

[1] イソブチルアルデヒド

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：イソブチルアルデヒド

(別の呼称：イソブタナール、2-メチルプロパナール)

CAS 番号：78-84-2

化審法官報公示整理番号：2-494 (アルカナール (C = 4 ~ 19))

化管法管理番号：

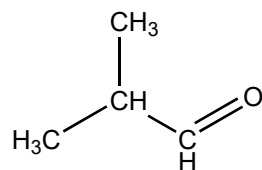
RTECS 番号：NQ4025000

分子式：C₄H₈O

分子量：72.11

換算係数：1 ppm = 2.95 mg/m³ (気体、25°C)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は刺激臭を有する液体である¹⁾。

融点	-72.1°C ²⁾ 、-65.9°C ^{3), 4), 5)} 、-66°C ⁶⁾
沸点	64.1°C (101 kPa) ^{2), 6)} 、64°C (101 kPa) ^{3), 4)} 、63~64.5°C ⁵⁾
密度	0.7891 g/cm ³ (20°C) ²⁾ 、0.7938 g/cm ³ ⁵⁾ 、0.782 g/cm ³ (25.76°C) ⁷⁾
蒸気圧	2.30×10 ⁴ Pa (25°C) ²⁾ 、2.31×10 ⁴ Pa (25°C) ⁴⁾ 、2.3×10 ⁴ Pa (20°C) ⁵⁾ 、1.89×10 ⁴ Pa (20°C) ⁵⁾ 、1.84×10 ⁴ Pa (20°C) ⁶⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	0.398 (pH 不明) ⁵⁾ 、0.77 (pH 不明、25°C) ^{6), 7)}
解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	1.00×10 ⁵ mg/1,000g (20°C) ²⁾ 、1.1×10 ⁵ mg/L (20°C) ³⁾ 、8.90×10 ⁴ mg/L (25°C) ^{4), 8)} 、1.1×10 ⁵ mg/L ⁵⁾ 、7.5×10 ⁴ mg/L (20°C) ^{5), 6)} 、8.413×10 ⁴ mg/L (20°C) ⁸⁾ 、6.0×10 ⁴ mg/L (25°C) ⁷⁾

(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 (分解性が良好と判断される物質⁹⁾)

分解率：BOD 81 %、TOC 78 %、GC 100%

(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)¹⁰⁾

嫌氣的分解

未馴化の微生物を用いた嫌氣的条件での分解半減期は4～28日とされている¹¹⁾。

化学分解性

OHラジカルとの反応性 (大氣中)

反応速度定数： $26.5 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)¹²⁾

半減期：0.2 ～ 2.0 日 (OHラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ¹³⁾と仮定し、一日を12時間として推定)

硝酸ラジカルとの反応性 (大氣中)

反応速度定数： $1.3 \times 10^{-14} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)¹²⁾

半減期：2.7 日 (硝酸ラジカル濃度を $2.4 \times 10^8 \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁴⁾と仮定し推定)

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考えられる¹⁵⁾。

生物濃縮性

生物濃縮係数(BCF)：3.2 (BCFBAF¹⁶⁾により推定)

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)：1.5 (KOCWIN¹⁷⁾により推定)

(4) 製造輸入量及び用途

① 製造輸入量等

本物質の優先評価化学物質(2022年3月取り消し)としての製造・輸入数量の推移を表1.1に示す¹⁸⁾。

表 1.1 製造・輸入数量の推移

年度	2012	2013	2014	2015	2016
製造・輸入数量(t) ^{a)}	31,562	33,518	37,134	33,238	31,697
年度	2017	2018	2019	2020	
製造・輸入数量(t) ^{a)}	33,720	45,546	36,872	32,510	

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。

アルカナール (C = 4 ～ 19) の化審法に基づき公表された一般化学物質としての2021年度の製造・輸入数量は50,000 tである¹⁸⁾。なお、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である。

本物質の食品向け出荷量を表 1.2 に示す^{19), 20), 21)}。

表 1.2 食品向け出荷量の推移

年度	2013	2016	2019
食品向け出荷量(kg) ^{a)}	278	10	345

注：a) 日本国内の食品添加物製造事業者・輸入販売事業者を対象とした食品添加物の生産流通量調査に基づく値

② 用途

本物質の主な用途は、ネオペンチルグリコール原料、有機合成原料とされている²²⁾。

本物質は食品添加物（指定添加物）に指定されている²³⁾。本物質は、果物や野菜などの香気成分として食品に天然に含まれているほか、酒類（ブランデー、ウイスキー等）やパン類等の加工食品にも一般に含まれている²⁴⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されているほか、悪臭防止法の特特定臭物質に指定されている。

本物質は、人健康影響の観点から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る。

本物質は、2023年（令和5年）4月1日に施行された化学物質排出把握管理促進法（化管法）対象物質見直しにより第一種指定化学物質（政令番号：35）から除外された。

本物質は、化学物質審査規制法の優先評価化学物質（通し番号：111）に指定されていたが、リスク評価等の結果、優先評価化学物質に該当しないと判定され、2022年（令和4年）3月に取り消された。なお、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：1032）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、我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、化管法の対象物質見直し前においては第一種指定化学物質であった。同法に基づき公表された、2021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（2021 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	20,507	1,900	0	0	0	257	-	-	-	-	22,407	-	22,407

業種等別排出量(割合)								総排出量の構成比(%)		
化学工業	18,267 (89.1%)	1,900 (100%)	0	0	0	257 (100%)			届出	届出外
医薬品製造業	1,800 (8.8%)	0	0	0	0	0			100%	-
農業製造業	440 (2.1%)	0	0	0	0	0				

本物質の2021年度における環境中への総排出量は約22tとなり、すべて届出排出量であった。届出排出量のうち約21tが大気、1.9tが公共用水域（海域）へ排出されるとしており、大気への排出量が多い。この他に廃棄物への移動量が約0.26t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であった。

本物質の化管法に基づき公表された排出量及び移動量の推移を表2.2に示す¹⁾。

表 2.2 化管法に基づく排出量及び移動量（PRTR データ）の推移

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			
2021	20,507	1,900	0	0	0	257	-	-	-	-	22,407	-	22,407
2020	20,538	1,400	0	0	0	138	-	-	-	-	21,938	-	21,938
2019	18,942	1,800	0	0	0	221	-	-	-	-	20,742	-	20,742
2018	19,966	1,700	0	0	0	246	-	-	-	-	21,666	-	21,666
2017	15,731	1,800	0	0	0	275	-	-	-	-	17,531	-	17,531
2016	14,429	1,700	0	0	0	178	-	-	-	-	16,129	-	16,129
2015	13,688	1,400	0	0	0	177	-	-	-	-	15,088	-	15,088
2014	12,833	1,400	0	0	0	1,885	-	-	-	-	14,233	-	14,233
2013	23,195	1,500	0	0	0	126	-	-	-	-	24,695	-	24,695
2012	20,507	1,400	0	0	0	4	-	-	-	-	21,907	-	21,907

(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、2021 年度に環境中及び大気への排出量が最大であった岡山県(大気への排出量 17.7 t)、公共用水域への排出量が最大であった三重県(大気への排出量 0.4 t、公共用水域への排出量 1.9 t) とした。予測結果を表 2.3 に示す。

表 2.3 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
	岡山県	岡山県	三重県
大気	95.1	95.1	5.5
水域	4.6	4.6	94.4
土壌	0.3	0.3	0.0
底質	0.0	0.0	0.1

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 2.4.1、表 2.4.2 に示す。

表 2.4.1 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	検出率	調査地域	測定年度	文献	
一般環境大気	µg/m ³	<2.2	<2.2	<2.2	<2.2	2.2	0/19	全国	2015	4)
室内空気	µg/m ³									
食物	µg/g									
飲料水	µg/L									
地下水	µg/L									
土壌	µg/g									
公共用水域・淡水	µg/L									
公共用水域・海水	µg/L									
底質(公共用水域・淡水)	µg/g									

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
底質(公共用水域・海水) μg/g									
魚類(公共用水域・淡水) μg/g									
魚類(公共用水域・海水) μg/g									
貝類(公共用水域・淡水) μg/g									
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。

表 2.4.2 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	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									
土壌 μg/g									
公共用水域・淡水 μg/L									
公共用水域・海水 μg/L									
底質(公共用水域・淡水) μg/g									
底質(公共用水域・海水) μg/g									
魚類(公共用水域・淡水) μg/g									
魚類(公共用水域・海水) μg/g									
貝類(公共用水域・淡水) μg/g									
貝類(公共用水域・海水) μg/g									

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

一般環境大気の実測値を用いて、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 2.5 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	2.2 µg/m³未満程度 (2015)	0.66 µg/kg/day 未満程度
	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	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	データは得られなかった	データは得られなかった
	食 物	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	土 壤	データは得られなかった	データは得られなかった
	大気 一般環境大気	2.2 µg/m³未満程度 (2015)	0.66 µg/kg/day 未満程度
	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	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	データは得られなかった	データは得られなかった
食 物	データは得られなかった	データは得られなかった	
土 壤	データは得られなかった	データは得られなかった	

注：太字の数値は、リスク評価に用いた曝露濃度（曝露量）を示す。

吸入曝露については、表 2.5 に示すとおり、一般環境大気の実測データから平均曝露濃度、予測最大曝露濃度ともに 2.2 µg/m³ 未満程度となった。

一方、化管法に基づく 2021 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⁵⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 2.8 µg/m³ となった。

表 2.6 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	<0.66	<0.66
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水		
食 物			
土 壤			

注：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。

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、公共用水域・淡水、食物及び土壌の実測データが得られていないため、平均曝露量、予測最大曝露量ともに設定できなかった。

一方、化管法に基づく 2021 年度の公共用水域・淡水への届出排出量は 0 kg のため、排出事業所に由来する公共用水域・淡水の水質濃度は高くないと考えられる。

物理化学的性状から考えて生物濃縮性は高くないと推定されることから、本物質の環境媒体から食物経由での曝露量は少ないと考えられる。

(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。水質について実測データに基づく水生生物に対する曝露の推定を行うことはできなかった。

化管法に基づく 2021 年度の公共用水域・淡水への届出排出量は 0 kg のため、排出事業所に由来する公共用水域・淡水の水質濃度は高くないと考えられる。ただし、海域への届出排出量は 1,900 kg であった。

表 2.7 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	データは得られなかった	データは得られなかった
海 水	データは得られなかった	データは得られなかった

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についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

本物質の体内動態と代謝に関する具体的な情報はほとんどない。

本物質は他の単純な脂肪族アルデヒドと同様に、アルデヒド脱水素酵素によって酸化される。酸化生成物のイソ酪酸はイソブチリル CoA 複合体へと変換され、その後のリンゴ酸-ピルビン酸経路及びオキサロ酢酸-ホスフェノールピルビン酸経路による酸化を受けて、急速に CO₂ に代謝される¹⁾。

ウサギの肝臓を用いた *in vitro* 試験では、本物質はチトクローム P-450 によって酸化的脱ホルミル化を受け、プロピレンとギ酸を生成した²⁾。一方、ラット肝臓ミトコンドリアによる酸化はほとんど受けなかった³⁾。

(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⁴⁾

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	960 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀	3,700 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	>5,080 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	39,500 mg/m ³
ラット	吸入	LCLo	8,000 ppm (23,600 mg/m ³) (4hr)
マウス	吸入	LC ₅₀	39,500 mg/m ³ (2hr)
ウサギ	経皮	LD ₅₀	7,130 µL/kg

注：() 内の時間は曝露時間を示す。

本物質は眼を刺激し、非常に高濃度の場合には上気道も刺激する。吸入すると咽頭痛、咳、灼熱感、頭痛、めまい、吐き気、嘔吐を生じ、経口摂取すると吸入時の症状に加えて胃痙攣を生じ、誤嚥の危険性がある。皮膚に付くと発赤、眼に入ると充血、痛みを生じる⁵⁾。

② 中・長期毒性

ア) Wistar ラット（雌雄等不明）に約 308 mg/kg/day を餌に混ぜて 3 ヶ月間投与した結果、体重や血液、血液生化学、臓器重量、病理組織学的所見に影響はなかったとした報告⁶⁾があったが、詳細は不明であった。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、20、60、200、600 mg/kg/day を投与したげっ歯類における 90 日間反復経口投与毒性試験（OECD TG 408 準拠）の結果、600 mg/kg/day 群で尿 pH の有意な低下、200 mg/kg/day 以上の群で前胃と腺胃の境界縁で扁平上皮過形成の発生を認めた⁷⁾。この結果から、NOAEL を 60 mg/kg/day とする。

ウ) Fischer 344/N ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、500、1,000、2,000、4,000、8,000 ppm を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、500 ppm 群の雌 1 匹、4,000 ppm 群の雄 3 匹、雌 6 匹、8,000 ppm 群の全数が死亡し、4,000 ppm 以上の群で異常な呼吸音、鼻からの分泌物、虚脱状態、体重増加の有意な抑制などがみられた。また、2,000 ppm 及び 4,000 ppm 群の雄で嗅上皮の軽微～軽度の変性、4,000 ppm 以上の群の雄及び 4,000 ppm 群の雌の鼻甲介で軽度の骨形成異常、8,000 ppm 群の雌雄で鼻甲介上皮の壊死、脾臓及び胸腺のリンパ系細胞の枯渇、胸腺リンパ系細胞の壊死、雄で喉頭及び気管の壊死/変性の発生率に増加を認め⁸⁾。この結果から、NOAEL を 1,000 ppm (曝露状況で補正 : 179 ppm (528 mg/m³)) とする。

生殖影響としては、4,000 ppm 群の雄で精巣上体及び精巣上体尾重量の有意な減少を認めた。500 ppm 及び 1,000 ppm 群の雄の精子の運動性は著しく低下した。精子の形態、濃度、雌の発情周期に有意な影響はなかった^{8,9)}。

エ) B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、500、1,000、2,000、4,000、8,000 ppm を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、対照群の雄 1 匹、1,000 ppm 群の雄 1 匹、4,000 ppm 群の雄 9 匹、雌の全数、8,000 ppm 群の雌雄の全数が死亡した。1,000 ppm 群の雌で体重増加の抑制、1,000 ppm 群及び 2,000 ppm 群の雄で腎臓の絶対及び相対重量の増加、1,000 ppm 以上の群の雌雄で鼻腔上皮の壊死、過形成、化膿性炎症、扁平上皮化生、鼻甲介の骨形成異常、8,000 ppm 群の雌雄で胸腺リンパ系細胞の減少及び/または壊死の発生率に増加を認め⁸⁾。この結果から、NOAEL を 500 ppm (曝露状況で補正 : 89.3 ppm (263 mg/m³)) とする。

生殖影響としては、雄の生殖器官の重量や精子の運動性、形態、濃度、雌の発情周期に影響はなかった^{8,9)}。

③ 生殖・発生毒性

ア) Wistar ラット雌 10 匹を 1 群とし、0、3,000、7,500、11,800 mg/m³ を妊娠 6 日から妊娠 15 日まで吸入 (6 時間/日) させた曝露濃度設定のための予備試験の結果、各群に死亡はなかったが、11,800 mg/m³ 群で曝露初日に感情鈍麻と流涎がみられ、一過性の有意な体重増加の抑制もみられた。血液や剖検所見、臓器重量に影響はなかったが、11,800 mg/m³ 群で血清コレステロールの有意な減少を認め、7,500 mg/m³ 群の 6 匹、11,800 mg/m³ 群の 8 匹の鼻腔で移行上皮の過形成、1 匹で嗅上皮の萎縮を認めた。しかし、黄体数や着床数、吸収胚数、生存胎仔数などに影響はなく、奇形や変異の発生率増加もなかった¹⁰⁾。この結果から、NOAEL を母ラットで 3,000 mg/m³ (曝露状況で補正 : 750 mg/m³)、胎仔で 11,800 mg/m³ (曝露状況で補正 : 2,950 mg/m³) 以上とする。

イ) Wistar ラット雌 25 匹を 1 群とし、0、1,000、2,500、4,000 ppm を妊娠 6 日から妊娠 15 日まで吸入 (6 時間/日) させた出生前発生毒性試験 (OECD TG414 準拠) の結果、2,500 ppm 以上の群で体重増加の有意な抑制を認めたが、生殖・発生毒性に係る各種指標に影響はなく、胎仔で奇形や変異の発生率増加もなかった¹¹⁾。この結果から、NOAEL を母ラットで

1,000 ppm（曝露状況で補正：250 ppm (738 mg/m³))、胎仔で 4,000 ppm（曝露状況で補正：1,000 ppm (2,950 mg/m³)) 以上とする。

④ ヒトへの影響

ア) 本物質 210 ppm (620 mg/m³) をボランティア 15 人に 30 分間曝露した結果、刺激の訴えはなかったが、何人かに吐き気があり、1 人が嘔吐した¹²⁾。

イ) 臭気閾値は正常人で >2 ppb、無臭覚症の人で >1 ppm とされる¹³⁾。我が国で三点比較式臭袋法によって測定された臭気閾値は 0.00035 ppm (0.001 mg/m³) であったと報告されている¹⁴⁾。

(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	—
EU	EU	—
USA	EPA	—
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	MAK	—

② 遺伝子傷害性に関する知見

ア) *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^{8, 15~21)}、大腸菌^{20, 21)} で遺伝子突然変異を誘発しなかったが、S9 無添加のネズミチフス菌、大腸菌で遺伝子突然変異の誘発を認めた報告²²⁾ もあった。S9 無添加のマウス胚細胞 (BALB/c-3T3)²³⁾、シリアンハムスター胚細胞 (SHE)²⁴⁾ で細胞形質転換を誘発しなかった。S9 無添加のマウスリンパ腫細胞 (L5178Y) で遺伝子突然変異⁸⁾、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO)⁸⁾ 及びチャイニーズハムスター肺細胞 (V79)²⁵⁾ で染色体異常を誘発し、S9 添加の有無にかかわらずチャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO) で姉妹染色分体交換⁸⁾ を誘発した。S9 無添加のヒト末梢血リンパ球で姉妹染色分体交換を誘発しなかった²⁶⁾。また、細胞毒性を伴わない濃度では S9 添加の有無にかかわらずチャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) 及びヒトリンパ芽球細胞 (TK6) で小核²⁷⁾ を誘発しなかった。

イ) *in vivo* 試験系では、経口投与又は腹部注入したショウジョウバエで伴性致死突然変異²⁸⁾

を誘発しなかった。腹腔内投与したマウスの骨髄細胞で染色体異常⁸⁾を誘発したが、ラット及びマウスの骨髄細胞で小核⁸⁾を誘発しなかった。経口投与したラットの肝臓及び腺胃でDNA傷害²⁹⁾、骨髄細胞で小核²⁹⁾を誘発しなかった。

③ 実験動物に関する発がん性の知見

ア) Fischer 344/N ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、500、1,000、2,000 ppm を 105 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた NTP による 2 年間発がん試験の結果、一般状態や体重、生存率に影響はなかった。

発がん性については、腫瘍の発生率に有意な増加はなかった⁸⁾。

非腫瘍性の影響については、組織への影響は鼻腔に限られ、500 ppm 以上の群の雌及び 1,000 ppm 以上の群の雄で呼吸上皮の扁平上皮化生、2,000 ppm 群の雌雄で嗅上皮の変性、化膿性炎症の発生率に有意な増加を認めた⁸⁾。この結果から、LOAEL を 500 ppm（曝露状況で補正：89.3 ppm (263 mg/m³)) とする。

イ) B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、500、1,000、2,000 ppm を 105 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた NTP による 2 年間発がん試験の結果、一般状態に影響はなかったが、1,000 ppm 以上の群の雌で 2 年目から体重増加の軽度抑制がみられ、2,000 ppm 群の雄の生存率がやや低かった。

発がん性については、腫瘍の発生率に有意な増加はなかった⁸⁾。

非腫瘍性の影響については、組織への影響は鼻腔に限られ、1,000 ppm 以上の群の雌雄で嗅上皮の変性の発生率に有意な増加を認めた⁸⁾。この結果から、NOAEL を 500 ppm（曝露状況で補正：89.3 ppm (263 mg/m³)) とする。

ウ) 上記ア) 及びイ) の試験結果から、NTP (1999) は雌雄のラット及びマウスで発がん性の証拠はなかったと結論した⁸⁾。

④ 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。発がん性については十分な知見が得られず、発がん性の有無について判断できない。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。

経口曝露の非発がん影響については、実験動物に関する中・長期毒性の知見イ) のラットの試験から得られた NOAEL 60 mg/kg/day（前胃/腺胃境界縁の扁平上皮過形成）を慢性曝露へ

の補正が必要なことから 10 で除した 6 mg/kg/day が信頼性のある最も低濃度の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入曝露の非発がん影響については、実験動物に関する発がん性の知見ア) のラットの試験から得られた LOAEL 500 ppm（鼻腔での扁平上皮化生）を曝露状況で補正して 89.3 ppm とし、LOAEL であることから 10 で除した 8.9 ppm (26 mg/m³) が信頼性のある最も低濃度の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

② 健康リスクの初期評価結果

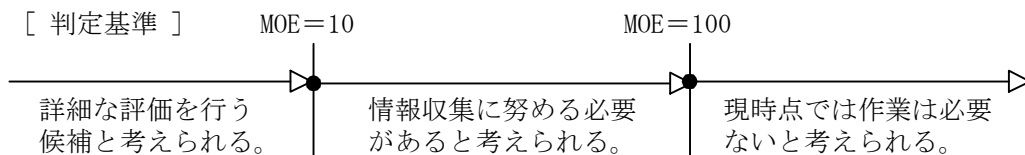
ア) 経口曝露

【予測最大曝露量に基づく Margin of Exposure (MOE) 等による健康リスクの判定】

経口曝露については、曝露量が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。

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	—	—	6 mg/kg/day	ラット	—
	地下水	—	—			—



【総合的な判定】

化管法に基づく 2021 年度の公共用水域・淡水への届出排出量は 0 kg のため、排出事業所に由来する公共用水域・淡水の水質濃度は高くないと考えられる。食物からの曝露量は得られていないが、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。

したがって、総合的な判定としては、本物質の経口曝露については、健康リスクの評価に向けて経口曝露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。

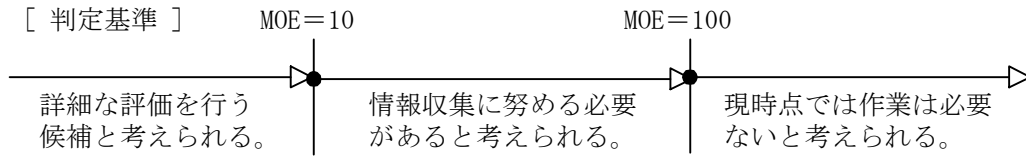
イ) 吸入曝露

【予測最大曝露濃度に基づく Margin of Exposure (MOE) 等による健康リスクの判定】

吸入曝露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均曝露濃度、予測最大曝露濃度はともに 2.2 µg/m³ 未満程度であった。無毒性量等 26 mg/m³ と予測最大曝露濃度から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE は 1,200 超となる。このため、健康リスクの判定としては、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	2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度	2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度	26 mg/m^3 ラット	1,200 超
	室内空気	—	—		—



【総合的な判定】

化管法に基づく 2021 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) の最大値は 2.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、参考としてこれと無毒性量等 26 mg/m^3 から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して算出した MOE は 930 となる。

したがって、総合的な判定としても、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

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（藻類等、甲殻類等、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.
藻類等	○		83,700	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	B	B	2)-1 3)
甲殻類 等	○		277,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	2)-2 3)
	○		308,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	E	C	3)
魚類	○		23,000	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	LC ₅₀ MOR	4	B	B	2)-3 3)
			27,000	<i>Poecilia reticulata</i>	グッピー	LC ₅₀ MOR	14	B	—	1)-362 3)
	○		86,000	<i>Leuciscus idus</i>	コイ目	LC ₅₀ MOR	2	E	C	3)
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、
—: 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、LC₅₀ (Median Lethal Concentration) : 半数致死濃度

影響内容

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

毒性値の算出方法

RATE : 生長速度より求める方法 (速度法)

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) 藻類等

ドイツ工業規格の試験方法 (DIN 38 412, Part9) に準拠して、緑藻類 *Desmodesmus subspicatus*

(旧名 *Scenedesmus subspicatus*) の生長阻害試験が実施された²⁾¹⁾。設定試験濃度は、0 (対照区)、7.812、15.625、32.25、62.5、125、250、500 mg/L (公比 2) であった。試験培地は OECD テストガイドライン No.201 に従って調製された。72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、設定濃度に基づき 83,700 µg/L であった³⁾。

2) 甲殻類等

欧州 EU の試験方法 (EU Method C.2) に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性毒性試験が実施された²⁾²⁾。試験は止水式で行われ、設定試験濃度は、0 (対照区)、31.25、62.5、125、250、500 mg/L (公比 2) であった。試験溶液の硬度は 298 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、設定濃度に基づき 277,000 µg/L であった³⁾。

3) 魚類

米国公衆衛生学会 (APHA)、全米水道協会 (AWWA)、米国水質汚濁管理評議会 (WPCF) による標準試験方法 (第 13 版) に準拠して、ファットヘッドミノー *Pimephales promelas* の急性毒性試験が実施された²⁾³⁾。試験は止水式 (最低限の曝気あり) で行われ、試験用水の硬度は 30~60 mg/L であった。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、設定濃度に基づき 23,000 µg/L であった³⁾。

(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

藻類等	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	83,700 µg/L
甲殻類等	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC ₅₀ (遊泳阻害)	277,000 µg/L
魚類	<i>Pimephales promelas</i>	96 時間 LC ₅₀	23,000 µg/L

アセスメント係数：100 [3 生物群 (藻類等、甲殻類等及び魚類) 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、最も小さい毒性値 (魚類の 23,000 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 230 µg/L が得られた。

慢性毒性値は得られなかったため、本物質の PNEC としては、魚類の急性毒性値から得られた 230 µg/L を採用する。

(3) 生態リスクの初期評価結果

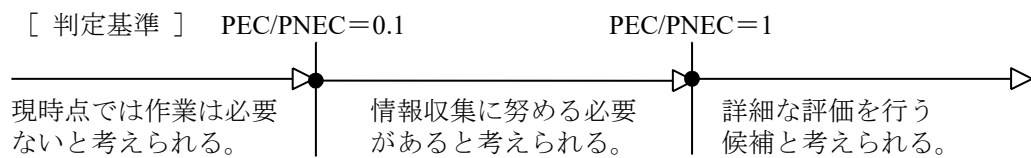
【PEC/PNEC 比による生態リスクの判定】

本物質については予測環境中濃度 (PEC) が設定できなかったため、生態リスクの判定はできなかった。

表 4.2 生態リスクの判定結果

水 質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	データは得られなかった	データは得られなかった	230 μg/L	—
公共用水域・海水	データは得られなかった	データは得られなかった		—

注：公共用水域・淡水は、河川河口域を含む



【総合的な判定】

化管法に基づく 2021 年度の公共用水域・淡水への届出排出量は 0 kg のため、排出事業所に由来する公共用水域・淡水の水質濃度は高くないと考えられる。しかし、海域への届出排出量は 1,900 kg であり、排出源近傍の公共用水域・海水の濃度は高い可能性が考えられる。

したがって総合的な判定としては、情報収集に努める必要があると考えられた。

本物質については、PRTR データの推移を見守り、環境実測データの把握に努める必要があると考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人 : 178-179.
- 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: 956.
- 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: 72.
- 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) OECD High Production Volume Chemicals Program (2006) : SIDS Initial Assessment Report, ISOBUTANAL.
- 7) European Chemicals Agency : Registered Substances, Isobutyraldehyde, (<https://www.echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14300>, 2023.05.16 現在).
- 8) YALKOWSKY, S.H. and HE, Y. (2003) Handbook of Aqueous Solubility Data Second, Boca Raton, London, New York, Washington DC, CRC Press: 113.
- 9) 通産省公報(1980.12.25).
- 10) 分解度試験報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 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: 180.
- 12) U.S. Environmental Protection Agency, PhysProp, EPI Suite™v.4.11.
- 13) 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.
- 14) Atkinson, R. and Carter, W. P. L. (1984) Kinetics and Mechanisms of the Gas-Phase Reactions of Ozone with Organic Compounds under Atmospheric Conditions. Chem. Rev., 84: 437-470.
- 15) Lyman WJ et al. (1990) : Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Washington, DC :Amer Chem Soc: 7-4. [Hazardous Substances Data Bank (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/614> , 2023.06.02 現在)].
- 16) U.S. Environmental Protection Agency, BCFBAF™ v.3.02.
- 17) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.01.
- 18) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量 (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2023.05.15 現在).
- 19) 佐藤恭子(2017) : 生産量統計調査を基にした食品添加物摂取量の推定に関わる研究 その1 指定添加物品目 (第11回最終報告), 厚生労働科学研究費補助金 (食の安全確保

- 推進研究事業), 食品添加物の安全性確保に資する研究, 平成 28 年度総括・分担研究報告書(<https://mhlw-grants.niph.go.jp/project/26242>, 2023.05.23 現在).
- 20) 佐藤恭子(2020): 生産量統計調査を基にした食品添加物摂取量の推定に関わる研究 その 1 指定添加物品目 (第 12 回最終報告), 厚生労働科学研究費補助金 (食の安全確保推進研究事業), 食品添加物の安全性確保に資する研究, 令和元年度総括・分担研究報告書(<https://mhlw-grants.niph.go.jp/project/28109>, 2023.05.23 現在).
- 21) 多田敦子(2023): 生産量統計調査を基にした食品添加物摂取量の推定に関わる研究 その 1 指定添加物品目 (第 13 回最終報告), 厚生労働科学研究費補助金 (食品の安全確保推進研究事業), 食品添加物の試験法の検討及び摂取量に基づく安全性確保に向けた研究, 令和 4 年度総括・分担研究報告書(<https://mhlw-grants.niph.go.jp/project/165305>, 2023.06.05 現在).
- 22) 化学工業日報社(2022): 新化学インデックス 2023 年版: 68.
- 23) 厚生労働省: 食品添加物 (https://www.mhlw.go.jp/stf/seisakunitsuite/bunya/kenkou_iryuu/shokuhin/syokuten/index.html, 2023.05.23 現在).
- 24) 食品安全委員会 (2006): 添加物評価書イソブタナール.

(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: 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 8 条第 4 項に基づき事業者から届け出された化学物質の排出量・移動量及び法第 9 条第 2 項に基づき国が算出 (推計) した届出外排出量の集計結果.
(https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/6.html, 2023.03.03 現在).
- 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 (2023): 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 3.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,
(https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/r30kohyo/shukeikekka_csv.html, 2023.03.03 現在).
- 3) 国立環境研究所 (2024): 令和 5 年度化学物質環境リスク初期評価等実施業務報告書.
- 4) 環境省環境保健部環境安全課 (2017): 平成 28 年度版化学物質と環境 (平成 27 年度化学物質環境実態調査 調査結果報告書), (<https://www.env.go.jp/chemi/kurohon/>).
- 5) 経済産業省 (2019): 経済産業省一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.3.4.3.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) DiVincenzo GD, Hamilton ML. (1979): Metabolic fate of [1-¹⁴C]isobutyric acid in the rat. *Toxicol Appl Pharmacol.* 47: 609-612.
- 2) Roberts ES, Vaz AD, Coon MJ. (1991): Catalysis by cytochrome P-450 of an oxidative reaction in xenobiotic aldehyde metabolism: deformylation with olefin formation. *Proc Natl Acad Sci USA.* 88: 8963-8966.

- 3) Smith L, Packer L. (1972): Aldehyde oxidation in rat liver mitochondria. Arch Biochem Biophys. 148: 270-276.
- 4) RTECS[®]: Registry of Toxic Effects of Chemical Substances.
- 5) IPCS (2015): International Chemical Safety Cards. 0902. Isobutyraldehyde.
- 6) Parvu M, Sendrea D. (1986): Clujul Medical. 59: 158-162. Cited in: IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Set. Year 2000 CD-ROM edition.
- 7) 株式会社化合物安全性研究所 (2004): イソブタナールのラットにおける90日間反復経口投与毒性試験. (厚生労働省委託試験). Cited in: 食品安全委員会(2006): 添加物評価書. イソブタナール.
- 8) NTP (1999): Toxicology and carcinogenesis studies of isobutyraldehyde (CAS no. 78-84-2) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (inhalation studies). NTP TR 472.
- 9) Morrissey RE, Schwetz BA, Lamb JC 4th, Ross MD, Teague JL, Morris RW. (1988): Evaluation of rodent sperm, vaginal cytology, and reproductive organ weight data from National Toxicology Program 13-week studies. Fundam Appl Toxicol. 11: 343-358.
- 10) Gamer AO, Hellwig J, Deckardt K, Küttler K, Hildebrand B. (1996): Range -finding study on the maternal inhalation toxicity of isobutyraldehyde as a vapor in pregnant Wistar rats. BASF project No. 11R0140/93019. NTIS/OTS 0573565.
- 11) Gamer AO, Hellwig J, Hildebrand B. (1996): Isobutyraldehyde. Prenatal vapor inhalation toxicity study in Wistar rats. BASF Project No. 31R0140/93049. NTIS/OTS 0573565.
- 12) Sim VM, Pattle RE. (1957): Effect of possible smog irritants on human subjects. J Amer Med Assoc. 165: 1908-1913.
- 13) Amooore JE, Forrester LJ, Pelosi P. (1976): Specific anosmia to isobutyraldehyde: The malty primary odor. Chem Senses Flavor. 2: 17-25.
- 14) 永田好男 (2003): 三点比較式臭袋法による閾値測定. In: 環境省(2003): においとかがおりの測定法に関する国際ワークショップ. pp.118-127.
- 15) Sasaki Y, Endo R. (1978): Mutagenicity of aldehydes in *Salmonella*. Mut Res. 54: 251-252.
- 16) Florin I, Rutberg L, Curvall M, Enzell CR. (1980): Screening of tobacco smoke constituents for mutagenicity using the Ames' test. Toxicology. 15: 219-232.
- 17) 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.
- 18) Aeschbacher HU, Wolleb U, Löliger J, Spadone JC, Liardon R. (1989): Contribution of coffee aroma constituents to the mutagenicity of coffee. Food Chem Toxicol. 27: 227-232.
- 19) Dillon D, Combes R, Zeiger E. (1998): The effectiveness of *Salmonella* strains TA100, TA102 and TA104 for detecting mutagenicity of some aldehydes and peroxides. Mutagenesis. 13: 19-26.
- 20) Engelhardt G, Hoffmann HD. (1999): Report: *Salmonella typhimurium* / *Escherichia coli* reverse mutation assay (standard plate test and preincubation test) with isobutyraldehyde. BASF Project No. 40M0157/984055. NTIS/OTS0574039.
- 21) 株式会社ボゾリサーチセンター (2014): 微生物を用いる変異原性試験結果報告書.

- 22) McMahon RE, Cline JC, Thompson CZ. (1979): Assay of 855 test chemicals in ten tester strains using a new modification of the Ames test for bacterial mutagens. *Cancer Res.* 39: 682-693.
- 23) Matthews EJ, Spalding JW, Tennant RW. (1993): Transformation of BALB/c-3T3 cells: IV. Rank-ordered potency of 24 chemical responses detected in a sensitive new assay procedure. *Environ Health Perspect.* 101 (Suppl. 2): 319-345.
- 24) Procter & Gamble Company (1995): 24-hour exposure clonal Syrian hamster embryo (SHE) cell transformation assay testing the *in vitro* transformation potential of isobutyraldehyde. NTIS/OTS0572864.
- 25) Engelhardt G, Hoffmann HD. (1999): Report: *In vitro* chromosome aberration assay with isobutyraldehyde in V79 cells. BASF Project No. 32M0157/984063. NTIS/OTS0573896.
- 26) Obe G, Beek B. (1979): Mutagenic activity of aldehydes. *Drug Alcohol Depend.* 4: 91-94.
- 27) Fowler P, Smith K, Young J, Jeffrey L, Kirkland D, Pfuhrer S, Carmichael P. (2012): Reduction of misleading ("false") positive results in mammalian cell genotoxicity assays. I. Choice of cell type. *Mutat Res.* 742: 11-25.
- 28) Woodruff RC, Mason JM, Valencia R, Zimmering S. (1985): Chemical mutagenesis testing in *Drosophila*. V. Results of 53 coded compounds tested for the National Toxicology Program. *Environ Mutagen.* 7: 677-702.
- 29) Kraynak AR, Barnum JE, Cunningham CL, Ng A, Ykoruk BA, Bennet B, Stoffregen D, Merschman M, Freeland E, Galloway SM. (2015): Alkaline comet assay in liver and stomach, and micronucleus assay in bone marrow, from rats treated with 2-acetylaminofluorene, azidothymidine, cisplatin, or isobutyraldehyde. *Mutat Res Genet Toxicol Environ Mutagen.* 786-788: 77-86.

(4) 生態リスクの初期評価

- 1) U.S. EPA 「ECOTOX」
362 : Deneer, J.W., W. Seinen, and J.L.M. Hermens (1988): The Acute Toxicity of Aldehydes to the Guppy. *Aquat. Toxicol.* 12 (2) : 185-192.
- 2) European Chemicals Agency : Registered Substances, Isobutyraldehyde.
(<https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14300>, 2023.07.06 現在)
 1. Toxicity to aquatic algae and cyanobacteria. 001 Key Experimental result (1989).
 2. Short-term toxicity to aquatic invertebrates. 001 Key Experimental result (1988).
 3. Short-term toxicity to fish. 001 Key Experimental result (1974).
- 3) OECD High Production Volume Chemicals Program (1996, revised 2004) : SIDS (Screening Information Data Set) Initial Assessment Report, Isobutanol (CAS No. 78-84-2).