濃度 (g/m<sup>3</sup>)  
 $K_{levee}$  : 畦吸着係数 (-)  
 $M_{se}$  : 支川河川底質への吸着量 (g)

なお、 $\sum C_i$ は水質汚濁性試験結果から得られた田面水中濃度から、各毒性試験期間に対応した合計濃度が最大になるように算出する(別紙2-1参照)。

止水期間を設定する場合の考え方

止水期間を設定することとした場合は、散布時に発生するドリフト量 ( $M_{Dr}$ 、 $M_{Dd}$ ) と散布直後より発生する畦畔浸透に伴う流出量 ( $M_{seepage}$ ) の和 (止水期間の設定状況により一部の水田水尻からの排水に伴う流出量 ( $M_{out}$ ) が加算される場合がある。) が最大となる時期と、止水期間終了後から発生する水田水尻からの排水に伴う流出量 ( $M_{out}$ ) と畦畔浸透に伴う流出量 ( $M_{seepage}$ ) の和が最大となる時期が異なることから、のそれぞれについて最大農薬流出量を算出し、大きい方をモデル河川予測濃度とする(別紙2-2参照)。

$$\text{散布直後に伴う予測濃度 (g/m}^3\text{)} = \frac{M_{out} + M_{seepage} + M_{Dr} + M_{Dd} - M_{se}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

$$\text{止水終了後に伴う予測濃度 (g/m}^3\text{)} = \frac{M_{out} + M_{seepage} - M_{se}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

なお、航空防除の場合でも止水期間を設定した際には同様の算出を行うが、この場合の $M_{out}$ 、 $M_{seepage}$ は次式により求める。

$$M_{out} = \sum C_i \times Q_{out} \times A_p \times f_p$$

$$M_{seepage} = \left( \sum C_i \times Q_{seepage} \times A_p \times f_p \right) / K_{levee}$$

ア) 畦畔浸透

田面水は1日当たり10%の表面排水率(水深0.5 cm相当)で流出するものとし、このうち0.3 cm相当が水田水尻からの排水により流出し、0.2 cm相当が畦畔浸透により止水期間の有無にかかわらず常に流出することとする。畦畔浸透による農薬の流出については、畦畔浸透時に農薬の吸着が見られることを考慮して算出する。

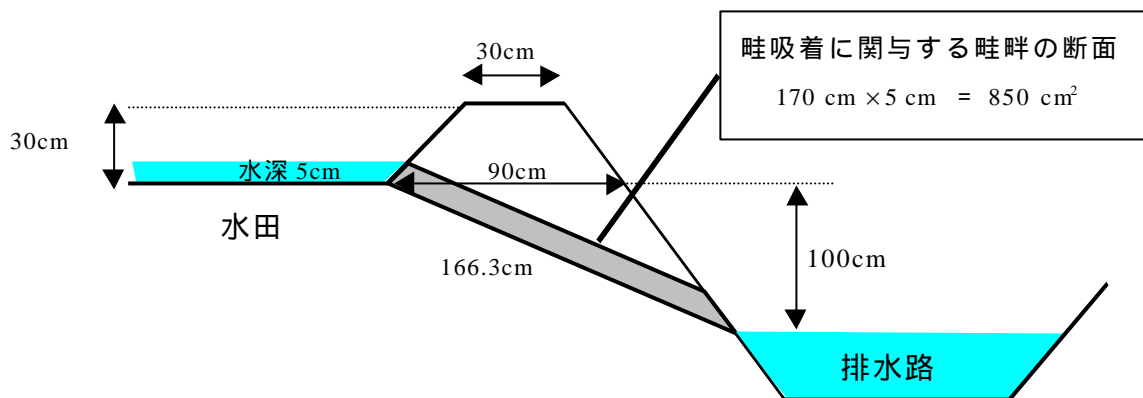


図2 . 一般的な水田畦畔の断面図 (土畦畔の場合)

水田一筆の一般的な形状が30 m×100 mであることから、水深5 cmと仮定すると接触水量は15 m<sup>3</sup>となる。土畦畔の場合には、上幅が30 cm、田面からの高さが30 cm、法面勾配45°程度のものが一般的である (図2 参照、出典：山路(1992)、水田の圃場整備、「新版 農地工学」文永堂出版)。最短の浸透路長を170 cmと考え、畦吸着に關与する畦畔の断面を図1に示すように仮定し、排水路に接する畦畔の長さを30 mとすると、接触土量は2.6 m<sup>3</sup>となる。従って、接触水と接触土の体積比 5.9となる。ここで、土壤比重 = 1.0 g/cm<sup>3</sup>、畦土壤の有機炭素含有率 = 2.9%とする (出典：農林水産省地力保全基本調査 (S34~54年))。

なお、畦吸着係数は次式で求められる。

$$K_{levee} = \frac{r_{levee}}{r_{ws}} \times K_{oc} \times oc_{levee} / 100 + 1$$

$r_{levee}$  : 畦土壤の比重 (g/cm<sup>3</sup>)

$r_{ws}$  : 接触水と接触土の体積比 (-)

$K_{oc}$  : 土壤吸着定数 (cm<sup>3</sup>/g)

$oc_{levee}$  : 畦土壤の有機炭素含有率 (%)

#### イ) 支川河川底質への吸着

水田から支川河川に流入した農薬は、当該農薬の土壤吸着定数に基づいて河川水と底質に分配されることから、農薬流出量から支川河川底質への吸着量を差し引くこととする。

支川河川底質への吸着量 ( $M_{se}$ ) は次式で表される。

$$M_{se} = (M_{runoff} + M_{Dr} + M_{Dd}) \times \frac{K_{oc} \times oc_{se} / 100 \times V_{se}}{K_{oc} \times oc_{se} / 100 \times V_{se} + V_w}$$

ここで、

$V_w$  : 支川河川水量 (= 1 m<sup>3</sup>/s × 毒性試験期間 (sec))

$V_{se}$  : 支川河川の底質量 = 2000 m<sup>3</sup> (長さ2500 m、川幅16 m、底質深さ0.05 m)



- $r_{se}$  : 底質比重 ( = 1.0 g/cm<sup>3</sup> )
- $oc_{se}$  : 支川河川底質の有機炭素含有率 = 1.2% ( 平成11年度公共用水域等のダイオキシン類調査 ( 環境庁水質保全局 ) において、河川底質の有機炭素含有率も併せて測定されていた161地点の平均値 )

#### ウ) 河川水中における分解

原則として上記算定式によりPECを算定するが、当該農薬が河川中で速やかに分解する特性を有し、上記式では適切なPECが算定できないと考えられる場合には、上記算定式で得られた濃度から当該農薬の加水分解半減期 ( $DT50_h$ 、day) 及び水中光分解半減期 ( $DT50_p$ 、day) を基に分解速度定数 ( $k$ 、1/day) を求め、評価地点に達するまでの間 ( 4時間 = 0.17 day と規定 ) の分解を考慮することができることとする。

分解を考慮した場合のモデル河川予測濃度 ( $PEC_{Tier2-deg}$ ) は次式で表される。

$$PEC_{Tier2-deg} = PEC_{Tier2} \times e^{-0.17 \times k}$$

なお、分解速度定数 ( $k$ ) は次式により求められる。

$$k = \frac{\ln 2}{DT50_h} + \frac{\ln 2}{DT50_p}$$

#### エ) その他

水質汚濁性試験の実施に際しては、予定される剤形の内、最も流出率の高くなるものについて実施する。ただし、適用場面により最大施用量が異なる場合にあっては、当該水質汚濁性試験で実施した施用量との比で補正するか、必要に応じて当該施用量での水質汚濁性試験を実施する。なお、剤形による流出率の相違は概ね下表の通りとなっている。

表7 . 剤形の差による農薬流出率の比 ( 参考 )

剤形	粉剂等	液剤	粒剤
流出比	1	1	0.8

また、水質汚濁性試験の実施に際しては、下流への影響を考慮して止水期間を「無し ~ 10日」の間程度で適切に設定し、止水期間解除後から毒性試験期間に相当する田面水の濃度を $C_i$ を用いて算定する。なお、止水期間別の農薬流出状況の一般的傾向は以下のとおりである。

表8 . 止水期間別の農薬流出率の比 ( 参考 )

止水期間	なし	3日	5日	7日
流出比	1	0.5	0.3	0.2

### ( 3 ) 第 3 段階

より実態に近い田面水農薬濃度及びドリフト率のデータ等に基づく必要がある場合は、水田圃場を用いた試験を行い、モデル河川予測濃度を第 2 段階の手法に準じて算定する。

## 4 . 非水田使用農薬の濃度予測の考え方

### ( 1 ) 第 1 段階

畑地からの農薬の流出は、散布時のドリフトによるものと大きな降雨に伴う地表流出によるものとに分けることができる。農薬散布は降雨時には行われず、また畑地からの地表流出は水田と異なり降雨によってのみ発生すると考えられることから、ドリフトに伴う濃度予測と地表流出に伴う濃度予測は別々に行い、いずれか高い方の濃度予測結果を当該農薬のモデル河川濃度とする。

なお、非水田農薬の地表流出は、夏期は平均15日に 1 回程度の頻度で発生することを考慮し、標準的な地表流出のケースとして散布7日後、降雨に伴う地表流出があるものとして、これまでの圃場試験結果を基に地表流出率0.2%として算出する。また、地表流出は降雨に伴って発生することから、地表流出に伴う農薬濃度予測を行う際のモデル河川流量は降雨に伴う増水を考慮し、11 m<sup>3</sup>/sとする。

非水田使用農薬の濃度予測は、以下のうち予測濃度の大きい方をモデル河川予測濃度とする。

$$\text{ドリフトに伴う予測濃度 ( g/m}^3 \text{ )} = \frac{I \times D_{river} / 100 \times Z_{river} \times N_{drift}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

$$\text{地表流出に伴う予測濃度 ( g/m}^3 \text{ )} = \frac{I \times R_u / 100 \times A_u \times f_u}{11 \times 86400 \times T_e}$$

ここで、

$I$  : 申請書に基づく単回の農薬散布量 ( g/ha )

$D_{river}$  : 河川流入ドリフト率 = 0.1% ( 果樹以外 ) 3.4% ( 果樹 ) 1.7% ( 航空防除 )

$Z_{river}$  : 1 日モデル河川ドリフト面積 = 0.8 ha/day ( 地上防除 : 長さ500 m × 支川川幅16 m )  
2.4 ha/day ( 航空防除 : 長さ1500 m × 支川川幅16 m )

$N_{drift}$  : ドリフト寄与日数 = 最大3 days ( 地上防除 ) 1 day ( 航空防除 )

$R_u$  : 非水田からの農薬流出率 = 0.2% × 1/10 ( 支川に接する圃場 ( 幅100 m ) のみが河川流出に寄与 )

$A_u$  : 散布面積 = 150 ha ( 地上防除及び航空防除 )

$f_u$  : 非水田における施用法による農薬流出補正係数 ( - )

表9 . 非水田における主な施用法による農薬流出率補正係数

施用法	右以外の施用法	土壌混和・灌注
補正係数	1	0 . 1

注) 土壌灌注は10 cm以上の深さに灌注する場合に限る。

( 2 ) 第 2 段階

より実態に近い地表流出率及びドリフト率のデータに基づく必要がある場合は、圃場試験等を行い、その結果を用いてモデル河川濃度を第1段階の手法に準じて算定する。なお、河川底質への農薬の吸着および分解の取扱いについては、「3 . 水田使用農薬の濃度予測の考え方」に準ずる。

5 . 排水路における参考値

圃場群からの田面水の流出量を1日当たり50 m<sup>3</sup>/haとすると、500 ha のモデル圃場に係る排水路全体の合計水量は、約0.3 m<sup>3</sup>/sとなる。一方排水路には、ほぼ同量の施設管理用水が一般に流れているため、排水路の水量は0.6 m<sup>3</sup>/sとする。

ア) 水田使用農薬

( 4 ) のア) 算定式の3.0 m<sup>3</sup>/sを0.6 m<sup>3</sup>/sとし、「河川ドリフト」の項を削除した式により算定する。

イ) 非水田使用農薬

( 5 ) のア) 算定式の3.0 m<sup>3</sup>/sを0.6 m<sup>3</sup>/sとし、「河川ドリフト」の項を削除した式により算定する。

地表流出に基づく濃度予測を行う場合は2.2 m<sup>3</sup>/sとする。

使 用 記 号 一 覧

- $A_p$  : 水田における農薬散布面積 (ha)
- $A_u$  : 非水田における農薬散布面積 (ha)
- $D_{ditch}$  : 排水路流入ドリフト率 (%)
- $D_{river}$  : 河川流入ドリフト率 (%)
- $DT50_h$  : 加水分解半減期 (day)
- $DT50_p$  : 水中光分解半減期 (day)
- $f_p$  : 水田における施用法による農薬流出補正係数 (-)

$f_u$	: 非水田における施用法による農薬流出補正係数 (-)
$I$	: 申請書に基づく単回の農薬散布量 (g/ha)
$K_{levee}$	: 畦吸着係数 (-)
$K_{oc}$	: 土壌吸着定数 (cm <sup>3</sup> /g)
$k$	: 河川水中分解速度定数 (1/day)
$M_{Dd}$	: 1日排水路ドリフト量 (g)
$M_{Dr}$	: 1日河川ドリフト量 (g)
$M_{runoff}$	: 最大地表流出量 (g)
$M_{out}$	: 水田水尻からの最大流出量 (g)
$M_{se}$	: 河川底質吸着量 (g)
$M_{seepage}$	: 畦畔浸透による最大流出量 (g)
$N_{drift}$	: ドリフト寄与日数 (day)
$OC_{levee}$	: 畦土壌の有機炭素含有率 (%)
$OC_{se}$	: 支川河川底質の有機炭素含有率 (%)
$PEC_{Tier1}$	: 第1段階モデル河川予測濃度 (g/m <sup>3</sup> )
$PEC_{Tier2}$	: 第2段階モデル河川予測濃度 (g/m <sup>3</sup> )
$PEC_{Tier2-deg}$	: 河川水中分解を考慮した第2段階モデル河川予測濃度 (g/m <sup>3</sup> )
$Q_{out}$	: 1日当たり水田水尻からの流出水量 (m <sup>3</sup> /ha/day)
$Q_{seepage}$	: 1日当たり畦畔浸透による流出水量 (m <sup>3</sup> /ha/day)
$R_p$	: 水田からの農薬流出率 (%)
$R_u$	: 非水田からの農薬流出率 (%)
$r_{ws}$	: 接触水と接触土の体積比 (-)
$T_e$	: 毒性評価期間 (day)
$V_{se}$	: 河川底質量 (m <sup>3</sup> )
$V_w$	: 河川水量 (m <sup>3</sup> )
$Z_{ditch}$	: 1日排水路ドリフト面積 (ha/day)
$Z_{river}$	: 1日モデル河川ドリフト面積 (ha/day)
$\rho_{levee}$	: 畦土壌の容積重 (g/cm <sup>3</sup> )
$\rho_{se}$	: 支川河川底質の容積重 (g/cm <sup>3</sup> )

(別紙 1)

### Tier 1における水田からの農薬流出率について (地上防除の場合)

毒性試験期間 = 2日間の場合

	経過日数									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1日目散布エリア	10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%	4.3%	3.9%
2日目散布エリア		10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%	4.3%
3日目散布エリア			10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%
4日目散布エリア				10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%
5日目散布エリア					10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%
合計 ÷ 5		5.8%	9.2%	12.3%	15.1%	15.6%	14.0%	12.6%	11.3%	10.2%

毒性試験期間 = 3日間の場合

	経過日数									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1日目散布エリア	10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%	4.3%	3.9%
2日目散布エリア		10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%	4.3%
3日目散布エリア			10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%
4日目散布エリア				10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%
5日目散布エリア					10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%
合計 ÷ 5		11.2%	16.1%	20.5%	22.4%	22.2%	20.0%	18.0%	16.2%	10.2%

毒性試験期間 = 4日間の場合

	経過日数									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1日目散布エリア	10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%	4.3%	3.9%
2日目散布エリア		10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%	4.3%
3日目散布エリア			10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%	4.8%
4日目散布エリア				10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%	5.3%
5日目散布エリア					10.0%	9.0%	8.1%	7.3%	6.6%	5.9%
合計 ÷ 5			18.1%	24.3%	27.9%	29.1%	28.2%	25.3%	22.8%	16.2%

## Tier 2における水田からの農薬流出率について (地上防除の場合)

### 1. 止水期間を設定しない場合

水質汚濁性試験結果から得られた田面水中濃度を、下記のとおり配置し各毒性試験期間に応じた合計濃度が最大になる組合せを決定する。以下にその例を示す。

毒性試験期間 = 2日間の場合

	経過日数									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1日目散布エリア	$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$	$C_8$	$C_9$
2日目散布エリア		$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$	$C_8$
3日目散布エリア			$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$
4日目散布エリア				$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$
5日目散布エリア					$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$

毒性試験期間 = 3日間の場合

	経過日数									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1日目散布エリア	$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$	$C_8$	$C_9$
2日目散布エリア		$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$	$C_8$
3日目散布エリア			$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$
4日目散布エリア				$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$
5日目散布エリア					$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$

毒性試験期間 = 4日間の場合

	経過日数									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1日目散布エリア	$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$	$C_8$	$C_9$
2日目散布エリア		$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$	$C_8$
3日目散布エリア			$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$	$C_7$
4日目散布エリア				$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$	$C_6$
5日目散布エリア					$C_0$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$



(別紙 2 - 2 続き)

毒性試験期間 = 2 日間の場合

**ケース 1**

$$\text{散布直後に伴う予測濃度 (g/m}^3\text{)} = \frac{M_{out} + M_{seepage} + M_{Dr} + M_{Dd} - M_{se}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

$$M_{out} = (C_3 + C_3 + C_4) \times Q_{out} \times A_p \times f_p$$

$$M_{seepage} = (C_0 + C_1 + C_2 + C_3 + C_0 + C_1 + C_2 + C_3 + C_4) \times Q_{seepage} \times A_p \times f_p / K_{levee}$$

$$M_{Dr} = I \times \frac{D_{river}}{100} \times Z_{river} \times 2$$

$$M_{Dd} = I \times \frac{D_{ditch}}{100} \times Z_{ditch} \times 2$$

**ケース 2**

$$\text{止水終了後に伴う予測濃度 (g/m}^3\text{)} = \frac{M_{out} + M_{seepage} - M_{se}}{3 \times 86400 \times T_e}$$

$$M_{out} = (C_3 + C_4 + C_5 + C_6 + C_7 + C_4 + C_5 + C_6 + C_7 + C_8) \times Q_{out} \times A_p \times f_p$$

$$M_{seepage} = (C_3 + C_4 + C_5 + C_6 + C_7 + C_4 + C_5 + C_6 + C_7 + C_8) \times Q_{seepage} \times A_p \times f_p / K_{levee}$$

同様の考え方で、毒性試験期間 3 , 4 日間の予測濃度を算定する。なお、その他の止水期間を設定した場合及び航空防除の場合においても同様の考え方により算出する。



## 第 2 . 具体的な毒性評価手法

### 1 . 当面導入すべき毒性評価手法について

#### ( 1 ) 基本的な考え方

##### 毒性試験を実施する生物群について

農薬取締法（昭和23.7.1法律82）の第3条六では水産動植物を保護の対象として登録保留基準を設定することとしている。このため、当面は現行の農薬取締法の規定を前提として、水産動植物の保護の観点から試験生物種を選定する。水産動植物としては、アユ、ニジマス、サケ類などの魚類、カワエビなどの甲殻類並びにノリなどの藻類が挙げられる。また、これらの生物の生存を維持するためには餌生物が不可欠であり、餌生物となる生物の位置付けにも配慮する。

試験を実施する生物種は、全ての水産動植物等について試験を行うことはできないので、魚類、藻類、甲殻類を対象として、これらの代表種を対象に実施する。

毒性試験を実施する生物群は、現行農薬取締法においてその保護が示されている水産動植物としての魚介類と藻類並びにその生息に不可欠な餌生物を代表するものとして、魚類、甲殻類、藻類とする。

##### 急性毒性、慢性毒性の取扱いについて

農薬の散布は一時的なもので、その濃度は短期間で減少することも考えられるが、多くの支川が流入する比較的大きな河川では、異なる時期に複数散布された多種の農薬の影響が長期間続く場合もある。しかしながら、P E C W G で短期的な P E C の算定方法を検討しているので、これと整合をとるため、当面の毒性評価は、急性毒性試験の結果を用いて行う。

現在検討されている P E C の算定手法との整合を図り、当面は、急性的な影響により生態毒性を評価する。

##### 当面の毒性評価手法について

農薬の水産動植物に対する影響に関する毒性評価は、 で記載したように、当面は急性毒性により行う。毒性評価に用いる予測無影響濃度（急性影響濃度）は急性毒性値を用いて算定する。また、必要に応じて、これに加えて急性影響のマイクロコズム試験等の模擬フィールド試験結果を用いて算定することもできることとする。

当面の毒性評価に用いる予測無影響濃度（急性影響濃度）は急性毒性試験結果より算出する。また、必要に応じてこれに加えて急性影響模擬フィールド試験結果を用いることができることとする。

## （２）試験生物

試験種は、（１）の基本的な考え方で示したように、魚類、甲殻類、藻類の３生物群で、水産動植物とその餌生物の位置付けにも配慮して、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。したがって、試験に用いる生物種は当面、魚類、甲殻類、藻類の中で各一種とし、現在環境省の生態影響試験事業で実施、あるいは農林水産省で推奨している種類を試験種とする。

毒性評価に用いる試験種は、当面、魚類、甲殻類、藻類それぞれ下記のとおりとする。

魚類：メダカ (*Oryzias latipes*) またはコイ (*Cyprinus carpio*)

甲殻類：オオミジンコ (*Daphnia magna*)

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定することができる。

## （３）試験方法

毒性評価を行うために用いる試験方法については、OECD（経済協力開発機構）や米国環境保護庁などにおけるテストガイドライン、環境省環境保健部における「化学物質の生態影響試験事業」、更には農林水産省が通知（平成12年11月24日、農産園芸局長通知「農薬の登録申請に係る試験成績について」）で推奨している試験方法がある。したがって、試験を実施する場合、魚類、甲殻類、藻

類の急性毒性に関する既存のガイドラインを利用して生態影響試験を行う。

なお、環境省あるいは農林水産省で掲げている試験方法はいずれも、OECDの「化学物質の有害性を評価するための試験法（テストガイドライン: TG）」に基づいており、両省での手法は同じと考えてよい。

当面は環境省や農林水産省で作成している魚類、甲殻類、藻類を対象とした急性毒性試験方法（テストガイドライン）を利用して試験を実施する。

参考) 環境省、農林水産省、OECDにおける急性毒性試験方法

生物分類	生物種	ガイドライン		
		環境省	農林水産省	OECD
魚類	メダカ ( <i>Oryzias latipes</i> )	魚類急性毒性試験 (環企研第290号)	魚類急性毒性試験 (2-7-1)	魚類急性毒性試験 (TG203)
甲殻類	オオミジンコ ( <i>Daphnia magna</i> )	ミジンコ類急性遊泳障害試験及び繁殖試験 (環企研第290号)	ミジンコ類急性遊泳障害試験 (2-7-2-1)	ミジンコ類急性遊泳障害試験及び繁殖試験 (TG202)
藻類	緑藻 ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	藻類生長障害試験 (環企研第290号)	藻類生長障害試験 (2-7-3)	藻類生長障害試験 (TG201)

#### (4) 急性影響濃度の算出方法

##### 急性影響濃度の算出に用いるエンドポイントについて

毒性評価に当たっては、当面は急性的な影響により生態毒性を評価する（(1) 参照）。しかし、一般に急性毒性でのエンドポイントは魚類では「LC<sub>50</sub>」、甲殻類・藻類では「EC<sub>50</sub>」とされており、これらのエンドポイントでの毒性値は半数の生物になんらかの影響のある数値である。

農薬取締法では登録を保留し、申請者に対して申請書の記載事項の訂正、又は当該農薬の品質を改良すべきことを指示できる事項として、第3条6で「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もの」とされている。水産動植物での「被害」とは、漁業者の立場では「農薬により漁獲量の減少するおそれ」と解釈し、エンドポイントを定める。エンドポイントとしては、水産動植物の被害の可能性をできるだけ低減する観点から、魚類では「LC<sub>20</sub>」、甲殻類・藻類では「EC<sub>20</sub>」を採用するとの結論が毒

性WGでは得られたが、検討会委員から、法規制の根拠となるデータの信頼性を確保する観点からは、魚類では、「LC<sub>50</sub>」、甲殻類・藻類では「EC<sub>50</sub>」を採用するのが望ましいとの指摘があった。

## 不確実係数の適用について

### ア) 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、毒性評価で急性影響濃度を算出する際、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ヒメダカとニジマス、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の不確実係数を用いることができる。

#### ウ) 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」を採用する。

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の間で選択できる。

#### 1) 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、緑藻は感受性が高い種であるため、当面、不確実係数は「1」を採用する。

甲殻類、魚類について、それぞれ種間差を考慮して、当面は、不確実係数「10」を適用する。ただし、種差が少ない剤であることが証明される場合等には、「1～10」の範囲で科学的に妥当な値を設定できる。藻類については「1」を適用する。

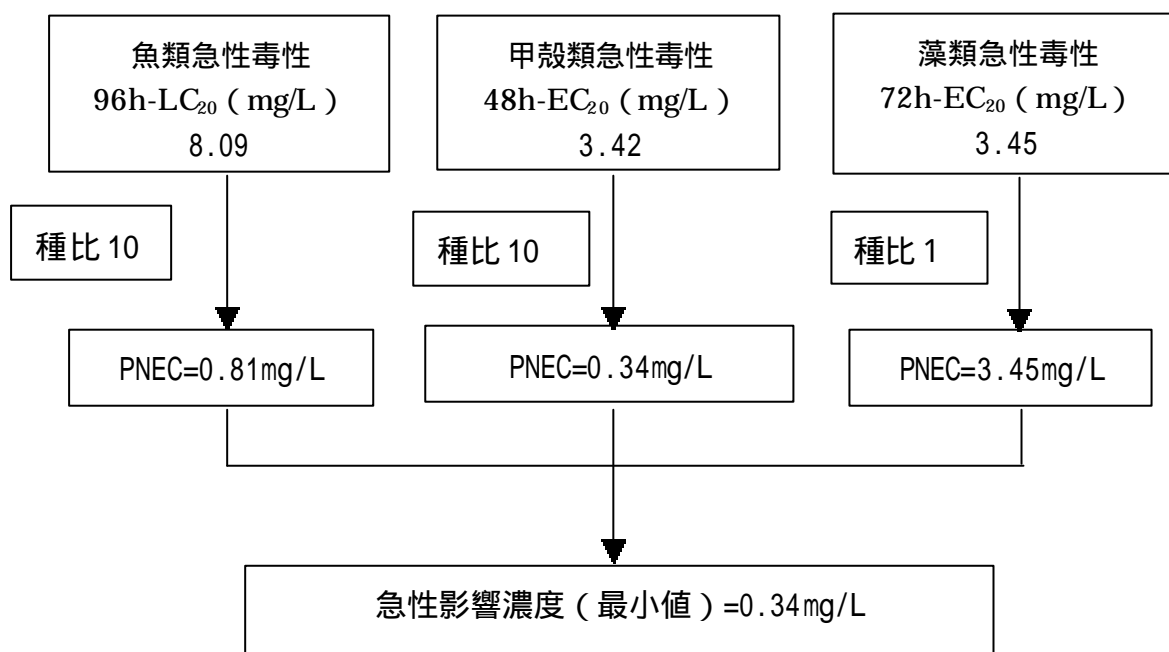
## 急性影響濃度の決定方法

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、最も低い値を採用する。

急性影響濃度は、魚類、甲殻類、藻類の急性毒性値を不確実係数で除した値の中で、最も低い値を採用する。

## 2. 既存農薬を用いたケーススタディ（急性影響濃度の算出例）

ケース：エンドポイントとして、魚類LC<sub>20</sub>、甲殻類EC<sub>20</sub>、藻類EC<sub>20</sub>を用いた場合（イソプロチオラン）。



イソプロチオランの急性影響濃度値は0.34mg/Lとなる。

ちなみに、魚類急性毒性96h-LC<sub>50</sub>は9.96mg/L、甲殻類48h-EC<sub>50</sub>が10.04 mg/L、藻類の72h-EC<sub>50</sub>は6.06 mg/Lであり、これらを用いた場合の急性影響濃度値は、0.996mg/Lとなる。

## (別紙) 急性毒性におけるエンドポイントによる毒性値の比較

毒性評価方法案では、「水産動植物に著しい影響のあるおそれ」として、急性毒性のエンドポイントとして、魚類では「LC<sub>20</sub>」又は「LC<sub>50</sub>」、甲殻類では「EC<sub>20</sub>」又は「EC<sub>50</sub>」、藻類では「EC<sub>20</sub>」又は「EC<sub>50</sub>」を用いている。

本資料は、環境省において平成9～12年度に実施された生態影響試験事業結果を用いて、エンドポイントによる毒性値の相違を検討した。

### (1) 対象農薬

ここで対象とした農薬は、環境省環境保健部環境リスク評価室が毎年実施している生態影響試験事業での試験実施農薬9種類である。

ペンタクロロニトロベンゼン  
フェノブカルブ  
イソプロチオラン  
ピリダフェンチオン  
イプロベンホス  
エスプロカルブ  
ベンチオカーブ  
シメトリン  
プレチラクロール

### (2) エンドポイントの算出方法

ここではエンドポイントとして、魚類では「96時間LC<sub>10</sub>、LC<sub>20</sub>、LC<sub>50</sub>」、甲殻類では「48時間EC<sub>10</sub>、EC<sub>20</sub>、EC<sub>50</sub>並びに繁殖影響NOEC」、藻類では「72時間EC<sub>10</sub>、EC<sub>20</sub>、EC<sub>50</sub>並びにNOEC(面積法)」を選定し、生態毒性値算出プログラム「Eco-Tox Statics」(吉岡、2001)により個々の毒性値を求めた。なお、毒性値は全てプロビット法で処理している。

### (3) エンドポイントによる毒性値の相違

表1から表3は、魚類、甲殻類、藻類でのエンドポイント別の毒性値を取りまとめたものである。

表から読みとれるように、LC<sub>10</sub>あるいはEC<sub>10</sub>は農薬によっては無影響濃度NOEC等とほぼ同じレベル、あるいは低い毒性値となっている農薬もある。したがって、急性影響濃度を決定する際に用いるエンドポイントは魚類では「LC<sub>20</sub>」又は「LC<sub>50</sub>」、甲殻類・藻類では「EC<sub>20</sub>」又は「EC<sub>50</sub>」を提案する。

なお、表中には、プロビット法で毒性値が算出可能である農薬のみ記載している。

表1 各種農薬における魚類（メダカ）のエンドポイント別の毒性値

毒性値 (mg/L)	LC <sub>10</sub>	LC <sub>01</sub> /LC <sub>50</sub>	LC <sub>20</sub>	LC <sub>20</sub> /LC <sub>50</sub>	LC <sub>50</sub>	死亡率0%試験最高濃度
ペentakロロニトロ ベンゼン	0.15	0.46	0.19	0.60	0.32	0.07
フェノルカルブ	3.13	0.31	4.67	0.46	10.10	2.85
イソプロチオラン	7.25	0.73	8.09	0.81	9.96	0.56
ピリダフェンチオン	4.77	0.31	7.15	0.46	15.50	2.14
イプロベンホス	2.06	0.60	2.45	0.71	3.44	1.53
エスプロカルブ	0.75	0.67	0.86	0.77	1.11	0.50
ベンチオカーブ	1.04	0.88	1.09	0.92	1.18	0.96
シメトリン	7.43	0.59	8.63	0.69	12.55	5.20
プレチラクロール	1.85	0.85	1.96	0.90	2.17	1.63

表2 各種農薬における甲殻類（オオミジンコ）のエンドポイント別の毒性値

毒性値 (mg/L)	EC <sub>10</sub>	EC <sub>01</sub> /EC <sub>50</sub>	EC <sub>20</sub>	EC <sub>20</sub> /EC <sub>50</sub>	EC <sub>50</sub>	NOEC
ペentakロロニトロ ベンゼン	0.59	0.63	0.688	0.74	0.935	0.555
イソプロチオラン	1.95	0.19	3.420	0.34	10.044	5.750
ピリダフェンチオン	0.00039	0.75	0.00043	0.83	0.00052	0.00032
イプロベンホス	0.48	0.54	0.592	0.66	0.892	0.505
エスプロカルブ	0.07	0.47	0.092	0.61	0.151	0.034
ベンチオカーブ	1.23	0.87	1.288	0.91	1.416	1.090
プレチラクロール	4.79	0.75	5.294	0.83	6.406	3.440

表3 各種農薬における藻類（緑藻）のエンドポイント別の毒性値

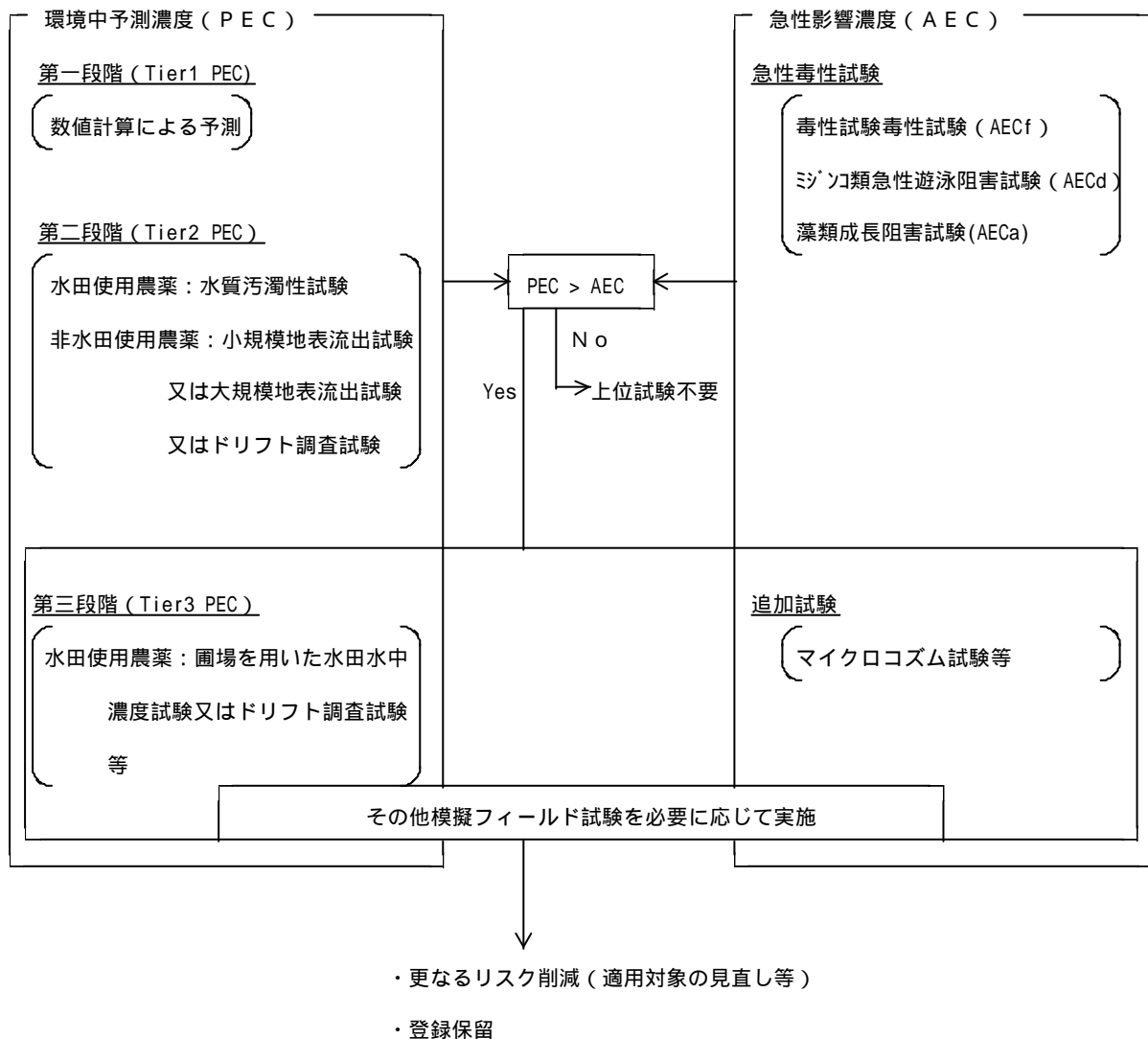
毒性値 (mg/L)	EC <sub>10</sub>	EC <sub>10</sub> /EC <sub>50</sub>	EC <sub>20</sub>	EC <sub>20</sub> /EC <sub>50</sub>	EC <sub>50</sub>	NOEC
ペンタクロロニトロベンゼン	0.077	0.14	0.150	0.28	0.539	0.044
フェノルカルブ	3.238	0.25	5.197	0.40	12.845	1.8
イソプロチオラン	2.574	0.42	3.453	0.57	6.061	2.12
ピリダフェンチオン	0.780	0.09	1.792	0.20	8.809	1.75
イプロベンホス	2.818	0.45	3.699	0.59	6.223	2.5
エスプロカルブ	0.022	0.39	0.030	0.54	0.056	0.018
ベンチオカーブ	0.012	0.32	0.018	0.47	0.037	0.017
シメトリン	0.004	0.32	0.006	0.47	0.013	0.0049
プレチラクロール	0.0005	0.29	0.0008	0.45	0.0018	0.00032



### 第 3 . 評価体系図

新たな評価体系を概念図として示せば例えば以下のようなものとする。模擬フィールド試験等細部の具体化について検討が必要である。なお、当該体系による登録保留基準の設定の他、引き続き安全使用基準や注意事項の活用により生態影響低減対策を講じる必要がある。

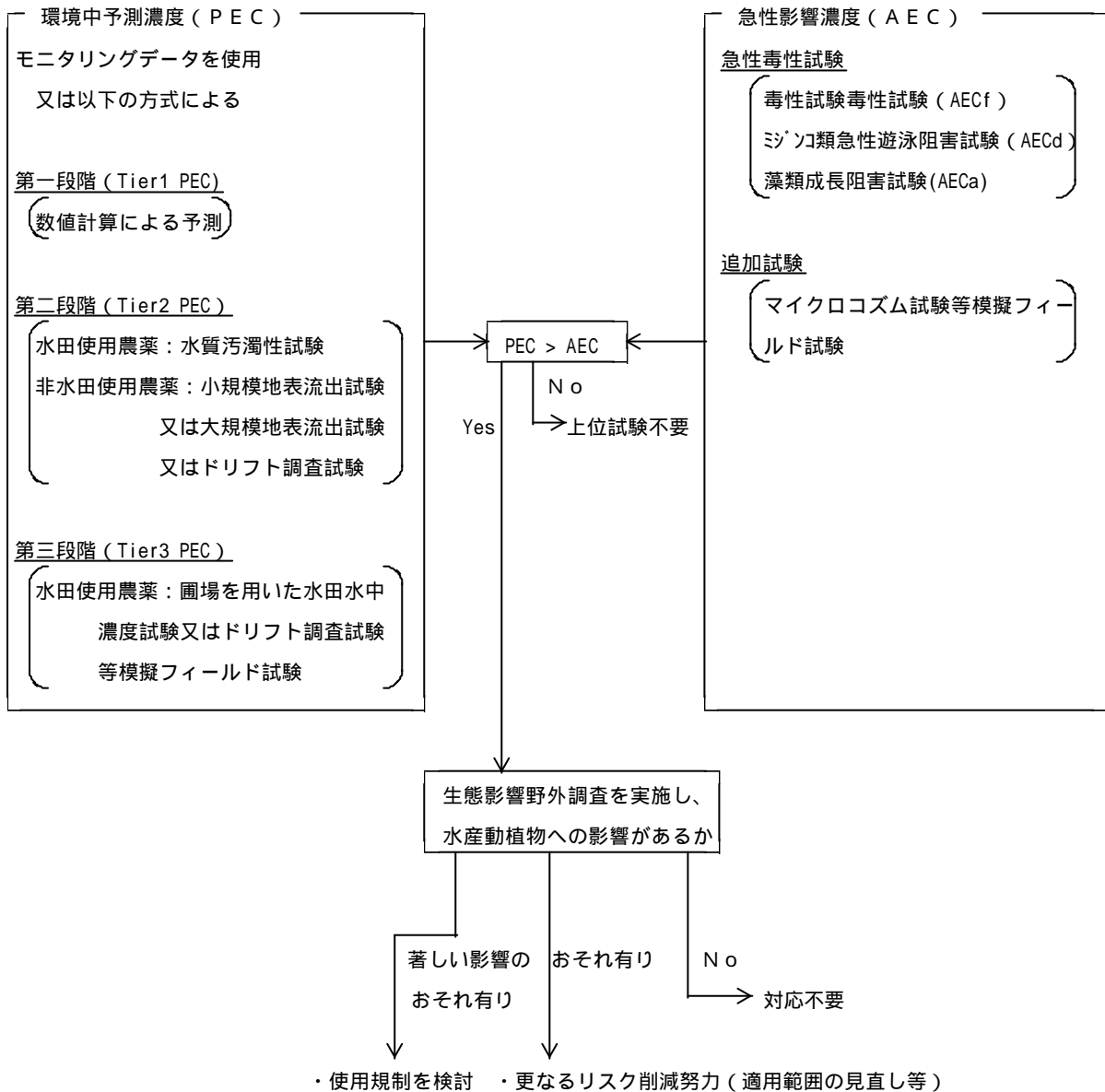
#### 1 . 当面の農薬による水生生態影響評価システム概念図（新規農薬）



魚類急性毒性試験	$96\text{hr-LC}_{20}(\text{LC}_{50}) \times 1/10(1 \sim 1/10) = \text{AECf}$
ミジンコ類急性遊泳阻害試験	$48\text{hr-EC}_{20}(\text{EC}_{50}) \times 1/10(1 \sim 1/10) = \text{AECd}$
藻類生長阻害試験	$72\text{hr-EC}_{20}(\text{EC}_{50}) \times 1 = \text{AECa}$

## 2. 当面の農薬による水生生態影響評価システム概念図（既登録農薬）

- 既登録農薬については、当分の間、新スキームは適用せず運用により以下の対応をする。 -



魚類急性毒性試験	$96\text{hr-LC}_{20} (\text{LC}_{50}) \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECf}$
ミジンコ類急性遊泳阻害試験	$48\text{hr-EC}_{20} (\text{EC}_{50}) \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECd}$
藻類生長阻害試験	$72\text{hr-EC}_{20} (\text{EC}_{50}) \times 1 = \text{AECa}$

既登録剤については、生態系への影響のポテンシャルが高いと考えられる剤から優先して評価する。

モニタリング調査（環境中濃度）は、対象農薬の地域別使用量、使用方法及び使用時期を考慮し、濃度が最も高くなることが想定される地域の環境基準点近傍で実施する。本調査は、環境省で調査するほか、必要に応じて申請者からの追加データ（PECを含む）も提供してもらう。

生態影響野外調査は、環境省で実施するが、申請者からのデータ提供も可能とする。

### 第3部 今後の検討課題

以上述べてきた当面の施策の具体化に向けて、今後整理すべき課題及びより長期的な観点での農薬の生態影響評価制度の充実に向け、検討すべき課題を整理すれば、以下のようなものと考えられる。これらの検討課題に対しては、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。

#### 1. 当面の施策の具体化に向けた課題

当面は、既登録農薬の効率的評価に向け、毒性試験データ等のデータベースの整備等実際の農薬の生態影響評価に際しての周辺環境の整備を進める。

また、既登録農薬に関するモニタリングデータの具体的収集方法の検討を行うとともに、農薬による生態影響の更なる実態把握と生態影響野外調査手法の確立を進める。

#### 2. 水域生態系の評価手法の更なる充実にに向けた課題

(1) 「持続可能な社会」、「自然共生型社会」の実現に向けた生態系保全目標の検討。

新しい環境基本計画において、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いることを踏まえ、新しい環境基本計画の理念である「持続可能な社会」、「自然共生型社会」の実現に向けた、生態系保全目標のあるべき姿についての検討を進める必要がある。

(2) 慢性毒性と他の生物種の導入の是非と具体的な手法。

当面行われる農薬の生態毒性評価では、急性的な影響により影響濃度を決定することとしている。しかし、平成12年度、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、米国や欧州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。

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。

( 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、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、評価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 ) 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、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挙げている知見もある。しかし、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。

( 5 ) 生態影響モデルであるマイクロコズム試験に関する研究の推進

今回、提案した毒性評価案では、単独の生物種を用いた急性毒性試験を実施し、農薬の水産動植物への急性影響を捉えることとしている。しかし、実際の野外での生態系は水産動植物を含め複数の種類で構成されている。したがって、現実的な農薬の影響をみる上では、生態系モデルであるマイクロコズム試験を改変し、より実態に即した評価についても検討する必要がある。

( 6 ) 水域生態系をめぐるその他の問題

水域生態系においては評価方法の充実に向けて、検討会において今後の重要な課題とされながら、知見不足、解析手法の未確立等の理由により本報告では触れなかった、先に記述した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 P E C 算定手法の検討、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、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。

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り、P E C 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、一層の制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引き続き検討課題とする。

### 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

2 . ( 1 ) で述べたとおり、生態系保全目標のあるべき姿の検討が必要なことから、本報告では人為的な生態系であるため当面評価対象外とした農地内生態系においても、将来的な評価に向けた、保全の考え方に関する検討が必要である。このような農地内生態系も含め、これまでは「生態系の保全」として農薬生態影響評価の対象とされていない全ての生態系においても、生態系の保全の在り方や、評価手法の検討が必要である。

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。

## 農薬生態影響評価検討会委員名簿

氏名（敬称略）	所 属
座長 須藤隆一	東北工業大学客員教授
石井康雄	（独）農業環境技術研究所 環境化学分析センター長
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	（独）国立環境研究所 循環型社会形成推進・廃棄物 研究センター バイオエコエンジニアリング研究室長
岩本 毅	（財）残留農薬研究所理事長
中川昭一郎	東京農業大学客員教授（山崎農業研究所代表）
藤井一則	（独）水産総合研究センター 瀬戸内海区水産研究所 環境保全部 生物影響研究室長
近藤俊夫	全国農業協同組合連合会営農対策部農薬研究室長
山本 出	東京農業大学名誉教授
吉岡義正	大分大学教育福祉科学部教授
若林明子	淑徳大学国際コミュニケーション学部教授

## 農薬生態影響評価各ワーキンググループ委員名簿

### 環境曝露評価ワーキンググループ

岩本 毅	(財)残留農薬研究所理事長
白谷栄作	農業工学研究所水工部水環境保全研究室主任研究員
須藤隆一	東北工業大学客員教授
中川昭一郎	東京農業大学客員教授(山崎農業研究所代表)
中村幸二	埼玉県農林総合研究センター農産物安全性担当主幹
福島 実	大阪市環境科学研究所研究主任
星野敏明	日本バイエルアグロケム(株)研究開発本部登録センター部次長
細見正明	東京農工大学工学部教授
の場好英	住友化学工業(株)生物環境科学研究所環境科学グループ主任研究員
近藤俊夫	全国農業協同組合連合会営農対策部農薬研究室長
山本 出	東京農業大学名誉教授

### 生態毒性評価ワーキンググループ

稲森悠平	(独)国立環境研究所バイオエコエンジニアリング研究室長
笠井文絵	(独)国立環境研究所系統・多様性研究室長
藤井一則	(独)水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所生物影響研究室長
星野敏明	日本バイエルアグロケム(株)研究開発本部登録センター部次長
若林明子	淑徳大学国際コミュニケーション学部教授
渡修 明	(財)食品農医薬品安全性評価センター試験部主席研究員

### 生態影響モニタリングワーキンググループ

石井康雄	(独)農業環境技術研究所環境化学分析センター長
伊藤義彦	(財)畜産生物科学安全研究所安全性研究部長
小池 勝	北興化学工業(株)技術管理部薬品登録課長
菅谷芳雄	(独)国立環境研究所生態リスク評価研究室主任研究員
吉岡義正	大分大学教育福祉科学部教授

( :座長)

## 農薬生態影響評価検討会開催状況（第1次中間報告以降）

- 第5回（平成11年3月） 今後の検討スケジュール  
農薬生態影響評価の検討体制について  
今後の検討事項及び進め方について
- 第6回（平成11年12月） 今後の検討事項及び検討体制について  
農薬生態影響評価の検討スケジュールについて
- 第7回（平成12年5月） 各WGにおける検討状況について  
平成12年度検証調査の実施について  
今後の検討事項等について
- 第8回（平成13年4月） 各WGにおける検討状況について  
平成12年度検証調査結果について  
平成13年度検証調査の実施について  
今後の検討方針及びスケジュールについて
- 第9回（平成14年1月） 各WGにおける検討状況について  
第2次中間取りまとめの骨子案について  
PECの算定方法について  
農薬毒性評価方法について
- 第10回（平成14年3月） 農薬生態影響評価第2次中間報告書(案)について

## 資料編

生態影響野外調査結果の概要



表1a 生態影響野外調査結果の概要

調査名 調査対象生物 種数	調査の目的・概要	対象 農薬	水生生物 毒性値 ( $\mu\text{g/L}$ )	調査時 最高濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	急性最小毒 性値<実測濃 度 期間	水生生物濃度 (ppb)	水生生物への影響確認状況及び課題	備考
農業生態影響野外調査1 (平成13年度) 調査対象生物種数 プランクトン 及び付着藻類 珪藻類 26種・属 緑藻類 10種・属 藍藻類 4種・属 動物性プラ クトン類 7種・属 底生生物等 水生昆虫類等 136種・属 最大出現数 14種属 魚介類等 魚類 12種属 介類 4種属	他地域から流入 する農薬の影響 がほとんどない と考えられた水 田地帯を調査地 区(水田約300ha) とし、実際の野外 における農薬の 流出状況と多く の水生生物への 影響状況を概ね 4月~10月の間 2年にわたり調 査。  平成12年度も 航空防除当日(8 月4日)に局地的 な集中豪雨が見 られたこと等か ら農薬の影響を 把握することが 困難であったた め、平成12年度 の結果について は記述していな い。	テルカール (草) 5月初旬~ 下旬	藻急(EC50) 12.9 甲急(EC50) 1,450 魚急(LC50) 1,720	散布区域内河川 7.1 大河川下流 0.1	無 無	魚類 310 底生生物 420 付着藻類 300	・水生昆虫は散布前と比べ種数及び個体数が減少した。生活史による 変動等も考えられ農薬による影響と断定できなかった。 ・水中プランクトン及び付着藻類については融雪による濁水により調 査できなかった。	一般河川中での モニタリング 最大濃 度 0.11ppb
		カルボスルファン (虫) 5月中旬~ 下旬	代謝物カルボフラン 藻急(EC50) 10,100 甲急(EC50) 20.1 魚急(LC50) 933 ミミズ比急(LC50) 26.7	カルボフラン 散布区域内河川 1.4 大河川下流 0.2 上流域でも0.2の 検出有り	無 無	付着藻類 200		一般河川中での モニタリング 最大濃 度 2.1ppb
		カフェンストール (草) 5月中旬~6 月上旬	藻類(EC50) 1.09 甲急(EC50) >2,500 魚急(LC50) 2,610 甲慢(NOEC) 35 ミミズ比急(LC50) 4,460	散布区域内河川 1.4 大河川下流 <0.1	1日程度 無	底生生物 700 付着藻類 500	・水生昆虫については明らかな影響は見られなかった。 ・6/5以降の水中プランクトンは珪藻類が優先していた。 ・6/5以降の付着藻類については概ね珪藻類が優先し、藍藻類も見られ た。 ・散布後のプランクトン及び付着藻類についての影響は明らかでなかつ た。	一般河川中での モニタリング 最大濃 度 0.6ppb
		シマトリン (草) 6月初旬~ 中旬	藻急(EC50) 5.11 甲急(EC50) >10,000 魚急(LC50) 2,900 甲慢(NOEC) 35	散布区域内河川 5.8 大河川下流 0.4 上流域でも0.4の 検出有り	1日程度 無	底生生物 900 プランクトン 400	・水生昆虫について明らかな影響は見られなかった。 ・水中プランクトンは珪藻類・藍藻類が優先していたが影響は明らか でなかった。 ・付着藻類の増殖活性がシマトリンの最高濃度の6/12に散布区域内河川に おいて減少傾向を示したが一週間後には速やかに回復した。それ以外 については明らかな影響と考えられるものはなかった。 ・現時点で農薬による影響の程度を明らかにすることはできなかった。	一般河川中での モニタリング 最大濃 度 6.3ppb
		ビリタフェンチン (虫) 6月30日~7 月1日 (航空防除)	藻急(EC50) 7,000 甲急(EC50) 0.51 魚急(LC50) 5,700 甲慢(NOEC) 0.46 ミミズ比急(LC50) 10.4	散布区域内河川 14.4 大河川下流 0.2	25日程度 無	魚類 500 底生生物 700 付着藻類 810 プランクトン 1,000	・水生昆虫については明らかな影響は見られなかった。 ・水中プランクトンは珪藻類の他に藍藻類も優先することもあった。 ・付着藻類は珪藻類から藍藻類へ優先種が遷移したが、散布による影 響は明らかでなかった。	
		DEP(虫) 8月3日 (航空防除)	DEP 藻急(EC50) 11,300 甲急(EC50) 0.12 魚急(LC50) 20,800 甲慢(NOEC) 0.15 ミミズ比急(LC50) 14 DDVP(ジクロルボス) 藻急(EC50) 87,800 甲急(EC50) 0.144 魚急(LC50) 11,100 ミミズ比急(LC50) 7.19	散布区域内河川 51.2 大河川下流 3.0 上流域でも最大 0.4の検出有り DDVP 散布区域内河川 7.9 大河川下流 1.8 上流域でも最大 0.4の検出有り	7日程度 4日程度  10日程度 7日程度	N.D	・散布後において水生昆虫の種数及び個体数の変動は小さく、トビケ ラ・コカゲロウなど占種種についても変化がなかった。 ・水中プランクトンについては明らかな影響は見られなかった。 ・付着藻類は珪藻類と藍藻類が優先していた。また増殖活性の変動も 小さく明らかな影響は見られなかった。	
トリカゾール (菌) 8月3日 (航空防除)	藻急(EC50) 11,800 甲急(EC50) 31,900 魚急(LC50) 12,600 甲慢(NOEC) 2,000 ミミズ比急(LC50) 44,100	散布区域内河川 21.3 大河川下流 1.4 上流域でも最大 1.0の検出有り	無 無	魚類 170 底生生物 190		一般河川中での モニタリング 最大濃 度 106ppb		

表 1b 生態影響野外調査結果の概要

調査名 調査対象生物 種数	調査の目的・概要	対象 農薬	水生生物 毒性値 ( $\mu\text{g/L}$ )	調査時 最高濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	急性最小毒 性値<実測 濃度>期間	水生生物への影響確認状況及び課題	備考
農薬生態影響野外調査 2 調査対象生物種数 珪藻類 19 種・属 緑藻類 2 種・属 藍藻類 2 種・属	他地域から流入する農薬の影響がほとんどないと考えられる水田地帯を調査地区(水田約 416.3a)とし、実際の野外における除草剤の流出状況と付着藻類への影響を5月~9月の間調査。	イダノアソ (草)	藻急(EC50) 甲急(EC50)確認中 魚急(LC50)	上流部(対照区) nd 下流部 0.033		・付着藻類の増殖活性に農薬によると考えられる影響は認められなかった。	
		カメノツツ (草)	藻急(EC50) 甲急(EC50)確認中 魚急(LC50)	上流部(対照区) nd 下流部 0.014			
農薬生態影響野外調査 3 (農林水産航空技術合理化試験成績書より)平成 13 年度調査結果 調査対象生物種数 プランクトン及び付着藻類 珪藻類 21 種・属 緑藻類 12 種・属 藍藻類 5 種・属 動物性プランクトン類 9 種・属 底生生物等 水生昆虫類等 136 種・属 最大出現数 22 種属 魚介類等 魚類 8 種属 介類 3 種属	他地域から流入する農薬の影響がほとんどないと考えられた水田地帯を調査地区(水田約 55ha)とし、実際の野外における農薬の流出状況と多くの水生生物への影響状況を5月~7月の間調査。	ブハナール (菌) 6月28日(無人ヘリコプターによる散布)	藻急(EC50) 甲急(EC50) 魚急(LC50) 藻慢(NOEC) メーカーにおいて実験中	上流部(対照区) 0.07 中流部 71.5 下流部 54.5		・付着藻類については、中・下流域で農薬散布後に出現種数や総細胞個体数が著しく減少する傾向にあったが、一週間後には散布前のレベルに速やかに回復した。 ・これについては、農薬の影響とも考えられるが、当該農薬の毒性値からそのポテンシャルは高くないこと、農薬が高濃度で検出された同時期に一般の水質にも大きな変動が見られたことから農薬による影響かどうかは明らかでなかった。 ・底生生物や水中プランクトンについては、出現総種数や総個体数の大きな変動が認められたが、農薬の影響と考えられる明瞭な変動は認められなかった。	

表 1c 生態影響野外調査結果の概要

調査名 調査対象生物 種数	調査の目的・概要	対象 農薬	水生生物 毒性値 ( $\mu\text{g/L}$ )	調査時 最高濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	急性最小毒性 値<実測濃度/ 期間	水生生物への影響確認状況及び課題	備考
農薬生態影響野外調査 (モデル系 1) 調査対象生物種数 珪藻類 30 種・属 緑藻類 13 種・属 藍藻類 8 種・属 動物性プランクトン類 13 種・属 水生昆虫類等 17 種・属	谷津田を用いて農薬処理区とその排水が流入する半止水系のモデル(1区 6a:処理区 2a、調査区 4a)を設定することにより、任意の農薬濃度が調査区で得られるようにして水生生物への農薬の影響を無処理区と比較。	プレチアロール (草)	藻急(EC50) 0.94 甲急(EC50) 7,000 魚急(LC50) 1,100 甲慢(NOEC) 100	上流部 160 下流部 18	7 日以上 1 日	<ul style="list-style-type: none"> <li>水中プランクトン及び付着藻類への影響は上流部・下流部ともに無処理区に比べて明瞭な差は認められなかった。</li> <li>水生昆虫への影響も明瞭ではなかった。</li> </ul>	一般河川中でのモニタリング最大濃度 2.6ppb 空梅雨の影響で十分な水量が得られず高水温下での影響調査であった。
		ピリダフィチオ (虫)	藻急(EC50) 7,000 甲急(EC50) 0.51 魚急(LC50) 5,700 甲慢(NOEC) 0.46 ミナミツルビ 急(LC50) 10 付近 (参考データ) ミナミツルビ(LC50) 90	上流部 233 下流部 7	4 日以上 (1 日) 4 日以上 (無) ( )はミナミツルビの LC50 値を超過した日数		
農薬生態影響野外調査 (モデル系 2) 調査対象生物種数 珪藻類 7 属 緑藻類 6 属 藍藻類 3 属 ユケクサ類 1 属 アオミドロ類 1 属 シャジク類 1 属 水生植物 3 種	研究所の水田を用いて任意の農薬濃度が得られるモデル(1区 30m <sup>2</sup> :処理・調査区 20m <sup>2</sup> 、排水路 10m <sup>2</sup> )を設定することにより、水田用除草剤の藻類への影響を無処理区と比較。	プレチアロール (草)	藻急(EC50) 0.94 甲急(EC50) 7,000 魚急(LC50) 1,100 甲慢(NOEC) 100	高薬量処理区 54.2 低薬量処理区 2.4 高薬量処理区排水路 5.3	7 日以上 4 日 3 日以上	<ul style="list-style-type: none"> <li>底生藻類では、高薬量処理区においてシャジクモ及びアオミドロに一時的な生育の停滞が認められたが処理後 2 週間目から回復に向かった。</li> <li>付着藻類については、高薬量処理区において藍藻類の付着量が減少する傾向が認められたが、処理後 2 週間目から回復に向かった。</li> <li>上記以外には、明瞭な影響が認められなかった。</li> <li>高薬量処理区の結果を河川・排水路への影響とみなすことはできない。</li> </ul>	一般河川中でのモニタリング最大濃度 2.6ppb
		シトリソ (草)	藻急(EC50) 5.11 甲急(EC50) >10,000 魚急(LC50) 2,900 甲慢(NOEC) 35	高薬量処理区 74.0 低薬量処理区 3.0 高薬量処理区排水路 19.3	5 日 無 2 日		

表2 野外調査1から得られた河川における農薬の河川水および生物濃度と関連データ

農薬種類	区分	最大濃度 A (ppb)	地点	調査日	区分	最大濃度 B (ppb)	地点	調査日	水生生物毒性値 C (ppb)	B/C A/B (河川水/低質濃度)
カフェンストール (除草剤)	底生生物	700	H川上流	5/22	河川水 底質	1.4 14	H川下流 H川上流	5/29 5/29	藻類(EC50) 1.09 甲急(EC50) >2,500 魚急(LC50) 2,610 甲慢(NOEC) 35 ミナミツバキ急(LC50) 4,460	1.3 500 (10)
	付着藻類	500	H川上流	5/22						
カフェンストール脱カルバモイル体	底生生物	700	H川上流	5/22	河川水	1.0	H川下流	5/29		- 700
シメトリン (除草剤)	底生生物	900	H川中流	6/19	底質	5.9	H川上流	6/12	藻急(EC50) 5.11 甲急(EC50) >10,000 魚急(LC50) 2,900 甲慢(NOEC) 35	1.2 153 (-)
	プランクトン	400	H川中流	6/19	河川水					
テニルクロール (除草剤)	魚類	310	H川上流	5/22	底質	126	H川上流	7/10	藻急(EC50) 12.9 甲急(EC50) 1,450 魚急(LC50) 1,720	0.56 43 (8.5)
	底生生物	420	H川上流	5/22	河川水	7.2	H川上流	5/22		
	付着藻類	300	H川上流	5/22	底質	61	H川上流	5/22		
トリシクラゾール (殺菌剤)	魚類	170	H川上流	8/7	河川水 底質	24.3 233	H川上流 H川上流	8/4 8/7	藻急(EC50) 11,800 甲急(EC50) 31,900 魚急(LC50) 12,600 甲慢(NOEC) 2,000 ミナミツバキ急(LC50) 44,100	0.0021 7 (9.6)
	底生生物	190	H川上流	8/7						
トリクロルホン	N.D				河川水	52.9	H川下流	8/4		- -
カルボスルファン (殺虫剤)	N.D				底質 河川水 底質	N.D N.D 47	H川上流	5/29		- - (-)
カルボフラン (殺虫剤)	付着藻類	200	H川上流	5/22	河川水 底質	1.4 25	H川上流 H川上流	6/12 6/19	代謝物加味フラン 藻急(EC50) 10,100 甲急(EC50) 20.1 魚急(LC50) 933 ミナミツバキ急(LC50) 26.7	0.070 143 (18)
ピリダフェンチオン (殺虫剤)	魚類	500	H川上流	8/28	河川水 底質	14.5 83	H川上流 H川上流	6/30 7/3	藻急(EC50) 7,000 甲急(EC50) 0.51 魚急(LC50) 5,700 甲慢(NOEC) 0.46 ミナミツバキ急(LC50) 10 付近 (参考データ) ミズムシ(LC50) 90 ミジンコ 3h-LC50; 20, クルマエビ LC50;23, ヌカエビ 3-LC50 ;3, コミズムシ LC50;53, チビズムシ LC50;85,, シオカラト ンボ幼虫 LC50;730, アキアカネ幼虫 LC50;770, フタバカゲロウ幼虫 12h-LC50;12	28 69 (5.7)
	底生生物	700	H川上流	7/24						
	付着藻類	810	H川中流	7/3						
		900	C川上流	7/10						
	プランクトン	1000	H川上流	7/3						
ジクロルボス (DDVP)	N.D				河川水 底質	8.1 1.0	H川下流 C川下流	8/4 8/7	藻急(EC50) 87,800 甲急(EC50) 0.144 魚急(LC50) 11,100 ミナミツバキ急(LC50) 7.19	- - (0.12)
参考 プレチラクロール (除草剤)									藻類(EC50)1.3 ~ 734, 甲殻類 48h-LC50;80 コミズムシ 53000, シオカラトンボ幼虫 LC50;>40000, フタバカゲロウ幼虫 42h- LC50;>40000	

表3 平成12年度に実施された野外調査1における河川水の生態毒性試験結果

調査場所	農薬種類	7/28	8/3	8/5	8/7	8/11	8/18	9/29	12/4
H川上流	トリシクラゾール	0.1	0.1	8.9	1.9	1.6	1.2	0.01	0.01
	DEP	0.01	0.01	14.6	5.2	0.8	0.2	0.01	0.01
	DDVP	0.01	0.2	6.6	2.1	0.1	0.01	0.01	0.01
	カルボスルファン	0.01							
	カフェンストロール	0.01							
	ピリダフェンチオン	0.01							
	メダカ生存率	100	100	100	100	100	100	100	100
	ミジンコ生存率	70	95	0	0	5	45	75	80
	H川中流	トリシクラゾール	0.01	0.01	5.4	1.6	1.4	0.8	0.01
DEP		0.01	0.01	5.6	3.2	0.4	0.1	0.01	0.01
DDVP		0.01	0.1	7.4	3.6	0.2	0.1	0.01	0.01
カルボスルファン		146							
カフェンストロール		0.01							
ピリダフェンチオン		0.1							
メダカ生存率			100	100	100				100
ミジンコ生存率			95	0	0				90
H川下流		トリシクラゾール	0.2	0.1	5.2	3.2	1.8	1	0.01
	DEP	0.01	0.01	6.2	0.2	0.3	0.01	0.01	0.01
	DDVP	0.1	0.1	10	8.4	0.3	0.1	0.01	0.01
	カルボスルファン	0.01							
	カフェンストロール	0.01							
	ピリダフェンチオン	0.01							
	メダカ生存率	100	100	100	100	100	100	100	100
	ミジンコ生存率	100	95	0	5	0	70	85	25

調査場所	農薬種類	7/28	8/3	8/5	8/7	8/11	8/18	9/29	12/4
S川上流	トリシクラゾール	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	DEP	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	DDVP	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	カルボスルファン	0.01							
	カフェンストロール	0.01							
	ピリダフェンチオン	0.01							
	メダカ生存率		100	100	100				100
	ミジンコ生存率		50	50	50				95
	T川上流	トリシクラゾール	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
DEP		0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
DDVP		0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
カルボスルファン		0.01							
カフェンストロール		0.01							
ピリダフェンチオン		0.01							
メダカ生存率		100	100	100	100	100	100	100	100
ミジンコ生存率		90	90	95	85	85	95	70	90

調査場所	農薬種類	7/28	8/3	8/5	8/7	8/11	8/18	9/29	12/4
C川下流	トリシクラゾール	0.01	0.1	0.2	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01
	DEP	0.01	0.01	0.3	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	DDVP	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	カルボスルファン	0.01							
	カフェンストロール	0.01							
	ピリダフェンチオン	0.1							
	メダカ生存率	100	100	100	100	100	100	100	100
	ミジンコ生存率	50	80	5	80	30	65	85	65
	C川上流	トリシクラゾール	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01
DEP		0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
DDVP		0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
カルボスルファン		0.01							
カフェンストロール		0.01							
ピリダフェンチオン		0.01							
メダカ生存率			100	100	100				100
ミジンコ生存率			95	85	50				55

注) 環境水濃度: µg/L 0.01: <0.1、魚類、ミジンコの試験期間はいずれも48時間