

化学物質の初期リスク評価書

Ver. 1.0

No. 137

cis-1,2-ジクロロエチレン

cis-1,2-Dichloroethylene

化学物質排出把握管理促進法政令号番号：1-118

CAS 登録番号：156-59-2

2008年10月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

財団法人 化学物質評価研究機構

委託元 独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構

序 文

目的

「化学物質の初期リスク評価書」は、独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構から委託された化学物質総合評価管理プログラムの一環である「化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発」プロジェクトの成果である。このプロジェクトは、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」（化学物質排出把握管理促進法）の対象化学物質を中心に有害性情報、排出量等の暴露情報など、リスク評価のための基礎データを収集・整備するとともに、これらを利用したリスク評価手法を開発し、評価するものである。

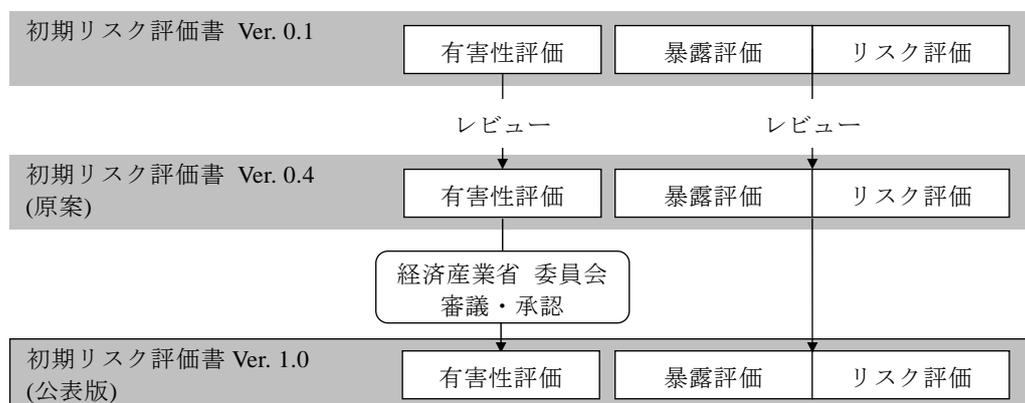
「化学物質の初期リスク評価書」では、環境中の生物及びヒト健康に対する化学物質のリスクについてスクリーニング評価を行い、その結果、環境中の生物あるいはヒト健康に悪影響を及ぼすことが示唆されると判断された場合は、その化学物質に対して更に詳細な調査、解析及び評価等の必要とされる行動の提案を行うことを目的とする。

初期リスク評価の対象

化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質のうち、生産量、環境への排出量及び有害性情報などを基に選択した化学物質を初期リスク評価の対象とする。環境中の生物への影響については、有害性評価手法が国際的に整えられている水生生物を対象とする。ヒト健康への影響については、我が国の住民を対象とし、職業上の暴露は考慮しない。

公表までの過程

財団法人 化学物質評価研究機構及び独立行政法人 製品評価技術基盤機構が共同して評価書案を作成し、有害性評価（環境中の生物への影響及びヒト健康への影響）については外部の有識者によるレビューを受け、その後、経済産業省化学物質審議会管理部会・審査部会安全評価管理小委員会の審議、承認を得ている。また、暴露評価及びリスク評価については独立行政法人 産業技術総合研究所によるレビューを受けている。本評価書は、これらの過程を経て公表している。



なお、本評価書の作成に関する手法及び基準は「化学物質の初期リスク評価指針 Ver. 2.0」及び「作成マニュアル Ver. 2.0」として、ホームページ (<http://www.nite.go.jp/>) にて公開されている。

要 約

cis-1,2-ジクロロエチレンは無色の液体であり、水溶解性は 3.5～5.1 g/L (20°C) である。

cis-1,2-ジクロロエチレンの国内における製造・輸入はなく、その用途はないものと考えられる。2004 年度 PRTR データによると、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは 1 年間に全国合計で届出事業者から大気へ 282 kg、公共用水域へ 4.7 トン排出されると推定した。環境への主な排出経路は、下水道業からの公共用水域への排出が主たる排出経路と推定される。また、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは塩化ビニリデン (1,1-ジクロロエチレン) あるいは塩化ビニル (クロロエチレン) 製造の副生成物であり、それぞれの製造工程で焼却等の処理が行われているが、一部は排ガスとして大気へ排出されると考えられる。

cis-1,2-ジクロロエチレンの生分解性については総説があり、未馴化の微生物を用いた分解半減期は、好気的な条件下では 28～180 日、嫌気的な条件下では 112～720 日とされている。環境水中に排出された場合には、主に揮散により水中から除去されると推定される。また、水生生物に対する生物濃縮性はない、または低いと判定されている。

cis-1,2-ジクロロエチレンの環境中の濃度として、大気、公共用水域 (河川、湖沼、海域)、飲料水及び地下水中の濃度が測定されている。1999 年度の大気中濃度の調査では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは不検出であった (検出限界 0.053 μ g/m³)。また、2003 年度の河川水中濃度の調査では最大値は 6.0 μ g/L であり、95 パーセンタイルは 2.0 μ g/L であった。2003 年度の水道水中濃度の調査における最大値は 26 μ g/L であり、95 パーセンタイルは 2.0 μ g/L であった。

一方、PRTR 排出量データと数理モデルを用いて、大気中濃度及び河川水中濃度の推定を行った。その結果、推定値の最大値はそれぞれ 4.3×10^{-3} μ g/m³ 及び 2.1 μ g/L であった。

cis-1,2-ジクロロエチレンの水生生物に対するリスク評価を行うための推定環境濃度 (EEC) として、公共用水域中濃度の測定結果より河川の測定値と数理モデルによる河川水中濃度の推定値を比較し、より大きい値である推定値 2.1 μ g/L を用いた。

また、ヒトが *cis*-1,2-ジクロロエチレンに暴露する経路としては、呼吸による大気からの吸入暴露、飲料水及び食物を摂取することによる経口暴露が主として考えられる。*cis*-1,2-ジクロロエチレンの大気中濃度 (0.027 μ g/m³: 測定値 (検出限界の 1/2))、飲料水中濃度 (2.0 μ g/L: 浄水測定値) 及び魚体内濃度 (10 μ g/kg: 推定値) から、ヒトの体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量を 0.011 μ g/kg/日 (吸入経路)、0.10 μ g/kg/日 (経口経路) と推定した。

cis-1,2-ジクロロエチレンの環境中の水生生物への有害性に関しては、3 つの栄養段階 (藻類、甲殻類、魚類) のうち、藻類及び甲殻類については急性毒性試験及び長期毒性試験結果、魚類については急性毒性試験結果が得られている。水生生物に対する急性毒性は、甲殻類及び魚類に対して GHS 急性毒性有害性区分 III に相当し、有害性を示す。また、長期毒性試験の最小値は、甲殻類であるオオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間 NOEC の 4.51 mg/L であり、得られた水生生物に対する毒性データのうち最小値である。この値と EEC 2.1 μ g/L を用いて暴露マージン (MOE) を算出した結果、MOE 2,100 はリスク評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積 50 より大きく、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは現時点では環境中の水生生物に悪影響を

及ぼすことはない判断する。

cis-1,2-ジクロロエチレンのヒトに対する有害性としては、1,2-ジクロロエチレン異性体混合物に暴露されることにより、吐き気、嘔吐、衰弱、振戦、上腹部の痛み、中枢神経系の抑制がみられ、水溶液、蒸気等の暴露で眼、皮膚への刺激が生じる。また、異性体混合物の狭所での反復吸入による死亡例の報告がある。

実験動物に対する*cis* 1,2-ジクロロエチレンの経口投与および経皮投与の急性毒性試験報告は、調査した範囲内では得られなかったが、ラットの吸入暴露のLC₅₀は、4時間で13,700 ppmであった。

実験動物に対する反復投与毒性試験では、経口経路では、ラットの90日間経口投与試験における腎臓相対重量増加を指標としたLOAELが換算値32 mg/kg/日であった。吸入経路では、調査した範囲では影響を適切に評価できる試験結果は得られていない。

生殖・発生毒性については、調査した範囲では影響を適切に評価できる試験結果は得られていない。

遺伝毒性については*in vitro*の試験系では多くの試験で陰性の結果を示している。一方、*in vivo*の試験系では陽性報告があるが、いずれも、宿主に高用量を投与しての陽性結果であることから、遺伝毒性の有無については明確に判断できない。発がん性については、信頼できる試験報告はない。また、IARCでは*cis*-1,2-ジクロロエチレンの発がん性に関する評価を行っていない。

ヒトの推定摂取量と実験動物の反復投与毒性試験より得られたLOAELを用いてMOEを算出した結果、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの経口経路に対するMOE 320,000は不確実係数積5,000より大きく、現時点ではヒト健康（経口）に悪影響を及ぼすことはない判断する。また、吸入経路については評価していないが、吸入及び経口経路の合計に対するMOE 290,000についても、不確実係数積5,000より大きく、現時点ではヒト健康に悪影響を及ぼすことはない判断する。

以上のことから、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは現時点では環境中の水生生物及びヒト健康に対し悪影響を及ぼすことはない判断する。

目 次

1. 化学物質の同定情報.....	1
1.1 物質名	1
1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号	1
1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号	1
1.4 CAS登録番号.....	1
1.5 構造式	1
1.6 分子式	1
1.7 分子量	1
2. 一般情報	1
2.1 別 名	1
2.2 純 度	1
2.3 不純物	1
2.4 添加剤または安定剤.....	1
2.5 現在の我が国における法規制	1
3. 物理化学的性状	2
4. 発生源情報	3
4.1 製造・輸入量等	3
4.2 用途情報	3
4.3 排出源情報	3
4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源.....	3
4.3.2 その他の排出源.....	4
4.4 環境媒体別排出量の推定.....	4
4.5 排出シナリオ	5
5. 環境中運命	5
5.1 大気中での安定性.....	5
5.2 水中での安定性	6
5.2.1 非生物的分解性.....	6
5.2.2 生分解性	6
5.2.3 下水処理による除去.....	6
5.3 環境中分布推定	6
5.4 環境水中での動態.....	7
5.5 生物濃縮性	7

6.	暴露評価	7
6.1	環境中濃度	8
6.1.1	環境中濃度の測定結果	8
6.1.2	環境中濃度の推定	13
6.2	水生生物生息環境における推定環境濃度	15
6.3	ヒトへの暴露シナリオ	16
6.3.1	環境経由の暴露	16
6.3.2	消費者製品経由の暴露	16
6.4	ヒトの推定摂取量	16
7.	環境中の生物への影響	16
7.1	水生生物に対する影響	16
7.1.1	微生物に対する毒性	16
7.1.2	藻類に対する毒性	17
7.1.3	無脊椎動物に対する毒性	17
7.1.4	魚類に対する毒性	18
7.1.5	その他の水生生物に対する毒性	18
7.2	陸生生物に対する影響	18
7.2.1	微生物に対する毒性	18
7.2.2	植物に対する毒性	18
7.2.3	動物に対する毒性	19
7.3	環境中の生物への影響 (まとめ)	19
8.	ヒト健康への影響	19
8.1	生体内運命	19
8.2	疫学調査及び事例	21
8.3	実験動物に対する毒性	22
8.3.1	急性毒性	22
8.3.2	刺激性及び腐食性	22
8.3.3	感作性	22
8.3.4	反復投与毒性	22
8.3.5	生殖・発生毒性	24
8.3.6	遺伝毒性	24
8.3.7	発がん性	27
8.4	ヒト健康への影響 (まとめ)	27
9.	リスク評価	28
9.1	環境中の生物に対するリスク評価	28
9.1.1	リスク評価に用いる推定環境濃度	28

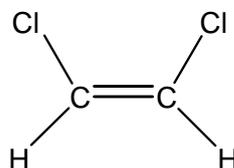
9.1.2	リスク評価に用いる無影響濃度	28
9.1.3	暴露マージンと不確実係数積の算出	29
9.1.4	環境中の生物に対するリスク評価結果	29
9.2	ヒト健康に対するリスク評価	29
9.2.1	リスク評価に用いるヒトの推定摂取量	30
9.2.2	リスク評価に用いる無毒性量	30
9.2.3	暴露マージンと不確実係数積の算出	30
9.2.4	ヒト健康に対するリスク評価結果	31
9.3	まとめ	32
文 献	33

1. 化学物質の同定情報

ジクロロエチレンには、1,1-ジクロロエチレン及び 1,2-ジクロロエチレンが存在しており、1,2-ジクロロエチレンは*cis*-体と*trans*-体に分けられる。化学物質排出把握管理促進法では、1,1-ジクロロエチレン(政令号番号：1-117)、*cis*-1,2-ジクロロエチレン(政令号番号：1-118)及び*trans*-1,2-ジクロロエチレン(政令号番号：1-119)が指定されている。

trans-1,2-ジクロロエチレンについては、別途評価書があるので参照されたい。

- 1.1 物質名 : *cis*-1,2-ジクロロエチレン
1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号 : 2-103 (ジクロロエチレン)
1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号 : 1-118
1.4 CAS登録番号 : 156-59-2
1.5 構造式



- 1.6 分子式 : C₂H₂Cl₂
1.7 分子量 : 96.94

2. 一般情報

2.1 別名

cis-1,2-ジクロロエチレン、(*Z*)-1,2-ジクロロエチレン、*cis*-二塩化アセチレン

2.2 純度

98%以上(一般的な製品) (化学物質評価研究機構, 2002b)

2.3 不純物

trans-1,2-ジクロロエチレン(一般的な製品) (化学物質評価研究機構, 2002b)

2.4 添加剤または安定剤

アミン類、フェノール類、ヒドロキノン(一般的な製品) (浅原ら, 2004)

参考：安定剤を含まない *cis*-1,2-ジクロロエチレンは、
徐々に分解して塩酸を生成する(浅原ら, 2004)。

2.5 現在の我が国における法規制

化学物質排出把握管理促進法：第一種指定化学物質

化学物質審査規制法：指定化学物質(第二種監視化学物質)

消防法：危険物第四類第一石油類(1,2-ジクロロエチレン)

労働基準法：疾病化学物質 (1,2-ジクロロエチレン)

労働安全衛生法：名称等を通知すべき危険物及び有害物 (ジクロロエチレン)

危険物引火性の物

名称等を表示すべき危険物及び有害物 (1,2-ジクロロエチレン)

第一種有機溶媒 (1,2-ジクロロエチレン)

作業環境評価基準 管理濃度 150ppm (1,2-ジクロロエチレン)

環境基本法：水質汚濁に係る環境基準 0.04 mg/L

地下水の水質汚濁に係る環境基準 0.04 mg/L

土壤汚染に係る環境基準 0.04 mg/L (溶出試験検液濃度) (1,2-ジクロロエチレン)

水道法：水質基準 0.04 mg/L^{注)}

下水道法：水質基準 0.4 mg/L^{注)}

水質汚濁防止法：有害物質 排水基準 0.4 mg/L^{注)}

土壤汚染対策法：特定有害物質 土壤溶出量基準 0.04 mg/L^{注)}

船舶安全法：引火性液体類 (1,2-ジクロロエチレン)

航空法：引火性液体 (1,2-ジクロロエチレン)

港則法：引火性液体類 (1,2-ジクロロエチレン)

注：cis-1,2-ジクロロエチレンに限って規定されており、trans-1,2-ジクロロエチレンについては規定されていない。

3. 物理化学的性状

外観	：無色液体	(IPCS, 2003)
融点	：-81.5℃	(Merck, 2001)
沸点	：60℃	(Merck, 2001)
引火点	：6℃ (密閉式)	(IPCS, 2003)
発火点	：460℃ (1,2-ジクロロエチレン)	(IPCS, 2003)
爆発限界	：9.7～12.8 vol % (空気中) (1,2-ジクロロエチレン)	(IPCS, 2003)
比重	：1.284 (20℃)	(Gangolli, 1999)
蒸気密度	：3.34 (空気=1、計算値)	
蒸気圧	：8.7 kPa (0℃)	(有機合成化学協会, 1997)
	24 kPa (20℃)	(有機合成化学協会, 1997)
	27 kPa (25℃)	(Verschueren, 2001)
	47 kPa (40℃)	(有機合成化学協会, 1997)
分配係数	：オクタノール/水分分配係数 log Kow = 1.86 (測定値)、1.98 (推定値) (SRC: KowWin, 2006)	
	1.83 (測定値)	(通商産業省, 1990)
解離定数	：解離基なし	
スペクトル	：主要マススペクトルフラグメント	
	m/z 61 (基準ピーク=1.0)、96 (0.73)、98 (0.47)	(NIST, 1998)

吸脱着性：土壌吸着係数 $K_{oc} = 44$ (推定値) (SRC: PcKocWin, 2006)
溶解性：水：3.5 g/L (20°C) (後藤ら, 1994)
5.1 g/L (20°C) (Verschueren, 2001)
アルコール、エーテル、その他の有機溶媒：可溶 (Merck, 2001)
ヘンリー定数：413 Pa·m³/mol (4.08×10⁻³ atm·m³/mol) (25°C、測定値) (SRC: HenryWin, 2006)
換算係数：(気相、20°C) 1 ppm = 4.03 mg/m³、1 mg/m³ = 0.248 ppm (計算値)

4. 発生源情報

4.1 製造・輸入量等

cis-1,2-ジクロロエチレンの国内における製造・輸入はないものと考えられる (製品評価技術基盤機構, 2007)。*cis*-1,2-ジクロロエチレンは、1,1-ジクロロエチレン (塩化ビニリデン) あるいはクロロエチレン (塩化ビニル) 製造時の副生成物である。

4.2 用途情報

cis-1,2-ジクロロエチレンの国内における用途はないものと考えられる (製品評価技術基盤機構, 2007)。

4.3 排出源情報

4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源

化学物質排出把握管理促進法に基づく「平成 16 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」(経済産業省, 環境省, 2006) (以下、2004 年度 PRTR データ) によると、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは 1 年間に全国合計で届出事業者から大気へ 282 kg、公共用水域へ 4.7 トン排出され、下水道へ 0.2 kg、廃棄物として 139 トン移動している。土壌への排出はない。また、届出外排出量は推計されていない。

a. 届出対象業種からの排出量と移動量

2004 年度 PRTR データに基づき、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの届出対象業種別の排出量と移動量を表 4-1 に示す (経済産業省, 環境省, 2006)。

届出対象業種からの *cis*-1,2-ジクロロエチレンの排出量のうち、ほとんどは下水道業からの公共用水域への排出である。また、環境への排出量より、廃棄物としての移動量の方が多い。

表 4-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの届出対象業種別の排出量及び移動量
(2004 年度実績) (トン/年)

業種名	届出					排出量合計	
	排出量			移動量		排出計 ¹⁾	割合 (%)
	大気	公共用水域	土壌	廃棄物	下水道		
下水道業	0	4.4	0	0	0	4.4	88
化学工業	0.28	0.011	0	139	0	0.29	6
一般廃棄物処理業	0	0.25	0	<0.001	<0.001	0.25	5
産業廃棄物処理業	0	0.057	0	0	0	0.057	1
電気業	0	<0.001	0	0	0	<0.001	0
合計 ¹⁾	0.28	4.7	0	139	<0.001	5.0	100

(経済産業省・環境省, 2006)

1) 四捨五入のため、表記上、合計があっていない場合がある。

0.001 トン未満の排出量及び移動量はすべて「<0.001」と表記した。

4.3.2 その他の排出源

cis-1,2-ジクロロエチレンはトリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンの微生物による分解生成物である可能性が指摘されている (平田, 1996)。また、海外の報告書にも、ごみ処理場等において嫌気性の生物分解生成物として、テトラクロロエチレンやトリクロロエチレンから*cis*-1,2-ジクロロエチレンが生成されるという報告がある。また、種々の業種からの排水中に含まれると報告されている。特に、鉄鋼業、非鉄金属製造業、有機化合物製造業、プラスチック製品製造業、ゴム製品製造業からの排水中に $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える量の*cis*-1,2-ジクロロエチレンが検出されたという報告がある (ATSDR, 1996)。

4.4 環境媒体別排出量の推定

各排出源における *cis*-1,2-ジクロロエチレンの環境媒体別排出量を表 4-2 に示す (経済産業省・環境省, 2006)。

cis-1,2-ジクロロエチレンの環境媒体別排出量については、届出対象業種の届出外事業者、非対象業種、家庭、移動体のいずれからも排出が推計されていないことから、届出排出量を環境媒体別の排出量とする。

以上のことから *cis*-1,2-ジクロロエチレンは大気へ 282 kg、公共用水域へ 4.7 トン排出され、土壌への排出はない (経済産業省・環境省, 2006)。

表 4-2 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの環境媒体別排出量 (2004 年度実績) (トン/年)

排出区分	大気	公共用水域	土壌
対象業種届出	0.28	4.7	0

(経済産業省・環境省, 2006)

また、公共用水域へ排出される届出排出量 4.7 トンのうち、排水の放流先が河川と届け出られている排出は 3.7 トンであった（経済産業省, 2006）。

4.5 排出シナリオ

cis-1,2-ジクロロエチレンの排出について、2004 年度 PRTR データから判断して、主たる排出経路は下水道業からの公共用水域への排出と推定される。

日本化学工業協会加盟企業のうち化学工業製品を製造・使用していると考えられる企業を対象として実施している調査によると、2003 年度の *cis*-1,2-ジクロロエチレンの製造段階での排出量は大気へ 282 kg、公共用水域へ 11 kg、土壌への排出はないと報告されている（日本化学工業協会, 2005）。また、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの使用段階での排出はないものとした。*cis*-1,2-ジクロロエチレンは 1,1-ジクロロエチレン（塩化ビニリデン）あるいはクロロエチレン（塩化ビニル）製造の副生成物であり、それぞれの製造工程で焼却等の処理が行われているが、一部は排ガスとして大気へ排出されると考えられる。

5. 環境中運命

5.1 大気中での安定性

a. OH ラジカルとの反応性

対流圏大気中では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンと OH ラジカルとの反応速度定数は 2.30×10^{-12} cm³/分子/秒 (25°C、測定値) である (SRC: AopWin, 2006)。OH ラジカル濃度を $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm³ とした時の半減期は 3~7 日と計算される。

b. オゾンとの反応性

対流圏大気中では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンとオゾンとの反応速度定数は 2.80×10^{-19} cm³/分子/秒 (25°C、測定値) である (SRC: AopWin, 2006)。オゾン濃度を 7×10^{11} 分子/cm³ とした時の半減期は 1 か月と計算される。

c. 硝酸ラジカルとの反応性

対流圏大気中では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンと硝酸ラジカルとの反応速度定数は 1.10×10^{-16} cm³/分子/秒 (25°C、測定値) である (SRC: AopWin, 2006)。硝酸ラジカル濃度を $2.4 \times 10^8 \sim 2.4 \times 10^9$ 分子/cm³ (10~100 ppt) とした時の半減期は 1~10 か月と計算される。

d. 直接光分解性

対流圏大気中では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは 290 nm 以上の光を吸収しないので直接光分解しないと推定される (U.S. NLM: HSDB, 2006)。

5.2 水中での安定性

5.2.1 非生物的分解性

1,2-ジクロロエチレンは、水中で安定であるとの報告がある(日本環境管理学会, 2004)。

5.2.2 生分解性

cis-1,2-ジクロロエチレンは、化学物質審査規制法に基づく好氣的生分解性試験(クローズドボトル法)では、試験期間4週間の条件において、生物化学的酸素消費量(BOD)測定での分解率は、被験物質濃度が2.62 mg/L及び6.43 mg/Lの場合には0%であり、難分解性と判定されている(通商産業省, 1990)。

cis-1,2-ジクロロエチレンは、底質を用いた嫌氣的生分解性試験では、0.123 mg/Lの場合、17°Cでは7週間の誘導期間があり、ガスクロマトグラフ(GC)測定での分解率は16週間で99%以上であった。なお、立体異性体である*trans*-1,2-ジクロロエチレンの場合には、16週間の誘導期間を要し、GC測定での分解率は40週間で87%であった(Wilson et al., 1986)。嫌氣的な生分解生成物としては、クロロエチレン(塩化ビニル)が報告されている(Barrio-Lage et al., 1986)。

その他、1,2-ジクロロエチレンの生分解性に関する総説があり、未馴化の微生物を用いた分解半減期は、好氣的な条件下では28~180日、嫌氣的な条件下では112~720日とされている(Howard et al., 1991)。

5.2.3 下水処理による除去

東京都に20か所ある下水処理場における下水処理の状況に関する報告がある。2002~2004年度における*cis*-1,2-ジクロロエチレンの処理状況については、流入水の濃度はすべて0.01 mg/L未満(24時間平均値)で、処理水の濃度もすべて0.01 mg/L未満(24時間平均値)であった(東京都下水道局, 2006)。流入水と処理水について、具体的な濃度が不明であるので、処理効率は求められない。

5.3 環境中分布推定

cis-1,2-ジクロロエチレンが、大気、水域または土壌のいずれかに定常的に排出されて定常状態に到達した状態、すなわち、大気、水域、土壌及び底質間の移動、系外への移動・分解などによる減少が釣り合った後に残存している*cis*-1,2-ジクロロエチレンの環境中での分布をフガシティモデル・レベル III(Mackay et al., 1992)により推定した(表5-1)。なお、環境への排出は、大気、水域及び土壌の各々に個別に排出される3つのシナリオを設定した(化学物質評価研究機構, 2001)。

cis-1,2-ジクロロエチレンが大気に排出された場合は主に大気に分布し、水域に排出された場合は水域に約8割、大気に1割強分布し、また、土壌に排出された場合は土壌に5割強、大気に約4割分布するものと推定される。

表5-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンのフガシティモデル・レベルIIIによる環境中分布推定結果

シナリオ	分布 (%)			
	大気	水域	土壌	底質
シナリオ 1 (大気中に 100% 排出)	99.3	0.6	0.1	0.0
シナリオ 2 (水域中に 100% 排出)	17.0	82.3	0.0	0.7
シナリオ 3 (土壌中に 100% 排出)	41.1	1.6	57.3	0.0

(化学物質評価研究機構, 2001)

5.4 環境水中での動態

cis-1,2-ジクロロエチレンは、蒸気圧が 27 kPa (25°C)、水に対する溶解度が 3.5~5.1 g/L (20°C) であり、ヘンリー定数が 413 Pa・m³/mol (25°C) である (3 章参照)。ヘンリー定数を基にした水中から大気中への*cis*-1,2-ジクロロエチレンの揮散性に関する報告があり、水深 1 m、流速 1 m/秒、風速 3 m/秒のモデル河川での半減期は 1.1 時間、水深 1 m、流速 0.05 m/秒、風速 0.5 m/秒のモデル湖水での半減期は 94 時間と推算されている (Lyman et al., 1990)。*cis*-1,2-ジクロロエチレンの土壌吸着係数 (K_{oc}) の値は 44 (3 章参照) であるので、水中の懸濁物質及び底質には吸着され難いと推定される。

以上のこと及び 5.2 の結果より、環境水中に*cis*-1,2-ジクロロエチレンが排出された場合は、主に揮散により水中から大気中に移行すると推定される。

なお、大気中に排出された場合は、乾性及び湿性の沈着により土壌に移行する。土壌に 1,2-ジクロロエチレンが排出された場合は、土壌中を移動して地下水に移行し、嫌気的な条件下での生分解を受けてクロロエチレンを生じる可能性がある。嫌気的な地下水中には、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの還元的な脱塩素により 1,2-ジクロロエチレンを生成し、それらは共存している。*cis*-1,2-ジクロロエチレンは*trans*-1,2-ジクロロエチレンよりも高濃度で存在しているとの報告もある (有機合成化学協会, 1997)。

5.5 生物濃縮性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの生物濃縮係数 (BCF) の測定値に関する報告は得られていない。しかし、*cis*-1,2-ジクロロエチレンのオクタノール/水分配係数 (log K_{ow}) は 1.83 (3 章参照) であることから、化学物質審査規制法に基づく濃縮性試験では、濃縮性がない、または低いと判定されている (通商産業省, 1990)。なお、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの BCF は log K_{ow} の値 1.83 (3 章参照) から 5.1 と計算される (SRC: BcfWin, 2006)。

6. 暴露評価

この章では、大気、公共用水域、飲料水、食物中濃度の測定データの収集、整理と、PRTR 排出量データから大気、河川水中濃度の推定を行い、水生生物のリスク評価を行うための推定環境

濃度 (EEC) と、ヒト健康のリスク評価を行うための吸入経路及び経口経路の推定摂取量を決定する。

6.1 環境中濃度

6.1.1 環境中濃度の測定結果

cis-1,2-ジクロロエチレンは環境基本法で水質汚濁に係る環境基準が 0.04 mg/L、地下水の水質汚濁に係る環境基準が 0.04 mg/L 以下と規定されている。また、水道法における水道水質基準として、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの濃度は 0.04 mg/L 以下と規定されている。

ここでは、環境中濃度に関する既存の測定報告についての調査を行い、その結果の概要を示すとともに、暴露評価に用いる濃度の採用候補を選定する。

a. 大気中の濃度

cis-1,2-ジクロロエチレンの大気中濃度として、次のような報告結果が得られた。

環境庁による 1987 年度の化学物質環境調査結果を表 6-1 に示す (環境庁, 1988)。この調査は一般環境中における残留状況を把握するために行っている。1987 年度における測定値の 95 パーセンタイルは $0.032 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

表 6-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの大気中濃度

調査年度	検出地点数/ 調査地点数	検出数/ 検体数	検出範囲 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95 パーセンタイル ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	検出限界 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1987	7/12	19/73	nd-0.13	0.032	0.01

(環境庁, 1988)

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の 1/2 の値として 95 パーセンタイルを算出

また、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの室内空気中濃度についての調査結果として、仙台市衛生研究所による調査結果を表 6-2 に示す (菅野ら, 1999; 森野ら, 2000)。この調査は仙台市内及びその周辺において 1998 年 12 月、1999 年 11 月及び 2000 年 1 月に行われた各 8 所帯 (合計 24 検体) の暖房機の影響等を考慮した室内及び屋外の測定結果である。*cis*-1,2-ジクロロエチレンは、測定した全ての検体において不検出であった (検出限界: $0.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - $0.053 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。

表 6-2 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの室内空気中濃度及び大気中濃度

調査年度	測定場所	検出家庭数/ 調査家庭数	検出数/ 検体数	検出範囲 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	検出限界 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1998	屋内	0/8	0/8	nd	0.03
	屋外	0/8	0/8	nd	0.03
1999	屋内	0/8	0/16	nd	0.053
	屋外	0/8	0/16	nd	0.053

(菅野ら, 1999; 森野ら, 2000)

nd: 不検出

次に、三重県環境科学センターでは1997年10月から1998年9月までの12か月間に月に1度程度、5つの一般環境測定局と1つの自動車排ガス測定局及び三重県環境科学センター屋上の計7地点において、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの大気中濃度が測定されている。その結果、各検体の測定値は公表されていないが、すべての検体で不検出（検出限界 $0.042 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）であった（水谷ら、1999）。

以上の報告から、暴露評価に用いる大気中濃度の測定結果の採用候補は、最新年度である仙台市衛生研究所による1999年の調査における検出限界の1/2の値である $0.027 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とした。

b. 公共用水域中の濃度

cis-1,2-ジクロロエチレンの公共用水域中濃度として、次のような報告結果が得られた。環境庁による1977年及び1987年度の化学物質環境調査結果を表6-3に示す（環境庁、1978,1988）。この調査は一般環境中における残留状況を把握するために行っている。1987年度における海域での測定値の95パーセンタイルは $0.025 \mu\text{g}/\text{L}$ であった。

表 6-3 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの公共用水域中の濃度 (1)

調査年度	水域	検出地点数 /調査地点数	検出数 /検体数	検出範囲 ($\mu\text{g}/\text{L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g}/\text{L}$)	検出限界 ($\mu\text{g}/\text{L}$)
1977	—	—	0/3	nd		0.06
1987	河川	0/1	0/3	nd		0.01
	湖沼	0/4	0/12	nd		0.05
	海域	8/21	24/63	nd-0.54	0.025	0.003-0.05

(環境庁, 1978,1988)

nd: 不検出

—: データなし

不検出検体は検出限界の1/2の値として95パーセンタイルを算出

文献中の調査地点名で「~河口」と記されているものは一律「海域」に分類した

また、2001年度から2003年度にかけての水質汚濁防止法に基づき都道府県が実施する全国の河川、湖沼、海域における水域監視測定結果（国立環境研究所環境情報センター、2004）を表6-4に示す。2003年度における河川の利水目的類型AA~C水質基準点における測定値の95パーセンタイルは $2.0 \mu\text{g}/\text{L}$ であった。

表 6-4 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの公共用水域中の濃度 (2)

調査年度	水域類型		検出地点数/ 調査地点数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
2001	河川	AA-C	17/2,132	nd-48.2	2.0	0.2-4
		D, E, 無指定	11/626	nd-13	2.0	0.2-4
	湖沼		0/169	nd		0.2-4
	海域		0/687	nd		0.2-4
	その他*		1/24	nd-5.0	2.0	0.2-4
2002	河川	AA-C	6/2,134	nd-4.0	2.0	0.2-4
		D, E, 無指定	8/634	nd-11	2.0	0.2-4
	湖沼		0/172	nd		0.2-4
	海域		0/673	nd		0.2-4
	その他*		0/23	nd		1-4
2003	河川	AA-C	14/2,159	nd-6.0	2.0	0.2-40
		D, E, 無指定	11/636	nd-6.0	2.0	0.2-40
	湖沼		0/180	nd		0.2-40
	海域		0/680	nd		0.2-4

(国立環境研究所環境情報センター, 2004)

*: 河川、湖沼、海域のいずれにも分類できなかった公共用水域データ

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の 1/2 の値として 95 パーセンタイルを算出

水域類型は、2003 年度の調査地点 (国立環境研究所, 2005) を参考に分類した

東京都環境局では公共用水域水質の要監視項目としての *cis*-1,2-ジクロロエチレン濃度を測定し、公表している (東京都, 2005)。1998～2004 年度の河川の結果を表 6-5 に整理した。2004 年度における河川での測定値の 95 パーセンタイルは $0.23 \mu\text{g/L}$ であった。

表 6-5 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの公共用水域中の濃度 (3)

調査年度	水域	検出地点数/ 調査地点数	検出数/ 検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
1998	河川	26/70	158/740	nd-0.7	0.9	0.2
	湖沼	0/1	0/12	nd		0.2
	海域	0/8	0/32	nd		0.2
	運河	1/6	2/24	nd-0.7	0.36	0.2
1999	河川	22/71	131/734	nd-5.2	0.8	0.2-0.5
	湖沼	0/1	0/12	nd		0.2
	海域	0/8	0/32	nd		0.2
	運河	1/6	2/24	nd-0.3	0.19	0.2
2000	河川	21/86	257/1,611	nd-4.6	0.5	0.2
	湖沼	0/1	0/36	nd		0.2
	海域	0/8	0/192	nd		0.2
	運河	0/11	0/252	nd		0.2
2001	河川	15/70	94/722	nd-4.8	0.5	0.2
	湖沼	0/1	0/6	nd		0.2
	海域	0/8	0/16	nd		0.2
	運河	0/6	0/12	nd		0.2
2002	河川	7/68	8/196	nd-2.6	0.1	0.2
	湖沼	0/1	0/6	nd		0.2

調査年度	水域	検出地点数/調査地点数	検出数/検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
	海域	0/8	0/16	nd		0.2
	運河	0/6	0/12	nd		0.2
2003	河川	15/68	18/178	nd-3.4	0.4	0.2
	湖沼	0/1	0/6	nd		0.2
	海域	0/8	0/16	nd		0.2
	運河	0/6	0/12	nd		0.2
2004	河川	10/68	15/178	nd-1.6	0.23	0.2
	湖沼	0/1	0/6	nd		0.2
	海域	0/8	0/16	nd		0.2
	運河	0/6	0/12	nd		0.2

(東京都, 2005)

nd: 不検出

—: データなし

不検出検体は検出限界の1/2の値として95パーセンタイルを算出

以上の報告より、暴露評価に用いる河川水中濃度における測定結果の採用候補は、国立環境研究所環境情報センターの2003年度の河川の利水目的類型AA～C水質基準点における測定結果より算出した95パーセンタイルの $2.0\mu\text{g/L}$ とした。また、暴露評価に用いる海域中濃度の測定結果の採用候補は、調査地点数が多いことから、国立環境研究所環境情報センターによる調査結果を用いる。すべての検体で不検出であったことから、検出限界の1/2の $2.0\mu\text{g/L}$ とした。なお、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの環境基準値は 0.04mg/L 以下であり、調査結果では環境基準値を超えた地点はなかった。

cis-1,2-ジクロロエチレンの次のような報告があったので参考としてあげておく。

cis-1,2-ジクロロエチレンの底質中濃度が、環境庁による1977年及び1987年度の化学物質環境調査結果において測定されている。その結果を表6-6に示す(環境庁, 1978,1988)。

表 6-6 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの底質中の濃度

調査年度	検出地点数/測定地点数	検出数/検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/g-dry}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/g-dry}$)	検出限界 ($\mu\text{g/g-dry}$)
1977	—	0/3	nd		3.0×10^{-4}
1987	3/26	9/78	$\text{nd}-3.3 \times 10^{-4}$	1.8×10^{-4}	$3.0 \times 10^{-5}-3.7 \times 10^{-4}$

(環境庁, 1978,1988)

nd: 不検出

—: データなし

c. 飲料水中の濃度

cis-1,2-ジクロロエチレンの飲料水中濃度として、次のような報告結果が得られた。

日本水道協会による2000～2003年度の浄水場の浄水における*cis*-1,2-ジクロロエチレンの濃度の調査結果を表6-7に示す(日本水道協会, 2005)。この調査は、全国の水道事業者が行った原水及び浄水の水質検査である。各浄水場における測定結果の最大値が公表されており、これを基に集

計を行った。2003年度における95パーセンタイルは2.0 $\mu\text{g/L}$ であった。

表 6-7 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの浄水中濃度

調査年度	検出地点数 /調査地点数	検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
2000	72/5,277	13,054	nd-39	2.0	1.0-40
2001	100/5,479	13,514	nd-31	2.0	1.0-40
2002	158/5,440	13,717	nd-25	2.0	1.0-40
2003	148/5,562	14,010	nd-26	2.0	1.0-40

(日本水道協会, 2005)

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の1/2の値として95パーセンタイルを算出

cis-1,2-ジクロロエチレンの浄水中濃度について、東京都水道局は水道水質検査を行っている(検出限界0.1 $\mu\text{g/L}$)(東京都, 1999~2005)。2004年度における浄水の95パーセンタイルは0.5 $\mu\text{g/L}$ であった。

表 6-8 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの原水・浄水中濃度

調査年度	原水				浄水			
	検出 地点数 /調査 地点数	検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出 地点数 /調査 地点数	検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)
1998	3/12	45	nd-2.5	1.7	3/12	47	nd-1.3	1.1
1999	3/12	45	nd-2.1	1.7	3/12	46	nd-1.0	1.0
2000	3/12	45	nd-1.4	1.3	2/12	47	nd-0.7	0.4
2001	3/12	45	nd-1.8	1.5	2/12	47	nd-0.7	0.4
2002	3/12	46	nd-1.4	1.4	1/12	48	nd-0.7	0.3
2003	3/12	45	nd-1.2	1.2	2/12	47	nd-0.8	0.4
2004	3/11	39	nd-1.5	1.4	1/11	41	nd-0.9	0.5

(東京都, 1999-2005)

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の1/2の値として95パーセンタイルを算出

また、環境省による地下水質測定結果を表6-9に示す(環境庁, 1993~2000; 環境省, 2001~2003)。この報告は、水質汚濁防止法に基づき、地域の全体的な地下水質の状況の把握を目的とし、国及び地方公共団体が実施した地下水質測定結果の概要をとりまとめたものである。その結果、すべての年度の地下水において、環境基準(0.04 mg/L)を超える*cis*-1,2-ジクロロエチレンが検出されているが、超過率は0.1~0.9%であった。

表 6-9 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの地下水質調査結果

調査年度	検体数	超過数	超過率 (%)
1993	1,010	9	0.9
1994	2,670	9	0.3
1995	2,896	6	0.2
1996	2,854	2	0.1

1997	2,867	3	0.1
1998	3,617	5	0.1
1999	3,730	6	0.2
2000	3,657	12	0.3
2001	3,673	5	0.1
2002	3,842	8	0.2
2003	3,901	7	0.2

(環境庁, 1993-2000; 環境省, 2001-2003)

以上の報告より、暴露評価に用いる飲料水中濃度の測定結果は、より大きい値が適切であると
考え、日本水道協会の 2003 年度の測定結果より算出した 95 パーセントイルの $2.0 \mu\text{g/L}$ とした。

d. 食物中の濃度

cis-1,2-ジクロロエチレンの食物中濃度及び魚体内濃度に関する報告は調査した範囲内では得ら
れていない。

6.1.2 環境中濃度の推定

ここでは、数理モデルを用いて大気及び河川の濃度推定を行う。また食物に関する測定結果が
得られなかったため、魚体内濃度の推定も行う。

a. 大気中濃度の推定

cis-1,2-ジクロロエチレンの2004年度PRTR排出量データと広域大気拡散モデルAIST-ADMER
Ver. 1.5 (産業技術総合研究所, 2006; 東野ら, 2003) を用いて、全国11地域 (北海道、東北、北陸、
関東、中部、東海、近畿、中国、四国、九州、沖縄) の大気中濃度を推定した。

大気への排出量分布の推定

届出データについては、事業所所在地を排出地点とし、メッシュデータによる排出量分布の推
定を行った (製品評価技術基盤機構, 2007)。

計算条件

cis-1,2-ジクロロエチレンは、大気環境中ではガス状で存在すると考えられ (U.S. NLM: HSDB,
2006)、以下のように計算条件を設定した。

数理モデル : AIST-ADMER Ver.1.5

計算対象地域 : 全国 (11地域) $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$ メッシュ

年間排出量 : 0.28トン (4.4 参照)

計算対象期間 : 1年

気象データ : アメダス気象年報 2004 年 (気象業務支援センター, 2006)

パラメータ : 雨による洗浄比¹⁾ 6.0

¹⁾ (雨による洗浄比) = 気体定数: $8.314 (\text{Pa} \cdot \text{m}^3 / (\text{mol} \cdot \text{K}))$ × 絶対温度: $298 (\text{K})$ ÷ ヘンリー定数: $413 (\text{Pa} \cdot \text{m}^3 / \text{mol})$
= 6.0 (ヘンリー定数は 3. 参照)

大気中での分解係数 ²⁾	1.2×10^{-6} (1/s)
大気からの乾性沈着速度 ³⁾	0 (m/s)
バックグラウンド濃度 ³⁾	0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

推定結果

各地域での推定値を表6-10に示す (製品評価技術基盤機構, 2007)。全国の年平均の最大値は、中国地域における $4.3 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

表 6-10 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの年平均大気中濃度推定結果

計算対象地域	最小 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	最大 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
北海道	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$
東北	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$
北陸	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$
関東	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$
中部	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$
東海	$< 10^{-9}$	1.7×10^{-7}
近畿	$< 10^{-9}$	4.0×10^{-5}
中国	$< 10^{-9}$	4.3×10^{-3}
四国	$< 10^{-9}$	7.4×10^{-4}
九州	$< 10^{-9}$	4.4×10^{-4}
沖縄	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$

(製品評価技術基盤機構, 2007)

$10^{-9} \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満の推定結果はすべて「 $< 10^{-9}$ 」と表記した

b. 河川水中濃度の推定

cis-1,2-ジクロロエチレンの2004年度PRTRデータ (届出排出量) から推定した全国における公共用水域への排出量4.7トン/年のうち、河川への排出量は3.7トン/年であった (経済産業省, 2006)。そのうち、関東地域における河川への排出量は1.1トン/年であった。

関東地域における河川への排出割合が 30%を占めるため、全国を代表できると考え、河川中化学物質濃度分布予測モデル IRM1 (化学物質評価研究機構, 2002a,2003) を用いて、利根川水系、荒川水系及び多摩川水系について濃度を推定した。

河川への排出量分布の推定

大気と同様の方法により、メッシュデータによる排出量分布の推定を行った。

計算条件

数理モデル : IRM1

計算対象地域 : 関東 3 水系 (利根川、荒川、多摩川) 1 km×1 km メッシュ

計算対象期間 : 1年

²⁾ (大気中での分解係数) = OHラジカルとの反応速度定数: 2.30×10^{-12} ($\text{cm}^3/\text{分子}/\text{s}$) × OHラジカル濃度: 5×10^5 ($\text{分子}/\text{cm}^3$)
= 1.2×10^{-6} (1/s) (反応速度定数及び濃度は 5.1 参照)

³⁾ 乾性沈着速度及びバックグラウンド濃度に関する情報が得られなかったため 0 とした。

流量データ：平成12年度流量年表（国土交通省，2002）

アメダス気象年報2000年（気象業務支援センター，2002）等から作成

パラメータ：ヘンリー定数	413 Pa・m ³ /mol (3.参照)
生物分解速度定数 ¹⁾	1.6×10 ⁻⁸ (1/s)
分配係数（付着藻類吸着態） ²⁾	3.5
分配係数（懸濁物吸着態） ³⁾	8.9 (cm ³ /g)
分配係数（底泥吸着態） ⁴⁾	4.5 (cm ³ /g)
吸着速度定数 ⁵⁾	1.0×10 ⁻⁶ (1/s)

推定結果

推定の結果、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの河川の利水目的類型AA～Cの水質基準点での河川水中濃度の最大値は、利根川水系で 0.15 μg/L、荒川水系で 2.1 μg/L、多摩川水系で 7.7×10⁻³ μg/Lであった（製品評価技術基盤機構，2007）。

c. 魚体内濃度の推定

cis-1,2-ジクロロエチレンの魚体内濃度は、海域に生息する魚の体内に濃縮されると仮定し、海域中濃度と生物濃縮係数（BCF）を乗じて魚体内濃度を推定する。

海水中濃度は国立環境研究所環境情報センターによる測定結果を用いる。この測定結果ではすべての検体において不検出であったため、検出限界 4 μg/L の 1/2 の値である 2.0 μg/L を *cis*-1,2-ジクロロエチレンの海域中濃度とした。

計算条件及び推定結果

海水中濃度：2.0 (μg/L)

生物濃縮係数：5.1 (L/kg) (5.5 参照)

魚体内濃度：2.0 (μg/L) × 5.1 (L/kg) = 10 (μg/kg)

魚体内濃度の推定結果は 10 μg/kg であった。

6.2 水生生物生息環境における推定環境濃度

水生生物が生息する EEC を公共用水域中の測定結果と河川水中濃度の推定結果から決定する。EEC は、測定結果の採用候補 2.0 μg/L と推定結果 2.1 μg/L を比較し、より大きい値である 2.1 μg/L とした (6.1.1 b, 6.1.2 b 参照)。

¹⁾ (生物分解速度定数) = log_e2 ÷ 半減期：分解度が高い (5.参照) ことから 360 時間と仮定 = 5.4×10⁻⁷ (1/s)

²⁾ 分配係数 (付着藻類吸着態) = 10^(logK_{ow} - 1.32) = 3.5 logK_{ow} = 1.86 (3.参照)

³⁾ 分配係数 (懸濁物吸着態) = 0.2 × 10^(logK_{ow} - 0.21) = 8.9 (cm³/g)

⁴⁾ 分配係数 (底泥吸着態) = 0.1 × 10^(logK_{ow} - 0.21) = 4.5 (cm³/g)

⁵⁾ 吸着速度定数は 10⁻⁶ と仮定した

6.3 ヒトへの暴露シナリオ

6.3.1 環境経由の暴露

cis-1,2-ジクロロエチレンの環境経由のヒトへの暴露経路は、呼吸による吸入暴露と飲料水及び食物からの経口暴露が主として考えられる。食物中の濃度に関する測定結果は得られていないため、ここでは食物として魚類のみを考慮する。

6.3.2 消費者製品経由の暴露

入手した用途情報からは、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの消費者製品からの暴露はないものと考えられるので、本評価書においては考慮しない (4.2 参照)。

6.4 ヒトの推定摂取量

本評価書において各経路からの摂取量を推定する際、成人の大気吸入量を $20 \text{ m}^3/\text{人/日}$ 、飲料水摂取量を $2 \text{ L}/\text{人/日}$ 、魚類の摂食量を $120 \text{ g}/\text{人/日}$ とした。

推定摂取量は、以下の仮定に従って求めた。

大気からの摂取量推定に採用する大気中濃度は測定結果と推定結果から決定する。大気中濃度は、測定結果における採用候補 $0.027 \mu \text{ g}/\text{m}^3$ と推定結果 $4.3 \times 10^{-3} \mu \text{ g}/\text{m}^3$ を比較し、より大きい値である $0.027 \mu \text{ g}/\text{m}^3$ とした (6.1.1 a, 6.1.2 a 参照)。

飲料水からの摂取量推定に採用する飲料水中濃度は、日本水道協会の 2003 年度の測定結果より算出した 95 パーセントイルの $2.0 \mu \text{ g}/\text{L}$ とした (6.1.1 c 参照)。

魚類からの摂取量推定に採用する魚体内濃度は、魚体内濃度の推定結果から $10 \mu \text{ g}/\text{kg}$ とした (6.1.2 c 参照)。

これらの仮定のもとに推定したヒトでの摂取量は、以下のとおりである。

$$\text{大気からの摂取量} : 0.027 (\mu \text{ g}/\text{m}^3) \times 20 (\text{m}^3/\text{人/日}) = 0.54 (\mu \text{ g}/\text{人/日})$$

$$\text{飲料水からの摂取量} : 2.0 (\mu \text{ g}/\text{L}) \times 2 (\text{L}/\text{人/日}) = 4.0 (\mu \text{ g}/\text{人/日})$$

$$\text{魚類からの摂取量} : 10 (\mu \text{ g}/\text{kg}) \times 0.12 (\text{kg}/\text{人/日}) = 1.2 (\mu \text{ g}/\text{人/日})$$

成人の体重を平均 50 kg と仮定して、体重 1 kg あたりの摂取量を求めると次のようになる。

$$\text{吸入摂取量} : 0.54 (\mu \text{ g}/\text{人/日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 0.011 (\mu \text{ g}/\text{kg}/\text{日})$$

$$\text{経口摂取量} : (4.0 + 1.2) (\mu \text{ g}/\text{人/日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 0.10 (\mu \text{ g}/\text{kg}/\text{日})$$

$$\text{合計摂取量} : 0.011 (\mu \text{ g}/\text{kg}/\text{日}) + 0.10 (\mu \text{ g}/\text{kg}/\text{日}) = 0.11 (\mu \text{ g}/\text{kg}/\text{日})$$

7. 環境中の生物への影響

7.1 水生生物に対する影響

7.1.1 微生物に対する毒性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの微生物に関する試験報告は得られていない。

7.1.2 藻類に対する毒性

cis-1,2-ジクロロエチレンの藻類に対する毒性試験結果を表 7-1 に示す。

セレンストラムを用いた試験でバイオマス及び生長速度により算出された 72 時間EC₅₀は、ともに 111 mg/L超、72 時間NOECもともに 111 mg/L超であった。この試験では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの揮発性を考慮して閉鎖系で試験を実施したが、測定した被験物質濃度は暴露開始時では設定濃度に対して 69%、終了時では 30%であったため、結果は暴露開始時の測定濃度を基に算出した (環境省, 2004a)。

表 7-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの藻類に対する毒性試験結果

生物種	試験方式	温度 (°C)	エンドポイント		濃度 (mg/L)	文献
淡水						
<i>Selenastrum capricornutum</i> ¹⁾ (緑藻、セナストラム)	OECD 201 止水 閉鎖系	23±2	72 時間EC ₅₀	生長阻害	>111 (m) ³⁾	環境省, 2004a
			24-48 時間EC ₅₀	バイオマス		
			24-72 時間EC ₅₀	生長速度		
			0-72 時間EC ₅₀ ³⁾	生長速度		
			72 時間 NOEC	バイオマス		
			24-48 時間 NOEC	生長速度		
			24-72 時間 NOEC	生長速度		
			0-72 時間NOEC³⁾	生長速度		

(m): 測定濃度、閉鎖系: 試験容器や水槽にフタ等をしているが、ヘッドスペースはある状態

1) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*, 2) 文献をもとに再計算した値、3) 暴露開始時の測定濃度を基に算出した値

太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.3 無脊椎動物に対する毒性

cis-1,2-ジクロロエチレンの無脊椎動物に対する毒性試験結果を表 7-2 に示す。

無脊椎動物に対する影響については、オオミジンコを用いた急性毒性及び繁殖試験報告がある。これらの試験では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの揮発性を考慮して密閉系で試験を実施し、結果の算出は平均測定濃度で行った。オオミジンコに対する 48 時間EC₅₀ (遊泳阻害) は 40.2 mg/Lであった (環境省, 2004b)。長期毒性として、オオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間EC₅₀は 16.7 mg/L、NOECは 4.51 mg/Lであった (環境省, 2004c)。

海産種での試験報告は得られていない。

表 7-2 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの無脊椎動物に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/成長段階	試験法/方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水								
<i>Daphnia magna</i> (甲殻類、マダニ)	生後 24 時間以内	OECD 202 GLP 半止水 密閉	19.7-20.1	238-240	8.1-8.4	48 時間EC ₅₀ 遊泳阻害	40.2 (m)	環境省, 2004b

		OECD 211 GLP 半止水 密閉	19.7- 20.0	230-246	7.5- 8.3	21 日間EC ₅₀ 21 日間 NOEC 繁殖	16.7 4.51 (m)	環 境 省 , 2004c
--	--	---------------------------------	---------------	---------	-------------	---	---------------------	------------------

(m): 測定濃度、密閉: 試験容器上端まで試験液を満たしてヘッドスペースはない状態
太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.4 魚類に対する毒性

cis-1,2-ジクロロエチレンの魚類に対する毒性試験結果を表 7-3 に示す。

cis-1,2-ジクロロエチレンの揮発性を考慮して密閉系で試験を実施、測定濃度に基づき算出したメダカに対する 96 時間LC₅₀は 67.2 mg/Lであった (環境省, 2004d)。

ブルーギルに対する 96 時間LC₅₀が 135 mg/Lであったとの報告 (U.S. EPA, 1980) もあるが、この試験では、用いた 1,2-ジクロロエチレンが*cis*-体、*trans*-体あるいは混合物のいずれであったかが不明である。また、この試験では揮発性も考慮されていないため、評価できない。

調査した範囲内では、海産種及び長期毒性に関する試験報告は得られていない。

表 7-3 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの魚類に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水								
<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	1.87 cm 0.065 g	OECD 203 GLP 半止水 密閉	24±1	61	7.3- 7.8	96 時間LC ₅₀	67.2 (m)	環 境 省 , 2004d
<i>Lepomis macrochirus</i> (ブルーギル)	ND	止水	ND	ND	ND	96 時間LC ₅₀	135 (n)	U.S. EPA, 1980

(m): 測定濃度、(n): 設定濃度、密閉: 試験容器上端まで試験液を満たしてヘッドスペースはない状態
太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.5 その他の水生生物に対する毒性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンのその他の水生生物 (両生類等) に関する試験報告は得られていない。

7.2 陸生生物に対する影響

7.2.1 微生物に対する毒性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの微生物 (土壌中の細菌や菌類) に関する試験報告は得られていない。

7.2.2 植物に対する毒性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの植物に関する試験報告は得られていない。

7.2.3 動物に対する毒性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの動物に関する試験報告は得られていない。

7.3 環境中の生物への影響 (まとめ)

cis-1,2-ジクロロエチレンの環境中の生物に対する毒性影響について、水生生物では致死、遊泳阻害、生長阻害などを指標に検討が行われている。海産生物や陸生生物に関する試験報告は得られていない。以下、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの揮発性が考慮されている試験報告について有害性評価が可能であると判断して評価に用いた。

淡水緑藻のセレナストラムの生長阻害試験での72時間EC₅₀は111 mg/L超 (バイオマス及び生長速度) であり、これらの値はGHS急性毒性有害性区分に該当しない。また、同じ試験でのNOECも111 mg/L超 (バイオマス及び生長速度) であった。

無脊椎動物に対する急性毒性として、甲殻類のオオミジンコの48時間EC₅₀ (遊泳阻害) は40.2 mg/Lであり、GHS急性毒性有害性区分IIIに相当し、有害性を示す。長期毒性については、オオミジンコの繁殖を指標とした21日間EC₅₀は16.7 mg/L、NOECは4.51 mg/Lであった。

魚類に対する急性毒性は、メダカに対する96時間LC₅₀が67.2 mg/Lであり、GHS急性毒性有害性区分IIIに相当し、有害性を示す。魚類の長期毒性についての試験報告は得られていない。

以上から、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの水生生物に対する急性毒性は、甲殻類及び魚類に対してGHS急性毒性有害性区分IIIに相当し、有害性を示す。長期毒性についてのNOECは、藻類では111 mg/L超、甲殻類では4.51 mg/Lである。

得られた毒性データのうち水生生物に対する最小値は、甲殻類であるオオミジンコの繁殖を指標とした21日間NOECの4.51 mg/Lである。

8. ヒト健康への影響

8.1 生体内運命

cis-1,2-ジクロロエチレンの動物における代謝経路を図8-1に示す。

a. 吸収・分布

ソーダ石灰を入れた密閉したガラス容器内で、Wistarラットに*cis*-1,2-ジクロロエチレンを暴露した実験で、気中の*cis*-1,2-ジクロロエチレンは2時間以内に動物体 (組織、血液) との間で平衡に達した (Filser and Bolt, 1979)。

cis-1,2-ジクロロエチレンの分配係数 (対空気) は、0.9% 食塩水溶液で3.25 (±0.12)、オリーブ油で278 (±6) であり、ラットの血液で21.6 (±2.0)、肝臓で15.3 (±11)、筋肉で6.09 (±1.02)、脂肪組織で227 (±11)、ヒトの血液で9.85 (±0.70) であった (Gargas et al., 1988,1989)。これは、*cis*-1,2-ジクロロエチレンが筋肉よりも血液、肝臓、脂肪組織に対する高い親和性を示すものであるが、ラットの摘出肝臓を55 nmol/mLの*cis*-1,2-ジクロロエチレン、灌流速度1 ± 0.05 mL/分/g liverの条件で灌流した実験で、60分後の*cis*-1,2-ジクロロエチレンの肝臓組織中濃度は3%であったことから、肝臓への蓄積性は脂肪組織及び血液より低いと考えられる (Bonse et al., 1975)。

調査した範囲内では、経口及び経皮での *cis*-1,2-ジクロロエチレンの吸収及び分布に関する試験報告は得られていない。

b. 代謝

cis-1,2-ジクロロエチレンが代謝される過程で、エポキシ体が生じることを示す直接の研究報告はないが、ラットの摘出肝臓の灌流実験で、肝細胞中に 2,2-ジクロロ酢酸、2,2-ジクロロアセトアルデヒド及び 2,2-ジクロロエタノールが検出されたが、モノクロロ酢酸は検出されなかった。この結果から、ジクロロエチレンの二重結合のエポキシ化が示唆された。さらに、肝ミクロソームにより、2,2-ジクロロアセトアルデヒドが生成し、大部分は肝臓の細胞質及びミトコンドリアのアルデヒド脱水素酵素及びアルコール脱水素酵素で 2,2-ジクロロエタノール及び 2,2-ジクロロ酢酸に代謝されると推定されている。この代謝過程は *cis*- 及び *trans*-1,2-ジクロロエチレンいずれでも同様であり、*cis*-及び *trans*-1,2-ジクロロエチレンはいずれも肝シトクロム P450 の活性部位に結合して代謝されると考えられている (Bonse et al., 1975; Costa and Ivanetich, 1982,1984; Leibman and Ortiz, 1977)。

シトクロム P450 阻害剤による *in vitro* 研究により、1,2-ジクロロエチレンのジクロロアセトアルデヒドへの代謝が阻害されることが確認され、また、1,2-ジクロロエチレンはシトクロム P450 に結合して代謝されるが、特定のシトクロム P450 で特異的に行われるのではないと推定された。肝ミクロソームにおける代謝速度は *cis*-体は *trans*-体に比べ 4 倍であり、ラットの肝臓を摘出・灌流した実験でも同様に代謝速度は 4 倍であった (Bonse et al., 1975)。

ラットの摘出肝臓を用いた実験で、ジクロロエチレン異性体のジクロロエタノール及びジクロロ酢酸への肝細胞中での代謝速度は、*cis*-体ではそれぞれ 0.29 nmol/nmol シトクロム P450/分、0.036 nmol/nmol シトクロム P450/分、*trans*-体ではそれぞれ 0.001 nmol/nmol シトクロム P450/分、0.006 nmol/nmol シトクロム P450/分であり、ジクロロエタノール及びジクロロ酢酸への代謝速度は *cis*-体の方が速かった。また *trans*-体では、ジクロロ酢酸への代謝速度の方が 2,2-ジクロロエタノールへの代謝速度に比べ速かったが、*cis*-体ではこの逆であり、2,2-ジクロロエタノールへの代謝速度の方が速かった (Costa and Ivanetich, 1984)。

1,2-ジクロロエチレン異性体混合物 (混合比、*cis*: *trans*=3:7) 及びNADPH系を添加し15分間培養した *in vitro* 実験で、ヘム構造は初期値の28%に減少した。この結果は、反応性の高い1,2-ジクロロエチレンの代謝物 (エポキシド) がラットの肝ミクロソームのシトクロムP450のヘム構造を変化させ、ミクロソームのシトクロムP450の活性を低下させることを示唆している (Costa and Ivanetich, 1982)。

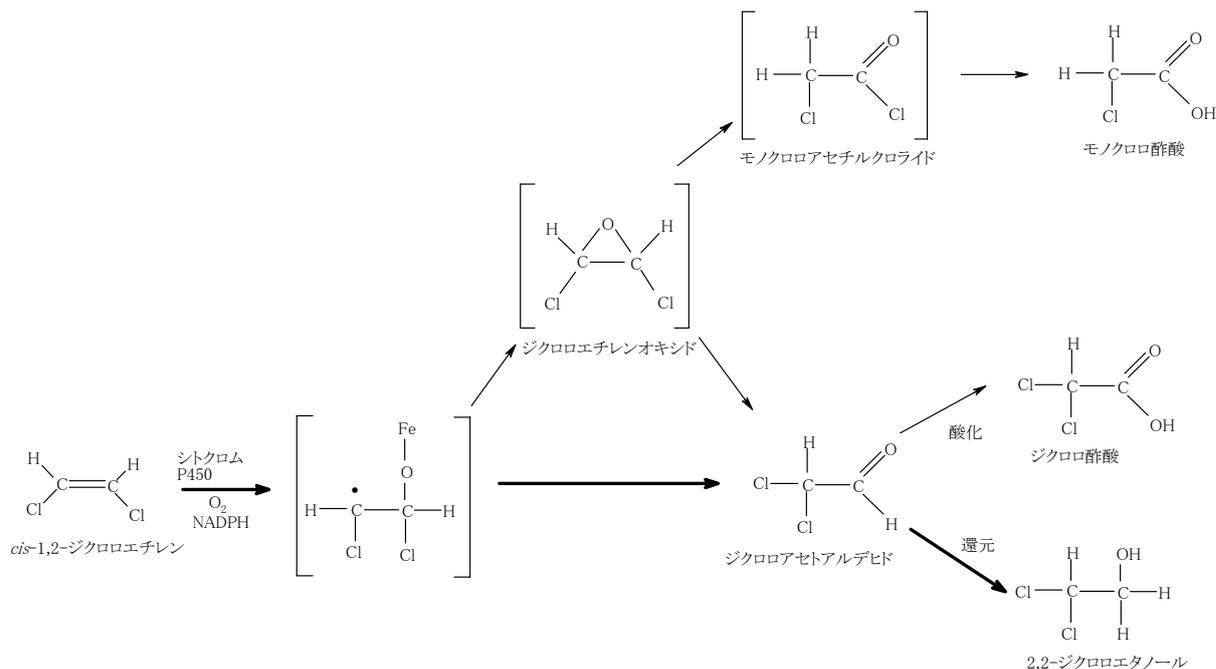


図 8-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの代謝経路図
(Costa and Ivanetich, 1982, 1984; Leibman and Ortiz, 1977 より作成)

c. 排泄

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの排泄に関する試験報告は得られていない。

以上、*cis*-及び*trans*-1,2-ジクロロエチレンは、揮発性及び脂溶性のため、呼吸器、胃腸から容易に吸収されると考えられ、低分子量で脂溶性のため、生体膜の透過は単純拡散（受動的透過）で行われると推定される。また、脂肪組織、血液、肝臓に高い親和性を示す (Gargas et al., 1988,1989)。一方、組織への蓄積性は低い (Bonse et al., 1975) とする報告がある。

*in vitro*実験で、1,2-ジクロロエチレン異性体混合物でラット肝ミクロソームのシトクロムP450の活性は低下することが示唆された (Costa and Ivanetich, 1982)。

8.2 疫学調査及び事例

a. 急性影響

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンのヒトについての急性影響に関する信頼できる試験報告は得られていない。

1,2-ジクロロエチレン（異性体の混在比率不明）の吸入暴露により、吐き気、嘔吐、衰弱、振戦、上腹部痛、中枢神経系の抑制がみられ、水溶液で眼、皮膚に刺激を生じた (U. S. Coast Guard, 1984-5) との報告があるが、暴露濃度、時間等の詳細は不明である。

1,2-ジクロロエチレン（異性体の組成の割合不明）2,200 ppm (8,052 mg/m³) の吸入暴露により、眼の焼灼感を伴う痛み、めまい及び吐き気を引き起こす (ACGIH, 2006)。

ゴムを溶解した 1,2-ジクロロエチレン液槽に転落し、死亡したとの報告がある (Hamilton, 1934) が、暴露濃度、期間、死に至る状況及び死因、異性体の組成比率の記載はない。また、1,2-ジクロロエチレン異性体混合物の蒸気を、狭い場所で吸入後、死亡した (Hamilton, 1934) との報告がある。

b. 慢性影響

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンのヒトについての慢性影響に関する疫学研究報告は得られていない。

8.3 実験動物に対する毒性

8.3.1 急性毒性

cis-1,2-ジクロロエチレンの実験動物に対する急性毒性試験結果を表 8-1 に示す (U. S. NIOSH, 2002)。

cis-1,2-ジクロロエチレンの経口投与及び経皮投与のLD₅₀は調査した範囲内では得られなかった。ラットの吸入暴露のLC₅₀は、4 時間で 13,700 ppmであった。

ラットに *cis*-1,2-ジクロロエチレン 200 ppm を 8 時間吸入暴露した試験で、ヘキソバルビタールによる睡眠時間の延長、ゾキサゾラミンによる麻酔時間の延長がみられた (U. S. NLM, 2006)。

ラットに *cis* 体及び *trans* 体混合物 16,000 ppm を吸入暴露した試験で、中枢神経系の抑制、平衡障害及び虚脱がみられた (U. S. NLM, 2006)。

表 8-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの急性毒性試験結果

	マウス	ラット
経口 LD ₅₀ (mg/kg)	ND	ND
吸入 LC ₅₀ (ppm)	ND	13,700 (4 時間)
経皮 LD ₅₀ (mg/kg)	ND	ND

ND: データなし

8.3.2 刺激性及び腐食性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの刺激性及び腐食性に関する試験報告は得られていない。

8.3.3 感作性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの感作性に関する試験報告は得られていない。

8.3.4 反復投与毒性

cis-1,2-ジクロロエチレンの実験動物に対する反復投与毒性試験結果を表 8-2 に示す。

a. 経口投与

雌雄の SD ラットに *cis*-1,2-ジクロロエチレン 0、1、3、10、20 mmol/kg/日 (0、97、291、969、2,133 mg/kg/日相当: 本評価書換算) を 14 日間強制経口投与した試験で、雄では 1 mmol/kg/日以上

の群で肝臓の相対重量増加、10 mmol/kg/日以上で腎臓の相対重量増加、20 mmol/kg/日群で体重増加抑制がみられた。雌では、1 mmol/kg/日以上で肝臓の相対重量増加、3 mmol/kg/日以上の群でヘマトクリット値の低下がみられた。雌雄の 20mmol/kg/日群では、投与直後に鼻、口周囲に透明の分泌物、興奮状態が観察され、その後嗜眠、運動失調、摂水量の増加がみられたが、雌雄のいずれの群でも病理組織学的変化はみられず、死亡例はなかった (McCauley et al., 1995)。

雌雄の SD ラットに *cis*-1,2-ジクロロエチレン 0、0.33、1、3、9 mmol/kg/日 (0、32、97、291、872 mg/kg/日: 本評価書換算) を 90 日間強制経口投与した試験で、雌雄の 1 mmol/kg/日以上の群で、肝臓の相対重量増加がみられたが、いずれの群にも病理組織学的変化及び死亡例はみられなかった。雄の 0.33 mmol/kg/日以上の群で、腎臓の相対重量増加、1 mmol/kg/日以上の群で、ヘマトクリット値の低下、3 mmol/kg/日以上の群で、ヘモグロビン量の減少が認められた。雌の 9 mmol/kg/日群で、胸腺の相対重量増加がみられた (McCauley et al., 1995)。本評価書では LOAEL を 0.33 mmol/kg/日 (32 mg/kg/日) と判断した。

b. 吸入暴露及び経皮投与

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの吸入暴露及び経皮投与による反復投与毒性試験報告は得られていない。

以上、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの反復投与毒性に関する試験報告は少ないが、経口投与では極めて高用量で、興奮状態、嗜眠及び運動失調などの中枢神経系への影響がみられている。ラットを用いた 90 日間強制経口投与で最低用量の 0.33 mmol/kg/日 (32 mg/kg/日) 以上の用量で、腎臓の相対重量増加がみられたことから、本評価書はこの経口投与試験での LOAEL を 32 mg/kg/日と判断する。調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの吸入暴露及び経皮投与による反復投与毒性試験報告は得られていない。

表 8-2 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの反復投与毒性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
ラット SD 雌雄 70 日齢 匹数不明	強制経口 投与	14 日間	0、1、3、10、20 mmol/kg/日 (0、97、291、969、 2,133 mg/kg/日 ¹⁾)	雌雄: 20 mmol/kg/日: 鼻・口周囲に透明分泌物 及び興奮状態 (その後に嗜眠・運動 失調を伴う) がみられた。これらの 症状は主に投与直後に観察された。 摂水量の増加。 ただし、いずれの群にも病理組織学 的变化及び死亡例なし 雄: 1 mmol/kg/日以上: 肝臓相対重量の増加 10 mmol/kg/日以上: 腎臓相対重量増加 20 mmol/kg/日: 体重増加抑制 雌: 1 mmol/kg/日以上: 肝臓相対重量の増加 3 mmol/kg/日以上: ヘマトクリット値の 低下	McCauley et al., 1995

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
ラット SD 雌雄 70日齢 匹数不明	強制経口 投与	90日間	0、0.33、1、3、9 mmol/kg/日 (0、32、97、291、 872 mg/kg/日 ²⁾)	雌雄: 1 mmol/kg/日以上: 肝臓相対重量の増加 いずれの群にも病理組織学的変化及び死亡例なし 雄: 0.33 mmol/kg/日以上: 腎臓相対重量の 増加 1 mmol/kg/日以上: ヘマトクリット値の 低下 3 mmol/kg/日以上: ヘモグロビン量の減 少 雌: 9 mmol/kg/日: 胸腺相対重量の増加 LOAEL: 0.33 mmol/kg/日 (32 mg/kg/日) (本評価書の判断)	McCauley et al., 1995

1) 本評価書では1 mol=分子量 96.94 を用いて換算値を求めた。原著では0、32、98、293、878 mg/kg/日となっている。

2) 1) と同様に換算した。原著では0、10、32、98、206 mg/kg/日となっている。
太字はリスク評価に用いたデータを示す。

8.3.5 生殖・発生毒性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの生殖・発生毒性に関する試験報告は得られていない。

8.3.6 遺伝毒性

cis-1,2-ジクロロエチレンの遺伝毒性試験結果を表 8-3 に示す。

in vitro

a. 突然変異

ネズミチフス菌 (TA 97、98、100、1535、1537、1538、1950、1951、1952)、大腸菌 (K12) を用いた復帰突然変異試験で、S9 の添加の有無にかかわらず陰性であった (Cerna and Kypenova 1977; Greim et al., 1975; U. S. NTP, 2002)。

酵母 (*S. cerevisiae* D₇) を用いた遺伝子突然変異試験で、S9 の無添加の条件で、弱い陽性反応 (最高用量 (969 μg/mL) のみで陽性) がみられた (Bronzetti et al., 1984)。

酵母 (*S. cerevisiae* D₇) を用いた遺伝子突然変異試験で、S9 の添加の有無にかかわらず、陰性であった (Cantelli-Forti and Bronzetti, 1988; Galli et al., 1982)。

b. 染色体異常

チャイニーズハムスター肺線維芽細胞 (CHL 細胞) 及びチャイニーズハムスター卵巣線維芽細胞 (CHO 細胞) を用いた染色体異常試験で、S9 の添加の有無にかかわらず、陰性であった (Sawada

et al., 1987; U. S. NTP, 2002)。

c. DNA 損傷性

ラット肝細胞を用いた不定期 DNA 合成試験で、陰性を示した (Costa and Ivanetich, 1984)。

CHL 細胞を用いた姉妹染色分体交換試験で、S9 の添加の有無にかかわらず、陰性であった (Sawada et al., 1987)。

CHO 細胞を用いた姉妹染色分体交換試験で、S9 無添加の条件で陽性であった (Galloway et al., 1987; U. S. NTP, 2002)。

in vivo

a. 突然変異

マウスを宿主とした、酵母 (*S. cerevisiae* D₇) の遺伝子突然変異試験で、単回経口投与 (1,300 mg/kg)、反復経口投与 (総量 3,000 mg/kg) のいずれも陽性であった (Bronzetti et al., 1984; Cantelli-Forti and Bronzetti, 1988)。

マウスを宿主とした、ネズミチフス菌 (TA 1950、1951、1952) の遺伝子突然変異試験で、LD₅₀及びLD₅₀の 1/2 の用量の単回経口投与で陽性であった (Cerna and Kypenova, 1977)。

b. 染色体異常

雌のICRマウスに*cis*-1,2-ジクロロエチレンをDMSO (ジメチルスルホキシド) に溶解し、LD₅₀の 1/2 を単回、または 1/6 量を 10 回 (投与間隔不明) を腹腔内投与したところ、10 回投与で骨髄細胞の染色体の異常が陽性であった (Cerna and Kypenova, 1977)。

c. DNA 損傷性

マウスを用いた、酵母 (*S. cerevisiae* D₇) の宿主経路遺伝子変換試験で、1,300 mg/kg の単回経口投与、総量 3,000 mg/kg の反復経口投与のいずれでも陽性であった (Bronzetti et al., 1984; Cantelli-Forti and Bronzetti, 1988)。

cis-1,2-ジクロロエチレンの遺伝毒性は、*in vitro*の試験系では多くの試験で陰性の結果を示している。一方、*in vivo*の試験系では、宿主経路遺伝子突然変異試験、染色体異常試験、宿主経路遺伝子変換試験で陽性の報告がなされているが、いずれも、宿主に高用量を投与しての陽性の結果であることから、遺伝毒性の有無については明確には判断できない。

表 8-3 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの遺伝毒性試験結果

	試験系	試験材料	処理条件	用量	結果		文献
					-S9	+S9	
<i>in vitro</i>	復帰突然変異試験	ネズミチフス菌 TA 98、100、 1535、1538、 1950、1951、 1952	0.05 mL/プレート	0、1、10、100% (DMSO に溶解)	-	ND	Cerna & Kypenova 1977

	試験系	試験材料	処理条件	用量	結果 -S9 +S9	文献
		ネズミチフス菌 TA 97、98、100、1535	ND	0、100、333、1,000、3,333、6,666、10,000 μ g/プレート	- -	U.S. NTP, 2002
		ネズミチフス菌 TA 97、98、100、1535、1537	ND	0、33、100、333、1,000、2,000、3,333 μ g/プレート	- -	U.S. NTP, 2002
		大腸菌 K12	$6-9 \times 10^8$ 細胞/1.5 mL培養液 一夜培養	0、280 μ g/mL	- -	Greim et al., 1975
	遺伝子突然変異試験	酵母 <i>S. cerevisiae</i> D ₇	ND	0、388、776、969 μ g/mL	(+) - (969 μ g/mLでのみ)	Bronzetti et al., 1984
		酵母 <i>S. cerevisiae</i> D ₇	ND	0、388、776、969 μ g/mL	- -	Cantelli-Forti & Bronzetti, 1988
		酵母 <i>S. cerevisiae</i> D ₇	ND	0、388、776、969 μ g/mL	- -	Galli et al., 1982
	染色体異常試験	CHL 細胞	DMSO に溶解 6 時間培養	0、250、.500、1,000、2,000 μ g/mL	- -	Sawada et al., 1987
		CHO 細胞	ND	500、1,000、4,600、3,000、5,000 μ g/mL	- -	U. S. NTP, 2002
	不定期 DNA 合成	ラット肝細胞	メタノールに溶解	ND	- ND	Costa & Ivanetich, 1984
	姉妹染色分体交換試験	CHL 細胞	DMSO に溶解 6 時間培養	0、250、500、1,000、2,000 μ g/mL	- -	Sawada et al., 1987
		CHO 細胞	26 時間培養、培養開始 2 時間後プロモデオキシウリジン添加	0、50、160、500、1,600、5,000 μ g/mL	+ ?	Galloway et al., 1987; U. S. NTP, 2002
<i>in vivo</i>	宿主経路遺伝子突然変異試験	酵母 <i>S. cerevisiae</i> D ₇ 宿主: マウス	3×10^8 細胞/0.2 mL 生理食塩液を眼窩に投与 肝臓、腎臓、肺から抽出した酵母菌の遺伝子突然変異を測定 (ilv locus)	単回経口投与: 1,300 mg/kg 反復経口投与: 3,000 mg/kg (総量) 溶媒: コーン油	+ (腎臓) + (腎臓、肺)	Bronzetti et al., 1984; Cantelli-Forti & Bronzetti, 1988
		ネズミチフス菌 TA1950、1951、1952 宿主: マウス	DMSO に溶解	単回経口投与: LD ₅₀ 及び LD ₅₀ の 1/2 (LD ₅₀ 不明)	+	Cerna & Kypenova, 1977
	染色体異常試験	雌 ICR マウス 骨髓細胞	DMSO に溶解、腹腔内反復投与 骨髓細胞を観察 投与後観察時間:	単回投与: LD ₅₀ の 1/2 量 10 回投与:	- +	Cerna & Kypenova, 1977

試験系	試験材料	処理条件	用量	結果 -S9 +S9	文献
		記載なし	LD ₅₀ の1/6量 観察は最終投与6時間後 (LD ₅₀ 不明)		
宿主經由 遺伝子変換試験	酵母 <i>S. cerevisiae</i> D ₇ 宿主: マウス	3×10 ⁸ 細胞/0.2mL 生理食塩液を眼窩に投与 肝臓、腎臓、肺から抽出した酵母菌の遺伝子変換を測定 (trp locus)	単回経口投与: 1,300 mg/kg 反復経口投与: 3,000 mg/kg (総量) 溶媒: コーン油	+ (肝臓、腎臓) + (肺)	Bronzetti et al., 1984; Cantelli-Forti & Bronzetti, 1988

+: 陽性、(+): 弱い陽性、-: 陰性、?: 不明瞭のため判定不可、ND: データなし

CHL 細胞: チャイニーズハムスター肺線維芽細胞

CHO 細胞: チャイニーズハムスター卵巣線維芽細胞

8.3.7 発がん性

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの発がん性に関する試験報告は得られていない。

なお、ラット、ウサギ、モルモット及びイヌに、市販の1,2-ジクロロエチレン異性体混合物を0、500、1,000 ppmの濃度で7時間/日、5日/週の頻度で6か月間吸入暴露した試験で、がんの発生はなかった (ACGIH, 2006) との報告がある。

cis-1,2-ジクロロエチレンの国際機関等での発がん性評価を表 8-4 に示す。

IARC では *cis*-1,2-ジクロロエチレンの発がん性を評価していない。なお、U.S. EPA (2006) は、ヒトの発がん性について分類できない (D) としている。表 8-4 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの国際機関等での発がん性評価

機関/出典	分類	分類基準
IARC (2006)	—	発がん性について評価されていない。
ACGIH (2006)	—	発がん性について評価されていない。
日本産業衛生学会 (2006)	—	発がん性について評価されていない。
U.S. EPA (2006)	D	ヒトの発がん性について分類できない。
U.S. NTP (2005)	—	発がん性について評価されていない。

8.4 ヒト健康への影響 (まとめ)

cis-及び *trans*-1,2-ジクロロエチレンはヒトの血液、肝臓、脂肪組織に比較的高い親和性がある。

代謝は、*cis* 及び *trans* の異性体いずれも同様であり、肝ミクロソームのシトクロム P450 により、ジクロロエチレンの二重結合がエポキシ化され、クロロエチレンエポキシド類には、酵素の関与しない転移反応が生じる。さらに、肝ミクロソームにより、ジクロロアセトアルデヒドが主な代謝物として形成される。その後、肝臓の細胞質及びミトコンドリアのアルデヒド脱水素酵素及びアルコール脱水素酵素により、ジクロロメタノール及びジクロロ酢酸に代謝される。分布、排泄に関する報告はない。

ヒトが 1,2-ジクロロエチレン異性体混合物（異性体の混在比率不明）を吸入すると、吐き気、嘔吐、衰弱、振戦、上腹部痛、中枢神経の抑制がみられ、水溶液、蒸気等の暴露で眼、皮膚への刺激が生じる。また、異性体混合物の狭所での反復吸入による死亡例の報告がある。

cis-1,2-ジクロロエチレンの経口投与及び経皮投与のLD₅₀は、調査した範囲内では得られなかったが、ラットの吸入暴露のLC₅₀は、4時間で 13,700 ppmであった

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの刺激性及び感作性に関する試験報告は得られていない。

cis-1,2-ジクロロエチレンは、極めて高用量を投与された場合、興奮状態、嗜眠及び運動失調などの中枢神経系への影響がみられる。90日間強制経口投与試験で、最低用量の 0.33 mmol/kg/日（32 mg/kg/日）以上で、腎臓の相対重量の増加がみられことを指標として、経口経路の LOAEL は 32 mg/kg/日と判断する。調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの吸入暴露及び経皮投与による反復投与毒性試験報告は得られてない。

調査した範囲内では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの生殖・発生毒性に関する試験報告は得られていない。

cis-1,2-ジクロロエチレンの遺伝毒性は *in vitro* の試験系では多くの試験で陰性の結果を示している。一方、*in vivo* の試験系では宿主経路遺伝子突然変異試験、染色体異常試験、宿主経路遺伝子変換試験で陽性の報告がなされているが、いずれも、宿主に高用量を投与した結果が陽性であることから、遺伝毒性の有無については明確には判断できない。

cis-1,2-ジクロロエチレンの発がん性に関する信頼できる試験報告は得られていない。IARC では *cis*-1,2-ジクロロエチレンの発がん性を評価していない。

9. リスク評価

9.1 環境中の生物に対するリスク評価

環境中の生物に対するリスク評価は、水生生物を対象とし、その影響を3つの栄養段階（藻類、甲殻類、魚類）で代表させる。リスク評価は、無影響濃度等（NOEC、LC、EC）を推定環境濃度（EEC）で除した値である暴露マージン（MOE）と、無影響濃度等として採用した試験データに関する不確実係数積を比較することにより行う。

9.1.1 リスク評価に用いる推定環境濃度

本評価書では、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの EEC として、公共用水域中の測定結果と推定結果を比較し、より大きい値である推定値の 2.1 µg/L を採用した（6.2 参照）。

9.1.2 リスク評価に用いる無影響濃度

リスク評価に用いる *cis*-1,2-ジクロロエチレンの水生生物に対する無影響濃度等を表 9-1 に示す。藻類、甲殻類及び魚類のうち、藻類及び甲殻類については長期毒性試験結果（環境省、2004a,c）、魚類については急性毒性試験結果（環境省、2004d）を用いる（7.参照）。

これらの結果から、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの環境中の水生生物に対するリスク評価に用いる無影響濃度等として、最小値である甲殻類のオオミジンコに対する繁殖を指標とした 21 日間

NOEC の 4.51 mg/L (環境省, 2004c) を採用した (表 7-2 参照)。

表 9-1 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの水生生物に対する無影響濃度等

生物レベル	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
藻類	<i>Selenastrum capricornutum</i> ¹⁾ (セテナストラム)	72 時間 NOEC 生長速度	>111	環境省, 2004a
甲殻類	<i>Daphnia magna</i> (オキシノン)	21 日間 NOEC 繁殖	4.51	環境省, 2004c
魚類	<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	96 時間 LC ₅₀	67.2	環境省, 2004d

1) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*

太字はリスク評価に用いたデータを示す

9.1.3 暴露マージンと不確実係数積の算出

cis-1,2-ジクロロエチレンの環境中の水生生物に対する MOE を、甲殻類の繁殖を指標とした 21 日間 NOEC の 4.51 mg/L と EEC 2.1 μg/L を用いて、以下のように算出した。また、3つの栄養段階からそれぞれ採用した毒性試験データに関する不確実係数積を求めた。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOEC} / \text{EEC} \\ &= 4,510 (\mu \text{g/L}) / 2.1 (\mu \text{g/L}) \\ &= 2,100 \end{aligned}$$

不確実係数: 室内試験の結果から野外での影響を推定するための不確実係数 (10)

2つの栄養段階から3つの栄養段階を推定するための不確実係数 (5)

不確実係数積: 50

9.1.4 環境中の生物に対するリスク評価結果

表 9-2 に示すように、MOE 2,100 は不確実係数積 50 より大きく、*cis*-1,2-ジクロロエチレンは現時点では環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

表 9-2 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの環境中の生物に対するリスク評価結果

EEC (μg/L)		NOEC (mg/L)	MOE	不確実係数積
モデル推定値 (IRM1)	2.1	4.51	2,100	50 ¹⁾

1) 室内試験 (10) × 2 生物種の長期毒性試験 (5)

9.2 ヒト健康に対するリスク評価

cis-1,2-ジクロロエチレンのヒトにおける定量的な健康影響データは得られていないため、ヒト健康に対するリスク評価には動物試験データを用いることとする (8.参照)。リスク評価は、実験

動物に対する無毒性量等 (NOAEL、LOAEL) を推定摂取量で除した値である MOE と、評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積を比較することにより行う。

9.2.1 リスク評価に用いるヒトの推定摂取量

cis-1,2-ジクロロエチレンは、主に大気、飲料水及び食物 (魚類) を通じてヒトに摂取されると推定され、それぞれの経路からの 1 日推定摂取量を表 9-3 に示す (6.4 参照)。

吸入、経口及び全経路のヒトの体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 0.011、0.10、0.11 μ g/kg/日をヒト健康に対するリスク評価に用いる。

表 9-3 *cis*-1,2-ジクロロエチレンの1日推定摂取量

摂取経路		摂取量推定に用いた採用濃度の種類	1 日推定摂取量 (μ g/人/日)	体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 (μ g/kg/日)
吸入	大気	屋外 (検出限界の 1/2)	0.54	0.011
経口	飲料水	水道水浄水	4.0	0.10
	食物 (魚類)	魚体内濃度 (海水中濃度×生物 濃縮係数)	1.2	
全経路 (合計)			5.7	0.11

9.2.2 リスク評価に用いる無毒性量

cis-1,2-ジクロロエチレンの実験動物に対する反復投与毒性に関して、吸入経路ではヒト健康への影響のリスク評価に必要な無毒性量を判断するのに適切な動物試験の報告は得られなかった。

経口経路では、ラットを用いた 90 日間強制経口投与による腎臓の相対重量増加を指標とした試験の LOAEL 32 mg/kg/日 (McCauley et al., 1995) を採用した。

cis-1,2-ジクロロエチレンによる実験動物を用いた生殖・発生毒性試験の報告は得られなかった。

cis-1,2-ジクロロエチレンは、遺伝毒性に関する試験報告において、*in vitro* の試験系では多くの試験で陰性の結果を示している。一方、*in vivo* の試験系では宿主経由遺伝子突然変異試験、染色体異常試験、宿主経由遺伝子変換試験で陽性の報告がされているが、いずれも、宿主に高用量を投与しての陽性の結果であることから、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの遺伝毒性の有無については明確には判断できない。また、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの発がん性に関する信頼できる試験報告はない。IARC では *cis*-1,2-ジクロロエチレンの発がん性に関する評価を行っていない。

9.2.3 暴露マージンと不確実係数積の算出

cis-1,2-ジクロロエチレンは、ヒトに対して主に吸入と経口の暴露経路からの摂取が推定されるが、吸入暴露で評価できる試験データが無いため、経口投与試験から得られた LOAEL を用いて、経口経路の摂取量及び吸入と経口経路の合計の摂取量に対する MOE を算出した。また、採用した毒性試験データに関する不確実係数積を求めた。

a. 反復投与毒性に対する暴露マージンと不確実係数積

a-1 経口経路

ラットの90日間強制経口投与試験のLOAEL 32 mg/kg/日 (McCauley et al., 1995) を用いて、以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{LOAEL の換算値} / \text{ヒト体重 1 kg あたりの 1 日推定経口摂取量} \\ &= 32,000 (\mu \text{ g/kg/日}) / 0.10 (\mu \text{ g/kg/日}) \\ &= 320,000 \end{aligned}$$

不確実係数: 動物とヒトの種差についての不確実係数 (10)

個人差についての不確実係数 (10)

試験期間についての不確実係数 (5)

LOAEL を用いたことによる不確実係数 (10)

不確実係数積: 5,000

a-2. 吸入と経口経路の合計

経口経路のLOAELを用いて、以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{LOAEL の換算値} / \text{ヒト体重 1 kg あたりの 1 日合計推定摂取量} \\ &= 32,000 (\mu \text{ g/kg/日}) / 0.11 (\mu \text{ g/kg/日}) \\ &= 290,000 \end{aligned}$$

この場合、不確実係数積は、経口経路での5,000とした。

9.2.4 ヒト健康に対するリスク評価結果

表9-4に示すように、*cis*-1,2-ジクロロエチレンの経口経路に対するMOE 320,000は不確実係数積5,000より大きく、現時点ではヒト健康(経口)に悪影響を及ぼすことはないと判断する。また、吸入経路については評価していないが、吸入と経口経路の合計の摂取量に対するMOE 290,000についても、不確実係数積5,000より大きく、現時点ではヒト健康に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

表 9-4 *cis*-1,2-ジクロロエチレンのヒト健康に対するリスク評価結果

摂取経路	体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 (μ g/kg/日)	NOAEL (mg/kg/日)	MOE	不確実係数積
吸入	0.011	— ¹⁾	— ²⁾	— ²⁾
経口	0.10	32 ³⁾	320,000	5,000 ⁵⁾
全経路 (合計)	0.11	32 ⁴⁾	290,000	5,000 ⁵⁾

1) 調査した範囲では影響を適切に評価できる試験は得られていない

2) 算出せず

3) LOAEL を用いた

4) 経口経路のNOAELから、32 mg/kg/日を採用した

5) 種差 (10) × 個人差 (10) × 試験期間 (5) × LOAEL の使用 (10)

9.3 まとめ

cis-1,2-ジクロロエチレンは現時点では環境中の水生生物及びヒト健康に対し悪影響を及ぼすことはないと判断する。

文 献 (文献検索時期 : 2006 年 4 月⁶⁾)

- ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (2006) TLVs and BEIs.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1996)
- Barrio-Lage, G., Parsons, F. Z., Nassar, R. S. and Lorenzo, P. A. (1986) Sequential dehalogenation of chlorinated ethenes. *Environ. Sci. Technol.*, **20**, 96-99.
- Bonse, G., Urban, T., Reichert, D. and Henschler, D. (1975) Chemical reactivity, metabolic oxirane formation and biological reactivity of chlorinated ethylenes in the isolated perfused rat liver preparation. *Biochem. Pharmacol.*, **24**, 1829- 1834.
- Bronzetti, G., Bauer, C., Corsi, C., Del Carratore, R., Galli, A., Nieri, R., Paolini, M., Cundari, E., Cantelli, Forti, G. and Crenshaw, J. (1984) Comparative genetic activity of *cis*- and *trans*-1,2-dichloroethylene in yeast. *Teratog. Carcinog. Mutagen.* **4**, 365-375.
- Cantelli-Forti, G. and Bronzetti, G. (1988) Mutagenesis and carcinogenesis of halogenated ethylenes. *Ann. N Y Acad. Sci.*, **534**, 679-693.
- Cerna, M. and Kypenova, H. (1977) Mutagenic activity of chloroethylene analyzed by screening system tests. *Mutat. Res.* **46**, 214-215.
- Costa, A. K. and Ivanetich, K. M. (1982) The 1,2-dichloroethylenes: Their metabolism by hepatic cytochrome P-450 *in vitro*. *Biochem. Pharmacol.*, **31**, 2093-2102.
- Costa, A. K. and Ivanetich, K. M. (1984). Chlorinated ethylenes: Their metabolism and effect on DNA repair in rat hepatocytes. *Carcinogenesis*, **5**, 1629-1636.
- Filser, J. G. and Bolt, H. M. (1979). Pharmacokinetics of halogenated ethylenes in rats. *Arch Toxicol* **42**, 123-136.
- Galli, A., Bauer, C., Bronzetti, G., Corsi, C., Del Carratore, R., Nieri, R. and Paolini, M. (1982) [Genetic activity of 1,2-dichloroethylene. A. *In vitro* studies]. *Boll. Sot. Ital. Biol. Sper.* **58**, 860-863. (Italian)
- Galloway, S. M., Armstrong, M. J., Reuben, C. Colman, S., Brown, B., Cannon, C. Bloom, A. D., Nakamura, F., Ahmed, M., Duk, S., Rimpo, J., Margolin, B. H., Resnick, M. A., Anderson, B. and Zeiger, E. (1987) Chromosome aberrations and sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells: evaluation of 108 chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.*, **10**, 1-175.
- Gargas, M. L., Seybold, P. G. and Andersen, M. E. (1988) Modeling the tissue solubilities and metabolic rate constant (Vmax) of halogenated methanes, ethanes, and ethylenes. *Toxicol. Lett.* **43**, 235-256.
- Gargas, M. L., Burgess, R. J., Voisard, D. E., Cason, G. H. and Andersen, M. E. (1989) Partition coefficients of low-molecular-weight volatile chemicals in various liquids and tissues. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **98**, 87-99.
- Grant, W.M. (1986) *Toxicology of the Eye*. Toxicology of the Eye., Charles C. Thomas Publisher. 325-326.

⁶⁾ データベースの検索を 2006 年 4 月に実施し、発生源情報等で新たなデータを入手した際には文献を更新した。

- Greim, H., Bonse, G., Radwan, Z., Reichert, D. and Henschler, D. (1975) Mutagenicity *in vitro* and potential carcinogenicity of chlorinated ethylenes as a function of metabolic oxirane formation. *Biochem. Pharmacol.* **24**, 2013-2017.
- Hamilton, A. (1934) *Industrial toxicology*. New York, NY: Harper and Brothers Publishers, 217-218.
- Howard, P. H., Boethling, R. S., Jarvis, W. F., Meylan, W. M. and Michalenko, E. M. Eds. (1991) *Handbook of Environmental Degradation Rates*, Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- IARC, International Agency for Research on Cancer (2006) IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (<http://www.iarc.fr> から引用)
- IPCS, International Programme on Chemical Safety (2003) ICSC, International Chemical Safety Cards, Geneva.
(<http://www.ilo.org/public/english/protection/safework/cis/products/icsc/dtasht/index.htm> から引用)
- Leibman, K. C. and Ortiz, E. (1977) Metabolism of halogenated ethylenes. *Environ. Health Perspect.* **21**, 91-97.
- Lyman, W.J. et al. (1990) *Handbook of Chemical Property Estimation Methods*. Amer. Chem. Soc., Washington, DC. (U.S. NLM: HSDB, 2004 から引用)
- Mackay, D., Paterson, S. and Shiu, W.Y. (1992) Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. *Chemosphere*, **24**, 695-717.
- McCauley, P. T., Robinson, M., Daniel, F. B., and Olson, G. R. (1995). The effects of subacute and subchronic oral exposure to *cis*-1,2-dichloroethylene in Sprague-Dawley rats. *Drug Chem. Toxicol.* **18**, 171-184.
- Merck (2001) *The Merck Index*, 13th ed., Merck & Co., Inc., Whitehouse Station, NJ.
- NIST, National Institute of Standards and Technology (1998) NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library, Gaithersburg, MD.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) AopWin Estimation Software, ver. 1.90, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) BcfWin Estimation Software, ver. 2.14, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) HenryWin Estimation Software, ver. 3.10, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) KowWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) PcKocWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.
- Sawada, M., Sofuni, T., Ishidate, M. Jr. (1987) Cytogenetic studies on 1,1-dichloroethylene and its two isomers in mammalian cells *in vitro* and *in vivo*. *Mutat. Res.* **187**, 157- 164.
- U. S. Coast Guard, Department of Transportation (1984-5): CHRIS - Hazardous Chemical Data. Volume II, Washington, D. C., U. S. Government Printing Office.
- U. S. EPA, Environmental Protection Agency (1980) *Ambient Water Quality Criteria for Dichloroethylene*. EPA 440/5-80-041 U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC. 40 p. (Avail. from NTIS, Springfield, VA: PB81-117525).
- U. S. EPA, Environmental Protection Agency (2006) *Integrated Risk Information System*, National Library

- of Medicine. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS> から引用)
- U. S. NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health (2002) Registry of Toxic Effects of Chemical Substance, STN online.
- U. S. NLM, U.S. National Library of Medicine (2006) HSDB, Hazardous Substances Data Bank, Bethesda, MD. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>から引用)
- U. S. NTP, National Toxicology Program (2002): NTP technical report on the toxicity studies of *trans*-1,2-Dichloroethylene (CAS No.156-60-5). Administered in microcapsules in feed to F344/N rats and B6C3F1 mice. Toxicity report series Number 55 (TOX-55).
- U. S. NTP, National Toxicology Program (2005) U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program, 11th Report on Carcinogens.
- Verschueren, K. (2001) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 4th ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
- Wilson, B. H., Smith, G. B. and Rees, J. F. (1986) Biotransformations of selected alkylbenzenes and halogenated aliphatic hydrocarbons in methanogenic aquifer material : A microcosm study. Environ. Sci. Technol., **20**, 997-1002.
- 浅原照三, 戸倉仁一郎, 大河原信, 熊野谿従, 妹尾学 編 (2004) 溶剤ハンドブック, 講談社サイエンスティフィック, 東京
- 化学物質評価研究機構 (2001) 化学物質有害性・リスク調査等報告書—PRTR 法指定化学物質の環境挙動・生態影響・健康影響—, 平成 12 年度通商産業省委託研究.
- 化学物質評価研究機構 (2002) 平成 13 年度化学物質リスク評価のための河川モデル開発 報告書.
- 化学物質評価研究機構 (2003) 平成 14 年度化学物質リスク評価のための河川モデル開発 報告書.
- 化学物質評価研究機構編 (2002) 化学物質ハザード・データ集, 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版, 東京. (http://www.cerij.or.jp/ceri_jp/koukai/sheet/sheet_indx4.htm, http://www.safe.nite.go.jp/data/index/pk_hyoka.hyoka_home に記載あり)
- 環境省 (2001~2003) 水質汚濁に係る要監視項目の調査結果 (平成 13 年度~平成 15 年度調査 環境省からの提供データ)
- 環境省 (2003) 化学物質の健康影響に関する暫定的有害性評価シート, *cis*-1,2-ジクロロエチレン. (<http://www.env.go.jp/chemi/report/h15-01/index.html>から引用)
- 環境省 (2004a) シス-1,2-ジクロロエチレンの藻類 (*Selenastrum capricornutum*) に対する生長阻害試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: A030428-1, 2004 年 10 月 25 日).
- 環境省 (2004b) シス-1,2-ジクロロエチレンのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する急性遊泳阻害試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: A030428-2, 2004 年 10 月 25 日).
- 環境省 (2004c) シス-1,2-ジクロロエチレンのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する繁殖阻害試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: A030428-3, 2004 年 12 月 22 日).
- 環境省 (2004d) シス-1,2-ジクロロエチレンのヒメダカ (*Oryzias latipes*) に対する急性毒性試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: A030428-4, 2004 年 12 月 22 日).
- 環境庁 (1978) 昭和 53 年度版 化学物質と環境

- 環境庁 (1988) 昭和 63 年版 化学物質と環境
- 環境庁 (1993～2000) 水質汚濁に係る要監視項目の調査結果 (平成 5 年度～平成 12 年度調査 環境省からの提供データ)
- 菅野猛, 稲垣宏, 手嶋章雄, 亀田由香利, 赤松哲也, 玉川勝美, 妹尾孝, 堀昌善 (1999) 仙台市 衛生研究所報, **28** 号 (平成 10 年度) 122-128, 空气中揮発性有機化合物の経気道 発がんリスクの推定 (第 2 報).
- 気象業務支援センター (2002) アメダス年報 (平成 12 年)
- 気象業務支援センター (2006) アメダス気象年報 2004 年 (平成 16 年)
- 経済産業省 (2006) 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 第 11 条に基づく開示 (排出年度 : 平成 16 年度).
- 経済産業省, 環境省 (2006) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関 する法律 (化学物質排出把握管理促進法) に基づく届出排出量及び移動量並びに届出外 排出量の集計結果について (排出年度 : 平成 16 年度) http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h16kohyo/shukeikekka.htm に記載 あり).
- 国土交通省 (2002) 流量年表 (平成 12 年), 財団法人日本河川協会, 東京
- 国立環境研究所環境情報センター (2004) 環境数値データベース/ 公共用水域水質年間値データ ファイルより引用. (2004 年度調査)
- 後藤稠, 池田正之, 原一郎編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版, 東京.
- 産業技術総合研究所 (2006) 産総研一曝露・リスク評価大気拡散モデル (AIST-ADMER) (<http://unit.aist.go.jp/crm/admer/>).
- 製品評価技術基盤機構 (2004) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平 成 15 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).
- 製品評価技術基盤機構 (2006) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平 成 17 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).
- 製品評価技術基盤機構 (2007) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平 成 18 年度研究報告書.
- 通商産業省 (1990) 通商産業公報 (1990 年 12 月 28 日), 3 省共同化学物質データベース. (<http://www.safe.nite.go.jp/tmdb/Init.do> から引用)
- 東京都 (1999-2005) 東京都水道局水源水質情報 (平成 2005 年度調査) (<http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/> から引用)
- 東京都 (2005) 東京都環境局 公共用水域水質測定結果 (1999～2004 年度調査) (<http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/index.htm> から引用)
- 東京都下水道局 (2006) 数字で見る東京の下水道 (<http://www.gesui.metro.tokyo.jp/gijyutou/fukyu/fukyu.htm> から引用)
- 日本化学工業協会 (2005) (社) 日本化学工業協会のレスポンシブル・ケアによる PRTR の実施につ いて—2004 年度化学物質排出量調査結果— (2003 年度実績).
- 日本環境管理学会編 (2004) 改訂 3 版 水道水質基準ガイドブック, 丸善, 東京.
- 日本産業衛生学会 (2006) 許容濃度等の勧告 (2006 年度), 産衛誌, **48**, 98-123.

日本水道協会 (2005) 水道水質データベース

東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯 (2003) 曝露・リスク評価大気拡散モデル (ADMER) の開発- 大気環境学会誌, **38** (2), 100~115

平田健正 (1996) 土壌・地下水汚染と対策, 丸善

水谷博和, 山川雅弘, 山下晃, 佐来栄治, 市岡高男, 山本晃道, 荒木恵一 (1999) 三重県環境科学センター研究報告, **第19号**, 大気中有機化学物質実態調査.

森野美鶴, 稲垣宏, 東海敬一, 菅野猛, 赤松哲也, 玉川勝美, 妹尾孝, 堀昌善 (2000) 仙台市衛生研究所報, **29号** (平成11年度) 136-145, 空气中揮発性有機化合物の経気道発がんリスクの推定 (第3報).

有機合成化学協会編 (1997) 溶剤ポケットブック, オーム社, 東京.

化学物質の初期リスク評価書

No.137 *cis*-1,2-ジクロロエチレン

作成経緯

2006年12月 初期リスク評価指針 Ver.2.0 に基づき原案作成
2007年9月 有害性評価部分 経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会
第31回安全評価管理小委員会審議了承
2008年10月 Ver.1.0 公表

初期リスク評価責任者

プロジェクトリーダー 中西準子

有害性評価外部レビュー

神戸女学院大学 人間環境科学部 山本義和
済生会中和病院 堤雅弘

初期リスク評価実施機関, リスク評価担当者

財団法人 化学物質評価研究機構 高月峰夫
野坂俊樹
林浩次
清水康資
石井かおり
独立行政法人 製品評価技術基盤機構 久松江理

連絡先

財団法人 化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所
〒112-0004 東京都文京区後楽 1-4-25 日教販ビル 7F
tel. 03-5804-6136 fax. 03-5804-6149

独立行政法人 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター リスク評価課
住所 〒151-0066 東京都渋谷区西原 2-49-10
tel. 03-3468-4096 fax. 03-3481-1959
