

[32] ヘキサクロロベンゼン

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

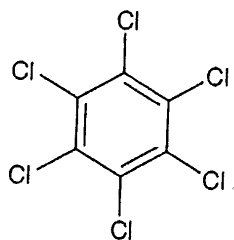
物質名：ヘキサクロロベンゼン
(別の呼称：六塩化ベンゼン、パークロロベンゼン)

CAS 番号：118-74-1

分子式：C₆Cl₆

分子量：284.78

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質の物理化学的性状は以下のとおりである。

融点	230 °C ¹⁾
沸点	322 °C ¹⁾
比重	1.5691 (24 °C) ¹⁾
蒸気圧	1.80×10^{-5} mmHg (25 °C) ²⁾
換算係数	1ppm=11.65 mg/m ³ at 25°C, 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	6.2 ³⁾
水溶性	0.0062 mg/L ⁴⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質は濃縮性の高い物質で、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

好氣的：難分解^{5)より作成}

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)⁵⁾

濃縮性：低濃縮⁵⁾

生物濃縮係数 (BCF)：11,000～27,000 (試験期間：8週間、試験濃度：0.5 µg/L), 6,000～30,000 (試験期間：8週間、試験濃度：0.05 µg/L)⁵⁾

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質は、1979年に化審法第一種特定化学物質に指定されており、製造、輸入、使用が規制されているため、ほとんど国内に流通していないと考えられるが、焼却の過程等で非意図

的に生成されうるため、現在でも環境中への排出の可能性がある。

過去の用途

本物質は、日本では農薬登録されていないが、海外では殺菌剤として麦類の種子消毒に施用されている⁶⁾。工業用では除草剤 PCP の製造原料、ゴムの素練促進剤、衣類の防炎加工剤、ポリ塩化ビニールの可塑剤等として使用されていた⁶⁾。

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⁾。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	0.29
水	質	1.4
土	壤	64.6
底	質	33.7

(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	0.00026	0.00027	0.00018	0.0004		20/20	全国	1999	2
飲料水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/42	全国	1999	3
地下水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/4	全国	1998	4
食物	μg/g	< 0.00005	< 0.00005			0.00005	0/57	全国	1998	5
土壌	μg/g	< 0.005	< 0.005	< 0.005	0.005	0.005	1/94	全国	1998	4
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/234	全国	1999	4
公共用水域・海水	μg/L	< 0.002	< 0.002			0.002	0/18	福岡	1995	6
公共用水域・海水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/11	全国	1998	4
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.01	< 0.01			0.01	0/90	全国	1998	4
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.01	< 0.01			0.01	0/4	全国	1998	4

注：フィラド[®]のバル[®]工場排水の流入水域で平均値 0.24 μg/L、最大値 3.1 μg/L の報告がある(1993)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	0.00026 µg/m ³ 程度 (1999)	0.000078 µg/kg/day 程度
	室内空気	データはない	データはない
	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	限られた0.05 µg/L 未満しかない (1998)	限られた 0.002 µg/kg/day 未満しかない
	公共用水域・淡水	0.05 µg/L 未満程度 (1998)	0.002 µg/kg/day 未満程度
最大値等	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
	大気		
	一般環境大気	0.0004 µg/m ³ 程度 (1999)	0.00012 µg/kg/day 程度
	室内空気	データはない	データはない
最大値等	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	限られた0.05 µg/L 未満しかない (1998)	限られた 0.002 µg/kg/day 未満しかない
	公共用水域・淡水	0.05 µg/L 未満程度 (1998) [上に同じ]	0.002 µg/kg/day 未満程度 [上に同じ]
	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 程度(1998)	0.000015 µg/kg/day 程度	

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 0.00012 µg/kg/day（濃度としては 0.0004 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 0.004 µg/kg/day 未満であり、そのうち飲料水と食物がそれぞれ 0.002 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 0.0041 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	0.000078	0.00012
	室内空気		
水質	飲料水	<u>0.002</u>	<u>0.002</u>
	地下水	(0.002)	(0.002)
	公共用水域・淡水	(0.002)	([0.002])
食物		<u>0.002</u>	<u>0.002</u>
土壌		<u>0.000015</u>	0.000015
経口暴露量合計		<u>0.004015</u>	<u>0.004015</u>
総暴露量		<u>0.004093</u>	<u>0.004135</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) 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 $0.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度（95パーセンタイル値）、同海水域では $0.002 \mu\text{g}/\text{L}$ 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	$0.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)	$0.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998) [上に同じ]
公共用水域・海水	$0.002 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満の報告がある (1995)	$0.002 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満の報告がある (1995)

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
ヒト	経口	LDLo : 500 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀ : 10,000 mg/kg

致死量を投与した実験動物では、痙攣、震え、衰弱、運動失調、麻痺、肝臓の病理変化が報告されている。また、皮膚や眼への刺激性はなく、モルモットでは感作性も認められていない。

中・長期毒性

Sprague-Dawley ラット雌雄各 9 匹を 1 群とし、0、1、5、10、25 ppm (0、0.05、0.25、0.5、1.25 mg/kg/day) を食餌に添加して 12 ヶ月間投与した結果、5 ppm 以上の群でミトコンドリアの膨化、滑面小胞体の増加、25 ppm 群で貯蔵空胞の増加を認め^{2,3)}。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。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット雌雄各 40 匹を 1 群とし、0、0.32、1.6、8.0、40 ppm (0、0.016、0.08、0.4、2 mg/kg/day) を食餌に添加して交配 90 日前から出産時まで投与した結果、生殖能力に影響を認めなかったが、40 ppm 群の仔の生残率は有意に低下した⁴⁾。

ヒトへの影響

ヒトへの健康影響としては、1954 年から 1955 年の間にトルコで発生した事故（防カビ剤に含まれた本物質を穀物から大量に摂取）のデータのみであると考えられる。この事故では 50～200 mg/day の暴露を受け、600 人以上に晩発性皮膚ポルフィリン症が発症していたことが報告されている。この事故で被害を受けた一部の人達に対する追跡調査が実施されているが、発がんにもとづく過剰死亡は認められていない。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

Sprague-Dawley ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.32、1.6、8、40 ppm を食餌に添加して F₀ 世代に 3 ヶ月間、F₁ 世代に 130 週間投与した結果、40 ppm 群の F₁ 雌に副腎の褐色細胞腫の有意な発生を認め⁵⁾。

本物質はマウス、ラット、ハムスターへの発がん性が認められている。しかし、ヒトの発がん性を議論するための疫学データは、暴露評価、対象者数等の点から、現在のところ不十

分である（IARC, 1987）とされている。

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（NOEL）等の設定

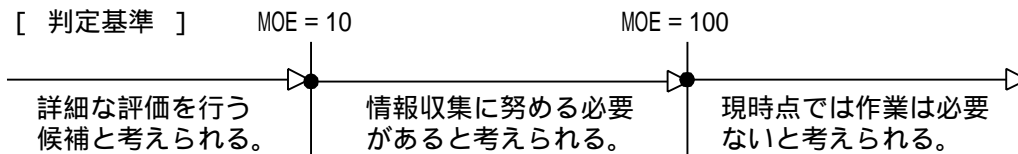
経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOEL 0.05 mg/kg/day（ミトコンドリアの膨化、滑面小胞体の増加）が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

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 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.0040 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.05 mg/kg/day	ラット	1,300 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 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 0.05 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE（Margin of Exposure）は 1,300 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	試験期間 [日]	Ref. No.
藻類			<u>2</u>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	EC ₅₀ CYT	2	88
甲殻類	-	-	-	-	-	-	-
魚類			142.78	<i>Solea solea</i>	LC ₅₀ MOR	4	14995
			199.35	<i>Platichthys flesus</i>	LC ₅₀ MOR	4	14995
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。

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
影響内容) CYT (Cytogenetic): DNA 量の変化、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 *Cyclotella meneghiniana* に対する DNA 量の減少の 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 2 μg/L、魚類では *Solea solea* の 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 142.78 μg/L であった。急性毒性値について 2 生物群 (藻類及び魚類) 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 1,000 を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値 (藻類の 2 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 0.002 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、信頼できる毒性値は得られなかった。

本物質の PNEC としては、藻類の急性毒性値をアセスメント係数 1,000 で除した 0.002 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

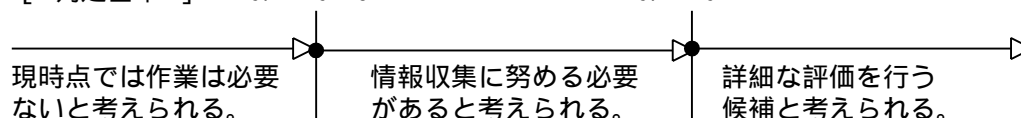
媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	一般環境・淡水域	0.05 µg/L 未満程度 (1998)	0.05 µg/L 未満程度 (1998) [上に同じ]	0.002 µg/L	<25
	一般環境・海水域	0.002 µg/L 未満の報告がある (1995)	0.002 µg/L 未満の報告がある (1995)		<1
	発生源周辺	我が国におけるデータはない ¹⁾	我が国におけるデータはない ¹⁾		
底質	一般環境	淡水域では 0.01 µg/g・dry 未満程度 (1998)	淡水域では 0.01 µg/g・dry 未満程度 (1998)		
		海水域では 0.01 µg/g・dry 未満程度 (1998)	海水域では 0.01 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。

1) フィンランドの pulp 工場排水の流入水域で平均値 0.24 µg/L、最大値 3.1 µg/L の報告がある(1993)。

[判定基準] PEC/PNEC = 0.1

PEC/PNEC = 1



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 0.05 µg/L 未満程度、海水域では 0.002 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 0.05 µg/L 未満程度、海水域では 0.002 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 25 未満、海水域では 1 未満となり、信頼できる生態毒性の知見が少なくアセスメント係数が 1,000 と大きいこと、環境中濃度が検出下限値未満の値であることから、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) 欧州連合環境化学物質データベース(ECDIN) (<http://ecdin.etomep.net/Ecdin/Ecdin.html>)
- 2) SCHOENE, K *et al.* (1984) [SRC MPBPWIN v1.40]
- 3) IPCS (1999) International Chemical Safety
- 4) Chemfinder (<http://Chemfinder.Camsoft.com/>)
- 5) (財)化学品検査協会, 化審法の既存化学物質安全性点検データ集 (1992)
- 6) 植村振作, 河村宏, 辻万千子, 富田重行, 前田静夫 (1988) 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)
- 2) 環境庁 平成11年度外因性内分泌攪乱化学物質大気環境調査結果について
- 3) 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
- 4) 環境庁 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
- 5) (財)日本食品分析センター 平成10年度食事中のダイオキシン類等の化学物質暴露量に関する調査()
- 6) 環境化学 Vol8, No.3, p435-453, 1998
- 7) Rantio T.:Chlorohydrocarbons in Pulp Mill Effluent and the Environment ,Chemosphere,32(2), 253-265(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) Mollenhauer, H. H. *et al.* (1975) Am. J. Vet. Res., 36: 1777-1781.
- 3) Mollenhauer, H. H. *et al.* (1976) Am. J. Vet. Res., 37: 847-850.
- 4) Arnold, D. L. *et al.* (1985) Food Chem. Toxicol., 23: 779-793.
- 5) Arnold, D. L. *et al.* (1988) Food Chem. Toxicol., 26: 169-174.

参考資料

- Environmental Health Criteria 195, Hexachlorobenzene, IPCS (1997) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 20 (1979) ; Supplement 7 (1987) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0374, Hexachlorobenzene, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Hexachlorobenzene, 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)
- 88:Figuroa,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.
- 14995:Furay,V.J. and S.Smith (1995): Toxicity and QSAR of Chlorobenzenes in Two Species of Benthic Flatfish, Flounder (*Platichthys flesus* L.) and Sole (*Solea solea* L.). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54(1): 36-42.