

[2 9] フタル酸ジ(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：フタル酸ジ(2-エチルヘキシル)

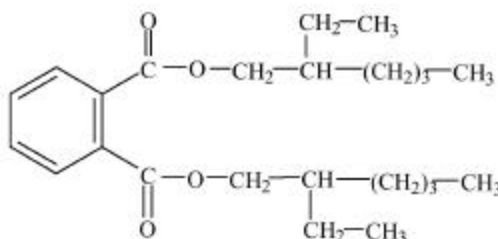
(別の呼称：フタル酸ジオクチル、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)、DOP、DEHP)

CAS 番号：117-81-7

分子式：C₂₄H₃₈O₄

分子量：390.6

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質はほとんど無色油状の液体であり¹⁾、水溶性は低い。

融点	-55 ²⁾
沸点	386 ^{2,3)}
比重	0.9861 (20 ³⁾)
蒸気圧	0.304 × 10 ⁻⁴ Pa (2.28 × 10 ⁻⁷ mmHg) (20 ²⁾)
換算係数	1ppm=15.97 mg/m ³ at 25 ³⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	7.74 (実測値) ²⁾
加水分解性	強アルカリ、強酸で加水分解 ³⁾
解離定数	解離基なし ⁴⁾
水溶性	1 mg/L (25 ⁵⁾)

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性

好氣的：良分解⁶⁾

嫌氣的：嫌気汚泥により分解されるとの報告があるが、メタン及び二酸化炭素への完全分解にまでには至っていない^{5, 8)}。

非生物的：水中での光分解の半減期 = 143 日との報告がある⁸⁾。

BOD から算出した分解度：

29 % (試験期間：2 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)⁷⁾

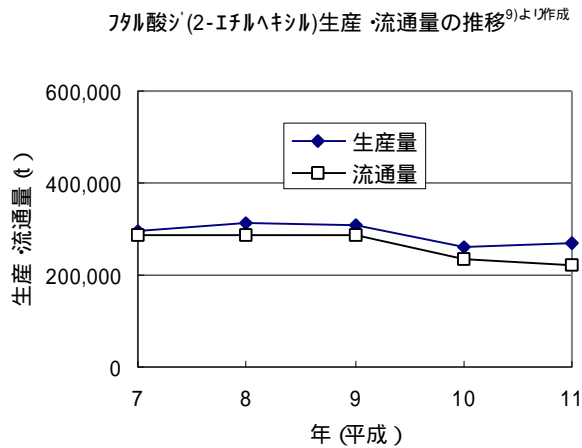
濃縮性：低濃縮⁷⁾

生物濃縮係数 (BCF)：1.0 ~ 3.4 (試験期間：8 週間、試験濃度：1 mg/L), 1.3 ~ 29.7 (試験期間：8 週間、試験濃度：0.1 mg/L)⁷⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における生産量は 268,830 t、輸入量は 7,220.307 t、輸出量は 54,521.130 t であり¹⁾、推定される国内流通量は 221,529.2 t である。また、OECD に報告している生産量は 10,000 t 以上である。生産・流通量の推移⁹⁾より作成を下図に示した。



用途

本物質の主な用途は、可塑剤として塩化ビニル製品(シート、レザー、電線被覆材、農ビ用フィルム等)等に添加されている¹⁾。

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が、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(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 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った^{1),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大気	0.0008	
水質	0.05	
土壌	70.8	
底質	29.1	

(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 本物質の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	0.014	0.016	< 0.0042	0.034	0.0042	19/20	全国	1999	3
室内空気	μg/m ³	(0.19: 中央値)	0.22	0.052	0.59	0.015	69/69	東京	1999- 2000	4
飲料水	μg/L	0.078		< 0.05	0.3	0.05	34/42	全国	1999	5
地下水	μg/L	< 0.3	< 0.3			0.3	0/23	全国	1999	6
食物	μg/g	0.14	0.22	< 0.025	1.1	0.025	54/57	全国	1998	7
土壌	μg/g	0.014	0.029	< 0.01	0.34	0.01	53/94	全国	1998	8
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.3	0.45	< 0.3	6.6	0.3	44/130	全国	1999	6
公共用水域・海水	μg/L	< 0.3	< 0.3	< 0.3	0.4	0.3	2/17	全国	1999	6
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	0.74	0.32	< 0.025	22	0.025	33/36	全国	1999	6
底質(公共用水域・海水)	μg/g	0.052	0.10	< 0.025	0.35	0.025	8/12	全国	1999	6

注：1) 米国において、室内空気のデータとして 0.6 μg/m³ の報告がある(1997)⁹⁾。

2) 米国において、飲料水のデータとして 1.0 μg/L 程度の報告がある¹⁰⁾。

- 3) 土壌のデータとして、シンガポール工業団地で 0.74 $\mu\text{g/g}$ の報告がある(1996)¹¹⁾。
 4) スウェーデンの自動洗濯機排水で平均値 380 $\mu\text{g/L}$ 、最大値 4100 $\mu\text{g/L}$ (1990-1992)の報告がある¹²⁾。
 5) 大阪の塩化ビニル製造工場周辺の水質のデータとして、80 $\mu\text{g/L}$ の報告がある¹³⁾。
 6) 市販弁当からの検出量として、平均値 1,768 μg 、最大値 4,306 μg の報告がある¹⁴⁾。

(3) 人に対する暴露の推定 (一日暴露量の予測最大量)

空気 (一般環境大気及び室内空気)、飲料水、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)。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、食事量及び土壌暴露量をそれぞれ 15 m^3 、2L、2,000g 及び 0.15g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。

表 2.3 本物質の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	0.014 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1999)	0.0042 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	概ね*0.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1999)	概ね 0.066 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$
	水質		
	飲料水	0.078 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1999)	0.0031 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	地下水	概ね 0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1999)	概ね 0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
食物	0.14 $\mu\text{g}/\text{g}$ 程度 (1998)	概ね 5.6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	
土壌	0.014 $\mu\text{g}/\text{g}$ 程度(1998)	0.000042 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	
最大値等	大気		
	一般環境大気	0.034 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1999)	0.010 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	概ね 0.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1999)	概ね 0.18 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$
	水質		
	飲料水	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1999)	0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	地下水	概ね 0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1999)	概ね 0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	6.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1999) [1.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度]	0.26 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [0.064 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度]
食物	1.1 $\mu\text{g}/\text{g}$ 程度 (1998)	44 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	
土壌	0.34 $\mu\text{g}/\text{g}$ 程度(1998)	0.0010 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	

注：1) [] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値を示す。

2)*印の値はは算術平均値を用いている。

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.18 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (濃度としては 0.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) であったが、これは室内空気の濃度に終日暴露されるという前提の値であり、代わりに一般環境大気の数値を用いると 0.01 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (濃度としては

00.034 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は44 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、そのうち食物経由が44 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は、一般環境大気及び室内空気のいずれの値を用いても44 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	0.0042	0.010
	室内空気	0.066	0.18
水質	飲料水	0.0031	0.012
	地下水	(0.012)	(0.012)
	公共用水域・淡水	(0.012)	([0.064])
食物		5.6	44
土壌		0.000042	0.0010
経口暴露量合計		5.603142	44.013
総暴露量 (ケース1)		5.669142	44.193
総暴露量 (ケース2)		5.607342	44.023

注：1) [] 内の数値は、実測値の95パーセンタイル値より算出した値。

2) () 内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

3) 総暴露量(ケース1)は、大気暴露において一般環境大気及び室内空気のうち化学物質の濃度が高いもの(ここでは室内空気)に終日暴露されていると仮定して算出したもの。総暴露量(ケース2)は、一般環境大気に終日暴露されていると仮定して算出したもの。

4) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

(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1.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度(95パーセンタイル値)、同海水域では0.4 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	6.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1999) [1.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度]
公共用水域・海水	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	0.4 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1999)

注：1) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

2) [] 内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

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 : 30,600 mg/kg (6日)
ラット	腹腔	LD ₅₀ : 30,700 mg/kg (6~14日)
ウサギ	経口	LD ₅₀ : 33,900 mg/kg (6~14日)

注：()内は致死に至るまでの時間を示す。

本物質は眼や皮膚、気道を刺激する。

中・長期毒性

モルモット雌雄各 23~24 匹を 1 群とし、0、19、64 mg/kg/day を 12 ヶ月間混餌投与した結果、19 mg/kg/day 群で肝臓重量の増加を認めしたが、組織所見（肝臓、腎臓、肺、脾臓、睾丸）に明瞭な変化を認めなかった²⁾。この結果から、19 mg/kg/day が LOAEL となる。

生殖・発生毒性

ア) CD-1 マウス雌 24~30 匹を 1 群とし、0、44、91、191、292 mg/kg/day を全妊娠期間の 18 日間混餌投与した結果、母マウスに有意な影響を認めなかった 91 mg/kg/day 以上の群で奇形胎仔の有意な増加を認めた。観察された奇形は、眼瞼開裂、眼球突出、水頭症、短尾・生育不全の尾あるいは無尾、主要な血管の奇形、癒合あるいは分岐肋骨、癒合あるいは異常配列胸部脊椎であった。この結果から、44 mg/kg/day が NOAEL となる³⁾。

イ) CD-1 マウス雌雄各 20 匹（対照群各 40 匹）を 1 群とし、0、0.01、0.1、0.3 %（換算値：0、14、144、432 mg/kg/day）を食餌に添加して投与しながら交配実験した結果、0.3 % 群では出産はみられず、0.1 % 群では有意な生殖能力の低下（胎仔数及び胎仔数当りの出生仔数、生仔出産数の減少）を認めた。この結果から、0.01 % を摂取量に換算した 14 mg/kg/day が NOAEL となる⁴⁾。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、5、50、500、5,000 ppm を食餌に添加して 13 週間投与した結果、500 ppm 以上の群の雄ラットで睾丸セルトリ細胞空胞化の発生頻度の増加を認めた。この結果から、50 ppm を摂取量に換算した 3.7 mg/kg/day が NOAEL となる⁵⁾。

なお、Long Evans ラット雌 12 匹を 1 群とし、0、3~3.5、30~35 mg/kg/day を飲水に添加して妊娠 1 日~出産後 21 日まで投与（授乳中は飲水量が 30 % 以上増加）した結果、3~3.5 mg/kg/day 以上の群の仔に腎臓及び睾丸の重量低下、精細管上皮の崩壊等の損傷を認めたという報告⁶⁾があるが、投与量の正確な測定が未実施であることや毒性の記載が不明確である等の問題点が指摘（CERHR, 2000）されている。

ヒトへの影響

工場労働者を対象とした小規模のコホート研究（221人、暴露期間3ヶ月～24年間、平均追跡期間11.5年間）の結果、本物質の暴露を受けた労働者8人の死亡（内、膵臓がん1人、膀胱乳頭腫1人）が認められたとの報告がある。しかし、研究規模と暴露量が不明なこと、追跡期間等の問題から、因果関係を議論するには不相当であるとの判断をIARCワーキンググループは下している。

なお、フタル酸エステルは主にポリ塩化ビニル製品の可塑剤として使用されており、調理用のポリ塩化ビニル製手袋を使用した市販弁当や病院給食から本物質が高濃度に検出されたことから、塩化ビニル製手袋の使用自粛を促す厚生省の通知が出されている⁸⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

F344ラット及びB6C3F₁マウス雌雄各50匹を1群とし、ラットに0、6、12g/kg、マウスに0、3、6g/kgを食餌に添加して103週間投与した結果、雌雄のラットと雌のマウスでは肝細胞がんの発生率の増加を認め、マウスでは肺への転移も認められた⁷⁾。

ラットでの同様の結果をRao *et al.* (1990)、Popp *et al.* (1987)も報告している。しかし、作用機構の検討により、本物質によるがんは霊長類では発生しないことが示唆され、げっ歯類特有の発がんと考えられている（EHC, 1992）。

発がんリスク評価の必要性

マウスやラットでの発がん性は確認されているが、げっ歯類特有の発がんと考えられる。このため、IARCの評価では最近2Bから3（ヒトに対する発がん性については分類できない）の分類に変更されている。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

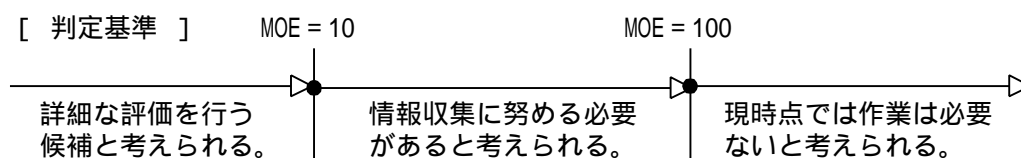
経口暴露については、ラットの生殖・発生毒性試験から得られたNOAEL 3.7 mg/kg/day（睾丸セルトリ細胞の空胞化）が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

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	5.6 μg/kg/day	44 μg/kg/day	3.7 mg/kg/day	ラット	8.4



経口暴露については、暴露量は平均値で 5.6 µg/kg/day、予測最大量で 44 µg/kg/day であり、これは食物からの寄与によるものであった。動物実験結果より設定された無毒性量等 3.7 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 8.4 となるため、詳細な評価を行う候補と考えられる。なお、本物質については既に塩化ビニル製手袋の使用自粛を促す等の対策が進められているところである。

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、ある程度以上の信頼性が確認されたものについて生物群、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]	生物種名	エンドポイント /影響内容	暴露期間 [日]	Ref. No.
藻類			>100	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ POP	4	15040
			30,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3	環境庁
			>100,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3	環境庁
甲殻類			*>0.16	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	15040
			<u>77</u>	<i>Daphnia magna</i>	NOEC MOR	21	16380
			133	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ IMM	2	12730
			158	<i>Daphnia magna</i>	NR MOR	21	12340
			>320	<i>Daphnia magna</i>	NR IMM	2	11061
			800	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	21	12340
			10,000	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21	環境庁
			11,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2	5185
			>68,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	1	5185
			>100,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	環境庁
			no effect	<i>Daphnia magna</i>	NR REP	21	11061
魚類			55,700	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ MOR	7.5(3.5+4)	563
			74,800	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4	環境庁
			139,500	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	27(23+4)	563
			>186,000	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	8(4+4)	563
			>550,000	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4	10366
			>770,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4	5590
その他			*>180	<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i>	LC ₅₀ MOR	4	15040
			8,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	IC ₅₀ POP	36 時間	16142
			32,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	IC ₅₀ POP	9 時間	16142
			60,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	IC ₅₀ POP	9 時間	14980
			150,000	<i>Rana avalis</i>	LC ₅₀ MOR	30	5904

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。

*印) より信頼性できる値を PNEC 算出に用いたため、不採用としたデータ。

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

エンドポイント) EC₅₀ (Median Effective Concentration) : 半数影響濃度、IC₅₀ (Median Inhibition Concentration) : 半数阻害濃度、

LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度 NR (Not Reported): 記載無し

影響内容) BMS (Biomass): 生物現存量、GRO (Growth): 生長(植物)、成長(動物)、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、POP (Population): 個体群の組成変化、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。なお、PNEC 算出には、より信頼できる毒性値を用いた。

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 96 時間半数影響濃度 (EC_{50}) が $100 \mu\text{g/L}$ 超、甲殻類では *Daphnia pulex* に対する遊泳阻害の 48 時間半数影響濃度 (EC_{50}) が $133 \mu\text{g/L}$ 、魚類では *Micropterus salmoides* の 7.5 日間半数致死濃度 (LC_{50}) が $55,700 \mu\text{g/L}$ であった。その他の生物では線虫類 *Tetrahymena pyriformis* に対する個体群への 36 時間半数阻害濃度 (IC_{50}) が $8,000 \mu\text{g/L}$ であった。急性毒性値について 4 生物群 (藻類、甲殻類、魚類及びその他) 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 $133 \mu\text{g/L}$) 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 $1.3 \mu\text{g/L}$ 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 72 時間無影響濃度 (NOEC) が $30,000 \mu\text{g/L}$ 、甲殻類では *Daphnia magna* に対する致死の 21 日間無影響濃度 (NOEC) が $77 \mu\text{g/L}$ 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、上記の毒性値のうち最も低い値 (甲殻類の $77 \mu\text{g/L}$) 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 $0.77 \mu\text{g/L}$ 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 $0.77 \mu\text{g/L}$ を採用する。

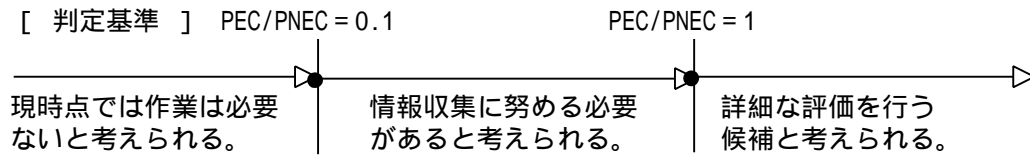
(3) 生態リスクの初期評価結果

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	一般環境・淡水域	$0.3 \mu\text{g/L}$ 未満程度 (1999)	$6.6 \mu\text{g/L}$ 程度 (1999) [$1.6 \mu\text{g/L}$ 程度]	$0.77 \mu\text{g/L}$	2.1
	一般環境・海水域	$0.3 \mu\text{g/L}$ 未満程度 (1999)	$0.4 \mu\text{g/L}$ 程度 (1999)		0.52
	発生源周辺	(塩化ビニール製品製造工場の排水で最大値 $80 \mu\text{g/L}$ の報告がある(1996)) ¹⁾ (廃棄物処分場浸出水中で $2.5 \mu\text{g/L}$ の報告がある(1994-)) (下水処理場放流水で最大値 $2.2 \mu\text{g/L}$ の報告がある(1999))			
底質	一般環境	淡水域では概ね $0.74 \mu\text{g/g} \cdot \text{dry}$ 程度 (1999) 海水域では概ね $0.052 \mu\text{g/g} \cdot \text{dry}$ 程度 (1999)	淡水域では $22 \mu\text{g/g} \cdot \text{dry}$ 程度 (1999) 海水域では $0.35 \mu\text{g/g} \cdot \text{dry}$ 程度 (1999)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

1) スウェーデンの自動洗濯機排水で平均値 $380 \mu\text{g/L}$ 、最大値 $4100 \mu\text{g/L}$ (1990-1992)の報告がある。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域・海水域共に $0.3 \mu\text{g/L}$ 程度であり、いずれも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、淡水域では $1.6 \mu\text{g/L}$ 程度、海水域では $0.4 \mu\text{g/L}$ 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 2.1 となるため、詳細な評価を行う候補と考えられる。一方海域では 0.52 となるため、情報収集に努める必要があると考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 化学工業日報社 (2001) 13901 の化学商品
- 2) 環境庁環境化学物質研究会編 (1988) 環境化学物質要覧, 丸善
- 3) 有機合成化学協会編 (1985) 有機化学物辞典, 講談社
- 4) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 5) IPCS (1992) Environment Health Criteria 131
- 6) 既存化学物質の安全性点検結果, 通産省公報 1975 年 8 月 27 日
- 7) (財)化学品検査協会 (1992) 化審法の既存化学物質安全性点検データ集
- 8) Hazardous Substance Data Bank (HSDB) (1998) National Library of Medicine
- 9) 化学工業日報社 (1997;1998;1999;2000;2001) 13197 の化学商品, 13398 の化学商品, 13599 の化学商品, 13700 の化学商品, 13901 の化学商品

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 10 年度化学物質の人に対する暴露評価に関する調査検討報告書 (環境庁請負業務)
- 2) (財)日本環境衛生センター 平成 12 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)
- 3) 環境庁 平成 11 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) 東京都衛生局 室内環境中の内分泌攪乱化学物質の実態調査結果 平成 12 年 8 月
- 5) 厚生省 水道水源における有害化学物質等監視情報ネットワーク
- 6) 環境庁 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 平成 12 年 10 月
- 7) (財)日本食品分析センター 平成 10 年度食事中のダイオキシン類の化学物質暴露量に関する調査 ()
- 8) 環境庁 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の結果について (1999)
- 9) Jane C.Chung,Ying-Liang Chou,Marcia Nishioka,Kimberlea Andrews,Mary Pollard,Ronald Menton:Field Evaluation of Screening Techniques for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, 2,4-Diphenoxyacetic Acid and Pentachloropheno in Air,House Dust,Soil and Total Diet, EPA/600/R-97/109(1997)
- 10) WHO:Guidelines for Drinking Water Quality.Second Edition,Vol.2(1996)
- 11) K.K.Chee,M.K.Wang,H.K.Lee:Microwave Extraction of Phthalate Esters from Marine Sediment and Soil,Chromatographia,431-437(1996)
- 12) Paxeus N.:Vehicle Washing as a Source of Organic Pollutants in Municipal Wastewater,Water Sci.Technol.,33(6),1-8(1996)
- 13) 環境化学 Vol.7, No.3, p521-532, 1997
- 14) 厚生省生活衛生局食品化学課、食品衛生調査会毒性部会・器具容器包装部会合同部会の審議結果について、平成 12 年 6 月 14 日

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版
- 2) Carpenter, C. P. *et al.* (1953) Arch. Indust. Hyg. Occup. Med., 8: 219-226.
- 3) Tyl, R. W. *et al.* (1988) Fund. Appl. Toxicol., 10:395-412.
- 4) Lamb, J. C. *et al.* (1987) Toxicol. Appl. Pharmacol., 88:255-269.
- 5) Poon, R. *et al.* (1997) Food Chem. Toxicol., 35:2225-2239.
- 6) Arcadi, F. A. *et al.* (1998) Food Chem. Toxicol., 36:963-970.
- 7) Kluwe, W.M. *et al.* (1982) J. Toxicol. environ. Health, 10: 797-815.
- 8) 厚生省 (2000) 塩化ビニル製手袋の食品への使用について, 衛化第 32 号 (平成 12 年 6 月 14 日)

参考資料

- Environmental Health Criteria 131, Diethylhexyl phthalate, IPCS (1992) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 29 (1982) ; Supplement 7 (1987) ; Volume 77 (2000) .
- IRIS (Integrated Risk Information System), No. 14, Di(2-ethylhexyl)phthalate, EPA(1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Di-sec-octyl phthalate, ACGIH (1991) .
- Center For The Evaluation Of Risks To Human Reproduction, NTP-CERHR EXPERT PANEL REPORT on DI (2-ETHYLHEXYL) PHTHALATE, CERHR (2000)

(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)
- 563: Birge, W.J., J.A. Black, and D.M. Bruser (1979): Toxicity of Organic Chemicals to Embryo-Larval Stages of Fish. Ecol. Res. Ser. EPA-560/11-79-007, Office of Toxic Substances, U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, D.C.: 60 pp.
- 5185: Linden, E., B.E. Bengtsson, O. Svanberg, and G. Sundstrom (1979): The Acute Toxicity of 78 Chemicals and Pesticide Formulations Against Two Brackish Water Organisms, the Bleak (*Alburnus alburnus*) and the Harpacticoid *Nitocra spinipes*. Chemosphere 8(11/12): 843-851 .
- 5590: Buccafusco, R.J., S.J. Ells, and G.A. LeBlanc (1981): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(4): 446-452.
- 5904: Larsson, P. and A. Thuren (1987): Di-2-Ethylhexylphthalate Inhibits the Hatching of Frog Eggs and is Bioaccumulated by Tadpoles. Environ. Toxicol. Chem. 6(6): 417-422.
- 10366: Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, and P.R. Parrish (1981): Acute Toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27(5): 596-604.
- 11061: Brown, D. and R.S. Thompson (1982): Phthalates and the Aquatic Environment: Part I The Effect of Di-2-Ethylhexyl Phthalate (DEHP) and Di-Isodecyl Phthalate (DIDP) on the Reproduction. Chemosphere 11(4): 417-426.
- 12340 : Knowles, C.O., M.J. McKee, and D.U. Palawski (1987): Chronic Effects of Di-2-Ethylhexyl Phthalate on Biochemical Composition, Survival and Reproduction of *Daphnia magna*. Environ. Toxicol. Chem. 6(3): 201-208.
- 12730 : Passino, D.R.M. and S.B. Smith (1987): Acute Bioassays and Hazard Evaluation of Representative Contaminants Detected in Great Lakes Fish. Environ. Toxicol. Chem. 6(11): 901-907.
- 14980 : Sauvant, M.P., D. Pepin, C.A. Groliere, and J. Bohatier (1995): Effects of Organic and Inorganic Substances on the Cell Proliferation of L-929 Fibroblasts and *Tetrahymena*

- pyriformis* GL Protozoa Used. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 55(2): 171-178.
- 15040 :Adams,W.J., G.R.Biddinger, K.A.Robillard, and J.W.Gorsuch (1995): Summary of the Acute Toxicity of 14 Phthalate Esters to Representative Aquatic Organisms. Environ. Toxicol. Chem. 14(9): 1569-1574.
- 16142 :Sauvant,M.P., D.Pepin, J.Bohatier, and C.A.Groliere (1995): Microplate Technique for Screening and Assessing Cytotoxicity of Xenobiotics with *Tetrahymena pyriformis*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 32(2): 159-165.
- 16380 :Jon,E.R., W.J.Adams, G.R.Biddinger, K.A.Robillard and J.W.Gorsuch (1995): Chronic Toxicity of 14 Phthalate Esters to *Daphnia magna* and Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ. Toxicol. Chem. 14(11): 1967-1976.
- 3) 環境庁 (1997) : 平成 8 年度 生態影響試験実施事業報告