論文要旨

総合論文 家庭用洗剤の環境生態系に対する安全性

三浦千明

ライオン株式会社安全性評価センター (〒256-0811 神奈川県小田原市田島 100)

家庭用の洗剤類は人々の生活の健康的な生活の維持に貢献しており、使用された後は排水中に放出される。家庭用品の環境中での水棲生物に対する安全性は、作用と暴露の両方のデータ解析することによるリスクアセスメントによって評価される。界面活性剤の水棲生物への毒性は化学構造や環境条件によって影響を受ける。界面活性剤の水生物への影響について実測した環境濃度と対比して考察した。その結果、我が国において家庭用洗剤に使用されている界面活性剤によって河川生態系に対して特別なりスクは生じていないものと考えられる。

(連絡者：三浦千明) Vol.2, No.7, 397 (2002)

総合論文 化学物質の環境受容性と生分解性

武井俊晴

ライオン株式会社研究技術本部安全性評価センター (〒256-0811 神奈川県小田原市田島 100)

環境中における化学物質の除去に最も寄与しているのが、微生物による分解作用、即ち、生分解である。界面活性剤を例として、化学物質の環境受容性評価に対する生分解の役割について考察した。

(連絡者：武井俊晴) Vol.2, No.7, 403 (2002)

総合論文 環境水中の界面活性剤及びその分解生成物の迅速分析

脇田 慎一

産業技術総合研究所 ヒューマンストレスシグナル研究センター (〒563-8577 大阪府池田市緑丘 1-8-31)

環境水中に極微量存在する界面活性剤、またその分解生成物であるフェノール系環境ホルモン (ノニルフェノール) を迅速計測が必要となった背景を指摘し、現状の計測法を概説した。そして、我々が研究開発を行っている、化学センサ、キャピラリー電気泳動法を用いた高感度迅速分離分析法のメソッド開発の解説および、マイクロチップ技術を用いるハイスループットスクリーニング法の要素技術及びその将来展望を行った。

(連絡者：脇田慎一) Vol.2, No.7, 411 (2002)

家庭用洗剤の環境生態系に対する安全性

Environmental Safety of Household Cleaning Products

三浦千明

ライオン株式会社安全性評価センター

〒256-0811

神奈川県小田原市田島 100

Tel 0465-49-4467 Fax 0465-49-0823

Kazuaki MIURA

Human Safety Evaluation Center,

LION CORP.

100, Tajima, Odawara-shi, Kanagawa, 256-0811,
Japan

Abstract: The household cleaning products contribute to the health and well-being of human life and mostly of these products are released into waste water. The aquatic safety of consumer products in the environment can be determined by a risk assessment that coupled both effects and exposure data. The toxicity of surfactants to aquatic organisms is related to chemical structure and environmental conditions. It was concerned that the aquatic effects of surfactants compared with monitored environmental concentration. Then, the surfactants in household laundry and cleaning products, posed no significant risks to the river ecosystems in Japan.

Key words: Household Cleaning Product, Aquatic Safety, Risk Assessment, Ecotoxicity, Environmental Effect of Surfactant

1 はじめに

いわゆる「化学物質」は人々の生活の中で、様々な場所で、様々なかたちで、取り入れられて生活の質や利便性の向上に貢献している。しかし、別の面では使用方法や量によっては不都合を生じる可能性を持っている。こうした化学物質を有効に使用し続けるためには、その物質の特性をよく理解した上で、不都合の発生を防ぐことが大切である。このような観点から、化学物質の総合的な管理対策の一つとして、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（化学物質管理促進法あるいはPRTR法と略称されている）」が1999年7月に制定公布された。この法律に従って所定の量以上の指定化学物質を取り扱っている事業者は、これらの物質の環境への排出量等を把握して行政に届出る。この届出のことをPRTRと称する。また、これらの物質を供給する事業者はその物質の性状や取り扱い時の注意事項などに関する情報（MSDS）を提供することを規定している。これによって、事業者による化学物質の自主的な管理の改善を促進し、環境保全上の支障を未

然に防止することを目的としている。この化学物質管理促進法において管理の対象として指定されている化学物質は第1種と第2種に分かれており、第1種はPRTRとMSDSの両方の対応を行い、第2種はMSDSの提供にだけ対応することが規定されている。界面活性剤類は第1種に6件、第2種に1件指定されており、家庭用の洗剤類に使用されている界面活性剤では、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩（LAS）、ポリオキシエチレンアルキルエーテル（AE）、N,Nジメチルドデシルアミン=N=オキシド（AO）およびビス（水素化牛脂）ジメチルアンモニウムクロリドが第1種に指定された。

化学物質管理促進法での管理対象物質は、その物質が人の健康を損なう恐れまたは動植物の生育に支障を及ぼす恐れがあるもの（環境中で変化して生成する例を含む）、オゾン層破壊などによって人の健康を損なうおそれがあるもので、生産量などから相当広範な地域に継続的に存在する物質が指定された。これらの物質の指定は上記のように“未然防止”の趣旨に沿って、現実には支障を生じているか否かに係わらず選定された。

また、環境省においては河川や湖沼などの公共用水域の水質基準に、生態系の保護を目的とした基準を追加することが検討されている¹⁾。現在は人の健康保護を目的

連絡者：三浦 千明
E-mail : miura-kazuaki@ceri.jp

とした重金属などの有害物質を対象とした健康項目と、水素イオン濃度(pH)や生物化学的酸素要求量(BOD)など、生活環境の保全のための生活環境項目の二種類について規定されている。これらに加えて生態系への影響を考慮した基準の設定が検討されている。この検討対象物質として界面活性剤が取り上げられている。

我が国の下水処理施設の普及状況は公共下水道と家庭用合併浄化槽およびコミュニティプラントなどを合わせると約70%となっており、多くは処理されている。しかし、見方を変えれば30%の家庭排水は未処理で環境水中に排出されていることになる。

このような状況の中であって使用された後、排水として放出されて最終的に環境水系に至る運命にある界面活性剤の環境安全性を評価する上で、生態系への影響の可能性について点検しておくことは欠かせない。そこで、各種の界面活性剤類の生態影響のポテンシャルと環境濃度の現状等について整理し考察する。

2 環境リスク評価の手順

化学物質の環境生態系へのリスクは、その物質の水棲生物への影響の内容や強さ(影響のポテンシャルまたはハザード)と生物への暴露状況を対比させることによって行なう。

水棲生物への作用については、基本的には栄養段階が異なる藻類(一次生産者)、ミジンコ(藻類を捕食する一次消費者)と魚類(二次消費者)について試験される。特定の水域を対象として評価する場合には、基本的にはその水域に生息する生物種を用いた試験を実施する方法が採用される。

これらの試験結果を基に環境中での無影響濃度を推定して評価に用いる。生物種による物質への感受性は異なるので、安全性は最も影響が現れ易い種に対して配慮する。影響評価試験には、その物質が本質的に持っている特性としての作用の内容や強さ(ポテンシャル)を求める試験と、環境での存在状態等を考慮したより現実的な条件での影響を評価する試験とがある。

一方、水棲生物への暴露(接触濃度)の解析は河川水等での濃度を実測する場合と評価対象水域での排出量(一人当たりの消費量と流域人口の積)や下水処理による除去率、環境水での希釈率などを基に推定する場合がある。環境濃度の実測には多くの費用と時間、労力を要することから、頻度高くかつ広範囲に実施することは困難を伴う例が多い。そこで、前に示した環境濃度に影響を与える因子を組み合わせた推算式を用いた推定が、暴露解析に有効となる。科学的な根拠に基づいて提案された推算式を用いて環境濃度を推定することによって、一次

的な環境リスク評価を実施することができる。また、算出される推定値は実測値の検証の役目をも果たす。

3 ハザードデータの点検

化学物質の水棲生物への影響試験は、OECD(経済開発協力機構)が制定している化学物質の試験に関するテストガイドライン²⁾に沿って実施される場合が多い。日本国内ではJISの試験法や農薬試験法などにおいて規定されている方法もある。

ハザードデータとして藻の生育阻害性、ミジンコの遊泳阻害(急性作用)あるいは繁殖阻害性試験、魚に対する急性毒性などが試験されている。試験生物は各栄養段階で代表的な種を選定し、実験室で飼育可能な生物が用いられる。また、食物連鎖のなかでは一般的には上位者は下位者の影響を受けるので、上位者への影響が優先的に評価される³⁾ことが多い。従って、魚類に対する急性毒性が最も多く試験されている。試験生物には実験室での飼育や培養が可能な種が選択され、OECDのテストガイドラインでも代表的な生物種が推奨されている。

生物への影響の強さについては、国際海事機構(IMO)の海洋汚染に関する科学的評価を担当している専門家グループの下記のような分類が代表的な基準の一つとして考えられている⁴⁾。この分類は半数致死濃度(LC₅₀)または半数影響濃度(EC₅₀)の値を基にしている。

国際海事機構(IMO)による生物に対する有害性の分類

4: 高度に有害	< 1 mg/L
3: かなり有害	1 ~ 10
2: 若干有害	10 ~ 100
1: ほとんど無害	100 ~ 1000
0: 無害	> 1000

このような基準が各種の化学物質の生態系への影響や取り扱い方法を考察する際の目安とされる。

3.1 界面活性剤の生態影響

3.1.1 界面活性剤の生態影響の概要

主として家庭用の洗剤類に使用されている代表的な界面活性剤の淡水魚への急性作用データ⁶⁾をTable 1に、ミジンコに対する急性作用をTable 2に、さらに藻類の生長への影響をTable 3に示す。なお、アルキルフェノールエトキシレートは、日本国内のメーカーの製品では家庭用洗剤類の界面活性剤としては使用されていないが、工業用途や農薬などとして用いられており、参考としてデータを示した。

LC₅₀の値は界面活性剤の種類と生物種によって幾らかの違いがみられるが、多くが上記有害性の分類の3に位置する。環境中での実際の有害性発現の可能性は、暴露

Table 1 Acute Toxicity of Surfactants to Fish (96hr, LC₅₀) [mgL⁻¹]

Species	Surfactant	LAS (C _{10~13})	AOS	MES	AS(C ₁₂)	AES(C ₁₂ E ₃)	AE	APE(<i>i</i> -C ₉ E ₁₀)
Japanese killifish <i>Oryzias latipes</i>		4.0	1.8(C _{14~16} , 48hr) 0.8~1.0(C _{16~18} , 48hr)	2.4(C _{14~16}) 1.4(C _{16~18})	46(48hr)	6.0(48hr)	3.5(C ₁₂ E ₈)	10(48hr)
Carp <i>Cyprinus carpio</i>		4.4	1.0(C _{16~18})		13(48hr)	5.6	1.5(C ₁₂ E _{6.5})	
Young salmon <i>Onchorhynchus masou</i>		4.4	0.56(C _{16~18})		4.6(24hr)	3.2	2.2(C ₁₂ E _{6.5})	
Rainbow trout <i>Salmo gairdneri</i>		4.7	5.1(C _{14~16} , 48hr) 0.78(C _{16~18})		4.8	4.7(C _{12~15} E ₃)	2.3(C ₁₂ E _{6.5})	9.4(48hr, 8~10cm) 7.4(48hr, 3cm)
Bluegill sunfish <i>Lepomis macrochris</i>		1.67	1.4(C _{16~18})			24(24hr)	2.1(C _{12~15} E ₉)	8.9(C ₉ E ₉ , 24hr)
Fathed minnow <i>Pimephsles promelas</i>		4.1(48h)	8.6(C _{14~16} , 24hr) 1.8(C _{16~18} , 24hr)			3.4	1.8(C _{12~14} E _{7.4} , 24hr)	
Golden orfe <i>Idus melanotus</i>		1.9	3.4(C _{14~16}) 0.9(C _{16~18})	0.6 ~ 0.9 (C _{16~18})			1.8(C _{12~14} E ₈)	7.0(48hr)

LC₅₀ : Concentration lethal to 50% of organisms

LAS : Linear Alkylbenzensulfonate, AOS : Alpha Olefin Sulfonate, AS : Alkyl Sulfate

MES : Alkanoicacid, 2-sulfo, 1-methylester, sodium salt

AES : Polyoxyethylene Alkylether sulfate, AE : Polyoxyethylene Alkylether

APE : Polyoxyethylene Nonylphenolether

C_n : Alkylchain length, E_m : Ethlenoxide chain length, *i*-C₉ : branched alkylchainTable 2 Acute Toxicity of Surfactants to *Daphnia magna* (EC₅₀) [mgL⁻¹]

Surfactant	EC ₅₀
LAS C ₁₂	3.5 (48hr)
AOS C _{14~16}	16.6 (24hr)
C _{16~18}	7.7 (24hr)
MES C _{14~16}	12.0 (48hr)
AS C ₁₂	1.8 (48hr)
C _{12~14}	2.8 (48hr)
AES C _{12~14} E ₃	18.9 (24hr)
C ₁₂ E ₃	37 (24hr)
AE C _{14.5} E ₇	0.43 (96hr)
C _{12.5} E _{6.5}	1.14 (96hr)
APE <i>i</i> -C ₉ E ₁₀	44.2 (24hr)

Table 3 Effects of surfactants on growth of algae (*Selenastrum Cparicornutum*)

Surfactant	EC ₅₀ (mgL ⁻¹)
Anionic LAS C _{11.6}	50 ~ 100
AS C _{10~16}	60
AES C _{12.8} E ₃	65
AOS C _{15.7}	45
MES C _{14~16}	26
Soap	10 ~ 50
Nonionic AE C _{12~14} E ₄	2 ~ 4
AE C _{12~14} E ₉	4 ~ 8
AE C _{12~14} E ₁₃	10
Cationic DADMAC C _{16~18}	0.23
MATMAC C ₁₈	0.08

DADMAC : Dialkyl dimethyl ammonium chloride

MATMAC : Monoalkyl trimethyl ammonium chloride

解析 (生物がこれらの物質にいかなる濃度でどのように暴露されるか) を行なった上でリスクを評価する。

藻類の生長への阻害に対してはカチオン界面活性剤の影響が最も強く現れる。この要因としては細胞壁への吸着性が強く、成長因子の作用を抑制することが考えられる。ただし、実際の環境中での作用を考察する場合には、カチオン界面活性剤の存在状態をも考慮することが必要となる。カチオン界面活性剤は繊維の柔軟処理剤や髪のリンス仕上げ剤として使用されており、繊維や髪に吸着してその効果を発揮する。吸着されたこれらのカチオン界面活性剤は洗濯や洗髪によって除去されて排水中に出るが、このとき洗浄剤 (洗濯洗剤やシャンプー) にはアニオン界面活性剤が配合されている。すなわち、カチオン界面活性剤はアニオン界面活性剤と共存していることになる。実際に河川水を分析すると LAS や懸濁物

質などと共存していることが明らかにされている。その結果、ジアルキルジメチルアンモニウムクロリド (DADMAC) の多くは共存物質と複合体を形成したり、不溶性成分に吸着して存在することが示されている。実際に DADMAC の生態影響を試験すると、実験室で調製した懸濁物質 (SS) やアニオン界面活性剤を含まない場合に、藻の生育に対する EC₅₀ (50%生育阻害濃度) が 26 µg/L であったものが、SS を 3.5 mg/L 含む河川水では 258 µg/L となり、さらに LAS が DADMAC の 10 倍共存する場合 10,500 µg/L (10.5 mg/L) となることが示されている⁵⁾。

界面活性剤の魚への急性作用は鰓の膜組織を損傷して呼吸阻害を生じることが最大の因子と考えられている。

魚の鰓は呼吸のガス交換機能と代謝成分の一部を体液から排泄する機能を持っているが、呼吸作用への障害に

よる影響が最も速く現れるものと解釈される。

3・1・2 生態作用への影響因子

界面活性剤の生態影響の強さを左右する因子としては次のような点が考えられる。

分子構造

- ・アルキル基の鎖長
- ・分子内での親水基の位置
- ・ポリオキシエチレン (EO) 基の鎖長
- ・立体的構造
- ・分子量

物性等

- ・界面科学的性質：吸着，浸透，界面活性など
- ・電子論的要因：電子の局在性，組織との相互作用

外的要因

- ・水温：生物の生理活性など
- ・水の硬度：対イオンの変換による物性変化
- ・共存物質：複合体の形成，吸着など

アルキル鎖長と魚への急性毒性との関連性をみると Fig. 1 に示すように，通常洗剤用の界面活性剤として使用されているアルキル基の範囲では，いずれの活性剤でも鎖長が長くなるに従って強くなる傾向を示す。また，親水基の位置が分子の中央にあるほど作用（毒性）が弱くなる傾向がみられる。 C_{12} -LAS のアルキル基へのフェニル基の結合部位の違いによる，ヒメダカに対する急性毒性値 (LC_{50}) を Fig. 2 に示す。

Fig. 1 Relationship between acute toxicity and alkylchain length 96-hr LC_{50} Values for Japanese killifish (*Oryzias latipes*)

非イオン界面活性剤ではEO鎖が長くなるに従って魚毒性は弱くなる⁶⁾ (Fig. 3)。

化学構造の類似性が高い物質の範囲では，界面活性と生態影響とが密接な関連性を示すことも報告されている。しかし，種類が異なると同程度の界面活性能でも生態影響の強さに差がみられる。このような現象は生態へ

Fig. 2 LC_{50} of C_{12} -LAS; Phenyl Isomer for Japanese killifish (*Oryzias latipes*)

Fig. 3 Relationship between acute toxicity and ethylene oxide chain length, 96-hr LC_{50} Values for Japanese killifish (*Oryzias latipes*)

の影響は幾つかの要因が組み合わされた結果として現れるものであることを示唆している。データを電子論的な面から解析すると電子密度などの因子も影響しているような結果が得られるが，そのメカニズムや影響度合いなどについては充分明らかにされていない。

界面活性剤の生態への作用は外的な要因によっても影響を受けるので，リスクを評価する際にはデータが得られた試験の条件を確認するのが望ましい。特にアニオン界面活性剤は水の硬度の影響を受けやすく，高い硬度で強い作用を示す傾向がある。従って，硬水の地域でのアセスメントでは注意を要する。

3・1・3 化学構造の違いと作用メカニズムの推定

上記のような界面活性剤の化学構造による魚への急性毒性の違いの要因としては，鰓の膜を構成する脂質のア

ルキル鎖長との親和性、相溶性などに基づく膜構造への吸着や侵入性が想定され、それらの結果として膜の微細構造の物理的な変形等を誘発し、呼吸機能を阻害するものと考えられる。

アルキル基の鎖長が長くなるにしたがって魚に対して強い作用を示すが、炭素数が10から18の範囲では、長鎖の方が鰹組織の生体膜との相溶性がより高いためと解釈される。また、アルキル基の分岐度が高い方が低毒性傾向を示すことも知られており、分子の形状が鰹への影響を支配する大きな要因の一つとなっていると考えられる。LASのフェニル異性体のデータにおいて親水基が分子の中央に位置する程作用が弱いことをも考慮すると、分子の直線性が低く、立体構造がバルキーなほど1分子の占める容積が増加して膜の単位面積当たりへの吸着量が小さくなり、膜への障害作用も低下することが想定される。

ポリオキシエチレン系の非イオン界面活性剤では、EOが長鎖化するにしたがって溶液中での分子の溶解状態(形態)はより非定型的になり易く、かつ、水溶性が増加して鰹組織への吸着性も低下することが要因となっているように思われる。

3・1・4 環境リスクアセスメントにおける許容濃度

環境水中での界面活性剤のリスクを評価する際には、実験室的に急性作用と慢性的な作用のポテンシャルを試験したデータと共に、実際の環境での状況を加味したフィールド試験の結果をも考慮する。オランダにおいて環境担当省と石鹼洗剤工業会が協同で実施したリスク評価では、このような観点からの最大許容濃度としてLASでは250 µg/L、AEでは110 µg/Lを採用している⁷⁾。また、米国の石鹼洗剤工業会では、魚の生存、底棲生物の群集構造、付着藻類の生長を指標として実施した野外試験での結果から、360 µg/Lを無影響濃度として選定している⁸⁾。先にも触れたように環境水中での界面活性剤類の生態影響は共存物質等の影響を受けるが、多くの場合家庭から同時に放出される食物などに由来する有機物と共存することで、単体の場合より見掛け上弱くなる方向の影響を受ける。

一方、長期的な暴露を想定して生体内への蓄積性についても考慮することが必要となる。魚体内への濃縮率(水中の濃度に対する生体内濃度の比)はLASでは20~286、ASで1.5~59、AESで4.7~18、AEで1.8~848、暴露されて平衡濃度に達するまでの期間は48時間から11日、排泄による体内濃度の半減期は29時間から6日という値が示されている⁶⁾。有機化合物は主として体内の脂肪性の組織に蓄積されるため、魚の脂質含量が高い程大きい傾向にある。水質などの試験条件の影響も

あるが、検体の脂溶性が最も大きい影響因子であると考えられている。一般的に家庭用洗剤類に使用されている界面活性剤の生体濃縮性は低く、排泄も比較的速やかである。従って、蓄積性に起因する生態影響(毒性)発現の可能性は低いものと解釈される。

3・2 環境濃度およびアセスメント

現在、家庭用の洗浄剤に使用されているLAS、AE、AOS、MES、AO(アミンオキシド)、DEA(アルカノールアミド)などはいずれも易分解性の物質に分類され、下水処理場での活性汚泥法などの生物処理によって98~99%以上という高い水準で除去される。従って、家庭排水が下水道に放流される場合には、環境水中に到達する量、あるいは濃度は限られたものとなる。しかし、我が国の下水処理施設の普及率は公共下水道や家庭用合併式浄化槽などを合わせて約70%であり、一部の家庭排水は未処理で河川等の環境に排出されることとなる。家庭排水の処理施設の設置が進んでいない地域では、特殊な例を除いて人口密度が低いことや河川等での排水の希釈率が大きいことなどによって、いわゆる水質汚濁が深刻な問題となっていない例が多い。また、大都市の市街地では下水道の普及によって、未処理で環境中に排出される下水の量は非常に少なくなっている。しかし、宅地開発などに比較して下水処理施設の普及が充分進んでいない地域では近郊河川の汚濁が進行している可能性が考えられる。このような状況を考慮すると、水棲生物の生息環境の維持という観点から水質悪化が最も憂慮されるのは、新たな宅地開発による市街化が急速に進行している都市の近郊を流下する河川である可能性が高い。

また、リスク評価の対象とすべき水域としては、例えば水質汚濁防止法において利水目的として“水産”が含まれているAA、A、BおよびCの各領域の水域を主体とすることが妥当であろう。ただし、D、Eの水域については無視してよいということではない。D、Eや無指定の地域の一部にはBODなどの水質項目から判断しても、水棲生物の生息には適さないと考えられる例が多い。その場合は特定の水質指標を対象として評価するよりも、総合的な水質改善対策などをも含めて別途考察するのが適当である。また、AAに指定されたほとんどの水域は河川の上流部で、水質は良好に維持されている。そこで、ここでは都市近郊のAからCの水域を調査した結果を中心にして考察する。

界面活性剤の環境アセスメントを実施する場合、洗剤類への使用量を考慮して相対的に高濃度で環境中に存在する可能性が高いLASとAEを優先的に取り扱うことが望ましい。しかし、一般に公表されている河川など、環境水中の界面活性剤濃度の測定結果は必ずしも多くな

い。

近年は環境中の微量界面活性剤濃度の測定は、固相抽出などによって濃縮した後、LC (UV 又は MS による検出) や GC-MS などの機器分析を適用する方法が推奨されている。アニオン界面活性剤の分析方法としてのメチレンブルー活性物質 (MBAS)*測定や非イオン界面活性剤に対するコバルトチオシアン酸法など比色分析は概略的な濃度の傾向を把握するには有効であるが、分析の選択性や精度と感度の点で LC や GC 法に及ばない。

日本石鹸洗剤工業会と日本界面活性剤工業会では協同で東京近郊の代表的な河川 (多摩川, 荒川, 江戸川) と大阪・淀川の上水道の水源域を含む A, B, C の各水域で LAS, AE 及び DADMAC の濃度を測定している⁹⁾。LAS については LC-UV 法, AE については LC-MS 法, DADMAC には LC-FAM-MS 法を適用している。

この東京近郊と淀川でのモニタリングによれば LAS の濃度の最大値は $81 \mu\text{g/L}$ で約 90% は $30 \mu\text{g/L}$ 以下, AE の最大値は $11.7 \mu\text{g/L}$ で 95% 以上が $10 \mu\text{g/L}$ 以下に分布している。カチオン界面活性剤の DADMAC は最大値で $3.8 \mu\text{g/L}$ である。家庭用洗剤に使用されている AOS や MES あるいは AS, AES についての最近の環境濃度測定値は報告されていないが、使用量や下水処理場での除去性などの特性を考慮すると、LAS に比較して少なくとも 1 オーダー低い水準にあると推定される。

また、東京都環境局が測定している公共用水域の水質調査結果¹⁰⁾を解析すると、アニオン界面活性剤濃度の指標とされている MBAS と BOD には相関性がみられる。この測定データでは魚が生息する重要な要件一つと考えられている BOD が 5 mg/L 以下の地点の MBAS は概ね 0.2 mg/L ($200 \mu\text{g/L}$) 以下であることが示されている (Fig. 4)。ちなみに、上記 LAS, AE の調査地点における MBAS 濃度はいずれも 0.05 mg/L ($50 \mu\text{g/L}$) 以下である⁹⁾。

4 まとめ

家庭用の洗剤で主要な界面活性剤として使用されている LAS と AE について、環境濃度と生態影響濃度と対比して生態影響のリスクを考察した。オランダの環境省と石鹸洗剤工業会のリスク評価においては、許容濃度または無影響濃度として、LAS では $250 \mu\text{g/L}$, AE では $110 \mu\text{g/L}$ が提示されている⁷⁾。関東地区 3 河川と関西地区の淀川での調査の結果では、水産を利水目的としてい

Fig. 4 MBAS and BOD in River Water (Tokyo 1998)

る水域での LAS 濃度は約 90% が $30 \mu\text{g/L}$ 以下 (最大 $81 \mu\text{g/L}$) に、AE は 95% 以上が $10 \mu\text{g/L}$ 以下 (最大 $11.7 \mu\text{g/L}$) に分布していた。したがって、これらの界面活性剤によって、都市周辺の主要河川において重大な生態影響が生じている可能性は低いものと考えられる。また、他の界面活性剤類についても使用量などから想定される環境濃度 (実測値も含め) は、生態影響を生じる水準には達していないと推定される。すなわち、日常的に魚類が生息していることが想定される環境での界面活性剤濃度は当該環境の生態系に不都合な影響を及ぼす水準にはないと考えられる。

文 献

- 1) 環境庁水質保全局, (2000) 水生生物保全に係る水質目標について: 有害物質による水生生物影響等検討会中間報告, 2000 年 12 月。
- 2) OECD Guidelines for Testing of Chemicals.
- 3) 日本水環境学会・水環境と洗剤研究会編, (2000) 非イオン界面活性剤と水環境, 技法堂出版。
- 4) 野口淳平, (1993) 危険有害物質の各国法定表示, p 201, 産業構造情報研究所。
- 5) 日本石鹸洗剤工業会, (1998) 環境年報, Vol. 23, 5~10.
- 6) 日本油化学会編, (1990) 油脂化学便覧改訂三版, 473-474, 丸善。
- 7) Feijtel, T.C.J., van de Plassche, E.J., (1995) Environmental Risk Assessment of Detergent Chemicals (Proceeding of the A.I.S.E./CESIO Limelette III Workshop, Nov. 1995).
- 8) The Soap and Detergent Association (USA), (1996) Linear Alkylbenzene Sulfonate: monograph.
- 9) 日本石鹸洗剤工業会, (2000) 環境年報, Vol. 25.
- 10) 東京都環境保護局, (2000) 平成 11 年度公共用水域および地下水の水質測定結果。

*: 腐食質などの成分も MBAS として検出されるが、一般に陰イオン界面活性剤濃度の指標として用いられている。