

名前こそ“バイオロジー”を冠しながら、そこには動物も細胞もまったく存在せず、否、生物学者すら存在しない。ちょっと意味が異なるが少し以前よりドライ・ラボという言葉もしばしば討論の端々に上るようになってきた。分子生物学の発達によって生物を分子の相互作用をもって理解する活動がもっとも盛んになってきた丁度そのさなかに、他方で、生物学はまったく新たな次のステップを目指して大きな質的変革を遂げるべく、その一歩を踏み出しつつあるのである。

【引用文献】

1) 井上達：毒性学の現状と展望—あたらしいバイオサイエンスとしての生体異物応答科学, 科学74(1): 18-23, 2004.
 2) 医薬品非臨床試験研究会監修：医薬品非臨床試験ガイドライン解説2002, 薬事日報社, 東京, pp.287, 2002.
 3) 動物の愛護および管理に関する法律 (平成11年制定).
 4) 日本実験動物学会実験動物使用状況調査 (2001年調べ)：実験動物ニュース, 52(5): 143-151, 2003.
 5) P F D'Arcy and D W G Harron, eds : Proceedings of the Fourth International Conference on Harmonization Brussels 1997, The Queen's University of Belfast, pp.1158.
 6) クロード・ベルナル (三浦大栄訳)：実験医学序説, 岩波文庫, 1936.
 7) 松田幸久：秋田大学バイオサイエンス教育研究センターウェブサイト, <http://www.med.akita-u.ac.jp/~doubutu/gijutubu/Bernard.html>.
 8) 土屋貴志：大阪市大大学院文学研究科ウェブサイト, <http://www.lit.osaka-cu.ac.jp/~tsuchiya/vuniv99/exp-lec2.html>.
 9) エズモンド E. ロング (藤波紘二訳)：病理学の歴史, 西村書店, 1965.
 10) Ames B N, Lee F D, Durston W E : An improved bacterial test system for the detection and classification of mutagens and carcinogens, Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 70: 782-786, 1973.
 11) Ames B N, Durston W E, Yamasaki E and Lee F D : Carcinogens are mutagens: A simple test system combining liver homogenates for activation and bacteria

for detection, Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 70: 2281, 1973.
 12) Ames B N, Durston W E, Yamasaki E and Lee F D : Carcinogens are mutagens: A simple test system combining liver homogenates for activation and bacteria for detection. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 70: 2281, 1973.
 13) Muller H J : Artificial transmutation of the gene, Science, 66: 84-87, 1927.
 14) Auerbach C, Robson J M : Chemical production of mutations, Nature, 157: 302, 1946.
 15) Brown P O and Botstein D : Exploring the new world of the genome with DNA microarrays, Nat Genet., 21: 33-37, 1999.
 16) Debouck C and Goodfellow P N : DNA microarrays in drug discovery and development, Nat Genet., 21: 48-50, 1999.
 17) Lovett R A : Toxicogenomics. Toxicologists brace for genomics revolution, Science, 289: 536-537, 2000.
 18) Hamadeh H K, Bushel P, Paules R and Afshari C A : Discovery in toxicology: mediation by gene expression array technology, J. Biochem. Mol. Toxicol., 15: 231-242, 2001.
 19) Storck T, von Brevern M C, Behrens C K, Scheel J, Bach A : Transcriptomics in predictive toxicology, Curr Opin Drug Discov Devel., 5: 90-97, 2002.
 20) Schena M, Shalon D, Heller R, Chai A, Brown P O and Davis R W : Quantitative monitoring of gene expression patterns with a complementary DNA microarray, Science, 270: 467-470, 1995.
 21) Schena M, Shalon D, Heller R, Chai A, Brown P O and Davis R W : Parallel human genome analysis: microarray-based expression monitoring of 1000 genes, Proc Natl Acad Sci USA, 93: 10614-10619, 1996.
 22) このほかに、オリゴヌクレオチドプローブを光リトグラフィを用いて合成し、これに組織材料由来のmRNAをcRNAに変換してハイブリダイズするDNAチップ法がある (Fodor S P, Rava R P, Huang X C, Pease A C, Holmes C P and Adams C L : Multiplexed biochemical assays with biological chips, Nature, 364: 555-556, 1993).
 23) T Inoue, W D Pennie, eds : Toxicogenomics, Springer-Verlag Tokyo, pp.1-11, 2003.
 24) ここでいう演繹の毒性学とは、リバース・トキシコロジー (reverse toxicology) と同

義である。
 25) Reynolds L J and Richards R J : Can toxicogenomics provide information on the bioreactivity of diesel exhaust particles, Toxicology, 165: 145-152, 2001.
 26) Langheinrich U : Zebrafish: a new model on the pharmaceutical catwalk, Bioessays, 25: 904-912, 2003.
 27) Kebat I, Kenyagin-Karsenti D, Snir M, Segev H, Amit M, Gepstein A, Livne E, Binah O, Itskovitz-Eldor J, Gepstein L : Human embryonic stem cells can differentiate into myocytes with structural and functional properties of cardiomyocytes, J. Clin. Invest., 108: 407-414, 2001.
 28) Ivanova N B, Dimos J T, Schaniel C, Hackney J A, Moore K A, Lemischka I R : A stem cell molecular signature, Science, 298: 601-604, 2002.
 29) Richards M, Tan S P, Tan J H, Chan W K, Bongso A : The transcriptome profile of human embryonic stem cells as defined by SAGE, Stem Cells, 22: 51-64, 2004.
 30) Vallier L, Rugg-Gunn J P, Bouhon I A, Andersson F K, Sadler A J, Pedersen R A : Enhancing and diminishing gene function in human embryonic stem cells, Stem Cells, 22: 2-11, 2004.
 31) Hwang W S, Ryu Y J, Park J H, Park E S, Lee E G, Koo J M, Jeon H Y, Lee B C, Kang S K, Kim S J, Ahn C, Hwang J H, Park K Y, Cibelli J B, Moon S Y. : Evidence of a pluripotent human embryonic stem cell line derived from a loned blastocyst, Science, 303: 1669-1674, 2004.
 32) Hu T, Gibson D P, Carr G J, Torontali S M, Tiesman J P, Chaney J G and Ardema M J : Identification of a gene expression profile that discriminates indirect-acting genotoxins from direct-acting genotoxins, Mutat. Res, 549: 5-27, 2004.
 33) 1854年, 動物虐待防止協会が設立される。
 34) Timothy Zacharewski (平林容子抄訳)：コンピュータショナル・バイオロジー, In: 井上達, 井口泰泉編, 生体統御システムと内分泌攪乱, シュプリンガー・フェアラーク社, 東京, 2005. 参照。

井上 達 国立医薬品食品衛生研究所
 安全性生物試験研究センター長
 横浜市立大学医学部卒。東京都老人総合研究所、米国ブルックヘブン国立研究所、放射線医学総合研究所などを経て、2001年より現職。専門は、実験病理学、実験動物学、分子毒性学。現在は化学物質の生体影響発現機構の研究を進めている。著書に、「Toxicogenomics」(編著, Springer-Verlag社, 2003年)など。

生物を用いた水質監視・管理の必要性*

若林 明子**

1. 水環境の変化

今から50年前の1955年ごろの東京では昔ながらの魚が多く見られた。多摩川中流域には水のきれいな石の下に棲むカジカやギバチが普通に見られ、湧き水のある川原の水溜りにはヤリタナゴなども棲んでいた。江戸川や中川、荒川にはシラウオやワカサギが多く、まわりの小川にはヤリタナゴ、ゼニタナゴなどもいた。しかしこれらの魚の多くは高度成長期に姿を消し、90年頃にこれらの水域で見られる魚種はコイやフナなど汚れた水域でも棲めるものがほとんどだった。近年、都内河川の水質は徐々によくなってきているが、上記の魚はまだもといた場所には帰ってきていない。

2. 水質保全の必要性

われわれの身近にある河川、湖沼や内湾などの水環境はわれわれに安らぎを与えてくれるだけでなく食料を生産し、人間の廃棄物を分解してくれるなど非常に貴重な財産である。東京など都市部では水生生態系はほとんど破壊され自然に近い状態からほど遠い状態にあるが、その自然に近い生態系とはどんな系なのだろうか。図1に典型的な湖沼の生態系

を示した。

湖沼に住んでいるさまざまな生物は生態系を形成するための役割を演じている。図には生態系の中での栄養の流れを生物同士の関わりに加えて示した。湖沼には、通常流入河川や大気を通じて有機物質や窒素、リンといった栄養塩が供給される。無機系栄養塩は生産者である植物プランクトンの増殖のために用いられる。植物プランクトンの藻類は動物プランクトンや高次の生物であるミジンコ、小魚のエサとなり、さらにそれらは大型魚や鳥などに食べられる。このような関係を食物連鎖といい、化学物質の移動や濃縮とも密接な関係がある。またこれらの生物の死骸や排せつ物等は分解者である微生物が無機物などに分解し、一部は水に溶解、また一部は湖底に沈殿し再び栄養塩として戻される。このように、生態系の中では生物同士、あるいは生物と水や底泥といった無機的環境が相互に関連しあっている¹⁾。

生態系では、生物同士あるいは生物と無機的環境、さらには無機的環境同士の相互作用が非常に重要となる。そのため、一部の生物が何らかの影響により極端に数が少なくなり死滅すると、その生態系全体が影響を受けることになる。とくにその生物が生態系に

* Necessity of Water Quality Monitoring and Evaluation with the Use of Aquatic Organism

** Meiko WAKABAYASHI 淑徳大学国際コミュニケーション学部教授

キーワード ①水質汚染 ②水生生物 ③化学物質管理 ④バイオアッセイ ⑤バイオモニタリング

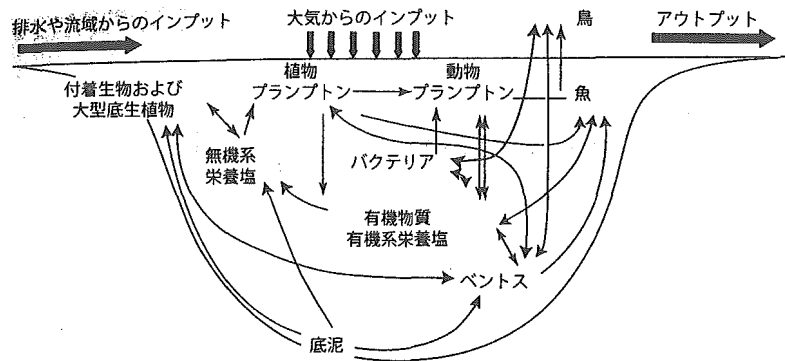


図1 湖沼生態系概念図

とってキーとなる生物の場合には、生態系は不可逆的な変化を受けることもある。

3. 水域における化学物質管理の経緯

水生生態系が破壊される大きな原因としては、開発による物理的影響、進入生物による生物的影響および有機物質による水質汚濁や化学物質による水質汚染がある。本稿では、水質の問題を取り上げてみたい。

日本の水質汚濁に係る環境基準は「人の健康保護に関する環境基準」と「水質環境の保全に関する環境基準」の2種類からなっている。化学物質に関しては、従来ヒトへの健康リスクをもとに設定されており、生態系への配慮はされていなかった。一般工業用の化学物質に関して難分解性で長期毒性を有する物質の製造や輸入、使用を規制する、いわゆる「化学物質審査規制法」でも、長期毒性は人の健康への毒性を意味し、ヒト以外の生物への影響は毒性評価の判断材料とはなっていなかった。一方、生物に対して強い生理活性作用を持ち開放系に散布する農薬に関しては、農薬取締法によって登録の申請の際に、ヒトへの健康影響を評価するための毒性試験と同時に水産動植物への影響を評価するための毒性試験の提出が義務付けられていた。しかし登録

に際して評価に用いられているのは、コイに対する48時間半数致死濃度(LC50)のみで不十分なものとなっていた。

こうした中、OECD(経済協力開発機構)の勧告などを受けて、環境省を中心に現在、化学物質の汚染から水環境の動植物を守るための施策が展開されつつある。2003年11月には亜鉛の環境基準が告示され、2004年4月から改正化学物質審査規制法が施行された。また2003年3月に改正された農薬登録保留基準は、試験方法など細かいつめの作業の後2005年4月に施行されている。

水生生物を守る環境基準は、人間生活と密接な関係のある生活環境を守る項目として設定された。そのため、水産動植物といった食料として重要なものやメダカやホタルなど潤いを与えてくれる生物が保全の対象となっている。

水域を淡水域と海域に区分し、類型を設けて基準値を設定している。淡水域は冷水域と温水域の2水域に、海水域は1水域のみとなっている。それぞれの水域にはさらに産卵場および化学物質への感受性の高い幼稚仔等が生息する水域も設け、より厳しい目標を当てはめている。現在、亜鉛に関して環境基準が設定され、クロロホルム、フェノールおよ

びホルムアルデヒドは要監視項目として指針値が定められている(表1)。検討委員会で優先的に検討すべきとされた81項目のうち約10物質について2003年度に検討が終了している。今後、残りの約70物質について順次検討され、必要に応じて基準が設定される予定である。

化学物質審査規制法においても難分解性・高蓄積性で、高次捕食動物への慢性毒性が認められたときには、現行の第1種特定化学物質と同様に、可能な限り環境中に放出されないような製造や輸入、使用の厳しい制限が課せられる。また難分解性で、かつ藻類、ミジンコおよび魚類への急性毒性試験によって生態毒性を有することが明らかになった物質は、現行の指定化学物質と同様に製造・輸入実績が把握され、適正管理が求められる。その後、環境汚染による生活環境に係る動植物に被害を生じるおそれが明らかなる場合には、追加の試験が指示され、被害の可能性が認められた場合に、製造や輸入が制限される。

一方、新たな農薬登録保留基準の基本的な考え方は、少なくとも河川等公共用水域の水質環境基準点のあるような地点においては、農薬の影響がコイだけではなくより多くの水産動植物へ出ないような評価手法に改善するというものである。対象農薬の水産動植物への影響の評価については、以前のようにコイへの毒性から直接評価するのではなく、農薬が実際の環境でばく露される可能性、すなわち環境中濃度も同時に考慮するリスク評価によって行うことにしている。

具体的には、試験生物として魚類、ミジンコおよび緑藻類を用いた試験により急性影響濃度を求める。それらの試験で得られた濃度に必要に応じて種差を考慮した係数をかけ、3種の生物の中の最小値、すなわち当該農薬に対してもっとも弱い生物から求めた濃度を急性影響濃度(AEC)とする。他方、農薬を農地などに単回散布し、公共用水域に流出

表1 環境基準値および要監視項目に関する指針値
環境基準値

| 項目 | 水域 | 類型 | 基準値 ($\mu\text{g/l}$) |
|-------|-----|------|----------------------------|
| 全 亜 鉛 | 淡水域 | 生物A | 30 |
| | | 生物特A | 30 |
| | | 生物B | 30 |
| | | 生物特B | 30 |
| | 海 域 | 生物A | 20 |
| | | 生物特A | 10 |

要監視項目指針値

| 項目 | 水域 | 類型 | 基準値 ($\mu\text{g/l}$) |
|----------|-----|------|----------------------------|
| クロロホルム | 淡水域 | 生物A | 700 |
| | | 生物特A | 6 |
| | | 生物B | 3,000 |
| | | 生物特B | 3,000 |
| | 海 域 | 生物A | 800 |
| | | 生物特A | 800 |
| フェノール | 淡水域 | 生物A | 50 |
| | | 生物特A | 10 |
| | | 生物B | 80 |
| | | 生物特B | 10 |
| | 海 域 | 生物A | 2,000 |
| | | 生物特A | 200 |
| ホルムアルデヒド | 淡水域 | 生物A | 1,000 |
| | | 生物特A | 1,000 |
| | | 生物B | 1,000 |
| | | 生物特B | 1,000 |
| | 海 域 | 生物A | 300 |
| | | 生物特A | 30 |

または飛散した場合の農薬の水中予測濃度を求める。図2に示したように両者を比較し、予測水中濃度が急性毒性値を上回り、リスクが高いと評価された場合には登録を保留することになる。

4. 環境水の生物に与える影響の評価方法

生物調査の経年変化のデータによらずに、汚濁・汚染の水生態系への影響を評価し、原因を解明する手法としては、

- ① 生物を水域の水に現場でばく露して生

物の状態変化などから対象とする水域の水質を評価する

- ② 生物を試験室で水域から採取した水にばく露して生物の状態変化などから対象とする水域の水質を評価する
- ③ 対象とする水域における特定の化学物質の濃度と試験室で求めた当該化学物質が生物に影響を与える濃度を比較することによって間接的にその水域の水を評価する

などがある。

その際に、用いられる代表的な試験方法としてはOECDテストガイドラインがある(表2)。表で分かるように、試験生物として単細胞の緑藻類、ミジンコおよび魚類が採用されている。

藻類は栄養塩類を摂取して光合成を行うことによって生長・増殖する1次生産者であり、食物連鎖の底辺に位置している。水質汚染の影響により藻類の生長や増殖が阻害されると、食物連鎖全体が大きな影響を受けることになる。また試験生物として見た場合には、単細胞緑藻類はライフサイクルが時間単位であるため、短い試験期間で数世代にわたる影響について評価できる。動物プランクト

ンであるミジンコは植物食性であるため、1次生産者と高次の食肉生物や捕食動物を結ぶ食物連鎖の中間に位置する生物として重要である。またライフサイクルが比較的短く、生後1週間位で最初の幼体を産仔するため、繁殖試験に供することもできる。ミジンコは多くの化学物質に対する感受性が高く、取扱いが比較的容易で個体が小さいため、小規模な施設で試験を実施できる。魚類は水生生態系では食物連鎖の最上位に位置する重要な生物である。人間の食料となるばかりでなく、生活に潤いをもたらしてくれる水生生物の代表である。またさまざまな魚種について多くの毒性試験データが報告されており、環境汚染の指標生物としても重要である。

一方、エンドポイントとしては、生態系の構造と機能の維持の観点から生理学的・病理学的な変化ではなく、死亡や成長(生長)、繁殖が用いられる。通常、急性毒性は水生生物に対して短期間で生存、遊泳、増殖、生長などに阻害をもたらす影響を意味し、試験期間は藻類では72～96時間、甲殻類や魚類では48～96時間を採用する。一方、慢性毒性は水生生物の成熟や繁殖、胚や稚仔に対する生存や生長に阻害を及ぼす影響を意味し、試験期間

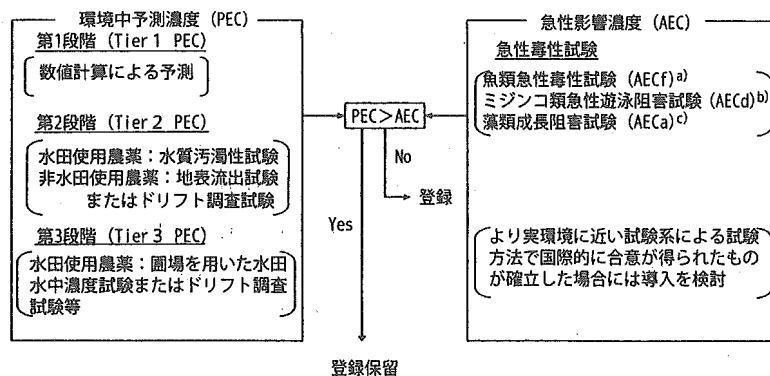


図2 評価スキーム体系図

a) 魚類急性毒性試験 $96\text{hr-LC50} \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECf}$

b) ミジンコ類急性遊泳阻害試験 $48\text{hr-EC50} \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECd}$

c) 藻類成長阻害試験 $72\text{hr-EC50} \times 1 = \text{AECa}$

* 既登録農薬については、PECに代えて環境モニタリング調査の結果も活用可

表2 水生生物に関わるOECDテストガイドライン

| | | |
|-------|---------------------------|-------------|
| TG201 | 藻類成長阻害試験 | 1984年6月採択 |
| TG202 | ミジンコ遊泳阻害試験 | 2004年4月採択 |
| TG203 | 魚類急性毒性試験 | 1992年7月採択 |
| TG204 | 魚類延長毒性試験 | 1984年4月採択 |
| TG209 | 活性汚泥呼吸阻害試験 | 1984年4月採択 |
| TG210 | 魚類の初期生活段階毒性試験 | 1992年7月採択 |
| TG211 | ミジンコ繁殖試験 | 1998年9月採択 |
| TG212 | 魚類短期毒性試験 | 1998年9月採択 |
| TG215 | 魚類稚魚成長毒性試験 | 2000年1月採択 |
| TG218 | 底質によるユスリカ毒性試験 | 2004年4月採択 |
| TG219 | 水質によるユスリカ毒性試験 | 2004年4月採択 |
| TG220 | <i>Enchytraeidae</i> 繁殖試験 | 2000年3月ドラフト |
| TG221 | ウキクサ生長阻害試験 | 2000年8月ドラフト |

はミジンコでは14日以上、魚類では胚から稚魚期あるいは未成熟から成熟期までを採用することが多い。

5. 水質の現状

環境省は、どのような化学物質が日本の水域において環境リスクが高いかを評価することを目的に、1997年からリスクの高い可能性のある物質を中心に評価を行っている。この事業は本格的な実施に向け、その方法論を確立することを目的に実施しているパイロット事業であるが、評価結果からリスクの高い可能性のある物質を知ることができる概要図を図3に示した。

生態リスク評価では、OECDなどと同様に化学物質のPNEC(予測無影響濃度)とPEC(予測環境中濃度)の比較で行っている。

PNECを求めるための対象生物種としては、OECDのSIDS(スクリーニング用データセット)の3種の生物とその他の水生生物の4分類群を対象とし、環境省が独自に行っている生態影響評価事業での実測値をはじめ

米国環境保護庁のAQUIRE、EUのECDINなどの文献情報(データベース)などから生態毒性データ集めている。PNECの算出には、各生物分類群について急性および慢性のデータのうち最小のものを用いており、PNECを算出するアセスメント係数はOECDが提案しているものを用いている。PECは環境省などが測定した水域の化学物質の濃度から求めている。

各化学物質に関してPEC/PNECを算出し、下記のように数値により3段階に評価している。

$1 \leq PEC/PNEC$: 詳細な評価を行う候補と考えられる。

$0.1 \leq PEC/PNEC < 1$: 情報収集に努める必要があると考えられる。

$PEC/PNEC < 0.1$: 現時点では作業の必要はないと考えられる。

(情報が不十分な場合) : 現時点ではリスクの判定ができない。

環境省は、2005年度までに約160物質について生態リスク評価結果を公表している。それによると、相対的にリスクが高く詳細な評価を行う候補物質は、表3に示した26物質であった。

現在、詳細な評価を要する化学物質についてはリスク管理も含めて検討すると同時に、情報が不十分な物質については情報の収集に努めている

一方、環境水に直接生物をばく露し、影響を調べた事例も報告されている。菊地らは東京都内を流れる河川水について、化学物質に対して敏感でOECDテストガイドラインの試験生物になっているオオミジンコを用いて試験を実施した^{2, 3)}。1994, 95年に都内河川の約30地点の河川水を採取し試験室に運び、前処理せずに直接バイオアッセイし、これらの河川水が甲殻類に急性的に有害な水質かどうか、またその有害性の原因物質は何であるかを検討した。その結果、多くの河川水でミジ

特別企画／バイオアッセイによる水質監視

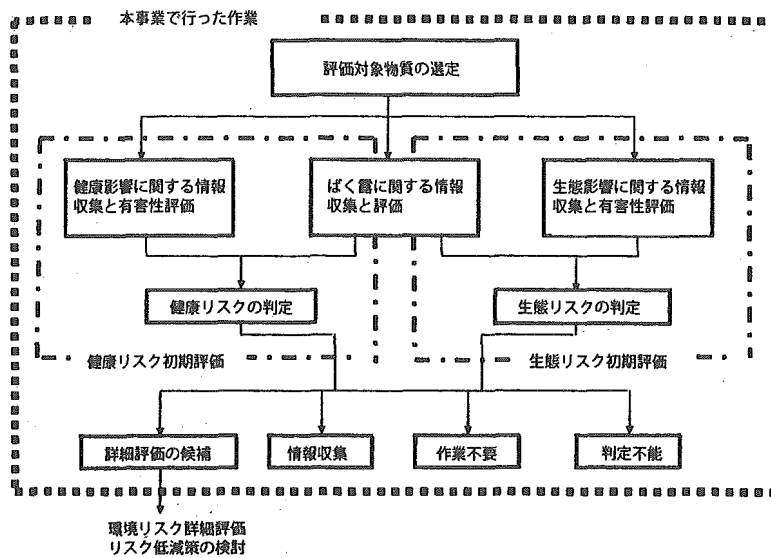


図3 環境リスク初期評価の概要

表3 化学物質の環境リスク初期評価結果環境省パイロット事業

| 区分 | 生態リスク |
|---|---|
| 詳細な評価を行う候補と 考えられる (1 ≤ PEG/PNEC) | デILDリン, フタル酸ジ(2-エチルヘキシル), ホルムアルデヒド, 4- <i>n</i> -オク チルフェノール, クロロホルム, ノニルフェノール, アクロレイン, EPA, イソ キサチオン, イプロベンホス, エチレンジアミン四酢酸, オキシ銅, クロロニ トロフェン, ジクロロボス, ダイアジノン, チウラム, チオベンカルブ, テトラ クロロエチレン, トリクロロエチレン, トリフルラリン, ピリジン, フェニトロ チオン, フェノブカルブ, ベンゾ(a)ピレン, ビスフェノールA, ニトリロ三酢酸 |
| 情報収集に努める必要が あると考えられる (0.1 ≤ PEC/PNEC < 1) | アニリン, エンドリン, キシレン, トルエン, ビフェニル, フェノール, アジピ ン酸ジ(2-エチルヘキシル), 1,2-ジクロロエタン, 2-アミノエタノール, 1,1,1- トリクロロエタン, ベンゼン, フタル酸ブチルベンジル |
| 現時点では作業の必要は ないと考えられる (PEC/PNEC < 0.1) | 51物質 |
| 現時点ではリスクの判定 はできない (情報が不十分) | 71物質 |

ンコの遊泳阻害が起こった。遊泳阻害が見られた地点は多摩川本川と残堀川などその支流, 中川本川と大場川, 毛長川などその支流, 古川, 目黒川といった城南河川などである。いくつかの河川水中にはミジンコに遊泳阻害を起こす可能性のあるダイアジノン, フェニトロチオン, ジクロロボス, フェノブカルブおよびイプロベンホスなどの複数の有機リン系殺虫剤が含まれており, これらが遊泳阻害

を起こしたことが明らかになっている。

6. 複数の化学物質による汚染の影響

水環境は, 通常多くの物質によって汚染されている。複数の物質が共存する場合, 相互作用によって毒性が減少する場合もあるが, 毒性が相加的あるいは相乗的に増大する場合も多い。

たとえば, 環境中にしばしば検出される化

学物質が共存する界面活性剤と銅イオンが共存した場合の毒性への相互作用が調べられている⁴⁾。その結果、銅イオンと陰イオン界面活性剤が共存した場合には、相加的に作用し毒性が強まるが、非イオン界面活性剤ではそのような影響は現われなかった。また、前述のミジンコの遊泳阻害を生じた東京都内を流れる河川水中の有機リン農薬の濃度は、多くの場合単独では阻害を生じない濃度であった⁴⁾。河川中の農薬濃度とそれらの個別の遊泳阻害濃度の関係を調べたところ、いくつかの有機リン農薬は相加的に作用してミジンコに遊泳阻害を生じさせていることが分かった。一方、フミン酸はキレート作用を持つため、重金属の毒性を減少させることがある。

7. 米国における水質クライテリアとWET

米国では1984年に水質クライテリアが検討され、2005年12月時点で水生生物保全の観点から急性毒性と慢性毒性に基づきCMC (Criterion Maximum Concentration) とCCC (Criterion Continuous Concentration) の2つのクライテリアが設定されている。設定されている項目は、水生生物に関して有害性が強くリスクが高い可能性のある亜鉛、カドミウム、水銀、鉛、ヒ素、アンモニア、農薬類など24項目であり、数値については順次見直されている。日本で2003年9月に亜鉛の環境基準が設定されたことに比較すると早い時期に多くの物質についてクライテリアが設定されていることが分かる。しかし健康影響については120物質についてクライテリアが設定されていることを考えると物質の少なさが気にかかり、この点について米国環境庁に問い合わせたことがある。その答えは、健康影響と異なり、水生生物への影響は生物を用いて直接評価しているからというものであった。個別物質のクライテリアでは環境中に存在する多くの物質を見落とすことになるし、また相互作用

用を評価できない。

そこで、水生生態系を守るために米国では画期的な水質管理手法を導入している。それは、全排水毒性(Whole Effluent Toxicity: WET)という方法で、排水や環境水を直接魚やミジンコなどの生物を用いて評価・管理する方法である。10種類以上の試験方法が示されているが、個別の試料に関して少なくとも藻類、魚類およびミジンコの試験を行うことが求められている。これは、排水中に含まれる可能性のある物質の感受性が生物によって異なり、少なくとも3種の生物を用いないと生態系への影響のある物質を見逃してしまう可能性があるためである。化学分析による規制では多くの物質を測定する必要があるにもかかわらず、物質同士の相互作用が評価できないなどの短所もあるため、多くの州ではWETによる規制を導入している。

8. ドイツにおけるバイオモニタリング

1986年11月に起ったスイス・バーゼルサントの大火災では、35種以上の殺虫剤や消化剤などの化学物質が20~30tライン川に流入した。その結果、ライン川の広い範囲の生物相が大きな影響を受けた。漁業への影響も大きく、上流地域ではウナギが根絶した。500km下流のノルトライン・ヴェストファーレン州に設置されていたDynamicミジンコ試験装置がアラームを記録していた。このことが、環境保護機関に生物モニタリングシステムの生物による初期警報システムとしての重要性を認識させるきっかけとなった。

化学的なモニタリングはここ30年間、レベルはまちまちではあるが主要な河川に導入され、それらの一部ではGC、GC/MSやHPLCを用いたオンラインの技術により多くの有機化合物のスクリーニングも可能であった。しかし、河川中には1,000にも及ぶピークがGC/MSで確認でき、化学分析には限界があった。ライン川では1970年代の初めから、化

学モニタリングを補完するために、魚を用いた生物モニタリングが行われてきていた。しかし、近年になって生物モニタリングが化学モニタリングにとって代わるようになってきた。

2003年7月時点で実施されている、あるいは検討されているバイオモニタリングは次の5種類である。

- ① 藻類の発生する蛍光を利用したもの
- ② ミジンコの遊泳異常を利用したもの
- ③ 魚類の行動異常を利用したもの
- ④ イガイ類の殻の開閉状態を利用したもの

- ⑤ 細菌類の活性を利用したもの

ライン川、エルベ川およびドナウ川流域では藻類12カ所、ミジンコ19カ所、魚類1カ所、貝類11カ所および細菌類1カ所で連続運転されていた。

設置当初は河川水により生物に異常が生じ、アラームが鳴ることもあったが、設置の効果が上がり2003年の訪問時にはほとんどアラームが鳴ることはないとのことであった。

9. 韓国におけるバイオモニタリング

韓国でも河川管理のために、ドイツに類似したバイオモニタリングシステムが導入されている。ドイツでこの事実を聞いた時には、飲料水の安全性確保のためのみに設置されているのではないかと考えたが、河川管理も主な目的のようである。韓国で担当者に率直にこの点を質問したところ、飲み水の管理だけでなく浄水場に付けるとの回答であった。

バイオモニタリングのために実用化が図ら

れている装置は、魚あるいはミジンコを用いたもので、漢江や落東江など4つの大河川を対象に2004年3月時点で約20カ所に設置されていた。試験生物としてはドイツなどで用いられていた生物を使っていたが、より効果を上げるためその地域に生息している生物に変えていくための検討が行われていた。

韓国では水質ばかりでなく大気監視も化学物質も含め積極的に実施され、すべてがオンラインで環境サイドばかりでなく大統領府にも送られていた。

おわりに

日本でも水生生物を守る施策が進められている。また、主に健康影響を予測するためではあるが、バイオモニタリングの手法も活用され出している。バイオモニタリングは直接的に水生生物保護のためにも用いることができる手法でもあり、この分野の研究や技術が発展することを願っている。

なお、この分野に関心のある読者は小著「化学物質と生態毒性」⁹⁾を一読されたい。

—引用文献—

- 1) Jacob Kalff ; Limnology, 2003
- 2) 菊地幹夫, 若林明子 ; 日本水産学会誌, 63, p.627~633, 1997
- 3) 菊地幹夫, 佐々木裕子, 若林明子 ; 環境化学, 13, p.385~396, 2003
- 4) Caramari, D., Marchetti, R. ; The toxicity of metals and surfactants to rainbow, 1973
- 5) 若林明子 ; 化学物質と生態毒性(改訂版), 丸善, 2003

自動水質監視装置「ユニレリーフ」*

田上 聡** ・ 橋本 良仁**

1. 開発の背景

日本における高度経済成長時代(昭和30年代～40年代)にはさまざまな化学物質が製造・使用され、それら化学物質が河川等の公共水域に排出された。経済成長により人口の集中が進み一般家庭からの排水も無視できない状況となり、水質汚濁がより複雑となってきた。また事故や不法投棄等により有害な化学物質が河川等に流出し、魚の大量死が度々発生した。こうしたことにより、浄水場においては毒性物質の混入に対して迅速な対応をするため常時監視することが求められた。

水質分析には物理化学的方法(濁度、TOC、pH等)と生物学的方法がある。物理化学的方法では毒性物質を定量化することが可能であるが、毒性物質が不明なときは多種多様な物質の中から一つひとつ確かめなければならないので定性・定量化に時間を要し、迅速な対応には不向きである。一方の生物学的方法では、生物をセンサーとするので毒性物質を定性・定量化するのは難しいが、総合的に水質が異常であるかないかを判定するには有効である。生物学的な水質監視の研究は以前から行われており¹⁻⁴⁾、当社では水の総合的な安全性を迅速に確認するため、生物学的な水質

監視装置の開発に着手した。

大阪市水道局工務部水質試験所の協力を得ながら、昭和50年代後半に魚をセンサーとした水質監視装置の開発を開始した。当初システムは1尾の魚の呼吸量を常時計測し、平常時と異常時(毒性物質混入時)の呼吸量の変化により異常を検知するものであった。供試魚の呼吸量を感度よく測定するのに呼吸センサーを供試魚に近接させるため、監視水槽は狭いものとなった。狭い監視水槽での飼育ではしばらくすると供試魚が弱ってしまい、長期にわたる連続監視が困難であった。その対策として供試魚にできるだけストレスを与えないような自然遊泳できる監視水槽内で、複数魚の活動を計測する方式に変更した。その他にも、センサーの形状・信号の処理方法などさまざまな試行錯誤を繰り返しながら、現在の自動水質監視装置「ユニレリーフ」の原形ができあがった。

2. 装置のねらい

日本では水道水源としてダム水や河川表流水を用いる割合が高いことから、工場排水、生活排水の異常水、化学物質を運搬している車両事故、テロ等により水道原水が汚染される危険性が高い。これら汚染物質は多種多様

* The Continuous Toxicity Monitoring System Using Fish as a Sensor "UNIRELIFE®"

** Satoshi TAUE ユニチカ(株)環境事業本部計画設計部, Yoshihito HASHIMOTO 同

キーワード ①原水監視 ②毒性物質 ③水質異常 ④魚類監視 ⑤活動電位 ⑥活動量

化学物質の生態系への影響 I

—水生生態系の現状を中心に

我々が快適な生活を送るためには豊かな自然の存在は不可欠であり、自然豊かな地球を保全・回復し、それを我々の子孫に残していくことは人類の責務である。日本人は古来自然を愛し、美しい日本の自然を守り育ててきた。しかし、戦後の経済成長の中で人以外の生物に対するやさしい心は失われてきてしまったように思われる。わが国の自然環境は、高度成長期以後悪化してきており、未だに昔の状態には戻っていない。今、改めて自然環境の大切さを考え直し、いかにして自然と共生していくかを考える時期にきていると考える。

自然環境が悪化する要因の一つとして化学物質による汚染がある。化学物質は我々が快適な生活をするためには不可欠であり、現在流通している化学物質の数は5万種とも10万種とも言われている。それらの一部は製造、使用および廃棄の段階で環境に流出してしまう。化学物質の中には、環境中で光や微生物などにより速やかに分解するものもあるが、長期間環境中に残留し、環境に様々な影響を与えるものも多数ある。また、一部の物質は、食物連鎖を通じて高次の生物に濃縮され、それらの生物に影響を与えている。人間活動の結果、環境中に排出された化学物質が生態系にどのような影響を与えているか？ どうやってその影響を評価するのか？ 化学物質の影響をいかにしたら減少できるかなどについて考察を加えたい。

化学物質による人への影響に関しては、わが国は水俣病やイタイイタ

イ病といった不幸な公害を体験してきており、その結果、これらの影響から人の健康を守るための種々の施策が講じられてきている。しかし、人以外の生物に対する化学物質の影響については近年まで見過ごされてきており、ここ数年やっと対策がとられ始めたところである。

1. 水環境の今昔

図4-1に1955年頃の東京の水環境に見られた魚を、東京都の資料から示す。今から50年前の1955年頃の東京では昔ながらの魚が多く見られた。多摩川中流域には水のきれいな石の下にすむカジカやギバチが普通に見られ、湧き水のある川原の水溜りには、ヤリタナゴなどもすんでいた。江戸川や中川、荒川には、シラウオやワカサギが多く、まわりの小川にはヤリタナゴ、ゼニタナゴなどもいた。しかし、これらの魚の多くは高度成長期に姿を消し、1990年頃にこれらの水域で見られる魚種はコイやフナなど汚れた水域でもすめるものがほとんどだった。近年、都内河川の水質は徐々に良くなってきているが、上記の魚はまだまだもといた場所には帰ってきていない。

現在、東京の代表的な河川である隅田川の護岸のほとんどは直立型の護岸になってしまっている。自然護岸が残っていた明治・大正時代の隅田川ではシラウオやシジミがとれ、水泳ができたそうである。高度成長期の隅田川は最悪の状態、中下流域ではほとんど生物は見られず、わずかに汚れに強いイトミミズの仲間などがヘドロ中に生息していた。当時に比較すると現在の河川水の水質はやや改善され、魚影が見られるようになったが、1988年以前は魚がすんでいなかった。直立型護岸では魚が産卵し、生まれたばかりの魚がかくれる場所もなく、また、それらの成長のための餌もほとんどない。そのため、隅田川のような河川では

成長した魚が生きていくことができても、そこで繁殖することは難しい。

2. 生態系とは

我々の身近にある自然に近い生態系とはどんな系なのだろうか。図4-2に典型的な湖沼の生態系を示した。湖沼にすんでいる様々な生物は生態系を形成するための役割を演じている。図には、生物同士の関わりに加えて生態系の中での栄養の流れも示した。湖沼には、通常流入河川や大気を通じて有機物質や窒素やリンといった栄養塩が供給される。無機系栄養塩は生産者である植物プランクトンの増殖のために用いられる。植物プランクトンの藻類は動物プランクトンや高次の生物であるミジンコや小魚の餌となり、さらにそれらは大型魚や鳥などに食べられる。このような関係を食物連鎖と言ひ、化学物質の移動や濃縮とも密接な関係がある。また、これらの生物の死骸や排泄物等は分解者である微生物が無機物などに分解し、一部は水に溶解、また、一部は湖底に沈殿し再び栄養塩として戻される。このように、生態系の中では生物同士、あるいは生物と、水や底泥といった無機的环境が相互に関連しあっている。

このように、生態系とは生物群集と無機的环境からなる一つの物質系である。生物群集の構成要素は、例えば藻類といった生産者、ミジンコや魚などの消費者およびバクテリアなどの分解者に分けられ、無機的环境の構成要素は、大気、水、土壌および光などに分けられる。そして、これらの構成要素は動的に結合されている。

生態系では、生物同士あるいは生物と無機的环境、さらには無機的环境同士の相互作用が非常に重要となる。そのため、一部の生物が何らかの影響により極端に数が少なくなったり死滅すると、その生態系全体が影響を受けることになる。特に、その生物が生態系にとってキーストーン種となっている生物の場合には生態系は不可逆的な変化を受けるこ

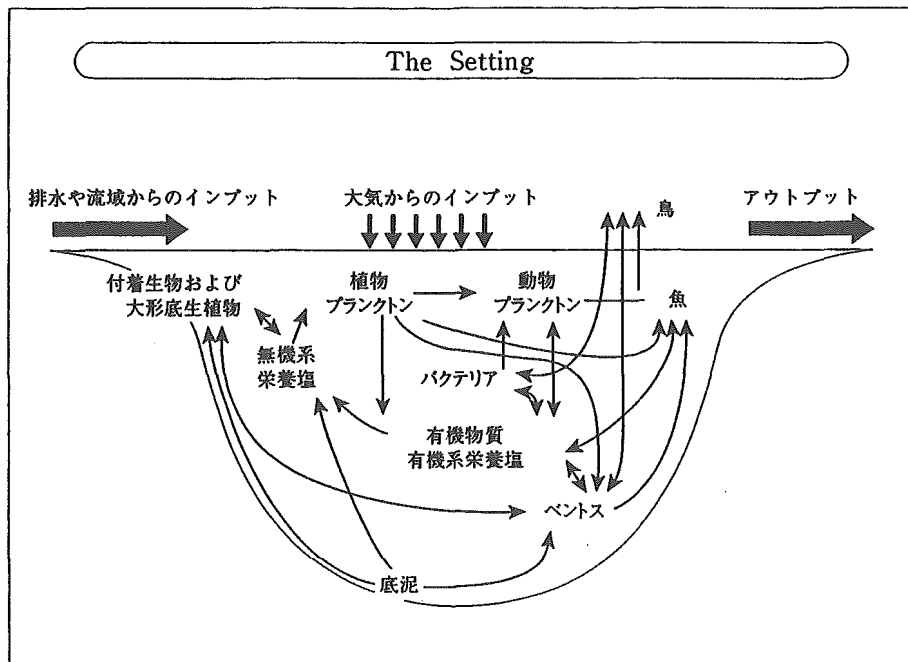


図4-2 湖沼生態系の概念図

ともある。

生態系は水環境でも河川，湖沼，海では当然異なり，地域により季節により，さらには時間ごとに変化している。そして，生態系の構造や機能は人間の活動により強く影響される。

3. 生態系を破壊する要因

それでは，生態系に大きな影響を与える人間活動とはどのような活動あるいは行為なのだろうか。

一つ目は開発である。水環境では，ダムの建設や直立型の堤防の建設

などの河川改修によりそこにすんでいた多くの水生生物が生息や繁殖の場を失う。開発の影響は、物理的な影響であり直接的に目に見える形で現れるため、これまでも各地で問題となっており、一部は比較的早い時期から対策がとられてきた。

二つ目が今回問題としている水質汚染である。多数の化学物質は比較的 low 濃度で生物に有害な影響を与えることが分かっている²⁾。しかし、この水質汚染に関しては目に見えないこともあり、対策が遅れていた。現在、環境省を中心に水生生物保全のための新たな施策が講じられつつある。しかし、水生生物を守るための環境基準は亜鉛について設定されているだけであり、それを目的とした排水基準も未設定で、不十分な段階にあるため、わが国の水環境はそこにすむ生物にとって必ずしも安全でない恐れがある。

三つ目が外来種の進入である。水環境では、ブラックバスなどの肉食性の侵略的外来種が進入すると、その水域の固有の生物相が大きく崩れることが分かっている。日本の侵略的外来種ワースト 100 の仮リストには 8 種の魚類（オオグチバス、カダヤシ、コグチバス、ソウギョ、タイリクバラタナゴ、ニジマス、ブラウントラウト、ブルーギル）が挙げられている³⁾。また、高次の生物に関しては乱獲も問題になる。

以上の要因は、どれも生態系に影響を与えるので、全てについて同時に対策を講じていく必要がある。

4. 望ましい生態系とは

それでは、我々にとって望ましい生態系とはどんな状態の系であろうか。このような質問がよくされるが、本来人間も自然の一部であり、近代まで長い時代にわたって人以外の動植物や無機的環境と調和しながら生きてきた。模範的回答ではないが、人間活動が高度に活発化する前の

人が自然と調和しながら暮らしていた状態になるだけ近づけることだと考える。

Broockらは淡水資源を守るため、具体的に容認できない影響として次の項目を挙げている⁴⁾。

- ・生物多様性の低下：生物全体の数度と密度，生態学的に重要な生物（生態系の能力，生産力，安定性，復元力に大きな役割を演じる生物や栄養カスケードにおいて重要な決定因子になる生物）の個体群密度，指標生物（バイオモニタリング対象生物，絶滅が危惧される可能性のある種など）の個体群密度の低下

- ・生態系の機能維持と実用性に対する影響：溶存酸素など水質パラメーターへの負の影響，有毒藻類の増加，収穫対象生物の減少

- ・認知された美的価値または水域の景観の劣化：トンボなど愛好される生物の消失，目に見える魚，水鳥などの生物の死亡，富栄養化の発生

一方，東京都で従来から実施されている水生生物調査における結果の解析を底生生物調査の例で調べてみると，出現する生物種の質や個体数の多少で河川などの状態の評価を行っている。すなわち，出現する種が汚濁の進んだ水域を好む生物かきれいな水域を好む生物かを判断すると同時に出現する生物の個体数の多少を合わせて評価している。

以上の例からも，生態系の健全さにとって，種の多様性や生物個体数の多さが重要であることが分かる。

5. わが国の水域は水生生物にとって安全か？

わが国の水環境の水質は水生生物にとって安全なレベルにあるのだろうか。現場のデータからこれを実証するためには長期間の生物調査の結果と水質調査の結果が必要になるが，現実にはそのような調査結果はほとんど残されていない。

(1) 事故例

東京都では、毎年魚の浮上事故報告書を発表している。それによると、毎年十数件の酸素不足以外の原因による魚の浮上事故が起こっており、2001年度も13件報告されている。原因は不明のこともあるが、化学物質の汚染が原因となっていることもある。事故時には大量の魚が死ぬことも多く、目に見えるだけに近隣の住民に対する影響も大きく、予防措置を講じていく必要がある。高度成長期に比較するとこのような事故は減少してきている。しかし、都市河川などでは、水質が悪化し汚染に強い限られた種しかいない水域も多く、事故が起こらないから汚染が無く問題は無いということではないことにも留意する必要がある。

一方、水産庁は毎年「水質汚濁等による突発的漁業被害発生報告書」を発表している。報告書によると、1993年度から2000年度までに約160件の被害が報告されており、1999年と2000年には年間約50件に上っている（図4-3）。事故の原因としては工場排水が最も多く47件で、農業排水によるものが27件、コンクリート関連排水によるものが23件、その他の原因によるものが63件であった。物質として明記されているものは、次亜塩素酸ナトリウム、塩化第二鉄、シアンイオン、ポリ塩化アルミニウムなどであり、シロアリ駆除剤による被害も報告されている。被害生物として多かったものは、アユ、ウグイ、コイ、フナおよびボラなどの魚である。

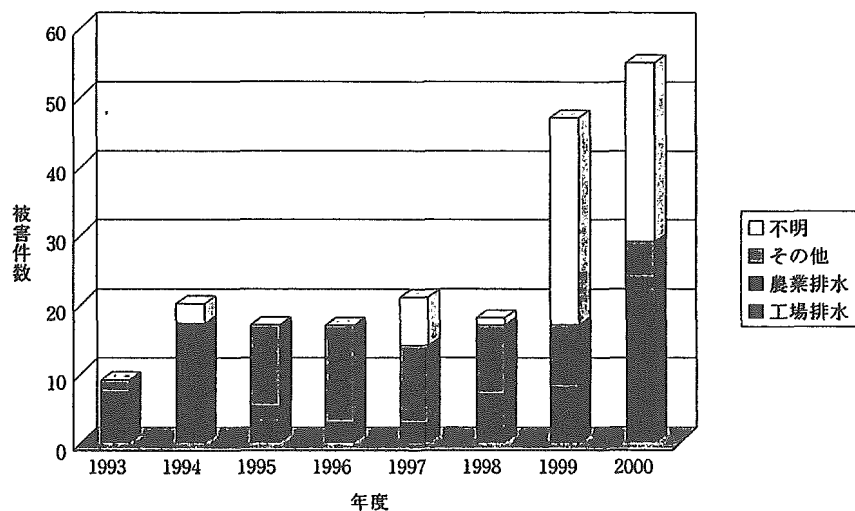


図4-3 突発的漁業被害件数

(2) バイオアッセイによる検証

畠山ら⁵⁾はつくば市とその周辺を流れる農村地帯の河川水の水生生物への影響を調べた。彼らは現場で採取した河川水を試験室に運び、その水を用いて藻類や甲殻類の試験を実施した。その結果、試験水中の緑藻 (*Pseudokirchneriella subcapitata*) の増殖の抑制は5月初旬から始まり、5月中旬にはほぼ完全に増殖が阻害された。化学分析の結果と合わせて考察したところ、原因は除草剤のプレチクラロール、ブタクロールおよびメフェナセットの相加的作用であることが明らかになった。さらに、彼らはそれらの河川水にヌカエビ (*Paratya compressa improvisa*) を暴露し、生死に与える影響を調べた。ヌカエビの死亡率は、5月中旬から6月上旬にかけて高く、殺虫剤のフェノブカルブ、マラソンおよびピ

リダフェンチオンの相対的影響によるものであることが分かった（図4-4）。

一方、菊地らは東京都内を流れる河川水について、化学物質に対して敏感で OECD テストガイドラインの試験生物になっているオオミジンコを用いて試験をした^{6,7)}。1994年と1995年に都内河川の約30地点の河川水を採取し試験室に運び、前処理せずに直接バイオアッセイし、これらの河川水が甲殻類に急性的に有害な水質かどうか、また、その有害性の原因物質は何であるかを検討した。その結果、図4-5に示したように多くの河川水でミジンコの遊泳阻害が起こった。遊泳阻害が見られた地点は多摩川本川と残堀川などその支流、中川本川と大場川、毛長川などその支流、古川、目黒川といった城南河川などである。いくつかの

80

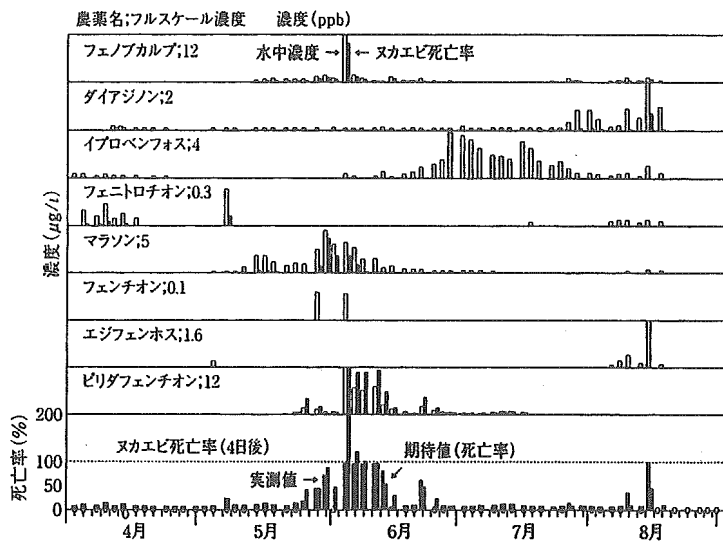


図4-4 小貝川河川水サンプル中でのヌカエビ死亡率実測値（下段；左）の変動，および各種殺虫剤の検出濃度におけるヌカエビ死亡率（生物試験による）とその積算期待値（下段右；相対的死亡率の計算プログラムによる）