IPCS

UNEP//ILO//WHO

国際化学物質簡潔評価文書

Concise International Chemical Assessment Document

No.60　Chlorobenzenes Other Than Hexachlorobenzene : Environmental Aspect(2004)

ヘキサクロロベンゼン以外のクロロベンゼン：環境への影響

世界保健機関　国際化学物質安全性計画

国立医薬品食品衛生研究所　安全情報部

2007

目　次

序　言
1. 要　約 ---- 4
2. 物質の特定および物理的・化学的性質 ---- 6
3. 分析方法 ---- 8
4. 環境の暴露源 ---- 9
4.1 自然界での発生源 ---- 9
4.2 人為的発生源 ---- 9
5. 環境中の移動・分布・変換 ---- 11
5.1 移動・分布 ---- 11
5.2 変換 ---- 14
5.2.1 非生物分解 ---- 14
5.2.2 生物分解 ---- 15
5.3 生物蓄積 ---- 19
6. 環境中の濃度 ---- 21
7. 実験室および自然界の生物への影響 ---- 24
7.1 水生環境 ---- 24
7.2 陸生環境 ---- 30
8. 影響評価 ---- 31
9. 国際機関によるこれまでの評価 ---- 36

参考文献 ---- 37

APPENDIX 1 SOURCE DOCUMENT ---- 62
APPENDIX 2 CICAD PEER REVIEW ---- 64
APPENDIX 3 CICAD FINAL REVIEW BOARD ---- 65
APPENDIX 4 ABBREVIATIONS AND ACRONYMS ---- 68

国際化学物質安全性カード
1,4-ジクロロベンゼン(ICSC0037) ---- 70
1,3,5-トリクロロベンゼン(ICSC0344) ---- 71
ペンタクロロベンゼン(ICSC0531) ---- 72
クロロベンゼン(ICSC0642) ---- 73
1,2,4,5-テトラクロロベンゼン(ICSC0676) ---- 74
1,2,4-トリクロロベンゼン(ICSC1049) ---- 75

1,2-ジクロロベンゼン(ICSC1066) ---------- 76
1,3-ジクロロベンゼン(ICSC1095) ---------- 77
1,2,3-トリクロロベンゼン(ICSC1222) ---------- 78

国際化学物質簡潔評価文書（Concise International Chemical Assessment Document）

No.60 ヘキサクロロベンゼン以外のクロロベンゼン：環境への影響
(Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzens: Environmental Aspects)

序　言

http://www.nihs.go.jp/hse/cicad/full/jogen.html
を参照

1. 要　約

ヘキサクロロベンゼン以外のクロロベンゼンの環境への影響に関する本 CICAD は、環境保健クライテリア(Environmental Health Criteria [EHC] 128、Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzens(IPCS, 1991a)の更新版である。クロロベンゼンの運命とレベルに関する情報は、米国毒性物質疾病登録局(US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)のクロロベンゼン(ATSDR, 1990)および 1,4-ジクロロベンゼン(ATSDR, 1998)に関する報告書からも得られた。上記レビュー完成後に公表された追加文献を確認するための検索を 2002 年 12 月まで行った。この原資料(Source Document)のピアレビューに関する情報を Appendix 1 に示す。本 CICAD のピアレビューに関する情報を Appendix 2 に示す。本 CICAD は 2003 年 9 月 8～11 日にブルガリアのバルナで開催された最終検討委員会で国際評価として承認された。最終検討委員会の会議参加者を Appendix 3 に示す。IPCS が作成した多くの異なるクロロベンゼンの国際化学物質安全性カード(IPCS, 2000, 2003a–h)（ICSC 0037, 0344, 0531, 0642, 0676, 1049, 1066, 1095, 1222）も本 CICAD に転載する。EHC (IPCS, 1991a)の公表以来、ヒトの健康に対する影響評価には大きな変化はないため、本 CICAD は環境面からの検討に焦点を当てる。

塩素化ベンゼンは、ベンゼン環の 1 個以上の水素原子が塩素原子によって置換されている環式芳香族化合物である。クロロベンゼンは農薬およびその他の化学物質の合成における中間体としておもに使用されている。1,4-ジクロロベンゼン(1,4-DCB)は部屋の消臭剤や衣類の防虫剤として利用されている。より高度に塩素化されたベンゼン(トリクロロベンゼン[TCB]、1,2,3,4-テトラクロロベンゼン[1,2,3,4-TeCB]、およびペンタクロロベンゼン[PeCB]）は、誘電性流体の成分として用いられている。

環境におけるクロロベンゼンの自然発生源は確認されていない。クロロベンゼンは、他

の化学物質の製造または中間体としての利用時に環境へ放出される。クロロベンゼンは、クロロベンゼン含有製品の処理時に、たとえば焼却場や有害廃棄物投棄場などからも放出される。モノクロロベンゼン(MCB)は、農薬の担体としての利用によって、環境へ直接放出される。防臭剤、燻蒸剤、油性洗浄剤、殺虫剤、除草剤、および枯れ葉剤として使用されるクロロベンゼン類は、それらの使用の直接の結果としても環境へ放出される。

物理化学的特性から、環境へ放出されたクロロベンゼンはおそらく大気中へ気化することが示唆される。大気からのクロロベンゼンの除去は、主としてヒドロキシラジカルとの反応を介して起こり、ニトロクロロベンゼン、クロロフェノール、および脂肪族ジカルボニル化合物が生成し、これらはさらに光分解またはヒドロキシラジカルとの反応によって除かれる。水生環境に放出されたクロロベンゼンは、大気および底質(とくに有機質に富む底質)に選択的に再配分される。試験は温暖な地域を代表するものではない人工的条件下でのみ行われているが、水溶液中のクロロベンゼンは、理論的には、光化学的還元性脱塩素化を受けるであろう。土壌中のクロロベンゼンの挙動および運命に影響するもっとも重要な要因は吸着である。土壌における吸着－脱着のプロセスは、気化・浸出速度、および微生物的・化学的分解あるいは植物や他の生物による取込みに対する化学物質のアベイラビリティに影響を与える。

土壌、底質、および下水汚泥のような種々の担体中のクロロベンゼンは、微生物によって分解されている可能性がある。好気的分解の主要な機序は酸化的脱塩素化を介しており、ヒドロキシ芳香族化合物(主としてカテコール)を生成させる。これらのヒドロキシ芳香族化合物は開環して、無機化し、二酸化炭素と水になる。置換塩素数の少ないベンゼンは多いベンゼンよりも容易に分解される。

水生生物によるクロロベンゼンの生物濃縮は、相対的な水と脂質への溶解性(オクタノール／水分配係数を反映)ならびに塩素置換数によって決まる。水からの取込みは塩素化の増加および温度の上昇と共に増加する。

大気中におけるクロロベンゼン(MCB、ジクロロベンゼン[DCB]、および TCB）の濃度は平均濃度で 0.1 μg/m^3、最高濃度(有害廃棄物投棄場)は 100 μg/m^3 までであると報告されている。表層水中のクロロベンゼンの濃度は、一般に ng/L～μg/L の範囲であり、工場発生源近傍での最高濃度は 0.2 mg/L までである。工業廃水中のクロロベンゼンの濃度はより高く、用いられた処理方式の特性によって変化する。非汚染土壌中のクロロベンゼン濃度は、一般に DCB コンジェナーでは 0.4 mg/kg 未満、他のクロロベンゼンコンジェナーでは 0.1 mg/kg 未満である。底質中のクロロベンゼンの濃度は一般に ng/kg～μg/kg の範囲にあるが、工業地域からの試料では mg/kg 範囲の濃度が報告されたこともある。

一般に、水生生物毒性はベンゼン環の塩素化の程度と共に増大する。緑藻に対する 72 時間 50%有効濃度(EC_{50})は、5280 μg/L(1,3-DCB)～200000 μg/L(MCB)の範囲である。同様に、珪藻に対する 48 時間 EC_{50} は 8～235000 μg/L である。淡水無脊椎動物の場合、48 時間 EC_{50} は、10 μg/L(PeCB)～>530000 μg/L(1,2,4,5-TeCB)である。魚類に対する 96 時間 50%致死濃度(LC_{50})は、135 μg/L (PeCB)～21000 μg/L(1,2,4-TCB)である。淡水無脊椎動物に対する長期無影響濃度(NOEC)は、32 μg/L(PeCB)～19000 μg/L(MCB)である。魚類の場合、NOEC は 18 μg/L(PeCB)～8500 μg/L(MCB)である。

陸生生態系に対するクロロベンゼンの影響についてのデータはほとんど入手できない。水耕または土壌栽培植物に対する LC_{50} 値は、それぞれ、0.028～9.3 mg/L までと 1～>1000 mg/kg 土壌までの範囲であった。ミミズ Eisenia andrei および Lumbricus rubellus に対する LC_{50} 値は、PeCB の 0.22 μmol/L(間隙水)～MCB の 4281 μmol/L の範囲であった。

水生生物に有害な影響をもたらす塩素化ベンゼンによるリスクは低い。長期毒性値を環境中の実測濃度と比較したリスク係数は、最大値が 200 もあるような高いリスク係数を有するいくつかの化合物は例外として、一般に 1 未満である。リスク係数の最高値は点発生源からの古いデータを用いて導出されたものであるから、とくに蒸発の可能性を考慮すると、全体の環境を代表するものではない。陸生生物に対するリスク評価を実施するための十分なデータはなかった。

2. 物質の特定および物理的・化学的性質

クロロベンゼンは環式芳香族化合物で、ベンゼン環の水素原子が 1 個以上塩素原子に置換されたものである。分子式は $C_6H_{6-n}Cl_n$ で、n は 1～6 である。12 の異なるクロロベンゼンが存在する。モノクロロベンゼン(MCB)、ジクロロベンゼン(DCB)異性体 3 種、トリクロロベンゼン(TCB)異性体 3 種、テトラクロロベンゼン(TeCB)異性体 3 種、ペンタクロロベンゼン(PeCB)、ヘキサクロロベンゼンである。ヘキサクロロベンゼンは、環境保健クライテリア EHC(IPCS, 1997)で別にレビューされているため、本 CICAD では取り上げない。

クロロベンゼンの特定および物理的・化学的性質を Table 1 に記す。室温では MCB、1,2-DCB、1,3-DCB、1,2,4-TCB は無色の液体で、ほかのすべてのコンジェナーは白い結晶性の固体である。全般的にクロロベンゼンの水への溶解性は低く(置換塩素数が増えるに

Table 1: Physicochemical properties of chlorobenzenes.[a]

Chlorinated benzene	Abbreviation	CAS No.	Molecular formula	Relative molecular mass	Melting point (°C)	Boiling point[b] (°C)	Vapour pressure at 25 °C (Pa)	Aqueous solubility at 25 °C (mg/litre)	Henry's law constant ($kPa \cdot m^3/mol$)	Log octanol/water partition coefficient (K_{ow})	Soil sorption coefficient (K_{oc})
Monochlorobenzene	MCB	108-90-7	C_6H_5Cl	112.6	−45.6	132.0	1665	293	0.377	2.98	466
1,2-Dichlorobenzene	1,2-DCB	95-50-1	$C_6H_4Cl_2$	147.0	−17.0	180.5	197	91.1	0.198	3.38	987
1,3-Dichlorobenzene	1,3-DCB	541-73-1	$C_6H_4Cl_2$	147.0	−24.7	173.0	269	123	0.366	3.48	1070
1,4-Dichlorobenzene	1,4-DCB	106-46-7	$C_6H_4Cl_2$	147.0	53.1	174.0	90	30.9	0.160	3.38	1470
1,2,3-Trichlorobenzene	1,2,3-TCB	87-61-6	$C_6H_3Cl_3$	181.5	53.5	218.5	17.3	12.2	0.306	4.04	3680
1,2,4-Trichlorobenzene	1,2,4-TCB	120-82-1	$C_6H_3Cl_3$	181.5	17.0	213.5	45.3	45.3	0.439	3.98	2670
1,3,5-Trichlorobenzene	1,3,5-TCB	108-70-3	$C_6H_3Cl_3$	181.5	63.5	208.0	24.0	3.99	0.233	4.02	NA[c]
1,2,3,4-Tetrachlorobenzene	1,2,3,4-TeCB	634-66-2	$C_6H_2Cl_4$	215.9	47.5	254.0	5.2	12.1	0.261	4.55	NA
1,2,3,5-Tetrachlorobenzene	1,2,3,5-TeCB	634-90-2	$C_6H_2Cl_4$	215.9	54.5	246.0	9.8	2.81	0.593	4.65	8560
1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	1,2,4,5-TeCB	95-94-3	$C_6H_2Cl_4$	215.9	139.5	243.6	0.72	2.16	0.261	4.51	6990
Pentachlorobenzene	PeCB	608-93-5	C_6HCl_5	250.3	86.0	277.0	133[d]	0.83	0.977	5.03	58 700

[a] From IPCS (1991a).
[b] Calculated at atmospheric pressure (101.3 kPa), except for 1,3,5-TCB, which was at 93.5 kPa.
[c] NA = not available.
[d] Calculated at 98 °C.

つれて低下)、引火性は低く、オクタノール／水分配係数は中等度から高度で(塩素数が増えると低下)、蒸気圧は低度から中等度(塩素数が増えると低下)である(IPCS, 1991a)。

3. 分析方法

環境試料中のクロロベンゼンを測定する最適の分析方法はガスクロマトグラフィー(GC)である。しかし、試料の捕集方法および GC 分析のための調整は、媒体や実験室によってかなり異なる。化合物を分離するためにしばしば固定相の異なるキャピラリーカラムが用いられる。検出は炎イオン化検出器(FID)、電子捕獲型検出器(ECD)、あるいは質量分析器(MS)を用いて行う(IPCS, 1991a)。

大気中クロロベンゼンの捕集吸着剤には、Tenax-GC 樹脂が一般に使用されている(Krost et al., 1982; Pellizzari et al., 1982)が、XAD 樹脂も使用されている(Langhorst & Nestrick, 1979)。Tenax-GC 樹脂に捕集した大気汚染物質は、吸着剤と共に加熱し、GC カラムに直接脱着する。XAD 樹脂は溶媒で抽出され、抽出液の一部 を GC に注入する。1970 年代の検出限界は、0.7 μg/m^3(MCB)～0.9 μg/m^3(PeCB)(Langhorst & Nestrick, 1979)であったが、最近は ECD を使用してかなり低い検出限界が得られるようになった(0.5 pg/m^3[PeCB]～1.8 pg/m^3[1,2,4,5-TeCB]) (Hermanson et al., 1997)。

水試料中のクロロベンゼンを回収する溶媒抽出法は、簡便で有効な方法である。ヘキサン、ペンタン、およびシクロヘキサン(cyclohexane)とジエチルエーテル(diethylether)の 1：1 混合物が、これらの化合物の抽出に適切な溶媒であることが確認された(Oliver & Bothen, 1980; Piet et al., 1980; Otson & Williams, 1981; Meharg et al., 2000)。ほかに Chromosorb 102 や Tenax-GC などの有機樹脂へのクロロベンゼンの予備濃縮も有効である。Chromosorb 102 を用いた場合の検出限界は、0.5 μg/L(MCB)～0.01 ng/L(PeCB)である(Oliver & Bothen, 1980; Pankow & Isabelle, 1982)。

揮発性のハロゲン化ベンゼンの CG 分析には、前もってパージ&トラップ法で濃縮する方法も使われている(Jungclaus et al., 1978; Pereira & Hughes, 1980; Otson & Williams, 1982; Huybrechts et al., 2000; Martinez et al., 2002)。検出限界は、FID および Hall 電解質伝導度検出器による MCB および種々のジクロロベンゼン異性体では 0.1～0.2 μg/L (Otson & Williams, 1982)、ECD を使った 1,2,4-TCB では 0.08 μg/L(Martinez et al., 2002)、MS によるジ-およびトリクロロベンゼンでは 0.76～20 ng/L である(Huybrechts et al., 2000)。最近では、ヘッドスペース固相微量抽出法を GC-MS と使用するなど新しい抽出法によって、個々のクロロベンゼン異性体の検出限界は 4～6 ng/L に達した(He et al.,

2000)。しかし、現在では、簡単な溶媒抽出法と GC-MS を組み合わせた分析方法でも、検出限界の 5 pg/L (1,2,3-および 1,3,5-TCB)～15 pg/L(PeCB)を達成できることを指摘しておく必要がある(Meharg et al., 2000)。

水中底質、下水汚泥、あるいは土壌中のクロロベンゼンの抽出は、溶媒抽出、あるいは Soxhlet 抽出で行う(Oliver & Bothen, 1982; Lopez-Avila et al., 1983; Onuska & Terry, 1985; Wang & Jones, 1991; Wang et al., 1992)。通常使用される溶媒は、アセトンやヘキサンである。超音波分解、鹸化、あるいは超臨界流体抽出などといったほかの抽出法が、底質と結合したクロロベンゼンの抽出に使われていたが、Soxhlet 抽出に比較して効率的ではないことが判明した(Prytula & Pavlostathis, 1996)。抽出物は、硫酸ナトリウムを使って乾燥させ、GC／ECD 分析前に Florisil カラムで浄化する。検出限界は、MCB では 1500 µg/kg であるが、DCB では 1.5 µg/kg、PeCB では 0.05 µg/kg と低くなる(Oliver & Bothen, 1982; Onuska & Terry, 1985; Wang & Jones, 1991; Wang et al., 1992)。一方、ヘッドスペース固相微量抽出法と GC／イオントラップ MS では、土壌中の 1,2,3-TCB、1,2,3,4-TeCB、および PeCB の検出限界 0.03～0.1 µg/kg を再現できることがわかった(Santos et al., 1997)。

生物相試料からのクロロベンゼンの検出には、溶媒あるいは Soxlet 抽出、Florisil カラムで浄化、ECD と組み合わせた GC 分析を行うのが一般的な方法である(Lunde & Ofstad, 1976; Kuehl et al., 1980; Oliver & Bothen, 1982; Muir et al., 1992; Gebauer & Weseloh, 1993; Cobb et al., 1994; Jan et al., 1994; Wade et al., 1998)。MCB の検出限界は 1500 µg/kg で、検出限界が低いのは、5 µg/kg(DCB)～0.02 µg/kg(PeCB)である(Oliver & Bothen, 1982; Cobb et al., 1994)。魚組織中の MCB レベルを定量するには、真空抽出および直接的パージ＆トラップ法が使われている。

4. 環境の暴露源

4.1 自然界での発生源

環境中のクロロベンゼンの自然発生源は明らかになっていない。しかし、自然に生成したものかどうかは未解明であるが、1,2,3,4-TeCB はミクリ(ミクリ属 *Sparganium* の多年草)の油から同定されている(Miles et al., 1973)。

4.2 人為的発生源

Table 2: Total releases of chlorobenzenes in the USA during 2001.[a]

	Releases (tonnes)					
	MCB	1,2-DCB	1,3-DCB	1,4-DCB	1,2,4-TCB	PeCB
Total emissions to air	314	56	0.50	37	43.92	0.03
Surface water discharges	0.3	0.38	0.26	0.51	0.04	0.06
Releases to land	0.01	0.00	0.00	0.00	3.5	1.07
Total on-site releases	362	59	0.76	42	49	1.16
Total off-site releases	2.5	0.52	0.46	0.69	4.2	0.09

[a] From US EPA (2003).

クロロベンゼンは、製造施設、あるいはほかの化学物質製造の中間体として使用した施設から環境中に放出される。またクロロベンゼン製品の廃棄時に、たとえば焼却場(IPCS, 1991a)、あるいは有害廃棄物処理場(ATSDR, 1998)などから放出される。クロロベンゼンは、不完全燃焼の生成物であるため、クロロベンゼン製品の焼却の際に環境中に放出されることもある。クロロベンゼンは、上位段階の生物ではリンデン(lindane)の代謝分解によって、あるいは極端な環境条件下では物理的分解によって生成される(IPCS, 1991b)。

米国有害化学物質排出目録(US Toxics Release Inventory: TRI)による、環境中に放出されたクロロベンゼン化合物の 2001 年の記録を Table 2 に示す。ある特定のタイプの工業施設のみが TRI への登録(ATSDR, 1998)を義務付けられているため、これは包括的なデータではない。世界の諸地域でのクロロベンゼンの製造および消費についてのデータはいくらかあるものの、クロロベンゼンの放出量に関するデータは不足している。1994 年に欧州連合で製造あるいは輸入された 1,4-DCB はおおよそ 15000 トンである(EC, 2001)。1998 年に日本で製造された MCB、1,2-DCB、1,4-DCB の総計は 26351 トンであり(Chemical Daily Company, 1999)、1998 年には 9073 トン、1999 年には 8310 トンが輸入された(Chemical Daily Company, 2000)。

脱臭剤、薫蒸剤、油性洗浄剤、殺虫剤、除草剤、枯葉剤などとしてのクロロベンゼンの使用では、直接環境中に放出される。

MCB は、その農薬の担体としての利用によって、環境中に直接放出される(Meek et al., 1994c)。MCB は、農薬の溶媒担体(カナダでは年間 29000 kg)、ゴム重合体の製造(同上 20000 kg)、織物染料の担体(同上 1000 kg)などに用いられる(Mackay et al., 1996)。カナダで使用される MCB の 50%が環境中に放出されるが、その 80%が大気に、10%が水に、10%が土壌に、年間それぞれ 20000 トン、2500 トン、2500 トン放出される(Mackay et al., 1996)。MCB は、フェノールおよびニトロクロロベンゼン(nitrochlorobenzene)(*o* および

p-異性体)の製造、除草剤の製剤、さらなるクロロベンゼンの製造などに使用され、接着剤、塗料、樹脂、染料、および薬剤の製造の溶媒に使用される(Grosjean, 1991)。MCB は、酸化ジフェニル(diphenyl oxide)、フェニールフェノール(phenylphenol)、シリコン樹脂、その他のハロゲン化有機物の製造に用いられる(ATSDR, 1990)。

1,2-DCB は、おもに自動車および金属工業において、炭素除去の溶媒および金属部品の油性洗浄剤として使われる(Meek et al., 1994a)。1,2-DCB はトルエンジイソシアナート(toluene diisocyanate)などといった有機化合物の合成に用いられる(Grosjean, 1991)。

1,4-DCB は消臭スプレー、尿の脱臭剤、防虫剤、鳥類忌避剤などに使用される(Meek et al., 1994b; EC, 2001)。これらのすべての使用によって、1,4-DCB は、環境、とくに大気中に放出される。 1,4-DCB は、硫化ポリフェニレン樹脂(Grosjean, 1991)や 1,2,4-TCB (ATSDR, 1998)など他の化学物質製造の中間体としても使われる。さらに少量ではあるが、木の幹に穴を空ける昆虫やアリの防除、タバコの苗床のアオカビ予防に使用される(ATSDR, 1998)。

トリクロロベンゼン、とくに 1,2,4-TCB は、染料担体、脱脂溶剤、オイル添加剤、誘電性流体として、あるいは農薬の製剤に用いられる(Grosjean, 1991)。TCB の使用は、主として化学中間体や工業溶媒として用いられる 1,2,4-TCB に限られている(Giddings et al., 1994c)。1,2,4-TCB はかつて浄化槽の油性洗浄剤として、あるいは配水管洗浄剤、木材保存剤、研磨剤製剤などに使用されていた(EC, 2003)。

テトラクロロベンゼンおよびペンタクロロベンゼンは、誘電性流体の漏洩で環境中に放出されることがある(Giddings et al., 1994a,b)。1,2,3,4-TeCB は誘電性流体の成分として使用される(IPCS, 1991a)。1,2,3,5-TeCB は、除草剤や枯れ葉剤の製造中間体としても使用される。また、殺虫剤、耐湿性含侵剤として、さらには電気絶縁体や包装用緩衝材にも使用される(IPCS, 1991a)。PeCB は、かつて牡蠣を捕食する微小巻貝カキナカセの駆除に使用された。また中間体としても使用されている(IPCS, 1991a)。

5. 環境中の移動・分布・変換

5.1 移動・分布

クロロベンゼンは、その物理化学的性質から、環境へ放出されると大気中へ気化することが示唆される。クロロベンゼンのヘンリー定数の測定値から、とくに大きな湖や海洋と

いった滞留時間の長い水系から容易に気化することが示唆される(Ten Hulscher et al., 1992)。しかし、水中へ放出されたクロロベンゼンは底質に、とくに有機物に富んでいる底質に吸着することもある。土壌からの気化も起こりうるが、土壌の性質によっては、土壌への収着も起こりうる。

下水汚泥に含まれたクロロベンゼンあるいはスパイク試料として土壌に加えたクロロベンゼンは、大部分が気化され、少量が生分解および非生物分解される(Wang & Jones, 1994a)。気化は 2 段階の一次過程で行われ、第 1 段階に高速の気化、それに続いて第 2 段階の土壌からの脱着速度に依存すると推定される緩慢な気化が行われる。クロロベンゼン消失の半減期は、下水汚泥の場合 13.0～219 日、スパイク試料の場合 10.6～103 日である。半減期は、置換塩素数が増えると長くなり、汚泥添加土壌ではスパイク試料より長かった。土壌からの MCB および 1,2-DCB の気化による半減期は、それぞれ 2.1 および 4.0 日であった。初期土壌中濃度は 100 mg/kg 乾燥重量であった(Anderson et al., 1991)。除去の程度は、種々の一時的な地球化学的条件によって大幅に変わる可能性がある。Robertson (1994)は、地下土壌に放出された汚水処理廃液中のジクロロベンゼン混合物(1,2-DCB 74%、1,3-DCB 11%、1,4-DCB 15%)の運命を調査した。好気性不飽和ゾーン(浄化槽下)では DCB 濃度が高く、残留期間は 60 日であった。このゾーンによって地下水面への DCB の移動量は減少する。

クロロベンゼンの土壌中の挙動および運命に影響するもっとも重要な要素は、収着である。土壌中での吸着一脱着の過程が、気化・浸出速度、微生物や化学物質による分解への化学物質のアベイラビリティ、あるいは植物その他の有機体による取込みに影響をあたえる(Wang & Jones, 1994a)。クロロベンゼンの土壌収着係数は 466～58700 の範囲で(Table 1)、概して置換塩素数が増えると上昇する(IPCS, 1991a; Schrap et al., 1994)。土壌への収着は多くのパラメータから影響を受け、有機質の含有率が上昇するにつれ増大する (Barber et al., 1992; Faschan et al., 1993)。

1,2,4-TCB の土壌への吸着率は、土壌の深度が増すにつれ低下することがわかった (Njoroge et al., 1998)。深度に関係するこれらの変化は、土壌の組成、土質、土壌中の有機物へのアクセスしやすさに起因する。深度が深くなるにつれ、抽出可能な有機質はフルボ酸が優勢になる。土壌深部のフルボ酸：フミン酸の高比率は土壌有機質の親水性の上昇を反映している。酸化鉄の量および粘土粒子のサイズも深くなるにつれ増大する。

クロロベンゼンの収着は、土壌の湿度にも影響され、湿った土壌への収着は低下する (Chiou & Shoup, 1985; Thibaud et al., 1993)。1,2,4-TCB に、土壌に廃棄された下水汚泥にしばしば発生する界面活性作用があるドデシル硫酸ナトリウム(sodium dodecyl

sulfate) を加えると、土壌への吸着量が減少した(DiVincenzo & Dentel, 1996)。ドデシル硫酸ナトリウム濃度が限界ミセル濃度(critical micelle concentration: CMC)を上回った場合にのみ脱着が生じる。しかし、界面活性剤ヘキサデシルトリメチルアミニウム(hexadecyltrimethylamminium:HDTMA)を加えると、MCB の土壌への吸着が上昇することが報告されている(Sheng et al., 1998)。HDTMA への吸着は、天然有機物への吸着の80～160 倍である。帯水層の有機炭素含有量が少ない物質への 1,4-DCB の収着は、テトラクロロエテン(tetrachloroethene)が存在すると高まる(Brusseau, 1991)。この収着の上昇は、吸着剤に含有される有機炭素がテトラクロロエテンによって増量されたためと考えられる。

シルト質土から脱イオン水への 1,3-DCB の脱着は、初期急速相を経て、緩徐相に入る(Lee et al., 2002)。平均で初期濃度の 60%が脱着される。脱着の一次反応速度定数は、急速相で 0.022～0.038/時、緩徐相で 4.1×10^{-5}～7.8×10^{-4}/時である。単一バッチ(溶出)試験では、底質からのクロロベンゼンの脱着は緩慢で、1,2,4,5-TeCB および PeCB では 62 日間で 0.5%未満しか脱着されなかった。1,2,4-TCB の脱着は、ほかの化合物より目立って高く、62 日で 3%脱着した(Gess & Pavlostathis, 1997)。

海洋底質への MCB の吸着は、3 時間以内に平衡に達する(Zhao et al., 2001)。平衡に達するのに要した時間は、自然海水、人工海水、脱イオン水でも同じであった。吸着は、底質の表面および微小孔を経て行われ、Freundlich あるいは GLangmuir モデルで説明することができる。吸着は、温度(18、25、30℃)に左右されなかったが、飽和吸着量は、温度の上昇にともない低下する。吸着等温線および飽和吸着量は、人工海水や脱イオン水の場合よりも、自然海水で多い。1,2,4,5-TeCB の固い帯水砂層への吸着は、平衡に達するまで何百日もかかった(Ball & Roberts, 1991)。分配係数は、もっとも粒径が大きい画分でもっとも高かった。

日本の伊勢湾で計測したクロロベンゼンの平均(±SD)懸濁底質／水分配係数(log K_{oc})は、3.47 ± 0.74(1,3-DCB)、 3.69 ± 0.48(1,2-DCB)、 3.61 ± 0.39(1,2,3-TCB)、 3.86 ± 0.40 (1,2,4-TCB)、 3.55 ± 0.47(1,3,5-TCB)、 4.39 ± 0.33(1,2,3,4-TeCB)、 3.94 ± 0.33 (1,2,3,5-TeCB および 1,2,4,5-TeCB)、4.59±0.41(PeCB)である(Masunaga et al., 1996b)。水中および懸濁底質に吸着したクロロベンゼン濃度を比較した。いずれのクロロベンゼンも吸着濃度の明確な分布パターンは示さず、溶解クロロベンゼンと吸着クロロベンゼンの相関関係は弱かった。

MCB、1,2-DCB、1,2,4-TCB を含んだ廃水を加えた土壌の微小生態系で、それらの運命を調べた研究がある(Piwoni et al., 1986)。廃水中の MCB、1,2-DCB、1,2,4-TCB の初期

濃度は、それぞれ 1.9～3.1、2.4、0.72 µmol/L であった。MCB および 1,2-DCB が気化した割合は、14%および 21%であり、それぞれ 84%および 79%が分解されたと推定され、廃水中の濃度は初期濃度の 9±10%になっていた。1,2,4-TCB の気化率は測定されなかったが、廃水に初期濃度の<0.7%が残っていることから、ほぼ 89%と推定された。

地下汚水浄化システムでのジクロロベンゼン(全異性体)の半減期は、15 日であった(Robertson, 1994)。現場には、厚さ 2 メートルの砂(層)の好気性不飽和ゾーンがある。消失は気化および好気性分解によるものである。生分解は初期のタイムラグ後に起こり、おもに 1,3-DCB および 1,4-DCB が分解したと考えられる。DCB は嫌気性ゾーンでは容易に分解されない。

クロロベンゼンのオクタノール／空気分配係数(log K_{oa})(25℃)は、4.36(1,2-DCB)、5.19 (1,2,3-TCB)、5.64 (1,2,3,4-TeCB)、5.63 (1,2,4,5-TeCB)、6.27 (PeCB)である (Harner & Mackay, 1995)。オクタノール／空気分配係数が、大気から植物、土壌、への分配を決定し、さらにはエーロゾルへの分配を決定すると考えられる。

ある種の植物の葉が土壌から気化したジクロロベンゼンを吸着することが報告されているが、微小生態系による研究では、土壌中の 1,2-DCB はシラゲガヤ(*Holcus lanatus*)の根には取り込まれないことが示唆された(Wilson & Meharg, 1999)。1,2,4-TCB の根への濃縮係数として 19L/kg が報告されている(Dietz & Schnoor, 2001)。これらのデータから、トリクロロベンゼンやテトラクロロベンゼンは植物に取り込まれる可能性があることが想定される。

5.2 変　換

5.2.1 非生物分解

大気中のクロロベンゼンは、おもにヒドロキシラジカルとの反応によって、ニトロクロロベンゼン、クロロフェノール、脂肪族ジカルボニル化合物が生成されることで除去され、さらに光分解やヒドロキシラジカルとの反応によって除去される。光分解、あるいはオゾンや硝酸塩ラジカルとの反応はごくわずかである(Grosjean, 1991)。ヒドロキシラジカルとの反応の速度定数(cm^3 分子$^{-1}$秒$^{-1}$)は、8.8×10^{-13} (MCB)、4.0×10^{-13} (1,2-DCB)、7.2×10^{-13} (1,3-DCB)、4.3×10^{-13} (1,4-DCB)、6.0×10^{-13} (1,2,3-TCB)、5.65×10^{-13} (1,2,4-TCB)と計算されている(Atkinson et al., 1985; Klöpffer et al., 1986; Dilling et al., 1988; Arnts et al., 1989)。MCB のオゾンとの反応速度定数は、$<5 \times 10^{-21}$ cm^3 分子$^{-1}$秒$^{-1}$)と計算されている。ヒドロキシラジカルおよびオゾンの 24 時間平均濃度を、それぞれ 1×10^6 および 7.2×10^{11} 分子/cm^3 と想定すると、MCB の対流圏半減期は、ヒドロキシラジカルとの

反応では 13 日、オゾンとの反応では>8.8 年と計算される(Atkinson et al., 1985)。1,4-DCB および 1,2,4-TCB のヒドロキシラジカルとの反応による対流圏半減期はそれぞれ 33.4 および 26.7 日である((Klöpffer et al., 1988)。

大気中の 1,2,4-TCB は、直接光分解されると考えられる。しかし、太陽スペクトルと 1,2,4-TCB の吸収スペクトルが重なる部分が少ないためこの経路による分解は相対的に少ない。1,2,4-TCB の最大光分解率は、夏の晴天の白昼で 1 時間あたり 0.03%であった(Bunce et al., 1989)。

水溶液中のクロロベンゼンは、光化学的還元脱塩素化を受けると考えられる。PeCB は分解されて TeCB になり、さらに、TCB、DCB、MCB へと光分解され、最終的にフェノール、ベンゼン、および塩化水素になる(Chu & Jafvert, 1994)。この反応は、253.7-nm の単色紫外線ランプへ暴露した後に報告された。光分解率は、界面活性剤の存在で上昇する。おもな還元経路である光化学的脱塩素化に加えて、光化学的塩素化、光化学的加水分解、光異性化などの重要性が低い経路でも分解される。1,2,3,5-TeCB は、増感剤アセトンの存在下で 1,2,4-TCB あるいは 1,3,5-TCB に光分解される(Choudhry & Hutzinger, 1984)。増感剤の非存在下では、TeCB はほかの異性体に光化学的に変換され、さらにもとの TeCB より塩素化が進んだクロロベンゼンも生成した。1,2,4-TCB の酸性溶液中でのヒドロキシラジカルとの反応速度定数は $6.0 \pm 0.3 \times 10^9$ mol/L/秒である(Gallard & De Laat, 2001)。1,4-DCB は水溶液中で 4-クロロフェノール、ヒドロキノン(hydroquinone)ヒドロキシベンゾキノン(hydroxybenzoquinone)、および 2,5-ジクロロフェノールに光分解される(Meunier et al., 2001)。2,5-ジクロロフェノールの生成は、脱塩素化なしの水酸化を示している。MCB は、pH <1～<12 の範囲の水溶液中で、好気性および嫌気性の両条件下で光分解することが報告されている(Tissot et al., 1983, 1984; Dilmeghani & Zahir, 2001)。分解は、一次速度式にしたがっており、速度定数は、嫌気状態下の 1.8×10^{-4} ～酸素飽和状態下の 6.4×10^{-4}/秒であった(Dilmeghani & Zahir, 2001)。分解速度は、紫外線および過酸化水素あるいは過酸化水素―オゾンを組み合わせた場合の方が、紫外線のみの場合よりオーダーが 1 桁高かった。

表層水中の MCB および 1,2,4-TCB の光分解による半減期は、緯度 40 度での夏期の条件をシミュレートした場合、それぞれ 170 および 450 年 であった(Dulin et al., 1986)。

5.2.2 生物分解

クロロベンゼンは、土壌、底質、下水汚泥などをはじめとするさまざまな担体中で、微生物によって分解される。好気性分解の主たる機序は、酸化的脱塩素化で、通常酸素添加

酵素による水酸化に始まり、ヒドロキシ芳香族化合物(おもにカテコール)を生成、開環して無機化し、二酸化炭素と水になる。置換塩素数が少ないベンゼンは、塩素化が進んだベンゼンより容易に分解する(IPCS, 1991a)。嫌気性条件下での生分解も報告されているが、その速度は好気性分解より緩慢である。

好気性環境から単離されたクロロベンゼンを分解する細菌は、以前は *Pseudomonas* として知られていた類鼻疽菌 *Burkholderia* ((JS150、P51、JS6、PS12、PS14) (Pettigrew et al., 1991; Sander et al., 1991; Van der Meer et al., 1991, 1997; Nishino et al., 1994; Beil et al., 1997; Meckenstock et al., 1998)、アルカリゲネス菌 *Alcaligenes* species (A175 および OBB65) (De Bont et al., 1986; Schraa et al., 1986)、大腸菌 *Escherichia hermanii* (Kiernicka et al., 1999)、アンモニア酸化細菌 *Nitrosomonas europaea* (Keener & Arp, 1994)、土壌細菌 *Mycobacterium vaccae*、ロドコッカス属細菌 *Rhodococcus* species (R22) などである(Fairlee et al., 1997)。

これらの細菌の分解能力はさまざまで、分解前にタイムラグや順応期間がある細菌もある。数種のクロロベンゼンを分解する能力をもつ細菌が存在する(Brunsbach & Reineke, 1994)一方、化合物特異性をもつ細菌もある(Reineke & Knackmuss, 1984; Brunsbach & Reineke, 1994; Keener & Arp, 1994)。炭素およびエネルギーの供給源がほかにある場合にのみ分解する細菌や、クロロベンゼンを唯一の炭素およびエネルギー源として分解できる細菌もある(Van der Meer et al., 1987)。遺伝子解析によって、これらの細菌が、以前から存在する遺伝子 ― 芳香環ジオキシゲナーゼおよびジヒドロジオールデヒドロゲナーゼ(dihydrodiol dehydrogenase)の遺伝子 ― およびクロロカテコール酸化経路の遺伝子との新しい組み合わせをもっていることが判明した。

分解は、さらに塩素化ベンゼンの初期濃度にも依存する。初期濃度が毒性閾値より低い場合にのみ分解がおきるが、すでに MCB に暴露したことがある細菌は、暴露していない細菌より高い濃度でも分解する能力をもつ。たとえば 2.5 mmol/L(282 mg/L)を超える濃度の MCB は、*Pseudomonas* sp. 株 RHO1 の細胞に対して毒性をもつことが判明した。MCB に以前暴露したことがある細胞の場合は、3.5 mmol/L(394 mg/L)を超えると毒性作用が現れる(Fritz et al., 1992)。

MCB および 1,2,4-TCB は、人間の手で汚されていない帯水層から採集した固体から単離した細菌によって分解された(Swindoll et al., 1988)。1,2,4-TCB は、一次反応速度定数に従い、V_{max} 0.38～2.71 ng/g /時で分解した。MCB の分解は飽和状態に達しなかったため、V_{max} は計算できなかった。

MCB に汚染された地下水や土壌から単離されたグラム陰性および陽性の細菌集団は、栄養物の存在下で、2.23 μmol/L 溶液を修飾オルト開裂経路で 7 日以内に 54%無機化した。栄養物を加えなくても、速度は遅いが分解が生じた(Nishino et al., 1992)。

1,4-DCB も好気性あるいは嫌気性条件下で同様の速度で分解し、含有汚泥量が多い混合物(全般的酸素量減少)中では分解速度が速まった(Gejlsbjerg et al., 2001)。無機化は 30 日の誘導期後に生じた。接種 2 ヵ月後、無機化は汚泥中で 12.4%、汚泥と土壌の 1 : 20 の混合物中では 21.6%であった。著者らは、酸素分子が存在しない汚泥では無機化が生じなかったため、無機化は汚泥−土壌混合物の好気性層で生じているのであろうと結論した。

ライン川の底質から単離された細菌集団は、PeCB、1,2,3,4-TeCB、1,2,3,5-TeCB、1,2,4,5-TeCB、1,2,3-TCB を、電子供与体としての乳酸塩、グルコース、エタノール、イソプロパノールの存在下で還元的脱塩素によって分解した(Holliger et al., 1992)。PeCB は 1,3,5-TCB に分解されたが、1,2,3,4-TeCB および 1,2,4,5-TeCB は 1,2,3-TCB に分解された。4 週間のインキュベーションで脱塩素化されなかったクロロベンゼンは、1,2,4-TCB、1,3,5-TCB、および DCB 全異性体であった。塩素置換が多い化合物の完全な無機化を報告している研究もある。産業廃棄物処理場の土壌から単離された *Pseudomonas* 菌 2 株(PS12 および PS14)は、MCB、TCB の 3 異性体、1,2,4-TCB、1,2,4,5-TeCB(PS14 のみ)など、さまざまなクロロベンゼンを無機化できた。1,2,4-TCB および 1,2,4,5-TeCB は、芳香環の二原子酸素添加を経て分解し、3,4,6-トリクロロカテコールを生成した。その後の 2 型カテコール 1,2-ジオキシゲナーゼ触媒によるオルト開裂によって、2,3,5-トリクロロムコン酸(2,3,5-trichloromuconate)が生成され、さらにトリカルボン酸経路で分解された(Sander et al., 1991)。

混合有機化合物中の 1,2-DCB および 1,4-DCB の分解が、さまざまな帯水層サンプリングで得た底質および地下水を用いた 149 日の微小生態系バッチ試験で報告されている(Nielsen & Christensen, 1994)。初期濃度は約 120 μg/L であった。平均 82 日以内に、1,4-DCB の 78.3%、1,2-DCB の 81.0%が分解された。誘導期は、1,4-TCB で 4.9 日、1,2-TCB で 4.5 日であった。経済協力開発機構(OECD)の密閉瓶試験では、初期濃度 1.9 mg/L の 1,4-DCB は 67%が 28 日後には無機化されて、1,4-DCB が容易に分解されることを示した(Topping, 1987)。

Bartholomew と Pfaender (1983)は、異なる季節の、異なる水系の異なる地点における MCB および 1,2,4-TCB の分解速度を計算した。MCB および 1,2,4-TCB の分解速度は、淡水から河口水域、海水へ徐々に低下すると報告された。5 月および 9 月の MCB 分解の V_{max} 値は、淡水で 13～14 ng/L/時、汽水で 4.9～10 ng/L/時、海水で<1～1.7 ng/L/時であ

った。2 月における V_{max} 値は、3 ヵ所すべてで<1 ng/L/時であった。5 月および 7 月の 1,2,4-TCB 分解について対応する値は、淡水で<1～7.5 ng/L/時、汽水で<1～7.9 ng/L/時、海水で<1～2.3 ng/L/時であった。

管理されたライシメータ実験において、土壌あるいは液体培地中の 1,2,4,5-TeCB の 80%は、細菌 *Isphingomonas* sp. HH69 株および RW1 株、および *Pseudomonas* sp. PS14 株によって数日中に無機化された(Figge et al., 1993)。ペプトン、トリオレイン、グルコースなど追加的エネルギー源の存在下でも分解は促進されなかった。酸性土壌(pH <4)では分解は起きなかった。

メタン生成および硫酸塩還元などをはじめとする嫌気性条件下におけるクロロベンゼンの生分解についても数件の研究報告がある。好気性分解の場合と同様に、分解能は有機体によって異なる。嫌気性条件下での分解は脱塩素化に限られ、芳香族構造の崩壊はない。

河川の底質におけるクロロベンゼンの嫌気性分解が報告されている(Masunaga et al., 1996a; Susarla et al., 1996)。脱塩素化は誘導期なしに生じ、半減期は 17～433 日である。PeCB の脱塩素化のおもな経路は、1,2,4,5-TeCB、1,2,4-TCB、 1,4-DCB、および MCB である。ほかに 1,2,3,4-TeCB、 1,2,3-TCB、 1,2-DCB、および MCB を経る経路も観察されている。MCB は嫌気性条件下で安定している。脱塩素化で優先されるのは、隣り合った 2 個の塩素原子で、次に隣接する炭素に塩素 1 個、そして隣接する炭素に塩素がない場合である。ほかの研究も同様の嫌気性生分解を報告している(Beurskens et al., 1991; Ramanand et al., 1993; Susarla et al., 1997)。Nowak ら(1996)は、MCB を含む全クロロベンゼンのベンゼンへの嫌気性分解を報告している。

嫌気性の下水汚泥では、PeCB は脱塩素化されて 1,2,3,4-TeCB および 1,2,3,5-TeCB になり、それが 1,2,4-TCB、1,2,3-TCB、および 1,3,5-TCB に分解され、さらに 1,2-DCB および 1,3-DCB になる(Yuan et al., 1999)。連続的な脱塩素は、基質濃度が 2～50 mg/L で生じ、濃度が 50 mg/L を超えると速度が遅くなる。脱塩素速度はメタン生成条件下ではもっとも速く(0.30 mg/L/日)、硫酸塩還元(0.12 mg/L/日)および脱窒条件(0.08 mg/L/日)下では遅くなる。1,2,3-TCB の嫌気性底質による脱塩素速度は 15～35 pmol/mL 湿潤底質/日である(Yonezawa et al., 1994)。

クロロベンゼンが嫌気性生分解に対して抵抗性があることを示した研究もある。Nielsen ら(1995)は、埋立地から 2～350 メートル離れた異なる 4 ヵ所から採取した嫌気性埋め立て地浸出液では、1,2-DCB あるいは 1,4-DCB は生分解しなかったと報告している。支配的な反応は、場所によって異なるが、メタン生成、鉄(Ⅲ)還元、窒素還元、マンガン(Ⅳ)

還元であった。ジクロロベンゼンは、急速に浸透する下水処理水によって汚染された帯水層では少なくとも 20 年間存続すると報告されている(Barber, 1988)。1,2,3,5-TeCB および 1,3,5-TCB は、PeCB、1,2,3,4-TeCB、および 1,2,4-TCB を分解できる土壌スラリー微生物に抵抗性がある(Ramanand et al., 1993)。

5.3 生物蓄積

水生生物によるクロロベンゼンの生物蓄積は、その相対的な水溶性と脂溶性(オクタノール／水分配係数を反映)、および置換塩素数によって決定される。水からの取込みは、塩素置換が増えるにつれ(Könemann & Van Leeuwen, 1980; Oliver & Niimi, 1983; Sabljic, 1987; Koelmans & Jimenez, 1994; Wang et al., 1997)、また温度が高くなるにつれ(Koelmans & Jimenez, 1994)、増大する。

植物プランクトンの平均生物濃縮係数(BCF)(乾燥重量)は、1,2,3-TCB の 4.5°C における 4700 から PeCB の 38.6°C における 26000 まで上昇する (Koelmans & Jimenez, 1994)。Wang ら(1997)は、さまざまな海洋性藻類によるクロロベンゼンの蓄積は、大幅に異なり、BCF(乾燥重量)は、1,2,3,4-TeCB(600～3000)から PeCB(1000～6000)までであることを確認した。

ニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)の実験室研究による BCF は、1,2-DCB の 270～PeCB の 20000 であったと報告されている(Oliver & Niimi, 1983)。1,2,4-TCB のさまざまな魚における BCF(脂質重量)は、7000～24000 で、生物蓄積と脂質含量には正相関があった(Geyer et al., 1985)。Galassi と Calamari(1983)は、ニジマスにおける 1,2,3-および 1,2,4-TCB の BCF(脂質重量)は 4000～22000 の範囲で、孵化したばかりのニジマスは、発眼卵や稚魚の 2～4 倍の量を蓄積することを発見した。Qiao ら(2000)は、鰓による 1,2,4-TCB および PeCB の取込みは体内負荷量の 98%にあたることを報告している。TCB、TeCB、および PeCB の取り込みは、懸濁粒子が存在すると顕著に減少する(Schrap & Opperhuizen, 1990)。しかし、PeCB は有機炭素含有量が低い底質からは容易に脱着し、鰓を通して魚に蓄積される(Qiao & Farrell, 1996)。クロロベンゼンの消失速度は、塩素置換数が増すにつれ低下する(Melancon & Lech, 1985; De Boer et al., 1994)。実験室で暴露した魚における DCB～PeCB の消失半減期は、0.05～1.6 日であった(Melancon & Lech, 1985)。しかし、汚染された湖から“清浄な”湖に移されたウナギ(*Anguilla anguilla*)では、消失半減期は TeCB および PeCB で>300 日であった(De Boer et al., 1994)。Sijm と Van der Linde(1995)は、1.2.3-TCB の消失速度定数を計算し、消失半減期をグッピー(*Poecilia reticulata*)などの小魚で 40 日、より大きいおよび／あるいは脂肪が多い魚で>5 年と予測した。

底質への吸着係数が、陸生植物および底質に生息する水生無脊椎動物への取込みに影響しており、また塩素化の程度も取込みと相関している(Knezovich & Harrison, 1988; IPCS, 1991a)。非平衡状態では、底質に結合したクロロベンゼンに暴露しているユスリカの幼虫の BCF は、MCB、1,2-DCB、および 1,2,4-TCB に対しそれぞれ 5、29、および 225 であった。BCF は、間隙水中のクロロベンゼンの濃度ともっとも強く相関していた(Knezovich & Harrison, 1988; IPCS, 1991a)。

TCB および TeCB は、1,2,4-TCB の根の濃縮係数 19 L/kg が示しているように、植物によって取り込まれるものと考えられる(Dietz & Schnoor, 2001)。

しかし、根と土壌の接触面の複雑性が、地上部分による気体からの取込みと相まって、陸生植物の BCF 予測は、水生生物の場合より難しい(Scheunert et al., 1994)。Topp ら(1986)は、植物によるクロロベンゼンの土壌および空気中からの取込みを、密閉した通気実験システムで比較研究した。オオムギの根への取込みでは、BCF と土壌吸着係数(土壌中有機物含有量による)に逆相関がみられた。土壌有機物へのクロロベンゼンの取込みは、置換塩素数が増えると増大した。しかし、オオムギの根への取り込みを土壌間隙水中の濃度との関連で表すと、BCF とオクタノール／水分配係数との間に正相関が認められた。ゆえに、置換塩素数が多いクロロベンゼンは、土壌間隙水に存在している場合、植物の根にもっとも容易に取り込まれると考えられる。とくに有機物含有量が低い砂質土の場合に取り込まれやすい。その後の研究で、Topp ら(1989)は 1,2,4-TCB および PeCB をそれぞれ 2 μg/kg(訳注：原著では単位は mg/kg)乾燥重量含有する土壌でオオムギを育てると、収穫したオオムギ粒は、1 植物体当たりでそれぞれ 73 および 82 μg(訳注：原著では単位は ng)含有していた。乾燥したオオムギ粒には 1,2,4-TCB および PeCB がそれぞれ 0.05 および 0.06 mg/kg 含まれていた。ダイズ(*Glycine max*)によるさらなる研究では、組織／水平衡係数、オクタノール／水分配係数、測定脂質含有量の間に線形相関が認められた(Tam et al., 1996)。ダイズ(*Glycine max*)の切り取った根へのクロロベンゼンの生物濃縮は、オクタノール／水分配係数が高くなるにつれ、幾何等級数的に増大する(Kraaij & Connell, 1997)。Wang と Jones(1994b)は、下水汚泥添加土壌およびスパイク試料を加えた土壌で育てたニンジンのクロロベンゼン総取込み量は、おもに気化を主とした土壌からの消失経路に比較して低い(<1%)と結論している。

Belfrid ら(1994)は、土壌中の 1,2,3,4-TeCB および PeCB のミミズ(*Eisenia andrei*)による BCF を、それぞれ 104 および 156 と算出した。間隙水に基づく BCF は、それぞれ 67000 および 307000 であり、水中で暴露したミミズにみられる BCF と同様であった(Belfroid et al., 1993)。水を介して暴露したミミズの BCF は、クロロベンゼンの塩素化が進むと取込

みも明らかな増加を示し、定常状態の濃度に 5 日以内に達した(Belfroid et al., 1993)。消失速度定数によれば、塩素化が進むと、クロロベンゼン消失が減少することが分かる。水中では、単相性消失曲線が観察されたが、土壌が存在すると 2 相性となる(Belfroid et al., 1993)。土壌の実験では、有機物の添加によって消失速度は明らかに速まった(Bedfroid & Sijm, 1998)。飼育実験では、ミミズは食物からもクロロベンゼンを取り込むことがわかった。野外の汚染土壌での実験では、ミミズの定常状態濃度は実験室の場合よりかなり低く、クロロベンゼンの生体内利用度が低下することを示唆している(Belfroid et al., 1995)。

6. 環境中の濃度

環境大気中のクロロベンゼン(MCB、DCB、TCB)は、平均濃度がほぼ 0.1 μg/m^3 程度、最高濃度が有害廃棄物施設の 100 μg/m^3 との報告が以前なされていた(IPCS, 1991a)。Popp ら(2000)は、1998 年にドイツの工業汚染地域 2 ヵ所およびコントロール地域の大気について、TeCB および PeCB 濃度を測定した。工業汚染地域の TeCB および PeCB の平均気相濃度は、それぞれ 5.7～30.9 pg/m^3 および 10.2～28 pg/m^3 であった。コントロール地域の平均濃度は、6.4～10.6 pg/m^3 であった。総濃度の 1.9%が粒子付着クロロベンゼンであった。1993 年に捕集したベーリング海およびチュクチ海の大気でも、粒子付着クロロベンゼンの比率が低いことが報告されている(Strachan et al., 2001)。ベーリング海での 1,2,3-TCB、1,2,3,4-TeCB、および PeCB の平均気相濃度は、それぞれ 1.1、4.0、および 6.6 pg/m^3 であり、チュクチ海では、それぞれ 2.8、10、および 14 pg/m^3 であった。米国ミシガン州の 4 ヵ所の 1,2,4,5-TeCB、1,2,3,4-TeCB、および PeCB の平均濃度(1992～1994)は、22～30、40～53、および 35～69 pg/m^3 であった(Hermanson et al., 1997)。カナダのオンタリオ州南部の 1,2,3,4-TeCB および PeCB の年平均濃度(1988～1989)は、>5.3 および>8.0 pg/m^3 であった(Hoff et al., 1992)。汚染源にごく近い所ではより高い濃度が報告されている。スロヴェニアの電子工業プラントから 200 メートル以内では TCB および TeCB の濃度 5 μg/m^3 が報告されている(Jan et al., 1994)。環境大気中の 1,4-DCB 濃度は気温が高くなると高濃度になる季節変動を示すことが報告されている(Hanai et al., 1985)。

クロロベンゼンは雨水からも検出されており、大気から移動するためと推定されている。米国オレゴン州およびカリフォルニア州の数ヵ所の DCB の 3 異性体および 1,2,4-TCB の雨水中の濃度は、10 ng/L 未満であった(Pankow et al., 1983)。英国の雨水中に検出された 1,4-DCB の平均濃度は 10±5 ng/L であった(Fielding et al., 1981)。

英国の 12 ヵ所の下水汚泥のクロロベンゼン濃度は、PeCB の<0.01 mg/kg 乾燥重量～1,3-DCB の 40.2 mg/kg 乾燥重量であり、全般的に置換塩素数が増えると濃度は低下した

(Rogers et al., 1989)。英国でのさらなる下水汚泥のサンプリング調査によるクロロベンゼン濃度は、MCB で 35100～192000 mg/kg 乾燥重量、DCB で 13～4100 mg/kg、TCB で 2～1070 mg/kg、TeCB で 0.2～101 mg/kg、PeCB で 2～37 mg/kg であった(Wang & Jones, 1994c)。保管されていた汚泥サンプルの分析によると、1942～1961 年にかけて 1,4-DCB 濃度が上昇していたが、他のクロロベンゼン濃度は 1954 年以降に上昇し始めていた(Wang et al., 1992)。

廃水中の低塩素化クロロベンゼン(MCB、DCB、TCB)のデータによると、MCB はもっともしばしば検出され、かつ濃度も最高で、1 mg/L をしばしば超える。米国の廃水中のクロロベンゼン濃度は、MCB で 11～6400 µg/L、DCB で 10～860 µg/L、TCB では 12～607 µg/L と報告されている(IPCS, 1991a)。

表層水中のクロロベンゼン濃度は、一般的に ng/L～µg/L の範囲であり、工業排出源の近傍では最高 0.2 mg/L にもなる(IPCS, 1991a)。ベーリング海およびチュクチ海の溶解クロロベンゼンの平均濃度は、1,2,3-TCB で 3～10 pg/L、1,2,3,4-TeCB で 15～36 pg/L、PeCB で 9～36pg/L であった(Strachan et al., 2001)。沿岸水域や河口ではさらに濃度が高く、オランダの沿岸水域の平均濃度は、DCB で 9～117 ng/L、TCB で 0.7～1.6 ng/L(Van de Meent et al., 1986)、日本の沿岸水域での平均溶解濃度は、1,3-DCB の 24.3 ng/L から TeCB の 0.25 ng/L まで(Masunaga et al., 1996b)であった。オランダのスケルト川河口の水のクロロベンゼン濃度は、DCB で<130～315 ng/L、TCB で<25～320 ng/L、TeCB で<45～135 ng/L であった(Van Zoest & Van Eck, 1991)。さらに最近のサンプリングでは、MCB 濃度は 5～31.5 ng/L であった(Huybrechts et al., 2000)。最大 500 ng/L のクロロベンゼン濃度は、英国の Tees 川の河口で MCB(Law et al., 1991)、日本の伊勢湾四日市港で 1988 年に 1,3-DCB (Masunaga et al., 1991a)の報告がある。英国フォース川の河口の 1987 年平均クロロベンゼン濃度は、DCB で<0.1～790 ng/L、TCB で 4～5500 ng/L、TeCB で<0.04～20 ng/L、PeCB で <0.01～40 ng/L であった。もっとも検出されることが多い異性体は、1,2,3-および 1,2,4-TCB であり、これらは工業廃水の近傍で検出された(Rogers et al., 1989; Harper et al., 1992)。1990 年に行われたさらなる調査で、1,2,3-および 1,2,4-TCB 濃度は、それぞれ 51 および 84 ng/L に達していた(Harper et al., 1992)。

表層水中のクロロベンゼンの最高濃度は、人口密度が高い地域や工業地帯の河川で報告されている。スペインのベソス川の平均濃度は、MCB が 260 ng/L、1,4-DCB が 600 ng/L、1,2-DCB および 1,3-DCB が 5000 ng/L、1,2,3-TCB が 1100 ng/L、1,2,4-TCB が 8100 ng/L であった(Gomez Belinchon et al., 1991)。オハイオ川における MCB および 1,4-DCB の濃度は不検出～>10 µg/L と報告されている(US EPA, 1985)。Elder ら(1981)は、ニューヨーク州ナイアガラの滝の水の TCB(異性体は非特定)の濃度は 0.1～8 µg/L、TeCB は 0.1

～200 μg/L と報告している。五大湖から採取された水の PeCB 濃度は不検出～0.0006 μg/L であった(Oliver & Nicol, 1982)。日本の主要都市大阪の複数の河川および河口の水では、MCB が 0.2～30 μg/L、1,4-DCB が 0.17～130 μg/L、1,2-DCB が 0.2～10 μg/L、1,2,4-TCB が 0.16～0.35 μg/L、1,2,3-TCB が 0.18～0.30 μg/L であった(Yamamoto et al., 1997)。

ベーリング海およびチュクチ海の底質中のクロロベンゼン平均濃度は、1,2,3-TCB が 0.02～0.41 μg/kg、1,2,3,4-TeCB が 0.08～0.87 μg/kg、PeCB が 0.33～0.4 μg/kg であった(Strachan et al., 2001)。日本の伊勢湾の沿岸底質中の平均濃度は、1,2,4-TCB が 4.8 μg/kg、1,2-DCB が 2.3 μg/kg、1,3-DCB が 1.9 μg/kg、さらに 1,3,5-TCB、TeCB、PeCB が<0.15 μg/kg であった(Masunaga et al., 1991b)。Lee と Fang (1997)は、台湾の曾文渓(Tsen-wen)河口の濃度を、1,2-DCB が 3.2 μg/kg、1,3-DCB が 20.7 μg/kg、1,2,4-TCB が 11.2 μg/kg と報告している。

ガルダ湖(イタリア)の底質中の PeCB 平均濃度は 0.2 μg/kg 乾燥重量(Bossi et al., 1992)、スペリオル湖(カナダ、ハミルトン港)の濃度は、PeCB の 3.6 μg/kg～1,4-DCB の 80 μg/kg であった (Onuska & Terry, 1985)。エルベ川(ドイツ)の底質試料では、MCB 30～740 μg/kg 乾燥重量、DCB(1,2-および 1,4-DCB) 20～1060 μg/kg、TCB(1,2,3-および 1,2,4-TCB) 1～115 μg/kg、TeCB 1～27 μg/kg、PeCB の 1～14 μg/kg(Götz et al., 1993)、一方ライン川の試料では、DCB 40～240 μg/kg、TCB <10～20 μg/kg、PeCB <0.5～20 μg/kg であった(Alberti, 1983)。

汚染されていない土壌中のクロロベンゼン濃度は、一般に DCB コンジェナーで 0.4 mg/kg 未満、その他のクロロベンゼンコンジェナーでは 0.1 mg/kg 未満である(Wang et al., 1995)。下水汚泥を複数回適用した下水汚泥添加土壌ではコントロールの土壌と比較してクロロベンゼン濃度が上昇する。しかし Wang ら(1995)は、大部分のクロロベンゼンは汚泥を添加することを止めれば、急速に消失し、30 年後にはほぼ 10%が残留することを認めた。英国では、60 年代に土壌中の 1,4-DCB 濃度が顕著に上昇し、1967 年には、最高平均濃度がコントロールサイトで 10 mg/kg、汚泥添加サイトでは 16.6 mg/kg に達した。ドイツの農薬工場跡地の底土分析では、表土層(1.9 メートルまで)では TeCB および PeCB が優勢で全クロロベンゼンの 80%を占めており、そのうち 1,2,3,4-TeCB および PeCB がそれぞれ 44%および 24%であった。深度 1.9～5.5 メートルでは、TCB が優勢で 60%を占め、そのうち 1,2,4-TCB が 37%であった(Feidieker et al., 1994)。全クロロベンゼン濃度は 1.5～18400 mg/kg であった。

米国沿岸水域の二枚貝の平均クロロベンゼン濃度は、1,2,4,5-TeCB が<0.25～28.2 μg/kg 乾燥重量、1,2,3,4-TeCB が<0.25～10 μg/kg、PeCB が<0.25～13.3 μg/kg であった

(Wade et al., 1998)。カナダのさまざまな場所での水生昆虫の平均 PeCB 濃度は、<0.49～21.4 μg/kg 乾燥重量であった(Ciborowski & Corkum, 1988)。汚染地域からの淡水魚および海水魚の濃度は、0.1～50 μg/kg 湿重量で、一般的に塩素置換数が多い化合物は最高濃度で存在していた(IPCS, 1991a)。米国プジェットサウンドの 2 ヵ所の食魚性鳥類の卵は、平均濃度 1.2 および 4.4 μg/kg の PeCB を含有していた(Cobb et al., 1994)。カナダ、オンタリオ湖の水鳥は、1,2,3,4-TeCB を 0.3～1.7 μg/kg 湿重量、1,2,4,5-TeCB を 0.65～33.4 μg/kg 含有していた(Gebauer & Weseloh, 1993)。北極地帯の海洋哺乳類の脂肪中の平均濃度は、1,2,3,4-TeCB で 9.7 μg/kg 湿重量、PeCB で 16.8～20.2 μg/kg であった(Muir et al., 1992; Weis & Muir, 1997)。

7. 実験室および自然界の生物への影響

7.1 水生環境

水生生物へのクロロベンゼン急性毒性を Table 3 に示す。珪藻類に対する 48 時間 50%有効濃度(EC_{50})は、8～235000 μg/L である。淡水無脊椎動物の 48 時間 EC_{50} は、PeCB の 10 μg/L～1,2,4,5-TeCB の>530000 μg/L である。魚類の 96 時間 LC_{50} は、淡水グッピー(*Poecilia reticulata*)の 135 μg/L(PeCB)～海水魚シープスヘッドミノー(*Cyprinodan variegatus*) の 21000 μg/L(1,2,4-TCB)である。

水生生物に対するクロロベンゼンの慢性毒性を Table 4 に示す。緑藻類に対する 72 時間 EC_{50} は、5280 μg/L(1,3-DCB)～200000 μg/L(MCB)である。淡水無脊椎動物の長期無影響濃度(NOEC)は、生殖では 32 μg/L(PeCB)～19000 μg/L(MCB)、生存では<1400～3890 μg/L (MCB)である。魚類の NOEC は 18 μg/L(PeCB)～8500 μg/L(MCB)である。本 Table には、標準化生態毒性試験のデータも含まれているが、クロロベンゼンによる作用により高い感度を示した種もすべて含まれている。クロロベンゼンは試験系から気化しやすく(塩素置換数が少ないほど気化しやすい)、実際に暴露した量はもっと少ない可能性があるため、これらのデータを解釈する場合には注意が必要である。

MCB の濃度が 2.5 mmol/L(282 mg/L)を超えると *Pseudomonas* sp. 株 RHO1 に対して有毒であることがわかった。前もって MCB に暴露させた細胞では、濃度 3.5 mmol/L(394 mg/L)を超えると毒性作用が現れる(Fritz et al., 1992)。Figueroa と Simmons (1991)は、珪藻類 *Cyclotella meneghiniana* の DNA へのクロロベンゼンの作用を測定した。測定し

Table 3: Acute toxicity of chlorobenzenes to aquatic species.

Organism	End-point	Chlorobenzene	Test conditions[a]	Concentration (µg/litre)	Reference
Microorganisms — Saltwater					
Diatom (*Cyclotella meneghiniana*)	48-h EC_{50} (DNA measurement)	MCB	M	235 740	Figueroa & Simmons (1991)
		1,2-DCB	M	23 330	Figueroa & Simmons (1991)
		1,3-DCB	M	51 880	Figueroa & Simmons (1991)
		1,4-DCB	M	34 300	Figueroa & Simmons (1991)
		1,2,3-TCB	M	6420	Figueroa & Simmons (1991)
		1,2,4-TCB	M	2830	Figueroa & Simmons (1991)
		1,3,5-TCB	M	590	Figueroa & Simmons (1991)
		1,2,3,5-TeCB	M	1370	Figueroa & Simmons (1991)
		1,2,3,4-TeCB	M	1390	Figueroa & Simmons (1991)
		1,2,4,5-TeCB	M	270	Figueroa & Simmons (1991)
		PeCB	M	8	Figueroa & Simmons (1991)
Invertebrates — Freshwater					
Water flea (*Daphnia magna*)	48-h EC_{50}/LC_{50}	MCB	C M	585.52	Rose et al. (1998)
		MCB	C N	12 900–17 300[b]	Cowgill et al. (1985)
		MCB	C N	5810	Abernethy et al. (1986)
		MCB	C N	86 000	LeBlanc (1980)
		1,2-DCB	C N	2352	Abernethy et al. (1986)
		1,2-DCB	N	740–2200[c]	Canton et al. (1985)
		1,2-DCB	C M	4200–7400	Richter et al. (1983)
		1,2-DCB	C N	2400	LeBlanc (1980)
		1,3-DCB	N	1200–6800[c]	Canton et al. (1985)
		1,3-DCB	N	10 500–13 500	Gersich et al. (1986)
		1,3-DCB	C N	28 000	LeBlanc (1980)
		1,4-DCB	N	700–2200[c]	Canton et al. (1985)
		1,4-DCB	C N	11 000	LeBlanc (1980)
		1,2,3-TCB	C N	1452	Abernethy et al. (1986)
		1,2,4-TCB	C M	1700–2100	Richter et al. (1983)
		1,2,4-TCB	C N	50 000	LeBlanc (1980)
		1,2,4,5-TeCB	C N	>530 000	LeBlanc (1980)
		PeCB	C N	300	Abernethy et al. (1986)
Water flea (*Ceriodaphnia dubia*)	48-h EC_{50}/LC_{50}	MCB	M C	7900–47 000	Rose et al. (1998)
		MCB	C N	8900–11 100[d]	Cowgill et al. (1985)
		1,2-DCB	M C	661.5	Rose et al. (1998)
		1,2,4-TCB	M C	308	Rose et al. (1998)
		1,2,3,4-TeCB	M C	130	Rose et al. (1998)
		PeCB	M C	10	Rose et al. (1998)
Midge (*Tanytarsus dissimilis*)	48-h LC_{50}	1,2-DCB		2300–11 800	Call et al. (1979)
		1,4-DCB		13 000	Call et al. (1983)
Midge (*Chironomus thummi*)	48-h LC_{50}	1,4-DCB	C M	1200	Roghair et al. (1994)
		1,2,3-TCB	C M	1700	Roghair et al. (1994)
		1,2,3,4-TeCB	C M	540–730	Roghair et al. (1994)
		PeCB	C M	230–320	Roghair et al. (1994)

Table 3 (Contd)

Organism	End-point	Chlorobenzene	Test conditions[a]	Concentration (µg/litre)	Reference
Invertebrates — Saltwater					
Fleshy prawn (*Penaeus chinensis*)	96-h LC_{50}	MCB		1720	Yin & Lu (1993)
Crab (*Portunus pelagicus*)	96-h EC_{50} (growth)	MCB	C N	748	Mortimer & Connell (1994)
		1,4-DCB	C N	201	Mortimer & Connell (1994)
		1,2,3-TCB	C N	173	Mortimer & Connell (1994)
		1,2,3,4-TeCB	C N	410	Mortimer & Connell (1994)
		PeCB	C N	87	Mortimer & Connell (1994)
Grass shrimp (*Palaemonetes pugio*)	96-h LC_{50}	1,2-DCB	M	9400	Curtis et al. (1979)
		1,4-DCB	M	69 000	Curtis et al. (1979)
		1,2,4-TCB	M	540	Clark et al. (1987)
Opossum shrimp (*Americamysis bahia*)	96-h LC_{50}	1,3-DCB		2850	US EPA (1978)
		1,2,4-TCB		450	US EPA (1978)
		1,2,4,5-TeCB		1480	US EPA (1978)
		PeCB		160	US EPA (1978)
Fish — Freshwater					
Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)	96-h LC_{50}	MCB	M	4700	Dalich et al. (1982)
		1,2-DCB		1520–1580	Call et al. (1979)
		1,4-DCB		880	Mayer & Ellersieck (1986)
		1,4-DCB		1120	Call et al. (1983)
		1,2,4-TCB		1530	Call et al. (1983)
		1,2,4,5-TeCB	N	1200–10 000[e]	Van Leeuwen et al. (1985)
		PeCB		190	Call et al. (1979)
	16-day LC_{50}	MCB	C N	90	Birge et al. (1979a)
	14-day LC_{50}	1,4-DCB	C M	800	Calamari et al. (1983)
Fathead minnow (*Pimephales promelas*)	96-h LC_{50}	MCB	C M	7700	Marchini et al. (1993)
		MCB	M	16 900	Geiger et al. (1990)
		1,2-DCB	M	6027	Sijm et al. (1993)
		1,3-DCB	M	7800	Carlson & Kosian (1987)
		1,4-DCB	M	4200	Carlson & Kosian (1987)
		1,2,4-TCB	M	2760	Carlson & Kosian (1987)
		1,2,4-TCB	M	2990	Geiger et al. (1990)
		1,2,3,4-TeCB	M	1100	Carlson & Kosian (1987)
		1,2,4,5-TeCB		89–460	Brooke (1991)
Goldfish (*Carassius auratus*)	96-h LC_{50}	MCB	C N	2370–3480[f]	Birge et al. (1979a)
Guppy (*Poecilia reticulata*)	96-h LC_{50}	1,2,3-TCB	M	348	Van Hoogen & Opperhuizen (1988)
		1,2,3-TCB	M	365	Van Hoogen & Opperhuizen (1988)
		PeCB	M	135	Van Hoogen & Opperhuizen (1988)
	14-day LC_{50}	MCB	C N	24 964	Könemann (1981)
		1,2-DCB	C N	5852	Könemann (1981)
		1,3-DCB	C N	7367	Könemann (1981)
		1,4-DCB	C N	3957	Könemann (1981)
		1,2,4-TCB	C N	2393	Könemann (1981)
		1,3,5-TCB	C N	3302	Könemann (1981)

Table 3 (Contd)

Organism	End-point	Chlorobenzene	Test conditions[a]	Concentration (µg/litre)	Reference
Guppy (contd)	14-day LC_{50}	1,2,4,5-TeCB	C N	305	Könemann (1981)
		PeCB	C N	177	Könemann (1981)
Mosquitofish (*Gambusia affinis*)	96-h LC_{50}	1,2,3-TCB	C M	2196	Chaisuksant et al. (1998)
	96-h LC_{50}	PeCB	C M	200	Chaisuksant et al. (1998)
Largemouth bass (*Micropterus salmoides*)	7.5-day LC_{50}	MCB	C M	50–60[g]	Birge et al. (1979b)
Zebrafish (*Brachydanio rerio*)	28-day LC_{50}	MCB	M	10 300	Van Leeuwen et al. (1990)
	7- to 28-day NOEC	MCB	M	8500	Van Leeuwen et al. (1990)
	14- to 28-day NOEC	1,4-DCB	M	2100	Van Leeuwen et al. (1990)
	28-day LC_{50}	1,2,3-TCB	M	990	Van Leeuwen et al. (1990)
	14- to 28-day NOEC	1,2,3-TCB	M	450	Van Leeuwen et al. (1990)
	14- to 28-day NOEC	1,2,4-TCB	M	450	Van Leeuwen et al. (1990)
	28-day LC_{50}	1,2,3,4-TeCB	M	410	Van Leeuwen et al. (1990)
	7- to 21-day NOEC	1,2,3,4-TeCB	M	310	Van Leeuwen et al. (1990)
	7- to 28-day NOEC	PeCB	M	110	Van Leeuwen et al. (1990)
Fish — Saltwater					
Dover sole (*Solea solea*)	96-h LC_{50}	MCB	C M	5821	Furay & Smith (1995)
European flounder (*Platichthys flesus*)	96-h LC_{50}	MCB	C M	6609	Furay & Smith (1995)
		1,2-DCB	C M	4616	Furay & Smith (1995)
		1,2,4-TCB	C M	8585	Furay & Smith (1995)
Sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*)	96-h LC_{50}	MCB	N	10 000	Heitmuller et al. (1981)
		1,2-DCB	N	9700	Heitmuller et al. (1981)
		1,3-DCB	N	7800	Heitmuller et al. (1981)
		1,4-DCB	N	7400	Heitmuller et al. (1981)
		1,2,4-TCB	N	21 000	Heitmuller et al. (1981)
		1,2,3,5-TeCB	N	3700	Heitmuller et al. (1981)
		1,2,4,5-TeCB	N	800	Heitmuller et al. (1981)
		1,2,4,5-TeCB	M	330	Ward et al. (1981)
		PeCB	N	800	Heitmuller et al. (1981)
Sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*)	28-day NOEC (growth)	PeCB		18–86[h]	Hansen & Cripe (1991)
	28-day NOEC (survival)	PeCB		19–120[h]	Hansen & Cripe (1991)

[a] C = test carried out in a closed exposure system; M = measured exposure concentration; N = nominal exposure concentration.
[b] Range of values for differences in temperature: 12 900 refers to 20 °C, 17 300 refers to 24 °C.
[c] Range indicated difference between EC_{50} (lower value) and LC_{50} (upper value).
[d] Range of values for differences in temperature: 8900 refers to 20 °C, 11 100 refers to 24 °C.
[e] Range of values for different life stages: 10 000 refers to all egg stages and sac fry; 1200 refers to early fry.
[f] Range of values for differences in water hardness: 2370 refers to 200 mg calcium carbonate/litre; 3480 refers to 50 mg calcium carbonate/litre.
[g] Range of values for differences in water hardness: 50 refers to 50 mg calcium carbonate/litre; 60 refers to 200 mg calcium carbonate/litre.
[h] Range of values due to interlaboratory comparisons.

Table 4: Chronic toxicity of chlorobenzenes to aquatic organisms.

Organism	End-point	Chlorobenzene	Test conditions[a]	Concentration (µg/litre)	Reference
Microorganisms — Freshwater					
Green algae (*Pseudokirchneriella subcapitata*)[b]	72-h EC_{50} (population)	MCB	N	202 000	US EPA (1978)
		1,2-DCB	N	76 100	US EPA (1978)
		1,3-DCB	N	5280	US EPA (1978)
		1,4-DCB	N	77 500	US EPA (1978)
		1,2,4-TCB	N	21 700	US EPA (1978)
		1,2,3,5-TeCB	N	14 700	US EPA (1978)
		PeCB	N	13 000	US EPA (1978)
Invertebrates — Freshwater					
Water flea (*Daphnia magna*)	10-day LC_{50}	MCB	C N	16 000	Cowgill & Milazzo (1991)
	9- to 11-day NOEC (survival)	MCB	C N	<1400	Cowgill & Milazzo (1991)
	9- to 11-day EC_{50} (reproduction)	MCB	C N	15 000–19 000[c]	Cowgill & Milazzo (1991)
	9- to 11-day NOEC (reproduction)	MCB	C N	6500–11 000[d]	Cowgill & Milazzo (1991)
	Four-brood EC_{50} (reproduction)	MCB	M	1912	De Wolf et al. (1988)
	Four-brood NOEC (reproduction)	MCB	M	1004	De Wolf et al. (1988)
	14-day EC_{50} (reproduction)	1,2-DCB	C M	550	Calamari et al. (1983)
	16-day EC_{50} (reproduction)	1,3-DCB	M	1400	Hermens et al. (1984)
	14-day EC_{50} (reproduction)	1,4-DCB	C M	930	Calamari et al. (1983)
	14-day EC_{50} (reproduction)	1,2,3-TCB	C M	200	Calamari et al. (1983)
	Four-brood EC_{50} (reproduction)	1,2,4-TCB	M	330	De Wolf et al. (1988)
	Four-brood NOEC (reproduction)	1,2,4-TCB	M	182	De Wolf et al. (1988)
	14-day EC_{50} (reproduction)	1,2,4-TCB	C M	450	Calamari et al. (1983)
	Four-brood EC_{50} (reproduction)	1,2,3,4-TeCB	M	90	De Wolf et al. (1988)
	Four-brood NOEC (reproduction)	1,2,3,4-TeCB	M	55	De Wolf et al. (1988)
	Four-brood EC_{50} (reproduction)	PeCB	M	61	De Wolf et al. (1988)
	Four-brood NOEC (reproduction)	PeCB	M	32	De Wolf et al. (1988)
Water flea (*Ceriodaphnia dubia*)	7-day LC_{50}	MCB	C N	24 000	Cowgill & Milazzo (1991)
	7- to 10-day NOEC (survival)	MCB	C N	3890	Cowgill & Milazzo (1991)
	7- to 10-day EC_{50} (reproduction)	MCB	C N	14 000–26 000[e]	Cowgill & Milazzo (1991)
	7- to 10-day NOEC (reproduction)	MCB	C N	12 000–19 000[f]	Cowgill & Milazzo (1991)

Table 4 (Contd)

Organism	End-point	Chlorobenzene	Test conditions[a]	Concentration (µg/litre)	Reference
Invertebrates — Saltwater					
Crab (*Portunus pelagicus*)	40-day NOEC (growth)	MCB	C N	125	Mortimer & Connell (1995)
		1,4-DCB	C N	31	Mortimer & Connell (1995)
		1,2,3-TCB	C N	25	Mortimer & Connell (1995)
		1,2,3,4-TeCB	C N	17	Mortimer & Connell (1995)
		PeCB	C N	5	Mortimer & Connell (1995)
Fish — Freshwater					
Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)	85-day LOEC (growth)	1,2,4-TCB	M	36.3–90.75	Hodson et al. (1991)
	85-day LOEC (survival)	1,2,4-TCB	M	454–853	Hodson et al. (1991)
Fish — Saltwater					
Sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*)	28-day NOEC (growth)	PeCB		18–88[g]	Hansen & Cripe (1991)
	28-day NOEC (survival)	PeCB		19–120[g]	Hansen & Cripe (1991)

[a] C = test carried out in a closed exposure system; M = measured exposure concentration; N = nominal exposure concentration.
[b] Previously known as *Selenastrum capricornutum*.
[c] Range of EC_{50} values refers to different measurements of reproduction. EC_{50} values for progeny, broods, and mean brood size were 15 000, 19 000, and 16 000 µg/litre, respectively.
[d] Range of NOEC values refers to different measurements of reproduction. NOEC values for progeny, broods, and mean brood size were 11 000, 11 000, and 6500 µg/litre, respectively.
[e] Range of EC_{50} values refers to different measurements of reproduction. EC_{50} values for progeny, broods, and mean brood size were 14 000, 26 000, and 22 000 µg/litre, respectively.
[f] Range of NOEC values refers to different measurements of reproduction. NOEC values for progeny, broods, and mean brood size were 19 000, 19 000, and 12 000 µg/litre, respectively.
[g] Range of values due to interlaboratory comparisons.

た DNA 量は、細胞バイオマスの生物学的指標として使用された。毒性は、置換塩素数が増えると上昇し、物理化学的性質および構造特性に関係していた。毒性は、水相と生物相の分配の観点から説明できる。

MCB のオオミジンコ(*Daphnia magna*)およびニセネコゼミジンコ(*Ceriodaphnia dubia*)に対する急性毒性は、20℃での場合のほうが 24℃より強い。オオミジンコおよびニセネコゼミジンコに対する 48 時間 50%致死濃度(LC_{50}) は、それぞれ 20℃で 12900 および 8900 µg/L、24℃で 17300 および 11100 µg/L である(Cowgill et al., 1985)。Rose ら(1998)は、クロロベンゼンへの感受性は、ニセネコゼミジンコがオオミジンコよりほぼ 4 倍高いと報告している。Richter ら(1983)は、オオミジンコに対する 1,3-DCB および 1,2,4-TCB の急性 48 時間 LC_{50} および慢性 28 日間 NOEC を比較した。オオミジンコの急性：慢性毒性の比率は、1,3-DCB で 5.1、1,2,4-TCB で 3.0 と算出された。慢性毒性の発現を示す成虫 1 匹あたりの幼虫産生数と成虫の体長は、統計的に有意な影響の測定に、同等の感度を有している(Richter et al., 1983; De Wolf et al., 1988)。ユスリカ科の一種 *Chironomus riparius* の幼虫に対するクロロベンゼンの毒性は、置換塩素数が増えると強くなる。

LC_{50} : NOEC の比率は、1,4-DCB、1,2,3-TCB、 1,2,3,4-TeCB、PeCB で、それぞれ 13、5.0、 2.3～6.6、2.4 であった(Roghair et al., 1994)。スナガニの一種、タイワンガザミ(*Portunus pelagicus*)に対するクロロベンゼンの毒性は、脱皮時に強く作用する。置換塩素数、およびオクタノール／水分配係数が上昇しても毒性は強くなる(Mortimer & Connell, 1994)。

ゼブラダニオ(*Brachydanio rerio*)の卵に MCB、1,4-DCB、1,2,3-TCB、1,2,3,4-TeCB、あるいは PeCB を暴露した場合の生存および胚の孵化率への影響に準拠した NOEC は、7、14、21、28 日と暴露期間が変化してもまったく同じであった(Van Leeuwen et al., 1985)。試験溶液は 1 週間に 3 度とりかえたため、クロロベンゼンの蒸発によって同一の NOEC が得られた可能性はない。ファットヘッドミノー(*Pimephales promelas*)に対する 1,2,4-TCB 暴露の毒性への溶存酸素の影響を Carlson(1987)が調べた。ファットヘッドミノーを濃度 920 µg/L までの 1,2,4-TCB を 4.5、5.6、あるいは 8.1mg/L の溶存酸素で暴露した。すべての溶存酸素濃度で、1,2,4-TCB 濃度 500 µg/L まで生存あるいは成長に影響はなかった。920 µg/L 暴露で生存率および平均体重の低下が認められ、酸素濃度が低いほど毒性は強くなった。Van Hoogan と Opperhuizen(1988)は、急性毒性試験で、死後のグッピー(*Poecilia reticulata*)の組織中クロロベンゼン濃度を算出した。1,2,3-TCB、1,2,3,4-TeCB、PeCB の致死濃度は同一で、2.0～2.5 mmol/kg 魚体重であった。フラウンダー*Platichthys flesus* およびシタビラメ *Solea solea* に対するクロロベンゼンの毒性は、置換塩素数が増えると高くなり、それぞれの種で同一であった(Furay & Smith, 1995)。シープスヘッドミノー(*Cyprinodon Variegatus*)のクロロベンゼン名目濃度での暴露による LC_{50} は、暴露時間 48 時間、72 時間、96 時間で同一であった。これは、MCB および DCB の場合にとりわけ当てはまり、試験物質の気化を示唆している(Heitmuller et al., 1981)。

7.2 陸生環境

lux 遺伝子を導入した陸生細菌 *Pseudomonas fluorescens* に対するクロロベンゼンの毒性は、クロロベンゼンの置換塩素数が増えると強くなることがわかった。毒性は、分子対称性が上昇した場合も強まる。クロロベンゼンの 10 種のコンジェナーの生物発光の抑制に対する EC_{50} は 0.57～118.5 mg/L である(Boyd et al., 1998)。

クロロベンゼンを暴露したレタス(*Lactuca sativa*)の試験では、生長に対する EC_{50} は、7 日間では 2～1000 mg/kg 土壌、14 日では 1～>1000 mg/kg 土壌であった。TeCB まで置換塩素数が増えると毒性が強くなり、PeCB は、MCB を除いてすべてのコンジェナーより毒性が弱かった(Hulzebos et al., 1993)。試験溶液によって明らかにされた LC_{50} は 0.028～9.3 mg/L であった。

Table 5: Toxicity of chlorobenzenes to earthworms.

Species	End-point	Medium[a]	Chlorobenzene[b]	Concentration in soil (mg/kg)	Concentration in pore water (µmol/litre)	Reference
Eisenia andrei	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	MCB	240	1453	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	MCB	446	797	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	DCB*	128	121	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	DCB*	229	347	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	TeCB*	75	1.6	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	TeCB*	233	1.2	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	PeCB	134	0.47	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	PeCB	238	0.25	Van Gestel et al. (1991)
Lumbricus rubellus	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	MCB	547	4281	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	MCB	1107	2243	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	DCB*	184	178	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	DCB*	615	1556	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	TeCB*	112	2.3	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	TeCB*	201	1.1	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Sandy soil (3.7% OM, pH 4.8)	PeCB	115	0.43	Van Gestel et al. (1991)
	LC_{50}	Artificial soil (8.1% OM, pH 5.9)	PeCB	201	0.22	Van Gestel et al. (1991)
Eudrilus eugeniae	LC_{50}	Soil	1,2,4-TCB	0.0016		Callahan et al. (1994)
Allolobaphora tuberculata	LC_{50}	Soil	1,2,4-TCB	0.0018		Callahan et al. (1994)

[a] OM = organic matter.
[b] Asterisk (*) indicates isomer not specified.

ミミズに対するクロロベンゼンの毒性を Table 5 に示す。シマミミズ属の一種 *Eisenia andrei* および アカミミズ *Lumbricus rubellus* の LC_{50} は、TeCB(異性体は非特定)の 75 mg/kg 土壌～MCB の 1107 mg/kg 土壌までである。しかし、結果を間隙水の濃度で表すと、その値は PeCB の 0.22 µmol/L～MCB の 4281 µmol/L である。試験をした他の 2 種の方がさらに感受性が高く、1,2,4-TCB に対する LC_{50} は、0.0016～0.0018 mg/kg 土壌であった。しかし、この報告には土壌のタイプや間隙水濃度が示されておらず、他のミミズの試験と直接比較することは難しい。

他種の陸生生物へのクロロベンゼンの毒性に関してのデータは不足している。

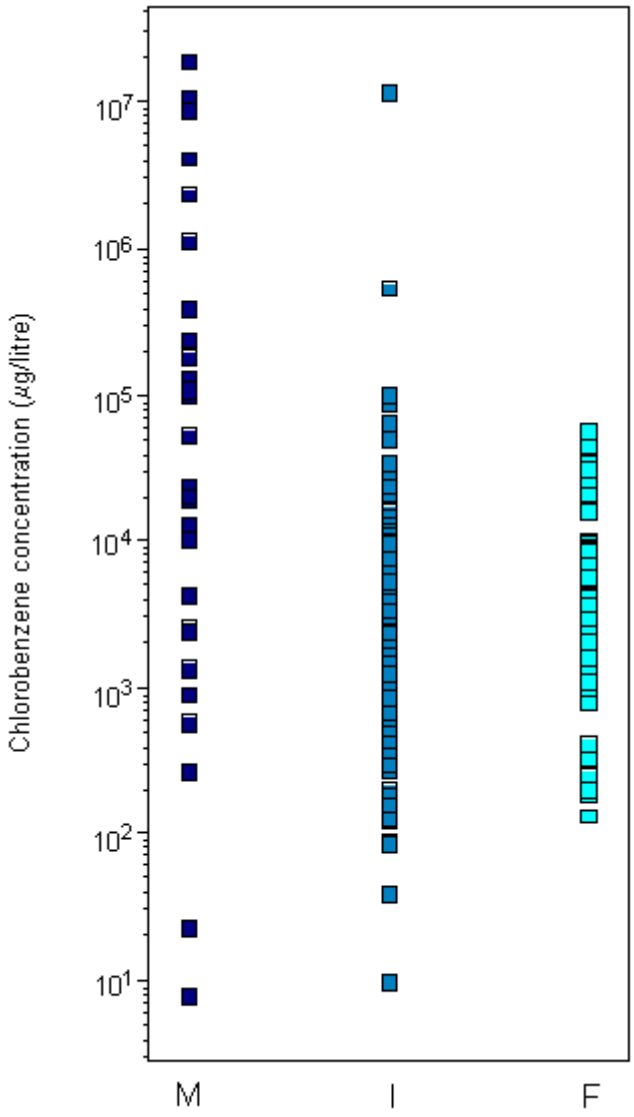


Fig. 1: Acute toxicity of chlorobenzenes (all congeners) to microorganisms (M), invertebrates (I), and fish (F) (data are from Table 3)

8. 影響評価

クロロベンゼンは、製造中、あるいは他の化学製品製造の中間体、溶剤、油性洗浄剤としての使用中に環境へ放出される。農薬や消臭スプレーの担体になっているクロロベンゼンは、それらの使用によって直接環境中に放出される。

環境中に放出されたクロロベンゼンは大気中に気化するが、土壌や底質への吸着も生じる。大気中のクロロベンゼンは、ヒドロキシラジカルとの光化学的酸化反応によって分解

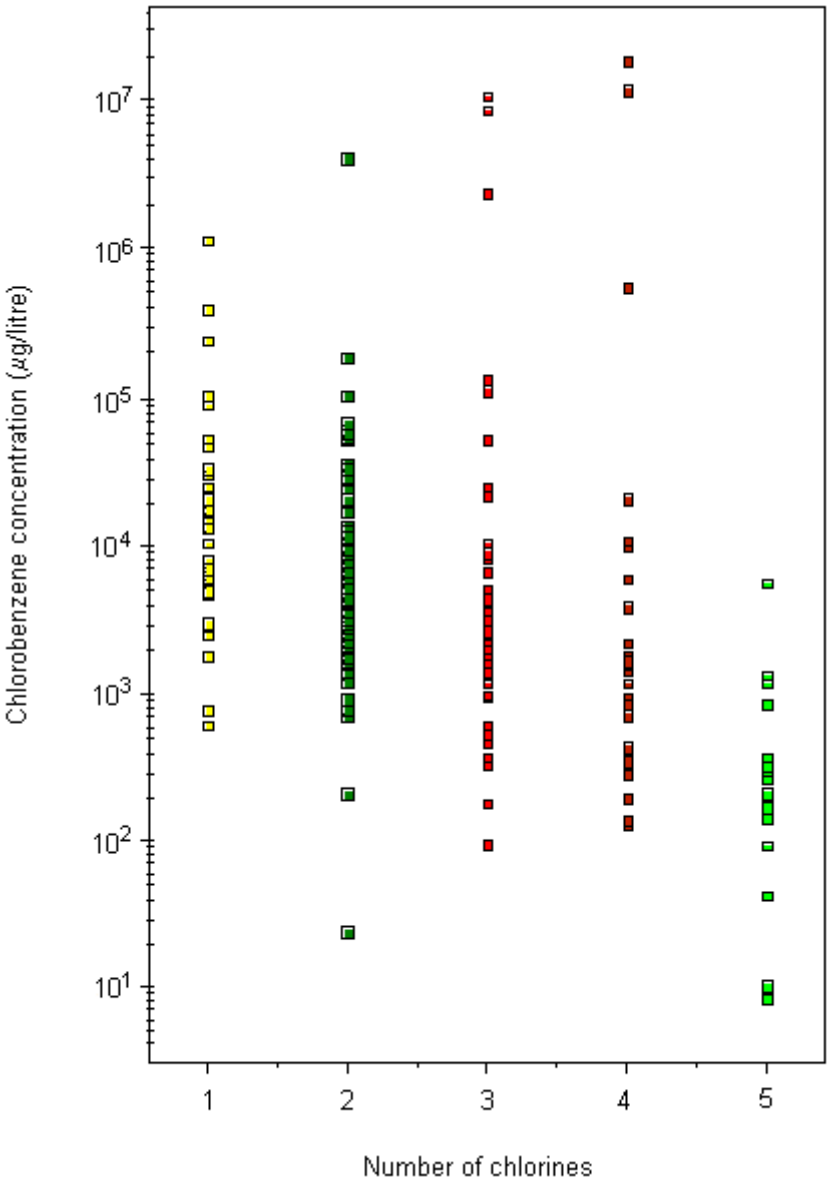


Fig. 2: Acute toxicity of chlorobenzenes to all organisms related to the chlorination of the congeners

される。水生・陸生環境中のクロロベンゼンは生分解されるが、嫌気性条件下では長く存在し続けることがある。

クロロベンゼンの種々のコンジェナーに暴露した様々な水生生物について、極めて広範囲の急性毒性が報告されている。これらをまとめて Figure 1 に示した。これらのデータを解釈する場合、クロロベンゼンが試験系から気化し(置換塩素数が少ないと気化しやすい)、

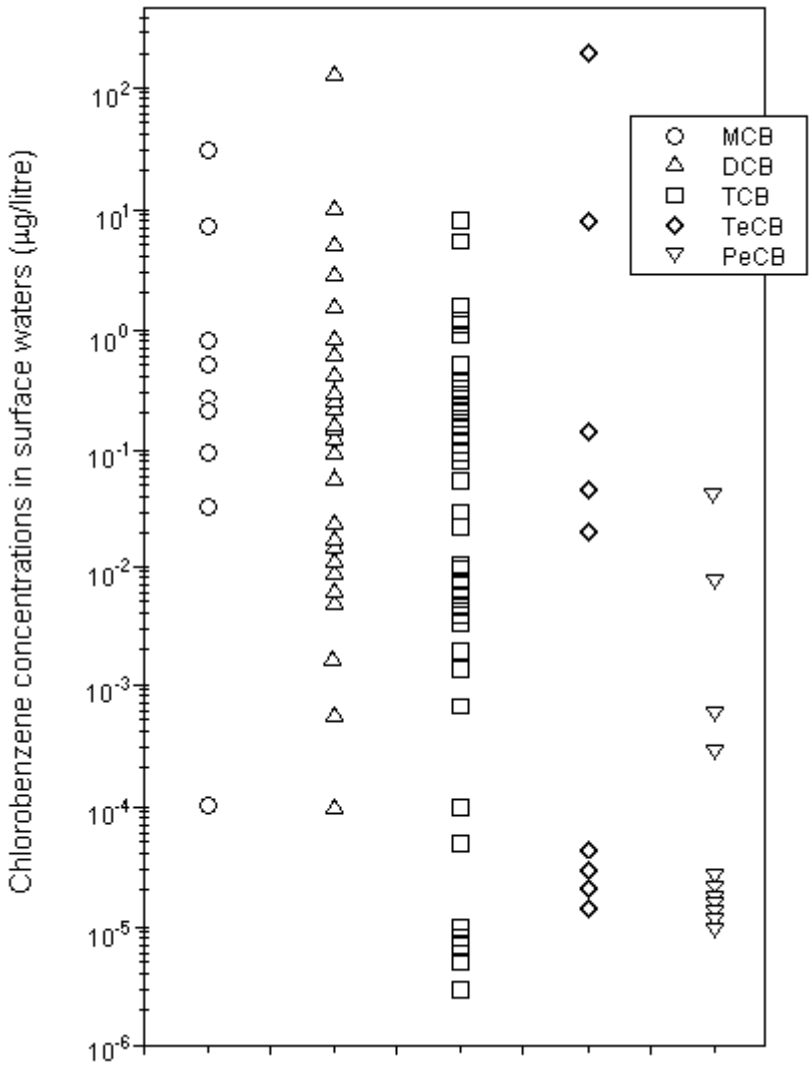


Fig. 3: Concentrations of chlorobenzene congeners in surface waters

実際の暴露はより低濃度であった可能性があることに注意しなければならない。微生物および無脊椎動物の EC_{50} は、それぞれ 8～235000 µg/L および 10～>530000 µg/lL である。魚類の LC_{50} は 135 µg/L 以上である。水生生物に対するクロロベンゼンの毒性は、置換塩素数が増えるごとに強くなるが、置換塩素数が増えると毒性は 1 桁以上強くなるという増え方である(Figure 2)。これは、置換塩素数が多いクロロベンゼンは、取込みおよび生物蓄積が増加することが一因である。

淡水生物(藻類、無脊椎動物、魚類)の慢性毒性試験は入手可能である。最低 NOEC を試験生物、エンドポイントとともに Table 6 に示す。NOEC を報告した無脊椎動物および 1 種類の魚による海洋生物の長期試験も入手することができる。

Table 6: Calculation of risk factors for aquatic organisms.

	MCB	DCBs	TCBs	TeCBs	PeCB
Freshwater					
Lowest freshwater chronic NOEC (µg/litre)	1004 (daphnid reproduction)	550 (daphnid reproduction)[a]	182 (daphnid reproduction)	55 (daphnid reproduction)	32 (daphnid reproduction)
Freshwater PNEC[b] (µg/litre)	20	10	4	1	0.6
Highest measured concentration in fresh water (µg/litre)[c]	>10	>10	8.1	200	0.0006
Risk factor[d] (concentration in fresh water/PNEC)	0.5	1	2	200	0.001
Marine					
Lowest marine chronic NOEC (µg/litre)	125 (crab growth)	31 (crab growth)	25 (crab growth)	17 (crab growth)	5 (crab growth)
Marine/estuarine PNEC[b] (µg/litre)	3	0.6	0.5	0.3	0.1
Highest measured concentration in seawater (µg/litre)[c]	0.5	0.8	5.5	0.02	0.04
Risk factor[d] (concentration in seawater/PNEC)	0.2	1	10	0.07	0.4

[a] Fourteen-day EC_{50} value used in the absence of a suitable NOEC.
[b] PNEC is calculated by dividing the lowest chronic NOEC by an uncertainty factor of 50 and rounding the calculated value to one significant figure.
[c] Concentration values were the highest mean values reported in individual studies. Data from Yamamoto et al. (1997) were not included in this risk assessment, as it was unclear whether the water samples analysed were fresh, estuarine, or marine. Where data were reported as >10 µg/litre, a value of 10 µg/litre was used to calculate the risk factor.
[d] Risk factors are rounded to one significant figure.

表層水で測定されたクロロベンゼン濃度を Figure 3 に示す。本文で考察しなかった研究のデータも追加的に示されている。しかし、これらの研究による濃度範囲は、本文で考察した濃度範囲に含まれている。1970 年代には、MCB および DCB の淡水中濃度は 10 µg/L に達しており、TCB 濃度は 1 µg/L に届いていた(IPCS, 1991a)。1980 年代後半以降に測定されたクロロベンゼン濃度は、MCB が最高 0.6 µg/L、DCB が最高 130 µg/L、TCB がやはり最高 10 µg/L である(Figure 3)。淡水中の TeCB 濃度の最高は 200 µg/L、PeCB は 0.0006 µg/L という数値があるが、これらは古い測定値である(Figure 3)。

淡水中のクロロベンゼンのように大規模に研究された化合物について、水生生物の予測無影響濃度(PNEC)を導き出すには、不確実係数 10 を通常適用する。しかし、藻類に関する長期 NOEC データが不足しているため、慎重に見積もった不確実係数 50 を適用する必要がある。淡水および海水データに付き、これを行った結果を Table 6 に示す。

最低長期 NOEC、PNEC、最高水中濃度、およびリスク係数のまとめを Table 6 に示す。TCB および TeCB を除いてすべてのクロロベンゼンに、1 以下、あるいはかなり 1 より低いリスク係数が出ている。予防的な不確実係数 50 を使用して算出した、淡水および海水中の TCB のリスク係数の 2 および 10、淡水中の TeCB の係数 200 という数値は、とくに海水中の TCB、および淡水中の TeCB にある程度リスクがあることを示唆している。

クロロベンゼンの淡水中濃度のデータセットは限られており、TCB および TeCB の高いリスク係数は、1980 年代初頭から半ばにかけてモニターされた試験から得たものである。TCB の濃度は、スペインの工業地帯の河川において 1980 年代半ばに行われた単一の調査報告であり、最高濃度は、流れの遅い小さな川からの報告である。TeCB の最高濃度は、ごみ投棄場所近傍のものである。これらの場所をフォローアップしたモニター報告は見当たらない。これらの例外的な条件から得られる唯一の結論は、TCB 濃度は、長期毒性を及ぼす濃度を超える可能性があるが、急性毒性は起こさないということである。これらの濃度は、点排出源から得られたものと推定することができる。TCB の測定濃度は全般的にはこれよりかなり低く、リスク係数は 1 未満になると考えられる。

河口や沿岸水域では、より大規模なクロロベンゼン濃度の測定が行われている。沿岸水域で 1 を超えるリスク係数は、1989 年以前の工業プラントの点排出源からである。これらの工場で、排出規制やクロロベンゼン代替物の使用などを行った後のモニター結果が入手できた。これら最近のデータでは、TCB 濃度は、オーダーが 1 桁か 2 桁低くなっている。淡水の場合と同様に、野放しの点排出源からの TCB 放出は、近傍の生物にとって高いリスクになる。

陸生生物に関するデータは、毒性研究および土壌中測定濃度ともにリスク評価をするには不十分である。

9. 国際機関によるこれまでの評価

クロロベンゼンについては、世界保健機関(WHO)が 1991 年にレビューしている(IPCS,1991a)。

REFERENCES

Abernethy S, Bobra AM, Shiu WY, Wells PG, Mackay D (1986) Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans. The key role of organism–water partitioning. *Aquatic Toxicology*, 8:163–174.

Alberti J (1983) Organic contaminants in river sediments. *Vom Wasser*, 61:149–154.
Anderson TA, Beauchamp JJ, Walton BT (1991) Organic chemicals in the environment. Fate of volatile and semivolatile organic chemicals in soils: Abiotic versus biotic losses. *Journal of Environmental Quality*, 20(2):420–424.

Arnts RR, Seila RL, Bufalini JJ (1989) Determination of room temperature OH rate constants for acetylene, ethylene dichloride, ethylene dibromide, *p*-dichlorobenzene and carbon disulfide. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 39(4):453–460.

Atkinson R, Aschmann SM, Winer AM, Pitts JN Jr (1985) Atmospheric gas phase loss processes for chlorobenzene, benzotrifluoride, and 4-chlorobenzotrifluoride, and generalization of predictive techniques for atmospheric lifetimes of aromatic compounds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 14(4):417–425.

ATSDR (1990) *Toxicological profile for chlorobenzene*. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

ATSDR (1998) *Toxicological profile for 1,4-dichlorobenzene (update)*. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Ball WP, Roberts PV (1991) Long-term sorption of halogenated organic chemicals by aquifer material. 1. Equilibrium. *Environmental Science and Technology*, 25(7):1223–1237.

Barber LB II (1988) Dichlorobenzene in ground water: Evidence for long-term persistence. *Ground Water*, 26(6):696–732.

Barber LB II, Thurman EM, Runnells DR (1992) Geochemical heterogeneity in a sand and gravel aquifer: Effect of sediment mineralogy and particle size on the sorption of chlorobenzenes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 9(1–2):35–54.

Bartholomew GW, Pfaender FK (1983) Influence of spatial and temporal variations on organic pollutant biodegradation rates in an estuarine environment. *Applied Environmental Microbiology*, 45(1):103–109.

Beil S, Happe B, Timmis KN, Pieper DH (1997) Genetic and biochemical characterization of the broad spectrum chlorobenzene dioxygenase from *Burkholderia* sp. strain PS12: dechlorination of 1,2,4,5-tetrachlorobenzene. *European Journal of Biochemistry*, 247(1):190–199.

Belfroid AC, Sijm DTH (1998) Influence of soil organic matter content on elimination rates of hydrophobic compounds in the earthworm: Possible causes and consequences. *Chemosphere*, 37(7):1221–1234.

Belfroid A, Van Wezel A, Sikkenk M, Van Gestel K, Seinen W, Hermens J (1993) The toxicokinetic behavior of chlorobenzenes in earthworms (*Eisenia andrei*): Experiments in water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25(2):154–165.

Belfroid A, Sikkenk M, Seinen W, Van Gestel K, Hermens J (1994) The toxicokinetic behavior of chlorobenzenes in earthworm (*Eisenia andrei*) experiments in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(1):93–99.

Belfroid A, Van den Berg M, Seinen W, Hermens J, Van Gestel K (1995) Uptake, bioavailability and elimination of hydrophobic compounds in earthworms (*Eisenia andrei*) in field-contaminated soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(4):605–612.

Beurskens JEM, Stams AJM, Zehnder AJB, Bachmann A (1991) Relative biochemical reactivity of three hexachlorocyclohexane isomers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 21(2):128–136.

Birge WJ, Black JA, Bruser DM (1979a) *Toxicity of organic chemicals to embryo-larval stages of fish.* Washington, DC, US Environmental Protection Agency (Report No. EPA

560/11-79-007).

Birge WJ, Black JA, Hudson JE, Bruser DM (1979b) Embryo-larval toxicity tests with organic compounds. In: Marking LL, Kimerle RA, eds. *Aquatic toxicology*. Philadelphia, PA, American Society for Testing and Materials, pp. 131–147.

Bossi R, Larsen B, Premazzi G (1992) Polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in bottom sediment cores of Lake Garda (Italy). *The Science of the Total Environment*, 121:77–93.

Boyd EM, Meharg AA, Wright J, Killham K (1998) Toxicity of chlorobenzenes to a *lux*-marked terrestrial bacterium, *Pseudomonas fluorescens. Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(11):2134–2140.

Brooke LT (1991) *Results of freshwater exposures with the chemicals atrazine, biphenyl, butachlor, carbaryl, carbazole, dibenzofuran, 3,3-dichlorodibenzidine, dichlorvos.* Superior, WI, University of Wisconsin – Superior, Center for Lake Superior Environmental Studies.

Brunsbach FR, Reineke W (1994) Degradation of chlorobenzenes in soil slurry by a specialized organism. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 42(2–3):415–420.

Brusseau ML (1991) Cooperative sorption of organic chemicals in systems composed of low organic carbon aquifer materials. *Environmental Science and Technology*, 25(10):1747–1752.

Bunce NJ, Landers JP, Langshaw JA, Nakai JS (1989) An assessment of the importance of direct solar degradation of some simple chlorinated benzenes and biphenyls in the vapor phase. *Environmental Science and Technology*, 23(2):213–218.

Calamari D, Galassi S, Setti F, Vighi M (1983) Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms. *Chemosphere*, 12(2):253–262.

Call DJ, Brooke LT, Ahmad N (1979) *Toxicity, bioconcentration and metabolism of selected chemicals in aquatic organisms. Third quarterly report to EPA*. Superior, WI, University of Wisconsin – Superior (Cooperative Agreement No. CR 806864020).

Call DJ, Brooke LT, Ahmad N, Richter JE (1983) *Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms*. Washington, DC, US Environmental Protection Agency (Report No. EPA 600/3-83-095).

Callahan CA, Shirazi MA, Neuhauser EF (1994) Comparative toxicity of chemicals to earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(2):291–298.

Canton JH, Slooff W, Kool HJ, Struys J, Gouw TJM, Wegman RCC, Piet GJ (1985) Toxicity, biodegradability and accumulation of a number of Cl/N-containing compounds for classification and establishing water quality criteria. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 5:123–131.

Carlson AR (1987) Effects of lowered dissolved oxygen concentration on the toxicity of 1,2,4-trichlorobenzene to fathead minnows. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38(4):667–673.

Carlson AR, Kosian PA (1987) Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16(2):129–135.

Chaisuksant Y, Yu Q, Connell DW (1998) Effects of halobenzenes on growth rate of fish (*Gambusia affinis*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 39(2):120–130.

Chemical Daily Company (1999) [*1999 annual of chemical industry*.] Tokyo, The Chemical Daily Company Limited, p. 193 (in Japanese).

Chemical Daily Company (2000) [*2000 annual of chemical industry*.] Tokyo, The Chemical Daily Company Limited, p. 718 (in Japanese).

Chiou CT, Shoup TD (1985) Soil sorption of organic vapors and effects of humidity on sorptive mechanism and capacity. *Environmental Science and Technology*, 19(12):1196–1200.

Choudhry GG, Hutzinger O (1984) Acetone-sensitized and nonsensitized photolyses of tetra-, penta-, and hexachlorobenzenes in acetonitrile–water mixtures:

Photoisomerization and formation of several products including polychlorobiphenyls. *Environmental Science and Technology*, 18(4):235–241.

Chu W, Jafvert CT (1994) Photodechlorination of polychlorobenzene congeners in surfactant micelle solutions. *Environmental Science and Technology*, 28(13):2415–2422.

Ciborowski JJH, Corkum LD (1988) Organic contaminants in adult aquatic insects of the St. Clair and Detroit rivers, Ontario, Canada. *Journal of Great Lakes Research*, 14(2):148–156.

Clark JR, Patrick JM, Moore JC, Lores EM (1987) Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and amphioxus (*Branchiostoma caribaeum*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16:401–407.

Cobb GP, Norman DM, Kendall RJ (1994) Organochlorine contaminant assessment in great blue herons using traditional and nonlethal monitoring techniques. *Environmental Pollution*, 83(3):299–309.

Cowgill UM, Milazzo DP (1991) The sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* to seven chemicals utilizing the three-brood test. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20(2):211–217.

Cowgill UM, Takahashi IT, Applegath SL (1985) A comparison of the effect of four benchmark chemicals on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia-affinis* tested at two different temperatures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4:415–422.

Curtis MW, Copeland TL, Ward CH (1979) Acute toxicity of 12 industrial chemicals to freshwater and saltwater organisms. *Water Research*, 13:137–141.

Dalich GM, Larson RE, Gingerich WH (1982) Acute and chronic toxicity studies with monochlorobenzene in rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, 2:127–142.

De Boer J, Van der Valk F, Kerkhoff MAT, Hagel P, Brinkman UAT (1994) 8-year study on the elimination of PCBs and other organochlorine compounds from eel

(*Anguilla anguilla*) under natural conditions. *Environmental Science and Technology*, 28(13):2242–2248.

De Bont JAM, Vorage M, Hartmans S, Van Den Tweel WJJ (1986) Microbial degradation of 1,3-dichlorobenzene. *Applied Environmental Microbiology*, 52(4):677–680.

De Wolf W, Canton JH, Deneer JW, Wegman RCC, Hermens JLM (1988) Quantitative structure–activity relationships and mixture-toxicity studies of alcohols and chlorohydrocarbons: Reproducibility of effects on growth and reproduction of *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 12(1):39–49.

Dietz A, Schnoor JL (2001) Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, 109(Suppl. 1):163–168.

Dilling WL, Gonsior SJ, Boggs GU, Mendoza CG (1988) Organic photochemistry. 20. A method for estimating gas-phase rate constants for reactions of hydroxyl radicals with organic compounds from their relative rates of reaction with hydrogen peroxide under photolysis in 1,1,2-trichlorotrifluoroethane solution. *Environmental Science and Technology*, 22(12):1447–1453.

Dilmeghani M, Zahir KO (2001) Kinetics and mechanism of chlorobenzene degradation in aqueous samples using advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Quality*, 30(6):2062–2070.

DiVincenzo JP, Dentel SK (1996) Sorption–desorption of 1,2,4-trichlorobenzene on soil: Anionic surfactant and cationic polyelectrolyte effects. *Journal of Environmental Quality*, 25(6):1193–1202.

Dulin D, Drossman H, Mill T (1986) Products and quantum yields for photolysis of chloroaromatics in water. *Environmental Science and Technology*, 20(1):72–77.
EC (2001) *1,4-Dichlorobenzene risk assessment*. Ispra, European Commission (Report R001-0105-ENV-HH).

EC (2003) *1,2,4-Trichlorobenzene summary risk assessment report*. Ispra, European Commission, Joint Research Centre (Special Publication I.02.157).

Elder VA, Proctor BL, Hites RA (1981) Organic compounds found near dump sites in Niagara Falls, New York. *Environmental Science and Technology*, 15(10):1237–1243.

Fairlee JR, Burback BL, Perry JJ (1997) Biodegradation of groundwater pollutants by a combined culture of *Mycobacterium vaccae* and a *Rhodococcus* sp. *Canadian Journal of Microbiology*, 43(9):841–846.

Faschan A, Tittlebaum M, Cartledge F (1993) Nonionic organic partitioning onto organoclays. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 10(3):313–322.

Feidieker D, Kampfer P, Dott W (1994) Microbiological and chemical evaluation of a site contaminated with chlorinated aromatic compounds and hexachlorocyclohexanes. *FEMS Microbiology Ecology*, 15(3–4):265–278.

Fielding M, Gibson TM, James HA (1981) Levels of trichloroethylene and *p*-dichlorobenzene in groundwaters. *Environmental Technology Letters*, 2(12):545–550.

Figge K, Metzdorf U, Nevermann J, Schmiese J, Keskin M, Fortnagel P, Wittich R-M (1993) Bakterielle mineralisierung von dibenzofuran, dibenzo-*p*-dioxin und 1,2,4,5-tetrachlorobenzol in Böden. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 5(3):122–130.

Figueroa IDC, Simmons MS (1991) Structure–activity relationships of chlorobenzenes using DNA measurement as a toxicity parameter in algae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10(3):323–329.

Fritz H, Reineke W, Schmidt E (1992) Toxicity of chlorobenzene on *Pseudomonas* sp. strain RHO1, a chlorobenzene-degrading strain. *Biodegradation*, 2:165–170.

Furay VJ, Smith S (1995) Toxicity and QSAR of chlorobenzenes in two species of benthic flatfish, flounder (*Platichthys flesus* L.) and sole (*Solea solea* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(1):36–42.

Galassi S, Calamari D (1983) Toxicokinetics of 1,2,3 and 1,2,4 trichlorobenzenes in

early life stages of *Salmo gairdneri*. *Chemosphere*, 12(11–12):1599–1603.

Gallard H, De Laat J (2001) Kinetics of oxidation of chlorobenzenes and phenyl-ureas by Fe(II)/H_2O_2 and Fe(III)/H_2O_2. Evidence of reduction and oxidation reactions of intermediates by Fe(II) or Fe(III). *Chemosphere*, 42(4):405–413.

Gebauer MB, Weseloh DV (1993) Accumulation of organic contaminants in sentinel mallards utilizing confined disposal facilities at Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 25(2):234–243.

Geiger DL, Brooke LT, Call DJ, eds. (1990) *Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (Pimephales promelas). Vol. 5.* Superior, WI, University of Wisconsin – Superior, Center for Lake Superior Environmental Studies.

Gejlsbjerg B, Klinge C, Madsen T (2001) Mineralization of organic contaminants in sludge–soil mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(4):698–705.

Gersich FM, Blanchard FA, Applegath SL, Park CN (1986) The precision of daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) static acute toxicity tests. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 15(6):741–749.

Gess P, Pavlostathis SG (1997) Desorption of chlorinated organic compounds from a contaminated estuarine sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(8):1598–1605.

Geyer H, Scheunert I, Korte F (1985) Relationship between the lipid content of fish and their bioconcentration potential of 1,2,4-trichlorobenzene. *Chemosphere*, 14(5):545–555.

Giddings M, Meek ME, Gomes R (1994a) Pentachlorobenzene: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and Health, Part C, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, 12(2):435–441.

Giddings M, Meek ME, Gomes R (1994b) Tetrachlorobenzenes: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and*

Health, Part C, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews, 12(2):473–481.

Giddings M, Meek ME, Gomes R (1994c) Trichlorobenzenes: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and Health, Part C, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, 12(2):517–525.

Gomez Belinchon JI, Grimalt JO, Albaiges J (1991) Volatile organic compounds in two polluted rivers in Barcelona (Catalonia, Spain). *Water Research*, 25(5):577–589.

Götz R, Friesel P, Roch K, Papke O, Ball M, Lis A (1993) Polychlorinated *p*-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and other chlorinated compounds in the river Elbe: Results on bottom sediments and fresh sediments collected in sedimentation chambers. *Chemosphere*, 27(1–3):105–111.

Grosjean D (1991) Atmospheric fate of toxic aromatic compounds. *The Science of the Total Environment*, 100:367–414.

Hanai Y, Katou T, Jimma T, Nomura K (1985) [The movement of *p*-dichlorobenzene in the atmosphere.] *Yokohama Kokuritsu Daigaku Kankyo Kagaku Kenkyu Senta Kiyo*, 12:31–39 (in Japanese).

Hansen DJ, Cripe GM (1991) Interlaboratory comparisons of the early life stage toxicity test using sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). In: Mayes MA, Barron MG, eds. *Aquatic toxicology and risk assessment.* Vol. 14. Philadelphia, PA, American Society for Testing and Materials (Special Technical Publication No. 1124).

Harner T, Mackay D (1995) Measurement of octanol–air partition coefficients for chlorobenzenes, PCBs, and DDT. *Environmental Science and Technology*, 29(6):1599–1606.

Harper DJ, Ridgeway IM, Leatherland TM (1992) Concentrations of hexachlorobenzene, trichlorobenzenes and chloroform in the waters of the Forth Estuary, Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 24(5):244–249.

He Y, Wang Y, Lee HK (2000) Trace analysis of ten chlorinated benzenes in water by headspace solid-phase microextraction. *Journal of Chromatography A*, 874(1):149–154.

Heitmuller PT, Hollister TA, Parrish PR (1981) Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 27:596–604.

Hermanson MH, Monosmith CL, Donnelly-Kelleher MT (1997) Seasonal and spatial trends of certain chlorobenzene isomers in the Michigan atmosphere. *Atmospheric Environment*, 31(4):567–573.

Hermens J, Canton H, Steyger N, Wegman R (1984) Joint effects of a mixture of 14 chemicals on mortality and inhibition of reproduction of *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 5:315–322.

Hiatt MH (1981) Analysis of fish and sediment for volatile priority pollutants. *Analytical Chemistry*, 53(9):1541–1543.

Hodson PV, Parisella B, Blunt B, Gray B, Kaiser KLE (1991) *Quantitative structure–activity relationships for chronic toxicity of phenol, p-phenol, 2,4-dichlorophenol, pentachlorophenol, p-nitrophenol*. Ottawa, Ontario, Fisheries and Oceans Canada (Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1784).

Hoff RM, Muir DCG, Grift NP (1992) Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 1. Air concentration data. *Environmental Science and Technology*, 26(2):266–275.

Holliger C, Schraa G, Stams AJM, Zehnder AJB (1992) Enrichment and properties of an anaerobic mixed culture reductively dechlorinating 1,2,3-trichlorobenzene to 1,3-dichlorobenzene. *Applied Environmental Microbiology*, 58(5):1636–1644.

Hulzebos EM, Adema DMM, Dirven-Van Breemen EM, Henzen L, Van Dis WA, Herbold HA, Hoekstra JA, Baerselman R, Van Gestel CAM (1993) Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12:1079–1094.

Huybrechts T, Dewulf J, Moerman O, Van Langenhove H (2000) Evaluation of purge-and-trap–high-resolution gas chromatography–mass spectrometry for the determination of 27 volatile organic compounds in marine water at the ng l^{-1} concentration level. *Journal of Chromatography A*, 893(2):367–382.

IPCS (1991a) *Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 128).

IPCS (1991b) *Lindane*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 124).

IPCS (1997) *Hexachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 195).

IPCS (2000) *1,3-Dichlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 1095).

IPCS (2003a) *1,4-Dichlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 0037).

IPCS (2003b) *1,3,5-Trichlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 0344).

IPCS (2003c) *Pentachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 0531).

IPCS (2003d) *Chlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 0642).

IPCS (2003e) *1,2,4,5-Tetrachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 0676).

IPCS (2003f) *1,2,4-Trichlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 1049).

IPCS (2003g) *1,2-Dichlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 1066).

IPCS (2003h) *1,2,3-Trichlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Card 1222).

Jan J, Zupancic Kralj L, Kralj B, Marsel J (1994) The influence of exposure time and transportation routes on the pattern of organochlorines in plants from a polluted region. *Chemosphere*, 29(8):1603–1610.

Jungclaus GA, Lopez-Avila V, Hites RA (1978) Organic compounds in an industrial wastewater: a case study of their environmental impact. *Environmental Science and Technology*, 12(1):88–96.

Keener WK, Arp DJ (1994) Transformations of aromatic compounds by *Nitrosomonas europaea*. *Applied Environmental Microbiology*, 60(6):1914–1920.

Kiernicka J, Seignez C, Peringer P (1999) *Escherichia hermanii* — A new bacterial strain for chlorobenzene degradation. *Letters in Applied Microbiology*, 28(1):27–30.

Klöpffer W, Frank R, Kohl EG, Haag F (1986) Quantitative registration of photochemical transformation processes in the troposphere. *Chemiker-Zeitung*, 110(2):57–61.

Klöpffer W, Haag F, Kohl EG, Frank R (1988) Testing of the abiotic degradation of chemicals in the atmosphere: The smog chamber approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 15(3):298–319.

Knezovich JP, Harrison FL (1988) The bioavailability of sediment-sorbed chlorobenzenes to larvae of the midge, *Chironomus decorus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 15:226–241.

Koelmans AA, Jimenez CS (1994) Temperature dependency of chlorobenzene bioaccumulation in phytoplankton. *Chemosphere*, 28(12):2041–2048.

Könemann H (1981) Quantitative structure–activity relationships in fish toxicity studies. Part 1. Relationship for 50 industrial pollutants. *Toxicology*, 19:209–221.

Könemann H, Van Leeuwen K (1980) Toxicokinetics in fish: accumulation and elimination of six chlorobenzenes by guppies. *Chemosphere*, 9:3–19.

Kraaij H, Connell DW (1997) Bioconcentration and uptake kinetics of chlorobenzenes in soy-bean roots. *Chemosphere*, 34(12):2607–2620.

Krost KJ, Pellizzari ED, Walburn SG, Hubbard SA (1982) Collection and analysis of hazardous organic emissions. *Analytical Chemistry*, 54:810–817.

Kuehl DW, Leonard EN, Welch KJ, Veith JD (1980) Identification of hazardous chemicals in fish from the Ashtabula River, Ohio, and Wabash River, Indiana. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 63(6):1238–1244.

Langhorst ML, Nestrick TJ (1979) Determination of chlorobenzenes in air and biological samples by gas chromatography with photoionization detection. *Analytical Chemistry*, 51(12):2018–2025.

Law RJ, Fileman TW, Matthiessen P (1991) Phthalate esters and other industrial organic chemicals in the North and Irish seas. *Water Science and Technology*, 24(10):127–134.

LeBlanc GA (1980) Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 24:684–691.

Lee CL, Fang MD (1997) Sources and distribution of chlorobenzenes and hexachlorobutadiene in surficial sediments along the coast of southwestern Taiwan. *Chemosphere*, 35(9):2039–2050.

Lee S, Kommalapati RR, Valsaraj KT, Pardue JH, Constant WD (2002) Rate-limited

desorption of volatile organic compounds from soils and implications for the remediation of a Louisiana Superfund site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 75(1):87–105.

Lopez-Avila V, Northcutt R, Onstot J, Wickham M, Billets S (1983) Determination of 51 priority organic compounds after extraction from standard reference material. *Analytical Chemistry*, 55(6):881–889.

Lunde G, Ofstad EB (1976) Determination of fat-soluble chlorinated compounds in fish. *Zeitschrift für Analytische Chemie*, 282:395–399.

Mackay D, Di Guardo A, Paterson S, Kicsi G, Cowan CE, Kane DM (1996) Assessment of chemical fate in the environment using evaluative, regional and local-scale models: Illustrative application to chlorobenzene and linear alkylbenzene sulfonates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9):1638–1648.

Marchini S, Hoglund MD, Borderius SJ, Tosato ML (1993) Comparison of the susceptibility of daphnids and fish to benzene derivatives. *The Science of the Total Environment* (1993 Suppl.):799–808.

Martinez E, Llobet I, Lacorte S, Viana P, Barcelo D (2002) Patterns and levels of halogenated volatile compounds in Portuguese surface waters. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(2):253–257.

Masunaga S, Urushigawa Y, Yonezawa Y (1991a) The behaviour of chlorobenzenes in Ise Bay, estimated from their concentrations in various environmental media. *Water Research*, 25(3):289–297.

Masunaga S, Yonezawa Y, Urushigawa Y (1991b) The distribution of chlorobenzenes in the bottom sediments of Ise Bay. *Water Research*, 25(3):275–288.

Masunaga S, Susarla S, Yonezawa Y (1996a) Dechlorination of chlorobenzenes in anaerobic estuarine sediment. *Water Science and Technology*, 33(6):173–180.

Masunaga S, Urushigawa Y, Yonezawa Y, Fukui M (1996b) Partitioning of chlorobenzenes between suspended particulates and water in coastal waters. *Journal*

of Environmental Science and Health, Part A, Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control, 31(4):887–903.

Mayer FL, Ellersieck MR (1986) 1,4-Dichlorobenzene. In: *Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals*. Washington, DC, US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 505 pp.

Meckenstock R, Steinle P, Van der Meer JR, Snozzi M (1998) Quantification of bacterial mRNA involved in degradation of 1,2,4-trichlorobenzene by *Pseudomonas* sp. strain P51 from liquid culture and from river sediment by reverse transcriptase PCR (RT/PCR). *FEMS Microbiology Letters*, 167(2):123–129.

Meek ME, Giddings M, Gomes R (1994a) 1,2-Dichlorobenzene: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and Health, Part C, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, 12(2):269–275.

Meek ME, Giddings M, Gomes R (1994b) 1,4-Dichlorobenzene: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and Health, Part C, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, 12(2):277–285.

Meek ME, Giddings M, Gomes R (1994c) Monochlorobenzene: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and Health, Part C, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, 12(2):409–415.

Meharg AA, Wright J, Osborn D (2000) Chlorobenzenes in rivers draining industrial catchments. *The Science of the Total Environment*, 251/252:243–253.

Melancon MJ, Lech JJ (1985) The uptake, distribution and elimination of di-, tri-, tetra-, and pentachlorobenzene in rainbow trout. *Federation Proceedings*, 44(3):614.

Meunier L, Pilichowski JF, Boule P (2001) Photochemical behaviour of 1,4-dichlorobenzene in aqueous solution. *Canadian Journal of Chemistry*, 79(7):1179–1186.

Miles DH, Mody NV, Minyard JP (1973) Constituents of marsh grass: survey of the essential oils in *Juncus roemerianus*. *Phytochemistry*, 12:1399–1404.

Mortimer MR, Connell DW (1994) Critical internal and aqueous lethal concentrations of chlorobenzenes with the crab *Portunus pelagicus* (L). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 28(3):298–312.

Mortimer MR, Connell DW (1995) Effect of exposure to chlorobenzenes on growth rates of the crab *Portunus pelagicus* (L). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 29(8):1881–1886.

Muir DCG, Ford CA, Grift NP, Stewart REA, Bidleman TF (1992) Organochlorine contaminants in narwhal (*Monodon monoceros*) from the Canadian Arctic. *Environmental Pollution*, 75(3):307–316.

Nielsen PH, Christensen TH (1994) Variability of biological degradation of aromatic hydrocarbons in an aerobic aquifer determined by laboratory batch experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 15(4):305–320.

Nielsen PH, Bjarnadottir H, Winter PL, Christensen TH (1995) *In situ* and laboratory studies of the fate of specific organic compounds in an anaerobic landfill leachate plume. 2. Fate of aromatic and chlorinated aliphatic compounds. *Journal of Contaminant Hydrology*, 20(1–2):51–66.

Nishino SF, Spain JC, Belcher LA, Litchfield CD (1992) Chlorobenzene degradation by bacteria isolated from contaminated groundwater. *Applied Environmental Microbiology*, 58(5):1719–1726.

Nishino SF, Spain JC, Pettigrew CA (1994) Biodegradation of chlorobenzene by indigenous bacteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(6):871–877.

Njoroge BNK, Ball WP, Cherry RS (1998) Sorption of 1,2,4-trichlorobenzene and tetrachloroethene within an authigenic soil profile: Changes in K_{oc} with soil depth. *Journal of Contaminant Hydrology*, 29(4):347–377.

Nowak J, Kirsch NH, Hegemann W, Stan HJ (1996) Total reductive dechlorination of chlorobenzenes to benzene by a methanogenic mixed culture enriched from Saale river sediment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 45(5):700–709.

Oliver BG, Bothen KD (1980) Determination of chlorobenzenes in water by capillary gas chromatography. *Analytical Chemistry*, 52:2066–2069.

Oliver BG, Bothen KD (1982) Extraction and clean-up procedures for measuring chlorobenzenes in sediments and fish by capillary gas chromatography. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 12:131–139.

Oliver BG, Nicol KD (1982) Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from lakes Superior, Huron, Erie, and Ontario. *Environmental Science and Technology*, 16:532–536.

Oliver BG, Niimi AJ (1983) Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: Correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environmental Science and Technology*, 17(5):287–291.

Onuska FI, Terry KA (1985) Determination of chlorinated benzenes in bottom sediment samples by WCOT column gas chromatography. *Analytical Chemistry*, 57(4):801–805.

Otson R, Williams DT (1981) Evaluation of a liquid–liquid extraction technique for water pollutants. *Journal of Chromatography*, 212:187–197.

Otson R, Williams DT (1982) Headspace chromatographic determination of water pollutants. *Analytical Chemistry*, 54(6):942–946.

Pankow JF, Isabelle LM (1982) Adsorption–thermal desorption as a method for the determination of low levels of aqueous organics. *Journal of Chromatography*, 237:25–39.

Pankow JF, Isabelle LM, Asher WE, Kristensen TJ, Peterson ME (1983) Organic compounds in Los Angeles and Portland rain: identities, concentrations, and operative scavenging mechanisms. In: Pruppacher HR, Semonin RG, Slinen WGN, eds.

Precipitation scavenging, dry deposition and resuspensions: Proceedings of the 4th International Conference, Santa Monica, California, 29 November – 3 December 1982. New York, NY, Elsevier, pp. 403–415.

Pellizzari ED, Hartwell TD, Harris BSH, Waddell RD, Whitaker DA, Erikson MD (1982) Purgeable organic compounds in mother's milk. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 28:322–328.

Pereira WE, Hughes BA (1980) Determination of selected volatile organic priority polllutants in water by computerized spectrometry. *Journal of the American Water Works Association*, 72(4):220–230.

Pettigrew CA, Haigler BE, Spain JC (1991) Simultaneous biodegradation of chlorobenzene and toluene by a *Pseudomonas* strain. *Applied Environmental Microbiology*, 57(1):157–162.

Piet GJ, Slingerland P, Bijlsma GH, Morra C (1980) Fast quantitative analysis of a wide variety of halogenated compounds in surface-, drinking-, and ground-water. *Environmental Science Research*, 16:69–80.

Piwoni MD, Wilson JT, Walters DM, Wilson BH, Engfield CG (1986) Behavior of organic pollutants during rapid-infiltration of wastewater into soil: I. Processes, definition, and characterization using a microcosm. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 3(1):43–55.

Popp P, Bruggemann L, Keil P, Thuss U, Weiss H (2000) Chlorobenzenes and hexachlorocyclohexanes (HCHs) in the atmosphere of Bitterfeld and Leipzig (Germany). *Chemosphere*, 41(6):849–855.

Prytula MT, Pavlostathis SG (1996) Extraction of sediment-bound chlorinated organic compounds: Implications on fate and hazard assessment. *Water Science and Technology*, 33(6):247–254.

Qiao P, Farrell AP (1996) Uptake of hydrophobic xenobiotics by fish in water laden with sediments from the Fraser River. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9):1555–1563.

Qiao P, Gobas F, Farrell AP (2000) Relative contributions of aqueous and dietary uptake of hydrophobic chemicals to the body burden in juvenile rainbow trout. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(3):369–377.

Ramanand K, Balba MT, Duffy J (1993) Reductive dehalogenation of chlorinated benzenes and toluenes under methanogenic conditions. *Applied Environmental Microbiology*, 59(10):3266–3272.

Reineke W, Knackmuss HJ (1984) Microbial metabolism of haloaromatics: isolation and properties of a chlorobenzene-degrading bacterium. *Applied Environmental Microbiology*, 47(2):395–402.

Richter JE, Peterson SF, Kleiner CF (1983) Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes, chlorinated ethanes, and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12(6):679–684.

Robertson WD (1994) Chemical fate and transport in a domestic septic system: Site description and attenuation of dichlorobenzene. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(2):183–191.

Rogers HR, Campbell JA, Crathorne B, Dobbs RA (1989) The occurrence of chlorobenzenes and permethrins in twelve U.K. sewage sudges. *Water Research*, 23(7):913–921.

Roghair CJ, Buijze A, Yedema ESE, Hermens JLM (1994) A QSAR for base-line toxicity to the midge *Chironomus riparius*. *Chemosphere*, 28(5):989–997.

Rose RM, Warne MSJ, Lim RP (1998) Quantitative structure–activity relationships and volume fraction analysis for nonpolar narcotic chemicals to the Australian cladoceran *Ceriodaphnia dubia*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34(3):248–252.

Sabljic A (1987) The prediction of fish bioconcentration factors of organic pollutants from the molecular connectivity model. *Zeitschrift für die Gesamte Hygiene und Ihre Grenzgebiete*, 33(10):493–496.

Sander P, Wittich RM, Fortnagel P, Wilkes H, Francke W (1991) Degradation of 1,2,4-trichloro- and 1,2,4,5-tetrachlorobenzene by *Pseudomonas* strains. *Applied Environmental Microbiology*, 57(5):1430–1440.

Santos FJ, Sarrion MN, Galceran MT (1997) Analysis of chlorobenzenes in soils by headspace solid-phase microextraction and gas chromatography–ion trap mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 771(1–2):181–189.

Scheunert I, Topp E, Attar A, Korte F (1994) Uptake pathways of chlorobenzenes in plants and their correlation with *n*-octanol/ water partition coefficients. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 27(1):90–104.

Schraa G, Boone ML, Jetten MSM, Van Neerven ARW, Colberg PJ, Zehnder AJB (1986) Degradation of 1,4-dichlorobenzene by *Alcaligenes* sp. strain A175. *Applied Environmental Microbiology*, 52(6):1374–1381.

Schrap SM, Opperhuizen A (1990) Relationship between bioavailability and hydrophobicity: Reduction of the uptake of organic chemicals by fish due to the sorption on particles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9(6):715–724.

Schrap SM, De Vries PJ, Opperhuizen A (1994) Experimental problems in determining sorption coefficients of organic chemicals; an example for chlorobenzenes. *Chemosphere*, 28(5):931–945.

Sheng G, Wang X, Wu S, Boyd SA (1998) Enhanced sorption of organic contaminants by smectitic soils modified with a cationic surfactant. *Journal of Environmental Quality*, 27(4):806–814.

Sijm D, Van der Linde A (1995) Size-dependent bioconcentration kinetics of hydrophobic organic chemicals in fish based on diffusive mass transfer and allometric relationships. *Environmental Science and Technology*, 29(11):2769–2777.

Sijm D, Schipper M, Opperhuizen A (1993) Toxicokinetics of halogenated benzenes in fish: Lethal body burden as a toxicological end point. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(6):1117–1127.

Strachan WMJ, Burniston DA, Williamson M, Bohdanowicz H (2001) Spatial differences in persistent organochlorine pollutant concentrations between the Bering and Chukchi seas (1993). *Marine Pollution Bulletin*, 43(1–6):132–142.

Susarla S, Masunaga S, Yonezawa Y (1996) Reductive dechlorination pathways of chloro organics under anaerobic conditions. *Water Science and Technology*, 34(5–6):489–494.

Susarla S, Masunaga S, Yonezawa Y (1997) Kinetics of the sequential dechlorination of chloroorganics in an anaerobic sediment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 58(2):227–233.

Swindoll CM, Aelion CM, Dobbins DC, Jiang O, Long SC, Pfaender FK (1988) Aerobic biodegradation of natural and xenobiotic organic compounds by subsurface microbial communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7(4):291–299.

Tam DD, Shiu WY, Qiang K, Mackay D (1996) Uptake of chlorobenzenes by tissues of the soybean plant: Equilibria and kinetics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(4):489–494.

Ten Hulscher TEM, Van der Velde LE, Bruggeman WA (1992) Temperature dependence of Henry's law constants for selected chlorobenzenes, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(11):1595–1603.

Thibaud C, Erkey C, Akgerman A (1993) Investigation of the effect of moisture on the sorption and desorption of chlorobenzene and toluene from soil. *Environmental Science and Technology*, 27(12):2373–2380.

Tissot A, Boule P, Lemaire J (1983) Photochemistry and the environment. V. Photohydrolysis of chlorobenzene in dilute aqueous solution. *Chemosphere*, 12(6):859–872.

Tissot A, Boule P, Lemaire J (1984) Photochemistry and environment. VII. The photohydrolysis of chlorobenzene. Studies of the excited state involved. *Chemosphere*,

13(3):381–389.

Topp E, Scheunert I, Attar A, Korte F (1986) Factors affecting the uptake of ^{14}C-labelled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 11:219–228.

Topp E, Scheunert I, Korte F (1989) Kinetics of the uptake of ^{14}C-labelled chlorinated benzenes from soil by plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 17(2):157–166.

Topping B (1987) The biodegradability of *para*-dichlorobenzene and its behaviour in model activated sludge plants. *Water Research*, 21(3):295–300.

US EPA (1978) *In-depth studies on health and environmental impact of selected water pollutants*. Washington, DC, US Environmental Protection Agency (Report No. EPA 68-04-4646).

US EPA (1985) *Health assessment document for chlorinated benzenes. Final report.* Washington, DC, US Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment (Report No. EPA/600/8-84/015F).

US EPA (2003) *Toxics release inventory.* US Environmental Protection Agency. Available at http://www.epa.gov/tri/.

Van de Meent D, Den Hollander HA, Pool WG, Vredenbregt MJ, Vanoers H, Degreef E, Luijten JA (1986) Organic micropollutants in Dutch coastal waters. *Water Science and Technology*, 18(4–5):73–81.

Van der Meer JR (1997) Evolution of novel metabolic pathways for the degradation of chloroaromatic compounds. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology*, 71(1–2):159–178.

Van der Meer JR, Roelofsen W, Schraa G, Zehnder AJB (1987) Degradation of low concentrations of dichlorobenzenes and 1,2,4-trichlorobenzene by *Pseudomonas* sp. strain P51 in nonsterile soil columns. *FEMS Microbiology Ecology*, 45(6):333–341.

Van der Meer JR, Van Neerven ARW, De Vries EJ, De Vos WM, Zehnder AJB (1991)

Cloning and characterization of plasmid-encoded genes for the degradation of 1,2-dichloro-, 1,4-dichloro-, and 1,2,4-trichlorobenzene of *Pseudomonas* sp. strain P51. *Journal of Bacteriology*, 173(1):6–15.

Van Gestel CAM, Ma W, Smit CE (1991) Development of QSARs in terrestrial ecotoxicology: Earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and dichloroaniline. *The Science of the Total Environment*, 109–110:589–604.

Van Hoogen G, Opperhuizen A (1988) Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7(3):213–219.

Van Leeuwen CJ, Griffioen PS, Vergouw WHA, Maas Diepeveen JL (1985) Differences in susceptibility of early life stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to environmental pollutants. *Aquatic Toxicology*, 7(1–2):59–78.

Van Leeuwen CJ, Adema DMM, Hermens J (1990) Quantitative structure–activity relationships for fish early life stage toxicity. *Aquatic Toxicology*, 16(4):321–334.

Van Zoest R, Van Eck GTM (1991) Occurrence and behaviour of several groups of organic micropollutants in the Scheldt Estuary. *The Science of the Total Environment*, 103(1):57–71.

Wade TL, Sericano JL, Gardinali PR, Wolff G, Chambers L (1998) NOAA's "Mussel Watch" Project: Current use organic compounds in bivalves. *Marine Pollution Bulletin*, 37(1–2):20–26.

Wang MJ, Jones KC (1991) Analysis of chlorobenzenes in sewage sludge by capillary gas chromatography. *Chemosphere*, 23(5):677–691.

Wang MJ, Jones KC (1994a) Behaviour and fate of chlorobenzenes (CBs) introduced into soil–plant systems by sewage sludge application: A review. *Chemosphere*, 28(7):1325–1360.

Wang MJ, Jones KC (1994b) Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil. *Environmental Science and Technology*, 28(7):1260–1267.

Wang MJ, Jones KC (1994c) The chlorobenzene content of contemporary U.K. sewage sludges. *Chemosphere*, 28(6):1201–1210.

Wang MJ, McGrath SP, Jones KC (1992) The chlorobenzene content of archived sewage sludges. *The Science of the Total Environment*, 121:159–175.

Wang MJ, McGrath SP, Jones KC (1995) Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge applications. *Environmental Science and Technology*, 29(2):356–362.

Wang X, Ma Y, Yu W, Geyer HJ (1997) Two-compartment thermodynamic model for bioconcentration of hydrophobic organic chemicals by alga: Quantitative relationship between bioconcentration factor and surface area of marine algae or octanol/water partition coefficient. *Chemosphere*, 35(8):1781–1797.

Ward GS, Parrish PR, Rigby RA (1981) Early life stage toxicity tests with saltwater fish: effects of eight chemicals on survival, growth and development of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 8:225–240.

Weis IM, Muir DCG (1997) Geographical variation of persistent organochlorine concentrations in blubber of ringed seal (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic: Univariate and multivariate approaches. *Environmental Pollution*, 96(3):321–333.

Wilson SC, Meharg AA (1999) Investigation of organic xenobiotic transfers, partitioning and processing in air–soil–plant systems using a microcosm apparatus. Part I: Microcosm development. *Chemosphere*, 38(12):2885–2896.

Yamamoto K, Fukushima M, Kakutani N, Kuroda K (1997) Volatile organic compounds in urban rivers and their estuaries in Osaka, Japan. *Environmental Pollution*, 95(1):135–143.

Yin H, Lu J (1993) Toxic effect of two organic toxicants on *Penaeus chinensis*. *Haiyang Kexue (Marine Science)*, 1:56–62.

Yonezawa Y, Fukui M, Masunaga S, Urushigawa Y (1994) Dechlorination of 1,2,4-trichlorobenzene in the sediment of Ise Bay. *Chemosphere*, 28(12):2179–2184.

Yuan SY, Su CJ, Chang BV (1999) Microbial dechlorination of hexachlorobenzene in anaerobic sewage sludge. *Chemosphere*, 38(5):1015–1023.

Zhao XK, Yang GP, Wu P, Li NH (2001) Study on adsorption of chlorobenzene on marine sediment. *Journal of Colloid and Interface Science*, 243(2):273–279.

APPENDIX 1 — SOURCE DOCUMENT

IPCS (1991a) *Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 128)

A WHO Task Group on Environmental Health Criteria for Chlorobenzenes Other than Hexachlorobenzene met at the Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Brussels, Belgium, from 25 to 29 June 1990. The Task Group reviewed and revised the draft criteria document and made an evaluation of the risks for human health and the environment from exposure to chlorobenzenes other than hexachlorobenzene. The drafts of this document were prepared by Ms M.E. Meek and Ms M.J. Giddings, Health Protection Branch, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada. Dr G.C. Becking, IPCS Interregional Research Unit, WHO, Research Triangle Park, NC, USA, was responsible for the overall scientific content of the document, and Mrs M.O. Head, Oxford, England, for the editing. Extensive comments were received from Dr U. Schlottmann, Federal Ministry of the Environment, Germany (chemistry and environmental effects), and Dr R. Fielder, Department of Health, United Kingdom (effects on experimental animals), during the initial review of the document. Dr S. Dobson, Co-Chairman of the Task Group, and Dr P.E.T. Douben made significant contributions and revisions of the draft document during the meeting, particularly the sections dealing with environmental effects.

This CICAD was prepared with reference to the above source document. Additional information from other national assessments was also included:

ATSDR (1990) *Toxicological profile for chlorobenzene*. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

ATSDR (1998) *Toxicological profile for 1,4-dichlorobenzene (update)*. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

For more information on these ATSDR assessments, contact:

Agency for Toxic Substances and Disease Registry
Division of Toxicology
1600 Clifton Road NE, Mailstop E-29
Atlanta, GA 30333
USA
Telephone: 1-888-422-8737
Fax: 404-498-0057

APPENDIX 2 — CICAD PEER REVIEW

The draft CICAD on chlorobenzenes other than hexachlorobenzene (environmental aspects) was sent for review to institutions and organizations identified by IPCS after contact with IPCS national Contact Points and Participating Institutions, as well as to identified experts. Comments were received from:

M. Baril, Institut de Recherche en Santé et en Sécurité du Travail, Montreal, Canada

R. Benson, Drinking Water Program, US Environmental Protection Agency, Denver, CO, USA

P. Copestake, Toxicology Advice & Consulting Ltd, Surrey, United Kingdom

I. Desi, University of Szeged, Szeged, Hungary

E. Frantik, National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic

A. Juhasz, University of South Australia, Mawson Lakes, Australia

U. Kierdorf, Justus-Liebig-University of Giessen, Giessen, Germany

S. Schmidt, Fraunhofer Institute for Toxicology and Experimental Medicine, Hanover, Germany

APPENDIX 3 — CICAD FINAL REVIEW BOARD

Varna, Bulgaria

8–11 September 2003

Members

Dr I. Benchev, Sofia, Bulgaria

Dr R. Chhabra, National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park, NC, USA

Dr C. De Rosa, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA, USA

Dr S. Dobson, Centre for Ecology and Hydrology, Monks Wood, Abbots Ripton, Huntingdon, Cambridgeshire, United Kingdom

Dr G. Dura, National Institute of Environment, József Fodor Public Health Centre, Budapest, Hungary

Dr L. Fishbein, Fairfax, VA, USA

Dr H. Gibb, National Center for Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

Dr R.F. Hertel, Federal Institute for Risk Assessment, Berlin, Germany

Mr P. Howe, Centre for Ecology and Hydrology, Monks Wood, Abbots Ripton, Huntingdon, Cambridgeshire, United Kingdom

Dr S. Ishimitsu, Division of Safety Information on Drug, Food and Chemicals, National Institute of Hygienic Sciences, Tokyo, Japan

Dr D. Kanungo, Central Insecticides Board, Directorate of Plant Protection, Quarantine & Storage, Ministry of Agriculture, Haryana, India

Dr J. Kielhorn, Fraunhofer Institute for Toxicology and Experimental Medicine, Hanover, Germany

Ms B. Meek, Environmental Health Directorate, Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada

Dr T. Morita, Division of Safety Information on Drug, Food and Chemicals, National Institute of Hygienic Sciences, Tokyo, Japan

Mr F.K. Muchiri, Directorate of Occupational Health and Safety Services, Nairobi, Kenya

Dr L. Olsen, Biological Monitoring & Health Assessment Branch, Division of Applied Research & Technology, National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, OH, USA

Dr N. Rizov, National Center of Hygiene, Medical Ecology and Nutrition, Sofia, Bulgaria

Dr P. Schulte, Education and Information Division, National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, OH, USA

Dr J. Sekizawa, Faculty of Integrated Arts and Sciences, Tokushima University, Tokushima, Japan

Dr F. Petrova Simeonova, Sofia, Bulgaria

Dr S. Soliman, Faculty of Agriculture, Alexandria University, El Shatby, Alexandria, Egypt

Dr J. Stauber, CSIRO Energy Technology, Centre for Advanced Analytical Chemistry, Bangor, NSW, Australia

Mr P. Watts, Toxicology Advice & Consulting Ltd, Surrey, United Kingdom

Ms D. Willcocks, National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme,

Sydney, NSW, Australia

Dr K. Ziegler-Skylakakis, European Commission, Luxembourg

Observers

Dr S. Jacobi, Degussa AG, Fine Chemicals, Hanau-Wolfgang, Germany

Mr M. Southern, Shell International Petroleum Company Ltd, London, United Kingdom

Dr W. ten Berge, DSM, Heerlen, The Netherlands

Secretariat

Dr A. Aitio, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland

Mr T. Ehara, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland

APPENDIX 4 — ABBREVIATIONS AND ACRONYMS

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (USA)
BCF	bioconcentration factor
CICAD	Concise International Chemical Assessment Document
DCB	dichlorobenzene
EC_{50}	median effective concentration
ECD	electron capture detector
EHC	Environmental Health Criteria
FID	flame ionization detector
GC	gas chromatography
HDTMA	hexadecyltrimethylamminium
ICSC	International Chemical Safety Card
ILO	International Labour Organization
IPCS	International Programme on Chemical Safety
K_{oa}	octanol/air partition coefficient
K_{oc}	soil sorption coefficient; suspended sediment/water partition coefficient
K_{ow}	octanol/water partition coefficient
LC_{50}	median lethal concentration
LOEC	lowest-observed-effect concentration
MCB	monochlorobenzene
MS	mass spectrometry
NOEC	no-observed-effect concentration
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development

PeCB	pentachlorobenzene
PIM	Poison Information Monograph
PNEC	predicted no-effect concentration
SD	standard deviation
TCB	trichlorobenzene
TeCB	tetrachlorobenzene
TRI	Toxics Release Inventory (USA)
UNEP	United Nations Environment Programme
USA	United States of America
V_{max}	maximum rate of reaction
WHO	World Health Organization

国際化学物質安全性カード

1,4-ジクロロベンゼン

ICSC番号:0037

1,4-ジクロロベンゼン
1,4-DICHLOROBENZENE
p-Dichlorobenzene
PDCB
$C_6H_4Cl_2$
分子量:147

CAS登録番号:106-46-7
RTECS番号:CZ4550000
ICSC番号:0037
国連番号:3077
EC番号:602-035-00-2

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	可燃性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発	66℃以上では、蒸気/空気の爆発性混合気体を生じることがある。	66℃以上では、密閉系、換気、および防爆型電気設備。	火災時:水を噴霧して容器類を冷却する。
身体への暴露		**あらゆる接触を避ける！**	
吸入	灼熱感、咳、睡眠、頭痛、吐き気、息切れ、嘔吐。	換気、局所排気、または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚		保護手袋。	汚染された衣服を脱がせる。洗い流してから水と石鹸で皮膚を洗浄する。
眼	発赤、痛み。	安全ゴーグル、または呼吸用保護具と眼用保護具の併用。	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	下痢。 他の症状については「吸入」参照。	作業中は飲食、喫煙をしない。	多量の水を飲ませる。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・こぼれた物質を容器内に掃き入れる;湿らせてもよい場合は、粉塵を避けるために湿らせてから掃き入れる。 ・残留分を注意深く集め、安全な場所に移す。 ・(個人用保護具:有機ガスおよび蒸気用フィルター付マスク) ・**この物質を環境中に放出してはならない。**	・消火により生じる流出物を収容するための用意。 ・強力な酸化剤、食品や飼料から離しておく。 ・換気のよい場所に保管。	・食品や飼料と一緒に輸送してはならない。 ・海洋汚染物質。 ・EU分類 記号 : Xn, N R : 36-40-50/53 S : 2-36/37-46-60-61 ・国連危険物分類(UN Hazard Class):9 ・国連包装等級(UN Packing Group):Ⅲ

重要データは 次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

1,4-ジクロロベンゼン

ICSC番号:0037

重要データ

物理的状態; 外観:
特徴的な臭気のある、無色～白色の結晶＊

物理的危険性:

化学的危険性:
燃焼すると、塩化水素などの有毒で腐食性のフュームを生成する。強力な酸化剤と反応する。

許容濃度:
TLV:10 ppm(TWA) A3 (ACGIH 2004)
MAK:H; Carcinogen category:2; Germ cell mutagen group:3B (DFG 2004)(訳注:詳細は DFG の List of MAK and BAT values を参照)

暴露の経路:
体内への吸収経路:吸入、経口摂取

吸入の危険性:
20℃で気化すると、空気が汚染されてやや速く有害濃度に達する。

短期暴露の影響:
眼、気道を刺激する。血液に影響を与え、溶血性貧血を生じることがある。中枢神経系に影響を与えることがある。医学的な経過観察が必要である。

長期または反復暴露の影響:
肝臓、腎臓、血液に影響を与えることがある。人で発がん性を示す可能性がある。

物理的性質

・沸点:174℃
・融点:53℃
・密度:1.2 g/cm^3
・水への溶解性:80 mg/l(25℃)
・蒸気圧:170 Pa(20℃)
・相対蒸気密度(空気＝1):5.08
・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気＝1):1.01
・引火点:66℃(C.C.)
・爆発限界:6.2～16% vol%(空気中)
・log Pow (オクタノール/水分配係数):3.37

環境に関するデータ

・水生生物に対して毒性が強い。
・魚類で生物濃縮が起こることがある。

注

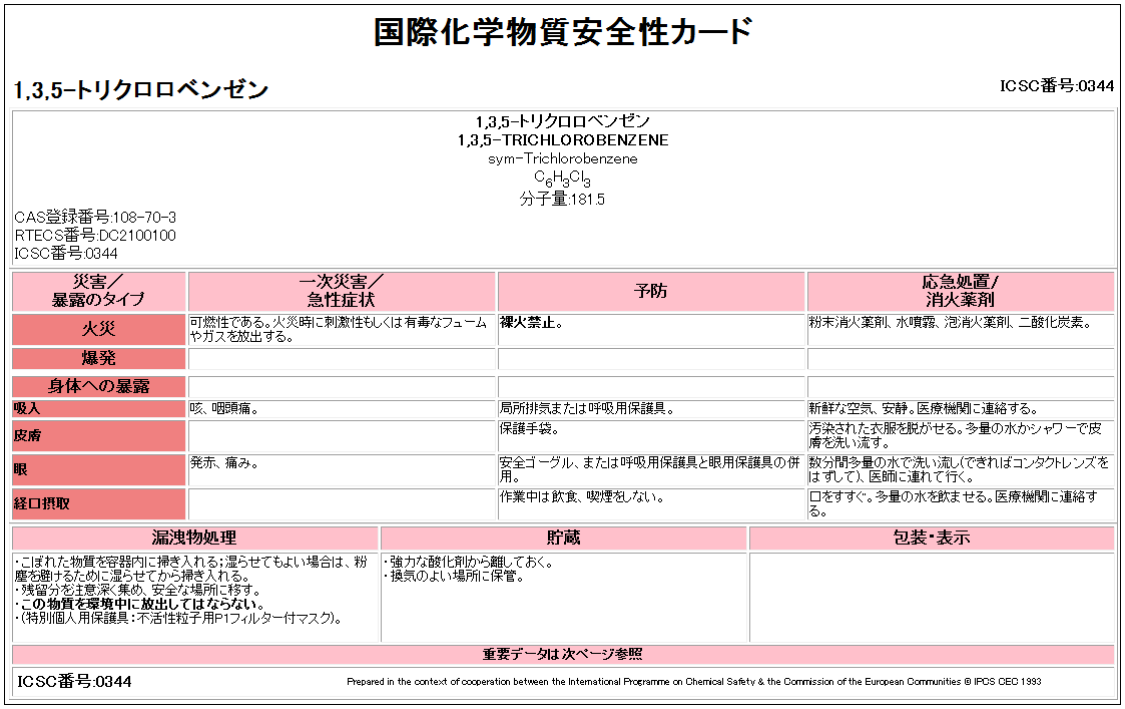
・暴露の程度によっては、定期検診が必要である。
・**作業衣を家に持ち帰ってはならない。**

Transport Emergency Card(輸送時応急処理カード):TEC(R)－90GM7-Ⅲ
NFPA(米国防火協会)コード:H(健康危険性)2;F(燃焼危険性)2;R(反応危険性)0;

付加情報

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。



国際化学物質安全性カード

1,3,5-トリクロロベンゼン

ICSC番号:0344

1,3,5-トリクロロベンゼン
1,3,5-TRICHLOROBENZENE
sym-Trichlorobenzene
$C_6H_3Cl_3$
分子量:181.5

CAS登録番号:108-70-3
RTECS番号:DC2100100
ICSC番号:0344

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	可燃性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発			
身体への暴露			
吸入	咳、咽頭痛。	局所排気または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚		保護手袋。	汚染された衣服を脱がせる。多量の水かシャワーで皮膚を洗い流す。
眼	発赤、痛み。	安全ゴーグル、または呼吸用保護具と眼用保護具の併用。	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取		作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。多量の水を飲ませる。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・こぼれた物質を容器内に掃き入れる;湿らせてもよい場合は、粉塵を避けるために湿らせてから掃き入れる。 ・残留分を注意深く集め、安全な場所に移す。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:不活性粒子用P1フィルター付マスク)。	・強力な酸化剤から離しておく。 ・換気のよい場所に保管。	

重要データは次ページ参照

ICSC番号:0344

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

1,3,5-トリクロロベンゼン

ICSC番号:0344

重要データ	**物理的状態; 外観:** **特徴的な臭気のある、白～黄色の結晶あるいは粉末** **物理的危険性:** **化学的危険性:** 燃焼すると分解して、有毒で腐食性のフュームを生じる。酸化剤と反応する。 **許容濃度:** TLV は設定されていない。	**暴露の経路:** 体内への吸収経路:エーロゾルの吸入、経皮、経口摂取 **吸入の危険性:** 20℃で気化すると、空気が汚染されてやや遅く有害濃度に達する;;しかし噴霧もしくは拡散すると、かなり急速に有害濃度に達する。 **短期暴露の影響:** 眼、気道を刺激する。 **長期または反復暴露の影響:**
物理的性質	・沸点:208℃ ・融点:63℃ ・水への溶解度:0.0006 g/100 ml(25℃)	・蒸気圧:24 Pa(25℃) ・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気=1):1.0 ・引火点:107℃ ・log Pow (オクタノール/水分配係数):4.15
環境に関するデータ	・環境に有害な場合がある;魚類への影響にとくに注意すること。 ・魚類で生物濃縮が起こることがある。	

注

付加情報

ICSC番号:0344
更新日:2003.11

1,3,5-トリクロロベンゼン

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。

国際化学物質安全性カード

ペンタクロロベンゼン

ICSC番号:0531

ペンタクロロベンゼン
PENTACHLOROBENZENE
1,2,3,4,5-Pentachlorobenzene
C_6HCl_5
分子量:250.3

CAS登録番号:608-93-5
RTECS番号:DA6640000
ICSC番号:0531
EC番号:602-074-00-5

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	特定の条件下で可燃性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発			
身体への暴露		**粉塵の拡散を防ぐ！（妊娠中の）女性への暴露を避ける！**	
吸入	咳	局所排気または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。
皮膚		保護手袋	汚染された衣服を脱がせる。洗い流してから水と石鹸で皮膚を洗浄する。
眼		安全眼鏡、	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取		作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・こぼれた物質を密閉式 容器内に掃き入れる；湿らせてもよい場合は、粉塵を避けるために湿らせてから掃き入れる。 ・残留分を注意深く集め、安全な場所に移す。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具：有害粒子用P2フィルター付マスク)。	・消火により生じる流出物を収容するための用意。	・EU分類 記号：F, Xn, N R：11-22-50/53 S：2-41-46-50-60-61

重要データは 次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

ペンタクロロベンゼン

ICSC番号:0531

重要データ

物理的状態; 外観:
特徴的な臭気のある、無～白色の結晶

物理的危険性:

化学的危険性:
燃焼すると分解して、塩化水素などの有毒で腐食性のフュームを生じる。

許容濃度:
TLV は設定されていない。

暴露の経路:
体内への吸収経路：吸入、経口摂取

吸入の危険性:
20℃で気化したとき、空気は汚染されても有害濃度には達しないか、達してもきわめて遅い；しかし噴霧もしくは拡散すると、かなり急速に有害濃度に達する。

短期暴露の影響:

長期または反復暴露の影響:
肝臓に影響を与え、肝臓障害を生じることがある。動物試験では人で生殖・発生毒性を引き起こす可能性があることが示されている。

物理的性質

・沸点：275～277℃
・融点：86℃
・比重(水=1)：1.8
・水への溶解性：溶けない
・蒸気圧：約 2 Pa(25℃)
・相対蒸気密度(空気＝1)：8.6
・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気＝1)：1.00
・log Pow (オクタノール/水分配係数)：5.03～5.63

環境に関するデータ

・水生生物に対して毒性が非常に強い。
・魚類、乳汁、植物、哺乳類で生物濃縮が起こることがある。
・水生環境中で長期にわたる影響を及ぼすことがある。
・環境に有害な場合がある；土壌中の残存、底質への吸着にとくに注意すること。

注

・暴露の程度によっては、定期検診が必要である。

付加情報

ICSC番号:0531
更新日：2003.11

ペンタクロロベンゼン

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。

国際化学物質安全性カード

クロロベンゼン

ICSC番号:0642

クロロベンゼン
CHLOROBENZENE
Benzene chloride
Chlorobenzol
Phenyl chloride
C_6H_5Cl
分子量:112.6

CAS登録番号:108-90-7
RTECS番号:CZ0175000
ICSC番号:0642
国連番号:1134
EC番号:602-033-00-1

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	引火性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止、火花禁止、禁煙。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発	27℃以上では、蒸気/空気の爆発性混合気体を生じることがある。	27℃以上では、密閉系、換気、および防爆型電気設備。	火災時:ドラム缶などに水を噴霧して冷却する。
身体への暴露			
吸入	睡眠、頭痛、吐き気、意識喪失。	換気、局所排気、または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚	発赤、皮膚の乾燥。	保護手袋	医療機関に連絡する。
眼	発赤、痛み。	安全ゴーグル、または呼吸用保護具と眼用保護具の併用。	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	腹痛。「吸入」参照。	作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。**吐かせない。** 医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・換気。 ・すべての発火源を取り除く。 ・漏れた液やこぼれた液を密閉式の容器に出来る限り集める。 ・残留液を砂または不活性吸収剤に吸収させて安全な場所に移す。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:有機ガスおよび蒸気用フィルター付マスク)	・耐火設備(条件)。 ・強力な酸化剤から離しておく。	・EU分類 記号:Xn, N R:10-20-51/53 S:2-24/25-61 ・国連危険物分類(UN Hazard Class):3 ・国連包装等級(UN Packing Group):Ⅲ

重要データは 次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

クロロベンゼン

ICSC番号:0642

重要データ

物理的状態; 外観:
特徴的な臭気のある、無色の液体

物理的危険性:

化学的危険性:
加熱、高温面や炎との接触により分解して、有毒で腐食性のフュームを生じる。強力な酸化剤と激しく反応し、火災や爆発の危険をもたらす。ゴム、ある種のプラスチックを侵す。

許容濃度:
TLV:10 ppm(TWA) A3 (生体内暴露指標記載あり)(ACGIH 2003)

暴露の経路:
体内への吸収経路:蒸気の吸入、経皮、経口摂取

吸入の危険性:
20℃で気化すると、空気が汚染されてやや急速に有害濃度に達することがある。

短期暴露の影響:
眼、皮膚を刺激する。この液体を飲み込むと、誤嚥により化学性肺炎を起こす危険がある。中枢神経系に影響を与え、意識の低下を生じることがある。

長期または反復暴露の影響:
この液体は皮膚の脱脂を起こす。肝臓、腎臓に影響を与えることがある。

物理的性質

・沸点:132℃
・融点:−45℃
・比重(水=1):1.11
・水への溶解度:0.05 g/100 ml(20℃)
・蒸気圧:1.17 kPa(20℃)
・相対蒸気密度(空気=1):3.88
・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気=1):1.03
・引火点:27℃(C.C.)
・発火温度:590℃
・爆発限界:1.3〜11 vol%(空気中)
・log Pow (オクタノール/水分配係数):2.18〜2.84

環境に関するデータ

・水生生物に対して毒性がある。
・環境中に放出しないように強く勧告する。

注

・**火や高温面の近くで、または溶接作業中に使用してはならない。**

Transport Emergency Card(輸送時応急処理カード):TEC(R)−30S1134
NFPA(米国防火協会)コード:H(健康危険性)2;F(燃焼危険性)3;R(反応危険性)0;

付加情報

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。

国際化学物質安全性カード

1,2,4,5-テトラクロロベンゼン

ICSC番号:0676

1,2,4,5-テトラクロロベンゼン
1,2,4,5-TETRACHLOROBENZENE
Benzene tetrachloride
s-Tetrachlorobenzene
$C_6H_2Cl_4$
分子量:215.9

CAS登録番号:95-94-3
RTECS番号:DB9450000
ICSC番号:0676

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	可燃性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、二酸化炭素。
爆発	酸化剤と接触すると火災や爆発の危険性がある。		
身体への暴露			
吸入	咳	局所排気	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚		保護手袋	汚染された衣服を脱がせる。多量の水かシャワーで皮膚を洗い流す。
眼		安全ゴーグル	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取		作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・こぼれた物質をふた付容器内に掃き入れる;湿らせてもよい場合は、粉塵を避けるために湿らせてから掃き入れる。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:有害粒子用P2フィルター付マスク)。	・強力な酸化剤から離しておく。	

重要データは 次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

1,2,4,5-テトラクロロベンゼン

ICSC番号:0676

重要データ	**物理的状態; 外観:** **無色の結晶** **物理的危険性:** **化学的危険性:** 燃焼すると分解して、塩化水素などの有毒で腐食性のフュームを生じる。強力な酸化剤と反応する。 **許容濃度:** TLV は設定されていない。	**暴露の経路:** 体内への吸収経路:エーロゾルの吸入、経口摂取 **吸入の危険性:** 20℃ではほとんど気化しない;しかしとくに粉末状の場合、噴霧もしくは拡散すると浮遊粒子が急速に有害濃度に達することがある。 **短期暴露の影響:** **長期または反復暴露の影響:** 肝臓に影響を与え、肝臓障害を生じることがある。
物理的性質	・沸点:243～246℃ ・融点:139～140℃ ・密度:1.83 g/cm^3 ・水への溶解性:2.16 mg/l(25℃)	・蒸気圧:0.7 Pa(25℃) ・相対蒸気密度(空気＝1):7.4 ・引火点:155℃(C.C.) ・log Pow (オクタノール/水分配係数):4.9
環境に関するデータ	・水生生物に対して毒性が非常に強い。 ・魚類で生物濃縮が起こることがある。	

注

・この物質に暴露したときの健康への影響は十分に調べられていない。

NFPA(米国防火協会)コード:H(健康危険性)1;F(燃焼危険性)1;R(反応危険性)0;

付加情報

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。

国際化学物質安全性カード

1,2,4-トリクロロベンゼン

ICSC番号:1049

1,2,4-トリクロロベンゼン
1,2,4-TRICHLOROBENZENE
1,2,4-Trichlorobenzol
unsym-Trichlorobenzene
$C_6H_3Cl_3$
分子量:181.5

CAS登録番号:120-82-1
RTECS番号:DC2100000
ICSC番号:1049
国連番号:2321
EC番号:602-087-00-6

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	可燃性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発			
身体への暴露		ミストの発生を防ぐ！	
吸入	咳、咽頭痛、灼熱感。	換気、局所排気、または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚	皮膚の乾燥、発赤、ざらつき。	保護手袋	汚染された衣服を脱がせる。多量の水かシャワーで皮膚を洗い流す。医療機関に連絡する。
眼	発赤、痛み。	安全ゴーグル、または呼吸用保護具と眼用保護具の併用。	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	腹痛、咽頭痛、嘔吐。	作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。多量の水を飲ませる。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・漏れた液やこぼれた液を密閉式の容器に出来る限り集める。 ・残留液を砂または不活性吸収剤に吸収させて安全な場所に移す。 ・こぼれた物質を密閉式 容器内に掃き入れる。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:有機ガスおよび蒸気用フィルター付マスク)	・強力な酸化剤、酸、食品や飼料から離しておく。	・食品や飼料と一緒に輸送してはならない。 ・海洋汚染物質。 ・EU分類 記号 : Xn, N R : 22-38-50/53 S : 2-23-37/39-60-61 ・国連危険物分類(UN Hazard Class):6.1 ・国連包装等級(UN Packing Group):Ⅲ

重要データは次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

1,2,4-トリクロロベンゼン

ICSC番号:1049

重要データ

物理的状態; 外観:
特徴的な臭気のある、無色の液体または白色の結晶

物理的危険性:

化学的危険性:
燃焼すると分解し、塩化水素などの有毒なフュームを生じる。酸化剤と激しく反応する。

許容濃度:
TLV:5 ppm(天井値) (ACGIH 2003)

暴露の経路:
体内への吸収経路:吸入、経皮、経口摂取

吸入の危険性:
20℃で気化すると、空気が汚染されてやや遅く有害濃度に達する;しかし噴霧もしくは拡散すると、かなり急速に有害濃度に達する。

短期暴露の影響:
眼、皮膚、気道を刺激する。

長期または反復暴露の影響:
この液体は皮膚の脱脂を起こす。肝臓に影響を与えることがある。

物理的性質

・沸点:213℃
・融点:17℃
・比重(水=1):1.5
・水への溶解性:34.6 mg/l
・蒸気圧:40 Pa(25℃)
・相対蒸気密度(空気=1):6.26
・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気=1):1.002
・引火点:105℃(C.C.)
・発火温度:571℃
・爆発限界:2.5～6.6 vol%(空気中、150℃))
・log Pow (オクタノール/水分配係数):3.98

環境に関するデータ

・水生生物に対して毒性が強い。
・魚類で生物濃縮が起こることがある。

注

・作業時のどの時点でも、許容濃度(天井値)を超えてはならない。
・1,3,5-トリクロロベンゼン[ICSC0344]、1,2,3-トリクロロベンゼン[ICSC1222]も参照のこと。

Transport Emergency Card(輸送時応急処理カード):TEC(R)－61GT1－Ⅲ
NFPA(米国防火協会)コード:H(健康危険性)2;F(燃焼危険性)1;R(反応危険性)0;

付加情報

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。

国際化学物質安全性カード

1,2-ジクロロベンゼン

ICSC番号:1066

1,2-ジクロロベンゼン
1,2-DICHLOROBENZENE
ortho-Dichlorobenzene
$C_6H_4Cl_2$
分子量:147.0

CAS登録番号:95-50-1
RTECS番号:CZ4500000
ICSC番号:1066
国連番号:1591
EC番号:602-034-00-7

災害/暴露のタイプ	一次災害/急性症状	予防	応急処置/消火薬剤
火災	可燃性である。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発	66℃以上では、蒸気/空気の爆発性混合気体を生じることがある。	66℃以上では、密閉系および換気。	
身体への暴露			
吸入	咳、嗜眠、咽頭痛、意識喪失。	換気、局所排気、または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚	発赤、痛み、皮膚の乾燥。	保護手袋、保護衣。	汚染された衣服を脱がせる。多量の水かシャワーで皮膚を洗い流す。医療機関に連絡する。
眼	発赤、痛み。	顔面シールド	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	灼熱感、下痢、吐き気、嘔吐。	作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。多量の水を飲ませる。**吐かせない。** 医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・漏れた液やこぼれた液を密閉式の容器に出来る限り集める。 ・残留液を砂または不活性吸収剤に吸収させて安全な場所に移す。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:有機ガスおよび蒸気用フィルター付マスク)	・アルミニウム、酸化剤、食品や飼料から離しておく。	・食品や飼料と一緒に輸送してはならない。 ・海洋汚染物質。 ・EU分類 記号 : Xn, N R : 22-36/37/38-50/53 S : 2-23-60-61 ・国連危険物分類(UN Hazard Class):6.1 ・国連包装等級(UN Packing Group):III

重要データは 次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

1,2-ジクロロベンゼン

ICSC番号:1066

重要データ	**物理的状態; 外観:** **特徴的な臭気のある、無～黄色の液体** **物理的危険性:** **化学的危険性:** 燃焼すると分解し、塩化水素などの有毒で腐食性の気体を生じる。アルミニウム、酸化剤と反応する。プラスチック、ゴムを侵す。 **許容濃度:** TLV:25 ppm(TWA); 50 ppm(STEL) A4 (ACGIH 2003)	**暴露の経路:** 体内への吸収経路:吸入、経皮、経口摂取 **吸入の危険性:** 20℃で気化すると、空気が汚染されてやや遅く有害濃度に達する。 **短期暴露の影響:** この物質は眼、皮膚、気道を刺激する。中枢神経系、肝臓に影響を与えることがある。意識が低下することがある。 **長期または反復暴露の影響:** この液体は皮膚の脱脂を起こす。腎臓、血液に影響を与えることがある。
物理的性質	・沸点:180～183℃ ・融点:－17℃ ・比重(水=1):1.3 ・水への溶解性:非常に溶けにくい	・蒸気圧:0.16 kPa(20℃) ・相対蒸気密度(空気＝1):5.1 ・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気＝1):1.006 ・引火点:66℃(C.C.) ・発火温度:648℃ ・爆発限界:2.2～9.2 vol%(空気中) ・log Pow (オクタノール/水分配係数):3.38
環境に関するデータ	・水生生物に対して毒性が強い。 ・魚類で生物濃縮が起こることがある。 ・環境中に放出しないように強く勧告する。	

注

Transport Emergency Card(輸送時応急処理カード):TEC(R)－61GT1－III
NFPA(米国防火協会)コード:H(健康危険性)2;F(燃焼危険性)2;R(反応危険性)0;

付加情報

ICSC番号:1066
更新日:2003.11

1,2-ジクロロベンゼン

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。

国際化学物質安全性カード

1,3-ジクロロベンゼン

ICSC番号:1095

1,3-ジクロロベンゼン
1,3-DICHLOROBENZENE
m-Dichlorobenzene
m-Phenylene dichloride
$C_6H_4Cl_2$
分子量:147.00

CAS登録番号:541-73-1
RTECS番号:CZ4499000
ICSC番号:1095
国連番号:2810
EC番号:602-067-00-7

災害/暴露のタイプ	一次災害/急性症状	予防	応急処置/消火薬剤
火災	可燃性。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素。
爆発	63℃以上では、蒸気/空気の爆発性混合気体を生じることがある。	63℃以上では、密閉系および換気。	火災時:ドラム缶などに水を噴霧して冷却する。
身体への暴露		**ミストの発生を防ぐ!**	
吸入	咳、し眠、吐き気、咽頭痛、嘔吐。「注」参照。	換気、局所排気、または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚	発赤、痛み。	保護手袋。	汚染された衣服を脱がせる。多量の水かシャワーで皮膚を洗い流す。医療機関に連絡する。
眼	発赤、痛み。	安全ゴーグル。	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	灼熱感、下痢、吐き気、嘔吐。	作業中は飲食、喫煙をしない。食事前に手を洗う。	口をすすぐ。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・漏れた液やこぼれた液を密閉式の容器に出来る限り集める。 ・残留液を砂または不活性吸収物質に吸収させて安全な場所に移す。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:A/P2有機ガスおよび有害粉塵用フィルター付マスク)。	・消火により生じる流出物を収容するための用意。 ・強酸化剤、アルミニウム、食品や飼料から離しておく。 ・密封。	・食品や飼料と一緒に輸送してはならない。 ・EU分類 記号:Xn, N R:22-51/53 S:2-61 ・国連危険物分類(UN Haz Class):6.1 ・国連包装等級(UN Pack Group):III

重要データは次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

1,3-ジクロロベンゼン

ICSC番号:1095

重要データ

物理的状態; 外観:
無色の液体

物理的危険性:
この物質の蒸気は空気より重い。

化学的危険性:
燃焼すると分解し、有毒なフューム(塩化水素など)を生じる。強酸化剤と反応する。アルミニウムと激しく反応する。

許容濃度:
TLV は設定されていない。

暴露の経路:
体内への吸収経路:吸入、経口摂取

吸入の危険性:
20℃で気化したとき、空気中で有害濃度に達する速度は不明である。

短期暴露の影響:
この物質の蒸気は眼、皮膚、気道を刺激する。「注」参照。

長期または反復暴露の影響:
腎臓、肝臓に影響を与えることがある。「注」参照。

物理的性質

・沸点:173℃
・融点:−24.8℃
・比重(水=1):1.288
・水への溶解性:溶けない
・蒸気圧:0.286 kPa(25℃)
・相対蒸気密度(空気=1):5.1
・引火点:63℃
・log Pow (オクタノール/水分配係数):3.53

環境に関するデータ

・水生生物に対して毒性が強い。
・人にとって重要な食物連鎖において、特に魚類で生物濃縮が起こる。

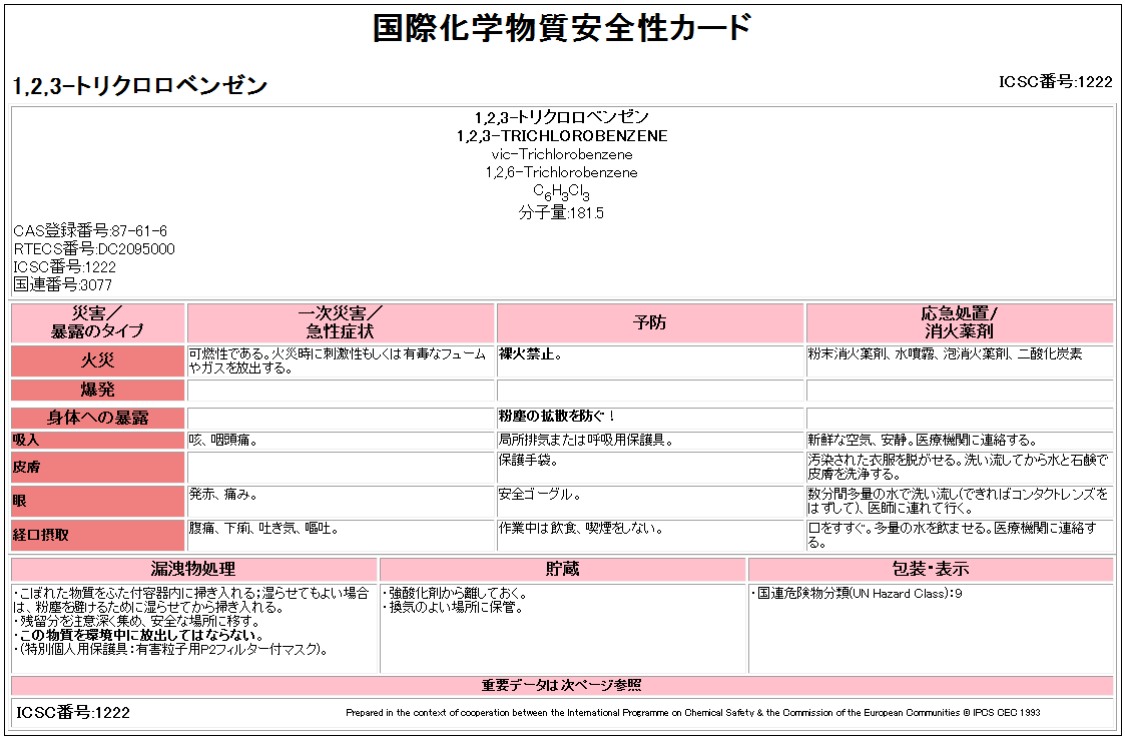
注

・m-ジクロロベンゼンの毒性に関するデータは少ない。
・p-ジクロロベンゼン[ICSC番号0037]、o-ジクロロベンゼン[ICSC番号1066]も参照のこと。

付加情報

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。



国際化学物質安全性カード

1,2,3-トリクロロベンゼン

ICSC番号:1222

1,2,3-トリクロロベンゼン
1,2,3-TRICHLOROBENZENE
vic-Trichlorobenzene
1,2,6-Trichlorobenzene
$C_6H_3Cl_3$
分子量:181.5

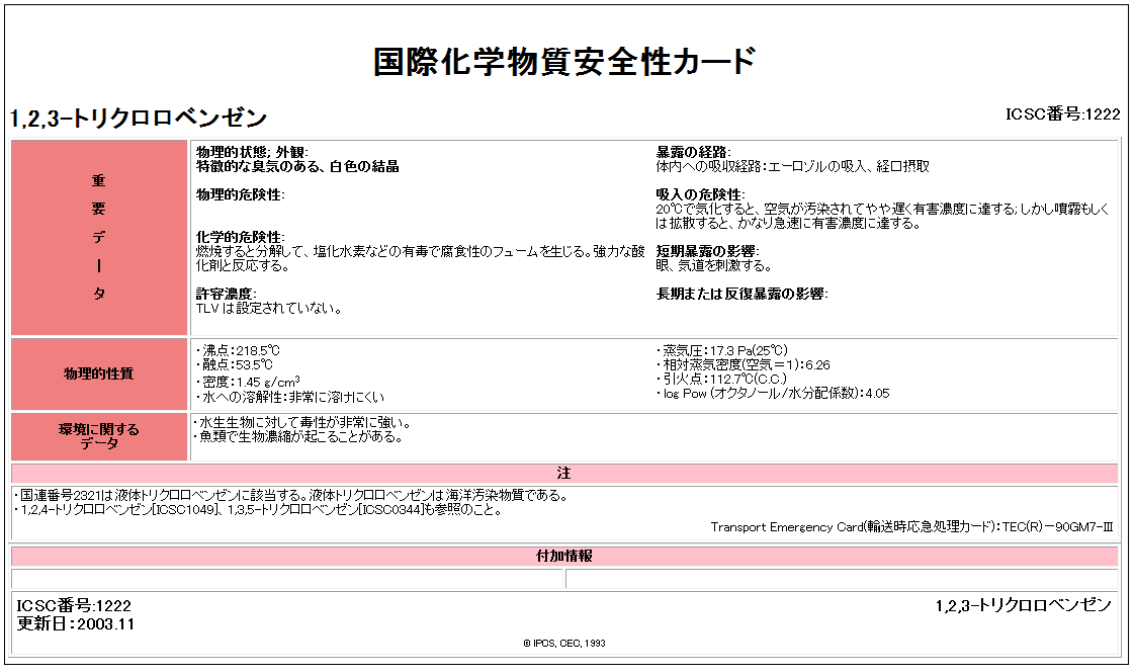
CAS登録番号:87-61-6
RTECS番号:DC2095000
ICSC番号:1222
国連番号:3077

災害／暴露のタイプ	一次災害／急性症状	予防	応急処置／消火薬剤
火災	可燃性である。火災時に刺激性もしくは有毒なフュームやガスを放出する。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水噴霧、泡消火薬剤、二酸化炭素
爆発			
身体への暴露		**粉塵の拡散を防ぐ！**	
吸入	咳、咽頭痛。	局所排気または呼吸用保護具。	新鮮な空気、安静。医療機関に連絡する。
皮膚		保護手袋。	汚染された衣服を脱がせる。洗い流してから水と石鹸で皮膚を洗浄する。
眼	発赤、痛み。	安全ゴーグル。	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	腹痛、下痢、吐き気、嘔吐。	作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。多量の水を飲ませる。医療機関に連絡する。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・こぼれた物質をふた付容器内に掃き入れる;湿らせてもよい場合は、粉塵を避けるために湿らせてから掃き入れる。 ・残留分を注意深く集め、安全な場所に移す。 ・**この物質を環境中に放出してはならない。** ・(特別個人用保護具:有害粒子用P2フィルター付マスク)。	・強酸化剤から離しておく。 ・換気のよい場所に保管。	・国連危険物分類(UN Hazard Class):9

重要データは次ページ参照

ICSC番号:1222 Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993



国際化学物質安全性カード

1,2,3-トリクロロベンゼン

ICSC番号:1222

重要データ

物理的状態; 外観:
特徴的な臭気のある、白色の結晶

物理的危険性:

化学的危険性:
燃焼すると分解して、塩化水素などの有毒で腐食性のフュームを生じる。強力な酸化剤と反応する。

許容濃度:
TLVは設定されていない。

暴露の経路:
体内への吸収経路:エーロゾルの吸入、経口摂取

吸入の危険性:
20℃で気化すると、空気が汚染されてやや遅く有害濃度に達する;しかし噴霧もしくは拡散すると、かなり急速に有害濃度に達する。

短期暴露の影響:
眼、気道を刺激する。

長期または反復暴露の影響:

物理的性質

・沸点:218.5℃
・融点:53.5℃
・密度:1.45 g/cm^3
・水への溶解性:非常に溶けにくい
・蒸気圧:17.3 Pa(25℃)
・相対蒸気密度(空気=1):6.26
・引火点:112.7℃(C.C.)
・log Pow (オクタノール/水分配係数):4.05

環境に関するデータ

・水生生物に対して毒性が非常に強い。
・魚類で生物濃縮が起こることがある。

注

・国連番号2321は液体トリクロロベンゼンに該当する。液体トリクロロベンゼンは海洋汚染物質である。
・1,2,4-トリクロロベンゼン[ICSC1049]、1,3,5-トリクロロベンゼン[ICSC0344]も参照のこと。

Transport Emergency Card(輸送時応急処理カード):TEC(R)-90GM7-III

付加情報

ICSC番号:1222
更新日:2003.11

1,2,3-トリクロロベンゼン

© IPCS, CEC, 1993

訳注：掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。