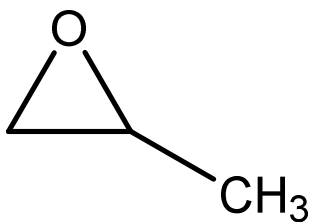


優先評価化学物質のリスク評価(一次)

人健康影響に係る評価Ⅱ

1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)

優先評価化学物質通し番号 20



平成 28 年 1 月

厚生労働省

経済産業省

環 境 省

目 次

1		
2	1 化学物質のプロファイル	1
3	1-1 優先評価化学物質等の情報等	1
4	1-2 評価対象物質の同定情報	2
5	2 評価対象物質の性状	3
6	2-1 物理化学的性状及び濃縮性	3
7	2-2 分解性	6
8	3 排出源情報	9
9	3-1 化審法届出情報	9
10	3-2 PRTR 情報	14
11	3-3 排出等に係るその他の情報	16
12	4 有害性評価(人健康影響)	18
13	4-1 一般毒性	18
14	4-1-1 人への影響	18
15	4-1-2 動物への影響	18
16	(1) 経口暴露	18
17	(2) 吸入暴露	19
18	4-1-3 有害性評価値の導出	21
19	4-2 生殖・発生毒性	21
20	4-2-1 人への影響	21
21	4-2-2 動物への影響	22
22	(1) 経口暴露	22
23	(2) 吸入暴露	22
24	4-2-3 有害性評価値の導出	24
25	4-3 変異原性(遺伝毒性)	25
26	4-3-1 人への影響	25
27	4-3-2 変異原性に関する試験	25
28	(1) <i>In vitro</i> 試験	25
29	(2) <i>In vivo</i> 試験	26
30	4-3-3 変異原性の評価	28
31	4-4 発がん性	28
32	4-4-1 人への影響	28
33	(1) 経口暴露	28
34	(2) 吸入暴露	28
35	4-4-2 動物への影響	29
36	(1) 経口暴露	29
37	(2) 吸入暴露	30
38	4-4-3 有害性評価値の導出	31
39	4-5 有害性に関するその他の情報	32
40	4-5-1 生体内運命(体内動態)	32
41	(1) 吸収	32

1	(2) 代謝.....	32
2	(3) 排泄.....	32
3	4-5-2 急性毒性.....	33
4	(1) 人への影響.....	33
5	(2) 動物への影響.....	33
6	① 経口暴露.....	33
7	② 吸入暴露.....	33
8	③ 経皮暴露.....	34
9	4-5-3 刺激性及び腐食性.....	34
10	(1) 皮膚刺激.....	34
11	① 人への影響.....	34
12	② 動物への影響.....	34
13	(2) 眼刺激.....	35
14	① 人への影響.....	35
15	② 動物への影響.....	35
16	(3) 呼吸器官刺激.....	35
17	① 人への影響.....	35
18	② 動物への影響.....	35
19	4-5-4 感作性.....	35
20	(1) 人への影響.....	35
21	(2) 動物への影響.....	35
22	4-6 有害性評価値に関する国内外の評価.....	36
23	4-7 有害性評価値のまとめ.....	36
24	4-8 文献.....	38
25	5 暴露評価と各暴露シナリオでのリスク推計.....	44
26	5-1 環境媒体中の検出状況.....	45
27	5-1-1 大気モニタリングデータ.....	45
28	5-1-2 水質モニタリングデータ.....	46
29	5-1-3 まとめ.....	47
30	5-2 排出源ごとの暴露シナリオにおける暴露評価とリスク推計.....	48
31	5-2-1 化審法届出情報に基づく評価.....	48
32	(1) 暴露評価.....	48
33	① 暴露シナリオ.....	48
34	② 排出量推計結果.....	48
35	③ 環境媒体中濃度の推計結果.....	49
36	④ 人の摂取量推計結果.....	50
37	(2) リスク推計.....	51
38	① リスク推計に用いた有害性評価値.....	51
39	② リスク推計結果.....	52
40	5-2-2 PRTR 情報に基づく評価.....	55
41	(1) 暴露評価.....	55
42	① 暴露シナリオ.....	55
43	② 排出量の情報.....	55
44	③ 環境媒体中濃度の推計結果.....	55

1	④ 人の摂取量推計結果	56
2	(2) リスク推計	57
3	① リスク推計に用いた有害性評価値	57
4	② リスク推計結果	57
5	5-2-3 環境モニタリングデータ	58
6	(1) 大気モニタリングデータに基づく評価とリスク推計	59
7	(2) 水質モニタリングデータに基づく評価とリスク推計	59
8	5-3 用途等に応じた暴露シナリオによる暴露評価とリスク推計	59
9	5-4 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオにおける暴露評価とリスク推計	59
10	5-4-1 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計（化審法届出情報と PRTR 情報の	
11	利用）	59
12	(1) 推計条件	60
13	(2) 推計結果	60
14	5-4-2 環境中濃度等の空間的分布の推計（PRTR 情報の利用）	61
15	(1) 推計条件	61
16	(2) 人の化学物質摂取量と環境中濃度の推計結果	62
17	(3) 環境中分配比率等の推計結果	67
18	(4) G-CIEMS の推計結果とモニタリングデータとの比較解析	68
19	5-4-3 環境モニタリングデータに基づく評価	69
20	(1) 大気モニタリングデータに基づく評価とリスク推計	69
21	(2) 水質モニタリングデータに基づく評価とリスク推計	71
22	5-5 広域的・長期的スケールの数理モデルによる残留性の評価	71
23	5-5-1 総括残留性	72
24	5-5-2 定常到達時間の推計	74
25	5-6 暴露評価とリスク推計に関する不確実性解析	75
26	5-6-1 不確実性解析の概要	75
27	5-6-2 評価対象物質	78
28	5-6-3 物理化学的性状等	78
29	5-6-4 PRTR 情報等の不確実性	78
30	5-6-5 排出量推計の不確実性	78
31	5-6-6 暴露シナリオの不確実性	78
32	6 まとめと結論	80
33	6-1 有害性評価	80
34	6-2 暴露評価とリスク推計	80
35	6-2-1 排出源ごとの暴露シナリオにおける評価	80
36	6-2-2 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオによる評価	81
37	(1) 環境中濃度の空間的分布の推計	81
38	(2) 環境モニタリング情報に基づく評価	82
39	① 大気モニタリングデータに基づくリスク推計	82
40	② 水質モニタリングデータに基づくリスク推計	84
41	6-3 考察とまとめ	84
42	6-4 補足事項	86
43	7 【付属資料】	86

1	7-1 参照した技術ガイダンス	86
2	7-2 物理化学的性状等一覧	86
3	7-3 Reference chemical の物理化学的性状等の情報源等	87
4	7-4 環境モニタリングデータとモデル推計結果の比較解析	90
5	(1) 地点別のモニタリング濃度と G-CIEMS のモデル推計濃度との比較	90
6	(2) 地点別のモニタリング濃度と PRAS-NITE のモデル推計濃度との比較	92
7		
8		
9		
10		

1 化学物質のプロファイル

1-1 優先評価化学物質等の情報等

優先評価化学物質「1, 2-エポキシプロパン（別名酸化プロピレン）」（以下「1, 2-エポキシプロパン」という。）について、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下「化審法」という。）に係わる情報を表 1-1 に示す。

表 1-1 化審法に係わる情報

優先評価化学物質官報公示名称	1, 2-エポキシプロパン（別名酸化プロピレン）
優先評価化学物質通し番号	20
優先評価化学物質指定官報公示日	平成 23 年 4 月 1 日
官報公示整理番号、官報公示名称	2-219：プロピレンオキシド
関連する物質区分	既存化学物質 旧第二種監視化学物質（1023：1, 2-エポキシプロパン（別名酸化プロピレン））
既存化学物質安全性点検結果（分解性・蓄積性）	分解性：良分解性 蓄積性：未実施
既存化学物質安全性点検結果（人健康影響）	未実施
既存化学物質安全性点検結果（生態影響）	未実施
優先評価化学物質の製造数量等の届出に含まれるその他の物質 ^(注)	なし

（注）「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について」の「2. 新規化学物質の製造又は輸入に係る届出関係」により新規化学物質としては取り扱わないものとしたもののうち、構造の一部に優先評価化学物質を有するもの（例：分子間化合物、ブロック重合物、グラフト重合物等）及び優先評価化学物質の構成部分を有するもの（例：付加塩、オニウム塩等）については、優先評価化学物質を含む混合物として取り扱うこととし、これらの製造等に関しては、優先評価化学物質として製造数量等届出する必要がある。（「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について」平成 23 年 3 月 31 日薬食発 0331 第 5 号、平成 23-03-29 製局第 3 号、環保企発第 110331007 号）

国内におけるその他の関連法規制情報を表 1-2 に示す。

表 1-2 国内におけるその他の関係法規制

国内における関係法規制		対象
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（化管法） （平成 21 年 10 月 1 日から施行）		1, 2-エポキシプロパン（別名酸化プロピレン） ：第一種指定化学物質 1-68
（旧）化管法（平成 21 年 9 月 30 日まで）		1, 2-エポキシプロパン（別名酸化プロピレン） ：第一種指定化学物質 1-56
毒物及び劇物取締法		—
労働安全 衛生法	製造等が禁止される有害物等	—
	製造の許可を受けるべき有害物	—
	名称等を表示すべき危険物及び有害物	酸化プロピレン 対象となる範囲（重量％）≥0. 1

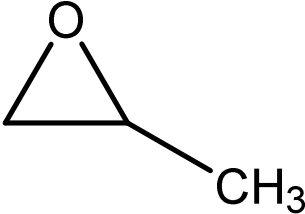
国内における関係法規制		対象
		法第57条、政令第18条第9号の14 平成28年6月1日施行：法第57条、政令第18条第1号別表第9の194
	名称等を通知すべき危険物及び有害物	酸化プロピレン 対象となる範囲(重量%) ≥ 0.1 政令第18条の2別表第9の194
	化学物質の有害性の調査	1, 2-エポキシプロパン 強度の変異原性が認められる
化学兵器禁止法		—
オゾン層保護法		—
大気汚染防止法		酸化プロピレン（別名：1, 2-エポキシプロパン） ：有害大気汚染物質
水質汚濁防止法		—
土壌汚染対策法		—
有害物質を含有する家庭用品の規制に関する法律		—

出典：(独)製品評価技術基盤機構, 化学物質総合情報提供システム (CHRIP),
URL : <http://www.safe.nite.go.jp/japan/db.html>,
平成27年12月22日にCAS登録番号75-56-9で検索

1-2 評価対象物質の同定情報

評価対象とする1, 2-エポキシプロパンの同定情報を表1-3に示す。

表 1-3 評価対象物質の同定情報

評価対象物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
構造式	
分子式	C ₃ H ₆ O
CAS登録番号	75-56-9

2 評価対象物質の性状

本章では、5 章のモデル推計に用いる物理化学的性状データ、環境中における分解性に係るデータを示す。

2-1 物理化学的性状及び濃縮性

表 2-1 にモデル推計に採用した物理化学的性状及び生物濃縮係数を示す。なお、表中の下線部は、評価Ⅱにおいて精査した結果、評価Ⅰから変更した値を示している。

表 2-1 モデル推計に採用した物理化学的性状等データのまとめ¹⁾

項目	単位	採用値	詳細	評価Ⅰで用いた値(参考)
分子量	—	58.08	—	58.08
融点	℃	-112.2 ⁸⁾	測定値(断熱熱量測定法)	-112.2 ²⁾
沸点	℃	34.1 ⁸⁾	複数の測定値からの代表値	34.1 ³⁾
蒸気圧	Pa	6.00×10^4 ⁸⁾	複数の測定値の算術平均値	5.98×10^4 ²⁾
水に対する溶解度	mg/L	4.00×10^5 ⁸⁾	複数の測定値からの代表値	4.00×10^5 ²⁾
1-オクタノールと水との間の分配係数(logPow)	—	0.055 ⁸⁾	2つの測定値の算術平均値	0.055 ²⁾
ヘンリー係数	Pa・m ³ /mol	14.3	HENRYWIN(v3.20) ⁴⁾ による2つ推計値の算術平均値	12.4 ²⁾
有機炭素補正土壌吸着係数(Koc)	L/kg	7.9	KOCWIN(v2.00) ⁴⁾ 等による3つの推計値の算術平均値	11.2 ²⁾
生物濃縮係数(BCF)	L/kg	3.16	カテゴリーアプローチ ⁵⁾ による推計値	3.16
生物蓄積係数(BMF)	—	1	logPowとBCFから設定 ⁶⁾	1
解離定数	—	—	解離性の基を有さない物質	— ⁷⁾

1) 平成27年度第1回優先評価化学物質のリスク評価に用いる物理化学的性状、分解性、蓄積性等のレビュー会議(平成27年4月15日)で了承された値

2) EU(2002)

3) CCD(2007), NITE(2007)に記載のあるデータの算術平均値

4) EPI Suite(2012)

5) NITE(2009)

6) MHLW, METI, MOE(2014)

7) 評価Ⅰにおいては解離定数は考慮しない

8) OECD(2001)

上記性状項目について、精査概要を以下に示す。

① 融点

評価Ⅰで用いたデータは、信頼性の定まった情報源¹⁾であるEUのリスク評価書(EU 2002)(OECD SIARの位置付け)で採用されている測定値(断熱熱量測定法)である。

¹⁾ 「化審法における物理化学的性状・生分解性・生物濃縮性データの信頼性評価等について」の「3.1 信頼性の定まった情報源」に記載のある情報源のこと。

信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001)¹ にもこの値が記載されており、評価Ⅱにおいても -112.2°C を用いる。他の信頼性の定まった情報源 (HSDB, NITE 2007 等) に記載されたデータもほぼ同様の値である。

② 沸点

評価Ⅰ で用いたデータは、複数の信頼性の定まった情報源 (CCD 2007, NITE 2007) に記載された標準圧力 101.325 kPa でのデータの算術平均値である。

評価Ⅱ では信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001) に記載の沸点 34.1°C を用いる。この値は EU のリスク評価書 (EU 2002) において複数の測定値の中から代表値として選択された値に基づいている。

③ 蒸気圧

評価Ⅰ で用いたデータは、EU のリスク評価書 (EU 2002) に記載されている 20°C における測定値の中央値 ($5.98 \times 10^4\text{ Pa}$) である。

評価Ⅱ では信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001) に記載の 20°C における蒸気圧 $6.00 \times 10^4\text{ Pa}$ を用いる。この値は EU のリスク評価書 (EU 2002) に記載されている 20°C における測定値の算術平均値である。

④ 水に対する溶解度

評価Ⅰ で用いたデータは、EU のリスク評価書 (EU 2002) に記載されている 20°C における値 ($4.00 \times 10^5\text{ mg/L}$) であるが、試験法の詳細は不明であるとしている。

信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001) にもこの値が記載されており、評価Ⅱ においても $4.00 \times 10^5\text{ mg/L}$ を用いる。この値は EU のリスク評価書 (EU 2002) において、8 つのデータから WoE により代表値として採用されている値である。

⑤ logPow

評価Ⅰ では EU のリスク評価書 (EU 2002) に記載されている値 (0.055) を用いた。この値は 2 つの測定値 0.03 (フラスコ振とう法) 及び 0.08 (slow stirring 法) の算術平均値である。

信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001) にもこの値が記載されており、評価Ⅱ においても 0.055 を用いる。

⑥ ヘンリー係数

評価Ⅰ で用いたデータ ($12.4\text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) は、EU のリスク評価書 (EU 2002) に記載されているデータで、3 つの推定値の算術平均値である。情報収集の結果、実測値が得られなかったことから、評価Ⅱ においても推計を実施し、 $14.3\text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ を用いる。

信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001) では $12.4\text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ を採用しているが、この値は蒸気圧と対水溶解度比から算出した値 $8.7\text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ と HENRYWIN (v3.20) の 2 つの推計方法である結合寄与法と原子団寄与法のそれぞれの推計値 $16.2\text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ 、 $12.4\text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ の平均値である。

¹ SIAP (SIDS Initial Assessment Profile) は、信頼性の定まった情報源である SIAR (SIDS Initial Assessment Report) とともに、その要約として作成されたものであるため、信頼性の定まった情報源に準じて取り扱った。

しかしながら、1, 2-エポキシプロパンの水に対する溶解度は 1 mol/L を超えている
($400 \text{ g/L} \div 58.08 = 6.89 \text{ mol/L}$) ため、評価Ⅱでは蒸気圧と対水溶解度比から算出した値は
用いず、HENRYWIN (v3.20) の 2 つの推計値の平均値 $14.3 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ を用いる。

⑦ Koc

評価Ⅰで用いたデータ (11.2 L/kg) は、EU のリスク評価書 (EU 2002) に記載のある推計
値である。この値は、EU TGD に記載の推計式 ($\log Koc = 0.52 \log Pow + 1.02$ 、
 $\log Pow = 0.055$) を用いて推計された値である。

評価Ⅱでは、この推計値に加えて、Epoxide に対する構造補正も行われている KOCWIN
(v2.00) による 2 つの方法 (MCI 法、Pow を介する方法) のそれぞれの推計値 (5.194 L/kg、
7.374 L/kg) も含めた 3 つの値の平均値 7.9 L/kg を用いる。

⑧ BCF

評価Ⅰで用いたデータは、BCFBAF (v3.01) を用いて推定した値である。

信頼性の定まった情報源とみなせる OECD SIAP (OECD 2001) では $\log BCF = -0.65$ を
採用している。この値は、EU TGD に記載の推計式 ($\log BCF = 0.85 * \log Kow - 0.70$
 $\log Kow = 0.055$) を用いて推計された値である。また、技術ガイダンスに従い NITE カテゴリー
アプローチを用いた推計値は 3.16 L/kg (カテゴリーⅡ-A) である。なお、情報収集した
範囲内では BCF に関する実測値が得られなかった。

評価Ⅱではこれら 2 つの値を比較し、より値の大きいカテゴリーアプローチによる推計値
3.16 L/kg を用いる。

⑨ BMF

評価Ⅰで用いたデータは、 $\log Pow$ と BCF の値から化審法における優先評価化学物質に関
するリスク評価の技術ガイダンス (以下、「技術ガイダンス」という。) に従って設定した値
である。

BMF の測定値は得られなかったため、評価Ⅱにおいても同じ値 (1) を用いる。

2-2 分解性

表 2-2 にモデル推計に採用した分解に係るデータを示す。

表 2-2 分解に係るデータのまとめ¹⁾

項目		半減期 (日)	詳細
大気	大気における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	OH ラジカルとの反応	反応速度定数測定値 (4.95×10^{-13} cm ³ /molecule/s) ²⁾ から OH ラジカル濃度 5×10^5 molecule/cm ³ として推計
		オゾンとの反応	EU (2002) において、オゾンとの反応は無視できると記載されている
		硝酸ラジカルとの反応	EU (2002) において、硝酸ラジカルとの反応は無視できると記載されている
水中	水中における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	生分解	既存化学物質安全性点検 ³⁾ の生分解性試験結果より半減期を設定
		加水分解	pH7-9, 25°Cにおける値 ^{4, 5)}
		光分解	NA
土壌	土壌における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	生分解	既存化学物質安全性点検 ³⁾ の生分解性試験結果より半減期を設定
		加水分解	水中加水分解の項参照
底質	底質における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	生分解	既存化学物質安全性点検 ³⁾ の生分解性試験結果より半減期を設定
		加水分解	水中加水分解の項参照

1) 平成 27 年度第 1 回優先評価化学物質のリスク評価に用いる物理化学的性状、分解性、蓄積性等のレビュー会議（平成 27 年 4 月 15 日）で了承された値

2) EU (2002)

3) MITI (1988)

4) HSDB

5) Mackay (2006)

NA: 情報が得られなかったことを示す

-: 無視できると考えられることを示す

上記分解項目について、精査概要を以下に示す。なお、「総括分解半減期」とは、分解の機序を区別しない環境媒体ごとのトータルの半減期のことを示す。

① 大気

大気中での総括分解半減期に関する情報は得られなかった。また、機序別の半減期についても、オゾン及び硝酸ラジカルとの反応に関する情報は得られなかった。

① -1 OH ラジカルとの反応の半減期

信頼性の定まった情報源である EU のリスク評価書 (EU 2002) では、大気中における OH ラジカルとの反応速度定数の測定値として、 1.11×10^{-12} cm³/molecule/s (相対法)、 4.95×10^{-13} cm³/molecule/s (フラッシュ光分解-共鳴蛍光法)、 1.3×10^{-12} cm³/molecule/s (相対法)、 5.3

$\times 10^{-13} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (絶対法)、 $2.4 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (smog chamber 法) が記載されている。大気中 OH ラジカル濃度を技術ガイダンスの $5 \times 10^5 \text{ molecule/cm}^3$ とした場合、上記の速度定数から算出される半減期はそれぞれ、14 日、32 日、12 日、30 日及び 7 日であった。

評価Ⅱでは 32 日を OH ラジカルとの反応の半減期として採用し、大気に適用する。

① -2 オゾンとの反応の半減期

大気中におけるオゾンとの反応の半減期に関する情報は得られなかった。なお、EU のリスク評価書 (EU 2002) では、オゾンとの反応は無視できると記載されている。

① -3 硝酸ラジカルとの反応の半減期

大気中における硝酸ラジカルとの反応の半減期に関する情報は得られなかった。なお、EU のリスク評価書 (EU 2002) では、硝酸ラジカルとの反応は無視できると記載されている。

② 水中

水中での総括分解半減期に関する情報は得られなかったが、生分解と加水分解の機序別の半減期に関する情報が得られた。

② -1 生分解の半減期

信頼性の定まった情報源から半減期のデータは得られなかった。既存化学物質安全性点検結果 (MITI 1988) によれば、被験物質濃度 100 mg/L 、活性汚泥濃度 30 mg/L で 28 日間試験を行った結果、BOD 分解度は 93~98% であり、分解性が良好と判断されている。分解半減期に関する情報は得られなかったため、生分解による半減期は、技術ガイダンスに従って 5 日と設定する。この値は溶存態および吸着態の両方に適用する。

なお、EU のリスク評価書 (EU 2002) では、1, 2-エポキシプロパンの種々の生分解試験結果をレビューしており、その結果、本物質は特定の条件下 (微生物が順化された状況) では、易分解性であるが、それ以外の一般的な環境においては、本質的生分解性を有する物質であると結論づけており、排水処理場で微生物が順化されている場合の分解速度定数を 1 hr^{-1} 、それ以外の水中での分解速度定数を $4.6 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ (半減期 150 日に相当) と推計しているが、速度定数の推計根拠等が不明であり、既存化学物質安全性点検結果や加水分解の半減期とも整合しないため、このデータは採用しない。

② -2 加水分解の半減期

信頼性の定まった情報源 (HSDB, Mackay 2006) において、1, 2-エポキシプロパンは水中で加水分解反応を受け、淡水中、 $\text{pH} 7 \sim 9$ 、 25°C における分解半減期は 11.6 日と報告されている。評価Ⅱではこの値 (11.6 日) を水中溶存態に適用する。

③ 土壌

土壌中での総括分解半減期に関する情報は得られなかったが、生分解と加水分解の機序別の半減期に関する情報が得られた。

③ -1 生分解の半減期

半減期に関するデータは得られなかったため、土壌中での生分解半減期は、技術ガイダンスに従って、水中の生分解半減期と同じ 5 日と設定する。この半減期は、溶存態および吸着態の両方に適用する。

EU のリスク評価書 (EU 2002) では、一般的な環境において、1, 2-エポキシプロパンは本質的生分解性を有する物質であると結論づけており、土壌での分解速度定数を $2.3 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ (半減期 300 日に相当) としているが、速度定数の推計根拠等が不明なため、このデータは採用しない。

③ -2 加水分解の半減期

1 土壌の間隙水中溶存態の加水分解半減期は、水中の半減期（11.6 日）を適用する。

2
3 ④ 底質

4 底質中での総括分解半減期に関する情報は得られなかったが、生分解と加水分解の機序別
5 の反応に関する情報が得られた。

6 ④ -1 生分解の半減期

7 信頼性の定まった情報源から半減期のデータは得られなかったため、底質中での生分解半
8 減期は、技術ガイダンスに従って、水中の生分解半減期の 4 倍である 20 日と設定する。こ
9 の値は溶存態および吸着態の両方に適用する。

10 なお、EU のリスク評価書（EU 2002）では、一般的な環境において、1，2－エポキシブ
11 ロパンは本質的生分解性を有する物質と結論づけており、底質での分解速度定数を 2.3×10^{-4}
12 d^{-1} （半減期 3,000 日に相当）としているが、速度定数の推計根拠等が不明なため、このデータ
13 は採用しない。

14 ④ -2 加水分解の半減期

15 底質の間隙水中溶存態の加水分解半減期は、水中の半減期（11.6 日）を適用する。

3 排出源情報

3 章では1, 2-エポキシプロパンの排出源に関連する情報をまとめた。3-1では化審法第9条に基づく1, 2-エポキシプロパンの製造等の届出数量や用途、その情報に基づき推計した排出量、3-2では化管法に基づく排出量情報、3-3ではその他の排出量に係る情報を示す。

3-1 化審法届出情報

1, 2-エポキシプロパンは、平成22年に旧第二種監視化学物質に、平成23年に優先評価化学物質に指定されている。

1, 2-エポキシプロパンの平成22年度から平成25年度までの4年間の製造数量、輸入数量を図3-1に示す。1, 2-エポキシプロパンは、約390,000トンから450,000トンまでの間で製造されており、輸入されていない。

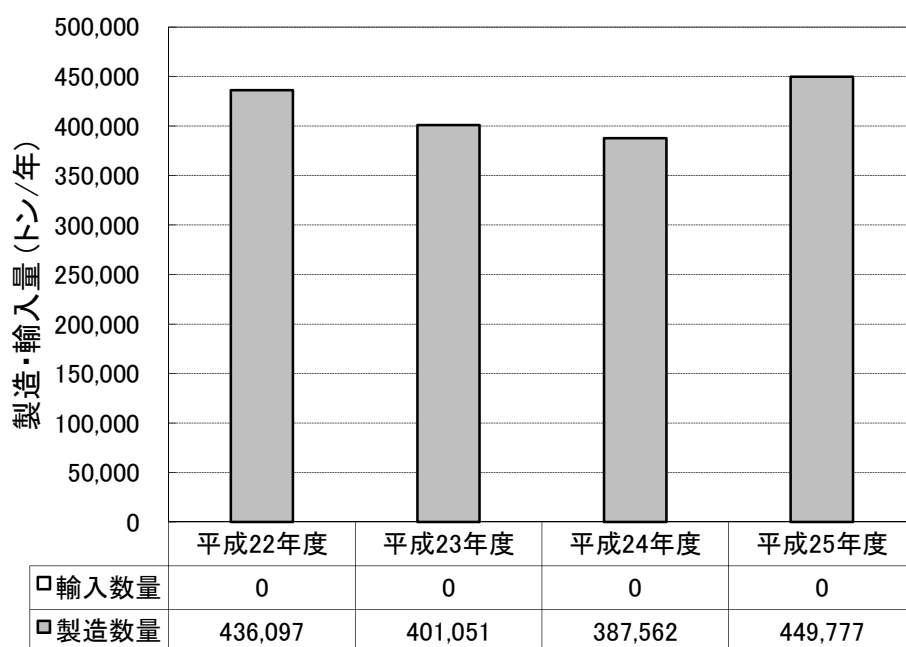


図 3-1 製造・輸入数量の経年変化

優先評価化学物質の届出に変わった平成22年度から平成25年度までの出荷量の用途別内訳を図3-2に示す。平成22年度から平成25年度までの合計で6用途の届出があったが、平成22年度から平成25年度で同じ用途で届出があったものは、『中間物-合成原料、重合原料、前駆重合体』、『輸出用』の2用途であった。

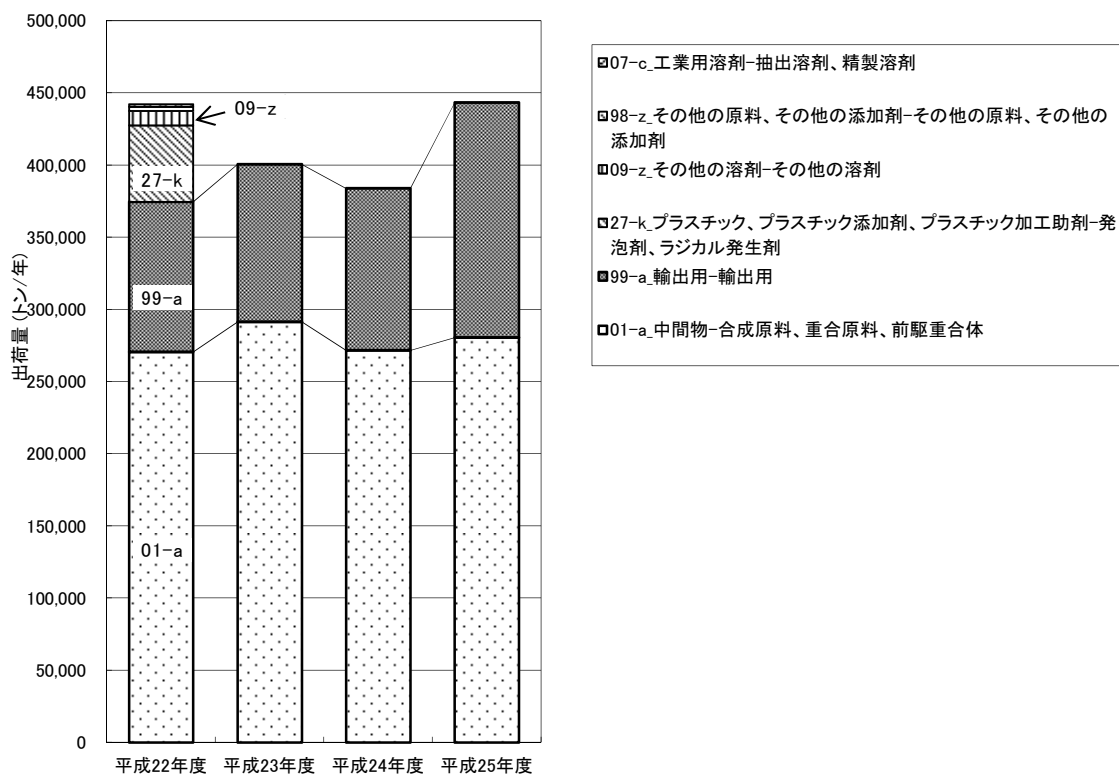


図 3-2 年度別用途別出荷量

平成 25 年度の化審法届出情報を用いてリスク推計を行うため、1，2-エポキシプロパンの詳細用途別出荷先都道府県数及び詳細用途別ライフサイクルステージ別の仮想的排出源の数を表 3-1 に、排出係数を表 3-2 にそれぞれ示す。

表 3-1 製造数量等届出制度の製造箇所、届出用途と出荷先の都道府県数及び推定されるライフサイクルステージ別の仮想的な排出源の数(平成 25 年度)

用途番号 -詳細用途番号	用途分類	詳細用途分類	出荷先 都道府県数	仮想的な排出源の数			
				調合 段階 1	調合 段階 2	工業 的使用 段階	計
01-a	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	23	-	-	23	23
			製造事業所数				
	製造		4				4
	計						27

表 3-2 1, 2-エポキシプロパンの用途別ライフサイクルステージ別の排出係数

用途番号 -詳細用途番号	用途分類	工業的使用段階	
		大気	水域
01-a	中間物	0.001	0.001
		製造段階	
	製造	0.001	0.0001

1, 2-エポキシプロパンの製造箇所は4箇所、詳細用途別都道府県別出荷先の数は23である。これらの情報から、リスク推計に利用する仮想的な排出源の数は、27箇所と仮定される。

平成25年度の詳細用途別届出数量等と表 3-2 に示す排出係数から求めた推計排出量を図 3-3 に示す。参考のため、平成22年度から平成24年度の推計排出量も示す。

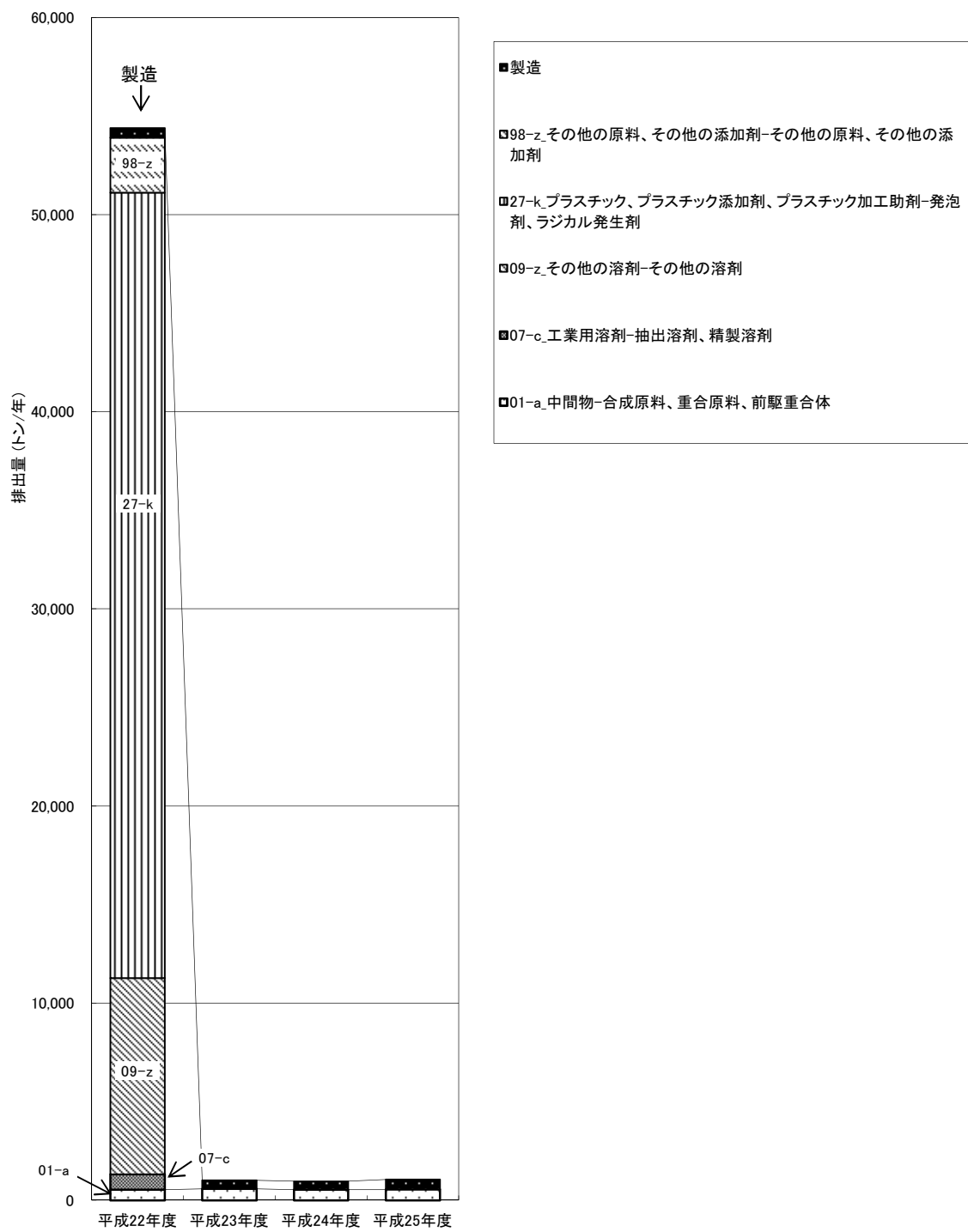


図 3-3 年度別推計排出量

1
2
3

表 3-3 年度別推計排出量の内訳

用途番号 -詳細用途 番号	用途分類	詳細用途分類	推計排出量(トン／年)			
			平成 22 年度	平成 23 年度	平成 24 年度	平成 25 年度
		製造	480	440	430	490
98-z	その他の原料、その 他の添加剤	その他の原料、その他の添加 剤	2,800	0	0	0
27-k	プラスチック、プラス チック添加剤、プラス チック加工助剤	発泡剤、ラジカル発生剤	40,000	0	0	0
09-z	その他の溶剤	その他の溶剤	10,000	0	0	0
07-c	工業用溶剤	抽出溶剤、精製溶剤	790	0	0	0
01-a	中間物	合成原料、重合原料、前駆重 合体	540	580	540	560
計			54,610	1,020	970	1,050

4
5
6

3-2 PRTR 情報

化管法に基づく「平成 25 年度届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果」(以下、「平成 25 年度 PRTR 情報」という。) から、平成 16 年度から平成 25 年度までの 1, 2-エポキシプロパンの排出量等の経年変化を図 3-4 に、平成 25 年度の排出量等の内訳を図 3-5 に示す (ここでの排出量は自家消費分からの排出を含んでいる)。

1, 2-エポキシプロパンは、平成 25 年度の 1 年間に全国合計で届出事業者から大気へ 63 トン、公共用水域へ 12 トン排出され、下水道に 55 トン、廃棄物として 50 トン移動している。土壌への排出及び埋め立てはない。また、届出外排出量及び移動体からの排出量は推計されていない。

PRTR 情報によると、1, 2-エポキシプロパンの大気への排出量は減少傾向にある。一方、水域への排出量はほぼ横ばいである。

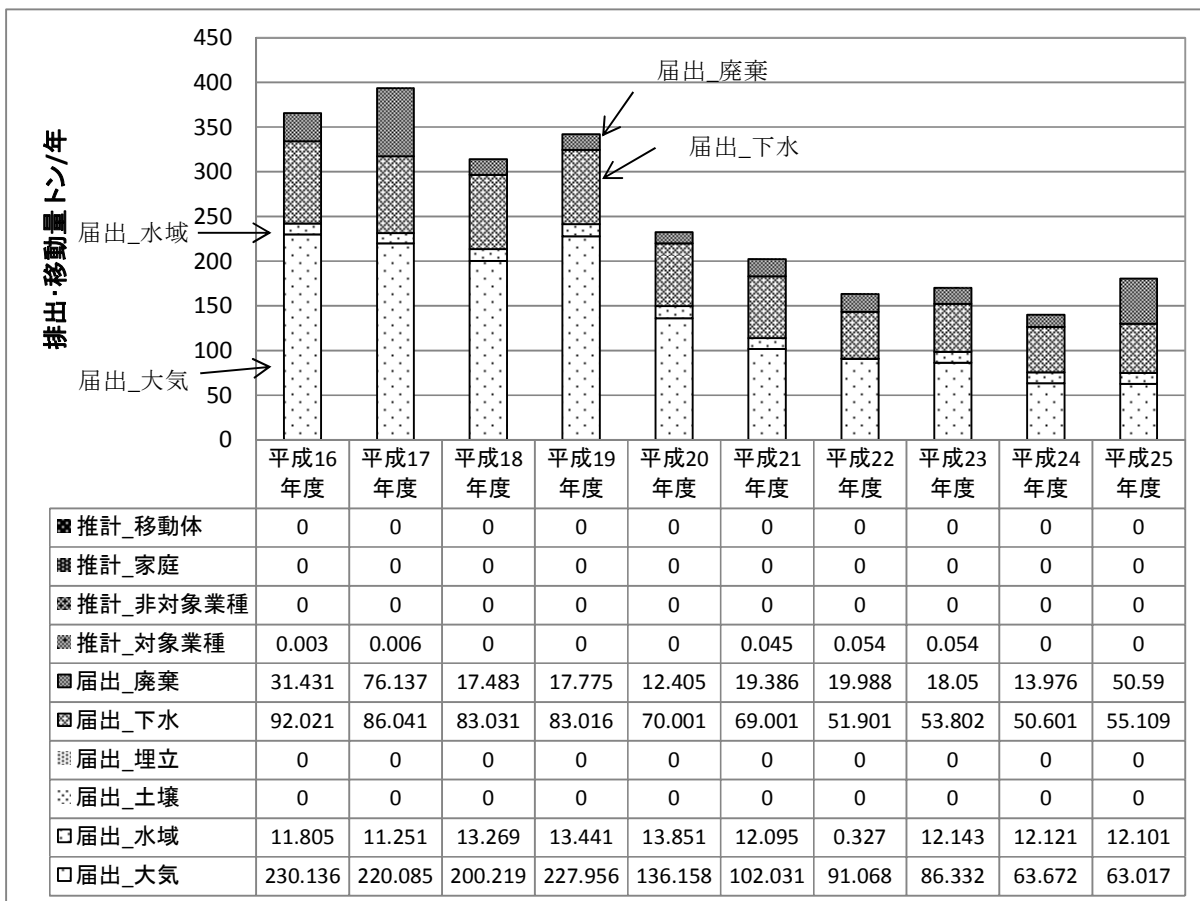


図 3-4 PRTR 制度に基づく排出・移動量の経年変化

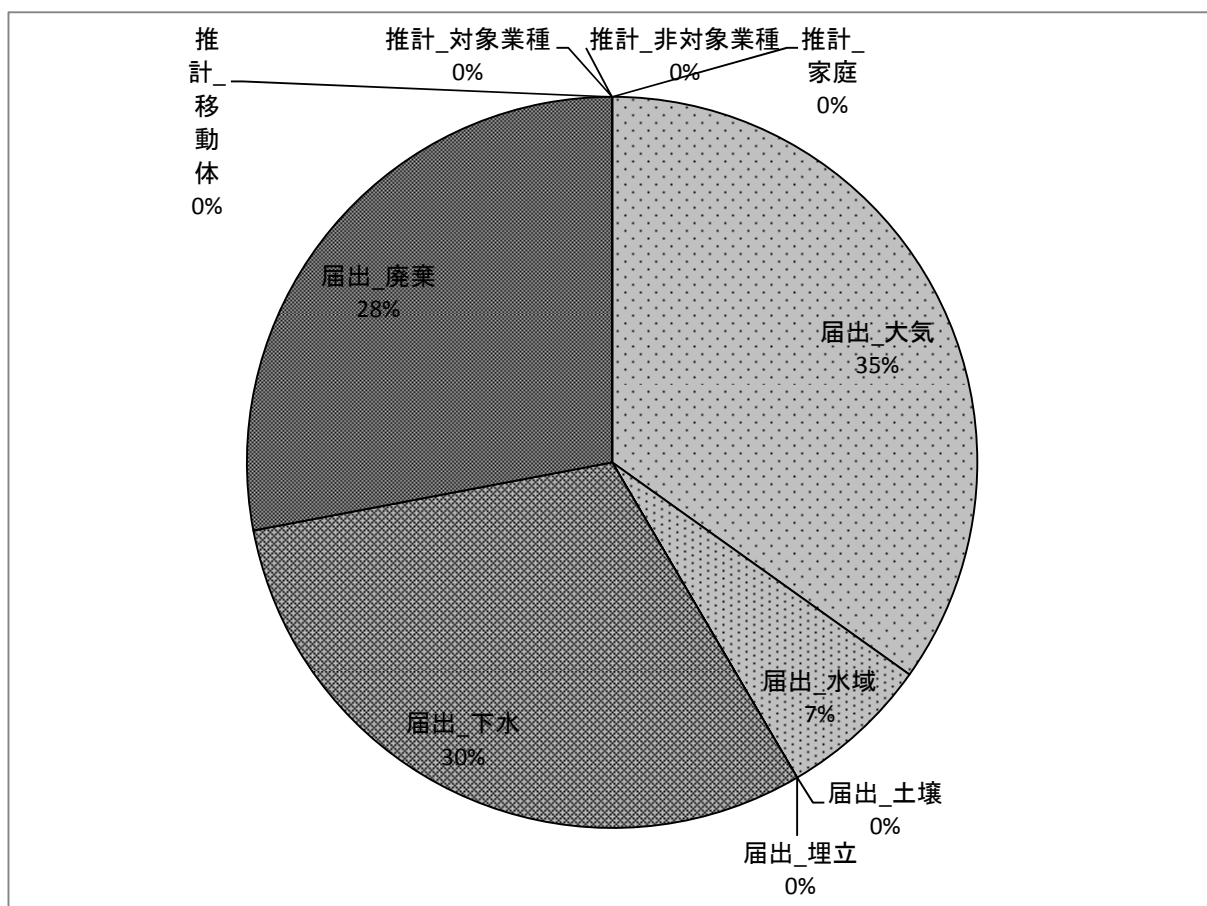


図 3-5 平成 25 年度の排出・移動量の内訳

続いて、平成 25 年度 PRTR 情報に基づき、1，2-エポキシプロパンの対象業種別・媒体別の排出量を図 3-6 に示す。

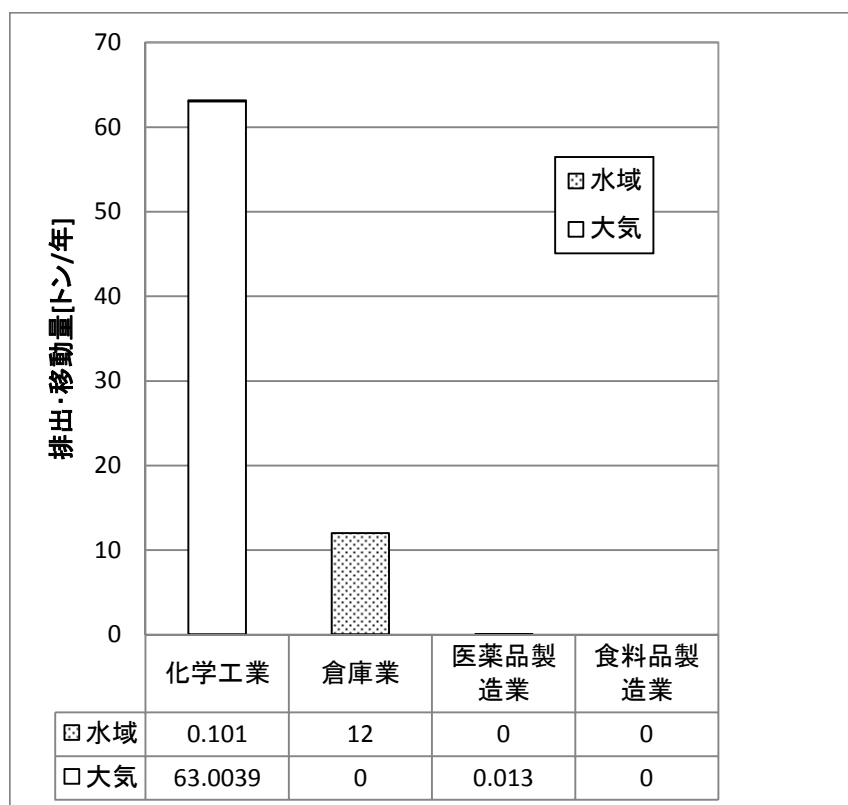


図 3-6 PRTR 届出排出量の業種別・媒体別内訳(平成 25 年度)

対象業種からの 1, 2-エポキシプロパンの排出量のうち、ほとんどが化学工業及び倉庫業からのものである。

1, 2-エポキシプロパンの届出事業所数は 68 であり、化審法届出情報の仮想的排出源の数 27 より多い。

図 3-5 に示したように平成 25 年度の 1, 2-エポキシプロパンの排出量は、届出排出量のみとなっている。

化審法届出情報を用いた推計排出量約 1050 トンは、PRTR 排出量（届出排出量）75 トンの約 14 倍と見積もられた。

3-3 排出等に係るその他の情報

1, 2-エポキシプロパンのその他の排出源として、下記の情報源において、以下のよう記述がある。

- 化学物質の初期リスク評価書¹

海外では、殺菌剤や農薬から大気へ排出される可能性があると報告されている。
また、車の排気ガスから大気へ排出されるという報告もある (GDCh BUA, 1992)。

¹ 化学物質の初期リスク評価書, 1,2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン). Ver. 1.0, No. 47, 2007.

1 • Hazardous Substance Data Bank (HSDB)¹

2 1, 2-エポキシプロパンは、ポリマー合成の中間物や食品添加物（薫蒸剤）とし
3 て使用されており、様々な廃棄物の段階から環境へ排出される可能性がある。

4 （原文： Artificial Pollution Sources:

5 1,2-Propylene oxide's production and its use as a chemical intermediate in polymer
6 synthesis and as a food additive (fumigant), may result in its release to the environment
7 through various waste streams(SRC).

¹ US NIH. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>,
(2016-01-07 閲覧).

4 有害性評価（人健康影響）

スクリーニング評価及び有害性評価Ⅰでは、有害性クラスについて、一般毒性は「2」、変異原性は「2」、発がん性は「2」と評価されている。さらに、暴露評価、国内外の機関における評価等を考慮し、有害性評価Ⅱとして、より詳細な人健康影響に関する有害性評価を行った。

有害性評価Ⅱでは、有害性評価Ⅰの情報に加え、既存の評価書等を調査して有害性情報を精査し、キースタディを選定し、有害性評価値を導出するための検討を行った。

4-1 一般毒性

4-1-1 人への影響

人への影響についての情報は得られなかった。

4-1-2 動物への影響

（1）経口暴露

実験動物に関する一般毒性試験結果（経口）の概要を表 4-1 に示す。

雌ラット（5 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 100、200、300 mg/kg を 24 日間（投与 18 回で補正：75、150、225 mg/kg/day）強制経口投与した結果、300 mg/kg でわずかな体重減少、胃の刺激、わずかな肝障害がみられた。100 及び 200 mg/kg では、体重、血液検査、血中尿素窒素、臓器重量、剖検及び病理組織検査において有害影響は認められなかった（Rowe et al., 1956）。

ラット（匹数不明）に 1,2-エポキシプロパン 0、0.52、5.2、52、520 µg/kg/day を 26 週間飲水投与した結果、520 µg/kg 投与群において多尿、血液学的異常、血清中アルブミン濃度減少、血清中 β グロブリン濃度増加、消化管粘膜における酵素活性増加が認められた。また、52 µg/kg 投与群においても高用量群で認められた血液学的異常（中等度）が認められた。他の投与群で毒性影響は認められなかった（Antonova et al., 1981; WHO (1985)/EHC 56 からの 2 次引用）。

雌 SD ラット（50 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 0（対照Ⅰ：サラダオイル・対照Ⅱ：無処置）、15、60 mg/kg（2 回/週で補正：4.3 mg/kg/day、17 mg/kg/day）を 219 回の投与（約 112 週間）経口投与し 150 週まで観察した試験で、生存率は対照群と差はなかった。投与群では前胃上皮の角質化、過形成及び乳頭腫（個別の発生頻度は不明）がみられた。なお、79-82 週は、肺炎発生のため無投与とした（Dunkelberg, 1982）。

表 4-1 1,2-エポキシプロパンの一般毒性試験結果（経口）

試験の種類/ 動物種等	投与期間 （方法）	投与量	結 果	LOAEL	NOAEL	文献
ラット 雌 5 匹/群	24 日間 18 回 （強制）	0、100、200、 300 mg/kg	300 mg/kg 投与群 わずかな体重減少、胃の刺 激、わずかな肝障害	300 mg/kg (225 mg/kg/day)	200 mg/kg (150 mg/kg/day)	Rowe et al., 1956

試験の種類/ 動物種等	投与期間 (方法)	投与量	結 果	LOAEL	NOAEL	文献
ラット 雌雄	26 週間 (飲水)	0、0.52、5.2、 52、520 µg/ kg/day	52 µg/kg 以上投与群 中等度の血液学的異常	52 µg/kg/day	5.2 µg/kg/day	Antonova et al., 1981 (WHO,1985 引用)
ラット SD 雌	112 週 2 回/週 (強制)	0、15、60 mg/kg	15 mg/kg 以上の投与群 前胃上皮の角質化、過形 成、及び乳頭腫	15 mg/kg (4.3 mg/kg/day)	ND	Dunkelberg, 1982

ND : not determined

(2) 吸入暴露

実験動物に関する一般毒性試験結果（吸入）を表 4-2 に示す。

雄 F344 ラットに 1,2-エポキシプロパン 0、10、20、50、150、525 ppm (0、24、48、121、362、1,267 mg/m³) を 6 時間/day、5 日/週、4 週間吸入暴露した試験で、暴露開始 1 週 (10 匹) 及び 4 週後 (10 匹)、暴露終了後 1 週 (10 匹) 及び 4 週後 (20 匹) に剖検した。試験の終了時の体重に有意差はなく、他の臨床毒性も認められなかった。気道上皮の過形成（軽微から軽度）が 150 ppm 以上で有意にみられ、暴露直後の 525 ppm 群の 2 匹には中程度の過形成が観察された。また、軽微から軽度の嗅上皮の変性が 525 ppm 暴露群で認められた (Eldridge et al., 1995)。

雄 Wistar ラット (11 匹/群) に 1,2-エポキシプロパン 0、1,500 ppm (0、3,555 mg/m³) を 6 時間/day、5 日/週、7 週間吸入暴露した試験で、後肢の運動失調がみられたが、明らかな筋弛緩性の後肢脱力、筋萎縮はみられなかった。主な病理変化は後肢神経及び有髄線維の軸索変性であった (Ohnishi et al., 1988)。

雌雄ラット (10 又は 20 匹/性/群)、雌雄モルモット (8 匹/性/群)、雌雄ウサギ (1 匹/性/群)、雌アカゲザル (1~2 匹) に 1,2-エポキシプロパン 0、102、195、457 ppm (0、242、462、1,083 mg/m³) を 7 時間/day、5 日/週、112~218 日間吸入暴露した試験で、ラット、モルモットへの 102、195 ppm 暴露で毒性影響はみられなかった。ラットの 457 ppm 暴露では眼と気道に刺激性がみられ、肺炎による死亡が増加した。死因は肺水腫と肺胞の出血であった。モルモット 457 ppm 暴露でも眼と気道に刺激性がみられ、157 日間暴露後には、肺胞の出血と肺水腫、間質性の水腫と充血が観察された。ウサギ及びアカゲザルでは、影響は認められなかった (Rowe et al., 1956)。

雄 F344 ラット (80 匹/群) に 0、100、300 ppm (0、237、711 mg/m³) を 7 時間/day、5 日/週、104 週間全身吸入暴露した試験で、300 ppm 暴露群の死亡率の増加が対照に比べ有意であった。両暴露群ともに体重の増加抑制があったが、血液化学、尿検査では変化はみられなかった。肺重量の増加、腎臓重量の減少が両暴露群に認められ用量依存性があった。300 ppm 暴露群では骨格筋障害（萎縮と変性が混在）がみられた。約 16 か月後から全てのラットがマイコプラズマ肺炎に感染し、生存率、鼻粘膜の細胞増殖の進行に影響を与えた (Lynch et al., 1984a)。

雄 F344 ラット（10 匹/群）に 0、100、300 ppm（0、237、711 mg/m³）を 6 時間/day、5 日/週、24 週間吸入暴露した試験で、神経毒性影響（知覚、運動および行動試験、オープンフィールド試験、後肢握力試験、神経病理学的検査）を調べた結果、体重量に影響がある濃度においても神経毒性は認められなかった（Young et al., 1985; EU-RAR から 2 次引用）。

雌雄 Wistar ラット（100 匹/性/群）に 1,2-エポキシプロパン 0、30、100、300 ppm（0、71、237、711 mg/m³）を 6 時間/day、5 日/週、123～124 週間吸入暴露し、48、72、96 週に雌雄各 10 匹を中間剖検した試験で、一般状態、行動、摂餌量、血液学的検査、血液化学的検査、尿検査のいずれも有意差はなかった。1 年目は 300 ppm 暴露で雌雄とも体重増加の抑制がみられたが、2 年目には回復した。死亡率は 300 ppm 暴露で雌雄に、100 ppm 暴露では雌に増加が認められた。雌の死亡率増加は乳腺腫瘍の発生に起因した。投与期間終了時において、嗅上皮の変性及び基底細胞の過形成が雌の 100、300 ppm 群及び雄の 300 ppm 群でみられた。また、鼻腔上皮に全ての暴露群で巣状陥入（Nest-like infolds）がみられ、あるものは腺を形成していた。軽微な巣状陥入の発生は 30 ppm 以上で統計学的に有意であった（Kuper et al., 1988）。

表 4-2 1,2-エポキシプロパンの一般毒性試験結果（吸入）

動物種等	投与期間	投与量	NOAEL/LOAEL 設定の 毒性影響	LOAEC	NOAEC	文献
ラット F344 雄	4 週間、6 時間 /day、5 日/週	0、10、20、 50、150、525 ppm	150 ppm 以上: 気道上 皮の過形成、嗅上皮細胞増生	150 ppm (362 mg/m ³)	50 ppm (121 mg/m ³)	Eldridge et al., 1995
ラット Wistar 雄	7 週間、6 時間 /day、5 日/週	0、1500 ppm	1500 ppm: 後肢の運動失調、後肢神経の軸索変性	1500 ppm (3,555 mg/m ³)	ND	Oonishi et al., 1988
ラット 雌雄	112-198 日、7 時間/day、5 日/週	0、102、195、 457 ppm	457 ppm: 肺炎による死亡率の増加、肺胞の出血と肺水腫	457 ppm (1,083 mg/m ³)	195 ppm (462 mg/m ³)	Rowe et al., 1956
モルモット 雌雄	157 日、7 時間/day、5 日/週		457 ppm: 肺胞の出血と肺水腫			
ウサギ 雌雄	218 日、7 時間/day、5 日/週		457 ppm: 影響なし	ND	457 ppm (1,083 mg/m ³)	
アカゲザル 雌雄			457 ppm: 影響なし			
ラット F344 雄	104 週間、7 時間/day、5 日/週	0、100、300 ppm	100 ppm 以上: 体重増加の抑制、肺重量増加、腎臓重量減少	100 ppm (237 mg/m ³)	ND	Lynch et al., 1984a
ラット F344 雄	24 週間、6 時間/day、5 日/週	0、100、300 ppm	神経毒性なし	神経毒性： ND	神経毒性： 300 ppm	Young et al., 1985 (EU-RAR, 2002 引用)

動物種等	投与期間	投与量	NOAEL/LOAEL 設定の 毒性影響	LOAEC	NOAEC	文献
ラット Wistar 雌雄	123-124 週間、 6 時間/day、 5 日/週	0、30、100、 300 ppm	30 ppm 以上：鼻腔上皮 の巣状陥入（雌雄）	30 ppm (71 mg/m ³)	ND	Kuper et al., 1988

太字はキースタディ。ND：not determined

4-1-3 有害性評価値の導出

一般毒性については、人のデータがないため、実験動物のデータを基に定量的評価を行った。

経口経路については、ラットに強制経口又は飲水投与した試験があったが、有害性評価値の算出に用いることのできるデータはなかった。Rowe ら（1956）の試験は、体重、血液検査、血中尿素窒素、臓器重量、剖検、及び病理組織検査の結果をもとに、200 mg/kg（150 mg/kg/day 相当）以下の強制経口投与では有害影響がみられないと報告しているが、具体的なデータは不明であった。Antonova ら（1981）の試験については、記載された所見の用量依存性に関する情報がなく LOAEL の根拠とするための確認ができなかった。また、Dunkelberg（1982）の試験は発がん影響の検出を目的としており、体重や臓器重量等のデータが示されておらず、前胃の非腫瘍性組織変化についても発生頻度等の詳細が不明であり、刺激性による可能性もある。したがって、本評価において、経口経路では有害性評価値の算出が可能なキースタディはないと判断した。

吸入経路については、一般毒性の最小毒性値が得られたのは Kuper ら（1988）のラット 2 年間吸入暴露試験で、鼻腔上皮の巣状陥入に基づく LOAEC が 30 ppm (71 mg/m³) であった。本試験をキースタディとし、一般毒性の有害性評価値算出に用いた。1 日 6 時間、週 5 日の吸入暴露試験における LOAEC 30 ppm (71 mg/m³) を、1 日 24 時間、週 7 日の暴露に補正すると 12.7 mg/m³⁽¹⁾となった。この濃度を、ラットの呼吸量 0.26 m³/day、体重 0.35 kg、吸収率 1.0 と仮定して、体重 1kg 当たりの 1 日内部暴露量に換算すると、9.43 mg/kg/day⁽²⁾であった。この値に不確実係数 1,000（種差 10、個体差 10、試験期間 1、LOAEL 採用 10、影響の重大性 1）を適用し、経口経路の有害性評価値を 9.4×10⁻³ mg/kg/day⁽³⁾と算出した。また、この値を人の呼吸量 20 m³/day、体重 50 kg と仮定して吸入暴露の濃度に変換し、吸入経路の有害性評価値を 2.4×10⁻² mg/m³⁽⁴⁾と算出した。

4-2 生殖・発生毒性

4-2-1 人への影響

人への影響についての情報は得られなかった。

(1) 吸入試験における毒性値の暴露補正及び経口暴露換算は、「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」（平成 23 年 9 月 15 日付）に基づいて行った。

暴露補正值[mg/m³]=吸入暴露濃度[mg/m³]×暴露時間[時間]/24[時間]×暴露日数[日]/7[日]
=71[mg/m³]×6[時間]/24[時間]×5[日]/7[日]=12.7 [mg/m³]

(2) 内部暴露換算値=12.7[mg/m³]×0.26[m³/day]×1.0（吸収率）/0.35[kg]≒9.43[mg/kg/day]

(3) 経口経路の有害性評価値=9.43/1000≒9.4×10⁻³[mg/kg/day]

(4) 吸入経路の有害性評価値=9.43×10⁻³[mg/kg/day]×50[kg]/20[m³/day]≒2.4×10⁻²[mg/m³]

4-2-2 動物への影響

(1) 経口暴露

実験動物に関する生殖・発生毒性試験結果（経口）を表 4-3 に示す。

雄ラットに 1,2-エポキシプロパン 520 mg/kg を単回経口投与した試験で、精子の運動性の減少と一次精母細胞の損傷がみられた。非暴露の雌と暴露後 2～10 週間に交配した試験では、暴露群の雄の 50%が不妊であった（Antonova et al., 1981 ; EU RAR, 2002 からの 2 次引用）。

なお、遺伝毒性試験の章で後述するが、強制経口投与によるマウスの優性致死試験では、1,2-エポキシプロパンの影響は認められなかった（Bootman et al., 1979）。

表 4-3 1,2-エポキシプロパンの生殖・発生毒性試験結果（経口）

動物種等	投与期間 (方法)	投与量	結 果	生殖・発生 LOAEL	生殖・発生 NOAEL	文献
ラット 雄	単回 (強制)	520 mg/kg	精子の運動性の減少、一次精母細胞の損傷 非暴露の雌と投与後 2～10 週間の交配で雄の 50%が不妊	520 mg/kg (単回)	-	Antonova et al., 1981 (EU-RAR,2002 引用)

(2) 吸入暴露

実験動物に関する生殖・発生毒性試験結果（吸入）を表 4-4 に示す。

雌雄 SD ラット(10 匹/群)の交配前 2 週間から交配後妊娠 19 日まで 1,2-エポキシプロパン 0、125、250、500、1,000 ppm (0、297、594、1,188、2,376 mg/m³) を 5～6 週間 (35-39 日、6 時間/day、7 日/週) 暴露した結果、雌雄とも嗅上皮の変性(雄 250 ppm 以上、雌 500 ppm 以上)及び体重増加抑制(雄 500 ppm 以上、雌 1,000 ppm)が認められた。また、1,000 ppm 投与群において瀕死あるいは死亡(瀕死: 雄 3 例・妊娠雌 3 例、死亡: 非妊娠雌 1 例)がみられ、雌(7 匹)は妊娠したが分娩に至らず、産仔が得られなかった。雄では、生殖細胞壊死及び血清中の LH 及び FSH 値の上昇、テストステロン値の低下、精子数減少、精子運動性低下が認められた。その他の投与群については生殖に影響はみられなかった。一方、雌 SD ラット(5 匹/群)の妊娠 6～19 日に 1,2-エポキシプロパン 0、125、250、500、750、1,000 ppm (0、297、594、1,188、1,782、2,376 mg/m³) を 6 時間/day 暴露した結果では、750 ppm 以上の投与群で母体の体重増加抑制が認められ、胎児重量減少及び骨化遅延が認められた（Okuda et al., 2006）。

雌雄 F344 ラット(30 匹/性/群)に 1,2-エポキシプロパン 0、30、100、300 ppm (0、70、240、710 mg/m³) を交配前 14 週間(6 時間/day、5 日/週)、その後は 7 日/週暴露(ただし母動物は妊娠 21 日から分娩 4 日までは暴露なし)した二世世代試験で、交配前の投与期間中に 300 ppm で F₀ 及び F₁ の雌雄にわずかな体重増加抑制がみられたが、F₀、F₁ における交配・受胎、また F₁ 及び F₂ の出生児の大きさ、成長、生存には 300 ppm 暴露まで有害影響はみられなかった（Hayes et al., 1988）。

雌 F344 ラット(25 匹/群)に 1,2-エポキシプロパン 0、100、300、500 ppm (0、237、711、1,188 mg/m³) を 6 時間/day で妊娠 6～15 日に全身吸入暴露し、妊娠 20 日に剖検した試験で、500 ppm 群に有意な母体重増加抑制がみられた。しかしながら、生存胎児数・胎児重量・着床

後死亡数・全着床数・黄体数の変化はなかった。胎児の肋骨長に変異は認められたものの（500 ppm）、催奇形性は認められなかった（Harris et al., 1989）。

雌 SD ラット（32～42 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 0（対照群）又は 500 ppm(1,188 mg/m³) を 7 時間/day で妊娠 7～16 日目、妊娠 1～16 日目、交配前 3 週間（5 日/週）から妊娠 16 日目に吸入暴露し、妊娠 21 日目に屠殺解剖した試験で、各暴露群とも有意な母動物の体重増加抑制があり、投与期間の長い生殖試験で最大の抑制が見られた（妊娠 21 日目/妊娠 1 日目の増加、対照群 106%に対し 89%）。生殖試験では黄体数の有意な減少及びそれに伴う着床数・生存胎児数の減少があり、波状肋骨の発生、骨化遅延がみられた。全ての投与群で胎児の体重減少と頭殿長の減少が認められたが、奇形発生頻度には有意差はなかった（Hardin et al., 1983a）。

雌 NZW ウサギ（20～30 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 500 ppm（1,188 mg/m³）を 7 時間/day の全身吸入で妊娠 7～19 日目又は妊娠 1～19 日目に暴露し、妊娠 30 日目に剖検した試験で、暴露による影響はなかった（Hardin et al., 1983a）。

なお、後述するが、ラット又はマウスの優性致死試験及び精子頭部形状試験では、吸入による 1,2-エポキシプロパンの影響は認められなかった（Hardin et al., 1983b, c）。

表 4-4 1,2-エポキシプロパンの生殖・発生毒性試験結果（吸入）

動物種等	投与期間 (方法)	投与量	結 果	生殖・発生 LOAEC	生殖・発生 NOAEC	文 献
ラット SD 雌雄	5-6 週間(交配前 2 週間～妊娠 19 日) (6 時間/day、7 日/週)	0、125、250、 500、1,000 ppm	1,000 ppm 死亡、瀕死、体重増加抑制、産仔なし、生殖細胞変性(雄)、血清中の LH 及び FSH 増加、テストステロン低下	生殖： 1,000 ppm (2,376 mg/m ³)	生殖： 500 ppm (1,188 mg/m ³)	Okuda et al., 2006
ラット SD 雌	妊娠 6 - 19 日 (6 時間/day、7 日/週)	0、125、250、 500、750、 1,000 ppm	750 ppm 以上 母動物：体重増加抑制 児動物：胎児重量減少、骨化遅延	母動物・胎児： 750 ppm (1,782 mg/m ³)	母動物・胎児： 500 ppm (1,188 mg/m ³)	
ラット F344 雌雄	F ₀ :6 時間/day(全身) 交配前 14 週（5 日/週）、交配後（7 日/週） F ₁ :同様に 17 週	0、30、100、 300 ppm	二世代試験 親動物 300 ppm： 交配前の F ₀ 、F ₁ の雌雄のわずかな体重増加抑制 各投与量とも F ₀ 、F ₁ の交配、受胎に影響なし	親動物： 300 ppm 生殖：ND	親動物： 100 ppm (240 mg/m ³) 生殖： 300 ppm (710 mg/m ³)	Hayes et al., 1988
ラット F344 雌	6 時間/day (全身) 妊娠 6-15 日	0、100、300、 500 ppm	500 ppm 母動物：体重増加抑制 胎児：肋骨長に変異	母動物・胎児： 500 ppm (1,188 mg/m ³)	母動物・胎児： 300 ppm (710 mg/m ³)	Harris et al., 1989

動物種等	投与期間 (方法)	投与量	結 果	生殖・発生 LOAEC	生殖・発生 NOAEC	文 献
ラット SD 雌	7 時間/day (全身) ・ 妊娠 7-16 日目 ・ 妊娠 1-19 日目 ・ 交配前 3 週間～妊娠 16 日目(5 日/週)	0、500 ppm	全投与試験で母動物の体重増加抑制 全投与試験で胎児の体重減少、頭殿長の減少 生殖試験で黄体数の減少、着床数・生存胎児数の減少	母動物・胎児： 500 ppm (1,188 mg/m ³)	母動物・胎児： ND	Hardin et al., 1983a
ウサギ NZW 雌	7 時間/day (全身) ・ 妊娠 7-19 日目、 ・ 妊娠 1-19 日目	0、500 ppm	投与による影響なし	母動物・胎児： ND	母動物・胎児： 500 ppm (1,188 mg/m ³)	

太字はキースタディ。ND：not determined

4-2-3 有害性評価値の導出

生殖・発生毒性については、人のデータがないため、実験動物のデータを基に定量的評価を行った。

経口経路については、雄ラットに単回投与した 1 試験しかなく、有害性評価値の算出に用いることのできるデータがなかった。

吸入経路において、生殖毒性の最小毒性値が得られたのは Okuda ら（2006）のラット 5～6 週間反復投与毒性及び生殖・発生毒性併合試験で、F0 雄における生殖細胞壊死、血清中 LH 及び FSH 上昇、テストステロン低下に基づく NOAEC 500 ppm (1,188 mg/m³) であった。また、発生毒性については、いずれの試験でも母動物に明らかな毒性（体重増加抑制）が発現する 500 ppm より低い用量では胎児影響が認められず、最大用量の 1,000 ppm でも胎児体重低値及び骨化遅延を生じたのみであり、明確な発生毒性が認められなかったため、評価値算出に用いなかった。なお、Hayes ら（1988）の二世世代試験、Harris ら（1989）の発生毒性試験では親動物の体重増加抑制に基づく NOAEC 100 ppm と 300 ppm が得られているが、これらの体重への影響より感受性の高い指標をもとに導出した一般毒性の評価値でカバーできるため、ここでは採用しなかった。

本評価では Okuda ら（2006）の試験をキースタディとし、生殖・発生毒性の有害性評価値の算出に用いた。1 日 6 時間、週 7 日の吸入暴露試験における NOAEC 500 ppm (1,188 mg/m³) を、1 日 24 時間、週 7 日の暴露に補正すると 297 mg/m³⁽¹⁾となる。この濃度を、ラットの呼吸量 0.26 m³/day、体重 0.35 kg、吸収率 1.0 と仮定して、体重 1kg 当たりの 1 日内部暴露量に換算すると、221 mg/kg/day⁽²⁾であった。この値に不確実係数 100（種差 10、個体差 10、試験期間 1、NOAEL 採用 1、試験の質 1）を適用し、経口経路の有害性評価値を **2.2 mg/kg/day**⁽³⁾と算出した。また、この値を人の呼吸量 20 m³/day、体重 50 kg と仮定して吸入暴露の濃度に変換し、吸入経路の有害性評価値を **5.5 mg/m³**⁽⁴⁾と算出した。

(1) 吸入試験における毒性値の曝露補正及び経口曝露換算は、「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」（平成 23 年 9 月 15 日付）に基づいて行った。

曝露補正值[mg/m³]=吸入曝露濃度[mg/m³]×曝露時間[時間]/24[時間]×曝露日数[日]/7[日]
=1188[mg/m³]×6[時間]/24[時間]×7[日]/7[日]=297[mg/m³]

(2) 内部曝露換算値=297[mg/m³]×0.26[m³/day]×1.0（吸収率）/0.35[kg]≒221[mg/kg/day]

(3) 経口経路の有害性評価値=221[mg/kg/day]/100≒2.2[mg/kg/day]

(4) 吸入経路の有害性評価値=2.2[mg/kg/day]×50[kg]/20[m³/day]≒5.5[mg/m³]

4-3 変異原性（遺伝毒性）

4-3-1 人への影響

Thiess ら（1981）は、工場で 1,2-エポキシプロパンと複数の類似化学物質に暴露していた男性 27～63 歳（平均 47.1 歳；喫煙の有無は不明）の 43 人（20 年以上暴露：11 人、20 年以下暴露：6 人、常時暴露（平均 17.6 年）＋高濃度暴露（事故）：21 人、高濃度暴露（事故）のみ：5 人）から採取した末梢リンパ球について、染色体異常を調査した。20 年以上暴露群における染色体異常（ギャップも含む）のリンパ球の割合は、対照群（非暴露 24～58 歳（平均 38.6 歳）の男性 21 人）に比較して有意に増加していた。

4-3-2 変異原性に関する試験

変異原性に関する試験結果を表 4-5、表 4-6 に示す。

（1）*In vitro* 試験

ラット肝細胞を用いたアルカリ溶出法による DNA 鎖切断試験では陽性であった（Sina et al., 1983）。また、子ウシ胸腺での DNA 付加体形成が確認された（Randerath et al., 1981; Djuric et al., 1986）。

ネズミチフス菌を用いた復帰突然変異試験では、TA100、TA1535 が S9mix 添加の有無にかかわらず陽性の結果を示した（Bootman et al., 1979; McMahon et al., 1979; Pfeiffer and Dunkelberg, 1980; Agurell et al., 1991; Djuric et al., 1986）。また、大腸菌（WP2、WP2uvrA、CM871、CM891）を用いた復帰突然変異試験の結果は S9mix 添加の有無にかかわらず陽性であった（Bootman et al., 1979; Dean et al., 1985; McMahon et al., 1979）。一方、酵母菌を用いた試験では、陽性と陰性の結果が得られている（Agurell et al., 1991; Migliore et al., 1982）。

マウスリンフォーマ（L5178Y）を用いた *Tk* 遺伝子突然変異試験や、チャイニーズハムスター（CHO）細胞を用いた *Hprt* 遺伝子突然変異試験では、陽性の結果が得られた（McGregor et al., 1991; Zamora et al., 1983）。

チャイニーズハムスター（CHO）細胞、チャイニーズハムスター V79 細胞及びヒトリンパ球細胞を用いた姉妹染色分体交換（SCE）試験で、1,2-エポキシプロパンは S9mix 無添加で陽性の結果が得られた（Agurell et al., 1991; Gulati et al., 1989; Tucker et al., 1986; Von der Hude et al., 1991）。

チャイニーズハムスター（CHO）細胞、ラット肝細胞、ヒトリンパ球細胞を用いた染色体異常試験では S9mix 添加の有無にかかわらず陽性であった（Bootman et al., 1979; Dean and Hadson-Walker, 1979; Gulati et al., 1989）。

1

表 4-5 1,2-エポキシプロパンの変異原性に関する *in vitro* 試験結果

試験系		試験材料	結果 - S9/ +S9	文献
DNA鎖切断		ラット肝細胞	+	Sina et al., 1983
³² P-ポストラベル法		子ウシ胸腺	+	Randerath et al., 1981
DNA付加体		子ウシ胸腺	+	Djuric et al., 1986
復帰突然変異試験	ネズミチフス菌	TA100、TA1535、TA98、TA1537、TA1538	+ / +	Bootman et al., 1979
		TA100、TA1535、TA98、TA1537、TA1538、G46、C3076、D3052	+ / +	McMahon et al., 1979
		TA100、TA1535、TA98、TA1537	+ / ND	Pfeiffer and Dunkelberg, 1980
		TA1535、TA100	+ / ND	Agurell et al., 1991
		TA1535、TA100	+ / ND	Djuric et al., 1986
	大腸菌	WP2、CM871、CM891	+ / +	Bootman et al., 1979
		WP2、WP2 uvrA	+ / +	McMahon et al., 1979
		WP2 uvrA	+ / +	Dean et al., 1985
	酵母菌	<i>S. cerevisiae</i> D7	- / ND	Agurell et al., 1991
		<i>S. pombe</i> P1	+ / +	Migliore et al., 1982
	Tk遺伝子突然変異試験	マウスリンフォーマL5178Y細胞	+ / ND	McGregor et al., 1991
	Hprt遺伝子突然変異試験	チャイニーズハムスターCHO細胞	+ / ND	Zamora et al., 1983
染色体異常試験		チャイニーズハムスターCHO細胞	+ / +	Gulati et al., 1989
		ラット肝細胞	+ / +	Dean and Hodson -Walker, 1979
		ヒトリンパ球細胞	+ / +	Bootman et al., 1979
SCE試験		チャイニーズハムスターV79細胞	+ / ND	Von der Hude et al., 1991
		チャイニーズハムスターCHO細胞	+ / +	Gulati et al., 1989
		ヒトリンパ球細胞	+ / ND	Agurell et al., 1991
		ヒトリンパ球細胞	+ / ND	Tucker et al., 1986
DNA鎖切断試験		ラット肝細胞	+	Sina et al., 1983
DNA付加体試験		子ウシ胸腺	+	Randerath et al., 1981
DNA付加体試験		子ウシ胸腺	+	Djuric et al., 1986

2 - : 陰性、+ : 陽性、ND : not determined

3

4 (2) *In vivo* 試験

5 雌雄の F344 ラット・B6C3F1 マウス (吸入・腹腔内)、ビーグル犬 (吸入・静脈内) に [1,2-¹⁴C]-
6 エポキシプロパンを暴露し、肝臓及び肺 (ラットは脳を追加) の DNA 付加体「N7-(2-ヒドロ
7 キシプロピル)グアニン」量を測定した結果、いずれも肝臓の付加体が最も低い値であった。
8 付加体の濃度は投与経路には関係がなく、また同濃度の投与量では顕著な種差もなかった

(Segeberback et al., 1994)。

雄 F344 ラット (40 匹) に 1,2-エポキシプロパン 500 ppm を、4 週間 (6 時間/day、5 日/週) 吸入暴露し、DNA 付加体である N7-(2-ヒドロキシプロピル)グアニンを暴露直後と 3 日後に測定した結果、暴露直後では鼻粘膜呼吸部 (98.1 ± 1.7 adducts/ 10^6 nucleotides) での分布が高く、次いで鼻粘膜嗅部 (58.5 ± 1.1)、肺 (16.3 ± 1.4)、リンパ球 (9.92 ± 1.3)、脾臓 (9.26 ± 0.5)、肝臓 (4.64 ± 0.4)、精巣 (2.95 ± 0.1) であった。3 日後の測定では 7 割程度の値であった (Segarback et al., 1998)。

Swiss albino マウスに腹腔内投与し骨髓細胞の染色体異常をみた試験では、高投与量で陽性であった (Farooqi et al., 1993)。カニクイザルに 2 年間吸入暴露し末梢リンパ球の染色体異常を調べた試験では、陰性であった (Lynch et al., 1984b)。

マウスへ経口投与し、その骨髓細胞を用いた小核試験では陰性であったが、腹腔内投与し、その骨髓細胞を用いた小核試験は陽性であった (Bootman et al., 1979; Farooqi et al., 1993)。

ラットの吸入による優性致死試験及びマウスの強制経口投与による優性致死試験はいずれも陰性であった (Bootman et al., 1979; Hardin et al., 1983b, c)。また、雄マウスの吸入試験による精子頭部の形状への影響を調べたところ、異常は認められなかった (Hardin et al., 1983c)。

雄ラットに 520 mg/kg を単回経口投与した試験において、精子運動量の減少及び一次精母細胞の障害がみられたことが報告されている。この雄ラットを投与後 2~10 週後に無処置雌ラットと交配したところ、50%の雄に“不妊”を認めた。しかし、この試験における用量は、1,2-エポキシプロパンの LD₅₀ に近く、明らかな全身毒性が生じ得るものであったため、これらの結果からは 1,2-エポキシプロパンに固有の生殖毒性に関して明確な結論を導くことはできなかった (Antonova et al., 1981 : EU-RAR 2002 より二次引用)。

ショウジョウバエを用いた吸入暴露による伴性劣性致死試験は陽性であった (Hardin et al., 1983b, c)。

表 4-6 1,2-エポキシプロパンの変異原性に関する *in vivo* 試験結果

試験系	動物種	処理条件	用量	結果	文献
DNA付加体生成試験	ラット(F344 雌雄)、 マウス(B6C3F1雌雄)、 イヌ(Beagle 雌雄) 肝臓、肺、脳	吸入(1又は5時間)、 腹腔内、 静脈内	inhal: 3.3-18.4 mg/kg i.p: 3.1、7.6 mg/kg i.v: 4.1、20.2 mg/kg	+	Segeberback et al., 1994
	ラット(F344 雄) 各組織	吸入 (6 時間 /day 5日/週、4 週間)	500 ppm	+	Segaerback et al., 1998
伴性劣性致死試験	ショウジョウバエ	吸入(24時間)	645ppm (1,530 mg/m ³)	+	Hardin et al., 1983b, c
染色体異常試験	マウス(Swiss albino 雌) 骨髓細胞	腹腔内	30-450 mg/kg	+	Farooqi et al., 1993

試験系	動物種	処理条件	用量	結果	文献
	カニクイザル 末梢リンパ球	吸入 (7 時 間 /day 5日/週、2 年間)	100、300 ppm	—	Lynch et al., 1984b
小核試験	マウス(ICR 雄) 骨髓細胞	経口(2回/day)、 1日	100、250、500 mg/kg/ 回	—	Bootman et al., 1979
	マウス(ICR 雄) 骨髓細胞	腹 腔 内 (2 回 /day)、1日	75、150、300 mg/kg/ 回	+	
	マウス (Swiss albino 雌) 骨髓細胞	腹腔内	30-450 mg/kg	+	Farooqi et al., 1993
精子頭部形状	マウス(C3H-He 雄) 生殖細胞	吸入 (7 時 間 /day、5日間)	300 ppm	—	Hardin et al., 1983c
優性致死 試験	ラット(SD 雄) 生殖細胞	吸入 (7 時 間 /day、5日間)	300 ppm	—	Hardin et al., 1983b, c
	マウス(ICR 雄) 生殖細胞	強制経口(14日 間)	50、250 mg/kg/day	—	Bootman et al., 1979
	ラット(雄) 生殖細胞	単回経口投与	520 mg/kg	+	Antonova et al., 1981 : EU-RAR 2002より

—：陰性、+：陽性

4-3-3 変異原性の評価

1,2-エポキシプロパンは *in vitro*、*in vivo* ともに DNA 切断及び付加体形成が認められ、直接 DNA に作用するものと考えられる。*in vitro* 試験では、細菌を用いる復帰突然変異試験、ほ乳類培養細胞を用いる染色体異常試験を含め多くの試験で陽性を示し明確な陽性結果が得られた。*in vivo* 試験では、DNA 付加体生成が複数の試験で観察され、染色体異常試験と小核試験では陽性の成績が得られたものの、一部の試験では陰性の成績が得られている。また、優性致死試験では陽性及び陰性の結果が得られている。各国の評価やレビューからも変異原性を否定できないという評価がなされていることを踏まえ、1,2-エポキシプロパンは変異原性を有する物質と評価した。

4-4 発がん性

4-4-1 人への影響

(1) 経口暴露

人への影響（経口経路）における情報は得られなかった。

(2) 吸入暴露

吸入暴露による疫学調査結果を表 4-7 に示す。

米国ウエストバージニアにおける 2 化学工場と 1 開発研究所で働いていた男性 29,139 人の

集団に関する後ろ向き疫学調査では、非ホジキン性リンパ腫（52 例、標準化死亡比 (SMR)=1.32）、多発性骨髄腫（20 例 SMR データなし）、非リンパ性白血病（39 例 SMR データなし）、及びリンパ性白血病（18 例 SMR データなし）による死亡が報告されている（Rinsky et al., 1988）。

上記の母集団を用いて Ott ら（1989）は症例対照研究により 1,2-エポキシプロパン暴露対非暴露のオッズ比を非ホジキン性リンパ腫: 1.5、多発性骨髄腫: 3.4、非リンパ性白血病: 1.3、リンパ性白血病: 0 と報告している。これらのオッズ比の 95%信頼性区間下限値はいずれも 1.0 未満で、過剰死亡はみられなかった。

旧西ドイツの酸化エチレン及び 1,2-エポキシプロパンの 8 製造工場で 6 か月以上雇用された労働者 602 人を対象とした疫学調査の結果、1928～1980 年の死亡者は 56 人で、旧西ドイツの人口から求めた期待値 76.6 人よりも少なかった。また、各種の腫瘍による死亡数について有意な増加はなかった（Thiess et al., 1982）。

表 4-7 1,2-エポキシプロパンの発がん性に関する疫学調査結果

対象コホート	暴露状況	結果	文献
米国 化学工場(n=2) 開発研究所(n=1) 男性労働者 29,139 人	1 日以上	非ホジキン性リンパ腫(52 例 SMR=1.32)	Rinsky et al., 1988 Ott et al., 1989
旧西ドイツ 製造工場(n=8) 労働者 602 人	6 か月以上	各種の腫瘍による死亡数について有意な増加なし	Thiess et al., 1982

SMR＝標準化死亡比

4-4-2 動物への影響

(1) 経口暴露

実験動物に関する発がん性試験結果（経口）を表 4-8 に示す。

雌 SD ラット（50 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 0（対照 I：サラダオイル；対照 II：無処置）、15、60 mg/kg を週 2 回、計 219 回投与経口投与し 150 週まで観察した。生存率は対照群と変わらなかった。前胃に上皮の過形成、乳頭腫、扁平上皮がんの発生に用量依存性がみられた。また、60 mg/kg 投与群では胃幽門部に腺がんがみられた。その他の部位には腫瘍はみられなかった。なお、79-82 週は、肺炎のため無投与とした（Dunkelberg, 1982）。

表 4-8 1,2-エポキシプロパンの発がん性試験結果（経口）

動物種等	投与期間 (方法)	投与量	結 果	発がん NOAEL	発がん LOAEL	文献
ラット SD 雌	113 週 2 回/週 (強制)	0、15、60 mg/kg	15 mg/kg 以上：前胃の扁平上皮がん、 前胃の(過形成+乳頭腫)の発生率に 用量依存あり	ND	15 mg/kg	Dunkelberg, 1982

太字はキースタディ。ND：not determined

(2) 吸入暴露

実験動物に関する発がん性試験結果（吸入）を表 4-9 に示す。

雄 F344 ラット（80 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 0、100、300 ppm（0、237、711 mg/m³）を 104 週間（7 時間/day、5 日/週）吸入暴露した試験で、300 ppm 暴露群の死亡率が対照に比べ有意であった。鼻腔上皮の複合過形成に用量依存性がみられ、300 ppm では鼻腔に腺腫（2/78:有意差なし）が発生した。両暴露濃度で副腎の褐色細胞腫の増加があったが、用量依存性はなかった。また、腹膜中皮腫もみられたが有意差はなかった。約 16 か月から全てのラットがマイコプラズマ肺炎に感染しており、生存率及び鼻粘膜の増殖に影響を与えた（Lynch et al., 1984a）。

雌雄の B6C3F1 マウス（50 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 0、200、400 ppm（0、474、948 mg/m³）を 103 週間（6 時間/day、5 日/週）暴露した試験で、雌雄の 400 ppm 暴露群で鼻腔の血管腫の発生が有意に増加し（雄 5/50、雌 3/50）、雄の 400 ppm 暴露群では、鼻腔の血管肉腫の発生が有意に増加した（5/50）。また、雄の 400 ppm 暴露群で鼻腔の扁平上皮がんが 1/50 例、鼻腔の乳頭腫が 1/50 例みられ、雌の 400 ppm 暴露群では、鼻腔の腺がんが 2/50 例みられた（U.S.NTP, 1985）。

雌雄の F344 ラット（50 匹/群）に 0、200、400 ppm（0、474、948 mg/m³）を 103 週間（6 時間/day、5 日/週）暴露した試験で、400 ppm 暴露群で鼻腔の扁平上皮がん（雄 21/50、雌 11/48）、鼻腔の乳頭腺腫（雌 3/48）の発生率が有意に増加した（U.S.NTP, 1985）。

雌雄 Wistar ラット（100 匹/群）に 1,2-エポキシプロパン 0、30、100、300 ppm（0、71、237、711 mg/m³）を 123～124 週間（6 時間/day、5 日/週）吸入暴露し、48、72、96 週に雌雄各 10 匹を中間剖検した吸入毒性・発がん性試験で、死亡率は両性の 300 ppm で対照に比べ増加し、雌では 100 ppm でもその傾向があった。鼻部のエナメル上皮線維肉腫が低用量の雄に発生（1/66 例）し、鼻部の扁平上皮がんが低用量の雄（1/61 例）と高用量の雄（1/63 例）に発生した。300 ppm 暴露群の雄の咽頭、気管、肺に 4 例のがんが発生した。乳腺腫瘍（主として線維腺腫）は対照群を含む雌の全ての用量で発生し、300 ppm 暴露群において有意であったが背景データの範囲内であった（Kuper et al., 1988）

表 4-9 1,2-エポキシプロパンの発がん性試験結果（吸入）

動物種等	投与期間	投与量	結 果	発がん NOAEC	発がん LOAEC	文 献
ラット F344 雄	104 週 7 時間/day 5 日/週(全身)	0、100、300 ppm	300 ppm 鼻腔に腺腫(2/78:有意差なし)	300 ppm (711 mg/m ³)	ND	Lynch et al., 1984a
マウス B6C3F1 雌雄	103 週 6 時間/day 5 日/週(全身)	0、200、400 ppm	400 ppm 鼻腔の血管腫（雌雄）、血管肉腫（雄）が有意に増加	200 ppm (474 mg/m ³)	400 ppm (948 mg/m ³)	U.S. NTP, 1985

動物種等	投与期間	投与量	結 果	発がん NOAEC	発がん LOAEC	文 献
ラット F344 雌雄	103 週間 6 時間/day 5 日/週(全身)	0、200、400 ppm	400 ppm 鼻腔の扁平上皮がん(雌雄)、鼻 腔の乳頭腺腫(雌)が有意に 増加	200 ppm (474 mg/m ³)	400 ppm (948 mg/m ³)	
ラット Wistar 雌雄	123-124 週間 6 時間/day 5 日/週(全身)	0、30、100、 300 ppm	300 ppm 雄の咽頭、気管、肺のがん有 意に増加	ND	300 ppm (711 mg/m ³)	Kuper et al., 1988

ND : not determined

4-4-3 有害性評価値の導出

1,2-エポキシプロパンは実験動物に対する発がん性が明らかであった。一方、発がん影響が認められたのは、暴露局所(前胃及び鼻腔)のみであるため刺激性の関与が疑われる。しかし、発がん影響の発現濃度は短期の試験で刺激性が認められる濃度よりも低いこと、DNAに直接作用し変異原性を示すことから、発がん影響に変異原性が関与する可能性がある。よって、閾値のない変異原性発がん物質として評価することとした。一方、人での発がん性については、定量的評価に用いることのできるデータが得られていない。したがって、本評価における発がん性の有害性評価値として、実験動物のデータに基づき、リスクレベル 10^{-5} の実質安全量(VSD)(mg/kg/day)を算出することとした。

経口経路については、唯一入手できた Dunkelberg ら(1982)の強制経口投与によるラットの発がん性試験をキースタディとし、有害性評価値の算出に用いた。本試験は週2日、1回当たり15又は60 mg/kgの被験物質が強制経口投与されている。投与回数219回と無投与期間(約4週間)を考えると、トータル投与期間は113週程度と考えられる。113週だと仮定し、文献に記載されていた平均トータル摂取量2,714、10,798 mg/kgより、各投与量を3.43、13.7 mg/kg/day⁽¹⁾と算出した。本試験における前胃の扁平上皮がんの発生頻度に基づくBMDL₁₀は2.54 mg/kg/dayで、このBMDL₁₀を原点まで直線外挿するとスロープファクター(SF)は $3.94 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ ⁽²⁾となり、発がん性の経口経路の有害性評価値(リスクレベル 10^{-5})を $2.5 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/day}$ ⁽³⁾と算出した。

吸入経路については、最も低いBMCL₁₀が得られたU.S.NTP(1985)の吸入暴露によるラット発がん性試験をキースタディとし、有害性評価値の算出に用いた。本試験の鼻腔扁平上皮がんの発生頻度に基づくBMCL₁₀は145 ppm(344 mg/m³)であった。これを暴露時間で補正すると61.4 mg/m³⁽⁴⁾となり、ラットの呼吸量を0.26 m³/day、体重を0.35 kg、吸収率を1.0と仮定して体重1 kg当たりの1日内部暴露量に変換すると45.6 mg/kg/day⁽⁵⁾となる。この値

⁽¹⁾ $2714[\text{mg/kg}] \div 113[\text{週}] \div 7[\text{日/週}] \div 3.43[\text{mg/kg/day}]$

$10,798[\text{mg/kg}] \div 113[\text{週}] \div 7[\text{日/週}] \div 13.7[\text{mg/kg/day}]$

⁽²⁾ $\text{SF} = 0.1 / \text{BMDL}_{10} = 0.1 / 2.54 [\text{mg/kg/day}] \div 3.94 \times 10^{-2} [(\text{mg/kg/day})^{-1}]$

⁽³⁾ 発がん性の経口経路の有害性評価値(VSD at 10^{-5}) = $10^{-5} / \text{SF} = \text{BMDL}_{10} \times 10^{-4} \div 2.5 \times 10^{-4} [\text{mg/kg/day}]$

⁽⁴⁾ 吸入試験における毒性値の暴露補正及び経口暴露換算は、「化審法における人健康影響に関する有害性データの信頼性評価等について」(平成23年9月15日付)に基づいて行った。

暴露補正値[mg/m³] = 吸入暴露濃度[mg/m³] × 暴露時間[時間] / 24[時間] × 暴露日数[日] / 7[日]

= $344[\text{mg/m}^3] \times 6[\text{時間}] / 24[\text{時間}] \times 5[\text{日}] / 7[\text{日}] = 61.4 [\text{mg/m}^3]$

⁽⁵⁾ ラット1日内部暴露量への変換値 = $61.4[\text{mg/m}^3] \times 0.26[\text{m}^3/\text{day}] \times 1.0(\text{吸収率}) / 0.35[\text{kg}] \div 45.6[\text{mg/kg/day}]$

を、人の呼吸量を $20 \text{ m}^3/\text{day}$ 、体重 50 kg 、吸収率 1.0 と仮定して人の吸入暴露濃度に変換すると $114 \text{ mg}/\text{m}^3$ ⁽¹⁾となる。この値を出発点 (POD) として原点まで直線外挿すると、ユニットリスク (UR) は $8.77 \times 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ⁽²⁾となり、発がん性の吸入経路の有害性評価値 (リスクレベル 10^{-5}) を $1.1 \times 10^{-2} \text{ mg}/\text{m}^3$ ⁽³⁾と算出した。これは、1 日呼吸量 $20 \text{ m}^3/\text{day}$ 、体重 50 kg 、吸収率 1.0 と仮定すると、人の 1 日摂取量としては $4.6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$ ⁽⁴⁾に相当する。

4-5 有害性に関するその他の情報

4-5-1 生体内運命 (体内動態)

(1) 吸収

雄 F344 ラットに 14 ppm の 1,2-エポキシプロパンを 2、6、10、60 分間鼻部暴露した結果、血液中の濃度は最初の 10 分間上昇し、 $3 \text{ ng}/\text{g}$ (血液) で平衡に達した (Maples and Dahl, 1993)。

(2) 代謝

1,2-エポキシプロパンは *in vitro* の試験結果から、エポキシ加水分解酵素で加水分解され 1,2-propanediol となるか (Guengerich and Mason, 1980; Dent and Schnell, 1981)、グルタチオン抱合により S-(2'-hydroxy-1'-propyl)glutathione になると考えられる (Tachizawa et al., 1982)。さらに、1,2-propanediol は酸化され、乳酸を経てピルビン酸に代謝されると考えられる (Ruddick, 1972)。一方、グルタチオン抱合体は、メルカプツール酸へと代謝されると考えられる (Fjellstedt et al., 1973)。人のボランティア試験においても、尿中に 2-hydroxyethyl-mercapuic acid が検出され、メルカプツール酸への代謝が示唆されたが、日常的な暴露量はヘモグロビン付加体量の方に相関関係が認められた (Duus et al., 1989)。また、雌 Wistar ラット (4 匹/群) に 1,2-エポキシプロパン $0 \sim 2,000 \text{ ppm}$ ($0 \sim 4,740 \text{ mg}/\text{m}^3$) を吸入暴露した試験では、ヘモグロビン中の N3-(2-ヒドロキシプロピル)ヒスチジンが暴露量に伴って直線的な増加を示し、暴露量モニター物質としての有用性が示唆されている (Farmer et al., 1982)。

雌雄 SD ラット (2 匹/群) に 1,2-エポキシプロパンを吸入させた実験では、 $3,000 \text{ ppm}$ までは代謝が飽和することではなく、吸収された量の 96% が代謝された (Golka et al., 1989)。

(3) 排泄

加水分解で得られた 1,2-propanediol の大部分は尿中に排泄される (Lehman and Newman, 1937)。また、グルタチオン抱合を経た代謝物 (システイン、メルカプツール酸) が尿中に排泄されると推定されている (Duus et al., 1989, WHO/EHC 56, 1985)。雄 SD ラット (2 匹/群) に 1,2-エポキシプロパンを吸入させた実験では、未変化体で排泄される量はわずかに 3% であった (Golka et al., 1989)。

⁽¹⁾ 人の吸入暴露濃度への変換値 $= 45.6 [\text{mg}/\text{kg}/\text{day}] \times 50 [\text{kg}] \times 1.0 (\text{吸収率}) / 20 [\text{m}^3/\text{day}] = 114 [\text{mg}/\text{m}^3]$

⁽²⁾ $\text{UR} = 0.1 / (114 \times 10^3 [\mu\text{g}/\text{m}^3]) \div 8.77 \times 10^{-7} [(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}]$

⁽³⁾ 発がん性の吸入経路の有害性評価値 ($\text{VSD at } 10^{-5}$) $= 10^{-5} / \text{UR} = 10^{-5} / (8.77 \times 10^{-7} [(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}]) \div 11 [\mu\text{g}/\text{m}^3] = 1.1 \times 10^{-2} [\text{mg}/\text{m}^3]$

⁽⁴⁾ 吸入暴露濃度から 1 日摂取量への換算値 $= 1.1 \times 10^{-2} [\text{mg}/\text{m}^3] \times 20 [\text{m}^3/\text{day}] \times 1.0 (\text{吸収率}) / 50 [\text{kg}] \div 4.6 \times 10^{-3} [\text{mg}/\text{kg}/\text{day}]$

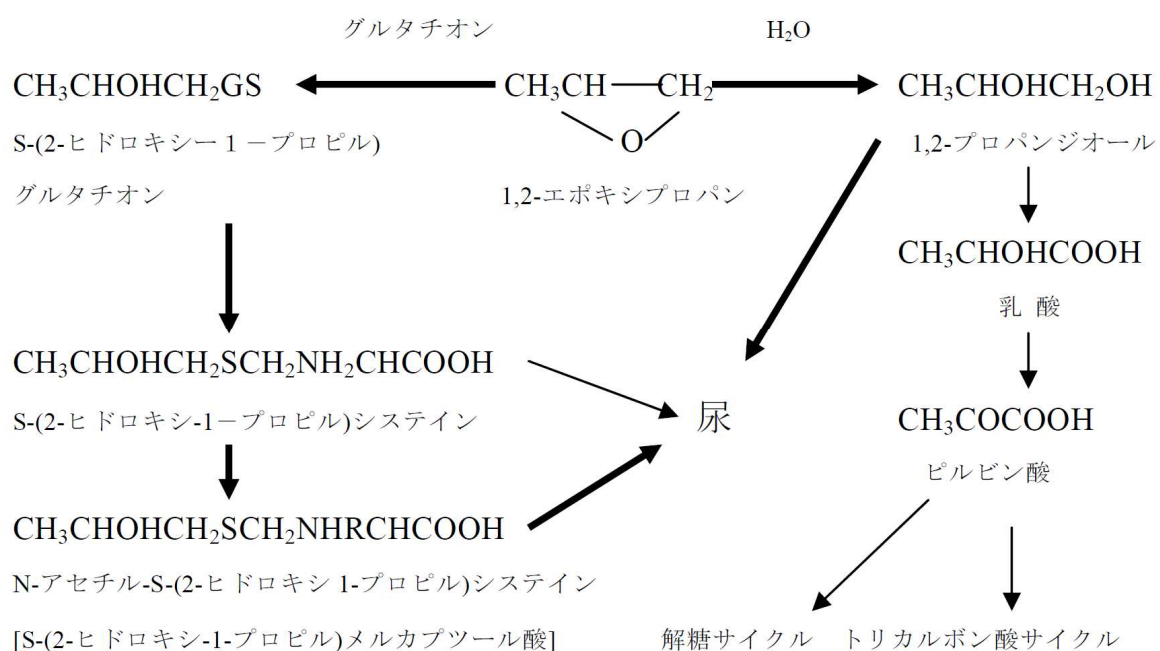


図 4-1 1,2-エポキシプロパンの代謝図(WHO, 1985;CERI, 2007 改編)

4-5-2 急性毒性

(1) 人への影響

1,2-エポキシプロパン 1,500 ppm(w/v)を 10 分間吸入暴露した男性は、肺、眼の刺激、頭痛、脱力、下痢を示し、2 時間後にはチアノーゼ、衰弱を示した。酸素吸入、抗ヒスタミン剤の投与で意識を回復したが、衰弱は残り、意識は混乱していた。治療 2 時間後には血圧と脈拍は正常に回復し、翌日には全ての症状が回復した (Beljaev et al., 1971 Gosselin et al., 1984 からの 2 次引用)。

(2) 動物への影響

① 経口暴露

ラット (5 匹/群) に 300 または 1,000 mg/kg の強制経口投与した結果、300 mg/kg では全例生存、1,000 mg/kg では全例死亡した。生存例では、観察期間(15 日間)の体重に影響は認められなかった (Rowe et al., 1956)

その他、ラットの経口 LD₅₀ として、0.63 ml/kg (525 mg/kg) (Weil et al., 1963)、1.14 mL/kg (950 mg/kg) (Smyth et al., 1941, 1969)、520 mg/kg (Antonova et al., 1981 ; EU-RAR, 2002 からの 2 次引用)、マウスの経口投与 LD₅₀ として、630 mg/kg (Antonova et al., 1981 ; EU-RAR, 2002 からの 2 次引用) 及びモルモットにおける経口 LD₅₀ として 690 mg/kg (Smyth et al., 1941)、660 mg/kg (Antonova et al., 1981 ; EU-RAR, 2002 からの 2 次引用) であったとする報告もある。

② 吸入暴露

F344 ラット及び B6C3F₁ マウスを使用した 4 時間急性吸入暴露試験で、ラット雄/雌 (5 匹/

群)の死亡はそれぞれ 0/0、1/2、4/4、3/3 匹 (1,277、2,970、3,794、3,900 ppm=3,026、7,039、8,992、9,243 mg/m³)、マウス雄/雌 (5 匹/群) ではそれぞれ 0/1、0/0、2/4、2/5、5/5 匹 (387、859、1,102、1,277、2,970 ppm=919、2,041、2,618、3,033、7,054 mg/m³) であった。2,970 ppm 以上の暴露で、ラットで呼吸困難と鼻の出血、マウスで初期に流涙がみられた。マウスは全群で呼吸困難がみられた (U.S. NTP, 1985)。

雌ラット、雌モルモット (5-15 匹/群) に 2,000、4,000、8,000、16,000 ppm (4,740、9,480、18,960、37,929 mg/m³) を 0.25-7 時間吸入暴露した。4,000 ppm への 4 時間暴露での死亡率は、ラットで 4/10、モルモットで 1/5 であった。2,000 ppm への 7 時間暴露では、いずれの動物種でも死亡は認められなかった。眼・鼻の刺激性、呼吸困難、嗜眠、衰弱、協調運動障害などの一般所見は、濃度と暴露時間に比例した。生存動物の体重は一時的に減少したが、14 日以内に回復した (Rowe et al., 1956)。

ラット (10 匹/群)、マウス (10 匹/群)、イヌ (3 匹/群) を用いた 4 時間吸入暴露試験で、LC₅₀ は、ラットで 4,000 ppm (9,486 mg/m³)、マウスで 1,740 ppm (4,124 mg/m³) と報告されている。毒性所見として運動量の増加、鼻汁の分泌、流涙、あえぎ、流涎が認められた。イヌでは、2,005 - 2,481 ppm (4,750 - 5,880 mg/m³) において、流涙、流涎、鼻汁の分泌、嘔吐、死亡が認められたが、LC₅₀ は算出できなかった (Jacobson et al., 1956)。

ラットについては、4,000 ppm (9,480 mg/m³) の 4 時間吸入暴露での死亡率は 4/6 であったとの報告もある (Weil et al., 1963)。

③ 経皮暴露

経皮投与による LD₅₀ は、ウサギについて 1.50 ml/kg (1,250 mg/kg) という報告がなされている (Weil et al., 1963; Smyth et al., 1969)。

4-5-3 刺激性及び腐食性

(1) 皮膚刺激

① 人への影響

人の影響についての情報はなかった。

② 動物への影響

2 匹の雌白色ウサギに 1,2-エポキシプロパン原液を塗布し、4 時間半閉塞状態とし、1、2 及び 8 日に観察した結果、発赤も浮腫も認められなかった (BASF, 1981 [unpublished data]; EU-RAR, 2002 からの 2 次引用)

原液、10%及び 20%の 1,2-エポキシプロパン水溶液を脱脂綿に含ませ、ウサギの皮膚に 1～60 分間適用 (上部をサランラップ®で被覆) した試験で、数分間の暴露で皮膚刺激性が認められた。それ以上の時間では腐食性を示した。刺激性は原液より希釈水溶液のほうが強かった (Rowe et al., 1956)。

(2) 眼刺激

① 人への影響

1,2-エポキシプロパン（濃度及び液体か蒸気かは不明）の事故暴露の3例では、角膜に薬傷をもたらしたが、48時間以内に回復が認められた（McLaughlin, 1946）。

② 動物への影響

ラット雄雌各10匹、モルモット雌雄各8匹、ウサギ雌雄各1匹、サル雌1匹を457 ppm (1,080 mg/m³) で7時間/day、79-154日間吸入暴露した試験で、ラット及びモルモットの眼に刺激性がみられた（Rowe et al., 1956）。

ウサギの眼の角膜に未希釈の1,2-エポキシプロパンを0.005または0.02 mL点眼し18～24時間後の蛍光検査した結果、0.02 mL点眼で角膜表面の63～87%以上に壊死が認められた（Carpenter and Smyth, 1946）。

(3) 呼吸器官刺激

① 人への影響

1,2-エポキシプロパン1,500 ppm(w/v)を10分間吸入暴露した男性の事例で、初期に肺に対する刺激性が認められた（Beljaev et al., 1971 Gosseline et al., 1984からの2次引用）

② 動物への影響

ラット雄雌各10匹、モルモット雌雄各8匹、ウサギ雌雄各1匹、サル雌1匹を457 ppm (1,080 mg/m³) で7時間/day、79-154日間吸入暴露した試験で、ラット及びモルモットの呼吸気道に刺激性がみられた（Rowe et al., 1956）。

4-5-4 感作性

(1) 人への影響

電子顕微鏡技師が1,2-エポキシプロパンを8か月間使用した後手に湿疹が発生し、パッチテストで1,2-エポキシプロパンに陽性の反応を示した（Van Ketel, 1979）。

52歳の女性実験室助手が1,2-エポキシプロパンのアレルギー性接触皮膚炎を発症し、手の甲に紅斑と浮腫が発生した。標準パッチテスト（希釈率；1:10,000、1:3,000、1:1,000）は濃度量に依存し陽性反応（+、++、+++）を示した（Steinkraus and Hausen, 1994）。

1%の1,2-エポキシプロパンと70%の2-プロパノールを含む市販の滅菌綿棒を使用していた2人が、パッチテストで0.1-1.0%の1,2-エポキシプロパンに対してアレルギー反応を示した。表皮の基底細胞層の海綿状態、真皮の浮腫、単核球の浸潤が見られた（Jensen, 1981）。

(2) 動物への影響

Hartley モルモットの除毛した背中に10%の1,2-エポキシプロパン0.1 mLを4回/10日間、ガーゼに染み込ませ貼付した。3回目の貼付時、フロイントアジュバントを注射した。2週間後、10%の1,2-エポキシプロパンで惹起したが、24時間、48時間の観察では感作性はみられなかった（Carreon and Wall, 1982；EU-RAR, 2002から2次引用）。

4-6 有害性評価値に関する国内外の評価

一般毒性としては、EU (EU-RAR, 2002) 及び US.EPA (U.S.EPA-IRIS 2014) が、Kuper ら (1988) のラットを用いた吸入試験の LOAEL30 ppm (71 mg/m^3) を採用し有害性評価を行っている。U.S. EPA は、LOAEL30 ppm を人に補正した LOAEL (HEC) 2.9 mg/m^3 を、不確実係数 100 (種差 10、個体差 10) で除した 0.03 mg/m^3 を RfC としている (U.S.EPA-IRIS 2014)。一方、EU (EU RAR, 2002) は、吸入の margin of safety (MOS) を 10-30 以上と算出し、人とラットの身体構造上の違いから、人の呼吸器系炎症の懸念は少ないとしている。

EU-RAR (2002) では、Hayes ら (1988) の 2 世代試験で生殖に影響がなかったこと、500 ppm まで投与したラット及びウサギの発生毒性が親動物の致死用量付近でみられていることなどを理由に生殖・発生を問題のあるエンドポイントとしていない。

遺伝毒性については、EU では、カニクイザルの染色体異常試験の陰性結果については、暴露前の検体で試験を実施していないことや、長い培養時間が影響を減衰させた可能性があると指摘しつつ、*in vivo* の体細胞において明確な陽性結果が得られており、生殖細胞においても遺伝毒性が引き起こされる可能性を否定できないとし、「Mut.Cat2;R46: May cause heritable genetic damage」と分類している (EU-RAR, 2002)。

経口投与による発がん性について U.S.EPA では、Dunkelberg ら (1982) の所見のうち前胃扁平上皮がんの発生率 (0/100、2/50、19/50) に線形多段階モデルを適用し、スロープファクター ($2.4 \times 10^{-1}/(\text{mg/kg/day})$)、飲水ユニットリスク ($6.8 \times 10^{-6}/\mu\text{g/L}$) を算出している (U.S.EPA-IRIS, 2014)。一方吸入としては、マウスへの吸入暴露試験結果 (U.S.NTP, 1985) のうち、雄の鼻腔の血管腫及び血管肉腫の発生率 (0/50、0/50、10/50) に線形多段階モデルを適用し、吸入ユニットリスクを $3.7 \times 10^{-6}/\mu\text{g/m}^3$ と算出している (US EPA-IRIS, 2014)。EU-RAR (2002) では、発がん性について閾値を定めることが出来ないとし MOS の算出は行っていない。

1,2-エポキシプロパンの発がん性について国内外の機関では表 4-10 に示すような分類が行われている。

表 4-10 1,2-エポキシプロパンの発がん性に関する国内外機関の分類

評価機関	評価年	分類	文献
IARC	1994	2B:人に対して発がん性を示す可能性がある	IARC, 1994 IARC, 2014
U.S.EPA	1986	B2:動物での十分な証拠に基づいて、おそらく人発がん性物質	US EPA-IRIS 2014
U.S.NTP	1991	R:人発がん性があると合理的に予測される物質	US NTP, 2014
EU	2001	2:人に対して発がん性があるとみなされるべき物質	EU, 2002 ECHA, 2015
ACGIH	2000	A3:人の発がん性については不明であるが、実験動物に対して発がん性が確認された物質	ACGIH, 2010
日本産業衛生学会	不明	2B:人に対しておそらく発がん性がある	日本産業衛生学会, 2014

4-7 有害性評価値のまとめ

経口及び吸入経路の一般毒性、生殖・発生毒性及び発がん性に関する有害性評価値を表 4-11 にまとめた。1,2-エポキシプロパンは実験動物において発がん性を示し、変異原性を有することから、本評価では閾値のない変異原性発がん物質として評価した。経口及び吸入経

路のいずれにおいても、最も感受性の高い指標は発がん性であった。発がん性の有害性評価値は、経口経路については Dunkelberg ら（1982）のラット発がん性試験（強制経口投与）における前胃扁平上皮がんの増加に基づく $2.5 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/day}$ 、吸入経路については U.S.NTP（1985）のラット発がん性試験（吸入）における鼻腔扁平上皮がんの増加に基づく $1.1 \times 10^{-2} \text{ mg/m}^3$ であった。

1,2-エポキシプロパンの発がん性は暴露経路に依存した局所性のものであることから、本評価書における発がん性に係るリスク推計は暴露経路別に行うことが毒性学的に妥当であると考えられる。

表 4-11 1,2-エポキシプロパンの有害性評価Ⅱのまとめ

暴露経路	有害性	有害性評価値
経口	一般毒性	$9.4 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/day}$ （吸入暴露データからの換算値）
	生殖・発生毒性	2.2 mg/kg/day （吸入暴露データからの換算値）
	発がん性	$2.5 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/day} *$
吸入	一般毒性	$2.4 \times 10^{-2} \text{ mg/m}^3$ （1日摂取量 $9.4 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/day}$ に相当）
	生殖・発生毒性	5.5 mg/m^3 （1日摂取量 2.2 mg/kg/day に相当）
	発がん性	$1.1 \times 10^{-2} \text{ mg/m}^3 *$ （1日摂取量 $4.6 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/day}$ に相当）

*各暴露経路における最小の有害性評価値

4 - 8 文献

- ACGIH (2010) TLVs and BEIs with 7th Edition Documentation CD-ROM
- Agurell, E., Cederberg, H., Ehrenberg, L., Lindahl-Kiessling, K. Rannung, U. and Tornqvist, M. (1991) Genotoxic effects of ethylene oxide: a comparative study. *Mutat. Res.*, 250, 229-237.
- Albertini, R.J. and Sweeney, L.M. (2007) Propylene oxide: genotoxicity profile of a rodent nasal carcinogen. *Crit Rev Toxicol.* 2007;37(6):489-520. Department of Pathology, University of Vermont, Burlington, Vermont 05401, USA. Ralbert315@aol.com
- Antonova, V.I., Zommer, E.A., Kuznetsova, A.D. and Petrova, N.A. (1981) Toxicology of propylene oxide and regulation of its level in water. *Gig. Sanit.*, 7, 76-79 (ロシア語; EU-RAR, 2002 及び WHO (1985)/EHC 56 からの 2 次引用)
- BASF AG (1981b). Rabbit skin irritation study with propylene oxide (substance code 80/84), unpublished.
- Beljaev VA, Politykin AJ, Cernyseva LA. Acute poisoning by propylene oxide. *Gig Prof Zabol* 1971;15:48-49. (ロシア語 ; Gosseline *et al.*, 1984 からの 2 次引用)
- Bootman, J., Lodge, D.C. and Whalley, H.E. (1979) Mutagenic activity of propylene oxide in bacterial and mammalian systems. *Mutat. Res.*, 67, 101-112.
- Carpenter, C.P. and Smyth, H.F., Jr. (1946) Chemical burns of the rabbit cornea. *Am. J. Ophthalmol.*, 29,1363-1372.
- Carreon, R.E. and Wall, J.M. (1982) Propylene oxide: skin sensitization potential. Toxicology Research Laboratory, Dow Chemical U.S.A., Midland, Michigan. NTIS-OTS0510782 (EU-RAR, 2002 から引用)
- CERI (2007) 化学物質の初期リスク評価書 Ver.1.0 No.47 1,2-エポキシプロパン 2007 年 1 月
- Dean B.J. and Hadson-Walker, G. (1979) An in vitro chromosome assay using cultured rat-liver cells. *Mutat. Res.*, 64, 329-337.
- Dean, B.J., Brooks, T.M., Hodson-Walker, G. and Hutson, D.H. (1985) Genetic toxicology testing of 41 industrial chemicals. *Mutant. Res.*, 153, 57-77.
- Dent, J.G. and Schnell, S.R. (1981) Inhalation of microsomal membrane bound and purified epoxide hydrolase by C2-C8 1,2-alkene oxides. *Biochem. Pharmacol.*, **30**, 1712-1714.
- Djuric, Z., et al., (1986). Reactivity of mutagenic propylene oxides with deoxynucleosides and DNA. *Environ Mutagen.* 8, 369-83.
- Dunkelberg, H. (1982) Carcinogenicity of ethylene oxide and 1,2-propylene oxide upon intragastric administration to rats. *Br. J. Cancer*, 46, 924-933.
- Duus, U., Osterman-Golkar, S., Tornqvist, M., Mower, J., Holm, S. and Ehrenberg, L. (1989) Studies of determinants of tissue dose and cancer risk of ethylene oxide exposure. In

- Proceedings, Symposium on Management of Risk from Genetoxic Substances in the Environment, Stockholm, October 3-5, 1988, pp 141-153. Swedish National Chemicals Inspectorate, Solna, Sweden.
- ECHA, European Chemical Agency (2015).
<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database> (accessed in 2015)
- Eldridge, S.R., Bogdanffy, M.S., Jokinen, M.P. and Andrews, L.S. (1995) Effects of propylene oxide on nasal epithelial cell proliferation in F344 rats. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 27, 25-32.
- EU, European Chemicals Bureau (2002) European Union Risk Assessment Report. Methyloxirane. European Commition Joint Research Centre.
http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/REPORT/methyloxiranereport016.pdf
- Farmer, P.B., Gorf, S.M. and Bailey, E. (1982) Determination of hydroxypropylhistidine in haemoglobin as a measure of exposure to propylene oxide using high resolution gas chromatography mass spectrometry. *Biomed. Mass Spectrom.*, 9, 69-71.
- Farooqi, Z., Tornqvist, M., Ehrenbe, L. and Natarajan, A.T. (1993) Genotoxic effects of ethylene oxide and propylene oxide in mouse bone marrow cells. *Mutat. Res.*, 288, 223-228.
- Golka, K., Peter, H., Denk, B. and Filser, J.G. (1989) Pharmacokinetics of propylene and its reactive metabolite propylene oxide in Sprague-Dawley rats. *Arch. Toxicol. Suppl.*, 13, 240-242.
- Gosselin, R. et al., (1984) Propylene oxide. In Williams and Wilkins (eds), *Clinical toxicology of commercial products*, 5 th edition, part 2, Baltimore, pp 97-98.
- Guengerich F.P. and Mason, P.S. (1980) Alcohol dehydrogenase-coupled spectrophotometric assay of epoxide hydratase activity. *Anal. Biochem.*, 104, 445-451.
- Gulati, D.K., Witt, K., Anderson, B., Zeiger, E. and Shelby, M.D. (1989) Chromosome aberration and sister chromatid exchange tests in Chinese hamster ovary cells in vitro III: results with 27 chemicals. *Environ. Molec. Mutagen*, 13, 133-193.
- Hardin, B.D., Niemeier, R.W., Sikov, M.R. and Hackett, P.L. (1983a) Reproductive toxicologic assessment of epoxides ethylene oxide, propylene oxide and styrene oxide. *Scand. J. Work Environ. Health*, 9, 94-102.
- Hardin, B.D., R.L. Schuler, P.M. McGinnis, R.W. Niemeier and R.J. Smith (1983c): Evaluation of propylene oxide for mutagenic activity in 3 *in vivo* test systems. *Mutat. Res.* 117: 337-344.
- Hardin, B.D., Schuler, R.L., McGinnis, P.M., Niemeier, R.J. and Smith, R.J. (1983b) Evaluation of propylene oxide for mutagenic activity in vitro test systems. *Mutat. Res.*, 117, 337-344.
- Harris, S.B., Schardein, J.L., Ulrich, C.E. and Ridlon, S.A. (1989) Inhalation developmental toxicity study of propylene oxide in Fischer 344 rats. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 13, 323-331.

1 Hayes, W.C., Kirk, H.D., Gushow, T.S. and Young, J.T. (1988) Effect of inhaled propylene oxide
2 on reproductive parameters in Fischer 344 rats. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 10, 82-88.

3 IARC (1994) IARC Monographs 60
4 <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol60/mono60.pdf>

5 IARC (2014) List of classifications by CAS® Registry Number order (accessed in 2014).
6 <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsCASOrder.pdf>

7 Jacobson, K.H., Hackley, E.B. and Feinsilver, L. (1956) The toxicity of inhaled ethylene oxide and
8 propylene oxide vapours. *Arch. Ind. Health*, **13**, 237-244.

9 Jensen, O. (1981) Contact allergy to propylene oxide and isopropyl alcohol in a skin disinfectant
10 swab. *Contact Dermatitis*, 7, 148-150.

11 Kuper, C.F., Reuzel, P.G.J., Feron, V.J. and Verschuuren, H. (1988) Chronic inhalation toxicity
12 and carcinogenicity study of propylene oxide in Wistar rats. *Food Chem. Toxicol.*, 26,
13 159-167.

14 Lehman, A.J. and H.W. Newman (1937) Propylene glycol: rates of metabolism, absorption
15 and excretion, with a method for estimation in body fluids. *J. Pharmacol. Exp. Ther.* 60:
16 312-322.

17 Lynch, D.W., Lewis, T.R., Moorman, W.J., Burg, J.R., Groth, D.H., Khan, A., Ackerman, L.J.
18 and Cockrell, B.Y. (1984a) Carcinogenic and toxicologic effects of inhaled ethylene
19 oxide and propylene oxide in F344 rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 76, 69-84.

20 Lynch, D.W., Lewis, T.R., Moorman, W.J., Burg, J.R., Gulati, D.K., Kaur, P. and Sabharwal, P.S.
21 (1984b) Sister-chromatid exchange and chromosome aberration in lymphocytes from
22 monkeys exposed to ethylene oxide and propylene oxide by inhalation. *Toxicol. Appl.*
23 *Pharmacol.*, 76, 85-95.

24 Maples, K.R. and Dahl, A.R. (1993) Levels of epoxides in blood during inhalation of alkenes and
25 alkene epoxides. *Inhalation Toxicol.*, **5**, 43-54.

26 McGregor, D. et al., (1991) Responses of the L5178Y mouse lymphoma forward mutation assay: v.
27 gases and vapors. *Environ. Mol. Mutagen.*, 17, 122-129.

28 McGregor, D., A.G. Brown, P. Cattanaach, I. Edwards, D. McBride, C. Riach, W. Shepherd and W.J.
29 Caspary (1991): Responses of the L5178Y mouse lymphoma forward mutation assay: V.
30 Gases and vapors. *Environ. Mol. Mutag.* 17: 122-129.

31 McLaughlin, R. (1946) Chemical burns of the human cornea. *Am. J. Ophthalm.*, 29, 1355-1362.

32 McMahon, R.E., Cline, J.C. and Thompson, C.Z. (1979) Assay of 855 test chemicals in the ten
33 tester strains using a new modification of the Ames test for bacterial mutagens. *Cancer*
34 *Res.*, 39, 682-693.

35 Migliore, L., A.M. Rossi and N. Loprieno (1982): Mutagenic action of structurally related alkene
36 oxides on *Schizosaccharomyces pombe*: the influence, 'in vitro', of mouse-liver
37 metabolizing system. *Mutat. Res.* 102: 425-437.

- 1 Ohnishi, A., Yamamoto, T., Murai, Y., Hori, H., Tanaka, I. and Hayashida, Y. (1988) Propylene
2 oxide causes central-peripheral distal axonopathy in rats. Arch. Environ. Health, 43,
3 353-356.
- 4 Okuda, H., Takeuchi, T., Senoh, H., Arito, H., Nagano, K., Yamamoto, S., Matsushima, T. (2006)
5 Effects of inhalation exposure to propylene oxide on respiratory tract, reproduction and
6 development in rats. J Occup Health, 48, 462-473
- 7 Ott, M.G., Teta, M.J., Greenberg, H.L. and Little, A.D. (1989) Lymphatic and hematopoietic
8 tissue cancer in a chemical. NTIS/OTS 0513414-3 Doc # 89-890000225
- 9 Pfeiffer, E.H. and H. Dunkelberg (1980): Mutagenicity of ethylene oxide and propylene oxide
10 and of the glycols and halohydrins formed from them during the fumigation of
11 foodstuffs. Food Cosmet. Toxicol. 18: 115-118.
- 12 Randerath, K., M.V. Reddy and R.C. Gupta (1981): ³²P-Labeling test for DNA damage. Proc.
13 Natl.Acad. Sci. 78: 6126-6129
- 14 Rinsky, R.A., Ott, G., Ward, E., Greenberg, H., Harperin, W. and Leet, T. (1988) Study of
15 mortality among chemical workers in the Kanawha Valley of West Virginia. Am. J. Ind.
16 Med., 13, 429-438.
- 17 Rowe, V.K., Hollingsworth, R.L., Oyen, F., McCollister, D.D. and Spencer, H.C. (1956) Toxicity
18 of propylene oxide determined on experimental animals., Arch. Ind. Health, 13,
19 228-236.
- 20 Ruddick, J.A. (1972) Toxicology, metabolism, and biochemistry of 1,2-propanediol. Toxicol. Appl.
21 Pharmacol., **21**, 102-111.
- 22 Segerback, D., Osterman-Golkar, S., Molholt, B. and Nilsson, R. (1994) In vivo tissue dosimetry
23 as a basis for cross-species extrapolation in cancer risk assessment of propylene oxide.
24 Regul. Toxicol. Pharmacol., 20, 1-14.
- 25 Segerback, D., Plna, K., Faller, T., Kreuzer, P.E., Hakansson, K., Filser, J.G. and Nilsson (1998)
26 Tissue distribution of DNA adducts in male Fischer rats exposed to 500 ppm of
27 propylene oxide. Quantitative analysis of 7-(2-hydroxypropyl) guanine by
28 ³²P-postlabelling. Chem.-Biol. Interact., 115, 229-246.
- 29 Sina, J.F., C.L. Bean, G.R. Dysart, V.I. Taylor and M.O. Bradley (1983): Evaluation of the alkaline
30 elution/rat hepatocyte assay as a predictor of carcinogenic/mutagenic potential. Mutat.
31 Res. 113: 357-391.
- 32 Smyth, H.F., Carpenter, C.P., Weil, C.S., Pozzani, U.S., Striegel, J.A. and Nycum, J.S. (1969)
33 Range finding toxicity data. (List VII) Am. Ind. Hyg. Assoc., **30**, 470-476.
- 34 Steinkraus, V. and Hausen, B.M. (1994) Contact allergy to propylene oxide. Contact Dermatitis,
35 31, 120.
- 36 Sweeney, L.M., Kirman, C.R., Albertini, R.J., Tan, Y.M., Clewell, H.J., Filser, J.G., Csanády, G.,
37 Pottenger, L.H., Banton, M.I., Graham, C.J., Andrews, L.S., Papciak, R.J., Gargas, M.L.
38 (2009) Derivation of inhalation toxicity reference values for propylene oxide using

mode of action analysis: example of a threshold carcinogen. *Crit Rev Toxicol.* , 6, 462-86.

Tachizawa, H., MacDonald, T.L. and Neal, R.A. (1982) Rat liver microsomal metabolism of propyl halides. *Mol. Pharmacol.*, **22**, 745-751.

Thiess, A.M., Frentzel-Beyme, R., Link, R. and Stocker, W.G. (1982) Mortality study on employees exposed to alkylene oxides (ethylene oxide/propylene oxide) and their derivatives. *Prevention of Occupational Cancer (Occupational Safety and Health Series)*, 46: 249-59

Thiess, A.M., Schwegler, H., Fleig, I. and Stocker, W.G. (1981) Mutagenicity study of workers exposed to alkylene oxides (ethylene oxide/propylene oxide) and derivatives. *J. Occup. Med.*, 23, 343-347.

Tucker, J.D., Xu, J., Stewart, J., Baciou, P.C. and Ong, T. (1986) Detection of sister chromatid exchanges induced by volatile genotoxicants. *Teratog. Carcinog. Mutagen*, 6, 15-21.

U.S. EPA-IRIS, Environmental Protection Agency (2014) Integrated Risk Information System (accessed in 2014). http://www.epa.gov/ncea/iris/search_human.htm

U.S. NTP, National Toxicology Program. (1985) Toxicology and carcinogenesis studies of propylene oxide in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). Technical Report No. 267, NTP-83-020.

U.S. NTP, National Toxicology Program. (1985) Toxicology and carcinogenesis studies of propyleneoxide in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). Technical Report No. 267, NTP-83-020.

U.S. NTP, National Toxicology Program. (2014) 13th Report on Carcinogens (accessed in 2014). <http://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/roc13/index.html>

Van Ketel, W.G. (1979) Contact dermatitis from propylene oxide. *Contact Dermatitis*, 5, 191-192.

Von der Hude, W., Carstensen, S. and Obe, G. (1991) Structure-activity relationships of epoxides: induction of sister-chromatid exchanges in Chinese hamster V79 cells. *Mutat. Res.*, 249, 55-70.

Weil, C.S., Condra, N., Haum, C. and Streigel, J.A. (1963) Experimental carcinogenicity and acute toxicity of representative epoxides. *Am. Ind. Hyg. J.*, **24**, 305-325.

WHO, EHC Environmental Health Criteria 56, propylene oxide (1985)

Young, J.T., Mattsson, J.L., Albee, R.R. and Schuetz, D.J. (1985) Propylene oxide: Assessment of neurotoxic potential in male rats. Report (D-1831) of the Mammalian and Environmental Toxicology Research Laboratory, Health and Environmental Sciences, Dow Chemical, Midland, Michigan. OTS0206875 (EU-RAR, 2002 から引用)

日本産業衛生学会 (2014) 許容濃度の勧告(2014 年度), 産業衛生学会誌 56, 162. http://joh.sanei.or.jp/pdf/J56/J56_5_10.pdf

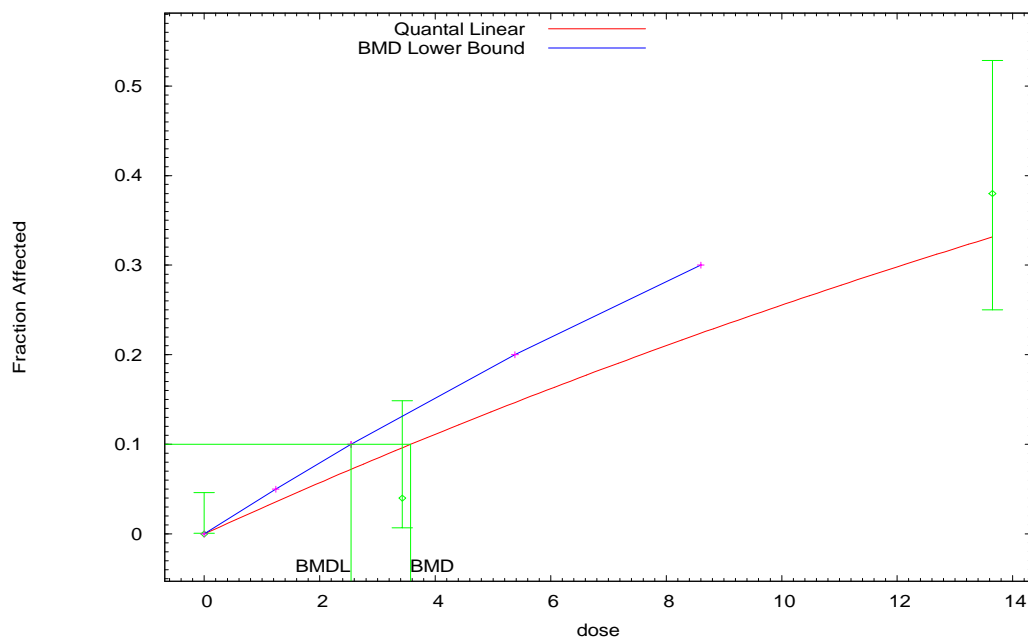
- 1 BMD 算出データ
- 2
- 3 発がん (吸入) 、鼻腔における扁平上皮がん発生率 (U. S. NTP, 1982)

Dichotomous

Model Name	The parameter betas or Power parameter or Slope parameter	AIC	P-value	Specified Effect	BMD	BMDL	Scaled residual
Gamma	is restricted as power >=1	87.2008	1	0.1	5.68949	3.34521	0
Logistic	is not restricted	89.2796	0.2133	0.1	8.59949	7.04683	-0.068
LogLogistic	is restricted as slope >= 1	87.2008	1	0.1	5.67713	3.35028	0
LogLogistic	is not restricted	87.2008	1	0.1	5.67713	3.35028	0
LogProbit	is restricted as slope >= 1	87.2008	1	0.1	5.37045	4.06174	0
LogProbit	is not restricted	87.2008	1	0.1	5.37045	3.35835	0
Multistage	are restricted to be positive	87.2008	1	0.1	5.97018	3.34151	0
Multistage	are not restricted	87.2008	1	0.1	5.97018	3.34151	0
Multistage-Cancer	are restricted to be positive	87.2008	1	0.1	5.97018	3.34151	0
Probit	is not restricted	88.7624	0.2845	0.1	7.84382	6.38318	0.782
Weibull	is restricted as power >= 1	87.2008	1	0.1	5.84048	3.34461	0
Weibull	is not restricted	87.2008	1	0.1	5.84048	3.34461	0
Quantal-Linear		88.0037	0.3088	0.1	3.57303	2.5402	-1.348

Quantal-Linear

Quantal Linear Model, with BMR of 10% Extra Risk for the BMD and 0.95 Lower Confidence Limit for the BMDL



15:56 04/24 2015

5 暴露評価と各暴露シナリオでのリスク推計

暴露評価Ⅱの基となる3つの情報源（化審法情報、PRTR 情報及び環境モニタリング情報）について、対象物質ごとに得られる情報源の組合せは表 5-1 の列に示す4通りとなる。得られる情報に応じて、適用可能な手法が分かれる。

1, 2-エポキシプロパンは化審法情報、PRTR 情報及び環境モニタリング情報が得られるため太枠で示す暴露評価を行う。

表 5-1 暴露評価の情報源別の推計ステップの違い

組合せ シナリオ	化審法情報	化審法情報 PRTR情報	化審法情報 モニタリング情報	化審法情報 PRTR情報 モニタリング情報
排出源ごとの 暴露シナリオ	【化審法】必ず推計	【PRTR】届出情報を用いて推計		【PRTR】届出情報を用いて推計 【モニタリング】当該シナリオに対応する モニタリング情報が得られれば利用
様々な排出 源の影響を 含めた 暴露シナリオ	【化審法】必ず推計	【PRTR】PRTR情報を用いて推計	【モニタリング】一般環境のモニタリン グ情報とみなして利用	【PRTR】PRTR情報を用いて推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用
用途等 に応じたシ ナリオ	大気系 非点源 シナリオ	【化審法】該当する用途があった場合に非点源の寄与分を推計 【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】一般環境のモニタリン グ情報とみなして利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用
	水系 非点源 シナリオ	【化審法】該当する用途があった場合に非点源の寄与分を推計 【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】一般環境のモニタリン グ情報とみなして利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用
	船底・ 漁網防 汚剤 シナリオ	【化審法】該当する用途があった場合に推計 【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】シナリオに対応するモニタリング情報が得られれば利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計

まず5-1で環境モニタリング情報を整理し環境媒体中の検出状況を示す。次に5-2以降では1, 2-エポキシプロパンに対して環境への放出量を抑制するための指導・助言の必要性、有害性調査指示の必要性の判断の軸となる暴露評価及びリスク推計の結果を暴露シナリオごとに示す。

5-1 環境媒体中の検出状況

1, 2-エポキシプロパンの環境中での検出状況について、平成 16 年度から平成 25 年度までの過去 10 年間の環境モニタリング調査結果を収集した結果を表 5-2 に示す。

表 5-2 過去 10 年間の環境モニタリング調査

調査環境媒体	調査年度	調査名	調査主体
大気	平成 22～25 年度	有害大気汚染物質モニタリング調査[有害大気]	地方公共団体・環境省
水質	平成 24 年度	化学物質環境実態調査[エコ調査]	環境省

5-1-1 大気モニタリングデータ

直近年度（平成 21～25 年度）及び過去 10 年間（平成 16～25 年度）の大気モニタリング調査における最大値を表 5-3 に示す。また、年度別のモニタリング結果を表 5-4 に示す。また、実測値のあるモニタリングデータのプロット図を図 5-1 に示す。毎年度、全測定地点で検出されている。

表 5-3 近年の大気モニタリングにおける最大濃度

期間	モニタリング事業名	最大濃度 (mg/m ³)
直近年度(平成 21～25 年度)	有害大気(平成 23 年度)	0.0015
過去 10 年間(平成 16～25 年度)	有害大気(平成 23 年度)	0.0015

表 5-4 過去 10 年間の大気モニタリング調査結果(平成 16 年度～平成 25 年度)

年度	年平均値の全国平均 (mg/m ³)	年平均値の濃度範囲 (mg/m ³)	検出地点数
平成 25 年度	0.000042	0.000014～0.0001	13/13
平成 24 年度	0.000036	0.000012～0.000059	13/13
平成 23 年度	0.00013	0.000014～0.0015	20/20
平成 22 年度	0.00016	0.000022～0.0012	10/10

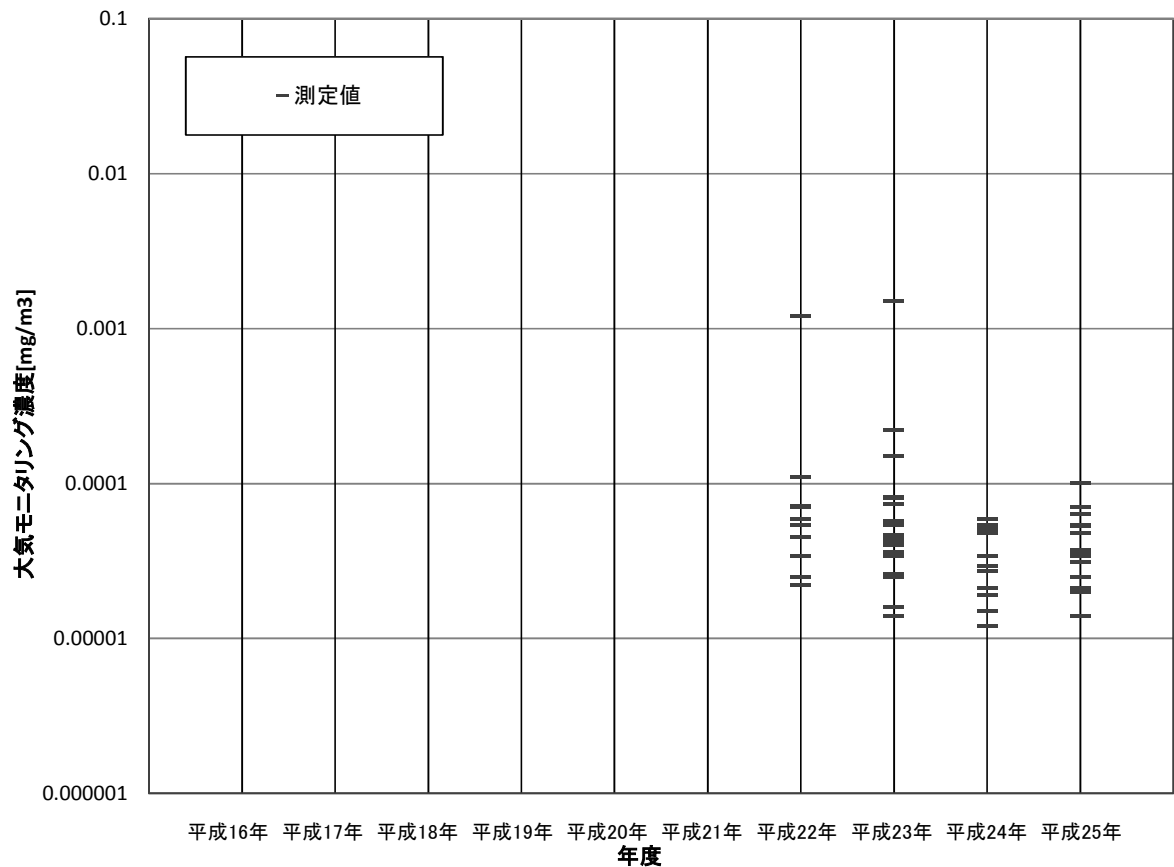


図 5-1 過去 10 年間の大気モニタリング調査結果のプロット図

5-1-2 水質モニタリングデータ

直近年度及び過去 10 年間の水質モニタリングにおける最大濃度を表 5-5 に示す。また、年度別のモニタリング結果を表 5-6 に示す。また、水質モニタリングデータのプロット図を、エコ調査について図 5-2 に示す。

表 5-5 近年の水質モニタリングにおける最大濃度

期間	モニタリング事業名	最大濃度 (mg/L)
直近年度(平成 21～25 年度)	エコ調査(平成 24 年度)	0.012
過去 10 年間(平成 16～25 年度)	エコ調査(平成 24 年度)	0.012

表 5-6 過去 10 年間の水質モニタリング調査結果(平成 16 年度～平成 25 年度)

年度	モニタリング事業名	濃度範囲(平均値※) (mg/L)	検出下限値 (mg/L)	検出地点数
平成 24 年度	エコ調査	<0.000023～0.012	0.000023	5/22

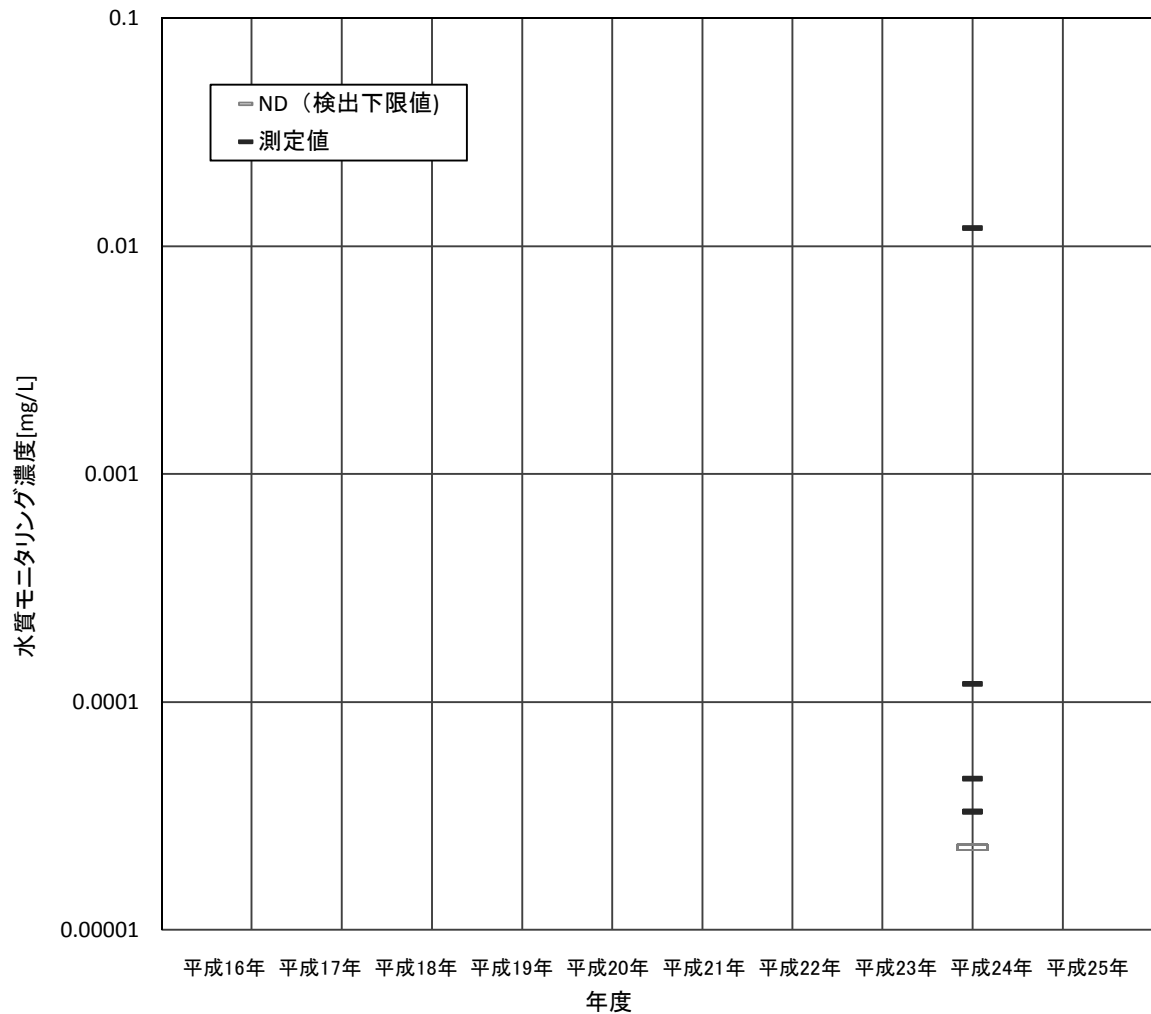


図 5-2 過去 10 年間の水質モニタリング調査結果(エコ調査)のプロット図

5-1-3 まとめ

平成 16～25 年度における環境モニタリングデータについてまとめた。
 大気中濃度では、毎年度全ての地域で検出がなされており、直近 5 年における最大濃度は 0.0015mg/m³であった。
 水質濃度では、直近年度では平成 24 年度に測定がされており、複数地点で検出され、最大濃度が 0.012mg/L であった。

5-2 排出源ごとの暴露シナリオにおける暴露評価とリスク推計

排出源ごとの暴露シナリオとは、サプライチェーン上～中流の固定排出源に着目し、それらの排出源の周辺に居住する一般住民又は生育・生息する生活環境動植物が、排出源から排出される化学物質に、環境媒体（人の場合、食物を含む。）を通じて暴露されるというシナリオである。

人健康に対するリスク推計は、有害性の評価項目ごとの有害性評価値と、暴露評価の結果である人の推定摂取量を比較することにより行う。摂取量が有害性評価値以上となる排出源は「リスク懸念」と判別する。リスクの指標は、リスク懸念となった排出源の箇所数とリスク懸念の影響面積の2種類の地理的分布で表す。

1, 2-エポキシプロパンは化審法届出情報だけでなくPRTR情報も利用できるため、5-2-1では化審法届出情報に基づく評価結果を、5-2-2ではPRTR情報に基づく評価結果をそれぞれ示す。推計モデル（PRAS-NITE Ver.1.1.0）により、評価を行った。

5-2-1 化審法届出情報に基づく評価

(1) 暴露評価

① 暴露シナリオ

人に対する暴露評価では、摂取経路として、大気へ排出された場合は大気吸入、牛肉摂取、乳製品摂取、地上部農作物摂取、地下部農作物摂取、水域へ排出された場合は飲料水摂取、魚介類(淡水魚及び海水魚)摂取を考慮する。(図 5-3 参照)

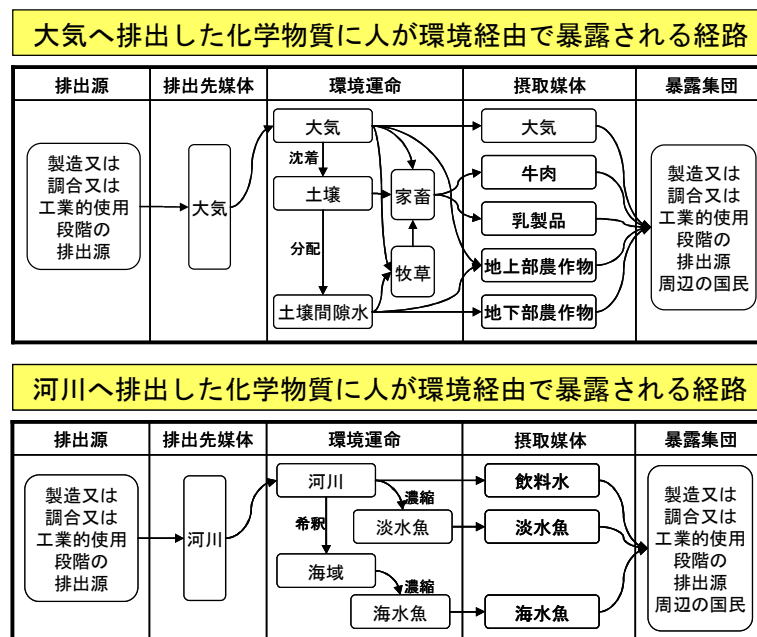


図 5-3 排出源ごとの暴露シナリオ

② 排出量推計結果

化審法届出情報に基づき、都道府県別・用途別出荷量から27の仮想的な排出源を設定した(3章参照)。各仮想的排出源からの排出量は、それぞれの製造量又は出荷量に設定した排出係数(3章参照)を乗じて算出した。

人の摂取量の上位 10 箇所について整理し、表 5-7 に示す。

表 5-7 仮想的排出源ごとの排出量推計結果

No.	都道府県	用途分類	詳細用途分類	用途番号	詳細用途番号	ライフサイクルステージ	製造数量 [t/year]	出荷数量 [t/year]	大気排出 係数	水域排出 係数	大気排出 量[t/year]	水域排出 量[t/year]
1	A県	-	-	-	-	製造	209000	0	0.001	0.0001	209	21
2	B県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	94114	0.001	0.001	94	94
3	A県	-	-	-	-	製造	151735	0	0.001	0.0001	152	15
4	C県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	54120	0.001	0.001	54	54
5	D県	-	-	-	-	製造	76158	0	0.001	0.0001	76	8
6	A県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	36449	0.001	0.001	36	36
7	D県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	35452	0.001	0.001	35	35
8	E県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	18385	0.001	0.001	18	18
9	F県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	8888	0.001	0.001	9	9
10	G県	中間物	合成原料、重合原料、前駆重合体	01	a	工業的使用段階	0	8494	0.001	0.001	8	8

注) 化審法の届出情報に基づいた排出量推計の方法は技術ガイダンスⅣ章参照

③ 環境媒体中濃度の推計結果

暴露シナリオ (図 5-3) に基づき、仮想的排出源ごとの排出量と 2 章で示した 1, 2-エポキシプロパンの性状より、仮想的排出源周辺における環境媒体中濃度の推計結果を表 5-8 に示す。

表 5-8 仮想的排出源周辺の環境媒体中濃度推計結果

No.	水域排出分				大気排出分(半径1kmエリア)						
	河川 [mg/L]	飲料水 [mg/L]	淡水魚 [mg/kg]	海水魚 [mg/kg]	大気 [mg/m ³]	土壌 [mg/kg]	地下部農作物 [mg/kg]	地上部農作物 Exposed[mg/kg]	地上部農作物 Protected[mg/kg]	乳製品 [mg/kg]	肉類 [mg/kg]
1	3.2×10 ⁻²	3.2×10 ⁻²	1.0×10 ⁻¹	1.0×10 ⁻²	3.8×10 ⁻²	6.3×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻³	3.4×10 ⁻³	3.4×10 ⁻³	3.9×10 ⁻⁵	3.8×10 ⁻⁶
2	1.4×10 ⁻¹	1.4×10 ⁻¹	4.5×10 ⁻¹	4.5×10 ⁻²	1.7×10 ⁻²	2.8×10 ⁻⁴	4.7×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻³	1.5×10 ⁻³	1.7×10 ⁻⁵	1.7×10 ⁻⁶
3	2.3×10 ⁻²	2.3×10 ⁻²	7.3×10 ⁻²	7.3×10 ⁻³	2.8×10 ⁻²	4.6×10 ⁻⁴	7.6×10 ⁻⁴	2.4×10 ⁻³	2.4×10 ⁻³	2.8×10 ⁻⁵	2.7×10 ⁻⁶
4	8.2×10 ⁻²	8.2×10 ⁻²	2.6×10 ⁻¹	2.6×10 ⁻²	9.8×10 ⁻³	1.6×10 ⁻⁴	2.7×10 ⁻⁴	8.7×10 ⁻⁴	8.7×10 ⁻⁴	1.0×10 ⁻⁵	9.8×10 ⁻⁷
5	1.2×10 ⁻²	1.2×10 ⁻²	3.7×10 ⁻²	3.7×10 ⁻³	1.4×10 ⁻²	2.3×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻³	1.2×10 ⁻³	1.4×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁶
6	5.5×10 ⁻²	5.5×10 ⁻²	1.8×10 ⁻¹	1.8×10 ⁻²	6.6×10 ⁻³	1.1×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻⁴	5.9×10 ⁻⁴	5.9×10 ⁻⁴	6.7×10 ⁻⁶	6.6×10 ⁻⁷
7	5.4×10 ⁻²	5.4×10 ⁻²	1.7×10 ⁻¹	1.7×10 ⁻²	6.4×10 ⁻³	1.1×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻⁴	5.7×10 ⁻⁴	5.7×10 ⁻⁴	6.5×10 ⁻⁶	6.4×10 ⁻⁷
8	2.8×10 ⁻²	2.8×10 ⁻²	8.8×10 ⁻²	8.8×10 ⁻³	3.3×10 ⁻³	5.6×10 ⁻⁵	9.3×10 ⁻⁵	3.0×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁴	3.4×10 ⁻⁶	3.3×10 ⁻⁷
9	1.4×10 ⁻²	1.4×10 ⁻²	4.3×10 ⁻²	4.3×10 ⁻³	1.6×10 ⁻³	2.7×10 ⁻⁵	4.5×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁴	1.4×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻⁶	1.6×10 ⁻⁷
10	1.3×10 ⁻²	1.3×10 ⁻²	4.1×10 ⁻²	4.1×10 ⁻³	1.5×10 ⁻³	2.6×10 ⁻⁵	4.3×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁴	1.4×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻⁶	1.5×10 ⁻⁷

注 1) No に示す番号は、表 5-7 における仮想的排出源と対応している。

注 2) 環境媒体中濃度の推計方法は技術ガイダンス V 章参照

④ 人の摂取量推計結果

次に、各々の環境媒体中濃度に食物摂取量等の媒体摂取速度を乗じ、仮想的排出源周辺における人の摂取量を求めた結果を表 5-9 に示す。

表 5-9 暴露媒体別摂取量推計結果

No.	媒体別摂取量[mg/kg/day]							摂取量 [mg/kg/day]		
	水域排出分		大気排出分(半径1kmエリア)					経口摂取量	吸入摂取量	全摂取量
1	1.3×10 ⁻³	1.2×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻²	1.5×10 ⁻⁷	2.4×10 ⁻⁶	4.6×10 ⁻¹⁰	1.5×10 ⁻¹¹	1.3×10 ⁻³	1.5×10 ⁻²	1.6×10 ⁻²
2	5.7×10 ⁻³	5.2×10 ⁻⁵	6.8×10 ⁻³	6.6×10 ⁻⁸	1.1×10 ⁻⁶	2.1×10 ⁻¹⁰	6.8×10 ⁻¹²	5.8×10 ⁻³	6.8×10 ⁻³	1.3×10 ⁻²
3	9.2×10 ⁻⁴	8.4×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻²	1.1×10 ⁻⁷	1.8×10 ⁻⁶	3.4×10 ⁻¹⁰	1.1×10 ⁻¹¹	9.3×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻²	1.2×10 ⁻²
4	3.3×10 ⁻³	3.0×10 ⁻⁵	3.9×10 ⁻³	3.8×10 ⁻⁸	6.3×10 ⁻⁷	1.2×10 ⁻¹⁰	3.9×10 ⁻¹²	3.3×10 ⁻³	3.9×10 ⁻³	7.3×10 ⁻³
5	4.6×10 ⁻⁴	4.2×10 ⁻⁶	5.5×10 ⁻³	5.4×10 ⁻⁸	8.9×10 ⁻⁷	1.7×10 ⁻¹⁰	5.5×10 ⁻¹²	4.7×10 ⁻⁴	5.5×10 ⁻³	6.0×10 ⁻³
6	2.2×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁵	2.7×10 ⁻³	2.6×10 ⁻⁸	4.3×10 ⁻⁷	8.1×10 ⁻¹¹	2.6×10 ⁻¹²	2.2×10 ⁻³	2.7×10 ⁻³	4.9×10 ⁻³
7	2.2×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁵	2.6×10 ⁻³	2.5×10 ⁻⁸	4.2×10 ⁻⁷	7.8×10 ⁻¹¹	2.6×10 ⁻¹²	2.2×10 ⁻³	2.6×10 ⁻³	4.8×10 ⁻³
8	1.1×10 ⁻³	1.0×10 ⁻⁵	1.3×10 ⁻³	1.3×10 ⁻⁸	2.2×10 ⁻⁷	4.1×10 ⁻¹¹	1.3×10 ⁻¹²	1.1×10 ⁻³	1.3×10 ⁻³	2.5×10 ⁻³
9	5.4×10 ⁻⁴	4.9×10 ⁻⁶	6.5×10 ⁻⁴	6.3×10 ⁻⁹	1.0×10 ⁻⁷	2.0×10 ⁻¹¹	6.4×10 ⁻¹³	5.5×10 ⁻⁴	6.5×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻³
10	5.2×10 ⁻⁴	4.7×10 ⁻⁶	6.2×10 ⁻⁴	6.0×10 ⁻⁹	1.0×10 ⁻⁷	1.9×10 ⁻¹¹	6.1×10 ⁻¹³	5.2×10 ⁻⁴	6.2×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻³

注 1) No に示す番号は、表 5-7 における仮想的排出源と対応している。

注 2) 環境媒体中濃度から人の推定摂取量を推定するために使用したパラメータは以下のとおりである。
(技術ガイダンス V 章参照)

人の体重：50[kg], 大気吸入量：20[m³/day], 飲料水摂取量：2[L/day]

食物摂取量 地上部農作物(protected)：19.7[g/day],

地上部農作物(exposed)：16.8[g/day]

地下部農作物：7.0[g/day], 乳製品：0.6[g/day], 肉類：0.2[g/day]

淡水魚：1.4[g/day] 海水魚：43.9[g/day]

また、図 5-4 には、表 5-7 で示した仮想的排出源ごとの排出量と表 5-9 に示した全摂取量を棒グラフで示した。

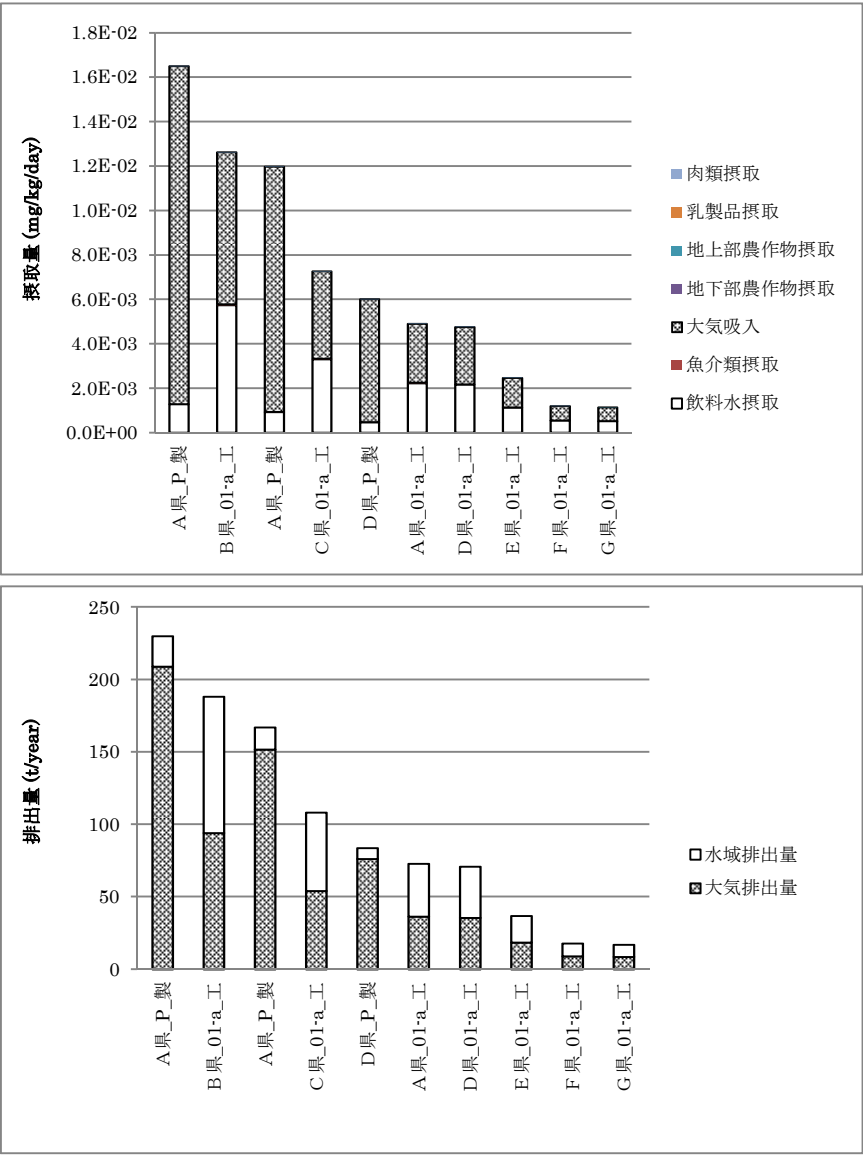


図 5-4 化審法届出情報に基づく仮想的な排出源毎の推計排出量に対する推定摂取量

注 1) 上段は各仮想的排出源から半径 1km 内の媒体別摂取量
注 2) 横軸の番号は用途コード番号 (表 3-1 参照)、P は製造事業所、「工」は工業的使用段階の各ライフサイクルステージを示す。

(2) リスク推計

① リスク推計に用いた有害性評価値

リスク評価に用いる 1, 2-エポキシプロパンの有害性評価値を表 5-10 に整理した。すなわち、経口経路の一般毒性で 9.4×10^{-3} mg/kg/day、吸入経路の一般毒性で 2.4×10^{-2} mg/kg/day、経口経路の生殖・発生毒性で 2.2 mg/kg/day、吸入経路の生殖・発生毒性で 5.5 mg/kg/day、経口経路の発がん性で 2.5×10^{-4} mg/kg/day (実質安全量)、吸入経路の発がん性で 1.1×10^{-2} mg/m³ (実質安全量) であった。

表 5-10 リスク推計に使用した有害性情報のまとめ

有害性評価項目	人健康					
	一般毒性		生殖・発生毒性		発がん性	
	経口経路	吸入経路	経口経路	吸入経路	経口経路	吸入経路

有害性評価値	9.4×10^{-3} mg/kg/day	2.4×10^{-2} mg/m ³	2.2 mg/kg/day	5.5 mg/m ³	2.5×10^{-4} mg/kg/day	1.1×10^{-2} mg/m ³
--------	-----------------------------------	---	------------------	-----------------------	-----------------------------------	---

② リスク推計結果

経口と吸入の経路別に有害性評価値と人の摂取量を比較してリスク推計した結果を示す。吸入経路については、大気中濃度と有害性評価値を比較している。仮想的排出源 27 箇所についてリスク懸念箇所数及びリスク懸念影響面積を整理した。

表 5-11 では、一般毒性におけるリスク推計結果を示す。経口経路のリスク推計結果では懸念はなかった。また、吸入経路のリスク推計結果では 2 箇所においてリスク懸念となり、リスク懸念影響面積は 6 km²であった。

表 5-11 化審法届出情報に基づく一般毒性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/27	0
吸入経路	大気排出分	2/27	6

表 5-12 には、吸入経路で HQ (Hazard Quotient:ハザード比) が 1 以上となった 2 地点の内訳を示す。

表 5-12 化審法届出情報に基づく一般毒性（吸入経路）におけるリスク推計結果

都道府県	用途番号	用途分類	詳細用途番号	詳細用途分類	ライフサイクルステージ	大気排出量 [t/year]	水域排出量 [t/year]	合計排出量 [t/year]	HQ (~1km)	HQ (~2km)	HQ (~3km)	HQ (~4km)	HQ (~5km)	HQ (~6km)	HQ (~7km)	HQ (~8km)	HQ (~9km)	HQ (~10km)
A県	-	-	-	-	製造	209	21	230	1.6	0.7	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
A県	-	-	-	-	製造	152	15	167	1.2	0.5	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0

表 5-13 では、生殖・発生毒性におけるリスク推計結果を示す。生殖・発生毒性については、いずれの地点においてもリスク懸念は認められなかった。また、排出源から 1km 以内の HQ の最大値は 0.003 であった。

表 5-13 化審法届出情報に基づく生殖・発生毒性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/27	0
吸入経路	大気排出分	0/27	0

表 5-14 では、発がん性におけるリスク推計結果を示す。経口経路のリスク推計結果では 13 箇所においてリスク懸念となり、リスク懸念影響面積は 4,084 km²であった。吸入経路のリスク推計結果では 4 箇所においてリスク懸念となり、リスク懸念影響面積は 31 km²であった。

表 5-14 化審法届出情報に基づく発がん性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	13/27	4084
吸入経路	大気排出分	4/27	31

表 5-15 には、経口経路で HQ が 1 以上となった 13 地点の内訳を示す。

表 5-15 化審法届出情報に基づく発がん性(経口経路)におけるリスク推計結果

都道府県	用途番号	用途分類	詳細用途番号	詳細用途分類	ライフサイクルステージ	大気排出量 [t/year]	水域排出量 [t/year]	合計排出量 [t/year]	HQ (~1km)	HQ (~2km)	HQ (~3km)	HQ (~4km)	HQ (~5km)	HQ (~6km)	HQ (~7km)	HQ (~8km)	HQ (~9km)	HQ (~10km)
B県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	94	94	188	23.1	23.1	23.1	23.1	23.1	23.1	23.1	23.1	23.1	23.1
C県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	54	54	108	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3
A県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	36	36	73	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0
D県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	35	35	71	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7
A県	-	-	-	-	製造	209	21	230	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1
E県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	18	18	37	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
A県	-	-	-	-	製造	152	15	167	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
F県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	9	9	18	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2
G県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	8	8	17	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
H県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	8	8	17	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
D県	-	-	-	-	製造	76	8	84	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9
I県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	6	6	12	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
J県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	5	5	9	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1

表 5-16 には、吸入経路の HQ の合計が 1 以上となった 4 地点の内訳を示す。

表 5-16 化審法届出情報に基づく発がん性(吸入経路)におけるリスク推計結果

都道府県	用途番号	用途分類	詳細用途番号	詳細用途分類	ライフサイクルステージ	大気排出量 [t/year]	水域排出量 [t/year]	合計排出量 [t/year]	HQ (~1km)	HQ (~2km)	HQ (~3km)	HQ (~4km)	HQ (~5km)	HQ (~6km)	HQ (~7km)	HQ (~8km)	HQ (~9km)	HQ (~10km)
A県	-	-	-	-	製造	209	21	230	3.5	1.4	0.8	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.2	0.1
A県	-	-	-	-	製造	152	15	167	2.5	1.0	0.6	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
B県	01	中間物	a	合成原料、重合原料、前駆重合体	工業的使用段階	94	94	188	1.6	0.6	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
D県	-	-	-	-	製造	76	8	84	1.3	0.5	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0

続いて、図 5-5 には有害性の評価項目ごとにリスク懸念となった仮想的排出源を用途別ライフサイクルステージ別に示す。これらの結果から、製造段階及び中間物用途の工業的使用段階のいずれもリスク懸念箇所数に影響を与えていることが推定された。

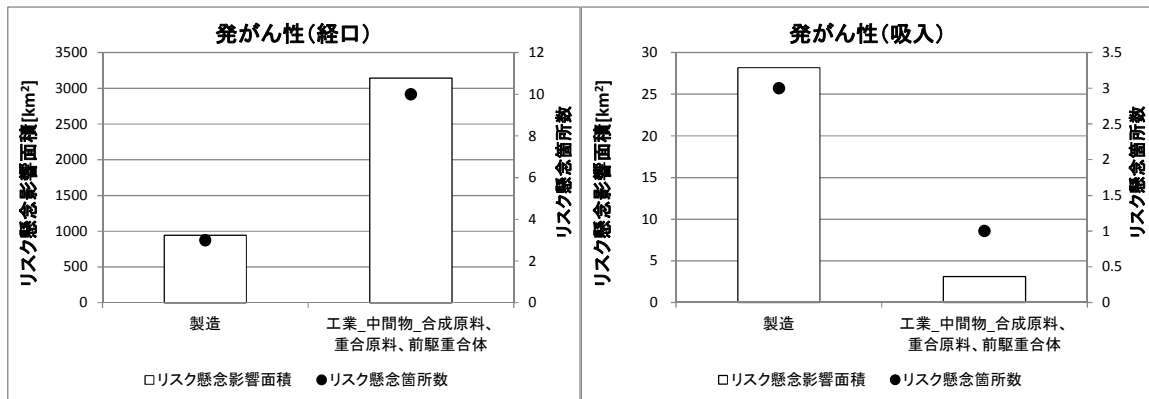
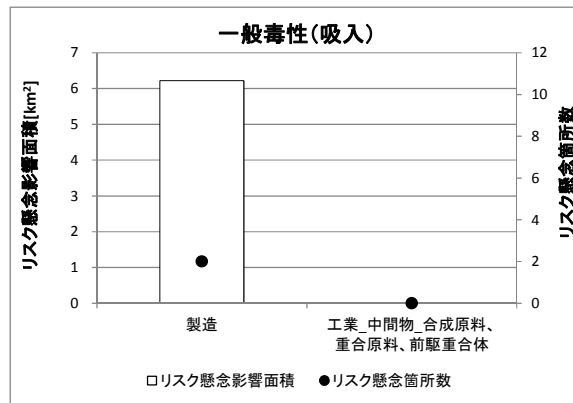


図 5-5 化審法届出情報に基づく用途別ライフサイクルステージ別のリスク推計結果

以上のリスク推計結果は、化審法の届出情報に基づき、すべての化学物質に適用される排出係数を用い、仮想的排出源等を設定し、なるべく過小評価しないように排出量を推計した結果に基づく点に留意が必要である。

5-2-2 PRTR 情報に基づく評価

(1) 暴露評価

① 暴露シナリオ

暴露シナリオは化審法届出情報に基づく評価と同じである（図 5-3 参照）。ただし、PRTR 情報に基づく暴露評価においては、公共用水域への排出先が河川か海域かの判断が可能なため、排出先に応じて飲料水摂取や魚介類摂取（淡水）を考慮する。つまり、排出先が河川であれば飲料水摂取や魚介類摂取（淡水）を考慮し、排出先が海域であればそれらを考慮しない。PRTR 情報では、届出事業者ごとの下水道への移動量と移動先の下水道終末処理施設の名称が得られるため、移動先の下水道終末処理施設を排出源として扱った。なお、移動先の下水道終末処理施設も排出源として考慮した。PRTR 届出外排出量推計手法¹に従って下水道終末処理場での大気移行率を 0.0%、水域移行率を 0.0%とした。

② 排出量の情報

ここでは PRTR 届出 68 事業所及び移動先の下水道終末処理施設 3 箇所のうち、人の摂取量の上位 10 箇所について、表 5-17 に排出量を示す。

表 5-17 PRTR 届出事業所ごとの排出量

No.	都道府県	業種名等	大気排出量 [t/year]	水域排出量 [t/year]	合計排出量 [t/year]	排出先水域名称
1	D県	化学工業	21	0	21	
2	A県	化学工業	9.2	0	9.2	A川
3	E県	化学工業	9	0	9	
4	G県	化学工業	6.9	0	6.9	
5	C県	化学工業	5.5	0	5.5	
6	B県	化学工業	4.3	0	4.3	
7	B県	化学工業	1.7	0.038	1.738	B川
8	I県	化学工業	1.1	0	1.1	
9	A県	化学工業	0.93	0	0.93	
10	B県	化学工業	0.53	0	0.53	

③ 環境媒体中濃度の推計結果

次に、化審法届出情報を用いた暴露評価と同様に、排出源ごとの排出量と 2 章で示した 1, 2-エポキシプロパンの性状より、排出源周辺における環境媒体中濃度の推計結果を表 5-18 に示す。

¹平成 25 年度届出外排出量推計方法の詳細 21.下水処理施設に係る排出量
(<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH25/syosai/21.pdf>)
推定式は次のとおり。EF=1-(EM+SL)、EM=(1-1/(1+5.149H_c^{0.904}))×0.8898、SL=1-1/(1+4.2162×10⁻⁵Pow)、EF：放流水への移行率、EM：大気への移行率、SL：汚泥への移行率、H_c：無次元化したヘンリー定数、Pow：オクタノール／水分配係数

表 5-18 排出源周辺の環境媒体中濃度推計結果

No.	水域排出分				大気排出分(半径1kmエリア)						
	河川 [mg/L]	飲料水 [mg/L]	淡水魚 [mg/kg]	海水魚 [mg/kg]	大気 [mg/m ³]	土壌 [mg/kg]	地下部農作物 [mg/kg]	地上部農作物 Exposed[mg/kg]	地上部農作物 Protected[mg/kg]	乳製品 [mg/kg]	肉類 [mg/kg]
1	0	0	0	0	3.8×10 ⁻³	6.3×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁴	3.4×10 ⁻⁴	3.4×10 ⁻⁴	3.9×10 ⁻⁶	3.8×10 ⁻⁷
2	0	0	0	0	1.7×10 ⁻³	2.8×10 ⁻⁵	4.6×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻⁶	1.7×10 ⁻⁷
3	0	0	0	0	1.6×10 ⁻³	2.7×10 ⁻⁵	4.5×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁴	1.4×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻⁶	1.6×10 ⁻⁷
4	0	0	0	0	1.3×10 ⁻³	2.1×10 ⁻⁵	3.5×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁷
5	0	0	0	0	1.0×10 ⁻³	1.7×10 ⁻⁵	2.8×10 ⁻⁵	8.8×10 ⁻⁵	8.8×10 ⁻⁵	1.0×10 ⁻⁶	9.9×10 ⁻⁸
6	0	0	0	0	7.8×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁵	2.2×10 ⁻⁵	6.9×10 ⁻⁵	6.9×10 ⁻⁵	7.9×10 ⁻⁷	7.8×10 ⁻⁸
7	2.8×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻⁴	8.8×10 ⁻⁴	8.8×10 ⁻⁵	3.1×10 ⁻⁴	5.1×10 ⁻⁶	8.6×10 ⁻⁶	2.7×10 ⁻⁵	2.7×10 ⁻⁵	3.1×10 ⁻⁷	3.1×10 ⁻⁸
8	0	0	0	0	2.0×10 ⁻⁴	3.3×10 ⁻⁶	5.5×10 ⁻⁶	1.8×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁵	2.0×10 ⁻⁷	2.0×10 ⁻⁸
9	0	0	0	0	1.7×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻⁶	4.7×10 ⁻⁶	1.5×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻⁵	1.7×10 ⁻⁷	1.7×10 ⁻⁸
10	0	0	0	0	9.6×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁶	2.7×10 ⁻⁶	8.5×10 ⁻⁶	8.5×10 ⁻⁶	9.8×10 ⁻⁸	9.6×10 ⁻⁹

注 1) No に示す番号は、表 5-17 における排出源と対応している。

④ 人の摂取量推計結果

次に、各々の環境媒体中濃度に食物摂取量等の媒体摂取速度を乗じ、排出源周辺における人の摂取量を求めた結果を表 5-19 に示す。

表 5-19 暴露媒体別摂取量推計結果

No.	媒体別摂取量[mg/kg/day]							摂取量 [mg/kg/day]		
	水域排出分		大気排出分(半径1kmエリア)					経口摂取量	吸入摂取量	全摂取量
	飲料水摂取	魚介類摂取	大気吸入	地下部農作物摂取	地上部農作物摂取	乳製品摂取	肉類摂取			
1	0	0	1.5×10 ⁻³	1.5×10 ⁻⁸	2.5×10 ⁻⁷	4.6×10 ⁻¹¹	1.5×10 ⁻¹²	2.6×10 ⁻⁷	1.5×10 ⁻³	1.5×10 ⁻³
2	0	0	6.7×10 ⁻⁴	6.5×10 ⁻⁹	1.1×10 ⁻⁷	2.0×10 ⁻¹¹	6.6×10 ⁻¹³	1.1×10 ⁻⁷	6.7×10 ⁻⁴	6.7×10 ⁻⁴
3	0	0	6.5×10 ⁻⁴	6.3×10 ⁻⁹	1.1×10 ⁻⁷	2.0×10 ⁻¹¹	6.5×10 ⁻¹³	1.1×10 ⁻⁷	6.5×10 ⁻⁴	6.5×10 ⁻⁴
4	0	0	5.0×10 ⁻⁴	4.9×10 ⁻⁹	8.1×10 ⁻⁸	1.5×10 ⁻¹¹	5.0×10 ⁻¹³	8.6×10 ⁻⁸	5.0×10 ⁻⁴	5.0×10 ⁻⁴
5	0	0	4.0×10 ⁻⁴	3.9×10 ⁻⁹	6.4×10 ⁻⁸	1.2×10 ⁻¹¹	4.0×10 ⁻¹³	6.8×10 ⁻⁸	4.0×10 ⁻⁴	4.0×10 ⁻⁴
6	0	0	3.1×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁹	5.0×10 ⁻⁸	9.5×10 ⁻¹²	3.1×10 ⁻¹³	5.3×10 ⁻⁸	3.1×10 ⁻⁴	3.1×10 ⁻⁴
7	1.1×10 ⁻⁵	1.0×10 ⁻⁷	1.2×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻⁹	2.0×10 ⁻⁸	3.8×10 ⁻¹²	1.2×10 ⁻¹³	1.1×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁴
8	0	0	8.0×10 ⁻⁵	7.8×10 ⁻¹⁰	1.3×10 ⁻⁸	2.4×10 ⁻¹²	7.9×10 ⁻¹⁴	1.4×10 ⁻⁸	8.0×10 ⁻⁵	8.0×10 ⁻⁵
9	0	0	6.8×10 ⁻⁵	6.6×10 ⁻¹⁰	1.1×10 ⁻⁸	2.1×10 ⁻¹²	6.7×10 ⁻¹⁴	1.2×10 ⁻⁸	6.8×10 ⁻⁵	6.8×10 ⁻⁵
10	0	0	3.9×10 ⁻⁵	3.7×10 ⁻¹⁰	6.2×10 ⁻⁹	1.2×10 ⁻¹²	3.8×10 ⁻¹⁴	6.6×10 ⁻⁹	3.9×10 ⁻⁵	3.9×10 ⁻⁵

注 1) 各排出源から半径 1km 内の人の推定摂取量

注 2) No に示す番号は、表 5-17 における排出源と対応している。

注 3) 環境媒体中濃度から人の推定摂取量を推定するために使用したパラメータは以下のとおりである。

(技術ガイダンス V 章参照)

人の体重 : 50[kg], 大気吸入量 : 20[m³/day], 飲料水摂取量 : 2[L/day]

食物摂取量 地上部農作物 protected : 19.7[g/day], 地上部農作物 exposed : 16.8[g/day]

地下部農作物 : 7.0[g/day], 乳製品 : 0.6[g/day] 肉類 : 0.2[g/day]

淡水魚 : 1.4[g/day] 海水魚 : 43.9[g/day]

また、図 5-6 に表 5-17 に示した排出源ごとの排出量と表 5-19 に示した摂取量を棒グラフで示す。

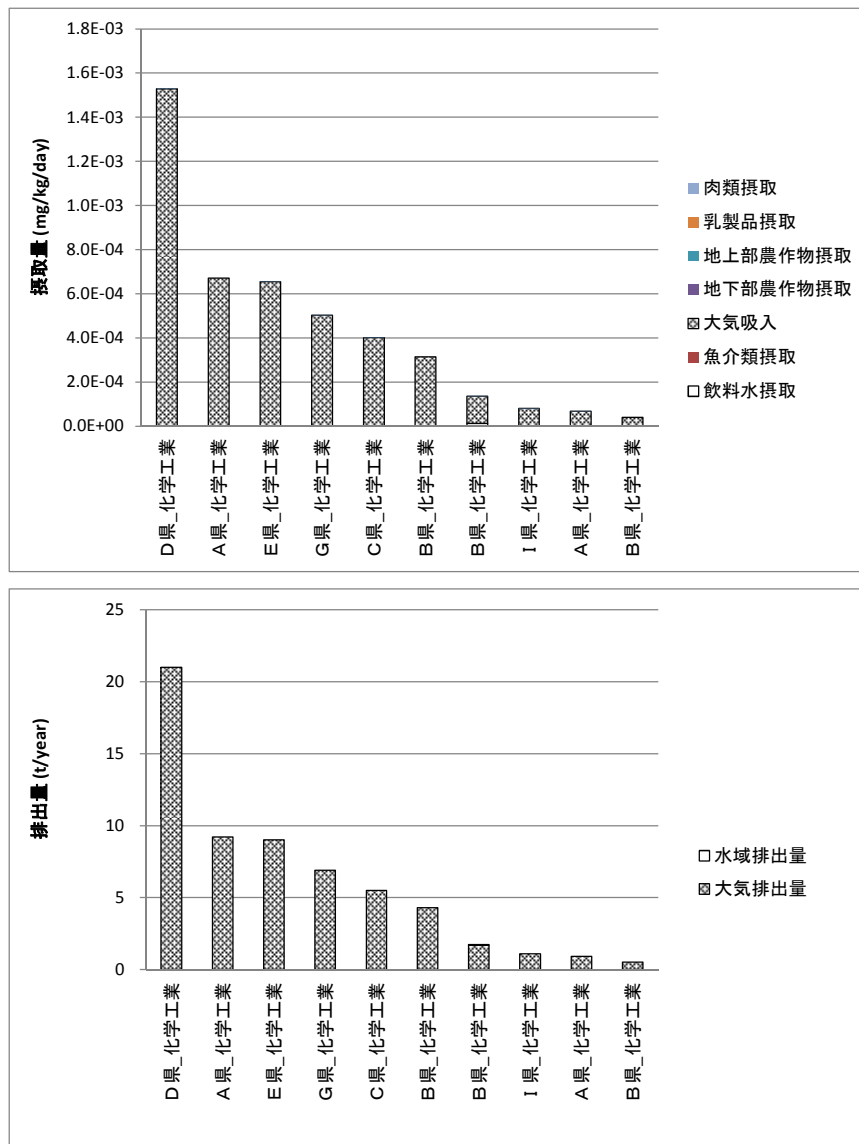


図 5-6 PRTR 届出事業所毎の排出量に対する推定摂取量

注 1) 上段は各排出源から半径 1km 内の媒体別摂取量

(2) リスク推計

① リスク推計に用いた有害性評価値

リスク評価に用いる 1, 2-エポキシプロパンの有害性評価値は前述の表 5-10 のとおりである。

② リスク推計結果

経口と吸入の経路別に有害性評価値と人の摂取量を比較してリスク推計した結果を示す。吸入経路の発がん性については、大気中濃度と有害性評価値を比較している。PRTR 届出 68

事業所及び移動先の下水道終末処理施設 3 箇所についてリスク懸念箇所数及びリスク懸念影響面積を整理した。

表 5-20 では、一般毒性におけるリスク推計結果を示す。一般毒性については、いずれの地点においてもリスク懸念は認められなかった。また、排出源から 1km 以内の HQ の最大値は経口経路で 0.003、吸入経路で 0.2 であった。

表 5-20 PRTR 情報に基づく一般毒性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/71	0
吸入経路	大気排出分	0/71	0

表 5-21 では、生殖・発生毒性におけるリスク推計結果を示す。生殖・発生毒性については、いずれの地点においてもリスク懸念は認められなかった。また、排出源から 1km 以内の HQ の最大値は経口経路で 0.00001、吸入経路で 0.0007 であった。

表 5-21 PRTR 情報に基づく生殖・発生毒性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/71	0
吸入経路	大気排出分	0/71	0

表 5-22 では、発がん性におけるリスク推計結果を示す。経路別ではいずれの地点においてもリスク懸念は認められなかった。¹排出源から 1km 以内の HQ の最大値は経口経路で 0.071、吸入経路で 0.58 であった。また、経口経路と吸入経路の HQ を合計した場合でも、いずれの地点においてもリスク懸念は認められなかった。その場合の排出源から 1km 以内の HQ の最大値は経口経路で 0.1、吸入経路で 0.3 であった。

表 5-22 PRTR 情報に基づく発がん性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/71	0
吸入経路	大気排出分	0/71	0

5-2-3 環境モニタリングデータ

排出源ごとの暴露シナリオに対応する環境モニタリングデータがあればリスク懸念の有無等について比較を行う。

¹ 推計暴露量（又は推計暴露濃度）が実質安全量を超えなかったことを意味する。

1 (1) 大気モニタリングデータに基づく評価とリスク推計

2 平成25年度のPRTR情報に基づく排出源ごとの暴露シナリオによる暴露評価におけるモデル
3 推計では、全ての排出源でHQが1未満であり、リスク懸念箇所はなかった（前述の5-2-2参
4 照）。また、直近5年の大気モニタリングデータに基づくリスク推計においてもリスク懸念箇所
5 はなかった（後述の5-4-3参照）。なお、大気モニタリングデータの最大濃度である0.0015
6 mg/m³（平成23年度）が測定された地点の近傍には、PRTR届出事業所が存在した。

8 (2) 水質モニタリングデータに基づく評価とリスク推計

9 平成25年度のPRTR情報に基づく排出源ごとの暴露シナリオによる暴露評価におけるモデル
10 推計では、全ての排出源でHQが1未満であり、リスク懸念箇所はなかった（前述の5-2-2参
11 照）。直近5年の水質モニタリングデータに基づくリスク推計においてもリスク懸念箇所はなか
12 った(前述の5-1参照)。

14 5-3 用途等に応じた暴露シナリオによる暴露評価とリスク推計

15 サプライチェーン上～中流の固定排出源を対象とした排出源ごとの暴露シナリオのみで
16 は、環境への主要な排出に係る暴露を評価できない用途等に関しては、用途等に応じた暴
17 露シナリオを追加し、必要に応じて推計モデルも追加する。

18 化審法届出情報では、本シナリオに該当する用途はなかった。

20 5-4 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオにおける暴露評価とリスク推計

21 本シナリオでは、5の排出源ごとの暴露シナリオで対象としたサプライチェーン上～中流
22 の固定排出源の排出量に加え、家庭用・業務用の使用段階、長期使用製品の使用段階といっ
23 た面的な排出量も加味し、多媒体モデルを用いて、広域的・長期的スケールの暴露状況の推
24 計を行う（5-4-1）。

25 PRTR 情報が得られる場合には、面的な排出源を含めた全国の排出源からの排出量を基に、
26 地図上の区画（メッシュ）ごとに環境中濃度を推計するモデルを用いて、環境中濃度の空間
27 的分布を全国レベルで推計した上で、暴露量を推計する（5-4-2）。

29 5-4-1 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計（化審法届出情報と PRTR 情報の利用）

30 本シナリオでは、5の排出源ごとの暴露シナリオでは考慮されなかった排出源からの排出
31 量も加味して、時間的に長期的スケールにおける化学物質の広域環境中の動態の予測を行う。
32 具体的には、日本版多媒体モデル MNSEM3-NITE Ver.4.3.11 を用いて¹、日本全域において、
33 対象物質が長期的には環境媒体のいずれに分配する傾向があるかを推計する。分配はモデル
34 に入力する排出量の排出先媒体比率に左右される。そこで、排出先媒体比率の結果への影響
35 を考察する。

36 推計手法については技術ガイダンスⅦ章に準じている。

¹ MNSEM2（version 2.0）に一部変更を加えて使用している。変更箇所については技術ガイダンスⅦ章の付
属資料に記載している。

1 (1) 推計条件

2 推計条件

3 多媒体モデル MNSEM3-NITE に入力する排出量は、化審法届出情報に基づいて推計した全
4 国排出量及び PRTR 情報に基づく全国排出量を用いた。

5 平成 25 年度の化審法届出情報による全国排出量の内訳を表 5-23 に示す。

7 表 5-23 化審法届出情報(平成 23 年度)による全国排出量の内訳

ライフサイクルステージ	大気 排出量 [トン]	水域 排出量 [トン]	備考
製造段階	450	45	
調査・工業的使用段階	281	281	該当する用途 ・中間物
家庭等使用段階	0	0	該当用途なし
長期使用製品使用段階	0	0	該当用途なし
廃棄段階	-	-	考慮しない

9
10
11
12
13 図中の数値は、各区分の推計排出量（トン／年）である。全国総排出量には、5-2 の排
14 出源ごとの暴露シナリオにおける暴露評価で考慮した事業所等の点排出源からの排出に加え、
15 家庭や長期使用製品の使用段階といった非点源からの排出量を考慮するが、1，2-エポキシ
16 シプロパンについてはこれらからの排出はないと想定される。

17
18 次に PRTR 情報による全国排出量の内訳を表 5-24 に示す。これは 3 章の図 3-4 から平成
19 25 年度分を再掲したものである。

21 表 5-24 PRTR 情報による全国排出量の内訳

届出または 推計項目	届出_ 大気	届出_ 水域	届出_ 土壌	届出_ 埋立	推計_ すそ切り	推計_ 非対象 業種	推計_ 家庭	推計_ 移動体	合計
全国排出量 (トン)	63	12	0	0	0	0	0	0	75

22
23
24 推計に用いた 1，2-エポキシシプロパンの物理化学的性状と環境中半減期は 2 章に記載の
25 ありとおりである（後述の 5-4 の表 5-37 にも再掲している）。

27 (2) 推計結果

28 全国排出量とその排出先媒体比率を用いて、1，2-エポキシシプロパンが大気、水域又は
29 土壌のいずれかに一定の速度で排出されて定常状態に到達した状態での環境中での分配比率
30 （質量比）と人の摂取経路別の摂取量比率を多媒体モデル MNSEM3-NITE によって予測した。

31 これら比率の推計では、化学物質の物理化学的性状と環境運命（分解性と生物濃縮性）及
32 び大気、水域、土壌の各媒体への排出先媒体比率が結果を左右し、排出量の絶対値には依存

しない。しかし、化審法届出情報を用いた場合、排出先媒体比率自体が3章に示した排出係数に基づいた推計値であり、実態と乖離している可能性がある。

各種排出量に基づく摂取量比率等の詳細は表 5-25 に示した。

表 5-25 より、化審法届出情報と化審法のリスク評価に用いる排出係数一覧表の排出係数によって推計した排出先比率と実態との乖離は不明であるが、大気と水域に分配され人の主要な摂取経路は大気吸入と推定される。

表 5-25 環境中分配比率と摂取量比率の詳細

		本評価で用いた排出量	
		化審法届出情報に基づく推計排出量	PRTR情報に基づく排出量
排出先比率	大気	69%	84%
	水域	31%	16%
	土壌	0%	0%
環境中分配比率	大気	7%	13%
	水域	93%	86%
	土壌	<1%	<1%
	底質	<1%	<1%
人の摂取経路毎の摂取量比率	大気吸入	87%	93%
	飲料水	12%	6%
	魚介類	<1%	<1%
	地上部農作物	<1%	<1%
	地下部農作物	<1%	<1%
	肉類	0%	0%
	乳製品	0%	0%

5-4-2 環境中濃度等の空間的分布の推計（PRTR 情報の利用）

PRTR における届出及び届出外推計の排出量データの分布情報をもとに、河川や大気での挙動も考慮した多媒体モデルを用いて、本物質の環境中での地理的な分布を予測した。具体的には、GIS 多媒体モデル G-CIEMS ver.0.9¹を用いて、日本全域において、対象物質の大気中濃度を 5km×5km メッシュ、水域、土壌、底質の濃度を流域別に推定した。

(1) 推計条件

1, 2-エポキシプロパンの G-CIEMS に基づく濃度推計の条件について以下に示す。

G-CIEMS に入力する排出量は、PRTR の届出排出量を 3 次メッシュ上に割り当てたデータ（「平成 27 年度地域における化学物質の環境リスク低減支援業務報告書」（環境省環境安全課）より引用）をもとに、G-CIEMS 用に 5km×5km メッシュの大気排出量及び流域別の水域、土壌排出量データに配分したものをを用いた。なお、排出先が海域として届け出られているデータについても、当該排出先の所在する流域に排出されるものとして推計している。また計算に必要なデータについては、2 章の物理化学的性状等又は技術ガイダンスに示すデフォルト値を用いており、一部の物理化学的性状等については G-CIEMS 入力データの単位や基準とする温度(25℃)にあわせて換算し、表 5-26 に示す値を用いた。

¹ 本評価向けに一部修正を加えている。

表 5-26 G-CIEMS の計算に必要なデータのまとめ

項目	単位	採用値	詳細
ヘンリー係数	Pa・m ³ /mol	1.88x10	25°C温度補正值
水溶解度	mol/m ³	7.38x10 ³	25°C温度補正值
蒸気圧	Pa	8.46x10 ⁴	25°C温度補正值
オクタノールと水との間の分配係数	—	1.14	10 ^{logPow}
大気中分解速度定数(ガス)	s ⁻¹	2.51x10 ⁻⁷	大気における機序別分解半減期の総括値 32 日の換算値
大気中分解速度定数(粒子)	s ⁻¹	2.51x10 ⁻⁷	大気における機序別分解半減期の総括値 32 日の換算値
水中分解速度定数(溶液)	s ⁻¹	2.30x10 ⁻⁶	水中における機序別分解半減期の総括値 3.5 日の換算値
水中分解速度定数(懸濁粒子)	s ⁻¹	2.30x10 ⁻⁶	水中における機序別分解半減期の総括値 3.5 日の換算値
土壌中分解速度定数	s ⁻¹	2.30x10 ⁻⁶	土壌中における機序別分解半減期の総括値 3.5 日の換算値
底質中分解速度定数	s ⁻¹	1.09x10 ⁻⁶	底質中における機序別分解半減期の総括値 7.3 日の換算値
植生中分解速度定数	s ⁻¹	2.51x10 ⁻⁷	大気における機序別分解半減期の総括値 32 日の換算値

計算に用いた排出量の概要として、全国の合計排出量を表 5-27 に示す。

表 5-27 PRTR 排出量情報(平成 25 年度)の全国排出量の内訳

PRTR 排出量データ使用年度	平成 25 年度
排出量	<p>全推計分の排出量を以下に示す。</p> <p>○届出排出量 : 75,117kg/年</p> <p style="padding-left: 20px;">G-CIEMS 用大気排出量: 63,017kg/年</p> <p style="padding-left: 20px;">G-CIEMS 用水域排出量: 100kg/年</p> <p style="padding-left: 20px;">G-CIEMS 用土壌排出量: 0kg/年</p> <p>※ただし、一部沿岸域で G-CIEMS の水域に対応付かない排出が 12,000kg ある。</p> <p>○届出外排出量: 0kg/年</p> <p style="padding-left: 20px;">G-CIEMS 用大気排出量: 0 kg/年</p> <p style="padding-left: 20px;">G-CIEMS 用水域排出量: 0 kg/年</p> <p style="padding-left: 20px;">G-CIEMS 用土壌排出量: 0 kg/年</p>

(2) 人の化学物質摂取量と環境中濃度の推計結果

G-CIEMS を用いたリスク推計における評価対象地点については、水域における環境基準点を含む 3,705 地点とし、水質濃度については当該地点が含まれる流域の河川中濃度を、大気濃度については当該地点の上空の大気メッシュ（複数の大気メッシュが存在する場合にはその中で最大の大気中濃度となるメッシュ）での濃度を用いて暴露評価を行った。G-CIEMS では、日本全国の約 40,000 流域の計算結果を用いることが可能であるが、リスク推計は代表的

な地点で行うべきであるとし、環境基準点を含む流域を評価対象地点として用いている。
 評価対象地点における水質濃度及び大気濃度を用いて、技術ガイダンスに示す暴露評価モデルにより、人の化学物質摂取量を算出した。

人の化学物質摂取量は、当該地点の推計濃度から算出する摂取量（局所摂取量）と当該地点以外の全国の推計濃度から算出する摂取量（広域摂取量）を合計している。局所摂取量は、評価する地点における水域濃度とその上空のメッシュ大気濃度（流域上空にある複数メッシュにおける大気濃度の最大値）を用いて、経口摂取量の算出を行っている。また、広域摂取量は、評価対象地点が含まれる流域以外の流域の農作物や畜産物を、流域面積に比例して平均的に摂取することを想定して、農作物（地上部農作物、地下部農作物）及び畜産物（牛肉、乳製品）からの経口摂取量を算出している。

摂取量として、大気を経由して化学物質を摂取する経路には、経口暴露の経路（農作物・畜産物の摂取）がある。また、水域を経由して化学物質を摂取する経路には、経口暴露の経路（飲料水、魚摂取）がある。ここでは、表 5-28 に示す摂取量の組み合わせについて計算を行った。

この化学物質摂取量と、4章で導出した経口経路の有害性評価値（一般毒性：0.0094mg/kg/day、生殖・発生毒性：2.2mg/kg/day、発がん性： 2.5×10^{-4} mg/kg/day）を用いて、地点別に経口経路におけるHQを算出し、また、大気濃度と吸入経路の有害性評価値（一般毒性：0.024 mg/m³、生殖・発生毒性 5.5mg/m³、発がん性：0.011mg/m³）を用いて、吸入経路におけるHQを算出した。評価対象地点毎の人の化学物質摂取量を小さい順に並べた際のパーセンタイル値¹及びHQの値を以下に示す。

経口摂取量及びHQについて表 5-29 及び図 5-7 に、吸入経路に係る大気濃度及びHQについて表 5-30 及び図 5-8 に示す。また、水域濃度について図 5-9 に、大気濃度について図 5-10 にそれぞれ示す。また、経路別、エンドポイント別のHQが高い10地点について、それぞれ摂取媒体別内訳のグラフを図 5-11 に示す。

表 5-28 リスク推計に使用する暴露量の種類

暴露量の種類	大気経由			水域経由
	吸入暴露 (局所)	経口暴露 (局所)	経口暴露 (広域)	経口暴露 (局所)
	呼吸	当該地点の農作物・畜産物	当該地点以外の農作物・畜産物	飲料水、魚
経口摂取量 (局所＋広域)	－	○	○	○
大気濃度	○	－	－	－

¹ ここでのパーセンタイル値は、「当該パーセンタイル値に最も近い順位」における値を指す。

表 5-29 G-CIEMS の評価対象地点における水質濃度及び大気濃度に基づく経口摂取量及びハザード比(HQ)のパーセンタイル値

パーセンタイル	順位	①経口摂取量(局所＋広域) [mg/kg/day]	経口一般毒性		経口生殖・発生毒性		経口発がん性	
			②有害性評価値 [mg/kg/day]	HQ (=①/②)	③有害性評価値 [mg/kg/day]	HQ (=①/③)	④有害性評価値 [mg/kg/day]	HQ (=①/④)
0	1	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
0.1	5	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
1	38	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
5	186	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
10	371	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
25	927	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
50	1853	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
75	2779	3.3×10^{-8}	0.0094	3.5×10^{-6}	2.2	1.5×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
90	3335	3.8×10^{-8}	0.0094	4.0×10^{-6}	2.2	1.7×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.5×10^{-4}
95	3520	4.6×10^{-8}	0.0094	4.9×10^{-6}	2.2	2.1×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.9×10^{-4}
99	3668	7.3×10^{-8}	0.0094	7.8×10^{-6}	2.2	3.3×10^{-8}	2.5×10^{-4}	2.9×10^{-4}
99.9	3701	5.0×10^{-7}	0.0094	5.3×10^{-5}	2.2	2.3×10^{-7}	2.5×10^{-4}	0.0020
99.92	3702	5.8×10^{-7}	0.0094	6.1×10^{-5}	2.2	2.6×10^{-7}	2.5×10^{-4}	0.0023
99.95	3703	9.3×10^{-7}	0.0094	9.9×10^{-5}	2.2	4.2×10^{-7}	2.5×10^{-4}	0.0037
99.97	3704	3.7×10^{-6}	0.0094	3.9×10^{-4}	2.2	1.7×10^{-6}	2.5×10^{-4}	0.015
100	3705	4.5×10^{-6}	0.0094	4.8×10^{-4}	2.2	2.0×10^{-6}	2.5×10^{-4}	0.018

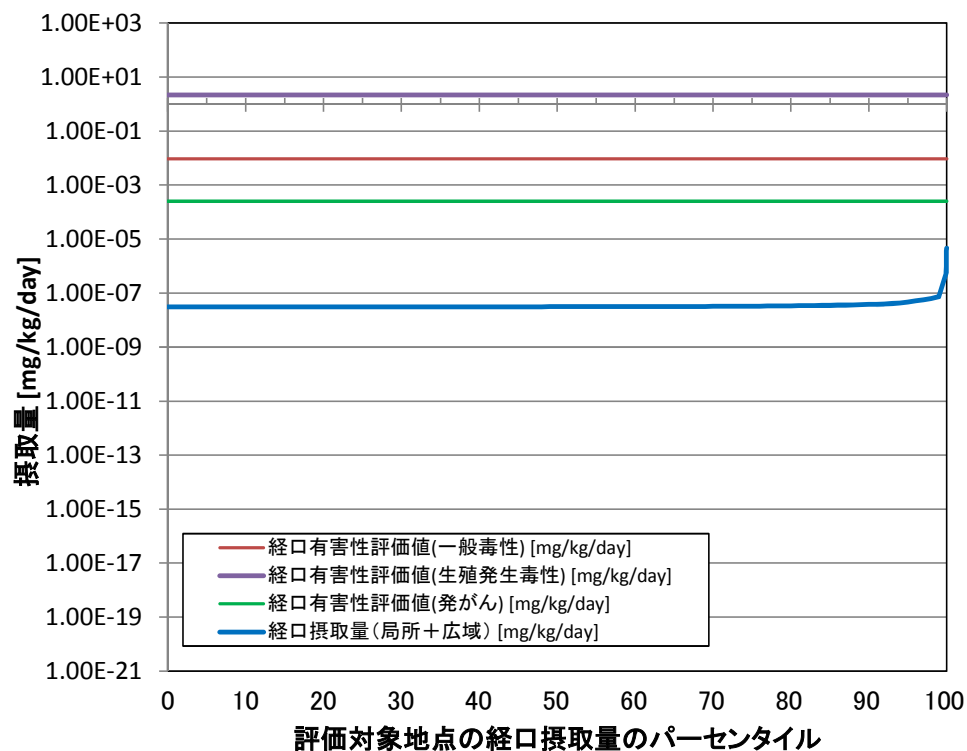


表 5-30 G-CIEMS の評価対象地点の大気濃度に基づくハザード比(HQ)のパーセンタイル値

パー セン タイ ル	順位	① 吸入経 路に係る大 気濃度 [mg/m ³]	吸入一般毒性		吸入生殖・発生毒性		吸入発がん性	
			②有害性 評価値 [mg/ m ³]	HQ (=①/②)	③有害性 評価値 [mg/ m ³]	HQ (=①/③)	④有害性 評価値 [mg/m ³]	HQ (=①/⑤)
0	1	4.8×10 ⁻³⁰	0.024	2.0×10 ⁻²⁸	5.5	8.7×10 ⁻³¹	0.011	4.3×10 ⁻²⁸
0.1	5	9.7×10 ⁻²⁹	0.024	4.1×10 ⁻²⁷	5.5	1.8×10 ⁻²⁹	0.011	8.8×10 ⁻²⁷
1	38	4.7×10 ⁻²⁵	0.024	2.0×10 ⁻²³	5.5	8.5×10 ⁻²⁶	0.011	4.3×10 ⁻²³
5	186	2.5×10 ⁻²⁰	0.024	1.0×10 ⁻¹⁸	5.5	4.5×10 ⁻²¹	0.011	2.2×10 ⁻¹⁸
10	371	3.6×10 ⁻¹⁶	0.024	1.5×10 ⁻¹⁴	5.5	6.5×10 ⁻¹⁷	0.011	3.3×10 ⁻¹⁴
25	927	1.7×10 ⁻¹⁰	0.024	7.4×10 ⁻⁹	5.5	3.1×10 ⁻¹¹	0.011	1.6×10 ⁻⁸
50	1853	4.0×10 ⁻⁸	0.024	1.7×10 ⁻⁶	5.5	7.3×10 ⁻⁹	0.011	3.7×10 ⁻⁶
75	2779	6.7×10 ⁻⁷	0.024	2.9×10 ⁻⁵	5.5	1.2×10 ⁻⁷	0.011	6.1×10 ⁻⁵
90	3335	2.9×10 ⁻⁶	0.024	1.3×10 ⁻⁴	5.5	5.4×10 ⁻⁷	0.011	2.7×10 ⁻⁴
95	3520	6.4×10 ⁻⁶	0.024	2.7×10 ⁻⁴	5.5	1.2×10 ⁻⁶	0.011	5.8×10 ⁻⁴
99	3668	2.0×10 ⁻⁵	0.024	8.3×10 ⁻⁴	5.5	3.6×10 ⁻⁶	0.011	0.0018
99.9	3701	1.2×10 ⁻⁴	0.024	0.0053	5.5	2.3×10 ⁻⁵	0.011	0.011
99.92	3702	1.4×10 ⁻⁴	0.024	0.0060	5.5	2.6×10 ⁻⁵	0.011	0.013
99.95	3703	1.4×10 ⁻⁴	0.024	0.0060	5.5	2.6×10 ⁻⁵	0.011	0.013
99.97	3704	1.5×10 ⁻⁴	0.024	0.0065	5.5	2.8×10 ⁻⁵	0.011	0.014
100	3705	3.9×10 ⁻⁴	0.024	0.017	5.5	7.1×10 ⁻⁵	0.011	0.036

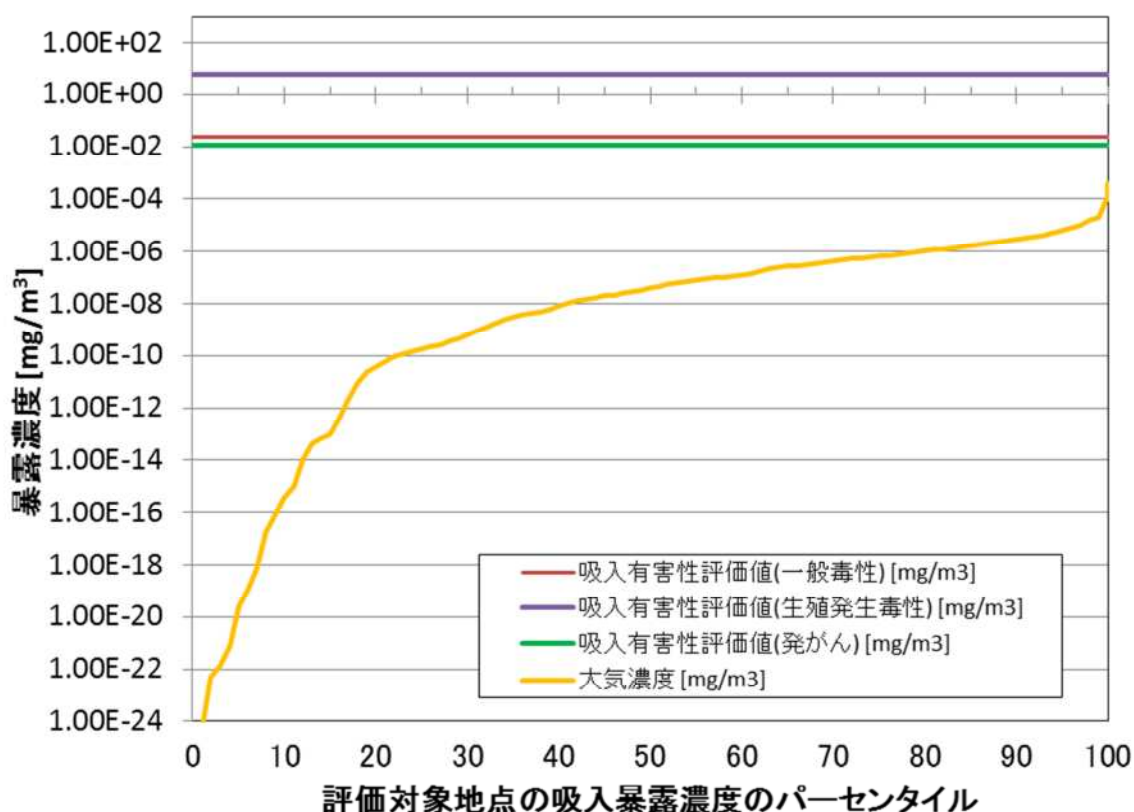


図 5-8 G-CIEMS の評価対象地点における吸入経路に係る大気濃度のパーセンタイル値
(一般毒性、生殖・発生毒性及び発がん性)

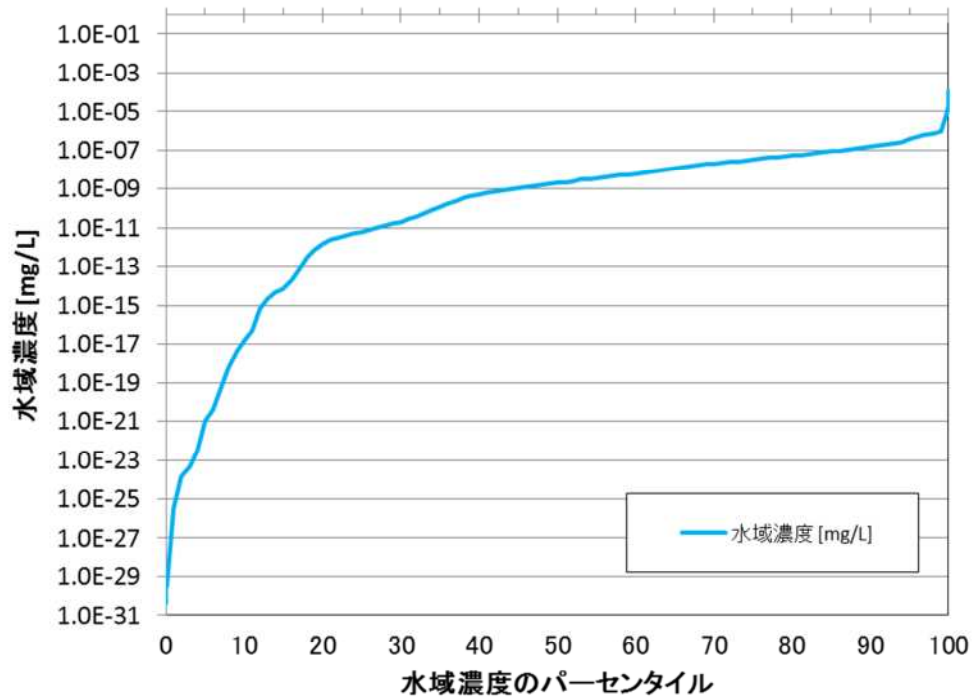


図 5-9 G-CIEMS の評価対象地点における水域濃度分布

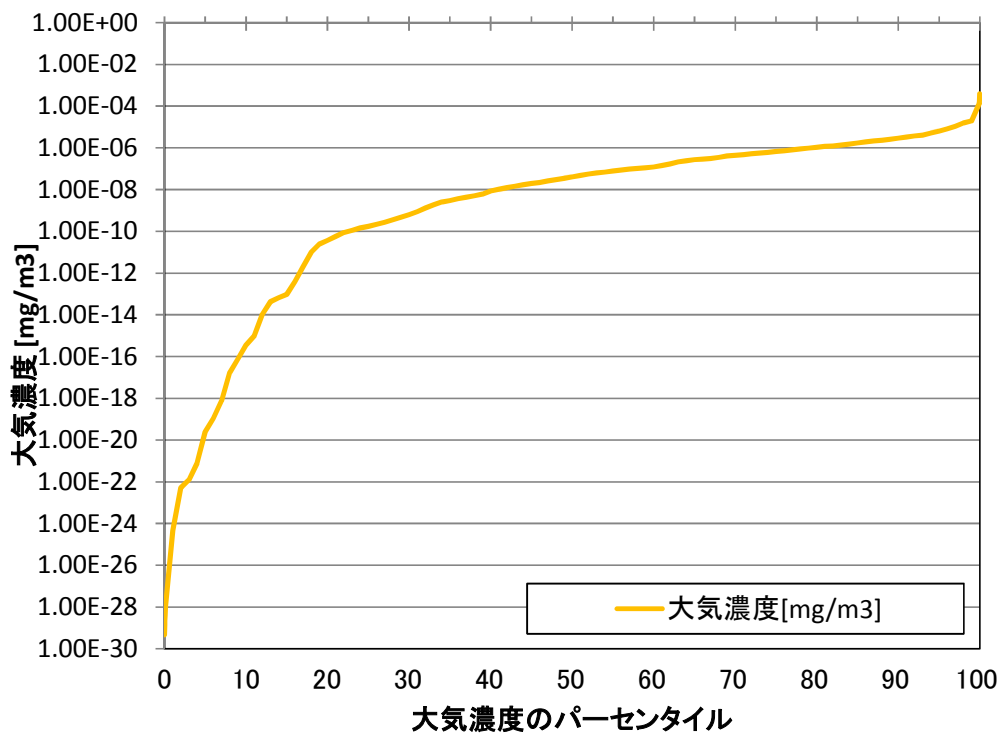


図 5-10 G-CIEMS の評価対象地点における大気濃度分布

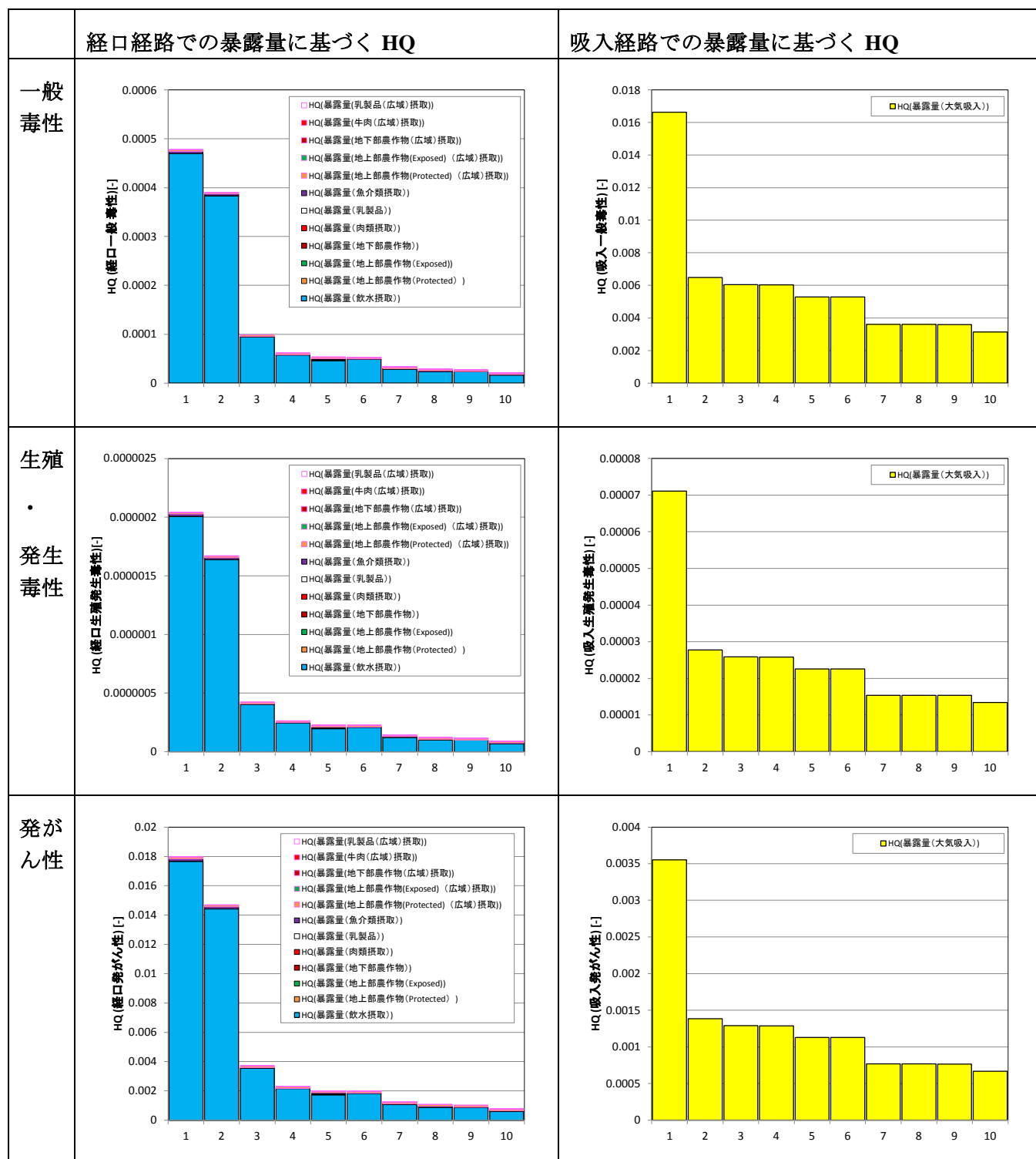


図 5-11 経路別・エンドポイント別の HQ の上位 10 地点の評価結果

(3) 環境中分配比率等の推計結果

PRTR 情報による環境中の排出先比率とこれに基づき G-CIEMS で推計された環境中分配比率等を表 5-31 に示す。

表 5-31 環境中の排出先比率と環境中分配比率

		PRTR 届出+届出 外排出量
排出先 比率	大気	>99%
	水域	<1%
	土壌	0%
環境中 分配比率	大気	>99%
	水域	<1%
	土壌	<1%
	底質	<1%

(4) G-CIEMS の推計結果とモニタリングデータとの比較解析

G-CIEMS の推計結果の妥当性を確認するため、モニタリング濃度との比較解析を行い整合性の確認を行った。大気モニタリングの濃度範囲と G-CIEMS で推計された大気濃度のパーセンタイル値を図 5-12 に、水質モニタリングの濃度範囲と G-CIEMS で推計された水質濃度のパーセンタイル値を図 5-13 に示す。

なお、これらの図中では各モニタリングにおける濃度範囲のバーに濃度範囲の数値(例えば <0.000012~0.0015 など)も付記した。モニタリングにおいて不検出の結果がある場合には、濃度範囲に不等号付きの検出下限値を用いて示し、濃度範囲のバー表示では検出下限値～最大値を示している。

この図より、大気中濃度については、濃度範囲の比較では概ね同じか、ややモニタリングデータの方が高いことを示している。また、7-4 節に示す G-CIEMS の評価対象地点での推計結果とモニタリングデータの測定地点別比較より、同じ地点での濃度を比較すると、G-CIEMS 推計大気濃度／大気モニタリング濃度は 10^{-18} ~0.29 倍程度で、G-CIEMS 濃度の方が低く見積もられる傾向が見られた。なお、推計した G-CIEMS 推計濃度が高い方が、当該地点の大気モニタリング濃度と近い値が得られる傾向にあるが、それでも 1~3 桁程度の差違が生じている。

水質濃度については、濃度範囲の比較では、モニタリングデータの方が高いことを示している。また、7-4 節に示す G-CIEMS の評価対象地点での推計結果とモニタリングデータの測定地点別比較より、同じ地点での濃度を比較すると、検出された環境モニタリング濃度が高い範囲では、環境モニタリング濃度が G-CIEMS 推計濃度の 60 倍程度であったが、データが十分でなく整合性については言及できない。

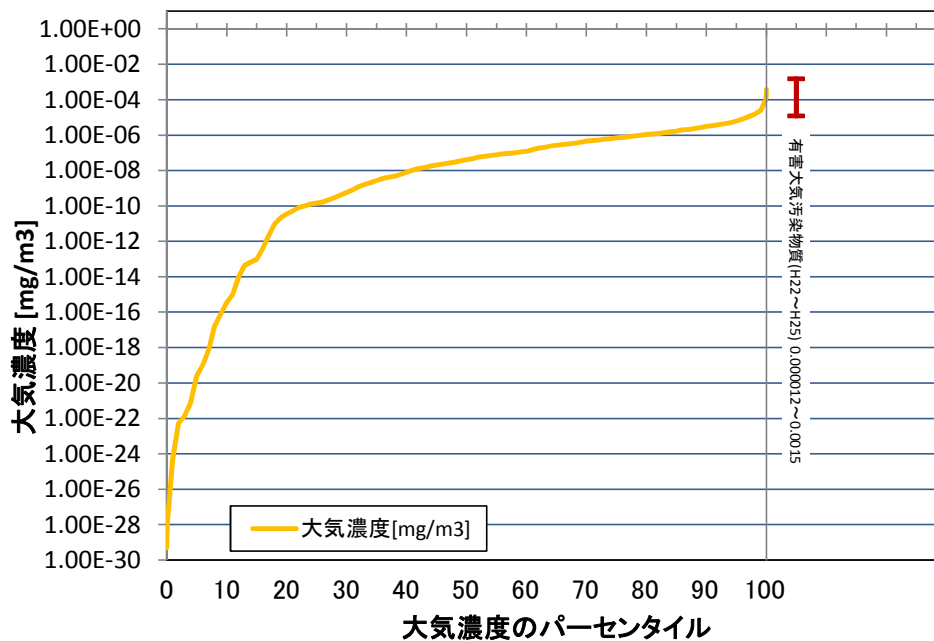


図 5-12 G-CIEMS 推計濃度とモニタリング濃度の範囲の比較(大気)

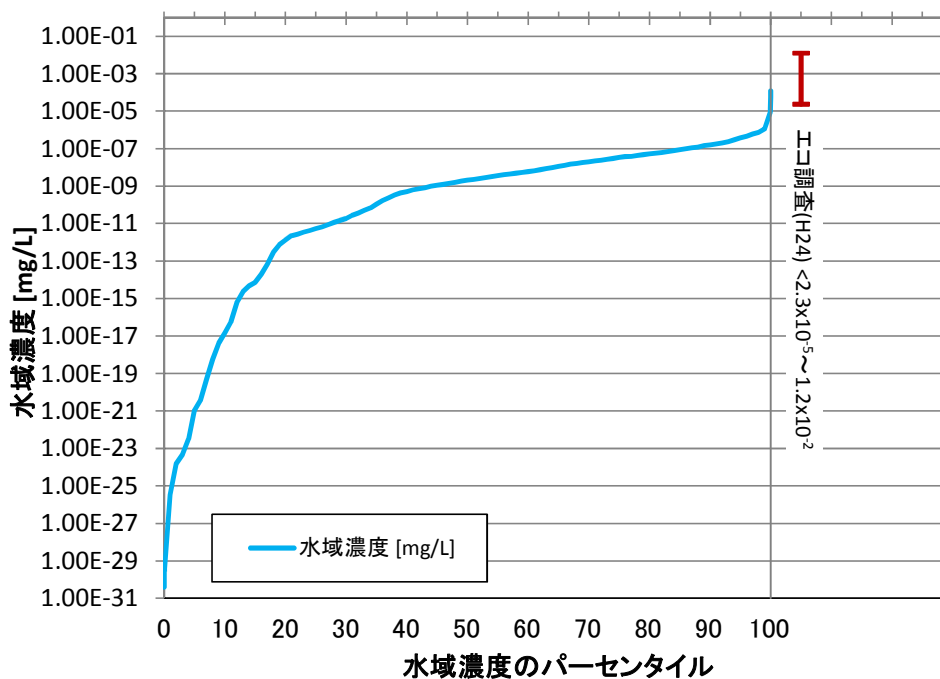


図 5-13 G-CIEMS 推計濃度とモニタリング濃度の範囲の比較(水質)

5-4-3 環境モニタリングデータに基づく評価

(1) 大気モニタリングデータに基づく評価とリスク推計

直近5年における大気モニタリングデータの最大濃度である 0.0015mg/m^3 (有害大気平成 23

年度)を使用して、呼吸における吸入経路の暴露濃度を $0.0015\text{mg}/\text{m}^3$ (摂取量換算で $6.00 \times 10^{-4}\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$)、地上部農作物(Protected)、地上部農作物(Exposed)、地下部農作物、牛肉及び乳製品中の濃度に基づく経口摂取量を $1.22 \times 10^{-7}\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ と推計した。

直近5年の大気モニタリングデータにおける最大の吸入経路の暴露濃度(摂取量)と、吸入一般毒性、吸入生殖・発生毒性及び吸入発がん性の有害性評価値を用いてHQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表 5-32 に示すように、吸入経路の暴露濃度($0.0015\text{mg}/\text{m}^3$)に対して、吸入一般毒性の有害性評価値($0.024\text{mg}/\text{m}^3$)より $\text{HQ}=0.063$ 、吸入生殖・発生毒性の有害性評価値($5.5\text{mg}/\text{m}^3$)より $\text{HQ}=2.7 \times 10^{-4}$ 、吸入発がん性の有害性評価値($0.011\text{mg}/\text{m}^3$)より $\text{HQ}=0.14$ であり、いずれもHQが1未満となった。

また、直近5年の大気モニタリングデータに基づく経口経路での摂取量と、経口一般毒性、経口生殖・発生毒性及び経口発がん性の有害性評価値を用いてHQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表 5-33 に示すように、経口経路での摂取量($1.22 \times 10^{-7}\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$)に対して、経口一般毒性の有害性評価値($0.0094\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$)より $\text{HQ}=1.3 \times 10^{-5}$ 、経口生殖・発生毒性の有害性評価値($2.2\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$)より $\text{HQ}=5.5 \times 10^{-8}$ 、経口発がん性の有害性評価値($2.5 \times 10^{-4}\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$)より $\text{HQ}=4.9 \times 10^{-4}$ であり、いずれもHQが1未満となった。

なお、当該地点の他の年度の測定状況としては、平成22年度は $0.0012\text{mg}/\text{m}^3$ であり、最高濃度の検出年度以降に濃度の測定は行われていないが、いずれの有害性についてもHQは1未満であった。

上記の各有害性評価値について、直近5年の大気モニタリングデータの検出値を対象としてHQを算出し、HQの区分別に測定地点数(直近5年のべ数)として集計した結果を表 5-34 に示す。HQが1以上となる地点はなかった。

表 5-32 大気モニタリング濃度由来する吸入経路(呼吸)におけるリスク推計

有害性評価項目	①吸入経路での濃度	②リスク推計に使用する有害性評価値	$\text{HQ}=\text{①}/\text{②}$
一般毒性	$0.0015\text{mg}/\text{m}^3$	$0.024\text{mg}/\text{m}^3$	0.063
生殖・発生毒性		$5.5\text{mg}/\text{m}^3$	2.7×10^{-4}
発がん性		$0.011\text{mg}/\text{m}^3$	0.14

表 5-33 大気モニタリング濃度由来する経口経路(農作物及び畜産物摂取)におけるリスク推計

有害性評価項目	①経口経路での摂取量	②リスク推計に使用する有害性の値	$\text{HQ}=\text{①}/\text{②}$
一般毒性	$1.2 \times 10^{-7}\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	$0.0094\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	1.3×10^{-5}
生殖・発生毒性		$2.2\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	5.5×10^{-8}
発がん性		$2.5 \times 10^{-4}\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	4.9×10^{-4}

表 5-34 大気モニタリングデータに基づくHQ区分別測定地点数

ハザード比の区分	大気モニタリング濃度の測定地点数(直近5年のべ数)					
	経口経路			吸入経路		
	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性
$1 \leq \text{HQ}$	0	0	0	0	0	0
$0.1 \leq \text{HQ} < 1$	0	0	0	0	0	2
$\text{HQ} < 0.1$	56	56	56	56	56	54

1 (2) 水質モニタリングデータに基づく評価とリスク推計

2 直近5年における水質モニタリングデータの最大濃度である水質濃度0.012mg/L（エコ調査平
3 成24年度）を使用して、本モニタリングデータが海域における測定結果であることから経口経
4 路での摂取量については、魚類中濃度（海水魚）の摂取量を 3.33×10^{-5} mg/kg/dayと推計した。

5 直近5年の水質モニタリングデータに基づく摂取量と、経口一般毒性、経口生殖・発生毒性及
6 び経口発がん性のHQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表 5-35に示すよう
7 に、魚類中濃度（海水魚）に基づく摂取量（ 3.33×10^{-5} mg/kg/day）に対して、経口一般毒性の有
8 害性評価値（0.0094mg/kg/day）よりHQ=0.0035、経口生殖・発生毒性の有害性評価値（2.2mg/kg/day）
9 よりHQ=1.5 $\times 10^{-5}$ 、経口発がん性の有害性評価値（ 2.5×10^{-4} mg/kg/day）よりHQ=0.13であり、い
10 ずれもHQが1未満となった。なお、当該地点の他の年度の測定結果はなかった。

11 各有害性評価値について、直近5年の水質モニタリングデータを対象としてHQを算出し、HQ
12 の区分別に測定地点数（直近5年のべ数）として集計した結果を表 5-36に示す。HQが1以上と
13 なる地点はなかった。

15 表 5-35 水質モニタリング濃度由来する経口経路（魚摂取）におけるリスク推計

有害性評価項目	①経口経路での 摂取量	②リスク推計に使用 する有害性評価値	HQ=①/②
一般毒性	3.33×10^{-5} mg/kg/day	0.0094mg/kg/day	0.0035
生殖・発生毒性		2.2mg/kg/day	1.5×10^{-5}
発がん性		2.5×10^{-4} mg/kg/day	0.13

17 表 5-36 水質モニタリングデータに基づく HQ 区分別測定地点数

ハザード比の区分	水質モニタリング濃度の測定地点数（直近5年のべ数）		
	経口一般毒性	経口生殖・発生毒性	経口発がん性
$1 \leq \text{HQ}$	0	0	0
$0.1 \leq \text{HQ} < 1$	0	0	1
$\text{HQ} < 0.1$	22	22	21

19 5-5 広域的・長期的スケールの数理モデルによる残留性の評価

20 ここでは、5-4-1と同じ日本版多媒体モデル MNSEM3-NITE を用いて、時間的に長期
21 的なスケールにおける評価対象物質の広域環境中での残留性を評価した。5-5-1では
22 OECD 等で残留性有機汚染物質（POPs）の残留性評価の指標として提唱¹されている総括
23 残留性 Pov（overall persistence の略）を求めた。Povは、多媒体モデルによって求める各媒
24 体の滞留時間を媒体に存在する化学物質質量で重み付け平均した数値で、時間の単位をもち、
25 数値が大きいほど環境残留性が高いと考えられ、POPsに類似した残留性を有するかの目安
26 となる。5-5-2では環境媒体別に定常状態に達するまでの時系列変化等を推計した。こ
27 の推計結果は、対象物質の排出が始まってからの期間と考え合わせて、現状や将来の環境
28 中の残留量の増加傾向の有無等を推し量る指標となる。

29 推計手法については技術ガイダンスⅦ章に準じた。

¹ OECD (2004) Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environmental Persistence and Long-Range Transport. OECD Series on Testing and Assessment No. 45.

5-5-1 総括残留性

位置付け

1, 2-エポキシプロパンの環境中での残留性を評価するため、総括残留性の指標 Pov を求めた。ここでは、残留性有機汚染物質 POPs の残留性評価のために OECD 等において提唱されている計算式¹を、本評価で用いているモデル MNSEM3-NITE に当てはめて求めた（詳細は技術ガイダンスⅦ章参照）。

Pov は、POPs と POPs ではない物質 (non-POPs) といった比較対象となる複数の Reference chemical（対照物質）の数値と、対象物質の数値とを相対比較することにより評価した。ここでは、Reference chemical（対照物質）は、代表例として第一種特定化学物質であり POPs である PCB（ここでは PCB126 とした）、アルドリン、ディルドリン、non-POPs として第二種特定化学物質であるトリクロロエチレンと四塩化炭素、良分解性物質であるベンゼン、ビフェニルの合計 7 物質とした。

推計条件

モデルに入力する排出量は、5-4-1(1)で用いた 1, 2-エポキシプロパンの数値（化審法推計排出量及び PRTR 排出量）を Reference chemical も共通で用いた。

1, 2-エポキシプロパンと Reference chemical の物理化学的性状と環境媒体別半減期を表 5-37 及び表 5-38 に示した。

¹ 上記資料の 4.1.1 Persistence.

表 5-37 1, 2-エポキシプロパンと Reference chemical (POPs) の物理化学的性状等のデータ

項目		単位	1, 2-エポキシプロパン	PCB126	アルドリノ	デルタドリノ
分子量		—	58.08	326.4	364.9	380.9
融点		[℃]	-112.2	106	104	176
蒸気圧 (20℃)		[Pa]	6×10 ⁴	2.38×10 ⁻⁴	1.13×10 ⁻²	4.13×10 ⁻⁴
水溶解度 (20℃)		[mg/L]	4×10 ⁵	2.02×10 ⁻³	1.59×10 ⁻²	1.86×10 ⁻¹
1-オクタノール/水分配係数 (対数値)		—	0.055	6.67	6.5	6.2
ヘンリー係数		[Pa・m ³ /mol]	14.3	7.70	4.46	1.01
有機炭素補正土壌吸着係数		[L/kg]	7.9	1.51×10 ⁶	4.90×10 ⁴	1.84×10 ⁴
生物濃縮係数		[L/kg]	3.16	17,800	20,000	14,500
半減期	大気	[day]	32	120	0.4	2
	水域	[day]	3.5	60	332	1,080
	土壌	[day]	4	120	3,650	3,285
	底質	[day]	9.4	540	1,620	1,620

※Reference chemical のデータの出典については、付属資料に示した。

表 5-38 Reference chemical (non-POPs) の物理化学的性状等のデータ

項目		単位	トリクロロエチレン	四塩化炭素	ベンゼン	ビフェニル
分子量		—	131.39	153.82	78.11	154.2
融点		[℃]	-84.8	-23	5.5	69
蒸気圧（20℃）		[Pa]	7.80×10^3	1.20×10^4	9.97×10^3	8.44×10^{-1}
水溶解度（20℃）		[mg/L]	1.19×10^3	8.00×10^2	1.03×10^3	6.98
1-オクタノール/水 分配係数（対数値）		—	2.42	2.83	2.16	3.76
ヘンリー係数		[Pa・m ³ /mol]	9.98×10^2	2.80×10^3	5.57×10^2	3.12×10
有機炭素補正土壌 吸着係数		[L/kg]	6.8×10	4.9×10	6.9×10	1.86×10^3
生物濃縮係数		[L/kg]	39	52	18.5	141
半減期	大気	[day]	42	6,660	33	5
	水域	[day]	360	360	160	15
	土壌	[day]	360	407	76	30
	底質	[day]	338	540	338	135

※Reference chemical のデータの出典については、付属資料に示した。

推計結果

1, 2-エポキシプロパンと Reference chemical の Pov の推計結果を表 5-39 に示す。1, 2-エポキシプロパンの Pov は化審法届出情報の場合で 1.2 日、PRTR 情報の場合で 0.8 日であった。このことから、1, 2-エポキシプロパンの残留性は non-POPs と同程度であり、POPs より残留性はないという結果となった。

表 5-39 1, 2-エポキシプロパンと Reference chemical の総括残留性 Pov

物質の属性		優先評価 化学物質	物質名	総括残留性 Pov[day]	
				化審法届出情報	PRTR 情報
評価対象物質			1, 2-エポキシプロパン	0.7	0.4
Reference Chemical	POPs	第一種特定 化学物質	PCB126	56.0	33.3
			アルドリン	38.2	23.7
			ディルドリン	35.2	28.8
	non-POPs	第二種特定 化学物質	トリクロロエチレン	0.9	0.6
			四塩化炭素	1.0	0.6
		良分解物質	ベンゼン	0.8	0.5
			ビフェニル	1.2	0.7

※ Pov の値は POPs 条約の POPs スクリーニング基準とは必ずしも整合するわけではない。POPs 条約では POPs かどうかの判断は総合的な判断に基づいている。

5-5-2 定常到達時間の推計

位置付け

5-5-1 では物質間比較をするために、環境中の残留性を一つの指標として推計した。ここではさらに、残留性を環境媒体別に推計する。環境媒体別にみると、対象物質の流入速度、移流速度、半減期等がそれぞれ異なるため、定常状態に達するまでの時間や排出がなくなってから環境中から消失するまでの時間は、媒体別に異なる。

推計条件

1, 2-エポキシプロパンの化審法届出情報に基づく推計排出量または PRTR 排出量を用いて定常到達時間を求めた。なお、ここでは定常状態の物質存在量の 99% に達する時間を定常到達時間と定義した。

ここでも、モデルに入力する排出量と排出先媒体比率は、5-4-1(1) で用いたものと同様であり、物理化学的性状と環境媒体別半減期は表 5-37 と表 5-38 に示したものである。

推計結果

化審法情報に基づく推計排出量でも、PRTR 排出量でも、排出が始まると大気では 1 週間以内に、水域及び土壌では 1 か月以内に、底質では 2 か月以内に定常濃度に達する。

推計結果はモデルによる概算であることに注意を要する。

5-6 暴露評価とリスク推計に関する不確実性解析

5-6-1 不確実性解析の概要

本章では、5章の暴露評価とリスク推計の結果が「第二種特定化学物質の指定、有害性調査指示等の化審法上の判断の根拠に足る信頼性があるか」という観点から不確実性解析を行う。不確実性解析は図 5-14 のフローに沿い以下の i)～v)の 5つの項目を対象とした。

- i) 評価対象物質の不確実性
- ii) リスク推計に用いた物理化学的性状等の不確実性
- iii) PRTR 情報等の不確実性
- iv) 排出量推計に係る不確実性
- v) 暴露シナリオに係る不確実性

i)及びii)では、リスク評価に用いた性状等データの根源的な適切さを問う。これらが不適切で、特に過小評価の可能性がある場合は、本評価のリスク推計結果に意味は見出せず、性状等のデータの取得後に再評価を行う必要がある。

iii)～v)については、用いた PRTR 情報、暴露評価において設定した排出シナリオ及び暴露シナリオ¹についてより実態に即した情報に置き換える必要について検討した。

図 5-14 に示すとおり、i)～v)のいずれかで、情報の精査や更なる情報収集が必要となれば、情報収集と再評価を順次繰り返す。そのようにして、リスク評価の不確実性が低減された後に得られた評価結果は、化審法上の判断の根拠に供することができるようになる。

¹ 本評価の化審法の製造数量等の届出情報を用いた暴露評価はワーストケースを想定しているため、リスク懸念が十分に余裕をもってなければそれ以上の解析は要さないが、「リスク懸念」であれば排出・暴露の実態に関する情報を収集し、デフォルト設定部分を実態が反映されたデータに置き換え、再評価する必要があるため。

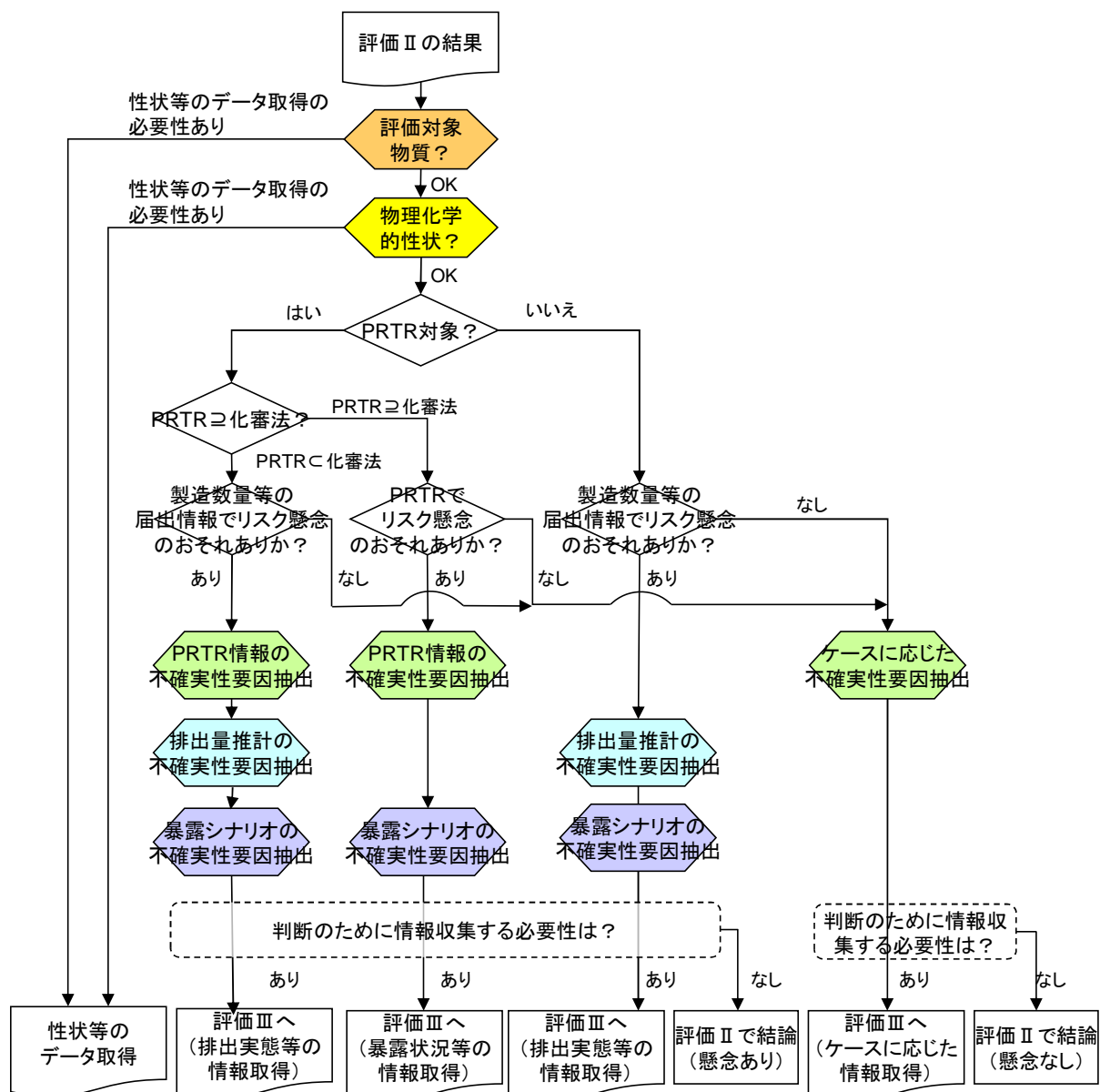


図 5-14 リスク評価における不確実性解析フロー

1, 2-エポキシプロパンについて、不確実性解析結果の概要を表 5-40 に、詳細については以下順に示す。

表 5-40 1, 2-エポキシプロパンの不確実性解析結果の概要

項目	不確実性の要因	調査の必要性	再評価に有用な情報	理由
i) 評価対象物質	・ 評価対象物質と性状等試験データ被験物質との不一致等	なし	—	・ 評価対象物質と性状等の被験物質は一致しているため。
ii) 物理化学的性状等	・ 推計値しかない場合等のリスク推計結果への影響等	低	—	・ ヘンリー係数、Koc 及び BCF の値がリスク推計結果に及ぼす影響は大きくないと考えられるため。また、水中、底質における分解の半減期は推計値を用いてはいないため不確実性が低いと考えられる。
iii) PRTR 情報	・ 化審法対象物質と PRTR 対象物質との不一致 ・ 化審法届出情報と PRTR 届出情報との不一致	低	—	・ 化審法における届出対象物質と化管法における PRTR 対象物質が一致している。
iv) 排出量推計	・ 化審法届出情報に基づく排出量推計の排出シナリオと実態との乖離等	低	—	・ iii) から、点源に関しては、個別具体的な情報を有している PRTR 情報を用いた結果を優先してよいと考えられる。
V) 暴露シナリオ	・ 暴露シナリオと実態との乖離等	➤ 排出源ごとの暴露シナリオ		
		低	—	・ PRTR 情報を用いた評価結果（点源の評価で PRTR 情報を優先してよい理由は iv) を参照）では、HQ が 1 を超える地点はなかったため調査の必要性は低いと考えられる。
		➤ 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ（環境中濃度等の空間的分布の推計）		
		低	—	・ 当該地点における大気モニタリング濃度が、小さくても 1~3 桁程度の差があり、G-CIEMS 濃度の方が低く見積もられる傾向が見られた。モニタリングデータが十分でないことから、全体的な整合性については言及できない。 ・ 検出された水質モニタリング濃度が高い範囲では、当該地点における水質モニタリング濃度が G-CIEMS 推計濃度の 60 倍以上程度高くなっていたが、モニタリングデータが十分でないことから全体的な整合性については言及できない。 ・ 大気について、毎年度、全国の複数地点でモニタリングが行われ、G-CIEMS で高濃度と推計された地点での測定は多くはないが実施されている。水域も同様に、G-CIEMS 推計濃度の高濃度地点をおさえられていることから、本シナリオでは、さらなる検討の必要はないと判断した。
		➤ 環境モニタリング情報		
		低	—	・ 環境モニタリング情報については、大気モニタリングの採用データは、直近 5 年間の範囲のデータである。また、水質モニタリングの採用データは、直近 5 年間の範囲のデータである。 ・ 環境モニタリング濃度において、大気について毎年度複数地点でモニタリングが行われている。大気で高濃度となった地点については、高

項目	不確実性の要因	調査の 必要性	再評価に 有用な情 報	理由
				<p>濃度となった翌年以降のモニタリングは実施されていない。</p> <ul style="list-style-type: none"> また、環境モニタリング濃度において水質で高濃度となった 1 地点について、翌年以降のモニタリングは実施されていない。当該地点は海域であり、モデルに基づく水質濃度の推計とは比較できない。 これらを考慮し、環境モニタリング情報を追加収集する必要はないと判断した。

5-6-2 評価対象物質

評価対象物質について、以下の点を検討する。

- リスク評価対象物質と、リスク評価に用いた情報（物理化学的性状や有害性試験データの被験物質など）は一致しているか。

評価対象物質（1，2－エポキシプロパン）の性状データ等の被験物質は、1，2－エポキシプロパンであり、評価対象物質と一致している。

5-6-3 物理化学的性状等

ヘンリー係数、Koc 及び BCF については推計値であった（2 章参照）ため、感度解析を行った。技術ガイダンス（I 章）における実測値の感度解析の方法に従い、排出源ごとの暴露シナリオにおける PEC/PNEC を計算したが、変化がなかった。また、分解の半減期については、水中、底質における半減期データに推計値を用いていないため、不確実性は低いと考えられる。以上より、リスク推計結果に及ぼす不確実性は低いと考えられるため、更なる調査の必要性は低いと判断した。

5-6-4 PRTR 情報等の不確実性

1，2－エポキシプロパンは、化審法における届出対象物質と化管法における PRTR 対象物質が一致している。また、PRTR 情報では、PRTR 届出外推計排出量の対象ではないが、化審法届出情報でも長期使用製品用途がない。

5-6-5 排出量推計の不確実性

1，2－エポキシプロパンは、化審法対象物質と PRTR 対象物質が一致しており、個別具体的な排出源の情報を有しているため、点源に関しては PRTR 情報を用いた評価結果を優先してよいと考えられる。

5-6-6 暴露シナリオの不確実性

PRTR 情報を用いた評価結果（点源の評価で PRTR 情報を優先してよい理由は 5-6-5 を参照）では、HQ が 1 を超える地点はなかったため調査の必要性は低いと考えられる。

様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ（環境中濃度等の空間的分布の推計）について、

大気中濃度は、同じ地点での濃度を比較すると、G-CIEMS 推計大気濃度／大気モニタリング濃度は 10^{-18} ～0.29 倍程度で、G-CIEMS 濃度の方が低く見積もられる傾向が見られた。なお、推計した G-CIEMS 推計濃度が高い方が、当該地点の大気モニタリング濃度と近い値が得られているが、それでも 1～3 桁程度の差違が見られている。検出された水質モニタリング濃度が高い範囲では、当該地点における水質モニタリング濃度が G-CIEMS 推計濃度の 60 倍程度であったが、データが十分でなく整合性については言及できない。

大気について、毎年度、全国の複数地点でモニタリングが行われ、G-CIEMS で高濃度と推計された地点での測定は、多くはないが実施されている。水域については直近 5 年で高濃度の地点を把握できていることから、本シナリオ（環境中濃度等の空間的分布の推計）では、さらなる検討の必要はないと判断した。

環境モニタリング情報については、大気モニタリングの採用データは、直近 5 年間の範囲のデータであり、平成 22 年度以降、毎年継続して測定されていることから採用可能であるとした。また、水質モニタリングの採用データは、直近 5 年間の範囲のデータであることから採用可能であるとした。

リスク推計において最大濃度となった大気モニタリング情報について、PRTR 届出では周辺に 1，2-エポキシプロパンの発生源となる事業所があった。直近 5 年間は当該地点を平成 22 年度及び平成 23 年度に測定しており、それらの年度で他の測定地点と比較して高濃度であったが、 $HQ < 1$ であった。

また、水質モニタリング情報について、PRTR 届出では周辺に 1，2-エポキシプロパンの発生源となる事業所があった。直近 5 年間では当該地点の測定は 1 年のみであった。他の測定地点と比較して高濃度であったが $HQ < 1$ であった。

環境モニタリング濃度において、大気について毎年度複数地点でモニタリングが行われている。大気で高濃度となった地点については、高濃度となった翌年以降のモニタリングが実施されていない。G-CIEMS で高濃度と推計された地点での測定は、多くはないが実施されており、近年の測定結果に基づきリスク推計を行うと、いずれも HQ が 0.1 未満となる。

また、環境モニタリング濃度において水質で高濃度となった 1 地点について、翌年以降のモニタリングは実施されていない。当該地点は海域であり、モデルに基づく水質濃度の推計とは比較できない。

これらを考慮し、環境モニタリング情報を追加収集する必要はないと判断した。

6 まとめと結論

1, 2-エポキシプロパンについて、人健康影響に対するリスク評価を行った結果とまとめを示す。

6-1 有害性評価

リスク推計に用いた有害性情報（有害性評価値）を表 6-1 に整理する。
一般毒性、生殖・発生毒性及び発がん性の有害性評価項目のうち、経口及び吸入暴露のいずれにおいても、最も感受性の高い指標となるのは発がん性であった。発がん性は、暴露経路に依存した局所性のものであるため、各々の経路における暴露推計量に基づきリスク推計を行った。

表 6-1 有害性情報のまとめ

有害性評価項目	人健康影響					
	一般毒性		生殖・発生毒性		発がん性	
	経口経路	吸入経路	経口経路	吸入経路	経口経路	吸入経路
NOEL 等、ユニットリスク、スロ-フ・ファクター	LOAEL 9.43 mg/kg/day (注 2)	LOAEC 12.7 mg/m ³ (注 1)	NOAEL 221 mg/kg/day (注 2)	NOAEC 297 mg/m ³ (注 1)	スロ-フ・ファクター 3.94×10^{-2} (mg/kg/day) ⁻¹	ユニットリスク 8.77×10^{-7} (μ g/m ³) ⁻¹
不確実係数積(UFs)	1,000	—	100	—	—	—
有害性評価値	9.4×10^{-3} mg/kg/day	2.4×10^{-2} mg/m ³ (注 3)	2.2 mg/kg/day	5.5 mg/m ³ (注 3)	2.5×10^{-4} mg/kg/day	1.1×10^{-2} mg/m ³
NOEL 等の根拠	—	ラット 123-124 週間吸入試験（6 時間/day、5 日/週）、鼻腔上皮の巣状陥入（雌雄）	—	ラット 5-6 週間反復投与毒性及び生殖・発生毒性併合試験（交配前 2 週間-妊娠 19 日に、6 時間/day、7 日/週で吸入暴露）、死亡、瀕死、体重増加抑制、産仔なし、生殖細胞変性（雄）、血清中の LH 及び FSH 増加、テストステロン低下	ラット 113 週間強制経口投与試験（2 回/週）、前胃の扁平上皮がん、前胃の（過形成+乳頭腫）の発生率に用量依存あり	ラット 103 週間吸入試験（6 時間/day、5 日/週）、鼻腔の扁平上皮がん（雌雄）、鼻腔の乳頭腺腫（雌）が有意に増加

注 1：1 日 24 時間、週 7 日の吸入暴露に補正した濃度

注 2：LOAEC 又は NOAEC からの換算値

注 3：経口の評価値からの換算値

6-2 暴露評価とリスク推計

6-2-1 排出源ごとの暴露シナリオにおける評価

1, 2-エポキシプロパンについて平成 25 年度の化審法届出情報及び PRTR 情報を用いて暴露評価及びリスク推計を行った。このうち、PRTR 情報に基づく評価結果の方がより実態に即していると考えられ、結果を表 6-2～表 6-4 に示した。

人健康影響に対するリスク推計では、一般毒性、生殖・発生毒性及び発がん性について、経口経路、吸入経路のいずれについてもリスク懸念は認められなかった。

表 6-2 PRTR 情報に基づく一般毒性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/71	0
吸入経路	大気排出分	0/71	0

表 6-3 PRTR 情報に基づく生殖・発生毒性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/71	0
吸入経路	大気排出分	0/71	0

表 6-4 PRTR 情報に基づく発がん性におけるリスク推計結果

暴露経路	リスク推計の対象となる排出量	リスク懸念箇所数	リスク懸念影響面積 (km ²)
経口経路	大気・水域排出分	0/71	0
吸入経路	大気排出分	0/71	0

6-2-2 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオによる評価

(1) 環境中濃度の空間的分布の推計

評価対象地点とした環境基準点を含む 3,705 地点について、PRTR 情報を用いた G-CIEMS による推計結果を用いた暴露評価及びリスク推計を行った。

経口暴露について、最も値の低い発がん性の有害性評価値 ($2.5 \times 10^{-4} \text{mg/kg/day}$) を用いてリスク推計を行った結果、すべての評価対象地点で $HQ < 0.1$ であった。

また、吸入暴露について最も値が低い発がん性の有害性評価値 (0.011mg/m^3) を用いてリスク推計を行った結果、すべての評価対象地点で $HQ < 0.1$ であった。

なお、一部沿岸域で G-CIEMS の水域に対応付かない排出が 12,000kg あり、上記のリスク判定はこの排出量を含めない場合の判定である。この排出量を対応付けて、濃度推計及びリスク推計を行った場合でも、表 6-5 の結果は変わらない。

表 6-5 G-CIEMS による推計結果に基づく HQ 区分別評価対象地点数

ハザード比の区分	経口経路			吸入経路		
	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性
$1 \leq HQ$	0	0	0	0	0	0
$0.1 \leq HQ < 1$	0	0	0	0	0	0
$HQ < 0.1$	3,705	3,705	3,705	3,705	3,705	3,705

表 6-6 G-CIEMS の評価対象地点の水質濃度及び大気濃度に基づく
ハザード比(HQ)のパーセンタイル値(表 5-29 再掲)

パーセンタイル	順位	①経口摂取量(局所+広域) [mg/kg/day]	経口一般毒性		経口生殖・発生毒性		経口発がん性	
			②有害性評価値 [mg/kg/day]	HQ (=①/②)	③有害性評価値 [mg/kg/day]	HQ (=①/③)	④有害性評価値 [mg/kg/day]	HQ (=①/④)
0	1	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
0.1	5	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
1	38	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
5	186	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
10	371	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
25	927	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
50	1853	3.1×10^{-8}	0.0094	3.3×10^{-6}	2.2	1.4×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
75	2779	3.3×10^{-8}	0.0094	3.5×10^{-6}	2.2	1.5×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-4}
90	3335	3.8×10^{-8}	0.0094	4.0×10^{-6}	2.2	1.7×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.5×10^{-4}
95	3520	4.6×10^{-8}	0.0094	4.9×10^{-6}	2.2	2.1×10^{-8}	2.5×10^{-4}	1.9×10^{-4}
99	3668	7.3×10^{-8}	0.0094	7.8×10^{-6}	2.2	3.3×10^{-8}	2.5×10^{-4}	2.9×10^{-4}
99.9	3701	5.0×10^{-7}	0.0094	5.3×10^{-5}	2.2	2.3×10^{-7}	2.5×10^{-4}	0.0020
99.92	3702	5.8×10^{-7}	0.0094	6.1×10^{-5}	2.2	2.6×10^{-7}	2.5×10^{-4}	0.0023
99.95	3703	9.3×10^{-7}	0.0094	9.9×10^{-5}	2.2	4.2×10^{-7}	2.5×10^{-4}	0.0037
99.97	3704	3.7×10^{-6}	0.0094	3.9×10^{-4}	2.2	1.7×10^{-6}	2.5×10^{-4}	0.015
100	3705	4.5×10^{-6}	0.0094	4.8×10^{-4}	2.2	2.0×10^{-6}	2.5×10^{-4}	0.018

表 6-7 G-CIEMS の評価対象地点の大気濃度に基づく
ハザード比(HQ)のパーセンタイル値(表 5-30 再掲)

パーセンタイル	順位	①吸入経路に係る大気濃度 [mg/m ³]	吸入一般毒性		吸入生殖・発生毒性		吸入発がん性	
			②有害性評価値 [mg/m ³]	HQ (=①/②)	③有害性評価値 [mg/m ³]	HQ (=①/③)	④有害性評価値 [mg/m ³]	HQ (=①/④)
0	1	4.8×10^{-30}	0.024	2.0×10^{-28}	5.5	8.7×10^{-31}	0.011	4.3×10^{-28}
0.1	5	9.7×10^{-29}	0.024	4.1×10^{-27}	5.5	1.8×10^{-29}	0.011	8.8×10^{-27}
1	38	4.7×10^{-25}	0.024	2.0×10^{-23}	5.5	8.5×10^{-26}	0.011	4.3×10^{-23}
5	186	2.5×10^{-20}	0.024	1.0×10^{-18}	5.5	4.5×10^{-21}	0.011	2.2×10^{-18}
10	371	3.6×10^{-16}	0.024	1.5×10^{-14}	5.5	6.5×10^{-17}	0.011	3.3×10^{-14}
25	927	1.7×10^{-10}	0.024	7.4×10^{-9}	5.5	3.1×10^{-11}	0.011	1.6×10^{-8}
50	1853	4.0×10^{-8}	0.024	1.7×10^{-6}	5.5	7.3×10^{-9}	0.011	3.7×10^{-6}
75	2779	6.7×10^{-7}	0.024	2.9×10^{-5}	5.5	1.2×10^{-7}	0.011	6.1×10^{-5}
90	3335	2.9×10^{-6}	0.024	1.3×10^{-4}	5.5	5.4×10^{-7}	0.011	2.7×10^{-4}
95	3520	6.4×10^{-6}	0.024	2.7×10^{-4}	5.5	1.2×10^{-6}	0.011	5.8×10^{-4}
99	3668	2.0×10^{-5}	0.024	8.3×10^{-4}	5.5	3.6×10^{-6}	0.011	0.0018
99.9	3701	1.2×10^{-4}	0.024	0.0053	5.5	2.3×10^{-5}	0.011	0.011
99.92	3702	1.4×10^{-4}	0.024	0.0060	5.5	2.6×10^{-5}	0.011	0.013
99.95	3703	1.4×10^{-4}	0.024	0.0060	5.5	2.6×10^{-5}	0.011	0.013
99.97	3704	1.5×10^{-4}	0.024	0.0065	5.5	2.8×10^{-5}	0.011	0.014
100	3705	3.9×10^{-4}	0.024	0.017	5.5	7.1×10^{-5}	0.011	0.036

(2) 環境モニタリング情報に基づく評価

① 大気モニタリングデータに基づくリスク推計

直近5年における大気モニタリングデータの最大濃度である 0.0015 mg/m^3 (有害大気平成23年度)を使用して、呼吸における吸入経路の暴露濃度を 0.0015 mg/m^3 (摂取量換算で $6.0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/day}$)、地上部農作物(Protected)、地上部農作物(Exposed)、地下部農作物、牛肉

及び乳製品中の濃度に基づく経口摂取量を $1.2 \times 10^{-7} \text{mg/kg/day}$ と推計した。

直近5年の大気モニタリングデータにおける最大の吸入経路の暴露濃度（摂取量）と、吸入一般毒性、吸入生殖・発生毒性及び吸入発がん性の有害性評価値を用いて HQ を算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表 6-8 に示すように、吸入経路の暴露濃度（ 0.0015mg/m^3 ）に対して、吸入一般毒性の有害性評価値（ 0.024mg/m^3 ）より $\text{HQ}=0.063$ 、吸入生殖・発生毒性の有害性評価値（ 5.5mg/m^3 ）より $\text{HQ}=2.7 \times 10^{-4}$ 、吸入発がん性の有害性評価値（ 0.011mg/m^3 ）より $\text{HQ}=0.14$ であり、いずれも HQ が 1 未満となった。

また、直近5年の大気モニタリングデータに基づく経口経路での摂取量と、経口一般毒性、経口生殖・発生毒性及び経口発がん性の有害性評価値を用いて HQ を算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表 6-9 に示すように、経口経路での摂取量（ $1.2 \times 10^{-7} \text{mg/kg/day}$ ）に対して、経口一般毒性の有害性評価値（ 0.0094mg/kg/day ）より $\text{HQ}=1.3 \times 10^{-5}$ 、経口生殖・発生毒性の有害性評価値（ 2.2mg/kg/day ）より $\text{HQ}=5.5 \times 10^{-8}$ 、経口発がん性の有害性評価値（ $2.5 \times 10^{-4} \text{mg/kg/day}$ ）より $\text{HQ}=4.9 \times 10^{-4}$ であり、いずれも HQ が 1 未満となった。

なお、大気モニタリングで最大濃度を検出した上記の地点について、当該地点の他の年度の測定状況としては、平成22年度は 0.0012mg/m^3 であり、最高濃度の検出年度以降に濃度の測定は行われていないが、いずれの有害性についても HQ は 1 未満であった。

直近5年の大気モニタリングにおいては、表 6-10 に示すように、 $1 \leq \text{HQ}$ となる測定地点は吸入経路及び経口経路のいずれの有害性評価項目においても 0 地点であった。また、 $0.1 \leq \text{HQ} < 1$ となる測定地点は、吸入経路の発がん性の有害性評価値を用いた評価ではのべ2地点であった。

表 6-8 大気モニタリング濃度由来する吸入経路(呼吸)におけるリスク推計 (表 5-32 再掲)

有害性評価項目	①吸入経路での濃度	②リスク推計に使用する有害性評価値	$\text{HQ} = \text{①} / \text{②}$
一般毒性	0.0015mg/m^3	0.024mg/m^3	0.063
生殖・発生毒性		5.5mg/m^3	2.7×10^{-4}
発がん性		0.011mg/m^3	0.14

表 6-9 大気モニタリング濃度由来する経口経路(農作物及び畜産物摂取)におけるリスク推計 (表 5-33 再掲)

有害性評価項目	①経口経路での摂取量	②リスク推計に使用する有害性の値	$\text{HQ} = \text{①} / \text{②}$
一般毒性	$1.2 \times 10^{-7} \text{mg/kg/day}$	0.0094mg/kg/day	1.3×10^{-5}
生殖・発生毒性		2.2mg/kg/day	5.5×10^{-8}
発がん性		$2.5 \times 10^{-4} \text{mg/kg/day}$	4.9×10^{-4}

表 6-10 大気モニタリングデータに基づく HQ 区分別測定地点数 (表 5-34 再掲)

ハザード比の区分	大気モニタリング濃度の測定地点数(直近5年のべ数)					
	経口経路			吸入経路		
	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性
$1 \leq \text{HQ}$	0	0	0	0	0	0
$0.1 \leq \text{HQ} < 1$	0	0	0	0	0	2
$\text{HQ} < 0.1$	56	56	56	56	56	54

② 水質モニタリングデータに基づくリスク推計

直近5年における水質モニタリングデータの最大濃度である水質濃度0.012mg/L（エコ調査平成24年度）を使用して、本モニタリングデータが海域における測定結果であることから経口経路での摂取量については、魚類中濃度（海水魚）の摂取量を 3.3×10^{-5} mg/kg/dayと推計した。

直近5年の水質モニタリングデータに基づく摂取量と、経口一般毒性、経口生殖・発生毒性及び経口発がん性の有害性評価値HQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表 6-11に示すように、魚類中濃度（海水魚）に基づく摂取量（ 3.3×10^{-5} mg/kg/day）に対して、経口一般毒性の有害性評価値（0.0094mg/kg/day）よりHQ=0.0035、経口生殖・発生毒性の有害性評価値（2.2mg/kg/day）よりHQ=1.5 $\times 10^{-5}$ 、経口発がん性の有害性評価値（ 2.5×10^{-4} mg/kg/day）よりHQ=0.13であり、いずれもHQが1未満となった。なお、当該地点の他の年度の測定結果はなかった。

各有害性評価値について、直近5年の水質モニタリングデータを対象としてHQを算出し、HQの区別に測定地点数（直近5年のべ数）として集計した結果を表 6-12に示す。HQが1以上となる地点はなかった。

表 6-11 水質モニタリング濃度による経口経路（魚摂取）におけるリスク推計（表 5-35 再掲）

有害性評価項目	①経口経路での摂取量	②リスク推計に使用する有害性評価値	HQ=①/②
一般毒性	3.3×10^{-5} mg/kg/day	0.0094mg/kg/day	0.0035
生殖・発生毒性		2.2mg/kg/day	1.5 $\times 10^{-5}$
発がん性		2.5×10^{-4} mg/kg/day	0.13

表 6-12 水質モニタリングデータに基づくHQ区別測定地点数（表 5-36 再掲）

ハザード比の区分	水質モニタリング濃度の測定地点数（直近5年のべ数）		
	経口経路		
	一般毒性	生殖・発生毒性	発がん性
$1 \leq HQ$	0	0	0
$0.1 \leq HQ < 1$	0	0	1
$HQ < 0.1$	22	22	21

6-3 考察とまとめ

以下に各評価結果を順に示し、まとめて結論を導く。
平成25年度の化審法届出情報を用いた排出源ごとの暴露シナリオに基づく人健康に対するリスク推計の結果、一般毒性、生殖・発生毒性及び発がん性について、仮想的排出源27箇所のうちリスク懸念箇所数は経口経路においてそれぞれ0箇所、0箇所及び13箇所であり、吸入経路においてそれぞれ2箇所、0箇所及び4箇所であった。一方、平成25年度のPRTR届出情報を用いた排出源ごとの暴露シナリオに基づく人健康に対するリスク推計の結果、一般毒性、生殖・発生毒性及び発がん性について、経口経路、吸入経路のいずれについてもリスク懸念は認められなかった。1, 2-エポキシプロパンは化審法における届出対象物質と化管法におけるPRTR対象物質が一致しており、PRTR情報の方が個別具体的な排出源の情報を有しているため、PRTR情報を用いた評価結果の方が化審法届出情報を用いた評価結果より実態を反映しているものと判断した。

また、環境モニタリング情報に基づく評価として、大気モニタリングデータ及び水質モニタリングデータに基づくリスク推計を行った。

大気モニタリングデータに基づく摂取量の推計では、直近5年における大気モニタリングデータの最大濃度である 0.0015mg/m^3 (有害大気平成23年度) を使用して、呼吸における吸入経路の暴露濃度を 0.0015mg/m^3 (摂取量換算で $6.0 \times 10^{-4}\text{mg/kg/day}$)、地上部農作物(Protected)、地上部農作物(Exposed)、地下部農作物、牛肉及び乳製品中の濃度に基づく経口摂取量を $1.2 \times 10^{-7}\text{mg/kg/day}$ と推計した。

直近5年の大気モニタリングデータにおける最大の吸入経路の暴露濃度(摂取量)と、吸入一般毒性、吸入生殖・発生毒性及び吸入発がん性の有害性評価値を用いてHQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、吸入経路の暴露濃度(0.0015mg/m^3)に対して、吸入一般毒性の有害性評価値(0.024mg/m^3)より $\text{HQ}=0.063$ 、吸入生殖・発生毒性の有害性評価値(5.5mg/m^3)より $\text{HQ}=2.7 \times 10^{-4}$ 、吸入発がん性の有害性評価値(0.011mg/m^3)より $\text{HQ}=0.14$ であり、いずれもHQが1未満となった。

また、直近5年の大気モニタリングデータに基づく経口経路での摂取量と、経口一般毒性、経口生殖・発生毒性及び経口発がん性の有害性評価値を用いてHQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、経口経路での摂取量($1.2 \times 10^{-7}\text{mg/kg/day}$)に対して、経口一般毒性の有害性評価値(0.0094mg/kg/day)より $\text{HQ}=1.3 \times 10^{-5}$ 、経口生殖・発生毒性の有害性評価値(2.2mg/kg/day)より $\text{HQ}=5.5 \times 10^{-8}$ 、経口発がん性の有害性評価値($2.5 \times 10^{-4}\text{mg/kg/day}$)より $\text{HQ}=4.9 \times 10^{-4}$ であり、いずれもHQが1未満となった。

なお、当該地点の他の年度の測定状況としては、平成22年度は 0.0012mg/m^3 であり、最高濃度の検出年度以降に濃度の測定は行われていないが、いずれの有害性についてもHQは1未満であった。

また、水質モニタリングデータに基づく評価では、直近5年における水質モニタリングデータの最大濃度である水質濃度 0.012mg/L (エコ調査平成24年度) を使用して、魚類中濃度(海水魚)に基づく摂取量を $3.3 \times 10^{-5}\text{mg/kg/day}$ と推計した。

直近5年の水質モニタリングデータに基づく摂取量と、経口一般毒性、経口生殖・発生毒性及び経口発がん性の有害性評価値HQを算出してリスク推計を行った。リスク推計の結果、表5-35に示すように、魚類中濃度(海水魚)に基づく摂取量($3.3 \times 10^{-5}\text{mg/kg/day}$)に対して、経口一般毒性の有害性評価値(0.0094mg/kg/day)より $\text{HQ}=0.0035$ 、経口生殖・発生毒性の有害性評価値(2.2mg/kg/day)より $\text{HQ}=1.5 \times 10^{-5}$ 、経口発がん性の有害性評価値($2.5 \times 10^{-4}\text{mg/kg/day}$)より $\text{HQ}=0.13$ であり、いずれもHQが1未満となった。なお、当該地点の他の年度の測定結果はなかった。

各有害性評価値について、直近5年の水質モニタリングデータを対象としてHQを算出し、HQの区分別に測定地点数(直近5年のべ数)として集計した結果、HQが1以上となる地点はなかった。

PRTR 情報を用いて G-CIEMS による推計結果を用い、人健康影響について経口及び吸入の経路別に暴露評価及びリスク推計を行い、それぞれのHQを求めた。

吸入暴露に関する濃度推計結果と、吸入経路の有害性の中で値が最も低い発がん性の有害性評価値(0.011mg/m^3)を用いてリスク推計を行った結果、 $1 \leq \text{HQ}$ となる評価対象地点が0地点、 $0.1 \leq \text{HQ} < 1$ となる評価対象地点が0地点であった。

経口暴露に関する濃度推計結果と、経口経路の有害性の中で値が最も低い発がん性の有害性評価値($2.5 \times 10^{-4}\text{mg/kg/day}$)を用いてリスク推計を行った結果、 $1 \leq \text{HQ}$ となる評価対象地点が0地点、 $0.1 \leq \text{HQ} < 1$ となる評価対象地点が0地点であった。

G-CIEMS 推計結果とモニタリング結果を比較したとき、大気モニタリングデータとの比較では、G-CIEMS 推計大気濃度/大気モニタリング濃度は $10^{-18} \sim 0.29$ 倍程度で、G-CIEMS 濃

度の方が低く見積もられる傾向が見られた。なお、推計した G-CIMES 推計濃度が高い範囲では、当該地点の大気モニタリング濃度と近い値が得られているが、それでも 1～3 桁程度の差違が見られている。また、水質モニタリングデータとの比較では、検出された水質モニタリング濃度が高い範囲では、当該地点における水質モニタリング濃度が G-CIEMS 推計濃度の 60 倍程度であったが、データが十分でなく整合性については言及できない。

PRTR 届出情報による 1, 2-エポキシプロパンの排出量は約 75t で平成 23 年度の約 98t をピークに減少傾向であり、現在の状態が継続する限り、全体として環境濃度が上昇する可能性は低いと推測される。

以上を総合して、1, 2-エポキシプロパンについては、現在得られる情報・知見の範囲では現状レベルの排出が継続した場合、広範な地域においてリスクが懸念される状況になるとは見込まれないと判断される。

6-4 補足事項

特になし。

7 【付属資料】

7-1 参照した技術ガイダンス

この評価書を作成するにあたって参照した「化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイダンス」のバージョン一覧を表 7-1 に示す。

表 7-1 参照した技術ガイダンスのバージョン一覧

章	タイトル	バージョン
-	導入編	1.0
I	評価の準備	1.0
II	人健康影響の有害性評価	1.0
III	生態影響の有害性評価	1.0
IV	排出量推計	1.1
V	暴露評価～排出源ごとの暴露シナリオ～	1.0
VI	暴露評価～用途等に応じた暴露シナリオ～	1.0
VII	暴露評価～様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ～	1.0
VIII	環境モニタリング情報を用いた暴露評価	1.0
IX	リスク推計・優先順位付け・とりまとめ	1.0

7-2 物理化学的性状等一覧

収集した物理化学的性状等は別添資料を参照。

出典)

CCD(2007): Richard J. Lewis Sr., Gessner Goodrich Hawley. Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 15th ed., 2007.

EPI Suite(2012): US EPA. Estimation Programs Interface Suite. Ver. 4.11, 2012.

EU(2002): European Union, Institute for Health and Consumer Protection. Risk Assessment Report (EU-RAR), methyloxirane (propylene oxide). 2nd Priority List, vol.23, 2002.

HSDB: US NIH. Hazardous Substances Data Bank.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>, (2014-07-01 閲覧).

Mackay(2006): Mackay, D., Shiu, W. Y., Ma, K. C., & Lee, S. C. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed., CRC press, 2006.

MHLW, METI, MOE(2014): 化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイドダンス, V. 暴露評価～排出源ごとの暴露シナリオ～. Ver. 1.0, 2014.

MITI(1988): MITI. プロピレンオキシド (被験物質番号 K-882) の微生物による分解度試験. 試験番号 20882, 既存化学物質点検, 1988.

NITE(2007): NITE. 化学物質の初期リスク評価書, 1,2-エポキシプロパン (別名 酸化プロピレン). Ver. 1.0, No. 47, 2007.

NITE(2009): NITE. カテゴリーアプローチによる生物濃縮性予測に関する報告書. 2009.

OECD(2001): OECD. SIDS Initial Assessment Profile, Methyl oxirane (Propylene oxide). 2001.

7-3 Reference chemical の物理化学的性状等の情報源等

5-5-1 で総括残留性の計算に用いた Reference chemical の物理化学的性状の情報源等を表 7-2 に示す。採用値は 5-5-1 の表 5-37 及び表 5-38 を参照。

表 7-2 Reference chemical の物理化学的性状の情報源等

項目	PCB126	アルドリン	ディルドリン	トリクロエチレン	四塩化炭素	ベンゼン	ビフェニル
分子量	—	—	—	—	—	—	—
融点	※1	※2	※2	※3	※3	※9	※4
蒸気圧 (20℃)	※1	※4	※2	※3	※3	※9	※2
水溶解度 (20℃)	※1	※4	※2	※3	※3	※9	※4
1-オクタノール/水分配係数 (対数値)	※1	※4	※2	※3	※3	※9	※2
ヘンリー係数	※1	※2	※2	※3	※3	※9	※4
有機炭素補正土壌吸着係数	※1	※5	※6	※3	※3	※9	※5

項目	PCB126	アルドリ ン	ディルト リン	トリクロ エ レン	四塩化 炭素	ベンゼン	ビフェニル
生物濃縮係数	※7	※8	※8	※3	※3	※9	※6

情報源等：

※1 Handbooks of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, 2nd Edition, CRC-Press, 1997

※2(独)製品評価技術基盤機構, 化学物質総合情報提供システム(CHRIP), 平成21年9月に検索

※3(独)製品評価技術基盤機構, 「化学物質の初期リスク評価書」

※4 SRC PhysProp Database, Syracuse Research Corporation, 2009

※5 Estimation Program Interface (EPI) Suite 内に収載されている実測値

※6 Estimation Program Interface (EPI)を用いて logPow から推計 (KOCWIN(v2.00)、BCFBAF(v3.01)を利用)

※7 NEDO 技術開発機構/産総研リスク管理研究センター, 「詳細リスク評価書」

※8 厚生労働省/経済産業省及び環境省, 化審法データベース(J-CHECK)

※9 評価Ⅰで用いたデータ, 平成26年7月31日

5-5-1で総括残留性の計算に用いた Reference chemical の各媒体における最長半減期と情報源等を表 7-3 に示す。各媒体において分解の機序別の半減期の環境分配比を考慮した合算値と全分解の半減期を比べ、より長くなる方を採用した。採用値は5-5-1の表 5-37 及び表 5-38 を参照。

1
2
3

表 7-3 Reference chemical の最長半減期と情報源等

	項目		PCB126	アルドリ ン	ディルト ン	トリクロエ チ ン	四塩化炭素	ベンゼン	ビフェニル
大気	機 序 別 半 減 期	OHラジカル反応	120 ^{※3}	0.379 ^{※3}	1.74 ^{※1}	20 ^{※6}	6,660 ^{※3}	21 ^{※5}	4.6 ^{※5}
		硝酸反応	－	－	－	119 ^{※2}	－	1,114 ^{※2}	－
		オゾン反応	－	－	320 ^{※6}	2,238 ^{※6}	－	170,000 ^{※1}	－
	総括分解半減期		－	－	－	42 ^{※3}	－	33 ^{※3}	－
水域	半 減 期 機 序 別	生分解	60 ^{※7}	591 ^{※3}	1,080 ^{※3}	360 ^{※3}	360 ^{※3}	37.5 ^{※7}	15 ^{※7}
		加水分解	－	760 ^{※3}	1,460 ^{※1}	320 ^{※3}	2,555,000 ^{※4}	－	－
		光分解	－	－	120 ^{※4}	642 ^{※4}	－	1,346 ^{※3}	－
	総括分解半減期		－	－	1,080 ^{※3}	360 ^{※5}	－	160 ^{※3}	－
土壌	半 減 期 機 序 別	生分解	120 ^{※7}	3,650 ^{※3}	2,555 ^{※4}	75 ^{※7}	360 ^{※5}	75 ^{※7}	30 ^{※7}
		加水分解	－	－	－	－	－	－	－
	総括分解半減期		－	－	3,285 ^{※3}	360 ^{※3}	－	10 ^{※3}	－
底質	半 減 期 機 序 別	生分解	540 ^{※7}	1,620 ^{※7}	1,620 ^{※7}	337.5 ^{※7}	540 ^{※7}	337.5 ^{※7}	135 ^{※7}
		加水分解	－	－	－	－	－	－	－
	総括分解半減期		－	－	629 ^{※3}	43 ^{※3}	－	－	－

4 情報源等：

5 ※1 Hazardous Substances Data Bank (HSDB)

6 ※2 SRC PhysProp Database, Syracuse Research Corporation, 2009

7 ※3 Handbooks of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, 2nd
8 Edition, CRC-Press, 1997

9 ※4 Handbook of Environmental FATE & EXPOSURE, Lewis Pub, 1989

10 ※5 Handbook of Environmental Degradation Rates, Lewis Pub, 1991

11 ※6 Estimation Program Interface (EPI) Suite 内の AOPWIN による推定値

12 ※7 Estimation Program Interface (EPI) Suite 内の BIOWIN3 の格付けから換算

7-4 環境モニタリングデータとモデル推計結果の比較解析

(1) 地点別のモニタリング濃度と G-CIEMS のモデル推計濃度との比較

モニタリングデータと、その測定地点と対応付けられる G-CIEMS の評価対象地点の推計濃度の比較結果を下図に示す。

有害大気汚染物質優先取組物質以外の有害大気汚染物質のモニタリングの平成 25 年度の検体数が年 12 回となる 13 地点の大気モニタリング濃度と、G-CIEMS のモデル推計濃度(平成 25 年度 PRTR 排出量をもとに計算。)を比較した結果を図 7-1 に示す。

平成 25 年度の有害大気汚染物質優先取組物質以外の有害大気汚染物質のモニタリングデータにおける G-CIEMS 推計大気濃度／大気モニタリング濃度は 10^{-18} ～ 0.29 倍程度であった。

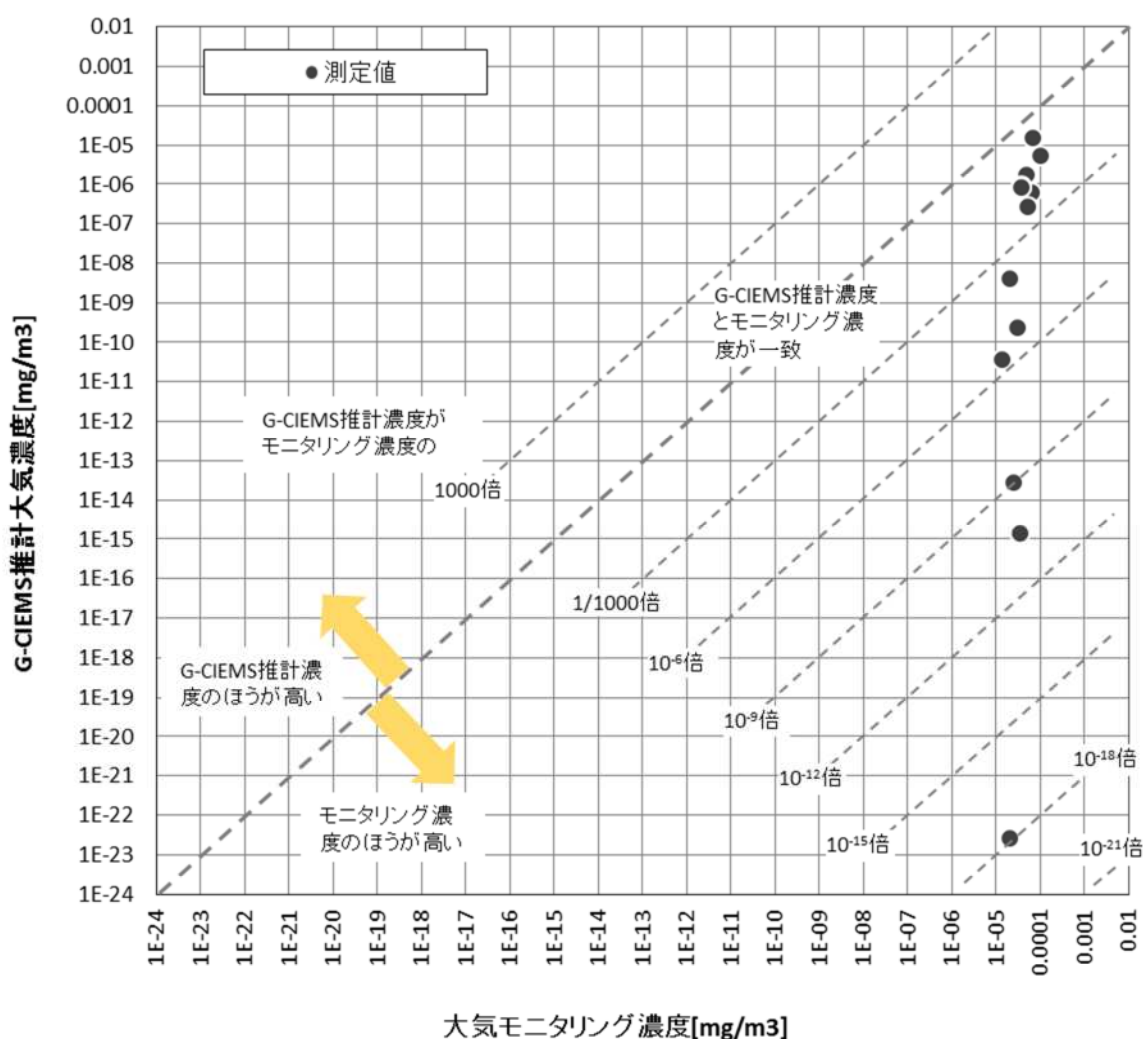


図 7-1 有害大気汚染物質優先取組物質以外の有害大気汚染物質の大気モニタリング濃度(平成 25 年度)と G-CIEMS 推計大気濃度(PRTR 平成 25 年度排出量データ使用)の比較

エコ調査の直近 5 年である平成 24 年度の水質モニタリング濃度と、G-CIEMS のモデル推計濃度(平成 25 年度 PRTR 排出量をもとに計算。)を比較した結果を図 7-2 に示す。

平成 24 年度のエコ調査における G-CIEMS 推計水質濃度／水質モニタリング濃度は、0.017 倍程度であった。

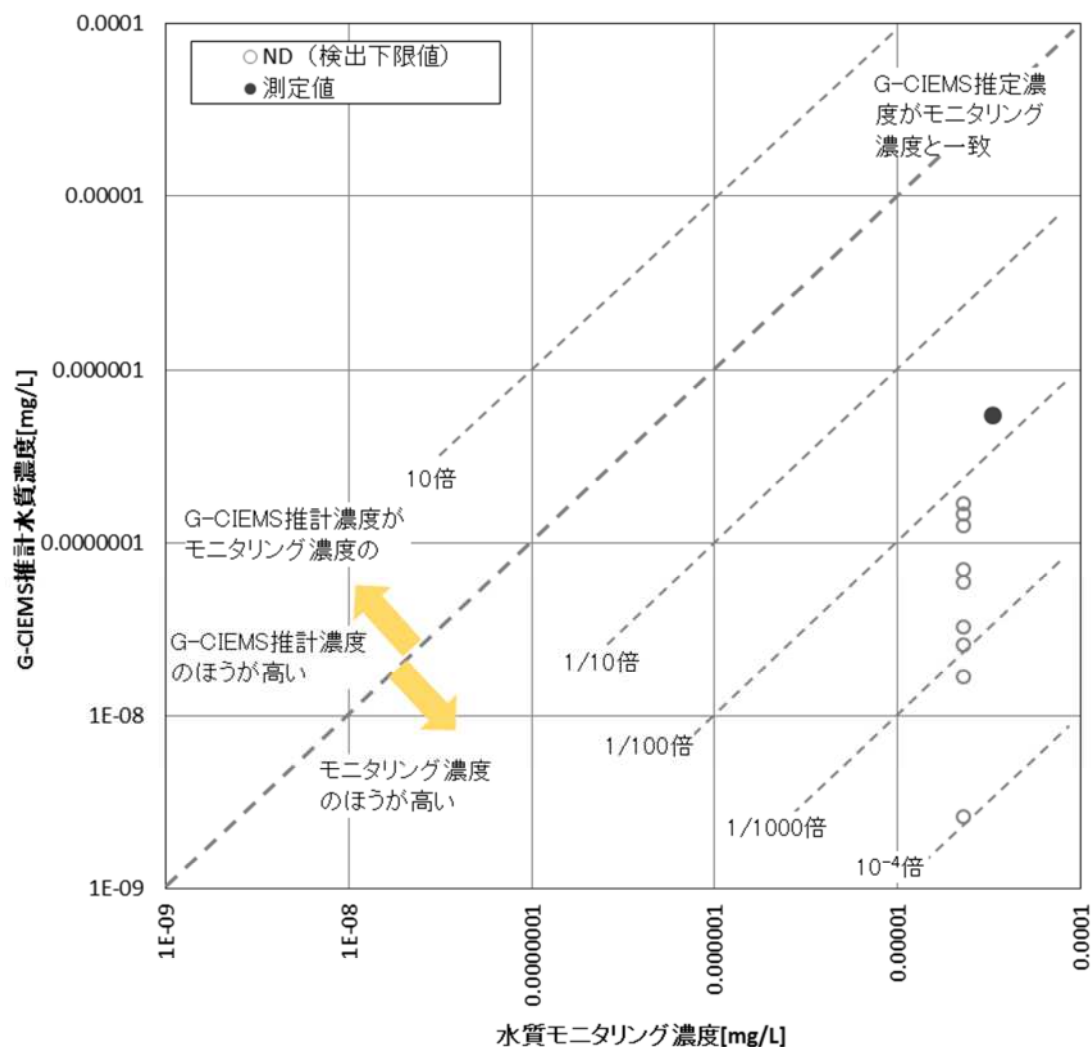


図 7-2 評価対象地点の G-CIEMS 推計水質濃度とモニタリング水質濃度の比較
(エコ調査(平成 21～25 年度))

(2) 地点別のモニタリング濃度と PRAS-NITE のモデル推計濃度との比較

モニタリングデータとその測定地点と対応付けられる PRAS-NITE の評価対象地点の推計濃度について、大気濃度の比較結果を図 7-3 に、水域濃度の比較を図 7-4 に示す。

また、PRAS-NITE は平成 25 年度の PRTR 排出量データを用いた推計値であるが、モニタリングデータについては、大気濃度は平成 25 年度のもの、水域濃度は平成 24 年度のものである。また、水域濃度は海域濃度であることに注意が必要である。

PRAS-NITE 推計大気濃度／大気モニタリング濃度は 0.1～2 倍程度、PRAS-NITE 推計水質濃度／水質モニタリング濃度は 0.15～0.7 倍程度であった。

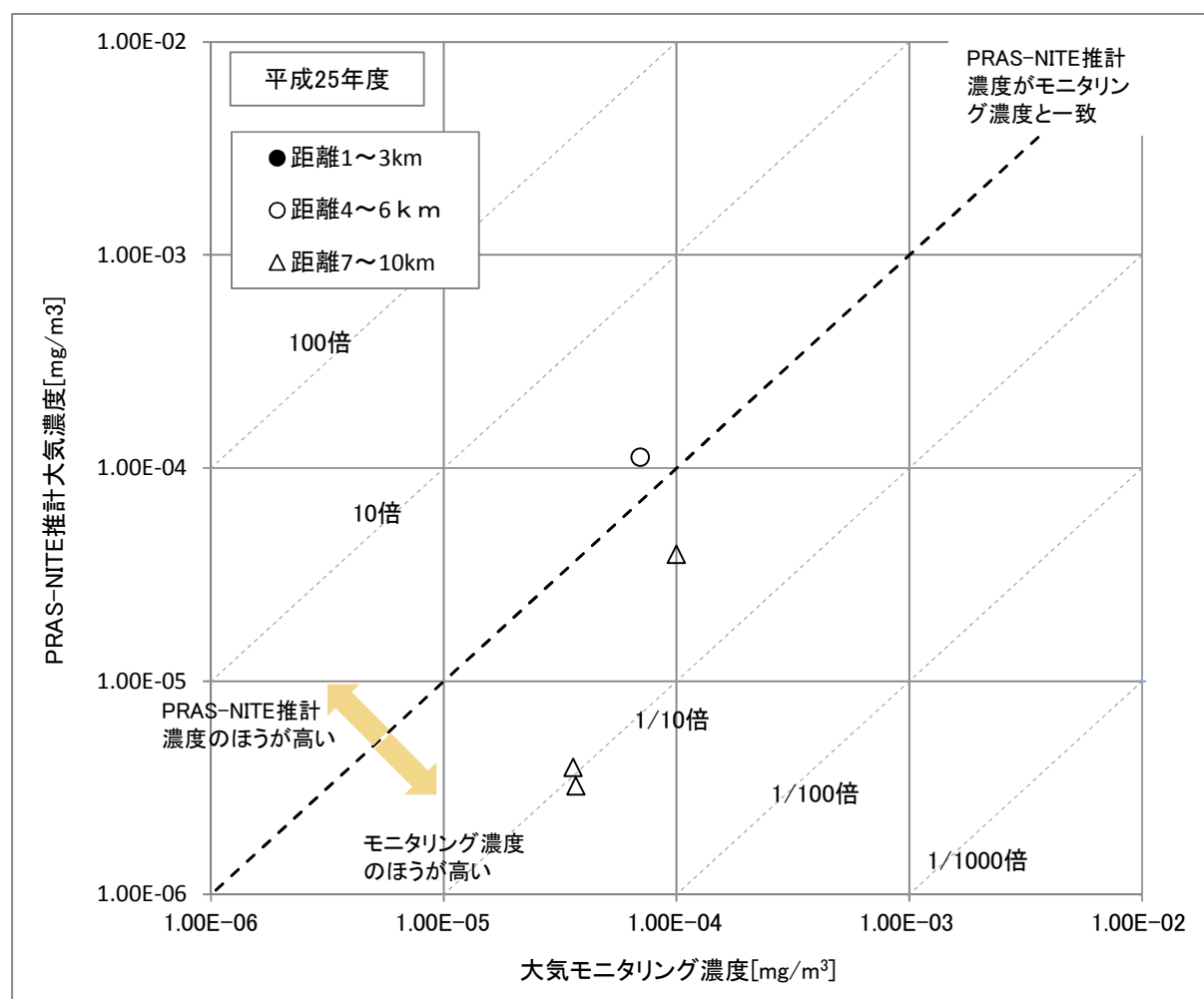


図 7-3 PRAS-NITE 推計大気濃度とモニタリング大気濃度の比較
(有害大気汚染物質モニタリング調査(平成 25 年度))

1

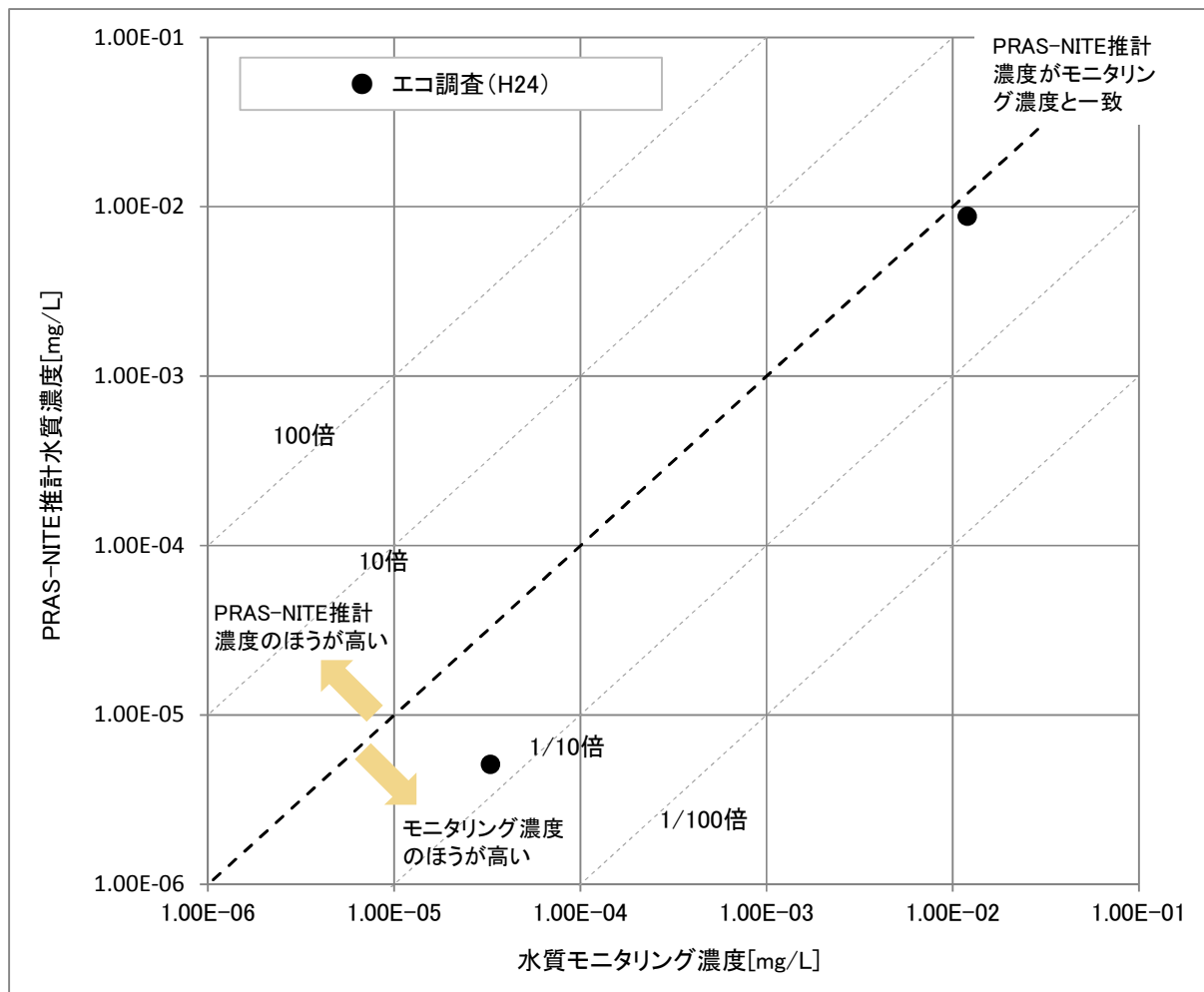


図 7-4 PRAS-NITE 推計水質濃度とモニタリング水質濃度の比較
(エコ調査(平成 24 年度))

2

3

4

情報源略称	詳細等
Aldrich	Sigma-Aldrich試薬カタログ
ATSDR	ATSDR(米国毒性物質疾病登録局):「Toxicological Profile」
CCD	Hawley's Condensed Chemical Dictionary, 15th, John Wiley & Sons, 2007
CICAD	WHO/IPCS:「国際簡潔評価文書(CICAD)」
CRC	CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, Version 2013, CRC-Press
EHC	WHO/IPCS:「環境保健クライテリア(EHC)」
EPI Suite	U.S.EPA EPI Suite
EURAR	EU ECB(European Chemicals Bureau):「リスク評価書(EU Risk Assessment Report)」
HSDB	Hazardous Substances Data Bank (HSDB)
IUPAC	The IUPAC Solubility Data Series
JCP	Japanチャレンジプログラム
Lange	Lange's Handbook of Chemistry, McGraw-Hill, 2005
Mackay	Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Second Edition
Merck	The Merck Index, 14th Ed, Merck & Co, 2006
MOE初期評価	環境省環境リスク評価室:「化学物質の環境リスク評価」
NITE初期リスク評価書	(独)製品評価技術基盤機構:「化学物質の初期リスク評価書」
NITE有害性評価書	(財)化学物質評価研究機構・(独)製品評価技術基盤機構:「化学物質有害性評価書」
PhysProp	SRC PhysProp Database, Syracuse Research Corporation, 2009
SIDS	OECD: SIDSレポート
SPARC	SPARC Performs Automated Reasoning in Chemistry
USHPV	US/HPVチャレンジプログラム
既存点検事業	化審法既存点検事業の試験結果

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

融点

収集データ

情報源名	項目	値	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1 Aldrich	融点	-112 °C							2B	×			p.2201
2 CCD	凝固点	-104.4 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-		Propylene Oxide
3 EHC	融点	-104 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-		2.2. Chemical and Physical Properties of Propylene Oxide Table 1
4 EPI Suite	融点	-100.23 °C	MPBPWIN				(Q)SAR		2C	×			
5 HSDB	融点	-112.13 °C							2B	×		その他	CHEMICAL/PHYSIC AL PROPERTIES: > MELTING POINT:
6 IUCLID	融点	-112.1 °C							4A	×		その他	p.13
7	融点	-104 °C							4A	×		その他	p.14
8	融点	-112 °C							4A	×		その他	p.13
9	融点	-112 °C							4A	×		その他	p.13
10	融点	-111.9 °C			4: not assignable				4A	×		その他	p.13
11	融点	-111.9 °C							4A	×		その他	p.13
12	融点	-111.9 °C	no data	no data					4A	×		その他	p.13
13	融点	-111 °C	その他,DIN 53 171		2: reliable with restrictions				4A	×		その他	p.13
14	融点	-111 °C	その他,DIN 53 171	no data					4A	×		その他	p.13
15	融点	-104.4 °C							4A	×		その他	p.13
16 Mackay	融点	-111.9 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-	Lide, D.R., Editor (2003) Handbook of Chemistry and Physics. 84th edition, CRC Press, LLC. Boca Raton, Florida.	p.2293
17 Merck	融点	-112.13 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-		Monograph Number: 0007856
18 MOE初期評 価	融点	-112.13 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-	化学物質安全情報研究会編 (1995) 化学物 質安全性データブック, オーム社	p.1
19 NITE初期リ スク評価書	融点	-112.13 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-	Merck (2001) The Merck Index, 13th ed., Merck & Co., Inc., Whitehouse Station, NJ.	p.2
20 PhysProp	融点	-111.9 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-		p.1
21 REACH登録 情報	融点	-112 °C		no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result		4A	×		その他 ,Oetting FL(1964),Low- Temperature Heat Capacity and Related Thermodynamic Functions of Propylene Oxide,J. Chem. Phys. 41, 149-153	Exp Key Melting point/freezing point.001
22 SIDS	融点	-112.16± 0.05 °C	その 他,adiabatic calorimetry			key study			2A	○		その他	p.7, 12
23 既存点検事 業	融点	-10 °C	JIS K 0065	-	-	-	experimental result	-	1B	×	-		K0882
24 SIAP	融点	-112.16°C							2A	○			p.2

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エボキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

沸点

収集データ

	情報源名	沸点	測定条件 圧力	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1	Aldrich	34 °C								4A	×			p.2201
2	CCD	33.9 °C	760 mmHg	-	-	-	-	-		2B	×	-		Propylene Oxide
3	EHC	34 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-		2.2. Chemical and Physical Properties of Propylene Oxide Table 1
4	EPI Suite	31.32 °C		MPBPWIN				(Q)SAR		2C	×			
5	HSDB	34.23 °C								4A	×		その他	CHEMICAL/PHYSICAL PROPERTIES: > BOILING POINT:
6	IUCLID	-16.7 °C	106.7 hPa	no data	no data					4A	×		その他	p.14
7		34.3 °C				4: not assignable				4A	×		その他	p.15
8		34.8 °C	1033	no data	no data					4A	×		その他	p.15
9		33.9 °C	1013.25 hPa							4A	×		その他	p.14
10		33.9 °C	1005.25 hPa							4A	×		その他	p.14
11		34 °C				2: reliable with restrictions				4A	×		その他	p.14
12		34 °C	1000 hPa	no data	no data					4A	×		その他	p.14
13		34.1 °C								4A	×		その他	p.14
14		34.1 °C	1013.25 hPa							4A	×		その他	p.14
15		34.2 °C	1013 hPa							4A	×		その他	p.15
16		34.2 °C	1013 hPa	その他	no data					4A	×		その他	p.15
17	Mackay	35 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-	Lide, D.R., Editor (2003) Handbook of Chemistry and Physics. 84th edition, CRC Press, LLC. Boca Raton, Florida.	p.2293
18	Merck	34.23 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-		Monograph Number: 0007856
19	MOE初期評 価	34.23 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-	化学物質安全情報研究会編 (1995) 化学物 質安全性データブック, オーム社	p.1
20	NITE初期リ スク評価書	34.23 °C	101300 Pa	-	-	-	-	-		2B	×	-	Merck (2001) The Merck Index, 13th ed., Merck & Co., Inc., Whitehouse Station, NJ.	p.2
21	PhysProp	35 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-		p.1
22	REACH登録 情報	35 °C	103.3~ 104.13 kPa[>= 103.3 <= 104.13 kPa]	EU Method A.2,EU Method A.2 (Boiling Temperature)	yes (incl. certificat e)	1: reliable without restriction	key study	experimental result		4A	×		その他 (2010)(2010.3.1)	Exp Key Boiling point.001

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エボキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

沸点

収集データ

	情報源名	沸点	測定条件 圧力	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
23		34.23 °C	101.3 kPa	OECD TG 103		2: reliable with restrictions	key study	experimental result		1B	×		その他 ,Budavari, S. (ed.).(1986),The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals,Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc.,, p. 1349]	Exp Key Boiling point.001
24		34.23 °C	101.3 kPa	OECD TG 103				experimental result		1B	×		その他 ,Budavari, S. (ed.).(1996),The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals,Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc.,, p. 1349]	Exp Key Boiling point.001
25		34.23 °C	101.3 kPa	OECD TG 103		2: reliable with restrictions	key study	experimental result		1B	×		その他 ,Budavari, S. (ed.).(1996),The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals,Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc.,, p. 1349]	Exp Key Boiling point.001
26		34.23 °C	101.3 kPa	OECD TG 103		2: reliable with restrictions	key study	experimental result		1B	×		その他 ,Budavari, S. (ed.).(1996),The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals,Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc.,, p. 1349]	Exp Key Boiling point.001
27		34.23 °C	101.3 kPa	OECD TG 103				experimental result		1B	×		その他 ,Budavari, S. (ed.).(1986),The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals,Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc.,, p. 1349]	Exp Key Boiling point.001
28	SIDS	34.1 °C		その他,modified ASTM method (D-1078)			key study			4A	○		その他	p.8, 12
29	既存点検事 業	35 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-	化学大辞典（共立出版株式会社）	K0882
30		35 °C		-	-	-	-	-		4A	×	-	化学大辞典（共立出版株式会社）	K0882
31	SIAP	34.1 °C								2A	○			p.2

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

蒸気圧

収集データ

	情報源名	蒸気圧	測定条件 温度	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1	Aldrich	8.59 psi	20 °C							2B	×			p.2201
2		29.43 psi	55 °C							4A	×			p.2201
3	CCD	445 mmHg	20 °C	-	-	-	-	-		2B	×	-		Propylene Oxide
4	EHC	59 kPa	20 °C	-	-	-	-	-		2B	×	59 kPa (445 mm Hg)		2.2. Chemical and Physical Properties of Propylene Oxide Table 1
5	EPI Suite	72900 Pa[2B以上 の値を用い て推定 (2C). 1	25 °C	MPBPWIN				(Q)SAR		2C	×			
6	HSDB	538 mmHg	25 °C							2B	×		その他	CHEMICAL/PHYSICAL PROPERTIES: > VAPOR PRESSURE:
7	IUCLID	66.65 hPa	-24.2 °C	no data	no data			experiment al result		4A	×		その他	p.16
8		440.7 hPa	20 °C	no data	no data			experiment al result		4A	×		その他	p.16
9		584 hPa	20 °C			4: not assignable				4A	×		その他	p.16
10		586.6 hPa	20 °C	no data	no data			experiment al result		4A	×		その他	p.16
11		588 hPa	20 °C			2: reliable with restrictions				4A	×		その他	p.17
12		593 hPa	20 °C							4A	×		その他	p.17
13		607 hPa	20 °C							4A	×		その他	p.17
14		615.4 hPa	21.2 °C	その他, dynamisch nach Ramsay- Young		1: reliable without restriction		experiment al result		4A	×		その他	p.17
15		706.4~ 723.7 hPa	25 °C	no data	no data			experiment al result		4A	×		その他	p.17
16		1013 hPa	34.1 °C	その他		1: reliable without restriction		experiment al result		4A	×		その他	p.17
17		1660 hPa	49 °C	その他		1: reliable without restriction		experiment al result		4A	×		その他	p.17
18		5461.4 hPa	88 °C	no data	no data			experiment al result		4A	×		その他	p.17

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

蒸気圧

収集データ

	情報源名	蒸気圧	測定条件 温度	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
19	Mackay	530538 Pa	87.78 °C	その他,static method, measured range 88–204° C.	-	-	-	-		4A	×	-	Kobe, K.A., Ravicz, A.E., Vohra, S.P. (1956) Critical properties and vapor pressures of some ethers and heterocyclic compounds. Ind. Eng. Chem. 1, 50–56.	p.2293
20		51969 Pa	17.05 °C	その他,ebulliometry , measured range –24.17 to 34.75°C	-	-	-	-		2B	×	51969* (17.05°C, ebulliometry, measured range –24.17 to 34.75°C (McDonald et al. 1959) log (P/mmHg) = 6.96997 – 1065.27/(226.283 + t/°C); temp range –24.17 to 34.75°C (ebulliometry, McDonald et al. 1959)	McDonald, R.A., Shrader, S.A., Stull, D.R. (1959) Vapor pressures and freezing points of 30 organics. J. Chem. Eng. Data 4, 311–313.	p.2293
21		70112 Pa	25 °C	その他,static method, measured range 19.0– 71.8°C.	-	-	-	内挿（補 間）	interpolated- Antoine eq.	2B	×	70112* (interpolated-Antoine eq., static method, measured range 19.0–71.8°C Bott & Sadler 1966) log (P/mmHg) = 7.658 – 1472/(T/K); temp range 19.0– 71.8°C (Antoine eq., static method, Bott & Sadler 1966) log (P/mmHg) = [–0.2185 × 7295.8/(T/K)] + 8.093473;	Bott, T.R., Sadler, H.N. (1966) Vapor pressure of propylene oxide. J. Chem. Eng. Data 11, 25.	p.2293
22		59300 Pa	20 °C	-	-	-	-	-		2B	×	59300, 75900 (20, 25°C, Riddick et al. 1986) log (P/kPa) = 6.09487 – 1065.27/(226.283 + t/°C), temp range not specified (Antoine eq., Riddick et al. 1986)	Riddick, J.A., Bunger, W.B., Sakano, T.K. (1986) Organic Solvents: Physical Properties and Methods of Purification. 4th Edition, John-Wiley & Sons, New York.	p.2293
23		75900 Pa	25 °C	-	-	-	-	-		2B	×	59300, 75900 (20, 25°C, Riddick et al. 1986) log (P/kPa) = 6.09487 – 1065.27/(226.283 + t/°C), temp range not specified (Antoine eq., Riddick et al. 1986)	Riddick, J.A., Bunger, W.B., Sakano, T.K. (1986) Organic Solvents: Physical Properties and Methods of Purification. 4th Edition, John-Wiley & Sons, New York.	p.2293

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

蒸気圧

収集データ

	情報源名	蒸気圧	測定条件 温度	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
24		71700 Pa	25 °C	-	-	-	-	estimated by calculation	calculated- Antoine eq.	2B	×	71700 (calculated-Antoine eq., Stephenson & Malanowski 1987) log (PL/kPa) = 6.09487 – 1065.27/(-46.867 + T/K); temp range 225–308 K (Antoine eq., Stephenson & Malanowski 1987) log (P/mmHg) = 38.5381 – 2.631 × 10 ³ /(T/K) – 11.104 · log (T/K) + 4.2178 × 10 ⁻¹	Stephenson, R.M., Malanowski, S. (1987) Handbook of the Thermodynamics of Organic Compounds. Elsevier Science Publishing Co., Inc., New York.	p.2293
25		74520 Pa	25 °C	-	-	-	-	estimated by calculation	calculated- Antoine eq. regression, temp range –75 to 34.5°C.	2B	×	-	Stull, D.R. (1947) Vapor pressure of pure substances organic compounds. Ind. Eng. Chem. 29, 517–560.	p.2293
26	MOE初期評 価	53.33 kPa[53.33 kPa (400 mmHg)]	18 °C	-	-	-	-	-	-	2B	×	-	環境庁環境化学物質研究会編 (1988) 環境化学物質要覧, 丸善	p.1
27		59.33 kPa[59.33 kPa (445 mmHg)]	20 °C	-	-	-	-	-	-	2B	×	-	環境庁環境化学物質研究会編 (1988) 環境化学物質要覧, 丸善	p.1
28	NITE初期リ スク評価書	59 kPa	20 °C	-	-	-	-	-	-	2B	×	-	IPCS, International Programme on Chemical Safety (1999) ICSC, International Chemical Safety Cards, Geneva. (http://www.ilo.org/public/english/protection/safework/cis/products/icsc/dtash/t/index.htm から引用)	p.2
29	PhysProp	538 mmHg	25 °C	-	-	-	-	experiment al result	-	2B	×	-	BOUBLIK, T ET AL. (1984)	p.1
30	REACH登録 情報	74000 Pa	25 °C	EU Method A.4, EU Method A.4 (Vapour Pressure)	yes (incl. certificat e)	1: reliable without restriction	key study	experiment al result	-	4A	×	-	その他 (2010)(2010.3.4)	Exp Key Vapour pressure.001

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

蒸気圧

収集データ

	情報源名	蒸気圧	測定条件 温度	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
31		538 mmHg	25 °C	OECD TG 104		2: reliable with restrictions	key study	experiment al result		1B	×		その他 ,Boublik, T., Fried, V., and Hala, E(1984),vapor pressure,The Vapour Pressures of Pure Substances. Second Revised Edition. Amsterdam: Elsevier, 1984.	Exp Key Vapour pressure.001
32		538 mmHg	25 °C	OECD TG 104		2: reliable with restrictions	key study	experiment al result		1B	×		その他 ,Boublik, T., Fried, V., and Hala, E(1984),vapor pressure,The Vapour Pressures of Pure Substances. Second Revised Edition. Amsterdam: Elsevier, 1984.	Exp Key Vapour pressure.001
33		538 mmHg	25 °C	OECD TG 104		2: reliable with restrictions	key study	experiment al result		1B	×		その他 ,Boublik, T., Fried, V., and Hala, E(vapor pressure),The Vapour Pressures of Pure Substances. Second Revised Edition. Amsterdam: Elsevier, 1984.	Exp Key Vapour pressure.001
34		538 mmHg	25 °C	OECD TG 104		2: reliable with restrictions	key study	experiment al result		1B	×		その他 ,Boublik, T., Fried, V., and Hala, E(1984),vapor pressure,The Vapour Pressures of Pure Substances. Second Revised Edition. Amsterdam: Elsevier, 1984.	Exp Key Vapour pressure.001
35		538 mmHg	25 °C	OECD TG 104		2: reliable with restrictions	key study	experiment al result		1B	×		その他 ,Boublik, T., Fried, V., and Hala, E(1984),vapor pressure,The Vapour Pressures of Pure Substances. Second Revised Edition. Amsterdam: Elsevier, 1984.	Exp Key Vapour pressure.001
36	SIDS	58.4 kPa	20 °C	その他			key study	estimated by calculation	Calculated using the Antoine equation	2A	×		その他	p.8-9, 12
37		61.2 kPa	20 °C	その他,Dynamic method			key study	experiment al result		2A	×		その他	p.8-9, 12
38		60.7 kPa	20 °C	その他,method not stated			key study	その他 (測 定値)		2A	×		その他	p.8-9, 12
39	SIAP	60kPa	20 °C							2A	○			p.2

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

水溶解度

収集データ

情報源名	水溶解度	測定条件 温度	pH	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディ の該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1 CCD	[partially soluble]			-	-	-	-	-		3	×	-		Propylene Oxide
2 EHC	405 g/L	20 °C		-	-	-	-	-		2B	×	-		2.2. Chemical and Physical Properties of Propylene Oxide Table 1
3 EPI Suite	166700 mg/L[2B以上 の値を用い て推定 (2C) 1	25 °C		WSKOWWIN				(Q)SAR		2C	×			
4 HSDB	590000 mg/L	25 °C								2B	×		その他	CHEMICAL/PHYSICAL PROPERTIES: > SOLUBILITIES:
5	40.5 wt%	20 °C								2B	×		その他	CHEMICAL/PHYSICAL PROPERTIES: > SOLUBILITIES:
6 IUCLID	39.5 wt%	20 °C								4A	×		その他	p.19
7	40.5 wt%	20 °C								4A	×		その他	p.19
8	400 g/L	20 °C	7[ca. 7 and 20 degree C]			2: reliable with restrictions				4A	×		その他	p.19
9	405 g/L	20 °C				4: not assignable				4A	×		その他	p.19
10	405 g/L	20 °C	[no pH and pK values mentioned]	その他						4A	×		その他	p.19
11	370 g/L	25 °C	[no pH and pK values mentioned]	no data	no data					4A	×		その他	p.19
12	37.74 wt%[Gemisc hdampfdruc k der gesaettigten Loesung: 1013 hPa.]	36.4 °C		その他, PO- Gehaltsbestim mung ueber Gewichtsbilanz nach Truebungstitrati on		1: reliable without restriction				4A	×		その他	p.20
13	1 %[8 bar Gesamtdruc kl]	106.8 °C		その他, statisch		1: reliable without restriction				4A	×		その他	p.20

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エボキシプロパン (別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

水溶解度

収集データ

	情報源名	水溶解度	測定条件 温度	pH	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディ の該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
14	Mackay	139320 mg/L	25 °C		-	-	-	-	estimated by calculation	calculated-group contribution method	4C	×	-	Kuhne, R., Ebert, R.-U., Kleint, F., Schmit, G., Schuurmann, G. (1995) Group contribution methods to estimate water solubility of organic chemicals. Chemosphere 30, 2061-2077.	p.2293
15		476000 mg/L	25 °C		-	-	-	-	その他,US EPA 1981; quoted, Howard 1989	-	2B	×	476000 (US EPA 1981; quoted, Howard 1989)	USEPA (1981) Treatability Manual I. Treatability Data. EPA-600/2-82- 001a. US. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.	p.2293
16		405000 mg/L	20 °C		-	-	-	-	-	-	2B	×	405000, 650000 (20°C, 30°C, Verschueren 1983)	Verschueren, K. (1983) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold, New York, N.Y.	p.2293
17		650000 mg/L	30 °C		-	-	-	-	-	-	2B	×	405000, 650000 (20°C, 30°C, Verschueren 1983)	Verschueren, K. (1983) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold, New York, N.Y.	p.2293
18		259000 mg/L	25 °C		-	-	-	-	その 他,literature data compilation	-	2B	×	-	Yaws, C.L., Yang, H.-C., Hopper, J.R., Hansen, K.C. (1990) Organic chemicals: water solubility data. Chem. Eng. July, 115-118.	p.2293
19	Merck	40.5 wt%	20 °C		-	-	-	-	-	-	2B	×	Soly in water (20°): 40.5% bv wt		Monograph Number: 0007856
20	MOE初期評 価	40.5 wt%[% (w/w)]	20 °C		-	-	-	-	-	-	2B	×	-	化学物質安全情報研究会編 (1995) 化 学物質安全性データブック, オーム社	p.1
21	NITE初期リ スク評価書	40.50%	20 °C		-	-	-	-	-	-	2B	×	-	Merck (2001) The Merck Index, 13th ed., Merck & Co., Inc., Whitehouse Station, NJ.	p.2
22	PhysProp	590000 mg/L	25 °C		-	-	-	-	experimenta l result	-	2B	×	-	BOUBLIK,T ET AL. (1984)	p.1
23	REACH登録 情報	42.5~45 wt%[>= 42.5 <= 45 other: % w/w]	20 °C		8 EU Method A.6,EU Method A.6 (Water Solubility)	yes (incl. certificat e)	1: reliable without restriction	key study	experimenta l result	-	4A	×	-	その他 (2010)(2010.3.1)	Exp Key Water solubility.001
24		395~405 g/L[>= 395 <= 405 g/L]	20 °C		7 OECD TG 105		2: reliable with restrictions	key study	experimenta l result	-	1B	×	-	その他 (2002)	Exp Key Water solubility.001

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン (別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

水溶解度

収集データ

	情報源名	水溶解度	測定条件 温度	pH	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディ の該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
25		395~405 g/L[>= 395 <= 405 g/L]	20 °C	7	OECD TG 105		2: reliable with restrictions	key study	experimenta l result		1B	×		その他 (2002)	Exp Key Water solubility.001
26		395~405 g/L[>= 395 <= 405 g/L]	20 °C	7	OECD TG 105		2: reliable with restrictions	key study	experimenta l result		1B	×		その他 (2002)	Exp Key Water solubility.001
27		395~405 g/L[>= 395 <= 405 g/L]	20 °C	7	OECD TG 105			key study	experimenta l result		1B	×		その他 (2002)	Exp Key Water solubility.001
28		395~405 g/L[>= 395 <= 405 g/L]	20 °C	7	OECD TG 105		2: reliable with restrictions	key study	experimenta l result		1B	×		その他 (2002)	Exp Key Water solubility.001
29	SIDS	395 g/L	20 °C					key study			2A	×	A value of 400 g/l at 20°C will be used as representative for the environmental exposure assessment.	その他	p.9-10, 12
30		370 g/L	25 °C					key study			2A	×	A value of 400 g/l at 20°C will be used as representative for the environmental exposure assessment.	その他	p.9-10
31		400 g/L	20 °C				2: reliable with restrictions	key study			2A	○	A value of 400 g/l at 20°C will be used as representative for the environmental exposure assessment.	その他	p.9-10
32		405 g/L	20 °C					key study			2A	×	A value of 400 g/l at 20°C will be used as representative for the environmental exposure assessment.	その他	p.9-10
33	既存点検事 業	100 g/L	20~25 °C		OECD TG 105	-	-	-	experimenta l result	-	1B	×	-		K0882
34		100 g/L			-	-	-	-	-		4A	×	-		K0882
35	SIAP	400 g/L									2A	○			p.2

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン (別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

logPow

収集データ

	情報源名	値	測定条件 温度	pH	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディ の該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1	EHC	-0.13			-	-	-	-	-		2B	×	-		2.2. Chemical and Physical Properties of Propylene Oxide Table 1
2	EPI Suite	0.37			KOWWIN				(Q)SAR		2C	×			
3	HSDB	0.03									2B	×		その他	CHEMICAL/PHYSICAL PROPERTIES: > OCTANOL/WATER PARTITION COEFFICIENT:
4	IUCLID	-0.273					2: reliable with restrictions				4A	×		その他	p.18
5		-0.273				no data			estimated by calculation		4C	×		その他	p.18
6		-0.273	[no temperature mentioned]		その他, ClogP3				estimated by calculation	ClogP3	4C	×		その他	p.18
7		-0.13	[no temperature mentioned]		その他, according to Leo/Nys				estimated by calculation		4C	×		その他	p.18
8		0.03									4A	×		その他	p.18
9		0.03	[no temperature mentioned]		その他	no data			experimental result		4A	×		その他	p.18
10		0.08	[no temperature mentioned]		その他, Slow-Stirring-Methode	no data			experimental result		4A	×		その他	p.18
11		0.351	[no temperature mentioned]		その他				estimated by calculation		4C	×		その他	p.19
12	Mackay	0.03			その他, shake flask.	-	-	-	-		2B	×	-	Hansch, C., Leo, A. (1985) Medchem Project Issue No. 26. Pomona College, Claremont, California.	p.2293
13		0.03			-	-	-	-	その他, recommended.		2B	×	-	Sangster, J. (1989) Octanol-water partition coefficients of simple organic compounds. J. Phys. Chem. Ref. Data 18(3), 1111-1229.	p.2293
14		0.03			-	-	-	-	その他, recommended.		2B	×	-	Hansch, C., Leo, A.J., Hoekman, D. (1995) Exploring QSAR, Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. ACS Professional Reference Book, American Chemical Society, Washington, DC.	p.2293

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

logPow

収集データ

情報源名	値	測定条件 温度	pH	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディ の該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
15 MOE初期評 価	-1.52			-	-	-	-	experimental result	-	3	×	-	環境庁環境化学物質研究会編(1988) 環境化学物質要覧, 丸善	p.1
16 NITE初期リ スク評価書	0.03			-	-	-	-	experimental result	-	2B	×	-	SRC, Syracuse Research Corporation (2003) KowWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.	p.2
17	0.37			-	-	-	-	その他(推定 値),推定値	-	4C	×	-	SRC, Syracuse Research Corporation (2003) KowWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.	p.2
18 PhysProp	0.03			-	-	-	-	experimental result	-	2B	×	-	HANSCH,C ET AL. (1995)	p.1
19 REACH登録 情報	1	20 °C[No data on temperature are provided in the test report, however, it is presumed, that it corresponded to a standard value of ca. 20 °C.]	6.8		yes (incl. certificate)	2: reliable with restriction s	key study	experimental result		4A	×		その他 (1986)(1986.4.13)	Exp Key Partition coefficient.001
20 SIDS	0.03						key study			2A	○		その他	p.10, 12
21	0.08±0.05			その他,gas- liquid chromatograp hy			key study	experimental result		2A	○		その他	p.10, 12
22 SIAP	0.055									2A	○			p.2

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

Koc

収集データ

情報源名	項目	値	測定条件 温度	pH	土壌条件	試験方法等	GLP	reliability	情報源における ケーススタディ の該当	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるケースス タディー	備考	文献	ページ番号等
1 EPI Suite	Koc	7.327 L/kg[2B 以上の値を用 いて推定 (2C) 1				KOCWIN				(Q)SAR		2C	×			
		5.194 L/kg(MCI法)				KOCWIN				(Q)SAR		2C	○			
		7.374 L/kg(Powを介 して推計)				KOCWIN				(Q)SAR		2C	○			
2 HSDB	Koc	25								estimated by calculation		4C	×		その他	ENVIRONMENTAL FATE:
3 IUCLID	Koc	0.44				その他,Karickhoff SW (1981)				estimated by calculation		4C	×		その他	p.36
4 Mackay	logKoc	0.623			-	-	-	-	-	その他(推定 値),estimated- S, Lyman et al. 1982; quoted, Howard 1989	-	4C	×	0.623 (estimated-S, Lyman et al. 1982; quoted, Howard 1989)	Lyman, W.J., Reehl, W.F., Rosenblatt, D.H., Editors (1982) Handbook of Chemical Property Estimation Methods, McGraw-Hill Book Company, New York.	p.2293
5	logKoc	1.477			-	-	-	-	-	その他(推定 値),calculated- QSAR, Sabljic 1984; quoted, Howard 1989	-	4C	×	1.477 (calculated-QSAR, Sabljic 1984; quoted, Howard 1989)	Sabljic, A. (1984) Predictions of the nature and strength of soil sorption of organic pollutants from molecular topology. J. Agric. Food Chem. 32, 243-246.	p.2293
6 NITE初期リス ク評価書	Koc	2			-	-	-	-	-	その他(推定 値),推定値	-	4C	×	-	SRC, Syracuse Research Corporation (2003) PkKocWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.	p.2
7 SIDS	logKoc	1.05							key study	(Q)SAR	Using the equation for non- hydrophobics in the QSAR section of the TGD (log Kow = 0.055)	4C	○			p.27

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エボキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

ヘンリー係数

収集データ

情報源名	ヘンリー係数	測定条件 温度	pH	reliability	情報源における キースタディ の該非	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1 EPI Suite	12.4 Pa・m ³ /mol (Group法)					(Q)SAR		2C	○			
	16.2 Pa・m ³ /mol (Bond法)					(Q)SAR		2C	○			
2 HSDB	6.96E-5 atm・m ³ /mol					estimated by calculation		4C	×		その他	ENVIRONMENTAL FATE:
3 IUCLID	8.51 Pa・m ³ /mol					estimated by calculation		4C	×		その他	p.37
4 Mackay	8.653 Pa・m ³ /mol			-	-	estimated by calculation	calculated-P/C using Riddick et al. 1986 data	4C	×	3.375 (calculated-P/C using Riddick et al. 1986 data)	Howard, P.H., Editor (1989) Handbook of Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Vol. I-Large Production and Priority Pollutants. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.	p.2293
5 NITE初期リス ク評価書	6.78 Pa・m ³ /mol			-	-	その他(推定 値) 推定値	-	4C	×	-	SRC:PhysProp, 2002	p.2
6	0.0000669 atm・ m ³ /mol			-	-	その他(推定 値) 推定値	-	4C	×	-	SRC:PhysProp, 2002	p.2
7 PhysProp	0.0000696 atm・ m ³ /mol			-	-	estimated by calculation	-	4C	×	-	VP/WSOL	p.1
8 SIDS	12.4 Pa・m ³ /mol				key study	estimated by calculation	The Syracuse Research Corporation's HENRY program, as described in the TGD	4C	×	the average of the three estimates is taken, i.e. 12.4 Pa.m3.mole-1.		p.26-27
9	8.7 Pa・m ³ /mol				key study	estimated by calculation	estimated from the ratio of the solubility and vapour pressure,	4C	×	the average of the three estimates is taken, i.e. 12.4 Pa.m3.mole-1.		p.26-27
10	16.2 Pa・m ³ /mol				key study	estimated by calculation	The Syracuse Research Corporation's HENRY program, as described in the TGD	4C	×	the average of the three estimates is taken, i.e. 12.4 Pa.m3.mole-1.		p.26-27

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エボキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

解離定数

収集データ

情報源名	項目	値	測定条件 温度	pH	試験方法等	GLP	reliability	情報源における キースタディの 該非	値の種類	値の種類の詳細	備考	文献	ページ番号等
1 MOE初期評価	その他	[解離基なし]			-	-	-	-	-		-	(財)化学品検査協会(1997)化学物質ハザード・データ集	p.1
2 NITE初期リスク評価書	その他	[解離基なし]			-	-	-	-	-		-		p.2

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

分解性

収集データ

	情報源名	分解性	分解度	算出方法	分解生成物	試験方法等	GLP	reliability	情報源におけるキースタディの該非	値の種類	値の詳細	備考	文献	ページ番号等
1	IUCLID	not readily biodegradable	12~14 %	O ₂ consumption		OECD TG 301D	yes			experimental result			その他	p.39
2	NITE初期リスク評価書	readily biodegradable	96%	O ₂ consumption		化審法TG	-	-	-	experimental result		-	通商産業広報(1998年12月28日) 製品評価技術基盤機構化学物質管理情報, (http://www.nite.go.jp から引用).	p.5,6
3		readily biodegradable	86%	TOC removal		化審法TG	-	-	-	experimental result		-	通商産業広報(1998年12月28日) 製品評価技術基盤機構化学物質管理情報, (http://www.nite.go.jp から引用).	p.5,6
4		readily biodegradable	89%	Test mat. analysis		化審法TG	-	-	-	experimental result		-	通商産業広報(1998年12月28日) 製品評価技術基盤機構化学物質管理情報, (http://www.nite.go.jp から引用).	p.5,6
5	REACH登録情報		96%	O ₂ consumption		OECD TG 301C	no	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 ,MITI (Ministry of International Trade and Industry) Japan(1988)(1988.12.27),Biodegradation and bioaccumulation testing results on existing chemical substances.,The Official Bulletin of the Ministry of International Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
6			86%	TOC removal		OECD TG 301C	no	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 ,MITI (Ministry of International Trade and Industry) Japan(1988)(1988.12.27),Biodegradation and bioaccumulation testing results on existing chemical substances.,The Official Bulletin of the Ministry of International Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
7			89%	Test mat. analysis		OECD TG 301C	no	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 ,MITI (Ministry of International Trade and Industry) Japan(1988)(1988.12.27),Biodegradation and bioaccumulation testing results on existing chemical substances.,The Official Bulletin of the Ministry of International Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
8			13%	O ₂ consumption		OECD TG 301D	yes	1: reliable without restriction	supporting study				その他 (1985)(1985.7.29)	Exp Supporting Biodegradation in water: screening tests.002
9			86%	TOC removal		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

分解性

収集データ

情報源名	分解性	分解度	算出方法	分解生成物	試験方法等	GLP	reliability	情報源におけるキースタディの該非	値の種類	値の詳細	備考	文献	ページ番号等
10		89%	Test mat. analysis		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
11		86%	TOC removal		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
12		89%	Test mat. analysis		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
13		86%	TOC removal		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
14		89%	Test mat. analysis		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
15		86%	TOC removal		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
16		89%	Test mat. analysis		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
17		86%	TOC removal		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エポキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

分解性

収集データ

	情報源名	分解性	分解度	算出方法	分解生成物	試験方法等	GLP	reliability	情報源におけるキースタディの該非	値の種類	値の詳細	備考	文献	ページ番号等
18			89%	Test mat. analysis		OECD TG 301C	no data	2: reliable with restrictions	key study	experimental result			その他 (1988),Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law,the Official Bulletin of Economy,Trade and Industry	Exp Key Biodegradation in water: screening tests.001
19	SIDS	readily biodegradable	93~98 %	O_2 consumption		OECD TG 301C		その他,This is considered a valid test.		experimental result			その他	p.26, 116
20		readily biodegradable	89~90	Test mat. analysis		OECD TG 301C		その他,This is considered a valid test.		experimental result			その他	p.26, 116
21	既存点検事業		89%	Test mat. analysis		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
22			98%	O_2 consumption		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
23			93%	O_2 consumption		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
24			88%	TOC removal		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
25			84%	TOC removal		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
26			86%	TOC removal		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
27			90%	Test mat. analysis		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882
28			89%	Test mat. analysis		化審法TG	yes (incl. certificate)	-	-	experimental result	-			K0882

基本情報

優先評価化学物質通し番号	20
物質名称	1, 2-エボキシプロパン(別名酸化プロピレン)
CAS番号	75-56-9

蓄積性

収集データ

情報源名	判定	濃度区 番号	被験物質 設定濃度	暴露期間	項目	項目の種類	値	試験方法等	GLP	reliability	情報源におけ るキースタディ の該当	値の種類	値の種類の詳細	信頼性ラ ンク	評価Ⅱにお けるキースタ ディー	備考	文献	ページ番号等
1 EPI Suite		1			BCF		3.162 L/kg (wet)[2B以 上の値を用 いて推定 (2C)]	BCFBAFWIN				(Q)SAR		2C	○			