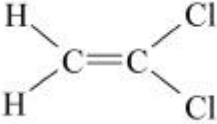


[1 3] 1,1-ジクロロエチレン

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： 1,1-ジクロロエチレン (別の呼称：ビニリデンクロライド、1,1-ジクロロエテン、二塩化ビニリデン) CAS 番号：75-35-4 分子式：C ₂ H ₂ Cl ₂ 分子量：96.9 構造式：	
--	---

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色の液体である¹⁾。

融点	-122.5 ¹⁾
沸点	31.7 ²⁾
比重	1.2129 (20) ²⁾
蒸気圧	66.66 kPa (500 mmHg) (20) ³⁾ 78.79 kPa (591 mmHg) (25) ³⁾ 95.99 kPa (720 mmHg) (30) ³⁾
換算係数	1ppm=3.97 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	2.17 (実測値) ³⁾
加水分解性	文献なし ⁴⁾
解離定数	解離基なし ⁴⁾
水溶性	0.021 % (w/w) (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：難分解 ⁶⁾ 嫌氣的：さまざまな条件の嫌気試験で脱塩素化されて塩化ビニルに変換されることが報告されている。メタン還元条件下では、108 日間で完全に塩化ビニルに変換されることの報告がある ^{7,8,9)} 非生物的： (OH ラジカルとの反応性)：速度定数 = 4×10^{-12} cm ³ /mol・sec ⁷⁾ と、 8.11×10^{-12} cm ³ /分子・sec (25) ⁸⁾ が報告されている。対流圏大気中では、これらの速度定数で、OH ラジカル平均濃度 = $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm ³ とした時の半減期はそれぞれ、2 ~ 4 日、1 ~ 2 日と計算される ⁴⁾ 。反応生成物としては、ホルムアルデヒド、ホスゲン、クロロ酢酸がある ⁸⁾ 。 (オゾンとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 3.7×10^{-21} cm ³ /分子・sec (25)、
--

オゾン平均濃度 = 7×10^{11} 分子/cm³ とした時の半減期は 10 年と計算される⁸⁾。
 (硝酸ラジカルとの反応性) : 速度定数 = 1.78×10^{-15} cm³/分子・sec (25)で、平均的な
 汚染度の大気中での半減期は 19 日と計算される⁸⁾。

BOD から算出した分解度 :

0 % (試験期間 : 4 週間、被験物質 : 9.7 mg/L、活性汚泥 : 2 mg/L)⁶⁾

濃縮性 : 低濃縮⁶⁾

生物濃縮係数 (BCF) : 2.5 ~ 6.4 (試験期間 : 6 週間、試験濃度 : 0.5 mg/L), <13 (試験期間 :
 6 週間、試験濃度 : 0.05 mg/L)⁶⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質について、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フィルム、ラテックス、繊維用塩化ビニリデン樹脂の高分子合成における単量体として塩化ビニル、アクリロニトリル、アクリル酸エステルなどの共重合に用いられる¹⁰⁾。

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	0.8
水	質	0.002
土	壤	0.0001
底	質	99.2

(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 限值	検出率	調査 地域	測定年	文献
一般環境大気	μg/m ³	0.014	0.15	< 0.004	*1.8	0.004	12/13	全国	1997	3
室内空気	μg/m ³	< 0.05	< 0.05			0.05	0/8	宮城	1998	4
飲料水	μg/L	< 2	< 2	< 2	6	2	4/5606	全国	1997	5
地下水	μg/L	< 1		< 1	7.9	1	4/120	東京	1998	6
食物	μg/g	< 0.0005	< 0.0005			0.005	0/45	全国	1999	7
公共用水域・淡水	μg/L	< 5	< 5	< 0.2	< 5	0.2-5	0/2926	全国	1998	8
公共用水域・海水	μg/L	< 5	< 5	< 0.2	< 5	0.2-5	0/709	全国	1998	8
底質公共用水域	μg/g	< 0.002		< 0.0003	< 0.002	0.0003 -0.002	0/7	全国	1979	9

注：1) 米国の大気発生源データとして、石油化学工場において最大値 416 μg / m³ 程度の報告がある¹⁰⁾。

2) 米国の化学工場プラント地下水において最大値 217 μg/L の報告がある(1991)¹¹⁾。

3) *印は 5%棄却検定を行った結果、棄却された値を示す。

(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）、飲料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（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^3 、 2L 及び $2,000\text{g}$ 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 (1997)	$0.0042 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	限られた $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満しかない (1997)	限られた $0.015 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満しかない
	水質		
	飲料水	$2 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1997)	$0.08 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	地下水	概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1998)	概ね $0.04 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	$5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)	$0.2 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
最大値等	食物	$0.0005 \mu\text{g}/\text{g}$ 未満程度 (1999)	$0.02 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	土壌	データはない	データはない
	大気		
	一般環境大気	$0.029 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1997)	$0.0087 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	限られた $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満しかない (1997)	限られた $0.015 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満しかない
	水質		
	飲料水	$6 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1997) [$2 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度]	$0.24 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [$0.08 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度]
地下水	概ね $7.9 \mu\text{g}/\text{L}$ (1998) [概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満]	概ね $0.32 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ [概ね $0.04 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満]	
公共用水域・淡水	$5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998) [$5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度]	$0.2 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度 [$0.2 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度]	
食物	$0.0005 \mu\text{g}/\text{g}$ 未満程度 (1999)	$0.02 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度	
土壌	データはない	データはない	

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。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は $0.015 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満（濃度としては $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 $0.0087 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （濃度としては $0.029 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.10

μg/kg/day 未満であり、うち飲料水経由が 0.08 μg/kg/day 未満 (95 パーセンタイル値)、食物経由が 0.02 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 0.12 μg/kg/day 未満であり、一般環境大気を用いると 0.11 μg/kg/day 未満と推定された。

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	0.0042	0.0087
	室内空気	<u>0.015</u>	<u>0.015</u>
水質	飲料水	<u>0.08</u>	[<u>0.08</u>]
	地下水	(0.04)	([0.04])
	公共用水域・淡水	(0.2)	(0.2)
食物		<u>0.02</u>	<u>0.02</u>
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.10</u>	<u>0.10</u>
総暴露量 (ケース 1)		<u>0.115</u>	<u>0.115</u>
総暴露量 (ケース 2)		<u>0.1042</u>	<u>0.1087</u>

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。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及び海水域のいずれについても 5 μg/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	5 μg/L 未満程度 (1998)	5 μg/L 未満程度 (1998) [5 μg/L 未満程度]
公共用水域・海水	5 μg/L 未満程度 (1998)	5 μg/L 未満程度 (1998)

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 パーセンタイル値より算出した値を示す。

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	吸入	LCLo : 10,000 ppm (39,700 mg/m ³) (24 時間)
イヌ	経口	LDLo : 5,750 mg/kg

注：() 内の時間は暴露時間を示す。

本物質は呼吸器、眼、皮膚に対する刺激作用があり、蒸気は呼吸器から容易に吸収されると考えられている。

中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 48 匹（対照群は 80 匹）を 1 群とし、0、50、100、200 ppm（50 ppm とは雄 7 mg/kg/day、雌 9 mg/kg/day に相当）を飲水に添加して 2 年間投与した結果、雄では 50 ppm 以上の群で肝臓の組織学的病変（肝細胞の空胞化、脂肪化）を認め、200 ppm 群に肝細胞の腫脹を認めた²⁾。この結果、9 mg/kg/day が LOAEL となる。GDWQ（1996）では、この値を用いて TDI を求めている。また、ビーグル犬（雌雄各 4 匹の群）に 6.25、12.5、25 mg/kg/day をゼラチンカプセルに入れ 97 日間経口投与した結果、影響を認めなかった²⁾。

イ) F334/N ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、1、5 mg/kg/day を胃ゾンデにより 104 週間（5 日/週）経口投与した結果、5 mg/kg/day 群で腎臓の炎症を認めたが、1 mg/kg/day 群では、腎臓に対する毒性を認めなかった³⁾。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 84～86 匹を 1 群とし、0、25、75 ppm（0、100、300 mg/m³）を 18 ヶ月間（6 時間/日、5 日/週）吸入させ、その後 6 ヶ月間飼育した結果、暴露群では 6、12 ヶ月後の肝臓に一過性の組織学的変化（細胞の空胞化）を認めた⁴⁾。この結果から、25 ppm（100 mg/m³）が LOAEL となり、これを暴露状況で補正すると 18 mg/m³ となる。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹（対照群は雄 15 匹・雌 30 匹）を 1 群とし、0、50、100、200 mg/L を飲水に添加して三世代にわたって各々 100 日間ずつ投与した結果、繁殖能力や新生仔の生存率に影響を認めなかった⁵⁾。なお、第二世代で肝重量の増加、第一・第二世代で脂肪肝等を認めたが、急性及び慢性毒性試験で肝毒性が確認されているため、ここで観察された変化は生殖・発生毒性ではないと考えられる。三世代にわたり、各世代について長期間の投与を行った本実験結果から、200 mg/L の用量では、生殖・発生毒性はないと結論できる。

また、吸入暴露による生殖毒性の検討では、Nitsche ら⁵⁾及び Murray⁶⁾らが報告している。これらの研究では、妊娠期の暴露によって仔動物に奇形や骨化の遅延等の影響があったとし

ているが、両者とも母動物で体重低下を認めている。食餌制限により、妊娠動物の体重を低下させると、これらと同様の変化が仔動物にも認められていることから、母動物に由来する二次的な影響を否定し得ない。

ヒトへの影響

ヒトへの急性影響として、16,000 mg/m³ (4,000 ppm) の暴露により、意識喪失を引き起こす (Gibbs & Wessling, 1983) ことが知られている (EHC, 1990)。

慢性影響に関しては、主に 2 つの職業暴露における疫学調査から評価 (Ott, 1976; Thiess, 1979) が行われ、いずれもがんによる死亡に関して本物質は影響がなかったと評価している。Ott (1976) らの調査では、化学工場労働者の暴露濃度は 1942 年から 1965 年までの時間荷重平均で 5~70 ppm (20~280 mg/m³) であった。しかし、これらの調査は追跡期間や対象者数、死因確定に問題があると指摘されている。(IARC, 1999; EHC, 1990)。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

ラット、マウス、ハムスターを用いた実験では、雄マウスへの 100 mg/m³ 吸入により腎臓の腺がん発生を認めている⁷⁾。

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ついても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 (NOAEL) 等の設定

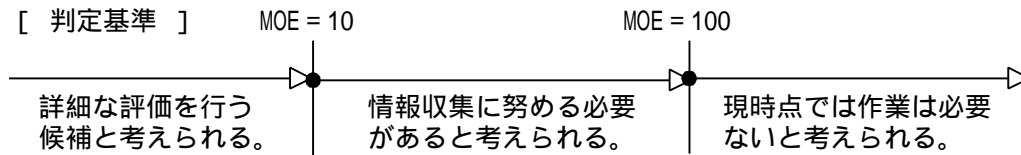
経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた LOAEL 9 mg/kg/day (肝細胞の空胞化、脂肪化) が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、LOAEL であるために 10 で除した 0.9 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、ラットの中・長期試験から得られた LOAEL 100 mg/m³ (肝細胞の空胞化) が信頼性のある最小値であることから同値を採用する。これを暴露状況で補正して 18 mg/m³ とし、さらに LOAEL であるために 10 で除した 1.8 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	0.10 µg/kg/day 未満	0.10 µg/kg/day 未満	0.9 mg/kg/day	ラット	900 超
吸入	室内空気	0.05 µg/ m ³ 未満	1.8 mg/ m ³	ラット	3,600 超
	環境大気	0.014 µg/ m ³			6,200



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに $0.10 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 $0.9 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 900 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、より濃度の高い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 $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 $1.8 \text{ mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE は 3,600 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現時点では作業は必要ないと考えられる。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で $0.014 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で $0.029 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、無毒性量等 $1.8 \text{ mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE は 6,200 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	エンドポイント //影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref.No.
							a	b	c	
藻類			240,000	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₁₀ GRO	4				11677
			410,000	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀ GRO	4				11677
甲殻類			79,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2				5184
			98,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	1				5184
魚類			74,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	1				5590
			74,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4				5590
			250,000	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				10366
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) EC₁₀(10% Effective Concentration): 10% 影響濃度、EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度

影響内容) GRO (Growth): 生長 (植物)、成長 (動物)、MOR (Mortality): 死亡

(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 *Scenedesmus subspicatus* に対する生長阻害の 96 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 410,000 μg/L、甲殻類では *Daphnia magna* の 48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 79,000 μg/L であった。急性毒性値について 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 1,000 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 79,000 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 79 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、信頼できるデータが得られなかった。

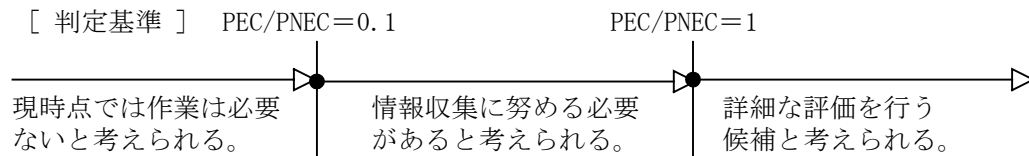
本物質の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値をアセスメント係数 1,000 で除した 79 μg/L を採用する。

(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	一般環境・淡水域	5 µg/L 未満程度(1998)	5 µg/L 未満程度(1998) [5 µg/L 未満程度]	79 µg/L	<0.06
	一般環境・海水域	5 µg/L 未満程度 (1998)	5 µg/L 未満程度 (1998)		<0.06
	発生源周辺				
底質	一般環境	概ね 0.002 µg/g·dry 未満	概ね 0.002 µg/g·dry 未満		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域・海水域ともに平均濃度で5 µg/L 未満程度であり、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) についても同様に、いずれも検出下限値未満であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、0.06 未満であるため、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) The Merck Index, 11th Ed. (1989) Merck & Co. Inc.
- 2) 化学物質安全情報研究会編 (1996) 化学物質安全性データブック, オーム社
- 3) 環境庁環境化学物質研究会編 (1988), 環境化学物質要覧, 丸善
- 4) (財)化学品検査協会 (1997), 化学物質ハザード・データ集
- 5) 化学品検査協会測定データ (1989)
- 6) (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
- 7) IPCS (1990) Environmental Health Criteria 100
- 8) ATSDR (1994) Draft Toxicological Profile for 1,1-Dichloroethene
- 9) Hazardous Substance Data Bank (HSDB) (1998) National Library of Medicine
- 10) (社) 日本化学工業協会調査資料 (1996)

(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(環境庁 請負業務)
- 3) 環境庁 有害大気汚染物質総合対策推進事業結果報告書 平成 10 年 3 月
- 4) 仙台市衛生研究所年報 第 28 号, p122-128, 1999
- 5) 厚生省水道整備課 平成 9 年度水道統計水質編
- 6) 東京都環境科学研究所年報 p53-59, 1999
- 7) (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
- 8) 環境庁水質保全局 2000 年版全国公共用水域水質年鑑
- 9) 環境庁保健調査室 昭和 55 年版化学物質と環境
- 10) International Programme on Chemical Safety
- 11) Huang F.Y.C.,Li K.Y.,Liu C.C.:Environ.Prog.,18(1),55-59(1999)

(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) Quest, *et al.* (1983) Fundam. Appl. Toxicol., 3 : 55-62.
- 3) National Toxicology Program (1982) Technical Report -228.
- 4) Quast, J. F. *et al.* (1986) Fundam. Appl. Toxicol., 6 : 105-144.
- 5) Nitschke, K. D. *et al.* (1983) Fundam. Appl. Toxicol., 3 : 75-79.
- 6) Murray, F. J. *et al.* (1979) Toxicol. Appl. Pharmacol.,49: 189-202.
- 7) Maltoni, C. *et al.* (1984) Acta Oncol., 5: 91-146.

参考資料

- ・ Environmental Health Criteria 100, IPCS (1990) .

- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 19 (1979) ; Volume 39 (1986) ; Volume 71 (1999) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Vinylidene Chloride, ACGIH (1992) .

(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)

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.

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.

11677:Geyer,H., I.Scheunert, and F.Korte (1985): The Effects of Organic Environmental Chemicals on the Growth of the Alga *Scenedesmus subspicatus*: A Contribution to Environmental Biology. Chemosphere 14(9): 1355-1369.