

アミンオキシドの ヒト健康影響と環境影響に関する リスク評価結果について

2010年5月



Japan Soap and Detergent Association

日本石鹼洗剤工業会

まえがき

日常生活の中で様々な化学物質が利用され、現代社会にとって化学物質は不可欠なものになっています。同時に、化学物質による環境問題や安全性に対する関心が高まり、化学物質の適正な管理に関する世界的な取り組みが行われています。

1992年の「地球サミット」において、経済発展と環境保全の両立を目指した持続可能な発展のための行動計画アジェンダ 21の中に化学物質対策の具体的なアイデアが取りまとめられました。その後、国際的な動きが活発になり、2002年の「持続可能な開発に関する世界首脳会議」では、地球環境問題の解決に向けた実施計画が合意され、2006年の「国際化学物質管理会議」にて、国際的な化学物質管理に関する戦略的アプローチ(SAICM : Strategic Approach to International Chemical Management)が採択されました。SAICMには、科学的なリスク評価に基づくリスク削減を進めることなどが定められています。

わが国では、1973年にヒトの健康を損なう恐れがある化学物質の環境汚染を防止するために化学物質審査規制法が世界に先駆けて制定されましたが、2010年に施行される法律の一部改正において、ハザード(固有の有害性)に基づく従来の化学物質管理からリスクベースに変更される予定です。

このように化学物質のヒト健康や環境影響がリスクに基づいて行われるようになってい
る中で、日本石鹼洗剤工業会は家庭用洗剤原料のリスク評価に取り組んでいます。本報告書は、食器用洗剤、シャンプー、全身洗浄料などに使用されている界面活性剤アミノオキシドについて、経済協力開発機構(OECD)の高生産量化学物質安全点検プログラムによるSIDS Initial Assessment Report(2006年)や新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)の化学物質初期リスク評価書(2007年)を参考にしながら、わが国の使用実態を考慮したヒト健康と環境の影響をリスク評価したものです。アミノオキシドの安全性について、理解を深めていただければ幸いです。

2010年5月

日本石鹼洗剤工業会
環境・安全専門委員会
委員長 西山 直宏

執筆：松本浩子、吉田浩介、山根雅之、川崎秀夫

環境・安全専門委員会メンバー

ライオン株式会社

原田房枝、吉田浩介

花王株式会社

笠井 裕、西山直宏、山根雅之

P&G ジャパン株式会社

山本昭子

日油株式会社

松尾 武

ユニリーバ・ジャパン・サービス株式会社

浅田由美

株式会社資生堂

松本浩子

株式会社 ADEKA

川崎秀夫

目次

要約	1
1. 化学物質の同定	2
1.1 物質名および CAS 登録番号	2
1.2 構造式	2
1.3 分子式および分子量	2
2. 物理化学的性状	3
3. 発生源情報	3
3.1 製造・輸入量	3
3.2 用途情報	3
4. 排出源情報	4
4.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出量	4
4.2 排出シナリオ	4
5. ヒト健康リスク評価	5
5.1 有害性評価	5
5.1.1 急性毒性	5
5.1.2 刺激性および腐食性	5
5.1.3 感作性	5
5.1.4 反復投与毒性	6
5.1.5 生殖発生毒性	6
5.1.6 遺伝毒性	7
5.1.7 発がん性	8
5.2 暴露評価	8
5.2.1 経皮からの暴露	8
5.2.2 経口からの暴露	9
5.2.3 暴露量の合計推定量	10
5.3 リスク評価	10
6. 環境リスク評価	12
6.1 環境中運命	12
6.1.1 生分解性	12
6.1.2 下水処理による除去性	12
6.2 有害性評価	13
6.2.1 藻類に対する毒性	13
6.2.2 甲殻類に対する毒性	14

6.2.3 魚類に対する毒性.....	14
6.3 予測無影響濃度（PNEC）の推定.....	15
6.4 環境暴露評価.....	16
6.4.1 モニタリングデータ.....	16
6.4.2 数理モデル（AIST-SHANEL）を用いた環境中濃度の予測.....	17
6.5 水生生物に対するリスク評価.....	19
7. まとめ.....	19
8. 参考文献.....	20

要約

N,N-ジメチルアルキルアミン=N-オキシド（略称：アミンオキシド、AO）は両性界面活性剤であり、主に起泡力や洗浄性を高める目的で台所用洗剤やシャンプー等に配合されています。これまでに、日本石鹼洗剤工業会ではアミンオキシドについてリスク評価を行い、通常想定される使用条件下においては、ヒト健康および環境に影響を及ぼすリスクは小さいと報告しています（日本石鹼洗剤工業会, 2001, 2004）。その後、日本や OECD 等によってアミンオキシドのリスク評価が実施され、最新のデータが追加されました。そこで、当工業会では、これら最新の情報に基づき日本国内におけるヒト健康影響と環境影響に関するリスク評価を再度行いました。

化学物質のリスク評価は、有害性評価と暴露評価に基づいて行われます。アミンオキシドのヒト健康影響評価は、飲料水からの経口摂取と消費者製品からの暴露（野菜、食器への残留による経口摂取、台所用洗剤、シャンプーからの経皮吸収）を想定し、安全性試験結果から得られた無毒性量（NOAEL）をヒトの推定暴露量（EHE）で除して暴露マージン（MOE）を求め、これと不確実性係数を比較することにより評価しました。その結果、アミンオキシドは、ヒト健康に対して影響を及ぼすリスクが低いことが分かりました。

環境影響評価は、最新の環境モニタリングデータと水系暴露濃度予測モデル AIST-SHANEL（AIST-Standardized Hydrology-based Assessment tool for chemical Exposure Load）を用いて推定した予測環境濃度（PEC）と水生生物毒性試験結果から得られた予測無影響濃度（PNEC）を比較することにより評価しました。その結果、環境に対しても影響を及ぼすリスクが低いことが分かりました。

1. 化学物質の同定

アミンオキシド (AO)は、一般構造式が $R_3N^+-O^-$ (別表記として $R_3N=O$ 、 $R_3N\rightarrow O$) と表される化合物群のことです。AO は通常、三級アミンやピリジンなどの複素環式化合物を酸化して合成されます。特に長鎖アルキル基を持つ AO は両性界面活性剤とされ、起泡力や洗浄性を高めるために、台所用洗剤等の液体洗剤に配合されています。

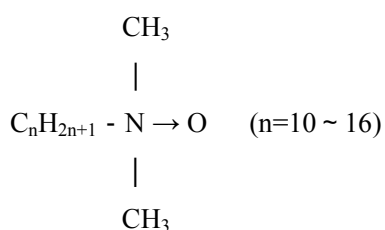
1.1 物質名および CAS 登録番号

AO の CAS 登録番号を表 1 に示します。このリスク評価書では、このうち日本国内で主に使用されている $R-N^+(CH_3)_2O$ の R の部分が C_{12} の N,N - ジメチルドデシルアミン=N - オキシド ($C_{12}AO$) および C_{10} から C_{16} の混合 AO について評価します。

表 1. アミンオキシドの CAS 登録番号

物質	CAS 登録番号	名称
$C_{10}AO$	2605-79-0	N,N - ジメチルデカンアミン=N - オキシド
$C_{12}AO$	1643-20-5	N,N - ジメチルドデシルアミン=N - オキシド
$C_{14}AO$	3332-27-2	N,N - ジメチルテトラデカンアミン=N - オキシド
$C_{16}AO$	7128-91-8	N,N - ジメチルヘキサデカンアミン=N - オキシド
$C_{10-16}AO$	70592-80-2	N,N - ジメチル C_{10-16} アミン=N - オキシド
ヤシ AO	61788-90-7	N,N - ジメチルヤシアルキルアミン=N - オキシド

1.2 構造式



1.3 分子式および分子量

$C_{10-16}AO$ の分子式および分子量を表 2 に示します。

表 2. $C_{10-16}AO$ の分子式および分子量

物質	分子式	分子量
$C_{10}AO$	$C_{12}H_{27}NO$	201.35
$C_{12}AO$	$C_{14}H_{31}NO$	229.40
$C_{14}AO$	$C_{16}H_{35}NO$	257.46
$C_{16}AO$	$C_{18}H_{39}NO$	285.51

2. 物理化学的性状

C₁₀₋₁₆AO（平均アルキル鎖長 C_{12.6}）とアルキル鎖長別 AO の物理化学的性状を表 3-1 および表 3-2 に示します。

表 3-1. 平均アルキル鎖長 C_{12.6}AO の物理化学的性状

項目	C _{12.6} AO	文献
融点 ()	130.5	Devinsky et al. (1985)
沸点 ()	沸騰前に分解	TSCA ITC (1983)
蒸気圧 (Pa)	4.6×10^{-5}	TSCA ITC (1983)
解離定数	4.1	The Procter&Gamble Co. (2002A)
水溶解度(g/L)	409.5	The Procter&Gamble Co. (2002B)
n-オクタノール / 水分配係数 (log 値)	<2.7	The Procter&Gamble Co. (2002C)

表 3-2. EPIWIN (ver 3.0) で予測したアルキル鎖長別の AO の物理化学的性状

項目	C ₁₀ AO	C ₁₂ AO	C ₁₄ AO	C ₁₆ AO
融点 ()	152.6	168.0	183.3	198.7
沸点 ()	403.4	426.6	449.8	473.0
蒸気圧 (Pa)	4.6×10^{-5}	2.1×10^{-5}	1.5×10^{-6}	2.6×10^{-7}

3. 発生源情報

3.1 製造・輸入量

2004 年から 2008 年までの 5 年間の製造、輸入量等を表 4 に示します。2008 年の C₁₂AO の国内供給量は 4225 トンとなっています（日本石鹼洗剤工業会、日本界面活性剤工業会調査）。

表 4. AO の製造・輸入量等

年	2004	2005	2006	2007	2008
製造量 (t)	4179	2542	2629	2930	2568
輸入量 (t)	2213	4539	2017	1863	1706
輸出量 (t)	73	73	62	60	49
国内供給量 (t)	6319	7008	4584	4733	4225

*国内供給量 = 製造量 + 輸入量 - 輸出量

3.2 用途情報

AO の用途およびその使用割合を表 5 に示します（日本石鹼洗剤工業会、日本界面活性剤工業会調査）。AO は、起泡力や洗浄性を高める目的で、主に台所用等の家庭用洗剤、次の

で業務用洗剤に用いられ、またシャンプー等にも配合されています。

表 5. AO の用途別使用割合

用途 / 年	割合(%)				
	2004	2005	2006	2007	2008
台所用、風呂用等の家庭用洗剤	88.0	80.5	84.3	82.7	88.1
業務用洗剤	7.0	16.5	11.4	13.9	9.6
シャンプー等	2.7	1.6	1.9	1.6	1.4
香粧・医薬品工業	1.2	0.7	0.9	0.7	0.4
その他	1.1	0.7	1.5	1.1	0.5
合計	100	100	100	100	100

4. 排出源情報

4.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出量

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（化管法）に基づく 2008 年度集計結果によると、AO は届出事業者から大気へ 0 トン、公共用水域へ 2 トン排出され、廃棄物として 56 トン、下水道に 4 トン移動しています。また、届出外排出量として届出対象外事業者から 1138 トン、非対象業種から 94 トン、家庭から 906 トンの排出量が推計されています。家庭からの公共用水域への排出量推計は、AO の公共用水域への移行率¹に家庭用製品用途の AO の製造・輸入量を乗じて計算され、下水処理場や合併浄化槽などの排水処理設備が整っていない場合に推計されます。ちなみに家庭などから下水道等の排水処理施設への移動量は 2847 トンと推定されています。

4.2 排出シナリオ

AO は国内で 2568 トン（2008 年）製造されていますが、その排出原単位は 0（日本化学工業協会調査）であるので、AO の製造段階での排出はないものと推定できます。一方、AO の使用段階での排出については、用途情報、PRTR データから判断して、その主な排出経路は、家庭における洗浄剤の使用に伴う公共用水域への排出、下水道等の排水処理施設への移動と考えられます。

¹公共用水域への移行率 = 1 - (下水道普及率 + 合併処理浄化槽整備率 × 合併処理浄化槽の除去率)

5. ヒト健康リスク評価

ヒト健康にかかわる有害性データは、NEDO 化学物質の初期リスク評価書には C₁₂ AO について、また、SIDS Initial Assessment Report For SIAM 22 (DRAFT) には C₁₂ AO を含めアルキル鎖長の異なる AO について詳しく記載されています。いずれも、急性毒性、刺激性および腐食性、感作性、反復投与毒性、生殖発生毒性、遺伝毒性ならびに発がん性の安全性評価項目について幅広く情報収集されています。この評価書ではこれらの概要をご紹介しますので、詳細は各評価書をご参照下さい。

また、国内の消費者製品における AO の配合量やこれらを使用した時の暴露経路等を考慮したヒトの推定暴露量 (EHE) を算出し、これと反復投与毒性試験から得られた無毒性量 (NOAEL) とを比較して、AO のヒト健康への影響を評価しました。

5.1 有害性評価

5.1.1 急性毒性

C₁₂ AO について、経口投与での半数致死量 (LD₅₀) はマウスで 2146 ~ 2700 mg/kg、ラットで 1267 mg/kg、腹腔内投与での LD₅₀ はマウスで 375 mg/kg、ラットで 271 mg/kg、皮下投与での LD₅₀ はマウスで 434 ~ 457 mg/kg と報告されています (The Procter & Gamble Co., 1976B, 1978I; U.S. NIOSH, 2002; 西田, 1990)。

C₁₂ 以外のアルキル鎖長を含む C₁₀₋₁₆ AO については、経皮投与での急性毒性はウサギを用いた 3 つの試験より、限度用量である 2 mL/kg (520mg AO/kg に相当) の投与で動物の死亡は認められなかったことが報告されています。また、経口投与での急性毒性はラットを用いた試験より、LD₅₀ は 846 ~ 3873 mg/kg (C₁₀₋₁₈ AO) の範囲にあることが報告されています (The Procter & Gamble Co., 1978A, 1978B, 1978C, 1978D; Hoechst AG, 1978, 1983A, 1987; Onyx Chemical, 1985A, 1985B)。

5.1.2 刺激性および腐食性

C₁₂ AO について、ウサギの皮膚に 2 mg を 24 時間適用した試験およびウサギの眼に 1% 溶液を適用 (適用時間不明) した試験が実施されており、いずれも強度の刺激性であることが報告されています (U.S. NIOSH, 2002)。

C₁₂ を含めたアルキル鎖長の異なる各種 AO については、ウサギを用いた一連の試験より、皮膚または眼に対する刺激性は低濃度 (1%) では認められず、5% で中等度、高濃度 (~30% 水溶液) ではさらに強くなることが報告されています。また、眼に対しては暴露後の洗浄により刺激性は低減することも報告されています (Onyx Chemical Co., 1973A, 1973B, 1986; Hoechst AG, 1978B, 1983B, 1983C, 1983D; The Procter & Gamble Co., 1978E, 1978F, 1978G)。

5.1.3 感作性

モルモットに C₁₂AO の 0.2% 溶液の 0.1 mL 皮内投与およびこの 1 週間後に 1.0% 溶液 0.3

mL の背部皮膚 48 時間閉塞適用によって感作誘導し、感作誘導の 2 週間後に 0.25 %および 0.5 %溶液で感作誘発を行った試験 (Maximization 法) が実施されていますが、感作性は認められなかったことが報告されています (西田, 1990)。また、モルモットに C₁₀₋₁₆ AO (as is) を 1 回 / 週の頻度で 3 回適用することによって感作誘導し、感作誘導の 2 週間後に 10 % (v/v) 溶液で感作誘発を行った試験 (Buehler 法) が実施されていますが、感作性は認められなかったことが報告されています (The Procter & Gamble Co., 1978H)。

5.1.4 反復投与毒性

反復投与毒性試験の概要を表 6 に示します。ラットを用いた混餌投与による反復投与毒性試験より、AO の NOAEL について、91 日間の反復投与毒性試験では雄で 63 mg/kg/day、雌で 80 mg/kg/day、また、104 週間の慢性毒性 / 発がん性併合試験では雄で 42.3 mg/kg/day、雌で 52.6 mg /kg/day であることが報告されています。

表 6. 反復投与毒性試験の概要

動物種	AO 投与経路	投与 期間	NOAEL (mg/kg/day)	LOAEL (mg/kg/day)	投与量 (mg/kg/day)	文献
ラット	C ₁₀₋₁₆ AO 経口投与 (混餌)	91 日	雄 63 雌 80	雄 112 水晶体混濁 雌 150 体重増加抑制	雄 0, 63, 112, 236 雌 0, 80, 150, 301	The Procter & Gamble Co. (1980)
ウサギ	C ₁₀₋₁₆ AO 経口投与 (混餌)	32 週	雄 40 雌 195	雄 196 肝臓重量/体重 比増加	雄 0, 40, 196, 390 雌 0, 39, 195, 380	The Procter & Gamble Co. (1977A)
ラット	C ₁₀₋₁₆ AO 経口投与 (混餌)	104 週	雄 42.3 雌 52.6	雄 87.4 体重増加抑制 雌 107 体重増加抑制	雄 0, 4.24, 42.3, 87.4 雌 0, 5.23, 52.6, 107	Cardin et al. (1985)

LOAEL ; 最小毒性量

5.1.5 生殖発生毒性

生殖発生毒性試験の概要を表 7 に示します。生殖発生毒性についてはラットおよびウサギを用いた試験が実施されています。ラットでは、妊娠 7-17 日に C₁₂AO (0, 50, 100, 200 mg /kg/day) を強制経口投与し、妊娠 20 日に母体の 2/3 を帝王切開して胎児の検査を、残りを自然分娩させて児動物の繁殖能を検査する試験が実施されています。C₁₂AO の 200 mg/kg/day 投与群において、母体の体重増加抑制等および児動物の発育遅延がみられたが、児動物の繁殖能に影響はみられなかったことが報告されています。また、ウサギでは、妊娠 6-18 日に C₁₂AO (0, 40, 80, 160 mg/kg/day) を強制経口投与し、妊娠 29 日に帝王切開して胎児の検査を実施した試験において、胎児に異常はみられなかったことが報告されていま

す。その他、ラットの二世代繁殖試験（混餌）ならびにラットの妊娠 6-19 日に強制経口投与した試験が実施されていますが、いずれの試験においても AO に生殖発生毒性は認められなかったことが報告されています。

表 7. 生殖発生毒性試験の概要

動物種	AO 投与経路	投与期間	NOAEL (mg/kg/day) 母動物	NOAEL (mg/kg/day) 胎児	投与量 (mg/kg/day)	文献
ラット	C ₁₂ AO 経口投与 (混餌)	連続（二世代繁殖試験）	> 40	> 40	投与開始から 6.5 週までは 0,750,1500,3000ppm,これ以降は 0,188,375,750ppm (750 ppm は 40 mg/kg/day 相当)	Lion Corp. (1979)
ラット	C ₁₂ AO 経口投与 (強制)	F0;妊娠 7-17 日(F0;妊娠 20 日に 2/3 を帝王切開、残りを自然分娩。F1 は 10 週齢時に同群内で交配させ、妊娠 20 日に帝王切開)	100 (200; 飲水量および体重の減少)	100 (200;体重の減少)	0, 50, 100, 200	Lion Corp. (1980)
ウサギ	C ₁₂ AO 経口投与 (強制)	F0;妊娠 6-18 日（妊娠 29 日に帝王切開）	> 160	> 160	0, 40, 80, 160	Lion Corp. (1981)
ラット	C ₁₀₋₁₆ AO 経口投与 (強制)	F0;妊娠 6-19 日	25 (100;母動物体重増加抑制)	25 (100;胎児体重増加抑制)	0, 25, 100, 200	The Procter & Gamble Co. (1999)

5.1.6 遺伝毒性

C₁₂ AO の遺伝毒性について、ネズミチフス菌を用いた復帰突然変異試験で S9 添加の有無に関わらず 250 μg/plate まで陰性であったこと、枯草菌を用いた DNA 修復試験およびハムスター培養細胞を用いた細胞形質転換試験で陰性であったことが報告されています（Inoue et al., 1980）。また、C₁₂ AO の 10、100 もしくは 1000 mg/kg を飲水投与した雄マウスと無処置雌マウスを交配させ、妊娠 13 もしくは 14 日の雌マウスについて着床数、吸収胚 / 死胚を調べた優性致死試験で、妊娠率に AO 処置雄マウスによる影響はみられなかった

こと、着床数、吸収胚 / 死胚数に有意な減少はみられなかったことが報告されています (The Procter & Gamble Co., 1983)。

5.1.7 発がん性

発がん性についてはラットおよびマウスを用いた試験 (いずれも C₁₀₋₁₆AO)が実施されています。ラットに AO として 0、0.01、0.1 および 0.2 % (w/v) 含む餌を 104 週間与えた慢性毒性 / 発がん性併合試験ならびにマウスに AO として 0、0.05、0.13 および 0.26 % (w/v)の濃度で 0.1 mL を 1 回/日、3 日/週、104 週間経皮適用した試験において、いずれも発がん性を示唆するような証拠はみられなかったことが報告されています (Cardin et al, 1985)。

5.2 暴露評価

ヒトが AO に暴露される代表的な経路として、AO が配合されている製品の使用による経皮からの暴露が考えられます。AO が配合されている製品としては台所用洗剤、シャンプーおよびボディソープがあげられ、各 AO の配合濃度は台所用洗剤で 7 %、シャンプーおよびボディソープで 3 %として、それぞれの経皮暴露量を算出しました。また、経口からの暴露については、台所用洗剤で洗浄した食器や野菜などに残留した AO および飲料水経由の AO を考慮して、それぞれの経口摂取量を算出しました。

5.2.1 経皮からの暴露

暴露シナリオとして、台所用洗剤の場合には、食器洗いを 1 日 3 回 (1 回 45 分)、食器の手洗い中に暴露される手および腕の表面積は 1980 cm² としました (Human & Environmental Risk Assessment on Ingredients of Household Cleaning Products) 。また、シャンプーおよびボディソープの場合には、これらの使用を 1 日 1 回 (1 回 10 分)、暴露される身体面積はシャンプーで 1440 cm² (両手の面積 + 頭部の面積の 1/2、THE SCCP'S NOTES OF GUIDANCE) 、ボディソープで 15100 cm² (暴露係数ハンドブック) としました。

AO の経皮吸収性については、C₁₂AO をヒトに経皮投与した時の試験が実施されており、その経皮吸収速度は 0.046 μg/時間/cm² 以下 (Rice, 1977) と報告されています。体重は 50 kg とし、それぞれ以下のように経皮暴露量を算出しました。

1) 台所用洗剤の使用による経皮暴露

$$[1980 (\text{cm}^2) \times 0.046 (\mu\text{g}/\text{時間}/\text{cm}^2) \times 45/60(\text{時間}) \times 3 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) \\ = 4.10 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

2) シャンプーの使用による経皮暴露

$$[1440 (\text{cm}^2) \times 0.046 (\mu\text{g}/\text{時間}/\text{cm}^2) \times 10/60 (\text{時間}) \times 1 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) \\ = 0.22 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

3) ボディソープの使用による経皮暴露

$$[15100 (\text{cm}^2) \times 0.046 (\mu\text{g}/\text{時間}/\text{cm}^2) \times 10/60 (\text{時間}) \times 1 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) \\ = 2.32 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

5.2.2 経口からの暴露

1) 台所用洗剤で洗浄した食器への残留による経口暴露

台所用洗剤で洗浄した食器に残留する AO の調査が行われており、洗浄後の C₁₂ AO の残留量は 0.0013 μg/cm² であることが報告されています。食器の使用量を 3700 cm²/ヒト/日(椀 120 cm² × 10 枚、皿 50 cm² × 50 枚として計算) と想定した時の AO 摂取量は 4.81 μg/ヒト/日 (西田, 1990) と算出され、これを体重 50kg で除した値を AO 暴露量としました。

$$[0.0013 (\mu\text{g}/\text{cm}^2) \times 3700(\text{cm}^2/\text{ヒト}/\text{日})] / 50(\text{kg}) = 0.10 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

2) 台所用洗剤で洗浄した野菜、果物への残留による経口暴露

近年、野菜や果物を台所用洗剤で洗わなくなりましたが、AO を配合した洗剤で洗った時の野菜や果物に残留する AO の調査は行われており、野菜はキャベツで 0.78 μg/g、ほうれん草で 1.4 μg/g、トマトで 0.17 μg/g、果物はイチゴで 0.24 μg/g、ブドウで 0.24 μg/g 残留することが報告されています(西田, 1990)。残留量の算出にあたり、野菜の場合には残留量の高いほうれん草の 1.4 μg/g を、果物の場合には 0.24 μg/g を用い、ヒトの野菜および果物の摂取量をそれぞれ 283.9 g/日 (暴露係数ハンドブック ; 15 歳以上における平均野菜類摂取量)、116.4 g/日 (暴露係数ハンドブック ; 15 歳以上における平均果実類摂取量) として AO 暴露量を算出しました。

$$[1.4 (\mu\text{g}/\text{g}) \times 283.9(\text{g}/\text{ヒト}/\text{日}) + 0.24 (\mu\text{g}/\text{g}) \times 116.4(\text{g}/\text{ヒト}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) = 8.51 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

3) 飲料水経由の経口暴露

飲料水経由の暴露量算出には、調理用および飲水として 2L/日を、飲料水中 AO 濃度は、日本石鹼洗剤工業会が実施しているモニタリング結果のうち、上水道の取水を行っている羽村堰および金町における河川濃度の 95 パーセントイル値である 0.01 μg/L および 0.08 μg/L のうち濃度の高い 0.08 μg/L (日本石鹼洗剤工業会, 2002 ~ 2008 年度調査結果) を用いました。

$$0.08 (\mu\text{g}/\text{L}) \times 2(\text{L}/\text{ヒト}/\text{日}) = 0.16 (\mu\text{g}/\text{ヒト}/\text{日})$$

5.2.3 暴露量の合計推定量

経皮および経口からの推定暴露量 (EHE) を表 8 に示します。AO の EHE は合計で 15(μg/kg/日)と算出されました。

表 8. 経皮および経口からの推定暴露量

経皮および経口からの暴露	暴露量(μg/kg/日)
台所用洗剤を使用した時の経皮暴露	4.10
シャンプーを使用した時の経皮暴露	0.22
ボディソープを使用した時の経皮暴露	2.32
台所用洗剤で洗浄した食器からの経口暴露	0.10
台所用洗剤で洗浄した野菜、果物からの経口暴露	8.51
飲料水経由の経口暴露	0.16
合計推定暴露量 (EHE)	15.41

5.3 リスク評価

リスク評価は、有害性評価によって得られた NOAEL を暴露評価によって得られた EHE で除して暴露マージン(MOE)を求め、これと不確実性係数とを比較することにより行いました。なお、リスク評価に用いる NOAEL および不確実性係数については、各評価書における考え方に基づいた値を用いました。

NEDO 化学物質の初期リスク評価書では、長期の反復投与毒性試験である「ラットを用いた 104 週間の慢性毒性 / 発がん性併合試験」の NOAEL が採用されています。したがって、MOE の算出には雌雄の NOAEL のうち低いほうの 42.3 mg/kg/day を用いました。また、MOE と比較する不確実性係数は、動物とヒトの種差 (10) と個人差 (10) の積である 100 が用いられています。なお、AO は母動物に一般毒性を及ぼさない用量で繁殖能や児動物の発生に対して影響を及ぼさないものと考えられることから、生殖発生毒性のリスク評価は行われていません。

$$\begin{aligned} \text{MOE (NEDO)} &= \text{NOAEL} / \text{EHE} \\ &= 42.3 \text{ (mg/kg/日)} / 0.015 \text{ (mg/kg/日)} \\ &= 2820 \end{aligned}$$

不確実性係数積 (NEDO); 100

SIDS Initial Assessment Report For SIAM 22 (DRAFT) では、哺乳類の毒性試験からの最適な全体的 NOAEL (overall NOAEL) は、証拠の重み付けアプローチ (weight of evidence approach) に基づいて 80 mg/kg/day であると決定されました。この値は 91 日間のラット混

餌投与による試験の NOAEL であり、すべての試験における最小 LOAEL より低い最大 NOAEL を意味します。また、MOE と比較する不確実性係数は、動物とヒトの種差（10）と個人差（10）の積である 100 としました。

$$\begin{aligned}\text{MOE (SIDS)} &= \text{NOAEL} / \text{EHE} \\ &= 80(\text{mg/kg/日}) / 0.015(\text{mg/kg/日}) \\ &= 5333\end{aligned}$$

不確実性係数積（SIDS）; 100

以上のように、各評価書の考え方に基づいて算出した MOE は、NEDO 化学物質の初期リスク評価書で 2820、SIDS Initial Assessment Report For SIAM 22（DRAFT）で 5333 であり、いずれも不確実性係数積 100 より大きく、AO のヒト健康に与えるリスクは小さいと考えられました。

6. 環境リスク評価

AO に関する生分解性や水生生物毒性などの環境安全性データは、OECD や国内のリスク評価書および文献で詳しく報告されています(Belanger et al, 1996; NEDO, 2007; OECD, 2006; Sanderson et al., 2009)。本評価書では、日本国内における最新のモニタリングデータと数値モデルを使い国内の河川暴露濃度の推定を行い、上記文献のハザードデータと比較することによって AO の環境リスク評価を実施しました。

6.1 環境中運命

6.1.1 生分解性

C₁₂AO は、化審法条件(被験物質濃度 100 mg/L、活性汚泥濃度 30 mg/L、試験期間 28 日、好気条件) で生分解性試験を行うと、生物化学的酸素要求量(BOD)に基づく分解度とガスクロマトグラフ (GC) 測定に基づく分解度がそれぞれ 63 %と 100 %であると報告されています(通商産業省, 1995)。C₁₂AO 以外のアルキル鎖長が異なる AO についても OECD 試験ガイドラインに基づき生分解性が評価されており、多くの試験で易分解性であると報告されています(表 9)。また、酸素が存在しない嫌気条件下においても、AO は分解されると報告されています(The Procter&Gamble, 1996B; The Procter&Gamble, 1996F; Vandepitte and Debaere, 2007)。

以上のことから、AO は好気と嫌気の両条件下において微生物によって分解されやすいと考えられます。

表 9. AO の生分解性試験結果

鎖長 (平均)	試験法	分解度(%)	文献
C ₁₀	OECD 301E	97	Th. Goldschmidt AG (1997)
C _{12.9}	OECD 301B	63	The Procter&Gamble (1977B)
C ₁₃	OECD 301D	93	Akzo Chemie (1987)
C _{13.5}	OECD 301D	82	Akzo Nobel Chemicals (1990I)
C _{17.2}	OECD 301D	79	Akzo Nobel Chemicals (1990G)
C ₁₈	OECD 301D	60	Akzo Chemical International B.V. (1990G)

6.1.2 下水処理による除去性

AO の下水処理による除去率の概要を表 10 に示します。下水処理場における AO の除去性は、シミュレーションテスト (OECD 303A) で評価されており、99 %以上の高い除去率を示しています。日本、アメリカおよびオランダでは下水処理場における流入水と放流水のモニタリングが行われており、除去率は 95 ~ 99 %と報告されています。実験室における検討とモニタリングデータから、下水処理場において、AO は高い除去性を示すことが考えられます。

以上、公定法に基づく生分解性試験結果や下水処理による除去性の結果から、AO は環境中で速やかに分解、除去されることが予想されます。

表 10. AO の下水処理による除去率

鎖長	方法	結果	文献
C ₁₂ C ₁₀₋₁₆	OECD 303A	>99.8% (親物質の除去)	The Procter&Gamble Co.(1996E)
C ₁₂	シミュレーション	>99.8% (親物質の除去)	The Procter&Gamble Co.(1996D)
C ₁₀₋₁₆	下水処理場 モニタリング	>99% (日本) >96% (アメリカ) >94.9% ~ >99.5% (オランダ)	化学物質評価研究機構 (2003B) The Procter&Gamble Co.(2001), The Procter&Gamble Co.(1996A)

6.2 有害性評価

6.2.1 藻類に対する毒性

AO の藻類に対する毒性データの概要を表 11 に示します。AO の *Pseudokirchneriella subcapitata* に対する 72hr 50%生長阻害濃度(EC₅₀)と 72hr 20%生長阻害濃度・速度法(ErC₂₀), 10%生長阻害濃度・速度法(ErC₁₀)は、それぞれ 0.01 ~ 0.4 mg/L と 0.052 ~ 0.11 mg/L であり、*Desmodesmus subspicatus* に対する 72hr EC₅₀ と 72hr ErC₂₀, ErC₁₀ は、それぞれ 0.04 ~ 0.28 mg/L と 0.01 ~ 0.045 mg/L であると報告されています。その他の藻類毒性についても報告されており、72hr EC₅₀ は 1.7 ~ 5.3 mg/L でした。

表 11. AO の藻類に対する毒性データ

鎖長	生物種	エンドポイント	毒性値 (mg/L)	文献
<C ₁₃	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72hr EC ₅₀	0.01 ~ 0.4*	OECD (2006)
C _{12.9}		72hr ErC ₂₀ , ErC ₁₀	0.11**	
C ₁₂ ~ C ₁₈		72hr ErC ₂₀ , ErC ₁₀	0.052	Sanderson et al. (2009)
<C ₁₃	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72hr EC ₅₀	0.04 ~ 0.28*	OECD (2006)
C _{12.9}		72hr ErC ₂₀ , ErC ₁₀	0.01**	
C ₁₂ ~ C ₁₈		72hr ErC ₂₀ , ErC ₁₀	0.045	Sanderson et al. (2009)
<C ₁₃	<i>Chlorella</i>	72hr EC ₅₀	1.7	OECD (2006)
	<i>Diatoma</i>		2.16	
	<i>Anabaena</i>		5.3	

*Bruce and Versteeg (1992)をもとに再計算した値。 **Fendinger et al. (1994)をもとに C_{12.9} に規格化した値。

6.2.2 甲殻類に対する毒性

AO の甲殻類に対する毒性データの概要を表 12 に示します。C₁₂AO のミジンコに対する 48hr EC₅₀ は 2.23 ~ 3.9 mg/L と報告されています。長期毒性は 21 日間の繁殖を指標とした試験データがあり、無影響濃度 (NOEC) が 0.36 mg/L と報告されています。アルキル鎖長の異なる AO の急性毒性と慢性毒性についても報告されており、急性毒性に関しては鎖長が長くなるほど毒性が強くなる傾向が見られます。長期毒性は 21 日間の繁殖毒性があり、0.28 mg/L と報告されています。

表 12. AO の甲殻類に対する毒性データ

鎖長	生物種	エンドポイント	毒性値 (mg/L)	文献
C ₁₂	<i>Daphnia magna</i>	48hr EC ₅₀ (遊泳阻害)	2.23 ~ 3.9	環境庁(1996B)、 Kao (2001B)
		21day NOEC (繁殖)	0.36	環境庁(1996B)
		21day NOEC (致死、成長、繁殖)	0.7	Maki (1979)
C ₁₃ ~ C ₁₄		48hr EC ₅₀ (遊泳阻害)	1.1 ~ 2.9	OECD (2006)
>C ₁₆			0.5 ~ 0.7	
C _{12.9}	21day NOEC (繁殖)	0.28		

6.2.3 魚類に対する毒性

AO の魚類に対する毒性データの概要を表 13 に示します。C₁₂AO のヒメダカとファットヘッドミノーに対する 96hr 50%致死濃度 (LC₅₀) は、それぞれ 29.9 mg/L と 2.67 ~ 3.46 mg/L です。成長、生存、繁殖および仔魚の生存と生長を指標にしたファットヘッドミノーの 302 日間にわたる長期毒性試験では、NOEC が 0.42 mg/L と報告されています。鎖長の異なる AO についても報告されており、鎖長が長くなると毒性が強くなる傾向が認められます。

表 13. AO の魚類に対する毒性データ

鎖長	生物種	エンドポイント	毒性値 (mg/L)	文献
C ₁₂	<i>Oryzias latipes</i>	96hr LC ₅₀	29.9	環境庁 (1999B)
	<i>Pimephales promelas</i>	96hr LC ₅₀	2.67 ~ 3.46	Procter&Gamble (1976A)
		15day NOEC (致死)	0.52	
		15day NOEC (成長)	>1.03	
		302day NOEC (致死)	0.42	
		302day NOEC (成長、繁殖)	>0.88	
		60day NOEC (致死)	0.42	
60day NOEC (成長)	>0.88			
C ₁₃ ~ C ₁₄	<i>Danio</i>	96hr LC ₅₀	1.0 ~ 3.4	OECD (2006)
	<i>Oncorhynchus</i>		13	
>C ₁₆	<i>Danio</i>	96hr LC ₅₀	0.6 ~ 1.4	

6.3 予測無影響濃度 (PNEC) の推定

PNEC の推定は単一の生物種を用いた実験室レベルの短期または長期毒性試験データに不確実性係数を適用して行われることが一般的ですが、最新のリスク評価書や文献では、高次のモデル生態系試験 (マイクロコズム) や種感受性分布解析 (SSD: Species Sensitivity Distribution、統計学的手法で無影響濃度を求める方法) から PNEC を推定しています (Belanger et al, 1996; HERA, 2007; OECD, 2005; OECD, 2006; Sanderson et al., 2009; Versteeg et al., 1999; 山本ら, 2010)。モデル生態系試験と SSD から得られた既存の PNEC を表 14 に示します。このモデル生態系試験では、感受性の高い生物種を使っていること、暴露期間が長期にわたっていることおよび種々のエンドポイントを使って評価していることなどを理由に不確実性係数 1 が採用されています (Belanger et al, 1996; Sanderson et al., 2009)。また、SSD では、モデル生態系試験よりも安全側に立った評価ができるとして 1 が採用されています (Versteeg et al., 1999; Sanderson et al., 2009)。このように、モデル生態系試験と SSD から得られた PNEC は、その妥当性が十分検証されていることから、本評価書の PNEC として採用しました。

表 14. モデル生態系と種感受性分布解析から得られた PNEC

鎖長	手法	エンドポイント	PNEC ($\mu\text{g/L}$)	文献
C _{12.9}	モデル生態系	群集組成、多様性、 相同性	50	Belanger et al.(1996), Sanderson et al.(2009)
	種感受性分布解析(SSD)	致死、繁殖、生長 速度	23	Sanderson et al.(2009)

6.4 環境暴露評価

6.4.1 モニタリングデータ

AO のモニタリングの概要および河川水中濃度の経年変化をそれぞれ表 15 および図 1 に示します。AO の河川中のモニタリングは日本石鹼洗剤工業会が 2002 年から C₁₀₋₁₆AO について毎年行っています (Miura et al., 2008; 日本石鹼洗剤工業会環境年報, 2002-2008)。モニタリングは、水質汚濁防止法において利水目的に水産が含まれている AA~C 類型水域である関東地方の多摩川 (3 地点)、荒川 (2 地点)、江戸川 (1 地点) および関西地方の淀川 (1 地点) において年 4 回実施されています。測定値は 2002 年が高くなっているのを除いて、0.01 $\mu\text{g/L}$ 前後で推移しています。AO の河川中濃度の幾何平均値と 95 パーセンタイル値は、それぞれ 0.012 $\mu\text{g/L}$ と 0.12 $\mu\text{g/L}$ であると報告されています。このほかにも単年でのデータですが、化学物質評価研究機構や環境省で実施したモニタリング結果が報告されています (化学物質評価研究機構, 2003B; 環境省, 2006)。それぞれのモニタリング結果は、日本石鹼洗剤工業会のモニタリング結果と同程度の検出値 (化学物質評価研究機構) もしくは低めの検出値 (環境省) となっています。本評価書では、年 4 回、6 年に渡って定点で調査している日本石鹼洗剤工業会の調査が AO 検出濃度の経年動向、季節変動を含めた河川水 AO 濃度の実態をよく表していると考え、日本石鹼洗剤工業会のモニタリングデータの 0.12 $\mu\text{g/L}$ (95 パーセンタイル値) を河川中の予測無影響濃度 (PEC) としました。

表 15. モニタリングの概要

実施機関	日本石鹼洗剤工業会	化学物質評価研究機構	環境省
実施年(年)	2002～2008	2001	2004
サンプリング地点	多摩川、荒川、江戸川、淀川	利根川水系、荒川水系、多摩川水系、淀川水系	全国の河川、湖、港湾
サンプリング頻度(回/年)	4	1	1
サンプル数	196	29	41
検出範囲(μg/L)	nd～1.9	nd～0.37	nd～0.016
幾何平均値(μg/L)	0.012	0.035	0.0017
95パーセンタイル(μg/L)	0.12	0.13	0.004

nd：不検出

AO濃度(幾何平均)の経年変化
(多摩川、荒川、江戸川、淀川:7地点×4回/年)

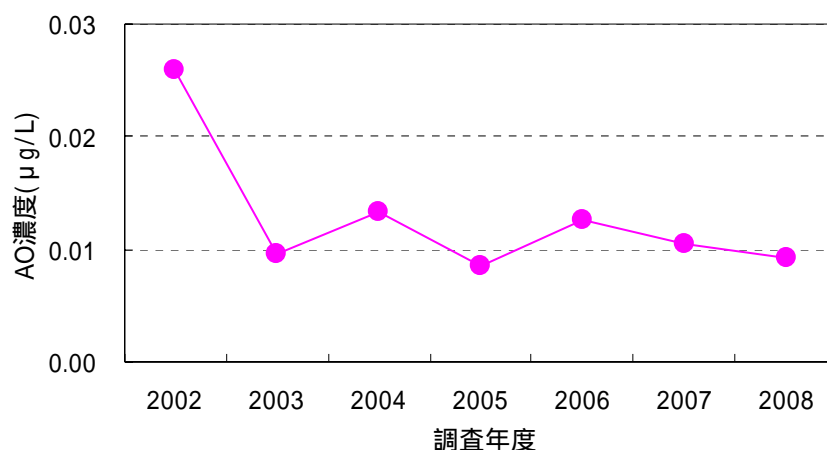


図 1.AO の河川中濃度の経年変化(日本石鹼洗剤工業会データ)

6.4.2 数理モデル(AIST-SHANEL)を用いた環境中濃度の予測

モニタリングデータは一部の地点に限定されているため、モニタリング地点以外の全国河川水中濃度を把握するために、水系暴露濃度推定モデル AIST-SHANEL を用いて検討しました(Ishikawa et al., 2007)。本モデルは、化学物質の物理化学定数と PRTR データを入力することにより、1 km の空間解像度での月単位の河川流量、河川水の暴露濃度を予測することが可能です。このモデルを使って計算された多摩川水系のノニルフェノールや LAS の河川水濃度が実測値と同じオーダーであることが報告されています(Ishikawa et al., 2007)。AO の入力パラメータを表 16 に示します。日本石鹼洗剤工業会モニタリング地点と計算値

の比較を行ったところ、荒川・治水橋と江戸川・金町を除いてオーダーがほぼ同じであることが確認できました（表 17）。治水橋と金町の不一致については、下水処理場ごとの AO 除去率の違い、モデルから推定した下水道普及率と実際の普及率の違いなどがあげられます。その他にも、実測値がスポット的な値であるのに対しモデル計算値は月平均であることなどが要因として考えられます。モデルにはこのような不確実要因がありますが、全国の河川水濃度の傾向を把握するには有効であると判断しました。表 18 に全国 13 河川の計算結果について示します。全国 13 河川水の濃度の 95 パーセンタイル値は、0.005 ~ 0.333 $\mu\text{g/L}$ の範囲になることが分かりました。本評価書では、モデル計算から得られた PEC として、最も値の高い石狩川水系の 95 パーセンタイル値（0.333 $\mu\text{g/L}$ ）を採用します。

表 16. 計算に用いた主な入力パラメータ

パラメータ	値	文献
処理場除去率	0.99	The Procter&Gamble Co.(1996D, 1996E)
分子量	229.41	NEDO (2007)
水溶解度(g/L)	190	Brown et al.(1975)
Koc (L/kg)	19000	PcKoc Win (2003)
河川水半減期(day)	4	OECD (2006)

表 17. 実測値と計算値の比較

		モニタリング ($\mu\text{g/L}$)	モデル計算値 ($\mu\text{g/L}$)	
			平均	幾何平均
多摩川	羽村堰	<0.01	0.00043	0.00039
	多摩川原橋	<0.01 ~ 0.01	0.048	0.043
	田園調布堰	<0.01 ~ 0.06	0.032	0.028
利根川 / 荒川	治水橋	<0.01 ~ 0.05	0.00062	0.00061
	笹目橋	<0.01 ~ 0.07	0.038	0.032
	金町	<0.01 ~ 0.06	0.0005	0.0005
淀川	枚方大橋	<0.01 ~ 0.03	0.005	0.004

表 18. AIST-SHANEL を使って推定した河川中の AO 濃度 ($\mu\text{g/L}$) *

水系名	平均	幾何平均	最大値	95 パーセンタイル
石狩川水系	0.039	0.001	0.523	0.333
阿武隈川水系	0.002	0.0009	0.026	0.006
利根川水系	0.027	0.004	0.371	0.158
多摩川水系	0.032	0.010	0.190	0.103
信濃川水系	0.015	0.002	0.341	0.114
木曾川水系	0.019	0.003	0.308	0.108
淀川水系	0.051	0.007	0.313	0.261
太田川	0.027	0.001	0.462	0.258
吉野川	0.021	0.0003	0.331	0.253
筑後川	0.024	0.002	0.432	0.214
大聖寺川	0.002	0.001	0.005	0.005
日光川	0.039	0.024	0.125	0.118
石津川	0.086	0.049	0.340	0.229

*各河川の環境基準点について計算を行った

6.5 水生生物に対するリスク評価

本評価書で検討した PEC および PNEC のまとめを表 19 に示します。モニタリングデータおよび数理モデルから計算された PEC は、モデル生態系、種感受性分布解析 (SSD) および慢性影響毒性値から得られた PNEC よりも小さいことから、河川中の水生生物に影響を与えるリスクは小さいと考えられました。

表 19. PEC と PNEC のまとめ

PEC ($\mu\text{g/L}$)	PNEC ($\mu\text{g/L}$)
モニタリング : 0.12	モデル生態系 : 50
モデル計算 : 0.33	種感受性分布 (SSD) : 23

7. まとめ

台所洗剤等に配合されている AO のヒト健康影響と環境影響に関するリスク評価を行った結果、現在の使用状況ではいずれのリスクも低いことが確かめられました。

8. 参考文献

- 1) Akzo Chemie (1987) Biodegradability of a number of nitrogen derivatives (MU-30).
- 2) Akzo Nobel Chemicals (1990I) Biodegradation of CAS RN 68955-55-5.
- 3) Akzo Nobel Chemicals (1990G) Biodegradation of CAS RN 61791-46-6.
- 4) Akzo Chemicals International B.V. (1990G) Biodegradability of CAS RN 93962-62-0.
- 5) Belanger, S.E., Rupe, K.L., Lowe, R.L., Johnson, D. and Pan, Y. (1996) A flow-through laboratory microcosm suitable for assessing effects of surfactants on natural periphyton. *Environ. Toxicol. Water. Quality*. 11, 65-76.
- 6) Brown, S.L., Chan, F.Y., Jones, J.L., Liu, D.H. and Mc. Caleb., K.E. (1975) Research program on hazard priority ranking of manufactured chemicals (chemicals 61-79). NTIS PB-263 164. Stanford Res. Inst., Menlo Park. CA.
- 7) Cardin, C.W., Domeyer, B.E. and Bjorkquist, L. (1985) Toxicological evaluation of commercial alkyldimethylamine oxides: Two-year chronic feeding and dermal studies. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 5, 869-878.
- 8) Devinsky, F, Leitmanova, A, Lacko, I and Krasnec, L. (1985) Amine Oxides-XIII: Iodine complex with non-aromatic amine oxides. *Tetrahedron.*, 41, 5707-5709.
- 9) European Union (EU) (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substance, 337 pp.
- 10) HERA (2007) Linear Alkylbenzene sulphonate. Version 3.0, October 2007.
- 11) Hoechst AG(1978B) Orientierende Prüfung auf Haut- und Schleimhautverträglichkeit von CAS RN 61788-90-7 (dimethylcocosfettaminoxid 30%ig) an Kaninchen.
- 12) Human & Environmental Risk Assessment on Ingredients of Household Cleaning Products, Guidance Document Methodology(2005)
- 13) Hoechst AG(1978) Akute orientierende orale Toxizität von CAS RN 61788-90-7 (dimethylcocosfettaminoxid 30%ig in Wasser), an weiblichen SPF-Wistar-Ratten.
- 14) Hoechst AG(1978B) Orientierende Prüfung auf Haut- und Schleimhautverträglichkeit von CAS RN 61788-90-7 (dimethylcocosfettaminoxid 30%ig) an Kaninchen.
- 15) Hoechst AG (1983) CAS RN 61788-90-7; Prüfung der akuten oralen Toxizität an der männlichen und weiblichen Wistar-Ratte.
- 16) Hoechst AG(1983B) CAS RN 1643-20-5; Prüfung auf Acute dermale Reizwirkung / Ätzwirkung am Kaninchen.
- 17) Hoechst AG(1983C) CAS RN 61788-90-7; Prüfung auf Acute dermale Reizwirkung / Ätzwirkung am Kaninchen.
- 18) Hoechst AG(1983D) Hoe S 3406; Prüfung auf akute dermale Reizwirkung/Ätzwirkung am Kaninchen.
- 19) Hoechst AG(1987) CAS RN 70592-80-2. Testing for Acute Oral Toxicity in the Male and

Female Wistar Rat.

- 20) Inoue, K., Sunakawa, T. and Takayama, S. (1980) Studies of in vitro cell transformation and mutagenicity by surfactants and other compounds. *Food Cosmet. Toxicol.*, 18, 289-296.
- 21) Kao (2001A) Amphitol 20N: Algal inhibition test. Safepharm Lab. Ltd., SPL project No. 140/1029.
- 22) Kao (2001B) Amphitol 20N: Acute toxicity to *Daphnia magna*. Safepharm Lab. Ltd., SPL project No. 140/1028.
- 23) Lion Corporation (1979B) Surfactant A: Effects upon the reproduction of rats treated continuously through two successive generations.
- 24) Lion Corporation (1980) Surfactant A: Effects of Oral Administration upon Pregnancy in the Rat (Segment II Study), sponsored by Lion Corporation Laboratory: Life Science Research, Essex, England.
- 25) Lion Corporation (1981) Surfactant A: Effects of oral administration upon pregnancy in the rabbit. 2. Main teratology study.
- 26) Maki, A. W. (1979) Correlation between *Daphnia magna* and Fathead minnow (*Pimephales promelas*). Chronic toxicity value for several classes of test substances. *J. Fish Res. Board Can.*, 36, 411-421.
- 27) Miura, K., Nishiyama, N. and Yamamoto, A. (2008) Aquatic Environmental Monitoring of Detergent Surfactants. *J. Oleo Sci.*, 57, 161-170.
- 28) OECD (2005) Linear Alkylbenzene Sulphonate (LAS), SIDS Initial Assessment Report.
- 29) OECD (2006) Amine Oxides: SIDS Initial assessment report for SIAM 22 and SIDS Dossiers (Draft). <http://cs3-hq.oecd.org/scripts/hpv/>.
- 30) Onyx Chemical Corporation(1973) Skin irritation test with rabbits. Leberco Laboratories, report # 34700.
- 31) Onyx Chemical Corporation(1973B) Skin irritation test with rabbits. Leberco Laboratories, report # 50963.
- 32) Onyx Chemical Co.(1985) Acute oral toxicity study with rats. Leberco Testing Inc., report # 50967.
- 33) Onyx Chemical Co.(1985B).Acute rat oral study. Leberco Testing Inc. Assay # 50964.
- 34) Onyx Chemical Company (1986).Report on primary skin irritation.
- 35) Rice, D.P. (1977) The absorption, tissue distribution, and excretion of dodesyldimethylamine oxide (DDAO) in selected animal species and the absorption and excretion of DDAO in man. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 39, 377-389.
- 36) SRC, Syracuse Research Corporation (2003) PcKocWin Estimation Software, ver. 1.66. North Syracuse, NY.
- 37) Sanderson, H., Tibazarwa, C., Greggs, W., Versteeg, D.J., Kasai, Y., Stanton, K. and Sedlak, R.I.

- (2009) High production volume chemical amine oxide [C₈-C₂₀] category environmental risk assessment. *Risk Analysis.*, 29, 857-867.
- 38) Th. Goldschmidt AG (1997) Biologische Abbaubarkeit im modifizierten OECD Screening Test. Report#970303GS.
 - 39) The Procter & Gamble Company (1976) Acute, subchronic and chronic effects of NPS 74.004 on the fathead minnow (*Pimephales promelas*).
 - 40) The Procter & Gamble Company(1977A) 32-Week feeding study of UDL-1000 in rabbits.
 - 41) The Procter & Gamble (1976B) Initial submission: Acute intraperitoneal lethal dose toxicity study with UDL-1403 in rats. with cover letter dated 072492 and attachment., Scientific Assosiates Inc., S.A. No. 216323. EPA Doc. No. 88-920004896, NTIS OTS0540973.
 - 42) The Procter & Gamble Company (1977B) A biodegradability study of dodecyl-dimethylamineoxide (DDAO).
 - 43) The Procter & Gamble Company(1978) Acute oral LD50 toxicity study of dodecyldimethylamine oxide in rats.
 - 44) The Procter & Gamble Company (1978B) Acute Percutaneous Toxicity Study in Rabbits.
 - 45) The Procter & Gamble Company (1978C) Acute Percutaneous Toxicity Study in the Albino Rabbit.
 - 46) The Procter & Gamble Company (1978D) Acute percutaneous toxicity study of P0434 in rabbits.
 - 47) The Procter & Gamble Company(1978E) Primary Eye Irritation Study in the Albino Rabbit.
 - 48) The Procter & Gamble Company(1978F) Primary Eye Irritation Study in the Albino Rabbit.
 - 49) The Procter & Gamble Company(1978G) Rabbit Eye Irritation Study of P0434.
 - 50) The Procter & Gamble Company(1978H) Delayed Contact Hypersensitivity Study in Guinea Pigs of P0434. Report # 78-837-21.
 - 51) The Procter & Gamble Company(1978I) Initial submission: K-0026.1: Acute dermal toxicity (LD50) study in albino rabbits. with cover sheet and letter dated 080392, Scientific Assosiates Inc., S.A. No.191-208, EPA Doc. No. 88-920006816, NTIS OTS0543821.
 - 52) The Procter & Gamble Company (1980) Thirteen week subchronic dietary administration to male and female rats - P0434.
 - 53) The Procter & Gamble Company (1983) The evaluation of dimethyl dodecylamine (DDAO) in the dominant lethal assay. Conducted: October 1(1975) R&D Report. Notebook V8192 pp. 1-107
 - 54) The Procter & Gamble Company (1996A) C12/14 Amine oxide (AO) Dutch monitoring results 1996.
 - 55) The Procter & Gamble Company (1996B) Die-away of radiolabeled substrates in anaerobic sludge.

- 56) The Procter & Gamble Company (1996D) Effluent in river die away test with ¹⁴C-Dimethyldodecylamine Oxide (DDAO) and intermediates.
- 57) The Procter & Gamble Company (1996E) Fate of ¹⁴C-Dimethyldodecylamine Oxide (DDAO) during activated sludge treatment (CAS Test).
- 58) The Procter & Gamble Company (1996F) Mineralization of radiolabeled test substance in anaerobic sludge.
- 59) The Procter & Gamble Company(1999A) Data summary for two amine oxides, including test summaries.
- 60) The Procter & Gamble Company (2001) North American monitoring study for alcohol ethoxylates, amine oxide, perfume raw materials and linear alkylbenzene sulfonate. Study #E98-053.
- 61) The Procter & Gamble Company (2002A) Determination of the adsorption of TSIN GTS02902 onto Three Soils.
- 62) The Procter & Gamble Company (2002B) Determination of the Dissociation Constant in Water of TSIN GTS02902 (Titration method).
- 63) The Procter & Gamble Company(2002C) Determination of the n-Octanol/Water partition coefficient (HPLC method). Test substance ID TSIN GTS02902.
- 64) The SCCP'S notes of guidance for the testing of cosmetic ingredients and their safety evaluation 6th revision
- 65) TSCA ITC (1983) Interagency Testing Committee. Information Review Dimethyl (C10-C16 Alkyl) Amine N-oxides. EPA Contract No. 68-01-6650. CRCS Inc., Reston, Virginia, USA and Dynamac Corporation, Rockville, Maryland, USA.
- 66) U.S. NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health (2002) Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, STN online.
- 67) Versteeg, D.J., Belanger, S.E and Carr, G.J. (1999) Understanding single species and model ecosystem sensitivity: A data based comparison. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18, 1329-1346.
- 68) 独立行政法人製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター 暴露係数ハンドブック
- 69) 石川百合子, 東海明宏 (2006) 河川流域における化学物質リスク評価のための産総研 - 水系暴露評価モデルの開発, 水環境学会誌, 29, 797-807.
- 70) 化学物質評価研究機構(2003b)化学物質のリスク評価およびリスク評価プロジェクト: 平成14年度河川モニタリング報告書.
- 71) 環境庁(1999A)平成10年度環境庁化学物質の生態影響試験事業, N,N-ジメチル-N-オキサイドドデシルアミンの藻類 (*Selenastrum capricornutum*) に対する生長阻害試験. (東レリサーチセンター、試験番号: NMMP/E98/1100, 1999年8月30日)(未公開資料).
- 72) 環境庁(1999B)平成10年度環境庁化学物質の生態影響試験事業, N,N-ジメチル-N-オキサイドドデシルアミンのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する急性遊泳阻害試験.(東

- レリサーチセンター、試験番号：NMMP/E98/2100, 1999年8月25日)(未公開資料)。
- 73) 環境庁(1999B)平成10年度環境庁化学物質の生態影響試験事業, N,N-ジメチル-N-オキサイドドデシルアミンのヒメダカ (*Oryzias latipes*) に対する急性毒性試験。(東レリサーチセンター、試験番号：NMMP/E98/4100, 1999年8月30日)(未公開資料)。
- 74) 環境省(2006)平成16年度化学物質環境実態調査結果。
<http://www.env.go.jp/chemi/kurohon/2005/index.html>
- 75) 通商産業省(1995)通商産業公報(1995年12月28日)製品評価技術基盤機構 化学物質管理情報。
- 76) 新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)(2007)化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0 No. 21 *N,N*-Dimethyldodecylamine *N*-oxide.
- 77) 西田敦(1990)食品用洗剤の安全性に関する調査研究-手あれの少ない洗剤に関する研究-(アミノオキシド配合洗剤について), 食品衛生研究. 40, 17-41.
- 78) 日本石鹼洗剤工業会(2002-2008)2002-2008年度環境年報。
- 79) 山本昭子、西山直宏、吉田浩介、山根雅之、石川百合子、三浦千明(2010)直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の水圏生態リスク評価。水環境学会誌, 33, 1-10.

**アミノキシドの
ヒト健康影響と環境影響に関する
リスク評価結果について**

**日本石鹼洗剤工業会
環境・安全専門委員会**

2010年(平成22年)5月 発行

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