

4. クロロホルム

〔物質名〕 クロロホルム、トリクロロメタン
Chloroform、Trichloromethane、CF₃H
Cas Registry Number= 67-66-3 既存化学物質番号= 2-37

4. 1 物理化学的性状

クロロホルムは無色透明の液体で、揮発性が非常に高く、特有の臭いを有する。常温で長時間日光に当てたり、暗所でも空気が存在すると徐々に分解し、ホスゲンや塩化水素、二酸化炭素、塩素、水を生ずる。エタノール、ベンゼン、エーテル、石油エーテル、四塩化炭素、二硫化炭素などほとんどの有機溶媒と任意の割合で混ざる。さらに、クロロホルムは強力な麻酔作用を有している。

水または土壌へ放出されたクロロホルムは、揮散によって大気中に移行する。大気中では長距離を移動し、光化学的に生成したOHと反応して分解する。土壌へ放出されたものは容易に地下浸透し、地下水を汚染する。

化学式：CHCl₃
分子量：119.39
比重：d₄²⁰ 1.474~1.478 d₄²⁰ 1.489
融点：-63.5℃
沸点：61.7℃ (760mmHg)
蒸気圧：246mmHg (25℃)¹⁾ 159.6mmHg (20℃)²⁾
水溶解度：7.950mg/L¹⁾ 8.220mg/L²⁾
ヘンリー則定数：4.35×10⁻³ atm・m³/mol¹⁾
オクタノール/水分配係数(対数値)：1.97¹⁾ 1.94³⁾
土壌有機物吸着分配係数：34⁴⁾
生物濃縮係数：6 (フールキール)⁵⁾、3.34-10.35 (ニジマス)⁶⁾、1.6-2.5 (フールキール)、3.3-3.7 (ナマス)⁶⁾

4. 2 生産量及び用途⁷⁻⁹⁾

クロロホルムの1989年の生産量は推定で37,000トンで、輸出入では輸出量が185トンに対して輸入量が30,965トンを計上している。したがって、日本における1989年のクロロホルムの使用量は68万トン程度と推計される。

クロロホルムは不燃性でかつ低毒性で化学的にも安定なフッ素系冷媒であるクロロジフルオロメタンの製造に最も多く用いられる。さらに、この化合物からフッ素系樹脂のポリテトラフルオロエチレン(テフロン)や消化剤のプロモクロロジフルオロメタンが製造される。その他、麻酔剤や消毒剤の医薬品、ゴム、グッタペルカ、鉱油、ろう、アルカロイド、酢酸、メチルセルロース、ニトロセルロースの溶剤、有機合成、アニリン検出、血液防腐剤として用いられる。

4. 3 分析方法

我国では排水⁹⁾および水道水¹⁰⁾中のクロロホルムの分析法に、ヘッドスペース・ガスクロマトグラフ法、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GC-ECDに注入し定量する。この分析法による排水での定量範囲は4~40 $\mu\text{g/L}$ 、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クロロホルムをヘキサンで抽出し、ヘキサン層を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0.025~0.5ng、水道水での検出限界値は0.001mg/Lとなっている。

米国EPAは、クロロホルムの分析に溶媒抽出キャピラリーガスクロマトグラフ法¹¹⁾と、前処理にパージトラップ法を用いるキャピラリーGC/MS法¹²⁾とを採用している。溶媒抽出法はMethod 551に記載があり、6種の有機塩素系溶剤と12種の塩素処理副生成物を同時分析する方法であり、クロロホルムは塩素処理副生成物の一つとして扱われている。方法の概要は次の通りである。35mLの試料を2mLのMTBE (methyl-tert-butylether) で振とう抽出して、MTBEの2 μL 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1.0 μm を採用している。このカラムでクロロホルムの溶出位置にピークが出現すれば、確認用として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0.5 μm の分離カラムを用い、さらにGC/MSによる確認を促している。この方法によるクロロホルムの検出限界値は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。

パ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 524.2¹³⁾は、クロロホルムを含む揮発成分60種の同時分析法である。パージトラップでは、試料水25mL (MSの感度に応じて5mLの試料量でも分析可能)をパージリング装置に採り、ヘリウムまたは窒素ガスを室温で11分間、40mL/minの流速で通気して、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℃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。この方法によるクロロホルムの検出限界値は、パージトラップ装置やカラムの種類によって多少異なり0.03~0.05 $\mu\text{g/L}$ である。

4.4 環境中での挙動

クロロホルムの環境への侵入には、工業用の溶剤、抽出剤あるいはフッ素系冷媒や樹脂の製造原料として使用、また飲料水、都市排水、発電所冷却水等の塩素処理に伴う副成あるいは他の塩素系溶剤、フッ素系冷媒、合成ゴム中における不純物としての存在、さらに大気中でのトリクロロエチレンの光分解過程における生成など^{13,14)}きわめて広範な源と関連している。最も大きな源は工業的な用途に基づくものと考えられ、蒸気圧の高さを反映して、大部分が直接大気に侵入し、排水を介して流出した部分や地表面に存在するクロロホルムも揮散して大気に移行する割合が高いが、土壌吸着性が低いため地上の一部は地下浸透して地下水の汚染を招く。

水中のクロロホルムは主に揮散によって大気中に移行し除かれる。実験室での揮発による半減

期は3~5.6時間¹⁵⁾、モデル実験により求めた半減期は河川で36時間、池で40時間、湖で9~10日である¹⁴⁾。フィールドでの測定結果では、ライン川での半減期は1.2日、ライン流域での湖で31日の半減期を得ている¹⁶⁾。都市下水の処理水が流入するチェサピーク湾におけるクロロホルムの分布は春期には沖合い4km以内にとどまり、氷結する冬期には11kmまで達する¹⁶⁾ことが観測されており、クロロホルムの分布が揮散の影響を受けていることを示している。クロロホルムは、水中で加水分解や光分解を受けることはほとんどない^{17,18)}。また、生物への濃縮性は、魚類への濃縮係数が2~10程度^{9,10)}であり、実際には無視できる程度である。

クロロホルムの土壌への吸着性は、有機物含量に大きく支配される。有機物含量の高い泥炭に強く吸着されるが、粘土には弱く、石灰質土壌にはさらに弱く、砂には全く吸着しない¹⁹⁾。

クロロホルムの生分解性については全く相反する報告がなされている¹⁾。好気条件下での分解実験で、25週間ではほとんど分解しなかったとの報告がある一方で、14日で25%あるいは24日で67%分解したとの報告がある。嫌気条件下においても同様で、一年以内に31%あるいは3ヶ月以内に100%の分解を報告しているが、27週間の実験期間に分解がなかったとする研究者もいる。これらの知見を総合すると、適切な微生物群集が十分に順化していれば、ゆっくりではあるがクロロホルムの分解は進むと結論することができる。

大気中に放出されたクロロホルムは主に対流圏に存在し²⁰⁾、OHラジカルとの反応により分解する。その半減期は80日である²¹⁾。クロロホルムの分解は窒素酸化物の存在で促進される²²⁾。クロロホルムは長距離を移動し、その一部は降雨により洗い落とされる²³⁾。

オハイオ川流域で4,972検体の表層水について測定した結果、72%でクロロホルムが検出され、832検体が1~10 $\mu\text{g/L}$ の、27検体が10 $\mu\text{g/L}$ 以上の濃度レベルにあった²⁴⁾。米国の流域が工業化された河川での濃度レベルは、1~120 $\mu\text{g/L}$ にあった²⁵⁾。我国でも、環境庁が河川139地点においてその濃度を調べている。検出率は29%で、検出範囲は0.1~13 $\mu\text{g/L}$ である²⁶⁾。また、近畿圏の都市河川35地点の表流水中において、クロロホルムが0.1~6.2 $\mu\text{g/L}$ の濃度で検出された²⁷⁾。大阪湾の表層水には0.0034~0.25 $\mu\text{g/L}$ の範囲で、平均0.056 $\mu\text{g/L}$ の濃度がみられた²⁸⁾。都内河川29地点と東京湾3地点では、<0.1~5.79 $\mu\text{g/L}$ の範囲で検出されている²⁹⁾。1982年の環境庁による全国15都市の地下水調査では、クロロホルムは1,360検体のうち305検体から検出され、0.5~1.0 $\mu\text{g/L}$ の範囲が112検体、1~10 $\mu\text{g/L}$ が182検体、10~100 $\mu\text{g/L}$ が11検体の結果を得ている³⁰⁾。

参考文献

- 1) Sage, G.W., W.F. Jarvis and D.A. Gray: Chloroform, In: P.H. Howard (ed) Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals, Volume II, pp100-109 (1990)
- 2) 日本環境協会(編): 化学物質の物理化学的性状測定法(1988)
- 3) 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)
- 4) Hultzler, N.J. et al.: Amer. Chem. Soc. 18th Mtg., Div. Environ. Chem. Preprint, 23, 499-502 (1983)(1975)
- 5) Barrow, M.E. et al.: Dyn. Exposure Hazard Assess Toxic. Chem. Ann Arbor, MI. Ann Arbor Sci., pp379-392 (1980)
- 6) Anderson, D.R. et al.: Acute Toxicity and Bioaccumulation of Chloroform to Four Species of Fish Water Fish. NUREG/CR-089 Richland, WA., Pacific NW. Labs. p8-26 (1980)
- 7) 化学工業日報社: 11691の化学商品(1991)
- 8) 化学大辞典編集委員会: 化学大辞典, 共立出版

- 9) 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化水素試験法
- 10) 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
- 11) Hodgson, 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)
- 12) 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)
- 13) IARC: Monograph. Some halogenated hydrocarbons, 20, 402-407 (1979)
- 14) U.S. EPA: Health Assessment Document for chloroform. External Review Draft EPA-600/8-84-004A p 3-4 to 3-28 (1984)
- 15) Zoeteman, B.C., K. Harmsem, 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)
- 16) Helz G.R. and Hsu R.Y.: Limnol. Oceanogr., 23, 858-869 (1978)
- 17) Mabey W. and Mill T.: J. Phys. Chem. Ref. Data, 7, 383-415 (1978)
- 18) Jensen, S. and Rosenberg, R.: Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in sea water and sterilized water, Water Res., 9, 659-661 (1975)
- 19) Diling, W.L., Tefertiler, N.B. and Kallos, G.J.: Evaporation rates of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solution, Environ. Sci. Technol., 9, 833-838 (1975)
- 20) Eisenreich, S.J., Looney, B.B. and Thornton, J.D.: Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem, Environ. Sci. Technol. 15, 30-38 (1981)
- 21) 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)
- 22) Dimitriades B. and Joshi S.B.: Inter conf on photochemical oxidant pollution and its control, EPA 600/3-77-001 pp705-711 (1975)
- 23) Kawamura K. and Kaplan I.R.: Organic compounds in the rainwater of Los Angeles, Environ. Sci. Technol. 17, 497-501 (1983)
- 24) Ohio R. Valley Water Saint. Comm.: Assessment of water quality conditions 1980-81, Cincinnati, OH., table 13 (1982)
- 25) Ewing B.B. et al.: Monitoring to Detect Previously Undetected Pollutants in Surface Waters. EPA-560/6-77-015, 75p (1977)
- 26) 日本水質汚濁研究協会: 地下水質保全対策調査-調査対象物質情報-、昭和62年度環境庁委託業務結果報告書 (昭和63年3月)
- 27) 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)
- 28) 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)
- 29) 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)
- 30) 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)

4. 5 人の健康への影響

(1) 吸収、分布、代謝、排泄等

クロロホルムは消化管あるいは肺から迅速に吸収され、血中レベルは1時間でピークに達する。雄雌SDラットとリスザルに¹⁴C-クロロホルム (60mg/kg) を経口投与後3時間の全身オートラジオグラフィでは、放射能の分布に性差はなかった。放射能レベルは体脂肪と肝臓に最も多く、血液、脳、腎、筋肉には少なかった。

クロロホルムはヒト、動物とも主要な代謝物のCO₂とともに呼気中に排泄される。代謝されるが、CO₂に代謝される割合は投与量による。ヒトの場合、0.1mg経口投与はほとんど完全に代謝されたが、1mgの投与量では35%が代謝され、65%が未変化のまま排泄された。マウス、ラット、リスザルに¹⁴C-クロロホルムを60 mg/kg経口投与し場合、4-8時間後呼気中または尿中の¹⁴C放射能を測定では、93-98%の¹⁴C回収率で、代謝された割合はマウス、ラット、リスザルそれぞれ85、66、28%であると報告している。

クロロホルムは酸化的脱塩化水素反応によりトリクロロメタノールを経てホスゲンになると推測される。この反応は、チトクロームP-450を介して肝臓と腎臓で起こる。

(2) ヒトへの健康影響

クロロホルムは中枢神経系を抑制する。また、肝臓や腎臓の機能にも影響を及ぼす。クロロホルム麻酔剤の直接の影響は意識喪失で、その後昏睡状態や死に至る。腎障害は暴露24~48時間で現れ、肝臓障害は2~5日後に現れる。この様に毒性の症状は、クロロホルム麻酔から醒めた後の数日間に発生する。

ヒトのLD₅₀は70kgのヒトで44g、すなわち630mg/kgと考えられるが、250g以上を摂取した場合でも生存した例がある。公表されているもっとも低いヒトの致死量は210mg/kgである。440mgの摂取によっても胃を刺激し、腸管内で局所的に麻痺が起こることともにぜんどう運動が増加した例がある。

(3) 短期毒性

ラット及びマウスの経口投与LD50は908-2000mg/kgである。急性症状は中枢神経系の抑制、心臓作用であり、肝及び腎が障害を受ける。肝の病理組織学的変化は脂肪浸潤及びそれにとまった壊死である。肝肥大、SGPT、SGOTの増加も特徴的变化である。マウスを用いた90間の毒性試験でのNOAELは97mg/kg/dayと報告されている。

(4) 長期毒性及び発がん性

長期暴露での効果は短期毒性に類似しているが、その作用はさらに重篤なものとなる。肝及び腎の組織学的変化に加え、甲状腺における障害も認められる。0.6から1.2g/kgの強制経口投与でマウスに肝がんを引き起こすことが示された。NCIでは2年の強制経口投与で雄ラットに腎上皮細胞腫瘍が、雌雄マウスに肝細胞がんを示した。(NCI, 1976) Roeらは80週の強制経口投与でマウスに腎腫瘍を認めた。Jorgensonらの実験では雄ラットと雌マウスに2年間飲水投与し(0, 200, 400, 900, 1800mg/l)、雄ラットで投与量依存的に腎の尿管腺腫及び腺がんの増加を示した(対照群2%、最高用量群14%)。尚、マウスの実験では発がん性は認められなかった。(Jorgenson et al., 1985)

(5) 生殖及び胎仔毒性

妊娠中ラットあるいはマウスへの経口投与あるいは吸入暴露による実験では何れも顕著な催奇形性作用は認められなかった。経口投与の実験では主として肝の脂肪性変化を伴う母胎への毒性が認められたが、胎仔に対する毒性としては体重の減少だけである。吸入毒性試験では胎仔生存率の減少などの強い胎仔毒性が認められている。

(6) 遺伝毒性

Ames テストを初めほとんどの試験では陰性であるが、大腸菌、酵母を用いた試験あるいは Ce 11 Transformation 試験で陽性の報告がある。弱陽性

参考文献

- NCI National Cancer Institute. Report on carcinogenesis bioassay of chloroform. Springfield, VA NTIS PB 264018. 1976.
 Jorgenson, T. A., Meierhenry E. F., Rushbrook, C. J. et al. 1985 Carcinogenicity of chloroform in drinking water to male Osborne-Mendel rats and female B6C3F1 mice. Fund. Appl. Toxicol. 5, 760-769.

4. 6 水生生物への影響^{1) 2)}

クロロホルムは、主に止水条件下でかつ暴露濃度が測定されない毒性実験条件下で検討されてきた。したがって、こうした実験に基づく急性毒性データは、暴露期間中に大気への揮散により設定濃度よりも低い濃度になっていると予想される。

ミジンコ (*Daphnia magna*) の48時間止水実験では EC_{50} が28.9mg/Lとなった。ニジマスやブルーギルのクロロホルムに対する毒性を比較した結果、マスのほうが影響を受けやすい。魚類を用いた止水条件下でかつ暴露濃度が測定されない毒性実験による96時間 LC_{50} は、43.8から115mg/Lの範囲にある。

わずかに1つだけ海水産水生生物を用いた急性毒性試験が報告されている。Bentleyら (1975) によるとピンクエビ (pink shrimp) の96時間 LC_{50} は81.5mg/Lとしている。

ラベルしたクロロホルムを14日間暴露した後、ブルーギルは6倍まで生物濃縮し、その半減期は1日よりも短い。この結果は、水生生物を食物とする消費者に対する環境影響を考慮しなくてもよいことを示唆している。

Birgeら (1979) は、閉鎖系で連続流れ方式でかつクロロホルム濃度を測定する方法で実験を行った。受精して20分後からふ化して8日目まで、ニジマスにクロロホルムを暴露させた。ふ化後、4日から8日目までニジマスの致死が認められなかった。軟水及び硬水での27日間の LC_{50} は、それぞれ2.03mg/L及び1.24mg/Lであった。ふ化の時、胚期の40%が奇形であった。

表1 クロロホルムの毒性影響試験結果

生物種名	試験方法	LC_{50}/EC_{50} (mg/L)
I. 急性毒性		
淡水生物		
<i>Daphnia magna</i> (ミジンコ)	止水、濃度測定無し	28.9
<i>Salmo gairdberl</i> (ニジマス)	止水、濃度測定無し	66.8
<i>Salmo gairdberl</i> (ニジマス)	止水、濃度測定無し	43.8
<i>Lepomis macrochirus</i> (ブルーギル)	止水、濃度測定無し	115
<i>Lepomis macrochirus</i> (ブルーギル)	止水、濃度測定無し	110
海水生物		
<i>Penaeus duorum</i> (ピンクエビ)	止水、濃度測定無し	81.5
II. その他		
淡水生物		
<i>Salmo gairdberl</i> (ニジマス)	胚期-幼生期、27日間 硬度50mg/Lで LC_{50}	2.30
<i>Salmo gairdberl</i> (ニジマス)	胚期-幼生期、27日間 硬度200mg/Lで LC_{50}	1.24
<i>Salmo gairdberl</i> (ニジマス)	胚期試験、23日間 40% 奇形	10.6

クライテリア

淡水水生生物 (3種類) に対するクロロホルムの急性毒性影響は、28.9mg/Lで表れる。もちろん、これらの3種類の生物種よりも感度が高い生物種に対しては、もっと低いクロロホルム濃度で影響が表れると考えられる。27日間のニジマスに対する LC_{50} から、慢性毒性影響は1.24mg/Lで表れる。しかし、ニジマスよりも感度が高い生物種や生育段階でもっと低い濃度で影響が表れると予想される。

海水産水生生物に対するクロロホルムの毒性試験結果が1例のみであるので、急性毒性および慢性毒性に関するクライテリアを策定できない。

参考文献

- U.S. EPA (1980) Ambient Water Quality Criteria for Chloroform. PB81-117442.

4. 7 処理方法¹⁾

水中のクロロホルムを除去する方法には、活性炭吸着と曝気がある。

クロロホルムは水に対する溶解度が比較的大きいため、トリクロロエチレン等と比べて活性炭に対する吸着力が弱い。フミン質等の共存物質があると初期に吸着されたものが後から溶出し、処理水濃度が原水濃度より高くなることもある。活性炭の代わりに樹脂を用いて吸着除去する方法も考えられている。

このほか、オゾンや過酸化水素等によりクロロホルムを酸化分解する方法もある。しかし、オゾンによるクロロホルムの除去率は酸素を通気した場合のそれとほとんど差がない。

参考文献

- 1) (社)日本水質汚濁研究協会 (1988) 昭和62年度環境庁委託業務結果報告書、地下水質保全対策調査-調査対象物質情報-、昭和63年3月

4. 8 法規制等

(1) 規制対象物質の指定¹⁾

消防法：貯蔵等の届出を要する物質 (第9条の2、政令別表第2)

毒物劇物取締法：劇物 (第2条)

化審法：指定化学物質；2-37

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)

薬事法：劇薬 (第44条、施行規則第52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)

港則法：危険物；毒物 (施行規則第12条)

(2) 労働環境大気許容濃度

日本産業衛生学会²⁾ 時間加重平均値：50 ppm (240 mg/m³) 1965年

(発がん性物質に指定)

- 米国 ACGIH³⁾ 時間加重平均値 : 10 ppm (49 mg/m³)
O S H A³⁾ 時間加重平均値 : 2 ppm (9.78 mg/m³)
N I O S H⁴⁾ 天井値 (6 0 分) : 2 ppm (9.78 mg/m³)

(3) 環境水水質基準⁵⁾

米国 E P A

人の健康保護に関する基準 (発がん物質に指定)

水生生物及び飲料水経由の暴露 : 0.00019 mg/L

水生生物経由のみの暴露 : 0.0157 mg/L

淡水生物に対する基準 急性毒性 : 28.9 mg/L

慢性毒性 : 1.24 mg/L

(4) 飲料水水質基準

日本 通知⁶⁾ : 0.10 mg/L 1981年
(総トリハロメタンとして)

W H O ガイドライン⁷⁾ : 0.03 mg/L 1984年

米国 E P A 暫定第1種飲料水規則 (N I P D W R)⁸⁾ : 0.10 mg/L 1979年
(総トリハロメタンとして)

(5) 発がん性評価

I A R C⁹⁾ : 2 B (発がん性の可能性があるもの)

米国 E P A¹⁰⁾ : 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) (総トリハロメタンとして)

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 (1981) 水道におけるトリハロメタン対策について、昭和56年3月25日.
- 7) World Health Organization (1984) Guidelines for Drinking-Water Quality, Vol. 1 Recommendations.
- 8) U.S. EPA (1979) Fed. Reg. 44(231): 68624-68707, November 29, 1979
- 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.