

総 説

水域における化学物質の生態影響リスク推定の現状と
水産環境保全に向けた課題

眞道幸司

The Present Status of Prediction of Ecotoxicological Risk
from Chemicals in the Aquatic Environment and
Future Development of the Marine Environmental Protection for the Fisheries Activity

Koji Shindo*

要約: 水域における化学物質の生態影響リスク推定の現状とその研究動向を既往の文献資料に基づいて概説し, 水産生物と漁場からなる水産環境の保全を目的とした化学物質管理に寄与する知見を整理した。概要は以下の通りであった。

1. 毒性試験に基づく予測無影響濃度の推定では, 精度が良く, 高い信頼性を得るために, 感受性が鋭敏な試験生物の選定や評価基準の精緻化, 慢性毒性試験法の簡便化・迅速化, 底質汚染に対する毒性試験の公定法策定, 複数の化学物質に起因する複合的影響の考え方の標準化, 毒性試験における易分解性物質の取扱いの規定等の必要性が指摘されている。
2. 暴露量評価における予測環境濃度の推定では, 信頼性の高い結果を得るために, モニタリングデータの蓄積, モニタリングデータや届出排出量に対する信頼性評価基準の精緻化, 物性や環境中での挙動に基づいた暴露シナリオの設定, 対象化学物質の暴露シナリオに基づいた予測モデルの構築等の必要性が指摘されている。
3. 生態影響リスク評価の実施に際しては, 自然の不確実性を踏まえた順応的管理手法が提案され, 化学物質管理の施策への導入が期待されている。

キーワード: 生態影響リスク, 予測無影響濃度, 複合的影響, 底質毒性, 順応的管理

Abstract: This paper reviews published data on the present status of ecotoxicological-risk prediction for chemical contamination in the aquatic environment. The future developments of the chemical substance management for the fisheries activity in the marine environment are discussed.

The results can be summarized as follows:

1. The accurate prediction of the No Effect Concentration requires the standardization of (i) a toxicity test method with a toxicant-sensitive organism, (ii) a simple and easy chronic-toxicity test method, (iii) the sediment-toxicity test protocol with domestic species, (iv) the cumulative-toxicity test method for the mixture of chemicals, and (v) the toxicity test method for easily decomposable chemicals.
2. Reliable prediction of the Predicted Environmental Concentration requires (i) data from environmental monitoring and the output of released chemicals, (ii) quality assurance in data collection, (iii) exposure scenarios based on the hazard and environmental fate of chemicals, and (iv) exposure-predictive model based on exposure scenarios.
3. The practical ecotoxicological risk assessment requires the introduction of adaptive management to the assessment process.

Key words: Ecotoxicological Risk Assessment, Predicted No Effect Concentration, Mixture Toxicity, Sediment Toxicity, Adaptive Management.

(2013年2月2日受付, 2013年2月26日受理)

* 公益財団法人海洋生物環境研究所 実証試験場
(〒945-0017 新潟県柏崎市荒浜4-7-17)

E-mail: shindo@kaiseiken.or.jp

目 次	
はじめに	30
1. ハザード比に基づく生態影響リスク推定の現状と問題点	31
1) 予測無影響濃度の推定における問題点	32
(1) 生態毒性試験の信頼性	32
(2) 被検物質の易分解性や難水溶性	33
(3) 不確実係数およびアセスメント係数の整合性	33
2) 予測環境濃度の推定における問題点	33
(1) 断片的なデータに基づく不確実性	33
(2) 易分解性化学物質の環境中での挙動	34
3) ハザード比による生態影響リスク評価における課題	35
(1) 推定値の解釈と適用の限界	35
(2) 個体群レベルのリスク評価への進展	35
2. 複数の化学物質による複合的影響の評価	36
1) 複数の化学物質による複合毒性の考え方と研究の動向	36
(1) 複合的な毒性に関する研究の動向	36
(2) 複合的な毒性に関する研究事例	37
(3) 複合的な毒性の評価手法の検討	37
(4) 化学物質管理政策における検討事例	38
2) バイオアッセイによる複合的影響評価への取り組み	38
(1) 米国における排水に対する生物応答を利用した規制	38
(2) 諸外国における排水に対する生物応答を利用した規制の動向と日本の現状	39
(3) 排水に対する生物応答を利用した規制における今後の課題	39
(4) バイオアッセイを用いた複合的影響評価における新たな取り組み	40
3. 底質汚染の影響の推定と評価	40
1) 底質中の化学物質の動態と生物影響に関する知見	40
2) 底質毒性試験の国内外での動向	41
4. 化学物質の順応的管理	42
5. 水産環境の保全を目的とした、生態影響リスク評価に基づく化学物質管理の体系化の必要性	43
引用文献	46

はじめに

有害な化学物質による水域生態系への影響の度合いは、水域における有害な化学物質の存在量(暴露量)と水域に放出された化学物質が生態系に生息する生物に与える毒性影響の強さ(有害性)とを定量的に把握し、「暴露量×有害性＝生態影響リスク^{*1}」として定量的に評価されることが多い(益永, 2008; 須藤, 2008)。暴露量は環境モニタリングデータや化学物質排出把握管理促進法(Pollutant Release and Transfer Register: PRTR法)に基づく排出量の公表データなどから予測環境濃度(Predicted Environmental Concentration: PEC)として推定され、有害性は数種の生物を用いた毒性試験の結果から予測無影響濃度(Predicted No Effect Concentration: PNEC)として推定される。

近年、漁網防汚剤、船底塗料等に含まれる殺生物剤、油流出事故等の海洋汚染問題や海洋における生物多様性への関心を契機に、海洋生態系に対

する化学物質の影響評価の重要性が高まっている(角埜, 2005; 環境省, 2011)。こうした動きの中では、海域環境への影響が懸念される化学物質の有害性およびその生態影響リスクを高い信頼性で、精度良く推定することが求められている(柏田・岡村, 2005)。また、毒性試験に基づくPNEC推定およびモニタリングデータやPRTR報告値に基づくPEC推定だけでなく、個体群や生物群集レベルの評価方法および個体レベルで得た影響情報を基に個体群レベルの影響を予測する手法などによる改善の必要性が指摘されている(益永, 2007)。

本稿では、水域における化学物質の生態影響リスクの推定に関する国内外での研究動向を既往の文献資料に基づいて概説し、水産生物への影響が懸念される化学物質の有害性評価、漁場環境における水産生物への暴露量評価および海域生態系保全を目的とした生態影響リスク評価の精緻化に寄与する知見を整理した。

*1: 化学物質の持つ生態毒性で生じるリスク、化学物質が生態系を構成する生物群集に与える影響のリスク、ならびに化学物質が生態系に与える負の影響のリスク等を意味する。省庁、学会によって表記が多岐に及ぶため、本稿では、これらを便宜的に総称して、「生態影響リスク」とした。

なお、本稿の作成に際して引用した文献は、科学雑誌データベース、Current Contents (Agriculture, Environmental Science分野：米国ISI社)およびScience Direct(米国Elsevier社)から「生態影響リスク、予測無影響濃度、複合的影響、底質毒性、順応的管理」、ならびにそれらの英語訳等を検索キーワードに用い、2010年4月から2012年3月まで

に入手できた過去10年程度の資料である。また、国内外の環境行政における化学物質の有害性およびその生態影響リスクの評価に関する知見は、国内外の政府関連機関や公的研究機関が公表する資料を科学雑誌データベースおよびインターネット検索エンジンを用いて検索し、入手できた2012年3月現在の策定状況に基づいた。

本報文に記載される略号一覧

略 称	正式名称, 語句	初出ページ
ASTM	米国材料試験協会 (American Society For Testing and Materials)	第4表
AF	アセスメント係数 (Assessment Factor)	31
EC ₅₀	半数影響濃度 (Median Effective Concentration)	31
ISO	国際標準化機構 (International Organization for Standardization)	第4表
LC ₅₀	半数致死濃度 (Median Lethal Concentration)	31
LOEC	最少影響濃度 (Lowest Observed Effect Concentration)	31
MATC	最大許容濃度 (Maximum Acceptable Toxicant Concentration)	31
NOEC	無影響濃度 (No Observed Effect Concentration)	31
OECD	経済協力開発機構 (Organization for Economic Co-operation and Development)	32
OPPTS	U.S.EPAの策定する毒性試験につけられるテストガイドライン番号の頭文字	第4表
PEC	予測環境濃度 (Predicted Environmental Concentration)	はじめに
PNEC	予測無影響濃度 (Predicted No Effect Concentration)	はじめに
PRTR法	化学物質排出把握管理促進法 (Pollutant Release and Transfer Register法)	はじめに
QSAR	定量的構造活性相関 (Quantitative Structure-Activity Relationship)	第1表
REACH	化学物質の登録, 安全評価, 認可および制限に関する欧州議会・理事会規則 (Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals)	34
TIE	毒性の同定と評価手法 (Toxicity Identification Evaluation)	39
TSCA	米国有害物質規制法 (Toxic Substances Control Act Chemical Substance Inventory)	36
UF	不確実係数 (Uncertainty Factor)	31
U.S.EPA	米国環境保護局 (United States Environmental Protection Agency)	34
WET	全排水毒性試験 (Whole Effluent Toxicity Test)	39

1. ハザード比に基づく生態影響リスク推定の現状と問題点

ある化学物質が水域生態系に与えるリスクを推定するためには、長期的な毒性の無影響濃度(No Observed Effect Concentration : NOEC)を求めることが必要である。しかし、生息する生物すべてに対するNOECを求めることは困難である。そのため、水域生態系での栄養段階や生態的地位を代表する藻類(一次生産者)、ミジンコ(下位消費者)および魚類(上位消費者)を用いた毒性試験を行い、その試験結果から化学物質が水域生態系に生息する生物に対して長期的な毒性を示さないと予測される濃度として、PNECを推定する手法が国内外で広く用いられている(益永, 2008)。日本国内では、化学物質審査規制法に基づく化学物質管理に際して、藻類、甲殻類および魚類を用いた「生態毒性試験」が規定され、環境省の主導で化学物

質のPNEC推定が実施されている(環境省総合環境政策局環境保健部企画課化学物質審査室, 2010)。

一般的に、PNECは、急性毒性試験から求められる半数致死濃度(Median Lethal Concentration : LC₅₀)もしくは半数影響濃度(Median Effective Concentration : EC₅₀)、慢性毒性試験から求められるNOEC、最小影響濃度(Lowest Observed Effect Concentration : LOEC)もしくは最大許容濃度(Maximum Acceptable Toxicant Concentration : MATC)などの毒性データに不確実係数(Uncertainty Factor : UF)あるいはアセスメント係数(Assessment Factor : AF)を乗じて算出される(山崎, 2003)。化学物質のストレスに対する感受性は種、発育段階および暴露時間によって異なるため、UFあるいはAFを乗じることによって、最も感受性の高い生物種に対する生活史を通じた

最悪の状況を想定することになる。各機関が提案しているUFを第1表に、経済協力開発機構(OECD)が採用しているAFを第2表に示した。

一方、環境中の化学物質の濃度は、モニタリング調査データやPRTR報告の生産量や排出量などに基づき多様な拡散モデルを用いて計算予測され、PECとして求められる。

現在、国内外で主流となっている生態影響リスクの評価では、上記の手法で推定されたPNECとPECを用い、PNECに対するPECの比(ハザード比)を導出することによって、化学物質の生態影響リスクを評価している(益永, 2008 ; 山崎, 2003)。例えば、日本国内では、生態毒性試験で得られた毒性データ(PNEC)と環境モニタリングやPRTRデータから得られた公共用水域におけるPECを用いてハザード比が導出され、化学物質管理施策である既存化学物質等安全性点検、環境リスク初期評価および水生生物保全に係る水質目標の検討などが行われている(環境省総合環境政策局環境保健部企画課化学物質審査室, 2010)。また、日本も作業を分担するOECD高生産量化学物質点検プログラムでは、生産量や流通量が多く、環境中への放出が懸念される化学物質の生態影響リスク評価にハザード比が活用されている。

1) 予測無影響濃度の推定における問題点

(1) 生態毒性試験の信頼性

第1表 予測無影響濃度(PNEC)の推定のために適用される不確実係数(UF)

使用するデータ	不確実係数		
	OECD*1	EU*2	U.S.EPA*3
少なくとも1つの急性毒性値がある	1000 ○	-	1000 ○
3種(植物プランクトン, 甲殻類, 魚類)の急性毒性値がそれぞれ1つ以上ある	100 ○	1000	100
魚類または甲殻類に対する慢性毒性値(NOEC)が少なくとも1つ以上ある	-	100	-
植物プランクトン, 甲殻類および魚類のうち, 2つの栄養段階について慢性毒性値(NOEC)がそれぞれ1つ以上ある	-	50	-
3種(植物プランクトン, 甲殻類, 魚類)について慢性毒性値(NOEC)がそれぞれ1つ以上ある	10 ○	10	10
野外試験または擬似生態系による毒性データがある	-	※	1

PNECの算出は、最も低い毒性値(LC₅₀, EC₅₀あるいはNOEC)に対して該当するUFを適用する。

一：設定されていない

※：内容や条件による

○：毒性値として定量的構造活性相関による推定値の使用を認める

出典 *1: OECD (2002)

*2: European Commission (2003)

*3: U.S. EPA (1998)

生態影響リスクの評価におけるPNECの推定は、生態毒性試験の成否や信頼性に大きく左右される。生態影響リスクの評価を目的としたPNECの推定では、慢性毒性試験で得られたNOECを基にPNECを算出する方が、急性毒性試験で得られたLC₅₀もしくはEC₅₀を基に外挿からPNECを導出することに比べて正確な場合が多いと考えられている。その理由として、LC₅₀もしくはEC₅₀によって算出される急性毒性値は標本数を増やしても真の値より高く推定されるか低く推定されるか予見できない推定量である一方、NOECもしくはLOECによって算出される慢性毒性値は標本数を増やせば信頼性の高まる推定量であるからと考えられている(角埜, 2005)。しかし、慢性毒性試験は急性毒性試験に比べて実施の難易度が高く、信頼性の確かな毒性データが少ない(益永, 2007)。また、海産生物、特に海産魚を用いた慢性毒性試験は国内標準法が整備されていない現状にある(国立環境研究所 化学物質環境リスク研究センター 海生生物テストガイドライン検討会, 2005)

PNECを推定するために行なう生態毒性試験の実施における課題として、

- (i) 少数の生物種の組み合わせで簡便に行ない、高い信頼性のある推定値を得るためには、食物連鎖上でつながりがあり、感受性が鋭敏な試験生物を複数選定する必要があるが、選択肢は必ずしも多くはない(中央環境審議会水環境部会 水生生物保全環境基準専門委員会, 2011)
- (ii) 植物プランクトン、動物プランクトンおよび魚類という限られた3種の生態毒性試験で得られた毒性データは、感受性や種間差などが考慮されおらず、どこまで外挿が可能なかが検証されていない(柏田・岡村, 2005 ; 後藤・高松, 2008)

第2表 予測無影響濃度(PNEC)の推定のために使用されるアセスメント係数(AF) [OECDの提案]

急性毒性試験				慢性毒性試験				アセスメント係数
一次生産(藻類)	一次消費(甲殻類)	捕食(魚類)	その他	一次生産(藻類)	一次消費(甲殻類)	捕食(魚類)	その他	
いずれかで少なくとも1つ								1000
○	○	○						100
○	○	○	○					100
○	○	○		いずれかで少なくとも1つ				10-100
○	○	○	○	いずれかで少なくとも1つ				○ 10-100
				○	○	○		10
				○	○	○	○	10

その他：植物プランクトン、甲殻類および魚類以外の生物種で感受性が高いと判断できる種を用いた毒性試験

出典 OECD(2002)

(iii)エンドポイント^{*2}として「個体の死」だけでなく、再生産速度、出生率、一世代のライフサイクルに要する時間等の多数の項目を検討し、生態影響リスクの評価に結びつけなければならない(柏田・岡村, 2005)

等が指摘されている。

他に、底質汚染に対する生態毒性試験の公定法策定、複数の化学物質に起因する複合的影響の考え方の標準化等が必要であるとの指摘もあるが、これらは次章で個別に述べる。

(2) 被検物質の易分解性や難水溶性

近年、生態毒性試験で評価される被検物質の性状もPNEC推定の課題となっている。

新規化学物質の多くに、環境中での分解性を高めて有害性を軽減するものが増加しており、そのような易分解性物質については、既存の生態毒性試験に基づくPNECの導出が困難な場合があるとの指摘(山田, 2010)も見られる。また、難水溶性物質については、生態影響試験におけるデータの扱いに変更が求められている。

これまで、界面活性作用を有する分散剤を用いて生態毒性試験を実施した場合、化学物質本来の水溶解度以上の濃度で、その毒性値が算出される報告が見られた。しかし、OECDのテストガイドラインに関するガイダンス文書(OECD, 2000)では、水溶解度以上の濃度で毒性値を示すデータは、PNECの導出に用いるには信頼性が低いと判断されることとなった(茂岡ら, 2003)。このため、従来のOECDテストガイドラインに従い、生態毒性試験を実施してきた環境省では、新しいガイダンス文書と整合を図る対応がなされた。現在、界面活性作用を有する分散剤を使用して生態毒性試験を実施したために、信頼性に懸念のある化学物質の試験データを抽出し、信頼性の検証と再試験の必要性が検討されている(環境省総合環境政策局環境保健部企画課化学物質審査室, 2010)。

(3) 不確実係数およびアセスメント係数の整合性

PNECの算出では、用いたUFやAFによって大きな不確実性が伴うとの指摘も見られる。PNEC推定に用いられるUFやAFは、科学的知見のみに

基づいて算出されたものではなく、行政的判断の要素が含まれる(島山, 1999)。また、UFの数値は用いる評価方法や実施機関によって差異がある(第1表)。実際には毒性データが3種の生物で揃っていない物質、生物種や生物群によって毒性の差が大きい物質も存在するため、UFやAFの決め方によってPNECの推定値が大きく変動する可能性も否定できない(益永, 2007)。そのため、PNEC推定の手法が異なる場合(UFやAFが異なる場合)にはPNECの算出方法を確認し、PNEC同士を単純に比較する場合の整合性に注意する必要がある。

2) 予測環境濃度の推定における問題点

(1) 断片的なデータに基づく不確実性

生態影響リスクの評価を目的としたPECの推定では、環境中での化学物質の動態や挙動に伴うPEC推定値の不確実性が論点になっている。

開発事業が生態系に与える環境影響評価では、資源生物の生産機能、物質循環機能、環境形成・維持機能および生物多様性の維持機能などの生態系が有する機能や構造を明確にし、その保全が求められる(生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会, 2002)。一般に海洋環境は、沿岸の陸上地形、海底の地形や基質、水深、河川水の流入・外洋水の差し込み等によって、水平的・鉛直的に多様な種類の構造が形成される。また、海洋環境に形成される生態系は、生物の移動や海水の流動によって互いの構造が複雑に関連し合う場合が多い。そのため、開発事業の影響が直接的に及ぶと予測される範囲や影響要因の時間的変化を捉えるために十分な調査地点数、時期、回数および期間の捉え方(調査海域の時空間的な広さの設定)に客観的な見解を見出すことが難しい(生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会, 2002; 関根, 2002)。

断片的な知見に基づく判断によって大きな不確実性が伴うこのような手法の限界は、化学物質のPEC推定においても同様である。すなわち、環境中濃度を知る最も基本的な方法は、観測データを利用することであるが、既存の観測データのみではリスク評価に際して必要とされる「時空間的な広がり」、「発生源、高濃度の要因」および「値の信頼性や検証可

*2: 毒性学において、エンドポイントとは「影響の有無の評価基準として用いる観察あるいは測定可能な応答や反応」を意味している。

能性」を満たすことは困難である。また、観測データだけで、評価したい地域の広さや対象とする化学物質の種類が多さを満たすには、莫大な費用と労力がかかるという問題がある(独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構 研究評価委員会,2008)。

その対応策として、注目する化学物質が、その発生源より放出されてから影響を被る受け手(本稿では海産生物と考えられる)に到達するまでの間にどのような経路を経て暴露に至るのかという状況を「シナリオ」として明確にすることが近年行われるようになった(中西ら, 2008a)。シナリオでは、PEC推定において想定すべき空間的・時間的範囲、その範囲内で関与する過程、およびそれらの発生確率や頻度を規定する(第1図)。

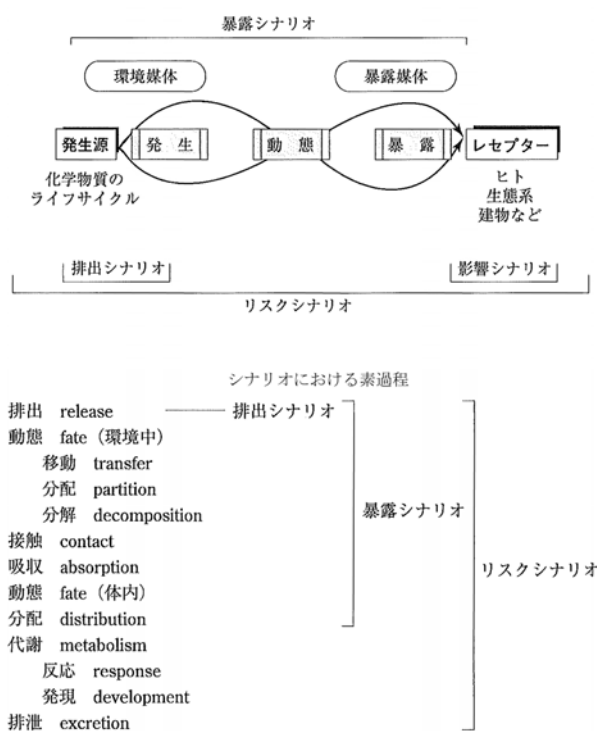
すでに、米国環境保護庁(U.S.EPA)の生態影響リスク評価では、最悪の汚染ケースをシナリオとして想定し、流況による希釈モデルから暴露される可能性のある濃度としてPECを算出している(中西ら, 2008b)。化学物質の登録、安全評価、認可および制限に関する欧州議会・理事会規則(REACH原則)に基づくEUの生態影響リスク評価では、EU域内における届出者の市場への予定出荷量が年間1トン以上となる化学物質を対象に、化学物質の合成から廃棄

までのライフサイクルにおける排出経路を「排出シナリオ」と仮定して排出量を推計している(中西ら, 2008c)。また、生体内への蓄積性が高い物質については、生態系内での食物連鎖による生物濃縮を考慮し、生物体内における化学物質濃度予測値(例えば、餌に含まれる化学物質に由来する魚類体内濃度：U.S.EPAでは[PEC oral Fish]と表記)を推定している。排出量の推定では、発生源近傍の予測濃度(U.S.EPAでは[PEC local]と表記)と、バックグラウンドとして考慮すべき広域レベルの予測環境濃度(U.S.EPAでは[PEC regional]と表記)を求めるために、モニタリングの実測値だけでなく拡散モデル計算の結果も考慮して相互補完的にそれぞれを算出している(中西ら, 2008c)。

一方、日本国内では、環境省が現在行っている「生態リスク初期評価」において、水生生物の生存・生育を確保する観点から、特定の排出源の影響を受けていない公共用水域における暴露について評価することとされ、暴露経路に関するシナリオは設定されていない。そのため、公共用水域において実測された高濃度データ(複数の測定値で最大の値、あるいは統計学的に算出された95パーセンタイル値)を安全側に立った評価の観点からハザード比の算出に用いている(中西ら, 2008d)。

(2) 易分解性化学物質の環境中での挙動

新規化学物質では、環境中での分解性を高めて有害性を軽減するものが増加している。そのような易分解性物質については、環境中での化学物質の挙動に伴う不確実性がPECの導出を困難にしているとの指摘も見られる。山田(2010)は、有機スズ化合物の代替防汚物質の多くが環境中での分解性が高く、親化合物がすぐに消失する性質を有する物質が多いため、分解過程および分解中間物質の有害性の有無を解明する必要があると指摘している。また、易分解性を有する化学物質については、環境中での実測濃度データは少なく、親化合物としての「暴露量」の算定に化学物質の運命予測を加味した濃度推定モデルを必要としている(中西・堀口, 2007)。しかし、易分解性化学物質に対する濃度推定モデルは標準的な手法が規定されておらず、環境中の実測濃度によって検証することも困難なため、PECの導出はあまり進展していない(岡村, 2006)。張野(2009)は、今後、環境影響を緩和するために易分解性の物質を有効成分とする防汚物質が増える傾向にあるが、そのよう



第1図 化学物質の定量的リスク評価におけるシナリオの概念図(出典：中西ら, 2008a)

な易分解性物質については実測値で評価しなければ過大評価を犯す可能性があり、易分解性物質の環境影響評価手法の構築が必要であると指摘している。

以上、この章では、生態影響リスクの評価を目的としたPEC推定における課題を取りまとめた。

今後の課題として(i)モニタリングデータや届出排出量に関する情報を蓄積し、(ii)断片的なモニタリングデータや届出排出量に対する信頼性評価基準の精緻化、(iii)対象となる化学物質の物性や環境中での挙動に基づいた暴露シナリオの設定、(iv)対象化学物質の暴露シナリオに基づいたPEC予測モデルの構築等の必要性が指摘されている。

3) ハザード比を用いた生態影響リスクの評価における課題

(1) 推定値の解釈と適用の限界

化学物質の生態影響リスク評価におけるハザード比の利用には、単純で少ない毒性データからでも生態影響リスクを推定できる長所がある(宮本, 2003; 益永, 2007)。しかし、ハザード比が示す意味合いが論点になっており、ハザード比を用いた生態影響リスクの評価における課題として、

(i)ハザード比はリスクの数量的な大きさを表すものではなく、1を超えるか否かによって、リスクが無視できるか懸念されるかを評価できるに過ぎない(宮本, 2003; 益永, 2007)

(ii)ハザード比は個体レベルの毒性値に基づいた評価であり、個体群の中で最も感受性の高い個体を守るレベルを意味する。ハザード比による生態影響リスク評価は安全側に偏った評価になる可能性が高い(宮本, 2003; 浦野, 2008)

の2点が指摘されている。

宮本(2003)は、暴露濃度と影響濃度の点推定値の比較というハザード比の論理から、1を超えるか否かによって、リスクが無視できるか懸念されるかを評価できるに過ぎず、ハザード比の値同士の定量的な比較や時間的なハザード比の変化量の検討はできないと指摘している。一方、リスクが無視できるか懸念されるかを評価できるので、対処すべき化学物質を絞り込むスクリーニング評価には有用であるとしている。

(2) 個体群レベルのリスク評価への進展

多くの研究者が、ハザード比に基づいた従来の化学物質の生態影響リスクの管理・対策は、悪影響を被る個体が存在しないこと(個体レベルの影響が認められないこと)を目標とした評価であると判断している(宮本, 2003; 浦野, 2008; 内藤ら, 2008)。従って、生態影響リスクは、生態系保全施策の目標とされる個体群レベルの影響(生物種が集団として存続できる可能性や種の多様性に与える影響)に着目して定量化され、それに基づく管理・対策のあり方が議論されなければならないと指摘されている(宮本, 2003; 浦野, 2008; 内藤ら, 2008)。

Bartell *et al.*(1992)は、個体レベルの毒性値に基づいたハザード比による評価が生態影響リスクの評価にとって不十分であることを次のように考察している。つまり、個体ではなく、その個体が属する個体群を守ることが生態毒性影響評価の本来の目的であるので、化学物質の毒性による個体レベルの影響だけでなく、その個体が生息する生態系内での種間相互作用の変化についても、捕食・被食関係も考慮した総合水系モデルのシミュレーション解析で予測し、暴露試験が困難な個体群レベルの影響を把握する必要がある。さらに、メソコズムを用いた群集レベルの影響評価手法を用いると、個体レベルおよび種レベルの影響評価結果と異なる結果が得られることがあり、化学物質による種間相互作用の変化に起因しているのではないかと考察している。

同様に、坂本(2010)は、湖沼の動物プランクトン群集において、有機リン系やカーバメイト系の殺虫剤数種がある種の個体の形態変化を抑制し、種間競争や捕食-被食関係を変化させるという個体群レベル、群集レベルの影響を明らかにしている。また、田中(2010)は生態系機能の健全性を示す栄養転換効率(生態系内で次の栄養段階へ有機物を受け渡す効率)について既存の生態毒性試験データと生態系モデルを用いて解析し、プランクトン群集の摂食率に作用する毒性は急性毒性(個体の死亡率)に比べ、栄養転換効率や種構成に対して大きな影響を与えることを明らかにしている。

近年、これらハザード比による評価手法の課題に対処が進められており、OECDにおけるリスク推定やU.S.EPAにおける水質環境基準設定では、「種の感受性分布」の導入が検討されている。OECD(1995)では5種以上の生物に対する毒性

データがそれぞれ揃った場合に、U.S.EPAでは指定された異なる8科の生物種に対する慢性毒性データが揃った場合に、それぞれ統計的な手法を用いて、95%の種に影響を及ぼさない濃度を導出し、その推定値とPECとを比較するリスク評価手法が実用化されつつある(Stephan *et al.*, 1985)。

今後、生態影響リスクの評価は急性毒性値や慢性毒性値に基づくハザード比の導出から進展し、生態毒性試験で蓄積したデータを個体群の増殖率や存続可能性等の指標あるいは生態系機能の健全性を示す栄養転換効率などに変換してリスク解析する手法へ発展すると考えられている(田中, 2010 ; Lin and Meng, 2009)。

2. 複数の化学物質による複合的影響の評価

環境中には多種多様な化学物質が検出されており、複数混在した状況にある(環境省環境保健部環境安全課, 2010)。そのため、実環境における化学物質の有害性には、相加作用、相乗作用および拮抗作用などの共存する化学物質同士が関与する相互作用が予想される(若林, 2003)。

U.S.EPAでは、有害物質規制法(Toxic Substances Control Act ; TSCA)の修正案検討に際して、基本方針として、「化学物質または混合物へのAggregate Exposure (集合的な暴露)を考慮し、すべての意図される用途に対し、影響を受けやすい集団を含むすべての人に害を及ぼさないことが合理的に確実で、人々の健康や福祉が確保される安全基準を適用しなければならない」と規定している。また、「物質または混合物が基準を満たしているかどうかを既存の条件または既に有効な規制の考慮、もしくは、追加条件を課すことにより満たすことができるかどうかを決定する必要がある」としている。つまり、複数の化学物質への暴露による複合的影響の取扱いを検討するとしている(Symmes, 2011)。

しかし、混在する化学物質を組み合わせ、複合的な毒性を網羅的に調べることは膨大かつ現実的でないことから、複数の化学物質による複合的影響の適切な評価方法についての現実的な方法論が模索されている。例えば、欧米を中心とする諸外国では、複数の化学物質を含んだ排水に対して、バイオアッセイを用いて水生生物への影響を総合的に評価する生物応答を利用した規制の実施が進められている(鏑迫, 2006)。事業所からの多種多様な化学物質を複数含んだ排水の有害性評価で

は、含まれる有害物質を個別に測定することに困難が伴う。また、規制基準のある項目のみの個別的な測定と管理だけでは不十分であり、生態系に対しても安全とは言えない。バイオアッセイを用いて水生生物への影響を総合的に評価する手法は、こうした指摘に対する解決策として期待されている(浦野, 2008 ; 鏑迫, 2006)。

一方、日本では、化学物質汚染に対する水域生態系保全の対策として、水生生物保全に係る水質環境基準の設定や化学物質が持つ動植物への有害性や高蓄積性に着目した審査規制制度の導入による管理強化が進められている(須藤, 2008 ; 環境省自然環境局自然環境計画課生物多様性地球戦略企画室, 2008)。しかし、規制の対象となる化学物質は環境中に存在する化学物質のごく一部でしかなく、規制基準値の基礎となる有害性データの大半は、それらの物質が単独で存在していると想定したものであり(鏑迫, 2006)、化学物質の有害性について個々の化学物質の毒性を個別に評価するに留まっている(環境省環境保健部環境安全課, 2010)。特に、漁場環境においては、流出油に対する油処理剤および分散剤の使用に関して、散布される処理剤自体の毒性だけでなく流出油と油処理剤あるいは分散剤との相加作用が予想されること(角埜, 2007)、船底および漁網への代替防汚剤の使用に対して、塗布された代替防汚剤の有効成分である亜鉛ピリチオンが環境中の銅との相互作用で銅ピリチオンに変化して毒性が高まること(中西・堀口, 2007)、などが懸念されている。

この章では、複数の化学物質による複合的影響の取扱いについて、1)複数の化学物質による複合毒性の考え方と研究の動向、および2)バイオアッセイによる複合的影響評価への取り組みについて、以下にまとめた。

1) 複数の化学物質による複合毒性の考え方と研究の動向

(1) 複合的な毒性に関する研究の動向

複数の化学物質が混在すると、加算的もしくはそれ以上の相乗的な毒性を発現する可能性は以前から指摘されてきた(若林, 2003)。Casseo *et al.*(1999)は、複数の化学物質が混在した場合に起こりうる複合的な毒性について、混在する個々の化学物質が相互に作用する場合と作用しない場合に分けて定義し、想定される毒性影響に応じて細分化した(第3表)。

現在，一般的には，複数の化学物質が混在した状況下で，

- (i) 個々の物質が加算的な用量-作用関係を示す場合を「相加的」
- (ii) 個々の物質が加算的な用量-作用関係から予測されるレベル以上の影響や応答を示す場合を「相乗的」
- (iii) 個々の物質が加算的な用量-作用関係から予測されるレベルより小さい影響や弱い応答を示す場合を「拮抗的」と定義している(若林, 2003)。

しかし，混在した化学物質による複合的な毒性に関するこれまでの研究の多くは，致死，催奇形性あるいは運動能力の低下などの生物にとって重篤なエンドポイントを指標としたものが多く，環境中で検出される濃度に比べ非常に高い濃度レベルでの検証であった(Tanoue *et al.*, 2006; 仲山, 2006)。そのため，実環境で検出される濃度レベルの化学物質による多様な作用を包括的かつ高感度に捉える手法の検討が必要であると指摘されている(仲山ら, 2010)。

また，金属の存在形態や有機化学物質の基本構造およびそれに伴う毒性の作用機序によって，混在する物質同士の相互作用は異なることが明らかにされつつある(若林, 2003)。生理活性，内分泌かく乱作用，遺伝子損傷などに対しても，複数の化学物質の相互作用による複合的影響の存在が多数報告されている(仲山, 2006)。特に，生理活性

を持つ農薬を複数組み合わせた場合や内分泌かく乱作用を持つ化学物質を複数組み合わせた場合には相加作用だけでなく拮抗作用を示す例も認められ，複合的影響の把握を複雑にしているにもかかわらず，混在する構成成分の間で起こる相互作用の有無や相加性を考慮した研究は少ないと指摘されている(内閣府食品安全委員会事務局, 2007)。

(2) 複合的な毒性に関する研究事例^{*3}

Deneer *et al.*(1988)は,50種類の互いに反応しない化学物質について淡水性動物プランクトン *Daphnia magna* (オオミジンコ) に対して単独で暴露した場合のEC₅₀を調べ，それぞれ単独で暴露した場合のEC₅₀の1/400の濃度で50種の化学物質を混合した場合の混合物のEC₅₀を計測した。その結果，混合物のEC₅₀はそれぞれの物質が単独で存在した場合の約1/8に相当する毒性値を示すという毒性の相加性を証明した。

Tanoue *et al.*(2006)は，生理活性を持つ農薬ダイアジノン，フェニトロチオンおよびベンチオカーブの3種について，オオミジンコに対するEC₅₀の1/5，2/5および4/5の濃度をそれぞれ組み合わせ合わせて合計64通りの濃度組成で暴露試験を3回繰り返した。その結果をモデル解析した結果，ダイアジノン-フェニトロチオン，ダイアジノン-ベンチオカーブ，および3種の複合では相乗的に，フェニトロチオン-ベンチオカーブ複合では拮抗的に作用することを示した。これらの知見は，個々の化学物質だけでは無影響濃度以下でも，複数の化学物質が存在すると相加的に作用して，化学物質の生態影響リスクが高まる可能性を示唆している。

一方，小山ら(2010)は，植物プランクトン2種，海産ヨコエビ(フサゲモクズ)，マダイ卵およびジャワメダカ稚魚を用いた毒性試験を行い，油処理剤の有無による流出油の毒性値変動を検討した結果，油処理剤の有無で毒性値に大きな差異を生じず，毒性の相加・相乗効果を認めなかったと報告している。

(3) 複合的な毒性の評価手法の検討

これまでに，複数の化学物質による複合的影響

第3表 複数の化学物質が混在した場合に起こりうる複合的な毒性

混在する個々の化学物質の作用	分類	想定される(認められる)毒性影響
相互作用がない	個々の物質が類似の作用を示す(単純な類似作用)	用量(暴露濃度)の加算を示す
	個々の物質が独立した作用を示す(単純な独立作用)	影響(反応・応答)の加算を示す
相互作用がある	単独の場合より増強される(増強作用・相乗効果がある)	加算より大きな影響を示す
	単独の場合より軽減される(拮抗作用がある)	加算より小さな影響を示す

出典：Cassee *et al.*(1999)を筆者が日本語訳

*3：研究事例の引用と文献の内容について，大嶋雄治「複合毒性資料集 人工化学物質の薄い混合スープの中で生きる水生生物の未来-複合毒性の生態リスク評価の必要性-」を参考にした。

の評価に対して評価手法が複数提案されている(若林, 2003; 内閣府食品安全委員会事務局, 2007)。代表的な手法として、毒性単位(Toxic Unit)に基づく等効果線法、毒性単位に作用機序の類似性を定量的に加味した混合毒性指標(Mixture Toxicity Index)、相加性を仮定した場合に予測される構成成分の相対的な毒性の強さを推定する毒性等価係数(Toxicity Equivalence Factor)および相対効力係数(Relative Potency Factor)、等が用いられている(若林, 2003; Altenburger *et al.*, 2003; Zwart and Posthuma, 2005; Logan and Wilson, 1995)。それらの手法の多くが、構成成分同士に相互作用がなく、構成成分が単一物質として存在すると仮定した場合の毒性データに基づいて複合的な毒性を推定する手法である。

(4) 化学物質管理政策における検討事例

以上のように、限られた知見で判断せざるを得ない状況ではあるが、欧米諸国の多くで、化学物質管理政策における毒性の相加・相乗効果に関する検討が進められている。U.S.EPAや英国政府委員会は、複数の化学物質による複合的影響の取扱いについて公式な見解を示している。

U.S.EPA(2003)では、

- (i) 定性的に類似の毒性作用や作用機序を持つ化学物質は用量の加算によって影響の強さが説明できるので、毒性影響が相加的に作用すると見なして用量を加算する
- (ii) 定性的に異なる毒性作用や作用機序を持つ化学物質は毒性影響が独立に作用すると見なして用量を加算しない

としている。また、共通の作用機序により共通の毒性影響を起こす化学物質のみを対象に相対効力係数法を採用するとしている。英国では、英国の食品・消費者製品・環境中化学物質の毒性委員会(Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and Environment: COT)が複数の化学物質による複合的な影響について毒性等価係数の採用を表明している(COT, 2002)。しかし、現在のところ、使用形態から判断して複数の化学物質による複合的な影響評価が最も必要とされる農薬においてさえ、国際的に合意の得られた標準的な影響評価手法は定められていない(内閣府食品安全委員会事務局, 2007)。

一方、日本国内における毒性試験の公定法・標準法において化学物質による複合的影響について

言及するものは、2010年現在、農薬取締法における「水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準」のみであった。その記載では、複数の化学物質の暴露を受けた場合の相乗・相加作用の評価に関して、FAO/WHO残留農薬合同会合 第28回 Codex残留農薬委員会の見解(Food and Agriculture Organization, 1996)を支持しており、『(個々の物質が)非常に低い濃度レベルでしか存在しないと判断される残留農薬の相互作用を特別の懸念として強調すべき理由はなく、リスク評価に際しては、UFによって「種差」だけでなく「農薬の相互作用」も考慮され、十分に安全性を見込んだものになる』としていた(農林水産省 消費・安全局 農産安全管理課・植物防疫課, 2009)。

2) バイオアッセイによる複合的影響評価への取り組み

諸外国では、複数の化学物質を含んだ排水に対して、バイオアッセイを用いて水生生物への影響を総括的に評価する「生物応答を利用した規制」が実施されている。欧米諸国における排水に対する生物応答を利用した規制の動向と日本の現状、およびバイオアッセイを用いた複合的影響評価における新たな取り組みについて、以下に述べる。

(1) 米国における排水に対する生物応答を利用した規制

U.S.EPAでは、排水および環境水などの試料そのものが水生生物に対してどのような毒性を有するかを評価する手法が研究されてきた。1984年に国家汚染物質排出削減計画が提出された際には、個別の化学物質の規制だけでなく水生生物に対する生物応答を利用した規制の併用を定めている(荒木, 2008)。当時のU.S.EPAの決定には、

- (i) 複数の有害化学物質を含む排水から一般的な化学分析で個々に検出することが困難な物質を含む事例があった
- (ii) 検出できたとしても、その物質に関する毒性情報が乏しかった
- (iii) 複数の有害化学物質を含む排水では、混在する化学物質による相加的あるいは相乗的な影響が懸念され、個別の化学物質の毒性データだけでは排水や環境水の有害性を把握・評価することが困難であると予想された

等の背景があったためと考えられている(鑑迫, 2006)。U.S.EPAは、複数の有害化学物質が含ま

れる排水の管理に際して、排水あるいは環境水の毒性を、生きている生物に暴露した場合に生物に現れる応答を測定することによって直接的に理解できる「反応」と定義し、生物実験によって水試料に含まれる全ての毒性成分の有害性を総合的に把握・測定することを目的とした全排水毒性試験法(Whole Effluent Toxicity Test : WET試験法)を開発した(鱧迫, 2006 ; U.S.EPA, 2002a ; 2002b ; 2002c ; 環境省・独立行政法人国立環境研究所環境リスク研究センター, 2010)。

荒木(2008)によると、現在、米国では、事業所からの排水の排出認可に際してWET試験法に基づいた「排水に対する生物応答を利用した規制」が導入されており、有害性の原因となる物質がたとえ未知であっても、排水の生物に対する有害性が明らかになった場合には認可保留および有害物質の排出量削減が求められる。また、認可を受けた事業者に対しても、排水管理に際して遵守すべき規制基準としてWET試験法の実施が求められている。

一方、連邦水質浄化法に規定された生物応答の規制値を超過した排水を放流する事業には、排水中の有害成分の削減対策が求められる。排水の毒性を削減するためには、排水中の有害成分の特定、定量および特定された物質を用いた毒性試験による検証が必要であり、U.S.EPAはそれらの手法についても毒性の同定と評価手法(Toxicity Identification Evaluation : TIE評価)として取りまとめている(U.S.EPA, 1991 ; 1993a ; 1993b)。排水が示す毒性を解明する段階では、排水試料に加えられた処理による毒性の変化から毒性の起因となっている物質が推定される(U.S.EPA, 1991)。次に、排水中の有害成分を特定する段階では、分析化学的な手法を用いて毒性の原因と考えられる物質の概略的な分類と分画が行われ、毒性分画を用いた毒性試験を実施する(U.S.EPA, 1993a)。さらに、毒性の原因と考えられる物質を検証する段階では、排水試料と推定された化学物質の標準品を添加した試料を用いた毒性試験で、試験生物に対する感受性や発現する毒性症状を比較することによって、原因物質の推定が正しいかを検証している(U.S.EPA, 1993b)。

(2) 諸外国における排水に対する生物応答を利用した規制の動向と日本の現状

米国以外にも、すでにカナダ、EU諸国および

韓国などで排水に対する生物応答を利用した規制が導入されている(環境省・独立行政法人国立環境研究所環境リスク研究センター, 2012;城内ら, 2012)。排水の放流域が閉鎖性の海域となっている北欧諸国や漁業操業域に近接しているカナダでは、水質、底質、生物体内に残留する化学物質濃度の環境モニタリングとともに排水に対するバイオアッセイを行い、多種多様な化学物質が含まれ、個別に測定・評価する事が困難な排水の管理に役立てられている(荒木, 2008)。

日本国内では、環境省が生物応答を用いて事業場排水中の化学物質による影響を総合的に把握し、対策を講じる水環境管理手法について、2009年から公共用水域あるいは排水の評価等に対するWET試験法の導入の可能性を探り、日本における利用の在り方について有効性や課題の検討を進めると発表している(合屋・鱧迫, 2012 ; 鱧迫, 2012)。また、2009年以降にWET試験法の導入に関するガイドラインを作成することとなっている(環境省, 2008 ; 鱧迫, 2012 ; 城内ら, 2012)。

(3) 排水に対する生物応答を利用した規制における今後の課題

WET試験法およびTIE評価は、有害物質の複雑な混合物である排水の毒性を把握するとともに、毒性原因物質の同定、確認において有効な手法であると考えられている。また、環境中へ放出される排水中に共存する有害物質の水生物に対する影響が、相加的か、あるいは、相乗的かを解明することができる。しかし、手法のさらなる高度化も同時に求められている。

US-EPAの方法(1991, 1993a, 1993b)では、排水中の有害成分、特に陰イオン無機元素および極性有機化合物の分画、同定に関する手法は十分に開発されていないため、今後、クロマトグラフィー等の新たな化学分析手法の検討が必要である。また、排水および分画された物質の毒性は、バイオアッセイを用いて、主に急性毒性影響から解明、評価することになるが、試験生物の選定が課題となっている。現在のところ、試験生物として、水試料のTIE試験ではオオミジンコ(*Daphnia magna*)ニセネコゼミジンコ(*Ceriodaphnia dubia*)または底生性のコペポーダ(*Tisbe battagliai*)がしばしば使用されている。一方、底質のTIE評価では淡水産のヨコエビ(*Hyalella azteca*)が使用されている。しかし、WET試験およびTIE評価は、試水の毒性

を鋭敏に検出することが不可欠であり、感受性が鋭敏な試験生物の選定および慢性毒性試験法の開発が必要である。さらに、WET試験およびTIE評価を海域に適用するためには、海産生物を使用するWET毒性試験法の開発が必要と考えられる。

(4) バイオアッセイを用いた複合的影響評価における新たな取り組み

実環境で検出される濃度レベルの化学物質による多様な作用を包括的かつ高感度に捉える手法として、化学物質による遺伝子発現を指標とした遺伝学的手法の検討が注目されている。

Dondero *et al.* (2006) は、原油を暴露したイガイ類について原油に含まれる複数の化学物質の複合作用を個々の化学物質による遺伝子発現と相違点を比較しながら解析し、フィールドへの適用を試みている。

仲山ら (2010) は、化学物質の影響を変化させる要因として、複数の化学物質の相互作用だけでなく、物理化学的な環境変化や生物間相互作用も無視できないと指摘し、多様な環境ストレスを含む化学物質暴露に対する生物応答についてマイクロアレイを用いた網羅的な遺伝子発現解析(ゲノミクス)による数値化を検討している。この解析手法によって、これまでに、ウイルス感染したヒラメに対する重油の暴露の複合的影響を二次元データで示される「影響の和」として表現できることを明らかにした。さらに、現在、実環境での相加的あるいは拮抗的に作用する化学物質の複合作用の検証への応用が進められている。

3. 底質汚染の影響の推定と評価

一般的に、有害性を有する化学物質のうち、難水溶性の物質は水域へ放出されると、最終的には底質中へ堆積・残留すると考えられている。水域の水質が改善されてきた現在、化学物質の“シンク(二次的汚染源)”となっている底質について、その生物に対する有害性の評価が求められている(中村, 2007; 菅谷・畠山, 2006)。また、浚渫土砂の海洋投棄に際して遵守が求められるロンドン条約の1996年議定書では、廃棄物の海洋投入処分にあたって、海洋生物や海洋生態系に対する潜在的な影響を考慮した行動基準(人や感受性の高い海洋生物に対する急性および慢性毒性を防止するための基準)を作成することが批准国に対して求められている(中村, 2005)。この章では、底質中

での化学物質の動態と生物影響に関連する基礎的な知見および底質毒性試験の国内外での動向について、最新の知見を収集・整理した。

1) 底質中の化学物質の動態と生物影響に関する知見

底質中に残留する化学物質は、

- (i) 懸濁粒子に吸着したものが沈降堆積している形態
- (ii) 底質粒子へ物理化学的に吸着している形態
- (iii) 底質の粒子状有機物へ物理化学的に吸着している形態
- (iv) 底質粒子の間隙水に溶存している溶存態
- (v) 直上水と表層底泥との平衡分配で直上水に溶存している溶存態

等の存在形態を取ると考えられている(中村, 2007)。また、その存在形態は、砂質、泥質、粒径分布、底層の流況、直上の水柱中の懸濁物および溶存有機物の濃度、底質中の有機物含有量などが因子となって変化することが明らかにされている(中村, 2007)。さらに、底質からの再溶出や表層底泥粒子の巻き上げなどが拡散の因子になり(中村, 2007; 菅谷・畠山, 2006)、底質中での加水分解や還元反応などの化学的作用あるいは微生物による生分解などで、底質中に残留する化学物質の化学形が変化することも知られている(菅谷・畠山, 2006)。

菅谷・畠山(2006)は、OECDが1991年に開催した「底質中の化学物質の影響評価に関するワークショップ(OECD, 1992)」における策定・合意事項を次のようにまとめている。つまり、

- (i) 底質を含む水系に流入した化学物質のうち、難分解性で低揮発性の物質については、底質中の有機炭素と直上水あるいは間隙水との平衡分配が成立する
- (ii) この平衡が成立する場合、間隙水中の化学物質濃度は水中での生物に対する毒性値と直接比較することができる
- (iii) 上記の(i),(ii)が共に適応できない場合は、直上水、底質、間隙水からなる試験系を用意して毒性試験(TG218/219: ユスリカ底質毒性試験)を行う必要がある

としている。また、底生魚類などの水生生物が底質中の化学物質に暴露される経路としては、間隙水中に溶存した化学物質の鰓からの取り込み、底質粒子に吸着した化学物質の体表からの移行、あ

るいは、化学物質が吸着する底質粒子を食物として摂取，という3経路を暴露評価の対象とすることが合意された。

現在，底質粒子に吸着した化学物質に対する毒性試験だけでなく，底質からの再溶出や表層底泥粒子の巻き上げを想定し，水柱中の懸濁態粒子に吸着した化学物質に対する毒性試験も各国から提

案されている(第4表)。

2) 底質毒性試験の国内外での動向

欧米諸国では，海産の底生生物(甲殻類や多毛類)を用いた毒性試験が公定法として標準化されており，底質の毒性評価が実施されている(第4表)。一方，カナダでは，環境保護法に基づき，

第4表 各国から提案されている海域における底質毒性の試験法

対象とする範囲	試験生物の分類群	評価項目	暴露期間	対応する試験法
全底質	大型無脊椎動物	生物濃縮	28日	ASTM 1688-00a
	端脚類	生存, 成長	10日 28日	ASTM 1367-99 U. S. EPA OPPTS850. 1740
	棘皮動物	生存	14日	
	多毛類	生存, 成長, 生物濃縮	10, 20, 28日	ASTM 1611-00
	二枚貝	発生初期の発育	2日	ASTM E724-98
水柱	アミ	生存, 成長, 再生産	全ライフ・サイクル	ASTM E1191-03 ASTM E1463-92
	魚類	ライフ・サイクル, 生存, 成長	7-120日	ASTM 1241-98
	藻類	成長	96時間	ISO 10253
	海藻類	再生産	2日	ASTM 1498-92
	環形動物 多毛類	生存, 再生産	96時間, 10, 14, 21, 28日	ASTM 1562-00
	魚類	運動性, 採餌, 行動	多様	ASTM 1711-95e1
懸濁水	バクテリア	生物発光	20分	ISO 11348
間隙水	渦鞭毛虫類	生物発光	7日 あるいは 4時間	ASTM E1924-97
	輪虫綱	生存	2日	ASTM E1440-91
	棘皮動物	受精, 発生初期の発育	2日	ASTM E1563-98
溶出水	二枚貝類	発生初期の発育	2日	ASTM E724-98
	カイアシ類	生存, 発育	4日	ISO 14669
	棘皮動物	生存, 発育	2日	U. S. EPA OPPTS850. 1055

出典：国際航路協会が作成したリストを中村(2006)が日本語訳したもの。

底質の毒性評価が行われており、端脚類、ウニ類、軟体動物および発光性細菌を用いたバイオアッセイが行われている。また、海洋投棄に際しても、投棄物に対して同様なバイオアッセイを行い、廃棄物に含まれる有害な化学物質が生物体内に取り込まれる可能性(bioavailability)が評価されている(楠井, 2005)。しかし、生物と底質との関わり方が生物種によって異なるため、底層での行動特性や食性が異なる複数種の試験生物を選定し、毒性試験を実施することが望ましいと考えられている(中村, 2006)。また、安易に底質中や間隙水中の化学物質濃度と水中暴露で得られた毒性データとの相関や外挿を求めることは適正な生態影響リスクの評価を困難にする可能性がある指摘されている(菅谷・畠山, 2006)。

日本国内での研究事例として、独立行政法人港湾空港技術研究所が検討している海産ヨコエビを用いた底質毒性試験が報告されている。中村(2007)は、底層遊泳性のトゲオヨコエビと底質埋在性(底泥中に巣穴を掘って生活する)ニホンドロソコエビの2種を用いて、急性毒性(48時間 LC_{50})を評価するバイオアッセイ系を検討し、トリブチルスズ化合物の急性毒性値が底層遊泳性ヨコエビに比べ、底質埋在性ヨコエビで高いことを明らかにした。また、河野ら(2010)は、物性の異なる多環芳香族炭化水素化合物4種を添加した人工底質を用いたイソゴカイによる底質中有害物質の蓄積試験法を実施し、生物底質濃縮係数、取り込み速度および排泄速度を算出することによって海産の底生生物による底質中有害物質の蓄積試験法としての有効性を検討している。

しかし、日本国内では、底質毒性に関する研究事例が未だ少なく、底質汚染の影響の推定と評価について体系的な方法論が確立されていない状況にある(楠井, 2005)。

現在、我が国の水域に対する環境基準は水質に関する基準が主体となっており、底質に関する環境基準値は、ダイオキシン類対策特別措置法(1999年制定)に基づいて設定された「水底の底質におけるダイオキシン類は150pg-TEQ/g以下」のみである。また、汚染された底質を除去する際に、除去すべき範囲を定めた底質暫定除去基準(1975年制定)では、水銀およびポリ塩化ビフェニルの暫定基準値が定められているに過ぎない。そのため、底質毒性試験を公定法として標準化し、毒性データに基づく有害性評価を行うことによって底質環

境基準を策定することが必要であると考えられている(中村, 2006)。

4. 化学物質の順応的管理

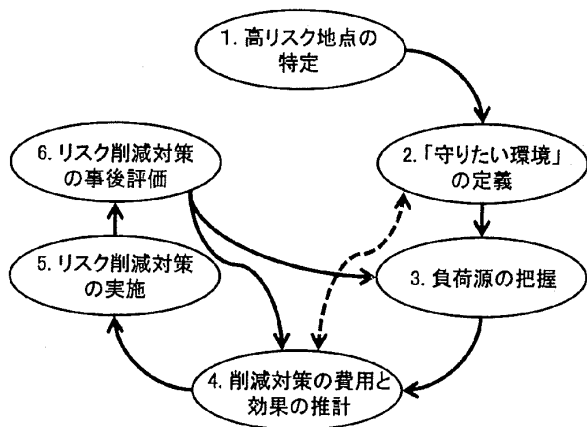
欧米では近年、河川や沿岸域の生態系保全あるいは自然再生の事業において、自然の長期的持続可能性を最優先し、自然環境の不確実性や計画における未来予測の不確実性を認め、政策決定者と利害関係者が継続的なモニタリング評価と検証によって計画を随時見直して修正を行いながら生態系を管理しようとする「Adaptive Management(順応的管理)」の手法が使われるようになってきた(鷲谷, 2002)。日本国内では、21世紀「環(わ)の国」づくり会議2001年報告において、『順応的管理の手法を取り入れて積極的に自然を再生する“自然再生型公共事業”の推進が必要』との提言がなされ、自然再生の基本理念に順応的管理を盛り込んだ「自然再生推進法」が2003年1月に施行されている。すでに、海辺の自然再生に応用されており、成果がまとめられている(海の自然再生ワーキンググループ, 2007)。

こうした動向を踏まえ、2008年の環境科学会「アジア視点の国際生態リスクマネジメント」に関するシンポジウムでは、加茂ら(2009)が化学物質の生態系への影響に関する順応的管理の手法を提案した。また、産業技術総合研究所が進める化学物質の詳細リスク評価では、内藤ら(2008)が亜鉛の生態影響リスクに関する検討結果を基に、化学物質の生態影響リスクに対する順応的管理の必要性を指摘している。

加茂ら(2009)は、人の健康だけでなく生態系の保全を目的として化学物質の利用に一定の規制を設けることは受け入れられ、政策も進められつつあるが、化学物質の生態影響リスクの評価に関しては、何をどのように評価し、どのように生態系を保全して行けば良いのかについて社会的にも合意された一定の見解がないと指摘している。そのため、実際に生態影響リスクに対する化学物質管理を遂行する際には解決しなければならない問題点が多く残されており、より良い手法が提案された場合に、順応的な変更が可能な管理システムを構築しておけば、常時モニタリングすることによって、その効果を検証しながら手法の向上を図ることが可能になると報告している。提案された順応的管理の手順では、1.高リスク地点の特定、2.生態系のふさわしい状況(守りたい環境)の設

定, 3.汚染源・負荷源の特定, 4.環境中濃度の削減対策の費用と生態系の回復を予測することによる効果の推計, 5.リスク削減対策の実施, 6.環境中濃度と生態系の変化からリスク削減対策を事後評価する, そして, 新たな状況設定や削減対策に従って再度, 汚染源・負荷源の特定や効果の推計に戻るというループ状のスキームが示されている(第2図)。

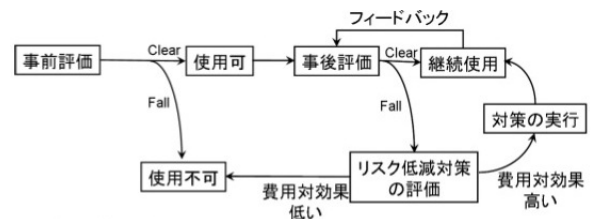
内藤ら(2008)は, 生態影響リスクに着目した化学物質管理では, 一般的な生態系保全の目標とされる個体群レベルの維持に着目してリスクが定量化され, それに基づく管理のあり方が議論されなければならないと指摘している。しかし, 現在の化学物質管理では, 影響が懸念される化学物質のPNECの推定を行い, ハザード比に従ってPNEC以下に環境中濃度あるいはPECを制御しようとする考え方が一般的であり, 悪影響を被る個体が存在しないことを目標とした個体レベルの評価に基づいたリスク評価が行われている(詳細は第1章を参照)。ハザード比に基づく画一的な管理を改め, 対象とする生態系で個体群レベルの影響がどの程度回復できるか, 回復の程度は対策(投資)に見合うものであるかを考慮するためには, 個体群レベルのリスク評価が必要となる。しかしながら, 個体群レベルのリスク評価は発展途上であり, リスクの推定には大きな不確実性が伴うため, リスク推定結果と現状との差異や費用対効果を検証するには不十分な状況にある。そのため, 内藤ら(2008)は, 生態影響リスクに対する化学物質管理を進める際には, 個体レベルと個体群レベルでの評価を組み合わせた新たな管理方法を導入しながら



第2図 化学物質の生態影響に対する順応的管理手順の提案(出典：加茂ら, 2009)

ら順応的管理を進めることが適していると報告している。

永井(2008)は, 農薬の水生生物に対する生態影響リスクの管理体制として, 登録申請時の事前評価に加え, 散布使用中のモニタリングによる事後評価, 事前評価で一定の安全性が担保された上でのリスクとベネフィットとの比較およびリスク低減対策の費用対効果などから効率的な管理を実現するループ状のスキームを提案している(第3図)。



第3図 農薬の生態影響に対する順応的管理手順の提案(出典：永井, 2008)

以上のように, これまでに実績をあげている環境影響評価にとどまらず, 化学物質の生態影響リスクを評価するプロセスに順応的管理が取り入れられ, 不確実性を一つ一つ克服しながら, 科学的立場からの意見だけでなく, 広く利害関係を持つ人々の間で合意形成が得られる仕組みが構築されることが期待されている(鷲谷, 2002; 酒井, 2007)。しかし, 浦野(2007)は, 生態影響リスクを評価するプロセスで順応的管理が有効に機能するには, 現状把握, 費用対効果および事後評価に対して, これまで以上に効率的なモニタリングが求められると指摘し, 化学物質の生態影響リスクの簡便かつ効率的なモニタリング手法として, 各種のバイオアッセイの導入を提案している。

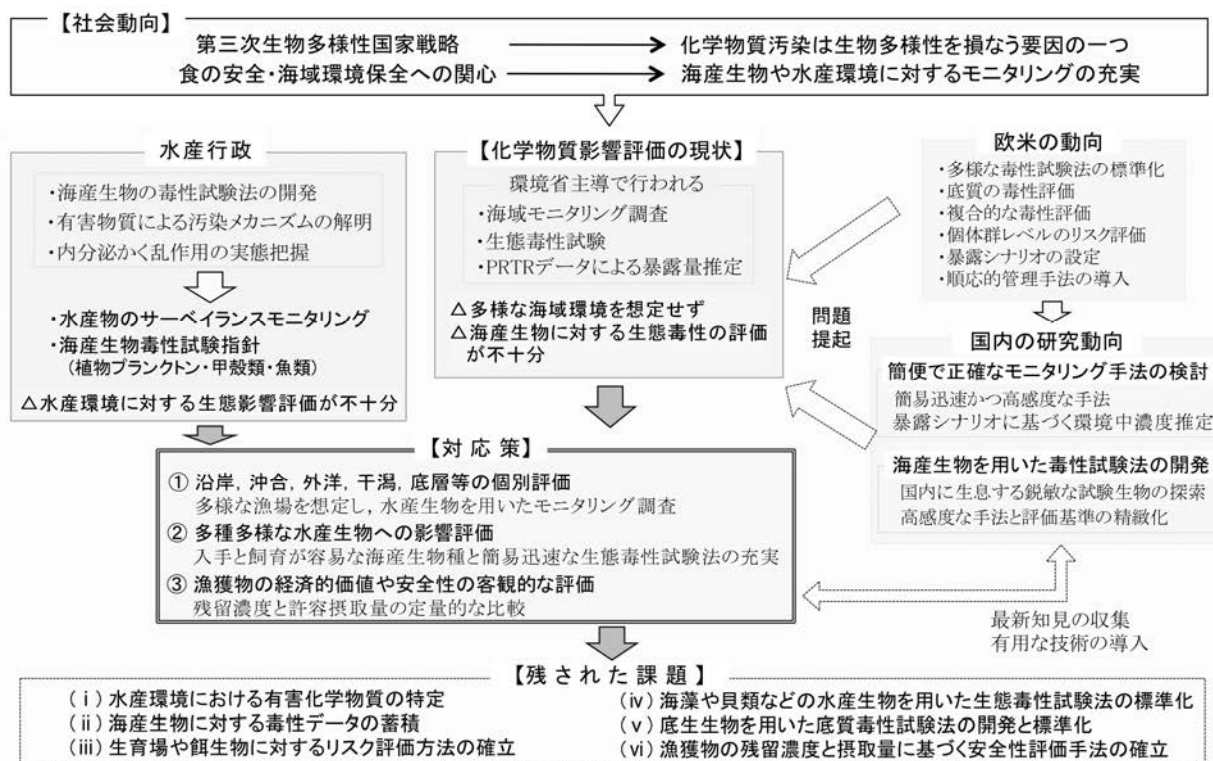
5. 水産環境の保全を目的とした, 生態影響リスク評価に基づく化学物質管理の体系化の必要性

以上, 本稿では, 国内外での水域における化学物質の生態影響リスク推定の現状と今後の課題について, 既往の文献資料に基づいて概説した。毒性試験に基づき, 化学物質の有害性の目安となるPNECを高い信頼性で精度良く推定するためには, (i)感受性が鋭敏な試験生物の選定や評価基準の精緻化, (ii)慢性毒性試験法の簡便化・迅速化, (iii)底質汚染に対する毒性試験の公定法策定, (iv)複数の化学物質に起因する複合的影響の考え方の標準化, (v)毒性試験における易分解性物質

の取扱いの規定等が国内で課題となっていることを明らかにした。一方、暴露量の目安となるPECの推定では、(i)モニタリングデータの蓄積、(ii)モニタリングデータや届出排出量に対する信頼性評価基準の精緻化、(iii)物性や環境中での挙動に基づいた暴露シナリオの設定、(iv)対象となる化学物質の暴露シナリオに基づいたPEC予測モデルの構築等の必要性が指摘されていることを明らかにした。また、化学物質の生態影響リスク評価の実施に際しては、自然の不確実性を踏まえた順応的管理手法を導入して化学物質管理の高度化を図る必要性が指摘されていることを明らかにした。

日本は水産資源として漁獲の多くを海域に求めており、化学物質による海洋汚染を未然に防止しつつ水産施策を実施しなければならない。しかし、これまでに我が国で行われてきた生態毒性試験や海域におけるモニタリング調査には、水産資源に対する影響や持続可能な漁業生産の維持という観点から水産環境^{*4}をどの程度の水準に保つべきかという水産業界の立場での視点が乏しい。これを改

善するためには、漁場となる海域における有害な化学物質の存在量と海域に放出された化学物質が水産環境に与える毒性影響を把握し、「生態影響リスク＝暴露量×有害性」として影響の度合いを定量的に評価する必要がある。筆者は、水産環境における化学物質のモニタリング調査には、漁場となる沿岸、沖合、外洋、内湾および干潟などの多様な海域における化学物質濃度データの蓄積が必要であり、生態毒性試験には、多くの水産生物を含む海産生物に対する生態毒性試験データの蓄積が必要であると指摘した(眞道, 2012)。漁場におけるモニタリング手法および海産生物を用いた毒性試験法を開発することは、漁獲された水産物や漁場に生息する海産生物の視点から各種の化学物質が水産環境に与える毒性影響を把握することを可能にする。また、毒性試験に基づくPNEC推定およびモニタリングデータに基づくPEC推定の手法について既往の知見が指摘する課題を改善していくことによって、水産生物への影響が懸念される化学物質の有害性および水産環境における化



第4図 水産環境における化学物質の生態影響リスク評価の提案

*4：筆者は「水産環境」を水産生物とその生育場および漁場となる海域の総称と定義した。

学物質の生態影響リスクを高い信頼性で、精度良く推定することが可能になるであろう。(第4図)

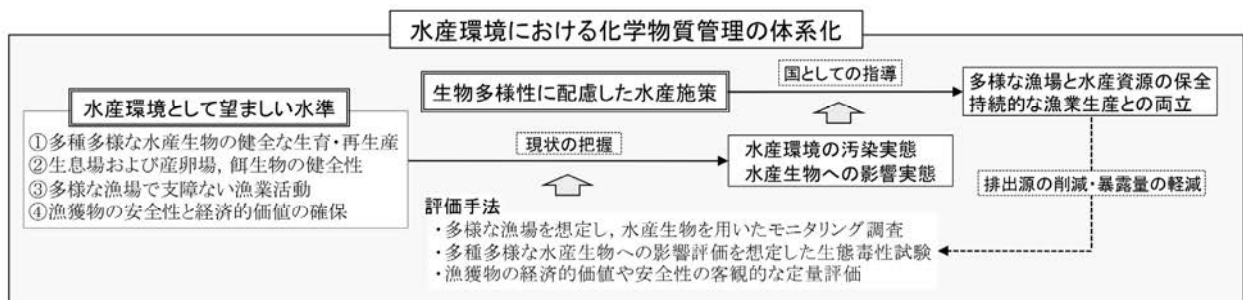
しかし、海産生物を用いた毒性試験法の確立に関しては、毒性試験データの蓄積、感受性や応答が鋭敏な生物種の選定や評価基準の精緻化、魚類に対する慢性毒性試験法の簡便化・迅速化、底生生物を用いた底質毒性試験公定法の策定等が日本国内における課題となっている(眞道, 2012)。また、個体の生殖能力への影響や生物種が集団として存続できる可能性に与える影響を評価基準にした個体群レベルでの有害性の評価手法、総合的影響指標ならびに複数の化学物質に起因する複合的な影響の評価手法の実用化などに国際的な整合性をとりつつ、日本周辺の海洋生態系や多様性に即して、汎用的かつ実用的な毒性試験法として普及させなければならない(第4図)。一方、化学物質の暴露量評価に関しては、水産生物を含む多種多様な海産生物や漁場となる多様な海域環境を想定したモニタリング調査に関する知見が不足している。また、近年、化学物質の二次的汚染源と考えられている底質について、多毛類や底性甲殻類などの水産有用種を含め、その生物に対する有害性の評価手法およびモニタリング手法の確立が課題となっている。信頼性の高いPEC推定値を得るために、海産生物を用いたモニタリングデータの蓄積、モニタリングデータに対する信頼性評価基準の精緻化、物性や環境中での挙動に基づいた暴露条件の設定とそれに基づいた予測モデルの構築等を進めなければならない(第4図)。

水産用水基準(日本水産資源保護協会, 2006)では、水産資源保護の観点から水域の水質をどのような水準に保つべきかを明示している。すなわち、水産動植物の正常な生息および繁殖を維持し、その水域において漁業を支障なく行うことができ、

漁獲物の経済価値が低下しない水質を維持できる水準に保つことを目的として、「維持することが望ましい水質基準値」を定めている。化学物質による汚染を未然に防止し、生物多様性に配慮した水産施策を進め、水産環境の化学物質管理を体系化するためには、水産用水基準と同様に、水産環境をどの程度の水準に保つべきかを明確に設定すべきであろう。これまでに得られた知見を参考に、①多種多様な水産生物の生育と再生産が健全に保たれる、②水産生物の生息場および産卵場、餌となる生物等が健全に保たれる、③沿岸、沖合、内湾、干潟などの多様な漁場において漁業活動を支障なく行える、④漁獲物の安全性と経済的価値が確保できる、という水準に設定することを提案したい(第5図)。

一方、海域の生態系は陸水域以上に複雑な系であり、生物の多様性も富んでいることから、これらの水産環境に望ましい水準の達成度を評価するためには、従来の藻類、甲殻類、魚類等の限られた生物種を用いた生態毒性試験だけでなく、水産上重要な軟体動物や海藻類ならびに餌となる生物種など、他の動植物群による試験法についても確立し、各種の化学物質が持つ有害性の強さを把握することが必要と考えられる。また、沿岸、沖合、内湾、干潟ならびに底層などの多様な漁場に生息する多種多様な水産生物から海域の類型毎に数種を選び、それらの生物種を用いたモニタリング手法を開発することによって、各種の化学物質が持つバイオアベイラビリティ(生物体内に取り込まれる可能性)や海域生態系に与える様々な毒性影響を海域の類型毎に把握・評価することが可能になると考えられる。

以上のように、多種多様な水産生物への影響評価を想定した生態毒性試験を充実させ、多様な漁



第5図 水産環境における化学物質管理の体系化

場環境を想定し水産生物を用いたモニタリング調査に基づいて水産環境の化学物質管理を体系化することは、科学的な影響実態の把握と水産資源に対する定量的な影響予測を可能にし、漁場環境の有害化学物質による汚染を未然に防止して生物多様性に配慮した水産施策の実施に資するものであり、「多様な漁場環境の保全」や「持続可能な漁業生産の維持」に貢献するものと考えられる。

謝 辞

本稿を執筆するにあたりご指導いただいた、公益財団法人海洋生物環境研究所顧問 城戸勝利博士に深謝いたします。本稿は、平成22年度および23年度の水産庁委託事業「漁場環境・生物多様性保全総合対策委託事業(漁場環境化学物質影響総合評価事業)」の一環として実施したものであり、関係各位に謝意を表します。

引用文献

- 21世紀『環(わ)の国』づくり会議 (2001). 「21世紀『環(わ)の国』づくり会議」報告書(平成13年7月10日). <http://www.kantei.go.jp/jp/singi/wanokuni/010710/report.html>. (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- Altenburger, R., Nendza, M. and Schuurmann, G. (2003). Mixture toxicity and its modeling by quantitative Structure-activity relationships. *Environ. Toxicol. Chem.*, **22**, 1900-1915.
- 荒木 廣 (2008). 欧米諸国で排水管理に用いられる生物影響試験・評価方法. 化学物質と環境, **91**, 7-9.
- Bartell, S., Gardner, R. and O' Neill, R. (1992). Ecological Risk Estimation. Lewis Publishers, Michigan. 233pp
- Cassee, F., Sühnel, J., Groten, P. and Feron, V. (1999). The toxicology of chemical mixtures. In "General and Applied Toxicology" (eds. Ballantyne, B., Marrs, T and Syversen, T.) Macmillan Reference Limited, London, pp.303-320.
- COT (Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and Environment) (2002). Risk Assessment of Mixtures of Pesticides and Similar Substances. FSA/0691/0902, Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and the Environment, 302pp. <http://cot.food.gov.uk/pdfs/reportindexed.pdf> (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- Deneer, J., Sinnige, T., Seinen, W. and Hermens, J. (1988). The joint acute toxicity to *Daphnia magna* of industrial organic chemicals at low concentrations. *Aqua Toxicol.*, **12**, 33-38.
- 独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構 研究評価委員会 (2008). 化学物質のリスク評価及びリスク評価方法の開発」事後評価報告書, 258p. <http://www.nedo.go.jp/content/100096610.pdf> (2012年1月31日ダウンロードで入手)
- Dondero, F., Piacentini, L., Marsano, F., Rebelo, M. and Viarengo, A. (2006). Gene transcription profiling in pollutant exposed mussels (*Mytilus spp.*) using a new low-density oligonucleotide microarray. *Gene*, **376**, 24-36.
- European Commission (2003). Calculation of PNEC using assessment factor. Technical Guidance Document on Risk Assessment Part II. (European Commission Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau), Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg, pp100-105.
- Food and Agriculture Organization (1996). Report of the Codex Committee on Pesticide Residues. Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues, FAO/WHO Codex Alimentarius Commission ALINORM 97/24, paragraph 97.
- 後藤幹保・高松みつ子 (2008). エコトキシコロジー研究の方法論と展開について -1970年代のSCOPE, SGOMSECの会議からREACHに至る流れを振り返り、今後を展望する-. 環境毒性学会誌, **11**, 41-50.
- 合屋英之・鎌迫典之 (2012) 生物応答手法を用いた水環境管理に関する環境省での検討状況. 環境省・独立行政法人国立環境研究所 環境リスク研究センター共催「諸外国における生物応答を用いた排水管理手法に関するセミナー」講演資料, 平成24年1月31日, 東京都港区, 品川コクヨホール, pp258-271.
- 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. 「毒性学-生体・環境・生態系-」(藤田正一編), 朝倉書店, 東京,

- pp263-276.
- 張野宏也 (2009). 船底防汚物質による海洋汚染. 瀬戸内海, **57**, 瀬戸内海環境保全協会, 14-18.
- 城内智行・服部 聡・道山晶子・吉次祥子・入佐英紀 (2012). バイオアッセイで環境をはかる. 環境管理, **41**, 42-47
- 角埜 彰 (2005). 海産魚を用いた毒性試験. 環境科学会誌, **18**, 131-136.
- 角埜 彰 (2007). 石油及び油処理剤の魚類に対する影響評価. 財団法人漁場油濁被害救済基金油濁基金だより, **82**, 8pp.
- 加茂将史・対馬孝治・内藤 航 (2009). 化学物質の生態リスク順応的管理による新たな管理手法の提案. 環境科学会誌, **22**, 219-225.
- 環境省 (2008). WET手法を活用した排水規制手法検討調査, 平成21年度環境省予算 (案) 主要新規事項等の概要, <http://www.env.go.jp/guide/budget/h21/h21-gaiyo-2/151.pdf>. (2008年3月30日ダウンロードで入手)
- 環境省・独立行政法人国立環境研究所 環境リスク研究センター (2010). 「米国における WET システムに関するセミナー」講演資料, 平成22年2月17日, 東京都渋谷区, 国際連合大学ウ・タント国際会議場.
- 環境省・独立行政法人国立環境研究所 環境リスク研究センター (2012). 「諸外国における生物応答を用いた排水管理手法に関するセミナー」講演資料, 平成24年1月31日, 東京都港区, 品川コクヨホール.
- 環境省 (2011). 海洋生物多様性保全戦略 (平成23年3月). 環境省, 43pp. <http://www.env.go.jp/nature/biodic/kaiyo-hozen/conf.html>. (2011年3月30日ダウンロードで入手)
- 環境省 自然環境局 自然環境計画課 生物多様性地球戦略企画室 (2008). 第三次生物多様性国家戦略 (平成19年11月27日). 環境省, 277pp. http://www.biodic.go.jp/biodiversity/initiatives/docs/nbsap_3.pdf. (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- 環境省 総合環境政策局 環境保健部 企画課 化学物質審査室 (2010). 化審法における生態毒性試験の位置付けについて. http://www.env.go.jp/chemi/kagaku/seitai_index.html. (2011年3月30日ダウンロードで入手)
- 環境省 環境保健部 環境安全課 (2010). 平成21年度版 化学物質と環境. 環境省, 576pp.
- 柏田祥策・岡村秀雄 (2005). 海生生物を用いたバイオアッセイと海洋生態系保全のあり方. 環境科学会誌, **18**, 127-128.
- 国立環境研究所 化学物質環境リスク研究センター 海生生物テストガイドライン検討会 (2005). 海産魚類及び海産エビ類の急性毒性試験法(案) (第1版). 138-153
- 河野久美子・田中博之・市橋秀樹 (2010). 758イソゴカイによる人工底質中の多環芳香族炭化水素化合物の蓄積. 平成22年度日本水産学会春季大会, 2010年3月29日, 神奈川県藤沢市, 講演要旨集, p127.
- 小山次朗・今門智恵・黒田貴子・原 正一・城田英之 (2010). 油分子予測に基づく油処理剤の生態影響評価. 平成22年度日本水産学会春季大会, 水産環境保全委員会シンポジウム 水産環境における化学物質汚染の現状・評価・対策, 2010年3月30日, 神奈川県藤沢市, 講演要旨集, p8.
- 楠井隆史 (2005). バイオアッセイと海洋環境管理. 環境科学会誌, **18**, 169-177.
- Lin, B. and Meng, Y. (2009). Extrapolation of available acute and chronic toxicity test data to population-level effects for ecological risk management of chemicals. *Environ. Toxicol Chem.*, **28**, 1557-1566.
- Logan, D. and Wilson, H. (1995). An Ecological Risk Assessment Method for Species Exposed to Contaminant Mixtures. *Environ. Toxicol Chem.*, **14**, 351-359.
- 益永茂樹 (2007). 化学物質の生態リスク評価. 「生態環境のリスクマネジメントの基礎」(浦野紘平・松田裕之共編), オーム社, 東京, pp.95-108.
- 益永茂樹 (2008). 生態リスク評価の枠組み. 化学物質と環境, **91**, 1-3.
- 宮本健一 (2003). 生態リスク評価の基本枠組み. 「環境リスクマネジメントハンドブック」(中西準子・蒲生昌志・岸本充生・宮本健一共編), 朝倉書店, 東京, pp.269-283
- 永井孝志 (2008). 農薬の生態リスクの評価と管理. 資源環境対策, **44**, 82-87.
- 内閣府 食品安全委員会事務局 (2007). 農薬の複合影響評価法に関する文献調査 報告書. 株式会社三菱化学安全科学研究所, 152pp.
- 内藤 航・中西準子・加茂将史 (2008). 「詳細リス

- ク評価書シリーズ20 亜鉛」(新エネルギー・産業技術総合開発機構, 産総研化学物質リスク管理研究センター共編), 丸善株式会社, 東京, 280pp.
- 中村由行 (2005). 底質試験の国際動向と化学物質動態研究の重要性. 環境毒性学会誌, **8**, 43-47.
- 中村由行 (2006). 底質汚染評価のためのバイオアッセイ. 水環境学会誌, **29**, 14-19.
- 中村由行 (2007). 港湾・沿岸域の有害化学物質汚染と生態系への影響. 化学物質と環境, **82**, 17-19.
- 中西準子・堀口文男 (2007). 「詳細リスク評価書シリーズ10:銅ピリチオン」(新エネルギー・産業技術総合開発機構, 産総研化学物質リスク管理研究センター共編), 丸善株式会社, 東京, 176pp.
- 中西準子・花井壮輔・吉田喜久雄. (2008a) 化学物質のリスク評価におけるシナリオ. 「リスク評価の入口と出口 -シナリオとクライテリア-」(新エネルギー・産業技術総合開発機構, 産総研化学物質リスク管理研究センター共編), 丸善, 東京, pp5-28.
- 中西準子・花井壮輔・吉田喜久雄. (2008b) 米国EPAのP2の枠組み: ChemSTTERとE-FAST. 「リスク評価の入口と出口 -シナリオとクライテリア-」(新エネルギー・産業技術総合開発機構, 産総研化学物質リスク管理研究センター共編), 丸善, 東京, pp31-44.
- 中西準子・花井壮輔・吉田喜久雄. (2008c) EUのTGD, EUSES, DEGBEの例, REACHのリスク評価シナリオ. 「リスク評価の入口と出口 -シナリオとクライテリア-」(新エネルギー・産業技術総合開発機構, 産総研化学物質リスク管理研究センター共編), 丸善, 東京, pp105-138.
- 中西準子・花井壮輔・吉田喜久雄. (2008d) 環境リスク初期評価. 「リスク評価の入口と出口 -シナリオとクライテリア-」(新エネルギー・産業技術総合開発機構, 産総研化学物質リスク管理研究センター共編), 丸善, 東京, pp158-164.
- 仲山 慶 (2006). トキシコゲノミクスによるPOPs等有害化学物質の生態影響評価. 環境毒性学会誌, **9**, 81-86.
- 仲山 慶・半藤逸樹・北村真一 (2010). 複合的環境ストレスに対する生体影響評価. 平成22年度日本水産学会春季大会, 水産環境保全委員会シンポジウム 水産環境における化学物質汚染の現状・評価・対策, 2010年3月30日, 神奈川県藤沢市, 講演要旨集, p6.
- 日本水産資源保護協会 (2006). 水産用水基準 (2005年版), 社団法人日本水産資源保護協会, 東京, 95p.
- 農林水産省 消費・安全局 農産安全管理課・植物防疫課 (2009). 農薬のリスク. 「農薬概説2009」(独立行政法人 農林水産消費安全技術センター農薬検査部 監修), (社)日本植物防疫協会, pp.101-111.
- OECD (1992). Report of OECD Workshop on effects assessment of chemicals in sediment. *OECD Environmental Monographs*, **60**, 59pp. [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?cote=ocde/gd\(92\)170&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?cote=ocde/gd(92)170&doclanguage=en) (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- OECD (1995). Guidance Document for Aquatic Effects Assessment. *OECD Environmental Monographs*, **92**, 118pp. <http://www.oecd.org/dataoecd/5/42/34290206.pdf> (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- OECD (2000). OECD Series on Testing and Assessment No.23, "Guidance Document on Aquatic Toxicity Testing of Difficult Substances and Mixtures". [http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=env/jm/mono\(2000\)6](http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=env/jm/mono(2000)6). (2012年3月1日ダウンロードで入手)
- OECD (2002). Guidance for the Initial Assessment of Aquatic Effects. *Manual for the Assessment of Chemicals*, Chapter 4. Initial Assessment of Data, 11p. <http://www.oecd.org/dataoecd/6/14/2483645.pdf> (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- 岡村秀雄 (2006). 海洋汚染とバイオアッセイ. 水環境学会誌, **29**, 433-437.
- 大嶋雄治. 複合毒性資料集 人工化学物質の薄い混合スープの中で生きる水生生物の未来-複合毒性の生態リスク評価の必要性-. 九州大学大学院 農学研究院 水産生物環境学研究室 <http://www.agr.kyushu-u.ac.jp/lab/mes/mix.html>

- 酒井暁子 (2007). なぜ生態系を守るのか. 「生態環境リスクマネジメントの基礎—生態系をなぜ、どうやって守るのか」(浦野紘平・松田裕之編), Ohmsha, 東京, pp1-16.
- 坂本正樹 (2010). 複雑な生態系を維持する種間相互作用の役割とそれを攪乱する化学物質の影響. 第16回バイオアッセイ研究会・日本環境毒性学会合同研究発表会, 2010年9月3日, つくば市, 講演要旨集, p69.
- 生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会 (2002). 海域生態系. 「環境アセスメント技術ガイド 生態系」(財団法人自然環境研究センター編), 財団法人自然環境研究センター, 東京, pp192-249.
- 関根義彦 (2002). 海洋環境アセスメント—数値モデルとその限界—. 成山堂書店, 東京, 110pp.
- 茂岡忠義・吉岡義正・山崎邦彦 (2003). 公的生態影響試験法の開発状況, 毒性値の算出と環境リスク評価. 「生態影響試験ハンドブック」(日本環境毒性学会編), 朝倉書店, 東京, pp289-318.
- 眞道幸司 (2012). 海産生物を用いた毒性試験法および化学物質の有害性評価手法に関する近年の動向. 海生研研報, No.15, 41-62.
- Stephan, C., Mount, D., Hansen, D., Gentile, J., Chapman, G. and Brungs, W. (1985). Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S.EPA, **PB85-227049**. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/library/85guidelines.pdf> (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- 須藤隆一 (2008). 生態系に配慮した化学物質管理制度の現状と方向. 化学物質と環境, **90**, 13-16.
- 菅谷芳雄・畠山成久 (2006). 農薬類底質汚染の生態リスク評価. 「化学物質の生態リスク評価と規制—農薬編—」(畠山成久編), 株式会社アイピーシー, 東京, pp.155-161.
- Symmes, B. (2011). U.S.EPA Reform of the Toxic Substance Control Act. 化学物質国際対応ネットワーク主催: 米国有害物質規制法 (TSCA) 改正に向けた最新動向セミナー, 平成23年1月13日, 国連大学(ウ・タント国際会議場), 東京, 講演資料, 28pp.
- 田中嘉成 (2010). プランクトン群集の多様性と生態系機能に及ぼす化学物質: 数理モデルを用いた解析. 第16回バイオアッセイ研究会・日本環境毒性学会合同研究発表会, 2010年9月3日, つくば市, 講演要旨集, p72-73.
- Tanoue, W, Oshima, Y., Kawaguchi, A., Yanagawa, T., Maeda, M., Nosaka, T., Shimasaki, Y. and Honjo, T. (2006). Synergistic toxicities of diazinon, fenitrothion and benthocarb on *Daphnia magna*. SETAC Asia/Pacific Meeting, September 18-20, 2006, Peking University, China.
- 鑑追典久 (2006). 環境水のバイオアッセイ—Whole Effluent Toxicityの考え方—. 水環境学会誌, **29**, 2-8.
- 鑑追典久 (2012). 排水管理ツールとしてのWET—Whole Effluent Toxicity—. 水環境学会誌, **35**, 122-127.
- 中央環境審議会水環境部会 水生生物保全環境基準専門委員会 (2011). 資料6-1 水生生物保全に係る環境基準等設定の考え方の見直しについて. http://www.env.go.jp/council/09water/y094-08/mat06_1.pdf. (2011年3月1日ダウンロードで入手)
- 海の自然再生ワーキンググループ (2007). 順応的管理による海辺の自然再生. 「環境配慮の標準化のための実践ハンドブック」(国土交通省港湾局編), 港湾局国際環境課, <http://www.mlit.go.jp/kowan/handbook/>. (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- 浦野紘平 (2007). 環境リスクの予防的管理. 「生態環境リスクマネジメントの基礎」(松田裕之・浦野紘平共編), オーム社, 東京, pp.17-28.
- 浦野紘平 (2008). 排水管理のための生物影響試験・診断方法. 化学物質と環境, **91**, 10-12.
- U.S.EPA (1991). Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations, Phase I Toxicity Characterization Procedures, Second Edition, EPA/600/6-91/003.
- U.S.EPA (1993a). Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations, Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity, EPA/600/R-92/080.
- U.S.EPA (1993b). Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations, Phase III Toxicity Confirmation Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity, EPA/600/R-92/081.

- U.S.EPA (1998). Guidelines for Ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F, United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington DC, 180pp.
- U.S.EPA (2002a): Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms. Fifth Edition, 266pp. http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/wet/disk2_index.cfm. (2011年3月1日ダウンロードで入手)
- U.S.EPA (2002b): Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms. Fourth Edition, 335pp. http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/wet/disk3_index.cfm. (2011年3月1日ダウンロードで入手)
- U.S.EPA (2002c): Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms. Third Edition, 464pp. http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/wet/disk1_index.cfm. (2011年3月1日ダウンロードで入手)
- U.S.EPA (2003). Framework for Cumulative Risk Assessment. EPA/630/P-02/001F, Risk Assessment Forum, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 129pp. http://oaspub.epa.gov/eims/eimscmm.getfile?p_download_id?D36941. (2010年12月1日ダウンロードで入手)
- 若林明子 (2003). 化学物質の水生生物への複合毒性. 「化学物質と生態毒性(改訂版)」(若林明子編著), 社団法人産業環境管理協会, pp143-162.
- 鷺谷いづみ (2002). 順応的管理とは. 「環境アセスメント技術ガイド 生態系」(生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会編), 財団法人自然環境研究センター, 190pp.
- 山崎邦彦 (2003). 生態リスクの評価の方法. 「生態影響試験ハンドブック-化学物質の環境リスク評価-」(日本環境毒性学会編), 朝倉書店, 東京, pp.314-318.
- 山田久 (2010). 船底塗料・漁網防汚剤の特性と水域環境リスク評価の課題. 全国漁業協同組合連合会主催 2009年度漁業・養殖業・漁場環境保全研修会, 2010年2月9日 東京, 講演要旨集, pp37-48.
- Zwart, D. and Posthuma, L. (2005). Complex Mixture Toxicity for Single and Multiple Species: Proposed Methodologies. *Environ. Toxicol Chem.*, **24**, 2665-2676.