

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19

平成 18 年度 NEDO 成果報告資料

－アルコールエトキシレート詳細リスク評価書－

2007 年 4 月 27 日

独立行政法人産業技術総合研究所
化学物質リスク管理研究センター
生態リスク解析チーム 林 彬勲

本詳細リスク評価書の特徴

本詳細リスク評価書は、代表的な非イオン系界面活性剤である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」）の生態リスク評価の結果をまとめたものである。多くの同族体の混合物である AE の生態リスクの実態を明らかにした、日本国内における最初のリスク評価書として、本書は以下のような特色を有していることをアピールしたい。

- (1) 堅固な理論と証拠データをベースにした説得力のある推論を念頭に置きながら、本詳細リスク評価のために調査した実測値を用いた堅実な評価と、新たに開発した手法やモデルの推定結果を用いたオリジナリティーの高い評価が並存した評価書である。
- (2) 同族体ごとの違いを考慮した生態リスク評価を行うため、多数の同族体から構成される混合物である AE のリスクの推算方法を示した。この方法は、同様の毒性作用機序をもつ AE 以外の混合物のリスク推算にも適用可能であると考えられる。
- (3) 同族体ごとの生態毒性データが欠如していたため、既存の利用可能な生態毒性データをもとに、環境中の生物に対する同族体別の生態毒性の推定を可能にするニューラルネットワークモデルを構築した。このモデルの構築手法は、有害性情報が欠如している他の化学物質のリスク推算にも適用可能であると考えられる。
- (4) 個体群レベルの生態リスク評価を行うため、限られた生態毒性データ（急性の LC_{50}/EC_{50} および慢性の NOEC の毒性データ）を生かして、魚類個体群存続への影響閾値濃度の算出を可能にする外挿手法を開発した。この外挿手法を用いることにより、AE 以外の多くの化学物質に対しても、個体群レベルの生態リスク評価を実行することが可能になると考えられる。
- (5) 最新の AE 同族体の定量分析手法である、プリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いた日本国内における最初のモニタリング調査を実施した。それにより、日本国内に流通している消費者製品、下水処理水（流入水と流出水）および環境水中の AE の同族体組成を明らかにするとともに、各同族体の河川水中の暴露濃度や半減期に関する知見を取得することができた。これらの情報および知見は、AE の生態リスクの実態解明に必要な基礎情報であり、国内初の貴重な資料でもある。
- (6) ノニルフェノールエトキシレート（以後「NPE」と略す）のリスクを削減するため、実際に導入された AE への代替対策について、その代替におけるリスクトレードオフの定量化や費用対効果の評価を試みた。
- (7) 種の感受性分布解析によるスクリーニング的な評価と、魚類個体群存続に対する影響によるリスク判定を行う、という生態リスク評価の新たな方法論を提示した。
- (8) リスク管理対策について、国、地方自治体、工業会、生産企業、消費者の各主体が実行できるリスク管理対策を提案した。

要 約

第 I 章 序章

本書は、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」）に関する詳細リスク評価の成果をまとめたものである。

詳細リスク評価の背景は、以下の通りである。

まず、AE を含む非イオン系界面活性剤には、1) 水の硬度や電解質の影響を受けにくく、他の界面活性剤と併用できる；2) 洗浄力が水の pH の影響を受けない；3) 合成繊維の洗浄力に優れ、冷水でも洗浄力を発揮する等の利点がある。また、AE に特有な性質として、4) 低濃度でも洗浄力を発揮する；5) 特に嫌氣的条件下では直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩（以後「LAS」と略す）より分解されやすい。生態毒性が低く、皮膚への刺激性も低い；6) 吸湿性が高く、洗浄剤の液体化に寄与する等が挙げられる。このため、近年、日本や欧米諸国では他の界面活性剤からの代替が進み、生産・使用量が増加している。

生産・使用量の増加に伴い、国内外において AE のリスク評価が幾つか行われてきた。その結果の概要は以下の通りである。

①AE はヒト健康に悪影響を及ぼす可能性が少ない。

②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少ないと判定された。しかし、日本国内での評価（化学物質評価研究機構・製品評価技術基盤機構、2006）では、水生生物への悪影響の可能性が指摘され、詳細評価の必要性があると判定された。

③AE 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、これを実現したリスク評価はない。

日本において、詳細リスク評価の必要性が指摘されたこと（②）、同族体ごとの諸特性の違いを考慮したリスク評価を行う必要があること（③）が、本詳細リスク評価の背景である。

上記の背景を踏まえて実施した本詳細リスク評価の目的は以下の三点である。

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。

②AE 使用量の今後の増加を想定し、リスクの大きさを定量的に解析する。次いで、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。

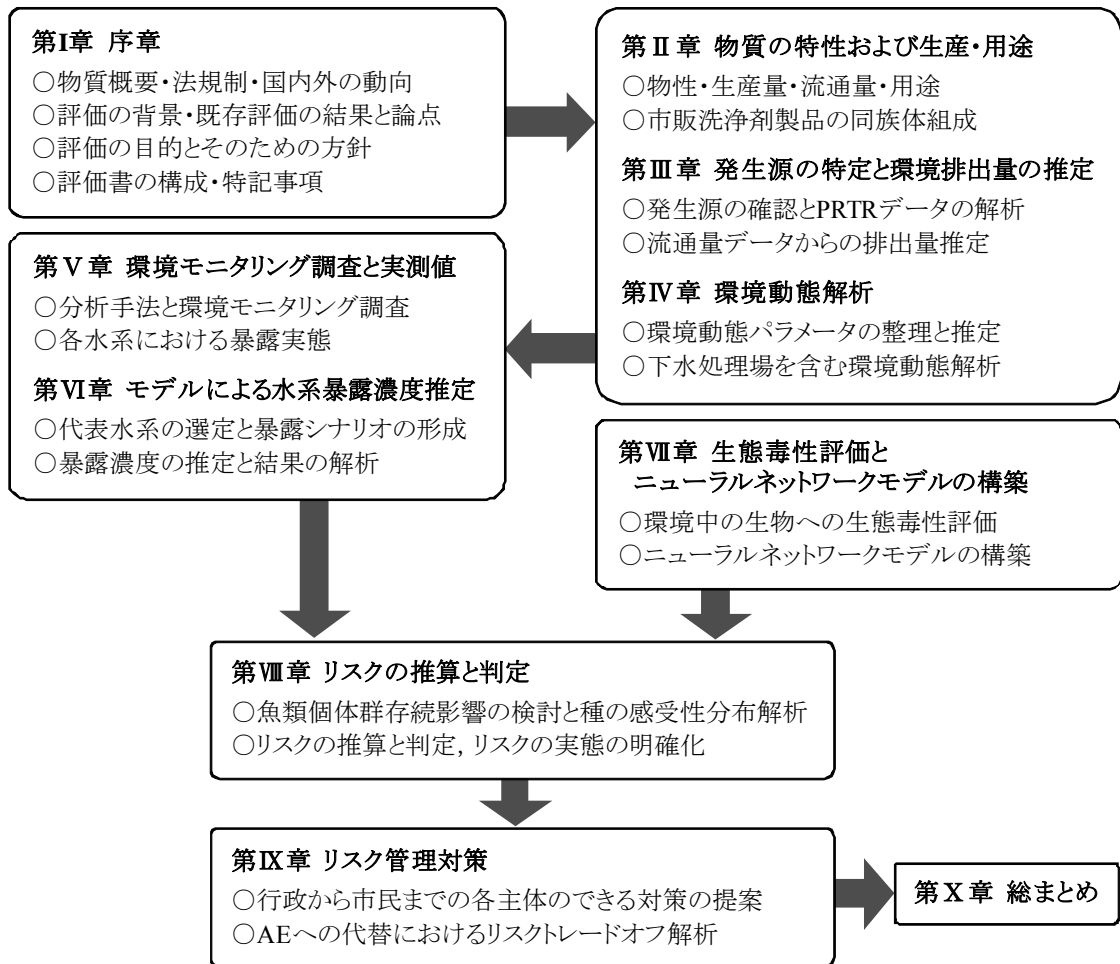
③内分泌攪乱影響の疑いが持たれているノニルフェノールエトキシレート（以後「NPE」と略す）や LAS から AE への代替について、リスクトレードオフの定量化と費用対効果を解析する。これらの結果から、リスク低減を目的とした物質代替の社会的受容性に関する知見や参考情報を導出する。

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

1 「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
 2 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。本詳細
 3 リスク評価では、化管法の現行指定範囲の同族体群と、これを含む環境中の全 AE のリスクを検討す
 4 る。

5 本詳細リスク評価書の構成を図 1 に示す。

6



7

8

9

10

11

図 1 本詳細リスク評価書の構成

12

第II章 物質の特性および生産・用途

13

1. 物質の同定および物理化学的特性

15 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
 16 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
 17 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
 18 る。即ち、 C_iEO_j (i は C 鎖の炭素数, j は EO モル数) と表記する。AE の物理化学的特性の概要は以

1 下の通りである。

2 ① C鎖が長く、EOモル数が多いほど、分子量、沸点および融点の値が高くなる。

3 ② C鎖が長く、EOモル数が少ないほど、生物濃縮係数(logBCF)、オクタノール/水分係数
4 (logK_{ow})およびヘンリー則定数の値が高くなる。

5 ③ C鎖が短く、EOモル数が多いほど、水溶解度および蒸気圧が低くなる。

6 ④ C鎖が長いほど土壌吸着定数(K_{oc})は高くなるが、EOモル数との関連性は低い。
7

8 2. 生産と流通に関する情報

9 AEの生産量は2002年から増加する傾向にあり、2003年の生産量(他物質の誘導体原料としての分
10 も含む)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
11 ~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。
12

13 3. 用途に関する情報

14 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、可溶化、洗浄、帯電
15 防止、防食、柔軟等の機能を備え、様々な産業・用途に利用されている。

16 主な用途は家庭用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、
17 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、
18 農業(農薬)、土木業、石炭・石油・燃料工業等、様々な産業用途にも使用されている。
19

20 4. 国内市販洗浄剤に含まれるAE同族体組成

21 本詳細リスク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
22 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
23 範囲の同族体が多く配合されており、その殆どが偶数のC鎖を持つものであることが分かった。
24
25

26 第三章 発生源の推定と環境排出量の推計

27

28 第三章では、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
29 要な発生源および排出先環境媒体の特定と、環境排出量の推定を行った(図2)。
30

31 1. PRTR制度の集計・推計データからの環境排出量推計

32 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、2005;環
33 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
34 とめた(図2左)。

35 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
36 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
37 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22,342t/年のAEが排出さ
38 れたこと、その77%に該当する17,282t/年が家庭排水由来であることが分かった。また、排出先の環

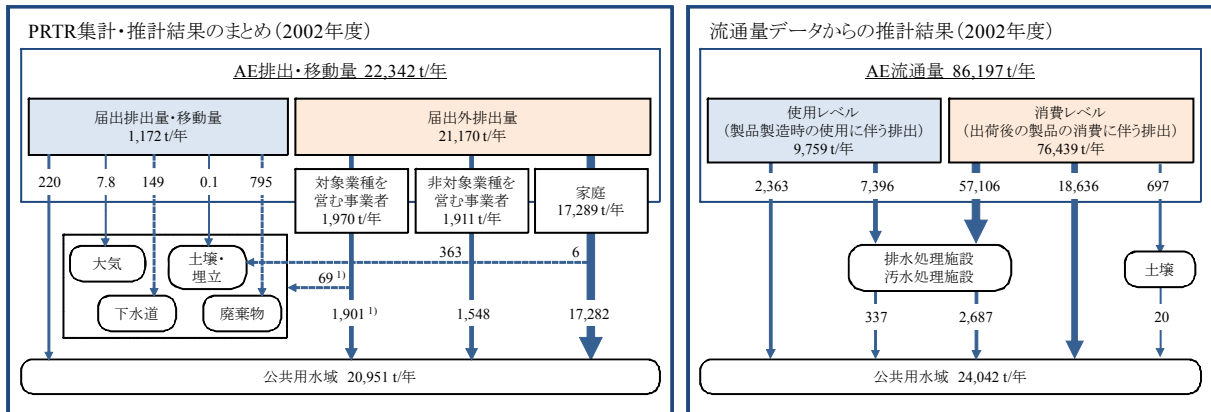
1 境媒体は殆どが水域であり、土壌および大気への排出は無視できる程度であった。

2

3 2. 流通量データからの環境排出量推定

4 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
5 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
6 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
7 の環境媒体は殆どが水域と推定された。

8



9

10

11

図 2 2002 年度の AE 排出量

12 ¹⁾ 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
13 参照）に基づいて独自に配分した値。

14

15

16

17 第四章 環境動態解析

18 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、使用後は殆どが水域に排出さ
19 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び媒
20 体中における、AE 全体及び同族体別の動態に関する基礎情報を整理した。

21 AE は殆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、媒体間の移動
22 （揮発、吸着、生物濃縮）と分解であると考えられた。

23

24 1. 媒体間移動（揮発、吸着、生物濃縮）

25 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 の揮発はいず
26 れ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
27 ないが、C 鎖が長い同族体ほど、吸着されやすいことが分かった。さらに、生物濃縮性はいずれの同
28 族体でも低～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分かった。

29

30 2. 分解

31 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

1 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、好氣的条件、嫌氣
2 的条件的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
3 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
4 らに加え、水温が高いほど、AE の生分解が速いことも分かった。このことは、暴露濃度の推定等に
5 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
6 理場における AE 除去率は 99%であることが分かった。

9 第V章 環境モニタリング調査および実測値

11 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
12 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
13 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
14 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 全体及び同族体別の暴露実態
15 を解析した。

16 利用可能な同族体別の暴露濃度に基づいた解析の結果、人口が密集している下水道未整備区域の近
17 傍水系では、数十 $\mu\text{g/L}$ の高い暴露濃度となつていたが、下水処理水では、AE の最大濃度でも 20 $\mu\text{g/L}$
18 を超えることはなかつた。また、AE の生分解中間生成物であるアルコール (EO モル数が 0 の同族体
19 群) は、どの地点においても他の EO モル数の同族体群よりも高濃度で検出され、全 AE 濃度に対す
20 る割合は平均で 41%であつた。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た。
21 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えら
22 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、測定
23 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つた。

24 また、多摩川水系及び利根川水系 (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測
25 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 の排出は主に
26 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濃
27 度の合計値は、AE 全体の濃度値の 7 割程度に留まっていた。これは繊維工業等の産業由来の排出が、
28 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、下水処理水の同族体
29 組成の国別比較と、洗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の結果、環境水
30 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。

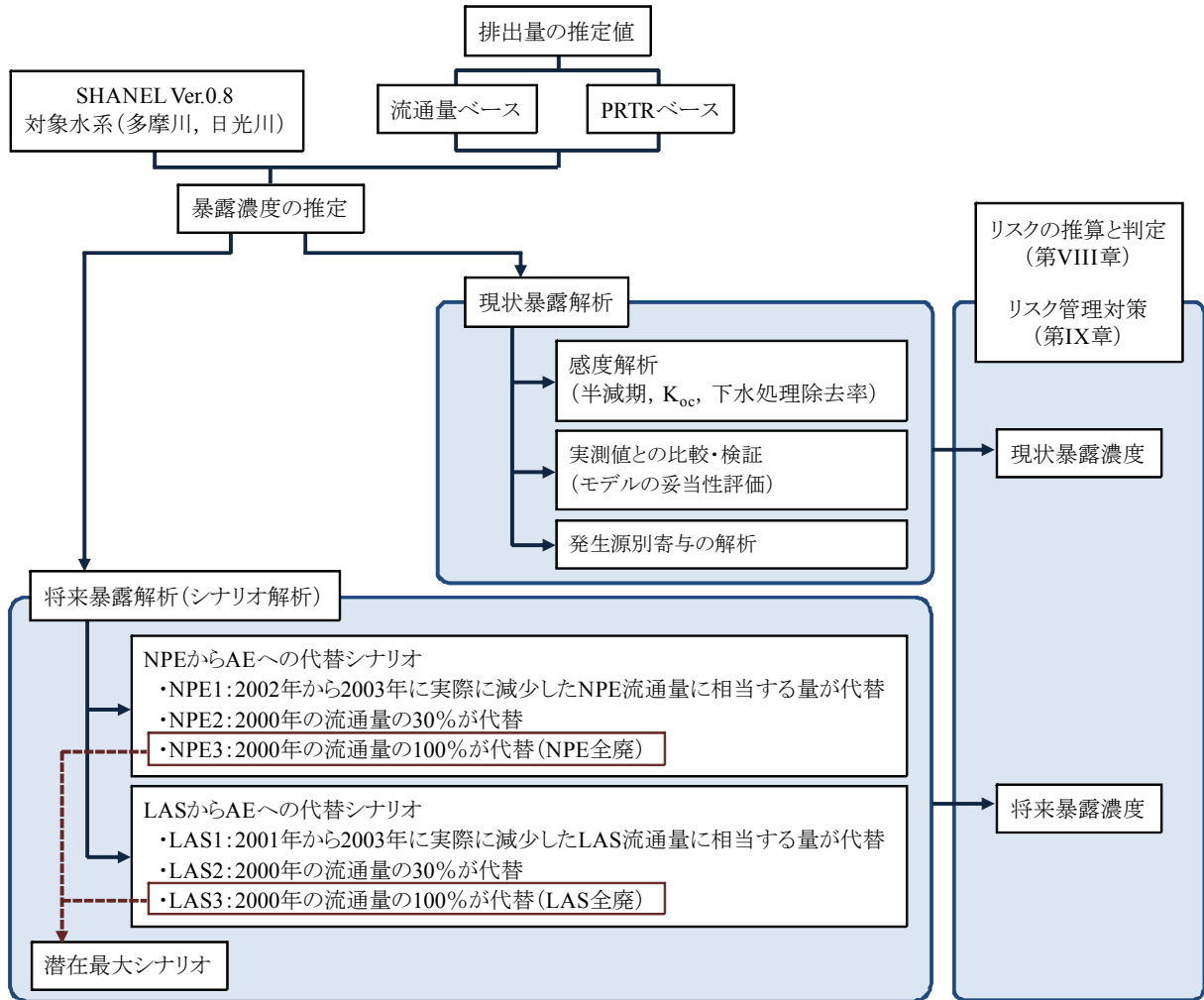
33 第VI章 モデルによる水系暴露濃度推定

35 本章では、SHNEL モデルを用いた AE 暴露濃度の推定結果を述べる。ここでの推定では、現状の暴
36 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

1 オをいくつか設定し、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
 2 高暴露をもたらす要因の考察も行った。

3 図3に暴露解析の内容および流れを示した。

4



5

6

7 図3 SHANEL を用いた暴露解析の内容および流れ

8

9 1. 現状の暴露解析

10 現状の暴露解析の設定は以下の通りである。

11 代表水系：多摩川，日光川

12 計算期間：2000年1月～12月（366日）

13 物性条件※：AEの有機炭素水分配係数（ K_{oc} ），半減期（土壌液相中，土壌固相中，河川水中，河
 14 川底泥液相中，河川底泥固相中），下水処理除去率

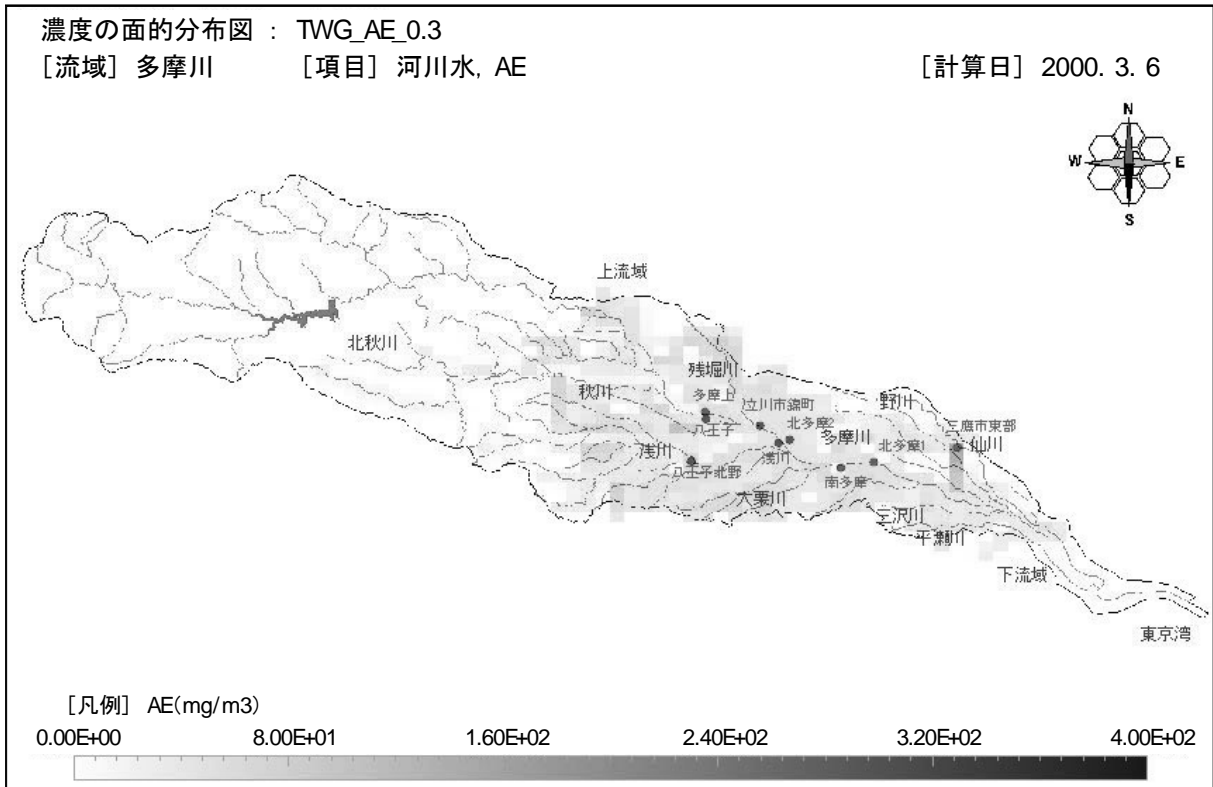
15 排出量の設定：2002年度のPRTRデータおよび2002年度の流通量データ

16 ※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
 17 定値の最大値・最小値，50パーセントイルを使用した。

18

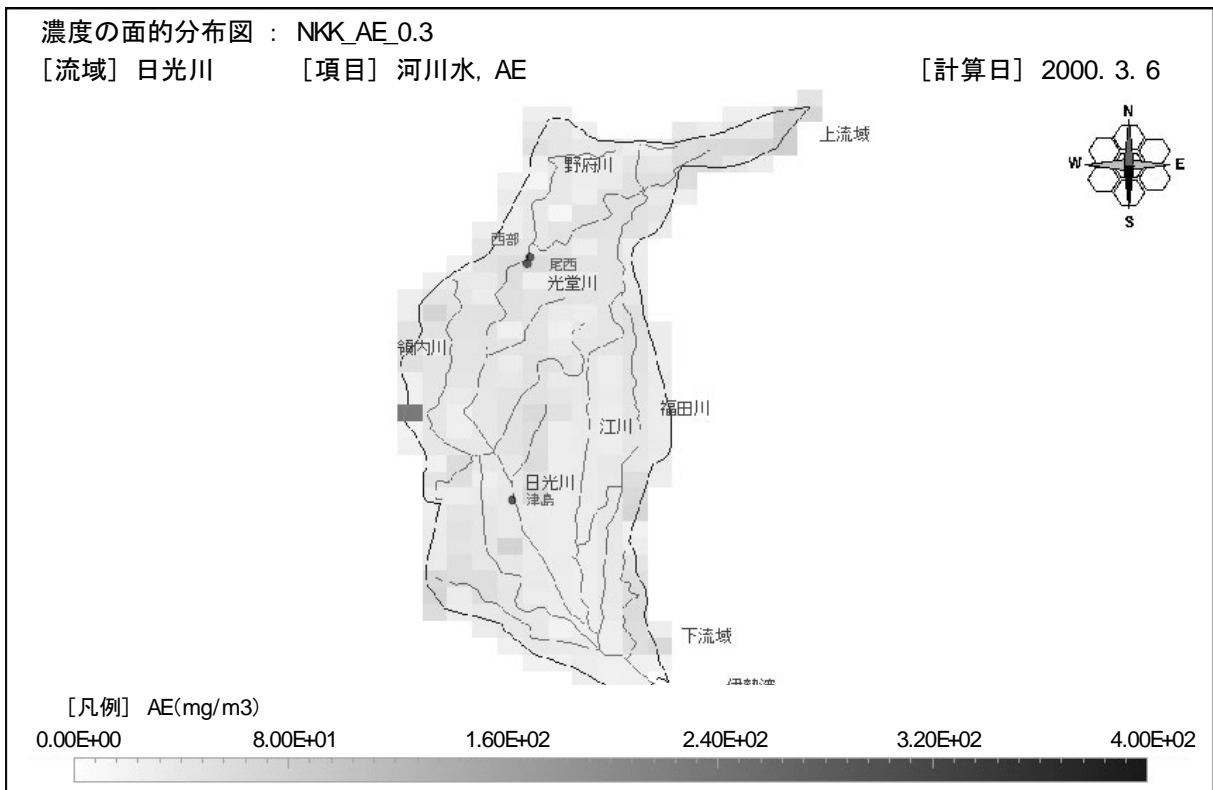
1 解析においては、まず暴露濃度の変動に大きく寄与する物性条件を調べるための感度解析を行った。
2 この結果、暴露濃度を大きく変動させるのは、河川水中の AE 半減期であり、河川水中半減期を 0.3
3 日に設定した場合の推定値が、C12~18 の実測値に最も近い値となった（多摩川を対象とした解析結
4 果）。河川水中半減期を 0.3 日に設定した際の AE 濃度（2000 年 3 月 6 日の濃度）分布例を図 4 に示す。
5 特に上流域で高濃度を示す傾向がみられるが、これは上流ほど流量が少ないためであると考えられる。
6 続いて、排出源別の暴露濃度寄与量を推定し、暴露濃度上昇に大きく寄与している排出源の特定を
7 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の
8 業種よりも高かった。ただし、それでも家庭用洗剤等の用途の寄与が、他の用途からの寄与よりも
9 著しく高かった。また、多摩川では、日光川以上に家庭用洗剤等の用途の寄与が高かった。また、
10 わずかではあるが、繊維工業のみならず、金属・機械工業等からの寄与もみられた。
11 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
12 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
13 できると判断した。
14

1



2

3



4

5

6

図4 多摩川流域（上）と日光川流域（下）におけるAE濃度分布の例

7

1 2. 将来の暴露解析

2 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、
3 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
4 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
5 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。

6

7

8 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構築

9

10 1. 毒性試験からの生態毒性評価

11 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構築し、生態毒性の評価
12 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
13 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
14 類、水生植物の順であった（図 5～6）。

15 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
16 縮によって親化合物の AE 同族体よりも単位濃度当りの生態毒性が強い中間生成物（EO0 も含む）が
17 生成しうることが分かった。

18

19 2. モデルによる各同族体の生態毒性データの推定

20 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
21 までにも、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、いずれのモデルにも欠点
22 があった。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よび生存への影響濃度
23 （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、ニューラルネットワークモ
24 デルを新たに開発した（図 7）。

25 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
26 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
27 ると判断した。

28

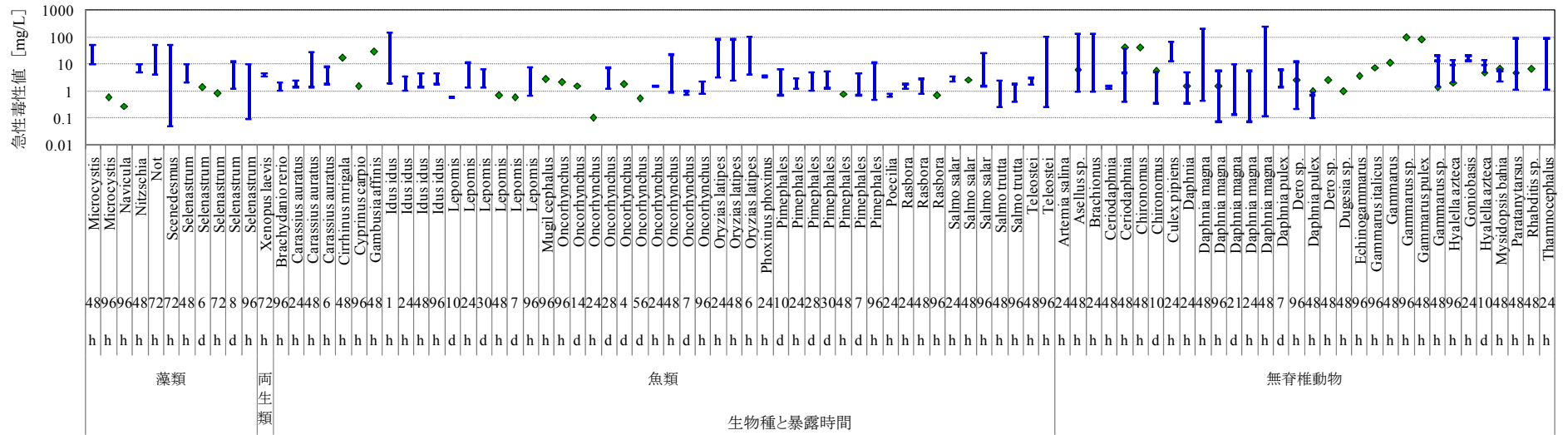


図5 AEによる水生生物への急性毒性のまとめ（急性毒性値 EC50（藻類）/LC50（その他）の範囲または幾何平均値）

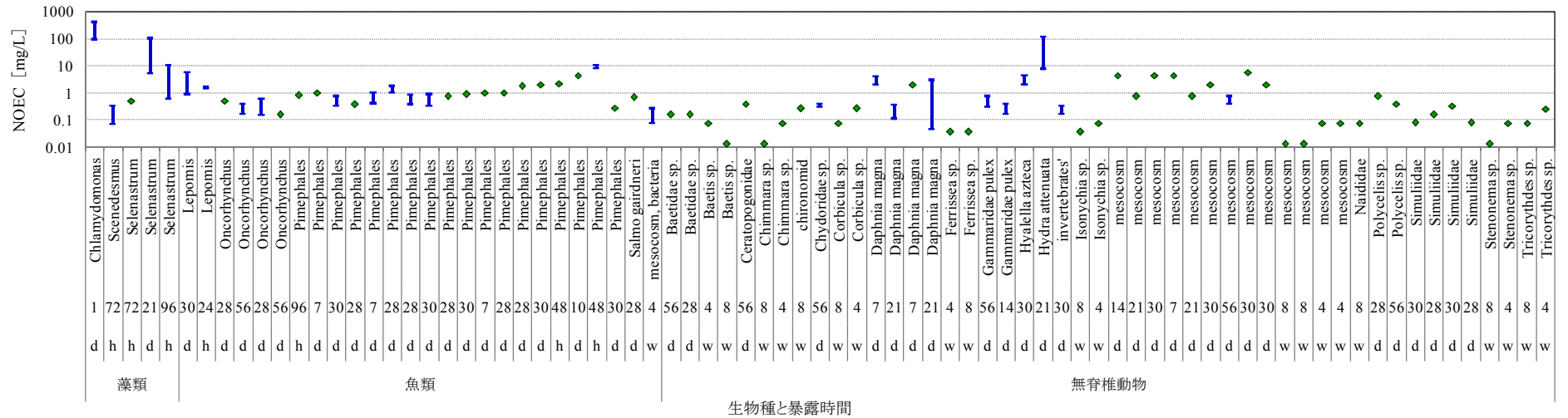


図6 AEによる水生生物への慢性毒性のまとめ（NOEC の範囲または幾何平均値）

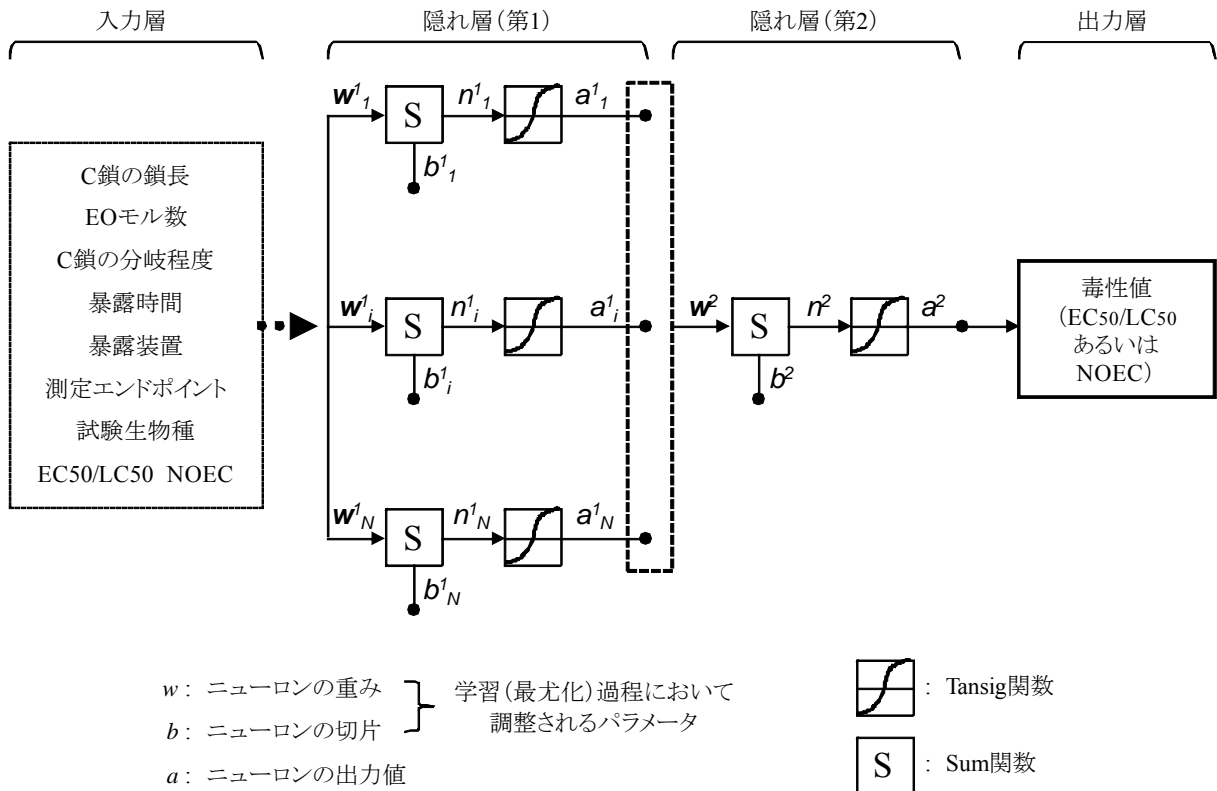


図7 ニューラルネットワークモデルの構造図

第VIII章 リスクの推算と判定

1. リスクの推算と判定の考え方

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、同族体ごとの魚類個体群存続への影響の閾値濃度（以後「 $C_{\lambda=1,ij}$ 」と略す）を求めるための生存及び繁殖の生態毒性データは、ニューラルネットワークモデルで推定した。

AEの暴露濃度には、実測値（C12～18EO0～23）と、SHANELモデルによる多摩川と日光川の推定値の2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、将来のリスクの予測に用いた。

複数同族体群の混合物であるAEのリスクの定量化は、式1で示される用量加算法で行った。各同

- 1 族体のリスクは、暴露濃度と各同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」
- 2 と略す) で評価できる。また、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
- 3 なる。

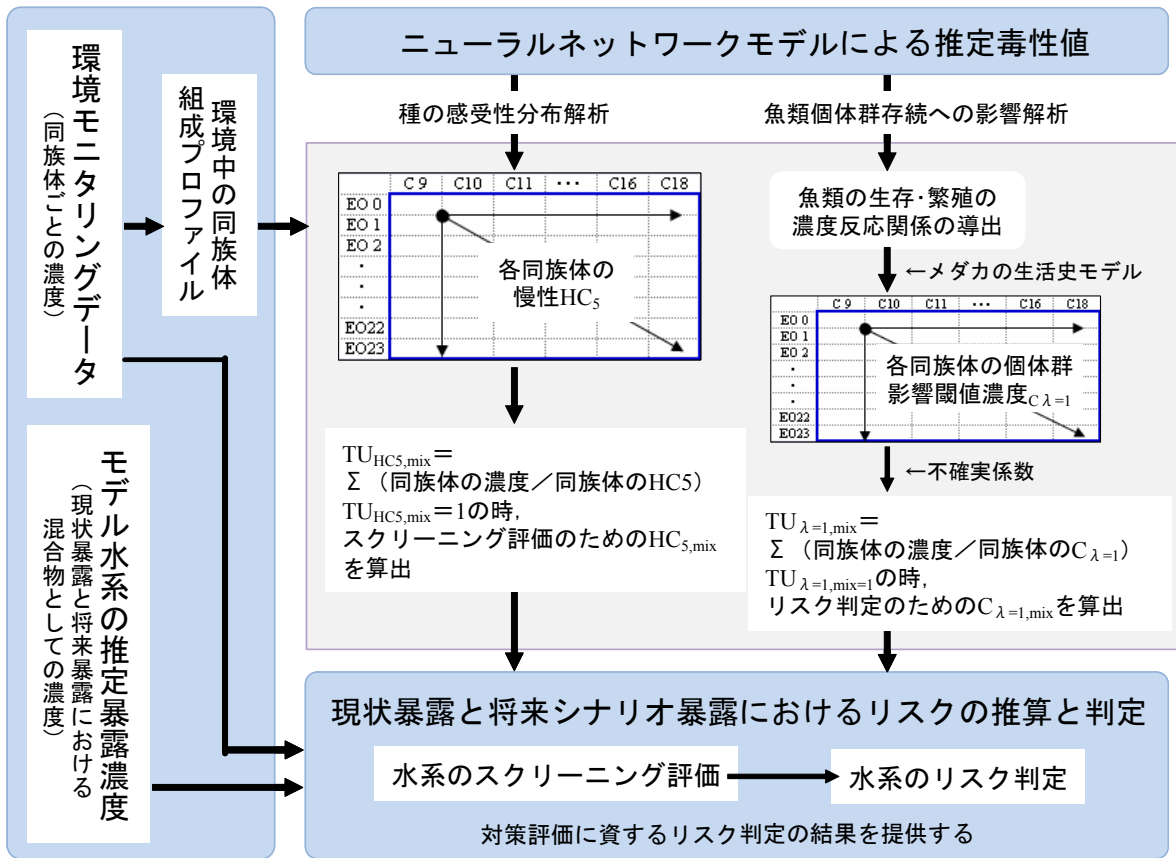


図 8 AE の生態リスクの推算と判定の流れ

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

C_i は i 番目成分の環境中濃度、

EC_{x_i} は i 番目成分が単独で作用したときの毒性値、例えば $x=10$ の時は EC_{10}

$\frac{C_i}{EC_{x_i}}$ は *toxic unit (TU)* といい、混合物中の i 番目成分の相対ポテンシーを示す。

TU_{mix} は様々な同族体から構成される混合物である AE のリスクを示す。

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

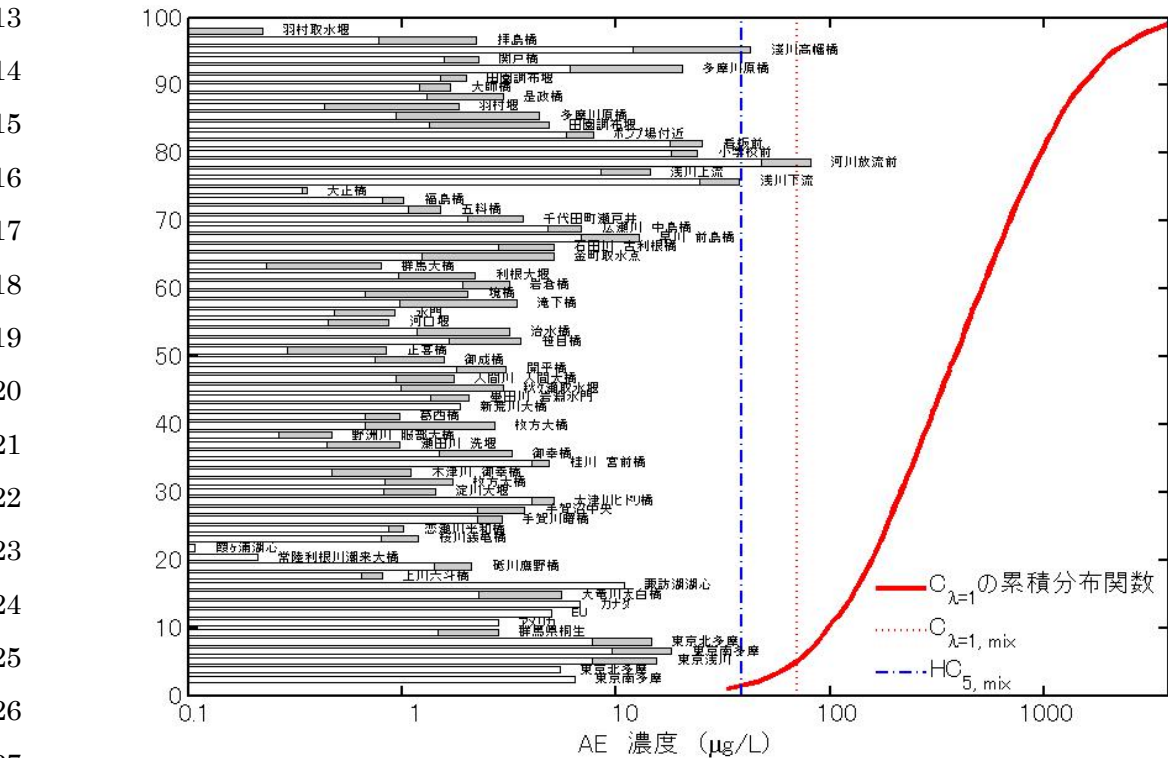
水系のスクリーニング評価とリスク判定を行うため、5%の生物種への影響濃度 ($HC_{5,mix}$) と、魚類個体群存続の影響濃度 ($C_{\lambda=1,mix}$) を推定した。この結果、全同族体に対する $HC_{5,mix}$ 、 $C_{\lambda=1,mix}$ は、それぞれ 39 $\mu\text{g/L}$ 、70 $\mu\text{g/L}$ と推定された。また、化管法指定範囲の同族体に対する値は、それぞれ 18 $\mu\text{g/L}$ 、34 $\mu\text{g/L}$ と推定された。

1 3. リスクの推算と判定の結果

2 現状の AE リスク判定の結果, 殆どの水系では, AE リスクは懸念レベルにないと判定された(図9).

3 しかし, 東京都日野市内の浅川水系のように, 下水処理普及率が低く, 人口密度の高い地域の水域で
4 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. 即ち, 人口密度の高い下水
5 道未整備地域の近傍水系では, 一定の確率のリスクが存在しうると判定された. また, 使用量の増加
6 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, 下水処理普及率の低い地域
7 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高いと判定された. 例えば,
8 下水処理普及率の低い日光川流域(愛知県全体では 72%) では AE の使用量が現状の 120% となった
9 時, $C_{\lambda=1,mix}$ に対して一定の超過確率に達し, 魚類個体群への影響が懸念されるという予測結果が得ら
10 れた.

11 また, 実測値の暴露濃度 ($C_{12\sim18EO0\sim23}$) を用いて, 化管法指定範囲の同族体群のリスクを推
12 算した結果 ($TU_{C_{12\sim15}}$) は, AE 全体のリスク ($TU_{C_{12\sim18}}$) の約 5 割~6 割であることが分かった.



28 図9 モニタリング調査水系に対するリスクの推算と判定の結果のまとめ

31 第IX章 リスク管理対策

33 1. リスクの管理および削減対策に関する主な提案

34 1.1 化管法における指定同族体範囲の拡大

35 環境水中における化管法指定範囲の同族体 ($C_{12\sim15}$) のリスクは, AE 全体のその 5~6 割であ

1 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、
2 定量分析が可能な C12～18EO0～23 の範囲に拡大することを提案する。なお、この化管法指定範囲の
3 拡大に要する初期最大費用は、約 170 万円と推算された。

4 5 1.2 モニタリング調査の実施

6 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
7 普及率の低い地域や高排出源の近傍水系では、モニタリング調査実施の必要性が高い。

8 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
9 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
10 するという季節性を考慮する、③時間帯別のコンポジットサンプルを採ることで、サンプリングに要
11 するコストの削減を図る等が有効であると考えられる。

12 13 1.3 AE の同族体特性に配慮した生産・消費活動

14 次に、同族体特性に配慮した生産活動を提案する。AE の生態毒性は C 鎖の鎖長と EO モル数で決
15 定される。また、AE の環境暴露濃度の高低に関わる生分解性は、EO モル数の影響を強く受ける。さ
16 らに、EO モル数は製造時における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
17 カーを含む AE 製造業者と、製造業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
18 うした生態毒性と生分解特性に配慮した行動を取れば、AE のリスクを最小にする社会が実現でき
19 ると考えられる。

20 21 1.4 排出量の削減

22 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、
23 将来のリスク削減対策としても重要である。

24 AE は下水処理によって 98%以上が除去されるため、下水処理はリスク低減の重要な対策である。
25 AE 流通量の 7 割以上が家庭用洗剤用途である点を考慮すると、人口密集地域での下水処理の整備
26 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 67,753 円/kg-AE と推定され
27 た。この計算では、処理施設を AE 除去専用と仮定したが、実際の処理では生活汚濁負荷を含め、他
28 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なる。

29 次に、産業用途でのリスク削減対策については、使用量が上位の 6 業種、特に繊維業からの排出量
30 削減が有効なリスク削減対策であると考えられた。

31 32 2. NPE や LAS から AE への代替に関する社会的受容性評価

33 近年、リスク削減を目的とした NPE から AE への代替が進められている。ここでは、LAS から AE
34 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
35 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
36 対効果も評価した（社会的受容性評価）。さらに、製品の生産・消費・処理の各段階での総合的な環境

1 影響についても、AE, LAS, NPE 間で比較した。

2 リスクトレードオフ評価の結果、NPE, LAS のいずれでも、AE への代替によって、生態リスクは
3 低減することが明らかになった。

4 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に関する解析結果を述べる。シナリ
5 オ(図 3)は、NPE1(実際に産業界で行われた代替)、NPE2(各業種一律 30%の NPE を代替)及び
6 NPE3(各業種とも 100%の NPE を代替)の 3 種類を設定した。解析の結果、NPE1 のシナリオがリス
7 ク低減の費用対効果が最も高いことが明らかになった。

8 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
9 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(及びまたは
10 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
11 なると評価された。

12 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削減するには、AE への代替が有効
13 な対策であることが示唆された。

14

15

16

17 第 X 章 結論

18

18 1. 暴露評価のまとめ

19 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
20 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
21 は、国内に流通する AE 全量の 6~8 割を占めている。

22 AE の主な排出源は家庭や繊維工業等で、排出先はほぼ 100%が公共用水域である。AE は同族体ご
23 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
24 剤製品中に含まれている同族体群は、いずれも良分解性であり、下水処理場での除去率は 98%以上と
25 高い。従って、暴露濃度は下水処理普及率に強く関係している。

26 環境水中の同族体別濃度を実測した結果、環境水中の AE は殆どが家庭由来であると推定された。

27 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)、季節性を配慮した生態
28 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
29 度は、全 AE の 6 割程度であることが明らかになった。

30 次に、AE の暴露の現状を把握するため、SHANEL モデルを用いて、多摩川および日光川の暴露濃
31 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
32 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。

33 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
34 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
35 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。

36

1 2. 生態毒性評価のまとめ

2 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
3 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
4 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。

5 次に、ニューラルネットワークモデルを新たに構築し、同族体ごとの毒性データを推定した。この
6 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
7 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。

8

9 3. リスクの推算と判定のまとめ

10 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
11 性分布解析もスクリーニング的な評価として用いた。

12 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
13 のリスクは殆どの場合に、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
14 処理未整備区域の近傍水系では、一定の確率のリスクが存在することが明らかになった。

15 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
16 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、下水道が普及していない、あるいは普
17 及率の低い人口密集地域の近傍水系に対する推定暴露濃度の値は高かった。つまり、このよう地域で
18 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。

19 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
20 ～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
21 クの 5～6 割であることが明らかにされた。

22

23 4. リスク管理対策のまとめ

24 リスク評価の結果から、現状では、緊急なリスク削減対策を導入する必要性は低いが、将来の AE
25 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
26 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
27 量分析手法による）、③AE の同族体特性を配慮した生産・消費活動（特に EO モル数の制御）、④生産・
28 使用・排出の各段階における排出量削減（特に下水道整備による排出量の低減）、⑤情報の共有を提案
29 した。

30

31 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

32 NPE のリスク削減のため、AE への代替が多くの業界で行われている。また、LAS から AE への代
33 替も世界的な傾向になっている。しかしながら、この代替が、生態リスク削減対策として真に有効で
34 あるか否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
35 から AE へ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。

36 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削減できることが明らかになった。

1 また、現在行われている NPE から AE への代替は、費用対効果が高いものであると考えられた。

2

3 6. 今後の課題

4 本詳細リスク評価書では、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
5 の生態リスク評価を行い、その結果に基づいて、リスク削減対策を提案した。

6 評価の過程で開発した一連の解析手法、即ち、用量加算法に基づいた混合物の生態リスク評価手法、
7 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、リスクトレードオフの定
8 量化手法、およびニューラルネットワークモデルの構築等は、今後の化学物質の生態リスク評価の参
9 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、消費者製品・環境水
10 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、価値の高い資料となる。

11 但し、主として 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
12 因する不確実性は排除できなかつた。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
13 れるべき課題であると考えられる。また、環境水中での AE の動態を把握するためには、モニタリン
14 グデータの蓄積も必要である。

15 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、これを用
16 いて、本詳細リスク評価で用い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。

17

18 7. 本詳細リスク評価で得られた知見の適用範囲

19 本書で紹介した、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普遍的
20 なパラメーターと、場所や時間の違いに左右され、普遍性を持たない変動的なパラメーターの2種類
21 を抽出した。

22 前者に該当するものとしては、同族体 C_iEO_j (*i* は C 数, *j* は EO モル数) ごとの分解速度や、魚類
23 個体群存続に影響を与える閾値濃度である C_{λ=1,ij} (第VIII章表VIII.5), および 5%の生物種に影響を与
24 える影響濃度である HC_{5,ij} (第VIII章表VIII.2) が挙げられる。

25 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
26 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
27 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、及びそ
28 の季節変化の特性までもが変動しうる）、③AE 原料の違い（AE は石油や天然油脂原料から製造され
29 るが、この二者の比率は必ずしも一定にしておらず、同族体組成に影響を及ぼしうる）の3点が挙げ
30 られる。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
31 ターであるといえる。

32 なお、本詳細リスク評価で使用した、リスク判定用の魚類個体群影響の閾値濃度である C_{λ=1, mix} お
33 よびス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, mix} については、高暴露水域（東
34 京都日野市内の浅川水系および川北用水路）における冬季の実測値に基づいたものであり、特定水系
35 の同族体組成を反映していることから普遍的な指標値ではない。このため、本詳細リスク評価書が事
36 例対象とした多摩川や日光川のリスク判定の結果は、必ずしも他の水系に適合するものではないこと

1 十分に注意されたい.

2

1	第I章 序章.....	I-1
2	1. AE はどんな物質か.....	I-1
3	1.1 物質の概要.....	I-1
4	1.2 国内外における使用・消費の動向.....	I-2
5	1.3 関連する法規制.....	I-3
6	2. 詳細リスク評価の背景.....	I-4
7	3. 国内外における既存のリスク評価.....	I-5
8	3.1 初期リスク評価書.....	I-5
9	3.2 日本石鹼洗剤工業会評価書.....	I-6
10	3.3 オランダ評価書.....	I-7
11	3.4 デンマーク評価書.....	I-9
12	3.5 米国石鹼洗剤工業会評価書.....	I-9
13	3.6 最新の研究論文.....	I-12
14	4. 既存評価のまとめ.....	I-13
15	5. 詳細リスク評価の目的.....	I-14
16	6. 詳細リスク評価の方針.....	I-16
17	6.1 評価の対象生物.....	I-16
18	6.2 評価の枠組み設定.....	I-17
19	7. 詳細リスク評価書の構成と各章での検討内容.....	I-18
20	8. 特記事項.....	I-20
21	8.1 情報サーベイの範囲.....	I-20
22	8.2 AE の別名および AE の表記.....	I-20
23	8.3 濃度単位について.....	I-21
24	9. 参考文献.....	I-21
25		

1 第I章 序章

2
3 私たちの身の回りには、たくさんの化学物質が存在し、様々な目的に使われ、私たちの便利な生活
4 を支えている。その中でも、界面活性剤を主成分とした家庭用途の洗浄剤は、洗濯用、台所用、住宅
5 用など種類が多く、使用量も多いのが実態である。1960年代からアルキルベンゼンスルホン酸塩（以
6 後「ABS」と略す）を代表とした生分解しにくいハード型洗剤による河川の発泡現象、有リン洗剤な
7 どによる湖沼・海域の富栄養化現象などの環境問題が取り上げられ、業界における合成洗剤のソフト
8 化（ABSをアルキル基の枝分かれ構造のない、微生物分解性のよい直鎖アルキルベンゼンスルホン酸
9 塩（以後「LAS」と略す）に切り換えたこと）・無リン化（合成洗剤に洗浄力向上のために加えられて
10 いたポリリン酸塩を、リンを含まない化合物に切り換えたこと）が図られてきた。特に、この10数年
11 では、界面活性剤のアルキルフェノールエトキシレート（以後「APE」と略す）の分解生成物である
12 オクチルフェノールやノニルフェノール（以後「NP」と略す）の弱い内分泌かく乱影響の疑いや、水
13 道水質法によるLASを代表とした陰イオン系界面活性剤の規制などにより、業界では自主的にその代
14 替品を使うようになってきた。

15 家庭用途の洗浄剤の主成分である界面活性剤が水生生物等に及ぼす影響については、これまで数多
16 くの研究が行われてきたが、科学的視点からその便益を考慮したリスク評価を行ったものは、NPだ
17 けであった（産業技術総合研究所，2004）。本評価書では、近年使用量が急激に増えてきた代表的な非
18 イオン系界面活性剤—アルコールエトキシレート（以後「AE」と略す）を詳細リスク評価の対象とし
19 て取り上げた。

20 本章では、まずAEの物質概要、国内外の使用・消費の動向、関連する法規制をまとめる。続いて、
21 詳細リスク評価の背景、既存評価の結果と論点、および本詳細リスク評価書の目的と評価の方針を明
22 示するとともに、本リスク評価書の構成を示す。また、本評価書の記述における統一性を図るため、
23 情報サーベイ範囲、および濃度単位の取り扱いについて特記する。

24 25 1. AEはどんな物質か

26 27 1.1 物質の概要

28 AEは代表的な非イオン系界面活性剤として、主に家庭用の洗浄剤（洗濯用・台所用・住居用）、乳
29 化剤、湿潤剤などの用途で、日本国内では年間約17万tが使用され、非イオン系界面活性剤の3割強
30 を占めている（日本石鹼洗剤工業会，2004）。

31 AEは組成の複雑な工業製品であり、自然起源のものはない。AEは疎水基である脂肪族アルキル鎖
32 （以後「C鎖」と略す）に、親水基の酸化エチレン（エチレンオキシド、以後「EO」と略す）を付加
33 重合することによって合成される。市販されている工業製品のAEは通常、C鎖の鎖長およびEOモ
34 ル数の異なる多数の同族体から構成される混合物である。

35 AEを含む非イオン系界面活性剤は、水に溶解したとき、イオン化しない親水基をもつため、以下

1 のような長所を有する。1) 水の硬度や電解質の影響を受けにくく、他の全ての界面活性剤と併用でき
2 る；2) 中性や酸性、アルカリ性でも洗浄力を発揮する（石けんや陰イオン界面活性剤は、水がアルカ
3 リ性でないと汚れを落とせない）；3) 他の界面活性剤に比べ合成繊維に対する洗浄力が優れており、
4 冷水でも洗浄力を発揮する（Hatch, 1975; Davis, 1975）。AE は非イオン系界面活性剤のこうした長所を
5 有するほか、4) 低濃度でも洗浄力が高い；5) LAS より生分解されやすく（特に下水汚泥中、好氣的
6 生分解では LAS は AE と同程度であるが、下水汚泥のような嫌氣的生分解では LAS の方は生分解性
7 が低い）、生態毒性は低く、皮膚への刺激性も低い；6) 吸湿性があるため、AE を主成分とした洗浄
8 剤は液体化しやすいなどの特徴ももつ。

9 10 1.2 国内外における使用・消費の動向

11 AE は前節に述べられた機能をもつ非イオン系界面活性剤として、近年使用量が急速に増え続けて
12 きており、今後も増え続けると予想されている。

13 日本では、後の章（第Ⅱ章）に詳しく述べるが、使用量が年々増加している。NP とオクチルフェノ
14 ールは、何れも水生生物に弱い内分泌かく乱影響をもたらす可能性があるという問題が広く指摘され
15 て以来、業界では、その親化合物である APE について、代替できる用途は全て AE へ移行するという
16 自主的な取り組みをしてきた（製品評価技術基盤機構，2004）。また、近年の消費者のライフスタイル
17 の変化と食器洗浄機の普及に伴い、台所用洗剤が 8～10%（金額ベース）増加した（出口，2005）こ
18 とから、液体化しやすい AE の使用量が確実に増えてきたと考えられる。今後、洗剤のコンパクト化・
19 液体化（環境保全型洗剤）が更に求められる動き（日本石鹼洗剤工業会，2001）などから、現在使用
20 量の最も多い LAS の一部が AE に転換することが考えられる。家庭用および工業用の洗浄剤に配合さ
21 れている LAS の一部が、非イオン界面活性剤に変わりつつあるということは早くから報告されていた
22 （Cain, 1974）。また、Swedish Society for Nature Conservation（2000）では、液体洗剤の流行に伴って、
23 過去 10 年間においてヨーロッパ全体での LAS 使用量が 15%減少し、スウェーデンでは 95%も激減し
24 たと報告している。特に、Hagenfors（1999）はスウェーデンにおける洗濯・洗浄用洗剤の使用量の経
25 年変化を調べた結果、AE の使用量は 1988 年の 2,400 t から 1996 年の 4,800 t に倍増したのに対し、LAS
26 の使用量は 1988 年の 6,300 t から 1996 年の 260 t に激減したことを報告した。また、Madsen *et al.*（2001）
27 は皮膚刺激性が少ないというマイルドさが家庭用途の界面活性剤の重要な特質で、一般消費者のマイ
28 ルドな洗剤への志向から、現在最も多く使われている陰イオン系界面活性剤が、今後徐々にマイルド
29 な非イオン系や両性イオン系の洗剤に替わっていくと指摘した。出口（2005）は世界的な高級アルコ
30 ール（AE の製造原料）需要が年間 3%増加していることは、洗剤用途の LAS から AE や AES への転
31 換などによるものと報告している。

32 また、諸外国、特に西ヨーロッパ諸国の大部分が加入している OSPARCOM（海洋汚染防止を目的
33 とした協定）では、APE による水域環境への影響を防ぐため、各加盟国は 1995 年までに APE の家庭
34 用洗浄剤への使用を中止し、2000 年までに工業用洗浄剤への使用を中止する勧告を採択した。表 I.1
35 にこうした動きを受けたノルウェーとデンマークの APE 使用量経年変化を例として示した。これを参

1 照すると、この二カ国における APE 使用量は 1990 年から 1998 年の間に、共に 7 割減ったことがわか
 2 る (Swedish Society for Nature Conservation, 2000)。アメリカでは、上記のヨーロッパのような動きは
 3 ないが、洗浄剤用途の APE は自主的に他の代替物質へと替えられている。1990 年の報告では、AE (特
 4 に液体洗剤) はアメリカの洗剤市場シェアの 35~40% を占めている (Chemical Week, 1990)。アメリ
 5 カ国内の AE 使用量の変化をみると、1975 年の報告では、毎年約 13.6 万 t の直鎖 AE が家庭用途、約
 6 4.5 万 t が工業用途に使われていた (Kerfoot & Flammer, 1975) のに対し、2002 年では、年間使用量が
 7 約 26.5 万 t と報告されており (Federle & Itrich, 2006)、AE の使用量は年々増加している。

8
 9 表 I.1 ノルウェーとデンマークの APE 使用量 (t) 経年変化

年	デンマーク		ノルウェー	
	APE 使用量 (t)	1990 年の使用量 に対する割合	APE 使用量 (t)	1990 年の使用量 に対する割合
1990	1,100	1.00	500	1.00
1991	1,300	1.18	600	1.20
1992	865	0.79	1,350	2.70
1993	548	0.50	966	1.93
1994	511	0.46	1,044	2.09
1995	420	0.38	970	1.94
1996	375	0.34	774	1.55
1997	407	0.37	595	1.19
1998	340	0.31	150	0.30

10 出典：Swedish Society for Nature Conservation, 2000

11
 12 1.3 関連する法規制

13 AE に関する日本国内の法規制は下記の 2 つである。

14 1) 「特定化学物質の環境への排出量の把握等および管理の改善の促進に関する法律」(以後「化
 15 管法」と略す)：第一種指定化学物質 (政令番号 307, ポリ (オキシエチレン) =アルキルエー
 16 テル, C 鎖の鎖長が 12 から 15 までのもの及びその混合物に限る)。AE には様々な鎖長の C
 17 鎖の同族体があるが、化管法の指定物質の選定を行った時、信頼性のある毒性試験データをも
 18 とに選定するという観点から、C12~15 の範囲の AE 同族体およびその混合物に限定された経
 19 緯がある。

20 2) 海洋汚染防止法：有害液体物質 B 類 (ばら積み輸送), 海洋汚染物質 P 類 (個品輸送)

21 日本国内における洗剤・洗浄剤に関する規制としては、ヒト健康影響の観点から水道水質基準が規
 22 定されているに留まる。陰イオン系界面活性剤に対する水道水質基準 (0.2mg/L 以下) が 1992 年に定
 23 められたが、非イオン系界面活性剤については、多くの議論がなされてきた結果、2004 年に水道水質

1 基準として 0.02mg/L 以下と定められた。しかし、非イオン系界面活性剤に関する排水基準や環境基準
2 については定められるに至っていない。これは、非イオン系界面活性剤が、物性の異なる複数の同族
3 体から構成される混合物であるために、同族体別の定量分析用の標準物質がないなど定量技術に限界
4 があり、環境中での実態調査が必ずしも十分ではないためである（相澤ら、2002）。

5 諸外国において、カナダでは委員会を設置して AE の環境基準の検討を行っているという情報を入
6 手したが、2006 年 11 月時点では検討結果は公表されていない。アメリカでは、水中における非イオ
7 ン系界面活性剤規制に関する国内基準はない（Talmage, 1994）。各州における基準値設定に関する情報
8 も確認されなかったが、州や郡単位では、特定の物質の販売や使用が禁止されている例は幾つか報告
9 された（SDA, 1991）。例えば、非イオンとメチレンブルー活性界面性剤が入っている洗浄剤の販売は、
10 ニューヨーク州のサフォーク郡とロードアイランド州のニューショアハムでは禁止されている。また、
11 オレゴン州では、二次下水処理（活性汚泥）で生分解されない洗剤の販売が禁止されている。これ以
12 外にも、フロリダ州のデード郡では難分解な洗剤の販売、使用および所有が法律で禁じられている。
13 フランス、イタリア、ドイツを含めたヨーロッパの国々では、1972 年以来、非イオン系界面活性剤の
14 規制に関する法の制定が検討されてきたが、AE に関する規制については、まだ具体的な運びには至
15 っていない。しかし、非イオン系界面活性剤の平均一次生分解率は、90%以上が必要であることは規
16 定されている（Official Journal of the European communitie, 1973; OECD, 1975）。

17

18 2. 詳細リスク評価の背景

19 AE を詳細リスク評価に取り上げた背景としては、以下の 4 点が挙げられる。

20 第 1 に、AE は代表的な非イオン系界面活性剤として、主に家庭用の洗浄剤（衣料用・台所用・住
21 居用）、乳化剤、湿潤剤などの用途で、国内では年間約 17 万 t（2003 年度の生産量）が使用されてい
22 る。近年、NP やオクチルフェノール等による内分泌かく乱影響の懸念や、洗剤のコンパクト化・液
23 体化の流行を受けて、業界が自主的に APE や LAS から AE への代替を進めてきたことから、その使
24 用量が急激に増加してきた。この結果、AE は 2004 年に OECD の高生産量(HPV)化学物質リスト(OECD,
25 2004)に取り上げられた。また、今後もその用量が大幅に増加すると見込まれている。

26 第 2 に、AE は化管法の第一種指定化学物質で、化学物質の排出移動量届出（以後「PRTR」と略す）
27 制度に基づき、公表された排出量データ（主として推計値）から、AE は毎年排出量上位 10 物質（家
28 庭用途からでは上位 3 物質）の一つとされている。また、環境省が推進している水生生物保全に係わ
29 る水質目標設定において、優先的に検討すべき 81 の化学物質のうち、直鎖 AE（定義に関する詳細は
30 第 II 章 2 節を参照されたい）は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）。

31 第 3 に、APE から AE への代替が、APE のリスク削減対策として多くの業界で導入されている。代
32 替品使用によるリスク削減対策の有効性を確認するため、AE をモデル物質とした代替品リスク評価
33 は重要である。

34 第 4 に、独立行政法人製品評価技術基盤機構（以後「NITE」と略す）と財団法人化学物質評価研究
35 機構（以後「CERI」と略す）による初期リスク評価では、AE は、現時点では環境中の水生生物に悪

1 影響を及ぼす可能性がある」と判断され、詳細リスク評価の必要な候補物質とされている（化学物質評
2 価研究機構&製品評価技術基盤機構，2006）。

3. 国内外における既存のリスク評価

5 入手できた AE のリスクに関する既存の評価書等は、以下に示す 7 件で、そのうちの 6 件（①を除
6 く）が、業界あるいは業界関連の研究者が行ったものである。

- 7 ① NITE と CERi が 2006 年 7 月に公表した「AE 初期リスク評価書」（以後「初期リスク評価書」
8 と略す）（化学物質評価研究機構&製品評価技術基盤機構，2006）。
- 9 ② 日本石鹼洗剤工業会が 2001 年 10 月に公表した「界面活性剤のヒト健康影響および環境影響に
10 関するリスク評価」（以後「日本石鹼洗剤工業会評価書」と略す）（日本石鹼洗剤工業会，2001）。
- 11 ③ オランダの RIVM が 1995 年 10 月に公表した Environmental risk characterization of 4 major
12 surfactants used in the Netherlands（以後「オランダ評価書」と略す）（Feijtel & van de Plassche, 1995）。
- 13 ④ デンマークの Centre for Integrated Environment and Toxicology（CETOX）が 2001 年に公表した
14 Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent
15 Products（以後「デンマーク評価書」と略す）（Madsen *et al.*, 2001）。
- 16 ⑤ 米国石鹼洗剤工業会評価書（第一期報告書）：Human Safety and Environmental Aspects of Major
17 Surfactants（Arthur D. Little Inc., 1977; Goyer *et al.*, 1981）。
- 18 ⑥ 米国石鹼洗剤工業会評価書（第二期報告書）：Environmental and Human Safety of Major Surfactants:
19 Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates（Talmage, 1994）。
- 20 ⑦ 最新の研究論文：Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe
21（Belanger *et al.*, 2006）

22 本節では、これらの既存リスク評価で明らかになった事項と論点を以下に整理する。

3.1 初期リスク評価書

25 化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0 No.89：ポリ（オキシエチレン）アルキルエーテル（AE の別
26 称）は、2004 年 3 月に新エネルギー・産業技術総合開発機構（以後「NEDO」と略す）の委託を受け、
27 CERi および NITE から報告された初期リスク評価書（化学物質評価研究機構&製品評価技術基盤機構、
28 2006）である。この評価書では、C 鎖の鎖長が 12～15 の同族体群およびその混合物である AE の基礎
29 情報、2001 年度の PRTR 集計結果、および発表された有害性情報をまとめ、これをもとにして環境中
30 の生物およびヒト健康に対する暴露マージンをそれぞれ算出し、以下のような結論を導いた。

- 31 (1) 生態リスク評価の観点からは、AE が環境中の水生生物に悪影響を及ぼす可能性があり、更な
32 る詳細リスク評価の必要な物質であると判断された。まず、暴露評価では、日本界面活性剤工
33 業会および日本石鹼洗剤工業会が報告した、2002 年度における AA～C 類域水系の濃度測定値
34 の 95 パーセンタイルである 3.2µg/L を推定環境濃度（EEC）とした。また、環境中の生物に対
35 する有害性評価では、藻類のセリナストラムに対する C14～15EO6（C 鎖の鎖長が 14 と 15、

1 EO モル数が 6 の混合物) の生長阻害を指標とした 96 時間 EC₅₀ の 0.09 mg/L を、環境中の生
2 物への影響濃度として採用した。最後に、この EC₅₀ を EEC で除して得られた暴露マージン 28
3 は、不確実性係数積 100 より小さいことから、AE が環境中の生物に悪影響を及ぼす可能性が
4 あると判断された。

- 5 (2) ヒト健康リスク評価では、経口暴露と経皮暴露に分けて評価された。AE がヒト健康に悪影
6 響を及ぼすかどうかに関して、経口暴露では悪影響を及ぼすことはない判断されたが、経
7 皮暴露ではさらなる情報収集が必要と結論付けられた。まず、暴露評価では、飲料水および
8 食物(魚類)、家庭用途の台所洗剤と衣類用洗剤などの消費者製品経由からの経口暴露を推定
9 するとともに、関係する消費者製品経由での経皮暴露を併せて推定した。その結果、ヒト成
10 人の体重あたり 1 日の合計摂取量は、経口暴露では 81 µg/kg/day、経皮暴露では 2.3 µg/kg/day
11 となった。AE のヒトにおける定量的な健康影響データは得られていないため、ヒト健康に対
12 するリスク評価には実験動物のデータを用いた。経口暴露ではラットの体重増加抑制、肝臓
13 の相対重量増加を生じた 104 週間経口(混餌)投与の NOAEL の 1.0%(換算値: 500 mg/kg/day)
14 を採用した。経皮暴露ではウサギの 13 週間経皮投与した試験における最高用量である NOAEL
15 50 mg/kg/day(換算値: 36 mg/kg/day)を採用した。その結果、経口暴露によるヒト健康影響
16 の暴露マージンは 6,200 と算出され、この値が不確実性係数積 100 より大きいので、経口暴露
17 の AE がヒト健康に悪影響を及ぼすことはない判断された。一方、経皮暴露では、算出した
18 ヒト健康影響の暴露マージン 160 は不確実性係数積 500 より小さいが、リスク評価に用いた
19 NOAEL が実質的なものではないため、暴露マージンと不確実性係数積の比較から悪影響があ
20 ると結論付けることはできず、さらなる情報収集が必要と判断された。

21 また、この評価書は以下のような論点を示した。

- 22 (3) AE は主に洗浄剤(家庭用途および業務用途)として消費されている。
23 (4) 一般環境の大気中に AE が分布する可能性は低く、殆どが水系に排出されて、そのまま水中に
24 分布する。また、AE は易分解性の物質である。
25 (5) 環境中の生物への毒性(EO 鎖が短いほど高い)、生分解性(EO 鎖が長いほどやや遅くなる)、
26 および生物濃縮性(C 鎖が長く、EO 鎖が短いほど大きくなる)は、同族体ごとに異なる。

27 28 3.2 日本石鹼洗剤工業会評価書

29 日本石鹼洗剤工業会が 2001 年 10 月に「界面活性剤のヒト健康影響および環境影響に関するリスク
30 評価」という報告書を、日本国内の業界評価書として公表した。この報告書では、PRTR 制度の意図
31 を尊重し、化学物質を有効に使用するには、物質に関する特性をよく理解したうえで、不都合を生じ
32 ない形で使用することが重要であるとした。そして、ハザードデータと暴露の可能性を点検し、ヒト
33 と生態系のリスク評価を目的に設定した。

34 この評価書は、1983 年の厚生省環境衛生局食品化学課(当時)が実施した AE を含む各種の界面活
35 性剤のヒト健康に関する安全性調査(厚生省、1983)、1994 年米国石鹼洗剤工業会が発表した AE の

1 環境とヒト安全性に関する総説 (Talmage, 1994), 2000 年に日本水環境学会が発表した水環境影響に
2 関する総説 (日本水環境学会編, 2000) などの報告および調査の結果をもとにしている。この評価は,
3 通常想定される使用条件下においては, AE はヒト健康および生態系に及ぼすリスクは極めて低く,
4 安全に使用できる洗浄成分と考えられるという結論を導いた。また, この報告書では以下のような論
5 点を示されている。

6 (1) AE は一般に臨界ミセル濃度が低く, 洗浄性や乳化分散性などの基本的な性能が良好であるた
7 め, 古くから家庭用や工業用界面活性剤として用いられている。近年になって, 家庭用洗剤の
8 コンパクト化が進行する中で需要が高まったことにより, その使用量は増加する傾向にある。

9 (2) AE は活性汚泥や河川水中の微生物による生分解性が良好であり, 下水処理施設では効率的に
10 除去されることが確認された。

11 (3) ヒト健康影響については, 皮膚刺激性, 皮膚感作性, 急性経口毒性, 反復投与毒性などの有害
12 性データと, 使用形態および使用方法などに基づき, ヒト推定暴露経路および暴露量を検討し
13 た結果, 通常使用時および誤使用時の何れにおいてもリスクは極めて低いと判断した。また,
14 変異原性, 遺伝毒性, 催奇形性, 生殖毒性については, 毒性ポテンシャルを有さないことが確
15 認された。特に長期間使用した場合における体内への継続的摂取については, ヒトの推定最大
16 摂取量とヒトの耐容 1 日摂取量を比較し, ヒト推定最大摂取量が耐容摂取量を下回っているた
17 め, 日常的に長期使用してもリスクは極めて低いと特記した。

18 (4) 生態リスク評価については, 水生生物への予測無影響濃度に, オランダ評価書 (Feijtel & van de
19 Plassche, 1995) で使用された値 (110 μ g/L) を採用し, また, 環境水中の暴露濃度は, 業界が独
20 自に実施した河川水中のモニタリング調査で得られた結果の最大値 (12 μ g/L) を用いた。水生
21 生物への予測無影響濃度と環境水中の実測最大値との比較から, 現在の使用状況において AE
22 が生態系に影響を及ぼす可能性は極めて低いと結論した。

23 また, 日本石鹼洗剤工業会 (2000) は, 適切に AE の生態リスク評価を行うには, 同族体ごとの異
24 なる特性 (生分解性や生態毒性など) を考慮する必要があることを指摘した。

26 3.3 オランダ評価書

27 オランダの National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) 刊行の
28 "Environmental risk characterization of 4 major surfactants used in the Netherlands" (Report No. 679101) は,
29 AE のリスク評価を報告したものである (Feijtel & van de Plassche, 1995)。この評価書は, RIVM, Dutch
30 Ministry of Housing, Physical Planning and Environment (VROM) と Dutch Soap Association (NVZ) の共
31 同研究成果をまとめたもので, 主要な 4 種類の界面活性剤 (LAS, AE, AES, 石鹼) のリスク評価を
32 行うことにより, 必要な衛生状態を確保しながら, 洗浄剤による環境負荷を抑えるための提言を行う
33 ということを最終目的としていた。4 種類の界面活性剤のリスク評価では, 予測環境濃度 (PEC :
34 Predicted Environmental Concentration) および最大許容濃度 (MPC : Maximum Permissible Concentration)
35 がそれぞれ求められ, その比 (PEC/MPC) が評価に用いられた。この結果, AE に対して, 求められ

1 た PEC/MPC の比は 0.01 よりも低かったことから、オランダの水系における AE の生態リスクは低い
2 と結論付けられた。なお、このリスク評価で用いた PEC と MPC は、以下に示した方法で求められた。

3 (1) AE の環境暴露濃度については、AE が主に家庭用途の洗浄剤として利用されている現状を考慮
4 し、人口当たりの消費量データを用いて推定した。具体的には、河川での生分解を考慮して、
5 下水処理場の放流口から 1,000m 下流の地点における、河川水中の濃度を PEC として推定し、
6 これを環境暴露濃度とした。PEC の推定には、下水処理モデル (SimpleTreat および WWTREAT)
7 が用いられた。その条件設定は、環境中への排出は AE の使用段階のみで発生し、且つ 100%
8 下水処理場の処理を受けるとされた。また、同時に、オランダ国内の 7 箇所の下水処理場での
9 モニタリング調査も行った。次に、下水処理モデルの適用で得られた放流水中の AE 濃度推定
10 値とモニタリング調査の実測値を用いて、報告されたオランダ全国の下水処理水の河川希釈倍
11 率 (SDF : Stream Dilution Factor) の 90 パーセンタイル (SDF=32) を適用するとともに、河川
12 の生分解速度係数 ($k=0, 0.14, 0.7 \text{ day}^{-1}$) を考慮して、PEC を推定した。上記の手順による推
13 定の結果、下水処理場の放流水の実測値に、河川希釈倍率と河川が生分解速度係数を考慮し計
14 算した $1.3\mu\text{g/L}$ ($k=0 \text{ day}^{-1}$), $0.9\mu\text{g/L}$ ($k=0.14 \text{ day}^{-1}$), $0.5\mu\text{g/L}$ ($k=0.7 \text{ day}^{-1}$) を、リスク判定
15 用の PEC に採用した。

16 (2) MPC は、既存の毒性試験データを用いて、以下の手順で推定された。まず、急性毒性の QSAR
17 (Quantitative Structure Activity Relationship) を用いて、既存の生物種別の各種同族体組成に対
18 する慢性毒性値である NOEC (No Observed Effect Concentration) データを、下水処理場のモニ
19 タリング調査結果から得られた AE 同族体混合物の平均構造である C13.3EO8.2 (平均 C 鎖長は
20 13.3, 平均 EO モル数は 8.2 の混合物) の NOEC 値に標準化し、生物種ごとにその幾何平均値を
21 求めた (van de Plassche *et al.*, 1999)。次に、環境中の生物の AE に対する感受性が対数ロジステ
22 ィック (log-logistic) 分布に従うと仮定して、生態系の 95% の生物種を保護する濃度 (HC₅) を
23 推定し、その 50 パーセンタイルの $110\mu\text{g/L}$ を MPC に採用した。

24 また、この評価書は、以下のような論点を示した。

25 (1) AE の生分解性が良好であるため、家庭排水が下水処理場まで流達する過程において、一部が
26 下水管内で既に除去されていた。また、下水処理施設における AE の除去率は、何れも 98% 以
27 上である。

28 (2) AE の毒性は同族体ごとに異なるが、C 鎖及び EO モル数の物性情報を用いた QSAR モデルを
29 適用すれば、毒性データの推定が可能である。

30 (3) AE のもつリスクの実態を明らかにするため、同族体ごとの暴露濃度と生態毒性データを考慮
31 したリスク評価が必要である。

32 この評価書は、同族体ごとのリスク評価を行っていないものの、AE 同族体混合物の平均同族体組
33 成 (C13.3EO8.2) に生態毒性データを補正し、種の感受性分布解析を用いた完成度の高い AE リスク
34 評価であると考えられる。報告書に関連した一連の解析結果は、のちに幾つかの論文として報告され
35 た (van de Plassche & Feijtel, 1996; van de Plassche *et al.*, 1997; 1999; Feijtel *et al.*, 1999)。

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
34
35

3.4 デンマーク評価書

デンマークでは“Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products” Environmental Project No. 615 (2001) という報告書において、AEの有害性等に関する既存文献のレビュー結果がまとめられた(Madsen *et al.*, 2001)。この報告書は、デンマークおよびヨーロッパ全土において大量に消費されている家庭用洗浄剤、つまり、非イオン、陰イオン、陽イオンと両性イオンの4種類の界面活性剤が、環境およびヒト健康に及ぼす影響に関する既存文献をレビューしたものである。この報告書では、個々の物質の潜在的環境影響およびヒト健康影響に基づいたランキングを行い、詳細なリスク評価に必要な物質の選定や、ハザードの高い物質の代替などを考慮する際の参考情報をまとめるのが目的とされていた。

AEについては、既存の文献報告値をベースに、藻類、無脊椎動物、魚類等の水生生物に対する生態毒性データがまとめられるに留まった。これに対して、ヒト健康への有害性評価については、皮膚や眼への刺激性や感作性、生殖毒性、変異原性などを既存の文献情報からまとめるとともに、EOモル数によるAEの分類を行った。得られた結果の概要および論点は以下のようなものであった。

- (1) AEの分子構造(直鎖型か分岐型、分岐程度)は、その生分解性や毒性および生物濃縮性に関係している。
- (2) AEの生分解性を詳しくレビューした結果から、生分解によりAEの同族体組成が変わるため、生分解後の同族体組成や生分解物の毒性を把握することが重要である。
- (3) 水生生物への生態毒性評価について、藻類、無脊椎動物、魚類のそれぞれを対象に、既存の毒性報告値をベースに整理・解析した結果、報告値のばらつきが大きいこと、藻類は最も高い感受性を示す水生生物種であることが示された。
- (4) ヒト健康への有害性評価については、EOモル数をベースに、AE同族体群を、刺激性および有害性の強弱で5段階のクラスに分類した(CESIO, 2000)。また、AEは欧州協議会による「危険な物質の分類・包装・表示に関する理事会指令」(Official Journal of the European communities, 1973)の危険物質リストの付録1には含まれていないことも明示した。

3.5 米国石鹼洗剤工業会評価書

3.5.1 第一期報告書

“Human Safety and Environmental Aspects of Major Surfactants” (Arthur D. Little Inc., 1977; Arthur D. Little Inc.編集 黒岩監訳, 1981) は Arthur D. Little 社が、第一期報告書として米国石鹼洗剤工業会に提出した報告書である。本リスク評価書では、フレグランスジャーナル社による該当報告書の邦訳書を参照した(Arthur D. Little Inc.編集 黒岩監訳, 1981)。この報告書は、当時市販されている重要な界面活性剤か、もしくは将来広範に使用される可能性のある界面活性剤について、環境およびヒト健康への安全性に関するデータをまとめたものである。AEは使用量が増加し続けているため、評価の対象物質とされた。AEに関しては、生分解性を含めた環境中運命、分布、動植物に対する影響、製

1 品の用途と、動物実験およびヒトへの暴露試験の結果などのデータを用いて、毒性の評価が行われた。
2 その結果、水生生物やヒトに対する影響は弱いため、AE は継続的に使用しても影響をもたらさない
3 であろうと結論付けられた。具体的な結果の概要および論点は以下に示した。

4 (1) AE は水の硬度の影響を受けず、合成繊維に対する洗浄力の良さ、冷水中でも洗浄機能が有効
5 に働くことなどの特徴をもつことから、多くの洗剤に広く配合されている。AE は使用量が増
6 大しつつある非イオン界面活性剤市場の中で主要な部分を占めている。

7 (2) AE の環境暴露濃度に関するデータがなかった。AE と APE、AE とその分解生成物を区別でき
8 る定量分析手法がないため、非イオン界面活性剤の環境水中濃度として報告されている値に対
9 し、AE がどの程度寄与しているのかを確かめることができなかった。

10 (3) 一般に、環境中の AE は速やかに分解する。生分解性を低下させる要因として、アルキル分岐
11 度、C 鎖の鎖長や EO モル数、二級アルキルエーテル結合の存在が挙げられる。異なる C 鎖お
12 よび EO モル数をもつ未分解分の AE と、それらの一次生分解生成物とを区別する定量分析法
13 がないため、AE の生分解性の研究は進んでいない。

14 (4) AE による魚類や無脊椎動物に対する LC₅₀ や EC₅₀ は 1~6 mg/L であった。AE を含む非イオン
15 界面活性剤の水生生物に対する毒性は、LC₅₀ が 0.4~180 mg/L、NOEC が 0.26 mg/L であった。
16 一般に水生生物に対する生態毒性は、EO モル数が 20 から 2 まで減少するにつれて強くなるが、
17 C 鎖の鎖長と毒性との関係は、完全にはわかっていない。また、AE が生分解を受けることによ
18 り生態毒性は低減した。水の硬度が AE の毒性に与える影響については不明確である。

19 (5) AE の生物濃縮係数はブルーギルの場合、445~700 倍で、最も蓄積しやすい部位は胆嚢であっ
20 た。生物濃縮係数を調べる際、生体内の AE 濃度は ¹⁴C を使用して測定されたが、その代謝産
21 物の影響については不明であった。AE の毒性作用機序としてはエラの損傷、細胞膜の破壊が
22 挙げられる。

23 (6) 正確な環境モニタリングデータがないため、水生生物への影響を評価することは困難であつた
24 が、水生生物への影響は低い (Maki & Bishop, 1979)。

25 (7) ヒト健康に対する AE の影響は小さい。①実験動物に対して低い急性毒性を示し、ラット経口
26 試験から LD₅₀ 値は、870~>25,000 mg/kg (直鎖一級 AE) であった。EO モル数が 10 以下の場
27 合、EO モル数が多くなるにつれて毒性は強まったが、EO モル数が 10 以上になると、モル数
28 が多くなっても毒性は強くならなかった。C 鎖の鎖長の毒性に対する影響は殆どみられなかつ
29 た。②食餌中に 1% の AE を混ぜ、2 年間ラットに摂取させる 2 つの慢性毒性試験の結果、AE
30 による影響がみられなかった。③AE 暴露による変異原性、催奇形性の証拠はなかった。

31 32 3.5.2 第二期報告書

33 “Environmental and Human Safety of Major Surfactants”は米国石鹼洗剤工業会の第二期報告書として、
34 Talmage (1994) がまとめたものである。この報告書は、AE および APE の基礎情報、生分解性、水生
35 生物への毒性、ヒト安全性等について、利用可能な情報 (会員会社の未発表データも含む) をレビュー

1 一して、AE および APE のリスク評価に資する情報を提供する目的でまとめられた。以下にその具体
2 的な結果の概要および論点を示した。

- 3 (1) AE はアメリカで最も多く使用されている非イオン系界面活性剤で、その大部分は直鎖一級
4 AE である。高い生分解性、強い洗浄力、水の硬度に影響されない洗浄力、冷水でも洗浄
5 機能を発揮するなどの性質から、ここ 20 年で直鎖一級 AE の使用量が大きく伸びていて、1990
6 年ではアメリカ洗剤市場シェアの 35~40% (特に液体洗剤) を占めている (Chemical Week,
7 1990)。
- 8 (2) 使用されている AE は、直鎖一級 AE (C 鎖の鎖長は 8~18, EO モル数は 1~12) を主とした
9 混合物である。直鎖二級 AE や分岐 AE も一部使われている。
- 10 (3) AE の同族体の一部のみを、高感度で検出できる定量分析手法が開発されたのは近年のこと
11 である。そのため、現時点ではまだ AE の環境中濃度のデータは殆どない。唯一測定された
12 C14~15EO7 の濃度は、アメリカの河川水サンプルでは 0.5 μ g/L, 下水処理施設の排水口の直
13 下の濃度では 1.1 μ g/L であった。
- 14 (4) 直鎖一級の AE は高い生分解性を有する。実験室や野外において、速い一次分解と究極生分
15 解の両方が実証された。生分解速度は、C 鎖の構造および EO モル数に関係する。C 鎖の分
16 岐程度が高く、EO モル数が多いほど、生分解性が低下する。消費者用途の洗浄剤には、生
17 分解性の低い構造をもつ AE は一般的に含まれていない。
- 18 (5) AE による水生生物への毒性は、C 鎖が長く、EO モル数が少ないほど強くなる。また、AE
19 の毒性発現の主要因は脂溶性によるものであった。魚体内における ¹⁴C 標識の AE の摂取、
20 分布、および排泄は非常に早く、魚体全身の生物濃縮係数は最大でも 800 であった。
- 21 (6) 毒性実験では、直鎖一級 AE の淡水魚に対する LC₅₀ は 0.4~10 mg/L で、甲殻類に対する LC₅₀
22 は 0.29~20 mg/L で、藻類の生長に対する EC₅₀ は 0.09~>10 mg/L である。水生生物に対す
23 る LC₅₀ の報告値は殆ど 5 mg/L 以下であった。慢性毒性試験では、ファットヘッドミノーの
24 生存とオオミジンコの繁殖に対する NOEC は、それぞれ 0.18 mg/L と 0.24 mg/L の濃度 (C14
25 ~15EO7) であった。高度分岐鎖のある AE は、直鎖一級 AE ほどの急性毒性はなかったが、
26 生分解性が遅いため、毒性が低下するのは遅かった。
- 27 (7) AE のヒト健康に対する影響は小さい。実験動物を用いた経口、経皮と吸入の暴露経路によ
28 る試験では、低い急性毒性を示した。ラットの場合、経口 LD₅₀ 値は 544~25,000 mg/kg で、
29 EO モル数が 1~11 へと多くなるに伴い毒性が強まった。ウサギの経皮 LD₅₀ 値は 2000~>
30 5,000 mg/kg であった。吸入暴露研究では、AE の大気中濃度が飽和濃度に達するまで高くな
31 っても、急性毒性はないことが示された。ウサギの皮膚と目に対して、AE の原液は中~高
32 程度の刺激性を示し、1.0%の濃度でも僅かな刺激性を示したが、0.1%の濃度ではまったく刺
33 激性がなかった。繰り返しの経皮暴露は、感作反応を起こさなかった。
- 34 (8) *in vitro* 遺伝毒性アッセイにおいては、陰性の結果を示した。長期の実験動物の結果では、AE
35 は生殖・発生毒性、遺伝毒性、または発がん性影響がないことを示した。経口投与された AE

1 は急速に消化管から吸収され排泄された。化粧品や避妊薬整剤，麻酔薬や鎮静剤として使わ
2 れている AE については，好ましくない反応の報告は一切なかった。

3 4 3.6 最新の研究論文

5 入手した最新の研究論文”Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe”

6 (Belanger *et al.*, 2006) は，アメリカ，ドイツ，およびイギリスの業界関係者による共著論文で，EU，
7 カナダ，およびアメリカの 29 箇所の下水処理場の流出水を対象にした同族体ごとのリスク評価であっ
8 た (図 I.1)。この論文は，AE の同族体組成に関連した生態毒性情報と暴露情報などの最新知見を取
9 り入れた貴重な研究である。Belanger らは，まず，同族体ごとの毒性値を取得するため，栄養段階 (藻
10 類，ミジンコ，魚類) ごとの慢性毒性値を推定できる QSAR モデルを適用した。次に，QSAR モデル
11 の推定値を用いた種の感受性分布解析により，C9~18EO0~18 の範囲にある同族体ごとの HC₅ を算出
12 した。最後に，近年になって開発された，これまでで最も広い範囲の同族体を高感度で定量できる最
13 新の定量分析法であるプリジニウム誘導体化 LC/MS 法 (Dunphy *et al.*, 2001) で実測した，各下水処理
14 場の流出水中の各同族体濃度 (C12~18EO0~18) を用いて，C12~18EO0~18 の範囲にある同族体ご
15 とのリスク評価を行った。その結果，下水処理場の流出水の放流後の希釈を考慮すれば，29 箇所の下
16 水処理場の排水の生態リスクは，何れも小さいものであると結論付けた。なお，この論文では，種の
17 感受性分布解析による同族体ごとのリスク評価の結果が示されたとともに，既存のリスク評価をやり
18 直す必要性も示唆された。

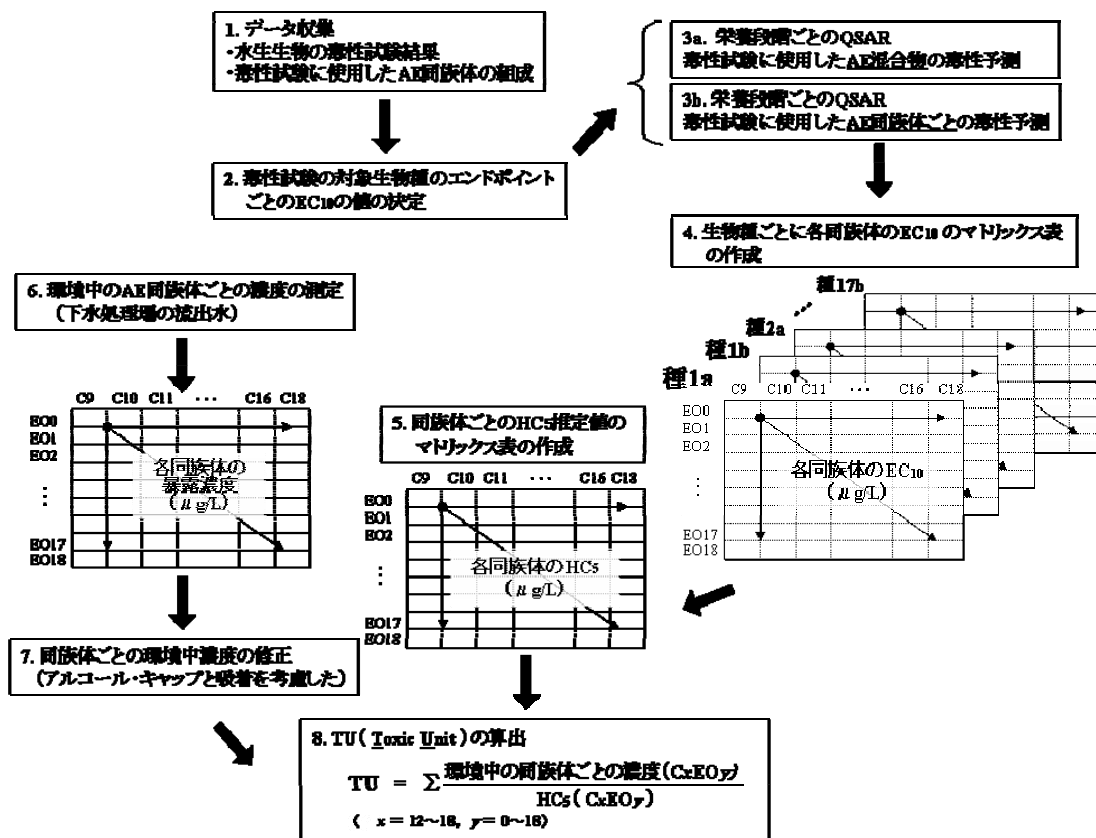


図 I.1 同族体ごとの違いに着目した AE リスク評価

(Belanger *et al.* 2006 の Fig. 1 を引用, リスク評価は 1~8 までの作業内容から構成される)

4. 既存評価のまとめ

3 節に述べた既存評価を総括すると, 以下のような結果と論点が明らかにされたといえる.

- (1) AE はヒト健康に悪影響を及ぼす可能性が少ない.
- (2) AE が水生生物に及ぼす悪影響については, 多くの既存評価ではその可能性が少ないと結論付けている. しかし, ①の評価では, 悪影響を及ぼす可能性を指摘しており, 生態リスクを特定するには, 更なる詳細評価を要すると指摘している.
- (3) AE は多数の同族体からなる混合物である. 同族体ごとに特有の物理化学的性質を有するために, 環境中の動態や下水処理における除去率, 生態毒性なども, 同族体ごとに異なる. このことから, より適切なリスク評価を行うには, 同族体ごとの特性を考慮し, 環境中における同族体ごとの分布や, 同族体ごとの生態毒性の把握が不可欠であることが示唆された.

このように, AE のリスク評価の必要性と, 同族体ごとの評価の重要性が国内外において多く指摘され, 同族体に着目したリスク評価に向けた試みも行われてきた. 最新の論文報告 (Belanger *et al.*, 2006) は, QSAR モデルによる同族体ごとの生態毒性データと, 下水処理水中の同族体ごとの暴露濃度を用いて, AE 同族体ごとのリスク評価を行ったことにより, AE のもつ生態リスクの実態を明らか

1 にした最初の報告として高く評価できる。しかし、この論文を除き、何れのリスク評価事例において
2 も、同族体ごとのリスク評価が実現せず、既存の基礎情報を整理してまとめたに留まっている。オラ
3 ンダ評価書 (Feijtel & van de Plassche, 1995) も、既存評価の中では完成度の高いものといえるが、あ
4 る同族体 (オランダの環境中の同族体組成から求められた平均的組成である C13.3EO8.2) に特化した
5 評価であり、AE のもつ生態リスクの実態を明らかにしたとはいえない。

6 7 5. 詳細リスク評価の目的

8 既存の評価の結果と論点を受け、本詳細リスク評価では、同族体ごとの違いを考慮した個体群レベ
9 ル生態リスク評価を行うことにより、日本国内の水系における AE のもつ生態リスクの実態を明らか
10 にすることを目的とする。しかし、評価に資する同族体ごとの環境中の暴露濃度や生態毒性データ、
11 および混合物の生態リスクの定量化手法の欠如などから、同族体ごとの違いに着目した個体群レベル
12 生態リスク評価を実現するには、様々な困難な課題に直面する。例えば、長い間 AE 同族体を同定で
13 きる定量分析手法がなかったことから、環境中の実態調査 (モニタリング調査) データが僅かしか
14 く、同族体ごとの生態毒性データも揃えられてはいない。また、AE の同族体を同定できる定量分析
15 技術が、最近になってようやく、ある程度満足できるレベルまで改善されてはきたが (Dunphy *et al.*,
16 2001)、同定分析用の標準物質は入手しにくい。

17 図 I.2 および表 I.2 に、詳細リスク評価に用いられる同族体の暴露情報と生態毒性情報の現状を示
18 した。図 I.2 に、本詳細リスク評価に資する既存データが揃えられている同族体範囲、既存報告によ
19 く見られた同族体範囲、および化管法の対象同族体範囲の関係を示した。既存報告によく見られた AE
20 同族体範囲は、C 鎖の鎖長が 9~18、EO モル数が 1~23 (洗浄機能をもつものは殆ど 20 未満) の混
21 合物であるが、化管法では、EO モル数は指定されず、C 鎖の鎖長 12~15 の同族体およびその混合物
22 が指定されている。また、利用可能な同族体ごとのモニタリング調査のデータは、表 I.2 に示した通
23 り、C12~15EO1~20 の同族体群に限定されているが、評価に使えるデータは丸山ら (2001) のデー
24 タしかないといえる (表 I.2 の備考欄)。一方、報告されている毒性試験データについては、第 VII 章に
25 詳述するが、殆どが C12~15EO5~13 の範囲の同族体の混合物を対象とした毒性試験データであり、
26 同族体ごとの毒性試験データは殆どない。

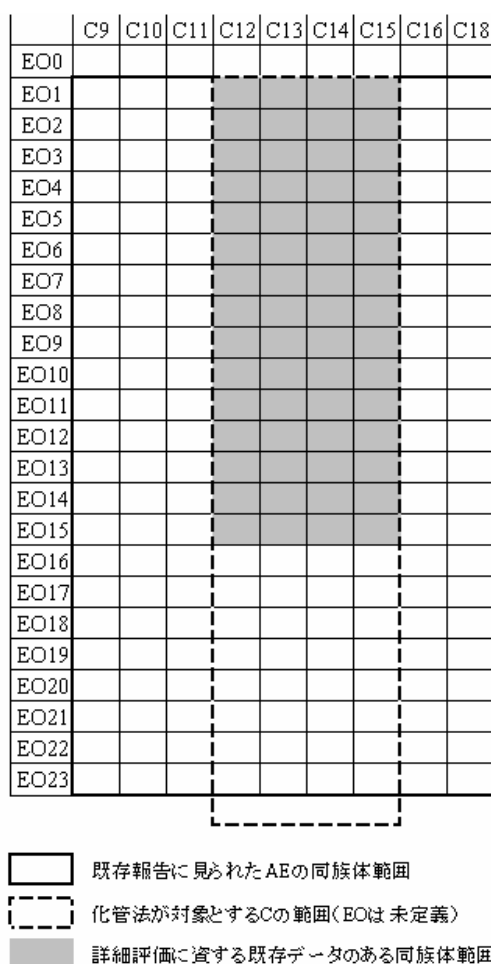
27 本詳細リスク評価では、同族体ごとの詳細なデータが不足している現状を考慮し、最新の AE 定量
28 分析法であるプリジニウム誘導体化 LC/MS 法 (詳細は第 V 章 2 節を参照されたい) による環境モニ
29 タリング調査や、同族体ごとの生態毒性データの推定、個体群レベル評価の手法開発を、リスク評価
30 に必要不可欠な、優先的な研究課題として取り上げ、研究を進めながら評価作業を行う。そして、こ
31 れらの研究成果を活用しつつ、堅固な理論と証拠データに基づいた説得力のある推論を念頭に置きな
32 がら、堅い評価とオリジナリティーの高い評価が並存した、特色のある評価書の作成をめざす。作成
33 する評価書では、主に環境中の生物への影響を中心に解析することで、具体的に以下に示す 3 つの目
34 的の達成をめざす。

35 第 1 に、混合物のリスク評価として、環境中における同族体ごとの挙動や分布、暴露濃度、および

1 同族体ごとの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うことにより、多数の同族
 2 体から構成される AE の生態リスクを可能な限り定量化する。また、そのために必要な混合物のリス
 3 ク評価手法を開発し、AE がもつ生態リスクの実態を明らかにする。

4 第 2 に、主に家庭用途から排出されている化学物質のリスク評価として、AE の使用量が今後も増
 5 え続ける見込みを踏まえて、そのリスクの大きさを可能な限り定量的に把握し、リスク削減対策の必
 6 要性を明らかにする。また、この結果を踏まえて、有効なリスク管理対策を提案する。さらに、水生
 7 生物保全に係わる AE の水質目標値や排出基準値の設定に資する科学的知見や統合的情報を提示する。

8 第 3 に、代替品利用による化学物質のリスク削減対策評価のモデル物質として、NPE や LAS から
 9 AE への代替におけるリスクトレードオフの定量化および費用対効果を検討し、代替によるリスク削
 10 減対策の社会的受容性に関する知見や参考情報を提供する。



11
 12 図 I.2 本詳細リスク評価に資する既存データが揃っている同族体範囲

13 表 I.2 日本国内における既存の環境モニタリング調査の概要

環境モニタリン	丸山ら	日本石鹼洗剤工業会 ¹⁾	化学物質評価研究機構
---------	-----	-------------------------	------------

調査		(2001)	(2002-2004)	(2003a; 2004) NEDO モニタリング調査 ²⁾
調査 対象	河川	利根川およびその支川 (広瀬川, 早川, 石田 川)	多摩川, 荒川, 江戸川, 淀川	多摩川, 浅川, 利根川, 烏 川 , 井野川, 鬼怒川, 江戸川, 淀川, 荒川
	下水処 理場	群馬県内の A, B 処理 場	北多摩一号	北多摩一号, 南多摩, 浅川
対象同族体範囲		C12~15EO1~15	C12~15EO2~20 (河川水) C12~14EO2~20 (下水処理場)	C12EO1~10
分析方法		LC/ESI/MS	LC/ESI/MS	LC/MS
定量下限		0.15µg/L	0.5µg/L 又は 0.01µg/L	0.01µg/L
備考		レビュー済みの公表デ ータ	殆ど検出下限値以下 (河川の場合では, N.D.の占める割合は 68%-92%, 平均 81%) のデー タ	測定した同族体範囲が限ら れている

1 ¹⁾ 日本石鹼洗剤工業会 (2002-2004) には AE の総濃度として掲載されていたが, 同族体別の濃度と
2 しては, 独自に日本石鹼洗剤工業会から入手した.

3 ²⁾ 以後の章では (IV章から), 「NEDO モニタリング調査」と略す.
4

5 6. 詳細リスク評価の方針

6 前節で述べた詳細リスク評価の 3つの目的を達成するため, 既存評価の論点および結果を踏まえ,
7 AE の詳細リスク評価の方針を下記のように決定した.
8

9 6.1 評価の対象生物

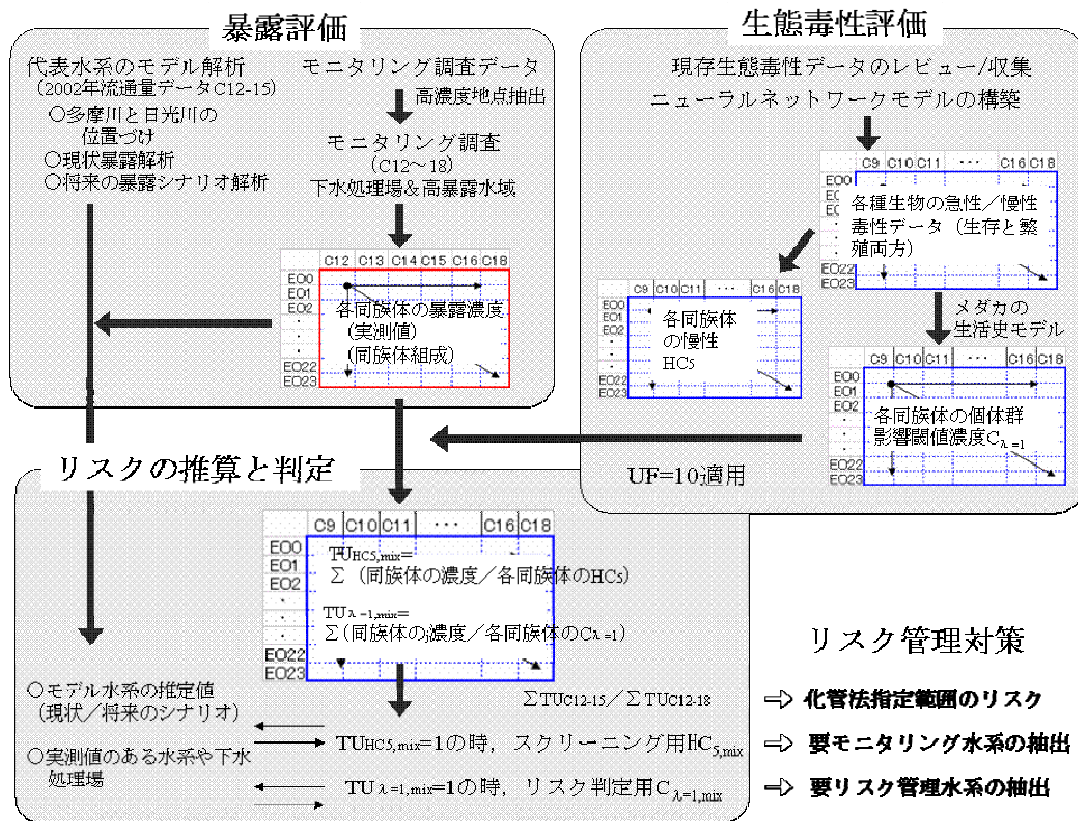
10 AE は主に洗浄剤用途として消費されること, また揮発性がないことから, その殆どが水系に排出
11 され, 水中に分布していると考えられる. 水系に排出された AE の一部は懸濁物質に吸着されて底質
12 に移行すると推定されるが, 高い生分解性を有する物質であることから, 底質中の AE 暴露濃度が低
13 いと考えられる. この点を踏まえて, 本評価書では主に水生生物を対象としたリスク評価を行う.

14 なお, AE のヒト健康リスク評価については, 既に多くの既存評価 (特に有害性評価) で実施され,
15 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
16 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, 本詳細リスク評価書で
17 は, ヒト健康リスク評価を行わないこととした.
18

1 6.2 評価の枠組み設定

2 評価の枠組み設定においては、プリジニウム誘導体化 LC/MS 法による環境暴露濃度調査や、生態毒
 3 性データの推定、個体群レベル生態リスクの推算などの優先的研究課題に取り組みながら、図 I.3 に
 4 示した全体像でのリスク評価を行う。可能な限り実測値を用いて堅実な評価を行うと同時に、開発し
 5 た手法やモデルの推定結果を用いたオリジナリティーの高い評価も並存したリスク評価をめざす。

6 暴露評価では、現状において利用可能な同族体ごとの環境モニタリングデータや同族体組成に関す
 7 るデータが限られている状況を考慮し、まず、高暴露水系や下水処理場を対象に、最新の AE 定量分
 8 析手法であるプリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いたモニタリング調査を行い、同族体ごとの実測
 9 値と環境中の AE の同族体組成を取得する。また、この結果をもとに、化管法指定範囲の AE の暴露
 10 濃度が、環境中の全 AE に占める割合を明確にする。次に、全国水系における暴露現状を把握するた
 11 め、生物学的酸素消費量（以後「BOD」と略す）と AE の相関解析から、モデル水系である多摩川と
 12 日光川の全国の水系における位置づけを明確にし、AIST-SHANEL を用いた両水系の現状および将来
 13 の暴露濃度を推定する。



14 図 I.3 本詳細リスク評価書における AE リスク評価の全体像

15 生態毒性評価では、利用可能な同族体ごとの現存生態毒性データが乏しいことから、まずは各種環

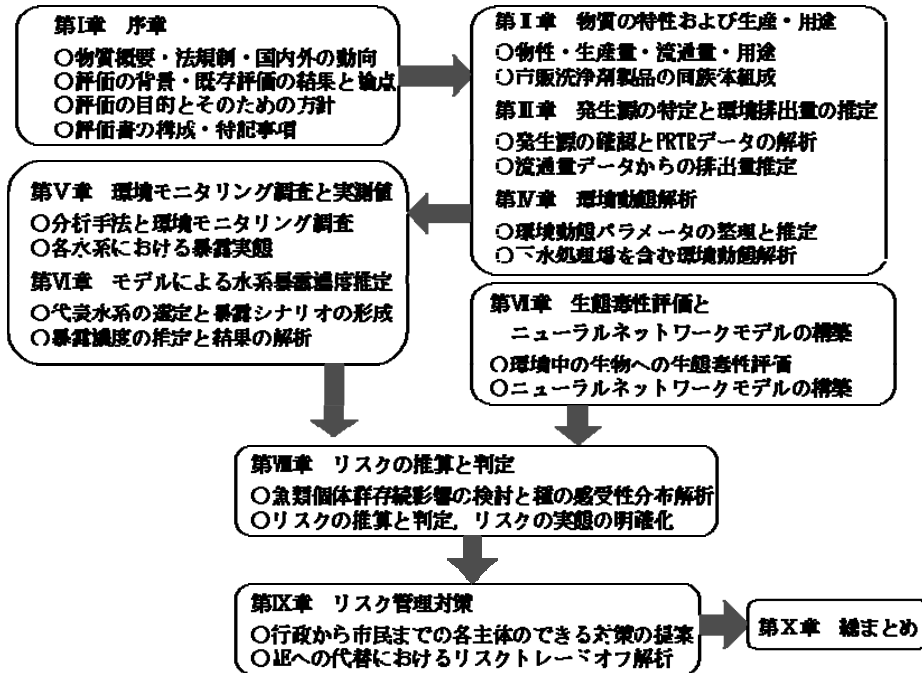
1 境中の生物（特に水生生物）の毒性試験データを収集して、生物種や同族体組成、暴露条件、測定エ
 2 ンドポイントに着目しながら毒性試験データをレビューし、その生態毒性に関するデータベースを構
 3 築する。次に、この生態毒性に関するデータベースをもとに、各種環境中の生物への繁殖および生存
 4 に対する生態毒性データを、同族体ごとに推定できるニューラルネットワークモデルを開発する。最
 5 後に開発したモデルを用いて同族体ごとの生態毒性データ（急性毒性の LC₅₀ や EC₅₀、および慢性毒
 6 性の NOEC）を推定することにより、リスク評価に資する各同族体の生態毒性データを揃える。

7 リスクの推算と判定では、リスク判定の評価エンドポイントを魚類個体群存続に設定するとともに、
 8 種の感受性分布解析をスクリーニング的な評価に用いた。そのため、まず、様々な同族体から構成さ
 9 れる混合物である AE のリスクを推算するための手法を検討する。次に、魚類個体群存続を評価エン
 10 ドポイントとしたリスク判定を行うため、ニューラルネットワークモデルから推定した同族体ごとの
 11 生態毒性データを用いて、メダカをモデル生物とした魚類個体群影響の閾値濃度を導出するための手
 12 法開発を行う。同時に、スクリーニング評価のための、95%の生物種が保護される影響濃度の算出も
 13 検討する。最後に、暴露評価において得られた環境モニタリングの実測値およびモデル水系の推定暴
 14 露濃度を用いて、現状暴露および将来暴露シナリオにおけるリスクの推算と判定を行い、AE リスク
 15 の実態を明らかにする。最後に、リスクの判定の結果をもとに、AE リスクの管理対策を検討する。

16
 17 7. 詳細リスク評価書の構成と各章での検討内容

18 図 I.4 に本詳細リスク評価書の構成と各章での検討内容を示した。これは、図 I.3 に示したリスク
 19 評価の全体像を具体化したものである。

20 図 I.4 本詳細リスク評価書の構成



1 第I章(本章)では、AEの物質の概要、国内外の使用・消費動向、関連する法規制をまとめると
2 ともに、詳細リスク評価の背景、既存評価の結果と論点、および詳細リスク評価の目的を明示し、リ
3 スク評価の方針およびリスク評価書の構成を示す。また、本詳細リスク評価書の記述における統一性
4 を図るため、情報サーベイ範囲、AEの別名とその同族体の表記、および濃度単位の取り扱いについ
5 て章末に特記する。

6 第II章(物質の特性および生産・用途)では、AEの同定や物理化学的特性、生産や用途などに関
7 連した基礎情報を整理する。特に、各同族体の物理化学的特性や用途が異なっていることに注意しな
8 がら、化管法指定範囲のAEが、生産・流通・使用されているAE全体の中に占める割合を明らかに
9 するとともに、市場に出回っている代表的消費者製品の同族体組成を分析する。

10 第III章(発生源の特定と環境排出量の推計)では、AEの流通、消費、消費後の処理の過程におけ
11 る発生源を確認するとともに、3年分のPRTRデータの解析を行い、AEの主な発生源および排出先環
12 境媒体を特定する。また、流通量データをベースとした環境中への全排出量の推定も行うことに加え、
13 本詳細リスク評価書における排出量推定や暴露解析に際し、流通量データをベースとした根拠と意味
14 を明記する。

15 第IV章(環境動態解析)では、環境中に排出されたAEの環境運命の全体像を解明するため、まず、
16 下水処理場を含む各種環境媒体中の環境動態プロセスに関する基礎情報と、その推定に必要とされる
17 パラメータ情報を整理する。そして、これらの整理で得られた結果をもとに、既存の簡易モデルを用
18 いた主要環境媒体中の環境動態(水環境と下水処理場)を推定する。

19 第V章(環境モニタリング調査および実測値)では、AEの定量分析手法および同族体定量データ
20 が少ない現状を明らかにするとともに、本詳細リスク評価のために実施したモニタリング調査を紹介
21 する。また、現存の実測値を用いて、各水系における各同族体の濃度や同族体組成、および化管法指
22 定範囲のAE同族体が環境中AE全体に占める割合を検討する。さらに、夏と冬におけるAEの濃度
23 変化を検討し、季節変化を配慮したAEの生態リスク管理の必要性を明らかにする。

24 第VI章(モデルによる水系暴露濃度推定)では、モデル水系を選定し、このモデル水系のAE暴露
25 濃度レベルの全国水系中の位置づけを検討する。次に、2002年度の流通量データを用いて、選定した
26 モデル水系(多摩川および日光川)の現状暴露および将来の暴露シナリオにおけるAEの暴露濃度解
27 析を行う。モデルによる暴露濃度の推定結果から、高暴露に寄与した業種の特定や高暴露をもたらす
28 要因の考察を行い、リスクの推算と判定や管理対策の検討に資する暴露濃度データを取得する。

29 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構築)では、既存の毒性試験データをも
30 とに各種環境中の生物への生態毒性データをレビューし、評価に用いられる生態毒性データの現状を
31 明らかにする。続いて、欠如した各同族体の生態毒性データを推定するため、既存生態毒性データをも
32 とにニューラルネットワークモデルの開発および検証を行ったうえ、このモデルを用いてリスクの
33 推算と判定に必要な各同族体の生態毒性データを推定する。

34 第VIII章(リスクの推算と判定)では、魚類個体群存続への影響を評価エンドポイントとしたリスク
35 判定を行うとともに、種の感受性分布解析によるスクリーニング的な評価も検討する。そのため、各

1 同族体の毒性作用機序は同じである点に着目し、用量加算法を用いた AE のリスクを推算する。リス
2 クの推算では、まず、ニューラルネットワークモデルの推定毒性データを用いて、各同族体による魚
3 類個体群存続への影響閾値濃度および 5%の生物種への影響濃度を推定する。得られた各同族体の個
4 体群存続への影響閾値濃度および 5%の生物種への影響濃度と、モニタリング調査を実施した水系の
5 同族体組成（冬季の実測値）を用いて、AE のリスクの推算と判定のための個体群存続への影響閾値
6 濃度と、スクリーニング的なリスク評価のための 5%の生物種への影響濃度を推定する。次に、各水
7 系のモニタリング調査データ、モデルによる推定暴露濃度を用いて、それぞれの水系における AE の
8 リスクのレベルを明確に示す。また、各同族体のリスク比較や、化管法指定範囲の AE 同族体のリス
9 クが環境中の AE 全体リスクに占める割合を検討し、AE リスクの実態を明らかにする。

10 第IX章（リスク管理対策）では、第VIII章までに明らかにした AE リスクの実態をもとに、国、地方
11 自治体、工業会、企業、消費者の各主体が、それぞれの実行できるリスク管理対策を提言する。また、
12 AE をノニルフェノールエトキシレート（以後「NPE」と略す）や LAS の代替物質とした時の社会的
13 受容性についての解析を試みる。

14 第X章（総まとめ）では、序章にて設定した 3つの目的に対して、本詳細リスク評価で得た結論に
15 ついて総括する。また、本詳細リスク評価で得られた知見、およびリスクの推算と判定の結果を他の
16 場面に適用する際の注意事項を明記するほか、今後の AE のリスク評価における課題を整理する。

17 第XI章（レビューアと著者の意見）では、本詳細リスク評価書の外部レビュー用バージョンに対す
18 る外部レビューアーの主なコメントと著者らの対応を紹介する。

19

20 8. 特記事項

21

22 8.1 情報サーベイの範囲

23 本詳細リスク評価における文献情報のサーベイは、主に JOIS と ISI とのデータベースに掲載された
24 もののうち、2004年3月時点までに発表された研究論文を対象とした。更に、既存の報告書の参考
25 文献とその孫引き情報やインターネット上の掲載情報も利用した。また、日本石鹼洗剤工業会や米国
26 石鹼洗剤工業会、およびそれぞれの会員企業へのヒアリングにより得られた未発表データや最新デー
27 タの一部も情報として取り入れた。

28

29 8.2 AE の別名および AE の表記

30 AE については、いろいろな別名と略称があることに注意を要する。アルコールエトキシレートの
31 略称としては AE と AEO の 2通りがあるが、AE は国際的な学術レベルでの略称とされていることか
32 ら、本詳細リスク評価書では AE の略称を採用する。一方、ポリオキシエチレンアルキルエーテルは
33 AE の別名であり、その略称としては、POER と POE-R の 2通りがある。日本国内では、洗剤商品の
34 成分表示ラベルには、アルコールエトキシレートではなく、ポリオキシエチレンアルキルエーテルと
35 表記されている場合が殆どである。

1 AE 混合物または AE 同族体単体の表記について、既存の報告書や論文からいろいろな表記が見られ、
2 混乱している例がしばしばみられる。本詳細リスク評価書では混乱を避けるため、C 鎖の鎖長と EO
3 モル数をそれぞれ添数字で表す。それぞれの添数字は、単一数字であるか範囲であるかにより、同族
4 体単体または混合物であることを表す。例えば、C12~15EO6 という表記は、C 鎖の鎖長が 12 から 15、
5 EO モル数が 6 の混合物であることを示し、C12EO6 という表記は、C 鎖の鎖長が 12、EO モル数が 6
6 の同族体単体であることを示す。また、添数字が小数点を含む数字である場合、例えば、C12.5EO6.5
7 という表記は、様々な同族体から構成される AE 混合物を表し、その添数字は、その混合物の平均 C
8 鎖長および平均 EO モル数を表す。

10 8.3 濃度単位について

11 本詳細リスク評価書においては、濃度単位を重量単位である mg/L あるいは µg/L として表現してい
12 る。同族体ごとの特性（特に分子量や毒性）が異なるため、本来ならば µmol/L という質量単位による
13 表現がより適切であると考えられる。しかし、利用可能な暴露濃度や毒性データは殆どが重量単位で
14 示され、その同族体の分布情報も掲載されていなかったため、質量単位への換算は殆どの場合が不可
15 能であった。

17 9. 参考文献

18 相澤貴子，守田康彦，安藤正典，神野透人，真柄泰基，須藤隆一，中室克彦，原口公子（2002）．界
19 面活性剤の水道水源水域および利水過程における挙動と適正管理に関する研究（環境省総合環境政
20 策局）陸水系の水環境の保全に関する総合研究，平成 12 年度，7.1 - 7.39.

21 Arthur D. Little Inc. 編集，黒岩幸雄 監訳（1981）．界面活性剤の科学—人体および環境への作用と安
22 全性—，米国石鹼洗剤工業会報告書，*Fragrance Journal* 臨時増刊 No.3.

23 化学物質評価研究機構（2003a）．平成 14 年度河川モニタリング報告書．

24 化学物質評価研究機構（2004）．平成 15 年度河川モニタリング報告書．

25 化学物質評価研究機構，製品評価技術基盤機構（2006）．化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0, No.89
26 ポリ（オキシエチレン）アルキルエーテル．

27 環境省（2002）．水生生物保全に係る水質目標設定について，水生生物保全水質検討会，平成 14 年 8
28 月．

29 厚生省（1983）．洗剤の毒性とその評価，厚生省環境衛生局食品化学課編，日本食品衛生協会，東京．
30 産業技術総合研究所（2004b）．ノニルフェノール詳細リスク評価書，化学物質リスク管理研究センタ
31 ー．

32 製品評価技術基盤機構（2004）．ノニルフェノールおよびノニルフェノールエトキシレートのリスク管
33 理の現状と今後のあり方，ノニルフェノールリスク評価管理研究会，2004 年 10 月．
34 (<http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/NPNPEarikata041209.pdf>)

35 出口勝彦（2005）．第 7 編 グローバル視点からの界面活性剤および関連原料の市場動向と展望，最新・

- 1 界面活性剤の機能創製・素材開発・応用技術, 堀内照夫・鈴木敏幸編集, 技術教育出版社, 東京.
- 2 日本石鹼洗剤工業会 (1999-2004). 環境年報 Vol. 24-29.
- 3 日本石鹼洗剤工業会 (2001). 界面活性剤のヒト健康影響および環境影響に関するリスク評価, 平成
- 4 13年10月.
- 5 日本水環境学会 水環境と洗剤研究委員会 編 (2000). 非イオン界面活性剤と水環境, 技報堂出版株
- 6 式会社, 東京.
- 7 丸山章代, 富岡淳, 伊藤安紀, 浅見真理, 相澤貴子 (2001). 群馬県の下水処理場と河川における非イ
- 8 オン界面活性剤およびその分解性生物の挙動について, 水環境学会誌, 24(11), 778-784.
- 9 Arthur D. Little Inc. (1977). *Human Safety and Environmental Aspects of Major Surfactants*. A report by Arthur
- 10 D. Little Inc. to The Soap and Detergent Association of America. May, 1977.
- 11 Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Toy, R.; Boeije, G.; Marshall, S.J.; Wind, T.; van Compernelle, R.; Zeller, D. (2006).
- 12 Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotoxicology and*
- 13 *Environmental Safety*, 64: 85-99.
- 14 Cain, R.B. (1974). Surfactant Biodegradation in Waste Waters. In: *Industrial Wastewaters*. D. Hughes, ed.
- 15 CESIO: Comite Europeen des Agents de Surface et de Leurs Intermediaires Organiques (2000). *Classification*
- 16 *and Labelling of Surfactants for Human Health Hazards according to the Dangerous Substances Directive*.
- 17 Chemical Week. (1990). Special report. January 31, 1990.
- 18 Davis, R.C. (1975). Washer-detergent-textile interactions. *Hydrocarbon Processing*, 54: 90-92.
- 19 Dunphy, J.C.; Pessler, D.G.; Morrall, S.W.; Evans, K.A.; Robaugh, D.A.; Fujimoto, G.; Negahban, A. (2001).
- 20 Derivatization LC/MS for the simultaneous determination of fatty alcohol and alcohol ethylate surfactants in
- 21 water and wastewater samples. *Environmental Science and Technology*. 35: 1223-1230.
- 22 Federle, T.W.; Itrich, N.R. (2006). Fate of free and linear alcohol-ethoxylate-derived fatty alcohols in activated
- 23 sludge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 30-41.
- 24 Feijtel, T.C.J.; van de Plassche, J.E. (1995). *Environmental risk Characterization of 4 Major Surfactants Used in*
- 25 *the Netherlands*. National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, the
- 26 Netherlands, Dutch Soap Association Zeist, the Netherlands.
- 27 Feijtel, T.C.J.; Struijs, J.; Matthijs, E. (1999). Exposure modeling of detergent surfactants ~ prediction of
- 28 90th-percentile concentrations in the Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(11) :
- 29 2645-2652.
- 30 Goyer, M.M.; Perwak, J.H.; Sivak, A.; Thayer, P.S. (1981). *Human Safety and Environmental Aspects of Major*
- 31 *Surfactants (Supplement)*. A. D. Little, Inc. Report to the Soap and Detergent Association of America, ADL
- 32 Reference 84048, February, 1981.
- 33 Hagenfors, S. (1999). *Hushållskemikalier i förändring. En statistisk jämförelse mellan åren 1988 och 1996*.
- 34 Svenska Naturskyddsföreningen, Varunummer 9442, Länstryckeriet Göteborg, mars 1999.
- 35 Hatch, L.F. (1975). Synthetic detergents: Chemistry. *Hydrocarbon Processing*, 54: 79-82.

1 Kerfoot, O.C.; Flammer, H.R. (1975). Synthetic detergents: Basics. *Hydrocarbon Processing*, 54 : 74-78.

2 Madsen, T.; Boyd, B.H.; Nylén, D.; Pedersen, R.A. Petersen, I.G.; Simonsen, F. (2001). *Environmental and*
3 *Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products*. Environmental
4 Project No. 615.

5 Maki, A.W.; Bishop, W.E. (1979). Acute toxicity studies of surfactants to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*.
6 *Archive of Environmental Contamination and Toxicology*, 8: 599-612.

7 OECD: Organization for Economic Cooperation and Development (1975). *Determination of the*
8 *Biodegradability of Surfactants Used in Synthetic Detergents*. Submitted by the Expert Group on
9 Biodegradability of Nonionic Synthetic Detergents, Paris, 1975.

10 OECD: Organization for Economic Cooperation and Development (2004). *The 2004 OECD List of High*
11 *Production Volume Chemicals*. Environment Directorate, Paris, 2004.

12 Official Journal of the European communities (1973). European communities Directive, No, L347/51, Directive
13 73/404/EEC, 1973.

14 SDA: Soap and Detergent Association (1991). *Enacted Detergent Legislation: State and Local, Summary No.*
15 *110*.

16 Swedish Society for Nature Conservation (2000). *Surfactants 2000*. Draft for public hearing.
17 (<http://www.snf.se/pdf/bmv/rap-bmv-surfactants2000.pdf>)

18 Talmage, S.S. (1994). *Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Alcohol Ethoxylates and*
19 *Alkylphenol Ethoxylates*. The Soap and Detergent Association, Lewis publishers. Boca Raton, Florida, USA.

20 van de Plassche, E.; Feijtel, T. (1996). Risk characterization of 4 major surfactants used in the Netherlands.
21 Special publication, *Royal Society of Chemistry*, 189: 246-260.

22 van de Plassche, E.; de Bruijn, J.; Feijtel, T. (1997). Risk assessment of four major surfactant groups in the
23 Netherlands. *Tenside Surfactants Detergent*, 34: 242-249.

24 van de Plassche, E.J.; de Bruijn, J.H.M.; Stephenson, R.R.; Marshall, S.J.; Feijtel, T.C.J.; Belanger, S.E. (1999).
25 Predicted no-effect concentrations and risk characterization of four surfactants: linear alkyl benzene sulfonate,
26 alcohol ethoxylates. alcohol ethoxylated sulfates, and soap. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(11):
27 2653-2663.

1	第 II 章 物質の特性および生産・用途	II-1
2	1. はじめに.....	II-1
3	2. 物質の同定および物理化学的特性.....	II-1
4	2.1 AE の合成.....	II-2
5	2.2 構造式について.....	II-4
6	2.3 CAS 登録番号について.....	II-5
7	2.4 物理化学的特性.....	II-5
8	3. 生産に関する情報.....	II-8
9	3.1 生産量について.....	II-8
10	3.1.1 日本国内の生産量.....	II-8
11	3.1.2 西ヨーロッパの生産量.....	II-11
12	3.2 流通量について.....	II-12
13	3.2.1 日本国内の流通量.....	II-12
14	4. 用途に関する情報.....	II-15
15	4.1 AE の主な機能とその用途.....	II-15
16	4.2 AE の用途と化学構造の関係.....	II-18
17	5. 市販洗浄剤に含まれるAE同族体組成.....	II-19
18	6. 本章のまとめ.....	II-23
19	7. 参考文献.....	II-23
20		

1 第II章 物質の特性および生産・用途

3 1. はじめに

5 この章では AE の同定や物理化学的特性，生産や用途などに関連した基礎情報を整理する．特に，
6 各同族体の物理化学的特性や用途が異なっていることに注意しながら，化管法指定範囲の AE 同族体
7 が生産・流通・使用されている AE 全体に占める割合を明確にすることにより，その位置づけを明ら
8 かにする．また，プリジニウム誘導体化 LC/MS 法による代表的な消費者製品の同族体組成の分析結
9 果を示す．

11 2. 物質の同定および物理化学的特性

13 界面活性剤とは，水と油，液体と気体，液体と固体など混じり合わない性質のものが接している
14 ところ（界面または表面）に吸着または自己組織化することにより，界面または表面の諸性質（乳化，
15 分散，可溶化，湿潤）を著しく変化させる物質である（堀内，2005）．界面活性剤の基本単位は，水
16 と結合しやすい親水基と，油と結合しやすい親油基（疎水基ともいう）から出来ている．親水基の性
17 質によって，界面活性剤は陰イオン系，陽イオン系，非イオン系，両イオン系に分類できる．非イオ
18 ン系界面活性剤はその分子構造により，更にエステル型，エーテル型，エステル・エーテル型とその
19 他に分類できる．AE はエーテル型の非イオン系界面活性剤の代表である．表 II.1 に，各型の非イオ
20 ン系界面活性剤の特徴を示した．第 I 章 1.1 項（物質の概要）に述べたように，AE を含む非イオン系
21 界面活性剤は，他の界面活性剤に比べていろいろな優れた機能をもつため，近年，その使用量が急激
22 に増加している．

24 表 II.1 各型の非イオン系界面活性剤の特徴（日本水環境学会，2000）

型	特徴
エステル型	グリセリン，ソルビトール，ショ糖などの多価アルコールと脂肪酸がエステル結合した構造をもっている．非イオン系界面活性剤の中で一番早く（1950 年頃）から生産・使用されてきた．グリセリン脂肪酸エステル，ソルビタン脂肪酸エステル，ショ糖脂肪酸エステルおよびプロピレングリコール脂肪酸エステルは食品添加物として認可されている．単独または他の界面活性剤と併用して食品や医薬化粧品の乳化剤，分散剤，消泡剤，またはプラスチックの帯電防止剤・防曇剤として利用される．洗浄剤として利用されることは殆どない．
エーテル型	高級アルコールやアルキルフェノールなど，水酸基をもつ原料に酸化エチレンを付加重合して作られる．非イオン系界面活性剤の中で最も生産量が多く，洗浄剤や乳化剤

など各種用途に使用されている。AE はエーテル型の非イオン系界面活性剤の代表である。

脂肪酸や多価アルコール脂肪酸エステルに酸化エチレンを付加したもので、分子中にエステル・エーテル結合とエーテル結合の両方をもっている。特にパルミチン酸、ステアリン酸、オレイン酸誘導体が利用されており生産量も多い。主に乳化剤や分散剤として医薬・化粧品に多用され、洗浄剤としての利用は少ない。水生生物に対する毒性が低いことから流出油の処理剤としても使用されている。

その他 親油基と親水基がアミドで結合した脂肪酸アルカノールアミドは、安定な泡を作るので、洗浄剤などの泡安定剤として使用されている。また、糖類（ブドウ糖等）を原料とするアルキルポリグルコシドは、皮膚刺激性が弱く、洗浄力や起泡力に優れた界面活性剤として、近年、台所用洗剤やシャンプーに多用されてきた。

1
2 **2.1 AE の合成**
3 AE は高級アルコールと酸化エチレンとの反応により人工的に合成される (Satkowski *et al.*, 1967) 化
4 学物質で自然起源の物質ではない。図 II.1 にその製造過程を示した。まず原料の動植物油脂あるいは
5 石油（パラフィン）から高級アルコールを誘導・精製する。それから、高級アルコールに酸化エチレ
6 ンを付加重合して作られる。こうして合成された AE を用いて、いろいろな用途（洗浄剤や乳化剤な
7 ど）に使う AE 工業製品を作る。

8 市販されている工業製品としての AE は通常、C 鎖長および EO 付加モル数の異なる多数の同族体
9 からなる混合物で、一級の直鎖型が殆どである（日本石鹼洗剤工業会へのヒアリング情報）。その C
10 鎖は、原料の動植物油脂あるいは石油から誘導精製されるため、原料の違いにより C 鎖長（炭素数）
11 がまちまちである。合成原料が動植物油脂の場合、一般的に、その炭素数は 10~18 のうち偶数をとる
12 高級一級アルコール（殆ど直鎖型）で、ヤシ油やパーム核油などを原料とする場合は特に C12 と C14、
13 牛脂やパームステアリンなどを原料とする場合は特に C16 と C18 がそれぞれ多く含まれている。一方、
14 石油の場合、その炭素数は 11~15 の高級一級または高級二級アルコール（炭素数は偶数と奇数の混合
15 もしくは全て奇数）で、一部メチル基の側鎖がついたアルキル基（分岐鎖型）が含まれる。EO モル
16 数については、合成反応の際、用途に応じてある程度、重合するモル数のコントロールが可能だが、
17 一般的にある分布範囲のモル数をもつ。日本石鹼洗剤工業会へのヒアリングによると、AE の合成原
18 料は、市場経済の動向や原材料供給量の変動により年ごとに若干変わるが、原料の殆どは動植物油脂
19 である。

20 日本国内では、27 社が一級 AE（高級一級アルコールを原料にして合成した AE）、10 社が二級 AE
21 （高級二級アルコールを原料にして合成した AE）を合成している。その製造業者リストを表 II.2 に
22 まとめた。一級 AE は、C 鎖 12~22 の高級一級アルコールに、150°C前後でアルカリ触媒を使用して
23 酸化エチレンを付加重合させて作られる。高級一級アルコールとしては、ラウリル、セチル、オレイ

1 ルおよび牛脂アルコールの動植物油脂系アルコール，オキシアルコール，ガーベツトアルコールなど
 2 の合成アルコール，樹脂アルコールなどが使用される．二級 AE は，高級二級アルコールに，酸性触
 3 媒を使用して酸化エチレン低モル付加物を合成し，更にアルカリ触媒を使用して酸化エチレンを付加
 4 重合させて作られる（化学工業日報社，2003）．
 5

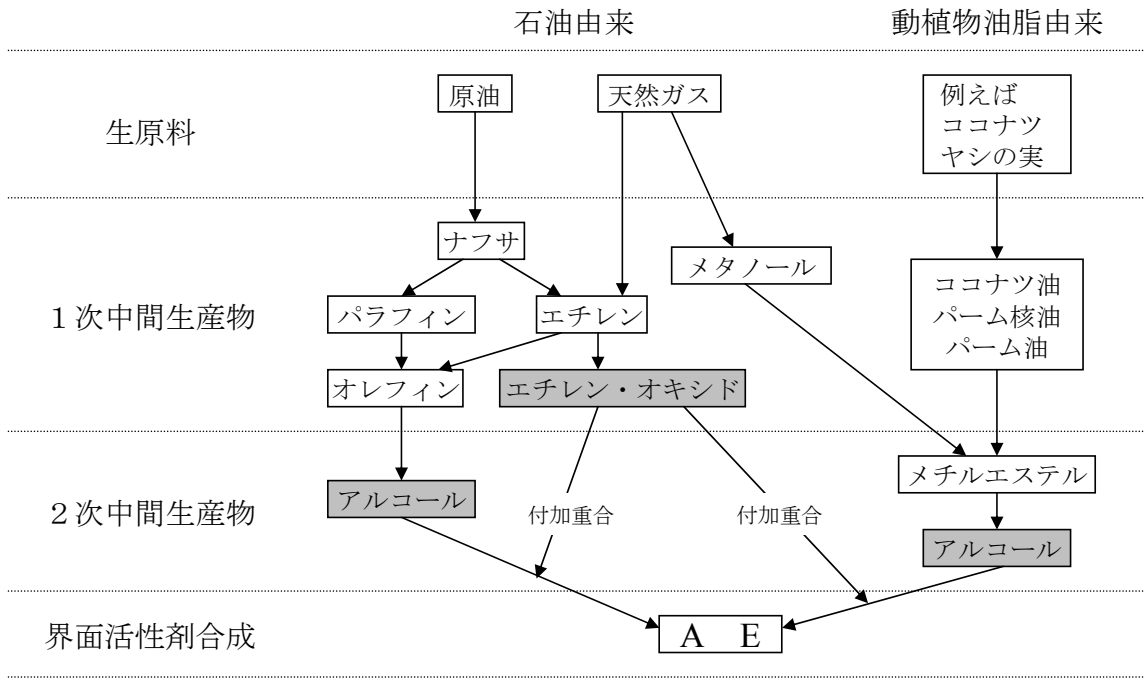


図 II.1 界面活性剤の製造過程 (Stalmans *et al.*, 1995 をもとに作成した)

表 II.2 日本国内における AE の製造業者リスト (化学工業日報社，2003)

一級 AE (ポリオキシエチレンアルキルエーテル)

旭電化，青木油脂，一方社油脂，花王，共栄社化学，里田化工，三洋化成，新日本理化，第一工業製薬，竹本油脂，東海製油，東邦化学，日華化学，日本エマルジョン，日本サーファクタント，日本乳化剤，日本油脂，コグニスジャパン，松本油脂製薬，丸善ケミカル，丸菱油化，三井化学，ミヨシ油脂，明成化学，モーリン化学，吉村油化学，ライオン，輸入：クラリアントジャパン

二級 AE (ポリオキシエチレン二級アルキルエーテル)

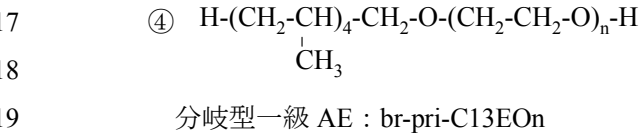
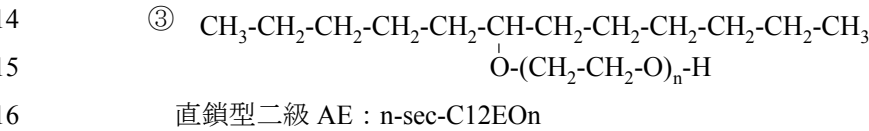
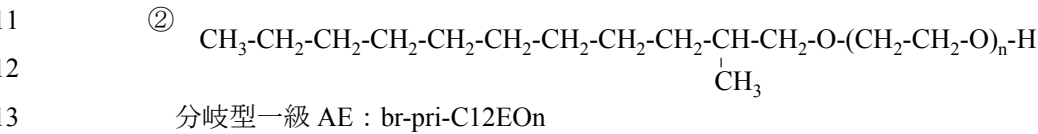
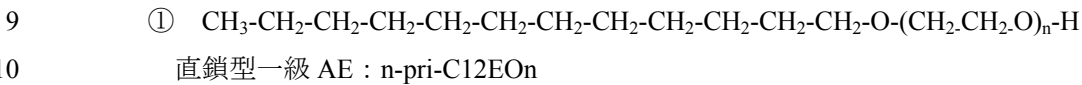
花王，共栄社化学，三洋化成，第一工業製薬，東邦化学，日本触媒，日本エマルジョン，日本サーファクタント，松本油脂製薬，ライオン

下線は，日本界面活性剤工業会ないし日本石鹼洗剤工業会のいずれにも属していない業者を示す．(ただし，三井化学は日本石鹼洗剤工業会の賛助会員)

1 2.2 構造式について

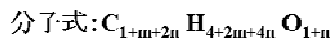
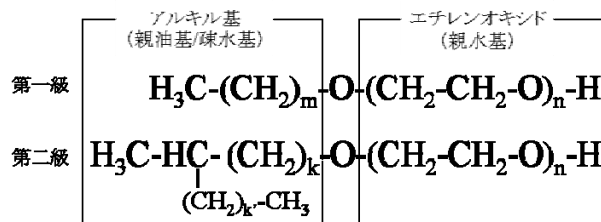
2 AE は高級アルコール（親油基）と複数の酸化エチレン（親水基）がエーテル結合した構造となっ
 3 ている。図 II.2 に直鎖型の一級および二級 AE の構造式を示した。Talmage (1994) は、C 鎖長は 7～
 4 17, EO モル数は 3～20 のものがよく見られ、一般的な AE 製品は C 鎖長 11, EO モル数 10 程度と報
 5 告されている。化管法では AE を第一種指定化学物質として、12～15 の C 鎖長をもつ AE と規定して
 6 いる。

7 また、一部石油原料由来の AE では C 鎖にメチル基の側鎖がついた分岐型の AE もある。より分か
 8 りやすくするため、以下に幾つかの典型的な AE の構造式の例を挙げる。



20
 21 上記 AE のうち、①～③は異性体（分子式が同じ）で、①～③の AE と④の AE が同族体（同じ官能
 22 基をもつが C 鎖長が違う）の関係にある。AE の合成原料の殆どが動植物油脂であることから、本詳
 23 細リスク評価書が取り扱う混合物の AE は大半同族体関係のある直鎖型の一級 AE であると思われる。

24 このように、AE の分子量は C 鎖長および EO モル数により異なるため、多くの同族体からなる AE
 25 のリスクを同定する際、mg/L の重量単位よりは $\mu\text{mol/L}$ の質量単位の方がより適切であると考えられ
 26 た。しかし、本詳細リスク評価に用いられる既存情報は、殆ど重量単位であり、その分子式が不明な
 27 場合も多いため、本リスク評価書では、重量単位を用いることにした。C 鎖長が違った場合の分子量
 28 の例として、EO モル数が 10 (n=10) の場合の分子量を表 II.3 に示した。



m, K+K': 6～16(アルキル基の炭素数として7～17)^{注)} (Talmage 1994)
 n: エチレンオキシドの付加モル数 3～20^{注)} (Talmage 1994)
^{注)}一般的な製品ではmは11, nは10程度

図 II.2 第一級 AE および第二級 AE の構造式

2.3 CAS 登録番号について

AE の CAS 登録番号は、C 鎖長および EO モル数によって異なっている。表 II.3 に CAS 登録番号の例として代表的な AE の CAS 登録番号を示した。

表 II.3 代表的な AE の名称，組成式，CAS 登録番号，および分子量（化学物質評価研究機構 2006）

C 鎖長 (m+1)	名称	組成式	CAS 登録 番号	分子量 (n=10)
C12	ポリ（オキシエチレン）ドデシルエーテル	$C_{12}H_{25}O(C_2H_4O)_nH$	9002-92-0	626.9
C13	ポリ（オキシエチレン）トリデシルエーテル	$C_{13}H_{27}O(C_2H_4O)_nH$	24938-91-8	640.9
C13	ポリ（オキシエチレン）イソトリデシルエーテル	$C_{13}H_{27}O(C_2H_4O)_nH$	9043-30-5	640.9
C14	ポリ（オキシエチレン）テトラデシルエーテル	$C_{14}H_{29}O(C_2H_4O)_nH$	27306-79-2	654.9
C15	ポリ（オキシエチレン）ペンタデシルエーテル	$C_{15}H_{31}O(C_2H_4O)_nH$	34398-05-5	668.9
C10~16	ポリ（オキシエチレン）アルキル（C10~16）エーテル	—	68002-97-1	—
C12~13	ポリ（オキシエチレン）アルキル（C12~13）エーテル	—	66455-14-9	—
C12~15	ポリ（オキシエチレン）アルキル（C12~15）エーテル	—	68131-39-5	—
C12~16	ポリ（オキシエチレン）アルキル（C12~16）エーテル	—	68551-12-2	—
C12~18	ポリ（オキシエチレン）アルキル（C12~18）エーテル	—	68213-23-0	—

2.4 物理化学的特性

AE の物理化学的特性は、親油基の C 鎖長および親水基の EO モル数の違いによって、各同族体で異なる。これは、AE のもつリスクの実態を明らかにするため、各同族体に着目したリスク評価を行う最大の理由ともいえる。しかし、以下にまとめられたように、報告された物性値は、僅かな同族体に関するものしかない。

外観：無色～黄色液体（C11EO モル数不明）（U.S. NLM, 2003）

融点：33°C（C12EO 数不明）（財団法人化学品検査協会，1992）

16°C（C12EO 数不明）（U.S. NLM, 2003）

1 20~30°C (C10EO7.5) (Albright & Wilson, 1996)

2 沸点：>100°C (C10EO7.5) (Albright & Wilson, 1996)

3 比重：1.02 (20°C) (C12EO 数不明) (U.S. NLM, 2003)

4 引火点：データなし

5 発火点：データなし

6 爆発限界：データなし

7 蒸気密度：特定できず

8 蒸気圧：<13.3 Pa, 20°C, 対象同族体不明 (U.S. EPA, 1994)

9 オクタノール／水分配係数 (logKow)：3.45 (C10EO8)；4.53 (C12EO8)；5.61 (C14EO8)；

10 5.91 (C14EO5)；5.01 (C14EO14) (Müller *et al.*, 1999)

11 解離定数：データなし

12 スペクトル：主要マススペクトルフラグメント；m/z 429 (基準ピーク=1.0),

13 473 (0.91), 517 (0.89) (C11EO1~8) (化学物質評価研究機構, 2003c)

14 吸脱着性 (Koc)：12 L/kg (C6EO6, 25°C) (Urano *et al.*, 1984)

15 110~590L/kg (C13EO3, C13EO9, 20~23°C) (Cane & Dorn, 1996)

16 水溶解度：>1% (>10 g/L) (C12EO 不明) (財団法人化学品検査協会, 1992)

17 ヘンリー則定数：特定できず

18 換算係数：特定できず

19 その他：臨界ミセル濃度 (CMC) 4.4 mM (C11EO9, 平衡法) (Heinze *et al.*, 1999)

20 CMC：6.5×10⁻⁵ mol/L, 臨界凝集濃度 (CAC)：2.3×10⁻⁵ mol/L (Rosen, 1989)

21 ここでは、各同族体に関するおよその物理化学的特性を検討するため、U.S.EPA の Estimation Program

22 Interface (EPI) SuiteTM (以後「EPI Suite」と略す) を用いた各同族体の物性値についての推定を行った。

23 表 II.4 に同族体 C12~15EO1~15 に対する推定結果を例として示した。この結果から、AE の各同族

24 体は、一般的に以下のような異なる物理化学特性を有する。

- 25 ① 各同族体は、明らかに違う物性値を有する。
- 26 ② C 鎖長が長いほど、EO モル数が多いほど、分子量、沸点および融点の値が高くなる。
- 27 ③ C 鎖長が長いほど、EO モル数が少ないほど、生物濃縮係数 (logBCF)、オクタノール/水分配係
- 28 数 (logK_{ow}) およびヘンリー則一定数の値が高くなる。
- 29 ④ C 鎖長が短いほど、EO モル数が多いほど、水溶解度および蒸気圧が低くなる。
- 30 ⑤ 生分解性については、どの同族体も高い生分解性をもち、経済産業省の生分解性試験を適用し
- 31 た時、分解を受ける確率の予測値は 0.4~0.86 (50 パーセントは 0.6) であった。
- 32 ⑥ 土壌吸着定数 (K_{oc}) については、C 鎖長が長いほど高くなるが、EO モル数による影響が一定
- 33 の傾向が見られなかった。値の範囲は 10~2,660,000 L/kg (50 パーセントは 75.4 L/kg) で大
- 34 きく変動している。

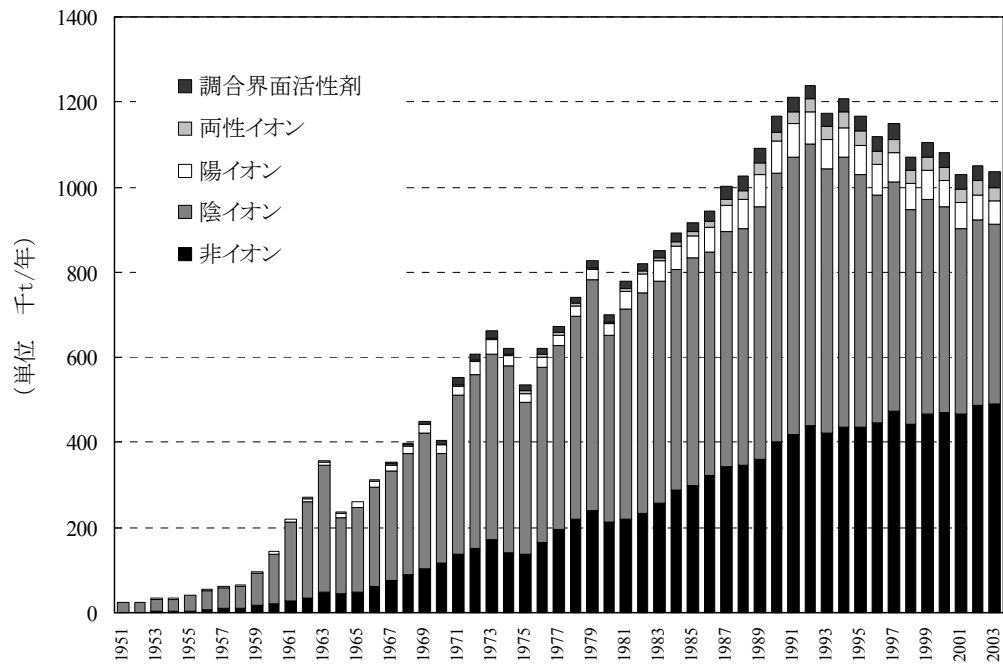
1

2 表 II.4 EPI Suite を用いた各同族体の物理化学的特性の推定値

AE 同族体	分子量 (g/mol)	logKow	沸点 (°C)	融点 (°C)	蒸気圧 (Pa)	水溶解度 (mg/L)	ヘンリ則一 定数 (atm-m ³ /mol)	生分解性： 分解を受け る確率	OH ラディ カル半減期 (日)	土壌吸着定 数 Koc (L/kg)	生物濃縮係 数 logBCF
C12EO1	230.4	4.50	318.2	64.8	2.36E-03	14.19	9.45E-07	0.83	0.31	112	1.76
C12EO2	274.5	4.22	355.6	98.1	9.40E-05	13.86	1.47E-08	0.80	0.22	38.1	1.55
C12EO3	318.5	3.95	390.8	130.8	4.00E-06	13.18	2.28E-10	0.77	0.17	13	2.34
C12EO4	362.6	3.67	426.1	154.0	2.027E-07	12.30	3.55E-12	0.74	0.14	10	2.13
C12EO5	406.6	3.40	461.4	175.9	1.01E-08	11.31	5.51E-14	0.71	0.12	10	1.92
C12EO6	450.7	3.12	496.6	197.3	4.84E-10	10.27	8.56E-16	0.68	0.10	10	1.71
C12EO7	494.7	2.85	531.9	222.7	2.00E-11	9.24	1.33E-17	0.65	0.09	10	1.49
C12EO8	538.8	2.57	567.1	244.0	8.92E-13	8.25	2.07E-19	0.62	0.08	10	1.28
C12EO9	582.8	2.30	602.4	260.4	4.39E-14	7.32	3.21E-21	0.59	0.07	10	1.07
C12EO10	626.9	2.03	637.7	276.9	2.09E-15	6.45	4.99E-23	0.56	0.07	43.7	0.86
C12EO11	670.9	1.75	672.9	293.4	9.67E-17	5.66	7.76E-25	0.52	0.06	274	0.65
C12EO12	715.0	1.48	708.2	309.8	4.35E-18	4.94	1.21E-26	0.49	0.06	1.72E+03	0.44
C12EO13	759.0	1.20	743.4	326.3	1.91E-19	4.30	1.87E-28	0.46	0.05	1.08E+04	0.23
C12EO14	803.1	0.93	778.7	342.8	8.16E-21	3.73	2.91E-30	0.43	0.05	6.77E+04	0.50
C12EO15	847.1	0.65	814.0	349.8	4.52E-22	3.22	4.53E-32	0.40	0.05	4.25E+05	0.50
C13EO1	244.4	4.99	331.3	74.2	8.13E-04	4.53	1.25E-06	0.84	0.30	206	2.14
C13EO2	288.5	4.71	367.2	107.1	3.49E-05	4.38	1.95E-08	0.81	0.22	70.3	1.93
C13EO3	332.5	4.44	402.4	139.8	1.45E-06	4.14	3.03E-10	0.78	0.17	24	1.72
C13EO4	376.6	4.16	437.7	162.3	7.36E-08	3.85	4.71E-12	0.75	0.14	10	1.51
C13EO5	420.6	3.89	473.0	183.8	3.64E-09	3.52	7.31E-14	0.72	0.12	10	2.29
C13EO6	464.7	3.61	508.2	205.0	1.73E-10	3.19	1.14E-15	0.69	0.10	10	2.08
C13EO7	508.7	3.34	543.5	230.4	7.08E-12	2.86	1.77E-17	0.66	0.09	10	1.87
C13EO8	552.8	3.07	578.7	249.4	3.32E-13	2.55	2.74E-19	0.62	0.08	10	1.66
C13EO9	596.9	2.79	614.0	265.9	1.61E-14	2.25	4.27E-21	0.59	0.07	12.8	1.45
C13EO10	640.9	2.52	649.3	282.3	7.61E-16	1.98	6.63E-23	0.56	0.07	80.5	1.24
C13EO11	685.0	2.24	684.5	298.8	3.49E-17	1.74	1.03E-24	0.53	0.06	505	1.03
C13EO12	729.0	1.97	719.8	315.3	1.56E-18	1.52	1.60E-26	0.50	0.06	3.17E+03	0.82
C13EO13	773.1	1.69	755.1	331.7	6.77E-20	1.32	2.49E-28	0.47	0.05	1.99E+04	0.60
C13EO14	817.1	1.42	790.3	348.2	2.88E-21	1.14	3.87E-30	0.44	0.05	1.25E+05	0.39
C13EO15	861.2	1.14	825.6	349.8	1.87E-22	0.99	6.01E-32	0.41	0.05	7.83E+05	0.18
C14EO1	258.5	5.48	343.4	83.4	8.13E-04	1.44	1.66E-06	0.85	0.28	380	2.52
C14EO2	302.5	5.20	378.8	116.1	3.49E-05	1.38	2.59E-08	0.82	0.21	130	2.31
C14EO3	346.6	4.93	414.0	141.9	1.45E-06	1.30	4.02E-10	0.79	0.16	44.3	2.10
C14EO4	390.6	4.65	449.3	170.6	7.36E-08	1.20	6.25E-12	0.76	0.13	15.1	1.88
C14EO5	434.7	4.38	484.6	187.2	3.64E-09	1.10	9.71E-14	0.72	0.11	10	1.67
C14EO6	478.7	4.11	519.8	212.7	1.73E-10	0.99	1.51E-15	0.69	0.10	10	1.46
C14EO7	522.8	3.83	555.1	238.1	7.08E-12	0.88	2.34E-17	0.66	0.09	10	2.25
C14EO8	566.8	3.56	590.3	254.8	3.32E-13	0.79	3.64E-19	0.63	0.08	10	2.04
C14EO9	610.9	3.28	625.6	271.3	1.61E-14	0.69	5.66E-21	0.60	0.07	23.7	1.83
C14EO10	654.9	3.01	660.9	287.7	7.61E-16	0.61	8.80E-23	0.57	0.07	149	1.62

C14EO11	699.0	2.73	696.1	304.2	3.49E-17	0.53	1.37E-24	0.54	0.06	932	1.40
C14EO12	743.0	2.46	731.4	320.7	1.56E-18	0.47	2.13E-26	0.51	0.06	5.85E+03	1.19
C14EO13	787.1	2.18	766.7	337.2	6.77E-20	0.40	3.30E-28	0.48	0.05	3.67E+04	0.98
C14EO14	831.2	1.91	801.9	349.8	2.88E-21	0.35	5.13E-30	0.45	0.05	2.30E+05	0.77
C14EO15	875.2	1.64	837.2	349.8	1.87E-22	0.30	7.98E-32	0.42	0.05	1.44E+06	0.56
C15EO1	272.5	5.97	355.1	92.5	1.11E-04	0.46	2.21E-06	0.86	0.27	701	2.90
C15EO2	316.5	5.69	390.4	125.1	4.75E-06	0.44	3.43E-08	0.82	0.20	239	2.68
C15EO3	360.6	5.42	425.6	150.2	2.31E-07	0.41	5.34E-10	0.79	0.16	81.7	2.47
C15EO4	404.6	5.15	460.9	178.8	9.60E-09	0.37	8.29E-12	0.76	0.13	27.9	2.26
C15EO5	448.7	4.87	496.2	194.9	5.33E-10	0.34	1.29E-13	0.73	0.11	10	2.05
C15EO6	492.7	4.60	531.4	220.3	2.21E-11	0.31	2.00E-15	0.70	0.10	10	1.84
C15EO7	536.8	4.32	566.7	243.8	9.27E-13	0.27	3.11E-17	0.67	0.09	10	1.63
C15EO8	580.9	4.05	602.0	260.2	4.56E-14	0.24	4.84E-19	0.64	0.08	10	1.42
C15EO9	624.9	3.77	637.2	276.7	2.17E-15	0.21	7.52E-21	0.61	0.07	43.7	2.21
C15EO10	669.0	3.50	672.5	293.2	1.01E-16	0.19	1.17E-22	0.58	0.07	274	1.99
C15EO11	713.0	3.22	707.7	309.6	4.52E-18	0.16	1.82E-24	0.55	0.06	1.72E+03	1.78
C15EO12	757.1	2.95	743.0	326.1	1.99E-19	0.14	2.82E-26	0.52	0.06	1.08E+04	1.57
C15EO13	801.1	2.68	778.3	342.6	8.49E-21	0.12	4.38E-28	0.49	0.05	6.77E+04	1.36
C15EO14	845.2	2.40	813.5	349.8	4.68E-22	0.11	6.81E-30	0.46	0.05	4.25E+05	1.15
C15EO15	889.2	2.13	848.8	349.8	3.15E-23	0.09	1.06E-31	0.42	0.05	2.66E+06	0.94
最大値	889.2	5.97	848.8	349.8	0.0023598	14.19	0.00000221	0.86	0.31	2660000	2.90
最小値	230.4	0.65	318.2	64.8	3.146E-23	0.09	4.53E-32	0.40	0.05	10	0.18
50%値	559.8	3.3	584.5	252.1	3.32E-13	1.3	3.2E-19	0.6	0.1	75.4	1.6

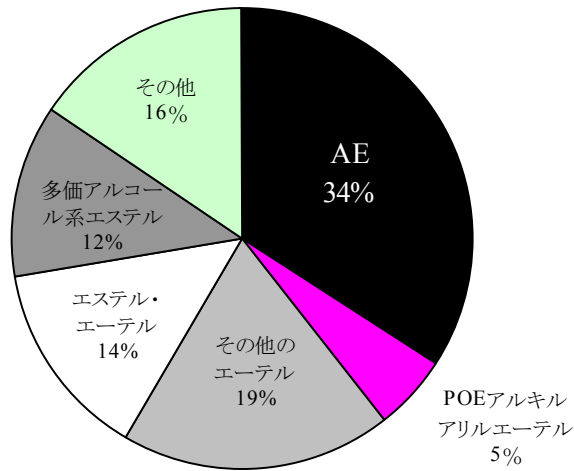
- 1
- 2 3. 生産に関する情報
- 3
- 4 3.1 生産量について
- 5
- 6 3.1.1 日本国内の生産量
- 7 日本では1950年頃から界面活性剤の生産が始まり、40年あまりの間に生産量は飛躍的に増加した。
- 8 1980年代までは陰イオン系界面活性剤が中心であったが、2001年には非イオン系界面活性剤の生産量
- 9 が上位に転じた（図Ⅱ.3）。



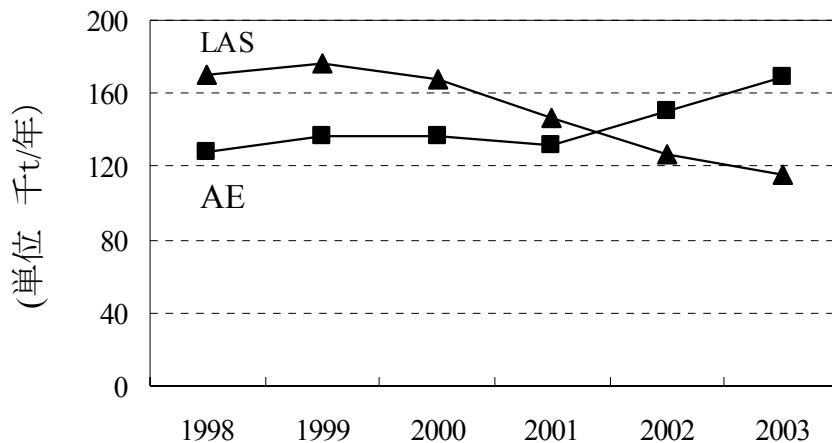
1
 2 図Ⅱ.3 日本国内における界面活性剤の生産量推移（日本界面活性剤工業会，2001；日本石
 3 鹼洗剤工業会，1999-2004）

4
 5 AE の生産量については，2001 年から年々増加する傾向に転じた．2003 年の生産量（誘導体原料と
 6 した分も含む）は約 17 万 t で，非イオン系界面活性剤の 3 割強を占めていた（図Ⅱ.4）．また，陰イ
 7 オン系界面活性剤の主流である LAS と比較すると，AE の生産量は 2002 年から生産量の順位が逆転し
 8 ていることも分かった（図Ⅱ.5）．

2003年の非イオン系界面活性剤生産量
(168,598t)



1 図 II.4 日本国内における非イオン系界面活性剤の生産量の内訳 (日本石鹼洗剤工業会, 2003)



2
3 図 II.5 日本国内における AE および LAS の生産量推移 (日本石鹼洗剤工業会, 1999-2004)

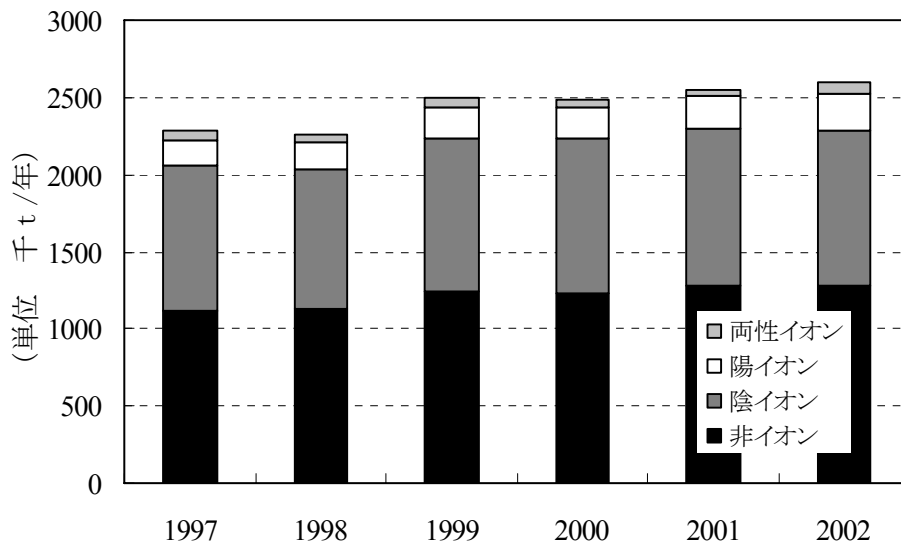
4
5 経済産業省による製造・輸入量の実態調査では、AE に該当する CAS 登録番号をもつ物質 (表 II.3
6 参照) の 2001 年度の製造・輸入量は、ポリ (オキシエチレン) ドデシルエーテル (CAS 登録番号:
7 9002-92-0), ポリ (オキシエチレン) アルキル (C12~13) エーテル (CAS 登録番号: 66455-14-9),
8 ポリ (オキシエチレン) アルキル (C10~16) エーテル (CAS 登録番号: 68002-97-1) が 10,000~100,000
9 t の範囲, ポリ (オキシエチレン) トリデシルエーテル (CAS 登録番号: 24938-91-8) は 100~1,000 t
10 の範囲となっている (経済産業省, 2003). この生産量の報告データは、C 鎖長が 12~15 のもののみ
11 ではなく、全ての AE を対象としたデータである.

1

2 3.1.2 西ヨーロッパの生産量

3 ヨーロッパ界面活性剤生産者連合（CESIO）によると，西ヨーロッパの国々では 2002 年において
4 250 万 t を超える界面活性剤を生産し利用している（図 II.6）．全界面活性剤の中で非イオン系界面活
5 性剤が半分以上の割合を占め，1998 年から 5 年の間で年々増加していることも分かった．消費者の志
6 向，洗濯機構造や水の硬度などにより，ヨーロッパでは，液体洗浄剤の需要が高く，高い吸湿性を有
7 する AE を配合した洗浄剤が多く消費されるため，AE の生産量は LAS と比較すると約 2 倍である（図
8 II.7）．また，非イオン系界面活性剤の分類について，日本とヨーロッパとは少し異なるが，AE の
9 生産量は非イオン系界面活性剤の中で圧倒的に多く，例えば，2002 年の非イオン系界面活性剤の総生
10 産量（129 万 t）のうち，6 割強が AE であった（図 II.8）．

11



12

13

図 II.6 西ヨーロッパにおける界面活性剤生産量推移（CESIO, 2000-2003）

14

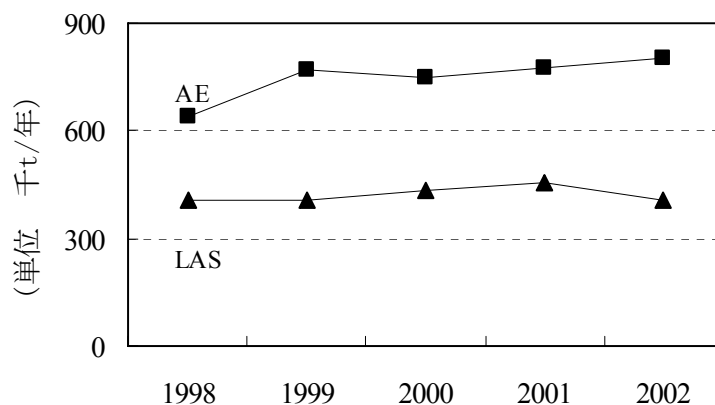


図 II.7 西ヨーロッパにおける AE および LAS の生産量推移 (CESIO, 2000-2003)

2002年の非イオン系界面活性剤生産量 (129万t/年)

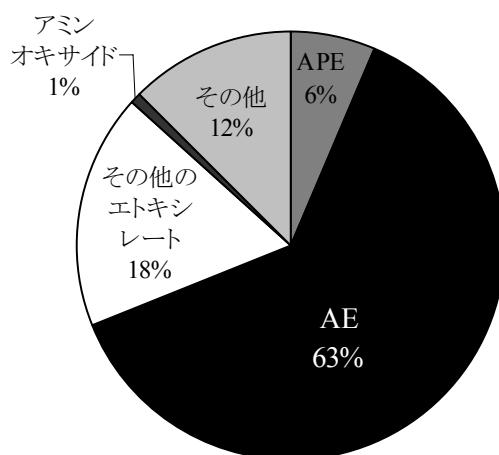


図 II.8 西ヨーロッパにおける非イオン系界面活性剤生産量の内訳 (CESIO, 2002)

3.2 流通量について

3.2.1 日本国内の流通量

表 II.5 に 1998 年から 2003 年までの生産量 (C 鎖長 12~15 に限らない) を示した (経済産業省 2001-2003). 日本石鹼洗剤工業会と日本界面活性剤工業会では, 化管法に指定された対象同族体範囲の AE (C12~15) について, 生産量をベースにその該当成分の純度換算を行うことにより, その数量を調査した (製品評価技術基盤機構, 2002). この調査では, 日本石鹼洗剤工業会 (会員全社 25 社),

1 日本界面活性剤工業会（会員全社 45 社）並びに非会員の界面活性剤製造会社（6 社）を対象にアンケ
 2 ート調査が行われ、100%の回答率を得た。調査期間は 2001 年 1～12 月、販売量統計は 2001 年 4 月～
 3 2002 年 3 月であった。なお、原体・配合品とした輸出量は、化管法指定の C12～15 の AE の該当成分
 4 の純度換算量としてはほぼ掌握できているが、輸入量については、製品形態での輸入・小ロットでの輸
 5 入・未掌握の対象会員外ルートでの輸入量は、完全に掌握できていないことであった。この調査の結果、
 6 2001 年に日本国内で生産された C12～15 の AE の 110,000 t のうち、75%の 83,000 t が製品になって流
 7 通し、残りは半分ずつが、輸出または誘導体の原料になった（図 II.9）。更に、流通した C12～15 の
 8 AE を用途別にみていくと、さまざまな業種で使用されているが、家庭用洗剤（ハウスホールドと
 9 もいう）としての使用が、平均で 7 割以上（2002 年 - 2003 年）を占め、次いで業務用洗剤や身体用
 10 洗剤（パーソナルケアともいう）としての使用も多く、生産された AE の主な用途は、洗剤であ
 11 ることが明らかであった。その他では、繊維工業、香粧・医薬工業、ゴム・プラスチック工業での使
 12 用が多かった（図 II.10）。

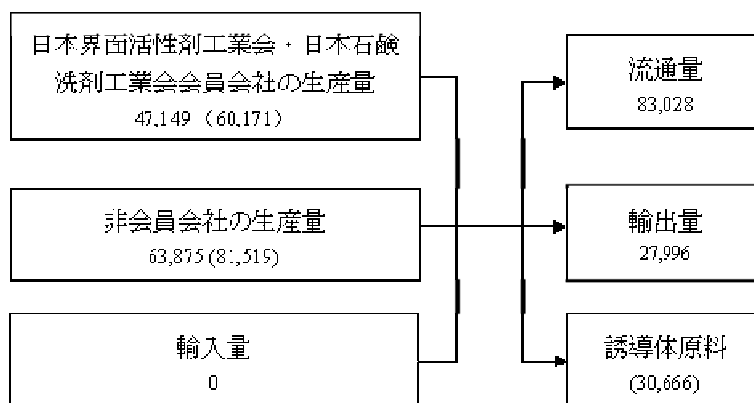
13 以上を示した日本国内の生産量に関する情報をもとに、化管法指定の C12～15 の AE に関する生産
 14 量についてまとめた結果、日本国内において流通・販売された全 AE の 6 割から 8 割が化管法指定の
 15 C12～15 の AE であることを明らかにした（表 II.6）。

16

17 表 II.5 AE（化管法指定の C12～15 以外の AE も含む）の生産量（t）（経済産業省, 2001-2003）

年	1998	1999	2000	2001	2002	2003
製造量 ¹⁾	127,349	137,109	136,184	131,213	150,903	168,598

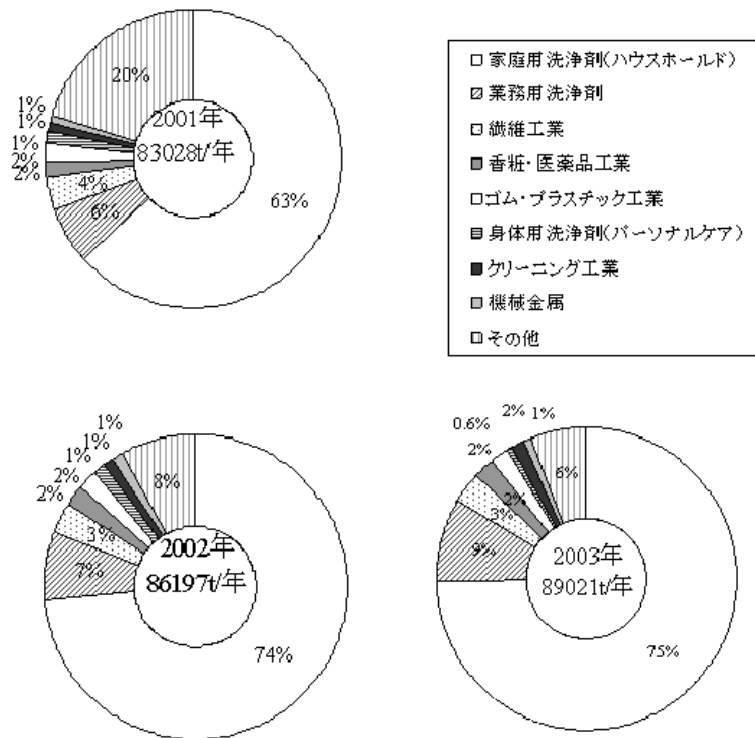
18



（単位 t/年。括弧内は、誘導体原料を加味した場合の生産量）

19

20 図 II.9 2001 年における化管法指定の C12～15 の AE のみの国内生産量と流通量（製品評価
 21 技術基盤機構，2002）



1
2 図 II.10 化管法指定の C12~15 の AE の流通量の内訳 (製品評価技術基盤機構, 2001-2003)

3
4 表 II.6 2001~2003 年における AE の流通量・販売量および生産量に関するまとめ

(単位: t)	2001 年	2002 年	2003 年
①流通量 (C12~15) ¹⁾	83,028	86,198	89,021
②輸出量 (C12~15) ¹⁾	27,996	26,235	27,443
流通量+輸出量 (C12~15) ¹⁾	83,028+27,996 =111,024	86,198+26,235 =112,433	89,021+27,443 =116,464
流通量+輸出量+誘導体原料 (C12~15) ¹⁾	111,024+	—	—
	30,666= 141,690		
③生産量 (全ての AE) ²⁾	131,213	150,903	168,598
④販売量 (全ての AE) ²⁾	129,188	139,868	146,778
①流通量 ¹⁾ / (④販売量 ²⁾ - ②輸出量 ¹⁾	82.0%	75.9%	74.6%
①流通量 ¹⁾ / (③生産量 ²⁾ - ②輸出量 ¹⁾	80.4%	69.1%	63.1%

1 1) 製品評価技術基盤機構, 2001-2003

2 2) 経済産業省, 2001-2003

3
4 4. 用途に関する情報

5
6 4.1 AE の主な機能とその用途

7 AE の用途は, 主に EO モル数によって異なっている. AE を代表とした非イオン系界面活性剤はさ
8 まざまな機能をもっており, 用途に合わせてその機能の使い分けをしている (表 II.7). その主な機能
9 を以下に挙げる.

10 起 泡・消 泡: 泡を生成する作用を起泡, 泡の生成を抑制するまたは生成した泡を破壊する作用を消泡
11 という. この起泡・消泡の程度は EO モル数に関係するため, AE の製造過程において起
12 泡・消泡の程度に応じた AE の合成は可能である.

13 湿 潤: 固体または液体の表面にある流体を他の流体で置換する機能をいい, 例えば, 固体と接
14 する気体が液体に置き換えられたとき, その固体は液体でぬれたという. 気体中に存在
15 する固体粒子を液体中に漬けるときや繊維間などの毛管に液体が浸透するときに作用
16 する.

17 乳 化: 互いに溶け合わない2つの液体の一方が他の液体中に細粒状に分散する機能をいう. C 鎖
18 長, EO モル数によって親油性の高さを任意に選ぶことができるので, 油脂, 鉱油など
19 の乳化液として非常に有効である. 乳化によって生じた細粒状の分散系 (エマルジョン)
20 は水の中に油が分散した水中油型 (O/W 型) と油の中に水が分散した油中水型 (W/O 型)
21 がある.

22 分 散: 固体の粒子を液体中に凝集することなく存在させる作用を指す.

23 可 溶 化: 水に不溶性や難溶性の物質が界面活性剤の存在で均一に溶解する現象を可溶化という.
24 即ち, 不溶性や難溶性の物質を水に分散させることにより, 見かけの水溶性を高めてい
25 くこと (溶解度を高めることではない). AE の C 鎖長と EO モル数を変化させてシクロ
26 ヘキサン中への水の可溶化に及ぼす影響を見た場合, C 鎖長が大きいほど, また EO モ
27 ル数が少ないほど最大可溶化水量が増加する.

28 洗 浄: 被洗浄物内に洗浄溶液が浸透し, 液状の親油性の汚れを固体面から分離し, 微細で安定
29 な小液滴に乳化・分散して被洗浄物外へ除去する. 洗浄作用には湿潤・乳化・分散・可
30 溶化作用が複合的に働いている. 金属や食器の洗浄の場合は浸透を必要としない.

31 帯電防止: 静電気で物質が帯電するのを防ぐ機能を指す.

32 防 食: 金属材料の腐食を軽減させるように使用環境の条件を変える機能を指す. 腐食抑制剤は
33 使用環境即ち腐食媒体中に微量添加し, 金属の溶出や酸化を遅延させる.

34 柔 軟: 繊維の表面摩擦現象を改善し, 望ましい風合いに仕上げる.

1 表Ⅱ.7 AEの主な機能とその機能を生かした業種（吉田ら，1996をもとに作成）

業種 \ 機能	石油・タール・鉱業・燃料工業	繊維工業	パルプ・紙・紙加工品製造業	プラスチック製品製造業	ゴム製品製造業	なめし革・同製品・毛皮製造業	土木・建築・窯業	金属製品製造業	洗濯業	写真業	農薬	香粧・医薬品工業	家庭用洗剤 ²⁾
起泡・消泡			○				○		○				
湿潤		○				○	○			○	○		
乳化	○	○		○			○				○	○	
分散			○	○			○					○	
可溶化									○			○	
洗浄 ¹⁾		○	○					○	○				○
帯電防止		○							○	○			
柔軟		○											
防食		○							○				

2 ¹⁾ 洗浄機能には湿潤・乳化・分散・可溶化機能が含まれるが，ここでは製造工程で利
 3 用する機能に注目して分類した．従って，洗浄機能に○がついている業種でも，製
 4 品の製造工程で利用する機能に，湿潤や乳化等が当てはまらなければ○はついてい
 5 ない（例えば，繊維工業や洗濯業）．

6 ²⁾ 家庭用洗剤は洗濯・台所・住居用洗剤を含む．
 7

8 以下に AE が使用されている幾つかの代表的業種における AE の用途について詳細に説明する．

9 繊維工業：織物製品は紡糸，紡績，織布，精練洗浄，染色，仕上の工程を経てできる．日本界面活性
 10 剤工業会（2006）のホームページによると AE を含む助剤は，織布以外の全ての工程で利用されて
 11 いる．紡績工程では繊維－繊維間，繊維－金属間の摩擦係数を適正にし，良質な紡績糸をつくるた
 12 めに紡績油が使われ，AE は紡績油の乳化剤として添加される．精練洗浄工程で AE は，染色する前
 13 に繊維についた汚れや油剤を落とす洗浄剤として使用される．染色工程ではむらを防いで均一に染
 14 色する役割を果たす．仕上の工程では AE は，柔軟剤の乳化剤として使用される．

15 パルプ・紙・紙加工品製造業：パルプ製造工程，製紙工程，加工工程を経て紙ができる．日本界面活
 16 性剤工業会（2006）のホームページによると，AE は脱インキ剤，ピッチコントロール剤，フェル
 17 ト洗浄剤として使用されている．脱インキ剤は紙を再生する際にパルプ製造工程でインキを紙表面

1 から離脱させ、水中に分散させて除去する。全ての工程でピッチコントロール剤が使用されており、
2 塊ができるのを防ぎ、泡立たないようにするために添加される。フェルト洗浄剤は製紙工程で使用
3 され、パルプから水分をぬくフェルトに添加剤や繊維が目詰まりしないように AE が添加される。

4 洗濯業:ランドリーとドライクリーニングは洗濯業の代表業種である。ランドリーは水を溶媒として、
5 石けん、合成界面活性剤などを洗浄剤成分として使用し、強いアルカリ性助剤を併用して、比較的
6 高温で洗浄する。従って、ランドリーの対象となる衣料は、アルカリや熱、機械作用に耐えうる木
7 綿、麻、ポリエステルなどの繊維製品が主体である。AE はランドリーで多用されている石けんの
8 欠点を改良するために配合される。溶解性の向上や硬水での水不溶性の金属石けん（石けんかす）
9 の生成による洗浄力の低下、衣類への残留を防ぐ。ドライクリーニングは有機溶剤を溶媒として使
10 用し、専用の油性洗剤を用いて 25°C 程度の常温で洗浄する。ドライクリーニングの対象としては
11 主として羊毛、絹や化学繊維でつくられた背広、ドレス、コート、ニット製品や、毛布などのよう
12 にランドリーでは縮みを起こしやすい衣類や色流れしやすい繊維製品などである。AE は洗浄力の
13 向上や汚れの再付着の防止、静電気の発生防止、金属の腐食防止、消泡などを目的として加える。

14 なめし革・同製品・毛皮製造業：革製品は水漬け、石灰漬け脱毛、中和の準備工程、なめし工程、染
15 色・加脂工程、乾燥・アイロン掛けの仕上げ工程を経てできる。吉田ら（1996）によると AE は水
16 漬け工程で使用されている。AE は水漬け工程において、防腐のため塩蔵または乾燥状態で保存さ
17 れた原料皮から水溶性物質や塩類を除去して、皮繊維に十分な水分を与え新鮮な皮の状態に戻すた
18 めに使用される。低温状態でも浸透性が高いという特徴を利用している。

19 写真業：AE はフィルムに感光乳剤を均一に塗布する、静電気の発生を防ぐ等の目的で感光乳剤に添
20 加される。また、現像を促進するために現像主薬に添加する。特に EO モル数が 2 個の AE はその
21 性能が良好とされている。

22 プラスチック製品製造業、ゴム製品製造業：プラスチックやゴムはモノマーの重合反応によって生成
23 される。AE はモノマー分子を水中へ乳化し、ミセルを形成して重合反応を助けている。ゴムに顔
24 料などを混合する場合、AE は分散剤として利用される。水溶性の高いものを使用することが多い。

25 農薬：AE は非水溶性の農薬の乳化剤として使用する。植物や昆虫の表面は疎水性の物質で被覆され
26 ているので、散布した薬剤は吸着・拡散しにくい。AE は薬剤を効率よく植物や昆虫につきやすく
27 し、降雨によって流されてしまうのを防ぐ展着剤としても利用されている。

28 土木・建築業・窯業：コンクリートが含有する水分が凍結融解を繰り返すと、ひび割れや表面剥離な
29 どの凍害が発生しやすくなる。AE を発泡性空気連行剤として添加し、気泡をコンクリート中に均
30 一に分散させることによって氷の結晶成長圧を吸収し凍害を防いでいる。AE はアスファルトの貯
31 蔵時にアスファルトの性質に適した水溶性をもつものが陽イオン系界面活性剤とともに乳化剤とし
32 て利用されている。AE を代表とするエーテル型非イオン系界面活性剤は、イオンなどの影響を受
33 けず、湿潤効果を高めるため、粉塵抑制剤として採掘時に坑内に散布する水に添加する。

1 石油・タール・鉱業・燃料工業：石油の生産（石油採掘）時、水溶性、油水界面張力低下能、地下水
2 に多量に含まれる 2 価陽イオン (Ca^{2+} , Mg^{2+}) にも影響を受けないことが要求されるため、AE が利
3 用されている。

4 金属製品製造業：金属のメッキ、塗装などの仕上がりをよくするために AE を脱脂・洗浄剤として用
5 い、金属表面を洗浄する。

7 4.2 AE の用途と化学構造の関係

8 AE の用途はその化学構造、特に EO モル数の分布に深く関係しているため、用途に応じた使い分け
9 が可能である。

10 洗浄力との関係：日本水環境学会（2000）は C 鎖長が 12～15 の高級アルコールに EO が 6～10 モル
11 程度付加したものを一般の洗浄剤としていると報告されている。荻野（1981）は EO モル数が 7～13
12 のものが洗浄に適していると指摘している。0.5～1.0%の AE を含む水溶液は、温度を上げていくと水
13 溶液が白く濁り、凝固していく現象がみられる温度を曇点という。曇点は EO モル数が 10 以下の少な
14 いものほど低く、10 以上になると高くなる傾向がある（図 II.11）。曇点以上になると、AE の界面活
15 性作用（洗浄力）を失うが、曇点付近では界面活性作用が最も強くなる傾向がある。陰イオン系界面
16 活性剤を混合すると AE の曇点を引き上げるため、曇点反応を押える傾向（洗浄力向上）がある。こ
17 のため、AE は陰イオン系界面活性剤とともに使用されることが多い。

18 水溶性との関係：直鎖 AE は、C 鎖長が長くなるほど水溶性が低下する。また、同じ鎖長の C 鎖をも
19 つ AE では、EO モル数が多いほど水溶性が高くなり、少ないものほど低くなる（図 II.11）。そのため、
20 EO モル数が 15 以上の AE が分散剤などに適している（小林，1995）。また、水溶性の強さは HLB
21 (hydrophile lyophile balance) で表すことができる。HLB 値は界面活性剤の中で親油性の最も強い活性
22 剤の極点を 0、親水性のもの極点を 20 として、この間に全ての界面活性剤を当てはめたものである。
23 HLB 値 10 以下、特に 5 以下のものは、水に殆ど溶存せず、乳濁分散する傾向がある（図 II.11）。HLB
24 値 10 以上になってから初めて水に透明に分散するようになる。しかし、界面活性剤自身は、水に難溶
25 性の物質であるので、界面活性剤の大部分は分子状に溶解しているのではなく、ミセルを形成して透
26 明に溶存しているのである。乳化剤に適する HLB 値の範囲は広く、EO モル数が多いほど O/W 型に
27 なり、少ないほど W/O 型になる。医薬・化粧品などは C 鎖長が 16 または 18 のものが適する（日本
28 水環境学会，2000）。洗浄力に優れた界面活性剤の HLB 値は大体 13～15 の間にあるが、同一系統の
29 界面活性剤の中では比較的親油性の強いもの（HLB 値の低いもの）の方が、一般的に脱脂力が大きい。

30 泡立ちとの関係：AE は EO モル数が少ないほど低泡性で、EO モル数が 10 以下の洗浄用の AE では極
31 めて低泡性の性質をもっている（小林，1995）。そのため、製紙業やクリーニングなどの泡立ちが弊害
32 となるような工業ではよく使用されている。

33
34
35

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

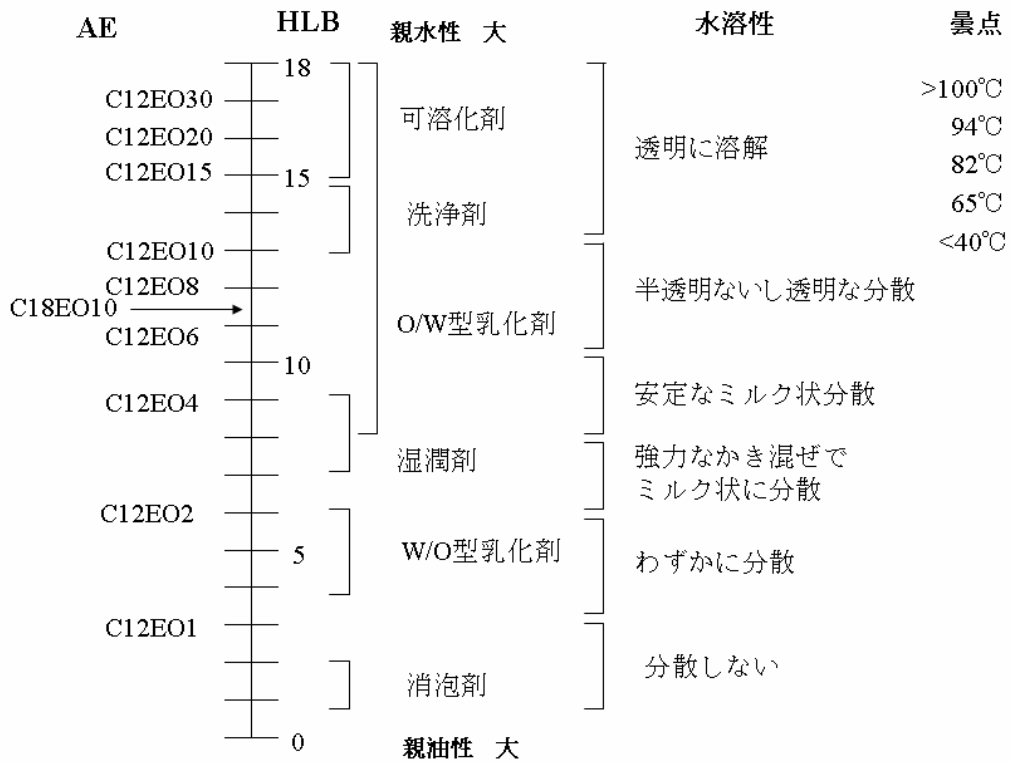


図 II.11 HLB と非イオン系界面活性剤の性質 (吉田ら, 1996 をもとに作成)

5. 市販洗浄剤に含まれる AE 同族体組成

主に洗浄機能として用いられた AE 製品, 特に市販されている洗浄剤製品の中では, 様々な同族体からなる AE 混合物が使用されている.

その同族体組成に関する調査例として, 脇&菊池 (2001) が 5 つの製品に関する C 鎖の鎖長と EO モル数の分布を調べた. その結果を表 II.8 のように報告したが, 各製品の同族体組成の詳細が示されていない. また, 第 V 章 2 節に詳述されるように, 既存の定量分析手法の限界により, この調査結果は, 限定された C 鎖長と EO モル数範囲に留まっていると考えられる. そこで, 実際に流通して

1 いる消費者製品中の AE 同族体組成を明らかにするため、本詳細リスク評価を遂行する際、最新の AE
 2 定量分析法—プリジニウム誘導体化 LC/MS 法 (Dunphy *et al.* 2001) を用いた一連の委託調査 (以後「産
 3 総研委託調査」と略す) の中で、製品に関する AE の同族体組成の調査も行った (国土環境株式会社、
 4 2005)。この調査では、日本国内洗浄剤市場の主要 4 メーカーの代表的製品の中から、一般家庭で使用
 5 率の高い 8 品目の洗浄剤製品を選んで、その同族体組成の分析を行った。これらの結果を図 II.12~13、
 6 表 II.9 に示した。

7 脇&菊池 (2001) の調査結果 (表 II.8) および産総研委託調査の結果 (図 II.12~13、表 II.9) から、
 8 市販されている消費者製品中の AE 同族体組成について、以下のような特徴があるといえる。

- 9 ① 日本国内に市販されている消費者製品に含まれる AE の同族体組成 (C 鎖長および EO モル数)
 10 は、メーカーごとまたは製品ごとに異なっている。
- 11 ② 消費者製品に含まれる AE の C 鎖長は、殆ど偶数のもので (特に 12~14)、奇数のものは 1 割
 12 未満である (表 II.9)。このことから AE の合成原料は、殆ど天然の動植物油脂由来であること
 13 が示唆された。
- 14 ③ 化管法の指定同族体範囲の AE (C12~15) を含む割合は、洗浄剤製品により若干変動している
 15 が、どれも 8 割以上を占めている (表 II.9)。
- 16 ④ EO モル数については、製品ごとに異なる分布型を持っている。平均付加モル数は 6 前後であ
 17 った (表 II.8)。プリジニウム誘導体化 LC/MS 法による定量分析の結果は、EO モル数 0 の同族
 18 体の割合が高い製品もあり、EO モル数分布の山は、洗浄剤製品により異なっているが、殆ど
 19 の EO モル数は 0~18 の間に分布していることを示した (図 II.13)。

20 一方、諸外国の消費者製品の同族体組成について、調べた報告も幾つか見られた。オランダでは、
 21 市販される製品の C は 9~18、EO モル数は 3~15 のものが大多数で、うちに C12~15、EO3~10 の
 22 ものは約 60%~80% (平均 70%) を占めていると報告されている (Feijtel & van de Plassche 1995)。ま
 23 た、Wong *et al.* (1997) は市販されている C9~15 の洗浄剤 9 種類の AE 同族体組成を分析した結果、
 24 EO モル数は 0~19 モルの間に分布すると報告した。

25 以上の国内外の消費者製品中の AE 同族体組成の結果から、洗浄剤製品ごとに異なる同族体組成
 26 を持っていること、市場に出回っている製品は主に C12~15EO0~15 の同族体組成であることがわか
 27 った。

28
 29 表 II.8 市販洗浄剤製品に含まれる AE の同族体組成分析結果 (脇&菊池, 2001)

商品名	C 鎖長		EO モル数		
	分布	平均	分布	分布の山の形状	平均
TCP	12, 13, 14, 15, 16	12.7	6~12	狭	8
ASC	12, 14, 16	12.6	2~11	狭	5.4
AC	12, 14, 16	12.7	2~18	広	6.5
ZB	12, 14, 16	12.8	0~17	広	5.4
C12AE9	12	12	0~22	広	8.7

1

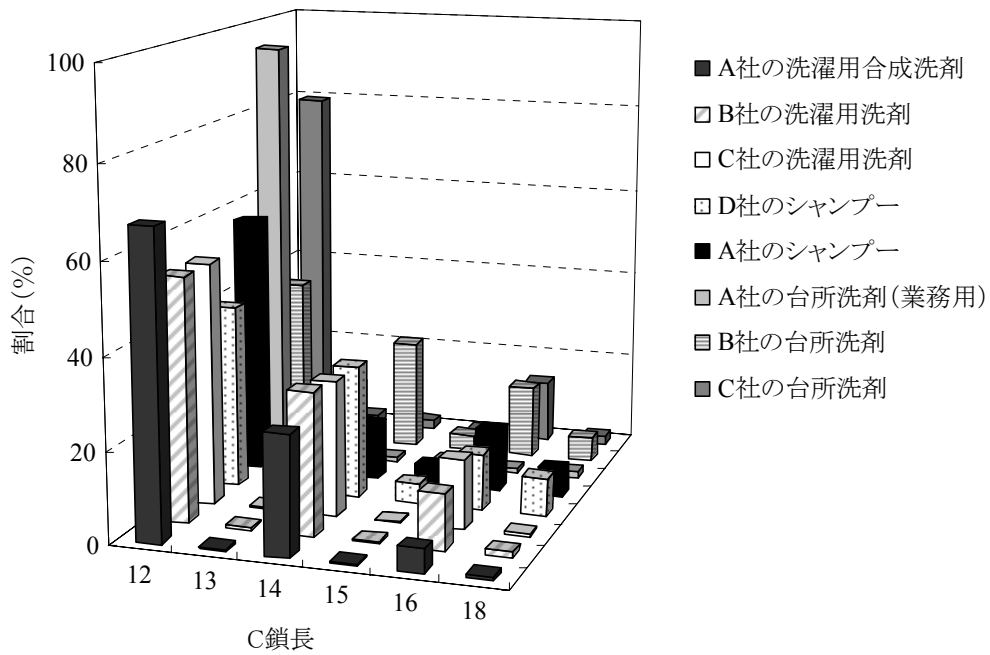
2

表 II.9 市販洗浄剤に含まれる AE の同族体組成 (国土環境株式会社, 2005)

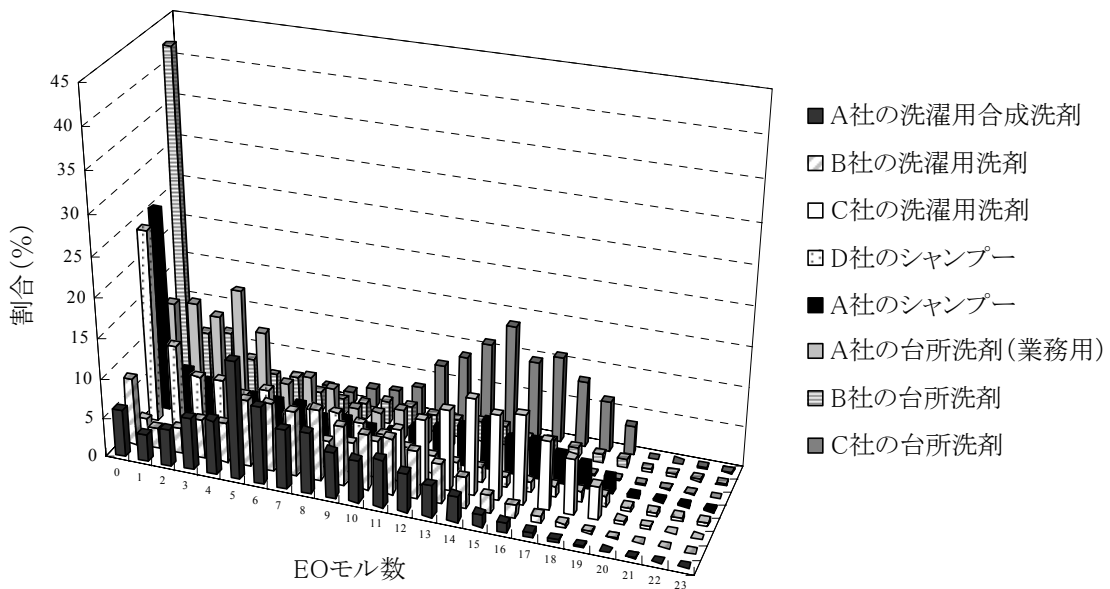
メーカー	用途	商品の表記 (界面活性剤)	C12~15 の割合		
			占める割合	偶数 C 鎖	奇数 C 鎖
A 社	洗濯用合成洗剤	25% LAS、AE	94.07	99.09	0.91
B 社	洗濯用合成洗剤	42% AE 脂肪酸エタノールアミン	86.30	98.74	1.26
C 社	洗濯用合成洗剤	42% AE	84.17	99.31	0.69
D 社	シャンプー	- 高級アルコール系界面活性剤	79.29	90.79	9.21
A 社	シャンプー	- 高級アルコール系界面活性剤	79.77	90.51	9.49
A 社	台所洗剤(業務用)	69% LAS、AE 脂肪酸アルカノールアミド	97.83	97.98	2.02
B 社	台所洗剤	41% AES、AO、AE	78.31	83.19	16.81
C 社	台所洗剤	43% AE、AES 脂肪酸アルカノールアミド	84.22	97.14	2.86

3

4



1
 2 図 II.12 アルキル鎖長からみた各種市販の消費者製品の洗浄剤の同族体組成 (国土環境株式会社,
 3 2005)



4
 5 図 II.13 EO モル数からみた各種市販の消費者製品の洗浄剤の同族体組成 (国土環境株式会社, 2005)
 6

6. 本章のまとめ

- (1) AE は動植物油脂または石油を原料として工業的に生産される非イオン系界面活性剤である。原料の選択は市場動向に左右されると考えられるが、日本国内の消費者製品中に含まれる AE は、主に動植物油脂由来のものであった。
- (2) 国内における AE の生産量は 13~17 万 t/年で、2002 年以降は、その生産量は LAS の生産量を上回るようになった。
- (3) AE はいろいろな同族体から構成される混合物である。その C 鎖長は原料に依存しているが、EO モル数は用途に応じて、製造段階においてある程度のコントロールが可能である。
- (4) 各同族体は異なる物性値を有するため、同族体ごとに着目したリスク評価の必要性が示唆された。
- (5) 化管法指定範囲の AE 同族体 (C12~15) は、日本国内に流通・販売されている全 AE の 6 割から 8 割を占めているが、家庭用途の洗浄剤の場合では、8 割~9 割を占めている。
- (6) 国内に流通している AE (C12~15) は 7 割以上が家庭用洗浄剤として使われている。
- (7) 洗浄剤製品ごとに AE の同族体組成は異なっている。市場に出回っている製品は主に C12~15EO0~15 の同族体組成である。

7. 参考文献

- 荻野圭三 (1981). 改訂増補 合成洗剤の知識, 幸書房, 東京.
- 化学工業日報社 (2003). 14303 の化学商品, 東京.
- 化学物質評価研究機構 (2003c). 化学物質の初期リスク評価手法の開発および初期リスク評価の実施報告書, 平成 14 年度新エネルギー・産業技術総合開発機構委託研究.
- 化学物質評価研究機構, 製品評価技術基盤機構 (2006). 化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0, No.89 ポリ (オキシエチレン) アルキルエーテル.
- 経済産業省 (2001-2003). 化学工業統計年報, 経済産業政策局調査統計部編, 経済産業調査会, 東京.
- 国土環境株式会社 (2005). 新しい分析手法によるアルコールエトキシレートフィンガープリント調査, 産業技術総合研究所委託調査報告書.
- 小林 勇 (1995). 非イオン系合成洗剤, その生体毒性と環境影響, 合同出版, 東京.
- 財団法人化学品検査協会 (1992). 化審法の既存化学物質安全性点検データ集. 通商産業省基礎産業局化学品安全課 監修. 財団法人化学品検査協会 編集, 社団法人日本化学物質安全・情報センター発行, 1992 年 10 月.
- 製品評価技術基盤機構 (2001-2003). 界面活性剤流通状況調査報告書, 日本石鹼洗剤工業会・日本界面活性剤工業会, 東京.
- 日本界面活性剤工業会 (2001). 日本界面活性剤工業会 50 年のあゆみ, 幸書房, 東京.
- 日本界面活性剤工業会 (2006). 会員製品データベース, <<http://jp-surfactant.jp/proddb/pub/prodSrchMenu.do?>> (2006 年 11 月 14 日).

- 1 日本石鹼洗剤工業会 (1999-2004). 環境年報 Vol. 24-29.
- 2 日本水環境学会 (2000). 非イオン界面活性剤と水環境, 水環境と洗剤研究委員会 編, 技報堂出版株
3 式会社, 東京.
- 4 堀内照夫 (2005). 第1編 機能性界面活性剤の開発・技術と応用, 最新・界面活性剤の機能創製・
5 素材開発・応用技術, 堀内照夫・鈴木敏幸編集, 技術教育出版社, 東京.
- 6 吉田時行, 進藤信一, 大垣忠義, 山中樹好 (1996). 新版 界面活性剤ハンドブック, 工学図書, 東京.
- 7 脇宗平, 菊地幹夫 (2001). 洗剤に含まれるアルコールエトキシレート (AE) の化学構造分析と毒
8 性評価, 平成13年度神奈川県産学公交流研究発表会要旨集, pp. 22.
- 9 Albright,; Wilson (1996). Safety Data Sheet, Empilan KTA 7.5. (Krogh, *et al.* 2003 引用).
- 10 Cano, M.L.; Dorn, P.B. (1996a). Sorption of two model alcohol ethoxylate surfactants to sediments.
11 *Chemosphere*, 33: 981-994.
- 12 CESIO: Comite Europeen des Agents de Surface et de Leurs Intermediaires Organiques (2000-2003). CESIO
13 Newsletter, <<http://www.cefic.be/Templates/shwAssocDetails.asp?NID=5&HID=21&ID=22>> (2006年
14 11月14日).
- 15 Dunphy, J.C.; Pessler, D.G.; Morrall, S.W.; Evans, K.A.; Robaugh, D.A.; Fujimoto, G.; Negahban, A. (2001).
16 Derivatization LC/MS for the simultaneous determination of fatty alcohol and alcohol ethoxylate surfactants
17 in water and wastewater samples. *Environmental Science and Technology*, 35: 1223-1230.
- 18 Feijtel, T.C.J.; van de Plassche, J.E. (1995). *Environmental Risk Characterization of 4 Major Surfactants Used*
19 *in the Netherlands*. National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, the
20 Netherlands, Dutch Soap Association Zeist, the Netherlands.
- 21 Heinze, J.E.; Casterton, P.L.; Al-Atrash, J. (1999). Relative eye irritation potential of nonionic surfactants:
22 Correlation to dynamic surface tension. *Journal of Toxicology, Cut and Ocular Toxicology*, 18: 359-374.
- 23 Müller, M.T.; Zehnder, A.J.B.; Escher, B.I. (1999). Liposome-water and octanol-water partitioning of alcohol
24 ethoxylates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2191-2198.
- 25 Rosen, M.J. (1989). *Surfactants and Interfacial Phenomena*, 2nd edition. Wiley, New York.
- 26 Satkowski, W.B.; Huang, S.K.; Liss, R.L. (1967). "Polyoxyethylene Alcohols " Chapter 4 In: Nonionic
27 Surfactants. M.J. Schick, ed., Surfactant Science Series, Vol. 1, Marcel Dekker, Inc., N.Y.
- 28 Stalmans, M.; Berenbold, H.; Berna, J.L.; Cavalli, L.; Dillarstone, A.; Franke, M.; Hirsinger, F.; Janzen, D.;
29 Kosswig, K.; Postlethwaite, D.; Rappert, T.; Renta, C.; Scharer, D.; Schick, K.P.; Schul, W.; Thomas, H.;
30 Vansloten, R. (1995). European life-cycle inventory for detergent surfactants production. *Tenside*
31 *Surfactants Detergents*, 32: 84-109.
- 32 Talmage, S.S. (1994). *Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Alcohol Ethoxylates and*
33 *Alkylphenol Ethoxylates*. The Soap and Detergent Association, Lewis publishers. Boca Raton, Florida,
34 USA.
- 35 Urano, K.; Saito, M.; Murata, C. (1984). Adsorption of surfactants on sediments. *Chemosphere*, 13: 293-300.

- 1 U.S.EPA (1994). *Draft Cleaner Technologies Substitutes Assessment, Chapter II: Screen Reclamation*
2 *Chemicals*. EPA 744R-94-005a, September 1994.
- 3 U.S.NLM: United States National Library of Medicine (2003). HSDB, Hazardous Substances Data Bank,
4 <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>> (2006 年 11 月 14 日).
- 5 Wong, D.C.L.; Dorn, P.B.; Chai, E.Y. (1997). Acute toxicity and structure-activity relationships of nine alcohol
6 ethoxylate surfactants to fathead minnow and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*,
7 16: 1970-1976.
- 8

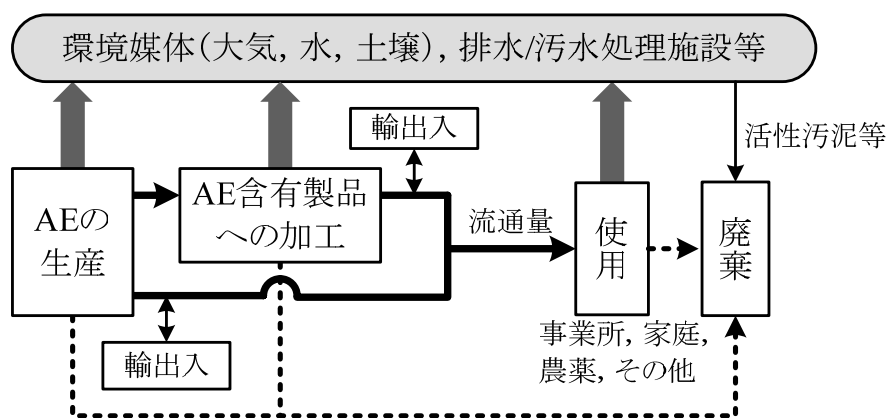
1	第Ⅲ章 発生源の特定と環境排出量の推計	Ⅲ-1
2	1. はじめに.....	Ⅲ-1
3	2. PRTR 制度の集計・推計データ.....	Ⅲ-2
4	2.1 届出対象事業所からの排出・移動量の報告結果.....	Ⅲ-2
5	2.1.1 業種別排出量.....	Ⅲ-3
6	2.1.2 地方別排出量.....	Ⅲ-4
7	2.1.3 業種別廃棄物移動量.....	Ⅲ-5
8	2.2 届出外排出量の推計結果.....	Ⅲ-6
9	2.2.1 対象業種のすそ切り以下の排出量推計.....	Ⅲ-7
10	2.2.2 農薬の補助剤.....	Ⅲ-8
11	2.2.3 殺虫剤.....	Ⅲ-8
12	2.2.4 界面活性剤（洗浄剤・化粧品等）.....	Ⅲ-9
13	2.2.5 届出外排出量の推計値に関するまとめ.....	Ⅲ-9
14	2.3 PRTR データのまとめ.....	Ⅲ-10
15	3. AE の流通量データからの環境排出量推定.....	Ⅲ-11
16	3.1 流通量データおよび排出先の環境媒体の特定.....	Ⅲ-12
17	3.2 使用レベルの需要分野からの排出量推定.....	Ⅲ-14
18	3.3 消費レベルの需要分野からの排出量推定.....	Ⅲ-16
19	3.4 推定対象範囲外の排出量について.....	Ⅲ-18
20	3.5 流通量データベースの排出量推定のまとめ.....	Ⅲ-19
21	4. 本章のまとめ.....	Ⅲ-20
22	5. 参考文献.....	Ⅲ-20
23		

1 第III章 発生源の特定と環境排出量の推計

3 1. はじめに

5 本章では、AEの主要な発生源および排出先環境媒体の特定、環境排出量の推定を行う。解析には、
6 AEに関する3年分のPRTRデータのほか、AEの流通量データも用いた。なお、本章に用いられたPRTR
7 データと流通量データは、何れも化管法指定範囲のC12~15の混合物に関するデータであることを念
8 頭においていただきたい。

9 AEのマテリアルフローを図III.1に示した。AEは主に家庭用洗浄剤および業務用洗浄剤として使用
10 されるため、使用後は殆どが直接水域へ排出されると考えられる。ただし、事業所に設置された排水
11 処理施設および下水処理場から搬出される活性汚泥については、廃棄されるものとして取り扱った。



13 図III.1 AEのマテリアルフロー図

16 AEは1999年に制度化された化管法の第一種指定化学物質(政令番号307)であることから、PRTR
17 制度により事業所および家庭から環境中への排出量が公表されている。しかし、事業所から排出され
18 るAEの量について、PRTR制度では、2002年度まで対象業種の違いに関わらず、ほぼ一律の排出係
19 数を用いて集計されていたこと、下水道へ移動した後は推計対象外であることなどから、必ずしもAE
20 の排出実態に即した排出量推計になっているとはいえない。

21 AEの用途から、事業所および家庭における使用時に、AEの殆どが環境中へと排出される可能性が
22 高いと考えられる。よりAEの排出実態に即した暴露評価を行うため、本詳細リスク評価では、AE
23 の使用量を反映している流通量データをもとに、その排出量推定を検討する必要があると判断した。
24 そのため、日本石鹼洗剤工業会および日本界面活性剤工業会より収集した流通量データをもとに、
25 NITEが取りまとめた2002年度のAEの流通量データを入手した(製品評価技術基盤機構, 2003)。こ
26 の流通量データは、PRTR制度に対応したC12~15の同族体範囲のAEに関するもので、AEそのもの
27 の輸出入量、また、製品に含有されての輸出入量を加味した、2002年度における日本国内のAEの流
28 通量を反映したものである。

1 本章では、公表された PRTR データの概要を紹介するとともに、入手した 2002 年度の AE の流通量
2 データを用いて、AE の発生源の特定と環境排出量の推定に関する解析を行った。

4 2. PRTR 制度の集計・推計データ

6 PRTR 制度により対象業種の事業所や非対象業種の事業所、家庭からの AE 排出量が報告されてい
7 る。入手可能なデータは 2001 年度からの 3 年分である（2005 年現在）。PRTR 制度による対象事業所
8 の報告値の集計結果および国による推計結果は、毎年発表されているが、発表後も毎年修正が加えら
9 れているため、データは 2005 年 3 月の発表データ（2001 年度と 2002 年度は修正後のデータ）（経済
10 産業省，2005；環境省，2005）に統一して示した。本節では 2005 年 3 月に発表した 3 年分の PRTR デ
11 ータの概要を紹介するとともに、2002 年度のデータのみを対象に詳細な解析を行った。

12 PRTR 制度はまだ施行されて間もないため、推計方法等の改定が毎年行われているのが実状である。
13 従って、各年の集計・報告値から排出量等の経年変化を比較することは難しく、ここではその詳細に
14 ついては言及しない。

16 2.1 届出対象事業所からの排出・移動量の報告結果

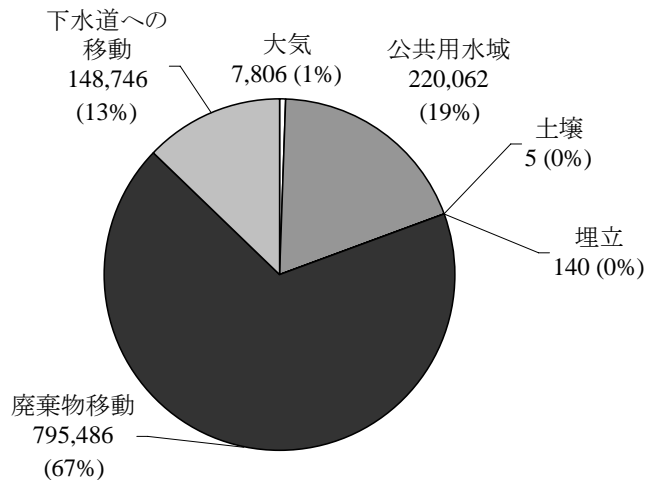
17 届出対象事業所とは、政令で定める製造業等 23 の業種に属する事業を営み、常用雇用者数 21 人以
18 上であり、且つ対象化学物質の年間取扱量が 1 t（2001 年度および 2002 年度は 5 t）以上の事業所を有
19 している等、一定の要件に該当する事業者を指す（ここに示した要件を満たさない対象業種は、すそ
20 切り以下の対象業種と称する）。該当する事業者には、対象化学物質の環境に排出される量（排出量）
21 および廃棄物等に含まれて事業所の外に移動する量（移動量）の届出が義務付けられている。表Ⅲ.1
22 に届出対象事業所から報告された過去 3 年間の AE 排出・移動量および届出事業所数を示した。届出
23 対象事業所の要件となる化学物質取扱量が 5 t/年から 1 t/年へ変更された 2003 年度の報告件数は増加
24 していた。しかし、報告した排出量および移動量には顕著な増加傾向はみられなかった。排出先環境
25 媒体の内訳をみると、土壌への排出（埋立を含む）は、報告件数が非常に少なく、2003 年度には 0 件
26 になっていた。このことから土壌は、AE の恒常的に排出される環境媒体ではないと判断した。また、
27 大気への排出は毎年 20～30 の報告件数があるが、排出量は何れも全排出量・移動量の 1%未満で、大
28 気は AE の排出先環境媒体として無視されてもよいことを示唆した。一方、公共用水域への排出や下
29 水道への移動に関する報告件数が多く、例えば、排出量のみに着目すると、公共用水域への排出量が
30 毎年全排出量の 96%以上を占めていて、AE は殆ど水域へ排出されていることを示唆した。

31 図Ⅲ.2 に 2002 年度における届出対象事業所からの排出量・移動量の割合を示した。報告値全体から
32 見ると、廃棄物移動量が全体の 67%を占めており、公共用水域への排出量は 19%、下水道への移動量
33 は 13%と続いていた。大気、土壌および埋立の排出量は、排出量全体に占める割合から無視してもよ
34 いことから、以後の業種別および地方別の環境排出量の集計値に関しては、公共用水域への排出量に
35 ついてのみ示すこととした。

1 表Ⅲ.1 届出対象事業所の AE 排出量・移動量の報告値および届出事業所数（経済産業省，2005；環
 2 境省，2005）

		2001年度（平成13年度）		2002年度（平成14年度）		2003年度（平成15年度）	
		排出・移動量 （kg/年）	届出 事業所数	排出・移動量 （kg/年）	届出 事業所数	排出・移動量 （kg/年）	届出 事業所数
排出量	大気	4,699	25	7,806	23	10,715	31
	公共用水域	225,979	112	220,062	107	249,412	165
	土壌	2	2	5	1	0	0
	埋立	0	0	140	1	0	0
	合計	230,680	129	228,013	121	260,127	187
移動量	廃棄物移動	1,176,122	220	795,486	228	928,054	355
	下水道への移動	167,830	103	148,746	95	149,542	140
	合計	1,343,952	263	944,232	268	1,077,595	409
排出・移動量合計		1,574,633	344	1,172,244	340	1,337,722	547

3



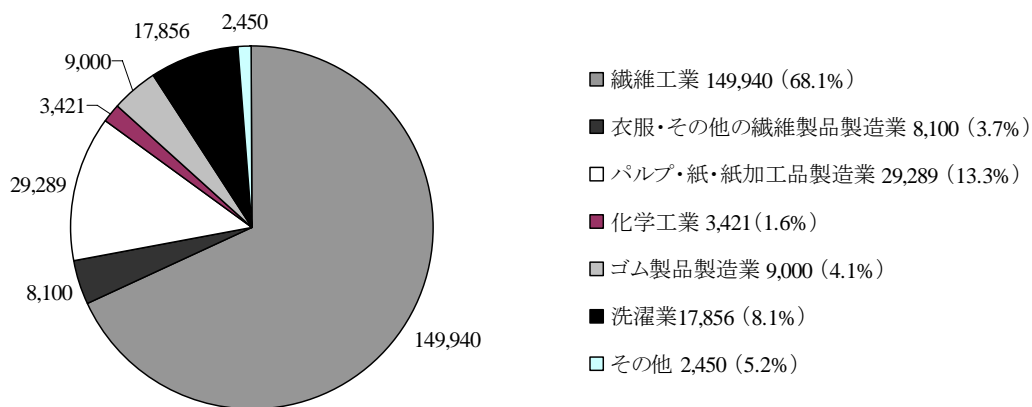
4

5 図Ⅲ.2 2002年度における届出対象事業所からの排出量・移動量の割合（経済産業省，2005；環境省，
 6 2005）

7

8 2.1.1 業種別排出量

9 図Ⅲ.3 に2002年度の公共用水域への届出対象業種別 AE 排出量を示した。排出量1t未満の9業種
 10 はその他にまとめた。繊維工業では、AEは繊維の洗浄、紡績油剤等として使用されており、その繊
 11 維工業からの排出量が最も多く、全排出量の68%に相当することが示された。



1

その他の内訳は、食料品製造業 410 kg/年、飲料・たばこ・飼料製造業 110 kg/年、石油製品・石炭製品製造業 24 kg/年、プラスチック製品製造業 31 kg/年、なめし革・同製品・毛皮製造業 260 kg/年、金属製品製造業 710 kg/年、電気機械器具製造業 195 kg/年、輸送用機械器具製造業 7 kg/年、その他の製造業 710 kg/年。

2

図Ⅲ.3 2002年度における公共用水域への届出対象業種別 AE 排出量 (kg/年) (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

3

4

5 2.1.2 地方別排出量

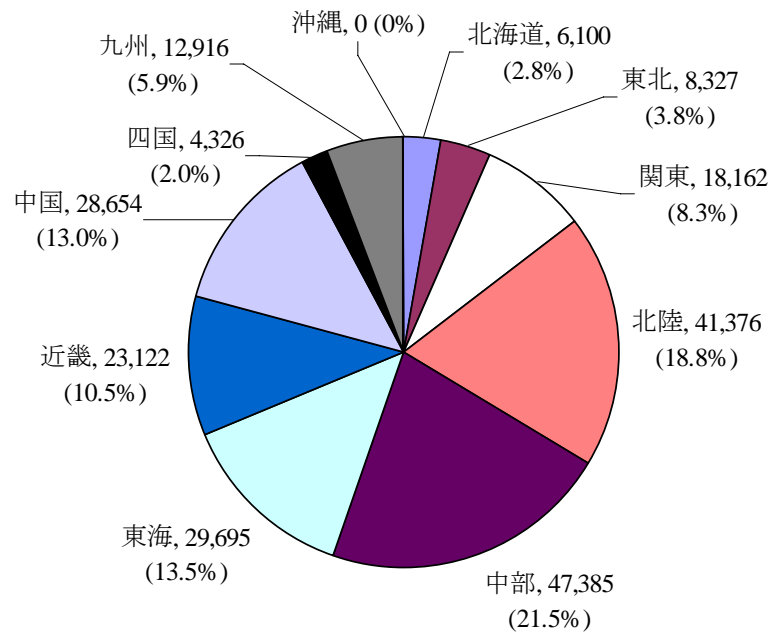
6

届出事業所から公共用水域への地方別排出量を図Ⅲ.4 に示した。中部地方 (福井県, 山梨県, 長野県, 岐阜県) が全体の 21.5% (47,385 kg/年) で最も多く, ついで北陸地方 (新潟県, 富山県, 石川県) が 18.8% (41,376 kg/年) という順であった。最も少ないのは沖縄で, 届出件数は 0 であった。

9

中部地方の届出事業所の内訳を確認したところ, 繊維工業の 1 事業所で 32 t/年を排出しており, 他の事業所からの排出量は 1 桁近く少なかった。一方, 北陸地方の届出事業所は, 繊維工業の 3 事業所からそれぞれ 10 t/年前後が排出されていた。他の地方における業種別の排出量では, 東海, 近畿および中国地方で繊維工業からの排出が最も大きかった。また, 東北および中国地方はパルプ・紙・紙加工品製造業からの排出が最も多く, 九州では洗濯業からの排出が 94% を占めていた。

13



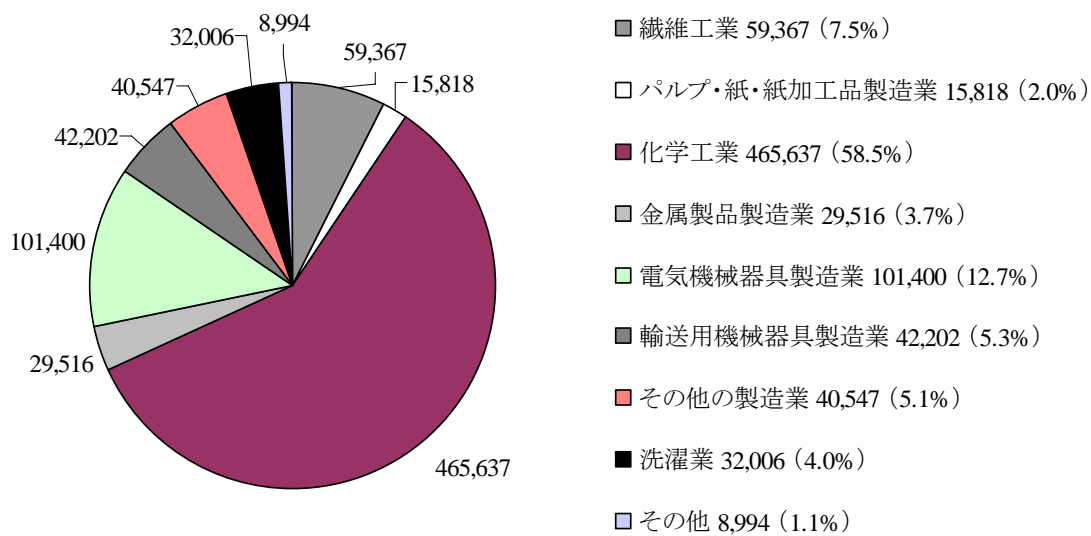
図Ⅲ.4 2002年度における公共用水域への届出対象地方別 AE 排出量 (kg/年) (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

2.1.3 業種別廃棄物移動量

図Ⅲ.5 に全排出・移動量の報告値の 67%の量に相当する廃棄物移動量の業種別内訳を示した。ここで、廃棄物移動量が 10 t 以下である 8 業種は、その他にまとめた。

化学工業が全廃棄物移動量の 58%を占めていた。化学工業における AE の用途（製造および化学製品製造時の添加剤等）、および製造段階からの排出は殆どないこと（日本化学工業協会, 2003）から、報告された廃棄物への移動は、主に加工ロス分によるものだと考えられる。

化学工業以外の業種は、全廃棄物移動量の残りの 42%を占めている。これらの業種において、AE は主に工業用洗浄剤として使用されているため、この分の廃棄物移動量は、排出段階における除去分の可能性があると考えられる。



その他の内訳は、食料製品製造業 1 kg/年、衣服・その他の繊維製品製造業 4,977 kg/年、石油製品・石炭製品製造業 2,646 kg/年、プラスチック製品製造業 24 kg/年、なめし革・同製品・毛皮製造業 1,000 kg/年、窯業・土石製品製造業 1 kg/年、一般機械器具製造業 95 kg/年、一般廃棄物処理業 250 kg/年。

図Ⅲ.5 2002年度における届出対象業種別 AE 廃棄物移動量 (kg/年) (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

2.2 届出外排出量の推計結果

PRTR 制度において、届出対象事業所以外から環境中へ排出された AE の量は、国により推計された値が報告されている。本項では、報告された国の推計結果 (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005) をもとに、推計の対象発生源および発生源ごとの推計方法についての概要を示した。

表Ⅲ.2 に過去 3 年間の AE 排出推計の対象発生源を示した。また、発生源ごとの推計方法について、各年で大きな変更がない場合は、2002 年度の推計方法を例に示した。

表Ⅲ.2 AE 届出外排出量の推計対象発生源 (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

年度	すそ切り以下 ¹⁾	農薬	殺虫剤	界面活性剤 (洗剤・化粧品等)
	対象業種	非対象業種 / 家庭	非対象業種 / 家庭	非対象業種 / 家庭
2001 年度	○ ²⁾	○	— ²⁾	○
2002 年度	○	○	—	○
2003 年度	○	○	○	○

¹⁾ 届出対象事業所の要件を満たさない対象業種は、すそ切り以下の対象業種 (届出外対象事業所) と称する。²⁾ 推計対象発生源として考慮した場合を○、考慮していなかった場合を—で示す。

1 2.2.1 対象業種のすそ切り以下の排出量推計

2 2001年度および2002年度における推計では、他の多くの化学物質と同様、①事業所あたりの平均取
 3 扱量、②事業所あたりの平均排出係数、③届出対象となっていない事業所数などを推定し、それらを
 4 乗じて算出されている。例として、2002年度の推計に使用されたパラメータを表Ⅲ.3に示した。

5

6 表Ⅲ.3 2002年度における業種別推計排出量および推計に用いられたパラメータ（経済産業省、
 7 2005；環境省、2005）

業種	平均 取扱量 (kg/事業所)	排出 係数	化学物 質取扱 比率	推定対象事業所 数		届出事業所数		排出量 推計値 (kg)
				分類		分類		
				Ⅲ・Ⅳ ¹⁾	Ⅱ ¹⁾	Ⅲ・Ⅳ ¹⁾	Ⅱ ¹⁾	
食料品製造業	161.9	0.12852	0.204	30,608	8,643		2	166,479
飲料・たばこ・飼料製 造業	1040.4	0.12852	0.217	5,328	933		1	181,851
繊維工業	831.0	0.12852	0.228	24,270	1,330		44	617,953
衣服・その他の繊維製 品製造業	662.6	0.12852	0.259	29,896	3,105		7	727,988
パルプ・紙・紙加工品 製造業	230.2	0.12852	0.091	9,640	2,323		9	31,893
出版・印刷・同関連産 業	41.5	0.12852	0.026	25,260	2,972		2	3,899
化学工業	1186.0	0.00112	0.056	3,503	2,444	15	190	239
プラスチック製品製 造業	213.5	0.12852	0.008	19,545	4,081		8	5,076
ゴム製品製造業	203.0	0.12852	0.019	5,373	1,000		2	3,105
窯業・土石製品製造業	941.3	0.12852	0.022	18,615	3,382		1	58,308
金属製品製造業	89.5	0.12852	0.024	64,459	6,694		5	19,436
一般機械器具製造業	3.5	0.12852	0.009	55,750	7,964	1	1	256
電気機械器具製造業	191.6	0.12852	0.017	22,855	9,021		6	12,900
輸送用機械器具製造 業	222.4	0.12852	0.086	17,305	4,812		6	54,477
非鉄金属製造業	176.4	0.12852	0.048	3,834	1,143			5,418
精密機械器具製造業	14.6	0.12852	0.050	7,049	1,467			793
その他の製造業	380.5	0.12852	0.044	21,749	1,246		9	48,848
洗濯業	438.9	0.12852	0.273	1,982	64		19	30,513
電気業	409.0	0.12852	0.022	129	194			368
鉄道業	6.2	0.12852	0.051	649	477			45
自然科学研究所	4.5	0.12852	0.023	789	582			18

8 ¹⁾Ⅱ：常用雇用者数≥21人、且つ対象化学物質の年間取扱量<5t（2003年度以降は1t）

9 Ⅲ：常用雇用者数<21人、且つ対象化学物質の年間取扱量<5t

10 Ⅳ：常用雇用者数<21人、且つ対象化学物質の年間取扱量≥5t

11

12 2003年度のAE排出量推計では、当初2年間の「業種別・対象化学物質別に平均取扱量、平均排出係
 13 数等を用いて算出する方法」から、「主要な排出源が把握可能な対象化学物質の出荷量等を用いて算
 14 出する方法」への変更となった。AEのすそ切り以下の排出源は「工業用洗浄剤」と「化学製品の製造」
 15 が該当しており、それぞれの推計方法は異なっていた。

1 このうち、工業用洗浄剤は、日本石鹼洗剤工業会および日本界面活性剤工業会から得られた全国販
 2 売量と排出率より算出されている。また、化学製品の製造に関わる排出は、日本化学工業協会による
 3 調査結果を用いて算出されている。なお、これらの推計結果は、届出事業所からの排出量も含んだ結
 4 果であるため、総排出量に「事業者規模21人未満の割合」と「年間取扱量1 t 未満の割合」をそれぞれ
 5 乗じて、重複を差し引くことで補正を行い、すそ切り以下の排出量の推計値としていた。表III.4に、
 6 対象業種すそ切り以下の事業者の推計排出量をまとめた。

7

8 表III.4 対象業種すそ切り以下の事業者の排出量推計結果（経済産業省，2005；環境省，2005）

	2001年度	2002年度	2003年度
すそ切り以下排出量 (kg/年)	1,521,115	1,969,864	296,666
公共用水域への排出量構成比	80.7%	96.5%	95.9%

9

10 2.2.2 農薬の補助剤

11 AEは農薬の補助剤として使用されており、使用時に100%土壌へ排出されると想定して推計が行わ
 12 れていた。その排出量の推計では、都道府県別・農薬種類別の出荷量を適用対象（田，畑，家庭
 13 等）に配分し、その出荷量に農薬種類別に含まれる対象化学物質の含有率を乗じて推計している。
 14 求められた各年の農薬に係るAE排出量を表III.5に示した。表III.5の結果を参照すると、農薬に含ま
 15 れるAEの多くが果樹園および畑で使用されていることが分かる。

16

17 表III.5 農薬に係る適用対象別排出量の推計結果 (kg/年)（経済産業省，2005；環境省，2005）

年度	非対象業種						家庭	合計
	田	果樹園	畑	ゴルフ場	森林	その他の 非農耕地	家庭	合計
2001年度	14,802	160,611	76,605	1,047	19,761	4,121	7,048	283,995
2002年度	14,184	176,304	154,486	848	13,474	3,355	6,481	369,131
2003年度	13,202	169,664	60,653	961	6,780	3,469	11,978	266,707

18

19 2.2.3 殺虫剤

20 殺虫剤としてのAEの用途は、防疫用殺虫剤およびしろあり防除剤である。2つの用途はともに環
 21 境中への排出率が100%とされていた。防疫用殺虫剤としてのAEは、第3回（2003年度）の推計で
 22 初めて対象化学物質に追加され、また、しろあり防除剤自体は、第3回で新たに推計が始まった発生
 23 源である。

24 防疫用殺虫剤は自治体と防疫業者で使用されているため、全量が非対象業種からの排出である。そ
 25 の使用比率は、自治体が7割で防疫業者が3割であった。また、しろあり防除剤は、業務用および家
 26 庭用があり、アンケート調査によりその出荷量を決定し、それぞれの量を排出量としていた。殺虫剤
 27 の排出先媒体は、防疫用殺虫剤の自治体使用分のみ、側溝で使用されることから排出先媒体は水域で
 28 あると判断されたが、防疫業者使用分の防疫用殺虫剤およびしろあり防除剤に関しては記述がなかつ

1 た。表Ⅲ.6に殺虫剤を発生源とした排出量の報告値を示した。

3 表Ⅲ.6 殺虫剤に係る排出量推計結果 (kg/年) (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

年度	防疫用殺虫剤	しろあり防除剤		計
	非対象業種	非対象業種	家庭	
2003年度	8,800	3,530	61	12,391

5 2.2.4 界面活性剤 (洗浄剤・化粧品等)

6 界面活性剤として使用されている AE の流通量データは、本章の 3 節でも示すように、日本石鹼洗
7 剤工業会および日本界面活性剤工業会の調査結果より得られている。この調査では、下水処理場の普
8 及率および合併処理浄化槽の普及率を勘案し、それぞれの除去量と、農薬として推計された排出量を
9 減じた量が環境排出量とされていた。また、合併処理浄化槽における AE 除去率は、下水処理場にお
10 ける除去率の実測値を参考に 98%とされている。表Ⅲ.7に需要分野別の出荷量および推計した排出量
11 を示した。

13 表Ⅲ.7 界面活性剤の出荷量および排出量推計結果 (t/年) (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

	排出先 媒体	2001年度	2002年度	2003年度
出荷量				
身体用洗浄剤	水域	1,091	1,199	496
香粧・医薬品工業	水域	1,548	1,919	1,962
業務用洗浄剤	水域	5,064	6,188	7,998
洗濯・台所・住宅用等洗浄剤	水域	52,494	63,507	66,488
農薬・肥料・飼料工業 (農薬は別途推計)	土壌等	—	—	770
合計		60,197	72,814	77,714
環境排出量		16,648	18,831	19,069

15 2.2.5 届出外排出量の推計値に関するまとめ

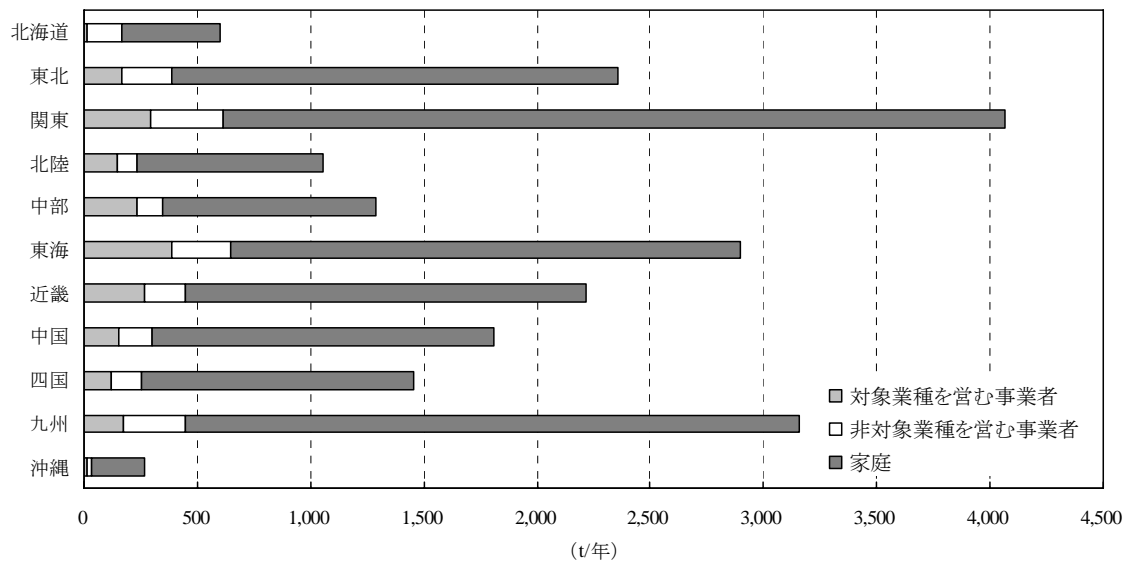
16 表Ⅲ.8に、現在までに報告された PRTR 制度による AE の排出量推計値を示した。推計された届出
17 外排出量は、界面活性剤としての用途による排出が、約 90%を占めており (2003年度では、届出対象
18 事業所が増えたため、推計量の 97%が界面活性剤による排出であった)、また、界面活性剤の多くが
19 家庭で使用されているため、家庭からの排出が各年とも全届出外排出量推計値の 80%以上を占めてい
20 た。

21 図Ⅲ.6に地方別届出外排出量を示した。AE は主に家庭で使用されているため、人口が密集してい
22 る地域および污水处理施設の普及率が低い地域において、その排出寄与が大きいと考えられる。関東
23 地方と九州地方は、それぞれ人口の密集地域または污水处理普及率の低い地域に該当しているため、
24 他の地域とを比較して、排出量が多く推計されていた。

26 表Ⅲ.8 届出外対象業種等からの排出量推計結果 (t/年) (経済産業省, 2005 ; 環境省, 2005)

	すそ切り以下対象業種	農薬		殺虫剤		界面活性剤		全排出量推計値の合計	界面活性剤の全排出量に対する割合(%)	家庭からの全排出量に対する割合(%)
		非対象業種	家庭	非対象業種	家庭	非対象業種	家庭			
2001年度	1,521	277	7	—	—	1,355	15,294	18,454	90.2	82.9
2002年度	1,970	363	6	—	—	1,548	17,282	21,170	88.9	81.7
2003年度	297	12	255	12	0.06	2,372	16,697	19,645	97.1	86.3

1



2

3 図III.6 2002年度における届出外対象業種の地方別AE排出量(経済産業省, 2005; 環境省, 2005)

4

5 2.3 PRTR データのまとめ

6 PRTR 制度に基づいた AE の環境排出量について, 2.1 項の届出排出量・移動量の報告値と 2.2 項の
7 届出外排出量の推計値を表III.9 にまとめた. 全環境排出量のうち, 毎年9割以上の排出量は届出外の
8 排出量であり, 特に家庭からの排出は約8割を占めていることが明らかになった.

9

10 表III.9 PRTR 制度に基づいた AE の環境排出量のまとめ (kg/年) (経済産業省, 2005; 環境省, 2005)

	届出排出量			届出移動量		届出外排出量			合計	
	大気	土壌	埋立	公共用水域	廃棄物	下水道	対象業種を営む事業者	非対象業種を営む事業者		家庭
01 量	4,699	2	0	225,979	1,176,122	167,830	1,521,115	1,631,653	15,300,760	20,028,160
年割合 (%)	0.0	0.0	0.0	1.1	5.9	0.8	7.6	8.2	76.4	100
				7.8				92.2		

02 量	7,806	5	140	220,062	795,486	928,054	1,969,864	1,910,828	17,288,940	22,341,877
年 割合	0.0	0.0	0.0	1.0	3.6	0.7	8.8	8.5	77.4	100
度 (%)	5.3						94.7			
03 量	10,715	0	0	249,412	148,746	149,542	296,666	2,639,323	16,708,773	20,982,485
年 割合	0.1	0.0	0.0	1.2	4.4	0.7	1.4	12.6	79.6	100
度 (%)	6.4						93.6			

1

2 3. AE の流通量データからの環境排出量推定

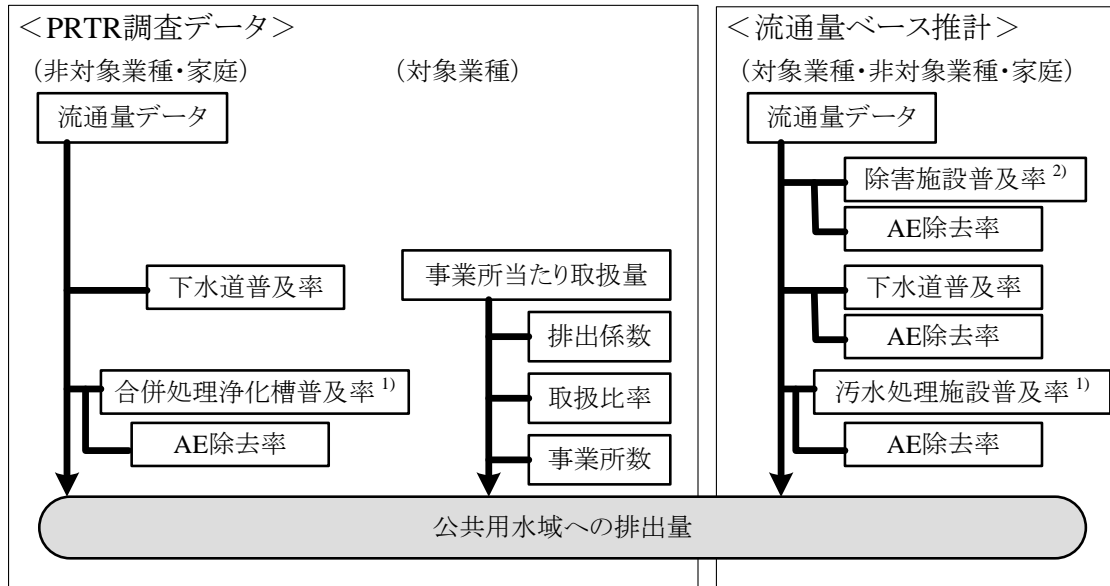
3

4 前節では、PRTR 制度により報告された AE の届出環境排出量の報告値および届出外環境排出量の
5 推計値に関する概要を示した。2002 年度までの PRTR 制度による報告値では、届出外対象事業所から
6 の排出量はほぼ全業種で同じ排出係数（表Ⅲ.3）を用いており、また、対象業種からのすそ切り排出
7 量推計に使用しているパラメータを事業所へのアンケート結果から得ているが、その信頼性は十分で
8 はない。更に、家庭から排出される汚水中の界面活性剤を処理する施設として、下水処理場と合併処
9 理浄化槽のみを考慮しており、その他のコミュニティプラントや農業集落排水施設等は考慮されてい
10 ない。また、下水処理場へ移動した AE の残存分についての推計は行われていない。

11 PRTR 制度は、本来リスク評価のための正確な排出量データを推計する目的ではない。また、AE の
12 ように使用時に使用量の殆どが環境中へ排出される物質では、最大使用量である流通量からトップダ
13 ウン式で各污水处理施設の除去を考慮して排出量を推定するほうが、より現実に即した推定が可能に
14 なると考えられる。実際では、PRTR 制度のすそ切り以下の排出量推計でも、2003 年度より既に流通
15 量データをベースにした推計法へと移行している。従って、本節では、上記の考えを踏まえ、用途別
16 の流通量をもとに、その環境排出量の推定を検討することにした。

17 図Ⅲ.7 に、AE 使用段階における、PRTR 制度による排出量推計法と流通量をベースとした推定法の
18 概要を示した。図に示したように、本節の推定では流通量データを全ての排出量推定の元データとし
19 て一貫して使用することとした。

20



図III.7 公共用水域への排出量推定法比較 (AE使用段階)

- 1)¹⁾ 家庭からの排出についてのみ考慮
 2)²⁾ 事業所からの排出についてのみ考慮

表II.4 に示したように、AE 各同族体の蒸気圧は非常に小さいため、大気へは殆ど排出されないと考えられる。従って、入手した AE 流通量データの需要分野ごとに 1 次排出先の環境媒体は、水域または土壌であると判断した上で、水域へと排出された AE については、事業所における除害施設普及率および汚水処理施設普及率を考慮し、最終的に公共用水域へと排出されると考え、その排出量を求めた。また、土壌へ排出された AE は、流出係数を乗じて公共用水域への排出量として推定した。

3.1 流通量データおよび排出先の環境媒体の特定

表III.10 に、2002 年度界面活性剤流通状況調査報告書による日本全国の AE 流通量データ（製品評価技術基盤機構，2003）および設定した排出先環境媒体を示した。このデータは、PRTR 制度における界面活性剤からの排出量推計の基礎データとしても使用され（2.2.4 項）、日本界面活性剤工業会および日本石鹼洗剤工業会による会員企業への実態調査結果を取りまとめたものである。また、表III.11 には AE が使用される各業種およびその主な用途をまとめた。

環境中への AE の排出には、何らかの製品製造時に使用され、その全量が事業所から排出される場合と、製品製造時には排出されない（製品内に含まれて出荷される）が、その製品が消費される時に環境中へ排出される場合があり、それぞれの排出後の処理特性を考慮する必要がある。ここでは、前者の需要分野は「使用レベル」、後者の需要分野は「消費レベル」と定義し、表III.11 に示した業種を 2 つの需要分野（表III.10）に分けて、それぞれの排出量推定を行った。

なお、表III.11 の用途のうち、農薬類以外の用途は、土壌に直接散布する可能性は考えられないため、全て水域への排出とした。

「消費レベル」に該当する用途のうち、「染料・顔料・塗料・インキ工業」「土木・建築・窯業」お

よび「石油・タール・鉱業・燃料工業」では、消費時に AE がどのように環境へ排出されるかの情報は入手できなかった。本節では安全側推定の観点から、これらの AE 用途は全て屋外用途であり、使用時に雨水による洗い流し等による排出があると想定し、水域に 100%排出されるものとして扱った。

また、「その他」の需要分野については、詳細情報がなかったうえ、PRTR 制度では推計対象になっていなかったが、2002 年度では AE 流通量全体の約 4%を占めていた。他の需要分野の流通量は 1%前後のものが多いことから、本詳細リスク評価書では「その他」の流通量は無視できないと判断した。そこで、「その他」の流通量 (4,676 t/年) は、使用レベルと消費レベルにそれぞれ半分ずつ割り振り、排出先の媒体は水域であると想定した。

以上の考えに基づき、流通量データからの環境排出量の割り振りを行った結果として、水域への排出量は両需要分野で 75,741 t/年であり、土壌へは 697 t/年の排出となった。

表Ⅲ.10 AE の需要分野別流通量データおよび排出先環境媒体 (2002 年度)

使用レベル需要分野 (製品製造時の使用に伴う排出)	流通量 (t/年)	排出先 媒体	消費レベル需要分野 (出荷後の製品の消費に伴う排出)	流通量 (t/年)	排出先 媒体
食品工業	611	水域	石油・タール・鉱業・燃料工業	75	水域
繊維工業	2,853	水域	染料・顔料・塗料・インキ工業	354	水域
紙・パルプ工業	268	水域	土木・建築・窯業	116	水域
ゴム・プラスチック工業	1,605	水域	環境保全	45	水域
皮革工業	46	水域	農薬・肥料・飼料工業	697	土壌
金属・機械工業	1,009	水域	香粧・医薬品工業	1,919	水域
クリーニング業	993	水域	業務用洗浄剤	6,188	水域
情報関連産業	37	水域	身体用洗浄剤 (パーソナルケア)	1,199	水域
その他	2,338	水域	家庭用洗浄剤 (ハウスホールド)	63,507	水域
			その他	2,338	水域
小計 (水域への排出)		9,759	小計 (水域への排出)		75,741
			小計 (土壌への排出)		697
			排出量計		86,197

[出典：2002 年度界面活性剤流通状況調査報告書 (製品評価技術基盤機構，2003) より作成]

表Ⅲ.11 AE が使用される業種およびその主な用途

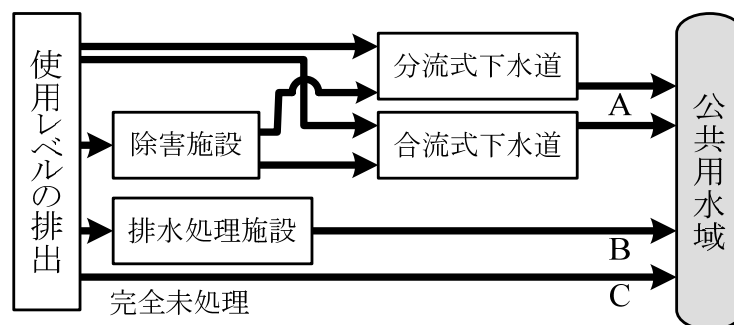
業種	主な用途
石油・タール・鉱業・燃料工業	水分離剤
食品工業	食品工場洗浄剤
繊維工業	洗浄剤，潤滑油剤，均染剤，柔軟剤
紙・パルプ工業	脱樹脂剤，脱墨剤
染料・顔料・塗料・インキ工業	分散剤，乳化剤
ゴム・プラスチック工業	乳化重合剤，分散剤
毛革工業	脱脂剤，柔軟剤
土木・建築・窯業	減水剤，AE 剤 [*] ，気泡剤
機械・金属工業	切削，圧延油乳化剤
環境保全	油回収剤，消泡剤
クリーニング工業	洗浄剤

情報関連産業	プリント基板洗浄剤
農薬・肥料・飼料工業	展着剤，分散剤，肥料固結防止剤
香粧・医薬品工業	乳化剤
業務用洗浄剤	洗浄剤
身体用洗浄剤（パーソナルケア）	洗浄剤
家庭用洗浄剤（ハウスホールド）	洗浄剤

*コンクリートのワーカビリティ，耐凍性を向上させる混和剤の一つで界面活性剤の一種

3.2 使用レベルの需要分野からの排出量推定

使用レベルの需要分野では，排出先は全て水域と想定した．しかし，これらの事業所から排出される AE は，排水処理施設および下水処理場を経由する可能性があり，全てが未処理のまま公共用水域へ到達するわけではないと考えられる．従って，各処理施設の設備，普及率および AE 処理比率を考慮し，最終的に公共用水域へ排出される AE の量を推定した．ここで，AE は易分解性物質であり，家庭から下水処理施設に流達する際，下水道管渠等内の移動や滞留時にも一部の分解を受けると考えられるが，本章では概況をつかむために，移動および滞留時の分解による減少は考慮しなかった．図 III.8 に使用レベルの需要分野から排出された AE が，公共用水域へ排出されるまでのフローを示した．



図III.8 使用レベルの需要分野における AE 排出量推定の概念図

2002 年 3 月末における日本全国の除害施設設置済事業所数は 91,924 事業所であり（国土交通省，2003），また，3 年に 1 度行われている「事業所・企業統計調査」では，2001 年の民営事業所数は全業種で 6,350,101 事業所であった（総務省統計局，2005）．従って，除害施設を設置している事業所の割合が，全業種に着目した場合と AE を使用している業種に着目した場合で等しいと仮定すると，除害施設を設置している事業所の割合は， $91,924 / 6,350,101 = 0.014$ となった．また，下水道へ接続していない事業所がどのくらいの割合で排水処理施設を設置しているのか，詳細なデータは入手できなかった．そこで，下水道へ接続していない事業所から排出される排水の処理施設の普及率が，下水処理場以外の汚水処理施設普及率とほぼ等しいと想定し，推定を行った．

下水処理場における AE 除去率の調査結果は，国内外で報告されている（日本石鹼洗剤工業会，2001；丸山ら，2001；Fendinger *et al.*, 1995；Feijt & van de Plassche, 1995）が，その殆どが 98% 以上の除去率を報告し，下水処理場における AE の除去率が非常に高いことを示した．本詳細評価書では，

1 国土環境株式会社（2005）による国内の2つ下水処理場の実測値である98%と99%を参考に、AEの
2 除去率は98%と設定した。

3 下水処理場以外の下水処理施設におけるAE除去率に関しては、殆ど情報がなかった。そこで、合
4 併処理浄化槽におけるBOD除去率（90%以上）（環境省，2003）を用いて、下水処理場以外の各種排
5 水および汚水処理施設におけるAE除去率を90%とした。

6 更に、下水処理場に排水を持ち込む下水道は、分流式下水道と合流式下水道に分けられるため、合
7 流式下水道が普及している地域では、雨天時の越流を考慮に入れたAE除去率を設定する必要がある
8 と考え、国土交通省（2002a）が合流式下水道を対象に行った晴天時と雨天時の年間BODの負荷量の
9 推定結果を引用した（表Ⅲ.12）。

11 表Ⅲ.12 合流式下水道における年間BOD総流入負荷量および流出負荷量¹⁾（10³t/年）

項目	晴天時		雨天時			年間
	晴天時汚水起因	雨天時汚水起因	雨水起因		小計	負荷量合計
流入	664	99	46		145	809
流出	晴天時高級処理	雨天時高級処理	簡易処理	未処理	小計	負荷量合計
	25	4	26	40	70	95

12 ¹⁾ 国土交通省，2002a

13

14 表Ⅲ.12より、雨天時のBOD除去率は $(145-70)/145=0.52$ であった。晴天時と雨天時の流入BOD
15 比率を考慮に入れ、屋外からの流入を無視したうえで年間の除去率を計算すると、 $(0.98 \times 664 + 0.52$
16 $\times 99) / (664 + 99) = 0.92$ となった。下水処理場におけるAEの除去率は、BOD除去率に比べて同等
17 以上であることから（例、日本石鹼洗剤工業会，2001；丸山ら，2001；Fendinger *et al.*, 1995），合流式
18 下水道普及地域の年間AE除去率は0.92を採用した。

19 以上の情報より求められた各汚水処理施設の普及率およびAE除去率を、表Ⅲ.13にまとめた。

20

21 表Ⅲ.13 2002年度の汚水処理施設普及率および各施設におけるAE除去率

汚水処理施設	普及率 ¹⁾ (%)	AE除去率 (%)
下水処理場 (うち合流式下水道)	65.2 19 ²⁾	— 98 (晴天時) 52 (雨天時) 92 (年間)
(うち分流式下水道)	46.2 ³⁾	98
合併処理浄化槽	7.84	90
コミュニティプラント	0.30	90
農業集落排水施設等	2.45	90

22 ¹⁾ 農林水産省ら，2003

23 ²⁾ 国土交通省，2005a

24 ³⁾ (下水処理場の普及率－合流式下水道普及率)で計算

25

26 これより、使用レベルの需要分野から公共用水域へ排出されるAEの量を以下のように推定した。

1 公共用水域への AE 排出量 [t/年]=

2 下水処理場通過量 (A) + 汚水処理施設通過量 (B) + 完全未処理量 (C)

3 ここで式中の各項は、図Ⅲ.8 の矢印と対応しており、それぞれ以下の式で推定される。

4 $A = \text{水域へ排出される AE の量} \times \{ (\text{除害施設普及率} \times 0.10 + \text{除害施設なし下水道普及率} \times 1.00)$

5 $\times (\text{合流式下水道普及率/下水道普及率} \times 0.08 + \text{分流式下水道普及率/下水道普及率} \times 0.02) \}$

6 $= 9,759 \times \{ (0.014 \times 0.10 + (0.652 - 0.014) \times 1.00) \times (0.19 / 0.652 \times 0.08 + 0.462 / 0.652 \times 0.02) \}$

7 $= 234 \text{ [t/年]}$

8 $B = \text{水域へ排出される AE の量} \times \text{汚水処理施設普及率} \times (1 - 0.90)$

9 $\simeq \text{水域へ排出される AE の量} \times (\text{合併処理浄化槽普及率} + \text{コミュニティプラント普及率}$

10 $+ \text{農業集落排水施設等普及率}) \times 0.10$

11 $= 9,759 \times (0.078 + 0.0030 + 0.0245) \times 0.10$

12 $= 103 \text{ [t/年]}$

13 $C = \text{水域へ排出される AE 量} \times \text{完全未処理率}$

14 $= \text{水域へ排出される AE 量} \times (1 - \text{下水道普及率} - \text{汚水処理施設普及率})$

15 $\simeq \text{水域へ排出される AE 量} \times \{ 1 - \text{下水道普及率} - (\text{合併処理浄化槽普及率}$

16 $+ \text{コミュニティプラント普及率} + \text{農業集落排水施設等普及率}) \}$

17 $= 9,759 \times (1 - 0.758)$

18 $= 2,363 \text{ [t/年]}$

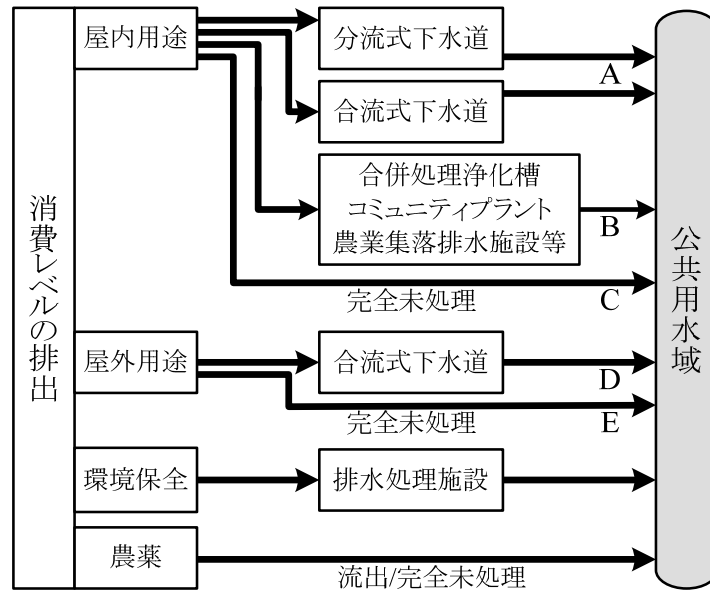
19 以上の結果から、使用レベルの需要分野による公共用水域への AE 排出量推定結果は、A、B、およ
20 び C の和 (234 + 103 + 2,363) であるため、合計で 2,700 t/年となった。

21

22 3.3 消費レベルの需要分野からの排出量推定

23 消費レベルの需要分野から水域へ排出された AE は、下水処理場、合併処理浄化槽、コミュニティ
24 プラントおよび農業集落排水施設等で処理されてから、公共用水域へと排出される。図Ⅲ.9 に消費レ
25 ベルの需要分野から排出された AE が、公共用水域へ排出されるまでのフローを示した。この図に示
26 した通り、消費レベルの需要分野から排出される AE は、その用途により排出される場所が異なるた
27 め、排出場所に接続する汚水処理施設も異なる。

28



図Ⅲ.9 消費レベルの需要分野における AE 排出量推定の概念図

屋内用途から排出された AE（表Ⅲ.10 の水域への排出量のうち、屋外用途と環境分野を除いた分、75,152 t/年）は、一部は下水処理場、合併処理浄化槽、コミュニティプラントおよび農業集落排水施設等の汚水処理施設で処理された後に公共用水域へと排出される。この場合における公共用水域への AE 排出量の推定は、使用レベルの需要分野からの排出量推定と同様、以下の式により求められる。

屋内用途から公共用水域への AE 排出量 [t/年] = 下水処理場通過量 (A)

+ 下水処理場以外の汚水処理施設通過量 (B) + 完全未処理量 (C)

ここで式中の各項は、図Ⅲ.9 の矢印と対応しており、それぞれ以下の式で推定される。

A = 水域へ排出される AE 量 × (合流式下水道普及率 × 0.08 + 分流式下水道普及率 × 0.02)

= 75,152 × (0.19 × 0.08 + 0.462 × 0.02)

= 1,837 [t/年]

B = 水域へ排出される AE 量 × (合併処理浄化槽普及率 + コミュニティプラント普及率

+ 農業集落排水施設等普及率) × 0.10

= 75,152 × (0.078 + 0.0030 + 0.0245) × 0.10 = 796 [t/年]

C = 水域へ排出される AE 量 × (1 - 汚水処理普及率)

= 75,152 × {1 - (0.652 + 0.078 + 0.0030 + 0.0245)} = 18,194 [t/年]

以上より、屋内用途から公共用水域への AE 排出量 (A+B+C) は、20,827 [t/年] と推定された。

一方、屋外における使用を想定した「染料・顔料・塗料・インキ工業」(354 t/年)、「土木・建築・窯業」(116 t/年) および「石油・タール・鉱業・燃料工業」(75 t/年) の用途からの排出は、雨水による洗い流しを想定したため、処理施設は合流式下水道の下水処理場だけであると考えた。従って、屋外用途 (合計 545 t/年、表Ⅲ.9) から公共用水域への排出量は以下のように求められる。

1 屋外用途から公共用水域への AE 排出量[t/年]=

2 下水処理場（合流式）通過量（D）＋完全未処理量（E）

3 ここで D および E は以下の式によって求められる。また、雨天時の排出を考慮しているため、合流
4 式下水道の下水処理場における AE 除去率の 52%を採用した。

5 $D = \text{水域へ排出される AE の量} \times (\text{合流式下水道普及率} \times 0.48)$

6 $= 545 \times (0.19 \times 0.48) = 50 \text{ [t/年]}$

7 $E = \text{水域へ排出される AE の量} \times (1 - \text{合流式下水道普及率})$

8 $= 545 \times (1 - 0.19) = 441 \text{ [t/年]}$

9 以上より、屋外用途から公共用水域への AE 排出量（D+E）は、491 t/年と推定された。

10
11 また、「環境保全」の需要分野では、AE は主に表 III.11 に示した油回収剤の用途で使用されるほか、
12 排水処理時の消泡剤および土壌汚染浄化剤等としても使用されている（経済産業省，2005；環境省，
13 2005）。ここでは、こうした各用途の使用量の情報は入手できず、特に、油回収剤の用途について、海
14 上保安庁のホームページより入手できた情報としては石油流出事故の回数のみであることから（海上
15 保安庁 2005），本詳細リスク評価書では、該当需要分野の AE は全て汚水処理場で使用される消泡剤
16 であると想定し、汚水処理施設における AE 除去率を採用して、公共用水域への排出量を推定するこ
17 とにした。その結果は下記の通り、合計 4.5 t/年であった。

18 環境保全用途から公共用水域への AE 排出量 = 水域へ排出される AE 量（環境保全）× 0.10

19 $= 45 \times 0.10 = 4.5 \text{ [t/年]}$

20
21 また、農薬や肥料の用途からの AE の排出先は土壌であるため、その流出係数を乗じて公共用水域
22 への排出量とした。推計に際し、該当する用途が全て農薬であると仮定し、PRTR の調査結果で AE
23 が最も多く使用されていた果樹園における流出係数 0.028（佐々木，1999）を用いた。その推定結果は
24 下記の通り、合計 19.5 t/年であった。

25 農薬等から公共用水域への AE 排出量 = 土壌へ排出される AE 量（農薬）× 流出係数

26 $= 697 \times 0.028 = 19.5 \text{ [t/年]}$

27
28 図 III.9 に即して以上の各推定結果をまとめると、消費レベルの需要分野から公共用水域への AE 排
29 出量は合計 21,342 (=20,827+491+4.5+19.5) t/年と推定された。

30 3.4 推定対象範囲外の排出量について

31
32 これまで述べてきた流通量ベースの排出量推定では、AE は最終製品として使用される段階のみの
33 排出量推定を対象に行われたものであった。AE の製造・加工工程、および廃棄後の排出は殆どない
34 と判断し、推定を行っていなかったが、その具体的な理由は下記の通りであった。

35 1) 製造段階：AE の製造段階からの排出は、日本化学工業協会（2003）の調査により殆ど無いこと

1 が示されている。

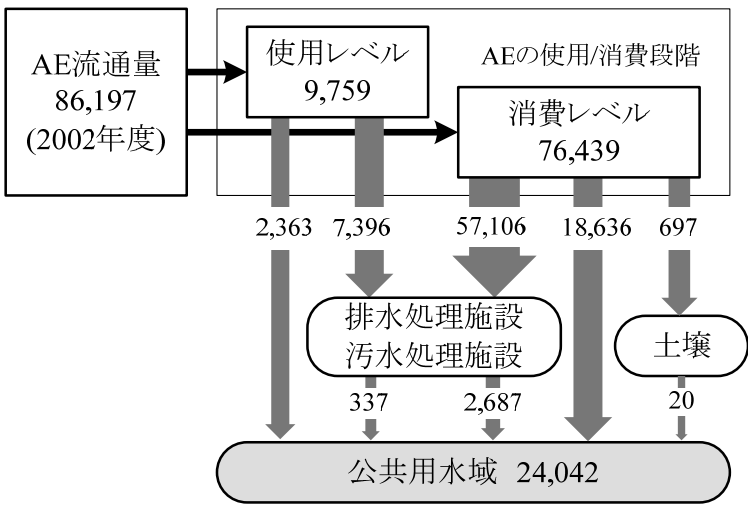
2 2) 加工段階：AE を他の化学物質と混合し，出荷製品へ加工する段階での排出量は，化学工業から
 3 の排出が見込まれているが，流通量ベースでは推定することができなかった。また，PRTR 制
 4 度でも，2002 年度の推計では，AE の「使用段階」からの排出として，原料としての使用時，
 5 溶媒等としての使用時はまとめて扱われていた。しかし 2.2.1 項で示したように，2003 年度の
 6 PRTR 推計では，化学工業における化学製品の製造時の排出は別途推計されており，届出量も
 7 含めて 6,124 kg/年であった。2002 年度もほぼ同量の排出があったと想定すると，全流通量の
 8 0.07%に当たる僅かな量で，それを無視することによる影響は小さいと判断した。

9 3) 廃棄段階：主に界面活性剤として使用されている AE は，その製品使用が直接環境排出につな
 10 がるため，廃棄物として処理される量は多くないと想定した。廃棄物として AE が処分される
 11 過程としては，化学工業における製品原料として使用時の AE 廃棄物移動，事業所の排水処理
 12 施設や污水处理施設からの活性汚泥の移動，容器に付着した AE の残存分の移動等の状況が考
 13 えられた。しかし，AE は活性汚泥中の生分解性が非常に高いため(吉村ら，1990; Talmage, 1994)，
 14 活性汚泥の移動による環境中への排出が殆どないと考えられた。また，消費段階で水域へ直接
 15 排出される AE と比較し，容器に残存する量は非常に少なく，更に，たとえ残存したとしても，
 16 その後の焼却処理等で AE は分解されるため，本詳細リスク評価書では考慮しなかった。

17

18 3.5 流通量データベースの排出量推定のまとめ

19 流通量データをベースに推定した公共用水域への AE 排出量の結果をまとめると，図Ⅲ.10 のよう
 20 になった。図中の矢印の大きさは排出量には比例していない。この図から，流通量データをベースにし
 21 た排出量の推定結果は PRTR のデータ (21,398 t/年) と大きな差はなく，約 11%大きく推定されるこ
 22 とが示された。



23

24 図Ⅲ.10 2002 年度における流通量データをベースにした AE 排出量推定結果 (t/年)

25

1 4. 本章のまとめ

- 2 (1) AEの主な発生源は、最終製品として使用される段階での排出であり、特に洗浄剤用途とし
3 ての家庭における消費段階からの排出が一番多い。PRTRデータでは、届出外排出量は全環
4 境排出量の9割を占めており、そのうち、約8割が家庭からの排出である。
- 5 (2) 事業所からの排出では、主な業種に繊維工業、パルプ・紙・紙加工品製造業、および洗濯
6 業が挙げられ、繊維工業からの排出が最も大きい（届出対象による公共用水域への全排出
7 量の68%を占める）。
- 8 (3) 届出全排出量の96%に相当する量が公共用水域に排出され、排出先の環境媒体は水域であ
9 り、大気および土壌への排出は無視できるほど少ない。
- 10 (4) 地方別の届出外排出量から、人口が密集している地域（関東地方）や污水处理施設の普及
11 率が小さい地域（九州地方）の排出寄与が大きいと考えられる。
- 12 (5) 流通量データベースで推定した2002年度の公共用水域への排出量は24,042 t/年（公共水域
13 への排出量）であり、PRTR制度による21,398 t/年（全ての媒体への届出・届出外排出量合
14 計値）に比べて、11%大きく推定された。

15 本詳細リスク評価書では、主に家庭用途から排出されることを考慮したうえ、より安全側の推定と
16 いう意味合いも含め、公共用水域への排出量がやや大きく推定された流通量データによる推定を以降
17 の章の解析に用いることとした。

18

19 5. 参考文献

- 20 海上保安庁（2005）. 全国各地で発生した海の事件・事故一覧、<[http://www.kaiho.mlit.go.jp/mainiti/
21 jiken/index.html](http://www.kaiho.mlit.go.jp/mainiti/jiken/index.html)>（2005年6月1日）。
- 22 環境省（2003）. 平成14年度末の浄化槽の普及状況について、<[http://www.env.go.jp/recycle/jokaso/
23 gappei/gappei-h14.pdf](http://www.env.go.jp/recycle/jokaso/gappei/gappei-h14.pdf)>（2005年6月1日）。
- 24 環境省（2005）. PRTRインフォメーション広場、<<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html>>（2005
25 年6月1日）。
- 26 経済産業省（2005）. 化学物質排出把握管理促進法のホームページ、<[http://www.meti.go.jp/policy/
27 chemical_management/law/](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/)>（2005年6月1日）。
- 28 国土環境株式会社（2005）. 新しい分析手法によるアルコールエトキシレートフィンガープリント調査、
29 産業技術総合研究所委託調査報告書
- 30 国土交通省（2002a）. 合流式下水道の改善対策に関する調査報告書、一合流式下水道改善対策検討委
31 員会報告一、都市・地域整備局下水道部、財団法人下水道新技術推進機構、平成14年3月。
- 32 国土交通省（2003）. 日本の下水道、その現状と課題、都市地域整備局下水道部。
- 33 国土交通省（2005a）. 合流式下水道の改善、<[http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/yakuwari/cso
34 _kaizen.html](http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/yakuwari/cso_kaisen.html)>（2005年6月9日）。
- 35 佐々木一敏（1999）. 果樹栽培地域から河川への農薬流出量の評価、国立環境研究所研究報告、144、

- 1 59-71.
- 2 製品評価技術基盤機構 (2003). 界面活性剤流通状況調査報告書, 日本石鹼洗剤工業会・日本界面活性
3 剤工業会, 東京.
- 4 総務省統計局 (2005). 平成 13 年事業所・企業統計調査結果, <[http://www.stat.go.jp/data/jigyoku/2001/
5 index2.htm](http://www.stat.go.jp/data/jigyoku/2001/index2.htm)> (2005 年 5 月 16 日)
- 6 日本化学工業協会 (2003). (社) 日本化学工業協会のレスポンシブル・ケアによる PRTR の実施につ
7 いてー2003 年度 (2002 年度実績) 化学物質排出量調査結果ー, 2003 年 12 月.
- 8 日本石鹼洗剤工業会 (2001). 環境年報 vol. 26.
- 9 農林水産省・国土交通省・環境省 (2003). 平成 14 年度末の汚水処理人口普及状況について, 農林水
10 産省農村振興局整備部下水道事業課, 国土交通省都市・地域整備局下水道部下水道事業課, 環境
11 省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課. <
12 <http://www.env.go.jp/recycle/jokaso/osui/osui-h14.pdf>> (2005 年 6 月 9 日).
- 13 丸山章代, 富岡淳, 伊藤安紀, 浅見真理, 相澤貴子 (2001). 群馬県の下水処理場と河川における非イ
14 オン界面活性剤およびその分解生成物の挙動について, 水環境学会誌, 24(11), 778-784.
- 15 吉村孝一, 都島康彦, 西村直宏 (1990). 生分解性界面活性剤の開発をめざしてーその現状と課題ー,
16 *Fragrance Journal* 1990, 10, 59-69.
- 17 Feijtel, T.C.J.; van de Plassche, E. (1995). *Environmental Risk Characterization of 4 Major Surfactants Used in
18 the netherlands*. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the
19 Netherlands, Dutch Soap Association Zeist, the Netherlands.
- 20 Fendinger, N.J.; Begley, W.M.; McAvoy, D.C.; Eckhoff, W.S. (1995). Measurement of alkyl ethoxylate
21 surfactants in natural-waters. *Environmental Science and Technology*, 29: 856-863.
- 22 Talmage, S.S. (1994). *Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Alcohol Ethoxylates and
23 Alkylphenol Ethoxylates*. The Soap and Detergent Association, Lewis publishers, Boca Raton, Florida, USA.

1	第 IV 章 環境動態解析.....	IV-1
2	1. はじめに.....	IV-1
3	2. 環境運命に関連した各種環境動態プロセス.....	IV-1
4	2.1 揮発.....	IV-1
5	2.2 吸着.....	IV-2
6	2.2.1 有機炭素吸着定数 (K_{oc}), 底質 (土壌) 吸着定数 (K_d)	IV-2
7	2.2.2 同族体ごとの吸着性	IV-4
8	2.3 生物濃縮.....	IV-4
9	2.3.1 生物濃縮係数 (BCF)	IV-4
10	2.3.2 オクタノール/水分配係数 (K_{ow})	IV-5
11	2.3.3 リポソーム/水分配係数 (K_{lipw})	IV-5
12	2.3.4 同族体ごとの生物濃縮性.....	IV-7
13	2.4 分解.....	IV-7
14	2.4.1 分解経路.....	IV-7
15	2.4.2 生分解における AE 分子構造の影響.....	IV-9
16	2.4.3 生分解性.....	IV-10
17	2.4.4 日本における生分解試験および半減期	IV-14
18	2.4.5 同族体ごとの生分解性.....	IV-16
19	3. 各種環境媒体中での環境運命	IV-17
20	3.1 大気.....	IV-17
21	3.2 土壌.....	IV-17
22	3.3 水環境.....	IV-17
23	3.3.1 モデルの概要	IV-18
24	3.3.2 パラメータの概要	IV-18
25	3.3.3 モデルによる解析結果.....	IV-19
26	3.4 下水処理施設における動態	IV-21
27	3.4.1 実測値の例を用いた解析	IV-22
28	3.4.2 既存の下水処理場モデルによる解析	IV-26
29	4. 本章のまとめ.....	IV-30
30	5. 参考文献.....	IV-31
31		

1 第IV章 環境動態解析

3 1. はじめに

5 第III章から、使用された AE の殆どは水系へ排出されることが明らかになった。しかし、水系に排
6 出されたあとの挙動も含め、その他の環境媒体中での AE がどのような挙動を示すのかについては、
7 モニタリング調査データ（実測値）が少ないために、殆ど明らかにされていない。

8 本章では、環境中に排出された AE の環境運命の全体像を解明するため、下水処理場を含む各種環
9 境媒体中の環境動態プロセスに関する基礎情報と、その推定に必要なとされるパラメータ情報を整理す
10 ると同時に、既存の簡易モデルを用いて主要環境媒体中の環境動態を推定する。

12 2. 環境運命に関連した各種環境動態プロセス

14 化学物質の環境運命に関連した環境動態プロセスは、輸送（同一媒体内の移動）、移動（媒体間の移
15 行と分配）及び分解（生物分解と非生物分解）の 3 つに大別できる。AE は殆ど水系に排出されるた
16 め、その環境運命を支配する環境動態プロセスは、媒体間の移行と分配による移動と分解であると考
17 えられる。AE の各同族体は異なる C 鎖長（疎水基）と EO モル数（親水基）からの構成を持っている
18 ため、それぞれ違う物理化学的特性（水溶解性、脱吸着性、濃縮性や分解性）を有し、異なる環境
19 動態を示す。また、環境中に排出された AE は、一般的に各種同族体からなる混合物であるため、そ
20 の環境動態は混合物を構成した同族体の組成に依存していると考えられる。本節では、これまでに報
21 告された各種環境動態プロセスに関連した諸パラメータ、および U.S.EPA の EPI Suite を用いた化管法
22 指定範囲の各同族体の推定物性値の区間と 50 パーセントイルを引用しながら、主な環境動態プロセ
23 スの概要を示す。

25 2.1 揮発

26 揮発は化学物質の水系から大気への媒体間移動を表す環境動態プロセスである。ある温度における
27 化学物質の揮発は、その物質の水蒸気圧やヘンリー則定数などの物性値から計算できるが、AE につ
28 いては、蒸気圧の報告値（ $< 13.3 \text{ Pa}$, 20°C , 同族体組成不明）（U.S.EPA, 1994）はあるが、ヘンリー
29 則定数の報告値はなかった（第II章 2.4 項）。EPI Suite を用いた各同族体の蒸気圧とヘンリー則定数の
30 推定結果（第II章の表 II.4）では、蒸気圧（Pa）は $3.2 \times 10^{-23} \sim 2.4 \times 10^{-3}$ （50 パーセントイルは $3.32 \times$
31 10^{-13} ）、ヘンリー則定数（ $\text{atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ ）は $4.5 \times 10^{-32} \sim 2.2 \times 10^{-6}$ （50 パーセントイルは 3.2×10^{-19} ）、何れ
32 も非常に低い値となっていることから、揮発による大気への AE の媒体間移動は殆ど起こらないと推
33 定される。

34 水系から大気への揮発を評価できるもう 1 つの指標は、気/液分配係数（ K_{aw} ）である。 K_{aw} とは
35 AE が大気と水との両相の間に分配され、平衡に達した時の両相中の AE 濃度の比（大気中の濃度 ÷ 水

1 中の濃度) である。AE の K_{aw} については、文献報告値はなかったが、AE の水溶解度および蒸気圧の
2 物性値を用いて、中西ら (2005) の式により求められる。AE の水溶解度については、 >10 g/L (温度
3 不明, C12EO 不明) (通商産業省, 1992) の報告値と、EPI Suite の各同族体の推定結果である 0.09~
4 14.2 mg/L (50 パーセント 1.3 mg/L) (25°C) との間に大きな差があるものの、実測値から AE の
5 水溶解度は高いといえる。仮に報告された水溶解度および蒸気圧の実測値を用いて、 K_{aw} の計算式 (中
6 西ら, 2005) による推算を行った結果、 K_{aw} は 2.9×10^{-4} という小さい値となった。このことから環
7 境中に排出された AE は殆ど水系に存在するということが説明できる。

8 このように、水系から大気への揮発を決める各同族体の物性値パラメータの実測値と推定値から、
9 AE については、揮発による大気への移動は無視できる程度であるといえる。

11 2.2 吸着

12 吸着は化学物質の媒体間での平衡分配 (水と土壌、溶存態と吸着態) を表す環境動態プロセスであ
13 る。一般的には、有機炭素吸着定数 (K_{oc})、底質 (土壌) 吸着定数 (K_d) などの平衡分配係数により
14 説明される。AE の場合、これらの係数は同族体ごとに異なっているが、 K_d 以外の係数では関連する
15 文献報告値は少ないのが実状である。

17 2.2.1 有機炭素吸着定数 (K_{oc})、底質 (土壌) 吸着定数 (K_d)

18 K_d は、AE が底質または土壌等の粒子と間隙水との両相の間に分配され、平衡に達した時の両相中
19 の AE 濃度の比 (粒子中の濃度 ÷ 水中の濃度) である。また、 K_d を粒子中の有機炭素量で補正した値
20 が K_{oc} である。AE を対象とした、 K_d と K_{oc} に関連する実測値が幾つか報告されていたが、その多くは
21 K_d に関するものであった。これらの報告値での K_d 値の範囲 (Freundlich 式を当てはめている場合は、
22 水中濃度が 1 mg/L の場合の Freundlich 定数に相当) は、 $1.9 \sim 6.2 \times 10^7$ L/kg と大きな差があった。この
23 値の差は、同族体ごとに吸着性の強さが異なることや、 K_d が土壌の有機炭素含有率と相関がないこと
24 (Urano *et al.*, 1984 の報告を除く) によるものと考えられる。一方、EPI Suite の PcK_{oc} による各同族
25 体の K_{oc} 推定値では $10 \sim 2.7 \times 10^6$ L/kg (50 パーセント 75.4 L/kg) の範囲にあり、実測報告値の範
26 囲と同じであった。

27 本詳細リスク評価書の検討 (本章の 3.3 項および第 VI 章) では、唯一日本の河川底質を対象とした
28 実験で得られた K_{oc} (C6EO6) 報告値である 12 L/kg (Urano *et al.*, 1984) を採用することにした。ただ
29 し、この値は、C6EO6 に対する値であり、また、 K_{oc} は同族体ごとに異なる値を持っているため、そ
30 の不確実性を検討する必要があると考えられた。そこで、EPI Suite を用いた各同族体の推定値である
31 $10 \sim 2.7 \times 10^6$ L/kg (50 パーセント 75.4 L/kg) も検討に加えた。

32 以下に示した関係文献のレビューのうち、Urano *et al.* (1984) と McAvoy & Kerr (2001) のみは K_{oc}
33 の報告である。

34 ・Urano *et al.* (1984) は神奈川県内の 4 河川 (水沢川, 小鮎川, 相模川, 平瀬川) から 7 サンプルの
35 底質 (有機炭素含有量は 0.7~6.0%) を用いて、C6EO6 の AE についての吸着試験を行った。その結

1 果, AE の土壌吸着能は土壌の有機炭素含有率に相関があったため, 土壌の有機炭素含有率より K_{oc}
2 を推定し, その値は 12 L/kg であると報告した.

3 •Liu *et al.* (1992) は Brij30 (直鎖 AE 同族体の混合物で, 平均分子量 363 g/mol, 平均構造 C12EO4)
4 を対象に, 回分式土壌懸濁水溶液を用いて, 臨界ミセル濃度 (CMC) あるいは臨界凝集濃度 (CAC)
5 以下の吸着能を測る表面張力法と, CMC あるいは CAC 以上の吸着能を図る分光測光法および化学酸
6 化法, 3つの方法による吸着試験を行った. その結果, Freundlich 等温線から求めた分配係数 (Freundlich
7 定数) の $\log K$ は 7.79 (6.2×10^7 L/kg) と報告した. なお, Brij30 (直鎖 AE 同族体の混合物で平均構
8 造 C12EO4) についての CMC と CAC はそれぞれ, 6.5×10^{-5} mol/L, 2.3×10^{-5} mol/L であった (Rosen,
9 1989).

10 •Cano & Dorn (1996a; b) は, 放射性同位体でラベルした AE 同族体 C13EO3 と C13EO9 (Cano & Dorn,
11 1996a) と AE 混合物 C15 平均 EO9 (Cano & Dorn, 1996b) を対象に, 4種類の底質 (有機炭素含有量
12 は 0.3~2.2%, 粘土含有量は 0.4~19.2%) への吸着能を測定した. この結果, 吸着等温線は線形では
13 なく Freundlich 型であり, 界面活性剤濃度が 1 mg/L の際の分配比率は, C13EO3 と C13EO9 について
14 は 110~590 L/kg で, AE が底質へ強く吸着されないことを示した. また, 実験範囲内の EO モル数に
15 限っていえば, EO モル数は吸着に強く影響しないことを示唆したが, C15 平均 EO9 の分配比率は 350
16 ~2,100 L/kg であり, 同族体 C13EO3 と C13EO9 に比較して土壌に吸着されやすくなることを示した.
17 また, 2つの試験結果から, 吸着能は土壌の有機炭素含有量にあまり相関がないこと (粘土含有量に
18 相関あり) も明らかにした.

19 •Kiewiet *et al.* (1996) は, 浮遊砂 (有機炭素含有率 11%) に対する直鎖 AE (C10EO3, C10EO5,
20 C10EO8, C12EO3, C12EO5, C12EO8, C14EO3, C14EO5, C14EO8, C16EO5, C16EO8) の吸着定
21 数を, 実験および QSAR で求めた. 実験により得られた吸着定数は 40~7,000 L/kg であり, 疎水結合
22 することを確認した. また, 吸着定数は EO モル数の増加に伴い大きくなることを示した.

23 •Yuan & Jafvert (1997) は Brij35 (直鎖 AE 同族体の混合物で, C12EO4~43, 平均 C12EO23) を
24 対象に, 5種類の飽和土壌 (有機炭素含有率は 1.20~2.33%) への吸着試験を行った. その結果, 土壌
25 の吸着能は 60~70 g-AE/kg-土壌であり, EO モル数の増加に従って吸着量が増加する傾向にあること
26 が全ての土壌でみられたが, 吸着能と土壌の有機炭素含有量およびカチオン交換能との間には相関が
27 なかったことを示した.

28 •Kibbey & Hayes (1997) は, 3種類の AE 混合物 (直鎖, 平均構造は C12EO20, C12EO14+C12EO30,
29 C12EO8+C12EO30) を対象に, 200 g/L のシリカ懸濁溶液を用いて, 吸着された AE の EO 分布を調
30 べた結果, ①広い EO 分布をもつ AE に対して選択的に同族体を吸着する傾向が強い, ②AE の濃度が
31 CMC に接近した時, 吸着された AE と水溶液中の AE 分布が最も異なっている, ③AE 濃度が高いほ
32 ど, 吸着および水溶液中の AE 分布はもとの分布に近づくと報告した.

33 •McAvoy & Kerr (2001) は, C12EO3, C12EO6, C14EO1, C14EO3, C14EO6, C14EO9, および C16EO6
34 を用いた活性汚泥への吸着性についての実験を行った. その結果, 各同族体の AE 吸着性を $\log K_{oc}$ と
35 して報告され, その値は 3.31~4.51 (K_{oc} として 2042~32359 L/kg) の範囲にあり, 吸着等温線は線

1 形的なものであると報告した。とくに、EO モル数と吸着能との関係について、McAvoy & Kerr (2001)
2 は、Cano & Dorn (1996a; b) と Kiewiet *et al.* (1996) の結果と違った報告、つまり、EO モル数が大き
3 くなるにつれて吸着能が減少したと報告した。

4 5 2.2.2 同族体ごとの吸着性

6 同族体ごとの吸着性はC鎖長とEOモル数に関係していることが既存の報告から示された。吸着性
7 がC鎖長に強く影響され、C鎖長が長いほど吸着能が大きくなる傾向は、既存の報告において一致し
8 たが、EOモル数による影響に関しては、一致しなかった。

9 入手した最新の研究論文 van Comperolle *et al.* (2006) では、C12EO3, C14EO3, C16EO3, C14EO1,
10 C14EO6, C12EO0, C14EO0, C15EO0, C16EO0, およびC18EO0の10種類のAE同族体を用いた活
11 性汚泥および河川水への吸着試験を行い、その実験結果とこれまでに報告されてきた文献報告値を用
12 いて、EO0の同族体を含むAEの各同族体の吸着定数、Kdを予測できるモデルを検討した。その結果、
13 KdとC鎖長およびEOモル数との間の関係式を $\log Kd = 0.331C - 0.00897EO - 1.126$ (決定係数 $R^2 =$
14 0.64) として導出した。

15 この式から読み取れるAE各同族体の吸着性(Kd)とC鎖長およびEOモル数との関係は、EPI Suite
16 を用いた各同族体の推定値から得られた関係とおおむね同様であることが確認された。

17 18 2.3 生物濃縮

19 生物濃縮は、水系環境媒体中の化学物質とそこに棲息する生物の体内組織との間での平衡分配を表
20 す環境動態プロセスである。水系におけるAEの環境動態は、疎水性の性質に深く関係していると指
21 摘されている (Belanger *et al.*, 2006)。よって、AEがどれだけ生物体内に蓄積されるかは、その疎水性
22 に依存し、その指標値として、生物濃縮係数 (BCF)、オクタノール/水分配係数 (K_{ow})、またはリポ
23 ソーム/水分配係数 (K_{lipw}) がよく使われている。

24 25 2.3.1 生物濃縮係数 (BCF)

26 水生生物におけるAEの生物濃縮は、魚類のみで測定されている (Bishop & Maki, 1980; Procter &
27 Gamble, 1981; Wakabayashi *et al.*, 1987; Tolls, 1998)。数少ないデータの大部分が¹⁴C標識化合物を用い
28 た試験に基づいたもので、親化合物のAEとその代謝物とを区別できないことや、AEが水生生物で代
29 謝されることなどから、これらの試験で得られたBCFが大きく見積もられる可能性がある。Talmage
30 (1994) は、これらの魚類試験の結果から、AEの魚体内摂取、分布、除去は非常に速く、魚体全体
31 のBCFは最大で800であるが、清浄水の環境中ではすばやく除去され、その半減期は1日から数日
32 であると結論した。

33 ・ Bishop & Maki (1980) は、ブルーギル稚魚 (*Lepomis macrochirus*) を対象に、0.02 または 0.2 mg/L
34 のC14EO7を用いて試験を行った結果、AEの生体内取り込みが速く、120時間後ブルーギルの全身に
35 対するC14EO7のBCFは700~800であったと報告した。

1 • Procter & Gamble Company (1981) では、大 (4g) および小 (0.6g) の2つの体重クラスのブルー
2 ギル (*Lepomis macrochirus*) を対象に、0.016mg/L の C14EO7 を用いて実験し、それぞれの BCF は 613
3 および 445 であり、魚体の大小に有意差がなかったと報告した。また、魚の各器官における BCF につ
4 いても検討した結果、胆嚢は最も高く、筋肉は最も低く、その BCF はそれぞれ 35056, 156 であった。

5 • Wakabayashi *et al.* (1987) は、コイ (*Cyrinus carpio*) を対象に、0.2~0.6mg/L の C12EO4, C12EO8,
6 C12EO16 を用いた BCF と生体内代謝の検討を行った。その結果、72 時間後の BCF はそれぞれ 310,
7 220 および 4.3 で、AE の生物濃縮性は EO モル数に影響され、EO モル数が少ないほど生物濃縮性が
8 高いことを示した。また、生体内での吸収・代謝については、2 時間の暴露後、親化合物の放射能の 50
9 ~70% は皮膚、鼻、口腔、エラ、脳、肝嚢、腎臓、胆嚢、腸の大部分の器官に存在し、24 時間後では、
10 80% 以上が代謝され、胆嚢では殆ど代謝中間生成物となった。C12EO4, C12EO8, C12EO16 の体内半
11 減期はそれぞれ 27, 70 および 75 時間であった。

12 • Tolls (1998) は、ファットヘッドミノー (*Pimephales promelas*) を対象に、数種類の同族体の BCF
13 と代謝について調べた。その結果、C12EO8, C13EO8, C13EO4, C14EO4, C14EO8, C16EO8, C14EO11,
14 C14EO14 の BCF 値は、5 以下~387.5 の範囲にあり、それぞれ 12.7, 29.5~55.0, 232.5, 237.0, 56.7
15 ~135.2, 387.5, 5 以下, 15.8 であった。この結果から、疎水性の C 鎖長が長いほど生物濃縮性が高い
16 ことを報告した。また、C14EO11 は 5 以下, C14EO14 は 15.8 という BCF から、EO モル数の多い AE
17 は魚類において生物濃縮しなかったとされた。即ち、より疎水性の強い AE (e.g., C13EO4, C14EO4,
18 C16EO8) は中程度の生物濃縮性 (BCF=232.5, 237.0, 387.5) を有すると結論した。また、体内におけ
19 る各 AE 同族体の吸収・代謝は速いが、その代謝物はゆっくり除去されることを示し、各同族体の摂取
20 率 (k_1) は 330~1660 ($l \cdot kg/day$), 排泄率 (k_2) は 3.3~59 (day^{-1}) の幅にあった。魚類における生物
21 濃縮試験のガイドライン (OECD 305) によると、95% 定常状態条件となる時間は、 $t_{95}=3.0/k_2$ という
22 式によって推定できることから、各同族体の AE の t_{95} は 1.2~22 時間の範囲にあり、EO モル数が少
23 ないほど、 t_{95} および BCF 値が大きくなることを報告した (例、C13EO8 の $t_{95}=2.4$ 時間, BCF=30~
24 55, C13EO4 の $t_{95}=17.1$ 時間, BCF=233)。

26 2.3.2 オクタノール/水分配係数 (K_{ow})

27 K_{ow} は、化学物質の疎水性の程度を表す最も広く使われる指標で、AE が水と有機溶媒 (n-オクタノ
28 ール) に溶かして、平衡に達した時の両相中の濃度の比 (有機溶媒中の濃度÷水中の濃度) である。

29 AE は疎水性と親水性との両方をもつ界面活性剤であるため、その K_{ow} を正確に測定することは難
30 しく (Morrall *et al.*, 1999; Müller *et al.*, 1999), ゆえに実測値の K_{ow} が殆どないのが実状である。これま
31 で AE の構造式をもとにしたフラグメント法による推定報告値は幾つかあった (e.g., Roberts &
32 Marshall, 1995)。EPI Suite はそのような方法を用いた推定モデルの 1 つであった。

34 2.3.3 リポソーム/水分配係数 (K_{lipw})

35 K_{lipw} は、化学物質が脂質相に蓄積する程度を表す指標で、AE が水と脂質との両相における平衡時

1 の濃度比（脂質中の濃度÷水中の濃度）である。Müller *et al.* (1999) は、8種類の直鎖 AE 同族体の
 2 K_{lipw} を測定するため、卵黄レシチンをモデル脂質とした吸着試験（細胞平衡透析法と超遠心分離法）
 3 を行い、各種同族体の K_{lipw} の測定結果を報告した（C8EO5 : 2.24, C10EO5 : 2.97, C10EO8 : 2.55,
 4 C12EO5 : 4.01, C12EO8 : 3.42, C14EO5 : 4.86, C14EO8 : 4.47, C14EO11 : 4.12, C14EO14 : 3.94）。
 5 Müller *et al.* (1999) は更にこれらの実測値を用いて、異なったフラグメント法によるこれまでの報告
 6 値 K_{ow} とを比較して、 K_{lipw} を推定できるフラグメント法の開発を検討した。その結果、 K_{lipw} と K_{ow} と
 7 の相関式は「 $\log K_{lipw} = (0.81 \pm 0.05) \cdot \log K_{ow} - (0.09 \pm 0.22)$ 」, $n=9$, $r^2=0.977$ 」, K_{lipw} を推定するフラ
 8 グメント法による推定式は「 $\log K_{lipw}$ (C12EO5) = 4.01 を基本とし、EO モル数 1 単位増で $(-0.12 \pm$
 9 $0.05)$ 、C 鎖長 1 単位増で $(+0.45 \pm 0.05)$ 」を提案した。

10 また、この研究では以下に示した 3 つの理由により、界面活性剤のリスク評価において、 K_{ow} より
 11 K_{lipw} を用いた方が適切であることが提案されている：①実験的に界面活性剤の K_{ow} を正確に測定不可
 12 能なことに対して、界面活性剤の K_{lipw} は実験的に簡単に測定可能である；②未測定の商品中の他の同
 13 族体の K_{lipw} の推定は内挿であることに対して、 K_{ow} の推定では非界面活性剤から得られた値を用いた
 14 外挿である；③ K_{lipw} は細胞膜-水分配のもとで得られた値であり、生物濃縮過程での動態プロセスを
 15 そのまま反映できる。更に、Müller *et al.* (1999) は $\log K_{lipw}$ は生物濃縮係数や毒性値などとの間に高
 16 い相関があることも検証した。例えば、 $\log K_{lipw}$ と $\log BCF$ (Tolls 1998), $\log K_{lipw}$ とファットヘッドミ
 17 ノーの $\log LC_{50}$: 96 時間 (Wong *et al.*, 1997), $\log K_{lipw}$ とミジンコの $\log EC_{50}$: 48 時間 (Wong *et al.*, 1997),
 18 $\log K_{lipw}$ と $\log K_{sw}$ (Kiewiet *et al.*, 1996) の間に、相関の高い回帰関数式が成立することが実例として挙
 19 げられた。表IV.1 に Müller *et al.* (1999) による K_{lipw} 実測値およびその他の推定値の結果を例示した。

20
21 表IV.1 各同族体における K_{lipw} 実測値およびその他の関係推定値

同族体	実測値		推定値		
	$\log K_{lipw}$ Müller <i>et al.</i> (1999)	$\log K_{lipw}$ Müller <i>et al.</i> (1999)	$\log K_{ow}$ Roberts & Marshall (1995)	$\log BCF$ ¹⁾ Tolls (1998)	$\log K_{sw}$ ²⁾ Kiewiet <i>et al.</i> (1996)
C8EO5	2.24	2.21	2.67	-0.60	0.76
C10EO5	2.97	3.11	3.75	0.36	1.42
C10EO8	2.55	2.75	3.45	-0.02	1.16
C12EO5	4.01	4.01	4.83	1.31	2.09
C12EO8	3.42	3.65	4.53	0.93	1.82
C14EO5	4.86	4.91	5.91	2.26	2.75
C14EO8	4.45	4.55	5.61	1.88	2.49
C14EO11	4.12	4.19	5.31	1.50	2.22
C14EO14	3.94	3.83	5.01	1.12	1.95
C16EO8	ND	5.45	6.69	2.84	3.15

22 ¹⁾ $\log BCF = (1.06 \pm 0.16) \cdot \log K_{lipw} - (2.94 \pm 0.72)$, $n=9$, $r^2=0.859$ (Tolls 1998)

23 ²⁾ $\log K_{sw} = (0.74 \pm 0.15) \cdot \log K_{lipw} - (0.88 \pm 0.62)$, $n=7$, $r^2=0.834$ (Kiewiet *et al.* 1996)

24 [出典：Müller *et al.* (1999) より作成]

2.3.4 同族体ごとの生物濃縮性

生物濃縮性に関する既存の知見から、同族体ごとに異なる生物濃縮性（低い～中程度）を有していることが分かった。AEに関しては、各同族体のBCFに関する実験的報告値は揃っていないことや、 K_{ow} が正確に測定できないために、データの件数が多くないものの、既存の知見から、C鎖長が長いほどEOモル数が少ないほど（疎水性が強いほど）生物濃縮性が高いという傾向が分かった。EPI Suiteによる各同族体のBCFおよび K_{ow} 推定値（第II章の表II.4）では、C鎖長が長いほどBCFおよび K_{ow} の値が高く、EOモル数が多いほどBCFおよび K_{ow} の値が低いという推定結果となり、実験の報告値と同じ傾向を示した。例えば、化管法指定範囲の各同族体の $\log BCF$ 推定値は、0.18～2.90（50パーセンタイルは1.60）、 $\log K_{ow}$ 推定値は0.65～5.97（50パーセンタイルは3.3）であった。

2.4 分解

環境中に排出された化学物質は、物質の内在的特性と分布先媒体の性質によって、異なる程度の非生物的（物理化学的）および生物的分解を受ける。非生物的分解は光分解や加水分解などに代表され、生物的分解は微生物の働きによる好氣的分解と嫌氣的分解に分けられる。

AEの非生物的分解に関する研究は非常に少ないが、光分解に関する2つの報告がみられた(Sherrard *et al.*, 1995; Brand *et al.*, 2000)。このうち、Brand *et al.* (2000)では、Brij30（直鎖AE同族体の混合物で平均構造C12EO4）を対象に、 Fe^{3+} が共存したBrij30水溶液に365 nmの光照射による分解試験を検討した結果、光分解速度は水溶液中の $Fe(OH)^{2+}$ に依存し、分解は生成したOHラジカルによるEO鎖の水素原子引き抜きから始まることを示した。また、7日間照射した結果、95%のBrij30が完全に無機化されたと報告した。光分解に加え、加水分解もAEの主な非生物的分解の1つであると考えられる。

一般に、分布先媒体中の分解は、非生物的分解と生物的分解が同時に起きた結果であり、AEの物質特性と分布媒体先は殆ど水系であることから、その分解は主に生物的分解（好氣的および嫌氣的分解）によるものと考えられる。ここでは水系を中心に、これまでに報告された分解に関する知見をまとめる。

2.4.1 分解経路

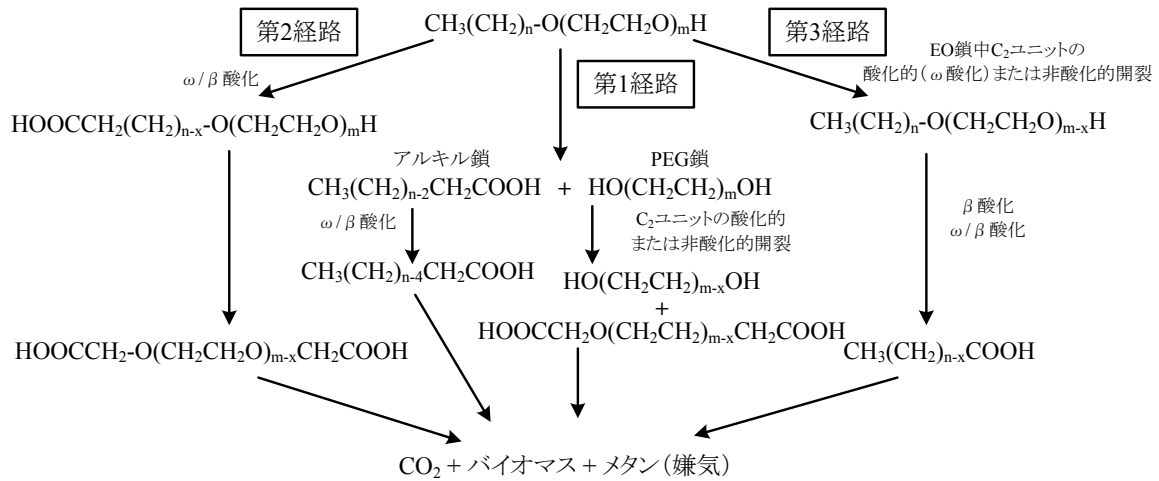
AEの分解経路については、これまで報告された結果から、図IV.1に示した3つの経路（加水分解も含まれる）にまとめることができる。

第1経路は、微生物分解または加水分解により、エーテル結合の開裂（中央切断）から始まる分解経路である。エーテル結合の開裂によりAEが脂肪アルコールとポリエチレングリコール（以後「PEG」と略す）の形になる。脂肪アルコールは、まず末端炭素の ω 酸化（カルボキシル基側から2番目の炭素原子を α 炭素原子、3番目を β 炭素原子、遠位末端を ω 炭素原子と称する。 ω 酸化、 β 酸化はそれぞれ ω 炭素原子、 β 炭素原子からの酸化を指す）により脂肪酸に転換され、その後脂肪酸は更に β 酸化によって分解される。脂肪酸の β 酸化は、炭素鎖から炭素原子を CO_2 に変換してから放出する。PEG

1 は、PEG 末端からグリコールを 1 単位ずつ放出することによる非酸化型短縮、および/もしくは、モ
2 ノカルボキシレート PEG を形成する酸化型加水分解によって分解され、最後に CO₂ に変換される。

3 第 2 経路は、C 鎖の末端炭素への微生物攻撃から始まる ω 酸化による分解経路である。ω 酸化とそ
4 れに続く一連の β 酸化により、AE はまずカルボキシレート AE (C 鎖の部分でカルボン酸を有する)
5 に変換され、モノカルボキシレートおよびジカルボキシレート PEG の構造を經由して、最後に CO₂
6 やメタン (嫌氣的分解) に分解される。

7 第 3 経路は、EO 鎖の末端炭素への微生物攻撃から始まる ω 酸化を中心とした分解経路である。ω
8 酸化とそれに続く一連の β 酸化、ω/β 酸化により、AE はカルボキシレート AE の構造を經由して進
9 行し、ジカルボキシレート AE (アルキル末端およびポリエトキシル末端の両方でカルボン酸を有す
10 る) およびジカルボキシレート PEG を經由して、最後に CO₂ やメタン (嫌氣的分解) に分解される。



11
12 図IV.1 AE の分解経路図 (Krogh *et al.*, 2003 を一部修正)

13
14 嫌氣的条件下での分解経路に関しては、これまでに 3 つの報告しかみられていない。この 3 つの報
15 告から AE の嫌氣的分解経路は、第 2 と第 3 の経路 (図IV.1) のみであることが明らかとなった (Wagener
16 & Schink, 1988; Steber & Wierich, 1987; Huber *et al.*, 2000)。例えば、Huber *et al.* (2000) は、直鎖型 AE
17 の同族体 C12EO8 および混合物 C12EO 平均モル数 9 を用いた嫌氣的分解試験から、最初に確認され
18 た代謝物が短縮型 AE で、その後続いて生じた代謝物にはドデカン酸と酢酸で、分解過程において終
19 始 PEG が認められなかった。この研究は、AE 分子のエーテル結合の中央開裂 (第 1 経路) が嫌氣条
20 件下での生分解機序ではないことを立証した (Huber *et al.*, 2000)。

21 一方、好氣的条件下での生分解経路については多くの研究報告があった (e.g., Patterson *et al.*, 1970;
22 Steber & Wierich, 1985; Swisher, 1987; Kravetz, 1990; White, 1993; Marcomini *et al.*, 2000a; b)。これらの研
23 究から、AE の好氣的分解経路は、第 1 経路から第 3 経路 (図IV.1) まで、何れの経路も可能な経路と
24 して立証されていた。また、これらの経路の中に、どれが主要な経路なのか、3 つの経路はどのよう
25 なタイミングで起きるかなどに関して、幾つかの研究が報告された。例えば、Patterson *et al.* (1970)

1 は、AE の生分解では、エーテル結合の中央開裂とアルキル疎水基の末端炭素からの ω 酸化が同時に
2 起こると報告した。その後、Steber & Wierich (1985) は活性汚泥を用いた C18EO7 の生分解過程にお
3 ける代謝物を特定した結果、AE の一次生分解では、エーテル結合の中央開裂とアルキル疎水基の末
4 端炭素からの酸化 (ω 酸化と β 酸化) が同時に起こると結論した。Thomas & Nina (2006) は C 鎖の 1
5 個目の炭素を同位体標識した C13EO9 と C16EO9 の同族体 AE を対象に、回分活性汚泥処理による生
6 分解の研究を行った結果、大多数の AE がアルキル疎水基の末端炭素からの ω 酸化によって分解され、
7 ω 酸化がエーテル結合の中央開裂より先行あるいは同時に発生していると報告した。

8 また、Marcomini *et al.* (2000a; b) は、AE の生分解機序は AE の分子構造に関係していると結論し
9 た。AE の分解過程における最初の間中生成物を調べた結果、PEG の形成がみられたのは、直鎖型 AE
10 と oxo-AE (短い 2-C 鎖をもつ AE、例えば 2-メチル-, 2-エチル-, 2-プロピル-, 2-ブチル-を有す
11 る単分岐型 AE から構成される) についてのみであり、多分岐型 AE についてはカルボキシレート AE
12 だけが検出された。つまり、直鎖型および単分岐 (2-アルキル分岐) 型 oxo-AE を対象にした分解試
13 験では、カルボキシレート AE が検出されなかったことから、エーテル結合の中央開裂 (第 1 経路)
14 が直鎖型および殆どの単分岐型 AE 生分解の最初メカニズムであると報告した。一方、多分岐型 AE
15 を対象にした分解試験では、カルボキシレート AE だけが検出されたことから、EO 鎖の ω 酸化を経由
16 した分解 (第 3 経路) は多分岐型 AE の最初の分解メカニズムであるとされた。単分岐型 AE の中に、
17 oxo-2-ブチル置換型 AE の生分解でカルボキシレート AE (主として C 鎖でカルボン酸型の代謝物)
18 のみがみられたことから、この単分岐型 AE については、C 鎖の ω 酸化が最初メカニズムであるこ
19 とを示した (第 2 経路)。Marcomini *et al.* (2000b) は、2-ブチル置換型 AE で得られた結果から、2-
20 アルキル分岐の長さが炭素数 3 を超えると、エーテル結合の中央開裂の分解経路から ω , β 酸化の分
21 解経路へ変化が生じるということも示唆した。

22 23 2.4.2 生分解における AE 分子構造の影響

24 AE の生分解性はその分子構造に関係していることは、多くの研究から明らかにされてきた。これ
25 らの研究から、一般の市販洗剤中に使用されている範囲内の C 鎖長および EO モル数であれば、何れ
26 も AE の生分解性に影響を及ぼさないが、EO モル数が 20 以上の場合、C 鎖に分岐をもつ場合、その
27 生分解性が低下するということが示された。

28 直鎖型 AE の生分解性は、C 鎖長や EO モル数には比較的影響されないが、疎水基の分子構造には
29 強く影響を受ける (Dorn *et al.*, 1993)。直鎖型 AE は好気条件下において通常容易に分解する。C 鎖長
30 の違い (C12~20) によって、直鎖型 AE の究極的分解 (CO₂ 発生量) に要する時間の差が僅かに認め
31 られた (Sturm, 1973)。EO モル数は AE の疎水性を決定し、それが故に、生体内利用性という点で生
32 分解性に影響すると考えられた。EO モル数の大きいものは、親水性および分子サイズが大きいため、
33 細胞壁を通じた分子の輸送システムに影響を与えることから、AE の生体内利用性を低下させた結果、
34 生分解性が低くなると考察されている (Balson & Felix, 1995)。EO モル数が 11 までは生分解性にそれ
35 ほど影響を与えないが、20 モル以上の EO をもつ AE は、その生分解性が著しく低下することが確認

1 された (Sturm, 1973; Patterson *et al.*, 1970; Scharer *et al.*, 1979; Holt *et al.*, 1992).

2 市販洗剤中には分岐程度の高い、分岐構造の複雑な AE は殆ど含まれていないが、AE の生分解性は
3 分岐の程度および分岐構造に依存する。分岐型 AE の生分解性は直鎖型 AE の生分解より遅い傾向に
4 あると報告されている (Patterson *et al.*, 1967; Kravetz *et al.*, 1991)。このことを裏付けることとして、C
5 鎖の分岐が β 酸化を阻害するという重要な知見が報告された (Holt *et al.*, 1992; Balson & Felix, 1995)。
6 更に、エーテル結合を形成する炭素原子部位での分岐は、疎水性—親水性の開裂を阻害する可能性が
7 あると指摘された (Balson & Felix, 1995)。

8 一般的な傾向としては、生分解性は C 鎖の分岐が増加するに伴って、かなり低下すると報告された
9 (Kaluza & Taeger, 1996)。2-プロピル-C10 および 2-ペンチル-C8 で作られた 46% の分岐を有する高
10 度に分岐した C13 の AE は、溶存有機炭素 (以後「DOC」と略す) による半減期試験において、最初
11 の DOC の 50% が 28 日間で除去されただけで、良生分解性ではなかった (Kaluza & Taeger, 1996)。C
12 鎖の根幹をなす構造も生分解性に影響すると報告された。Swisher (1987) は、メチル基 1 つが側鎖と
13 して C 鎖に結合している場合は完全な直鎖型 AE と比較して、生分解に差がなかったが、メチル基 2
14 つが側鎖として C 鎖に結合している場合、特に、その 2 つのメチル基が同じ炭素の位置に結合し、結
15 果的に 4 次構造になるような場合は、生分解性が著しく低下することを発見した。単分岐型 AE の生
16 分解性は、側鎖の長さに強く影響を受ける。oxo-2-ブチル基置換型 AE の分解は、側鎖が 2-メチル-
17 2-エチル-、2-プロピル-、2-ブチル-の混合型 oxo-AE の生分解よりも遅い。2-ブチル置換型 AE の分
18 解は、多分岐型 AE の分解に類似した時間経過的な特徴を示した (Marcomini *et al.*, 2000b)。Kaluza &
19 Taeger (1996) によると、C 鎖の分子構造が異なる場合 (EO モル数は何れも 7~8) での分岐型 AE の
20 生分解性を比較した結果、側鎖の形がプロピレン四量体型 (4 つのメチル基をもつ) の iso-C13 の AE
21 は易分解性試験基準を通過しなかったが、ブチレン三量体型 (3 つのメチル基をもつ) の iso-C13 の
22 AE は基準を通過したことが判明した。Kravetz *et al.* (1991) は、4 つのメチル基をもつプロピレン型
23 の C11~15 の AE と、3 つのメチル基をもつプロピレン型の C10~14 の AE (何れも EO モル数は 7)
24 の生分解について調べた結果、両物質の構造は何れも第四炭素を有する複雑な分岐型 AE であったた
25 め、何れも易分解性の基準を満たさず、また、両物質の生分解性に差はみられなかったと報告した。
26

27 2.4.3 生分解性

28 微生物の働きによる生分解は、親化合物が中間生成物 (AE の場合、例えば PEG など) の形に変換
29 された一次分解と、親化合物がメタンや CO₂、水、無機物に変換された究極分解 (無機化) に分けら
30 れる。AE の生分解性に関する実験室やフィールド条件での研究報告が非常に多くみられ、それらの
31 試験結果を詳細にレビューした論文は幾つもあった (Talmage, 1994; Madsen *et al.*, 2001; Krogh *et al.*,
32 2003)。そのため、ここでは数多くの試験結果を個々に紹介することを避け、既存のこれらの研究報告
33 からの知見を、好氣的生分解性と嫌氣的生分解性の 2 つに分けてまとめることにした。

34 好氣的生分解性 数多くの好氣的生分解性の研究報告から、分岐程度の高い複雑な AE (例えば、4
35 つのメチル基をもつ第四炭素構造の AE) を除き、AE は基本的に良分解性の物質であり、特に直鎖型

1 AE は、好気条件下で急速に一次分解および究極分解を受けることが明らかであった。本章 2.3.1 項に
 2 述べた通り、好氣的条件下、AE は 3 つの分解経路による分解を受け、特にエーテル結合の中央開裂
 3 と C 鎖の ω 酸化が同時に起き得ること (e.g., Steber & Wierich, 1985) から、AE は急速な一次分解を受
 4 けることが明白である。表IV.2 および表IV.3 に、水中における直鎖型 AE および分岐型 AE の好氣的
 5 究極分解に関する代表的な報告例をそれぞれまとめた。好氣的究極分解における BOD, DOC, 理論的
 6 酸素要求量 (ThOD) および理論的二酸化炭素生成量 (ThCO₂) を指標として見た場合、C12~18EO5
 7 ~14 の直鎖型 AE および低分岐型 AE は、何れも 65%以上の値が得られ、易分解性であることが分か
 8 った。しかし、EO モル数が 20 より多い AE では、何れも値が低くなり、生分解性が低下したことを
 9 示した。また、2.4.2 項にも述べたように、分岐型 AE の好氣的生分解は、疎水基である炭素鎖の構造
 10 に依存する。一般に、C 鎖の分岐が複雑になるほど生分解性は低下するが、分子内のメチル基の数や
 11 第四炭素原子の有無も AE の生分解性に影響を与え、第四炭素原子をもつ AE は易分解性ではない。

12
13 表IV.2 水中における直鎖型 AE の代表的な好氣的究極生分解性試験

同族体	試験法および試験期間	結果	出典
C9~11EO8	クローズドボトル試験, 28 日	80%ThOD	Madsen <i>et al.</i> (1994)
C12~14EO7~8	減衰スクリーニング試験, 28 日	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C12~15EO7	BOD, 30 日	92%ThOD	Kravetz <i>et al.</i> (1991)
C12~15EO7	CO ₂ 発生試験, 28 日	82%ThCO ₂	Madsen <i>et al.</i> (1996b)
C12~15EO9	CO ₂ 発生試験, 28 日	64~79% ThCO ₂	Kravetz <i>et al.</i> (1991)
C12~18EO10~14	クローズドボトル試験, 28 日	69~86%ThOD	Schöberl <i>et al.</i> (1988)
C13EO7~8	減衰スクリーニング試験, 28 日	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C13~15EO7~8	減衰スクリーニング試験, 28 日	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C14~15EO7	BOD, 30 日	83%ThOD	Kravetz <i>et al.</i> (1991)
C15EO7~8	減衰スクリーニング試験, 28 日	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C16~18EO5	クローズドボトル試験, 28 日	65~75%ThOD	Schöberl <i>et al.</i> (1988)
C16~18EO30	クローズドボトル試験, 28 日	27%ThOD	Schöberl <i>et al.</i> (1988)
C12EO 不明 (CAS : 9002-92-0)	4 週間活性汚泥分解試験 (AE 30 mg/L, 汚泥濃度 100mg/L)	74%BOD	通商産業省 (1992)
C12EO8.5 (EO モル数平均 8.5 の混合物)	15 日活性汚泥分解試験 (化学物質審 査規制法)	75%BOD 75%DOC	三浦ら (1979)

14 [出典 : Madsen *et al.* (2001) より作成]

15
16 表IV.3 水中における分岐型 AE の代表的な好氣的究極生分解性試験

同族体	試験法	結果	出典
iso-C10EO7~8	分子内のメチル基 数は 3, 高度分岐	減衰スクリーニング 試験, DOC	90%DOC Kaluza & Taeger (1996)
oxo-C11EO7~8	10%分岐	減衰スクリーニング	100%DOC Kaluza & Taeger

		試験, DOC		(1996)
C10~14EO7	分子内のメチル基数は 2.9, 第四炭素原子	BOD	40%ThOD	Kravetz <i>et al.</i> (1991)
oxo-C12EO5	2-ブチル基置換型	CO ₂ 発生試験	>60%ThCO ₂	Marcomini <i>et al.</i> (2000b)
C12~15EO7, C12~15EO18, C12~15EO30	75%一級アルコール	CO ₂ 発生試験	>80%ThCO ₂	Scharer <i>et al.</i> (1979)
iso-C13EO7~8	分子内のメチル基数は 3, 高度分岐	減衰スクリーニング試験	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
iso-C13EO7~8	分子内のメチル基数は 4, 高度分岐	減衰スクリーニング試験	62%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C11~15EO7	分子内のメチル基数は 4, 第四炭素原子	CO ₂ 発生試験	40~50%ThOD	Kravetz <i>et al.</i> (1991)
C13EO7~8	分子内のメチル基数は <1, 10%分岐	減衰スクリーニング試験	95%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C13EO7~8	分子内のメチル基数は 1, 25%分岐	減衰スクリーニング試験	95%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
C13EO7~8	分子内のメチル基数は ≈1, 46%分岐	減衰スクリーニング試験	50%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
oxo-C13~15EO7~8	10%分岐	減衰スクリーニング試験	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)
oxo-C13~15EO3~12	—	OECD スクリーニング改正試験	75%DOC	Schöberl <i>et al.</i> (1988)
oxo-C14~15EO9~20	—	減衰スクリーニング試験	65~75%DOC	Schöberl <i>et al.</i> (1988)
C15EO7~8	分子内のメチル基数は 1, 25%分岐	減衰スクリーニング試験	100%DOC	Kaluza & Taeger (1996)

1 [出典 : Madsen *et al.* (2001) より作成]

2

3 嫌氣的生分解性 AE の嫌氣的生分解性に関する研究は比較的少なく, その殆どが直鎖型 AE を用いて
4 行われたものであった. 本章 2.4.1 項に述べた通り, 嫌氣的条件下, AE の生分解は C 鎖および EO 鎖
5 の末端炭素の ω 酸化から始まり, それに続く β 酸化により徐々に短鎖化され, 最後にメタンや CO₂ を
6 生成する. 嫌氣的生分解試験は様々な接種材料, 例えば, 嫌氣的消化汚泥 (Steber & Wierich, 1987;
7 Salanitro & Diaz, 1995; Madsen *et al.*, 1994; 1996a) や無酸素底泥堆積物 (Wagener & Schink, 1987; Madsen
8 *et al.*, 1994; 1996a; Federle & Schwab, 1992) などが用いられた. 表IV.4 に嫌氣的消化汚泥, 表IV.5 に無
9 酸素底泥堆積物がそれぞれ用いられた代表的な究極生分解性試験の結果をまとめた. 希釈した消化汚
10 泥を用いた嫌氣的生分解性試験は, スクリーニング法 (e.g., ECETOC, 1988; ISO, 1995) もしくは ¹⁴C
11 標識モデル化合物を使用する方法 (e.g., Steber & Wierich, 1987) の何れかで行われた. スクリーニング
12 試験では, 界面活性剤の濃度が嫌氣性菌による分解を阻害する可能性があるため, ¹⁴C 標識化合物を

1 用いた試験での結果の方が通常高い値を示すとされている。嫌氣的究極分解における理論的ガス生成
 2 量 (ThGP), 理論的メタン生成量 (ThCH₄) および ThCO₂ を指標として見た結果, 直鎖型 AE が一般
 3 には嫌氣的消化汚泥で無機物化されることを示した。 ¹⁴C 標識界面活性剤を用いた試験で無機物化が
 4 認められたことは, 直鎖型 AE が嫌氣的消化汚泥中においてほぼ完全に分解される可能性があること,
 5 およびスクリーニング試験で認められた低い無機物化の結果 (表IV.4) は, 阻害作用によるものであ
 6 ることを示唆した。ブチルエーテルでエンドキャップされた AE は, ISO11734 スクリーニング試験に
 7 において, 部分的な無機物化, もしくは分解されなかった (表IV.4)。直鎖型 AE は底質中においても分
 8 解され, 高温での無機物化に比較すると 22°C で認められた無機物化は低い値であった (表IV.5)。
 9

10

表IV.4 消化汚泥における代表的な嫌氣的究極生分解性試験

同族体	試験法および試験期間	結果	出典
C9~11EO8	ガス生成測定法, 35°C, 40~50 日	60 ~ 83 % ThCH ₄	Salanito & Diaz (1995)
C9~11EO8	ガス生成測定法, 35°C, 56 日	79%ThGP	Madsen <i>et al.</i> (1996a)
C12~15EO7	ガス生成測定法, 35°C, 50 日/84 日	38%, 35% ThGP	Madsen <i>et al.</i> (1996b; 2001)
C18EO7	¹⁴ CH ₄ と ¹⁴ CO ₂ 発生量測定法, 35°C, 28 日	84%ThCH ₄ + ThCO ₂	Steber & Wierich (1987)
C8EO5, n-ブチルエーテル (エンドキャップ)	ガス生成測定法, 35°C, 84 日, ISO11734	阻害	Madsen <i>et al.</i> (2001)
C12 ~ 18EO10, n-ブチルエーテル (エンドキャップ)	ガス生成測定法, 35°C, 84 日, ISO11734	54%ThGP	Madsen <i>et al.</i> (2001)

11 [出典 : Madsen *et al.* (2001) より作成]

12

13

表IV.5 底質における代表的な嫌氣的究極生分解性試験

同族体	試験法および試験期間	結果	出典
C9~11EO8	淡水湿地 (沼地) におけるガス生成測定法, 35°C, 56 日	77%ThGP	Madsen <i>et al.</i> (1996a)
C9~11EO8	海水域底質におけるガス生成測定法, 35°C, 56 日	66%ThGP	Madsen <i>et al.</i> (1996a)
C10~12EO7.5	汚染された小川の泥における CH ₄ 生成量測定法, 28°C, 37 日	70%ThCH ₄	Wagener & Schink (1987)
C12EO8~9	廃水池の底泥における ¹⁴ CH ₄ と ¹⁴ CO ₂ 生成量測定法, 22°C, 87 日	24~40% ThCH ₄ + ThCO ₂	Federle & Schwab (1992)
C12EO8~9	池の底泥における ¹⁴ CH ₄ と ¹⁴ CO ₂ 生成量測定法, 22°C, 87 日	13 % ThCH ₄ + ThCO ₂	Federle & Schwab (1992)

C12EO23	汚染された小川の泥における CH ₄ 生成量測定法, 28°C, 37 日	80%ThCH ₄	Wagener & Schink (1987)
C12EO8~9	コインランドリー排水池の底泥における ¹⁴ C ₂ O ₂ 生成量測定法, 24°C	半減期 2.8~8.6 日	Federle & Pastwa (1988)

1 [出典：Madsen *et al.* (2001) より作成]

3 2.4.4 日本における生分解試験および半減期

4 日本においても、環境水を用いた生分解試験が幾つか行われている。全て AE の減少量を求めているため、一次分解のみの報告と考えられる。各報告は濃度変化のみを示しており、詳細な濃度データが入手できたものについては、一般的に分解を表す式 $C=C_0\exp(-k_{deg}t)$ をフィッティングして推定した半減期も記載した。求めた半減期は実験で用いた AE の同族体比率、初期濃度条件下で得られた値である。ここで、 C_0 は水相の初期濃度 ($\mu\text{g/L}$)、 k_{deg} は分解速度 (day^{-1})、 t (日) は経過時間を示している。

10 ・倉田&越田 (1975) は、多摩川の上、中、下流域の 3 箇所 (青梅、福生、登戸) の河川水を用いて、リバーダイアウェイ法 (河川水中減衰法) により C12~15EO9 の混合物 (直鎖 60%, 分岐 40%) の分解実験を行った。その他、ラウリルアルコール、C12~14 の混合物 (全て EO9) も、一部の河川水を用いて検討した。分析はあわ容量法、コバルトチオシアン酸塩法 (以後「CTAS 法」と略す) および COD (Cr) 法により行っていた。あわ容量法と CTAS 法の結果では同じ傾向がみられたが、COD 法では残存率が高く測定された。前者 2 手法を用いた場合、AE は下流、中流の水では 2~3 日で 100% 分解し、上流の水では分解が遅かった。実験温度は記載されていなかった。

17 ・菊地 (1985) は、多摩川中流田園調布堰で採取した河川水を用いて、水温が 10, 15, 21 および 27°C の条件のもと、同族体の平均組成が C12EO6.5 の分解実験を行った結果、水温 27°C では約 1 日、21°C および 15°C では約 2 日、10°C でも 3 日でほぼ 100% の消失がみられたと報告した。

20 ・日本石鹼洗剤工業会 (未公開データ) は、2001 年の 2 月と 11 月の多摩川原橋上流の河川水を用いて、各々水温が 10°C および 20°C の条件の下、C12~14EO2~20 の混合物 AE (平均組成 C12.9EO0.0) の全同族体に関する個々の濃度変化を測定した (化管法指定同族体の C15 についての測定データはなかった)。各同族体の初期濃度が低いため、測定開始数時間で検出下限値未満になるものも多いが、全体では 10°C の場合は 8 時間で 45%、24 時間で 86% の分解が起こり、また、20°C の場合は 6 時間で 42%、24 時間で 94% が分解された。この分解試験の結果を、20°C における半減期は 0.22 日、10°C では 0.33 日と推定した。

27 ・産総研委託調査 (国土環境株式会社, 2005) は、C12~18EO0~23 の混合物 AE (平均組成 C14.7EO9.8) を対象に、大井川の河川水を用いて、20°C の条件下での分解実験を行った。その結果、調査対象の同族体混合物に対する分解率は 12 時間で 20% (16%)、24 時間で 44% (47%) が得られ、その生分解の半減期は 1.12 日 (0.96 日) となった。括弧内の数値は化管法指定範囲の AE 同族体の混合物に関する結果であった。また、求められた各同族体の分解半減期を表 IV.6 にまとめ、そのうち、最大値は 12.72

1 日，最小値は 0.16 日，50 パーセンタイルは 1.34 日であった．表IV.6 の半減期に関する結果から，C
 2 鎖長の変化に伴った変化の傾向は一定ではなかったが，EO モル数の増加に伴って分解しにくくなる
 3 傾向がみられた．EPI Suite を用いた生分解性に関する推定結果からも同様な傾向がみられた（第Ⅱ章
 4 の表Ⅱ.4）．

5 表IV.6 求められた同族体ごとの分解半減期（国土環境株式会社，2005 より計算）

	分解半減期（日）					
	C12	C13	C14	C15	C16	C18
EO0	0.94	0.16	3.14	0.47	1.05	0.90
EO1	0.60	0.28	0.51	1.05	0.52	3.29
EO2	0.78	0.33	0.43	0.42	0.75	2.65
EO3	0.69	0.50	0.42	0.49	0.57	1.71
EO4	1.04	0.61	0.47	0.48	0.72	1.71
EO5	1.08	0.66	0.55	0.77	0.69	1.47
EO6	0.74	0.79	0.54	0.58	1.02	1.55
EO7	1.03	0.96	0.62	0.56	0.86	1.42
EO8	1.15	1.41	0.72	0.59	0.74	1.37
EO9	1.33	1.13	0.90	0.78	0.74	1.69
EO10	0.63	1.12	0.92	0.96	0.94	1.61
EO11	2.04	1.14	1.24	1.17	1.06	1.83
EO12	2.14	1.40	1.44	1.53	1.10	1.79
EO13	1.61	1.55	1.82	2.14	1.16	1.87
EO14	1.58	1.50	2.70	2.65	1.34	1.86
EO15	1.93	1.86	8.49	3.52	1.30	1.96
EO16	2.33	2.04	12.72	4.02	1.34	2.08
EO17	2.14	1.91	12.42	3.63	1.33	2.17
EO18	2.11	2.43	6.71	2.93	1.30	2.40
EO19	2.26	3.99	9.50	2.05	1.40	2.44
EO20	— ¹⁾	—	—	—	1.35	2.52
EO21	—	—	—	—	1.39	2.44
EO22	—	—	—	—	1.36	3.00
EO23	—	—	—	—	1.45	1.78

1) 定量データがなかった同族体

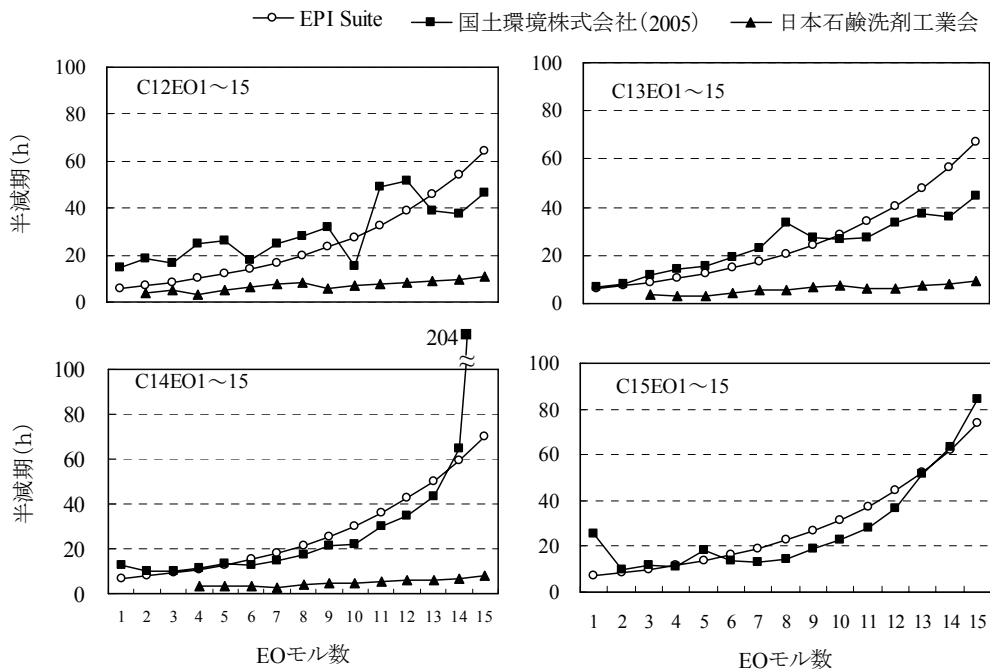
6
7

1 2.4.5 同族体ごとの生分解性

2 生分解性に関する既存の知見から、同族体ごとの生分解性が異なっていることが明らかであった。
 3 そこで、実験水温が 20°C に統一された既存の 2 つの生分解性試験（日本石鹼洗剤工業会、未公開デー
 4 タ；国土環境株式会社，2005）の実測値と、EPI Suite による推測値を用いて、同族体ごとの分解速度
 5 を検討した。こうして得られた各同族体（C12～15）の半減期を図IV.2 に示した。各 C 鎖長における
 6 半減期と EO モル数との関係について、既存の 2 つの生分解性試験の結果は、何れも EPI suite の推定
 7 値（第II章の表II.4）と同じ傾向を示した。また、同族体ごとの分解速度について、日本石鹼洗剤工
 8 業会のデータから得られた結果は、国土環境株式会社（2005）の結果より早い（平均的にみると 5 倍
 9 早く）が、国土環境株式会社（2005）の実測値結果は、EPI suite の推定値と近似していた（平均的に
 10 みると EPI suite の推定値のほうは 1.2 倍早い）。本章の環境動態解析では、最新の定量分析法であるブ
 11 リジニウム誘導体化 LC/MS 法による実測値、つまり、産総研委託調査した生分解性試験から得られ
 12 た同族体ごとの分解速度を採用することとした（国土環境株式会社，2005）。

13 また、その分解速度と C 鎖長および EO モル数との関係式については、EPI suite の推定値を用いた
 14 検討で得られた式（式IV.1）を採用し、C 鎖長より EO モル数の方が生分解速度に影響すること、EO
 15 モル数が少ないほど生分解されやすいことを示した。これまでの多くの生分解試験の結果から、C12
 16 ～18EO5～14 の同族体は何れも分解されやすいものであるが、同族体の EO モル数が 16 以上、特に
 17 20 以上の場合では、EO モル数の増加に伴い、その生分解性が急激に低下することが明らかにされた。

18
$$r=0.238112*\exp(-0.046612*C - 0.168779*EO) \quad \text{式IV.1}$$



19

20

図IV.2 同族体ごとの半減期についての比較結果

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
34
35

生分解性に関する既存の知見を総括すると、高度分岐している C 鎖をもつ AE を除き、一般に流通・使用されている AE は易分解性の物質である。直鎖型 AE および低分岐型 AE は、好氣的条件および嫌氣的条件の何れにおいてもすばやく一次分解と究極分解を受けるため、生分解が AE の環境中運命を左右する環境動態プロセスである。また、河川水中の AE の生分解性は水温に深く関係しているため、環境水中の AE 暴露濃度を推定する際には、温度による影響を考慮する必要があることが示唆された。

3. 各種環境媒体中での環境運命

AE の環境運命に関連した個々の環境動態プロセスを前節で示した。本節では、主要環境媒体中における AE の環境運命の全体像を明らかにする。本詳細リスク評価書では、これまでに報告された環境動態に関連する物性値の乏しさと、その不確実性を考察するため、文献等に報告された複数の同族体からなる混合物の物性値セット（以後「混合物セット」と略す）と、同族体単体に関する実測値または EPI Suite による推定値の物性値セット（最大値，最小値，50 パーセンタイル，以後「同族体単体セット」と略す）の両方を用いて、既存の簡易モデルによる主要環境媒体中（水環境）の環境動態を推定することにした。なお、一般的に、界面活性剤の分子同士は水中において会合しミセルを形成しやすい性質があるが、モデルによる AE の環境動態の推定では、AE が単一分子として挙動するという仮定のもとに行われた。

3.1 大気

本章 2.1 項ではヘンリー則定数の値から、「揮発による大気への移動は無視できる程度」と結論付けた。また、使用時においても大気中への排出が殆どなく（第Ⅲ章を参照）、他の媒体からの大気への移動も無視できる。よって、大気中での動態は重要ではないと判断した。

3.2 土壌

土壌中の AE は殆ど農薬由来であり、その環境動態は、表面水とともに水系への流出、地下水への浸出、植物や土壌粒子などの生体物質への吸着、および土壌中の微生物による好氣的あるいは嫌氣的生分解などの経路が考えられ、これ以外の動態を示すデータは少ない (Krogh *et al.*, 2003)。ただし、第Ⅲ章で推定した土壌への排出量は 697 t であり、全排出量の 0.8%（排水処理による除去分を考慮した場合でも 3%）でしかない。また、大気中からの沈着も殆どないと考えられるため、土壌中の AE の動態は重要ではなく、詳細に調査する必要はないと判断した。

3.3 水環境

環境中に排出された AE は、ほぼ全量が水系に存在するが、水環境中の動態に関する全体像を示す

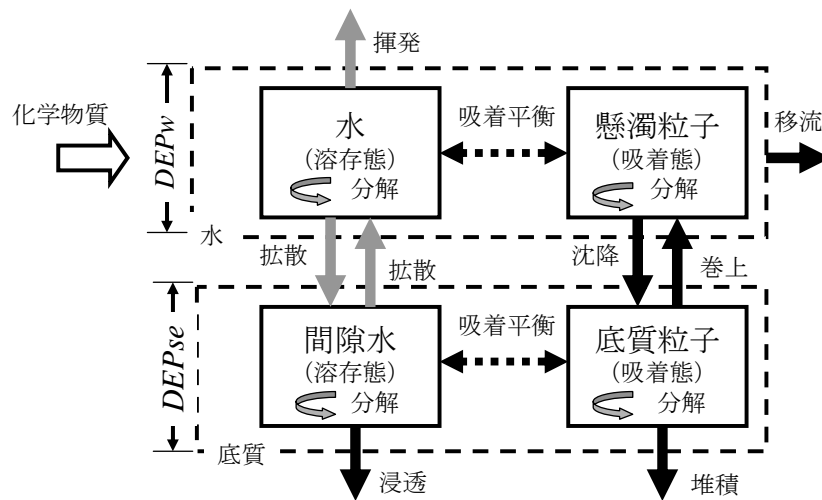
1 統括的な研究はこれまでになかった。先述の各種環境動態プロセスおよび関連する動態パラメータか
 2 ら、分解による除去が水系における重要な動態プロセスの1つであることは示されたが、その寄与率
 3 や他の動態プロセスの寄与などの全体像は不明である。よって、本項では水環境中の AE の環境運命
 4 の全体像を解明するため、簡易なコンパートメントモデルを用い、水環境における AE の環境動態を
 5 解析した。

6 AE は多くの同族体からなる混合物であり、その同族体組成によって AE 混合物の物性パラメータは
 7 変動する。よって、解析用物性パラメータは、混合物セット（同族体の混合物に関する実測値のない
 8 パラメータについては、同族体単体の実測値を採用した。つまり、混合物セットはすべて実測値を採
 9 用している）のほかに、同族体単体セット（同族体単体に関する推定値または実測値）を使用した。2
 10 つの解析用物性パラメータセットを用いた推定を行い、同族体単体の物性値セットによる結果につい
 11 ては、その結果の幅および 50 パーセンタイルを示すことにより、異なる同族体組成をもつ AE の全体
 12 を示すこととした。

13

14 3.3.1 モデルの概要

15 環境動態解析には既存の簡易コンパートメントモデルを採用した（中西ら，2005）。水環境中におけ
 16 る化学物質の動態プロセスの概念図を図IV.3 に示した。コンパートメントは各々長さ 10km，幅 20m，
 17 水深 1m，底質層の深さ 0.05m の仮想的な環境であり，流量は $2.0\text{m}^3/\text{s}$ とした。



18

19

図IV.3 化学物質の水環境中での動態プロセス

20

[出典：詳細リスク評価書シリーズ1 フタル酸エステル-DEHP-（中西ら，2005）]

21

22 3.3.2 パラメータの概要

23 化学物質の物性以外のパラメータ（環境パラメータ）は表IV.7 に示した通り，中西ら（2005）が採
 24 用した値を引用した。また，簡易モデルによる推定に必要とされた AE の物性値としては，分解速度
 25 定数（水中および底質中， day^{-1} ），ヘンリー則定数 H ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ ），および有機炭素吸着係数 K_{oc} (L/kg)

1 であった。

2 水中分解速度定数は、産総研委託調査で得られた同族体混合物の実測値（水中半減期の 1.12 日）を
 3 用いた（国土環境株式会社，2005）。底質中の分解速度は Federle & Pastwa（1988）が河川底泥に吸着
 4 された AE 混合物（70%の C12EO9：30%の C12EO8）を想定した生分解試験の報告結果より，深さ
 5 50 cm における分解速度（0.21day⁻¹）から，分解半減期を 3.47 日として採用した。

6 ヘンリー則定数は EPI Suite の HENRYWIN で推定した値を使用した。実測値の 0.78（Pa・m³/mol）
 7 は，ヘンリー則定数を蒸気圧（VP，Pa）と水溶解度（WS，mg/L）および分子量（MW，g/mol）から
 8 以下の式（式IV.2）を用いて求めた。表IV.8 には，簡易モデルによる推定において使用した AE のパ
 9 ラメータをまとめた。

$$H = VP \times MW / WS \quad \text{式IV.2}$$

12 表IV.7 化学物質の物性以外のパラメータ（水環境パラメータ）（中西ら，2005）

記号	パラメータ	単位	値
ss	水中懸濁粒子濃度	kg/L	1×10 ⁻⁵
OCss	懸濁粒子有機炭素含有率	—	0.05
φ se	間隙率	—	0.5
OCse	底質粒子有機炭素含有率	—	0.05
DENse	底質粒子密度	g/cm ³	1.6
Kl	液相質量移動係数	m/day	0.72
Kg	気相質量移動係数	m/day	72

14 表IV.8 簡易モデルによる推定において使用した AE のパラメータ

解析用パラメータ	分解半減期，日		分子量 (g/mol)	蒸気圧 (Pa)	水溶解度 (mg/L)	ヘンリー則 定数 (Pa・m ³ /mol)	K _{oc} (L/kg)					
	水中	底質中										
混合物セット	1.12	3.47	583 ¹⁾	13.3	10 ⁴	0.78	12					
同族体単体セット												
50 パーセント	1.34 ³⁾	3.47 ²⁾	〔 590 〕	〔 2.3×10 ⁻¹⁵ 〕	〔 1.4 〕	3.2×10 ⁻¹⁴	75					
最小	0.16 ³⁾							〔 231 〕	〔 3.1×10 ⁻²³ 〕	〔 0.09 〕	4.6×10 ⁻²⁷	10
最大	12.72 ³⁾											

15 ¹⁾ 国土環境株式会社（2005）の生分解試験の試料の同族体組成から求めた分子量

16 ²⁾ 同族体ごとの値が得られなかったため，Federle & Pastwa（1988）が報告した混合物の実測値を用
 17 いた

18 ³⁾ 国土環境株式会社（2005）の生分解試験から得られた各同族体の水中の分解半減期
 19 [] の数値は EPI Suite の推定値であり，計算には使用していないが参考に示した値である

21 3.3.3 モデルによる解析結果

22 (1) 水環境中における AE の分配

23 混合物セットのパラメータをもとに求めた AE の存在形態は，水相ではほぼ 100%が溶存態である

1 ことが示された。また、底質相では間隙水への分配比 $f_{\text{sew}}=0.51$ および粒子への分配比 $f_{\text{ses}}=0.49$ であ
 2 り、大きな差はなかった。表IV.9に、混合物セットおよび同族体単体セットで求めた溶存態分配比率
 3 とその幅をまとめた。

4 表IV.9 水相および底質相における AE 溶存態分配比率

解析用パラメータ	水相	底質相
	溶存態	溶存態
混合物セット	1.00	0.51
同族体単体セット 最小～最大	0.43～1.00	$4.70 \times 10^{-6} \sim 0.56$
結果の 50 パーセンタイル (同族体組成比補正)	1.00 (0.98)	0.14 (0.29)

5
 6 同族体単体セットを用いた推定結果では、分配比率の幅が広い。特に底質相ではかなりの幅がみら
 7 れるが、吸着態比率が大きくなるのは K_{oc} が大きい同族体に限定した場合（例えば、同族体 C15EO15）
 8 であった。国土環境株式会社（2005）の実験試料 AE の同族体組成比を用いて、同族体単体セットの
 9 推定結果を重み付けで補正した結果では、混合物セットで求めた結果とは大きく異ならなかった（水
 10 相の水への分配比 $f_{\text{ww}}=0.98$ 、底質相の間隙水への分配比 $f_{\text{sew}}=0.29$ ）。

11
 12 (2) 水環境中の濃度

13 水環境中の濃度の推定では、簡易コンパートメントモデルを用いた仮想的な水環境（長さ 10km、
 14 幅 20m、水深 1m、底質層の深さ 0.05m、流量 $2\text{m}^3/\text{s}$ ）で推定を行った。AE の流入量は、現実と同レベ
 15 ルの濃度で考察するため、浅川を対象河川とした産総研委託調査（詳細は第V章）の結果（浅川の冬
 16 季調査結果である平均濃度 $16.2\mu\text{g}/\text{L}$ ）と仮想流量から求め、 $16.2 [\mu\text{g}/\text{L}] \times 10^3 [\text{L}/\text{m}^3] \times 2 [\text{m}^3/\text{s}] \times 10^{-6} [\text{g}/\mu\text{g}]$
 17 $=0.0324 [\text{g}/\text{s}]$ とした。

18 表IV.10に推定した水環境中の AE 濃度をまとめた。水相における AE の推定濃度について、いずれ
 19 のパラメータセット（混合物セット、同族体単体セット、同族体組成比補正）による結果では、殆ど
 20 差がみられなかった。一方、底質相における AE 推定濃度に着目すると、同族体単体セットによる推
 21 定値は幅が大きかったが、50 パーセンタイルの値では、混合物セットによる結果との差はなかったと
 22 いえる。また、国土環境株式会社（2005）の実験試料 AE の同族体組成比で補正した結果では、混合
 23 物セットの約 3 倍大きい結果となった。底質相におけるこの違いは、パラメータ K_{oc} に由来すると考
 24 えられる。EPI Suite による推定値の K_{oc} が $10 \sim 2.7 \times 10^6 \text{ L}/\text{kg}$ で、特に最大値は実測値の $12 \text{ L}/\text{kg}$ より
 25 かなり大きいため、吸着、その後の沈降の影響により底質の濃度が高く推定されたと考えられる。ま
 26 た、 K_{oc} の実測値として採用したのは C6EO6 を実験対象物質とした結果であり、より適切な推定を行
 27 うには、 K_{oc} に関する更なる情報収集が望まれる。

28
 29 表IV.10 水環境中の濃度についての推定値

解析用パラメータセット	初期濃度 (水相)	水相	底質相
	µg/L	µg/L	µg/kg-wet
混合物セット	16.2	8.7	4.5
同族体単体セット 最大～最小 50 パーセントイル (同族体組成比補正)	16.2	4.1～12.1 8.8 (8.7)	3.2～373 5.1 (17.2)

1
2 水コンパートメントへ流入してきた AE が、コンパートメントから消失する経路は「揮発」「底質相
3 への拡散」「移流」「沈降」「分解」が考えられた (図IV.3)。各除去経路による AE 除去の寄与率を表
4 IV.11 に示した。「移流」の経路に関してはコンパートメントのサイズおよび流量に大きく関係するた
5 め、「移流」の寄与を除いたときの寄与率も示した (表IV.12)。

6 表IV.11 および表IV.12 の推定結果から分解による寄与が大きく、特に移流を除いた場合、分解によ
7 る除去は 90%以上の寄与率であることを示した。但し、同族体単体セットによる推定のうち、最も大
8 きな値をもつ同族体の場合、沈降による AE 除去への寄与が分解による寄与を上回ることを示した (表
9 IV.12)。また、揮発による除去の寄与は、何れの推定においても非常に小さかった。

10
11 表IV.11 水相における AE 除去経路別の寄与率

環境動態	揮発	拡散	移流	沈降	分解
混合物セット	1.4E-02	4.4E-03	0.53	1.9E-06	0.45
同族体単体セット					
50 パーセントイルの場合	2.2E-19	4.5E-03	0.54	4.3E-05	0.45
最小の場合	1.1E-03	2.1E-03	0.26	1.5E-05	0.74
最大の場合	1.2E-28	3.6E-03	0.75	0.18	0.07

12
13 表IV.12 水相からの AE 除去経路別の寄与率 (移流以外)

環境動態	揮発	拡散	沈降	分解
混合物セット	3.0E-02	9.5E-03	4.0E-06	0.96
同族体単体セット				
50 パーセントイルの場合	4.8E-19	9.8E-03	9.4E-05	0.99
最小の場合	1.5E-03	2.8E-03	2.0E-05	1.00
最大の場合	4.7E-28	1.4E-02	0.71	0.28

14
15 3.4 下水処理施設における動態

16 2001 年度～2003 年度における洗濯・台所・住宅等の家庭用洗剤用途からの AE 排出量は全排出量
17 の 81.7%～86.3%を占め (第Ⅲ章の表Ⅲ.8 参照)、水環境中の AE は殆ど家庭起源といっても過言では
18 ない。家庭用途で消費された AE の殆どは、下水道および下水道類似施設 (農業集落排水施設、合併
19 処理浄化槽、コミュニティプラント) を経て公共用水域へと排出されると考えられ、公共用水域の AE
20 濃度を把握するには、これらの下水処理施設における AE の動態を把握することは極めて重要である。

1 本項では、これらの下水処理施設における AE の動態を解明するため、数少ない実測値による解析
 2 を行なうとともに、既存の簡易下水処理モデルを用いて、特定の下水処理施設における AE の動態（各
 3 下水処理段階における除去率、放流水、汚泥、周辺大気中の濃度）を推定した。なお、下水処理モデ
 4 ルを用いた推定に必要なパラメータのうち、同族体ごとの物性値パラメータは EPI Suite による推定値
 5 を用いた。

6

7 3.4.1 実測値の例を用いた解析

8 これまでに、日本における下水処理場の流入水、放流水または各処理工程における AE 濃度を測定
 9 した情報は 4 つの調査例しかなかった。表IV.13 に各調査データに関する詳細をまとめた。それぞれの
 10 測定項目（例えば、測定した同族体の範囲など）が統一されていないため、解析に使用できるデータ
 11 が限定された。

12 まず、各下水処理場のデータを使用し、下水処理における AE 除去率を算出した。除去率は、1 日
 13 のコンポジットサンプルとした流入水および放流水の濃度から計算するか、あるいは流入量と滞留時
 14 間経過後の放流量から計算するかとの 2 通りがあった。前者は産総研委託調査（③）および NEDO モニ
 15 タリング調査（④）のデータであり、後者は濃度が経時的に得られている丸山らのデータ（②）が該
 16 当した。

17 NEDO モニタリング調査のデータから、北多摩一号水再生センター、南多摩水再生センター、およ
 18 び浅川水再生センターの除去率は、それぞれ 0.992, 0.988, 0.976 と求められた。また、産総研委託調
 19 査のデータから、北多摩一号水再生センターおよび南多摩水再生センターにおいての AE 除去率は、
 20 それぞれ 0.994, 0.992 で、化管法指定範囲の同族体のみで見た場合、両処理場における除去率はとも
 21 に 0.995 であった。2 つの調査結果から、下水処理による AE の除去率は、98～99%であることを示し
 22 た。産総研委託調査のデータからは、同族体ごとの除去率が求められた（表IV.14）。表IV.14 から、同
 23 一 C 鎖長の場合、EO モル数の増加と除去率との間に、顕著な相関関係がみられなかった。ここで、
 24 表IV.14 の 2 処理場における流入水量のデータ（両処理場より入手した）を用いて、流入水中に含まれ
 25 た各同族体の負荷量を算出し、それぞれの負荷量とその除去率との関係を図IV.4 に示した。この図か
 26 ら読み取れた傾向としては、①流入水中の負荷量が多い AE 同族体については、除去率が高くなる；
 27 ②C 鎖長の違いによる除去率の差は顕著にみられなかったが、同じ負荷量であった同族体で比較する
 28 と、C 鎖長が長いほど除去率が若干高くなるようであった。

29 一方、丸山ら（2001）のデータは 1 日 3 回のみの採水であり、群馬県の下水処理場における滞留時
 30 間が約 12 時間（群馬県下水道公社 2005）であることから、流入から放流までの時間経過を追うこと
 31 はできなかった。よって、処理工程における AE 負荷量の残存率を 3 回のデータの平均を用いて推定
 32 したところ、全工程を経た後の AE 除去率は 0.9996 であった。

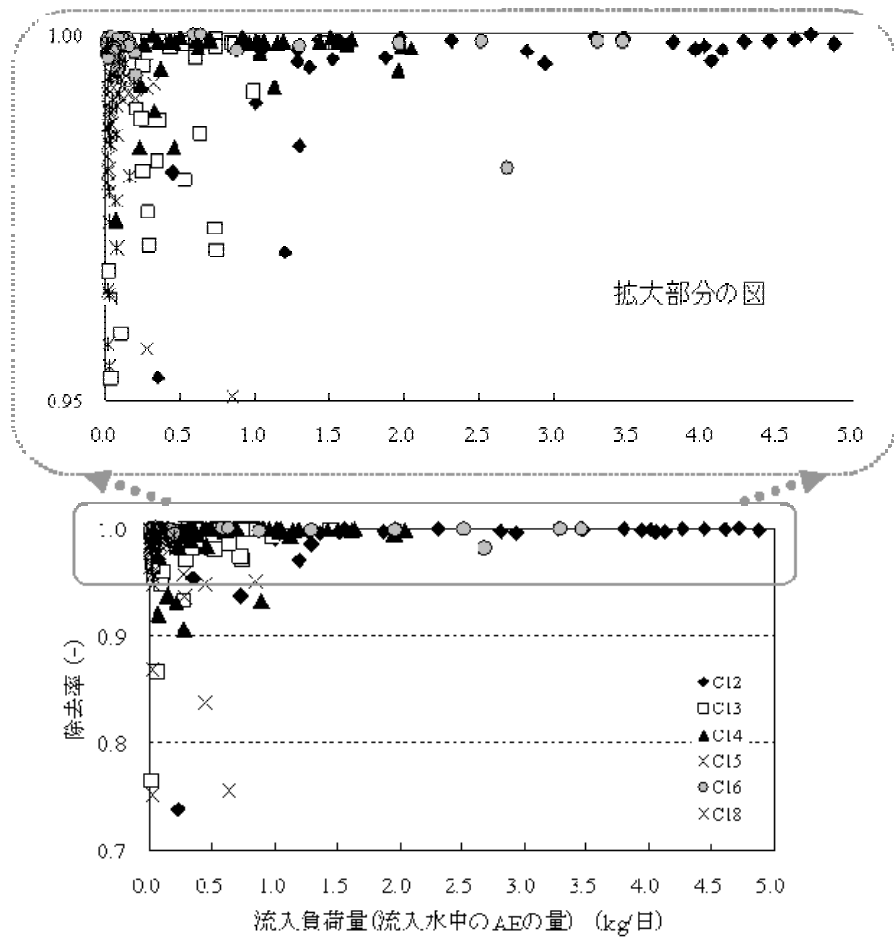
33

34 表IV.14 下水処理による各同族体の除去率（C12～18EO0～23）国土環境株式会社（2005）

南多摩水再生センター	北多摩一号水再生センター
------------	--------------

	C12	C13	C14	C15	C16	C18	C12	C13	C14	C15	C16	C18
EO0	0.737	0.932	0.906	0.936	0.982	0.970	0.936	0.970	0.932	0.950	0.990	0.984
EO1	0.953	0.765	0.920	0.992	0.998	0.998	0.970	0.867	0.932	0.752	0.999	0.998
EO2	0.981	0.953	0.975	0.985	0.998	0.998	0.985	0.948	0.937	0.869	0.998	0.998
EO3	0.996	0.968	0.993	0 ¹⁾	1.000	0.992	0.996	0.964	0.985	0	1.000	0.994
EO4	0.995	0.959	0.999	0	0.997	0.987	0.998	0.983	0.984	0	0.997	0.994
EO5	0.997	0.976	0.995	0.957	0.996	0.994	1.000	0.992	0.993	0.948	0.997	0.996
EO6	0.996	0.999	0.990	0	1.000	0.989	0.998	0.999	0.999	0	1.000	0.985
EO7	0.991	0.999	0.999	0	0.999	0.986	0.996	0.999	0.999	0	0.999	0.990
EO8	0.998	0.999	1.000	0	0.999	0.990	0.999	0.999	1.000	0	0.999	0.994
EO9	0.998	0.998	0.999	0	0.998	0.997	1.000	0.998	0.999	0	0.999	0.996
EO10	0.999	0.999	0.999	0.838	0.999	0.992	1.000	0.999	0.999	0.755	0.998	0.993
EO11	0.998	0.997	0.997	0.993	0.998	0.948	0.999	0.998	0.995	0.993	0.999	0.981
EO12	0.998	0.996	0.999	0.992	0.998	0.991	0.999	0.997	0.998	0.992	0.999	0.994
EO13	0.999	0.971	0.999	0.991	0.999	0.978	0.999	0.973	0.998	0.991	0.999	0.986
EO14	0.999	0.988	0.999	0.995	0.999	0.955	0.999	0.986	0.999	0.994	0.999	0.971
EO15	0.999	0.981	0.999	0.994	0.998	0.964	0.999	0.980	0.999	0.993	0.994	0.977
EO16	0.999	0.990	0.999	0.997	0.995	0.987	0.999	0.988	0.999	0.997	0.999	0.988
EO17	0.999	0.999	0.999	0.997	0.999	0.987	0.999	0.988	0.999	0.997	0.998	0.990
EO18	0.999	0.998	0.999	0.998	0.999	0.965	0.999	0.998	0.998	0.998	0.998	0.974
EO19	0.999	0.999	0.999	0.998	0.999	0.980	0.999	0.999	1.000	0.998	0.998	0.982
EO20	— ²⁾	—	—	—	0.999	0.983	—	—	—	—	0.998	0.981
EO21	—	—	—	—	0.999	0	—	—	—	—	0.998	0.958
EO22	—	—	—	—	0.998	0	—	—	—	—	0.997	0
EO23	—	—	—	—	0.999	0	—	—	—	—	0.999	0
合計1	0.996	0.987	0.996	0.937	0.995	0.971	0.998	0.990	0.994	0.925	0.997	0.984
合計2	0.992						0.994					

- 1 ¹⁾ 除去率が 0 と示されているものは、流入水の時点ですでに濃度が低いため、処理後の濃度変化が
2 とらえられなかった場合、²⁾ 定量分析において同定できなかった同族体
3



図IV.4 下水処理場におけるAE各同族体の流入負荷量と除去率との関係

1
2
3

表IV.13 各下水処理場における調査データに関する詳細

情報項目	丸山ら (2001)		産総研委託調査 国土環境株式会社 (2005)	財団法人化学物質評価研究機構 (2003a: 2004) (NEDO モニタリング調査)
	①	②	③	④
参考資料から得られる情報				
対象処理場	A 処理場 B 処理場	B 処理場 ¹⁾	北多摩一号水再生センター 南多摩水再生センター	北多摩一号水再生センター 南多摩水再生センター 浅川水再生センター
測定データ	流入水中 AE 濃度 流入水量	各処理工程の AE 濃度	流入・放流水中 AE 濃度 流入・放流量 (北多摩は放流量のみ)	流入・放流水中 AE 濃度
測定日	2000 年 12 月 11~12 日 (A) 2000 年 12 月 25~26 日 (B)	2001 年 1 月 15 日 (B 処理場)	2005 年 1 月 26~28 日	全 4 回 (2002 年 6 月, 10 月, 11 月・2004 年 2 月)
測定対象 AE	C12~15EO1~15		C12~18EO0~23	C12EO1~10 のみのトータル 濃度
試料	2 時間間隔で 24 時間サンプリ ング	9 時, 13 時, 17 時の 3 回	1 月 26 日 12:00 ~ 1 月 28 日 10:00 までの 2 時間間隔で 46 時間サンプリングのコン ポジットサンプル	それぞれ 1 試料 (コンポジッ トサンプル)
備考	水環境学会誌に掲載された論文の元データを入手		北多摩一号は放流量を流 入・放流水ともにコンポジッ トサンプルの重み付けに使用	測定は溶存態, 吸着態別に行 われていた. サンプルがどの ように採水・処理されたか不 明
処理人数	A 処理場 189,702 B 処理場 14,882			
推定結果				
AE 除去率 (-)		B 処理場 0.9996	北多摩一号 0.994 (0.995 ²⁾ 南多摩 0.992 (0.995 ²⁾	北多摩一号 0.992 南多摩 0.988 浅川 0.976

¹⁾ 丸山ら (2001) の論文には A 処理場の同族体情報もあったが入手できたのは B 処理場に関するデータのみ

²⁾ 化管法指定範囲の同族体のみを抽出した場合の除去率

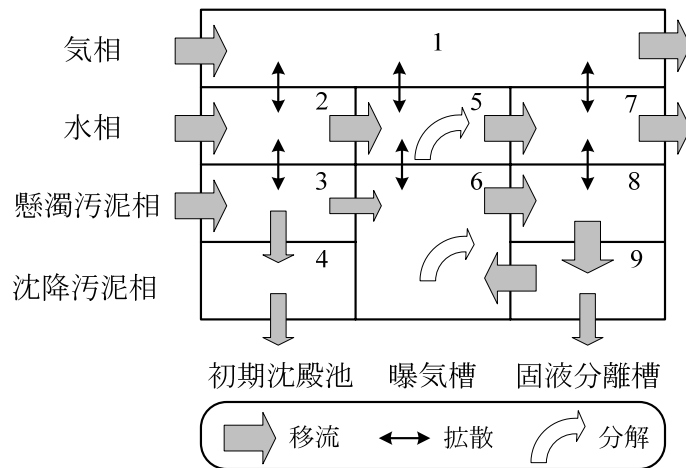
1 3.4.2 既存の下水処理場モデルによる解析

2 下水処理場における実測値（流入水と放流水中の AE 濃度）から，殆どの AE が下水処理場の
 3 中で除去されていることが判明している．しかし，下水処理場において，どの過程でどの程度の
 4 AE が何によって除去されるかを示す実測値は，僅か 1 例（表IV-13 の②，丸山ら，2001）しか報
 5 告されていない．本項では，下水処理での化学物質除去に関する代表的なモデルである
 6 SimpleTreat3.0 (Struijs 1996) を用いて，処理工程別の AE 除去率の推定を行い，これと実測値（表
 7 IV-13 の②）を比較する．

8 (1) モデルの概要

9 SimpleTreat3.0 は，オランダで開発され，リスク評価にも使用されている STP (Sewage Treatment
 10 Plant) モデルである．このモデルでは，下水処理場内の各処理工程の各相をコンパートメントと
 11 見なし，初沈工程がある処理プラントには 9 コンパートメントモデル（以後「9-box モデル」と
 12 略す）の適用を，無いプラントには 6 コンパートメントモデル（以後「6-box モデル」と略す）
 13 の適用を想定している．各コンパートメント内では，完全混合および定常状態での非平衡を想定
 14 している．図IV.5 に，9-box モデルの場合の概念図を示した．6-box モデルの場合は，図IV.5 中の
 15 box 2～4 が無い場合に相当する．6-box モデルによる下水処理は，経費がかからず管理が容易で
 16 あるため，小規模処理施設ではよく使用されている処理法である．日本の各種下水道処理施設の
 17 処理過程などから考えると，9-box モデルは下水処理場（公共下水道，流域下水道など）に相当
 18 し，また，6-box モデルは，下水道類似施設（農業集落排水施設，合併処理浄化槽，コミュニテ
 19 イプラント）に当たると判断した．

20



21

22 図IV.5 SimpleTreat3.0 のシステム図：9box モデルの場合 (Struijs, 1996)

23

24 (2) モデルの必要なパラメータ

25 モデルの推定に必要なパラメータは，物性パラメータ（分子量， K_{ow} ，蒸気圧，水溶解度）の
 26 他，放出シナリオパラメータ（処理対象区域の人数および排水量，化学物質の排出量）および活
 27 性汚泥中の分解速度（液相分解速度 (Method 1)，液相および固相分解速度 (Method 2)，Monod

1 式定数 (Method 3) のいずれかを指定するデフォルトパラメータ) であった。

2 物性パラメータには、同族体ごとに直鎖 AE を仮定した EPI Suite の推定値 (第 II 章の表 II.4)
3 を使用した。必要な放出シナリオパラメータの設定には、実際の下水処理場における除去率を再
4 現するため、唯一処理工程ごとの AE 除去率が計算できる丸山ら (2001) の B 処理場における下
5 水の処理水量、処理人数、AE の同族体ごと濃度データを用いた (表IV.15)。下水処理場への AE
6 流入負荷量(化学物質の排出量)は、B 処理場で得られた各 AE 同族体濃度に日平均流入水量(7,614
7 m³/day) を乗じて求めた値を使用した。なお、下水処理場の運転条件はモデルのデフォルトパラ
8 メータ (滞留時間 10.8 時間、汚泥濃度は 0.15 kg-BOD/kg-dwt/d) を採用し、曝気方法はバブル・
9 エアレーションを選択した。

10 活性汚泥中の分解速度は、AE の分解が非常に速いという実験結果 (3~4 時間で殆ど分解)
11 (Talmage, 1994) から、全ての同族体に 3 hr⁻¹ を適用した。この値は SimpleTreat における活性汚
12 泥液相中分解速度定数が非常に速い場合の推奨値である。活性汚泥全体 (液相および固相) では
13 推奨値がないため、液相に対する推奨値を使用した。特記したパラメータ以外 (下水処理場の特
14 性に関するパラメータ) は、モデルのデフォルト値を使用した。

15 なお、丸山ら (2001) によると、調査対象である下水処理場 B には初沈工程があることから、
16 解析には 9-box モデルを適用した。また、9-box モデルとの比較を行うため、下水道類似施設 (農
17 業集落排水施設、合併処理浄化槽、コミュニティプラント) に該当すると考えられた 6-box モデ
18 ルを適用した解析も行った。

19 表IV.15 モデル解析対象とした下水処理場データ

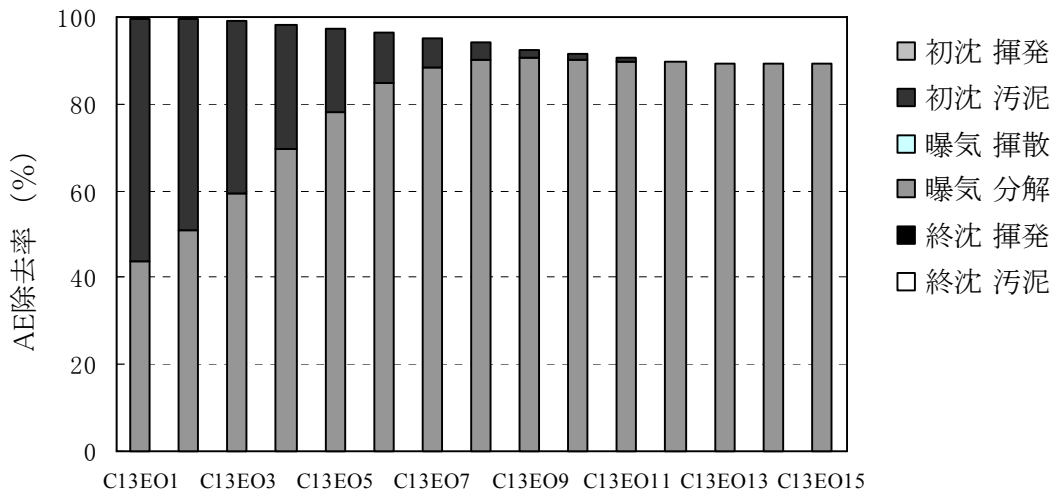
項目	値
処理人数	14,882 人
日平均流入水量	7,614 m ³ /day
1 人当たりの水排出量	512 L/人/day

[出典：丸山ら (2001) より作成]

20
21
22

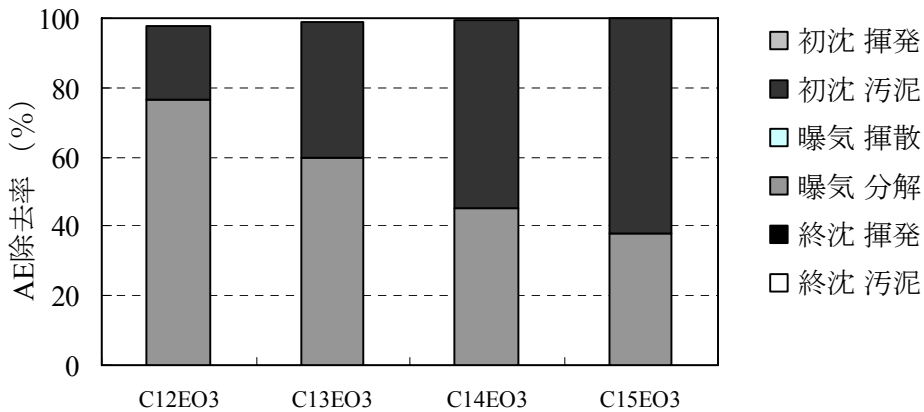
23 (3) 9-box モデルによる解析結果

24 下水処理場の各処理過程における各同族体の挙動について、まず SimpleTreat の 9-box モデルを
25 用いて推定した。その結果の一例 (C13 の同族体群についての処理工程別の除去に関する寄与率)
26 を図IV.6 に示した。各同族体の蒸気圧が非常に低い値であったことから、大気への揮発は殆どな
27 く、主に分解および初沈汚泥への移行により水相から除去されることが示された (図IV.5)。同じ
28 C 鎖長をもつ同族体を見た場合、EO モル数の増加に伴い、初沈汚泥に残存する AE の量が減少し、
29 分解による除去の寄与が大きくなることが示された。この傾向は、どの C 鎖長をもつ同族体にお
30 いてもみられた。



図IV.6 下水処理場における AE の工程別除去率 (9-box モデル, C13)

次に、同じ EO モル数をもつ同族体群の例として、EO3 の C12~15 の工程別除去率を図IV.7に示した。各処理工程における AE 除去へ C 鎖長の影響を見ると、C 鎖長が長いほど初沈汚泥への分配による除去が大きくなり、全体の除去率も高くなっていた。この傾向は、どの EO モル数の同族体群にも共通であり、実際の下水処理場での実測値の解析結果にも類似していた。



図IV.7 下水処理場における AE の工程別除去率 (9-box モデル, EO3)

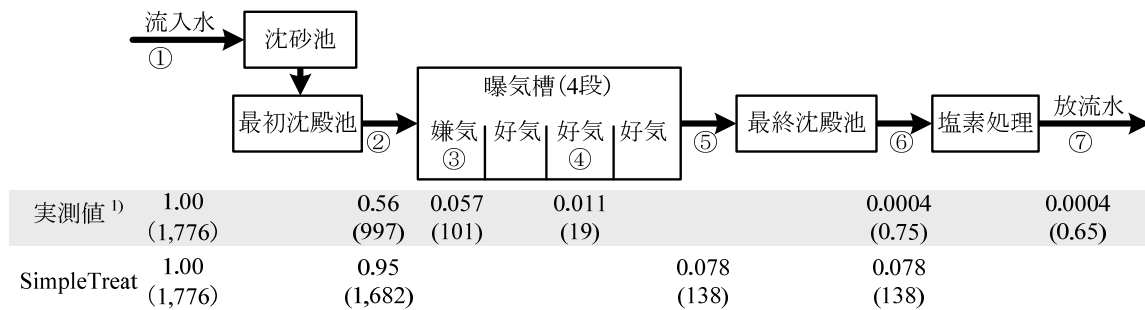
曝気槽は初沈工程の後であるため、分解が初沈汚泥への吸着挙動に関与しないこと、また、活性汚泥中の分解定数は全ての同族体で等しい値を採用していることから、初沈汚泥への移行による除去は同族体ごとの吸着能に深く関係していると考えられた。入力パラメータのうち、吸着に関連するものは K_{ow} であるため、初沈汚泥への吸着能の大小は C 鎖長、および EO モル数の違い

1 に伴う K_{ow} の大小と同じ傾向を示していた。

2 同様に SimpleTreat を用いて AE の同族体ごとの下水処理場における挙動を研究した文献
 3 (Kiewiet *et al.*, 1997) では、数種類の AE 同族体に関して、 K_{ow} の代わりに有機炭素で標準化し
 4 た底質水分配係数 (K_{om}) を使用したため、モデルによる解析結果に違いがみられた。EPI Suite
 5 の Pckoc で求めた K_{oc} は C 鎖長および EO モル数との関係はみられないことから、モデルによる
 6 推定において、吸着能を示すパラメータとして何を選択するかが、結果に大きく影響することが
 7 示唆された。

8 SimpleTreat モデルの放出シナリオの入力データとしては、丸山ら (2001) のデータを用いたた
 9 め、モデルの解析結果と丸山ら (2001) の実測値との比較を行った。図IV.8 に B 処理場の各処理
 10 工程の水相における AE 全体の除去率を示した。

11



12

13

図IV.8 B 処理場の各処理過程の水相における AE 残存率の比較

14

(括弧内の数値は全 AE 濃度, 単位: $\mu\text{g/L}$) (¹⁾ 丸山ら 2001)

15

16 なお、他の物質に対する結果であるが、SimpleTreat により推定した除去率は、実測値より低く
 17 なる傾向があると報告されている (Feijtel *et al.*, 1996)。言い換えると、残存率は、SimpleTreat の
 18 方が実測値よりも高くなる傾向がある。図IV.8 の比較から分かるように、AE の残存率について
 19 も、SimpleTreat による推計値の方が、実測値よりも高い値となっていた。特に、初沈工程におけ
 20 る残存率は大きく異なっていた。この比較結果からも、SimpleTreat を使用する際、できるだけ吸
 21 着能に関する妥当なパラメータを使用して検証する必要があることが示された。

22

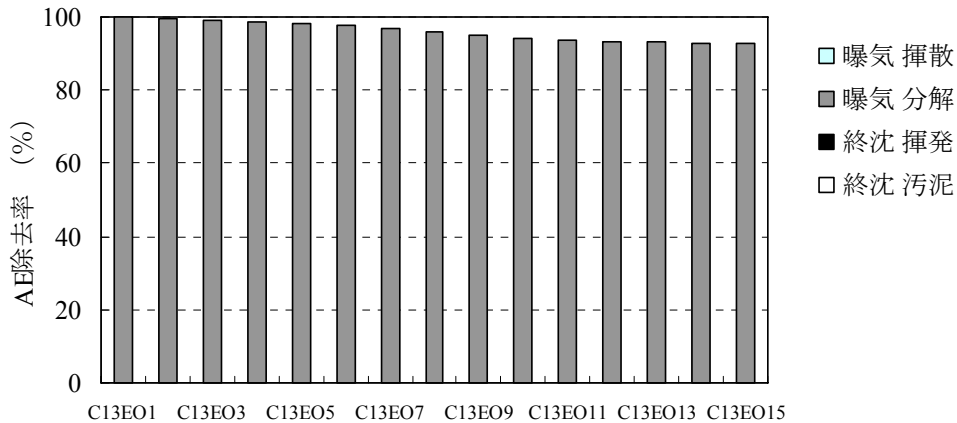
23 9-box モデルによる解析では、必要になる分解速度定数の値は、水中分解速度に関するモデル
 24 の最大推奨値である 3 hr^{-1} を水中、底質ともに採用して計算を行ったが、曝気槽中の分解除去に
 25 ついては、この条件下では除去率が過大に推定されなかったことを示した。6-box モデルを用い
 26 た解析においては、比較検討を行なうための実測値がなかったこともあり、9-box モデルと同様
 27 に、分解速度 3 hr^{-1} を採用した。

27

28 (4) 6-box モデルによる解析結果

29 オキシデーションディッチ法および下水処理場以外の施設 (合併処理浄化槽, コミュニティプ
 30 ラント) を表す 6-box モデルについても試算を行った。該当する施設の実測値は入手できなかつ

1 たため、条件は 9-box の場合と同様、下水処理場の稼動条件はデフォルト値を使用した。その結
 2 果の一例を図IV.9 に示した。



3
 4 図IV.9 下水処理場における AE の工程別除去率 (6-box モデル, C13)

5
 6 6-box モデルでは、初沈工程がない代わりに曝気槽における汚水の滞留時間が長く想定されて
 7 おり、また、活性汚泥中の分解速度が速いため、初沈工程による除去率が小さく想定されていた
 8 9-box モデルの場合よりも、全体で高い除去率となっていた。デフォルトの処理場条件では、初
 9 沈工程がない 6-box モデルの場合でも十分に AE の除去が見込まれるといえる。

10
 11 4. 本章のまとめ

12 本章では下水処理場を含む各種環境媒体中の環境動態プロセスに関する基礎情報とその推定
 13 に必要とされるパラメータ情報を整理した。また、既存の簡易モデルを用いた主要環境媒体中 (水
 14 環境) の環境動態を解析したことにより、環境中に排出された AE の環境中運命の全体像を明ら
 15 かにした。解析結果から得られた主な知見は下記の通りである。

- 16 (1) 水環境中に排出された AE は殆ど揮発せず、他の媒体への移行も殆ど考えられないこと
 17 からほぼ全量が水系に存在し、水系は AE の決定的な暴露場である。
- 18 (2) 高度分岐している複雑な C 鎖をもつ AE を除き、一般に流通・使用されている AE は殆ど
 19 直鎖型か低分岐型の AE であり、良分解性の物質である。
- 20 (3) 環境中に排出された直鎖型 AE および低分岐型 AE は、好氣的条件および嫌氣的条件の何
 21 れにおいても速やかな一次分解と究極分解を受けるため、生分解が AE の環境運命を支
 22 配する環境動態プロセスである。
- 23 (4) AE は同族体ごとに異なる生分解速度を有する。その生分解速度は、同族体の C 鎖長と
 24 EO モル数に依存し、EO モル数が少なく C 鎖長が長いほど速くなる。また、C 鎖長より
 25 も EO モル数の方が分解速度との関係は強い。
- 26 (5) 生分解速度は温度に強く依存することから、暴露濃度を推定する際、温度による影響を

1 考慮すべきことが示唆された。

2 (6) AE の生物濃縮性は中程度で、BCF は 4.3～800 と幅が広い。その生物濃縮性は同族体ご
3 とに異なり、C 鎖長が長く EO モル数が少ないほど（疎水性が強いほど）、生物濃縮性が
4 高いことが分かった。

5 (7) 下水処理場における AE 除去率は 99%（モデルでは 92%）と十分に高いため、水環境中
6 の AE 暴露濃度は下水処理の普及率に強く関係することが示唆された。初沈汚泥への吸
7 着も除去に大きく寄与しているが、汚泥に吸着された AE も最終的に生分解されると考
8 えられる。

9 5. 参考文献

11 化学物質評価研究機構（2003a）. 平成 14 年度河川モニタリング報告書.

12 化学物質評価研究機構（2004）. 平成 15 年度河川モニタリング報告書.

13 菊地幹夫（1985）. 界面活性剤の河川水中での生分解, *Bulletin of the Japanese Society of Scientific*
14 *Fisheries* 日本水産学会誌, 51(11), 1859-1864.

15 倉田直次, 越田和男（1975）. 多摩川河川水における非イオン界面活性剤の消失試験, *油化学*, 24(12),
16 879-881.

17 群馬県下水道公社（2005）. 下水道に関する Q&A, <[http://www.gunma-gk.or.jp/05qanda/index_](http://www.gunma-gk.or.jp/05qanda/index_qanda.html)
18 [qanda.html](http://www.gunma-gk.or.jp/05qanda/index_qanda.html)>（2005 年 10 月 3 日）.

19 国土環境株式会社（2005）. 新しい分析手法によるアルコールエトキシレートフィンガープリント
20 調査, 産業技術総合研究所委託調査報告書.

21 通商産業省（1992）. 化審法の既存化学物質安全性点検データ集, 通商産業省基礎産業局化学品安
22 全課, 財団法人化学品検査協会 編集, 社団法人日本化学物質安全・情報センター発行, 1992
23 年 10 月.

24 中西準子, 吉田喜久雄, 内藤航（2005）. 詳細リスク評価書シリーズ 1 フタル酸エステル (DEHP),
25 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
26 式会社, 東京.

27 丸山章代, 富岡淳, 伊藤安紀, 浅見真理, 相澤貴子（2001）. 群馬県の下水処理場と河川における
28 非イオン界面活性剤およびその分解生成物の挙動について, *水環境学会誌*, 24(11), 778-784.

29 三浦千明, 山中樹好, 三階貴男, 吉村孝一, 林 信太（1979）. 界面活性剤の生分解試験への酸素
30 消費量測定法の適用, *油化学* 28, 351-355.

31 Balson, T.; Felix, M.S.B. (1995). Biodegradability of non-ionic surfactants. In: D.R.Karsa, M.R.Porter
32 eds., *Biodegradability of Surfactants*. Blackie Academic and Professional, Glasgow. United Kingdom,
33 204-230.

34 Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Toy, R.; Boeije, G.; Marshall, S.J.; Wind, T.; van Compernelle, R.; Zeller, D.
35 (2006). Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotoxicology*
36 *and Environmental Safety*, 64: 85-99.

1 Bishop, W.E.; Maki, A.W. (1980). A critical comparison of two bioconcentration test methods. In: Aquatic
2 Toxicology. J.G.Eaton, P.R.Parrish, A.C.Hendrics eds., American Society for Testing and Materials,
3 ASTM STP 707: 61-77.

4 Brand, N.; Mailhot, G.; Bolte, M. (2000). The interaction “light, Fe(III)” as a tool for pollutant removal in
5 aqueous solution: degradation of alcohol ethoxylates. *Chemosphere*, 40: 395–401.

6 Cano, M.L.; Dorn, P.B. (1996a). Sorption of two model alcohol ethoxylate surfactants to sediments.
7 *Chemosphere*, 33: 981-994.

8 Cano, M.L.; Dorn, P.B. (1996b). Sorption of an alcohol ethoxylate surfactant to natural sediments.
9 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 684-690.

10 Dorn, P.B.; Salanitro, J.P.; Evans, S.H.; Kravetz, L. (1993). Assessing the aquatic hazard of some branched
11 and linear nonionic surfactants by biodegradation and toxicity. *Environmental Toxicology and*
12 *Chemistry*, 12: 1751-1762.

13 ECETOC: European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (1988). *Evaluation of*
14 *anaerobic biodegradation*. Technical report No. 28, European Centre for Ecotoxicology and
15 Toxicology of Chemicals, Brussels, Belgium.

16 Federle, T.W.; Pstwa, M.G. (1988). Biodegradation of surfactants in saturated subsurface sediments : A
17 field study. *Ground Water*, 26: 761-770.

18 Federle, T.W.; Schwab, S.B. (1992). Mineralization of surfactants in anaerobic sediments of a laundromat
19 wastewater pond. *Water Research*, 26: 123-127.

20 Feijtel, T.C.J.; Vits, H.; Murray-Smith, R.; van Wijk, R.; Koch, V.; Schröder, R.; Birch, R.; Ten Berge, W.
21 (1996). Fate of LAS in activated sludge wastewater treatment plants: A model verification study.
22 *Chemosphere*, 32: 1413-1426.

23 Holt, M.S.; Mitchell, G.C.; Watkinson, R.J. (1992). The environmental chemistry, fate and effects of
24 nonionic surfactants. In: N.T.de Oude ed., Detergents, The Handbook of Environmental Chemistry,
25 Volume 3, Part F. Anthropogenic Compounds. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany, 89-144.

26 Huber, M.; Meyer, U.; Rys, P. (2000). Biodegradation mechanisms of linear alcohol ethoxylates under
27 anaerobic conditions. *Environmental Science and Technology*, 34: 1737-1741.

28 ISO: International Organization for Standardization (1995). *Water Quality – Evaluation of the “Ultimate”*
29 *Anaerobic Biodegradability of Organic Compounds in Digested Sludge – Method by Measurement*
30 *of the Biogas Production*. ISO 11734, International Organization for Standardization, Geneva,
31 Switzerland.

32 Kaluza, U.; Taeger, K. (1996). Chemical structure of alkanol ethoxylates and ecotoxicological properties.
33 *Tenside Surfactants Detergents*, 33: 46-51.

34 Kibbey, T.C.G.; Hayes, K.F. (1997). A multicomponent analysis of the sorption of polydisperse ethoxylated
35 nonionic surfactants to aquifer materials: Equilibrium sorption behavior. *Environmental Science and*
36 *Technology*, 31: 1171-1177.

- 1 Kiewiet, A.T.; de Beer, K.G.M.; Parsons, J.R.; Govers, H.A.J. (1996). Sorption of linear alcohol
2 ethoxylates on suspended sediment. *Chemosphere*, 32: 675–680.
- 3 Kiewiet, A.T.; Parsons, J.R.; Govers, H.A.J. (1997). Prediction of the fate of alcohol ethoxylates in
4 sewage treatment plants. *Chemosphere*, 34: 1795-1801.
- 5 Kravetz, L. (1990). Biodegradation pathways of nonionic ethoxylates - Influence of the hydrophobe
6 structure. *Acs Symposium Series*, 433: 96-109.
- 7 Kravetz, L.; Salanitro, J.P.; Dorn, P.B.; Guin, K.F. (1991). Influence of hydrophobe type and extent of
8 branching on environmental response factors of nonionic surfactants. *Journal of the American Oil
9 Chemists' Society*, 68: 610-618.
- 10 Krogh, K.A.K.; Halling-Sorensen, B.; Mogensen, B.B.; Vejrup, K.V.K. (2003). Environmental properties
11 and effects of nonionic surfactant adjuvants in pesticides: A review. *Chemosphere*, 50: 871-901.
- 12 Liu, Z., Edwards, D.A.; Luthy, R.G. (1992). Sorption of nonionic surfactant onto soil. *Water Research*, 26:
13 1337-1345.
- 14 Madsen, T.; Damborg, A.; Rasmussen, B.H.; Seiero, C. (1994). *Evaluation of Methods for Screening
15 Surfactants, Ultimate Aerobic and Anaerobic Biodegradability*. Working Report, No. 38. Danish
16 Environmental Protection Agency, Ministry of Environment, Copenhagen, Denmark.
- 17 Madsen, T.; Rasmussen, B.H.; Nilsson, L. (1996a). *Methods for Screening Anaerobic Biodegradability
18 and Toxicity of Organic Chemicals*. Environmental Project No. 336, Danish Environmental Protection
19 Agency, Ministry of Environment and Energy, Copenhagen, Denmark.
- 20 Madsen, T.; Petersen, G.; Seiero, C.; Torslov, J. (1996b). Biodegradability and aquatic toxicity of
21 glycoside surfactants and a nonionic alcohol ethoxylate. *Journal of the American Oil Chemists'
22 Society*, 73: 929-933.
- 23 Madsen, T.; Boyd, B.H.; Nysten, D.; Pedersen, R.A.; Petersen, I.G.; Simonsen, F. (2001). *Environmental
24 and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products*.
25 Environmental Project No. 615.
- 26 Marcomini, A.; Zanette, M.; Pojana, G.; Suter, M.J.-F. (2000a). Behaviour of aliphatic alcohol
27 polyethoxylates and their metabolites under standardized aerobic biodegradation conditions.
28 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 549-554.
- 29 Marcomini, A.; Pojana, G.; Carrer, C.; Cavalli, L.; Cassani, G.; Lazzarin, M. (2000b). Aerobic
30 biodegradation of monobranched aliphatic alcohol polyethoxylates. *Environmental Toxicology and
31 Chemistry*, 19: 555-560.
- 32 McAvoy, D.C.; Kerr, K.M. (2001). Association of Alcohol Ethoxylates with a Dissolved Humic Substance.
33 In: *Humic Substances and Chemical Contaminants*. Soil Science Society of America, Madison, WI,
34 177–186.
- 35 Morrall, S.W.; Rosen, M.J.; Zhu, Y.-P.; Versteeg, D.J.; Dyer, S.D. (1997). Physicochemical Descriptors for
36 Development of Aquatic Toxicity Qsars for Surfactants. In: F. Chen, G. Schuurmann, eds.,

1 Quantitative Structure-Activity Relationships I in Environmental Sciences. SETAC Press, Pensacola,
2 Florida, USA, 299-313.

3 Müller, M.T.; Zehnder, A.J.B.; Escher, B.I. (1999). Liposome–water and octanol–water partitioning of
4 alcohol ethoxylates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2191–2198.

5 Patterson, S.J.; Scott, C.C.; Tucker, K.B.E. (1967). Nonionic detergent degradation. I. Thin-layer
6 chromatography and foaming properties of alcohol polyethoxylates. *Journal of American Oil*
7 *Chemists' Society*, 44: 407-12.

8 Patterson, S.J.; Scott, C.C.; Tucker, K.B.E. (1970). Nonionic detergent degradation: III, Initial
9 mechanism of the degradation. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 47: 37-41.

10 Procter & Gamble (1981). Bioconcentration in *Lepomis macrochirus*. Unpublished data. (Arthur D. Little,
11 1981 引用)

12 **Roberts D.W.; Marshall S.J. (1995). Application of Hydrophobicity Parameters to Prediction of the Acute**
13 **Aquatic Toxicity of Commercial Surfactant Mixtures. *SAR and QSAR in Environmental Research*, 4:**
14 **167-176. (Müller *et al.*, 1999 引用).**

15 Rosen, M.J. (1989). *Surfactants and Interfacial Phenomena*, 2nd edition. Wiley, New York.

16 Salanitro, J.P.; Diaz, A.L. (1995). Anaerobic biodegradability testing of surfactants. *Chemosphere*, 30:
17 813-830.

18 Scharer, D.H.; Kravetz, L.; Carr, J.B. (1979). Biodegradation of nonionic surfactants. *Tappi*, 62(10):
19 75-78.

20 Schöberl, P.; Bock, J.K.; Huber, L. (1988). Ökologisch relevanten Daten von Tensiden in Wasch- und
21 Reinigungsmitteln (in German). [Ecologically relevant data for surfactants in laundry detergents and
22 cleaning agents]. *Tenside Surfactants Detergents*, 25: 86-98.

23 Sherrard, K.B.; Marriott, P.J.; Amiet, R.G.; Colton, R.; McCormick, M.J.; Smith, G.C. (1995).
24 Photocatalytic degradation of secondary alcohol ethoxylate; spectroscopic, chromatographic, and
25 mass spectrometric studies. *Environmental Science and Technology*, 29: 2235-2242.

26 Steber, J.; Wierich, P. (1985). Metabolites and biodegradation pathway of fatty alcohol ethoxylates in
27 microbial biocenoses of sewage treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 49:
28 530-537.

29 Steber, J.; Wierich, P. (1987). The anaerobic degradation of detergent range fatty alcohol ethoxylates.
30 Studies with 14C-labelled model surfactants. *Water Research*, 21: 661-667.

31 Struijs, J. (1996). *SimpleTreat 3.0 : a model to predict the distribution and elimination of chemicals by*
32 *sewage treatment plants*. RIVM Report 719101025, January 1996.

33 Sturm, R.N. (1973). Biodegradability of nonionic surfactants: screening test for predicting rate and
34 ultimate biodegradation. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 50: 159-167.

35 Swisher, R.D. (1987). *Surfactant Biodegradation*, 2nd edition. Surfactant Science Series, Vol. 18. Marcel
36 Dekker. Inc., New York, USA.

- 1 Swisher, R.D. (1987). *Surfactant Biodegradation*. Marcel Dekker, New York, USA.
- 2 Talmage, S.S. (1994). *Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Alcohol Ethoxylates and*
3 *Alkylphenol Ethoxylates*. The Soap and Detergent Association, Lewis publishers, Boca Raton, Florida,
4 USA.
- 5 Tolls, J. (1998). Bioconcentration of surfactants. PhD thesis. Utrecht University, Utrecht, The
6 Netherlands.
- 7 Urano, K.; Saito, M.; Murata, C. (1984). Adsorption of surfactants on sediments. *Chemosphere*, 13:
8 293-300.
- 9 U.S.EPA (1994). *Draft Cleaner Technologies Substitutes Assessment, Chapter II: Screen Reclamation*
10 *Chemicals*. EPA 744R-94-005a, September 1994.
- 11 van Compernelle, R.; McAvoy, D.C.; Sherren, A.; Wind, T.; Cano, M.L.; Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Kerr,
12 K.M. (2006). Predicting the sorption of fatty alcohols and alcohol Ethoxylates to effluent and
13 receiving water solids. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 61-74.
- 14 Wagener, S.; Schink, B. (1987). Anaerobic degradation of nonionic and anionic surfactants in enrichment
15 cultures and fixed-bed reactors. *Water Research*, 21: 615-622.
- 16 Wagener, S.; Schink, B. (1988). Fermentative degradation of nonionic surfactants and polyethylene-glycol
17 by enrichment cultures and by pure cultures of homoacetogenic and propionate-forming bacteria.
18 *Applied and Environmental Microbiology*, 54: 561-565.
- 19 Wakabayashi, M.; Kikuchi, M.; Sato, A.; Yoshida, T. (1987). Bioconcentration of alcohol ethoxylates in
20 carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 13: 148-163.
- 21 White, G.F. (1993). Bacterial biodegradation of ethoxylated surfactants. *Pesticide Science*, 37: 159-166.
- 22 Wong, D.C.L.; Dorn, P.B.; Chai, E.Y. (1997). Acute toxicity and structure–activity relationships of nine
23 alcohol ethoxylate surfactants to fathead minnow and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology*
24 *and Chemistry*, 16: 1970–1976.
- 25 Yuan, C.; Jafvert, C.T. (1997). Sorption of linear alcohol ethoxylate surfactant homologs to soils. *Journal*
26 *of Contaminant Hydrology*, 28: 311-325.
- 27

1	第 V 章 環境モニタリング調査および実測値の解析	V-1
2	1. はじめに.....	V-1
3	2. 定量分析手法の変遷.....	V-1
4	3. リスク評価に必要な同族体ごとの実測値.....	V-4
5	3.1 日本国内における利用可能な実測値.....	V-4
6	3.2 最新の定量分析法を用いた環境モニタリング調査.....	V-5
7	3.2.1 調査の目的と調査の内容.....	V-5
8	3.2.2 潜在的に高い暴露を有する近傍水域の調査.....	V-5
9	3.2.3 下水処理場の調査.....	V-7
10	3.2.4 定量分析の手順.....	V-7
11	4. 環境モニタリングデータのまとめ.....	V-8
12	4.1 河川水中濃度.....	V-9
13	4.1.1 多摩川水系.....	V-9
14	4.1.1.1 暴露濃度.....	V-11
15	4.1.1.2 同族体組成.....	V-13
16	4.1.1.3 季節変化による影響.....	V-16
17	4.1.1.4 化管法指定範囲の同族体が環境中の全 AE に占める割合.....	V-18
18	4.1.1.5 水系における AE の暴露実態に関するまとめ.....	V-19
19	4.1.2 利根川水系.....	V-20
20	4.1.2.1 暴露濃度.....	V-21
21	4.1.2.2 同族体組成.....	V-23
22	4.1.2.3 季節変化による影響.....	V-24
23	4.1.3 その他の水系.....	V-25
24	4.1.4 湖沼.....	V-27
25	4.2 底質中の濃度.....	V-28
26	4.3 土壌中の濃度.....	V-29
27	4.4 下水処理水中の濃度.....	V-29
28	5. 環境水中の AE の同族体組成の検討.....	V-30
29	5.1 同族体組成の比較.....	V-31
30	5.1.1 下水処理水の同族体組成の国別比較.....	V-31
31	5.1.2 製品から環境排出までの各過程における同族体組成比較.....	V-32
32	5.2 同族体組成の比較から得た知見.....	V-32
33	6. 本章のまとめ.....	V-33
34	7. 参考文献.....	V-33
35		

第V章 環境モニタリング調査および実測値の解析

1. はじめに

第IV章の環境動態解析から、環境に排出されたAEは、ほぼ全量が水系に存在し、水系はAEの決定的な暴露場であることが明らかになった。本章では、水系におけるAEの暴露に関する実態を把握するため、モニタリング調査で得られた実測値を解析する。解析においては、まず、AEの定量分析手法の変遷をまとめ、信頼性のある同族体ごとの定量データの少ない現状を明らかにする。また、詳細リスク評価のために実施したモニタリング調査の結果を紹介する。次に、実測値に基づき、多摩川水系、利根川水系等における各同族体の濃度や同族体組成、および化管法指定範囲のAEが測定された環境中全AEに占める割合を明らかにする。最後に、利用可能な実測値を用いて環境中のAEの同族体組成を検討する。

2. 定量分析手法の変遷

表V.1に主なAE定量分析手法の概要をまとめた。各種手法に関する詳細情報はMarcomini & Zanette (1996)および日本水環境学会(2000)を参照されたい。表V.1に示した手法は、水溶液中のAEを定量する手法であるため、環境試料が排水(下水を含む)または河川水の場合には、これらの手法をそのまま適用できる。しかし、環境試料が底泥または土壌の場合には、エタノールのような溶媒を用いた抽出や濃縮等の前処理が必要とされる。

早期のAE分析手法は、特殊な試薬との反応で生成した錯体を、吸光光度計または原子吸光光度計で測定する化学的手法と、試薬によって誘導化処理したものを順相または逆相高速液体クロマトグラフ(以後「誘導体化HPLC」と略す)で測定する物理化学的手法の2つに分類できる。

早期の化学的手法は、特殊な試薬とEO鎖とを反応させて生成した錯体を溶媒で抽出した後、これを吸光光度計または原子吸光光度計で測定する方法であり、チオシアン酸コバルト法(CTAS法)(JIS, 1986)、ヨウ化ビスマス法(BIAS法)(Wickbold, 1972)、カリウムピクリン酸塩法(PPAS法)(Favretto *et al.*, 1983)、テトラブロムフェノールフタレインエチルエステルカリウム法(TBPE-K法)(Toei *et al.*, 1982)等が該当する。これらの手法では、AEとAPEの区別ができないという欠点があった。またAE同族体の一部しか定量できなかったうえ(特にEOモル数の少ない同族体)、検出感度が低く、他の物質に干渉されやすいなどの欠点もあった。日本では、CTAS法が、ポリオキシエチレン型非イオン系界面活性剤を定量する公定法(JIS, 1986)として採用されてきた。しかし、この手法ではAPEを含めたポリオキシエチレン型非イオン系界面活性剤の総量が測定されることになり、上記のように、APEとAEとを区別できなかった。また、EOモル数3以上しか定量できず、EOモル数分布を正確に得ることもできないといった欠点が指摘されてきた(山岸ら, 1997; 丸山ら, 2001)。

次に、早期の物理化学的手法としては、AE を紫外線吸収や蛍光をもつ誘導体に変えた後、UV 検出器や蛍光検出器付きの順相または逆相 HPLC を用いる HPLC/UV 測定法 (Kiewiet *et al.*, 1995) や HPLC/蛍光測定法 (Kudoh *et al.*, 1984), AE を揮発性誘導体に変えて測定するガスクロマトグラフ/水素炎イオン化検出法 (GC/FID 測定法) 等が挙げられる。これらの手法は、感度が低いこと、AE の基本構造であるエチレングリコール分布の全てを逆相系カラムで分離するのは困難であること、他物質に干渉されやすいなどの欠点が指摘されている (日本水環境学会, 2000)。

これらの早期分析手法に対し、近年では、更に広い範囲の同族体を高感度で検出できる高速液体クロマトグラフ/質量分析計 (以後「LC/MS」と略す) が推奨されてきた (日本水環境学会, 2000)。しかし、LC/MS 法にも定量できる EO モル数が限定されている等の欠点が指摘されてきた。例えば、電気スプレー LC/MS 法とサーモスプレー LC/MS 法は、どちらも高感度で同族体を定量できるが、低い EO モル数 (EO0 および EO1) は定量できない。また、エレクトロスプレーイオン化/質量分析法 (以後「ESI/MS」と略す) は、LC/MS のイオン化法の中では最も感度の高い分析法であるが、定量できる EO モル数の範囲が限定されている (Crescenzi, 1995)。

現存の LC/MS 手法に関するこれらの欠点を克服できたのは、Dunphy *et al.* (2001) が開発したプリジニウム誘導体化 LC/MS 法である。この手法は、直鎖型 C12~18EO0~18 の範囲の各同族体に対して、2-フルオロ-N-メチルプリジニウム *p*-スルホン酸トルエン試薬 (プリジニウム試薬) による誘導体化をした後、LC/MS により各同族体を高感度で定量できる。その具体的な分析手順や他の LC/MS 分析手法との比較検討の結果などは、Dunphy *et al.* (2001) を参照されたい。この分析手法を用いれば、環境試料 (河川水や排水) ばかりでなく、消費者製品中に含まれる AE についても、各同族体の量を高感度 (定量下限は 1 µg/L 以下) に定量できるほか、アルコール (AE の生分解過程で生成したアルコールを含む) も定量できるため、信頼性のある AE 同族体の定量データが得られる。しかし、分析にあたっての誘導体化の条件最適化 (カートリッジ乾燥化程度など) や、HPLC の分離条件、MS 検出の条件の最適化など、サンプルの準備から分析条件の設定まで細心の注意を払う必要があると指摘され、熟練を要する分析手法である (Dunphy *et al.*, 2001)。

表V.1 これまでに用いられてきた主要な定量分析手法

No.	分析方法	代表的な文献	検出限界 (µg/L)	特徴
物理化学的	プリジニウム誘導体化 LC/MS 法 (最新の定量分析法)	Dunphy <i>et al.</i> (2001)	<1 (産総研委託調査では 0.01 ~ 0.001) ¹⁾	直鎖型 C12~18EO0~18 の範囲における 114 の同族体を高い感度で定量できる。

手法	電気スプレー LC/MS 法, サーモスプレー LC/MS 法	Evans <i>et al.</i> (1994)	10~25	直鎖型 C12-15EO2-18 のみ定量できる. 誘導体化しないで高感度検出できる
	エレクトロスプレーイオン化/質量分析法 (ESI/MS)	Crescenzi (1995)	0.6 (生水) 0.02 (下水処理水) 0.002 (河川水)	C12~18EO5~6 のみ定量できる. 最も感度の高い手法.
	誘導体化 HPLC (HPLC/UV 法, HPLC/蛍光法,)	Kiewiet <i>et al.</i> (1995); Kudoh <i>et al.</i> (1984)	3~50	C12~15EO2~20 のみ定量できる. AE を紫外線吸収や蛍光発光の誘導体へ誘導化する必要がある. 他物質に干渉されやすい
化学的手法	カリウムピクリン酸塩法 (PPAS 法)	Favretto <i>et al.</i> (1983)	100	EO7~28 のみ定量できる. 他物質に干渉されやすい
	改良コバルトチオシアン酸塩法 (改良 CTAS 法)	Boyer (1976)	100	C8~18EO4~20 のみ定量できる. 直鎖型および分岐型の AE に適用可能. 他物質に干渉されやすい
	コバルトチオシアン酸塩法 (CTAS 法)	JIS (1986)	10~1000	JISK 0102 に採用される非イオン系界面活性剤測定法. EO3 以上のみ定量でき, APE と AE を区別できない, 他物質に干渉されやすい
	ヨウ化ビスマス法 (BIAS 法)	Wickbold (1972)	10	EO6~30 のみ定量できる. OECD に採択された手法. EO モル数に応じて実験ファクターを求め滴定結果の補正が必要.
	テトラブロムフェノールフタレインエチルエステルカリウム法 (TBPE-K 法)	Toei <i>et al.</i> (1982)	10~100	CTAS 法に比べて, 他の物質に干渉されにくい

1 ¹⁾ 産総研委託調査では Dunphy *et al.* (2001) の手法を再現しながら分析条件等を重ねて検討した結果, 検出限界が 0.01~0.001 となった.

3

1 3. リスク評価に必要な同族体ごとの実測値

2 前章までにも述べたように、工業製品としての AE は、C 鎖の鎖長および EO モル数の異なる多数
3 の同族体からなる混合物である。各同族体はそれぞれ特有の物理化学的性質をもつため、異なる吸着
4 性、生分解性、生態毒性を有している。従って、AE の環境リスク評価を適切に行うには、各同族体
5 の下水処理における分解特性や環境中の暴露特性を把握することが不可欠である。しかし、前節での
6 説明からわかるように、AE の各同族体を高い精度で定量化できる分析手法は、長い間に確立されて
7 いなかったため、リスク評価に必要とされる同族体ごとの暴露濃度データが国内外ともに少なかった。

8
9 3.1 日本国内における利用可能な実測値

10 まず海外では、ごく最近になって、下水処理水を対象にして、最新の定量分析法であるプリジニウム
11 ム誘導体化 LC/MS 法を用いたモニタリング調査が、ヨーロッパ、カナダおよびアメリカを中心とし
12 た洗剤業界の関係者によって行われるようになった (Eadsforth *et al.*, 2006)。そして、この手法で得ら
13 れた下水処理水中の AE の同族体組成および同族体別の濃度を用いて、業界が実施した AE リスク評
14 価を更新した (Belanger *et al.*, 2006)。

15 日本国内では、早期の分析手法による分析結果の報告が幾つもあったが (例えば、日本水環境学会、
16 2000)、AE と APE の区別ができていないなどの問題があり、信頼性のあるデータとはいえない。一方、
17 AE の定量分析が可能な LC/MS 法による AE 濃度の実測値は、信頼性のあるデータとされるが、河川
18 および下水処理水を対象とした実測値は、表 V.2 にまとめた丸山ら (2001)、日本石鹼洗剤工業会
19 (2002-2004) および NEDO モニタリング調査 (化学物質評価研究機構 2003a; 2004) の 3 件に限られ
20 ている。このうち、日本石鹼洗剤工業会が行った調査では、殆ど検出下限値以下 (N.D.) のデータで、
21 NEDO モニタリング調査のデータでは C12EO1~10 のみを対象としたものであった。

22 このように、利用可能な実測値がわずかしかない現状では、同族体ごとのリスク評価に必要な環境
23 中 AE の同族体組成や同族体別の暴露濃度が十分に得られない。このため、本詳細リスク評価の実施
24 に際して、最新の定量分析法であるプリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いたモニタリング調査を
25 計画し実施した。まず、Dunphy *et al.* (2001)らの論文を参考に、この最新の定量分析法を適用するた
26 めの分析条件を検討し、C12~18EO0~23 の範囲にある各同族体を 0.01~0.001µg/L の感度で分析でき
27 る手法を確立した (国土環境株式会社, 2005)。そして、この最新手法を用いた一連の環境モニタリン
28 グ調査 (代表的消費者製品から下水処理の流入水・流出水, 河川水, および河川水の減衰試験までの
29 一連の調査) を実施した。

30
31 表 V.2 日本国内における既存の環境モニタリング調査の概要

環境モニタリング 調査	丸山ら (2001)	日本石鹼洗剤工業会 ¹⁾ (2002-2004)	化学物質評価研究機構 (2003a; 2004) (NEDO モニタリング 調査)
----------------	---------------	--	--

調査対象	河川	利根川（群馬県内区間）およびその支川（広瀬川、早川、石田川）	多摩川、荒川、江戸川、淀川	多摩川、浅川、利根川、烏川、井野川、鬼怒川、江戸川、淀川、荒川
	下水処理場	群馬県内の A, B 処理場	北多摩一号	北多摩一号、南多摩、浅川
対象同族体範囲		C12~15EO 1 ~ 15	C12~15EO2~20（河川水） C12~14EO2~20（下水処理水）	C12EO1~10
分析方法		LC/ESI/MS	LC/ESI/MS	LC/MS
定量下限		0.15µg/L	0.5µg/L（河川水）又は0.01µg/L（下水処理水）	0.01µg/L
備考		レビュー済みの公表データ	殆ど検出下限値以下（河川の場合では、N.D.の占有率は68%~92%、平均81%）のデータ	測定した同族体範囲が限られている

1 ¹⁾ 日本石鹼洗剤工業会（2002-2004）には AE の総濃度として掲載されていたが、同族体別の濃度につ
2 いては独自に日本石鹼洗剤工業会から入手した。

3

4 3.2 最新の定量分析法を用いた環境モニタリング調査

5

6 3.2.1 調査の目的と調査の内容

7 一連の環境モニタリング調査は、同族体の違いを考慮したリスク評価を実現するために必要とされ
8 る同族体の環境暴露特性（同族体組成と同族体別の暴露濃度）、生分解性、および下水処理での分解特
9 性などに関する情報を取得するために行った。具体的には、潜在的に高い暴露を有する近傍水域の調
10 査（環境水中の同族体組成と同族体別の暴露濃度）、下水処理場での調査（下水処理場の流入水と流出
11 水）、河川水中における AE の減衰（生分解性）に関する調査、および代表的消費者製品の同族体組成
12 及び同族体別含有量に関する調査の 4 項目に関する調査であった。このうち、河川水中における AE
13 の減衰（生分解性）に関する調査、および代表的消費者製品の同族体組成及び同族体別含有量に関す
14 る調査の結果については、それぞれ第Ⅱ章 5 節、および第Ⅳ章 2.4.4 項を参照されたい。

15

16 3.2.2 潜在的に高い暴露を有する近傍水域の調査

17 この調査は、特定水域における AE 暴露の現状および暴露濃度の季節変化を明らかにすることを
18 目的とした。調査では、潜在的に高い AE 暴露を有する水域を対象として、代表的な季節（水温の
19 最も高い夏季と最も低い冬季）における環境水中の同族体組成と、同族体別の環境中濃度を実測し
20 た。調査内容および調査地点（サンプリング地点）は図 V.1、表 V.3 に示した。

1 調査の実施に当たっての計画と実施手順は下記の通りである。

2 ① まず、潜在的に高い暴露を有する調査水域の選定を行った。第Ⅱ章と第Ⅲ章の解析から、AE
3 は主に家庭用途で消費された後（例えば、2002年の流通量の74%が家庭用途）、下水処理施
4 設などを経て公共用水域へと排出されることが明らかにされた。また、第Ⅳ章の解析から、
5 AEは良生分解性の物質であり、下水処理場においては何れと同族体も高い比率で除去される
6 ことが示された。こうした結果から、人口密度の高い、下水道普及率の低い都市域の近傍水
7 系は、潜在的な高い暴露を有する水系であると考えられた。そこで、本調査では関東近郊の
8 下水道未整備区域—東京都日野市西平山地区近傍水系（川北用水路、浅川水系）を家庭用途
9 起源の高暴露水域の調査水域として選定した。

10 ② 次に、対象水系の川北用水路、浅川水系における調査地点を選定した。用水路沿いまたは流
11 域の現地踏査および該当水路の管轄行政部署（日野市市役所緑と清流課）へのヒアリングを
12 もとに、図V.1に示した6箇所を調査地点として決定した。該当の下水道未整備区域（単
13 独浄化槽と合併浄化槽のみが整備されている）では、家庭からの排水（AE含有排水）は該当用
14 水路を経由して浅川へと流入している。調査地点は用水路（下水道未整備区域）の4地点、
15 流入河川の浅川上流と下流の2地点、計6地点とした。用水路の4調査地点（ポンプ場付近、
16 水路中流地点①、水路中流地点②、河川放流前）へのAE排出源は家庭用途のみと考えられ
17 る。

18 ③ また、サンプリング計画および分析内容の詳細を決定した。まず、6地点における冬季およ
19 び夏季のモニタリング調査では、自動採水器による1時間間隔の24時間連続サンプリングを
20 行った。こうして得られた23のサンプルを、それぞれのサンプリング時の流量の比で混合し
21 て調製したコンポジットサンプルを分析試料とした。なお、試料採取から分析までの間にお
22 ける微生物による生分解を防ぐため、サンプル保存用の試料ボトルには、予め抗生物質（ペ
23 ニシリンG、硫酸ストレプトマイシン、アンホテリシンB）を添加した。また、分析などの
24 回収率を補正するため、現地にて標準品添加サンプルも用意した。なお、分析はAEのほか、
25 LAS、BOD、流量、伝導率、MLSS（Mixed liquor Suspended Solid、水中の懸濁物の指標値）
26 についても実施した。



図V.1 下水道未整備区域における調査地点（東京都日野市西平山地区）

表V.3 調査対象水域，分析項目および検体数等

調査区分	調査対象域	調査地点	各季節の分析項目 (検体数/地点)	各季節の総検体数
冬季および夏季 ¹⁾ における潜在的に高い暴露を有する水域調査	川北用水路 (家庭排水用水路)	ポンプ場付近	AE : 2 検体 LAS : 2 検体 BOD : 1 検体 電気伝導度 : 24 検体 MLSS : 1 検体 流量	AE : 12 検体 LAS : 12 検体 BOD : 6 検体 電気伝導度 : 144 検体 MLSS : 6 検体 流量
		水路中流地点①		
		水路中流地点②		
	浅川 (近郊河川)	河川放流前		
		浅川上流		
		浅川下流		

¹⁾ 2005年2月8日13:00～9日12:00を冬季，2005年9月2日8:00～3日8:00を夏季とした。なお，2回とも晴天時に行われた調査である。

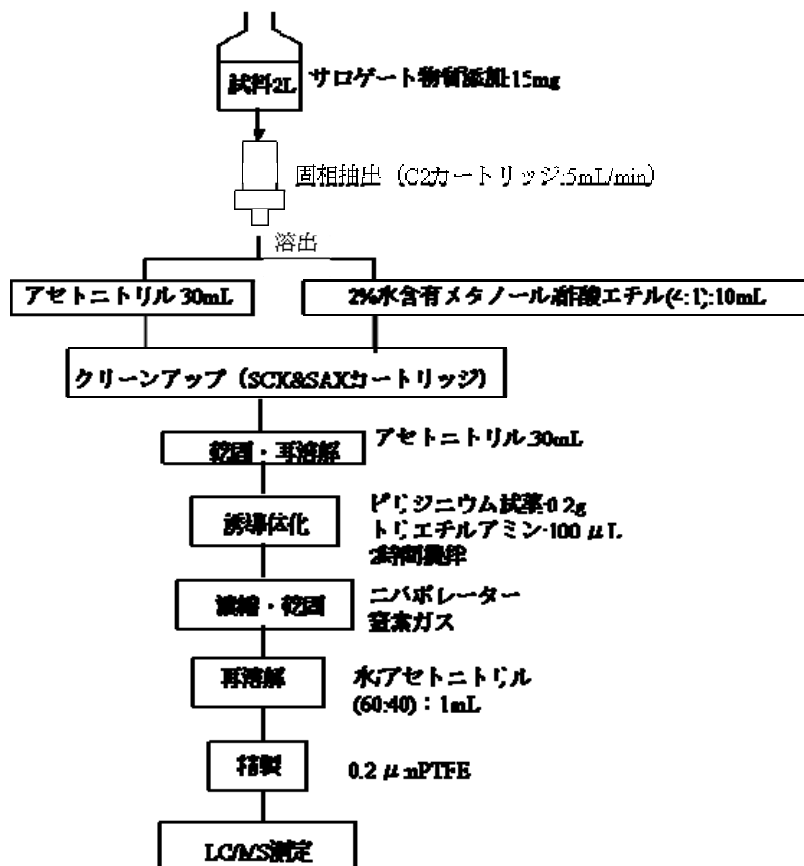
3.2.3 下水処理場の調査

下水処理場におけるAEの除去率，各同族体の除去特性，および処理水中濃度を把握するため，北多摩一号水再生センター（合流式）と南多摩水再生センター（分流式）の2つ処理場を対象にAE同族体別の濃度の実測調査を行った。サンプリングは両処理場とも流入水と流出水を対象とし，自動採水器を用いて2005年1月26日12:00～1月28日10:00までの46時間連続（2時間間隔）で行った。分析用サンプルは，両処理場におけるサンプリング期間中の時刻ごとの流入水量および流出水量（両処理場の担当者から提供していただいたデータ）の比率で調製したコンジットサンプルを用いた。また，試料採取から分析までの間における微生物による生分解を防ぐための措置を取った。

3.2.4 定量分析の手順

各調査項目におけるAEの定量分析手順を図V.2に示した。分析試料（消費者製品の組成に関する

1 調査の場合では、まず純水で対象製品を希釈してから) 2L にサロゲート(C12 (OCH₂CH₂)_n-d₂₅)15μg
 2 を添加後、固相カートリッジ (C2) に通水した。通水後、カートリッジ内の水分を除去し、アセトニ
 3 トリル 30mL および 2%水含有メタノール/酢酸エチル (4:1) 10mL により AE を溶出した。次に、溶
 4 出液を SCX および SAX カートリッジを用いてクリーンアップし、各抽出液を減圧乾固後、アセトニ
 5 トリル 30mL に再溶解した。この抽出液にピリジニウム試薬 0.2g、トリエチルアミン 100μL を加え、
 6 室温で穏やかに 2 時間攪拌し、AE の誘導体化を行った。誘導体化後、抽出液を減圧乾固し、残渣を
 7 0.01M ギ酸/アセトニトリル (3:2) 溶液に溶解した。これを 0.2μm-PTFE フィルターに通し、LC/MS
 8 測定を試料とした。HPLC システムは Agilent 1100, 検出器は Agilent 1100MSD で ESI 法 (Positive) に
 9 より測定した。



10
11 図 V.2 AE の定量分析フローチャート

12
13 4. 環境モニタリングデータのまとめ

14
15 環境中に排出された AE の各同族体が、各種環境媒体中にどの程度の濃度で存在しているか、プリ
 16 ジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いたモニタリング調査の結果を含め、入手可能なモニタリングデー
 17 タをもとに各種環境媒体中の AE の同族体別の暴露濃度をまとめた。

1 4.1 河川水中濃度

2 河川水中の AE 濃度の実測値は、前述のプリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いたモニタリング調
 3 査で得られたデータのほか、前節の表 V.2 に示したデータがあった。これまでの AE モニタリング調
 4 査は、多摩川水系と利根川水系を中心に、国内 4 河川（多摩川、荒川、利根川、淀川）について行わ
 5 れているが、それぞれの調査において測定されていた AE 同族体範囲は異なっていた。丸山ら（2001）
 6 が報告した利根川（群馬県内区間）の実測値は、化管法指定範囲の同族体別（C12～15EO1～15）の
 7 濃度で、日本国内において唯一報告された同族体別の濃度データである。

8 本項では数少ないこれらの実測値をもとに、多摩川水系、利根川水系、その他の水系（湖沼を含む）
 9 に分けて、それぞれの水系における暴露濃度、同族体組成を解析することにより、各水系の AE 環境
 10 暴露の特性について考察した。

11

12 4.1.1 多摩川水系

13 多摩川は山梨県塩山市笠取山を水源とし、東京都と神奈川県を通過して、東京湾に流れ込む一級河川
 14 である。これまでの各章の解析結果から、多摩川水系における AE は殆どが家庭起源の排水に由来し
 15 ていると考えられた。そこで、当該水系における AE の同族体別の暴露濃度と同族体組成は、その実
 16 態を反映しているか、また、化管法指定範囲の同族体（C12～15）は当該水系においてどれだけの割
 17 合を占めているのかを明らかにする検討を行った。

18

19 表 V.4 多摩川水系における AE モニタリング調査の概要

調査	河川名	採取地 点	サンプ ル数	水域類 型	分析法	サンプリング 期間	分析同族体 範囲	文献
日本石鹼 洗剤 工業会	多摩川	羽村堰	24	A	LC/ESI /MS	1998～2003 年 度（多摩川原 橋は 2002 年度 から）	C12～ 15EO2～20 （2001 年度 から）	日本石鹼 洗剤工業 会 1999-200 4 ¹⁾
	多摩川	多摩川 原橋	8	B				
	多摩川	田園調 布堰	24	B				
NEDO モニタ リング 調査	多摩川	羽村堰	4	A	LC/MS	2002 年 6 月, 9 月, 11 月, 2004 年 2 月	C12EO1～ 10	化学物質 評価研究 機構 (2003a,2 004)
	多摩川	拝島橋	4	A				
	浅川	高幡橋	4	C				
	多摩川	関戸橋	4	C				
	多摩川	是政橋	4	C				
	多摩川	多摩川 原橋	4	C				

	多摩川	田園調布堰	4	C				
	多摩川	大師橋	4	D				
産総研 委託調 査	川北用水路	ポンプ 場付近	4 ²⁾	A	プリジ ニウム 誘導体 化 LC/MS 法	2005年2月 (冬季) 2005年9月 (夏季)	C12~ 18EO0~23	国土環境 株式会 社, 2005
	川北用水路	水路中 流地点 ①	4 ²⁾	A				
	川北用水路	水路中 流地点 ②	4 ²⁾	A				
	川北用水路	河川放 流前	4 ²⁾	A				
	浅川	浅川上 流	4 ²⁾	A				
	浅川	浅川下 流	4 ²⁾	A				

1) 1998年6月から2001年3月までも同じ調査地点で調査が行われたが、示されていたのは平均値および最小値・最大値のみ。また、本詳細リスク評価のため、日本石鹼洗剤工業会より入手できた同族体濃度は2003年9月、12月、および2004年3月の3回分のみ。

2) 4つのサンプルのうち、夏季は2つ、冬季は2つ。何れもコンポジットサンプルである。

表V.4に、多摩川水系に関するAEのモニタリング調査の概要をまとめた。日本石鹼工業会は1998年6月から3ヶ月に1回、上中流に位置する3地点（羽村堰、多摩川原橋、田園調布堰）において調査を行ってきたが、同族体ごとの濃度（C12~15EO2~20）が定量できたのは、2002年度以降であった。本詳細リスク評価のため、日本石鹼洗剤工業会より入手できた同族体別の暴露濃度は2003年9月、12月、および2004年3月の3回分のみであった。一方、2002年と2004年に行われたNEDOモニタリング調査では、より広範囲の8地点（羽村堰、拝島橋、高幡橋、関戸橋、是政橋、多摩川原橋、田園調布堰、大師橋）を対象にしたモニタリング調査が行われたが、同族体範囲はC12EO1~10に限られていた。また、プリジニウム誘導体化LC/MS法を用いた東京都日野市の川北用水路/浅川のモニタリング調査（産総研委託調査）では、化管法指定範囲の同族体のみではなく、これまでの中で最も広範囲のAE同族体（C12~18EO0~23）の濃度を測定した。なお、この分析法で得られたEOモル数が0となるC12~18EO0（アルコール）の同族体群の濃度は、AEの生分解過程において生成した中間生成物としての濃度と、AE以外に由来するものの濃度の合計であると考えられる。Wind *et al.* (2006)

1 は、検出されたアルコール全体量を AE 由来のアルコールの量に補正する係数（C 鎖長ごとのアルコ
2 ール生成係数）を報告している。本詳細リスク評価書では、この係数を用いて算出した補正值（AE
3 由来の C12～18EO0）を参考として併記した。

4 4.1.1.1 暴露濃度

6 図 V.3 に各調査地点における AE の暴露濃度を示した。その濃度範囲および平均濃度については、
7 日本石鹼洗剤工業会による調査（C12～15EO2～20）では、それぞれ 0.06～4.86 $\mu\text{g/L}$ （95 パーセンタ
8 イルは 4.68 $\mu\text{g/L}$ ）および 0.43～1.34 $\mu\text{g/L}$ であった。産総研委託調査（C12～18EO0～23）では、2.7～
9 81.2 $\mu\text{g/L}$ （95 パーセンタイルは 53.0 $\mu\text{g/L}$ ）および 5.86～48.1 $\mu\text{g/L}$ であった。また、NEDO モニタリン
10 グ調査（C12EO1～10）では、<0.01～7.30 $\mu\text{g/L}$ （95 パーセンタイルは 3.28 $\mu\text{g/L}$ ）および 0.02～2.07 $\mu\text{g/L}$
11 であった。

12 なお、NEDO モニタリング調査の結果は、AE 同族体の一部 C12EO1～10 のみを対象としたデータ
13 であったため、このデータを用いるには、より広い範囲の同族体も含まれるように換算する必要があ
14 ると考えられた。そこで、産総研委託調査で得られた各同族体（C12～18EO0～23）の組成比から、
15 換算比率（〔C12～18EO0～23 の濃度〕 / 〔C12EO1～10 の濃度〕）を NEDO モニタリング調査データに
16 適用すると、各調査地点の濃度範囲およびその平均濃度は、それぞれ 0.06～42.63 $\mu\text{g/L}$ （95 パーセンタ
17 イルは 19.18 $\mu\text{g/L}$ ）および 0.09～12.06 $\mu\text{g/L}$ となった。特に、浅川高幡橋（日野市）を調査地点とした
18 NEDO モニタリング調査では、同族体 C12EO1～10 のみの濃度範囲と平均濃度は、それぞれ 0.12～
19 7.30 $\mu\text{g/L}$ と 2.07 $\mu\text{g/L}$ で、最も高い暴露濃度が観察された。この地点に対しても、上記と同様に産総研
20 委託調査で得られた組成比から、C12～18EO0～23 への換算を行った結果、濃度範囲は 0.69～42.63 $\mu\text{g/L}$ 、
21 平均濃度は 12.06 $\mu\text{g/L}$ に相当した。このように、同じ下水道普及率の低い日野市内に対する調査では、
22 産総研委託調査の結果と NEDO モニタリング調査の結果は、同じ範囲にあることを示した。

23 以上の 3 件のモニタリング調査結果を総括すると、産総研委託調査の結果は NEDO モニタリング調
24 査の結果と同じ範囲にあり、日本石鹼洗剤工業会の調査データ（N.D.データが平均 81%）では、他の
25 2 件の調査データに比べて、濃度が約一桁低くなっている。従って、多摩川水系のリスク判定では、
26 産総研委託調査と NEDO モニタリング調査で報告された暴露濃度を用いるのは妥当と考えられる。し
27 かし、各調査地点における年 2 回ないし 4 回のモニタリング調査データは、その地点における年間の
28 暴露濃度を反映していない。そこで、河川水中の AE 濃度変化は、主に流量変化によるものと考えら
29 れるため、調査地点における利用可能な年間流量データを活用した年間暴露濃度を推定した（林ら、
30 2004；産業技術総合研究所, 2004b）。つまり、AE の年間暴露濃度および年間流量は対数正規分布に従
31 うと仮定し、該地点の AE 暴露濃度の実測値を平均値（ μ ）に、該地点の年間流量データから求め
32 られた分散（ σ ）を年間の暴露濃度の分散として用いた（表 V.5）。本詳細リスク評価書では、年間流
33 量データの有無を考慮しながら、多摩川水系における暴露の現状を代表する地点における年間の暴露
34 濃度分布を推定した。その結果の一例として、図 V.4 に浅川下流に対して推定した暴露濃度の分布図
35 を示した。

1

2 表V.5 多摩川水系の代表地点における年間暴露濃度の推定に用いたデータ

調査	暴露濃度の実測値					流量データ ²⁾				
	河川名	地点名	調査年	AE 暴露濃度		河川名	地点名	調査年	データ数	対数標準偏差 (σ)
				平均値	最大値					
NE DO モニタ リング 調査 ¹⁾	浅川	高幡橋	2002年6 月, 9 月, 11 月, 2004 年2月	12.1	42.6	浅川	高幡橋	2003	365	0.27
								2004	366	0.41
	多摩川	多摩川 原橋		多摩川	6.1	20.4	石原 (多摩 川原 橋)	2003	365	0.31
								2004	366	0.42
	多摩川	田園調 布堰		多摩川	1.5	2.0	田園調 布(下)	2004	366	0.22
	産 総 研 委 託 調 査	浅川		浅川下 流(下水 道未整 備の近 傍水域 の代表)	2005年2 月, 9月	24.6	37.8	浅川	浅川橋	2003
2004			366							0.49

3 ¹⁾ 産総研委託調査の結果に基づいて C12~18E00~23 に補正した値.4 ²⁾ 京浜河川管理事務所より提供していただいた 2003 年と 2004 年の日平均年間流量データ.

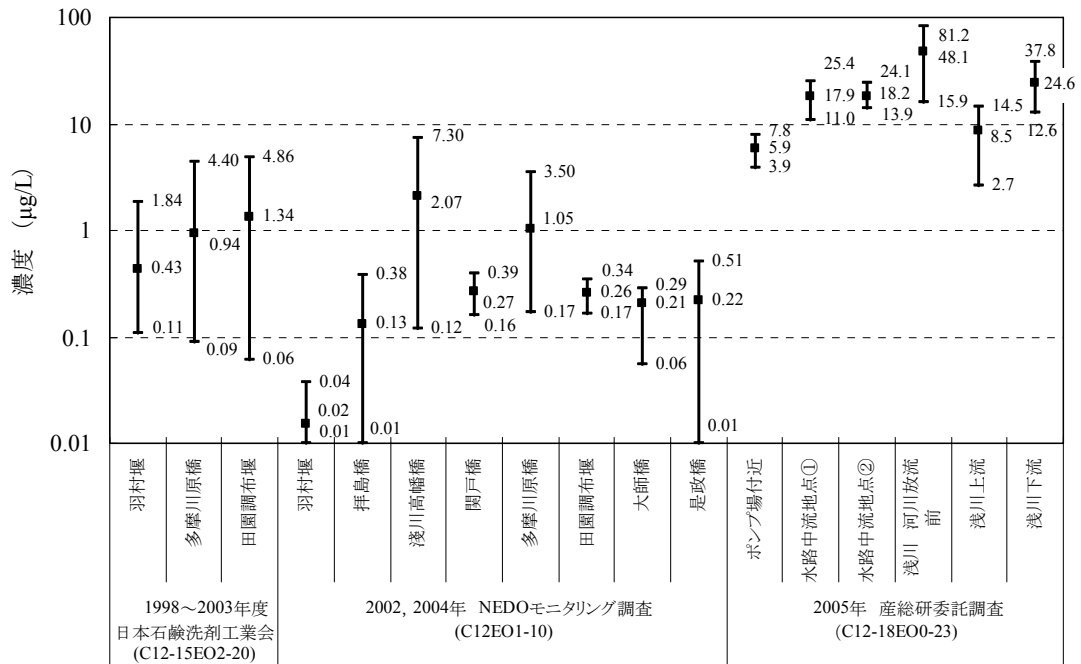


図 V.3 多摩川水系におけるモニタリング調査結果

(*1 点は平均値, バーは濃度範囲を表す)

(*2 各同族体の濃度が検出下限値未満の場合は 0 として採用した)

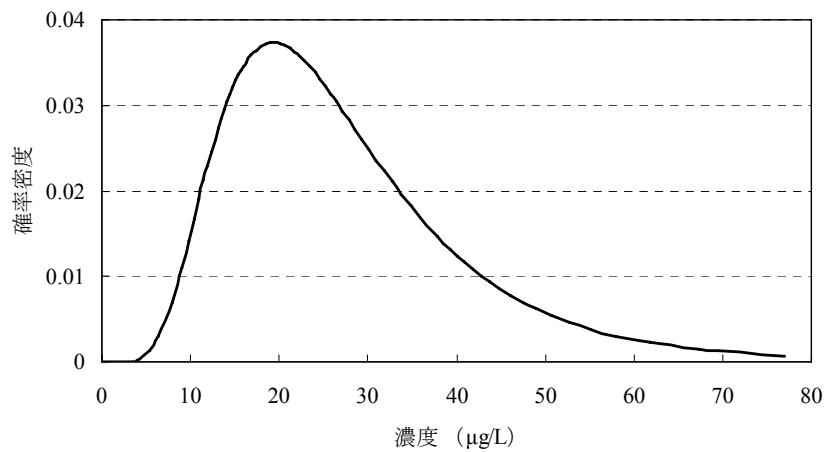


図 V.4 浅川下流地点における年間暴露濃度の推定結果

4.1.1.2 同族体組成

3 件のモニタリング調査のうち、日本石鹼洗剤工業会から入手したデータでは 68%~92% (平均 81%) のデータが検出下限値未満 (N.D.) のデータであったため、AE 同族体組成の検討にはこのデータを使わないことにした。従って、多摩川水系における AE 同族体組成の解析に有効なデータは、

1 産総研委託調査のデータ（夏と冬）のみとなり、その結果はそれぞれ図V.5～図V.6および表V.6～表
2 V.7に示す通りである（国土環境株式会社，2005）。

3 まず，C鎖長に着目した同族体組成の解析結果（図V.5及び表V.6）から，調査した当該多摩川水
4 系（川北用水路及び浅川）のAE同族体の86.9%～92.7%（平均90.0%）は偶数のC鎖長をもつもの
5 で，地点間の同族体組成に大差がないことが明らかになった。各鎖長（C12～C18）の同族体の占める
6 割合（測定地点間の平均）は，それぞれ39.1%，6.2%，14.0%，3.8%，17.7%，19.1%であり，C12は
7 約4割近い。このことは，どの地点においてもC12の同族体群は，顕著に濃度が高い存在となること
8 を示す。

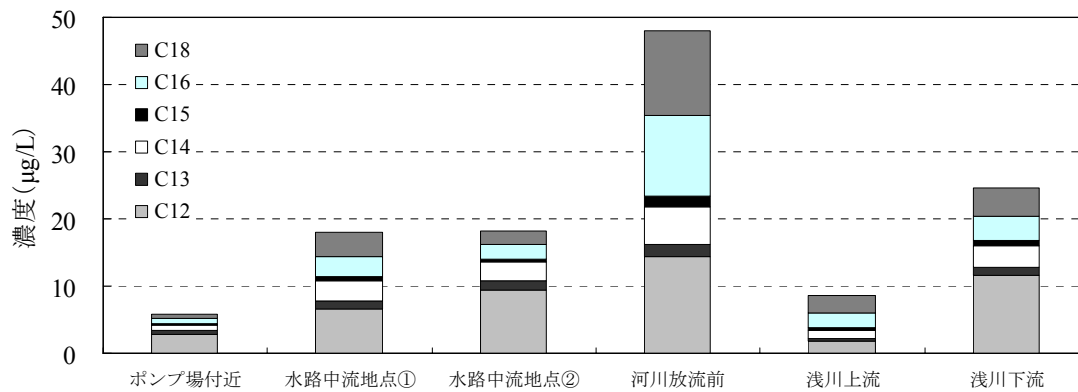
9 また，EOモル数に着目した同族体組成の解析結果（図V.6）から，どの測定地点においてもEOモ
10 ル数が0の同族体（アルコール）濃度が顕著に高かった。すなわち，6箇所の測定地点において測定
11 されたアルコールの濃度は，AE同族体全体濃度に占める割合の30%～68%の範囲にあり，その平均
12 は41%と極めて高い値であることがわかった。その他のEOモル数（1～23）をもつ同族体については，
13 図V.6に示したように，用水路の上流から下流に向けて濃度は増加する傾向にあったが，同族体組成
14 については地点間における大差がみられなかった。どの地点においてもEOモル数が20以上の同族体
15 濃度は殆ど0であり，EO0のアルコールを除く同族体群の濃度は，大部分が，EO1～15の寄与である
16 ことが分かった。

17 当該調査水路の4地点（ポンプ場付近，水路中流地点①，水路中流地点②，河川放流前）のAEは
18 家庭起源である（3.2.2項）。他の2地点（浅川上流と浅川下流）における同族体組成と，上記の調査
19 水路の4地点のそれとの間には大きな差がなかったことから，調査した多摩川水系のAEは，殆どが
20 家庭起源のものであるといえる。6箇所の調査地点のデータに基づいた解析結果から，当該調査水路
21 及び水系のAE同族体組成の特徴としては，以下の3点があげられる。①偶数のC鎖長をもつ同族体
22 が平均90%以上占めている。これは，排出されたAEの原料は殆どが動植物油脂であることを示唆し，
23 AEは殆どが家庭起源のものであることを明示した；②EOモル数が0であるアルコールは，どの地点
24 においても他のEOモル数の同族体よりも高濃度で検出され（表V.7），全AE濃度に対する割合は平
25 均41%であった。AEの生分解過程においてアルコールが生成されるが（第IV章），検出されたアルコ
26 ールの全てがAE由来のものとは考えられない。このため，ここでは，Wind *et al.*（2006）が報告した
27 C鎖長ごとのアルコール生成係数を用いて，AE由来のアルコールのみに補正した値もあわせて表V.6
28 ～表V.7に示した；③20以上のEOモル数をもつ同族体濃度は殆ど0であり，EO0のアルコールを除
29 いた同族体群の濃度は，大部分がEOモル数1～15の寄与によるものであった。EOモル数が20以上
30 もつ同族体の生分解性が特に低下する（第IV章）という知見から，家庭起源のAEは生分解しやすい
31 同族体組成であることが示唆された。

32 次に，上記の浅川水系およびその周辺水路でのAE同族体組成と，脇・菊地（2001）および代表的
33 消費者製品の同族体組成に関する産総研委託調査（国土環境株式会社2005）の結果を比較した。脇・
34 菊地（2001）は，市販洗剤5種の同族体組成を分析した結果，分析対象洗剤に含まれたAEのC鎖長
35 は，C12が50%以上を占め，その他は主にC13とC14で，平均EOモル数は6前後であることを報告

1 した。その後、C12EO7 と C14EO7 を河川水（荻野川と多摩川）に添加し、分解試験を行った結果、C
 2 鎖長の違いに起因する分解性の差や EO 鎖の短縮がみられず、河川に残留する AE の同族体組成は市
 3 販洗剤中の AE と大きく異なることを報告した。

4 また、産総研委託調査による、プリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いた代表的消費者製品の同族
 5 体組成調査の結果（第Ⅱ章）からも分かるように、市販されている消費者製品の中に含まれている AE
 6 は殆ど偶数のものであり、ここでの調査水路及び水系での同族体組成の調査結果と一致した。



7
 8 図V.5 C鎖長からみた多摩川水系におけるAE同族体組成（EO補正前）

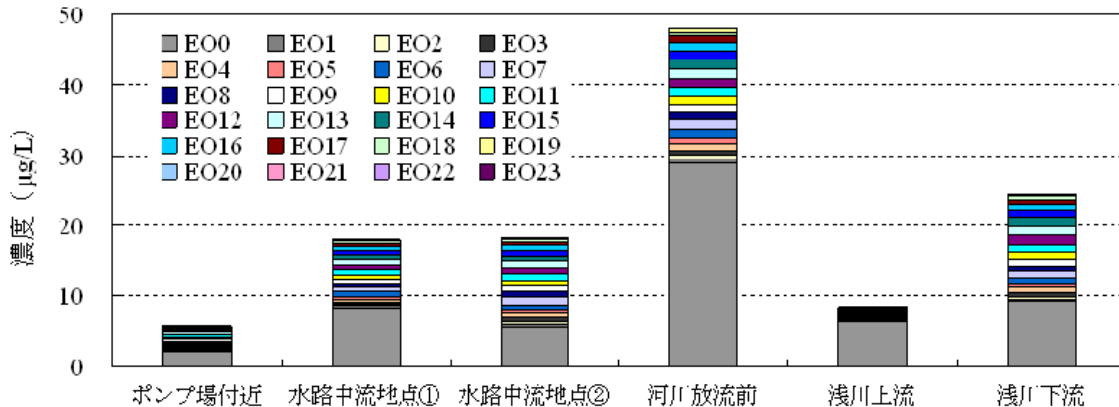
9
 10 表V.6 C鎖長からみた多摩川水系におけるAE各同族体の割合（%）

調査地点	C12	C13	C14	C15	C16	C18	奇数	偶数	合計
ポンプ場付近	48.8 (56.7)	8.9 (14.0)	14.4 (12.8)	4.2 (3.6)	12.1 (9.7)	11.6 (3.2)	13.1 (17.5)	86.9 (82.5)	100 (100)
水路中流地点 ①	37.2 (49.8)	6.8 (12.2)	16.7 (16.7)	2.9 (2.2)	16.7 (15.1)	19.7 (4.1)	9.7 (14.4)	90.3 (85.6)	100 (100)
水路中流地点 ②	51.5 (60.1)	7.5 (11.2)	15.5 (15.0)	2.5 (1.7)	12.0 (9.9)	10.9 (2.2)	10.0 (12.9)	90.0 (87.1)	100 (100)
河川放流前	29.8 (46.4)	3.8 (7.7)	11.7 (12.1)	3.5 (2.9)	25.0 (25.1)	26.3 (5.9)	7.3 (10.5)	92.7 (89.5)	100 (100)
浅川上流	20.0 (33.0)	6.1 (15.7)	12.8 (11.3)	5.9 (5.9)	26.1 (26.8)	29.0 (7.2)	12.1 (21.6)	87.9 (78.4)	100 (100)
浅川下流	47.5 (60.8)	4.3 (6.7)	13.2 (13.5)	3.5 (2.8)	14.5 (12.8)	16.9 (3.4)	7.8 (9.5)	92.2 (90.5)	100 (100)
平均	39.1	6.2	14.0	3.8	17.7	19.1	10.0	90.0	100

	(51.1)	(11.2)	(13.6)	(3.2)	(16.6)	(4.3)	(14.4)	(85.6)	(100)
--	--------	--------	--------	-------	--------	-------	--------	--------	-------

1

() 内の値は AE 由来のアルコールに補正した後の値となる



2

3

図V.6 EO モル数からみた多摩川水系における AE 同族体組成 (EO 補正前)

4

5

表V.7 C12~18EO0 同族体の環境中の測定された全 AE の占める割合

6

7

8

9

10

11

12

13

14

15

16

17

18

19

20

21

22

測定地点	C12~18EO0/C12~18EO0~23				平均
	夏季 (9月)		冬季 (2月)		
ポンプ場付近	33.2	36.3	37.1	35.1	35.4
	(26.4)	(29.9)	(26.4)	(25.0)	(26.9)
水路中流地点□	12.3	13.1	61.2	62.6	37.3
	(7.89)	(8.23)	(43.1)	(43.7)	(25.7)
水路中流地点□	25.0	25.2	34.7	34.0	29.7
	(15.3)	(15.1)	(24.6)	(22.1)	(19.3)
河川放流前	17.1	17.7	70.1	68.0	43.2
	(9.78)	(10.0)	(50.1)	(46.0)	(29.0)
浅川上流	60.4	56.4	76.8	77.1	67.7
	(52.8)	(48.4)	(61.7)	(60.8)	(55.9)
浅川下流	16.0	18.2	42.6	46.6	30.9
	(9.44)	(10.7)	(24.0)	(26.5)	(17.6)
全測定地点の平均					40.7
					(29.1)

23

() 内の値は AE 由来のアルコールに補正した後の値となる

24

25

4.1.1.3 季節変化による影響

1 季節変化が暴露濃度および同族体組成に及ぼす影響を明らかにするため、同じ水路および水系を対
 2 象に行われた夏季と冬季の調査データを比較した。表V.8に6箇所の調査地点における、夏季および
 3 冬季のAEの濃度と濃度比(夏季/冬季)をまとめた。この濃度比を比較した結果、地点間でのバラ
 4 ツキがみられたが、その値は0.20~0.62の範囲であり、平均は0.39であった。つまり、6地点におい
 5 ての調査結果から、夏季のAE暴露濃度は平均的には冬季の暴露濃度の4割弱であることが示された。
 6 測定した流量データから、6地点のうち浅川上流と浅川下流の2地点を除く、用水路の4地点の流量
 7 が一定であり、季節変動が殆どないことが明らかになっている。従って、水温の高い夏季における速
 8 い生分解が、夏季の低い暴露濃度をもたらしたと考えられた。上記に加え、夏季と冬季におけるAE
 9 の濃度変化の解析結果から、季節変化に配慮したAEの生態リスク管理の必要性が示唆された。

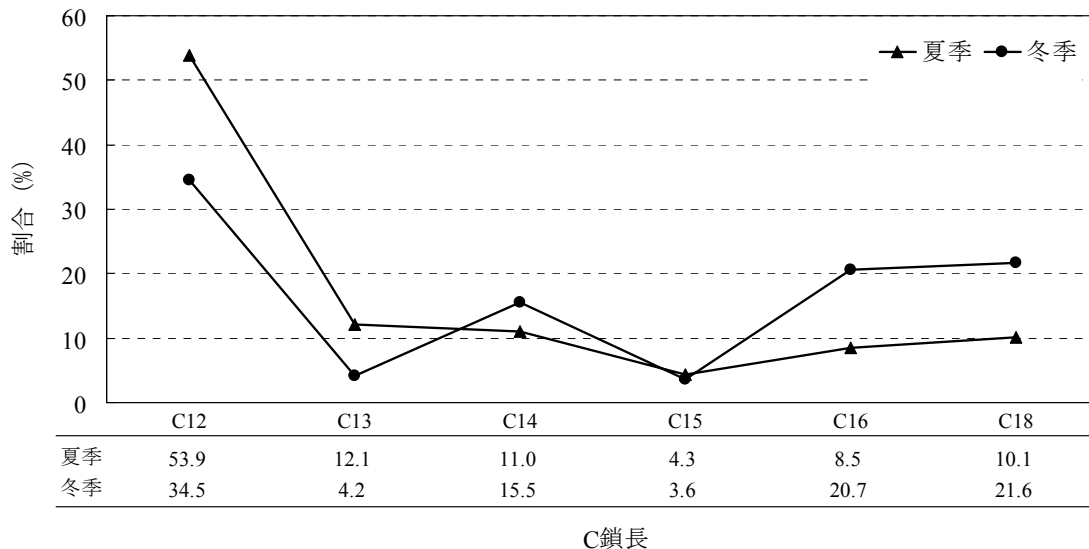
10 また、季節変化による同族体組成への影響について、C鎖長別で比較した場合を図V.7に、EOモ
 11 ル数別で比較した場合を図V.8に示した。C鎖長別での季節差は無視できないものがあつたと考えら
 12 れる。一方、EOモル数に着目した場合では、EO0の同族体群において、顕著な季節差がみられたが、
 13 その他のEOモル数の同族体間では大差がなかったといえる。

14
 15 表V.8 河川水中における濃度の季節別の比較結果(産総研委託調査)

表調査 地点	冬季 (µg/L)			夏季 (µg/L)			年間 (µg/L)		濃度比 (-)
	No.1	No.2	平均	No.1	No.2	平均	濃度範囲	平均	夏季/冬季
ポンプ 場付近	7.81 (6.69)	7.64 (6.61)	7.73 (6.65)	3.88 (3.52)	4.10 (3.72)	3.99 (3.62)	3.88-7.81 (3.52-6.69)	5.86 (5.13)	0.52 (0.54)
水路中 流地点 ①	25.3 (17.3)	24.4 (16.2)	24.9 (16.7)	11.0 (10.5)	11.0 (10.4)	11.0 (10.4)	11.0-25.3 (10.4-17.3)	17.9 (13.6)	0.44 (0.62)
水路中 流地点 ②	24.1 (20.9)	20.9 (17.7)	22.5 (19.3)	14.0 (12.3)	13.9 (12.2)	13.9 (12.3)	13.9-24.1 (12.2-20.9)	18.2 (15.8)	0.62 (0.64)
河川放 流前	81.2 (48.6)	79.0 (46.8)	80.1 (47.7)	16.2 (14.9)	15.9 (14.5)	16.1 (14.7)	15.9-81.2 (14.5-48.6)	48.1 (31.2)	0.20 (0.31)
浅川上 流	14.0 (8.45)	14.5 (8.47)	14.2 (8.46)	2.99 (2.51)	2.66 (2.25)	2.82 (2.38)	2.66-14.5 (2.25-8.47)	8.52 (5.42)	0.20 (0.28)
浅川下 流	35.2 (26.5)	37.7 (27.4)	36.5 (27.0)	12.9 (12.0)	12.6 (11.5)	12.7 (11.8)	12.6-37.7 (11.5-27.4)	24.6 (19.4)	0.35 (0.44)
全地点の合計							2.66-81.2 (2.25-48.6)	5.86-48.1 (5.13-31.2)	0.20-0.62; 0.39 (0.28-0.64, 0.47)

16 () 内の値はAE由来のアルコールに補正した後の値となる

1

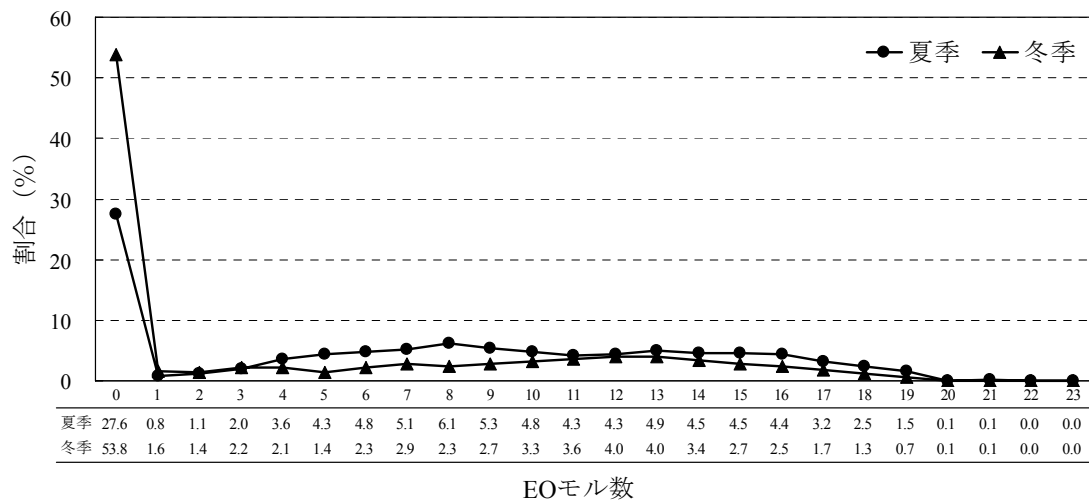


2

3

図V.7 C鎖長別にみたAE同族体組成の季節変化（各調査地点の平均，EO補正前）

4



5

6

図V.8 EOモル数別にみたAE同族体組成の季節変化（各調査地点の平均，EO補正前）

7

8

4.1.1.4 化管法指定範囲の同族体が環境中の全AEに占める割合

9

10

11

12

化管法指定範囲の同族体(C12~15)が, AE全体の中でどの程度寄与しているかを解析した(表V.9).
 なお, この解析のためには, 化管法指定範囲の同族体のみならず, 全AE同族体の濃度に関するデータが揃えられている必要がある. 多摩川水系における3件のモニタリング調査のうち, この必要条件を満たしているのは, 産総研委託調査のデータのみであり, 以下の議論はこのデータの解析結果に基

1 づいた。

2 化管法指定範囲の同族体の濃度は、全 AE 同族体濃度合計値の 20.1%~84.0% (AE 由来アルコール
3 に補正後の値では 33.8%~88.2%) を占めた。また、地点間での差が見られ、平均値は 55.8% (AE 由
4 来アルコール補正の値では 66.5%) であった (表 V.9)。この結果は現行の化管法では、測定された環
5 境中の全 AE 同族体の 6 割程度であることを示唆したといえる。

6

7

表 V.9 環境中で測定された全 AE に占める化管法指定同族体群の割合

測定地点	[C12~15EO1~23]/[C12~18EO0~23]				平均
	夏季 (9月)	冬季 (2月)			
ポンプ場付近	62.0	59.5	59.0	60.9	60.4
	(68.4)	(65.5)	(69.0)	(70.4)	(68.3)
水路中流地点①	84.0	83.3	35.2	34.1	59.1
	(88.2)	(88.0)	(51.5)	(51.4)	(69.8)
水路中流地点②	72.4	72.5	61.1	62.2	67.0
	(81.8)	(82.2)	(70.5)	(73.4)	(77.0)
河川放流前	80.2	79.5	27.3	29.3	54.0
	(87.2)	(86.9)	(45.5)	(49.5)	(67.3)
浅川上流	34.1	37.8	20.5	20.1	28.1
	(40.6)	(44.7)	(33.8)	(34.3)	(38.3)
浅川下流	80.9	78.8	53.9	50.1	65.9
	(87.2)	(86.0)	(71.4)	(69.0)	(78.4)
			全測定地点の平均		55.8
					(66.5)

8

() 内の値は AE 由来のアルコールに補正した後の値となる

9

10 4.1.1.5 水系における AE の暴露実態に関するまとめ

11 以上の解析結果を総括すると、多摩川水系における AE の環境暴露の実態に関しては、以下のよう
12 な特徴を有すると結論付けられる。

13 ① AE の暴露濃度は<0.01~81.2 $\mu\text{g/L}$ であり、特に下水道普及率の低い流域や水路では、数十 $\mu\text{g/L}$
14 の高い暴露濃度を有する。

15 ② 調査した多摩川水系では、偶数 C 鎖の AE 同族体が 8 割以上、EO モル数は殆ど 20 モル以下と
16 いう同族体組成であった。これは該当水系の AE の殆どが家庭起源のものであることの裏付け
17 となったといえる。

18 ③ 水温の低い冬季は河川水量が少ないうえ (調査した水路では水量が一定)、微生物による分解
19 能力が夏季に比べて低いため、高い暴露濃度となる (夏季対冬季の平均濃度比は 0.39)。従っ

1 て、AE のような生分解しやすい化学物質のリスク管理においては、季節変化に伴う暴露濃度
2 の変動による影響を考慮する必要があると考えられた。

3 ④ AE の各同族体の生分解中間生成物であるアルコール（EO モル数が 0 の同族体）は、いずれの
4 地点においても高い濃度で検出されている。このことは AE のリスク評価におけるアルコール
5 への考慮が重要であることを示唆した。

6 ⑤ 化管法指定範囲の同族体濃度は、環境中で測定された全同族体の濃度合計値の 6 割程度（各地
7 点の平均値）であった。

8 9 4.1.2 利根川水系

10 利根川は新潟県と群馬県の境の大水上山を水源とし、群馬県、栃木県、茨城県、埼玉県、千葉県、
11 東京都の 1 都 5 県を通して、千葉県銚子市と茨城県波崎町境から太平洋へと注ぐ。下流の一部は江戸
12 川に分かれ、東京湾に流れる。全長は信濃川に次いで日本第 2 位、日本最大の流域面積をほこり、首
13 都圏の上水道を支えている。利根川水系に関する AE のモニタリングデータは、表 V.10 に示された 3
14 件が報告されていた。

15
16 表 V.10 利根川水系における AE モニタリング調査の概要

調査	河川名	採取地点	サンプル数	水域類型	分析法	サンプリング期間	分析同族体範囲	文献
丸山ら (2001) 群馬県内の測定値	利根川	大正橋	2	A	LC/ESI /MS	2000 年 8 月, 12 月	C12~ 15EO1~15	丸山ら (2001)
	利根川	福島橋	2	A				
	利根川	五料橋	2	A				
	利根川	千代田町瀬戸井	2	A				
	広瀬川	中島橋	2	B				
	早川	前島橋	2	B				
	石田川	古利根橋	2	B				
日本石鹼	江戸	金町取	24	A	LC/ESI/MS	1998~	C12~	日本石鹼洗

洗剤工業 会	川	水点				2003年 度3,6,9, 12月	15EO2~20 (2001年 度から)	剤工業会 1999-2004 ¹⁾
NEDO モ ニタリン グ調査	利根 川	群馬大 橋	4	A	LC/MS	2002年6 月,9月, 11月, 2004年1 月	C12EO1~ 10	化学物質評 価研究機構 (2003a; 2004)
	利根 川	利根大 堰	4	A				
	烏川	岩倉橋	4	B				
	利根 川	境橋	4	A				
	鬼怒 川	滝下橋	4	A				
	江戸 川	水門	4	B				
	利根 川	河口堰	4	A				

1 ¹⁾1998年6月から2001年3月の調査データもあったが、入手できたデータは平均値および最小値・最
2 大値のみのため、ここでは使わないことにした。

3

4 4.1.2.1 暴露濃度

5 丸山らが報告した群馬県内の利根川本川の平均濃度を比較すると、上流（大正橋：0.34 μ g/L）か
6 ら下流（千代田町瀬戸井：2.03 μ g/L）に向かって AE 濃度は高くなった（図V.9）。また、本川と支
7 川を比較すると、支川の AE の平均濃度（2.81-6.86 μ g/L）は、本川の平均濃度（0.34-2.03 μ g/L）よ
8 り高く、バラツキが大きかった（0.49-12.8 μ g/L）。次に、NEDO モニタリング調査は C12EO1~10 の
9 同族体のみに対する調査結果であり、各地点の平均濃度と濃度範囲はそれぞれ 0.04~0.33 μ g/L、0.01
10 ~0.59 μ g/L（95 パーセンタイルは 0.54 μ g/L）であった。この結果（C12EO1~10 のみ）を、多摩川と
11 同様に、産総研委託調査の結果で得られた換算比率（〔C12~18EO0~23 の濃度〕 / 〔C12EO1~10 の濃
12 度〕）で、C12~18EO0~23 の相当濃度に補正したところ、各地点の平均濃度と濃度範囲は、それぞれ
13 0.23~1.93 μ g/L、0.06~3.44 μ g/L（95 パーセンタイルは 3.17 μ g/L）となった（表V.11）。また、NEDO
14 モニタリング調査においても、平均濃度で比較した場合には、本川の上流（群馬大橋：0.04 μ g/L）
15 から中流（利根大堰：0.17 μ g/L）へと流下するのに伴い、AE 濃度が増加する傾向がみられた。支流
16 の烏川（0.33 μ g/L）の AE 濃度が本川（群馬大橋、利根大堰：0.04、0.17 μ g/L）より高かったことも、
17 前述の丸山らによる報告と同様であった。なお、河口付近では再び AE 濃度は減少した（河口堰：0.08
18 μ g/L）。このことは、AE の高い生分解性を反映したと考えられる。なお、利根川水系に関するこれ

1 らの調査結果は、何れも限定した一部の同族体に関するものである。特に、NEDO モニタリング調査
 2 では同族体 C12EO 1～10 のみを調査対象にしたため、他の 2 件の報告値よりも、一桁低いことには
 3 注意されたい (図 V.9)。

4 各調査地点における 2 回ないし 4 回のモニタリング調査データと、各地点における年間流量データ
 5 を用いて、モニタリング調査地点における年間の暴露濃度を推定した。推定の方法については、前述
 6 の多摩川に (4.2.1.1 項) 適用したのと同様の手法を用いた。表 V.11 に、各モニタリング調査地点にお
 7 ける年間の暴露濃度分布の推定に用いたデータを示した。

8

9 表 V.11 利根川水系の各調査地点における年間暴露濃度の推定に用いたデータ

調査	暴露濃度の実測値					流量データ				
	河川名	地点名	調査年	AE 暴露濃度		河川名	地点名	調査年	データ数	対数標準偏差 (σ)
				平均値	最大値					
丸山ら (2001)	利根川	大正橋	2000 年 8 月, 12 月	0.34	0.36	利根川	前橋	2000 年	366	0.31
	利根川	福島橋		0.82	1.02	利根川	上福島		364	0.25
	利根川	五料橋		1.08	1.52	利根川	八斗島		366	0.24
	利根川	千代田町 瀬戸井		2.03	3.67	利根川	川俣		366	0.29
	広瀬川	中島橋		4.81	6.91	該当なし			—	—
	早川	前島橋		6.86	12.8	該当地点の年間 流量データを入 手できなかった が、最大値が検出 されている地点 であったため、取 り上げた			—	0.26 (各地 点の平均 値)
	石田川	古利根橋		2.81	5.13	利根川	古戸		366	0.22
日本石 鹼洗剤 工業会	江戸川	金町取水 点	1998～ 2003 年 度, 3, 6, 9, 12 月	1.50	5.30	江戸川	流山	2002 年	353	0.19
NEDO モニタ リング	利根川	群馬大橋	2002 年	0.23	0.80	利根川	前橋	2002 年	365	0.24
	利根川	利根大堰	6 月, 9	0.96	2.21	利根川	川俣		365	0.23
	鳥川	岩倉橋	月, 11	1.93	3.17	鳥川	岩鼻		365	0.36

調査 ¹⁾	利根川	境橋	月, 2004	0.67	2.03	該当なし	—	—	
	鬼怒川	滝下橋	年 1 月	0.98	3.44	鬼怒川	水海道	365	0.29
	江戸川	水門		0.48	0.93	江戸川	流山	353	0.19
	利根川	河口堰		0.45	0.87	利根川	布川	360	0.27

1) 産総研委託調査の C12~18EO0~23 に補正した値.

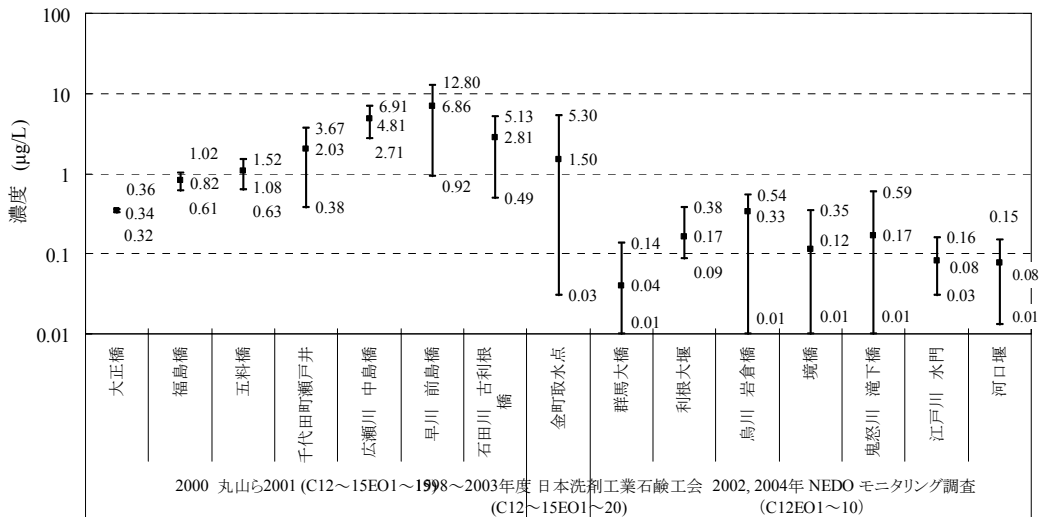


図 V.9 利根川水系における AE 濃度

(¹⁾ 点は平均値, バーは濃度範囲を表す)

(²⁾ 各同族体の濃度が検出下限値未満の場合は 0 として採用した)

4.1.2.2 同族体組成

利根川水系の AE 同族体組成の検討に利用できる実測値は, 群馬県内区間を調査対象とした丸山ら (2001, 独自入手) のみであった. この実測値をもとに解析した結果, C 鎖長別で比較すると, C12 と C13 がそれぞれ約 40% で大部分を占めており, C15 は 1% であった (表 V.12). また, 偶数の C 鎖をもつ同族体は 40~70%, 奇数 C 鎖をもつ同族体は 30~60% であり, 偶数 C 鎖をもつ同族体が優占しているとはいえなかった. これに対し, 前述の多摩川水系では, 偶数 C 鎖をもつ同族体は, 夏と冬 (9 月と 2 月) とともに平均 8 割以上 (夏 82.5%, 冬 85.0%, EO0 補正済み) を占めていた. この両水系間の違いは, 多摩川水系の AE 発生は主に家庭起源であったのに対して, 利根川水系 (群馬県内区間) では, 繊維産業をはじめとする産業起源の排水の占める割合が高いことに関係があると考えられた. 一方, EO モル数別で比較すると, 各 EO モル数の同族体群とも, 濃度は全 AE 同族体濃度合計値の 1.5~8.7% の範囲にあり, 特定の EO モル数の同族体組成比率が突出して高いということはない.

表 V.12 利根川本川における C 鎖長別の同族体の割合 (%) (丸山ら 2001, 独自入手データ)

調査地点	月	C12	C13	C14	C15	C 偶数	C 奇数	合計	8月12月の平均	
									C 偶数	C 奇数
大正橋	8月	58.1	38.1	3.8	0.0	61.9	38.1	100	60.5	39.5
	12月	50.1	40.9	9.1	0.0	59.1	40.9	100		
福島橋	8月	54.0	38.2	7.8	0.0	61.8	38.2	100	64.4	35.6
	12月	53.4	29.8	13.6	3.2	67.0	33.0	100		
五料橋	8月	55.8	34.8	9.3	0.0	65.2	34.8	100	66.3	33.7
	12月	57.0	31.3	10.5	1.2	67.5	32.5	100		
千代田町瀬戸井	8月	35.7	58.0	6.3	0.0	42.0	58.0	100	43.8	56.2
	12月	27.8	52.6	17.8	1.9	45.5	54.5	100		
中島橋(広瀬川)	8月	42.2	38.9	18.2	0.7	60.4	39.6	100	58.0	42.0
	12月	40.5	42.6	15.2	1.7	55.7	44.3	100		
前島橋(早川)	8月	31.9	44.7	19.4	4.0	51.3	48.7	100	50.8	49.2
	12月	30.3	48.6	20.1	1.0	50.4	49.6	100		
古利根橋(石田川)	8月	36.8	51.2	12.0	0.0	48.8	51.2	100	53.6	46.4
	12月	44.7	40.5	13.8	1.1	58.5	41.5	100		
平均		44.2	42.2	12.6	1.1	56.8	43.2	100	56.8	43.2

1

2 4.1.2.3 季節変化による影響

3 8月と12月のAE濃度を比較すると、水温の低い12月の方がAEの濃度が高かった(表V.13)。12
4 月の濃度は、8月の濃度に対して、最大で14倍、平均でも6倍になっていた。冬季は河川水温の低下
5 により微生物の分解能力が低下していることに加え、河川水量が少ないため相対的に濃度が上昇した
6 ものと思われた。また、8月と12月での同族体組成を比較すると、12月ではEO9付近に分布の中心
7 があるが、8月ではEOモル数のより少ない側に分布の中心があった(丸山ら2001)。

8

9 表V.13 利根川水系における夏と冬のAE濃度比較

採取地点	8月 ($\mu\text{g/L}$)	12月 ($\mu\text{g/L}$)	平均値 ($\mu\text{g/L}$)	標準偏差	12月/8月濃度 比
大正橋	0.36	0.32	0.34	0.03	0.9
福島橋	0.61	1.02	0.82	0.29	1.7
五料橋	0.63	1.52	1.08	0.63	2.4
千代田町瀬戸井	0.33	3.67	2.00	2.36	11.1
中島橋(広瀬川)	2.71	6.91	4.81	2.97	2.5
前島橋(早川)	0.92	12.8	6.86	8.40	13.9

古利根橋(石田川)	0.49	5.13	2.81	3.28	10.5
	全地点の平均				6.14

1) 丸山ら (2001) から提供いただいたデータ

4.1.3 その他の水系

荒川は埼玉県、山梨県、長野県の3県境に接する甲武信ヶ岳を水源とし、埼玉県と東京都を通り、東京湾に注ぐ。淀川は滋賀県の琵琶湖から瀬田川の名で始まり、京都府に入るあたりで宇治川と名を変え、大阪府で淀川となり大阪湾に流れる。日本石鹼洗剤工業会は荒川2地点、淀川1地点で3ヶ月に1回AEの濃度を測定している(表V.14)。NEDOモニタリング調査では、支川を含め、河口に至るまでの荒川の8地点と淀川の7地点でAEの濃度を測定している。

表V.14 その他の水系におけるAEモニタリングデータの概要

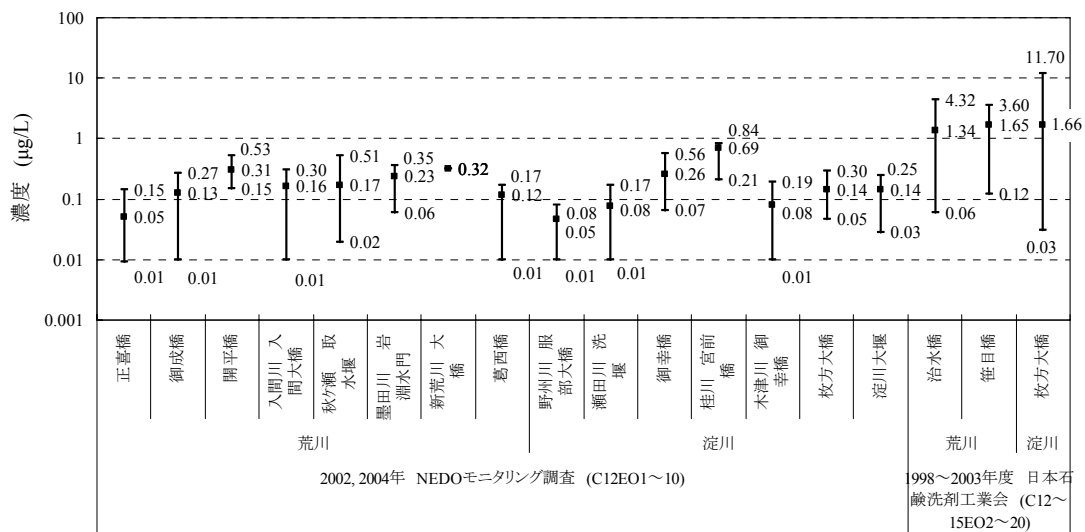
調査	水系名	河川名	採取地点	サンプル数	水域類型	分析法	サンプリング期間	分析範囲	文献
日本石鹼洗剤工業会	荒川	荒川	治水橋	24	B	LC/E SI /MS	1998~2003年度 3, 6, 9, 12月 (笹目橋は 2002年度から)	C12~ 15E02~ 20 (2001 年度から)	日本石鹼洗剤工業会 1999-2004
		荒川	笹目橋	8	C				
	淀川	淀川	枚方大橋	24	B				
NEDOモニタリング調査	荒川	荒川	正喜橋	4	A	LC/M S	2002年6, 9, 11月, 2004年 1月	C12E01 ~10	化学物質評価研究機構 (2003a; 2004)
		荒川	御成橋	4	B				
		荒川	開平橋	4	B				
		入間川	入間大橋	4	B				
		荒川	秋ヶ瀬取水堰	4	B				
		墨田川	岩淵水門	3	D		2002年6, 9, 11月		
		荒川	新荒川大橋	1	D		2004年1月		

淀川	荒川	葛西橋	4	D	2002年6, 9, 11月, 2004年1月 2002年6, 11月, 2004年1月 2002年6, 9, 11月, 2004年1月
	野洲川	服部大橋	3	A	
	瀬田川	洗堰	4	A	
	淀川	御幸橋	4	B	
	桂川	宮前橋	4	B	
	木津川	御幸橋	4	A	
	淀川	枚方大橋	4	B	
	淀川	淀川大堰	4	B	

1
2 図V.10に2つの調査から得られた荒川水系および淀川水系のAE濃度を示した。日本石鹼洗剤工業
3 会の調査結果(C12~15EO2~20)では、AEの平均濃度と濃度範囲はそれぞれ1.34~1.66 $\mu\text{g/L}$ 、0.03
4 ~11.7 $\mu\text{g/L}$ (95パーセンタイルは9.9 $\mu\text{g/L}$)であった。また、NEDOモニタリング調査(C12EO1~10)
5 では、AEの平均濃度および濃度範囲は、それぞれ0.05~0.69 $\mu\text{g/L}$ 、<0.01~0.84 $\mu\text{g/L}$ (95パーセンタ
6 イルは0.56 $\mu\text{g/L}$)であった。但し、NEDOモニタリング調査の結果は、同族体C12EO1~10のみであ
7 り、この結果を多摩川水系や利根川水系と同様の方法で、産総研委託調査の同族体範囲C12~18EO
8 ~23に対する相当量に補正したところ、平均濃度は0.29~4.05 $\mu\text{g/L}$ 、濃度範囲は0.05~4.89 $\mu\text{g/L}$ (95
9 パーセンタイルは3.2 $\mu\text{g/L}$)となった。

10 NEDOモニタリング調査の荒川本川のデータ(平均濃度、C12EO1~10)で比較すると、上流(正
11 喜橋:0.05 $\mu\text{g/L}$)から中流(開平橋:0.31 $\mu\text{g/L}$)にかけてAE濃度は増加し、最下流地点の葛西橋(0.12 $\mu\text{g/L}$)
12 で再び低下した(図V.10)。中流の開平橋と秋ヶ瀬取水口では比較的高濃度であった(化学物質評価
13 研究機構2003a; 2004)。日本石鹼洗剤工業会のデータ(平均濃度、C12~15EO2~20)では、治水橋
14 (1.34 $\mu\text{g/L}$)よりも下流の笹目橋(1.65 $\mu\text{g/L}$)の方のAE濃度が高かった。

15 淀川上流(瀬田川洗堰平均濃度:0.08 $\mu\text{g/L}$)や上流域の支川(野洲川服部大橋平均濃度:0.05 $\mu\text{g/L}$)
16 の地点では濃度が低かったが、中・下流域では比較的高濃度を示した。桂川を除く3本の支川のAE
17 濃度が、本川より高くなることはなかった。



図V.10 荒川および淀川におけるAE濃度

(¹) 点は平均値, バーは濃度範囲を表す)

(²) 各同族体の濃度が検出下限値未満の場合は0として採用した)

4.1.4 湖沼

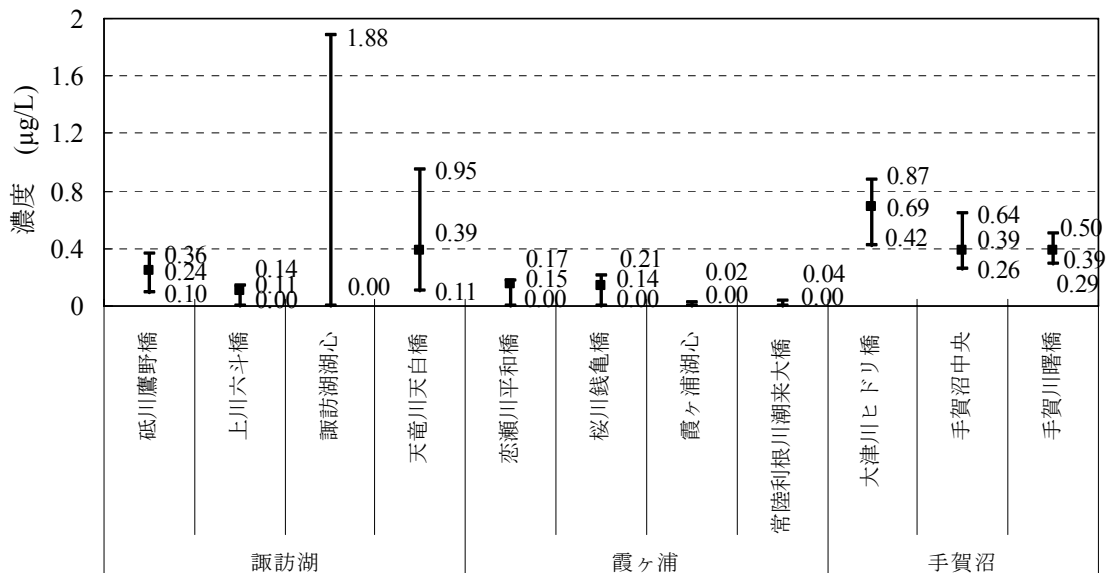
湖沼に関するモニタリング調査データは、化学物質評価研究機構（2003a）が報告したデータのみであった（表V.15）。

表V.15 湖沼におけるAEモニタリングデータの概要

湖沼名	採取地点	サンプル数	水域類型	分析法	分析同族体範囲	サンプリング期間	文献
諏訪湖	砥川鷹野橋	3	湖沼A	LC/M S	C12E01~10	2002年 6, 9, 11月	化学物質 評価研究 機構 (2003b)
	上川六斗橋	3					
	諏訪湖湖心	3					
	天竜川天白橋	3					
霞ヶ浦	恋瀬川平和橋	3	湖沼A				
	桜川銭亀橋	3					
	霞ヶ浦湖心	3					
	常陸利根川潮来大橋	3					
手賀	大津川ヒドリ橋	3	湖沼				

沼	手賀沼中央	3	B				
	手賀川曙橋	3					

1
2 諏訪湖，霞ヶ浦，および手賀沼における同族体 C12EO1～10 のみの実測値濃度は， $<0.01\sim 1.9\mu\text{g/L}$
3 の範囲（95 パーセンタイルは $1.2\mu\text{g/L}$ ）であった（図 V.11）．これらの値を，上記の河川データの場合
4 と同様の方法で，産総研委託調査の同族体範囲の C12～18EO0～23 に対する相当量に補正した結果，
5 AE 濃度は $<0.06\sim 11.0\mu\text{g/L}$ （95 パーセンタイルは $6.9\mu\text{g/L}$ ）であった．この結果は，調査した 3 つの
6 湖沼は，いずれも生活排水や産業排水の流入を受けているため，AE の暴露濃度が河川の AE の暴露濃
7 度と同程度かそれ以上であることを示した．湖沼における AE 濃度が河川と同等以上であったことは，
8 AE は易生分解性と低蓄積性の物質であることを示したと考えられる．



9
10 1) 2002 年の NEDO モニタリング調査 (C12EO1～10)

11 図 V.11 湖沼における AE 濃度

12 (2) 点は平均値，バーは濃度範囲を表す)

13 (3) 各同族体の濃度が検出下限値未満の場合は 0 として採用した)

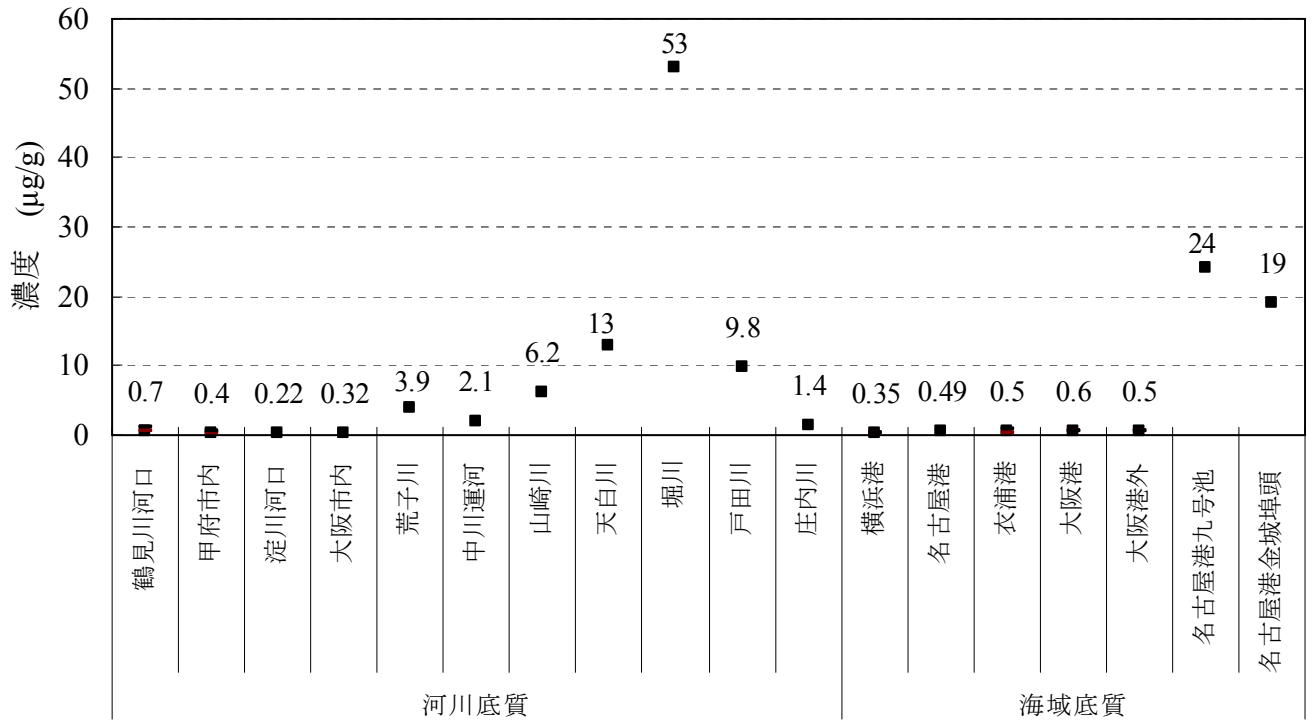
14
15 4.2 底質中の濃度

16 底質中のモニタリング調査データは，近年のものが入手できなかったが，参考のため 1980 年代に行
17 われた 2 件の調査結果を図 V.12 にまとめた（環境庁保健調査室，1983；小島，1987）．

18 この 2 件の調査から，河川および海域における底質中の POE 型非イオン系界面活性剤の総濃度は，
19 それぞれ $0.22\sim 53\mu\text{g/g}$ ， $0.35\sim 24\mu\text{g/g}$ であることがわかった．この年代の分析方法では AE を特定する
20 ことが不可能であり（本章 2 節参照），調査結果は AE 及び APE 等の POE 型非イオン系界面活性剤の
21 総濃度を示しているため，AE の濃度はこの総濃度よりも低いことになる．従って，底質中の AE の暴

1 露濃度は高くないと推定された。このことは AE の低蓄積性を示したといえる。

2



3

4 図 V.12 河川および海域における底質中の POE 型非イオン系界面活性剤濃度

5

6 4.3 土壌中の濃度

7 農薬の補助剤として AE が使われているが (第三章 2.2.2 項), 土壌中の AE 濃度についての報告は
8 入手できなかった。濃度の低い土壌中の AE を定量できる手法として, LC/MS 法が有効な定量手法と
9 して提案された (Krogh *et al.*, 2002) もの, 土壌から低い濃度の AE の溶出と濃縮について, 実際には
10 困難が伴うものと考えられた。

11

12 4.4 下水処理水中の濃度

13 下水処理水中の AE 濃度を, 独自入手した海外のデータとともに表 V.16 にまとめた。流入水中の
14 AE が下水処理によって 98% 以上 (第四章 3.4.1 項) 除去されるため, 流出水中の AE 濃度は平均で 10µg/L
15 未満である。東京の北多摩一号, 南多摩, および浅川水再生センターを対象に実施した数回の調査結
16 果から, 下水処理水中における AE の濃度の最大値は, それぞれ 14.6, 18.2, 15.5µg/L (NEDO モニタ
17 リング調査) であった。

18

19 表 V.16 下水処理水中の AE 濃度

下水処理場	同族体範囲	流入水中の平均濃度 (µg/L)	流出水中の平均濃度 (µg/L)	文献
カナダ ¹⁾	C12~18EO0~18	—	6.80	独自に入手 (北米や EU の産業界が測定したデータ)
EU ²⁾		—	4.98	
アメリカ ³⁾		—	2.81	
群馬県桐生	C12~15EO1~15	1775.9	1.47	丸山ら (2001)
群馬県県央		620.9	—	
東京北多摩 一号	C12~18EO0~23	937.9	5.49	国土環境株式会社 (2005)
	C12EO1~10	271.3 (1427.6) ⁴⁾	0.85 (7.75) ⁴⁾	化学物質評価研究機構 (2003a; 2004)
	C12~14EO2~20	820.89	7.268	日本石鹼洗剤工業会 (2001) ⁵⁾
東京南多摩	C12~18EO0~23	838.6	6.40	国土環境株式会社 (2005)
	C12EO1~10	141.5 (744.7) ⁴⁾	1.05 (9.57)	化学物質評価研究機構 (2003a; 2004)
東京浅川	C12EO1~10	79.25 (417.1) ⁴⁾	0.86 (7.80)	化学物質評価研究機構 (2003a; 2004)

1 ¹⁾ 8 箇所の下水処理場の処理水の平均値 (6 箇所の活性汚泥処理, 1 箇所の散水ろ床処理, および
2 1 箇所の回転生物接触処理)

3 ²⁾ イギリス, オランダ, ドイツ, スペインおよびイタリアの 12 箇所の活性汚泥処理場における処
4 理水の平均値

5 ³⁾ 9 箇所の下水処理場における処理水の平均値

6 ⁴⁾ () 内の値は, それぞれ東京北多摩一号と東京南多摩水再生センターの流入水および流出水の
7 C12~18EO0~23 の同族体範囲 (産総研委託調査, 国土環境株式会社, 2005) に補正した濃度 (定量
8 下限値は 0.001µg/L. 検出下限値未満の場合は検出下限値の 1/2 の値を採用した)

9 ⁵⁾ 日本石鹼洗剤工業会から独自に入手したデータ. 東京北多摩水再生センターの流入水および流
10 出水の C12~14EO2~20 の同族体範囲を対象に行われた 2 回 (1 回目は 2001 年 1 月 31 日~2 月 1 日,
11 定量下限値は 0.5µg/L; 2 回目は 2001 年 4 月 16~17 日, 定量下限値は 0.01µg/L) の結果の平均値 (検
12 出下限値未満の場合は検出下限値の 1/2 の値を採用した)

13

14 5. 環境水中の AE の同族体組成の検討

15 適切な AE リスク評価を行うには, 個々の同族体の環境中濃度を定量することが必要であるが, こ
16 の条件を満たした既存のデータは少ない. 広い範囲の同族体を定量できるプリジニウム誘導体化
17 LC/MS 法が確立されたことにより, 日本国内における環境水中の同族体別濃度に関するデータは今後

1 増える方向にあると思われるが、分析手法の普及や分析費用の問題などから、こうしたデータが今後
 2 劇的に充実するような状況にはならないと考えられる。一方、実測値の代わりに暴露濃度推定モデル
 3 (例えば、AIST-SHANEL) を用いて濃度推定を行うことは可能だが、得られた推定結果は同族体ごと
 4 の環境暴露濃度ではない。そこで、現段階における利用可能な環境水中の AE 同族体組成から、その
 5 平均的な組成プロファイルを抽出できれば、リスク評価に必要な各同族体の環境中濃度がモデルの予
 6 測結果から類推できると考えられた。

7 本節では、環境水中または下水処理場の流出水中の平均的 AE の同族体組成の抽出を検討するため、
 8 各同族体の生分解性と吸着性 (第IV章) を考慮しつつ、AE のライフサイクルの時系列に沿った、す
 9 なわち、代表的消費者製品に始まり、下水処理場の流入水、流出水、及び河川水中に至るまでの各段
 10 階における、平均的同族体組成を比較した。

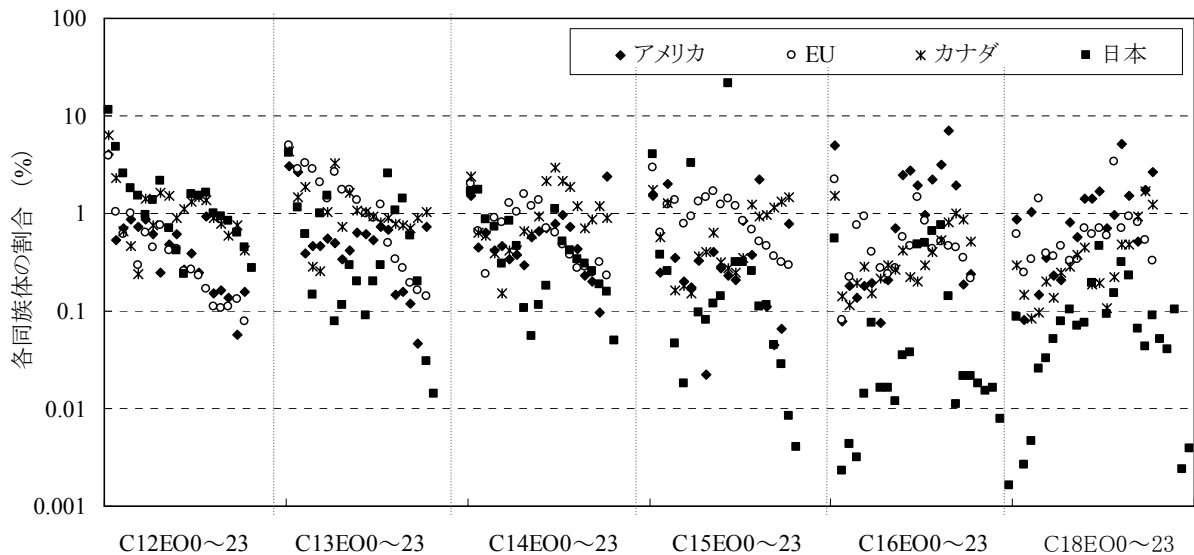
11

12 5.1 同族体組成の比較

13

14 5.1.1 下水処理水の同族体組成の国別比較

15 図V.13 に下水処理水の同族体組成の国別比較結果を示した。これを参照すると、国によって異な
 16 った同族体組成をもっていることが分かった。国別の差異の一つとして、諸外国にくらべて、日本の
 17 方が、C12 の同族体割合が高く、C16 と C18 の同族体割合が低くなっていることが特徴にあげられる。
 18 これに対して、諸外国では 6 つの C 鎖長の同族体が、ほぼ同じ割合であることが分かる。また、EO
 19 モル数に着目した比較の結果、C15、C16 と C18 の同族体群においては、日本の方が、EO モル数の変
 20 動が大きいことを示した。



21

22

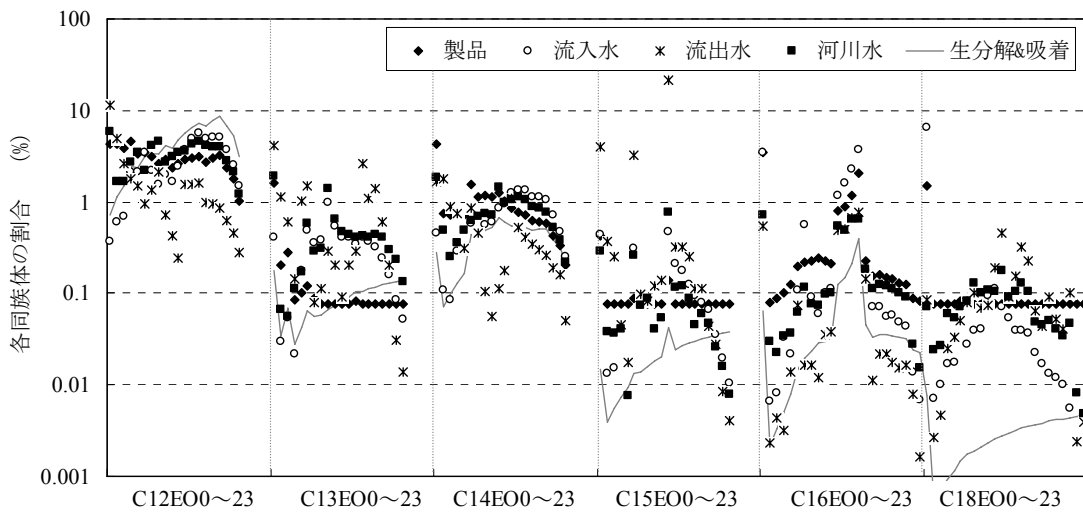
図V.13 下水処理水中の同族体組成に関する諸外国との比較

23

1 5.1.2 製品から環境排出までの各過程における同族体組成比較

2 図V.14 に、代表的な 8 品目の消費者製品と、下水処理場の流入水および流出水、河川水における
3 平均的同族体組成の比較結果をまとめた。また、この比較には、各同族体の生分解性および吸着性の
4 理論式を用いて、消費者製品と同一同族体組成の AE が、下水処理によってどのような同族体組成に
5 変化するかをシミュレーションした結果を加えた。このシミュレーションには、南多摩水再生センタ
6 ーの 2004 年 4 月から 2005 年 3 月までの平均滞留時間である 20 時間を用い、MLSS は 3000mg/L を
7 想定した。

8 家庭用途の消費者製品の組成としては、奇数 C 鎖 (C13 と C15) の割合よりも、偶数 C 鎖 (C12
9 と C14) の割合の方が高く、偶数 C 鎖 (C16 と C18 の分を含む) の割合は 94.6% を占めている。河
10 川水 (下水道が整備されていない浅川水系) と、下水処理施設の流出水および流入水の同族体組成と
11 を比較すると、河川水の組成はむしろ流入水の組成に類似していることが分かった。また、理論的な
12 生分解式と吸着式を用いてシミュレーションした下水処理後の同族体組成は、C 鎖が長いほど下水処
13 理による除去率が高くなる傾向 (製品組成との比較) を示したが、実測の流出水の同族体組成とは異
14 なっていた。この結果から、理論的に AE 同族体組成を推定することは難しいといえる。



15 図V.14 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

16

17 5.2 同族体組成の比較から得た知見

18 以上の利用可能な同族体組成の情報を用いた比較の結果は、環境水中の同族体組成は 1 つの組成プ
19 ロファイルで代表できないことを示唆した。仮に日本全国のどこでも、ほぼ同じ洗剤製品 (同じ同族
20 体組成) が使われていると仮定しても、それぞれの水域に到達するまでの間の下水処理の普及状況や、
21 水温などの水環境が異なるため、環境水中の同族体組成は、場所ごとに特異的なものになると考えら
22 れる。よって、より正確にリスク評価を行うには、場所ごとに AE 同族体の暴露濃度を測る必要があ
23 ると考えられた。
24

1 得られた知見を考慮し、同族体ごとのリスク評価を目標とした本詳細リスク評価においては、産総
2 研委託調査で得られた実測値を用いて、同族体ごとのリスク推算を行うが、SHANELによる推定暴露
3 濃度も AE の総濃度（同族体組成の情報を提供できない）として、リスク対策やリスクトレードオフ
4 の解析に使うこととした。

6. 本章のまとめ

- 7 (1) AE の最新定量分析法であるプリジニウム誘導体化 LC/MS 法が開発されたのはごく最近で
8 あることから、現時点では利用可能な同族体ごとの実測値は殆どない状況である。
- 9 (2) プリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いたモニタリング調査では、代表的消費者製品から下
10 水処理水、河川水に至るまでの各過程における同族体の組成および濃度が得られた。人口が
11 密集している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、
12 下水処理水では、AE の最大濃度でも $20\mu\text{g/L}$ を超えることはなかった。
- 13 (3) 土壌中の AE 濃度に関する報告値はなかった。底質中の AE 濃度に関しては、古い分析手法
14 で調べた報告値しかなかったが、これらの報告値から AE が底質に蓄積されやすい物質では
15 ないことが示唆された。
- 16 (4) 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、AE の排出は主に家庭起源
17 であると考えられた。一方、利根川水系（群馬県内区間）では、偶数の C 鎖は 7 割程度に
18 留まっていた。このことは、繊維工業等の産業起源の排出が AE 暴露に大きく寄与したこと
19 を示すと考えられた。
- 20 (5) 河川水中における AE の暴露濃度の季節差は大きい。これは河川水量の季節変動のほか、
21 AE の分解速度が水温の影響を強く受けるためであると考えられた。
- 22 (6) AE の生分解中間生成物であるアルコール（EO モル数が 0 の同族体群）は、どの地点にお
23 いても他の EO モル数の同族体よりも高濃度で検出され、全 AE 濃度に対する割合は平均
24 41%であった。このことから AE リスク評価を行う際、EO モル数が 0 の同族体群を考慮す
25 る必要があることが示唆された。
- 26 (7) 化管法指定範囲の AE 同族体の環境中濃度は、測定した全 AE の 6 割程度であった
- 27 (8) 環境水中の同族体組成は、場所ごとに特異的なもので、その代表的な組成プロファイルを抽
28 出することは難しい

7. 参考文献

- 31 化学物質評価研究機構（2003a）. 平成 14 年度河川モニタリング報告書.
- 32 化学物質評価研究機構（2003b）. 平成 14 年度湖沼等水系環境モニタリング調査報告書.
- 33 化学物質評価研究機構（2004）. 平成 15 年度河川モニタリング報告書.
- 34 環境庁保険調査室（1983）. 化学物質と環境.（水環境学会，2000 引用）
- 35 国土環境株式会社（2005）. 新しい分析手法によるアルコールエトキシレートフィンガープリント調査,

- 1 産業技術総合研究所委託調査報告書.
- 2 小島節子 (1987). TBPE-K 溶媒抽出法による環境試料中の非イオン界面活性剤の定量. 名古屋市公
3 害研究所報 第17号, 57-62.
- 4 産業技術総合研究所 (2004b). ノニルフェノール詳細リスク評価書, 化学物質リスク管理研究センタ
5 ー.
- 6 JIS: Japanese Industrial Standards (1986). 工場排水試験方法 JISK 0102, 76-79.
- 7 日本石鹼洗剤工業会 (1999-2004). 環境年報 Vol. 24-29.
- 8 日本水環境学会 (2000). 非イオン界面活性剤と水環境, 水環境と洗剤研究委員会 編, 技報堂出版
9 株式会社, 東京.
- 10 丸山章代, 富岡淳, 伊藤安紀, 浅見真理, 相澤貴子 (2001). 群馬県の下水処理場と河川における非
11 イオン界面活性剤およびその分解生成物の挙動について, 水環境学会誌, 24(11), 778-784.
- 12 山岸知彦, 橋本伸哉, 金井みち子, 大槻晃 (1997). 高速液体クロマトグラフィー/大気圧化学イオン
13 化質量分析によるポリオキシエチレン系非イオン界面活性剤の分析法の検討と河川水への応用,
14 *Bunseki Kagaku*, 46(7), 537-547.
- 15 林 彬勲, 東海明宏, 山口治子, 中西準子 (2004). ノニルフェノールの観測値をベースにした実環境
16 の魚類個体群レベル生態リスク評価. 第38回日本水環境学会年会講演集, pp.276.
- 17 脇 宗平, 菊地幹夫 (2001). 洗剤に含まれるアルコールエトキシレート (AE) の化学構造分析と毒
18 性評価, 平成13年度神奈川県産学公交流研究発表会要旨集, pp. 22.
- 19 脇 宗平, 菊地幹夫 (2002). アルコールエトキシレートの河川水中での分解. 日本水環境学会第36
20 回年会講演集, pp. 309.
- 21 Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Toy, R.; Boeije, G.; Marshall, S.J.; Wind, T.; van Compernelle, R.; Zeller, D. (2006).
22 Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotoxicology and*
23 *Environmental Safety*, 64 : 85-99.
- 24 Boyer, S.L.; Guin, K.F.; Kelley, R.M.; Mausner, M.L.; Robinson, H.F.; Schmitt, T.M.; Charles R. Stahl, C.R.;
25 Setzkorn, E.A. (1977). Analytical method for nonionic surfactants in laboratory biodegradation and
26 environmental studies. *Journal of Environmental Science and Technology*, 11: 1167-1171.
- 27 Crescenzi, C. (1995). Determination of nonionic polyethoxylate surfactants in environmental waters by liquid
28 chromatography/Electrospray mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 67: 1797-1804.
- 29 Dunphy, J.C.; Pessler, D.G.; Morrall, S.W.; Evans, K.A.; Robaugh, D.A.; Fujimoto, G.; Negahban, A. (2001).
30 Derivatization LC/MS for the simultaneous determination of fatty alcohol and alcohol ethylate surfactants
31 in water and wastewater samples. *Environmental Science and Technology* 35: 1223-1230.
- 32 Eadsforth, C.V.; Sherren, A.J.; Selby, M.A.; Toy, R.; Eckhoff, W.S.; McAvoy, D.C.; Matthijs, E. (2006).
33 Monitoring of environmental fingerprints of alcohol ethoxylates in Europe and Canada. *Ecotoxicology and*
34 *Environmental Safety*, 64: 14-29.
- 35 Evans, A.K.; Dubey, T.S.; Kravetz, L.; Dzidic, I.; Gumulka, J.; Mueller, R.; Stork, R.J. (1994). Quantitative

- 1 determination of linear primary alcohol ethoxylate surfactants in environmental samples by thermospray
2 LC/MS. *Analytical Chemistry*, 66(5): 699-705.
- 3 Favretto, L.; Stancher, B.; Tunis, F. (1983). An improved method for the spectrophotometric determination of
4 polyoxyethylene nonionic surfactants in water as PPAS in presence of cationic surfactants. *International*
5 *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 14: 201-214.
- 6 Kiewiet, A.T.; van der Steen, M.D.J.; Parsons, R.J. (1995). Trace analysis of ethoxylated nonionic surfactants in
7 samples of influent and effluent of sewage treatment plants by high-performance liquid chromatography.
8 *Analytical Chemistry*, 67(23): 4409-4415.
- 9 Krogh, K.A.; Vejrup, K.V.; Mogensen, B.B.; Halling-Sørensen, B. (2002). Liquid chromatography-mass
10 spectrometry method to determine alcohol ethoxylates and alkylamine ethoxylates in soil interstitial water,
11 ground water and surface water samples. *Journal of Chromatography A.*, 957: 45-57.
- 12 Kudoh, M.; Ozawa, H.; Fudano, S.; Tsuji, K. (1984). Determination of trace amounts of alcohol and alkylphenol
13 ethoxylates by high-performance liquid chromatography with fluorimetric detection. *Journal of*
14 *Chromatography*, 287: 337-344.
- 15 Marcomini, A.; Zanette, M. (1996). Chromatographic determination of non-ionic aliphatic surfactants of the
16 alcohol polyethoxylate type in the environment. *Journal of Chromatography A*, 733: 193-206.
- 17 Toei, K.; Motomizu, S.; Umamo, T. (1982). Extractive spectrophotometric determination of non-ionic surfactants
18 in water. *Talanta* 29: 103-106.
- 19 Wickbold, R. (1972). *Die Bestimmung nichtionischer Tenside in Gegenwart anionischer Tenside*. Chemie,
20 physikalische Chemie und Anwendungstechnik der grenzfachenaktiven Stoffe. Berichte vom VI.
21 Inter-nationalen kongreß für grenzflächenaktive Stoffe. Zürich, Switzerland.
- 22 Wind, T.; Stephenson, R.J.; Eadsforth, C.V.; Sherren, A.; Toy, R. (2006). Determination of the fate of alcohol
23 ethoxylate homologues in a laboratory continuous activated-sludge unit study. *Ecotoxicology and*
24 *Environmental Safety*, 64: 42-60.

第VI章 モデルによる水系暴露濃度推定.....	VI-1
1. はじめに.....	VI-1
1.1 SHANEL モデルを用いた解析の目的.....	VI-1
1.2 モデル解析の対象河川の選択.....	VI-2
1.3 SHANEL モデルについて.....	VI-5
1.4 暴露解析の内容および流れ.....	VI-6
1.5 モデルの解析条件設定.....	VI-7
1.5.1 計算期間.....	VI-7
1.5.2 AE の物性パラメータ.....	VI-7
2. 現状の暴露解析.....	VI-8
2.1 現状の暴露解析における排出量データの設定.....	VI-8
2.2 条件設定の違いによる SHANEL 推定結果の変動（感度解析）.....	VI-12
2.2.1 感度解析における SHANEL の条件設定.....	VI-12
2.2.2 感度解析結果.....	VI-13
2.3 現状の暴露における推定結果.....	VI-14
2.3.1 最下流地点における AE の平均濃度.....	VI-14
2.3.2 最下流地点における年間濃度の時系列変化.....	VI-15
2.3.3 解析対象流域の濃度分布.....	VI-16
2.4 業種別の排出に関する解析結果.....	VI-17
2.5 実測値との比較.....	VI-19
2.5.1 最下流地点（田園調布堰）.....	VI-20
2.5.2 浅川調査地点.....	VI-20
2.5.3 その他の地点における実測値.....	VI-21
2.6 本詳細リスク評価に用いられる現状の暴露濃度の推定結果.....	VI-23
3. 将来の暴露解析.....	VI-24
3.1 代替シナリオの設定.....	VI-24
3.2 代替排出量の推定.....	VI-25
3.3 各代替シナリオの推定結果.....	VI-26
3.4 本詳細リスク評価に用いられる将来の暴露濃度.....	VI-29
1.	VI-29
4. 本章のまとめ.....	VI-30
5. 参考文献.....	VI-30

第VI章 モデルによる水系暴露濃度推定

1. はじめに

AEは家庭用途で広く使われているため、日本全国の水系に遍在している化学物質の1つといえる。一般的に、全国の水系に遍在している化学物質に関するリスク評価においては、全国の水系における暴露現状を把握することは不可欠である。しかし、AEの水中濃度を定量できる分析技術は近年まで確立していなかったこともあり、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暴露現状の把握およびリスク管理・削減対策の評価のための基礎情報を取得するため、本研究センターが開発した水系モデル AIST-SHANEL Ver.0.8（以後「SHANEL」と略す）を用いた代表水系の暴露濃度の推定結果を紹介する。2002年度の流通量データをベースに、NPEやLASからAEへの代替を想定したAEの将来の暴露シナリオを設定するとともに、SHANELを用いた代表水系（多摩川および日光川）のAEの現状の暴露および将来の暴露を解析する。また、モデルによる暴露濃度の推定結果（化管法指定同族体範囲の総濃度として）から、高暴露に寄与した業種の特定や高暴露をもたらす要因を考察し、リスク評価、特に対策評価に利用可能な暴露濃度データを提供する。

SHANELモデルによる多摩川および日光川の暴露濃度推定結果から全国水系のAE暴露現状を考察することには限界がある。そこで、全国水系におけるおよその暴露濃度ポテンシャルの現状を把握するため、利用可能なデータ（2002年度の流通量データと都道府県の統計データなど）を用いて、幾つかの仮定のもとで都道府県別の年平均暴露濃度ポテンシャルを推定した。得られた推定結果は直接リスク判定には使わないため、関連する推定の詳細は本文中で紹介せず、当研究所のホームページに公開するとした。

1.1 SHANELモデルを用いた解析の目的

SHANELモデルを用いた代表水系の詳細解析の目的は、以下の通りである。

- ① AEのモニタリングデータ（実測値）が少ないため、代表水系を設定し、リスク管理・削減対策評価に使用可能な濃度の分布状況を推定する（現状暴露解析）。
- ② 高暴露を有する代表的な水域と考えられる河川のAE暴露濃度を推定することにより、排出源（家庭起源または事業所起源）と推定濃度の関係から、高暴露濃度に寄与した業種の特定や高暴露をもたらす要因を考察する（現状暴露解析）。
- ③ モデルの推定結果とモニタリングデータとを比較することで、モデルによる濃度推定値の妥当性を検証するとともに、解析対象となった2つの河川の全国水系の中における代表性を明確にする。
- ④ 将来、他の界面活性剤からAEへの代替が進んだ場合を想定した暴露シナリオを設定し、代替に

よる暴露濃度の増分を解析する。また、将来の各暴露シナリオについて、リスクの大きさや、代替によるリスクトレードオフの定量化を検討するための暴露濃度情報を提供する（将来の暴露解析）。

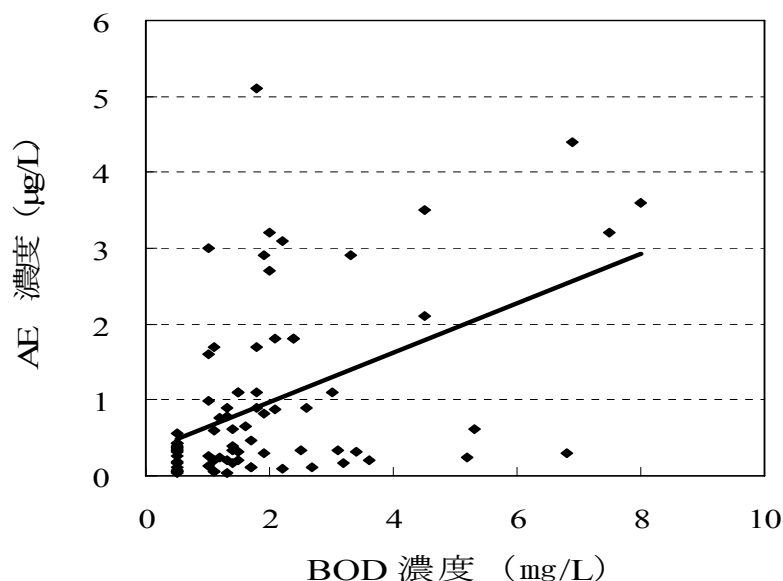
1.2 モデル解析の対象河川の選択

河川水中の AE がどのような暴露濃度レベルで分布し、どの発生源が寄与しているかを知るためには、詳細な河川モデルによる解析が有効である。そこで、全国水系の中における代表的な河川を選定するため、以下に示した4つの視点を勘案して検討を行った結果、多摩川および日光川が、モデル解析の対象河川として適当であると判断した。

- ① 高濃度を示す要因をもつ
- ② SHANEL モデルの適用が可能である河川
- ③ 環境モニタリング調査の対象河川である（実測値のある河川）
- ④ 家庭および事業所からの排出がともに見込まれる

各項目による選定の詳細手順は以下のようになる。

①の高濃度を示す要因は、排出量が大きく、希釈効果に影響する河川流量の小さい地域が該当するが、流域ごとにこれらの組み合わせを知ることは困難である。また、河川水中の AE 濃度は、第V章でも示したようにモニタリングデータが非常に少ないため、実測値から全国的な分布を知ることも困難である。そこで、全国の水系における家庭からの生活排水による水質汚濁指標のモニタリングデータが豊富にあること、AE が殆ど家庭用途で使われ、家庭からの排出は主としていることに着目して、AE の濃度と河川水中の他の水質指標との相関を検討した。その結果、BOD と AE との相関係数は、日本石鹼洗剤工業会の実測値を用いた場合では0.47（図VI.1）、産総研委託調査の実測値を用いた場合では0.65 となり（国土環境株式会社、2005）、BOD と AE との間にかかなりの正の相関関係があることを明らかにした。この正の相関関係は、BOD の高い河川においては、AE の暴露濃度も高いということの意味することになると考えられた。従って、BOD を AE に変わる指標物質としてスクリーニング的に使用することが可能であると判断した。



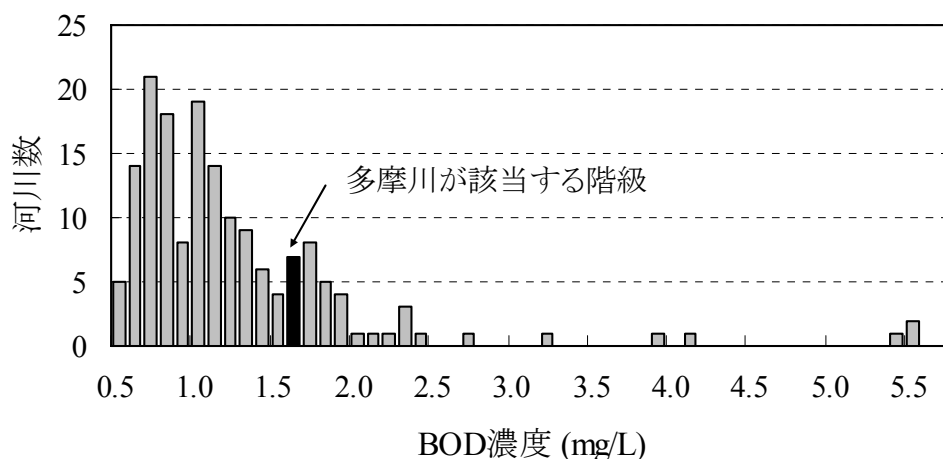
図VI.1 実測値におけるBODとAEの相関関係

¹⁾検出下限値未満の場合は検出下限値の1/2の値を採用した

②については、本詳細リスク評価書では SHANEL を水系モデルとして使用することにした（モデルに関する詳細は次項に示す）。SHANEL で解析可能な河川は、多摩川（東京都、神奈川県）、日光川（愛知県）、石津川（大阪府）、大聖寺川（石川県）の4水系である。

BOD は、水質汚濁防止法の生活環境項目の1つに挙げられており、毎年国および各地方自治体が測定した値を環境省が取りまとめて報告している。また、国土交通省が全国一級河川のBODを測定し、そのうち調査地点が2地点以上の河川（166河川）に対して、BODが低い順からの水質ランキングも行っている。SHANELでの解析が可能な4河川について、全国水系におけるBODの濃度レベルの位置づけを検討したところ、ランキングされているのは多摩川のみであり、2002年度では129位（78パーセントイル）であった（図VI.2）。他の3河川については一級河川ではないため、環境省の取りまとめている地点別測定データの河川水中BODの平均を取り、国土交通省のデータと比較した結果、多摩川より更に低い順位のBODに該当し、国土交通省のランキングの91パーセントイルに当たるのは大聖寺川で、100パーセントイルより高濃度に当たるのは日光川と石津川であった。BODに基づいたこの位置づけの結果からSHANELの解析対象となった4つの河川は、全て高濃度の要因をもつことが示唆された。

上記①と②の検討により、SHANELを用いたAE高暴露水域の河川水中濃度解析には、何れの河川も適していると判断した。



図VI.2 2002年度河川水質ランキング（一級河川，166河川）（国土交通省（2005b）より作成）

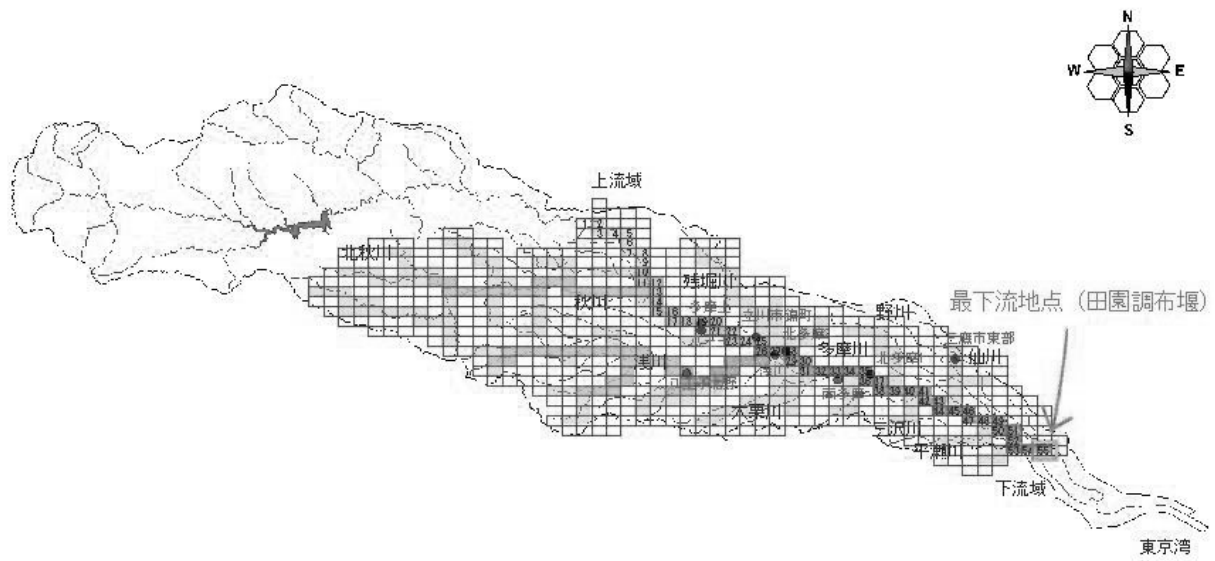
ここで、③の観点からは、SHANELの解析対象河川のうち、唯一モニタリング調査データが得られた多摩川を選択した。多摩川は国土交通省による「河川水辺の国勢調査」の「河川空間利用実態調査・ダム湖利用実態調査」で、2003年度で4番目に利用者が多かった河川であり、住民にとっても関心が高い河川といえる。更に流域人口も多いことから、約8割も家庭用途から排出されているAEの暴露濃度解析には、多摩川はその解析対象河川として適していると判断した。

また、④の観点より日光川を対象河川とした（表VI.1）。2003年度のPRTRデータによると、日光川にAEを排出している事業所数は5ヶ所であり、同一河川へのAE排出事業所数としては全国で最も多い。また、日光川流域においては下水処理の普及率があまり高くない（一宮市、稲沢市、津島市等、人口が多い都市でも殆どが50%以下）こともあり、河川へ到達する家庭用途からのAE排出量も多いと考えられた。

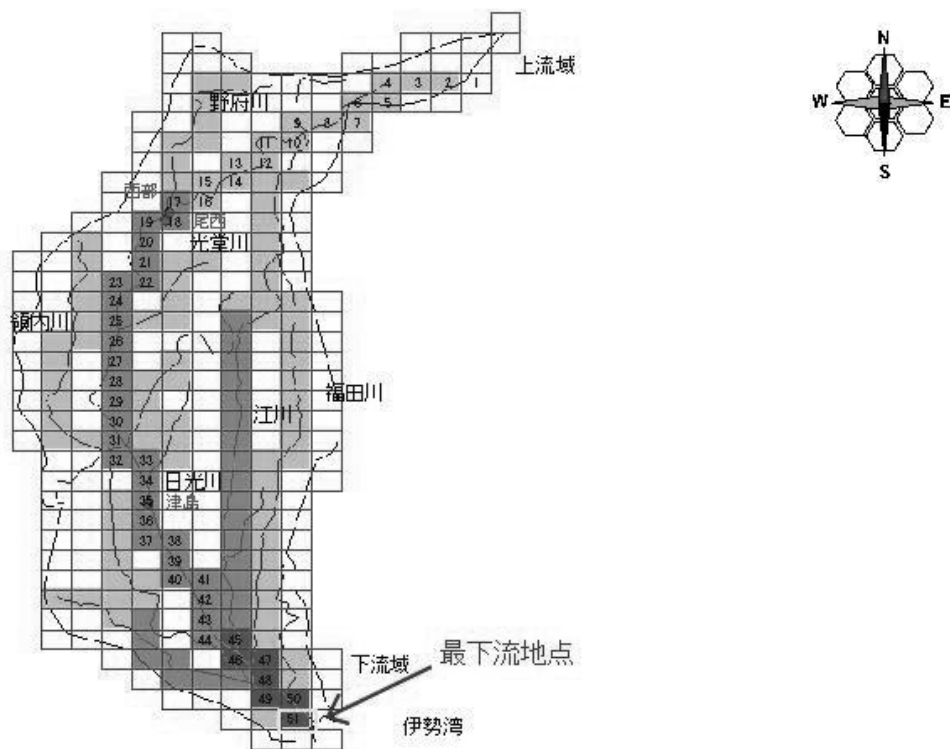
表VI.1 日光川へのAE排出を報告しているPRTR届出事業所

事業所	業種	公共用水域への排出量, kg/年		
		2001年度	2002年度	2003年度
A社	繊維工業	2,200	2,100	1,900
B社	化学工業	160	130	260
C社	化学工業	69	21	11
D社	繊維工業	—	—	600
E社	その他の製造業	—	—	4

ここで、多摩川および日光川のSHANELによる解析対象流域図を図VI.3および図VI.4に示した。解析対象流域地図上に数字番号の付いたメッシュが本川となり、本章のが解析対象である。



図VI.3 SHANEL による多摩川の解析対象流域



図VI.4 SHANEL による日光川の解析対象流域

1.3 SHANEL モデルについて

SHANEL モデルは、CRM で開発された水系暴露解析モデルである (産業技術総合研究所, 2004a).

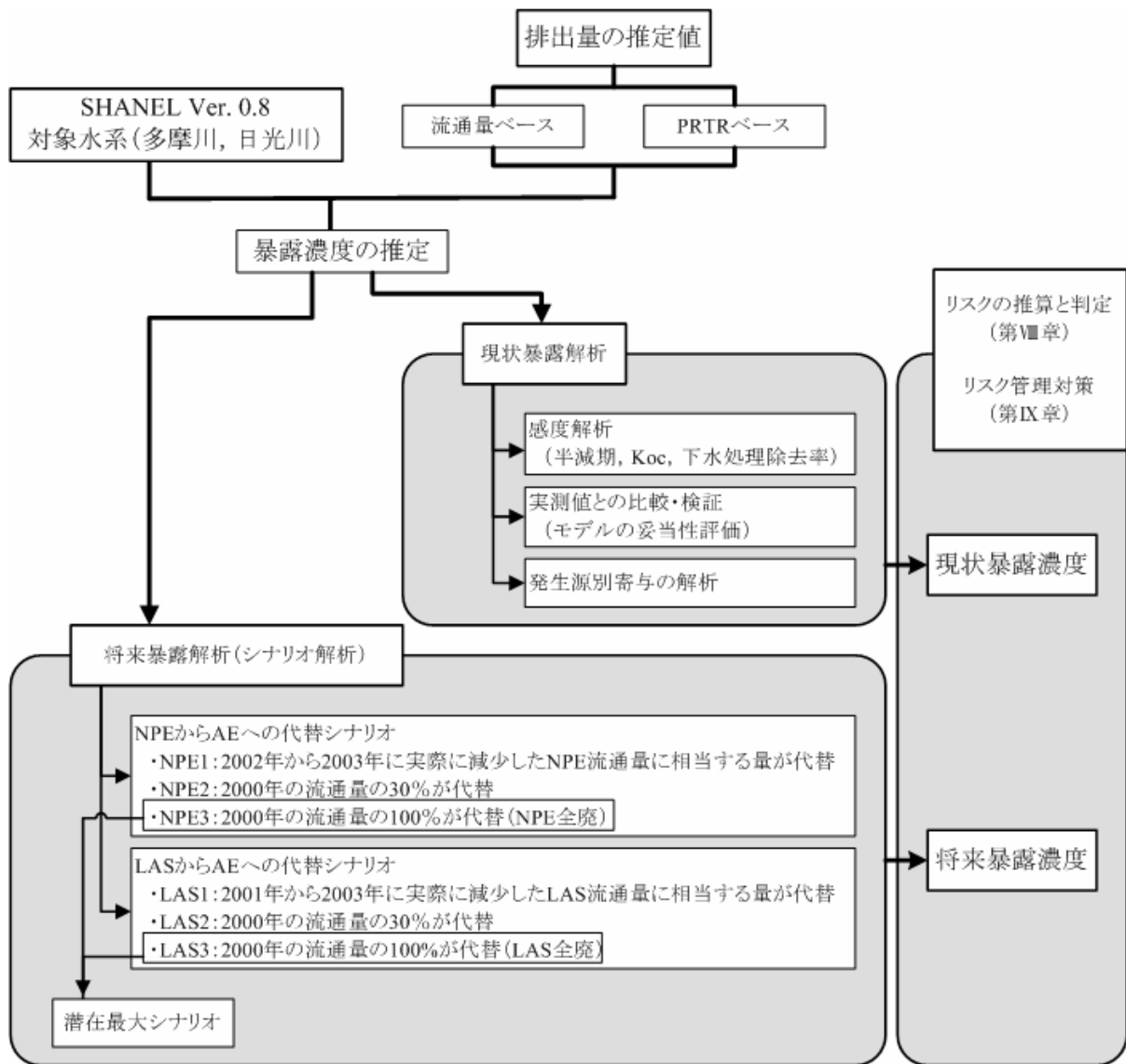
このモデルに化学物質の排出量データを入力することにより、対象流域における詳細な暴露濃度を推定することができる。

2004年11月に公開された Ver.0.8 の SHANEL モデルは、1998～2000年までの任意期間において1 km×1 km メッシュの空間分解能および日単位での河川水、河川底泥の暴露濃度を計算する水系-固相系のマルチメディアモデルである。SHANEL では、水表面からの化学物質の揮発は考慮していない。ただし、第IV章 2.1 項に示したように、AE は水中からの揮発による除去の寄与が小さい物質であるため、モデルを使用するうえで揮発を無視することによる影響はないと判断した。

1.4 暴露解析の内容および流れ

暴露解析の内容および流れを図VI.5に示した。リスク評価や対策評価に利用可能な暴露濃度情報を提供するため、SHANEL の入力データとして、流通量データをベースとした排出量推計値（以後「流通量ベース」と略す）またはPRTRの排出量推計値（以後「PRTR ベース」と略す）を用いて、AEの現状の暴露解析および将来の暴露解析について行った。用いた流通量ベースとPRTR ベースの排出量推計データは、何れも化管法指定範囲のC12～15の同族体に関する総量データであるため、モデルの推定結果はこれらの同族体の総濃度として出力されることになる。

また、図VI.3と図VI.4に示した両河川の上流から下流への解析対象メッシュ（本川番号）に対して、それぞれの河川水中のAE暴露濃度が推定されるが、リスク評価に用いられる暴露濃度として、流域の全排出量による暴露濃度への寄与を反映した最下流地点の推定結果を採用することにした。



図VI.5 SHANEL を用いた暴露解析の内容および流れ

1.5 モデルの解析条件設定

1.5.1 計算期間

流通量ベースおよびPRTRベースの推計排出量データは、第III章同様、2002年度のデータを使用した。SHANELに内蔵されている気象データは1998年から2000年であるが、各年の降水量の季節変動に大きな違いはなく、また、推定した河川水中のAE濃度は年幾何平均で使用するため、河川流量の計算には2000年1月1日～12月31日の気象データを使用した。

1.5.2 AEの物性パラメータ

AEの物性は同族体ごとに異なるが、報告されている既存の物性情報が乏しいため、本検討では第IV章で使用した文献報告値(実測値セット)を用いた。表VI.2にモデルに使用されるAEの物性に関

するパラメータの値（物性値）を示した。一般的に、界面活性剤の分子同士は、水中において会合しミセルを形成しやすい性質があるが、SHANEL を用いた河川水中の AE の暴露濃度を推定する際、AE が単一分子として挙動するという仮定のもとに行われた。

表VI.2 SHANEL で使用した AE 物性値と条件設定

項目 (単位)	基準値	同族体の種類	出典
蒸気圧 (Pa)	13.3 ¹⁾	対象同族体不明	U.S. EPA (1994)
分子量 (g/mol)	552.89	C12EO8	SHANEL のデフォルト
水溶解度 (g/m ³)	10000	C12EO 不明	財団法人化学品検査協会 (1992)
有機炭素含有率	0.05	対象同族体不明	SHANEL のデフォルト
有機炭素水分配係数 K_{oc} (L/kg)	12	C6EO6	Urano <i>et al.</i> (1984)
半減期：土壌液相 (日)	2.8~8.6	C12EO9 対 C12EO8 の比は 7:3 の混合物	Federle & Pstwa (1988)
半減期：土壌固相 (日)	2.8~8.6		
半減期：河川水 (日)	0.3	C12~14EO2~20	日本石鹼洗剤工業会, 未公表データ ²⁾
	0.5	C12EO6.5 (平均)	菊地 (1985) ³⁾
	1.5		
半減期：河川底泥液相 (日)	2.8~8.6	C12EO9 対 C12EO8 の 比は 7:3 の混合物	Federle & Pstwa (1988)
半減期：河川底泥固相 (日)	2.8~8.6		
生活排水量 (L/日/人)	250	—	SHANEL デフォルト値
下水処理除去率 (—)	0.98	—	IV.3 節より
水域への排出率 (裾きり業種)	1.0	—	本詳細リスク評価書の判断 ⁴⁾

¹⁾ U.S. EPA (1994) の報告値, <13.3 Pa (20°C, 対象同族体不明) を参考に設定した

²⁾ 実際の半減期は 0.23 日だが, 近い値として繰り上げて使用した

³⁾ 報告値の範囲内から設定した

⁴⁾ 裾きり業種における洗浄剤または乳化剤の用途から全部水域に排出されると仮定した

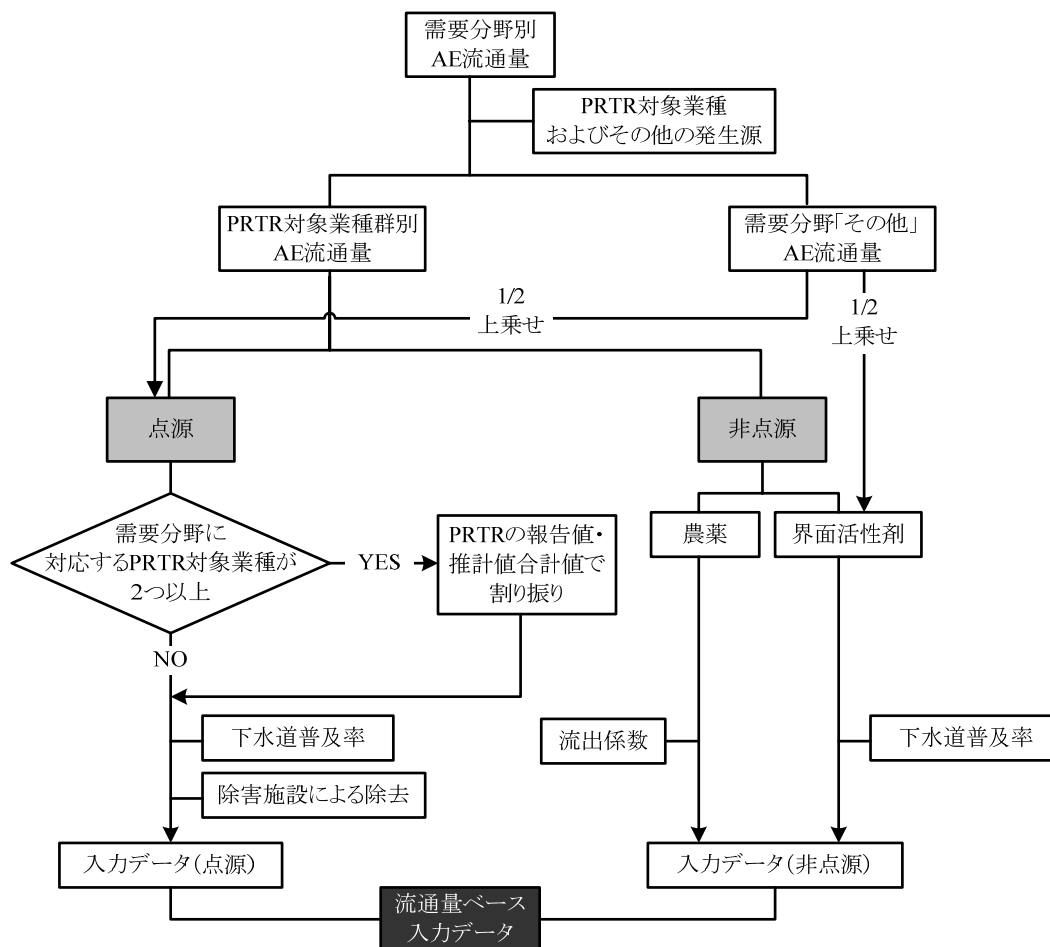
2. 現状の暴露解析

2.1 現状の暴露解析における排出量データの設定

第III章で示したように、事業所から水域への AE の排出量推計法は、大きく分けて 2 つある。排出係数を使用したボトムアップ式の推計法（2001 年度および 2002 年度の PRTR 制度による方法）と界面活性剤の用途別流通量（製品評価技術基盤機構，2003）から排出量を求めたトップダウン式の推計法（2003 年度の PRTR 制度による方法）である。本詳細リスク評価書では、第III章のまとめで示したように、後者の推計法を採用した推計排出量を現状の暴露解析の入力データとした（流通量ベース）。しかし、流通量ベースの現状の暴露解析を行う際、流通量データから SHANEL に入力する排出量データを作成する必要がある。作成した排出量の入力データが妥当であるかどうかを把握するため、2002 年度の PRTR 制度による推計排出量報告値（PRTR ベース）を現状の暴露解析の入力データとした推定も行った。

SHANEL に入力する排出量データについては、PRTR ベースの場合は PRTR 届出、届出外排出量の

値をそのまま入力データとしたが、流通量ベースの場合では、図VI.6 に示したフローによって流通量データからその入力データを作成した。



図VI.6 流通量ベースの場合におけるモデル入力データの作成手順

ここで、SHANEL に入力する排出量データは、PRTR 制度の対象業種別に入力する必要がある。よって、流通量の各項目の需要分野に対応する業種名およびその他の発生源を PRTR の分類から選択し、表VI.3 に示した。本検討では、排出状況が未知であり、PRTR 制度の対象業種にも該当する業種がないと考えられる需要分野である「染料・顔料・塗料・インキ工業」「土木・建築・窯業」「石油・タール・鉱業・燃料工業」の流通量を排出量入力値から除外した。しかし、これら3項目における流通量は全流通量の0.6%しかないので、除外した減少分による影響はないと考えられる。

表VI.3 AE の需要分野別流通量と対応する PRTR 対象業種およびその他の発生源

需要分野	PRTR 対象業種およびその他の発生源
食品工業	食料品製造業、飲料・たばこ・飼料製造業
繊維工業	繊維工業、衣服・その他の繊維製品製造業
紙・パルプ工業	パルプ・紙・紙加工品製造業
ゴム・プラスチック工業	プラスチック製品製造業、ゴム製品製造業

皮革工業	なめし革・同製品・毛皮製造業
機械・金属工業	非鉄金属製造業，金属製品製造業，一般機械器具製造業，電気機械器具製造業，輸送用機械器具製造業，精密機械器具製造業
環境保全	下水道業
クリーニング工業	洗濯業
情報関連産業	写真業
農薬・肥料・飼料工業	農薬
香粧・医薬品工業	界面活性剤
業務用洗浄剤	界面活性剤
身体用洗浄剤	洗浄剤・化粧品等（界面活性剤）
家庭用洗浄剤	洗浄剤・化粧品等（界面活性剤）

対応する業種が複数にわたる場合は，該当する各業種の PRTR 排出量データを参照し，その比率によって分配した．ここで，「その他」の分類については第Ⅲ章 3.1 項同様，1/2 を「使用その他」，残り 1/2 を「消費その他」とした．このうちの「消費その他」の用途は殆どが界面活性剤として使われると考えられた．「使用その他」についての具体的な業種は不明なので，ここでは使用レベルの需要分野の流通量の比率を参照して，各項目の流通量に割り振りして加算した．また，SHANEL では，入力の際に PRTR 制度の届出対象業種（点源）および非対象業種・家庭（非点源）は個別に入力する必要がある．入力の際には以下のような手順でデータを作成した．

点源排出の場合（対象業種）：与えられた流通量を全国の下水処理普及率を用いて「公共用水域への排出量」と「下水道への移動量」とに分配した．ここで用いるのは，合併処理浄化槽，コミュニティプラントなども含めた下水処理普及率の値である．一方 SHANEL では公共下水道による除去処理のみを考慮する仕様になっているので，下水道への移動量として値を入れる前に，全国の除害施設の普及率と，除害施設における汚水処理除去率を考慮して差し引いてから下水道への移動量として与えた．

非点源排出の場合（非対象業種，家庭）：非点源の対象業種は農薬と界面活性剤の 2 種類のみとなる．農薬では農耕地などの土壤に散布して使用される用途が大部分と考えられるため，流通量に果樹園からの農薬の排出係数 0.028（佐々木，1999）を乗じて非対象業種からの排出量とした．一方，界面活性剤では，流通量データの該当項目が数項目にわたっているが，これらをまとめて点源項目と同様に，公共用水域と下水道に分配した．また界面活性剤は家庭起源の排出が多いので，除害施設による除去は考慮しなかった．公共用水域への排出は非対象業種からの排出と家庭からの排出に分けて入力する必要があるため，この分配比率には PRTR データの排出量比率を採用した．

以上の考え方に基づき，作成した SHANEL への入力データ（流通量ベースおよび PRTR ベース）を表 VI.4 に示した．流通量ベースで作成した排出量データは，PRTR ベースの排出量データより 1.20 倍多くあることを示した．また，流通量ベースに算出した多摩川と日光川への総排出量分布は，それぞれ図 VI.7 および図 VI.8 に示した．

表 VI.4 作成した SHANEL の排出量および移動量の入力データ (t/年)

点源	PRTR ベース	流通量ベース
----	----------	--------

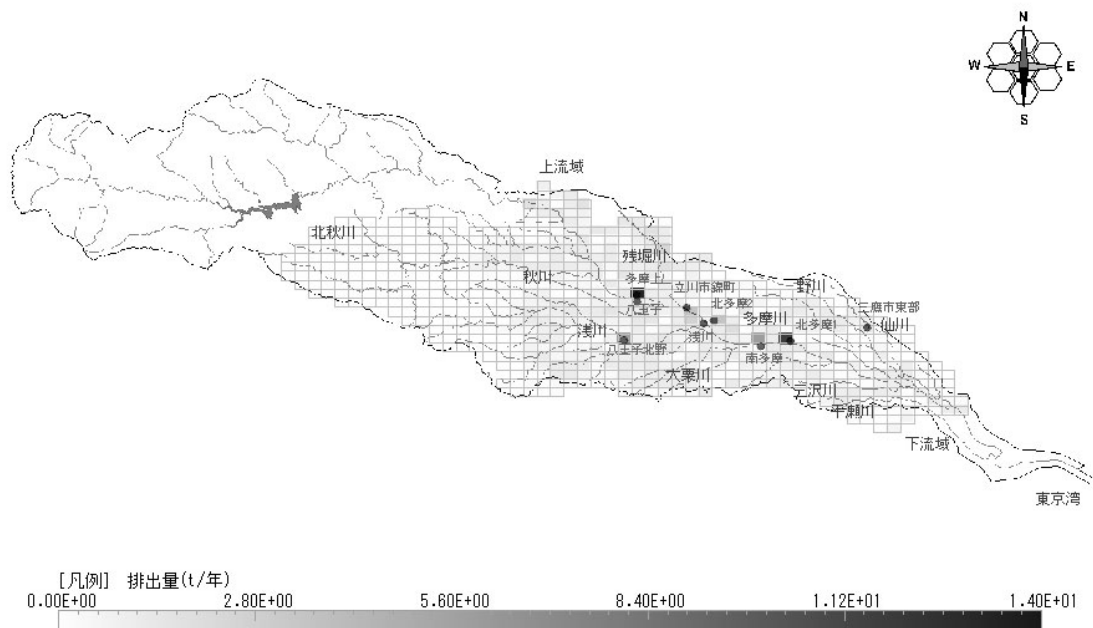
	公共用水域 への排出量	下水道への 移動量	裾切り排出 量	公共用水域 への排出量	下水道への 移動量
食料品製造業	0.4	0.009	166.5	7	22
飲料・たばこ・飼料製造業	0.1	0.0	181.9	793	245
繊維工業	148.8	68.3	618.0	376	1,162
衣服・その他の繊維製品製造業	8.1	6.6	728.0	334	1,034
パルプ・紙・紙加工品製造業	28.3	-	31.9	67	206
出版・印刷・同関連産業	-	-	3.9	-	-
化学工業	3.4	65.6	0.2	-	-
石油製品・石炭製品製造業	0.02	-	-	-	-
プラスチック製品製造業	0.03	-	5.1	118	366
ゴム製品製造業	9.0	0.029	3.1	281	870
なめし革・同製品・毛皮製造業	0.3	-	-	12	36
窯業・土石製品製造業	-	-	58.3	-	-
非鉄金属製造業	-	-	5.4	14	45
金属製品製造業	-	0.006	19.4	54	166
一般機械器具製造業	-	-	0.3	0.7	2
電気機械器具製造業	0.2	0.06	12.9	35	108
輸送用機械器具製造業	0.007	0.1	54.5	145	449
精密機械器具製造業	-	-	0.8	2	7
その他の製造業	0.7	2.3	48.8	-	-
電気業	-	-	0.4	-	-
下水道業	-	-	-	11	34
鉄道業	-	-	0.05	-	-
洗濯業	17.9	5.8	30.5	247	764
写真業	-	-	-	9	29
自然科学研究所	-	-	0.02	-	-
合計	217.9	148.7	1,969.9	1,858	5,748

非点源	PRTR ベース			流通量ベース		
	非対象業種 排出量	家庭から の排出	下水道への 移動	非対象業 種排出量	家庭から の排出	下水道へ の移動
農薬 ¹⁾	10.1	0.2	0.02	20.1	0	0
洗剤・化粧品（界面活性剤）	1,548.2	18,282.5	48,609.5	1,459.3	17,233	58,549
合計	1,558.3	18,282.6	48,609.5	1,479.4	17,233	58,549

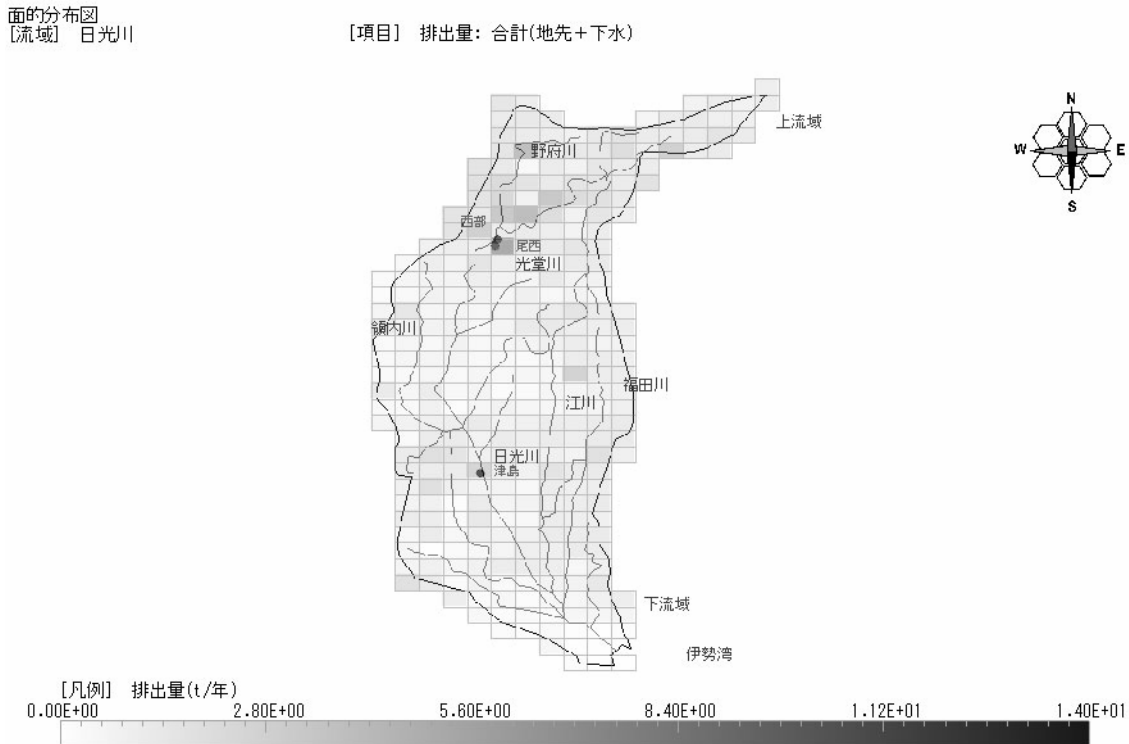
¹⁾ 農薬は、果樹園における水域への流出係数 0.028（佐々木，1999）を排出量または流通量に乗じた値

面的分布図
【流域】 多摩川

【項目】 排出量：合計（地先+下水）



図VI.7 多摩川流域における排出量の分布（流通量ベース）



図VI.8 日光川流域における排出量の分布（流通量ベース）

2.2 条件設定の違いによる SHANEL 推定結果の変動（感度解析）

2.2.1 感度解析における SHANEL の条件設定

表VI.2 に示した AE の物性値セット（基準値）では報告値に幅があり、それぞれがある同族体を対象とした限定された場合の物性値の範囲を示している。それぞれの物性値の範囲の幅が、どのように推定濃度に影響を与えるのか、予備検討を行った結果、表VI.5 に示した 4 つの物性値による推定濃度への影響が認められたため、この 4 つの物性値についての感度解析を行った。つまり、基本となる物性値セット（文献報告値）から 1 項目だけ置き換えた場合の最下流地点の河川水中の AE 濃度を SHANEL で推定することで感度解析を行った。

実測値が 1 つだけである K_{oc} と下水処理除去率については、 K_{oc} は EPI Suite による推定値（最小値、50 パーセント、最大値）を用い、下水処理除去率は、下水処理場以外の排水処理除去率として想定した 0.90（第Ⅲ章 3.2 項）を用いた。土壌・河川底泥（液相・固相）半減期については、文献報告値の範囲から最小値と 50 パーセントまたは中間値、と最大値を用いた。また、河川水中半減期は、日本石鹼洗剤工業会が多摩川河川水を用いた生分解試験結果の 0.23 日を得ていることから、それに最も近い 0.3 日を半減期の基準値とし、中間値および最大値はそれぞれ報告値の 0.5 日、1.5 日とした。第Ⅳ章 2.4.4 項に示した産総研委託調査の河川水生分解試験から得られた半減期(1.12 日、化管法指定範囲の AE 同族体混合物では 0.96 日)が、設定した河川水中半減期の最小値と最大値の範囲内に収まってい

る.

表VI.5 感度解析に使用した物性値

	基準値 (文献報告値)	最小値	50 パーセンタ イルまたは中 央値	最大値
有機炭素水分配係数 (K_{oc} , L/kg)	12	10	75.4	2.66×10^6
下水処理除去率	0.98	0.90	—	—
土壌・底質中半減期 (日)	2.8	2.8	5.7	8.6
河川水中半減期 (日)	0.3	0.3	0.5	1.5

2.2.2 感度解析結果

2.2.1 項に示した条件設定を用いて、日光川の河川水中 AE 濃度を PRTR ベースで推定し、その最下流地点における河川水中 AE の年間幾何平均濃度をもって比較した結果を図VI.9に示した。以後、特に断りがないう限り、「平均濃度」は推定した河川水中の年間濃度の幾何平均値を示すものとする。

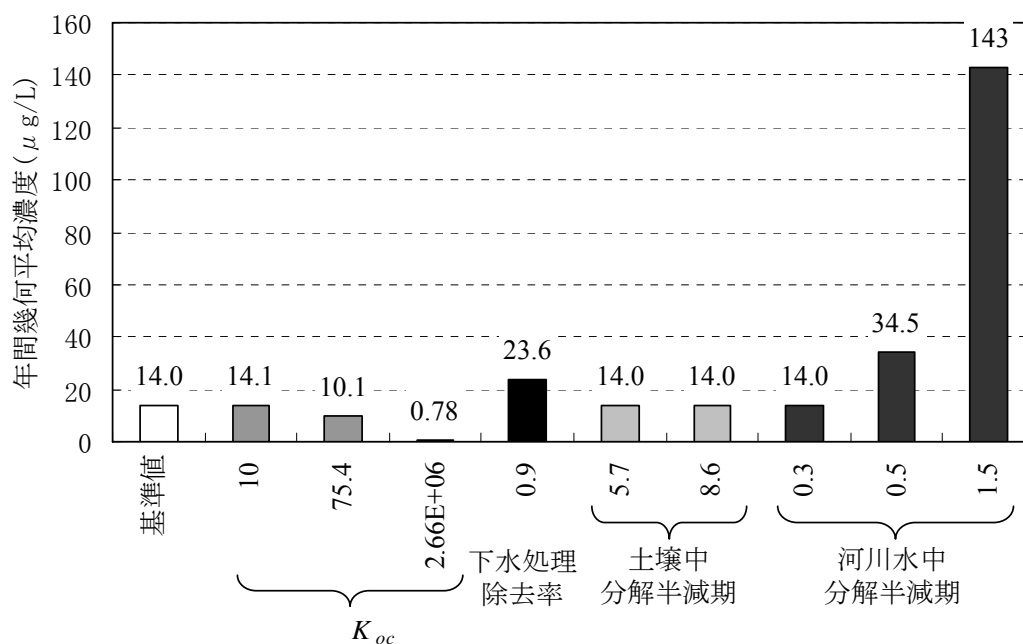
K_{oc} は推定濃度に大きく影響し、特に最大値による推定濃度への影響は 18 倍ほどであった。但し、この結果は、入力した排出量のすべては最大値の K_{oc} をもつ同族体であるとした計算の結果であり、実際の環境中にある AE は様々な同族体の混合物であるため、これほど大きな幅では変化しないと考えられる。

下水処理除去率による推定濃度への影響もみられたが、これは流域の下水道普及率によって、その影響の大きさが変わってくる。下水道普及率が高いほど、下水処理の対象となる AE の総量が増え、下水処理除去率による影響が大きくなると考えられた。流域の下水道普及率の最も大きい多摩川では、PRTR ベースの結果（河川水中半減期 0.3 日）では除去率 98% から 90% に下げた場合、推定濃度は約 1.67 倍高くなった。ただし、90% の除去率は、合併処理浄化槽などを想定した場合の最も低い除去率（第 III 章 3.2 項）であり、実際の AE 除去率は 90% より高くなっていることから、下水処理除去率による推定濃度への影響は大きくないと考えられた。

土壌・底質中の半減期を変更しても推定濃度の変化は殆ど見られなかった。土壌に排出されるのは農薬のみであるため、土壌の半減期変更による影響は無視できるほど小さいと考えられた。また、 K_{oc} が大きくない (12 L/kg) ため、底質中の AE 濃度自体があまり高くない。そのため、底質からの巻き上げる AE 量も大きくないため、半減期の変更による底質濃度の増減は、水中の AE 濃度の増減にあまり影響しないと考えられた。

一方、河川水中の AE 半減期については、図VI.9 に示したように、最も AE 濃度の増減に影響を与えるパラメータであった。これに比べると、その他のパラメータによる影響は十分無視できるほどに小さいことが明らかであった。

以上の検討結果を踏まえ、SHANEL による河川水中の AE 濃度を推定するには、河川水中の半減期についてのみ、SHANEL のデフォルト値と報告値を用いて計算を行うこととし、他のパラメータについては、表VI.5 に示した基準値（文献報告値）セットのパラメータをそのまま使用することにした。



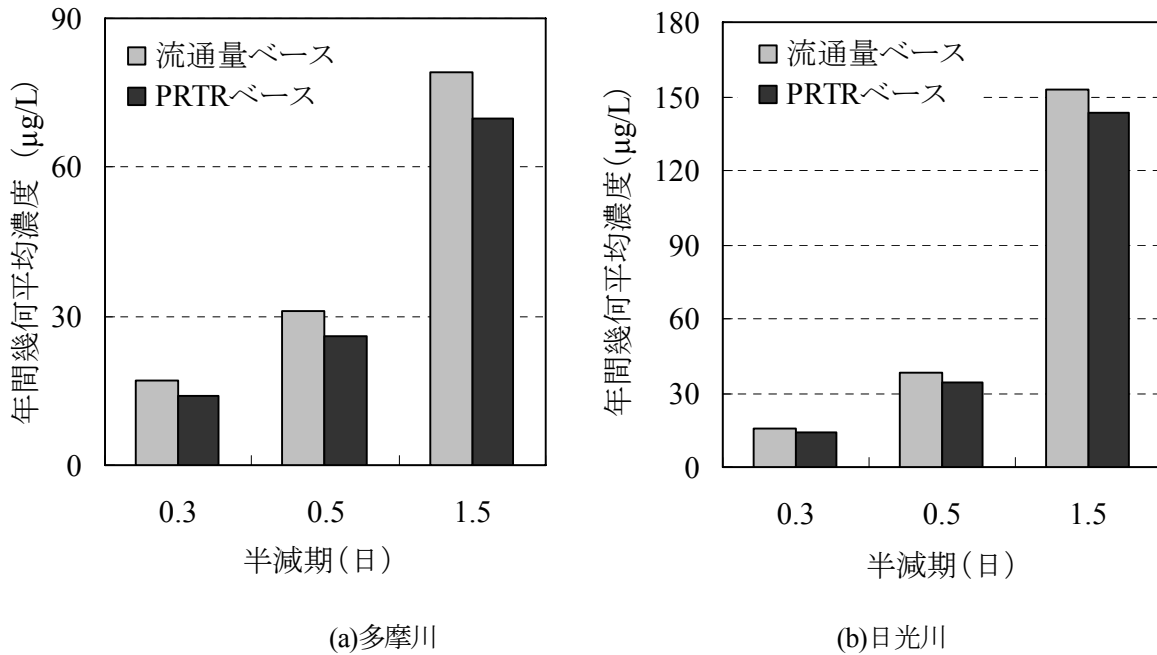
図VI.9 日光川の最下流地点における SHANEL 設定条件による推定結果

2.3 現状の暴露における推定結果

2.3.1 最下流地点における AE の平均濃度

本章では、推定濃度の比較には最下流地点の河川水中の AE 濃度を使用している。最下流地点とは、図VI.3、図VI.4 で示した SHANEL 解析対象流域（多摩川、日光川）の本川最下流メッシュであり、多摩川の場合では田園調布堰が該当地点となる。

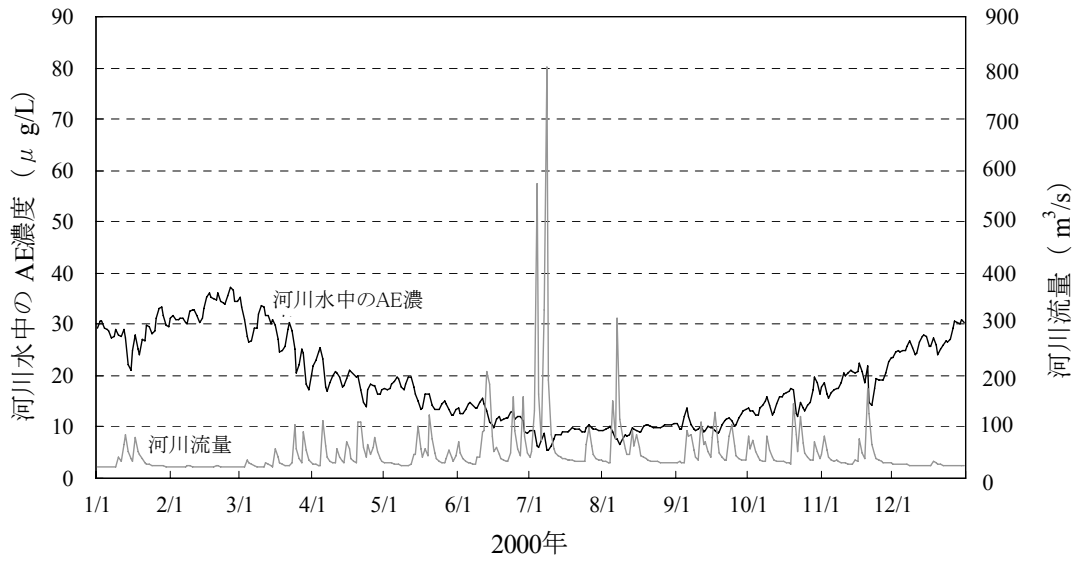
多摩川、日光川において流通量ベース、PRTR ベースの両ケースについて半減期を変えて計算し、その結果を最下流地点の河川水中の AE の年間幾何平均濃度で比較した。図VI.10 に両河川からの推定結果の比較を示した。図VI.10 から何れの河川についても、流通量ベースの推定結果は PRTR ベースの推定結果より 1.1~1.2 倍程度高めの濃度を示しており、大きな差はみられなかった。この結果は、流通量ベースに作成した SHANEL の入力排出量データ（表IV.4）は妥当であることを示したといえる。以後は、流通量ベースの推計結果のみを示すことにした。



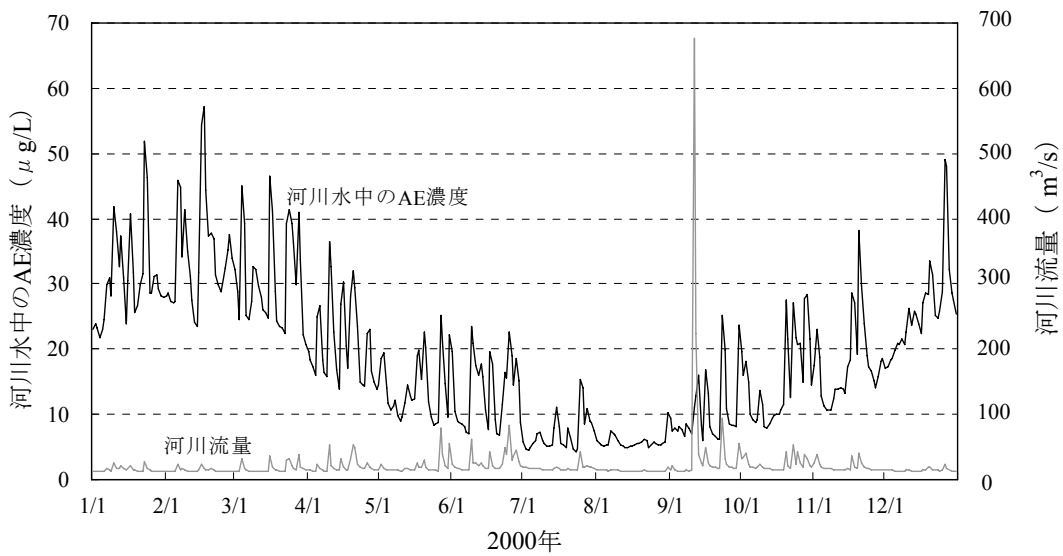
図VI.10 多摩川と日光川の最下流地点の河川水中の暴露濃度に関する推定結果

2.3.2 最下流地点における年間濃度の時系列変化

2.3.1 項のうち、半減期 0.3 日で推定した最下流地点における年間暴露濃度の時系列変化を検討した。図VI.11 と図VI.12 に多摩川、日光川それぞれの最下流地点における年間暴露濃度の推定結果に関する時系列変化を示した。両河川における濃度の変動は、流量変化の影響よりも季節変化による濃度変動の方が顕著で、冬季の濃度は高くなり夏季の濃度は低くなっていた。これは生分解性の高い AE の水中濃度が水温の変化による影響を受けやすいことを示した結果であると考えられた。また、日々の濃度変化について、日光川に比べて多摩川の方が比較的安定していることは、日光川の方の日々の流量変動が大きかったことによるものと考えられる。日光川の流量は多摩川の約 1/2 であったため、流量の少ない小規模の河川では、流量変化が降水による影響を受けやすくなる結果、濃度変化が大きくなる。



図VI.11 多摩川最下流地点における流量と推定濃度の時系列変化



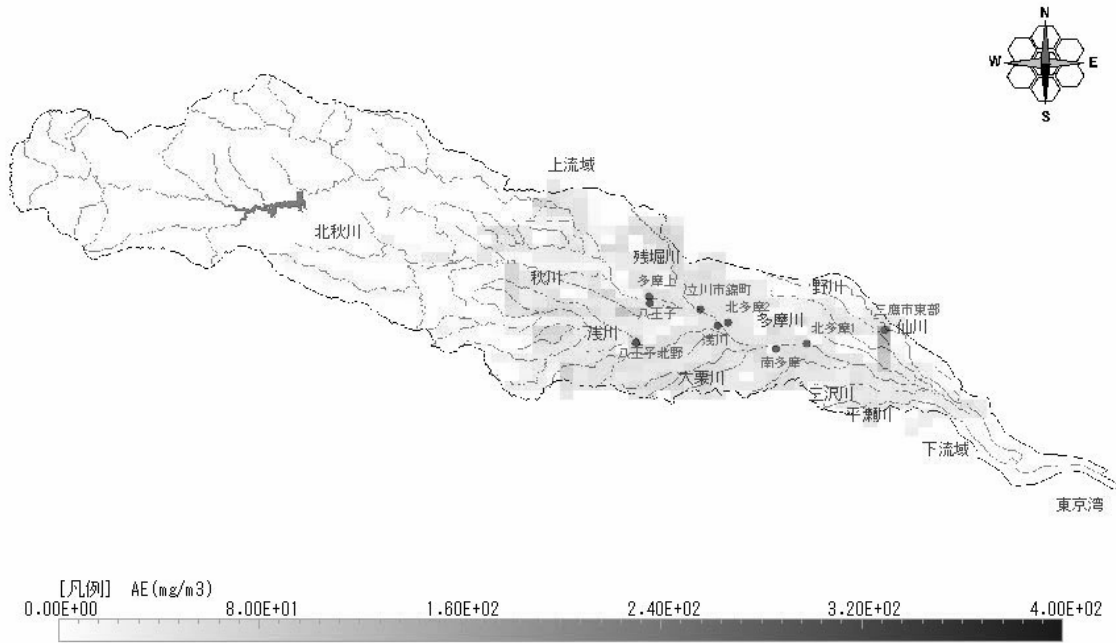
図VI.12 日光川最下流地点における流量と推定濃度の時系列変化

2.3.3 解析対象流域の濃度分布

半減期 0.3 日 のときの対象流域の AE 濃度分布の一例を図VI.13, 図VI.14 に示した。特に高濃度を示している場所は上流域で、これは河川の流量が少ないことによるものと考えられた。多摩川流域で目立って濃度が高い仙川には、河川が小さいので流量が少なく、且つ周辺地域は住宅が密集しているなど、高濃度になりやすい特徴が揃っていると考えられた。

濃度の面的分布図：TMG_AE_case2_0.3(4)
 [流域] 多摩川 [項目] 河川水, AE

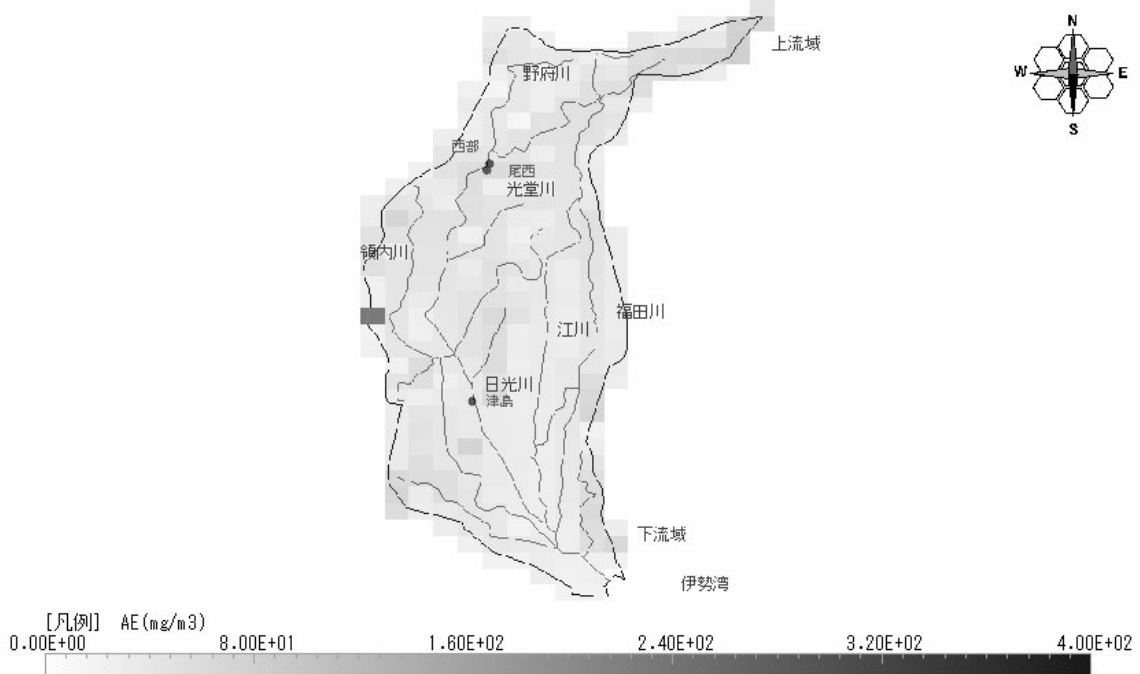
[計算日] 2000 . 3 . 6



図VI.13 多摩川流域のAE濃度分布

濃度の面的分布図：NKK_AE_case2_0.3(3)
 [流域] 日光川 [項目] 河川水, AE

[計算日] 2000 . 3 . 6

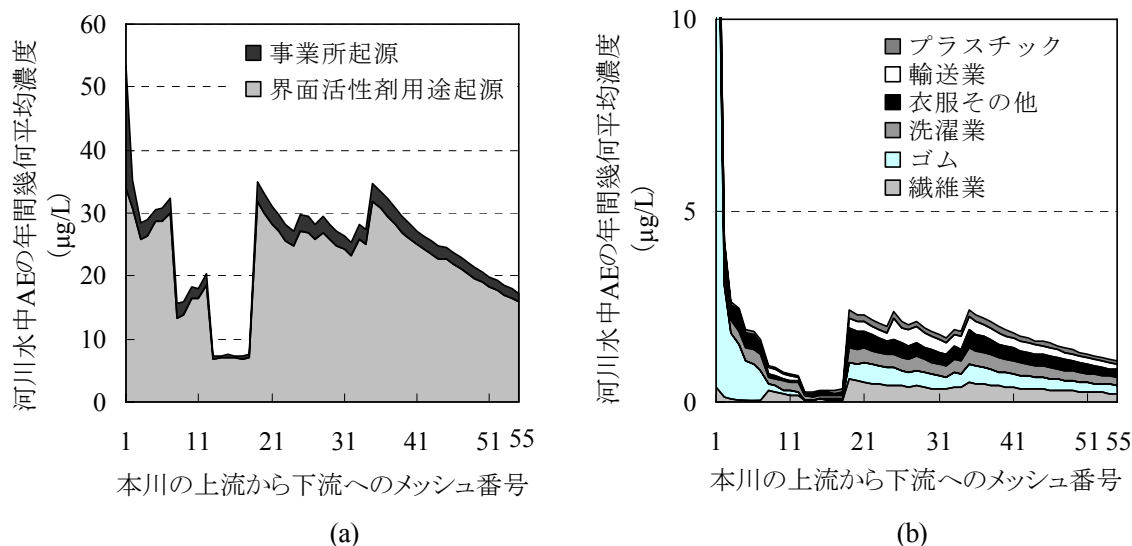


図VI.14 日光川流域のAE濃度分布

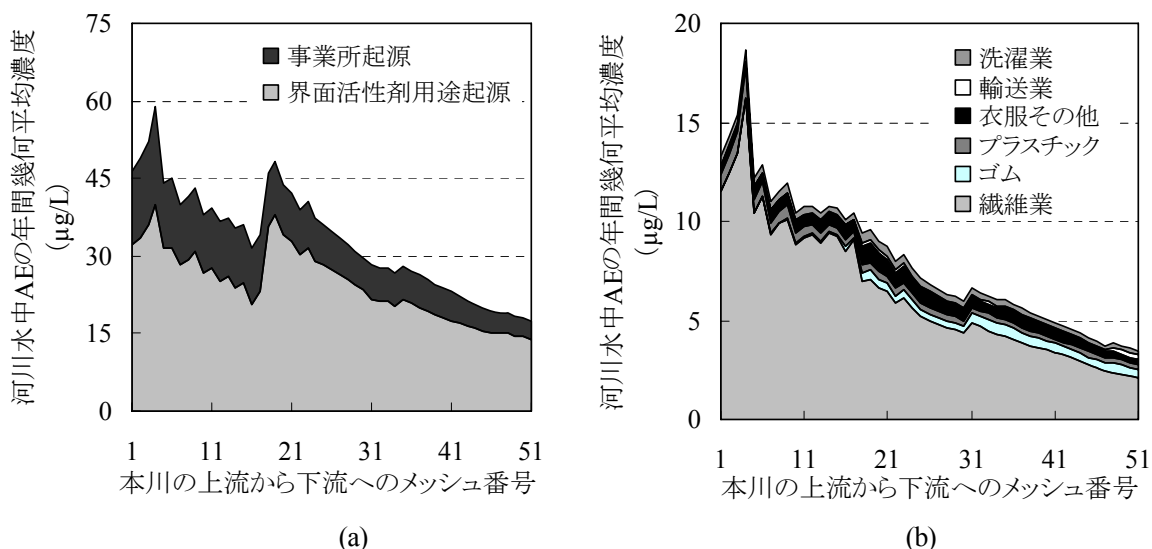
2.4 業種別の排出に関する解析結果

業種別の排出を検討するため、SHANEL に、ある 1 業種の排出量のみを入力することで、業種ごとの暴露濃度を推定し、暴露濃度に高く寄与している業種の特定を試みた。

現状の暴露における多摩川・日光川の推定結果より、上流から下流にかけての排出源別濃度を図VI.15 および図VI.16 に示した。ここで両河川とも、左の図 (a) は界面活性剤用途（主に家庭用途の洗浄剤）からの寄与と事業所からの寄与を合算した値を示し、右の図 (b) はその事業所からの寄与のうち上位6業種の寄与を取り出したものである。



図VI.15 多摩川本川におけるAEの業種別による寄与濃度変化



図VI.16 日光川本川におけるAEの業種別寄与による濃度変化

多摩川の推定結果では、上流から下流にかけて全ての箇所でも界面活性剤用途（主に家庭用途の洗浄剤）による寄与が殆どであった。事業所からの寄与に着目すると、中流域からその寄与が大きくなる。これは多摩川中流域において、大手の関連企業が密集していることに起因すると考えられた。日光川の推定結果からも、界面活性剤用途（主に家庭用途の洗浄剤）による濃度への寄与が大きかったこと、多摩川と比較すると事業所からの寄与がかなり大きいことを示した。事業所寄与分の業種の内訳をみ

ると、殆どが繊維業からの寄与であることが示された。これは、日光川は上流から下流にかけて繊維業を営む事業所が存在することによるものと考えられた。

2.5 実測値との比較

日光川流域における実測値がないため、SHANEL による推定結果の検証は、多摩川流域のみを対象とし、SHANEL による推定結果（河川水中の AE の年間推定暴露濃度）と実測値を比較することで行った。比較に使用した実測値を表VI.6 に示した。表VI.6 に記載のない実測値は SHANEL の解析対象流域外のデータである。また、それぞれの測定地点を図VI.17 に示した。

SHANEL による推定結果は、C12～15 の同族体によるものであるが、ここでは、河川水半減期を 0.3, 0.5, 1.5 日とした場合の年間推定濃度範囲（最大値から最小値の範囲）と年間の幾何平均濃度を用いた。一方、実測値では表VI.6 に示した通り、日本石鹼洗剤工業会のデータを除き、C12～18 のものと見なしている。

表VI.6 多摩川流域における推定結果の検証に使用した実測値

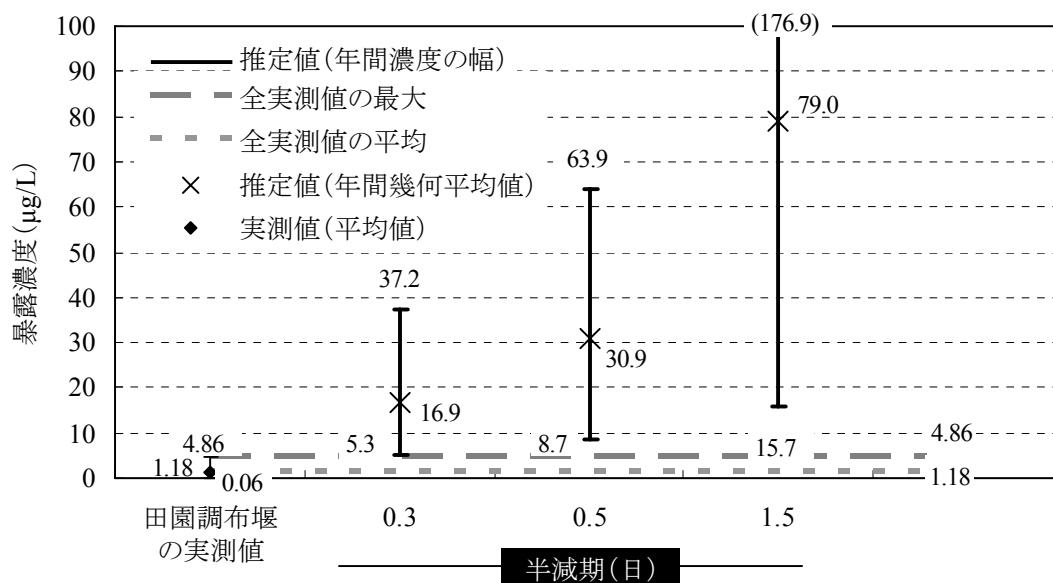
測定地点	実測値範囲 ($\mu\text{g/L}$)	測定時期	対象同族体	入手元・調査機関
羽村堰 多摩川原橋 田園調布堰	0.11 – 1.84 0.09 – 4.40 0.06 – 4.86	2001 年度 ～ 2003 年度	C12～15EO2 ～20 (2002 年以降)	日本石鹼洗剤工業会 環境年報 (日本石鹼洗剤工業会, 1999-2004)
羽村堰 拝島橋 高幡橋 関戸橋 多摩川原橋 田園調布堰	0.06 – 0.22 0.06 – 2.24 0.69 – 42.63 0.95 – 2.27 1.00 – 20.44 0.97 – 2.00	2002 (3 回) 2004 年 (1 回) 2002 年～2004 年	C12EO1～10 のみを測定 したが、ここ では C12～ 18EO0～23 に補正した	NEDO モニタリング調査 (化学物質評価研究機構, 2003a; 2004)
浅川	2.70 – 81.17	2005 年 2 月, 9 月	C12～18EO0 ～23	産総研委託調査 (国土環境株式会社, 2005)



図VI.17 SHANEL による多摩川推定対象流域における実測値のある測定地点

2.5.1 最下流地点（田園調布堰）

田園調布堰における3つの半減期に基づいた推定結果と実測値との比較結果（図VI.18）から、半減期1.5日による結果は、明らかに過大評価であり、半減期0.3日による推定結果が最も近似していることを示した。特に、半減期0.3日による推定結果のうち、年間幾何平均濃度が実測値の最大値に近いことから、SHANELの推定結果を採用する際、半減期0.3日による推定結果の幾何平均値を用いることが妥当であることが示唆された。

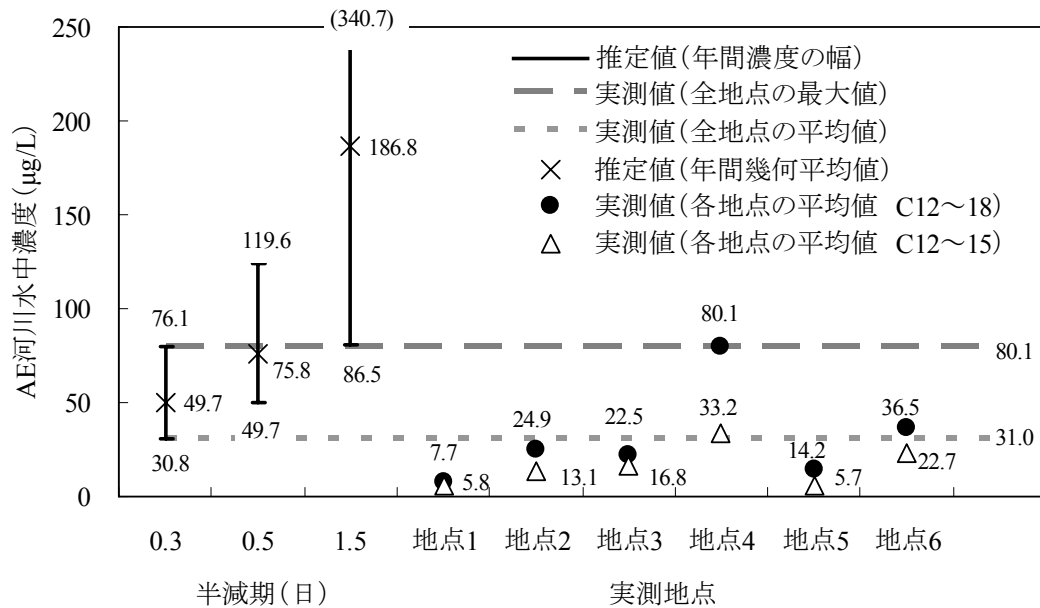


図VI.18 SHANELによる多摩川田園調布堰における推定結果と実測値との比較

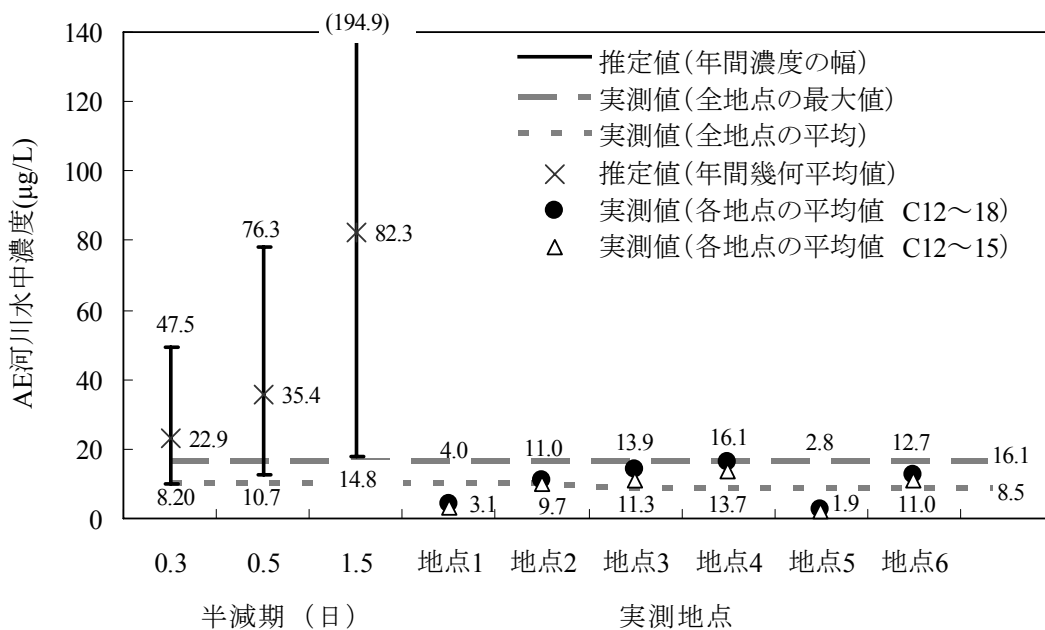
2.5.2 浅川調査地点

多摩川の支川の1つである浅川流域では、2005年2月と9月に産総研が委託調査した複数地点が含まれている（国土環境株式会社，2005）。それぞれの調査地点の実測値と、これらの地点に対応するSHANEL上のメッシュにおける濃度を比較した結果を図VI.19、図VI.20に示した。実測値はC12～18の同族体を対象にした濃度であるが、ここでは、SHANELによる推定結果である対象同族体（C12～15）に対応した実測値も併せて示している。ここで濃度は気温に大きく影響されることから（本章2.3.2項）、調査日が分かっている本結果に関しては2月を冬季、9月を夏期と判断し、それぞれ12月～3月（図VI.19）、6月～9月（図VI.20）の推定濃度とを比較した。

SHANELの推定結果は全ての調査地点を含むようにメッシュを複数ヶ所選択し、得られた濃度の最大から最小の範囲と50パーセントの平均を取って示した。ここでも河川水中半減期が0.3日の場合の推定結果が最も実測値と近似していることを示した。また、実測値と同様に、冬の推定濃度は夏の推定濃度の約2倍となることが確認された。



図VI.19 浅川調査地点における SHANEL 推定結果と実測値との比較 (冬期: 2月)
 (上流側から下流側へ順に, 地点1はポンプ場付近; 地点2は水路中流地点①; 地点3は水路中流地点②; 地点4は河川放流前; 地点5は浅川上流; 地点6は浅川下流)

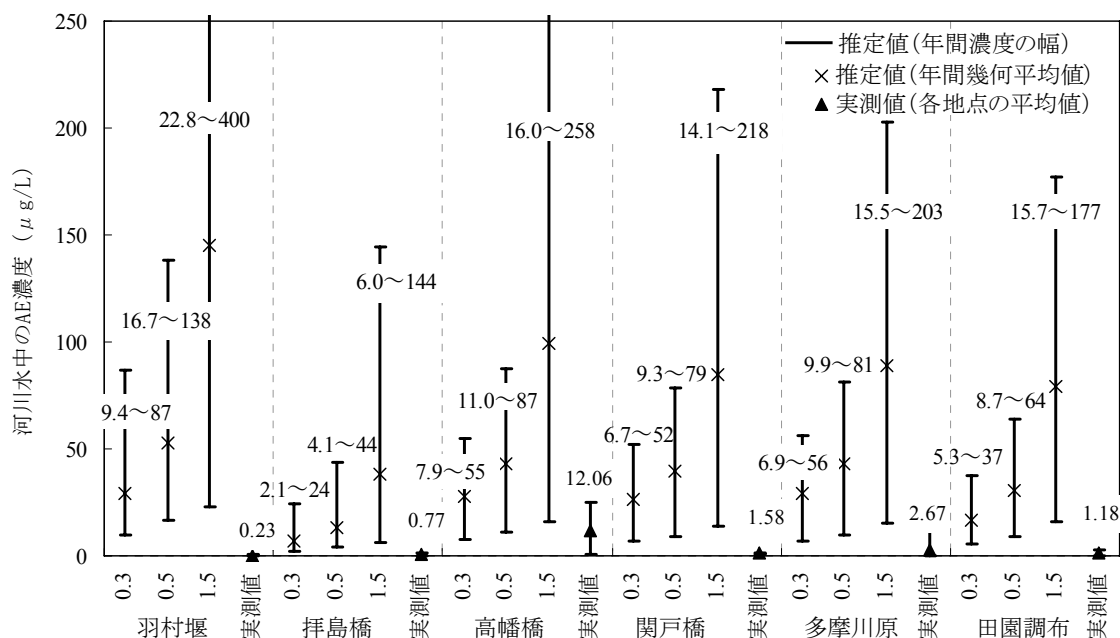


図VI.20 浅川調査地点における SHANEL 推定結果と実測値との比較 (夏期: 9月)
 (上流側から下流側へ順に, 地点1はポンプ場付近; 地点2は水路中流地点①; 地点3は水路中流地点②; 地点4は河川放流前; 地点5は浅川上流; 地点6は浅川下流)

2.5.3 その他の地点における実測値

NEDO モニタリング調査で行ったその他の地点について, 対応する SHANEL のメッシュ上の濃度

とその実測値との比較結果を図VI.21 に示した。半減期 0.3 日による推定結果では、高幡橋地点だけは実測値と近似している結果を示したが、他の地点では実測値に比べて過大評価になっていることを示した。



図VI.21 その他の地点における SHANEL の推定結果と実測値との比較

1) x 軸の数値は河川水中半減期 (日) を示す

表VI.7 各地点におけるモデル推定値 (年間幾何平均濃度) と実測値 (平均値) との比率

	推定値	推定値/実	推定値	推定値/実	推定値	推定値/実	推定値	推定値/実
	(µg/L)	測値	(µg/L)	測値	(µg/L)	測値	(µg/L)	測値
	羽村堰 ¹⁾		押島橋		高幡橋		関戸橋	
半減期 0.3	29.4	125.8	7.1	9.1	27.6	2.3	26.5	16.8
半減期 0.5	52.6	225.0	13.5	17.4	43.3	3.6	39.8	25.2
半減期 1.5	145.0	620.3	38.1	49.2	99.1	8.2	85.0	53.9
	多摩川原橋		田園調布堰		浅川 (C12~15)		浅川 (C12~18)	
半減期 0.3	29.4	11.0	16.9	14.3	33.4	2.7	-	1.6
半減期 0.5	43.3	16.2	30.9	26.2	51.7	4.2	-	2.5
半減期 1.5	88.8	33.3	79.0	66.9	122	9.9	-	6.0

1) モデルでは上流地点に関する推定結果が羽村堰は最上流側の地点であり、流量が少ないため、大きく推定されている。

以上の各地点における実測値と、対応した地点のモデル推定結果との比較を表VI.7にまとめた。各地点におけるモデル推定値 (年間幾何平均濃度) 対実測値の比率から、半減期 0.5 と 1.5 による推定結果は何れの地点においても過大評価となっていることから、リスク評価にはこの2つの半減期による

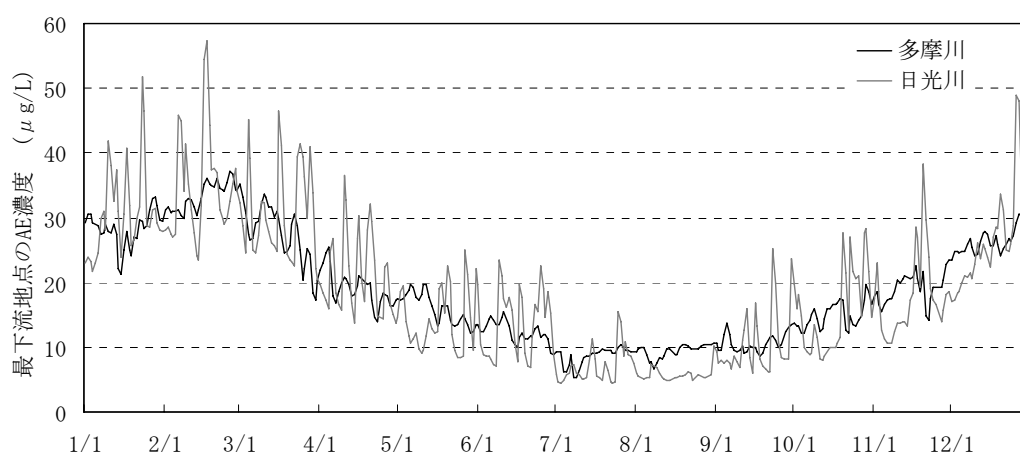
推定結果を採用しないことにした。また、実測値に最も近似していた半減期 0.3 日における推定結果の年間幾何平均濃度は、どの地点も実測値より数倍大きくなっていたが、実測の最大値（同族体 C12～18）の範囲を再現できていることを考えると、モデルによる推定結果（同族体 C12～15）は、同族体 C12～18 の AE 暴露濃度とみなして、リスク評価に採用できると判断した。

2.6 本詳細リスク評価に用いられる現状の暴露濃度の推定結果

以上の検討結果から、条件設定には文献報告値の物性値セットを用い、河川水半減期を 0.3 日とした場合の推定結果を、同族体 C12～18 の AE の現状の暴露濃度として、以後のリスク評価に使用することは適当であると判断した。図VI.22 に対象流域の計算期間（1 年間）を通じた最下流地点の濃度分布、表VI.8 にそれぞれの最大値、最小値、および平均値をまとめた。

表VI.8 多摩川および日光川の最下流地点における AE の現状の暴露濃度の推定結果

推定結果	現状の暴露濃度 (μg/L)	
	多摩川	日光川
最大値	37.2	57.3
最小値	5.4	4.4
平均値	18.8	18.9
50 パーセンタイル	17.3	17.4
75 パーセンタイル	25.9	27.0
95 パーセンタイル	33.2	39.3



図VI.22 多摩川および日光川最下流地点における AE の現状の曝露濃度分布

3. 将来の暴露解析

AE は産業用途の洗浄剤の NPE からの代替や、家庭用途の洗浄剤の LAS からの代替が考えられるため（序章）、AE 使用量の伸びを見込んだ将来の暴露解析が必要である。ここでは、前節までの検討結果を受けて、河川水中の半減期を 0.3 日に設定して、将来の暴露シナリオの解析を行うこととした。

3.1 代替シナリオの設定

本章では NPE と LAS から AE への代替シナリオを設定した。各シナリオの設定条件を表 VI.9 にまとめた。これらのシナリオは、表 VI.10 に示した NPE および LAS の流通量データに基づいて作成した。

NPE の代替シナリオについては、入手した複数年の流通量データの中で最も流通量の多かった 2000 年の流通量をベースに想定した。シナリオ 1 では、実際の流通量データの変化をもとに、2000 年の流通量と 2003 年の流通量の差を代替された NPE の量と仮定した。シナリオ 2 では、日本界面活性剤工業会の第 3 次自主管理対策として設定した目標値、「NPE 排出量を 2004 年末までに 2000 年の排出量より 30%削減する」を利用し、各業種において一律 3 割削減された NPE の分が AE に代替されたと仮定した（製品評価技術基盤機構、ノニルフェノールリスク評価管理研究会, 2004）。シナリオ 3 では、仮に全ての需要分野において NPE の使用を完全に撤廃し、2000 年の排出量が全て AE に代替された場合を仮定した。

LAS の代替シナリオについては、入手した複数年の流通量データの中で最も流通量の多かった 2001 年の流通量をベースに想定した。序章に示した通り、ヨーロッパでは家庭用途と産業用途の洗浄剤に使われている LAS の一部が AE に置き換わりつつある。日本国内では LAS から AE への代替動向は明確になっていないが、LAS および AE の近年の流通量データの変化から、LAS が減っているかわりに AE が増えている傾向が読み取れる。ここではまずシナリオ 1 として、2001 年から 2003 年にかけて実際に減少した LAS の流通量が AE に代替されていると仮定した。次に、2001 年の流通量をベースに、その 30%が削減され、削減分の LAS が全て AE に代替されたと仮定した場合をシナリオ 2 とした。更にシナリオ 3 として、仮に全ての需要分野の LAS の使用を完全に廃し、2001 年の排出量が全て AE に代替された場合を仮定した。

以上の各シナリオに加え、潜在最大シナリオとして、NPE および LAS の全ての需要分野において AE へと代替された場合を想定した。

表 VI.9 想定した各代替シナリオの条件

シナリオ名	略称	条件
NPE 代替シナリオ 1	NPE1	2000 年と 2003 年の NPE 流通量の差を、AE に代替されたものと仮定
NPE 代替シナリオ 2	NPE2	2000 年の流通量をベースに、その流通量の 30%が AE に代替された場合
NPE 代替シナリオ 3	NPE3	2000 年の全ての流通量が将来 AE に代替された場合

LAS 代替シナリオ 1	LAS1	2001 年から 2003 年にかけて実際に減少した LAS 流通量が AE に代替されたものと仮定
LAS 代替シナリオ 2	LAS2	2001 年の流通量をベースに、その流通量の 30% が代替された場合
LAS 代替シナリオ 3	LAS3	2001 年の全ての流通量が将来 AE に代替された場合を想定
潜在最大シナリオ	Σ (NPE3 , LAS3)	NPE および LAS の流通量が全て AE へ代替した場合を想定 (シナリオ NPE3+LAS3)

表VI.10 NPE および LAS の年別流通量 (t/年)

需要分野	NPE ¹⁾		LAS ¹⁾	
	2000年	2003年	2001年	2003年
石油・タール・鉱業・燃料工業	208	89	3	7
食品工業	498	8	92	62
繊維工業	2,064	1,252	245	152
紙・パルプ工業	277	113	34	46
染料・顔料・塗料・インキ工業	907	759	64	63
ゴム・プラスチック工業	2,704	2,082	2,041	1,690
皮革工業	398	304	1	1
土木・建築・窯業	449	188	55	3
金属・機械工業	2,184	1,571	56	66
環境保全	27	6	55	49
クリーニング工業	430	247	187	220
情報関連産業	67	50	12	11
農薬・肥料・飼料工業	525	643	43	47
香粧・医薬品工業	195	128	557	39
業務用洗剤	1,304	1,055	10,010	7,312
身体用洗剤	-	-	29	32
洗濯・台所・住居用洗剤	-	-	79,790	76,453
その他	2,377	1,957	883	525
総計	14,614	10,451	94,157	86,776

¹⁾ NPE および LAS の年別流通量データは、製品評価技術基盤機構がまとめた界面活性剤の流通状況調査報告書の調査結果から引用した。

3.2 代替排出量の推定

SHANEL による各代替シナリオの暴露解析を行うため、現状の暴露解析に用いた流通量ベースの AE の排出量データに、各代替シナリオにおける代替される AE 量を加えて、SHANEL への排出量入力データを作成する必要がある。

SHANEL への排出量入力データを作成する際、NPE および LAS それぞれの代替される流通量分をそのまま AE に上乘せすることは適当でなく、それぞれの界面活性剤機能等量で、代替された場合の AE 等量を算出する必要があると考えられた。NPE から AE への代替においては、各業界へのヒアリングによると 1 単位の NPE の性能を維持するため、約 1.2 単位の AE が必要という結果が得られている (産業技術総合研究所, 2004b)。よって、代替される AE 等量として、それぞれの代替される NPE

流通量分の1.2倍に設定した。一方、LASからAEへの代替については、1単位のLASの機能を維持するための必要なAE量の情報が入手できなかったため、ここでは分子単位の疎水機能と親水機能をもち合わせている界面活性剤機能という概念を利用して、AEとLASとの平均分子量を用いて、等モル量をベースにしたAE等量を算出した。つまり、LASはアルキル基の炭素数が10～14であり、CAS登録番号のついたアルカリ金属またはアンモニウム等の塩が11種類存在する。ここでは、11種類のこれらの塩の平均分子量の347.48を用いて計算した。一方、AEの平均分子量については、SHANELモデルのデフォルト値である552.89（同族体C12EO8）を用いた（第Ⅱ章5節に示した代表的消費者製品8種の組成分析の結果から得られた平均分子量は559.08）。これらの分子量を用いて、LASの各代替シナリオにおける代替されるAE等量を算出した。

以上の考えをもとに算出した各代替シナリオのAE等量を表VI.11にまとめた。設定した各シナリオにおける流通量は、現状の流通量の1.04（NPE1）～2.95（最大潜在シナリオ）倍となった。SHANELへの排出量入力データとして、AEの現状の流通量に代替されるAE等量を加えたうえ、各業種への割り振り手順は、流通量ベースの現状の暴露解析の場合と同様に行った。

表VI.11 各シナリオにおける代替されるAE等量 (t/年)

需要分野	AE ¹⁾	NPE			LAS			最大潜在シナリオ
	現状の流通量	NPE1	NPE2	NPE3	LAS1	LAS2	LAS3	
食品工業	611	-	179	598	48	44	146	744
繊維工業	2,853	505	743	2,477	148	117	390	2,867
紙・パルプ工業	268	156	100	332	-	16	54	386
ゴム・プラスチック工業	1,605	493	973	3,245	558	974	3,245	6,490
皮革工業	46	-	143	478	-	0.5	2	479
金属・機械工業	1,009	560	786	2,621	-	27	89	2,710
環境保全	45	209	10	32	10	26	87	120
クリーニング工業	993	403	155	516	-	89	297	813
情報関連産業	37	48	24	80	2	6	19	99
農薬・防疫・肥料・飼料	697	292	189	630	-	21	68	698
化粧品・医薬品工業	1,919	98	70	234	824	266	886	1,120
業務用洗剤	6,188	174	469	1,565	4,290	4,775	15,916	17,481
身体用洗剤	1,199	-	-	-	-	14	46	46
洗濯・台所・住宅用洗剤	63,507	-	-	-	5,306	38,060	126,866	126,866
その他	4,676	482	1,419	4,729	569	421	1,404	6,133
総計 ²⁾	85,652	3,421	5,261	17,537	11,753	44,855	149,516	167,053
現状の流通量に対する増分	1.00	1.04	1.06	1.20	1.14	1.52	2.75	2.95

1) 2002年度界面活性剤流通状況調査報告書（製品評価技術基盤機構，2003）

2) 排出形態が分からない業種「染料・顔料・塗料・インキ工業」「土木・建築・窯業」「石油・タール・鉱業・燃料工業」への流通量を除いた値である

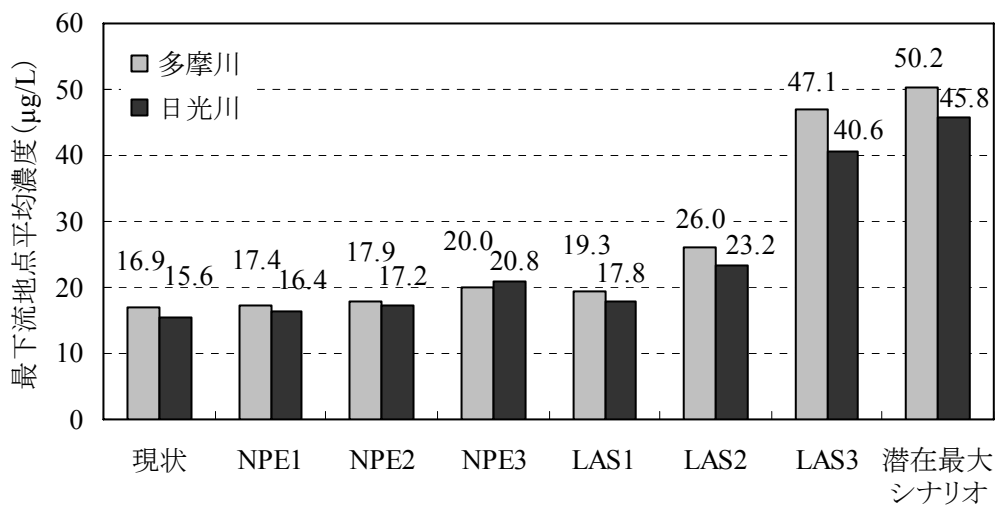
3.3 各代替シナリオの推定結果

各代替シナリオにおける暴露濃度の推定結果の比較には、現状の暴露解析と同様に、多摩川と日光

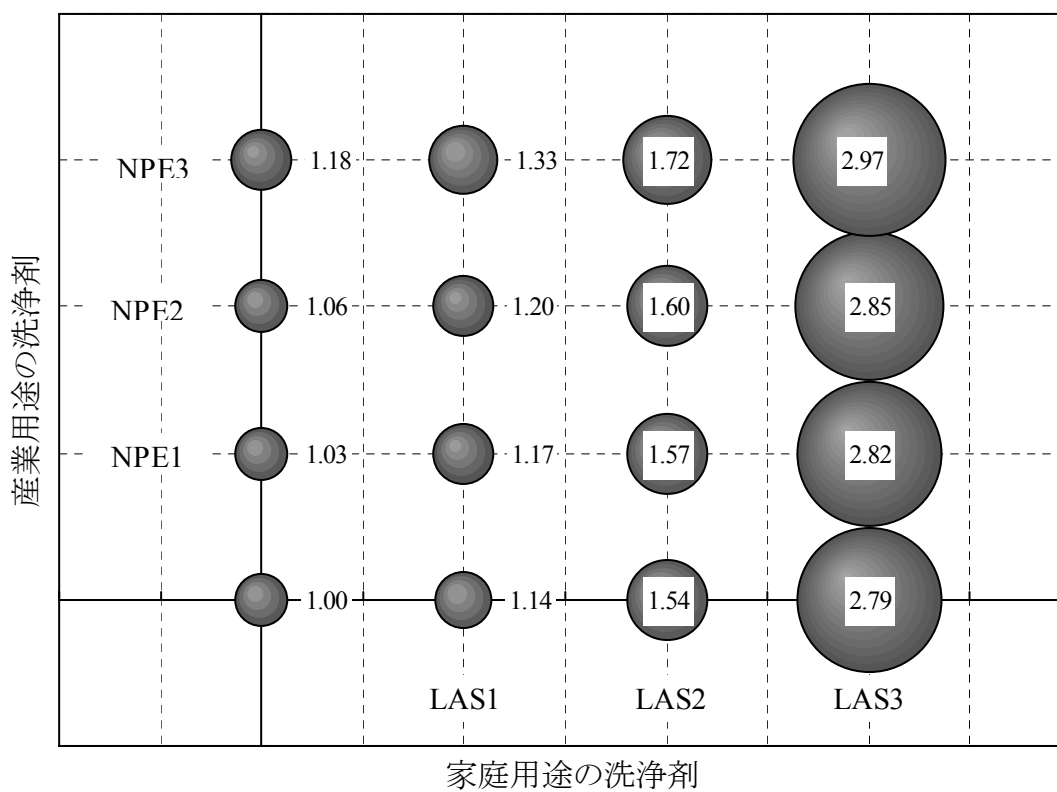
川の本川の最下流地点における年間の幾何平均濃度を用いた（図VI.23）。NPE の代替シナリオでは、代替される NPE の量（AE 等量）は元々少ないこともあり、AE の生分解性がよいため、NPE を全廃したシナリオ（NPE3）においても濃度は大きく上昇しないことを示した。一方、LAS の代替シナリオでは、代替される LAS の量が NPE シナリオよりかなり多かったため、LAS1 では、現状とそれほど変わらなかったが、LAS2、特に LAS3 のシナリオでは、代替後の濃度増加はどちらの河川においても顕著であり、LAS2 ではそれぞれが現状の 1.54 倍（多摩川）、1.49 倍（日光川）、LAS3 ではそれぞれが現状の 2.79 倍（多摩川）、2.60 倍（日光川）となった。また、潜在最大シナリオでは、多摩川と日光川の暴露濃度は、それぞれ現状の暴露濃度の 2.97 倍と 2.94 倍の結果となった（多摩川では 50.2 $\mu\text{g/L}$ 、日光川では 45.8 $\mu\text{g/L}$ ）。

2つの河川で比較すると、多摩川の方がよりシナリオの影響を受けやすいことが示された。これは、主に家庭用途の LAS による代替を想定した場合では、家庭起源の排出が増えることにより、人口の多い多摩川流域の濃度の方が影響を受けやすいことが原因と考えられた。また、図VI.24、図VI.25 に NPE の代替を産業用途の洗浄剤における代替、LAS の代替を家庭用途の洗浄剤における代替と位置づけ、これらのシナリオの推定結果をまとめた。この結果から、両河川とも家庭用途の洗浄剤（LAS）の代替による影響を大きく受けている点は同じであるが、2つ用途からの代替による濃度変化を比較してみると、産業用途の NPE からの代替による濃度変化については日光川の方が大きい、一方、家庭用途の LAS からの代替による濃度変化については多摩川の方が大きいという特徴を示した。この結果は、洗浄用途の界面活性剤の削減対策は、家庭起源のものを対象にすることはより効果的であるが、日光川流域のような繊維工業の盛んな水系における産業用途起源の削減対策も必要ということを示唆したといえる。

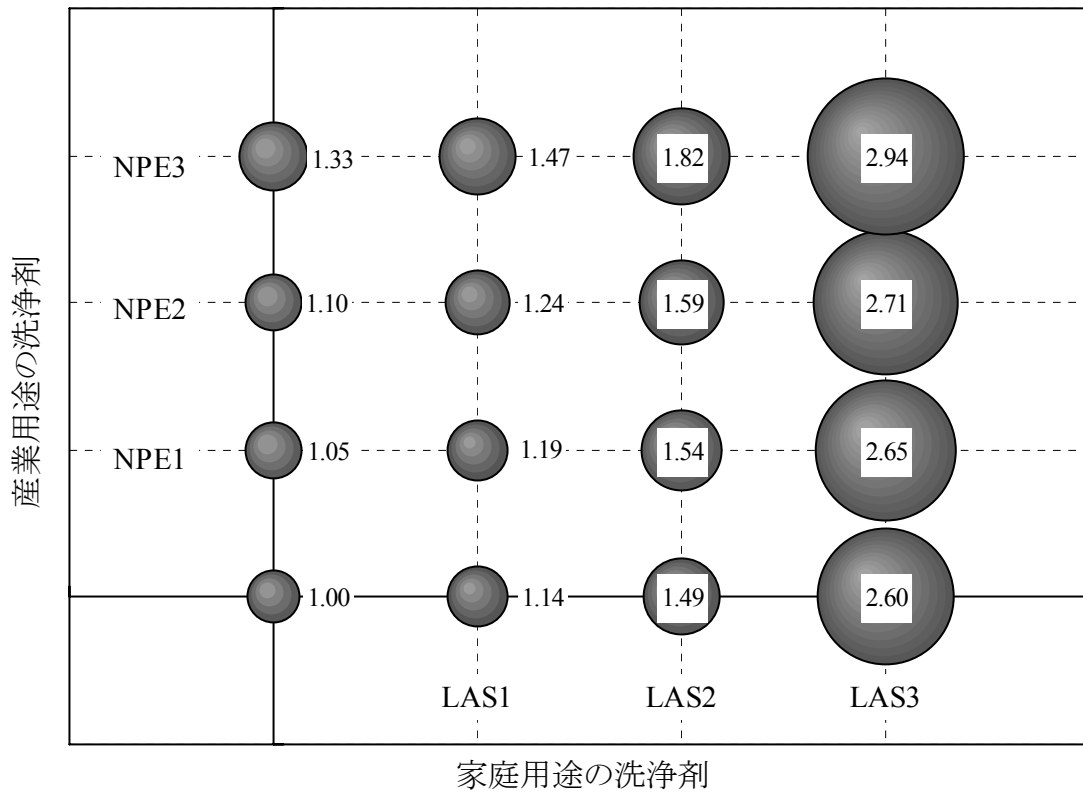
最大潜在シナリオでは、NPE および LAS の全量が AE に代替されるという仮定のもと（現状の AE 流通量の 2.95 倍）での濃度推定の結果であるが、実際には NPE および LAS の全量が AE に代替されることはあまり考えられない。よって、これから将来にむけ、AE の需要量が伸び続けにしても、AE の環境暴露濃度は、最大潜在シナリオの推定結果を上回ることはないと考えられた。



図VI.23 各代替シナリオにおける推定暴露濃度の比較



図VI.24 産業用途における代替（NPE シナリオ）と家庭用途における代替（LAS シナリオ）に分けた場合の AE の暴露濃度増加率（多摩川）



図VI.25 産業用途における代替（NPE シナリオ）と家庭用途における代替（LAS シナリオ）に分けた場合のAEの暴露濃度増加率（日光川）

3.4 本詳細リスク評価に用いられる将来の暴露濃度

リスク評価に用いられる将来の暴露濃度は、2.6節に示した現状の暴露の推定結果と同様、各代替シナリオにおける多摩川・日光川各流域の最下流地点の年間暴露濃度の推定結果から求められた。ここでは一例として潜在最大シナリオについての結果を表VI.12に示した。なお、この推定結果は、現状の暴露濃度の推定結果と同様、同族体C12~18の範囲のAEの暴露濃度と見なす。

表VI.12 潜在最大シナリオにおける暴露濃度の推定結果（ $\mu\text{g/L}$ ）

潜在最大シナリオ	推定濃度（ $\mu\text{g/L}$ ）	
	多摩川	日光川
最大値	109.60	164.40
最小値	15.81	12.86
算術平均値	55.50	55.08
50 パーセンタイル	51.00	50.90
75 パーセンタイル	76.30	78.13
95 パーセンタイル	98.00	114.20

4. 本章のまとめ

- (1) AIST-SHANEL による現状の暴露解析は、次のような条件設定のもとで行った。
代表水系：多摩川，日光川（BOD と AE との間によい正の相関があり，BOD に基づいた両河川の全国一級水系の中での位置づけでは，多摩川は 78 パーセントイルに，日光川は >100 パーセントイルに位置づけられた）
計算期間：2000 年 1 月～12 月（366 日）
物性条件：文献報告値のセット，と EPI suite による推定結果から，最大値，最小値，50 パーセントイルの各セットを使用して検討した
排出量の設定：2002 年度 PRTR データおよび 2002 年度流通量データ
- (2) 物性条件のうち，モデルの推定結果に大きな影響を及ぼすパラメータは河川水中の AE 半減期であったため，既存文献報告値中の最小値（0.3 日），50 パーセントイル（0.5 日），および最大値（1.5 日）を用いて検討した。
- (3) 河川水の半減期による推定結果と実測値との比較を検討した結果，半減期 0.3 日の場合における推定結果は最も実測値（C12～18）に近似していた。
- (4) 業種別でみると繊維工業の寄与が排出量・濃度ともに目立っているが，非点源の項目まで含めて考慮したところ，産業起源の排水が多い日光川においても，家庭用途の洗浄剤をはじめとする界面活性剤の用途による寄与率が他を圧倒している．多摩川と日光川の推定結果から，流域に存在する関連企業の業種による影響が反映されており，流通量を用いた推定方法はより流域の特性を表していることを示した。
- (5) 同族体 C12～18 の範囲の実測値との比較結果から，C12～15 の流通量データに基づいたモデルの推定結果は，同族体 C12～18 の AE 暴露濃度として見なすことが可能であることを示した。
- (6) 仮に将来 NPE や LAS の全量が AE に代替された場合（AE の流通量が現在の 2.95 倍になる），環境水中の AE 暴露濃度は，多摩川では現状の 2.97 倍，日光川では現状の 2.93 倍になることが推定された．NPE からの代替よりも，主に家庭用途の洗浄剤の LAS からの代替の方が，AE 濃度上昇への寄与が大きいと推定された。
- (7) AE に関する物性値情報の不足やモデルの構造上の制限（例えば，同族体ごとに応じた物性値の設定が反映できない）などにより，モデルの推定結果には一定の不確実性が含まれている。

5. 参考文献

化学物質評価研究機構（2003a）．平成 14 年度河川モニタリング報告書．

化学物質評価研究機構（2004）．平成 15 年度河川モニタリング報告書．

菊地幹夫（1985）．界面活性剤の河川水中での生分解，日本水産学会誌，51，1859-1864．

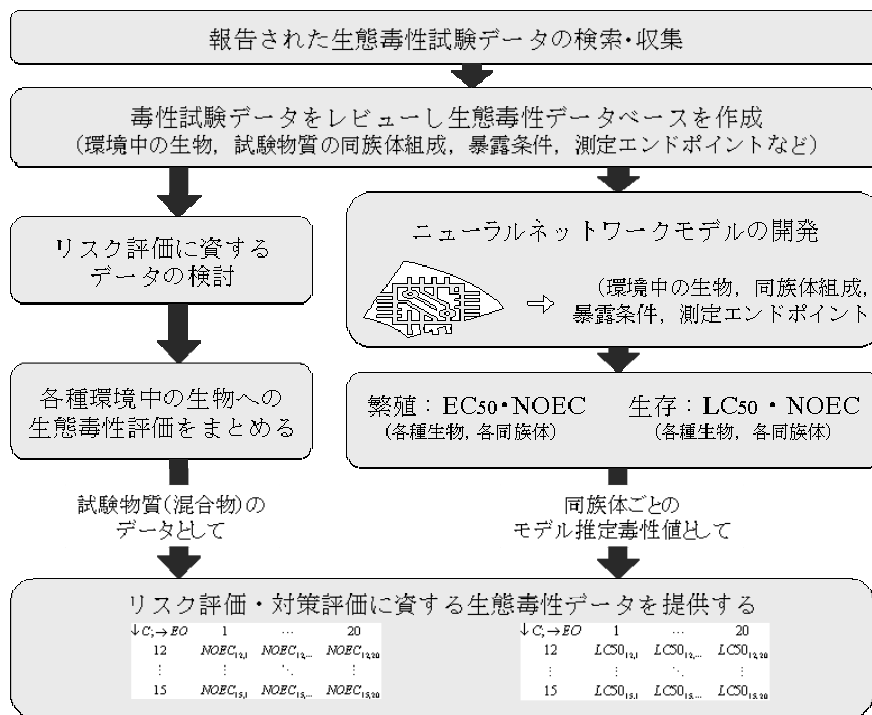
- 国土環境株式会社 (2005) . 新しい分析手法によるアルコールエトキシレートフィンガープリント調査, 産業技術総合研究所委託調査報告書.
- 国土交通省 (2005b) . H9～H13 主要な河川における水質データ(抜粋), 国土交通省土地・水資源局水資源部, <<http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/index.html>> (2005年9月14日) .
- 財団法人化学品検査協会 (1992) . 化審法の既存化学物質安全性点検データ集. 通商産業省基礎産業局化学品安全課 監修. 財団法人化学品検査協会 編集, 社団法人日本化学物質安全・情報センター発行, 1992年10月.
- 佐々木一敏 (1999) . 果樹栽培地域から河川への農薬流出量の評価, 国立環境研究所研究報告, 144, 59-71.
- 産業技術総合研究所 (2004a) . 産総研一水系暴露解析モデル (AIST-SHANEL) ver. 0.8β, 化学物質リスク管理研究センター.
- 産業技術総合研究所 (2004b) . ノニルフェノール詳細リスク評価書, 化学物質リスク管理研究センター.
- 製品評価技術基盤機構 (2003) . 界面活性剤流通状況調査報告書. 日本石鹼洗剤工業会・日本界面活性剤工業会, 東京.
- 製品評価技術基盤機構 (2004) . ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレートのリスク管理の現状と今後のあり方, ノニルフェノールリスク評価管理研究会, 2004年10月.
(<http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/NPNPEarikata041209.pdf>)
- Federle, T.W.; Pstwa, G.M. (1988). Biodegradation of surfactants of saturated subsurface sediments: *A field study*. *Ground Water*, 26: 761-770.
- Urano, K.; Saito, M.; Murata, C. (1984). Adsorption of surfactants on sediments. *Chemosphere*, 13: 293-300.
- U.S.EPA (1994). *Draft Cleaner Technologies Substitutes Assessment, Chapter II: Screen Reclamation Chemicals*. EPA 744R-94-005a, September 1994.

1	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構築	VII-1
2	1. はじめに	VII-1
3	2. 毒性試験からの生態毒性評価	VII-1
4	2.1 水生生物.....	VII-2
5	2.1.1 魚類.....	VII-2
6	2.1.2 無脊椎動物	VII-11
7	2.1.3 藻類および水生植物.....	VII-20
8	2.1.4 その他の水生生物	VII-23
9	2.1.5 水生生物への生態毒性に関するまとめ.....	VII-23
10	2.2 陸生生物.....	VII-24
11	2.2.1 高等植物	VII-24
12	2.2.2 高等動物	VII-26
13	2.3 土壌微生物と原生動物	VII-26
14	2.4 生分解中間生成物の毒性	VII-27
15	2.5 毒性作用機序	VII-29
16	2.6 毒性試験データから得られた知見	VII-30
17	3. モデルによる各同族体の生態毒性データの推定	VII-30
18	3.1 既存の生態毒性データ推定モデル	VII-31
19	3.1.1 ECOSAR	VII-31
20	3.1.2 他の QSAR モデル	VII-32
21	3.2 ニューラルネットワークモデルの開発	VII-34
22	3.2.1 モデル開発の目的	VII-34
23	3.2.2 モデルの構造とモデルのアルゴリズム	VII-34
24	3.2.3 モデル開発に用いられる既存毒性試験データの整備	VII-36
25	3.2.4 モデル構造についての検討	VII-37
26	3.2.5 モデルの最尤化についての検討	VII-38
27	3.2.6 モデルの推定精度についての検討	VII-39
28	3.3 モデルを用いた推定結果	VII-41
29	3.4 推定結果についての検証	VII-45
30	3.4.1 実測値との比較	VII-45
31	3.4.2 AE の化学構造と推定毒性値との関係	VII-48
32	3.4.3 既存の QSAR モデルの推定結果との比較	VII-50
33	4. リスク評価に用いられる生態毒性データ	VII-53
34	5. 本章のまとめ.....	VII-53
35	6. 参考文献	VII-53
36		

1 **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構築**

2
3 1. はじめに

4 本章では、AE が環境中の生物に及ぼす生態毒性に関する評価を行い、同族体ごとの AE リスク
5 評価に必要とされる、同族体ごとの生態毒性データを整備する。その具体的な検討内容を図VII.1
6 に示した。検討の手順としては、まず、既存の毒性試験データをもとに各種環境中の生物への生
7 態毒性データをレビューし、生態毒性データベースを構築する。次いで、各同族体の生態毒性デ
8 ータを推定するためのニューラルネットワークモデルを開発し、これを用いて、各同族体の生態
9 毒性値を推定する。



10
11 図VII.1 本章の検討内容

12
13 2. 毒性試験からの生態毒性評価

14 本節では、AE の毒性試験データをレビューし、生態毒性データベースを構築した。なお、こ
15 のデータベースでは、環境中の生物を水生生物、陸生生物、微生物および原生動物の3グループ
16 に分け、それぞれのグループ別にデータをまとめている。次に、試験の対象生物種、試験物質の
17 C鎖の鎖長およびEOモル数、暴露条件、測定エンドポイント等の情報に着目して、各生物種に
18 対するAE(殆ど混合物)の生態毒性評価を行った。

19

1 2.1 水生生物

2 2.1.1 魚類

3 魚類への影響については、これまでに多くの生態毒性データが報告されていた。入手できた生
4 態毒性データのうち、室内実験から得られた生態毒性データについては、淡水魚類を表VII.1 に、
5 海水魚類を表VII.2 にまとめた。また、メソコズム試験から得られた生態毒性データについては、
6 表VII.3 にまとめた。

7 淡水魚ではファットヘッドミノー、ブルーギル、ニジマス、メダカ、キンギョ、ヤマメ、コイ、
8 ハーレクインフィッシュなど 11 種類についての生態毒性が調べられていた（表VII.1）。

9 急性毒性指標の LC₅₀-96hrs 値については、ファットヘッドミノーでは 0.48~11 mg/L (Salanitro
10 *et al.*, 1988; Lewis & Suprenant, 1983; Dorn *et al.*, 1993; 1996; 1997a; Kline *et al.*, 1996; Wong *et al.*,
11 1997; Lizotte *et al.*, 1999), ブルーギルでは 0.65~7.5 mg/L (Kline *et al.*, 1996; Dorn *et al.*, 1996,
12 1997a; Lewis & Suprenant, 1983; Lewis & Perry, 1981; Bishop & Perry, 1981; Kenneth & Krzenminski,
13 1975), ニジマスでは 0.78~2.3 mg/L (Turner *et al.*, 1985; Singh *et al.*, 2002; 若林ら, 1984), ハー
14 レクインフィッシュでは 0.7 mg/L (Reiff *et al.*, 1979), ヤマメでは 2.2 mg/L (若林ら, 1984), コイ
15 では 1.5 mg/L (若林ら, 1984) であることが報告され、その範囲は 0.48~11 mg/L であった。そ
16 の中で最も低いのは、ファットヘッドミノーを対象として、C12~15EO 平均モル数 7 の混合物を
17 試験物質とした場合の 0.48 mg/L であった (Salanitro *et al.*, 1988)。メダカについては、LC₅₀-96hrs
18 値の報告値がなく、報告されている LC₅₀-48hrs 値の範囲は 2.4~82 mg/L で、直鎖型 AE では EO
19 モル数の減少あるいは C 鎖の鎖長の増加に伴って、その毒性が強まる傾向にあると報告された
20 (Kikuchi & Wakabayashi, 1984)。また、これらの急性毒性データの大部分は直鎖一級の AE に関
21 するもので、分岐型 AE または二級 AE に関するデータ数が少なかった (Madsen *et al.*, 2001)。高
22 度分岐している AE または二級 AE の急性毒性は、直鎖一級 AE の急性毒性ほど強くはないが、生
23 分解が遅いため、毒性の低下速度も遅いことが報告された (Talmage, 1994)。

24 慢性毒性については、ファットヘッドミノー、ブルーギルとニジマスの 3 種類の魚類を対象に調
25 べた報告値しかなかった。このうち、ファットヘッドミノーについては、胚から稚幼魚、成魚ま
26 での発育・生存・繁殖などについての報告値があり、測定エンドポイントを、胚の発育・致死と
27 した NOEC は 1.76~27 mg/L (Lizotte *et al.*, 1999), 稚幼魚の生存・体重とした NOEC は 0.18~1.76
28 mg/L (Maki, 1979; Lizotte *et al.*, 1999), 成魚の生存・産卵・体重・体長とした NOEC は 0.16~0.32
29 mg/L (Maki, 1979; Kline *et al.*, 1996) であった。次に、ブルーギルについては、稚魚への遊泳阻
30 害・致死をエンドポイントとした LOEC-10days と NOEC-10days (C14~15EO 平均モル数 7 の混
31 合物) は、それぞれ 0.46, 0.16 mg/L (Kline *et al.*, 1996) であった。ニジマスについては、稚魚
32 と成魚への成長阻害と致死をエンドポイントとした LOEC-28days と NOEC-28days はそれぞれ
33 0.51~2.0 mg/L, 0.15~0.7 mg/L (Scholz, 1997; 若林&溝呂木, 1988) であった。報告されたこ
34 れらの慢性毒性値の中で、最も低い値はニジマス稚魚の成長阻害への NOEC-28days 0.15 mg/L
35 (Scholz, 1997) で、その供試物質は C14~15EO8 の混合物であった。

36 次に海水魚については、ボラ、ブラウントラウト、アトランティックサーモンの 3 種類につい

1 での生態毒性が調べられていた (表VII.2). 急性毒性指標の $LC_{50-96hrs}$ 値については, ボラでは
2 2.9 mg/L (若林ら, 1984), ブラウントラウトでは 0.4~1.8 mg/L (Reiff *et al.*, 1979), アトランテ
3 イックサーモンでは 1.5~25 mg/L (Wildish, 1972; 1974) であった. その中で最も低いのは, ブ
4 ラウントラウトを対象生物とし, 牛脂から合成した AE を試験物質とした場合の 0.4 mg/L であっ
5 た (Reiff *et al.*, 1979). なお, 海水魚の慢性毒性についての報告値は入手できなかった.

6 また, メソコズム試験から得られた淡水魚類のファットヘッドミノー, ブルーギルおよびニジ
7 マスへの生態毒性データを表VII.3 に示した. ファットヘッドミノー成魚を対象にした場合, 繁殖
8 をエンドポイントとした NOEC-30days と LOEC-30days はそれぞれ 0.16~0.73 mg/L と 0.32~2.0
9 mg/L (Dorn *et al.*, 1996; 1997a; 1997b), 生存をエンドポイントとした NOEC-30days と LOEC-30days
10 はそれぞれ 0.28~2.0 mg/L と 0.33~4.4 mg/L (Kline *et al.*, 1996; Dorn *et al.*, 1996; 1997a; 1997b)
11 であった. ブルーギル稚魚の成長をエンドポイントとした NOEC-30days と LOEC-30days はそれ
12 ぞれ 0.33 以上~5.7 mg/L と 1.99~11.4 mg/L (Kline *et al.*, 1996; Dorn *et al.*, 1996; 1997a; 1997b) で
13 あった. ニジマス稚魚の成長をエンドポイントとした NOEC-56days は 0.16 mg/L, 致死をエンドポ
14 イントとした NOEC-56days は 0.39 mg/L であった (Wong *et al.*, 2004). これらのメソコズム試験
15 結果から, ファットヘッドミノー成魚の繁殖 (NOEC-30days=0.16 mg/L, 供試物質は C14~15EO
16 モル数平均 7 の混合物) およびニジマス稚魚の成長 (NOEC-56days=0.16 mg/L, 供試物質は C12
17 ~15EO モル数平均 9 の混合物) への影響が最も顕著であった.

18 以上の結果をまとめると, 淡水魚および海水魚に対する AE の生態毒性は同等であり, 淡水魚
19 のうち最も感受性が高いのはファットヘッドミノー (成魚の繁殖 NOEC-30days=0.16 mg/L) とニ
20 ジマス (稚魚の成長阻害への NOEC-28days 0.15 mg/L) で, メダカの感受性はファットヘッドミ
21 ノーのその 5 分の 1 程度であったことが示唆された (急性毒性指標の $LC_{50-96hrs}$ 値の比較).
22 また, 急性毒性値の比較から, AE による魚類への生態毒性が, AE の化学構造に関係し (例えば,
23 直鎖型 AE では EO モル数の減少あるいは C 鎖の鎖長の増加に伴って, その毒性が強まる傾向に
24 ある), AE 同族体ごとに異なる生態毒性を有することが明らかにされた.

1 表VII.1 淡水魚類に対する毒性試験結果 (m は測定濃度, n は指定濃度, uc は不明, ND はデータ
2 なし)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
フアットトベックドミドミノ <i>Pimephales promelas</i>	14-15	平均 7	ND	成魚 湿重量 0.57± 0.27g	流水	13.3 ±1.77	9.7	4 アルカリ度 9	6.71	LC50-96hrs	0.77	m	Kline <i>et al.</i> (1996)
										LC50-10days	0.69	m	
										LOEC-10days: 致死	0.46	m	
										NOEC-10days: 致死	0.16	m	
	9-11	平均 6	商品	胚胎 ≤24 h	流水	平均23 21.3 -25.0	平均9.1 8.1-10.7	平均6.3, 2.2-10.0 アルカリ度 平均7.4, 5.3-10.0	平均7.0 6.3- 7.6	LC50-28days: 稚魚	4.8710	m	Lizotte <i>et al.</i> (1999)
										LOEC-28days: 稚魚致死	3.15	m	
										NOEC-48hrs : 胚から稚魚までの発育	10.27	m	
										NOEC-48hrs: 胚致死	27	m	
										NOEC-28days: 稚魚致死	1.01	m	
	12-13	平均 6.5	商品	胚胎 ≤24 h	流水	平均 24.3 22.8 -26.7	平均8.3 7.5-8.8	平均27.4 4.4-36.4 アルカリ度 平均27.8 8.8-36.7	平均7.5 6.4- 8.0	LC50-28days: 稚魚	2.39	m	Lizotte <i>et al.</i> (1999)
										LOEC-48hrs : 胚から稚魚までの発育	3.87	m	
										LOEC-28days: 稚魚致死	3.87	m	
										NOEC-48hrs : 胚から稚魚までの発育	1.76	m	
										NOEC-48hrs: 胚致死	8.06	m	
										NOEC-28days : 稚魚致死, 体重	1.76	m	
	14-15	平均 7	商品	胚胎 ≤24 h	流水	平均 24.9 23.8-25 9	平均8.0 7.4-8.6	平均36.4 34.9-39.2 アルカリ度 平均35.2 32.9-36.4	平均7.3 7.0- 7.7	LC50-28days: 稚魚致死	1.02	m	Lizotte <i>et al.</i> (1999)
LOEC-28days: 稚魚致死										1.12	m		
NOEC-48hrs: 胚致死, 胚か ら稚魚までの発育										2.19	m		
NOEC-28days: 稚魚致死										0.74	m		
NOEC-28days: 体長, 体重										0.37	m		

表VII.1 淡水魚類に対する毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献	
	鎖長	EO												
フアットベクトドミノノ <i>Pimephales promelas</i>	14-15	平均 7	商品	稚魚	流水	15	ND	100	7.4	LC50-96hrs	1.2	n	Maki & Bishop (1979)	
										NOEC-96hrs: 致死	0.8	n		
		平均 12.5	平均 6.5	ND	成魚	流水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	NOEC-full lifecycle : 繁殖, 生存	≥0.32	m	Maki (1979)
		平均 14.5	平均 7	ND	稚魚	流水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	NOEC-30days: 生存	0.18	m	
	14-15	平均 7	ND	ND	流水	ND	ND	10-20	ND	LC50-24hrs	1.2	n	Dorn <i>et al.</i> (1996)	
										LC50-48, 96hrs	0.8	n		
										LC50-7, 10days	0.7	n		
	9-11	平均 7	ND	4日稚魚	流水	21-25	6.9-8.4	3.6-7.6 アルカリ度 7.8-10.6	6.3- 7.1	LC50-10days	2.7	m	Dorn <i>et al.</i> (1997a)	
	12-15	平均 7	商品	ND	ND	ND	ND	ND	ND	LC50-96hrs	0.48	uc	Salanitro <i>et al.</i> (1988)	
										LOEC-30days : 繁殖行為, 摂食	0.88	m		
										NOEC-30days : 繁殖行為, 摂食	0.32	m		
	14-15	平均 7	ND	ND	止水	21-23	>8.4	165	8.1-8.9	LC50-96hrs	0.63 -1.65	uc	Lewis & Suprenant (1983)	
	12-15 (直鎖)	平均 9	ND	ND	半止水	25±2	ND	150	ND	LC50-96hrs	1.6	m	Dorn <i>et al.</i> (1993)	
										LC50-7days	1.3	m		
										LOEC-7days: 致死	4.0	m		
										LOEC-7days: 成長	2.0	m		
										NOEC-7days: 致死	1.0	m		
	12-15 (分岐鎖)	平均 7	ND	ND	半止水	25±2	ND	150	ND	LC50-96hrs	6.1	m	Dorn <i>et al.</i> (1993)	
										LC50-7days	4.6	m		
										LOEC-7days: 致死	2.0	m		
									NOEC-7days: 致死, 成長	1.0	m			
13 (分岐鎖)	平均 7	ND	ND	半止水	25±2	ND	150	ND	LC50-96hrs	4.5	m	Dorn <i>et al.</i> (1993)		
									LC50-7days	1.8	m			
									LOEC-7days: 致死	4.0	m			
									LOEC-7days: 成長	2.0	m			
12-13	平均 5								LC50-96hrs	1.0	m	Wong <i>et al.</i> (1997)		
12-13	4.5-6								LC50-96hrs	0.96	m			
12-13	平均 6.5								LC50-96hrs	1.3	m			
9-11	平均 6								LC50-96hrs	8.5	m			
9-11	平均 8	ND	ND	半止水	22±2	ND	ND	ND	LC50-96hrs	11	m			
11	平均 7								LC50-96hrs	3.9	m			
11	平均 9								LC50-96hrs	7.1	m			
12-15	平均 12								LC50-96hrs	1.4	m			
14-15	平均 13								LC50-96hrs	1.0	m			

表VII.1 淡水魚類に対する毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
ブルーギル <i>Lepomis macrochirus</i>	12-15	3	ND	ND	止水	18±0.5	5.1-9.0	46	7.1	LC50-96hrs	1.5	m	Macek & Krzeminski (1975)
	12-15	9								LC50-96hrs	2.1	m	
	12-15	9			流水	21±1	8.9-9.4	38		LC50-96hrs	2.1	m	
	13	9			止水	18±0.5	5.1-9.0	46		LC50-96hrs	7.5	m	
	10-12	6			止水					LC50-96hrs	6.4	m	
	11-15	9			止水	18±0.5	5.1-9.0	46		LC50-96hrs	4.7	m	
	11-15	9			流水	21±1	8.9-9.4	38		LC50-96hrs	4.8	m	
	14-15	平均 7	ND	稚魚 湿重量 1.19 ±0.32g	流水	13.3 ±1.77	9.7	4 アルカリ度 9	6.71	LC50-96hrs	0.65	m	Kline <i>et al.</i> (1996)
										LC50-10days	0.56	m	
										LOEC-10days : 致死, 遊泳阻害	0.46	m	
14-15	平均 7	ND	ND	ND	流水	ND	ND	10-20	LC50-24hrs	1.3	n	Dorn <i>et al.</i> (1996)	
									LC50-48, 96hrs	0.7	n		
									LC50-7, 10days	0.6	n		
9-11	平均 7	ND	ND	流水	21-25	6.9-8.4	3.6-7.6 アルカリ度 7.8-10.6	6.3-7.1	LC50-10days	5.7	m	Dorn <i>et al.</i> (1997a)	
14-15	平均 7	ND	ND	止水	21-23	>8.4	165	8.1-8.9	LC50-96hrs	0.7- 1.12	uc	Lewis & Suprenant (1983)	
14-15	平均 7	ND	3.0-5.1 cm 0.5-1.9 g	流水	19-21	8.4-9.6	137	7.3-8.1	LC50-96hrs	0.66	m	Lewis & Perry (1981)	
8-20 平均 14.5	0-12 平均 7	100 %	ND	流水	21-23	8.5	120-130	7.2-7.6	LC50-96hrs	0.7	m	Bishop & Perry (1981)	
ゴールデンオロフエ <i>Idus idus melanottus</i>	12	2	ND	5cm	止水	18-20	ND	293 (16.4 German degree)	ND	LC50-60minutes	1.9	uc	Gloxhuber & Fischer (1968)
	12	4								LC50-60minutes	4	uc	
	12	6								LC50-60minutes	5	uc	
	12	8								LC50-60minutes	7	uc	
	12	10								LC50-60minutes	10	uc	
	12	12								LC50-60minutes	20	uc	
	12	14								LC50-60minutes	30	uc	
	12	16								LC50-60minutes	40	uc	
	12	18								LC50-60minutes	100	uc	
	12	20								LC50-60minutes	150	uc	

表VII.1 淡水魚類に対する毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献						
	鎖長	EO																	
ゴールデンオルフエ <i>Idus idus melanotus</i>	12-14	8	100 %	5.0-7.0 cm	流水/半止水	20	ND	268	ND	LC50-48, 96hrs	2.7	uc	Reiff <i>et al.</i> (1979)						
					止水						1.8	uc							
					止水						1.4	uc							
	12-14	10-11	100 %		流水/半止水					268	ND	LC50-48, 96hrs	4.5	uc	Reiff <i>et al.</i> (1979)				
					止水					268	ND	LC50-96hrs	4.1	uc					
					止水					268	ND	LC50-48hrs	4.6	uc					
	流水/半止水	150	ND		LC50-48hrs					3	uc								
	ND (牛脂)	14	99.9 %		流水/半止水					268	ND	LC50-48hrs	2.6	uc					
					止水					268	ND	LC50-96hrs	2.3	uc					
					止水					268	ND	LC50-48hrs	2.7	uc					
	ニジマス <i>Oncorhynchus mykiss</i>	13 (分岐鎖)	8		ND					OECD 204	標準	標準	標準	標準	標準	EC50-28days: 成長	7.2	uc	Scholz (1997)
																LOEC-28days: 成長	2.0	n	
NOEC-28days: 成長				0.6		n													
13-15		7	EC50-28days: 成長	3.3		n													
			LOEC-28days: 成長	0.54		n													
			NOEC-28days: 成長	0.17		n													
14-15		8	EC50-28days: 成長	1.23		n													
			LOEC-28days: 成長	0.51		n													
			NOEC-28days: 成長	0.15		n													
12-18		9	EC50-28days: 成長	2.2		n													
			LOEC-28days: 成長	1		n													
			NOEC-28days: 成長	0.25		n													
10	8	商品	6.6±0.6g 8.5±0.4cm	止水	11.3±0.9	曝気	49	7.8	LC50-24hrs	1	uc	Sandbacka <i>et al.</i> (2000)							
14-15	7	商品	幼魚	流水	15±1	ND	270	7.1-7.4	LC50-24hrs	1.5	n	Turner <i>et al.</i> (1985)							
									LC50-48hrs	0.91	n								
									LC50-96hrs	0.78	n								
									LC50-7days	0.71	n								
									LC50-24hrs	1.45	n								
									LC50-48hrs	1.12	n								
14-15	11	LC50-96hrs	1.08	n															
		LC50-7days	0.98	n															

表VII.1 淡水魚類に対する毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献											
	鎖長	EO																						
ニジマス <i>Salmo gairdneri</i>	12	6	ND	成魚	止水	24±2	>90%	ND	7.7-8.3	IC50-48hrs: 遊泳障害	22.38	uc	Singh <i>et al.</i> (2002)											
	平均12	平均6.5	ND	稚魚 29.1±1.7mm	半止水	8.8 -10.9	>8.6	25	ND	LC50-96hrs	2.3	uc	若林ら(1984)											
	平均12	平均6.5	ND	仔魚 <24h	半止水	10	>5.7	25	6.9-7.5	LC50-28days	1.4	n	菊地ら(1995)											
	平均12	平均7	ND	稚魚 約一ヶ月	半止水	9.9 -11.4	>5	25	6.6-7.2	LOEC-28days: 致死 NOEC-28days: 致死	1.0 0.7	uc	若林&溝呂木 (1988)											
ゼブラフィッシュ <i>Danio rerio</i>	12-15	7	100%	ND	半止水	23±1	ND	ND	ND	LC50-96hrs	1-2	uc	Madsen <i>et al.</i> (1996)											
ハーレクインフィン ツシユ <i>Rasbora heteromorpha</i>	12-14	8	100%	1.3-3.0 cm	流水/ 半止水	20	ND	20	ND	LC50-48hrs	1.2	uc	Reiff <i>et al.</i> (1979)											
	12-14	10-11	100%							LC50-48hrs	1.6-2.8	uc												
	牛脂	14	99.9%							LC50-96hrs	0.7	uc												
										LC50-48hrs	0.8	uc												
メダカ <i>Oryzias latipes</i>	12	3	純	成魚	半止水	21-22	>5-8.5	25	6.7-7.1	LC50-6hrs	4.2	uc	Kikuchi & Wakabayashi (1984)											
										LC50-24hrs	3.2	uc												
										LC50-48hrs	2.4	uc												
										LC50-6hrs	5.0	uc												
										LC50-24hrs	3.6	uc												
										LC50-48hrs	3.0	uc												
										LC50-6hrs	6.8	uc												
										LC50-24hrs	5.3	uc												
	12	16									LC50-48hrs	3.5	uc											
											LC50-6hrs	28	uc											
											LC50-24hrs	27	uc											
											LC50-48hrs	25	uc											
											12	平均6.5	>95%	成魚	半止水	21-22	>5-8.5	25	6.7-7.1		LC50-6hrs	5.3	uc	Kikuchi & Wakabayashi (1984)
																					LC50-24hrs	4.8	uc	
LC50-48hrs	3.3	uc																						
LC50-6hrs	>14	uc																						
12	平均13									LC50-24, 48hrs	12	uc												
										LC50-6hrs	100	uc												
12	平均25									LC50-24, 48hrs	82	uc												

表VII.1 淡水魚類に対する毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齡/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)	参考文献		
	鎖長	EO												
メダカ <i>Oryzias latipes</i>	16/18	平均 10	ND	成魚	半止水	21-22	>5-8.5	25	6.7-7.1	LC50-6hrs	>8.0	uc	Kikuchi & Wakabayashi (1984)	
										LC50-24hrs	4.0	uc		
										LC50-48hrs	3.5	uc		
	16/18	平均 20								LC50-6hrs	>8	uc		
										LC50-24hrs	6.6	uc		
										LC50-48hrs	4.5	uc		
	16/18	平均 30								LC50-6hrs	>15	uc		
										LC50-24hrs	8.0	uc		
										LC50-48hrs	4.6	uc		
キンギョ <i>Carassius auratus</i>	12-14	8	100 %	5.0-6.0 cm	止水	20	ND	100	ND	LC50-6hrs	1.8	uc	Reiff <i>et al.</i> (1979)	
	12-14	10-11	100 %							LC50-6hrs	4.3	uc		
	牛脂	14	99.9 %							LC50-6hrs	7.9	uc		
	12	6	ND							成魚	止水	24±2		>90%
キンギョ (和金) <i>Carassius auratus</i>	12-14 混合物	平均 7	市販	5±0.5 cm						JIS標準手法	LC50-48hrs	3.3	uc	倉田ら(1977)
	12-14 混合物	平均 9									LC50-48hrs	5.1	uc	
	12-14 混合物	平均 12									LC50-48hrs	12.0	uc	
	12	平均 9									LC50-48hrs	1.9	uc	
	12-15 (oxo)	平均 9									LC50-48hrs	1.4	uc	
	ヤマメ <i>Oncorhynchus masou</i>	平均12									平均 6.5	ND	稚魚 28.6± 1.6 m)	
コイ <i>Cyprinus carpio</i>	平均12	平均 6.5	ND	稚魚 25.3 ±1.4 mm	半止水	20.5-21	>5.0	75	ND	LC50-96hrs	1.5	uc		
コイ <i>Cirrhina mrigala</i>	12	6	ND	成魚	止水	24±2	>90%	ND	7.7-8.3	IC50-48hrs: 遊泳障害	17.21	uc	Singh <i>et al.</i> (2002)	
タツブミノ <i>Gambusia affinis</i>	12	6	ND	成魚	止水	24±2	>90%	ND	7.7-8.3	IC50-48hrs: 遊泳障害	29.26	uc	Singh <i>et al.</i> (2002)	

表VII.2 海水魚類に対する毒性試験結果 (m は測定濃度, n は指定濃度, uc は不明, ND はデータなし)

種	試験物質		純度(%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度(°C)	溶存酸素(mg/l)	硬度(mg CaCO ₃ /l)	塩分(‰)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)	参考文献		
	鎖長	EO													
ボラ <i>Mugil cephalus</i>	平均12	平均6.5	ND	稚魚 (41.0±3.0 mm)	半止水	20.6-22.0	>6.5	東京の水道水	25	ND	LC50-96hrs	2.9	uc	若林ら(1984)	
アトランティック サーモン <i>Salmo salar</i>	12	4	pure	5.7-8.5cm 0.7-6.9g	止水	15±1	ND	カナダの 水道水	0	ND	LC50-96hrs	1.5	m	Wildish (1972)	
	12	23									LC50-96hrs	25	m		
	12	4	Technical	8.2-11.7cm 5.1-14.1g	流水	10-11	ND	カナダの 水道水	0	ND	LC50-24hrs	3.5	uc	Wildish (1974)	
											LC50-48hrs	2.7	uc		
ブラウントラウト <i>Salmo trutta</i>	12-14	8	100%	2.8-5.8 cm	流水/ 半止水	15	ND	ND	ND	ND	LC50-48hrs	0.25-1.0	uc		Reiff <i>et al.</i> (1979)
											LC50-96hrs	0.8	uc		
	12-14	10-11	100%	2.0-4.0 cm							LC50-48hrs	2.5	uc		
											LC50-96hrs	1.8	uc		
	12-14	10-11	100%	2.8-5.8 cm							LC50-48hrs	1.2	uc		
											LC50-96hrs	0.8	uc		
	牛脂	14	99.9%	2.0-4.0 cm							LC50-48hrs	0.7	uc		
											1.3-3.0 cm	LC50-48, 96hrs	0.4	uc	

表VII.3 淡水魚類に対するメソコズム毒性試験結果 (m は測定濃度, n は指定濃度, uc は不明, ND はデータなし)

種	試験物質		純度(%)	齢/サイズ	温度(°C)	溶存酸素(mg/l)	硬度(mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)	参考文献	
	鎖長	EO										
ファットヘッドミノ <i>Pimephales promelas</i>	14-15	平均7	ND	成魚 湿重量 0.57±0.27g	15.6-27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 致死	0.33	m	Kline <i>et al.</i> (1996)
									NOEC-30days: 致死	0.28	m	
	14-15	平均7	ND	成魚	15.6-25.5	7.6-11.3	10-20 アルカリ度8-18	5.9-6.3	NOEC-30days: 生存	>0.33	m	Dorn <i>et al.</i> (1996)
									NOEC-30days: 産卵	0.16	m	
	14-15	平均7	ND	幼魚	22.5-27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度8-16	5.8-6.4	NOEC-30days: 発育	0.28	m	Dorn <i>et al.</i> (1997b)
									LC50-30days	1.27	m	
	12-13 (80% 直鎖)	平均6.5	ND	成魚	19.7-25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 致死	1.99	m	Dorn <i>et al.</i> (1997b)
									NOEC-30days: 致死, 成長	0.88	m	
	12-13 (80% 直鎖)	平均6.5	ND	成魚	19.7-25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 繁殖	0.32	m	Dorn <i>et al.</i> (1997a)
									LOEC-30days: 生存	4.4	m	
	9-11	平均7	ND	成魚	23-29	7.7-11.3	7-26 アルカリ度8-18	4.5-6.8	LOEC-30days	2.0	m	Dorn <i>et al.</i> (1997a)
									NOEC-30days: 生存	2.0	m	
9-11	平均7	ND	成魚	23-29	7.7-11.3	7-26 アルカリ度8-18	4.5-6.8	NOEC-30days	0.73	m	Dorn <i>et al.</i> (1997a)	

表VII.3 淡水魚類に対するメソコズム毒性試験結果 (続き)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度 (mg/l)	参考文献	
	鎖長	EO										
ブルーギル <i>Lepomis macrochirus</i>	14-15	平均 7	ND	稚魚 湿重量	15.6-27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度8-18	5.8-6.4	NOEC-30days: 致死, 成長	>0.33	m	Kline <i>et al.</i> (1996)
	14-15	平均 7	ND	幼魚	15.6-25.5	7.6-11.3	10-20 アルカリ度8-18	5.9-6.3	NOEC-30days: 生存, 発育	>0.33	m	Dorn <i>et al.</i> (1996)
	12-13 (80% 直鎖)	平均 6.5	ND	稚魚	19.7-25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度8-18	5.8-6.4	LC50-30days	1.30	m	Dorn <i>et al.</i> (1997b)
									LOEC-30days: 致死	1.99	m	
								NOEC-30days: 致死, 成長	0.88	m		
ニジマス <i>Oncorhynchus mykiss</i>	9-11	平均 7	ND	ND	23-29	7.7-11.3	7-26 アルカリ度8-18	4.5-6.8	LOEC-30days: 生存, 成長	11.4	m	Dorn <i>et al.</i> (1997a)
									NOEC-30days: 生存, 成長	5.7	m	
	12-15	平均 9	ND	稚魚 湿重量 1.19±0.32g	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度160-230	6.8-8.5	LC50-56days	0.55	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
LOEC-56days: 致死									0.74	m		
LOEC-56days : 浮遊, 成長(体長と湿重量)									0.39	m		
NOEC-56days: 致死									0.39	m		
NOEC-56days : 浮遊, 成長(体長と湿重量)									0.16	m		
EC10-56days: 成長 (体長)									0.347	m		
EC10-56days: 成長 (湿重量)	0.221	m										

1

2 2.1.2 無脊椎動物

3 無脊椎動物に関する生態毒性データは、これまでに数多く報告されていた。入手できた生態毒

4 性データのうち、室内実験から得られたデータについては、淡水種を表VII.4 に、海水種を表VII.5

5 にまとめた。また、メソコズム試験から得られたデータについては表VII.6 にまとめた。

6 淡水種については、枝角類 (オオミジンコ)、端脚類、ワムシ類、昆虫類、貧毛類、線虫類、無

7 甲類、扁形類、ヒドラ類など 9 分類群の代表的な無脊椎動物について調べられているが、殆どの

8 データは枝角類 (オオミジンコ) と端脚類に関するものであった (表VII.4)。このうち、特にオオ

9 ミジンコに関しては、フルライフサイクル毒性試験データが報告されていた (Morrall *et al.*, 2003)。

10 このデータは、オオミジンコの個体群評価の検討に有用なデータであると考え、日本石鹼洗剤工

11 業会を通して、関係する詳細なデータを入手した (Mank & Krueger, 1998, 1999a, 1999b)。

12 急性毒性については、枝角類 (オオミジンコ) の場合、LC₅₀-48hrs は 0.12~12 mg/L, EC₅₀-48hrs

13 遊泳阻害は 0.5~240 mg/L の範囲にあることがわかった。また、同族体ごとの毒性の違いに着目

14 すると、EO モル数の減少あるいは C 鎖の鎖長の増加に伴って、その毒性が強まる傾向にあるこ

15 とも明らかになった (Wong *et al.*, 1997; Morrall *et al.*, 2003; Maki & Bishop, 1979; Lewis & Perry,

16 1981; Dorn *et al.*, 1993; Kaluza & Taeger, 1996; Garcia *et al.*, 1996; Warne & Schifko, 1999)。例えば、

17 Maki & Bishop (1979) は、C14 の AE 同族体群を対象に、EO モル数と毒性の関係を調べるため、

18 EO モル数を 1 から 9 まで変えて、オオミジンコを用いた毒性試験を行った。この結果、LC₅₀ 値

1 は、EO1 の場合は 0.83mg/L であったのに対し、EO9 の場合では 10.1mg/L となり、EO1 の毒性は
2 EO9 のその 12 倍になることが明らかになった。次に、オオミジンコ以外の生物では、端脚類
3 の LC₅₀-48hrs, 96hrs は 1.4~7.6 mg/L (Lewis & Suprenant, 1983; Pantani *et al.*, 1997), 昆虫類の
4 LC₅₀-48hrs は、5.0~64 mg/L の範囲にあり (Maxwell & Piper, 1968; Lewis & Suprenant, 1983), 貧毛
5 類, 線虫類, 扁形類の LC₅₀-48hrs はそれぞれ 2.6, 6.8, 1.0 mg/L であった (Lewis MA & Suprenant,
6 1983)。

7 慢性毒性については、オオミジンコおよび刺胞動物の 2 種類に関する報告値しかなかった。オ
8 オオミジンコの繁殖・成長をエンドポイントとした NOEC-21days は 0.045~2.9 mg/L (Maki, 1979;
9 Morrall *et al.*, 2003; Gillespie *et al.*, 1999; Scholz, 1997), 刺胞動物 (ヒドラ類) の致死をエンドポイ
10 ントとした NOEC-21days は 0.02~0.2 mg/L であった (Bode *et al.*, 1978)。これらの報告値から、
11 淡水性の無脊椎動物のうち感受性が最も高いのは、オオミジンコを代表とした枝角類と刺胞動物
12 であることが分かった。

13 また、Uppgard *et al.* (2000) は C 鎖の構造 (分枝鎖か直鎖, その分枝程度) と毒性との関係を
14 明らかにするため、無甲類の *Thamnocephalus platyurus* とワムシ類の *Brachionus calyciflours* を対
15 象に LC₅₀-24hrs を調べた。その結果、直鎖よりは分枝鎖の方が、そして分岐鎖であれば分枝程度
16 が低いほど、毒性が強い傾向にあることを明らかにした。

17 海水種については、アミ類, 端脚類と棘皮動物の 3 種類についての急性毒性が調べられていた
18 (表VII.5)。Wildish (1972) は C12EO4 と C12EO23 の 2 種類の物質を用いて、ヨコエビ (端脚類)
19 への毒性を調べた。その結果、LC₅₀-96hrs はそれぞれ 11 mg/L と 100 mg/L で、EO モル数が少な
20 いほど毒性が強いということを示した。アミ類を用いた 2 種類の混合物試験では、LC₅₀-48hrs は
21 それぞれ 5.57mg/L (C10EO 平均モル数 4) と 2.24 mg/L (C13EO 平均モル数 9.75) であった (Hall
22 *et al.*, 1989)。棘皮動物についてはウニの精子細胞を用いた受精率の EC₅₀ が調べられていた。なお、
23 海水種に関する慢性毒性のデータについては、報告されていなかった。

24 続いて、メソコズム試験の結果については、枝角類, 端脚類, 昆虫類など 6 種類のデータが報
25 告されていた (表VII.6)。各生物種の密度 (density) を測定エンドポイントとした NOEC-56days
26 は 0.013~0.74 mg/L (Belanger *et al.*, 2000; Wong *et al.*, 2004; Dorn *et al.*, 1997b; Gillespie *et al.*, 1996;
27 1997) の範囲にあり、中に最も感受性が高いのは (昆虫類) カゲロウの 0.013 mg/L (Belanger *et al.*,
28 2000), 最も感受性が低いのはヨコエビ (端脚類) の 0.74 mg/L (Wong *et al.*, 2004) であった。

29 以上の結果をまとめると、無脊椎動物に対する AE の生態毒性データは、殆どが淡水種の急性
30 毒性データであった。感受性が最も高いのは、昆虫類のカゲロウ (密度 NOEC-56days 0.013 mg/
31 L, メソコズム試験), およびオオミジンコを代表とした枝角類 (繁殖・成長の NOEC-21days は
32 0.045~2.9 mg/L) と刺胞動物 (致死 NOEC-21days は 0.02~0.2 mg/L) であった。また、無脊椎
33 動物への生態毒性と AE の化学構造との関係は、魚類において見られた関係と同様であった。即
34 ち、直鎖よりは分枝鎖の方が、そして分岐鎖であれば分枝程度が低いほど毒性が強い傾向にあり、
35 直鎖型 AE では EO モル数の減少あるいは C 鎖の鎖長の増加に伴って、その毒性が強まる傾向に
36 ある。このように、無脊椎動物においても、魚類と同様、同族体ごとに生態毒性の強弱が異なる

- 1 ことを示す。
- 2 表VII.4 無脊椎動物の淡水種に対する毒性試験結果 (m は測定濃度, n は指定濃度, uc は不明,
- 3 ND はデータなし)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式 流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
オオミジンコ (枝角類) <i>Daphnia magna</i>	12-13	平均5	ND	ND	半止水	22±2	飽和度 >60% (EPA標準より)	ND (規程なし)	ND (規程なし)	LC50-48hrs	0.46	m	Wong <i>et al.</i> (1997)
	12-13	4.5-6								LC50-48hrs	0.59	m	
	12-13	平均6.5								LC50-48hrs	0.74	m	
	9-11	平均6								LC50-48hrs	5.3	m	
	9-11	平均8								LC50-48hrs	12	m	
	11	平均7								LC50-48hrs	2.1	m	
	11	平均9								LC50-48hrs	6.7	m	
	12-15	平均12								LC50-48hrs	1.4	m	
	14-15	平均13								LC50-48hrs	1.2	m	
	12-14	平均7	ND	24±12h	止水	20-22	8.0-8.7	35(30-40) 181(169-185) 340(320-350)	ND	LC50-48hrs	0.34	m	Lewis & Perry (1981)
										LC50-48hrs	0.29	m	
										LC50-48hrs	0.40	m	
	8-20 平均14.5	0-12 平均7	100%	(標準) 入手できず	流水	21-23	8.5	120-130	7.2-7.6	LC50-48hrs	0.7	m	Bishop & Perry (1981)
	10	8	商品	6.6±0.6g 8.5±0.4cm	止水	11.3±0.9	曝気	49	7.8	LC50-24hrs	1	uc	Sandbacka <i>et al.</i> (2000)
	12-15 (直鎖)	平均9	ND	ND	半止水	25±2	ND	150	ND	L50-48hrs	1.3	m	Dorn <i>et al.</i> (1993)
										LC50-7days	1.4	m	
										LOEC-7days: 致死	4.0	m	
										NOEC-7days: 成長	1.0	m	
12-15 (分岐鎖)	平均7	ND	ND	半止水	25±2	ND	150	ND	LC50-48hrs	9.8	m		
									LOEC-7days: 致死	6.0	m		
									NOEC-7days: 致死	4.0	m		
									NOEC-7days: 成長	4.0	m		
13 (分岐鎖)	平均7	ND	ND	半止水	25±2	ND	150	ND	L50-48hrs	11.6	m	Dorn <i>et al.</i> (1993)	
									LC50-7days	3.0	m		
									LOEC-7days: 致死	4.0	m		
									NOEC-7days: 致死	2.0	m		
									NOEC-7days: 成長	2.0	m		

表VII.4 無脊椎動物の淡水種に対する毒性試験結果 (続き)

種	試験物質		純度 (%)	齡/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント		濃度(mg/l)	参考文献	
	鎖長	EO												
オオミジンコ (枝角類) <i>Daphnia magna</i>	9-11	平均 6	商品	<=24時間	流水	19.5-22.0	7.4-8.3	64.8-86.8 アルカリ度55.5-72	7.4-8.3	LC50-21days	5.9	m	Gillespie <i>et al.</i> (1999)	
										IC50-21days: 繁殖	4.0	m		
										NOEC-21days: 致死, 繁殖	2.77	m		
	12-13	平均 6.5	商品	<=24時間	流水	19.0-22.3	6.2-9.4	74-80 アルカリ度70-75	7.8-8.2	LC50-21days	2.2	m		
										IC50-21days: 繁殖	1.3	m		
										NOEC-21days: 致死	1.75	m		
										NOEC-21days: 繁殖	0.77	m		
	14-15	平均 7	商品	<=24時間	流水	18-21.8	7.4-8.3	66-88 アルカリ度64-80	7.3-8.2	LC50-21days	1.2	m		
										IC50-21days: 繁殖	1.4	m		
										NOEC-21days: 致死, 繁殖	0.79	m		
		平均 12.5	平均 6.5	ND	<12h	流水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	LC50-96hrs	1.14	m	Maki (1979)
											LC50-21days	0.93	m	
										EC50-21days, 繁殖	0.46	m		
										NOEC-21days, 最敏感エンドポイント	0.24	m		
										LC50-96hrs	0.43	m		
										LC50-21days	0.37	m		
	平均 14.5	平均 7	ND	<12h	流水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	EC50-21days, 繁殖	0.28	m		
										NOEC-21days, 最敏感エンドポイント	0.24	m		
	12-15	平均 6	>99.9	<24h	半止水	24-25	ND	ND (河水) ND (試験室水)	8.3-8.5	L50-48hrs	0.302	n	Morrall <i>et al.</i> (2003)	
	14-15	平均 7	>99					ND		L50-48hrs	0.329	n		
	9-11	平均 6	ND					ND		L50-48hrs	2.686	n		
	14	1									0.83	n	Maki & Bishop (1979)	
	14	1									0.14	n		
	14	2									1.53	n		
	14	3									0.73	n		
	14	3									0.12	n		
	14	4	ND	<=24時間	止水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	LC50-48hrs	1.76	n		
	14	4									0.24	n		
	14	6									4.17	n		
	14	9									10.07	n		
	10	3									1.9	n		
	18	3									5-20	n		
	18	3	ND	成虫	止水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	LC50-48hrs	>80	n		
	14-15	7	ND	<24時間	止水	21±1	8.5-9.5	50 (pre-test), 25 (test)	7.4±0.2	LC50-48hrs	0.36	n		
								50 (pre-test), 350 (test)			0.65	n		
								125 (pre-test), 25 (test)			0.56	n		
								125 (pre-test), 350 (test)			0.62	n		
								225 (pre-test), 25 (test)			0.36	n		
								225 (pre-test), 350 (test)			0.88	n		
								350 (pre-test), 25 (test)			0.36	n		
								350 (pre-test), 350 (test)			0.90	n		

表VII.4 無脊椎動物の淡水種に対する毒性試験結果 (続き)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定 エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献								
	鎖長	EO																			
オオミジンコ (枝角類) <i>Daphnia magna</i>	13 (分岐鎖)	8	ND	標準 OECD204	標準	標準	標準	標準	標準	EC50-21days: 繁殖	7.2	uc	Scholz (1997)								
										LOEC-21days: 繁殖	0.935	n									
										NOEC-21days: 繁殖	0.4	n									
	13-15	7								EC50-21days: 繁殖	0.28	n									
										LOEC-21days: 繁殖	0.66	n									
										NOEC-21days: 繁殖	0.20	n									
	14-15	8								EC50-21days: 繁殖	6.6	n									
										LOEC-21days: 繁殖	0.93	n									
										NOEC-21days: 繁殖	0.28	n									
	12-18	9								EC50-21days: 繁殖	9.6	n									
										LOEC-21days: 繁殖	9.6	n									
										NOEC-21days: 繁殖	2.9	n									
	10 (Trimer)	7-8								ND	ND (ドイツ標準, 入手できず)	標準		標準	標準	標準	標準	EC50-48hrs: 遊泳障害	50	uc	Kaluza & Taeger (1996)
	11 (oxo)																		5	uc	
	11-12 (25%分岐)																		5	uc	
	13																		0.5	uc	
13 (10%分岐)	0.5		uc																		
13 (25%分岐)	5		uc																		
13 (46%分岐)	5		uc																		
13 (Trimer)	5		uc																		
13 (Tetramer)	5		uc																		
12-14	0.5		uc																		
13-14 (25%分岐)	0.5		uc																		
13-15	0.5		uc																		
13-15 (oxo)	0.5		uc																		
15	0.5		uc																		
15 (25%分岐)	0.5		uc																		

表VII.4 無脊椎動物の淡水種に対する毒性試験結果 (続き)

種	試験物質		純度(%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度(°C)	溶存酸素(mg/l)	硬度(mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
オオミジンコ (枝角類) <i>Daphnia magna</i>	12	平均11 広分布	98%	ND	ND	ND	ND	ND	ND	IC50-48hrs: 遊泳障害	20	uc	Garcia <i>et al.</i> (1996)
	12	平均11 狭分布									30	uc	
	12	平均15 広分布									40	uc	
	12	平均15 狭分布									240	uc	
	12-14	平均11 広分布									4	uc	
	12-14	平均11 狭分布									4	uc	
	12-14	平均15 広分布									16	uc	
	12-14	平均15 狭分布									20	uc	
	11-14, 分岐鎖	平均13 広分布									6	uc	
	11-14, 分岐鎖	平均13 狭分布									6	uc	
	11-14, 分岐鎖	平均20 広分布									8	uc	
	11-14, 分岐鎖	平均18 狭分布									13	uc	
	ミジンコ (枝角類) <i>Daphnia pulex</i>	12-15									平均6	>99.9	
EC50-21days: 致死			0.374	n									
NOEC-21days: 繁殖			0.083	n									
NOEC-21days: 致死			0.187	n									
13-15		平均5	>99	<24h	流水	19-21	ND	ND	8.2-8.4	EC50-21days: 繁殖	0.135	n	
										EC50-21days: 致死	0.287	n	
										NOEC-21days: 繁殖	0.045	n	
										NOEC-21days: 致死	0.11	n	
14-15		平均7	>99	<24h	流水	19-21	ND	ND	8.2-8.4	EC50-21days: 繁殖	0.247	n	
										EC50-21days: 致死	0.510	n	
12-14	平均7	ND	<24h	止水	22.2	8.0±0.4	135	8.2-8.4	LC50-48hrs	0.62	m	Lewis & Suprenant (1983)	
									LC50-48hrs	0.10	n	Maki & Bishop (1979)	
ネオゼミジンコ (枝角類) <i>Ceriodaphnia dubia</i>	14	1	ND	<=24h	止水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	LC50-48hrs	0.21	n	Maki & Bishop (1979)
	14	4	ND	<=24h	止水	21±1	8.5-9.5	120	7.4±0.2	LC50-48hrs	0.21	n	
	12-15	平均8	商品	<24h	止水	23±1	ND	ND	ND	L50-48hrs	0.39	n	Warne & Schifko (1999)
	9-11	平均3	商品	<24h	止水	23±1	ND	ND	ND	L50-48hrs	5.36	n	
	ニセネオゼミジンコ (枝角類) <i>Ceriodaphnia dubia</i>	14-15	平均7	100%	<24h	半止水	27±2	8.9±0.9	169±5	7.8-8.2	CV(NOEC, LOECの幾何平均) -7days: 繁殖	0.17-0.70	n
CV-7days: 生存											0.70	n	
CV-4days: 繁殖											0.70	n	
CV-4days: 生存	1.4 (>1.0)	n											

表VII.4 無脊椎動物の淡水種に対する毒性試験結果 (続き)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
ヨコエビ (端脚類) <i>Gammarus pulex</i> .	12	6	ND	ND	止水	24±2	>90%	ND	7.7-8.3	IC50-48hrs: 遊泳障害	84.31	uc	Singh <i>et al.</i> (2002)
ヨコエビ (端脚類) <i>Gammarus italicus</i>	12	4	試薬級	成虫	止水	8±0.5	ND	240	7.9±0.5	LC50-96hrs	7.6	uc	Pantani <i>et al.</i> (1997)
ヨコエビ (端脚類) <i>Gammarus sp.</i>	14-15	平均7	ND	ND	止水	21-23	>8.4	165	8.1-8.9	LC50-48hrs	1.4	uc	Lewis & Suprenant (1983)
ヨコエビ (端脚類) <i>Echinogammarus tibaldii</i>	12	4	試薬級	成虫	止水	8±0.5	ND	240	7.9±0.5	LC50-96hrs	3.6	uc	Pantani <i>et al.</i> (1997)
ヨコエビ (端脚類) <i>Chironomous bharati</i>	12	6	ND	幼虫	止水	24±2	>90%	ND	7.7-8.3	IC50-48hrs: 遊泳障害	41.31	uc	Singh <i>et al.</i> (2002)
ミズムシ (昆虫類) <i>Asellus sp.</i>	14-15	平均7	ND	ND	止水	21-23	>8.4	165	8.1-8.9	LC50-48hrs	6.2	uc	Lewis & Suprenant (1983)
Thamnocephalus platyurus (無甲類)	9-11(軽度分岐)	5	ND	0-2h	止水	Thamnotoxkit F専用機器を用い、希釈水がEPA標準を従う (EPA/600/4-85-013, 1985, 入手できず)				LC50-24hrs	5.07-8.13	uc	Uppgard <i>et al.</i> (2000)
	9-11(軽度分岐)	8									14.2-17.0	uc	
	10(高度分岐)	5									37.8-59.7	uc	
	10(高度分岐)	6									36.2-66.7	uc	
	10(高度分岐)	7									67.1-90.4	uc	
	10(高度分岐)	8									78.7-88.3	uc	
	11(軽度分岐)	5									3.25-26.9	uc	
	12(α/β分岐)	8									16.0	uc	
	12(α/β分岐)	9									22.2-26.1	uc	
	12(α/β分岐)	11									33.0-35.0	uc	
	12-14(直鎖)	6									1.39-1.95	uc	
	12-14(α/β分岐)	6									2.89-8.30	uc	
	12-14(α/β分岐)	9									6.91-8.59	uc	
	12-14(α/β分岐)	11									9.17-9.78	uc	
	12-15(軽度分岐)	7									1.55-2.06	n	
	13(高度分岐)	6									9.0-10.0	uc	
	13(高度分岐)	8									5.52-13.1	uc	
	13(高度分岐)	10									9.57-20.5	uc	
14-15(軽度分岐)	11	1.45-3.48	uc										
16-18(直鎖)	10	1.09-1.67	uc										
16-18(直鎖, 非飽和)	10	1.75-2.53	uc										
16-18(直鎖)	11	1.78-1.89	uc										
18(直鎖, 非飽和)	7	1.1-1.39	uc										
18(直鎖, 非飽和)	9	1.6-2.42	uc										
18(直鎖, 非飽和)	11	1.35-1.52	uc										
ユスリカ科の一種 (昆虫類) <i>Paratanytarsus parthenogenica</i> .	14-15	平均7	ND	ND	止水	21-23	>8.4	165	8.1-8.9	LC50-48hrs	5.0	uc	Lewis & Suprenant (1983)
(貧毛類) <i>Dero sp.</i>	14-15	平均7								LC50-48hrs	2.6	uc	
(線虫類) <i>Rhabditis sp.</i>	14-15	平均7								LC50-48hrs	6.8	uc	
(扁形類) <i>Dugesia sp.</i>	14-15	平均7								LC50-48hrs	1.0	uc	
(昆虫類) <i>Culex pipens</i>	13	3	ND	蛹虫 (24h)	止水	80 ±2F	ND	ND	7.5-8.0	LC50, 羽化率	13	uc	Maxwell & Piper (1968)
	13	6								LC50, 羽化率	29	uc	
	13	9								LC50, 羽化率	44	uc	
	13	12								LC50, 羽化率	64	uc	

表VII.4 無脊椎動物の淡水種に対する毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素(mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定 エンドポイント	濃度(mmol/L)		参考文献
	鎖長	EO											
ワムシ (ワムシ科) <i>Brachionus calyciflorus</i>	12	3	98.9 %	ND	止水	25±2	8.5	152	8.6	EC50-48hrs : 遊泳障害	1.5	n	Versteeg <i>et al.</i> (1997)
	12	3			半止水					EC50-48hrs : 遊泳障害	1.2	n	
	9-11(軽度分岐)	5	ND	0-2h	止水	Rotokit F専用機器を用い、希釈水がEPA標準を従う (EPA/600/4-85-013, 1985, 入手できず)				LC50-24hrs	28.3	uc	Uppgaard <i>et al.</i> (2000)
	9-11(軽度分岐)	8									28.9-54.9	uc	
	10(高度分岐)	5									77.6-90.7	uc	
	10(高度分岐)	6									56.6-91.0	uc	
	10(高度分岐)	7									105-112	uc	
	10(高度分岐)	8									115-129	uc	
	11(軽度分岐)	5									16.6-25.1	uc	
	12(α/β分岐)	8									30.1-37.6	uc	
	12(α/β分岐)	9									37.2-39.1	uc	
	12(α/β分岐)	11									42.0-42.8	uc	
	12-14(直鎖)	6									5.58-6.22	uc	
	12-14(α/β分岐)	6									9.53-11.1	uc	
	12-14(α/β分岐)	9									12.8-14.3	uc	
	12-14(α/β分岐)	11									14.0-16.4	uc	
	12-15(軽度分岐)	7									2.91-5.15	n	
	13(軽度分岐)	6									11.1-16.8	uc	
	13(高度分岐)	8									7.88-20.1	uc	
	13(高度分岐)	10									8.59-22.0	uc	
	14-15(軽度分岐)	11									2.98-5.27	n	
	16-18(直鎖)	10									1.5-1.67	uc	
	16-18(直鎖, 非飽和)	10									1.67-2.94	uc	
	16-18(直鎖)	11									1.6-1.78	uc	
18(直鎖, 非飽和)	7	1.39-1.99									n		
18(直鎖, 非飽和)	9	0.95-1.60									n		
18(直鎖, 非飽和)	11	1.46-2.74	n										
刺胞動物 (ヒドラ類) <i>Hydra attenuata</i>	14	平均5.16	ND	ND	半止水	20±1	ND	110	ND	NOEC-21days : 致死	0.02	uc	Bode <i>et al.</i> (1978)
	14	平均7.11									0.02	uc	
	14	平均10.7									0.02	uc	
	14	平均18.14									0.02	uc	
	10	平均5.07									0.02	uc	
	12	平均6.3									0.02	uc	
	16	平均8.18									0.02	n	
	18	平均9.32									0.02	n	
	10	平均6.70									0.2	n	
	12	平均7.18									0.02	n	
	16	平均7									0.02	n	
	18	平均7									0.2	n	

表VII.5 無脊椎動物の海水種に対する毒性試験結果 (m は測定濃度, n は指定濃度, uc は不明, ND はデータなし)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	塩分 (%)	pH	測定エンドポイント	濃度 (mg/l)		参考文献
	鎖長	EO												
ミシッドシュリンプ (アミ類) <i>Mysidopsis bahia</i>	10	平均4	99%	3-8 d	半止水	25±1	>5	自然海水 アルカリ度 90-130	24-29	7.7-8.0	LC50-48hrs	5.57	n	Hall <i>et al.</i> (1989)
	13	平均9.75	99%	3-8 d		25±1	>5				LC50-48hrs	2.24	n	
ヨコエビ (端脚類) <i>Gammarus oceanicus</i>	12	4	pure	ND	止水	5	ND	カナダの 自然海水	29±%	ND	LC50-96hrs	11	m	Wildish (1972)
	12	23									LC50-96hrs	100	m	
ウニ精子細胞 <i>Paracentrotus lividus</i>	12(直鎖)	平均9	HPLC級	ND	止水 3.5% 人工海水	18±0.1	ND	ND	塩分 3.5%	ND	EC50-1hr: 受精率	0.94	uc	Ghirardini <i>et al.</i> (2001)
	12-18 平均13.7 (直鎖)	平均10										0.062	uc	
	12-15 平均13.6 (直鎖、分岐鎖混合)	平均7										0.12	uc	
	12 単分岐鎖	平均5										4.03	uc	
	平均13 多分岐鎖	平均8										0.92	uc	

表VII.6 無脊椎動物の淡水種に対するメソコズム毒性試験結果

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO										
ヨコエビ (端脚類) <i>Gammarus pulex</i>	12-15	平均9	ND	ND (流水部分)	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	NOEC-56days: 密度	0.3	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
				ND (止水部分)					NOEC-56days: 密度	0.74	m	
				成虫					NOEC-14days: 密度	0.39	m	
				幼虫					NOEC-14days: 密度	0.16	m	
				72±12時間					CV-4days: 繁殖	0.70	n	
				CV-4days: 生存					1.4	n		
(枝角類) <i>Cladocera</i>	12-15	平均9	ND	ND	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	LOEC-56days: 密度	0.39	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
	12-13 (80%直鎖)	平均6.5	ND	ND	19.7-25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 密度	5.15	m	Dorn <i>et al.</i> (1997b)
									NOEC-30days: 密度	1.99	m	
	9-11	平均6	ND	ND	19.7-25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 密度	4.35	m	Gillespie <i>et al.</i> (1997)
NOEC-30days: 密度									2.04	m		
(橈脚類) <i>Copepoda</i>	12-13 (80%直鎖)	平均6.5	ND	ND	19.7-25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 密度	5.15	m	Dorn <i>et al.</i> (1997b)
									NOEC-30days: 密度	1.99	m	
	9-11	平均6	ND	ND	23-29	7.6-11.3	7-26 アルカリ度 8-18	4.5-6.8	LOEC-30days: 密度	4.35	m	Gillespie <i>et al.</i> (1997)
									NOEC-30days: 密度	2.04	m	
12-15	平均9	ND	ND	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	LOEC-56days: 密度	0.74	m	Wong <i>et al.</i> (2004)	
								NOEC-56days: 密度	0.39	m		
(ウズムシ類) <i>Polycelis sp.</i>	12-15	平均9	ND	ND	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	NOEC-28days: 密度	0.74	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
									NOEC-56days: 密度	0.39	m	

表VII.6 無脊椎動物の淡水種に対するメソコズム毒性試験結果（続き）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)	参考文献	
	鎖長	EO										
ボド (鞭毛虫類) <i>Bodo</i> (植物性鞭毛虫類) <i>Chroomonas</i>	12-15	平均 6	ND	ND	15.6- 27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	NOEC-56days: 密度	0.051	m	Belanger <i>et al.</i> (2000)
									NOEC-56days: 密度	0.094	m	
カゲロウ (昆虫類) <i>Baetis sp.</i>	12-15	平均 9	ND	ND	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	NOEC-28days: 密度	0.16	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
	12-15	平均 6	ND	ND	15.6- 27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	NOEC-28days: 密度	0.076	m	Belanger <i>et al.</i> (2000)
									NOEC-56days: 密度	0.013	m	
カゲロウ (昆虫類) <i>Isonychia sp.</i>									NOEC-28days: 密度	0.076	m	Belanger <i>et al.</i> (2000)
									NOEC-56days: 密度	0.036		
カゲロウ (昆虫類) <i>Stenonema sp.</i>									NOEC-28days: 密度	0.076	m	
									NOEC-56days: 密度	0.013	m	
カゲロウ (昆虫類) <i>Tricorythdes sp.</i>									NOEC-28days: 密度	0.251	m	
									NOEC-56days: 密度	0.076		
カゲロウ (昆虫類) <i>Chimarra sp.</i>	12-15	平均 6	ND	ND	15.6- 27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	NOEC-28days: 密度	0.076	m	
									NOEC-56days: 密度	0.013	m	
ミズミミズ科 <i>Naididae</i>									NOEC-56days: 密度	0.076	m	
カゲロウ (昆虫類) <i>Ferrissea sp.</i>									NOEC-28, 56days: 密度	0.036	m	
シジミ属 <i>Corbicula sp.</i>									NOEC-28days: 密度	0.259	m	
									NOEC-56days: 密度	0.076	m	
ブユ属 (昆虫類) <i>Simulium sp.</i>	14-15	平均 7	ND	ND	15.6- 27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	NOEC-30days: 密度	0.08	m	Gillespie <i>et al.</i> (1996)
	12-13 (80%直鎖)	平均 6.5	ND	ND	19.7- 25.7	8.6-13.2	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	LOEC-30days: 密度	0.32	m	Dorn <i>et al.</i> (1997b)
									NOEC-30days: 密度	<0.32	m	
	12-15	平均 9	ND	ND	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	LOEC-28days: 密度	0.30	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
									NOEC-28days: 密度	0.16	m	
ヌカカ科 (昆虫類) <i>Ceratopogonidae</i>									NOEC-56days: 密度	0.39	m	Wong <i>et al.</i> (2004)
コヤマトビケラ属 (昆虫類) <i>Agapetus sp.</i>	12-15	平均 9	ND	ND	7-16	5.7-13.8	194-378 アルカリ度 160-230	6.8-8.5	NOEC-28days: 密度	0.74	m	

2.1.3 藻類および水生植物

藻類および水生植物に対する AE の毒性データについて、室内実験から得られた結果を表VII.7 に、メソコズム試験から得られた結果を表VII.8 にまとめた。

藻類については緑藻、珪藻及び藍藻類の3分類群5種についての結果が報告され、水生植物についてはアオウキクサ1種についての結果が報告されていた(表VII.7)。藻類に対する急性毒性値 EC₅₀ は 0.05~50 mg/L であった (Kaluzs & Taeger, 1996; Scholz, 1997; Yamane *et al.*, 1984; Lewis & Hamm, 1986; Dorn *et al.*, 1993; Nyberg, 1988; 紺野&若林, 1987)。また、慢性毒性値 NOEC につい

ては、セレナストラム（緑藻）に関する報告値しかなく、その値の範囲は 1.0~100 mg/L であった (Dorn *et al.*, 1993; Nyberg, 1988). このように報告値が大きくばらついているのは、供試物質の化学構造の違いに加え、試験条件や試験種の違いが原因であると考えられた. 直鎖型の AE では、C 鎖の鎖長の増加 (Kaluza & Taeger, 1996) および EO モル数の減少 (Yamane *et al.*, 1984) に伴って毒性は強まった. また、藻類に対する AE の毒性は、分岐の程度が増加するにつれて弱まる傾向があった (Kaluza & Taeger, 1996; Dorn *et al.*, 1993). 次に、水生植物のアオウキクサについては、急性毒性の LC₅₀-96hrs しか報告されていなかった. その値は 1.9 mg/L であった (Bishop & Perry, 1981). 報告されたこれらの値から、緑藻への毒性が最も強く、その EC₅₀-72hrs (バイオマス) は 0.05 mg/L で、供試物質は C15EO7~8 の混合物 (分岐鎖 25% の場合も含む) であった.

一方、メソコズム試験については、Belanger *et al.* (2000) による珪藻への慢性影響結果しか報告されていなかった (表VII.8). この報告によると、NOEC-28days は 0.076~0.259 mg/L で、珪藻への慢性毒性影響は、実験室における緑藻への慢性毒性 (1.0~100 mg/L) より強かった.

以上の結果をまとめると、藻類および水生植物に対する AE の生態毒性は、魚類および無脊椎動物でみられたように、AE の化学構造に関係し、同族体ごとに異なることが明らかにされた. また、限定されたデータしかないが、AE に対する感受性は水生植物よりも藻類の方が高かった.

表VII.7 藻類および水生植物に対する毒性試験結果 (m は測定濃度, n は指定濃度, uc は不明, ND はデータなし)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
セネデスムス (淡水緑藻) <i>Scenedesmus subspicatus</i>	10 (Trimer)	7-8	ND	ドイツ標準	標準	標準	標準	標準	標準	EC50-72hrs : バイオマス	50	uc	Kaluza & Taeger (1996)
	11-12 (25%分岐)										5	uc	
	13										0.5	uc	
	13 (10%分岐)										0.5	uc	
	13 (25%分岐)										0.5	uc	
	13 (46%分岐)										5	uc	
	13 (Trimer)										5	uc	
	13 (Tetramer)										5	uc	
	12-14										0.5	uc	
	13-14 (25%分岐)										0.5	uc	
	13-15										0.5	uc	
	13-15 (oxo)										0.5	uc	
	15										0.05	uc	
	15 (25%分岐)										0.05	uc	
	13 (分岐鎖)	8	ND	ドイツ標準	標準	標準	標準	標準	標準	EC50-72hrs: 成長	7.68	uc	Scholz (1997)
		0.32									n		
		1.0									n		
		1.05									n		
	13-15	7									0.07	n	
		14-15									8	1.3	
		0.15									n		
		0.48									n		
12-18	9	1.3	n										
		0.2	n										

表VII.7 藻類および水生植物に対する毒性試験結果 (続き)

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO											
セレンナストラム (緑藻) <i>Selenastrum capricornutum</i>	12-14 (平均12.6)	平均4	100%	ND	止水	24±2	ND	ND	7.4±0.1	EC50-48hrs: 増殖速度	2-4	n	Yamane <i>et al.</i> (1984)
	12-14 (平均12.6)	平均9								EC50-48hrs: 増殖速度	4-8	n	
	12-14 (平均12.6)	平均13								EC50-48hrs: 増殖速度	10	n	
	14-15	平均6	ND	ND	止水 ASTM 標準 1986	18.2-21.1 平均19.8	8.1-9.7 平均9.1	131-146 平均137	6.8-7.2	EC50-96hrs: 密度	0.09	n	Lewis & Hamm (1986)
	12-15 (直鎖)	平均9	ND	ND	止水	25±2	ND	150	ND	EC50-96hrs: 密度	0.7	m	Dorn <i>et al.</i> (1993)
	12-15 (分岐鎖)	平均7								LOEC-96hrs: 密度	0.6	m	
										NOEC-96hrs: 密度	1.0	m	
										EC50-96hrs 密度	10	m	
										LOEC-96hrs: 密度	10	m	
	13 (分岐鎖)	平均7								NOEC-96hrs: 密度	4.0	m	
			EC50-96hrs 密度	7.5	m								
	13	平均7	NOEC-96hrs: 密度	20	m								
13	平均7	NOEC-96hrs: 密度	10	m									
12	4	Technical	ND	止水	24	ND	41	5.0	NOEC-21days: 密度	5	n	Nyberg (1988)	
12	23								NOEC-21days: 密度	100	n		
16	10								NOEC-21days: 密度	5	n		
平均12	平均6.5	ND	ND	止水	20±1	ND	2.2	ND	EC50-6days: 増殖速度	1.4	uc	紺野 & 若林 (1987)	
フネケイソウ (珪藻) <i>Navicula pelliculosa</i>	14-15	平均6	ND	ND	止水 ASTM 標準 1986	18.2-21.1 平均19.8	8.1-9.7 平均9.1	131-146 平均137	6.8-7.2	EC50-96hrs: 密度	0.28	m	Lewis & Hamm (1986)
ニッチア (珪藻) <i>Nitzschia fonticola</i>	12-14 (平均12.6)	平均9	100%	ND	止水	24±2	ND	ND	7.4±0.1	EC50-48hrs: 増殖速度	5-10	n	Yamane <i>et al.</i> (1984)
ミクロキステイス (藍藻) <i>Microcystis aeruginosa</i>										EC50-48hrs: 増殖速度	10-50	n	
アオウキクサ (浮遊植物) <i>Lemma minor</i>	8-20 平均14.5	0-12 平均7	100%	入手できず	流水	21-23	8.5	120-130	7.2-7.6	LC50-96hrs	1.9	m	Bishop & Perry (1981)

表VII.8 藻類および水生植物に対するメソコズム毒性試験結果

種	試験物質		純度 (%)	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度(mg/l)		参考文献
	鎖長	EO									
コッコネイス (珪藻) <i>Cocconeis placentula</i>	12-15	平均6	ND	15.6-27.8	7.6-11.3	7-26 アルカリ度 8-18	5.8-6.4	NOEC-28days: 密度	0.076	m	Belanger <i>et al.</i> (2000)
メロシラ (珪藻) <i>Melosira varians</i>								NOEC-28, 56days: 密度	0.259	m	
フネケイソウ (珪藻) <i>Navicula symmetrica</i>								NOEC-28days: 密度	0.076	m	
フネケイソウ (珪藻) <i>Navicula tripunctata</i>								NOEC-28days: 密度	0.076	m	
ニッチア (珪藻) <i>Nitzschia palea</i>								NOEC-28days: 密度	0.076	m	
ニッチア (珪藻) <i>Nitzschia dissipata</i>								NOEC-28day: 密度	0.259	m	

2.1.4 その他の水生生物

前述の水生生物以外では、両生類のアフリカツメガエルの胚および幼生（胚終期，オタマジャクシ）に対する毒性および催奇形性作用が調べられていた（表VII.9）。胚又はオタマジャクシのLC₅₀-72hrsは4.59, 3.5 mg/Lであった。4.59 mg/Lの濃度に72時間暴露された初期胚のうち、生存した胚に成長遅延，浮腫，色素喪失，小頭形成が観察された。また，鰓弓の上皮細胞肥大，軟骨肥大が認められ，AEの催奇形性を示した。3.5 mg/Lの濃度に暴露されたオタマジャクシでは，遊泳停止，酸素消費量の減少が観察されたほか，下咽頭筋の腫大，ミトコンドリアの膨潤もみられた（Cardellini & Ometto, 2001）。

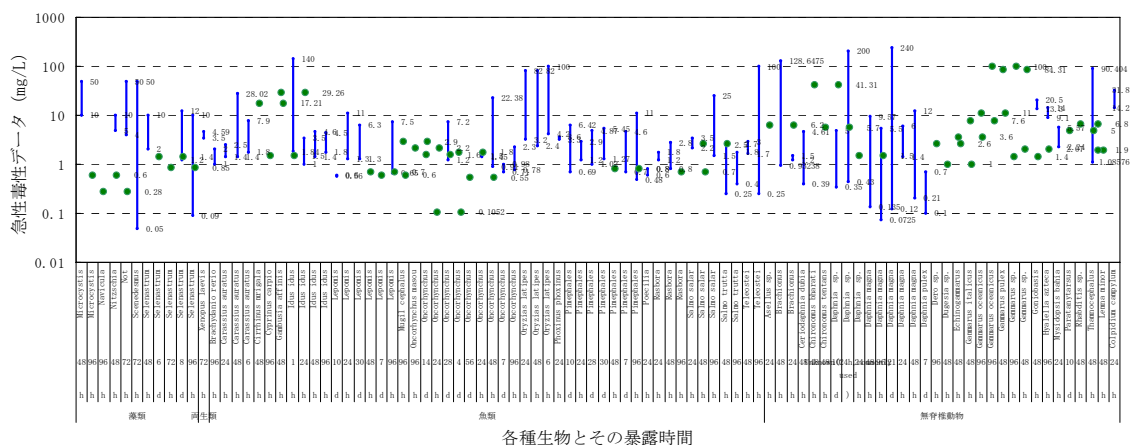
表VII.9 両生類に対する毒性試験結果（nは指定濃度，NDはデータなし）

種	試験物質		純度 (%)	齢/サイズ	止水式/流水式	温度 (°C)	溶存酸素 (mg/l)	硬度 (mg CaCO ₃ /l)	pH	測定エンドポイント	濃度 (mg/l)	参考文献	
	鎖長	EO											
アフリカツメガエル <i>Xenopus laevis</i>	12-14	平均 7	ND	胚初期 (第8段階) 胚終期 (第46段階)	止水	ND	ND	255	7.5	胚初期LC ₅₀ -72hrs 胚終期LC ₅₀ -72hrs	4.59 3.5	n	Cardellini & Ometto (2001)

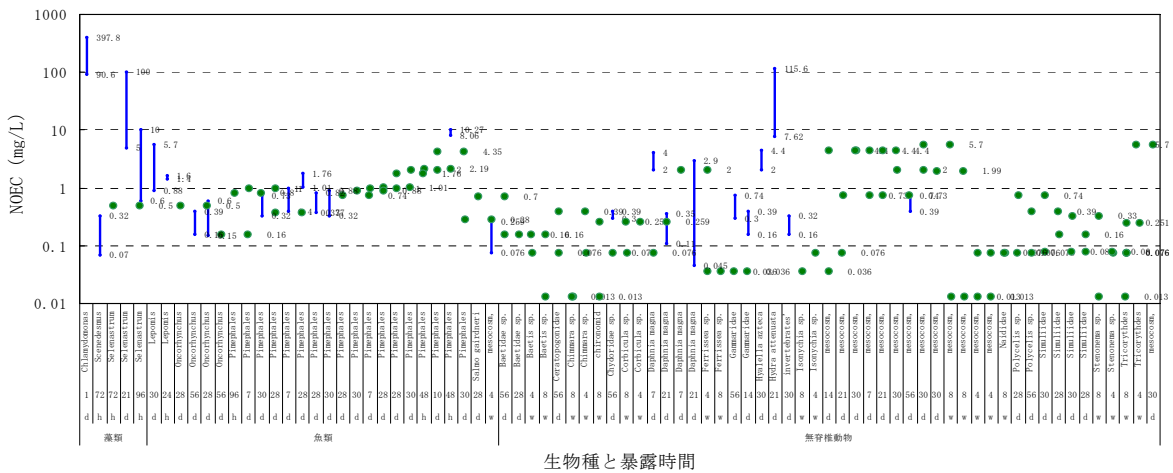
2.1.5 水生生物への生態毒性に関するまとめ

これまでレビューしてきた各種水生生物に対するAEの生態毒性データを，急性毒性と慢性毒性の2つのカテゴリーに分けてまとめた結果を，図VII.2及び図VII.3に示した。各試験に用いられたAEの化学構造や同族体組成等はそれぞれ違うものの，報告された生態毒性データから見ると，水生生物のうち，無脊椎動物の感受性が最も高く，魚類，藻類がこの順で続いた。

また，毒性データの評価の結果からは，水生生物への生態毒性はAEの分子構造に深く関係していることを示した。即ち，直鎖型AEに関しては，C鎖の鎖長の増加またはEOモル数の減少に伴って毒性は強くなること，また，分岐鎖より直鎖，そして分岐鎖の分岐程度が低いほど，毒性が強まる傾向にあることが，甲殻類と藻類の毒性試験の結果から明らかになった。



図VII.2 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LC₅₀）



図VII.3 AEによる各種水生生物への慢性毒性のまとめ

2.2 陸生生物

陸生生物に対する影響を取り扱った報告は少なかったが、高等植物、高等動物（鳥類）に関するデータが報告されていた。これらの報告の詳細を以下に述べる。

2.2.1 高等植物

高等植物に対する影響を調べた研究を以下に紹介する。

Ernst *et al.* (1971) は、ラン科コチョウラン属の一種 *Phalaenopsis sp.*の種苗と、同じラン科のエピデンドラム属の一種 *Epidendrum sp.*の種子に対する AE 水溶液（濃度 4~1000 mg/L）の影響を調べた。

まず、*Phalaenopsis sp.*の種苗に対しては、10mg/L では生存率に影響しなかった。また、1000mg/L の C12~14E06 (A1fonic1214-6) および直鎖一級 C12~15E09 (Neodol 25-9) に 5 ヶ月暴露した時の生存率は 40%であった。同様の条件で、直鎖二級 C11~15E09 (Tergitol 15-S-9) および C13~EO 9 (SurfonicTD-90) に暴露した場合では、生存率は 70%であった。幼苗の湿重量については、AE 水溶液の濃度が 10, 100, および 1000 mg/L の時、それぞれコントロールの 64.9~80.1%, 67.4~105.1%, および 34.7~55.7%であった。

次に、*Epidendrum* の発芽および成長については、10 および 100mg/L では影響が観察されなかった。また、AE の水溶液濃度は 100mg/L および 1000mg/L において表面張力の減少が全く認められなかったことより、著者らは増殖と表面張力との間には何の関係もないと考え、AE による毒性の作用部位は細胞膜にあると述べた。

Bishop & Perry (1981) はアオウキクサ (*lemna minor*) を対象に、C14~EO5 水溶液を連続流水で暴露し、AE によるウキクサの成長抑制試験を行った。7 日間の EC₅₀ は、葉状体数（成長度を測定する）および根の成長においては 21mg/L で、また、10mg/L 以上ではアオウキクサの成長に僅かな影響があ

1 ると報告した.

2 Valoras & Letey (1978) は, 数種類の直鎖一級 AE (C9~11EO n, n=2.5, 6, 8 ; C12~13EO3 ; C12
3 ~15EO n, n=3, 7, 9, 12, 20, 30) を用いて, ムギ類 2 種 (オオムギ, ライムギ) の生長への影響
4 を調べた. この試験では, オオムギとライムギは, それぞれ 50mg/L と 100mg/L の溶液に暴露された.
5 50mg/L の濃度では, 両方の成長はコントロールと同じかまたはそれ以上であった. 100mg/L では, 全
6 ての AE による 2 種のムギへの成長阻害がみられ, 中では最も毒性の少なかった AE は C12~15EO20,
7 C9~11EO6 と C9~11EO9 であったが, 最も毒性の強かった AE は C12~13EO3 と C12~15EO3 であ
8 った. オオムギの生長ではコントロールに比べてそれぞれ 25% と 29% 減少し, ライムギではそれぞれ
9 50% と 80% 減少した.

10 Hartmann (1966) は AE 濃度 4~8mg/L ではカラムギとオオムギの成長を促進したが, 根毛の成長
11 を抑制したと報告した.

12 Shell Chemical Co. (1981) は, C9~11EO8 (Neodol 91-8) による麦畑の土壤疎水性影響を調べた.
13 ライムギの種まき後の散布量 16 または 32 lb/acre () では, ライムギの成長への影響を引き起こさな
14 かった. この畑は, その後すぐに多年生と一年生の草本で再緑化された.

15 Howells *et al.* (1984) は希釈した C12~15EO7 (Neodol 25-7) の溶液が, 疎水性土壤への水浸透効果
16 を改善することにより, 農作物の成長を促進したことを報告した. 屋外実験では, 9.5L/ha の散布量は
17 コントロール地点に比べ, トウモロコシの収穫は 29% の増収となったが, 同じ処理でのジャガイモに
18 対しては増収がみられなかった.

19 Lownds & Bukovac (1988) は 0.1% の C12~15EO n, n=3, 7, 9, 12, 30 の溶液を 10 日間, カウピ
20 ーの葉の向軸面に散布し, 影響を調べた. C12~15EO n, n=3, 7, 9, 12 への暴露を行った結果では,
21 変色や枯死がみられたが, C12~15EO30 への暴露では細胞組織のダメージも観察されなかった.

22 Furmidge (1959a) は, 農業用スプレアの湿潤剤研究の中で, リンゴ, プラムとモモの木の葉を, 10
23 ~15 秒間 0.03~1.0% C16EO18 の水溶性溶液に浸し, その 2 時間後と最大 2 ヶ月後の葉の損傷を評価
24 した. この結果, 全ての濃度において, 葉の損傷は起こらなかった. また, Furmidge (1959b) は, C12EO_n,
25 n=7, 9, 16 および C16~EO_n, n=10, 16, 24, 60 の濃度がそれぞれ 0.05 と 0.5% の溶液シリーズを用
26 いた実験では, リンゴとプラムの葉に僅かな毒性発現があることを示し, C16EO_n は C12EO_n より毒
27 性が低く, 湿潤能力と毒性は EO モル数が増加するに従い弱まったと報告した.

28 Davis & Stolzenberg (1986) と Davis *et al.* (1982; 1984) は, ダイズ細胞の浮遊成長試験を行った結
29 果, 50% の成長抑制を与える濃度はそれぞれ, C12EO0 : 75mg/L 以上, C12EO2 : ~27mg/L, C12EO6 :
30 ~19mg/L, C12EO8 : ~7mg/L, C12EO17 : ~26mg/L, と C10EO6.7 : ~3mg/L であった (Davis *et al.*, 1982;
31 1984). また, C12EO8 を用いた同様な試験の結果では, ダイズ細胞の成長が完全に抑制された濃度は
32 15mg/L, 中程度の抑制は 9mg/L であり, 2mg/L では僅かだけが抑制された (Davis & Stolzenberg, 1986).

33 以上の結果から, AE による高等植物への影響も AE の化学構造に関係し, 各同族体が異なる生態
34 毒性を有することが明らかにされた.

35

2.2.2 高等動物

高等動物に対する AE の毒性影響については、鳥類を対象とした 1 例のみが報告されていた。この報告は、United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service (1976) が、ツグミやホシムクドリをコントロールするために、二級 C11~15EO9 に飛翔抑制剤 (avian stressing agent) としての効果があるか否かを検討したものであった。この化合物は、これらの鳥の羽の油分に作用し、防水能を奪う働きがあるため、鳥の羽が水に浸されると、鳥の体温は致死レベル以下に下がり、鳥が死に至ると報告された。また、同じ報告の中で、スズメダカに対するこの化合物の経口投与における急性毒性は 6300mg/kg であったと報告された。

2.3 土壤微生物と原生動物

AE による土壤微生物への生態毒性影響については幾つかの報告がみられたが、原生動物への影響についての報告は見つからなかった。

Lee (1970) は土壤から単離された 8 種の菌類の増殖に対する二級 C11~15EO9 の作用を調べた。この試験は、濃度が 0, 10, 100, 500, 1000 mg/L の AE を含む寒天培地に菌糸体を植え、室温で 12 日間培養し、増殖斑の大きさを測定したものであった。試験の結果、10 mg/L では、2 菌種 (*Penicillium simplicissimum*, *Penicillium stoloniferum*) の増殖が促進され、6 菌種 (*Actinomucor harzii*, *Aspergillus* sp., *Aspergillus ustus*, *Penicillium lilacinum*, *Penicillium steckii*, *Sporonema* sp.) の増殖が阻害された。100 mg/L 以上では全ての菌類の増殖が阻害された。また、濃度 100mg/L における増殖率はコントロールの 14~97%、濃度 1000mg/L ではコントロールの 0~63%であった。他の影響として孢子形成、色素拡散の減少や浸出液の減少が 1000mg/L 以下の濃度でみられた。これらの結果から、高濃度の AE は土壤菌類の増殖を阻害するが、低濃度の場合では土壤中のそれを炭素源として利用し得る菌種も存在することが報告された。

Vandoni & Goldberg-Federico (1973) は、試験した 2 種の土壤微生物の硝化作用に対し 0.1% の C12 の AE は若干の阻害作用があることを報告した。また、毎日 1000mg/L の直鎖二級 C11~15EO9 が入った 50mL の溶液が散布された土壤において、マイクロ菌の個体数が 16%減少したが、種数の減少はなかったことが報告されていた (Lee, 1970)。硝化作用への高濃度の C12~15EO7 (Neodol 25-7) の影響を調べた近年の研究では、活性汚泥を含んでいる回分式バイオリアクターにおいて、濃度 80~100mg/L では、硝化微生物の活動や成長は抑制されなかった。また、アンモニアから硝酸塩への変換も対照群でのそれと類似していた (Salanitro *et al.*, 1988)。

Aronstein & Alexander (1992) は、低濃度の C8~14EO4.5 と C12~14EO5.6 は、帯水層 (濃度 10 または 100µg/g) と懸濁液中において吸着した炭化水素の生分解を促進した (フェナントレンとビフェニルの無機物化が増した) ことを報告した。このことは、低濃度の AE が土壤中の炭化水素分解菌の炭素源となる可能性が高く、低濃度の AE は芳香族炭化水素で汚染されたサイトの AE の生分解に有用かもしれないということを示唆した。

Dorn *et al.* (1993) は海洋性発光菌 *Photobacteria phosphoreum* に対する直鎖一級 C12~15EO9、およ

1 び分岐鎖 C13EO7 と C13EO7 の 5-min EC₅₀ 値は、それぞれ 1.5, および 11.4 と 8.1mg/L であることを
2 報告した。

3 これまでに報告された AE による土壌微生物への影響に関するデータは、上述のようなものであつ
4 た。一般的に、AE によるバクテリアへの毒性も、他の環境中の生物へのそれと同様に、疎水性の C
5 鎖が長いほど毒性が強くなり、EO モル数が多いほど毒性が弱まることが報告されていた (Swisher,
6 1987)。また、Talmage (1994) は、土壌微生物への影響は土壌中の微生物種、その順応の歴史、AE
7 のタイプと濃度に依存していると述べた。その例として、濃度 1.5mg/L の直鎖一級 AE (C12~15EO9)
8 がある種のバクテリアを抑制したが、濃度 80~100mg/L の C12~15EO7 は、汚泥中に存在する硝化菌
9 に影響しなかったことや、1000mg の直鎖二級 AE (C11~15EO9) の溶液を含む土では、土壌中の細
10 菌のバイオマスが減少したこと等を報告した。

11 12 2.4 生分解中間生成物の毒性

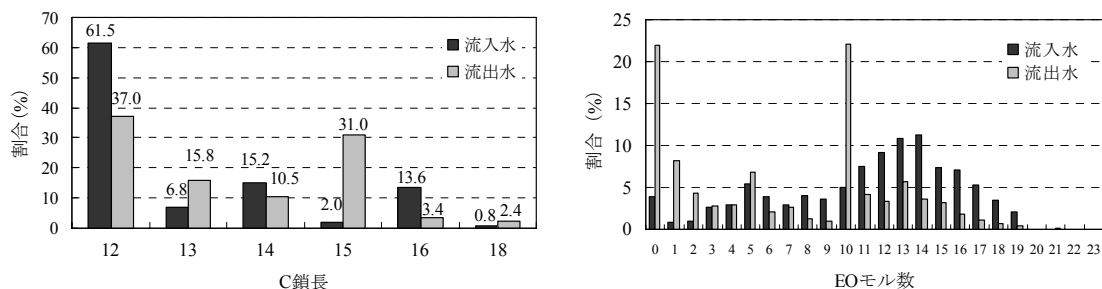
13 AE の生分解中間生成物の毒性について、これまでに下記のような研究報告がみられた (e.g., Maki *et al.*
14 *et al.*, 1979; Abram *et al.*, 1977; Reiff, 1976; 倉田ら, 1977; Kravetz *et al.*, 1991)。一般的に、親化合物である
15 界面活性剤の分子の一部が生分解を受けると、その疎水性や親水性に変化をもたらすため、生物への
16 毒性作用も変化すると考えられる。しかし、最新の定量分析法であるプリジニウム誘導体化 LC/MS
17 法が確立されるまでは、生分解の中間生成物を特定することができなかつたため、生分解中間生成物
18 の毒性については、まだ解明されていないといえる。

19 最新の定量分析法が確立される以前には、AE は生分解されやすいというえ、その生分解中間生成物の
20 毒性は、親化合物の AE の毒性よりも低くなると結論した報告が幾つか見られた。例えば、Maki *et al.*
21 (1979) は、AE の生分解中間生成物の毒性を検討するため、ファットヘッドミノールを試験生物に、
22 C14.5EO7 を供試物質とした一連の試験の検討を行った。まず、C14.5EO7 の急性毒性試験の希釈水と
23 して、水道水 (SS を含まず、COD はごく僅か)、河川水 (3~20mg/L の SS, 5mg/L の COD) および
24 二次下水処理放流水 (50mg/L の SS, 33~124mg/L の COD) を用いた。その結果、C14.5EO7 による
25 ファットヘッドミノールの急性毒性は、希釈水の種類により異なった値となることを報告した。つまり、
26 ファットヘッドミノールの 96 時間 LC₅₀ 値は、水道水の場合は 1.2mg/L、河川水は 1.38mg/L、二次処理
27 水は 2.48mg/L であった。C14.5EO7 の生分解がより進んでいた (懸濁物や有機物、細菌数が多いほど
28 生分解が進む) 希釈水ほど、その急性毒性が減少したことから、C14.5EO7 の生分解中間生成物は毒性
29 を示さなかつたと報告した。また、下水処理場に流入する下水に 10mg/L の C14.5EO7 を添加した場合
30 と添加しなかつた場合の両方で、それぞれの下水放流水のファットヘッドミノールに対する急性毒性に
31 ついても比較検討を行った結果、両方の間に差が出なかつた。これは下水処理場における AE 除去率
32 は 90%以上であったため、添加した 10mg/L 濃度の AE が下水処理により効率よく分解されたこと、
33 AE の生分解中間生成物が親化合物の AE より高い毒性をもつことはないということを示唆した。更に、
34 異なる C14.5EO7 の濃度における生分解試験 (河川水または二次処理水を希釈水とした) を行った水
35 中におけるファットヘッドミノールへの毒性を検討した結果、初期濃度が 3mg/L 以下の場合では、1 日

1 後にはファットヘッドミノーへの毒性が示さなかったが、初期濃度が 10mg/L の場合では、ファット
2 ヘッドミノーへの毒性が、河川水を希釈水としたケースでは 5 日間、二次処理水のケースでは 2~3
3 日間継続した。また、Abram *et al.* (1977) は、家庭排水に C14.5EO7 と C14.5EO11 をそれぞれ 10mg/L
4 と 25mg/L 加えて、散水ろ床法による下水処理を行ったあとの放流水を用いたニジマスの毒性試験を
5 行った。その結果、散水ろ床法による AE 除去率は 96~98%であり (CTAS による測定)、この時の放
6 流水はニジマスに対して毒性を示さなかったことを報告した。更に、Reiff (1976) と倉田ら (1977)
7 も、AE の生分解後の毒性は親化合物の AE に比べ、相当に低いと報告した。生分解を受け生成した
8 C12~14EO9 と C12~15EO9 によるキンギョへの急性毒性 (LC₅₀ 値) は、4 日後ではそれぞれ親化合
9 物の LC₅₀ 値の 18 倍および 65 倍の値となったことを報告した (倉田ら, 1977)。また、Reiff (1976)
10 は AE の初期濃度が 20mg/L と高くても生分解が進むことで、10~14 日後には、ニジマスに対する毒
11 性を失うと報告した。

12 これらに対して、Kravetz *et al.* (1991)は、AE の生分解過程において、EO 鎖が短縮する結果、より
13 毒性の強い AE 代謝物が生成される可能性があるという考察を提示していた。これは、連続活性汚泥
14 反応槽を用いて直鎖型 C12~15EO9 および分岐型 C11~15EO7 の分解後の毒性について調べた実験か
15 ら導き出された。つまり、実験の結果、両 AE はともに急性毒性のない物質に分解されたが、分岐型
16 AE の放流水では、直鎖型 AE の放流水よりも高い慢性毒性が認められた。

17 このように、AE の生分解中間生成物の毒性については、分解前の親物質よりも毒性が弱くなると
18 する見解と、中間生成物の方は毒性が強くなる、という 2 つの見解が提示されている。そこで、どち
19 らの見解が正しいかを明らかにするため、産総研委託調査で得られた北多摩一号および南多摩の両水
20 再生センターの流入水および流出水の同族体組成を用いて解析を行った。その結果、分解生成物の毒
21 性の方が強いとする Kravetz *et al.* (1991)の考察が正しいということが検証された。図 VII.4 に調査で得
22 られた両処理場の下水流入水と、処理後の流出水の平均値に基づいた同族体組成の変化を示した。図
23 VII.4 から分かるように、下水処理により AE を構成する各同族体の組成が変わり、C 鎖からみた場合、
24 C13 と C15 の同族体の割合が増え、また、EO モル数からみた場合、EO モル数の少ない同族体の割合
25 が全体的に増え、EO モル数が 0 であるアルコールも生成した。同族体の C 鎖が長いほど、また EO
26 モル数が少ないほど、その生態毒性が強くなるという既存の毒性試験の知見から、下水処理により流
27 出水の AE 濃度が大幅に低減されたが、その同族体組成は、流入水の組成に比べて、より生態毒性の
28 強い組成になったことが明らかにされた。この産総研委託調査と同様に、Belanger *et al.* (2006)も、プ
29 リジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いた調査の結果から、EO モル数が 0 となった中間生成物 (アルコ
30 ール) が AE の生分解過程において生成するという立証している。



図VII.4 下水処理の前後における AE 同族体組成の変化 (国土環境株式会社 (2005) の調査データに基づき作成した)

2.5 毒性作用機序

AE による水生生物への生態毒性は、C 鎖が長くなるほど、また EO モル数が少ないほど、毒性が強くなる傾向にある (2.1 項)。また、Garcia *et al.* (1996) は、C12 の AE の毒性が EO モル数の分布幅の大小に影響されるかどうかについて調査を行った結果、EO モル数が 8~10 モル以上の場合、分布幅の狭い EO モル数の AE は、分布幅の広い EO モル数の AE より毒性が低かったが、EO モル数の少ない AE では、両者に差はみられなかった。このように、AE の分子構造と水生生物への生態毒性との間に一定の相関が見出されていた。しかし、その毒性作用機序についてはまだ完全にわかっていない。以下にみられた各報告から分かるように、AE の組織粘膜への蓄積、細胞膜への損傷による作用機序が証明されていたが、AE による毒性の作用機序は 1 つの仮説のみでは説明できないといえる。

Glohuber & Fisher (1968) は、アルキルポリグリコールエーテルのゴールデン・オルフェ (ウグイの一種) に対する影響について次のように報告している。「溶液中に入れた直後の魚は興奮し、ガラス棒でさわると、すばやく逃げようとした。数分後に、魚は横向きに浮き正常な方向に向くことができなくなり、その後、非常に浅くて不規則な呼吸をし、一般には 30 分後に死に至った。魚体表面の粘質物には何らの変化も認められなかった。」同様の影響が、Swedmark *et al.* (1971) によっても観察されたが、タラについては、Swedmark *et al.* (1971) が鰓上皮の肥厚と鰓に粘液質が蓄積すると報告した。Wildish (1974) は AE による細胞膜の変化に関する毒性効果を述べ、アトランティックサーモン (*Salmo salar*) の幼魚の死に及ぼす EO モル数の影響について 2 つの説明を提示した。第 1 に細胞膜からの吸収速度は EO モル数が多くなるほど、また親油性の低い界面活性剤ほど遅くなる。第 2 に EO モル数が多くなると、動物体内の蛋白質と結合できなくなり、毒性発現が遅くなる。しかし、著者は、エステラーゼ活性が変わらないことから、これは考えられないこととした。Glohuber & Fisher (1968) は、エラの傷害による死亡は、 LC_{50} 値が表面張力よりも低い時にみられたが、毒性効果は鰓の傷害のみによっては説明できないと考察した。Swedmark *et al.* (1971) は AE の作用機序は表面張力の変化と臨界ミセル濃度と関係があるとしたが、Saski *et al.* (1971) はプラナリアの毒性は表面張力や臨界ミセル濃度だけでは説明できないと主張した。また、Talmage (1994) は、AE の脂肪溶解性が毒性発現ための主要因であることを指摘した。

1

2 2.6 毒性試験データから得られた知見

3 前項までに紹介してきた毒性試験の報告は、殆どが AE の混合物に関する生態毒性データであった
4 が、環境中の生物への影響をまとめた結果、以下のような知見が得られた。

5 (1) 環境中の生物への毒性データは、殆どが水生生物に関するものであった。

6 (2) 環境中の生物への生態毒性は、AE の分子構造に深く関係している。直鎖型 AE に関しては、
7 C 鎖の鎖長の増加、または EO モル数の減少に伴って毒性が強くなる。また、分岐鎖より直
8 鎖の方が、そして分岐鎖ならば分岐程度が低いほど毒性が強まる傾向にあることが、甲殻類
9 と藻類の結果から明らかになった。このように、同族体ごとに異なる生態毒性を有するため、
10 AE のリスク評価においては同族体ごとに生物への生態毒性を把握することが極めて重要で
11 あることを示唆した。

12 (3) AE による環境中の生物への影響は生物種ごとに異なっていた。陸生生物、微生物・原生動物
13 に比べ、水生生物の方が感受性が高かった。このことは、水生生物のリスクに着目すれば、
14 AE の生態リスクが適切に評価できることを示したと考えられる。

15 (4) 水生生物の中では、無脊椎動物の感受性が最も高く、魚類は 2 番目であった。魚類で最も感
16 受性の高い種はファットヘッドミノー(成魚の繁殖 NOEC-30days=0.16 mg/L)とニジマス(稚
17 魚の成長阻害への NOEC-28days 0.15 mg/L)で、メダカの感受性はファットヘッドミノーの
18 それの 5 分の 1 程度であった(急性毒性で比較した場合)。また、無脊椎動物では、オオミ
19 ジンコを代表とした枝角類と刺胞動物の感受性が高かったが、無脊椎動物の中で最も感受性
20 が高いのは昆虫類のカゲロウ(メソコズム試験での密度への NOEC-56days 0.013 mg/L)で
21 あった。

22 (5) AE の生分解中間生成物の生態毒性は親化合物の AE の毒性より強い。その生分解中間生成物
23 の 1 つは EO モル数が 0 となるアルコールである。

24 (6) AE の毒性作用機序については、まだ完全に分かっていない。1 つの仮説のみでは説明でき
25 ないが、現時点では AE の組織粘膜への蓄積、細胞膜への損傷による作用機序が証明されて
26 いた。

27

28 3. モデルによる各同族体の生態毒性データの推定

29 同族体ごとに異なる生態毒性を有するため、AE のリスク評価では同族体ごとの生態毒性を考慮す
30 る必要がある。しかし、既存の毒性試験から、各同族体の生態毒性は C 鎖の鎖長と EO モル数に関係
31 するという知見が示されたが、同族体ごとの生態毒性に関する情報が得られなかった。リスク評価に
32 必要不可欠な同族体別の生態毒性データを取得するため、同族体ごとに従来の毒性試験を実施するこ
33 とは、極めて非現実的なことである。そのため、適切なモデルを用いた各同族体の生態毒性データの
34 推定は、AE のリスク評価に欠かせない重要な手段となる。本節では、リスク評価に必要不可欠な同
35 族体別の生態毒性データを揃えるため、既存の生態毒性データを活用した生態毒性推定モデルの開発

1 に関する検討を行う。

2

3 3.1 既存の生態毒性データ推定モデル

4 3.1.1 ECOSAR

5 ECOSAR (Ecological Structure Activity Relationships の略称) は、米国 EPA が開発した化学物質の生
6 態毒性データを推定するソフトウェアで、生態毒性データが利用可能な化学物質との構造の類似性
7 に基づいた構造活性相関の情報を利用したプログラムである。
8 <http://www.epa.gov/oppt/newchems/21ecosar.htm> のリンク先で、その詳細情報の入手およびモデルのダウ
9 ンロードが可能である。ECOSAR では、AE だけではなく、NPE を含む全てのポリオキシエチレン型
10 の非イオン系界面活性剤に対して、同じ C 鎖の鎖長および EO モル数をもっていれば、推定された生
11 態毒性データは全て同じ値となる。つまり、ECOSAR は、AE と他の非イオン系界面活性剤の生態毒
12 性に差を付けられず、全てのポリオキシエチレン型の非イオン系界面活性剤の生態毒性が同じ値とし
13 て推定される欠点をもっている。また、ECOSAR は、ミジンコの LC₅₀-48hrs と魚の LC₅₀-96hrs の値は
14 推定できるが、藻類に対する EC₅₀ や、各種生物に対する慢性毒性値を推定することはできない。更に、
15 推定したミジンコの LC₅₀-48hrs と魚の LC₅₀-96hrs は同じ値となっている。表VII.10 には、このモデルを
16 用いた C12EO1~15 および C13EO1~15 の AE 各同族体の LC₅₀ の推定結果を例としてまとめた。この
17 表から分かるように、ミジンコ (Daphnia) の LC₅₀-48hrs と魚の LC₅₀-96hrs の値は、いずれの同族体に
18 おいても同じ値であった。このように、AE のリスク評価に必要とされる各同族体の生態毒性の推定
19 においては、既存の ECOSAR モデルを用いることは不適切であると判断した。

20

21 表VII.10 ECOSAR を用いた AE 各同族体の急性毒性値の推定結果 (単位 mg/L)

同族体	ミジンコおよび魚		同族体	ミジンコおよび魚	
	LC ₅₀ -48hrs	LC ₅₀ -96hrs		LC ₅₀ -48hrs	LC ₅₀ -96hrs
C12EO1	0.79	0.79	C13EO1	0.51	0.51
C12EO2	0.99	0.99	C13EO2	0.63	0.63
C12EO3	1.24	1.24	C13EO3	0.77	0.77
C12EO4	1.57	1.57	C13EO4	0.96	0.96
C12EO5	1.97	1.97	C13EO5	1.18	1.18
C12EO6	2.48	2.48	C13EO6	1.46	1.46
C12EO7	3.11	3.11	C13EO7	1.80	1.80
C12EO8	3.92	3.92	C13EO8	2.23	2.23
C12EO9	4.93	4.93	C13EO9	2.75	2.75
C12EO10	6.19	6.19	C13EO10	3.40	3.40
C12EO11	7.79	7.79	C13EO11	4.21	4.21
C12EO12	9.80	9.80	C13EO12	5.20	5.20
C12EO13	12.32	12.32	C13EO13	6.43	6.43
C12EO14	15.50	15.50	C13EO14	7.94	7.94
C12EO15	19.49	19.49	C13EO15	9.82	9.82

22

1 3.1.2 他の QSAR モデル

2 欠如した化学物質の生態毒性データを推定するため、これまでに数多くの QSAR (定量的構造活性
 3 相関, Quantitative Structure Activity Relationships) モデルが開発されてきた. AE の各同族体の生態毒
 4 性を推定するための QSAR モデルとして, Könemann (1981) が報告した非極性麻酔作用 (non-polar
 5 narcosis) のような毒性機序をもつ化学物質に汎用できる急性 QSAR モデルのほか, 実験室やメソコズ
 6 ム試験から得られた既存の AE 毒性データをもとに開発された複数の QSAR モデルが存在する (Wong
 7 *et al.*, 1997; Morrall *et al.*, 2003; Belanger *et al.*, 2000; Boeije *et al.*, 2006). 表VII.11 に実験室やメソコズ
 8 ム試験から得られた AE の毒性実験データ, および AE の各同族体の構造活性相関情報 (C 鎖の鎖長と
 9 EO モル数, あるいは $\log K_{ow}$) を用いて開発した一連の QSAR モデルについてまとめた. これらのモ
 10 デルは限定した一部の既存毒性試験データを用い, 各同族体の LC₅₀ および NOEC はその構造活性相
 11 関情報と線形関係にあると仮定して開発されたものである. また, これらのモデルから魚類個体群レ
 12 ベルの生態リスク評価に必要とされる魚類の繁殖に関する生態毒性データが推定できないことも分か
 13 った. Wong *et al.* (1997) および Morrall *et al.* (2003) は実験室由来の毒性データ, Belanger *et al.* (2000)
 14 はメソコズム試験由来の毒性データに基づいたそれぞれの QSAR モデルであった. Boeije *et al.* (2006)
 15 は AE 同族体の混合物の毒性を推定するため, 各同族体の K_{ow} を用いて, 毒性加算原理に基づき, 既
 16 存の Wong *et al.* (1997), Morrall *et al.* (2003), および Belanger *et al.* (2000) の QSAR モデルの修正を行
 17 った.

18

19 表VII.11 AE の実験データおよび構造活性相関情報をもとに開発された QSAR モデル一覧

番号	QSAR 式	予測エンドポイント (log モル/L) ¹⁾	デー タ数	決定係 数 R ²	C 鎖長	EO モル数	出典 ²⁾
1	-0.38C+0.10EO-1.77	オキシゾン LC ₅₀ -48hrs	9	0.96	9-15	4.5-13	1
2	-0.34C+0.05EO-1.65	フアットヘッド ³⁾ ミノール LC ₅₀ -96hrs	9	0.99	9-15	4.5-13	1
3	-0.84logKow-2.0	オキシゾン NOEC-21days (繁殖)	6	0.73	9-15	5-9	2
4	-0.609logKow-2.56	オキシゾン EC ₅₀ -21days (繁殖)	5	0.93	9-15	5-9	2
5	-0.66logKow-0.59	メソコズム NOEC (log g/l)	4	0.62	9-15	6-9	3
6	-0.32C+0.12EO-2.26	オキシゾン LC ₅₀ -48hrs	9	0.85	9-15	4.5-13	4
7	-0.58logKow-2.70	オキシゾン LC ₅₀ -48hrs	9	0.87	9-15	4.5-13	4
8	-0.32C+0.05EO-1.78	フアットヘッド ³⁾ ミノール LC ₅₀ -96hrs	9	0.91	9-15	4.5-13	4
9	-0.60logKow-2.48	フアットヘッド ³⁾ ミノール LC ₅₀ -96hrs	9	0.91	9-15	4.5-13	4
10	-0.803logKow-1.922	オキシゾン NOEC-21days (繁殖)	6	0.98	9-15	5-9	4
11	-0.532logKow-3.025	オキシゾン EC ₂₀ -21days (繁殖)	6	0.97	9-15	5-9	4
12	-0.280logKow-4.10	フアットヘッド ³⁾ ミノール EC ₁₀	3	0.98	— ³⁾	— ³⁾	4
13	-0.307logKow-3.92	フアットヘッド ³⁾ ミノール EC ₂₀	3	0.99	— ³⁾	— ³⁾	4

14	$-0.663\log K_{ow}-0.49$	メソコズム NOEC (log g/l)	4	0.94	9-15	6-9	4
15	$-0.740\log K_{ow}-2.78$	メソコズム NOEC	4	0.95	9-15	6-9	4

1) log は全て 10 を底とする

2) 参考文献 : 1 : Wong *et al.* (1997) ; 2 : Morrall *et al.* (2003) ; 3 : Belanger *et al.* (2000) ; 4 : Boeije *et al.* (2006).

3) 明記されていないかった。

表VII.11 に示した既存の QSAR モデルは、限定された一部の毒性実験データやメソコズムデータをもとに開発されたものであるが、どれも高い相関係数をもつ線形性の良い回帰モデルであった。これらのモデルを用いれば、急性毒性ではオオミジンコの LC₅₀-48hrs とファットヘッドミノアの LC₅₀-96hrs、慢性毒性ではオオミジンコの NOEC-21days (EC₂₀)、メソコズムの NOEC、およびファットヘッドミノアの EC₁₀ や EC₂₀ といった AE 各同族体の生態毒性データを得られることが示された。Belanger *et al.* (2006) は同族体ごとの AE リスク評価を行った際、各同族体の生態毒性データにこれらのモデルの推定値を用いた。

ECOSAR モデルに比べ、表VII.11 に示した QSAR モデルはかなり優れたモデルであることは明らかである。しかし、AE の各同族体の生態毒性を推定するには、以下のような不備があることも否定できないため、本詳細リスク評価では、既存の QSAR モデルを適用しないと判断した。

- 1) 既存の QSAR モデルは C 鎖の鎖長と EO モル数による生態毒性への影響は考慮したが、その他の因子、例えば、C 鎖の分岐程度、暴露時間、暴露条件（流水、止水など）については考慮していない。また、予測エンドポイントとして、生存、成長、および繁殖が挙げられるが、既存の QSAR モデルでは、個体群評価に必要な、同じ生物種に対する生存と繁殖への影響に関する生態毒性データを推定できなかった。
- 2) 既存 QSAR モデルは限られた少ない毒性実験データ（メソコズムデータを含む）をもとに開発されたモデルであるため、限定された同族体範囲（C9～15EO4～13）および生物種（オオミジンコおよびファットヘッドミノア）に対する生態毒性データを推定するには適しているが、より広い範囲の同族体やオオミジンコおよびファットヘッドミノアを除く他の生物種に対する生態毒性を推定するには、どれだけの信頼性が担保されるのか不明である。
- 3) 既存 QSAR モデルは各同族体の構造活性相関情報と生態毒性との間に線形の関係があるという仮定を置いていたが、2 節の生態毒性試験データから分かるように、C 鎖の鎖長または EO モル数との間には一定の線形関係が認められたものの、「真」の関係は線形とは限らない。また、既存 QSAR モデルの中に、 K_{ow} との線形関係を仮定したモデルもあったが、非イオン系界面活性剤である AE の性質から、その K_{ow} を正確に測定するのは難しい（Morrall *et al.*, 1997, Müller *et al.*, 1999）、正確に推定するのも難しい。例えば、一般的によく使われる EPI Suite の K_{ow} 推定モデルである Kowwin, ClogP および Boeije *et al.* (2006) を用いて、同じ物質に対する $\log K_{ow}$ をそれぞれ推定すると、それぞれ異なる数値となる。この結果から、 K_{ow} をもとにした QSAR モデルの推定結果には、大きな不確実性が含まれていると指摘できる。

1

2 3.2 ニューラルネットワークモデルの開発

3 AE の同族体ごとの違いを考慮した個体群レベルの生態リスク評価を行うため、同族体ごとの生態
4 毒性（繁殖と生存）を推定する必要がある。このようなデータを推定するには、前述の通り、既存の
5 ECOSAR の適用が不適切であり、また既存の QSAR モデルにはそれぞれの欠点や不備があったため適
6 用しないと判断した。ニューラルネットワークモデルは、既存の情報をもとに学習する能力を有する
7 ため、大量の情報の中から規則性を見つけ出すことが得意なモデルであり、また、非線形性を扱える
8 汎用的な手法である。ここでは、ニューラルネットワークモデルのこうした特徴に着目し、AE 同族
9 体別の個体群評価のために必要な生態毒性データを高精度で推定するには、このモデルが最適なモデ
10 ルと考え、そのモデル開発に着手した。

11

12 3.2.1 モデル開発の目的

13 まず、既存の毒性試験から得られた全ての生態毒性データの情報、と AE の生態毒性に関与しうる
14 各同族体の分子構造因子や物理的パラメータなどの情報をもとに、ニューラルネットワークモデルを
15 開発する。それから、開発したモデルを用いて、同族体ごとの各種環境中の生物の繁殖および生存へ
16 の影響濃度（慢性毒性の NOEC と急性毒性の LC₅₀/EC₅₀）を推定することを目的とした。

17

18 3.2.2 モデルの構造とモデルのアルゴリズム

19 ニューラルネットワークとは、人間の脳の構造（神経回路網）をまねて作った情報処理機構である。
20 入力情報と出力情報を繰り返し分析しながら、その対応関係のある程度の精度で見つけ出すことので
21 きるモデルで、既に多くの分野でその有効性が実証されている。

22 一般的に、ニューラルネットワークは入力層（input）、隠れ層（hidden layer）、出力層（output）で
23 構成されている。隠れ層は、1つまたは複数の層で構成され、それぞれの層に複数のニューロン(neuron)
24 を含んでいる場合が多い。ここでは第2節でレビューした各種環境中の生物への生態毒性データをモ
25 デルの入力情報として、図VII.5 に示したモデル構造、つまり、入力層、2つの隠れ層（第1隠れ層と
26 第2隠れ層）と出力層の4層で構成されるようなニューラルネットワークモデルの構築を検討した。

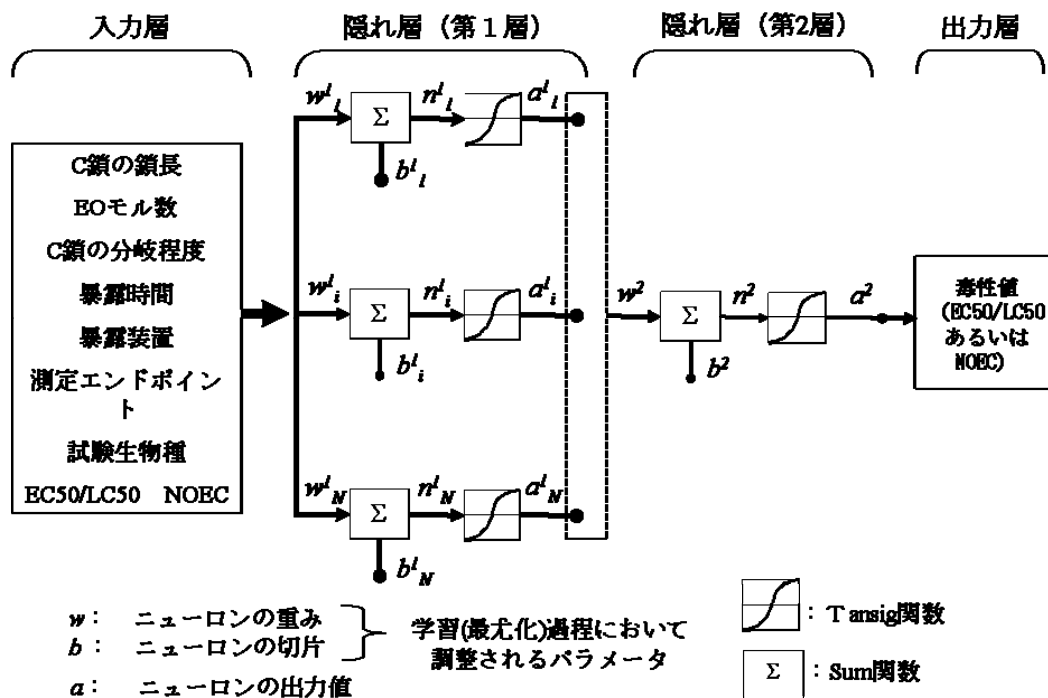
27 入力層では、既存の個々の毒性試験データを8次元の情報（C鎖の鎖長、EOモル数、C鎖の分岐程
28 度、試験生物種、測定エンドポイント、暴露時間、暴露装置、NOECまたはEC₅₀/LC₅₀）をもつデータ
29 に整理して、モデルの入力情報とする。第1層隠れ層にはN個のニューロンがあり、各ニューロンに
30 は重み (W^l_i) と切片 (b^l_i) といった2つのパラメータ（任意の初期値）をもたせる。8次元の情報が
31 入力層から与えられた時、第1層隠れ層のN個のニューロンにおいて、その入力情報にそれぞれの重
32 みを掛け、切片を足した結果の総和、つまり、 $\sum 8$ 次元の入力情報 $\times W^l_i + b^l_i$ が n^l_i となり、この n^l_i が
33 シグモイド関数により変換された数値が a^l_i となり、この a^l_i が第1隠れ層の出力値となる。このよう
34 に、第1隠れ層からN個のニューロンに対して、ニューロン1つずつ1つの出力値 a^l_i を出すため、
35 第2隠れ層の入力情報はN個の a^l_i となる。第2隠れ層では1つのニューロンのみの構成となってい

1 る. このニューロンの重み (W^2) と切片 (b^2) (任意の初期値) に対して, N 個の a^1_i (第 1 隠れ層の
2 N 個のニューロンからの出力値) を用いて, それぞれ重み (W^2) に掛け, 切片 (b^2) を足した結果の
3 総和, $\sum N$ 個の $a^1_i \times W^2 + b^2$ が n^2 となり, この n^2 が再びシグモイド関数により変換された数値が a^2 と
4 なり, この a^2 が第 2 隠れ層の出力値となる. 第 2 隠れ層の出力値である a^2 はニューラルネットワーク
5 の出力であり, 入力層の情報をもとに推定した値である. このような情報の流れ (入力情報を入力層
6 への入力から出力層の出力まで) は, フィードフォワードネットワーク (Feed Forward Network) とい
7 う.

8 フィードフォワードネットワークより得られた推定値に対して, 入力情報とされた実測値に比べて
9 どれだけ離れているのか, その推定値と実測値との誤差の平方和 (mean square error) をベースに, 第
10 1 隠れ層の N 個のニューロンおよび第 2 隠れ層の 1 個のニューロンの重みおよび切片をそれぞれ調整
11 しながら, ネットワークの推定値が少しずつ実測値に近づいていくような学習過程を繰り返す.
12 この学習過程はネットワークの最尤化 (training) といい, 任意に設定したニューロンの重みと切片と
13 いった 2 つのパラメータの初期値を繰り返し修正されていく過程でもある. 本ニューラルネットワー
14 クモデルにおける最尤化は, ネットワークの末端 (推定値と実測値の差) から, 先に第 2 隠れ層にあ
15 るニューロンの「 w^2, b^2 」を調整してから, その結果「 $\Delta w^2, \Delta b^2$ 」を用いて, 更に第 1 隠れ層の「 $w^1_i,$
16 b^1_i 」を調整する流れとなっているため, 一般的バックプロパゲーション (Back propagation) 学習型と
17 いわれる. バックプロパゲーションのアルゴリズムは大量の文献に記述されている (例えば, Hagan *et*
18 *al.* 1996) ため, ここでは省略する.

19 なお, 隠れ層において使われたシグモイド関数の Tansig 関数は, MATLAB に組み込まれているシ
20 グモイド関数の 1 つで, 式 VII.1 のように定義されたものである. 第 2 隠れ層の関数は必ずしもシグモ
21 イド関数とは限らないが, 場合によって, 線形関数 (purelin, MATLAB に組み込まれている関数の 1
22 つ) もよく使われる.

$$y = \frac{e^x - e^{-x}}{e^x + e^{-x}} \quad \text{式 VII.1}$$



図VII.5 ニューラルネットワークモデルの構造図

1
2

3.2.3 モデル開発に用いられる既存毒性試験データの整備

第2節においてまとめられた既存の毒性試験データ(表VII.1~表VII.9)では, 供試物質 AE の同族体組成, 暴露条件, 試験生物種, および測定エンドポイント等の情報が揃っている. これらのデータをニューラルネットワークモデルの入力情報として用いるためにデータ整備を行った.

供試物質 AE が殆ど混合物で, C鎖の分岐程度およびC鎖の鎖長, EOモル数, あるいはそれぞれの平均C鎖長と平均EOモル数が報告されている. 暴露条件については, 暴露試験装置(止水, 半止水, 流水およびメソコズム), 暴露時間, 水質(硬度, アルカリ度, 溶存酸素濃度およびpH)の全部あるいは一部の情報が報告されている. 試験生物種は植物, 藻類, 無脊椎動物, 魚類など広い範囲の報告がある. 測定エンドポイントについては, 生存(死亡)および成長, 繁殖が最も多く, 一部は密度やバイオマス, 個体群増殖速度などをエンドポイントとした報告もある. こうした既存毒性試験の情報を全てニューラルネットワークモデルに取り込む必要はないと判断し, AEの各同族体による各種環境中の生物への生態毒性を推定するに当たって, まず必要と思われる8つの情報に絞って, それぞれが毒性試験結果であるNOECかEC₅₀/LC₅₀の値との間にどれだけの相関があるか, 分散分析(F検定)による仮説検定(仮説: 相関がない)を行った. その結果(表VII.12), アルコールの種類(1級か2級か)に対しては有意な差は検出されなかったが, C鎖の鎖長, C鎖の分岐程度, 測定エンドポイント, EOモル数, 暴露時間, 暴露試験装置, および試験生物の7つに対しては, 有意差が検出された. よって, 本ニューラルネットワークモデルへの入力情報としては, 推定毒性値のNOECまたはEC₅₀/LC₅₀に有意な影響を与え得る7つの情報とした.

1 既存の個々の毒性試験データを用いて、7つの情報を中心にモデル開発用の入力情報データベース
 2 の構築を行った。なお、試験物質のAEは混合物であった場合、明記されている同族体範囲あるいは
 3 明記されている比率からその平均をとった同族体として扱った。また、同じ入力情報をもつ毒性値が
 4 複数個あった場合、その幾何平均値を用いた。既存の個々の毒性試験データに対して情報を整備した
 5 結果、全部で549個のデータとなった。

6
 7 表VII.12 毒性値に影響を与える入力情報に関する分散分析結果 (F検定)

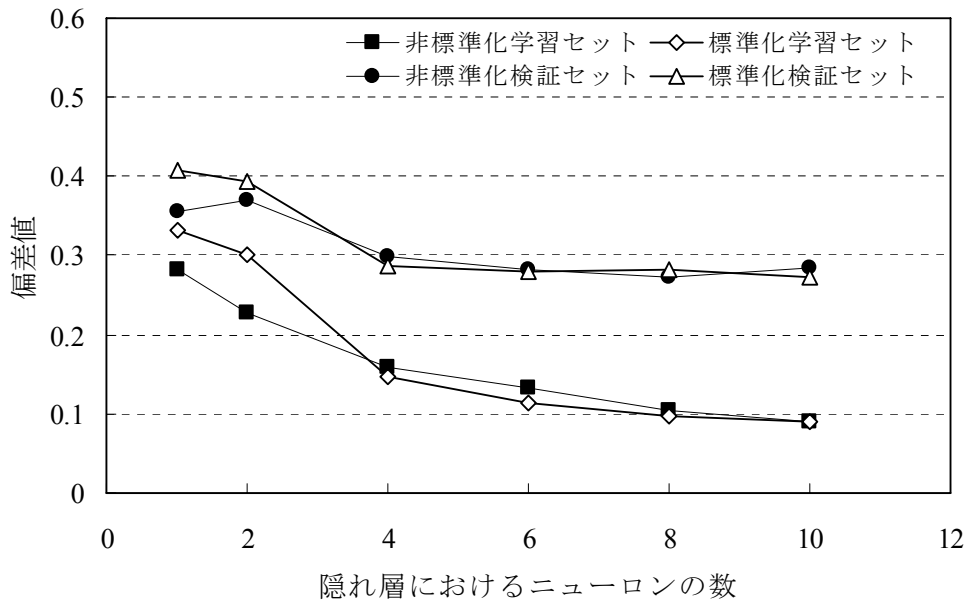
因子	自由度	F値	p
C鎖の鎖長	18	26.3	0
EOモル数	39	3.8	6.0E-13
C鎖の分岐程度	5	16.7	1.5E-15
アルコールが1級か2級か	1	0.01	0.92
測定エンドポイント	6	5.3	2.4E-5
暴露時間	14	4.4	2.0E-7
暴露試験装置	3	4.5	4.0E-3
試験生物種	27	2.8	3.1E-6

8
 9 3.2.4 モデル構造についての検討

10 ニューラルネットワークの第1隠れ層において、適当なニューロンの数を決める必要がある。モデ
 11 ルの推定能力を高めるため、一定の数のニューロンが必要とされるが、ニューロンの数が多すぎると
 12 オーバーフィッティング (Over fitting) になる恐れがあるうえ、計算の無駄にもなる。また、既存の
 13 毒性試験の報告値 (NOECまたはEC₅₀/LC₅₀) は広い範囲にわたるため、これらの値について、そのま
 14 まを使うのか、「-1, 1」に標準化した相対値を使うのか、モデルの推定能力にも影響を与えると考え
 15 られる。そこで、モデルの推定能力を確保しながら効率のよいニューラルネットワークモデルを構築
 16 するため、入力毒性値は標準化しなかった場合と標準化した場合との2通りに分け、その両方につい
 17 て最適なニューロン数の検討を行った。

18 まず、1~30個のニューロンを含むニューラルネットワークモデルをそれぞれ用いて、3.2.2項に述
 19 べたモデルのアルゴリズムに従って、フィードフォワードネットワークから推定値を出しながら、推
 20 定値と実測値との比較によるバックプロパゲーション学習との組み合わせを繰り返すことにより、異
 21 なるニューロン数におけるそれぞれのモデルの最尤化を行った。得られた最尤モデルを用いて、それ
 22 ぞれの推定値と実測値 (ここでは、学習データと検証データの2セットがある) とを比較し、その誤
 23 差の平方和 (mean square error, 以後「偏差」と称する) をもって検討を行った。図VII.6に異なるニュー
 24 ロン数におけるそれぞれの偏差の中央値と第1隠れ層のニューロン数との関係を示した。ニューロ
 25 ンの数が増えると、偏差が小さくなることがよく分かる。また、毒性値を「-1, 1」に標準化した場合

1 としなかった場合では、推定能力には大きな差がなかったが、ニューロンの数が4以上の場合、標準
 2 化したほうが推定能力は多少向上した。また、図VII.6に示した通り、ニューロンの数が多いほど、学
 3 習用データセットにおける偏差が低くなる傾向にあるが、検証用データセットではある程度のニュー
 4 ロン数で偏差の低下が止まった。検証用データセットで得られた偏差がネットワークの推定能力を表す
 5 指標であるため、ニューロンの最適な数は、その偏差値に基づき6個とした。つまり、本ニューラル
 6 ネットワークモデルとして、第1隠れ層では6個のニューロン、第2隠れ層では1個のニューロンで
 7 あるフィードフォワードネットワークの構造を採用した。



8
 9 図VII.6 隠れ層のニューロン数とモデルの推定能力との関係

10
 11 3.2.5 モデルの最尤化についての検討

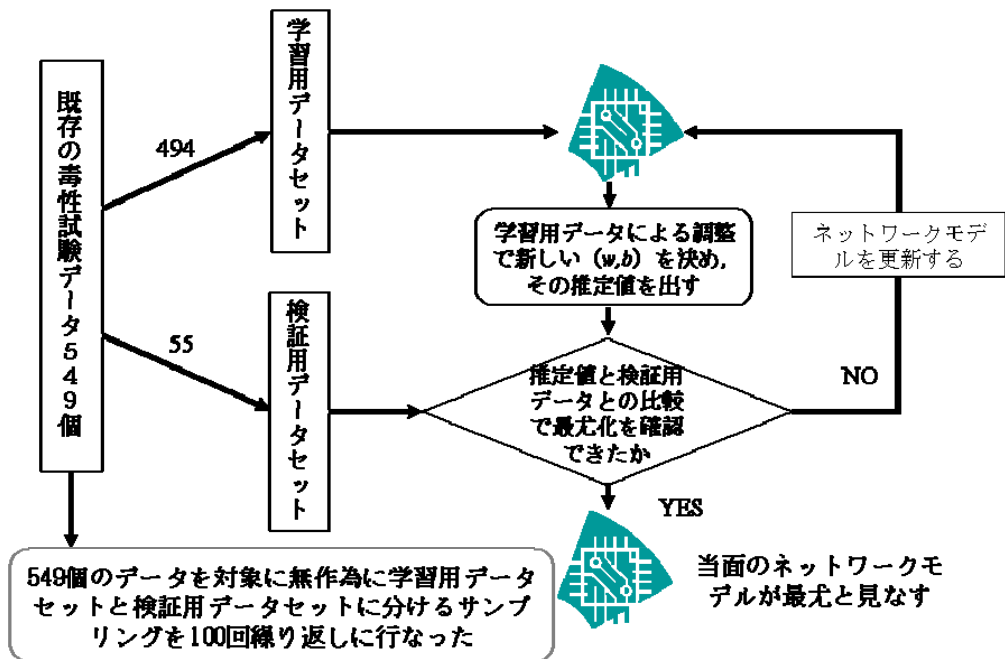
12 3.2.2 項に述べたアルゴリズムに従って、学習用データセットを用いたバックプロパゲーション学習
 13 による最尤化の繰り返しにおけるオーバーフィッティングを防ぐため、図VII.7に示した検証を伴う最
 14 尤化手順による検討を行った。

15 まず、3.2.3 項に整備した既存の 549 個のデータを無作為なサンプリングにより、学習用データセッ
 16 トと検証用データセットの2つに分ける。即ち、549 個のデータのうち、90%に当たる 494 個のデー
 17 タを学習用データセット、残りの 10%の 55 個のデータを検証用データセットとした。学習用データ
 18 セットに基づいた最尤化を繰り返していくうちに、推定値が検証用データ(実測値)に近似していく。
 19 本モデルのアルゴリズムでは、連続5回出した推定値がその検証用データ(実測値)と近似した時、
 20 当面のニューラルネットワークモデルの近似能力は最大に達していると判断した。また、最尤化過程
 21 における初期値の影響を取り除くため、前述した最尤化過程を10回繰り返し、平均二乗誤差(MSE)

1 が1番低いニューラルネットワークモデルを採用した。

2 検証を伴う最尤化過程は、全てのデータを対象に行った。無作為に全データを学習用データセット
3 と検証用データセットに分ける操作を100回繰り返し行うことにより、100組の学習用データセット
4 と検証用データセットが用意できるため、結果的に100個の最尤化モデルのサンプルが得られた。こ
5 の100個の最尤化モデルから100個の推定値(EC₅₀/LC₅₀またはNOEC)サンプルが得られるため、こ
6 こでは、この推定値サンプルから算出した幾何平均値をモデルの推定結果として採用し、以後のモデル
7 の推定精度に関する検討に用いた。

8



9

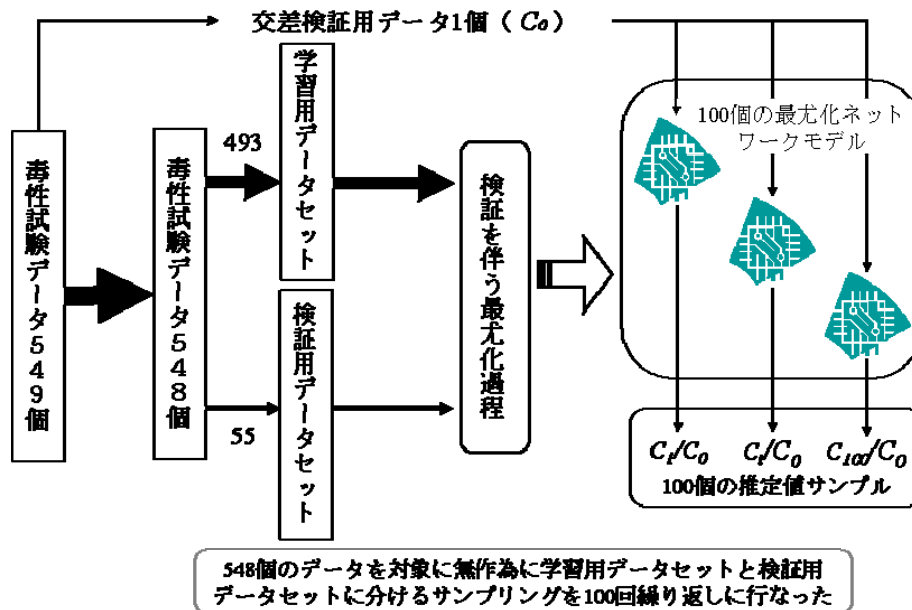
10 図VII.7 検証を伴うニューラルネットワークモデルの最尤化アプローチ

11

12 3.2.6 モデルの推定精度についての検討

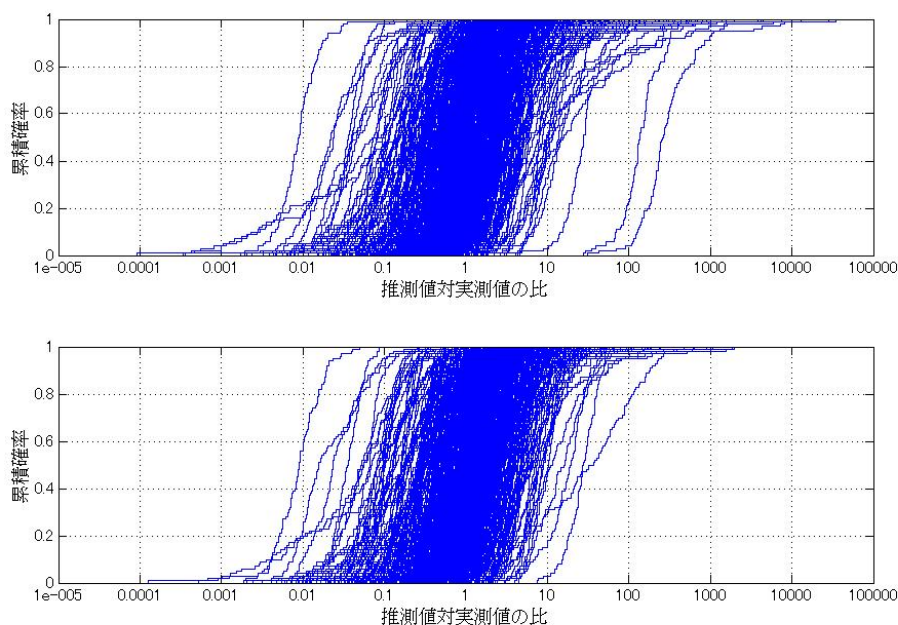
13 任意の入力データに対してどの程度正しく推定できるかを評価したものを推定精度という。ここで
14 は、図VII.8に示した「leave-one-out」という交差検証(cross-validation)方法(Stone 1974, Efron & Gong 1983)
15 を用いて、構築した最尤化モデルの推定精度を検討した。つまり、既存の549個のデータのうち、1
16 個のデータを交差検証用実測値として抽出し、残りの548個のデータをモデルの最尤化用データセッ
17 ト(学習用&検証用)としてモデルの最尤化を行った。なお、この最尤化過程は、図VII.7に示した過
18 程であり、100個の最尤化モデルが得られた。交差検証用の実測値として抽出された1個の実験デー
19 タに対して、100個の最尤化モデルによる推定を行い、100個の推定値サンプルが得られた(図VII.7)。
20 個々の推定値とその実測値を用いてモデルの推定精度を評価した。既存のデータは549個があったた
21 め、この交差検証が549回繰り返し実行されることになった。

1 図VII.9に549回の交差検証から得られた推定値とその実測値との比の累積確率分布を示した(図中
 2 に549本の累積分布曲線がある.その1本の曲線は100個の推定値サンプルから作成される).推定値
 3 対実測値の比の累積分布は殆ど0.01~100の区間に集中していることがわかった.また,実測値と100
 4 個の推定値サンプルの幾何平均値との比から得られたファクターを表VII.13に示した.実測値の標準化
 5 を行った場合と行わなかった場合,両方ともファクター2以内では57%,ファクター10以内では97%
 6 となり,推定幾何平均値は高い確度で実測値を再現できていることを確認した.よって,このニュー
 7 ラルネットワークを用いて,AEの各同族体による各種環境中の生物への生態毒性を推定する際,推
 8 定幾何平均値をその生態毒性の代表的な推定値として用いる.



9
10
11

図VII.8 Leave-one-out 交差検証によるモデル推定精度の評価



図VII.9 交差検証におけるモデルの推定値対実測値の比の累積確率分布
 (上図：濃度が「-1, 1」に標準化済み；下図：濃度を標準化していなかった)

表VII.13 交差検証における推定幾何平均値と実測値との比較

η (η =実測値対推定幾何平均値のファクター)	標準化した場合		標準化しなかった場合	
	データ数	パーセント	データ数	パーセント
$\eta < 2$	313	57.0%	313	57.0%
$\eta < 3$	420	76.5%	425	77.4%
$\eta < 4$	466	84.9%	474	86.3%
$\eta < 5$	489	89.1%	492	89.6%
$\eta < 10$	530	96.5%	530	96.5%
$\eta < 20$	541	98.5%	543	98.9%

3.3 モデルを用いた推定結果

表VII.14～表VII.19 には、開発したニューラルネットワークモデルを用いた推定結果の例として、食物連鎖の各栄養段階を代表する魚類、甲殻類および藻類の生存および繁殖に対する推定幾何平均値(急性毒性値の LC_{50}/EC_{50} および慢性毒性値の NOEC) を示した。モデルによる推定可能な同族体範囲は C6～18E00～23 であるが、ここでは C12～15E01～15 の同族体範囲のみを示した。なお、本詳細リス

1 ク評価書では直鎖 AE を対象にしているため (序章), モデルによる推定毒性値は特記しない限り, 全
 2 て直鎖 AE に関するものである.

3

4

表VII.14 魚類の生存に対する LC₅₀-96hrs および NOEC-28days の推定幾何平均値 (mg/L)

C鎖の鎖長 EOモル数	LC ₅₀ -96hrs				NOEC-28days			
	12	13	14	15	12	13	14	15
1	1.11	0.86	0.74	0.69	0.21	0.18	0.17	0.16
2	1.29	1.01	0.87	0.80	0.25	0.22	0.20	0.18
3	1.46	1.14	0.98	0.91	0.32	0.26	0.23	0.21
4	1.63	1.25	1.07	0.99	0.41	0.33	0.28	0.25
5	1.84	1.38	1.16	1.06	0.57	0.44	0.36	0.31
6	2.09	1.54	1.27	1.14	0.81	0.61	0.48	0.41
7	2.41	1.73	1.40	1.23	1.11	0.83	0.65	0.54
8	2.81	1.97	1.56	1.34	1.44	1.07	0.84	0.70
9	3.32	2.26	1.74	1.47	1.81	1.34	1.04	0.86
10	3.98	2.64	1.98	1.63	2.23	1.64	1.28	1.04
11	4.82	3.11	2.27	1.83	2.73	2.00	1.54	1.24
12	5.89	3.71	2.64	2.07	3.30	2.40	1.83	1.47
13	7.22	4.46	3.10	2.38	3.95	2.86	2.16	1.71
14	8.88	5.41	3.67	2.75	4.67	3.38	2.53	1.98
15	10.82	6.58	4.38	3.21	5.43	3.93	2.93	2.29

5

6

表VII.15 魚類の繁殖に対する EC₅₀-96hrs および NOEC-28days の推定幾何平均値 (mg/L)

C鎖の鎖長 EOモル数	96時間EC ₅₀				28日間NOEC			
	12	13	14	15	12	13	14	15
1	0.81	0.65	0.58	0.55	0.13	0.11	0.10	0.10
2	0.97	0.75	0.66	0.61	0.16	0.14	0.12	0.11
3	1.18	0.91	0.77	0.70	0.21	0.17	0.15	0.13
4	1.39	1.06	0.90	0.82	0.28	0.22	0.19	0.17
5	1.60	1.21	1.02	0.92	0.38	0.30	0.24	0.21
6	1.85	1.37	1.14	1.02	0.54	0.41	0.33	0.27
7	2.16	1.56	1.27	1.12	0.76	0.57	0.45	0.36
8	2.54	1.81	1.43	1.24	1.04	0.79	0.62	0.50
9	3.03	2.09	1.62	1.37	1.42	1.08	0.85	0.69
10	3.64	2.46	1.86	1.54	1.87	1.44	1.14	0.91
11	4.42	2.91	2.14	1.74	2.37	1.85	1.47	1.17
12	5.34	3.49	2.51	1.98	2.93	2.30	1.84	1.48

13	6.45	4.18	2.96	2.28	3.53	2.80	2.26	1.83
14	7.77	5.00	3.50	2.65	4.16	3.34	2.71	2.22
15	9.31	5.98	4.15	3.11	4.82	3.90	3.20	2.65

1
2

表VII.16 甲殻類の生存に対する LC₅₀-48hrs および NOEC-14days の推定幾何平均値 (mg/L)

C鎖の鎖長 EOモル数	48時間LC ₅₀				14日間NOEC			
	12	13	14	15	12	13	14	15
1	0.70	0.54	0.46	0.43	0.19	0.17	0.16	0.15
2	0.93	0.69	0.57	0.51	0.25	0.21	0.19	0.18
3	1.23	0.90	0.73	0.63	0.34	0.27	0.23	0.21
4	1.55	1.13	0.91	0.78	0.47	0.36	0.29	0.25
5	1.91	1.37	1.09	0.94	0.69	0.50	0.39	0.33
6	2.33	1.64	1.29	1.09	0.96	0.69	0.53	0.43
7	2.84	1.95	1.50	1.26	1.30	0.92	0.70	0.57
8	3.50	2.33	1.75	1.44	1.70	1.20	0.91	0.72
9	4.36	2.81	2.06	1.66	2.18	1.53	1.14	0.90
10	5.46	3.44	2.44	1.92	2.74	1.92	1.42	1.10
11	6.85	4.22	2.92	2.24	3.40	2.37	1.74	1.34
12	8.56	5.21	3.52	2.63	4.18	2.91	2.11	1.61
13	10.63	6.42	4.25	3.11	5.09	3.54	2.54	1.92
14	13.03	7.88	5.15	3.69	6.10	4.26	3.05	2.28
15	15.68	9.60	6.24	4.40	7.20	5.09	3.64	2.69

3
4

表VII.17 甲殻類の繁殖に対する EC₅₀-48hrs および NOEC-14days の推定幾何平均値 (mg/L)

C鎖の鎖長 EOモル数	48時間EC ₅₀				14日間NOEC			
	12	13	14	15	12	13	14	15
1	0.48	0.38	0.34	0.33	0.14	0.14	0.13	0.13
2	0.60	0.46	0.39	0.37	0.18	0.16	0.15	0.15
3	0.81	0.59	0.48	0.43	0.23	0.20	0.18	0.17
4	1.10	0.79	0.62	0.53	0.30	0.24	0.22	0.20
5	1.46	1.02	0.80	0.67	0.41	0.32	0.27	0.24
6	1.87	1.30	1.00	0.83	0.59	0.44	0.35	0.31
7	2.36	1.61	1.22	1.01	0.83	0.61	0.48	0.40
8	2.96	1.98	1.48	1.20	1.14	0.83	0.64	0.52
9	3.73	2.44	1.78	1.42	1.50	1.10	0.84	0.67
10	4.69	3.02	2.15	1.68	1.92	1.41	1.07	0.84
11	5.85	3.74	2.62	1.99	2.41	1.77	1.35	1.05

12	7.20	4.60	3.18	2.38	2.96	2.19	1.67	1.31
13	8.79	5.60	3.86	2.86	3.60	2.67	2.04	1.60
14	10.64	6.76	4.63	3.40	4.32	3.22	2.46	1.92
15	12.76	8.12	5.53	4.03	5.13	3.84	2.94	2.29

1
2

表VII.18 藻類の生存に対する LC₅₀-72hrs および NOEC-21days の推定幾何平均値値 (mg/L)

EOモル数 \ C鎖の鎖長	72時間EC ₅₀				21日間NOEC			
	12	13	14	15	12	13	14	15
1	0.77	0.54	0.41	0.34	0.24	0.20	0.17	0.16
2	1.01	0.69	0.52	0.42	0.31	0.24	0.21	0.18
3	1.33	0.92	0.68	0.54	0.41	0.31	0.25	0.22
4	1.69	1.16	0.87	0.68	0.57	0.41	0.32	0.27
5	2.11	1.44	1.06	0.84	0.81	0.57	0.43	0.35
6	2.63	1.77	1.29	1.01	1.17	0.82	0.60	0.47
7	3.27	2.17	1.56	1.20	1.66	1.16	0.85	0.66
8	4.09	2.67	1.88	1.43	2.24	1.58	1.16	0.89
9	5.12	3.31	2.29	1.70	2.92	2.08	1.53	1.15
10	6.40	4.11	2.81	2.05	3.72	2.67	1.95	1.46
11	7.97	5.10	3.46	2.48	4.65	3.33	2.42	1.79
12	9.84	6.29	4.24	3.03	5.69	4.05	2.92	2.17
13	12.01	7.72	5.20	3.69	6.79	4.84	3.49	2.60
14	14.47	9.38	6.32	4.46	7.96	5.70	4.13	3.08
15	17.19	11.24	7.62	5.39	9.23	6.67	4.87	3.63

3
4

表VII.19 藻類のバイオマス EC₅₀-72hrs および NOEC-21days の推定幾何平均値値 (mg/L)

EOモル数 \ C鎖の鎖長	72時間EC ₅₀				21日間NOEC			
	12	13	14	15	12	13	14	15
1	0.97	0.73	0.60	0.52	0.33	0.25	0.21	0.19
2	1.13	0.84	0.68	0.58	0.42	0.32	0.26	0.22
3	1.29	0.96	0.78	0.67	0.54	0.41	0.33	0.27
4	1.49	1.09	0.88	0.76	0.71	0.53	0.42	0.34
5	1.75	1.25	0.99	0.85	0.93	0.70	0.55	0.45
6	2.10	1.47	1.13	0.95	1.23	0.93	0.73	0.60
7	2.56	1.75	1.32	1.08	1.61	1.21	0.94	0.77
8	3.17	2.11	1.55	1.24	2.05	1.53	1.19	0.97
9	3.99	2.59	1.84	1.44	2.57	1.91	1.48	1.19
10	5.08	3.22	2.23	1.68	3.19	2.37	1.82	1.44

11	6.48	4.05	2.74	2.01	3.92	2.91	2.21	1.72
12	8.20	5.10	3.40	2.44	4.76	3.52	2.64	2.04
13	10.24	6.38	4.22	2.99	5.71	4.19	3.13	2.40
14	12.59	7.92	5.22	3.66	6.71	4.95	3.69	2.82
15	15.23	9.70	6.41	4.47	7.80	5.79	4.34	3.30

1
2 3.4 推定結果についての検証
3 モデルを用いた推定結果の検証については、既存の毒性試験の報告値（実測値）との比較、既存の
4 毒性試験から得られた知見の再現、既存の QSAR モデルの推定結果との比較、という3つの側面から
5 検討した。

6
7 3.4.1 実測値との比較

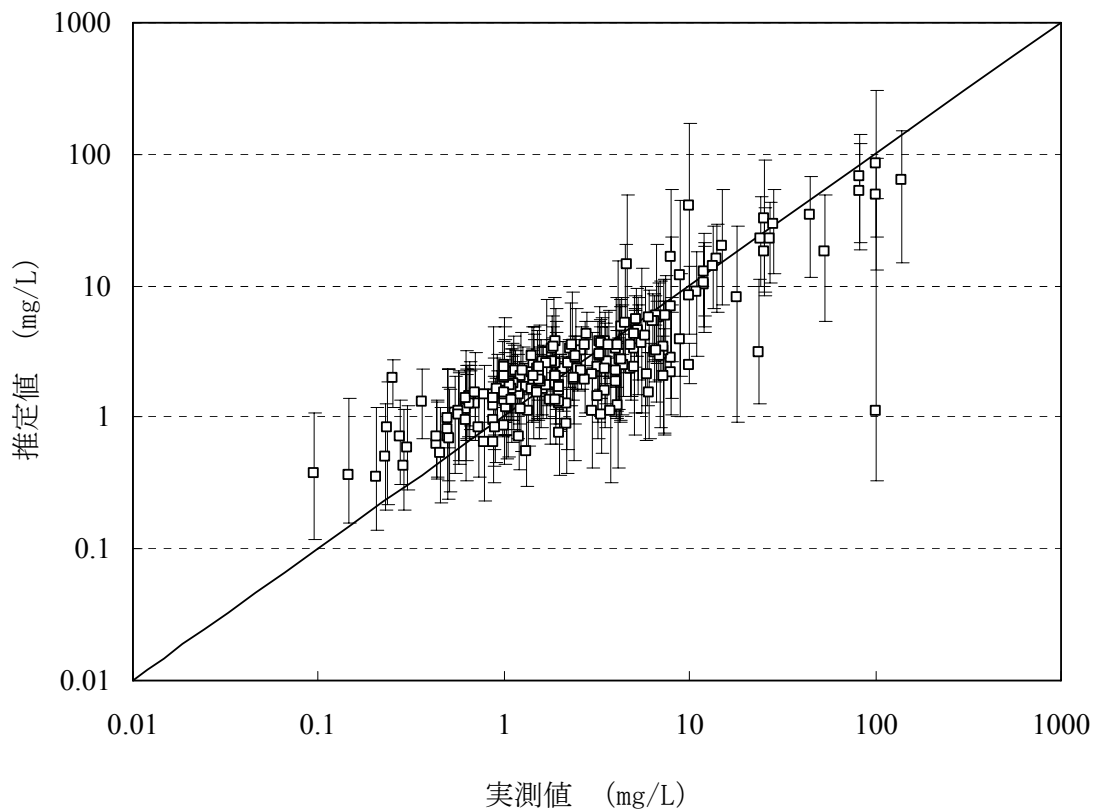
8 魚類、甲殻類および藻類に関する推定結果と毒性試験から得られた実測値との比較を表VII-20、お
9 よび図VII.10, 11, 12 に示した。3種類の代表生物の中で、魚類に関する推定結果は9割がファクター
10 3 以内にあり、もつとも高い確度で再現できたといえるが、甲殻類および藻類に関してもよく実測値
11 を再現している。

12

1 表VII.20 各種生物に関する推定結果と毒性試験の報告値（実測値）との比較

η (η =実測値 対推定幾何平均 値のファク ター)	魚類		甲殻類		藻類	
	データ数	パーセント	データ数	パーセント	データ数	パーセント
$\eta < 2$	152	74%	86	56%	16	38%
$\eta < 3$	190	93%	121	79%	24	57%
$\eta < 4$	200	98%	135	88%	27	64%
$\eta < 5$	202	99%	139	90%	31	74%
$\eta < 10$	204	100%	151	98%	39	93%

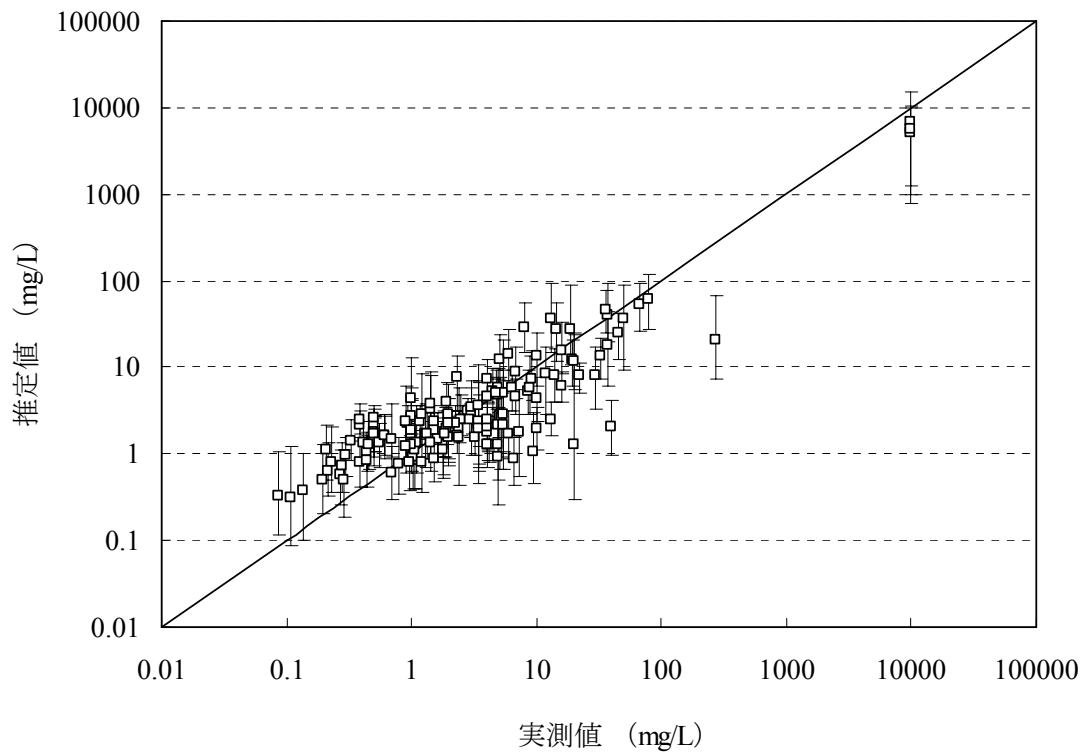
2



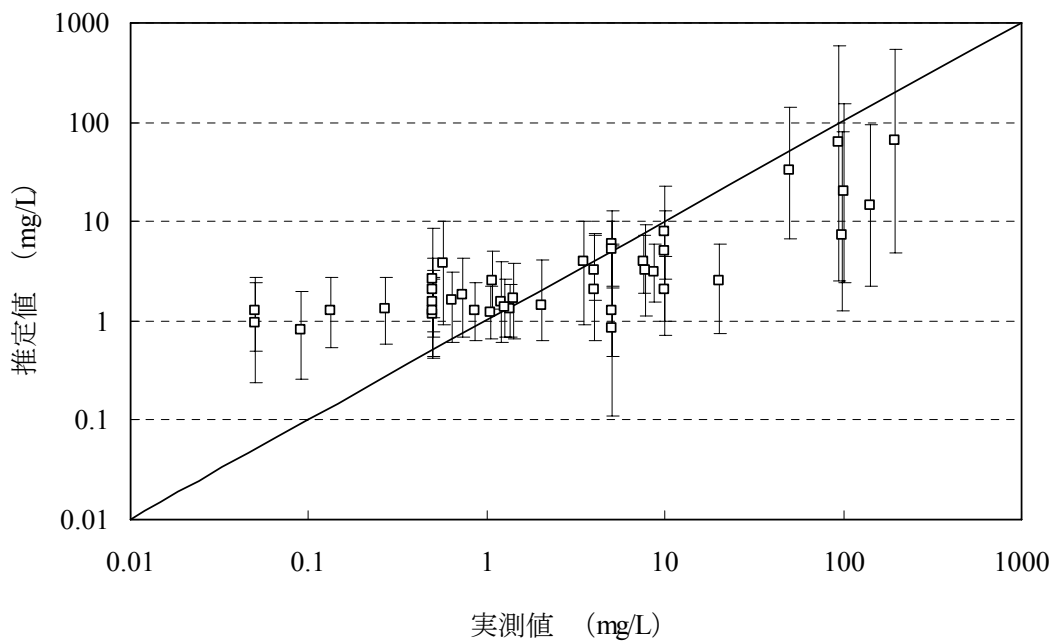
3

4 図VII.10 魚類に関する推定値と実測値との比較（幾何平均値と95%推定区間）

5



1
 2 図VII.11 甲殻類に関する推定値と実測値との比較 (幾何平均値と 95%推定区間)
 3



4

1 図VII.12 藻類に関する推定値と実測値との比較（幾何平均値と 95%推定区間）

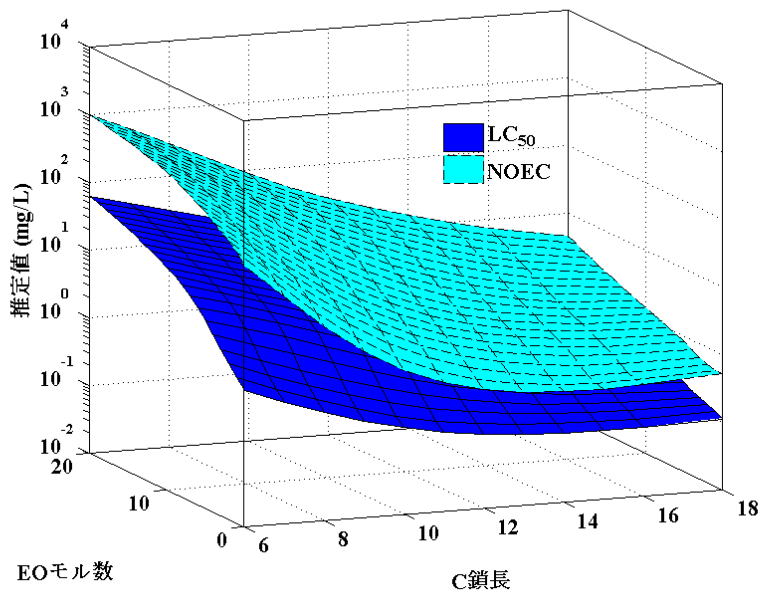
2
3 3.4.2 AE の化学構造と推定毒性値との関係

4 AE の生態毒性はその化学構造に関係している。即ち、異なる構造をもつ AE 同族体は異なる生態毒
5 性を持ち、分岐鎖より直鎖、そして分岐程度の低いほど、生態毒性が強いことが明らかにされている。
6 また、直鎖の同族体同士で比較すると、C 鎖が長く、EO モル数が少ないほど、より強い生態毒性を
7 もつことが既存の毒性試験の結果から明らかにされている。モデルを用いた推定結果はこの関係を再
8 現できているのかを検討した。

9 図VII.13 にその一例として直鎖 AE の各同族体を対象に、甲殻類生物の生存に対する LC₅₀-48hrs（止
10 水条件下の暴露）および NOEC-30days（流水条件下の暴露）の推定結果を示した。C 鎖が長いほど
11 NOECが減少し、EO モル数が多いほど NOECが増加する傾向にあることは図VII.13 から明らかである。
12 LC₅₀の推定結果についても NOECと同じように C 鎖が長いほど値が減少し、EO モル数が多いほど LC₅₀
13 が増加する傾向が見られた。また、EO モル数が極めて少ない同族体（2 以下）あるいは C 鎖が 14 以
14 上の同族体では、LC₅₀ が多少増加する傾向にあることを示した。この結果は、甲殻類だけではなく、
15 他の生物種においても同じ傾向がみられた。

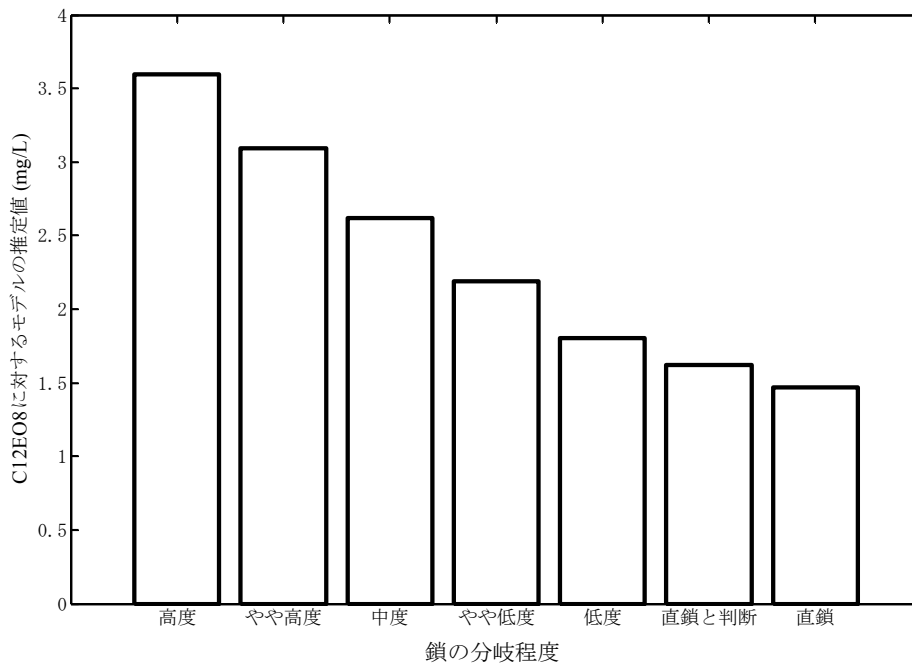
16 また、図VII.14 に C 鎖の分岐程度と推定結果との関係について、C12EO8 同族体を対象に、甲殻類の
17 生存に対する NOEC-30days（流水条件下の暴露）の推定結果を例として示した。分岐鎖より直鎖、そ
18 して分岐程度の低いほど推定毒性値が高くなる傾向にあることが分かった。

19 以上の検討結果から、モデルを用いた推定結果は、既存の毒性実験データから得られた AE の化学
20 構造と生態毒性との関係を再現できたといえる。因みに、既存の幾つかの QSAR モデル(Roberts, 1991;
21 Wong *et al.*, 1997)の推定結果でも同様な傾向が見られた。



1
2
3

図VII.13 甲殻類の生存に対する NOEC-30days と LC₅₀-48hrs の幾何平均値



4
5
6

図VII.14 C鎖の分岐程度と甲殻類の生存 NOEC-30days との関係

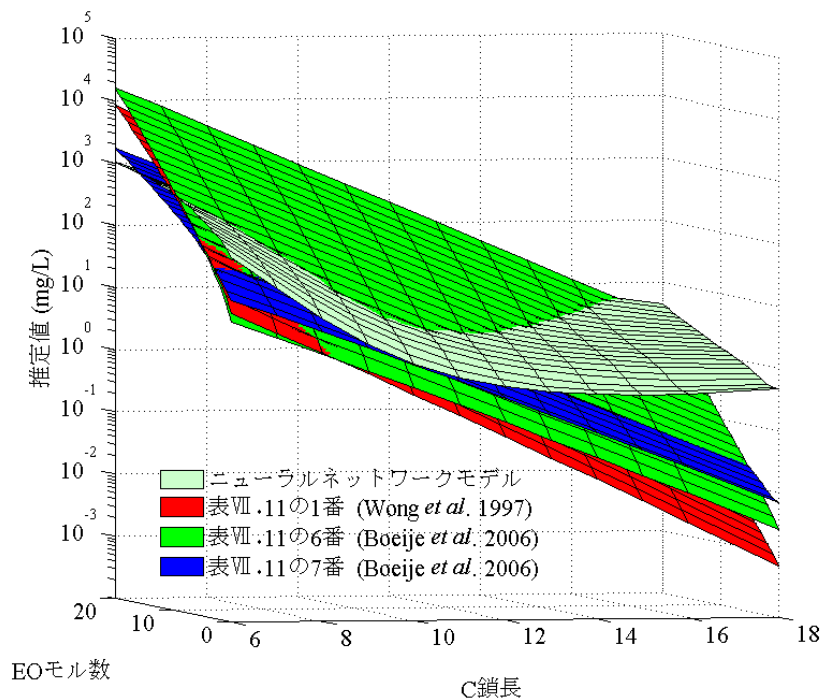
1 3.4.3 既存の QSAR モデルの推定結果との比較

2 既存の QSAR モデル (表VII.11) の推定結果との比較を行うため、式VII.2 を用いて logKow の計算を
 3 行った (Boeije *et al.*, 2006).

$$\begin{aligned}
 EO > 0 & \quad \log K_{ow} = -1.15 + 0.54 * C - 0.1 * EO \\
 EO = 0 & \quad \log K_{ow} = -1.29 + 0.54 * C
 \end{aligned}
 \tag{式VII.2}$$

4
 5
 6 甲殻類および魚類の急性毒性に関するニューラルネットワークおよび QSAR モデル (表VII.11 の 1,
 7 6, 7 番のモデルは甲殻類, 2, 8, 9 番のモデルは魚類) を用いた推定結果を, それぞれ図VII.15, 図VII.16
 8 に示した. 甲殻類および魚類に関する急性毒性について, C 鎖の鎖長が 14 以下の同族体に対し, ニュ
 9 ーラルネットワークモデルの推定値は QSAR モデルの推定値とかなり一致するが, C 鎖が 15 以上の
 10 同族体に対しては, ニューラルネットワークモデルの方は弱い毒性を推定する傾向にあることが分か
 11 った. また, 慢性毒性に関する推定結果の比較は, オオミジンコ (甲殻類) の繁殖 NOEC-21days (表
 12 VII.11 の 3, 10 番) を図VII.17, ファットヘッドミノーEC₁₀, EC₂₀ (表VII.11 の 12, 13 番) を図VII.18 に
 13 示した. C 鎖の長い EO モル数の少ない同族体ほど, 慢性毒性が強くなる傾向はどのモデルも同じだ
 14 が, ニューラルネットワークモデルの方は, その傾向の変化が緩やかであった.

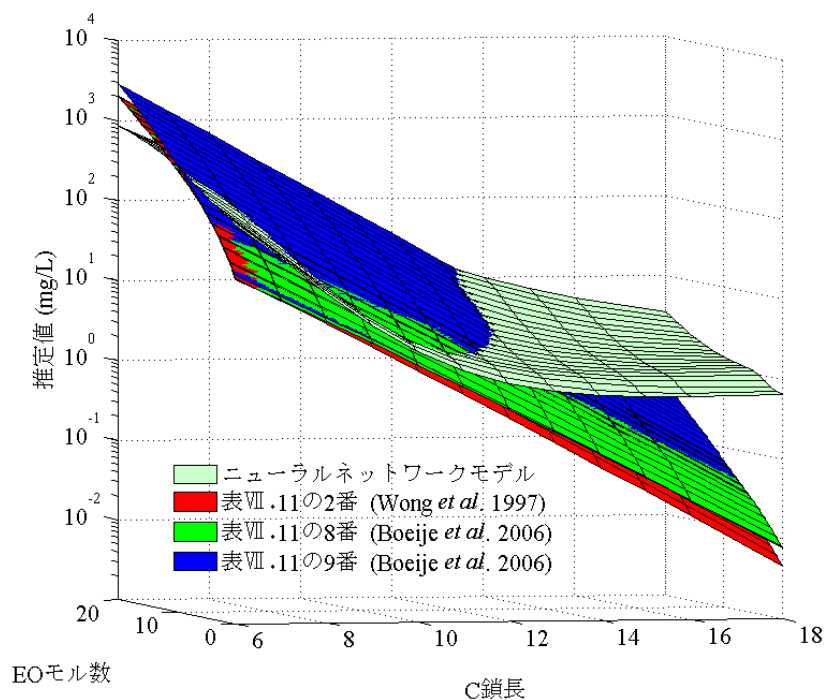
15



16

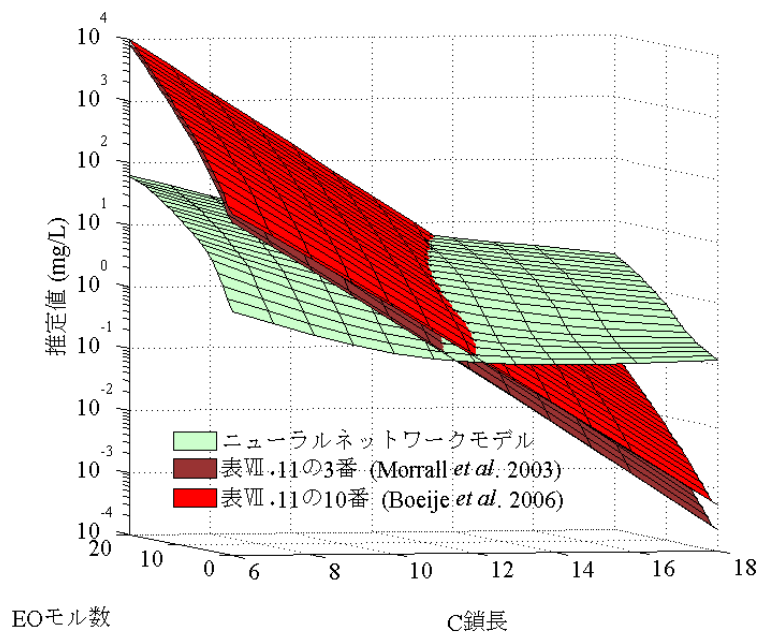
17 図VII.15 甲殻類の LC₅₀-48hours における各種モデルの推定結果の比較

18

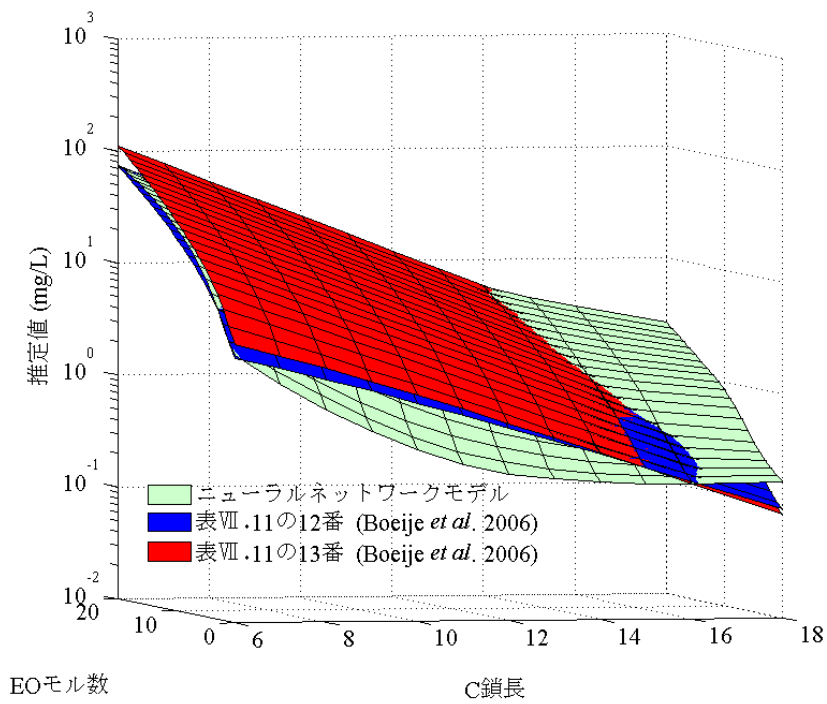


図VII.16 魚類の LC₅₀-96hours における各種モデルの推定結果の比較

1
 2
 3
 4 以上に示した通り，ニューラルネットワークによる推定値は，既存の QSAR モデルと同じ傾向を示
 5 し，特に C 鎖が 9~15 の同族体に対して近い推定値を出しているが，C 鎖の 9~15 以外の同族体，特
 6 には C 鎖の長い同族体に関する推定値には顕著な差があった．既存の生態毒性試験データから明らかに
 7 したように，C 鎖の鎖長が増加するほど毒性が強くなる．但し，一般に C 鎖の長い同族体ほど細胞膜
 8 を通りにくくなるため，生態毒性が線形的に大きくなると考えられる (Gustavson et al., 1998)．し
 9 かし，既存の QSAR モデルは線形モデルであるために，C 鎖長の増加とともに，毒性が単調に増加し
 10 続けることとなる．これに対し，既存の毒性試験データを学習し，非線形モデルに回帰させることが
 11 できるニューラルネットワークの推定結果では，C 鎖長の増加に伴う毒性指標値の増加が，徐々に鈍
 12 化することを再現できている．この結果から，既存の QSAR に比べて，ニューラルネットワークの方
 13 は高い推定精度を有することが明らかにされた．



1
 2 図VII.17 甲殻類の繁殖 NOEC-21days (オオミジンコ) における推定結果の比較
 3



4
 5 図VII.18 魚類の EC₁₀, EC₂₀ における推定結果の比較

4. リスク評価に用いられる生態毒性データ

本詳細リスク評価書では、魚類個体群存続を評価エンドポイントにし、同族体ごとのリスク評価を目標としている。前節までの検討結果から、同族体ごとのリスク評価に用いられる生態毒性データは、開発したニューラルネットワークモデルによる魚類への推定毒性データとした。魚類に対するモデルの推定値は、最も高い確度で実測値を再現できていることから、魚類個体群存続への影響を評価するには、モデルによる魚類への推定毒性データを用いることが有効であることを示した。

5. 本章のまとめ

- (1) 既存の生態毒性データは大部分が C12~15EO5~13 の範囲の同族体の混合物に関するものであり、同族体ごとのリスク評価に必要とされる同族体別の生態毒性データは揃っていなかった。
- (2) 環境中の生物への毒性は生物種により異なり、陸生生物・微生物・原生動物に比べ、水生生物は最も感受性の高い分類群であった。水生生物の中で最も感受性が高いのは無脊椎動物で、魚類はその次であった。魚類ではファットヘッドミノー（成魚の繁殖 NOEC-30days=0.16 mg/L）とニジマス（稚魚の成長阻害への NOEC-28days 0.15 mg/L）が最も感受性の高い種で、メダカの感受性はファットヘッドミノーのその 5 分の 1 程度であった。
- (3) 毒性作用機序はまだ完全にはわかっていないが、生態毒性は AE の分子構造に関係し、直鎖 AE では C 鎖が長いほど EO モル数が少ないほど毒性が強くなることを示した。
- (4) AE は良生分解性のもので、下水処理によって 98%以上除去される。しかし、その生分解の過程において、より少ない EO モル数の AE 同族体の組成比率が高くなるため、下水処理の流出水の同族体組成は、流入水の組成より生態毒性の高いものになることが示唆された。
- (5) 既存の毒性試験をもとに、入力層、第 1 隠れ層（6 つのニューロン）、第 2 隠れ層、出力層の 4 つの層で構成されたニューラルネットワークモデルを開発した。このモデルで得られた生態毒性の推定値について、毒性試験から得られた知見や実測値、既存の QSAR モデルとの比較を行った結果、モデルは高い精度で同族体ごとの生態毒性を推定できることが検証された。
- (6) 各同族体の生態毒性を得るには、毒性試験の代わりに、開発したニューラルネットワークモデルを用いることが有効であることを示した。特に、魚類に対する推定毒性値は、他の生物種より高い確度で推定できることが明らかにされた。

6. 参考文献

- 倉田直次, 越田和男, 藤井敏弘 (1977) . 界面活性剤の河川水中での生分解と魚毒性, 油化学, 26(2), 115-118.
- 紺野良子, 若林明子 (1987) . 藻類の増殖に及ぼす化学物質の影響, 東京都環境科学研究所年報, 113-116.

- 1 若林明子, 菊地幹夫, 永沼義春, 川原浩 (1984) . 洗剤に用いられる界面活性剤の魚毒性に関する研究, 東京都公害科学研究所年報, 114-118.
- 2
- 3 若林明子, 溝呂木昇 (1988) . 界面活性剤のニジマスに対する亜急性影響について, 東京都環境
4 科学研究所年報, 129-131.
- 5 Abram, F.S.H.; Brown, V.M.; Painter, H.A.; Turner, A.H. (1977). *The Biodegradability of Two Primary*
6 *Alcohol Ethoxylate Nonionic Surfactants under Practical Conditions, and the Toxicity of the*
7 *Biodegradation Products to Rainbow Trout*. Paper presented at the IVth Yugoslav Symposium on
8 Surface Active Substances held in Dubrovnik, October 17-21.
- 9 Aronstein, B.N.; Alexander, M. (1992). Surfactants at low concentrations stimulate biodegradation of
10 sorbed hydrocarbons in samples of aquifer sands and soil slurries. *Environmental Toxicology and*
11 *Chemistry*, 11: 1227-1233.
- 12 Belanger, S.E.; Guckert, J.B.; Bowling, J.W.; Begley, W.M.; Davidson, D.H.; LeBlanc, E.M.; Lee, D.M. (2000).
13 Responses of aquatic communities to 25-6 alcohol ethoxylate in model stream ecosystems. *Aquatic*
14 *Toxicology*, 48: 135-150.
- 15 Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Toy, R.; Boeije, G.; Marshall, S.J.; Wind, T.; van Compernelle, R.; Zeller, D. (2006).
16 Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotoxicology and*
17 *Environmental Safety*, 64: 85-99.
- 18 Bishop, W.; Perry, R. (1981). *Development and Evaluation of a Flow- Through Growth Inhibition Test with*
19 *Duckweed* (Lemma minor). Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fourth Conference, ASTM
20 STP 737: 421-435.
- 21 Bode, H.; Ernst, R.; Arditti, J. (1978). Biological effects of surfactants, III hydra as a highly sensitive assay
22 animal. *Environmental Pollution* 17: 175-185.
- 23 Boeije, G.M.; Cano, M.L.; Marshall, S.J.; Belanger, S.E.; van Compernelle, R.; Dorn, P.B.; Gumbel, H.; Toy,
24 R.; Wind, T.(2006). Ecotoxicity quantitative structure-activity relationships for alcohol ethoxylate mixtures
25 based on substance-specific toxicity predictions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 75-84.
- 26 Cardellini, P.; Ometto, L. (2001). Teratogenic and toxic effects of alcohol ethoxylate and alcohol ethoxy sulfate
27 surfactants on *Xenopus laevis* embryos and tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48:
28 170-177.
- 29 Davis, D.G.; Stolzenberg, R.L.; Stolzenberg, G.E. (1982). Phototoxicity of selected non-ionic surfactants
30 to soybean Glycine max cell suspensions. *Environmental Pollution Series A.*, 27: 197-206.
- 31 Davis, D.G.; Stolzenberg, R.L.; Dusky, J.A. (1984). A comparison of various growth parameters'of cell
32 suspension cultures to determine phytotoxicity of xenobiotics. *Weed Science*, 32: 235-242.
- 33 Davis, D.G.; Stolzenberg, R.L. (1986). Effects of a homogeneous linear alcohol ethylene oxide surfactant
34 on the ultrastructure of soybean cell suspension cultures. *Canadian Journal of Botany*, 64: 618-625.
- 35 Dorn, P.B.; Salanitro, J.P.; Evans, S.H.; Kravetz, L. (1993). Assessing the aquatic hazard of some branched

1 and linear nonionic surfactants by biodegradation and toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*,
2 12: 1751-1762.

3 Dorn, P.B.; Rodgers, J.H.; Dubey, S.T.; Gillespie, W.B.; Figueroa, A.R. (1996). Assessing the effects of a C14
4 ~15 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,
5 34: 196-204.

6 Dorn, P.B.; Rodgers, J.H.; Dubey, S.T.; Gillespie, W.B.; Lizotte, R.E. (1997a). An assessment of the ecological
7 effects of a C9~11 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosm experiments. *Ecotoxicology*,
8 6: 275-292.

9 Dorn, P.B.; Rodgers, J.H.; Gillespie, W.B.; Lizotte, R.E.; Dunn, A.W. (1997b). The effects of a C12~13 linear
10 alcohol ethoxylate surfactant on periphyton, macrophytes, invertebrates and fish in stream mesocosms.
11 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 1634-1645.

12 Efron, B.; Gong, G. (1983). A leisurely look at the bootstrap, the jackknife, and cross-validation. *American*
13 *Statistician*, 37: 36-48.

14 Ernst, R.; Arditti, J.; Healey, P.L. (1971). Biological effects of surfactants I, Influence on the growth of
15 orchid seedlings. *New Phytologist*, 70: 457-475.

16 Furmidge, C.G.L. (1959a). Physico-chemical studies on agricultural sprays II, The phytotoxicity of
17 surface-active agents on leaves of apple and plum trees. *Journal of the Science of Food and*
18 *Agriculture*, 10: 274-282.

19 Furmidge, C.G.L. (1959b). Physico-chemical studies on agricultural sprays III, Variation of phytotoxicity
20 with the chemical structure of surface-active agents. *Journal of the Science of Food and Agriculture*,
21 10: 419-425.

22 Garcia, M.T.; Ribosa, I.; Sanchez Leal, J.; Hrzecuch, W. (1996). Effect of homolog distribution on the toxicity
23 of alcohol ethoxylates. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 73: 903-906.

24 Ghirardini, A.V.; Novelli, A.A.; Likar, B.; Pojana, G.; Ghetti, P.F.; Marcomini, A. (2001). Sperm cell toxicity
25 test using sea urchin *Paracentrotus lividus* Lamarck (Echinodermata : Echinoidea): Sensitivity and
26 discriminatory ability toward anionic and nonionic surfactants. *Environmental Toxicology and Chemistry*,
27 20: 644-651.

28 Gillespie, W.B., Jr.; Rodgers, J.H., Jr.; Crossland, N.O. (1996). Effects of a nonionic surfactant (C(14-15)AE-7)
29 on aquatic invertebrates in outdoor stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15:
30 1418-1422.

31 Gillespie, W.B., Jr.; Rodgers, J.H., Jr.; Dorn, P.B. (1997). Responses of aquatic invertebrates to a C9~11
32 non-ionic surfactant in outdoor stream mesocosms. *Aquatic Toxicology*, 37: 221-236.

33 Gillespie, W.B., Jr.; Steinriede, R.W.; Rodgers, J.H., Jr.; Dorn, P.B.; Wong, D.C.L. (1999). Chronic toxicity of
34 a homologous series of linear alcohol ethoxylate surfactants to *Daphnia magna* in 21 day flow-through
35 laboratory exposures. *Environmental Toxicology*, 14: 293-300.

- 1 Gloxhuber, C.; Fischer, W.K. (1968). Studies on the action of high concentrations of alkylpolyglycol
2 ethers to fish (German translation). *Food and Cosmetics Toxicology*, 6: 469-477.
- 3 Gustavson K.E., Svenson A., Harkin J.M. (1998). Comparison of toxicities and mechanism of action of
4 n-alkanols in the submitochondrial particle and the *Vibrio Fischeri* bioluminescence (microtox®) bioassay.
5 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(10):1917-1921.
- 6 Hagan, M.T.; Demuth, H.B.; Beale, M. (1996). *Neural Network Design*. PWS Publishing Company, Boston.
- 7 Hall, W.S.; Patoczka, J.B.; Mirenda, R.J.; Porter, B.A.; Miller, E. (1989). Acute toxicity of industrial surfactants
8 to Mysidopsis-Bahia. *Archive of Environmental Contamination and Toxicology*, 18: 765-772.
- 9 Hartmann, L. (1966). Die toxicitat neuer tenside gegen autotrophe organismen. *Gas-Wasserfach*, 107:
10 251-255. (Arthur D. Little, 1977 引用).
- 11 Howells, W.G.; Kravetz, L.; Loring, D.; Piper, C.D.; Poovaiah, B.W.; Seim, E.C.; Rasmussen, V.P.; Terry,
12 N.; Waldron, L.J. (1984). The use of nonionic surfactants for promoting the penetration of water into
13 agricultural soils. In: Proceedings of the Eighth World Surfactants Congress. Munich, West Germany.
- 14 Kaluza, U.; Taeger, K. (1996). Chemical structure of alkanol ethoxylates and ecotoxicological properties.
15 *Tenside Surfactants Detergents*, 33: 46-51.
- 16 Kenneth, K.J.; Krzeminski, S.F. (1975). Susceptibility of bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) to nonionic
17 surfactants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 13: 377-384.
- 18 Kikuchi, M.; Wakabayashi, M. (1984). Lethal response of some surfactants to Medaka *Oryzias-Latipes* with
19 relation to chemical-structure. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 50: 1235-1240.
- 20 Kline, E.R.; Figueroa, R.A.; Rodgers, J.H.; Dorn, P.B. (1996). Effects of a nonionic surfactant (C14~15 AE-7)
21 on fish survival, growth and reproduction in the laboratory and in outdoor stream mesocosms.
22 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 997-1002.
- 23 Kōnemann, H. (1981). Quantitative structure-activity relationships in fish toxicity studies, part1, relationship for
24 50 industrial pollutants. *Toxicology* 19; 209-221.
- 25 Kravetz, L.; Salanitro, J.P.; Dorn, P.B.; Guin, K.F. (1991). Influence of hydrophobe type and extent of
26 branching on environmental response factors of nonionic surfactants. *Journal of the American Oil*
27 *Chemists' Society*, 68: 610-618.
- 28 Lee, B.K.H. (1970). The effect of anionic and nonionic detergents on soil microfungi. *Canadian Journal of*
29 *Botany*, 48: 583-589. (Arthur D. Little, 1977 引用).
- 30 Lewis, M.A.; Perry, R. (1981). Acute Toxicities of Equimolar and Equitoxic Surfactant Mixtures to *Daphnia*
31 *magna* and *Lepomis macrochirus*. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. In: American Society for
32 Testing and Materials. D.R.Branson, K.L. Dickson Eds., Fourth Conference ASTM STP 737, 402-418.
- 33 Lewis, M.A.; Suprenant, D. (1983). Comparative acute toxicities of surfactants to aquatic invertebrates.
34 *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 7: 313-322.
- 35 Lewis, M.A.; Hamm, B.G. (1986). Environmental modification of the photosynthetic response of lake plankton

- 1 to surfactants and significance to a laboratory-field comparison. *Water Research*, 20: 1575-1582.
- 2 Lizotte, R.E.; Wong, D.C.L.; Dorn, P.B.; Rodgers, J.H. (1999). Effects of a homologous series of linear alcohol
3 ethoxylate surfactants on fathead minnow early life stages. *Archive of Environmental Contamination and*
4 *Toxicology*, 37: 536-541.
- 5 Lownds, N.K.; Bukovac, M.J. (1988). Studies on octylphenoxy surfactants: V. Toxicity to cowpea leaves
6 and effects of spray application parameters. *Journal of the American Society for Horticultural Science*,
7 113(2): 205-210.
- 8 Macek, J.K.; Krzeminski, F.S. (1975). Susceptibility of bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) to nonionic
9 surfactants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 13(3): 377-384.
- 10 Madsen, T.; Petersen, G.; Seierø, C.; Tørsløv, J. (1996b). Biodegradability and aquatic toxicity of
11 glycoside surfactants and a nonionic alcohol ethoxylate. *Journal of the American Oil Chemists'*
12 *Society*, 73: 929-933.
- 13 Madsen, T.; Boyd, B.H.; Nylen, D.; Pedersen, R.A.; Petersen, I.G.; Simonsen, F. (2001). *Environmental and*
14 *Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products*.
15 Environmental Project No. 615.
- 16 Maki, A.W. (1979). Correlations between *Daphnia magna* and fathead minnow (*Pimephales promelas*)
17 chronic toxicity values for several classes of test substances. *Journal of the Fisheries Research Board*
18 *of Canada*, 36: 411-421.
- 19 Maki, A.W.; Bishop, W.E. (1979). Acute toxicity studies of surfactants to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*.
20 *Archive of Environmental Contamination and Toxicology*, 8: 599-612.
- 21 Maki, A.W.; Rubinm, A.J.; Sykes, R.M.; Shank, R.L. (1979). Reduction of nonionic surfactant toxicity
22 following secondary treatment. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 51: 2301-2313.
- 23 Mank, M.A.; Kruger, H.O. (1998). *SS0475.01: A flow-through life cycle toxicity test with the cladoceran*
24 *(Daphnia magna)*. Wildlife International, Inc., Report to P & G.
- 25 Mank, M.A.; Kruger, H.O. (1999a). *X0592.01: A flow-through life cycle toxicity test with the cladoceran*
26 *(Daphnia magna)*. Wildlife International, Inc., Report to P & G.
- 27 Mank, M.A.; Kruger, H.O. (1999b). *SS0590.01: A flow-through life cycle toxicity test with the cladoceran*
28 *(Daphnia magna)*. Wildlife International, Inc., Report to P & G.
- 29 Masters, J.A.; Lewis, M.A.; Davidson, D.H.; Bruce, R.D. (1991). Validation of a 4-day Ceriodaphnia toxicity
30 test and statistical considerations in data-analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 47-55.
- 31 Maxwell, K.E.; Piper, W.D. (1968). Molecular structure of nonionic surfactants in relation to laboratory
32 insecticidal activity. *Journal of Economic Entomology*, 61: 1633-1636.
- 33 Morrall, D.D.; Belanger, S.E.; Dunphy, J.C. (2003). Acute and chronic aquatic toxicity structure-activity
34 relationships for alcohol ethoxylates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56: 381-389.
- 35 Morrall, S.W.; Rosen, M.J.; Zhu, Y.-P.; Versteeg, D.J.; Dyer, S.D. (1997). Physicochemical Descriptors for

1 Development of Aquatic Toxicity Qsars for Surfactants. In: F. Chen, G. Schuurmann, eds., Quantitative
2 Structure-Activity Relationships I in Environmental Sciences. SETAC Press, Pensacola, Florida, USA,
3 299-313.

4 Müller, M.T.; Zehnder, A.J.B.; Escher, B.I. (1999). Liposome–water and octanol–water partitioning of alcohol
5 ethoxylates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2191–2198.

6 Nyberg, H. (1988). Growth of *selenastrum capricornutum* in the presence of synthetic surfactants. *Water*
7 *Research*, 22: 217-223.

8 Pantani, C.; Pannunzio, G.; DeCristofaro, M.; Novelli, A.A.; Salvatori, M. (1997). Comparative acute toxicity
9 of some pesticides, metals, and surfactants to *Gammarus italicus* Goedm and *Echinogammarus tibaldii*
10 Pink, and Stock (Crustacea: Amphipoda). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*,
11 59: 963-967.

12 Reiff, B. (1976). The effect of biodegradation of three nonionic surfactants on their toxicity to rainbow
13 trout. In: Proceedings of the Seventh International Congress on SurfaceActive Substances, Moscow,
14 USSR, September 12-18.

15 Reiff, B.; Lloyd, R.; How, M.J.; Brown, D.; Alabaster, J.S. (1979). The acute toxicity of eleven detergents to
16 fish: Results of an interlaboratory exercise. *Water Research*, 13: 207-210.

17 Roberts, D.W. (1991). QSAR issues in aquatic toxicity of surfactants. *Science of the Total Environment*,
18 109–110 : 557–568.

19 Salanitro, J.P.; Langston, G.C.; Dorn, P.B.; Kravetz, L. (1988). Activated-sludge treatment of ethoxylate
20 surfactants at high industrial use concentrations. *Water Science and Technology*, 20: 125-130.

21 Sandbacka, M.; Christianson, I.; Isomaa, B. (2000). The acute toxicity of surfactants on fish cells, *Daphnia*
22 *magna* and fish - A comparative study. *Toxicology in Vitro*, 14: 61-68.

23 Saski, W.; Manelli, M.; Saettoni, M.F.; Bottari, F. (1971). Relative toxicity of three homologous series of
24 nonionic surfactants in the planarian. *Journal of Pharmaceutical Science*, 60(6): 854-859.

25 Scholz, N. (1997). Ecotoxicology of surfactants. *Tenside Surfactants Detergents.*, 34: 229-232.

26 Shell Chemical Co. (1981). Unpublished data. (Goyer et al., 1981 引用).

27 Singh, R.P.; Gupta, N.; Singh, S.; Singh, A.; Suman, R.; Annie, K. (2002). Toxicity of ionic and nonionic
28 surfactants to six macrobes found in Agra, India. *Bulletin of Environmental Contamination and*
29 *Toxicology*, 69: 265-270.

30 Stone, M. (1974). Cross-Validatory Choice and Assessment of Statistical Predictions. *Journal of the Royal*
31 *Statistical Society, B*, 36: 111-147.

32 Swedmark, M.; Braaten, B.; Emanuelsson, E.; Granmo, A. (1971). Biological effects of surface
33 active agents on marine animals. *Marine Biology*, 9: 183-201.

34 Swisher, R.D. (1987). *Surfactant Biodegradation*, 2nd edition. Surfactant Science Series, Vol. 18. Marcel
35 Dekker. Inc., New York, USA.

- 1 Talmage, S.S. (1994). *Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Alcohol Ethoxylates and*
2 *Alkylphenol Ethoxylates*. The Soap and Detergent Association. Lewis publishers, Boca Raton, Florida,
3 USA.
- 4 Turner, A.H.; Abram, F.S.; Brown, V.M.; Painter, H.A. (1985). The biodegradability of 2 Primary alcohol
5 ethoxylate nonionic surfactants under practical conditions, and the toxicity of the biodegradation products
6 to rainbow-trout. *Water Research*, 19: 45-51.
- 7 **United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service** (1976). *Final Environmental Statement:*
8 *The use of compound PA-14 avian stressing agent for control of blackbirds and starlings at winter roosts.*
- 9 Uppgard, L.L.; Lindgren, A.; Sjostrom, M.; Wold, S. (2000). Multivariate quantitative structure-activity
10 relationships for the aquatic toxicity of technical nonionic surfactants. *Journal of Surfactants and*
11 *Detergents*, 3: 33-41.
- 12 Valoras, N.; Letey, J. (1978). *Screening of Neodol chemicals for potential use in erosion control*. Report of
13 the University of California, Riverside, to Shell Chemical Co., Houston, Texas, unpublished. (Goyer
14 et al., 1981 引用).
- 15 Vandoni, M.V.; Goldberg-Federico, L. (1973) Sul comportamento dei detergenti di sintest nel terreno
16 agrario--Nota VIII. *Riv. Ital. Sost. Grasse.*, 50: 185-192. (Arthur D. Little, 1977 引用).
- 17 Versteeg, D.J.; Stanton, D.T.; Pence, M.A.; Cowan, C. (1997). Effects of surfactants on the rotifer, *Brachionus*
18 *calyciflorus*, in a chronic toxicity test and in the development of QSARs. *Environmental Toxicology and*
19 *Chemistry*, 16: 1051-1058.
- 20 Warne, M.S.J.; Schifko, A.D. (1999). Toxicity of laundry detergent components to a freshwater cladoceran and
21 their contribution to detergent toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44: 196-206.
- 22 Wildish, D.J. (1972). Acute toxicity of polyoxyethylene esters and polyoxyethylene ethers to *S. Salar* and *G.*
23 *Oceanicus*. *Water Research*, 6: 759-762.
- 24 Wildish, D.J. (1974). Lethal response by atlantic salmon parr to some polyoxyethylated cationic and nonionic
25 surfactants. *Water Research*, 8: 433-437.
- 26 Wong, D.C.L.; Dorn, P.B.; Chai, E.Y. (1997). Acute toxicity and structure-activity relationships of nine alcohol
27 ethoxylate surfactants to fathead minnow and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*,
28 16: 1970-1976.
- 29 Wong, D.C.L.; Toy, R.J.; Dorn, P.B. (2004). A stream mesocosm study on the ecological effects of a C12~15
30 linear alcohol ethoxylate surfactant. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58: 173-186.
- 31 Yamane, A.N.; Okada, M.; Sudo, R. (1984). The growth inhibition of planktonic algae due to surfactants used
32 in washing agents. *Water Research*, 18: 1101-1105.

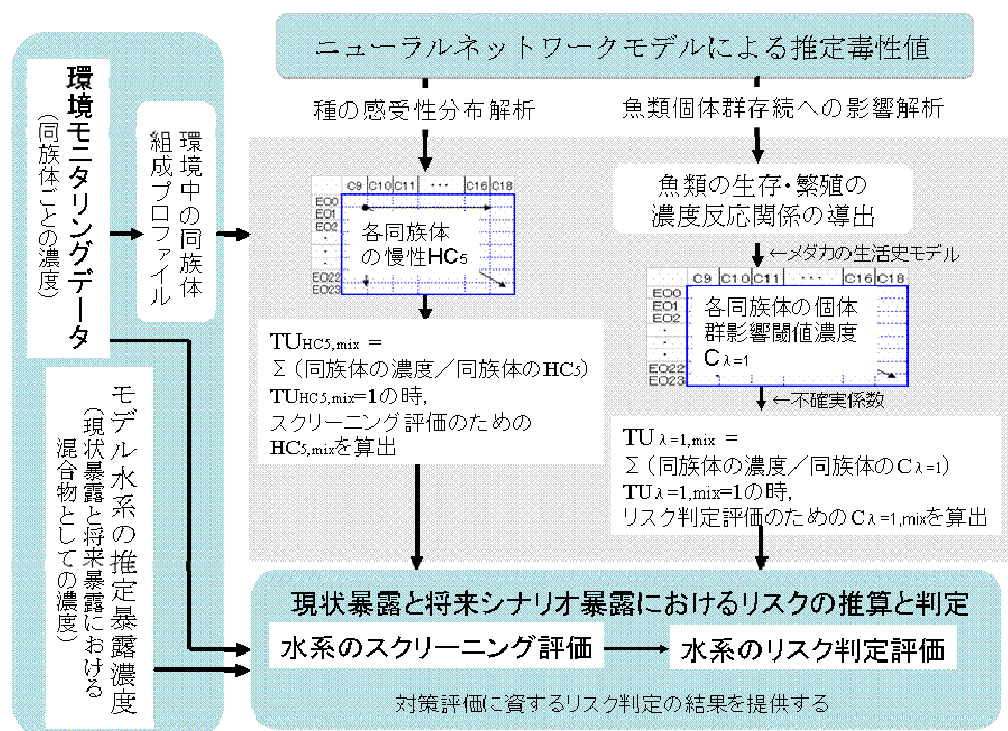
1	第 VIII 章 リスクの推算と判定	VIII-1
2	1. はじめに	VIII-1
3	2. リスクの推算と判定に関する考え方	VIII-1
4	2.1 評価エンドポイントの設定	VIII-1
5	2.2 環境暴露濃度情報の使い分け	VIII-2
6	2.3 混合物のリスク推算手法	VIII-3
7	2.4 リスクの推算と判定のための $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の推定方法	VIII-3
8	2.5 リスクの推算と判定に関する手順	VIII-6
9	3. スクリーニング評価のための種の感受性分布解析	VIII-6
10	3.1 各同族体による 5%の生物種への影響濃度 ($HC_{5,ij}$) の推定	VIII-7
11	3.2 スクリーニング評価のための $HC_{5,mix}$ の推定	VIII-8
12	4. リスク判定のための魚類個体群存続に対する影響の解析	VIII-10
13	4.1 解析における仮定	VIII-10
14	4.2 各同族体による魚類個体群存続への影響の閾値濃度 ($C_{\lambda=1,ij}$) の推定手順	VIII-11
15	4.3 各同族体の魚類個体群影響閾値濃度 ($C_{\lambda=1,ij}$) の推定結果	VIII-13
16	4.4 リスク判定のための $C_{\lambda=1,mix}$ の推定	VIII-15
17	5. 水系における AE のリスク	VIII-17
18	5.1 現状暴露における AE のリスク	VIII-17
19	5.1.1 モニタリング調査水系	VIII-17
20	5.1.2 下水処理水	VIII-22
21	5.1.3 モデル水系	VIII-24
22	5.1.4 AE のリスクの現状に関するまとめ	VIII-25
23	5.2 将来暴露シナリオにもとづく水系のリスク予測	VIII-25
24	6. 化管法指定範囲の AE のリスクの実態	VIII-27
25	7. 不確実性の考察と今後の課題	VIII-28
26	8. 本章のまとめ	VIII-30
27	9. 参考文献	VIII-30

28
29
30
31
32
33
34
35

第VIII章 リスクの推算と判定

1. はじめに

本章では図VIII.1 に示した枠組みで AE の生態リスクの推算と判定を行う。まず、2 節では、リスクの推算と判定に関する考え方を示す。次に3 節と4 節では、水系におけるスクリーニング的なリスク評価のための 5%の生物種への影響濃度（以後「 $HC_{5, mix}$ 」と略す）と、リスク判定のための魚類個体群存続に対する影響閾値濃度（以後「 $C_{\lambda=1, mix}$ 」と略す）を推定する。これに続く5 節では、モニタリング調査の実測値やモデル水系暴露解析の推定結果を用いて、水系における AE の現状のリスクの判定および将来リスクの予測を行う。即ち、解析で得られた、水系に関するリスクの推算と判定の結果をもとに、要モニタリング水系と要リスク管理水系を特定し、現状および将来の AE リスク管理対策に資する知見を提供する。さらに、6 節では化管法指定範囲の同族体の AE のもつリスクの実態を明らかにする。



図VIII.1 AE の生態リスクの推算と判定の流れ

2. リスクの推算と判定に関する考え方

2.1 評価エンドポイントの設定

AE による水生生態系への影響の有無と程度については、魚類個体群存続を評価エンドポイントと

1 した生態リスクを用いて判定するが、個体レベルの生態毒性データを用いた種の感受性分布解析によ
2 る評価もスクリーニング的な位置づけで用いた。魚類個体群の存続を評価エンドポイントとしたのは、
3 魚類が水生生態系の中での高次捕食者で、高い生態的地位にある代表的な水生生物であることから、
4 魚類が生息できる環境ならば、その水域の生態系における食物連鎖の構造と機能がある程度健全であ
5 ると考えたからである（林，2006）。

6 魚類個体群存続に対する影響を検討するためには、化学物質による魚類への生態毒性データが必要
7 不可欠である。こうした生態毒性データの殆どは、コントロールされた実験室の環境下（最適な条件）
8 で得られている。つまり、化学物質の影響がなければ、実験室の生物個体群の個体群増殖率（以後「 λ 」
9 と略す）は1より大きく、個体数は増え続けるが、化学物質の影響があれば、この増え続ける傾向が
10 抑えられる。合理的な化学物質の生態リスク管理では、生物個体レベルの生死への影響ではなく、生
11 物個体群の存続を評価エンドポイントとした個体群レベルへの影響を考慮すべきである。しかし、評
12 価に使える生態毒性データは、殆ど実験室内で取られた試験生物の個体を対象としたものであり、こ
13 れらの毒性データから種の絶滅リスク（種の絶滅待ち時間）を求めるには、大きな不確実性を伴った
14 外挿を行う必要がある（林ら，2003）。また、算出された絶滅リスクの指標となる種の絶滅待ち時間は、
15 10の数十乗のオーダー（年）で、現実味に欠けている嫌いがあった。そこで、林ら（2003）は、実験
16 室において得られた毒性値を用いて、生物個体群の λ が1となった時の化学物質の濃度を、実験室の
17 対象生物種個体群存続への影響の閾値濃度として提案した。 λ はある生物個体群を構成する各個体の
18 生存能力および繁殖能力を統合した値で、生態系の中における生物個体群の存続を示す生態的指標で
19 ある。 λ は、生物の生活史情報と、化学物質による生存および繁殖の影響に関する生態毒性データを用
20 いて構築した個体群行列モデルから算出できる。

21 このような背景から、実験室内で得られた個体レベルの生態毒性データをもとにした生態リスク評
22 価を行わざるを得ない現状では、 λ が実験室における個体レベルの影響を個体群レベルへの影響に変
23 換するための最適な指標であると考えられた。但し、得られた個体群影響の閾値濃度（ λ が1となっ
24 た時の化学物質の濃度）が、実験室内のコントロールされた好条件下（餌や温度等の環境条件が最適、
25 種間競争や捕食の心配もない）での個体群存続に関するものであり、この値を野外環境にある個体群
26 に適用される際、様々な不確実性を考慮する必要がある、そのための検討は今後の大きな研究課題と
27 なる。

28 本評価書では、生活史情報が最も充実しているメダカを魚類のモデル生物（本章の4節にて詳述）
29 とし、AEによる魚類個体群存続への影響を解析した。なお、各同族体による魚類個体群存続に対す
30 る影響の閾値濃度を求めるため、魚類の生存および繁殖に関する各同族体の生態毒性データは、ニュー
31 ーラルネットワークモデルの推定値を用いた。

32

33 2.2 環境暴露濃度情報の使い分け

34 AEの各同族体の違いを考慮したリスク評価を行うため、同族体ごとの環境暴露の特性に関する情
35 報が必要不可欠である。AEの生態リスク評価に利用可能な環境暴露濃度は、モニタリング調査の実

1 測値（同族体別の環境暴露濃度，第V章）と，SHANEL モデルによる多摩川と日光川の推定暴露濃度
 2 （同族体別の環境暴露濃度ではない，第VI章）の2種類があった．このうち，前者のモニタリング調
 3 査の実測値は，C12～18EO0～23 の各同族体を網羅したものであるため，リスク判定用の魚類個体群
 4 存続への影響の閾値濃度である $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ およびスクリーニング評価のための5%の生物種への影響濃
 5 度である $HC_{5, \text{mix}}$ の推定，各同族体のもつ生態リスクの推算，およびAEリスクの実態の解明に用いた．
 6 一方，後者のSHANEL モデルによる推定暴露濃度は，日本全国の水系における現状のリスクの有無と
 7 程度の判断，発生源の特定，および将来のリスクの予測に用いた．

8

9 2.3 混合物のリスク推算手法

10 混合物のリスク推算の手法は，その構成成分の毒性作用機序により大きく3つの手法に分けられる
 11 （USEPA, 2006）．即ち，個々の構成成分の毒性作用機序が類似の場合に適用される「用量加算法」（ハ
 12 ザードインデックスまたは相対ポテンシーファクター），独立的な作用機序の場合に適用される「反応
 13 加算法」，相互作用の作用機序の場合に適用される「相互作用のハザードインデックス法」の3手法で
 14 ある（USEPA, 2006）．AEは同じ官能基をもつ同族体群から構成される混合物であるため，各同族体
 15 の生物への毒性作用機序は類似であると考えられた．そこで本詳細リスク評価では，AEのリスクの
 16 推算には，式VIII.1の相加的モデル（Concentration Additive Model）に基づいた用量加算法が用いられた．
 17 式VIII.1から分かるように，各同族体のもつリスクは，それぞれの環境中濃度と単独で生物へ影響を与
 18 えたときの毒性値の比，いわゆる Toxic Unit（以後「TU」と略す）によって評価できる（ECETOC, 2001;
 19 Belanger *et al.*, 2006）．
 20

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

C_i は*i*番目成分の環境中濃度，

EC_{x_i} は*i*番目成分が単独で作用したときの毒性値，例えば*x*=10の時， EC_{10}

$\frac{C_i}{EC_{x_i}}$ はtoxic unit (TU)といい，混合物中の*i*番目成分の相対ポテンシーを示す

TU_{mix} は様々な同族体から構成される混合物であるAEのリスクを示す

21

22 2.4 リスクの推算と判定のための $HC_{5, \text{mix}}$ と $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ の推定方法

23 水系のAEリスクに対するスクリーニング的なリスク評価とリスク判定を行うため，様々な同族体
 24 から構成される混合物であるAEに関する $HC_{5, \text{mix}}$ と $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ を推定する必要がある．ここでは，式VIII.1
 25 の概念に従って，各同族体 C_iEO_j (*i*はC鎖長，*j*はEOモル数)が単独で5%の生物種に影響を与えう
 26 る濃度（以後「 $HC_{5, i, j}$ 」と略す），および各同族体が単独で魚類個体群の存続へ影響を与えうる閾値濃
 27 度（以後「 $C_{\lambda=1, i, j}$ 」と略す）を用いて，同族体の混合物であるAEに関する $HC_{5, \text{mix}}$ と $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ を推定
 28 した．式VIII.2 および式VIII.3は，式VIII.1の概念に基づいて書き換えたものである．

$$TU_{HC_5, mix} = \sum_{i,j} TU_{HC_5, i, j} = \sum_{i,j} \frac{C_{i,j}}{HC_{5, i, j}} = \sum_{i,j} \frac{C_{mix} \times X_{i,j}}{HC_{5, i, j}} = C_{mix} \times \sum_{i,j} \frac{X_{i,j}}{HC_{5, i, j}}$$

$$HC_{5, mix} = \frac{C_{mix}}{TU_{HC_5, mix}} = \frac{C_{mix}}{C_{mix} \times \sum_{i,j} \frac{X_{i,j}}{HC_{5, i, j}}} = \frac{1}{\sum_{i,j} \frac{X_{i,j}}{HC_{5, i, j}}}$$

i はC鎖, $12 \leq i \leq 18$, j はEOモル数, $0 \leq j \leq 23$

1 mix は i, j の各同族体から構成されるAE混合物

式VIII.2

$C_{i,j}$ は各同族体の環境中濃度

$HC_{5, i, j}$ は各同族体が単独で5%生物種への影響濃度

$TU_{HC_5, i, j}$ は各同族体のもつリスクの相対値(5%生物種への影響)

$X_{i,j}$ は環境中のAEの同族体組成, つまり同族体 i, j の全体に占める割合

C_{mix} と $TU_{HC_5, mix}$ は, 各同族体から構成されるAE混合物の環境中濃度とリスク

$HC_{5, mix}$ は各同族体の $HC_{5, i, j}$ に基づいた環境中のAE混合物による5%生物種への影響濃度

$$TU_{\lambda=1, mix} = \sum_{i,j} TU_{\lambda=1, i, j} = \sum_{i,j} \frac{C_{i,j}}{C_{\lambda=1, i, j}} = \sum_{i,j} \frac{C_{mix} \times X_{i,j}}{C_{\lambda=1, i, j}} = C_{mix} \times \sum_{i,j} \frac{X_{i,j}}{C_{\lambda=1, i, j}}$$

$$C_{\lambda=1, mix} = \frac{C_{mix}}{TU_{\lambda=1, mix}} = \frac{C_{mix}}{C_{mix} \times \sum_{i,j} \frac{X_{i,j}}{C_{\lambda=1, i, j}}} = \frac{1}{\sum_{i,j} \frac{X_{i,j}}{C_{\lambda=1, i, j}}}$$

i はC鎖, $12 \leq i \leq 18$, j はEOモル数, $0 \leq j \leq 23$

2 mix は i, j の各同族体から構成されるAE混合物

式VIII.3

$C_{i,j}$ は各同族体の環境中濃度

$C_{\lambda=1, i, j}$ は各同族体が単独で魚類個体群の存続に影響を与える閾値濃度

$TU_{C_{\lambda=1, i, j}}$ は各同族体のもつリスクの相対値(魚類個体群存続の影響)

$X_{i,j}$ は環境中のAEの同族体組成, つまり同族体 i, j の全体に占める割合

C_{mix} と $TU_{C_{\lambda=1, mix}}$ は, 各同族体から構成されるAE混合物の環境中濃度とリスク

$C_{\lambda=1, mix}$ は各同族体の $HC_{5, i, j}$ に基づいた環境中のAE混合物による魚類個体群影響の閾値濃度

3

4 $HC_{5, mix}$ および $C_{\lambda=1, mix}$ の具体的推定手順は, 以下の通りである.

5 ① ニューラルネットワークモデルで推定した各同族体の生態毒性値を用いて, 各同族体が単独で
6 5%の生物種に影響を与える濃度である $HC_{5, i, j}$ (詳細は本章の 3.1 項) および各同族体が単独
7 で魚類個体群存続に影響を与える閾値濃度である $C_{\lambda=1, i, j}$ (詳細は本章の 4.1~4.2 項) をそれ
8 ぞれ求める.

9 ② 環境中の AE 同族体組成 (各同族体の全体に占める割合, $X_{i,j}$) を求める. 各同族体の $TU_{HC_5, i, j}$
10 または $TU_{\lambda=1, i, j}$ を得るためには, AE の環境暴露特性の情報(各同族体の暴露濃度や同族体組成)
11 が必要であるが, 第V章で検討したように, AE は生分解性が高いため, 環境中の AE 同族体

組成は場所ごとに特異的（水系依存的）で、既存の少ない実測値から日本全国水系中の代表的 AE 同族体組成を推定できない状況にある。ここでは、浅川水系に対する 2005 年 9 月（夏季）と 2005 年 2 月（冬季）のモニタリング調査結果（産総研委託調査）を用いて、夏季、冬季、および年平均の環境中の AE 同族体組成を検討した。得られた同族体組成は、実測値に基づいたものとして用いた。表VIII.1 には、その一例として、夏季と冬季の平均値に基づいた環境中の AE の年平均同族体組成（各同族体の全体に占める割合、 X_{ij} ）を示した。

- ③ ②で得られた環境中の AE の同族体組成と、得られた各同族体の $HC_{5,ij}$ または $C_{\lambda=1,ij}$ を用いて、各同族体の $TU_{HC5,ij}$ または $TU_{\lambda=1,ij}$ を求める（式VIII.1）。
- ④ 各同族体の $TU_{HC5,ij}$ または $TU_{\lambda=1,ij}$ の総和が 1 に等しい時、それぞれの同族体の暴露濃度の総和を $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ とする（式VIII.2 または式VIII.3）。

表VIII.1 環境中の AE の同族体組成の一例 (X_{ij} , 浅川の年平均, %)

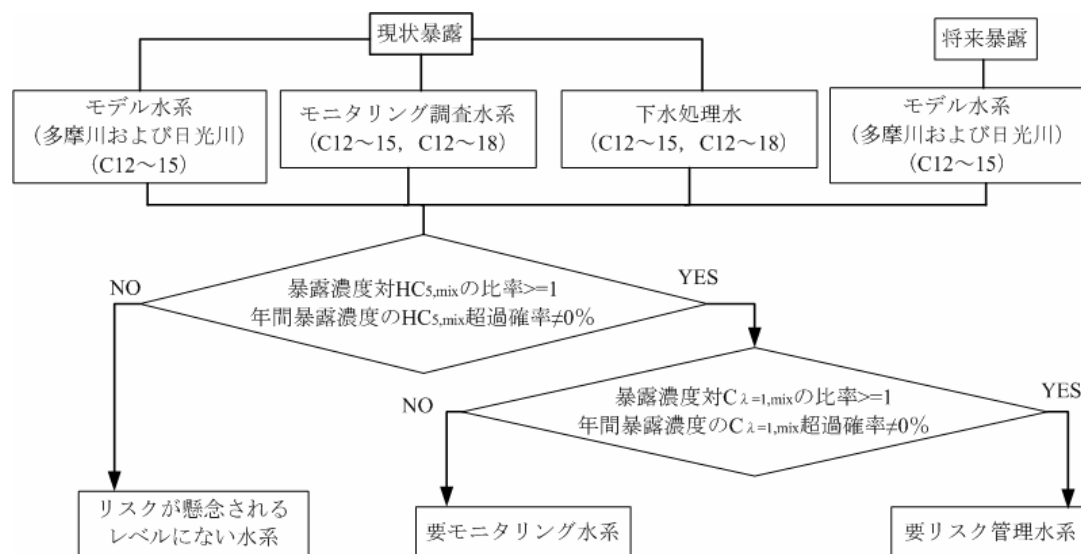
C 鎖の鎖長 EO モル数	12	13	14	15	16	18
0	5.90	1.94	1.86	0.29	0.73	0.07
1	1.65	0.07	0.48	0.04	0.03	0.02
2	1.67	0.06	0.25	0.04	0.02	0.03
3	2.71	0.11	0.36	0.04	0.03	0.06
4	3.46	0.17	0.49	0.01	0.04	0.05
5	2.20	0.58	0.63	0.26	0.06	0.07
6	4.21	0.29	0.69	0.07	0.12	0.08
7	4.61	0.31	0.73	0.09	0.08	0.13
8	2.74	1.42	0.73	0.04	0.07	0.10
9	3.15	0.66	1.46	0.05	0.10	0.11
10	3.52	0.48	0.99	0.76	0.10	0.11
11	3.61	0.44	1.06	0.12	0.55	0.18
12	4.34	0.41	1.13	0.12	0.49	0.09
13	4.59	0.43	1.06	0.09	0.65	0.11
14	4.10	0.41	0.90	0.05	0.66	0.13
15	4.00	0.43	0.85	0.06	0.18	0.11
16	3.93	0.41	0.79	0.05	0.11	0.05
17	2.83	0.31	0.52	0.03	0.13	0.05
18	2.14	0.24	0.39	0.02	0.12	0.05
19	1.20	0.13	0.22	0.01	0.11	0.04

20	— ¹⁾	—	—	—	0.10	0.03
21	—	—	—	—	0.09	0.05
22	—	—	—	—	0.03	0.01
23	—	—	—	—	0.02	0.00

1) C12~15EO20~23 に関しては、環境中の暴露濃度の計測ができなかったため、その組成の割合は不明である。

2.5 リスクの推算と判定に関する手順

水系における AE リスクの推算と判定の手順は、具体的に図VIII.2 に示す通りである。利用可能な暴露濃度情報（第V章と第VI章）と $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ の推定値とを用いて、各水系における AE のリスクを、1) 暴露濃度対 $HC_{5,mix}$ の比率または暴露濃度対 $C_{\lambda=1,mix}$ の比率（ハザード比）、2) 年間暴露濃度の $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ の超過確率（%）の2つ指標として推算し、リスク判定を行った。リスクの判定では、まず $HC_{5,mix}$ を用いてスクリーニング的な評価を行い、リスクが懸念されるレベルにある水系か、そうでない水系かを判定する。次に、 $C_{\lambda=1,mix}$ を用いて、リスクが懸念されるレベルにある水系を、さらに要モニタリング水系と要リスク管理水系に判定した。



図VIII.2 水系における AE の生態リスクの推算と判定の手順

3. スクリーニング評価のための種の感受性分布解析

種の感受性分布解析は、利用可能な全ての生態毒性データを、同じ重みで比較できる手法としてよく用いられてきた。しかし、一次生産者の藻類から高次捕食者の魚類等に至るまでの各栄養段階の生物種の感受性が、同じ関数に回帰される（対数正規分布がよく用いられる）と仮定していることや、全ての生物種と毒性影響の測定エンドポイントを同じ重みで扱うことが欠点として指摘されている（e.g., Calow & Forbes, 2003）。本詳細リスク評価書では、個体レベルの生態毒性データを用いた種の

1 感受性分布解析から得られた各同族体の $HC_{5,ij}$ に基づいた $HC_{5,mix}$ を用いて、水系に対するスクリーニ
 2 ング的なリスク判定を行った。また、推定した $HC_{5,mix}$ の不確実性を検討するため、Belanger *et al* (2006)
 3 が報告した QSAR モデルによる 17 種の生物に対する EC_{10} または EC_{20} を用いた各同族体
 4 (C9~18EO0~18) の $HC_{5,ij}$ に基づいた $HC_{5,mix}$ の推定結果との比較も行った。

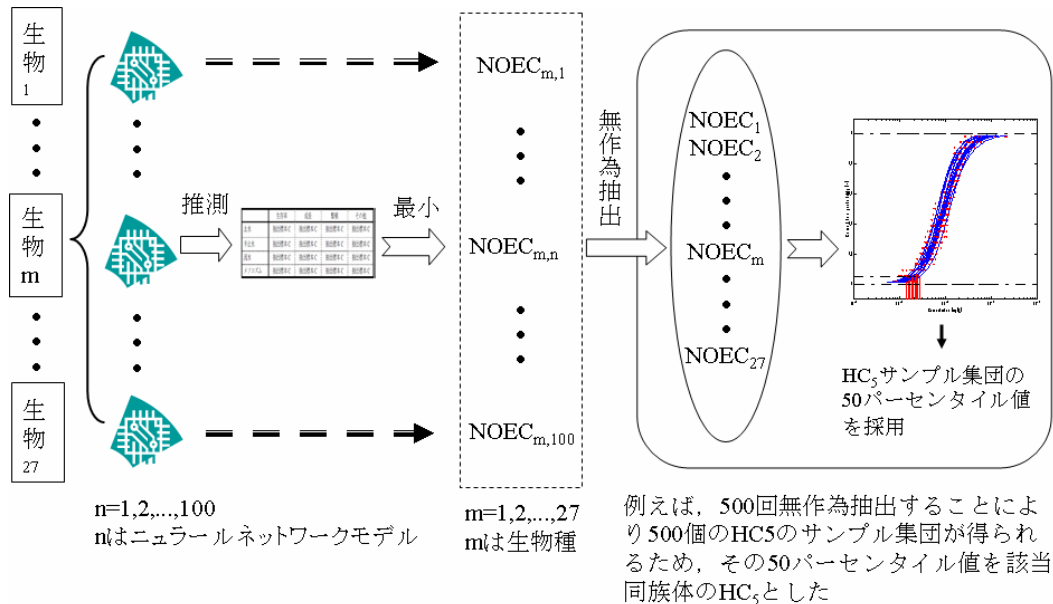
5

6 3.1 各同族体による 5%の生物種への影響濃度 ($HC_{5,ij}$) の推定

7 図VIII.3 に AE 同族体ごとの HC_5 を推定するための手順を示した。

8 HC_5 の推定に用いた 27 種類の生物に対する慢性毒性 (NOEC-30days) 値は、ニューラルネットワー
 9 クモデルによる推定値である (全推定値サンプルを用いた)。モデルによる慢性毒性値の推定では、異
 10 なる実験条件 (止水, 半止水, 流水, およびメソコズムの 4 種類), 異なる測定エンドポイント (生存,
 11 成長, 繁殖, およびその他の 4 種類) におけるそれぞれの NOEC-30days が得られるが, そのうちの最
 12 も低い毒性値を HC_5 の推定に用いた。こうして得られた各種生物 (27 種類) に対する慢性毒性値サン
 13 プル (生物種ごとに 100 個のサンプルがあった) を対象に, HC_5 を算出するための 27 個の毒性値デー
 14 タセット (生物種ごとの 100 個のサンプルの中から 1 個) を無作為にサンプリングし, Aldenberg & Slob
 15 (1993) が提案した対数ロジスティック分布外挿法を用いて HC_5 を算出した。無作為のサンプル抽出
 16 によって, 複数の HC_5 のサンプル集団が得られたため, その 50 パーセントを当該同族体の HC_5
 17 として採用した。

18 上記の操作を C9~18EO0~23 の各同族体に適用して, 各同族体の HC_5 の値を推定した。得られた
 19 各同族体の HC_5 の値 (表VIII.2) は, 各同族体が単独で環境中の 5%の生物種へ影響を与えうる濃度を示
 20 すものである。



21

22

23

図VIII.3 ある 1 種類の同族体に対する HC_5 の推定手順

1
2

表Ⅷ.2 推定した各同族体の HC₅ (50 パーセントイル, HC_{5,i,j}; mg/L)
(各同族体が単独で環境中の 5%の生物種へ影響を与えうる濃度)

C 鎖の鎖長 EO モル数	12	13	14	15	16	18
0	0.009	0.010	0.010	0.011	0.011	0.012
1	0.013	0.014	0.014	0.015	0.015	0.016
2	0.019	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018
3	0.024	0.023	0.023	0.022	0.022	0.021
4	0.030	0.028	0.027	0.026	0.025	0.024
5	0.038	0.035	0.033	0.031	0.029	0.027
6	0.052	0.045	0.040	0.036	0.034	0.031
7	0.067	0.058	0.050	0.044	0.040	0.035
8	0.093	0.076	0.064	0.055	0.049	0.041
9	0.120	0.098	0.082	0.068	0.059	0.048
10	0.154	0.125	0.102	0.087	0.072	0.057
11	0.182	0.153	0.127	0.107	0.088	0.067
12	0.215	0.179	0.151	0.125	0.105	0.080
13	0.248	0.207	0.176	0.144	0.123	0.094
14	0.274	0.229	0.197	0.167	0.141	0.107
15	0.307	0.264	0.225	0.187	0.160	0.122
16	0.334	0.286	0.246	0.210	0.180	0.138
17	0.370	0.312	0.271	0.227	0.199	0.155
18	0.408	0.339	0.290	0.254	0.216	0.168
19	0.435	0.370	0.318	0.279	0.244	0.189
20	0.465	0.409	0.354	0.304	0.264	0.207
21	0.517	0.449	0.375	0.335	0.294	0.228
22	0.555	0.496	0.427	0.365	0.317	0.240
23	0.611	0.533	0.458	0.394	0.348	0.260

3
4

5 3.2 スクリーニング評価のための HC_{5,mix} の推定

6
7
8

表Ⅷ.2 に示した各同族体の HC₅ と、環境中の AE の同族体組成 (例えば, 表Ⅷ.1 に示した年平均の組成プロファイル, X_{i,j}) を用いて, スクリーニング評価のための HC_{5,mix} を推定した. 推定は以下の方法で行った. まず, 式Ⅷ.1 に基づき, X_{i,j} (C_i に代入) を HC_{5,i,j} (EC_{x,in} に代入) で割った比が AE 同

1 族体 C_{iEO_j} の TU_{ij} となる。この TU_{ij} は、環境中の各 AE 同族体のもつ毒性の大きさを示したものであ
 2 り、同族体ごとのリスクランキングを可能にする指標となる。次に、各同族体の割合 TU_{ij} を足して、
 3 その和が 1 となった場合を仮定し、式VIII.2に基づき、 $HC_{5,mix}$ を算出した。表VIII.3に、浅川水系のモニ
 4 タリング調査から得られた3種類の同族体組成（夏季、冬季、および年平均）を用いた $HC_{5,mix}$ の推定
 5 結果を示した。本詳細リスク評価書では、第V章の4.1.1.3項で明らかになった結果（季節変化に配慮
 6 したAEの生態リスク管理の必要性があり、特にAE濃度が高くなる冬季が重要である）から、スク
 7 リーニング評価のための $HC_{5,mix}$ には冬季の同族体組成を用いることとした。

8 ここでは、推定した $HC_{5,mix}$ を検証するため、浅川水系のモニタリング調査で得られた3種類（夏季、
 9 冬季とその平均）の同族体組成に、Belanger *et al.* (2006)が報告した各同族体の HC_5 を適用して推定し
 10 た $HC_{5,mix}$ と比較した（表VIII.3）。本詳細リスク評価書の HC_5 は、ニューラルネットワークモデルによ
 11 る推定結果の最小値（図VIII.3）を用いて推算したため、QSARモデルの推定毒性値を用いて推算した
 12 値の1/2程度となっている。これを考慮して、本評価書ではスクリーニング評価のための $HC_{5,mix}$ とし
 13 て、 HC_5 の50パーセントイルである $39\mu\text{g/L}$ を用いることを採用した。

14 なお、表VIII.3の推定結果は、モニタリング調査を行った全同族体（C12~18）に関する結果である。
 15 化管法指定範囲の同族体（C12~15）の値 $HC_{5,mix}^{PRTR}$ については、式VIII.4から算出した（表VIII.4）。即ち、
 16 各同族体の HC_5 （表VIII.2）と環境中の同族体組成（例えば、表VIII.1の X_{ij} ）を用いて、化管法指定範囲
 17 の同族体の TU （C12~15）が全同族体の TU （C12~18）に占める割合を算出し、この値から $HC_{5,mix}^{PRTR}$
 18 を求めた（式VIII.4）。その結果、 $HC_{5,mix}^{PRTR}$ は、全同族体に着目した場合の $HC_{5,mix}$ の0.47~0.54となっ
 19 ていた。これは、水系のスクリーニング評価を行う際、化管法指定範囲の同族体のみに着目した場合、
 20 より低い暴露濃度でリスクの懸念レベルの有無を判断する必要があることを意味する。

$$HC_{5,mix}^{PRTR} = HC_{5,i,j} * (TU_{C12-15} / TU_{C12-18}) \quad \text{式VIII.4}$$

表VIII.3 スクリーニング評価のための $HC_{5,mix}$ の推定結果（ $\mu\text{g/L}$ ）

方法	季節			備考
	年平均	夏季（9月）	冬季（2月）	
$HC_{5,mix}$ （95%下限値）	19	22	17	本詳細リスク評価書
$HC_{5,mix}$ （中央値）	42	49	39	本詳細リスク評価書の採用値
$HC_{5,mix}$ （ EC_{10} ，中央値）	74	87	68	Belanger <i>et al.</i> (2006)
$HC_{5,mix}$ （ EC_{20} ，中央値）	89	105	81	Belangerより入手
$HC_{5,mix}$ （ EC_{20} ，95%下限値）	32	37	29	

1 表VIII.4 化管法指定範囲の同族体に対するスクリーニング評価のための $HC_{5,mix}^{PRTR}$ の推定結果 ($\mu\text{g/L}$)

方法	季節			備考
	年平均	夏季 (9月)	冬季 (2月)	
$HC_{5,mix}$ (中央値, C12~18)	42	49	39	本詳細リスク評価書の採用値
$HC_{5,mix}^{PRTR}$ (中央値, C12~15)	21	26	18	本詳細リスク評価書の採用値
$TU_{C12\sim15}/TU_{C12\sim18}$ (化管法指定範囲の同族体対 全同族体のTUの比率)	0.49	0.54	0.47	— (該当なし)

2

3 4. リスク判定のための魚類個体群存続に対する影響の解析

4 魚類個体群存続への影響の解析においては、野外メダカの生活史モデルを魚類のモデル生物として
5 採用した。その根拠として、以下の5点が挙げられる。

- 6 ① 日本全国に広く分布し、人に親しまれている身近な生物
7 ② 2003年5月に環境省が発表したレッドデータブックに絶滅危惧種として指定された
8 ③ 化学物質の有害性評価に用いられる標準試験魚の1つ
9 ④ メダカに関する生物学的知見は、魚類の中で他類を見ないほど充実しており、その個体群行
10 列モデルを構築する際に必要となる生活史パラメータが揃えられている
11 ⑤ NPの詳細リスク評価書でもメダカをモデル生物としていた(産業技術総合研究所, 2004b)。

12 NPとAEとのリスクトレードオフを解析するには、モデル生物種が共通であることが望まし
13 い

14 本節では、環境中のAEが魚類個体群存続に影響を与えるか否かを判定するための $C_{\lambda=1, mix}$ を推定
15 した。即ち、ニューラルネットワークモデルによる魚類の推定毒性データと、野外メダカの生活史モ
16 デルを用いて、各同族体による魚類個体群影響の $C_{\lambda=1, ij}$ を推定し、2節に述べた手順で $C_{\lambda=1, mix}$ を推
17 定した。

18

19 4.1 解析における仮定

20 ニューラルネットワークモデルから得られた魚類の推定毒性データは、繁殖の EC_{50} と NOEC、生存
21 の LC_{50} と NOEC のみであった。このように限られた毒性データを用いた魚類個体群存続への影響の
22 評価に際しては、以下の3つの仮定を用いた。

- 23 (1) 繁殖と生存に関わる濃度反応関係を得るため、繁殖と生存それぞれの NOEC を EC_{20} 、 EC_{10} また
24 は EC_5 に見なすことを考案した。そこで、NOEC と EC_x または LC_x (x は影響程度を示す) の関係を
25 検討した研究についてレビューした結果、Isnard *et al.* (2001) が魚類、甲殻類、および藻類の NOEC
26 が概ね $EC_5 \sim EC_{20}$ に相当することを報告していた。従って、本詳細リスク評価では、魚類の繁殖と生

1 存に関するモデル推定値の NOEC を EC₅, EC₁₀ あるいは EC₂₀ と見なして, それぞれにおける繁殖ま
2 たは生存の濃度反応関係を検討した.

3 (2) 2 つの毒性データから濃度反応関係を得るには, データが足りないのは明らかである. しかし,
4 生物の濃度反応関係モデルが特定できれば, 理論的に 2 点のデータからその濃度反応関係を得ること
5 は可能であると考えられた. 生物の濃度反応関係モデルは, 基本的に Probit, Logit あるいは Weibull
6 モデルの 3 種類しかないといえる (Scholze *et al.*, 2001). 従って, 本詳細リスク評価では, 繁殖と生存
7 の濃度反応関係を得るため, 利用可能な 2 点の毒性データを用いて, この 3 つの濃度反応モデルの何
8 れかであると仮定して, それぞれの検討を行うことにした.

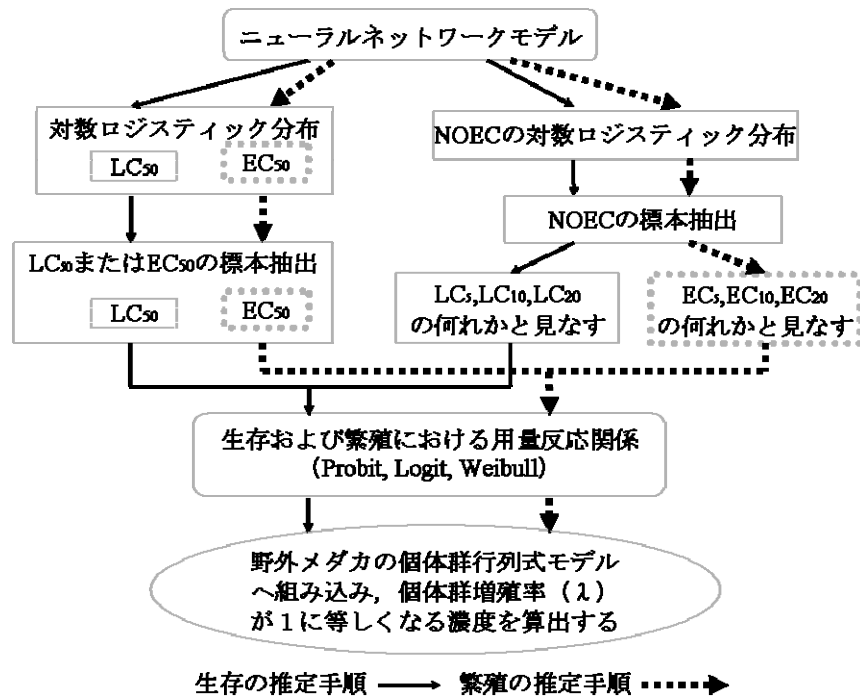
9 (3) モデルによる推定値に含まれる不確実性に配慮するため, 推定した LC₅₀ または EC₅₀ と NOEC の
10 推定値サンプルが, それぞれ対数ロジスティック分布に従うと仮定した. これは仮説検定による検討
11 結果である. 即ち, 対数ロジスティック分布に対する仮説検定 (G-test, $p > 0.01$) の結果では, 144 の
12 同族体 (C12~18EO0~23) の生存 LC₅₀, 生存 NOEC, 繁殖 EC₅₀ と繁殖 NOEC に対して, それぞれ 72%
13 ~81% の高い確率で仮定を棄却できなかった.

14 4.2 各同族体による魚類個体群存続への影響の閾値濃度 ($C_{\lambda=1,ij}$) の推定手順

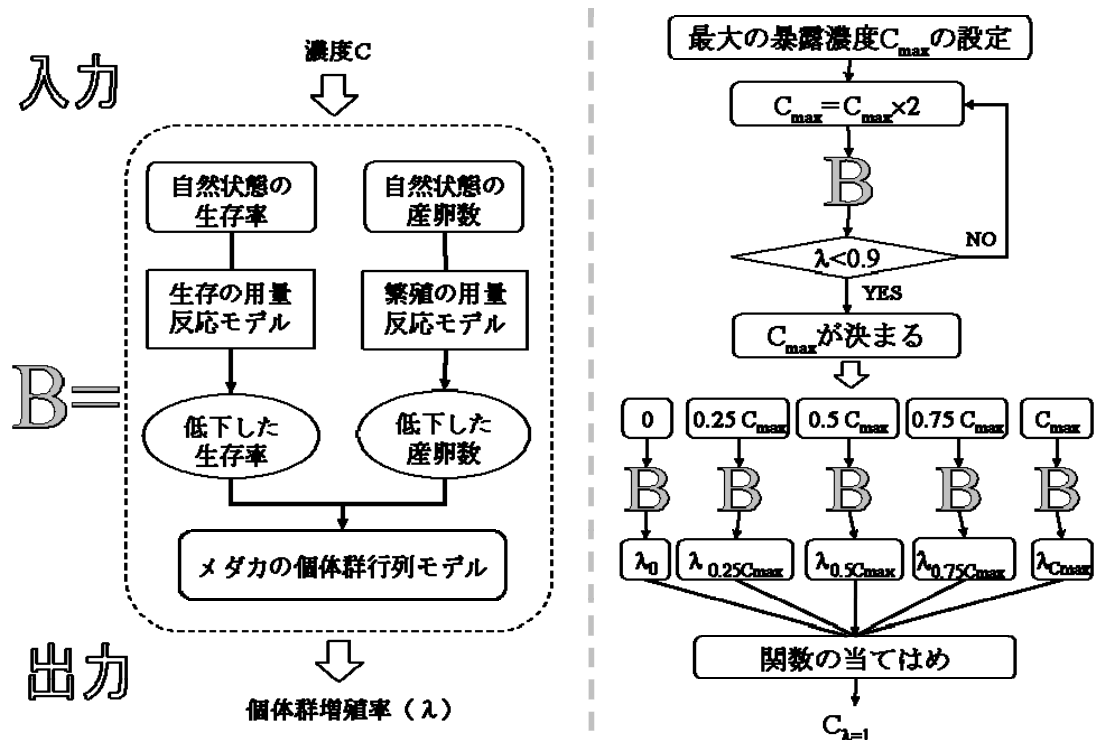
15 前項の 3 つの仮定をもとに, モデルの推定毒性データから魚類の繁殖と生存の濃度反応関係が得ら
16 れたため, それぞれの濃度反応関係を野外メダカの生活史モデル (個体群行列モデル) に組み込んで,
17 魚類個体群への影響に関する検討を行った. 図VIII.4, 図VIII.5 にその解析手順を示した.

18 メダカ個体群行列モデルの構築に際しては, 野外メダカの生活史パラメータを用いた. 野外メダカ
19 個体群行列モデルの詳細については Meng *et al.*, (2006) を参照されたい. 図VIII.4 に示した通り, 例えば,
20 生存の LC₅₀ と LC_x ($x=5, 10$ 或いは 20) を濃度反応モデル (3 種類) に適用する過程において, LC₅₀
21 も LC_x もそれぞれの対数ロジスティック分布から無作為に抽出したため, LC₅₀ が LC_x より低くなる場
22 合もあった. この場合, その LC₅₀ と LC_x の組は異常値として棄却した.

23 得られたそれぞれの濃度反応関係から, ある暴露濃度におけるメダカ個体群の λ が図VIII.5 の左側の
24 ような手順で得られる. λ が 1 となった時の個体群閾値濃度 ($C_{\lambda=1}$) を求めるため, まず $\lambda < 0.9$ にな
25 る暴露濃度を採り出して, それを最大の暴露濃度 (C_{\max}) とした. C_{\max} が決定した後には, C_{\max} と暴
26 露しない時の濃度 (C_0) との間における暴露濃度をランダムに数点を選び, それぞれの λ を計算した.
27 得られた数組の λ と C とを用いて, 関数の当てはめを行い, λ と C に関する最適な関数式を求めた.
28 本詳細リスク評価書では, 図VIII.5 の右側に示したように, 5 つの暴露濃度 ($0, 0.25 C_{\max}, 0.5 C_{\max},$
29 $0.75 C_{\max}, C_{\max}$) におけるそれぞれの λ についての検討を行い, 得られた λ - C のデータをもとに最適
30 な関数式を求めて $C_{\lambda=1}$ を算出した.



1
2 図VIII.4 ニューラルネットワークモデルの推定毒性値を用いたメダカ個体群影響の解析手順



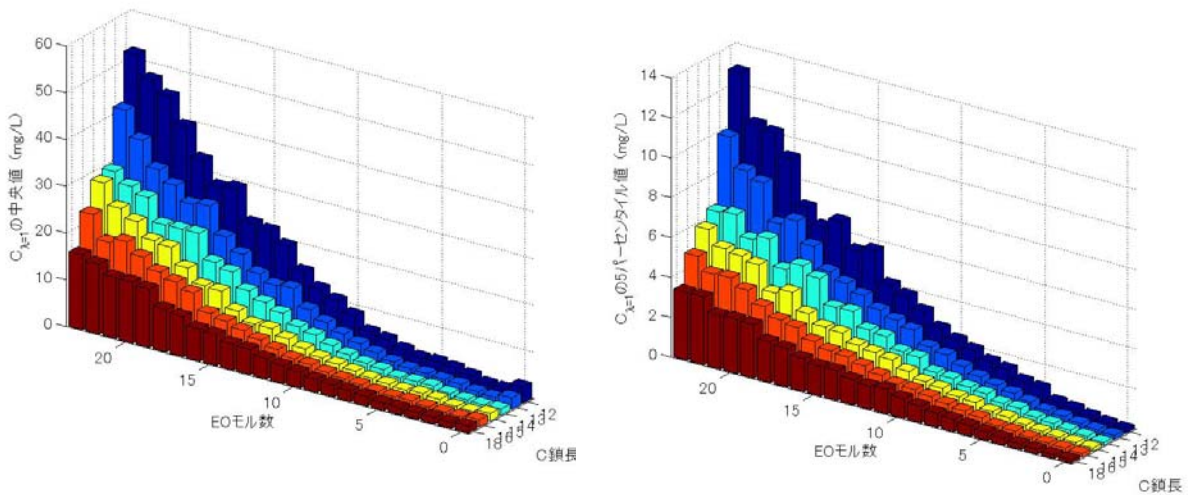
3
4 図VIII.5 各同族体におけるメダカ個体群存続に対する影響閾値濃度 ($C_{\lambda=1}$) の推定手順
5

1 4.3 各同族体の魚類個体群影響閾値濃度 ($C_{\lambda=1,ij}$) の推定結果

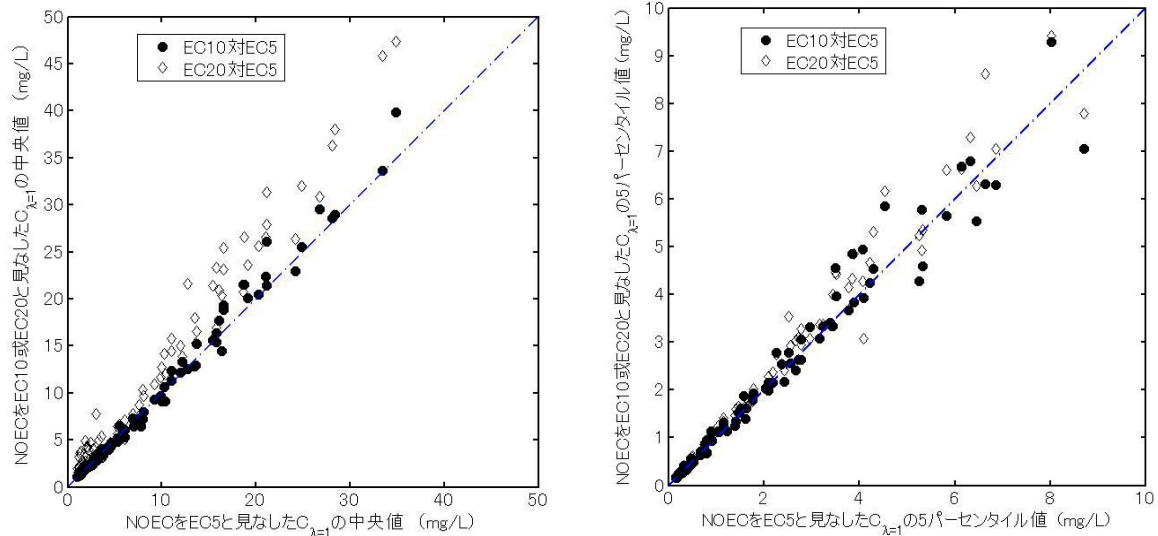
2 図VIII.4, 図VIII.5 に示したシミュレーションを 500 回繰り返し行うことにより, 各同族体においてそ
3 れぞれ 500 個の $C_{\lambda=1}$ のサンプルが得られた. この 500 個のサンプルから $C_{\lambda=1}$ の中央値やパーセンタイ
4 ルが得られる. 図VIII.6 には, 結果の一例として, NOEC を EC_{10} と見なし, 濃度反応関係を Probit モデル
5 に従うと仮定した解析で得られた各同族体の $C_{\lambda=1}$ の中央値および下限 5 パーセントイルを示した.
6 図VIII.6 から $C_{\lambda=1}$ の中央値は, 5 パーセントイルの 3.8~16 倍になっていることが分かる.

7 次に, NOEC を EC_5 , EC_{10} , EC_{20} と見なした時, $C_{\lambda=1}$ には, どの程度の違いがあるのかを検討した.
8 まず, 比較のため, 濃度反応関係を Probit モデルに統一し, NOEC を EC_5 , EC_{10} , EC_{20} と見なして計
9 算した $C_{\lambda=1}$ の値を図VIII.7 に示した. 図VIII.7 から NOEC を EC_5 , EC_{10} , EC_{20} の何れかに見なしても, $C_{\lambda=1}$
10 の推定値に大きな差がないことを確認した. Belanger & Dorn (2004)は, 未発表の AE の慢性毒性デー
11 タを含めた多くのデータ解析の結果から, NOEC が EC_{10} に最も近似していると報告した. このため,
12 本詳細リスク評価書では, NOEC を EC_{10} と見なした解析結果を採用することにした.

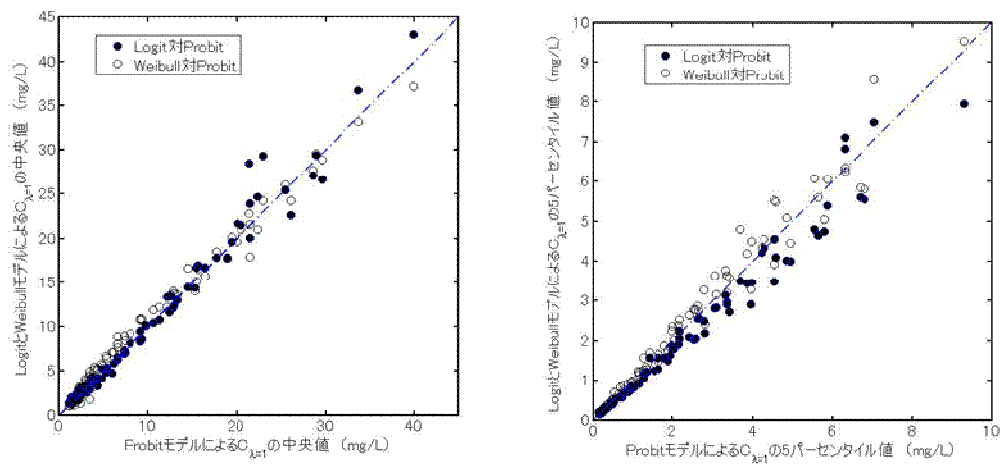
13 同様に, 濃度反応モデルとして, Probit, Logit と Weibull の 3 モデルを適用することで, $C_{\lambda=1}$ がど
14 のように変動するかを調べるために, NOEC を EC_{10} と見なした場合を対象に検討した. その結果を図
15 VIII.8 に示した. 図VIII.8 から分かるように, 中央値と 5 パーセントイルの何れであっても, 3 つのモデル
16 で計算した $C_{\lambda=1}$ の値の間には顕著な差がみられなかった. このため, 濃度反応関係を解析するには,
17 Probit, Logit および Weibull の何れのモデルを用いても大きな差がないことが明らかになった.



18
19 図VIII.6 $C_{\lambda=1}$ の中央値と下限 5 パーセントイルの推定結果例 (Probit モデル, NOEC を EC_{10} と見なし
20 た場合)
21



1
2 図VIII.7 NOEC を異なる EC_x と見なした時の比較 (左：中央値；右：5パーセントイル)
3



4 図VIII.8 異なる濃度反応モデルによる結果の比較 (左：中央値；右：5パーセントイル)
5

6 以上の検討結果を踏まえ、本詳細リスク評価では、各同族体の $C_{\lambda=1}$ を以下のような方法で決定した。
7 まず、NOEC を EC_{10} とみなし、3つの異なる濃度反応モデルを用いて、 $C_{\lambda=1}$ を推定した。次に、この
8 推定された $C_{\lambda=1}$ のうち (3つのモデルを適用していることから、各同族体につき、3つの値がある)、
9 最小のものをリスク評価に用いる値として採用した。こうして得られた各同族体の $C_{\lambda=1}$ を表VIII.5に示
10 した。表中の値は、各同族体が単独で魚類個体群存続に影響を与える濃度を示すものである。

11 表VIII.5 推定した各同族体の $C_{\lambda=1}$ (5パーセントイル, $C_{\lambda=1,ij}$; mg/L)

12 (各同族体が単独で魚類個体群存続へ影響を与える濃度)

C鎖の鎖長 EO モル数	12	13	14	15	16	18
0	0.200	0.204	0.148	0.136	0.142	0.154
1	0.290	0.241	0.226	0.185	0.168	0.187
2	0.361	0.304	0.278	0.218	0.232	0.164
3	0.522	0.396	0.382	0.298	0.293	0.272
4	0.585	0.492	0.433	0.404	0.329	0.282
5	0.914	0.661	0.565	0.529	0.413	0.360
6	1.053	0.801	0.694	0.561	0.551	0.424
7	1.297	0.949	0.814	0.691	0.629	0.483
8	1.578	1.220	0.902	0.853	0.798	0.703
9	1.914	1.567	1.204	0.940	0.884	0.760
10	2.096	1.873	1.399	1.169	1.010	0.824
11	2.486	2.049	1.630	1.252	1.115	1.005
12	2.713	2.177	1.805	1.490	1.281	1.051
13	3.472	2.814	2.040	1.806	1.320	1.076
14	4.284	2.970	2.566	2.168	1.400	1.306
15	4.735	3.447	2.917	2.050	1.700	1.370
16	4.803	4.202	3.136	2.539	2.204	1.335
17	5.547	4.102	3.486	2.840	2.318	1.693
18	6.313	4.655	4.004	2.909	2.371	1.973
19	7.056	5.606	4.543	3.501	2.760	2.165
20	7.957	6.242	5.389	4.018	3.442	2.261
21	8.918	7.020	5.047	4.293	3.459	2.689
22	9.213	6.942	6.145	4.314	3.617	3.023
23	11.771	7.872	5.717	5.157	3.800	2.583

1

2 4.4 リスク判定のための $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ の推定

3 表VIII.5の各同族体 ($C_i\text{EO}_j$) の $C_{\lambda=1, ij}$ を用いた $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ の推定では、式VIII.3に基づき、浅川のモニタ
4 リング調査の実測値から得られた環境中の同族体組成、 X_{ij} を用いた。ここでは、 $\text{HC}_{5, \text{mix}}$ と同様に、
5 リスク判定用の $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ は冬季の同族体組成を用いた結果である $70\mu\text{g/L}$ を採用した。

6 また、各同族体 ($C_i\text{EO}_j$) の $C_{\lambda=1, ij}$ を用いて $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ を推定する際には、以下の2点を考慮して、不
7 確実性係数を10に設定した。つまり、表VIII.6に示した $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ の推定結果は、表VIII.5の各同族体の C
8 $_{\lambda=1, ij}$ の値の10分の1を用いて推定した値である。

1 ① 第Ⅶ章の試験毒性値のレビューから、水生生物の中では無脊椎動物が最も感受性の高い生物で
 2 あり、魚類はその次であった。
 3 ② 各同族体の $C_{\lambda=1,ij}$ の推定に用いた毒性値は、ニューラルネットワークモデルの推定毒性値であ
 4 った。ニューラルネットワークモデルは、実験室の毒性値をもとに開発したモデルであったた
 5 め、モデルの推定毒性値は実験室の毒性値を再現したといえる。実験室の毒性値をもとに得ら
 6 れた $C_{\lambda=1,ij}$ の結果を野外に適用する場合、一般には 10 という不確実性係数が適用されている。
 7 不確実性係数を 10 に設定した妥当性を検証するために、長野県茅野高等学校の小林が報告した野外
 8 メダカの個体数観察データ（3 つの異なる調査開始時の個体数が記録されていた調査、小林、2000）
 9 から算出した野外のメダカ個体群増殖率（ r 、表Ⅷ.7 の右側）と、環境省の NP によるメダカのフルラ
 10 イフサイクル毒性試験の対照系のデータから算出した実験室のメダカ個体群増殖率（ r 、表Ⅷ.7 の左側）
 11 を比較した。その結果、実験室のメダカ個体群の r は、野外のメダカ個体群の r の 3.7、7.8、15.8 倍
 12 （平均 6.4 倍）となることが明らかにされた。この検討結果から 10 という不確実性係数を用いたこと
 13 は、妥当であると考えられた。

14 また、化管法指定範囲の同族体に着目した場合の $C_{\lambda=1,mix}^{PRTR}$ について、 $HC_{5,mix}^{PRTR}$ （3.2 項）と同様の方
 15 法で算出した結果、 $C_{\lambda=1,mix}^{PRTR}$ は全同族体（C12～18E00～23）の $C_{\lambda=1,mix}$ の約 5 割しかなかったことを
 16 示した（表Ⅷ.6）。従って、化管法指定範囲の同族体のみに着目した場合、水系のリスク判定（要リス
 17 ク管理水系の抽出）では、より低い暴露濃度で考える必要がある。

18
 19 表Ⅷ.6 リスク判定のための $C_{\lambda=1,mix}$ の推定結果（ $\mu\text{g/L}$ ）

方法	季節			備考
	年平均	夏季（9月）	冬季（2月）	
$C_{\lambda=1,mix}$ （5パーセントイル, C12～18）	76	89	70	本詳細リスク評価 書の採用値
$C_{\lambda=1,mix}^{PRTR}$ （5パーセントイル, C12～15）	38	49	34	本詳細リスク評価 書の採用値
$TU_{C12\sim15}/TU_{C12\sim18}$ （化管法指定範囲の同族体対 全同族体のTUの比率）	0.50	0.56	0.48	

20
 21 表Ⅷ.7 実験室のメダカ個体群と野外のメダカ個体群の増殖率の比較

実験室のメダカ個体群（ r , 日 ⁻¹ ）	野外のメダカ個体群（ r , 日 ⁻¹ ）
-------------------------------------	------------------------------------

(Lin et al., 2005)		(小林, 2000)			
助剤対照区 の個体群の 内的自然増 加率 (r)	対照区の個体群 の内的自然増加 率 (r)	調査開始 時の個体 数	調査終了 時の個体 数	調査期間 (日)	個体群の内的 自然増加率 (r)
0.068	0.064	5270	8955	130	0.004
0.065	0.069				
0.062	0.068	3366	8955	118	0.008
0.058	0.067				
— ¹⁾	0.06	1287	8955	111	0.017
—	0.063				
平均 : 0.064		—		平均 : 0.01	

¹⁾ 該当項目がない

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23

5. 水系における AE のリスク

本節では、3 節および 4 節にて推定した $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1, mix}$ 、および利用可能な暴露濃度情報（第 V 章と第 VI 章）を用いて、図 VIII.2 に示した手順に沿って、現状の暴露における各水系の AE リスクの推算と判定を行うとともに、将来の各暴露シナリオにおける各水系のリスクの推算と予測を検討する。

5.1 現状の暴露における AE のリスク

現状の暴露（現状の流通量の AE が使用され、水系へ排出された場合）においては、リスクの推算と判定に用いる河川水中の暴露濃度情報の有無から対象水系を、モニタリング調査水系、下水処理水、およびモデル水系の 3 つに分けて、それぞれの AE リスクの推算とリスク判定を行った。

なお、点的な暴露濃度（モニタリング調査の実測値）を用いたリスクの推算では、暴露濃度対 $HC_{5,mix}$ の比率および暴露濃度対 $C_{\lambda=1, mix}$ の比率（ハザード比）を用いた。一方、年間暴露濃度（モニタリング調査の実測値から推定した年間暴露濃度とモデルの推定結果）を用いたリスクの推算では、 $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1, mix}$ のそれぞれに対する暴露濃度の超過確率を用いた。

5.1.1 モニタリング調査水系

モニタリング調査水系（多摩川水系、利根川水系、その他の水系）を対象としたリスクの推算と判定の結果を表 VIII.8、図 VIII.9 にまとめた。以下に各河川の概況を述べる。

まず、多摩川水系について述べる。モニタリング調査結果のうち、点的な暴露濃度の測定値（平均値と最大値）に着目すると、下水道未整備区域の日野市内の近傍水系（用水路）では、環境水中の AE 濃度の最大値は、 $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1, mix}$ の何れよりも高かった（国土環境株式会社, 2005）。このため、該当調査地点付近では、特に水温の低下に伴う生分解速度の低下や河川水量の減少などの影響を受け、

1 AE 濃度が上昇する冬季において、魚類個体群存続への影響が懸念される。従って、このような水系
 2 は、定期的にモニタリング調査を行い、必要に応じたリスク管理が必要な水系と判定した。また、モ
 3 ニタリング調査地点における、年間流量データ（国土交通省，2002b；2005c）から推定した年間暴露
 4 濃度の結果を用いたリスク推算では、殆どの地点で環境水中の AE 濃度の $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ 対
 5 する超過確率は 0 であった。しかし、下水道普及率の低い日野市内の近傍水系（高幡橋）では、環境
 6 水中の AE 濃度の $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ に対する超過確率は、最大暴露濃度で見た場合、それぞれ 59.3%
 7 と 11.5%（平均濃度ではそれぞれ 0.2%と 0.0%）であった。以上の多摩川水系に関する結果から、下
 8 水道未整備地域の近傍水系においては、AE による生態リスクは懸念されるレベルにないとはいえな
 9 いことが明らかにされた。

10 次に、利根川水系について述べる。モニタリング調査結果のうち、点的な測定値（平均値と最大値）
 11 に着目すると、環境水中の AE 濃度の最大値は早川前島橋の $12.8\mu\text{g/L}$ （C12～15E01～15，表 V.13）
 12 であるが、 $HC_{5,mix}$ よりも低い値である。このため、利根川水系における AE の生態リスクは、懸念さ
 13 れるレベルにないといえる。また、代表地点における年間暴露濃度の結果を用いたリスク推算では、
 14 環境水中の AE 濃度の $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ に対する超過確率は、早川前島橋地点を除き（ $HC_{5,mix}$ に
 15 対する超過確率は 11.6%であった）、何れも 0%であった。以上のリスク判定の結果から、利根川水系
 16 における AE の生態リスクは殆ど懸念レベルにないとはいえるが、早川前島橋のような $10\mu\text{g/L}$ を超え
 17 る地点については、継続的にモニタリング調査を行う必要があると考えられた。

18 その他の水系（荒川水系と淀川水系および湖沼）については、報告された暴露濃度の調査結果から、
 19 何れも AE による生態リスクは懸念レベルにないといえる。

20 以上の判定結果から、殆どのモニタリング水系において AE による生態リスクは懸念レベルにない
 21 といえる（図 VIII.9）。但し、日野市内の浅川流域とその周辺に代表されるような、人口密集地域であり
 22 ながらも、下水道が未整備または下水道普及率が低い地域の近傍水系においては、特に冬季、主に生
 23 分解速度の低下で AE 濃度が上昇するため（河川水量の低減も濃度上昇の一因と推察される）、AE に
 24 よる生態リスクが、懸念されるレベルにないとはいえない高さにまで上昇することがある。このよう
 25 な水系は、定期的なモニタリング調査を要し、必要に応じたリスク管理が必要な水系であると考えら
 26 れる。

27

28 表 VIII.8 モニタリング調査結果に基づいたリスクの推算と判定の結果

水系	出典 (調査)	地点	ハザード比 (最大値/平均値)		超過確率 (%) (最大値/平均値)		リスク判定		
			$HC_{5,mix}$	$C_{\lambda=1,mix}$	$HC_{5,mix}$	$C_{\lambda=1,mix}$	リスク懸念 レベルにな い水系	要モニ タリン グ水系	要リ スク 管理 水系

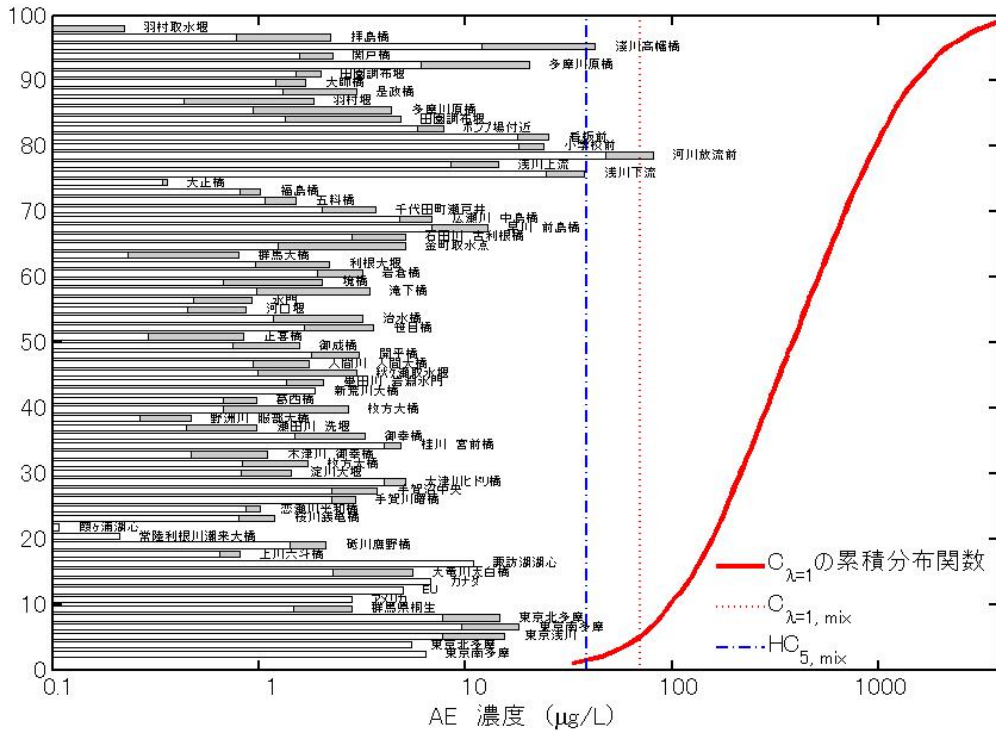
多摩川水系 ⁵⁾	日本石鹼洗剤工業会 (1999-2004) ¹⁾	羽村堰	0.1/0.0	0.1/0.0	— ⁷⁾	—	●	
		多摩川原橋	0.2/0.1	0.1/0.0	0.1/0.0	0.0/0.0	●	
		田園調布	0.3/0.1	0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●	
	NEDO モニタリング調査(化学物質評価研究機構, 2003a ; 2004) ²⁾	羽村堰	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●	
		拝島橋	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●	
		浅川高幡橋	1.1/0.3	0.6/0.2	59.3/0.2	11.5/0.0		●
		関戸橋	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●	
		多摩川原橋	0.5/0.2	0.3/0.1	6.4/0.0	0.2/0.0		●
		田園調布堰	0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●	
		大師橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●	
是政橋	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●			
産総研委託調査(国土環境株式会社, 2005) ³⁾	浅川ポンプ場 付近	0.2/0.2	0.1/0.1	—	—	●		
	浅川水路中流 地点①	0.7/0.5	0.4/0.3	—	—	●		
	浅川水路中流 地点②	0.6/0.5	0.3/0.3	—	—	●		
	浅川河川放流 前	2.1/1.2	1.2/0.7	—	—		●	
	浅川上流	0.4/0.2	0.2/0.1	—	—	●		
	浅川下流	1.0/0.6	0.5/0.4	48.0/17.6	10.3/1.6		●	
利根川水系	丸山ら (2001) ⁴⁾	大正橋	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●	
福島橋		0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●		
五料橋		0.1/0.1	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●		
千代田町瀬戸 井		0.2/0.1	0.1/0.1	0.0/0.0	0.0/0.0	●		
広瀬川中島橋		0.4/0.3	0.2/0.1	0.0/0.0	0.0/0.0	●		
早川前島橋		0.7/0.4	0.4/0.2	11.6/0.0 ⁶⁾	0.0/0.0 ⁶⁾		●	
石田川古利根 橋		0.3/0.2	0.2/0.1	0.0/0.0	0.0/0.0	●		

	日本石 鹼洗剤 工業会 (1999- 2004) ¹⁾	金町取水点	0.3/0.1	0.2/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
	NEDO モニタ リング 調査(化 学物質 評価研 究機構, 2003a ; 2004) ²⁾	群馬大橋	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
		利根大堰	0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
		鳥川岩倉橋 「鳥」(とり)ではな く「鳥」(からす)で は?	0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
		境橋	0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
		鬼怒川滝下橋	0.1/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
		江戸川水門	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
		河口堰	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	0.0/0.0	●
	日本石 鹼洗剤 工業会 (1999- 2004) ¹⁾	治水橋	0.2/0.1	0.1/0.0	—	—	●
		笹目橋	0.2/0.1	0.1/0.0	—	—	●
荒 川 水 系	NEDO モニタ リング 調査(化 学物質 評価研 究機構, 2003a ; 2004) ²⁾	正喜橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		御成橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		開平橋	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		入間川入間大 橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		秋ヶ瀬取水堰	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		墨田川岩淵水 門	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		新荒川大橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		葛西橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●

淀川水系	日本石鹼洗剤工業会 (1999-2004) ¹⁾	枚方大橋	0.7/0.1	0.3/0.0	—	—	●
	NEDO モニタリング調査(化学物質評価研究機構, 2003a ; 2004) ²⁾	野州川服部大橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		瀬田川洗堰	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		淀川御幸橋	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		桂川宮前橋	0.1/0.1	0.1/0.1	—	—	●
		木津川御幸橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		枚方大橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
	淀川大堰	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●	
手賀沼	NEDO モニタリング調査(化学物質評価研究機構, 2003b) ²⁾	大津川ヒドリ橋	0.1/0.1	0.1/0.1	—	—	●
		手賀沼中央	0.1/0.1	0.1/0.0	—	—	●
		手賀川曙橋	0.1/0.1	0.0/0.0	—	—	●
霞ヶ浦	リング調査(化学物質評価研究機構, 2003b) ²⁾	恋瀬川平和橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		桜川銭亀橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		霞ヶ浦湖心	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		常陸利根川潮来大橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
諏訪湖	2003b) ²⁾	砥川鷹野橋	0.1/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		上川六斗橋	0.0/0.0	0.0/0.0	—	—	●
		諏訪湖湖心	0.3/0.3	0.2/0.2	—	—	●
		天竜川天白橋	0.1/0.1	0.1/0.0	—	—	●

- 1 ¹⁾ 調査対象の同族体範囲は C12~15EO2~20 (ただし, 同族体ごとの分析を始めたのは 2002 年)
- 2 ²⁾ C12EO1~10 のモニタリング濃度を産総研委託調査の同族体ごとの濃度比を用いて C12~18EO0~23 に相当する濃度に変換した
- 3
- 4 ³⁾ 調査対象の同族体範囲は C12~18EO0~23
- 5 ⁴⁾ 調査対象の同族体範囲は C12~15EO1~15
- 6 ⁵⁾ 国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所から提供していただいた 2004 年の流量データのみの結

- 1 果を用いた。
- 2 6) 早川前島橋（利根川の最大値が観測された地点）については、年間流量データが入手できなかったため、ここでは利根川全地点の平均値を計算した結果。
- 3
- 4 7) 年間暴露濃度を推定するための流量データが入手できなかったため、超過確率の計算が不可能な
- 5 地点。



図VIII.9 モニタリング調査水系に対するリスクの推算と判定の結果のまとめ

5.1.2 下水処理水

表VIII.9に、第V章表V.16にまとめた下水処理水中のAE濃度の測定結果に基づいたリスクの推算と判定の結果を示した。下水処理場では98%以上のAEが除去されるため、河川へ放流される流出水中のAE全同族体の濃度合計値は、何れのモニタリング調査対象処理場においても10μg/L未満であった（海外の実測例も含む）。河川に放流された後の河川水による希釈倍率を考慮すると、流出水を受け入れている河川水中のAEの暴露濃度は数μg/Lである。このように、下水処理水および放流後の河川水中の暴露濃度は、両方とも推定した $HC_{5, \text{mix}}$ または $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ のどちらも超えていない。このことから、下水処理場による処理を受ければ、下水処理場に接続している水系を含めて、下水処理水のAEのリスクは懸念されるレベルにないといえる。

従って、主に家庭用途で使われているAEのリスクは、下水処理の普及度合いに深く関わっており、全国水系におけるAEリスクの有無と程度を判断するには、下水処理の普及率は重要なパラメータの

1 1つであると考えられた。

2

3 表VIII.9 下水処理水の調査結果に基づいたリスクの推算と判定の結果

下水処理場の流出水	出典(調査)	下水処理場	ハザード比(最大値/平均値)		リスク判定		
			HC _{5,mix}	C _{λ=1, mix}	リスク懸念レベルにない水系	要モニタリング水系	要リスク管理水系
海外	独自入手データ ¹⁾	カナダ	—/0.2	—/0.1	● ⁵⁾		
		EU	—/0.1	—/0.1	● ⁵⁾		
		アメリカ	—/0.1	—/0.0	● ⁵⁾		
日本	丸山ら(2001) ²⁾	群馬県桐生	0.2/0.1	0.1/0.0	●		
		群馬県県央	—	—	—	—	—
	NEDO モニタリング調査(化学物質評価研究機構, 2003a ; 2004) ³⁾	東京北多摩	0.4/0.2	0.2/0.1	●		
		東京南多摩	0.5/0.2	0.3/0.1	●		
	産総研委託調査(国土環境株式会社, 2005) ⁴⁾	東京浅川	0.4/0.2	0.2/0.1	●		
		東京北多摩	—/0.1	—/0.1	● ⁵⁾		
東京南多摩	—/0.2	—/0.1	● ⁵⁾				

4 ¹⁾ 調査対象の同族体範囲は C12~18EO0~18

5 ²⁾ 調査対象の同族体範囲は C12~15EO1~15. また, 県央に関する調査は流入水のみ.

6 ³⁾ C12EO1~10 の濃度を産総研委託調査の同族体ごとの濃度比を用いて C12~18EO0~23 に相当する濃度に変換した

8 ⁴⁾ 調査対象の同族体範囲は C12~18EO0~23

9 ⁵⁾ 1 サンプルのみのため平均値を用いてリスク判定を行った

10

1 5.1.3 モデル水系

2 表VIII.10にモデル水系（多摩川と日光川）における，現状のAE使用による水系リスクの推算と判定
 3 の結果をまとめた．用いた暴露濃度は，第VI章のモデル水系に関する一年間の推定暴露濃度（河川水
 4 半減期を0.3日とした場合の対象流域における最下流地点の推定暴露濃度）であった．この推定暴露
 5 濃度は，化管法指定範囲の同族体の全濃度であるため，表VIII.10の $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ の超過確率
 6 は，この範囲の同族体によるものと考えられた．しかし，実測値との比較の結果（第VI章2.5項），推
 7 定暴露濃度は全同族体の実測暴露濃度の最大値と一致していることから，モデルによる推定暴露濃度
 8 は，全同族体の濃度と見なすことが妥当であると判断した．また，両モデル水系は，ともに全国水系
 9 の中で高暴露水系に位置づけられているため（第VI章の1.2項におけるBODとの関連解析の結果），
 10 全国の水系におけるAEリスクは，高くても多摩川，日光川の両モデル水系のリスクと同程度である
 11 と考えられた．

12

13 表VIII.10 SHANELの推定結果に基づいたリスクの推算と判定の結果

SHANEL 推定結果		ハザード比		超過確率 (%)		リスク判定		
河川	暴露濃度	$HC_{5,mix}$	$C_{\lambda=1,mix}$	$HC_{5,mix}$	$C_{\lambda=1,mix}$	リスク懸 念レベル にない水 系	要モニタ リング水 系	要リスク 管理水系
75 パーセント イル	0.7	0.4	—	—	●			
95 パーセント イル	0.9	0.5	—	—	●			
年間推定濃度	—	—	0.0%	0.0%	●			
日光川	50 パーセント イル	0.4	0.2	—	—	●		
	75 パーセント イル	0.7	0.4	—	—	●		
	95 パーセント イル	1.0	0.6	—	—		●	
	年間推定濃度	—	—	5.5%	0.0%		●	

14

1 5.1.4 AE のリスクの現状に関するまとめ

2 5.1.1～5.1.3 に述べたリスクの推算と判定の結果をまとめると、現状の AE 使用による水系へのリス
 3 クは、下水処理を受ければ、殆ど懸念されるレベルにないと考えられた。しかし、モニタリング調査
 4 を実施した、浅川流域の人口密度の高い下水処理未整備区域の近傍水系では、暴露濃度が一定の確率
 5 で $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ を超えていた。このため、このような水系に対しては、定時的にモニタリン
 6 グ調査を行うとともに（特に冬季）、リスク削減対策やリスク管理を講ずる必要がある。

7 今後、水系における AE のリスクをよりの確に把握するためには、全国の各水系におけるモニタリ
 8ング調査データの蓄積が望まれる。簡便で精度の高い AE 全同族体に対する定量分析手法の開発や、
 9 環境水中における AE 同族体の変化、およびそのモニタリング調査データのデータベース化が今後の
 10 課題といえる。

11

12 5.2 将来の暴露シナリオにもとづく水系のリスク予測

13 表VIII.11 に、将来の暴露シナリオに基づくモデル水系のリスクの推算と判定結果をまとめた。リスク
 14 は、各シナリオに基づいて算出した両モデル水系の推定暴露濃度（第VI章）が、 $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$
 15 を超過する確率を算出して判定した。

16 多摩川と日光川のリスクの推算と判定の結果は、シナリオ間での差が見られた（表VIII.11）。結果の
 17 概要は以下のとおりである。まず、流域の下水処理普及率の高い（98%）多摩川では、LAS の全量が
 18 AE に転換された LAS3 のシナリオ（現状の使用量の 275%）を除き、どのシナリオでも $HC_{5,mix}$ に対し
 19 て一定の超過確率が得られたものの、 $C_{\lambda=1,mix}$ に対しては、超過確率は 0%であった。一方、流域の下
 20 水処理普及率の低い（愛知県全体で 72%）日光川では、NPE の全量が AE に転換された NPE3（現状
 21 の使用量の 120%）においても、また LAS の 3 割が AE に転換された LAS2 のシナリオ（現状の使用
 22 量の 152%）においても、 $C_{\lambda=1,mix}$ に対して一定の超過確率が得られた。

23 AE の使用量は今後も増え続ける傾向にある。この傾向を考慮すると、AE リスクを適切に管理して
 24 いくうえで必要となる基礎情報を得るため、水系におけるモニタリング調査は必要不可欠である。特
 25 に、下水処理普及率の低い人口密集域の近傍水系では、今後の AE 使用量増加に対するリスク対応能
 26 力が低い。例えば、日光川では NPE3 のシナリオ、つまり、AE の使用量が現状の 120%となった時
 27 も、 $C_{\lambda=1,mix}$ に対して一定の超過確率が得られ、魚類個体群への影響が懸念されるような予測結果と
 28 なっている。従って、このような水域に関しては、モニタリング調査を行うことで、リスクを監視す
 29 ることが重要である。

30

31 表VIII.11 将来の暴露シナリオにおけるリスクの推算と判定の結果

SHANEL 推定結果		ハザード比		超過確率 (%)		リスク判定結果		
河	シナリ	$HC_{5,mix}$	$C_{\lambda=1,mix}$	$HC_{5,mix}$	$C_{\lambda=1,mix}$	リスク懸	要モニ	要リス
川	オ							

						にない水	グ水系	水系
						系		
多 摩 川	NPE1 (現状 の 104%)	95パーセント イル 年間推定濃度	0.9 —	0.5 —	— ¹⁾ 0.0	— 0.0	● ●	
	NPE2 (現状 の 106%)	95パーセント イル 年間推定濃度	0.9 —	0.5 —	— 0.3	— 0.0	● ●	
	NPE3 (現状 の 120%)	95パーセント イル 年間推定濃度	1.0 —	0.6 —	— 6.0	— 0.0	● ●	
	LAS1 (現状 の 114%)	95パーセント イル 年間推定濃度	1.0 —	0.5 —	— 4.1	— 0.0	● ●	
	LAS2 (現状 の 152%)	95パーセント イル 年間推定濃度	1.3 —	0.7 —	— 26.8	— 0.0	● ●	
	LAS3 (現状 の 275%)	95パーセント イル 年間推定濃度	2.4 —	1.3 —	— 62.6	— 27.0		● ●
	最大暴 露ポテ ンシャ ル (現 状の 295%)	95パーセント イル 年間推定濃度	2.5 —	1.4 —	— 68.3	— 31.7		● ●
日 光	NPE1 (現状 イル	95パーセント イル	1.1	0.6	—	—	●	

川の 104%)	年間推定濃度	—	—	7.4	0.0	●
NPE2 (現状 の 106%)	95 パーセンタ イル の 年間推定濃度	1.1	0.6	—	—	●
NPE3 (現状 の 120%)	95 パーセンタ イル の 年間推定濃度	1.4	0.8	—	—	●
LAS1 (現状 の 114%)	95 パーセンタ イル の 年間推定濃度	1.1	0.6	—	—	●
LAS2 (現状 の 152%)	95 パーセンタ イル の 年間推定濃度	1.5	0.8	—	—	●
LAS3 (現状 の 275%)	95 パーセンタ イル の 年間推定濃度	2.6	1.4	—	—	●
最大暴 露ポテ ンシヤ ル (現 状の 295%)	95 パーセンタ イル の 年間推定濃度	2.9	1.6	—	—	●
		—	—	62.6	31.4	●

1 ¹⁾ 該当しない

2

3 6. 化管法指定範囲の AE のリスクの実態

4 AE の同族体群のうち、化管法指定の対象となっているのは、C12~15 の同族体群とその混合物で
5 ある。この同族体範囲の AE は、国内で流通・販売されている全 AE の 6 割から 8 割を占めている (第
6 II 章)。しかし、これまでも繰り返し述べてきたように、C 鎖が長い同族体ほど生態毒性が高い。ま

1 た、多くの試験から C12~18EO5~14 は易分解性であるが、EO モル数が 16 以上、とりわけ 20 以上
2 の場合、生分解性が急に低下することから、環境中での毒性の持続時間も長くなると考えられる。さ
3 らに、近年では NPE 等からの代替の際、化管法指定範囲外の AE 同族体 (C 鎖長 16 以上) が用いら
4 れる傾向が強くなっていることも判明している (製品評価技術基盤機構, 2004)。従って、化管法指
5 定の同族体群よりも生態毒性の高い、C 鎖長 16 以上の同族体群が確実に環境中に存在することになる。
6 このため、化管法指定範囲の同族体が有するリスクは、環境中の全 AE のリスクの一部でしかないと
7 考えられた。

8 そこで、化管法指定範囲の同族体群のリスクが、環境中の全 AE 同族体群のリスクにどの程度寄与
9 しているのかを推定した。まず、暴露濃度に着目すると、化管法指定範囲の同族体の濃度は、環境中
10 の測定された AE 全同族体の暴露濃度の 55.8% (複数地点の平均) であった (詳細は第 V 章 4.1.1.4 項
11 を参照)。次に、生態毒性のみに着目した場合、化管法指定範囲の同族体のもつ生態毒性は、各同族体
12 の HC₅ (表 VIII.2) および C_{λ=1} (表 VIII.5) から算出すると、それぞれ全同族体の生態毒性の 76%, 78%
13 となる。最後に、リスク (TU) で評価した結果、化管法指定範囲の AE 同族体のもつリスクは、AE
14 全体のリスクの 5 割~6 割でしかないことが明らかになった (表 VIII.4 と表 VIII.6)。

15

16 7. 不確実性の考察と今後の課題

17 リスク評価の結果には常に不確実性が存在する。特に、情報量の少ない物質または情報の不完全な
18 物質に関するリスク評価では、不確実性が顕著であるといえる。AE は、評価に利用可能な情報が不
19 足していることから、この類の物質に該当する。本詳細リスク評価書は、同族体ごとの違いを考慮し
20 た魚類個体群レベルの生態リスク評価を実現するため、不足した情報を補うための手法開発を並行し
21 て行ったオリジナリティの高い評価書である。本節では、評価の各過程 (暴露評価, 有害性評価, リ
22 スクの推算と判定) に含まれる不確実性と、今後の課題について考察する。

23 まず、暴露評価の過程では、AE の定量分析手法の限界により、利用しうる暴露濃度データは極め
24 て少なかった。そのため、数少ない実測値のみを用いて解析を行わざるを得なかったため、一般環境
25 中の AE の暴露実態 (濃度, 同族体組成とその濃度の変動) を反映しきれないことに起因する不確実
26 性が含まれていると考えられる。また、SHANEL モデルによる水系暴露濃度の推定では、AE 同族体
27 の特性を反映した推定ができなかったため、推定濃度は全 AE 濃度として用いた。それでも一定の不
28 確実性があると考えられるため、本詳細リスク評価書では暴露濃度の扱いには細心の注意を払った。
29 つまり、第 VI 章に述べた通り、SHANEL モデルによる推定濃度は、実測値との比較の結果を踏まえ、
30 水系中の全 AE の濃度の目安と位置づけた。一般環境中の AE の暴露実態を把握することは、正確な
31 AE リスク評価に必要不可欠である。各種の水環境における AE の暴露実態調査 (同族体ごとのモニタ
32 リング調査) を行い、その規則性 (環境中の同族体組成の種類) を見つけ出すことが、今後の研究課
33 題の 1 つと考えられた。

34 次に、生態毒性評価の過程における不確実性は、同族体ごとの生態毒性データが揃っていないこと
35 に起因する。本詳細リスク評価の過程では、同族体ごとの生態毒性データを取得するため、既存の毒

1 性試験データをもとにニューラルネットワークモデルを構築した。モデルの推定結果に関する検証結
 2 果から分かるように、このモデルは、従来の QSAR モデルより精度は高いが、それでも一定の不確実
 3 性があったことは否定できない。今後、同族体別の生態毒性試験データ（特に C16～18 の同族体）の
 4 蓄積とともに、モデルに対するさらなる検証が必要である。

5 また、リスクの推算と判定の過程における不確実性は、浅川と同族体組成を用いた $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$
 6 の推定に集約されている。 $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の値は、その算出に用いる同族体組成データセットの違
 7 いによって大きく変動しうる。浅川と同族体組成は全国の水系における AE の同族体組成の一例でし
 8 かないため、これを用いて算出した $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の値を全国の他の水系に適用した場合には、不
 9 確実性が発生すると考えられた。この不確実性を改善するためには、今後、全国の各水系におけるモ
 10 ニタリング調査の実施が望まれる。ここでは、その不確実性を定量的に把握するため、利用可能な AE
 11 の同族体組成（消費者製品、下水流入水および流出水、および生分解性・吸着性の理論式に基づいた
 12 推定の同族体組成）を用いて、それぞれの $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の推定を検討した（表VIII.12）。この結果、
 13 本詳細リスク評価に採用された浅川と同族体組成に基づいて算出した $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ を 1 とした時、
 14 異なる同族体組成に基づいて算出したそれとの比は 0.63～2.3（海外の参考事例を除く）の範囲にあり、
 15 $HC_{5,mix}$ では 0.64～2.3、 $C_{\lambda=1,mix}$ では 0.63～2.25 であった。理論式を用いて推定した同族体組成に基づ
 16 いて算出した $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の値は 1 番高く、下水処理水の同族体組成に基づいて算出した $HC_{5,mix}$
 17 と $C_{\lambda=1,mix}$ の値は 1 番低かった（諸外国の例を用いた結果も同様）ことから、理論式を用いた推定で
 18 は、リスクを見逃す可能性があると考えられる。これらのことから、モニタリング調査による同族体
 19 組成実測の必要性は高いと考えられる。特に、下水処理場の流入水と流出水の同族体組成を用いた結
 20 果の比較から、下水処理によって同族体組成が変わり、より毒性の高い同族体の割合が増えたことが
 21 確認されたこと（第VII章 2.4 項）は重要であると考えられる。

22 以上の考察を総合すると、本詳細リスク評価の結果は、現在の利用可能な情報と知見を最大限に活
 23 用して得られたものであるが、今後、新たな情報や知見が得られた時には、評価の更新が望ましい。
 24 その際にも本詳細リスク評価の過程で開発された評価手法は、有効な手段になると考えられる。

25
26 表VIII.12 各種の同族体組成に基づいた $HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の推定結果

リスクの推算と判 定用の $HC_{5,mix}$ と C_{λ} $=1,mix$ ($\mu\text{g/L}$)	$HC_{5,mix}$ と $C_{\lambda=1,mix}$ の推定に用いられた同族体組成							理論的 な推定	浅川
	製品	下水流 入水	下水流出水						
			日本	EU ¹⁾	アメリカ ¹⁾	カナダ ¹⁾			
$HC_{5,mix}$ 濃度	34	70	25	27	33	32	89	39	
	比率 ²⁾	0.80	1.85	0.64	0.69	0.85	0.82	2.30	1.00
$C_{\lambda=1,mix}$ 濃度	60	111	44	42	49	53	158	70	
	比率 ²⁾	0.75	1.61	0.63	0.60	0.71	0.76	2.25	1.00

27 ¹⁾ 独自に入手（北米や EU の産業界が測定したデータ）；²⁾ 浅川の結果をもとにした比率

1 8. 本章のまとめ

- 2 (1) AE リスク評価の評価エンドポイントは魚類個体群存続に設定し、種の感受性分布はスクリー
3 ニング的な評価の位置づけで用いた。
- 4 (2) 多くの同族体の混合物である AE のリスクの推算には用量加算法を適用した。リスク判定用の
5 $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ の推定では浅川での実測値（冬季）に基づく同族体組成を用いた。
- 6 (3) リスク判定用の $HC_{5,mix}$ および $C_{\lambda=1,mix}$ はそれぞれ 39 と 70 $\mu\text{g/L}$ で、化管法指定範囲の同族体の
7 みに着目した場合、それぞれ 18 と 34 $\mu\text{g/L}$ であった。このように、化管法指定範囲の同族体に
8 着目するのみでは、AE 全体のリスクの約 5 割～6 割しか把握できないことが明らかにされた。
- 9 (4) 現状の AE リスクの判定結果から、下水処理によって同族体組成が変わるものの、河川、湖沼、
10 下水道等の水系における AE リスクは、ごく僅かな例外を除いては懸念されるレベルにはない
11 と評価された。しかし、東京都日野市内の浅川水系のように、下水処理普及率が低く、かつ人
12 口密度の高い地域の近傍水域では、環境水中の AE 濃度が $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ を超える可能
13 性があると評価された。従って、東京都日野市内の浅川のような水系については、モニタリン
14 グ調査を行ってリスクを正確に把握するとともに（特に河川水中の AE の暴露濃度が上昇する
15 冬季）、必要に応じて適切なリスク管理対策を講ずる必要があると考えられた。
- 16 (5) AE の将来リスクの予測結果から、流域の下水処理普及率の低い地域、例えば日光川やその近
17 傍水系においては、AE の使用量が現状の 120%に増えた場合に、環境水中の AE 濃度が $C_{\lambda=1,mix}$
18 を超える可能性があり、魚類個体群への影響が懸念される。AE の使用量は今後増え続ける
19 傾向にある。将来のリスクを適切に管理していくためには、その基礎情報としてのモニタリン
20 グ調査が必要である。とりわけ上記の日光川の例のように、流域の下水処理普及率が低い水系
21 でのモニタリング実施の必要性は高いと考えられた。
- 22 (6) AE のリスク評価に資する暴露情報と生態毒性情報が不足していることから、本詳細リスク評
23 価では、幾つかの仮定のもとでのリスク評価の手法を開発し、リスクの推算・判定を行った。
24 しかし、この結果には、不可避免的に一定の不確実性が含まれることとなった。今後、新たな情
25 報や知見が得られた時点での結果の更新が望まれる。

26
27 9. 参考文献

- 28 化学物質評価研究機構 (2003a). 平成 14 年度河川モニタリング報告書.
- 29 化学物質評価研究機構 (2003b). 平成 14 年度湖沼等水系環境モニタリング調査報告書.
- 30 化学物質評価研究機構 (2004). 平成 15 年度河川モニタリング報告書.
- 31 国土環境株式会社 (2005). 新しい分析手法によるアルコールエトキシレートフィンガープリント調査,
32 産業技術総合研究所委託調査報告書.
- 33 国土交通省 (2002b). 流量年表第 53 回平成 12 年 (2000), 国土交通省河川局, 社団法人日本河川協会,
34 東京.
- 35 国土交通省 (2005c). 流量年表第 55 回平成 14 年 (2002), 国土交通省河川局, 社団法人日本河川協会,

- 1 東京.
- 2 小林 尚 (2000). 旧千曲川メダカ個体群動態の特徴—6月にメダカ *Oryzias latipes* はどのように行動
3 するのか?—, 長野県茅野高等学校. 研究報告, No.35, 2000, 信州大学科学教育研究室, 農学部
4 分室.
- 5 産業技術総合研究所 (2004b). ノニルフェノール詳細リスク評価書, 化学物質リスク管理研究センタ
6 ー.
- 7 製品評価技術基盤機構 (2004) ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレートのリスク管理
8 の現状と今後のあり方, ノニルフェノールリスク評価管理研究会, 2004年10月
9 <http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/NPNPEarikata041209.pdf>
- 10 日本石鹼洗剤工業会 (1999-2004). 環境年報 Vol. 24-29.
- 11 丸山章代, 富岡淳, 伊藤安紀, 浅見真理, 相澤貴子 (2001). 群馬県の下水处理場と河川における非イ
12 オン界面活性剤およびその分解生成物の挙動について, 水環境学会誌, 24(11), 778-784.
- 13 林 彬勸, 東海明宏, 吉田喜久雄, 富永 衛, 中西準子 (2003). 魚類個体群レベルにおける生態リス
14 ク評価手法の提案—4—ノニルフェノールによるメダカ個体群評価のケーススタディ—, 水環境
15 学会誌, 26, 575-582.
- 16 林 彬勸 (2006). 持続可能な生態系のための化学物質の生態リスク評価およびその管理のあり方につ
17 いて. 環境情報科学誌, 34(4), 16-23.
- 18 Aldenberg, T.; Slob, W. (1993). Confidence-limits for hazardous concentrations based on logistically distributed
19 NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25: 48-63.
- 20 Belanger, S.E.; Dorn, P.B. (2004). Chronic aquatic toxicity of alcohol ethoxylate surfactants under Canadian
21 exposure conditions. Technical Report of Canadian Fisheries and Aquatic Science, In: Burrige L.E., Haya
22 K., Niimi A.J. eds, Proceedings of the 31st Annual Aquatic Toxicity Workshop 2004, Charlottetown, Prince
23 Edward Island, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science No. 2562, 95-104.
- 24 Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Toy, R.; Boeije, G.; Marshall, S.J.; Wind, T.; van Compernelle, R.; Zeller, D. (2006).
25 Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotoxicology and*
26 *Environmental Safety*, 64: 85-99.
- 27 Calow, P.; Forbes, V.E. (2003). Does Ecotoxicology Inform Ecological Risk Assessment? *Environmental*
28 *Science and Technology*, 37: 146A-151A.
- 29 ECETOC: European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (2001). *Aquatic toxicity of*
30 *mixtures*. Technical Report No. 80, Brussels, Belgium.
- 31 Isnard, P.; Flammarion, P.; Roman, G.; Babut, M.; Bastien, P.; Bintein, S.; Essermeant, L.; Ferard, J.F.;
32 Gallotti-Schmitt, S.; Saouter, E.; Saroli, M.; Thiebaut, H.; Tomassone, R.; Vindimian, E. (2001). Statistical
33 analysis of regulatory ecotoxicity tests. *Chemosphere*, 45: 659-669.
- 34 Lin, B.-L.; Tokai, A.; Nakanishi, J. (2005). Approaches for establishing predicted-no-effect concentration for
35 population-level ecological risk assessment in the context of chemical substances management.

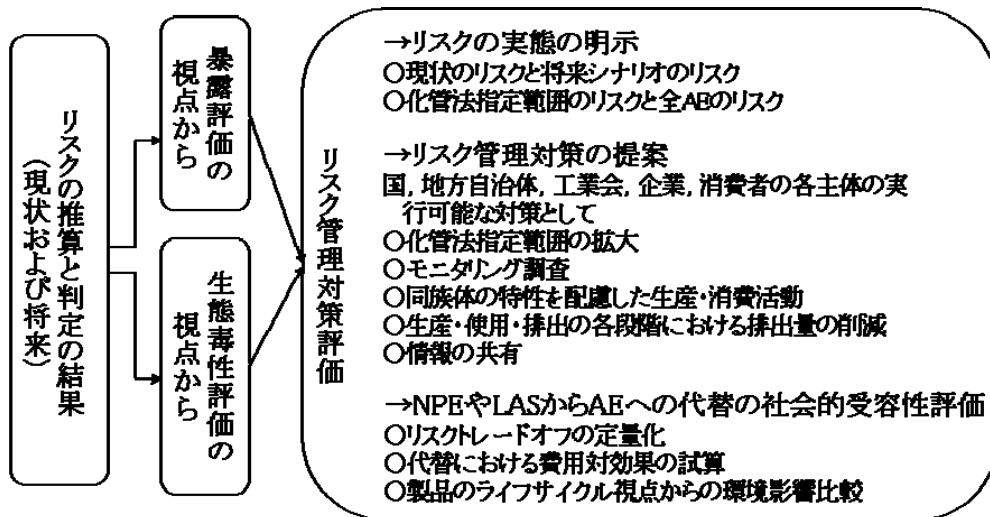
- 1 *Environmental Science and Technology*, 39: 4833-4840.
- 2 Meng, Y.B.; Lin, B.L.; Tominaga, M.; Nakanishi, J. (2006). Simulation of the population-level effects of
3 4-nonylphenol on the wild Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Ecological Modelling*, 197: 350-360.
- 4 Scholze, M.; Boedeker, W.; Faust, M.; Backhaus, T.; Altenburger, R.; Horst Grimme, L. (2001). A General
5 Best-Fit Method for Concentration-Response Curves and the Estimation of Low-Effect Concentrations.
6 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 448-457.
- 7 U.S.EPA (2006). *Considerations for Developing Alternative Health Risk Assessment Approaches for Addressing*
8 *Multiple Chemicals, Exposures and Effects (External review draft)*. EPA/600/R-06/013A, March 2006.

1	第 IX 章 リスク管理対策.....	IX-1
2	1. はじめに.....	IX-1
3	2. リスクの推算と判定の結果.....	IX-1
4	2.1 現状の AE リスク.....	IX-2
5	2.2 将来の AE リスク.....	IX-2
6	3. リスク管理および削減対策に関する提案.....	IX-2
7	3.1 化管法における対象同族体範囲の拡大.....	IX-2
8	3.2 モニタリング調査の実施.....	IX-4
9	3.3 AE の同族体特性に配慮した生産・消費活動.....	IX-5
10	3.4 排出量の削減.....	IX-6
11	3.5 情報の共有.....	IX-7
12	3.6 行政、生産者および消費者のできるリスク管理対策.....	IX-8
13	4. NPE や LAS から AE への代替に関する社会受容性評価.....	IX-8
14	4.1 リスクトレードオフの定量化.....	IX-9
15	4.1.1 定量化アプローチ.....	IX-9
16	4.1.2 リスクトレードオフの推算結果.....	IX-11
17	4.2 代替に関する費用対効果の評価.....	IX-12
18	4.3 NPE や LAS, AE に関する環境影響比較.....	IX-13
19	4.3.1 製造・流通・消費・廃棄の全ライフサイクルの視点から.....	IX-13
20	4.3.2 環境への配慮の視点から.....	IX-15
21	4.4 社会への受容性に関するまとめ.....	IX-17
22	5. 本章のまとめ.....	IX-17
23	6. 参考文献.....	IX-18

1
2 **第IX章 リスク管理対策**
3

4 1. はじめに
5

6 本章では、図IX.1 に示した枠組みで AE のリスク管理対策を検討する。まず、AE のリスク評価の結果をもとに、国、地方自治体、工業会、企業、消費者等の主体が、それぞれ実行できるリスク管理およびリスク削減対策を提案する。また、AE を NPE や LAS の代替物質とした場合のリスクトレードオフについても、利用可能な情報を用いた解析を行い、NPE や LAS のリスク削減対策とした AE 代替の社会的受容性を検討する。なお、この社会的受容性の検討においては、代替に関する費用対効果を解析するほか、既存の知見をもとに、製品のライフサイクルの各段階（生産・流通・消費・廃棄）における環境負荷などの視点から、AE、NPE および LAS の環境影響の比較を行う。



13
14 図IX.1 リスク管理対策評価における枠組み
15

16 2. リスクの推算と判定の結果

17 本詳細リスク評価では、環境水中の暴露濃度として、特定水系におけるモニタリング調査の実測値
18 と、SHANEL モデルによる推定値の2つのデータセットに基づいたリスクの推算と判定を行った。実
19 測値を用いたリスクの推算と判定の結果は、C12～18EO0～23 の各同族体のリスク評価を行ったもの
20 で、現状における AE のリスクの大きさや実態を示した。一方、モデルの推定値を用いたリスクの推
21 算と判定の結果は、流域の下水処理普及率に差のある2つの河川（多摩川と日光川）を対象に、AE
22 の使用量が現状の1.04～2.95倍に増加した各シナリオにおける将来リスクの大きさを示した。
23

1 2.1 現状の AE リスク

2 現状の AE 使用による水生生物への影響は、殆どの水系において懸念レベルにないと判定された。
3 この結果から、殆どの水系では、現状における AE リスク管理およびリスク削減対策に関して、緊急
4 に対策を導入する必要はないと考えられた。しかし、下水道が普及していない人口密集地域周辺の局
5 所的な水域では、特に水温の低い冬季、水生生物への影響が懸念レベルにはないとはいえないレベル
6 まで暴露濃度が上昇することもあった。このような局所的な水域に対しては、定期的なモニタリング
7 調査を実施して、AE の暴露濃度の変化から AE のリスク変化を把握しておく必要があると考えられた。

8 また、現行の化管法指定範囲の同族体によるリスクは、環境中の測定された全 AE のリスクの 5 割
9 ～6 割程度であることが明らかになった。従って、現行の化管法による AE の管理方策を補強するた
10 め、その同族体指定範囲を C16～18 にまで拡大する方が望ましいと考えられた。

11

12 2.2 将来の AE リスク

13 現状のリスクと同様、下水道が普及していない、あるいは、普及率の低い人口密集地域の近傍水系
14 は、AE の使用量が増え続ける将来ではその生態リスクが懸念されるレベルに転じる可能性が高いと
15 考えられる。例えば、流域の下水処理普及率の高い多摩川では、AE の使用量が現状の 152%にまで増
16 えたとしても、魚類個体群存続への影響が懸念されるレベルに達することはないが、下水道普及率の
17 低い日光川では、AE の使用量が現状の 120%に増えた時点で、魚類個体群存続への影響が懸念される
18 レベルに達するという解析結果が得られている。

19

20 3. リスク管理および削減対策に関する提案

21 一般的に、化学物質のリスク管理およびリスク削減対策では、その物質の生産・使用・排出の各段
22 階において、国、地方自治体、工業会、企業、消費者などの各主体が、それぞれの立場で実行可能な
23 対策を講じる。AE は化管法の第一種指定化学物質（但し C12～15 のみ）で、その排出量データから
24 毎年、排出量上位 10 物質（家庭用途からでは上位 3 物質）の 1 つとしてランキングされている。また、
25 日本石鹼洗剤工業会は 1998 年から毎年、国内の都市域の 4 河川（多摩川、荒川、江戸川、淀川）を対
26 象にモニタリング調査を行い、環境中の AE 濃度の把握に努めている。しかし、現行の化管法では C12
27 ～15 の範囲の AE 同族体に対象が限定されているうえ、各同族体の定量分析手法も未だ普及できてい
28 ないため、AE の環境中実態（濃度や同族体組成など）やそのリスクが正確に把握されていると言
29 い難い。

30 本節ではこれまでのリスク評価の結果をもとに、国、地方自治体、工業会、企業、消費者などの主
31 体が、それぞれの実行できるリスク管理およびリスク削減対策を提案するとともに、その費用対効果
32 についても可能な限り考察する。

33

34 3.1 化管法における対象同族体範囲の拡大

35 化管法の対象物質には、排出量・移動量の届出と、化学物質の安全データシート（Material Safety Data

1 Sheet, 以後「MSDS」と略す)の提供の両方が求められる第一種指定化学物質と、MSDSの提供のみ
2 が求められる第二種指定化学物質があり、それぞれ「有害性」と「相当広範な地域の環境での継続的
3 な存在」の2つの側面から選定される。AEはPRTRの第一種指定化学物質として、C12~15の範囲
4 にあるAE同族体のみが対象とされている。化管法指定範囲のAE同族体のリスクは、測定された環
5 境中のAE全体の5割~6割であるというリスク評価の結果(第VIII章6節)から、AEのリスクをより
6 正確に把握し、より適切に管理していくために、現行の化管法の同族体指定範囲を拡げることを提案
7 する。この同族体範囲の拡大は、定量分析が可能なC12~18EO0~23が適切であると考えられる。

8 化管法指定範囲の拡大を提案した最大の理由は、「現行の化管法指定範囲のAE同族体の環境中濃
9 度が測定した全AEの6割程度(第V章4.1.1項)であった」というモニタリング調査の結果である。
10 以下に、指定範囲拡大の提案に繋がるその他の根拠とともに、指定範囲拡大の意思決定を行う際に配
11 慮すべき点を示す。

- 12 ① C16~18の生態毒性がC12~15のそれよりも強いと推定されている(第VIII章の表VIII.2と表VIII.5)。
13 この結果は、第VII章2節の既存毒性試験データから得られた知見を反映しているが、ニューラ
14 ルネットワークモデルの推定値に基づいた推定結果である。そのため、「信頼性のある生態毒
15 性試験データに基づいて化管法指定物質の選定を行う必要がある」という原則から考えると、
16 この推定結果のみでは、直ちに化管法の指定範囲拡大に結論を急ぐ必要はないと考えられる。
17 今後、より多くの同族体別の実測値を取得して、モデルに対するさらなる検証が望まれる。特
18 別に、ニューラルネットワークモデルの開発に用いられた既存の毒性試験データの中に、C16~
19 18の毒性データはわずか数個であったため、モデルによるC16~18の推定値は、C12~15の
20 推定値より不確実性が高いと考えられる。
- 21 ② NPEからAEへの代替に関する一連の業界ヒアリングの中で、化管法指定範囲外のAE同族体
22 への代替が進められていることが明らかになった(製品評価技術基盤機構, 2004)。即ち、化
23 管法の指定範囲をC16~18に広げた場合、企業における自主管理の促進を目的とする化管法は、
24 より効果的なものになると期待できる。
- 25 ③ AEの使用量は将来に向けて確実に増え続けていくと予測されている(第II章)。石油資源の今
26 後の動向から、石油から合成したAEの生産量(主にC12~15)は今後増え続ける可能性が少
27 ないと推察される。また、AEの主な生産原料である動植物油脂には、現在の指定範囲のC12
28 ~15よりも生態毒性が強いと推定されているC16~18の同族体が多く含まれている。こうし
29 た将来への変化に対応するため、化管法の指定範囲拡大を議論し始めてもよいと思われる。
- 30 ④ AEの各同族体を高感度で定量できる分析手法が、近年になってようやく確立された(Dunphy
31 *et al.*, 2001; 相澤ら, 2002)。このため、環境中のC16~18の暴露濃度の報告が海外でも見ら
32 れるようになった(Belanger *et al.*, 2006)。また、生態毒性データに関しても、今までは殆ど
33 C12~15に関するものであったが、今後はC16~18に関しても信頼性の高い毒性データが増え
34 ていくと予想される。この定量分析技術の確立は、化管法の指定範囲拡大を議論するために必
35 要な基礎データの整備に繋がると考えられる。

1 化学物質管理における産業界の果たす役割は非常に重要である。化管法は自主管理を促進すること
2 を目的とした法律である。化管法指定範囲を現行のものよりも広げれば、より実態に近い AE のリス
3 クの情報を得ることはもちろん、事業者に対しては自主管理の促進や同族体に着目した商品開発、原
4 料調達時の配慮が期待される。また、PRTR の情報は公開されているので、国民に AE の環境リスク
5 に関する、より正確な情報を提供することが可能になる。さらに、行政または事業者は、管理対策の
6 立案と対策効果の評価に役立てることができる。

7 ここでは、この提案の費用対効果の議論に資する情報を提供するため、利用可能な情報を用いて、
8 化管法指定同族体範囲を広げるための必要な費用を試算した。なお、この試算は以下の仮定に基づく。

- 9 ・ AE 同族体の対象範囲を拡大した場合の同族体情報の増分は $C12\sim 18E00\sim 23/C12\sim 15E00\sim 23=$
10 1.5 であるため、拡大の追加費用として、単純に 1 物質にかかる費用 (PRTR 制度の実施にかかる
11 費用÷354 物質) の 0.5 倍と見なす。
- 12 ・ 1 物質にかかる費用は、短鎖塩素化パラフィンの詳細リスク評価書 (中西&恒見, 2005) のⅧ章「リ
13 スク削減対策と経済評価」に示された計算結果を引用した (アンケート調査から計算した PRTR
14 の対象物質が 1 割増えたときの追加費用をもとに、PRTR 1 物質にかかる費用を計算した)。PRTR
15 制度の実施にかかる費用は、直接的な人件費の他に、国や自治体予算 (社会に周知させるための
16 パンフレット、事業者への説明会の費用) がかかると予想される。

17 計算の結果、範囲拡大の追加費用は約 1.7 百万円 (3.4 百万円の 0.5 倍) となった。この費用は、PRTR
18 の対象物質が 1 物質増えたときの追加費用 (3.4 百万円) に比較すると、第 1 種指定化学物質の新規追
19 加ではないこと、PRTR の AE 排出量の 99% は届出外のものであったことから、人件費が過大に見積
20 もられていることが明らかである。しかし、化管法指定範囲の拡大に伴った MSDS 登録作業費用も
21 発生することを考慮すると、この費用を範囲拡大のための初期最大費用と見なしてもよいと考えられ
22 た。

24 3.2 モニタリング調査の実施

25 現状および将来のリスク評価の結果から、モニタリング調査の実施を AE のリスク管理の重要な対
26 策の 1 つとして提案する。特に、人口密集かつ下水処理普及率の低い地域や高い排出源の近傍水系に
27 対するモニタリング調査の実施が必要である。

28 モニタリング調査の費用対効果を検討するため、産総研が委託したモニタリング調査をモデルケー
29 スとしてその費用を試算した (夏と冬 2 回の調査。1 回の調査につき、6 地点で 2 サンプルずつ分析を
30 行ったので合計 24 サンプル。1 時間おきの 24 時間連続サンプリングのコンポジットサンプル)。その
31 結果、最新の定量分析法であるブリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いた分析では 1 サンプルの分析
32 にかかる費用は約 43 万円となった。このコストの試算結果には、ブリジニウム誘導体化 LC/MS 法を
33 導入するための技術要素検討費も含まれているため、高く見積もられていると考えられたが、数多く
34 の同族体の同定と定量には、熟練した技術を要するうえ、作業時間もかかる。また、現時点において
35 は、同族体の同定に必要な標準品の入手も容易ではない。従って、現段階では AE のモニタリング調

1 査が手軽に実行し難いものであると考えられた。ここでは、費用対効果の優れたモニタリング調査と
2 して、以下の条件を考慮したモニタリング調査を提案したい。

- 3 ・ 地域特性を考慮したサンプリングを行う。特に、人口の密集した下水道の普及していない地
4 域や高い排出源の近傍水域
- 5 ・ 季節ごとに年 4 回の実施が望ましい。特に水温の低い冬季は、生分解速度の低下により AE
6 の水中濃度が上昇するので、調査実施の必要性が高い。
- 7 ・ 同じ地点における時間差のコンポジットサンプルを取る（NEDO モニタリング調査で実施し
8 た時間帯別の AE 濃度調査では、時間帯別の AE 濃度差が無視できるレベルであることが示さ
9 れたため、分析は各時間帯のコンポジットサンプルで十分と考えられた）。

10 これまでに、石鹼洗剤工業会では、年 4 回多摩川流域などの主要都市河川を対象にモニタリング調
11 査を行ってきたが、今後は、プリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いて、人口密集かつ下水処理普及
12 率の低い地域や高い排出源の近傍水系のような高暴露地点だけに絞り込んだサンプリングへの調査計
13 画の変更が必要と考えられた。また、PRTR の排出量データのランキングで、AE は毎年上位 10 物質
14 の 1 つとなっているうえ、その使用量が今後確実に増え続けていく傾向にあるため、国や地方自治体
15 も積極的にモニタリング調査を実施することが望まれる。

16 17 3.3 AE の同族体特性に配慮した生産・消費活動

18 AE は同族体ごとに異なる生態リスクをもつ。ここでは、有効な AE リスク削減対策の 1 つとして、
19 同族体特性に配慮した生産活動を提案する。

20 各同族体の生態毒性を、魚類個体群影響の閾値濃度（第 VIII 章表 VIII.5）を用いて検討した結果、C 鎖
21 が長く、EO モル数が少ないほど、魚類個体群存続への影響の閾値濃度が低く、生態毒性が高い傾向
22 が確認された。また、環境中の暴露濃度を左右する生分解性について、EPI suite の推定値を用いた検
23 討を行った結果、C 鎖による生分解速度への影響が顕著ではないが、EO モル数は生分解速度に強く
24 関係し、EO モル数が少ないほど生分解されやすいことを示した（第 IV 章 2.4.5 項）。

25 原材料メーカーや洗剤メーカーを含む AE 製造業者と、製造業者が生産した製品を使用する消費者
26 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した行動を取れば、AE のリスクを
27 最小にする社会が実現できると考えられた。特に、AE 同族体の C 鎖の鎖長は原料に依存しているが、
28 EO モル数は合成段階である程度コントロールできるため（詳細は第 II 章 4 節を参照）、各同族体の
29 生態毒性と生分解性に配慮した原料調達や生産活動が実現可能なものと考えられた。より優れた洗淨
30 力や乳化力のある AE を製造するため、特殊な触媒を用いて未反応のアルコール残存量を低減させたり、
31 EO モル数の分布範囲を狭めたりといった生産活動が実際に報告されている（Crass, 1997；三洋化
32 成工業株式会社，2002）。従って、AE 製品の製造段階において、リスクの低減と単位洗淨力の向上
33 を意識した原料調達や製造、商品開発を行うことにより、AE のリスクが効果的に削減されると考え
34 られた。

35 この対策に関する費用対効果の議論に資する情報は無いが、同族体特性に配慮した生産活動は費用

1 対効果の高い対策の1つと考えられた。

2

3 3.4 排出量の削減

4 AEの使用量が今後増え続けることを念頭に置くと、生産・使用・排出の各段階における排出量の
5 削減は将来のリスクへの対策として重要である。ここでは、産業用途と家庭用途との両側面からその
6 削減対策を考察する。

7 まず、家庭用途でのリスク削減対策について述べる。AEの流通量の7割以上(図II.10)は家庭で
8 使われた後、下水処理によって除去される。AEは下水処理によって98%以上が除去されることから、
9 下水処理の有無はAEのリスクの高低を大きく左右する。現状のリスク評価の結果から、人口密集地
10 域における下水道整備を優先的にを行い、環境への排出量を減らすことが望まれる。また、産業用途の
11 一部として、PRTR届出対象外になっている零細企業で、特に下水道未整備地域に位置する場合につ
12 いては、工程の見直しによって使用量を減少させることや工場排水を処理することなど、排出量の削
13 減に努力する必要があると考えられた。

14 一方、産業用途でのリスク削減対策については、第VI章の2.4項における業種別解析の結果から、
15 上位6業種、特に繊維業からの排出量削減(工程の見直しによって使用量を減少させることや工場排
16 水を処理することなど)が有効なリスク削減対策であると考えられた。

17 第VI章3節の解析結果(多摩川と日光川を対象にSHANELモデルを用いたNPEおよびLASの代替
18 シナリオにおける暴露濃度)では、両河川とも家庭用洗剤(LAS)の代替による影響を大きく受け
19 ている点は同じであるが、家庭用途と産業用途の2つ用途からの代替による濃度変化を比較してみ
20 と、産業用途のNPEからの代替による濃度変化については日光川の方が大きい、一方、家庭用途の
21 LASからの代替による濃度変化については多摩川の方が大きいという特徴を示した。この結果から、
22 洗剤用途の界面活性剤の削減対策は、家庭起源のものを対象にすることはより効果的であるが、日光
23 川流域のような繊維工業の盛んな水系における産業用途起源の削減対策も必要と考えられた。

24 AEの排出量の削減において、下水処理が大きな役割を担っている。ここでは、下水処理によるAE
25 排出1単位あたりの削減費用を試算した(図IX.2)。この試算は、東京都下水道局「経営・環境レポー
26 ト2005」のホームページに示されている、区部(23区)における2004年度の処理水量および下水処
27 理に関わる費用の情報に基づいた。なお、削減費用試算の手順は以下の通りである。まず、東京都の
28 区部(23区)における2004年度の処理水量に南多摩および北多摩一号水再生センターの流入水、放
29 流水のAE濃度差(882.3 μ g/L、産総研委託調査)を用いて、下水処理におけるAEの年間除去量を計
30 算した。次に、下水処理に関わる費用として、東京都の区部における2004年度の下水処理の維持管理
31 費と下水道設備の減価償却費を集計した。こうして得られたAEの年間除去量と、下水処理に関する
32 費用から、AE排出1単位当たりの削減費用は67,753円/kg-AEと算出された(表IX.1)。

33 なお、下水処理施設は、元来河川等の公共用水域に生活雑排水等のいわゆる「下水」が直接流入す
34 ることで発生する水質汚濁を防止するためのものであり、AEのみならず、他の多くの物質も除去対
35 象となっている。ここでの試算では、計算条件を簡便にするために、下水処理施設がAEのみを除去

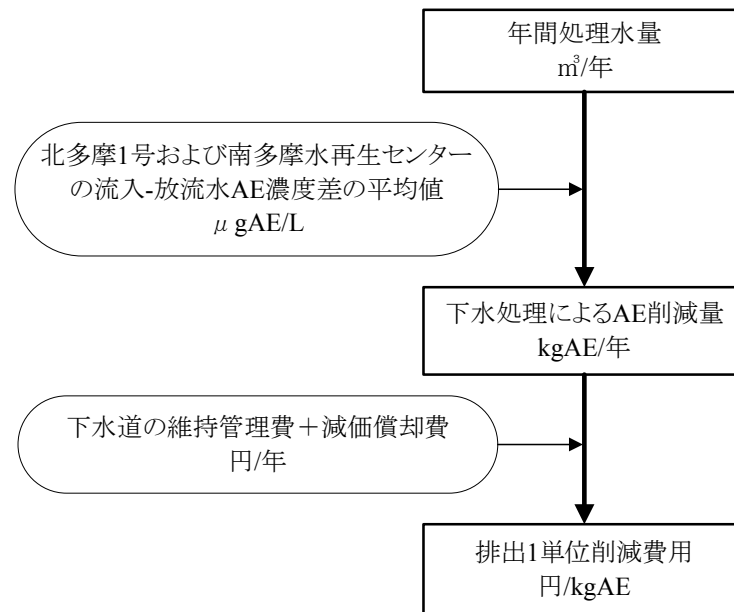
1 するという仮定のもとで得られた値である。上記のように、下水処理施設において、多くの物質が同
 2 時に除去されることを考慮すると、AE 排出 1 単位当たりの削減費用は、67,753 円/kg-AE よりもはる
 3 かに小さい値であると考えられた。

5 表IX.1 AE 排出 1 単位当たりの削減費用の試算結果

処理水量 ¹⁾ (億m ³)	年間の AE 除去量 (t)	コスト ²⁾ (百万円)	排出 1 単位削減費用 (円/kg)
16	1,411	95,346	67,753

6 ¹⁾ 平成 16 年度東京都区部における処理水量（東京都下水道局 2006）。

7 ²⁾ コストは 2004 年度東京都区部における維持管理費（52,162 百万円）と減価償却費（43,484 百万円）
 8 の合計である。維持管理費は下水を運ぶ経費，下水を処理する経費，発生する汚泥を処理する経費。
 9 減価償却費は施設に投下した資本をその施設の使用可能な期間に応じて配分した経費（東京都下水道
 10 局 2006）。



11 図IX.2 下水処理による AE 排出 1 単位当たりの削減費用の計算フロー

14 3.5 情報の共有

15 情報の共有がその他の有効な対策の 1 つとして挙げられる。工業会が会員企業の間における情報共
 16 有を牽引するとともに、環境モニタリング調査を実施し情報を提供する。特に、同族体の特性に配慮
 17 した商品開発や生産活動，および排出量削減技術の開発を推進するために必要な情報を収集・作成し
 18 て、会員企業に提供することが重要である。その具体例としては、PRTR の排出算出マニュアルの作
 19 成・配布，定期的なモニタリング調査結果の速報，同族体の特性に配慮した技術開発の動向，AE の
 20 リスク評価結果の紹介などが挙げられる。また、消費者に対しては、ホームページやパンフレット，

1 製品パッケージなどを利用して、環境中への AE 排出量を最小にしながら、洗浄機能を最大限に引き
2 出せる最適な洗剤使用方法や洗剤製品の同族体組成や特徴等に関する情報を提供する。

3

4 3.6 行政、生産者および消費者のできるリスク管理対策

5 前項までの提案のまとめとして、国、地方自治体、工業会、企業、消費者等の主体が、それぞれ実
6 行できる対策を表IX.2に整理した。AEはメーカー企業によって生産され、ユーザー企業によって様々
7 な製品の製造に使用される。ユーザー企業では繊維業など製品の製造工程でAEを使用する企業もあ
8 れば、洗剤などの商品に加工する企業もある。家庭用洗剤のように商品化されたAEは消費者が利用
9 し、最終的には環境中へと排出されることになる。

10 化管法の指定範囲拡大は、国が行う制度の変更であり、実行された場合には、企業はこれに従って、
11 排出データの情報を提出する。国が排出データを整備・公開することで、企業は排出量の管理に利用
12 できるとともに、消費者は排出に関する情報を入手することができる。次に、同族体特性への配慮に
13 ついては、特に業界および関係企業で行うことができると考えられる。また、モニタリング調査は環
14 境中のAEの暴露濃度を把握するために定期的に行うべきで、国、地方自治体、業界で実施が可能だ
15 と考えられる。一般の企業ではAEは規制物質ではないことと高い調査費用を要することから、モニ
16 タリング調査を実施することは難しいと考えられるが、排出量の大きい企業については、モニタリン
17 グ調査を行う社会的責任もあると考えられる。また、これまでに業界団体が自主的にモニタリング調
18 査を行ってきたが、より適切な調査方法になるよう見直しを行うとともに、今後も継続していくこと
19 が必要と考えられる。

20 下水道事業は地方公共団体が行うが、建設に必要な費用は、国からの補助金と地方自治体等が負担
21 する（社団法人日本下水道協会、2006）。AEは下水処理によって除去されやすい物質であり、家庭か
22 らの排出量が全体の81%も占めている（2002年度）ため、下水道を整備することで、高いAEのリス
23 ク削減効果が期待できる。この下水道整備によるリスク削減は、人口密集地域であるにもかかわらず、
24 下水道の整備が遅れた地域ほど効果が大きいと考えられる。

25

26 表IX.2 国、地方自治体、工業会、企業、消費者の立場からのできる対策

リスク管理・削減対策	国	地方自治体	工業会	企業	消費者
化管法指定範囲拡大	○				
モニタリング調査の実施	○	○	○	○	
同族体特性を配慮した活動			○	○	○
下水道の整備や排水処理	○	○		○	
その他（情報の共有など）	○	○	○	○	○

27

28 4. NPE や LAS から AE への代替に関する社会受容性評価

29 リスク削減対策の1つとして、代替品の使用がしばしば行われる。NPEのリスク削減を目的とした

1 AE への代替は、これまで国内外において多く報告されてきた。しかし、AE への代替によって、NPE
2 のリスクが削減される一方、AE のリスクが増加するというリスクトレードオフが考えられる。従っ
3 て、AE への代替によって水生生物への生態リスクが真に軽減されるか否か、その代替対策は社会に
4 受け入れられるか否かを判定するには、リスクトレードオフの定量化およびその費用対効果の評価(社
5 会的受容性評価)が望まれる。本節では、NPE から AE への代替のほか、LAS から AE への代替も想
6 定した。

7

8 4.1 リスクトレードオフの定量化

9 リスクトレードオフ解析は、式IX.1 に示した概念で行う。A 物質が B 物質で代替されたことによっ
10 て、それぞれのリスクに変化が起き、A 物質由来のリスクは ΔA 分削減され、B 物質由来のリスクが
11 ΔB 分増加する。両物質に関するリスクの変化の差分 ($\Delta A - \Delta B$) がゼロより大きければ、 ΔA 分の
12 リスクを削減するかわりに、 ΔB 分のリスクは受け入れられるものとして、A 物質から B 物質への代
13 替は、有効なリスク削減対策であることを意味する。このように、代替によるリスク総量の増減を定
14 量化することがリスクトレードオフ解析の目的であるが、代替に要する費用変化も考慮するのが一般
15 的である。この費用変化については、4.2 節に述べる。

16

$$A = A - \Delta A$$

式IX.1

$$B = B + \Delta B$$

if $\Delta A - \Delta B > 0$ リスクが削減された

17

18 4.1.1 定量化アプローチ

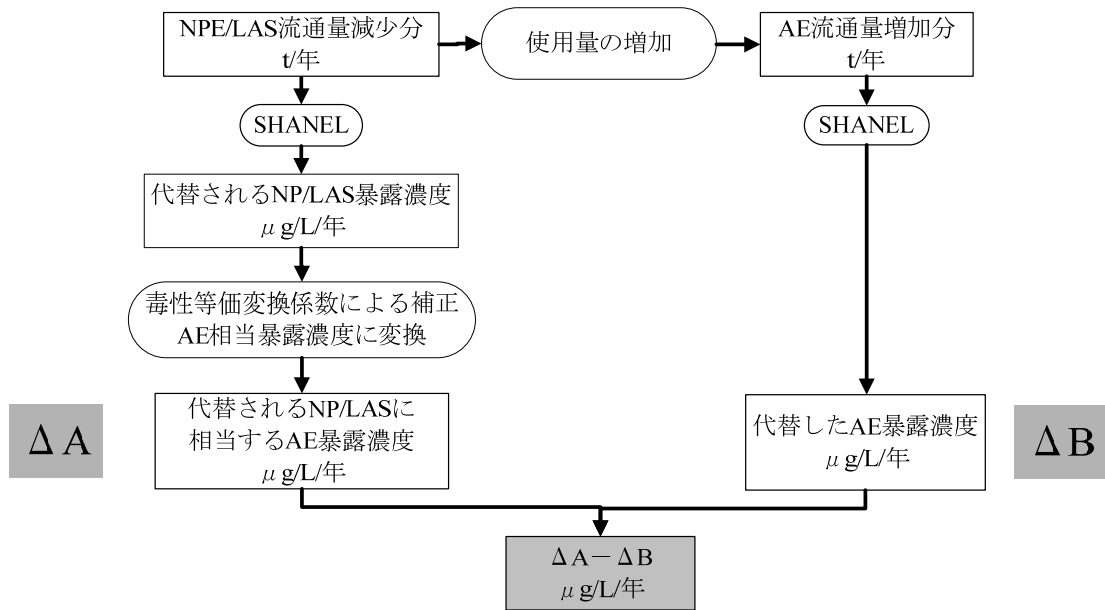
19 NPE や LAS から AE への代替におけるリスクトレードオフの定量化では、代替によって増加した
20 AE リスク (ΔB_{NPE} , ΔB_{LAS}) と、削減された NPE や LAS のリスク (ΔA_{NPE} , ΔA_{LAS}) を推算するこ
21 とになる。代替品の使用におけるリスクの増減は、代替前後の暴露濃度の変化によって決定される。
22 このため、リスクトレードオフ解析においては、代替前後の暴露濃度に関する情報が不可欠となる。
23 本解析では、AE に加え、NPE および LAS の水系濃度も推定できる(国土環境株式会社, 2006) SHANEL
24 モデルのシミュレーションで推算した暴露濃度を用いた。また、本解析では、多摩川をケースに、そ
25 の最下流地点(田園調布堰)の年(幾何)平均濃度の変化を用いて、第VI章 3.1 項に設定した NPE およ
26 び LAS の AE への代替シナリオ(表VI.9)におけるリスクトレードオフの定量化を検討した。

27 図IX.3 にリスクトレードオフの定量化の具体的な手順を示した。各代替シナリオにおける増加した
28 AE リスク (ΔB_{NPE} , ΔB_{LAS}) の推算では、第VI章に示した SHANEL の推定結果を用いた。つまり、
29 AE に代替された後の増分リスク (ΔB_{NPE} または ΔB_{LAS}) は、代替前と代替後の AE 濃度から算出した
30 AE の増分濃度として推定した。

31 一方、各代替シナリオにおける削減されたリスク (ΔA_{NPE} または ΔA_{LAS}) は、代替による NP や LAS
32 の濃度減少分から、AE の等価毒性に相当する AE 濃度として推定した。その推定手順としては、まず、
33 SHANEL モデルに代替される NPE や LAS の量を入力して、水系での NP (NPE の濃度ではないこと

1 に注意) や LAS の濃度を推定することにより, 代替による NP や LAS の濃度減少分を算出する. 次
 2 に, NP や LAS の濃度減少分に相当する AE 濃度を推定するため, AE, NP, および LAS に関する生
 3 態毒性データから AE の毒性等価変換係数を求めた (表IX.3, 表IX.4). なお, 毒性等価変換係数の算
 4 出に際しては, AE, NP 及び LAS の 3 物質について, 共通のエンドポイント (生存) での試験が行わ
 5 れていたファッドヘッドミノーの慢性毒性試験データを用いた. また, 魚類個体群存続への影響とし
 6 て評価が行われた NP と AE について, 魚類個体群存続の閾値濃度を用いた毒性等価変換係数の算出
 7 も行った.

8



9

10

図IX.3 代替によるリスクトレードオフの定量化手順

11

12

表IX.3 ファットヘッドミノーの慢性毒性データに基づいた毒性等価変換係数

13

試験対象種 エンドポイント	物質名	試験期間	濃度 (mg/L)	文献	毒性等価 係数
ファットヘッド ミノー 慢性毒性 NOEC (生存)	AE	30 日間	0.160	Dorn <i>et al.</i> (1996)	1.0
			0.28		
		30 日間	0.88	Dorn <i>et al.</i> (1997a)	
		30 日間	2.0	Dorn <i>et al.</i> (1997b)	
		30 日間	2.04	Harrelson <i>et al.</i> (1997)	
		28 日間	1.01	Lizotte <i>et al.</i> (1999)	
			1.76		
	0.74				
平均値	1.109	—			

	NP	33日間	0.0074	Ward & Boeri (1991)	26.4 ¹⁾
		28日間	0.0775	Brooke (1993)	
		平均値	0.042	—	
	LAS	30日間	0.48	Holeman & Macek (1980)	2.0 ¹⁾
			0.65		
		平均値	0.565	—	

1)¹⁾ 複数のデータの平均値を用いた

表IX.4 魚類個体群存続影響の閾値濃度に基づいた毒性等価変換係数

物質名	魚類個体群存続影響の閾値濃度 (μg/L)	文献	等価変換係数
AE	70	本詳細リスク評価書	1.0
NP	2.1	産業技術総合研究所, 2004b	33.3

4.1.2 リスクトレードオフの推算結果

各代替シナリオにおけるリスクトレードオフの定量化結果を表IX.5にまとめた。いずれの代替シナリオにおいてもリスク変化量の ($\Delta A - \Delta B$) はゼロより大きく、NPやLASのリスクがAEへの代替によって確実に削減され得ることを示した。

表IX.5 各代替シナリオにおけるリスクトレードオフの定量化結果

シナリオ	ΔA (μg/L/年)	ΔB (μg/L/年)	$\Delta A - \Delta B$ (μg/L/年)
NPE1	1.2 ¹⁾	0.4	0.8
	1.5 ²⁾		1.1
NPE2	1.7 ¹⁾	0.9	0.8
	2.2 ²⁾		1.3
NPE3	5.8 ¹⁾	3.0	2.8
	7.4 ²⁾		4.4
LAS1	3.1 ¹⁾	2.3	0.8
LAS2	12.5 ¹⁾	9.0	3.5
LAS3	41.6 ¹⁾	30.1	11.5

1)¹⁾ ファットヘッドミノー慢性毒性 NOEC (生存) で毒性等価変換

2) 魚類個体群存続への影響閾値濃度を用いた毒性等価変換

4.2 代替に関する費用対効果の評価

リスクトレードオフの定量化結果から、NPE や LAS のリスクは AE への代替によって確実に削減されることが確認された。しかし、代替には莫大なコストを要する可能性もあり、社会にとって、この代替が受容できるものであるか否かを判定するには、その費用対効果を解析する必要がある。ここでは、代替に関する費用対効果の評価に資する情報を得るため、利用可能な情報を用いて、AE への代替における費用変化を解析する。

NPE や LAS から AE へ代替した場合、発生した追加費用として、単価の増加や使用量の増加が考えられる。NPE から AE への代替に関して、業界へのヒアリングを行った結果、AE の単価は NPE より 1kg あたり 25~30 円高くなること、また、1 単位の NPE の洗浄機能を維持するには、1.2 単位の AE が必要とされることが分かった。LAS から AE への代替については、こうした情報が得られなかったため、LAS の代替に関する費用変化を検討することは不可能と判断した。表IX.6 に NPE から AE への 3 つの代替シナリオにおける費用変化および単位リスク削減費用の推算結果を示した。

NPE から AE への代替は、現実的なリスク削減対策として既に取り組みされており、NPE1 のシナリオは、各業種が実際に行なっている代替行動に基づいた推算結果であった。これに対して、NPE2 および NPE3 は、NPE から AE への代替量が各業種一律 30% または 100% と仮定したシナリオに基づいた計算であったため、それぞれの代替によるリスク削減効果も代替コスト（費用）も比例している結果、リスク削減コスト（費用対効果）は同じの値となった。3 つのシナリオの結果を比較すると、NPE1 の費用対効果（実際に起きた代替）が NPE2、NPE3（業種一律代替）よりも高いという結果を示した。これは、各業種が実際に代替を考えた時、費用対効果の高い代替を選んでいたことの裏づけとなった。

表IX.6 単位リスク削減費用（費用対効果）

シナリオ	代替コスト (百万円/年)	リスク削減コスト (百万円/単位 AE 等価濃度)
NPE1	103	130 ¹⁾
		92 ²⁾
NPE2	158	186 ¹⁾
		119 ²⁾
NPE3	526	186 ¹⁾
		119 ²⁾

1) ファットヘッドミノー慢性毒性（生存の NOEC）で毒性等価変換

2) 魚類個体群存続影響の閾値濃度（個体群 $C_{\lambda=1}$ ）で毒性等価変換

1 4.3 NPE や LAS, AE に関する環境影響比較

2 NPE や LAS から AE への代替に関する社会的受容性の参考情報として, ここでは, 環境負荷に関する既存の知見をもとに, NPE や LAS, AE が及ぼす環境影響を比較した.

5 4.3.1 製造・流通・消費・廃棄の全ライフサイクルの視点から

6 AE, NPE 及び LAS の製造・流通・消費・廃棄に関するライフサイクルアセスメント (以後「LCA」
7 と略す) の事例として, ヨーロッパ及びアメリカを対象とした AE, LAS の生産に関するライフサイ
8 クルインベントリー (以後「LCI」と略す) 分析が報告されている (Berna *et al.*, 1995 ; Schul *et al.*, 1995 ;
9 Pittinger *et al.*, 1993). また, 日本においても, 日本界面活性剤工業会による NPE の LCI 分析 (日本界
10 面活性剤工業界より入手) が報告されている.

11 上記の事例はいずれも製造段階を対象としたものであるが, ベルギーやイギリスをケースとして,
12 プロクター&ギャンブル (以後「P&G」と略す) 社製の, AE と LAS を含有する洗濯用洗剤商品に対
13 象に, 原料生産から商品製造, 包装, 流通, 洗濯 (消費) 及び汚水処理 (廃棄) までの全ライフサイ
14 クルを網羅した LCA の研究事例も報告されている (Saouter & van Hoof, 2001 ; van Hoof *et al.*, 2003a; b).
15 これらの事例調査から明らかになったことを以下に整理した.

16 まず, 日本での NPE 生産に関する LCI 分析結果と, ヨーロッパにおける AE 及び LAS の生産に関
17 する LCI 分析結果を比較した (表IX.7). 但し, 日本の NPE 生産の LCI 分析は, 製品製造の最終合成
18 反応工程のみ (エトキシレーション) を対象としている. そこで, 条件を統一するために, ヨーロッ
19 パでの AE 及び LAS についても, 最終合成反応工程のみに関するエネルギー消費量や廃棄物質量を集
20 計した. 表IX.7 から物質間での差は, 比較的小さいものとなっていることが分かった. また, 主原料
21 量については, LAS では値が明記されていなかったが, AE では 993kg (=534+459), NPE が 1020kg
22 (=350+670) であり, AE と NPE の間では大差がないことを示した. 日本の事例とヨーロッパの事
23 例の比較から, 界面活性剤の生産での物質・エネルギーの収支 (原料・中間物質の移送を除く) におい
24 て, 国別に大差がないことが示唆された. 従って, 次に紹介するヨーロッパでの AE 及び LAS の生産
25 に関する LCA は, 日本における AE 及び LAS の生産における環境負荷を評価するための資料として,
26 引用することが可能であると考えられた.

28 表IX.7 日本の NPE 生産の LCI とヨーロッパにおける AE 及び LAS 生産の LCI 比較 (製品 1,000kg 生
29 産に必要なエネルギーと原料, 廃棄物量)

物質・エネルギーの出入り	評価項目	単位	物質名		
			AE ¹⁾	NPE ²⁾	LAS ³⁾

インプット	主原料				
	・アルコール	kg	平均 534 [342-615]	—	—
	・ノニルフェノール	kg	—	350	—
	・エチレンオキサイド	kg	平均 459 [388-652]	670	—
	・リニアアルキルベンゼン	kg	—	—	記述なし
	・SO ₃ ガス	kg	—	—	記述なし
	エネルギー	GJ	平均 1.92 [1.88-1.94]	2.44	2.41
アウトプット	製品	kg	1,000	1,000	1,000
	CO ₂ ⁴⁾	kg	平均 55.3 [54.3-56.0]	61	69.6

1) AE の値は、EO3 モル品（石油由来、パーム核油由来、ココヤシ油由来）と EO11 モル品（パーム油由来）の平均値であり、[] 内は、値のレンジを示す。値は Schul *et al.*

(1995) の資料から集計した。

2) 日本界面活性剤工業会より独自入手した。EO10 モル品が対象である。

3) 値は Berna *et al.* (1995) の資料を用いた。

4) AE 及び LAS の CO₂ 排出量については、エネルギー使用量からの推計値である。

次に、ヨーロッパでの事例を対象に、生産工程全般（原料の生産から、原料・中間物質の移送、製品製造までの全段階）における、AE 生産（石油由来、植物油由来）と LAS 生産（石油由来）での省資源性、省エネルギー性、環境負荷の大小の比較を行った。

表IX.8 にその比較の結果をまとめた（本表では各評価項目の値について、石油由来の AE (EO3) に対する比を示した）。これを参照すると、LAS のスコアが 1 番低い。つまり、LAS が省資源性・省エネルギー性に優れ、環境負荷も小さいことがわかった。この点については、アメリカでも同様の結果が報告されていた (Pittinger *et al.*, 1993)。また、AE で原料間の違いに着目すると、パーム核油由来、パーム油由来の方が、石油由来よりも総合的に優れていると判断された。一方、ココヤシ油由来の AE については、水質汚濁負荷と原料総量、特に、水質汚濁負荷は石油由来より著しく大きい値であったが、この 2 つの指標を除くすべての指標では、石油由来 AE よりも低い値であった。つまり、ココヤシ油由来の AE は、水質汚濁 (BOD) の対策が適切に実施されれば、省エネルギー性と低環境負荷性に優れた製品となるポテンシャルを有していると評価できる。

表IX.8 AE（原料種別）及び LAS の省資源性、省エネルギー性、環境負荷の比較

評価項目	指標項目	AE (EO3)			AE(EO11)	LAS
		石油由来	パーム核油由来	ココヤシ油由来	パーム油由来	石油由来
省資源性 (原料使用量)	原料総量	1.00	1.53	1.46	1.30	0.75
	石油・天然ガス・石炭使用量	1.00	0.52	0.47	0.61	0.79
省エネルギー性	工程内エネルギー要求量	1.00	0.73	0.63	0.64	0.75
固形廃棄物	固形廃棄物総量	1.00	1.13	0.88	0.97	0.97
水質汚濁	BOD	1.00	1.16	7.10	1.28	0.36
気候変化	CO ₂ 排出量	1.00	0.99	0.77	1.00	0.72
酸性化	SOX 排出量	1.00	0.80	0.66	0.70	1.27

光化学スモッグ	炭化水素	1.00	0.70	0.67	0.84	0.37
相対比率合計		8.00	7.54	12.64	7.34	5.98

本表は、Berna *et al.* (1995), Schul *et al.* (1995) のデータをもとに作成した。

1) 各指標項目とも、石油由来の AE の値に対する相対比率で示した。

最後に、ベルギーとイギリスをケースとして調査した、AE 及び LAS を含む P&G 社製の洗濯用洗剤商品に関する LCA (原料生産から製品生産、包装、流通、商品の使用、下水処理まで) の結果では、商品の使用段階におけるエネルギー消費量、固形廃棄物の発生、CO₂ 排出量 (地球温暖化指標) が多かったことが示されていた。これは、ヨーロッパ諸国では、洗濯時に水を加温することが多く、その熱源としての電力消費が多いためであるとされていた (Saouter & van Hoof, 2001)。また、イギリスでの事例 (van Hoof *et al.*, 2003b) では、1998 年から 2001 年までの期間に、低温でも洗浄力を発揮する商品が開発されたことにより、洗濯におけるエネルギー消費量や CO₂ 排出量が低下したことが報告されていた。この事例では、商品中に AE や LAS が含有されていることは示されていたが、その量については明記されていなかった。しかし、AE は低温でも洗浄力を発揮する洗剤であること、洗浄力は水硬度の影響を受けにくいこと (ヨーロッパでは水硬度が高い地域が多い) という特性から、エネルギー消費と環境負荷 (CO₂ 排出量) の低減において、AE が果たした役割は大きいと推察された。

4.3.2 環境への配慮の視点から

スウェーデン自然保護協会とノルウェー国立水質研究所 (NIVA) は、環境への配慮の視点から界面活性剤のランク付けの有効な基準として、以下の 6 点をあげている (Swedish Society for Nature Conservation, 2000)。

- ① 生分解性：OECD テストガイドライン 301 の A,B,D 或いはその相当の方法 (好気)、および ISO11734 の手法 (嫌気) を用いて、好気と嫌気状況下の生分解性を確認する
- ② 生態毒性：藻類とミジンコへの毒性試験が要求される。
- ③ 環境に配慮した生産：生産過程の環境排出や排水/廃棄物の処理について考慮する必要がある。理想的にはそのライフサイクルを研究する。
- ④ 不純物：<1mg/kg 以下に制限を設けるか、不純物の名前と環境影響を明示する。
- ⑤ ヒト健康影響：ヒト健康への影響がないことが必要。
- ⑥ 内分泌かく乱影響：影響の潜在性は許容しない。

ここでは、これらの基準のうち、①生分解性、②生態毒性、③環境に配慮した生産、⑥内分泌かく乱影響について、AE, LAS, NP (及び/または NPE) の 3 物質で比較した。その結果を表 IX.9, 表 IX.10 にまとめた。なお、表 IX.9 の各比較項目のうち、生分解性 (分解速度) と毒性 (NOEC 及び LC₅₀) については、値が低いほど環境への悪影響が強いことを示す。これらについては、平均値を用いて AE に対する等価係数 (AE の値/その物質の値) を計算した (表 IX.10)。一方、環境に配慮した生産に関わる項目については、値が大きいほど環境への悪影響が強いことを示す。これらの項目については、AE

1 に対する相対比率（その物質の値/AEの値）を計算した（表IX.10）．これらの計算によって、AEを基
 2 準とした場合の環境への悪影響を数値化し、相対比較を行った（表IX.10）．すなわち、表IX.10におい
 3 て、NP・NPE及びLASの値が1.00であれば、環境への悪影響はAEと同等で、1.00を超えれば、AE
 4 よりも悪影響が強く、1.00未満であればAEよりも悪影響は小さいことを意味する．

5 表IX.9と表IX.10の比較結果から、環境への悪影響の程度の大きさは、NP・NPE > LAS > AEの
 6 順番となることが示された．

7

8

表IX.9 AE, LAS, NP (及び/または NPE) の環境影響総合比較

物質名		AE	NP (及び/または NPE)	LAS
生分解性 (分解速度) ^{1~3)}				
・水中分解速度 (好氣的条件)	単位 (1/h)	0.00047-0.010 平均: 0.0050	0.00057-0.041 平均: 0.0062	0.0015-0.0042 平均: 0.0024
・水中分解速度 (嫌氣的条件)		0.00021-0.0027 平均: 0.0010	—	0.00066
・底質中分解速度 (嫌氣的条件)		0.000067-0.0051 平均: 0.0015	0.000001- 0.00013 平均: 0.00005	—
毒性 ⁴⁾				
・ファッドヘッドミノー 28-33 日 NOEC(生存)	単位 (mg/L)	0.16-2.04 平均: 1.109	0.0074-0.0775 平均: 0.042	0.48-0.65 平均: 0.565
・オオミジンコ 21 日 NOEC (繁殖)		0.045-2.77 平均: 0.84	0.001-0.1 平均: 0.057	1.18-1.42 平均: 1.42
・オオミジンコ 21 日 LC ₅₀		0.287-5.9 平均: 1.75	0.1	1.67
環境に配慮した生産 (製品 1,000kg 当り) ⁵⁾				
・エネルギー使用量 (生産工程全体)	単位	22.8	—	22.7
・エネルギー使用量 (最終反応工程)	(GJ)	1.92	2.44	2.41
・固形廃棄物総量 (生産工程全体)	単位 (kg)	66.55	—	64.7
・BOD (生産工程全体)		3.53	—	0.48
・CO ₂ 排出量 (生産工程全体)		2096	—	1613
・CO ₂ 排出量 (最終反応工程)		55.3	61.0	69.6
・窒素酸化物排出量 (生産工程全体)		10.4	—	16.8
・炭化水素排出量 (生産工程全体)		29.0	—	13.5
内分泌かく乱影響 ⁶⁾		報告なし	報告あり	報告なし

9

- 10 ¹⁾ AEの生分解速度については、表IV.1~3をもとに計算した。
 11 ²⁾ NP, NPEの分解速度については、「詳細リスク評価書_ノニルフェノール」(産業技術総合研究所,
 12 2004b)の値を引用した。
 13 ³⁾ LASの分解速度については、化学物質安全性(ハザート)評価シート、直鎖アルキルベンゼンス
 14 ルホン酸及びその塩」(化学物質評価研究機構, 2001a)に掲載のデータと、Quiroga *et al.* (1989)
 15 によるLASの生分解に関する資料(但し、5℃, 10℃でのデータは除く)から算出した。
 16 ⁴⁾ ファッドヘッドミノーの毒性に関する資料は、表IX.3の値の引用である。
 17 ⁵⁾ データは、Berna *et al.*(1995), Schul *et al.*(1995), 日本界面活性剤工業会の資料から集計した。AE
 18 の値は、EO3 モル品(石油由来, パーム核油由来, ココヤシ油由来)とEO11 モル品(パーム油由
 19 来)の平均の値を示した。

1 6) 内分泌かく乱影響に関して、AE と LAS は、「化学物質安全性(ハザード)評価シート」(化学物質評
 2 価研究機構, 2001a; b) によった。NP・NPE については、「詳細リスク評価書 ノニルフェノール」
 3 によった。
 4

5 表IX.10 AE, LAS, NP (及びまたは NPE) の環境影響総合比較 (その 2)

物質名	AE	NP (及び/ま または NPE)	LAS
生分解性 (AE に対する分解速度等価係数)			
・水中分解速度 (好氣的条件)	1.00	0.81	2.08
・水中分解速度 (嫌氣的条件)	1.00	—	1.52
・底質中分解速度 (嫌氣的条件)	1.00	30	—
等価係数平均値	1.00	15.41	1.80
毒性 (AE に対する毒性等価係数)			
・ファッドヘッドミノー28-33 日 NOEC (生存)	1.00	26.1	1.96
・オオミジンコ 21 日 NOEC (繁殖)	1.00	14.7	0.59
・オオミジンコ 21 日 LC ₅₀	1.00	17.5	1.05
等価係数平均値	1.00	19.4	1.2
環境に配慮した生産 (AE に対する相対比率)			
・エネルギー使用量 (生産工程全体)	1.00	—	1.00
・エネルギー使用量 (最終反応工程)	1.00	1.27	1.26
・固形廃棄物総量 (生産工程全体)	1.00	—	0.97
・BOD (生産工程全体)	1.00	—	0.14
・CO ₂ 排出量 (生産工程全体)	1.00	—	0.77
・CO ₂ 排出量 (最終反応工程)	1.00	1.10	1.26
・窒素酸化物排出量 (生産工程全体)	1.00	—	1.62
・炭化水素排出量 (生産工程全体)	1.00	—	0.47
相対値平均値	1.00	1.19	0.93
内分泌攪乱影響	報告なし	報告あり	報告なし

6
 7 4.4 社会への受容性に関するまとめ
 8 NPE や LAS から AE への代替に関する社会的受容性に関して、利用可能な情報を用いた 4.1~4.3
 9 項の解析の結果から、水系における界面活性剤のトータルなリスクを削減するには、AE への代替は
 10 有効な対策であることが示唆された。

11
 12 5. 本章のまとめ

13 (1) 現状における AE リスク管理およびリスク削減対策に関して、緊急に対策を導入する必要
 14 性は低い、将来の AE 使用量の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

1 れた。

2 (2) 国, 地方自治体, 工業会, 企業, 消費者等の主体が, それぞれ実行できる対策として, ①
3 化管法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
4 実施 (特に高暴露水系を中心にプリジニウム誘導体化 LC/MS 法による調査), ③AE の同族
5 体特性を配慮した生産・消費活動 (特に EO モル数の制御), ④生産・使用・排出の各段階
6 における排出量削減 (特に下水道整備による排出量低減), ⑤情報の共有, を提案した。

7 (3) NPE や LAS から AE への代替に関する社会受容性について, 代替におけるリスクトレード
8 オフの定量化とその費用の変化を検討した。更に, 製品の生産・消費・処理の各段階での
9 総合的な環境影響についても, AE, LAS, NPE 間で比較した。その結果, 水系における界
10 面活性剤の総合的なリスクを削減するには, AE への代替は有効な対策であることが示唆さ
11 れた。

12 13 6. 参考文献

14 相澤貴子, 守田康彦, 安藤正典, 神野透人, 真柄泰基, 須藤隆一, 中室克彦, 原口公子 (2002). 界
15 面活性剤の水道水源水域および利水過程における挙動と適正管理に関する研究 (環境省総合環境
16 政策局) 陸水系の水環境の保全に関する総合研究, 平成 12 年度, 7.1 - 7.39.

17 化学物質評価研究機構 (2001a). 化学物質安全性 (ハザード) 評価シート [直鎖アルキルベンゼンス
18 ルホン酸及びその塩], <http://qsar.cerij.or.jp/SHEET/F2001_20.pdf> (2005 年 9 月 7 日) .

19 化学物質評価研究機構 (2001b). 化学物質安全性 (ハザード) 評価シート [ポリ (オキシエチレン)
20 アルキルエーテル], <http://qsar.cerij.or.jp/SHEET/S2001_21.pdf> (2005 年 9 月 7 日) .

21 国土環境株式会社 (2006). 平成 17 年度 産総研-水系暴露解析モデルの検証業務 報告書, リスク評価、
22 リスク評価手法の開発および管理対策のリスク削減効果 プログラム, 新エネルギー・産業技術総合開発
23 機構委託調査報告書。

24 産業技術総合研究所 (2004b). ノニルフェノール詳細リスク評価書, 化学物質リスク管理研究センター。

25 三洋化成工業株式会社 (2002). 人と環境にやさしい高性能非イオン界面活性剤を開発—高級アルコ
26 ール系非イオン界面活性剤—, N0.0205, 2002 年 2 月 15 日プレスリリース <
27 http://www.sanyo-chemical.co.jp/press/pdf/pr_2001/jpn/k020215a.pdf> (2004 年 10 月 13 日) .

28 社団法人日本下水道協会 (2006). 下水道の財政, <http://www.jswa.jp/05_arekore/05_zaisei/index.html
29 > (2006 年 5 月 15 日) .

30 製品評価技術基盤機構 (2004) ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレートのリスク管理
31 の現状と今後のあり方, ノニルフェノールリスク評価管理研究会, 2004 年 10 月
32 <http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/NPNPEarikata041209.pdf>

33 東京都下水道局 (2006) . 経営・環境レポート 2005, <
34 <http://www.gesui.metro.tokyo.jp/jigyoku/kei-kan/kei-kan2005/01.htm>> (2006 年 6 月 15 日) .

35 中西準子, 恒見清孝 (2005) . 詳細リスク評価書シリーズ 5 炭素化塩素パラフィン, 新エネルギー・

- 1 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。
- 2 Belanger, S.E.; Dorn, P.B.; Toy, R.; Boeije, G.; Marshall, S.J.; Wind, T.; van Compernelle, R.; Zeller, D.
3 (2006). Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotoxicology and*
4 *Environmental Safety*, 64: 85-99.
- 5 Berna, J.L.; Cavalli, L.; Renta, C. (1995). A life-cycle inventory for the production of linear alkylbenzene
6 sulphonates in Europe, *Tenside Surfactants Detergents*, 32: 122-127.
- 7 Brooke, L.T. (1993). *Accumulation and Lethality for Two Freshwater Fishes (Fathead Minnow and Blue Gill)*
8 *to Nonylphenol*. USEPA Draft Report, EPA Contract No. 68-C1-0034. (産業技術総合研究所，2004b 引
9 用)
- 10 Crass, G. (1997). Abbaubare schwachschaumer auf basis von narrow range ethoxylaten. *SOFW-Journal*, 123,
11 Jahrgang 6/97. (日本水環境学会，2000 引用)
- 12 Dorn, P.B.; Rodgers, J.H.; Dubey, S.T.; Gillespie, W.B.; Figueroa, A.R. (1996). Assessing the effects of a C14
13 ~15 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,
14 34: 196-204.
- 15 Dorn, P.B.; Rodgers, J.H.; Dubey, S.T.; Gillespie, W.B.; Lizotte, R.E. (1997a). An assessment of the ecological
16 effects of a C9-11 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosm experiments. *Ecotoxicology*, 6:
17 275-292.
- 18 Dorn, P.B.; Rodgers, J.H.; Gillespie, W.B.; Lizotte, R.E.; Dunn, A.W. (1997b). The effects of a C12-13 linear
19 alcohol ethoxylate surfactant on Periphyton, Macrophytes, Invertebrates and fish in stream mesocosms.
20 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 1634-1645.
- 21 Dunphy, J.C.; Pessler, D.G.; Morrall, S.W.; Evans, K.A.; Robaugh, D.A.; Fujimoto, G.; Negahban, A. (2001).
22 Derivatization LC/MS for the simultaneous determination of fatty alcohol and alcohol ethoxylate surfactants
23 in water and wastewater samples. *Environmental Science and Technology*. 35: 1223-1230.
- 24 Harrelson, R.A.; Rodgers, J.H.; Lizotte, R.E.; Dorn, P.B. (1997). Responses of fish exposed to a C9-11 linear
25 alcohol ethoxylate nonionic surfactant in stream mesocosms. *Ecotoxicology*, 6: 321-333.
- 26 Holeman, W.F.; Macek, K.J. (1980). An aquatic safety assessment of linear alkylbenzen sulfonate (LAS):
27 Chronic effects on fathead minnows. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109: 122-131. (化学
28 物質評価研究機構，製品評価技術基盤機構 (2005) . 化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0 No. 5
29 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩. 引用)
- 30 Lizotte, R.E.; Wong, D.C.L.; Dorn, P.B.; Rodgers, J.H. (1999). Effects of a homologous series of linear alcohol
31 ethoxylate surfactants on fathead minnow early life stages. *Archive of Environmental Contamination and*
32 *Toxicology*, 37: 536-541.
- 33 Pittinger, C.A.; Sellers, J.S.; Janzen, D.C.; Koch, D.G.; Rothgeb, T.M.; Hunnicutt, M.L. (1993). Environmental
34 life-cycle inventory of detergent-grade surfactant sourcing and production. *Journal of the American Oil*
35 *Chemists' Society*, 70: 1-15.

- 1 Quiroga, J.M.; Sales, D.; Gomez-Parra, A. (1989). Experimental evaluation of pollution potential of anionic
2 surfactants in the marine environment. *Water Research*, 23: 801-807.
- 3 Saouter, E.; van Hoof, G. (2001). A database for the life-cycle assessment of Procter & Gamble laundry
4 detergents. *International Journal Life Cycle Assessment*, 6: 1-12.
- 5 Schul, W.; Hirsinger, F.; Schick, K.-P. (1995). A life-cycle inventory for the production of detergent of range
6 alcohol ethoxylates in Europe. *Tenside Surfactants Detergents*, 32: 171-192.
- 7 Swedish Society for Nature Conservation (2000). *Surfactants 2000*. Draft for public hearing.
8 (<http://www.snf.se/pdf/bmv/rap-bmv-surfactants2000.pdf>)
- 9 van Hoof, G.; Schowanek, D.; Feijtel, T.C.J. (2003a). Comparative life-cycle assessment of laundry detergent
10 formulations in the UK part I: Environmental fingerprint of five detergent formulations in 2001, *Tenside*
11 *Surfactants Detergents* 40, 266-275.
- 12 van Hoof, G.; Schowanek, D.; Feijtel, T.C.J.; Boeije, G.; Masscheleyn, P.H. (2003b). Comparative life-cycle
13 assessment of laundry detergent formulations in the UK part II: Time trend analysis and wash equivalent
14 comparison (1988-2001). *Tenside Surfactants Detergents*, 40: 276-287.
- 15 Ward, T.J.; Boeri, R.L. (1991). *Early life stage toxicity of nonylphenol to the fathead minnow* (Pimeohales
16 promelas). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts Study No
17 8979-CMA. (産業技術総合研究所, 2004b 引用).
- 18

1	第 X 章 総まとめ.....	X-1
2	1. 暴露評価のまとめ.....	X-1
3	2. 生態毒性評価のまとめ.....	X-2
4	3. リスクの推算と判定のまとめ.....	X-3
5	4. リスク管理対策のまとめ.....	X-4
6	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.....	X-4
7	6. 今後の課題.....	X-5
8	7. 本詳細リスク評価で得られた知見の適用に際しての注意事項.....	X-6

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
34
35

1 第 X 章 総まとめ

3 本詳細リスク評価書では、以下の3点を主要な目的として評価を行った。

- 4 ① 混合物のリスク評価として、環境中における同族体ごとの挙動や分布、暴露濃度、および同族
5 体ごとの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う。これにより、多数の
6 同族体から構成される AE の生態リスクを可能な限り定量化するとともに、AE がもつリスク
7 の実態を明らかにする；
- 8 ② 主に家庭用途から排出される化学物質のリスク評価として、AE の使用量が今後も増え続ける
9 ことを踏まえて、そのリスクの大きさを可能な限り定量的に把握し、リスク削減対策の必要性
10 を明らかにするとともに、有効なリスク管理対策を提案する。また、水生生物の保全に係わる
11 AE の水質目標値や排出基準値の設定に資する科学的知見や統合的情報を提示する；
- 12 ③ 代替品利用による化学物質のリスク削減対策評価のモデル物質として、NPE や LAS から AE
13 への代替におけるリスクトレードオフの定量化および費用対効果を検討し、代替によるリスク
14 削減対策の社会的受容性に関する知見や参考情報を提供する。

15 本章では上記の3つの目的に対して得られた主な結論を、暴露評価、生態毒性評価、リスクの推算
16 と判定、およびリスク管理対策に分けてまとめる。また、各同族体の環境暴露特性等に関する情報の
17 不完全さのために生じた不確実性、今後の課題、本詳細リスク評価で得られた知見を今後の AE リス
18 ク評価に適用する際の注意事項等についても言及する。

20 1. 暴露評価のまとめ

21 AE は多数の同族体から構成される混合物で、年間約 17 万 t (2003 年度) が生産され、そのうちの
22 7 割以上は家庭用途の洗浄剤として使用されている。化管法指定範囲の同族体は、日本国内に流通し
23 ている全 AE の 6 割から 8 割を占めている。PRTR の排出量データによると、AE は毎年、排出量上位
24 10 物質 (家庭用途からでは上位 3 物質) の 1 つにランキングされている。

25 AE の主な排出源は家庭および繊維工業であり、その排出先はともに公共用水域である。環境水中
26 の AE は殆ど揮発せず、他の媒体への移行も殆どなく、ほぼ全量が水系に存在している。AE の各同族
27 体は、それぞれが異なる物性をもつため、環境中における挙動も同族体ごとに異なる。しかし、環境
28 中に排出された、一般的に利用されている AE の各同族体は、何れも良分解性の物質であることから、
29 生分解は環境中における最も重要な環境動態プロセスである。また、下水処理場における同族体ごと
30 の除去率は、何れも 98%以上で、水環境中の AE の暴露濃度は下水処理の普及率に強く依存している。

31 主に家庭用途からの排出であることから、AE は全国水系に遍在している。AE の暴露濃度は流域の
32 人口や下水処理の普及率に強く依存していること、また、同族体ごとに生分解性や吸着性が異なっ
33 ていることから、環境中の AE の同族体組成や暴露濃度は場所ごとに特異的である。

34 環境水中の AE 濃度に関する既存のモニタリング調査は利根川、多摩川、荒川、淀川の 4 水系、お
35 よび多摩川水系に接続する 3 箇所と利根川水系 (群馬県内) に接続する 2 箇所の下水処理場を対象と

1 したものであるが、何れも一部の同族体しか定量分析が行われていなかった。最新の定量分析法であ
2 るプリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いた産総研の委託調査は、人口密度の高い下水道未整備地域
3 の近傍水系（浅川水系とその周辺、夏と冬の2回調査）、および多摩川水系に接続する2箇所の下水処
4 理場を対象に行われた。その結果、対象水系の AE は殆どが家庭起源のもので、その暴露濃度は 2.7
5 ～81.2 $\mu\text{g/L}$ （平均 5.9～48.1 $\mu\text{g/L}$ ）であったが、下水処理場の放流水中の AE 濃度は高くても 7 $\mu\text{g/L}$ を
6 超えることはなかった。また、対象水系における夏と冬の調査結果から、AE の暴露濃度の季節差が
7 大きく（夏季対冬季の平均濃度比は 0.39）、これを考慮した AE の生態リスク管理の必要性が示唆され
8 た。更に、対象水系の調査結果から化管法指定範囲の AE の暴露濃度は、測定された環境中の全 AE
9 の 6 割程度であることが明らかになった。

10 更に、全国水系における AE の暴露の現状を把握するために、SHANEL を用いて、多摩川および日
11 光川の暴露濃度を推定した。なお、この暴露濃度の推定に先立ち、BOD と AE との高い正の相関関係
12 に着目し、全国一級水系に関する BOD の測定データを用いた解析の結果から、全国水系の中で、多
13 摩川は 78 パーセンタイル、日光川は 100 パーセンタイル以上の AE 暴露濃度レベルに位置づけられる
14 ことを明らかにした。次に、主に家庭用途の排出に着目し、AE の現状の流通量データ（C12～15）か
15 ら推定した排出量データを SHANEL に入力し、多摩川と日光川の最下流地点（SHANEL 解析対象流
16 域の最下流メッシュ）における AE の暴露濃度を推定した。その結果、河川水中の AE の年間暴露濃
17 度は、多摩川では 5.4～37.2 $\mu\text{g/L}$ （平均 18.8 $\mu\text{g/L}$ ）、日光川では 4.4～57.3 $\mu\text{g/L}$ （平均 18.9 $\mu\text{g/L}$ ）であっ
18 た。更に、多摩川を対象に、モデルによる推定暴露濃度とモニタリング調査で得られた暴露濃度（実
19 測値）を比較した結果、モデルによる推定濃度は、環境中の全同族体の AE（C12～18）の暴露濃度と
20 して採用できることと、実測値にみられた河川水中での AE 濃度の季節変動（夏季における水中濃度
21 は冬季の約半分）を再現していることが確認された。従って、SHANEL による推定では、同族体それ
22 ぞれの暴露濃度は得られなかったものの、リスク評価に資する河川水中の全 AE の暴露濃度が得られ
23 たといえる。

24 また、AE の使用量が年々増加している傾向を考慮し、NPE や LAS から AE への代替をもとに、将
25 来の AE 使用量に関するシナリオを設定し、これに基づいた将来の AE 暴露シナリオ解析も行った。
26 この解析では、上記の現状の流通量におけるモデル水系の推定と同じ条件で、AE の使用量が現状の
27 流通量の 1.04～2.95 倍に増加した各種の代替シナリオを想定して、多摩川と日光川の最下流地点の暴
28 露濃度を推定した。その結果、将来、仮に現状の流通量の 2.95 倍の AE が使用された場合（潜在最大
29 シナリオ）、最下流地点の AE の暴露濃度は、多摩川では 15.8～109.6 $\mu\text{g/L}$ （平均 55.5 $\mu\text{g/L}$ ）、日光川で
30 は 12.9～164.4 $\mu\text{g/L}$ （平均 55.1 $\mu\text{g/L}$ ）になると推定された。

31

32 2. 生態毒性評価のまとめ

33 AE は同族体ごとに異なる C 鎖と EO モル数を持ち、C 鎖が長いほど、また EO モル数が少ないほど、
34 生態毒性が強まる傾向にある。AE の毒性影響に対する感受性については、水生生物が環境中の生物
35 の中で最も高い。このことは、水生生物の影響にさえ着目すれば、AE の生態リスクが適切に評価で

1 きることを裏づけている。

2 同族体ごとの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うためには、同族体ごと
3 の生態毒性データが必要不可欠である。既存の毒性試験データは、殆どが複数の同族体の混合物を対
4 象とした試験結果であったため、リスク評価に必要とされる同族体ごとの毒性データが揃っていない。
5 このため、これまでも同族体別の毒性データの推定のために、幾つかの QSAR モデルが開発された
6 が、それぞれに欠点と限界があった。こうした問題を解決するため、既存の毒性試験データをもとに、
7 AE の同族体別の生態毒性データの推定に特化したニューラルネットワークモデルを開発した。この
8 モデルで得られた生態毒性の推定値について、毒性試験から得られた知見や実測値、既存の QSAR モ
9 デルとの比較を行った結果、モデルは高い精度で同族体ごとの生態毒性を推定できることが検証され
10 た。特に、魚類に対する生態毒性の推定値は、他の生物群より高い精度で推定できることが明らかに
11 なった。

12

13 3. リスクの推算と判定のまとめ

14 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
15 性分布解析はスクリーニング的な評価指標と位置づけた。AE 混合物のリスクの定量化には、組成成
16 分である各同族体の毒性作用機序が同じであることから用量加算法を採用した。

17 AE 混合物のリスクの定量化の手順は以下の通りである。まず、開発したニューラルネットワーク
18 モデルを用いて、各同族体の環境中の生物への生態毒性値を推定し、各同族体 (C_iEO_j) が単独で、魚
19 類個体群存続に影響を与える閾値濃度 ($C_{\lambda=1,ij}$)、および 5%の生物種へ影響を与える影響濃度
20 ($HC_{5,ij}$) を算出した。続いて、得られた $C_{\lambda=1,ij}$ または $HC_{5,ij}$ と浅川水系のモニタリング調査の実測
21 値から求めた環境中の同族体組成 (X_{ij}) から、用量加算法を用いて、スクリーニング評価のための
22 $HC_{5,mix}$ およびリスク判定用の $C_{\lambda=1,mix}$ を推定した。その結果、スクリーニング評価のための $HC_{5,mix}$ は
23 $39\mu\text{g/L}$ で、リスク判定のための $C_{\lambda=1,mix}$ は $70\mu\text{g/L}$ とした。

24 なお、AE の生態リスク判定に利用可能な AE の環境暴露濃度には、モニタリング調査による多摩川、
25 利根川などの水系での実測値と、SHANEL モデルによる多摩川と日光川の推定暴露濃度の 2 種類があ
26 った。前者のモニタリング調査による実測値のうち、プリジニウム誘導体化 LC/MS 法を用いた調査
27 は C12~18EO0~23 の各同族体の全てを網羅している。従って、スクリーニング評価のための $HC_{5,mix}$
28 およびリスク判定用の $C_{\lambda=1,mix}$ の推定、各同族体のもつ生態リスクの推算、および AE リスクの実態の
29 解明には、この最新の定量分析法による調査結果を用いた。一方、後者の SHANEL モデルによる推定
30 暴露濃度は、日本全国の水系における現状のリスクの有無と程度の判断、発生源の特定、および将来
31 のリスクの予測に用いた。

32 モニタリング調査の実測値に基づいたリスク判定を行った結果、現状の AE 使用による水系へのリ
33 スクは、使用後の AE が下水処理を受ければ、殆ど懸念レベルにないと考えられた。しかし、モニタ
34 リング調査を実施した浅川水系に代表される、人口密度の高い下水処理未整備区域の近傍水系では、
35 AE 暴露濃度が一定の確率で $HC_{5,mix}$ または $C_{\lambda=1,mix}$ を超えることが明らかになった。従って、このよう

1 な水系に対しては、モニタリング調査を行うとともに（特に生分解速度の低下や河川水量の低減によ
2 り河川水中の AE の暴露濃度が上昇する冬季）、リスク管理対策を講じる必要がある。

3 一方、AE の使用量が今後も増え続ける傾向を考慮し、将来の AE 使用量に関するシナリオに基づ
4 く推定暴露濃度を用いて、将来の AE のリスクについての判定を行った。この結果、現状のリスク判
5 定の結果と同様に、下水道が普及していない、あるいは普及率の低い人口密集地域の近傍水系では、
6 AE 使用量が増え続ける将来のリスクへの対応能力が弱いと推察された。例えば、下水処理普及率の
7 高い多摩川流域では、将来における AE の使用量が現状の 152%にまで増えたとしても、魚類個体群存
8 続への影響が懸念レベルに達することはないと推定されたが、より下水道普及率の低い日光川流域で
9 は、将来における AE の使用量が現状の 120%に増えた時点で、魚類個体群存続への影響が懸念される
10 レベルに達すると推定された。従って、将来の AE のリスクに対応するためには、水系における AE
11 濃度の定期的なモニタリング調査を実施することで AE のリスクの増減を監視し、リスクが増大した
12 場合には、適切な削減対策を講じる必要があると考えられた。これに加え、現時点でも既に高いリス
13 クが顕在化している下水道未整備区域等に対しては、優先的に下水道の普及を進めていくことが重要
14 と考えられた。

15 また、同族体ごとのリスク推算の結果から、化管法指定範囲の AE 同族体（C12～15）のもつリス
16 クは、モニタリング調査で実測された環境中の AE 全体（C12～18）のリスクの 5～6 割でしかないこ
17 とが明らかにされた。

18

19 4. リスク管理対策のまとめ

20 現状および将来のリスク推算の結果から、現状においては緊急にリスク削減対策を導入する必要は
21 ないが、今後の AE 使用量増加に向けて、なんらかのリスク管理対策を講じる必要があると考えられ
22 た。将来的に予測されている AE のリスク増大を回避するためには、国や行政、地方自治体、工業会、
23 企業、消費者の各主体が、それぞれの立場で実行可能な対策について、極力早期に取り組むことが重
24 要である。本詳細リスク評価書では、具体的な対策メニューとして、①化管法における指定同族体範
25 囲の拡大、②モニタリング調査の実施、③AE の同族体特性を配慮した生産活動、④生産・使用・排
26 出の各段階における排出量の削減、⑤情報の共有などを提案した。

27 なお、上記④の排出段階での排出量の削減については、人口が密集している地域での下水道普及率
28 を高めることで、特に高い効果が期待できる。**BOD の高い水系では AE の濃度も高い（第VI章 AE と
29 BOD との間に高い正の相関関係がある）**。下水道の整備によって AE に限らず、他の水質汚濁関連物
30 質も除去されることを考慮すると、下水道の整備は、BOD の低減等を含めた総合的な水質改善にも大
31 きく寄与すると考えられる。

32

33 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

34 NPE のリスクを削減するため、NPE から AE への代替（特に化管法指定範囲外の AE への代替）が
35 多くの業種で実行されている。また、LAS から AE への代替も世界的な傾向になっている。但し、こ

1 うした AE への代替が、生態リスク削減対策として、真に有効であるか否かを検証した研究や調査は
2 殆どなく、代替による費用に関する情報も不足している。そこで、NPE や LAS から AE への代替に伴
3 う生態リスクの変化と費用の変化を検討した。

4 この結果、NPE のみならず、LAS から AE への代替においても、生態リスクの総量が削減できるこ
5 とが明らかになった。また、代替における費用の変化について、NPE から AE への代替を解析した結
6 果、この代替において、AE 等価濃度 1 単位当たりの削減費用は 100~200 百万円の範囲にあることが
7 示された。LAS については、解析に資する情報がなかったため、解析は行わなかった。

8

9 6. 今後の課題

10 本詳細リスク評価書では、多くの同族体の混合物である AE を対象物質に設定し、同族体ごとの違
11 いを考慮した魚類個体群レベルの生態リスク評価を行うとともに、リスク削減対策を提案することが
12 できた。今後、化学物質の生態リスク評価は、単一物質から複数物質へ、また、情報のある物質から
13 情報のない、または少ない物質へと、対象が変化していくと考えられる。さらに、評価のエンドポイ
14 ントも、生物の個体レベルの生死から生物種の個体群レベルの存続へと転換していこう。本詳細
15 リスク評価書の生態リスク評価の過程において開発した一連の手法（特に、用量加算法に基づいた混
16 合物の生態リスク評価手法、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
17 法、リスクトレードオフの定量化手法、およびニューラルネットワークモデルの構築等）は、上記の
18 ような将来の化学物質の生態リスク評価において参考になる方法論であると考えられる。また、評価
19 の過程で実測した AE の同族体組成（代表的な消費者製品から下水処理の流入水と流出水、河川水）、
20 および各同族体の半減期などは、日本国内における最初の報告データであり、学術的価値の高い資料
21 になると考えられる。

22 但し、評価の過程では、不確実性が排除できなかったことを含め、今後の研究課題が幾つか残され
23 た。これらについては以下に整理した通りである。

24 不確実性の殆どは、AE の各同族体の特性（物性、生分解性、生態毒性など）に関する情報不足の
25 ために発生している。同族体ごとの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う過
26 程では、各同族体に関する情報の不完全さ（環境中の同族体組成や暴露濃度、生態毒性データなど）
27 に起因する不確実性を排除できず、解析においては幾つかの仮定をせざるをえなかった。このように、
28 リスク評価に必要であるにもかかわらず、不足している各種の情報の収集と整備は、今後も継続され
29 るべき研究課題であり、AE リスク評価の精度を向上させていくために必要不可欠である。例えば、
30 環境中のモニタリングデータが不足している現状では、環境中の AE の暴露実態（濃度、同族体組成、
31 濃度の変動）をリスク評価に反映させることは非常に困難である。従って、簡便かつ高精度で、より
32 低コストの定量分析手法の開発や、各種水環境におけるモニタリング調査およびその調査結果のデー
33 タベース化などを通じ、環境水中における AE 同族体の組成変化やその規則性を見つけ出すことは、
34 今後の重要な研究課題の 1 つである。

35 また、HC_{5,mix} および C_{λ=1,mix} の値を算出する際、同族体ごとの毒性試験データとして、ニューラル

1 ネットワークモデルによる推定値を用いたことや、環境水中における同族体組成のプロファイルは浅
2 川水系のみでの実測値に頼らざるを得なかったこと等の理由により、不可避免的に不確実性が発生して
3 いることには注意が必要である。特に、 $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ の値の算出過程では、魚類の生存および繁殖への
4 LC_{50}/EC_{50} と NOEC を用いた外挿に際して、幾つかの仮定を置きながら、不確実性係数 10 を設定した。
5 今後、AE の環境中での動態や毒性等に関連する新たな情報や知見が得られた場合には、これらの仮
6 定や不確実性係数を検証・更新していくことが望まれる。

7 8 7. 本詳細リスク評価で得られた知見の適用に際しての注意事項

9 本詳細リスク評価では、AE 同族体別の物性（分解特性等）、暴露特性及び生態毒性等に関するデー
10 タ収集・解析やモニタリング調査を行い、これらの結果に基づいて、同族体ごとの違いを考慮した AE
11 のリスク評価を行った。

12 リスク評価の各過程においては、同族体ごとの物性や暴露濃度、生態毒性等の諸データの値のばら
13 つきから生じる変動性のほか、特に、各同族体に関する情報や知見の不足、欠損に起因する不確実性
14 を排除できなかった。そのため、本詳細リスク評価の結果を他の河川などに適用する際、特に環境水
15 中における AE の各同族体の環境暴露特性に留意されたい。即ち、本詳細リスク評価では、リスクの
16 推算と判定に用いられる $HC_{5, \text{mix}}$ （スクリーニング評価のための 5%の生物種への影響濃度）と $C_{\lambda=1, \text{mix}}$
17（リスク判定用の魚類個体群影響の閾値濃度）を推定する際、環境水中における AE の各同族体の暴
18 露特性については、これまでに最も広い範囲の同族体をモニタリング調査した高暴露の水域（東京都
19 日野市内の浅川水系及び川北用水路）における冬季の実測値を用いた。

20 一連のリスク評価の中で得られた結果のうち、同族体 C_iEO_j （ i は C 数、 j は EO モル数）ごとの魚
21 類個体群存続に影響を与えうる閾値濃度である $C_{\lambda=1, ij}$ （第VIII章表VIII.5）、および 5%の生物種に影響を
22 与えうる影響濃度である $HC_{5, ij}$ （第VIII章表VIII.2）は、生物固有の感受性と同族体固有の生態毒性を反映
23 したもので、AE リスク評価のための普遍的な基礎データである。この 2 つの基礎データは、今後の
24 AE リスク評価にも適用が可能である。また、同族体別の分解特性（第IV章表IV.6）は、大井川の河川
25 水を用いた分解試験から得られた結果であるが、これに関しても同族体固有の生分解性を反映した普
26 遍的な基礎データとして、今後の AE リスク評価における利用が可能である。

27 一方、環境水中における AE の暴露濃度およびその同族体組成は、普遍的な基礎データではない。
28 例えば、水系ごとに水文特性や水温等が異なるのみならず、同一水系であっても、各年の気象状況に
29 より、水量や水温、およびその季節変化の特性が異なる。また、工業的に生産される AE の合成原料
30（石油か天然油脂か）も年次的に変化する可能性がある。このため、本詳細リスク評価で用いられた、
31 混合物としての AE におけるリスク判定用の魚類個体群影響の閾値濃度である $C_{\lambda=1, \text{mix}}$ およびスクリ
32 ーニング評価のための 5%生物種への影響濃度である $HC_{5, \text{mix}}$ は、モニタリング調査を実施した高暴露
33 水域（東京都日野市内の浅川水系及び川北用水路）における冬季の実測値に基づいて各同族体の暴露
34 特性を適用した値であり、普遍的な基礎データではない点には注意されたい。

35 これらの事項を考慮すると、実際の水系を対象としたリスク評価の実行に際しては、対象水系の暴

1 露濃度とその同族体組成の把握が必要不可欠である。これについては、対象水系ごとに実測すること
2 が理想的である。しかし、対象水系の実測値がない場合でも、他の河川の実測データと同族体別の分
3 解特性（第IV章表IV.6）や、対象水系の流域環境特性と水文情報、気象データ等の情報を組み合わせ
4 て解析を行うことで、対象水系の暴露濃度と同族体組成を推定することが可能になると考えられる。
5 また、AEの合成原料に大きな変化が生じた場合にも、環境水中のAE暴露濃度や同族体組成が変わる
6 と考えられる。このため、将来、新たにリスク評価を行う際には、各同族体の環境暴露特性に関連す
7 る情報を同時に更新する必要があると考えられる。
8