

要約

第I章 序章

本評価書は、アルコールエトキシレート（以後「AE」と略す、別名「ポリオキシエチレンアルキルエーテル」）に関する生態リスク評価の結果をまとめたものである。ヒト健康リスク評価については、既に多くの既存評価で実施され、経皮暴露によるヒト健康への悪影響に関しては明確な結論が得られていないものの、経口暴露によるヒト健康に悪影響を及ぼす可能性は少ないと結論付けられている。そのため、本評価書では、ヒト健康リスク評価は行わないこととした。

詳細リスク評価の背景は、以下の通りである。

(1) 代表的な非イオン系界面活性剤でその使用量が増え続けている。

代表的な非イオン系界面活性剤である AE は、主に家庭洗剤等の用途に使用され、2003 年度には国内で約 17 万 t が生産されている。近年では、ノニルフェノール（以後「NP」と略す）等による内分泌かく乱影響の懸念を受けてノニルフェノールエトキシレート（以後「NPE」と略す）の AE への代替が進められており、洗剤のコンパクト化・液体化の流行によって、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩（以後「LAS」と略す）からの代替も予想される。さらに、2004 年には OECD の高生産量 (HPV) 化学物質リスト (OECD 2004) に取り上げられた。こうしたことから、AE の使用量が今後も大幅に増加すると見込まれている。

(2) 水系に遍在し水生生物への影響が懸念される化学物質の 1 つである。

化学物質の排出移動量届出（以後「PRTR」と略す）制度に基づき公表された排出量データでは、AE は毎年の排出量が多い上位 10 物質（家庭用途からでは上位 3 物質）の 1 つとなっている。その排出先はほとんどが水域であるため、AE は水系に遍在している。環境省が推進している水生生物保全に係わる水質目標設定では、直鎖 AE が最優先すべき検討物質の 1 つに挙げられている（環境省 2002）。

(3) 詳細リスク評価の必要性が指摘された化学物質の 1 つである。

多くの既存評価では、現状の暴露レベルであれば、水生生物に対する悪影響の可能性は低いと判定された。しかし、日本国内での評価では、水生生物への悪影響の可能性があり、詳細リスク評価の必要があると判定された（化学物質評価研究機構 & 製品評価技術基盤機構 2006）。

(4) 同族体ごとの諸特性を考慮したリスク評価が必要である。

AE は多数の同族体の混合物であり、同族体ごとに、環境中の動態や下水処理での除去率、生態毒性などが異なる。詳細かつ正確なリスク評価のためには、同族体別の環境中濃度や生態毒性の把握が重要であるが、これを実現した公的なリスク評価書は国内外ともにまだない。

(5) NPE の代替物質とするリスク低減対策の妥当性を確認するための社会要請がある。

NPE のリスクを低減するため、AE への代替が多くの業界で導入されている。このような代替が適切であるか否かの社会要請に応えるため、代替における NPE リスクの減少分と AE リスクの増加分を定量化し、そのリスクトレードオフ関係を明確にする必要がある。

1 上記の背景を踏まえて実施した本評価の目的は以下の3点である。

2 ①同族体ごとの挙動や分布，暴露濃度，生態毒性を考慮した魚類個体群レベルの生態リスク評価を行

3 い，同族体の混合物としてのAEの生態リスクの実態を明らかにする。

4 ②現状のAE使用量だけでなく，今後の使用量の増加も想定し，リスクの大きさを定量的に解析する。

5 この解析結果に基づき，有効なリスク管理対策を提案する。

6 ③NPEやLASからAEへの代替について，リスクトレードオフの定量化と費用対効果を解析する。こ

7 れらの結果から，リスク低減を目的とした物質代替の社会的受容性に関する知見や参考情報を提示

8 する。

9 なお，AEは「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」（以後

10 「化管法」と略す）の第一種指定化学物質である。後述のようにAEは分子中にアルキル鎖（以後「C

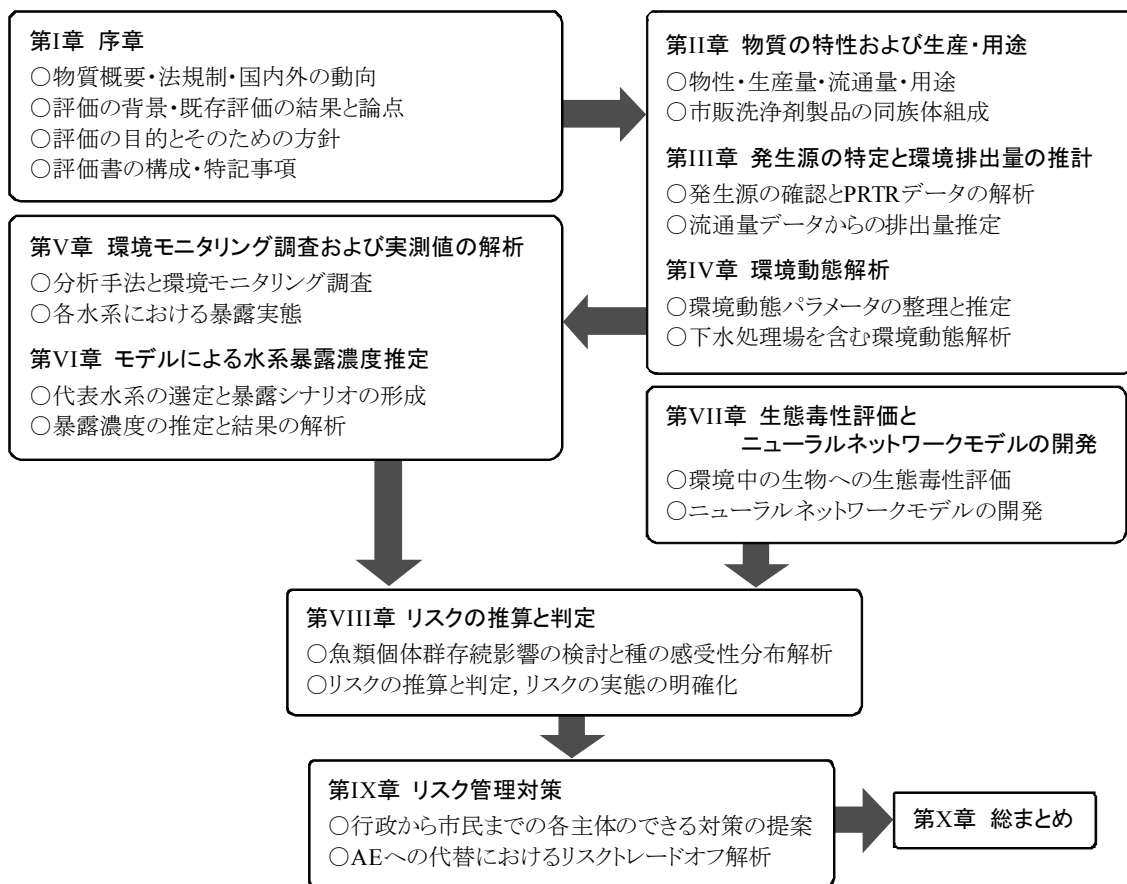
11 鎖」と略す）を含むが，化管法の指定は，C鎖の炭素数が12～15の同族体群に限られている。本評価

12 では，化管法の現行指定範囲の同族体群を含む，環境中の全AEのリスクを定量化し，それに関する

13 リスクの管理のあり方を提案する。

14 本書の構成を図1に示す。

15



16

17 図1 本詳細リスク評価書の構成

18

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33

第 II 章 物質の特性および生産・用途

(1) 物質の同定および物理化学的特性

AE は自然には存在せず，高級アルコールに酸化エチレンを付加重合して合成される．通常，市販製品としての AE は，C 鎖の炭素数と，酸化エチレンの付加モル数（以後「EO モル数」と略す）が異なる同族体から構成されている．以降では，同族体を C 鎖の鎖長と EO モル数の組み合わせで表記する．すなわち， C_iEO_j (i は C 鎖の炭素数， j は EO モル数) と表記する．

AE の各同族体は異なる C 鎖（疎水性）と EO モル数（親水性）から構成されているため，それぞれの同族体が異なる物理化学的特性をもつ．例えば，C 鎖が長く，EO モル数が少ないほど，生物濃縮係数（BCF）およびオクタノール/水分配係数（ K_{ow} ）の値が高くなる．

(2) 生産と流通に関する情報

AE の生産量は 2002 年から増加する傾向にあり，2003 年度の実生産量は約 17 万 t で，非イオン系界面活性剤の 3 割強を占めている．また，化管法指定範囲の C12～15 の同族体群の流通量は，全 AE 流通量の 6～8 割を占めている．

(3) 用途に関する情報

AE およびその他の非イオン系界面活性剤は，起泡・発泡，湿潤，乳化，分散，洗浄，帯電防止，防食，柔軟等の機能を備え，様々な産業と用途に利用されている．

主な用途は家庭洗浄剤としての利用であり，国内全流通量（C12～15）の 7 割以上を占める．また，繊維業，紙・パルプ業，クリーニング業，皮革工業，化粧品製造業，写真業，ゴム・プラスチック業，農業（農薬），土木業，石炭・石油・燃料工業等，様々な産業にも使用されている．

(4) 国内市販洗浄剤製品に含まれる AE 同族体組成

本評価のために実施した AE 同族体組成の委託調査の結果，洗浄剤製品ごとに AE の同族体組成は異なっていた．また，一般家庭での使用率が高い洗浄剤製品中には，C12～15EO0～15 の範囲の同族体が多く配合されており，そのほとんどが偶数の C 鎖をもつものであることがわかった．

第 III 章 発生源の特定と環境排出量の推計

本章では，PRTR データと流通量データを用いて，化管法に指定された C12～15 の同族体群の主要な発生源および排出先環境媒体の特定と，環境排出量の推計を行った（図 2）．

(1) PRTR 制度の集計・推計データからの環境排出量推計

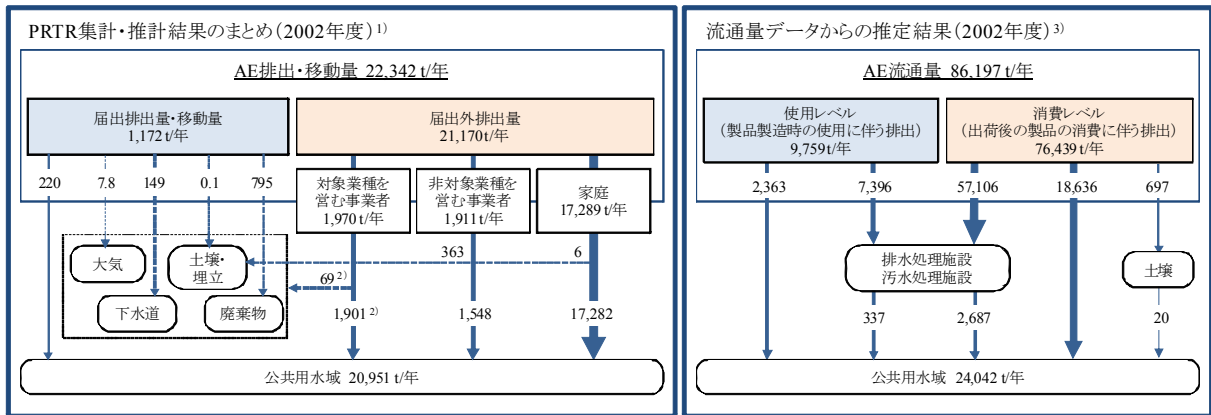
2005 年 3 月発表の PRTR データ（2001 年度と 2002 年度の修正済みデータ）（経済産業省 2005a；環境省 2005）を用いて，AE の環境排出量の集計・推計データおよび排出・移動量に関する概要をまとめた（図 2 左）．

1 化管法では、一定の要件を満たす「届出対象事業所」に対し、対象化学物質の排出量と移動量の届
 2 出が義務付けられている。また、届出外の排出量は国により推計される。届出対象事業所の報告値の
 3 集計結果と、国による届出外の推計結果のまとめから、2002年度には合計 22,342 t/年の AE が排出さ
 4 れたこと、その 77%に該当する 17,282 t/年が家庭排水由来であることがわかった。また、排出先の環
 5 境媒体はほとんどが水域であり、土壌および大気への排出は無視できる程度であった。

6 (2) 流通量データからの環境排出量推定

7 次に、用途別の流通量をもとに、排出途中の除去を考慮して環境排出量を推定した(図 2 右)。こ
 8 の結果、排出量は 24,042 t/年と推定され、上記の PRTR データの合計値(22,342 t/年)と比較しても大
 9 きな差はなかった。また、PRTR データの場合と同様、流通量から推定した場合においても、排出先
 10 の環境媒体はほとんどが水域であると考えられた。

11



12

- 13 1) 経済産業省(2005a)および環境省(2005)をもとに作成。
 14 2) 対象業種を営む事業者からの排出量を、媒体別構成比(公共用水域 96.5%, その他 3.5%; 表Ⅲ.4 参照)に基づいて独自に配分し
 15 た値。
 16 3) 本評価において独自に推定した結果。

17

図 2 2002 年度の AE 排出量

18

19

20

第 IV 章 環境動態解析

21 前章では、AE の大気および土壌への排出は無視できるほど少なく、使用後はほとんどが水域に排
 22 出されると推定された。本章では、同族体ごとの物性の違いに着目し、排出後の各種環境媒体間およ
 23 び媒体中における、AE 全体および同族体別の動態に関する基礎情報を整理した。

24 AE はほとんどが水系に排出されるため、その環境運命を支配する環境動態プロセスは、媒体間の
 25 移動(揮発, 吸着, 生物濃縮)と分解であると考えられた。

26 (1) 媒体間移動(揮発, 吸着, 生物濃縮)

27 既存知見のレビューや、EPI Suite を用いた物性に関する推定の結果から、まず、AE の揮発は何れ
 28 の同族体でも無視できるレベルであると考えられた。また、EO モル数との関係ははっきりしていな

1 いが、C鎖が長い同族体ほど、吸着されやすいことがわかった。さらに、生物濃縮性は何れの同族体
2 でも低～中程度であり、C鎖が長く、EOモル数が少ないほど、濃縮性は高いことがわかった。

3 (2) 分解

4 C鎖の分岐程度が低いほど、かつC鎖が長く、EOモル数が少ないAE同族体ほど分解が速い。一
5 般に流通しているAEは、直鎖型または低分岐型の同族体群から構成されており、好气的条件、嫌気
6 的条件の何れにおいても速やかに分解される。従って、生分解はAEの環境運命を支配する重要なブ
7 ロセスとなる。なお、C鎖長よりもEOモル数の方が、分解速度の決定因子として重要である。これ
8 らに加え、水温が高いほど、AEの生分解が速いこともわかった。このことは、暴露濃度の推定等に
9 際し、水温の影響を考慮する必要があることを示唆している。また、濃度の実測調査の結果、下水処
10 理場におけるAE除去率は98%以上であることがわかった。

11

12

13

13 第V章 環境モニタリング調査および実測値の解析

14 AEの定量分析技術は長い間発展途上にあつたため、同族体ごとの環境中濃度に関する既存の報告
15 データは丸山ら(2001)だけであつた。しかし、近年になって、新しい定量技術が開発され、徐々に
16 信頼できるデータが公表され始めた。本章では、新しい定量技術によるモニタリング調査の結果を紹
17 介するとともに、利用可能な環境水中濃度の実測調査の結果から、AE全体および同族体別の暴露実
18 態を解析した。

19 利用可能な同族体別の暴露濃度に基づいた全AEの環境暴露を解析した結果、人口が密集している
20 下水道未整備区域の近傍水系では、数十 $\mu\text{g/L}$ の高い暴露濃度となっていたが、下水処理場の放流水で
21 は、AEの最大濃度でも20 $\mu\text{g/L}$ を超えることはなかった。また、AEの生分解中間生成物であるアル
22 コール(EOモル数が0の同族体群)は、どの地点においても他のEOモル数の同族体よりも高濃度で
23 検出され、全AE濃度に対する割合は平均で41%であつた。ここで検出されたアルコール濃度は、全
24 てがAE由来のものとは考えられないが、本評価においては、検出されたアルコールを含む濃度を全
25 AEの環境暴露濃度として用いる。さらに、冬季には、河川水中のAE濃度が高くなることが確認され
26 た。これは河川水量の季節変動のほか、低い水温のためにAEの分解速度が低下するためであると考
27 えられた。これらに加え、多摩川水系での調査結果から、化管法指定範囲の同族体群の暴露濃度は、
28 測定された全同族体群の暴露濃度の約6割(各地点の平均値)であることが明らかになった。

29 また、多摩川水系および利根川水系(群馬県内区間)を対象に、環境水中の同族体組成を調べた実
30 測調査の結果、多摩川水系のAEは9割近くが偶数のC鎖による同族体組成であり、AEの排出は主
31 に家庭由来であると考えられた。他方、利根川水系(群馬県内区間)では、C鎖が偶数の同族体群の
32 濃度の合計値は、AE全体の濃度値の7割程度にとどまっていた。これは繊維工業等の産業由来の排
33 出が、AE暴露に大きく寄与していることを反映した結果であると考えられた。また、下水処理場の
34 放流水の同族体組成の国別比較と、洗浄剤製品から環境排出までの各過程における同族体組成の比較

- 1 を検討した結果、環境水中の同族体組成は場所ごとに特異的であることが示された。

第VI章 モデルによる水系暴露濃度推定

全国の水系に遍在している AE のリスク評価においては、各水系における暴露現状の把握が必要不可欠であるが、信頼できるモニタリングデータは限られた水系の僅かなデータしかない。本章では、全国水系における AE 暴露現状の把握を目的の 1 つとして、まず、データの豊富な BOD に着目し、AE との相関関係を検討したうえ、全国水系の BOD データを用いた多摩川と日光川の全国水系における位置付けを明確にした。次に、SHANEL を用いて、多摩川と日光川をモデル水系とした暴露濃度推定を行った。ここでの推定では、現状の暴露濃度に加え、NPE や LAS から AE への代替（AE 使用量の増加）を想定した将来の AE 暴露シナリオを幾つか設定し、これらのシナリオに基づく将来の暴露濃度を予測した。また、推定した結果から高暴露をもたらす要因の考察も行った。図 3 に暴露解析の内容および流れを示した。

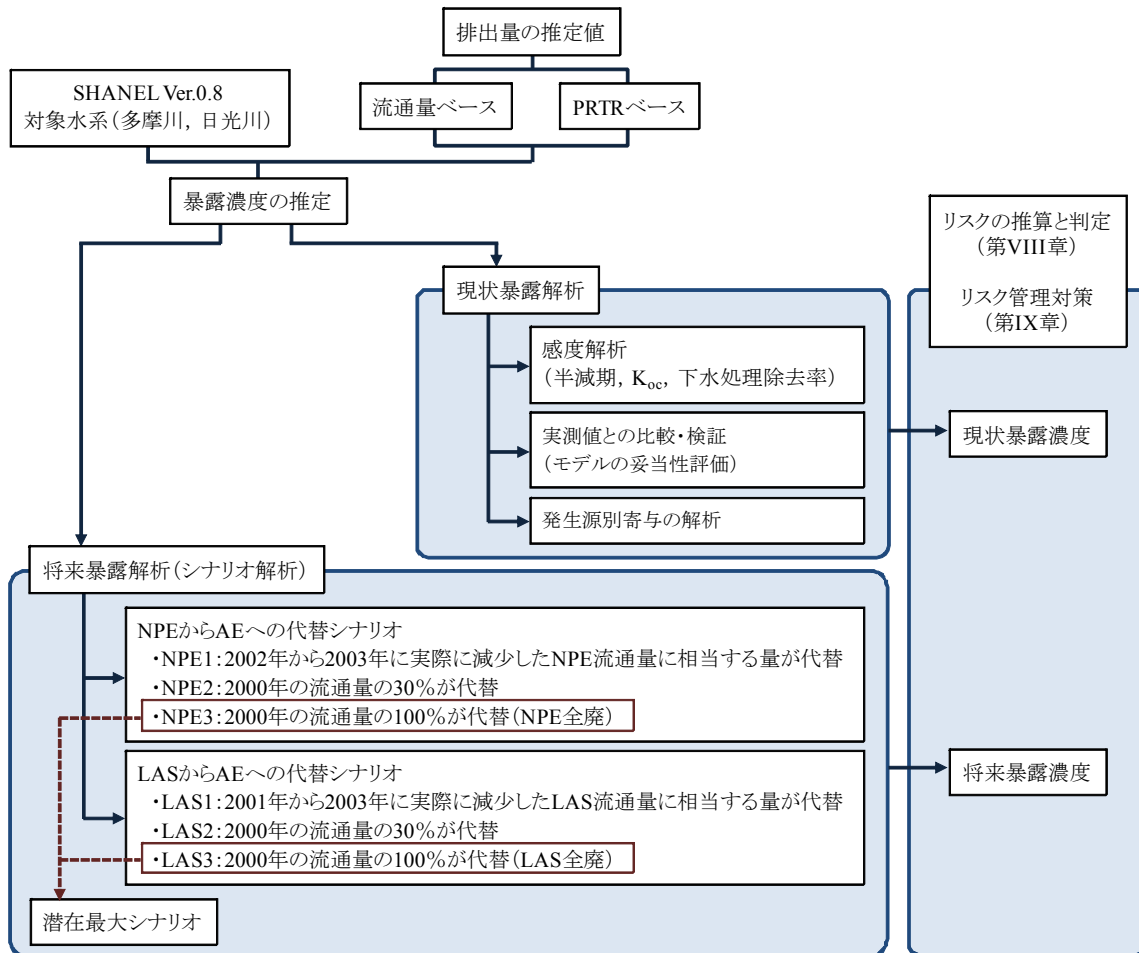
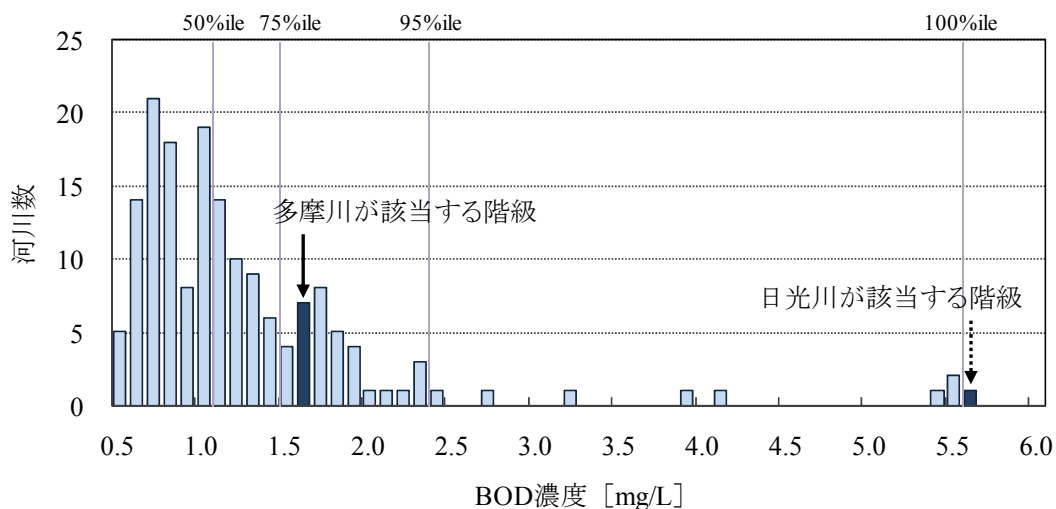


図 3 SHANEL を用いた暴露解析の内容および流れ

(1) 多摩川と日光川の全国水系における位置付け

流量の 7 割以上の AE は家庭用途で使われ、家庭からの排出を主としているが、信頼できるモニタリングデータは限られている。一方、BOD は全国の水系における家庭からの生活排水による水質汚

1 濁指標であり、全国水系におけるモニタリングデータが豊富にある。そこで、まず、同じ河川のモニ
 2 タリング調査で得られた AE と BOD の濃度データを用いてその相関関係を検討した結果、AE と BOD
 3 との間にはかなりの正の相関関係があり、BOD を AE 濃度に代わる指標としてスクリーニング的に使
 4 用することは可能であると判断した。次に、国土交通省が報告した全国一級河川（166 河川）の BOD
 5 データ（2002 年度）を用いて、多摩川と日光川の BOD の濃度レベルを検討した結果、BOD の濃度の
 6 低い順からの水質ランキングにおいて多摩川は 129 位（78 パーセンタイル）であった（図 4）。日光川
 7 は一級河川ではないため、環境省が取りまとめている各河川の水中 BOD の濃度を用いて、国土交通
 8 省のデータと比較した結果、日光川は 100 パーセンタイルより高濃度に当たることがわかった（図 4）。
 9 これらの結果から、SHANEL の解析対象となった 2 つのモデル河川は、高濃度河川であることが示唆
 10 された。
 11



12
 13 図 4 多摩川と日光川の全国水系における位置付け（2002 年度 BOD に基づいた河川水質ランキング）
 14 [国土交通省(2005b)および国立環境研究所(2007)をもとに作成]
 15

16 (2) 現状の暴露解析

17 現状の暴露解析の設定は以下の通りである。

- 18 ・代表水系：多摩川，日光川
- 19 ・計算期間：2000 年 1 月～12 月（366 日）
- 20 ・物性条件*：AE の有機炭素吸着係数 (K_{oc})，半減期（土壌液相中，土壌固相中，河川水中，河川
 21 底泥液相中，河川底泥固相中），下水処理除去率
- 22 ・排出量の設定：2002 年度の PRTR データおよび 2002 年度の流通量データ

23 解析においては、まず暴露濃度の変動に大きく寄与する物性条件を調べるための感度解析を行った。
 24 この結果、暴露濃度を大きく変動させるのは、河川水中の AE 半減期であり、河川水中半減期を 0.3

*AE 半減期（河川水中）は、0.3, 0.5, 1.5 日。他の物性条件値については、文献報告値や推定値の最大値・最小値、50 パーセンタイルを使用した。

1 日に設定した場合の推定値が、C12～18の実測値に最も近い値となった（多摩川を対象とした解析結
2 果）。続いて、排出源別の暴露濃度寄与量を推定し、暴露濃度上昇に大きく寄与している排出源の特定
3 を試みた。この結果、日光川では、流域で繊維工業が盛んな地域特性を反映し、繊維工業の寄与が他
4 の業種よりも高かった。ただし、それでも家庭洗剤等の用途の寄与が、他の用途からの寄与よりも
5 著しく高かった。また、多摩川では、日光川以上に家庭洗剤等の用途の寄与が高かった。さらに、
6 僅かではあるが、繊維工業だけでなく、金属・機械工業等からの寄与もみられた。

7 上記の一連のSHANELによる推定の精度は、多摩川流域を対象に、実測値との比較によって検証し
8 た。この結果、半減期を0.3日に設定した場合の推定値は、リスク評価における暴露濃度として採用
9 できると判断した。

10 (3) 将来の暴露解析

11 産業用途のNPEがAEに代替されることは既に行われている。また、欧米諸国と同様に日本でも、
12 将来、家庭用途のLASをAEに代替する動きが出てくるものと推察される。そこで、この代替を想定
13 し、図3に示した代替シナリオに基づいて、AEに関する将来の暴露解析を行った。この結果、NPE
14 よりもLASからの代替の方が、AE暴露濃度を上昇させると推定された。

15

16

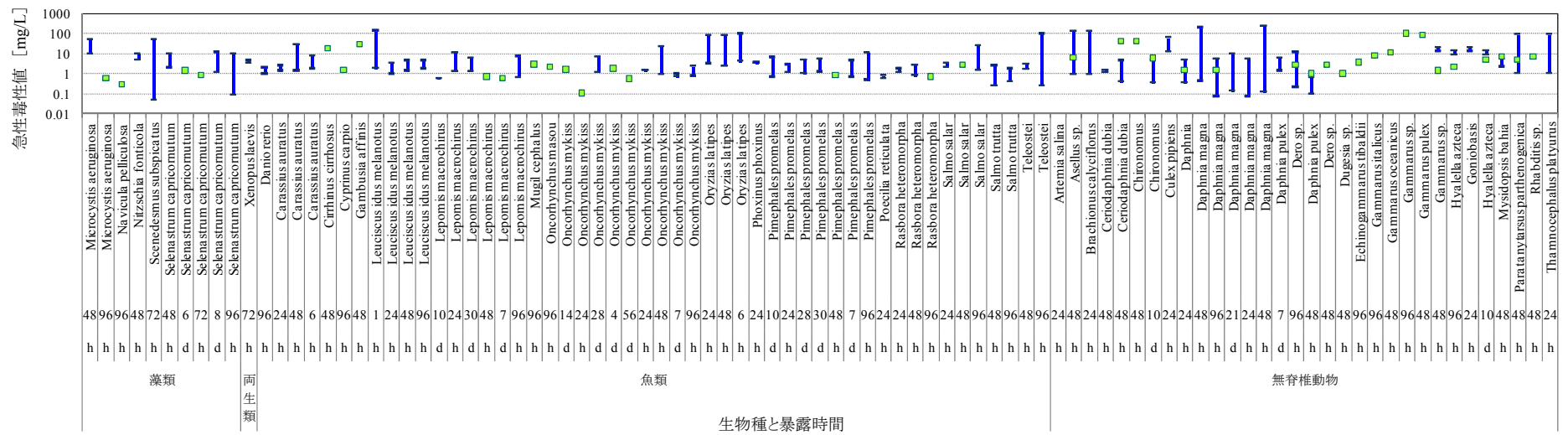
17 第VII章 生態毒性評価とニューラルネットワークモデルの開発

18 (1) 毒性試験からの生態毒性評価

19 本章では、まず既存のAEの毒性試験データから生態毒性データベースを作成し、生態毒性の評価
20 を行った。この結果、水生生物、陸生生物、微生物および原生動物の3分類群の中では、水生生物の
21 感受性が最も高かった。また、水生生物の中では、無脊椎動物の感受性が最も高く、次いで魚類、藻
22 類、水生植物の順であった（図5～6）。

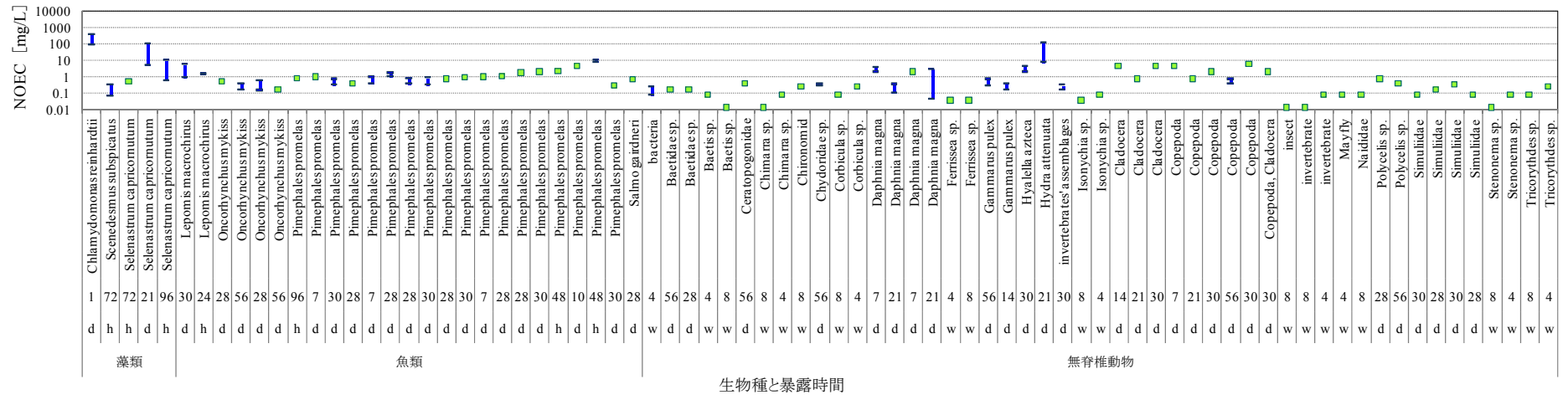
23 また、AEは例えば下水処理によって大部分が除去される。しかし、生分解の過程では、EO鎖の短
24 縮によって親化合物のAE同族体よりも単位濃度当たりの生態毒性が強い中間生成物（EO0も含む）
25 が生成し得ることがわかった。

26



1) 点は幾何平均値，バーは毒性値の範囲を表す。

図5 AEによる各種水生生物への急性毒性のまとめ(藻類はEC50，その他はLC50)



1) 点は幾何平均値，バーは毒性値の範囲を表す。

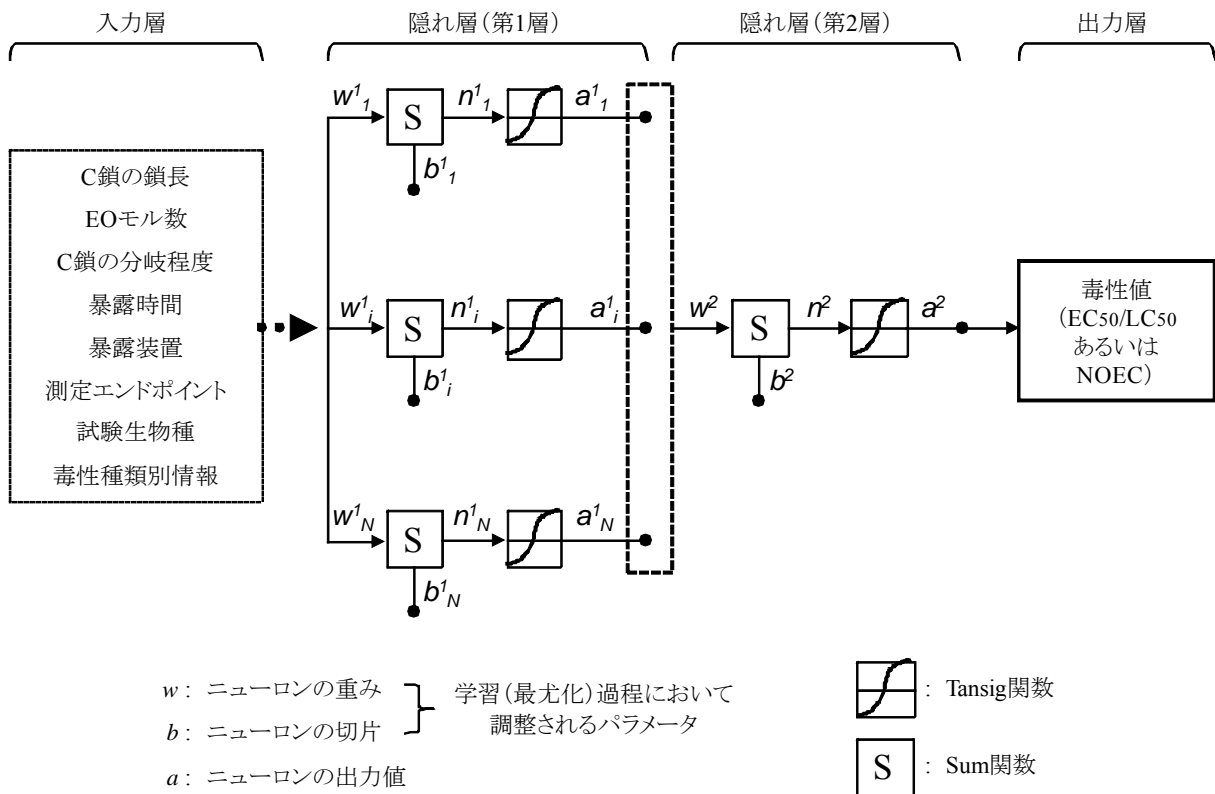
図6 AEによる各種水生生物への慢性毒性のまとめ

1 (2) モデルによる各同族体の生態毒性データの推定

2 同族体別の生態毒性情報は、従来の毒性試験の報告データからは得られなかった。そのため、これ
 3 までも、同族体別の生態毒性の推定モデルが幾つか提案されてきたが、何れのモデルにも欠点があ
 4 った（例えば、線形的な外挿）。そこで、個体群存続影響の評価に必要な、同族体ごとの生物の繁殖お
 5 よび生存への影響濃度（慢性毒性指標の NOEC と急性毒性指標の LC₅₀/EC₅₀）を推定するため、ニュー
 6 ーラルネットワークモデルを新たに開発した（図 7）。

7 このモデルによる推定値を実測値と比較した結果、従来モデルよりも高い精度で、同族体ごとの生
 8 態毒性を推定することが可能となり、推定値をリスク判定用の基礎データとして扱うことは適当であ
 9 ると判断した。

10



16 図 7 ニューラルネットワークモデルの構造図

17 第 VIII 章 リスクの推算と判定

18 (1) リスクの推算と判定の考え方

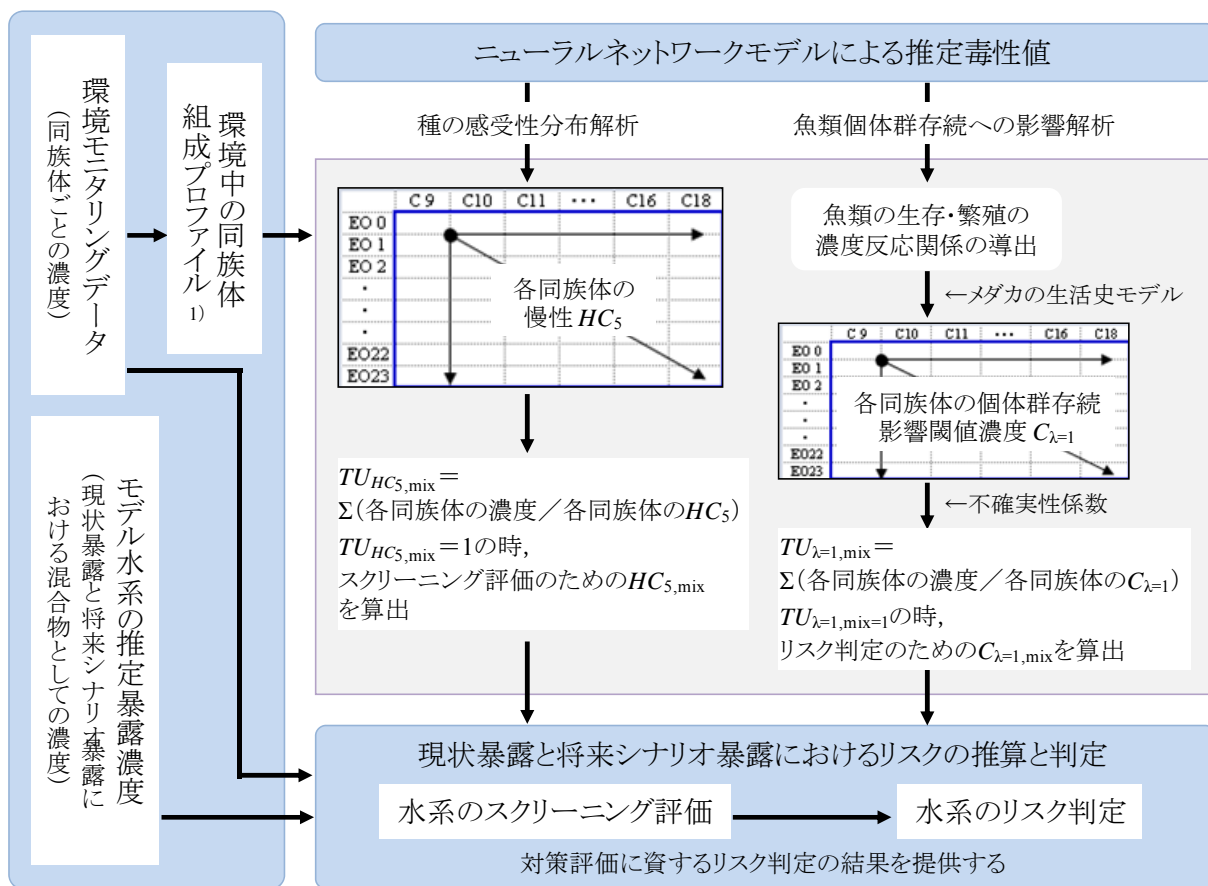
19 リスクの推算と判定の流れは図 8 に示した通りである。評価エンドポイントは、魚類個体群存続への影響としたが、種の感受性分布もスクリーニング的なリスク評価として用いた。魚類個体群存続への影響評価では、メダカをモデル生物に設定し、実験室内で得られた毒性データをもとに、個体群増

1 殖率（以後「 λ 」と略す）が1となった時の濃度を影響の閾値濃度に設定した。また、同族体ごとの魚
 2 類個体群存続への影響の閾値濃度（以後「 $C_{\lambda=1,j}$ 」と略す）を求めるための生存および繁殖の生態毒性
 3 データは、ニューラルネットワークモデルで推定した。

4 AEの暴露濃度には、実測値（C12~18EO0~23）と、SHANELによる多摩川と日光川の推定値の2
 5 種類を用いた。前者は、後述する $HC_{5,mix}$ （5%の生物種への予測無影響濃度）と、 $C_{\lambda=1,mix}$ （魚類個体
 6 群存続の影響閾値濃度）の推定、同族体ごとの生態リスクの推算と、化管法指定範囲の同族体のリス
 7 ク推算に用いた。後者は、水系における現状のリスクの有無と程度、発生源の特定と、将来のリス
 8 クの予測に用いた。

9 複数同族体の混合物であるAEのリスクの定量化は、各同族体による生物への毒性影響が相加的に
 10 作用するとみなして、式(1)で示される用量加算法で行った。各同族体のリスクは、暴露濃度と各同
 11 族体が単独で生物に影響を及ぼす毒性値の比 Toxic Unit（以後「 TU 」と略す）で評価できる。また、
 12 各同族体の TU を合算することで、AE全体のリスクの定量化が可能となる。

13



14 1) AE由来のアルコール量に補正した暴露濃度から求めた同族体組成プロフィール。

15 16 図8 AEの生態リスクの推算と判定の流れ

17 18

$$AEのリスク = TU_{mix} = \frac{C_1}{EC_{x_1}} + \frac{C_2}{EC_{x_2}} + \dots + \frac{C_n}{EC_{x_n}} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{EC_{x_i}} \quad (1)$$

1 ここで、 C_i は*i*番目同族体の環境中濃度、 EC_{xi} は*i*番目同族体が単独で作用した時、生物に*x* [%] の
2 影響を与えた毒性値（例えば、*i*番目同族体が単独で作用した時、生物に10%の影響を与えた毒性値
3 は EC_{10i} である）、 C_i/EC_{xi} は*TU*といい、混合物中の*i*番目同族体の相対ポテンシーを示す。 TU_{mix} は様々
4 な同族体から構成される混合物であるAEリスクを示す。

5 (2) $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ の推定

6 水系のスクリーニング評価とリスク判定を行うため、浅川水域のモニタリング調査の実測値（冬季）
7 から求めた環境中の同族体組成（検出されたアルコールの中からAE由来のものに補正した同族体組
8 成）を用いて、5%の生物種への影響濃度（ $HC_{5,mix}$ ）と、魚類個体群存続の影響濃度（ $C_{\lambda=1,mix}$ ）を推
9 定した。この結果、全同族体に対する $HC_{5,mix}$ 、 $C_{\lambda=1,mix}$ は、それぞれ39 $\mu\text{g/L}$ 、70 $\mu\text{g/L}$ と推定された。
10 また、化管法指定範囲の同族体に対する値は、それぞれ18 $\mu\text{g/L}$ 、34 $\mu\text{g/L}$ と推定された。

11 (3) リスクの推算と判定の結果

12 現状のAEリスク判定の結果、ほとんどの水系では、AEリスクは懸念レベルにないと判定された（図
13 9）。しかし、東京都日野市内の浅川水域のように、下水処理普及率が低く、人口密度の高い地域の水
14 域では、環境水中AE濃度が $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ を超過する可能性がある。すなわち、人口密度の
15 高い下水道（戸別浄化槽を含む）未整備地域の近傍水域では、ある程度のリスクが存在し得ると判定
16 された。また、使用量の増加を仮定した将来のAEリスクの予測では、現状のリスクの場合と同様に、
17 下水処理普及率の低い地域ほど環境水中のAE濃度が高まり、リスクが懸念レベルに達する可能性が
18 高いと判定された。例えば、下水処理普及率の低い日光川流域（愛知県全体の下水処理普及率は72%）
19 ではAEの使用量が現状の120%となった時、 $C_{\lambda=1,mix}$ に対して一定の超過確率に達し、魚類個体群存
20 続への影響が懸念されるという予測結果が得られた。

21 また、実測値の暴露濃度（C12~18E00~23）を用いて、化管法指定範囲の同族体群のリスクを推
22 算した結果（ $TU_{C12\sim 15}$ ）は、AE全体のリスク（ $TU_{C12\sim 18}$ ）の約5~6割であることがわかった。

23

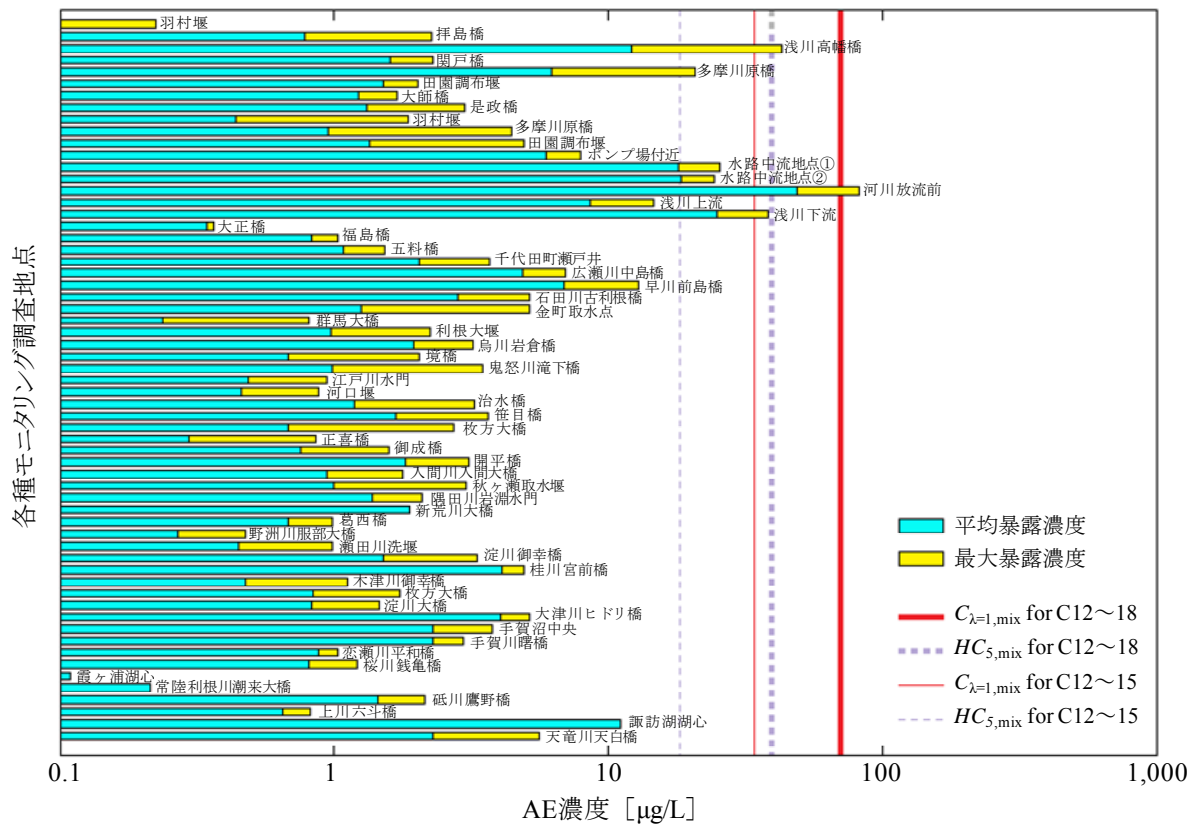


図9 モニタリング調査水系におけるリスクの推算と判定の結果のまとめ

第IX章 リスク管理対策

(1) リスクの管理および低減対策に関する主な提案

(a) 化管法における指定同族体範囲の拡大

第VIII章において、環境水中における化管法指定範囲の同族体(C12~15)のリスクは、AE全体の5~6割であることを示した。リスクの実態をより正確に把握し、適切に管理していくため、化管法の指定範囲を定量分析が可能なC12~18E00~23の範囲に拡大するのに必要な毒性データの収集・評価等を開始することを提案する。なお、この化管法指定範囲の拡大に要する初期最大費用は、約170万円と推算された。

(b) モニタリング調査の実施

リスクを正確に把握するため、モニタリング調査の実施を提案する。特に、人口密集かつ下水処理普及率の低い地域や高排出源の近傍水域では、モニタリング調査実施の必要性が高い。

なお、同族体組成が正確に測定できる最新定量分析は、現時点ではまだコストが高い。モニタリング調査の費用対効果を高めるためには、①暴露濃度が高い水域を優先する、②冬季に暴露濃度が上昇するという季節性を考慮する、③同一地点における時間帯別のコンポジットサンプルを採ることで、モニタリング調査に要するコストの削減を図る等が有効であると考えられる。

1 (c) AE の同族体特性に配慮した生産・消費活動

2 AE の生態毒性は C 鎖の鎖長分布と EO のモル数分布で決定される。また、AE の環境暴露濃度の高
3 低に関わる生分解性は、EO モル数の影響を強く受ける。さらに、EO モル数の分布は製造時における
4 制御がある程度可能である。従って、原材料メーカーや洗剤メーカーを含む AE 製造業者と、製造業
5 者が生産した製品を使用する消費者の各主体が、AE 同族体のこうした生態毒性と生分解特性に配慮
6 した行動を取ることができれば、AE のリスクを最小にすることができると考えられる。

7 (d) 排出量の削減

8 AE は今後も使用量増加が想定されるため、生産・使用・排出の各段階における排出量の削減が、
9 将来のリスク低減対策としても重要である。

10 AE は下水処理によって除去されやすい物質であるため、下水処理はリスク低減の重要な対策であ
11 る。AE 流通量の 7 割以上が家庭洗剤用途である点を考慮すると、人口密集地域での下水道整備（戸
12 別合併浄化槽を含む）を優先することが重要である。なお、下水処理による AE 削減のコストは 67,730
13 円/kg-AE と推定された。この計算では、下水処理場の処理施設を AE 除去専用と仮定したが、実際の
14 処理では生活汚濁負荷を含め、他の物質も除去される。従って、真の費用は上記の値よりも低い値と
15 なる。次に、産業用途でのリスク低減対策については、使用量が上位の 6 業種、特に繊維業からの排
16 出量削減が有効なリスク低減対策であると考えられた。

17 (2) NPE や LAS から AE への代替に関する社会的受容性評価

18 近年、リスク低減を目的とした NPE から AE への代替が進められている。ここでは、LAS から AE
19 への代替も想定し、上記の代替が、水系での生態リスクを真に低減させるか否かを判定するため、リ
20 スクトレードオフの定量化を行った。また、代替の実現の可否を検討する基礎資料を得るため、費用
21 対効果も評価した。さらに、製品の生産・消費・処理の各段階での総合的な環境影響についても、AE、
22 LAS、NPE 間で比較した。リスクトレードオフ評価の結果、NPE、LAS の何れでも、AE への代替に
23 よって、生態リスクは低減することが明らかになった。

24 次に、解析が可能であった NPE から AE への代替の費用対効果の解析において、NPE1（産業界が
25 実際に行った代替）、NPE2（各業種一律 30%の NPE を代替）および NPE3（各業種とも 100%の NPE
26 を代替）の 3 つのシナリオを設定した（図 3）。解析の結果、NPE1 のシナリオがリスク低減の費用対
27 効果が最も高いことが明らかになった。

28 最後に、製品の生産・消費・処理の各段階を通しての環境影響について、生分解性、生態毒性、環
29 境に配慮した生産、内分泌かく乱影響懸念の有無、の 4 つの視点から、AE、LAS、NP（および/また
30 は NPE）の 3 物質を比較した。この結果、環境への悪影響の程度は、NP・NPE>LAS>AE の順番にな
31 ると評価された。

32 以上の結果から、水系における界面活性剤の総合的なリスクを低減するには、AE への代替が有効
33 な対策であることが示唆された。

第 X 章 総まとめ

(1) 暴露評価のまとめ

AE は近年、生産・使用量が増加している非イオン系界面活性剤であり、7 割以上が家庭用洗剤として使用されている。AE は、多数の同族体から構成される混合物であり、化管法指定範囲の同族体は、国内に流通する AE 全量の 6~8 割を占めている。

AE の主な排出源は家庭や繊維工業等であり、排出先はほぼ 100%が公共用水域である。AE は同族体ごとに物性が異なるため、環境中での挙動も同族体ごとに異なる。しかし、一般に使用されている洗剤製品中に含まれている同族体群は、何れも易分解性であり、下水処理場での除去率は 98%以上と高いことから、暴露濃度は下水処理普及率に強く関係しているといえる。

環境水中の同族体別濃度を実測した結果、環境水中の AE はほとんどが家庭由来であると推定された。また、AE の暴露濃度は冬季に高くなるため（夏季/冬季の平均濃度比は 0.39）、季節性に配慮した生態リスク管理が必要と考えられた。さらに、暴露濃度の実測結果から、化管法指定範囲の AE の暴露濃度は、全 AE の 6 割程度であることが明らかになった。

次に、AE の暴露の現状を把握するため、SHANEL を用いて、多摩川および日光川の暴露濃度を推定した。モデルによる推定暴露濃度と実測濃度を比較したところ、推定濃度は、環境中における全同族体の AE (C12~18) の暴露濃度として、リスク判定に採用できることが確認された。

また、将来に向けて AE の使用量増加が想定される。そこで、NPE や LAS からの代替による使用量増加に関する幾つかの代替シナリオ（図 3）を設定し、将来の AE 暴露濃度を推定した。この結果、NPE からの代替よりも LAS からの代替の方が、AE 暴露濃度をより上昇させると推定された。

(2) 生態毒性評価のまとめ

既存の毒性試験データをレビューした結果、水生生物は感受性が高く、水生生物への影響に着目すれば、AE の生態リスクが適切に評価できると考えられた。また、AE は同族体ごとに生態毒性の強さが異なり、C 鎖が長く EO モル数が少ないほど生態毒性が高いことも明らかになっている。

次に、ニューラルネットワークモデルを新たに開発し、同族体ごとの毒性データを推定した。このモデルによる推定値と毒性試験値を比較した結果、推定値は、他の既存モデルによる推定値より精度が高く、リスク評価に利用できるレベルの信頼性を有していることが確認された。

(3) リスクの推算と判定のまとめ

生態リスク評価では、魚類個体群存続への影響をリスク判定の評価エンドポイントとし、種の感受性分布解析もスクリーニング的な評価として用いた。

環境中濃度の実測値に基づいてリスクを判定した結果、現状では、下水処理を受けさえすれば、AE のリスクはほとんどの場合に、懸念されるレベルに達しないと考えられた。しかし、人口密度の高い下水処理未整備区域の近傍水域では、ある程度のリスクが存在することが明らかになった。

一方、AE 使用量の今後の増加を想定した暴露シナリオ（図 3）に基づき、推定暴露濃度を用いて将来の AE リスクを予測した結果でも、現状のリスクと同様に、下水道（戸別浄化槽を含む）が普及し

1 ていない、あるいは普及率の低い人口密集地域の近傍水域に対する推定暴露濃度の値は高かった。つ
2 まり、このような地域では、現状のみならず将来の AE リスクへの対応能力も弱いと推察された。

3 また、同族体ごとのリスク推算の結果から、環境水中における化管法指定範囲の AE 同族体 (C12
4 ~15) のもつリスクは、モニタリング調査で実測された環境中における AE 全体 (C12~18) のリス
5 クの 5~6 割であることが推定された。

6 (4) リスク管理対策のまとめ

7 リスク評価の結果から、現状では、緊急なリスク低減対策を導入する必要性は低いが、将来の AE
8 使用量増加に対応できるリスク管理対策が必要であると考えられた。具体的な対策として、①化管法
9 における指定同族体範囲の拡大 (C12~15 から C12~18 へ)、②モニタリング調査の実施 (最新の定
10 量分析手法による)、③AE の同族体特性に配慮した生産・消費活動 (特に EO モル数分布の制御)、④
11 生産・使用・排出の各段階における排出量削減 (特に下水処理整備による排出量の削減)、⑤情報の共
12 有を提案した。

13 (5) NPE や LAS から AE への代替におけるリスクトレードオフの定量化

14 NPE のリスク低減のため、AE への代替が既に行われている。また、LAS から AE への代替も世界
15 的な傾向になっている。しかしながら、この代替が、生態リスク低減対策として真に有効であるか否
16 かは検証されておらず、代替の費用対効果も明らかにされていない。そこで、NPE や LAS から AE へ
17 の代替における生態リスクの大小の変化と費用対効果を検討した。

18 この結果、NPE、LAS とともに AE への代替によって生態リスクが低減できることが明らかになった。
19 また、現在行われている NPE から AE への代替は、費用対効果の高いものであることが示唆された。

20 (6) 今後の課題

21 本評価書では、AE を対象物質として、同族体ごとの特性を考慮した魚類個体群レベルの生態リス
22 ク評価を行い、その結果に基づいて、リスク低減対策を提案した。

23 評価の過程で開発した一連の解析手法、すなわち、用量加算法に基づいた混合物の生態リスク評価
24 手法、NOEC および LC₅₀/EC₅₀ の毒性値を用いた魚類個体群存続影響の外挿手法、リスクトレードオ
25 フの定量化手法、およびニューラルネットワークモデルの開発手法等は、今後の化学物質の生態リス
26 ク評価の参考になると考えられる。また、リスク判定の基礎情報を取得するために調べた、洗浄剤製
27 品・環境水中の AE 同族体組成や、同族体別の半減期等は、国内で最初の実測値であり、価値の高い
28 資料となる。

29 しかしながら、AE の各同族体の特性 (物性、環境中動態、生態毒性など) に関する情報不足に起
30 因する不確実性は排除できなかった。同族体ごとの特性を明らかにすることは、今後も研究が継続さ
31 れるべき課題であり、環境水中での AE の動態を把握するためには、モニタリングデータの蓄積が必
32 要であろう。今後、AE の各同族体の物性や、環境中での動態等に関する新たな情報が得られた場合、
33 これらを用いて、本評価で採用した仮定や不確実性係数を検証・更新していくことが望まれる。

1 (7) 本評価で得られた知見の適用範囲

2 本評価書に紹介した、一連のリスク評価の過程において、同族体や生物に対して固有の値をもつ基
3 礎的なパラメータと、場所や時間の違いに左右される変動的なパラメータの2種類を抽出した。

4 前者に該当するものとしては、同族体 C_iEO_j (i は C 鎖の炭素数, j は EO モル数) ごとの分解速度
5 や、魚類個体群存続に影響を与え得る閾値濃度である $C_{\lambda=1,ij}$ (第 VIII 章表 VIII.5), および 5% の生物種
6 に影響を与え得る影響濃度である $HC_{5,ij}$ (第 VIII 章表 VIII.2) が挙げられる。

7 一方、後者に該当するものとしては、環境水中の AE 暴露濃度と同族体組成が挙げられる。これら
8 を決定する要素としては、①水系の違い (水系ごとに水文・水温特性が異なる), ②同一水系における
9 年ごとの違い (同一水系であっても、年ごとの気象状況は同一でないために、水文・水温特性, および
10 その季節変化の特性までもが変動し得る), ③AE 原料の違い (AE は石油や天然油脂原料から製造さ
11 れるが、この二者の比率は必ずしも一定ではなく、同族体組成に影響を及ぼし得る) の3点が挙げら
12 れる。つまり、環境水中の AE 暴露濃度や同族体組成は、時間的にも空間的にも変動するパラメータ
13 であるといえる。

14 なお、本評価で使用した、リスク判定用の魚類個体群存続影響の閾値濃度である $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ およびス
15 クリーニング評価のための 5% の生物種への影響濃度である $HC_{5, \text{mix}}$ については、高暴露水域 (東京都
16 日野市内の浅川および川北用水路) における冬季の実測値に基づいたものであり、特定水系の同族体
17 組成を反映していることに注意されたい。