

[2] アセトアルデヒド

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

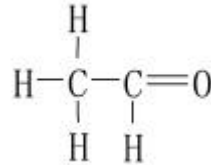
物質名：アセトアルデヒド
(別の呼称：エタナル、酢酸アルデヒド、エチルアルデヒド)

CAS 番号：75-07-0

分子式：C₂H₄O

分子量：44.1

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は水、アルコール、エーテルに任意の割合で溶解し、また、たいいていの有機液体とも自由に混和する¹⁾。化学的にはきわめて反応性に富んでおり、いろいろな合成に利用されている¹⁾。

融点	-123.5 ²⁾
沸点	21 ²⁾
比重	0.788 (20 ²⁾) ²⁾
蒸気圧	98.6 kPa (740 mmHg) (20 ²⁾) ³⁾
換算係数	1ppm=1.80 mg/m ³ at 25 ²⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	0.43 (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	自由に混和 ⁵⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

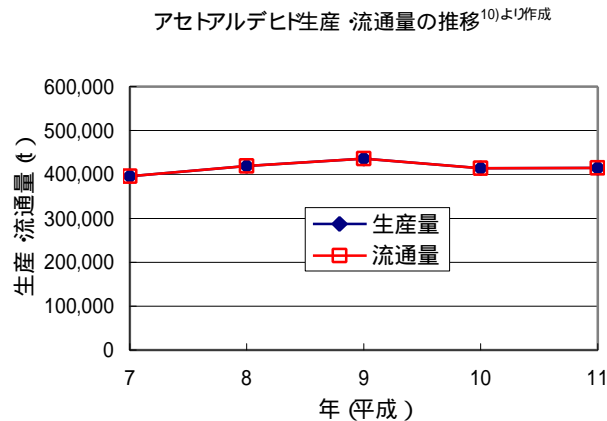
本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性
好氣的：良分解⁶⁾
嫌氣的：報告なし⁴⁾
非生物的：
(OHラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 1.6×10^{-11} cm³/分子・sec (25²⁾)⁷⁾、OHラジカル濃度 = $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm³とした時の半減期は0.5～1日と計算される⁴⁾。
平均滞留時間は0.365日という報告がある⁸⁾。
BOD から算出した分解度：
80% (試験期間：2週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)⁶⁾
生物濃縮係数 (BCF)：
n-オクタノール/水分配係数の値から、魚類における生物濃縮は想定されない⁹⁾。

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における国内生産量は 414,679 t、輸入量は 0.267 t、輸出量は 10,060 t であり¹⁾、推定される国内流通量は 414,669.2 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。アセトアルデヒドの生産・流通量の推移¹⁰⁾より作成は下図のとおりである。



用途

本物質の主な用途は、酢酸、過酢酸、無水酢酸、酢酸エチル、ラクトニトリル、ポリアセトアルデヒド、ペンタエリスリトール、エチルアルコール、アクロレイン、パラアルデヒド等の製造原料、魚の防腐剤、防カビ剤、写真現像用、燃料配合剤、溶剤(硫黄、ヨウ化リンなど)、還元剤、医療用、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	40.8
水	質	58.4
土	壤	0.4
底	質	0.5

(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	2.2		0.28	9.2		185/185	全国	1999	3
室内空気	μg/m ³	20	36	4.1	140		10/10	北海道	1998	4
地下水	μg/L	< 2		< 2	30	2	17/111	東京	1997	5
食物	μg/g	0.59	1.7	0.15	18	0.04	45/45	全国	1999	6
公共用水域・淡水	μg/L	< 1	< 1			1	0/6	全国	1995	7
公共用水域・海水	μg/L	< 1	< 1			1	0/5	全国	1995	7
底質(公共用水域・淡水)	μg/g					2.5	0/1	全国	1977	8
底質(公共用水域・海水)	μg/g				3.0	2.5	1/1	全国	1977	8

注：米国で飲料水のデータの最大値として 0.1 μg/L の報告がある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	2.2 µg/m ³ 程度 (1999)	0.66 µg/kg/day 程度
	室内空気	20 µg/m ³ 程度	6 µg/kg/day 程度
	水 質 飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 2 µg/L 未満 (1997)	概ね 0.08 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	概ね 1 µg/L 未満 (1995)	概ね 0.04 µg/kg/day 未満
	食 物	0.59 µg/g 程度 (1999)	24 µg/kg/day 程度
	土 壤	データはない	データはない
最 大 値 等	大 気 一般環境	9.2 µg/m ³ 程度 [5.5 µg/m ³ 程度]	2.8 µg/kg/day 程度 [1.7 µg/kg/day 程度]
	室内空気	140 µg/m ³ 程度	42 µg/kg/day 程度
	水 質 飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 30 µg/L (1997) [概ね 21 µg/L]	概ね 1.2 µg/kg/day [概ね 0.84 µg/kg/day]
	公共用水域・淡水	概ね 1 µg/L 未満 (1995)	概ね 0.04 µg/kg/day 未満
	食 物	18 µg/g 程度 (1999)	720 µg/kg/day 程度
	土 壤	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 42 µg/kg/day（濃度としては 140 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ふ前提の値であり、代わりに一般環境大気の数値を用いると 1.7 µg/kg/day（濃度としては 5.5

$\mu\text{g}/\text{m}^3$)(95 パーセンタイル値)であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は $720 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、うち食物経路が $720 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は、室内空気の濃度に終日暴露されるという前提で $760 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、一般環境大気の数値を用いると $720 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 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	0.66	[1.7]
	室内空気	6	42
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.08</u>	[0.84]
	公共用水域・淡水	(0.04)	(0.04)
食物		24	720
土壌			
経口暴露量合計		24.08	720.84
総暴露量(ケース1)		30.74	762.84
総暴露量(ケース2)		24.74	722.54

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及び同海水域のいずれについても概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 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	概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1995)	概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1995)
公共用水域・海水	概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1995)	概ね $1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1995)

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 : 1,930 mg/kg
ラット	吸入	LCLo : 4,000 ppm (7,200 mg/m ³)(4 時間)
ラット	皮下	LD ₅₀ : 640 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀ : 1,232 mg/kg
マウス	皮下	LD ₅₀ : 560 mg/kg

注：（ ）内の時間は暴露時間を示す。

本物質の液体及び高濃度の蒸気は目、鼻、喉の粘膜や皮膚を刺激し、腐食をおこす。全身的には麻酔作用及び意識混濁、気管支炎、肺浮腫等をおこす。

中・長期毒性

ア) Syrian Golden ハムスター各 20 匹を 1 群とし、0、700、2,400、8,200 mg/m³ (0、390、1,340、4,560 ppm) を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、8,200 mg/m³ で体重増加の抑制、肺と心臓の相対重量の増加、鼻粘膜上皮、皮下腺の著しい変性を認めた。2,400 mg/m³ 群では気管上皮の変化を認めたが、700 mg/m³ 群では特に影響を認めなかった。この結果から、700 mg/m³ (390 ppm) が NOEL となる²⁾。

イ) Wistar ラット雄 10 匹を 1 群とし、0、275、910 mg/m³ を 4 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、910 mg/m³ 群では肺洗浄液中の貪食細胞数の減少、嗅覚上皮の変性を認めた³⁾。この結果から、275 mg/m³ が NOEL となり、これを暴露状況で補正すると 49 mg/m³ となる。EHC (1995) も同値を NOEL としている。

ウ) ラットに飲水に 0.05 % 添加 (換算値 : 40 mg/kg) して 6 ヶ月間投与した結果、肝臓にコラーゲン合成の増加が観察された。ただし、その他の影響については調べられてないことから、この実験の毒性学的な評価は明らかでない。

生殖・発生毒性

ラットやマウスへの生殖毒性に関する試験は行われていないが、発生毒性についての試験は行われており、胎仔毒性や催奇形成が報告されている^{3, 5)}。これらの毒性については、用量依存性が認められるものの、母動物に対する毒性が適切に評価されておらず、投与経路も一般環境で起こる状況 (吸入、経口) ではなく、注射等による投与であるため、生殖・発生毒性について現状では適切な報告はないと考えられる。

ヒトへの影響

- ア) 急性暴露では眼や粘膜の刺激症状、皮膚の発赤及び肺水腫が観察されており、反復暴露では皮膚炎や結膜炎が報告されている (EHC, 1995)。
- イ) ヒトに対する調査では 90 mg/m^3 、15 分間の暴露で眼に対する刺激性が認められ、感受性の高い被験者では 45 mg/m^3 、15 分間の暴露で刺激が感じられた⁶⁾。
- ウ) 20 年以上化学工場で働いた 150 名の労働者を対象とした疫学調査では、がん症例が 9 件 (呼吸器で 5 件、口腔で 2 件、胃で 1 件、盲腸で 1 件) みつかり、呼吸器のがんについては、期待値より高い値であった (ただし喫煙補正は行っていない)。この症例報告の暴露濃度は $1 \sim 7 \text{ mg/m}^3$ であったが、工場内の他の場所でより高濃度の暴露を受けていた可能性がある他、ブチルアルデヒド、*n*-ブタノール等の他の化学物質による影響も除外できないため、本データの評価には注意を要する⁷⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

Wistar ラット雌雄各 55 匹を 1 群とし、0、1,350、2,700、5,400 ~ 1,800 mg/m^3 (第 20 週 ~ 第 50 週にかけて投与量を漸減) を 28 ヶ月 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、1,350 mg/m^3 以上の群で鼻腔上皮及び上気道上皮の変性を認め、5,400 mg/m^3 群では喉頭に層状の角化した異形成を認めた⁸⁾。

この他にも、ラットの吸入試験で鼻粘膜上皮の腺がん及び扁平上皮がんが、ハムスターの吸入試験では喉頭がんが認められている。

日本人の飲酒と発がん性の関係を検討した疫学調査では、飲酒に伴う血中アセトアルデヒドの高値が食道がん発生に重要な役割を果たすことが強く示唆⁹⁾されており、上部消化管以外の部位の発がんに対しても役割を果たしていると報告されている¹⁰⁾。

なお、本物質の代謝を行うアセトアルデヒド脱水素酵素 2 型には遺伝子多型が知られている。東洋人の約半数は本酵素を不活性化させる対立遺伝子 (*ALDH2**2 allele) を持つことから、飲酒に伴うリスクも大きい⁹⁾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。このため、発がん性に関する評価の実施について検討する必要がある。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

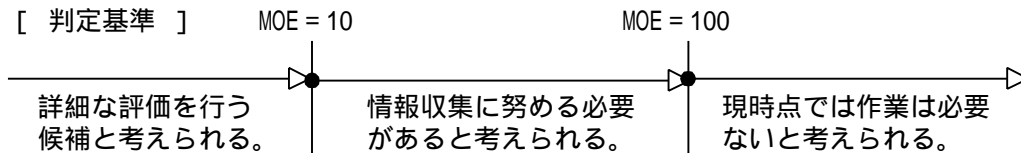
経口暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

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 NOEL 275 mg/m^3 (肺洗浄液中の貪食細胞数の減少、嗅覚上皮の変性) 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 49 mg/m^3 とし、さらに試験期間が 4 週間と短いため、10 で除した 4.9 mg/m^3 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			
吸入	室内空気	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	4.9 mg/m^3	ラット	3.5
	環境大気	2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			89



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 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 4.9 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 3.5 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、本物質については現在室内濃度指針値案が検討されているところである。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で 2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、無毒性量等 4.9 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 89 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	暴露 [日]	信頼性			Ref. No.	備考
							a	b	c		
藻類			* 23,000	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	EC ₅ 光合成活性	2 時間				19272	
			236,600 ~ 249,100	<i>Nitzschia linearis</i>	TLm MOR	5				949	
甲殻類			48,250	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				2193	
魚類			37,200	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				3217	
			53,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4				2406	
			70,000	<i>Lagodon rhomboides</i>	LC ₅₀ MOR	1				933	現在収集 不可
その他			44,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	IC ₅₀ POP	9 時間				14980	

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で、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、TLm (Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度

影響内容) MOR (Mortality): 死亡、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、POP (Population): 個体群の組成変化

(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 *Nitzschia linearis* の 5 日間半数生存濃度 (TLm) が 236,600 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 (EC₅₀) が 48,250 μg/L、魚類では *Pimephales promelas* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 37,200 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 (魚類の 37,200 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 370 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。

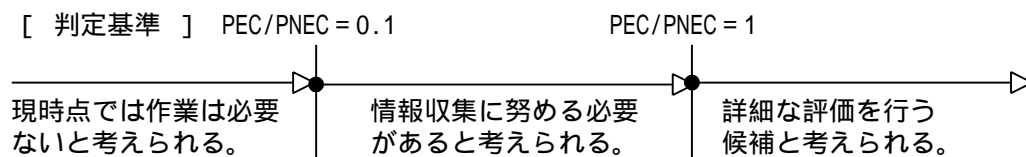
本物質の PNEC としては、魚類の急性毒性値をアセスメント係数 100 で除した 370 μg/L を採用する。

(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	概ね 1 µg/L 未満 (1995)	概ね 1 µg/L 未満 (1995)	370 µg/L	<0.003
	一般環境・海水域	概ね 1 µg/L 未満 (1995)	概ね 1 µg/L 未満 (1995)		<0.003
	発生源周辺	データはない	データはない		
底質	一般環境	淡水域では限られた 2.5 µg/g・dry 未満しかない(1977)	淡水域では限られた 2.5 µg/g・dry 未満しかない(1977)		
		海水域では限られた 3.0 µg/g・dry しかない(1977)	海水域では限られた 3.0 µg/g・dry しかない(1977)		

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・海水域ともに概ね 1 µg/L 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) についても同様で、淡水域・海水域ともに概ね 1 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・海水域ともに 0.003 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。

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. (1993) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 3) 有機合成化学協会編 (1985) 有機化合物辞典, 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) The Merck Index, 11th Ed. (1989) Merck & Co. Inc.
- 6) (財)化学品検査協会 (1996) 化審法の既存化学物質安全性点検データ
- 7) EU (1995) IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Sheet
- 8) Ramanathan V, J. Geophys. (1985) Res., 90 (3), 5547
- 9) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 10) 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) 環境庁大気規制課 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について
- 4) 札幌市衛生研究所年報 第 26 号, p54-58, 1999
- 5) 東京都環境科学研究所年報 p54-61, 1998
- 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 8 年版化学物質と環境
- 8) 環境庁保健調査室 昭和 52 年版化学物質と環境
- 9) WHO:Environmental Health Criteria 167(1995)

(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) kruysse, A. et al. (1975) Arch. Environ. Health, 30: 449-452.
- 3) Appleman, L.M. et al. (1986) J. Appl. Toxicol., 6 (5) : 331-336.
- 4) Sreenathan, R.N. et al. (1982) Drug Alcohol Depend., 9: 339-350.
- 5) Padmanabhan, R. et al. (1983) Congenit. Anom., 23: 13-23.
- 6) Silverman, L. et al. (1946) J. Ind. Hyg. Toxicol., 28: 262-266.
- 7) Bittersohl, G. (1975) Environ. Qual. Saf., 4: 235-238.
- 8) Woutersen, R. A. et al. (1984) Toxicology, 31: 123-133.
- 9) Yokoyama, A. et al. (1996) Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention, 5:99-102

10) Yokoyama, A. *et al.* (1998) *Carcinogenesis*, 19:1383-1387

参考資料

- Environmental Health Criteria 167, Acetaldehyde, IPCS (1995) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 36 (1985) ; Supplement 7 (1987) ; Volume 71 (1999) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0290, Acetaldehyde, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Supplement, Acetaldehyde, 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)

- 933:Daugherty,F.M.Jr. and J.T.Garrett(1951): Toxicity Levels of Hydrocyanic Acid and Some Industrial By-Products. *Tex. J. Sci.* 3:391-396.
- 949:Patrick,R., J.Cairns,Jr., and A.Scheier(1968): The Relative Sensitivity of Diatoms, Snails, and Fish to Twenty Common Constituents of Industrial Wastes. *Prog. Fish-Cult.* 30(3): 137-140 (Publ in Part As 2406).
- 2193:Randall,T.L. and P.V.Knopp(1980): Detoxification of Specific Organic Substances by Wet Oxidation. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52(8): 2117-2130.
- 2406:Cairns,J.Jr. and A.Scheier(1968): A Comparison of the Toxicity of Some Common Industrial Waste Components Tested Individually and Combined. *Prog. Fish-Cult.* 30(1): 3-8.
- 3217:Geiger,D.L., L.T.Brooke, and D.J.Call(1990): Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*), Vol. 5. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:332 p. (Contains data also found in 10183, 15823).
- 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 for Toxicological Bioassays. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 55(2): 171-178.
- 19272:Brack,W. and H.Frank(1998): Chlorophyll a Fluorescence: A Tool for the Investigation of Toxic Effects in the Photosynthetic Apparatus. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 40(1/2): 34-41.