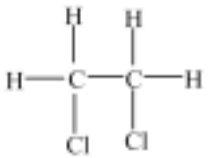


[10] 1,2-ジクロロエタン

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： 1,2-ジクロロエタン (別の呼称：二塩化エタン、エチリデンジクロライド、EDC) CAS 番号：107-06-2 分子式：C ₂ H ₄ Cl ₂ 分子量：98.96 構造式：	
--	---

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色透明の液体であり、甘味を有し¹⁾、クロロホルムに近い¹⁾ 快臭²⁾ を有する。

融点	-35.3 ³⁾
沸点	83.5 ¹⁾
比重	1.2351 (20) ³⁾
蒸気圧	78.9 mmHg (25) ⁴⁾
換算係数	1 ppm = 4.05 mg/m ³ at 25 , 気体 (計算値)
分配係数(1-オクタノール/水)(logP _{ow})	1.48 (計算値) ⁵⁾
加水分解性	加水分解は進行しない ⁶⁾
解離定数	水存在下で加水分解する基をもたない ⁷⁾
水溶性	8.60 g/L (25) ⁸⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

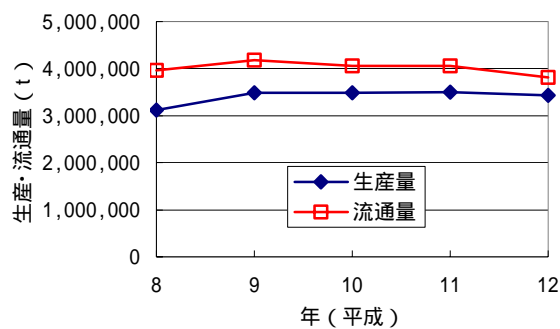
本物質の分解性および蓄積性は次の通りである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：下水や活性汚泥による分解は認められない⁹⁾</p> <p>嫌氣的：4ヶ月処理において分解は認められない¹⁰⁾</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：大気中半減期 63 日 (OH ラジカル濃度 $5 \times 10^5/\text{cm}^3$ とし て計算)¹¹⁾</p> <p>(直接光分解)：環境中での主要な分解要因とはなっていない¹²⁾。しかし、大気中 濃度は、夜間から早朝にかけて高く、日光による分解の寄与が示唆される¹³⁾。</p> <p>BOD から算出した分解度：</p> <p>0% (試験期間：14 日、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)¹⁴⁾</p> <p>濃縮性：水棲生物における生物濃縮性は低いと推定される¹⁵⁾</p> <p>生物濃縮係数 (BCF)：2 (ブルーギル)¹⁶⁾</p>

(4) 製造輸入量及び用途¹⁷⁾

生産量・輸入量等

本物質の平成 12 年における国内生産量は 3,430,642t、輸入量は 416,711t、輸出量は 29,465t であった。国内生産・流通量の推移を下図に示した。



用途

本物質の主な用途は、合成原料（塩ビモノマー、エチレンジアミン、ポリアミノ酸樹脂、イオン交換樹脂）、洗浄剤（フィルム）、溶媒（有機合成反応、ビタミン抽出）、殺虫剤、薰蒸剤などである。

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	96.4
水	質	3.4
土	壤	0.04
底	質	0.07

(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	0.10	0.16	<0.012	2.7	0.012-0.1	252/269	全国	2000	2
		0.11	0.14	<0.02	2.0	0.02-0.5	247/270	全国	1999	3
		0.14	0.19	<0.04	2.6	0.04-0.5	247/260	全国	1998	4
室内空気	μg/m ³		0.5	0.041	11.5		205/205	全国	1998	5
食物	μg/g	<0.0002	<0.0002			0.0002	0/50	全国	2001	6
飲料水	μg/L	<0.4	<0.4			0.1-0.4	0/5704	全国	1999	7
地下水	μg/L	<4	<4			<4	0/3301	全国	2000	8
		<4	<4	<4	350	<4	1/3687	全国	1999	9
		<4	<4			<4	0/3580	全国	1998	10
公共用水域・淡水	μg/L	<0.4	<0.4	<0.1	65	0.1-4	18/2965	全国	2000	11
		<0.4	<0.4	<0.1	9.5	0.1-4	8/3023	全国	1999	12
		<0.4	<0.4	<0.1	6.4	0.1-1	14/2928	全国	1998	13
公共用水域・海水	μg/L	<0.4	<0.4	<0.2	0.8	0.2-1	3/696	全国	2000	11
		<0.4	<0.4	<0.2	1.1	0.2-4	7/731	全国	1999	12
		<0.4	<0.4	<0.2	0.8	0.2-2.2	4/716	全国	1998	13
底質(公共用水域・淡水)	μg/kg	<0.5	<0.5			0.5	0/13	全国	1992	14
底質(公共用水域・海水)	μg/kg	<0.5	<0.5	<0.5	1.1	0.5	1/19	全国	1992	14

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) 「有害大気汚染物質モニタリング調査」における発生源周辺データとして最大値として 3.4 μg/m³ が得られている(1998)⁴⁾。

(3) 人に対する曝露の推定(一日曝露量の予測最大量)

空気(一般環境大気及び室内空気)、水(飲料水及び地下水)及び食物の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った(表 2.3)。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量及び食事量をそれぞれ 15 m³、2L 及び 2,000 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曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均	大気		
	一般環境大気	0.10g/m ³ 程度 (2000)	0.030 µg/kg/day 程度
	室内空気	0.5 µg/m ³ 程度 (1998)	0.15 µg/kg/day 程度
	水質		
	飲料水	0.4 µg/L 未満 (1999)	0.016 µg/kg/day 未満
	地下水	4 µg/L 未満 (2000)	0.16 µg/kg/day 未満
均	公共用水域・淡水	0.4 µg/L 未満 (2000)	0.016 µg/kg/day 未満
	食物	0.0002 µg/g 未満 (2001)	0.008 µg/kg/day 未満
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった
最大	大気		
	一般環境大気	2.7 µg/m ³ 程度 (2000) [0.53 µg/m ³ 程度]	0.81 µg/kg/day 程度 [0.16 µg/kg/day 程度]
	室内空気	11.5 µg/m ³ 程度 (1998)	3.4 µg/kg/day 程度
	水質		
	飲料水	0.4 µg/L 未満 (1999)	0.016 µg/kg/day 未満
	地下水	4 µg/L 未満 (2000)	0.16 µg/kg/day 未満
値	公共用水域・淡水	65 µg/L 程度 (2000) [0.4 µg/L 未満]	2.6 µg/kg/day 程度 [0.016 µg/kg/day 未満]
	食物	0.0002 µg/g 未満 (2001)	0.008 µg/kg/day 未満
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった

注：[] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値を示す。

人の一日曝露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入曝露の一日曝露量の予測最大量は、一般環境大気の濃度に終日曝露されるという前提では 0.81 µg/kg/day 程度(濃度としては 2.7 µg/m³程度)であり、室内空気の場合は 3.4 µg/kg/day 程度(濃度としては 11.5 µg/m³程度)であった。なお、一般環境大気による 1998 年から 2000 年の間での曝露量の変化は認められなかった。

経口曝露による一日曝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 0.024 µg/kg/day 未満であり、井戸水(地下水)を常時摂取すると仮定した場合は 0.17 µg/kg/day 未満であった。なお、環境中分布のモデル予測結果等から、本物質の土壌からの曝露量は少ないと推定された。

総曝露量を一般環境大気、飲料水及び食物のデータから推定すると、一日曝露量の予測最大量は 0.81 µg/kg/day 以上 0.83 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(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	0.030	0.81
	室内空気	0.15	3.4
水質	飲料水	<u>0.016</u>	<u>0.016</u>
	地下水	<u>0.16</u>	<u>0.16</u>
	公共用水域・淡水	(<u>0.016</u>)	(2.6)
食物		<u>0.008</u>	<u>0.008</u>
土壌			
経口暴露量合計 ^{注2}	ケース 1	<u>0.024</u>	<u>0.024</u>
	ケース 2	<u>0.168</u>	<u>0.168</u>
総暴露量 ^{注3}		0.030+0.024	0.81+0.024

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 65 μg/L 程度、同海水域では 0.8 μg/L 未満となった。なお、公共用水域・淡水において、平成 12 年度に高い濃度が認められた。

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	0.4 μg/L 未満(2000)	65 μg/L 程度[0.4 μg/L 未満](2000)
公共用水域・海水	0.4 μg/L 未満(2000)	0.8 μg/L 程度 [0.4 μg/L 未満] (2000)(1998 年~2000 年までの最大値として 1.1 μg/L が得られている(1999) ¹²⁾)

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	670 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	413 mg/kg
ウサギ	経口	LD ₅₀	860 mg/kg
イヌ	経口	LD ₅₀	5,700 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	1,000 ppm [4,050 mg/m ³] (7hr)
マウス	吸入	LCLo	5,000 mg/m ³ (2hr)
モルモット	吸入	LCLo	1,500 ppm [6,075 mg/m ³] (7hr)
ウサギ	吸入	LCLo	3,000 ppm [12,150 mg/m ³] (7hr)

注：（ ）内の時間は暴露時間を示す。

本物質の蒸気は目、皮膚、気道を刺激する。吸入すると肺水腫を起こす場合もある。飲み込むと化学性肺炎を起こす²⁾。ヒトの TCLo として 4,000ppm [16,200 mg/m³] (1hr) という報告がある¹⁾。

中・長期毒性

ア) Fischer 344/N ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、雄に 0、49、86、147、259、515 mg/kg/day、雌に 0、58、102、182、320、601 mg/kg/day を飲水に添加して 13 週間経口投与した結果、259 mg/kg/day 以上の群の雄及び 601 mg/kg/day 群の雌で体重増加の有意な抑制を認めた。また、58 mg/kg/day 群の雌で腎臓の絶対重量の有意な増加を、86 mg/kg/day 以上の群の雄及び 102 mg/kg/day 以上の群の雌で腎臓の絶対・相対重量の有意な増加を認め、102 mg/kg/day 以上の群の雌では用量に依存した尿細管の再生も認めた。この他にも、147 mg/kg/day 以上の群の雄及び 320 mg/kg/day 以上の群の雌で肝臓の相対重量の有意な増加を認めた^{3,4)}。

一方、Fischer 344/N ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、雄に 0、30、60、120、240、480 mg/kg/day を、雌に 0、18、37、75、150、300 mg/kg/day をコーン油に添加して 13 週間（5 日/週）強制経口投与した結果、飲水に添加した場合よりも毒性は強く現れ、雄では 240 mg/kg/day 以上の群の全数、雌では 300 mg/kg/day 群の 90% が死亡し、振戦、唾液分泌、るい瘦、胸腺及び小脳で壊死を認め、前胃上皮細胞には軽度の過形成や炎症、壊死がみられた^{3,4)}。

これらの結果から、著者らは強制投与試験の方で毒性が強く現れたのは、本物質の排泄能力を上回る用量を毎回一度に投与したために高い血中濃度となったことが原因と考えられる⁵⁾ とし、強制投与試験での死亡や壊死・過形成などの傷害に着目し、NOEL は雄で 120 mg/kg/day、雌で 150 mg/kg/day であったとしている。しかし、飲水に添加した経口投与試験の雌では、58 mg/kg/day 群で腎臓の絶対重量の有意な増加、102 mg/kg/day 以上の群で腎臓の絶対・相対重量の有意な増加及び尿細管の再生という用量に対応した腎臓への影響を認めていることから、LOAEL 58 mg/kg/day とする方が妥当と考えられる。

- イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、37.5、75、150 mg/kg/day を 90 日間 (7 日/週) 強制経口投与した結果、150 mg/kg/day 群の雄で有意な体重増加の抑制と摂餌量の減少を、75 mg/kg/day 以上の群の雌雄でヘモグロビン、ヘマトクリット値、ALP などの有意な変化を認めた。また、雄では 75 mg/kg/day 以上の群で脳、腎臓、肝臓の、雌では 75 mg/kg/day 以上の群で腎臓の、150 mg/kg/day 群で肝臓の有意な相対重量の増加を認めた。この結果から、NOAEL は 37.5 mg/kg/day であった⁶⁾。
- ウ) 14 月齢の Sprague-Dawley ラット雌雄各 8 ~ 10 匹を 1 群とし、0、20、40、202、607 mg/m³ を 12 ヶ月間 (7 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、202 mg/m³ 以上の群で ALT の有意な上昇、LDH、AST の有意な低下を認め、 γ -GPT、尿酸、血液尿素窒素の上昇もみられた。一方、3 月齢の Sprague-Dawley ラットを用いて同様に 3、6、18 ヶ月間吸入させた結果、血清成分の有意な変化が時折みられた程度で、ラットの月齢の違いによる差が大きかった。12 ヶ月間の暴露 (14 月齢) の結果から、NOAEL は 40 mg/m³ (暴露状況で補正 : 8.3 mg/m³) であった⁷⁾。
- エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、202 mg/m³ を 2 年間 (7 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、睾丸組織にわずかな変化がみられただけで、肝臓や胆管など他の組織への影響を認めず、肝臓重量の変化も認めなかった。この結果から、NOAEL は 202 mg/m³ (暴露状況で補正 : 42 mg/m³) であった⁸⁾。

生殖・発生毒性

ラット (系統不明) 雌雄各 45 ~ 90 匹を 1 群とし、0、7.5 ~ 8.5、15 ~ 17.5 mg/kg/day を 2 年間混餌投与した結果、生殖能力や仔への影響を認めなかった⁹⁾。

Sprague-Dawley 雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、101、304、607 mg/m³ を交尾前 60 日から 116 日間 (6 ~ 7 時間/日) 吸入させた結果、生殖能力、妊娠期間、性比及び生残率などに影響を認めなかった。また、Sprague-Dawley 雌 16 ~ 30 匹を 1 群とし、0、405、1,215 mg/m³ を妊娠期間と通して吸入させた結果、母ラットは 1,215 mg/m³ 群で高い死亡率を示したが、405 mg/m³ 群で胎仔への影響を認めなかった¹⁰⁾。

本物質の暴露により、生殖・発生毒性を認めたとする幾つかの報告もあるが、これらについては実験手法や報告の不備が指摘されている¹¹⁾。

しかし、ジスルフィラム 0.05 ~ 0.15% を混餌投与しながら本物質を吸入させた試験では、雄ラットで睾丸の萎縮や変性、ライディヒ細胞腺腫などの発生が認められている^{8, 12)}。

ヒトへの影響

本物質を取り扱う飛行機工場では 1951 年から 1955 年を対象に実施された疫学調査では、本物質の暴露を受けた労働者で肝臓及び胆管の疾患、神経症状、自律神経失調、甲状腺機能亢進症などの発生率が高いことが報告¹³⁾ されており、米国 NIOSH (国立労働安全衛生研究所、1976) は労働者への暴露濃度を時間加重平均で 40 ~ 60 mg/m³ であった¹⁴⁾ と推定している。この知見から、NOAEL は 40 mg/m³ (暴露状況で補正 : 9.5 mg/m³) となる¹⁵⁾。

半年から 5 年の間、最高で 20 mg/m³ の暴露を受けていた労働者で、自律神経失調、神経筋の障害、徐脈、発汗、疲労、被刺激性、不眠症などの増加が報告されている¹⁶⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

Osborne-Mendel ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、ラットでは 0、47、95 mg/kg/day を、マウスでは雄に 0、97、195 mg/kg/day、雌に 0、149、299 mg/kg/day をコーン油に添加して 78 週間 (5 日/週) 強制経口投与した結果、両種で用量に依存した多発性腫瘍の発生を認めた。ラットでは、雄の 47 mg/kg/day 以上の群で皮下繊維腫及び脾臓、肝臓、膵臓、副腎などの血管肉腫、雄の 95 mg/kg/day 群で前胃の扁平上皮がん、雌の 95 mg/kg/day 群で乳腺の腺がんが有意な発生率の増加を示した。マウスでは、雄の 195 mg/kg/day 群で肝細胞がん及び肺腺腫、雌の 149 mg/kg/day 以上の群で肺腺腫、乳腺の腺がん、子宮内膜ポリープ、子宮内膜肉腫が有意な発生率の増加を示した¹⁷⁾。

Fischer 344 ラット及び BDF₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、ラットでは 0、40、160、640 mg/m³ を、マウスでは 0、40、120、360 mg/m³ を 104 週間 (6 時間/週) 吸入させた結果、ラットでは 640 mg/m³ 群の雄で腹膜の中皮腫、雌で乳腺の腺がん、160 mg/m³ 以上の群の雌雄で乳腺の線維腺腫、雌で皮下組織の繊維腫、40 mg/m³ 以上の群の雄で皮下組織の繊維腫、雌で乳腺の腺腫の発生率の増加を認めた。マウスでは、40 mg/m³ 以上の群の雄で肝臓の血管肉腫、360 mg/m³ 群の雌で乳腺の腺がん、肺腺腫及び肺がん、肝細胞腺腫、子宮内膜ポリープの発生率の増加を認めた¹⁸⁾。

化学工場などの労働者を対象にしたコホート調査により、胃がんや白血病、咽頭がん、脳腫瘍、膵臓がんなどによる過剰死亡が報告されているが、他の化学物質との複合暴露であるため、それらが本物質単独によるものかについての確証は得られていない¹⁹⁾。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、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 2B (ヒトに対して発がん性が有るかもしれない) に分類されている¹⁹⁾。このため、発がん性に関する定性的な評価を別途実施している。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた LOAEL 58 mg/kg/day (腎臓の絶対重量の増加) が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、LOAEL であるために 10 で除し、さらに試験期間が 13 週間と短いために 10 で除した 0.58 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

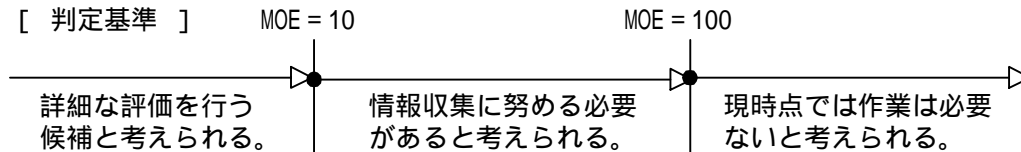
吸入暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 40 mg/m³ (ALT 上昇、LDH・AST 低下など) とヒトの知見から得られた NOAEL 40 mg/m³ (肝疾患、神経症状など) は同値であったが、ヒトの知見は古いことから、ラットの結果を採用し、これを暴露状況で補正した 8.3 mg/m³ を無毒性量等として設定する。

(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	飲料水	0.024 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.024 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.58 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	ラット	2,400 超
	地下水	0.17 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.17 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満			340 超
吸入	環境大気	0.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8.3 mg/m^3	ラット	310
	室内空気	0.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			69

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、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.024 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 0.58 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 2,400 を超えるため、飲料水を摂取すると仮定した場合の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。

一方、井戸水(地下水)を常時摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.17 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 0.58 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE は 340 を超えるため、地下水を摂取すると仮定した場合の経口暴露による健康リスクについても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、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で 0.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 2.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 8.3 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 310 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は現時点では作業は必要ないと考えられる。

一方、室内空気中の濃度についてみると、平均値で 0.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 8.3 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 69 となるため、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。

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	イントポイント /影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			65,600	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境庁
			111,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC GRO	3				環境庁
			129,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3				環境庁
			166,000	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀ POP	3				16775
			294,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ GRO	3				環境庁
			213,000	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀ POP	3				16775
			710,000	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	TT POP	3				5303
甲殻類			1,020	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境庁
			6,900	<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀ MOR	3				18365
			11,000	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	28				15981
			12,800	<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀ MOR	2				18365
			33,500	<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀ MOR	1				18365
			36,400	<i>Artemia salina</i>	EC ₅₀ IMM	1				11323
			99,400	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				環境庁
			160,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				15981
魚類			29,000	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC GRO	孵化後 28				15301
			116,000	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				11227
			126,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4				環境庁
			1,100,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	2				12497
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

イントポイント) EC₅₀ (Median Effective Concentration) : 半数影響濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration) : 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration) : 無影響濃度、TT (Toxicity Threshold) : 増殖阻害初期濃度

影響内容) BMS (Biomass) : 生物現存量、GRO (Growth) : 生長 (植物)、成長 (動物)、IMM (Immobilization) : 遊泳阻害、MOR (Mortality) : 死亡、POP (Population) : 個体群の変化、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。

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 129,000 µg/L、甲殻類では *Artemia salina* に対する 72 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 6,900 µg/L、魚類では *Pimephales promelas* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 116,000 µg/L 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 6,900 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 69 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 65,600 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 1,020 µg/L、魚類では *Pimephales promelas* に対する成長阻害の孵化後 28 日間無影響濃度 (NOEC) が 29,000 µg/L であった。慢性毒性値について 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 10 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 1,020 µg/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 102 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値をアセスメント係数 100 で除した 69 µg/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

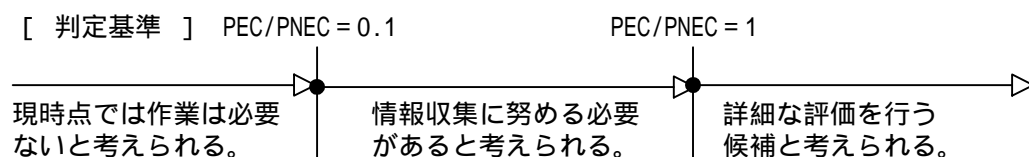
媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値] 濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	公共用水域・淡水域	0.4µg/L 未満(2000)	65µg/L 程度 [0.4µg/L 未満] (2000)	69 µg/L	0.9
	公共用水域・海水域	0.4µg/L 未満(2000)	0.8µg/L 程度 [0.4µg/L 未満] (2000)(1998年~2000年までの最大値として1.1µg/L が得られている(1999))		0.01 (0.02)

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。

4) PEC/PNEC 比 () 内の数値は 1998 年~2000 年の最大値との比を示す。



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・海水域ともに 0.4µg/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 65µg/L 程度、海水域は 0.8µg/L 程度であった。また、海水域においては 1998 年~2000 年までの最大値として 1.1µg/L が得られている。

淡水域については、予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比が 0.9 となるため、情報収集に努める必要があると考えられる。海水域についてはこの比が 0.01(1998 年~2000 年の最大値では 0.02)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) The Merck Index, 13th Ed. (2001): Merck & Co., Inc.
- 3) CRC Handbook of Chemistry and Physics. 81st Ed. (2000): Boca Raton, FL. CRC Press Inc.
- 4) Physical and Thermodynamic Properties of Pure Chemicals Data Compilation. (1989): Washington, DC. Taylor & Francis, Inc.
- 5) American Chemical Society (1995): Exploring QSAR-Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC.
- 6) U.S. EPA-560/2-78-006 (1979): Investigations of Selected Environmental Pollutants 1,2-Dichloroethane. Washington, DC.
- 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) Horvath, A., *et al.* (1999): J. Phys. Chem. Ref. Data 128: 395-623.
- 9) Stover, E. L. and D. F. Kincannon (1983): J. Water Pollutant Control Fed. 55: 97-109.
- 10) Bouwer, E. J. and P. L. McCarty (1983): Transformations of 1-carbon and 2-carbon halogenated aliphatic organic compounds under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1286-1294.
- 11) 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.
- 12) Yates, W. F. and L. J. Hughes (1960): J. Phys. Chem. 64: 672-673.
- 13) Singh, H. B., L. J. Sales, and R. E. Stiles (1982): Distribution of selected gaseous organic mutagens and suspect carcinogens in ambient air. Environ. Sci. Technol. 16: 872-880.
- 14) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 安全性点検 DATA
- 15) Franke, C., G. Studinger, G. Berger, S. Behling, U. Bruckmann, D. Chors-Fresenborg, and U. Joehncke (1994): The assessment of bioaccumulation: Chemosphere 29: 1501-1514.
- 16) Barrows, M. E., S. R. Petrocelli, K. J. Macek, and J. J. Carroll (1980): Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. Paper Symposium, 1978. Ann Arbor, MI. Ann. Arbor Science.
- 17) 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) 環境省環境管理局(2001): 平成 12 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果
- 3) 環境庁大気保全局(2000): 平成 11 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果
- 4) 環境庁大気保全局(1999): 平成 10 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果
- 5) 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室(1999): 居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について
- 6) (財) 日本食品分析センター(2002): 平成 13 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書 (環境省請負業務)

- 7) 厚生労働省保健局水道課(2001): 平成 11 年度水道統計水質編
- 8) 環境省(2001): 平成 12 年度地下水質測定結果
- 9) 環境庁(2000): 平成 11 年度地下水質測定結果
- 10) 環境庁(1999): 平成 10 年度地下水質測定結果
- 11) 環境省環境管理局水環境部(2001): 平成 12 年度公共用水域水質測定結果
- 12) 環境庁水質保全局水質規制課(2000): 平成 11 年度公共用水域水質測定結果
- 13) (株)富士総合研究所(2000): 水質年鑑 2000 年版
- 14) 環境庁保健調査室(1993): 平成 5 年版化学物質と環境

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) RTECS Database.
- 2) 中央労働災害防止協会安全衛生情報センター, 化学物質の危険有害性に関する資料
(<http://www.jaish.gr.jp/anzen/html/select/ankg00.htm>)
- 3) NTP, National Toxicology Program (1991): Toxicity studies of 1,2-dichloroethane (ethylene dichloride) in F344/N rats, Sprague-Dawley rats, Osborne-Mendel rats and B6C3F1 mice (drinking water and gavage studies). Research Triangle Park, NC: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health, National Toxicology Program. NIH Publication No. 91-3123.
- 4) Morgan D.L., J. R. Bucher, M.R. Elwell, H.S. Lilja and A.S. Krishna Murthy (1990): Comparative toxicity of ethylene dichloride in F344/N, Sprague-Dawley and Osborne-Mendel rats. *Food Chem. Toxicol.* 28(12):839-845.
- 5) Reitz, R. H., T. R. Fox, J. C. Ramsey, J. F. Quast, P. Langvardt and P. G. Watanabe (1982): Pharmacokinetics and macromolecular interactions of ethylene dichloride in rats after inhalation or gavage. *Toxic. appl. pharmac.* 62, 190-204.
- 6) Daniel, F.B., M. Robinson, G.R. Olson, R.G. York and L.W. Condie (1994): Ten and ninety-day toxicity studies of 1,2-dichloroethane in Sprague-Dawley rats. *Drug Chem. Toxicol.* 17(4): 463-477.
- 7) Spreafico, F., E. Zuccato, F. Marcucci, M. Sironi, S. Paglialonga, M. Madonna, and E. Mussini (1980): Pharmacokinetics of ethylene dichloride in rats treated by different routes and its longterm inhalatory toxicity. In: Banbury Report 5. Ethylene Dichloride: A Potential Health Risk? Ames B, Infante P, and Reitz R. (eds). Cold Spring Harbor, NY: Cold Spring Harbor Laboratory. pp. 107-129.
- 8) Cheever, K.L., J.M. Cholakias, A.M. El-Hawari, R.M. Kovatch, and E.K. Weisburger (1990): Ethylene dichloride: The influence of disulfiram or ethanol on oncogenicity, metabolism, and DNA covalent binding in rats. *Fundam. Appl. Toxicol.* 14: 243-261.
- 9) Alumot, E., E. Nachtomi, E. Mandel, and P. Holstein (1976a): Tolerance and acceptable daily intake of chlorinated fumigants in the rat diet. *Food Cosmet. Toxicol.* 14: 105-110.
- 10) Rao, K.S., J.S. Murray, M.M. Deacon, J.A. John, L.L. Calhoun, and J.T. Young (1980): Teratogenicity and reproduction studies in animals inhaling ethylene dichloride. In Banbury Report 5 Ethylene dichloride: A potential health risk? (Ames B, Infante P, Reitz R Eds.) p. 149-161. Cold Spring Harbor Laboratory, Cold Spring Harbor, New York.
- 11) ATSDR (1994): Toxicological profile for 1,2-dichloroethane (Update). Atlanta, Georgia, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 192 pp (TP-93/06).
- 12) Igwe, O.J., S.S. Que Hee, and W.D. Wagner (1986b): Interaction between 1,2-dichloroethane and disulfiram: I. Toxicological effects. *Fundam. Appl. Toxicol.* 6: 733-746.
- 13) Kozik, I. (1957): "Problems of occupational hygiene in the use of dichloroethane in the aviation industry." *Gig. Tr. Prof. Zabol.* 1: 31-38.

- 14) NIOSH (1976): Criteria for a Recommended Standard. Occupational Exposure to Ethylene Dichloride. HEW Publication No. (NIOSH) 76: 139.
- 15) U.S. EPA (1994): Toxicity information for 1,2-dichloroethane for the Ft. Devens Army NPL Site/MA. Memorandum to Ann-Marie Burke, U.S. EPA, Region I, from Joan S. Dollarhide, Superfund Health Risk Technical Support Center, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH.
- 16) Rosenbaum, N.D. (1947): Ethylene dichloride as an industrial poison. *Gig. Sanit.* 12(2): 17-21.
- 17) NCI (1978): Bioassay of 1,2-dichloroethane for possible carcinogenicity. Bethesda, Maryland, National Cancer Institute (HEW (NIH) Publication No. 78-1305).
- 18) Nagano, K., T. Nishizawa, S. Yamamoto, and T. Matsushima (1998): Inhalation carcinogenesis studies of six halogenated hydrocarbons in rats and mice. In: Chiyotani, K., Hosoda, Y. & Aizawa, Y., eds, *Advances in the Prevention of Occupational Respiratory Diseases*, Amsterdam, Elsevier, pp. 741-746.
- 19) IARC (1999): *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Human*, Vol. 71.

(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)
 - 666 : Johnson, W.W., and M.T. Finley (1980) : Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. *Resour.Publ.137, Fish Wildl.Serv., U.S.D.I., Washington, D.C* :98 p.
 - 5303 : Bringmann, G., and R. Kuhn (1980) : Comparison of the Toxicity Thresholds of Water Pollutants to Bacteria, Algae, and Protozoa in the Cell Multiplication Inhibition Test. *Water Res.* 14(3):231-241.
 - 11227 : Walbridge, C.T., J.T. Fiandt, G.L. Phipps, and G.W. Holcombe (1983) : Acute Toxicity of Ten Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 12(6):661-666.
 - 11323 : Foster, G.D., and R.E. Tullis (1985) : Quantitative Structure-Toxicity Relationships with Osmotically Stressed *Artemia salina* Nauplii. *Environ.Pollut.Ser.A Ecol.Biol.* 38:273-281.
 - 12497 : Tsuji, S., Y. Tonogai, Y. Ito, and S. Kanoh (1986) : The Influence of Rearing Temperatures on the Toxicity of Various Environmental Pollutants for Killifish (*Oryzias latipes*). *J.Hyg.Chem./Eisei Kagaku* 32(1):46-53 (JPN) (ENG ABS).
 - 15301 : Benoit, D.A., F.A. Puglisi, and D.L. Olson (1982) : A Fathead Minnow *Pimephales promelas* Early Life Stage Toxicity Test Method Evaluation and Exposure to Four Organic Chemicals. *Environ.Pollut.Ser.A Ecol.Biol.* 28(3):189-197.
 - 15981 : Richter, J.E., S.F. Peterson, and C.F. Kleiner (1983) : Acute and Chronic Toxicity of Some Chlorinated Benzenes, Chlorinated Ethanes, and Tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 12(6):679-684.
 - 16775 : Behechti, A., L. Ballhorn, and A. Kettrup (1995) : Toxicity of Chlorinated Alkanes on the Alga *Scenedesmus subspicatus* in a Closed Test Vessel. *Fresenius Environ.Bull.* 4(3):148-153.
 - 18365 : Sanchez-Fortun, S., F. Sanz, A. Santa-Maria, J.M. Ros, M.L. De Vicente, M.T. Encinas, and E. Vinagre. . (1997) : Acute Sensitivity of Three Age Classes of *Artemia salina* Larvae to Seven Chlorinated Solvents. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 59:445-451.
- 3) 環境庁(1996) : 平成7年度 生態影響試験実施事業報告