

[2] o-クロロフェノール

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： o-クロロフェノール
(別の呼称：2-クロロフェノール、2-モノクロロフェノール、モノクロロフェノール、
クロロフェノール、1-クロロ-2-ヒドロキシベンゼン)

CAS 番号：95-57-8

化審法官報公示整理番号：3-895 (モノクロロフェノール)

化管法政令番号：1-120

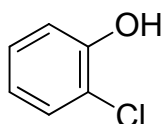
RTECS 番号：SK2625000

分子式：C₆H₅ClO

分子量：128.56

換算係数：1 ppm = 5.26 mg/m³ (気体、25)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は、常温で無色透明の液体である¹⁾。

融点	8 ²⁾ 、9.4 ²⁾ 、9.3 ³⁾ 、9.8 ⁵⁾
沸点	173.4 ²⁾ 、174.9 ^{2),5)} 、175 ³⁾ 、175.6 ⁶⁾
密度	1.2634 g/cm ³ (20) ²⁾ 、
蒸気圧	2.31 mmHg (=308 Pa) (25) ²⁾ 、1.42 mmHg (=189 Pa) (25) ⁵⁾
分配係数(1-オクタノール/水) (log Kow)	2.15 ^{4),5),6)} 、2.19 ⁶⁾
解離定数(pKa)	8.56 (25) ²⁾ 、8.56 ⁵⁾
水溶性(水溶解度)	2.27 × 10 ⁴ mg/1,000 g (25) ²⁾ 、1.14 × 10 ⁴ mg/L (25) ⁵⁾ 、2.85 × 10 ⁴ mg/L (20) ⁶⁾

(3) 環境運命に関する基本的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

生物分解性
好氣的分解
分解率：BOD 0%、TOC (-)*%、GC 2.1%
(試験期間：2週間、被験物質濃度：100 mg/L、活性汚泥濃度：30 mg/L) ⁷⁾
(備考：*分解度が負の値になったため(-)と表記した。)
嫌氣的分解
理論無機化率：0～30% (試験期間：56日間、被験物質濃度：50 mgC/L、消化下水汚泥を用いた試験) ⁸⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性（大気中）

反応速度定数： $9.9 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ （AOPWIN⁹⁾により計算）

半減期：6.5～65 時間（OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁰⁾と仮定して計算）

加水分解性

加水分解性の基を持たない¹¹⁾

生物濃縮性（濃縮性がない又は低いと判断される物質）¹²⁾

生物濃縮係数 (BCF)：

14～24 （試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：40 $\mu\text{g/L}$ ）¹³⁾

(16)～(29)（試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：4 $\mu\text{g/L}$ ）¹³⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数 (Koc)： 51 ¹⁴⁾～ $22,900$ ¹⁴⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の化審法に基づき公表された製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹⁵⁾。

表 1.1 製造・輸入数量の推移

平成(年度)	18	19	20	21
製造・輸入数量(t)	161	228	238	258

注：製造数量は出荷量を意味し、同一事業所内での自家消費分を含まない値を示す

モノクロロフェノールの化審法に基づき公表された製造・輸入数量（製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含まない値）は、平成 22 年度及び平成 23 年度共に 1,000 t 未満^{16), 17)}である。ただし、平成 22 年度以降の製造・輸入数量の届出要領は、平成 21 年度までのものとは異なっている。

「化学物質の製造・輸入に関する実態調査」によると、モノクロロフェノールとしての製造（出荷）及び輸入量は、平成 16 年度、平成 19 年度共に 100～1,000 t/年未満^{18), 19)}である。

本物質の化学物質排出把握管理促進法（化管法）における製造・輸入量区分は、100 t 以上である²⁰⁾。

本物質は、フェノールを含む水の塩素処理により生成する²¹⁾。

用途

本物質の主な用途は、他の化学物質の原料及び染料や農薬の原料である¹⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質（政令番号: 120）に指定されている。

水道水質基準がフェノール類として設定されており、水質汚濁防止法に基づく排水基準がフェノール類含有量として設定されている。またフェノール類及びその塩類は、水質汚濁防止法の指定物質に指定されている。

また、本物質は旧化学物質審査規制法（平成 15 年改正法）において第二種監視化学物質（通し番号:873）及び第三種監視化学物質（通し番号:204）に指定されていた。

2. 曝露評価

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化学物質の環境からの曝露を中心に評価することとし、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

本物質は化管法の第一種指定化学物質である。同法に基づき公表された平成 23 年度の届出排出量¹⁾、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体²⁾から集計した排出量等を表 2.1 に示す。なお、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量（PRTR データ）の集計結果（平成 23 年度）

	届出						届出外（国による推計）				総排出量（kg/年）			
	排出量（kg/年）				移動量（kg/年）		排出量（kg/年）				届出排出量	届出外排出量	合計	
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	対象業種	非対象業種	家庭	移動体				
全排出・移動量	35	0	0	0	0	0	370	-	-	-	-	35	-	35
業種等別排出量(割合)													総排出量の構成比(%)	
化学工業	35	0	0	0	0	0	370					届出	届出外	
	(100%)						(100%)					100%	-	-

本物質の平成 23 年度における環境中への総排出量は 0.035 t であり、すべて届出排出量であった。届出排出量はすべて大気へ排出されるとしている。この他に廃棄物への移動量が 0.37 t であった。届出排出量の排出源は、化学工業のみであった。

(2) 媒体別分配割合の予測

本物質の環境中の媒体別分配割合を、表 2.1 に示した環境中への排出量を基に USES3.0 をベースに日本固有のパラメータを組み込んだ Mackay-Type Level III 多媒体モデル³⁾を用いて予測した。予測の対象地域は、平成 23 年度に環境中及び大気への排出量が最大であった福岡県（大気への排出量 0.035 t）とした。予測結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 媒体別分配割合の予測結果

媒体	分配割合(%)	
	上段：排出量が最大の媒体、下段：予測の対象地域	
	環境中	大気
	福岡県	福岡県
大気	3.0	3.0
水域	1.3	1.3
土壌	95.0	95.0
底質	0.7	0.7

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の

(3) 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。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 2.3 に示す。

表 2.3 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査地域	測定年度	文献	
一般環境大気	μg/m ³									
室内空気	μg/m ³									
食物	μg/g									
飲料水	μg/L									
地下水	μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.005	0/7	全国	2006	4)
土壌	μg/g									
公共用水域・淡水	μg/L	<u><0.005</u>	<0.005	<0.005	<u>0.071</u>	0.005	3/54	全国	2006	4)
		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0/6	全国	1996	5)
公共用水域・海水	μg/L	<u><0.005</u>	<0.005	<0.005	<u>0.009</u>	0.005	1/17	全国	2006	4)
		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05	0/5	全国	1996	5)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	0.009	0/6	全国	1996	5)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	0.009	0/5	全国	1996	5)
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g									
魚類(公共用水域・海水)	μg/g									

注：a) 最大値または幾何平均値の欄の太字で示した数字は、曝露の推定に用いた値を示す

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

地下水及び公共用水域・淡水の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った（表 2.4）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量、飲水量及び食事量をそれぞれ 15 m³、2 L 及び 2,000 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.4 各媒体中の濃度と一日曝露量

媒体	濃度	一日曝露量
大気 一般環境大気	データは得られなかった	データは得られなかった

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
平 均	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水 質		
	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	0.005 µg/L 未満程度 (2006)	0.0002 µg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.005 µg/L 未満程度 (2006)	0.0002 µg/kg/day 未満程度
	食 物 土 壤	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった
最 大 値	大 気		
	一般環境大気	データは得られなかった	データは得られなかった
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水 質		
	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	0.005 µg/L 未満程度 (2006)	0.0002 µg/kg/day 未満程度
公共用水域・淡水	0.071 µg/L 程度 (2006)	0.0028 µg/kg/day 程度	
食 物 土 壤	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった	

人の一日曝露量の集計結果を表 2.5 に示す。

吸入曝露の予測最大曝露濃度を設定できるデータは得られなかった。一方、化管法に基づく平成 23 年度の大気への届出排出量をもとにプルーム・パフモデル⁶⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 0.0073 µg/m³となった。

経口曝露の予測最大曝露量は、地下水のデータから算定すると 0.0002 µg/kg/day 未満程度、公共用水域・淡水のデータから算定すると 0.0028 µg/kg/day 程度であった。本物質の経口曝露の予測最大曝露量は、0.0028 µg/kg/day 程度を採用する。

生物濃縮性は高くないため、本物質の環境媒体から食物経由の曝露量は少ないと考えられる。

表 2.5 人の一日曝露量

媒 体		平均曝露量 (µg/kg/day)	予測最大曝露量 (µg/kg/day)
大 気	一般環境大気		
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水	(0.0002)	(0.0002)
	公共用水域・淡水	0.0002	0.0028
食 物			
土 壤			
経口曝露量合計		0.0002	0.0028
総曝露量		0.0002	0.0028

- 注：1) アンダーラインを付した値は、曝露量が「検出下限値未満」とされたものであることを示す
 2) ()内の数字は、曝露量合計の算出に用いていない

(5) 水生生物に対する曝露の推定（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曝露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.6 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 0.071 $\mu\text{g/L}$ 程度、同海水域では 0.009 $\mu\text{g/L}$ 程度となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.005 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)	0.071 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2006)
海 水	0.005 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)	0.009 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2006)

- 注：1) ()内の数値は測定年度を示す
 2) 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についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

ウサギに 171.3 mg/kg の本物質を単回強制経口投与した結果、投与量の 82.4% がグルクロン酸抱合体、18.7% が硫酸抱合体として数日間、尿中に排泄されたが、メルカプツール酸の排泄はなかった¹⁾。イヌでは、800、1,000 mg/kg の経口投与で投与量の 59、53% が硫酸抱合体として尿中に排泄され²⁾、投与量の 87% がグルクロン酸抱合体又は硫酸抱合体として尿中に排泄されたとした報告³⁾もあった。

ウサギに 300 mg/kg を経口投与し、尿中へのカテコール類の排泄を調べた結果、24 時間以内に投与量の 1.5% が排泄された⁴⁾。

ヘアレスマウスの腹部皮膚を用いた *in vitro* の皮膚透過試験では、0.5% の本物質水溶液の透過係数は 0.140 cm/hr であり、透過を認めるまでの時間（ラグタイム）は 6.3 分であったが、角質層を除去した皮膚の場合には透過係数は 0.214 cm/hr、ラグタイムは 8.5 分であった⁵⁾。ヒトの腹部皮膚を用いた試験では本物質の 2.2% 水溶液は角質層を容易に透過し、透過係数は 0.033 cm/hr であった⁶⁾。

0.0005、0.005、0.05% の濃度で本物質を餌に混ぜて 10 週間投与したラットでは、本物質の臓器内濃度は肝臓で 0.08 ~ 3.2 ppm、腎臓で 2.0 ~ 2.6 ppm と比較的低濃度であり、濃度依存性はみられなかった⁷⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性

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	660 mg/kg ⁸⁾
ラット	経口	LD ₅₀	670 mg/kg ⁸⁾
マウス	経口	LD ₅₀	345 mg/kg ⁸⁾
マウス	経口	LD ₅₀	710 mg/kg ⁸⁾
ラット	吸入	LCLo	> 4,770 mg/m ³ (4 hr) ⁹⁾
ウサギ	経皮	LDLo	1,580 mg/kg ⁸⁾

注：() 内の時間は曝露時間を示す。

本物質は眼、皮膚、気道を強く刺激する。エアロゾルを吸入すると肺水腫を起こすことがある。中枢神経系に影響を与えることがある。経口摂取すると腹痛、嗜眠、脱力感、痙攣を生じる。吸入すると咳、息切れ、咽頭痛を生じ、経口摂取時の症状が現れることもある¹⁰⁾。なお、経口投与の LD₅₀ として 40 mg/kg の報告⁸⁾があったが、これは粗製品を投与したものであった¹¹⁾。また、LC₅₀ として 210 mg/m³ という報告⁸⁾もあったが、詳細は不明であった。

中・長期毒性

ア) 用量設定のために、Sprague-Dawley ラットに 0、100、200、500 mg/kg を 14 日間強制経

口投与した予備試験では、いずれの群にも投与に起因すると考えられる明らかな毒性変化はみられなかった¹²⁾。この結果から、NOAELを500 mg/kg/day以上とする。

- イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各6匹を1群とし、0、8、40、200、1,000 mg/kg/dayを28日間強制経口投与した結果、200 mg/kg/day以上の群の雌雄で流涎、1,000 mg/kg/day群の雌雄で振戦、自発運動の低下、歩行異常、腹臥位あるいは側臥位が散発的にみられたが、これらはいずれも投与後の一過性の変化であり、流涎については投与後30分以内に消失した。1,000 mg/kg/day群の雄で血清中無機リンの有意な低下、雌で血清中トリグリセライドの有意な上昇、肝臓の絶対及び相対重量の有意な増加を認め、雌雄の肝臓で褐色化、小葉中心性の肝細胞肥大がほぼ全数にみられた¹²⁾。この結果から、NOAELを200 mg/kg/dayとする。
- ウ) CD-1 ICR マウス雌雄各12匹を1群とし、0、35、69、175 mg/kg/dayを14日間強制経口投与した結果、69 mg/kg/day群で体重増加の抑制がみられ、175 mg/kg/day群で全数が死亡した。雌の脳、肝臓、脾臓で重量が減少し、自発運動の亢進がみられたが、剖検や血液、血液生化学、肝酵素(肝MFO活性)免疫反応に影響はなかった¹³⁾。著者らは175 mg/kg/day群で死亡率が100%であった以外には、投与に関連した生物学的に重要な影響はなかったと結論したが、十分な報告ではなかったことから、NOAEL等の判断は行わなかった。

生殖・発生毒性

- ア) 3週齢のSprague-Dawley ラット雌12~14匹を1群とし、0、0.0005、0.005、0.05%の濃度で飲水に添加して投与し、90日齢で未処置の雄と交尾させ、出産まで投与を継続した結果、0.05%群で同腹仔数が有意に少なく、死産率は有意に高かった^{7,14)}。この結果から、NOAELを0.005% (5 mg/kg/day)とする。
- イ) 3週齢のSprague-Dawley ラット雌12~14匹を1群とし、0、0.0005、0.005、0.05%の濃度で飲水に添加して投与し、90日齢で未処置の雄と交尾させ、妊娠、出産、哺育期を通して投与を継続し、3週齢で離乳した仔(各群8匹)に15週間飲水投与した結果、仔の体重、肝臓、脾臓、胸腺の重量、免疫反応に影響はなかった¹⁴⁾。
- ウ) 3週齢のSprague-Dawley ラット雌12~14匹を1群とし、0、0.05%の濃度で飲水に添加して投与し、90日齢で未処置の雄と交尾させ、妊娠、出産、哺育期を通して投与を継続し、3週齢で離乳した仔(各群5匹)に14ヶ月間飲水投与した結果、0.05%群で赤血球数、ヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度の有意な増加を認めたが、健康に問題が生じるような変化ではなかった¹⁴⁾。

ヒトへの影響

- ア) クロロフェノールの臭気閾値として0.019~6.5 mg/m³、刺激閾値として6,801 mg/m³とした報告がある¹⁵⁾。
- イ) クロロフェノール木材防腐剤を使用する製材所の調査では、製材所の労働者1,014人を低/中曝露群、高曝露群の2群に分け、伐採等に従事する非曝露の労働者103人とともに健康状態をアンケート調査し、11の症状群に分けて比較した。その結果、製材所の労働者では皮膚、上部呼吸器系、呼吸器全般、神経系の訴えが特に多く、全身性の急性症状や肝臓、腎臓の不調に関連した訴えなども有意に多かった¹⁶⁾。

ウ) クロロフェノール類を使用する製材所の調査では、労働者 71 人を作業内容から経皮曝露群 40 人(手で木材を取り扱う工程)、吸入曝露群 31 人(木材に直接接触しない工程)に分け、非曝露の労働者 351 人と比較した。その結果、黄疸や肝臓、腎臓、心臓の病歴、血清クレアチニン、ビリルビン、GOT、ALP に有意な差はなく、ヘモグロビン濃度も 3 群で同程度であった。しかし、経皮曝露群で年齢及び喫煙で調整した白血球数は若干低く、年齢及び喫煙、飲酒で調整したヘマトクリット値は有意に低かった。また、年齢及び喫煙で調整した尿中潜血の発生率は経皮曝露群で有意に高かった¹⁷⁾。

(3) 発がん性

主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表 3.2 に示すとおりである。

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC	-
EU	EU	-
USA	EPA	-
	ACGIH	-
	NTP	-
日本	日本産業衛生学会	-
ドイツ	DFG	-

発がん性の知見

遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、S9 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌^{18,19)}、大腸菌¹⁹⁾ で遺伝子突然変異、ネズミチフス菌で DNA 傷害²⁰⁾、大腸菌でプロフェージ²¹⁾ を誘導しなかったが、チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で染色体異常²²⁾ を誘発した。

in vivo 試験系では、経口投与したマウスの精巣、骨髄細胞で姉妹染色分体交換を誘発しなかった¹³⁾。

実験動物に関する発がん性の知見

3 週齢の Sprague-Dawley ラット雌 12 ~ 14 匹を 1 群とし、0、0.0005、0.005、0.05% の濃度で飲水に添加して投与し、90 日齢で未処置の雄と交尾させ、妊娠、出産、哺育期を通して投与を継続し、3 週齢で離乳した仔 (雌雄各 24 ~ 28 匹/群) に生涯にわたって飲水投与した結果、腫瘍の発生率に有意な増加はみられず、潜伏期間にも有意な差はなかった。しかし、妊娠 14 日から妊娠 21 日にエチルニトロ尿素を混餌投与してイニシエート操作を追加した場合には、雄 (仔) でのみ、腫瘍発生率の増加と潜伏期間の短縮がみられ、プロモーター作用が示唆された¹⁴⁾。

Sutter マウスの雌 35 匹を 1 群とし、イニシエーターとして 0.3%の DMBA (9,10-ジメチル-1,2-ベンゾアントラセン)ベンゼン溶液 25 μ L を背部に単回塗布し、1 週間後から同じ部位に本物質 20%のベンゼン溶液 25 μ L を 15 週間(2 回/週)塗布してマウスの皮膚腫瘍の発生を観察した結果、31 匹が生存し、その 61%に乳頭腫、10%に上皮癌の発生を認めた。DMBA の単回塗布のみを行った対照群では 20 匹中 15 匹(15/20 匹)が生存しており、その 7%に乳頭腫がみられただけで、上皮癌の発生はなかった。また、30 匹を 1 群として本物質 20%のジオキササン溶液 25 μ L を 12 週間(2 回/週)背部に塗布した結果、28 匹が生存しており、その 46%に乳頭腫の発生を認めたが、上皮癌の発生はなかった²³⁾。これらの結果から、著者らは本物質のプロモーター作用が示唆されたとしたが、溶媒に用いたベンゼンには発がん性があるため、本結果から、本物質と発がん性の関連を評価することは難しい。

ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性について、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については十分な知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口曝露については、生殖・発生毒性ア)のラットの試験から得られた NOAEL 5 mg/kg/day (同腹仔数の減少、死産率の増加)が信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入曝露については、無毒性量等の設定ができなかった。

健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露量	予測最大曝露量	無毒性量等	MOE
経口	飲料水	-	-	5 mg/kg/day ラット	-
	公共用水域・淡水	0.0002 μ g/kg/day 未満程度	0.0028 μ g/kg/day 程度		180,000

経口曝露については、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均曝露量は 0.0002 μ g/kg/day 未満程度、予測最大曝露量は 0.0028 μ g/kg/day 程度であった。無毒性量等 5 mg/kg/day と予測最大曝露量から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE (Margin of Exposure) は 180,000 となる。環境媒体から食物経由で摂取される曝露量は少ないと推定されることから、その曝露を加えても MOE が大きく変化することはないと考えられる。

従って、本物質の経口曝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

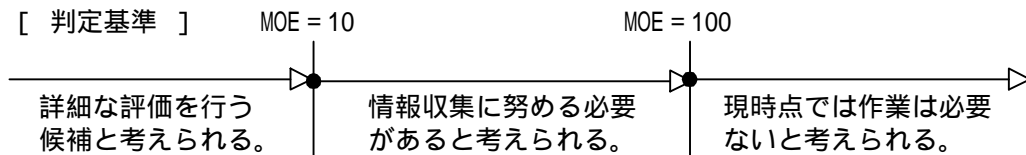
えられる。

表 3.4 吸入曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露濃度	予測最大曝露濃度	無毒性量等	MOE
吸入	環境大気	-	-	-	-
	室内空気	-	-		-

吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、曝露濃度も把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、吸収率を 100% と仮定して経口曝露の無毒性量等を吸入換算すると 17 mg/m^3 となるが、これと化管法に基づく平成 23 年度の大気への届出排出量をもとに推定した高排出事業所近傍の大気中濃度 (年平均値) の最大値 $0.0073 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ から、動物実験結果より設定された知見であることを考慮し、参考として算出した MOE は 230,000 となる。このため、本物質の一般環境大気の吸入曝露による健康リスクの評価に向けて吸入曝露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4. 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、生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他の生物）ごとに整理すると表 4.1 のとおりとなった。

表 4.1 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 / 和名 (試験条件等)	エンドポイント / 影響内容	曝露期間[日] (試験条件等)	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類			4,930	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	2	B	B	1)-93090
			8,630	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (Yield)	2	B	B	1)-100638
			8,890	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	4	D	C	4)-2013033
			13,010	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	2	B	B	1)-93090
甲殻類			80	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	14	B	B	4)-2008064
			300	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	B	1)-847
			1,300 ^{*1}	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	LC ₅₀ MOR	4 (止水式)	A	A	1)-9994
			2,600	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-5184
			2,300	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	4)-2013020
			3,910	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	A	B	1)-10915
			9,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	A	B	4)-2008064
			13,000 ^{*1}	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2 (止水式)	A	A	1)-9994
魚類			2,600	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC ₅₀ MOR	4	D	C	4)-2013106
			4,000	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (胚)	NOEC MOR / GRO	~ 孵化後 30	B	B	1)-20456
			6,290	<i>Platichthys flesus</i>	ヌマガレイ属	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-4071
			6,600	<i>Solea solea</i>	カレイ目	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-4071
			6,600	<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-5590
			8,100	<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	TLm MOR	2	B	B	1)-937
			9,410	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-12859
			16,000	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	LC ₅₀ MOR	4 (流水式)	B	B	1)-9994
その他			120	<i>Rana japonica</i>	ニホンアカガエル	LC ₅₀ MOR	1	C	C	1)-66778

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類 / 和名 (試験条件等)	エンドポイント / 影響内容	曝露期間[日] (試験条件等)	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
			67,970	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	テトラヒメナ属	IGC ₅₀ POP	60 時間	B	B	1)-10903

毒性値 (太字): 採用可能な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

EC₅₀ (Median Effective Concentration): 半数影響濃度、

IGC₅₀ (Median Inhibitory Growth Concentration): 半数生長 (増殖) 阻害濃度、

LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、

TLM (Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度

影響内容

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

REP (Reproduction): 繁殖、POP (Population Change): 個体群の変化 (増殖)

毒性値の算出方法

RATE: 生長速度より求める方法 (速度法)

Yield: 試験期間の収量より求める方法

*1 止水式試験から実測濃度に基づき算出された 2 つの毒性値の幾何平均値

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) 藻類

Tsai と Chen¹⁾⁻¹⁰⁰⁶³⁸ は、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を実施した。試験は密閉系 (ヘッドスペースなし) で行われ、EPA の試験方法 (OPPTS 850.5400.1996) に従った培地 (硬度 7.5 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。試験期間の細胞収量より求めた 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、設定濃度に基づき 8,630 μg/L であった。

また Chen と Lin¹⁾⁻⁹³⁰⁹⁰ は、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を実施した。試験は密閉系 (ヘッドスペースなし) で行われ、EPA の試験方法 (OPPTS 850.5400.1996) に従った培地 (硬度 7.5 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。設定試験濃度は、0 (対照区)、4.93、12.3、24.6、49.3、98.6 mg/L (公比 2~2.5) であった。速度法による 48 時間無影響濃度 (NOEC) は、設定濃度に基づき 4,930 μg/L であった。

2) 甲殻類

Turner¹⁾⁻⁹⁹⁹⁴ は米国 EPA の試験法草案 (1981) を改変した方法により、アミ科 *Americamysis bahia* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式 (蓋あり) で 2 回行われ、設定試験濃度は、0 (対照区)、0.12、0.25、0.50、1.0、2.0 mg/L (公比 2、試験 1) 及び 0 (対照区)、0.26、0.51、1.0、2.0、4.1 mg/L (公比 2、試験 2) であった。試験用水にはろ過天然海水 (塩分 19~28) が用いられた。被験物質の実測濃度は、設定濃度の 60~102% (試験 1) 及び 46~93% (試験 2) であり、毒性値の算出には実測濃度 (0、48、96 時間後の平均値) が用いられた。96 時間半数致

死濃度 (LC₅₀) は 1,300 µg/L (得られた 2 つの毒性値の幾何平均値) であった。

また、茂岡ら⁴⁾⁻²⁰⁰⁸⁰⁶⁴は OECD テストガイドライン No. 202 (1981) に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を実施した。試験は半止水式 (48 時間毎換水、ガラス蓋あり) で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 5 濃度区であった。試験用水には脱塩素水道水 (硬度 56 mg/L、CaCO₃換算) が用いられた。繁殖阻害 (産仔数) に関する 14 日間 (3 回産仔するまで) の無影響濃度 (NOEC) は、設定濃度に基づき 80 µg/L であった。

3) 魚類

Lammering と Burbank Jr.¹⁾⁻⁹³⁷は Doudoroff らの方法 (1951) に準拠し、ブルーギル *Lepomis macrochirus* の急性毒性試験を実施した。試験は半止水式 (24 時間後換水) で行われ、設定試験濃度は、0 (対照区)、5.6、7.5、8.7、11.5 mg/L (公比約 1.2~1.3) であった。試験用水には人工調製水 (硬度 100~111 mg/L、CaCO₃換算) が用いられた。48 時間半数生存限界濃度 (TLm) は、実測濃度に基づき 8,100 µg/L であった。

また LeBlanc¹⁾⁻²⁰⁴⁵⁶は、米国 EPA の試験方法 (1972) 及び Benoit らの方法 (1982) に従って、ファットヘッドミノ *Pimephales promelas* の初期生活段階毒性試験を実施した。試験は流水式で行われ、設定試験濃度区は、対照区及び助剤対照区のほかに 5 濃度区であった。被験物質の実測濃度は、0 (対照区、助剤対照区)、0.78、1.1、1.7、2.6、4.0 mg/L であった。最高濃度区においても影響が見られず、ふ化後 30 日までの死亡又は成長阻害 (体重又は体長) に関する無影響濃度 (NOEC) は 4,000 µg/L とされた。

4) その他

Schultz と Riggan¹⁾⁻¹⁰⁹⁰³は Schultz の既報の方法 (1983) に従って、テトラヒメナ属 *Tetrahymena pyriformis* の増殖阻害試験を実施した。試験は止水式で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 5 濃度区であった。試験溶液の調製には、助剤としてジメチルスルホキシド (DMSO) が 0.75% 未満の濃度で用いられた。60 時間半数増殖阻害濃度 (IGC₅₀) は、設定濃度に基づき 67,970 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

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	48 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	8,630 µg/L
甲殻類	<i>Americamysis bahia</i>	96 時間 LC ₅₀	1,300 µg/L
魚類	<i>Lepomis macrochirus</i>	48 時間 LC ₅₀	8,100 µg/L
その他	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	60 時間 IGC ₅₀ (増殖阻害)	67,970 µg/L

アセスメント係数：100 [3 生物群 (藻類、甲殻類、魚類) 及びその他の生物について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、その他の生物を除いた最も小さい値（甲殻類の 1,300 $\mu\text{g/L}$ ）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 13 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	48 時間 NOEC（生長阻害）	4,930 $\mu\text{g/L}$
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	14 日間 NOEC（繁殖阻害）	80 $\mu\text{g/L}$
魚類	<i>Pimephales promelas</i>	～ふ化後 30 日 NOEC （死亡 / 成長阻害）	4,000 $\mu\text{g/L}$

アセスメント係数：10 [3 生物群（藻類、甲殻類及び魚類）について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、最も小さい値（甲殻類の 80 $\mu\text{g/L}$ ）をアセスメント係数 10 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 8 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

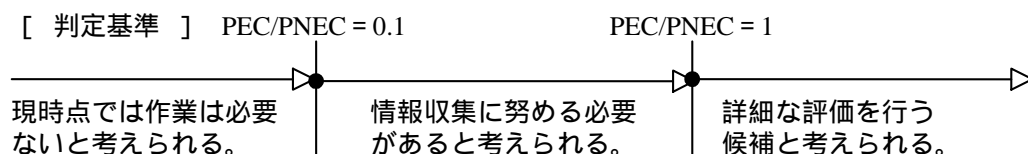
本物質の PNEC としては、甲殻類の慢性毒性値から得られた 8 $\mu\text{g/L}$ を採用する。

(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

水質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	0.005 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)	0.071 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2006)	8 $\mu\text{g/L}$	0.009
公共用水域・海水	0.005 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)	0.009 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2006)		0.001

注：1) 水質中濃度の () 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、平均濃度で見ると淡水域、海水域ともに 0.005 $\mu\text{g/L}$ 未満程度であり、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 0.071 $\mu\text{g/L}$ 程度、海水域では 0.009 $\mu\text{g/L}$ 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 0.009、海水域では 0.001 となるため、現時点では作業の必要はないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 環境省(2012) : 化学物質ファクトシート - 2012 年版 -
(<http://www.env.go.jp/chemi/communication/factsheet.html>).
- 2) Haynes.W.M.ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2013) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry.
- 4) Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 17.
- 5) Howard, P.H., and Meylan, W.M. ed. (1997) : Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Boca Raton, New York, London, Tokyo, CRC Lewis Publishers: 124.
- 6) Verschueren, K. ed. (2009) : Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th Edition, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, John Wiley & Sons, Inc. (CD-ROM).
- 7) 通商産業省 (1978) : モノクロルフェノール(*o*-クロルフェノール)の分解度試験成績報告書.
- 8) Madsen, T., Rasmussen, H.B., and Nilsson, L. (1995) : Anaerobic biodegradation potentials in digested sludge, a Freshwater Swamp and a Marine Sediment. Chemosphere. 31(10): 4243-4258. [Hazardous Substances Data Bank. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2013.8.5 現在)].
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 10) 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.
- 11) Lyman, W.J., Reehl, W.F., and Rosenblatt, D.H. (1990): Handbook of chemical property estimation methods. American Chemical Society, Washington, D.C., USA. [Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2013.8.5 現在)].
- 12) 通産省公報 (1980.12.25).
- 13) 通商産業省 (1980) : *o*-クロロフェノールの濃縮度試験報告書.
- 14) Donald Mackay, Wan Ying Shiu, Kuo-Ching Ma, Sum Chi Lee (2006): Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Second Edition on CD-ROM. Boca Raton, FL, U.S.A., CRC Press : 2877-2881.
- 15) 経済産業省(通商産業省) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(化審法)第二十三条第二項の規定に基づき、同条第一項の届出に係る製造数量及び輸入数量を合計した数量として公表された値.
- 16) 経済産業省(2012) : 一般化学物質等の製造・輸入数量(22年度実績)について,
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H22jisseeki-matome-ver2.html, 2012.3.30 現在).

- 17) 経済産業省 (2013) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (23 年度実績) について,
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H23jisseki-matome.html, 2013.3.25 現在).
- 18) 経済産業省 (2007) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 16 年度実績) の確報値,
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html, 2007.4.6 現在).
- 19) 経済産業省 (2009) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 19 年度実績) の確報値,
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/kakuhou19.html, 2009.12.28 現在).
- 20) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 PRTR 対象物質調査会、化学物質審議会管理部会、中央環境審議会環境保健部会 PRTR 対象物質等専門委員会合同会合 (第 4 回)(2008) : 参考資料 2 追加候補物質の有害性・暴露情報,
(<http://www.env.go.jp/council/05hoken/y056-04.html>, 2008.11.6 現在).
- 21) 小野寺祐夫, 加藤淳子, 掃部関陽子, 石倉俊治 (1977) : 塩素処理による水中有機物の化学変化 (第 2 法) フェノールおよびクロロフェノールに対する遊離型残留塩素の作用. 衛生化学. 23(6):331-338.

(2) 曝露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2013) : 平成 23 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 11 条に基づき開示する個別事業所データ.
- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2013) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項(対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計表 3-1 全国, (<http://www.prtr.nite.go.jp/prtr/csv/2011a/2011a3-1.csv>, 2013.2. 28 現在).
- 3) (独)国立環境研究所 (2014) : 平成 25 年度化学物質環境リスク初期評価等実施業務報告書.
- 4) 環境省水・大気環境局水環境課 (2008) : 平成 18 年度要調査項目測定結果.
- 5) 環境庁環境保健部環境安全課 (1998) : 平成 8 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 6) 経済産業省 (2012) : 経済産業省 - 低煙源工場拡散モデル (Ministry of Economy , Trade and Industry - Low rise Industrial Source dispersion Model) METI-LIS モデル ver.3.02.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Spencer, B. and R.T. Williams (1950): Studies in detoxication; the metabolism of halogenobenzenes. A comparison of the glucuronic acid, ethereal sulphate and mercapturic acid conjugations of chloro-, bromo- and iodo-benzenes and of the *o*-, *m*- and *p*-chlorophenols. Biosynthesis of *o*-, *m*- and *p*-chlorophenylglucuronides. Biochem. J. 47: 279-284.
- 2) Coombs, H.I. and T.S. Hele (1926): Studies in the sulphur metabolism of the dog: The mechanism of mercapturic acid formation in the dog. Biochem. J. 20: 606-612.

- 3) Von Oettingen, W.F. (1949): The halogenated phenols. In: Phenol and its derivatives: The relation between their chemical constitution and their effect on the organism. National Institute of Health Bulletin No.190. US Public Health Service, Washington D.C., pp 193–220. Cited in: EPA(1979): Reviews of the Environmental effects of Pollutants: XI Chlorophenols. EPA–600/1-79-012. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- 4) Azouz, W.M., D.V. Parke and R.T. Williams (1953): Studies in detoxication. 51. The determination of catechols in urine, and the formation of catechols in rabbits receiving halogenobenzenes and other compounds; dihydroxylation *in vivo*. Biochem. J. 55: 146-151.
- 5) Huq, A.S., N.F. Ho, N. Husari, G.L. Flynn, W.E. Jetzer and L. Condie Jr. (1986): Permeation of water contaminative phenols through hairless mouse skin. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 557-566.
- 6) Roberts, M.S., R.A. Anderson and J. Swarbrick (1977): Permeability of human epidermis to phenolic compounds. J. Pharm. Pharmacol. 29: 677-683.
- 7) Exon, J.H. and L.D. Koller (1982): Effects of transplacental exposure to chlorinated phenols. Environ. Health Perspect. 46: 137-140.
- 8) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database. (2013.12.10 現在).
- 9) Duchosal, F. and K. Biederman (1991): 4-hour, acute inhalation toxicity study with ortho chlorophenol (C-1648) in rats. RCC Project 301037. Research & Consulting Company AG. NTIS/OTS0534816.
- 10) IPCS (1999): International Chemical Safety Cards. 0849. 2-Chlorophenol.
- 11) Younger Laboratories (1978): Toxicity studies on: CP00004 – Orthochlorophenol (crude). Monsanto Study No. Y-78-74. NTIS/OTS0534844.
- 12) 化学物質点検推進連絡協議会 (2001): クロロフェノールのラットを用いる 28 日間反復経口投与毒性試験. 化学物質毒性試験報告書. 8: 343-353.
- 13) Borzelleca, J.F., L.W. Condie and J.R. Hayes (1985): Toxicological evaluation of selected chlorinated phenols. In: Jolley, R.L. et al., ed. Water chlorination. Vol. 5. Chemistry, environmental impact and health effects. pp. 331-343.
- 14) Exon, J.H. and L.D. Koller (1985): Toxicity of 2-chlorophenol, 2,4- dichlorophenol and 2,4,6-trichlorophenol. In: Jolley, R.L. et al., ed. Water chlorination. Vol. 5. Chemistry, environmental impact and health effects. pp. 307-330.
- 15) Ruth, J.H. (1986): Odor thresholds and irritation levels of several chemical substances: a review. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 47: A142-A151.
- 16) Sterling, T.D., L.D. Stoffman, D.A. Sterling and G. Maté (1982): Health effects of chlorophenol wood preservatives on sawmill workers. Int. J. Health Serv. 12: 559-571.
- 17) Enarson, D.A., M. Chan-Yeung, V. Embree, R. Wang and M. Schulzer (1986): Occupational exposure to chlorophenates. Renal, hepatic and other health effects. Scand. J. Work Environ. Health. 12: 144-148.
- 18) Haworth, S., T. Lawlor, K. Mortelmans, W. Speck and E. Zeiger (1983): Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals. Environ. Mutagen. 5(Suppl. 1): 3-142.

- 19) 化学物質点検推進連絡協議会 (2001): 2-クロロフェノールの細菌を用いる復帰変異試験. 化学物質毒性試験報告書. 8: 354-358.
- 20) Ono, Y., I. Somiya and T. Kawaguchi (1992): Genotoxic evaluation on aromatic organochlorine compounds by using *umu* test. Water Sci. Tech. 26: 61-69.
- 21) DeMarini, D.M., H.G. Brooks and D.G. Parkes Jr. (1990): Induction of prophage lambda by chlorophenols. Environ. Mol. Mutagen. 15: 1-9.
- 22) 化学物質点検推進連絡協議会 (2001): 2-クロロフェノールのチャイニーズ・ハムスター培養細胞を用いる染色体異常試験. 化学物質毒性試験報告書. 8: 359-362.
- 23) Boutwell, R.K. and D.K. Bosch (1959): The tumor-promoting action of phenol and related compounds for mouse skin. Cancer Res. 19: 413-424.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

- 847 : Kühn, R., M. Pattard, K.-D. Pernak, and A. Winter (1989): Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to *Daphnia magna* in the 21 Day Reproduction Test. Water Res. 23(4):501-510.
- 937 : Lammering, M.W.Jr., and N.C. Burbank Jr. (1961): The Toxicity of Phenol, o-Chlorophenol, and o-Nitrophenol to Bluegill Sunfish. Proc.15th Ind.Waste Conf., Purdue Univ.Eng.Ext.Ser.No. 106:541-555.
- 4071 : Smith, S., V.J. Furay, P.J. Layiwola, and J.A. Menezes-Filho (1994): Evaluation of the Toxicity and Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) of Chlorophenols to the Copepodid Stage of a Marine Copepod (*Tisbe battagliai*) and Two Species of Benthic Flatfish, the Flounder (*Platichthys flesus*) and Sole (*Solea solea*). Chemosphere. 28(4):825-836.
- 5184 : LeBlanc, G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull.Environ.Contam.Toxicol. 24(5):684-691.
- 5590 : Buccafusco, R.J., S.J. Ells, and G.A. LeBlanc (1981): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull.Environ.Contam.Toxicol. 26(4):446-452.
- 9994 : Turner, L.W. (1982): Acute Toxicity of Selected Chemicals to Fathead Minnow, Water Flea and Mysid Shrimp Under Static and Flow-Through Test Conditions. Final Rep.Coop.Agreement 807479-01-0, U.S.EPA, Off.of Pestic.and Toxic Subst., Washington, DC: 258 p.
- 10903 : Schultz, T.W., and G.W. Riggin (1985): Predictive Correlations for the Toxicity of Alkyl- and Halogen-Substituted Phenols. Toxicol.Lett. 25:47-54.
- 10915 : Keen, R., and C.R. Baillod (1985): Toxicity to *Daphnia* of the End Products of Wet Oxidation of Phenol and Substituted Phenols. Water Res. 19(6):767-772.
- 12859 : Geiger, D.L., D.J. Call, and L.T. Brooke (1988): Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*) Volume IV. Ctr.for Lake Superior Environ.Stud., Volume 4, Univ.of Wisconsin-Superior, Superior, WI :355.
- 20456 : LeBlanc, G.A. (1984): Comparative Structure-Toxicity Relationships Between Acute and Chronic Effects to Aquatic Organisms. In: K.L.E.Kaiser (Ed.), QSAR in Environmental Toxicology, D.Reidel Publ.Co., Dordrecht, Holland :235-260.

- 66778 : Wang,X., Y. Dong, L. Wang, and S. Han (2001): Acute Toxicity of Substituted Phenols to *Rana japonica* Tadpoles and Mechanism-Based Quantitative Structure-Activity Relationship (QSAR) Study. *Chemosphere*. 44(3): 447-455.
- 93090 : Chen,C.Y., and J.H. Lin (2006): Toxicity of Chlorophenols to *Pseudokirchneriella subcapitata* Under Air-Tight Test Environment. *Chemosphere*. 62(4): 503-509.
- 100638 : Tsai,K.P., and C.Y. Chen (2007): An Algal Toxicity Database of Organic Toxicants Derived by a Closed-System Technique. *Environ. Toxicol. Chem.* 26(9): 1931-1939.
- 2) 環境省（庁）データ；該当なし
- 3) （独）国立環境研究所報告書；該当なし
- 4) その他
- 2008064 : 茂岡忠義、佐藤保夫、山内文雄 (1988): ミジンコへのクロロフェノール類の毒性と構造活性相関. *衛生化学*. 34(2) : 169-175.
- 2013020 : Hodges, G., D.W. Roberts, S.J. Marshall and J.C. Dearden (2006): Defining the Toxic Mode of Action of Ester Sulphonates Using the Joint Toxicity of Mixtures. *Chemosphere*. 64(1) : 17-25.
- 2013033 : Yong G. Lee, Y.G., S.H. Hwang and S.D. Kim (2006): Predicting the Toxicity of Substituted Phenols to Aquatic Species and Its Changes in the Stream and Effluent Waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 50(2) : 213-219.
- 2013106 : Sletten, O.S., and N.C. Burbank Jr. (1972): A Respirometric Screening Test For Toxic Substances. *Eng. Bull. Purdue Univ. Eng. Ext. Ser.* 141 : 24-32.