

2. テトラクロロエチレン

[物質名] テトラクロロエチレン、四塩化エチレン、パークロロエチレン、パークレン

Tetrachloroethylene、Ethylene tetrachloride、

Perchloroethylene、Perclene、PCE

Cas Registry Number=127-18-4 既存化学物質番号=2-114

2. 1 物理化学的性状

テトラクロロエチレンは無色透明の液体で、水に不溶である。溶剤としての溶解力はトリクロロエチレンよりやや弱いが、ガソリンよりかなり強い。エーテル様の臭気があり、不燃性で安定である。蒸気密度は5.72と大きく、換気に注意しないと滞留する。引火性ではないが、酸素中ではかなり広い爆発範囲をもつ(10.8~54.8%)。高温で空気に触れると、熱分解し一酸化炭素、塩素、ホスゲンなどの有毒ガスを生成する。紫外線により徐々に空気酸化される。

環境中に放出されたテトラクロロエチレン、蒸気圧の高さのために大部分が大気へ揮散する。大気中では比較的速く分解する。水中のテトラクロロエチレンも大部分が揮散によって逃げ、生分解性や生物濃縮性は低い。また、土壤中に放出されたテトラクロロエチレンは大気中に揮散するか、土壤中を移行しやすく地下水に浸透する。地下水では揮散ではなく、長期間残留するが、条件がととのえば分解してトリクロロエチレン、ジクロロエチレン、塩化ビニルを生成する。

化学式: CCL_2CCL_2

分子量: 165.85

外観: 無色透明液体

比 重: d_4^{20} 1.6226

融 点: -19°C、-22.35°C

沸 点: 121.2°C (760mmHg)

蒸気圧: 14mmHg (20°C)¹²⁾、18.49mmHg (20°C)²²⁾、57.8mmHg (20°C)¹²⁾、

水溶解度: 1,503mg/L (25°C)²²⁾、150mg/L (25°C)¹²⁾、200mg/L³²⁾、400mg/L⁴²⁾

ヘンリ－則定数: 1.49×10^{-2} atm \cdot m³/mol¹²⁾

オクタノール／水分配係数(対数値): 3.40⁶²⁾、2.88⁷²⁾、2.86⁸²⁾

土壤有機物吸着分配係数: 209⁶²⁾、210¹⁰⁾

生物濃縮係数: 38.9⁷²⁾、49¹¹⁾

2. 2 生産量及び用途¹²⁾

1989年実績で、テトラクロロエチレンの生産量は91,138トンであり、輸出入では輸入が2,406トン、輸出が35,243トンである。したがって、総使用量は12万トンを越えているものと思われる。テトラクロロエチレンはドライクリーニング溶剤、原毛洗浄、医薬品、香料、メッキ、ゴムおよび塗料の溶剤、セルロースエステルおよびエーテルの混合物溶剤に用いられる。

2. 3 分析方法

我が国では排水¹⁸⁾および水道水¹⁴⁾中のテトラクロロエチレンの分析法に、ヘッドスペース・ガ

クロマトグラフ法と溶媒抽出・ガスクロマトグラフ法を挙げている。ヘッドスペース法は試料をバイアルに空間を残してとり、一定温度で気液平衡状態とし、その一部を電子捕獲型検出器を装着したガスクロマトグラフ（GC-ECD）に注入し定量する。具体的には、試料40mLを容量65mLのバイアル瓶に採り、密閉後数回激しく振とうして、水温を $25\pm0.2^{\circ}\text{C}$ に調整した恒温水槽に1時間静置することによって気液平衡状態をつくる。その後バイアルを水槽から取り出して、ガスタイトシリングでバイアルのヘッドスペースガスを採取してGC-ECDに注入し、定量する方法である。この分析法による排水での定量範囲は $0.4\sim4\mu\text{g/L}$ 、水道水での検出限界値は 0.001mg/L となっている。溶媒抽出法は、試料中のテトラクロロエチレンをヘキサンで抽出し、ヘキサン層の一部をGC-ECDに注入して定量する。この分析法による排水での定量範囲は $0.01\sim0.2\text{ng}$ 、水道水での検出限界値は 0.001mg/L となっている。

米国EPAは、テトラクロロエチレンの分析に溶媒抽出キャピラリーGC法と、前処理にページトラップ法を用い、GCで分離、質量分析計（MS）で同定・定量を行うキャピラリーGC/MS法を採用している。溶媒抽出法はMethod 551¹⁵⁾に記載があり、テトラクロロエチレンなど6種の有機塩素系溶剤とトリハロメタン類など12種の塩素処理副生成物を同時分析する方法である。方法の概要是次の通りである。35mLの試料を2mLのMTBE（methyl-tert-butylether）で振とう抽出して、MTBEの2μLをGCに注入し、ECDで検出、定量する方法である。GCの分離カラムは、内径0.32mm×長さ30mのフューズドシリカキャピラリーカラムで、液相は無極性のメチルシリコン系（DB-1など）、膜厚は1.0μmを採用している。このカラムでテトラクロロエチレンの溶出位置にピークが出現すれば、50%のトリフルオロプロピル系の液相（DB-201、SP-2401など）で膜厚0.5μmの分離カラムを用いて確かめ、さらにGC/MSによる確認を促している。この方法によるテトラクロロエチレンの検出限界値は $0.002\mu\text{g/L}$ である。抽出溶媒として用いるMTBEは日本では入手し難い面があり、その際ジエチルエーテルまたはヘキサンでも分析可能である。抽出溶媒は予め分析の妨害となる不純物が存在していないことを確かめ、妨害の可能性があれば蒸留精製して用いる。

ページトラップ法による揮発成分の捕集・濃縮とGCへの導入、キャピラリーGCによる揮発成分の分離およびMSによる検出・同定・定量を組み合わせたMethod 524.2¹⁶⁾は、テトラクロロエチレンを含む揮発成分60種の同時分析法である。ページトラップでは、試料水25mL（MSの感度に応じて5mLの試料量でも分析可能）をページング装置に採り、ヘリウムまたは窒素ガスを室温で11分間、40mL/minの流速で通氣して、気化成分を吸着管に捕集する。吸着管は、内径と長さがそれぞれ0.27、25cm以上の管にTenax GCとシリカゲルを2:1の割合で充填したものである。吸着管に捕集した成分は、捕集管を 250°C に急速加熱することによって脱離し、GCの分離カラムに導いている。キャピラリーカラムは、内径0.32～0.75mm、長さ30～60mのVOCOL、DB-624、DB-5などを推奨している。この方法によるテトラクロロエチレンの検出限界値は、ページトラップ装置やカラムの種類によって多少異なり $0.05\sim0.14\mu\text{g/L}$ である。

2.4 環境中の挙動

テトラクロロエチレンの環境中への侵入は、ドライクリーニング、金属の蒸気脱脂洗浄工程からの直接的な揮散、漏れあるいは事故などをともなった揮散によって起こる。また、テトラクロロエチレンの利用で除去されたグリースやオイルの液体あるいは固体廃棄物の地上への投棄、地表水への排水によっても環境への侵入がはじまる。蒸気圧が高いために環境中では主に大気に移

行し、また一部は地下浸透して地下水に達する。テトラクロロエチレンの大部分は、使用中に分解消失することがなく、生産量の約90%は環境中に侵入しているとの見積りがある²²⁾。

地表水中に放出されたテトラクロロエチレンは、主に揮発によって水中から除かれる。テトラクロロエチレンの揮散による半減期は、1時間から数時間であることが室内実験の系で得られている^{17, 18)}。また、揮発による半減期は、水の混合状態、風などに依存するが、テトラクロロエチレンの揮散速度と再曝露係数の比を基に、河川で3時間から7日、湖で3.6から14日、池で5から12日と見積られている²²⁾。さらに、湾域を再現したメゾコズムを用いた実験で、夏、春および冬の半減期がそれぞれ11日、25日、14日であったことを報告している¹⁹⁾。ライン川流域では、測定地点間の濃度の減少傾向から半減期が算出されており、本流で10日、流域の湖で32日の結果を得ている²⁰⁾。テトラクロロエチレンの生物濃縮性は、魚類への濃縮係数が40～50であり、低いところができる。また、土壤あるいは懸濁粒子への吸着性は、泥炭のような有機物含量が高いものには比較的高い吸着能を示すが、一般には弱いとみられ、それ故地下浸透して地下水の汚染を引き起す。

河川水、メゾコズム、汚水あるいは生物膜を利用した好気的条件での分解性実験では、テトラクロロエチレンは分解しない²³⁾。しかし、嫌気的条件で、しかも微生物を充分に順化させた系では、テトラクロロエチレンはゆっくりと分解し、トリクロロエチレンを生成する²⁴⁾。連続的流動メタン床による実験では、テトラクロロエチレンの24%が炭酸ガスまで完全に分解し、72%が分解中間生成物のトリクロロエチレンに変わる、また微量のジクロロエチレンと塩化ビニルも生成したことを報告している²¹⁾。また、ミクロコズムを利用した実験によると、24日間でテトラクロロエチレンは、コントロールの12-17%に対して72.8%まで減少し、トリクロロエチレン、シスおよびトランス-ジクロロエチレン、ジクロロメタン、クロロエチレンの生成をみている²²⁾。

大気中のテトラクロロエチレンは、OHラジカルによる酸化あるいは光酸化で生成した塩素と反応して比較的容易に分解し、半減期は2ヶ月あるいは晴天日一日当たり1.5%が消失するという²³⁾。純空气中でテトラクロロエチレンに対流圈にある波長領域の光を照射すると、OHラジカルとの反応で予測される分解速度よりもかなり速く分解し、7日間で完全に分解したとの報告もある²²⁾。テトラクロロエチレンの消失速度は、280-330の光波長の照射に非常に敏感で、消失速度はテトラクロロエチレンの濃度の上昇につれて速くなる。また、窒素酸化物の存在はテトラクロロエチレンの分解速度に影響しないことが分かっている²²⁾。主要な分解生成物にホスゲンがあり、少量の四塩化炭素も生成する。また、微量のジクロロとトリクロロアセチルクロリドも確認されている。このように、テトラクロロエチレンは対流圏で比較的容易に分解するため成層圏への移行はない。ところで、雨水中にテトラクロロエチレンが認められることから、降雨によって再降下していることが窺える。²⁰⁾

米国154都市での表層水について調べた結果、13.6%でテトラクロロエチレンが検出されその中央値は $2.0\mu\text{g/L}$ であった²²⁾。1976から1982年にかけてのライン川での調査では $0.12\sim0.62\mu\text{g/L}$ の範囲にあり、1978年以降検出濃度は低い値を示した²²⁾。海水での濃度範囲は $0.1\sim0.8\text{ng/L}$ であった²²⁾。我国の表層水395検体について調査した結果、73検体で検出され、その濃度範囲は $0.15\sim9.5\mu\text{g/L}$ であった²⁴⁾。また、近畿圏の都市河川35地点の表流水において、テトラクロロエチレンが $0.01\sim0.08\mu\text{g/L}$ の濃度で検出された²⁵⁾。大阪湾の表層水には $0.0098\sim0.73\mu\text{g/L}$ の範囲で、平均 $0.14\mu\text{g/L}$ の濃度がみられた²⁶⁾。都内河川29地点と東京湾3地点では、 $<0.1\sim14.6\mu\text{g/L}$ の範囲で検出されている²⁷⁾。1982年の環境庁による全国15都市の地下水調査では、テトラクロロエチ

ンは1,360検体のうち372検体から検出され、0.2~1.0 μg/Lの範囲が179検体、1.0~10 μg/Lが140検体、10~100 μg/Lが40検体、100~1,000 μg/Lが10検体、1,000~10,000 μg/Lが2検体、それ以上1検体の結果を得ている²⁸。

参考文献

- 1) 日本環境協会(編) : 化学物質の物理化学的性状測定法 (1988)
- 2) Sage, G.W., W.F. Jarvis and D.A. Gray: Tetrachloroethylene, In: P.H. Howard (ed) Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals, Volume II, pp418-429 (1990)
- 3) Kenaga, E.E.: Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals, Ecotox. Environ. Safety, 4, 26-38 (1980)
- 4) Chiou, C.T., Freed, V.H., Schmedding, D.W. and Kohnert, R.L.: Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals, Environ. Sci. Technol., 11, 475-477 (1977)
- 5) Roberts, P.V., Munz, C., and Dandliker, P.: Modeling volatile organic solute removal by surface and bubble aeration, J. Wat. Pollut. Control Fed. 56, 157-163 (1984)
- 6) Hansch C., Leo A.J.: Medchem Project Issue No. 26, Claremont CA., Pomona College (1985)
- 7) Neely, W.B., Branson, D.R. and Blau, G.E.: Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish, Environ. Sci. Technol., 8, 1113-1115 (1974)
- 8) 米国環境保護庁(編) : テトラクロロエチレン(PCE)、飲料水中の各種化学物質の健康影響評価－健康に関する勧告集－, pp444-456、日本水道協会 (1988)
- 9) Schwarzenbach R.P. and Westall, J.: Transport of nonpolar organic compounds from surface water to ground water, Laboratory sorption studies, Environ. Sci. Technol. 15, 1360-1367 (1981)
- 10) Chiou, C.T., Peters, L.J. and Freed, V.H.: A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds, Science, 206, 831-832 (1979)
- 11) Barrow, M.E. et al.: Dyn. Exposure Hazard Assess Toxic. Chem. Ann Arbor, MI. Ann Arbor Sci., pp379-392 (1980)
- 12) 化学工業日報社: パークロロエチレン、1 1 6 9 1 の化学商品, pp702-703 (1991)
- 13) 排水基準を定める総理府令の規定に基づく環境庁長官が定める排水基準に係わる検定方法(環境庁告示第18号、平成元年4月3日): JISK0125 用水・排水中の低分子量ハロゲン化炭水素試験法
- 14) 水道におけるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタン対策について(厚生省環境衛生局水道環境部長通知、環水第15号、昭和59年2月18日)の別表
- 15) Hodgeson, J.W. and Cohn, A.L.: Method 551. Determination of chlorination disinfection byproducts and chlorinated solvents in drinking water by liquid-liquid extraction and gas chromatography with electron-capture detection, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati Ohio 45268 (1990)
- 16) Eichelberger, J.W. and Budde, W.L.: Method 524.2. Measurement of purgeable organic compounds in water by capillary column gas chromatography/mass spectrometry, Revision 3.0, Environmental Monitoring systems laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268 (1989)
- 17) Dilling, W.L.: Interphase transfer process. II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions, Environ. Sci. Technol., 11, 405-409 (1977)
- 18) Chiou, C.T., Freed, V.H., Peters, L.J. and Kohnert, R.L.: Evaporation of solutes from water, Environ. Int., 3, 231-236 (1980)
- 19) Wakeham, S.G., Davis, A.C. and Karas, J.L.: Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater, Environ. Sci. Technol. 17, 611-617 (1983)
- 20) Zoeteman, B.C., K. Harmse, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra and W. Slooff: Persistent organic pollutants in river water and ground water of the Netherlands, Chemosphere, 9, 231-249 (1980)
- 21) Vogel, T.M. and McCarty, P.L.: Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanoic conditions, Appl. Environ. Microbiol., 49, 1080-1083 (1985)
- 22) Parsons, F., Wood, P.R. and DeMarco, J.: Transformations of tetrachloroethylene and trichloroethylene in microcosms and ground water, J. Amer. Water Works Assoc., 76(2), 56-59 (Feb. 1984)
- 23) Singh H.B., Salas, L.J., Smith, A.J. and Shigeishi, H.: Measurements some potentially hazardous organic chemicals in urban environments, Atmos. Environ. 15, 601-612 (1981)
- 24) 環境庁環境保健部保健調査室: 昭和50年度 化学性物質環境調査結果とその概要、昭和51年版環境における化学性物質の存在(昭和51年10月)
- 25) 福島実: 塩素処理と低沸点有機塩素化合物による水汚染、生活衛生、23, 2-7 (1979)
- 26) 岡本拓、立川涼: 大阪湾における低分子量塩素化炭化水素の分布と挙動、地球化学、15、17-24 (1980)
- 27) 津久井公昭、西井土敏夫: 都内環境水域の有機塩素系溶剤濃度、東京都公害研究所公害研究報告書(水質編)、63 (1977)
- 28) 関莊一郎: 地下水汚染実態調査の概要、公害と対策、20, 52-58 (1984)

2. 5 人の健康への影響

(1) 吸収・分布・代謝・排泄

(3) 処理方法¹³

水中のテトラクロロエチレンを除去する方法には、活性炭吸着、曝気及び煮沸がある。テトラクロロエチレンのある粒状活性炭による吸着実験では、平衡濃度1000、100、10、1 mg/Lにおける吸着量が51、14、3.9、1.1 mg/g 活性炭であった。USEPA-DWRDは、ニュージャージーとロードアイランドに実験規模の粒状活性炭吸着塔を設置した。ロードアイランドでは、原水中のテラクロロエチレン濃度が600~2,500 mg/Lの場合でも、処理水中で11週間にわたり0.1 mg/L以下濃度を維持することができた。ニュージャージーでは、58週間にわたり濃度60~205 mg/Lの原水を0.1 mg/L以下にまで処理することができた。

テトラクロロエチレン曝気による除去については、原水濃度17~1,025 mg/Lの飲料水処理で気液比8、16、20の条件のとき除去率が98%、原水濃度94 mg/Lの汚染地下水処理で気液比が4のとき除去率90%であった。曝気による処理は効果的であるが、テトラクロロエチレンが水中からそのまま大気中へ移行するので、環境に与える影響につき充分考慮する必要がある。

ラットとマウスに経口投与を行った場合、完全に吸収される。睡眠中のヒトは、4時間にわたり72~144 ppmで吸入暴露を受けた場合、テトラクロロエチレンの約25%を吸収する。

ひとたび血液中にはいると、テトラクロロエチレンは人体の脂肪組織に分布しやすい。検死解剖した人体組織では、脂肪組織と肝臓における濃度比が6:1以上になる。脂肪組織と血液での比は約90となる。

ヒトでは、少量のテトラクロロエチレン(吸収量の4%以下)が代謝され、トリクロロ酢酸として排出される。代謝としては、エポキシドの中間体を経て、主な代謝物であるトリクロロ酢酸を生ずる過程が提案されている。トリクロロエタノール、トリクロロ酢酸、未同定の塩素化合物に代謝される。

テトラクロロエチレンは主として肺から除去される。呼吸作用によるテトラクロロエチレン除去の半減期は65~70時間と推測される。

(2) ヒトへの健康影響

肝、腎、中枢神経系への影響は、テトラクロロエチレンで暴露された作業中のヒトに見受けら

れる。

テトラクロロエチレンの経口投与による十二指腸虫の治療は、1920年代から1930年代にかけて、インドや太平洋諸島で一般に行われた。

19人の被験者にテトラクロロエチレンを20~150ppm、5週にわたり暴露したところ、100ppmで嗅覚・知覚の減少、Rombergテストの類似法における応答の減退が見られたが、20ppmでは見られなかった。

(3) 短期毒性

マウスのLD₅₀/LC₅₀値は、経口投与の場合、8.8~10.8g/kgであり、4時間の吸入暴露では5200ppm、腹腔内投与では4.7g/kgとなる。

ラットのLD₅₀/LC₅₀値は、経口投与の場合13g/kg、4時間の吸入暴露では4000ppmとなる。

(4) 長期毒性及び発がん性

70, 230, 470ppm(470, 1600, 3200mg/m³)のテトラクロロエチレンを1日8時間、週に5日、150日にわたりラットに吸入暴露した。70ppmでは目立った変化はなかったが、230, 470ppmでは、肝や腎に影響がみられた(Carpenter, 1937)。

雄のSwiss-Coxマウスに、テトラクロロエチレンを0, 20, 100, 200, 500, 1000, 1500, 2000mg/kgを週に5日、6週にわたり強制投与した。肝毒性は、肝比重量、肝のトリグリセリド含量、DN A含量、病理組織学的検査、血清中の酵素レベルなどいくつかのパラメータを用いて評価した。100mg/kgで暴露したマウスでは、まず、肝のトリグリセリドが増加した。肝比重量は100mg/kg群では対照に比べかなり高く、100mg/kg群では若干高い値を示した。最大無作用量(N O A E L)は、肝毒性のなくなることを目安とすると20mg/kgときめられた。

マウスに週に5日、78週にわたり、テトラクロロエチレンを386, 1072mg/kg強制投与したところ、腎の毒性が観察された。

NCIはB6C3F₁マウスにテトラクロロエチレン(純度99%以上)を週5日、雄には最初の11週は450または900mg/kgを、さらに67週は300または600mg/kgを、雌には最初の11週は300または600mg/kgを、さらに67週は400または800mg/kgを強制経口投与し、雌雄とも肝細胞がんの発生する事を報告した。Osborne-Mendelラットに471~949mg/kgの強制投与を行った場合の影響については、高い死亡率のため、結論が得られなかった。(NCI, 1977)

NTPでは、両性のラット、マウスに対し、0, 200, 400ppm(ラット)、0, 100, 200ppm(マウス)のテトラクロロエチレンの暴露実験を行い、その結果、雄のラットでは単核細胞性白血病が増加し、また同濃度で雌雄のマウスに肝細胞がんを生じさせた。(NTP, 1986)

(5) 生殖毒性及び胎仔毒性

妊娠したラット及びマウスに300ppmのテトラクロロエチレン(20000mg/m³)を1日7時間、妊娠6~15日目まで暴露したところ、体重が4~5%減少し、対照に比べて着床部における再吸収の数が倍加した。

マウスの仔では、皮下水腫や頭骨の骨化の遅れ、乳児の胸骨分骨の分裂が観察された。

(6) 遺伝毒性

Amesテストやその変法ではテトラクロロエチレンによる変異原性はみられない。

参考文献

NCI, National Cancer Institute, Bioassay of tetrachloroethylene for possible carci-

nogenicity, NCI TR 13, U.S. Dept. of Health, Education, and Welfare, Bethesda, Maryland, 1977.

NTP, NTP Technical report on the carcinogenesis studies of trichloroethylene (perchloroethylene) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (inhalation studies), NTP TR 311, U.S. Dept. of Health and Human Service, Public Health Service, National Institutes of Health, 1986.

2. 6 水生生物への影響

テトラクロロエチレンの水生生物に対する毒性試験結果を表1にまとめる。トリクロロエチレンに比較して、毒性が強い傾向がある。

表1 テトラクロロエチレンの水生生物に対する毒性試験結果

供試生物	評価方法	濃度(mg/L)
I. 淡水生物		
Selenastrum copricornutum (緑藻類)	96-h EC ₅₀	>816
Daphnia magna (オオミジンコ)	16-day LC ₅₀	4.0
	16-day EC ₅₀	1.4
	48-h IC ₅₀	18
Tanytarsus dissimilis (midge)	LC ₅₀	31
Lepomis macrochirus (bluegill)	96-h LC ₅₀	13
Pimephales promelas (fathead minnow)	96-h LC ₅₀	14
	chronic value	0.84
	acute-chronic ratio	16
	96-h LC ₅₀	18
	96-h LC ₁₀	13
	96-h LC ₉₀	26
	96-h EC ₅₀	14
Salmo gairdneri (ニジマス)	96-h LC ₅₀	5.3
Poecilia sphenops (black molly)	60日間飼育 生残率、增量率、肝臓形態等に影響	1.6
II. 海産生物		
Phaeodactylum tricornutum (藍藻類)	EC ₅₀	10.5
Skeletonema costatum (緑藻類)	96-h EC ₅₀	509
	(chlorophyll-a)	
	96-h EC ₅₀	504
	(cell number)	
Eliminus modestus (フジツボのノープリウス幼生)	48-h LC ₅₀	3.5
Mysidopsis bahia (mysid shrimp)	96-h LC ₅₀	10.2
	慢性毒性濃度	0.45
	急性/慢性比	23
Limnanda limnarda (マガレイの類)	96-h LC ₅₀	5

EPAクライテリアによれば、試供された淡水生物の中ではニジマスが最も鋭敏で、ブルーギル、ファットヘッドミノウ、ミジンコ(*Daphnia magna*)はほぼ同じであり、藻類は鈍感であるとしている。勧告値としては、ニジマスでの急性毒性値5.3mg/Lを引用している。

海産生物についても、表1に示したように幾つかのデータがあり、急性毒性値として、魚類、無脊椎動物で10~3mg/Lという値が得られている。EPAクライテリアは mysid shrimpの10.2mg

/Lを引用している。

亜急性毒性としては、胎生メダカ black mollyの60日間飼育による1.6mg/Lという値がある。

ファットヘッドミノウのembryo-larval testにより、慢性毒性濃度として0.84mg/Lという値が得られ、急性／慢性比は16と計算されている。同様に、海産のmysid shrimpについて慢性値0.45mg/L、急性／慢性比23という値が得られている。

EPA クライテリアも、慢性毒性濃度としてこれらファットヘッドミノウ fathead minnow と mysid shrimp の値を示している。

参考文献

昭和61年度環境庁委託業務結果報告書(1987) 水質環境基準検討調査、142-147。

2.7 処理方法¹⁾

水中のテトラクロロエチレンを除去する方法には、活性炭吸着、曝気及び煮沸がある。

テトラクロロエチレンのある粒状活性炭による吸着実験では、平衡濃度1,000、100、10及び1mg/Lにおける吸着量が51、14、3.9及び1.1mg/g活性炭であった。USEPA-DWRDは、ニュージャージーとロードアイランドにパイロットスケールの粒状活性炭吸着筒を設置した。ロードアイランドでは、原水中のテラクロロエチレン濃度が600-2,500mg/Lの場合でも、処理水中で11週間にわたり0.1mg/L以下の濃度を維持することができた。ニュージャージーでは、58週間にわたり濃度60~205mg/Lの原水を0.1mg/L以下にまで処理することができた。

テトラクロロエチレンの散気式曝気による除去については、濃度17-1,025mg/Lになるようテラクロロエチレンを添加した給水栓水処理で気液比8、16、20の条件のとき除去率が98%、原水濃度94mg/Lの汚染地下水処理で気液比が4のとき除去率90%であった。曝気による処理は効果的であるが、テラクロロエチレンが水中からそのまま大気中へ移行するので、環境に与える影響につき十分配慮する必要がある。

参考文献

1) 米国環境保護庁編・水質問題研究会誌(1988) 飲料水中の各種化学物質の健康影響評価－健康に関する勧告集－、日本水道協会。

2.8 法規制等

(1) 規制対象物質の指定¹⁾

化審法：2種-114

労働安全衛生法：有機溶剤（施行令別表6の2）

有害物質；名称等を表示すべき有害物（施行令第18条）

危険物船舶運送及び貯蔵規則：毒物（第3条告示別表第4）

航空法：毒物（施行規則第194条告示別表第9）

水質汚濁防止法

(2) 労働環境大気許容濃度

日本産業衛生学会²⁾ 時間荷重平均値：50 ppm (340 mg/m³) 1972年

米国 ACGIH³⁾ 時間荷重平均値：50 ppm (339 mg/m³)

短時間暴露：200 ppm (1370 mg/m³)

O S H A⁴⁾ 時間荷重平均値：25 ppm (170 mg/m³)

N I O S H⁴⁾ (発がん性物質に指定。暴露を最小限とする)

(3) 環境水水質基準⁵⁾

米国 EPA (発がん性物質に指定)

人の健康保護に関する基準 (リスクレベル10⁻⁶)

水生生物及び飲料水経由の暴露：0.0008 mg/L

水生生物経由のみの暴露：0.00885 mg/L

淡水生物に対する基準 急性毒性：5.28 mg/L

慢性毒性：0.84 mg/L

海水生物に対する基準 急性毒性：10.2 mg/L

慢性毒性：0.45 mg/L

(4) 飲料水水質基準

日本 通知⁶⁾ : 0.01 mg/L 1984年

WHO ガイドライン暫定値⁷⁾ : 0.01 mg/L 1984年

米国 EPA 最大汚染濃度目標値 (M C L G)⁸⁾ : 0 mg/L 1991年

最大汚染濃度 (M C L)⁸⁾ : 0.005 mg/L 1991年

(5) 発がん性評価

IARC⁹⁾ : 2B (発がん性の可能性があるもの)

米国 EPA¹⁰⁾ : B 2 (動物実験で発がん性の十分な証拠があるが、疫学上のデータが不十分なもの)

参考文献

1) 化学工業日報社(1992) 11892の化学商品。

2) 日本産業衛生学会(1990) 許容濃度等の勧告(1990)、平成2年4月5日、産業医学、Vol.32、p.381-423.

3) American Conference of Governmental Industrial Hygienists and U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration(1989) Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1989-1990, 29 CFR Part 1910, Air Contaminants, Final Rule. Fed. Reg. 54(12):2332-2983, January 19, 1989.

4) National Institute for Occupational Safety and Health(1988) NIOSH Recommendations for Occupational Safety and Health Standards 1988.

5) U.S. EPA(1987) Quality Criteria for Water 1986.

6) 水道環境部長通知(1984) 水道におけるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタン対策について、昭和59年2月18日。

7) World Health Organization(1984) Guidelines for Drinking-Water Quality, Vol.1 Recommendations.

8) U.S. EPA(1991) 40 CFR Parts 141, 142, and 143 National Primary Drinking Water Regulations—Synthetic Organic Chemicals and Inorganic Chemicals; Monitoring for Unregulated Contaminants; National Primary Drinking Water Regulations Implementation; National Secondary Drinking Water Regulations; Final Rule. Fed. Reg. 56(20):3526-3597, January 30, 1991.

9) International Agency for Research on Cancer(1987) IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Supplement 7.

10) U.S. EPA(1990) Drinking Water Regulations and Health Advisories. April 1990.