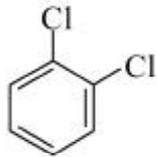


## [ 15 ] o-ジクロロベンゼン

### 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： o-ジクロロベンゼン (別の呼称：1,2-ジクロロベンゼン)
CAS 番号：95-50-1
分子式：C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>
分子量：147.0
構造式： 

#### (2) 物理化学的性状

本物質は無色透明の重い液体で、芳香族性快臭がある<sup>1)</sup>。

融点	-17.3 <sup>2)</sup>
沸点	180.5 <sup>3,4,5)</sup>
比重	1.3059 (20 <sup>°C</sup> ) <sup>3,4,5)</sup>
蒸気圧	200 Pa (1.5 mmHg) (25 <sup>°C</sup> ) <sup>6)</sup> 253 Pa (1.9 mmHg) (30 <sup>°C</sup> ) <sup>6)</sup>
換算係数	1ppm=6.01 mg/m <sup>3</sup> at 25 <sup>°C</sup> , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	3.43 (実測値) <sup>7)</sup>
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし <sup>8)</sup>
解離定数	解離基なし <sup>8)</sup>
水溶性	100 mg/L (20 <sup>°C</sup> ) <sup>6)</sup>

#### (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。

<p>分解性</p> <p>好氣的：難分解<sup>9)</sup>。クロースドボトル試験により、濃度 4 mg/L で 28 日間に 93 % 分解されたとの報告がある<sup>10)</sup>。</p> <p>嫌氣的：メタン発酵条件では分解されなかったとの報告がある<sup>11)</sup>。</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = <math>0.42 \times 10^{-12}</math> cm<sup>3</sup>/分子・sec で<sup>12,13)</sup>、OH ラジカル濃度を <math>5.0 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6</math> 分子/cm<sup>3</sup> とした時の半減期は 19 ~ 38 日と計算される<sup>8)</sup>。水中での OH ラジカルとの反応の速度定数は <math>3.00 \times 10^9</math> L/mol・sec で<sup>10)</sup>、水中における OH ラジカル濃度を <math>5 \times 10^{-16}</math> mol/L とし<sup>10)</sup>、1 日の太陽光の照射時間を 10 時間とした場合の半減期は 12.8 日と計算される<sup>8)</sup>。</p> <p>BOD から算出した分解度：</p> <p>0 % (試験期間：4 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)<sup>9)</sup></p>
--

生物濃縮係数 (BCF): 150 ~ 230 (試験期間: 8 週間、試験濃度: 0.1 mg/L), 90 ~ 260 (試験期間: 8 週間、試験濃度: 0.01 mg/L) <sup>9)</sup>
--

#### (4) 製造輸入量及び用途

##### 生産量・輸入量等

本物質の平成7年度～11年度における国内生産量、輸出入量についての記載はないが<sup>14)</sup>、OECDに報告している生産量は1,000～10,000 tである。

##### 用途

本物質の主な用途は、有機溶剤及びグリースの洗浄剤、殺虫剤、消毒剤、伝導熱媒体 (150～260 )である<sup>1)</sup>。

## 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 2,400km<sup>2</sup>、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った<sup>1),2)</sup>。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	32.2
水	質	55.5
土	壤	0.1
底	質	12.1

### (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 <sup>3</sup>	0.05		<0.03	*0.28		7/10	全国	1999	3
室内空気	μg/m <sup>3</sup>	< 0.2	< 0.2			0.2	0/8	宮城	1998	4
地下水	μg/L	< 0.04	< 0.04			0.04	0/48	東京	1991	5
食物	μg/g	< 0.001	< 0.001			0.001	0/45	全国	1999	6
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.01	< 0.01			0.01	0/11	全国	1998	7
公共用水域・海水	μg/L	< 0.04	< 0.04			0.04	0/48	東京	1991	5
底質公共用水域	μg/g	< 0.0002				0.0002	0/8	新潟	1995	8

注：1) 米国で室内空気sの最大値として 11 μg/m<sup>3</sup> の報告がある(1988)<sup>9)</sup>。

2) 韓国、米国の飲料水のデータとして 0.01 μg/L 未満程度の報告がある<sup>9),10)</sup>。

3) カダ'の公共用水域・海水において 0.02 μg/L 未満の報告がある(1987)<sup>11)</sup>

4) \*印は 5%棄却検定を行った結果、棄却される値を示す。

## (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）、地下水及び食物の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った。ここで地下水のデータを用いたのは、飲料水の分析値が得られなかったためである（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、飲水量及び食事をそれぞれ 15m<sup>3</sup>、2L 及び 2,000g 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	0.05 µg/m <sup>3</sup> 程度 (1999)	0.015 µg/kg/day 程度
	室内空気	0.2 µg/m <sup>3</sup> 未満程度 (1986)	0.06 µg/kg/day 未満程度
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 0.04 µg/L 未満(1991)	概ね 0.0016 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	0.01 µg/L 未満程度 (1998)	0.0004 µg/kg/day 未満程度
食物	0.001 µg/g 未満程度 (1999)	0.04 µg/kg/day 未満程度	
土壌	データはない	データはない	
最大値等	大気		
	一般環境大気	0.12 µg/m <sup>3</sup> 程度 (1999)	0.036 µg/kg/day 程度
	室内空気	0.2 µg/m <sup>3</sup> 未満程度 (1986)	0.06 µg/kg/day 未満程度
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 0.04 µg/L 未満(1991)	概ね 0.0016 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	0.01 µg/L 未満程度 (1998)	0.0004 µg/kg/day 未満程度
食物	0.001 µg/g 未満程度 (1999)	0.04 µg/kg/day 未満程度	
土壌	データはない	データはない	

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露の予測最大量は 0.06 µg/kg/day 未満(濃度としては 0.2 µg/m<sup>3</sup> 未満)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 0.036 µg/kg/day(濃度としては 0.12 µg/m<sup>3</sup>)であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.042 µg/kg/day 未満であり、そのうち食物経由が 0.04 µg/kg/day 未満であった。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は、室内空気の濃度に終日暴露されるという前提で 0.10 µg/kg/day 未満であり、一般環境大気の数値を用いると 0.078 µg/kg/day 未満であった。

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	0.015	0.036
	室内空気	<u>0.06</u>	<u>0.06</u>
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.0016</u>	<u>0.0016</u>
	公共用水域・淡水	<u>(0.0004)</u>	<u>(0.0004)</u>
食物		<u>0.04</u>	<u>0.04</u>
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.0416</u>	<u>0.0416</u>
総暴露量(ケース1)		<u>0.1016</u>	<u>0.1016</u>
総暴露量(ケース2)		<u>0.0566</u>	<u>0.0776</u>

注：1) ( ) 内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

2) 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。

3) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。また、総暴露量の項のアンダーラインは、不検出データによる暴露量が優位を示した総暴露量を示す。

#### (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  $0.01 \mu\text{g}/\text{L}$  未満程度、同海水域では  $0.04 \mu\text{g}/\text{L}$  未満程度となった。

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	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度
公共用水域・海水	限られた $0.04 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満しかない	限られた $0.04 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満しかない

注：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<sup>1)</sup>

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 <sub>50</sub> : 500 mg/kg
ラット	吸入	LDLo: 707 ppm (4,250 mg/m <sup>3</sup> ) (7 時間)

注：( ) 内の時間は暴露時間を示す。

本物質は皮膚から容易に吸収され、皮膚刺激も強い。ヒトでは、1,000 ppm の暴露により、致死的麻痺をおこす。

##### 中・長期毒性

B6C3F<sub>1</sub> マウスの雌雄各 50 匹を 1 群とし 0、60、120 mg/kg/day をコーン油に溶解しゾンデにより 103 週間（5 日/週）経口投与した結果、120 mg/kg/day 群の雄ラットに腎尿細管の変化を認めた。この結果から、雄では 60 mg/kg/day、雌では 120 mg/kg/day が NOEL となる<sup>2)</sup>。60 mg/kg/day を暴露状況で補正すると 43 mg/kg/day となる。

EHC (1991) では、60 mg/kg/day を NOEL として TDI を算出している。

B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、30、60、125、250、500 mg/kg/day をコーン油に溶解して 14 日間経口投与した結果、500 mg/kg/day 群で死亡、肝細胞の変性と壊死を認めた。また、B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 10 匹を 1 群として同用量を 13 週間（5 日/週）投与した結果、30 mg/kg/day 以上の群で脾臓の相対重量の低下、250 mg/kg/day 以上の群で死亡、肝細胞の変性と壊死、ヘモジデリン沈着を、500 mg/kg/day 群で体重増加の抑制、肝臓の相対重量の増加、心筋と骨格筋への鉍質沈着等を認めた<sup>2)</sup>。この結果から、EHC (1991) は NOEL 125 mg/kg/day、LOAEL 250 mg/kg/day としている。

Wistar ラット雌雄各 40 匹を 1 群とし、0、20、100 mg/m<sup>3</sup> を 4 ヶ月間（4 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、20 mg/m<sup>3</sup> 群で肺炎と好酸球増多症を認め、100 mg/m<sup>3</sup> 群では体重増加の抑制と血小板減少症を認めた<sup>3)</sup>。この結果から、20 mg/m<sup>3</sup> が LOAEL となり、これを暴露状況で補正すると 2.4 mg/m<sup>3</sup> となる。

##### 生殖・発生毒性

CD ラット雌 11~16 匹を 1 群とし、0、250、500、750、1000 mg/kg/day をコーン油に溶解して妊娠 6 日~15 日目まで経口投与した結果、500 mg/kg/day 以上の群で胎仔に奇形（肋骨数の増加）を認めた<sup>4)</sup>。この結果から、250 mg/kg/day が NOAEL となる。

## ヒトへの影響

ヒトへの影響としては、皮膚・眼・上気道への刺激性、皮膚炎等が認められており、100 ppmの間欠的暴露でこれらの影響が発現する。職場で1～44 ppm(平均15 ppm; 90 mg/m<sup>3</sup>に相当)の暴露を受けた労働者に傷害の証拠は認められなかった。

### (2) 発がん性

#### 発がん性に関する知見の概要

F344/ラット及びB6C3F<sub>1</sub>マウス雌雄各50匹を1群とし、0, 60, 120 mg/kgを103週間(5日/週)混餌投与した結果、この条件のもとでは、発がん性の証拠は認められなかった(NTP, 1985)。

ヒトへの影響に関しては、5例のがん症例が報告されている。

第1例: 37%の本物質を含む製品で衣服のシミ取りをしていた15歳の少女(末梢性白芽球症)、第2例: 本物質を80%、本物質のp-体15%、m-体2%を含む溶剤を扱っていた男性(慢性リンパ性白血病)、第3例: 本物質を2%含む接着剤を6年間使用していた作業員(慢性リンパ性白血病)、第4例: 本物質を衣服のシミ取りに使用していた(使用期間不明)55歳の女性(骨髄芽球性白血病)、第5例: 染料工場で22年間本物質の暴露を受けた40歳の男性(骨髄芽球性白血病)。しかし、これらは症例報告であり、ACGIH(1996)は因果関係を論じるには不十分であるとしている。

なお、変異原性はラット肝臓、シリアンハムスター肝臓ホモジネートによる代謝活性化の有無にかかわらず、333 µg/plateまでの濃度で、サルモネラTA98、TA100、TA1535、TA1537で認めなかったと報告されている。

#### 発がんリスク評価の必要性

実験動物では非発がん性を示唆する証拠があるものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、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。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(NOEL)等の設定

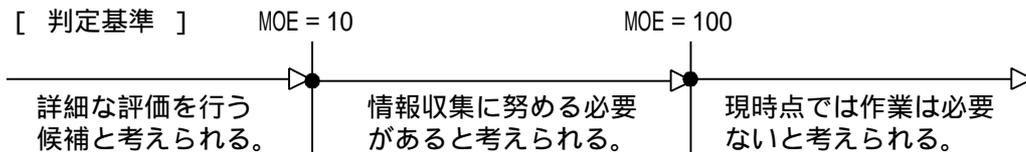
経口暴露については、マウスの中・長期毒性試験から得られたNOEL 60 mg/kg/day(腎尿細管の変化)が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況で補正した43 mg/kg/dayを無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られたLOAEL 20mg/m<sup>3</sup>(肺炎と好酸球増多症)が信頼性のある最小値であることから同値を採用する。これを時間補正して2.4 mg/m<sup>3</sup>とし、さらにLOAELであるために10で除し、試験期間が4ヶ月と短いために10で除した0.024 mg/m<sup>3</sup>を無毒性量等として設定する。

## (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	0.042 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.042 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	43 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	マウス	100,000 超
吸入	室内空気	0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満	0.024 $\text{mg}/\text{m}^3$	ラット	12 超
	環境大気	0.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			20



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.042  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 43  $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$  と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 100,000 を超えるため、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。

吸入暴露については、室内空気中の濃度についてみると、平均値、予測最大量ともに 0.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 0.024  $\text{mg}/\text{m}^3$  と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 12 を超えるため、室内空気の吸入暴露による健康リスクについては情報収集に努める必要があると考えられる。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で 0.05  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 0.12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、無毒性量等 0.024  $\text{mg}/\text{m}^3$  と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 20 となるため、一般環境大気の吸入暴露による健康リスクについても情報収集に努める必要があると考えられる。

## 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	エンドポイント 影響内容	試験期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			1,800	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境庁
			6,900	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC <sub>50</sub> BMS	3				環境庁
			13,500	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC <sub>50</sub> PGR	2				2997
			23,330	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	EC <sub>50</sub> CYT	2				88
			0.136 mM (約 147,000)	<i>Ankistrodesmus falcatus aci</i>	EC <sub>50</sub> PSE	4 時間				10674
			130,000	<i>Chlorella sp.</i>	NR-LETH MOR	10				8039
			130,000	<i>Dunaliella euchlora</i>	NR-LETH MOR	10				8039
			130,000	<i>Pavlova lutheri</i>	NR-LETH MOR	10				8039
			130,000	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	NR-LETH MOR	10				8039
			130,000	<i>Phytoconis sp.</i>	NR-LETH MOR	10				8039
			2,200	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC <sub>50</sub> GRO	4				10745
甲殻類			<100	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境庁
			630	<i>Daphnia magna</i>	NOEC MOR REP	21				847
			1,400	<i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> IMM	2				環境庁
			1,700	<i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> IMM	1				847
			2,400	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> MOR	1				5184
			2,400	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				5184
			9,400	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				875
			10,000	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				2965
			10,300	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				875
			14,300	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC <sub>50</sub> MOR	1				875
魚類			1,540	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC <sub>50</sub> MOR	8				10579

		3,800	<i>Oryzias latipes</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				環境庁
		28.5uM (約 4,190)	<i>Solea solea</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				14995
		31.4uM (約 4,620)	<i>Platichthys flesus</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				14995
		5,600	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				5590
		9,700	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				10366
その他		10 <sup>-6</sup> M (約 147)	<i>Paracentrotus lividus</i>	NR CYT	2				5808
		1,000	<i>Crassostrea virginica</i>	MEC	1				3708
		10 <sup>-5</sup> M (約 1,470)	<i>Paracentrotus lividus</i>	NR CYT	30 分				5808
		>10,000	<i>Mercenaria mercenaria</i>	TLm MOR	2				2400
		>10,000	<i>Mercenaria mercenaria</i>	TLm MOR	12				2400
		12,000	<i>Tanytarsus dissimilis</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				10579
		51,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	EC <sub>50</sub> GRO	1				11258

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。

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) EC<sub>50</sub>( Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC<sub>50</sub>( Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、TLm( Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、NOEC ( No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、NOEL ( No-observable-effect-level): 無影響レベル、NR ( Not Reported): 記載無し、NR-LETH : 死亡率不明

影響内容) BMS ( Biomass): 生物現存量、CYT ( Cytogenetic): 胚の分裂異常、GRO ( Growth): 生長 ( 植物 ) 成長 ( 動物 ) IMM ( Immobilization): 遊泳阻害、MOR( Mortality): 死亡、PGR( Population Growth): 個体群成長・増殖、PHY ( Physiological): 生理機能障害、REP ( Reproduction): 繁殖、再生産、PSE ( Photosynthesis): 光合成活性阻害、MEC ( Minimum Effective Concentration): 最小影響濃度

## (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 ( EC<sub>50</sub> ) が 6,900 µg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する遊泳阻害の 48 時間半数影響濃度 ( EC<sub>50</sub> ) が 1,400 µg/L、魚類では *Oncorhynchus mykiss* の 8 日間半数致死濃度 ( LC<sub>50</sub> ) が 1,540 µg/L、その他の生物ではウニ類の *Paracentrotus lividus* に対する 48 時間の胚の分裂異常 ( CYT ) が約 147 µg/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その他の生物を除いた最も低い値 ( 甲殻類の 1,400 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 14 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 72 時間無影響濃度 ( NOEC ) が 1,800 µg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する繁殖阻害の 21 日間無影響濃度 ( NOEC ) が 100 µg/L 未満であった。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 100  $\mu\text{g/L}$  未満）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 1  $\mu\text{g/L}$  未満が得られた。

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 1  $\mu\text{g/L}$  未満を採用する。

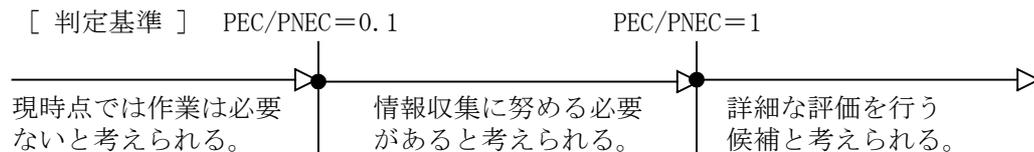
### (3) 生態リスクの初期評価結果

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	0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満程度	0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満程度	<1 $\mu\text{g/L}$	—
	一般環境・海水域	限られた 0.04 $\mu\text{g/L}$ 未満しかない <sup>1)</sup>	限られた 0.04 $\mu\text{g/L}$ 未満しかない <sup>1)</sup>		—
	発生源周辺	データはない	データはない		
底質	一般環境	限られた 0.0002 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満しかない(1995)	限られた 0.0002 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満しかない(1995)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

※ 1) カガ<sup>2)</sup>において 0.02  $\mu\text{g/L}$  未満の報告がある(1987)



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で 0.01  $\mu\text{g/L}$  未満程度、海水域で 0.04  $\mu\text{g/L}$  未満であり、安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) も同様に、淡水域で 0.01  $\mu\text{g/L}$  未満程度、海水域で 0.04  $\mu\text{g/L}$  未満であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域、海水域とも値を示すことができないため、現時点では生態リスクの判定はできない。

## 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) Richardson, M.L. *et al.* (1992-1995) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 3) The Merck Index, 12th. Ed.(1996) Merck & Co., Inc.
- 4) 有機合成化学協会編 (1985) 有機化学物辞典, 講談社
- 5) 東京化学同人 (1994) 化学辞典
- 6) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 3rd. Ed. (1996), Van Nostrand Reinhold Co.
- 7) 分配係数計算用プログラム “C Log P”, アダムネット(株)
- 8) (財)化学品検査協会 (1999) 化学物質ハザード・データ集
- 9) (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
- 10) BUA Report, 53 (1990)
- 11) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 12) BUA Report, 53 (1990)
- 13) EU (1995) IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Sheet,
- 14) 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 11 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書(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) 環境省環境安全課 平成 12 年版化学物質と環境
- 4) 仙台市衛生研究所報 第 28 号, p122-128, 平成 10 年度
- 5) 東京都環境科学研究所年報 p291-300, 1992
- 6) (財)日本食品分析センター 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
- 7) 環境庁環境安全課 平成 11 年版化学物質と環境
- 8) Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58, p893-900, 1997
- 9) WHO:Environmental Health Criteria 128(1991)
- 10) Y.Chung *et al.*:Risk Assessment and Management of Drinking Water Pollutants in Korea, Water Science and Technology, Vol.36, No.12, 309-323(1997)
- 11) WHO:Environmental Health Criteria 128(1991)

### (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) National Toxicology Program (1983) Technical Report 483

3) CZAJKOWSKA, T. et. al. ( 1970 ) Med. Pracy., 21(5); 450-456

4) Giavini, E. et al. ( 1986 ) Bull. Environ. Contam. Toxicol., 37 : 164-168.

#### 参考資料

- Environmental Health Criteria 128, IPCS ( 1991 ) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 7 ( 1974 ) ; Volume 29 ( 1982 ) ; supplement 7 ( 1987 ) ; Volume 73 ( 1999 )
- IRIS ( Integrated Risk Information System ) , No.0408, 1,2-Dichlorobenzene, U.S. EPA ( 1997 ) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Supplement, o-Dichlorobenzene, ACGIH ( 1996 ) .

#### (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 )

- 88:Figuroa,I.del C. and M.S.Simmons (1991): Structure-Activity Relationships of Chlorobenzenes Using DNA Measurement as a Toxicity Parameter in Algae. Environ. Toxicol. Chem. 10(3): 323-329.
- 847:Kuhn,R., M.Pattard, K.Pernak, and A.Winter (1989): B Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to *Daphnia magna* in the 21 Day Reproduction Test. Water Res. 23(4): 501-510.
- 875:Curtis,M.W., T.L.Copeland, and C.H.Ward (1979): Acute Toxicity of 12 Industrial Chemicals to Freshwater and Saltwater Organisms. Water Res. 13(2): 137-141.
- 2400:Davis,H.C. and H.Hidu (1969): Effects of Pesticides on Embryonic Development of Clams and Oysters and on Survival and Growth of the Larvae. Fish. Bull. 67(2): 393-404.
- 2965:Curtis,M.W. and C.H.Ward (1981): Aquatic Toxicity of Forty Industrial Chemicals: Testing in Support of Hazardous Substance Spill Prevention Regulation. J. Hydrol. 51:359-367.
- 2997:Kuhn,R. and M.Pattard (1990): Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to Green Algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the Cell Multiplication Inhibition Test. Water Res. 24(1): 31-38.
- 3708:Butler,P.A., A.J.Wilson,Jr., and A.J.Rick (1960): Effect of Pesticides on Oysters Proc. Natl. Shellfish. Assoc. 51:23-32.
- 5184:LeBlanc,G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684-691.
- 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.
- 5808:Pagano,G., M.Cipollaro, G.Corsale, A.Esposito, G.G.Giordano, E.Ragucci, and N.M.Trieff (1988): Comparative Toxicities of Benzene, Chlorobenzene, and Dichlorobenzenes to Sea Urchin Embryos and Sperm. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 40(4): 481-488.
- 8039:Ukeles,R. (1962): Growth of Pure Cultures of Marine Phytoplankton in the Presence of Toxicants. Appl. Microbiol. 10:532-537.
- 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.
- 10579:Call,D.J., L.T.Brooke, N.Ahmad, and J.E.Richter (1983): Toxicity and Metabolism Studies with EPA Priority Pollutants and Related Chemicals in Freshwater Organisms. EPA 600/3-83-095, U.S. EPA, Duluth, MN:120 p. (U.S. NTIS PB83-263665).
- 10674:Wong,P.T.S., Y.K.Chau, J.S.Rhamey, and M.Docker (1984): Relationship Between Water Solubility of Chlorobenzenes and Their Effects on a Freshwater Green Algae. Chemosphere 13(9): 991-996.
- 10745:Galassi,S. and M.Vighi (1981): Testing Toxicity of Volatile Substances with Algae. Chemosphere 10(10): 1123-1126.
- 11258:Yoshioka,Y., Y.Ose, and T.Sato (1985): Testing for the Toxicity of Chemicals with *Tetrahymena pyriformis*. Sci. Total Environ. 43(1-2): 149-157.
- 14995:Furay,V.J. and S.Smith (1995): Toxicity and QSAR of Chlorobenzenes in Two Species of

Benthic Flatfish, Flounder (*Platichthys flesus* L.) and Sole (*Solea solea* L.). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54(1): 36-42.

3) 環境庁 (1996) : 平成 7 年度 生態影響試験実施事業報告