

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13年10月

日本石鹼洗剤工業会

まえがき

2001年4月より施行となった化学物質管理促進法（P R T R法と略）の第1種指定化学物質として、洗剤成分の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）、ビス（水素化牛脂）ジメチルアンモニウム=クロリド（DHTDMAC）が指定された。

この法律の目的は「事業者による化学物質の自主的な管理の改善を促進し、環境の保全上の支障を未然に防止する。」ところにある。上記の界面活性剤が対象物質として指定された理由は、生産量が多く（100トン以上）環境水系の一部からこれらの界面活性剤が検出され、更に、一定の生態毒性があるというものであった。

現在の社会においては、各方面で多くの化学物質が使用されて人々の生活の維持、向上に貢献している。法の意図を尊重し、化学物質を有効に活用するためには、ハザード（潜在的有害性あるいは物質固有の有害性）に関するこれらの物質の特性をよく理解した上で不都合を生じないかたちで使用する事が大切である。

そこで、今回指定された界面活性剤について、改めてハザードデータと暴露の可能性を点検し、ヒトと環境生態系へのリスク評価を実施した。評価の結果からはヒトと生態系のいずれに対してもリスクが低いことが示された。この結果を本報告書として取りまとめ、ここに公表することとした。報告書の作成は、当石鹼洗剤工業会のP R T Rワーキンググループのメンバーが担当し、リスク評価にあたっては、これまでに公表された学術文献、書籍、公共機関等の各種調査報告書を極力用いるようにしたが、一部のデータについては、会員会社で測定された未発表のデータや当工業会の調査データも用いた。

本報告書により、今回第一種指定化学物質となった上記界面活性剤の安全性について理解を深めていただければ幸いである。

平成13年7月

日本石鹼洗剤工業会
洗剤部会 P R T RワーキングG
委員長 吉村孝一

執筆：吉村孝一、聳城豊、西山直宏、山本昭子

P R T RワーキングGメンバー：

西山直宏（花王）、松尾千秋（澁谷油脂）、星 洋（ツムラ）、
江見利治（ニッサン石鹼）、岩間 隆（日本油脂）、
山本昭子（P & G）、清水博史・坪内 徹（日本リーバ）、
聳城 豊・三浦千明（ライオン）、高久正昭（広報委員、花王）

目 次

直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(C10-14)のヒト健康影響および環境影響 に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. LAS のヒト健康リスク評価	1
3. LAS の生態系リスク評価	3
4. 結論	6
引用文献	7
ハザードデータシート及び引用文献	8

ポリ(オキシエチレン) = アルキルエーテル(C12-15)のヒト健康影響および環境影響 に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. AE のヒト健康リスク評価	1
3. AE の生態系リスク評価	2
4. 結論	3
引用文献	5
ハザードデータシート及び引用文献	7

ビス(水素化牛脂)ジメチルアンモニウム = クロリドのヒト健康影響および環境影響 に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. DHTDMAC のヒト健康リスク評価	1
3. DHTDMAC の生態系リスク評価	3
4. 結論	4
資料 長期使用時の DHTDMAC のヒト暴露・摂取量評価	6
引用文献	8
ハザードデータシート及び引用文献	9

N,N-ジメチルドデシルアミン = N-オキシドのヒト健康影響および環境影響 に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. AO のヒト健康リスク評価	1
3. AO の生態系リスク評価	2
4. 結論	3
引用文献	5
ハザードデータシート及び引用文献	6

直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(C10-14)の ヒト健康影響および環境影響に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. LAS のヒト健康リスク評価	1
3. LAS の生態系リスク評価	3
4. 結 論	6
引用文献	7
ハザードデータシート及び引用文献	8

1. はじめに

直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (C10-14) (LASと略する) は、洗浄力が高く、安価に供給できるため、日本のみならず世界で汎用され、一般に衣料用洗浄剤に多く用いられ、一部が台所用洗浄剤に使用されている陰イオン系界面活性剤である。炭素鎖が直鎖で生分解し易い疎水基と、スルホン酸塩からなる親水基に特徴付けられた分子を有する。合成洗剤の普及当初に使用されていた分岐型アルキルベンゼンスルホン酸塩 (ABS) は、生分解性が悪く、使用後の排水における発泡が問題となった。この問題を解決すべく、より生分解性の良い界面活性剤としてLASが1964年に導入された。その一方で、合成洗剤の安全性について催奇形性を中心に活発な議論が行われるようになった。

このような状況のもと、日本において厚生省環境衛生局食品化学課(当時)が中心となってLASの安全性データを収集し、それらをもとに人体・環境に対する影響評価が行なわれた。この結果は他の界面活性剤に関する同様の研究成果と共に、本資料においても引用している「洗剤の毒性とその評価」¹⁾にまとめられている。その後も、国内外の多くの研究者により、LASの人体・環境への影響評価および暴露評価に関する研究、ならびに疫学的調査が行なわれ、それらに基づいたリスク評価が試みられている。これらの結果を踏まえ、現在では、通常想定される使用条件下においてLASがヒト健康及び生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられ、LASは安全に使用できる洗浄剤成分と評価されている。

2. LASのヒト健康リスク評価

LASは、一般に衣料用洗浄剤に多く用いられ、一部が台所用洗浄剤に使用されている。したがって、LASのヒト健康リスク評価は、製品形態および使用方法などから、以下の三点を中心として行なった。

通常使用時における皮膚に対する安全性

長期間使用時による体内への継続的摂取における安全性

誤使用時の安全性

通常使用時における皮膚に対する安全性

LASは高濃度(10%)ではモルモットの皮膚に対して刺激性を示すものの、1%では皮膚反応を生じないことが確認されている²⁾。また、ヒトにおいて0.05%および0.2%水溶液での繰返しパッチテストという、実使用条件よりもはるかに厳しい適用方法で皮膚への影響が検討されたが、軽度から中程度の皮膚反応に留まることが確認されている³⁾。さらに、アトピー性皮膚炎患者20名に対して実施したLAS水溶液の48時間クローズドパッチテストでは、最高適用濃度1%でもわずか1名に軽度の紅斑が認められたのみである⁴⁾。

実際にはLAS配合製品は水で希釈して使用するため、LASの皮膚暴露濃度は上記試験条件より低くなる。また暴露時間が短く、さらに暴露後洗い流す使用形態であることを考慮すると、通常使用条件下においてLASが原因となって皮膚刺激性を生ずる可能性は低く、皮膚刺激を生じた場合でもその程度はごく弱いものと考えられる。

また接触皮膚感作性についても、動物試験で皮膚感作性は認められず⁵⁾、LASは一般にヒトに感作性を生じないと認識されており⁶⁾⁷⁾、86名の被験者により感作性ポテンシャルの確認が行なわれ

たが、いずれの被験者もLASにアレルギー反応を生じなかったことを確認している³⁾。

以上の事から、通常想定される使用条件下において、LASのヒト皮膚に対する刺激性および感作性のリスクは極めて低いものと考えられる。

長期間使用時による体内への継続的摂取における安全性

LASは一般に衣料用洗浄剤に多く用いられ、一部が台所用洗浄剤に使用される。これらの洗浄剤を使用する過程でヒトがLASを摂取する可能性としては、経皮吸収、洗浄した野菜、果物、食器への残留による経口摂取、飲料水からの摂取があげられる。そこで、通常使用条件下における長期間使用時の安全性について、ヒト推定最大摂取量と哺乳動物を用いた長期毒性試験の結果から評価した。

LASのヒト推定最大摂取量としては、通常使用条件から推算して、東京都衛生局（1973年）が14.546mg/日、大阪府衛生部（1977年）が9.1mg/日という値を公表している⁸⁾。いずれも成人体重50kgとして体重当りの摂取量に換算すると、それぞれ0.290mg/kg/日、0.18mg/kg/日となる。これらの値は、野菜や果物などの食材を洗浄した場合も加味しており、現時点では実際にヒトが摂取する量は更に小さいものになると考えられるが、ヒト推定最大摂取量との意味合いから、長期間使用時の安全性評価に用いることとする。

一方、ラットを用いた2年間の混餌投与と慢性毒性試験において、最高投与用量である0.5%投与群（摂取量として300mg/kg/日に相当）で何ら影響は認められず、LASの最大無影響量（NOAEL）として300mg/kg/日が得られている⁹⁾。これに、種差の10倍、個体差の10倍をそれぞれ考慮して、ヒトの耐容一日摂取量（TDI）を求めると、3mg/kg/日となる。

推定されるLASのヒト最大摂取量0.290又は0.18mg/kg/日は、いずれもこのTDIを下回っていることから、LASの長期間使用時の安全性は十分確保されているものと判断される。

また変異原性/遺伝毒性¹⁰⁾、発がん性¹¹⁾、催奇形性¹²⁾、繁殖性¹³⁾についても、数多くの研究結果からLASがいずれの毒性ポテンシャルも有さないことが確認されている。さらに健常人男性6名に対して毎食事ごと4か月間にわたってLASを100mg/人/日摂取させた試験においても、血液性状に異常を認めないとの報告もある¹⁴⁾。

LASの生体内運命についても研究されており、皮膚から吸収される量は極くわずかであり、体内に取りこまれた場合も速やかに尿、糞中に排泄されることが各種動物実験によって確認されている¹⁵⁾。

以上の事から、LAS配合製品を日常的に長期間使用したとしても、発がん性、慢性毒性、生殖/発生毒性などを含め、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

誤使用時の安全性

LAS配合製品の誤使用として、誤飲・誤食、使用時に誤って眼にはいる等が想定される。誤飲・誤食の際には比較的多量の製品を1回に飲みこむという暴露形態をとる。この時のリスクについては、動物への単回経口投与毒性試験から得た急性毒性値をもとに推測することができ、LASについてはマウスの半数致死量として1,575～3,400mg/kgという値が確認されている¹⁶⁾。これらの毒性値は、Hodgeらの毒性分類に従うと、「slightly toxic（わずかに毒性あり）」に分類される。誤飲・誤食時の急性毒性影響としては、界面活性剤一般に認められる下痢や嘔吐のような症状は予測さ

れるが、Hodgeらの毒性分類からもわかるようにその毒性影響は軽微であると考えられる。

また、誤って眼に入った場合の刺激性については、ウサギによる眼刺激性試験¹⁷⁾およびLAS自体が腐蝕性の作用を持つ物質ではないことから、生じる眼刺激性は一過性のもので洗い流すことで大事に至らず速やかに回復すると考えられる。

以上の内容を総合的に考え、LASについては通常使用時、誤使用時のいずれの状況下においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

3．LASの生態系リスク評価

水環境中における界面活性剤類の影響を評価する場合に、水利用の観点から、水道水への影響及び魚類など水棲生物への影響を考慮しなければならない。水道水は、当然ながら、健康に影響を及ぼす恐れがなく、また、水道水が有すべき性状を満たしていなければならない。水道水への界面活性剤類の影響としては、「健康に影響を及ぼす恐れ」からでは無く、「水道水が有すべき性状」の観点から「発泡」があげられている。しかしながら、我が国においてここ20年以上もの間、上水道での発泡は事故・過失の例を除いて報告されていないため、界面活性剤類の環境影響評価は実質的に水棲生物への影響を評価することが主体となる。

LASなど洗剤に配合されている界面活性剤類は洗濯や食器洗いなどに使用された後、家庭排水と共に排出されるが、家庭用洗剤に使用されているこれらの界面活性剤類は、これまでの多くの研究によって下水道や家庭用合併式浄化槽での処理において95%以上が除去されることが明らかにされている^{18),19),20)}。日本の下水道普及率は平成11年度末現在60%、下水道普及率と合併処理浄化槽およびコミュニティプラントの普及率を合わせた污水处理施設整備率は69%である。すなわち、生活雑排水の7割近くは排水処理を受けた後、残りは未処理で公共用水域へ排出される。LASを含む排水が環境中に直接放出された場合でも、LASは水中や底質中で生分解されることが確認されている^{21),22),23)}。しかしながら、下水処理施設の普及率や洗剤使用量との関連で市街化区域の河川などでは、一部の環境水系からLASが検出されている。

そこで、水道水原水の水質の現状を点検し、さらに、魚類などの水棲生物が生息する水域について、LASの生態系リスク評価を行なうことにした。この評価では、下記判断基準をもとに対象水域の選定を行なった。

- 1) 洗剤類の流入機会と流入量が多く、生態系への影響が高いと推定される都市周辺の水域。
- 2) 水道水原水の保護と水棲生物の生息環境を保全するうえで、水質を維持することが望ましい水環境。これらの水域では、国が定めた「生活環境の保全に関する水質の環境基準」を基に水質の状況確認が行われている。ここで、生態系リスク評価を行うにあたり、検討段階としては、水質汚濁防止法の類型指定において利水目的に水産がうたわれているAA、A、B、Cの各々を対象と考えた。
- 3) しかし、AAについては、水質汚濁がほとんど発生していないため、環境濃度を調査する対象から除外し、測定点としては上記のAからCの水域とし、さらに、上水道の取水点（水源の状況を点検するため）を含めることとした。

LASの環境濃度の推定

上述した水域を対象の様な調査対象水域の考え方にに基づき、日本石鹼洗剤工業会及び日本界面活性剤工業会では東京近郊と大阪地区のA、B、Cの各水域を含む4河川(多摩川、江戸川、荒川、淀川)の5か所において、1998年～2000年にLASの環境モニタリングを実施している。検出された最大値は80 µg/Lであり、多く(72%)は10 µg/L以下で、50 µg/Lを越えたのは1点(出現率2%)のみであった(図-1)²⁴⁾。これらは高速液体クロマトグラフ法を用いたものであり、わが国で汎用されているメチレンブルー活性物質(MBAS)法などに比べて、微量のLASが精度よく定量されたデータと考えることができる。また、LAS濃度を経年的に調査した最近の環境モニタリングデータは他に公表されていないことから、これらの測定結果をLASの生態系リスク評価に用いることとした。

また、それらの妥当性を検証し、より広範な水域の考察を行なうため、家庭用品に含まれる物質の環境濃度推算モデル²⁵⁾を応用して河川水中濃度を推定した。このモデルは代表的な都市河川の一つである多摩川を対象として設計されているが、当該水域のBODを指標にすると、東京、神奈川、埼玉の都市区域のAAからC水域の約80%をカバーしている。すなわち、このモデルを用いた推算結果は、都市周辺部の水棲生物が生息する水域類型(AA～C)の8割に適用可能と考えられる。推算値は、最大値が是政橋付近での52 µg/L、田園調布堰では実測値が5～24 µg/L、推算値が39 µg/Lであり、5水域で実測された最大値と同等、若しくは、最大値をやや上回るレベルであった。このことは、日本石鹼洗剤工業会及び日本界面活性剤工業会の環境モニタリングデータが都市周辺の比較的汚濁した水域のLAS濃度として用いることが出来ることを示している。

東京都環境局が測定した、公共用水域の陰イオン系界面活性剤濃度の指標としてのメチレンブルー活性物質(MBAS)濃度は80%以上が0.1mg/L(100 µg/L)以下に分布している(図-2)²⁶⁾。MBASとして検出されるのは陰イオン系界面活性剤以外の成分をも含んでいると考えられるが、陰イオン系界面活性剤濃度の概要を知ることができ、この値も生態系リスク評価を考えるための基礎資料となる。なお、MBAS濃度が高い値で検出されている一部の河川では生態影響が懸念される状況にあると解されるが、この点については後述する。

LASの水棲生物影響および生態系リスク評価

LASの水棲生物生態影響データに関しては多数の報告例がある^{20), 27), 28)}。LASの生態系に対する最大許容濃度はオランダの環境庁と同国・石鹼洗剤工業会の共同研究の結果によれば、250 µg/Lである²⁹⁾。また、アメリカ合衆国の石鹼洗剤工業会では、野外河川を用いた現実的条件での検討の結果を基に、NOEC(無影響濃度)は360 µg/L以上としている³⁰⁾。上述の環境濃度の測定結果、多摩川モデルでの推算値並びにMBAS濃度分布からの推察では、LASの環境濃度はいずれもこれらの値を下回るものである。総合的に考察すると、これらの水域において、LASが生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

界面活性剤類の高濃度検出水域に対する考え方

水質汚濁防止法の類域指定がAA～C水域であるにも係わらず高度に汚濁が進行した水域が散見されるが、当評価でこれらの水域の特性から判断して、評価対象区域とはしなかった。

すなわち、各都県から公表されている公共用水域の水質測定結果を基に、陰イオン系界面活性

剤の指標とされているMBASとBODとを対比させると相関性がみられ、両者の環境水系への排出源(発生源)が共通であることが示唆される。MBAS濃度がLASの無影響濃度を上回るような濃度で検出されている地点の水質についてBODとNH₄-N濃度との比較で解析すると、いずれの項目においても高い値を示していることが判る(図-3)²⁶⁾。特に、MBASとBODとの相関性が高い。また、BODやMBAS濃度が高い地点では、窒素成分など他の水質指標からも汚濁の進行が裏付けられ、このような汚濁水域での生態影響のリスク発生には幾つかの要因が同時に関与しているものと考えられる。したがってこれらの水域での水棲生物の保全を目指した水質改善には、排水処理施設の普及などBODの要因である有機物や主としてし尿に由来するアンモニア分の削減をも念頭においた総合的な汚濁対策(汚濁要因全体を考慮したリスクマネジメント)を実施する必要がある。たとえば、下水道や家庭用合併処理浄化槽などが効果的であろう。この様な観点から、高度に汚濁が進行した水域で界面活性剤類のみを評価の対象とする意義は少ないものと判断し、評価対象から除外した。

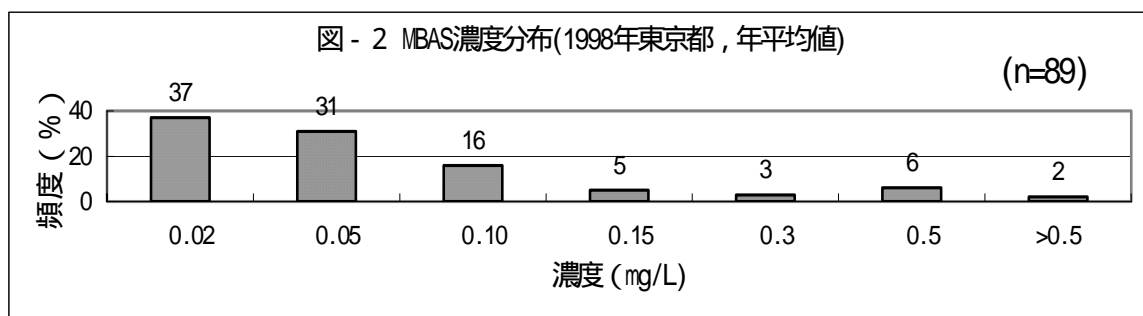
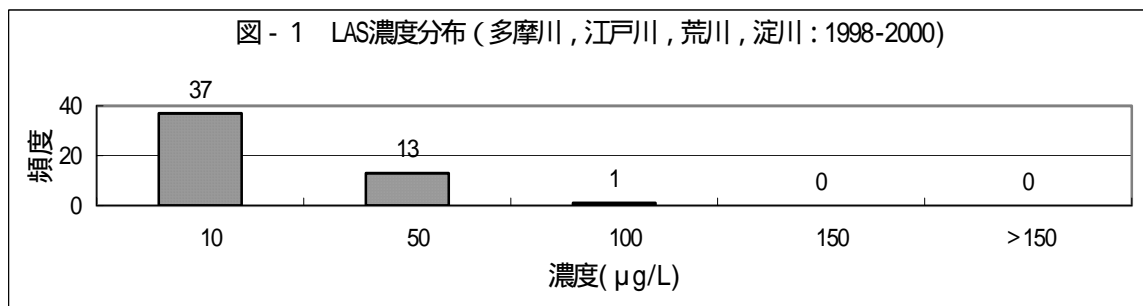
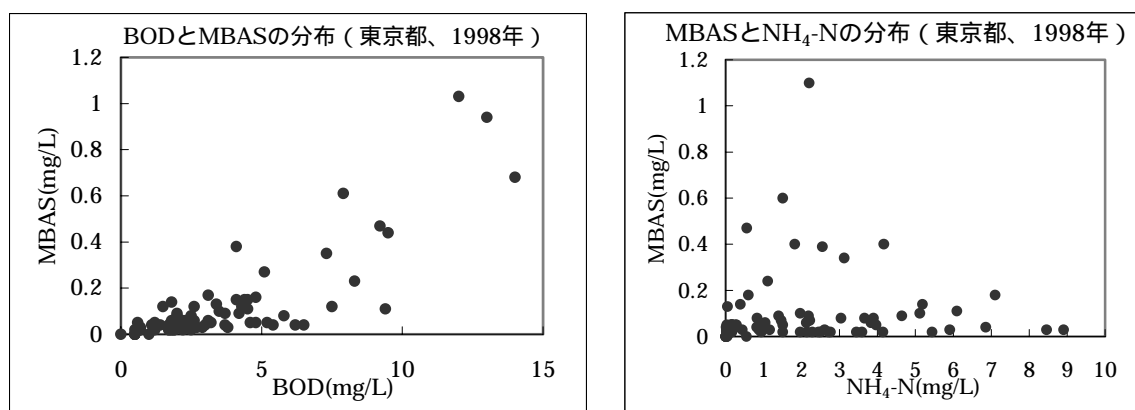


図 - 3 MBASとBODおよびNH₄-N



4. 結論

衣料用洗剤、台所用洗剤中の洗浄成分として汎用されているLASについて、ヒト健康および環境に及ぼす影響についてリスク評価を行った。

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安全性データと、使用形態・使用方法などにもとづくヒト推定暴露経路・暴露量を検討した結果、通常使用時および誤使用時のいずれにおいてもリスクは極めて低いと評価された。特に、長期間使用した場合の体内への継続的摂取について、ヒト推定最大摂取量とヒト耐容一日摂取量を比較したところ、ヒト推定最大摂取量はヒト耐容一日摂取量を下回っていた。

ヒト耐容一日摂取量 3mg/kg/日 > ヒト推定最大摂取量 0.290mg/kg/日又は0.18mg/kg/日

また、変異原性、遺伝毒性、発がん性、催奇形性、繁殖性についても、毒性ポテンシャルは認められていない。

一方、LAS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、下水処理施設で効率的に除去されることが確認された。また、生態影響について、水棲生物毒性データに基づく推定無影響濃度と、環境濃度を比較したところ、環境濃度は推定無影響濃度を下回っており、現在の使用状況においてLASが生態系に影響を与えるリスクは極めて低いと考えられた。

水棲生物への最大許容濃度 250 µg/L以上 > 環境濃度 (最大値) 80 µg/L

以上のことから、通常想定される使用条件下でLASがヒト健康及び生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低く、安全に使用できる洗浄剤成分であると考えられる。

引用文献

- 1) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年)
- 2) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.63 ~ p.64
- 3) Procter & Gamble unpublished data (未公表データ, 国連IPCS環境保健クライテリア 採用データ)
- 4) 鈴木加余子他 (藤田保健衛生大学医学部皮膚科学教室) (1999年4月) アトピー性皮膚炎患者における衣類残留洗剤の刺激性の検討 皮膚 第41巻 第2号 130-135
- 5) ライオン 未公表データ
- 6) 化学物質の安全性評価-国連IPCS環境保健クライテリア抄訳-第3集 (化学工業日報社 1998) p.204
- 7) IPCS ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA PRELIMINARY DRAFT LINEAR ALKYL BENZENE SULFONATE(LAS) AND RELATED COMPOUNDS (NATIONAL INSTITUTE OF HYGIENIC SCIENCES, JAPAN 1992) p.1-93
- 8) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.67
- 9) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.25 ~ p.30
- 10) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.30 ~ p.35
- 11) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.57 ~ p.63
- 12) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.35 ~ p.48
- 13) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.49
- 14) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.28
- 15) 界面活性剤の安全性および生分解性に関するデータシート集 (第4集) (1988年) p.75 ~ 79
- 16) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.21
- 17) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.64
- 18) 環境年報 Vol.21 (1995年度版) p.7,11
- 19) Prats, D et. al (1997) Removal of anionic and nonionic surfactants in a wastewater treatment plant with anaerobic digestion. A comparative study, WAT. RES., 31 (8) 1925-1930
- 20) 化学物質の安全性評価-国連IPCS環境保健クライテリア抄訳-第3集 (化学工業日報社 1998) p.201
- 21) 高月峰夫他 (化学品検査協会) (1985) OECD化学品テストガイドラインの4試験法によるLASの生分解性 油化学 34 (2) 131-136
- 22) 界面活性剤の安全性および生分解性に関するデータシート集 (第6集) (1990年) p.55
- 23) Larson, R. J. et. al (July 1993) Kinetic and Practical Significance of Biodegradation of Linear Alkylbenzene Sulfonate in the Environment, JAOCS, 70 (7) 645-657
- 24) 環境年報 Vol.22 (1996 ~ 1997年度版) p.5
- 25) Yamamoto, A., C.E. Cowan, D.C. McAvoy and E. Namkung, 1997. Aquatic Fate Assessment for Consumer Product Ingredients in Japan, 環境科学会誌 10(2), 129-139
- 26) 平成11年度 公共用水域及び地下水の水質測定結果 (東京都環境局, 2000年8月)
- 27) 環境年報 Vol.22 (1996 ~ 1997年度版) p.6
- 28) ECETOC Technical Report No.56 Aquatic Toxicity Data Evaluation Appendix C : The Database, December 1993 p.12-14
- 29) Environmental Risk Assessment of Detergent Chemicals (Proceeding of the A.I.S.E./CESIO Limelette Workshop, 1995年11月)
- 30) LINEAR ALKYL BENZENE SULFONATE (直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸塩): LAS モノグラフ (The Soap and Detergent Association, 1996年)

**直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (C10-14) の
ハザードデータシート**

物質名	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (C10-14) Linear alkylbenzene sulfonate (C10-14)	略 称	LASまたは DBS
		PRTR番号	第1種 24
構 造	$\text{CH}_3-(\text{CH}_2)_n-\text{CH}_2-(\text{CH}_2)_m-\text{CH}_2$  <p style="text-align: center;"> $n=5 \sim 11$ $m=0 \sim 4$ $n+m=7 \sim 11$ </p>	CAS番号	25155-30-0, 26264-06-2, 68081-81-2, 2627-06-7, 27636-75-5, 26248-24-8, 28348-61-0, 28348-62-1, 27177-79-3
		化審法番号	(3)-1906
項 目	データ		
ヒト健康影響評価	急性毒性	1)	
	慢性毒性 / 亜急性毒性	2)	
	皮膚刺激性	3)	
	<p>マウス 経口投与LD₅₀値：1,575～3,400mg/kg 皮下注射LD₅₀値：1,250～1,550mg/kg 静脈注射LD₅₀値：98～298mg/kg ラット、ハムスター、ウサギについてもほぼ同様の値 LD₅₀：半数致死量</p>		
	<p>ラット 経口投与：以下のいずれの試験条件においても何ら異常は認められなかった。 ・飲水投与；100 mg/L (100週間) ・飲水投与；0.01、0.05、0.1% (2年間) ・混餌投与；0.02、0.1、0.5% (2年間) (0.5%は300mg/kg/日に相当) ・混餌投与；0.04、0.16、0.60% (30ヵ月) 経皮投与： ・C₁₀₋₁₃LAS-Mg (0.5、1.0、5.0%^ホリフレグ^リリコール溶液) 背部塗布 0.1mL/匹/日 (6ヵ月) 飼料効率、尿、血液、生化学所見、臓器重量変化なし 0.5%投与群雄において若干の体重抑制 ・LAS (19.7wt%液) 背部塗布 0.005、0.025、0.125mL/匹/日 (3回/週×24ヵ月) 投与部位の皮膚病変を除き異常なし</p> <p>サル 以下のいずれの試験条件においても、嘔吐および下痢が認められたが病理学的検査、血液学的検査、尿検査、眼科学的検査において異常は認められなかった。 ・経口投与：30、150、300mg/kg (28日間) ・皮下注射：0.1、0.5、1.0ml/kg (28日間)</p>		
	<p>ラット ・20%および30%水溶液を1回/日、15日間連続塗布 紅斑、浮腫、痂皮</p> <p>モルモット ・1%液塗布 皮膚反応なし ・10%液塗布 皮膚反応あり</p>		

ヒト健康影響評価	眼刺激性	ウサギ ・0.01%点眼 眼刺激性なし ・24時間以上持続する炎症反応の閾値は0.1%	4)
	感作性	Maximization法（未公表データ） LAS-Na 陰性 （感作：皮内注射；0.05%、閉塞貼付；2%、惹起：閉塞貼付；0.01、0.05、0.1、0.5%） 実験動物においてLASの感作性ポテンシャルが陰性であることを示した公表データはない。ただし、一般的にヒトにおいて感作性を生じない物質であると認識されている。	5) 6) 7)
	変異原性 / 遺伝毒性	Rec-assay 下記のいずれの試験系においても陰性であることを確認。 検体適用条件：LAS 100、1,000 mg/L 使用菌株： <i>B. subtilis</i> H17(Rec ⁺)およびM45(Rec ⁻) 検体適用条件：C ₁₀₋₁₄ LAS 2、10、40、200、800 μg/disc 使用菌株： <i>B. subtilis</i> H17(Rec ⁺)およびM45(Rec ⁻) Ames test 下記のいずれの試験系においても陰性であることを確認。 検体適用条件：100、1,000、10,000 mg/L 試験菌株： <i>S. typhimurium</i> TA1535、1536、1537、1538 <i>E. coli</i> WP2B/r(try ⁻ およびtry ⁻ hcr ⁻) 検体適用条件：10、25、100、200 μg/plate 試験菌株： <i>S. typhimurium</i> および <i>E. coli</i> 代謝活性化：あり・なし両方を実施 検体適用条件：0.2～4.0mg/plate 試験菌株： <i>S. typhimurium</i> および <i>E. coli</i> 代謝活性化：あり・なし両方を実施	8)
	変異原性 / 遺伝毒性	宿主経路変異原性検出法 下記の試験系において陰性であることを確認。 検体適用条件：LAS（1%溶液）0.1mL筋肉内注射後、下記試験菌株を腹腔内投与 試験菌株： <i>S. typhimurium</i> TA1535、1537 宿主動物：マウスddY系 哺乳動物細胞を用いたin vitro染色体異常試験 下記の試験において最高用量（50 μg/mL）では細胞毒性を認めたものの、染色体異常誘発能は陰性であることを確認。 検体適用条件：C ₁₀₋₁₄ LAS 0.5、1、5、10、20、50 μg/mL 細胞系： <i>ハムスター胎児培養細胞</i>	8)

ヒト健康影響評価	変異原性 / 遺伝毒性	<p>哺乳動物細胞を用いたin vivo染色体異常試験 下記のいずれの試験系においても陰性であることを確認。 試験動物：マウス（ICR系）およびラット（Wister系、SD系） 試験方法：0.9%配合飼料を9ヵ月間投与後、大腿骨骨髓細胞を採取し染色体異常の有無を確認 試験動物：ラット 試験方法：1.13%配合飼料を90日間投与後、骨髓細胞を採取し染色体異常の有無を確認</p> <p>優性致死試験 下記の試験系において陰性であることを確認。 試験動物：マウス 試験方法：雄のみ0.6%配合飼料を9ヵ月間投与。その後、雌2匹と交配し妊娠13日目に雌マウスを屠殺。黄体数、着床数、胚死亡、生存胎児について検査</p>	8)
	発がん性	<p>マウス ・C₁₂LAS 1mg/0.2mL/匹（2回/週×80週 皮下注射）：陰性</p> <p>ラット 下記のいずれの試験系においても陰性であることを確認。 ・飲水投与：0.01%（100週間） ・混餌投与；0.02、0.1、0.5%（2年間）（0.5%は300mg/kg/日に相当） ・混餌投与；0.04、0.16、0.60%（30ヵ月） ・皮膚塗布：LAS（19.7wt%）0.005、0.025、0.125mL/匹（3回/週）</p>	9)
	催奇形性	<p>経口投与： ICR/JCL、CD-1系マウスを用いた研究の共通所見として、 ・300mg/kg/日以上 母体体重増加抑制、妊娠率低下 ・いずれの用量においても胎児奇形発生率について対照群との間に統計学的に有意な差を認めず</p> <p>皮膚塗布： ・妊娠ラット背部に0.05、0.1、0.5%濃度のLAS溶液（1、2、10mg/kg/日に相当）を0.5mL/匹塗布 陰性 ・妊娠マウス背部に0.03、0.3、3.0%濃度のLAS溶液塗布 妊娠率低下（3.0%）、生存胎児体重減少（3.0、0.3%） 子宮内胎児死亡率は対照群と統計学的有意差なし</p> <p>皮下投与： ・妊娠マウスに0.4、2、10および50mg/kg投与 陰性</p>	10)
	繁殖性	<p>ラット2世代試験：0.01%飲水投与 陰性 ラット3世代試験：0.02、0.1、0.5%混餌投与 陰性</p>	11)
	ヒトへの影響	<p>経口摂取による影響：健常人（男性）6名 100mg/人/dayを毎食事ごとに分けて4ヵ月間投与 血中ヘモグロビン量、白血球数、赤血球数に変化なし</p>	12)
		<p>ヒト皮膚刺激性：アトピー性皮膚炎患者におけるパッチテスト LAS 水溶液（2、10、20、100、200、1000 mg/L）を、フィンチャンバーを用いてアトピー性皮膚炎患者の背部に48時間クロードパッチ パッチ除去後1時間、24時間の時点で観察 20～1000 mg/Lの各濃度で各1例、10 mg/Lにおいて2例の紅斑（±）を確認</p>	13)

ヒト健康影響評価 生体内運命 摂取量	<p>ヒト皮膚刺激性：ヒト繰返しパッチテスト 0.05%および0.2%水溶液を繰返しパッチ 軽度から中程度の刺激</p> <p>ヒト皮膚感作性：被験者86名 0.1%水溶液適用 陽性反応を認めず 血中ヘモグロビン量、白血球数、赤血球数に変化なし</p>	14)
	<p>経皮投与時の代謝 ・¹⁴C-LAS 3mmol水溶液0.2mlをラット皮膚に15分間塗布 排泄物（尿、糞、呼気）中¹⁴Cは検出限界（0.1 μg/cm²/24hr）以下 経皮吸収は認められない ・[³⁵S] C₁₂LASをラット、モルモット皮膚に塗布 モルモット：投与量の約0.1%が尿中に排泄。臓器蓄積量は極わずか （ラットの1/5量）。</p> <p>経口投与時の代謝 ・[³⁵S] C₁₁₋₁₃LASをラットに経口投与（3、6、40、250mg/kg） 3日後までの排泄量： 尿中40～58%，糞中39～56%，生体残留量0.1%以下 （未代謝LASは尿、胆汁中において未検出、糞中のみ19%） ・¹⁴C-LASを赤毛ザルに経口投与： 30mg/kg 1回投与 24hr以内に尿中に大部分排泄 30,150,300mg/kg 1回投与 投与4hr目の血漿中濃度； 34,41,36 μg/mL 30mg/kg 7日間投与 血漿中および臓器へのLAS蓄積を認めず ・¹⁴C-LASをラットに経口投与 24時間後排泄量：LAS-Na塩 91.5%，LAS-Ca塩 89.0% 48時間後排泄量：LAS-Na塩 99.4%，LAS-Ca塩 95.6% 投与後7日目までにいずれもほぼ100%排泄された。</p>	15)
	<p>ヒトにおける一日の推定最大摂取量 ・14.546mg/日（東京都衛生局） ・9.1 mg/日（大阪府衛生部）</p>	16)

生態系影響評価	環境運命	分解性																																				
		1) 好氣的条件下	17)																																			
		易分解性 (OECD試験法)	18)																																			
		<table border="1"> <thead> <tr> <th>試験方法</th> <th>修正 AFNOR 試験</th> <th>修正 sturm 試験</th> <th>Closed Bottle 試験</th> <th>修正 OECD スクリーニング 試験</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>DOC 分析による分解度</td> <td>83%</td> <td>低濃度区 62% 高濃度区 59%</td> <td>-</td> <td>94%</td> </tr> <tr> <td>BOD 値による分解度</td> <td>-</td> <td>-</td> <td>73%</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>生成した CO₂ 測定による分解度</td> <td>-</td> <td>低濃度区 77% 高濃度区 65%</td> <td>-</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>HPLC 分析による分解度</td> <td>100%</td> <td>低濃度区 100% 高濃度区 100%</td> <td>100%</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>メソプルー法による分解度</td> <td>100%</td> <td>低濃度区 99% 高濃度区 100%</td> <td>100%</td> <td>99%</td> </tr> <tr> <td>基準物質の分解度</td> <td>アクリン 99% グルコース 98%</td> <td>86%</td> <td>96%</td> <td>100%</td> </tr> </tbody> </table>	試験方法	修正 AFNOR 試験	修正 sturm 試験	Closed Bottle 試験	修正 OECD スクリーニング 試験	DOC 分析による分解度	83%	低濃度区 62% 高濃度区 59%	-	94%	BOD 値による分解度	-	-	73%	-	生成した CO ₂ 測定による分解度	-	低濃度区 77% 高濃度区 65%	-	-	HPLC 分析による分解度	100%	低濃度区 100% 高濃度区 100%	100%	100%	メソプルー法による分解度	100%	低濃度区 99% 高濃度区 100%	100%	99%	基準物質の分解度	アクリン 99% グルコース 98%	86%	96%	100%	
		試験方法	修正 AFNOR 試験	修正 sturm 試験	Closed Bottle 試験	修正 OECD スクリーニング 試験																																
		DOC 分析による分解度	83%	低濃度区 62% 高濃度区 59%	-	94%																																
		BOD 値による分解度	-	-	73%	-																																
		生成した CO ₂ 測定による分解度	-	低濃度区 77% 高濃度区 65%	-	-																																
		HPLC 分析による分解度	100%	低濃度区 100% 高濃度区 100%	100%	100%																																
		メソプルー法による分解度	100%	低濃度区 99% 高濃度区 100%	100%	99%																																
基準物質の分解度	アクリン 99% グルコース 98%	86%	96%	100%																																		
2) 嫌氣的条件下																																						
嫌氣性消化汚泥中においては難分解性。ただし一定期間の好氣的条件暴露後に嫌氣的条件下で培養した場合には、好氣性汚泥中で見られる場合と同程度の速さで無機化される。																																						
アルキル鎖長 C ₁₀ ~ C ₁₄ の LAS 同族体の平均半減期比較 ;																																						
嫌氣的条件下における平均半減期 2.5日																																						
好氣的条件下における平均半減期 1.8日																																						
3) 自然の水環境下	19)																																					
河川水中および底質中での LAS の分解速度はほぼ同程度																																						
河川水中 : アルキル鎖長 C ₁₀ ~ C ₁₄ の LAS 同族体の半減期 21 ~ 31 時間 (平均 24 時間)																																						
底質中 : アルキル鎖長 C ₁₀ ~ C ₁₄ の LAS 同族体の半減期 19 ~ 23 時間 (平均 20 時間)																																						
DOC : 溶存有機炭素濃度																																						
BOD : 生物化学的酸素消費量																																						

生態系影響評価	環境運命	被処理性 1) 下水処理によるLAS除去率 ・ 米国50か所の下水処理場モニタリングデータ : 活性汚泥法 99.3% 酸化池 98% ラグーン 98.5% 回転円盤法 96% 散水ろ床法 77% ・ 下水処理施設における活性剤除去率 (参考文献20 p.1926 表1を改変)	20)																																
		<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="text-align: center;">処理法</th> <th style="text-align: center;">国</th> <th style="text-align: center;">除去率(%)</th> <th style="text-align: center;">報告者</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>活性汚泥法</td> <td style="text-align: center;">米国</td> <td style="text-align: center;">99</td> <td>Sedlak and Booman (1986)</td> </tr> <tr> <td>活性汚泥法</td> <td style="text-align: center;">米国</td> <td style="text-align: center;">98</td> <td>De Henau et al. (1986)</td> </tr> <tr> <td>活性汚泥法</td> <td style="text-align: center;">西独</td> <td style="text-align: center;">98</td> <td>Matthijs and De Henau (1987)</td> </tr> <tr> <td>散水ろ床法</td> <td style="text-align: center;">西独</td> <td style="text-align: center;">91</td> <td>Matthijs and De Henau (1987)</td> </tr> <tr> <td>活性汚泥法</td> <td style="text-align: center;">スイス</td> <td style="text-align: center;">99.5</td> <td>Giger et al. (1987)</td> </tr> <tr> <td>活性汚泥法</td> <td style="text-align: center;">スペイン</td> <td style="text-align: center;">98</td> <td>Berna et al. (1989)</td> </tr> <tr> <td>活性汚泥法</td> <td style="text-align: center;">イタリア</td> <td style="text-align: center;">98-99</td> <td>Romano and Ranzani.(1992)</td> </tr> </tbody> </table>	処理法	国	除去率(%)	報告者	活性汚泥法	米国	99	Sedlak and Booman (1986)	活性汚泥法	米国	98	De Henau et al. (1986)	活性汚泥法	西独	98	Matthijs and De Henau (1987)	散水ろ床法	西独	91	Matthijs and De Henau (1987)	活性汚泥法	スイス	99.5	Giger et al. (1987)	活性汚泥法	スペイン	98	Berna et al. (1989)	活性汚泥法	イタリア	98-99	Romano and Ranzani.(1992)	21)
		処理法	国	除去率(%)	報告者																														
活性汚泥法	米国	99	Sedlak and Booman (1986)																																
活性汚泥法	米国	98	De Henau et al. (1986)																																
活性汚泥法	西独	98	Matthijs and De Henau (1987)																																
散水ろ床法	西独	91	Matthijs and De Henau (1987)																																
活性汚泥法	スイス	99.5	Giger et al. (1987)																																
活性汚泥法	スペイン	98	Berna et al. (1989)																																
活性汚泥法	イタリア	98-99	Romano and Ranzani.(1992)																																
2) 下水処理時の汚泥への吸着 ・ 下水の一次処理：LASの約25%が汚泥に吸着 廃棄汚泥と共に除去（半減期10日間） ・ 土壌への汚泥施用後：LASの90%が3ヵ月以内に分解 （半減期5～30日間）	22)																																		

多摩川田園調布堰の河川水および底質中LAS濃度

23)

調査実施時期	河川水中 LAS 濃度 mg/L	底質中 LAS 濃度 $\mu\text{g/g}$
1994年9月	0.066	0.332
1994年12月	0.142	3.38
1995年3月	0.070	5.07
1995年6月	0.089	3.71
1995年9月	0.033	2.19
1995年12月	0.126	3.47
1996年3月	0.133	6.39
1996年6月	0.133	3.29
1998年6月	0.011	
1998年10月	0.011	
1998年12月	0.014	
1999年3月	0.024	
1999年6月	0.005	
1999年9月	0.010	
1999年12月	0.012	
2000年3月	0.010	
2000年6月	0.006	
2000年9月	0.005	

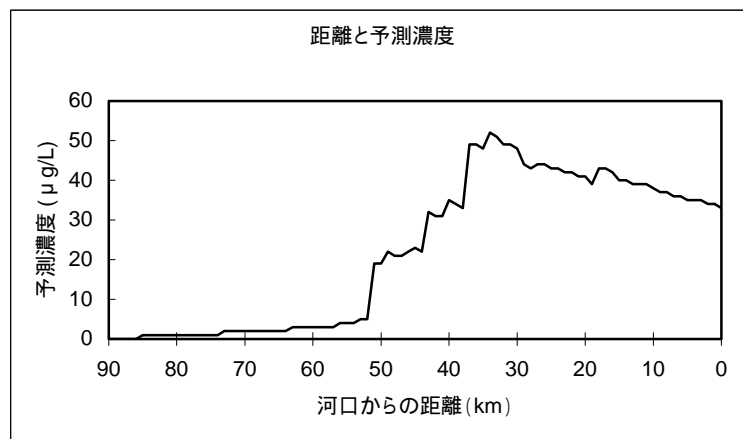
1997年 : 調査実施せず
 1998年～2000年 : 河川水中LAS濃度のみ調査

環境濃度推定モデル

・多摩川モデルによる計算結果

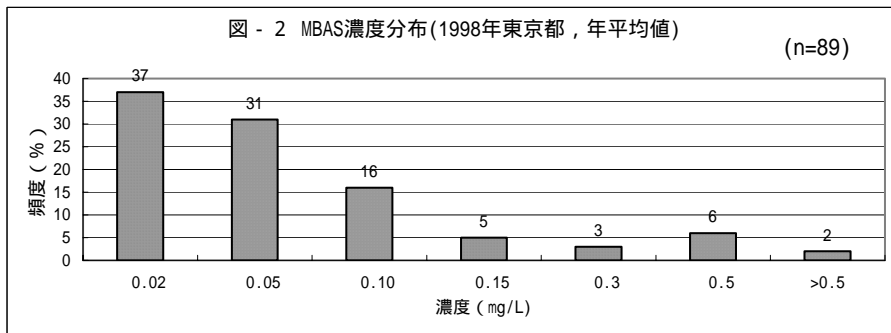
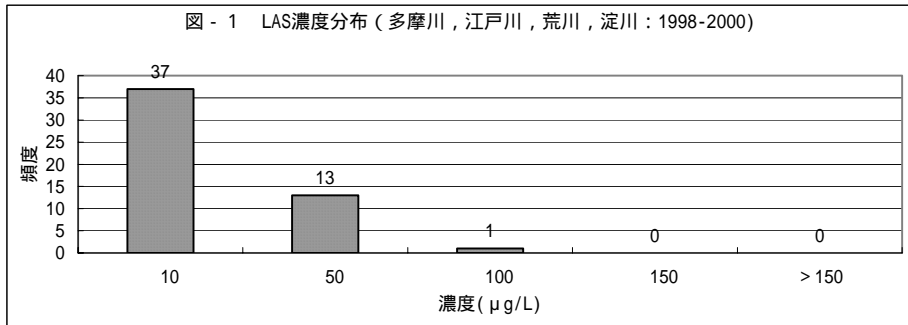
24)

地点	河口からの距離	予測濃度	実測値(1998-2000年)
羽村堰	55 km	4 $\mu\text{g/L}$	ND - 6 (平均 3.2 $\mu\text{g/L}$)
田園調布堰	13 km	39 $\mu\text{g/L}$	5-24 (平均 12.1 $\mu\text{g/L}$)
是政橋付近(max)	32 km	52 $\mu\text{g/L}$	-



公共用水域の水質測定結果

25)



平成11年度 東京都環境局

MBAS : メチレンブルー活性物質

		水棲生物毒性		26)	
		生物種	試験期間		エンドポイント
生態系 影響評価	生態 毒性	オシロイ	21 日	親シロイの生存、初回産仔までの日数、産仔数	NOEC : 0.107mg/L
		アユ	16~20 日	受精卵の発生・孵化	NOEC : 0.741mg/L
			48 時間	仔魚の生存	LC ₅₀ : 1.59mg/L*
			96 時間	稚魚の生存	LC ₅₀ : 1.09mg/L*
			28 日	生存、成長、解剖所見、血液学的検査、病理学的検査	NOEC : 0.251mg/L
		ミナミヌエビ	96 時間	生存	LC ₅₀ : 27.9mg/L* NOEC : 4.0mg/L*
			96 時間	生存	LC ₅₀ : 6.48mg/L* NOEC : 2.0mg/L*
		クルマエビ	30 時間	受精卵に対する影響(孵化数)	NOEC : 0.1mg/L*
			42 時間	ノープリウス幼生: 生存、遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 0.821mg/L* NOEC : 0.3mg/L*
			48 時間	ゾエア1期: 生存、遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 0.328mg/L* NOEC : 0.2mg/L*
			48 時間	ゾエア2期: 生存、遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 0.560mg/L* NOEC : 0.2mg/L*
			24 時間	ゾエア3期: 生存、遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 1.78mg/L* NOEC : 0.8mg/L*
			96 時間	ミス: 生存、遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 0.960mg/L* NOEC : 0.6mg/L*
			96 時間	ポストラバ(1日齢): 生存、遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 1.43mg/L* NOEC : 0.8mg/L*
			96 時間	ポストラバ(14日齢): 生存、 遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 1.80mg/L* NOEC : 0.8mg/L*
			96 時間	ポストラバ(45日齢): 生存、 遊泳阻害、成長阻害	LC ₅₀ : 6.24mg/L* NOEC : 1.5mg/L*

* : 設定暴露濃度に基づき算出した影響濃度

NOEC : 無影響濃度
LC₅₀ : 半数致死濃度(水棲生物急性毒性試験結果)

7) 鎖長	生物種/試験系		試験期間	試験項目	EC ₅₀ (mg/L)
C10-C16	<i>P.promeals</i>	魚類	96 時間	急性毒性	0.86
C10-C16	<i>C.auratus</i>	魚類	96 時間	急性毒性	6.17
C10	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	29.55
C11	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	21.15
C11.2	<i>P.promeals</i>	魚類	96 時間	急性毒性	4.1
C11.8	<i>S.capricornutum</i>	藻	96 時間	生長阻害	29.00
C11.8	<i>M.aeruginosa</i>	藻	96 時間	生長阻害	0.90
C11.8	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	5.60
C11.8	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	2.70
C11.8	<i>D.magna</i>	ミヅコ	21 日間	繁殖	1.67
C12	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	6.84
C12	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	5.88
C12	<i>D.pulex</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	8.62
C13	<i>S.capricornutum</i>	藻	96 時間	生長阻害	120.00
C13	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	2.63
C13	<i>D.magna</i>	ミヅコ	96 時間	急性遊泳阻害	2.19
C13	<i>D.magna</i>	ミヅコ	21 日間	繁殖	1.11
C14	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	0.68
C16	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	0.11
C18	<i>D.magna</i>	ミヅコ	48 時間	急性遊泳阻害	0.12

ECETOC : European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals
(欧州化学物質生態毒性及び毒性センター)

EC₅₀ : 50%影響(致死)濃度(藻類生長阻害/繁殖試験および水棲生物急性試験結果)

生物濃縮

- ・ LASの魚体全体における濃縮係数 : 100 ~ 300
(¹⁴C-LASと¹⁴C-代謝産物の合計)
- ・ 魚類における取りこみ分布 :
鰓(取りこみ) 代謝 肝および胆嚢に分布 排泄
LASは速やかに排泄され、生物濃縮されるという証拠はない。

水棲生物影響

- ・ 生態系に対する最大許容濃度 : 250 µg/L
- ・ NOEC (無影響濃度) : 360 µg/L以上

生態系影響評価

生態毒性

27)

22)

28)

29)

用語	DOC	: 溶存有機炭素濃度
	BOD	: 生物化学的酸素消費量
	MBAS	: メチレンブルー活性物質
	NOEC	: 無影響濃度
	LD ₅₀	: 半数致死量
	LC ₅₀	: 半数致死濃度
	EC ₅₀	: 50%影響濃度

引用文献

- 1) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p.21
- 2) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.25 ~ p.30
- 3) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.63 ~ p.64
- 4) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.64
- 5) ライオン 未公表データ
- 6) 化学物質の安全性評価-国連IPCS環境保健クライテリア抄訳-第3集 (化学工業日報社 1998) p.204
- 7) IPCS ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA PRELIMINARY DRAFT LINEAR ALKYL BENZENE SULFONATE(LAS) AND RELATED COMPOUNDS (NATIONAL INSTITUTE OF HYGIENIC SCIENCES, JAPAN 1992) p.1-93
- 8) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.30 ~ p.35
- 9) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.57 ~ p.63
- 10) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.35 ~ p.48
- 11) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.49
- 12) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.28
- 13) 鈴木加余子他 (藤田保健衛生大学医学部皮膚科学教室) (1999年4月) アトピー性皮膚炎患者における衣類残留洗剤の刺激性の検討 皮膚 第41巻 第2号 130-135
- 14) Procter & Gamble unpublished data (未公表データ, 国連IPCS環境保健クライテリア 採用データ)
- 15) 界面活性剤の安全性および生分解性に関するデータシート集 (第4集) (1988年) p.75 ~ 79
- 16) 洗剤の毒性とその評価 (同上) p.67
- 17) 高月峰夫他 (化学品検査協会) (1985) OECD化学品テストガイドラインの4試験法によるLASの生分解性 油化学 34 (2) 131-136
- 18) 界面活性剤の安全性および生分解性に関するデータシート集 (第6集) (1990年) p.55
- 19) Larson, R. J. et. al (July 1993) Kinetic and Practical Significance of Biodegradation of Linear Alkylbenzene Sulfonate in the Environment, JAOCS, 70 (7) 645-657
- 20) 環境年報 Vol.21 (1995年度版) p.7,11
- 21) Prats, D et. al (1997) Removal of anionic and nonionic surfactants in a wastewater treatment plant with anaerobic digestion. A comparative study, WAT. RES., 31 (8) 1925-1930
- 22) 化学物質の安全性評価-国連IPCS環境保健クライテリア抄訳-第3集 (化学工業日報社 1998) p.201
- 23) 環境年報 Vol.22 (1996 ~ 1997年度版) p.5
- 24) Yamamoto, A., C.E. Cowan, D.C. McAvoy and E. Namkung, 1997. Aquatic Fate Assessment for Consumer Product Ingredients in Japan, 環境科学会誌 10(2), 129-139
- 25) 平成11年度 公共用水域及び地下水の水質測定結果 (東京都環境局, 2000年8月)
- 26) 環境年報 Vol.22 (1996 ~ 1997年度版) p.6
- 27) ECETOC Technical Report No.56 Aquatic Toxicity Data Evaluation Appendix C : The Database, December 1993 p.12-14
- 28) Environmental Risk Assessment of Detergent Chemicals (Proceeding of the A.I.S.E./CESIO Limelette Workshop, 1995年11月)
- 29) LINEAR ALKYL BENZENE SULFONATE (直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸塩): LAS モノグラフ (The Soap and Detergent Association, 1996年)

ポリ(オキシエチレン) = アルキルエーテル(C12-15)の ヒト健康影響および環境影響に関するリスク評価

1. はじめに 1
2. AE のヒト健康リスク評価 1
3. AE の生態系リスク評価 2
4. 結 論 3
引用文献 5
ハザードデータシート及び引用文献 7

1. はじめに

ポリ(オキシエチレン) = アルキルエーテル(あるいはアルコールエトキシレート、AEと略する)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性能が良好であるために、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、家庭用洗剤のコンパクト化が進行する中で需要が高まったことなどにより、その使用量は増加する傾向にある。

1983年、厚生省環境衛生局食品化学課(当時)が中心になって各種の界面活性剤に関して、ヒト健康に関する安全性データの調査が行われ、AEについてもヒト健康影響が評価された¹⁾。また、1994年には米国石鹼洗剤工業会が、AEの環境とヒト安全性に関する総説²⁾を発表し、2000年には日本水環境学会が水環境影響に関する総説³⁾を発表している。その間も、AEのヒト健康や環境影響にかかわる研究報告が数多く行われている。これらから判断すると、通常想定される使用条件下において、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、安全に使用できる洗浄成分と考えられる。

2. AEのヒト健康リスク評価

AEは、家庭用途では一般に衣料用洗浄剤などに多く用いられ、一部が台所用洗浄剤にも使用されている。AEのヒト健康リスク評価は、製品形態および使用方法などから、以下の三点について行った。

通常使用時における皮膚に対する安全性

長期間使用時における体内への継続的摂取に対する安全性

誤使用時の安全性

通常使用時における皮膚に対する安全性

ウサギを用いた皮膚刺激性試験では、AEを未希釈で塗布した場合には、強い刺激性が認められるが、低濃度(1%以下)では皮膚反応が生じないか、あるいは軽度な反応しか認められない^{4,5)}。また、感作性は、モルモット皮膚感作性試験で調べられ、陰性であることが確認されている^{6,7)}。

ヒトにおいては、AE 20%配合クリーム⁸⁾の繰り返し貼付試験によって、軽度な刺激性が認められた^{8,9)}。また、感作性は認められなかった⁹⁾。

AE配合の製品は、実際には水で希釈して使用されるため、AEの皮膚曝露濃度は、上記試験条件よりも低くなる。また、実際の使用時間は短く、さらに暴露後には洗い流す使用形態であることを考慮すると、通常使用条件下においてAEによる皮膚への悪影響が生じる可能性は低く、仮に皮膚刺激が生じた場合でもその程度はごく弱いものと考えられる。

以上のことから、通常想定される使用条件下において、AEのヒト皮膚に対する刺激性と感作性のリスクは極めて低いものと考えられる。

長期間使用時における体内への継続的摂取に対する安全性

AEは衣料用洗浄剤や台所用洗浄剤に使用されることから、これらの洗剤を使用する過程でヒトがAEを摂取する可能性としては、経皮吸収、洗浄した野菜、果物および食器経由の経口摂取、飲料水からの摂取があげられる。そこで、通常使用条件下における長期間使用時の安全性は、ヒト推定最大摂取量と哺乳動物を用いた長期毒性試験の結果から評価した。

厚生省(当時)は、AEのヒト推定最大摂取量は0.476mg/人/日であり、成人体重50kgとして体重当たりの摂取量に換算すると、0.00952mg/kg/日としている¹⁰⁾。

一方、同じく厚生省(当時)は、[玉置1]動物試験での最大無作用量を600mg/kg/日としている¹¹⁾。これに、種差の10倍と個体差の10倍をそれぞれ考慮して、ヒトの耐容一日摂取量(TDI)を求めると、6mg/kg/日となる。

推定されるAEのヒト最大摂取量0.00952mg/kg/日は、このTDIを下回っていることから、AEの長期使用時の安全性は、十分に確保されているものと判断される。

また、変異原性、遺伝毒性、催奇形性、繁殖性についても、ハザードデータシートに記載したデータを始めとして、数多くの研究結果からAEがいずれの毒性ポテンシャルも有さないことが確認されている¹²⁻¹⁵⁾。生体内運命についても、皮膚からの吸収量は僅かであり、体内に取り込まれた場合にも尿や糞便中に排泄されることが動物実験などで確かめられている^{16,17)}。

以上のことから、AE配合製品を日常的に長期間使用した場合においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

誤使用時の安全性

AE配合製品の誤使用としては、誤飲や使用時に誤って眼に入ることなどが想定される。

誤飲の際には、比較的多量の製品を1回に飲み込むことになる。この時のリスクについては、動物への単回経口投与試験から得た半数致死濃度をもとに推測することができる。AEのラット経口LD₅₀値は544～>2600mg/kgと報告されている^{18,19)}。これらの毒性値は、Hodgeらによる毒性分類²⁰⁾に従うと、「slightly toxic(わずかに毒性あり)」に分類される。誤飲時の急性毒性影響としては、界面活性剤一般に認められる下痢や嘔吐のような症状は予想されるが、この毒性分類からもわかるようにその毒性影響は軽微であると考えられる。

また、誤って眼に入った場合の刺激性については、ウサギの眼刺激性試験データにより原液では強い刺激性を生じる可能性が高いが^{21,22)}、低濃度(10%以下)でAEが配合されている製品であれば、眼に入った直後に水で十分に洗浄することにより回復すると考えられる。

以上より、AEは通常使用および誤使用のいずれの場合においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

3. AEの生態系リスク評価

AEは、衣料用洗浄剤や台所用洗浄剤などの洗浄成分として一般に用いられているため、そのほとんどが生活雑排水として家庭から排出される。平成11年度末現在のわが国の下水道普及率は60%であり、下水道普及率と合併処理浄化槽およびコミュニティプラントの普及率を合わせると、汚水処理施設整備率は69%になる²³⁾。すなわち、生活雑排水の7割近くは水処理を受けた後に、残りは未処理で公共用水域に排出されているものと考えられる。そこで、AE配合製品の使用形態や生活雑排水の排出経路をふまえて、公共用水域の生態系リスク評価を行った。

AEの環境濃度の推定

AEは、国による化審法の既存化学物質安全点検において、易分解性であることが確かめられて

いる²⁴⁾。また、生分解性が良好であるために、下水処理場の活性汚泥処理などによりAEは99%以上が除去されると報告されている^{25,26)}。従って、全人口の69%から排出される生活雑排水中のAEは、公共用水域に放流される前に効率的に除去されていると考えられる。

一方、公共用水域に直接放出される生活雑排水中のAEについても、河川水中等で速やかに分解されること²⁷⁾に加えて、生活雑排水をあまり含まない水系との合流による希釈により、発生源から離れるほど、水中のAE濃度は低下すると考えられる。

実際に、1999年度より日本石鹼洗剤工業会 / 日本界面活性剤工業会では、環境類型 A ~ C に該当する多摩川、江戸川、荒川および淀川の5地点（環境庁等の代表的モニタリング定点の中から、水産用水基準を満たす水域あるいは水道水源として水域であること等を考慮して選定）を対象にして、分析精度の高いLC/MS法により河川水中AE濃度を定量している²⁸⁾。その結果、淀川・枚方大橋では、調査試料中で最大の12 µg/Lが検出されたが、この地点の他試料およびその他の調査地点からは、5 µg/L未満の極めて低い濃度しか検出されなかった。これに対して、多摩川水系に流れ出る生活排水由来物質の濃度予測モデルを用いて行われたシミュレーション結果²⁹⁾によると、多摩川・羽村堰と田園調布堰の推定濃度はそれぞれ2と14 µg/Lであり、上記の実測値と比較的よく一致していた。

一方、選択性の高い分析法ではないが、コバルトチオシアネート法あるいはGC法を用いて環境水系に存在するAE濃度を測定した調査結果が報告されている。例えば、昭和57年度に環境庁（当時）は、GC法による調査を実施し、水質試料からAEは検出されず、底質の検出濃度は1 mg/kg以下であったことを報告している³⁰⁾。また、平成10年には厚生省（当時）が、上水源と上水についてコバルトチオシアネート法などによる調査結果³¹⁾を報告している。調査対象にした283試料の87%に相当する248試料は定量下限値以下であり、その他の試料は、原水と上水を分けて平均濃度で表すとそれぞれ0.23と0.11mg/Lであった。少数の試料から検出されているが、採用している定量法は選択性が低いためにAE以外の非イオン界面活性剤やポリエチレングリコールなども併せて定量している可能性がある。

1999年度より実施している日本石鹼洗剤工業会 / 日本界面活性剤工業会によるAEの環境濃度調査は、精度の高い定量方法を用いていること、4河川の5地点において年間4回の調査を3年間継続した結果であること、そして濃度予測モデルによるシミュレーションでも裏付けられたことから、最近の水環境中濃度の代表値として使用した。

AEの水棲生物影響および生態系リスク評価

AEについては、生態系を構成する多様な生物種を用いて、短期から長期間の影響試験が数多く行われている。それらのデータを、オランダ環境省と石鹼洗剤工業会が共同で評価を行い、水棲生物への最大許容濃度（無影響濃度と同義語）を110 µg/Lとしている³²⁾。上述のように、わが国の現在の河川中AE濃度は12 µg/L以下であり、生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

4．結論

衣料用洗剤や台所用洗剤に使用される非イオン界面活性剤であるAEについて、ヒト健康および環境影響に関するリスク評価を行った。

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安全性データと、使用形態・使用方法などにもとづくヒト推定暴露経路・暴露量を検討した結果、通常使用時および誤使用時のいずれにおいてもリスクは極めて低いと評価された。特に、長期間使用した場合の体内への継続的摂取について、ヒト推定最大摂取量とヒト耐容一日摂取量を比較したところ、ヒト推定最大摂取量はヒト耐容一日摂取量を下回っていた。

ヒト耐容一日摂取量 6 mg/kg/日 > ヒト推定最大摂取量 0.00952mg/kg/日
--

また、変異原性、遺伝毒性、催奇形性、繁殖性については、毒性ポテンシャルを有さないことが確認された。

一方、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除去されることが確認された。水棲生物毒性データに基づく推定無影響濃度と、環境濃度を比較したところ、環境濃度は推定無影響濃度を下回っており、現在の使用状況においてAEが生態系に影響を与えるリスクは極めて低いと考えられた。

水棲生物への最大許容濃度 110 μg / L > 環境濃度（最大値） 12 μg / L

以上のことから、通常想定される使用条件下においてAEはヒト健康および生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低く、安全に使用できる洗浄成分と考えられる。

引用文献

- 1) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年)
- 2) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994)
- 3) 非イオン界面活性剤と水環境 (日本水環境学会・水環境と洗剤研究委員会編 2000年)
- 4) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p177 ~ 178
- 5) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p115-119
- 6) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p180
- 7) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p120-124
- 8) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p180
- 9) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p132-133
- 10) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p182-183
- 11) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p183
- 12) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p175 , 176
- 13) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p125-128
- 14) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p124
- 15) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p125-129
- 16) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p158-160
- 17) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p130-131,133
- 18) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p160-164
- 19) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p95-102
- 20) Hodge,H.C. and J.H.Sterner, Tabulation of toxicity Classes, American Industrial Hygiene Quarterly,

December,93-96,1949

- 21) 洗剤の毒性とその評価 (厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p178-180
- 22) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p119-120
- 23) 平成11年度末污水处理施設整備状況 (厚生省・農水省・建設省によるプレスリリース, 2000年)
- 24) 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, 1992)
- 25) Fendinger, N.J., W.M.Bergley, D.C.Maavoy, and W.S.Eckhoff, Measurement of alkylethoxylate surfactants in natural waters, Environmental Science and Technology, 29, 856-863, 1995
- 26) Kiwiet, A.T. J.M.D.Steen, and J.R.Parsons, Trace analysis of ethoxylated nonionic surfactants in samples of influent and effluent of sewage treatment plants by high-performance liquid chromatography, Analytical Chemistry, 67, 4409-4415, 1995
- 27) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p144-179
- 28) 西山直宏, 三浦千明, 熊谷善敏, 第3回日本水環境学会シンポジウム, 大阪, 2000
- 29) P&G FE, 未公表データ
- 30) 環境庁保健調査室, 化学物質と環境, 1983
- 31) 厚生省生活環境審議会水道部会水質管理専門委員会、第5回資料 (1998年7月29日)
- 32) Feijtel, D.J. and E.van de Plassche, Environmental risk characterization of 4 major surfactants used in the Netherland, RIVM/NVZ report No.679101025, 1995

**ポリ（オキシエチレン）＝アルキルエーテル（C12-15）の
ハザードデータシート**

物質名	ポリ（オキシエチレン）＝アルキルエーテル（C12-15）	略称	AE
	Poly(oxyethylene) alkyl ether (alkyl C=12-15)	PRTR番号	第1種 307
構造	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_n - \text{O} - (\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O})_m\text{H}$ $n=11 \sim 14$	CAS番号	66455-14-9,66455-15-0 68002-97-1,68131-39-5 68439-54-3,9002-92-0 27306-79-2
		化審法番号	(7)-79
		項目	データ
急性毒性	<u>C₁₃AE(6)</u>		1)
	ラット 経口投与LD ₅₀ : 2,100mg/kg		2)
	ウサギ 経皮投与LD ₅₀ : >2,000mg/kg		
慢性毒性	ビーグル犬 経口投与LD ₅₀ : >1,650mg/kg		
	アカゲザル(幼獣) 経口投与LD ₅₀ : >1,500mg/kg		
	<u>C₁₄AE(7)</u>		
ヒト健康影響評価	ラット 経口投与LD ₅₀ : 2,600mg/kg		
	ウサギ 経皮投与LD ₅₀ : 2,000mg/kg		
	アカゲザル 経口投与LD ₅₀ : >3,300mg/kg		
慢性毒性 / 亜急性毒性	カニクイザル 経口投与LD ₅₀ : >10,000mg/kg		
	<u>C₁₄₋₁₅AE(11)</u>		
	ラット 経口投与LD ₅₀ : 544 ~ 1,077mg/kg		
慢性毒性 / 亜急性毒性	<u>ラット</u>		3)
	経口投与(C ₁₃ AE(6))		4)
	・混餌投与 ; 0.1, 0.5, 1.0%(13週) 0.5%以上で肝重量の増加, 腎尿管腔・上皮細胞内に好酸性物質		
経口投与(C ₁₄₋₁₅ AE(7))			
・混餌投与 ; 0.1%(50mg/kg), 0.5%(250mg/kg), 1.0%(500mg/kg),(2年) 0.5%以上で臓器重量変化, 病理検査で心筋炎(自然発生病変)			
<u>ウサギ</u>			
経皮投与(C ₁₃ AE(6))			
・背部塗布 ; 50mg/kg/日(13週) 体重, 血液成分, 臓器重量, 病理組織検査変化なし			
経皮投与(C ₁₄ AE(7))			
・背部塗布 ; 20, 50mg/kg/日(13週) 20mg/kgで軽~中等度, 50mg/kgで中等度~著明な皮膚刺激			
<u>マウス</u>			
経皮投与(C ₁₂₋₁₃ AE(6.5))			
・背部塗布 ; 0.2, 1.0, 5.0%(18ヶ月) 変化なし			

ヒト健康影響評価	皮膚刺激性	<p><u>ウサギ</u> 経皮投与(C₁₂AE(9))</p> <ul style="list-style-type: none"> 背部塗布 (15, 20, 100%, 24時間閉鎖貼付) 100%で軽～中等度の刺激, 15, 20%で軽度の刺激だが72時間後に回復 <p>各種AEのウサギ皮膚刺激試験 (希釈による刺激性の変化)</p> <ul style="list-style-type: none"> 未希釈での刺激性は、中等度(moderately)～強度(severely) 1%では、微弱(minimally)～軽度(mildly)であり、0.1%では無刺激 	5) 6)
	眼刺激性	<p><u>ウサギ</u> 11種のAE, アルキル鎖長: C₁₂₋₁₈, エチレンオキサイド付加数: 2~20 点眼濃度20~100%</p> <p>いずれのAEでも眼刺激性あるが洗眼により刺激性は顕著に減弱</p> <p>C₁₂AE(7) 点眼濃度1%および10~100%</p> <p>10%以上では刺激性がみられたが, 1%では一過性(~1時間)の刺激</p>	7)
	感作性	<p><u>モルモット</u> C₁₂AE(9) 感作: 皮内へ3回/週、3週間の計9回、惹起: 2週間後 感作性なし</p> <p>その他にC₉₋₁₅, EO5~18の14種のAEについて、Buehler法あるいはMaximization法による報告があり、あるAE(C₁₂₋₁₃AE(3))のみに弱い感作性が認められたが、同一構造の別製品では陰性であった。それ以外のAEはいずれも感作性は認められていない。</p>	8)
	変異原性 / 遺伝毒性	<p><u>Ames test</u> 検体適用条件: ~2,000 μg/plate</p> <ul style="list-style-type: none"> 使用菌株: <i>S. typhimurium</i> TA98, TA100, TA1535, TA1537, TA1538 および <i>E. coli</i> WP2, WP2 uvrA <p>陰性</p> <p><u>染色体異常試験</u> 検体適用条件: 10~25 μg/mL</p> <ul style="list-style-type: none"> 使用細胞: ラット肝由来細胞 <p>陰性</p> <p><u>不定期DNA試験</u> 検体適用条件: 0.25~100 μg/mL</p> <ul style="list-style-type: none"> ラット肝初代培養細胞 <p>陰性</p> <p><u>マウス小核試験</u> 腹腔内投与; 100mg/kg</p> <ul style="list-style-type: none"> 観察: 骨髓細胞 <p>陰性</p> <p>17種のAEについて各種遺伝毒性試験が実施されているが、いずれも陰性</p>	9) 10)

ヒト健康影響評価	発がん性	<u>ラット</u> 経口投与(C ₁₂₋₁₃ AE(6.5)およびC ₁₄₋₁₅ AE(7)) ・ 混餌投与；～500mg/kg(2年) 発癌性は陰性 経皮投与(C ₁₂₋₁₃ AE(6.5)) ・ 背部塗布；5.0%(18ヶ月) 発癌性は陰性	11)
	催奇形性	<u>マウス</u> AEを8%含有した洗剤 皮下投与；5，50，500mg/kg(妊娠7～13日) 奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず 経皮投与；0.5，5，15%(妊娠0～13日) 奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず <u>ウサギ</u> 経口投与(C ₁₂ AE(6)) 投与量：50，100，200mg/kg(妊娠2～16日) 自発運動減少，体重減少がみられたが，奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず	12) 13)
	繁殖性	2世代繁殖試験 <u>ラット</u> 経口投与(C ₁₄₋₁₅ AE(7)) ・ 混餌投与；0.05，0.1，0.5%(妊娠6-15日あるいは2世代に渡り投与) 0.5%で母動物および出生児体重増加抑制がみられたが，催奇形性はみられず，繁殖等にも影響なし 経皮投与(C ₉₋₁₁ AE(6)) ・ 背部塗布1，10，25% (；交配前4ヶ月， ；妊娠・授乳期間) 体重の散発的減少が見られた以外，繁殖等に変化無し	13)
	生体内運命	体内動態試験 <u>吸収</u> モルモットの場合 経皮投与(C ₁₂ AE(3)) 経皮吸収量は塗布量の約20% 経皮投与(C ₁₂ AE(6)) 経皮吸収量は塗布量の約2.5% 他の試験でアルキル鎖の長いものが透過量が多いという報告がある ヒトの場合 経皮投与(C ₁₂ AE(6)) 投与後144時間までに尿中にのみ検出 (投与量の1～2%) <u>排泄</u> <u>ラット</u> 経口投与(C ₁₂ AE(6) C ₁₃ AE(6) C ₁₄ AE(7)) ・ 52～55%が尿中，23～27%が糞中，2～3%が呼気中に排泄	14) 15)

生態系影響評価	環境運命	<u>分解性</u> 化審法既存化学物質安全性点検において、易分解性であることが確かめられている。 BOD 74% (28日) 化審法分解度試験に準拠した試験条件において、下水処理場活性汚泥を用いた評価により究極分解性が確認されている。 BOD 90%、DOC 100% (28日)	16)																									
		化審法分解度試験に準拠した試験条件において、下水処理場活性汚泥を用いた評価により究極分解性が確認されている。 BOD 90%、DOC 100% (28日)	17)																									
		<u>下水処理場 (標準活性汚泥処理) における除去性</u> 米国 : 2ヶ所 98%以上 オランダ : 7ヶ所 99%以上	18)																									
		<u>環境濃度 (1998 ~ 1999年)</u>	19)																									
		<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">河川</th> <th rowspan="2">試料採取地点</th> <th colspan="2">AE濃度 (µg/L)</th> </tr> <tr> <th>平均</th> <th>範囲</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="2">多摩川</td> <td>羽村</td> <td>0.73</td> <td>0.15-1.8</td> </tr> <tr> <td>田園調布堰</td> <td>2.0</td> <td>0.36-4.9</td> </tr> <tr> <td>荒川</td> <td>治水橋</td> <td>1.8</td> <td>0.48-4.3</td> </tr> <tr> <td>江戸川</td> <td>金町</td> <td>2.2</td> <td>0.36-5.3</td> </tr> <tr> <td>淀川</td> <td>枚方大橋</td> <td>4.3</td> <td>0.70-12</td> </tr> </tbody> </table>	河川	試料採取地点	AE濃度 (µg/L)		平均	範囲	多摩川	羽村	0.73	0.15-1.8	田園調布堰	2.0	0.36-4.9	荒川	治水橋	1.8	0.48-4.3	江戸川	金町	2.2	0.36-5.3	淀川	枚方大橋	4.3	0.70-12	20)
		河川			試料採取地点	AE濃度 (µg/L)																						
			平均	範囲																								
		多摩川	羽村	0.73	0.15-1.8																							
			田園調布堰	2.0	0.36-4.9																							
		荒川	治水橋	1.8	0.48-4.3																							
	江戸川	金町	2.2	0.36-5.3																								
	淀川	枚方大橋	4.3	0.70-12																								
	生態毒性	<u>水棲生物毒性 (実験室内データ)</u> ヒメダカ 96時間 LC ₅₀ 2.4 ~ 82mg/L (洗剤に使用するアルキル基炭素数 (C 10 ~ 18) 平均EO付加モル数 5 ~ 10程度ではアルキル基の炭素数が少なくなるあるいはEO付加モルが多くなるほど毒性は弱くなる傾向がある)	21)																									
		<u>水棲生物毒性 (野外メソコスム実験)</u> ブルーギル 30日 NOEC 0.88mg/L ファットヘッドミノール 30日 NOEC 0.32mg/L 無脊椎動物 30日 LOEC 0.32mg/L 附着生物 30日 NOEC >5.15mg/L	22)																									
		<u>活性汚泥への影響</u> 酸素呼吸阻害性 IC ₅₀ >2500mg/L	23)																									
		: No observed effect concentration (無影響濃度) : Lowest observed effect concentration (最小影響濃度) : 50% Inhibitory concentration (半数阻害濃度)																										

水棲生物毒性 (ECETOC)

24)

生態系影響評估
生態毒性

	生物種	Life Stage	試驗期間	試驗結果(mg/L)	
C10-12AE(6)	<i>Lepomis macrochirus</i>	Juvenile	96時間	EC ₅₀	6.40
C11-15AE(9)	<i>Lepomis macrochirus</i>	Juvenile	96時間	EC ₅₀	4.60
C12-13AE	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	96時間	EC ₅₀	1.14
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	21日	EC ₅₀	0.93
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	21日	EC ₅₀	0.46
	<i>Daphnia magna</i>	Life Cycle	21日	NOEC	0.24
				LOEC	0.40
C12-15AE(3)	<i>Lepomis macrochirus</i>	Juvenile	96時間	EC ₅₀	1.50
C12-15AE(9)	<i>Lepomis macrochirus</i>	Juvenile	96時間	EC ₅₀	2.10
C13AE(9)	<i>Lepomis macrochirus</i>	Juvenile	96時間	EC ₅₀	7.50
C14-15AE	Microcosm system	- - -	3時間	EC ₅₀	2.10
	<i>Salmo clarkii</i>	Life Cycle	96時間	EC ₅₀	0.09
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Life Cycle	96時間	EC ₅₀	0.60
	<i>Navicula pelliculosa</i>	Life Cycle	96時間	EC ₅₀	0.28
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.34
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.40
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.29
	<i>Lepomis macrochirus</i>	Adult	96時間	EC ₅₀	0.66
	<i>Daphnia magna</i>	Life Cycle	21日	EC ₅₀	0.37
	<i>Daphnia magna</i>	Life Cycle	96時間	EC ₅₀	0.43
	<i>Daphnia magna</i>	Life Cycle	21日	EC ₅₀	0.28
C14AE(1)	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.83
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.14
	<i>Daphnia pulex</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.10
C14AE(2)	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	1.53
C14AE(3)	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.73
C14AE(4)	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	1.76
	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.24
	<i>Daphnia pulex</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	0.21
C14AE(6)	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	4.17
C14AE(9)	<i>Daphnia magna</i>	Juvenile	48時間	EC ₅₀	10.07

ECETOC : European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals

引用文献

- 1) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p160 ~ 164
- 2) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p95 ~ 102
- 3) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p164 ~ 175
- 4) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p114 ~ 115
- 5) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p177 ~ 178
- 6) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p115 ~ 119
- 7) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p178 ~ 180
- 8) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p120 ~ 124
- 9) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p175
- 10) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p125 ~ 128
- 11) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p124
- 12) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p175 , 176
- 13) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p125 ~ 129
- 14) 洗剤の毒性とその評価(厚生省環境衛生局食品化学課・編 社団法人日本食品衛生協会発行 1983年) p158 ~ 160
- 15) Environmental and Human Safety of Major Surfactants. Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates (The Soap and Detergent Association 1994) p130 ~ 131
- 16) 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、1992年)
- 17) 吉村孝一,都島康彦,西山直宏,生分解型界面活性剤の開発をめざして,フレグランスジャーナル,56-69,1990
- 18) Fendinger,N.J., W.M.Bergley, D.C.Maavoy, and W.S.Eckhoff, Measurement of alkylethoxylate surfactants in natural waters, Environmental Science and Technology,29,856-863,1995
- 19) Kiwiet,A.T. J.M.D.Steen, and J.R.Parsons, Trace analysis of ethoxylated nonionic surfactants in samples of influent and effluent of sewage treatment plants by high-performance liquid

- chromatography, Analytical Chemistry,67,4409-4415,1995
- 20) 西山直宏,三浦千明,熊谷善敏,第3回日本水環境学会シンポジウム,大阪,2000
 - 21) Kikuchi,M. and M.Wakabayashi, Lethal response of some surfactants to medaka *Oryzias latipes* with relation to chemical structure, Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries,50,1235-1240,1984
 - 22) Dorn,P.B., J.H.Rodgers Jr., S.T.Dubey, W.B Gillespie Jr. and A.R.Figueroa, Assessing the effects of a C14-15 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosms, Ecotoxicology and Toxicological Safety,34,196-204,1996
 - 23) 三原祐一、萩生田克枝、古沢奈緒美、近藤剛、小笠原知子、横田勝司、衛生化学,38,523, 1992
 - 24) ECETOC Technical Report No.56, Aquatic Toxicity Data Evaluation, 1993

ビス(水素化牛脂)ジメチルアンモニウム＝クロリドの ヒト健康影響および環境影響に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. DHTDMAC のヒト健康リスク評価	1
3. DHTDMAC の生態系リスク評価	3
4. 結 論	4
資 料	6
引用文献	8
ハザードデータシート及び引用文献	9

1. はじめに

ビス（水素化牛脂）ジメチルアンモニウム＝クロリド（DHTDMACと略する）は、第四級アンモニウム塩の構造を持つ陽イオン界面活性剤であり、主に衣料用柔軟仕上げ剤の主成分として、日本では1960年代から用いられている。繊維に付着させることにより摩擦抵抗を低下させ、また水和作用により柔軟化および帯電防止作用をもたらす。なお、アルキル鎖として水素化牛脂を用いたもの以外に、植物由来脂肪酸を用いたものも衣料用柔軟仕上げ剤の主成分として用いられているが、その化学構造はDHTDMACと同様であり、安全性についても同等と判断されるため、ここでは、脂肪酸の由来にかかわらず一括して評価対象とした。

DHTDMACまたはその主成分であるジステアリルジメチルアンモニウムクロリド（DSDMAC）について、人体および水棲生物に対する安全性に関連するデータが多数報告されている。それらに基づき日本におけるリスク評価を実施したところ、DHTDMACの使用がヒト健康および生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低いと評価された。DHTDMACは、柔軟仕上げ剤成分として安全に使用できると考えられる。

2. DHTDMACのヒト健康リスク評価

DHTDMACは衣料用柔軟剤に用いられている陽イオン界面活性剤であり、DSDMACを主成分としている。また、International Cosmetic Ingredient Dictionary and Handbook, 8th editionに掲載されているQuaternium-18はDHTDMACを主成分（含有率90～100%）とする化粧品原料である。DSDMACおよびQuaternium-18はいずれも安全性に関して本質的にDHTDMACと同等であり、これまで行われたそれらの安全性試験の報告をもとにDHTDMACのヒト健康影響について評価した。

DHTDMACのヒト健康影響評価においては製品形態および使用方法などから、次のそれぞれの場合を想定した。

通常使用時における皮膚に対する安全性

長期使用時による体内への継続的摂取における安全性

誤使用時の安全性

通常使用時における皮膚に対する安全性

DHTDMACの主成分であるDSDMACの皮膚刺激性・腐食性がウサギを用いた試験により検討されており、97% DSDMACに刺激性は認められなかったが、イソプロパノールを含む77-80% DSDMACには刺激性・腐食性が認められている。これは、イソプロパノールの存在によってDHTDMACの皮膚への浸透性が変化したためと考えられる¹⁾。

一方、DHTDMACを主成分とする化粧品原料Quaternium-18の皮膚刺激性については、米国CIR（Cosmetic Ingredient Review）で評価されており、5%濃度のQuaternium-18がウサギの皮膚に刺激性を示さないことや、7.5%濃度のQuaternium-18を50名の被験者に対して適用した試験で皮膚刺激性が認められなかったことから、化粧品原料として安全に使用できると結論している²⁾。

柔軟仕上げ剤として使用中にDHTDMAC配合製品が直接皮膚に接触することはほとんどない。また、実使用時に製品が水で希釈される使用形態を考慮すると、通常使用条件下においてDHTDMACによる皮膚への刺激反応が生じる可能性は少ないと考えられる。

DSDMACの感作性についてはモルモットを用いたMaximization試験により検討されている。感作

時0.04%、惹起時0.1%の濃度で試験を行った結果、DSDMACに感作性は認められなかった³⁾。DHTDMACの感作性については136名の被験者によるHRIPT(Human Repeated Insult Patch Test)により検討されている。その結果、2.5%濃度のDHTDMACに感作性は認められなかった⁴⁾。また、米国CIRはQuaternium-18の感作性を評価するにあたり、50名の被験者に対して7.5%濃度で適用したHRIPTの結果を参照しているが、そこでも感作性は認められていない²⁾。

以上により、通常想定される使用条件下において、DHTDMACの皮膚に対する刺激性および感作性のリスクは極めて低いと考えられる。

長期使用時による体内への継続的摂取における安全性

製品形態および使用方法などから、DHTDMAC配合製品を長期間使用した場合のDHTDMACの人体への継続的な摂取経路としては、(1)柔軟剤仕上げた衣類を着用することによる経皮暴露と(2)飲料水による経口摂取の2つの経路が考えられる。それぞれの場合についてDHTDMACの推定摂取量を求めたところ、経路(1)では0.023mg/kg/日、経路(2)では0.00044mg/kg/日が得られ(資料 長期使用時のDHTDMACのヒト暴露・摂取量評価参照)、DHTDMACの人体への摂取はほとんどが経路(1)によるものであることが示された。DHTDMACは皮膚からほとんど吸収されないことが確認されているが⁵⁾、ここでは経路(1)による0.023mg/kg/日をDHTDMACのヒト推定最大摂取量とみなして長期使用時における安全性を考察する。

一方、DHTDMACの主要成分であるDSDMACについて、ウサギを用いた28日間反復経皮投与毒性試験とラットを用いた28日間反復経口投与毒性試験が行われており、求められた最大無毒性量(NOEL)はそれぞれ、40mg/kg/日以上、100mg/kg/日である³⁾。ただしウサギを用いた28日間反復経皮投与毒性試験では、最大投与量の40mg/kg/日でも被験物質に起因する影響が見られなかったため、短期間の反復投与毒性試験でのNOEL値としては100mg/kg/日を使用する。

これに安全係数として種差による10倍、個体差による10倍、および短期間の反復投与毒性と長期間の反復投与毒性の差異による10倍をそれぞれ考慮し、ヒトの耐容一日摂取量(TDI)を求めると0.1mg/kg/日となる。推定されるDHTDMACの最大摂取量0.023mg/kg/日は上記のTDIを下回っており、DHTDMACの長期使用時の安全性は充分確保されているものと判断される。

また、遺伝毒性、催奇形性についてもDHTDMACにこれらの毒性ポテンシャルは認められていない⁶⁾⁷⁾⁸⁾。さらに、DHTDMACの生体内運命についても、皮膚からはほとんど吸収されず、体内に取り込まれた場合も速やかに排泄されることが動物実験によって確認されている⁵⁾。

以上に基づいて、DHTDMAC配合製品を日常的に長期間使用した場合においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いと考えられる。

誤使用時の安全性

DHTDMAC配合製品の誤使用としては、家庭内での幼児による誤飲や使用時に誤って目に入れる場合が想定される。

誤飲などの一時的な摂取による安全性の影響を測る指標として急性毒性のデータが参照される。DSDMACについては、ラットを用いた経口急性毒性試験においてLD₅₀値として>2000mg/kgが得られており、Hodgeらの毒性分類に従うと、「slightly toxic(わずかに毒性あり)」に分類される⁹⁾。誤飲時の急性毒性影響としては、下痢や嘔吐などの症状は予測されるが、Hodgeらの毒性分類にも示

されるように軽微なものであると考えられる。

また、誤って眼に入った場合の刺激性については、ウサギの眼刺激性試験において、97% DSDMACの投与により重度の眼刺激性が認められることが報告されている³⁾。一方、DHTDMACを主成分とする化粧品原料Quaternium-18の眼刺激性については、米国CIRで評価されており、ウサギを用いた眼刺激性試験において、7.5%濃度では弱い眼刺激性、5%および4%濃度では眼刺激性は認められなかったことが報告されている²⁾。

これより、DHTDMACは高濃度において重度の眼刺激性が認められるものの、低濃度での眼刺激性は低いことが示され、実際の製品への配合量や使用時の濃度を考慮すると、DHTDMACによる眼刺激性は重篤なものではなく、誤って製品が眼に入った場合は洗い流すことにより速やかに回復すると考えられる。

以上の結果によりDHTDMACは通常使用および誤使用のいずれの場合においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いと考えられる。

3 . DHTDMACの生態系リスク評価

DHTDMACは主として、家庭で柔軟仕上げ剤の成分として使用された後、家庭雑排水に含まれて各家庭から排出される。日本の下水道普及率は平成11年度末現在60%、下水道普及率と合併処理浄化槽およびコミュニティプラントの普及率を合わせた汚水処理施設整備率は69%である。すなわち、生活雑排水の7割近くは排水処理を受けた後、残りは未処理で公共用水域へ排出される。この排出経路をふまえ、DHTDMACの公共用水域生態系リスク評価をおこなった。

本評価にあたり、以下の2点を考慮して重点的に評価すべき対象区域を想定した。

- 人口密度が高いため、下水処理水および未処理家庭雑排水の流入が多いと考えられる都市近郊の河川水域。
- 水棲生物の生息環境を保全するうえで水質維持が望まれる水域として、水質汚濁防止法の環境水質基準において利水目的に水産がうたわれている、水域類型AA、A、B、Cの各水域。

DHTDMACの環境濃度の推定

日本で用いられている主な廃水処理法である活性汚泥法によるDHTDMACの除去率は約95%と報告されている¹⁰⁾。また、河川流下中の除去速度として0.6から0.9 day⁻¹が報告されており¹⁰⁾、LASやAEなどとともに除去速度はBODと同等と考えられる。これらのことから、DHTDMACの排水処理による除去は良好であり、さらに、公共用水域に排出された後も河川流下に伴う除去や、河川水による希釈によりDHTDMACの濃度は低下すると考えられる。

日本石鹼洗剤工業会および日本界面活性剤工業会では、1998年から2000年にかけて、東京近郊および大阪地区の、環境水質基準における水域類型AからCを含む全5地点でDHTDMAC河川水濃度を測定した。その結果、最高検出濃度3.8 μg/L、地点ごとの平均濃度の範囲は0.1 μg/Lから1.9 μg/Lであった。これらは、液体クロマトグラフィー/質量分析法(LC/MS法)で測定されたもので、オレンジ法やGC法に比べて、微量のDHTDMACを精度良く定量できる特徴を有している。また、他に経年的にモニタリングされたデータも無いことから、これらの測定結果をDHTDMACの生態系リスク評価に用いることとした。

一方、洗剤等の家庭用品に含まれる化学物質の水環境濃度を推定するモデル¹¹⁾を用いてDHTDMAC濃度を計算した結果、多摩川本流での最高濃度は11 µg/Lと予測された。このモデルでは、代表的都市河川のひとつである多摩川を対象とし、下水処理排水および未処理家庭雑排水経由の化学物質の河川への流入、河川水による希釈、河川流下に伴う除去などにもとづき、定常状態での平均的河川水中化学物質濃度を計算する。BODを水質指標とした場合、多摩川本流で最もBOD値が高い水域の水質は、東京、神奈川、埼玉県河川AAからC水域の水質（BOD値）分布の約80%をカバーしており、このモデルの計算濃度は、都市部河川水質評価に応用可能と考えられる。モデルによる計算値は実測値と矛盾せず、実測値・モデル計算値とも妥当と考えられた。

また、環境水濃度分析と同時に、溶存態/吸着態DHTDMACおよび共存物質を測定した結果、環境中に存在するDHTDMACの多くの部分は不溶性の懸濁物質に吸着、または陰イオン性の物質やその他の溶存有機物質と複合体を形成した状態で存在していると考えられた。

DHTDMACの水棲生物影響および生態系リスク評価

DHTDMACの水棲生物生態影響に関しては多数の報告例があるが、生態毒性データ間のばらつきが大きい。DHTDMACは、水難溶性および高い吸着性などの物理化学的性質のため、試験水質の違いや被験物質の試験系への添加法の違いにより試験水中の被験物質の存在状態に差異が生じやすく、試験結果に影響を及ぼすためと考えられている。水環境中での生物への影響は、水難溶性、有機物やフミン質への吸着、陰イオン性物質との複合体形成などにより低減されると考えられる。生態系リスク評価には、できる限り実際環境中でDHTDMACが存在する状態を反映する条件で得られた生態毒性データを用いることが重要とされている¹²⁾。

1995年から1998年に、検体調製法、試験水、共存物質の条件を考慮して、藻類、ミジンコ、ヒメダカを用いて一連のDHTDMAC水棲生物毒性試験が日本で実施された¹³⁾¹⁴⁾。これらの結果から、実際環境に近い条件でのデータとして藻類長期試験最大無影響濃度（NOEC）3,200 µg/L（超音波分散、河川水、DHTDMAC/LAS共存系）およびミジンコ長期NOEC 938 µg/L（超音波分散、河川水、DHTDMAC単独系）をリスク評価に用いることが妥当と考えられた。ヒメダカについては、急性試験によりDHTDMACに対する感受性が藻類およびミジンコよりも低いことが示された。ただし、ミジンコ長期NOECはDHTDMAC単独系で得られた結果であり、陰イオン性物質が存在する実際の河川環境水中ではDHTDMACの毒性がさらに低下することが予想される。従って、上記ミジンコ長期NOEC 938 µg/Lを、評価係数10（3試験生物種の長期NOEC最小値から無影響濃度を推定する場合に広く用いられている評価係数¹⁵⁾）で除して、DHTDMACの推定無影響濃度を94 µg/Lとすることは、安全率を大きく見込んだ評価につながると考えられる。

上述の環境濃度測定結果および多摩川モデルによる推定値から、DHTDMACの環境濃度はこの推定無影響濃度を下回るものであり、現在の使用状況においてDHTDMACが生態系に影響を与えるリスクは極めて低いと考えられる。

4. 結論

衣料用柔軟仕上げ剤の主成分として用いられている陽イオン界面活性剤DHTDMACについて、ヒト健康および環境影響に対するリスク評価を実施した。

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安全性データと、使用形態・使用方法などにもとづくヒト推定暴露経路・暴露量を検討した結果、通常使用時および誤使用時のいずれにおいてもリスクは極めて低いと評価された。特に、長期間使用した場合の体内への継続的摂取について、ヒト推定最大摂取量とヒト耐容一日摂取量を比較したところ、ヒト推定最大摂取量はヒト耐容一日摂取量を下回っていた。

ヒト耐容一日摂取量 0.1mg/kg/日 > ヒト推定最大摂取量 0.023mg/kg/日

また、変異原性、遺伝毒性、催奇形性についても、毒性ポテンシャルは認められていない。

一方、DHTDMACの排水処理による除去は良好であり、さらに、河川流下に伴って除去されることが報告されている。水棲生物毒性データに基づく推定無影響濃度と、環境濃度を比較したところ、環境濃度は推定無影響濃度を下回っており、現在の使用状況においてDHTDMACが生態系に影響を与えるリスクは極めて低いと考えられた。

水棲生物への推定無影響濃度 94 µg/L > 環境濃度 (最大値) 3.8 µg/L

以上のことから、通常想定される使用条件下でDHTDMACがヒト健康および生態系に影響を及ぼすリスクは極めて低く、柔軟仕上げ剤成分として安全に使用できると考えられた。

資料

長期使用時のDHTDMACのヒト暴露・摂取量評価

製品形態および使用方法などから予想される以下の2つの経路について、DHTDMAC配合製品を長期間使用した場合におけるDHTDMACのヒトの身体への継続的な暴露・摂取量を考察する。

(1) 柔軟仕上げ剤処理した衣類を着用することによる経皮暴露

(2) 飲料水による経口摂取

それぞれの場合についての推定最大摂取量は以下の仮定および計算により求めることができる。

(1)柔軟仕上げ剤処理した衣類着用時の暴露量

DHTDMACを含む柔軟仕上げ剤を用いて仕上げられた衣類を日常着用している場合、DHTDMACの暴露量(E)は以下の仮定に基づいて計算される。

- 衣類に残留する単位面積あたりの柔軟剤の量 (W): $0.093\text{mg}/\text{cm}^2$
1.5kgの衣類に対して7gの濃縮タイプの柔軟仕上げ剤を使用したと仮定する。衣類の平均的な単位面積あたりの重さを $20\text{mg}/\text{cm}^2$ とすると、衣類1.5kgの総面積は 75000cm^2 である。よって、製品が全て衣類に付着した場合、単位面積あたりの製品の付着量は $0.093\text{mg}/\text{cm}^2$ となる。
- 製品中のDHTDMACの濃度 (Wf): 15%
濃縮タイプの柔軟仕上げ剤中のDHTDMAC濃度を 15% とする。
- 衣類に接触する体表面積 (S)¹⁶⁾: 13530cm^2
評価対象として身長約160cm、体重約50kgの日本人成人女性を想定したとき、頭部を除く体表面積¹⁷⁾は約 13530cm^2 と計算される。
- DHTDMACが1日(24時間)で衣類から皮膚へ移行する割合 (P): $0.6\%¹⁸⁾$

以上の仮定により、柔軟仕上げした衣類から皮膚に移行するDHTDMACの量 (E) は一日あたり、

$$\begin{aligned}\text{暴露量} E &= W \quad \times \quad Wf (\%) \quad \times \quad S \quad \times \quad P (\%) \\ &= 0.093\text{mg}/\text{cm}^2 \quad \times \quad 15/100 \quad \times \quad 13530\text{cm}^2 \quad \times \quad 0.6/100 \\ &= 1.13\text{mg}/\text{日} \quad \text{と計算される。}\end{aligned}$$

よって、成人体重50kgとして体重あたりの暴露量に換算すると約 $0.023\text{mg}/\text{kg}/\text{日}$ となる。

(2)飲料水による経口摂取

家庭用品に含まれる物質の環境濃度推算モデル¹¹⁾により、多摩川本流でのDHTDMAC濃度は最高地点で $11 \times 10^{-3}\text{mg}/\text{L}$ と予測された。最悪ケースの仮定として、この濃度を水道水原水中の

DHTDMACの濃度とし、さらに上水処理過程での除去率を0とする。一日あたり2リットルの飲料水を摂取した場合、飲料水によるDHTDMACの摂取量は以下の計算により求められる。

$$11 \times 10^{-3}\text{mg/L} \times 2\text{L/日} \times (1 - 0) = 22 \times 10^{-3}\text{mg/日}$$

これより、成人体重50kgとして体重あたりの摂取量に換算すると $0.44 \times 10^{-3}\text{mg/kg/日}$ となる。

引用文献

1. German Chemical Society (1995) Dioctadecyl Dimethyl Ammonium Chloride (DODMAC) and Dihydrogenated Tallow Alkyl Dimethyl Ammonium Chloride (DHTDMAC), BUA Report 191
2. CIR (1992) Final Report on the Safety Assessment of Quaternium-18, Quaternium-18 Hectorite, and Quaternium-18 Bentonite
3. OECD/SIDS (1994) Screening Information Data Set (SIDS) of OECD High Production Volume Chemicals Program
4. Procter & Gamble (1992) Data as supplied to the ECETOC task force on DHTDMAC
5. Geisler, R.W. (1976) Toxicol. Appl. Pharm. 37(1), 98
6. 鈴木ら (1983) 衛生試験所報告101, 152 - 156
7. Palmer et al. (1983) Toxicology 26, 314-315
8. Inoue (1979) Fragrance Journal, 7(5), 67
9. Hodge, C.H. and Sterner, J.H. (1949) Tabulation of toxicity classes, American Industrial Hygiene Quarterly, 10, 93-96
10. Versteeg, D.J., Feijtel, T.C.J., Cowan, C. E., Ward, T. E. and Rapaport, R. A. (1992) An Environmental Risk Assessment for DTDMAC in the Netherlands, Chemosphere 24(5), 641-662
11. Yamamoto, A., C.E. Cowan, D.C. McAvoy and E. Namkung (1997) Aquatic Fate Assessment for Consumer Product Ingredients in Japan, 環境科学会誌 10 (2), 129-139
12. ECETOC (1993) DHTDMAC: Aquatic and Terrestrial Hazard Assessment, Technical Report No. 53, Brussels, ISSN-0773-8072-53
13. 日本石鹼洗剤工業会 (1999) 環境年報 Vol.23 (1998年度版), 5-10
14. 財団法人化学品検査協会 (1995) 通商産業省委託研究、化学物質試験法開発等「生態影響評価法の検討報告書」平成7年3月
15. ドナルド J. ヴァーステーク, 宮岡暢洋, 山本昭子 (1995) 消費財の環境リスクアセスメント手法-直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩とアルキルエトキシ硫酸塩のケーススタディ-, 水環境学会誌 18(9), 724-731
16. Haycock, G.B. (1978) J. Pediatrics 96, 62-66
17. Geigy Scientific Tables, 7th Edition (1974)
18. Procter & Gamble (1982) unpublished data

**ビス（水素化牛脂）ジメチルアンモニウム＝クロリドの
ハザードデータシート**

物質名	ビス（水素化牛脂）ジメチルアンモニウム＝ クロリド Dihydrogenated tallow dimethyl ammonium chloride	略 称	DHTDMAC	
		PRTR番号	第1種 251	
構 造	$\begin{array}{c} \text{CH}_3 \\ \\ \text{R}-\text{N}^+-\text{R} \\ \\ \text{CH}_3 \end{array} \text{Cl}^-$ <p style="text-align: center;">RはC12-20アルキル基 (主としてC16およびC18)</p>	CAS番号	91789-80-8 (DHTDMAC) 107-64-2 (DSDMAC)	
		化審法番号	(2)-184、(9)-1971	
項 目	データ		出典	
ヒト健康影響評価	急性毒性	<u>ラット</u> 経口投与： DSDMACのLD50：2000mg/kg以上 DSDMACのLD50：雄11300mg/kg、雌13000mg/kg 経皮投与： DSDMACのLD50：2000mg/kg以上	3) 6) 3)	
	慢性毒性／亜急性毒性	<u>ラット</u> 経口投与 28日間 NOAEL 100mg/kg/日	3)	
		<u>ウサギ</u> 経皮投与 28日間 NOAEL 40mg/kg/日以上	3)	
	刺激性・腐食性	<u>ウサギ</u> 97%DSDMAC塗布 77～80%DSDMAC（イソプロパノール12%含有） 77%DSDMAC（イソプロパノール11.3%含有） 5%Quaternium-18塗布 4%Quaternium-18塗布	刺激性無し 刺激性 腐食性 刺激性無し 刺激性無し	3) 3) 3) 2) 2)
		<u>HRIPT</u> 7.5%Quaternium-18を50名の被験者に閉塞貼布	刺激性無し	2)
	眼刺激性	<u>ウサギ</u> 97%DSDMAC 7.5%Quaternium-18 5%Quaternium-18 4%Quaternium-18	重度の眼刺激性 弱い眼刺激性 眼刺激性無し 眼刺激性無し	3) 2) 2) 2)
		感受性	<u>Maximization法</u> DSDMAC（77%DSDMAC、11.3%イソプロパノール、11.7%水を含む）； 感受時0.04%、惹起時0.1%	感受性無し
<u>HRIPT</u> 2.5%DHTDMACを136名の被験者に閉塞貼布 7.5%Quaternium-18を50名の被験者に閉塞貼布			感受性無し 感受性無し	4) 2)

ヒト健康影響評価	変異原性 / 遺伝毒性	<u>Rec-Assay</u> 検体適用条件：DSDMAC 4-500 μg/plate 試験菌株： <i>Bacillus subtilis</i> H17(Rec+)およびM45(Rec-)	陰性	8)												
		<u>Ames</u> 検体適用条件：DSDMAC 0.001-50 μg/plate 試験菌株： <i>Salmonella typhimurium</i> TA98, TA100 代謝活性化：あり・なし両方を実施	陰性	8)												
		検体適用条件：DSDMAC 5-500 μg/plate 試験菌株： <i>Escherichia coli</i> WP2 代謝活性：あり・なし両方を実施	陰性	8)												
		<u>哺乳動物細胞を用いたin vitro染色体異常</u> 検体適用条件：90%DSDMAC、5%イソプロパノールを含有する 検体を4-50 μg/mL 細胞株：チャイニーズハムスターV79 代謝活性：あり・なし両方を実施	陰性	3)												
	催奇形性	<u>経皮投与</u> 妊娠ラットに22-50mgのDSDMACを塗布	陰性	7)												
生体内運命	<u>経皮投与時の代謝</u> ¹⁴ C - DSDMAC 10mgをウサギの背中に塗布 72時間後、排泄物（尿、糞、呼吸）にごくわずかな放射活性を認めたが、99%以上は塗布部位に残留した。 経皮吸収は極めて微量と推測された。		5)													
生態系影響評価	環境運命	<u>分解性</u> 水難溶性のため、標準的スクリーニング試験によれば良分解性ではないが、本質的には完全に無機化される。 <ul style="list-style-type: none"> ● ¹⁴C標識DSDMACまたはDHTDMACを用いた回分式活性汚泥試験結果： <table style="margin-left: 20px; border: none;"> <tr> <td>-120-240日間¹⁴CO₂分解度*</td> <td>被験物質0.5 mg/L</td> <td>10.8-89.8%</td> </tr> <tr> <td>-34日間¹⁴CO₂分解度*</td> <td>被験物質2 mg/L</td> <td>53.1 %</td> </tr> </table> ● 放射活性標識した3検体（DSDMACおよびDHTDMAC；排水中での存在状態を反映するためLASとの混合物）を用いた回分式活性汚泥試験： <ul style="list-style-type: none"> - 39日間¹⁴CO₂分解度* 被験物質 2.1 mg/L 22-53% - いずれの位置の炭素も一様に無機化される。 - 吸着 / 沈殿したDHTDMACの生分解は汚泥中で進行する。 - 分解中間物は単一物質でなく、低濃度でかつ蓄積しない。 ● ¹⁴C標識DSDMACを用いた河川水試験（river water die-away test）： <table style="margin-left: 20px; border: none;"> <tr> <td>- 63日間¹⁴CO₂分解度*</td> <td>被験物質0.05-0.5 mg/L</td> <td>10-20 %</td> </tr> <tr> <td>- 63日間¹⁴CO₂分解度*</td> <td>被験物質0.05-0.5mg/L、河川底質存在下</td> <td>67-67 %</td> </tr> </table> <p>* CO₂分解度 (%) = 実測CO₂発生量 / 理論的CO₂発生量 × 100</p>	-120-240日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質0.5 mg/L	10.8-89.8%	-34日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質2 mg/L	53.1 %	- 63日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質0.05-0.5 mg/L	10-20 %	- 63日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質0.05-0.5mg/L、河川底質存在下	67-67 %		12) 19) 20)
-120-240日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質0.5 mg/L	10.8-89.8%														
-34日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質2 mg/L	53.1 %														
- 63日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質0.05-0.5 mg/L	10-20 %														
- 63日間 ¹⁴ CO ₂ 分解度*	被験物質0.05-0.5mg/L、河川底質存在下	67-67 %														

下水処理による除去性

- アメリカ合衆国およびヨーロッパ22カ所の下水処理場モニタリングデータに基づく除去率：

活性汚泥法 約95%
 散水ろ床法 約70%
 一次処理 約30%

10)

河川流下中除去速度

- ヨーロッパおよびアメリカ合衆国での河川モニタリング調査による、河川流下中の除去速度：

0.6 day⁻¹ (Dommel River, Holland)
 0.9 day⁻¹ (Rapid Creek, South Dakota, USA)

10)

河川水モニタリングデータ

- 河川水濃度調査結果：

μg/L

13)

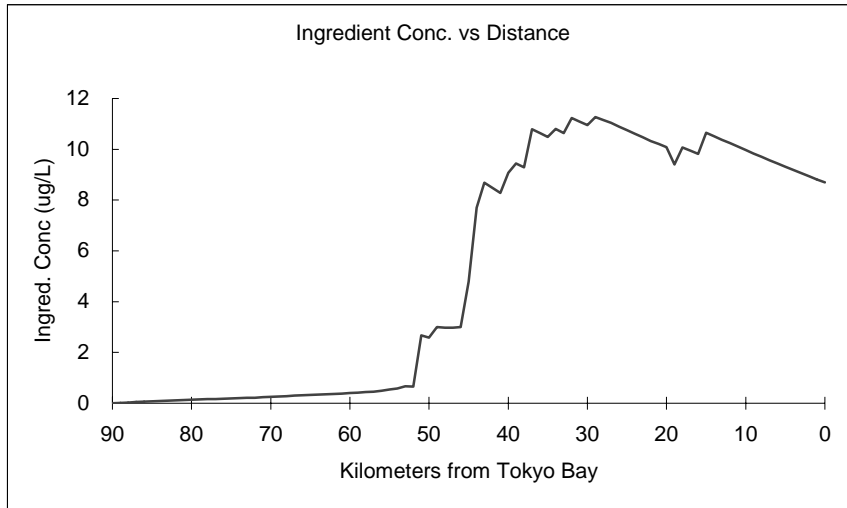
河川名	採水地点	水域 類型	1994-1996年結果				1998-2000年結果			
			検体数	最高 濃度	最低 濃度	平均 濃度	検体数	最高 濃度	最低 濃度	平均 濃度
鶴見川	鶴見大橋	E	3	3.0	0.7	2.1	-	-	-	-
	落合橋	D	3	5.3	2.9	3.9	-	-	-	-
荒川	葛西橋	D	3	3.0	0.9	2.1	-	-	-	-
	治水橋	B	3	4.7	1.1	2.6	4	3.1	0.1	1.9
江戸川	行徳橋	C	3	1.6	0.7	1.2	-	-	-	-
	関宿橋	A	3	4.2	1.9	2.8	-	-	-	-
	金町	A	-	-	-	-	4	3.8	0.1	1.2
多摩川	大師橋	D	2	2.1	0.4	1.3	-	-	-	-
	田園調布堰	C	4	9.5	2.8	5.3	4	2.8	0.1	1.2
	多摩水道橋	C	2	3.2	1.2	2.2	-	-	-	-
	多摩川原橋	C	2	7.2	3.4	5.3	-	-	-	-
	羽村堰	A	2	0.3	0.2	0.3	4	0.2	N.D.	0.1
野川(支流)	D	1	-	-	5.8	-	-	-	-	
那珂川	烏山	A	2	0.7	0.2	0.5	-	-	-	-
淀川	枚方大橋	B	-	-	-	-	2	0.7	0.4	0.6

14)

N.D. = 検出限界 (0.1 μg/L) 以下

環境濃度推算モデル
多摩川モデルによる計算結果：

地点	河口からの距離	予測濃度
羽村堰	55 km	0.5 μg/L
田園調布堰	13 km	10 μg/L
是政橋付近(max)	32 km	11 μg/L



河川水中でのDADMAC存在状態測定結果

河川名	採水地点	採水年月日	DADMAC				懸濁物質濃度 (μg/L)	LAS濃度 (μg/L)	TOC濃度 (μg/L)
			全濃度 (μg/L)	溶存態濃度 (μg/L)	吸着態濃度 (μg/L)	吸着比率 (%)			
多摩川	羽村	9/24/99	ND	ND	ND	-	20,000	7	<1000
		3/9/00	0.1	0	0.1	100	1,700	6	<1000
	田園調布	9/24/99	0.4	0.2	0.2	50	42,000	10	1200
		3/9/00	2.8	1.1	1.7	61	12,000	15	4100
荒川	治水橋	9/24/99	3.1	0	3.1	100	43,000	9	1300
		3/9/00	2.5	0.2	2.3	92	4,300	25	2500
江戸川	金町	9/24/99	0.4	0	0.4	100	83,000	7	1700
		3/9/00	3.8	0.7	3.1	82	8,500	28	2600
淀川	枚方大橋	9/22/99	0.4	0	0.4	100	98,000	4	4000
		3/9/00	0.7	0	0.7	100	4,100	12	2000

TOC : 全有機炭素
LAS : 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム
N.D. : 検出限界 (0.1 μg/L) 以下

11)
21)

21)

水棲生物毒性
 実験室試験による水棲生物毒性値は、不純物であるモノアルキル体濃度、検体調製法、試験条件の多くの要因により影響を受ける。水環境中での毒性影響は、難溶性、陰イオン性物質との複合体形成、有機物やフミン質への吸着など、この物質の物理化学的性質により低減される。これらは環境中でのバイオアベイラビリティに大きく影響している。

● 水棲生物急性毒性

無脊椎動物

Daphnia magna 48hr EC₅₀ 実験室調製水 0.065 ~ 3.1 mg/L
 オオミジンコ 河川水 2.1 ~ 3.6 mg/L

魚類

Lepomis macrochirus 96hr LC₅₀ 実験室調製水 0.62 ~ 3.2 mg/L
 ブルーギル 河川水 7.7 ~ 14 mg/L

● 水棲生物長期毒性

藻類

Selenastrum capricornutum

96hr 生長阻害NOEL 実験室調製水 0.006 ~ 0.12 mg/L
 河川水 10.7 ~ 20.3 mg/L

無脊椎動物

Daphnia magna 21days 繁殖毒性NOEL 実験室調製水 0.18 mg/L
 オオミジンコ 河川水 0.38 mg/L

Ceriodaphnia dubia 7days繁殖毒性NOEL 下水処理水 4.53 ~ 10.7 mg/L
 ニセネコゼミジンコ

水棲生物毒性試験結果（通商産業省/日本石鹼洗剤工業会/日本界面活性工業会）：
 μg/L

試験種	試験法	試験水	検体調製法	DADMAC単独系			DADMAC/LAS共存系		SS	TOC
				LC ₅₀	EC ₅₀	NOEC	LC ₅₀	EC ₅₀		
藻類 <i>Selenastrum capricornutum</i>	72時間生長阻害	実験室調製水	溶媒溶解	26.3	12.5	-	-	0	4,880	
	72時間生長阻害	河川水	溶媒溶解	90.8	25	-	-	3,000	3,790	
	72時間生長阻害	河川水	超音波分散	258	50	10,500/105,000	3,200/32,000	3,500	1,360	
ミジンコ類 (オオミジンコ) <i>Daphnia magna</i>	24時間遊泳阻害	実験室調製水	溶媒溶解	196	-	-	-	0	750	
	24時間遊泳阻害	河川水	溶媒溶解	706	-	-	-	4,900	2,210	
	24時間遊泳阻害	河川水	超音波分散	453	-	3,430/34,300	-	800	1,010	
	21日間繁殖試験	河川水	超音波分散	-	938*	-	-	2,400	2,690	
魚類 (ヒメダカ) <i>Oryzias latipes</i>	96時間急性毒性	脱塩素水道水	溶媒溶解	1,040	-	-	-	0	1,730	
	96時間急性毒性	河川水	溶媒溶解	>3,000	-	-	-	4,900	2,210	
	96時間急性毒性	河川水	溶媒溶解	-	-	4,390/43,900	-	800	1,010	

*実測濃度。他は添加濃度

LC₅₀ 半数致死濃度（魚類毒性試験結果）

EC₅₀ 50%影響濃度（藻類成長阻害試験およびミジンコ遊泳阻害試験結果）

NOEC 無影響濃度

SS 懸濁物質

TOC 全有機炭素濃度

引用文献

1. German Chemical Society (1995) Dioctadecyl Dimethyl Ammonium Chloride (DODMAC) and Dihydrogenated Tallow Alkyl Dimethyl Ammonium Chloride (DHTDMAC), BUA Report 191
2. CIR (1992) Final Report on the Safety Assessment of Quaternium-18, Quaternium-18 Hectorite, and Quaternium-18 Bentonite
3. OECD/SIDS (1994) Screening Information Data Set (SIDS) of OECD High Production Volume Chemicals Program
4. Procter & Gamble (1992) Data as supplied to the ECETOC task force on DHTDMAC
5. Geisler, R.W. (1976) Toxicol. Appl. Pharm. 37(1), 98
6. 鈴木ら (1983) 衛生試験所報告101, 152 - 156
7. Palmer et al. (1983) Toxicology 26, 314-315
8. Inoue (1979) Fragrance Journal, 7(5), 67
9. Hodge, C.H. and Sterner, J.H. (1949) Tabulation of toxicity classes, American Industrial Hygiene Quarterly, 10, 93-96
10. Versteeg, D.J., Feijtel, T.C.J., Cowan, C. E., Ward, T. E. and Rapaport, R. A. (1992) An Environmental Risk Assessment for DTDMAC in the Netherlands, Chemosphere 24(5), 641-662
11. Yamamoto, A., C.E. Cowan, D.C. McAvoy and E. Namkung (1997) Aquatic Fate Assessment for Consumer Product Ingredients in Japan, 環境科学会誌 10 (2), 129-139
12. ECETOC (1993) DHTDMAC: Aquatic and Terrestrial Hazard Assessment, Technical Report No. 53, Brussels, ISSN-0773-8072-53
13. 日本石鹼洗剤工業会 (1999) 環境年報 Vol.23 (1998年度版), 5-10
14. 財団法人化学品検査協会 (1995) 通商産業省委託研究、化学物質試験法開発等「生態影響評価法の検討報告書」平成7年3月
15. ドナルド J. ヴァーステグ, 宮岡暢洋, 山本昭子 (1995) 消費財の環境リスクアセスメント手法-直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩とアルキルエトキシ硫酸塩のケーススタディ-, 水環境学会誌 18(9), 724-731
16. Haycock, G.B. (1978) J. Pediatrics 96, 62-66
17. Geigy Scientific Tables, 7th Edition (1974)
18. Procter & Gamble (1982) unpublished data
19. Sullivan, D.E. (1983) Biodegradation of cationic surfactant in activated sludge, Water Res. 17(9), 1145-1151
20. Larson, R.J. and Vashon, R.D. (1983) Adsorption and Biodegradation of Cationic Surfactants in Laboratory and Environmental Systems, Dev. Ind. Microbiol., 24, 425
21. 日本石鹼洗剤工業会・日本界面活性剤工業会, 公表予定

略語解説

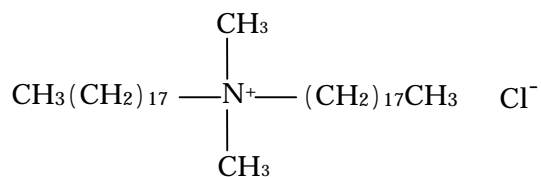
NOAEL : No Observed Adverse Effect Level : 最大無毒性量 : 毒性試験、特に慢性毒性試験において動物に対する被検物質の有害作用 (影響) が見られない最大容量。

NOEC : No Observed Effect Concentration : 最大無影響濃度 : 生態毒性試験において被検物質による影響が試験対象に認められない最大濃度。

TDI : Tolerable Dairy Intake : 耐容一日摂取量 : 生涯摂取しても健康に影響を及ぼさないと判断される化学物質の一日当たりの摂取量で、体重1kg当たりの摂取量として示される。

HR IPT : Human Repeated Insult Patch Test : ヒト反復パッチテスト : 被検物質のヒト皮膚に対する一次刺激性や感作性を予測するための臨床試験法。

DSDMAC : Distearyl dimethyl ammonium chloride : ジステアリルジメチルアンモニウムクロリド : アルキル基 (R) に炭素数18のステアリルを有する第四級アンモニウム塩。DHTDMAC は主たる構成成分としてDSDMACを60 ~ 70%の割合で含んでいる。



N,N-ジメチルドデシルアミン = N-オキシドの ヒト健康影響および環境影響に関するリスク評価

1. はじめに	1
2. AO のヒト健康リスク評価	1
3. AO の生態系リスク評価	2
4. 結 論	3
引用文献	5
ハザードデータシート及び引用文献	6

1. はじめに

N,N-ジメチルドデシルアミン=N-オキシド (AOと略する) は、増泡性を有した補助界面活性剤であり、ポリオキシエチレンアルキル硫酸エステル (AES) などの陰イオン界面活性剤と組み合わせることにより、陰イオン界面活性剤による手荒れ性が緩和されることから、現在ではAESとAOから構成された配合処方 が台所用洗剤の主流になっている。1999年のAOの年間生産量は3891トン (C12、有効分換算) であり¹⁾、その多くが台所用洗剤に配合されているものと思われる。

1991年に厚生科学研究²⁾により、AOの人体安全性が評価されており、通常使用において問題となる毒性報告は無いことが報告されている。一方、環境影響に関する研究報告は比較的少ないが、生分解性や水棲生物の影響に関する基本的なハザードデータは揃っている。これらから判断すると、通常想定される使用条件下において、AOはヒト健康および生態系に影響を及ぼすリスクは小さく、安全に使用できる界面活性剤と考えられる。

2. ヒト健康リスク評価

AOは、一般に台所用洗剤の補助界面活性剤として使用されている。AOのヒト健康リスク評価は、製品形態および使用方法などから、以下の三点について行った。

通常使用時における皮膚に対する安全性

長期間使用時における体内への継続的摂取に対する安全性

誤使用時の安全性

通常使用時における皮膚に対する安全性

動物の皮膚にAO配合洗剤を7日間連続で繰り返し塗布した場合、8%希釈液 (AO換算0.16 ~ 0.72%) 以下では刺激反応が認められなかった³⁾。また、モルモットを用いた皮膚感作性が調べられ、感作性は陰性であることが確認されている⁴⁾。

ヒトにおける24時間パッチテストでは、標準使用の10倍の濃度(1.5%)で一次刺激性はみられたものの、標準使用濃度での刺激性は認められなかった⁵⁾。本テストが24時間貼付であるのに対し、実際の使用はさらに短い時間であり、使用後に洗い流すことを考慮すると、通常使用でAOによる皮膚への影響は少ないものと考えられた。さらに、主婦441名を対象とした3ヶ月の実使用試験においても、一次刺激性および感作性は認められなかった。

以上のことから、通常想定される使用条件下において、AOのヒト皮膚に対する刺激性および感作性のリスクは極めて低いものと考えられる。

長期間使用時における体内への継続的摂取に対する安全性

AOは一般に台所用洗剤に使用されることから、これらの洗剤を使用する過程でヒトがAOを摂取する可能性としては、経皮吸収、洗浄した野菜、果物および食器経由の経口摂取、飲料水からの摂取の3つがあげられる。そこで、通常使用条件下における長期間使用時の安全性について、ヒト推定最大摂取量と哺乳動物を用いた長期毒性試験の結果から評価した。

AOのヒト推定最大摂取量は0.675mg/人/日であり、成人体重50kgとして体重当たりの摂取量に

換算すると、0.0135mg/kg/日になる⁶⁾。

一方、ラットを用いた2年間の混餌投与による慢性毒性試験において、0.1%以下の投与群では影響は認められず、最大無作用量は50mg/kg/日になる⁷⁾。これに、種差の10倍と個体差の10倍をそれぞれ考慮して、ヒトの耐容一日摂取量(TDI)を求めると、0.5mg/kg/日となる。

推定されるAOのヒト最大摂取量0.0135mg/kg/日は、このTDIを下回るものであり、AOの長期使用時の安全性は十分に確保されているものと考えられる。

また、変異原性、発がん性、催奇形性、繁殖性についても、ハザードデータシートに記載したデータを始めとして、数多くの研究結果からAOがいずれの毒性ポテンシャルも有さないことが確認されている⁸⁾。

以上のことから、AO配合製品を日常的に長期間使用においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

誤使用時の安全性

AO配合製品の誤使用として、誤飲や使用時に誤って眼に入るなどが想定される。

誤飲の際には、比較的多量の製品を1回に飲み込むことになる。この時のリスクについては、動物への単回経口投与試験から得た半数致死濃度をもとに推測する事ができる。AOについては、ラットとマウスの経口LD₅₀値として、それぞれ1267mg/kgと2146から2192mg/kgと報告されている⁹⁾。これらの毒性値は、Hodgeらによる毒性分類¹⁰⁾に従うと、「slightly toxic(わずかに毒性あり)」に分類される。誤飲時の急性毒性影響としては、界面活性剤一般に認められる下痢や嘔吐のような症状は予想されるが、この毒性分類からもわかるようにその毒性影響は軽微であると考えられる。

また、誤って眼に入った場合の刺激性については、ウサギの眼刺激性試験データにより20%希釈液で弱い刺激性が生じることが報告¹¹⁾されているが、AO配合製品は、眼に入った直後に水で十分に洗浄することにより回復すると考えられる。

以上の内容より、AOは通常使用および誤使用のいずれの場合においても、ヒト健康に影響を及ぼすリスクは極めて低いものと考えられる。

3. AOの生態系リスク評価

AOは、一般に台所用洗浄剤の補助界面活性剤として用いられるため、使用後は生活雑排水として家庭から排出される。平成11年度末現在のわが国の下水道普及率は60%であり、下水道普及率と合併処理浄化槽およびコミュニティプラントの普及率を合わせると、污水处理施設整備率は69%になる¹²⁾。すなわち、生活雑排水の7割近くは水処理を受けた後に、残りは未処理で公共用水域に排出されているものと考えられる。そこで、AO配合製品の使用形態や生活雑排水の排出経路をふまえて、公共用水域の生態系リスクを考察した。

AOの環境濃度の推定

AOは化審法分解度試験条件において、易分解性であることが認められている¹³⁾。また、生分解性が良好であるために、下水処理過程の活性汚泥処理により下水中のAOは99%以上が除去される¹⁴⁾。従って、全人口の69%から排出される生活雑排水中のAOは、公共用水域に放流される前に効

率的に除去される。

一方、残りの生活雑排水は公共用水域に直接放出されるが、AOは排出された後も河川流下に伴う除去や河川水による希釈により、AOの濃度は低下すると考えられる。

AOの水棲生物影響および生態系リスク評価

AOの水棲生物毒性データは比較的少ないが、未公表のデータを含めると、藻類、ミジンコおよび魚類の短期および長期毒性データがひと通り揃っている¹⁵⁻¹⁷⁾。生物種および試験種ごとに毒性レベルは異なっているが、藻類の一種であるセネデスムス属に対する毒性影響が最も強く、72hr無影響濃度（NOEC）は5µg/Lであった。

生態系リスク評価を行うためには、AOの環境濃度の把握が必要であるが、これまでのところAOの環境濃度測定を実施した報告例はみられない。この理由として、AOの用途が主として台所用洗剤の補助成分に限定されているために生産量が多くないことと、生分解性が良好であるために、環境濃度の測定にまで至っていないものと考えられる。

従って、現時点では水棲生物に対する無影響濃度と環境濃度を比較する手法ではリスク評価は行えないが、AOの生分解性は良好（化審法条件でBOD分解度84%、DOC分解度100%）であり、またAOは台所用洗剤で組み合わせて使用される陰イオン界面活性剤のAESや懸濁物質などとコンプレクスを形成することにより、水棲生物毒性が緩和する可能性もあり、生態系に対するAOの実質的な影響は小さいものと考えられる。

今後は、AOの環境濃度測定を継続的に行い、上記の確認を行うことが課題としてあげられる。

4．結論

台所用洗剤の補助界面活性剤等として使用されているAOについて、ヒト健康および環境影響に関するリスク評価を行った。

ヒト健康影響については、皮膚刺激性、眼刺激性、急性毒性、反復投与毒性などの安全性データと、使用形態・使用方法などにもとづくヒト推定暴露経路・暴露量を検討した結果、通常使用時および誤使用時のいずれにおいてもリスクは極めて低いと評価された。特に、長期間使用した場合の体内への継続的摂取について、ヒト推定最大摂取量とヒト耐容一日摂取量を比較したところ、ヒト推定最大摂取量はヒト耐容一日摂取量を下回っていた。

ヒト耐容一日摂取量 0.5mg/kg/日 > ヒト推定最大摂取量 0.0135mg/kg/日
--

また、変異原性、遺伝毒性、催奇形性、繁殖性については、毒性ポテンシャルを有さないことが確認された。

一方、AOは活性汚泥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除去されることが確認された。AOは環境濃度が測定されていないために、現時点では生態系リスク評価は行うことができないが、使用量が少なく、良分解性かつ組合わせて使用されるAESや懸濁物質などとコンプレクスを形成することにより、水棲生物毒性が緩和する可能性があるために、水

棲生物に対する実質的な影響は小さいものと考えられる。今後は、AOの環境濃度測定を継続的に
行い、リスク評価を行うことが課題としてあげられる。

以上のことから、通常想定される使用条件下において、AOはヒト健康および生態系に影響を及
ぼすリスクは小さく、安全に使用できる界面活性剤と考えられる。

引用文献

- 1) 日本石鹼洗剤工業会, 未公表データ
- 2) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年)
- 3) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p49,50
- 4) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p51およびp60,61
- 5) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p52
- 6) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p53-55
- 7) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p40
- 8) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p42-48
- 9) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p39
- 10) Hodge,H.C. and J.H.Sterner, Tabulation of toxicity Classes, American Industrial Hygiene Quarterly,December,93-96,1949
- 11) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1) アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p50,51
- 12) 平成11年度末汚水処理施設整備状況(厚生省・農水省・建設省によるプレスリリース, 2000年)
- 13) 花王,未公表データ
- 14) P&G(US),未公表データ
- 15) 花王,未公表データ
- 16) Maki,A.W., Correlations between *Daphnia magna* and fathead Minnow chronic toxicity values for several classes of test substances, Journal of the Fisheries Research Board of Canada,36,411-421,1979
- 17) 三原祐一ら,衛生化学,38,523, 1992

**N,N-ジメチルドデシルアミン=N-オキシドの
ハザードデータシート**

物質名	N,N-ジメチルドデシルアミン=N-オキシド N,N-dimethyldodecylamine N-oxide	略 称	AO
		PRTR番号	第1種 166
構 造	$\begin{array}{c} \text{CH}_3 \\ \\ \text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}-\text{N} \rightarrow \text{O} \\ \\ \text{CH}_3 \end{array}$	CAS番号	1643-20-5
		化審法番号	(2)-198
項 目	デ ー タ		出典
ヒト健康影響評価	急性毒性	<u>マウス</u> 経口投与LD ₅₀ : 2,146 ~ 2,192mg/kg 皮下投与LD ₅₀ : 434 ~ 457 mg/kg <u>ラット</u> 経口投与LD ₅₀ : 1,267mg/kg	1)
	慢性毒性 / 亜急性毒性	<u>ラット</u> 経口投与 (アルキル鎖長: C ₁₂₋₁₆ , 主にC ₁₂) ・ 混餌投与; 0.01, 0.1, 0.2% (104週) 生存率, 摂餌量, 眼検査, 病理組織検査変化なし 0.2%投与群の雄で体重増加抑制, 雌で臓器重量増加 <u>マウス</u> 経皮投与 (アルキル鎖長: C ₁₂₋₁₆ , 主にC ₁₂) ・ 背部塗布; 0.05, 0.13, 0.26%(104週) 0.26%投与群で刺激がみられたが, 平均体重, 臓器重量および皮膚癌の発生は認められなかった。 <u>ウサギ</u> 経皮投与 (3%および5%AO配合の2種類の液体洗剤A, B) ・ 背部塗布, 洗剤A; 0.5, 1.0, 2.5% (91日間) 洗剤B; 0.5, 1.0, 2.5% (91日間) (通常の2~12.5倍の濃度, 15倍の暴露時間) 塗布部位の軽度~中等度の刺激性がみられた以外, 血液・生化学検査, 剖検, 病理組織検査には有害な全身作用は認められなかった。	2)

ヒト健康影響評価	皮膚刺激性	<p><u>ラット</u> 経皮投与（AO系台所洗剤） ・背部塗布（健常皮膚および皮膚表面を剥離した損傷皮膚） 健常皮膚；8，10，12，15，18，20%（7日間） 最大無刺激濃度は8%，最小刺激濃度は10%（洗剤濃度） 損傷皮膚；8，12，18%（7日間） 最大無刺激濃度は8%，最小刺激濃度は12%（洗剤濃度） （8%は製品使用濃度の約50倍に相当）</p> <p><u>ウサギ</u> 経皮投与（AOはstearyl dimethyl-amine oxide） ・背部皮膚；5% 刺激なし</p>	3)
	眼刺激性	<p><u>ウサギ</u> Draize眼刺激性試験 Stearyl dimethyl-amine oxide ・点眼（5%水溶液および2.5%配合スキンローション） 眼刺激性なし Lauramine oxide ・点眼（20%水溶液） 弱い刺激</p> <p>AO系台所用洗剤 ・点眼（洗剤原液，0.15，5%水溶液） 非AO系台所用洗剤と同等の刺激</p>	4)
	感作性	<p><u>モルモット</u> Maximization法 ・感作方法 1st：皮内投与（FCA + AO，AOの感作濃度は0.2%） 2nd：経皮投与（48時間クロズドパッチ，AOの感作濃度は1%） ・惹起方法 経皮投与（24時間クロズドパッチ，AOの惹起濃度は0.25，0.5%） 感作性陰性</p> <p>Maximization法（AO系台所用洗剤） ・感作方法 1st：皮内投与（FCA + 洗剤，洗剤の感作濃度は5.0%） 2nd：経皮投与（48時間クロズドパッチ，洗剤の感作濃度は5.0%） ・惹起方法 経皮投与（24時間クロズドパッチ，洗剤の惹起濃度は1.0，3.0%） 感作性なし</p>	4)

	変異原性 / 遺伝毒性	<p>下記のいずれの試験系においても陰性であることを確認。</p> <p><u>Rec-assay</u></p> <p>N,N-Dimethyl dodecylamine oxide ・検体適用条件：10～1,000 μg/plate</p> <p>N,N-Dimethyl tetradecylamine oxide ・検体適用条件：10～1,000 μg/plate</p> <p><u>Ames test</u></p> <p>N,N-Dimethyl dodecylamine oxide ・検体適用条件：10～1,000 μg/plate ・使用菌株： <i>S. typhimurium</i> TA98, TA100および<i>E. coli</i> WP2 try⁻</p> <p>N,N-Dimethyl tetradecylamine oxide ・検体適用条件：10～1,000 μg/plate ・使用菌株： <i>S. typhimurium</i> TA98, TA100および<i>E. coli</i> WP2 try⁻</p> <p><u>ハムスター胎児細胞を用いた形態的形質転換誘導能</u></p> <p>N,N-Dimethyl dodecylamine oxide ・検体適用条件：0.1～20 μg/mL</p> <p>N,N-Dimethyl tetradecylamine oxide ・検体適用条件：0.1～10 μg/mL</p>	5)
ヒト健康影響評価	発がん性	<p><u>ラット</u></p> <p>経口投与（アルキル鎖長：C₁₂₋₁₆，主にC₁₂） ・混餌投与；0.01，0.1，0.2%（104週） 発癌性は陰性</p> <p>飲料水投与（アルキル鎖長：C₁₂₋₁₆，主にC₁₂） ・混餌投与；0.1%（93週） 発癌性は陰性</p> <p><u>マウス</u></p> <p>経皮投与（アルキル鎖長：C₁₂₋₁₆，主にC₁₂） ・背部塗布；0.05，0.13，0.26%（104週） 発癌性は陰性</p>	6)

ヒト健康影響評価	催奇形性	<p><u>ラット</u> 経口投与（アルキル鎖長：C₈₋₁₆，主にC₁₂およびC₁₄） ・強制経口投与；15，30，60mg/kg（妊娠7～17日） 奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず 経皮投与（アルキル鎖長C₈₋₁₆，主にC₁₂，C₁₄のAOを含む界面活性剤混合液） ・背部塗布；5，10，20%（妊娠7～17日） 奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず</p> <p><u>ウサギ</u> 経口投与（アルキル鎖長：C₈₋₁₆，主にC₁₂およびC₁₄） ・強制経口投与；12，24，48mg/kg（妊娠6～18日） 奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず 経皮投与（アルキル鎖長C₈₋₁₆，主にC₁₂，C₁₄のAOを含む界面活性剤混合液） ・背部塗布；0.5，3.0，5.0%（妊娠6～18日） 奇形発生，胎児発達および生殖機能への影響はみられず</p>	7)
	繁殖性	<p>多世代繁殖試験 <u>ラット</u> 経口投与（アルキル鎖長：C₈₋₁₆，主にC₁₂およびC₁₄） 混餌投与；0.0188，0.0375，0.075%（2世代にわたり投与） 出生時の授乳期に体重増加抑制がみられたが，繁殖には影響なし</p>	8)
ヒト健康影響評価	生体内運命	<p>体内動態試験(Dodecyl dimethylaminoxide) <u>吸収</u> ・経口投与（ラット；100mg/kg，ヒト；50mg/body） 急速に吸収された。 ・経皮投与（ラット，マウス，ウサギ，ヒト） いずれの動物種においても皮膚からの吸収が認められたが，ヒトにおいては8時間の暴露で検出限界以下であった。</p> <p><u>分布</u> ・経口投与（雄ラット；100mg/kg） 体内に広く分布し，肝臓が最も高濃度であった。</p> <p><u>代謝</u> ・経口投与（ラット，ウサギ；1mg/kg，ヒト；50mg/body） いずれの動物種にも尿中には10種以上の代謝物が認められた。 ・経口投与（雌雄ラット；100mg/kg） 代謝において性差による大きな違いは認められなかった。</p> <p><u>排泄</u> ・経口投与（ラット；100mg/kg） 投与後72時間までに86.0～96.2%が排泄され，尿中排泄が最も多かった。 ・経口投与（ヒト；50mg/body） 投与144時間までに約7～8割が排泄され，尿への排泄量が最も多かった。</p>	9)

ヒト健康影響評価	ヒトへの影響	<p>皮膚への影響</p> <p><u>ヒトパッチテスト</u>（AO系台所用洗剤）</p> <ul style="list-style-type: none"> ・24時間パッチ；クローズドあるいはオープンパッチ，0.15，1.5% クローズド0.15%およびオープン0.15，1.5%は陰性 <p><u>実用試験</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ・主婦441名を対象に冬季3ヶ月間にわたるAO系台所用洗剤の実用試験を実施 一次刺激性および感作性は認められなかった。 <p><u>誤使用時の安全性</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ・AO系台所用洗剤の経口LD50はマウス，ラットいずれも5mL/kg ・AO系台所用洗剤のウサギ眼刺激性は市販台所用洗剤と同程度 <p><u>ヒトにおける1日の推定最大摂取量</u></p> <p>0.014mg/kg/day</p>	10)
		環境運命	<p><u>分解性</u></p> <p>化審法分解度試験条件による評価結果は、易分解性であることを示している。BOD 84%、DOC 100%（28日）</p> <p><u>活性汚泥処理による除去性</u></p> <p>連続活性汚泥処理装置による評価</p> <p>¹⁴Cの無機化 69～76% AOの除去率 99.8%</p>
生態系影響評価	生態毒性	<p><u>実験室内データ</u></p> <p>ヒメダカ 96時間 LC₅₀ 47mg/L 海水馴化ヒメダカ 96時間 LC₅₀ 52mg/L ミジンコ 48時間 EC₅₀ 3.9mg/L 藻類（セネデスマス） 72時間 EC₅₀ 0.030mg/L NOEC 0.0050mg/L</p> <p>ミジンコ 21日間 EC₅₀ 0.88mg/L NOEC 0.70mg/L</p> <p>ファットヘッドミノー、1年間 NOEC 0.50mg/L</p>	11) 13)
		<p><u>活性汚泥への影響</u></p> <p>酸素呼吸阻害性 IC₅₀ 100mg/L</p> <p>: No observed effect concentration（無影響濃度） : 50% Inhibitory concentration（半数阻害濃度）</p>	14)

引用文献

- 1) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p.39
- 2) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p40~42
- 3) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p49,50
- 4) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p50,51およびp60,61
- 5) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p42,43
- 6) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p46~48
- 7) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p44
- 8) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p45
- 9) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p34~38
- 10) 平成元年度厚生科学研究 食品衛生調査研究事業 報告書 食品用洗淨剤の安全性に関する調査研究(その1)アミノオキシド配合洗淨剤について (日本食品洗淨剤衛生協会発行 1991年) p52~p56
- 11) 花王未公表データ
- 12) P&G(US),未公表データ
- 13) Maki,A.W., Correlations between *Daphnia magna* and fathead Minnow chronic toxicity values for several classes of test substances, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*,36,411-421,1979
- 14) 三原祐一ら、衛生化学,38,523, 1992

**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**

日本石鹼洗剤工業会
洗浄剤部会 PRTRワーキングG

2001年(平成13年) 7月初版発行
2001年(平成13年) 10月第2版発行

〒103-0027 東京都中央区日本橋3-13-11
TEL 03-3271-4301
FAX 03-3281-1870

禁無断転載