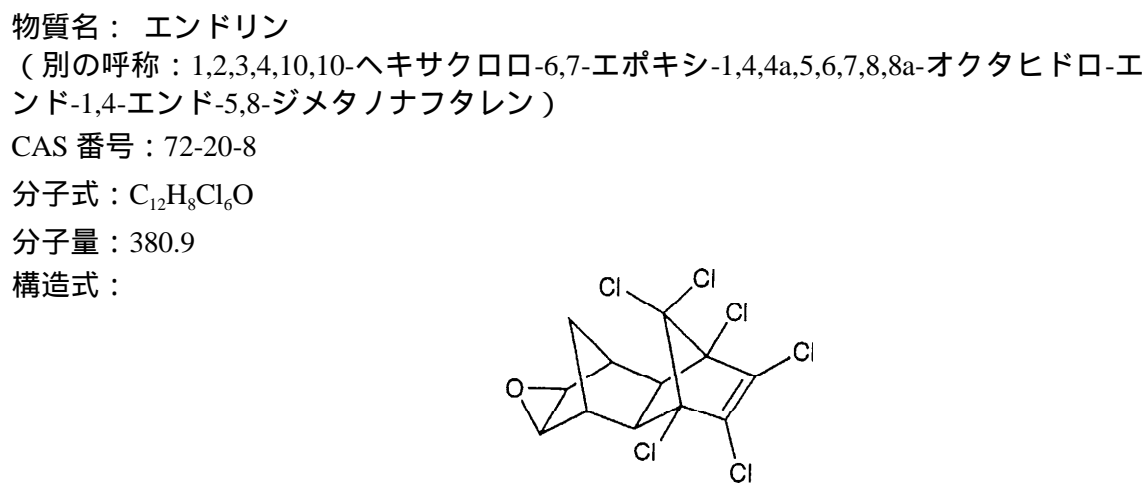


[8] エンドリン

1 . 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式



(2) 物理化学的性状

本物質は白色結晶¹⁾で、水溶性が低い。

融点	200 ¹⁾
蒸気圧	3×10^{-8} kPa (25 ¹⁾) ²⁾
換算係数	1ppm=15.58 mg/m ³ at 25 ¹⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	5.34 ¹⁾
水溶性	0.2g/100 ml (25 ¹⁾) ¹⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質は濃縮性が高く、また、生分解性は低い。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性 BOD から算出した分解度： 0% (試験期間：2 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L) ³⁾ 生物濃縮係数 (BCF)：2,720 ~ 9,060 (試験期間：10 週間、被験物質：0.05 µg/L), 2,360 ~ 12,600 (試験期間：10 週間、被験物質：0.005 µg/L) ³⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質は、1954 年 6 月 3 日に農薬登録された⁴⁾。1971 年に「作物残留性農薬」及び「水質汚濁性農薬」に指定され、柑橘類の幼木にしか使えなくなった⁴⁾。殺鼠剤は 1973 年 6 月 22 日に失効し、殺虫剤は 1975 年 12 月 18 日に失効した⁴⁾。1981 年化審法 (化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律) の第一種特定化学物質に指定されており、製造、輸入、使用が規制された⁴⁾。

過去の用途

本物質は、過去に農業用殺虫剤として用いられていた⁴⁾。

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	0.0003
水	質	0.01
土	壤	99.8
底	質	0.16

(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	< 0.00005				0.00005	0/10	全国	2001	2
飲料水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/42	全国	1999	4
地下水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/4	全国	1998	5
食物	μg/g	< 0.00005	< 0.00005			0.00005	0/57	全国	1998	3
土壌	μg/g	< 0.005	< 0.005			0.005	0/94	全国	1998	5
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.00008	< 0.00008	<0.00008	0.00035	0.00008	1/20	全国	2001	2
公共用水域・海水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/11	全国	1998	5
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.02	< 0.02			0.02	0/90	全国	1998	5
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.02	< 0.02			0.02	0/4	全国	1998	5

注：米国の一般環境大気の過去のデータとして 0.06 μg/m³ の報告(1971)があるが、現在では減少していると推測される。また、米国の農村部のデータとして 0.003 μg/m³ の報告(1972)がある⁶⁾。

この他スペインで 0.000001 μg/m³ 未満の報告がある(1995)⁷⁾。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

一般環境大気、飲料水、食物及び土壌の実測値を用いて、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、食事量及び土壌暴露量をそれぞれ 15m³、2L、2,000g 及び 0.15g 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	0.00005 µg/m ³ 未満程度(2001)	0.000015 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される
	水質		
	飲料水	0.05 µg/L 未満程度 (1999)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	地下水	概ね 0.05 µg/L 未満 (1998)	概ね 0.002 µg/kg/day 未満
最大値	公共用水域・淡水	0.00008 µg/L 未満程度 (2001)	0.0000032 µg/kg/day 未満程度
	食物	0.00005 µg/g 未満程度 (1998)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	土壌	0.005 µg/g 未程度満 (1998)	0.000015 µg/kg/day 未満程度
	大気		
	一般環境大気	0.00005 µg/m ³ 未満程度(2001)	0.000015 µg/kg/day 未満程度
95%値	室内空気	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される
	水質		
	飲料水	0.05 µg/L 未程度満 (1999)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	地下水	概ね 0.05 µg/L 未満 (1998)	概ね 0.002 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	0.00035 µg/L 程度 (2001)	0.000014 µg/kg/day 程度
1	食物	0.00005 µg/g 未満程度 (1998)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	土壌	0.005 µg/g 未満程度 (1998)	0.000015 µg/kg/day 未満程度

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 0.000015 µg/kg/day 未満（濃度としては 0.00005 µg/m³ 未満）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.0040 µg/kg/day 未満であり、うち飲料水経由と食物経由がそれぞれ 0.0020 µg/kg/day 未満と推定された。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は 0.0040 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($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	<u>0.000015</u>	<u>0.000015</u>
	室内空気		
水質	飲料水	0.002	0.002
	地下水	(0.002)	(0.002)
	公共用水域・淡水	(0.0000032)	(0.000014)
食物		0.002	0.002
土壌		<u>0.000015</u>	<u>0.000015</u>
経口暴露量合計		<u>0.004015</u>	<u>0.004015</u>
総暴露量		<u>0.00403</u>	<u>0.00403</u>

注：1) () 内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

2) 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 $0.00035 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度、同海水域では $0.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 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	$0.00008 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(2001)	$0.00035 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2001)
公共用水域・海水	$0.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)	$0.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)

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 : 3 mg/kg
ラット	皮膚	LD ₅₀ : 18 mg/kg
モルモット	経口	LD ₅₀ : 5.6 mg/kg

本物質は中枢神経毒であり、食欲不振、嘔吐、てんかんの発作時に似た激しい痙攣が起こり、高濃度暴露では昏睡状態になり、死亡することがある。

中・長期毒性

ビーグル犬雌雄各 3~7 匹を 1 群とし、0.1、0.5、1、2、4 ppm（換算値：0~0.1 mg/kg/day）を食餌に添加して 2 年間投与した結果、2.0 ppm 以上の群で肝障害（肝重量の増加及び組織学的に肝細胞の空胞化）を認めたが、1 ppm 群では影響を認めなかった²⁾。この結果から、1 ppm を摂取量に換算した 0.025 mg/kg/day が NOEL となる。

Carworth ラット雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、1、5、25、50、100 ppm（換算値：0~5 mg/kg/day）を食餌に添加して 2 年間投与した結果、25 ppm 以上の群で用量に対応して死亡率が上昇し、雄では 5 ppm 以上、雌では 25 ppm 以上の群で肝臓の相対重量の増加を認めた³⁾。この結果から、1 ppm を摂取量に換算した 0.05 mg/kg/day が NOEL となるが、生残率や病理所見等に不適当な点がある（EHC, 1992）とされている。

生殖・発生毒性

CD ラット（対照群より順に 32、15、28、30、15 匹/群：動物数の設定理由の記載無し）に各々 0、0.075、0.15、0.3、0.45 mg/kg/day をコーン油に添加して、妊娠 7 日~20 日に強制経口投与した試験では、0.3 mg/kg/day 以上の群で母ラットの体重低下を認めたが、胎子の死亡率、体重、骨格及び内臓の発達、骨格及び内臓の形態学的病変に用量と相関した変化を認めなかったことから、設定された用量では胎子への影響はなかったと考えられる⁴⁾。この結果から、0.45 mg/kg/day が NOEL となる。なお、母ラットの NOEL は 0.15 mg/kg/day となる。

ヒトへの影響

本物質の製造工場での職業暴露では死亡例は報告されていない。この理由として、職場での暴露濃度が相対的に低かったことに加え、本物質の代謝が早く、蓄積性が低いことが指摘されている。オランダの工場での事故による暴露では中毒による痙攣がみられたが、短期間で完全に回復した（EHC, 1992）。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

検討した範囲では発がん性についての十分な知見は得られていない。

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不十分な証拠しかなく、ヒトでの発がん性に関する証拠もないため、IARC での評価では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

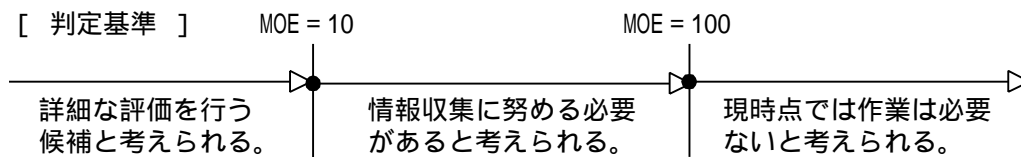
経口暴露については、イヌの中・長期毒性試験から得られた NOEL 0.025 mg/kg/day (肝障害) が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

(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	0.0040 µg/kg/day 未満	0.0040 µg/kg/day 未満	0.025 mg/kg/day	イヌ	630 超



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.0040 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 0.025 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 630 を超えるため、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、ある程度以上の信頼性が確認されたものについて生物群、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]	Ref.No.
藻類			約 50	<i>Coccolithus huxleyi</i>	¹⁴ C uptake 比率の減少	1	2680
			約 70	<i>Cyclotella nana</i>	¹⁴ C uptake 比率の減少	1	2680
			900 ~ 1000	<i>Skeletonema costatum</i>	¹⁴ C uptake 比率の減少	1	2680
			1,000	<i>Phytoplankton communities</i>	Productivity(¹⁴ C 量)	4 時間	2188
甲殻類			0.35	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀ MOR	4	8462
			0.63	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀ MOR	4	8462
			1.2	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀ MOR	4	8462
			2.0	<i>Cancer magister</i>	EC ₅₀ IMM	4	2264
			3.0	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	4	885
			4.7	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	2	885
			6.4	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	1	885
魚類			0.1	<i>Ameiurus melas</i>	LC ₅₀ MOR	28	571
			0.1	<i>Ictalurus melas</i>	LC ₅₀ MOR	28	571
			0.113	<i>Oncorhynchus clarki</i>	TLm MOR	4	964
			0.12	<i>Gambusia affinis</i>	LC ₅₀ MOR	4	6033
			0.19	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4	12004
			0.192	<i>Oncorhynchus clarki</i>	TLm MOR	4	964
			0.26	<i>Pimephales promelas</i>	TLm MOR	4	2100
			0.33	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4	12004
			0.34	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4	5074
			0.37	<i>Lepomis macrochirus</i>	TL ₅₀ MOR	4	2085
			0.39	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4	9615
			0.405	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	TLm MOR	4	964
			0.41	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ MOR	4	12004
			0.42	<i>Salvelinus fontinalis</i>	TLm MOR	3	964
			0.45	<i>Ameiurus melas</i>	LC ₅₀ MOR	4	571
			0.57	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	2	9615
			0.77	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	2	9615
		0.85	<i>Jordanella floridae</i>	LC ₅₀ MOR	4	10687	

		0.95	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	4	12004
		2.4	<i>Tilapia nilotica</i>	TL ₅₀ MOR	1	6090
その他		0.017	<i>Brachycentrus americanus</i>	EC ₅₀ ITX	14	571
		0.05	<i>Pteronarcys dorsata</i>	EC ₅₀ ITX	28	571
		0.21	<i>Rana hexadactyla</i>	LC ₅₀ MOR	4	11521
		0.25	<i>Pteronarcys californica</i>	LC ₅₀ MOR	4	889
		0.39	<i>Acroneuria pacifica</i>	TLm MOR	4	2667
		0.54	<i>Pteronarcella badia</i>	LC ₅₀ MOR	4	889
		0.76	<i>Claassenia sabulosa</i>	LC ₅₀ MOR	4	889
		5	<i>Rana Spheenocephala</i>	LC ₅₀ MOR	4	5250
		6	<i>Rana Spheenocephala</i>	LC ₅₀ MOR	4	5250
		6	<i>Rana Spheenocephala</i>	LC ₅₀ MOR	4	5250
		25	<i>Rana Spheenocephala</i>	LC ₅₀ MOR	1	5250

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。

EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、TLm(Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、TL₅₀ (Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、NR (Not Reported): 記載無し(影響内容) IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、ITX (Intoxication): 中毒

(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 *Coccolithus huxleyi* の ¹⁴C 取り込み量の減少に関する 24 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が約 50 µg/L、甲殻類では *Palaemonetes pugio* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 0.35 µg/L、魚類では *Ameiurus melas* 及び *Ictalurus melas* に対する 28 日間半数致死濃度 (LC₅₀) が 0.1 µg/L、その他の生物ではトビケラ類の *Brachycentrus americanus* に対する行動異常の 14 日間半数影響濃度 (EC₅₀) が 0.017 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て最も低い値(魚類の 0.1 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 0.001 µg/L が得られた。

慢性毒性値については、信頼できる知見が得られなかった。

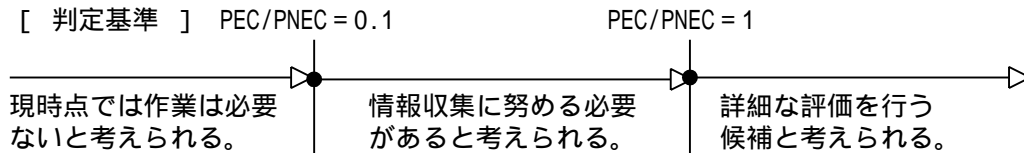
本物質の PNEC としては、魚類の急性毒性値をアセスメント係数 100 で除した 0.001 µg/L を採用する。

(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	0.00008 µg/L 未満程度 (2001)	0.00035 µg/L 程度 (2001)	0.001 µg/L	0.35
	一般環境・海水域	0.05 µg/L 未満程度 (1998)	0.05 µg/L 未満程度 (1998)		<50
	発生源周辺	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される		
底質	一般環境	0.02 µg/g・dry 未満程度 (1998)	0.02 µg/g・dry 未満程度 (1998)		

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、平均濃度でみると淡水域で 0.00008 µg/L 未満程度、海水域で 0.05 µg/L 未満程度であり、いずれも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、淡水域では 0.00035 µg/L 程度、海水域では 0.05 µg/L 未満程度であった。

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 0.35 となり、情報収集に努める必要があると考えられる。海水域における PEC/PNEC 比は 50 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) IPCS (2000) International Chemical Safety Cards
- 2) 化学物質安全情報研究会編 (1999) 化学物質安全性データブック(改訂増補版), オーム社
- 3) (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
- 4) 植村振作, 河村宏, 辻万千子, 富田重行, 前田静夫 (1998) 農薬の毒性辞典, 三省堂

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 10 年度化学物質の人に対する暴露評価に関する調査検討報告書 (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) (財)日本食品分析センター 平成 10 年度食事中的ダイオキシン類の化学物質暴露量に関する調査()
- 4) 厚生省 水道水源における有害化学物質等監視情報ネットワーク
- 5) 環境庁土壌農薬課 環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査の結果について(1999)
- 6) WHO:Environmental Health Criteria 130(1992)
- 7) C.Nerin *et al.*:Determination of Some Organochlorine Compounds in the Atmosphere,J.Environ. Anal.Chem.,65,83-94(1996)

(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) Velsicol Chem. Co., MRID, # 00030198 (EPA White F01 # 20460) (1969) .
- 3) Treon, J. F. *et al.* (1955) J. Agric. Food Chem., 3 (10) :842-848.
- 4) Kavlock, R. J. *et al.* (1981) Toxicology , 21:141-150.

参考資料

- Environmental Health Criteria 130, Endrin, IPCS (1992) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 5 (1974) ; Supplement 7 (1987) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0363, Endrin, U.S. EPA (1989) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, • Endrin, 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)
- 571:Anderson,R.L. and D.L.Defoe(1980): Toxicity and Bioaccumulation of Endrin and Methoxychlor in Aquatic Invertebrates and Fish. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 22(2): 111-121.
- 885:Sanders,H.O. (1969): Toxicity of Pesticides to the Crustacean *Gammarus lacustris*. Tech. Pap. No. 25, Bur. Sports Fish. Wildl., Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:18 p. (Used with Reference 732).

- 889:Sanders,H.O. and O.B.Cope (1968): The Relative Toxicities of Several Pesticides to Naiads of Three Species of Stoneflies. *Limnol. Oceanogr.* 13(1): 112-117.
- 964:Post,G. and T.R.Schroeder (1971): Toxicity of Four Insecticides to Four Salmonid Species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 6(2): 144-155.
- 2085:Macek,K.J., C.Hutchinson. and O.B.Cope(1969): The Effects of Temperature on the Susceptibility of Bluegills and Rainbow Trout to Selected Pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 4(3): 174-183.
- 2100:Solon,J.M., J.L.Lincer, and J.H.Nair III (1969): The Effect of Sublethal Concentration of LAS on the Acute Toxicity of Various Insecticides to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas* Rafinesque). *Water Res.* 3(10): 767-775.
- 2188:Butler, P.A. (1963): Commercial Fisheries Investigations. In: *Wildlife Studies: A Review of Fish and Wildlife Service Investigations During 1961 and 1962*, U.S.D.I. Fish and Wildl. Circ. 167:11-25.
- 2264:Dinnel,P.A., J.M.Link, Q.J.Stober, M.W.Letourneau, and W.E.Roberts (1989): Comparative Sensitivity of Sea Urchin Sperm Bioassays to Metals and Pesticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18(5): 748-755.
- 2667:Jensen,L.D. and A.R.Gauvin (1964): Effects of Ten Organic Insecticides on Two Species of Stonefly Naiads. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93(1): 27-34.
- 2680:Menzel,D.W., J.Anderson, and A.Randtke (1970): Marine Phytoplankton Vary in Their Response to Chlorinated Hydrocarbons. *Science* 167:1724-1726.
- 5074:Hansen,D.J. and P.R.Parrish (1977): Suitability of Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*) for Life-Cycle Toxicity Tests. In: F.L.Mayer and J.L.Hamelink (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation*, 1st Symposium, ASTM STP 634, Philadelphia, PA:117-126.
- 5250:Hall,R.J. and D.Swineford (1980): Toxic Effects of Endrin and Toxaphene on the Southern Leopard Frog *Rana sphenoccephala*. *Environ. Pollut.* 23(1): 53-65.
- 6033:Mills,W.L. (1977): Bioassay Procedure to Evaluate the Acute Toxicity of Salinity and Geothermal Pollutants (Pesticides) to *Gambusia affinis*. North Carolina Central University, Durham, NC:20 p. (U.S. NTIS UCRL-13832).
- 6090:El-Refai,A., F.A.Fahmy, M.F.A.Abdel-Lateef, and A.K.E.Imam (1976): Toxicity of Three Insecticides to Two Species of Fish. *Int. Pest Control* 18(6): 4-8.
- 8462:Tyler-Schroeder,D.B. (1979): Use of the Grass Shrimp (*Palaemonetes pugio*) in a Life-Cycle Toxicity Test. In: L.L.Marking and R.A.Kimerle (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 2nd Symposium, ASTM STP 667, Philadelphia, PA:159-170.
- 9615:Lincer,J.L., J.M.Solon, and J.H.Nair III (1970): DDT and Endrin Fish Toxicity Under Static Versus Dynamic Bioassay Conditions. *Trans. Am. Fish. Soc.* 99(1): 13-19.
- 10687:Hermanutz,R.O., J.G.Eaton, and L.H.Mueller(1985): Toxicity of Endrin and Malathion Mixtures to Flagfish (*Jordanella floridae*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:307-314.
- 11521:Khargarot,B.S., A.Sehgal, and M.K.Bhasin (1985): Man and Biosphere-Studies on the Sikkim Himalayas. Part 6: Toxicity of Selected Pesticides to Frog Tadpole *Rana hexadactyla* (Lesson). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 13(3): 391-394.
- 12004:Thurston,R.V., T.A.Gilfoil, E.L.Meyn, R.K.Zajdel, T.L.Aoki, and G.D.Veith (1985): Comparative Toxicity of Ten Organic Chemicals to Ten Common Aquatic Species. *Water Res.* 19(9): 1145-1155.