

有害性（生態系への影響）

著者：加藤順子（(株) 三菱化学安全科学研究所）

1. はじめに

特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（化学物質排出把握管理促進法、いわゆる PRTR 法）においては化学物質を取り扱う事業者が有害な化学物質を1年間にどれだけ環境中へ排出したか、あるいは廃棄物等に含まれてどれだけ移動したかを国に届け出ることが義務づけられている。このような届出が義務づけられている物質は、第一種指定化学物質と呼ばれている。また、国への排出量の届出は必要ないが、その物質の有害性に関する情報を記載した MSDS（化学物質等安全データシート）の提供を義務づけられる物質も定められており、このような物質は第二種指定化学物質と呼ばれている。

これらの第一種指定化学物質、第二種指定化学物質は、ヒトの健康や生態系に有害なおそれがあるもののうち、環境中に広く継続的に存在する、あるいは存在することとなる可能性があるものとして選択されている。それでは「生態系に有害なおそれがある」とはどういうことを意味するのであろうか。あるいは、「生態系への有害性」をどう考えたらいいのであろうか。また、そのことをどのようにして調べるのであろうか。さらに、PRTR 法の対象として選ばれた物質の生態系への有害性とはどのようなものであろうか。

本稿ではそのようなことを理解するための助けとして、化学物質の生態系への有害性について考えてみる。

2. 「沈黙の春」が提起したもの

レイチェル・カーソンが 1962 年に発表した「沈黙の春（原著名：Silent Spring）」¹⁾は、農薬が様々な経路を通じて人の健康や生態系に重大な影響を与えうることを、豊富な実例をもとに生き生きとしたわかりやすい文章で訴えた本として有名である。この本は化学物質の有効性だけでなく人の健康や生態系に対する安全性に注意を払うことの重要性を指摘し、「生態系」という視点に

人々の目を見開かせた。この本では、害虫防除のために散布された DDT 等の農薬が、直接暴露された人に健康被害を与えたり、暴露された魚や鳥、野生のほ乳類、益虫、ミツバチ等の、害虫以外の生物（非標的生物）を死亡させたりすること、さらに、このような農薬が水圏、土壌圏を汚染した結果として、食物連鎖等を通じて、環境中の生物に重大な有害影響を与えることを記している。この本は出版直後から社会的に大きな議論を巻き起こし、米国では農薬規制の強化（1964、1972 年）や環境保護庁（Environmental Protection Agency ; EPA）の設置（1970 年）につながっていった²⁾。

彼女の記述の焦点となっている化学物質の多くは DDT、アルドリン、ディルドリン、クロルデン等の、毒性の強い、スペクトラムの広い殺虫剤であり、環境中で分解を受けにくく、さらに、生体内に蓄積する性質を持っている。そのため、これらの化学物質は散布対象の害虫のみでなく、空中散布等により暴露を受けたヒトや家畜、野生生物、汚染された河川に住む魚等、幅広い生物に毒性影響を与えた。また、殺虫剤の作用を受けて死んだ昆虫や汚染されたミミズを食べた鳥等にも生殖・発生影響等の有害な影響を与えた。さらに、地下水の汚染や土壌の汚染を通じて、飲料水や後作物中に入ることになり、ヒトの健康や家畜の健康にも毒性影響を与えたのである。

DDT、アルドリン、ディルドリン、クロルデンは現在、我が国では化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化学物質審査規制法、化審法）の下で製造輸入が禁止されている³⁾。また、2001 年に採択された国際条約、「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約（いわゆる POPs 条約）」においても基本的に廃絶の対象となっている⁴⁾。その意味では彼女がこの本で有害性を指摘した化学物質の多くは、現在規制を受けている。しかし、彼女がこの本で訴えたかったのは、そのような個々の化学物質の有害性ではない。この本の重要なメッセージは、生物は食物連鎖を含め、他の生物や環境と相互作用を保って生きていること、従って、個別の生物の保全のみでなく生態系の保全を考えなければならないことであり、化学物質の利用に先だって、このような幅広い観点にたって、生態系に対する安全性を考えなければならないということである。とくに、彼女がこの本の最後に記している「私たちの住んでいる地球は自分たち人間だけのものではない。」⁵⁾ という考え方は、化学物質の生態系への有害性を考える際の最も基本的な視点である。

3. 生態系への有害性とは何か

それでは生態系への有害性とは何であろうか。我々はごく普通に生態系への影響という言葉を使用している。しかし実際に生態系への有害な影響とは何かを説明しようとする、ことはそう簡単ではない。

環境科学辞典⁶⁾によれば、生態系とは「ある地域のすべての生物群集と、その生活に関与する無機的環境を含めた系」であり、下記の4つの要素からなっている。

- ① 気候や土壌のような無機的環境
- ② 緑色植物で代表される生産者
- ③ 消費者としての動物
- ④ 分解者としての細菌や菌類

従って、生態系への有害性とは「生物相とその生活に関与する無機環境への有害な影響」と定義することができる。また吉岡は、生態系への影響を「生態系を構成する個々の生物に対する影響およびそれが生物・環境間における相互作用を通じて生じる生態系の機能と構造に関する有意な変化」と定義している⁷⁾。

しかし、言葉の上でそのように表現してみても、具体的に、生態系への有害な影響があるかどうか判断が困難な場合もありうる。ある化学物質の使用により、レイチェル・カーソンが描写したように、魚が多数死亡して浮いたり、あるいは庭で多数の小鳥が死亡したりすれば、それは生態系への有害な影響であると認識される。しかし、生態系を構成する生物は多種多様であり、気づかれないうちに影響を受けている生物種がいるかもしれない。また、生態系そのものはバランスを保ちながら変動しているものであり、その化学物質の使用により、例えば土壌の微生物相が変化した場合は、それが生態系に対する有害な影響であるかどうかを判断する事は容易ではない。日常においても、例えば、雨が降れば土壌中の微生物相は大きく変化しているからである。

また、生態系を保護すると言った場合に、多種多様な生物種をどこまで守るのかの判断にも困難な問題がありうる。すべての種を守ろうとするのか、あるいは特定の生物群、たとえば、希少種やキーストーン種、それに生態学的に重要な役割を果たしている種を守ろうとするのか。また、たとえば、マラリアを媒介するハマダラカのように明白に人の健康に有害な影響を与うる種も守るのか。人間も地球上の生物種の一員として、その生命を維持しなければなら

いし、生存を脅かすものを除こうとしなければならない。そのような人間の活動が他の生物に影響を与えたり、他の生物を圧迫する事は避けられない。その意味ではレイチェル・カーソンの主張するように、「地球は人間のみのもではない」ことを認め、他の生物との共生を目標とし、生物相とその生活に関与する無機的環境を守ることを目的としてみても、人間の存在を中心にすえた場合、そこにはどうしても矛盾を生じてしまう。そのような部分については、個人個人の価値観や哲学によってどこまでを守るのかに関する判断は異なってくると考えられる。このように、生態系への有害性とは何か、という命題には、生態系というものが短期的な変動はもとより、もっと長期的な時間スケールでも変動を続けているものであることや、価値観や哲学により判断が異なる部分もありうるなど、明快に答えの得られない問題が含まれていることは認識しておく必要がある。

環境基本計画（平成 12 年 12 月）では、「人と環境の望ましい関係」として、次のように考えられている。

「大気、水、土壌及び生物などの間を物質が循環し、生態系が微妙な均衡を保つことによってはじめて成り立っている環境は、決して無限のものではありません。環境は、人類を含む地球上のすべての生物の存続の基盤であり、その活動の前提であるとともに、その恵沢は、現在世代と将来世代が共有すべきものです。

このような環境の構成要素を良好な状態に保全し、また、その全体を自然の系として健全に維持していくことは、現在世代の私たちが果たすべき責任であるとともに、将来世代に対する責任でもあります。この責任を果たすため、私たちは、環境への負荷が環境の復元能力を超えて、重大なあるいは取り返しのつかない影響を及ぼすことがないように、先見性を持って私たちの行動に環境配慮を織り込み、自然の物質循環を尊重しながら、多様な自然や生物と共に生きることを目指していく必要があります。」

さらに、「生態系への有害影響とは何か」という命題には、そのことをどのようにして調べるか、という問題も関わってくる。「生態系への有害影響とは何か」が言葉の上で定義できたとしても、ある化学物質が生態系に有害な影響を持つかどうかを明らかにするためには、それが調べられなくてはならない。そのためには、そのことが検証できるような明確なエンドポイント（評価の指標）と検証のための手段がなければならない。

生態系は多数の生物と無機的環境からなる複雑な系であり、それぞれの成分

の間には相互作用が存在する。従って、生態系への有害性の評価では、このような複雑な相互作用を含む系に対する影響を調べるのが望ましい。そのためには野外での研究がもっとも確かであり、実際、農薬等では野外試験も行われる場合がある。しかし、このような試験には膨大な費用や時間がかかり、また、自然的変動等の影響を受けるため、因果関係の解析が複雑である。また、様々な複雑な相互作用をモデル化することも容易ではない。メソコズム試験、マイクロコズム試験等も農薬等では行われているが、やはり要因解析が複雑であり、膨大な費用と労力を必要とする。また、結果がどの程度、実環境に当てはまるかの判断も容易ではない。

一方、実際上の問題から言うと、試験にかけられる費用や時間は無制限ではなく、その意味では、試験方法としては、①生態学的な意味、②予測性、といった科学性の他に、③材料の入手しやすさ、④試験の簡便性、⑤評価のしやすさ、⑥廉価である、といった実用上の条件も必要になる。

このようなことから、現実には、生態系への有害性を調べる試験としては、生態系を構成している個々の生物群に対する影響評価が行われる場合が多く、生態系への有害性を、生態系を構成する生物群を代表する生物種に対する毒性として調べることが多い。

4. 生態影響の評価法

前節で述べたように、化学物質の生態系に対する有害性を調べる場合には、実際には現実的なアプローチとして、その化学物質が環境中に生息している様々なタイプの生物群に対して毒性を持つかどうかを調べるのが主力となる。

化学物質の生態系への影響を評価するための試験法や考え方は、農薬や新規化学物質に対して、それぞれ独立に、各国や国際機関が作成してきた。とくに、農薬はもともと生物（害虫や雑草）を殺すことを意図した化学物質であるため、かなり幅広い試験法および評価システムが開発されている。しかし、最近では生態影響評価試験の方法を統一する動きが出てきている。米国では1996年、農薬および一般化学品に対する生態影響評価試験ガイドラインを統一した⁸⁾。また、経済開発協力機構（OECD）が作成しているテストガイドラインも両方を視野に入れたものである⁹⁾。OECDのテストガイドラインは国際的にも各国がガイドラインとして使用している。現時点における米国環境保護庁の生態影響試験ガイドラインのリストを表1に、OECDのテストガイドライン中の生態影響評価に

表 1 米国環境保護庁の生態影響試験ガイドラインリスト (1996.4)

OPPTS No.	試験名
850.1000	水生生物室内試験に対する特別考察
	グループA－水生生物試験ガイドライン
850.1010	ミジンコを用いた淡水水生無脊椎動物亜急性毒性試験
850.1020	ヨコエビ急性毒性試験
850.1025	カキ急性毒性試験(貝殻沈着)
850.1035	アミ急性毒性試験
850.1045	クルマエビ急性毒性試験
850.1055	二枚貝急性毒性試験(初期幼生)
850.1075	淡水および海水魚類急性毒性試験
850.1085	フミン酸緩和魚類急性毒性試験
850.1300	ミジンコ慢性毒性試験
850.1350	アミ慢性毒性試験
850.1400	魚類初期成長段階毒性試験
850.1500	魚類ライフサイクル試験
850.1710	カキ濃縮係数
850.1730	魚類濃縮係数
850.1735	無脊椎動物を用いた淡水底生生物急性毒性試験
850.1740	無脊椎動物を用いた海水底生生物急性毒性試験
850.1790	ユスリカ底生生物(ユスリカの幼生)毒性試験
850.1800	オタマジャクシ/底生生物亜急性毒性試験
850.1850	水生生物食物連鎖
850.1900	一般淡水マイクロコズム室内試験
850.1925	特定地域淡水マイクロコズム室内試験
850.1950	水生生物野外試験
	グループB－陸生野生生物試験ガイドライン
850.2100	鳥類急性経口毒性試験
850.2200	鳥類混餌毒性試験
850.2300	鳥類繁殖試験
850.2400	野生哺乳類急性毒性
850.2450	陸生(土壌コア)マイクロコズム試験
850.2500	陸生野生生物野外試験
	グループC－有用昆虫および無脊椎動物試験ガイドライン
850.3020	ミツバチ急性接触毒性
850.3030	ミツバチへの葉面残留物毒性
850.3040	授粉媒介者野外試験
	グループD－非標的植物試験ガイドライン
850.4000	非標的植物試験の背景
850.4025	標的域薬害
850.4100	陸生植物毒性 Tier I (実生の出現)
850.4150	陸生植物毒性 Tier I (生長)
850.4200	種子の発芽/根の伸長毒性試験
850.4225	実生の出現 Tier II
850.4230	初期実生生長毒性試験
850.4250	生長 Tier II
850.4300	陸生植物野外試験 Tier III
850.4400	<i>Lemna spp.</i> を用いた水生植物毒性試験 Tier I, II
850.4450	水生植物野外試験 Tier III
850.4600	<i>Rhizobium</i> －マメ毒性
850.4800	植物取り込みおよび移動試験
	グループE－微生物毒性試験ガイドライン
850.5100	土壌微生物毒性試験
850.5400	藻類毒性 Tier I, II
	グループF－化学的特異性試験ガイドライン
850.6200	ミミズ亜急性毒性試験
850.6800	活性汚泥の難水溶性化学物質による呼吸阻害試験
	グループG－野外試験データ報告ガイドライン
850.7100	環境化学的手法のためのデータ報告

http://www.epa.gov/docs/OPPTS_Harmonized/850_Ecological_Effects_Test_Guidelines/

表2 OECDの生態毒性に関するテストガイドラインリスト

番号	試験名
TG201	藻類生長阻害
TG202	ミジンコ急性遊泳阻害試験及び繁殖試験（改訂中）
TG203	魚類急性毒性試験
TG204	魚類延長毒性試験：14日間
TG205	鳥類摂餌毒性試験
TG206	鳥類繁殖試験
TG207	ミミズ急性毒性試験
TG208	陸生植物成長試験（改訂中）
TG209	活性汚泥呼吸阻害試験
TG210	魚類初期生活段階毒性試験
TG211	ミジンコ繁殖試験
TG212	魚類の胚・仔魚期における短期毒性試験
TG213	ミツバチ急性経口毒性試験
TG214	ミツバチ急性接触毒性試験
TG215	魚類稚魚成長毒性試験
TG216	土壌微生物窒素無機化試験
TG217	土壌微生物炭素無機化試験
TG218	底質によるユスリカ毒性試験（ドラフト）
TG219	水質によるユスリカ毒性試験（ドラフト）
TG220	ヒメミミズ科繁殖試験（ドラフト）
TG221	ウキクサ生長阻害試験（ドラフト）
TG	ウズラに対する鳥類繁殖毒性試験（ドラフト）
TG	ミミズに対する繁殖毒性試験（ドラフト）

関するものを表 2 に示す。

我が国では新規に登録する農薬に対して求められる試験の項目およびガイドラインが 2000 年に再整理された¹⁰⁾。このうち生態影響評価にかかわる試験項目を表 3 に示す。なお、暴露の恐れがない等、合理的な理由がある場合には、試験が免除される場合がある。

表 3 我が国において農薬登録に際して要求される生態影響評価試験

水産動植物への影響に関する試験

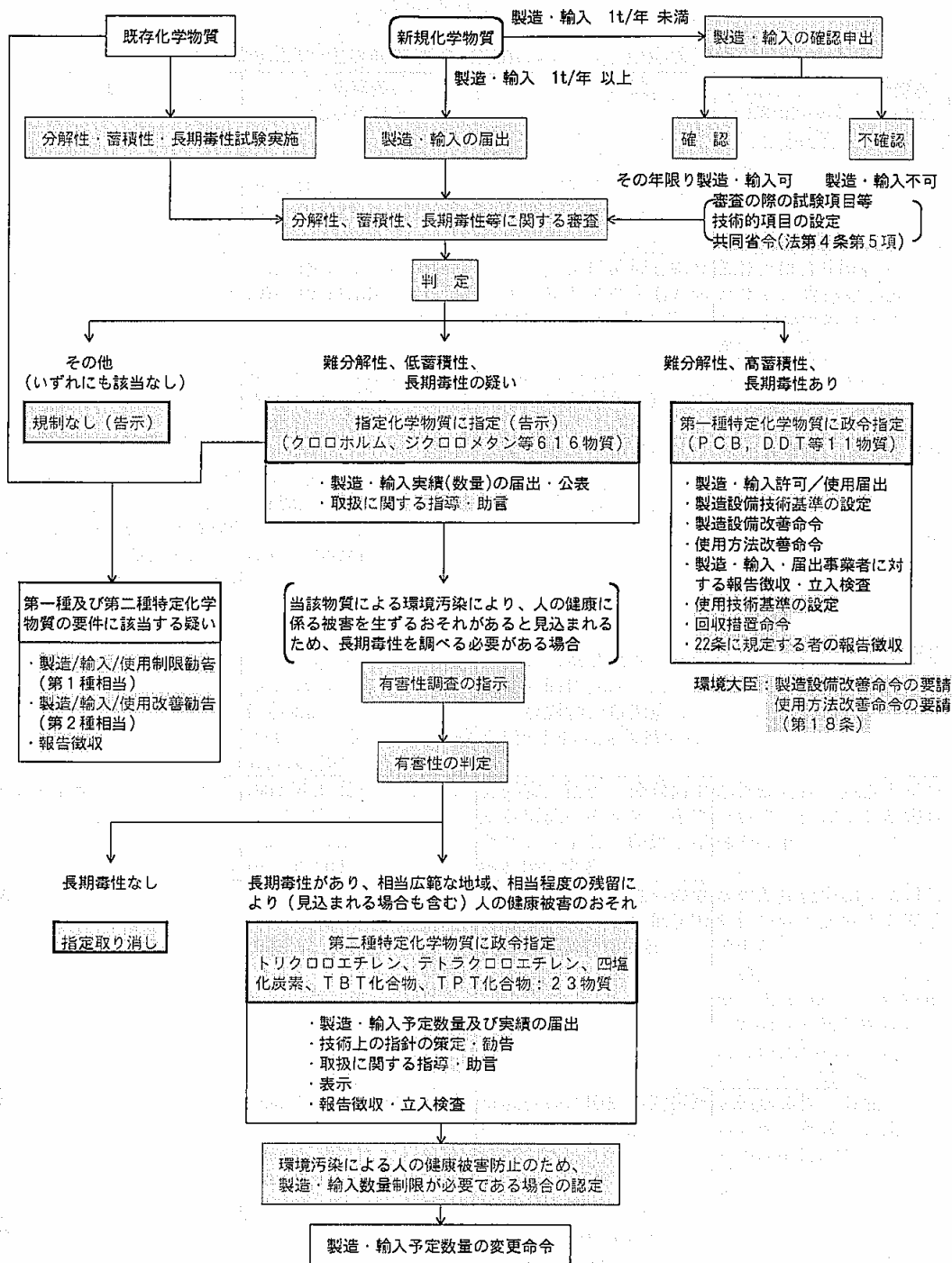
- ・魚類急性毒性試験
- ・ミジンコ類急性遊泳阻害試験
- ・ミジンコ類繁殖試験
- ・藻類生長阻害試験

水産動植物以外の有用生物への影響に関する試験

- ・ミツバチ影響試験
 - ・蚕影響試験
 - ・天敵昆虫等影響試験
 - ・鳥類影響試験（鳥類強制経口投与試験および鳥類混餌投与試験）
-

一方、新規化学物質に対しては、1973 年、難分解性かつ生体蓄積性であり、毒性の高い物質である PCB による環境汚染と健康被害の経験から、このような化学物質を事前にチェックできるよう、化審法が制定された。しかし化審法は環境経由のヒトの健康保護を目的としたものであり、生態系への影響は視野に入れていないため、生態系保護の観点からの試験は義務づけられていない（図 1 参照）¹¹⁾。環境省は平成 7 年度から既存化学物質の点検作業の中で、生態影響評価試験を実施しており、このプロジェクトでは OECD のテストガイドラインの 201-204、211 に規定されている水生生物に対する試験（藻類生長阻害試験、ミジンコ遊泳阻害試験、ミジンコ繁殖阻害試験、魚類急性毒性試験、魚類延長毒性試験）が実施されている。現在、環境省において、化学物質の審査規制制度に生態系保護の観点を導入するための検討を行っており、その結果によっては新規化学物質に対してもある程度の生態影響評価が義務づけになる可能性が

図 1 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の体系



物質数は平成14年3月現在

： 環境省共管部分

早水輝好：生態系保護を視野に入れた化学物質の審査・規制のあり方。セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002年6月24日

ある。

表 1, 2 にみられるように、米国や OECD のガイドラインでは多数の試験方法が示されているが、実際の化学物質の生態影響評価において、すべての試験が行われているわけではない。農薬の生態影響評価では、暴露の可能性によって求める試験の項目を変化させたり、段階的試験法を採用している国が多い(表 4)¹²⁾。段階的試験法では、第 I 段階で行う試験の結果により、より詳細な試験を実施する。一方、新規化学物質については、一般に水生生物への急性毒性試験(藻類生長阻害試験、ミジンコ類急性遊泳阻害試験、魚類急性毒性試験)が初期評価に用いられることが多い(表 5)¹¹⁾。これは、①化学物質は最終的には水系に入る可能性が高いこと、②水は化学物質の移動に重要な役割を果たしていること、③水生生物の感受性が比較的高いこと、④試験が容易で廉価であること、また、生態学的にも、藻類は無機物から有機物を作る生産者、ミジンコは植物を食べる一次消費者、魚は動物を食べる高次消費者を代表しているためである¹³⁾。これらの試験は OECD が示している新規化学物質の上市前最少データセット(MPD、Minimum Pre-marketing set of Data)にも含まれている。

表 6～表 10 に、これらの水生生物に対する急性毒性試験および環境省が実施した生態毒性試験に含まれている、ミジンコ繁殖阻害試験、魚類延長毒性試験の概要を示す。

表 6 から表 10 に示した水生生物に対する試験のエンドポイントを整理すると下記のようなになる。

藻類生長阻害試験：生長阻害

ミジンコ遊泳阻害試験：遊泳阻害

魚類急性毒性試験：死亡

ミジンコ繁殖試験：遊泳阻害、繁殖率

魚類初期生活段階試験：孵化率、孵化日数、発生異常、孵化魚の生存率、行動／形態異常、体重／体長

すなわち、これらの試験では、これらのエンドポイントの統計学的に有意な変化を「有害な影響」として評価していることになる。

近年、様々な野生生物に生殖異常が報告されており、これが化学物質の内分泌かく乱作用によるのではないかとして注目を集めている。このような例としては、船底塗料に使用されてきたトリブチルスズによる巻き貝(イボニシ)のインポセックス、パルプ工場廃液による魚の生殖異常、有機塩素系農薬に汚染

表 4 欧米各国における農薬登録に際する生態影響評価

試験項目	米国	カナダ	ドイツ	イギリス	オランダ
水生生物					
藻類	△ 慢性	○ 急性	○ 慢性	△ 急性	○ 急性
ミジンコ	○ (急性, 慢性)	○ 急性, △ 慢性	○ (急性, 慢性)	△ 急性	○ 急性, △ 慢性
魚類	○ (急性, 慢性)	○ 急性, △ 慢性	○ (急性, 亜急性) △ (慢性)	△ 急性	△ 急性
底生生物	△ (急性, 亜急性, 慢性)	△ 急性	○ 亜急性	△ (急性, 亜急性, 慢性)	○ 慢性
その他	△ 汽水生物 (急性, 亜急性, 慢性)	△ 維管束植物および海洋生物	△ 水生植物 亜急性 (特別なケース)	△ 他の水生無脊椎動物 (急性)	△ 活性汚泥
生物蓄積	△	△	△	△	△ (データがある場合)
ミクロゾム	△ (データがある場合)	△	△ (データがある場合)	△	△ (データがある場合)
メソコゾム	△ (データがある場合)	△	△ (データがある場合)	△	△ (データがある場合)
野外試験	△ (データがある場合)	△	△ 他 (データがある場合)	△	△ (データがある場合)
モニタリング	△ (データがある場合)	△	△ (データがある場合)	△	△ (データがある場合)
陸生生物					
ほ乳類	○ 急性, △ 圃場	○ ラット急性	○ 急性, △ 圃場	○ 急性, △ 圃場	○ 急性
鳥類	○ 経口 LD50, 混餌 LD50 △ 繁殖, 圃場	○ 経口 LD50, 混餌 LD50 △ 繁殖, 圃場	○ 経口 LD50, △ 混餌 LD50, 繁殖, 圃場	○ 経口 LD50, 混餌 LD50 △ 繁殖, 圃場	△ 経口 LD50
鳥類以外	△ 陸上脊椎動物	△ 陸上脊椎動物	○ 陸上脊椎動物	△ 陸上脊椎動物	
ミツバチ	△ (LD50, 接触毒性)	△ (LD50, 接触毒性)	△ (LD50, 接触毒性, 半圃場, 野外)	○ LD50	△ (LD50, 接触毒性)
天敵昆虫	△ 急性	△ 急性	○ 急性, △ 圃場	○ 急性	△ 急性
受粉昆虫	△ 圃場	△ 圃場	△ 圃場	△ 圃場	△ 圃場
昆虫					○ 急性
ミミズ		○ 急性	○ 急性, △ 繁殖	△	○ 急性
土壌微生物		○			○ 急性
陸生植物	△ 種子発芽, △ 植物生長 △ 圃場	△ 種子発芽, △ 植物生長 △ 圃場	△ 圃場	△ 圃場	△ その他土壌生物
その他				野外試験	

○：通常要求される，△：場合により要求される。

(株) 三菱化学安全科学研究所：平成 10 年度農薬の生態影響評価システム確立調査，平成 11 年 3 月による

表5 OECD加盟国の化学物質審査・規制における生態影響評価の位置づけ

国	法律名 制定年月日	法律の目的	生態影響データの要求 (新規化学物質の標準的届出の場合)
日本	化学物質審査規制法 1973. 10. 16制定 1986. 5. 7改正	難分解性の性状を有し、かつ人の健康を損なうおそれがある化学物質による環境の汚染を防止する	なし
米国	有害物質規制法(TSCA) 1976. 10. 11制定	人の健康又は環境を損なう不当なリスクをもたらす化学物質を規制する	法律上は自社所有データただし、生態影響試験が必要な物質のカテゴリーが示されている
カナダ	カナダ環境保護法 1988. 6. 28制定 1999. 9. 14改正	環境汚染の防止を通じて持続可能な開発に貢献する	急性魚毒性、急性ミジンコ毒性を要求
EU (次の国が採用；イギリス、フランス、ドイツ、イタリア、ベルギー、オランダ、ルクセンブルグ、デンマーク、アイルランド、ギリシャ、スペイン、ポルトガル、フィンランド、オーストリア、スウェーデン、ノルウェー、アイスランド、リヒテンシュタイン) (リヒテンシュタインはOECD非加盟)	危険な物質の分類、包装、表示に関する第7次修正指令 1967. 6. 27制定 1992. 4. 30改正	人及び環境への潜在的なリスクに関するアセスメントをし、分類、表示を行う	急性魚毒性、急性ミジンコ毒性、藻類生長阻害を要求 (量の段階によって、追加要求あり)
スイス	環境保護に関する連邦法 1983. 10. 7制定 化学品法 2000. 12. 15制定 (関連政令は未制定)	人、動物及び植物、その生活共同体及び生活圏を有害な影響から保護し、土壌の豊饒性を維持する	急性魚毒性、急性ミジンコ毒性を要求
オーストラリア	1989年工業化学品(届出・審査)法 1990. 1. 17制定 1997. 6. 30改正	労働安全衛生、公衆衛生及び環境へのリスクをアセスメントし、国民と環境を保護する	急性魚毒性、急性ミジンコ毒性、藻類生長阻害試験を要求
韓国	有害化学物質管理法 1990. 8. 1制定 1996. 12. 30改正	国民健康及び環境への危害を予防し、有害化学物質を適切に管理する	次の新規化学物質に対し急性魚毒性試験等を要求できる ・農薬、水処理剤、殺菌剤、殺虫剤、水溶解度>100mg/lで難分解性の中性有機化学物質と陽イオン性高分子化合物
ニュージーランド	1996年有害性物質・新生物(HSNO)法 1996. 6. 10制定 2001. 7. 2施行(有害性物質)	環境並びに国民の健康及び安全を保護する	急性魚毒性、急性ミジンコ毒性、藻類生長阻害で有害性を判定する
ハンガリー	化学物質の安全に関する2000年第15号法 2000. 4. 26公布 2001. 1. 1施行	(前文)可能な最高レベルの健康と健全な環境に係る国民の権利を確保するため、化学物質の安全を保証する	急性魚毒性、急性ミジンコ毒性、藻類生長阻害を要求

※その他の OECD 加盟国であるメキシコ、ポーランド、チェコ、トルコ、スロバキアには化学物質の審査、規制を行う法律が存在しない。

早水輝好：生態系保全を視野に入れた化学物質の審査・規制のあり方。セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002年6月24日

表6 OECDの藻類生長阻害試験ガイドライン (TG201, 改訂版, 1984.6 承認)

生物種	Selenastrum capricornutum, Senedemus subspicatus, Chlorella vulgaris
試験期間	72hr
試験濃度	等比級数, 少なくとも5濃度区・対照区, 助剤を用いた場合には助剤対照区を設置
連数	各濃度区3連(できれば対照区の2倍)
初期細胞濃度	約 10^4 cells/mL (S. capricornutum, S. subspicatus). その他の種では現存量で同程度
助剤	有機溶剤, 界面活性剤, 分散剤それぞれ100mg/Lを超えない
培養条件	振盪, 攪拌, 曝気下で無菌培養
試験温度	21~25±2℃
照明	400~700 nmのスペクトル幅で連続的に均一照射. 0.72×10^{20} photons/m ² sの光量
観測・測定	生物量または細胞数(試験開始後24, 48, 72時間)。温度, pH(試験前後), 被験物質濃度
結果の算出	生長曲線, EbC ₅₀ , ErC ₅₀ , NOEC

吉岡義正：化学物質の生態影響とその試験法・評価手法. セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002年6月24日, 7月4日

表7 OECDのミジンコ類急性遊泳阻害試験ガイドライン
(TG202, 改訂版, 2000.Draft, 1984.4 承認)

生物種	Daphnia magna 生後24時間未満. 他種を用いることも可能
試験媒体	水[天然水(表層水又は地下水)または調整水, 脱塩素水道]。pH6~9 (NaCl, NaOHで調整)。硬度140~250mg/L, CaCO ₃ 。
試験期間	48時間
試験濃度	等比級数的に公比1.5~2.2の範囲で3.2を超えない5段階の濃度。助剤を用いた場合には助剤対照区を設定。
生物数	少なくとも20頭/各濃度区(各濃度区4連)
助剤	溶剤, 乳化剤, 分散剤それぞれ100mg/Lを超えない
試験温度	18~22±1℃
照明	16時間暗, 8時間明を推奨, 全て暗条件でも可
観測・測定	行動, 静止, 異常行動及び外見の変化も観察(24, 48時間)。DO, 水温, pH(試験前後)。被験物質濃度(少なくとも試験前後を推奨)
結果の算出	24, 48時間での50%遊泳阻害濃度(EC ₅₀)

吉岡義正：化学物質の生態影響とその試験法・評価手法. セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002年6月24日, 7月4日

表 8 OECD の魚類急性毒性試験ガイドライン (TG203, 改訂版, 1992.7 承認)

生物種	ゼブラフィッシュ、ファットヘッドミノー、コイ、ヒメダカ、グッピー、ブルーギル、ニジマス、他の種を用いることも可能
試験媒体	天然水、調整水、または飲料水(必要なら脱塩したもの)
試験期間	96 時間
試験濃度	等比級数(最大公比 2.2)で少なくとも 5 濃度区と対照区
生物数	少なくとも 7 尾/区
試験方式	止水式、半止水式または流水式
助剤の使用	なるべく避ける。有機溶剤、乳化剤、分散剤、それぞれ 100mg/L を超えない
生物密度	止水式および半止水式では魚体重 1.0g/L 以下。流水式ではさらに高密度可
試験温度	魚種により異なる。
照明・給餌	12~16 時間照明/日。試験開始の 24 時間前まで、3 回/週又は毎日
観測・測定	水温、DO、および pH(1 回/日)(24 時間毎)、死亡数(24 時間毎(3 および 6 時間も観測することが望ましい))、供試物質濃度
結果の算出	96 時間での 50%死亡濃度(LC ₅₀)、0%死亡最高濃度および 100%死亡最低濃度

吉岡義正：化学物質の生態影響とその試験法・評価手法。セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002 年 6 月 24 日，7 月 4 日

表 9 OECD のミジンコ繁殖試験ガイドライン (TG211, 改訂版, 1998.9 承認)

生物種	Daphnia magna, 生後 24 時間未満, 他の種を用いることも可能
試験媒体	天然水または調整水
試験方式	半止水式(少なくとも 1 週間に 3 回)または流水式
試験期間	21 日(対照区で F1 世代の第 3 腹仔が産まれるまで, 通常 14 日以上 21 日以内)
試験濃度・生物数	等比級数的(公比 3.2 を超えない), 少なくとも 5 濃度区。半止水式(少なくとも 10 頭/濃度区), 流水式(40 頭/濃度区)
助剤	有機溶剤(ie. ≤ 0.1 ml/L), 分散剤(≤ 0.1 ml/L)
試験温度	18~22±2°C
照明	16 時間明, 8 時間暗の周期(光強度: 15-20 μ E/m ² s を超えない)
給餌	毎日(緑藻類)
観測・測定	親ミジンコの生死と状態, 産仔数とその状態放出卵の有無, DO, 水温, 硬度, pH(少なくとも週に 1 回), 供試物質濃度
結果の算出	NOEC, 可能なら 1, 2, 4, 7, 14 日及び終了時の EC50(遊泳阻害および繁殖に関する)を算出

吉岡義正：化学物質の生態影響とその試験法・評価手法。セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002 年 6 月 24 日，7 月 4 日

表 10 OECD の魚類初期生活段階試験ガイドライン (TG210, 2000.4 承認)

項目	方法および条件
生物種	ゼブラフィッシュ、ファットベッドミノー、コイ、ヒメダカ、グッピー、ブルーギル、ニジマス、他の種を用いることも可能
試験期間	少なくとも 14 日間、必要ならばさらに 1 または 2 週間延長する。
試験濃度	死亡やそれ以外の影響がみられる濃度と無作用濃度の両方を決定できるように設定する。対照区を設け、助剤を用いた場合は助剤対照区を設ける。
生物数	少なくとも 10 尾/区
試験方式	半止水式または流水式
助剤の使用	有機溶剤、界面活性剤、分散剤を 100mg/l 以下で使用可
生物密度	半止水式では魚体重 1g 以下/l、流水式ではさらに高密度にできる。
試験温度	使用した魚種に適した温度の範囲
照明	12～16 時間明周期
観測または測定	死亡数：少なくとも 1 日に 1 回 死亡以外の影響(外観、大きさ、行動など)：毎日行うのが望ましい、少なくとも週に 3 回 水温、溶存酸素濃度および pH：少なくとも週に 2 回 被験物質濃度：測定する
結果の算出	死亡率およびその他の観察した項目について対照区と有意さが認められない試験最高濃度(NOEC)

松井三郎：水環境保全の現状と今後、鈴木基之、内海英雄編。「バイオアッセイ水環境のリスク管理」講談社サイエンティフク、1998,p239

されたフロリダ州の湖に住むワニの繁殖能力の低下と生殖器の発達異常、DDT や DDE に暴露された鳥類の卵殻の薄化や繁殖異常等がある。ただし、これらの生殖異常が、原因とされる化学物質の内分泌かく乱作用によるかどうかは、すべての例で明確であるわけではないようである¹⁴⁾。

これらの有害性を有する化学物質の多くは難分解性かつ蓄積性の物質であり、我が国では製造・輸入が禁止されている。しかし、多くの一般化学物質については、内分泌かく乱作用をもつかどうかも含めて、生態系への影響に関する知見が非常に少ない。内分泌かく乱作用自体は毒性学的なエンドポイントではないが、内分泌かく乱作用が生殖毒性等の可能性の示すシグナルとなるのであれば、このような作用をもつ物質群について、生態系への有害性評価を優先的に進めていく意味がある。内分泌かく乱作用については、どのような化学物質がこのような作用を持っているのか、その作用は生態系への有害影響につながるのか、さらにその場合はどのような有害影響が生じるのかなどについて、さらに研究が必要であろう。

5. 化学物質の環境中での運命

5. 1 環境中での運命

環境中に放出された化学物質は揮発したり、水中に溶解したり、土壌に吸着したり、あるいは光や微生物により分解されたり、他の化学物質と反応したり、生物に取り込まれたりする。このような過程で、化学的な形態（化学物質の種類）や存在する媒体が変化する。また、田の中に散布された農薬が川に流入し、さらには海に入るように、存在する場所も変わってくる。化学物質の形態や存在する媒体、場所が変化すれば、それに従って環境中で暴露される生物、生物が暴露される化学物質の形態、生物が暴露される化学物質の濃度に変化する。化学物質の生態系への影響を考える場合、このような化学物質の環境中での運命が有害影響の発現に影響を与えることを考慮することが必要である。

上記に示したような、化学物質の環境中での運命を決める要素は、移動、輸送、変換に分類することができる。移動とは環境媒体間での移動を意味し、揮発、降雨等による沈降、生物濃縮、吸脱着により起こる。

揮発：化学物質は水や土壌から大気へ移動

沈降：大気中にある化学物質が雨等により水や土壌へ移動

生物濃縮：水相にある化学物質が水生生物体内に移動

吸脱着：水、土壌、大気中の化学物質が浮遊粒子や懸濁粒子に吸着したり、脱着したりして、相間を移動

生物濃縮が起こる場合には、食物連鎖を通じて高濃度暴露が起こる可能性があるため、生態系への影響を考える場合、生物濃縮性が高いかどうかは重要である。

輸送は環境媒体中での場所の移動である。大気や水の中では化学物質は大気流や水流により輸送される。土壌の表面や土壌中では化学物質は水流によって川や地下水等へ輸送される。

変換とは化学物質が化学反応や分解によりその形態をかえることである。環境中に放出された化学物質の多くは、環境要因により影響を受けて、大気、水、土壌中で変化あるいは分解していく。化学物質の変換に関わる環境要因には、微生物による生物的なもの、熱や酸素、水および太陽光の輻射などによる非生物的なものがある。光分解は太陽光のエネルギーにより起こる分解であり、光分解や酸化は大気や水中で起こる。一方、加水分解や生分解は、水、土壌、あるいは底質中で起こる。生分解は微生物の働きによる化学物質の分解であり、有機化合物の分解過程の中で最も主力をなすものである。速やかに無機化合物にまで分解される化学物質は、生態影響を生じる可能性は低い、なかには、有機塩素化合物のように、生分解を受けにくく、環境中に長期に渡り残留する物質もある。このような化合物の毒性が高い場合は、生態影響を生じる可能性も高くなる。また、化学物質によっては、無機化まで至らず、親化合物よりも毒性の高い代謝物を生じる場合がある（例えばトリクロロエチレンの嫌氣的分解産物の塩化ビニル）。

化学物質の環境媒体間の移動と変換を図2に示す。

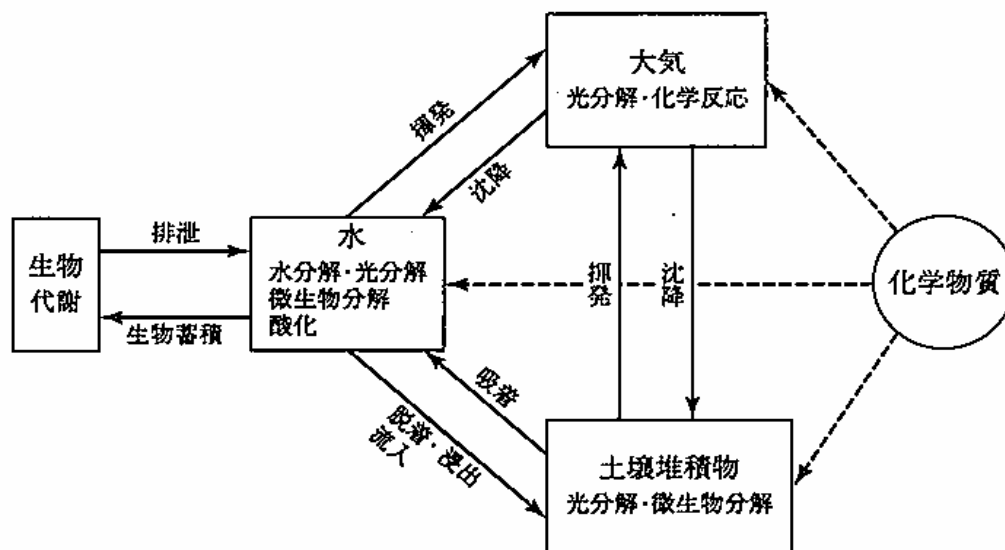


図2 環境媒体における化学物質の移動と変換¹⁵⁾

上記でのべたような化学物質の環境中での運命に関する種々の物理化学的パラメータや分解特性等を用いて、化学物質の環境中での挙動や濃度を推定するための様々なモデルが開発されている。また、農薬については、もともと生物に対する活性の高い物質であるため、各国が環境中での挙動に関するデータを求めており¹²⁾、我が国でも土壌中運命に関する試験、水中運命に関する試験、土壌への残留性に関する試験が要求されている¹⁰⁾。

5. 2 生物濃縮

前述のように化学物質が生物体内に濃縮する場合は、化学物質の存在する媒体が変わるだけでなく、生物の移動によりその分布が変化し、さらに、それを食べる生物は環境中に見いだされる濃度よりもずっと高い濃度に暴露されることになる。従って、その化学物質が生体中に濃縮するかどうかは、生態系への影響評価では重要な意味を持っている。我が国では化審法の下での新規化学物質の届出に際して、生分解性の低い化学物質に対して濃縮度試験データの提出が求められる。

この試験は化学物質を含む水中で魚（日本ではコイ）を半止水あるいは流水条件で飼育し、経時的に魚体中の化学物質の濃度を測定し、魚体中で平衡に達した濃度と水中濃度との対比から濃縮係数（BCF）を調べるものであり、OECDのテストガイドラインの305番に記載されている。

$$BCF = C_f(\infty) / C_w$$

C_f : 魚体中濃度、 C_w : 水中濃度

なお、魚の体表面での吸着や吸収、呼吸により取り込まれる直接濃縮は **bioconcentration**、食物連鎖を介して消化管を通して取り込まれる間接濃縮は **biomagnification** と呼ばれている。

濃縮係数は我が国では試験により求めているが、化学物質の物性や構造から予測する試みが数多く報告されている¹⁶⁾。これらのほとんどは、化学物質が体内の脂肪に蓄積することから、その疎水性を基に予測しようとするものであり、オクタノール/水分配係数 (**Log Pow**) から予測する方法、水溶解度から予測する方法、土壌吸着係数から予測する方法がある。

5. 3 生分解性

前述のように環境中に放出された化学物質が環境中で分解をうけるかどうか、生態系への影響の評価に関係している。なかでも微生物による分解は化学物質の環境中における分解の主要な要因である。

我が国では化審法の下で、新規化学物質の届出に際して、まず分解度試験が要求され、28 日間に微生物による無機化率が約 60%を超えない場合は、魚による濃縮度試験および 28 日間の反復投与毒性試験が求められることが多い¹⁷⁾ (図 1)。

生分解性試験には様々なものがあるが、大きく好氣的分解性試験と嫌氣的分解性試験に分けられる。生分解性試験のためのガイドラインは様々な機関により作成されており、OECD によるものが最も有名である。OECD は好氣的分解性試験について、301、302、303、304、306 の 5 種類のガイドラインを作成している。これらは下記の 4 種類に分類される。

- ①分解性試験：その化学物質が微生物により分解を受ける可能性を調べる試験 (301)
- ②本質的分解性試験：その化学物質の最適条件下での分解性を調べる試験 (302:水系、304:土壌系)
- ③シミュレーション試験 (303:下水処理場)
- ④海水中での生分解性試験 (306)

我が国における化審法の分解度試験は OECD のテストガイドラインでは①に、化審法の分解度試験の逆転法 (化学物質濃度を低く、微生物濃度を高く設定) は②に分類されている。

6. 指定化学物質の選択にあたっての生態影響データの利用

PRTR 法の下では、環境中に広く継続的に存在し、下記のいずれかの有害性の条件にあてはまるものが第一種指定化学物質として指定されている。

- ・人の健康や生態系に悪影響を及ぼすおそれがあるもの
- ・その物質自体は人の健康や生態系に悪影響を及ぼすおそれがなくても、環境中に排出された後で化学変化を起こし、容易に有害な化学物質を生成するもの
- ・オゾン層を破壊するおそれがあるもの

また、第一種指定化学物質と同様に有害で、製造量、使用量などが増加した場合には、広く継続的に存在する事となることが見込まれる物質は、第二種指定化学物質に指定されている。

中央環境審議会は PRTR 法の制定後、第一種指定化学物質、第二種指定化学物質をどのような基準で選択すべきかの諮問をうけた。審議会は 2000 年 2 月、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律に基づく第一種指定化学物質および第二種指定化学物質の指定について」という答申を行ったが、その中に、同審議会がどのように生態毒性データを用いたかが記されている¹⁸⁾。これによると、審議会は、国際的に定着しているということから、OECD のテストガイドラインを用いた生態毒性試験、とくに藻類、ミジンコ、魚を対象とした 3 種類の試験結果を用いて生態毒性の判断を行ったとしている。

具体的には、下記の情報源に記載されている試験データを信頼できるものとして用いている。

- ・ ECETOC (European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) がまとめた Technical Report (No.56)、 Aquatic Toxicity Data Evaluation
- ・環境庁において実施して評価した生態影響試験報告 (平成 7~9 年度)
- ・日本で登録されている農薬に関する公表データ

また、生態毒性についての毒性の強さは、慢性毒性試験から得られる NOEC (No Observed Effect Concentration)、および急性毒性試験から得られる LC₅₀ または EC₅₀ を用

いて、OECD/IOMC*で合意されている分類に従って分類している。さらに、OECD/IOMC、EU で用いられている 3 クラスの分類のうち、有害性の程度の大きい方から 2 つ目までのクラスを用いることとし、最終的に表 11 のような分類を用いて、これに該当する物質を指定対象候補物質とした。

表 11 生態毒性の分類

クラス	NOEC	L(E)C ₅₀	EU*
1	0.1 mg/L 以下	1 mg/L 以下	R50
2	1 mg/L 以下	10 mg/L 以下	R51

*：根拠となるデータがある場合

なお、表 11 における EU の R50 とは水生生物に猛毒性 (very toxic) とされているものであり、具体的には下記のような毒性を持つ。

96 時間 LC₅₀ (魚類) $\leq 1 \text{ mg/L}$ または
 48 時間 EC₅₀ (ミジンコ類) $\leq 1 \text{ mg/L}$ または
 72 時間 IC₅₀ (藻類) $\leq 1 \text{ mg/L}$

また、R51 とは水生生物に毒性 (toxic) とされているものであり、具体的には下記のような毒性を持つ。

96 時間 LC₅₀ (魚類) $1 \text{ mg/L} < \text{LC}_{50} \leq 10 \text{ mg/L}$ または
 48 時間 EC₅₀ (ミジンコ類) $1 \text{ mg/L} < \text{EC}_{50} \leq 10 \text{ mg/L}$ または
 72 時間 IC₅₀ (藻類) $1 \text{ mg/L} < \text{IC}_{50} \leq 10 \text{ mg/L}$

審議会では上記のように、指定化学物質の選択には、分解性や蓄積性に関する情報は利用していない。ただし、留意事項として、「例えば次のような事例等については、個別物質

* Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals

毎に判断して対象物質の追加・削除を行うことが適当である。」としており、分解性、蓄積性についてもある程度の留意をしている。

- (1) 「製造・輸入量」が特に大きく、物性等により暴露量が多いと想定されるものは、有害性（今回判断基準とした有害性項目に限らない）、分解性等の性状を踏まえ必要に応じて追加。
- (2) 「分解性」に関しては、環境中に排出された直後に（加水分解等により）無害な物に分解されることが明らかである物質を削除。
- (3) 「蓄積性」が高い物質については、有害性の評価に高蓄積性であることを加味して検討の上、必要に応じて追加。

また、内分泌かく乱作用については、「現在、選定するための科学的知見が十分集積されていないことから、試験方法や評価方法の確立を急ぎ、優先度の高い物質から早急に試験を行い判断することが適当である。」としている。

このような作業の結果として、第一種指定化学物質、354 物質の中には、生態毒性がクラス 1 に分類されている物質が 80、クラス 2 に分類されている物質が 42、第二種指定化学物質、81 物質の中には、クラス 1 の物質が 11、クラス 2 の物質が 9 物質含まれている。

7. 生態系へのリスク評価

ここまで、主として化学物質の生態系に対する有害性について記してきた。しかし、その化学物質がいかにも有害性の高いものであっても、標的となる生物がその化学物質にさらされなければ有害な影響は実際には生じてこない。一方、その化学物質の有害性がさほど高くなくても、標的となる生物がその化学物質にさらされる量が多ければ、有害影響が生じる。好ましくない結果を生じる可能性の程度をリスクとよぶが、化学物質については、最近、その有害性ではなく、リスクを評価する考え方が主流になっている。

化学物質のリスクは、その化学物質のもともっている性質としての有害性と、標的となる生物がその物質にさらされる暴露量の積として表される。

$$\text{リスク} = \text{有害性} \times \text{暴露}$$

化学物質の生態系に対するリスク評価では、生態系に有害な影響を与えないと予測される濃度（予測無影響濃度、predicted no effect concentration、PNEC）と予測環境濃度（PEC、

predicted environmental concentration) の比 (リスク比) からリスクの判定を行う。

$$\text{リスク比} = \text{PEC} / \text{PNEC}$$

ここで、リスク比が 1 を超える場合は、有害な影響を生じる可能性があるとして判断され、リスク比が 1 以下の場合には、有害な影響を生じる可能性はないと判断される。

PEC としては、その化学物質の物理化学的なパラメータを用いて数理モデルにより推定した暴露推定値が用いられることもあるし、環境媒体中濃度の実測値が用いられることもある。一方、PNEC はその生態系における生物が影響を受けない濃度の推定値であり、入手できている生態影響試験結果をもとに、推定に関わる不確実性を説明する係数を用いて推定する。水生生物に対する PNEC を考える場合、OECD、EU および米国環境保護庁 (有害物質規制法(TSCA)の下で新規化学物質を評価する場合) は、得られている試験データの種類や数により、表 12 に示すような不確実性係数を用いて PNEC を求めることとしている。ここで、得られているデータが少ないほど、不確実性係数は大きくなる。また、長期試験ではなく、短期試験の結果しかない場合にもやはり不確実性係数は大きくなる。一般に不確実性係数が大きいほど、最終的に得られる推定値はより大きな安全の幅を含んでいると考えられている。

表 12 生態毒性試験結果から PNEC を導くときに用いる不確実性係数¹⁹⁾

係数の適用条件	OECD (既存化学物質)	EU (同左)	TSCA (新規化学物質)
1) 1 種類の試験生物の急性毒性値 (EC ₅₀ または LC ₅₀) のみ	1,000	—	1,000
2) 藻類, ミジンコ, 魚の急性毒性値の最小値 (EC ₅₀ または LC ₅₀)	100	1,000	100
3) 1 種の長期試験の NOEC (ミジンコか魚類)	—	100	10
4) 2 種の生物の長期 (慢性) 試験の NOEC	—	50	10
5) 藻類, ミジンコ, 魚類の長期 (慢性) 試験の NOEC	10	10	10
6) 野外調査データ, またはモデルエコシステム	—	状況による	1

NOEC：公比 (1.8またはその前後) をもって試験した場合, 対照と有意差があった最低試験濃度の次に低い試験濃度。

8. おわりに

我が国においては化審法に生態系保全の視点が含まれていないことにも示されるように、化学物質管理の分野において、生態系を構成するヒト以外の生物の保護への対応は必ずしも十分ではなかった。しかし、生物多様性条約の締結にも見られるように、多様な生物とその生息環境を守ることは、国際的にも重要なことと受け止められている。その意味で、PRTR 法が、「動植物の生息若しくは生育」に支障を及ぼすおそれのある化学物質にも目を向けていることは画期的なことである。

生態系の保全については、何をどの程度守るのかについて、様々な考え方がありうるし、また、それを具体的に示すことも難しい。さらに、生態系への影響そのものを評価するための試験方法や評価方法にも多くの限界がある。しかし、生態系に支障をきたすことがないようにリスク管理を行うためには、生産量の多い化学物質については、少なくとも OECD の MPD 項目に含まれている程度の水生生物への影響データを把握しておくことが望ましい。第一種指定化学物質 354 物質の中には生態毒性がクラス 1 に分類されている物質が 80、クラス 2 に分類されている物質が 42、クラス 3 に分類されている物質が 11 含まれている。しかし、残りの 221 物質については生態影響データは整備されていない。現在、高生産量の既存化学物質に対する試験データの作成作業が鋭意取り進められているが、第一種指定

化学物質に対しても、このようなデータの充実が測られることを強く期待したい。また、米国等では試験データではなく、QSAR（定量的構造活性相関）データも生態影響の予測に用いられていることから、データのない部分については暫定的にそのような形でデータを補うことも一つの方法であろう。

その一方で、有害性を評価するための試験方法に関する研究開発も重要である。河川に流入する化学物質については河川の生物、底質に高濃度で分布する化学物質については底質に生息する生物に対する有害性を調べるのが望ましい。化学物質と生物の暴露の状況、感受性の特に高い生物の有無、その生態系の維持に特に重要な生物等を勘案して、より科学性および予測性の高い試験を行えるよう、試験法の開発が望まれる。

一方、リスク評価の項で記したように、化学物質が実際に生態系に有害な影響を与えるかどうかは、その物質の有害性のみではなく、その化学物質に感受性のある生物が有害影響を受けるような濃度に暴露されるかどうかに関係してくる。有害性の高い物質の排出量を削減することが望ましいのは当然であるが、排出量の情報に対しては、有害な影響が顕在化する可能性の指標である「リスク」の観点から判断を行うことが必要である。

02. 3. 29 版

一部修正

脚注及び文献：

- 1) レイチェル・カーソン著、青木築一訳：沈黙の春、新潮文庫
- 2) John A. Moore: The not so silent spring. in “Silent Spring Revisited” ed. by Marco, G. J., Hollingworth, R. M., and Durham, W. pp.15-24, American Chemical society, Washington, D.C.
- 3) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律施行令（昭和 49 年 6 月 7 日政令第 202 号）
- 4) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Annex A & B.
- 5) レイチェル・カーソン著、青木築一訳：沈黙の春、新潮文庫、 p.346.
- 6) 荒木峻、沼田眞、和田攻編(1985)環境科学辞典、東京科学同人.
- 7) 吉岡義正(1997)生態系に対するリスクアセスメント、環境庁リスク対策研究会監修「化学物質と環境リスク」 pp.119-126、化学工業日報社.
- 8) http://www.epa.gov/docs/OPPTS_Harmonized/850_Ecological_Effects_Test_Guidelines/
- 9) <http://webnet1.oecd.org/oecd/pages/home/displaygeneral/0,3380,EN-document-524-14-no-no-6717-0,00.html>

- 10) 農薬の登録に係る試験成績について（平成 12 年 11 月 24 日付け農産第 8147 号農林水産省農産園芸局長通知）
- 11) 早水輝好(2002)生態系保全を視野に入れた化学物質の審査・規制のあり方. セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」. 2002.6.24、7.4 講演要旨集. 化学工業日報社
- 12) (株)三菱化学安全科学研究所(1999)平成 10 年度農薬の生態影響評価システム確立調査. 平成 11 年 3 月.
- 13) 吉岡義正(2002)化学物質の生態影響とその試験法・評価手法. セミナー「これからの化学物質審査・規制制度を考える」2002.6.24、7.4 講演要旨集,化学工業日報社.
- 14) 岩井久人(1999)環境汚染物質の生態系への影響. 藤田正一編「毒性学」pp.207-219、朝倉書店.
- 15) 岩井久人(1999)化学物質の動態. 藤田正一編「毒性学」pp.199-206、朝倉書店.
- 16) 西原力他(1993)化学物質の生物濃縮機構とその構造活性相関、衛生化学、39、494-508.
- 17) これまでの多数の届出経験に基づく。
- 18) 中央環境審議会(2000)「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律に基づく第一種指定化学物質および第二種指定化学物質の指定について」(答申)、平成 12 年 2 月.
- 19) 畠山成久(1999)化学物質の生態影響評価のための生物試験法に関して. 藤田正一編「毒性学」pp.263-276、朝倉書店.

【著者プロフィール】

加 藤 順 子 (かとう じゅんこ)

理学博士

(株)三菱化学安全科学研究所 リスク評価研究センター 部長研究員

東京大学大学院理学系研究科動物学専攻博士課程修了

1992年10月：同 調査グループ 部長研究員

2000年 8月：(株)三菱化学安全科学研究所 調査部長

2002年 2月～ 現職

入社以降、一貫して化学物質およびバイオテクノロジーのリスク評価、リスク管理、リスク・コミュニケーションの文献的調査研究に従事。

主要な編著書等

- ・「組換え DNA 技術の安全性－研究室から環境まで」(1989) (中村桂子, 加藤順子, 辻堯著)
講談社
- ・「世界の大気汚染基準とリスクアセスメント」(1993) (株三菱化学安全科学研究所編)
化学工業日報社
- ・「微生物農薬の現状と安全性評価」(1993) (株三菱化成安全科学研究所編)
化学工業日報社
- ・リスクの社会的受容とコミュニケーション, 安全工学, 38, 152-160, 1999

主要な学会

- ・日本リスク研究学会 (理事)
- ・環境科学会 (理事)