

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-15-'94

トリクロロエチレン等の地下水汚染の防止に関する研究

Studies on Control of Groundwater Contaminated with Volatile Organohalogen Compounds

平成2～4年度

FY 1990～1992

NIES

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan
国立環境研究所特別研究報告

SR-15-'94

トリクロロエチレン等の地下水汚染の防止に関する研究

Studies on Control of Groundwater Contaminated with Volatile Organohalogen Compounds

平成2～4年度
FY 1990～1992

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「トリクロロエチレン等の地下水汚染の防止に関する研究」

(期間 平成2～4年度)

特別研究責任者：内藤正明

特別研究幹事：中杉修身

報告書編集担当：中杉修身・平田健正

序

本報告書は平成2年度から4年度にかけて実施された特別研究「トリクロロエチレン等の地下水汚染の防止に関する研究」をとりまとめたものである。

化学物質による地下水汚染が全国規模で明らかにされたのは、1982年の環境庁調査である。その後の調査でも、各地の地下水から基準を上回るトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどの揮発性有機塩素化合物が検出され、水質汚濁防止法や水道水質基準の改正、最近では水質環境基準や土壤環境基準を見直す契機となった。このような汚染を未然に防止する法制度は一応整えられた。しかし、地下水は流れが遅く、トリクロロエチレンなどは水には溶けにくいいため、地下に滞留工夫し易く、地上からの汚染物質の侵入を防ぐだけでは、汚染された地下水はきれいにならない。地下水は水資源として、わが国の生活用水の25%を賅っているし、生活用水の全てを地下水に依存している地域も多く、汚染された地下水の浄化は緊急の課題となっている。ただ、浄化対策には多額の経費がかかるため、適切な調査手法と汚染の規模や汚染物質の存在状況にあった浄化技術を用いる必要がある。こうした背景から、浄化対策を効率よく実施するための手順を明らかにすることを目的に本研究は実施された。

いくつかのケーススタディーを通して一応の調査や対策の手順は検討できたと考えている。汚染源探査技術としての土壤ガスモニタリング、汚染物質除去技術としての地下水揚水や土壤ガス吸引などは現地実験によって有効性が実証され、基本的な技術として一連の浄化対策に組み込まれつつある。こうした浄化対策事例や浄化実績を基に、大規模事業場では浄化対策が実施されるようになってきた。その一方で、汚染の多くは経費負担能力の低い小規模事業場であることを考えると、効率的で低コストな浄化技術の開発が強く望まれる。

本特別研究で得られた成果が新たな浄化技術の開発や浄化事業の推進に役立つことを願うとともに、この問題と関連する研究分野の一層の発展を願うものである。本研究を進めていく上で、客員研究員、共同研究員の方々や関係する自治体から多大のご協力やご助言を戴いた。深く感謝申し上げる次第である。また環境庁水質保全局では平成5年度から、土壤・地下水汚染の浄化技術を確立するため、新たに地下水汚染対策調査と土壤汚染浄化新技術確立・実証調査の2つの事業を始めた。この事業推進にも、関係各位のご協力とご支援をお願いする次第である。

平成6年3月

国立環境研究所

所長 市川 惇 信

目 次

1	研究の目的と経緯	1
2	研究の成果	4
2.1	土壌・地下水圏における汚染物質の挙動解明	4
2.1.1	土壌・地下水圏での存在形態	4
2.1.2	土壌・地下水圏での移動	6
2.1.3	土壌・地下水圏での分解	9
2.1.4	土壌・地下水圏での挙動	14
2.2	汚染物質の存在状況把握手法に関する研究	15
2.2.1	調査手法の分類と位置づけ	15
2.2.2	土壌ガス調査法の比較評価	16
2.3	地下水浄化対策技術の開発と評価	22
2.3.1	浄化対策技術の分類	22
2.3.2	浄化対策実験	23
2.3.3	浄化対策技術の特性と適性	36
2.4	地下水汚染浄化手順に関する研究	37
2.4.1	浄化対策の手順	37
2.4.2	調査と浄化対策のバランス	38
2.4.3	浄化対策実施上の問題点	39
2.4.4	浄化目標	39
3	地下水浄化のための課題と展望	41
	[資料]	
I	研究の組織と研究課題の構成	45
1	研究の組織	45
2	研究課題と担当者	45
II	研究成果発表一覧	47
1	誌上発表	47
2	口頭発表	49

1 研究の目的と経緯

トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどの揮発性有機塩素化合物が大規模に地下水から見いだされたのは、1982年に実施された環境庁地下水汚染調査である。その後の調査でも、各地の地下水から基準を上回る汚染が発見され、水質汚濁防止法や化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の改正、さらには水道水質基準や水質環境基準を見直すきっかけとなった。地下水汚染調査の始まった当初は、毎年2～5%の割合で水道水質基準を上回る地下水汚染が見つかったが、最近ではその不適合率は1%前後にまで減少している。一見、地下水汚染が改善しているようにも思えるが、汚染される可能性の高い都市域や工業地域での地下水調査が一段落し、汚染物質の使用量の少ない地域にまで調査が進んできたからであろう。

地下水は遅いながらも流れているから、流れる間に拡散や混合希釈されて自然状態でも地下水質は回復するように考えられがちである。ところが、汚染された地域では帯のように伸びた地下水汚染が観測されるが、汚染のブルームには季節的な変動はあっても数年程度ではほとんど変化しない。高濃度でしかも継続性のある地下水汚染では、地下のどこかに高濃度の汚染物質が溜まっており、そこから少しずつ溶け出し、地下水汚染を招いているからである。トリクロロエチレンなどの揮発性有機塩素化合物は水には溶けにくく、難分解性物質であるため、これらの特性をもつ化学物質に地下水が汚染されると、その汚染は長く続くことになるし、地上からの汚染物質の侵入を防ぐだけではなかなかきれいにならない。地下水は有用な資源であって、生活用水を地下水に依存している地域も多く、汚染された地下水の浄化は緊急の課題となっている。

こうした状況の中で、汚染を未然に防止するための法制度が一応整ったことから、地下水汚染問題は次第に浄化対策に関心が移りつつある。わが国でも、ここ1～2年の間に一斉に浄化対策事業が始まったように思われる。ただ、浄化事業には多額の経費がかかるため、新しい技術を導入するにしても汚染の規模や汚染物質の存在状況に合った効率よい技術を用いる必要があり、何より地域の特性に合ったものでなければならない。こうした背景から、地下水汚染浄化対策を効率よく実施するための手順を明らかにすることを目的に、特別研究「トリクロロ

エチレン等の地下水汚染の防止に関する研究」が企画され、1990年度より3年間実施された。

本特別研究では、①土壌・地下水圏における汚染物質の挙動に関する研究、②汚染物質の存在状況把握手法の確立、③地下水浄化対策技術の評価、④地下水浄化対策手順の確立の4つのサブテーマに分けて研究を行った。おおむねこれらのサブテーマに沿って研究が進められ、得られた成果の概要は以下のとおりである。

(1) 土壌・地下水圏における汚染物質の挙動解明

地下水浄化対策を実施するに当たって、まず土壌・地下水圏での汚染物質の挙動を解明し、汚染の将来動向を把握することが必要となる。本サブテーマでは、現地調査結果の解析を行い、土壌・地下水中での汚染物質の存在形態と分解挙動を明らかにした。

汚染源での調査では、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンで10万mg/kgを超える土壌濃度が検出されており、ほとんどの事例で100mg/kg以上の土壌濃度がみられる。地下水濃度でも水飽和溶解度かこれを上回る汚染がみつかり、汚染源中心には原液状の汚染物質が溜まっていることが判明した。こうした高濃度部分から汚染物質が少しずつ溶け出し、広域的な地下水汚染と汚染の長期化を招いていることも明らかになった。また、トリクロロエチレンなどは50m以上も浸透することがあるが、あまり横方向には広がらず地下浸透するため、高濃度範囲は限られている。土壌濃度10mg/kgでみると、汚染物質が1m浸透すると1m程度広がるに過ぎず、汚染源中心から少しはずれると高濃度域は検出できないことになる。

さらに、土壌・地下水中で最高濃度を示す深さはまちまちであるが、帯水層の底に当たる礫層と粘土層の間に高濃度で溜まっていることが多い。ガラスビーズを模擬土壌に見立てた室内実験では、揮発性有機塩素化合物は帯水層の上に溜まったり、帯水層の底にまで落ち込むことが明らかにされており、こうした現象が実際の土壌中でも生じていることを実証した。

汚染された土壌・地下水からトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンとともに、ジクロロエチレン類が検出される。これらジクロロエチレン類の検出パターンを調べたところ、浅井戸と深井戸のいずれからも検出され

るが、cis-1,2-ジクロロエチレン濃度は、深い井戸水ほど高くなる傾向にあり、汚染源から下流に遠ざかるに伴い、相対的にトリクロロエチレン濃度より高くなる傾向にあることも分かった。また、浅層地下水ではトリクロロエチレンとcis-1,2-ジクロロエチレンの濃度比は季節的に変動し、こうした汚染分布や季節変動の解析から、実際の土壌・地下水中でもトリクロロエチレンなどの分解が生じていることを明らかにした。

従来から、ジクロロエチレン類は嫌気的条件下でトリクロロエチレンの微生物分解によって生成するといわれてきた。ところが、汚染物質相互の同時検出状況や濃度相関から、土壌・地下水圏でのジクロロエチレンの起源を調べたところ、1,1-ジクロロエチレンはトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどより1,1,1-トリクロロエタンとの相関が高く、室内実験で見いだされている1,1,1-トリクロロエタンの化学的分解が土壌・地下水でも起こっていることを指摘した。

(2) 汚染物質の存在状況把握手法に関する研究

浄化対策を効率的に実施するには、地下での汚染物質の存在状況を的確に把握することが重要である。最終的にはボーリングを行って、土壌・地下水を採取し、分析する必要はあるが、ボーリングには多額の経費がかかるため、本サブテーマでは、表層土壌ガスモニタリングによる汚染源や汚染物質侵入位置の絞り込みとボーリングを組み合わせた調査手順を検討した。

土壌ガス調査手法は、ガス採取方法と分析方法の組み合わせとして特徴あるさまざまな手法が考案・実用化されている。大きくは、経費はかかるが感度の高い手法と感度は落ちるがあまり経費のかからない2つであり、これらの中間的な特性をもつ手法も開発されている。本サブテーマでは、いくつかの汚染現地に土壌ガス調査手法を適用し、それぞれの特性や適用限界を評価した。

地下水汚染の発見された初期の段階で、汚染源を特定するにはかなり広い範囲で土壌ガス調査を実施する必要がある。濃度の低い地域も調査対象となる。高密度な調査は難しいため、概況調査には、検出感度の高い方法を用いる必要がある。汚染源が特定されると、汚染源事業場では高濃度土壌汚染や汚染物質の侵入地点を探索するため高密度な調査が行われる。この段階では既に汚染物質は特定されており、土壌ガス濃度も高いから、感度の低い技術でも汚染物質の検出は可能である。例えば、汚

染源事業場では簡便で迅速な検知管法を用いた詳細調査が一般的である。ところが、地表面が裸地であったり、汚染物質が粘土層の下に入り込んでいると感度の低い手法では汚染を検出できないことがある。このように、簡便であるからといって画一的な技術では汚染状況に対して誤った判断を下すことがあり、低感度の手法で汚染が検出されなかった場合には感度の高い手法で改めて汚染の有無を確認することが望まれる。土壌ガス吸引など浄化対策には濃度の絶対値が必要となることから、こうした場合には感度の高い調査法で土壌ガス濃度をチェックしておくことも重要である。

汚染物質は、土壌ガスの高濃度地点から地下浸透した可能性が高い。ただ、地中深く浸透するトリクロロエチレンなどは土壌ガス調査だけでは把握することは難しく、ボーリングを実施し、汚染の鉛直分布を調べる必要がある。この場合にも、同時に多地点で実施するのではなく、最初のボーリングは土壌ガスの高濃度地点で実施するにしても、この結果を踏まえて次のボーリング地点を見直し、必要とあれば順次ボーリングを実施することの必要性も指摘した。

(3) 地下水浄化対策技術の開発と評価

既に多くの土壌・地下水浄化の行われている海外からさまざまな技術が導入され、国内でも多くの技術が開発されているが、土壌・地下水の汚染状況や地域の社会的な状況などによって適切かつ実施可能な対策が異なる。本サブテーマでは、浄化対策事例から入手した資料を解析し、また現場での実証実験を行って、各種浄化対策技術の特性や浄化効果を明らかにした。

汚染物質の存在状況に応じて浄化技術を選定することになるが、汚染の規模や汚染の深さなどによって用いる技術は異なる。地下水の深さも地域によってまちまちであり、汚染物質の存在形態もさまざまであるが、あらゆる汚染に有効な技術はない。そのため、効率よく汚染物質を除去するには、汚染物質の存在状況に合った適切な技術を組み合わせる必要がある。

我が国でこれまでに実施された対策事例では、汚染土壌の除去、汚染地下水の揚水と土壌ガス吸引の物理的な汚染物質除去技術が用いられている。汚染土壌を除去すると、対策直後に地下水質は急激に回復し、浅い地下水について2桁近く濃度を下げた事例がある。ところが、汚染土壌の除去では地下水中に侵入した汚染物質まで取

り去ることはできないため、地下水の浄化には地下水を汲み上げる必要がある。土壌ガスの吸引は、地下水の揚水と同様に井戸を用いて土壌ガスを抜き取り、土壌ガスに気化した汚染物質を回収する技術である。ただ、不飽和土壌中の汚染物質は除去できても、地下水まで浄化できないから、土壌ガスの吸引と同時に地下水も汲み上げる二重抽出法が用いられる。トリクロロエチレン汚染現場で実施された浄化事例では、対策の始まった初期には土壌ガス吸引による汚染物質除去率は地下水揚水の除去率を大きく上回り、確かに効率的な浄化技術であった。対策が進むにつれて地下での汚染物質濃度は減少するため、いずれの技術も除去率は低下するが、土壌ガス吸引による除去率低下は地下水揚水よりかなり大きく、両者の除去率は逆転することが明らかになった。すなわち、土壌・地下水中に多様な形で存在する汚染物質を1つの技術で浄化することは難しく、浄化対策進捗の程度や汚染物質の存在形態変化に合わせて浄化技術を見直し、より効率的・低コストな技術に切り替えるなどの柔軟な対応も対策実施には必要であることを指摘した。

これまでの実績をみても、汚染された地下水の浄化には地下水の揚水以外に適切な技術がないのが現状である。トリクロロエチレンなどは水には溶けにくいから、地下水揚水による汚染の浄化には時間はかかるが、確実に汚染物質は除去できるし、長年の揚水で汚染土壌の除去や土壌ガス吸引より多量の汚染物質を回収できる可能性のあることも分かった。汚染土壌除去後に継続して地下水を汲み上げ、10数トンの汚染物資を除去し、水道水質基準近くまで修復した対策例もある。何より地下水汚染が問題とされており、現状では地下水の揚水は欠くことのできない基本的な浄化技術である。

(4) 地下水汚染浄化手順に関する研究

土壌や地下水汚染の浄化には多額の経費がかかるため、

効率よい調査手法と適切な浄化技術を選定して実施することが重要である。本サブテーマでは、(1)から(3)までの成果を基に、土壌ガス調査とボーリング調査を組み合わせた汚染物質の存在状況の把握、浄化対策技術の選定・実施からなる浄化対策手順を明らかにし、いくつかの自治体と協力して状況の異なる汚染現地に適用した。これまで、各段階での問題点を解決しながら、おおむね順調に対策を進めることができたが、いずれの事例でも最大の問題は経費がかかりすぎていることであった。

揮発性有機塩素化合物によって汚染された地下水の浄化対策を積極的に推進するには、地下水汚染調査に始まる一連の浄化対策システムの確立が重要である。多額の経費と時間をかければ、確かに地下水は修復でき、大規模事業場においては浄化対策が実施されるようになってきた。しかし、多くの汚染事例は経費負担能力の低い小規模事業所であることを考えると、既存の技術であっても、より効率的、低コストな技術に改良する必要がある。こうした視点から、鉄パイプ打ち込みによる簡便な土壌ガス吸引やウエルポイント法など、経費軽減のための手法も検討した。

物理的な除去技術は、手法に違いはあっても、汚染物質を気化させ、活性炭で回収している。この活性炭の維持管理費はかなりの経費負担となっていることは確実で、排ガスの無害化処理は今後に残された課題の一つである。さらに、対策が進むにつれて、経費がかかる割には汚染物質の除去は進まず、物理的な除去技術には限界があることも事実である。これに対して、微生物分解は原位置で汚染物質を炭酸ガスにまで無害化できる可能性がある。用いる微生物や分解生成物の安全性に留意する必要があるが、物理的な除去対策を実施した後の最終段階での浄化技術として期待されており、実用化に向けての現地実証実験は今後の課題として残されている。

2 研究の成果

2.1 土壌・地下水圏における汚染物質の挙動解明

2.1.1 土壌・地下水圏での存在形態

(1) 土壌・地下水圏での分配

土壌・地下水圏は土粒子の集合体であり、粒子と粒子の間隙には水や空気が混在している。この間隙が水で満たされている状態が飽和帯（地下水）であり、土壌水と空気（土壌ガス）から構成されている状態が不飽和帯である。こうした土壌・地下水中に汚染物質が侵入すると、その性状に応じて、①土壌粒子に吸着する、②水に溶解する、③土壌ガスに気化する、の形で存在する。また、液状の汚染物質が大量に侵入した場合には、④間隙中に汚染物質そのものが原液状で存在することもある。水溶解度の大きい物質は主に間隙中の水に溶けて存在するが、水に溶けにくい物質は土壌に吸着されたり、それ自身が土壌間隙を占めることになる。揮発性の高い物質は、土壌ガス中に気化するが、いずれの存在形態でもそれぞれの濃度は気体・液体・固体間の分配特性で決まる（図1）。

揮発性有機塩素化合物の一般的性質として、アルコール、エーテル、ベンゼンなどの有機溶媒にはよく溶ける

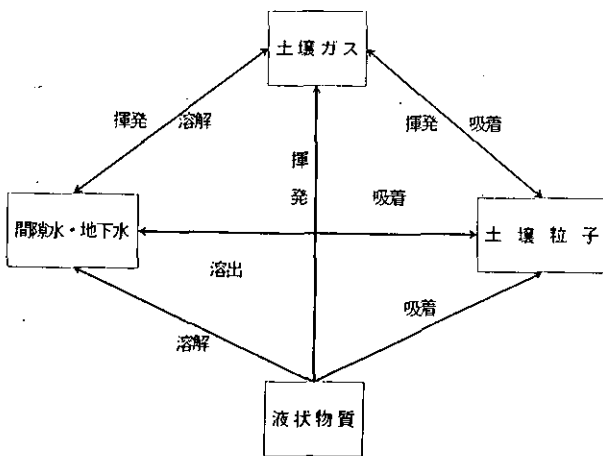


図1 土壌・地下水圏での揮発性有機塩素化合物の分配

が、水には溶けにくい。表1に水質環境基準との比較で、汚染物質の水溶解度をまとめているが、最も溶解度の高い塩化メチレンでも1 lの水に20 gしか溶けない。しかし、水質環境基準や水道水質基準がかなり低いところに設定されているため、最も溶けにくいテトラクロロエチレンでも基準値の15000倍も溶解する。

このように、水溶解度が低く、揮発性であることから、ヘンリー定数は大きくなり、空気と水との分配では大きく空気側に偏る。土壌への吸着量は土壌中の有機物含量に支配されるが、土壌吸着平衡定数は、数十から数百程度とあまり大きくなく、土壌には吸着しにくい物質といえる。

(2) 汚染物質の存在状態

汚染源の調査では、十万 mg/kg を超える土壌濃度が検出されることがあり、ほとんどの汚染事例で100 mg/kg を超える土壌汚染がみられる。図2は浅い地下帯水層となっているドライクリーニング事業場での観測例であり、深さ別の土壌濃度を示している。数万 mg/kg に上る土壌汚染がみられ、地表面のすぐ下に原

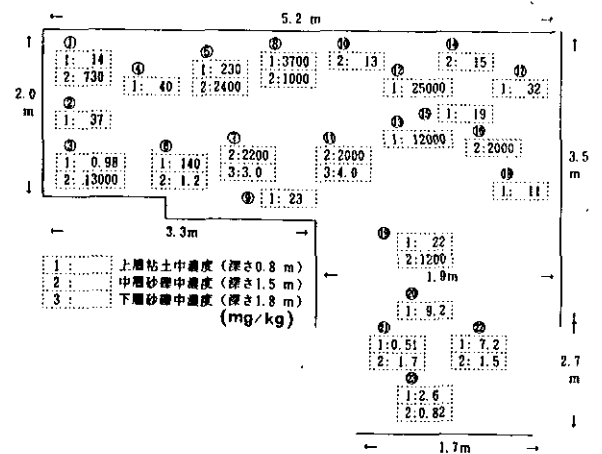


図2 土壌中のテトラクロロエチレン濃度の分布

表1 水質環境基準健康項目の基準値と水溶解度 (mg/l)

	水質環境基準	水溶解度	水溶解度/水質環境基準値
塩化メチレン	0.02	20000	1×10^6
四塩化炭素	0.002	800	4×10^5
1,2-ジクロロエタン	0.004	9000	2.3×10^6
1,1,1-トリクロロエタン	1	900	9×10^2
1,1,2-トリクロロエタン	0.006	4500	7.5×10^5
cis-1,2-ジクロロエチレン	0.04	800	2×10^4
トリクロロエチレン	0.03	1100	3.7×10^4
テトラクロロエチレン	0.01	150	1.5×10^4
ベンゼン	0.01	1780	1.8×10^5

液状のテトラクロロエチレンの存在することが分かる。土壌へのトリクロロエチレンなどの吸着量は、主に土壌の有機炭素含有量で決まる。この有機炭素への吸着量は、水などの共存物質のない状態で炭素量の数十％、水分があれば1桁減少する。一般に、土壌の有機炭素含有量は数％であることを考えると、湿潤状態にある土壌への吸着量は多くても数千 mg/kg が限度であろう。つまり、これを超える土壌濃度は土壌粒子と粒子の間に原液状の汚染物質が存在することを意味する。ただ、こうした極端な高濃度汚染は図2をみてもごく狭い範囲に限られており、その周囲で1～2 m 離れると土壌濃度は2～3桁低下していることが読み取れる。

さらに、図3は深層の土壌までトリクロロエチレンで汚染された事例を示している。この地域では、火砕流堆積物が60 m ほど堆積し、地質も大きくは変化しないことから、汚染物質の浸透挙動がよく分かる観測例である。土壌濃度の最大値は地表面下46 m で138 mg/kg に達し、地下水濃度の最大値も同じ地点で294 mg/l を観測している。特に注目されるのは、土壌汚染の広がりであり、10 mg/kg の等濃度線で見れば、40 m 以上トリクロロエチレンが浸透してもその範囲は45 m 程度に収まっている。100 mg/kg の等濃度線では、その範囲はさらに狭く10 m 程度であり、土壌中に侵入したトリクロロエチレンは横方向にはあまり広がらず、ほとんど真っすぐ下に浸透することが理解できる。

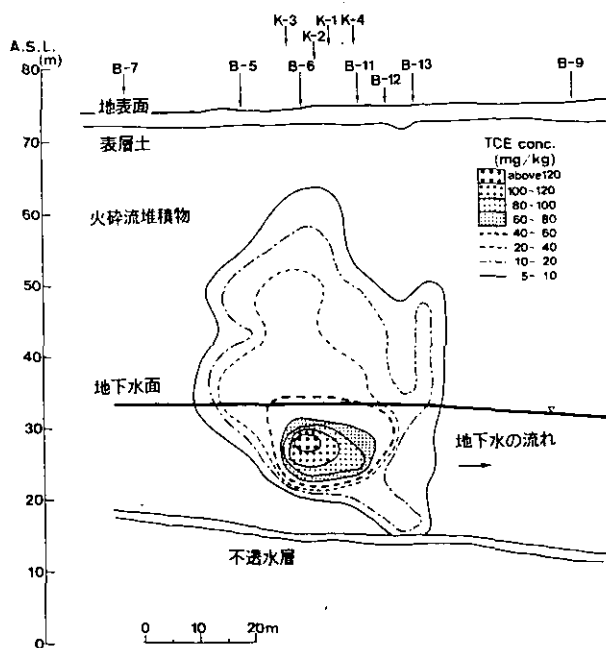


図3 土壌中のトリクロロエチレン濃度の分布

土壌の採取と分析には時間と経費がかかるため、土壌濃度の調査資料は多くないが、浄化対策には必須の資料であることから、徐々にではあるが蓄積されつつある。これまでに収集した土壌濃度、地下水濃度と土壌ガス濃度について、その最大値を表2に、土壌中での汚染物質の広がりを表3に整理した。表2にまとめたように、汚染源ではほとんどの事例で100 mg/kg を超える高濃度土壌汚染が見いだされている。数万～数十万 mg/kg と、汚染物質が液状で土壌中に存在していると考えられる事例もある。また、土壌濃度の鉛直分布を見ると、最高濃度を示す深さはまちまちであるが、多くの場合、帯水層の底に当たる礫層と粘土層の境界付近で高濃度に存在している。カラム実験では揮発性有機塩素化合物は帯水層の直上に溜まったり、帯水層の底にまで落ち込むことが明らかにされているが、こうした浸透現象が実際の土壌中でも生じていることが実証された。

表3は汚染の3次元調査結果から、土壌濃度10 mg/kg の汚染範囲を求めたものである。調査数は少なくばらつきもあるが、結果はおおむね汚染物質が1 m 浸透するごとに汚染範囲は1 m 広がることを示しており、この値を見ても、トリクロロエチレンなどは横方向には広がらず、土壌中を鉛直浸透することが再確認できる。つまり、ボーリング位置が汚染物質の土壌への侵入位置から少し外れると、高濃度土壌汚染は検出できないことになり、ボーリング調査を実施するには予め汚染物質侵入位置を特定しておくことの重要性が理解できる。

一方、地下水濃度についても、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンいずれの物質も水飽和溶解度(表1)を超える高濃度汚染が検出されている(表2)。これは、原液状の汚染物質が地下水にまで侵入していることを表し、広域的な地下水汚染や汚染の長期化の原因になっていることが分かる。また、観測された地下水濃度が数十 mg/l であっても、汚染源中心付近では原液状の汚染物質の溜まりとその周辺では水飽和溶解度の高濃度汚染が存在すると考えられる。土壌ガス濃度についても、原液状の汚染物質が存在していれば飽和蒸気圧に等しい濃度(テトラクロロエチレン:18400 ppmv, トリクロロエチレン:76300 ppmv)が観測されるはずであり、実際の汚染現場でも10000 ppmv を超える高濃度土壌ガスが検出されている事例もある(表2)。

表2 土壌・地下水汚染事例における土壌・地下水・土壌ガスの最高濃度

事例 No	汚染物質	土 壌 (mg/kg)	深 度 (m)	土 質	地 下 水 (mg/l)	土壌ガス (ppmv)
1	トリクロロエチレン	865 dry	2.5	粘 土	137	1500
2	トリクロロエチレン	6600 wet	2	砂質粘土	140	—
3	トリクロロエチレン	40 dry	25~27	シルト	360000	—
4	トリクロロエチレン	10 dry	0.7	表 土	410	—
5	トリクロロエチレン	138	46	砂質シルト	455	9400
6	トリクロロエチレン	232	3	砂 礫	1390	—
7	トリクロロエチレン	210000	7~8	砂質シルト	40	—
8	トリクロロエチレン	4300	4.5	有機質粘土	28	—
	テトラクロロエチレン	18000			75	—
9	テトラクロロエチレン	360	5.5	シルト	80	—
10	テトラクロロエチレン	8100	2.1	砂 礫	33	14000
11	テトラクロロエチレン	25000	0.8	粘 土	22	3000
12	テトラクロロエチレン	62000 dry	2.3	シルト混砂	160	14000

表3 高濃度土壌汚染域の広がり (10mg/kgを超える範囲)

事例	汚染物質	最高濃度 (mg/kg)	平面的広がり (m×m)	深 度 (m)
1	トリクロロエチレン	6600	7.5 × 9	7
2	トリクロロエチレン	210000	3 × 3	4
3	トリクロロエチレン	138	45 × 40	46
4	テトラクロロエチレン	14000	4 × 3	—
5	テトラクロロエチレン	2600	<3 × <3	(表層)

2.1.2 土壌・地下水圏での移動

(1) 汚染物質の移動

土壌中に侵入した揮発性有機塩素化合物は大気への揮散によって容易に失われる。カラム試験やポット試験では、注入された揮発性有機塩素化合物の80%以上が蒸発によって失われることも分かっており、実際の汚染土壌でも表層土壌濃度は低くなるケースが多い。

揮発性有機塩素化合物は土壌中の有機物に吸着され、有機物含量の多いほど吸着量は増える。ただ、農薬などに比べると土壌への吸着量は少ない。有機物含量が数%の土壌では、平衡状態にある土壌と水とでは、水の濃度は1桁小さくなると計算される。揮発性が高いことから、高濃度な物質が土壌中に存在すると土壌ガスに気化し、ガス態としての移動も考えられる。拡散や対流現象であるが、不飽和土壌中での土壌ガス流動は活発ではないため、拡散による物質輸送は少ないとみられる。ところが、汚染物質が液状で存在する周辺では土壌ガス濃度は飽和蒸気圧に近く、この土壌ガスは空気に比べてトリクロロエチレンで38%、テトラクロロエチレンで11%重くなる。このように高濃度な汚染物質を含む土壌ガスは、そ

れ自身の重さによって沈み込む対流現象の生じている可能性がある。数値実験によると、対流現象が生じるとより遠くまで汚染物質が輸送され、汚染範囲も広がる、と予測されているが、どの程度の影響があるのか実際の汚染現場で検証することは難しい。

一方、トリクロロエチレンなどは水より重く、粘性や表面張力は水より小さい、サラサラした液体である。そのため水よりむしろ不飽和土壌中を浸透しやすい性質があり、カラム実験でも実際の汚染土壌濃度を見ても、あまり横方向には広がらず、容易に深層土壌まで浸透する。土壌の粒径によっては、地下水面付近に溜まったり、地下帯水層の底にまで落ち込むことも汚染現場で実証されているが、いずれの場合でも液状の汚染物質は土壌粒子と粒子の間に引っかかり保持される。このような状態にある汚染物質は、急激な地下水揚水とそれに伴う地下水位の低下で鉛直下方に引き込まれることがカラム実験で指摘されてはいる。ところが水平方向の移動となると、実際の地下水流れとその流体力では間隙中にある汚染物質を押し流すことはできず、かなりの長さにわたって動かずに存在できることも分かっている。つまり、土壌や

地下水中に侵入し、間隙中に保持された汚染物質は移動しにくく、地下水中の汚染物質の広がりや地下帯水層からの溶出と地下水流れによる運搬が支配的であるといえる。

(2) 地下水への溶出

土壌中には降雨の降下浸透、地下水中には地下水流れがあり、土壌や地下水に保持された揮発性有機塩素化合物はこれらの水移動に伴い溶出する。溶出した汚染物質は、土壌中での溶出位置や地下水位の季節変動に伴って、周辺地下水濃度に鉛直分布や季節変動をもたらす。

汚染源直下の帯水層にストレーナ付き鉄パイプ（工事現場足場用鉄パイプで孔径 50 mm）を打ち込み、深さ方向に 50 cm 間隔で採取した地下水中のテトラクロロエチレン濃度の鉛直分布を図 4 に示した。

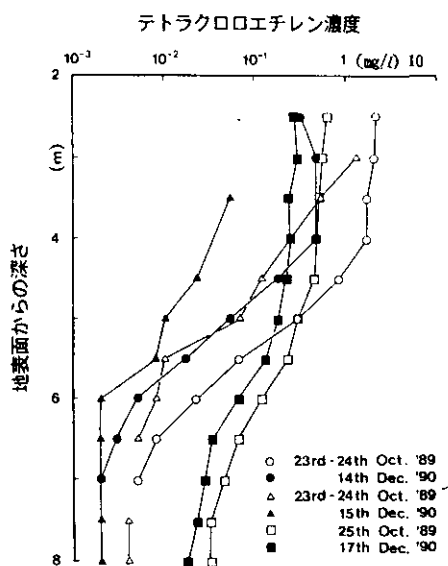


図 4 汚染源とその周辺で観測された地下水中のテトラクロロエチレン濃度の鉛直分布

地下水の採取方法は、先端を尖らせた鉄パイプを振動ドリルを用いて打ち込むが、1本の長さが 2 m であるため、順次溶接して深度 8 m までの地下水を採取した。図に見るように、事業場直近の鉛直分布（図 4 中の○印）では、地下水面付近でテトラクロロエチレン濃度が数 mg/l と高濃度で、深度方向に減少している。しかも下流側（図 4 中の△と□印）では、鉛直方向の濃度勾配が緩やかになっており、地下水の流れとともに汚染物質が鉛直方向に拡散していることを示している。これらのテ

トラクロロエチレン濃度の鉛直分布は、汚染源土壌から供給された汚染物質が地下水に混入し、地下水流れとともに拡散していることを示している。

また、気象変動や周辺地下水の利用状況によって地下水位が変化し、この地下水位変動とともに汚染物質濃度も変化する観測例がある。地下水位の上昇に伴う濃度の高まりと濃度低下の 2 つのパターンである。前者については地下水位の上昇が地下水面上にある汚染物質を洗い出し、地下水濃度を上昇させるのに対して、後者ではきれいな地下水の流入と混合希釈が濃度低下をもたらしていると考えられる。また、同じ地下水汚染地域でも季節変動は様でなく、地下水位の上昇する夏季に濃度の上昇するパターンと低下するパターンの混在する場合もある。図 5 には接近して存在する井戸間でみられたトリクロロエチレン濃度の季節変動を載せているが、夏季に濃度上昇する井戸は帯水層の上に存在する汚染物質の溶出、低下する井戸は清浄な地下水の流入による混合希釈で説明することができる。このように、土壌や地下水中に高濃度な汚染物質が存在すると、少しずつではあるが降下浸透した土壌水や地下水に溶け出し、地下水流れによって広域的な汚染へと発展していく。

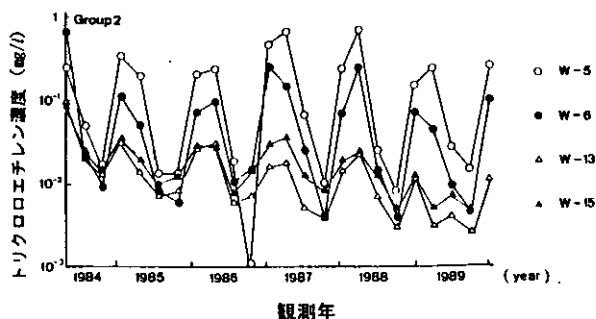
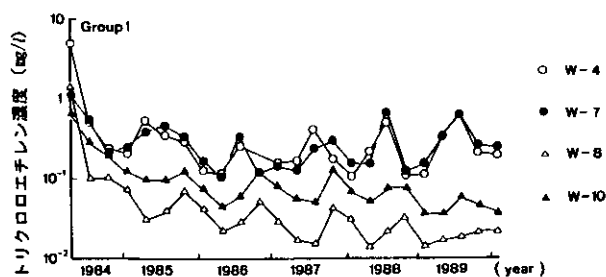


図 5 浅い地下水で観測されたトリクロロエチレン濃度の季節変化

(3) 地下水汚染の広がり

汚染源中心から溶け出した汚染物質は、地下水流れの拡散や混合・希釈によって濃度が低下しながら帯水層内を流下し、次第に汚染範囲が広がっていく。地下水汚染の規模は、汚染物質の地下水への供給量と地下水流れの特性で決まり、供給量の多いほど、地下水流れの速いほど、大きくなると考えられる。これまでの汚染調査結果でも、大規模な地下水汚染は河川の旧氾濫原など、地下水が豊富で、流れの速い地域で観測されている。

揮発性有機塩素化合物の地下水汚染は、地下水流れに沿って帯状に広がっていることが多い。図6には、浅い地下水で発見されたテトラクロロエチレンの汚染プルームを示している。プルーム先端部に位置するドライクリーニング事業場が汚染原因施設であり、テトラクロロエチレンの水道水質基準値 0.01 mg/l を上回る汚染プルームは、地下水の流れ方向に 1 km にわたって伸びている。ところが、 1 km 流下しても地下水の流れ方向と直交する方向には 100 m 程度の広がりしかない。また、汚染のプルーム長が 10 km 以上もあるわが国で最大規模の地下水汚染事例でも、横方向には 2 km くらいしか広がっていない。このように、横方向にはあまり広がらず、細

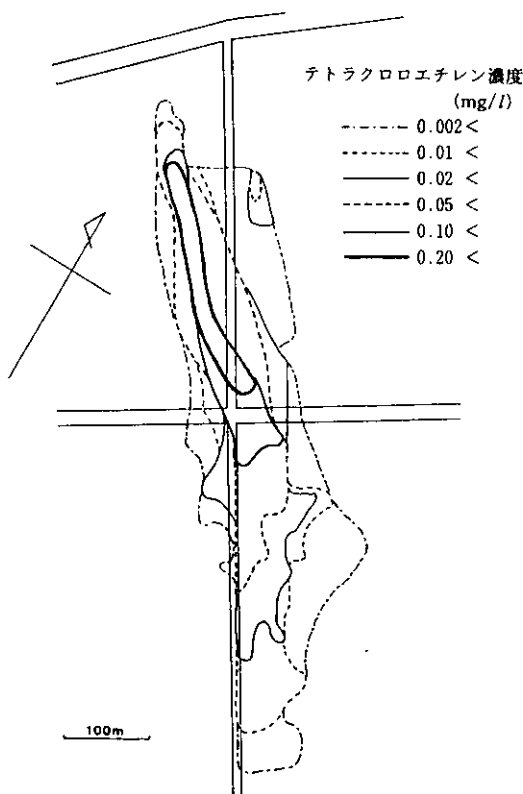


図6 浅い地下水で発見されたテトラクロロエチレンの汚染プルーム

長い帯状に汚染物質の分布するのが地下水汚染の特徴である。さらに、こうした汚染のプルームは季節的な変動を描くことはあっても、数年程度では汚染のパターンはほとんど変わらない。高濃度でしかも継続性のある地下水汚染では、地下のどこかに高濃度の汚染物質の溜まりがあり、そこから少しずつ溶け出し、地下水汚染を招いているからである。

次に、図7には汚染物質の広がりや地下水で検出された最高濃度との関係を示している。汚染プルームの規模は、汚染物質の地下水への供給量に大きく影響されるが、汚染物質の地下侵入量や地下水での存在量、さらには溶出量を見積もることはほとんど不可能であり、図7ではその代替指標として地下水で検出された最高濃度を用いている。図に見るように、トリクロロエチレンと比較してテトラクロロエチレンによる汚染の広がりや規模は小さく、おおむね 1 km の範囲に収まっている。こうした汚染規模の違いは、トリクロロエチレンは電子部品や金属部品の洗浄など規模の大きい事業場で大量に使用されることが多いのに対して、テトラクロロエチレンはドライクリーニングなど比較的規模の小さい事業所で使用され、使用量も少ないためと考えられる。

地下水流れは緩慢で、急激な変化は少ないが、局所的でも大量の揚水があるとその影響を受けることがある。揚水井戸の周辺では井戸に向かって地下水位が低下し、周辺の地下水が流れ込んでいるからである。汲み上げた地下水から汚染物質が検出されると揚水を停止することが多いが、大量の揚水は周辺の地下水を引き込んでおり、この揚水の停止は地下水流れや汚染プルームを本来の位置に戻すため、新たな地域で地下水汚染を招く可能性がある。図8には複数の井戸間における相互干渉を示しているが、揚水を停止することによって別の井戸水でトリクロロエチレン濃度の上昇することが明瞭に読み取れる。汚染が確認された後も揚水すれば、バリアー井戸として地下水汚染の拡大を防ぐことができるばかりか、揚水した分、確実に汚染物質は除去できる。このように、地下水汚染が見つかった後も揚水を停止するのではなく、適切に処理した後、有効に利用することが望まれる。

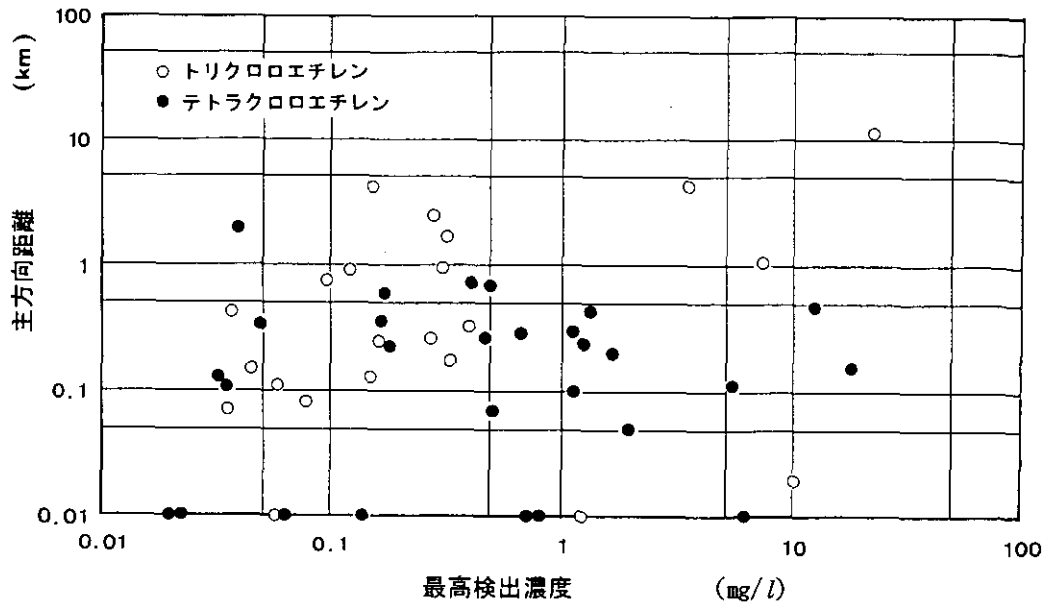


図7 地下水汚染の規模と地下水中で検出された最高濃度との関係

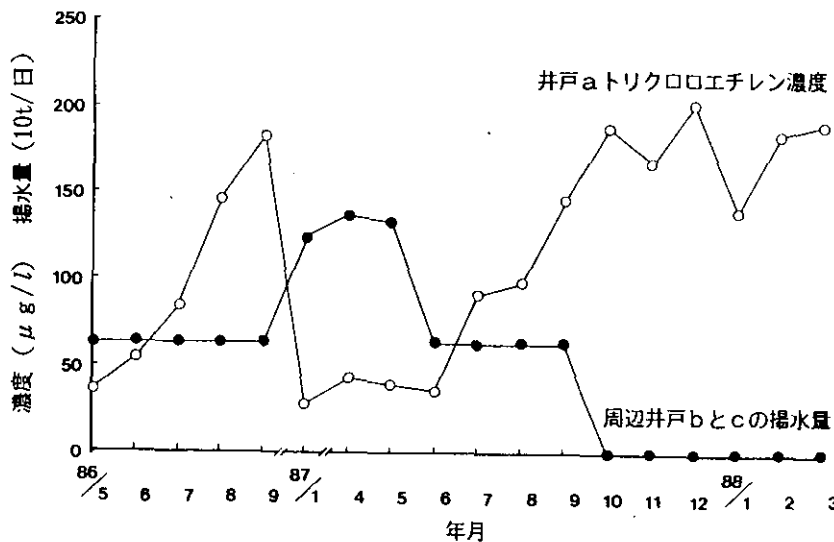


図8 井戸間の相互干渉によるトリクロロエチレン濃度の変化

2.1.3 土壌・地下水圏での分解

(1) 地下水中における汚染物質の検出パターン

揮発性有機塩素化合物によって汚染された地下水から、ただ1つの物質だけが検出されることはまれで、多くの場合、複数の汚染物質が検出される。1982年度に実施された環境庁地下水汚染調査でも、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンや1,1,1-トリクロロエタンと同時にジクロロエチレン類が検出される割合が高かった。ただ、1982年度の調査ではトリクロロエチレンなどの3物質が目ざされ、ジクロロエチレンの検出限界は高めに設定されていた。そのため、不検出の地下水試料からも当

時のWHOの定めたガイドライン値を超える可能性があった。そこで、1988年度に検出感度を上げて、揮発性有機塩素化合物による地下水汚染状況を調査した。

表4には新たに定められた水質環境基準と比較して、1982年度と1988年度の汚染物質の検出状況を整理している。1988年調査では、1,1-ジクロロエチレンは15.9%の地下水試料から検出されており、水質環境基準値0.02 mg/lを超える比率も1.9%と1982年調査を上回っている。最高濃度も0.056 mg/lと1982年調査より1桁高い濃度が検出されている。cis-1,2-ジクロロエチレンは1982年調査でも検出率は高かったが、1988年には

さらに高まり、約 1/3 の地下水検体から検出されている。最高濃度も 2 mg/l を超え、8.9 % の試料で基準値を上回っていた。trans-1,2-ジクロロエチレンについては、最高濃度はあまり変わらず、いずれの調査でも基準を超過する汚染は見つかっていない。

1988 年調査では検出下限を下げたこともあって、ジクロロエチレンの検出された試料が多く、汚染物質濃度相互の関連がより詳しく調べることができる。表 5 は 1988 年調査でジクロロエチレンが検出された地下水で、同時に検出された物質の割合を示した結果である。1,1-ジクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレン及びtrans-1,2-ジクロロエチレンの 3 種のジクロロエチレンはトリクロロエチレンなどと同時に検出される割合が高く、また互いに検出されることも多い。特に、trans-1,2-ジクロロエチレンが検出された試料からは必ず cis-1,2-ジクロ

ロエチレンが検出され、1,1-ジクロロエチレンが検出された試料の 9 割近くで cis-1,2-ジクロロエチレンが検出されており、1982 年調査と同じ傾向を示している。

これらジクロロエチレンが検出された試料から、同時にトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの検出される割合が高い。cis-1,2-ジクロロエチレンやtrans-1,2-ジクロロエチレンが検出された試料の 95 % から、少なくともトリクロロエチレンかテトラクロロエチレンが検出されている。特に、テトラクロロエチレンの検出される割合が高く、cis-1,2-ジクロロエチレンで 88 %、trans-1,2-ジクロロエチレンで 91 % に上る。1,1-ジクロロエチレンが検出された試料の 75 % と 77 % で、それぞれトリクロロエチレンとテトラクロロエチレンが同時に検出されているが、1,1,1-トリクロロエタンとの相関はさらに高く、82 % の試料で同時に検出されている。

表 4 環境庁調査における揮発性有機塩素化合物地下水汚染の基準超過状況

	1982年度				1988年度		最 高 濃 度 μg/l
	浅井戸 (1083)		深井戸 (277)		(359)		
	検出数	超過数	検出数	超過数	検出数	超過数	
塩化メチル	2	—	0	—	—	—	2
塩化メチレン	5	0	1	0	—	—	6
クロホルム	240	0	65	0	83	0	31
四塩化炭素	84	4	47	0	22	1	2,220
1,1-ジクロロエタン	20	—	9	—	—	—	175
1,2-ジクロロエタン	14	5	2	1	4	2	33
1,1,1-トリクロロエタン	142	1	44	0	87	1	5,900
1,1-ジクロロエチレン	10	0	3	0	57	7	56
cis-1,2-ジクロロエチレン	88	21	31	4	112	32	2,030
trans-1,2-ジクロロエチレン	15	0	5	0	45	0	15.8
トリクロロエチレン	289	26	90	14	106	28	4,800
テトラクロロエチレン	289	41	83	12	131	56	23,000

表 5 1988年環境庁調査における揮発性有機塩素化合物の同時検出状況

	VDC	CDCE	TDCE	MC	TCE	PCE	TEC+PCE
VDC	—	50/57	32/ 57	47/ 57	43/ 57	44/ 57	—
CDCE	50/112	—	45/112	56/112	81/112	99/112	106/112
TDCE	32/ 45	45/45	—	25/ 45	36/ 45	41/ 45	43/ 45

VDC : 1,1-ジクロロエチレン, CDCE : cis-1,2-ジクロロエチレン, TDCE : trans-1,2-ジクロロエチレン,

MC : 1,1,1-トリクロロエタン, TCE : トリクロロエチレン, PCE : テトラクロロエチレン

ジクロロエチレンの検出される空間的なパターンもさまざまである。ジクロロエチレンの3つの異性体内、汚染された地下水からは主にcis-1,2-ジクロロエチレンが検出されるが、中には1,1-ジクロロエチレンが高濃度で検出される場合があり、検出されるジクロロエチレンも井戸によって大きな違いがある。一例として、図9に事業場敷地内と周辺地下水中で検出されたトリクロロエチレン及びジクロロエチレン類の濃度分布を示した。この事例では、汚染源に近く100 mg/lのトリクロロエチレンが検出される工場敷地内では、同時に検出されるジクロロエチレンは1,1-ジクロロエチレンで、他の事例で多く検出されるcis-1,2-ジクロロエチレン濃度は1,1-ジクロロエチレン濃度に比べてはるかに低い。これに対して、事業場周辺の浅い地下水ではトリクロロエチレンと同じレベルか、これを上回る濃度のcis-1,2-ジクロロエチレンが観測されるが、1,1-ジクロロエチレンは全く検出されていない。これとは別のトリクロロエチレンで汚

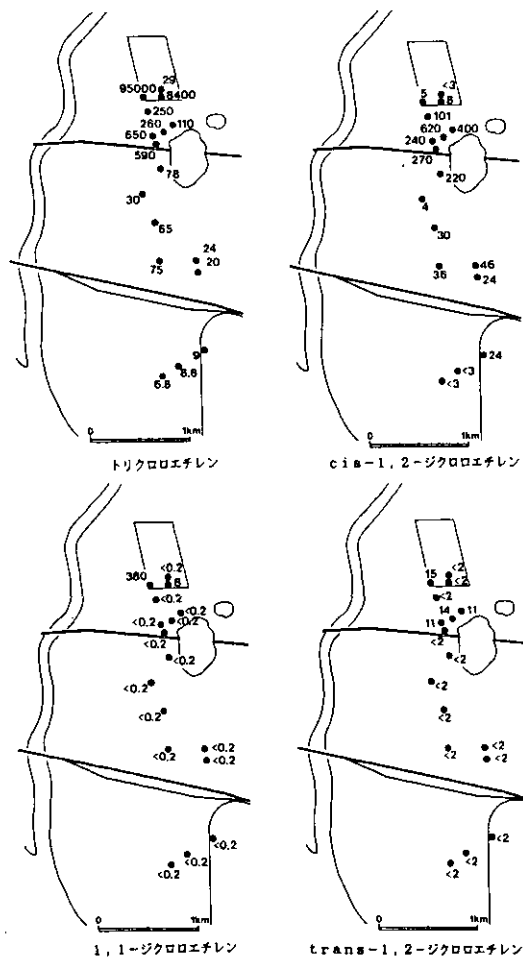


図9 事業場周辺でのジクロロエチレン類の地下水濃度分布

染された地域でも、汚染源に近い井戸では1,1-ジクロロエチレン濃度がcis-1,2-ジクロロエチレン濃度より高く、下流側では逆にcis-1,2-ジクロロエチレン濃度が高くなることも観測されている。また、汚染源から遠ざかるに従って、トリクロロエチレン濃度に比べてcis-1,2-ジクロロエチレン濃度の高まる事例もある。図10に示したように、汚染源付近ではトリクロロエチレン濃度がcis-1,2-ジクロロエチレン濃度を上回っているが、300 m 程度流下すると両者の関係は逆転し、cis-1,2-ジクロロエチレン濃度はトリクロロエチレン濃度の3.6倍にも上昇している。

こうした水平方向の変化に加えて、鉛直方向にも汚染物質濃度は変わる。cis-1,2-ジクロロエチレンや1,1-ジクロロエチレンは、浅井戸と深井戸のいずれからも検出されるが、わずかではあるが深井戸からの検出割合が高い。さらに、同じ地域でのボーリング結果では、深井戸でトリクロロエチレン濃度に比べてcis-1,2-ジクロロエチレン濃度が高まっていることがある。

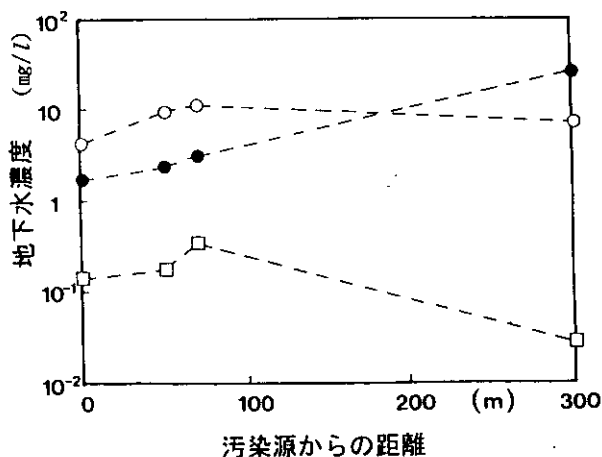


図10 汚染源事業場からの距離と地下水濃度の変化
(○: トリクロロエチレン, ●: cis-1,2-ジクロロエチレン, □: ジクロロエタン)

(2) ジクロロエチレンの起源

年間数万から10数万トン製造・使用されてきたトリクロロエチレンなどと異なり、ジクロロエチレン類は、数万トン製造されている1,1-ジクロロエチレンを除いてわが国では工業的には製造・使用されていないと考えられる。1,1-ジクロロエチレンにしても半数は塩化ビニリ

デン樹脂原料として消費され、残りは1,1,1-トリクロロエタンの原料として消費されている。このため、トリクロロエチレンなどと異なり、意図的な製造・使用が土壤・地下水汚染の原因になっているとは考えられず、土壤・地下水中のジクロロエチレンは、製品の不純物、使用過程での副生、環境中での生成などの非意図的な生成を起源としていると考えられる。

テトラクロロエチレン溶剤の中には不純物としてトリクロロエチレンが含まれているが、その含有率は数十ppm程度とわずかである。トリクロロエチレンなどの溶剤中の不純物としてのジクロロエチレンの分析は行われていないが、廃溶剤にはジクロロエチレンが含まれるものの、多い場合でも数十ppmに過ぎない。しかし、土壤・地下水中にはジクロロエチレンがトリクロロエチレンなどとあまり変わらない濃度で検出されており、溶剤に不純物として含まれているものや使用過程で副生するものが、これらのジクロロエチレンの主たる起源とは考えにくい。

一方、トリクロロエチレンなどの使用事業場の排水からも、ジクロロエチレンが検出されている。しかし、排水中に含まれるジクロロエチレン濃度は一般には3異性体とも数十 $\mu\text{g/l}$ ~数 mg/l と低く、地下水中には希釈されることから、排水中のジクロロエチレンによって、最高で10 mg/l を超える地下水汚染が引き起こされるとは考えにくい。土壤・地下水中のジクロロエチレンの起源として、残されているのは環境中での生成である。

環境中での生成には微生物分解と非生物的分解が考えられる。トリクロロエチレンなどの環境中での分解反応

は速度が遅く、土壤・地下水ではほとんど分解されないと考えられてきたが、嫌氣的条件の土壤・地下水では微生物による分解の起こることが分かってきた。反応経路として、テトラクロロエチレンからトリクロロエチレン、ジクロロエチレンを経て塩化ビニルへと塩素が1つずつ水素と置き換わる還元的脱塩素反応である。わが国でも蓮田や畑地土壤から効率よくテトラクロロエチレンを分解する微生物がみついている。また、好氣的条件でトリクロロエチレンを分解する微生物もみついているが、この場合の分解生成物はジクロロ酢酸などであり、土壤・地下水中のジクロロエチレンの生成には嫌氣的分解が関係していると考えられる。

このように、実験系では既に微生物分解によってジクロロエチレンの生じることが明らかにされているが、実際の土壤・地下水中でも分解反応を示唆する観測事例が蓄積されつつある。その一つは、図10に示した地下水流下に伴うトリクロロエチレン濃度とcis-1,2-ジクロロエチレン濃度の相対的な変化である。この事例では、地下水中をトリクロロエチレンが移動する間に微生物分解され、その結果、トリクロロエチレン濃度の減少とcis-1,2-ジクロロエチレン濃度の上昇が生じたとみられる。こうした水平方向の変化に加えて、土壤中では深くなるに従いジクロロエチレン濃度がもとのトリクロロエチレン濃度より相対的に高まる調査結果もある。また、図9に描いた地下水汚染事例では、地下水濃度は地下水位の変動に対応して季節的な変動を示すが、トリクロロエチレンとcis-1,2-ジクロロエチレンの変動パターンは地点によって異なる(図11)。

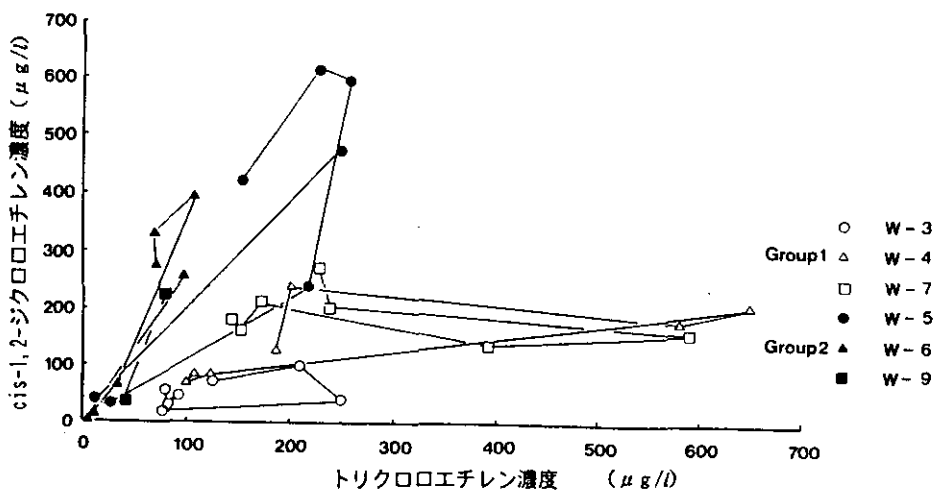


図11 トリクロロエチレン濃度とcis-1,2-ジクロロエチレン濃度の季節変化

地下水位の上昇に伴ってトリクロロエチレン濃度が上昇する井戸では、cis-1,2-ジクロロエチレン濃度はほとんど変化しない。地下水位の上昇によるトリクロロエチレン濃度の上昇は土壤中に滞留したトリクロロエチレンの溶出によると考えられるが、土壤中でトリクロロエチレンの分解が起こっているのであれば、地下水中のcis-1,2-ジクロロエチレン濃度もトリクロロエチレン濃度に応じて変化すると考えられ、少なくともこの地点の土壤中ではトリクロロエチレンの微生物分解は起こっていないと考えられる。一方、ここでは、地下水位が上昇するとトリクロロエチレン濃度が低下する井戸がある。これらの地点では、地下水位の上昇に伴って濃度が上昇する地点からトリクロロエチレンが地下水の流れに乗って移動してきており、地下水位の上昇に伴って周囲からきれいな地下水が豊富に供給されるため、濃度が低下すると考えられる。これらの地点では、cis-1,2-ジクロロエチレン濃度はトリクロロエチレン濃度に比例した季節変動を示すが、これは、地下水中を移動する間に分解が起こっていることを意味していると考えられる。トリクロロエチレンとcis-1,2-ジクロロエチレン濃度は、季節的にも、空間的にも、そのパターンは異なるが、図10や図11に描いた地下水濃度の挙動は、微生物分解を考えないと説明できない。

微生物による分解では、微生物が体内にトリクロロエチレンなどを取り込む必要がある。取り込む形態については、原液状の汚染物質そのままか、水に溶解した状態が考えられるが、高濃度のテトラクロロエチレンを分解する微生物も、水溶解度を超えると活性が著しく低下しており(徳永ら, 1993)、この結果を見る限り、水に溶解した汚染物質を取り込んで分解しているものと考えられる。一方、滅菌剤が入っていても1,1,1-トリクロロエタンの分解が進み、1,1-ジクロロエチレンの生成を見

たこと(Vogelら, 1987)、さらに大気中の1,1,1-トリクロロエタンと乾燥土壌の反応では1,1-ジクロロエチレンのみが生成されること(相馬ら, 1990)、などが報告されており、これらは非生物的な化学的分解によって1,1,1-トリクロロエタンから1,1-ジクロロエチレンの生成される可能性を示唆している。土壌に吸着した1,1,1-トリクロロエタンが土壌中のFeやAlを触媒として分解されたものと考えられているが、実際の汚染現場でもこうした化学分解の生じている可能性がある。1988年の環境庁調査を見ても、1,1-ジクロロエチレンはトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンより1,1,1-トリクロロエタンとの同時検出割合が高い(表5)。さらに、物質間の濃度相関を調べると(表6)、実数値では1,1-ジクロロエチレンはトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンよりむしろ1,1,1-トリクロロエタンとの相関が高く(図12)、1,1,1-トリクロロエタンはジクロロエチレンの中で1,1-ジクロロエチレンとのみ相関を示している(表6)。対数相関を取れば(表6中の括弧内数値)1,1-ジクロロエチレンはトリクロロエチレンと相関を示すこと、さらに、ジクロロエチレン相互の相関が高いことから、微生物分

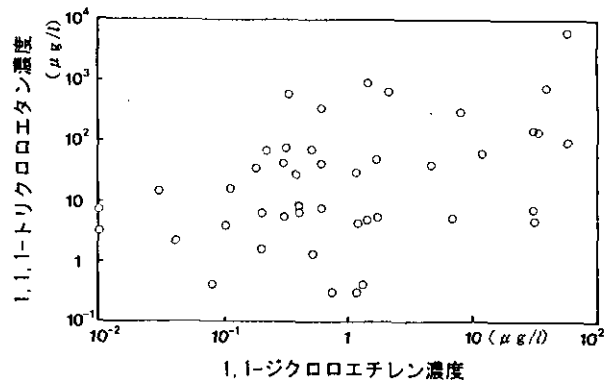


図12 1,1-ジクロロエチレン濃度と1,1,1-トリクロロエタン濃度の関係

表6 1988年環境庁調査における揮発性有機塩素化合物の濃度相関

	VDC	CDCE	TDCE	MC	TCE	PCE	TCE+PCE
VDC	-	0.318 (0.644)	0.645 (0.631)	0.528 (0.422)	0.095 (0.435)	0.004 (0.281)	-
CDCE		-	0.348 (0.807)	-0.058 (0.006)	0.246 (0.562)	-0.026 (0.423)	0.060 (0.554)
TDCE			-	-0.116 (-0.380)	0.130 (0.507)	-0.051 (0.082)	0.055 (0.284)

VDC: 1,1-ジクロロエチレン, CDCE: cis-1,2-ジクロロエチレン, TDCE: trans-1,2-ジクロロエチレン,
MC: 1,1,1-トリクロロエタン, TCE: トリクロロエチレン, PCE: テトラクロロエチレン

解による1,1-ジクロロエチレンの生成も否定できないが、1,1,1-トリクロロエタンが高濃度で検出される場合には、実際の汚染現場でも1,1,1-トリクロロエタンから1,1-ジクロロエチレンの生成していることが考えられる。特にこの反応は、毒性の低い1,1,1-トリクロロエタンから毒性の高い1,1-ジクロロエチレンが生成されることから注目される。

2.1.4 土壌・地下水圏での挙動

本節で述べたように、トリクロロエチレンなどの揮発性有機塩素化合物は不飽和土壌中を容易に浸透し、地下水水面にまで達する。その後は、土壌の粒径によって地下水面上に溜まったり、地下帯水層にまで侵入する。また、土壌には吸着されにくく、粘土層などの不透水層がなければ地下数十mという深層にまで侵入する。これまでに明らかになった地下水汚染原因の多くは、装置や容器からの溶剤の漏れ、廃棄物の埋立や高濃度排水の地下浸透などであったことをみても、継続性のある地下水汚染事例では地下のどこかに液状の汚染物質が潜んでいると考えると間違いはない。

こうした高濃度部分から汚染物質が少しずつ溶け出し、地下水流れに乗って広域的な汚染へと発展する。地下水中を移動する間に、拡散や混合希釈され、またある部分は微生物分解を受けて、汚染源から離れるに従って濃度減少を示す。ただ、揮発性有機塩素化合物は微生物分解を受けるときの、分解速度は速くなく、もともと水には溶けにくい物質であるため、汚染物質が土壌・地下水中から溶け去らない限り、汚染された地下水はきれいにならない。

地下水流れの遅いことも、地下水質が回復しにくい要因の一つである。とりわけ深層地下水は断層からの湧出や人為的な大量の揚水がないとほとんど動かず、一度汚染されると水質の回復にはかなりの時間がかかる。汚染源事業場内で汚染土壌を除去し、溶剤転換を行った対策事例では、汚染土壌除去直後に浅い地下水濃度は数十mg/lから数百μg/lにまで急激に低下する(図13)。しかしながら、深層土壌までは除去できなかったため、深い地下水については対策の効果は全く表れず、むしろ濃度に上昇傾向が認められる。汚染土壌を除去するとその直後には浅い地下水濃度は2桁近く濃度低下をするものの、依然として基準値を上回っている。そのため、この対策例では汚染土壌除去後も継続して地下水を汲み上げているが、トリクロロエチレン濃度の推移を見ると、横ばいかわずかに減少傾向を見せるだけである。揚水開始から6年間で揚水によるトリクロロエチレン除去量は10数トンに上り、こうした一連の対策によって、最近になって浅い地下水質についてはようやく水道水質基準近くまで回復する兆しが見え始めたところである。

地下水における汚染物質の移動現象は、数値シミュレーション法を用いて再現することができる。図6の地下水汚染事例を対象に、汚染プルームを含む幅0.5km、長さ1.2kmの範囲を25m×50mのメッシュで分割し、汚染土壌除去や地下水揚水などの対策実施後の地下水濃度を計算したのが図14である。透水係数や拡散係数は、実測された地下水位とテトラクロロエチレン濃度の分布から推定されており、不確実性は残る。また、地下水での汚染物質の存在量や溶出機構が不明であり、地下水濃度の計算値は最大濃度で除して無次元表示を行っている

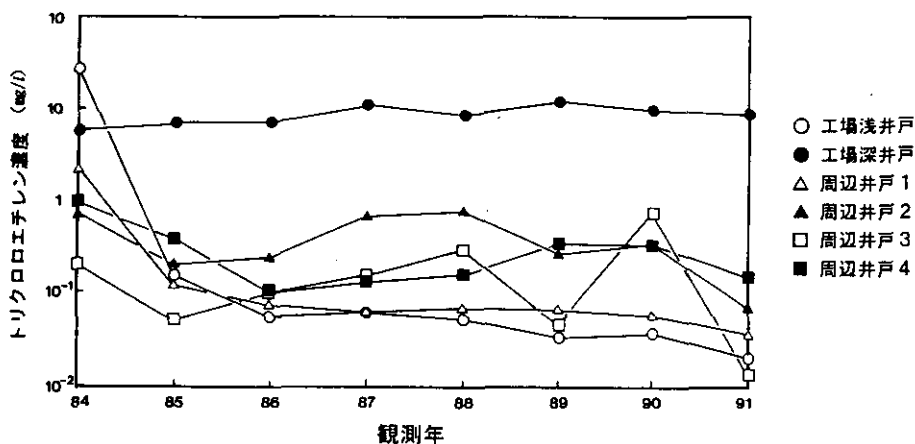


図13 地下水中のトリクロロエチレン濃度の経時変化

る。このように、数値シミュレーションは対象とした地域を模擬的に再現しているため、定性的な結果しか出ないが、実施する対策の効果や実施後の地下水濃度について数値実験はできる。図14では、汚染源からの溶出量を1/2にした場合（ケースA）とゼロにした場合（ケースB）の2種類について、20年後までの地下水濃度を予測している。溶出量を1/2にした計算では、当然ではあるが、地下水濃度は対策実施前の1/2になる。溶出量をゼロ（汚染物質を完全に除去）とすると、5年程度で効果が現れ始め、10年後には汚染源付近はもとの状態に修復されるが、地下水流れは遅いため、20年経過しても対象領域末端の1/3の地域には依然として汚染プルームが残っている。

このように地下水にまで汚染物質が侵入すると、汚染物質を除去するのは難しいばかりか、地下水質の回復にはかなりの長期間が必要となる。

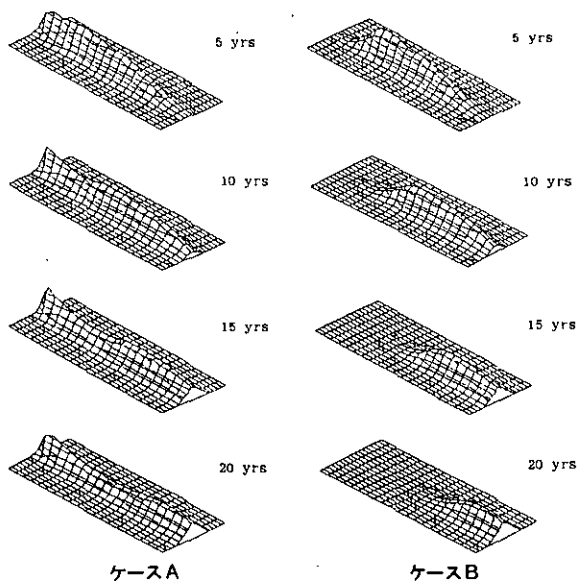


図14 地下水中のテトラクロロエチレン濃度の将来予測
(A: 溶出量1/2, B: 溶出量ゼロ)

2.2 汚染物質の存在状況把握手法に関する研究

2.2.1 調査手法の分類と位置づけ

地下水汚染が発見されると、汚染の規模や地下水の利用状況に応じて被害未然防止対策や浄化対策が順次実施される。被害防止対策を講じる場合には、汚染された帯水層の特定と地下水濃度や汚染範囲を確定しなければならない。また、継続性のある地下水汚染は、地下のどこ

かに高濃度の汚染物質が溜まっていると考えて間違いない。しかも、地下水流れは遅く、汚染物質は水には溶けにくいいため、そのままではかなりの長期間にわたって地下水汚染が続くことになる。そのため、汚染物質の除去は一連の対策の中で最も重要な位置を占めるが、効率よく汚染物質を除去するには、地下での汚染物質の存在状況を調べ、それに応じた適切な除去技術を用いる必要がある。こうした汚染源調査に続く汚染物質の存在状況や汚染の3次元構造の把握は、その後の浄化対策を左右する重要な調査となる。

地下水汚染が見つかったと、最初に実施するのが周辺地下水質調査である。この調査では、対象地域内にあるすべての井戸の深さやスクリーン位置を確認し、地質構造や地下水の水質分析を行う。これらの調査結果から汚染された帯水層を確定し、当該汚染物質の使用実態調査と合わせて、汚染源の特定作業に入る。それでは、地下水汚染調査が順調に進み、汚染源が特定できるかというところではない。たいていの場合、地下水中の汚染物質の等濃度線が描けず、行き詰まる。一般に、都市域では井戸が少なく、あったとしても等濃度線を描くに適切な位置にないからである。さらに、揚水用井戸では通常いくつかの帯水層にスクリーンを切っており、揚水した地下水から汚染物質が検出されても、どの帯水層が汚染されているのか分からない。また、汚染源が特定できた場合でも、汚染物質の存在状況や汚染の3次元構造を調べるには、コア採取を伴うボーリングが必要である。

ボーリング調査は土壌や地下水を直接採取・分析できることから、地下での汚染物質の存在状況を知る最も確実な方法ではあるが、土壌コアの採取も全深度にわたるオールコアボーリングが望まれ、土壌分析を含めるとかなりの経費がかかる。浅い土壌汚染では、多くの地点でボーリングを実施することは可能であっても、トリクロロエチレンなどはかなりの深さにまで侵入することがあり、100 m のオールコアボーリングを実施することもまれではない。こうしたボーリング調査を汚染地域全域で実施することは、経費の面から実効が挙げられず、ボーリングを実施する場合には、経費軽減のためにも汚染源を絞り込み、汚染物質の侵入場所を特定してから実施する必要がある。この汚染源の特定や汚染物質の侵入場所特定に、土壌ガス調査が役立つ。

土壌や地下水中に揮発性有機塩素化合物が存在すると、不飽和土壌中の間隙空気（土壌ガス）に気化し、地表面

付近にまで上昇してくる。土壌ガス調査は、この表層土壌ガス中に含まれる揮発性有機塩素化合物を分析し、土壌や地下水を直接採取・分析することなく、間接的に地下にある汚染物質を調べる技術である。調査や対策の段階に応じて、土壌ガス調査の目的や期待される成果には次のようなものがある。

- ①地下水汚染調査の初期段階で、広域的な土壌ガス調査を実施し、汚染物質の同定に加えて土壌や地下水汚染の程度や汚染の広がりを調べる。
- ②汚染物質が検出された地点や使用事業場周辺で土壌ガス濃度分布を調べ、汚染源を特定する。
- ③汚染源事業場内で詳細な土壌ガス調査を実施し、汚染物質の侵入地点や高濃度に汚染物質の存在する場所を特定する。
- ④浄化対策実施の前後で土壌ガス濃度分布のパターンを把握しておく、両者を比較することにより、実施した浄化対策の効果が評価できる。

2.2.2 土壌ガス調査法の比較評価

(1) 土壌ガス調査法の分類

土壌中の揮発性有機塩素化合物は、土壌、土壌水と土壌間隙中の空気（土壌ガス）との間で分配され、気液固平衡状態にあると考えられる。土壌ガス調査法は、土壌ガス濃度と土壌濃度や地下水濃度との間に正の相関のあることを利用して、汚染物質の高濃度地点や侵入地点を探查する手法である。

土壌ガス調査は、ガス採取、汚染物質の固定と分析から構成されるが、それぞれに特徴ある手法が考案されている。土壌ガスは、鉄杭やボーリングバーなどを用いて、孔径 2~3 cm、深さ 1 m 程度の孔を掘り、孔底よりポンプやシリンジで採取することが多い。ガス成分の分析方法は、大きくは現場で土壌ガスを分析する実験室に持

ち帰り分析する、の2つの手法がある。いずれの場合も、採取した土壌ガスサンプルを運搬する際の揮散や大気中の揮発性成分による汚染を防ぐ必要があるが、その手法として、土壌ガスをテドラバッグや真空びんに採取して容器ごと運搬する方法、汚染物質を吸着剤に吸着させる方法、汚染物質を溶媒に吸収させる方法などがある。これら以外にも、汚染現地の土壌中で地下から拡散上昇してくる汚染物質を活性炭に捕集する方法もある。

揮発性有機塩素化合物の分析には、通常ガスクロ（GC-ECD）が用いられるが、低濃度の物質を同定したり定量するには、ガスクロ/質量分析（GC/MS）などの感度の良い方法を用いる必要がある。また、化学的呈色反応を利用した分析方法もあるが、汚染物質を正確に同定・定量するには、試料を実験室に持ち帰り機器分析される。ただ、この方法では調査結果が出るまでに時間がかかり、効率よく行うために、汚染現場に携帯用ガスクロを持ち込んで分析する手法も開発されている。土壌ガスの採取と分析の組み合わせとして、図15に示した土壌ガス調査法が開発され、実用化されている。これら土壌ガス調査法の概略と特長は次のとおりである。

フィンガープリント法は、活性炭を付着したワイヤーをガラス容器にいれ、この容器を深さ 30 cm の地中に 2~3 週間埋め込む。活性炭は、その間に土壌中を拡散上昇してくる汚染物質を捕捉するため、降雨や気圧変動などの短期的な気象条件にあまり影響されない。回収したワイヤーは、電磁加熱して活性炭に吸着した汚染物質を追い出し、質量分析器で同定・定量するが、このときクロマトをかけた後、質量分析（GC/MS）すれば、より正確に物質の同定ができる。結果が出るまでに時間はかかるが、検出感度が高い調査法である。汚染物質固有の質量数に相当するイオンカウントとして出力されるため、土壌ガス濃度の絶対値は分からないが、相対的な濃度分

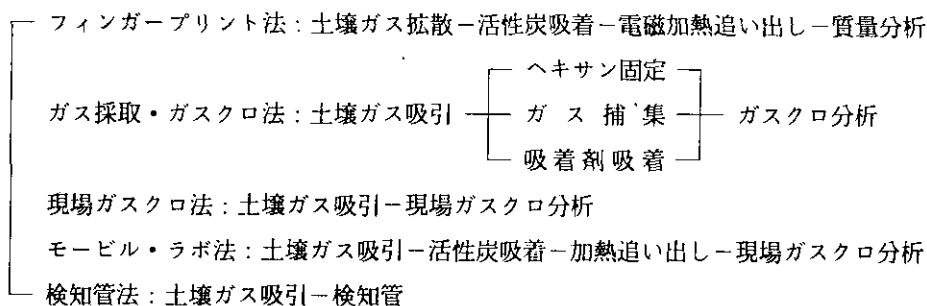


図15 土壌ガス調査法の種類

布から判断する汚染源の絞り込みや汚染物質侵入場所の特定には支障はない。広域調査や汚染源付近の詳細調査のいずれにも使用できる。

ガス採取-ガスクロ分析法は、現場で削孔した孔底よりポンプやガスタイトシリンジを用いて土壤ガスを採取し、試料を実験室に持ち帰り、GC-ECDやGC/MSで分析する方法である。ガス採取時に地上からの空気の混入を防ぐため、ケーシングを埋めて1日後に採取したり、ベントナイトシーリングする、などの工夫もされている。試料の運搬方法として、テドラーバッグに捕集したり、テナックスに吸着させる方法などがある。また、ガスタイトシリンジで土壤ガスを採取した後、ヘキサン溶液に注入・固定する簡便な方法も用いられている。さらに、先端にガス採取孔を設けた鉄パイプを打ち込み、深さごとの土壤ガスを採取する工夫もなされている。分析試料を実験室に持ち帰り定量するため、分析結果が出るまでに時間のかかることはフィンガープリント法と同じである。また、ヘキサン固定法は広域的な調査や汚染源付近の詳細調査のいずれにも使用できる。

現場ガスクロ法は、ポータブルガスクロを現場に持ち込んで、採取した土壤ガスを現場で分析する方法である。土壤ガスの採取は、ガス採取・ガスクロ分析法と同様な方法で行うことができるが、サンプリング孔に挿入したチューブから定期的に土壤ガスを吸引し、土壤ガス濃度の連続的な変化も測定することができる。モバイルラボ法は、現場ガスクロ法を改良した手法であり、吸引した土壤ガス成分を吸着剤に濃縮した後、ポータブルガスクロで分析する。ガスクロ分析を行うことから、汚染物質

の検出感度は高く、多様な汚染物質の同定と定量が可能である。さらに、現場で土壤ガス濃度を知ることができるため、汚染の有無や程度を判断しながら、次の調査地点をその場で決めることができる点で優れている。試料の分析には安定電源が必要であるが、この手法も広域的な調査や汚染源付近の詳細調査のいずれにも使用できる。

検知管法は、化学的呈色反応を利用した調査法であり、検知管を取り付けたガス採取器で100 mlあるいは50 mlの土壤ガスを採取すれば、検知剤の変色長さから直ちに汚染物質濃度を知ることができる。また、土壤ガス吸引ではなく、検知管を土壤中に放置しておき、拡散してくる汚染物質と反応させて平均的な土壤ガス濃度を調べるパッシブドジチューブ法も実用化されている。検知管法では土壤ガス濃度が数ppmv以上でないとい正確な濃度は分からず、塩素に反応することから、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどの物質の判別はできないが、種々の土壤ガス調査の中で最も簡便な調査法である。汚染源事業場内における詳細調査では、既に汚染物質が同定されており、土壤ガス濃度も高いから、こうした高濃度土壤ガス地点の絞り込みや汚染物質侵入地点の特定に検知管法は役立つ。

ここに紹介した土壤ガス調査法の特性を表7にまとめている。当然のことではあるが、検出感度の高い手法は経費や時間がかかり、簡便な手法では経費はそれほどかからないが、検出感度はよくない。土壤ガス調査法にはそれぞれ特長があるから、効率よく調査を行うには、調査の目的や対策の段階に応じた手法を適宜選択して用いる必要がある。

表7 土壤ガス調査法の特性比較

	感 度	定 量	同 定	時 間 代 表 性	現 場 熟 練 度	経 費	現 場 電 源	調 査 時 間
フィンガープリント法	高	不	可	大	低	高	不 要	長
採取・ガスクロ法 ヘキサン固定 バッグ採取 吸着剤吸着	中	可	可	小	低 高 高	中	不 要 要 要	中
現場ガスクロ法	中	可	可	中	高	高	要	短
モバイル・ラボ法	高	可	可	小	高	高	(要)	短
検 知 管 法 (パッシブチューブ)	低 中	可 中	難 難	小 大	低 低	安 安	不 要 不 要	短 長

(2) 土壌濃度と土壌ガス濃度

土壌ガス調査法は、汚染物質がその性状に応じて気体・液体・固体間で分配されることを利用した調査法である。それには、土壌ガス濃度と土壌濃度や地下水濃度との関係を明らかにしておく必要がある。

汚染現地で採取した土壌濃度とヘッドスペースガス濃度には、かなりよい相関が認められる(図16)。土壌濃度範囲の狭いトリクロロエチレンでは、データはばらついているように見えるが、比較的広い範囲で採取したテトラクロロエチレンでは、土壌濃度と土壌ガス濃度の間に1:1の線形関係が成立している。さらに図17は、土壌濃度と土壌採取位置で観測した土壌ガス濃度の関係を示した。実際の土壌中では、土壌水分や間隙率、土壌の炭素含有量、地表面からの空気の混入や大気への拡散など、土壌ガス濃度には多くの要素が関係し、図16に示したような理想的な分配は生じにくい、それでも土壌濃度と土壌ガス濃度には正の相関が認められる。

これらの調査では、孔径 3 cm、深さ 2 m の孔をあけ、孔底から試料を採取した。汚染土壌は湿重 5 g を 25 ml 容のバイアルビンにとり、土壌濃度やヘッドスペースガス濃度の分析に供した。土壌試料採取後には、内径 3 mm のステンレス管を孔底まで装入し、ステンレス管先端部から 5 cm の区間については、管と孔の間は砂で充填した。さらに、地表面から空気を吸引しないよう、砂層上部はベントナイトで綿密にシールし、その上部は掘削土壌で埋め戻している。土壌ガスはステンレス管からダイアフラムポンプで吸引し、1 l をテドラーバッグに採取するが、平衡状態にある土壌ガスを得るために、ステンレスパイプ設置 6 時間後に土壌ガスを抜き取った。

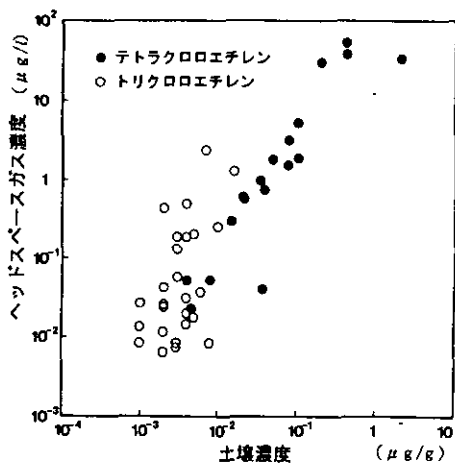


図16 土壌濃度とヘッドスペースガス濃度の関係

土壌濃度は加熱吸着法、すなわち土壌を 130 °C に加熱し、気化したテトラクロロエチレンを吸着剤に捕集後、GC/MS で定量した。ガス態のテトラクロロエチレンは、直接ガスを GC-ECD に打ち込み、定量した。

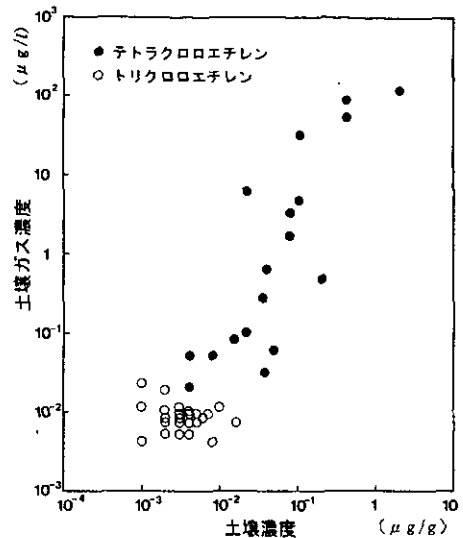


図17 土壌濃度と土壌ガス濃度の関係

同じ手法を用いて、テトラクロロエチレンで汚染された浅層地下水域で土壌ガス調査を実施し、その結果を土壌ガス濃度の等濃度線として図18に示した。図にみるように、土壌ガス中のテトラクロロエチレン濃度は汚染源とみられるドライクリーニング機(図中の▲印)を中心に同心円状に広がっていることが分かる。地下水濃度は井戸がなければ調べることはできないが、土壌ガスは植え込みや芝生などの裸地があれば採取することができる。地表面が道路舗装や建屋で被覆されていても、アスファルトやコンクリート床をドリルなどを用いて削孔すれば、土壌ガスの採取は可能である。このようにして採取した

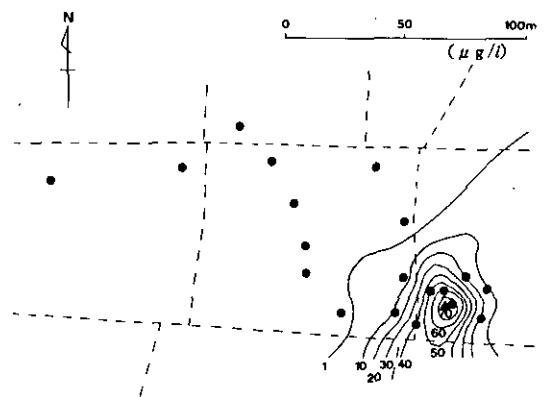


図18 土壌ガス中のテトラクロロエチレン濃度の分布

土壤ガス試料から、図18に示したような等値線が得られれば、汚染源の探査や高濃度域の絞り込みに役立つことができる。

土壤ガス濃度は、地下水濃度との間にも正の相関は認められる。ただ、地下水濃度と平衡状態にある土壤ガス濃度を計算すると、実測値より1~2桁高い値を示す。実際の汚染現地では、地下水の深さ、土壤構造や土壤ガス拡散の不均一性、大気への揮散や大気の土壤への流入などさまざまな要素に影響されると考えられるが、この結果は、土壤ガス濃度から地下水濃度を推定することが難しいことを示している。土壤ガス濃度は、地下水に対して濃度の相対的な指標になっても、絶対的な数値は実際にボーリングを実施し、地下水を採取・分析する必要がある。

また、土壤ガス濃度は温度、降雨、気圧変動などの気象条件に影響される。図19には地下0.8 mから定期的に採取された土壤ガス濃度（テナックス吸着）の季節変動を示しているが、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンはいずれも8~10月に濃度の高まり、3~4月に濃度低下が認められる。これは、測定地点の温度や地温の影響と考えられ、いくつかの地点での観測結果には、濃度の最大値と最小値でトリクロロエチレン：4~31倍、テトラクロロエチレン：4~13倍の差がみられた。

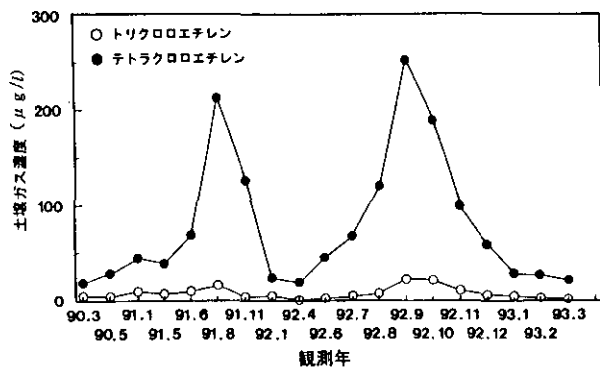


図19 土壤ガス濃度の季節変化

(3) 調査法の比較実験

我が国でも、揮発性有機塩素化合物による土壤・地下水汚染浄化が一斉に始まっており、高濃度地点や汚染物質侵入場所特定のための手法として、土壤ガス調査法は一連の汚染調査の中で重要な位置を占めている。ここでは、本特別研究で実施した土壤ガス調査法の現地への適用事例を紹介し、これを踏まえて、土壤ガス調査法の役

割や適用限界についてまとめる。

ヘキサン固定法は、ボーリングバーなどで削孔した孔底よりガスタイトシリンジで土壤ガスを採取し、n-ヘキサンに汚染物質を吸収させて、GC-ECDやGS/MSで同定・定量する手法である。図20に示したように、ミニバイアル内に入れた1~1.5 mlのn-ヘキサンに20~100 mlの土壤ガスをガスタイトシリンジから直接溶解させる方法が用いられている。n-ヘキサン1 mlに20 mlの土壤ガス成分を吸収させた場合には、0.005ppmv程度まで定量が可能であり、比較的検出感度が高いことから、ヘキサン固定法は広域的な調査にも、汚染源事業場内で実施する詳細調査のいずれにも使用することができる。ただ、分析結果が出るまでに時間のかかることはフィンガープリント法と同じであり、調査の簡便性・迅速性からみると、ヘキサン固定法はフィンガープリント法と検知管法の間位置する。

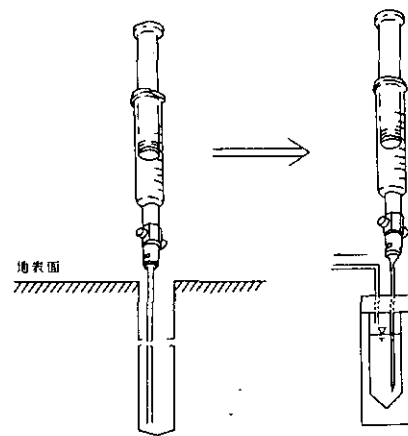


図20 土壤ガス成分のn-ヘキサンへの固定法

ドライクリーニング事業場が汚染源である土壤ガス調査事例を図21に示している。土壤ガス濃度は、ボーリングバーやストレーナー付き鉄パイプを打ち込み、ヘキサン固定法と検知管法で調べられている。図21には採取深度と土壤ガス中のテトラクロロエチレン濃度を示しているが、ヘキサン固定法を用いた建屋内のドライクリーニング機周辺調査では、深さ1.5 m付近で全体的に1000 ppmvを超える汚染が検出された。この事例でも最高濃度は14000 ppmvに達し、汚染物質原液が表層土壤中に溜まっていることが分かる。建屋外の検知管法による調査でも、深さ2 m前後で100~500 ppmvの汚染がみついている。

検知管法による土壤ガス調査は、土壤ガス採取や分析

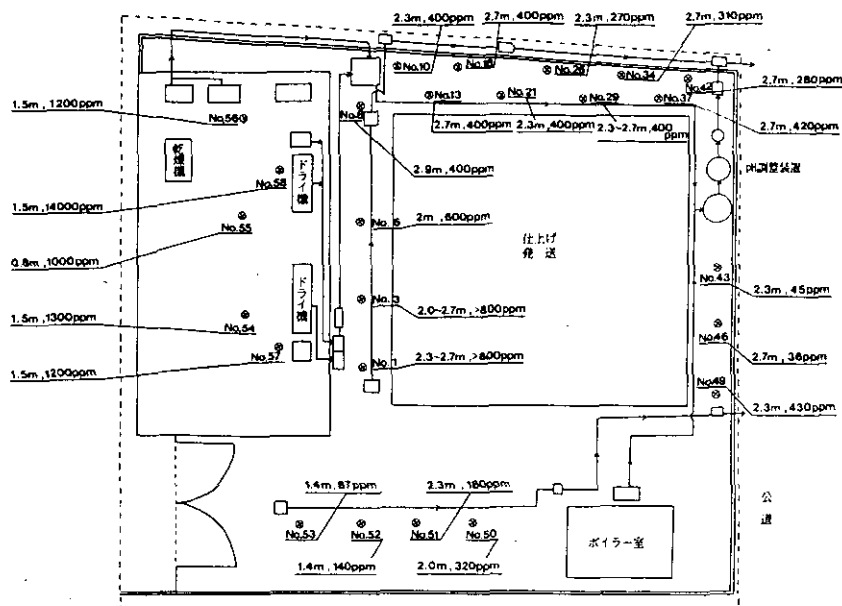


図21 ドライクリーニング事業場で観測された土壤ガス中のテトラクロロエチレン濃度の分布
(No.1~53: 検知管法, No.54~58: ヘキサン固定法)

に熟練を要せず、図15に紹介した調査法の中で最も簡便な調査手法である。土壤ガス濃度も高い汚染源事業場内での詳細調査では、1m × 1m メッシュで土壤ガス調査を実施することもあり、簡便性・迅速性を特長とする検知管法は、こうした詳細調査に活用されている。高濃度地域では土壤汚染の平面的なパターンも把握できる。自家用井戸から基準を超えるトリクロロエチレンが検出され、その汚染源探査に検知管法を用いた調査事例がある。当初の調査では、汚染井戸の近くにある汚染源と予想された事業場周辺の土壤ガスからはトリクロロエチレンは全く検出されなかった。そこで、周辺に点在する井戸をすべて調べたところ、農業用井戸からかなり高濃度のトリクロロエチレンが見つかった。この農業用井戸を中心にして土壤ガス調査を再度実施したところ、洗浄剤としてトリクロロエチレンを使用していた事業場内で高濃度にトリクロロエチレンを含む土壤ガスを検知することができた。農業用井戸からたまたまトリクロロエチレンが検出されたことから、汚染源が突き止められた事例であるが、最初に高感度の土壤ガス調査法を用いていれば、速やかに汚染源探査が進んでいたものと考えられる。

この汚染現地でトリクロロエチレン使用事業場と隣接する事業場の敷地内で検知管法による土壤ガス調査を行い、その結果を図22 (A) に示している。土壤ガス調査は、ボーリング地点選定のために行ったのであるが、使用事業場と隣接する事業場の建屋外でそれぞれ1ヶ所ず

つ、330 ppmv と 190 ppmv の高濃度の土壤ガスが見いだされた。また、2つの土壤ガス濃度パターンの中間地点では、トリクロロエチレンは検出されなかった。ところが、これらの土壤ガス濃度分布を考慮して、オールコ

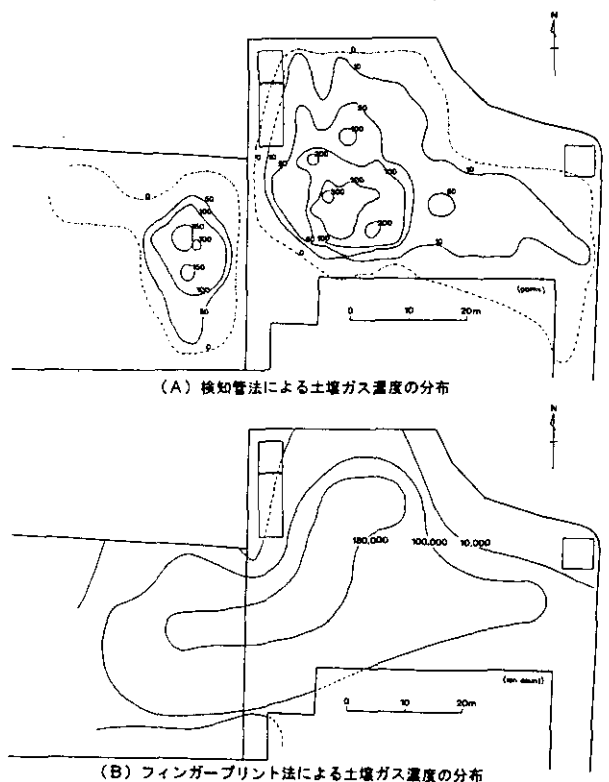


図22 検知管法とフィンガープリント法による土壤ガス濃度分布の比較

アボーリングを実施したところ、中間地点の地表面下46 mの土壤から138 mg/kgの高濃度の汚染が見つかり、10 mg/kgを超える範囲も45 mにわたって広がっていた。そこで、検出感度の高いフィンガープリント法を用いて再度土壤ガス調査を実施したところ、検知管法で検出された2つの土壤ガス濃度の目玉は1つのパターンにつながり、土壤中の汚染物質の存在状況とはほぼ合致する結果が得られた(図22(B))。検知管法で見つかった2つのパターンの最高濃度地点は、ともにアスファルト舗装や捨てコンクリートで覆われ表層土壤ガス濃度が高かったのに対して、中間地点は裸地であったため濃度が低く、感度の低い検知管法では検出されなかったものと考えられる。このように、土壤ガス調査では地表面の被覆状態に調査結果が大きく左右されることがあり、汚染物質が侵入したと見られる事業場内であっても、汚染物質が地中深く侵入している場合には、感度の高い調査法を使用する必要があることを示唆している。

汚染源事業場内の高濃度土壤ガス地域で、フィンガープリント法と検知管法の精度比較も行った。この調査事例でも、フィンガープリント法では10万イオンカウントを超える地域が多数見いだされたのに対して(図23)、

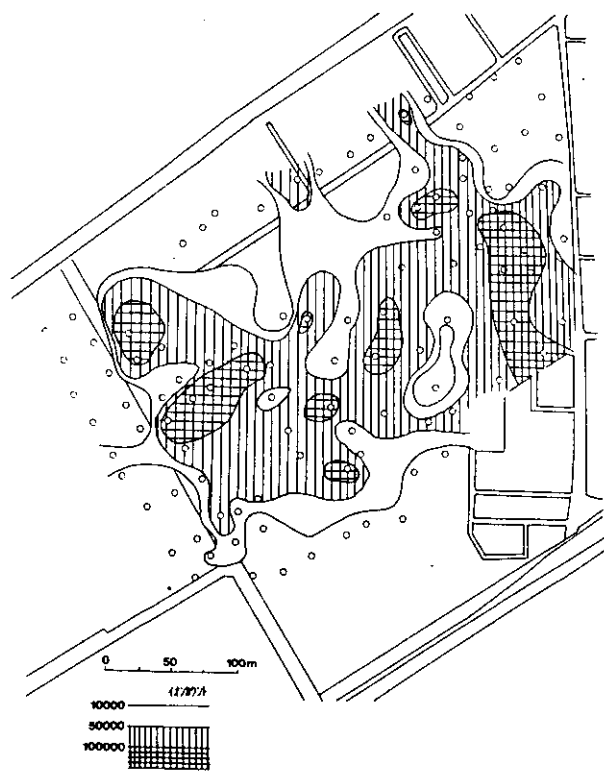


図23 土壤ガス中のトリクロロエチレンイオンカウントの分布

検知管法ではトリクロロエチレンの存在が確認されたのは20万イオンカウントを超える2地点のみであり、土壤ガス濃度も0.4及び0.6 ppmvとかなり低い値であった。調査対象地域には上部に粘土層があることやその粘土層の下にある帯水層が汚染されていることが、検知管法による不検出の原因と考えられる。したがって、検知管法で不検出であったからといって、直ちに土壤や地下水の汚染なしと判断できないことがあり、トリクロロエチレンなどの侵入源である汚染源事業場内でも感度の高い土壤ガス調査の必要となる場合がある。

(4) 土壤ガス調査法の特性と適性

土壤ガス調査法として特徴あるさまざまな手法が実用化されているが、いくつかの事例では複数の方法で調査が行われている。これらの結果を基に、土壤ガス濃度について調査手法間の相関係数を求めると、検知管法と現場ガスクロ法:0.88(トリクロロエチレン)と0.97(テトラクロロエチレン)、現場ガスクロ法とヘキサン固定法:0.99(テトラクロロエチレン)、検知管法とヘキサン固定法:0.93(テトラクロロエチレン)、検知管法とモービルラボ法:0.97(テトラクロロエチレン)と0.95(トリクロロエチレン)となり、土壤ガス採取法や分析方法が異なっても、高い相関のあることが分かる。ところが、土壤ガス濃度の絶対値には違いがみられる。

汚染源事業場内の調査でも、ヘキサン固定法では14000と13000 ppmvのテトラクロロエチレン濃度が検出されているのに対して、検知管法ではそれぞれ4000及び5000 ppmvにしかない調査例がある。また、図21でもヘキサン固定法では14000 ppmvのテトラクロロエチレンが検出された地点で、検知管法では400 ppmvであり、検知管法の測定値はかなり低めに出る傾向がある。これとは逆に、検知管の種類によってはテトラクロロエチレンでヘキサン固定法などに比べて高めに出ることもあったことが報告されている(図24)。もちろん、高濃度域の絞り込みや汚染物質侵入地点の特定には、必ずしも土壤ガス濃度の絶対値は必要でなく、相対的な濃度分布の違いが分かればよい。ただ、土壤ガス吸引などの浄化対策実施には濃度の絶対値が必要となる場合があるから、検知管法での土壤ガス濃度は他の感度の高い手法とクロスチェックしておくことが望ましい。

本節でまとめたように、さまざまな土壤ガス調査法が実用化されており、それぞれに特長があるため、調査の

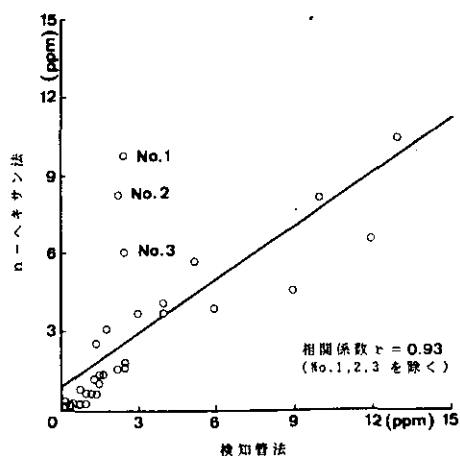


図24 ヘキササン固定法と検知管法によるテトラクロロエチレン土壌ガス濃度の比較

目的や段階に応じて適切な手法を選定すれば、効率的な調査が実施できる。汚染源が特定されていない場合には、汚染源探査のために広域的な土壌ガス調査を行うが、この調査では、土壌ガスは公園や空き地、また汚染源事業場付近でも事業場外で採取される。高密度な調査はできず、汚染源からかなり離れた場所での調査となり、土壌ガス濃度も低いことから、分析感度の高い調査法を用いる必要がある。感度の低い技術では多くの場合、目的を達成することはできない。

汚染源が特定されると、汚染源事業場内では高濃度汚染土壌や汚染物質の侵入場所を特定するために高密度な調査を行う。この段階では既に汚染物質が同定されており、汚染源事業場内では土壌ガス濃度も高いから、感度の低い手法でも汚染物質の検出は可能である。これまで

の実績をみても、検知管法は簡便で迅速な調査法ではあるが、汚染源事業場内でも汚染物質が深層の土壌に侵入していたり土壌中にシルトや粘土層を挟んでいると、汚染物質を検出できないことがある。つまり、検知管法で不検出であるからといって直ちに汚染なしと断言できないことも事実であり、こうしたときには、感度の高い調査法で汚染の有無を確認することが望まれる。主に経費の面から、画一的な調査法が用いられることがあり、この場合には汚染状況に対して誤った判断を下す恐れがある。土壌ガス調査法として、さまざまな手法が実用化されており、調査の目的や対策の段階に合った適切な技術を選定し、あるいは組み合わせて用いる必要がある。

2.3 地下水浄化対策技術の開発と評価

2.3.1 浄化対策技術の分類

土壌・地下水汚染の浄化対策技術は、土壌や地下水から汚染物質を除去し、あるいは無害化する技術であるが、汚染物質の拡散を防止することも周囲の土壌や地下水の浄化に有効であり、一種の浄化対策とみることができる。ここでは、①汚染物質の拡散防止技術と②汚染物質の分解・除去技術に分けて扱うが(図25)、これらの対策は密接に関連しており、適切に組み合わせて対策を実施すれば、大きな浄化効果を挙げることができる。

汚染物質の拡散防止技術には、不飽和土壌中に存在する汚染物質の地下水への溶出を防ぐ方法と地下水流れを制御して、地下水汚染の拡散を防止する方法がある。地下水への溶出防止には、汚染土壌を封じ込める手法と汚染物質を不溶化する手法が考えられ、後者は重金属などの無機イオンの汚染物質に用いられている。

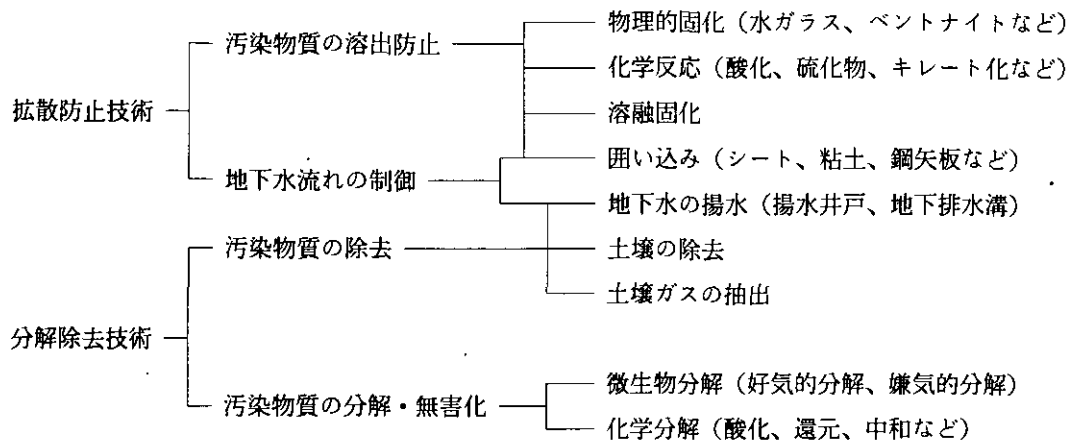


図25 土壌・地下水汚染の浄化対策技術

汚染土壌の封じ込めには、汚染土壌の周囲をプラスチックシート、粘土や鋼矢板などで囲い込む方法と、汚染土壌を固化する方法がある。固化技術として、セメントミルクや水ガラスを用いたグラウト技術が多用されているが、この場合、用いた固化物質から新たな汚染物質が溶け出したり、変質することのないよう十分留意する必要がある。固化技術としては、これら以外にも地中に高電流を流し、高温状態で土壌をガラス固化する技術も開発されている。ただ、ガラス固化はもともと重金属や放射性物質の処理技術として開発されており、必ずしも揮発性物質だけを対象にしたものではない。

地下水流れを制御するには、地中壁を設ける方法と、地下水を汲み上げたり注入して地下水位を変える方法がある。地下水を揚水すると、揚水地点に向かって周辺地下水が流れ込むため、汚染物質を含む地下水の拡散を防ぐことができる。既存の井戸も活用できるが、揚水井戸の影響半径は限られているため、地下水流れの制御にはかなりの量の地下水を汲み上げる必要がある。したがって、できるだけ汚染源に近い所で揚水した方が効果が挙がる。

一方、土壌・地下水から汚染物質を除去する技術には、土壌・地下水から汚染物質そのものを取り出し処理する方法と、取り出さず原位置で無害化する技術が考えられる。また、揮発性有機塩素化合物の無害化技術としては、化学分解と微生物分解が考えられる。

化学分解には、過酸化水素、オゾンや次亜塩素酸などを用いる方法が検討されている。また、微生物分解には、現場に生息している微生物の活性を高める方法と活性の高い微生物を汚染現場の土壌や地下水に注入する方法がある。新たな微生物を注入する方法では、もともと栄養源となる有機物質の少ない土壌や地下水中で定着できるかどうかの問題があり、原位置の微生物を利用するにしても栄養源の注入や酸素量の制御などが必要となる。いずれの場合も、微生物分解に伴って多様な副産物が生成されることに留意しなければならない。テトラクロロエチレンからトリクロロエチレンを経てジクロロエチレンの生成されることも分かっており、テトラクロロエチレンやトリクロロエチレンで基準をクリアしても、ジクロロエチレン類で超過しては浄化対策の意味がなくなる。これらの無害化処理技術は、将来に期待される技術ではあっても、研究段階にあるか、実用化に向けて現地実証実験の段階にある。

トリクロロエチレンなどは地下水面の上や帯水層の底にまで落ち込み、高濃度で溜まっていることが多い。帯水層の深さはまちまちであり、粘土層の特性によっては、深い帯水層にまで侵入することもある。このように汚染物質の存在状況はさまざまであり、汚染の深さや汚染状況によって用いる浄化技術は異なるが、土壌、地下水、土壌ガスの媒体間で分配が偏っている場合には、高濃度な媒体に対して対策を実施することが効率的である。実際に、我が国の汚染現場に適用されているのは、物理的に地下から汚染物質を除去する技術であり、これには汚染土壌の除去、汚染地下水の汲み上げと汚染物質を含む土壌ガスの吸引がある。土壌・地下水での揮発性有機塩素化合物は、①土壌粒子に吸着する、②水に溶解する、③土壌ガスに気化する、④土壌粒子と粒子の間隙に原液状態で存在するの4つの形で存在している。地下水の揚水は水に溶解した汚染物質を除去する技術、土壌ガスの吸引は不飽和土壌中にガス状態で存在する汚染物質を除去する技術である。その意味では、汚染土壌の除去は4つの形態の汚染物質を同時に除去する技術である。

効率よく汚染物質を除去するには、個々の浄化技術を十分に吟味し、汚染の程度や汚染物質の存在状況に合った適切な技術を選定することが重要である。また、浄化対策の初期段階から最終段階まで、1つの技術で地下水浄化をすることは難しく、効率的な浄化対策を実施するには対策の進捗や汚染物質の地下での存在状況の変化に対応した適切な技術に切り替える必要もある。そのため、実際の汚染現場ではいくつかの技術を組み合わせて実施することが多い。本節では実施された土壌や地下水汚染調査を踏まえつつ、実際の汚染現地に適用した浄化技術と浄化効果について紹介する。

2.3.2 浄化対策実験

(1) 対策例1

(a) 汚染地域と調査の概要

実験対象地域は火砕流堆積物が60mの厚さで堆積しているトリクロロエチレンで汚染された台地地下水である。この汚染現場では、1990年から1991年にかけて土壌中のトリクロロエチレンの存在状況や地質を調べるために、検知管法やフィンガープリント法を用いた表層土壌ガス調査を行い(図22)、この結果を参考に14本のオールコアボーリング(図26中の●印)が実施されている。不かく乱土壌を分析した結果、玉ねぎ状に分布する高濃

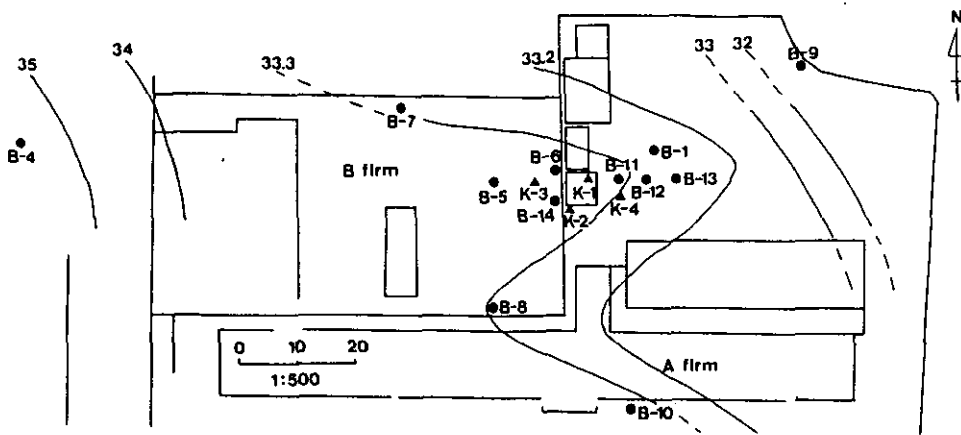


図26 実験に用いた吸引井(▲)と観測井の配置(●)

度のトリクロロエチレン汚染が見いだされ(図3), 汚染は不飽和土壌から地下水帯にまで広がっていることが明らかになった。このように, トリクロロエチレン汚染がかなりの深層部にまで広がっていることから, 不飽和土壌中のトリクロロエチレンは土壌ガス吸引によって, 地下水については揚水除去することとなった。

(b) 吸引井の構造と配置

土壌ガス吸引による汚染土壌浄化は, 当時わが国では本格的な実施例がなく, 吸引井を建設するにも, 掘削法から検討する必要があった。一般に, 土壌コア採取にはロータリーボーリングが使用される。ただ, この掘削では孔壁保護のため泥水を循環使用し, この泥水が土壌空隙をふさぎ, 土壌ガスの吸引に支障を来す恐れがあった。そのため, 最初に建設した吸引井(K-1)は, 不飽和土壌中はエアハンマーにより, 地下水面下はパーカッション掘りとした。K-1井戸の構造は図27に示すとおり, 深さ59.5m, 孔径10cm, スクリーンは土壌ガス吸引で通常用いられている巻き線スクリーン(開孔率18%)とした。この地域の地下水面は, 平均的には地下42m付近にあることから, 地下31mから58.5mにスクリーンを設けた。したがって, 地下水面上11m区間のスクリーンで土壌ガスを抜き取ることになる。地下水面下にもスクリーンを切ったのは, 1本の井戸で二重抽出(土壌ガスと地下水の抽出)ができるよう設計したこと, さらに地下水の汲み上げによる浄化対策が実施できるよう配慮したためである。吸引井と土壌との間には, 充填剤として平均粒径1mmの3号珪砂を詰め, 地下31mから地表面まではセメントミルクで密封した。

この吸引井K-1に加え, 井戸の掘削方法, 井戸孔径, スクリーンや充填剤など, 井戸構造の違いの土壌ガス吸

引に及ぼす影響を調べるために, 吸引井K-2を建設した。K-2は深さ59.5m, 孔径20cmで, 土壌・地下水ともパーカッション掘りとした。スクリーンは一般の揚水井で用いられているスリットスクリーン(開孔率5%), 充填剤もこの地域で普通に用いられている平均粒径5~6mmの砂利を利用した。スクリーンの設置区間はK-1と同じである。

1991年度はこの2本の吸引井を用いて, 土壌ガスの吸引圧と吸引ガス風量, 吸引ガス風量と土壌ガス濃度やトリクロロエチレンの除去率などについて現場実証実験

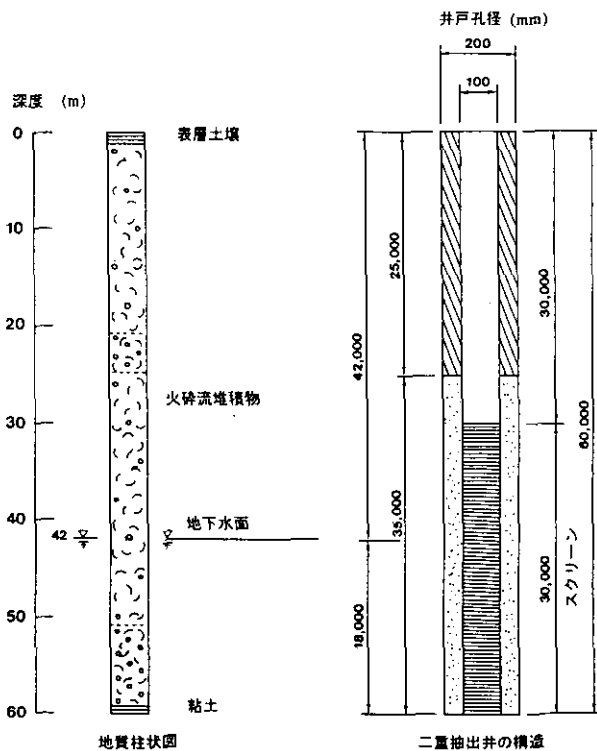


図27 地質柱状図と吸引井の構造

を実施している。この結果を基に、1992年度は吸引井K-3とK-4を建設し(図26)、本格的な浄化対策を始めることとした。新たに建設したK-3とK-4の掘削はパークッション掘りとし、井戸孔径は20 cm、スクリーンには巻き線スクリーンを用いている。

K-1とK-2のほかに、土壌ガス吸引の影響半径を調べるためにB-11, 12, 13, 14の4本の観測井を建設している。これら4本の井戸は土壌コア採取も兼ねているから、掘削はロータリーボーリングとし、孔径5 cmの観測井に仕立てた。深さは50 mで、地下31 m以深に孔式のスクリーンを設けている。図26に示すように、B-11, 12, 13はK-1から東に5 m 間隔、B-14は南西側6.6 m地点に配置した。

吸引井K-1やK-2などから吸引された土壌ガスは、まず気液分離装置に入り、土壌ガスのみ活性炭吸着塔に流入する。この活性炭吸着塔で汚染物質が吸着処理され、清浄な空気が真空ユニットを通過して大気へ放出される。吸引装置については、真空ポンプやブロワーが用いられるが、本実験では過吸引を避けるためブロワーを吸引装置として採用した。吸引圧はブロワーを駆動するモーターの回転数を変えて制御できるが、一般にはブロワーの出力を一定に保ち、大気からの吸引風量を調節して吸引圧を制御することが多い。

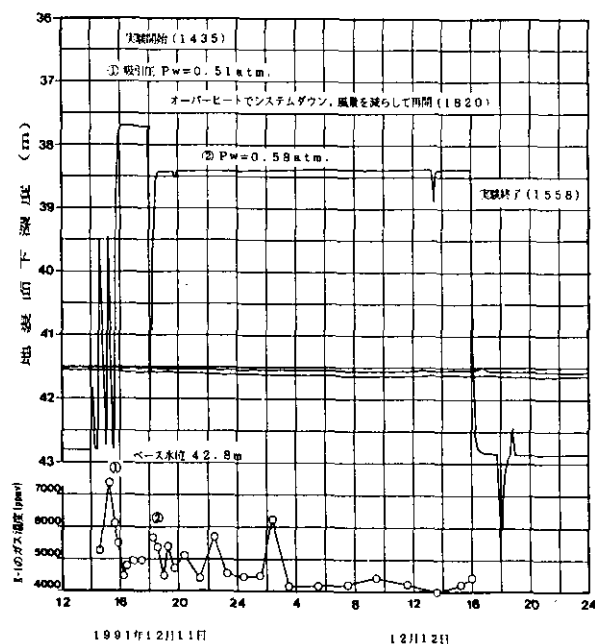


図28 土壌ガス吸引に伴う地下水位と吸引ガス中のトリクロロエチレン濃度の経時変化

(c) 土壌ガス吸引に伴う地下水や土壌ガスの流動

土壌ガスは吸引井内を減圧して抜き取るため、ガス圧力低下に見合った地下水位の上昇が起こる。特に、トリクロロエチレンなどは地下水面付近に溜まりやすいことが指摘されており、この部分が地下水で覆われることは、土壌ガスの流動範囲が狭くなるばかりか、浄化効果をも損なうことになる。その結果、土壌ガス吸引に伴う地下水位の上昇を押さえ、土壌ガスの流動範囲を広く確保するため、地下水の揚水も必要となる。つまり、土壌ガス吸引法による浄化対策では、土壌ガスも地下水も抜き取る二重抽出法が一般に用いられ、地下水の豊富な地域ではかなりの地下水揚水と処理が必要となる。

この土壌ガス吸引圧に対する地下水位の応答特性を吸引井K-1を用いて調べ、結果を図28に実験内容とともに示している。すなわち、実験①では実験開始から数回吸引圧を調整しており、これに応答して地下水位が速やかに上下し、吸引圧を0.51気圧に設定後は地下水位も安定している。このときの地下水位は、実験前のベース水位から5.1m上昇していることも読み取れる。1気圧は水柱にして10 mに相当するから、吸引圧から求まる水位上昇量は4.9 mとなり、ほぼ実際の地下水位上昇量と合致することが分かる。

また、実験①でオーバーヒートによるシステムダウン後は急激に地下水位が低下し、② 0.58気圧で実験再開後には再度上昇する。この時の地下水位上昇量は4.4 m

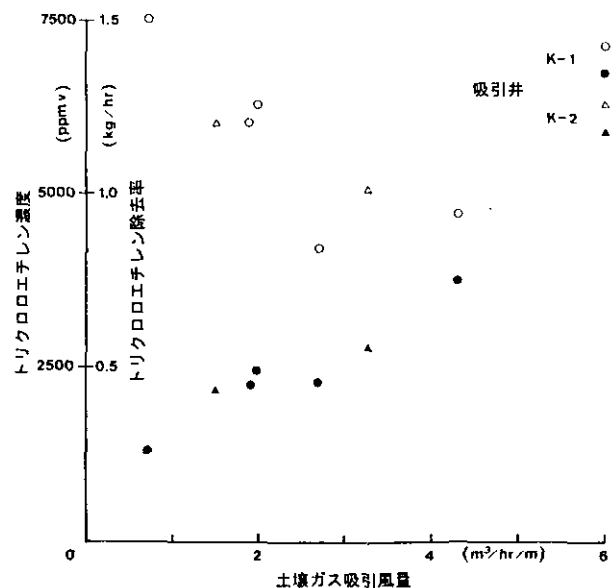


図29 吸引ガス風量とトリクロロエチレン濃度及びトリクロロエチレン除去率の関係

であり、これも吸引圧から算定した 4.2 m とよい対応を示す。このように、土壌ガスを吸引すると、その吸引圧に応じて地下水位が計算通りの上昇量を示すことが分かる。

一方、水や空気などの流体は圧力差に比例して流量が増加する。特に、流れが層流状態にあるときは、流量は圧力差の 3 乗に比例することが知られており、土壌ガスの吸引風量も吸引圧の減少（大気圧との差が大）とともに増加することになる。この土壌ガス吸引圧と吸引風量の関係を K-1 と K-2 を用いて、吸引圧 0.51～0.80 気圧の範囲で調べたところ、いずれも吸引圧の減少に対して、指数関数的に吸引風量の増加することが観測された。さらに、これらの実験中に得られた吸引風量と吸引ガス中のトリクロロエチレン濃度及びトリクロロエチレン除去率の関係を図 29 に示している。吸引ガス中の汚染物質濃度は、汚染源中心と吸引井の位置関係に大きく影響されるが、吸引井 K-1 の結果を見る限り、土壌ガス濃度は (○, △) 吸引風量が増すほど減少し、これとは逆にトリクロロエチレンの除去率（土壌ガス濃度×吸引風量, ●,

▲) にすると、吸引風量の増加するほど大きくなっている。このことは、風量の増加（吸引圧の低下）によって生じる濃度の減少率より、吸引風量の増加率の方が勝っていることを示しており、除去率から見れば、吸引風量を稼ぐほど除去効果が挙がることになる。

(d) 土壌ガス吸引の影響半径

吸引井を減圧すると、井戸から離れるに従って土壌ガスの圧力は高くなり、ある地点で大気圧（1 気圧）に等しくなる。吸引井からこの地点までの距離を影響半径 (R_i) と呼び、1 本の吸引井で土壌浄化のできる範囲の目安となる。実際の土壌中では、吸引井のごく近くでは水平方向に井戸のスクリーンに向かう流れとなり、地表面が建屋やアスファルトなどで被覆されていない裸地状態では地表面からも空気が流れ込む。ただ、こうした土壌ガス流れを忠実に数学モデルで表現することはできない。単純な土壌ガス流れを想定することになるが、ここでは井戸に設けたスクリーンの厚さで水平方向にのみ流れる 2 次元円筒流れを考えると、井戸中心から r の距離にある土壌ガス圧 $P(r)$ は

$$P(r)^2 - P_w^2 = (P_{atm}^2 - P_w^2) \frac{\ln(r/R_w)}{\ln(R/R_w)} \quad (1)$$

井戸から吸引される土壌ガス量 Q は

$$Q = H \frac{\pi k}{\mu} \frac{P_w [1 - (P_{atm}/P_w)^2]}{\ln(R_w/R_i)} \quad (2)$$

で与えられる (Johnson ら、1990)。ここに、

r : 吸引井中心からの距離	$P(r)$: 吸引井から r の距離の土壌ガス圧力
P_w : 吸引井の圧力	R_w : 吸引井の半径
R_i : 影響半径	P_{atm} : 大気圧
H : スクリーンの長さ	μ : 空気の粘性係数
k : 土壌ガスの通気係数 (地下水流れの透水係数に相当)	

土壌ガス圧 $P(r)$ は影響半径、吸引風量 Q は土壌ガスの通気係数と影響半径の関数となっている。また、(1) 式から分かるように吸引井内の圧力とそれ以外の 1 点で土壌ガス圧を測定すれば、吸引圧 P_w に対応する影響半径を見積もることができる。

そこで、本格浄化実施に先立って、影響半径測定のための実験を実施した。実験に用いた吸引井は K-2 であり、0.61 気圧で吸引した時の B-14 と K-3 の土壌ガス圧の時間変化を減圧方向を正に取り、図 30 に示している。土壌ガスの吸引開始は、1992 年 9 月 16 日午前 8 時 55 分であり、吸引井 B-14 は吸引開始 45 分後から、観測井 K-3

では 55 分後から土壌ガス圧が低下し始めている。K-3 では 10 時間後、B-14 では 14 時間後に土壌ガス圧は最も低くなり、その後わずかに増加する傾向にはあるものの、準定常状態にあることが読み取れる。吸引井 K-2 から吸引圧 0.61 気圧で土壌ガスを抜き取ることによって、K-3 では吸引開始前より 0.027 気圧、B-14 では 0.105 気圧の土壌ガス圧の低下が生じている。これらの土壌ガス圧の低下と、K-2 と K-3 の距離 6.8 m 及び K-2 と B-14 の距離 2.82 m を用いて (1) 式からそれぞれの影響半径を計算すると、K-3 で 10.1 m、B-14 で 10.9 m が得られる。吸引井 K-2 からの距離が違っていても、2 地

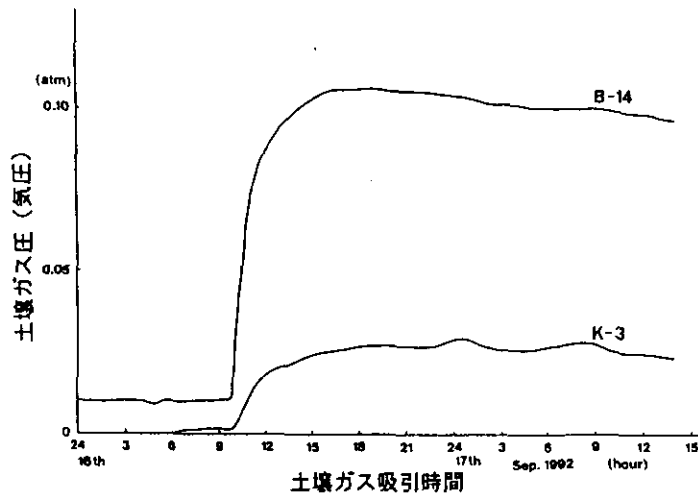


図30 吸引井K-2を用いた土壌ガス吸引に伴う観測井の
土壌ガス圧の低下

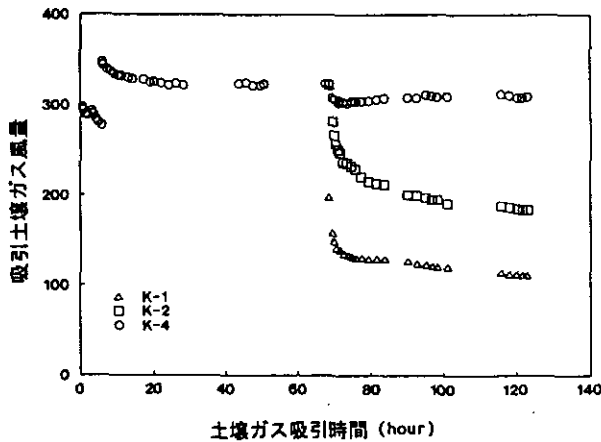


図31 各吸引井における土壌ガス吸引風量の経時変化

点で観測された吸引影響半径はオーダも値そのものもほぼ合致していることから、実験対象地域の土壌ガス吸引影響半径は10mと結論できる。

(e) 土壌ガス吸引風量の経時変化

図31には、K-1、K-2とK-4の吸引ガス風量の時間変化を示している。図示のようにK-4から土壌ガスの吸引を始めている。吸引開始時間は1992年9月13日12時52分であり、吸引圧は0.79気圧である。約8時間後に吸引圧を0.61気圧に下げたため、これに同期して土壌ガスの吸引風量は上昇し、その後減少しながらある値に漸近していることが分かる。吸引井K-1とK-2はK-4吸引開始68時間後から0.61気圧で吸引を始めているが、これらの土壌ガス吸引風量についても吸引開始時が最大で、その後低下の傾向を示しながら、一定値に

近づくことが分かる。これは、土壌ガス吸引によるガス圧は吸引開始から徐々に吸引井外へと伝播し、時間経過とともに吸引井内と吸引井周辺のガス圧の差が小さくなり、ある一定値に近づく。したがって、吸引風量は吸引開始直後に最大となり、その後徐々に減少しながら、準定常状態に達するからである。これらの実験結果から、おおむね2日程度で吸引ガス風量は準定常状態に達すると言える。

この吸引実験では、準定常状態の土壌ガス風量はK-1：110 l/min、K-2：190 l/min、K-4：310 l/minである。吸引井の井戸孔径はK-1：10 cm、K-2とK-4：20 cmであり、井戸孔径の大きいほど吸引風量の増加することが分かる。井戸孔径が2倍になれば、計算上は約15%風量が増加することになるが、観測値は2~3倍となっている。これには土壌ガスの吸引井への流入時に発生する井戸損失などが影響しているとみられる。また、同じ孔径でもK-4ではK-2の1.5倍も吸引風量が得られている。K-2とK-1の距離は5.8 m、K-2とK-4の距離は9.25 mであり、いずれの井戸も影響半径内にあり、同時に3本の井戸で土壌ガスを吸引すれば、互いに影響し合っていることは間違いない。しかし、地下環境中では透水係数一つをとってもオーダで議論するのが普通であり、この程度に不均質であることを考えると、吸引風量190 l/minと310 l/minはむしろよく合致しているとみる方が適切であろう。

ここで、影響半径10 mを用いて吸引風量を見積もってみよう。K-2の揚水実験では透水係数として 7.54×10^{-5} cm/sが得られており、水と空気の動粘性係数の比

より透気係数は透水係数の10倍： $7.54 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ を与え、土壌ガス吸引圧：0.6気圧とすると、(2)式より吸引風量は井戸孔径10cmで603 l/min、井戸孔径20cmで698 l/minと求まる。これらの値は、実測値の約2倍から5.5倍大きくなっているが、これにしてもオーダで議論する地下環境中の流体挙動から考えると、おおむね合致していると結論できる。

(f) 土壌ガス濃度と除去率の経時変化

吸引土壌ガス中の濃度は汚染物質の存在場所と吸引井の位置関係で大きく異なる。汚染源中心に吸引井を建設し、吸引した場合は吸引開始時に土壌ガス濃度は最も高く、その後、周辺の土壌ガスが吸引井に流れ込むに従って、土壌ガス濃度は低下する。また、汚染源中心ではないが、汚染源から影響半径内に建設した場合には、吸引開始から汚染源中心付近の土壌ガスが流れ込むまでの間は、土壌ガス濃度は上昇し、その後低下すると考えられる。このように、土壌ガス吸引開始時には汚染源と吸引井の位置関係によって特徴ある濃度変化を示すと予想されるが、いずれの場合も、土壌ガス吸引による浄化対策が進むにつれて、土壌中の汚染物質濃度や存在状態が変わるから、程度に差はあっても吸引土壌ガス濃度は低下の傾向を示すと考えられる。

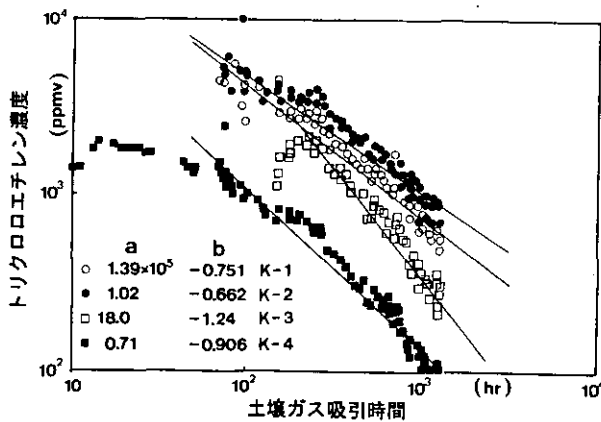


図32 吸引土壌ガス中のトリクロロエチレン濃度の経時変化

図32には、実験開始後1200時間(50日)までの4本の吸引井で得られた土壌ガス中のトリクロロエチレン濃度の経時変化を示している。いずれの吸引井からも吸引初期には数千ppmvのトリクロロエチレンが除去されており、中でも汚染源中心に最も近く建設されたK-2での土

壌ガス濃度が最大で、10000ppmvの値も観測されていることが読み取れる。土壌ガス濃度の経時変化については、K-4井で吸引初期に土壌ガス濃度が上昇することを除いて、いずれの土壌ガス濃度も両対数上で時間に対して直線的に減少していることが分かる。そこで、土壌ガス濃度Cと吸引時間tの関係を指数関数に当てはめ、

$$C = at^b \quad (3)$$

として係数aとbを求め、図32に併記した。

この係数を用いて、例えばK-2について土壌ガス濃度が5000ppmvから500ppmvにまで1桁減少するまでに要する時間を求めると3000時間(124日)、さらに500ppmvから50ppmvにまで減少するには97000時間(4030日)となり、吸引初期に除去効果が高くとも急激に除去効率の悪くなることが理解できる。

つぎに、吸引風量に土壌ガス濃度を乗じて1時間当たりのトリクロロエチレン除去率を求め、この経時変化を図33に示した。吸引風量は吸引初期の2日程度を除いて安定していることから、トリクロロエチレンの除去率は土壌ガス濃度の変化に依存する。したがって、トリクロロエチレンの除去率も土壌ガス濃度の経時変化と同様に時間に対して両対数上で直線的に減少することになる。トリクロロエチレン除去率Rについても

$$R = at^b \quad (4)$$

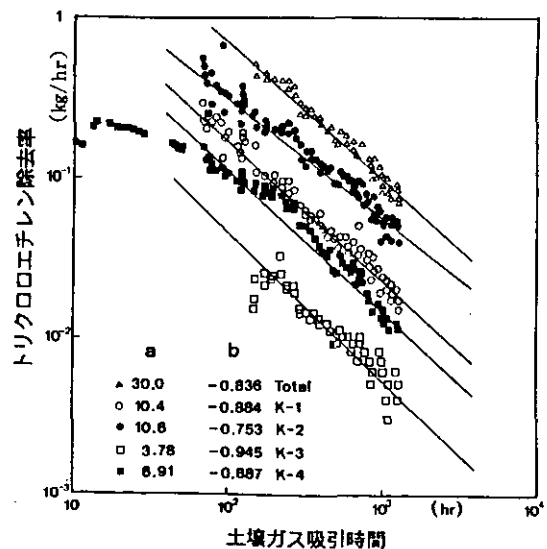


図33 土壌ガス吸引によるトリクロロエチレン除去率の経時変化

として係数 a と b を求め、図中に示している。

(g) 土壌ガス吸引と地下水揚水による除去率の比較

土壌ガス吸引と地下水揚水によるトリクロロエチレン除去率を図34に比較している。土壌ガス吸引はK-1からK-4までの4吸引井の合計値であり、地下水揚水はK-1から0.5 ton/hr、K-4から1.5 ton/hrの計2 ton/hrの揚水で得られた1時間当たりのトリクロロエチレン除去率である。対策の始まった初期には、土壌ガス吸引法では毎時1 kgのトリクロロエチレンが回収されており、確かに効率的な除去技術であることが分かる。

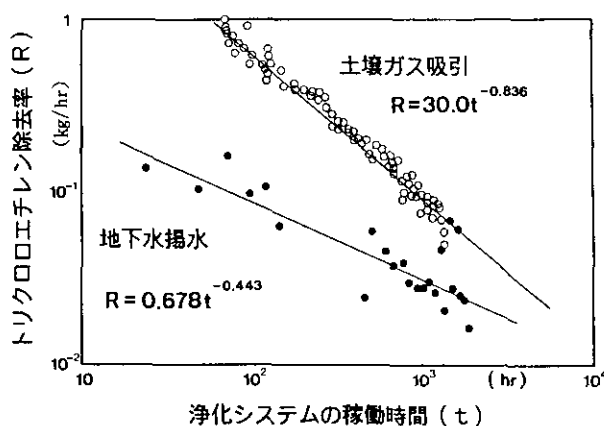


図34 土壌ガス吸引と地下水揚水によるトリクロロエチレン除去率の比較

地下水揚水の除去率を1桁上回っている。ところが図に見るように、いずれの技術も対策が進むにつれて指数関数的に除去率が低下し、時間に対するべき数を比較すると、土壌ガス吸引の除去率低下は地下水揚水の2倍も早い。つまり、浄化対策の進捗に伴い、両者の除去率は逆転することを表している。2本の直線の交差した時間以降では地下水揚水の方が効率的な汚染物質除去技術となる。トリクロロエチレンなどは水には溶けにくいことから、地下水揚水による浄化には時間がかかるが、確実に汚染物質を地下水から除去できるし、長年の揚水で土壌ガスの吸引より多量の汚染物質の回収できる可能性のあることを示唆している。

地下水の揚水量は、処理システムの容量3 ton/hrに制約を受けている。汲み上げた地下水の処理量を増やせば、それだけ除去率も高まり、土壌ガス吸引の除去率と交差する時間も早くなる。このように、浄化対策の進捗とともに、地下での汚染物質濃度や存在状況が変わるか

ら、こうした変化に応じて、より効率的・低コストな技術に切り替えるなどの柔軟な対応も浄化対策には必要となる。

(2) 対策例2

(a) 汚染地域と調査の概要

実験対象地域はドライクリーニング事業場跡地であり、マサ土とシルトが互層した地質構造を持つ。図35にはヘキサ固定法により測定した表層土壌ガス中のテトラクロロエチレン濃度の分布を示しているが、テトラクロロエチレン用ドライ機周辺で14000及び13000 ppmvの高濃度ガスが検出されている。この表層土壌ガス濃度は気相中のテトラクロロエチレン飽和濃度に近く、実験対象地域は表層土壌に液状の汚染物質の溜まっている典型的な浅い土壌汚染現場といえる。

ボーリング結果によれば、土壌中のテトラクロロエチレン濃度はB3の地下2.3 m地点で62000 mg/kgに上り、また同じB3の地下5.5 mでも32000 mg/kgが観測されている(図36)。ここで、A、B、C(1m間隔)などは図35の縦軸を、添数字は縦軸からの距離(m)を表す。B3以外のA3、B33やC11地点では、高濃度部分は地下3 m以浅に集中しており、この結果から、汚染物質は深い地下水中にまで侵入しているものの、大部分は地下3m付近にあるシルト層より上部に溜まっていると判断される。そのため、ガス吸引による土壌浄化は、地下3 mより浅い部分を対象に実施することとした。

(b) 浄化対策井の配置

本実験では浄化対策井として孔径10 cm、深さ10 mの井戸を2本(DW-1とDW-2)と深さ3 mの井戸2本(SW-1とSW-2)を建設した。いずれの対策井もスクリーンには巻き線スクリーンを使用し、深井戸(DW-1とDW-2)については地下4 mから10 mの区間、浅井戸(SW-1とSW-2)については地下1.5 mから3.0 mの区間にスクリーンを設けている。これらの対策井は土壌ガス濃度分布を考慮して、図37のように配置した。また、地下水面は実験期間中を通して地下1.5 m付近にあったことから、4本の井戸ともスクリーンはすべて地下水に埋没しているが、特に、浅井戸のスクリーン位置は土壌ガス吸引によって地下3 m付近のシルト層上にある高濃度汚染土壌を浄化しよう計画したためである。したがって、この対策例でも土壌ガスが流れるよう地下水位の制御が必要となる。

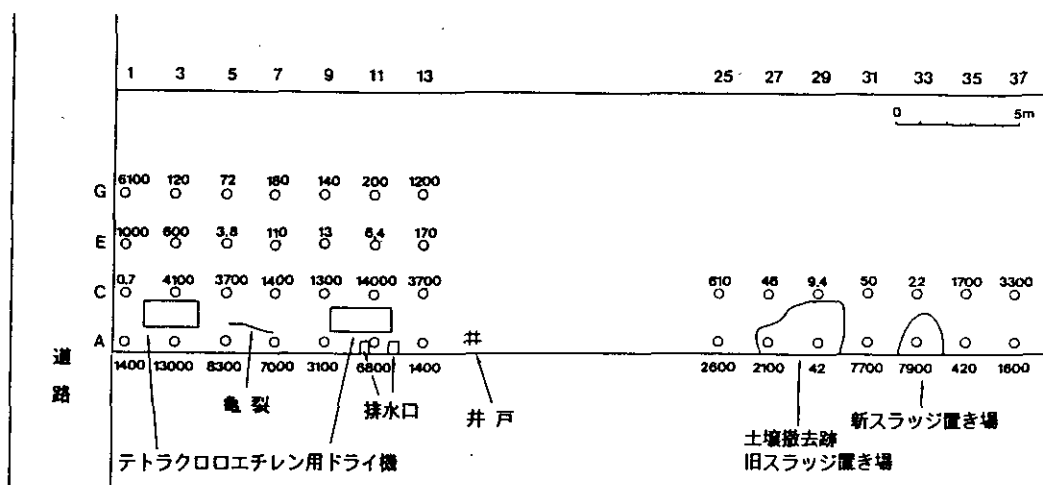


図35 ドライクリーニング跡地で観測された土壤ガス中のテトラクロロエチレン濃度の分布 (ヘキサン固定法)

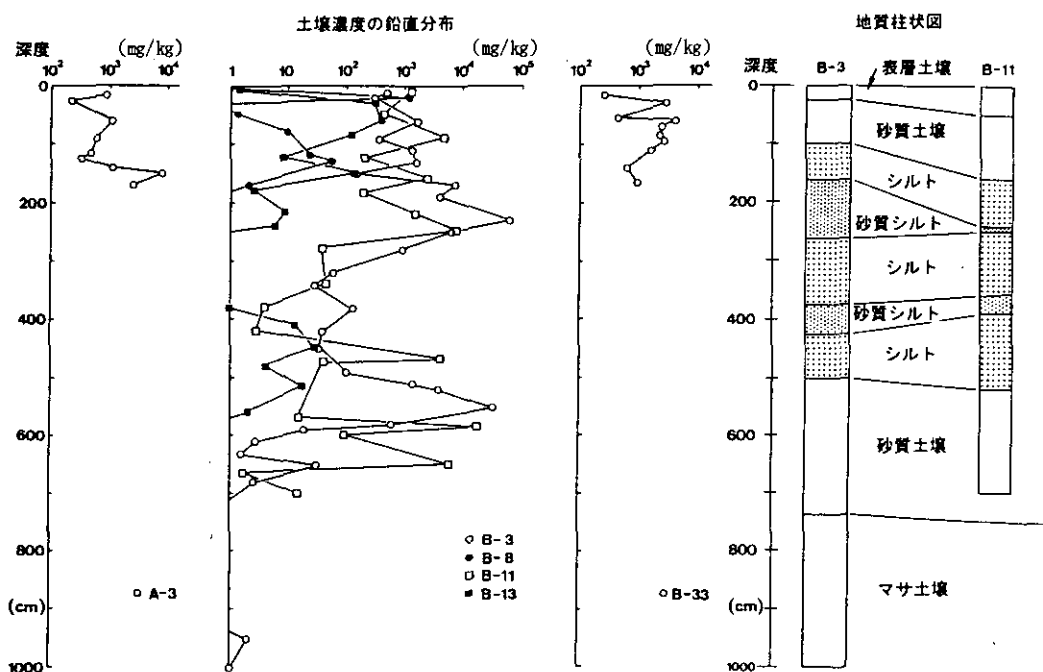


図36 地質柱状図と土壤濃度の鉛直分布

[対策例1] で述べたように、深い土壤汚染であれば、かなり吸引圧を低くしても土壤ガスの吸引はできる。ところが、地下水面が地下2~3mとごく浅い部分にある場合には、吸引圧を低くすれば(大気圧との差が大)、地下水が不飽和土壤部分を満たし土壤ガスの吸引はできない。一方、吸引圧を大気圧に近づければ、土壤ガスは吸引できるが風量は稼げない。また、地表面から空気の流れがあるから、その分影響半径が狭くなり、浄化できる範囲が限定される。雨が降れば、水が地表面付近の土壤孔隙をふさぎ、土壤ガスの流れに影響を与えよう。土壤ガス吸引では、吸引風量が多いほど除去率は高まるか

ら、吸引風量を稼ぐ必要があるが、吸引圧に制限がある。この条件下で吸引風量を増加させるには、大気圧に近い吸引圧で、多くの井戸から土壤ガスを抜き取る必要がある。土壤ガス吸引に伴って地下水面の上昇もあり、この地下水位の制御も必要となる。

そこで4本の対策井に加えて、土壤ガス吸引の影響半径測定や簡易的な土壤ガス吸引用井戸としてMW, No.1, No.2, No.3-1, No.3-2の5本の観測井を設けた。図37に示すように、MWはSW-1から3.0mの位置にあり、SW-1とMWの間に0.5m間隔でNo.1からNo.3-2までの4本の観測井を配置した。深さはMW:2.0m, No.1~

No.3-2:0.5 mである。また、MWには孔径5 cmの塩化ビニルパイプ、No.1からNo.3-2の井戸には孔径5 cmの工事現場足場用鉄パイプを用いた。

この土壤ガス吸引でも、ブローを用いて吸引された土壤ガスは、最初に気液分離タンクに入り、その後活性炭吸着塔で汚染物質が吸着処理され、大気中に放出される。一方、汲み上げた地下水は、多段式ばっ気塔で汚染物質が除去され、排ガスは活性炭吸着処理された後、大気に放出される。

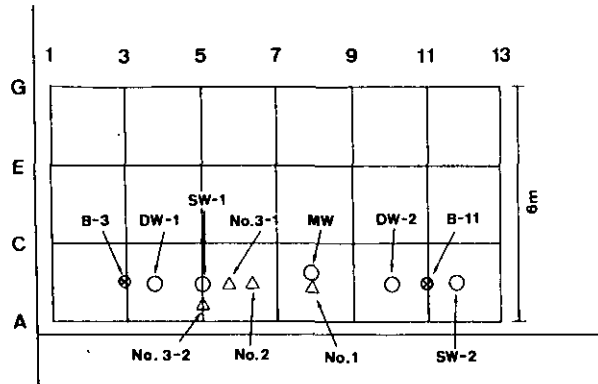


図37 吸引井と観測井の配置

(○:吸引井, △:観測井, ⊗:既設井戸)

(c) 地下水の適正揚水量

この現場では、地下水がごく浅い地下1.5 mにあるため、土壤ガスの吸引圧を大きくは下げることができず、0.85気圧を目安として土壤ガスを抜き取ることにした。これにしても、吸引井内で1.5 mの地下水位の上昇があり、また当初からスクリーンは地下水にあることから、地下水の揚水が必須である。そのため、適正な地下水揚水量を決定するため、DW-1とSW-1を用いて揚水実験を実施した。

予備実験はDW-1を使用して、下部砂礫層からばっ気装置処理能力の最大揚水量3ton/hrで24時間の連続揚水を行った。その結果、SW-1の地下水位はほとんど低下せず、第一砂質層と第二砂質層はシルト層を挟んでほぼ分離していることが分かった。

つぎに、SW-1を使用して土壤ガス吸引時の適正揚水量を決定するための揚水実験を実施した。土壤ガスの吸引圧を0.85気圧に設定し、定常的に1 mのスクリーン区間から土壤ガスが抜き取れるよう地下水揚水量を変化させたところ、0.24 ton/hr (毎分4l)で揚水すれば、地下水位を地下1.5 mから2.5 mに下げることができ、

ほぼスクリーン1 mの区間から土壤ガスを吸引できることが分かった。これより、地下水は昼夜連続して揚水し、土壤ガスについては昼間のみ吸引することとした。ただ、地下水揚水量は昼間の土壤ガス吸引時には0.24 ton/hr、夜間の停止時には0.06 ton/hr (毎分1l)である。

(d) 土壤ガス吸引の影響半径

SW-1から0.87気圧で土壤ガスを吸引したときの観測井No.3-1の土壤ガス圧の低下量から、影響半径を見積もってみる。このとき、No.3-1では0.043気圧の低下が観測されており、SW-1とNo.3-1との距離1 mを使用して、(1)式から影響半径を計算すると1.69 mが得られる。

地質構造や土壤ガス吸引圧は違っているにしても、[対策例1]で述べた深い土壤汚染での影響半径10 mと比較すると、浅い土壤での吸引影響半径は1/5程度とかなり小さい。特に、SW-1のスクリーンの土端は地表から1.5 mの深さにあり、影響半径が1.69 mであることを考えると、間違いなく地表から空気が流入している。このように、浅い土壤からの土壤ガスの吸引では影響半径が小さくなり、さらに吸引圧も低くできない状態では、地下水の汲み上げはもちろん吸引井の配置や浄化システムの稼働方法を工夫する必要がある。

(e) 土壤ガス濃度と除去率

地下水も土壤ガスも抜き取る二重抽出で得られた結果の一部を図38と図39に示している。この実験では、SW-1での土壤ガス吸引圧は0.87気圧、土壤ガス吸引時の地下水揚水量は0.24 ton/hrであり、地下水面はほぼ地下2.5 m付近に保たれている。図38は吸引土壤ガス中のテトラクロロエチレン濃度の経時変化、図39は観測井No.3-1での土壤ガス圧の経時変化を示し、いずれの図にも土壤ガスの吸引風量と降水量を載せている。

吸引された土壤ガス風量について、実験開始時の12月8日12時には2.58 m³/hrであり、わずかに変動はあるが、12月15日12時まで比較的安定している。ところが、それ以降急激に風量が増加し、最高32.1 m³/hrに達している。12月18日から21日まではメンテナンスのため、吸引システムは停止しているが、再開した12月22日11時には吸引風量は依然として30.7 m³/hrの高い値を保ち、その後急激に減少する。

まず12月15日からの風量増加について、これに先立ち12月14日9時に観測井MWを開放している。通常、

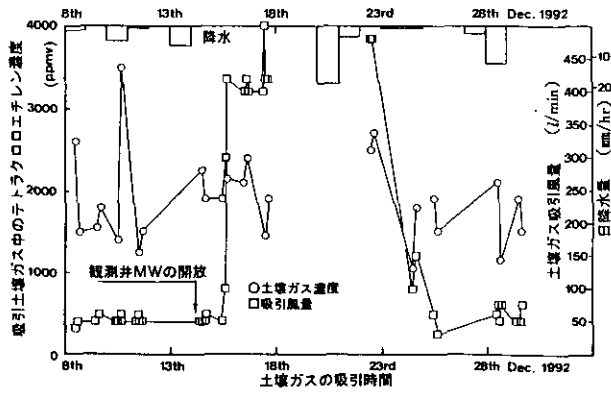


図38 吸引土壌ガス中のテトラクロロエチレン濃度の経時変化

観測井は土壌ガス圧を測定するため、密封状態にあるが、この実験では観測井からの空気流入の吸引風量に与える影響を調べるため、MW井のキャップをはずした。その結果、観測井を開放することによって、約27時間後から吸引風量の増加が認められた。観測井を開放した状態で、観測井の先端部に掌を当てると、その隙間からヒューヒュー音を立てて空気の流入することも確認されている。一方、12月25日には吸引風量は $3.84\text{m}^3/\text{hr}$ にまで減少し、ほぼ一連の実験開始時の風量にまで戻っている。この一因として、降雨による土壌水分の増加が、土壌ガスの流動を妨げていることが考えられる。

各図の上部に日降水量を載せているが、12月20日には日雨量で19mm、21日には3.5mm、28日には12.5mmの雨が降った。風量の増加を始める12月15日には、No.3-1での土壌ガス圧は8mm H₂Oだけ減圧されているのに対して、風量の減少している12月22日には40mm H₂Oも減圧されている。さらに、12月28日に向かって減圧度を増し(図39)、それに伴って吸引風量は減少傾向を示す。つまり、降水によってもたらされた土壌水分の増加が土壌孔隙をふさぎ、土壌中で空気の流動しにくくなった分、土壌ガス圧は減圧されたことを示している。

つぎに、吸引された土壌ガスに含まれるテトラクロロエチレン濃度(図38)は、吸引風量にはあまり影響されず、変動はあるものの実験期間中を通して1050~3500ppmvの値を取っている。したがって、(濃度×吸引風量)で計算される1時間当たりのテトラクロロエチレン除去率は吸引風量とほぼ同位相の時系列を示すことになる。この様子は、図40に示したテトラクロロエチレン除去率と吸引風量の関係により明瞭に認められる。両者に

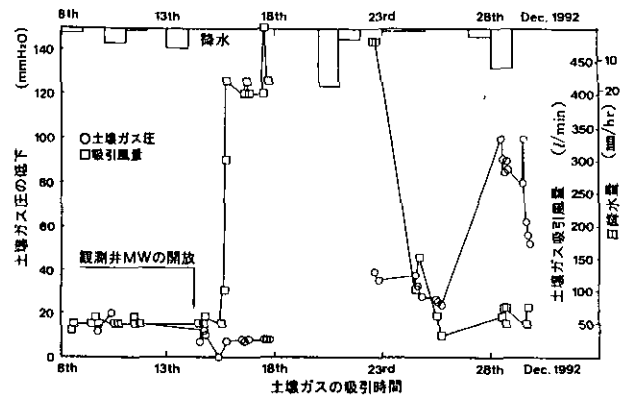


図39 観測井No.3-1で観測された土壌ガス圧の経時変化

は両対数上で直線関係があり、テトラクロロエチレン除去率は吸引風量に対して指数関数的に増加することを示している。[対策例1]で紹介した深い土壌汚染でも汚染物質の除去率は吸引風量の増加するほど高まる結果が得られているが、この対策例では吸引風量が増加しても濃度減少の認められない分、風量の除去率に及ぼす効果がより強調された結果と考えられる。

この対策事例では、12月8日から29日にかけて、101時間の二重抽出を実施した。その間、揚水中のテトラクロロエチレン濃度は当初水飽和濃度の150mg/lであったのが、実験終了時には30~50mg/lにまで減少したのに対して、吸引ガス中のテトラクロロエチレン濃度は変動するものの、1050~3500ppmvの範囲にあった。101時間の対策で除去されたテトラクロロエチレンは、地下

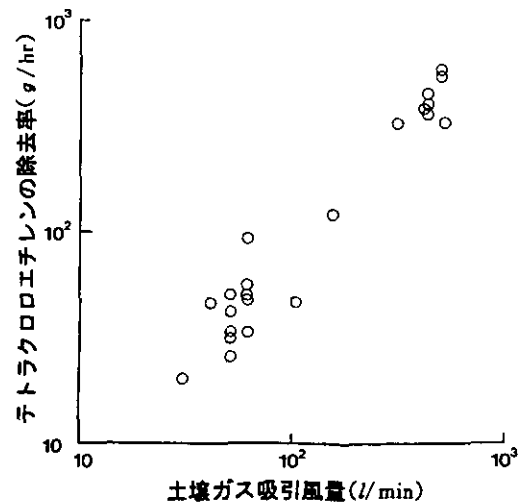


図40 土壌ガス吸引風量とテトラクロロエチレン除去率の関係

水揚水：1.42 kg, 土壌ガス吸引：13.6 kgであり、除去率にすると地下水揚水：0.014 kg/hr, 土壌ガス吸引：0.14 kg/hrとなる。この浄化対策事例でも、対策の初期には土壌ガス吸引による汚染物質の除去率は地下水揚水を1桁上回っている。

(f) 鉄パイプを用いた土壌ガスの吸引

浅い土壌汚染を土壌ガス吸引法で浄化する場合、大きくは吸引圧が下げられないこと、さらに影響半径が小さくなることから、効率よく浄化対策を実施するにはかなりの数の吸引井を建設する必要がある。ただ、SW-1やSW-2のような本格的な吸引井を建設するには経費負担が大きくなる。ところが、地下1~2 m程度であれば人力でも鉄パイプなどを打ち込むことができる。そこで、観測井No.3-1とNo.3-2を用いて土壌ガスの吸引実験を実施した。鉄パイプNo.3-1とNo.3-2(孔径5cm)は打ち込みやすいよう先端を斜めに切っているが、土壌ガス吸引のためのスクリーンや小孔は全く設けていない。

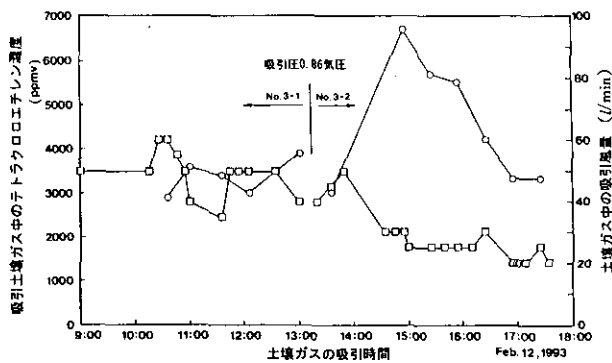


図41 鉄パイプを用いた土壌ガスの吸引

図41は、鉄パイプNo.3-1とNo.3-2の吸引ガス風量とガス濃度の経時変化を示している。1993年2月12日9時から13時50分まではNo.3-1、14時25分から17時25分まではNo.3-2を用いた土壌ガス吸引結果である。この実験では、いずれの吸引圧も0.86気圧に設定し、地下水位をSW-1で地下2.5 mに維持するよう0.24 ton/hrで揚水を行っている。図に見るように、No.3-1では吸引風量として平均2.89 m³/hr, No.3-2ではNo.3-1より少ないが平均1.45 m³/hrの値が得られている。これらの吸引風量は、SW-1を用いた吸引実験で、1992年12月8日から土壌ガス吸引風量の急増する12月15日までの平均吸引風量3.25 m³/hrと比べても全くそん色がない。

さらに、土壌ガス濃度については、No.3-1で平均3300 ppmv, No.3-2で4780 ppmvとなっており、SW-1の12月8日から15日までの平均濃度1930 ppmvよりむしろ大きな値を取っている。いずれの吸引実験も数時間と短い、テトラクロロエチレンの除去率にすると、No.3-1で70.7 g/hr, No.3-2で51.3 g/hrとなり、SW-1における除去率46.5 g/hrより大きく、土壌ガス濃度の高まっている効果が現れている。このように、浅い土壌汚染で土壌ガス吸引だけを対象とするのであれば、簡単な鉄パイプを用いても本格的な吸引井とあまり変わらない浄化効果のあることが明らかになった。

(3) 対策例3

(a) 汚染地域と調査の概要

この実験対象地域では、水道水原水から検出された揮発性有機塩素化合物の汚染源を特定するため、フィンガープリント法を用いて概況調査と汚染源事業場内で詳細調査を実施している。結果の一部は、事業場内の詳細調査として図23に示したとおりである。また、土壌ガス調査結果を参考にボーリングを行い、事業場内の地下7 mの粘土層でトリクロロエチレン濃度：64 mg/kg, cis-1,2-ジクロロエチレン濃度：39 mg/kgの土壌汚染が判明している。

こうした土壌・地下水汚染を修復するに当たって、汚染物質の侵入地点を特定するため、3回目の土壌ガス調査を携帯用ガスクロを用いて実施した。67地点での調査結果から、さらに高濃度の土壌ガスが2つの工場建屋間の通路から検出された。図42は調査した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-ジクロロエチレンと1,2-ジクロロエタンの5物質合計濃度の等値線であるが、2工場の中央部から両側に広がり、最高濃度はトリクロロエチレンで93 ppmv, cis-1,2-ジクロロエチレンで430 ppmvであった。この地域の汚染の特徴は、cis-1,2-ジクロロエチレンがトリクロロエチレンを上回る濃度で検出されることであり、地下水濃度についてもトリクロロエチレンよりcis-1,2-ジクロロエチレン濃度が方が高い場合が多い。

さらに、土壌汚染の3次元分布を把握するため、最高濃度地点とその両側に3 m間隔でボーリングを行った。地質断面図と土壌濃度を図43に示しているが、浄化対象地域は地表に約2mの厚さの埋設土、その下位8 mまでは粘土層と砂礫層が3層ずつほぼ水平に分布する地質構

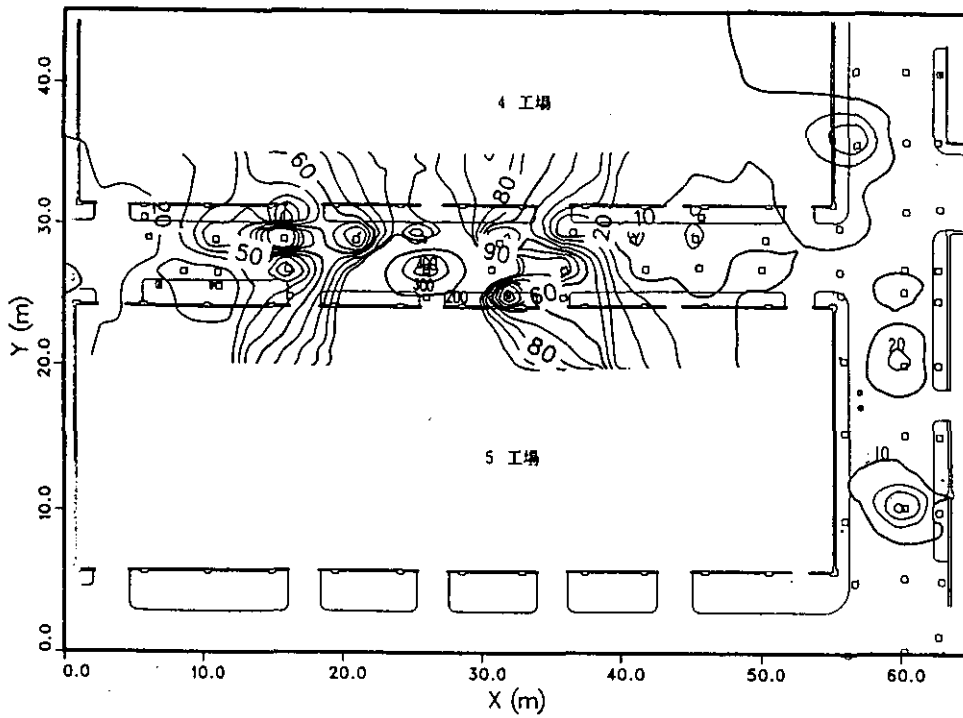


図42 土壌ガス濃度の分布（5物質合計濃度）

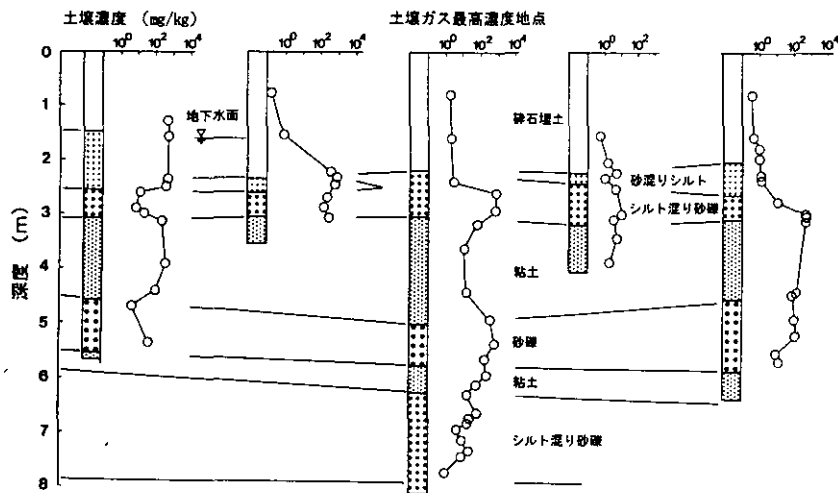


図43 地質断面図と土壌濃度の分布（4物質合計濃度）

造を有している。1,1,1-トリクロロエタンはほとんど検出されないため、土壌濃度はこれを除く4物質合計値であるが、土壌ガス最高濃度地点の地下3mの砂礫層から700mg/kgの土壌汚染が確認された。この大部分はトリクロロエチレンであり、濃度は670mg/kgであった。地下5~6mの第2砂礫層からも500mg/kgを超える土壌汚染が見つかるが、第1砂礫層にたまっている汚染物質から順に土壌ガス吸引法を用いて浄化する

ることとなった。

(b) 吸引井とウエルポイントの配置

土壌ガスや土壌濃度が最も高かったボーリング孔を吸引井に仕上げ、その両側に3m間隔で並んだボーリング孔は土壌ガス圧測定用の観測井に用いることとした。吸引井の孔径は50mm、土壌ガス吸引のためのスクリーンは地下1.4m~3.4mの区間に設けているが、下部の0.4mは粘土層に貫入しているため、有効スクリーン長

は1.6 mである。

この浄化実験は、地下3 m付近に滞留する汚染物質を対象にしているが、地下水面が地下1.5 mにあるため、地下水を十分に揚水し、粘土層上面を露出させる必要があった。そこで、本実験では地下水が浅いことから、ウエルポイントを打ち込み、地下水を汲み上げるようになった。

ウエルポイントは工事現場でしばしば用いられており、スクリーンを備えた井戸やパイプを地中に打ち込み、井戸や配管内を真空ポンプで減圧して地下水を汲み上げる技術である。このように減圧して揚水するため、揚程が限られる。完全真空にしても、水の立ち上げは10 mであり、実際の汲み上げ時には井戸や配管パイプの摩擦損失、配管継ぎ手や曲がりの損失があって、最大の揚水深度は6~7 m程度と考えられる。ただ、多くの井戸を配管パイプでつなぎ、多地点から地下水の揚水できる点で優れており、特に浅い地下水の揚水に適する手法である。この現場では、2工場の間平行に合計21本のウエルポイントを2 m間隔で配置した。ウエルポイントで汲み上げた地下水と吸引装置からの排水は充填塔ばっ気装置で処理し、吸引土壤ガスや排ガスは活性炭吸着装置で処理されている。

(c) 汚染物質の除去量

この浄化対策事例でも、時間経過とともに土壤ガス濃度や地下水濃度は指数関数的に減少することが観測されており、この浄化特性は図44に示した汚染物質の日除去量に見ることができる。すなわち、土壤ガス吸引による1日当たりの除去量は、対策直後には4~5 kgであったのが、40日後には約0.25 kgまでに低下している。

土壤ガスの吸引と地下水の揚水によって、2ヶ月間の対策でトリクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレンと1,2-ジクロロエタン3物質合計で58.9 kgの汚染物質が回収された。そのうち、土壤ガス吸引で54.6 kg (92.6%)、地下水揚水で4.35 kg (7.4%)が除去されており、この対策事例でも土壤ガス吸引は地下水揚水の10倍以上効率的であることを示している。また、除去された各成分の内訳はトリクロロエチレン:50.6 kg (85.8%)、cis-1,2-ジクロロエチレン:7.77 kg (13.2%)、1,2-ジクロロエタン:0.57kg (1%)であった。

(d) 浄化効果の確認

浄化対策の効果を確認する方法として、対策後にボーリングを実施し、土壤や地下水を採取・分析することが

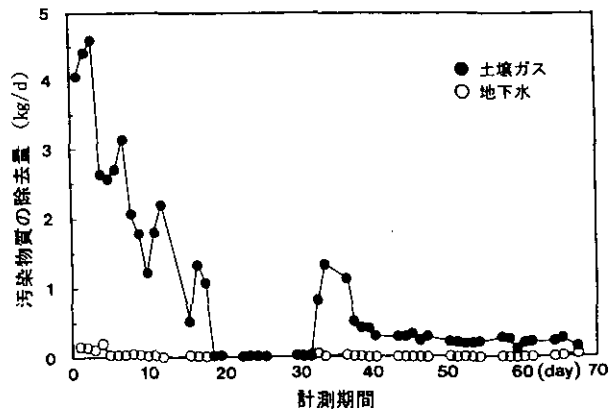


図44 土壤ガス吸引と地下水揚水による汚染物質除去量の経時変化

考えられる。ただ、これにしても全く同じ位置ではボーリングはできないし、対策前のボーリング位置のごく近くで実施しても、対策前の濃度とは直接比較できない。土壤濃度の空間的分布の変化から評価するには、ボーリング経費がかさむ。そこで、この浄化実験では対策後に土壤ガス濃度を再度調査し、土壤ガス濃度のパターン変化から浄化対策の効果を評価することにした。

浄化対策後に携帯用ガスクロで分析した5成分合計の土壤ガス濃度の分布を見ると、対策前に吸引井近くにあった最高濃度519 ppmvは32 ppmvにまで低減し、全体的にも高濃度汚染分布は解消されていた。そこで、各地点の浄化率を

浄化率 = (浄化前濃度 - 浄化後濃度) / 浄化前濃度
で評価し、吸引井からの距離に対して図45に示した。

一般に、吸引井の近くでは土壤ガスは十分に流れるから浄化効果も大きく、吸引井から遠ざかるに従って浄化効果は低下する。図45にはこの傾向が認められるものの、吸引井から25m程度離れていても90%以上の浄化効率を示す地点がある。この土壤ガス吸引実験では、0.28気圧の吸引圧で、土壤ガスの影響半径として10~20mの値が得られており、影響半径の広いことが浄化効果に寄与したと考えられる。

一方、浄化前濃度に対する浄化効果をみると、浄化前濃度が20 ppmv以上の地点では90%以上汚染物質が除去されているが、浄化前濃度が10 ppmv程度であれば、浄化率が10%から90%以上までかなりの広範囲に分布している。これには吸引井からの距離も影響していると思われるが、土壤の微細構造の中にまで侵入した低濃度の汚染物質の除去は、土壤ガス吸引法でもかなり難し

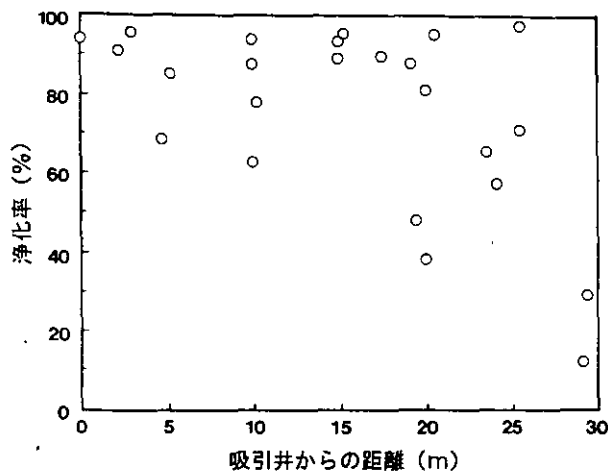


図45 吸引井からの距離と浄化率の変化

いことを示唆している。

(e) ウェルポイントの効果

ここで、なぜ吸引井から離れていても土壌ガス吸引効果があったのか考えてみよう。(d)で述べたように影響半径が大きいことに由来するが、一般に浅い土壌での土壌ガス吸引では、地表面から空気が流入し、影響半径は小さくなる。[対策例2]で紹介した地下2m付近から吸引した事例では、地表面の被覆条件に違いはあるが影響半径は2m以下である。ところが、この汚染現場では地表面は被覆されてはいるが、影響半径は10m以上となっており、これにはウェルポイントによる地下水揚水が大きく影響していると考えられる。

ウェルポイント法では、井戸内を減圧して地下水を汲み上げる。減圧することから、地下水の揚程に6~7mという制限はあるが、水中ポンプではないから地下水があれば地下水を、地下水面が低下し、スクリーンが露出すれば土壌ガスを吸い込むことになる。つまり、特別な制御なくして、地下水と土壌ガスのいずれをも抜き取っており、この効果が影響半径に現れ、吸引井からかなり離れていても浄化効率が高まった最大の要因と考えられる。特に、地下水位の制御は土壌ガス吸引法による土壌浄化の効率を左右する重要な項目であり、最も神経を遣う作業である。その制御が自動的に成されることは、作業効率が上がるばかりか、経費の節約につながる。ただ、地下水の揚程に制限があることから、ウェルポイント法による土壌や地下水の浄化は浅い部分に限られる。

2.3.3 浄化対策技術の特性と適性

地表面のすぐ下に高濃度の土壌汚染が見つかることが

ある。こうした場合、汚染土壌の除去は浄化対策として最初に検討される技術であろう。気体・液体・固体間に分配された汚染物質を同時に除去できる技術でもある。図4には汚染土壌除去前後の地下水濃度の鉛直分布、図13には汚染土壌除去後の地下水濃度の推移を示しているが、確かに汚染土壌を除去すると濃度は1~2桁低下し、地下水質は急速に回復する。ただ、地下水にまで侵入した汚染物質まで除去できないから、その後も継続して地下水の揚水が必要となる。一方、トリクロロエチレンなどは地下数十mといった深い土壌や帯水層にまで侵入することがあり、こうした深層の土壌や地下水面下の土壌を除去することは、技術的に可能ではあっても、多額の経費がかかり実効が挙げられない。しかも、除去した土壌は適切に処理しなければならない。熱をかけ揮発性物質を気化させる、積み上げ土壌ガスを抜き取るなどであるが、もともと燃えにくい物質であり、分解されずに大気中に放出される可能性もある。大気汚染を防ぐためには、気化した揮発性有機塩素化合物を活性炭などを用いて回収する必要もある。汚染土壌掘削時に高濃度ガスを放出する可能性もあり、適切な作業環境を保ち、周辺大気を汚染しないためにも、十分な監視が必要となる。

土壌ガスの吸引は、揮発性の有機塩素化合物を取り除くに有効な技術である。浅い土壌汚染にも、深い土壌汚染にも適用でき、原位置で汚染物質を除去できる点で優れている。特に、浅い土壌汚染ではウェルポイント法によって、不飽和土壌も地下水も同時に修復できる。ただ、土壌ガスの吸引は基本的には不飽和土壌を対象とした技術であり、地下水から汚染物質を除去するには帯水層に空気を吹き込むか地下水の汲み上げが必要となる。また、土壌ガス吸引法では減圧に伴い地下水位が上昇するため、地下水も揚水する二重抽出が行われる。汚染物質の除去率を比較すると、浄化対策実施の初期には土壌ガス吸引は地下水揚水より1桁大きく、効率的であるが、浄化対策が進むにつれて両者の除去率は逆転する。つまり、土壌・地下水中に多様な形で存在する汚染物質を1つの技術で浄化することは難しく、浄化対策進捗の程度に合わせて適切な技術に切り替えたり、組み合わせて用いる必要がある。

このようにみると、汚染された地下水の浄化は地下水の汲み上げに頼らざるを得ないのが現状である。トリクロロエチレンなどは水には溶けにくいことから、地下水の揚水によって地下水中の汚染物質の寿命を1/10にまで

縮めるには、揚水量を千倍にまで高める必要のあることも指摘されている。地下水揚水による汚染の浄化には時間がかかるが、確実に汚染物質を除去できるし、長年の揚水で汚染土壌の除去や土壌ガスの吸引より多量の汚染物質を回収できる可能性もある。汚染土壌除去後に継続して地下水を汲み上げ、十数トンのトリクロロエチレンを回収して、水道水質基準近くまで修復した対策例もある。何より地下水汚染が問題にされており、現状では地下水の揚水は欠くことのできない基本的な浄化技術である。

これらの物理的な汚染物質除去技術は、その手法に違いはあっても、汚染物質を気化させ回収している。揮発性物質の回収技術として理にかなっていても、最終的には活性炭や活性炭から着脱した水溶液や液体を焼却処分することになる。土壌ガス吸引法にしても、土壌の微細構造にまで侵入した汚染物質を取り除くことは難しく、浄化に物理的な限界のあることも事実である。これに対して微生物分解は原位置で汚染物質を炭酸ガスにまで無害化できる可能性がある。用いる微生物そのものや分解生成物の安全性に留意する必要があるが、物理的な除去対策を行った後の最終段階の浄化技術として期待される。水飽和溶解度のテトラクロロエチレンを分解する微生物も見つかっており、こうした微生物を土壌・地下水中で活性化できれば、初期段階の浄化対策に利用できる可能性もある。

2.4 地下水汚染浄化手順に関する研究

2.4.1 浄化対策の手順

浄化対策は発見された汚染に対して、汚染の実態把握や被害防止対策を行った上で、①浄化対策の必要性を判断し、対策実施の場合には、②汚染物質の地下での存在状況を的確に把握した後に、③適切な浄化技術を選定することになる(図46)。この手順に従って、適切な調査や効率よい浄化技術を組み合わせて実施することが重要であり、浄化効果を挙げるには綿密な浄化計画をたてる必要がある。

浄化対策の必要性と緊急性は、地下水の利用状況と汚染の将来動向によって大きく異なる。地下水汚染の動向は、汚染帯水層の確定、汚染の程度や規模、地下での汚染物質の存在状況などから判断される。汚染された帯水層を特定するには、周辺地下水質調査や地質調査を行うが、揚水を目的とした井戸は複数の帯水層にスクリーンを設けており、汚染物質が検出されても、どの帯水層が汚染されているのか分からないことが多い。また、汚染帯水層が特定できても、一過性の汚染か継続性のある汚染か不明である。さらに、地下水汚染はどのような段階、すなわち地下水汚染が始まった状態か、終息に向かっているのか、これを見極めるには地下水質の経時変化と空間的な汚染の広がりを知る必要がある。地下での汚染物質の存在状況や汚染の3次元構造を調べるには汚染源を特定し、ボーリング調査も必要となる。こうした詳細

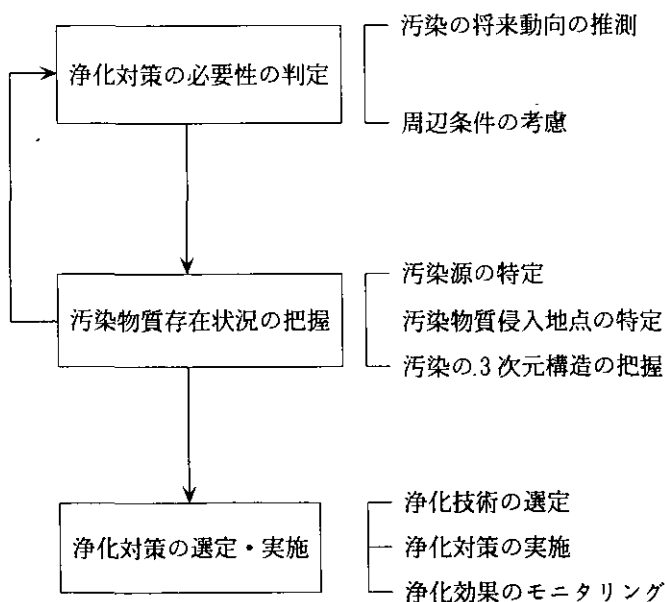


図46 土壌・地下水汚染浄化対策の手順

な調査結果から、地下水汚染の将来動向が判断されるが、これは容易ではない。そのため、わが国では何らかの浄化対策実施を前提に調査を進めることが多い。もちろん、水道水源を地下水に依存し、代替水源の確保が難しい場合には、緊急に浄化対策を実施する必要がある。ところが、地下水を飲料水には使用せず、汚染が終息に向かっていると考えられる場合には、自然の浄化機能にまかせて浄化対策を実施しないと判断もあり得る。

土壌・地下水から効率よく汚染物質を除去するには、できるだけ汚染源近くで実施する必要がある。地下水揚水や土壌ガス吸引法を用いるにしても、影響半径外で対策を行っては濃度の低い地下水や土壌ガスを除去するばかりで、対策は遅々として進まない。1mg/lの地下水より、10mg/lの地下水を揚水した方が10倍効果的でもある。そのためには、地下での汚染物質の存在状況を正確に把握する必要がある。すなわち、地下水質調査や土壌ガス調査から汚染の可能性のある地域を絞り込み、汚染物質が検出された地域では、汚染物質の侵入地点特定のための詳細調査を実施する。高濃度土壌ガス地点では汚染物質が侵入した可能性が高く、ボーリング調査を行って、汚染の鉛直分布や汚染の3次元構造を把握する。

これら一連の汚染調査で明らかになった汚染物質の存在状況に応じて浄化技術を選定することになるが、汚染の規模や汚染の深さなどによって用いる技術が異なる。帯水層の深さも地域によって大きく違い、汚染物質の存在形態もさまざまであるが、あらゆる汚染に有効な浄化技術はない。また、対策の初期段階から最終段階まで1つの技術で浄化することは難しく、対策の進捗に合わせて、より低コストな技術に切り替える柔軟な対応も求められる。対策実施中はもちろんのこと、事後モニタリングも行って浄化効果を調べ、必要であれば浄化技術を見直して改めて浄化対策を実施する。

2.4.2 調査と浄化対策のバランス

浄化対策には多額の経費がかかるため、効率よく実施する必要がある。限られた資金をいかに配分するかが、浄化計画を策定する上で最も重要な問題となる。汚染源での調査では、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレン濃度で10万 mg/kg を超える土壌濃度が検出されており、ほとんどの事例で100 mg/kg 以上の土壌汚染がみられる。地下水濃度も、水飽和溶解度かこれを上回る汚染の見つかることもある。こうした高濃度地点で浄化

対策を実施すれば、効率的に地下から汚染物質を除去することができる。ところが、トリクロロエチレンなどはあまり横方向には広がらず浸透するため、高濃度の汚染範囲は限られている。土壌濃度10 mg/kg でみると、汚染物質が1 m 浸透すると1 m 程度広がるにすぎず、汚染源中心からわずかに外れると高濃度地点は検出できないことになる。

高濃度部分を特定するには、汚染物質の侵入地点を絞り込む必要がある。汚染源事業場内などで詳細な土壌ガス調査を実施し、高濃度土壌ガス地点を探索することになるが、地中深くまで浸透するトリクロロエチレンなどは表層の土壌ガスだけでは把握することは難しく、ボーリングを実施し汚染の鉛直分布を調べなければならない。高濃度地点を探したい、これはだれしもが願うことではあるが、そのためは、次から次へとボーリング地点を増やすことになる。経費が許せばボーリングの本数が多いほど、地質構造や汚染物質の存在状況が明らかになり、汚染物質存在量の見積精度も上がる。対策の事前調査は不可欠であり、おざなりな調査で浄化対策を始めると、汚染を助長することにもなりかねない。ところが、汚染の大部分は過去の行為によるものであり、汚染物質の侵入地点や侵入量についてはほとんど情報がない。こうした状況では、ボーリング本数を増やしても実効は挙げられない。土壌、地下水と土壌ガスに分配された汚染物質は、それぞれの媒体間で相関があると考えられ、これら入手可能な資料と限られたボーリング資料から汚染物質の存在状況や汚染の程度を判断し、対策実施の可能性や浄化対策技術の選定など、実施可能な範囲で土壌・地下水浄化の方策を検討することが重要である。汚染の3次元分布を把握するには少なくとも1本のボーリング調査は必要であるが、汚染物質の侵入場所が特定されている場合には、ボーリング本数を多くする必要はないと考えられる。

一方、地下水流れの調査は、汚染源を特定し、汚染の動向を調べるために必要であるが、もともと目に見えない地下での現象であり、流れも遅いため正確に捕えることは難しい。1本の井戸でも流向・流速を測定することはできるが、井戸内での観測は周辺流れを反映していないとの指摘もあり、全体的な地下水の流れを把握するには多くの地点で観測する必要がある。浄化対策の目的は地下から汚染物質を除去することであり、既存資料や地下水位の測定などによって、だいたいの地下水流れを知

るだけでもよい。

地質構造は汚染物質の存在する主体であり、地下水流れは汚染物質の運搬を担っており、これらの詳細調査は浄化対策実施に不可欠な要素である。事前調査は対策の効果を左右することは間違いないが、経費に限りのあることも事実であり、浄化作業とのバランスをどのように設定するのか、浄化計画を策定する上で難しい問題の一つである。

2.4.3 浄化対策実施上の問題点

浄化対策の中では調査についても一応の計画は立てられるが、計画通りに進むとは限らない。土壌ガス調査にしても、汚染源事業場内での詳細調査では当初予想もされなかった場所から高濃度ガスが検出されることもあり、こうした場合、計画を練り直し、改めて調査地点を選定する必要がある。ボーリング調査では、計画通りの地点で実施した方が作業効率は挙がる。ただ、不均質な地下空間の中で汚染物質はさまざまな形で存在しており、実際に土壌試料を分析しないと、正確な存在形態の把握は難しい。そのため、最初のボーリングは土壌ガス濃度の高い地点で実施するにしても、この結果を踏まえて次のボーリング地点を見直し、必要とあれば順次ボーリングを実施することが望まれる。定めた計画にこだわって調査を実施すると、一応の調査結果は得られても、調査本来の目的を達成することはできない。

土壌、地下水と土壌ガスそれぞれについて、さまざまな特徴ある調査手法が開発されており、調査の目的や対策の段階に応じて、適切な手法を用いる必要がある。しかし、一つの手法で汚染が検出されないからといって、汚染がないと判断できないことがある。例えば、汚染源事業場では高濃度土壌汚染や汚染物質侵入地点を特定するため、簡便で迅速な検知管法を用いて詳細調査を実施することが一般的である。ところが、地表面が裸地であったり、汚染物質が粘土層の下に溜まっている場合には、感度の低い手法では汚染は検出されない。このように、簡便であるからといって画一的な技術では汚染状況に対して誤った判断を下すことがあり、低感度の手法で汚染の検出されなかった場合には感度の高い方法で改めて汚染の有無を確認することが望まれる。

さらに、地下水揚水や土壌ガス吸引法で汚染物質を除去する場合、1本の井戸で浄化できる範囲は抜き取る地下水や土壌ガス量と地質条件で決まる。そのため、あら

かじめ浄化範囲を見積もっておき、高濃度汚染がすべてカバーできるよう、適切に対策井を配置する必要がある。土壌ガスの吸引では吸引圧を低くするほど（大気圧との差が大）、地下水の揚水では揚水量を増やすほど、浄化範囲は広くなり、汚染物質の除去量は増加すると考えられる。しかし、土壌は不均質であり、土壌ガスや地下水の流れやすい部分と流れにくい部分が共存している。こうした地下空間で強引に地下水や土壌ガスを抜き取ると、土壌ガスや地下水は空気みちと水みちだけを通して抽出される可能性があり、計算通りの範囲が修復できるとは限らない。複数の対策井を設置する場合には、すべての対策井から同時に抽出するのではなく、稼働する井戸と停止する井戸を計画的に変え、空気みちや水みちの形成を防ぐ必要がある。

土壌ガス吸引法で表層土壌を浄化する場合、影響半径を大きく保ち、抽出ガス濃度の低下を招かないよう、地表面からの空気流入を防ぐ対策が取られることが多い。ところが、高濃度の汚染物質が溜まっている状態では、地表面からの空気流入によって吸引風量は増えても、濃度は低下しない場合がある。こうした事例では、むしろ空気の流入を促進した方が除去率は高まる。一方、地表面が被覆されていたり、粘土やシルトなどを対象とするときは、土壌ガスの流れをよくするために、地表面からの空気流入が必要な場合もある。こうした浄化システムの運転条件は十分な試運転を行って決める必要がある。

汚染物質を除去する技術では、取り出した汚染物質を適正に処理することが重要であり、不適切な処理は二次汚染を招くことがある。トリクロロエチレンなどの揮発性物質の浄化では、揚水した地下水をばっ気処理する場合も、吸引した土壌ガスを処理し大気中に放出する場合も、大気環境指針（トリクロロエチレン：47 ppbv（25℃）、テトラクロロエチレン：34 ppbv（℃））を遵守することが望ましい。汚染土壌除去対策でも同様であるが、掘削時に高濃度の汚染物質を放出する恐れがあり、適切な作業環境を保ち周辺大気を汚染しないよう、汚染物質の拡散を防ぐ措置が必要となる場合がある。

2.4.4 浄化目標

トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどは、水道水質基準や排出管理目標が設定されており、水質環境基準の対象物質でもある。これらの基準値は浄化対策の一応の目安とはなるが、問題は極めて高濃度な物質が

地下に溜まっていることである。表2にまとめたように、地下水からトリクロエチレンで数百 mg/l, テトラクロエチレンで飽和溶解度 150 mg/l を超える汚染の見つかることもある。地下水濃度が数 mg/l 程度の汚染でも、汚染に継続性のある事例では地下のどこかに原液状の物質が溜まっていると見て間違いはない。つまり、汚染源中心付近では水道水質基準の1万倍の汚染を浄化することになり、これは99.99%の汚染物質を地下水から除去することを意味している。汚染土壌の除去で90~99%、土壌ガス吸引法でも吸引井の近くで90%の汚染物質の除去されることが分かっているが、これらの除去技術で99.99%の浄化目標をクリアするには気の遠くなるほどの時間がかかり、かなりの経費負担になることは確実である。確かに、長年の地下水揚水によって10数トンのトリクロエチレンを回収して水道水質基準近くまで浄化した事例はあるが、すべての汚染地でこうした浄化対策を実施することは不可能であろう。

土壌汚染についても同じような状況にある。土壌と水の分配を考えると、土壌の有機物含量にも影響されるが、土壌に接する水の汚染物質濃度は土壌濃度の1/10程度である。土壌から溶出する濃度を水道水質基準に当てはめ

ると、土壌濃度は0.1 mg/kg 程度、排水の管理目標値にしても1mg/kg であり、高濃度土壌汚染をこの程度にまで浄化するにはやはり1万分の1から1千分の1にまで汚染物質を除去しなければならない。土壌ガス吸引にしても、90%程度除去できるのが現状であることを考えると、これらの目標を達成するにはかなりの経費負担となる。

地下から回収した汚染物質質量や浄化対策前後の土壌ガス濃度などを用いた浄化率で対策の効果を評価することも一つの方法である。しかし、もともと地下に存在する汚染物質質量がよく分からないことから、どのくらい汚染物質を除去すれば、どのレベルにまで修復できるのか、推定することは難しい。水道水質基準をクリアすることは浄化目標の重要な選択肢の一つであることに違いないが、一律にこうした基準値を当てはめてみても、達成は困難であるばかりか、経費負担に問題があって、かえって浄化対策促進の妨げにもなりかねない。汚染の規模、地下水の利用形態や費用負担能力などを考慮しながら浄化目標を設定し、浄化対策の進展によっては経費負担の少ない技術に切り替えるなど、実施可能な範囲で柔軟に対応することも必要であろう。

3 地下水浄化のための課題と展望

揮発性有機塩素化合物による土壌・地下水汚染の浄化対策は、ここ1~2年の間に一斉に始まったように思われる。わが国独自の技術開発や浄化対策の進んでいる欧米からの技術も導入され、汚染物質除去技術として有効性が実証されたものもある。ただ、技術として確立することと浄化対策を展開することの間には大きな隔りがある。これまでに実施された浄化対策の多くは、かなり規模の大きい事業場が汚染源であったことを見ても、浄化事業を進めるに際して経費負担が最大の問題となるからである。

先端的な技術の導入は、浄化対策を効率的に進められるし、新たな技術革新にもつながる。多額の経費と時間をかければ、確かに地下水浄化はできようが、多くの汚染事例は経費負担能力の低い小規模事業場である。浄化事業を積極的に進めるには、新しい技術の開発はもちろんであるが、既存の技術であっても、より効率的、低コストな技術に改良する必要がある。土壌ガス吸引法は、粘土やシルトなど通気性の悪い土壌を除けば、通常の土壌では比較的簡単に土壌ガスを抜き取ることができる。浅い土壌汚染に対しては、鉄パイプの打ち込みやウエルポイント法が有効であることも明らかになっている。また、汚染物質を回収する活性炭は地下水処理と兼用すれば経費の節約になる。こうした効率的な浄化システムの確立は、今後に残された重要な課題の一つである。

浄化対策が進むにつれて地下での汚染物質濃度や存在形態が変化するため、次第に浄化効率が低下する。そのため、経費がかかる割には汚染物質の除去は進まなくなり、低コストな技術に切り替えたり、あるいは濃度の高い土壌ガスや地下水を除去するために浄化システムの稼働や停止操作を繰り返す浄化システム最適稼働方法の開発も必要となる。

土壌ガス吸引法や地下水揚水などの物理的な浄化技術は、地下から汚染物質を除去し、最終的には気化させ、活性炭で汚染物質を回収している。低沸点化合物の処理技術として理にかなっていても、活性炭から着脱した溶液や活性炭そのものを焼却処分することになる。つまり、地下から大気に汚染物質を移すメリー・ゴー・ラウンド現象と見られないこともない。さらに、活性炭処理は浄

化対策維持経費としてかなりの負担となっていることも事実であり、排ガスの処理は今後に残された重要な課題の一つである。一方、土壌・地下水での無害化処理技術として、微生物分解技術が考えられる。汚染物質を炭酸ガスにまで完全分解できる可能性があり、実用化を目指して米国では既に現場実証実験が進められている。微生物分解の過程で多様な分解副産物が生成され、なかには1,1-ジクロロエチレンのようにトリクロロエチレンより毒性の強い物質もある。ただ、物理的な浄化技術には限界があり、高濃度な汚染物質を除去した後の最終段階での浄化技術として期待されている。水飽和溶解度のテトラクロロエチレンを分解する微生物も見つかっており、こうした微生物を土壌や地下水で活性化できれば、高濃度な汚染にも活用できる可能性があり、わが国でも微生物分解を利用した地下水浄化実験を開始する気運にある。

浄化基準や浄化目標の設定も重要である。既に水質環境基準が改定され、環境庁ではトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなど揮発性有機塩素化合物を含む土壌環境基準も検討している。こうした基準の設定は、土壌・地下水汚染の浄化対策を飛躍的に発展させよう。ただ、現有する技術はこれらの基準をフォローできないことも事実である。そのため、浄化対策事業を積極的に展開するには、地下水利用や経費負担能力など、地域の特性に合った柔軟な対応も必要となる。

環境庁水質保全局では土壌・地下水汚染に対する新しい浄化技術を確立するため、1993年度から新たに地下水汚染対策調査と土壌汚染浄化新技術確立・実証調査の2つの調査事業を始めた。また、1992年12月には土壌・地下水汚染に関心を持つ多くの民間企業により、土壌汚染等への対策の進展を図ることを目的に土壌環境浄化フォーラムが設立された。今後、この2つの動き等が中心になって、浄化対策技術や浄化対策システムの確立、浄化事業の進展に取り組むことになる。

最後に、浄化対策技術の開発や評価は技術を現場に適用して始めて可能となる。本特別研究遂行に際し、現地実験や資料収集にご協力いただいた環境庁、地方自治体など、関係各方面の方々から謝意を表す次第です。

[資料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

地域環境研究グループ

統括研究官 内藤正明

有害廃棄物対策研究チーム 中杉修身・平田健正・西川雅高

化学環境部

計測管理研究室 安原昭夫

水圏環境部

水環境質研究室 矢木修身・小沢秀明^{*1}

土壌環境研究室 細見正明^{*2}

現在の所属 1)長野県衛生公害研究所, 2)東京農工大学工学部

[B 客員研究員]

浦野 紘平	(横浜国立大学)	(平成4年度)
田島 幸次	(熊本市保健衛生研究所)	(平成2～4年度)
田瀬 則雄	(筑波大学)	(平成2～4年度)
中熊 秀光	(熊本市保健衛生研究所)	(平成2～4年度)
成瀬 洋児	(名古屋市公害研究所)	(平成2～4年度)
野村 幸弘	(長野県衛生公害研究所)	(平成4年度)
藤縄 克之	(信州大学)	(平成2～4年度)
山崎 富夫	(兵庫県立公害研究所)	(平成2年度)
吉岡 昌徳	(兵庫県立公害研究所)	(平成2年度)
渡辺 正敏	(名古屋市公害研究所)	(平成2～4年度)

[C 共同研究員]

大橋 弘子	(千葉大学)	(平成3～4年度)
長野 修治	(福岡大学)	(平成4年度)
西江 誠	(大阪大学)	(平成4年度)

2 研究課題と担当者 (*客員研究員, **共同研究員)

(1) 土壌・地下水圏における汚染物質の挙動解明

中杉修身・平田健正・西川雅高・安原昭夫・矢木修身・小沢秀明・田瀬則雄・
藤縄克之・大橋弘子**・西江 誠**

(2) 汚染物質の存在状況把握手法に関する研究

中杉修身・平田健正・浦野紘平・田島幸治・中熊秀光・成瀬洋児・野村幸弘・
山崎富夫・吉岡昌徳・渡辺正敏*

(3) 地下水汚染浄化対策技術の開発と評価

中杉修身・平田健正・細見正明・長野修治**

(4) 地下水汚染浄化対策手順に関する研究

中杉修身・平田健正

II 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
佐野政文, 横内陽子, 中杉修身	加熱気化方式を用いるキャピラリー ガスクロマトグラフ/質量分析法 による土壤中の揮発性有機塩素化 合物の定量	分析化学	39	217-222	1990
佐野政文, 横内陽子, 中杉修身, 河村 武	土壤中の揮発性有機塩素化合物の 測定	環境科学会誌	4(1)	27-32	1991
中杉修身	地下水汚染の現状と対策	産業公害	26(10)	5-12	1990
中杉修身	わが国における揮発性有機塩素化 合物による地下水汚染の現状	滋賀県琵琶湖研究所所報	(8)	9-14	1990
平田健正	土壤中の揮発性有機塩素化合物の 挙動	水質汚濁研究	12(11)	13-18	1989
平田健正	トリクロロエチレン等有機塩素系 溶剤による水質汚濁とその防止技 術	産業と環境	89(9)	48-54	1989
K.Muraoka, T.Hirata	Basic study on TCEs behavior in subsurface environment	Wat. Sci. Tech.	22(6)	79-86	1990
K.Muraoka, T.Hirata	Infiltration and leaching of chlorinated organic compounds and mechanism of groundwater contamination	J.Hydrosci.& Hydraul.Eng	8(1)	79-88	1990
平田健正	英国の地下水事情	地下水学会誌	33(1)	1-6	1991
平田健正	土壌・地下水における揮発性有 機塩素化合物の挙動と汚染源探知	水	33	28-34	1991
平田健正	有機塩素化合物の地下水汚染 (その2) 汚染調査と実態調査	地下水技術	33(12)	20-29	1991
平田健正, 中辻啓二	有機塩素化合物の地下水汚染 (その3) 浄化対策と数値シミュ レーション	地下水技術	34(1)	32-43	1992

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
細見正明	因有害物質所造地下水汚染之個案及基解決之對策	八十年(第十二回)中日工程技術検討会環保組論文集		167-179	1991
中杉修身	土壤・地下水汚染と技術	環境を守る技術		138-166	1991
吉岡昌徳, 山崎富夫, 奥野年秀, 平田健正, 中杉修身	土壤ガスモニタリングを用いた揮発性有機塩素化合物による地下水汚染調査	水環境学会誌	15(10)	719-725	1992
平田健正	流出過程に果たす地下水の役割 [その1] 地下水質の形成	地下水技術	34(11)	21-30	1992
平田健正	流出過程に果たす地下水の役割 [その2] 地下水の流出と水質変化	地下水技術	34(12)	56-66	1992
T.Hirata, O.Nakasugi, M.Yoshioka, K.Sumi	Groundwater pollution by volatile organochlorines in Japan and related phenomena in the subsurface environment	Wat. Sci. Tech.	25(11)	9-16	1992
T.Hirata, O.Nakasugi	Remedial operation for subsurface pollution due to volatile organochlorine using soil ventilation and groundwater extraction	Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publ.		1019-1028	1993
T.Hirata, O.Nakasugi	Surface soil gas survey for identifying pollutant source and existing form of organochlorines in subsurface environment	IAH Selected Paper	4		1994

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
Y.Yokouchi, M.Sano.	Trace analysis of volatile organic compounds in soil based on thermal vaporization followed by Tenax-GC trapping and capillary GC/MS.	12th Int. Symp. Capillary Chromatogr.	Kobe	2.9
中杉修身	地下水汚染の機構と対策の方向	第9回政策分析手法研究会	大津	2.8
中杉修身	地下水汚染の浄化対策	日本地質学会関東支部シンポジウム	東京	2.9
吉岡昌徳, 山崎富夫, 奥野年秀, 中杉修身	土壌ガス法を用いた地下水汚染および土壌汚染調査	第25回水質汚濁学会	仙台	3.3
村岡浩爾, 玉井昌宏, 大西 淳, 平田健正	多孔体中のトリクロロエチレン粒塊の溶解について	土木学会第45回年次学術講演会	広島	2.9
T.Hirata, O.Nakasugi, M.Yoshioka, K.Sumi	Groundwater pollution by volatile organochlorines in Japan and related phenomena in subsurface environment.	1st IAWPRC Int Symp. Hazard Assess.& Control Enviom. Contam.Water	Otsu	2.11
平田健正, 中杉修身	土壌及び地下水圏における有害化学物質の挙動に関する研究	第17回環境保全・公害防止研究発表会	東京	3.1
村岡浩爾, 玉井昌宏, 平田健正	有機塩素化合物に汚染された山地湧水と水分量との関連について	第25回水質汚濁学会	仙台	3.3
中杉修身, 平田健正	トリクロロエチレン等揮発性有機塩素化合物による地下水汚染機構	日本化学会第61春季年会	横浜	3.3
中杉修身	揮発性有機塩素化合物による地下水汚染の現状とその機構解明	地下水汚染とその防止対策に関する研究集会	京都	3.4
山崎富夫, 吉岡昌徳, 奥野年秀, 平田健正, 中杉修身	土壌ガス法による地下水および土壌汚染調査手法	地下水汚染とその防止対策に関する研究集会	京都	3.4
平田健正, 中杉修身, 新保 聡, 成川勝彦	土壌ガスに含まれる揮発性有機塩素化合物を利用した地下水汚染調査	土木学会第46回年次学術講演会	吹田	3.9
細見正明	土壌及び地下水汚染対策	第1回環境工学総合シンポジウム	川崎	3.7
中杉修身	地下水汚染浄化の現状と課題	第2回地下水汚染とその防止対策に関する研究	横浜	4.10

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
中杉修身	低沸点揮発性有機塩素化合物による地下水汚染の現状と対策	平成4年度日本水環境学会九州支部セミナー	熊 本	5.1
中杉修身	土壌・地下水汚染の現状と動向	第22回日本水環境学会セミナー	東 京	5.2
中杉修身	地下水中のジクロロエチレン類の起源について	第27回日本水環境学会年会	静 岡	5.3
三宅西作, 石坂信也, 原 幸輔, 中杉修身	有機塩素化合物による地下水汚染と対策工事調査(その1)	第27回日本水環境学会年会	静 岡	5.3
T.Hirata, O.Nakasugi	Surface soil gas survey for identifying pollutant source and existing form of organochlorines in subsurface enviroment	29th Int. Geol. Congr.	Kyouto	4.9
吉岡昌徳, 奥野年秀, 平田健正, 中杉修身	地下水流動と揮発性有機塩素化合物の季節変動	地下水汚染とその防止に関する研究集会	横 浜	4.10
藤崎克博, 平田健正, 中杉修身, 新保 聡	パソコンを用いた地下水汚染シミュレーション	地下水汚染とその防止に関する研究会	横 浜	4.10
平田健正	土壌・地下水における揮発性有機塩素化合物の挙動	地下水汚染とその防止に関する研究集会	横 浜	4.10
平田健正	地下水汚染浄化の現状と課題	第22回日本水環境学会セミナー	東 京	5.2
平田健正	わが国における地層・地下水汚染対策の現状と環境政策	地層・地下水汚染アセスメント国際シンポジウム	東 京	5.3

平成4年度 編集小委員会

委員長	近藤 矩朗	委員	瀬山 春彦
委員長代理	松本 幸雄	〃	鈴木 明夫
委員	栗原 崇	〃	杉本 伸夫
〃	山下 洋一	〃	海老瀬 潜一
〃	原島 省	〃	田中 浄
〃	酒巻 史郎	〃	古田 直紀
〃	高橋 慎司	事務局	松井 文子
〃	須賀 伸介		

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-15-'94

平成6年3月16日発行

編集 国立環境研究所 編集小委員会

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-51-6111 (代表)

印刷 株式会社 コームラ

〒501-25 岐阜市三輪プリントピア

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan

March 1994

本報告書は再生紙を使用しています。