

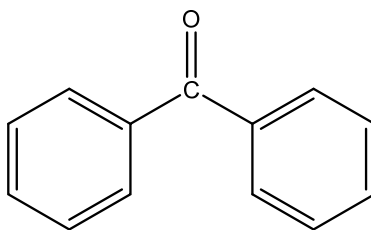
[12] ベンゾフェノン

本物質は、第6次とりまとめにおいて生態リスク初期評価結果を公表した。今回、健康リスク初期評価の実施に併せて、改めて生態リスクについても初期評価を行った。

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：ベンゾフェノン
CAS 番号：119-61-9
化審法官報公示整理番号：3-1258、4-125
化管法政令番号：1-403
RTECS 番号：DI9950000
分子式：C₁₃H₁₀O
分子量：182.22
換算係数：1 ppm = 7.45 mg/m³ (気体、25°C)
構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は常温で白色の固体である¹⁾。

融点	48.0°C ²⁾ 、48.5°C ^{3),4)} 、49~51°C ⁵⁾ 、48.1°C(α) ⁶⁾ 、26.0°C(β) ⁶⁾ 、47.9°C ⁶⁾
沸点	305.9°C (760mmHg) ²⁾ 、305.4°C (760mmHg) ^{3),4)} 、305°C ⁵⁾
密度	1.111g/cm ³ (18°C) ^{2),6)} 、1.11g/cm ³ (18°C) ⁵⁾ 、1.6077g/cm ³ (α) (19°C) ⁶⁾ 、1.6059g/cm ³ (β) (23°C) ⁶⁾
蒸気圧	0.02360 mmHg (=3.146Pa) (55.9°C) ⁶⁾
分配係数(1-オクタノール/水) (log Kow)	3.18 ^{2),4),7)}
解離定数(pKa)	
水溶性(水溶解度)	75 mg/1,000g (20°C) ²⁾ 、137 mg/L (25°C) ⁴⁾ 、136.7 mg/L (25°C) ⁸⁾

(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。

生物分解性
好氣的分解
分解率：BOD 0%、GC 3%
(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)⁹⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $3.6 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN¹⁰) により計算)

半減期：1.5 ～ 15 日 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ¹¹⁾ と仮定し、1 日は 12 時間として計算)

加水分解性

加水分解の基を持たないため環境中では加水分解しないと予測される¹²⁾。

生物濃縮性 (濃縮性がない又は低いと判断される物質¹³⁾)

生物濃縮係数(BCF)：

(3.4)～9.2 (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、被験物質濃度：0.3 mg/L)¹⁴⁾

(3.4)～(12) (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、被験物質濃度：0.03 mg/L)¹⁴⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)：1,100 (KOCWIN¹⁵⁾)により計算)

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質の化審法に基づき公表された一般化学物質としての製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹⁶⁾。

表 1.1 製造・輸入数量の推移

平成 (年度)	22	23	24	25
製造・輸入数量(t) ^{a)}	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満
平成 (年度)	26	27	28	
製造・輸入数量(t) ^{a)}	1,000 未満	1,000 未満	1,000 未満	

注：a) 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んでいない値を示す。

本物質の「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」による製造 (出荷) 及び輸入量を表 1.2 に示す¹⁷⁾。

表 1.2 製造 (出荷) 及び輸入量^{a)}

官報公示整理番号	平成 (年度)		
	13	16	19
3-1258	— ^{b)}	100 ～ 1,000 未満	100 ～ 1,000 未満
4-125	— ^{b)}	100 ～ 1,000 未満	10 ～ 100 未満

注：a) 化学物質を製造した企業及び化学物質を輸入した商社等のうち、1 物質 1 トン以上の製造又は輸入をし

た者を対象に調査を行っているが、全ての調査対象者からは回答が得られていない。
b) 公表されていない。

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¹⁸⁾。

② 用途

本物質は、医薬品や殺虫剤の原料として使われるほか、香料の保留剤、紫外線吸収剤、光重合開始剤、日焼け止め成分の原料などに使われている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：403）に指定されている。

本物質は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に選定されている。

なお、本物質は水環境保全に向けた取組のための要調査項目に選定されていたが、平成 26 年 3 月改訂の要調査項目リストから除外された。

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 28 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 28 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		対象業種	非対象業種	家庭			
全排出・移動量	18	4	0	0	0	0	-	-	22	0	22

業種等別排出量(割合)							総排出量の構成比(%)	
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	届出	届出外
化学工業	18 (100%)	4 (100%)	0	0	0	0	392 (88.7%)	0
プラスチック製品製造業	0	0	0	0	0	0	50 (11.3%)	0

本物質の平成 28 年度における環境中への総排出量は 0.022 t となり、すべて届出排出量であった。届出排出量のうち 0.018 t が大気、0.004 t が公共用水域へ排出されるとしており、大気への排出が多い。この他に廃棄物への移動量が約 0.44 t であった。届出排出量の主な排出源は、大気及び公共用水域ともに化学工業 (100%) 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は、環境中への推定排出量を基に 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 28 年度に環境中及び公共用水域への排出量が最大であった静岡県 (大気への排出量 0 t、公共用水域への排出量 0.004 t)、大気への排出量が最大であった埼玉県 (大気への排出量 0.013 t、公共用水域への排出量 0 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	公共用水域
	静岡県	埼玉県	静岡県
大気	3.5	22.0	3.5
水域	63.5	2.3	63.5
土壌	7.6	74.7	7.6
底質	25.4	0.9	25.4

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。

(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, 2.4 に示す。

表 2.3 各媒体中の存在状況 (国による調査結果)

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 ^{b)}	検出率	調査 地域	測定 年度	文献
一般環境大気	μg/m ³	0.00094	0.0011	0.00032	0.0031	0.00007	20/20	全国	2003	4)
室内空気	μg/m ³	—	0.011 ^{c)}	0.00096 ^{c)}	0.098 ^{c), d)}	—	67/68	全国	2004	5)
食物	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	0.003	0.001	1/50	全国	2004	6)
飲料水	μg/L									
地下水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	全国	2004	7)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	全国	2003	8)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	全国	2002	9)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/24	全国	2001	10)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/24	全国	2000	11)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/23	全国	1999	12)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/12	全国	1998	13)
土壌	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	0.0018	0.001	5/47	全国	1998	14)
公共用水域・淡水	μg/L	<0.0043	0.0071	<0.0043	0.038	0.0043	6/15	全国	2012	15)
		<0.01	0.023	<0.01	0.31	0.01	13/55	全国	2004	7)
		<0.01	0.01	<0.01	0.06	0.01	13/55	全国	2003	8)
		<0.01	<0.01	<0.01	0.16	0.01	7/55	全国	2002	9)
公共用水域・海水	μg/L	<0.0043	<0.0043	<0.0043	0.0082	0.0043	1/10	全国	2012	15)
		<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.01	1/10	全国	2004	7)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	全国	2003	8)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	全国	2002	9)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	0.0017	0.0034	<0.001	0.015	0.001	8/14	全国	2004	7)
		0.0015	0.0031	<0.001	0.015	0.001	7/14	全国	2003	8)
		0.0012	0.0023	<0.001	0.016	0.001	8/14	全国	2002	9)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	0.0011	0.002	<0.001	0.007	0.001	4/10	全国	2004	7)
		0.0017	0.0021	<0.001	0.004	0.001	9/10	全国	2003	8)
		<0.001	<0.001	<0.001	0.003	0.001	1/10	全国	2002	9)
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g	0.0014	0.0023	<0.001	0.004	0.001	1/2	大阪府、 千葉県	2000	11)
		<0.00029	<0.00029	<0.00029	<0.00029	0.00029	0/3	千葉県、 神奈川県、 愛知県	1999	12)
		<0.001	<0.001	<0.001	0.004	0.001	3/123	全国	1998	13)
魚類(公共用水域・海水)	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/17	全国	1998	13)
貝類(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	三重県	1998	13)
貝類(公共用水域・海水)	μg/g									

注：a) 最大値又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。

- b) 検出下限値の欄において、斜体で示されている値は定量下限値として報告されている値を示す。
 c) 原著の値を転記
 d) 一戸建て住宅（24地点）、集合住宅（24地点）、オフィス（12地点）及び自動車（8地点）の室内空気調査の最大値。一戸建て住宅及び集合住宅の最大値は0.027 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

表 2.4 各媒体中の存在状況（国以外の調査結果）

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値 ^{a)}	検出率	調査 地域	測定 年度	文献	
一般環境大気	$\mu\text{g}/\text{m}^3$									
室内空気	$\mu\text{g}/\text{m}^3$									
食物	$\mu\text{g}/\text{g}$									
飲料水	$\mu\text{g}/\text{L}$									
地下水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/14	福島県	2004	16)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/14	福島県	2002	17)
土壌	$\mu\text{g}/\text{g}$									
公共用水域・淡水	$\mu\text{g}/\text{L}$	0.002	0.010	<0.001	0.1	0.001	7/14	岡山県	2017	18)
		0.002	0.015	<0.001	0.1	0.001	7/15	岡山県	2016	18)
		0.001	0.003	<0.001	0.022	0.001	7/13	岡山県	2015	18)
		0.0045	0.0090	<0.0019	0.032	0.0019	5/7	石川県	2014	19)
		0.002	0.007	<0.001	0.039	0.001	8/13	岡山県	2014	18)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/3	岡山市	2014	20)
		0.003	0.018	<0.001	0.18	0.001	7/13	岡山県	2013	18)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/7	岡山市	2013	20)
		0.01	0.01	0.01	0.02	—	5/5	さいたま市	2012	21)
		0.001	0.004	<0.001	0.024	0.001	5/10	岡山県	2012	18)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/6	岡山市	2012	20)
		0.002	0.004	<0.001	0.018	0.001	5/10	岡山県	2011	18)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/6	岡山市	2011	20)
		0.02	0.02	0.01	0.04	—	5/5	さいたま市	2010	21)
		0.004	0.034	<0.001	0.29	0.001	6/10	岡山県	2010	18)
		0.01	0.02	<0.01	0.05	0.01	2/6	岡山市	2010	20)
		0.01	0.02	<0.01	0.04	0.01	3/5	さいたま市	2009	21)
		0.002	0.010	<0.001	0.037	0.001	6/12	岡山県	2009	18)
<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/6	岡山市	2009	20)		
—	—	—	0.020	—	1/3	宇都宮	2008	22)		
<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/5	さいたま市	2008	21)		
<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/5	千葉市	2008	23)		
<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	2/11	京都市	2008	24)		
0.002	0.004	<0.001	0.018	0.001	6/12	岡山県	2008	18)		
<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.01	1/5	岡山市	2008	20)		

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値 ^{a)}	検出率	調査 地域	測定 年度	文献
公共用水域・海水 μg/L	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2017	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2016	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2015	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2014	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2013	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2012	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	岡山県	2011	18)
	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	1/1	岡山県	2010	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/3	岡山県	2009	18)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/3	岡山県	2008	18)
底質(公共用水域・淡水) μg/g	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0013	0.0004	2/9	岡山県	2017	18)
	<0.0004	0.0004	<0.0004	0.0021	0.0004	4/10	岡山県	2016	18)
	<0.0004	0.0004	<0.0004	0.0016	0.0004	2/8	岡山県	2015	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0017	0.0004	1/8	岡山県	2014	18)
	<0.0004	0.0008	<0.0004	0.0040	0.0004	2/8	岡山県	2013	18)
	0.0005	0.0012	<0.0004	0.0038	0.0004	2/5	岡山県	2012	18)
	0.0006	0.0015	<0.0004	0.0054	0.0004	2/5	岡山県	2011	18)
	0.0008	0.0015	<0.0004	0.0034	0.0004	3/5	岡山県	2010	18)
	0.001	0.001	<0.001	0.002	0.001	4/5	さいたま市	2009	21)
	0.0005	0.0010	<0.0004	0.0029	0.0004	3/7	岡山県	2009	18)
	0.002	0.002	<0.001	0.004	0.001	4/5	さいた	2008	21)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/1	千葉市	2008	23)
	0.000068	0.000083	0.000036	0.00013	—	2/2	藤沢市	2008	25)
	0.0006	0.0016	<0.0004	0.0062	0.0004	3/7	岡山県	2008	18)
底質(公共用水域・海水) μg/g	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2017	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2016	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2015	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2014	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2013	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2012	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2011	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/1	岡山県	2010	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0004	0/3	岡山県	2009	18)
	<0.0004	<0.0004	<0.0004	0.0005	0.0004	1/3	岡山県	2008	18)
魚類(公共用水域・淡水) μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/2	福島県	2002	17)
魚類(公共用水域・海水) μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	—	東京都	2002~ 2007	26)
	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.005	—	東京都	1999~ 2001	26)
貝類(公共用水域・淡水) μg/g									
貝類(公共用水域・海水) μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/2	福島県	2002	17)
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	—	東京都	2002~ 2007	26)

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値 ^{a)}	検出率	調査 地域	測定 年度	文献
	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.005	—	東京都	1999～ 2001	26)

注：a) 検出下限値の欄において、斜体で示されている値は定量下限値として報告されている値を示す。

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

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 2.5）。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、食事量及び土壌摂取量を
それぞれ 15 m³、2 L、2,000 g 及び 0.11 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.5 各媒体中の濃度と一日曝露量

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
平 均	大気 一般環境大気	過去のデータではあるが 0.00094 µg/m ³ 程度(2003)	過去のデータではあるが 0.00028 µg/kg/day 程度
	室内空気	過去のデータではあるが 0.011 µg/m ³ 程度(2004) (算術平均値)	過去のデータではあるが 0.0033 µg/kg/day 程度 (算術平均値)
	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	過去のデータではあるが 0.01 µg/L 未満程度(2004)	過去のデータではあるが 0.0004 µg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.0043 µg/L 未満程度(2012) (過去のデータではあるが 0.01 µg/L 未満程度(2004))	0.00017 µg/kg/day 未満程度 (過去のデータではあるが 0.0004 µg/kg/day 未満程度)
	食 物	過去のデータではあるが 0.001 µg/g 未満程度(2004)	過去のデータではあるが 0.04 µg/kg/day 未満程度
	土 壤	データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.001 µg/g 未満程度(1998))	データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.0000022 µg/kg/day 未満程度)
最 大 値	大気 一般環境大気	過去のデータではあるが 0.0031 µg/m ³ 程度(2003)	過去のデータではあるが 0.00093 µg/kg/day 程度
	室内空気	過去のデータではあるが 0.098 µg/m ³ 程度(2004)	過去のデータではあるが 0.029 µg/kg/day 程度
	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	過去のデータではあるが 0.01 µg/L 未満程度(2004)	過去のデータではあるが 0.0004 µg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.038 µg/L 程度(2012) (過去のデータではあるが 0.31 µg/L 程度(2004))	0.0015 µg/kg/day 程度 (過去のデータではあるが 0.012 µg/kg/day 程度)
	食 物	過去のデータではあるが 0.003 µg/g 程度(2004)	過去のデータではあるが 0.12 µg/kg/day 程度
	土 壤	データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.0018 µg/g 程度(1998))	データは得られなかった (過去のデータではあるが 0.0000040 µg/kg/day 程度)

注：1) **太字**の数値は、リスク評価のために採用した曝露濃度（曝露量）を示す。

吸入曝露については、表 2.5 に示すとおり一般環境大気及び室内空気の実測データが得られていないため、平均曝露濃度、予測最大曝露濃度ともに設定できなかった。

なお、過去のデータではあるが一般環境大気と室内空気の実測データが得られており、予測最大曝露濃度の参考値はそれぞれ 0.0031 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度、0.098 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度となった。室内空気 of 最大値 0.098 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度はオフィスであり、一戸建て及び集合住宅の最大値は 0.027 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度であった。

一方、化管法に基づく平成 28 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²⁷⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 0.0021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。

表 2.6 人の一日曝露量

媒体		平均曝露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	予測最大曝露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気		
	参考値 ^{a)}	(0.00028)	(0.00093)
	室内空気		
	参考値 ^{a)}	(0.0033)	(0.029)
水質	飲料水		
	地下水		
	参考値 ^{a)}	(<0.0004)	(<0.0004)
	公共用水域・淡水	<0.00017	0.0015
	参考値 ^{a)}	(<0.0004)	(0.012)
食物			
	参考値 ^{a)}	(<0.04)	(0.12)
土壌			
	参考値 ^{a)}	(<0.0000022)	(0.0000040)

注：1) **太字**の数値は、リスク評価のために採用した曝露量を示す。

2) 不等号 (<) を付した値は、曝露量の算出に用いた測定濃度が「検出下限値未満」とされたものであることを示す。

3) 括弧内の値は、調査時期や調査地域の観点から参考値としたものを示す。

a) 過去 (10 年以上前) の調査結果に基づく曝露量

経口曝露量については、表 2.6 に示すとおり飲料水、地下水、食物及び土壌の実測データが得られていない。そこで公共用水域・淡水からのみ摂取すると仮定した場合、平均曝露量は 0.00017 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度、予測最大曝露量は 0.0015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度となった。

なお、公共用水域・淡水の実測データと過去のデータではあるが食物及び土壌の実測データから求めた曝露量は、それぞれ 0.0015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、0.12 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、0.0000040 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、これらを加えた予測最大曝露量の参考値は 0.13 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となった。

化管法に基づく平成 28 年度の公共用水域への排出事業所の下流には、環境基準点又は補助点を設定されていないため、河川中濃度は推定しなかった。

(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 2.7 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 0.038 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度、同海水域では 0.0082 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度となった。なお、公共用水域の淡水域では過去のデータではあるが 0.31 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度、同海水域では過去のデータではあるが 0.02 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程

度となった。

化管法に基づく平成 28 年度の公共用水域への排出事業所の下流には、環境基準点又は補助点が設定されていないため、河川中濃度は推定しなかった。

表 2.7 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.0043 µg/L 未満程度(2012)[過去のデータではあるが 0.01 µg/L 未満程度(2004)]	0.038 µg/L 程度(2012)[過去のデータではあるが 0.31 µg/L 程度(2004)]
海 水	0.0043 µg/L 未満程度(2012)[過去のデータではあるが 0.01 µg/L 未満程度(2004)]	0.0082 µg/L 程度(2012)[過去のデータではあるが 0.02 µg/L 程度(2004)]

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. 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

ラットに本物質 100 mg/kg を単回強制経口投与した結果、本物質の血漿中濃度は 4 時間後にピークに達して、19 時間の半減期でゆっくりと減少した。代謝物の 4-ヒドロキシベンゾフェノン (HBP)、ベンズヒドロール (BH) のピーク濃度も 4 時間後にみられたが、HBP は本物質の約 1/2、BH は本物質の約 1/6 のピーク濃度であった¹⁾。

サル腹部皮膚 (1 cm²) に ¹⁴C でラベルした本物質 1 g を 24 時間塗布した結果、開放方式では投与量の 44%、閉塞方式では投与量の 69% が吸収された²⁾。

ウサギに 364 mg/kg を単回強制経口投与した結果、48 時間で投与量の 46~61% がグルクロン酸抱合体として尿中に排泄されたが、硫酸抱合体での排泄はなかった³⁾。

ラットに 0.1g/匹の本物質を強制経口投与した結果、24 時間で投与量の約 1% が HBP として尿中に排泄された⁴⁾。

雄ラットに 2.46 mg/kg を静脈内投与した結果、血液中の本物質は 268 分の半減期で消失した。また、1.88、3.84、7.78 mg/kg を単回経口投与した結果、各群の半減期は 245、594、506 分であり、AUC (薬物血中濃度時間曲線下面積) から求めた経口投与時の生物学的利用率は平均で 1.09 であった。同様にして雌ラットに投与した場合も、ほぼ同様の結果であった⁵⁾。

ラットの肝細胞を用いた *in vitro* の代謝実験では、本物質は BH、HBP、HBP の硫酸塩に代謝され、それらの濃度は BH > HBP 硫酸塩 > HBP の関係にあった⁶⁾。このため、本物質はケトン還元酵素により BH へと代謝される経路、モノオキシゲナーゼにより HBP へ代謝された後にスルホトランスフェラーゼにより HBP 硫酸塩に代謝される経路が推定された⁷⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性⁵⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀ >10,000 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀ 1,900 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀ 2,895 mg/kg
ウサギ	経皮	LD ₅₀ 3,535 mg/kg

本物質は軽度に皮膚を刺激し、発赤を生じる⁸⁾。

② 中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10~16 匹を 1 群とし、0、20、100、500 mg/kg/day を 28 日間 (20 mg/kg/day 群は 90 日間) 餌に混ぜて投与した結果、100 mg/kg/day 以上の群の雌雄で体重増加の有意な抑制を認めた。100 mg/kg/day 以上の群の雌で赤血球数、ヘマトクリット値、500 mg/kg/day 群の雌雄でヘモグロビン濃度が有意に低く、100 mg/kg/day 以上の群の雌

雄で血清アルブミン、雄で尿素窒素、雌で総ビリルビン、総タンパクが有意に高かった。100 mg/kg/day 以上の群の雌雄で肝臓の絶対及び相対重量、腎臓の相対重量に有意な増加を認め、肝細胞肥大の発生率は有意に高かった。なお、摂餌量から求めた各群の用量は雄で 0、18.6、91.7、485.0 mg/kg/day、雌で 0、21.6、102.8、557.5 mg/kg/day であった⁹⁾。この結果から NOAEL を雄で 18.6 mg/kg/day、雌で 21.6 mg/kg/day とする。

イ) Fischer 344 ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.125、0.25、0.5、1、2%の濃度で餌に添加して 14 週間投与した結果、2%濃度はラットの嗜好にあわず、2%群の体重が有意に減少したことから 6 週で全数屠殺した。0.125%以上の群の雌及び 0.25%以上の群の雄で体重増加の有意な抑制、0.25%以上の群の雄及び 0.5%以上の群の雌でヘモグロビン濃度、0.5%以上の群の雄で赤血球数、雌で血小板数の有意な減少、0.125%以上の群の雌雄で血清の ALP の有意な減少、0.125%以上の群の雄及び 1%群の雌で胆汁酸の有意な増加、1%群の雌で ALT の有意な上昇を認め、投与 4、22 日の ALT は 2%群の雌雄でも有意に高かった。肝臓の絶対及び相対重量、腎臓の相対重量は 0.125%以上の群の雌雄、腎臓の絶対重量は 0.125%以上の群の雄及び 0.25%以上の群の雌で有意に増加した。肝臓については 0.125%以上の群の雄及び 0.5%以上の群の雌で肝細胞の空胞化、0.25%以上の群の雌及び 1%以上の群の雄で肝細胞肥大、2%群の雄で胆管過形成の発生率に有意な増加を認め、腎臓については 0.25%以上の群の雄及び 2%群の雌で尿細管拡張、2%群の雄で腎乳頭壊死、0.125~1%群の雄で尿細管の蛋白円柱、0.5 及び 1%群の雄で石灰化などに有意な増加を認めた。また、骨髄については 2%群の雌雄で萎縮の発生率に有意な増加を認めた。なお、摂餌量から求めた各群の用量は雄で 0、75、150、300、700、850 mg/kg/day、雌で 0、80、160、300、700、1,000 mg/kg/day であった¹⁰⁾。この結果から、LOAEL を 0.125% (雄 75 mg/kg/day、雌 80 mg/kg/day) とする。

ウ) B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.125、0.25、0.5、1、2%の濃度で餌に添加して 14 週間投与した結果、2%群で雄全匹、雌 4 匹が死亡し、0.5%以上の群の雌及び 1%群の雄で体重増加の有意な抑制を認めた。0.5%以上の群の雄でヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度、赤血球数は有意に減少したが、雌では 0.5%以上の群で赤血球数、2%群でヘマトクリット値が有意に増加した。血清では雄の 0.125%以上の群で総タンパク、雌の 0.25%以上の群及び雄の 0.5%以上の群で胆汁酸の有意な増加、雌の 0.125%以上の群及び雄の 0.25%以上の群でソルビトール脱水素酵素の有意な上昇がみられた。肝臓の絶対及び相対重量は 0.125%以上の群の雌雄、腎臓の絶対及び相対重量は 0.25%以上の群の雌雄 (2%群の雌を除く) で有意に増加し、雌では胸腺の絶対重量が 0.5%以上の群、相対重量が 2%群で有意に低かった。0.125%以上の群の雌雄の肝臓で肝細胞肥大、1%群の雌で肝細胞空胞化の発生率が有意に高かった。なお、摂餌量から求めた各群の用量は雄で 0、200、400、800、1,600、3,300 mg/kg/day、雌で 0、270、540、1,000、1,900、4,200 mg/kg/day であった¹⁰⁾。この結果から、LOAEL を 0.125% (雄 200 mg/kg/day、雌 270 mg/kg/day) とする。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 24 匹を 1 群として 0、0.01、0.045、0.2%の濃度で餌に添加し、交尾前 10 週から雄は交尾期間まで、雌は交尾、妊娠、授乳の各期間を通して経口投与

した 2 世代試験の結果、親世代では、0.2%群の F₀雌雄、0.045%以上の群の F₁雌雄で体重増加の有意な抑制を認めた。0.045%以上の群の F₀・F₁雌雄で肝臓及び腎臓の相対重量が有意に増加し、肝臓で小葉中心性の肝細胞肥大、腎臓で近位尿細管の拡張、近位尿細管上皮の再生の発生率に増加がみられた。小葉中心性の肝細胞肥大は 0.01%群の F₀・F₁雌雄でもみられたが、薬物代謝酵素の誘導が惹起された際に起こる生体内の適応性変化と考えられた。なお、摂餌量から求めた用量は F₀雄で 0、6.4、29、130 mg/kg/day、F₀雌で 0、8.4、38、167 mg/kg/day、F₁雄で 0、7.8、35、159 mg/kg/day、F₁雌で 0、8.8、41、179 mg/kg/day であった^{11, 12)}。この結果から、NOAEL を 0.01% (6.4~8.8 mg/kg/day) とするが、用量段階の公比 (約 4.5) が他の知見に比べて大きいことに留意が必要である。

オ) Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.0312、0.0625、0.125%の濃度で餌に添加して 105 週間投与した結果、0.125%群の雄で生存率の有意な低下を認め、体重増加の抑制が雄の 0.125%群で 62 週以降、0.0625%群で 86 週以降、雌の 0.0625%以上の群で 10 週以降にみられた。肝臓については 0.0312%以上の群の雌雄で小葉中心性の肝細胞肥大、0.0312%以上の群の雌及び 0.0625%以上の群の雄で慢性活動性炎症、0.0312%以上の群の雌で胆管過形成、0.0625%以上の群の雄で嚢胞変性、腎臓については 0.0312%以上の群の雌雄で尿細管過形成、雄で腎盂移行上皮過形成、0.0312%以上の群の雄及び 0.0625%以上の群の雌で腎症増悪、甲状腺については 0.0312%以上の群の雌雄で C 細胞過形成の発生率に有意な増加を認めた。0.125%群の雄における死亡率増加は、重度の腎症が原因と考えられたが、その他にも雄では 0.0625%以上の群で副甲状腺の過形成、腺胃の石灰化、0.125%群で線維性骨栄養症、血管、心臓、腎皮質、肺、精囊の石灰化の発生率に有意な増加を認め、これらは腎症による二次的な影響と考えられた。なお、摂餌量から求めた各群の用量は雄で 0、15、30、60 mg/kg/day、雌で 0、15、30、65 mg/kg/day であった⁵⁾。この結果から、LOAEL を 0.0312% (15 mg/kg/day) とする。

カ) B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.0312、0.0625、0.125%の濃度で餌に添加して 105 週間投与した結果、体重増加の抑制が雌の 0.125%群で 37 週以降、0.0625%群で試験期間を通して、0.0312%群で 86 週以降にみられた。肝臓については 0.0312%以上の群の雌雄で小葉中心性の肝細胞肥大、0.0312%以上の群の雄で肝細胞の多核化、慢性活動性炎症、0.0625%以上の群の雄で肝細胞の壊死、嚢胞変性、0.125%群の雄で明細胞性変異肝細胞巢の発生率に有意な増加を認めた。腎臓については、雄の 0.0312%以上の群で腎症の増悪、0.0625%以上の群で皮質の嚢胞、雌の 0.0312%以上の群で腎症、石灰化の発生率に有意な増加を認め、0.125%群で有意な腎症増悪を認めた。脾臓については雄の 0.0312%以上の群及び雌の 0.0312、0.0625%群でリンパ濾胞の過形成、雌の 0.0312%以上の群で造血細胞の増殖、鼻腔については 0.125%群の雌雄で嗅上皮における呼吸上皮化生の発生率に有意な増加を認め、0.125%群の雄では精巢の石灰化の発生率が有意に高かった。なお、摂餌量から求めた各群の用量は雄で 0、40、80、160 mg/kg/day、雌で 0、35、70、150 mg/kg/day であった⁵⁾。この結果から、LOAEL を 0.0312% (雄 40 mg/kg/day、雌 35 mg/kg/day) とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌 25～26 匹を 1 群とし、0、100、200、300 mg/kg/day を妊娠 6 日から妊娠 19 日目まで強制経口投与した結果、100 mg/kg/day 以上の群で体重増加の有意な抑制を認め、100 mg/kg/day 以上の群で肝臓と腎臓の絶対及び相対重量の有意な増加がみられた。胎仔の生存率や奇形の発生率に影響はなかったが、300 mg/kg/day 群の胎仔の体重は有意に低く、100 mg/kg/day 以上の群で胸骨分節の骨化遅延、100 mg/kg/day 以上の群で第 1 腰椎の過剰肋骨の発生率が有意に高かった^{13, 14)}。この結果から、母ラット及び胎仔で LOAEL を 100 mg/kg/day とする。

イ) New Zealand white ウサギ雌 24 匹を 1 群とし、5、25、45 mg/kg/day を妊娠 6 日から妊娠 29 日まで強制経口投与した結果、25、45 mg/kg/day の群で体重増加の有意な抑制を認め、45 mg/kg/day 群で胎仔の体重が有意に低かった以外には、母ウサギ及び胎仔に影響はなかった。なお、25 mg/kg/day 群の母ウサギの体重への有意な影響は妊娠 29 日だけにみられ、妊娠子宮重量を差し引いた体重は 45 mg/kg/day 群のみが有意に低かった^{15, 16)}。この結果から、NOAEL を母ウサギ及び胎仔で 25 mg/kg/day とする。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 24 匹を 1 群とし、0、0.01、0.045、0.2%の濃度で餌に添加して交尾前 10 週から経口投与した 2 世代試験の結果、親世代 (F₀、F₁) の発情期間や繁殖能、分娩及び哺育の観察、精子検査の結果に影響はなかった。また、出産仔数、仔世代 (F₁、F₂) の生存率、肛門生殖突起間距離、発育分化、反射反応性試験、外表異常の観察結果にも影響は認められなかったが、授乳期の仔世代については、F₁ 雌雄及び F₂ 雌の 0.2%で体重増加の有意な抑制が認められた。なお、摂餌量から求めた用量は F₀ 雌で 0、8.4、38、167 mg/kg/day、F₁ 雌で 0、8.8、41、179 mg/kg/day であった^{11, 12)}。この結果から、NOAEL を 0.045% (38～41 mg/kg/day) とする。

④ ヒトへの影響

ア) 本物質の 6%溶液を用いてボランティア 25 人で実施した感作性試験では、陽性反応はみられなかった¹⁷⁾。

(3) 発がん性

① 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 (2010)	2B	ヒトに対して発がん性があるかもしれない。
EU	EU	—	
USA	EPA	—	
	ACGIH	—	
	NTP	—	
日本	日本産業衛生学会 (2015)	第2 群 B	ヒトに対しておそらく発がん性があると判断できる物質のうち、証拠が比較的十分でない物質。
ドイツ	DFG	—	

② 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、代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発しなかったが^{18, 19, 20)}、S9 添加のネズミチフス菌で DNA 傷害を誘発した^{21, 22)}。S9 無添加の大腸菌で遺伝子突然変異を誘発せず²³⁾、マウスリンパ腫細胞 (L5178Y) では S9 添加の有無にかかわらず遺伝子突然変異を誘発しなかった²⁴⁾。

in vivo 試験系では、腹腔内投与したマウスの骨髄細胞⁵⁾ 及び末梢血²⁵⁾、経口投与したマウスの末梢血⁵⁾で小核を誘発しなかった。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.0312、0.0625、0.125%の濃度で餌に添加して 105 週間投与した結果、0.125%群の雄の腎臓で尿細管腺腫の発生率に有意な増加を認めた。単核細胞白血病の発生率は雌の 0.0312%以上の群で自然発生率よりも高く、0.0625%群では有意に高かった。雄でも 0.0312、0.0625%群で単核細胞白血病の発生率は有意に高かった。雌の 0.0625%群の 1 匹、0.125%群の 2 匹に組織球性肉腫の発生がみられ、0.125%群の発生率は自然発生率よりも高かった。一方、雌の乳腺線維腺腫の発生率は 0.0625%以上の群で有意に低かった⁵⁾。

B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.0312、0.0625、0.125%の濃度で餌に添加して 105 週間投与した結果、0.0625%以上の群の雄で肝細胞腺腫の発生率に有意な増加を認めた。また、有意差はなかったものの、雌でも肝細胞腺腫の増加がみられた。0.0625%群の雌で組織球性肉腫の発生率は有意に高く、自然発生率よりも高かった⁵⁾。

この結果から、NTP (2006) は雄ラット及び雌雄のマウスで発がん性の幾つかの証拠があり、雌ラットでは発がん性を疑わせる不確実な証拠があったと結論した⁵⁾。

Swiss マウス雌 50 匹を 1 群とし、0、5、25、50%の濃度で腹側背側 (2.54 cm 四方) に 120 週間皮膚塗布 (2 回/週) した結果、腫瘍発生率の増加はなかった²⁶⁾。

○ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性に関して、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

① 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、中・長期毒性オ) に示したラットの試験から得られた LOAEL 15 mg/kg/day (肝臓の慢性活動性炎症、胆管・尿細管・C 細胞の過形成など) を LOAEL であることから 10 で除した 1.5 mg/kg/day 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。

② 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	—	—	1.5 mg/kg/day	ラット	—
	公共用水域・淡水	0.00017 µg/kg/day 未満程度	0.0015 µg/kg/day 程度			20,000

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 0.00017 µg/kg/day 未満程度、予測最大曝露量は 0.0015 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等 1.5 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、さらに発がん性を考慮して 5 で除して求めた MOE (Margin of Exposure) は 20,000 となる。また、公共用水域・淡水のデータに過去のデータであるが食物 (2004 年) 及び土壌 (1998 年) のデータを加えた経口曝露量は 0.13 µg/kg/day であったが、それから参考として MOE を算出すると 230 となる。

従って、本物質の経口曝露による健康リスクの評価については、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	—	—			—

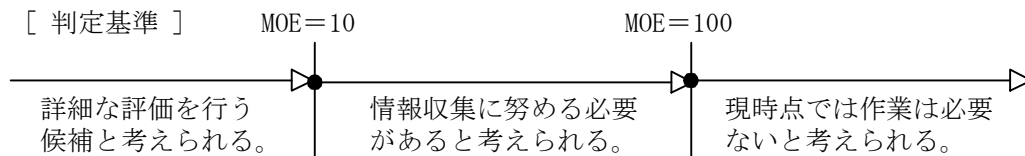
吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、曝露濃度も把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、吸収率を 100% と仮定し、経口曝露の無毒性量等を吸入曝露の無毒性量等に換算すると 5 mg/m³ となるが、参考としてこれと過去 (2003 年) の一般環境大気 of 最大値 0.0031 µg/m³ 程度から、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、さらに発がん性を考慮

して5で除して算出したMOEは32,000となる。また、化管法に基づく平成28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 $0.0021 \mu\text{g}/\text{m}^3$ から算出したMOEは48,000となる。

一方、過去（2004年）の室内空気の最大値 $0.098 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度から、参考として算出したMOEは1,000となる。

このため、本物質の一般環境大気及び室内空気からの吸入曝露については、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、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	エンドポイント /影響内容	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類		○	1,000 *1	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	B*2	B*2	3)
	○		3,530 *1	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	B*2	B*2	3)
甲殻類		○	200	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	A	2)
	○		280	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	C	C	1)-16968
	○		6,780	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	4)-1
	○		7,600	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジンコ	LC ₅₀ MOR	1	B	B	1)-4343
	○		>10,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B*2	B*2	2)
魚類		○	540	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (胚)	NOEC GRO	35~38	B	B	1)-10807
		○	1,030	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (胚)	NOEC GRO	32	A	A	1)-150898
			2,100	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (24時間未満齢)	NOEC GRO	7	A	—	1)-3910
			6,650	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (24時間未満齢)	LC ₅₀ MOR	7	A	—	1)-3910
	○		>10,000	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B*2	B*2	2)
	○		10,900	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (28~33日齢)	LC ₅₀ MOR	4	A	B	1)-3910
	○		14,200	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-12448

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg/L]	生物名	生物分類/和名	エンドポイント /影響内容	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
その他		○	<1,560 ^{*3}	<i>Lemna minor</i>	コウキクサ	NOEC GRO	7	B	B	1)-174479
	○		5,000	<i>Dugesia japonica</i>	ナミウズムシ	LC ₅₀ MOR	2	D	C	1)-158949
	○		56,800	<i>Caenorhabditis elegans</i>	カンセンチュウ科	LC ₅₀ MOR	1	B	B	1)-69200
	○		1,360,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	テトラヒメナ属	IGC ₅₀ POP	2	D	C	1)-16584

急性/慢性：○印は該当する毒性値

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

—：採用の可能性は判断しない

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

影響内容

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

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

毒性値の算出方法

RATE：生長速度より求める方法 (速度法)

*1 文献2)の0～48時間の結果に基づき、試験時の設定濃度を用いて速度法により再計算した値

*2 界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性は「B」とした

*3 文献より算出した値

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

環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No.201 (1984) に準拠し、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* (旧名 *Selenastrum capricornutum*) の生長阻害試験を GLP 試験として実施した。試験には密閉容器が用いられ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.10、0.22、0.46、1.0、2.2、4.6、10 mg/L (公比 2.2) 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) 及び界面活性作用のあるポリオキシエチレンソルビット脂肪酸エステルが、合わせて 100 mg/L 用いられた。被験物質の実測濃度は、試験終了時においても設定濃度の 99～102%であったため、毒性値の算出には設定濃度が用いられた。0～48 時間の結果に基づき、速度法による 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は 3,530 µg/L、72 時間無影響濃度 (NOEC) は 1,000 µg/L であった。界面活性作用のある助剤が用いられているため、試験の信頼性及び採用の可能性は「B」とした。

2) 甲殻類

OECD テストガイドライン No.202 に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験が実施された⁴⁾。試験は半止水式で行われ、設定試験濃度は、0 (対照区)、2.1、4.7、10.3、22.7、50.1 mg/L (公比 約 2) であった。試験用水の硬度は 107 mg/L (CaCO₃ 換算) であった。被験物質の実測濃度 (対照区を除く) は、2.1、4.47、8.78、17.9、37.4 mg/L であった。遊泳阻害に関する 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、実測濃度に基づき 6,780 µg/L であった。

また、環境庁²⁾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。試験は半止水式 (週 3 回換水) で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.10、0.2、0.46、1.0、2.2、4.6 mg/L (公比 2.2) であった。試験溶液の調製には、試験用水として脱塩素水道水 (硬度 87~88 mg/L、CaCO₃ 換算) が、助剤としてジメチルスルホキシド (DMSO) が 100 µL/L の濃度で用いられた。被験物質の実測濃度 (時間加重平均値) は、<0.005 (対照区、助剤対照区)、0.0898、0.200、0.418、0.927、2.09、4.42 mg/L であり、換水前の実測濃度は設定濃度の 70~95% であった。繁殖阻害 (累積産仔数) に関する 21 日間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 200 µg/L であった。

3) 魚類

環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 203 (1992) に準拠し、メダカ *Oryzias latipes* の急性毒性試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式 (24 時間毎換水) で実施された。設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、2.2、3.2、4.6、6.8、10 mg/L (公比 1.5) であり、試験溶液の調製には試験用水として脱塩素水道水 (硬度 44 mg/L、CaCO₃ 換算) が、助剤としてジメチルスルホキシド (DMSO) 及び界面活性作用のあるポリオキシエチレンソルビット脂肪酸エステルが合わせて 100 mg/L 以下の濃度で用いられた。被験物質の実測濃度は、24 時間後の換水前においても設定濃度の 88~91% であった。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、設定濃度に基づき 10,000 µg/L 超とされた。界面活性作用のある助剤が用いられているため、試験の信頼性及び採用の可能性は「B」とした。

また、Call ら¹⁾⁻¹⁰⁸⁰⁷はファットヘッドミノー *Pimephales promelas* の胚を用いて魚類初期生活段階毒性試験を実施した。試験は流水式 (0.5L / 17.4~26.6 分) で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 5 濃度区 (公比 1.7 又は 1.4) であった。試験用水にはスペリオル湖水 (硬度 45.2 mg/L) が用いられた。被験物質の実測濃度は 0 (対照区)、0.991、1.76、3.31、6.38、8.66 mg/L であった。成長阻害 (体重) に関する 35~38 日間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 540 µg/L (外挿値) とされた。

4) その他の生物

Ura ら⁴⁾⁻²⁰⁰⁶⁰⁷⁰は、カンセンチュウ科である *Caenorhabditis elegans* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式で行われ、試験溶液の調製には 1.0%以下のジメチルスルホキシド (DMSO) が用いられた。設定濃度に基づく 24 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は 56,800 µg/L であった。

また、Fekete-Kertesza ら¹⁾⁻¹⁷⁴⁴⁷⁹はコウキクサ *Lemna minor* の生長阻害試験を実施した。試験は止水式 (密閉容器使用) で行われ、設定試験濃度は、0 (対照区)、1.5635、3.125、6.25、12.5、25 mg/L (公比 2) であった。試験用水にはホーランド培養液が用いられた。最低濃度区においても対照区と比べて有意な差が見られたため、生長阻害 (総クロロフィル含量) に関する 7 日

間無影響濃度 (NOEC) は、設定濃度に基づき1,560 µg/L未満とされた。

(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

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	3,530 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC ₅₀ (遊泳阻害)	6,780 µg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96 時間 LC ₅₀	10,000 µg/L 超
その他	<i>Caenorhabditis elegans</i>	24 時間 LC ₅₀	56,800 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 (藻類の 3,530 µg/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 35 µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	1,000 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	200 µg/L
魚類	<i>Pimephales promelas</i>	35~38 日間 NOEC (成長阻害)	540 µg/L
その他	<i>Lemna minor</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	1,560 µg/L 未満

アセスメント係数： 10 [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 200 µg/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 20 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 20 µg/L を採用する。

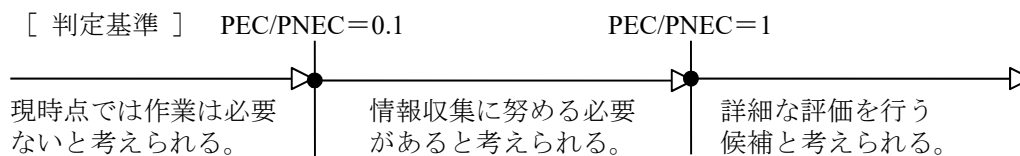
なお、ベンゾフェノンについては、メダカに対して頻度は低いものの精巣卵の出現が確認されたが、受精率に悪影響を与えているとは考えられず、低濃度 (文献情報等により得られた魚類推定曝露量を考慮した比較的 low 濃度) での明らかな内分泌かく乱作用は認められていない ((環境省 (2005) : 化学物質の内分泌かく乱作用に関する環境省の今後の対応方針について— ExTEND2005 —)。

(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	0.0043 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2012) [過去のデータではあるが 0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2004)]	0.038 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2012) [過去のデータではあるが 0.31 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2004)]	20 $\mu\text{g/L}$	0.002
公共用水域・海水	0.0043 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2012) [過去のデータではあるが 0.01 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2004)]	0.0082 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2012) [過去のデータではあるが 0.02 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2004)]		0.0004

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 0.0043 $\mu\text{g/L}$ 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 0.038 $\mu\text{g/L}$ 程度、海水域では 0.0082 $\mu\text{g/L}$ 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 0.002、海水域では 0.0004 であった。

なお、過去には淡水域で最大 0.31 $\mu\text{g/L}$ 程度 (2004) という値が得られているが、この値と PNEC との比も 0.02 であった。

したがって、本物質について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:194.
- 4) 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:231.
- 5) 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).
- 6) Donald Mackay et al. (2006) Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. 2nd ed. on CD-ROM, Boca Raton, London, New York, Taylor and Francis.(CD-ROM):2670-2672.
- 7) Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 108.
- 8) YALKOWSKY, S.H. and HE, Y. (2003) Handbook of Aqueous Solubility Data Second, Boca Raton, London, New York, Washington DC, CRC Press:939.
- 9) ベンゾフェノン (試料 No.K-497) 分解度試験報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 10) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 11) 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.
- 12) Lyman WJ et al (1990) : Handbook of Chemical Property Estimation Methods, Washington, DC: Amer Chem Soc p. 7-4, 7-5, 8-12. [Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2018.12.6 現在)].
- 13) 通産省公報(1980.12.25).
- 14) ベンゾフェノン (試料 No.K-497) 濃縮度試験報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 15) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.00.
- 16) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2018.05.15 現在).
- 17) 経済産業省 (2003) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 13 年度実績) の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/new_page/10/2.htm, 2005.10.02 現在). ; 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, 2007.04.06 現在). ; 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).

- 18) 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).

(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 (2018) : 平成28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 (2018) : 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.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h28kohyo/shukeikekka_csv.html, 2018.03.02 現在).
- 3) 国立環境研究所 (2019) : 平成30年度化学物質環境リスク初期評価等実施業務報告書
- 4) 環境省環境管理局大気環境課 (2004) : 平成15年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果(大気)について.
- 5) 環境省 (2005) : 平成16年度化学物質実態調査に係る室内空気調査結果.
- 6) 環境省環境保健部環境安全課 (2005) : 平成16年度内分泌攪乱化学物質における食事調査結果.
- 7) 環境省水・大気環境局水環境課 (2005) : 平成16年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果(水環境).
- 8) 環境省環境管理局水環境部企画課 (2004) : 平成15年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果(水環境)について.
- 9) 環境省環境管理局水環境部企画課 (2003) : 平成14年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果(水環境)について.
- 10) 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.
- 11) 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.
- 12) 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.
- 13) 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.
- 14) 環境庁水質保全局水質管理課 (1999) : 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.
- 15) 環境省環境保健部環境安全課 (2013) : 平成24年度化学物質環境実態調査.

- 16) 福島県生活環境部環境保全領域 (2005): 平成 16 年度外因性内分泌攪乱化学物質 (環境ホルモン) 調査結果.
- 17) 福島県: 平成 14 年度外因性内分泌攪乱化学物質調査結果の概要について.
- 18) 岡山県: 化学物質環境モニタリング調査結果.
(<http://www.pref.okayama.jp/page/detail-92488.html>)
- 19) 石川県: 平成 26 年度未規制物質環境調査結果について.
(<http://www.pref.ishikawa.lg.jp/kankyo/annai/naibun/index.html>, 2018.8.30 現在)
- 20) 岡山市: 外因性内分泌かく乱化学物質等調査結果について.
(http://www.city.okayama.jp/kankyou/kankyohozen/kankyohozen_00178.html, 2018.8.30 現在)
- 21) さいたま市: 内分泌かく乱化学物質調査結果.
(<http://www.city.saitama.jp/001/009/009/p000128.html>, 2018.7.20 現在)
- 22) 宇都宮市 (2009) : 宇都宮の環境 (平成 20 年度環境状況報告書) 資料編.
- 23) 千葉市: 一般環境中 (水質・底質) の内分泌かく乱化学物質 (環境ホルモン) 等調査結果. (https://www.city.chiba.jp/kankyo/kankyohozen/hozen/hrmn_index.html, 2018.8.30 現在)
- 24) 京都市: 公共用水域及び地下水の水質測定結果.
(<http://www.city.kyoto.lg.jp/kankyo/page/0000107444.html>, 2018.8.30 現在)
- 25) 藤沢市: 平成 20 年度化学物質環境調査結果.
(<http://www.city.fujisawa.kanagawa.jp/khozen/machizukuri/kankyo/kogai/kagakubusshitsu/sokutekkeka.html>, 2018.8.30 現在)
- 26) 大貫文, 斎藤育江, 鈴木俊也, 栗田雅行 (2015) : 東京湾産魚介類の内分泌かく乱化学物質汚染調査 (1998 年~2007 年) DDT とその代謝物、ベンゾフェノン及び可塑剤について. 東京都健康安全研究センター年報. 66:253-260.
- 27) 経済産業省 (2017): 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.3.3.1.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Jeon HK, Sarma SN, Kim YJ, Ryu JC. (2008): Toxicokinetics and metabolisms of benzophenone-type UV filters in rats. *Toxicology*. 248: 89-95.
- 2) Bronaugh RL, Wester RC, Bucks D, Maibach HI, Sarason R. (1990): *In vivo* percutaneous absorption of fragrance ingredients in rhesus monkeys and humans. *Food Chem Toxicol*. 28: 369-373.
- 3) Robinson D. (1958): Studies in detoxication. 74. The metabolism of benzhydrol, benzophenone and *p*-hydroxybenzophenone. *Biochem J*. 68: 584-586.
- 4) Stocklinski AW, Ware OB, Oberst TJ. (1980): Benzophenone metabolism. I. Isolation of *p*-hydroxybenzophenone from rat urine. *Life Sci*. 26: 365-369.
- 5) NTP (2006): NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of benzophenone (CAS NO. 119-61-9) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (feed studies). TR-533.

- 6) Nakagawa Y, Suzuki T, Tayama S. (2000): Metabolism and toxicity of benzophenone in isolated rat hepatocytes and estrogenic activity of its metabolites in MCF-7 cells. *Toxicology*. 156: 27-36.
- 7) Nakagawa Y, Tayama K. (2002): Benzophenone-induced estrogenic potency in ovariectomized rats. *Arch Toxicol*. 76: 727-731.
- 8) IPCS (2010): International Chemical Safety Cards. 0389. Benzophenone.
- 9) Burdock GA, Pence DH, Ford RA. (1991): Safety evaluation of benzophenone. *Food Chem Toxicol*. 29: 741-750.
- 10) NTP (2000): NTP technical report on the toxicity studies of benzophenone (CAS No. 119-61-9) administered in feed to F344/N rats and B6C3F₁ mice. TR-61.
- 11) 経済産業省 (2003): 2世代繁殖毒性試験報告書 –ベンゾフェノン–.
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/other/files/BZP.pdf, 2018.2.19 現在)
- 12) Hoshino N, Tani E, Wako Y, Takahashi K. (2005): A two-generation reproductive toxicity study of benzophenone in rats. *J Toxicol Sci*.30 (Spec No.): 5-20.
- 13) NTP (2002): Developmental toxicity evaluation for benzophenone administered by gavage to Sprague Dawley (CD) rats on gestational days 6 through 19. TER98005.
(<https://ntp.niehs.nih.gov/testing/types/dev/abstracts/index.html>, 2018.2.19 現在)
- 14) Price CJ. (2002): Final study report. Developmental toxicity evaluation for benzophenone (CAS NO. 119-61-9) administered by gavage to Sprague-Dawley (CD®) rats on gestational days 6 through 19. TER-98-005. NTIS/PB2003101281.
- 15) NTP (2004): Developmental toxicity evaluation for benzophenone administered by gavage to New Zealand white rabbits on gestational days 6 through 29. TER99001.
(<https://ntp.niehs.nih.gov/testing/types/dev/abstracts/index.html>, 2018.2.19 現在)
- 16) Price CJ. (2004): Final study report. Developmental toxicity evaluation for benzophenone (CAS NO. 119-61-9) administered by gavage to New Zealand white rabbits on gestational days 6 through 29. TER-99-001. NTIS/PB2004105387.
- 17) Kligman AM. (1970) Report to RIFM. 1 June. Cited in: Opdyke DLJ. (1973): Monographs on fragrance raw materials: Benzophenone. *Food Cosmet. Toxicol*. 11: 873-874.
- 18) Upjohn Company (1978): Bacterial mutagenicity testing result. NTIS/OTS0000987.
- 19) Mortelmans K, Haworth S, Lawlor T, Speck W, Tainer B, Zeiger E. (1986): *Salmonella* mutagenicity tests: II. Results from the testing of 270 chemicals. *Environ Mutagen*. 8(Suppl 7.): 1-119.
- 20) Kubo T, Urano K, Utsumi H. (2002): Mutagenicity characteristics of 255 environmental chemicals. *J Health Sci*. 48: 545-554.
- 21) Takemoto K, Yamazaki H, Nakajima M, Yokoi T. (2002): Genotoxic activation of benzophenone and its two metabolites by human cytochrome P450s in SOS/*umu* assay. *Mutat Res*. 519: 199-204.
- 22) Kotnik K, Kosjek T, Žegura B, Filipič M, Heath E. (2016): Photolytic fate and genotoxicity of benzophenone-derived compounds and their photodegradation mixtures in the aqueous environment. *Chemosphere*. 147: 114-123.

- 23) Martínez A, Urios A, Blanco M. (2000): Mutagenicity of 80 chemicals in *Escherichia coli* tester strains IC203, deficient in OxyR, and its oxyR⁺ parent WP2 *uvrA/pKM101*: detection of 31 oxidative mutagens. *Mutat Res.* 467: 41-53.
- 24) Jeon HK, Sarma SN, Kim YJ, Rhy JC. (2007): Forward gene mutation assay of seven benzophenone-type UV filters using L5178Y mouse lymphoma cell. *Mol Cell Toxicol.* 3: 23–30.
- 25) Abramsson-Zetterberg L, Svensson K. (2011): 4-Methylbenzophenone and benzophenone are inactive in the micronucleus assay. *Toxicol Lett.* 201: 235-239.
- 26) Stenbäck F, Shubik P. (1974): Lack of toxicity and carcinogenicity of some commonly used cutaneous agents. *Toxicol Appl Pharmacol.* 30: 7-13.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「ECOTOX」

- 3910 : Marchini, S., M.L. Tosato, T.J. Norberg-King, D.E. Hammermeister, and M.D. Hoglund (1992) : Lethal and Sublethal Toxicity of Benzene Derivatives to the Fathead Minnow, Using a Short-Term Test. *Environ. Toxicol. Chem.* 11(2): 187-195.
- 4343 : Marchini, S., M.D. Hoglund, S.J. Borderius, and M.L. Tosato (1993): Comparison of the Susceptibility of Daphnids and Fish to Benzene Derivatives. *Sci. Total Environ.* (Suppl.): 799-808.
- 10807 : Call, D.J., L.T. Brooke, M.L. Knuth, S.H. Poirier, and M.D. Hoglund (1985): Fish Subchronic Toxicity Prediction Model for Industrial Organic Chemicals That Produce Narcosis. *Environ. Toxicol. Chem.* 4(3): 335-341.
- 12448 : Brooke, L.T., D.J. Call, D.L. Geiger, and C.E. Northcott (1984): Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*), Volume 1. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, WI :414.
- 16584 : Schultz, T.W., G.D. Sinks, and R.S. Hunter (1995): Structure-Toxicity Relationships for Alkanones and Alkenones. *SAR and QSAR in Environ. Res.* 3: 27-36.
- 16968 : Tosato, M.L., L. Vigano, B. Skagerberg, and S. Clement (1991): A New Strategy for Ranking Chemical Hazards. Framework and Application. *Environ. Sci. Technol.* 25:695-702.
- 69200 : Ura, K., T. Kai, S. Sakata, T. Iguchi, and K. Arizono (2002): Aquatic Acute Toxicity Testing Using the Nematode *Caenorhabditis elegans*. *J. Health Sci.* 48(6): 583-586.
- 150898 : Call, D.J., and D.L. Geiger (1992): Subchronic Toxicities of Industrial and Agricultural Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). Volume I. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, WI: 318 p.
- 158949 : Li, M.H. (2012): Acute Toxicity of Benzophenone-Type UV Filters and Paraben Preservatives to Freshwater Planarian, *Dugesia japonica*. *Toxicol. Environ. Chem.* 94(3): 566-573.
- 174479 : Fekete-Kertesz, I., Z. Kunglne-Nagy, K. Gruiz, A. Magyar, E. Farkas, and M. Molnar (2015): Assessing Toxicity of Organic Aquatic Micropollutants Based on the Total Chlorophyll Content of *Lemna minor* as a Sensitive Endpoint. *Period. Polytech. Chem. Eng.* 59(4): 262-271.
- 2) 環境庁 (1999) : 平成 10 年度 生態影響試験

- 3) 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
- 4) European Chemicals Agency : Information on Registered Substances, Benzophenone (<https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/13823>, 2018.04.26 現在)
 1. short-term toxicity to aquatic invertebrates. 001 Key Experimental result. (2011)