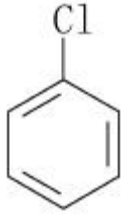


[3 8] モノクロロベンゼン

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：モノクロロベンゼン (別の呼称：クロロベンゼン、ベンゼンクロリド、フェニルクロリド)
CAS 番号：108-90-7
分子式：C ₆ H ₅ Cl
分子量：112.6
構造式： 

(2) 物理化学的性状

本物質は燃えやすく、透明で揮発性の液体で、巴旦杏(ハタンキョウ)のような香りがある¹⁾。
水溶性はやや高い。

融点	-45 ²⁾
沸点	132 ²⁾
比重	1.1066 (20 ²⁾) ²⁾
蒸気圧	1.17 kPa (8.8 mmHg) (20 ²⁾) ²⁾ 1.57 kPa (11.8 mmHg) (25 ²⁾) ²⁾ 2.00 kPa (15 mmHg) (30 ²⁾) ²⁾
換算係数	1ppm=4.61 mg/m ³ at 25 ²⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	2.84 (実測値) ²⁾
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし ³⁾
解離定数	解離基なし ³⁾
水溶性	500 mg/L (20 ²⁾) ²⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

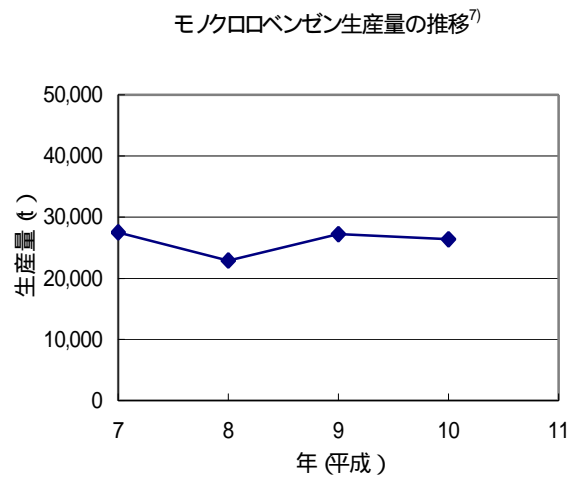
本物質の蓄積性は低く、また、BOD 分解率は低い。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：難分解⁴⁾</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 = 8.8×10^{-13} cm³/分子・sec (23⁵⁾)⁵⁾、OH ラジカル濃度 = $5.0 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm³ とした時の半減期は 9.1 ~ 18.2 日と計算される³⁾。</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：30 mg/L、活性汚泥：100 mg/L)⁴⁾</p> <p>濃縮性：低濃縮⁴⁾</p> <p>生物濃縮係数 (BCF)：4.3 ~ 40 (試験期間：8 週間、試験濃度：0.15 mg/L), 3.9 ~ 23 (試験期間：8 週間、試験濃度：0.015 mg/L)⁴⁾</p>

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質は平成 11 年度における国内生産量の記載はないが¹⁾、平成 10 年における国内生産量は 26,351 t である⁶⁾。また、OECD に報告している生産量は 10,000 t 以上である。生産量の推移⁷⁾は下図のとおりである。



用途

本物質の主な用途は、染料中間物、溶剤、医薬品、香料等である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	60.2
水	質	25.5
土	壌	12.9
底	質	1.4

(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	0.034		< 0.02	0.12	0.02	10/11	全国	1998	3
室内空気	μg/m ³	0.13		0.058	0.88	0.02	8/8	宮城	1998	4
地下水	μg/L	< 0.14		< 0.04	< 0.14	0.14	0/12	東京	1989-92	5
食物	μg/g	< 0.005	< 0.005			0.005	0/45	全国	1999	6
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01	0/20	全国	2001	2
公共用水域・海水	μg/L	< 0.3	< 0.3			0.3	0/5	全国	1997	7
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.019	< 0.019			0.019	0/7	全国	1997	7
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.019	< 0.019			0.019	0/5	全国	1997	7

注：1) 発生源大気データとして、ドイツの化学工場において 18700 μg/m³ の報告がある(1981)⁸⁾。

2) 室内空気データとして、オランダ(1985)、米国(1984)で最大値 27 μg/m³ の報告がある⁸⁾。

3) 飲料水データとして、米国で 7 μg/L 程度の報告がある(1980)。また、0.03 μg/L 程度の報告もある(1984)⁸⁾。

4) 米国の廃棄物埋立地地下水で、平均値 3.7 μg/L、最大値 302 μg/L の報告がある(1985-1990)⁹⁾。

(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、飲水量及び食事量をそれぞれ 15m³、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	0.034 µg/m ³ 程度 (1998)	0.010 µg/kg/day 程度
	室内空気	限られた 0.13 µg/m ³ しかない(1998)	限られた 0.039 µg/kg/day しかない
	水質	データはない	
	飲料水	概ね 0.14 µg/L 未満 (1992)	データはない
	地下水	0.01 µg/L 未満程度 (2001)	概ね 0.0056 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水		0.0004 µg/kg/day 未満程度
	食物	0.005 µg/g 未満程度 (1999)	0.2 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 ³ 程度 (1998)	0.036 µg/kg/day 程度
室内空気		限られた 0.88 µg/m ³ しかない(1998)	限られた 0.26 µg/kg/day しかない
水質		データはない	
飲料水		データはない	データはない
地下水		概ね 0.14 µg/L 未満 (1992)	概ね 0.0056 µg/kg/day 未満
公共用水域・淡水		0.01 µg/L 未満程度 (2001)	0.0004 µg/kg/day 未満程度
食物		0.005 µg/g 未満程度 (1999)	0.2 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。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.26 µg/kg/day（濃度としては 0.88 µg/m³）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/m³）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.21 µg/kg/day 未満であり、そのうち食物経由が 0.2 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 0.47 µg/kg/day 未満であり、一般環境大気の数値を用いると 0.24 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	0.010	0.036
	室内空気	0.039	0.26
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.0056</u>	<u>0.0056</u>
	公共用水域・淡水	<u>(0.0004)</u>	<u>(0.0004)</u>
食物		<u>0.2</u>	<u>0.2</u>
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.2056</u>	<u>0.2056</u>
総暴露量(ケース1)		<u>0.2446</u>	0.4656
総暴露量(ケース2)		<u>0.2156</u>	<u>0.2416</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、同海水域では概ね $0.3 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満となった。

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 (2001)	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2001)
公共用水域・海水	概ね $0.3 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1997)	概ね $0.3 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1997)

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 : 2,910 mg/kg
ウサギ	経口	LD ₅₀ : 2,830 mg/kg

本物質の蒸気は眼や鼻を刺激し、吸入すると、頭痛、めまい、吐き気、意識喪失をおこす。皮膚につくと皮膚炎をおこす。

中・長期毒性

ア) F344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、60、120 mg/kg/day をコーン油に溶解してゾンデにより 103 週間（5 日/週）経口投与した結果、120 mg/kg/day 群の雄に肝臓の腫瘍性結節の有意な増加を認めた²⁾。この結果から、EHC(1991)では 60 mg/kg/day を経口における NOEL として TDI を算出している。これを暴露状況で補正すると 43 mg/kg/day となる。

イ) Sprague-Dawley 雄ラット及び雄ウサギの各 32 匹を 1 群とし、0、341、1,138 mg/m³ を 24 週間（7 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、341 mg/m³ 群の両種で GOT 低下、肝重量増加、腎重量の増加と尿細管及び腎実質病変、赤血球指標の微小変化を、1,138 mg/m³ 群のウサギで肝うっ血、ラットで副腎皮質病変を認めた³⁾。この結果から、EHC(1991)では 341 mg/m³ を吸入暴露の LOAEL として TDI を算出している。これを暴露状況で補正すると 71 mg/m³ となる。

生殖・発生毒性

F344 ラット雌 32~33 匹を 1 群とし、0、341、955、2,684 mg/m³（0、75、210、590 ppm）を妊娠 6 日~15 日目までの期間（6 時間/日）吸入させた結果、2,684 mg/m³ 群の仔に骨格（骨化）の発達遅延を認めたが、955 mg/m³ 以下の群では影響を認めなかった⁴⁾。この結果から、955 mg/m³ が NOAEL となる。

なお、2,684 mg/m³ 群では、母ラットにも毒性（体重増加の低下、肝重量の増加）が観察されていることから、仔に対する影響は、母ラットにおける毒性を介する間接的なものである可能性がある。

ヒトへの影響

一般環境での暴露経路は主に大気と考えられるが、暴露に関しては必ずしも十分な情報はない。職業暴露に関しても正確に暴露量を測定した例は少ないが、最大 18.7 mg/m³ の濃度を検出したとの報告がある。

一般環境での暴露による健康影響としては、事故あるいは製品の誤使用による症例報告があるだけであり、評価に資する疫学研究は行われていない。

さらに職業暴露の影響に関しても、中枢神経系への影響や眼や呼吸器への刺激等が指摘されているが、同時に暴露された他物質の影響を無視することができないことや、暴露濃度の不明な例が多い。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

F344 ラットにおいて高用量で、雄の肝臓に結節性腫瘍の有意な増加を認めたとする報告がある。しかし、悪性腫瘍の発生を認めなかったこと、ラットの雌やマウスの長期投与実験で腫瘍発生が認められなかったこと、Ames 試験で変異原性が認められなかったこと等から、ヒトに対する発がん性の可能性は小さいと考えられる。

発がんリスク評価の必要性

IARC において評価は行われておらず、現時点においては評価はできない。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

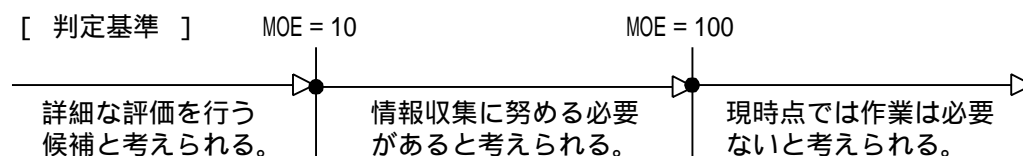
経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOEL 60 mg/kg/day (肝臓の腫瘍性結節) が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況で補正した 43 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

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 341 mg/m³ (GOT 低下、肝臓と腎臓の重量増加、副腎皮質の病変等) 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 71 mg/m³ とし、さらに LOAEL であるために 10 で除し、試験期間が 24 週間と短いために 10 で除した 0.71 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	0.21 µg/kg/day 未満	0.21 µg/kg/day 未満	43 mg/kg/day	ラット	20,000 超
吸入	室内空気	0.13 µg/m ³	0.71 mg/m ³	ラット	81
	環境大気	0.034 µg/m ³			590



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.21 µg/kg/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 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 20,000 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、より濃度の高い室内空気中の濃度についてみると、平均値で 0.13

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で $0.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 $0.71 \text{mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE は 81 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。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で $0.034 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で $0.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、無毒性量等 $0.71 \text{mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE は 590 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。

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			100,000	<i>Skeletonema costatum</i>	NOEL BMS	5				2233
			201,000	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀ BMS	5				2233
			203,000	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀ PGR	5				2233
			235,740	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	EC ₅₀ CYT	2				88
甲殻類			7,600	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀ MOR	1				4343
			7,900	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀ MOR	1				10810
			10,700	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2				12055
			14,000	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC ₅₀ REP	7~10				212
			15,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ REP	9~11				212
			16,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	10				212
魚類			<u>50</u>	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ MOR	4				538
			50	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ MOR	7.5				563
			880	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	4				538
			880	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	8				563
			8,900	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	2				10366
			10000	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				10366
その他			6.4μmol/L (720 μg/L)	<i>Chironomus riparius</i>	NOEC BEH	96~98 時間				14176

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) EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、LOEC(Lowest Observed Effect Concentration): 最小影響濃度、LOEL (Lowest Observed Effect level): 最小影響レベル、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

影響内容) BEH (Behavior): 行動変化、BMS (Biomass): 生物現存量、CYT (Cytogenetic): DNA 量の変化、MOR (Mortality): 死亡、PGR (Population Growth): 個体群成長・増殖、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 *Skeletonema costatum* に対する生長阻害の5日間半数影響濃度（EC₅₀）が201,000 µg/L、甲殻類では *Ceriodaphnia dubia* の24時間半数致死濃度（LC₅₀）が7,600 µg/L、魚類では *Micropterus salmoides* の96時間半数致死濃度（LC₅₀）が50 µg/L、その他の生物ではユスリカ類の *Chironomus riparius* に対する行動変化の96～98時間無影響濃度（NOEC）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て最も低い値（魚類の50 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0.5 µg/Lが得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Skeletonema costatum* に対する生長阻害の5日間無影響レベル（NOEL）が100,000 µg/Lとなった。慢性毒性値について1生物群（藻類）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、慢性毒性値によるPNECとして1,000 µg/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、魚類の急性毒性値をアセスメント係数100で除した0.5 µg/Lを採用する。

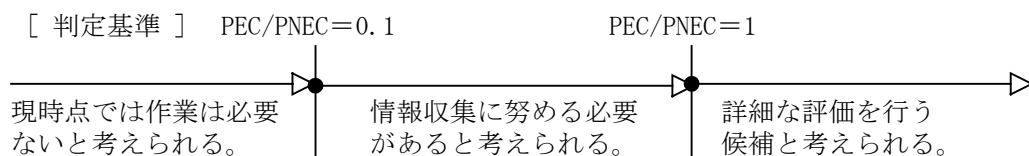
(3) 生態リスクの初期評価結果

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	0.01 µg/L 未満程度 (2001)	0.01 µg/L 未満程度 (2001)	0.5 µg/L	<0.02
	一般環境・海水域	概ね 0.3 µg/L 未満 (1997)	概ね 0.3 µg/L 未満 (1997)		<0.6
	発生源周辺	我が国におけるデータはない ¹⁾	我が国におけるデータはない ¹⁾		
底質	一般環境	0.019 µg/g・dry 未満程度 (1997)	0.019 µg/g・dry 未満程度 (1997)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

※ 1) 米国の廃棄物埋立地地下水で、平均値 3.7 µg/L、最大値 302 µg/L の報告がある(1985-1990)。



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は0.01 µg/L未満程度、海水域では概ね0.3 µg/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）についても同様で、淡水域では0.01 µg/L未満程度、海水域では概ね0.3 µg/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、淡水域では0.02未満となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。一方、海水域では0.6未満となるため、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) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2nd Ed. (1983) Van Nostrand Reinhold Co.
- 3) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 4) (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
- 5) BUA Report, 54 (1990)
- 6) 化学工業日報社 (2000) 13700 の化学商品
- 7) 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) 環境庁環境安全課 平成 11 年版化学物質と環境
- 4) 仙台市衛生研究所報 第 28 号 p122-128, 1998
- 5) 東京都環境科学研究所年報 p259-267, 1991, 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 10 年版化学物質と環境
- 8) WHO:Environmental Health Criteria 128
- 9) Hailburg R.R., Delfino J.J., Miller W.L.: Water Air Soil Pollut., 65, 307-322 (1992)

(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) Kluwe, W.M. *et al.* (1985) J. Toxicol. Environ. Health, 15 (6) : 745-767
- 3) Dilley, J. V. (1977) National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce.
- 4) John. J. A. *et al.* (1984) Toxicol. Appl. Pharmacol., 76: 365-373.

参考資料

- ・ Environmental Health Criteria 128, IPCS (1991) .
- ・ IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0399, Chlorobenzene, U.S. EPA (1997) .
- ・ Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Chlorobenzene, ACGIH (1991) .

(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: Figueroa, 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.
- 212: Cowgill, U.M. and D.P. Milazzo (1991): The Sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* to Seven Chemicals Utilizing the Three-Brood Test. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20(2): 211-217.
- 538: Birge, W.J., J.A. Black, J.E. Hudson, and D.M. Bruser (1979): Embryo-Larval Toxicity Tests with Organic Compounds. In: L.L. Marking and R.A. Kimerle (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 2nd Symposium, ASTM STP 667, Philadelphia, PA: 131-147.
- 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 P.
- 2233: Cowgill, U.M., D.P. Milazzo, and B.D. Landenberger (1989): Toxicity of Nine Benchmark Chemicals to *Skeletonema costatum*, a Marine Diatom. Environ. Toxicol. Chem. 8(5): 451-455.
- 4343: Marchini, S., M.D. Hoglund, S.J. Borderius, and M.L. Tosato (1993): Comparison of the Susceptibility of Daphnids and Fish to Benzene Derivatives. Sci. Total Environ. (Suppl.): 799-808 (Publ in Part As 3910).
- 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.
- 10810: Cowgill, U.M., I.T. Takahashi, and S.L. Applegath (1985): Comparison of the Effect of Four Benchmark Chemicals on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia affinis* Tested at Two Different Temperatures. Environ. Toxicol. Chem. 4(3): 415-422 (Author Communication).
- 12055: Gersich, F.M., F.A. Blanchard, S.L. Applegath, and C.N. Park (1986): The Precision of Daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) Static Acute Toxicity Tests. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15(6): 741-749.
- 14176: Van der Zandt, P.T.J., F. Heinis, and A. Kikkert (1994): Effects of Narcotic Industrial Pollutants on Behaviour of Midge Larvae (*Chironomus riparius* (Meigen), Diptera): A Quantitative Structure-Activity. Aquat. Toxicol. 28(3/4): 209-221.