〈論 文〉

新潟平野中央部における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染

川 田 邦 明* 横 山 ひろみ* 尾 崎 邦 雄*

Groundwater Contamination by Volatile Chlorinated Hydrocarbons in a Central Part of the Niigata Plain

Kuniaki KAWATA*, Hiromi YOKOYAMA* and Kunio OZAKI*

* Niigata Prefectural Research Laboratory for Health and Environment, 314-1, Sowa, Niigata 950-21 Japan

Abstract

Groundwater contamination with volatile chlorinated hydrocarbons (VCHs) was found in a metalware manufacturing district located in a central part of the Niigata Plain, Niigata, Japan. VCHs detected were trichloroethylene (TCE), tetrachloroethylene (PCE), 1,1,1-trichloroethane (MCF), *cis*-1, 2-dichloroethylene (*cis*-DCE) and 1, 1-dichloroethane (1, 1-DCA). VCHs concentrations in groundwater were ranged from <0.001 to $7.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ for TCE, $<0.001 \sim 0.036 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ for PCE, $<0.001 \sim 1.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ for MCF. Concentrations of *cis*-DCE and 1, 1-DCA were $<0.01 \sim 5.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ and $<0.01 \sim 0.61 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, respectively; *cis*-DCE and 1, 1-DCA might be produced biodegradedly in soil from TCE and MCF, respectively.

Groundwater in alluvial aquifers was mainly of the carbonate hardness type, while groundwater quality in diluvial aquifers depended on the location. Although the diluvial aquifers were not polluted by VCHs, some of the alluvial aquifers contaminated by VCHs.

Concentrations of TCE and *cis*-DCE were determined for a year in groundwater from a well of 10 m depth at a metalware factory using VCHs. The VCHs concentrations in groundwater were varied with the amount of groundwater pumped up from both the investigated well itself and well set around it as well as with the groundwater level.

Key words: volatile chlorinated hydrocarbon, groundwater, water quality, contamination, alluvium

1. 緒 言

低沸点有機塩素化合物類(VCHs)のうち、トリクロロエチレン(TCE)、テトラクロロエチレン(PCE)および1,1,1-トリクロロエタン(MCF)は、金属製品の脱脂、洗浄やドライクリーニングの洗浄剤として広く用いられている。このうち、TCEおよびPCEについては発ガン性や変異原性の報告もあり¹⁾、世界保健機構(WHO)は飲料水の暫定ガイドラインとしてそれぞれ $30 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ および $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ と勧告している²⁾。日本に

おいては、厚生省が水道水の暫定的な水質基準としてTCEで $30 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、PCEで $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、MCFで $300 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下という値(以下、暫定基準値と略す)を示している³⁾。さらに、通商産業省⁴⁾および環境庁⁵⁾も同様の排水目標値や管理目標値を示している。また、TCEとPCEは「指定化学物質」に指定されている⁶⁾。

これらの化合物による地下水汚染は、欧米^{7)~10)}のみでなく、わが国においても各地で明らかになってきており^{11)~17)}、新たな環境汚染問題として注目されている。著者らは、すでに、新潟県におけるTCEやMCF

* 新潟県衛生公害研究所 〒950-21 新潟市曾和314-1

の典型的な使用形態, すなわち, 多くの金属製品工場において, 1社当り年間5t未満と比較的少量ずつ使用されているという特徴を有すると考えられるA市をモデル地区として選び, 同市における地下水中のTCE, PCE, MCFおよび cis -1, 2-ジクロロエチレン(cis -DCE)による汚染実態の概況について報告した¹⁸⁾。さらに, 主として中小規模の金属製品工場が多数立地する新潟平野中央部に位置する地域におけるTCEおよびMCFによる汚染概況についても報告し¹⁹⁾, 新潟県内における汚染の特徴を明らかにした。

本報告では, すでに報告した地域について¹⁹⁾, TCE, PCEおよびMCFに加えて, これまで報告例の少ない cis -DCEおよび1, 1-ジクロロエタン(1, 1-DCA)による地下水汚染状況を報告するとともに, 地下水の水質の調査結果と地層を基に, 鉛直方向におけるVCHsによる汚染状況について報告する。さらに, 同地区にある浅井戸において測定した1年間にわたる水質およびVCHs濃度の変動についてもあわせて報告する。

2. 調査方法

2.1 調査地域の概要

調査地域は, 典型的な沖積平野である新潟平野の中央部を貫流する信濃川の三角州の州頂付近に位置す

る。同地区の地層は, 地表面から, 3層に分類される沖積層(A_1 , A_2 , A_3 層), さらにその下部の洪積層(D_1 層)からなる²⁰⁾。調査地点は, 金属製品工場が多数立地する市街地または工場団地を中心に選定した。これらの工場では金属製品の脱脂, 洗浄用としてTCEまたはMCFが使用されている²¹⁾。調査実施期間は1985年1月から10月で, 採取地点はFig. 1に示す99地点である。揚水された地下水は, 主に工業用水(冷却用)として, あるいは冬季間の消雪用や夏季間の冷房用として用いられている。

調査地点のうち, 金属製品工場敷地内にある既設の深さ10mの浅井戸(以下, #1井戸)について, 1年間にわたり毎月1回地下水を採取した。この工場では脱脂, 洗浄用にTCEを使用していたが, 1977年以降, TCEに代わり, MCFを使用している。

工場の操業日には, 1日約33m³の地下水を#1井戸から揚水し冷却水として使用していたが, 1985年7月に採水してから数日後, 操業工程を変更したのに伴って, #1井戸の使用を停止したため, 揚水量がほぼゼロとなった。また, 7月の下旬から10月の初旬にかけ, #1井戸の北西方向に約10m離れた所に位置する井戸(#2井戸)から, 冷房, 冷却用として揚水が行われた。さらに, 12月の下旬から翌年3月にかけては#1井戸の

Fig. 1 Sampling wells in a central part of the Niigata Plain.

○: not contaminated well. Alphabetical notes show the contaminated wells: A: TCE, B: MCF, C: TCE and cis -DCE, D: MCF and 1, 1-DCA, E: TCE and PCE, F: TCE, PCE and cis -DCE, G: TCE, MCF, cis -DCE and 1, 1-DCA, H: TCE, PCE, MCF and cis -DCE, I: TCE, PCE, MCF, cis -DCE and 1, 1-DCA

西方向に約20m離れた所に位置する井戸(#3井戸)から、消雪用として揚水が行われた。

2.2 採水方法

イオン成分分析用試料として、ポリエチレン製瓶にその口まで採水し、瓶内に空気が残らないように密栓をした。また、VCHs分析試料として、スクリーキャップ付きガラス瓶にその口まで採水し、リン酸を静かに添加後、瓶内に空気が残らないように密栓をした。試料は氷冷して運搬後、速やかに分析した。

2.3 実験方法

2.3.1 装置

原子吸光度計：島津製作所製 AA-640-13。イオンクロマトグラフ：Dionex 社製モデル14。ガスクロマトグラフ：島津製作所製 GC-6 AM (ECD 付), GC-7 A (FID 付)。データ処理装置：島津製作所製クロマトバック C-R 1 B。

2.3.2 試薬

TCE, PCE および MCF の標準は、いずれも和光純薬工業製1000mg・l⁻¹標準液を、また、*cis*-DCE は Aldrich 社製標準品を、1, 1-DCA は東京化成標準品を和光純薬工業製残留農薬試験用メタノールで適宜希釈して使用した。その他の試薬はいずれも国産市販品を用いた。

2.3.3 分析法

Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, PO₄³⁻および全有機体炭素 (TOC) はいずれも JIS 法で²²⁾, Fe²⁺は上水試験方法で²³⁾, HCO₃⁻は鉍泉分析法で²⁴⁾, また, Cl⁻, NO₃⁻および SO₄²⁻はイオンクロマトグラフ法で²⁵⁾ 各々分析した。VCHs は、試料搬入後、速やかに、TCE, PCE および MCF はヘッドスペース・ガスクロマトグラフ (ECD および FID) 法により^{4), 18)}, *cis*-DCE および 1, 1-DCA はヘッドスペース・ガスクロマトグラフ (FID) 法によりそれぞれ分析した。ガスクロマトグラフ (FID) 分析条件を以下に示す。なお、定量は正確を期するために2種類の異なるカラムを併用して行った。2つの分析条件による定量結果はよく一致した。

カラム：ガラスカラム, 3 m×3 mm(i. d.)に5% SP-1200と1.75%Bentone34で被覆した Chromosorb W (AW-DMCS), 60~80メッシュを充填したもの, カラム温度：70°C, 注入口および検出器温度：120°C, キャリヤース：窒素, 30ml・min⁻¹。

カラム：ガラスカラム, 2 m×3 mm(i. d.)に25% TCPで被覆した Chromosorb W (AW-DMCS), 60~80メッシュを充填したもの, カラム温度：70°C, 注入口および検出器温度：120°C, キャリヤース：窒素, 40ml・min⁻¹。

3. 結果と考察

3.1 地下水中の低沸点有機塩素化合物類の濃度

全測定地点におけるVCHsの濃度の分布をTable 1に示す。99点中TCEは28地点で、PCEは6地点で、MCFは11地点で、*cis*-DCEは15地点で、また、1,1-DCAは5地点で検出された。

PCEは金属製品工場での使用例は見られず、クリーニング業等の他の業種で使用されたものと考えられるが、使用状況が明確でなく汚染と使用工場の関係は不明であった。

cis-DCE および 1, 1-DCA は、昭和57年度に環境庁が全国で実施した地下水調査でも、検出率はそれぞれ9%および2%と少ないものの、すでに確認されており、最高値はそれぞれ537および175μg・l⁻¹であり、地下水中の *cis*-DCE の濃度は TCE や PCE の濃度と高い相関を示したと報告されている¹²⁾。また、多摩地区では *cis*-DCE が検出された地下水の大部分から TCE が同時に検出されたと報告されている¹³⁾。

本調査では、*cis*-DCE が確認された15地点のすべてで TCE が同時に検出された。1, 1-DCA については、確認された地点は5地点と少ないが、すべて MCF が検出された地点と一致した。

cis-DCEは天然物の抽出等には使用されてはいるが¹³⁾, 本調査地域では*cis*-DCEの使用は認められず、また、1, 1-DCAの使用も認められなかった。そして、TCEが微生物により分解され*cis*-DCEが生成するという報告や^{26)~28)}, MCFが微生物により分解され1,1-DCAが生成するという報告がある²⁹⁾。したがって、*cis*-DCE と 1, 1-DCA は、それぞれ TCE と MCF の微生物による分解生成物である可能性も否定できない。

また、TCE濃度に対する*cis*-DCE濃度の比率は0.07~52の範囲に、また、MCF濃度に対する1,1-DCA濃度の比率は0.16~0.82の範囲にあり、いずれの

Table 1 Concentration levels of VCHs in groundwater

Concentration (mg・l ⁻¹)	Number of wells				
	TCE	PCE	MCF	<i>cis</i> -DCE	1,1-DCA
<0.001	71	93	88		
0.001 - 0.003	12	3	5	84*	94*
0.003 - 0.01	2	1	0		
0.01 - 0.03	1	1	1	0	1
0.03 - 0.1	2	1	0	0	1
0.1 - 0.3	0	0	2	2	1
0.3 - 1	2	0	2	5	1
1 - 3	5	0	1	5	1
3 - 10	4	0	0	3	0
10<	0	0	0	0	0

* : <0.01 mg・l⁻¹

Fig. 2 Inorganic chemical compositions of ground-water.

○: A₁, △: A₂, ▽: A₃, ◇: D₁. See captions of Fig. 3. I: carbonate hardness, II: carbonate alkali, III: noncarbonate hardness, IV: noncarbonate alkali. Closed symbols show the contaminated wells.

濃度比も地点により差がみられた。この理由として、*cis*-DCEと1,1-DCAがそれぞれTCEとMCFの微生物による分解生成物であるとすれば、各地点におけるVCHsの汚染を受けてからの期間や土壌中の微生物に差異があるためにVCHsの分解率が異なることや、地下におけるTCEと*cis*-DCE、またはMCFと1,1-DCAとの挙動が異なることが考えられた。

3.2 垂直方向の地下水の水質

対象とした99地点の地下水の水質についてキーダイヤグラムによる分類を行った。その結果、Fig. 2に示すように、地下水の水質はアルカリ土類炭酸塩型(I類)、アルカリ炭酸塩型(II類)、アルカリ土類非炭酸塩型(III類)およびアルカリ非炭酸塩型(IV類)に広く分布しているものの、大部分はI類に属していた。これは対象とした井戸の多くが、アルカリ土類炭酸塩を多く含む地層から揚水する浅井戸であることに起因するものと考えられた³⁰⁾。

対象地点のうち、井戸の最深部がA₁, A₂, A₃およびD₁層に達していると考えられる井戸数は、各々80, 4, 6および9であった。Fig. 3に、Fig. 1におけるa-a'断面図とその付近の井戸を示す。A₁層にある井戸から揚水している地下水は、大部分がI類に、一部がIII類に属していた。A₂, A₃層に達していると考えられる井戸から揚水している地下水は、大部分がI類に属し、残る一部がIV類に属していた。したがって、A₁, A₂およびA₃層の地下水の水質は明確には区別できなかった。また、D₁層に達していると考えられる井戸から揚水している地下水は、I~IV類に広く分布しているこ

Fig. 3 a-a' Section with location of sampling wells.

A₁~A₃: alluvium, D₁: diluvium. Alphabetical notes: see caption of Fig. 1.

とから、D₁層では水平方向において地域的に水質が異なる²⁰⁾ものと考えられた。

3.3 垂直方向の汚染形態

VCHs による汚染が確認された地点の地下水は、井戸の深さにかかわらずそのほとんどがⅠ類に属しており、ⅢおよびⅣに属する地点が各々1地点ずつあったが、極めてⅠ類に近い組成であった。また、汚染井戸の大部分がA₁層から揚水していた。

A₃層まで達すると考えられる2つの井戸から採取した地下水でも汚染が認められた。これらの井戸では複数のストレーナーが設けられていることから、複数の帯水層から揚水していると考えられた。本調査結果からはA₁、A₂およびA₃にある帯水層の水質は明確には区別できなかったことから、これらの地点ではA₁層の帯水層のみが汚染されているのか、あるいは汚染がA₂およびA₃層まで達しているのかは判断できなかった。これに対し、D₁層に達すると考えられる井戸から採取した地下水には汚染が認められなかったことから、汚染はD₁層には達していないものと考えられた。

したがって、VCHs による汚染は最も浅いA₁層を中心に進行しており、A₂およびA₃層にまで達している可能性もあるが、A₁～A₃層の下部に位置するD₁層には達していないと考えられた。

3.4 金属製品工場内の浅井戸における通年調査

金属製品工場敷地内に設置されている#1井戸における1年間にわたる調査結果のうち水質の変動をFig. 4に示す。測定した6種の陽イオンの総量と5種の陰イオンの総量とはよく一致した。また、Fe²⁺が0.1～1.9epm (平均1.2epm)と比較的高濃度で含まれていた。これは、本調査対象地点では地質的に鉄が豊富なため³¹⁾と考えられた。そして、TOCが比較的高いことから有機物を比較的多く含有していることがわかった。さらに、NH₄⁺も比較的多く、極微量ではあるがPO₄³⁻も含まれていたことから、人為的汚染を受けていることが示された。そして、年間を通じて水質はⅠ類に属していた。主要イオン成分濃度は、7月から10月および12月に比較的低く、これに伴って電気電導度も低値であった。

Fig. 5に#1井戸付近の地下水位と降水量の年間変動を示す。地下水位は冬季に下がり、春季から夏季にかけて上昇し、また、夏季から秋季においてやや下降する。このような地下水位の年間変動は、必ずしも降水量に伴って変化するわけではないが、新潟県内の積雪地域において広く認められている³²⁾。#1井戸では地下水位の測定はできなかったが、夏季から秋季においては、主要イオン成分濃度や電気電導度が低値であり、しかも、アルカリ土類金属の濃度に対するアルカリ金

Fig. 4 Variations of quality of groundwater from a well of 10m depth located at a metalware factory (#1 well).

EC (○): electric conductivity, TOC (◆): total organic carbon

Fig. 5 Variations of groundwater level and precipitation.

属の濃度の比が比較的低値であるなど、地表水に近い組成であったことから、この時期には降雨等により地下水位は上昇しており、逆に、冬期間には地下水位が下降していたと考えられた。すなわち、#1井戸においても地下水位はFig. 5に示すような変動をしたものと推定された。

VCHsの濃度変動をFig. 6に示す。VCHsの濃度は8～10月に激減し、11～3月にかけて再び比較的高濃度で検出された。地下水中のTCE濃度の変動を地下

Fig. 6 Variations of VCH concentrations in groundwater from the #1 well.

● : TCE, ○ : cis-DCE

水位に着目し、水位が上昇すると TCE 濃度が減少する例³³⁾と逆に増加する例³⁴⁾が報告されている。

#1 井戸における VCHs 濃度の季節変動については、水質の変動から、概ね地下水位が上昇すると VCHs 濃度が減少する傾向は見られたが、詳細にみると両者の変動は必ずしも一致していなかった。

著者らは¹⁹⁾、年間を通して使用されている井戸から揚水された地下水中の TCE または MCF 濃度の変動は小さいのに対し、一定期間のみ使用されている井戸では、使用された期間における TCE 等の濃度が高い傾向があったことから、地下水中の TCE 等の濃度は井戸の使用状況の影響を強く受けている可能性が高いことを報告した。

Fig. 6 に示すように、#1 井戸を使用していた 4~7 月にかけては、水位の上昇に伴い VCHs 濃度は概ね減少傾向にあった。しかし、#1 井戸の使用停止後については、#2 井戸が使用されていた 8~10 月には VCHs 濃度は激減した。そして、#3 井戸が使用されていた 12~3 月にかけては VCHs 濃度は 4~7 月の間と 8~10 月の間の中間の濃度レベルにあった。このように、#1 井戸およびその周辺に位置する井戸の使用状況が変化した時期と、VCHs の濃度が大きく変動した時期とはよく一致した。VCHs 濃度の変動に対する各井戸の厳密な役割の解明は困難であるが、#1 井戸およびその周辺の井戸からの揚水量の変化に伴い、#1 井戸周辺の地下水の局地的な流れの速度や方向に変化が生じたことが考えられた。すなわち、地下水中の VCHs の濃度は、地下水位の変化のみに影響されるのではなく、対象とする井戸およびその周辺にある井戸の揚水量の変化によっても大きく変動すると考えられた。

4. 結 論

金属製品の脱脂、洗浄に VCHs を使用する金属製品

工場が多数立地する新潟平野の中央部に位置する地域において、TCE, PCE, MCF, cis-DCE および 1,1-DCA による地下水汚染が確認された。

cis-DCE は TCE の、また、1,1-DCA は MCF のそれぞれ微生物による分解生成物と考えられた。

また、地下水の水質は、沖積層では大部分がアルカリ土類炭酸塩型であり、洪積層では地域により異なっていた。そして、VCHs による汚染は最も浅い A₁ 層を中心に進行したが、A₁~A₃ 層の下部に位置する D₁ 層には達していないと考えられた。

さらに、金属製品工場の浅井戸(深さ 10m)における地下水の通年調査から、水質は年間を通してアルカリ土類炭酸塩型であること、主要イオン濃度、電気電導度および VCHs の濃度は、夏季に低く冬季に高い傾向が認められ、その原因として、地下水位や、調査井戸またはその周辺にある井戸の使用状況の変化の影響と考えられることがわかった。

(概要は、第 21 回水質汚濁学会、1987 年 3 月、東京で講演)。

(原稿受理 昭和 64 年 1 月 4 日)

引 用 文 献

- 1) 安藤正典(1983)有害物質による地下水汚染実態調査一文献調査—(昭和 57 年度環境庁委託業務結果報告書), 103pp., 日本水質汚濁研究協会。
- 2) 日本水道協会抄録委員会(1985)WHO 飲料水水質ガイドライン(I)—勧告—, 水道協会雑誌, 54, 34-91。
- 3) 厚生省(1984)水道水中の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, 環水第 15 号 (昭和 59 年 2 月 18 日)。
- 4) 通商産業省(1984)トリクロロエチレン, テトラクロロエチレン及び 1, 1, 1-トリクロロエタンに係る暫定排出濃度目標の設定について, 59 立局第 504 号 (昭和 59 年 8 月 22 日)。
- 5) 環境庁(1984)トリクロロエチレン等の排出に係る暫定指導指針の設定について, 環水管第 127 号, 環水規第 148 号 (昭和 59 年 8 月 22 日)。
- 6) 厚生省, 通商産業省(1987)告示第 10 号 (昭和 62 年 5 月 25 日)。
- 7) Trouwborst, T. (1981) Groundwater pollution by volatile halogenated hydrocarbons; sources of pollution and methods to estimate their relevance, *The Science of Total Environment*, 21, 41-46。
- 8) Page, G.W. (1981) Comparison of groundwater and surface water for patterns and levels of contamination by toxic substances, *Environmental Science & Technology*, 15, 1475-1481。
- 9) Clark, C.S., C.R. Meyer, P.S. Gartside, V.A. Majeti, B. Specker, W.P. Balistreri and V.J. Elia (1982) An environmental health survey of drinking water contamination by leachate from a pesticide waste dump in Hardeman County, Tennessee, *Archives of Environmental Health*, 37, 9-18。
- 10) Gruber, P. (1983) Evaluation of ground-water contamination associated with the use of organic solvents at Romanville, Pennsylvania, *Proceeding of 3rd National Sympos-*

- sium of Aquifer Restor Ground-Water Monitaring 1983. p. 69-75.
- 11) 佐谷戸安好, 中室克彦, 安藤正典, 石塚美恵子, 佐野仁, 頭本藤雄(1983)多摩川水系地下水中の低沸点有機塩素化合物の分布と塩素化反応生成物の消長について, 水質汚濁研究, 6, 39-45.
 - 12) 中杉修身(1984)有機塩素化合物による地下水汚染の実態, 環境研究, 52, 125-135.
 - 13) 矢口久美子, 大橋則雄, 渡辺学, 関山登, 中村弘, 坂井千三(1984)多摩地区地下水中の塩素系有機溶剤に関する調査, 東京都衛生研究所研究年報, 35, 363-370.
 - 14) 古賀輝彦(1985)トリクロロエチレン等の汚染経路と深井戸改修工事一三鷹市における事例一, 水道協会雑誌, 54, 7-16.
 - 15) 玉川勝美, 大金由夫, 相原良之, 広島紀以子, 加藤恵, 三島靖子, 関敏彦, 角田行(1985)仙台市における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染事例(第1報), 衛生化学, 31, 214-219.
 - 16) 神野健二, 上田年比古, 靱井和郎, 大石秀人, 安田裕(1986)テトラクロロエチレンによる地下水汚染についての水文地質学的考察, 日本地下水学会誌, 28, 113-125.
 - 17) 田中克彦, 鷺山享志, 杉山英俊, 伏脇裕一, 橋本茂, 草野恵美子(1986)神奈川県内における地下水, 河川水及び工場排水の有機塩素系溶剤に関する調査, 水質汚濁研究, 9, 798-805.
 - 18) 川田邦明, 尾崎邦雄, 横山ひろみ, 黒崎裕人(1987)金属製品製造工場からの有機塩素化合物類による地下水汚染, 用水と廃水, 29, 221-226.
 - 19) 川田邦明, 尾崎邦雄, 横山ひろみ, 高橋達男, 須藤透(1988)金属製品製造工業地域における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染, 生態化学, 9(3), 3-7.
 - 20) Iwanaga, S. and T. Ishibashi (1977) Aquifer and buried terrace in the central part of the Niigata plain. *Engineering Geology*, 18, 117-124.
 - 21) 新潟県環境保健部(1985)新潟県におけるトリクロロエチレン等使用実態調査結果(昭和59年度).
 - 22) 日本規格協会(1981)工場排水試験法 JIS K0102.
 - 23) 日本水道協会(1985)上水試験法.
 - 24) 鉱泉工学会(1978)鉱泉分析法指針(改訂).
 - 25) 松本光弘, 板野龍光(1984)イオンクロマトグラフィーによる雨水中のイオン成分の検討, 大気汚染学会誌, 19, 247-254.
 - 26) Parsons, F., P.R. Wood and J. DeMarco (1984) Transformations of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater, *Journal of American Water Works Association*, 76 (2), 56-59.
 - 27) Kleopfer, R.D., D.M. Easley, B.B. Haas, Jr., T.G. Deihl, D. E. Jackson and C.J. Wurrey (1985) Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil, *Environmental Science & Technology*, 19, 277-280.
 - 28) Vogel, T.M. and P.L. MacCarty (1985) Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride and carbon dioxide under methanogenic conditions, *Applied and Environmental Microbiology*, 49, 1080-1083.
 - 29) Parsons, F. and G.B. Lage (1985) Chlorinated organics in simulated groundwater environments, *Journal of American Water Works Association*, 77 (5), 52-59.
 - 30) 山本莊毅(1983)新版地下水調査法, 379-381, 古今書院, 東京.
 - 31) 新潟県(1977)新潟県地質図説明書, p.380.
 - 32) 新潟県環境保健部公害対策課(1987)新潟平野の地盤沈下, 長岡地区の地盤沈下(11), 南魚沼地区の地盤沈下(11), 上越地区の地盤沈下(16).
 - 33) 中辻啓二(1986)有機塩素化合物による地下水汚染の時間的, 空間的広がり, 合成有機化合物による地下水汚染機構の解明に関する基礎的研究, 文部省環境科学特別研究報告書B-293-R12-14, 101-112.
 - 34) 中杉修身(1986)地下水汚染の実態とその類型的整理, 合成有機化合物による地下水汚染機構の解明に関する基礎的研究, 文部省環境科学特別研究報告書 B-293-R12-14, 19-27.

論文要旨

流動床による強酸性含鉄排水の処理に関する研究

海田 輝之* Valentin Nenov** 大村 達夫* 相沢 治郎* 大沼 正郎*

* 岩手大学工学部土木工学科 ** University of Chemical Technology, Burgas, Bulgaria

〈水質汚濁研究 Vol.12 No.5 (1989) pp.297~305〉

強酸性で高濃度の2価鉄を含む排水を処理する場合、鉄酸化細菌で2価鉄を酸化し、その後中和する方法が行われている。本研究ではこの第1段階の酸化を行う際、流動床を用いた場合についてその処理特性を検討した。

まず、回分実験で2価鉄酸化活性に及ぼすDO、初期2価鉄濃度の影響について検討し、共にMonod型で表されることが分かった。また、鉄酸化細菌の付着担体としては、本実験の範囲内ではイオン交換樹脂が最適であった。次に流動床を用いて2価鉄の連続酸化実験を行った。その結果、HRTが20分程度で90%以上の酸化率を得ることができた。さらに、2価鉄の担体への拡散と担体内での消費を考慮して流動床内での2価鉄濃度の変化をモデル化し、定常時について流出2価鉄濃度を表す式を誘導した。この式により回分実験で得られた速度式を用いれば、実験時の流出濃度を概ね表し得た。

新潟平野中央部における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染

川田 邦明* 横山ひろみ* 尾崎 邦雄*

* 新潟県衛生公害研究所

〈水質汚濁研究 Vol.12 No.5 (1989) pp.306~312〉

新潟平野中央部の金属製品工場が多数立地する地域でトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、*cis*-1,2-ジクロロエチレンおよび1,1-ジクロロエタンによる地下水汚染を確認した。

cis-1,2-ジクロロエチレンと1,1-ジクロロエタンは、各々、トリクロロエチレンと1,1,1-トリクロロエタンの分解生成物と考えられた。また、この地域の地下水の水質は、沖積層では大部分がアルカリ土類炭酸塩型であり、洪積層では地域により異なっていた。そして、低沸点有機塩素化合物による汚染は沖積層のうち最も浅い層を中心に進行したが、洪積層には達していないと考えられた。

さらに、金属製品工場にある深さ10mの井戸における地下水の通年調査から、低沸点有機塩素化合物の濃度は地下水位や、調査井戸またはその周辺にある井戸の使用状況の変化による影響を受けると考えられた。