

地盤汚染の形態分類と その対策の評価手法に関する基礎的研究

小橋秀俊*

A Basic Study of the Classification of Ground Pollution Patterns and a Countermeasure Evaluation Method

<要旨>

本研究は、公共工事等で遭遇する地盤汚染問題の課題を明確にし、汚染を管理しながら有効利用を図る対策（「リスク管理型対策」と言う）で必要となる、対策の評価手法や説明理論の確立を目指したものである。そのなかでまず、遭遇する地盤汚染の形態を分類し、その対策上の問題点を整理している。次に、「リスク管理型対策」で必要となる対策効果の評価手法や説明理論について検討している。そして、対策効果の評価の際に重要となる、汚染部表面からの溶出濃度の決定法、分散長の決定法、遅延係数の決定法を明らかにするため、室内溶出試験、室内カラム試験、バッチ吸着試験、大型土槽実験に取り組み、今後の課題と技術の展望を示した。

キーワード：地盤汚染対策，評価手法，移流分散解析，溶出，分散，吸着

<Synopsis>

This study aims to clarify the challenge of ground pollution problems encountering in public works site, and to establish a countermeasure evaluation method and explanatory theory that are necessary for safekeeping countermeasures on site (referred to as, “risk management type countermeasure”). First the patterns of ground pollution that occur were classified to clarify problems with this countermeasure. Next the evaluation method of pollution spread and the explanatory theory needed for a risk management type countermeasure were studied. Then laboratory leaching testing of determining leaching concentration from the polluted surface, laboratory column testing of determining longitudinal dispersivity, batch absorption testing determining its retardation coefficient, and full-scale pit experiments that are necessary to predict the effect of countermeasure were done to make clear those determining methods and to indicate future challenges and technological prospects.

Key Words: ground pollution countermeasure, evaluation method, advection/dispersion analysis, leaching, dispersion, absorption

*独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ土質チーム

Soil Mechanics Team, Material and Geotechnical Engineering Research Group, Public Works Research Institute

目 次

1 章 序 論	1
1.1 研究の背景と目的	1
1.2 研究内容及び構成	1
2 章 地盤汚染問題の特徴, 評価手法の現状と課題	3
2.1 公共工事で遭遇する地盤汚染問題の特徴	3
2.1.1 建設用地内における不法投棄等	3
2.1.2 廃棄物処分場の跡地問題	3
2.1.3 底質や鉱脈などの自然汚染問題	4
2.1.4 廃棄物のリサイクル問題	4
2.1.5 地盤汚染問題の特徴のまとめ	4
2.2 移流分散解析技術の現状と課題について	5
2.2.1 移流分散解析理論について	5
2.2.2 予測評価手法の現状と実務での課題	6
3 章 対策の選定と影響検討手法について	7
3.1 影響検討手法のコンセプト	7
3.1.1 影響検討手法の役割	7
3.1.2 汚染状態の区分	8
3.1.3 移行早見表と予測手法の選定	8
3.2 リスク管理型工法の選定と影響検討	12
3.2.1 概要	12
3.2.2 覆土敷土タイプ	12
3.2.3 遮水壁タイプ	13
3.2.4 バリア井戸タイプ	13
3.2.5 固化不溶化タイプ	14
4 章 予測に用いる入力条件の決定法	16
4.1 予測に用いる溶出特性の決定法	16
4.1.1 溶出特性把握の現状と問題点	16
4.1.2 タンクリーチング試験での浸漬特性	16
4.1.3 溶出特性把握に関するまとめ	24
4.2 予測に用いる分散長の決定法	25
4.2.1 分散長決定の現状と問題点	25
4.2.2 小型カラム試験による縦分散長の同定	26
4.2.3 大型カラム実験による分散長の同定	28
4.2.4 大型土槽実験による分散長の同定	32
4.2.5 分散長把握に関するまとめ	37
4.3 予測に用いる遅延係数の決定法	38
4.3.1 遅延係数決定の現状と問題点	39
4.3.2 バッチ吸着試験から求められる遅延係数	40

4.3.3	カラム実証試験での遅延係数の検証	44
4.3.4	大型土槽実験での遅延係数の検証	48
4.3.5	遅延係数把握に関するまとめ	52
5章	結論と今後の技術的展望	54

<謝辞>

1 章 序 論

1. 1 研究の背景と目的

近年、公共事業等の実施段階になってから、用地内で有害物質による汚染、産業廃棄物等の不法投棄、自然汚染の蓄積などが、明るみになるケースが頻発している。また、市街地再開発や不動産取引においても、同様のトラブルが多発し、土壤汚染対策のルールを求める社会的な要請が強まるなどの背景のなか、平成14年5月に土壤汚染対策法が成立、平成15年2月より施行されることとなった。対策法では都道府県知事が指定区域を設定し、汚染防止措置や土地改変の制限などを発動できることとなった。さらに、汚染防止措置についても、浄化除去や封じ込めを至上とする考え方から、適用可能な対策技術を積極的に認める方向、区域指定やモニタリングによる管理と一体的に運用する方向へと転換が図られた¹⁾。公共工事で地盤汚染に遭遇した場合においても、対策法の考え方に留意しつつ、社会的な理解を得られる対応策を確立することが強く求められている。

本研究は、公共工事等で遭遇する地盤汚染問題の課題を明確にし、汚染を管理しながら有効利用を図る対策（「リスク管理型工法」と言う）が必要となる、評価手法や説明理論の確立を目指したものである。

1. 2 研究内容と構成

本研究は図-1.1.1に示すように、1章が序論、2章が公共工事等における地盤汚染事例及び評価手法の現状と問題点、3章が対策の選定と評価手法について、4章が予測に用いる入力条件の決定法について、5章が結論となっている。

1章（1.1）では、土壤汚染対策法など、環境行政を取り巻く社会的背景に触れ、これを踏まえて研究目的と全体構成を述べた。2章では、公共事業等における地盤汚染の形態として、「建設用地内における不法投棄等」「最終処理場の跡地」「底質や鉱脈における自然汚染」「廃棄物リサイクル」などを挙げ、その特徴と問題点を整理した。さらに、その影響の予測手段の一つである移流分散数値解析技術の課題を、利用者側の観点から整理した。3章では、地盤汚染の評価手法の提案を行なった。そのなかで、アカウントビリティとして何が重要かを整理した。また、リスク管理型工法

を覆土敷土タイプ、遮水壁タイプ、バリア井戸タイプ、固化不溶化タイプに類型化し、影響検討の適用法を例示した。本章は独立行政法人土木研究所から発刊された、「建設工事で遭遇する地盤汚染の対応マニュアル(暫定版)」²⁾の骨子ともなった。

4章では、水溶性汚染を対象に予測に必要な入力条件の決定法に関して、溶出濃度、実流速、分散長、遅延係数などについて実証実験、数値解析を用いた同定による検討を行なった。予測結果を大きく支配するかどうか、現場実務での即応性やデータ確保の可能性などを考慮し、決定法を考察した。

このうち、4.1では地下水中に固形体や難透水性の汚染部位が水没し、外周面から浸漬溶出した場合を対象として、地下水に開放される濃度や継続期間などの境界条件の把握法に関して、水没実証試験（タンクリーチング）を行なった。

4.2では、周辺地下水中での分散特性について検討を行なった。分散特性は分散長として入力されることとなるが、スケール効果があるため、実測による決定は難しい。そのため、文献値の適用性（実測した場合の再現性、変動）をカラム試験、大型土槽実験で検証した。

4.3では、周辺地盤中での有害物質の吸着特性について検討を行なった。移流分散解析を用いた予測では、吸着特性は遅延係数を入力することになるが、試験法や決定法は未確立である。そのため、短期間で多数のデータ取得が可能な方法として、バッチ吸着試験法を提唱した。そして、諸条件下でバッチ吸着試験を試み、カラム実証試験や大型土槽実験で発生する現象に、この結果を適用することにより、遅延係数が有する濃度依存性への対処法を定量的に検証した。

5章では、研究全体の総括を行なった。そのなかで、予測解析で必要となる入力諸条件の相互関係を明示し、今後重要となる研究分野などについても展望した。

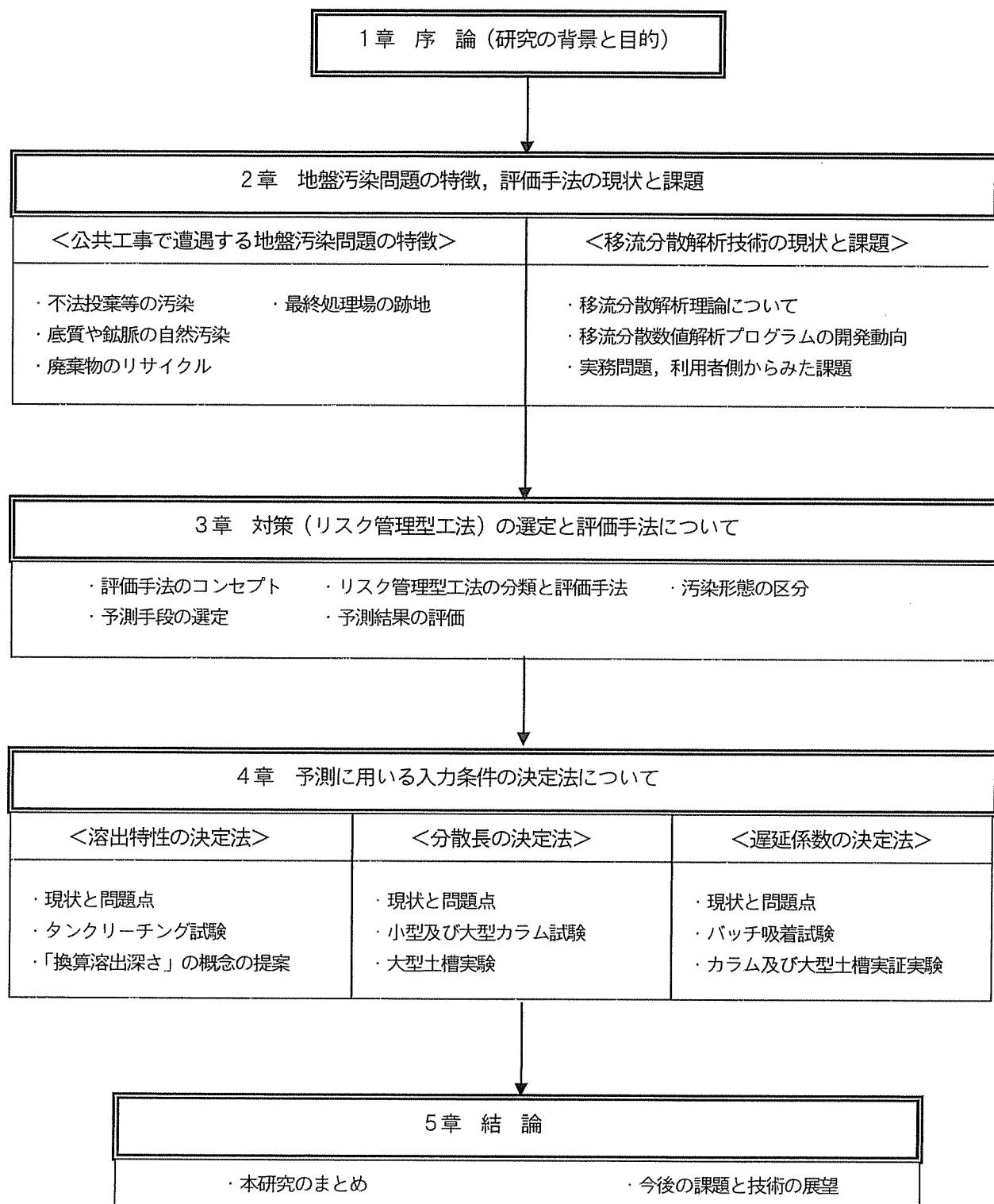


図-1.1.1 本研究の構成

2 章 地盤汚染の特徴，評価手法の現状と課題

2.1 公共工事で遭遇する地盤汚染問題の特徴

2.1.1 建設用地内における不法投棄等

公共工事の掘削区域内に不法投棄物が存在し、予定どおり工作物が施工できなくなるなどの事態を生じるものである。大量の廃棄物（コンクリートガラ、廃タイヤ、ビニール、金属類ほか）、有害物質に汚染された異物混入土、油分の付着など、土壌と判定しがたい状況であることが多い。掘削搬出量に見合う処分場が確保できなくなったり、油分の付着のために海域の埋立処分場での受け入れが拒絶されるなどの理由から、現場内での封じ込め対策が余儀なくされる場合がある。さらに、現場内封じ込めの際にも、築造しようとしている施設や構造物の占有空間に、支障が出ない形式とする必要が生じるほか、封じ込め物を廃棄物とみなした場合には、処分地指定の手続きが必要となるため、地元の合意が得られないなどの事態混乱を引き起こす。特に、廃棄物混じり土（焼却灰混じり土）が土壌か廃棄物かの判断法が、対策の行方を大きく左右し、今後の課題とされている^{3), 4)}。

一方、調整池や地下構造物などを造る場合には、掘削物を用地外に搬出せざるを得ず、環境省から「指定区域以外の土地から搬出される汚染土壌の取り扱い指針」（平成 15 年 2 月 14 日，環水土第 24 号）が発出されている。搬出先は都道府県知事が認可した処分場、浄化施設、セメント等の原材

料の 3 者に限定されており、さらに、汚染土壌管理票によって適正処理の確認が求められている。搬出においては、油分が混入していたため、海域の埋立処分場への受け入れが認められない等の事態に陥った事例がある^{3), 4)}。

2.1.2 廃棄物処分場の跡地問題

産業廃棄物は廃棄物の種類及び有害物質の状況に応じて、安定型、管理型、遮断型処分場に埋立処分される。このうち、管理型処分場は有害物質の受け入れが行なわれ、鉛直遮水壁と底面遮水のみで上面が開放された構造となっている。図-2.1.1 は管理型処分場の建設～廃止～跡地利用における、法的規制や基準適用状況を示しており、処分場廃止までは廃棄物処理法の適用を受けるが、廃止後は適用外となる。そして、底部遮水層を杭が貫通する、鉛直遮水壁に開口部ができる、内容物が掘削攪乱されるなど、周辺一般部との区分が損なわれる場合には、代わって土壤環境基準の適用を受けることとなる⁵⁾。

しかし、管理型処分場の受入基準及び廃止基準は、土壤環境基準の 10～30 倍程度であるため、改変を伴う跡地利用では、不法投棄等と同じ状況が出現する。処分場跡地であることを知る機会がないまま用地を取得し、予定の工作物が施工できない、設計変更を余儀なくされるケースがあり、処分場跡地の実態把握と情報開示が強く望まれる。

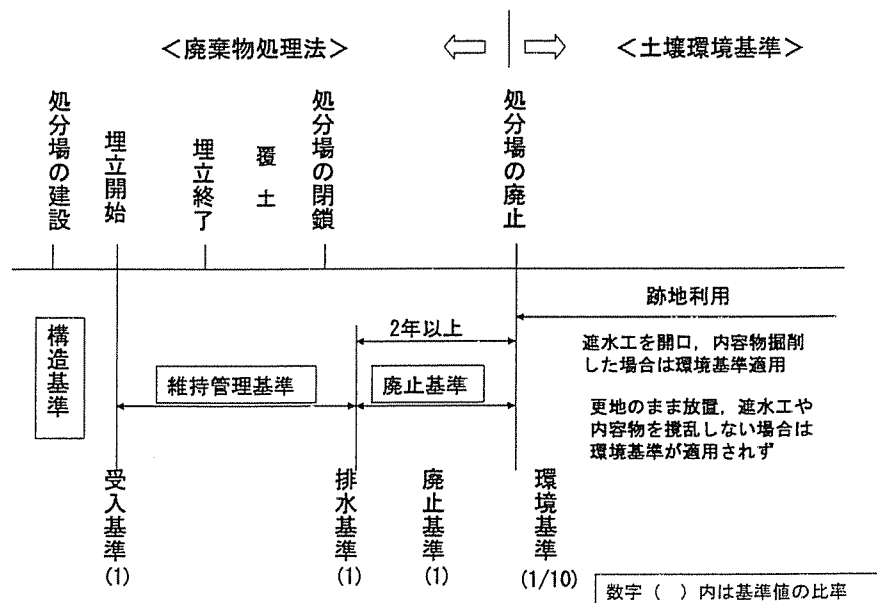


図-2.1.1 管理型処分場の基準と跡地利用について⁵⁾

処分場跡地問題については、平成16年4月に廃棄物処理法の一部改正が公布され、都道府県が処分場跡地の情報を整備して指定区域化するとともに、土地の形質変更を審査し、必要な措置を発動命令できることとなった。これを受けて、環境省において、施行令及び施行規則の整備などの具体化が進められているところである。

2.1.3 底質や鉱脈などの自然汚染問題

重金属は地盤中にもともと微量ながら含まれており、特にカドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ふっ素等については、このような自然由来の経緯により土壌ないし地下水汚染の原因となる場合がある。トンネル工事では、岩盤ズリ及び掘削残土からの酸性水や重金属（砒素、セレン、鉛、亜鉛、カドミウム等）の溶出が大きな問題となった事例がある⁶⁾。ダム貯水池ではダム底に堆積する土砂の維持浚渫の問題が浮上してきている。しかしながら、自然由来の重金属等が湖底に沈殿蓄積しやすいため、陸揚げ後に汚染土壌と認定されるケースがある。同様の問題は河道掘削、内陸水路や多自然護岸の整備、運河や掘削等の歴史的町並み保存などの事業でも、問題となる可能性があり楽観視できない⁷⁾。

自然汚染の対応策については、環境省の環水土第24号（前出）において、都道府県の環境部局は事業者からのそうした相談に、積極的に応じるべきとの通知がなされた。さらに、独立行政法人土木研究所の「建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（暫定版）」では、一体となる地域内であれば、特段の対策を講じる必要はなく、地表面に露出するなどの場合には、覆土等により直接摂取されないよう措置を講ずることが記載された。また、やむを得ず区域外に搬出される場合には、形質変更の可能性が低い公共用地の空間で、適切な方法で格納し利用すること、再掘削され健康被害が生じるような場所に土砂が搬出されないよう管理することとされている。

2.1.4 廃棄物のリサイクル問題

2.2.1あるいは2.2.2のような場面で生じる掘削廃棄物等については、近年、処分場の逼迫や運搬距離の制約等のため、すべてを安定型ないし管理型処分場に搬出処分することは難しくなっている。したがって、搬出処分できないものについ

ては、無害化ないし溶出リスク低減処理を施したうえで、有価物として現地内利用を図っていく必要がある。

他方、受け入れ処理費の高騰を背景として、リサイクルの見通しが立たない他産業廃棄物を、公共工事で受入れてほしいとの要望が高まっている。廃棄物のリサイクルに関しては、平成12年5月にグリーン購入法が成立し、国・地方自治体・事業者・消費者など各層が協力して、環境物品としての受け入れ体制を整備することとなった。特に国の機関については、調達方針を公表しその実績を環境大臣に通知すること、環境大臣が必要な措置を要請できることなどが規定された。本法は平成13年度より全面施行となり、公共工事についても、基本方針にもとづく品目指定の下で運用が開始されている⁸⁾。

固形化した状態で用いられるスラグパイルや礫状の再生材などは、環境基準の「土壌」には該当しないが、周辺土壌及び地下水に対しては、基準値を超える溶出があってはならない。今後、リサイクル市場に出てくる様々な使用形態及び使用環境のもとで、溶出に対する安全性の実証と理論的裏付けを蓄積することが課題となっている^{9), 10)}。

2.1.5 地盤汚染問題の特徴のまとめ

土壌汚染対策法では、単に汚染土壌が存在しているというだけではなく、飲用水を通じての摂取や土壌の直接摂取など、人への健康被害が生じる曝露条件か否かを勘案して、指定区域が決定される。したがって、公共工事の現場の大半は指定区域とはならない可能性が高い。また、小規模な事業所跡地では、当分の間は汚染概況調査の実施義務が免除されており、用地買収や土地区画整理などで土地が集積された際に、汚染が顕在化する場合がある。自然汚染も元来、土壌汚染対策法の対象外とされる問題である。したがって、公共工事で遭遇する場面の大半は、対策法の指定区域とはならず、公共工事の実施者自らが対応策を検討しなければならない必要性が生じる。これら地盤汚染の特徴として以下の点が挙げられる。

- ①対象量が膨大で平面的に広い。
- ②健康被害が拡大する恐れよりも、対応策が理解されないこと（アカウンタビリティの欠如）によって生じる混乱や、社会問題としての影響が大きい。

- ③浄化技術で対応できる分量や能力は限られ、処分地確保も難しい。
- ④「土壌」に当たるかどうか判断が難しいものが、汚染源となっている場合が多い（焼却灰混じり土、異物混入土、改良地盤、リサイクル材料、掘削ずり等）。
- ⑤固形体ないし固形物を含む汚染源から、周辺地盤への溶出安全性を判定する方法がない。

2. 2 影響予測手法の現状と課題について

2.2.1 移流分散解析理論について

移流分散解析では、重金属、農薬、亜硝酸性窒素、塩水、水に溶解した有機塩素系化合物など、環境基準に定められた有害物質のほとんどの水溶性汚染挙動に対応できる。水溶性汚染の基礎方程式は、式 (2.2.1) に示す移流分散方程式である。

移流分散方程式は、移流項（右辺第2項：地下水実流速による移行）、拡散分散項（右辺第1項：溶質濃度拡散と流体力学的分散の効果）、遅延項（左辺：吸脱着現象の蓄積による物質移行の遅れ効果）の大きく3項から構成されており、その他、減衰項（原子崩壊や化学的な分解による物質の消失）、源泉項（移行過程における物質除去など）がある。また、移流分散方程式では、地下水の実流

速分布が必要になるため、その前段で飽和・不飽和浸透流の基礎方程式で実流速分布が計算されることとなる

高濃度で流体密度が大きくなると、密度流による沈降現象（濃度に依存した流速変化）が発生する。それにともない、移流分散方程式（式 (2.2.1)）で流速の関数となっている分散係数が変化することから、移流分散（式 (2.2.1)）と浸透流の連成が必要となる。密度流は地下水の塩水化問題を扱う場合は重要と考えられるが、環境基準の 1,000 倍程度 (1,000mg/ℓレベル) まだが主たる対象の水溶性汚染では、非連成解析で問題ないと考えられる。連成の必要性判断については定量的な判断基準はなく、技術者の経験あるいは密度流現象が実際に発生するかどうかの確認に委ねられているのが現状である。

なお、式 (2.2.1) の移流分散方程式において、減衰項や源泉項を無視し、密度一定、体積含水率が均一かつ一定とし、一次元で表すと式 (2.2.1 (a)) が得られる。さらに上流側の境界濃度が常に一定である一次元流れ場では、式 (2.2.1 (a)) を解析的に解くことが可能であり、式 (2.2.1(b)) の理論解が得られる。

$$R_d \theta \rho \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta \rho D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta \rho V_i C) - \theta \rho \lambda R_d C - Q_c \quad (2.2.1)$$

ここで、 R_d ：遅延係数、 D_{ij} ：分散テンソル、 V_i ：実流速、 Q_c ：源泉項、

θ ：体積含水率、 ρ ：流体の密度、 λ ：減衰定数、 C ：濃度、 t ：時間

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D_{ij} \frac{\partial^2 C}{\partial x_i^2} - V_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \quad (2.2.1 (a))$$

$$D_{ij} = \alpha_{ij} V \quad R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} \frac{\partial S}{\partial C}$$

α_{ij} ：分散長、 R_d ：遅延係数、 n_e ：有効間隙率、 ρ_d ：土の乾燥密度、

S ：土への吸着量

さらに、 $x=0$ で常に $C=C_0$ 、 $t=0$ の時に全域で $C=0$ 、 $x \rightarrow \infty$ で $C \rightarrow 0$ とすると、

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x - Vt}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] + \frac{1}{2} \exp(Vx/D) \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x + Vt}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] \quad (2.2.1 \text{ (b)})$$

C : 各位置での濃度, C_0 : 境界濃度 ($x=0$ における)

x : 境界線からの距離 erfc : 余誤差関数

2.2.2 予測評価手法の現状と実務での課題

移流分散の基礎方程式を解く数値解析の技法として、オイラリアン・ラグランジアン法が開発され、移流項をラグランジアン法で、分散項をオイラー法で解かせることによって、幅広い流れ場への対応が可能となってきた。このような数値解析技術の進歩もあって、近年、平面二次元ないし三次元対応の移流分散数値解析プログラム（有限要素系と差分系あわせて17コードほど）が開発されている。そのなかで、連成解析が可能なものはGEOFLAWS-V3, Dtransu-2D(EL), Dtransu-3D(EL), TRANSFLOW, FERRM, SUTRA などである。また、多相流を扱えるプログラムとして、GEOFLAWS-V3, TOUGH, UTCHEM などがある¹¹⁾。作動環境は水溶性汚染の移流分散解析については、二次元ではノートパソコンやデスクトップパソコン、三次元はワークステーションなどの計算機となる。一次元理論解によるものは、解析領域を離散化する必要がなく、EXCEL等の汎用数値計算プログラムで稼働できる。しかしながら、リスク管理型利用における予測評価など、実務問題への普及を図っていくためには、以下のような課題が残されている。

- 1) 数値解析では、溶出特性（汚染源からの溶出濃度）、地盤水理条件（透水係数、有効間隙率、実流速など）、分散特性、地盤による吸着特性、減衰特性などのパラメータ取得と入力が必要となる。パラメータの重要度に応じて、文献値の適用、室内及び現地試験、モニタリングの逆解析など、取得手段の適切な選別を行い、過大な調査試験コストや作業量を回避することが必要である。
- 2) 定性的検討と数値解析が担う役割、さらに数値解析も多次元解析法（二ないし三次元の有限要素法等）と簡便法（一次元理論解による方法）

の役割分化を明確にする必要がある。初動時には発生現象の時間規模や空間規模のあらましを、即座に把握できる手法（定性的手法や一次元理論解など）が威力を発揮する。また、有害物質が短期的には動かない場合には、多次元解析までは必要ない。

- 3) 有限要素法や差分法の移流分散数値解析では、要素分割幅 (ΔL) と計算時間幅 (Δt) を決定する際、クーラン数 ($V_r \Delta t / \Delta L$, V_r : 地下水の実流速) が1以下、ペクレ数 ($\Delta L / \alpha$, α : 分散長) が2以下を確保することが、解の安定や精度にとって重要と言われている^{20), 21)}。数値解析プログラムを使用する際の、解析領域の設定や要素分割においても、移行特性についての予備知識は重要な意味を持つ。

3章 対策の選定と影響検討手法について

3.1 影響検討手法のコンセプト

3.1.1 影響検討手法の役割

本研究では地盤汚染問題の特徴をふまえ、マニュアルでは用地内で汚染土壌等をモニタリング管理しながら利用する対策（リスク管理型工法）を類型化するとともに、そのアカウンタビリティ確保のための影響検討手法を示した。汚染のなかには揮発性有機化合物のように地盤中で動きやすいため、汚染確認時点で即、危機管理対策に入らざるを得ないケースがある。その一方、重金属や農薬など一般に吸着性が高く、水と常時接触するとは限らないなどの理由から、地下水ないし地中水の流速に比べて動きにくい汚染も多い。し

かし、現在のところ汚染の速さに対する選別、動き易さ動きにくさを説明する手法が体系化されていない。また、挙動が緩慢で短期的にモニタリング値の変化を示せない場合には、予測解析を用いて有害物質の長期挙動を可視化し、対策効果のアカウンタビリティ確保を図っていく必要がある。

図-3.1.1は地盤汚染対応の全体の流れと、そのなかでの影響検討手法の役割を示したものである。接触が極めて危険な状況、もはや水質事故などと考えられる状況などでは、応急措置の実施が先決であり、その後リスク管理型工法の検討へと進む。工法検討においては、直接摂取の防止対策を講じたのち、地下水溶出に対する影響検討を実施する。

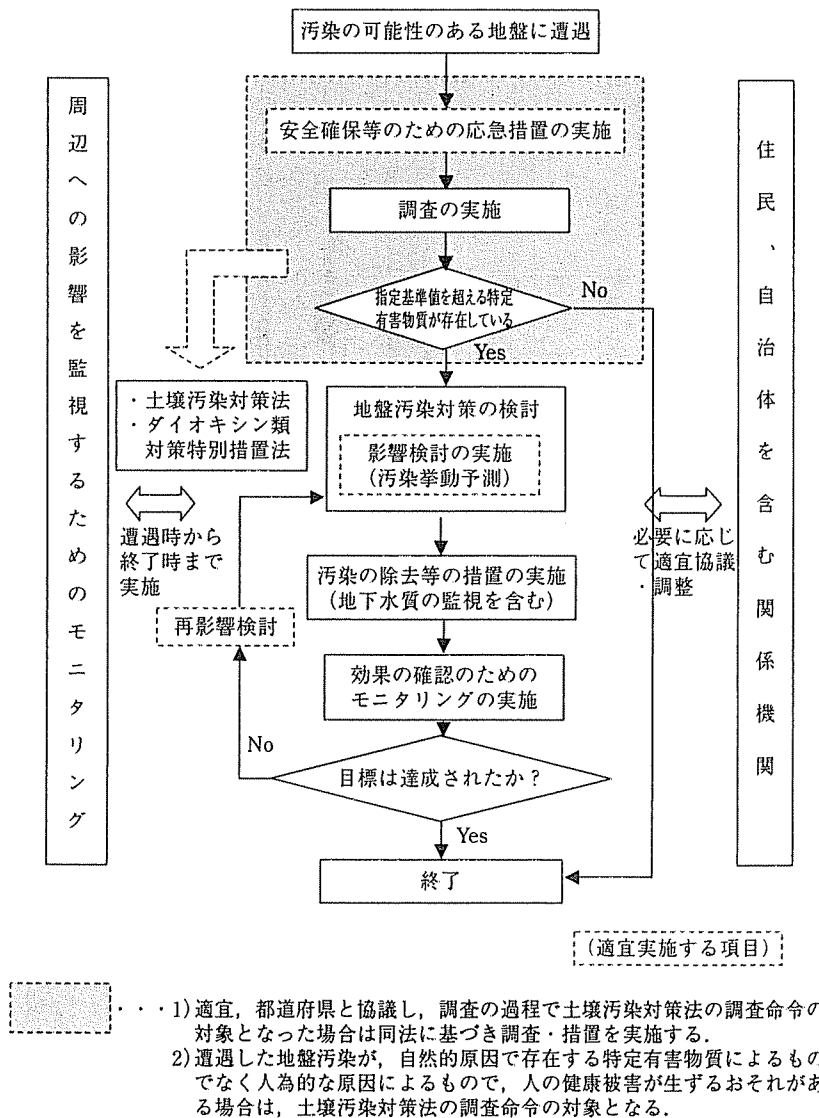


図-3.1.1 地盤汚染対応の流れと影響検討手法の役割

3.1.2 汚染状態の区分

応急措置を完了しないしその必要のない状況に対しては、表-3.1.1に示すように「レベル1：有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入の心配がない状態」「レベル2：有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入はあるが有害物質が溶出していない状態」「レベル3：有害物質が地下水に溶出している状態」「レベル4：有害物質により汚染された地下水が敷地外まで広がっている状態」など、汚染の存在状態を段階区分し、汚染が次の存在状態段区分に移行するまでの時間余裕を以って、対策安全性の目安とできるように考慮した。表中網がけの区分は、その有害物質が見つかる可能性が高い状態を示している。

レベル1は地表面が建築物やアスファルトコンクリート等により被覆されている地盤、なおかつ、地下水位の変動の影響を受けないところの不飽和帯に、有害物質が存在する状態である。重金属類や農薬、ポリ塩化ビフェニル (PCB) などは、土壌への吸着性が高いことから、水の侵入がなければ、このような不飽和帯に滞留する状態で判明する場合が多い。

レベル2は地表面が降雨や融雪が浸透できる地盤、あるいは、地下水位の変動域にある不飽和帯に、有害物質が存在する状態である。陽イオン系の重金属類や農薬、ポリ塩化ビフェニル (PCB) などは、土壌への吸着性が高いことから汚染が拡大する可能性は極めて小さいが、一般に陰イオン系の重金属類は吸着性が低いため、陽イオン系よりは拡大の可能性がある。吸着による有害物質の移動に対する遅延効果があり、吸着性が高いものほどこの状態で遭遇する機会が多い。

レベル3は有害物質が自重あるいは地表水の鉛直浸透（不飽和浸透）、地下水位の変動によって、帯水層へ到達し、移流分散により汚染が拡大しつつある状態である。DNAPLs（水より重い疎水性の液体：Dense Nonaqueous Phase Liquids）やLNAPLs（水より軽い疎水性の液体：Light Nonaqueous Phase Liquids）はこの状態で遭遇しやすく、敷地外へ汚染を拡大させないために、早急な措置を講じる必要がある。

レベル4は有害物質がレベル3の状態からさらに進行し、敷地外まで達した状態である。当該段階はもはや水質事故と考えられ、物質にかかわらず、地下水中の有害物質がさらに敷地外へ流出しな

いよう、また、地下水を飲用している場合などでは、取水制限をするなどの応急措置を講じる必要がある。

3.1.3 移行早見表と予測手法の選定

予測手法のなかには定性的手段と定量的手段がある。このうち定性的手段は数値解析を用いない実績値などによる方法である。定量的手段は数値解析に基づく方法で、表-3.1.2に示すように、一次元移流分散方程式及び理論解、飽和不飽和浸透流数値解析（一、二、三次元）、移流分散数値解析（二ないし三次元）の3つである。

表-3.1.3は前述の汚染区分レベル3を対象として作成した、有害物質の拡大速度ならびに移行規模の早見表である。表-3.1.3では移行規模（ $V_d t / R_d$ ：ダルシー流速×時間／遅延係数、 V_d の代わりに V_r ：実流速を使うこともある）という指標を導入した。有害物質は非吸着の場合は水の移動に追随し、吸着性が高くなると遅延係数 R_d が大きくなり、 $1/R_d$ 倍に距離が縮小する。移行早見表は詳細データが得られていない初期の段階で、厳密ではないが汚染拡大の時空間規模を把握できるようにするためのものである。具体的には、①汚染判明初期の迅速な情報公開（主として緊急性の程度に関して）に対応する。②用地内で解決可能な問題か、広域問題かを早期に選別し、必要な手立ての範囲を掌握する。③対策工法の選定、モニタリング範囲・密度・頻度の見通しを立てる。④汚染拡大の速さに応じた、適切な予測手段（定性的検討、各種数値解析）の選定に役立てる。⑤分散長のような、移行規模の依存性のある入力条件の見通しを立てる、などである。

予測手法は移行規模を参考にしつつ、表-3.1.4を目安に選定する。移行規模が汚染源近傍に限定される場合は、二ないし三次元的な発生現象であっても、実態は一次元問題に過ぎない。この点是对象範囲が汚染源の大きさに比べて至近な場合でも同様である。DNAPLs や LNAPLs では、原液塊（水に溶解しない部分）の地下水による移流と、その過程で水に溶解した成分の移流分散の2つが合成した挙動を示す。このうち、原液塊の移流距離などが問題とされている場合は、地下水流速の分布が重要な条件となり、分散特性を無視した二ないし三次元浸透流解析に拠ることが妥当と考えられる。

表-3.1.1 有害物質の種類と汚染状態の区分

汚染の存在状態	第一種特定有害物質 水より重い疎水性の液体(DNAPLs)		第二種特定有害物質 水より軽い疎水性の液体(LNAPLs)		第三種特定有害物質 農薬、ポリ塩化ビフェニル	
	水より重い疎水性の液体(DNAPLs)		水より軽い疎水性の液体(LNAPLs)		農薬、ポリ塩化ビフェニル	
レベル 1 特定有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入の心配がない状態						
レベル 2 特定有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入があるが、有害物質が流出していない状態						
レベル 3 特定有害物質が地下水に流出している状態						
レベル 4 特定有害物質により汚染された地下水が敷地外まで広がっている状態						
備考	建設工事で遭遇することが多いと考えられる汚染物質の存在状態					

表-3.1.2 定量的な予測手法について

予測手法	前提条件	理論式例、支配方程式例
一次元移流分散方程式 その理論解	一次元移流分散方程式 一方向均一流れ場、上流部濃度一定	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x - V_r t}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] + \frac{1}{2} \exp(V_r x / D) \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x + V_r t}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right]$ C : 各位置での濃度, C_0 : 境界濃度 ($x = 0$ における) x : 境界線からの距離 erfc : 余誤差関数
飽和不飽和浸透流数値解析	ダルシーの式 連続の式	$\rho_f \theta \gamma \frac{\partial C}{\partial t} + \rho \{ \beta H + J(\theta) \} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ \rho K_{ij}^s K_r(\theta) \frac{\partial \psi}{\partial x_j} + \rho K_{i3}^s K_r(\theta) \rho_r \right\}$ ψ : 圧力水頭、θ : 体積含水率、H : 比貯留係数、$J(\theta)$: 比水分容量、 K_{ij}^s : 飽和透水テンソル、$K_r(\theta)$: 比透水係数、ρ_f : 溶媒の密度、ρ : 流体の密度、$\rho_r(\rho / \rho_f)$: 溶媒の密度 ρ_f に対する流体の密度比、$\beta = 1$: 飽和領域、0 : 不飽和領域、γ : 溶質の密度比 (一般に海水で $\gamma = 0.025$)
移流分散数値解析	ダルシーの式 連続の式 移流分散方程式	$R_d \theta \rho \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta \rho D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta \rho V_i C) - \theta \rho \lambda R_d C - Q_c$ R_d : 遅延係数、D_{ij} : 分散テンソル、V_i : 実流速、Q_c : 源泉項、 θ : 体積含水率、ρ : 流体の密度、λ : 減衰定数、C : 濃度、t : 時間

表-3.1.3 地下水中の有害物質の移行速度 (m/y) の目安

— $V_d t / R_d$, V_d はダルシー流速 —

地下水流速 (m/y)	遅延係数				
	1	10	100	1,000	10,000
	六価クロム、ヒ素等		カドミウム等		
	DNAPL _s , LNAPL _s 等	水銀等	鉛等		
3.0×10^5	300,000	30,000	3,000	300	30
3.0×10^4	30,000	3,000	300	30	3
3.0×10^3	3,000	300	30	3	0.3
3.0×10^2	300	30	3	0.3	0.03
3.0×10^1	30	3	0.3	0.03	0.003
3.0×10^0	3	0.3	0.03	0.003	0.0003
3.0×10^{-1}	0.3	0.03	0.003	0.0003	0.00003
3.0×10^{-2}	0.03	0.003	0.0003	0.00003	0.000003
3.0×10^{-3}	0.003	0.0003	0.00003	0.000003	0.0000003
3.0×10^{-4}	0.0003	0.00003	0.000003	0.0000003	0.00000003

表-3.1.4 予測手法を判定する目安について

重金属等										農薬、ポリ塩化ビフェニル																		
汚染の存在状態	予測手法					検討項目	備考/留意点					検討項目					備考/留意点											
	A	B	C	D																								
レベル1 有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入の心配が無い状態						遅延係数										遅延係数 分解（減衰）											溶出しない限り汚染拡大の可能性はほとんど無い。 ・有害物質と地下水位の位置・変動との関係の把握。	
レベル2 有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入があるが、有害物質は溶出していない状態						遅延係数										遅延係数 分解（減衰）											遅延効果、揮散、化学及び生物分解の減衰効果が期待できる。 ・有害物質と地下水位の位置・変動との関係の把握が重要。	
レベル3 有害物質が地盤の不飽和帯あるいは帯水層に存在し、地下水に溶出している状態						地下水流速 遅延係数										地下水流速 遅延係数 減衰定数											遅延効果により、地下水流速よりも汚染拡大速度は遅い。 ・減衰効果により、濃度が低下することが期待出来る。	
レベル4 有害物質により汚染された地下水が敷地外まで広がっている状態																												
汚染の存在状態	予測手法					検討項目	備考/留意点					検討項目					備考/留意点											
	A	B	C	D																								
レベル1 有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、水の侵入が無い状態						原液の分布 原液の移動										原液の分布 原液の移動											原液の状態で容易に下方に移動。容易にレベル3に移行。 ・有害物質と地下水位の位置・変動との関係の把握が重要。	
レベル2 有害物質が地盤の不飽和帯に存在し、地下水や雨水の侵入があるが、有害物質は溶出していない状態																												
レベル3 有害物質が地盤の不飽和帯あるいは帯水層に存在し、地下水に溶出している状態						地下水流速											地下水流速											地下水位変動により不飽和帯の汚染が地下水に侵入。 ・水に溶解したものは、地下水流速と同じ速度で汚染が拡大。
レベル4 有害物質により汚染された地下水が敷地外まで広がっている状態																												

注1) A: 定性的検討 B: 理論解析による検討 C: 浸透流解析による検討 D: 浸透流解析による検討

注2) 「予測手法」欄の縦線の表記のとおり、「汚染の状態に」に対して複数の予測手法の適用が可能である表記となっている有害物質の移行特性や遭遇する汚染の種類、保全対象物との関係などを勘案し、適切な手法を選定する。

3.2 リスク管理型工法の選定と影響検討

3.2.1 概要

公共工事等で遭遇する地盤汚染（前述2.1参照）においては、浄化処理能力の限界、処分場確保の問題、周辺立地条件や工期の制約、莫大な処理コストなどいずれかの理由から、対策工とともにモニタリングなどの汚染管理を一体的に運用することが不可欠となる。本研究ではこれを「リスク管理型工法」と呼ぶ。工法は土壤汚染対策法に示された運用などをもとに、「覆土敷土タイプ」「遮水壁タイプ」「バリア井戸タイプ」「固化不溶化タイプ」の4タイプに類型化している。影響検討ではまず、3.1に述べたコンセプトに基づいて、文献値、早見表、数値解析等の予測により、発生事象の時間規模ないし空間規模の目安、採用するリスク管理型工法、モニタリングの範囲・密度・頻度を決定する。その後、選定した工法を実地施工し、観測データと予測結果を照査しながら妥当性を検証、当初見込みと異なる事象が発生した場合は、モニタリング方法の見直しや入力値の再設定、不確定要因の分析を行う。本節では対策設計及び施工後における、各工法タイプの影響検討の方法について述べる。

3.2.2 覆土敷土タイプ

覆土敷土タイプは土の遮水機能と吸着能を利用し、①汚染土等の内容物を一般部と区分（直接摂取の防止）、②表面水の浸透を防止、③溶出重金属

を周辺地盤（敷土層含む）で捕捉し地下水に溶出させない、などの効果を期待するものである（図-3.2.1を参照）。適用条件としては、①土による吸着が可能な重金属汚染土等である（有機塩素化合物は不可）、②汚染土等が第二溶出量基準（土壤溶出量基準の10～30倍に設定されており、廃棄物処分場に搬出される場合、遮水型か遮断型かの判定値とされている）以下である、③地下水位より上部で長期の冠水がない、④盛土による地盤沈下が生じない、ことなどが挙げられる。原則として第二溶出量基準以下の汚染土を固化不溶化し、土壤溶出基準以下にする必要がある。

覆土敷土タイプの工法では、覆土の遮水性、敷土ないし周辺地盤で十分な透水性や吸着特性を確保することが必要とされ、汚染状態区分「レベル1」（表-3.1.1：有害物質が不飽和帯に存在し水の侵入がない状態）→「レベル2」（有害物質が不飽和帯に存在し水の侵入がある状態）→「レベル3」（有害物質が地下水に溶出している状態）の推移がポイントとなる。そのため、モニタリング項目は地下水位、内部の含水状況、敷土下面での浸出水濃度、直下の地下水濃度となる。予測結果の評価では一次元不飽和浸透流解析を用いて、当初見込んだ覆土・敷土の透水性ならびに地下水に至る地盤の透水性を、移流分散の一次元移流分散解析（理論解を含む）を用いて、溶出濃度や地下水に至る周辺地盤の遅延係数を検証することになる。

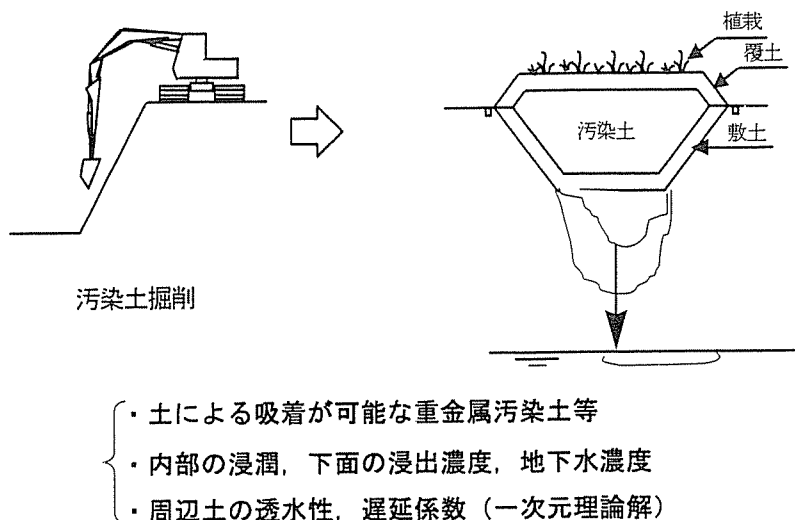


図-3.2.1 敷土覆土タイプの影響検討（記載は上段より、対象汚染土、モニタリング項目、検証事項及び手法）

3.2.3 遮水壁タイプ

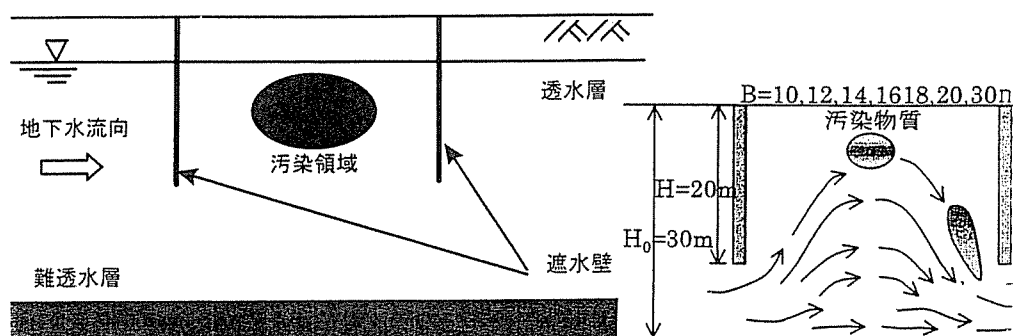
遮水壁タイプは、汚染経路を遮断し有害物質を封じ込め領域内に留めることを目的として適用される。適用条件としては、①汚染域が地下水下に没している、②掘削による二次汚染が懸念される、③掘削できても地上部に保管スペースが確保できない、などが挙げられる。適用条件は原則として、もともとの汚染土が第二溶出量基準以内でなおかつ、固化不溶化して第二溶出量基準以内となったものとされている。本タイプは難透水層（厚さ 5m 以上の $k=1 \times 10^{-6} \text{cm/s}$ 以下の透水性の低い土層）に遮水壁を根入れするなど、底部遮水型が基本となるが、難透水層が深いあるいは、地中に占用物件がある場合などでは、難透水層に根入れせず有害物質の流出を抑制する浮き型遮水も考えられる（図-3.2.2 を参照）。ただし、浮き型遮水壁では、地中への浸透性が高い DNAPLs（水より比重の大きい有機塩素化合物等の非水溶液）への適用を避け、重金属及び LNAPLs（水より比重の小さい油等の非水溶液）への適用に限定する必要がある。

遮水壁タイプ（浮き型遮水壁）の工法では、影響検討は汚染状態区分「レベル 3」（表-1：有害物質が地下水に溶出している状態）から「レベル 4」（有害物質が域外に広がっている状態）に移行しないかどうかを対象となる。浮き型遮水の場合は、囲い込み領域内の流速低減効果、汚染物質の領域外への流出時間（壁体の最先端部への到達時

間）が重要な設計ポイントとなる。したがって、予測では二ないし三次元浸透流及び移流分散解析を行なって、囲い込み領域内で流速及び地下水濃度をモニタリングする位置や頻度を決め、有害物質の領域外への流出時間が当初設計どおりに推移しているかどうかを検討する。実現象と乖離がみられた場合は、領域内の透水性や遅延係数の見直しを図るなどの対応を図ることになる。

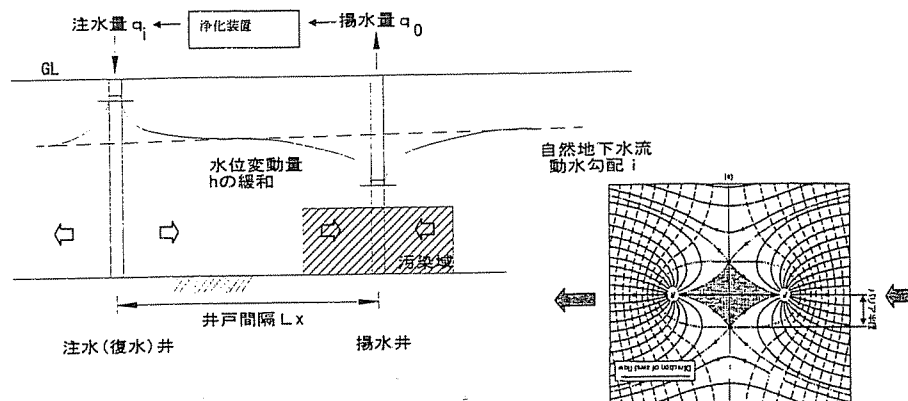
3.2.4 バリア井戸タイプ

バリア井戸は一般には図-3.2.3 のように、揚水井戸を複数配置して井戸から揚水し、周囲より地下水位を低く保つことによって、地下水中の有害物質を捕捉し、下流側への拡散防止を図る工法である。適用場面としては、保全対象物（例えば水源地など）が近接した地下水から、有機塩素系化合物や油など、移動しやすい有害物質が大量に見つかった場合などである。有機塩素系化合物や油では水溶成分を供給している汚染源（原液）の除去が、最も有効な手段ではあるが、除去以前に下流側に被害が及ぶ場合、下流側に遮水壁が打設できない場合などは、本タイプを併用せざるを得ない。なお、揚水による地下水障害の軽減、揚水井で捕捉しきれなかった有害物質を滞留させる目的で、揚水井の下流側に設置した注水井に復水する型式もある。この場合の復水は水質環境基準まで浄化しなければならない。



- ・ 地下水以下での重金属、LNAPLs（DNAPLsは不可）
- ・ 壁先端部での地下水濃度（モニタリング）
- ・ 囲込み内の流速低減効果、域内の透水性と遅延係数
環境基準の漏出時間（二ないし三次元移流分散解析）

図-3.2.2 遮水壁タイプの影響検討（上段より、対象汚染土、モニタリング項目、検証事項及び手法）



- ・ 有機塩素系化合物や油（非吸着で動きやすい）
- ・ 下流側への漏出（モニタリング）
- ・ 各深度のバリア半径，地盤透水性（三次元浸透流）

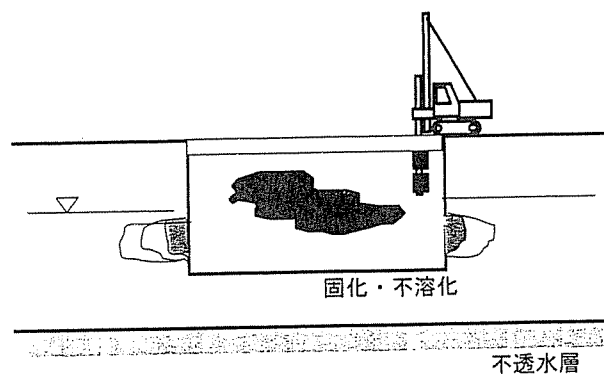
図-3.2.3 バリア井戸タイプの影響検討（上段より、対象汚染土，モニタリング項目，検証事項及び手法）

バリア井戸タイプにおける影響検討では、「レベル3」（表-3.1.1に言う有害物質が地下水に溶出している状態）から「レベル4」（同じく有害物質が用地外に広がっている状態）の推移が対象となる。予測手法は三次元ないし準三次元浸透流解析を用い、所与の地盤透水性、揚水復水量のもとで、流線が下流側に貫けないエリア（バリア半径）を検討する。これにもとづいて、井戸列の配置、下流側での地下水濃度モニタリング箇所を決定し、予測結果の評価では、井戸列間から有害物質が下流に漏出していないか、バリア半径が各深度で確保されているかを検証する。地盤透水性が当初見込みより大きい場合は、漏出が観測されることがあり、地盤水理条件、揚水ないし注水量を見直す。

3.2.5 固化不溶化タイプ

固化不溶化タイプは一般に、高濃度の重金属で汚染された土壌を、セメント等の固化材や還元剤等の不溶化材で安定処理し、溶出量及び通水性を低下させるものである。土壌汚染対策法においては、第二溶出量基準以下の土壌を土壌溶出量基準に適合させた処理土とされ、底面及び側面を遮水壁で囲う場合には、処理後の溶出量が第二溶出量

基準（土壌溶出量基準の10～30倍）に適合すればよいとされている。適用対象物質は、固化材及び不溶化剤の効果が期待できる陽イオン系重金属汚染となり、有機塩素化合物や油類は対象外となる。また、覆土タイプにすると沈下や変形が発生する軟弱地盤の場合、地下水下に水没する場合、掘削除去や遮水構造の施工が困難な場合などが挙げられる（図-3.2.4を参照）。固化不溶化タイプの工法では、「レベル3」（表-3.1.1：有害物質が地下水に溶出している）から「レベル4」（有害物質が敷地外に広がっている）に推移するか否かが対象となる。固化処理汚染部の透水係数が $10^{-5} \sim 10^{-6} \text{cm/s}$ レベルとなるため、外周面からの浸漬溶出と地下水中的での拡散が問題となる。予測手法として移流分散数値解析（一次元ないし二次元）に、表面からの溶出濃度時刻歴、縦分散長、周辺地盤の透水係数や遅延係数（吸着能）などを入力し、近傍で実施する地下水濃度のモニタリング結果と照査する。一次元理論解については、境界面の溶出濃度が一定と見なして使用する。予測結果の評価では、外周面に与えた溶出濃度と周辺地盤の遅延係数が見直しのポイントとなる。



- ・ 重金属汚染，軟弱地盤，地下水下に水没する場合
- ・ 外周からの溶出濃度歴（モニタリング）
- ・ 設定した溶出濃度歴，周辺地盤の遅延係数（一次元移流分散）

図-3.2.4 固化不溶化タイプの影響検討（上段より、対象汚染土，モニタリング項目，検証事項及び手法）

4章 予測に用いる入力条件の決定法

4. 1 予測に用いる溶出特性の決定法

4.1.1 溶出特性把握の現状と問題点

水溶性汚染の影響予測の際に必要な入力条件として、実流速、分散長、遅延係数などが挙げられる。なかでも、汚染源からの溶出濃度及び溶出時間は、移流分散解析を用いて順推定問題の計算を開始するための前提条件となるものである。溶出特性の評価決定に関する現状と問題点として、以下の点が指摘できる。

- 1) 溶出機構を大別すると、①降雨・融雪・地下水が汚染部位を通水し内部溶出するタイプ、②地下水中に固形体や難透水性の汚染部位が水没し、外周面から浸漬し濃度勾配で溶出するタイプ、の2つが挙げられる。なかでも、②の浸漬溶出については、汚染土の固化不溶化処理、固形化された他産業リサイクル材、有害重金属を含む岩盤材料など、取り扱い場面の増加が予想される。
- 2) 現在我が国の公定溶出試験法には、土壌を対象に土壌環境基準の運用を目的とした平成3年環境庁告示46号法、廃棄物を対象に処分場受入れ判断を目的とした昭和48年環境庁告示13号法(46号法との違いは試料を強制的に0.5~5mmに粉砕する点)の2つがある。これらは、汚染土壌や廃棄物が物理的・化学的に最悪の状態に置かれた場合を想定した、最大溶出可能量を把握するための溶出試験である。試験方法は所定粒径に調整した試料(46号法では2mmのふるいを通過、13号法は0.5~5mmに粉砕)、10倍量の調整純水(pH=5.8~6.3、試料重量gの10倍のml)と混合、6時間振とう後、遠心分離とメンブランフィルターによるろ過を経て得られる検液濃度を溶出量(mg/l)とするものである¹²⁾。つまり、13号法や46号法は固形分100gの溶出ポテンシャル原単位である。
- 3) 浸漬溶出の試験法としてはタンクリーチング試験がある。タンクリーチング試験は成型試料を所定量(固液比1:10など)の浸漬水に水没させ、浸漬水の濃度を測定する方法であり、46号法や13号法などの細粒分ないし粉砕試料を用いるバッチ溶出法に比べ、現実に近い溶出特性を再現するとの見方もある¹³⁾。オランダでは公定法の一項目とされており、我が国で「セ

メント及びセメント系固化材の地盤改良への使用及び改良土の再利用に関する当面の措置について」(平成12年3月建設省通達)において、46号法の参考値としてデータをとることとされている。しかし、タンクリーチング試験で測定される浸漬水濃度を、予測解析の際の入力条件(周辺地下水に開放された時の濃度、溶出期間の把握)に転化させる視点での研究は遅れている。

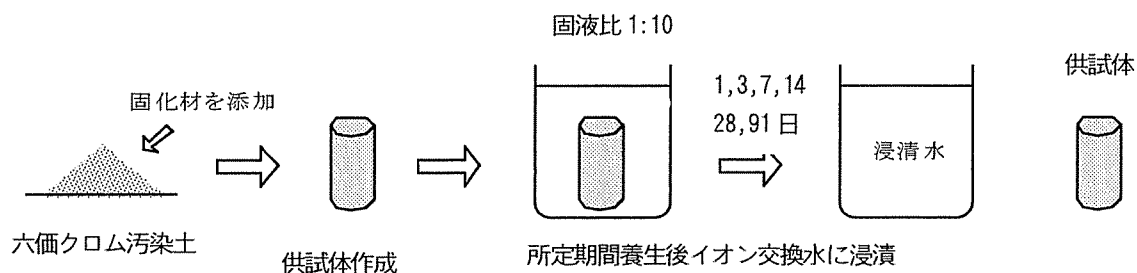
このように、粒径が2ないし5mmを超える固形物に対する溶出特性の評価法が確立されていないことから、本研究では固形体からの浸漬溶出を対象として、環境庁告示46号法とタンクリーチングの浸漬水濃度を用いて、溶出水の濃度を推定する方法を検討することとした。

4.1.2 タンクリーチング試験での浸漬特性

(1) タンクリーチング試験の実施方法

浸漬溶出特性を左右する要因、46号溶出量値との関係、溶出時刻歴などの基礎データを得るため、図-4.1.1のように六価クロム模擬汚染土をセメント固化処理した供試体を作製、これを所定量の浸漬水に水没させ、表-4.1.1に示す9ケースについて、水中の六価クロム濃度の推移を測定した。9ケースのうちNo.1~6はφ5×10cmの供試体で、原汚染レベル、六価クロム固定化レベル(セメント量、強度)、養生日数の設定を変化させたもの、No.7~9は体積や表面積の水準を変化させたものである。

実施手順は砂に六価クロム(ニクロム酸ナトリウム二水塩)を添加混合して所定の汚染土を作製→一昼夜放置して十分に含浸→普通ポルトランドセメントを所定量混合(50, 100kg/m³)→所定寸法(ほぼし状態、φ5×h10cm, 20×20×20cm, 40×40×40cm)に成型→所定方法で締固め分析回数個(経過日数回分)を作製によった。締固めはφ5×h10cmでは2.5kg×3層×12回、大型供試体のNo.8は突き棒を用いて10cm×4層、No.9では10cm×2層とした。



—測定継続期間，測定日，供試体形状，固液比は 1:10—

図-4.1.1 タンクリーチング試験の概要

表-4.1.1 タンクリーチングのケース一覧表（9 ケース）

	汚染土固化処理土の条件			水没直前の供試体の条件				固液比
	六価クロムを加える土	原汚染土の 46 号溶出量 (mg/l)	セメント量 (kg/m ³)	寸法形状 (cm)	表面積/体積 (cm ² /cm ³)	湿潤密度 (g/cm ³)	一軸強度 (kN/m ²)	
No. 1	砂	2.91	100	φ5×H10	196/196	1.98	516	1:10
No. 2	砂	2.91	100	φ5×H10	196/196	1.99	1700	1:10
No. 3	砂	2.91	50	φ5×H10	196/196	1.95	352	1:10
No. 4	砂	7.59	100	φ5×H10	196/196	1.96	497	1:10
No. 5	砂	11.61	100	φ5×H10	196/196	1.98	456	1:10
No. 6	砂	2.91	100	ほぐし状態	全重量 400g	—	—	1:10
No. 7	砂	2.91	100	8 分割体	471/196	1.98	—	1:10
No. 8	砂	12.56	100	40×40×40	9600/64000	1.95	—	1:10
No. 9	砂	3.53	100	15×15×15	1350/3375	1.82	—	1:10

<備考>

- ・ 締固条件：φ5×h10cm のケースは 2.5kg×3 層×12 回
- ・ 固化処理土作成から水没までの養生期間：No.2 のみ 7 日間，それ以外は 1 日間
- ・ 固液比：供試体質量 g と浸漬水 ml との比
- ・ No.7：「8 分割体」とは φ5×H10 を 8 層に輪切りにしたもの

また、No.7 については供試体作成後に φ5×h10cm を 8 層に輪切りして表面積を変えた。

供試体は No.2 は 7 日間、それ以外は 1 日間湿空養生したのち所定固液比 1:10 のイオン交換水に水没させ、最大 547 日後（1 年半）まで浸漬水の六価クロム濃度を測定した。濃度測定では供試体を取り除き、水槽内を均一に攪拌して検液を採取し、定量限界値 0.02mg/l のジフェニルカルバジド吸光光度法によった。

(2) タンクリーチング試験結果

表-4.1.2 はタンクリーチング試験の結果一覧である。浸漬水濃度が時間経過とともに、水没前の 46 号溶出量値に対して、どれくらいのレベルになるかをみると（表-4.1.2 のカッコ内の数字）、水没 28 日後以降も増加量が大きく、No.8 以外の全ケースで 91 日後までの間で倍増、91 日以降も測定した No.9 では、182～365 日後の期間に 15.8→43.6%、547 日後には 76.7% に達しており、長期間水浸すると、水没前の 46 号溶出量値のレベル

表-4.1.2 タンクリーチング試験結果一覧（浸漬水に溶出した六価クロム濃度）

	水没直前の 46 号 溶出量 (mg/L)	水没後の状況（上段：浸漬水の Cr ⁺⁶ (mg/L)，下段：()内は 46 号溶出量に対する％）							
		1 日後	7 日後	14 日後	28 日後	91 日後	182 日後	365 日後	547 日後
No. 1	0.73	0.02 (2.7)	0.06 (8.2)	0.09 (12.3)	0.11 (15.1)	0.21 (28.8)			
No. 2	0.92	<0.02 (<2.2)	0.02 (2.2)	0.08 (8.8)	0.09 (9.8)	0.18 (19.6)			
No. 3	3.05	0.11 (3.6)	0.24 (7.9)	0.32 (10.5)	0.48 (15.7)	1.05 (34.4)			
No. 4	2.40	0.09 (3.8)	0.16 (6.7)	0.20 (8.3)	0.28 (11.7)	0.56 (23.3)			
No. 5	3.50	0.09 (2.6)	0.25 (7.1)	0.31 (8.9)	0.42 (12.0)	0.86 (24.6)			
No. 6	1.08	0.16 (14.8)	0.18 (16.7)	0.12 (11.1)	0.13 (12.0)	0.38 (35.2)			
No. 7	1.22	0.03 (2.5)	0.02 (1.6)	0.04 (3.2)	0.05 (4.1)	0.19 (15.6)			
No. 8	4.29	0.033 (0.8)	0.041 (1.0)	0.046 (1.1)	0.064 (1.5)	0.086 (2.0)	0.39 (9.1)		
No. 9	1.33	0.036 (2.7)	0.049 (3.7)		0.057 (4.3)	0.14 (10.5)	0.21 (15.8)	0.58 (43.6)	1.02 (76.7)

に接近する傾向がみられた。

φ5×10cm のケース (No. 1～5) に着目すると、原汚染土レベル、水没前溶出レベルなどの条件により、浸漬水濃度の絶対値は異なるが、水没前の 46 号溶出量値の比率では（表-4.1.2 のカッコ内の数字）、14 日後で 8.3～12.3%、28 日後で 9.8～15.1%、91 日後で 19.6～28.8% と大体似かよった溶出経過をとる。ただし、No. 3 ではセメント量が 50kg/m³ と少なく、溶出抑制効果が低くなっているためか、91 日後が 34.4% と他の 4 ケースより高い傾向がみられる。

次に、表面積ないし体積の水準を変化させた No. 6～9 に着目すると、No. 8（40cm 立方体：表面積/体積=0.15）と No. 9（15cm 立方体：表面積/体積=0.40）の溶出水準（表-4.2.2 のカッコ内の数字：水没前の 46 号値の比率）が低い。No. 8 は No. 1, 2, 4, 5（φ5×10cm：表面積/体積=1.00）の 1/3～1/10 レベルで推移し、91 日後で 2.0%、182 日後でも 9.1% にとどまる。No. 9 も同様に 1/3～1/2 レベルで推移し、91 日後に 10.5%、182 日後は 15.8% となっているが、No. 8 よりは高めの数値

を示す。

No. 7（8 分割体：表面積/体積=2.40）については、No. 1, 2, 4, 5 と水準が接近しているためか、明確な差異はみられなかった。逆に No. 6（ほぐし状態）では接触表面積が大きいいため、1 及び 7 日後の段階で 15% を超える溶出 (No. 1, 2, 4, 5 の 2 倍程度の%) がみられた。ただし、14, 28 日後は一旦溶出した六価クロムが、ほぐし処理土と浸漬水との水和反応で再固定化されたと思われる、浸漬水濃度の低下（11.1 及び 12.0%）がみられた。

これらのことは、タンクリーチングの溶出特性には、表面積など水との物理的な接触条件が大きく関与しており、表面溶出の原単位を与える場合には、単位体積当たりの接触面積のような、形状寸法の効果を消去できる指標を考慮する必要があることを示している。

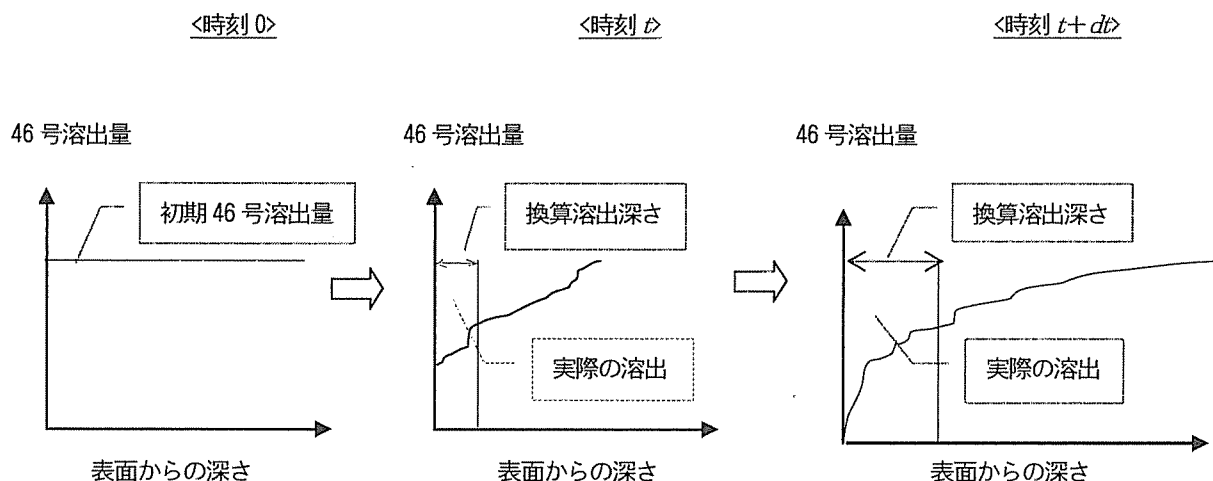
(3) 「換算溶出深さ」の概念の提案と検証

前節 (2) で得られた結果をもとに、下記に示す「換算溶出深さ」という概念を提案し、タンクリーチング水濃度の解釈を行なった。さらに、こ

れを裏付けるため、No.8 (一辺 15cm の立方体) と No.9 (一辺 40cm の立方体) については、測定最終日の供試体に対して切り出しを行い、固化体内部の六価クロム含有量及び溶出量分布を確認した。

実際の浸漬溶出のメカニズムは図-4.1.3 に示すように、表面から浸潤が始まり、最初は外部水との濃度勾配で重金属が溶出、浸潤が徐々に内部

に進行して濃度勾配域が拡大し、一定深度まで溶出が継続するものである。溶出が止まる要因としては、①内部まで浸潤しなくなる、②濃度勾配が低下する、③固体内での移行阻害（吸着など）が卓越する、④溶出物質が枯渇する、などが挙げられる。



縦軸、初期46号線、固体内の溶出量値分布曲線で囲まれた面積＝□換算溶出深さ×初期46号値

図-4.1.3 浸漬溶出の進行と「換算溶出深さ」の概念

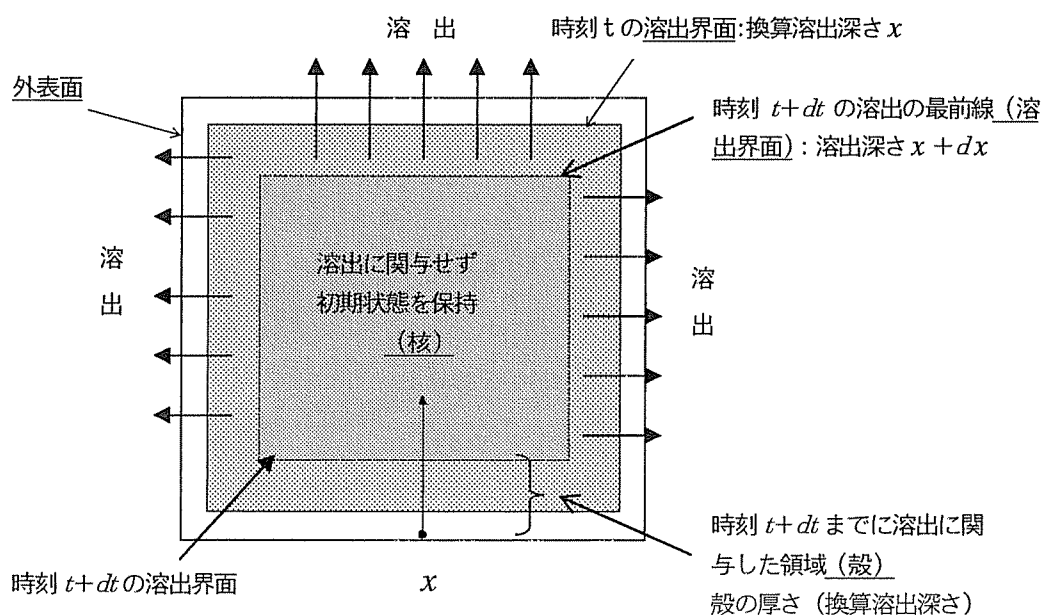


図-4.1.4 「換算溶出深さ」の算定方法について

このような現象を、単純にモデル化するため、図-4.1.3 及び図-4.1.4 に示すような「換算溶出深さ」(つまり、殻の厚さ)という概念を導入した。

「換算溶出深さ」の算定にあたっては、「①成型体内の汚染レベル(環境庁告示 46 号溶出量値)は均一である。」「②どの部位でも外表面から同一深度まで溶出が進行する。」「③外表面から溶出界面までの範囲(殻)は 46 号法と同水準(成型体 100g 当たり 46 号値の質量)まで溶出すると出渇らしになる。」「④それより内部(核)は溶出に参与しない。」の 4 点を仮定している。

算定基礎式は式(4.1.1)に示すとおり、換算溶出深さの増分に相当する成型物から、100g 当たり 46

号溶出量値 $m(\text{mg}/100\text{g})$ の対象物質が順次溶出する現象を定式化したもので、円柱の場合は式(4.1.2)、立方体の場合は式(4.1.3)となる。仮に換算溶出深さが成型体寸法に比べて十分小さければ、溶出界面の面積 A は溶出深さ x によらず一定と近似でき、二次微小量及び三次微小量の項を無視できる。これらの式より、浸漬水濃度 C と水没前の 46 号溶出量 C_0 の比 (C/C_0) は、全体積のなかで溶出に参与した体積(図-4.1.4 に言う「殻」の体積)の比率を表すこととなり、全域が「殻」となる時に、 $C/C_0=1$ (浸漬水濃度が水没前の 46 号溶出量と等しく)となることがわかる。

$$\frac{m \frac{\rho A dx}{100}}{m \frac{\rho V_0}{100}} = \frac{dC}{C_0} \quad \Rightarrow \quad \frac{\int_0^x A dx}{V_0} = \frac{\int_0^C dC}{C_0} \quad \dots \dots (4.1.1)$$

m : 100g 当たりの溶出上限値 (mg/100g : 環境庁告示 46 号溶出量値 C_0 と等しいと仮定)

$H = \lambda r_0$. r_0 : 成型円柱体底面の半径 (cm) λ : 成型円柱体の高さとの半径の比

C_0 : 水没前の試料の 46 号溶出量値 (mg/l) C : 時刻 t の浸漬水濃度 (mg/l)

<円柱の場合> : (4.1.2) を満たす x が換算溶出深さ

$$\left(\frac{x}{r_0}\right)^3 - \frac{1}{2}(\lambda + 1)\left(\frac{x}{r_0}\right)^2 + (\lambda + 1)\left(\frac{x}{r_0}\right) = \frac{1}{2}\lambda\left(\frac{C}{C_0}\right) \quad \dots \dots (4.1.2)$$

$H = \lambda r_0$. r_0 : 成型円柱体底面の半径 (cm) λ : 成型円柱体の高さとの半径の比

C_0 : 水没前の試料の 46 号溶出量値 (mg/l) C : 時刻 t の浸漬水濃度 (mg/l)

<立方体の場合> (4.1.3) を満たす x が換算溶出深さ

$$\left\{1 - 2\left(\frac{x}{L_0}\right)\right\}^3 = 1 - \left(\frac{C}{C_0}\right) \quad \dots \dots (4.1.3)$$

L_0 : 成型立方体の一辺の長さ (cm) x : 換算溶出深さ (cm)

C_0 : 水没前の試料の 46 号溶出量値 (mg/l) C : 時刻 t の浸漬水濃度 (mg/l)

表-4.1.3 タンクリーチング試験における換算溶出深さの算定結果及びプロセス (No.5,8,9)

	No.5			No.8		
	供試体の寸法形状 $\phi 5 \times 10 \text{cm}$			供試体の寸法形状 $40 \times 40 \times 40 \text{cm}$		
	水没前の 46 号溶出量 : C_0 3.50mg/ℓ			水没前の 46 号溶出量 : C_0 4.29mg/ℓ		
経過時間	浸漬水濃度 α (mg/ℓ)	総溶出量 (mg)	換算溶出深さ x (cm)	浸漬水濃度 α (mg/ℓ)	総溶出量 (mg)	換算溶出深さ x (cm)
1 日後	0.09	0.34	0.03	0.033	40.9	0.06
3 日後	0.12	0.46	0.03	0.044	54.6	0.08
7 日後	0.25	0.95	0.07	0.041	50.8	0.08
14 日後	0.31	1.18	0.09	0.046	57.0	0.09
28 日後	0.42	1.60	0.13	0.064	79.4	0.12
91 日後	0.86	3.27	0.27	0.086	107.3	0.13
182 日後	—	—	—	0.39	483.4	0.61
	No.9			<備考> ・ 総溶出量 : 浸漬水濃度×浸漬水体積 ・ 浸漬水の体積 No.5: 3,880cm³, No.8: 1,248,000cm³, No.9: 61,400cm³ ・ No.5,8,9 は同一試料の同一締固め条件, ・ No.8 は 182 日後に切り出し, No.9 は 547 日後に切り出しを行い, 六価クロム溶出及び含有量の深度分布を測定		
	供試体の寸法形状 $15 \times 15 \times 15 \text{cm}$					
	水没前の 46 号溶出量 : C_0 1.33mg/ℓ					
経過時間	浸漬水濃度 α (mg/ℓ)	総溶出量 (mg)	換算溶出深さ x (cm)			
1 日後	0.036	2.2	0.07			
3 日後	—	—	—			
7 日後	0.049	3.0	0.09			
14 日後						
28 日後	0.057	3.5	0.11			
91 日後	0.14	8.6	0.27			
182 日後	0.21	12.9	0.42			
365 日後	0.58	35.6	1.31			
547 日後	1.02	62.7	2.89			

表-4.1.3 は No.5,8,9 に式 (4.1.2) ないし式 (4.1.3) を適用して、換算溶出深さを計算した結果である。3 者の浸漬水濃度は各々異なるが、換算溶出深さで比較するとほぼ同レベルで推移している。その状況を見ると 7~14 日後に 0.07~0.09cm、28 日後に 0.11~0.13cm、91 日後は 0.27cm (No.8 の進行がこの時間帯は鈍っているが) となっている。182 日後以降は No.8 と 9 の測定データとなり 0.4~0.6cm、365 日後以降は No.9 のみの測定となり、365 日後は 1.31cm、547 日後に 2.89cm に達している。365 日以降、溶出深さの増加が速くなっているが、これは溶出界面の形状が、実際には立方体表面から角がとれた、球面に近い形状

に変化し、計算の前提としている立方体の場合に比べて、特に隅角部で界面が進行し易くなった影響と推定される。

写真-4.1.1 は No.8 ($40 \times 40 \times 40 \text{cm}$) 供試体の作成状況で、測定最終日 (No.8 は 182 日後, No.9 は 547 日後) に供試体を切り出し、六価クロムの溶出量 (46 号法の溶出量値) 及び含有量の深度分布を調べた。切り出し方法は図-4.1.5 のとおり、No.8 ($40 \times 40 \times 40 \text{cm}$) は面中央部 $20 \times 20 \text{cm}$ の領域を、0.5, 1.0, 1.5, 3.0, 5.5 cm の各深度でスライス、No.9 ($15 \times 15 \times 15 \text{cm}$) についても、面中央部 $10 \times 10 \text{cm}$ の領域を表面から 0.5cm 刻みでスライスした。

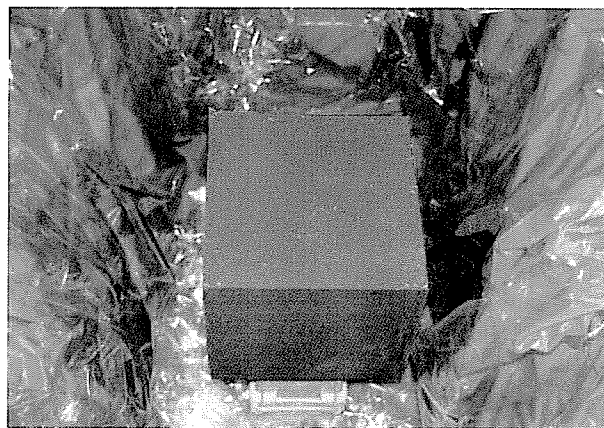
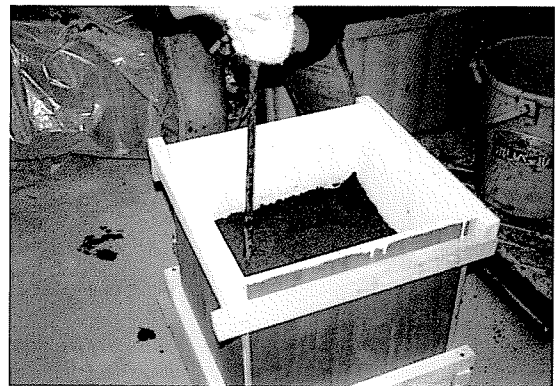


写真-4.1.1 No. 8 (40×40×40cm) の供試体作成状況

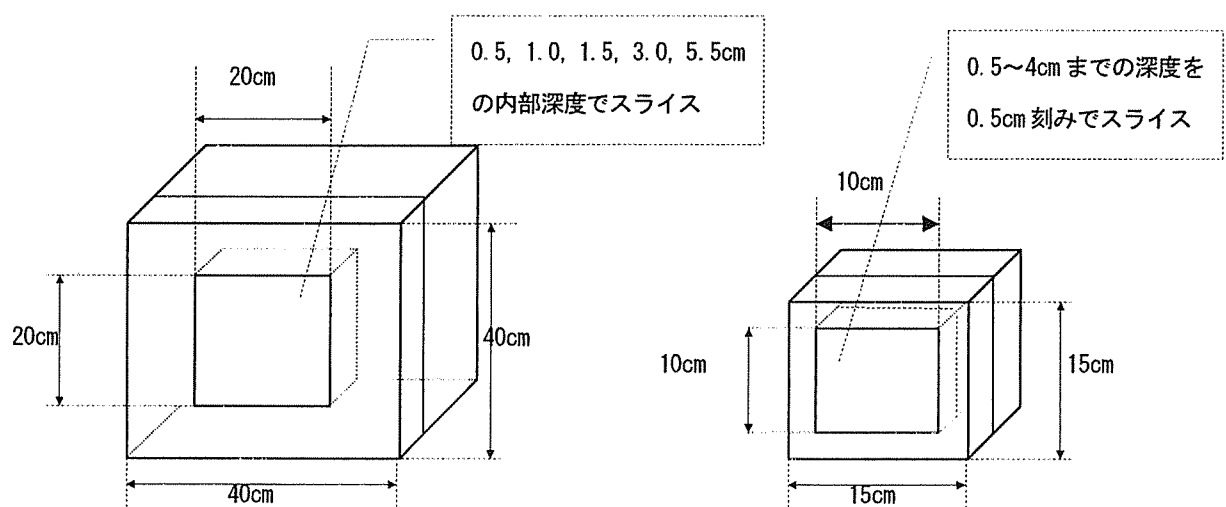
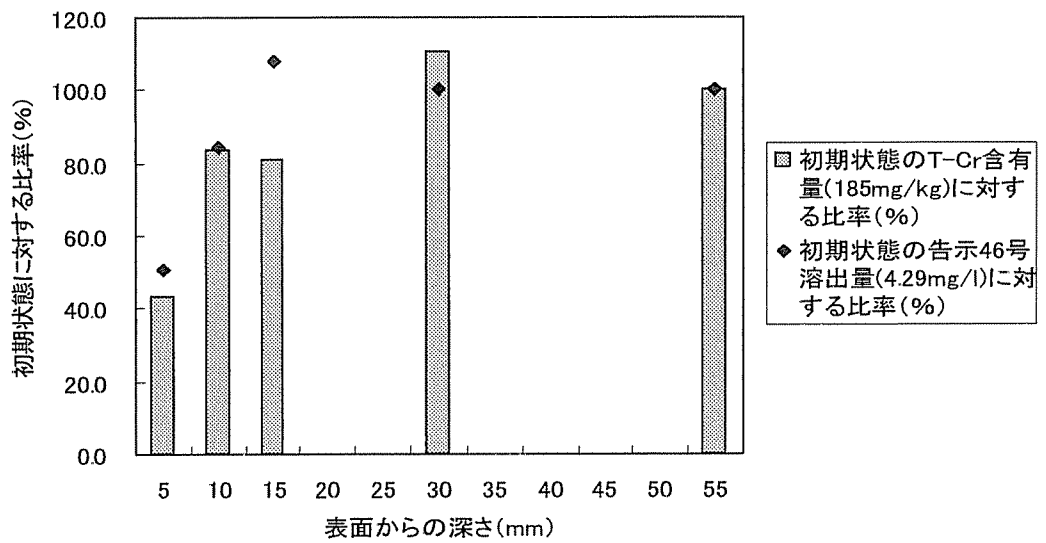
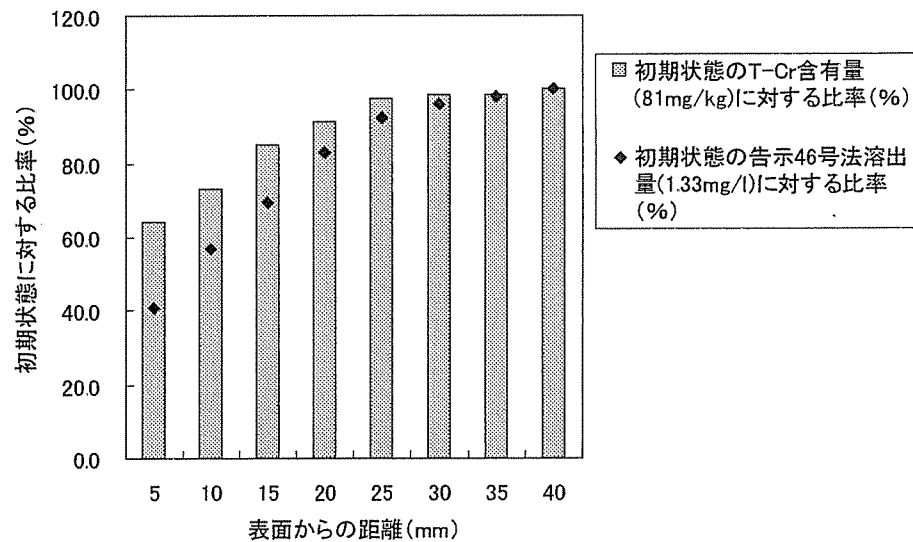


図-4.1.5 No. 8 (40×40×40cm) 及び No. 9 (15×15×15cm) の切り出し方法



(a) No. 8 の切り出し結果 (40×40×40cm, 182 日後)



(b) No. 9 の切り出し結果 (15×15×15cm, 547 日後)

図-4.1.6 タンクリーチング供試体の切り出し検証結果 (No. 8, No. 9)

図-4.1.6はそれらの結果を示しており、No.8（一辺40cmの立方体）では、外表面から1.5cm程度の範囲内で、初期溶出量あるいは含有量の直線的な低下がみられた。また、No.9では3cm前後のところまでが低下域であることが確認された。浸漬水中の六価クロム濃度から算定した六価クロムの質量と、切り出し供試体の溶出量値から算定した六価クロムの質量とで質量収支を比較すると、No.8では浸漬水中で487mgに対して切り出し供試体では494mgとほぼ整合し、No.9では浸漬水中で62mgに対し切り出し供試体で35mgとなった。切り出し供試体の含有量についてみると、No.8では浸漬水中の六価クロムの約4倍が、No.9では約3倍が離脱した結果を示した。質量収支に誤差がみられるものの、含有量や46号溶出量値の低下は浸漬溶出によると考えられ、No.8では換算溶出深さ（0.61cm）の2～2.5倍まで、No.9では換算溶出深さ（2.89cm）程度が溶出に関与したと判断される。換算溶出深さの算定では、殻内の濃度勾配を無視している（殻内全域で出渇らしになると仮定している）点などを勘案すれば、固化体の内部の大体どの範囲までが溶出に関与し、どの程度の物質が溶出したかが、このモデルにより評価できると考えられる。

このように、タンクリーチング試験は、46号溶出量値を基礎データとすることにより、固体内で最大溶出可能量（環境庁告示46号値レベル）を保持できない領域（図-4.1.4に言う「殻」）が拡大する経過、溶出物質の時間推移がわかる方法と言える。実大の固形体表面に発生濃度を与える際には、①タンクリーチング試験を行なって浸漬水濃度歴を取得、②各時間帯の換算溶出深さ（溶出界面の位置）を算出、③換算溶出深さの増分（殻の領域の拡大分）に相当する溶出質量を算出、④溶出質量を成型体内部の固液比で濃度換算する、などの手順が提案できる。また、溶出質量に対する液量（溶媒量）として、周辺地盤の含水量を充てる方法が考えられる。砂地盤の場合は含水比が約20%（固液比換算で1:0.2程度）で、タンクリーチングの1/50倍ほどの比率となる。したがって、地下水に開放された時の濃度は、浸漬水濃度の50倍レベルになると推定される。ただし、溶出濃度を実測して検証するには至っておらず、その確認は、今後の検討課題として残された点を付記しておく。

また、タンクリーチング法の改善点として、①平板状の供試体をタンク容器の底面にセットするなどの方法により、換算溶出深さを一次元的な形状のもとで算定できるよう簡素化したり、形状保持が難しい被検体への対応を図る、②データ確保に長期を要するため、予めいろいろな試料（固化処理土、岩塊、リサイクル材等）で換算溶出深さの標準値を蓄積しておき、実地で46号溶出量を代入するだけの対応にしておく。」などが必要と考えられる。

4.1.3 溶出特性把握に関するまとめ

汚染源からの溶出特性（溶出濃度、溶出時間、溶出総量）は、移流分散解析を用いて計算を開始するための前提条件となるものである。本節ではこうした重要性に鑑み、地下水下に水没した難透水性の汚染領域や固形体の浸漬溶出に関して、タンクリーチング試験による実証検討を行った。その結果、以下の知見が得られた。

- 1) 浸漬溶出特性を把握する方法として、成型試料を固液比1:10の浸漬水に水没させ、浸漬水濃度を測定するタンクリーチング試験がある。しかし、測定される浸漬水濃度に、体積や表面積などの水との接触条件の影響が介入し、同固液比の下でも濃度値が変わることが確認された。
- 2) 「換算溶出深さ」という概念を導入することにより、スケールや形状によらず溶出領域が、徐々に内部に進行する過程を再現できた。換算溶出深さは、汚染土壌のセメント固化処理体が水没した場合、91日で表面から約0.3cm、365日で約1.3cm、547日で約2.9cmとなり、溶出が関与する大まかな内部の範囲、ケースごとの大小を評価できることが確認された。
- 3) 固形体表面に発生源濃度を与える手法として、①タンクリーチング試験より浸漬水濃度歴を取得、②各時間帯の換算溶出深さを算出、③換算溶出深さの増分に相当する溶出質量を算出、④溶出質量を周辺地盤の固液比（含水比相当）で濃度換算する、などの手順を提案した。
- 4) 即応性の観点から、いろいろな固形体で換算溶出深さの標準値を蓄積し、実地では46号溶出量を代入するだけで済ます必要がある。さらに、タンクリーチングの実施に当たって、供試体を一次元的な形状にすることによって換算溶出深さの算定を簡素化する、形状保持が難しい固形体への対応を図る等の配慮が必要である。

4. 2 予測に用いる分散長の決定法

4. 2. 1 分散長決定の現状と問題点

水溶性汚染の影響予測の際に必要な、分散長決定に関する現状と問題点は、以下のように整理できる。

- 1) 分散とは濃度前線が前方へなだらかに広がる現象を言う。移流分散基礎式のなかでは、拡散分散項が分散特性を表現しており、溶質濃度拡散と流体力学的分散とから成る。建設実務で問題とする実流速の場合には、溶質濃度拡散は無視できるほど小さく、拡散分散項は流体力学的分散係数 D_h と考えてよい。流体力学的分散係数 D_h は間隙流速（実流速）にほぼ比例し、一般にその比例定数が分散長と呼ばれている（前述 2. 2. 1 の式（2. 2. 1(a））を参照）。分散長のうち流速方向のものを縦分散長 α_L 、それと直角方向の分散長を横分散長 α_T 、横分散長/縦分散長を縦横分散比 α_T/α_L と称している。間隙率分布等の不均質性が介在しない小規模なスケールであれば、分散長はレイノルズ数と実流速の関数で表され、平均粒径に近い値と言われている¹⁴⁾。
- 2) しかし、実際には空間的に間隙率が変化するなどの地盤の不均質性が存在するため、分散長は観測規模 L （前述 3. 1. 3 で述べた移行規模 $V_r t/R_d$ ）が大きくなるにしたがって増大する。これにより、野外では室内実験で得られる分散長よりもはるかに大きな値を取る^{14), 15)}。実務ではこのようなスケール効果の影響が卓越していると考えられている。
- 3) スケール効果に関しては、Neuman, Moujin Xu, Beims などにより、統計的に導かれた図表ないし相関式が提案されている^{16), 17)}。Neuman はスケール 100m 以内では $\alpha_L=0.0175L^{1.46}$ （単位は m）という関係式を示している。Beims は過去の観

測事例（60cm～10000m）を整理している。表 4. 2. 1 はそれらの移行規模と縦分散長の状況である。Moujin Xu は縦分散長の増加の度合いは距離とともに逓減し、1000m を超えると著しく鈍化すると指摘している。文献値にばらつきがあるのは、実流速の把握精度の信頼性がデータ間で異なることが一因と考えられる。また、縦横分散比 α_T/α_L については 1/10～1/30 とされる場合が多いものの、実流速の把握精度が低い場合には 1/3～1/5 を使用すべきとの見解もある^{14), 17), 18)}。

- 4) これまで国内外の研究者によって、カラム試験や模型実験などによる縦分散長や縦横分散比の実測例は多い¹⁹⁾。しかしながら、同一地盤材料の下で観測規模、汚染物質の特性（種類、流速、濃度、初期条件）などの設定を変えながら系統的に実証した事例はみられない。特に、5m を超える規模で実際に揮発性有機化合物を使って大型実験を行い、縦横分散比の同定まで試みた事例はない。
- 5) 分散長にはスケール効果があるため、小規模な室内試験で求めることができない。仮に実測で取得するとすれば、実大規模の大型実験ないし野外フィールドで測定した濃度歴を、移流分散解析プログラムで同定する以外に方法はない。しかし、同定には全長各所で地下水流速分布の把握が前提となるほか、透水性の低い地盤では測定データ確保に年月単位の長期間を要すなどの問題がある。そのため、既存文献値の使用に頼らざるを得ず、文献値の表示精度、値の安定性や再現性を検証しておくことは大きな課題となっている。公共工事で遭遇する地盤汚染においては、比較的近距离内での影響予測の要請が高いことから、10m 以内のスケールでの検証を実施しておくことは有意義であると考えられる。

表 4. 2. 1 Neuman 及び Beims の知見における移行規模と縦分散長

移行規模	60cm	1m	2m	5m	10m	100m	1,000m	10,000m
Neuman による縦分散長	0.83cm	1.8cm	4.8cm	18cm	50cm	14.5m	—	—
Beims による縦分散長	約 1cm	約 3cm	約 4cm	約 10cm	約 30cm	約 3m	約 10m	約 50m

4.2.2 小型カラム試験での縦分散長の同定

(1) 破過試験及び縦分散長同定の方法

図-4.2.1 のような試験装置系に、砂（茨城県美浦産：表-4.2.2 参照）を充填し飽和させた小型カラム（ $\phi 9$ ないし $2\text{cm} \times h 30\text{cm}$ ）をセットし、1,1,1-トリクロロエタン、塩水六価クロム、ヒ素、の水溶液に対して、初期状態、濃度、流速の設定を変えた破過試験を実施した。試験ケースは表-4.2.4 に示す総計 23 ケースである。このうち、初期状態の設定については、試料土中の溶質濃度ゼロの状態から一定濃度の溶液を与える投与過程（合計 16 ケース）と、試料土内の溶質濃度を所定値にした状態から淡水を流す洗浄過程（合計 7 ケース）の大きく 2 過程とした。また、流速設定については実流速を $0.5 \sim 50\text{m/d}$ の範囲で変化させ、溶質濃度は塩水で 4 レベル（100, 200, 500, $1,000\text{mg/l}$ ）、1,1,1-トリクロロエタンで 2 レベル（58, 300mg/l ）、六価クロムとヒ素はレベル（ 100mg/l ）とした。そして、他端面から流出してくる溶液濃度の時刻歴（破過曲線）を測定し、濃度分布理論解による同定から縦分散長を求めた。

カラム試料土の充填に際しては、含水比と重量を管理することにより、間隙率や透水係数になるべくばらつかないよう配慮した。試料土の透水係数はカラム底面より淡水を定流量注入し（マイクロポンプで圧送）、上面からの流出状況が定常化したのち、流出量、注入圧、カラム長及び断面積から算出した。有効間隙率については、塩水の通過時間（与えた濃度の 0.5 倍濃度が流出するまでの時間）から実流速 V_r を求め、断面流速（ダルシー流速） V_d との比率を計算した。その結果、間隙率とほぼ等しいことが確認されたため、これを有効間隙率とした。

溶液については六価クロムとしてニクロム酸カリウムを、ヒ素としてヒ酸カリウムを用い、所定

濃度まで脱気水に溶解させた。濃度測定法は塩水は電気伝導度、六価クロムとヒ素は原子吸光光度法、有機塩素系化合物はガスクロマトグラフによった。なお、試料砂に含有される自然由来のナトリウムが濃度測定の外乱要因とならないよう、事前に十分な内部通水を行った。

2.2.2 でも述べたように、一次元の移流分散基礎式を、定常流れ場（ V_r ：実流速一定）及び上流側境界溶質濃度が一定という条件下で解くと、境界線からの下流端面までの距離： x ，時間： t として、試料土中の物質濃度ゼロの状態から、一定濃度 C_0 の溶液を与える投与過程では式 (4.2.1 a)、試料土中の濃度 C_0 の状態から、濃度ゼロの水を与える洗浄過程では式 (4.2.1 b) で表される。これらに測定濃度値と時間を入力し、最小自乗法により拡散分散係数： D_L と遅延係数： R_d を同定した。そして、同定された D_L/V_r より分散長 α_L を求めた。

(2) 一次元理論解から得られた縦分散長

表-4.2.3 にこれら入力値と同定値を示す。本試験で得られた拡散・分散係数は、いずれのケースとも $10^{-2} \sim 10^{-4}\text{cm}^2/\text{s}$ のオーダーとなっており、濃度拡散係数のオーダー（ $10^{-6}\text{cm}^2/\text{s}$ ）を大きく上回る。ここで発生した拡散・分散現象は流体力学的分散によるものと考えられる。

塩水、六価クロム、ヒ素、1,1,1-トリクロロエタンなどの溶液の種類、試験方法（投与過程と洗浄過程）、濃度レベル、実流速（ $0.5 \sim 50\text{m/d}$ 程度）によって、特異なばらつきはみられず、縦分散長 α_L は概ね $0.3 \sim 1\text{cm}$ の安定した値が得られた。23 ケースの平均値は 0.61cm となり、Neuman の縦分散長値（長さ 30cm 規模で 0.30cm ）とほぼ一致した。また、吸着現象のため遅延係数 R_d が六価クロムで 3~5 程度、ヒ素で 10 程度が確認された。

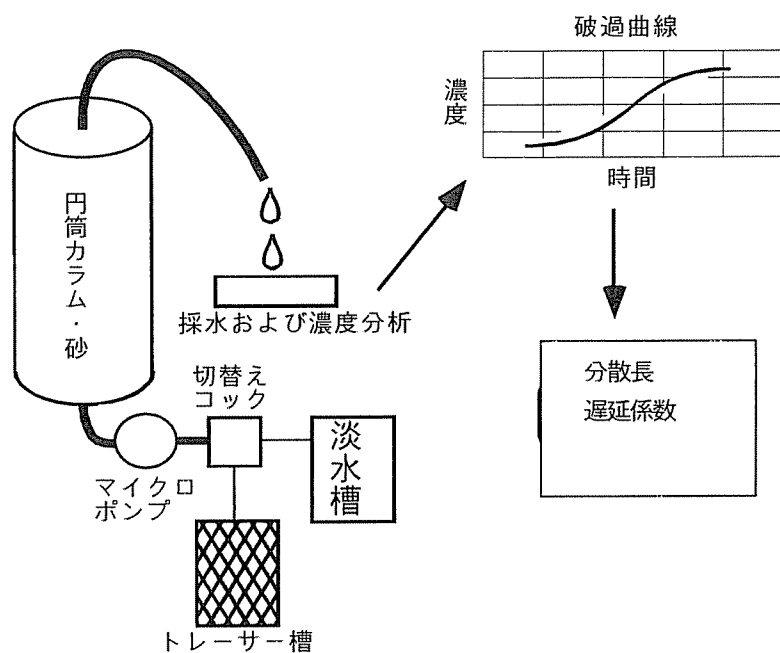


図-4.2.1 小型カラム試験の概要

表-4.2.2 小型カラム試験に用いた試料土

砂（茨城県美浦産）		
自然含水比		5.2%
粒 度	礫 分	6%
	砂 分	91%
	シルト分	3%
	粘土分	—
pH		5.1
有機物含有量		0.68%
CEC（陽イオン交換能）		771mg/kg 乾量

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x - V_r t}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] + \frac{1}{2} \exp(V_r x / D) \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x + V_r t}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] \quad (4.2.1a)$$

$$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x - V_r t}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] - \frac{1}{2} \exp(V_r x / D) \operatorname{erfc} \left[\frac{R_d x + V_r t}{2(DR_d t)^{\frac{1}{2}}} \right] \quad (4.2.1b)$$

C : 各位置での濃度, C_0 : 境界ないし初期濃度（投与過程の a 式ではカラム端面 $x = 0$ で与える濃度, 洗浄過程の b 式では $t=0$ のカラム内全域の初期濃度）, x : 端面からの距離,
 erfc : 余誤差関数

表-4.2.3 小型カラム試験ケース，試験条件，試験結果一覧

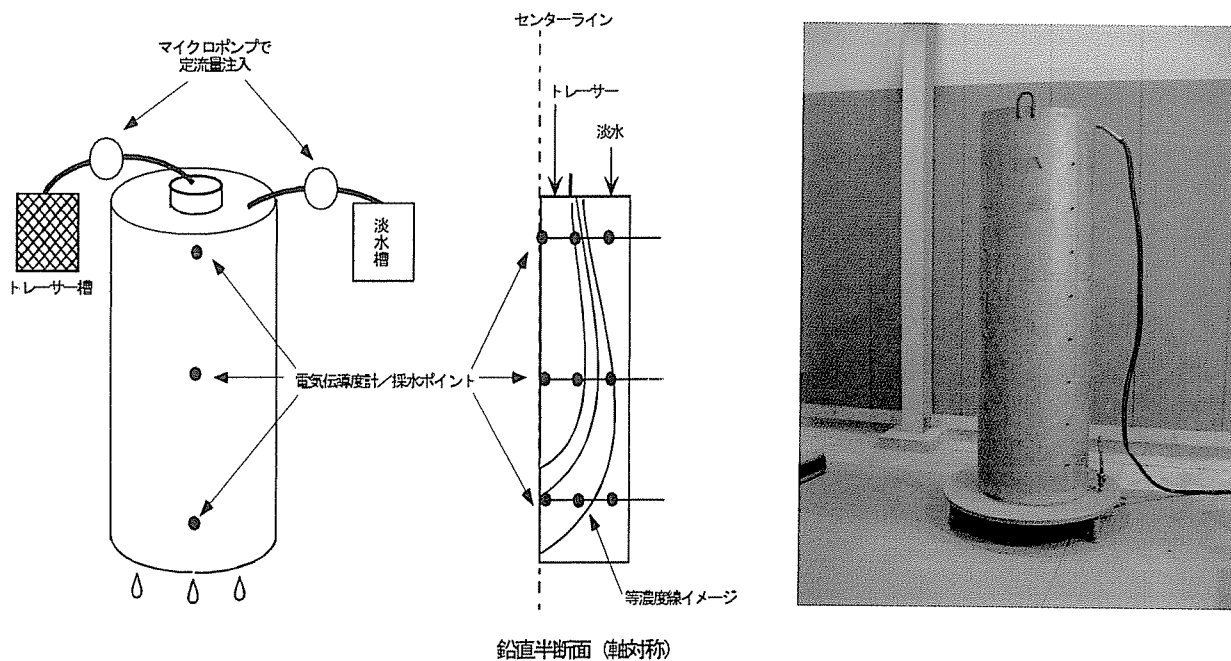
	物質及び濃度		ケース No.	実流速 V_r (m/d)	拡散-分散係数 D_L (cm ² /s)	縦分散長 α_l (cm)	遅延係数 R_d
投与過程	1,1,1-トリクロロエタン 58mg/ℓ		No. 1	0.794	3.80×10^{-4}	0.41	1.00
			No. 2	5.96	6.07×10^{-3}	0.88	
			No. 3	16.2	5.45×10^{-3}	0.29	
	塩 水	500mg/ℓ	No. 4	0.695	2.25×10^{-4}	0.28	
			No. 5	14.9	6.48×10^{-3}	0.38	
			No. 6	56.6	4.17×10^{-2}	0.64	
		200mg/ℓ	No. 7	32.6	1.81×10^{-2}	0.48	
			No. 8	2.4	7.07×10^{-4}	0.26	
			No. 9	9.9	7.90×10^{-3}	0.69	
		1,000mg/ℓ	No. 10	28.0	9.72×10^{-3}	0.30	
			No. 11	1.7	2.77×10^{-4}	0.14	
			No. 12	10.4	3.51×10^{-3}	0.29	
	六価クロム 100mg/ℓ		No. 13	31.8	4.37×10^{-2}	1.19	3.00
			No. 14	2.1	1.92×10^{-3}	0.78	4.08
			No. 15	11.9	1.12×10^{-2}	0.82	5.52
	ヒ素 100mg/ℓ		No. 16	22.3	2.62×10^{-2}	1.01	10.3
洗浄過程	1,1,1-トリクロロエタン 300mg/ℓ		No. 17	3.19	2.26×10^{-3}	0.61	1.00
			No. 18	2.19	1.53×10^{-3}	0.61	
			No. 19	2.16	1.98×10^{-3}	0.79	
			No. 20	2.05	1.47×10^{-3}	0.62	
			No. 21	1.46	9.34×10^{-4}	0.52	
	塩水 100mg/ℓ		No. 22	2.19	2.62×10^{-3}	1.04	
			No. 23	2.05	2.55×10^{-3}	1.07	
平 均 (No.1～No.23)			—	—	—	0.61	—
<同定方法> 実測されたダルシー流速を有効間隙率で割って得た実流速 V_r, 流出比濃度 C, 時刻 t を式-4.2.1 に代入、最小自乗法を用いて拡散-分散係数 D_L, 遅延係数 R_d を同定、縦分散長 α_l を D_L/V_r にて計算。 <供試体の条件> ・使用カラム：No.1～16 はφ9cm×h30cm, No.17～23 はφ2.2cm×h30cm ・有効間隙率 n_e：0.38～0.47 ・透水係数 k：(No.1～6) 1.69×10^{-2}cm/s, (No.7～12) $3.30 \sim 8.50 \times 10^{-2}$cm/s, (No.12～17) $9.60 \times 10^{-3} \sim 1.70 \times 10^{-2}$cm/s, (No.17～23) 6.93×10^{-3}cm/s							

4.2.4 大型カラム実験での分散長の同定

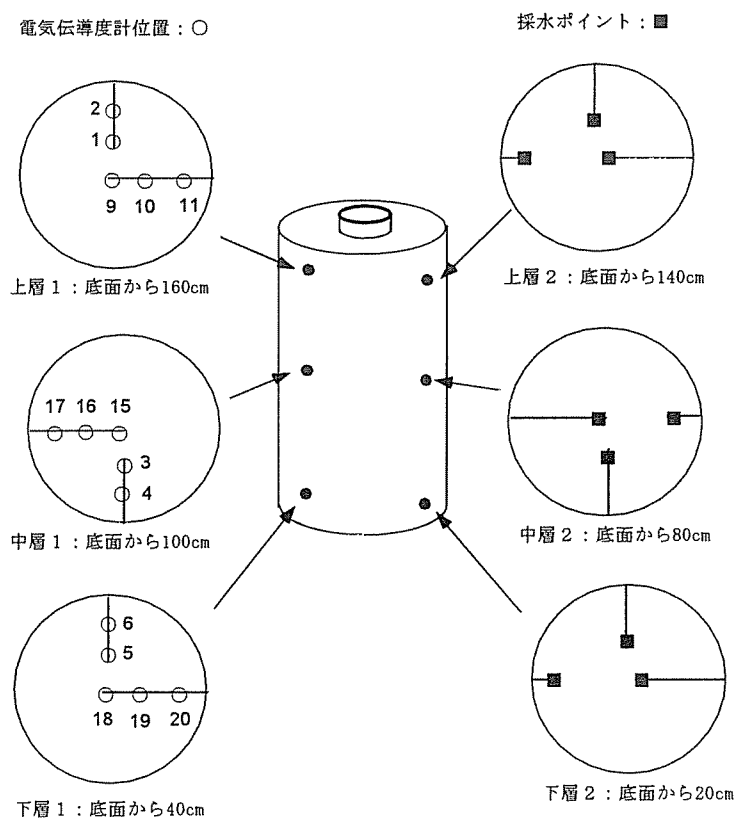
(1) 大型カラム実験及び同定方法

一般に拡散-分散現象は流速方向のみでなく、流速と直交する成分（横分散）も存在する。そこで、図-4.2.2(a)のような大型カラム試験装置（鋼製 $\phi 50\text{cm} \times h 165\text{cm}$ ）に流れ場を形成したのち、塩

水を注入し濃度分布変化を観測した。塩水の到達形状が紡錘形ないし電球形になると予想されるため、有限要素法の軸対称二次元解析プログラム（Dtransu-2D）を用いて、縦分散長と縦横分散比の同定を試みた。流れ場は $V_r=0.25\text{m/d}$ 、注入する塩水濃度は $10,000\text{mg/ℓ}$ とした。実験手順及び実施



(a) 概念図及び大型カラム写真 (鋼製 $\phi 50\text{cm} \times h165\text{cm}$)



(b) 比抵抗 (電気伝導度) センサー及び採水ポイントの位置

図-4.2.2 大型カラム実験の概要

上の留意点として、小型カラムと同一の砂試料(前述 表-4.2.2)を、ほぼ 30cm ごとに踏み固めながら大型カラムに充填し、最終的に間隙率 $\mu=40\%$ 程度に仕上げた。試料砂に含有される自然由来のナトリウムなどを、内部通水によって十分に掃流し、濃度測定に支障が出ないよう配慮した。

また、大型カラムは流れ場として $V=0.25\text{m/d}$ となるよう淡水を注水、中心部の円形断面($\phi 5\text{cm}$)からは、塩水 ($10,000\text{mg/l}$) をマイクロポンプで同速度となるよう定流量注入した。塩水濃度分布の測定については、採水時に流れ場が攪乱されないよう、図-4.2.2(b)に示す上・中・下 3 断面の原位置で地盤比抵抗を計測する方法によった。比抵抗センサー(電気伝導度計)は鋼棒の 3ヶ所に抵抗線を巻き、各深度(上面から 5cm, 65cm, 125cm)に計 15 点を設置した。設置にあたっては電気的な相互干渉を考慮し、カラム中心方向の設置間隔を 10cm、縦断面内で位置がそろわないような配置とした。

比抵抗値を塩水濃度に換算するため、カラム内の地盤を各濃度の塩水で飽和させ、予め地盤の比抵抗値と塩水濃度の対応関係を検定した。塩水濃度は図-4.2.2(b)に示すように、長さ 3 種類の採水管を各深度(底面から 140cm, 80cm, 20cm)、中心線から 0cm, 10cm, 20cm のポイント(計 9 点)で測定した。その結果、 $1,000\text{mg/l}$ 以下の範囲では比抵抗による濃度の測定感度は $1.6\ \Omega\text{m}$ で $1,000\text{mg/l}$, $2.4\ \Omega\text{m}$ で 300mg/l , $3.0\ \Omega\text{m}$ で 200mg/l , $5.8\ \Omega\text{m}$ で 100mg/l , $10.6\ \Omega\text{m}$ で 40mg/l であることが確認された。しかしながら、 $2,000\sim 10,000\text{mg/l}$ の範囲では比抵抗値が急激に変化したため($1.3\sim 1.2\ \Omega\text{m}$)、この濃度域の測定精度が低下することを念頭に計測に臨んだ。

軸対称二次元解析プログラム(Dtransu-2D)による縦分散長と縦横分散比の同定については、同定解析は鉛直及び水平方向ともに要素幅 1cm、時間刻み 10 分とし、実流速 0.25m/d のもとで、縦分散長 4 レベル(3~30cm)に対し縦横分散比を 7 あるいは 3 レベル($1/100\sim 1/1$)で入力し、計測データと最も近い組み合わせを目視確認することによって求めた。

(2) 軸対称二次元解析プログラムでの同定

各測点における比抵抗値の時間推移を図-4.2.3 に、いろいろな縦分散長と縦横分散比の組

み合わせによる同定結果を図-4.2.4 に示した。これによると、5 地点の比抵抗センサー(図-4.2.2(b)中の Channel 番号が測点 No.を表す)のうち、中心線上の No.9, 15, 18 の 3 測点塩水の到達による比抵抗値の明確な低下(濃度上昇)が認められた。図-4.2.3 によると上層の No.9 が約 4 時間後に $1.14\ \Omega\text{m}$ ($8,000\text{mg/l}$, 比濃度 80%相当)まで、中層の No.15 が約 30 時間後に $1.29\ \Omega\text{m}$ ($2,100\text{mg/l}$, 比濃度 21%相当)まで、下層の No.18 は約 50 時間後に $1.59\ \Omega\text{m}$ ($1,400\text{mg/l}$, 比濃度 14%相当)まで変化している。

中心線より 10cm 離れた測点(No.1, 3, 5 及び No.10, 16, 19)では、比抵抗値が徐々に低下する傾向がみられるが、 $3\ \Omega\text{m}$ (比濃度 3%に相当)を下回る比抵抗値は観測されなかった。このことから、比濃度 3%を超える塩水の広がり、高々半径 10cm の範囲内にとどまると推定される。また、中層及び下層部の No.3, 5, 16, 19 では、65 時間後に比濃度 1%相当の比抵抗値($5\sim 7\ \Omega\text{m}$)が計測された。しかし、初期値が既に 50mg/l 相当の比抵抗値を示す測点があるなど外乱要因も多いため、これを以って比濃度 1%の到達とみるのは難しいと考えられる。

Beims の知見によれば移行規模 $L=1.5\text{m}$ に対する縦分散長 $\alpha_L=5\sim 6\text{cm}$ 、Neuman 式($\alpha_L=0.0175L^{1.44}$ 単位:m)では $\alpha_L=3.2\text{cm}$ となる。これらを参考に軸対称二次元解析プログラムで、縦分散長: α_L 及び縦横分散比: α_T/α_L の組み合わせを同定した結果、定常化後の中心線上の濃度分布については、図-4.2.4 のように $\alpha_L=6\text{cm}$ の $\alpha_T/\alpha_L=1/10$ の適合性が最も高く、次いで $\alpha_L=3\text{cm}$ の $\alpha_T/\alpha_L=1/3, 1/10$ が良好であることがわかった。しかし、これら 3 ケースの横断面内の到達範囲については、比濃度 10%のコンター線が中心線から半径 8~10cm の範囲に及んでおり、比濃度 1%のコンター線は半径 10cm の領域を大幅に超える同定結果となった。

このように、実際には塩水の横断面内の広がり、解析結果よりもかなり狭い範囲にとどまることがわかった。しかしながら、今回の比抵抗法では横断面内の濃度が十分な精度で把握できず、縦横分散比の特定には至らなかった。この点については、次の 4.2.4 に述べる 1,1,1-トリクロロエタン溶液の大型土槽実験で、より定量精度の高い分析法を用いた検証に委ねることとした。

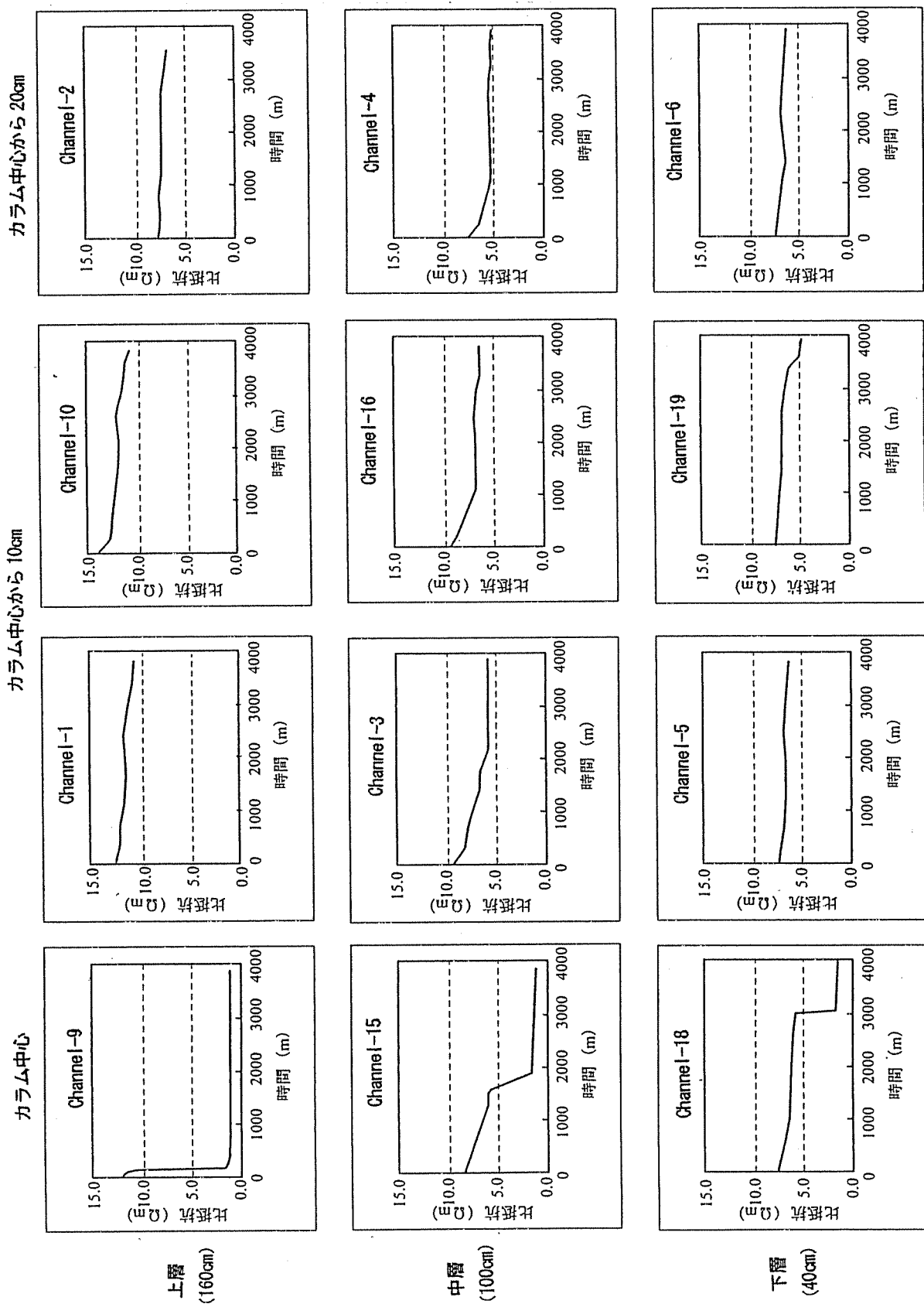
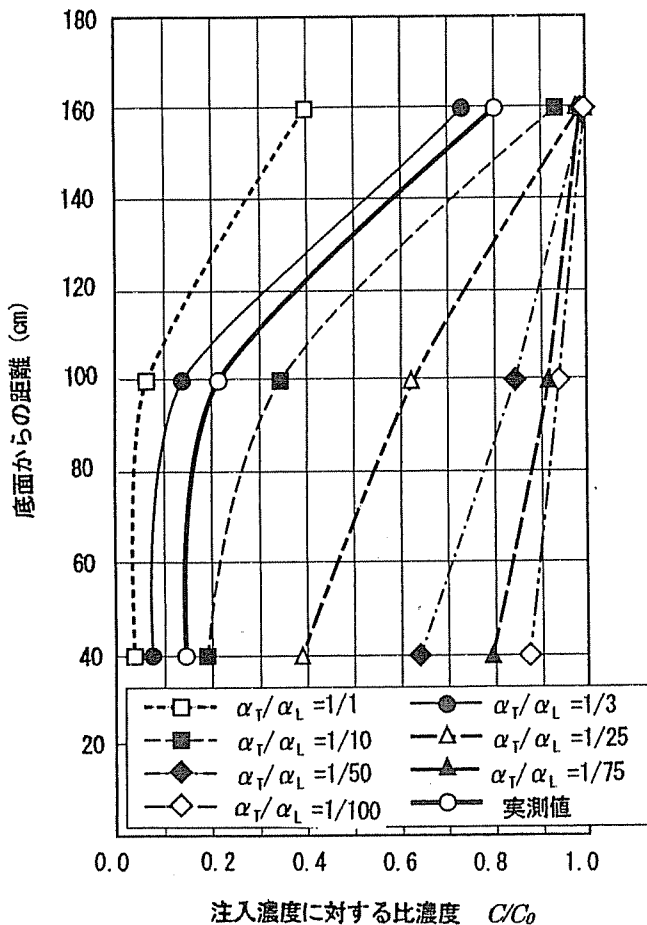


図-4.2.3 大型カラム内の各測定点における比抵抗の時間推移 (縦軸: Ω m, 横軸: 分)

定常状態における比濃度分布（縦分散長 $\alpha_L=3\text{cm}$ ）



定常状態における比濃度分布（縦分散長 $\alpha_L=6\text{cm}$ ）

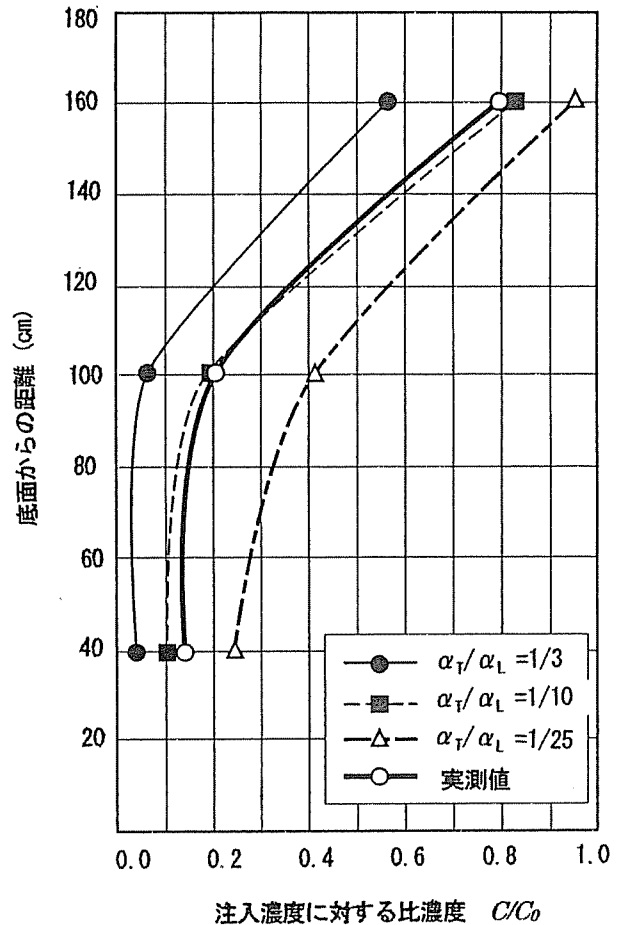


図-4.2.4 軸対称二次元解析を用いた大型カラム試験結果に対する分散長の同定（中心線上：No.9,15,18）,

4.2.4 大型土槽実験における分散長の同定

(1) 大型土槽実験及び同定方法

長さ 7m 規模の大型土槽の砂地盤内に地下水の流れ場を形成し、1,1,1-トリクロロエタン溶液を与えて濃度分布の推移を観測した。比較の意味で塩水についても同一条件下で観測し、軸対称二次元の移流分散解析プログラム (Dtsansu-2D) により、縦分散長と縦横分散比の組み合わせを同定した。実験ケースは表-4.2.4 に示すとおり、実流速 $V=1\text{m/d}$ に制御し両者の挙動比較を試みた。また、1,1,1-トリクロロエタンは透過性が高い物質であるため、大事をとり地面と隔離されたガラス土槽（図-4.2.5 参照：長さ 13m×奥行き 1m×深さ 3m の右半分を仕切ったもの）を使用した。

実験実施に当たってまず、大型土槽の模擬地盤として、前記の小型カラム試験及び大型カラム実

験と同じ材料、同じ条件で砂地盤（透水係数 $k=1.5 \times 10^{-2}\text{cm/s}$, 有効間隙率 $n_e=44\%$ ）を作製したのち、実流速 $V=1.0\text{m/d}$ 程度の地下水流を再現した。その際、実験施設の流量メーターと土槽内の流水断面積から、地盤の透水係数の確認を行った。

続いて、注入点（ $\phi=5\text{cm}$ の球形）から、調整塩水（10,000mg/l をアルコールで密度調整したもの）もしくは 1,1,1-トリクロロエタン溶液（58mg/l）を連続注入した。そして、 $L=1.0, 2.5, 4.0, 5.5\text{m}$ 離れた A, B, C, D 断面の測定点（図中○印）より、1 日当たり 1~2 回の割合で 215 時間（約 9 日間）採水し、溶液濃度を測定した。塩水の濃度分析は電気伝導度計（濃度分解能：300mg/l 程度：注入濃度の 3% 程度）、1,1,1-トリクロロエタンはガスクロ

表-4.2.4 大型土槽実験ケース一覧

	投与溶液	実流速 上段は目標値 ()は実施値	水質分析の方法
ケース 1	塩 水 10,000mg/ℓ アルコールを用い て密度調整	1.0m/d (0.96m/d)	<電気伝導度計> 採水地点は 28 地点とし、溶液投入から 12 時間もしくは 24 時間おきに、216 時間 (9 日間) が経過するまで実施する。
ケース 2	1-1-1 トリクロロ エタン溶液 58mg/ℓ	1.0m/d (1.10m/d)	<ガスクロマトグラフ> 採水地点は 28 地点とし、溶液投入から 12 時間もしくは 24 時間おきに、216 時間 (9 日間) が経過するまで実施する。
<大型土槽地盤の特性> 乾燥密度: 1.50t/m ³ , 飽和湿潤密度: 1.83t/m ³ , 間隙比: 0.77, 有効間隙率: 44% 透水係数: 1.5×10^{-7} cm/s, 土粒子比重: 2.66			
<流れ場の設定条件> 平均流水断面積: 2.69m ² , 断面流量: 800~970cm ³ /min, 動水勾配: 0.033			

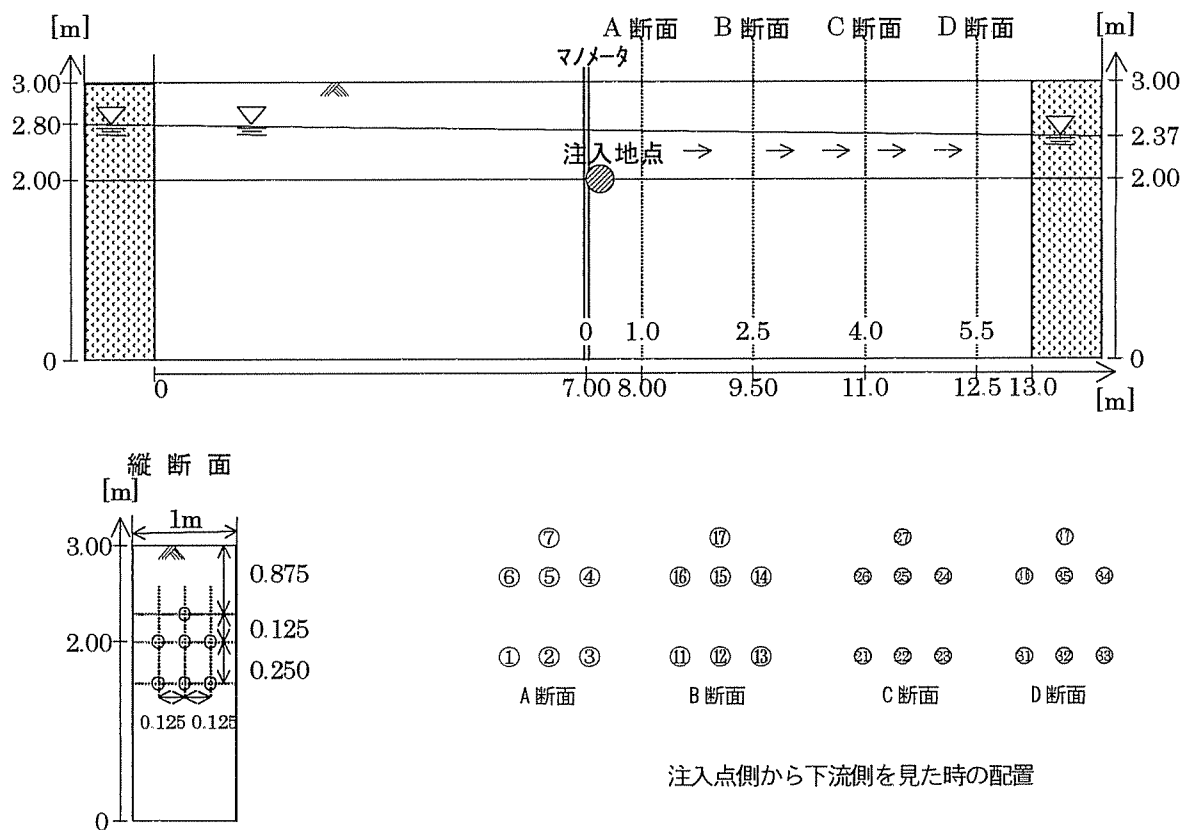


図-4.2.5 大型土槽地盤及び測定点

マトグラフ（検量下限値：0.005mg/ℓ：注入濃度の0.009%足らず）によった。

注入する塩水濃度は10,000mg/ℓとした。ただし、予備検討の際に密度流による沈降が確認されたため、アルコールによる密度調整を行った。また、1,1,1-トリクロロエタン溶液については、揮発によるロスが生じないよう、飽和溶解濃度（常温で約1,000mg/ℓ）を大幅に下回るレベル（58mg/ℓ）に濃度設定した。これを医療用点滴パックに充填し、パック内及び送液チューブ内に空間あるいは空隙が発生しないよう、また、揮発による濃度低下が生じないよう確認しながらポンプ圧送を行った。ポンプ圧送の流量は、注入点注入点で流れ場に開放された時に、土槽内の実流速（1.0m/d）と等しくなるよう調整した。

軸対称二次元移流分散解析プログラムを用いた同定では、流速方向1～1.5mごとに（移行規模の1/4～1/ピッチに）設定した前述A～D断面の中心点の濃度推移が良好に再現でき、そのなかで、断面内の到達範囲が最も近い縦分散長と縦横分散比の組み合わせを目視で特定した。

解析領域は予め7×4mとしており、要素分割は流動方向に10cmとし、これと直交する方向には、中央線の両側50cmまでは5cm、50cmから1mまでは10cm、1mから2mまでは20cmで要素分割を行った。幅1mの当ガラス土槽の解析では、中央線両側50cmのエリアを使用し、計算時間刻みは2時間とした。

（2）軸対称二次元移流分散解析プログラムで同定した縦分散長、縦横分散比

塩水ケースと1,1,1-トリクロロエタン溶液ケースとにおいて、土槽内で実測された濃度分布の推移を整理した。また、軸対称二次元移流分散解析プログラムを用いて同定した際に、適合性の高かった縦分散長と縦横分散比の組み合わせにおける濃度推移と濃度分布を求めた。

図-4.2.6(a)(b)中のプロットはそれぞれ、ケース1（塩水）及びケース2（1,1,1-トリクロロエタン）で測定された各断面中心点（No.5,15,25,35）における濃度推移（注入濃度に対する比濃度表示）を示す。表-4.2.5はケース2（1,1,1-トリクロロエタン）の全測点の濃度歴である。ケース2（1,1,1-トリクロロエタン）においては、A断面で約50時間後に比濃度25%が到達し定常化、B

断面では70時間後に比濃度15%が、C断面では約150時間後に比濃度9%が到達し定常化している。D断面では約200時間後に比濃度5%が到達した後、216時間までは漸増傾向が続いている。

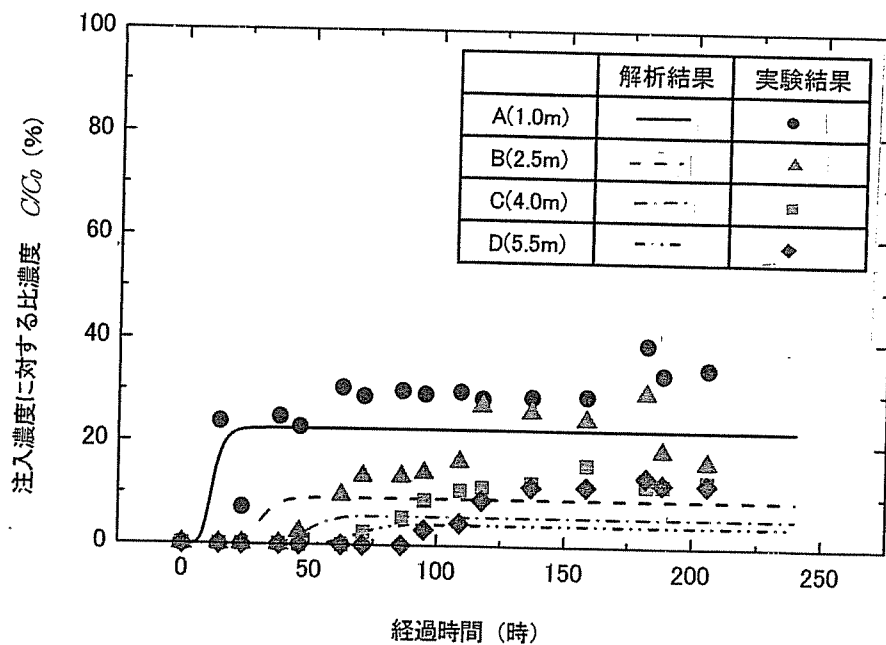
測定結果のプロットをみると、ケース1（塩水）はケース2（1,1,1-トリクロロエタン）に比べて、比濃度値が全体に高く、立ち上がり時期がやや早いなどの傾向がみられる。この点に関しては、事後に実験期間中の平均的な実流速がケース1では1.1m/d、ケース2では0.96m/dであったことが確認されており、流心線上の挙動について、両者の間に問題とすべき相違はないと考えられる。

このなかで、ケース1（塩水）においては、中心点以外では濃度検知された測点はなかった。事前に土槽から採水した場合の電気伝導度の検量下限値を確認したところ、300mg/ℓ程度（比濃度3%程度、電気伝導度で約500μS/cm）であることが確認されたことから、塩水の比濃度3%以上の到達範囲は、高々直径25cmの範囲内に収まるものと考えられる。

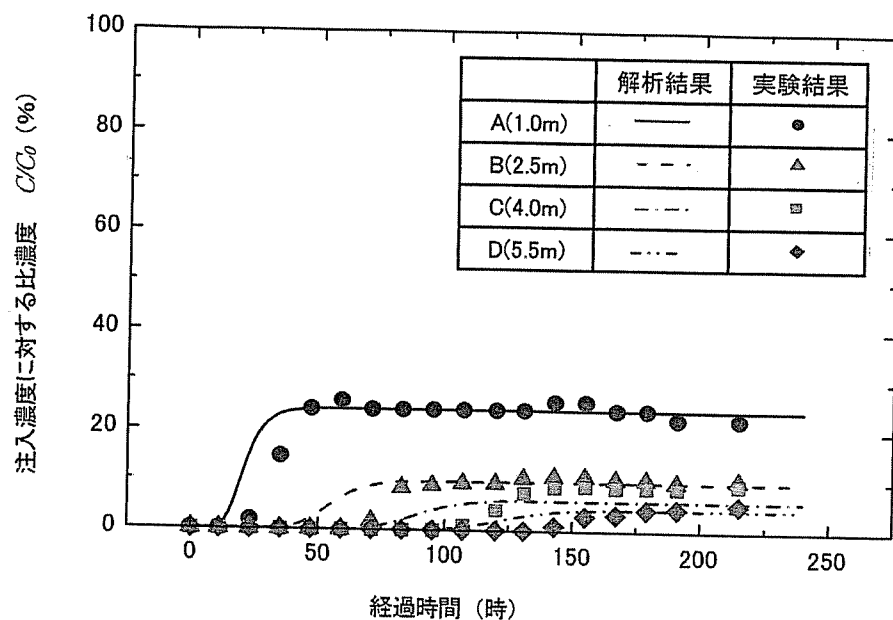
また、ケース2（1,1,1-トリクロロエタン）では表-4.2.5に示すとおり、断面中心点から12.5cm離れた測点においては、A～Dいずれの断面でも濃度検出があった。しかし、25cm下方の測点（No.1～3, No.11～13, No.21～23, No.31～33）では全期間を通じ濃度検出はなかった。

各断面とも実際の濃度分布は、中心点に対して必ずしも対称形とはなっておらず、偏りの大きな断面（B,C断面の右測点）も存在する。しかし、全般的にみると、①A断面は72時間で現象が定常化し中心点から半径12.5cmのところに比濃度0.03～0.05%が到達していること、②B断面は120時間で定常化し半径12.5cmに比濃度0.05～0.1%が到達していること、③C断面は144時間で定常化し、半径12.5cmに比濃度0.5%程度のコンターが到達していること、④D断面は測定末期（192～216時間）も濃度上昇及び到達範囲の拡大が進行中で、半径12.5cm近傍に比濃度約1%のコンター線があることなどが指摘できる。

このように、1,1,1-トリクロロエタンが下流側へ移行するにしたがって、断面内の拡散範囲が徐々に拡大しており、比濃度1%以上の領域は最下流のD断面において、半径12.5cm程度にのぼる。また、分析に用いたガスクロマトグラフの定量下限値が0.005mg/ℓ（比濃度0.009%）であること



(a) ケース 1 (塩水 : $\alpha_L=5\text{cm}$, $\alpha_T/\alpha_L=1/25$)



(b) ケース 2 (1, 1, 1 トリクロロエタン : $\alpha_L=5\text{cm}$, $\alpha_T/\alpha_L=1/25$)

図-4.2.6 大型土槽の中央線上の測定点で観測された拡散状況の時刻歴

表-4.2.5 各断面内の濃度分布及びその推移（ケース2：1,1,1-トリクロロエタン）
（注入濃度に対する比濃度：％, ND は非検出）

	A断面			B断面			C断面			D断面		
採水点No(上流側から見た面内の配置)		No.7			No.17			No.27			No.37	
	No.6	No.5	No.4	No.16	No.15	No.14	No.26	No.25	No.24	No.36	No.35	No.34
	No.1	No.2	No.3	No.11	No.12	No.13	No.21	No.22	No.23	No.31	No.32	No.33
24時間	ND	ND		ND			ND			ND		
	ND	1.9	ND									
	ND	ND	ND									
48時間		0.13		ND			ND			ND		
	0.019	24	0.026									
	ND	ND	ND									
72時間		0.091		ND			ND			ND		
	0.048	24	0.05									
	ND	ND	ND									
96時間		0.053		ND			ND			ND		
	0.059	24	0.04									
	ND	ND	ND									
120時間		ND		ND				0.034		ND		
	0.026	24	0.021				0.16	4.1	2.9			
	ND	ND	ND				ND	ND	ND			
144時間		ND		ND				0.36		ND		
	0.036	26	0.031				0.28	8.8	5			
	ND	ND	ND				ND	ND	ND			
168時間		ND		ND				0.47		ND		
	0.026	24	0.022				0.26	8.8	4.7			
	ND	ND	ND				ND	ND	ND			
192時間		ND		ND				0.48		ND		
	ND	22	0.021				0.26	8.6	4.8			
	ND	ND	ND				ND	ND	ND			
216時間		ND		ND				0.57		ND		
	0.026	22	0.031				0.33	9.5	5			
	ND	ND	ND				ND	ND	ND			

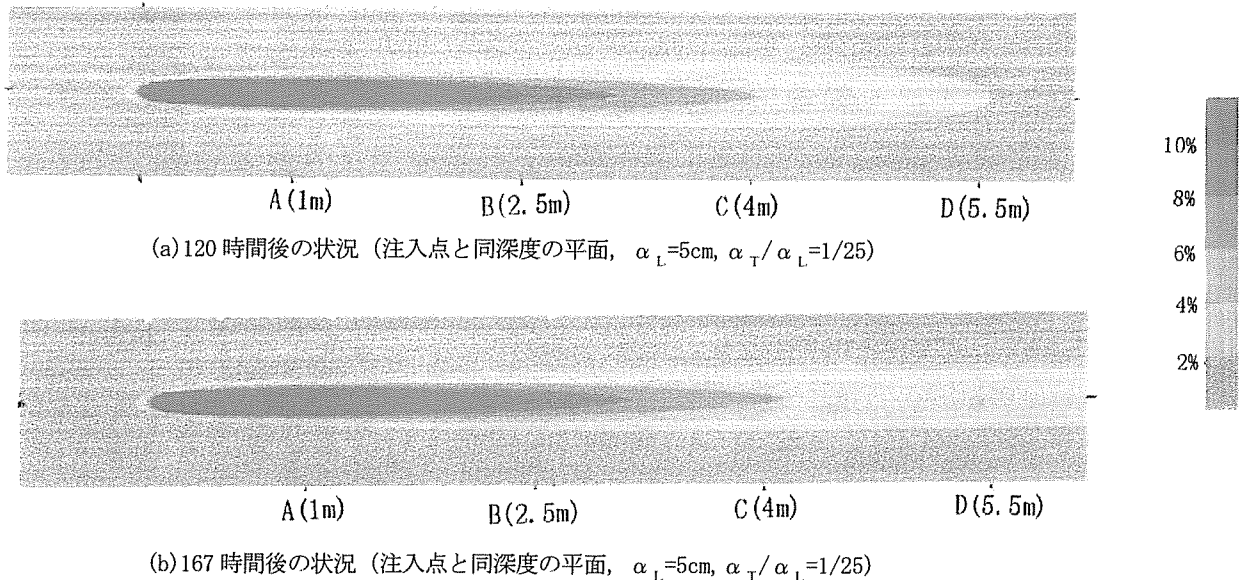


図-4.2.7 軸対称二次元解析プログラムより得られた汚染拡散状況の平面図
（塩水、1,1,1-トリクロロエタンとも）

から、比濃度 0.001% のコンター線が半径 25cm の範囲を超えることはないことがわかった。

図-4.2.6(a)(b)の実線部は、軸対称二次元移流分散解析を用いて再現した各断面中心点 (No. 5, 15, 25, 35) の濃度推移である。Beims の縦分散長と観測規模との対応関係によれば、5~6m 規模の縦分散長 $\alpha_L=10\text{cm}$ 、Neuman の知見によれば $\alpha_L=18\sim 24\text{cm}$ である。これに対して、ケース 1 (塩水) 及びケース 2 (1, 1, 1-トリクロロエタン) とも、縦分散長 $\alpha_L=5\text{cm}$ と縦横分散比 $\alpha_T/\alpha_L=1/25$ の組み合わせを入力した場合に、大型土槽の断面中心点で測定された濃度推移と最も良好に適合した。

図-4.2.7(a)(b)は同入力条件下における、120 時間後及び 167 時間後 (地下水の移動距離が各 5m, 7m となる時間帯) の、中心点を含む縦断面内のコンター到達範囲である。C, D 断面において 168 時間後の比濃度 2% のコンターが中心線を挟んで幅 38cm (C, D 断面内で半径 19cm の円) に及んでおり、実際に測定された幅 25cm (C, D 断面内で半径 12.5cm の円) に比べて太く再現された。

4.2.5 分散長把握に関するまとめ

地盤汚染の影響予測に用いる分散長 (縦分散長、縦横分散比) に関して、小型カラム試験、大型カラム試験、大型土槽実験を行い、以下のような結論が得られた。

- 1) 長さ 30cm の小型カラム試験 23 ケースで測定された縦分散長値 α_L は、溶液の種類、試験方法 (投与過程と洗浄過程)、濃度、実流速 (0.5~50m/d 程度) によらず、概ね 0.3~1cm (平均 0.61cm) となった。また、塩水を用いた 1.65m 規模の大型カラム実験でも、縦分散長 $\alpha_L=3\sim 6\text{cm}$ 及び縦横分散比 $\alpha_T/\alpha_L=1/10$ を得た。これらは Neuman や Beims の文献値 (表-4.2.1 を参照) とも概ね一致した。
- 2) 7m 規模の大型土槽実験で 1, 1, 1-トリクロロエタンの流速方向及び流水断面方向の挙動を測定し、軸対称二次元移流分散解析プログラムで同定した。その結果、縦分散長 $\alpha_L=5\text{cm}$ と縦横分散比 $\alpha_T/\alpha_L=1/25$ の組み合わせの適合性が良好であった。ただし、解析では 5~6m 下流側横断面の比濃度 2% 線が実際よりも太く再現され、縦分散長値は Beims 及び Neuman の縦分散長値 (表-4.2.1 参照, 10cm~24cm 程度) の 1/2~

1/5 レベル、縦横分散比も既往の研究データ (1/10) よりも小さな値を示した。

- 3) 大型になるほど、文献値 (表-4.2.1) が実測に基づく縦分散長より大きくなる傾向を示す原因としては、文献値のもとになった野外での実測例において、地盤条件や流速の把握精度が様々であることが一因と推定される。実流速の把握は流速流向計を地盤中に設置し直接計測するか、動水勾配、透水係数、間隙率をもとに推定するか of the いずれかである。直接計測の場合には流向流速計の設置密度が十分でないと、領域全体の代表流速としてふさわしくない値が採用される恐れがある。
- 4) 実流速を透水係数などから推定する場合に、室内透水試験から水平透水係数 (流速断面の透水係数) を正確に把握することが難しい。一般に水平透水係数は鉛直透水係数の 2~10 倍大きいと言われており、鉛直透水係数から求めた実流速は実際よりも小さくなる傾向がある。この実流速を移流分散解析に入力して、実際の現象との適合を図ろうとすると、より大きな分散長を設定して、実流速の過小評価分をカバーしなければならなくなる。本節で紹介した大型土槽実験では、模擬地盤を人力施工後に 1 週間ほど通水して仕上げている。また、地盤内の水平透水係数を、実験中終始管理された流量メータと上下流側水位とから求めている。そのため、上記のような不確定性をもった既往文献値を使用した場合に、移流分散現象を実際よりも安全側 (大きめ太めな到達範囲) に評価できたのではないかと考えられる。

4. 3 予測に用いる遅延係数の決定法

4.3.1 遅延係数決定の現状と問題点

水溶性汚染の影響予測の際に必要となる、遅延係数決定の現状と問題点は以下のとおりである。

- 1) 塩水や揮発性有機塩素化合物溶液など非吸着と見なせる場合がある一方で、重金属など大半の溶液では吸脱着による移行阻害が存在する。移流分散数値解析の基礎式では、これを遅延係数 R_d で表現しており、 $R_d=1$ が非吸着、 $R_d>1$ が吸脱着を表す。直感的には非吸着物質の通り抜け時間に対する倍率、あるいは、必要とする溶液量の倍率と解釈され²⁰⁾ 遅延係数が大きいほど地盤中で動きにくいことを示す。
- 2) 遅延係数は 3.1.3 の移行早見表のところでも述べたとおり、予測の初動時には移行規模 ($V_r t / R_d$) を知る重要な手がかりとなる。さらに、予測解析の段階でも、図-4.3.1 に示すように、遅延係数に過誤があると、移行規模が適切に推定できず、スケール効果を有する縦分散長の設定ができなくなる。例えば、＜実際の現象①＞を＜事象②＞＜事象③＞のように誤認する恐れがある。特に、水の動き (V_r) が速い場

合、対象時間 (t) が長期に及ぶ場合には、 $V_r t$ が 10m, 100m レベルに拡大する。そのため、遅延係数 (R_d) の採用を誤ることによって、 $V_r t / R_d$ が大きく変化し縦分散長 (α_L) の重大な変動を招く恐れがある。水の動きが緩慢な場合には、 $V_r t$ 自体が小さいため（仮に非吸着であっても動かないため）、 R_d の値によって（吸着の大小によって）、移行規模 $V_r t / R_d$ に、縦分散長の設定を一変させるような影響は生じない。

- 3) 遅延係数 R_d は物質移行の連続式（対象領域に出入りする物質収支）から導かれ、式 (4.3.1) のように示される。式 (4.3.1) では液相と土との間で可逆的な吸脱着現象が発生し、瞬時に吸着等温式（吸着平衡時の液相濃度と土に吸着されている物質濃度との関係式）に基づく吸着平衡に至ることが仮定されている。式中の $\partial S / \partial C$ （吸着等温式の勾配）は分配係数 K_d と呼ばれ、液相濃度が漸増する条件の下で、増分濃度のうち土に吸着（分配）される割合を示している²⁰⁾、²¹⁾。式(4.3.1)のなかで、遅延係数を圧倒的に支配しているのが、この分配係数 K_d である。

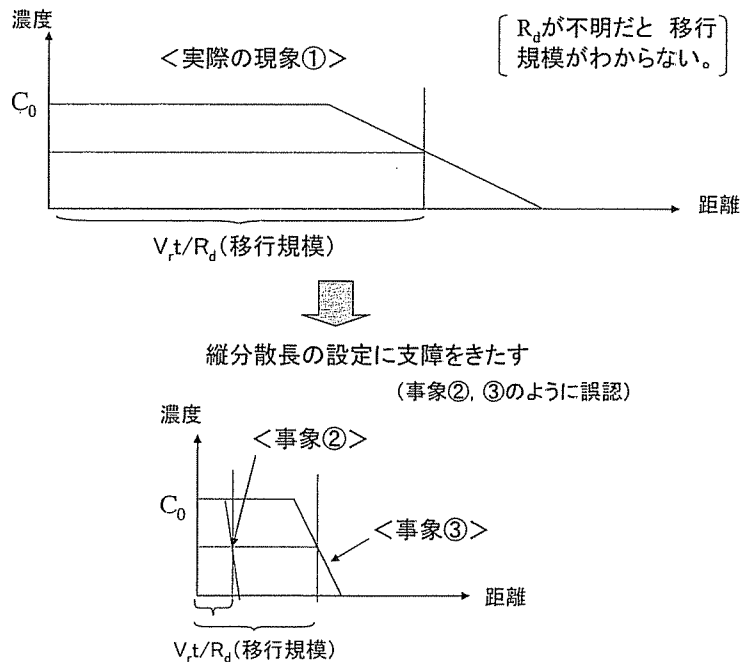


図-4.3.1 遅延係数が不明な場合に生じる予測評価の問題

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} \frac{\partial S}{\partial C} \quad (4.3.1)$$

ρ_d : 地盤土の乾燥密度, n_e : 地盤土の有効間隙率,

S : 物質の土への吸着量 mg/kg, C : 液相濃度 mg/l

4) 吸着等温式として Freundlich 型吸着平衡式 ($S = KC^n$, S : 吸着量 mg/kg, C : 液相濃度 mg/l)、Langmuir 型吸着平衡式 ($S = aC/(1+bC)$), Henry 型吸着平衡式 ($S = KC$) が提唱されている¹⁾。そのうち、Freundlich 型と Langmuir 型は濃度依存性を有する非線形吸着式で、高濃度ほど分配係数 K_d (遅延係数 R_d) が減少する。大半の重金属は Freundlich 型で整理でき、Langmuir 型はヒ素(五価)のみ適合したとの報告がある。Henry 型は Freundlich 型の $n=1$ に相当する線形吸着式で濃度依存性がなく、PCB 等の有機塩素化合物、有機リン化合物の適合性が高いと言われている²⁾。

5) 遅延係数(分配係数)に関する研究として、例えば、原子力廃棄物の分野で各重金属の分配係数を 5 ランク程度で区分し、1 桁程度の幅 (1~10, 10~100, 100~1,000 など) で整理したもの³⁾、バッチ吸着試験を用いてセシウムやストロンチウムの吸着特性のモデル化を試みたもの⁴⁾、陽イオン系(水銀、カドミウム等)と陰イオン系(クロム、ヒ素)の重金属について、バッチ吸着試験から分配係数の定量を試みたもの⁵⁾、石炭灰の含有微量元素であるホウ素の吸着特性を、バッチ吸着試験及び大型カラム試験で検証したもの⁶⁾などがある。しかし、環境基準に係る指針のなかに、吸着特性に対する記述、指標値や公定試験法はなく、これらの整備が望まれる。

6) 吸着試験法には大きくカラム法とバッチ法⁷⁾とがある。カラム吸着試験法は溶液破過を計測する単純な原理であるが、①試料の充填や破過

溶液の採取など手順が煩雑、②現地盤を忠実に再現できない、③通水破過に長期間を要する、④一度に多くのケースを実行できない、などの欠点がある。一方、バッチ吸着試験法(後述、図-4.3.2 参照)は、①少量の攪乱試料(力学試験の残骸等)で実施可能、②操作が定型化している、③短期間で多数のデータが取得でき統計的評価が可能、などの利点がある。

7) バッチ吸着試験を適用し、地盤中での物質の予測評価に用いる遅延係数を決定する場合に、濃度依存性への対処法が課題に挙げられる。一つは、汚染源の溶出濃度レベルに応じた対処(高濃度ほど動きやすくなる可能性があるため)がある。もう一つは、汚染拡散の前線部と濃度源付近の後方部とで、濃度レベルが一樣でなく、吸着特性が違う(汚染源近傍では物質が動き易く、前線部にゆくほど動きにくくなる可能性)²⁰⁾ことへの対処が考えられる。現在の数値解析プログラムには、場所ごと時間ごとに遅延係数の設定を変化させる機能がないため、いったん汚染源濃度のレベルで遅延係数を初期設定して計算した場合に、到達範囲や時間が適切に予測できなくなるかどうかの検証が必要となる。

こうした点を踏まえ、本節では有害物質の予測評価に用いる遅延係数の取得法として、バッチ吸着法を取り上げ、諸条件下でのバッチ吸着試験結果からの遅延係数の算定、濃度依存性の取り扱い法の提案とカラム実証試験や大型土槽実験での検証に取り組むこととした。

4.3.2 バッチ吸着試験から求められる遅延係数

(1) バッチ吸着試験の実施方法

表-4.3.1 に示すように、土壤環境基準の対象重金属のなかから6項目(鉛、カドミウム、水銀、ヒ素、六価クロム、ほう素)と、12種類の土試料(砂3種類、有機質土2種類、関東ローム2種類、シルト、粘土、ベントナイト、砂改良土、粘土改良土)を組み合わせたケースでバッチ吸着試験を行い、遅延係数が土質条件、濃度条件、改良により受ける影響を確認した。

実施手順と留意点については、まず、改良土以外は風乾し2mmのふるいを通過させた。また、改良土については一般軟弱土用セメント系固化材50kg/m³を添加し、「安定処理土の締固めをしない供試体作成方法」(JGS 0821-2000)にもとづき作成した供試体を、20℃の室温で材齢28日まで養生、

解きほぐし風乾しないまま2mmふるいを通過させた。

対象重金属等の溶液はPbCl₂、CdCl₂、HgCl₂、KH₂AsO₄、K₂Cr₂O₇を用い、0.001、0.01、0.1、1、10、100mg/lのなかの5水準とした。図-4.3.2はバッチ吸着試験の手順と遅延係数の算定プロセスである。バッチ吸着試験は濃度調整した重金属溶液300mlをフラスコに入れ、土試料30gを投入、常温常圧下で毎分約200回、振幅4~5cmで4時間振とう攪拌した。これを遠心分離(3000回転/分×20分)し、0.45μmのメンブレンフィルターで溶液をろ過、振とう前のろ液濃度との差から吸着量を算出した。濃度分析は公定法によった。

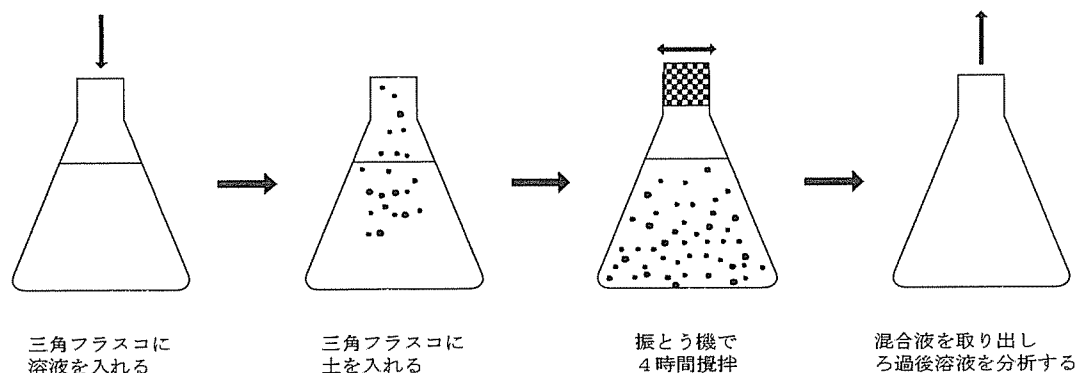
表-4.3.2は対象土試料の物理化学特性である。濃度ごとの吸着量は乾燥質量当たりで整理する必要があるため、前もって風乾時の含水比を計量し

表-4.3.1 バッチ吸着試験の実施ケース一覧

対象項目	化合物	砂			有機質土		関東ローム		シルト	粘土	ベントナイト	砂1改良土	粘土改良土
		1	2	3	1	2	1	2					
鉛	PbCl ₂	○			○		○		○			○	
カドミウム	CdCl ₂	○			○	○	○	○	○	○	○	○	○
水銀	HgCl ₂	○			○	○	○	○	○	○	○	○	○
ヒ素	KH ₂ AsO ₄	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
六価クロム	K ₂ Cr ₂ O ₇	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
ほう素	Na ₂ B ₄ O ₇	○			○								
濃度水準：水銀のみ0.001~10mg/lの5水準、他は0.01~100mg/lの5水準													

表-4.3.2 土試料の物理化学特性

		砂1	砂2	砂3	有機質土1	有機質土2	関東ローム1	関東ローム2	シルト	粘土	ベントナイト	砂1改良土	粘土改良土
乾燥密度(g/cm ³)		1.58	1.67	1.74	0.45	0.87	0.74	0.64	1.28	0.69	1.66	1.96	0.80
間隙率(%)		41	38	35	80	64	73	76	52	74	38	41	70
粒度分布	礫(%)	6	4	1	0	0	0	0	0	1	—	—	—
	砂(%)	91	85	79	10	53	13	13	69	4	—	—	—
	シルト(%)	3	7	10	63	36	67	61	24	40	—	—	—
	粘土(%)	0	5	10	27	11	20	26	7	55	—	—	—
有機物含有量(%)		0.68	0.84	0.99	30.1	13	8.8	4.5	1.2	3.0	<0.5	—	—
pH		5.1	—	6.6	6.4	6.3	7.3	6.3	7.6	5.9	9.9	11.1	11.1
<備考> 砂2は砂1と砂3を1:1の質量比で混合したもの。													



- ・ バッチ吸着試験結果をもとに式 (a) から各平衡濃度に対する吸着量を算出
- ・ Freundlich 型吸着等温式 $S=KC^n$ (S : 吸着量 mg/kg, C : 液相濃度 mg/l) に近似し K と n を算定
- ・ 分配係数 $K_d=dS/dC=KC^{n-1}$ を計算 (濃度 C に対する吸着等温線の勾配)
- ・ 遅延係数 $R_d=1+(\rho_d/n_e)dS/dC$ (n_e : 地盤土の有効間隙率, ρ_d : 地盤土の乾燥密度) を計算

$$\text{吸着量 (mg/kg-dry)} = \frac{(\text{初期液相濃度mg/l} - \text{平衡液相濃度mg/l}) \times \text{溶液量 l} \times 1000\text{g/kg}}{\text{試料土量g} \times \text{試料土乾燥質量比}} \quad \dots (a)$$

図-4.3.2 バッチ吸着試験法と遅延係数の算定手順

ておき、風乾質量から差し引いて（試料土乾燥質量比を乗じて）求めた。これを Freundlich 型吸着等温式に近似させた後、微分関数を求めて濃度を代入、分配係数 (dS/dC) を算定した。吸着等温式としては、一定値に収束する Langmuir 型が古典的であるが、数値処理の容易さなど Freundlich 型で整理されることが多いことから、これを用いた。そして、表-4.3.2 に示した乾燥密度、間隙率を $R_d=1+(\rho_d/n_e)dS/dC$ (n_e : 地盤土の有効間隙率, ρ_d : 地盤土の乾燥密度) に代入して遅延係数を求めた。

(2) バッチ吸着試験の結果と考察

バッチ吸着試験により、表-4.3.3, 表-4.3.4, 図-4.3.3(a)~(f)の結果が得られた。遅延係数の変動要因として、粘土分の含有量、有害物質の濃度、地盤土の間隙率や乾燥密度などの物理的要因のほか、土の鉱物組成、pH などの化学的要因が挙げられる。本節では濃度依存性が遅延係数に及ぼす影響が、その他の化学的要因が遅延係数に及ぼす影響に比べてどうかについて言及した。

図-4.3.3(a)~(f)は吸着量のデータから、遅延係数を算定したグラフである。遅延係数は吸着量

が多かった陽イオン系重金属（鉛、カドミウム、水銀）で大きな数値を示しており、濃度依存性も極めて高い。濃度 0.01mg/l の遅延係数は数千~数万にのぼる。さらに、対象濃度域 (0.01~100mg/l あるいは 0.001~10mg/l) で 100~1,000 倍変動するものが多い。特に、鉛の有機質土 1 と関東ローム 1 では 0.01mg/l で 50,000 を超え、100mg/l の 50 ないし 80 とは桁が 3 つ異なる顕著な傾向を示す。

これに対して、吸着量の小さかった陰イオン系重金属（六価クロム、ほう素）では、遅延係数及び濃度依存性とも小さい。特に、ほう素は遅延係数が 1 桁値で、Freundlich 型吸着等温式のべき乗数も $n=1.11$ とほぼ線形吸着 (Henry 型) であった。六価クロムも関東ローム、有機質土、ベントナイトの 0.01mg/l などが 200 を超えるほかは、大半が 2~80 程度である。濃度依存性も対象濃度域 (0.01~100mg/l) で大きくとも 30 倍程度内には収まり、砂 3, 砂 1 改良土, 粘土改良土では遅延係数が 1 桁値のほぼ線形吸着を示す。

土質と濃度が遅延係数値に与える影響度を比較すると、濃度依存性による影響 (図-4.3.3 の同じ直線上の左右の差) が、土質による影響 (図-

4.3.3 の同じグラフ内の直線間の距離) よりも大きなケースが多数ある。このことは濃度依存性の考慮の重要性を意味している。

改良土等で pH がアルカリ側 (pH=11) になった場合も、遅延係数の変化がみられるが、物質によって状況は異なっている。カドミウムと鉛では遅延係数が 2~4 桁増加するのに対し (沈殿物の生成も吸着に計上すれば)、六価クロムでは全体に低下し濃度依存性がなくなる。砒素では濃度依存性が縮小し、水銀は目立った変化がみられなかった。遅延係数の pH 依存性と濃度依存性の影響度

を比較すると、鉛、カドミウム、六価クロムでは pH の影響の方が大きく、水銀、砒素では濃度依存性の影響の方が大きい。

このように、遅延係数を算定する過程のなかで、分配係数が有する濃度依存性が遅延係数を支配し、pH 変化及び土質の違いに匹敵する影響が確認された。そのため、予測解析で遅延係数を設定する際には、濃度依存性に対しても、土質や pH と同様の注意を払いながら、その把握に努めることが不可欠と考えられる。

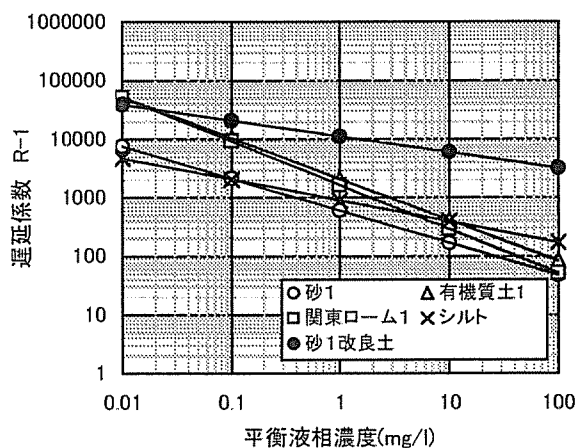


図-4.3.3 (a) 遅延係数 R_d-1 と液相濃度 (鉛)

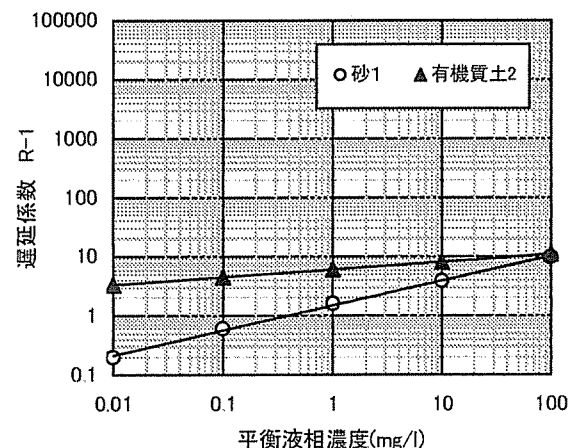


図-4.3.3 (b) 遅延係数 R_d-1 と液相濃度 (ほう素)

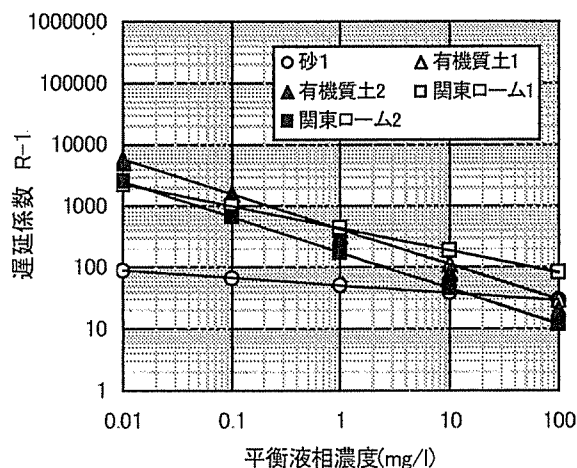
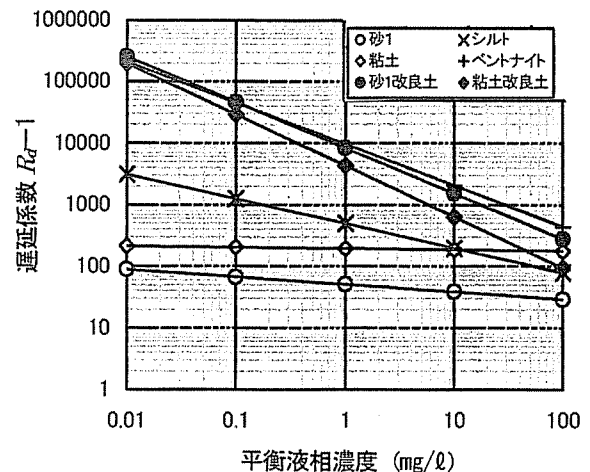


図-4.3.3(c) の遅延係数 R_d-1 と液相濃度 (カドミウム)



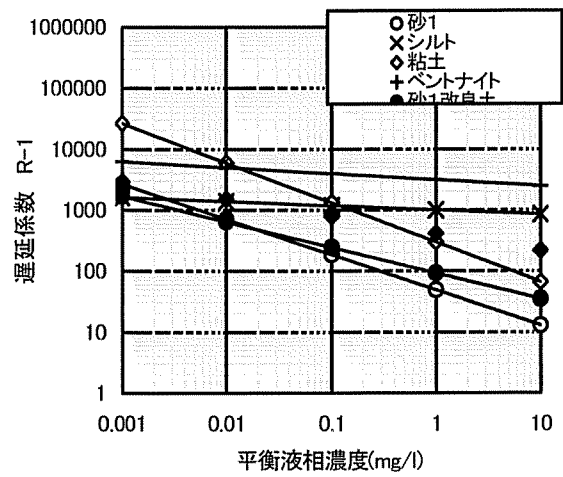
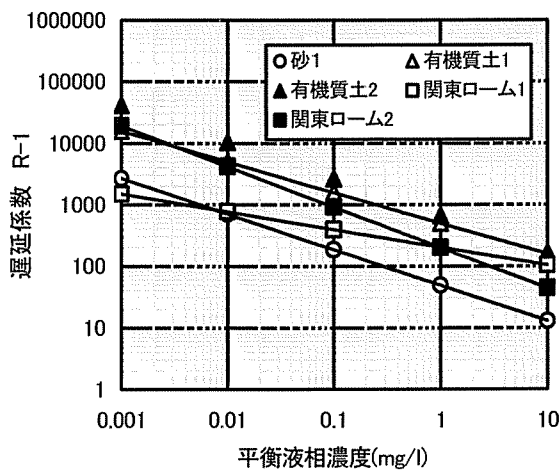


図-4.3.3 (d) 遅延係数 R_d-1 と液相濃度 (水銀)

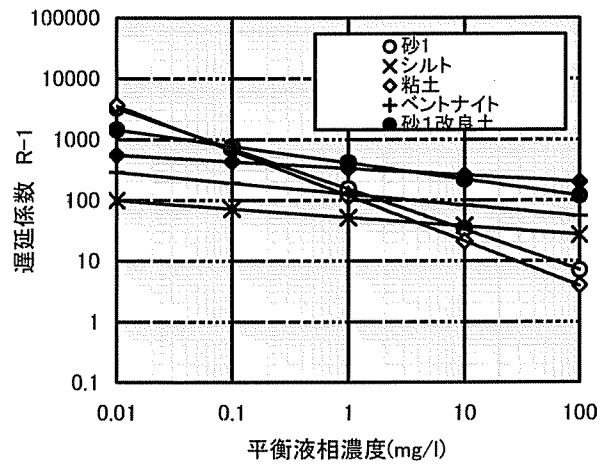
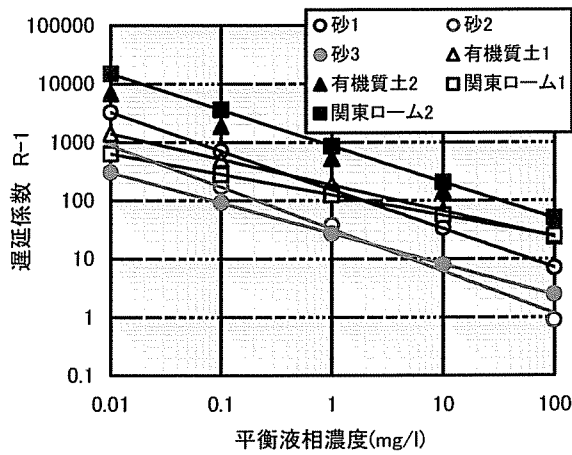


図-4.3.3 (e) 遅延係数 R_d-1 と液相濃度 (尿素)

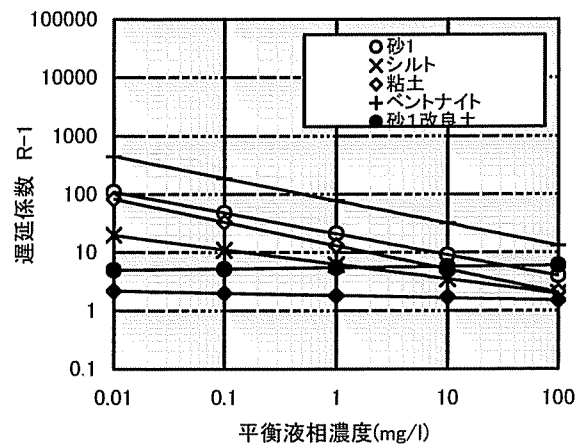
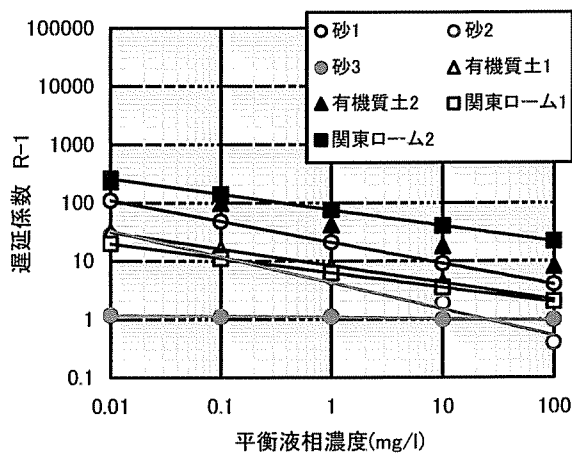


図-4.3.3 (f) 遅延係数 R_d-1 と液相濃度 (六価クロム)

4.3.3 カラム実証試験での遅延係数の検証

(1) カラム実証試験の方法

4.3.3のバッチ吸着試験から2種類の試料土(砂1, 有機質土2)を選び、表-4.3.3に示す6ケースのカラム試験を実施した。カラム試験は図-4.3.4に示すように、厚さ30cmの飽和土層を作製し、所定濃度の重金属溶液(六価クロム, 砒素, カドミウム)を付与、浸出濃度や土層内含有量分布を測定した。これに一次元移流分散理論解(式(4.3.1))を適用し、再現性の高い遅延係数を同定、バッチ吸着試験結果との対比検証を試みた。式(4.3.1)は式(2.2.1(b))を $D=\alpha_L V_r$ の関係を用いて書き下したものである。

手順と留意点として、まず、土層作製にあたっては、ケース1~4(砂1)では、含水比と質量を調整した試料をカラム内に水中落下させ、水締めで一定の間隙率に仕上げた。ケース5, 6(有機質土2)については、4cm×8層で突き固め30cmを超える分を切除、水浸により飽和状態とした。突

き固め方法は2.5kgランマー×落下高10cm×27回/層を用いた。

溶液付与及び浸出濃度測定については、ケース1~4(砂1)では定流量ポンプで圧送し、他端面で浸出濃度歴を測定した。ケース5, 6(有機質土2)では、土層上部10cmの水位まで溶液を貯留のうえ自然浸透させた。浸透した分は毎日補充し水位を一定に保ちながら、下端面で浸出量及び浸出濃度(有無)を計測した。

また、ケース5, 6(有機質土2)では、試験終了後に試料土の切り出しを行い、土層に吸着された重金属の含有量(mg/乾燥重量)を深度ごとに測定した。切り出しは表面から1cm~5cmの区間は1cmごと、5cm以深は2.5cmごとの厚さに削り取り、クロム(Cr)またはカドミウム(Cd)の含有量を公定法で分析した。六価クロムについては、6価以外に還元される可能性があるため、全クロム量を分析した。

表-4.3.3 カラム吸着実証試験ケース

	土層カラム				重金属溶液		
	土試料	透 水 係 数 (cm/s)	間隙率(%)	実流速(cm/d)	重金属	化合物	濃度(mg/l)
ケース1	砂1	1.7×10^{-2}	40 (有効間隙)	3180	六価クロム	$K_2Cr_2O_7$	100
ケース2		1.2×10^{-2}	40 (有効間隙)	210			
ケース3		9.6×10^{-3}	40 (有効間隙)	1190			
ケース4		1.5×10^{-2}	40 (有効間隙)	2230	砒素	KH_2AsO_4	100
ケース5	有機質土2	2.5×10^{-5}	64	4.8	六価クロム	$K_2Cr_2O_7$	15
ケース6		8.2×10^{-6}	64	1.4	カドミウム	$CdCl_2$	15

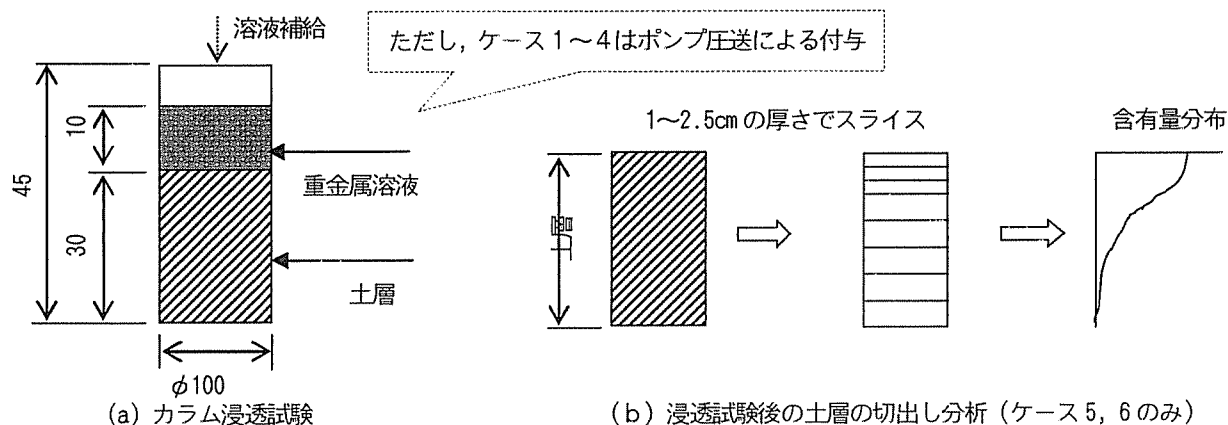


図-4.3.4 カラム実証試験の実施手順(図中の寸法はmm)

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{x - \left(\frac{V_r}{R_d} \right) t}{2 \left\{ \alpha_L \left(\frac{V_r}{R_d} \right) t \right\}^{\frac{1}{2}}} \right] + \frac{1}{2} \exp \left(\frac{x}{\alpha_L} \right) \operatorname{erfc} \left[\frac{x + \left(\frac{V_r}{R_d} \right) t}{2 \left\{ \alpha_L \left(\frac{V_r}{R_d} \right) t \right\}^{\frac{1}{2}}} \right] \quad (4.3.1)$$

C : 各位置での濃度, C_0 : 境界濃度 ($x=0$ における), α_L : 縦分散長, V_r : 実流速

D : 拡散分散係数, x : 境界線からの距離, erfc : 余誤差関数, R_d : 遅延係数

一次元移流分散理論解の適用にあたって、ケース1～4（砂1）では、破過曲線にポンプ圧送流量から求めた実流速を代入し、縦分散長と遅延係数の組み合わせを同定した。ケース5（有機質土2の六価クロム）では、下端面からの濃度浸出が観測されたため、30cm 規模に対応する縦分散長（0.6cm）⁷⁾、浸透水量と間隙率から求めた実流速を代入し、観測終了時（49日後）に下端面から浸出する溶液濃度が再現されるよう、遅延係数値の同定を試みた。ケース6（有機質土2のカドミウム）では4ヶ月後でも濃度浸出がみられなかった。そのため、4.3.3のバッチ吸着試験で得られた遅延係数（ R_d ）をもとに、移行規模（ $V_r t R_d = 2.6\text{cm}$ ）を推定し Neuman 式（ $\alpha_L = 0.0175 \text{ L}^{1/2}$ 、単位 m, L : 移行規模）より、縦分散長値を設定し、切り出し結果が再現されるような遅延係数値（ R_d ）の同定を行なった。

の結果を表-4.3.4に示す。このなかで、ケース1～3（六価クロム）では遅延係数 $R_d = 3.0 \sim 5.5$ が同定されており、図-4.3.3 (f) に示したバッチ吸着試験における液相濃度 100mg/ℓの遅延係数値（ $R_d = 5.0$ ）とほぼ一致した。ケース4（砒素）についても $R_d = 10.3$ が同定され、図-4.3.3 (e) バッチ吸着試験から得られる遅延係数（ $R_d = 8.6$ 、液相濃度 100mg/ℓ）とほぼ等しい値が得られた。

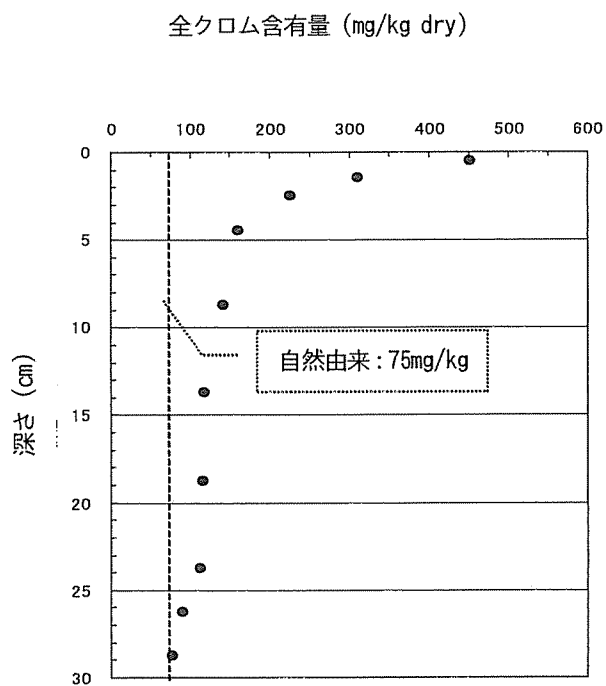
表-4.3.5はケース5、6（有機質土2×六価クロムあるいはカドミウム）の結果の総括表である。ケース5（六価クロム）では遅延係数 $R_d = 8.2$ が同定され、図-4.3.3 (f) のバッチ吸着試験から得られる遅延係数（液相濃度 15mg/ℓで $R_d = 16.4$ ）の約半分の値となった。その時の液相濃度分布を右列欄に示した。また、ケース6（カドミウム）では $R_d = 70.0$ が同定され、図-4.3.3(c)のバッチ吸着試験から得られる遅延係数値（液相濃度 15mg/ℓで $R_d = 64.7$ ）を僅かに上回った。

(2) カラム実証試験とバッチ吸着試験との比較

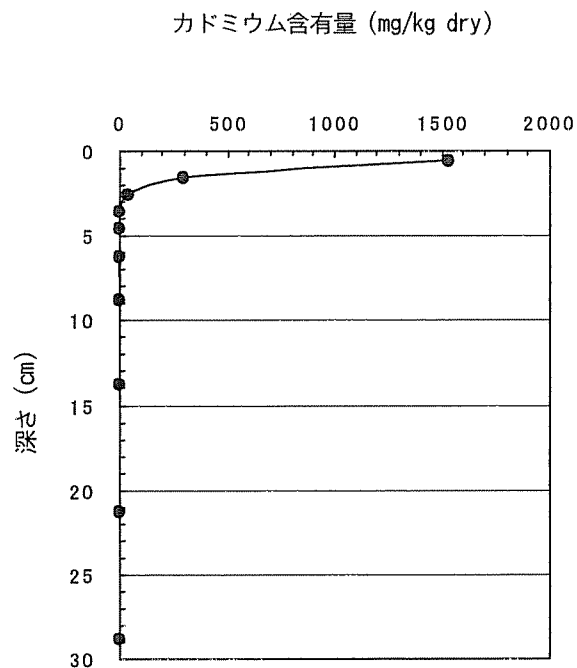
ケース1～4（砂1と六価クロムあるいはヒ素）

表-4.3.4 ケース1～4（砂1）のカラム実証試験結果及び同定結果の一覧表

		バッチ吸着試験の遅延係数				カラム吸着試験の遅延係数		
		吸着等温式	乾燥密度 ρ_d (g/cm ³)	有効間隙率 n_e (%)	遅延係数 R_d	実流速 V_r (cm/h)	縦分散長 α_L (cm)	遅延係数 R_d
ケース1	六価クロム 100mg/ℓ	$S = 8.4 C^{0.54}$	1.58	40	5.0	132.5	1.19	3.0
ケース2						8.8	0.78	4.1
ケース3						49.6	0.82	5.5
ケース4	砒素 100mg/ℓ	$S = 118 C^{0.34}$			8.6	92.9	1.01	10.3
備 考		バッチ吸着試験の遅延係数は $R_d = 1 + (\rho_d / n_e) dS/dC$ より算出 S : 土への吸着量 (mg/kg-dry), C : 液相濃度 (mg/ℓ)						

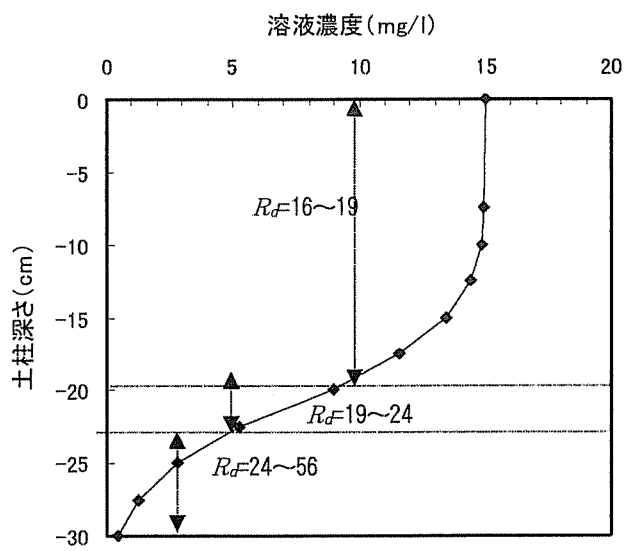


(a)全クロム含有量の深度分布 (ケース5, 49日後)

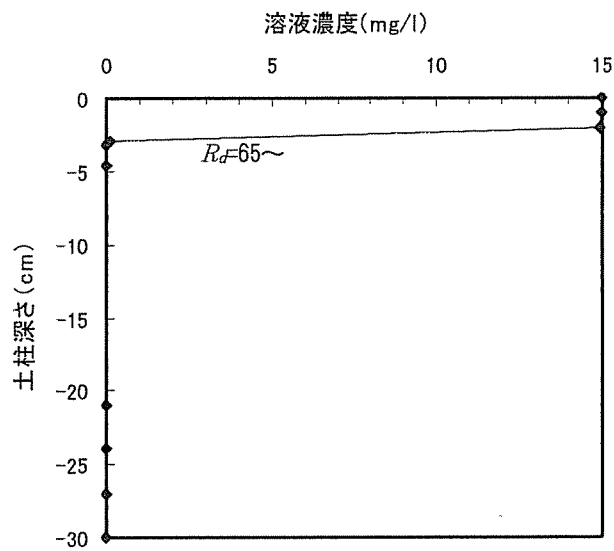


(b)カドミウム含有量の深度分布 (ケース6, 123日後)

図-4.3.5 有機質土2の六価クロム浸透、カドミウム浸透後の切り出し試験結果



(a)ケース5 (六価クロム×有機質土2: 35日後)



(b)ケース6 (カドミウム×有機質土2: 123日後)

図-4.3.6 カラム内における濃度分散域の大きさについて

表-4.3.5 ケース 5, 6 (有機質土 2) のカラム実証試験結果及び同定結果の一覧表

	ケース 5 (六価クロム, 15mg/l, 49 日後)			ケース 6 (カドミウム, 15mg/l, 123 日後)		
	切り出して実測された土への吸着量 (49 日後) S (mg/kg-dry) 自然由来除く	左記が吸着平衡にあるとして, バッチ吸着等温式から推定した液相濃度 C (mg/l)	一次元移流分散濃度理論解での液相濃度の同定結果 (mg/l)	切り出して実測された土への吸着量 (123 日後) S (mg/kg-dry)	左記が吸着平衡にあると仮定して, バッチ吸着等温式から推定した液相濃度 C (mg/l)	一次元移流分散濃度理論解での液相濃度の同定結果 (mg/l)
1.0cm	376	25.5	15.0	1540	10.7	15.0
2.0cm	236	12.2	15.0	301	0.2	14.9
3.0cm	150	5.9	15.0	40	0.001	0.14
4.0cm			15.0	<0.5	—	<0.01
5.0cm	86	2.4	15.0	<0.5	—	<0.01
7.5cm			15.0	<0.5	—	<0.01
10.0cm	67	1.6	15.0	<0.5	—	<0.01
12.5cm			15.0		—	<0.01
15.0cm	43	0.8	14.9	<0.5	—	<0.01
17.5cm			14.7		—	<0.01
20.0cm	42	0.8	14.2		—	<0.01
22.5cm			12.9	<0.5	—	<0.01
25.0cm	38	0.7	11.1		—	<0.01
27.5cm	15	0.2	8.9		—	<0.01
30.0cm	3	0.01	6.4	<0.5	—	<0.01
浸透状況	・ 下端からの浸出量: 227~244ml/d ・ 46 日後に 5.3mg/l, 49 日後に 6.5mg/l が浸出			・ 下端からの浸出量: 84~74ml/d ・ 123 日後まで計測も, 浸出濃度は未検出		
バッチ吸着試験の遅延係数	15mg/l に対する遅延係数: $R_d=16.4$ ・ バッチ吸着試験結果(吸着等温式): $S=49 C^{0.63}$ S : 土への吸着量(mg/kg-dry), C : 液相濃度(mg/l) ・ $R_d=1+(\rho_s/n_s) dS/dC$ ($\rho_s=0.87\text{g/cm}^3$, $n_s=64\%$)			15mg/l に対する遅延係数: $R_d=64.7$ ・ バッチ吸着試験結果(吸着等温式): $S=596 C^{0.46}$ S : 土への吸着量(mg/kg-dry), C : 液相濃度(mg/l) ・ $R_d=1+(\rho_s/n_s) dS/dC$ ($\rho_s=0.87\text{g/cm}^3$, $n_s=64\%$)		
カラム実証試験の同定遅延係数	・ 遅延係数 $R_d=8.2$ 実流速 $V_f=4.8\text{cm/d}$, 縦分散長 $\alpha_L=0.6\text{cm}$ (Neuman 式, 実測データより) Neuman 式 $\alpha_L=0.0175\text{L}^{1/46}$ (m 単位: L は移行規模) 本ケースでは $L=0.30\text{m}$ (供試体長) とした。			・ 遅延係数 $R_d=70.0$ 実流速 $V_f=1.4\text{cm/d}$, 縦分散長 $\alpha_L=0.008\text{cm}$ (Neuman 式に下記 L を適用) 移行規模 $L=V_f t/R_d=2.6\text{cm}$ ($R_d=64.7$: バッチ吸着試験結果) を用いて推定		

図-4.3.5 及び表-4.3.5 の左列は、ケース 5 及び 6 の切り出し試料から実測された吸着含有量分布、表-4.3.5 の中央列は切り出し吸着量が吸着平衡にある（バッチ吸着試験の吸着等温線に従う）と仮定した場合の液相濃度である。ケース 5（六価クロム）では中央列の濃度が、右列の濃度（理論解による同定濃度）に達しておらず、供試体内の水みちなどの影響で吸着平衡に至らないまま深部

に移行したと推定される。吸着平衡が実現しているのは、上端面から 3cm ぐらいまでの領域とみられ、これがバッチ吸着試験の遅延係数を下回る一因と考えられる。ケース 6（カドミウム）については、カドミウムの進行は上部約 4cm 以内と推定される。表-4.3.5 の中央列と右列を対比すると、深さ 1cm 程度まで（移行深度の約 1/4 程度）の領域で、吸着平衡が実現しているとみられる。

このように、カラム吸着試験で六価クロムや砒素で濃度 $C=15\text{mg/l}$ に対する遅延係数を検証すると、端面で付与した濃度相当の遅延係数をほぼ示している。ケースによって両者に若干の差異はあるものの、バッチ吸着試験の濃度 $C=1\text{mg/l}$ にみられるような遅延係数値（図-4.3.3 を参照、ちなみにケース 1～3：六価クロム×砂 1 は $R_F=23$ ，ケース 4：砂 1×砒素は $R_F=159$ ，ケース 5：六価クロム×有機質土 2 は $R_F=43$ ，ケース 6：カドミウム×有機質土 2 は $R_F=325$ となる）とは大きく異なる。このことは 30cm 規模の移行現象においても、遅延係数の濃度依存性がバッチ吸着試験と同様に存在することを示している。

本来はカラム内に、溶液濃度 $C=0\sim 15\text{mg/l}$ の領域を保有しながら移行しているにもかかわらず、端面で付与している濃度（ $C=15\text{mg/l}$ ）の遅延係数値で、再現性が高くなった。この理由として、移行規模が 30cm 程度と小さい場合には、濃度分散域（前線付近で濃度が変化する領域層）すなわち、遅延係数の変化が生じる領域が狭いまま、発生源濃度線がカラム内をゆっくり前進する挙動をとっているためと考えられる。

例えば、ケース 6（カドミウム×有機質土 2）では、遅延係数の濃度依存性は大きいものの（ $C=15\sim 0.1\text{mg/l}$ で $R_F=65\sim 1300$ ）、図-4.3.6（b）に示すとおり、濃度分散域が高々 4cm しかない。また、図-4.3.6（a）に示したケース 5（六価クロム×有機質土 2）でも、35 日後の濃度分布をみると、 $C=15\sim 10\text{mg/l}$ （ $R_F=16\sim 19$ ）が上端～深さ 20cm（約 20cm の厚さ）、 $10\sim 5\text{mg/l}$ （ $R_F=19\sim 24$ ）が深さ 20～24cm 程度（約 4cm の厚さ）、 $5\sim 0.5\text{mg/l}$ （ $R_F=24\sim 56$ ）が深さ 24cm～下端（約 6cm の厚さ）と、遅

延係数の変化が比較的大きな 5mg/l を下回る前線域は、下端部の 6cm 程度にすぎない。さらに、六価クロムの濃度依存性は、 $C=15\sim 0.5\text{mg/l}$ の範囲内で $R_F=16\sim 56$ と小さいこと（図-4.3.3（f）参照）も影響していると考えられる。

このようなことから、前線部と発生源との中間的な濃度の遅延係数を設定しなければ、有害物質の挙動を予測再現できないケースとは、濃度分散域が広く、移行規模が相当程度拡大しているケース（数 m 以上など）であると推察される。この点については、さらに次節の大型土槽実験で検証を行なうこととした。

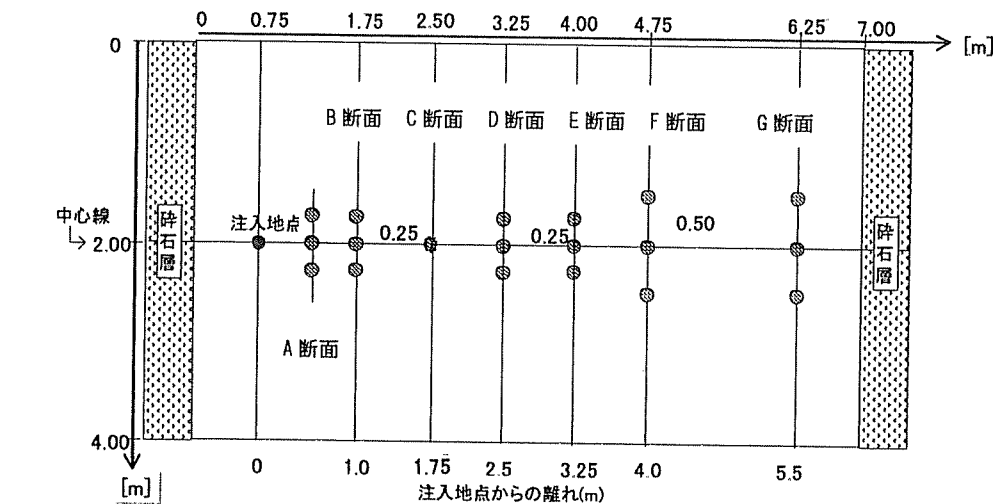
4.3.4 大型土槽実験での遅延係数の検証

（1）大型土槽実験及び遅延係数の同定方法

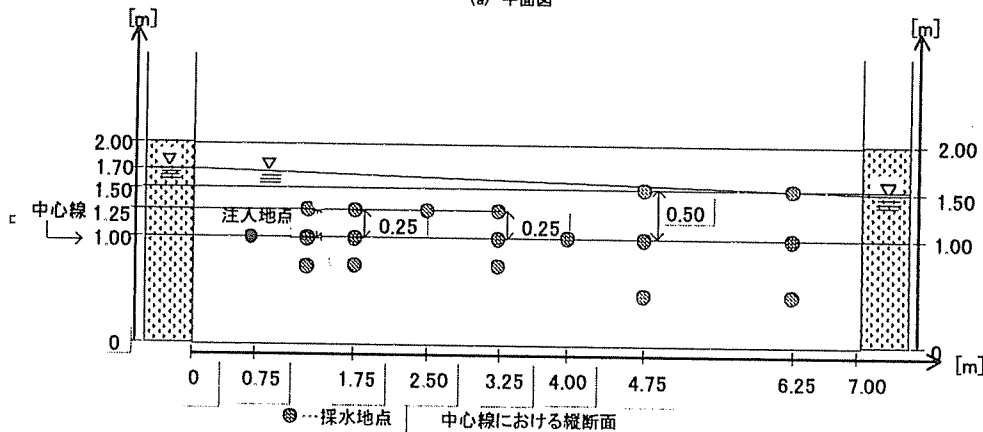
図-4.3.7 に示すように、大型土槽の砂地盤内（長さ 7m×幅 4m×深さ 2m）に地下水の流れ場を形成し、二クロム酸カリウム溶液（ 30mg/l ）を与えて濃度分布の推移を観測した。比較のため非吸着物質である塩水についても同一条件下で観測し、軸対称二次元の移流分散解析プログラム（Dtsansu-2D）により、遅延係数、縦分散長、縦横分散比の組み合わせを同定した。実験ケース及び実験条件を表-4.3.6 に示した。実施手順と留意点について、まず、大型土槽の模擬地盤として、前記のバッチ吸着試験及びカラム吸着試験で用いた砂 1、同じ条件の砂地盤（透水係数 $k=1.0\times 10^{-2}\text{cm/s}$ ，間隙率 $n=40\%$ ）を作製したのち、実流速 $V=0.6\text{m/d}$ 程度の地下水流を再現した。その際、実験施設の流量メーターと土槽内の流水断面積から、地盤の透水係数を確認した。

表-4.3.6 大型土槽実験ケース及び実験条件

	投与溶液	実流速	水質分析の方法
ケース 1	塩 水 10,000mg/l アルコールを用いて密度調整	0.6m/d	<電気伝導度計> 採水地点は 30 測点とし、溶液投入から 12 時間もしくは 24 時間おきに、11 日間が経過するまで実施する。
ケース 2	重クロム酸カリウム溶液 ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 30mg/l	0.6m/d	<フレイム原子吸光法> 採水地点は 30 測点とし、溶液投入から 12 時間もしくは 24 時間おきに、30 日間が経過するまで実施する。
<大型土槽地盤の特性> 乾燥密度： 1.58t/m^3 ，飽和湿潤密度： 1.83t/m^3 ，有効間隙率（=間隙率）：40% 透水係数： $1.0\times 10^{-2}\text{cm/s}$ ，土粒子比重：2.66			
<流れ場の設定条件> 平均流水断面積： 6.40m^2 ，断面流量： $1,000\sim 1,100\text{cm}^3/\text{min}$ ，動水勾配：0.028			



●…採水地点 高さ1m地点の平面図
(a) 平面図



(b) 側面図

図-4.3.7 大型土槽地盤及び測定点 (六価クロム, 塩水)

注入点 ($\phi=5\text{cm}$ の球形) から、ケース1では調整塩水 ($10,000\text{mg/l}$ をアルコールで密度調整したもの) を、ケース2では二クロム酸カリウム溶液 (30mg/l) を連続注入した。そして、注入点より $0.5, 1.0, 1.75, 2.5, 3.25, 4.0, 5.5\text{m}$ 離れた断面の測定点 (図-4.3.7 の○印の5測点 $\times$ 7断面の計35測点) で、1日~2日に1回程度の割合でケース1 (塩水) は11日間、ケース2 (六価クロム) は30日間にわたって採水し、溶液濃度を測定した。塩水の濃度分析は電気伝導度計 (濃度分解能: 300mg/l 程度: 注入濃度の3%程度)、六価クロムはICP発光分析法 (検量下限値: 0.02mg/l : 注入濃度の0.07%程度) による。

ケース1で注入する塩水濃度は $10,000\text{mg/l}$ とした。ただし、予備検討の際に密度流による沈降が確認されたため、アルコールによる密度調整を行

った。また、ケース2の六価クロムについては、重クロム酸カリウム溶液を脱気水に 30mg/l となるよう溶解させ、ポンプ圧送にて注入した。圧送流量は注入点で流れ場に開放された時に、土槽内の実流速 (0.6m/d) と等しくなるよう調整した。

軸対称二次元移流分散解析プログラムを用いた同定では、移行規模の $1/4\sim 1/5$ ピッチに設定した前述の中心線上測点における濃度推移を良好に再現でき、そのなかで、断面内の到達範囲が最も近い縦分散長と縦横分散比の組み合わせを、目視で特定した。解析モデルは4.2.3と同じく、要素分割は $7\times 4\text{m}$ の領域で、流動方向に 10cm とし、これと直交する方向には、中央線の両側 50cm までは 5cm 、 50cm から 1m までは 10cm 、 1m から 2m までは 20cm で要素分割を行った。計算時間の刻みは2時間とした。

<測定点の面内配置>

・A~E断面は測点間隔 25cm

上流側から見て

A断面 ④
① ③ ⑤
②

B断面 ⑨
⑥ ⑧ ⑩
⑦

C断面 ⑭
⑪ ⑬ ⑮
⑫

D断面 ⑰
⑬ ⑱ ⑳
⑪

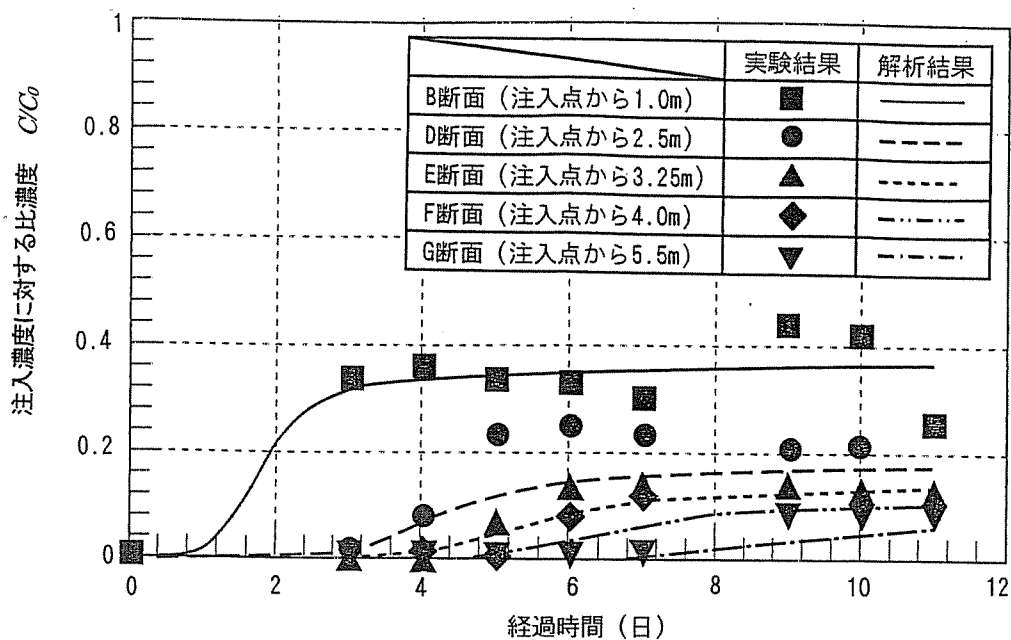
E断面 ㉔
㉒ ㉓ ㉕
㉖

・E G断面は測点間隔 50cm

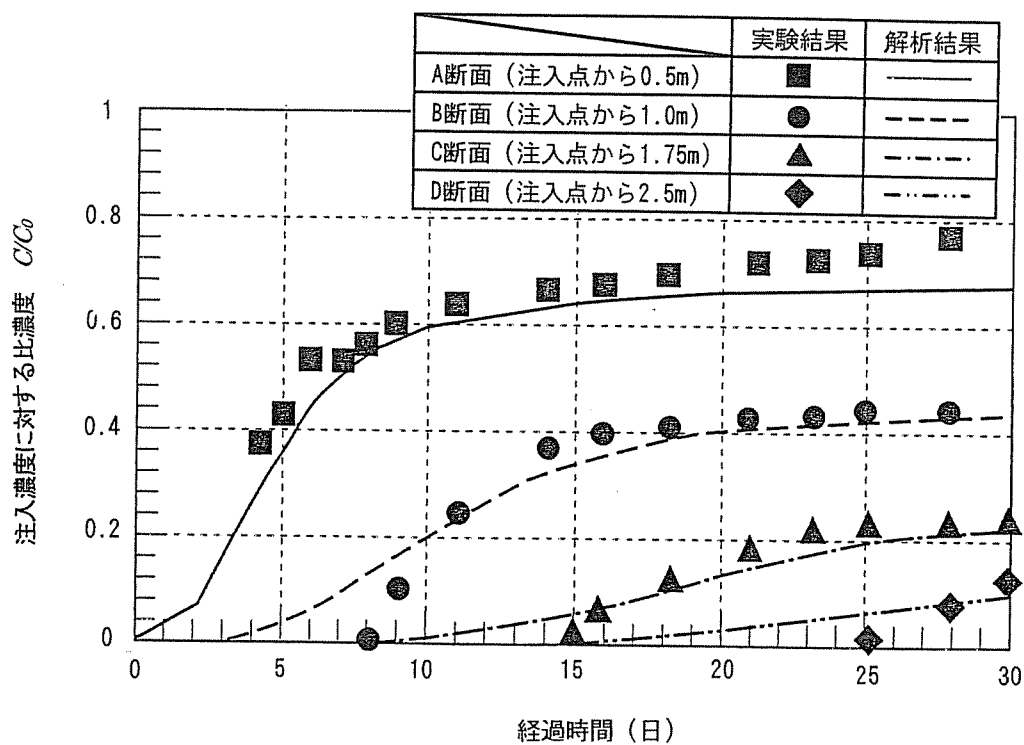
上流側からみて

F断面 ㉚ ㉛ ㉜
㉝

G断面 ㉟ ㊱ ㊲
㊳



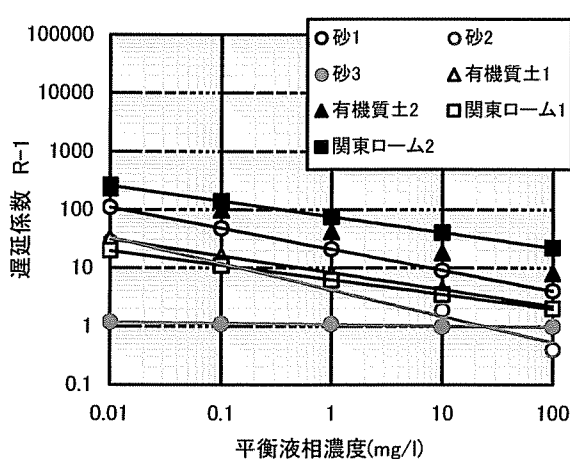
(a) ケース1 (塩水) の場合



(b) ケース2 (六価クロム) の場合

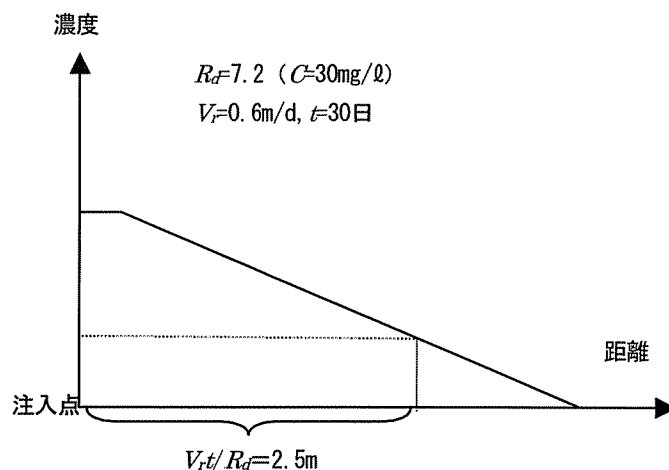
—中心線測点 No.3, 8, 13, 18, 23, 28, 33 の濃度推移—

図-4.3.8 大型土槽実験結果, 遅延係数及び分散長の同定結果

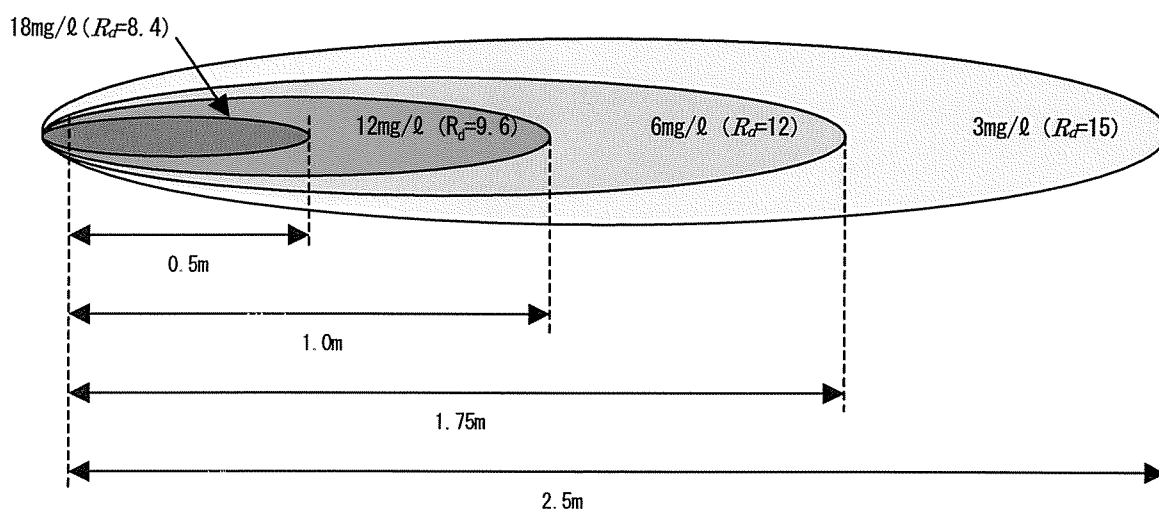


砂1は○印、図-4.3.3 (f) を再掲

(a) バッチ吸着試験で得られた遅延係数の濃度依存性



(b) 移行規模の概念と濃度分布の縦断模式図



(c) 濃度分散域と遅延係数の分布 (模式図)

図-4.3.9 大型土槽実験における濃度依存性と濃度分散域の広がり概念図 (砂1×六価クロム)

(2) 大型土槽実験とバッチ吸着試験との比較

図-4.3.9(a)のプロットは、ケース1 (塩水) のA～E断面中心点 (No. 3, 8, 13, 18, 23, 28, 33) における濃度推移 (注入濃度に対する比濃度表示) である。11日間で比濃度10%が下流5.5mまで到達し、以後、全域の濃度分布がほぼ定常化したと考えられる。その間、B断面 (1m下流のNo. 3) で約3日後に比濃度30～40%が到達、D断面 (2.5m下流のNo. 13) で5日後に比濃度20%が到達、E断面 (3.25m下流のNo. 18) で6日後に比濃度10%が到達している。図-4.3.9(b)はケース2 (六価

クロム) における断面中心点の濃度推移である。30日経過後も比濃度10%が下流2.5mに留まっており、塩水に比べ濃度変化の遅れ、移行距離の縮小が顕著にみられる。その間、B断面 (注入点の1m下流) で約15日後に比濃度40%が到達、C断面 (1.75m下流) で23日後に比濃度20%が到達している。定常化時の各測点の比濃度が、ケース1 (塩水) とほぼ等しいことから、同一現象が遅れを伴って発生しているものと推定される。そして、ケース1 (塩水) 及び2 (六価クロム) とともに断面中心点以外での濃度検知はなく、電気伝導度計の検

量下限値 (300mg/ℓ : 比濃度 3%程度, 電気伝導度で約 500 μ S/cm)、フレイム原子吸光法の定量下限値 (0.01mg/ℓ で比濃度 0.04%) を考慮すると、比濃度 3% の到達範囲は、断面内半径 25cm 以内に収まっていると考えられる。さらに、4. 2 で述べた 1, 1, 1-トリクロロエタン溶液の大型土槽実験でも、比濃度 1% が半径 12.5cm 程度の広がりであることが確認されており、今回の六価クロム溶液もほぼ同じ状況であると類推した。

以上の実測結果を軸対称二次元移流分散解析で同定したところ、ケース 1 (塩水) では、縦分散長 $\alpha_L=10$ cm, 縦横分散比 $\alpha_T/\alpha_L=1/25$, $R_d=1$ の組み合わせで図-4.3.8(a) の実点線のとおり、また、ケース 2 (六価クロム) についても、縦分散長 $\alpha_L=10$ cm, 縦横分散比 $\alpha_T/\alpha_L=1/25$, 遅延係数 $R_d=8$ の組み合わせで、図-4.3.8(b) の実点線のとおり、断面中心点の実測濃度を再現できた。これはバッチ吸着試験で得られた濃度 30mg/ℓ に対する遅延係数値 (図-4.3.3(f) もしくは図-4.3.9(a) の砂 1 ケースの $R_d=7.2$) とほぼ一致した。

ケース 2 を「実流速 $V_t=0.6$ m/d の砂地盤において、30 日後に六価クロムが到達する距離を予測する問題」に見立てて入力値の設定手順を検証してみると、①バッチ吸着試験 (図-4.3.9(a)) の注入濃度 $C=30$ mg/ℓ に対する遅延係数 $R_d=7.2$, ②移行規模 $L=2.5$ m ($L=V_t t/R_d$: 図-4.3.9 (b) の概念図を参照), ③前述 4. 2 をもとに縦分散長値を設定すると、Neuman 式であれば $\alpha_L=0.0175L^{1.46}$ より $\alpha_L=7$ cm, となり $\alpha_L=7$ cm は今回の同定結果 $\alpha_L=10$ cm とほぼ整合する。このことは、3.1.3 で述べた移行規模早見表で移行規模 ($V_t t/R_d$) を把握し (図-4.3.9(b) に概念図を示す)、4. 2 で述べたスケール効果の知見から縦分散長及び横分散長を設定して移流分散解析に入力する、という一連の手順が妥当であることを実証したものと考えられる。

次に、移流分散数値解析に汚染源濃度 ($C=30$ mg/ℓ) に対応する遅延係数 ($R_d=7.2$) を入力することで、移行現象を再現できた点につき考察する。バッチ吸着試験で測定された「砂 1 $\times$ 六価クロム」の濃度依存レベルは、図-4.3.18 (a) のとおり、 $C=0.03$ mg/ℓ (比濃度 0.1%) で $R_d=76$, $C=0.3$ mg/ℓ (比濃度 1%) で $R_d=33$, $C=1.5$ mg/ℓ (比濃度 5%) で $R_d=19$ である。図-4.3.9 (c) は注入地点～D 断面 (2.5m 地点) の遅延係数の分布状況を示した

ものである。これにより、比濃度 0.1% の遅延係数 ($R_d=76$) が汚染源濃度 (注入濃度) の遅延係数 ($R_d=7.2$) に対して 10 倍程度のレベルの場合、注入地点～2.5m 地点で遅延係数 (それぞれ $R_d=7.2, 15$) の濃度依存性が 2 倍程度のレベルの場合、しかも 30 日程度の期間で発生する現象であれば、注入濃度での遅延係数を与えておくことで、3m 程度まで移行規模が拡大しても予測評価が可能なが確認された。

4.3.2 のバッチ吸着試験結果によると、濃度依存性が大きな重金属 (カドミウムや鉛などの陽イオン系重金属) では、遅延係数が 1,000 ないし数万レベルにのぼる。そのため、汚染拡散の前後方部位による濃度条件の差異が問題となるほど、移行規模 (前線の濃度分散域) が拡大しない。濃度依存性が小さい有害物質 (クロムなど陰イオン系重金属) の場合には、濃度分散域がたやすく拡大するものの、前後方部で遅延係数に大幅な変化が生じない。したがって、汚染源が一定濃度とみなせる場合には、まず、汚染源濃度で遅延係数を設定して試みるのが肝要と考えられる。

4.3.5 遅延係数把握に関するまとめ

地盤汚染の影響予測に用いる遅延係数の取得法としてバッチ吸着試験法を提案し、その可能性や留意点について、カラム実験や大型土槽実験で検証し、以下のような結論が得られた。

- 1) いろいろな条件でバッチ吸着試験を実施した結果、分配係数の濃度依存性が遅延係数に直接反映することが確認できた。また、その変域は土質や pH による変化と同程度であることが確認された。
- 2) 規模 30cm のカラム実証試験から得られる、六価クロム、砒素、カドミウムの遅延係数と、バッチ吸着試験から得られる遅延係数とを比較検証した。その結果、実際の移行現象のなかでも、バッチ吸着試験と同様の濃度依存性が認められた。汚染源が時間的に一定濃度の状況下にあつては、バッチ吸着試験結果のなかから、汚染源濃度相当の遅延係数を採用する必要があることがわかった。移行規模が数 cm ～数十 cm レベルでは、カドミウムのような濃度依存性の高い物質であっても、濃度分散領域が狭いため、発生源濃度相当の遅延係数を設定しておくことで、物質移行の予測評価が可能であることが確認さ

れた。

- 3) 砂地盤を模擬した大型土槽実験において一定濃度の六価クロムを投与し、軸対称二次元移流分散解析で遅延係数を同定した。バッチ吸着試験では、発生源濃度と比濃度 0.1%との間で、遅延係数の濃度依存性が約 10 倍程度認められたが、いったん発生源濃度の遅延係数を設定しておくことで、3m 程度の物質移行現象を良好に再現することができた。
- 4) 汚染源と前線との中間濃度で遅延係数を設定しなければ、適切な予測評価が困難な場合があるか否かについては、濃度依存性の大きな陽イオン系重金属を、流速の大きな透水性地盤で長期にわたって拡大させるなどの場面で検証してみることが必要となる。しかし、まずは最も高濃度である汚染源濃度で遅延係数を設定しておけば、吸着能を下限値で把握でき、予測を安全側に留めることが可能と考えられる。

5章 結論と今後の技術的展望

本研究で得られた結論と今後の技術的展望について、とりまとめると以下のとおりである。

1) 公共事業等における地盤汚染の形態として、「建設用地内における不法投棄等」「最終処理場の跡地」「底質や鉱脈における自然汚染」「廃棄物のリサイクル」の4つを挙げ、その特徴を以下のとおり総括した。

①対象量が膨大で平面的に広い。

②健康被害が拡大する恐れよりも、対応策が理解されないことによって生じる混乱や、社会問題としての影響が大きい。

③浄化技術で対応できる分量や能力は限られ、処分地確保も難しい。

④「土壌」に当たるかどうか判断が難しいものが、汚染源となっている場合が多い（焼却灰混じり土、異物混入土、改良地盤、リサイクル材料、掘削ずり等）。

⑤固形化ないし固形物を含む汚染源から、周辺地盤への溶出安全性を判定する方法がない。

2) 水溶性汚染拡大の予測手法の一つである、移流分散数値解析技術の現状と課題を、利用する側の観点から以下のとおり総括した。

①移流分散解析については基礎理論が既に確立し、数値解析プログラムも普及段階に達している。今後は溶出濃度、分散長、遅延係数などの入力条件の設定法が課題である。

②定性的検討、一次元理論解、多次元数値解析など、予測手法の役割分化を明確にする必要がある。

③汚染物質に応じた解析手法の選定や、解析メッシュや時間刻みなどの解析条件の設定でも、物質移行の予備知識は不可欠となる。

3) 地盤汚染問題の特徴をふまえ、用地内で汚染土壌等を管理しながら利用する対策（リスク管理型工法）を提案するとともに、その手順とアカウンタビリティを確保するための影響検討手法を示した。影響検討は無対策時と対策設計時に行うこととし、そのコンセプトは以下のとおりである。

①接触することが極めて危険な状況、もはや水質事故などと考えられる状況などでは、まず、応急措置を実施する。

②汚染の存在状態を段階区分し、汚染が次の状

態区分に移行するまでの時間余裕を、対策安全性の目安にすることとした。段階区分は地下水以上にある状態から、地下水を介して用地外に漏出するまでを4区分した。

③汚染源から前線域までの大まかな距離を示すため、移行規模（流速×時間／遅延係数）という指標を導入し、移行早見表を提示した。また、汚染拡大の速さに応じて予測手法（解析法、定性的検討など）を適切に選定できるように配慮した。

④影響検討のプロセスに予測解析とモニタリングを組み込んだ。予測解析の役割としては、発生事象の時間規模ないし空間規模の把握、モニタリング方法（範囲、密度、頻度）の決定、長期的将来の外挿や非検出モニタリングデータの説明などを明記した。また、モニタリングの役割としては、予測手段の信頼性の検証、室内試験で得られない入力値の取得、入力定数の見直し再設定、当初仮定しなかった不確定要因の確認などを明記した。

⑤リスク管理型工法を「覆土敷土」「遮水工」「バリア井戸」「固化不溶化」に類型化し、適用条件、影響検討における評価事項、用いる予測手法の選定イメージを具体化した。

4) 溶出濃度の決定法に関しては、固形物外表面からの浸漬溶出現象を対象として、固化処理汚染土を水浸した検証を行い、1年半程度で外表面から約3cm内部まで浸潤すること、浸潤部では環境庁告示46号溶出量レベルまで溶出しきった状態（出枯らし状態）に近い効果が確認できた。地下水に開放された時の濃度を与える手法としては、外表面からの浸潤深さのデータを蓄積しておき、環境庁告示46号溶出量値（固体100g当たりの溶出ポテンシャル）をもとに、浸潤深さ内の部位からの溶出総質量を算出し、周辺地盤ないし汚染部の含水比で濃度換算するなどの手順を提案した。今後は即応性の観点から、いろいろな固形体で浸潤深さの標準値を蓄積しておくこと、供試体を一次元的な形状として、算定の簡素化や形状保持が難しい固体への対応を図る等が課題となった。そのほか、本研究では内部溶出特性の検討までを扱わなかった。

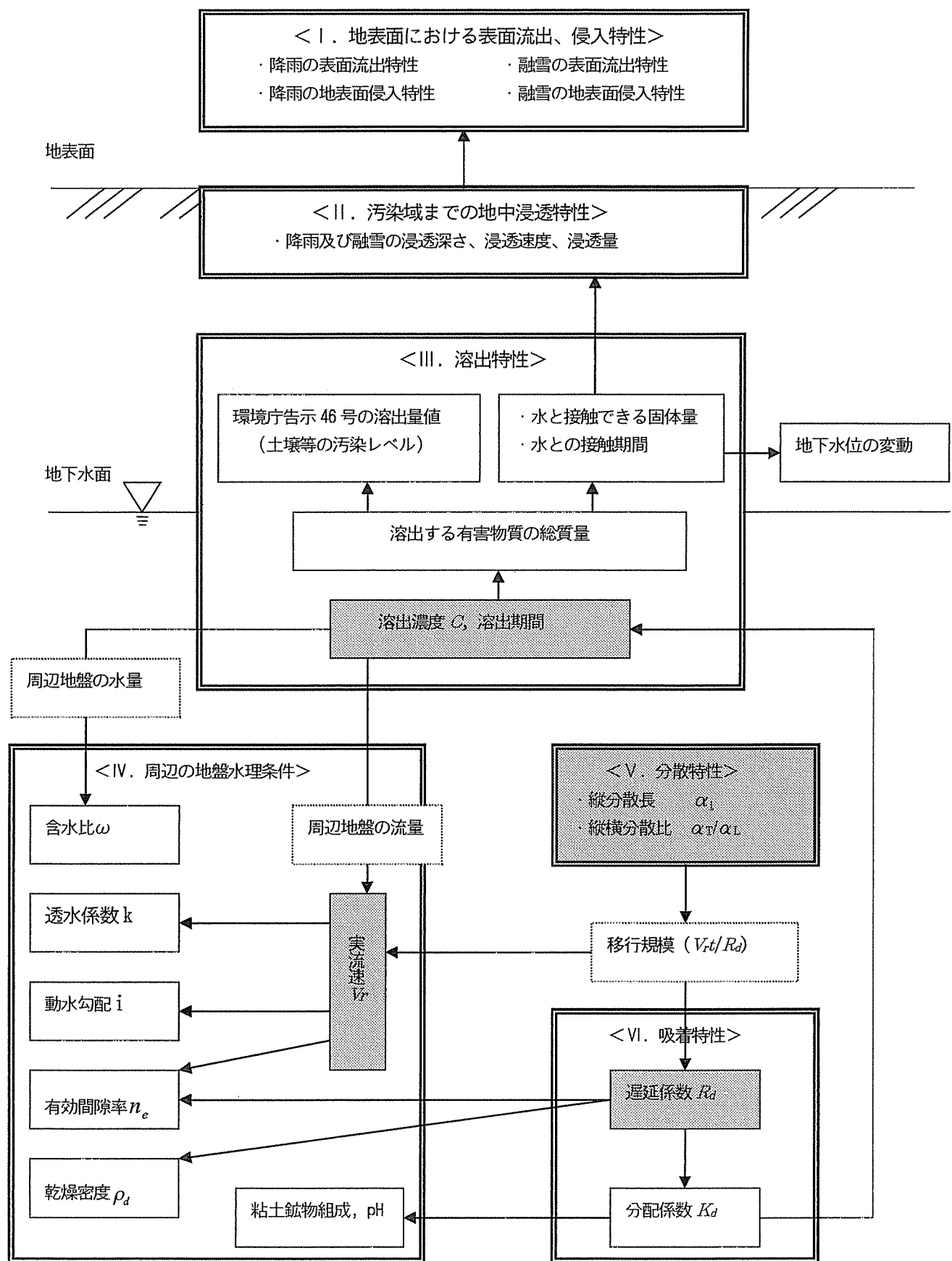


図-5.1.1 移流分散解析の入力条件の階層性, 相互関係

汚染部の浸透範囲、浸透水量、環境庁告示 46 号溶出量値などから、溶出濃度を推定する方法の確立などが、溶出特性のもう一つの大きな研究課題の柱と考えられる。

5)分散長は濃度前線先端部の前方への広がりを示す指標で、移行規模（着目距離/遅延係数）に依存する。そのため、室内試験では求めることができず、移行規模との対応関係を示した文献値に頼らざるを得ない。本研究では 5~6m 程度以内の移行規模であれば、文献値の使用が可能であることが大型土槽実験等を通して確認された。移行規模は遅延係数の大小によって伸縮するため、遅延係数の濃度依存性の取り扱いが分散長の設定にも影響する。水の動く距離から移行規模を推定し、遅延係数で割って移行規模を決めるため、地下水流速などの把握に不備があると、移行規模を誤認し分散長に重大な誤差を生じる恐れがある

6)遅延係数には同じ地盤かつ有害物質でも、濃度の濃い状態の方が小さい（動きやすい）、いわゆる濃度の依存性がみられる。現在、吸着特性の公定試験法はなく、本研究ではバッチ吸着試験法による遅延係数の算定を提案した。そのなかで、カラム実証試験（30cm 規模）と大型土槽実験（移行規模 3m 程度）とで、バッチ吸着試験法の適用性を確認するとともに、濃度に相応しい遅延係数を採用しなければ、評価に重大な誤差が生じることを実証した。濃度依存性の場面としては、汚染源濃度（溶出濃度）の時間的変化への対応が残された課題である。しかし、今後の検討の方向性としては、予測解析の過程で遅延係数を切り替えるなどの、解析技法の複雑化は避け、現行の入力機能のなかで適切な設定法を検討していくことが、望ましい姿と考えられる。

7)公共工事等で遭遇する汚染形態の多くは、汚染源から保全対象までの距離が至近である。そのため、空間距離よりも猶予時間の評価に対する要請が大きい。したがって、予測手法も実績概算値、一次元の移流分散解析や理論解でも十分な場合も多いと思われる。図-5.1.1 は移流分散解析の入力条件の相互関係を示しており、矢印はその入力条件が何に依存しているかを辿ったものである。この図は溶出濃度が把握できなければ、遅延係数及び分散長の不確定性が大き

くなり、予測解析に大きな支障が出るという連鎖の構図を示している。溶出濃度には汚染源と水との接触条件、すなわち、地表から汚染源に供給される水量、汚染源内部への浸透量と浸透領域、水と汚染部との接触時間などが関係する。今後はいろいろな汚染源が、降雨や融雪、地下水位変動を受けた場合の溶出濃度を明らかにすることが重要課題と考えられる。

<謝辞>

本所報は、筆者が平成 9 年度から平成 14 年度の約 6 年間にわたり、建設省土木研究所ならびに独立行政法人土木研究所で取り組んだ、建設工事で遭遇する地盤汚染に関する研究成果によっており、東北大学審査学位論文（博士）（主査：風間基樹教授）を要約したものです。本論文をまとめるにあたり、多くのご指摘と懇切丁寧なご指導を賜った東北大学大学院工学研究科土木工学専攻の風間基樹教授、ならびに、学位論文とりまとめのきっかけを作っていただいた恩師の柳澤栄司先生（現：東北大学名誉教授、八戸工業高等専門学校長）に対し、心より感謝申し上げます。

また、民間 21 社を母体とした「地盤環境保全型建設技術の開発フォローアップ委員会」（平成 12~15 年度）の皆様には、実験や解析などにおきまして多大なるご支援をいただきましたことに対して、厚く御礼申し上げます。

<参考文献>

- 1)内藤克彦：土壤汚染対策法について，環境研究 2002 No.127, pp.28-39, 2002
- 2)独立行政法人土木研究所：建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル(暫定版)，鹿島出版会，2004
- 3)建設省関東地方建設局京浜工事事務所：鶴見川遊水地土壌処理技術検討委員会資料，2000
- 4)日経 BP 社：本格化する汚染対策，日経コンストラクション，pp.62-65，2000 年 7 月 14 日号
- 5)岡田純治，小野諭，久保田耕司：廃棄物処分場の跡地利用，廃棄物学会誌，Vol.12, No.3, pp.170-182, 2001
- 6)服部修一，太田岳洋，木谷日出男：酸性水発生に関わる掘削残土の応用地学的検討一鉾山に近接して施工される八甲田トンネルにおける岩石特性評価法一，応用地質 第43巻 第6号 pp.359-371, 2003
- 7)小橋秀俊，三木博史，山田哲也，藤井厚企，小畑敏子：建設発生土のリサイクル技術とコスト縮減，土木技術資料，Vol.42, No.5, pp.40-45, 2000
- 8)大熊一寛：グリーン購入法の概要と今後の取組の方向，廃棄物学会誌 Vol.12, No.4, pp.203-209, 2001
- 9)中央環境審議会：土壌の汚染に係る環境基準の項目追加等について，2000
- 10)小橋秀俊，檜垣貫司：講座 軽量地盤材料の物性評価と適用「6.軽量土の環境への影響と対応策」土と基礎，Vol.49, No.12, Ser.No.527, pp.71-73, 2001
- 11)西垣誠，菱谷智幸：土壌・地下水汚染の予測技術，基礎工，Vol.27, No.1, pp.40-42, 1999
- 12)環境庁水質保全局：土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準，参 3-1，1999
- 13)酒井伸一，水谷聡：溶出試験の基本的考え方，廃棄物学会誌，Vol.7, No.5, pp.383-393, 1996
- 14)中野政詩，宮崎毅，塩沢昌，西村拓：土壌物理環境測定法，東京大学出版会 p.163, 1995
- 15)神野健二編著：地下水中の物質輸送数値解析，九州大学出版会 pp.1-11, pp.47-72, 2001
- 16)Moujin Xu, Yoram Eckstein：Use of Weighted Least-Squares Method in Evaluation of the Relationship Between Dispersivity and Field Scale, pp.905-908, GROUND WATER, 1995
- 17)上田年比古監訳，W.キンツェルバツハ著：パソコンによる地下水解析，森北出版，pp.169-171, 1990
- 18)地盤工学会 地盤汚染の調査・予測・対策に関する研究委員会：第3回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp.11-21, 1999
- 19)中村充利，川端淳一，土弘道夫：地下水中の物質移行特性の評価手法について（室内カラム試験による検討），第3回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，pp.201-204, 1999
- 20)Yong, Mohamed and Warkentin 著，福江正治，加藤義久，小松田精吉訳：地盤と地下水汚染の原理，東海大学出版会，pp.200-206, pp.243-246, 1995
- 21)神野健二編著：地下水中の物質輸送数値解析，九州大学出版会 pp.1-11, pp.47-72, 2001
- 22)西尾高好：4.土壌中における重金属の挙動，産業公害 Vol.26 No.4, pp.21-27, 1990
- 23)加藤正平，薮田肇：136.放射性廃棄物浅地中処分安全性評価に用いる分配係数，日本原子力学会誌 Vol.28, No.4, pp.62-69, 1985
- 24)福井正美，桂山幸典：飽和砂層内における Cs および Sr イオンの吸着モデルに関する研究，土木学会論文報告集第 254 号，pp.37-48, 1976
- 25)五十嵐敏文，下垣久：バッチ法およびカラム法によるホウ素の地中移行特性，地下水学会誌 第 40 巻第 2 号，pp.121-132, 1998