

界面活性剤が 環境中の毒性物質の作用に与える影響

守田康彦¹・高橋敬雄²

¹正会員 博士(学術) 科学技術特別研究員 国立公衆衛生院(〒108-8638 東京都港区白金台 4-6-1)

²正会員 工学博士 新潟大学教授 工学部建設学科(〒950-2181 新潟県新潟市五十嵐 2-8050)

生活排水が流入している環境水の変異原強度が界面活性剤の添加によって変化するか否かを、*S. typhimurium* TA-100 を用いた Ames 試験プレインキュベーション法をもとにした試験法により検討した。

その結果、環境水濃縮物自体には変異原性は見られなかったが、特に AE や α -SFE が添加された場合に顕著なリバート数の増加が見られた。このことから、実際の環境中には界面活性剤が介在することによって変異原性が、ひいてはその毒性がより強く表れる物質が存在することが示唆された。

Key Words : Ames' test, surfactant, surface water concentrate, enhancement of mutagenicity

1. はじめに

界面活性剤は衣料用やちゅう房用洗剤の主成分として配合されており、我々の日常生活において最も身近な合成有機化学物質の一つである。洗剤に含まれる界面活性剤は、使用後は生活排水と共に放出されるが、初期(主に 1960 年代)に多用された合成界面活性剤であるアルキルベンゼンスルホン酸塩(ABS)はその難分解性故に環境水中に残留し、下水処理場や河川で発泡を起し、上水道中からも検出された^{1),2)}。

それがために界面活性剤の生分解性の向上がイギリス、アメリカ、西ドイツ(当時)そして日本で精力的に行なわれ、まず ABS の分枝構造を直鎖状に改めた直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)が開発され、普及していった^{1),2)}。さらにこの生分解性向上の動き(いわゆるソフト化)は、例えば α -オレフィンスルホン酸塩(AOS)といった新しい界面活性剤の開発・普及のきっかけにもなったようである³⁾。

現在日常生活において使用されている界面活性剤を眺めると、衣料用に限ってみても、現在でも最も生産量が多い LAS の他に、AOS、石けん、アルキル硫酸エステル塩(AS)、ポリオキシエチレンアルキルエーテル硫酸塩(AES)、ポリオキシエチレンアルキルエーテル(AE)等と、非常に多岐に渡っている⁴⁾。また α -スルフォ脂肪酸エステル塩(α -SFE)のように、新しく市販洗剤に導入された界面活性剤もある^{4),5)}。

さてこれらの界面活性剤が水中生物に及ぼす影響は、まず長期暴露試験によって無作用濃度(No Observed Effect Concentration: NOEC)を求めることにより検討される必要があると菊池は述べている⁶⁾。Lewis, M.A. は界面活性剤の慢性毒性について、1965 年から 1991 年にかけて発表された諸報告を基にしたレビューをまとめた。しかしこれまでに求められた NOEC の殆どは LAS についてであり、それ以外の界面活性剤では長期暴露試験自体の実施例が少なく、NOEC も殆ど求められていないことから、Lewis は LAS 以外の界面活性剤についての毒性データを蓄積する必要性を指摘している⁷⁾。

更に菊池らは、NOEC を求めるだけでなく、低濃度暴露における毒性の作用機構も詳しく知る必要性を述べ、コイを 0.25~3.0mg/L の陰イオン界面活性剤水溶液に暴露させ、体内の界面活性剤分布を測定した。その結果 LAS, AES, AS は体表をはじめとして鰓、腎臓、肝臓、胆嚢に蓄積し、濃縮率は最大 9000 倍(胆嚢)に達する事を示した。従って界面活性剤は低濃度の暴露でも容易に臓器に蓄積され、これらの部位に慢性的な影響を示す可能性が示された⁸⁾。

ここで毒性の作用機構の検討を行う手法としては、まず菊池らのように供試生物を解剖し、各組織について組織学・病理学的検討を行う方法が挙げられる。しかしこの方法は操作に熟練を要する⁹⁾と共に、解剖を行う関係上、供試生物も比較的大形の生物に限られてくると思われる。そこでこのような検討をよ

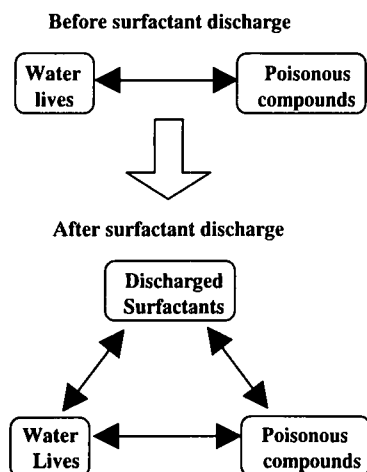


Fig. 1 Discharged surfactants may change the relationships between water lives and poisonous compounds.

り容易に行う方法として、例えば肝臓等の特定の組織の培養細胞を用いて試験する方法、あるいは物質代謝に関するATP合成の阻害を見るMICROTOX試験^{9),10)}や、遺伝子に対する損傷能の有無と程度を見るAmes変異原性試験¹¹⁾のように、特定の生理機能に対する毒性を高感度に検出する培養細胞を用いる方法が挙げられる¹²⁾。ここでAmes変異原性試験はヒトに対する発癌物質のスクリーニング試験として広く用いられているが、Yamashitaら¹³⁾、Milling,D.M.ら¹⁴⁾そしてKurelec,B.ら¹⁵⁾によって水中生物への適用も試みられつつある。

そこで筆者らは①LAS以外の界面活性剤の環境影響についての情報を得ること、そして②界面活性剤の毒性の有無とその作用機構を検査すること、の2点を念頭に置き、まず現在多く使用されている市販衣料用洗剤について、その基礎的環境負荷量と生分解性を検討し、さらにMICROTOX試験による毒性と、上述のAmes試験による変異原性について検討した¹⁶⁾。この中で、環境水中の有害物質の作用が洗剤によって強められるか否か、すなわち補助変異原性についての検討を行った。すなわち界面活性剤は親水性と親油性の2つの性質を持つことから、環境水中の生物と有害物の双方に作用し、従前に見られた水中生物と有害物との関係に変化を与える事が考えられたので(Fig.1)、水中生物を *Salmonella typhimurium* (*S. typhimurium* TA-100)に、環境水中の有害物質を4-nitroquinoline-1-oxide (4NQO)あるいはBenzo(a)pyreneに置き換え、洗剤を加えてAmes変異原性試験を行い、変異原強度の増減を調べた。その結果、変異原性はいずれの供試洗剤についても見られなかったが、AS、 α -SFE、AEおよびLASを主成分とする衣料用洗剤において4NQOに対する補助変異原性が、そして石けんを主成分とする衣料用洗

剤においてBenzo(a)pyreneに対する補助変異原性がそれぞれ見出された(以上、文献16による)。

このように界面活性剤が水中の既存の有害物質の毒性を増長する性質についての研究は、例えばP.R.Duganにより、キンギョに対するDDTの毒性がABSにより強められた事が報告されているが¹⁷⁾、まだ十分な検討は行なわれていないようである。

周知のように市販洗剤は界面活性剤をはじめとする数種類の化学物質の混合物である。そこで上述の洗剤と変異原物質の生物に対する相互影響をより明確に知る為に、家庭衣料用洗剤に使用されている界面活性剤5種類と、純粋な試薬界面活性剤6種類を用いて、まず変異原性を検討し、補助変異原性を検討した¹⁸⁾。その結果、変異原性は衣料用洗剤の場合と同様に見出されなかったが、 α -SFE、AE、脂肪酸アルカノールアミド(DA)、ドデシル硫酸ナトリウム(SDS)、ASにおいて4NQOに対する補助変異原性が、リノール酸ナトリウム、AS、オレイン酸ナトリウム、石けん、SDS、DA、ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム(DBS)、ミリスチン酸ナトリウム、ラウリン酸ナトリウム、パルミチン酸ナトリウムにおいてBenzo(a)pyreneに対する補助変異原性が見られた。また補助変異原性発現における界面活性剤と変異原物質の役割も併せて検討したところ、特にBenzo(a)pyrene添加の場合において、先に界面活性剤と *S. typhimurium* TA-100 を出会わせた後に変異原物質を添加する場合に明確な補助変異原性が見られた。この結果から、Benzo(a)pyrene に対しては界面活性剤が生物表面を損傷させ、その結果BaPの取込が促進され、補助変異原性が発現するものと考えられた(以上、文献18による)。

これまでに筆者らが行った補助変異原性の検討は、現象を明確に観察するために、既知の変異原物質、すなわち4NQO又はBenzo(a)pyreneを使用したものであった。そこで本研究では実際の環境中においても同様の現象が起こりうるかを知るために、Fig.1における水中生物を *S. typhimurium* TA-100 に、有害物をSep-Pak CSP800を用いた固相抽出により調整した環境水濃縮物に置き換え、界面活性剤が添加された際の環境水濃縮物の変異原性の変化をAmes試験プレートインキュベーション法をもとにした補助変異原性試験で検討した。

2. 実験試料

(1) 界面活性剤

市販洗剤に使用されている界面活性剤から2種類、試薬として販売されている界面活性剤から3種類の計5種類を使用した(Table 1)。これらの試料のうち、SDSとオレイン酸ナトリウムは関東化学・鹿1級、

Table 1 List of surfactants used in this study

Name (popular name or abbreviation)	Ionization	Molecule formula
Sodium dodecylsulfate (SDS)	anion	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{10}\text{CH}_2\text{OSO}_3\text{Na}$
Sodium dodecylbenzenesulfonate (DBS)	anion	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_3\text{Na}$
Sodium oleate	anion	$\text{C}_{17}\text{H}_{33}\text{COONa}$
* α -Sulfo fatty acid Na (α -SFE)	anion	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \parallel \\ \text{R}-\text{CH}-\text{C}-\text{OCH}_3 \\ \\ \text{SO}_3\text{Na} \end{array}$
* Polyoxyethylene-n-alkyl ether (AE)	nonion	$\text{R}-\text{CH}_2\text{O}(\text{C}_2\text{H}_4\text{O})_n\text{-H}$

* marked surfactants are commercial grade. Remainders are pure analytic grade.

DBSは関東化学・水質試験用を使用した。また α -SFEは市販洗剤からのエタノール抽出物を使用し、AEは市販洗剤の原材料(平均エトキシ基数:8)を使用した。

これらの界面活性剤はイオン交換水により0.5g/L又は1g/Lの濃度に調整し、孔径0.45 μM のナイロンメンブレンフィルターを用いて滅菌した後に試験に供した^{16),18)}。

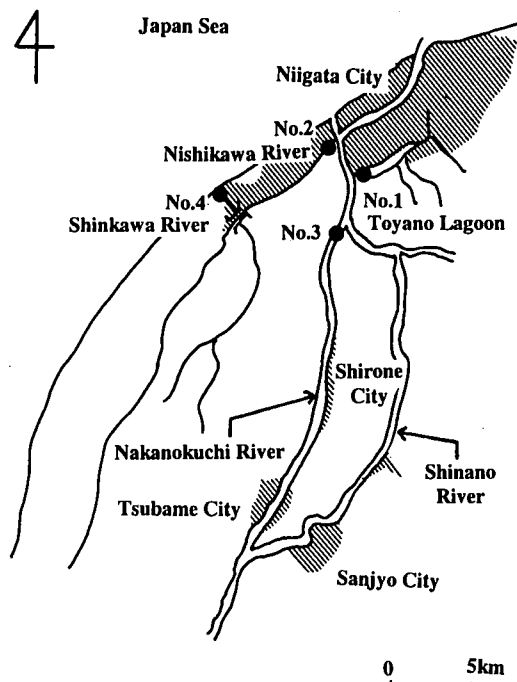


Fig.2 Sampling point

(2) 環境水濃縮物

環境水採水地点をFig.2に示す。図において、市街地のおおよその範囲を斜線で示した。

採水は、新潟市南部に位置し、周辺の生活排水が流入している湖沼である鳥屋野潟(図中 No.1)、新潟市西部の水田地帯を流れた後に新潟市街地に入り、生活排水の流入を受ける西川(図中 No.2)と新川(図中

No.4)、そして三条市の手前で信濃川から分岐し、途中、燕市と白根市の排水を受け、白根市北部で再び信濃川と合流している中之口川(図中 No.3)の4地点で行った。採水は、鳥屋野潟は1996年6月3日、西川、新川、中之口川は何れも1996年7月18日に行った。採取した試料は浦野らの方法¹⁹⁾に従い、その日のうちにSep-Pak CSP-800樹脂カラムを用い、Sep-Pak Concentratorによって濃縮した。濃縮倍率は500倍とした。濃縮液は界面活性剤水溶液と同様、孔径0.45 μM のナイロンメンブレンフィルターを用いて滅菌した後に試験に供した。

3. 試験方法

(1) 変異原性試験

補助変異原性の検討に先立ち、環境水濃縮物について変異原性を検討した。試験法は、Ames試験を使用した^{11),16),18)}。試験は*S. typhimurium* TA-100を用いたプレインキュベーション法により、代謝活性化酵素S-9Mixを加える系(以下、+S9)と加えない系(以下、-S9)についての検討を行った。S-9Mixはオリエンタル酵母製のS-9とcofactorを使用して調製した。

既往の研究¹³⁾では、水中生物の肝S9の活性は種によって異なるが、ラットの数分の1程度であると報告されている。そこで本研究では試験感度の向上という観点から、ラット肝S9を使用することとした。

ブランクはジメチルスルフォキシド(DMSO)の値を使用した。試験毎に陽性対照試験を行い、-S9では4NQOを、+S9ではBenzo(a)pyreneを使用した。DMSOは和光純薬紫外外部吸収スペクトル用を、4NQOとBenzo(a)pyreneは和光純薬特級を使用した。

(2) 補助変異原性試験

水中の生物として*S. typhimurium* TA-100を想定し、環境水濃縮物の変異原強度が界面活性剤の共存によってどのように影響されるかをAmes試験プレインキュベーション法をもとにした補助変異原性試験により検討した。

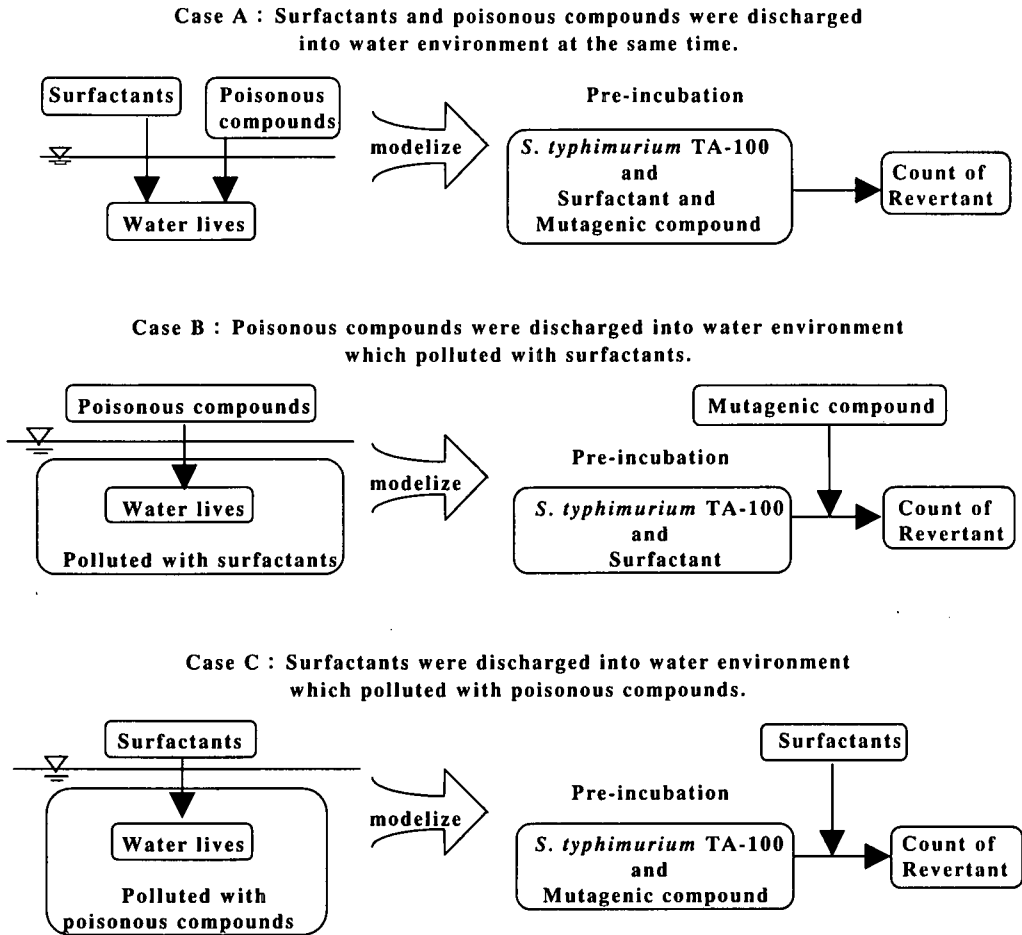


Fig. 3 Schema of surfactants effects on poisonous compounds

①補助変異原性試験の結果そのものが試験の操作手順によって変化するのではないかと、そして②補助変異原性の発現の際に、界面活性剤として変異原物質はどのような役割を演ずるのか、の2点を知るために、補助変異原性試験の方法は、既報¹⁸⁾では界面活性剤および変異原物質の添加方法について各変異原物質に界面活性剤を所定量添加した後にプレインキュベーションを行う場合(Case A)、各界面活性剤のみでプレインキュベーションを行った後に変異原物質を添加する場合(Case B)、各変異原物質のみでプレインキュベーションを行った後に界面活性剤を添加する場合(Case C)、の3通りの場合を想定し、検討した(概念図は Fig.3).

その結果、特に Benzo(a)pyrene 添加の場合において、Case B で最も卓越した補助変異原性が見られた。

そこで本研究においては Case B、すなわち、各界面活性剤のみでプレインキュベーションを行った後

に環境水濃縮物を添加する方法で試験を行った。環境水濃縮物は希釈せずに、プレート当り 100 μ L ずつ添加した。従って、プレート当り 50mL の環境水が加えられたことになる。

4. 試験結果と考察

試験結果を Fig.4~Fig.11 に示した。これらの結果は、土木学会第 52 回年次学術講演会において速報した²⁰⁾。

(1) 変異原性試験

環境水濃縮物を試料とし変異原性試験を行った結果を Fig.4(a)~Fig.4(d) に示した。また既報文献¹⁸⁾から、界面活性剤の変異原性試験を行った結果を Fig.5(a)~Fig.5(e) にそれぞれ示した。図において、横

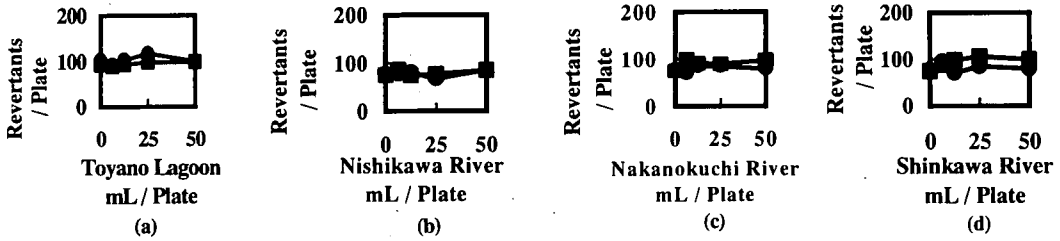


Fig.4 Mutagenicity of Surface Water Concentrate ● -S9 ■ +S9

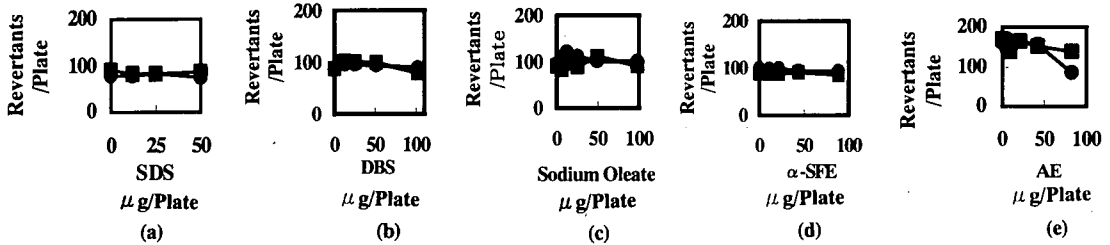


Fig.5 Mutagenicity of Surfactant ● -S9 ■ +S9

軸はプレート当りの試料投与量、縦軸はプレート当りの *S. typhimurium* TA-100 の復帰変異コロニー数(リバタント数)を示している。

ここで変異原性試験の結果の解釈であるが、一般にはまず投与-作用の関係、すなわち、被験物質の投与量の増加に従ったリバタント数の増加が見られ、更にリバタント数がブランクのその2倍以上の値である場合に陽性と考えられている¹¹⁾。本研究で得られた結果をこれに当てはめると、鳥屋野潟(Fig.4(a))、西川(Fig.4(b))、中之口川(Fig.4(c))、新川(Fig.4(d))の何れ的环境水においても変異原性は見られなかった。また界面活性剤では、AEで試料の毒性によるものと思われるリバタント数の減少が見られたのみで(Fig.5(e))¹⁸⁾、5界面活性剤すべてにおいて変異原性は見られなかった。

(2) 補助変異原性試験

試験結果を Fig.6(a)~Fig.6(e)(以上、鳥屋野潟)、Fig.7(a)~Fig.7(e)(以上、西川)、Fig.8(a)~Fig.8(e)(以上、中之口川)そして Fig.9(a)~Fig.9(e)(以上、新川)に示した。図において横軸はプレート当りの界面活性剤投与量を示している。縦軸はリバタント数からブランク値を差し引いた、プレート当りの純リバタント数を示している。ブランク値は、イオン交換水に環境水濃縮物を添加した場合の結果を使用した。

ここで補助変異原性試験の結果の解釈であるが、このような検討の実施例はまだ少なく、従って統一した判定方法はまだ無いと思われる。そこで本研究では、投与-作用の関係が見出された場合(すなわち、界面活性剤投与量の増加にしたがってリバタント

数が増加する傾向が見られた場合に、補助変異原性が陽性であると判定した。また本研究における試料ではリバタント数の変化がブランクのそれと比較してわずかであったため、界面活性剤投与によるリバタント数の変化をより明確に表すために、得られたリバタント数からブランクの値を差し引いた純リバタント数により結果を表した。

まず鳥屋野潟では SDS の+S9(Fig.6(a))、オレイン酸ナトリウムの+S9(Fig.6(c))、AE の+S9(Fig.6(e))で界面活性剤の投与量の増加に従ったリバタント数の増加が、3段階の界面活性剤投与量の増加にわたって見られたため、これを陽性と判断した。

西川では DBS の±S9(Fig.7(b))、オレイン酸ナトリウムの±S9(Fig.7(c))、α-SFE の±S9(Fig.7(d))、AE の-S9(Fig.7(e))について、これを陽性と判断した。

中之口川では、SDS の±S9(Fig.8(a))、DBS の+S9(Fig.8(b))、オレイン酸ナトリウムの+S9(Fig.8(c))、AE の-S9(Fig.8(e))について、これを陽性と判断した。

新川では SDS の±S9(Fig.9(a))、α-SFE の+S9(Fig.9(d))、AE の±S9で(Fig.9(e))について、これを陽性と判断した。本研究で対象とした環境水の濃縮物からは変異原性は見られなかった。しかし何れの濃縮物においても界面活性剤が添加される事によってリバタント数の増加が明確に現れた。従って実際の環境水中において、界面活性剤の介在によってその毒性が増強される物質が存在する事が示されたことになる。

また DBS は西川や中之口川でリバタント数の増加を示しても、新川や鳥屋野潟では示さなかった。この結果は、それぞれの環境水に含まれている有害物質が異なる事を示唆していると思われる。

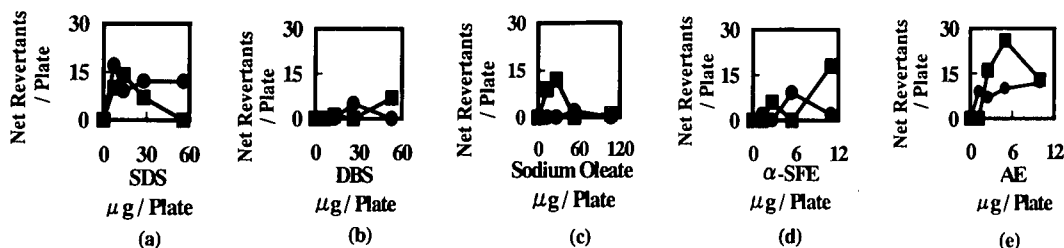


Fig.6 Effects of Surfactants on the mutagenicity of Toyano Lagoon's Water Concentrate ● -S9 ■ +S9

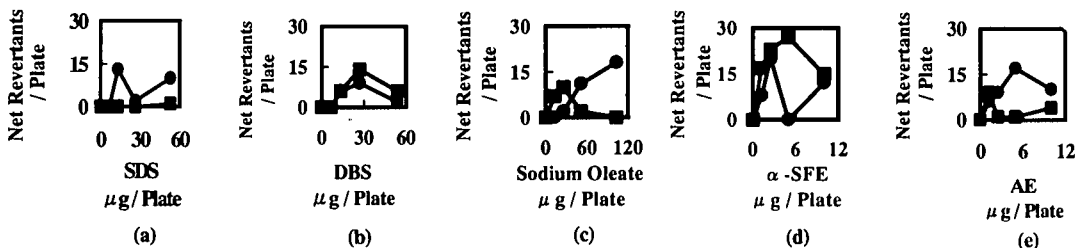


Fig.7 Effects of Surfactants on the mutagenicity of Nishikawa River's Water Concentrate ● -S9 ■ +S9

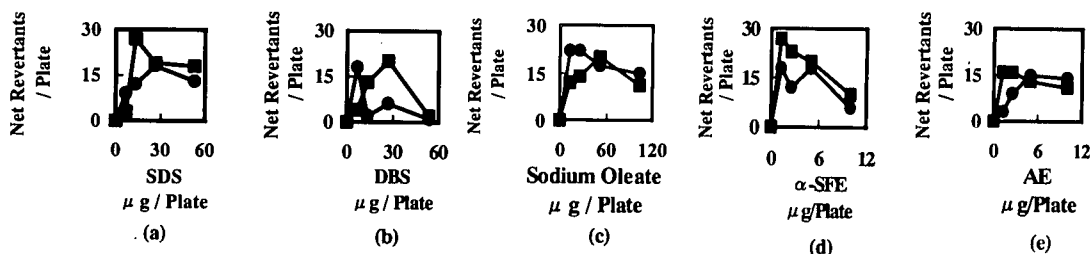


Fig.8 Effects of Surfactants on the mutagenicity of Nakanokuchi River's Water Concentrate ● -S9 ■ +S9

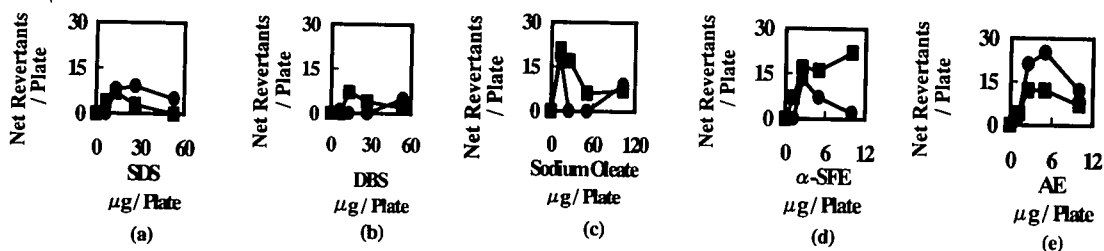


Fig.9 Effects of Surfactants on the mutagenicity of Shinkawa River's Water Concentrate ● -S9 ■ +S9

(3) 衣料用洗剤使用濃度における 補助変異原性強度の計算

界面活性剤はその種類により洗剤への配合率が異なり、一般に石けん洗剤ではおおむね60%以上であるのに対し、合成洗剤では10~30%(共に重量比)である^{21),22)}。そこで本研究で対象とした界面活性剤について、洗剤として標準使用量に従って使用され、処理を受けずに環境中に放出された場合に環境水に生ぜしめるリバートント数を原単位を用いて計算し、それぞれの界面活性剤が環境水に与える影響を比

較した。

ここで既往の生分解の検討を振り返ると、界面活性剤は分解の初期においてその界面活性を失う事が示されている^{23),24)}。界面活性を失った分解中間物はFig.1で述べたような生物と有害物双方への働きかけが弱まると考えられたため、本研究では界面活性剤原体のみについての検討とした。

それぞれの界面活性剤の排出量は、次のように計算した。まず洗濯1回あたりの標準使用量であるが、石けん洗剤は30g/30L(すなわち1g/L)、合成洗剤は簡

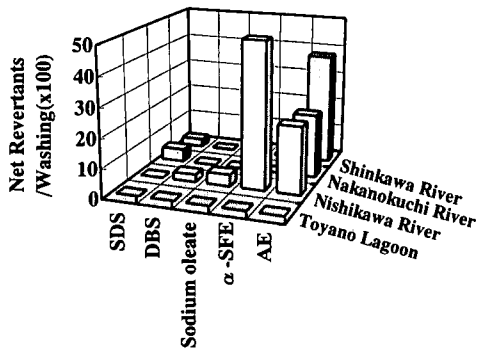


Fig.10 Effects of 5 Surfactants on the Mutagenicity of -S9 on Surface Water Concentrate

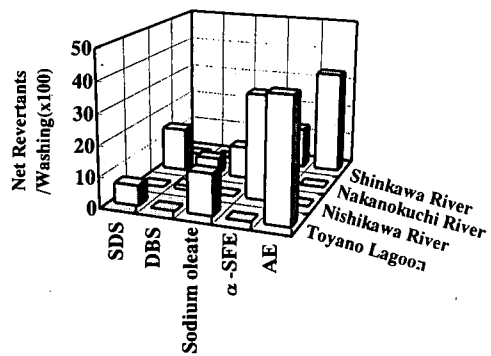


Fig.11 Effects of 5 Surfactants on the Mutagenicity of +S9 on Surface Water Concentrate

単のために配合界面活性剤の種類にかかわらず、一律 20g/30L(すなわち、約 0.7g/L)と仮定した。さらに石けん洗剤の界面活性剤含有量を 60%、合成洗剤のそれを一律 20%と仮定した。更に環境水による洗濯排水の希釈を一律 10 倍⁹⁾と仮定し、環境水 50mL 当りの界面活性剤量を計算した。従って、石けんの純粋成分であるオレイン酸ナトリウムは 1.8mg/50mL、それ以外の界面活性剤は一律 0.5mg/50mL とした。

リバート数とは、Fig.6~9 において陽性と判断した結果について、投与-作用の関係が見られた部分(すなわち、界面活性剤投与量の増加にしたがってリバート数が増加している部分)に対して直線回帰計算を適用し、先に求めた環境水 50mL 当りの界面活性剤量を外挿することによってリバート数を求めた。

-S9 の計算結果については Fig.10 に、+S9 の計算結果については Fig.11 にそれぞれ示した。

計算の結果、全ての表流水濃縮試料において、AE ないしは α-SFE が添加された場合のリバート数が、他の界面活性剤の場合よりも多くなった。特に AE は、すべての環境水において代謝活性化酵素の有無にかかわらず、リバート数の増加を示した。

ここで AE については、その環境濃度についての知見はまだ少ないが、神奈川県内の都市河川からは 0.2~9.5mg/L で検出されている²⁵⁾。この濃度は本研究で仮定した濃度の 1/2~1/10 程度である。しかし菊池ら⁸⁾が示した生物体内における濃縮の可能性を考慮すると、界面活性剤による汚染が進んでいる水域では、本研究で行った補助変異原性のように、有害物の作用が界面活性剤により増強されている可能性がある。また AE の生産量は現在伸びつつあること²⁶⁾、そしてこれまでに報告されている水中生物への影響濃度も、他の界面活性剤と比較して低いことから^{7),27)}、その水中濃度や環境中の挙動について、今後も更に知見が集積される事が望まれる。

5. まとめ

環境水濃縮物を用いて、界面活性剤の補助変異原性を検討した。その結果、以下の事が明らかとなった。

- (1) 環境水濃縮物のみでは変異原性は見られなかったが、界面活性剤が添加されることによってリバート数の増大、すなわち補助変異原性が見られた。このことから実際の環境中には、それ自体の毒性は弱くとも、界面活性剤が介在することによってその毒性がより強く表れる物質が存在することが示唆された。またこの事を言い換えると、界面活性剤は実際の環境水中において有害物質と生物の双方に働きかけ、有害物質の影響を増長する作用を有するとも言えよう。
- (2) 各界面活性剤毎の補助変異原性(対象物質の変異原性を強める働き)の強さを比較すると、何れの環境水においても AE ないしは α-SFE でより顕著なリバート数の増加が見られた。この中で AE は現在生産量が增大しつつある界面活性剤であり、また水中生物への影響濃度も、他の界面活性剤と比較して低いことが報告されていることから、その水中濃度や環境中の挙動について、今後更に知見が集積される事が望まれる。

参考文献

- 1) Coughlin, F.J., Bell, R., Griesinger, W.K., Jensen, W.J., Justice, J.D., Kline, W.A., Paulson, E., Rutherford, J.T., Trexler, M.V. and Moss, H.V.: ABS and the Safety of Water Supplies, Jour. AWWA, pp.786-790, 1960.
- 2) 富山新一: 洗浄剤の最近の問題-特に水質関係の問題を中心として-, 油化学, Vol.21, No.1, pp.2-8, 1972.
- 3) 富山新一: α-オレフィン・スルホン酸塩, 油化学,

- Vol.19, No.6, pp.359-368, 1970.
- 4) 吉村孝一：化学物質としての界面活性剤—その基本的理解のために—, 水環境学会誌, Vol.16, No.5, pp.294-301, 1993.
 - 5) Satsuki,T., Mori,A. : Application of MES in detergents, INFORM, Vol.3, No.10, pp.1099-1108, 1992.
 - 6) 菊池幹夫：化学物質の環境リスク評価へのアプローチ, エコケミストリー研究会ニュースレター, No.15, pp.1-4, 1995.
 - 7) Lewis,M.A. : CHRONIC AND SUBLEATHAL TOXICITIES OF SURFACTANTS TO AQUATIC ANIMALS: A REVIEW AND RISK ASSESSMENT, Wat. Res., Vol.25, No.1, pp.101-113, 1991.
 - 8) 菊池幹夫：界面活性剤の水生生物に及ぼす影響, 生態化学, Vol.1, No.4, pp.195-209, 1979.
 - 9) 細見正明：マイクロトックスによる水質評価, 用水と廃水, Vol.35, No.4, pp.333-348, 1993.
 - 10) 楠井隆史：発光細菌を用いて水の毒性を知る, 水情報, Vol.11, No.10, pp.10-13, 1991.
 - 11) 微生物を用いる変異原性試験の具体的手法と結果の評価, pp40-63, 「安衛法における変異原性試験」, 労働省化学物質調査課編, 中央労働災害防止協会, 東京, 1991.
 - 12) 内海英雄, 濱田 昭, 大野泰雄：細胞毒性試験による有害化学物質汚染の評価, 水環境学会誌, Vol.15, No.10, pp.655-661, 1992.
 - 13) Yamashita,M., Kinai,N., Tomita,I. and Kimura,I. : Comparison of the Promutagenic Activity of Liver Homogenates from Fish and Rat in the Ames Test, Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol.38, pp.565-570, 1987.
 - 14) Milling,D.M., Maddock,M.B. : Activation and detoxication of promutagens by toadfish (*Opsanus Tau*) hepatic postmitochondrial fractions in the Salmonella assay, Mutation Research, Vol.164, pp.81-89, 1986.
 - 15) Kurelec,B., Matijasevic,Z., Rijavec,Z., Alacevic,M., Britvic,S., Muller,W.E.G. and Zahn,R.K. : Induction of Benzo (a) Pyrene Monooxygenase in Fish and the Salmonella Test as a Tool for Detecting Mutagenic / Carcinogenic Xenobiotics in the Aquatic Environment, Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol.21, pp.799-807, 1979.
 - 16) 守田康彦, 高橋敬雄, 遠藤哲広, 楠井隆史, 浦野弘平：生態毒性からみた界面活性剤の環境影響評価, 環境工学研究論文集, Vol.31, pp.233-240, 1994.
 - 17) Dugan,P.R. : Influence of Chronic Exposure to Anionic Detergents on Toxicity of Pesticides to Goldfish, Journal. WPCF, Vol.39, No.1, pp.63-71, 1967.
 - 18) 守田康彦, 高橋敬雄, 遠藤哲広：界面活性剤の遺伝毒性および遺伝毒性物質に与える影響, 環境工学研究論文集, Vol.32, pp.283-291, 1995.
 - 19) 高梨啓和, 林 幸範, 藤江幸一, 浦野弘平：水試料の変異原性物質生成能(MFP)の測定方法, 第28回日本水環境学会年会講演集, pp.464-465, 1994.
 - 20) 守田康彦, 高橋敬雄：土木学会第52回年次学術講演会講演概要集 第7部, pp.528-529, 1997.
 - 21) 守田康彦：市販衣料用洗剤の環境影響評価, 水情報, Vol.15, No.11, pp.7-10, 1995.
 - 22) 守田康彦 未発表データ
 - 23) Swisher,R.D. : Linear Alkylbenzene Sulfonate(LAS) Benzene Rings:Biodegradation and Acclomation Studies, 油化学, Vol.21, No.3, pp.130-142, 1972.
 - 24) 小林泰子, 安部幸子：河川水中での非イオン系界面活性剤の生分解性, 日本家政学会誌, Vol.45, No.6, pp.539-544, 1994.
 - 25) 節田節子, 森 康明, 長谷川一夫, 内藤昭治：神奈川県内の河川水中のポリオキシエチレン系非イオン界面活性剤の分布, 水質汚濁研究, Vol.5, No.1, pp.1-7, 1982.
 - 26) 岡田光正：洗剤の生産量等の推移, 第27回日本水環境学会年会講演集, pp.492-493, 1993.
 - 27) 菊池幹夫：界面活性剤の生分解性および水生生物に対する毒性, 水環境学会誌, Vol.16, No.5, pp.302-307, 1993.

(1998.6.30 受付)

THE ENHANCEMENT OF SURFACTANTS ON THE MUTAGENICITY OF SURFACE WATER CONCENTRATE

Yasuhiko MORITA and Yukio TAKAHASHI

In order to elucidate the effects of surfactants discharged into water environment on the level of mutagenicity in it, 2 commercial and 3 pure surfactants was added to Ames' assay of surface water concentrate and the change in the level of mutagenicity was investigated. No mutagenic activity was found for any natural water concentrate in the presence or absence of rat liver homogenates(S9-Mix). But the level of natural water concentrate's mutagenicity in the presence or absence of S9-Mix were increased in the presence of the surfactants. The mightiest intensification in the level of concentrate's mutagenicity were observed when *S. typhimurium* TA-100 was treated with AE or α -SFE followed by addition of natural water concentrate .