

農薬の環境リスク評価に関する諸外国の現状と今後の動向

農林水産省農産園芸局企画課 はや かわ やす ひろ
早 川 泰 弘*

はじめに

農薬を含めた化学物質の安全管理については、1992年6月に開催された国連環境開発会議（地球サミット）で採択されたアジェンダ21第19章の中で、化学物質のリスクの評価、情報提供、リスク管理等に関して総合的で広範な課題が提示された。これを踏まえ、現在、OECD、UNEP、WHO、FAO等の国際機関では有機的な連携の下に、加盟国が効率的にこのような施策が推進できるよう積極的な活動が展開されている。農薬についても、特にOECDを中心としてリスク評価等、様々な分野での国際調和、国際協力に関する活動がなされている。

本稿では、農薬のリスク評価等の分野のうち、最近OECDにおいて国際調和に向けて精力的に活動しつつある環境リスク評価等の分野について、リスク評価の考え方、諸外国の現状を紹介するとともに、今後の動向について私見を含めて述べてみたい。

I リスク評価の基本的考え方

環境リスクについて述べる前に、議論の出発点としてリスク、リスク評価等の考え方を整理しておきたい。

1 リスク（危険性）、ハザード（有害性）、毒性との関係

リスクという言葉は、危険性などを示す日常語として広く使用されているが、学術的には、例えばリスク研究学会では、「リスクとは、ある技術の採用とそれに付随する人の行為や活動によって、人の生命の安全や健康、資産並びにその環境（システム）に望ましくない結果をもたらす可能性」と定義している。化学物質のリスク評価等の分野ではもう少し限定的にとらえ、リスクとは、ある物質の持つ固有の有害な性質（ハザード）（爆発性、引火性、毒性等）が発現する可能性、と考えている。農薬について言えば、有害性とは通常毒性（急性毒性、慢性毒性、生態毒性等）を意味し、リスクとは農薬が人または生物に暴露することによってその有害性が発現する可能性、を意味すると言える。したがって、毒性

はその農薬固有の性質であり不変なものであるが、暴露量は、暴露の経路、方法等により変化するものであるため、その結果としてのリスクも暴露量の変化に対応して変化することになる（図-1）。

2 農薬のリスク評価の基本的考え方

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できないこととなっている。したがって、申請者はモデル的な管理試験を行い、申請データを作成し、国に登録申請する。国はそのデータを基に、もしその農薬が実際に現場で使用された場合のリスクがどうなるかを予測することにより評価し、適正な使用方法を定めた上で登録する。すなわち、農薬の登録時のリスク評価は上市前（事前）評価が基礎となる。これは例えば、水質汚濁防止法に基づく排水規制のように、化学物質を初めて製造する段階では排水基準の設定は行わず、その後実際の公共用水域でのモニタリングにより検出レ

①ハザードとは、その物質のもつ固有の有害な性質

・農薬の場合、ハザード＝人に対する毒性、生態毒性（魚類、ミジンコ、藻類等に対する毒性）



③農薬の場合

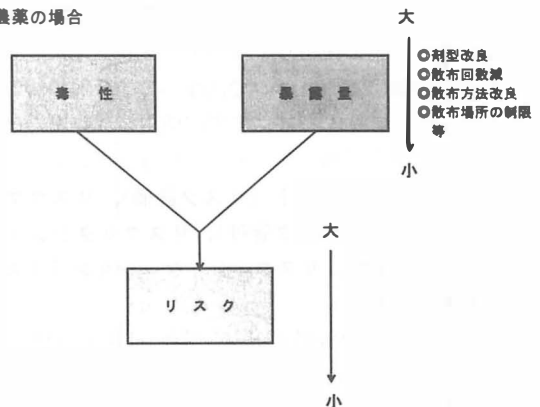


図-1 農薬のリスク(Risk:危険性)とハザード(Hazard:有害性)、毒性の違い

*：前 環境庁水質保全局土壌農薬課

れ)」と述べられている。環境中の経路としては、大気、水、土壌、食物等を想定している。農薬についてみた場合ほぼこの考え方はあてはまるが、OECDではこれまでのところ食物経由の暴露は環境リスクには含めていないようであるので、本稿においても農薬の環境リスクとは「農薬が水、土壌または大気を経由して人の健康または生態系に及ぼす影響」ととらえ、議論を進めることにする。なお、混乱を避けるため、以下、環境リスクのうち人の健康に関するものを健康リスク、生態系に関するものを生態リスクと呼ぶことにする。現在 OECD 加盟欧米主要国においては、農薬による環境リスクは現実的にはおおむね以下の4種類に分類されている。①水質汚濁による人の健康に及ぼす影響（地下水、表層水経由）、②水生生態系に及ぼす影響、③陸生生態系に及ぼす影響、④生態内蓄積性（魚類、ミミズ、鳥類）

なお、ここで生態リスクのとりえ方について考えてみたい。生態リスクの定義としてこれまで諸外国等でも明確に示されたものはないが、「生態系」については、学術的にはオダム(1971)が定義したものがあり、また生態リスク（生態影響）の考え方については、OECDの化学品テストガイドラインに関する生態毒性グループの報告書考察要旨において述べられているので、若干長文ではあるが、参考になると思われるので紹介する。

(1) 生態系

「ある地域の全生物（つまり生物群集）と、これと相互に作用し合う物理的環境を含み、その系におけるエネルギーの流れが明らかに周囲と区別される栄養構造・種組成・物質循環（生物部分と非生物部分の間の物質交代）を成立させているような単位を生物学的系（ecological system）あるいは生態系（ecosystem）と呼ぶ。」(Odum, "Fundamentals of Ecology", 1971)。

(2) 生態リスク（生態影響）

「生態系を構成する生物へのダメージは、生態系の機能と構造の両方に影響を与えることが予想される。生態系の「機能」はエネルギー入力とともに地球化学的環境（geochemical cycling）の動力学に関係し、「構造」は共存する生物種の相互関係を通して相対的な生物量に関係する。環境の攪乱は、生物種の変化、生物量の変化、又は双方の変化として現れる。生物学的抑制効果（死亡、成長と繁殖の減少）及び促進効果（富栄養化、移住等）は、両方とも生態系に有害で望ましくないものとなりうるが、別なものとして区別される。環境に対する影響の事前評価に当たっては理想的には全生態系を考慮すべきであるが、実際のあるいは科学的な見地から一部の生物系への影響を解析するのに制限される。生態毒性学

においては、観察された変化が生態学的に意味があるかどうかを判断するのが重要であるが、その現象を拡大適用するには難しい問題もある。生物は自身で損傷を修復したり、有害な条件に適応したりする能力もあるためにこの問題をさらに困難にしている。汚染による生態学的に不可逆的な変化は、好ましくない影響であると考えられるが、可逆的な影響である場合も生物にとって許容されるとはいえ、好ましいものとはいえない。生態毒性学では群集レベルに対する持続的又は不可逆的な影響が最も重要である。個々の生物に損傷を与える不可逆的な影響が群集レベルではあまり重要でないこともあり得る。生態学的な影響の重要性は、例えば繁殖率又は生活環の長さや寿命の差異のため種属間で異なる。重要な影響は、例えば、発芽と発生、成熟、繁殖及び死のような重要な生物学的事象に対するものであり、最終的に生物量を決定する。その他の影響、例えば呼吸系の損傷、酸化酵素系の増加、色素形成の変化、行動変化等は、生態学的に重要なパラメーターに間接的に関与する二次的な影響と考えられる。」(「OECDの化学品テストガイドライン、生態毒性グループの報告書考察要旨」、1981)。

このOECDの考え方に基づき、現在では生態リスクの評価は生態系を構成する生物のうち、代表的な生物種を選び、それらに対するリスクを評価することにより、生態系へのリスクを推定するという手法が広く用いられている。

III 農薬の環境リスク評価の具体的評価スキーム

農薬の環境リスクの評価も基本的に前述のⅠの第2項「農薬のリスク評価の基本的考え方」の枠組みに沿って行われるが、より具体的に述べると以下ようになる。

1 有害性（毒性）評価

健康リスクについては、基本的には慢性毒性を想定しているので、毒性評価は食品の残留農薬の場合と同様、ある試験生物を用いた慢性毒性試験等から求めた無毒性量（NOAEL）に不確定係数（uncertainty factor）（安全係数）を乗じてADIを求める。

生態リスクの場合は、試験生物種（例えば魚類）を用いた試験で得られた毒性値（例えばLC₅₀値）に不確定係数（uncertainty factor）を乗じてその生物種に対して影響を及ぼさないと予測される無影響濃度（予測無影響濃度 PNEC: Predicted No Effect Concentration）を求める。

2 暴露量評価

当該農薬について、ある暴露経路および散布方法を想

— 4 —

表-1 水系生態系に関する生態毒性試験の種類等

A : 急性毒性試験
B : 亜急性毒性試験
C : 慢性毒性試験

国名	試験の種類	個体別毒性試験					ミクロ生物試験	藻類試験	野 外 試 験	モニタリング
		藻 類	ミジンコ	魚 類	底生生物	その他				
オーストリア	A		○	○			○ (21)	○ (21)	○ (21)	○ (21)
	C	○	○	○	○					
ベルギー	A	○		○	○ (1)		○	○	○	
	C	○ (2)	○ (2)	○ (2)						
カナダ	A	○	○	○	○ (3)	○ (4)	○ (3)	○ (3)	○ (3)	○ (3)
	C		○ (5)	○ (5)						
スイス	A	○	○	○	○ (6)	○ (6)	○ (6)	○ (6)	○ (6)	○ (6)
	C	○ (7)	○ (7)	○ (7)	○ (6)	○ (6)				
ドイツ	A		○	○			○ (22)	○ (22)	○ (22)	○ (22)
	C	○	○	○ (10)						
デンマーク	A	○	○	○	△	△				
	C									
フィンランド	A	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	○ (21)	○ (21)	○ (21)	○ (21)
	C		○	△ (11)						
日 本	A		○	○						
	C									
ノルウェー	A	○ (12)	○ (12)	○ (12)			○	○	○	○
	C		○ (12)	○ (12)						
オランダ	A	○ (13)	○ (13)	○ (13)			○ (21)	○ (21)	○ (21)	○ (21)
	C		○ (13)	○ (13)	○ (13)					
スウェーデン	A	○	○	○		○ (14)	○ (21)	○ (21)	○ (21)	○ (21)
	C		○ (15)							

表-2 陸系生態系に関する生態毒性試験の種類等

A : 急性毒性試験
B : 亜急性毒性試験
C : 慢性毒性試験

試験の種類 国 名	個 体 別 毒 性 試 験										ミ ク ロ コ ス ム 試 験	メ ソ コ ス ム 試 験	野 外 ・ モ ニ タ リ ン グ
	土 壌 微 生 物	ミ ミ ズ	他 的 土 壌 生 物	植 物	他 的 有 用 節 足 動 物	鳥 類	哺 乳 動 物	ミ ツ バ チ					
オーストリア	A		○	○			○ (1)	○	○	○	○ (21)	○ (21)	○ (21)
	B		○ (2)			○			○ (3)				
	C	○ (4)	○ (5)		○	○ (6)		○ (7)					
ベルギー	A	○ (8)	○ (8)			○ (8)	○ (8)		○ (8)	○	○ (22)	○ (23)	○ (24)
	B						○		○ (9)				
	C	○					○		○ (9)				
カナダ	A				○	○		○	○	○	○ (10)	○ (10)	○ (10)
	B								○				
	C	○	○		○ (10)		○ (10)		○ (10)				
スイス	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○ (11)	○ (11)	○ (11)
	B	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)			
	C	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)	△ (11)			
ドイツ	A		○ (12) (13)			○ (12) (14)	○ (13)	○ (12) (13)	○ (12) (13)				○ (25)
	B					○ (12) (14)	○ (13)	○ (13)	○ (12)				
	C	○ (12)	○ (12)			○ (12) (14)	○ (13)	○ (13)					
デンマーク	A	○	○				○	○	○	○	○ (19)	○ (19)	○ (19)
	B	○	○					○					
	C						○	○					
フィンランド	A	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	○ (19)	○ (19)	○ (19)
	B	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)	△ (15)			
日 本	A				○				○				○ (26)
	B					△ (16)			△ (16)				

国名	試験の種類	個体別毒性試験					ミクロ生物試験	藻類試験	野 外 試 験	モニタリング
		藻 類	ミジンコ	魚 類	底生生物	その他				
イギリス	A	○ (16)	○ (16)	○ (16)	○ (16)	○ (16, 17)	○	○	○	○
	C				○ (16)					
アメリカ	A		○	○	○ (18)	○ (19)	○ (21)	○ (21)	○ (21)	○ (21)
	C	○ (20)	○	○	○ (18)	○ (19)				

(注)

- (1) 影響があると思われる場合に要求
- (2) 有効成分を用いた急性毒性試験のリスク評価結果により要求
- (3) ケースバイケースで要求
- (4) 維管束植物及び海洋生物
- (5) 水中残留生がある場合にケースバイケースで要求
- (6) 当該農薬の性質及び使用方法からみて必要と思われる場合
- (7) 亜急性毒性及び慢性毒性試験はケースバイケースで当該農薬の性質及び使用方法からみて必要と思われる場合
- (8) 有効成分又は代謝物のみ対象
- (9) 特別なケースにおいて水生植物に対して要求
- (10) 特別なケースにおいて有効成分と代謝物に対して要求
- (11) 必要性はケースバイケースで判断
- (12) 製剤には要求せず。代謝物が10%以上生じる場合に当該代謝物に対して要求
- (13) 製剤には要求せず。水-底質試験で代謝物が10%以上生じる場合に当該代謝物に対して要求
- (14) 除草剤について水生維管束植物のデータを要求
- (15) 製剤に対して要求
- (16) 試験は無条件で要求されるのではなく、使用方法、剤型及び初期リスク評価により必要と思われる場合に要求される。
- (17) 他の水生無脊椎動物
- (18) 規制を目的として新たなデータ要求を検討中
- (19) 汽水性生物
- (20) 毒性に問題があると思われる代謝物に対して慢性藻類試験を要求
- (21) 可能な場合
- (22) 可能な場合（追加情報として）
- (23) 池 (pond) の試験

試験の種類 国 名	個体別毒性試験										ミク ロコ スミ 試験	メソ コス ム 試験	野外 ・ モニ タリ ング
	土壌微 生物	ミミズ	他の土 壌生物	植 物	他の有 用節足 動物	鳥類	哺乳 動物	乳 牛	ミ ツ バ				
ノルウェー	A								○	○	○	○	
オランダ	A					○				○ (19)	○ (19)	○ (19)	
スウェーデン	A						○ (17)		○ (18)	○ (19)	○ (19)	○ (19)	
	B						○ (17)						
	C							○ (19)					
イギリス	A		○	○		○	○	○	○			○	
	B		○			○	○	○	○				
	C	○					○		○				
アメリカ	A		△ (20)	△ (20)		△ (20)	○	○	○	○ (19)	○ (19)	○ (19)	
	B		△ (20)	△ (20)	○	△ (20)	○	○	○				
	C		△ (20)	△ (20)		△ (20)	○	○	○				

(注)

- (1) $10 < \text{有効成分の毒性/曝露量} < 100$ 、又は製剤のLD50 (ラット) $< \text{LD50 (有効成分)}$ の場合
- (2) $1 < \text{有効成分} < \text{毒性/曝露量} < 100$
- (3) $\text{QHD}/\text{HD} > 50$ の場合
- (4) $\text{DT}_{50} > 100$ 日の場合
- (5) 亜急性毒性/曝露量 < 5 の場合
- (6) 亜急性影響が30%を超える場合
- (7) $\text{TER (toxicity/exposure ratio)} \leq 1$ 又は $\text{TER}_{\text{st}} \leq 5$ の場合にケージ試験、又は野外試験を報告しなければならない。
- (8) 有効成分のTER値による
- (9) 昆虫成長調節剤の場合には幼虫で実施
- (10) ケースバイケースで要求
- (11) 亜急性毒性及び慢性毒性試験はケースバイケースで当該農薬の性質及び使用方法からみて必要と思われる場合
- (12) 製剤に対して要求
- (13) 有効成分又は代謝物のみ対象
- (14) 生物種及び可能な試験による
- (15) EU加盟国になる前にはこのような情報は常に要求されたわけではなかった。製剤及び代謝物の陸系生態系への影響に関する情報は専門家の判断によりケースバイケースで評価されていた。
- (16) ケースバイケースで要求
- (17) 粒剤、種子粉衣剤等の製剤に対して要求
- (18) 開花前の植物に使用される製剤に対して要求
- (19) 可能な場合
- (20) ほとんど要求されることがないが、ミミズ、他の土壌生物及び他の有用節足動物に関するテストガイドラインは存在する。
- (21) 鳥類、他の有用節足動物及び水生動物を対象
- (22) 水生生物を対象
- (23) 鳥類、ハチ及び他の節足動物を対象
- (24) 野外試験は主にミツバチ、ミミズ及び有用節足動物を対象；モニタリングは主にミツバチを対象
- (25) ミツバチとカイロに対してケースバイケースで要求

は、次の段階としてコストや時間はかかるものの、より実態に近いリスク評価ができるような PNEC, PEC を求める試験を申請者に要求し、その結果に基づき再度リスク評価を行い、カットオフ値をクリアできれば登録可とするというものである。このシステムのメリットは、申請データの作成のために不必要な時間とコストを回避することができるというものである。概念図を図-4 に示す。

IV 環境リスク評価の具体的手法

1 生態毒性試験（有害性評価試験）の種類および PNEC の求め方

健康リスクについては残留農薬の安全性評価と同一なので省略し、生態リスクの場合について述べる。生態リスク評価の第一ステップとして、生態毒性試験を行うことにより有害性評価を行い、PNEC を求める。

(1) 生態毒性試験の種類

生態毒性試験の種類は、水系生態系に及ぼす影響および陸系生態系に及ぼす影響を見るための試験に大別される。それぞれについて具体的な対象生物等を表-1 および表-2 に示す。

(2) PNEC の求め方

PNEC の算定は、必ずしも図-4 に示したようなティアシステムをとっている国はそれほど多くなく、魚類等の LC₅₀ または NOEC（最大無作用濃度）をそのまま PNEC として用いている国が多い。この中でオランダは甲殻類、魚類、藻類の LC₅₀×0.01 または甲殻類、魚類、藻類の NOEC×0.01 を PNEC としている。詳細は表-3 に示す。

2 暴露経路の種類および PEC の求め方

環境リスク評価の第二ステップとして、暴露経路を想定し暴露量の評価を行い PEC を求める。

(1) 暴露経路の種類

OECD 加盟主要国では、水質汚濁による人の健康に及ぼす影響、水系生態系に及ぼす影響、陸系生態系に及ぼす影響を評価するに当たって、農薬の暴露経路としては以下を想定している（模式図は図-5）。

leaching（リーチング：浸透）[ほとんどの国]；overspray（オーバースプレー：直接散布）[一部の国]；drift（ドリフト）[ほとんどの国]；run-off（ランオフ：表面流出）[一部の国]；discharge via drain（暗渠排水）[一部の国]；deposit in the atmosphere（大気からの沈降）[一部の国]

表-3 PNEC 等の算定の実例(水系生態毒性の場合)

国 名	リスク評価を行うために最終的に P E C と比較する毒性値	何をもって NOEC（無影響濃度）とするか	P N E C の算定方法
オーストリア	藻類：EC50、ミジンコ：EC50、NOEC、魚類：LC50	延長又は長期NOEC	
ベルギー	最も感受性の高い生物種におけるEC50又はNOEC	長期NOECの最小値	
カナダ	LC50、EC50、NOEC	短期毒性及び長期毒性	
スイス	EC50、LC50	ケースバイケース	ケースバイケース
ドイツ	最も感受性の高い生物種におけるEC50/LC50又はNOEC	延長又は長期毒性NOEC	通常最も感受性の高い生物種におけるNOECをPNECとする
デンマーク	急性毒性：藻類、ミジンコ、魚類、長期毒性：ミジンコ他	ミジンコの長期毒性	
フィンランド	LC50/EC50の最小値	NOECの最小値	
ノルウェー	LC50、EC50、NOEC	NOECの最小値	
オランダ	藻類：EC50、NOEC、甲殻類：LC50、NOEC、魚類：LC50、NOEC	藻類、甲殻類、魚類のNOEC	甲殻類、魚類：0.01×LC50 甲殻類、魚類、藻類： 0.1×NOEC
スウェーデン	LC50又はNOECの最小値	無影響濃度	
イギリス	最悪のケースでの毒性値	魚類、ミジンコ、底生生物の長期試験によるNOEC	
アメリカ	全ての毒性値	亜急性及び長期毒性NOEC	通常は統計学を用いた外挿法により算定

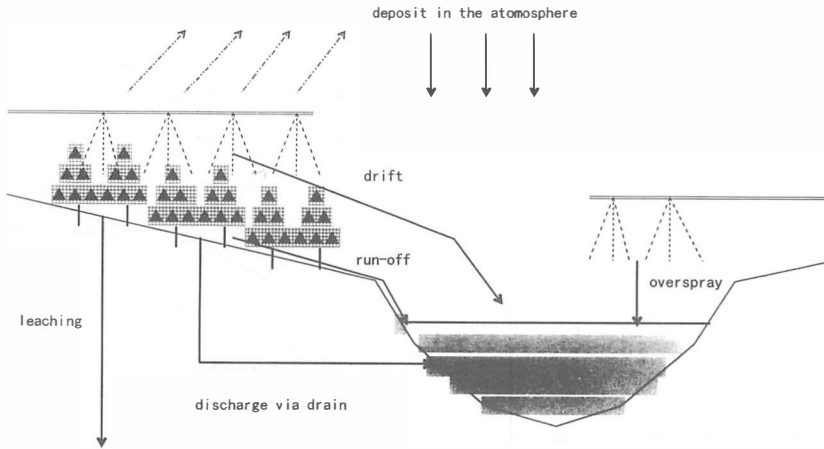


図-5 暴露経路模式図

表-4 PEC等の算定の実例(水系生態毒性の場合)

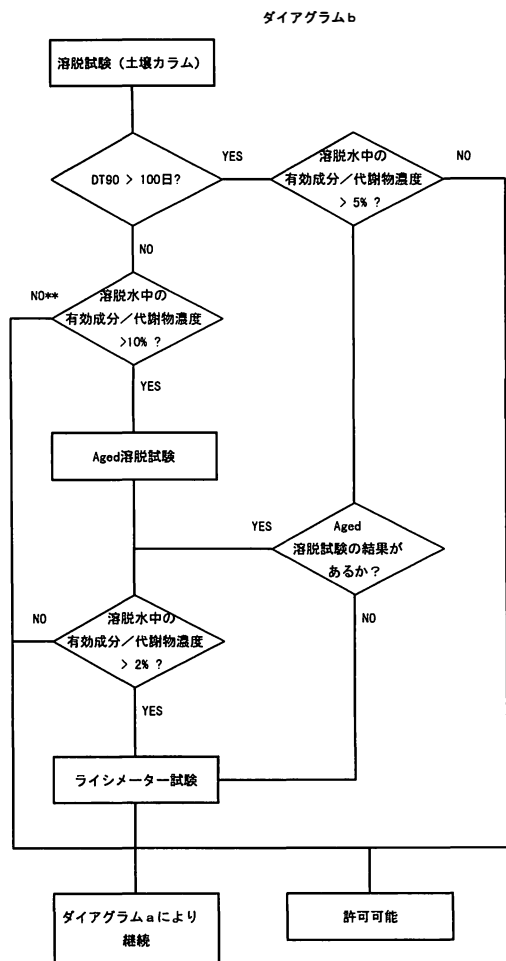
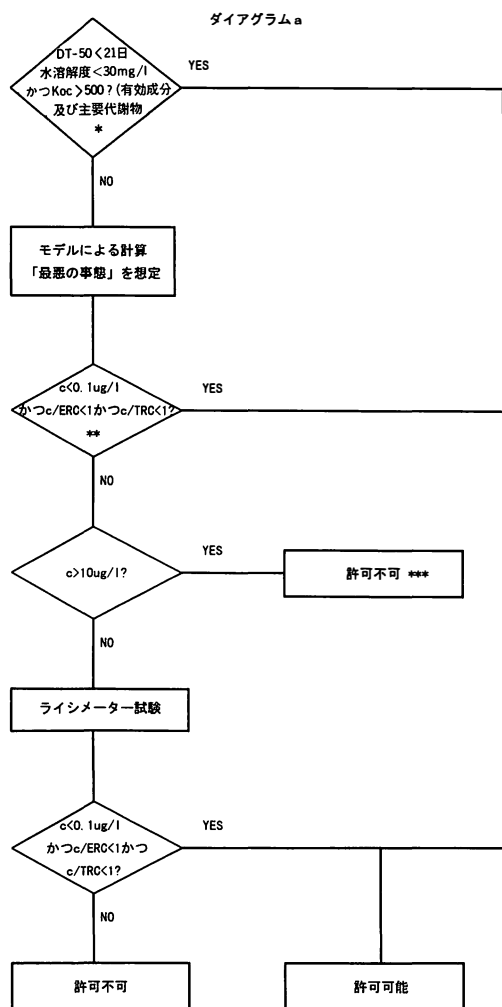
国名	暴露経路	PECの算定方法(算定のためのシナリオ)
カナダ	表面流出 (ランオフ)	施用された農薬の0.5%が土壌とともに、また1%がエマルジョンとして100haの流域における1haの池へランオフにより流入。それらが水深15cmに溶けたと仮定してPECを算定。
	ドリフト (overspray)	ワーストケースのシナリオに基づき、散布された農薬の全てが水深15cmの水中に溶けたと仮定してPECを算定。
ドイツ	ドリフト (spraydrift)	作物を5分類(普通作物、ブドウ樹、果樹、ホップ、野菜・鑑賞植物)、散布時の生育段階を2段階(生育初期、生育後期)、散布地点からの距離を7段階(5, 10, 15, 20, 30, 40, 50m)に分け、それぞれについて、散布農薬の何%が水系に流入するかの標準表が作成済。流入水系の水深は30cmと仮定。
アメリカ	第1段階 表面流出 (ランオフ)	施用された農薬の2%が10haの圃場から1ha、水深2mの池にランオフにより流入と仮定してPECを算定。
	ドリフト (spraydrift)	施用された農薬の2%が同上の池に流入したと仮定してラフなPECを算定。
	第2段階 表面流出 (ランオフ) + ドリフト (spraydrift)	GENEEC(ラフなスクリーニングの数理モデル)による、より精密なPEC算定。 *シナリオ ・1年間に施用された農薬の総量10%が10haの圃場から1ha、水深2mの池にランオフにより流入。 ・風雨が発生する3日前に散布 ・ドリフト寄与分追加(全散布量のうち、空散5-95%、地上散布1-99%が水系に流入) ・K _{oc} による土壌吸着性を考慮 ・加水分解性、光分解性を考慮
	第3段階 同 上	PRZM2によるさらに精密なPECの算定。

(2) PECの求め方

OECD加盟主要国におけるPECの算定は、①図-4に示したように(図-4ではPEC1と表示)、農薬の散布量、水系への混入率、水圏の深さ等について現実に起こり得るワーストケースを想定したシナリオを作成し、それに基づき簡単な手計算によりPECを計算する、②数理モデルを利用してより精度の高いPECを計算する

(図-4ではPEC2と表示)、という方法が採られている(表-4)。現在ほとんどの国は①の方法を採っているが、今後PRZM-2や、EXAM IIのような精度の高い数理モデルが実用化されるに従って、このような数理モデルによりPECを算定する国が多くなろう。

(1) 水質汚濁による人の健康に及ぼす影響の評価(地下水)



* 主要代謝物: (代謝試験期間中を通じて常に) 親化合物の10%以上 DT-50: 50%消失日数

** c: 溶脱水中の農薬濃度 ER0: 環境影響濃度 TRC: 毒性影響濃度

*** 有効成分及び/又は代謝物が地下水に悪影響を与えないことを例えばライシメーターにより証明するかどうかは申請者次第である。

** 非常に薬効が高いために使用量がごくわずかな有効成分については、溶脱水中の濃度が10%以下であってもAged溶脱試験を要求されることがある。

DT90: 90%消失日数

図-6 ドイツの環境リスク評価の例(1/5)

図-6 続き(2/5)

V 環境リスク評価の実際例

環境リスク評価の考え方についてこれまで述べてきたが、農薬の登録の場面でこれらの考え方に基づいて実際にどのようにリスク評価がなされているかについて、ドイツの例を図-6に示す。

VI 農薬の環境リスク評価等に関する国際調和と今後の動向

1 OECD を中心とした動き

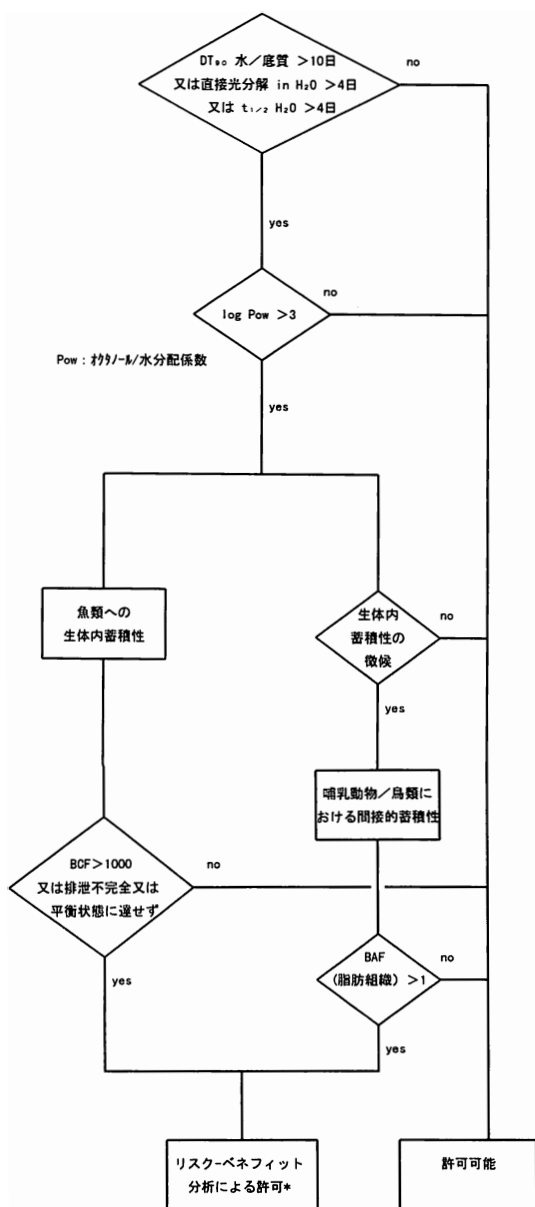
農薬が国際商品であることから、できるだけ各国間で

申請者および審査当局の重複作業、労力、経費等の軽減を図ることを目的として、OECDにおける化学品の安全性を検討する母体である化学品グループが1992年に農薬の登録要件、評価等の国際調和に関するプロジェクトを開始した。その後1994年1月に化学品プログラムの中に特別プロジェクトとして農薬プログラムを発足させ、その推進のためにOECD加盟国をメンバー、国際機関等をオブザーバーとする農薬フォーラムを設置した。

現在、農薬プログラムでは、

① 国際的に調和のとれた(申請データ作成のため

(4) 生物濃縮 (生体内蓄積性)



*リスクアセスメントは、環境中での分解・運命、散布方法及び生物に対する起こり得る影響を考慮する。

BCF: BioConcentration Factor BAF: BioAccumulation Factor

図-6 続き(5/5)

の) テストガイドラインの作成 (化学品プログラムと共通)

② 国際的に調和のとれた有害性/リスク評価手法の策定

③ 申請データの種類の国際的な調和

④ 登録のための申請データの作成様式および審査当局の評価報告書の作成様式の統一

⑤ 各国の農業の申請・登録状況等に関する情報交換

⑥ 国際的なリスク削減の推進

等を進めている。

なお、環境リスク評価を含めた環境リスク評価の分野について言えば、以下の活動を行ってきた。

① 農業のデータ評価に関する OECD 再登録パイロットプロジェクト (1992 年 10 月～1994 年 10 月)

特定の農業について、以下の観点からプロジェクト参加国間で具体的な比較を行った。

- ・どの試験の評価を行い、その試験がどのように記述され、評価されたか。

- ・評価に当たっては、エンドポイント (影響判定点) を何にとっているか、有害性の程度はどのように決定したか。

- ・全体の評価結果はどうなっているか。

② 農業の環境評価に関するワークショップ (1993 年 3 月, シュマーレンベルグ (ドイツ) で開催)

主要国における既存の環境評価のスキームを詳細に検討し、各国の制度 (スキーム) の調和の可能性を検討

③ 環境に係る有害性/リスク評価に関する OECD ワークショップ (1994 年 5 月, ロンドンで開催)

農業および一般化学品の環境に係る有害性/リスクの評価に関する 13 例の制度 (日本の化審法, 農業取締法も含まれている) を比較し, OECD 加盟国間で評価手法について制度的な面から理解を深めた。

④ 農業の登録目的のための環境評価の調和に関する OECD ワークショップ (1995 年 11 月, シュマーレンベルグ (ドイツ) で開催)

②, ③のワークショップを踏まえ、さらに以下の観点から検討

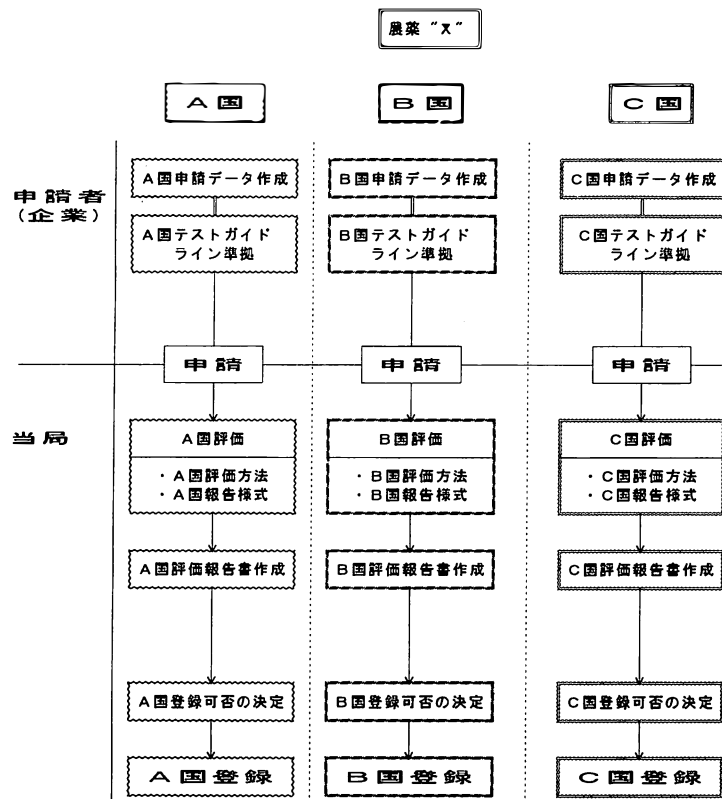
- ・OECD 加盟主要国が環境リスクの評価を実際にどのように行っているか (特定の農業について実際にどのような登録検査等を行っているかの事例紹介を含む)。

- ・OECD 加盟主要国特定のリスク管理に関する決定をどのように行っているか。

2 今後の動向

農業に関して、OECD が中心となって進めている上記の各種分野の国際調和は、今後大きく進展していくものと思われる。OECD において目指している将来像は、テストガイドライン、申請書の様式、リスク評価手法、登録審査当局の審査 (評価) 報告書の様式等を国際的に標準化し、ある国において申請、登録された農業のデータ、その他の資料を可能な限り他の国における申請、登

現 行



新たなスキーム

□ : OECD により標準化

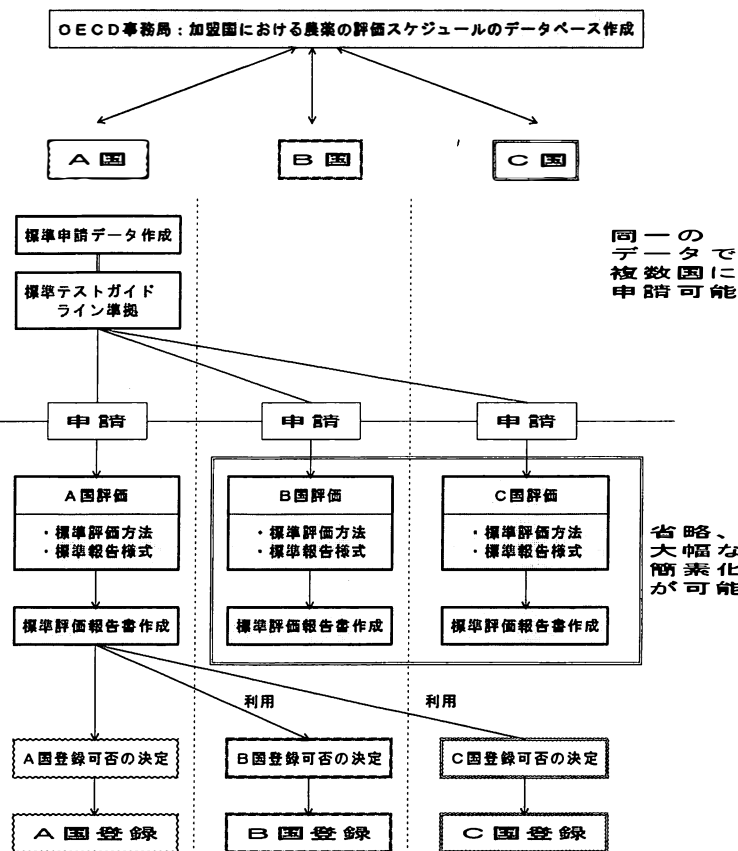


図-7 OECD で検討中の農業の評価手続き等の国際調和(概念図)

録にも利用できるようにし、申請者および審査当局の双方の経費、労力等を大幅に軽減していこうというものである(図-7)。

環境リスクの分野でのデータ要求や評価手法の調和については、環境条件等が各国異なることからこれまで調和が遅れている分野であった。しかしながら、最近では前述のように各種ワークショップ等を開催し国際調和の推進を図るべく積極的に活動している。なお、環境リスク評価に関連するもので、現在農業フォーラムで作業を行っているもの、または行おうとしているものとしては、以下が挙げられる。

① これまで各国であまり取り組んでこなかった底生生物(ユスリカ等)を対象としたテストガイドラインの作成

② 底生生物に係る PEC の算定に関するガイダンスの作成

③ 水系環境リスク、陸系環境リスク評価に必要な PEC を算定するための数理モデルを加盟国がどの程度利用しているかについての現状報告書の作成

④ 土壌中での PEC の算定のための標準的なシナリオの作成

環境リスクに関する国際的な検討はやっと本格化してきた段階であり、今後その対象分野および内容は一層拡大していくものと思われる。

お わ り に

農業の環境リスクの研究は明確な結論が得にくく、また時間と経費がかかる分野である。我が国も OECD 農業フォーラムの主要メンバー国として、我が国の環境条

件も踏まえた、受け入れ可能な結論が得られるよう議論に積極的に参加していくためには、この分野において産・官・学が緊密な連携をとりつつ研究を推進する必要がある。筆者がこの2年余 OECD の農業フォーラムに出席した乏しい経験での感想ではあるが、欧米ではこのような連携が上手く機能しているやに思えた。我が国における農業の環境関係の研究も、このような観点から今まで以上に積極的に推進されることを深く願う次第である。

参 考 文 献

- 1) Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1993): Criteria for assessment of plant protection products in the registration procedure.
- 2) Council Directive 94/43/EC of 27 July 1994 establishing Annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market (Official Journal of the European Communities No L 227, 1. 9. 1994 p. 41).
- 3) 池田三郎・盛岡 通(1993): リスクの学際的定義, リスク学のアプローチ, 日本リスク研究学会誌, 5, (1).
- 4) 化学品審議会安全対策部会(通産省)(1996): 化学物質総合安全管理の推進のあり方(中間報告).
- 5) 環境基本計画(1994).
- 6) 21 世紀における環境保健のあり方に関する懇談会(環境庁): 21 世紀における環境保健のあり方.
- 7) E. P. オダム他(1971): 生態系の構造と機能(築地書館).
- 8) OECD テストガイドライン生態毒性グループ報告書考察要旨(1981).
- 9) OECD International Workshop on APPROACHES TO A HARMANIZATION OF ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF PLANT PROTECTION PRODUCTS FOR AUTHORIZATION PURPOSES (1995): Environmental Risk Assessment and Regulatory Decisions (Risk Mitigation Measures).
- 10) OECD (1996): DRAFT SUMMARY RECORD OF THE FOURTH MEETING OF THE PESTICIDE FORUM (ENV/MC/CHEM/PEST/M) (96)1.

人事消息

(10月1日付)(敬称略, カッコ内は旧職)(主任研究官は主研, 研究室は研と省略, なお主任研究官は本来部の主任研究官であるが, 便宜上所属研究室名の後に付けさせていただいた)

〔農業研究センター〕

高柳 繁一耕地利用部上席研究官(耕地利用部畑雑草研主研), 奥語靖洋一耕地利用部雑草研究室長(同部除草剤研究室長), 本田要八郎一病虫害防除部上席研究官(同部ウイルス病診断研究室長), 大村敏博一同部ウイルス病害研究室長(同部ウイルス病防除研究室長), 塩見敏樹一同部マイコプラズマ病害研究室長(同部マイコプラズマ病防除研究室長), 平井一男一同部虫害研究室長(同部水田虫害研究室長), 持田 作一同部主研(同部畑虫害研究室長), 荻原 廣一同部畑病害研主研(同部土壌病害研究室長), 御子柴義郎一同部ウイルス病害研主研(同部ウイルス病診断研主研), 柏崎 哲一同部ウイルス病害研主研(同部ウイルス病防除研主研), 石

川浩一同部ウイルス病害研主研(同部ウイルス病防除研主研), 菊池淳志一同部虫害研主研(同部畑虫害研主研), 後藤千枝一同部虫害研主研(同部水田虫害研主研), 西尾 隆一土壌肥料部畑土壌肥料研主研(技会事務局研究調査官(環境)), 門間敏幸一経営管理部経営設計研究室長(東北農試農村計画部地域計画研究室長), 浅井元朗一耕地利用部畑雑草研(同部除草剤研), 竹原利明一病虫害防除部畑病研(同部土壌病害研), 中山尊登一同上(同上), 大平由紀一同部ウイルス病害研(同部ウイルス病診断研), 田中 穰一同部マイコプラズマ病害研(同部マイコプラズマ病防除研), 竹内博昭一同部虫害研(同部水田虫害研)

〔農業生物資源研究所〕

加来久敏一遺伝資源第一部上席研究官(遺伝資源第一部微生物探索評価研究チーム長), 長谷部 亮一同部微生物探索研究チーム長(機能開発部微生物機能利用研究室長), 青木孝之一同部微生物探索研究チーム主研(24 ページに続く)