

### [3] オクタクロロステレン

#### 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： オクタクロロステレン

CAS 番号： 29082-74-4

化審法官報公示整理番号：

化管法政令番号：

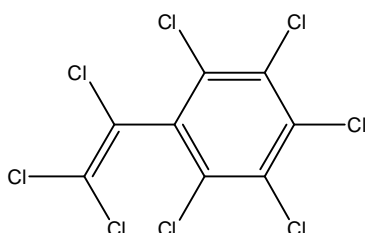
RTECS 番号： WL5630000

分子式：  $C_8Cl_8$

分子量： 379.71

換算係数：  $1 \text{ ppm} = 15.53 \text{ mg/m}^3$  (気体、25 )

構造式：



##### (2) 物理化学的性状

本物質は白色の結晶性粉末又は塊である<sup>1)</sup>。

融点	99 <sup>2)</sup>
沸点	350 (MPBPWIN <sup>3)</sup> により計算)
密度	
蒸気圧	$1.3 \times 10^{-5} \text{ mmHg}$ ( $1.8 \times 10^{-3} \text{ Pa}$ )(25、MPBPWIN <sup>3)</sup> により計算)
分配係数(1-オクタノール/水) (log Kow)	7.5 (KOWWIN <sup>4)</sup> により計算)
解離定数(pKa)	
水溶性(水溶解度)	$1.7 \times 10^{-3} \text{ mg/L}$ (25、WSKOWWIN <sup>5)</sup> により計算)

##### (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。

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数：  $1.1 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$  (AOPWIN<sup>6)</sup>により計算)

半減期： 5.0 ~ 50 日 (OH ラジカル濃度を  $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ <sup>7)</sup>と仮定し、一日は 12 時間として計算)

オゾンとの反応性

反応速度定数：  $6.1 \times 10^{-20} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$  (AOPWIN<sup>6)</sup>により計算)

半減期： 44 ~ 260 日 (オゾン濃度を  $3 \times 10^{12} \sim 5 \times 10^{11} \text{ 分子/cm}^3$ <sup>7)</sup>と仮定して計算)

生物濃縮性

生物濃縮係数(BCF) :

20,000 (試験生物: コイ、試験期間: 4 週間、試験濃度: 2 µg/L)<sup>8)</sup>

16,000 (試験生物: コイ、試験期間: 4 週間、試験濃度: 20 µg/L)<sup>8)</sup>

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc) : 31,000 (KOCWIN<sup>9)</sup>により計算)

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質は商業的な生産はないとされている<sup>10)</sup>。

用途

本物質は非意図的生成物のため、用途の情報はない。

本物質は塩素を使用した高温の工業プロセスにおいて副生成物として生じ、例えば塩素ガスやマグネシウム製造の際の電解工程、アルミニウム塩の精錬工程、ニオブ及びタンタルの塩素化及び蒸留工程が挙げられており、主な排出源はこれら工程の排水とされている<sup>10)</sup>。このほかの排出源として、塩素化タールが廃棄された埋め立て処分場から地下水への浸出、廃棄物焼却による飛灰の大気への放出が挙げられている<sup>10)</sup>

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は水環境保全に向けた取組のための要調査項目及び水生生物保全に係る水質目標を優先的に検討すべき物質として選定されている。

## 2. ばく露評価

生態リスクの初期評価のため、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水生生物の生息が可能な環境を保持すべき公共用水域における化学物質のばく露を評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

## (1) 環境中への排出量

本物質は化学物質排出把握管理促進法（化管法）第一種指定化学物質ではないため、排出量及び移動量は得られなかった。

## (2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量及び下水道への移動量が得られなかったため、Mackay-Type Level III Fugacity Model<sup>1)</sup>により媒体別分配割合の予測を行った。結果を表 2.1 に示す。

表 2.1 Level Fugacity Model による媒体別分配割合 (%)

排出媒体	大気	水域	土壌	大気/水域/土壌
排出速度 (kg/時間)	1,000	1,000	1,000	1,000 (各々)
大気	5.5	1.5	0.1	0.3
水域	0.2	22.5	0.0	1.0
土壌	93.8	25.8	99.8	96.5
底質	0.5	50.2	0.1	2.2

注：数値は環境中で各媒体別に最終的に分配される割合を質量比として示したものと

## (3) 各媒体中の存在量の概要

本物質の水質及び底質中の濃度について情報の整理を行った。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 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	測定年度	文献	
公共用水域・淡水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/130	全国	2001	2)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/130	全国	2000	3)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/130	全国	1999	4)
		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.03	0/12	全国	1999	5)
		<0.0046	<0.0046	<0.0046	<0.0046	0.0046	0/30	千葉、神奈川、愛知	1999	6) <sup>a)</sup>
公共用水域・海水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/17	全国	2001	2)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/17	全国	2000	3)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/17	全国	1999	4)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/37	全国	2001	2)
		<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/37	全国	2000	3)
		<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/36	全国	1999	4)

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	測定年度	文献
底質(公共用水域・海水) μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/11	全国	1999	5)
	<0.00040	<0.00040	<0.00040	<0.00040	0.00040	0/30	千葉、神奈川、愛知	1999	6) <sup>a)</sup>
	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/11	全国	2001	2)
	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/11	全国	2000	3)
	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/12	全国	1999	4)
水生生物(公共用水域・淡水) μg/g	<0.002	<0.002	<0.002	0.012	0.002	1/124	全国	1998	7)
水生生物(公共用水域・海水) μg/g	<0.002	<0.002	<0.002	0.003	0.002	1/17	全国	1998	7)

注：a) 3 水域各 10 地点における調査結果

#### (4) 水生生物に対するばく露の推定(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ばく露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.3 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 μg/L 未満、海水域では 0.01 μg/L 未満程度となった。

表 2.3 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.01 μg/L 未満 (2001)	0.01 μg/L 未満 (2001)
海 水	0.01 μg/L 未満程度 (2001)	0.01 μg/L 未満程度 (2001)

注：1) 環境中濃度での( )内の数値は測定年度を示す

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む

## 3. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。

## (1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見を収集し、その信頼性及び採用の可能性を確認したものを生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他）ごとに整理すると表 3.1 のとおりとなった。

表 3.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類	エンドポイント / 影響内容	ばく露 期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類			>2,640	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(RATE)	3	B	C* <sup>1</sup>	3) <sup>*2,3</sup>
			>2,640	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO(RATE)	3	B	C* <sup>1</sup>	3) <sup>*2,3</sup>
			>3,500	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(AUG)	3	B	C* <sup>1</sup>	2) <sup>*2</sup>
			>3,500	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC <sub>50</sub> GRO(AUG)	3	B	C* <sup>1</sup>	2) <sup>*2</sup>
甲殻類			<u>0.91</u>	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	A	2)
			<u>5.8</u>	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC <sub>50</sub> IMM	2	A	A	2)
魚類			>3,500	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC <sub>50</sub> MOR	4	B* <sup>1</sup>	C* <sup>1</sup>	2) <sup>*2</sup>
その他	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

毒性値（太字）：PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値（太字下線）：PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性：本初期評価における信頼性ランク

A：試験は信頼できる、B：試験は条件付きで信頼できる、C：試験の信頼性は低い、D：信頼性の判定不可、E：信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性：PNEC 導出への採用の可能性ランク

A：毒性値は採用できる、B：毒性値は条件付きで採用できる、C：毒性値は採用できない

エンドポイント

EC<sub>50</sub> (Median Effective Concentration)：半数影響濃度、LC<sub>50</sub> (Median Lethal Concentration)：半数致死濃度、

NOEC (No Observed Effect Concentration)：無影響濃度

影響内容

GRO (Growth)：生長（植物）、IMM (Immobilization)：遊泳阻害、MOR (Mortality)：死亡、

REP (Reproduction)：繁殖、再生産

( ) 内：試験結果の算出法

AUG (Area Under Growth Curve)：生長曲線下の面積により求める方法（面積法）

RATE：生長速度より求める方法（速度法）

\*1 GLP 試験であるが、界面活性作用のある助剤を用いており毒性値が溶解度を大きく超えた試験であるため、試験の信頼性を「B」、採用の可能性を「C」とした

\*2 限度試験（毒性値を求めるのではなく、定められた濃度において毒性の有無を調べる試験）

\*3 文献 2)-1 をもとに、試験時の実測濃度（幾何平均）を用いて速度法により 0-72 時間の毒性値を再計算したものを掲載

評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を予測無影響濃度（PNEC）導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

## 1) 甲殻類

環境省<sup>2)</sup>は OECD テストガイドライン No.202(1984)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を GLP 試験として実施した。試験は閉鎖系・半止水式(24時間換水)で行われ、設定試験濃度は 0、0.0040、0.0060、0.0090、0.0130、0.0200 mg/L (公比約 1.5)であった。試験溶液の調製には、試験用水として Elendt M4 飼育水が、助剤としてジメチルホルムアミド(DMF) 40 µL/L が用いられた。被験物質の実測濃度は、ばく露開始時、換水前(24時間後)にそれぞれ設定濃度の 78~83%、29~40%であったため、毒性値の算出には実測濃度(試験開始時と換水前の幾何平均値)が用いられた。48時間半数影響濃度(EC<sub>50</sub>)は 5.8 µg/L であった。

また、環境省<sup>2)</sup>は OECD テストガイドライン No.211(1998)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を GLP 試験として実施した。試験は閉鎖系・半止水式(毎日換水)で行われ、設定試験濃度は 0、0.0020、0.00360、0.00630、0.0110、0.0200 mg/L (公比約 1.8)であった。試験溶液の調製には、試験用水として Elendt M4 飼育水が、助剤としてジメチルホルムアミド(DMF) 40 µL/L が用いられた。被験物質の実測濃度は、換水前、換水後においてそれぞれ設定濃度の 20~28%、65~94%であったため、毒性値の算出には実測濃度(時間加重平均値)が用いられた。21日間無影響濃度(NOEC)は、0.91 µg/L であった。

## (2) 予測無影響濃度(PNEC)の設定

急性毒性及び慢性毒性のそれぞれについて、上記本文で示した最小毒性値に情報量に応じたアセスメント係数を適用し、予測無影響濃度(PNEC)を求めた。

急性毒性値

甲殻類 *Daphnia magna* 遊泳阻害; 48時間 EC<sub>50</sub> 5.8 µg/L

藻類、魚類では採用できる知見は得られなかったが、文献 No. 2)および 3)の結果より *Pseudokirchneriella subcapitata*、*Oryzias latipes* に対する急性毒性値は溶解度超であると考えられる。したがって、アセスメント係数は 3 生物群の値が得られた場合の 100 を用いることとした。

毒性値をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 0.058 µg/L が得られた。

慢性毒性値

甲殻類 *Daphnia magna* 繁殖阻害; 21日間 NOEC 0.91 µg/L

藻類では採用できる知見は得られなかったが、文献 No. 2)および 3)の結果より *Pseudokirchneriella subcapitata* に対する慢性毒性値は溶解度程度であると考えられる。したがって、アセスメント係数は 2 生物群の値が得られた場合の 100 を用いることとした。

毒性値をアセスメント係数 100 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 0.0091 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類の慢性毒性値から得られた 0.0091 µg/L を採用する。

なお、本物質は環境省の試験ではメダカに対して明らかな内分泌かく乱作用は認められていない（環境省（2005）：化学物質の内分泌かく乱作用に関する環境省の今後の対応方針について ExTEND2005 ー）。

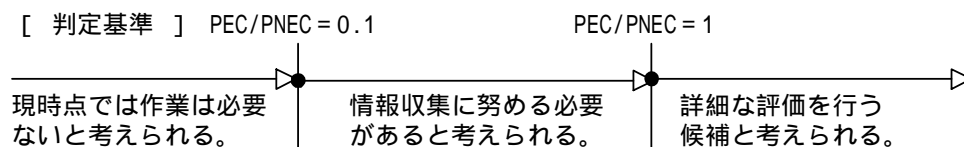
### （3）生態リスクの初期評価結果

表 3.2 生態リスクの初期評価結果

水質	平均濃度	最大濃度（PEC）	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	0.01 μg/L未満 (2001)	0.01 μg/L未満 (2001)	0.0091	<1.1
公共用水域・海水	0.01 μg/L未満程度 (2001)	0.01 μg/L未満程度 (2001)	μg/L	<1.1

注：1）環境中濃度での（ ）内の数値は測定年度を示す

2）公共用水域・淡水は、河川河口域を含む



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度及び安全側の評価値として設定された予測環境中濃度（PEC）とも淡水域は 0.01 μg/L 未満であり、海水域でも 0.01 μg/L 未満程度であり、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）の比は淡水域、海水域とも 1.1 未満となり現時点では生態リスクの判定はできない。

本物質については、検出下限値を下げた上で環境中濃度を把握する必要性について検討する必要がある。

## 4 . 引用文献等

## (1) 物質に関する基本的事項

- 1) 和光純薬株式会社 (2004) : 製品安全データシート(オクタクロロスチレン標準品)MSDS No.JW150205.
- 2) Lide, D.R. ed. (2006): CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2006), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 3) U.S. Environmental Protection Agency, MPBPWIN™ v.1.41.
- 4) U.S. Environmental Protection Agency, KOWWIN™ v.1.67.
- 5) U.S. Environmental Protection Agency, WSKOWWIN™ v.1.41.
- 6) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.91.
- 7) Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., and Michalenko, E.M. ed. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 8) 環境省 (2003) : 平成 15 年度第 2 回内分泌攪乱化学物質問題検討会 資料 2-3 平成 14 年度内分泌攪乱化学物質における曝露経路調査結果について, (<http://www.env.go.jp/chemi/end/kento1502/>, 2006.9.22 現在).
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, PCKOCWIN™ v.1.66.
- 10) Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2005.10.14 現在)

## (2) ばく露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPIWIN™ v.3.12.
- 2) 環境省水環境部企画課 (2002) : 平成 13 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査結果の概要.
- 3) 環境省水環境部水環境管理課 (2001) : 平成 12 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査結果.
- 4) 環境庁水質保全局水質管理課 (2000) : 平成 11 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査結果.
- 5) 建設省河川局、建設省都市局下水道部 (2000) : 平成 11 年度水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査結果.
- 6) 環境庁 (2000) : 平成 11 年度環境負荷量調査の結果について.
- 7) 環境庁水質保全局水質管理課 (1999) : 水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査.

## (3) 生態リスクの初期評価

- 1) : U.S.EPA 「AQUIRE」; 該当なし
- 2) : 環境省 (2001) : 平成 12 年度 生態影響試験



3) : (独)国立環境研究所 (2006) : 平成 17 年度化学物質環境リスク評価検討調査報告書