

[2] アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

1 . 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名： アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル (別の呼称：ビス-(2-エチルヘキシル)アジペート、アジピン酸ビス-2-エチルヘキシル、アジピン酸ジオクチル、DOA、DEHA) CAS 番号：103-23-1 分子式：C ₂₂ H ₄₂ O ₄ 分子量：370.57 構造式：
--

$$\begin{array}{c}
 \text{O} \qquad \qquad \text{C}_2\text{H}_5 \\
 \parallel \qquad \qquad | \\
 \text{CH}_2\text{-CH}_2\text{-C-O-CH}_2\text{-CH-(CH}_2\text{)}_3\text{CH}_3 \\
 | \\
 \text{CH}_2\text{-CH}_2\text{-C-O-CH}_2\text{-CH-(CH}_2\text{)}_3\text{CH}_3 \\
 \parallel \qquad \qquad | \\
 \text{O} \qquad \qquad \text{C}_2\text{H}_5
 \end{array}$$

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色に近い粘稠液体であり¹⁾、微かな臭気を有する²⁾。

融点	-67.8 ³⁾
沸点	214 (5 mmHg) ³⁾
比重	0.922 (25) ³⁾
蒸気圧	8.5 × 10 ⁻⁷ mmHg (20) ⁴⁾
換算係数	1 ppm = 15.1 mg/m ³ at 25 , 気体 (計算値)
分配係数(1-オクタノール/水)(logP _{ow})	8.1 (計算値) ⁵⁾
加水分解性	2-エチルヘキサノール1 と 1,6-ヘキサジカルボン酸とにアルカリ加水分解される。推定半減期は 120 日 (pH 8) ⁶⁾
解離定数	水存在下で解離する基をもたない ⁷⁾
水溶性	0.78 mg/L (22) ⁴⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性および濃縮性は次の通りである。

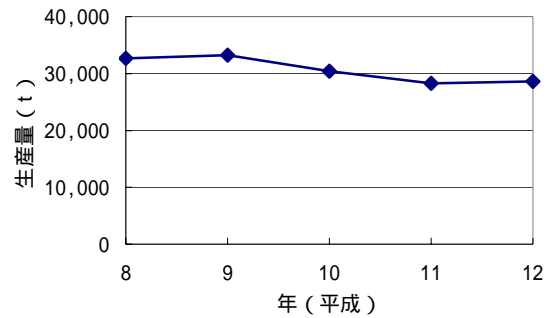
<p>分解性</p> <p>好氣的：活性汚泥処理 (35 日)での完全分解率 (CO₂発生率) 94%⁴⁾</p> <p>嫌氣的：報告は見当たらない</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性): 大気中半減期 0.63 日 (OH ラジカル濃度 5 × 10⁵/cm³ として計算)⁸⁾</p> <p>(直接光分解): 波長 290nm を超える光を吸収するので、環境中で起きる可能性がある⁹⁾</p> <p>BOD から算出した分解度：</p> <p>71% (試験期間：28 日、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)¹⁰⁾</p>
--

濃縮性

濃縮係数 (BCF): 27 (ブルーギル、全身、28 日、0.25 mg/L)⁴⁾(4) 製造輸入量及び用途¹⁾

生産量・輸入量等

アジピン酸系可塑剤の平成 12 年における国内生産量は、28,574t であった。国内流通量の目安としてアジピン酸系可塑剤の国内生産量の推移を下図に示した。



用途

本物質の主な用途は、塩化ビニルに対する可塑剤 (耐寒、耐光、耐熱性) である。

2 . 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400 km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った¹⁾。

表 2.1 各媒体間の分布予測結果

		分布量 (%)
大	気	0.01
水	質	0.1
土	壤	1.7
底	質	98.1

(2) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。各媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献	
一般環境大気	μg/m ³	0.0030	0.0035	<0.00074	0.0053	0.00074	18/20	全国	1999	2
		0.0017	0.0021	<0.00058	0.021	0.00058	134/172	全国	1998	3
室内空気	μg/m ³	0.012	0.021	<0.001	0.27	0.001	181/186	全国	2001	4
食物	μg/g	<0.01	<0.01	<0.01	0.027	0.01	9/27	全国	1999	5
飲料水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.01	0/9	全国	2000	6
		<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.01	2/42	全国	1999	6
地下水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	1/24	全国	2001	7
		<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0/24	全国	2000	8
		<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0/23	全国	1999	9
土壌	μg/g	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0/94	全国	1998	10
公共用水域・淡水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	0.19	0.01	9/130	全国	2001	7
		<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	12/130	全国	2000	8
		<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0/130	全国	1999	9
公共用水域・海水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	2/17	全国	2001	7
		<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0/17	全国	2000	8
		<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0/17	全国	1999	9
底質(公共用水域・淡水)	μg/kg	<10	<10	<10	17	10	1/37	全国	2001	7
		<10	<10	<10	38	10	1/37	全国	2000	8
		<10	<10	<10	34	10	5/36	全国	1999	9
底質(公共用水域・海水)	μg/kg	<10	<10	<10	17	10	0/11	全国	2001	7
		<10	<10	<10	38	10	0/11	全国	2000	8
		<10	<10	<10	34	10	0/12	全国	1999	9

注) 1) 検出下限値の欄において、斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す。

2) 我が国の下水処理場放流水において、最大値 0.15 μg/L の報告がある(1998)¹¹⁾。

(3) 人に対する暴露の推定(一日暴露量の予測最大量)

一般環境大気、水(飲料水及び地下水)、食物及び土壌の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った(表 2.3)。なお、一般環境大気及び地下水については、広範に測定されている年度のデータを採用している。化学物質の人による一日暴露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量、食事量及び土壌摂取量をそれぞれ 15 m³、2 L、2,000 g 及び 0.15 g と仮

定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.3 各媒体中濃度と一日暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均	大気 一般環境大気	0.0017 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1998)	0.00051 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	0.012 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (2001)	0.0036 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	水質 飲料水	0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1999)	0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	地下水	0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2001)	0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2001)	0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	食物	0.01 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1999)	0.4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	土壌	0.01 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1998)	0.00003 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
最大値等	大気 一般環境大気	0.021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1998)	0.0063 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	0.27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (2001) [0.050 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度]	0.081 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [0.015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度]
	水質 飲料水	0.02 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1999)	0.0008 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	地下水	0.03 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2001)	0.0012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	公共用水域・淡水	0.19 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2001) [0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度]	0.0076 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 [0.0004 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度]
	食物	0.027 $\mu\text{g}/\text{g}$ 程度 (1999)	1.08 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	土壌	0.01 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1998)	0.00003 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満

注：[]内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露の一日暴露量の予測最大量は、一般環境大気の濃度に終日暴露されるという前提では 0.0063 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度（濃度としては 0.021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度）であり、室内空気の場合は 0.081 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度（濃度としては 0.027 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度）であった。

経口暴露による一日暴露量の予測最大量は、飲料水を摂取すると仮定した場合は 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、井戸水（地下水）を常時摂取すると仮定した場合も同様に 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。

総暴露量を一般環境大気、飲料水、食物及び土壌のデータから推定すると、一日暴露量の予測最大量は 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	0.00051	0.0063
	室内空気	0.0036	0.081
水質	飲料水	<u>0.0004</u>	0.0008
	地下水	<u>0.0004</u>	0.0012
	公共用水域・淡水	(<u>0.0004</u>)	(0.0076)
食物		0.4	1.08
土壌		<u>0.00003</u>	<u>0.00003</u>
経口暴露量合計 ^{注2}	ケース1	<u>0.40043</u>	1.0808+ <u>0.00003</u>
	ケース2	<u>0.000415</u>	1.0812+ <u>0.00003</u>
総暴露量 ^{注3}		0.00051+ <u>0.40043</u>	1.0871+ <u>0.00003</u>

注：1) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

2) 経口暴露量合計(ケース1)は、飲料水を摂取していると仮定して算出したもの。

経口暴露量合計(ケース2)は、地下水を摂取していると仮定して算出したもの。

3) 総暴露量は、吸入暴露として一般環境大気、経口暴露としてケース1を用いて算定したものである。

4) ()内の数字は経口暴露量合計の算出に用いていない。

(4) 水生生物に対する暴露の推定(水質に係る予測環境中濃度:PEC)

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度(PEC)を設定すると、公共用水域の淡水域では 0.19 μg/L 程度、同海水域では 0.03 μg/L 程度となった。

表 2.5 水質中の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	0.01 μg/L 未満(2001)	0.19 μg/L 程度 [0.01 μg/L 程度] (2001)
公共用水域・海水	0.01 μg/L 未満(2001)	0.03 μg/L 程度(2001)

注：1) []内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	9,100 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	15,000 mg/kg
ウサギ	経皮	LD ₅₀	16 ml/kg

本物質の急性毒性は極めて低く、動物実験では目や皮膚への刺激性はなく、モルモットの実験では感作性も認められていない²⁾。

中・長期毒性

ア) Fischer 344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、ラットに 0、100、200、400、700、1,500 mg/kg/day、マウスに 0、400、700、1,300、2,800、7,000 mg/kg/day を 13 週間混餌投与した結果、ラットでは 700 mg/kg/day 以上の群で、マウスでは 2,800 mg/kg/day 以上の群で体重増加の抑制がみられた以外には影響を認めなかった³⁾。

イ) Fischer 344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、ラット雄に 0、697、1,509 mg/kg/day、雌に 0、860、1,674 mg/kg/day、マウス雄に 0、2,659、6,447 mg/kg/day、雌に 0、3,222、8,623 mg/kg/day を 2 年間混餌投与した結果、両種とも用量に依存した体重増加の抑制がみられた。ラットではネフローゼなどの発生もみられたが、用量に依存したものはなかった³⁾。この結果から、緩やかな体重増加の抑制を考慮して、NOAEL はラットで 697 mg/kg/day、マウスで 2,659 mg/kg/day であった。

ウ) Fischer 344 ラット雄 8 匹を 1 群とし、0、20,000 mg/kg を 3 週間混餌投与した結果、20,000 mg/kg 群で肝臓重量の増加、低脂血症、肝臓のペルオキシゾームの増生がみられた^{4, 5)}。

生殖・発生毒性

Wistar ラット雄 15 匹、雌 30 匹を 1 群とし、0、28、170、1,080 mg/kg/day を交尾前 10 週から出生後 36 日まで混餌投与した一世代試験の結果、生殖能力及び妊娠期間への影響はみられなかったが、1,080 mg/kg/day 群では妊娠期間中の母ラットで体重増加の抑制、雌雄の親ラットで肝臓重量の増加、出生子の体重増加の抑制、胎子の体重及び体長の低下がみられた⁶⁾。

Wistar ラット雌 24 匹を 1 群とし、0、28、170、1,080 mg/kg/day を妊娠 1 日目から 22 日まで混餌投与した結果、170 mg/kg/day 以上の群の胎子に用量に依存した尿管奇形（拡張、ねじれ）を認め、軽度ではあるが用量に依存した骨格異常もみられたが、28 mg/kg/day 群では、胎子への影響はなかった。この結果から、NOAEL は 28 mg/kg/day であった^{7, 8)}。

ヒトへの影響

慢性影響の報告はない。

肉の包装作業に従事する 685 人の労働者を対象にした調査では、平均 11.7 mg/m³ から 14.6mg/m³ の暴露を受けており、喘息やアレルギーを患った労働者ではそれらの症状が酷くなるようであったが、詳細については不明であった⁹⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

Fischer 344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、ラット雄に 0、697、1,509 mg/kg/day、雌に 0、860、1,674 mg/kg/day、マウス雄に 0、2,659、6,447 mg/kg/day、雌に 0、3,222、8,623 mg/kg/day を 2 年間混餌投与した結果、ラットでは腫瘍発生率の増加はみられなかったが、マウスでは 3,222 mg/kg/day 以上の群の雌で肝細胞がん、6,447 mg/kg/day 群の雄で肝細胞腺腫の発生率の有意な増加を認めた^{3, 10, 11)}。

復帰突然変異試験では、ネズミチフス菌あるいは大腸菌に対する本物質の変異原性は代謝活性化系の有無に関わらず陰性と報告されている^{12, 13, 14)}。また、マウスリンパ腫細胞を用いた突然変異試験では代謝活性化系の有無に関わらず陰性、ラット肝細胞の DNA 修復試験やマウス小核試験でも陰性と報告されている¹²⁾。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性について限られた証拠しかなく、ヒトでの発がん性に関してはデータがないため、IARC の評価では 3 (ヒトに対する発がん性については分類できない) に分類されている¹⁵⁾。このため、現時点では発がん性に関する評価を行う必要はない。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、ラットの生殖・発生毒性試験から得られた NOAEL 28 mg/kg/day (胎子の尿管奇形、骨格異常など) が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、無毒性量等として設定する。

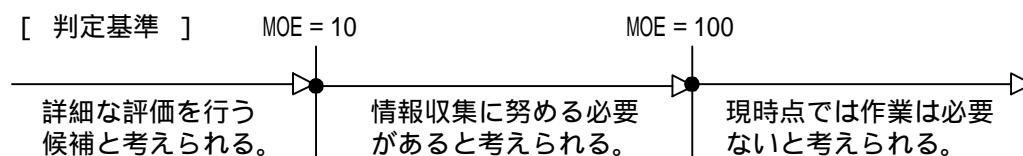
吸入暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路		暴露量		無毒性量等		MOE
		平均値	予測最大量			
経口	飲料水	0.40 µg/kg/day 未満	1.1 µg/kg/day	28 mg/kg/day	ラット	2,500
	地下水	0.40 µg/kg/day 未満	1.1 µg/kg/day			2,500
吸入	環境大気	0.0017 µg/m ³	0.021 µg/m ³	-	-	-
	室内空気	0.012 µg/m ³	0.27 µg/m ³			-

注：飲料水、地下水とは、経口暴露量のうち、水からの暴露量を求める際に用いた媒体を示す。



経口暴露については、飲料水を摂取すると仮定した場合及び井戸水 (地下水) を常時摂取

すると仮定した場合ともに、暴露量は平均値で 0.40 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満、予測最大量で 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 28 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 2,500 となるため、経口暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

4 . 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	イトポイント /影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			50,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境庁
			50,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC GRO	3				環境庁
			>50,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3				環境庁
			>50,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ GRO	3				環境庁
			>78,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC	4				12260
			>78,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀	4				12260
甲殻類			24-52	<i>Daphnia magna</i>	MATC GRO	21				12260
			24-52	<i>Daphnia magna</i>	MATC MOR	21				12260
			24-52	<i>Daphnia magna</i>	MATC REP	21				12260
			52	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				12260
			660	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				12260
			14,000	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境庁
			>50,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				環境庁
魚類			>50,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4				環境庁
			>78,000	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				12260
			>78,000	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4				12260
その他	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したもの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、b : ある程度信頼できる値である、
c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

イトポイント) EC₅₀ (Median Effective Concentration) : 半数影響濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration) : 半数致死濃度、MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration) : 最高許容濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration) : 無影響濃度

影響内容) BMS (Biomass) : 生物現存量、GRO (Growth) : 生長(植物)、成長(動物)、IMM (Immobilization) : 遊泳障害、MOR (Mortality) : 死亡、REP (Reproduction) : 繁殖、再生産

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 50,000μg/L 超、甲殻類では *Daphnia magna* に対する 48 時間遊泳阻害濃度 (EC₅₀) が 660μg/L、魚類では *Oryzias latipes* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 50,000μg/L 超であった。急性毒性値について 3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値 (甲殻類の 660 μg/L) にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として 6.6 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 96 時間無影響濃度 (NOEC) が 50,000 $\mu\text{g/L}$ 、甲殻類では *Daphnia magna* の繁殖阻害の 21 日間無影響濃度 (NOEC) が 52 $\mu\text{g/L}$ であった。慢性毒性値について 2 生物群 (藻類及び甲殻類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、上記のうち最も低い値 (甲殻類の 52 $\mu\text{g/L}$) にこれを適用することにより、慢性毒性値による PNEC として 0.52 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

本物質の PNEC としては、以上により求められた PNEC のうち低い値である、甲殻類の慢性毒性値をアセスメント係数 100 で除した 0.52 $\mu\text{g/L}$ を採用する。

(3) 生態リスクの初期評価結果

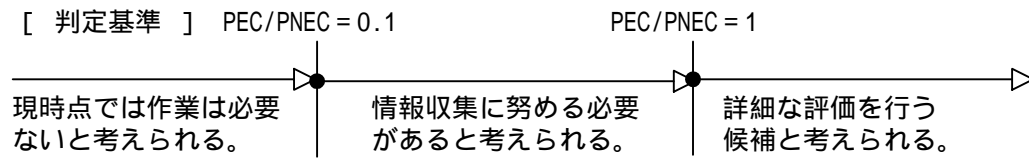
表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値] 濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	公共用水域・淡水域	0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満(2001)	0.19 $\mu\text{g/L}$ 程度 [0.01 $\mu\text{g/L}$ 程度] (2001)	0.52 $\mu\text{g/L}$	0.4
	公共用水域・海水域	0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満(2001)	0.03 $\mu\text{g/L}$ 程度(2001)		0.06

注：1) 環境中濃度での [] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値を示す。

2) 環境中濃度での () 内の数値は測点年を示す。

3) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度でみると淡水域・海水域ともに 0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満で検出下限値未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域で 0.19 $\mu\text{g/L}$ 程度、海水域は 0.03 $\mu\text{g/L}$ 程度であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域では 0.4 となり、情報収集に努める必要があると考えられ、引き続き環境中濃度の変動に留意する。海水域ではこの比が 0.06 となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 13th Ed. (1997): New York, NY. John Wiley & Sons, Inc.
- 2) Industrial Solvents Handbook 4th Ed. (1991): Noyes Data Corporation.
- 3) CRC Handbook of Chemistry and Physics. 79th Ed. (1998-1999): Boca Raton, FL. CRC Press Inc.
- 4) Felder, J.D., Adams, W.J. and Saeger, V. W. (1986): Assessment of the safety of dioctyladipate in freshwater environment. Environ. Toxicol. Chem. 5: 777-784.
- 5) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 3rd. Ed. (1996): Van Nostrand Reinhold Co.
- 6) U.S. EPA Contract 68-02-4254 (1987): Environmental Fate and Exposure Studies Development of a PC-SAR for Hydrolysis: Esters, Alkyl Halides and Epoxides.
- 7) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 既存化学物質安全性 (ハザード) 評価シート
- 8) Meylan, W. M. and P. H. Howard (1993): Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. Chemosphere 26: 2293-2299.
- 9) American Chemical Society (1990): Handbook of Chemical Property Estimation Methods.
- 10) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 安全性点検 DATA
- 11) 14102 の化学商品 (2002) , 13901 の化学商品 (2001) , 13700 の化学商品 (2000) , 13599 の化学商品 (1999) , 13398 の化学商品 (1999) 化学工業日報社

(2) 暴露評価

- 1) (財) 日本環境衛生センター(2002): 平成 13 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 2) 環境庁大気保全局大気規制課(2000): 平成 11 年度外因性内分泌攪乱化学物質大気環境調査
- 3) 環境庁大気保全局大気規制課(1999): 平成 10 年度外因性内分泌攪乱化学物質大気環境調査結果について
- 4) (株) 住化分析センター(2001): 平成 13 年度内分泌攪乱版化学物質に関する室内空気調査 (フタル酸エステル類) 報告書 (環境省請負業務)
- 5) (財) 日本食品分析センター(2000): 平成 11 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書 (環境省委託調査)
- 6) 厚生省: 水道水源における有害化学物質監視情報ネットワーク
- 7) 環境省環境管理局水環境部水環境管理課(2002): 平成 13 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果
- 8) 環境省環境管理局水環境部水環境管理課(2001): 平成 12 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果
- 9) 環境庁水質保全局水質管理課(2000): 平成 11 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質 (いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果
- 10) 環境庁土壌農薬課(1999): 環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査
- 11) 建設省都市局下水道部(2000): 平成 11 年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する調査

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) RTECS Database.
- 2) OECD SIDS Initial Assessment Profile.
- 3) NTP (1982): Carcinogenesis bioassay of di(2-ethylhexyl)adipate (CAS No. 103-23-1) in F344 rats and

- B6C3F₁ mice (Feed Study). U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program, Technical Report Series, No. 212.
- 4) Moody, D.E. and J.K. Reddy (1978): Hepatic peroxisome (microbody) proliferation in rats fed plasticizer and related compounds, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 45: 497-504.
 - 5) Reddy, J.K. (1981): Toxicological implications of drug induced hepatic proxisome proliferattion. In Zbinden, G. ed., *Lectures in Toxicology*, Vol. 8, New York, Pergamon Press, 1-11.
 - 6) ICI (1988): ICI Central Toxicology Laboratory. Di-(2-ethylhexyl)adipate (DEHA): Fertility study in rats. Report CTL/P/2229 (unpublished study).
 - 7) ICI (1988): ICI Central Toxicology Laboratory. Di-(2-ethylhexyl)adipate: Teratogenicity study in the rat. Report CTL/P/2119 (unpublished study).
 - 8) Hodge, M.C.E. (1991): Di-(2-ethylhexyl)adipate (DEHA): Fertility study in rats, NTIS/OTS 0533689 #88-910000259, US Department of Commerce, Springfield, VA., USA.
 - 9) BUA (1996): Di-(2-ethylhexyl)adipat, BUA-Stoffbericht 196. Betratergremium für umweltrelevante Altstoffe, S. Hirzel, Frankfurt am Main.
 - 10) Kluwe, W.M., J.E. Huff, H.B. Mathews, R. Irwin, and J.K. Haseman (1985): Comparative chronic toxicities and carcinogenic potentials of 2-ethylhexyl- containing compounds in rats and mice. *Carcinogenesis* 6(11): 1577-1583.
 - 11) Kluwe, W.M. (1986): Carcinogenic potential of phthalic acid esters and related compounds: Structure-activity relationships. *Environ. Health Perspect.* 65: 271-278.
 - 12) Barber, E.D., A. Mulholland, D.R. Jagannath, et al. (1985): The testing of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), mono(2-ethylhexyl)phthalate (MEHP), di(2- ethylhexyl)adipate (DEHA), and 2-ethylhexanol (2 EH) in a battery of genotoxicity assays. *Toxicologist* 5: 211.
 - 13) Simmon, V.F., K. Kauhanen, and R.G. Tardiff (1977): Mutagenic activity of chemicals identified in drinking water. *Prog. Ingen. Toxicol.* 2: 249-258.
 - 14) Zeiger, E., S. Haworth, W. Speck, and K. Mortelmans (1982): Phthalate ester testing in the National Toxicology Program's Environmental Mutagenesis Test Development Program. *Environ. Health Perspect.* 45: 99-101.
 - 15) IARC (2000) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 77.

(4) 生態リスクの初期評価

- 1) データベース : U.S. EPA 「AQUIRE」
- 2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)
12260:Felder, J.D., W.J. Adams, and V.W. Saeger (1986): Assessment of the Safety of Dioctyl adipate in Freshwater Environments. *Environ.Toxicol.Chem.* 5(8):777-784.
- 3) 環境庁(2000) : 平成 11 年度 生態影響試験事業実施報告