マイクロフィルム用資料

共同研究報告書
整理番号第267号

地盤環境の性状保全型建設技術の開発に関する共同研究報告書

平成13年3月

国土交通省土木研究所
材料施工部土質研究室

㈶土木研究センター
鹿島建設㈱
㈱熊谷組
国際航業㈱
佐藤工業㈱
太平洋セメント㈱
㈱ダイヤコンサルト
西松建設㈱
パシフィックコンサルタンツ㈱
復建調査設計㈱
㈱本間組
㈱宇部三菱セメント研究所
基礎地盤コンサルタンツ㈱
㈱鴻池組
五洋建設㈱
清水建設㈱
大成基礎設計㈱
戸田建設㈱
㈱間組
㈱フジタ
不動建設㈱
前田建設工業㈱

Copyright © (2001) by P. W. R. I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P. W. R. I.

この報告書は、土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、土木研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

建設省は、平成13年1月6日付けで国土交通省に再編

共同研究報告書
第267号 2001年3月

地盤環境の性状保全型建設技術の開発に関する共同研究報告書

国土交通省土木研究所　材料施工部　土質研究室
㈶土木研究センター
鹿島建設㈱
㈱熊谷組
国際航業㈱
佐藤工業㈱
太平洋セメント㈱
㈱ダイヤコンサルト
西松建設㈱
パシフィックコンサルタンツ㈱
復建調査設計㈱
㈱本間組
㈱宇部三菱セメント研究所
基礎地盤コンサルタンツ㈱
㈱鴻池組
五洋建設㈱
清水建設㈱
大成基礎設計㈱
戸田建設㈱
㈱間組
㈱フジタ
不動建設㈱
前田建設工業㈱

要旨

建設省官民連帯共同研究では、平成９～11年度の３年間で建設省土木研究所、(財) 土木研究センターならびに民間21社との間で、「地盤環境の性状保全型建設技術の開発」を実施した。本報告書はその研究成果をとりまとめたものである。

今後の建設事業においては、建設用地で汚染土壌や地下水汚染に遭遇するケースが増え、浄化等の恒久対策が容易に実行できない場合に直面することが想定される。そのため本共同研究は、汚染物質挙動の影響予測解析やモニタリングで対策効果を確認しながら、暫定的に汚染経路を遮断したり、周辺地盤への拡散を防止するための対策技術の開発に取り組んだものである。

キーワード：汚染土壌、地下水汚染、影響予測技術、調査・モニタリング技術、影響防止対策技術

ま　え　が　き

最近の建設工事では、建設予定地内に存在する汚染土壌に遭遇するケースが増加してきており、周辺地盤環境に及ぼす影響を十分に考慮して工事を進めることが、ますます重要になってきています。

このような状況に適切に対応するため、建設省では平成9年度より平成11年度までの3年間で、官民連帯共同研究「地盤環境保全型建設技術の開発」に取り組みました。本報告書はそのうち、財団法人土木研究センターおよび民間会社 21 社の参加を得て実施した共同研究「地盤環境性状保全型建設技術の開発」の研究成果をとりまとめたものです。

共同研究では汚染物質挙動に関する予測技術、調査・モニタリング技術、周辺地盤への影響防止対策技術の検討に取り組んでおり、その成果をもとに今後、建設実務に対応できる技術マニュアルをとりまとめることを目標としております。

本共同研究の参加者ならびに関係者の方々の御支援、御協力に深く感謝するとともに、今後とも本分野の研究がますます進展することを期待します。

共同研究「地盤環境の性状保全型建設技術の開発」
参加者名簿

三木 博史	国土交通省土木研究所材料施工部新材料開発研究官
	（前　建設省土木研究所 材料施工部土質研究室 室長
小橋 秀俊	国土交通省土木研究所 材料施工部土質研究室 主任研究員
古田 光弘	国土交通省関東地方整備局　首都国道工事事務所　調査第一課
	（前　建設省土木研究所 材料施工部土質研究室 研究員）
古本 一司	国土交通省土木研究所 材料施工部土質研究室 研究員
小畑 敏子	国土交通省土木研究所 材料施工部土質研究室 技官
千田 昌平	(財)土木研究センター　常務理事
山本 親志	(財)土木研究センター 調査試験一部 部長
小山 博司	(財)土木研究センター 調査試験一部 次長
土橋 聖賢	(財)土木研究センター 調査試験一部 研究員
朝倉 悦郎	㈱宇部三菱セメント研究所 大宮センター セメントグループ グループリーダー
堤 徹郎	㈱宇部三菱セメント研究所 大宮センター セメントグループ 主席研究員
中村 俊彦	㈱宇部三菱セメント研究所 大宮センター セメントグループ 研究員
岸本 幸尚	㈱宇部三菱セメント研究所 大宮センター セメントグループ 研究員
栗原 宏武	鹿島建設㈱ 技術研究所副所長
山本 博之	鹿島建設㈱ 技術研究所 土木技術研究部 土質・基礎グループ 主管研究員
川端 淳一	鹿島建設㈱ 技術研究所 環境技術研究部 地盤環境グループ 主任研究員
安本 敬作	鹿島建設㈱ 技術研究所 環境技術研究部 地盤環境グループ 研究員
鈴木 章夫	鹿島建設㈱ 建設総事業本部土木技術本部技術部
森田 悠紀雄	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 技術情報部 取締役部長
中嶋 幸房	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 地質部 部長
中司 龍明	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 地質部 課長
和田 英孝	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 地質部 ジオサイエンスグループ 主任
管　智浩	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 地質部 物理探査グループ　主任
阪上 最一	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 技術開発部 地盤解析室 室長
孫　躍	基礎地盤コンサルタンツ㈱ 岩盤工学センター　岩盤解析室
北原 陽一	㈱熊谷組 土木事業本部 土木技術部 部長
森　邦夫	㈱熊谷組 土木事業本部 土木技術部 副部長
門倉 伸行	㈱熊谷組 技術本部 技術研究所 環境グループ 副部長
西山 勝栄	㈱熊谷組 技術本部 土木技術開発部 新建設技術グループ 課長
岩波 基	㈱熊谷組 土木事業本部 土木技術部 解析グループ 副長
小林 正宏	㈱熊谷組 土木事業本部 土木技術部 一般土木グループ 係長
中馬 逸男	㈱鴻池組 土木本部 技術部（環境担当）部長
大北 康治	㈱鴻池組 土木本部 技術部（環境担当）部長
堀田 政孝	㈱鴻池組 土木本部 技術部（環境担当）課長
土屋 宣央	㈱鴻池組 土木本部 技術部（環境担当）主任
進士 喜英	㈱鴻池組 土木本部 技術部（特殊設計担当）主任
橘　敏明	㈱鴻池組 技術研究所（環境工学研究部門）研究員
大山　将	㈱鴻池組 技術研究所（地盤工学研究部門）研究員

平山 利晶　国際航業㈱ 調査エンジニアリング事業部 地質部 水文グループ 課長
木原 繁樹　国際航業㈱ 調査エンジニアリング事業部 地質部 水文グループ 主任
小林 一広　国際航業㈱ 調査エンジニアリング事業部 地質部 水文グループ 主任
古川 正修　国際航業㈱ 調査エンジニアリング事業部 地質部 水文グループ 技師
藤原 幹之　国際航業㈱ 技術研究センター 研究員
松本 俊幸　国際航業㈱ 調査エンジニアリング事業部 地質部 地質グループ 課長

岩崎 勉　五洋建設㈱ 土木部門 土木営業本部 営業部
新舎 博　五洋建設㈱ 技術研究所 開発部長
山田 耕一　五洋建設㈱ 技術研究所 総合技術グループ 課長代理
車田 佳範　五洋建設㈱ 技術研究所 地盤基礎グループ 係長
古賀 大三郎　五洋建設㈱ 技術研究所 地盤基礎グループ

置塩 正則　佐藤工業㈱ 中央技術研究所 土木研究部門 企画・管理グループ長
芝本 真尚　佐藤工業㈱ 中央技術研究所 土木研究部門 環境グループ 主任研究員
杉本 純一郎　佐藤工業㈱ 中央技術研究所 土木研究部門 環境グループ長
児玉 敏雄　佐藤工業㈱ 中央技術研究所 土木研究部門 構造グループ 主任研究員
中嶋 智樹　佐藤工業㈱ 中央技術研究所 土木研究部門 土質グループ 研究員

渡辺 俊雄　清水建設㈱ 土木本部技術開発部 部長
久保田 年久　清水建設㈱ 土木本部土木技術第一部 部長
吉原 重紀　清水建設㈱ 土木本部技術一部環境グループ グループ長
大野 文良　清水建設㈱ 土木本部技術第一部環境グループ 主査
久保 正顕　清水建設㈱ 土木本部技術第一部地盤グループ 主任
皿海 章雄　清水建設㈱ 土木本部技術第一部地盤グループ

高橋 民樹　太平洋セメント㈱ セメント営業本部 営業推進部固化材営業課 課長
高野 幸男　太平洋セメント㈱ テクノロジーマネージメントグループ ゼネラルマネージャー
大森 啓至　太平洋セメント㈱ 中央研究所 地盤改良グループ 地盤改良グループリーダー
酒巻 克之　太平洋セメント㈱ セメント営業本部 営業推進部固化材営業課
守屋 政彦　太平洋セメント㈱ 中央研究所 地盤改良グループ 副主任研究員
佐々木 宏太　太平洋セメント㈱ 中央研究所 地盤改良グループ

平山 光信　大成基礎設計㈱ 技術本部 本部長
糸永 眞吾　大成基礎設計㈱ 技術本部 環境事業室長
井上 勝好　大成基礎設計㈱ 技術研究所 課長
伊貝 聡司　大成基礎設計㈱ 技術本部 技術管理室

小俣 明　㈱ダイヤコンサルタント 本社技術開発部 部長
菱谷 智幸　㈱ダイヤコンサルタント 東京事業部 地盤物性部 地盤解析第１課 課長
山浦 昌之　㈱ダイヤコンサルタント 東京事業部 地盤物性部 地盤解析第２課 課長代理

多田 幸司　戸田建設㈱ 技術統轄部 土木技術開発室 室長
佐藤 文俊　戸田建設㈱ 技術統轄部 土木技術開発室 ＰＪマネージャー
関根 一郎　戸田建設㈱ 土木工事技術部 技術管理課 課長
西牧 均　戸田建設㈱ 技術統轄部 土木技術開発室 ＰＪマネージャー
小國 拓也　戸田建設㈱ 技術統轄部 土木技術開発室

斉藤 顕次　西松建設㈱ 技術研究所 技術研究部 部長
大原 直　西松建設㈱ 環境管理部 環境管理課 課長
佐藤 靖彦　西松建設㈱ 技術研究所 土木技術研究課 主任研究員
吉川 聡雄　西松建設㈱ 技術研究所 企画管理部 技術企画課
金丸 信一　西松建設㈱ 技術研究所 技術研究部 土木技術研究課

吉村 和彦　㈱間組 技術本部 技術研究所 技術開発推進部 部長
三反畑 勇　㈱間組 技術本部 技術研究所 技術研究部 土木研究室 主任研究員
山下 亮　㈱間組 技術本部 技術研究所 技術研究部 土木研究室 主任研究員
今井 久　㈱間組 技術本部 技術研究所 技術研究部 土木研究室 主任研究員
山口 修一　㈱間組 土木本部 技術設計部 主任
山内 寛　㈱間組 土木本部 技術設計部 主任

槙 明　パシフィックコンサルタンツ㈱ 地盤技術部 次長
斉藤 泰久　パシフィックコンサルタンツ㈱ 地盤技術部 環境地質グループ
新貝 泰久　パシフィックコンサルタンツ㈱ 地盤技術部 環境地質グループ
加藤 辰彦　パシフィックコンサルタンツ㈱ 環境部 技術部長

斉藤 悦郎　㈱フジタ 技術センター 技術研究所 土木研究部長
阪本 廣行　㈱フジタ 土木本部 生産技術部 環境技術担当部長
仲沢 武志　㈱フジタ 技術センター 技術研究所 主任研究員
近藤 敏仁　㈱フジタ 技術センター 技術研究所 環境設備研究部 主任研究員
井上 斎　㈱フジタ 土木本部 営業部 部長
山田 裕己　㈱フジタ 名古屋支店土木部 桑名作業所 主査

田尻 宣夫　復建調査設計㈱ 品質保証部 技術管理課 課長
滝 昌和　復建調査設計㈱ 横浜事務所 地盤解析課 課長
青山 健　復建調査設計㈱ 地質調査部 地質技術課

桑原 正彦　不動建設㈱ ジオ・エンジニアリング事業本部 開発部 第一開発室長
栗波 啓治　不動建設㈱ ジオ・エンジニアリング事業本部 営業統轄部 課長
原田 健二　不動建設㈱ ジオ・エンジニアリング事業本部 技術統轄部 技術管理室長
松本 琢也　不動建設㈱ ジオ・エンジニアリング事業本部 工務部 企画室
荻島 達也　不動建設㈱ ジオ・エンジニアリング事業本部 技術統轄部 第一研究室
石田 英毅　不動建設㈱ ジオ・エンジニアリング事業本部 技術統轄部 技術管理室

佐藤 直衛　㈱本間組 土木本部 部長
森田 博夫　㈱本間組 営業本部　部長代理(技術担当)
岡本 眞作　㈱本間組 土木本部 技術部 課長
金田 透　㈱本間組 土質試験室 課長
岩田 秀樹　㈱本間組 土木本部 技術部 主任
田辺 節子　㈱本間組 土木本部 技術部

神藤 健一　前田建設工業㈱ 技術研究所 研究第３グループ 部長
高橋 和夫　前田建設工業㈱ 技術研究所 研究第３グループ 副部長
小口 深志　前田建設工業㈱ 技術研究所 研究第３グループ 課長
勝又 正治　前田建設工業㈱ 技術研究所 研究第３グループ 課長
野田 兼司　前田建設工業㈱ 技術研究所 研究第３グループ 主任
山本 達生　前田建設工業㈱ 技術研究所 研究第３グループ 研究員

目　次

まえがき

1．研究概要
1-1　研究目的……1
1-2　研究内容……1
1-3　研究体制……2

2．影響予測技術に関する研究
2-1　既往技術に関する調査……4
2-2　解析パラメータ取得技術に関する研究……7
2-2-1　小型カラム試験……7
1）重金属類に関するカラム試験……7
2）揮発性有機化合物に関するカラム試験……37
2-2-2　分散係数評価に関する大型カラム試験……42
2-2-3　重金属類の遅延係数に関するビーカー試験……49
2-2-4　溶出特性の試験法に関する実験……72
2-3　汚染物質の挙動に関する大型土槽実験……109
2-3-1　重金属類の挙動に関する大型土槽実験……109
2-3-2　揮発性有機化合物に関する大型土槽実験……121
2-4　ベンチマーク解析……126
2-4-1　大型土槽実験に関する感度解析……126
2-4-2　ベンチマーク解析……133
2-4-3　感度解析及びベンチマーク解析のまとめ……137
2-5　影響予測技術のまとめ……139

3．調査・モニタリング技術に関する研究
3-1　既往技術に関する調査……144
3-1-1　文献調査……144
3-1-2　調査結果……144
3-2　非破壊調査技術の適用性評価に関する研究……152
3-2-1　高密度電気探査法の汚染物質移流拡散追跡への適用実験……152
3-2-2　電磁探査法の地盤汚染調査・モニタリングへの適用実験……173
3-2-3　非破壊調査技術のまとめ……176

4．対策技術に関する研究
4-1　覆土・敷土工法……179
4-1-1　既往技術の調査……179
4-1-2　敷土の吸着効果に関する実験……182
4-1-3　まとめ……193
4-2　封じ込め工法……194
4-2-1　概要……194
4-2-2　設計方法の検討……198
4-2-3　施工方法の検討……232
4-2-4　維持管理の検討……234
4-2-5　まとめと残された課題……235

4-3　汚染物質除去工法……237
4-3-1　既往技術に関する調査と課題の抽出……237
4-3-2　汚染物質の洗浄実験……245
4-3-3　バリア井戸に関する実験的検討……263
4-3-4　バリア井戸設計手法に関する検討……281
4-4　固化・不溶化工法……292
4-4-1　概要……292
4-4-2　固化・不溶化工法の問題点の整理……294
4-4-3　ビーカー試験……296
4-4-4　固化・不溶化工法の設計法……315
4-4-5　まとめ……320

5．汚染土壌に関わる関係法令に関する研究
5-1　概要……324
5-2　法令上の問題点の抽出と整理……325
5-3　環境庁へのヒアリング……348
5-4　対策実施における関連法令及び留意点……353
5-5　まとめ……361

参考資料

1．研究概要

1. 研究概要

1-1 研究目的

建設予定地に汚染土壌や汚染地下水が存在する場合や、改良土等のリサイクル材料が影響防止対策として使用された場合の二次汚染に対応するため、本研究では、汚染物質挙動に関するシミュレーション技術、調査・モニタリング技術、影響防止対策技術の検討を行う。そして、研究成果は、建設実務に対応できる技術マニュアル案等にとりまとめる。

1-2 研究内容

1）影響予測・調査・モニタリング技術の開発

汚染状況の把握、対策規模の評価を目的として、解析技術及び調査・モニタリング技術の検討を行うものである。影響予測では既に全開された解析プログラムもあるが、地盤や地下水流場の条件（透水係数や流速）、物質の濃度拡散や分散特性、地盤による吸着特性のなかから、解析結果を大きく左右する定数を明らかにしたり、吸着特性についてはビーカー試験や各種カラム試験の中から、簡易な試験法を提案する必要があると考えている。また、既存の土壌や地下水調査技術についても、予測精度に大きく影響しない項目は簡略化すべきとの視点で、長短所や今後の開発動向を整理する。

2）影響防止対策技術の開発

影響防止対策技術については、現在、汚染地下水や土壌の浄化が、恒久対策の基本と考えられている。しかしながら、地盤条件・対策技術のレベル・対策コストによっては、恒久対策が容易に実行できない場合も多く、暫定的に汚染経路を遮断する対策技術や、解析やモニタリングを併用した対策技術の確立が不可欠となっている。本研究ではこのような視点のもとに、影響防止対策技術を「覆土・敷土」「封じ込め」「汚染物質除去」「囲化・不溶化」の４工法に分類して、適用条件、設計法、法令・指針等への対応法、対策効果の監視モニタリング法を検討する。また、既存の対策技術に対して、効果の現状、開発動向などの全体像を整理し明らかにする。

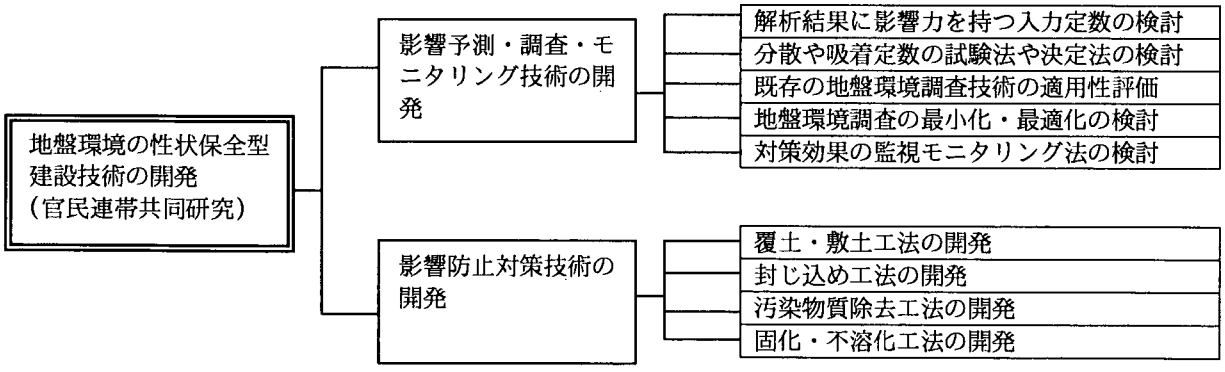


図-1.1 本共同研究で取り組む課題について

1-3 研究体制

本研究は、建設省土木研究所、(財)土木研究センターおよび民間企業21社により実施された。民間企業の研究体制を表-1.1に示す。また、研究分担を表-1.2に示す。

表-1.1 研究体制

グループ	チーム	参加企業
Aグループ リーダー:大成基礎設計(株)	A-1 影響予測技術チーム	(株)ダイヤコンサルタント パシフィックコンサルタンツ (株)間組 復建調査設計(株)
	A-2 調査・モニタリングチーム	基礎地盤コンサルタンツ(株) 国際航業(株) 大成基礎設計(株) 戸田建設(株)
Bグループ リーダー :鹿島建設(株) サブリーダー:(株)熊谷組 (株)本間組	B-1 覆土・敷土工法チーム	西松建設(株) (株)フジタ (株)宇部三菱セメント研究所
	B-2 封じ込め工法チーム	清水建設(株) 不動建設(株) (株)本間組
	B-3 汚染物質除去工法チーム	鹿島建設(株) (株)熊谷組 (株)鴻池組 佐藤工業(株)
	B-4 固化・不溶化工法チーム	五洋建設(株) 太平洋セメント(株) 前田建設工業(株)
共 通	関係法令チーム	国際航業(株) 佐藤工業(株) 西松建設(株) (株)本間組

下線はチームリーダー
社名は五十音順

表-1.2　研究分担

分類	研究課題	土木研究所	(財)土研ｾﾝﾀｰ	A-1	A-2	B-1	B-2	B-3	B-4	関係法令
共通研究	影響予測解析パラメータ取得技術 （重金属、ＶＯＣ、ﾋﾞｰｶｰ試験、ｶﾗﾑ試験）	○	○	○		○		○		
	溶出特性検討 （重金属、ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験、大型土槽実験）	○	○	○					○	
	汚染物質の地盤内挙動に関する検討 （重金属、ＶＯＣ、大型土槽実験）	○	○	○				○		
影響予測	影響予測解析コードに関するﾍﾞﾝﾁﾏｰｸ解析	○	○	○						
調査ﾓﾆﾀﾘﾝｸﾞ	高密度電気探査法適用性検討 電磁探査法適用性検討	○	○		○					
覆土敷土	覆土・敷土設計法検討、実証実験	○	○			○				
封じ込め	浮き型封じ込め設計・施工法検討、 実証実験	○	○				○			
汚染物質除去	ＶＯＣ原位置洗浄技術検討 バリア井戸設計法検討、大型土槽実験	○	○					○		
固化不溶化	不溶化材の効果検討	○	○						○	
関係法令	関係法令調査、アンケート調査 環境庁ﾋｱﾘﾝｸﾞ、事例検討	○	○							○

2．影響予測技術に関する研究

2．影響予測技術に関する研究

2-1　既往技術に関する調査

既往の汚染物質の地盤・地下水中の挙動予測技術を調査するため、文献調査および参加会社において主に利用されている予測コードのアンケート調査を行った。

1）文献調査

過去 5 年程度の範囲で、地下水学会誌において移流分散解析を扱った文献の取りまとめを行った。調査した文献一覧を表-2.1 に示す。

2）予測解析コードアンケート調査

共同研究参加企業に対して主に利用されている予測解析コードのアンケート調査を行った。重複回答を含む集計であるが、国内の解析コードとしては、有限要素法系の Dtransu2D･EL と TRANSFLOW が主な利用コードであった。表-2.2 にアンケート回答コード一覧表を示す。

3）研究課題の抽出

以上の結果を基に、解析に必要な入力パラメータの試験手法等について、現状と課題を示す。

(1)カラム試験

入力パラメータに関する試験で、分散長や遅延係数（分配係数）等の測定が可能な試験としてカラム試験がある。このカラム試験は基本的な試験であることから、カラム試験の現状について検討を行い、以下の知見を得た。

① カラム試験の規格は、今のところ少なくとも国内には無い。
② カラムの寸法の影響を系統立って検討した事例はないと思われる。
③ 試験の物質による特性、精度に関する系統立った研究事例はないと思われる。
　・実流速と観測規模についての研究事例
　　中野政詩ら「土壌物理環境測定法」[1)]
④ 縦分散係数、横分散係数の研究事例は少ない。
　・横分散係数測定事例
　　大呂敏美、鈴木幸一「浸透層内の流れの分散に関する研究」[2)]
⑤ 分散および吸着が解析結果に与える影響を系統立って研究した事例は見あたらない。

上記がカラム試験の現状である。カラム試験は研究者レベルで個々に行われている状況であり、今後、学会などで検討される項目になる考えられる。

原位置での予測解析では、カラム試験で得られた分散長がほとんど適合しないということについては、よく知られている[3)等]。しかしながら、研究文献自体が少なく、野外トレーサー試験での比較程度である[4)]。浸透流解析でも入力透水係数は原位置透水試験の結果が第一候補であり、原位置での結果が無い場合、室内透水試験結果を初期値として使う程度であることから、現状でほとんど解析にそのまま使われていないと思われる。

移流分散解析自体新しい解析であることと、原位置での解析は行われていると思われるが、そのほとんどが非公開で行われているため公開文献としてほとんど無いのが現状である。

(2)重金属の吸着特性（遅延係数）

重金属の吸着特性について、現状では、様々な物質の遅延係数に関する既往文献を整理した文献があった[5)]。

それによれば、指標となる遅延係数は、土質および汚染物質の種類や測定手法により、その値にかなりのばらつきが見られた。

表-2.1　文献一覧

著　者	標　題	文献名		頁	年	備　考	キーワード
籾井和朗	地下水数値計算法(10)2-1．物質輸送解析の基礎	地下水学会誌	33巻2号	115-122	1991	物質輸送の基礎方程式	移流分散,化学平衡,
籾井和朗	地下水数値計算法(11)2-2．差分法と特性曲線法による物質輸送解析の応用	地下水学会誌	33巻3号	177-184	1991	差分法,特性曲線法	移流分散,密度流,2次元,ＦＤＭ,特性曲線法
西垣　誠	地下水数値解析法(13)2-4．物質輸送のその他の解析法-オイラリアン・ラグラジアン法(ＥＬ法)-	地下水学会誌	33巻4号	265-276	1991	オイラリアン・ラグラジアン法	移流分散,2次元,FEM,EL法
藤崎克博,神野健二	地下水数値計算法(16)講座を終えるに当たって	地下水学会誌	34巻1号	41-44	1992	解析手法のまとめ	
柿沼忠男	小島での地下水への海水侵入	地下水学会誌	34巻3号	171-182	1992	塩水化,飽和・不飽和定常分散モデル,解析事例(FEM)	塩水,移流分散,2次元,理論解
杉田　文	均一砂層カラム中におけるＳｒイオン移動を予測するモデル評価	地下水学会誌	34巻3号	215-222	1992	化学反応	移流分散,化学平衡,1次元,カラム試験
平田健正	土壌・地下水汚染の研究の動向と課題	地下水学会誌	35巻1号	11-21	1992	まとめ	
井伊博行ら	野外トレ-サ試験による堆積岩の分散係数と有効間隙率の測定	地下水学会誌	35巻1号	23-36	1992	解析事例(FEM)	移流分散,2次元,FEM,原位置試験,トレーサ試験
新堀雄一ら	熱移動を伴う垂直二次元多孔質体におけるトレ-サ-応答-その室内実験と数値モデルとの比較-	地下水学会誌	36巻2号	123-132	1993	解析事例(FEM),熱	熱移動,2次元,室内トレーサ試験
杉田　文	水みち状流れによる吸着性物質特性：確率論的ネットワ-クモデルをもちいて	地下水学会誌	37巻1号	1-12	1994	亀裂モデル	移流分散,2次元,確率ネットワークモデル
小笠原啓一ら	膜材料システムによる有機塩素汚染地下水の浄化-1	地下水学会誌	37巻1号	47-53	1994	解析事例(FEM)	有機塩素系,移流分散,2次元,FEM
江種伸之,神野健二	土壌ガス吸引時における有機塩素化合物ガスの挙動について	地下水学会誌	37巻4号	245-254	1995	気液2相モデル	有機塩素系,多相流,
長瀬和雄ら	有機塩素系化合物による地下水汚染に対する調査と対策	地下水学会誌	37巻4号	267-296	1995	まとめ,解析事例	
Makoto Nisigaki,et,al	Laboratory Determination of Transverse and Longitudinal Dispersion coefficents Porous Media	地下水学会誌	38巻1号	13-27	1996	逆解析,トモグラフィ,EL法	移流分散,FEM,EL法,逆解析
籾井和朗ら	化学反応を考慮した地下水中における物質輸送解析-数値モデル開発と室内実験への適応-	地下水学会誌	38巻2号	113-125	1996	化学反応,解析事例(特性曲線法)	移流分散,ＦＤＭ,特性曲線法,化学平衡
登坂博行ら	多成分多相型移流拡散モデルによる包括的な地下水汚染解析	地下水学会誌	38巻3号	167-180	1996	気,液,液,3相モデル,コーナーポイント型差分法	有機塩素系,多相流,FDM

表-2.2　アンケート回答コード一覧表

コード名	回答数	開　発　元	対象物質	次元	特　色	入手形態
Dtransu2D･EL	6	岡山大学 ダイヤコンサルタント 三菱マテリアル	水溶性	2	密度流 ｵｲﾗﾘｱﾝ･ﾗｸﾞﾗﾝｼﾞｱﾝ法	公開
TRANSFLOW (Matran･EX)	5	ＣＲＣ総合研究所	水溶性	2	密度流 風上法	購入
SUTRA	2	ＵＳＧＳ	水溶性	2	密度流 風上法	公開
BioplumeSI	1	ライス大学 日本総合研究所	水溶性	2	差分飽和のみ 生物分解を考慮	購入
3DFEMFAT	2	ペンシルバニア大学 Prof. George Yeh	水溶性	3	ｵｲﾗﾘｱﾝ･ﾗｸﾞﾗﾝｼﾞｱﾝ法	購入
MODFLOW (MT3D)	1	SCIENTIFIC SOFTWARE GROUP	水溶性	3	差分飽和のみ	購入
Tough2	1	ローレンスバークレー 研究所（ＬＢＬ）	非水溶性	3	気液二相 （多相流）	購入 （会員のみ）
I･Dtransu2D･EL	1	岡山大学	水溶性	2	逆解析	公開
KGES-Transport	1	鹿島建設	水溶性	2	密度流 風上法	未公開
RANTOS	1	熊谷組	水溶性	2	ｵｲﾗﾘｱﾝ･ﾗｸﾞﾗﾝｼﾞｱﾝ法 風上法、熱対流を考慮	未公開
Diffuse	1	鴻池組	水溶性	2	密度流 風上法	未公開
ChemXport	1	三菱マテリアル Battele、PNL	水溶性	2	化学平衡を考慮	未公開
HZ-TRANS	1	間組	水溶性	2	化学平衡を考慮	未公開
未定	1	ケンブリッジ大学	水溶性	2	密度流、圧密	未公開
Dtransu3D･EL	1	岡山大学 ダイヤコンサルタント 三菱マテリアル	水溶性	3	密度流 ｵｲﾗﾘｱﾝ･ﾗｸﾞﾗﾝｼﾞｱﾝ法	未公開

2-2　解析パラメータ取得技術に関する研究

文献調査の結果から、移行パラメータとして重要な分散係数、遅延係数について十分研究されているとは言い難い。このため、分散係数および遅延係数について基礎的なデータを取得する必要があると判断された。このため、以下の項目に着目して系統的にパラメータ取得が出来るように試験項目の検討を行った。

・分散係数の流速依存性の確認　：小型カラム試験
・分散係数のスケール効果の検討：小型カラム試験、大型カラム試験、大型土槽実験
・横分散係数の検討　　：大型カラム試験、大型土槽実験
・遅延係数の検討　　：小型カラム試験、大型土槽実験、ビーカー試験

分散係数については、小型カラム、大型カラム、大型土槽実験を主体とし、汚染物質による移行パラメータの違いやスケール効果の検討を系統的に行った。

遅延係数については、ビーカー試験を主体とし、土壌や汚染物質の種類や汚染物質濃度が遅延係数に与える影響について測定を行った。また、簡易的な移行パラメータの取得の可能性を検討するため、CEC カラムを用いた超小型カラム試験による測定や移行パラメータの実地盤における深度依存性（側圧の影響）を検討するため、三軸カラム試験も合わせて実施した。

2-2-1　カラム試験

1）重金属類に関するカラム試験

(1)小型カラム試験

①試験概要

小型カラム試験を実施し、破過曲線（時間―濃度曲線）から重金属類に関する分散係数および遅延係数の検討を行った。図-2.1 に小型カラム試験装置の概略を示す。現状で国内にカラム試験に関する規格が無いことから、本研究では直径 9cm（外径で 10cm)、長さ 30cm のアクリル管を用いた。また、カラムに充填した試料は、美浦（茨城県）産の砂を用い、2mm 以下の粒度に調整した砂を用いた。図-2.2 試験に用いた砂の粒径加積曲線を示す。

②試験手順

小型カラム試験は以下の手順で行った。

Ⅰ)カラム中に脱気水を満たし土試料を静かに充填し、水締めによる密度管理で試料調整を行う。

Ⅱ)カラム底面より、マイクロポンプで淡水を定流量注入を行い、上面からの流出量を測定し、流れ場が定常状態になった事を確認する。また、単位時間当たりの注入圧、注入量、カラム断面積、カラム長からカラム内試料の透水係数を求める。

Ⅲ)定常流状態を確認後、淡水を汚染物質溶液に切り替え、カラム上面から採水を行い、各時間における濃度分析を行った。

Ⅳ)破過曲線（時間－濃度変化曲線）を 1 次元理論式に当てはめ、最小二乗法により、分散係数および遅延係数の同定を行う。

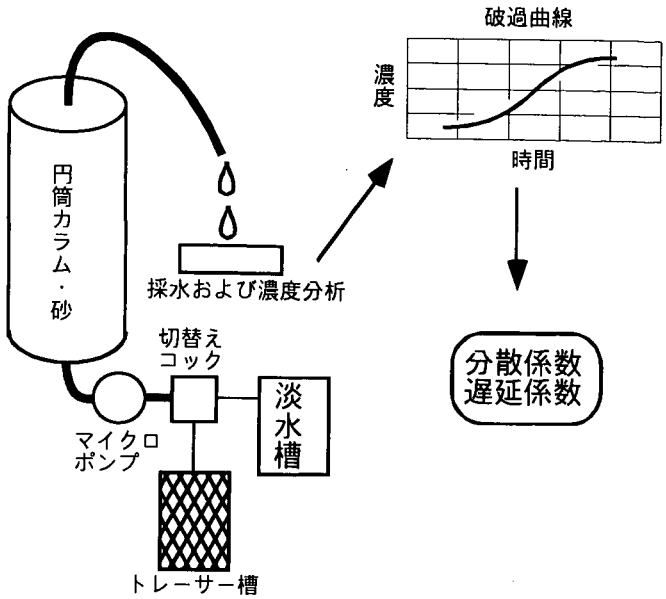


図-2.1　小型カラム試験概要

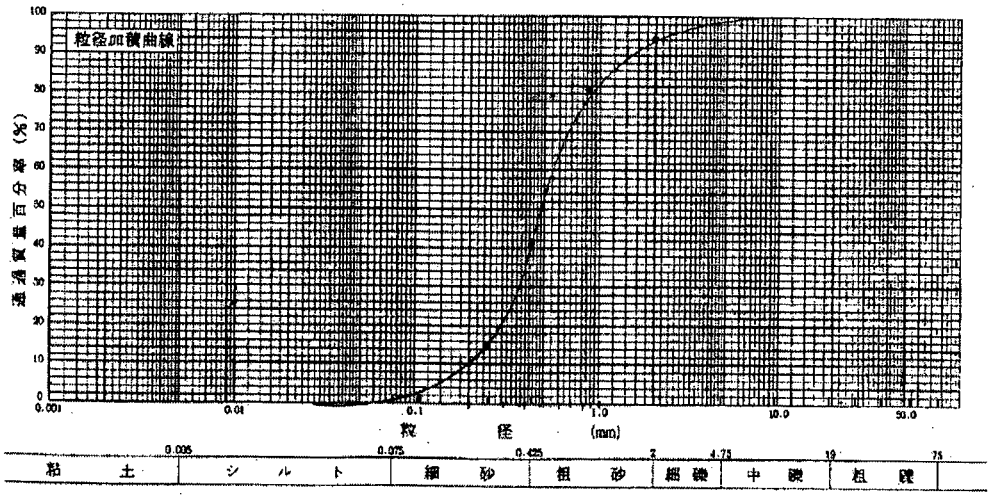


図-2.2　粒径加積曲線

③同定手法

一般に溶液中の溶質移動を支配する方程式は次式で示される[1]。

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta C + \rho S) = \frac{\partial}{\partial x}\left(D\frac{\partial C}{\partial x} - qC\right) \quad (2\text{-}1)$$

ここに、qは水分フラックス、θは体積含水率、Cは溶液中の溶質濃度、Dは分散係数である。

分散係数Dは溶質分散係数D_mと力学的分散係数D_hの和である。また、ρは地盤の乾燥密度、Sは単位質量の土壌固相に吸着している溶質の質量（吸着溶質濃度）。

限られた濃度範囲であれば、固相の溶質濃度Sと液相の溶質濃度Cの関係式である等温交換曲線は次のような１次式で近似できる。

$$S = bC + b_0 \quad (2\text{-}2)$$

ここで、bは遅延係数であり、b_0は定数である。

このような濃度範囲内で、水のフラックスqも体積含水率θも均一であるような定常流場で溶質が移動するとき式(2-1)は一般に移流分散方程式となる。

$$R\frac{\partial C}{\partial t}=D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}-v\frac{\partial C}{\partial x} \qquad (2\text{-}3)$$

$$v=\frac{q}{\theta} \qquad (2\text{-}4)$$

ここに、vは間隙流速であり、地盤中の平均的な実流速を示す。また、Rは遅延係数であり、次式で示される。

$$R=1+\frac{\rho b}{\theta} \qquad (2\text{-}5)$$

固相への溶質の吸着・離脱がない場合はb=0でR=1となり、吸着・離脱がある場合はR>1となる。

移流分散方程式である式(2-3)を1次元の定常流動場（v：一定）とし、上流側境界溶質濃度を一定とすると、境界からの距離xにおける濃度の理論解は次式で示される。

$$C_e(t)=\frac{1}{2}\mathrm{erfc}\left[\frac{Rx-vt}{2(DRt)^{1/2}}\right]+\frac{1}{2}\exp\left(\frac{vx}{D}\right)\mathrm{erfc}\left[\frac{Rx+vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] \qquad (2\text{-}6)$$

ここに、C_eは相対濃度で、上流側境界溶質濃度を1とした場合の濃度比である。また、関数erfcは余誤差関数を表す。

また、実流速が早い場合、溶質の分散の度合いが小さく、ほとんどが力学的分散係数D_hのみとなる。このようなとき、力学的分散係数D_hは間隙流速vにほぼ比例する[1)]。

$$D_h=\lambda v \qquad (2\text{-}7)$$

ここで、比例定数λを分散長という（1次元では縦分散長＝分散長）。分散長λは、流速の不均一性のスケールを示すものであり、室内試験のように均一に充填された土であれば粒径や団粒径のサイズに近い。しかし、現場の分散係数は一般に室内試験のように充填された土よりも大きく、測定領域のスケールが大きくなるほど分散長が大きくなる傾向がある。これは、測定領域のスケールが大きくなるほど、場所による土質の違いのような地盤の不均質性の影響を測定系に入り込むためであるといわれている。

カラム試験で得られた時間－採水濃度変化（破過曲線）を式(2-6)の1次元理論解に最小二乗法を用いて分散係数と遅延係数（実流速を既知として）もしくは実流速（遅延しないとして）の同定を行うことで、移行パラメータの検討を行う。

④汚染物質（トレーサー）
本試験で用いた汚染物質を表-2.3に示す。

表-2.3　汚染物質（トレーサー）一覧表

略称	汚染物質	仕　様	測定項目
塩水	塩化ナトリウム溶液	窒素で脱気したイオン交換水（以下、脱気水）で塩化ナトリウムを溶かしたもの。 塩水は遅延が無いとして、実流速を求め、カラムの有効間隙率を検討する基本トレーサーと考えた。	電気伝導度、塩素イオン
消石灰	水酸化カルシウム飽和溶液	脱気水で水酸化カルシウム飽和溶液を作成し、12日間静置した。使用時に、溶液の炭酸化をさけるため、ライムソーダ装置を付加した。	pH、カルシウムイオン
鉛	塩化鉛溶液	脱気水で塩化鉛を溶かしたものを用いた。	鉛イオン
六価クロム	二クロム酸カリウム溶液	脱気水で六価クロムを溶かしたものを用いた。	全クロムイオン
砒素	砒酸カリウム溶液	脱気水で砒酸カリウムを溶かしたものを用いた。 鉛トレーサーの遅延が非常に大きいことが確認されたため、追加検討のため、砒素を選定した。	砒素イオン

⑤試験ケース
本研究で行った実験ケース一覧を表-2.4に示す。

表-2.4　小型カラム試験ケース一覧表

	トレーサー	濃度 (ppm)	設定流速 (m/day)	透水係数 (cm/sec)	ダルシー流速 (m/day)	間隙率	通水時間 (min)	通水量 (cc)	砂の重さ (g)	含水比 (%)
1	塩水	200	10	8.5E-03	12.8	0.40	30	1694.8	3313.12	7.2
2	塩水	200	1	8.5E-03	0.9	0.39	330	1242.8	3365.48	7.2
3	塩水	200	5	7.0E-03	4.8	0.40	80	1687.3	3302.29	7.8
4	塩水	1000	10	4.0E-03	11.1	0.40	30	1468.8	3288.62	7.2
5	塩水	1000	1	3.3E-03	0.8	0.39	360	1339.6	3349.42	7.2
6	塩水	1000	5	6.4E-03	4.9	0.40	80	1747.5	3301.53	7.8
7	消石灰	飽和溶液	10	2.5E-03	11.1	0.40	150	7344.1	3301.93	7.8
8	消石灰	飽和溶液	1	2.6E-03	0.9	0.40	2730	11310	3203.27	4.5
9	鉛	1	10	7.1E-03	12.8	0.40	30	1694.8	3305.00	7.8
10	鉛	1	1	8.6E-03	0.9	0.40	330	1242.8	3303.00	7.8
11	六価クロム	100	10	1.7E-02	12.8	0.40	90	5084.4	3301.81	7.8
12	六価クロム	100	1	1.2E-02	0.9	0.40	900	3389.6	3220.15	4.5
13	六価クロム	100	5	9.6E-03	4.8	0.40	240	5061.8	3204.73	4.5
14	六価クロム	10	10	2.2E-02	8.5	0.40	480	18078	3209.32	4.5
15	砒素	100	10	1.5E-02	8.5	0.38	240	9038.9	3256.52	2.7

間隙率（n）は、カラムに充填した砂の重さ（m）、カラム体積（V）、砂の密度（ρ_S）、砂の含水比（ω）から次式で求めた。

$$n = 1 - \frac{m}{\frac{\rho_s}{V}(1+\omega)} \qquad (2\text{-}8)$$

塩水は一般に地盤への吸着性が無いとされており、遅延効果が無い物質の代表として設定流速を3パターン、濃度を2パターン設定し、分散係数の流速依存性の確認を行った。同様に他の汚染

物質の分散係数、およびその流速依存性があるのかについて検討を行った。また、各汚染物質の吸着特性を検討するため、塩水から得られた実流速から遅延係数を求め、カラム試験における遅延係数の検討も行った。

⑥試験結果

小型カラム試験の破過曲線を1次元理論式に当てはめ、最小二乗法によるパラメータ同定を行い、分散係数および遅延係数を求めた。

小型カラム試験結果を表-2.5に示す。

Ⅰ）塩水

塩水トレーサー試験では、塩水の遅延効果が無い（遅延係数=1）と仮定して実流速を同定し、ダルシー流速から有効間隙率の逆算を行った。この結果、有効間隙率がほぼ間隙率に等しいことから、他の物質について有効間隙率＝間隙率として遅延係数の同定を行った（図-2.3)。

縦分散長は、ばらつきがあるものの、ほぼ数㎜～1cm程度の値となった。

II）消石灰

消石灰トレーサー試験では、カルシウムイオンとpHの測定を行った。しかし、カルシウムイオン濃度の測定は難しく、時間と共に漸増し飽和するような破過曲線は得られなかった。このため、時間とpHの破過曲線からパラメータ同定を行った（図-2.4)。しかし、分散係数は他の物質に比較して1桁程度小さい値となり、分散係数の同定は困難であった。消石灰の遅延の程度は、塩水に比較して5～10倍程度の値となった。

Ⅲ）鉛

鉛トレーサー試験では、長時間の試験を実施したが、カラム上面の流出水から鉛イオンを検出することは出来なかった。文献では、鉛の吸着性が非常に高く、遅延係数で1500程度と言われており、本試験においても評価不能の結果となり、相当高い遅延が見込まれる物質だと思われる。

Ⅳ）六価クロム

六価クロムトレーサー試験では、濃度10ppmのケースを除いて濃度の立ち上がり変極部又は濃度の飽和変極部の時間－濃度変化が捉えられたため破過曲線の同定が可能であった（図-2.5)。この場合、縦分散長で1cm程度の値となった．また、遅延効果は塩水に比較して3～5倍程度の値が得られた。濃度10ppmの場合では、濃度の変極部の測定が出来なかったため同定が困難であった。

Ⅴ）砒素

砒素トレーサー試験では、1ケースのみであるが、縦分散長で1cm程度、遅延係数で10程度の値となった（図-2.6)。

表-2.5　小型カラム試験結果一覧表

	トレーサー	濃度 (ppm)	設定流速 (m/day)	ダルシー流速 (m/day)	実流速 (m/day)	間隙率	有効間隙率	遅延係数	縦分散長 (cm)	分散係数 (cm²/sec)
1	塩水	200	10	12.8	32.6	0.40	0.39	1.00	0.48	1.81E-02
2	塩水	200	1	0.9	2.4	0.39	0.38	1.00	0.26	7.07E-04
3	塩水	200	5	4.8	9.9	0.40	0.48	1.00	0.69	7.90E-03
4	塩水	1000	10	11.1	28.0	0.40	0.40	1.00	0.30	9.72E-03
5	塩水	1000	1	0.8	1.7	0.39	0.47	1.00	0.14	2.77E-04
6	塩水	1000	5	4.9	10.4	0.40	0.47	1.00	0.29	3.51E-03
7	消石灰	飽和溶液	10	11.1	27.5	0.40	間隙率と同じ	5.76	0.05	1.59E-03
8	消石灰	飽和溶液	1	0.9	2.3	0.40	間隙率と同じ	12.29	0.01	1.65E-05
9	鉛	1	10	12.8	—	0.40	間隙率と同じ	—	—	—
10	鉛	1	1	0.9	—	0.40	間隙率と同じ	—	—	—
11	六価クロム	100	10	12.8	31.8	0.40	間隙率と同じ	3.00	1.19	4.37E-02
12	六価クロム	100	1	0.9	2.1	0.40	間隙率と同じ	4.08	0.78	1.92E-03
13	六価クロム	100	5	4.8	11.9	0.40	間隙率と同じ	5.52	0.82	1.12E-02
14	六価クロム	10	10	8.5	21.3	0.40	間隙率と同じ	19.88	2.15	5.28E-02
15	砒素	100	10	8.5	22.3	0.38	間隙率と同じ	10.33	1.01	2.62E-02

注）網掛け部は濃度データの取得が十分で無く、同定が困難な試験ケース

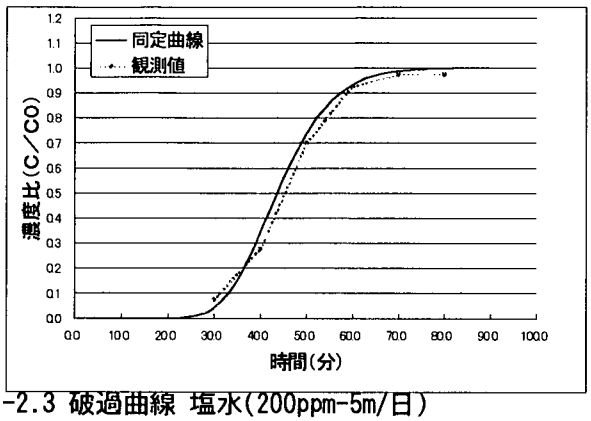


図-2.3 破過曲線 塩水(200ppm-5m/日)

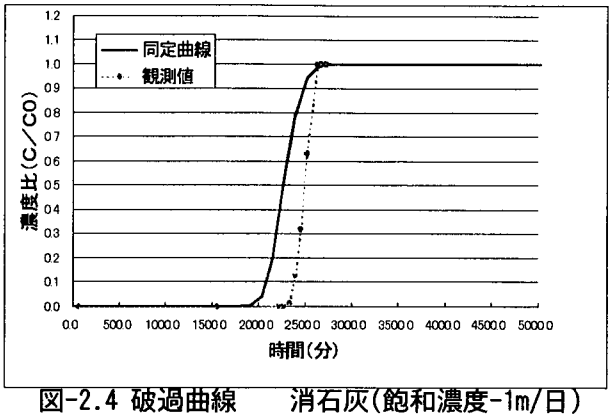


図-2.4 破過曲線　　消石灰(飽和濃度-1m/日)

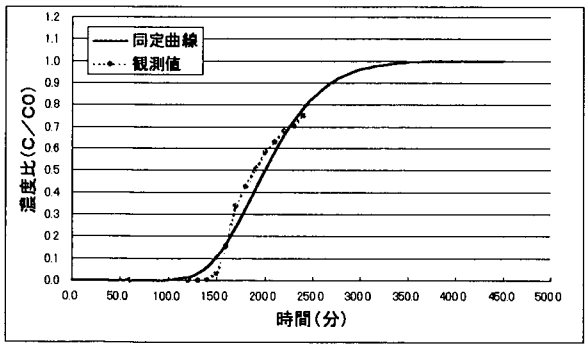


図-2.5 破過曲線　　六価クロム(100ppm-5m/日)

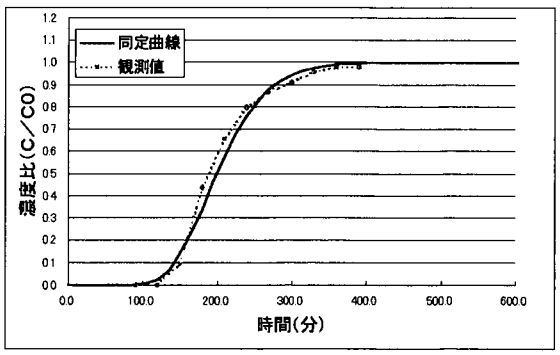


図-2.6 破過曲線 砒素(1ppm-10m/日)

Ⅵ）分散係数の流速依存性

各トレーサー試験により得られた実流速と分散係数の相関を図-2.7に示す。

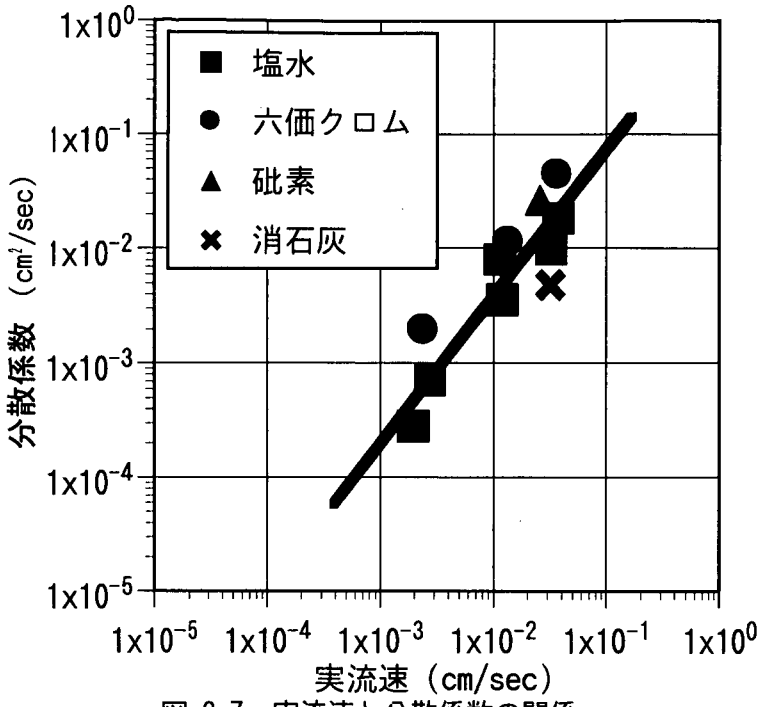


図-2.7　実流速と分散係数の関係

汚染物質の種類および濃度によりばらつきがあるものの、実流速と分散係数との間にほぼ線形関係があることが示され、既存の研究成果と調和した結果となった。また実流速に対する分散係数の勾配はほぼ0.4cmとなり、この値が本実験で用いたカラム試料（30cm規模）の縦分散長と考えられる。

(2)三軸セルを用いたカラム試験

物質の分散特性に及ぼす拘束圧の影響を把握するため、標準カラム試験と三軸セルを用いたカラム試験を実施した。

①標準カラム試験

標準カラム試験の概要を図-2.8に示す。設置した供試体に、所定のヘッド差で蒸留水を通水し、定流速場とする。透水係数を計測した後、通水経路を物質混入溶液に変え、時間―濃度関係を計測した。得られた結果により、物質の地盤中の分散特性や吸着特性を把握した。

Ⅰ）試験対象土

試験対象とする地盤を以下に示す。

○　砂1（茨城県美浦産の砂）
○　砂2（細粒分含有率5～10%程度の砂）
○　砂3（細粒分含有率15%程度の砂）
○　粘性土1（砂混じりシルト）
○　粘性土2（関東ローム）

このうち、砂については、所定の密度となるよう締め固めた。また、粘性土については、撹乱試料と不撹乱試料とで試験を実施した。ここで、撹乱状態の供試体については、締固めの度合いを2種類設定し、締固め度が物質の分散・吸着特性に与える影響を把握した。なお、予備試験として、締固め度による透水特性を事前に把握し、所要の状態となるよう試料を調整した。締固め度―透水係数関係を得るために実施する予備試験は各粘性土につき3体ずつ実施した。

Ⅱ）試験対象物質

試験では、以下の物質を用いる。

○　塩水（塩化ナトリウム）：200ppm(NaCl)

○　重金属Ａ（砒素）：56ppm(KH_2AsO_4)
○　重金属Ｂ（六価クロム）：16ppm、33ppm、100ppm($K_2Cr_2O_7$)
なお、試験ケースを供試体諸元とともに表-2.6 に示す。

Ⅲ）試験方法
試験装置の概要は、図-2.8 に示す通りである。
供試体のサイズは、以下に示すものを用いる。
砂１、２、３：φ75、高さ 150 mm
粘性土１、２：φ75、高さ　50 mm
動水勾配は以下の条件とする。
砂１、２、３：　2～3
粘性土１、２：　10～15
他の条件については表-2.6 に記してある。

なお、通水時のサンプリングは 15 ポイントを目途とし、試験完了後、供試体を乾燥させることにより、間隙比等の物理的性質を計測した。

②三軸セルを用いたカラム試験（三軸カラム試験）

本試験は、汚染物質の分散・吸着特性への拘束圧の影響を把握するために実施した。試験における供試体の締固め条件は標準カラム試験と同様とし、所定の締固め度で調整された供試体に拘束圧を作用させて試験を実施した。対象とした試料は、砂ならびに、不撹乱状態の関東ロームとした。

現位置でサンプルされた土試料を用いて応力が解放された状態でカラム試験を行った場合と、深さ方向の拘束圧を作用させた場合での透水性と汚染物質の分散特性、吸着特性の比較を行い、試験方法および予測評価における深さ方向の考慮の必要性を検討した。

試験対象物質は、塩素と六価クロムとした。

Ⅰ）試験対象土
試験の対象とする地盤を以下に示す。
○　砂１（茨城県美浦産の砂）
○　不撹乱関東ローム

II）試験対象汚染物質
試験実施においては、以下の物質を用いる。
○　塩水（塩化ナトリウム）：200ppm(NaCl)
○　重金属Ｂ（六価クロム）：33ppm（$K_2Cr_2O_7$）
なお、試験実施内容を供試体諸元とともに表-2.6 に示す。

Ⅲ）試験方法
三軸カラム試験の概要を図-2.9 に示す。この試験装置に所要の供試体を設置する。設置した供試体に、所定のヘッド差で蒸留水を通水し、定流速場とした。透水係数を計測した後、通水経路を物質混入溶液に変え、時間―濃度関係を計測した。得られた結果により、物質の地盤中の分散特性や吸着特性を把握した。
供試体のサイズは、以下に示すものを用いた。
砂１：φ75、高さ 150mm
不撹乱ローム：φ75、高さ　50mm
動水勾配は以下の条件とした。
砂１：　2～3
不撹乱ローム：　10～15
拘束圧レベルは、以下のように設定する。
砂１：50kN/m^2,100kN/m^2
不撹乱ローム：50kN/m^2,100kN/m^2

なお、通水時のサンプリングは 15 点を目途とし、試験完了後、供試体を乾燥させることにより、間隙比等の物理的性質を計測した。

③試験結果
以上の条件で実施した標準カラム試験ならびに三軸カラム試験の結果を記す。

Ⅰ）予備試験

関東ロームと砂混りシルトの撹乱試料における締固め度と透水係数の関係を図-2.10 および図-2.11 に示す。関東ロームにおける締固めは、自然含水比 92.80%で実施した。

また、砂混じりシルトについては、含水比 7.14%で締固めた。これより、両方の試料ともに締固め回数がランマー落下回数として 5 回のものと 10 回のものとで試験を実施するものとした。

II）供試体諸元

実施された供試体の間隙率や透水係数等の諸元を表-2.6 に一括して示す。

III）カラム試験結果

各種カラム試験の結果を図-2.12 から図-2.36 に示す。図-2.12 から図-2.28 は標準カラム試験での結果である。さらに、図-2.29 から図-2.36 は三軸カラム試験での結果を示している。

また、図-2.12 から図-2.14 は、ここで考えている物質が砂地盤中を分散する特性を示している。

図-2.15 から図-2.17 は、各砂地盤中の物質の分散特性を表している。

図-2.18 から図-2.20 は、各物質の分散特性におけるロームの状態の影響を示している。

図-2.21 から図-2.23 は、ロームの状態が各種の物質の分散特性に与える影響を示している。

図-2.24 から図-2.26 は、各物質の分散特性におけるシルトの状態の影響を示している。

図-2.27、図-2.28 は、シルトの状態が各種の物質の分散特性に与える影響を示している。

図-2.29、図-2.30 は、砂における各物質の分散特性に及ぼす拘束圧の影響を示したものである

図-2.31、図-2.32 は、砂における各拘束圧下での各種の物質分散特性を示したものである。

図-2.33、図-2.34 は、ロームにおける各物質の分散特性に及ぼす拘束圧の影響を示したものである。

図-2.35、図-2.36 は、ロームにおける各拘束圧下での物質の分散特性を示したものである。

また、図-2.37 から図-2.39 には、六価クロムでの砂 1 における濃度や流速を変えた試験結果を示している。

④考察

I）標準カラム試験による分散係数と遅延係数

図-2.40 は、砂質土における分散係数への細粒分含有量との関係を示している。図より、砒素においては若干の乱れが見られるものの、ほぼ細粒分含有量が増えるに伴い分散係数が小さくなる傾向がある。図-2.41 は、細粒分含有量と遅延係数との関係を示したものである。クロムにおいては、砂 2 における遅延係数が小さい値で得られているが、この場合も分散係数と同様に細粒分含有量の増加に伴い、遅延係数が小さくなる傾向がある。六価クロムの分散や遅延効果全般にいえることであるが、図-2.41 での結果で、砂 2 の遅延係数が乱れるのは、六価クロムの吸着形態はその雰囲気つまりｐH に依存するためこのような結果となったものと考えられる。

II）三軸カラム試験による分散係数と遅延係数

この試験は、分散係数や遅延係数に及ぼす拘束圧の影響を調べるために実施された試験である。図-2.42 に塩素における分散係数と拘束圧の関係を示す。この図で、拘束圧ゼロの試験は標準カラム試験の結果を用いている。三軸カラム試験自体で得られた拘束圧 50kN/cm^2 と 100kN/m^2 との試験結果は拘束圧が増加するに伴い分散係数が小さい値を示すが、標準カラムの試験結果も加味すると、必ずしもこの傾向を示すものではない。

図-2.43 は、六価クロムにおける分散係数と拘束圧の影響を示したものである。砂 1 と関東ローム供に拘束圧が増えるに従って分散係数が小さくなる傾向にあるが、標準カラム試験による値が三軸カラム試験による結果よりも、かなり大きな値として得られている。また、図-2.44 は、六価クロムにおける拘束圧の影響と遅延係数の関係を示したものである。砂 1 の標準カラム試験の結果を除いてほぼ拘束圧が増えることに伴い遅延係数が大きくなる傾向にある。これらより、標準カラム試験の結果を拘束圧ゼロと考えて試験結果を整理すると、必ずしも考えられる試験結果とならないことが示されている。このことは、試験装置を含めた試験法の違いによるものと推察される。例えば解析の物性値を得るための試験装置として標準カラムを基準に考えるスタンスは、現位置においては土要素が土圧として拘束圧を受けていることを考えると、疑問を生じる可能性も示している。これは、詳しく今後検討する必要がある。図-2.45 に撹乱試料による試験結果を塩素について示す。シルトにおける不撹乱試料での試験は透水性の関係から困難と思われたので実施していないが、関東ロームでは、突き固め回数が増えるに伴い分散係数が小さく得られている。また、再構成された試料は不撹乱試料より、小さな値の分散係数が得られている。しかし、シルトにおいては逆の傾向にある。これは、シルトについては、試験体を作成する際、一度

試料を乾燥させているところに問題があるとも思われるが、今後の検討事項であろう。

⑤六価クロムの分散・遅延特性

図-2.46は、六価クロムにおける実流速と分散係数の関係を示したものである。実流速が速くなるに伴い分散係数が線形的に上昇している。よって、少なくとも縦分散に関しては分散長という物質の分散における特性値が存在するものとここでも確認されていることとなる。さらに、図-2.47に濃度と遅延係数の関係を描いている。ある程度線形的な相関関係があるようにも思われるが、流速の異なるデータであるため今後の確認事項と考えられる。

⑥まとめ

- 標準カラム試験より得られる分散係数は、塩素、六価クロム、砒素においてほぼ細粒分含有率の上昇に比例して低下する結果となった。
- 標準カラム試験より得られる遅延係数もまた、細粒分含有率の上昇に伴い、減少する結果となった。
- 三軸カラム試験による分散係数への拘束圧の依存性は、塩素と六価クロムともに拘束圧が上昇するのに伴って分散係数が低下しているが、標準カラム試験の結果との関連は今後の課題となる。
- 三軸カラム試験による遅延係数への拘束圧の依存性は、六価クロムにおいて拘束圧が上昇するのに伴って上昇しているが、標準カラム試験の結果との関連は今後の課題となる。
- 三軸カラム試験では、拘束圧の上昇に伴い間隙率が減少する等によって透水係数が低くなっていることが分散係数や遅延係数に影響する事などが考えられるが、この点についてはさらに検討する必要がある。

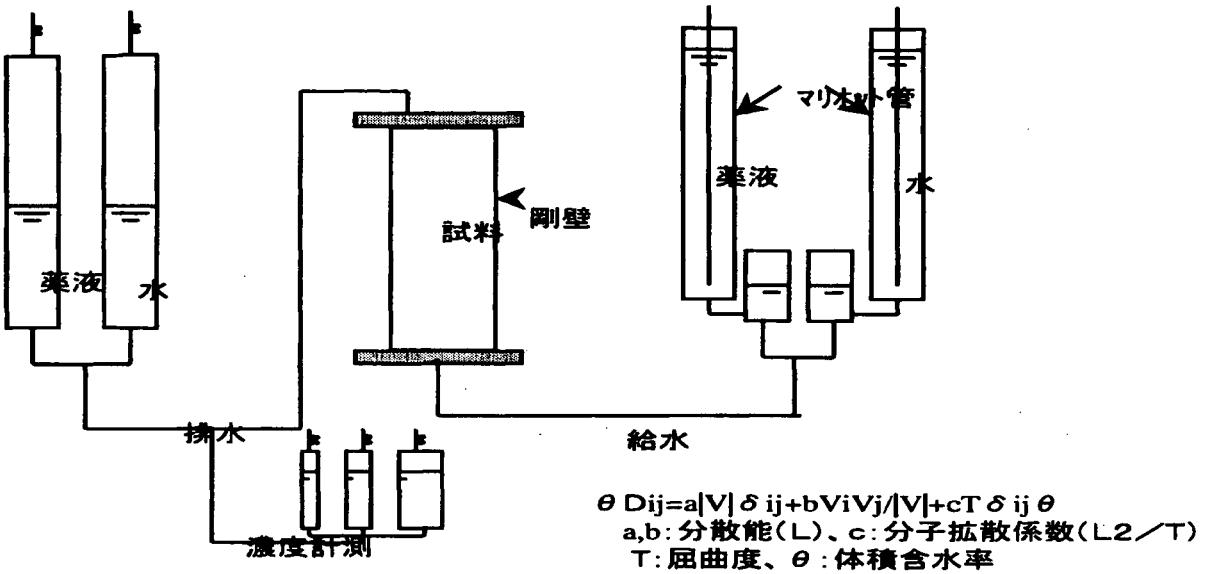


図-2.8　標準カラム試験装置

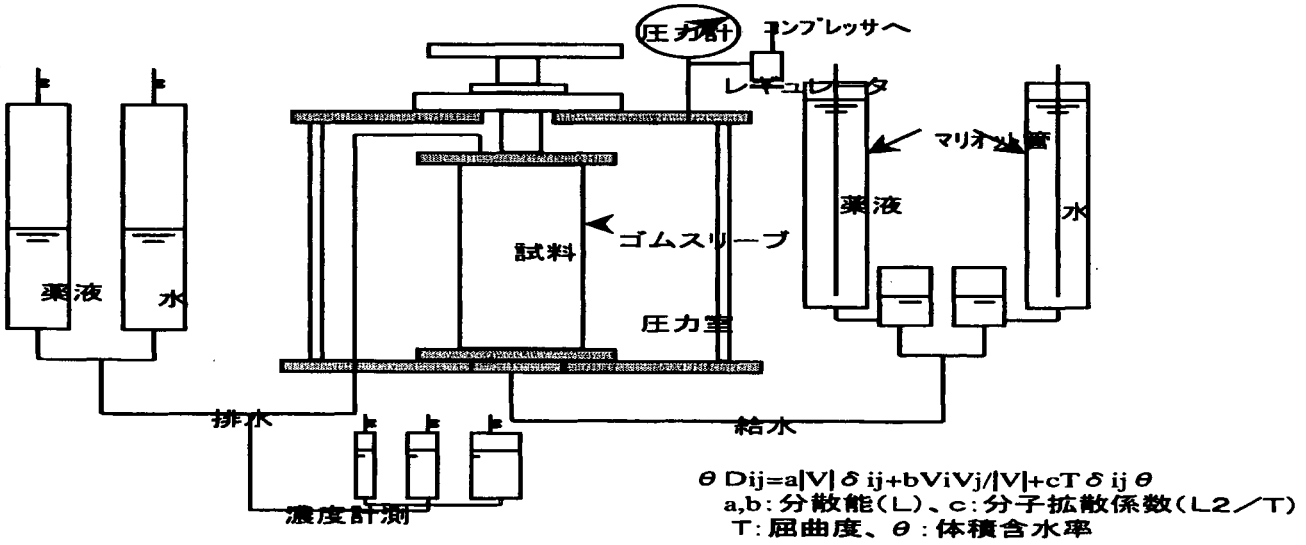


図-2.9　三軸カラム試験装置

表-2.6　供試体諸元

試験種類	土種類	混入物質等	対象物資濃度（ｐｐｍ）	試験時		試験前		備考
				乾燥密度	透水係数(cm/sec)	透水係数(cm/sec)	乾燥密度	細粒分含有率(%)
標準カラム	砂１	塩素	200	1.40	7.37E-03			2.26
		クロム	33	1.50	7.45E-03			
		砒素	56	1.45	8.42E-03			
		クロム	16	1.40	7.75E-03			ﾀﾞﾙｼｰ流速(10m/d)
		クロム	100	1.39	7.45E-03			ﾀﾞﾙｼｰ流速(5m/d)
		クロム	200	1.40	7.82E-03			ﾀﾞﾙｼｰ流速(10m/d)
	砂２	塩素	33	1.35	6.38E-03			8.81
		クロム	56	1.31	6.67E-03			
		砒素	200	1.46	5.75E-03			
	砂３	塩素	33	1.32	1.23E-03			11.86
		クロム	56	1.32	1.23E-03			
		砒素	200	1.32	2.31E-03			
	ローム不撹乱	塩素	33	0.60	9.68E-05			
		クロム	56	0.60	4.35E-04			
		砒素	200	0.59	1.78E-05			
	ローム撹乱小（突固め５回）	塩素	33	0.66	7.02E-05			
		クロム	56	0.49	8.59E-05			
		砒素	200	0.49	5.93E-05			
	ローム撹乱大（突固め10回）	塩素	33	0.69	2.68E-06			
		クロム	56	0.52	2.68E-06			
		砒素	200	0.51	8.12E-06			
	シルト撹乱小（突固め５回）	塩素	33	1.40	8.60E-05			
		クロム	56	1.39	1.08E-04			
		砒素	200	1.38	1.29E-04			
	シルト撹乱大（突固め10回）	塩素	33	1.51	4.84E-05			
		クロム	56	1.50	4.30E-05			
		砒素	200	1.50	3.76E-05			
三軸カラム	砂１	側圧　小	33（クロム）200塩素	1.36	1.50E-03	2.73E-03	1.35	
		側圧　大	33（クロム）200塩素	1.49	1.12E-03	3.00E-03	1.47	
	ローム	側圧　小	33（クロム）200塩素	0.61	8.59E-05	2.15E-04	0.59	
		側圧　大	33（クロム）200塩素	0.62	5.34E-05	1.40E-04	0.6	

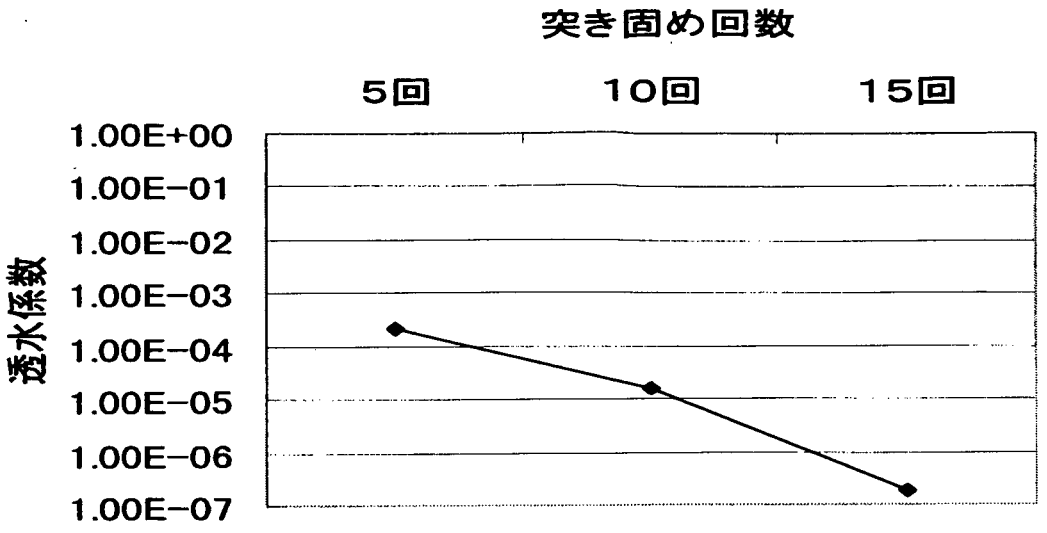


図-2.10　締め固め度－透水係数（ローム）

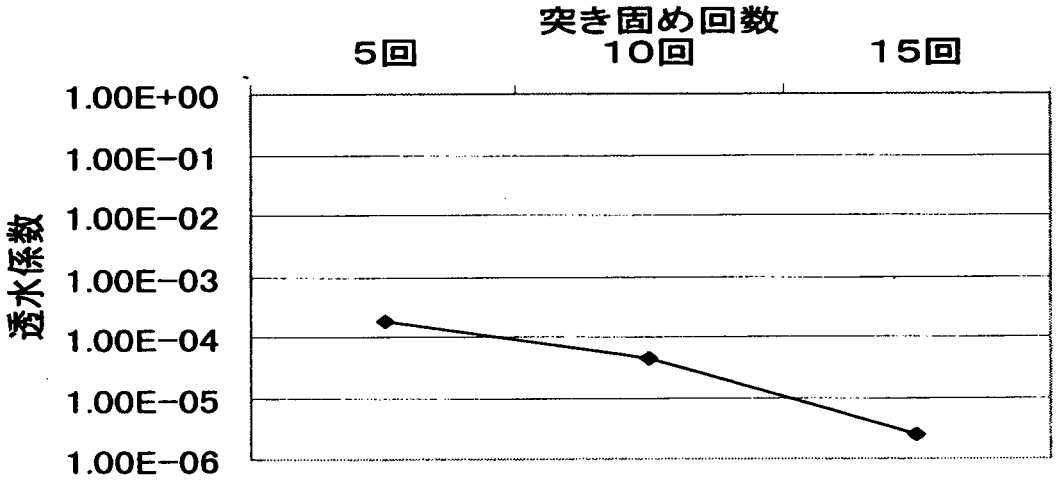


図-2.11　締め固め度－透水係数（シルト）

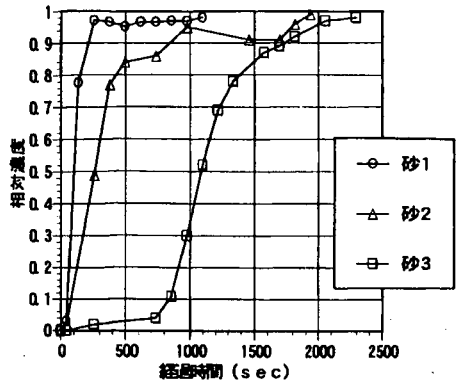


図-2.12　標準カラム試験（塩素）

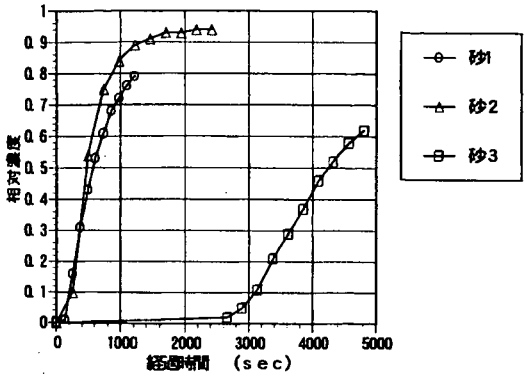


図-2.13　標準カラム試験（クロム）

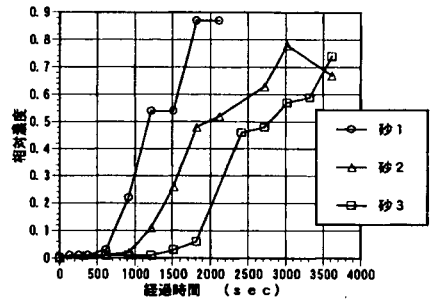


図-2.14　標準カラム試験（砒素）

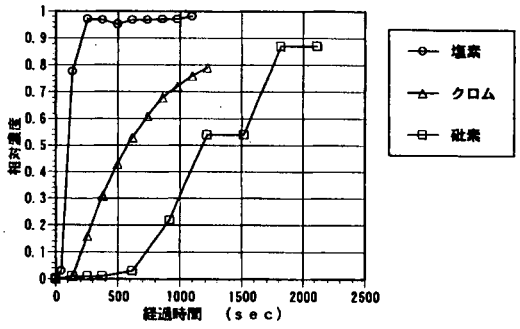


図-2.15　標準カラム試験（砂1）

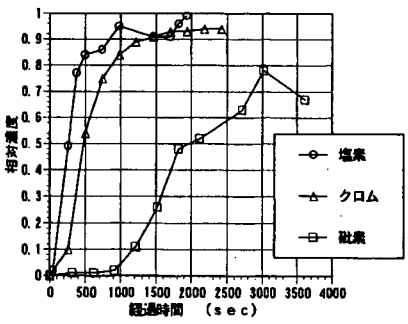


図-2.16　標準カラム試験（砂2）

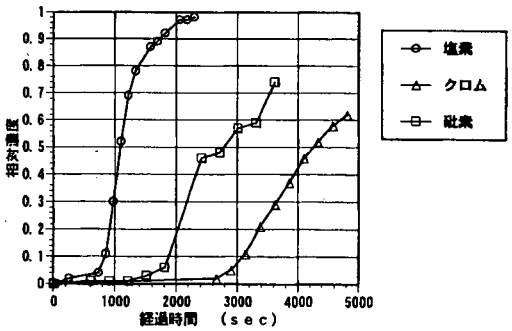


図-2.17　標準カラム試験（砂3）

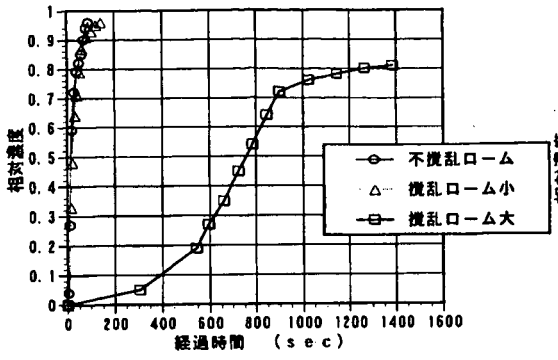


図-2.18 標準カラム試験（塩素）

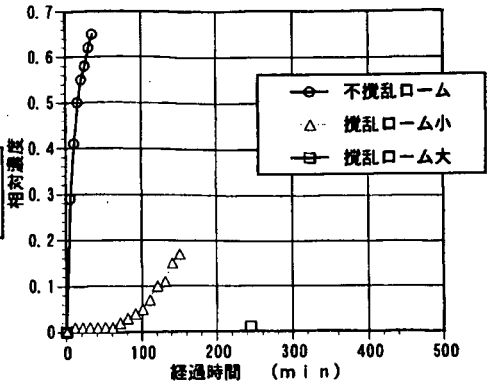


図-2.19 標準カラム試験（クロム）

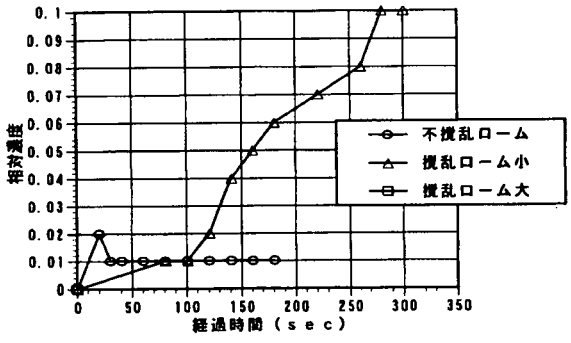


図-2.20 標準カラム試験（砒素）

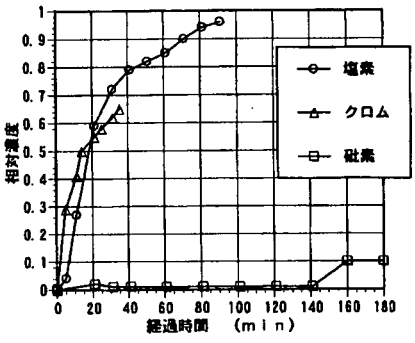


図-2.21 標準カラム試験（不撹乱ローム）

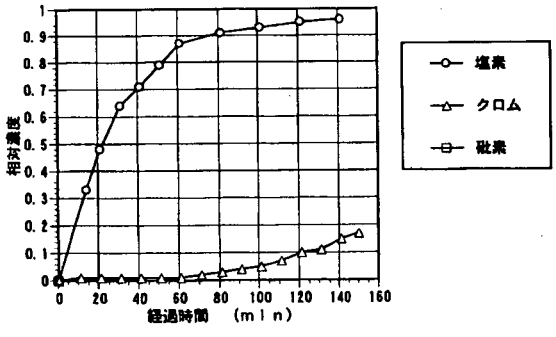


図-2.22 標準カラム試験（撹乱ローム小）

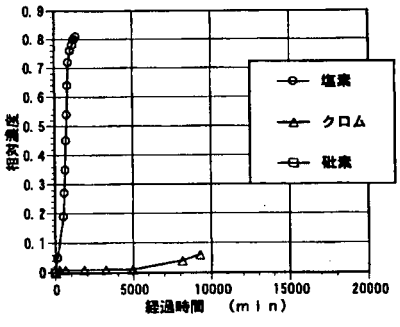


図-2.23 標準カラム試験（撹乱ローム大）

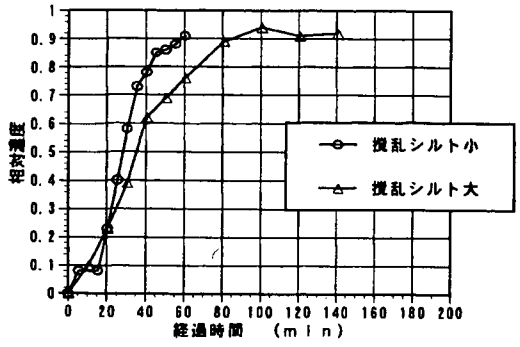


図-2.24 標準カラム試験（塩素）

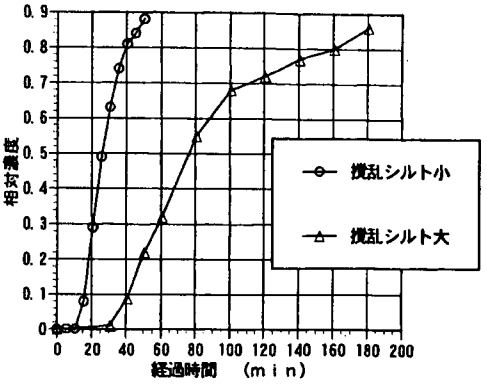


図-2.25 標準カラム試験（クロム）

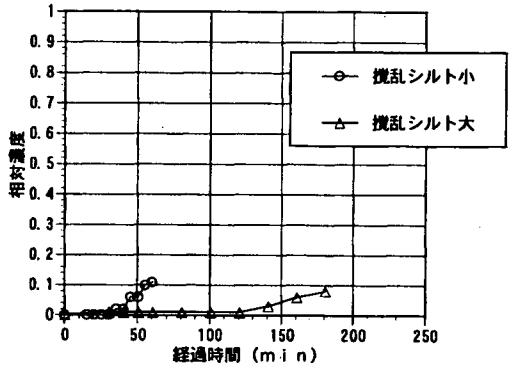


図-2.26 標準カラム試験（砒素）

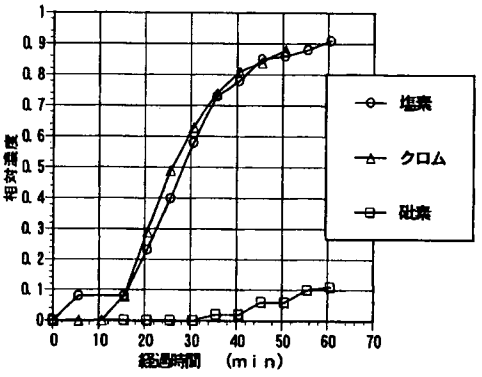


図-2.27 標準カラム試験（攪乱シルト小）

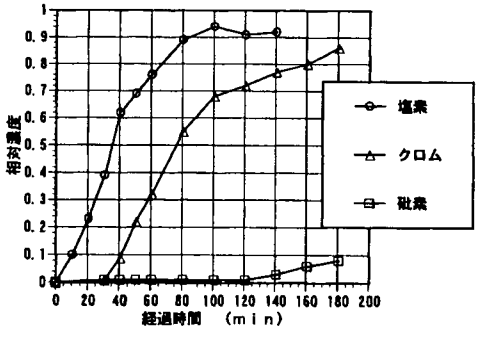


図-2.28 標準カラム試験（攪乱シルト大）

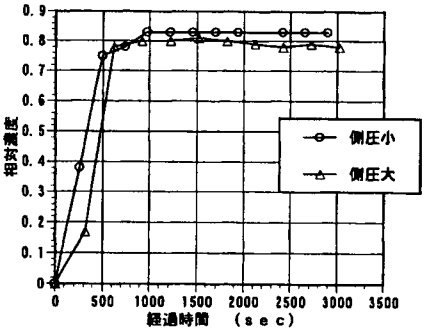


図-2.29 標準カラム試験（砂1：塩素）

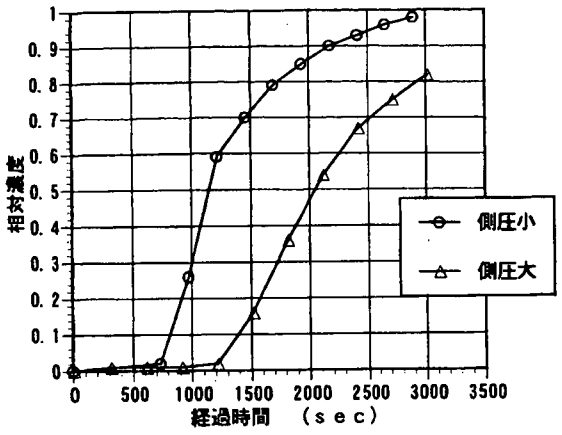


図-2.30 三軸カラム試験（砂1：クロム）

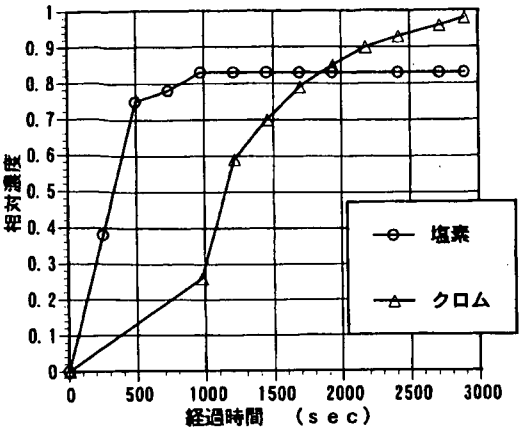


図-2.31 三軸カラム試験（砂1：側圧小）

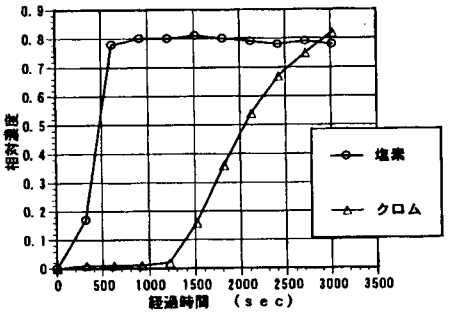


図-2.32 三軸カラム試験（砂1：側圧大）

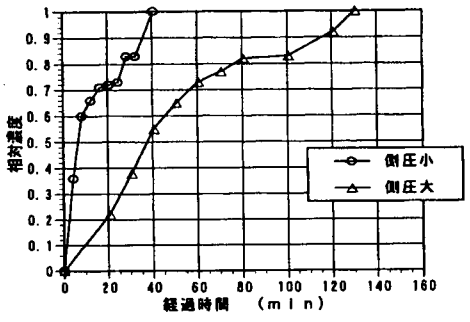


図-2.33 三軸カラム試験（ローム：塩素）

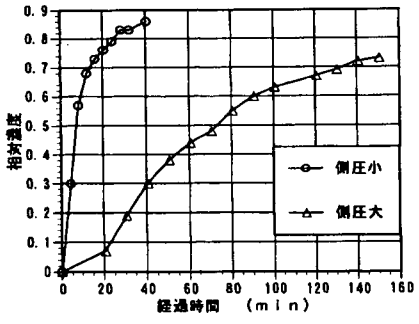


図-2.34 三軸カラム試験（ローム:クロム）

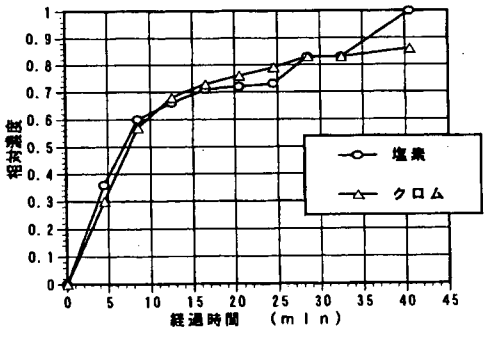


図-2.35 三軸カラム試験（ローム:側圧小）

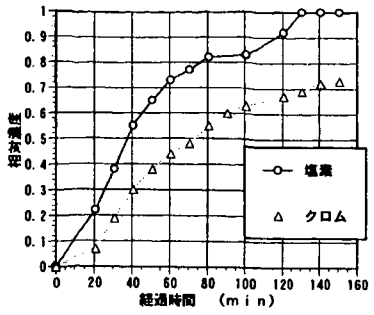


図-2.36 三軸カラム試験（ローム:側圧大）

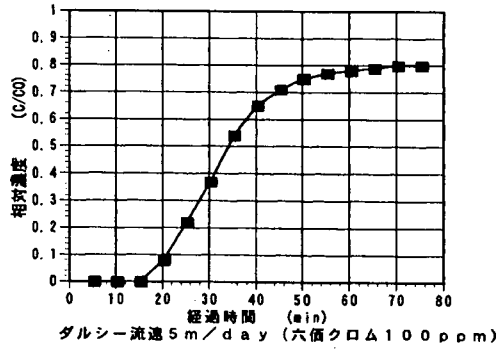


図-2.37 破過曲線（砂１）

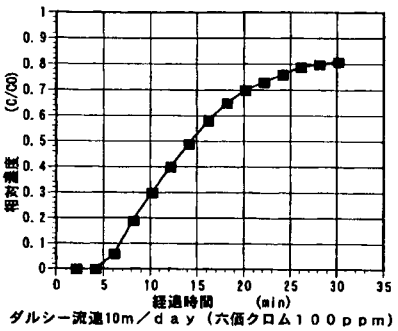


図-2.38 破過曲線（砂１）

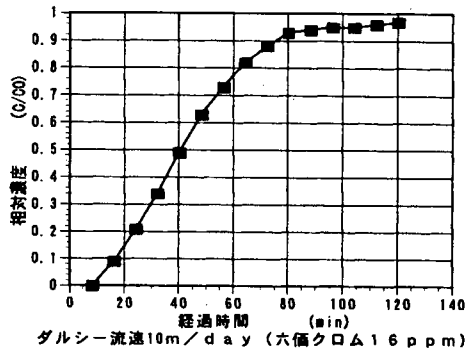


図-2.39 破過曲線（砂１）

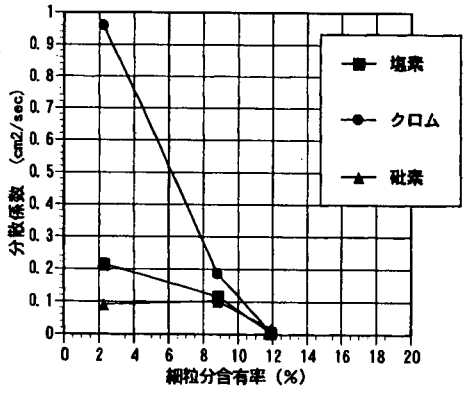


図-2.40 砂質土の分散係数に及ぼす細粒分含有率の影響）

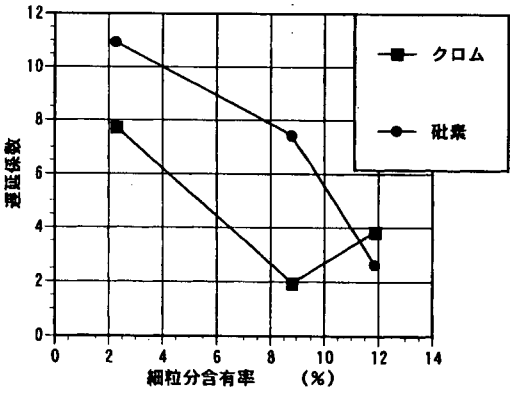


図-2.41 砂質土の細粒分含有率と吸着特性の関係）

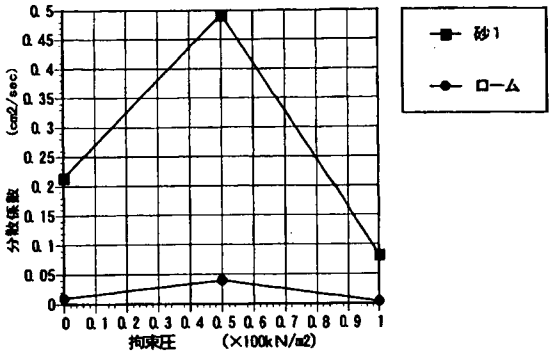


図-2.42　分散係数と高速圧の関係（塩素）

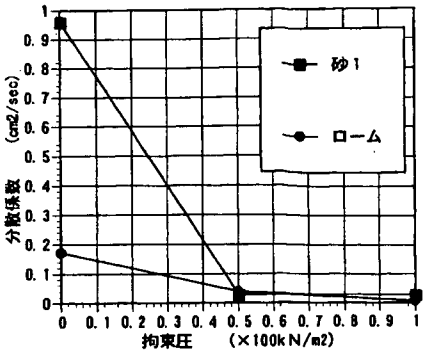


図-2.43　分散係数と高速圧の関係（クロム）

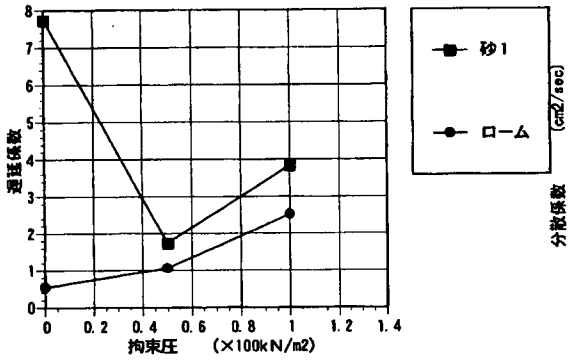


図-2.44　高速圧と吸着特性の関係（クロム）

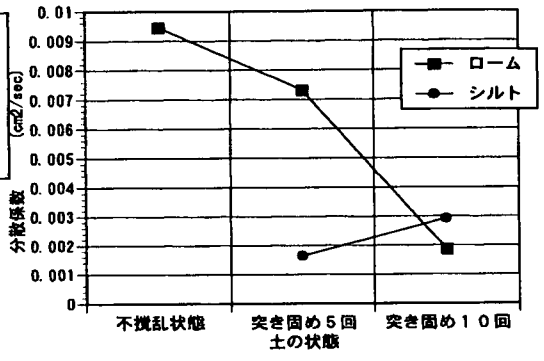


図-2.45　土の状態と分散係数の関係（塩素）

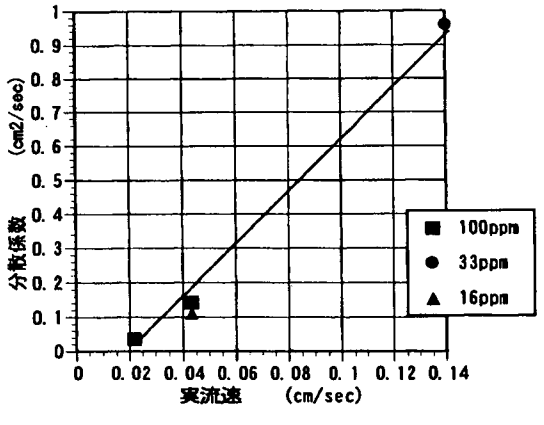


図-2.46　砂質土における実流速と分散係数の関係
（クロム：標準カラム）

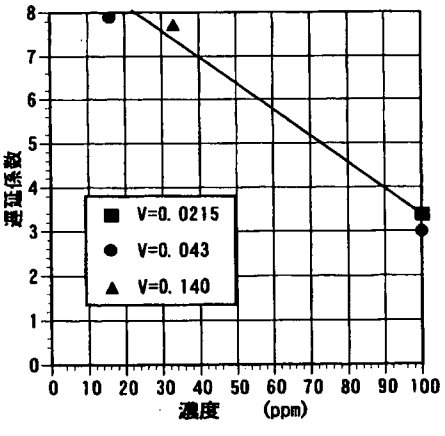


図-2.47 砂質土における実流速と分散係数の関係
（クロム：標準カラム）

(3)CEC カラムを用いたカラム試験

①目的

土の重金属等に対する吸着能の簡易的な試験方法として、CEC カラムを用いたカラム試験によって土質ごとの各種重金属物質の吸着特性（遅延係数等）を測定し、ビーカー試験結果から得られた吸着特性および遅延係数値と比較し、両者の適用性を検討した。

また、カラム試験における吸着特性の濃度依存性を調査することを目的として超小型カラム試験を実施した。

②試験方法

CEC 試験用のカラムを用いた試験（CEC カラム試験）と、類似の小型ガラス管を用いた試験（超小型カラム試験）とを行った。

Ⅰ）CEC カラム試験

図-2.48 に CEC カラム試験装置を示す。CEC 測定用カラムの寸法は長さ 12cm、内径 1.2cm であり、充填する試料土が少量で済み、かつ浸透時の吸着特性を試験することができる。

CEC 用カラムに風乾後、2mm ふるいを通過させた試料土２～５ｇを充填し、飽和後約 1ml/min の流速で重金属の試料溶液を滴下した。この透過水を 5ml 毎（カドミウムは 50ml 毎）で採取し、溶液中の重金属濃度を測定した。

試料土は、表-2.7 に示す７種類とした。

重金属物質は砒素、六価クロム、カドミウムとし、その他カルシウムについても試験した。重金属の種類、化合物、濃度および分析方法を表-2.8 に示す。なお、砂１については六価クロム 100mg/l、カドミウム 2.5mg/l の濃度でも試験した。

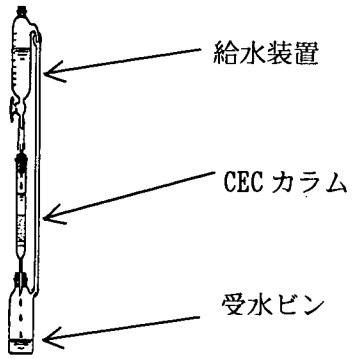


図-2.48　CEC カラム試験装置

表-2.7 CEC カラム試験の試料土

① 砂１	⑤ 関東ローム
② 砂２	⑥ 有機質土
③ 砂３	⑦ シルト
④ 砂１改良土	

表-2.8 汚染物質の種類、濃度およびサンプリング間隔

汚染物質の種類	化合物	濃度（mg/l）	サンプリング間隔	検液の分析方法
砒素	KH_2AsO_4	3.1	5ml	ICP 発光分析法
六価クロム	$K_2Cr_2O_7$	16（,100(砂１)）	5ml	ICP 発光分析法
カドミウム	$CdCl_2$	15（,2.5(砂１)）	50ml	ICP 発光分析法
カルシウム	$Ca(OH)_2$	900（飽和溶液）	砂１：5ml その他：30ml	原子吸光光度法

II） 超小型カラム試験

既製の CEC 試験カラムを用いた吸着試験は、コックの操作など手作業が多く試験も時間がかかることから、ガラス管と定量ポンプを使用した超小型カラムによる試験方法を考えた。

図-2.49 に超小型カラム試験装置を示す。

φ10mm のガラス管内に蒸留水を注入した後、高さ 2.5cm 分の試料土を充填し、上下両端をガラスビーズおよび濾紙でおさえ、ゴム栓に取り付けたφ5mm ガラス管に汚染物質溶液を定量ポンプにて約 1ml/min の速度で通水した。透過水は 20ml～60ml 毎に採取して、汚染物質の濃度を分析した。

試料土には砂１を用いた。

汚染物質はカドミウムとし、溶液の濃度は 5、10、50、100、150 mg/l の５濃度とした。

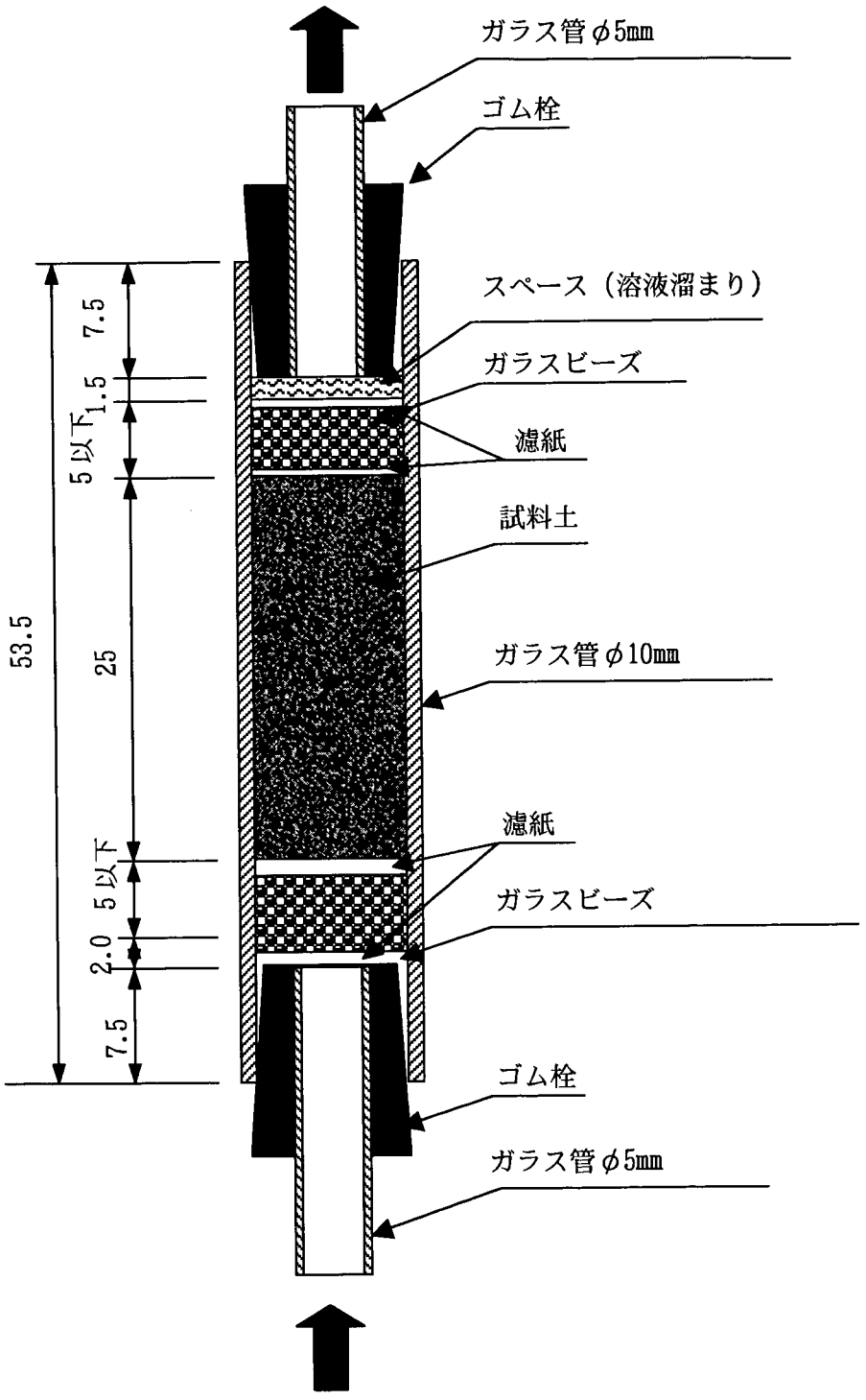


図-2.49　超小型カラム試験装置

③試験結果

Ⅰ） CEC カラム試験

試験結果を汚染物質毎に表-2.9～表-2.12 に示す。

試験結果は図-2.50～図-2.54 のように、横軸に通水量と間隙体積との比を、縦軸に溶液濃度 C_0 に対する透過水の濃度 C との比（相対濃度 C/C_0）との関係で図示し、破過曲線として表わした。図-2.50(a)～(g)は各土質ごとの破過曲線を、図-2.51(a)～図-2.54(a)は各物質ごとの破過曲線を示す。

まず、図-2.50 についてみると、砂１の場合(a)ではカドミウムの濃度の立ち上がりが遅いことから、カドミウムの吸着が大きいことがわかる。次いで、砒素、カルシウムの順で吸着が大きい。一方、六価クロムについては濃度の立ち上がりが早くすぐに破過しており、他の物質に比べて吸着能が低いことがわかる。このような傾向は、(b)～(g)の砂２、砂３、関東ローム、シルト、有機質土および改良土のいずれの土質においても認められた。吸着量が多い物質の順序は、おおむね

カドミウム ＞ 砒素 ≒ カルシウム ＞ 六価クロム

となっており、陽イオン系の重金属の吸着量が陰イオン系のものよりも上回る傾向が認められる。

また、砂１(a)では、カドミウムで 15ppm と 2.5ppm、六価クロムで 100ppm と 16ppm というように、濃度を変えて試験を行っている。濃度の違いによる傾向に着目すると、濃度の高いものの方が破過は早い。このことから、CEC カラム試験においても吸着特性に濃度依存性をもつ可能性がある。

図-2.51～図-2.54 の各物質ごとで整理した破過曲線（図(a)）の傾向についてみると、関東ローム、有機質土よりも砂１、砂２の方が濃度の増加が遅く、吸着能が高いという結果になっている。これはビーカー試験の結果で得られた吸着能が高い土質の順序と若干異なる。

一方、図(b)は、横軸を通水量／試料土の乾燥土質量の比で整理したものである。通水量／間隙体積比で整理した破過曲線とは若干傾向が変化しており、有機質土や関東ロームの立ち上がりが遅くなり、ビーカー試験の順序に近くなっている。

表-2.9　砒素を用いたカラム試験結果（透過溶液濃度：3.1mg/l）

採水ポイント (ml)	砂1		砂2		砂3		砂1改良土		関東ローム		有機質土		シルト	
	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)
0～5	<0.05	3-56	<0.05	2-04	<0.05	2-52	<0.05	8-36	<0.05	3-39	0.10	2-26	0.07	6-45
5～10	<0.05	8-35	<0.05	11-12	<0.05	6-57	–	–	–	–	0.15	13-08	–	–
10～15	<0.05	13-38	<0.05	20-38	<0.05	12-50	<0.05	22-34	<0.05	20-37	0.09	18-20	1.5	25-50
15～20	<0.05	17-27	<0.05	24-34	0.12	19-51	–	–	–	–	–	–	–	–
20～25	<0.05	22-14	<0.05	32-33	0.17	27-26	<0.05	31-30	0.13	30-16	–	–	2.0	45-22
30～35	<0.05	32-10	<0.05	50-20	0.73	34-49	<0.05	47-19	0.19	45-50	–	–	2.3	65-20
40～45	–	–	–	–	–	–	0.10	56-10	0.50	54-00	–	–	2.3	83-20
45～50	0.13	48-18	<0.05	73-56	0.91	58-52	–	–	–	–	0.55	61-54	–	–
70～75	0.28	77-13	0.35	92-21	1.5	87-57	0.71	91-13	0.81	89-42	–	–	2.5	134-03
95～100	0.35	107-30	0.73	123-26	1.7	117-31	–	–	–	–	0.90	126-43	–	–
120～125	–	–	–	–	–	–	1.6	141-39	1.1	168-31	–	–	2.6	254-23
145～150	0.59	163-40	1.9	183-34	2.1	183-10	–	–	–	–	1.3	190-05	–	–
195～200	1.2	152-07	2.0	246-28	2.2	246-22	2.2	214-40	2.0	226-34	1.6	255-20	2.6	330-26
245～250	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2.0	308-18	–	–
295～300	–	–	–	–	–	–	2.6	316-03	2.1	307-59	2.0	370-25	2.6	480-33
345～350	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2.1	418-43	2.6	555-56
395～400	–	–	–	–	–	–	2.8	432-34	2.1	437-41	–	–	–	–
試料土量(g)	5.0		5.0		5.0		5.0		2.0		2.5		3.0	
試料土含水比(%)	0.92		1.8		2.7		27.1		44.3		27.8		1.5	
土粒子密度(g/cm³)	2.671		2.669		2.666		(2.671)		2.758		2.280		2.681	
充填高さ(cm)	2.7		2.8		3.2		2.7		2.3		2.7		2.7	
乾燥密度(g/cm³)	1.62		1.55		1.35		1.29		0.53		0.64		0.97	
間隙率	0.39		0.42		0.50		0.52		0.81		0.72		0.64	
間隙体積(cm³)	1.2		1.3		1.8		1.6		2.1		2.2		2.0	

注）カラム内径はすべて1.2cm

表-2.10　六価クロムを用いたカラム試験結果

採水ポイント (ml)	砂1 100mg/l		砂1 16mg/l		砂2 16mg/l		砂3 16mg/l		砂1改良土 16mg/l		関東ローム 16mg/l		有機質土 16mg/l		シルト 16mg/l	
	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)
0～5	19	5-35	0.32	1-30	0.01	2-01	0.10	3-51	2.7	2-37	3.32	5-01	1.7	5-10	4.1	8-30
5～10	80	13-55	2.4	5-50	1.4	10-30	6.6	6-43	12.7	9-18	10.0	14-05	5.8	12-07	14.8	18-02
10～15	88	18-17	5.6	9-59	5.9	19-15	12.4	12-12	14.7	15-50	13.5	20-45	9.5	20-20	15.0	29-14
15～20	95	23-23	7.9	18-19	9.6	25-12	14.3	17-53	15.1	22-30	15.0	27-58	12.2	27-30	15.3	39-55
20～25	95	29-34	9.6	23-22	11.4	30-10	14.6	22-57	15.5	28-50	15.3	35-43	13.2	34-25	15.3	51-55
30～35	–	–	12.5	33-30	13.9	38-26	15.7	32-03	15.2	39-29	15.1	51-17	14.4	47-32	15.2	78-02
35～40	99	49-37	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
45～50	101	63-22	13.5	49-01	13.8	55-15	15.7	44-15	15.8	59-07	15.5	74-59	15.2	64-50	15.4	113-42
70～75	102	102-07	14.5	69-26	15.0	74-45	15.8	67-14	15.8	88-11	15.4	104-49	15.3	99-38	14.9	180-22
95～100	100	139-56	14.1	93-53	15.0	98-48	16.0	95-37	15.9	118-05	15.7	127-40	15.6	133-47	15.1	252-31
145～150	–	–	15.1	140-12	15.1	156-39	16.1	163-31	15.9	185-35	15.7	196-03	15.7	210-20	14.8	420-00
試料土量(g)	5.0		5.0		5.0		5.0		5.0		2.0		2.5		4.0	
試料土含水比(%)	0.92		0.92		1.8		2.7		27.1		44.3		27.8		1.5	
土粒子密度(g/cm³)	2.671		2.671		2.669		2.666		(2.671)		2.758		2.280		2.681	
充填高さ(cm)	2.5		2.8		2.7		3.0		2.5		2.3		3.0		2.7	
乾燥密度(g/cm³)	1.75		1.57		1.61		1.43		1.39		0.53		0.58		1.29	
間隙率	0.34		0.41		0.40		0.46		0.48		0.81		0.75		0.52	
間隙体積(cm³)	0.97		1.3		1.2		1.6		1.4		2.1		2.5		1.6	

注）カラム内径はすべて1.2cm

表-2.11　カドミウムを用いたカラム試験結果（透過溶液濃度：15mg/l）

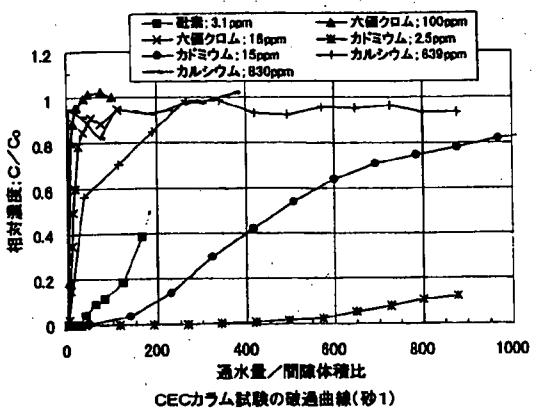
採水ポイント (ml)	砂1予察 (2.5mg/l)		砂1 (15mg/l)		砂1改良土 (15mg/l)		関東ローム (15mg/l)		有機質土 (15mg/l)		シルト (15mg/l)	
	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)
0～50	<0.001	51-59	0.047	61-39	<0.01	53-46	0.022	63-56	0.013	60-30	<0.01	63-12
50～100	<0.001	111-15	0.55	133-56	<0.01	120-48	0.15	144-52	0.11	182-06	<0.01	152-10
100～150	<0.001	168-54	2.1	204-28	0.041	195-55	0.60	215-21	0.28	231-03	<0.01	220-15
150～200	0.004	223-12	4.5	274-57	0.39	257-54	1.2	284-06	0.56	283-27	<0.01	267-45
200～250	0.011	283-25	6.3	346-30	0.92	330-14	1.6	346-49	0.86	330-30	<0.01	318-38
250～300	0.019	343-01	8.1	423-27	1.5	406-46	2.0	414-46	1.2	393-25	<0.01	368-18
300～350	0.043	404-05	9.6	467-56	1.9	468-22	2.7	475-50	1.5	448-36	0.11	422-27
350～400	0.063	457-14	10.6	518-10	2.3	540-52	3.2	541-08	1.8	510-20	0.43	473-07
400～450	0.13	510-51	11.2	574-13	2.4	600-09	4.1	576-55	1.9	582-38	1.0	525-35
450～500	0.19	546-53	11.7	611-14	1.9	690-01	4.5	660-49	2.1	674-26	1.9	583-49
500～550	0.27	606-53	12.3	686-10	3.4	723-39	4.9	715-11	2.2	722-16	3.6	652-08
550～600	0.31	665-12	12.6	720-27	4.8	776-47	5.8	777-05	2.9	789-08	4.2	723-35
試料土量(g)	2.5		2.5		2.5		1.0		1.0		1.0	
試料土含水比(%)	0.92		0.92		27.1		44.3		27.8		1.5	
土粒子密度(g/cm³)	2.671		2.671		(2.671)		2.758		2.280		2.681	
充填高さ(cm)	1.4		1.3		1.2		1.0		1.2		1.1	
乾燥密度(g/cm³)	1.56		1.68		1.45		0.61		0.58		0.79	
間隙率	0.41		0.37		0.46		0.78		0.75		0.70	
間隙体積(cm³)	0.66		0.54		0.62		0.88		1.0		0.88	

注) カラム内径はすべて1.2cm

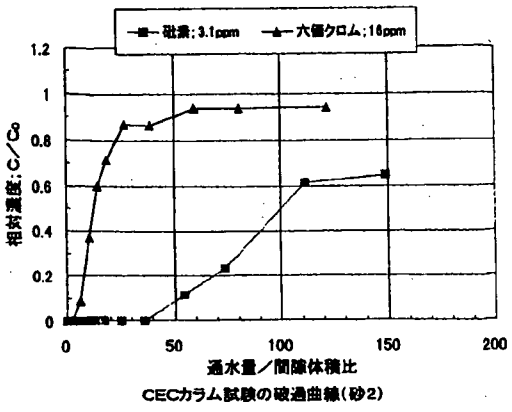
表-2.12　カルシウムを用いたカラム試験結果（透過溶液濃度：830mg/l）

採水ポイント (ml)	砂1予察 (639mg/l)		採水ポイント (ml)	砂1 (830mg/l)		関東ローム (830mg/l)		有機質土 (830mg/l)		シルト (830mg/l)	
	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)		透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)	透過水濃度 (mg/l)	経過時間 (m-s)
0～50	361	52-21	0～5	783	5-05	25	6-46	23	5-35	11	7-15
50～100	451	109-30	20～25	755	25-02	106	32-29	121	30-47	563	39-39
100～150	543	158-18	45～50	679	61-53	555	55-47	276	59-40	765	82-28
150～200	628	213-27	70～75	786	100-20	–	–	–	–	788	114-05
200～250	629	281-04	95～100	774	215-50	–	–	–	–	–	–
250～300	593	365-50	120～125	769	255-45	–	–	–	–	–	–
300～350	590	385-30	145～150	783	288-36	688	218-46	482	233-18	742	212-20
350～400	610	457-48	170～175	808	302-23	–	–	–	–	–	–
400～450	607	513-12	195～200	808	333-01	–	–	–	–	784	291-57
450～500	615	550-36	245～250	848	387-32	795	345-41	634	346-54	796	365-24
500～550	597	601-57	295～300	–	–	810	398-00	634	402-09	743	435-38
550～600	597	652-36	345～350	–	–	785	456-09	777	457-12	783	506-59
–	–	–	395～400	–	–	762	540-00	799	536-21	792	570-12
–	–	–	445～450	–	–	827	597-12	811	595-43	–	–
–	–	–	495～500	–	–	853	637-23	777	633-38	–	–
試料土量(g)	2.5		試料土量(g)	2.5		1.0		1.0		1.0	
試料土含水比(%)	0.92		試料土含水比(%)	0.92		44.3		27.8		1.5	
土粒子密度(g/cm³)	2.671		土粒子密度(g/cm³)	2.671		2.758		2.280		2.681	
充填高さ(cm)	1.4		充填高さ(cm)	1.4		1.1		1.0		1.7	
乾燥密度(g/cm³)	1.56		乾燥密度(g/cm³)	1.56		0.56		0.69		0.51	
間隙率	0.41		間隙率	0.41		0.80		0.70		0.81	
間隙体積(cm³)	0.66		間隙体積(cm³)	0.66		0.99		0.79		1.56	

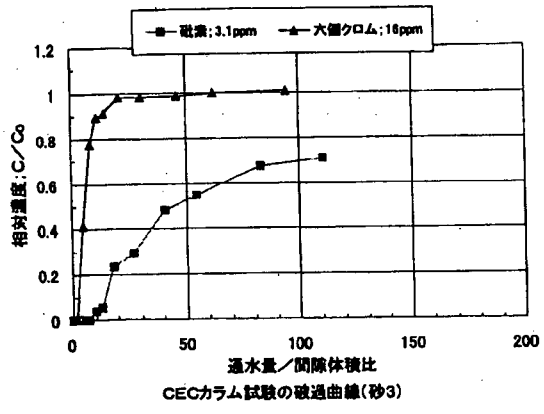
注) カラム内径はすべて1.2cm



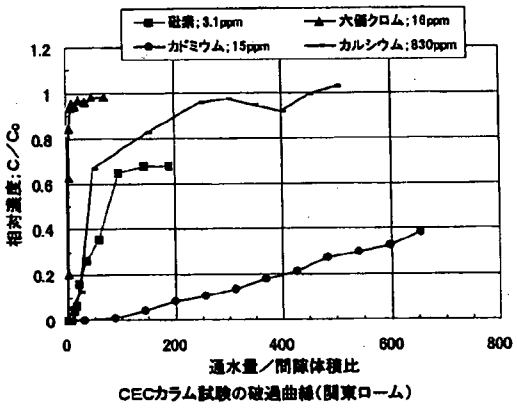
(A) 砂1



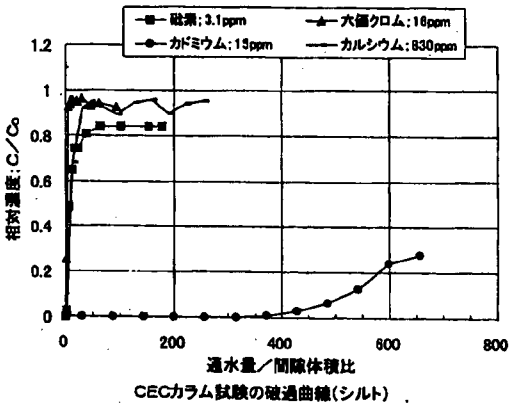
(B) 砂2



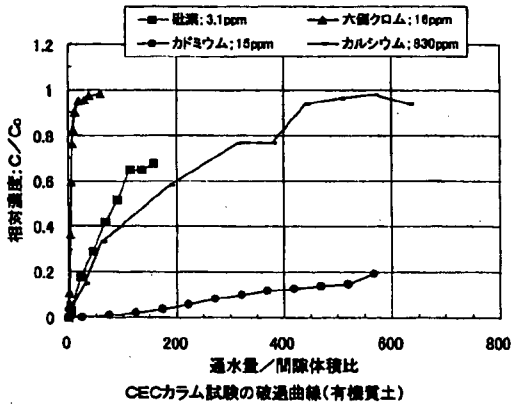
(C) 砂3



(D) 関東ローム

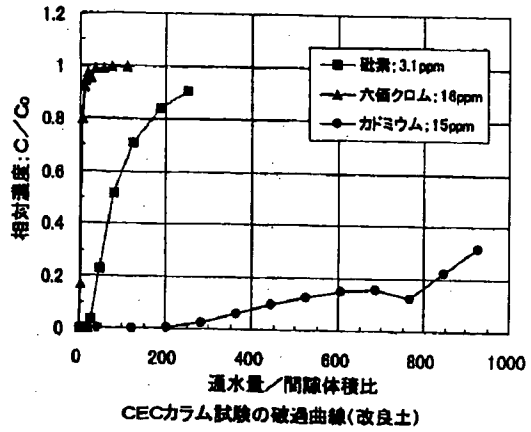


(E) シルト



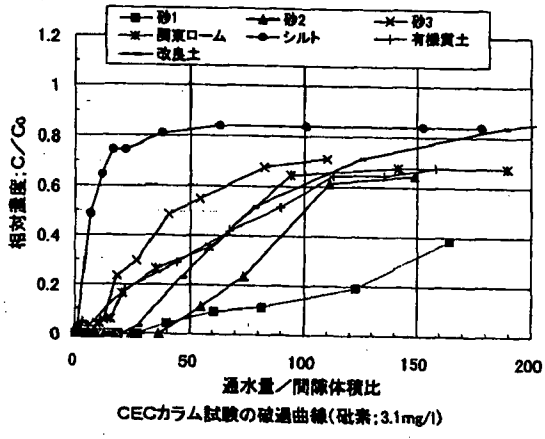
(F) 有機質土

図-2.50 CEC カラム試験の破過曲線（その１）

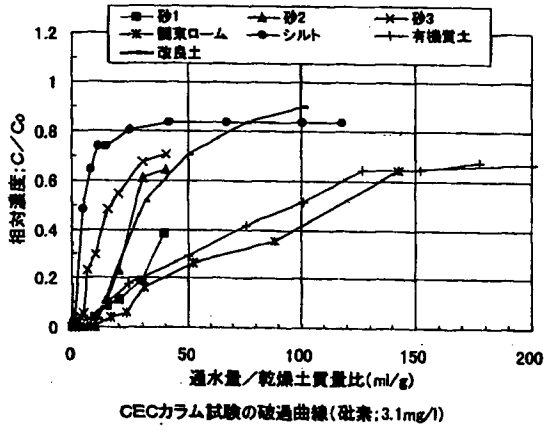


(G) 砂１改良土

図-2.50 CEC カラム試験の破過曲線（その２）

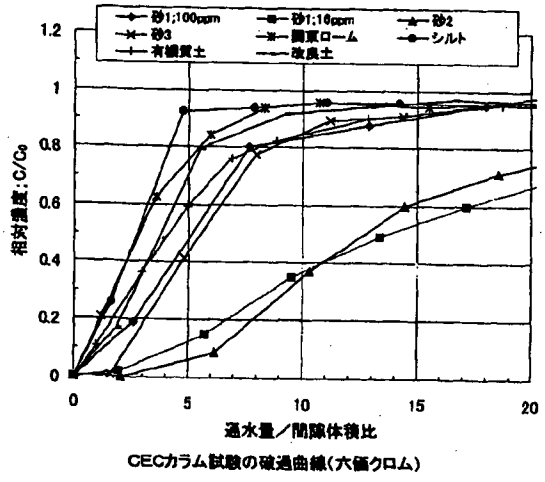


(a)

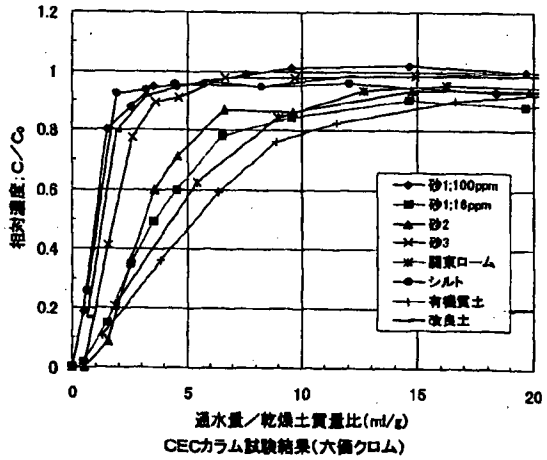


(b)

図-2.51 CEC カラム試験の破過曲線（砒素；3.1mg/l）

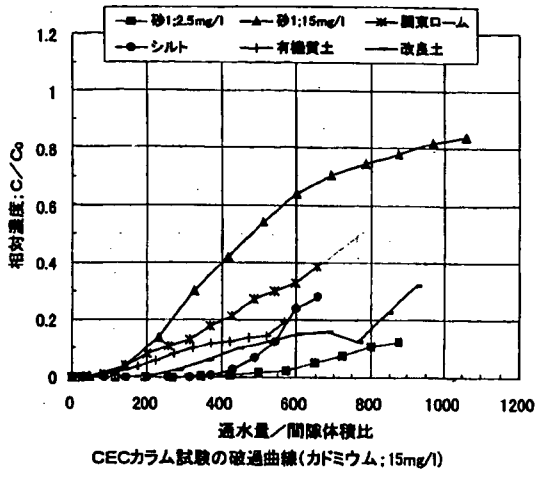


(a)

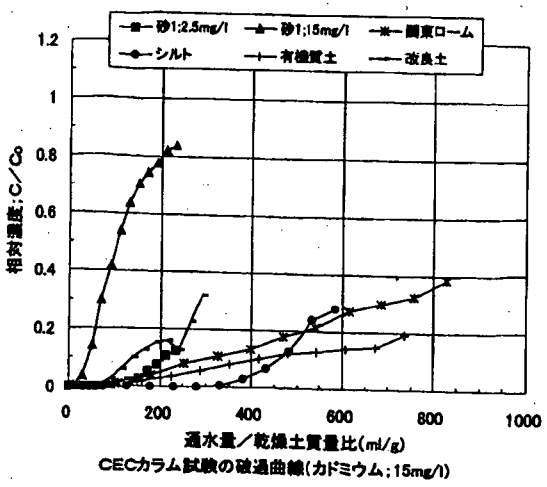


(b)

図-2.52 CEC カラム試験の破過曲線（六価クロム）

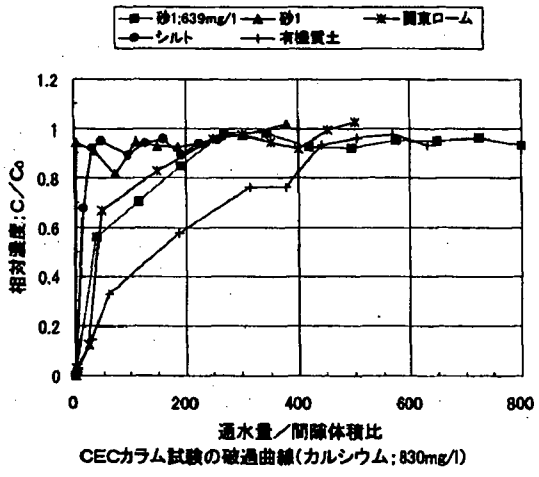


(a)

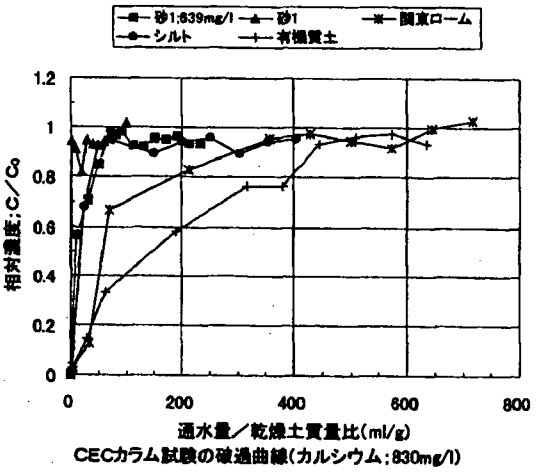


(b)

図-2.53　CEC カラム試験の破過曲線（カドミウム；15mg/l）



(a)



(b)

図-2.54　CEC カラム試験の破過曲線（カルシウム；830mg/l）

II）超小型カラム試験

図-2.55 にカラム通水量と透過水の相対濃度 C/C_0 の関係を示す。

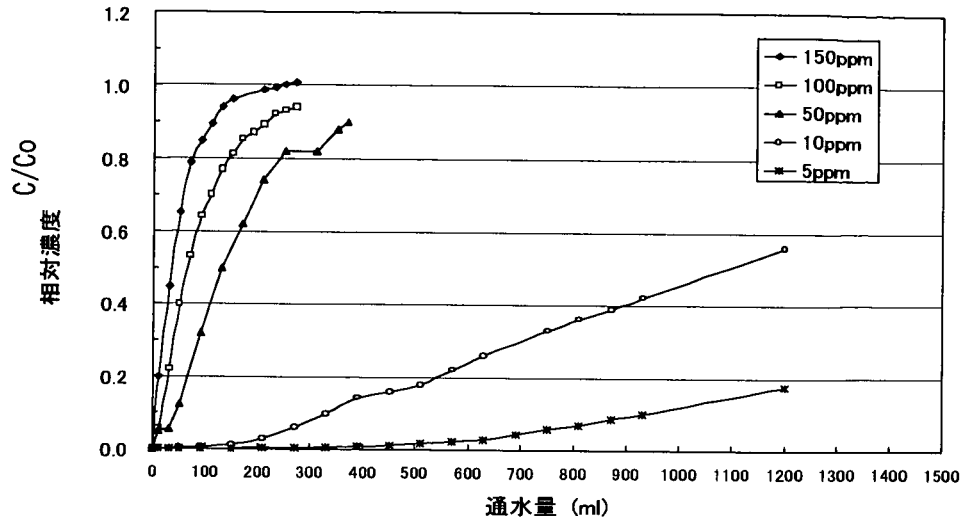


図-2.55 超小型カラム試験結果（カドミウム）

濃度 150ppm の場合には 150ml 程度の通水で破過しているが、濃度が低くなるにつれて破過が遅くなっている。特に、10ppm と 5ppm の場合は 1000ml の通水でも相対濃度 0.5 以下であり、破過がかなり遅くなっている。濃度 5、10、50、100、150ppm のそれぞれで濃度の増加傾向が異なっており、カドミウムの吸着量に濃度依存性が確認された。

超小型カラムにおける砂の有効間隙を把握するために、5000mg/l の塩水（塩化ナトリウム溶液）を同様の条件で透過させて透過水の電気伝導率を測定する試験も行った。透過水 1ml 毎の測定結果を表-2.13 に示す。

1ml の透過水で電気伝導率は原液と同程度の値を示しており、これにより間隙量は $1cm^3$ 以下とみられる。砂の間隙率を 0.4 とすると、カラムに充填した間隙体積を計算すると $3.14\times0.5^2\times2.5\times0.4=0.79cm^3$ であり、これを間隙量としてよいと考えられる。

表-2.13 塩水透過水の電気伝導率

透過水量	電気伝導率（ms/m）
原液	20.3
1 ml	22.0
2 ml	22.5
3 ml	21.4
4 ml	21.0
5 ml	19.3
6 ml	18.5
7 ml	18.9
8 ml	20.6
9 ml	18.6
10 ml	17.7
11 ml	16.8
12 ml	17.0
13 ml	19.1
14 ml	18.5
15 ml	19.0
16 ml	19.4
17 ml	19.0
18 ml	20.1
19 ml	19.4
20 ml	19.3

図-2.56は横軸に通水量／間隙体積比とした破過曲線を示す。この破過曲線から相対濃度比0.5における累積間隙体積比を読み取り、遅延係数を求めた。算出された遅延係数値を表-2.14に示す。

濃度150ppmの場合には遅延係数R＝45に対して、濃度が低いほど遅延係数は大きくなり、10ppmの場合には遅延係数R＝1380にもなる。図-2.57でみられるように遅延係数Rの濃度依存性が認められる。

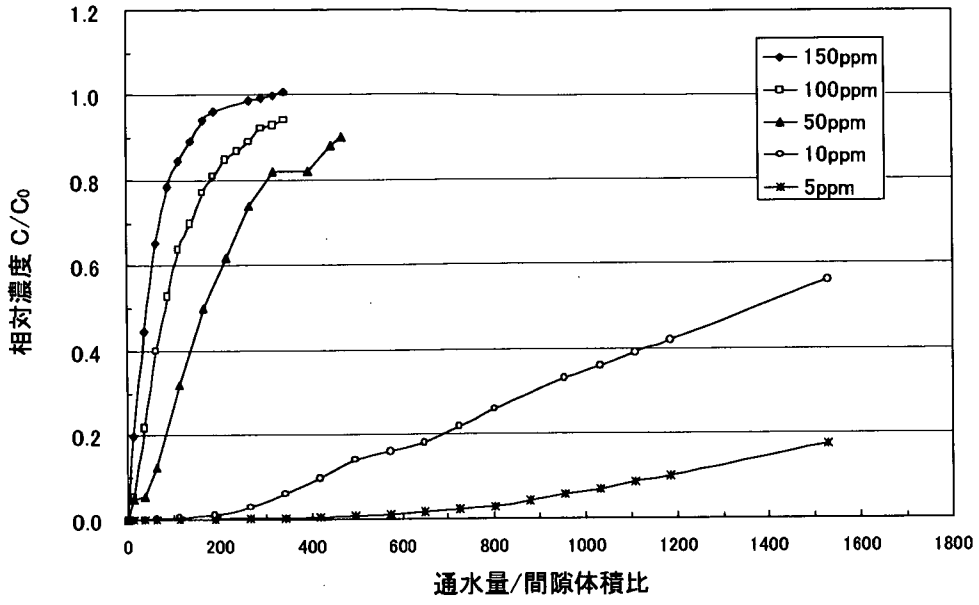


図-2.56 超小型カラム試験の破過曲線（カドミウム）

表-2.14 超小型カラム試験による遅延係数 （砂1：カドミウム）

濃度	遅延係数R
150 ppm	45
100 ppm	83
50 ppm	166
10 ppm	1380

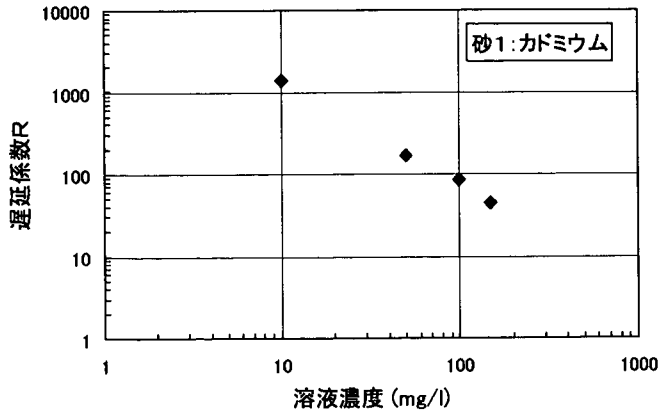


図-2.57 超小型カラム試験による遅延係数R

④考察

CEC カラム試験とビーカー試験とを比較するため、各々の試験から遅延係数を算出する。

CEC カラム試験では、相対濃度比 0.5 における累積間隙体積比の値を読み取り、遅延係数とした。一方、ビーカー試験では、平衡液相濃度Ｃと吸着量Ｑの関係をフロイントリッヒ型吸着等温式$Q = k C^n$に近似させ、遅延係数$k_d = Q / C = k C^{n-1}$の関係に CEC カラム試験の溶液濃度Ｃを代入して、遅延係数を求めた。遅延係数Ｒは線形吸着とみなし、遅延係数$R = 1 + (\rho_d / \theta) k_d$の関係を用いて算出した。

（ρ_d：乾燥密度、θ：間隙率）

各土質と各重金属物質間の吸着等温式および遅延係数Ｒは表-2.15 のとおりであった。

図-2.58 に CEC カラムを用いた吸着試験と、ビーカー試験から求めた遅延係数との関係を図示した。一部、有機質土とカドミウムのケースに、両者の遅延係数値が１桁異なるものがみられるが、その他のケースにおいては土質や重金属物質によらず、両者がよく対応していることが確認された。

有機質土の場合は、CEC カラムへの充填がルーズな状態でしかできず十分な吸着効果が発揮されなかったことが考えられる。

これらの点を除けば、CEC カラム試験で得られた知見をまとめると以下の通りである。

・ ビーカー試験と CEC カラム試験の両者による遅延係数は、ほぼ一致したことが確認された。
・ 超小型カラム試験においても遅延係数の濃度依存性が確認された。

表-2.15 ビーカー試験による吸着等温式定数および遅延係数

重金属	土質材料	Q=k C^n		溶液濃度	ﾋﾞｰｶｰ試験	CEC ｶﾗﾑ
		k	n	C (mg/l)	遅延係数Ｒ	遅延係数Ｒ
六価クロム	砂	8.4	0.64	16	12.9	13
				100	9.3	5
	関東ﾛｰﾑ	8.2	0.75	16	3.8	2.9
	有機質土	21	0.71	16	8.1	4.2
砒 素	砂	118	0.34	3.1	235	180
	関東ﾛｰﾑ	191	0.65	3.1	89	76
	有機質土	593	0.56	3.1	275	85
カドミウム	砂	15	0.88	15	50	480
	関東ﾛｰﾑ	667	0.64	15	175	760

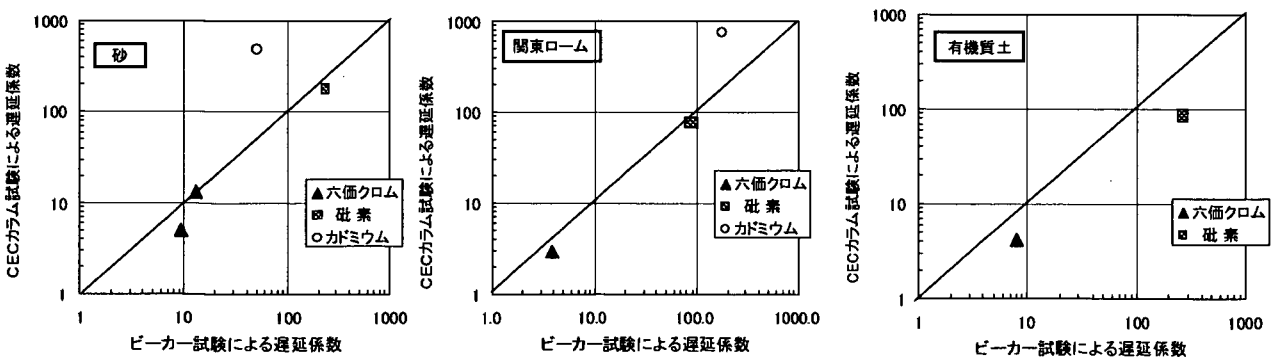


図-2.58 ビーカー試験と CEC カラム試験の遅延係数の比較

2）揮発性有機化合物に関するカラム試験

(1)目　的

溶液化した揮発性有機化合物の飽和滞水地盤中における移流・分散特性を把握するための室内カラム試験を行った。その内容を以下に示す。

- 揮発性有機化合物の縦分散係数（縦分散長）の実測
- 縦分散係数の流速依存性の検討
- 縦分散特性のスケール効果（移動経路長の依存性）の検討

(2)試験方法

図-2.59 に示すようなカラム実験装置を製作し、表-2.16 に示す６ケース（うち、２ケースは予備ケース）について破過試験を実施した。また、実流速管理と縦分散係数の流速依存性の検討を兼ねて、塩水を用いた破過試験（６ケース）も実施することとした。カラム寸法は直径：９ｃｍ×高さ：30ｃｍである。

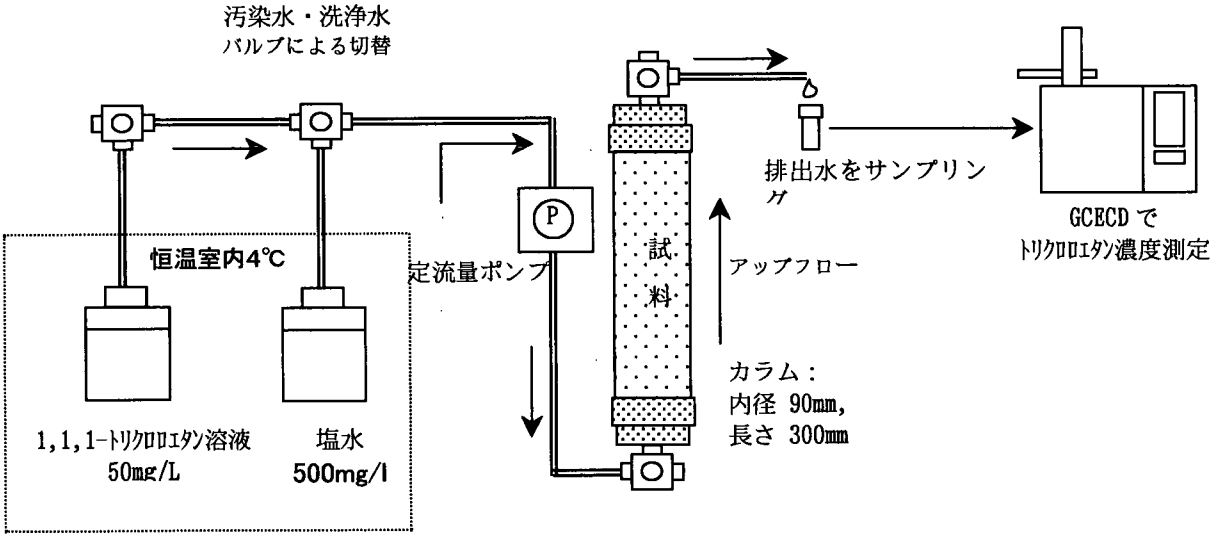


図-2.59　カラム実験装置

表-2.16　揮発性有機化合物のカラム試験ケース

ケースＮｏ.	設定目標 実流速（m／日）	付与する物質溶液	濃度分析の方法
予備１	1.0	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ： 50mg/l 塩水：500mg/l 実流速管理や縦分散係数の濃度依存性の検討を目的として	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ： ガスクロマトグラフィによる 塩水： 電気伝導度計による
予備２	10.0		
Ｎｏ．１	1.0		
Ｎｏ．２	5.0		
Ｎｏ．３	10.0		
Ｎｏ．４	30.0		

カラム供試体作成にあたっては、試料土（美浦産の砂）が所定の密度になるように均等に充填した。供試体の物理特性、実験実施に伴う留意点は以下のとおりである。

＜カラム供試体の物理特性＞

乾燥密度：1.67t/m^3，飽和湿潤密度：1.70t/m^3 ，間隙率：0.38

透水係数：1.69×10^{-2} cm/s，土粒子比重：2.66

＜実験実施に伴う留意点＞

- 通水はカラム下端より上端に向かって行った。（空気の追いだし、側面部流出の防止のため）
- 試料砂に自然由来のナトリウムが含有されているため、通水洗浄を実施するとともに、破過試験に用いる塩水濃度を 500mg/l に設定した（密度流が問題とならないレベルで高くとる）。
- 流入させる 1-1-1 トリクロロエタンの濃度は、分析精度の点から（検量線の適用に際して希釈処理が不要となるよう）50mg/l とした。

(3)試験結果

実験結果の総括表を表-2.17 に、破過曲線を図-2.60、図-2.61 に示す。縦分散係数は一次元の濃度分布理論解に、実測実流速値と実測濃度時刻歴を適合させて求めた。

表-2.17(1)　塩水溶液のカラム試験結果総括表

No.	設定流速 v(m/day)	ダルシー流速 v_D(m/day)	実流速 V_R(m/day)	分散係数 D_L(cm^2/sec)	分散長 α_L(cm)	遅延係数 R
1	1.0	0.264	0.695	2.25×10^{-4}	0.280	1.0
2	10	5.66	14.9	6.48×10^{-3}	0.376	
3	30	20.4	56.6	4.17×10^{-2}	0.637	

表-2.17(2)　1,1,1-トリクロロエタンのカラム試験結果総括表

No.	設定流速 v(m/day)	ダルシー流速 v_D(m/day)	実流速 V_R(m/day)	分散係数 D_L(cm^2/sec)	分散長 α_L(cm)	遅延係数 R
1	1.0	0.302	0.794	3.80×10^{-4}	0.414	1.0
2	5	2.26	5.96	6.07×10^{-3}	0.880	
3	10	5.66	16.2	5.45×10^{-3}	2.907	

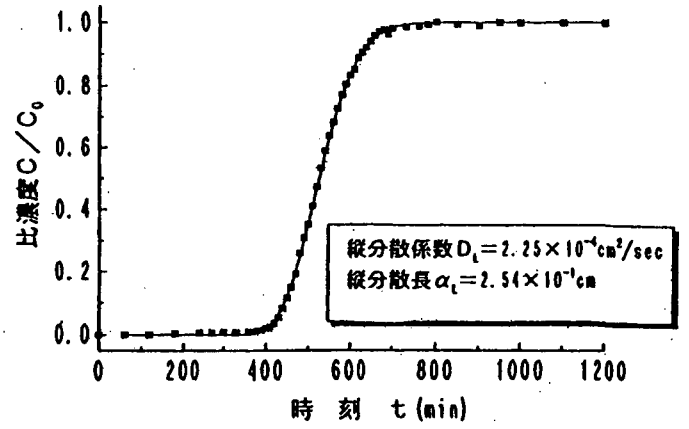


図-2.60(1) 塩水 500ppm の破過曲線
(No.1 目標実流速 1.0m/日 実測実流速 0.695m/日)

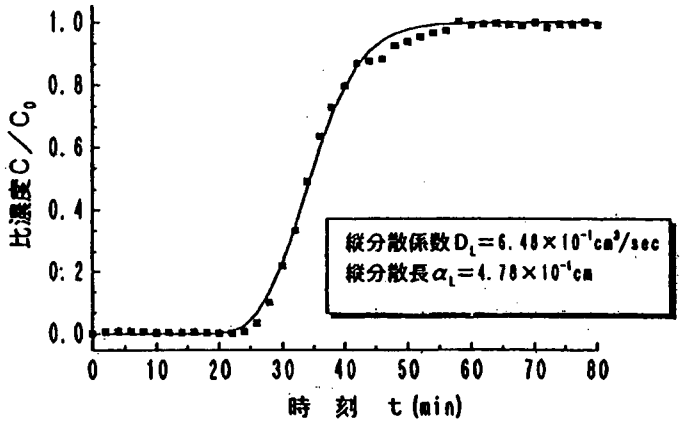


図-2.60(2) 塩水 500ppm の破過曲線
(No.2 目標実流速 10m/日 実測実流速 14.9m/日)

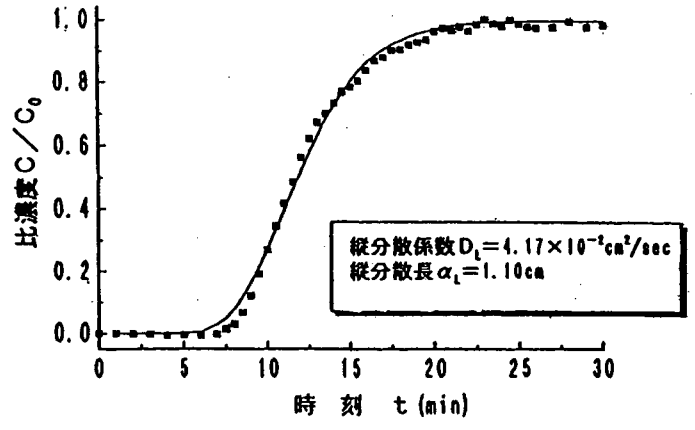


図-2.60(3) 塩水 500ppm の破過曲線
(No.3 目標実流速 30m/日 実測実流速 56.6m/日)

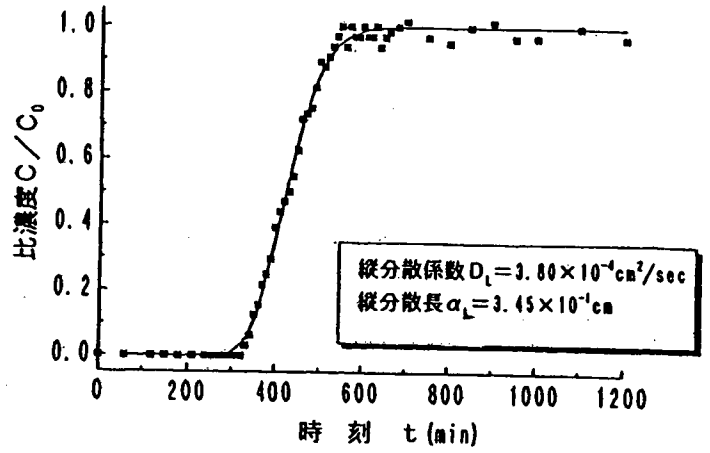


図-2.61(1) 1-1-1 トリクロロエタン溶液 50ppm の破過曲線
(No.1 目標実流速 1.0m/日 実測実流速 0.794m/日)

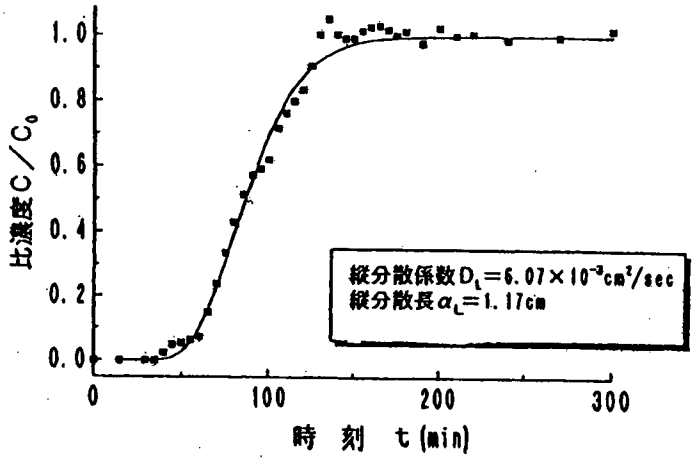


図-2.61(2) 1-1-1 トリクロロエタン溶液の破過曲線
(No.2 設定目標実流速 5m/日 実測実流速 5.96m/日)

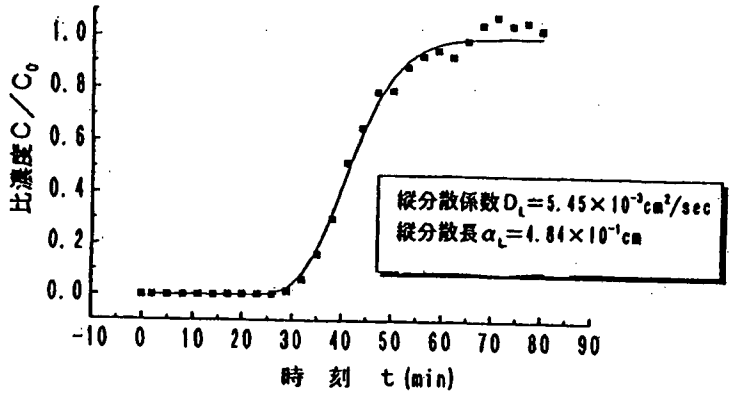


図-2.61(3) 1-1-1 トリクロロエタン溶液の破過曲線
(No.3 設定目標実流速 10m/日 実測実流速 16.2m/日)

図-2.62 は、縦分散係数と実流速との関係をプロットし、2-2-1 で得られた重金属類等のデータと比較したものである。また、図-2.63 は分散長と実流速との関係を整理したものである。

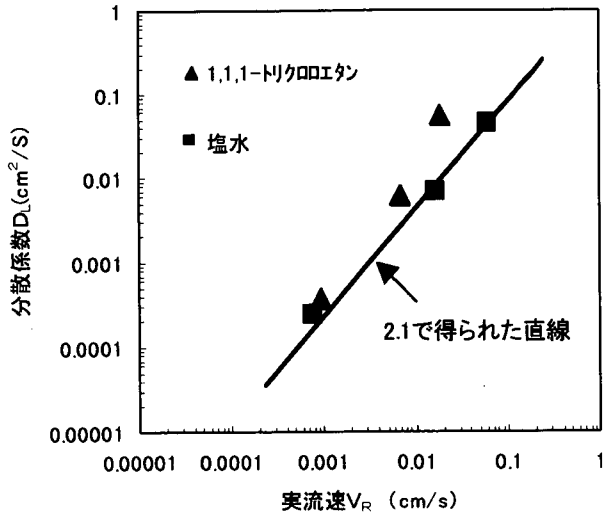


図-2.62 縦分散係数と実流速との関係

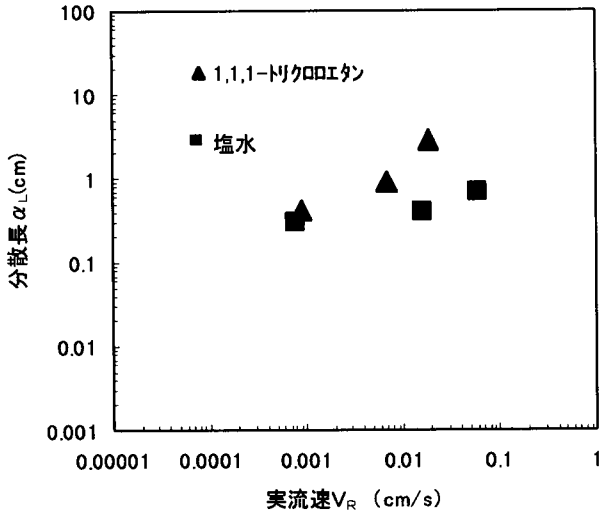


図-2.63 縦分散長と実流速との関係

(4)まとめ

これらのデータから、以下のようなことが明らかになった。

・本節で実施した塩水 500mg/l 及び 1-1-1 トリクロロエタンのカラム試験でも、実流速と分散係数との間に、重金属類等のカラム試験（2-2-1 1）参照）で得られたものと、ほぼ同様の線形関係が存在していることがわかった（図-2.62 参照)。

・縦分散長は図-2.62 の縦分散係数（縦軸値）を実流速（横軸値）で割ったものに相当するが、ほぼ 0.3cm ～1cm の範囲にあり、塩水と揮発性有機化合物とで、ほぼ同等の縦分散長を取ることがわかった。（図-2.63 参照)。

・しかも、分散長値はキンツェルバッハによって示されたスケール効果の対応関係に、ほぼ適合した値（30cm スケールに対応した縦分散長値）となっていることがわかった。

・縦分散係数は実流速とほぼ線形の関係にあり、2-2-1 1)の小型カラム試験ともあわせて考察すると、その傾き勾配である縦分散長値も、濃度や物質（塩水・重金属・有機塩素）に依存せず、ほぼ一定値を取ることがわかった。

・ノイマンやキンツェルバッハによって示された、移行スケールと縦分散長との対応関係では、様々な種類の土がほぼ同一の曲線上にプロットされており、縦分散長が土の種類にもあまり依存していないものと推察される。

2-2-2　分散係数評価に関する大型カラム試験

1）実験概要

一般的なカラム試験では1次元の分散現象の移行パラメータが試験対象となるが、実地盤では地下水流動方向に沿った分散現象と流動方向に直交する方向に起こる分散現象が同時に現れる。このような分散現象を検討するためには、地下水流動方向に沿った方向の縦分散長と流れに直交する方向の横分散長を評価する必要がある。

縦分散長については、カラム試験などで測定することが可能であるが、横分散長の測定は難しくほとんど測定されていないのが現状である。このため、流れ1次元で分散現象が軸対称になるような試験を行うため、図-2.64に示す大型カラム試験装置を作成し、試験を行った。

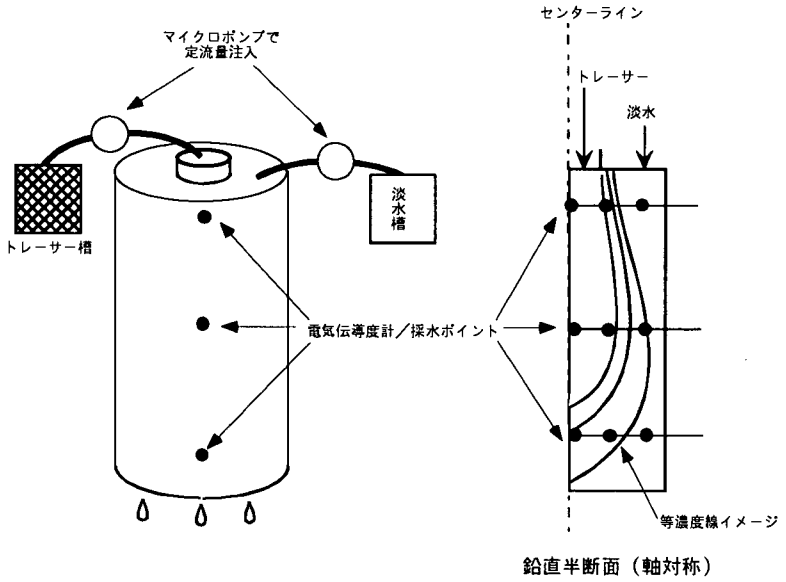


図-2.64　大型カラム試験概要図

直径50cm（内径）、長さ165cmの鋼管を用い、小型カラムと同じ美浦産の砂（2mm以下）を試料として用いた。流れ場は上面から底面に向けた流れ場となるように上面から定水位で注水を行った。また、流れに直交した分散現象を測定するため、上面を二重管とし、外周のドーナッツ状の帯には淡水を、中心部に汚染物質溶液を注入することで、3次元的（軸対称）な分散場を作り出し、濃度分布測定を試みた。濃度分布測定は、3次元的（軸対称）に対応出来るように、図-2.65に示すように電気伝導度計と採水管を設置し、濃度分布の測定を行った。

電気伝導度計は鋼棒の3ヶ所に抵抗線を巻き電気伝導計として作成し、各深度（底面から160cm、100cm、40cm）に設置した（計15点）。また、3種類の長さの採水管を各深度（底面から140cm、80cm、20cm）に設置した（計9点）。これにより、各深度およびカラム中心から0cm、10cm、20cmの位置における3次元的（軸対称）な濃度の測定を行った。また、電気伝導度計の各測点のカラム中心方向の離間距離（10cmピッチ）は電気的な干渉を考慮して設定した。

試験は、電気伝導計の感度を考慮し、塩水トレーサー（10000ppm）と六価クロム（100ppm）の二種類について行った。

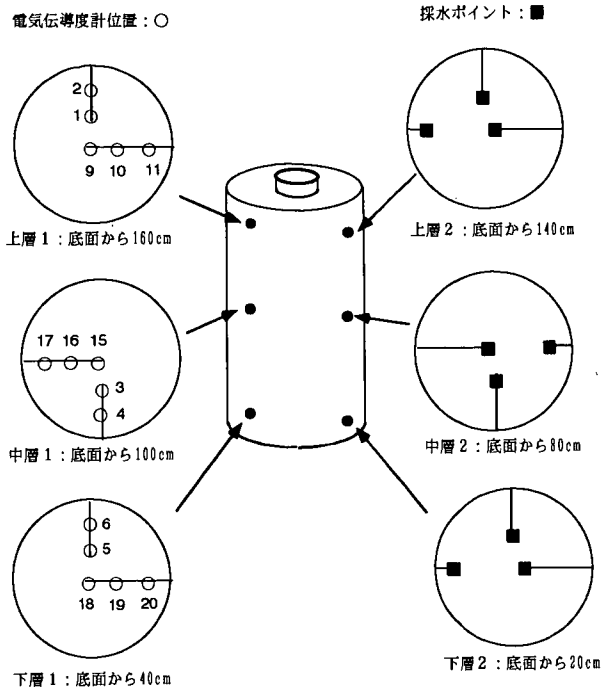


図-2.65　センサー及び採水ポイント設置位置図

２）キャリブレーション

各比抵抗センサーの比抵抗値を塩濃度換算を行うため、最初に塩濃度（塩水）－電気伝導度の測定を行った。表-2.18 に塩濃度（塩水）と電気伝導度を示す。また、相関図を図-2.66 に示す。

表-2.18　塩濃度（塩水）－電気伝導度

電導度 (μS/cm)	塩濃度 (ppm)
10	0
3570	1843
4620	2425
5660	3015
6700	3605
7760	4220
8760	4813
9620	5323
11020	6175
12630	7163
14020	8040
21300	12205

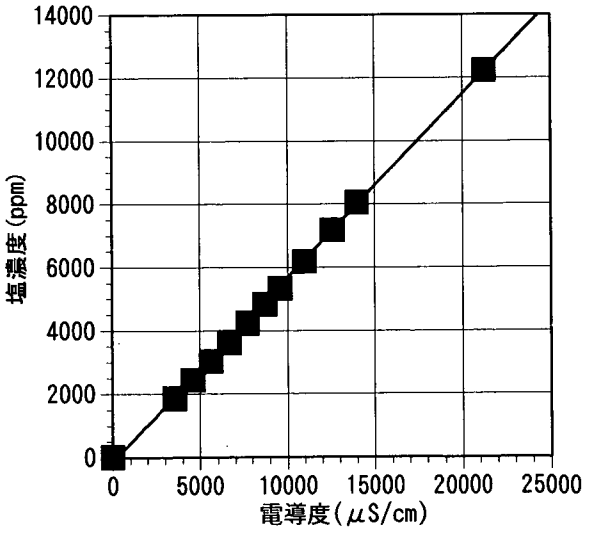


図-2.66　塩濃度（塩水）－電気伝導度

また、表-2.19 に各比抵抗センサーの電気伝導と地盤比抵抗値に値を示す。比抵抗値は所定の電気伝導度の塩水を作成し、その塩水で満たした砂試料中での各センサーの比抵抗値を示す。また、表の塩濃度は、表-2.18 の電気伝導度と塩濃度から所定の電気伝導度を挟む値から線形補間した値を示した。

表-2.19　地盤比抵抗測定計キャリブレーション一覧表（Ωm）

電導度(μS/cm)	17400	4200	2900	800	400	200	100
塩濃度(ppm)	10000	2190	1510	410	200	100	40
チャンネル							
1ch		1.28	1.59	1.79	3.02	5.83	10.90
2ch		1.22	1.56	1.73	2.88	5.42	10.08
3ch	1.19	1.26	1.44	1.71	2.97	5.74	10.46
4ch	1.17	1.21	1.51	1.86	2.83	5.35	9.70
5ch		1.24	1.48	1.71	2.92	5.76	10.58
6ch	1.17	1.24	1.56	1.76	2.96	5.69	10.50
7ch	1.15	1.24	1.50	1.82	3.07	5.99	10.90
8ch		1.21	1.41	1.69	2.78	5.44	10.13
9ch	1.21	1.23	1.55	1.77	3.05	5.96	10.68
10ch	1.17	1.28	1.58	1.78	3.04	5.96	10.67
11ch	1.14	1.24	1.54	1.76	2.93	5.88	10.54
12ch		1.54	1.52	2.24	4.28	9.31	16.16
13ch		1.25	1.54	1.71	2.95	5.69	10.31
14ch		1.20	1.47	1.87	2.81	5.46	10.00
15ch	1.24	1.22	1.54	1.80	2.94	5.77	10.25
16ch	1.17	1.27	1.58	1.80	3.12	5.81	10.25
17ch	1.21	1.26	1.61	1.80	3.00	5.81	10.75
18ch	1.23	1.24	1.56	1.86	2.96	5.72	10.23
19ch		1.28	1.59	1.80	3.01	5.69	10.12
20ch		1.25	1.58	1.77	2.97	5.52	10.03
平均	1.19	1.26	1.54	1.80	3.02	5.89	10.66

3）試験結果

表-2.20 に試験ケースを示す。

表-2.20　試験ケース一覧

試験ケース	トレーサー	設定濃度	設定流速
ケース１	塩	10000ppm	10m/day
ケース２	塩	10000ppm	1m/day
ケース３	塩	10000ppm	0.25m/day
ケース４	六価クロム（二クロム酸カリウム）全クロム測定	100ppm	1m/day

次に、各ケースの各センサーの比抵抗ー時間変化および全クロム濃度ー時間変化を示す。

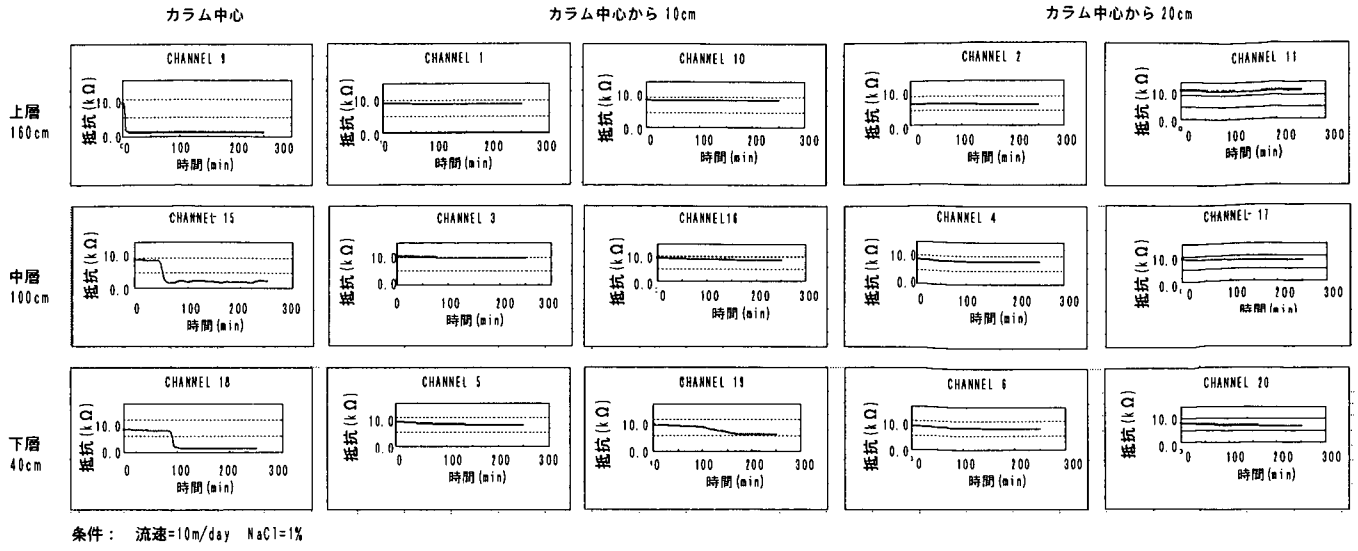


図-2.67 比抵抗－時間変化図（ケース１：塩濃度 10000ppm、10m/day）

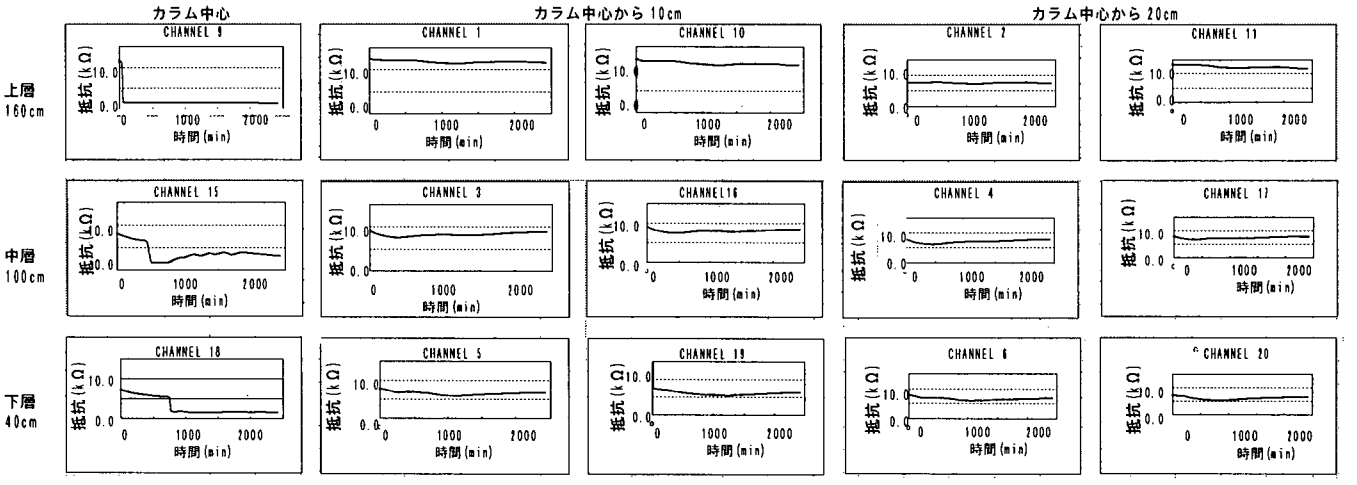


図-2.68 比抵抗－時間変化図（ケース２：塩濃度 10000ppm、1m/day）

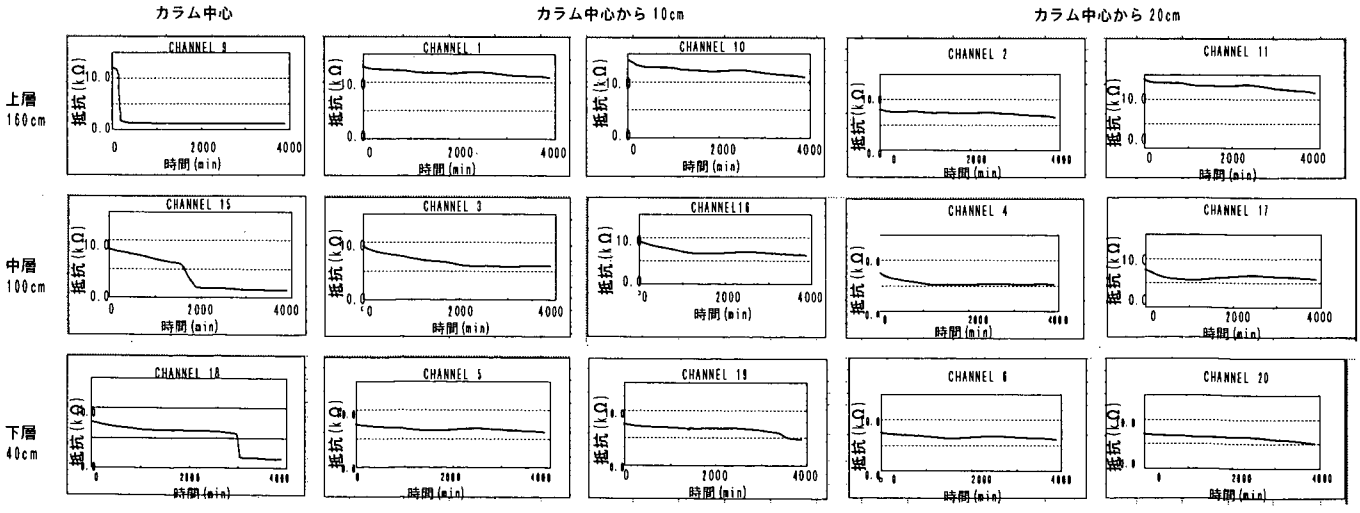


図-2.69 比抵抗－時間変化図（ケース３：塩濃度 10000ppm、0.25m/day）

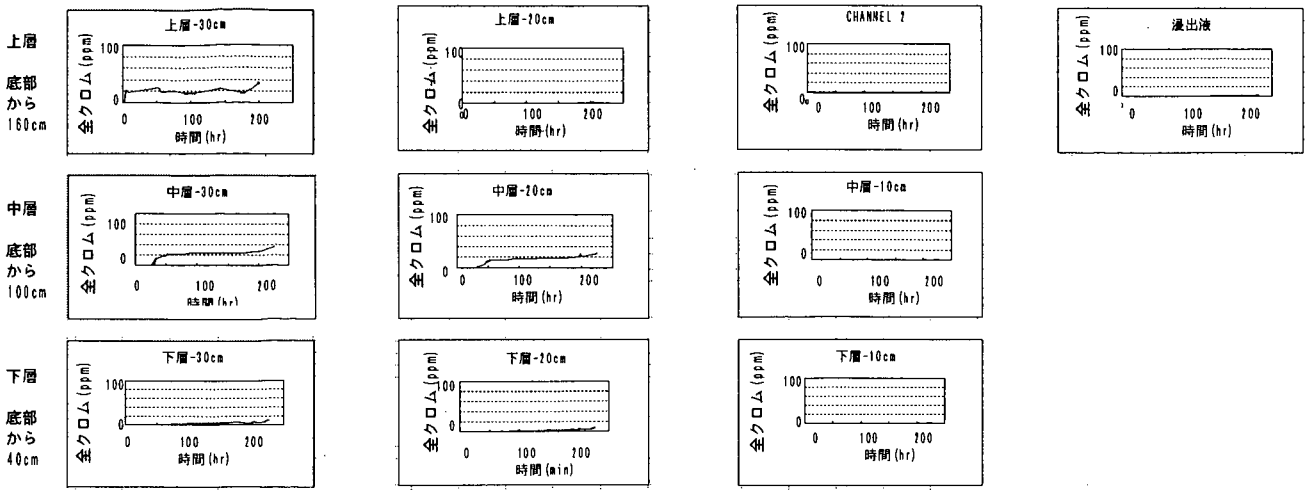


図-2.70　比抵抗－時間変化図（ケース４：クロム濃度 100ppm、1m/day）

ケース１～３の塩トレーサーでは、各センサーの比抵抗変化分布を見ると同様の動きを示しているのが分かる。特にカラム中央部センサー（Ch-9、15、18)の時間変化は明確に捉えられている。これに対して他の周辺のセンサーには明確な濃度上昇（比抵抗低下）が見られなかった。ケース３ではカラム中央上部の濃度が高く、中層、下層になるに従って濃度が低くなる傾向が得られたが、流速の早いケース１、２では、中層、下層で下層の方が濃度が高くなる傾向が得られた。また、採水による全クロムの濃度変化は、上層、中層で濃度上昇が見られたが、上層、中層で飽和濃度が同程度の値となり、理論的な濃度分布とはならなかった。

次に比抵抗値を塩濃度に換算するため、表-2.19 から比抵抗値と塩濃度の関係の検討を行い、比抵抗値と塩濃度の較正曲線を図-2.71 に示す。

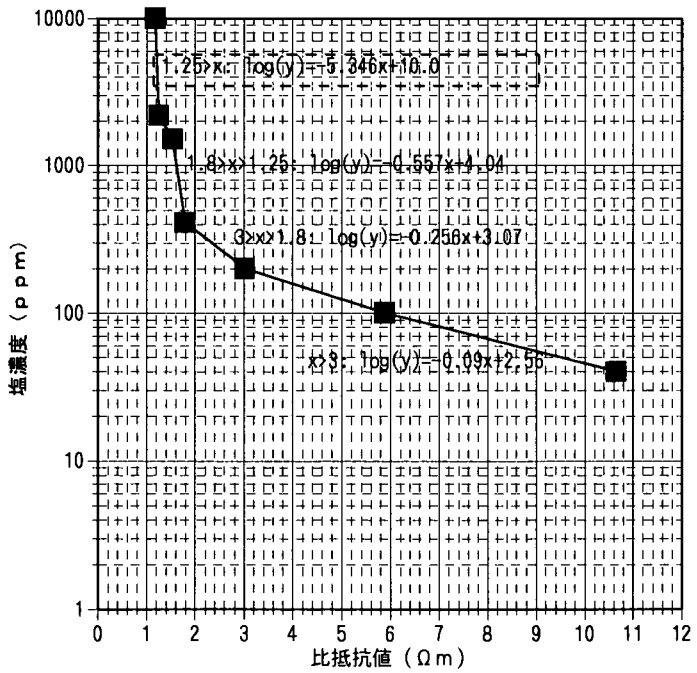


図-2.71　比抵抗－塩濃度較正曲線

図を見ると比抵抗の塩濃度に対する感度を見ると塩濃度で数 1000ppm 以下では感度があるが、それ以上では、わずかな比抵抗値の差に対して大きく塩濃度が変わる結果となった。このため、比較的感度良く比抵抗変化が得られたカラム中央部では、中層から下層については感度があるものの、上層については塩濃度換算が困難と考えられる。また、カラム中央以外のセンサーでは、比抵抗値はある程度変化しているが、塩濃度の絶対値はほとんど上昇していない範囲であった。これらのことから、比抵抗値の時

間変化曲線から、逆解析的な移行パラメータの同定をあきらめ、カラム中央部の上層、中層、下層の定常状態の塩濃度分布をもとに、移行パラメータの同定を試みた。

表-2.21 にカラム中央部の定常状態における換算塩濃度分布を示す。

表-2.21　定常状態における換算塩濃度分布（カラム中央）

センサー位置	ケース1 比抵抗(Ωm)	ケース2 比抵抗(Ωm)	ケース3 比抵抗(Ωm)	ケース1 塩濃度(ppm)	ケース2 塩濃度(ppm)	ケース3 塩濃度(ppm)	ケース4 全クロム(ppm)
上層(160cm)	1.12	1.46	1.14	10290	1690	8050	20
中層(100cm)	2.11	1.62(3.61)	1.29	340	1370	2100	20
下層(40cm)	1.26	1.53	1.59	2180	1540	1430	3

表-2.21 より、ケース3以外の濃度分布は理論的な分布と異なり、同定が困難なことから、ケース3の結果に着目し移行パラメータの検討を行った。

4）移行パラメータ検討

ケース3の結果にもとづき移行パラメータの検討を行うため、表-2.22 に示す軸対称移流分散解析を行った.

表-2.22　大型カラムパラメータスタディ解析一覧表

解析ケース	設定実流速(m/day)	縦分散長(cm)	縦分散長／横分散長比	分子分散係数 (cm^2/sec)
A01	0.25	30	1,3,10,25,50,75,100	1.0×10^{-5}
A02	0.25	10	3,10,25	1.0×10^{-5}
A03	0.25	6	3,10,25	1.0×10^{-5}
A04	0.25	3	1,3,10,25,50,75,100	1.0×10^{-5}

図-2.72～図 2.75 にカラム中央における定常状態の鉛直方向の解析濃度分布を示す。
縦軸が鉛直位置、横軸が投入塩分濃度に対する濃度比を示し、凡例の数字は横分散長に対する縦分散長の比（縦分散長／横分散長）を示している。

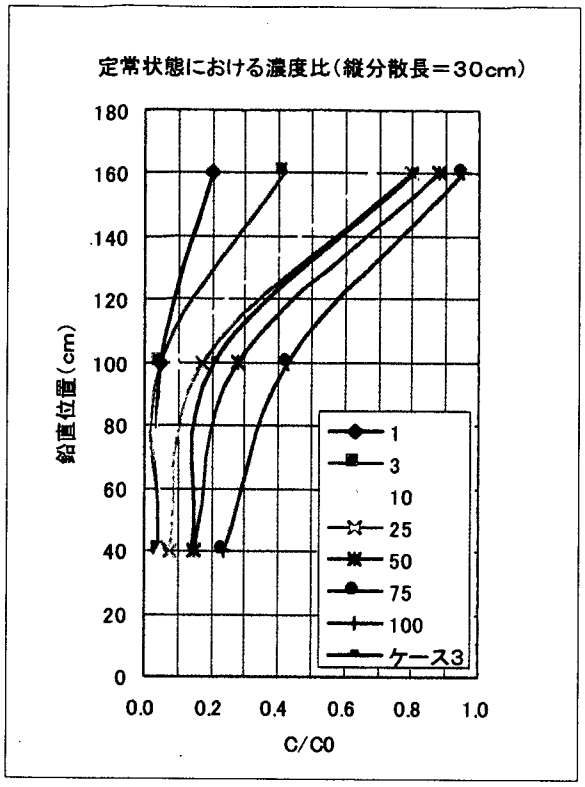


図-2.72　定常状態におけるカラム中心の鉛直濃度分布（縦分散長 30cm）

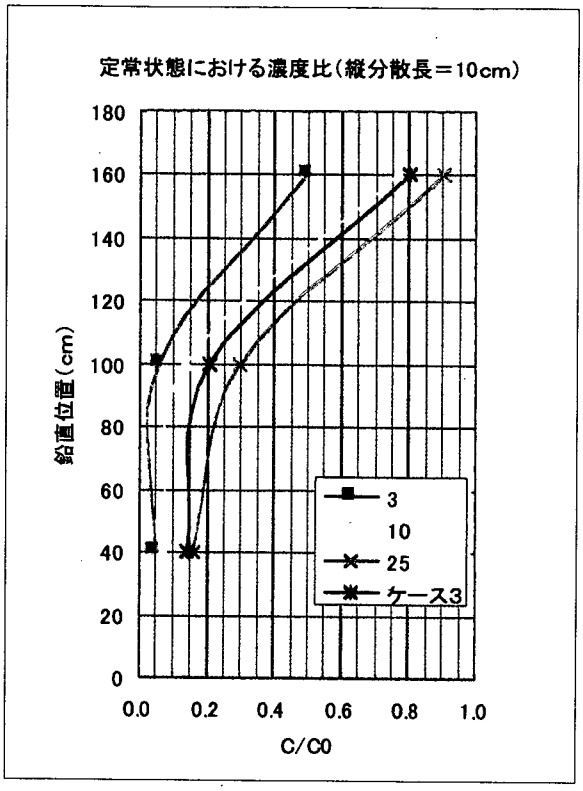


図-2.73　定常状態におけるカラム中心の鉛直濃度分布（縦分散長 10cm）

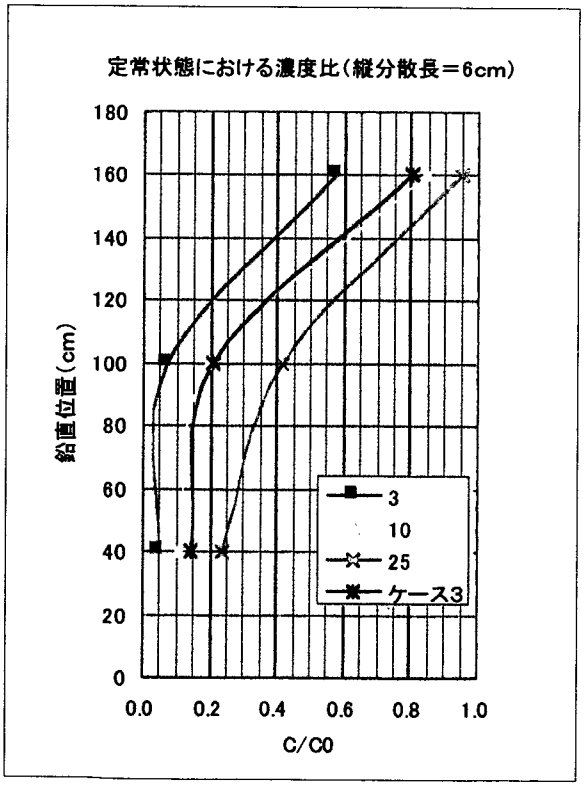


図-2.74　定常状態におけるカラム中心の鉛直濃度分布（縦分散長 6cm）

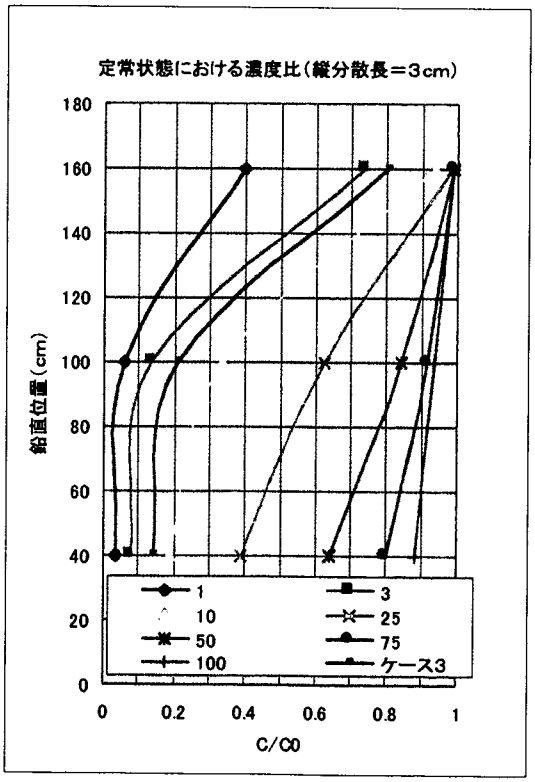


図-2.75　定常状態におけるカラム中心の鉛直濃度分布（縦分散長 3cm）

図-2.72～図-2.75 より、ケース３の鉛直濃度分布と適合する各横分散長に対する縦分散長の比をまとめると表-2.23 のようになる。縦分散長が大きい A01 や A02 の場合では鉛直位置が上部の 160cm では縦／横分散長比が小さい方に近く、下部の 40cm では縦／横分散長比が大きい方に近い結果となった。これに対し、A03 や A04 では、解析結果の傾向に近く、ほぼ平行な分布となった。また、ケース３の濃度分布と比較すると、A03 の縦分散長 6cm、縦／横分散長比が 10 の解析ケースが一番近い鉛直濃度分布を示した。ただし、試験結果にかなりのばらつきと、比抵抗の塩濃度換算に対する感度が低いことから、大型カラム試験での移行パラメータは、表-2.23 に示す移行パラメータ範囲程度の値と思われる。

表-2.23　大型カラムパラメータスタディ最適［縦／横分散長比］

解析ケース	縦分散長(cm)	縦分散長／横分散長比
A01	30	25～50
A02	10	10～25
A03	6	10
A04	3	3～10

2-2-3　重金属類の遅延係数に関するビーカー試験

１）目　的

短期的に多数のデータが得られるビーカー試験によって、解析に用いる地盤の遅延係数を簡易的に求めることを目的として、各土質材料（試料土）に対する各種重金属類の吸着能を確認した。

２）ビーカー試験

(1)実験概要

重金属を所定濃度に調整した溶液 300ml をフラスコに入れ、その中に試料土 30g を投入し、振とう機で４時間撹拌する（振とう回数毎分約 200 回、振とう幅４～５cm、常温、常圧)。撹拌終了後、遠心分離（3000rpm、20 分）し、0.45μm のメンブレンフィルターで溶液をろ過する。ろ液の濃度を測定して、その結果から土への吸着量を算出する。ただし、ベントナイトについては膨潤性の関係から試料土を３g で設定する。

また、試験時におけるろ液の pH と酸化還元電位を測定する。

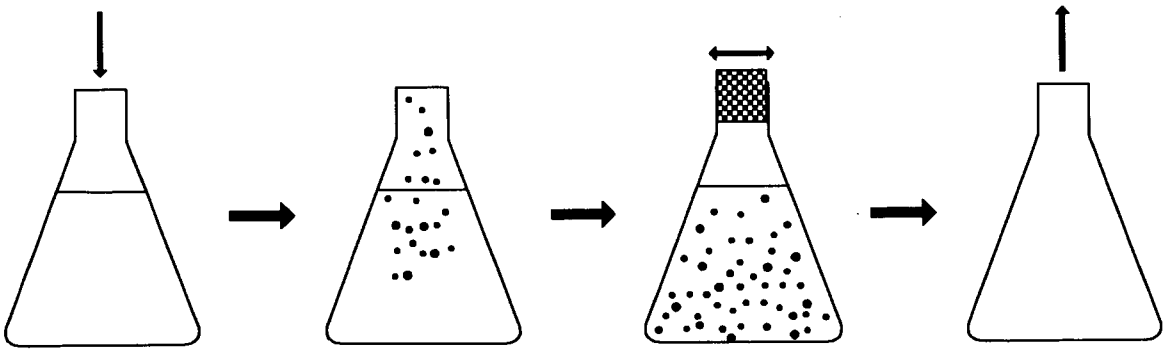


図-2.76　ビーカー試験方法

(2)試料土の物理・化学性状

試料土は表-2.24 および表-2.25 に示す９種類と、砂１と砂３を１：１で混合した砂２を用いた。吸着試験には風乾して２mm ふるいを通過させた試料を用いた。なお、砂１と粘土については改良土を作製した。前者は安定処理土の締固めをしない供試体作成方法が可能なように含水比を 27.0%（湿潤密度 1.940g/cm^3）に調整した後、一般軟弱土用セメント系固化材を 50kg/m^3 の添加率で添加した。後者は現状土（含水比 103.4%）に固化材を 100kg/m^3 の添加率で添加した。改良土を直径５cm、高さ 10cm の型

枠に詰め、材齢 28 日まで 20℃の室温で養生した。養生終了後、一軸圧縮試験を行い、解きほぐして 2 mm 以下とした試料（風乾はしない）を吸着試験に用いた。このときの一軸圧縮強さは前者が 356kN/m^2、後者が 1660kN/m^2 であった。また、硬化後における含水比はそれぞれ 24.9%（湿潤密度 1.957g/cm^3）と 83.5%（湿潤密度 1.464 g/cm^3）であった。

表-2.24　試料土の物理・化学性状

項　目		砂1	砂3	有機質土1	有機質土2
土質関連項目	自然含水比(%)	5.2	14.8	176.0	69.5
	風乾試料含水比(%)	0.92	2.7	27.8	19.7
	湿潤密度(g/cm³)	1.663	2.001	1.237	1.479
	土粒子の密度(g/cm³)	2.671	2.666	2.280	2.419
	礫分	6	1	0	0
	砂分	91	79	10	53
	シルト分	3	10	63	36
	粘土分	−	10	27	11
	強熱減量(%)	1.4	3.1	36	18
	有機物含有量(%)	0.68	0.99	30.1	13
	pH	5.1	6.6	6.4	6.3
	CEC(mg/kg 乾量)	771	1510	15900	5610
	CEC(meq/100g 乾量)	4.3	8.4	88	31.2
含有量(mg/kg)	鉛	3.7	4.2	6.1	−
	カドミウム	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
	水銀	<0.01	<0.01	<0.01	0.06
	カルシウム	1390	2180	8110	−
	銅	6	−	130	−
	亜鉛	35	−	73	−
	砒素	4.2	4.1	6.4	3.1
	六価クロム	<1	<1	<1	<1
	セレン	<0.1	−	<0.1	−
	ホウ素	11	−	29	−
溶出量(mg/l)	鉛	<0.001	<0.001	<0.001	−
	カドミウム	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	水銀	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	カルシウム	20	2.4	2.0	−
	銅	<0.05	−	<0.05	−
	亜鉛	<0.05	−	<0.05	−
	砒素	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	六価クロム	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
	セレン	<0.05	−	<0.05	−
	ホウ素	<0.05	−	<0.05	−
粉末X線回折により同定された鉱物		石英、長石類	石英、長石類	石英、長石類	石英、長石類

表-2.25　試料土の物理・化学性状

項　目		関東ローム1	関東ローム2	シルト	粘土	ベントナイト
土質関連項目	自然含水比(%)	91.3	108.4	38.7	103.4	6.61
	風乾試料含水比(%)	44.3	19.8	1.5	19.7	-
	湿潤密度(g/cm³)	1.420	1.332	1.770	1.412	1.770
	土粒子の密度(g/cm³)	2.758	2.691	2.681	2.629	2.681
	礫分	0	0	0	1	—
	砂分	13	13	69	4	—
	シルト分	67	61	24	40	—
	粘土分	20	26	7	55	—
	強熱減量(%)	17	16	2.7	6.8	1.4
	有機物含有量(%)	8.8	4.5	1.2	3.0	<0.5
	pH	7.3	6.3	7.6	5.9	9.9
	CEC(mg/kg 乾量)	6230	4870	2090	6330	13100
	CEC(meq/100g 乾量)	35	27.1	12	35.2	72.8
含有量(mg/kg)	鉛	3.4	—	7.8	—	—
	カドミウム	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
	水銀	0.02	0.06	0.02	0.04	<0.01
	カルシウム	9950	—	11100	—	—
	砒素	2.2	6.6	5.9	9.4	0.26
	六価クロム	<1	<1	<1	<1	<1
溶出量(mg/l)	鉛	<0.001	—	<0.001	—	—
	カドミウム	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	水銀	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	カルシウム	2.9	—	10	—	—
	砒素	<0.001	<0.001	0.004	<0.001	<0.001
	六価クロム	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
粉末X線回折により同定された鉱物		石英、長石類 ハロイサイト(10nm)	石英、長石類 緑泥石	石英、長石類 雲母類、 カオリナイト	石英、長石類 雲母類、緑泥石	—

(3)対象とした重金属

表-2.26 に対象とした重金属の種類とその化合物および試料土との組み合わせを示す。

表-2.26　対象重金属の種類とその化合物および試料土との組み合わせ

対象物質	化合物	原液濃度(mg/l)	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	$PbCl_2$	1000	○			○		○		○			○	
カドミウム	$CdCl_2$	1000	○			○	○	○	○	○	○	○	○	○
水銀	$HgCl_2$	200	○			○	○	○	○	○	○	○	○	○
カルシウム	$Ca(OH)_2$	飽和溶液	○			○		○		○				
銅	$CuCl_2$	500	○			○								
亜鉛	$ZnCl_2$	1000	○			○								
砒素	KH_2AsO_4	500	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
六価クロム	$K_2Cr_2O_7$	100	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
セレン	H_2SeO_3	500	○			○								
ホウ素	$Na_2B_4O_7$	100	○			○								

(4)分析方法

表-2.27 に試料土中の重金属含有量、溶出量およびビーカー試験のろ液分析方法を示す。

表-2.27　試料土および検液の分析方法

分析項目		分析方法
含有量分析	鉛	昭和 63 年環水管第 127 号II.7.1　フレーム原子吸光光度法
	カドミウム	昭和 63 年環水管第 127 号II.6.1　フレーム原子吸光光度法
	水銀	昭和 63 年環水管第 127 号II.5.1.1　フレーム原子吸光光度法
	カルシウム	下水試験方法　フレーム原子吸光光度法
	銅	昭和 63 年環水管第 127 号II.8.1　フレーム原子吸光光度法
	亜鉛	昭和 63 年環水管第 127 号II.9.1　フレーム原子吸光光度法
	砒素	昭和 63 年環水管第 127 号II.13.2　フレーム原子吸光光度法
	六価クロム	昭和 63 年環水管第 127 号II.12.3.1　フレーム原子吸光光度法
	セレン	昭和 63 年環水管第 127 号II.13.2　フレーム原子吸光光度法
	ホウ素	昭和 63 年環水管第 127 号II.6.1　フレーム原子吸光光度法
溶出量分析	鉛	JIS K 0102 54.4　ICP 発光分析法
	カドミウム	JIS K 0102 55.4　ICP 発光分析法
	水銀	昭和 46 年環境庁告示第 59 号付表 3　還元気化原子吸光光度法
	カルシウム	JIS K 0102 50.2　フレーム原子吸光光度法
	銅	JIS K 0102 52.4　ICP 発光分析法
	亜鉛	JIS K 0102 53.3　ICP 発光分析法
	砒素	昭和 46 年環境庁告示第 59 号付表 2　ICP 発光分析法
	六価クロム	JIS K 0102 65.2.4　ICP 発光分析法
	セレン	JIS K 0102 67.3　水素化合物発生 ICP 発光分析法
	ホウ素	JIS K 0102 47.3　ICP 発光分析法
ろ液の分析	鉛	ICP 発光分析法
	カドミウム	ICP 発光分析法
	水銀	還元気化原子吸光光度法
	カルシウム	ICP 発光分析法
	銅	ICP 発光分析法
	亜鉛	ICP 発光分析法
	砒素	ICP 発光分析法
	六価クロム	低濃度：ICP 発光分析法、高濃度：ｼﾞﾌｪﾆﾙｶﾙﾊﾞｼﾞﾄﾞ吸光光度法
	セレン	水素化合物発生 ICP 発光分析法
	ホウ素	ICP 発光分析法
	ｐＨ	ガラス電極法
	酸化還元電位	白金電極法

3）実験結果

(1)ビーカー試験結果および吸着等温線

試験結果を重金属ごとに表-2.30～表-2.39 に示す。吸着量は、以下の計算により乾土 1kg 当たりの吸着量(mg)とした。

ここで、試料土乾燥質量比は表-2.24 および表-2.25 に示す風乾試料含水比より求め、表-2.28 にまとめる。

$$\text{吸着量 (mg/kg-dry)} = \frac{(\text{初期液相濃度mg/l} - \text{平衡液相濃度mg/l}) \times \text{溶液量1} \times 1000\text{g/kg}}{\text{試料土量g} \times \text{試料土乾燥質量比}} \quad (2\text{-}9)$$

表-2.28　試料土乾燥質量比

試料土	砂１	砂２	砂３	有機質土１	有機質土２	関東ローム１
乾燥質量比	0.991	0.982	0.974	0.782	0.835	0.693
試料土	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
乾燥質量比	0.835	0.985	0.835	0.938	0.801	0.545

鉛の場合、吸着量の多い関東ローム１と有機質土１については使用した塩化鉛の溶解度の関係から、一部で試料土量を減らした。その際の試料土量は表-2.30 中の初期溶液濃度欄に括弧書きで示した。

４時間の振とうにより平衡状態に達したものとみなし、その時の平衡液相濃度と吸着量との関係を吸着等温線として図-2.77～図-2.86 に示す。ただし、カルシウムについてはｐＨが低い場合、相関性が低くなるため、ｐＨが 10 以上のものについてのみ解析を実施した。

表-2.29 に重金属ごとに吸着量の大小関係を示すと概ね以下のようである。ビーカー試験の吸着実験より分かったことを以下に示す。

表-2.29　各重金属による吸着量の大小関係

重金属	吸着量の大小関係
鉛	有機質土１＞関東ローム１＞（砂１改良土）＞シルト＞砂１
カドミウム	（粘土改良土）＞（砂１改良土）＞（ベントナイト）＞有機質土１＞関東ローム１＞有機質土２≒関東ローム２＞シルト＞粘土＞砂１
水　銀	有機質土１＞有機質土２＞関東ローム２＞粘土＞関東ローム１＞シルト≒ベントナイト≒粘土改良土＞砂１≒砂１改良土
銅	有機質土１＞砂１
亜　鉛	有機質土１＞砂１
カルシウム（ｐＨ>10）	有機質土１＞関東ローム１＞シルト＞砂１
砒　素	関東ローム２＞有機質土２＞有機質土１＞粘土＞関東ローム１≒砂１≒砂２≒粘土改良土≒砂１改良土＞砂３＞ベントナイト≒シルト
六価クロム	関東ローム２＞有機質土２＞有機質土１≒ベントナイト≒粘土＞関東ローム１≒砂１≒砂２＞砂３≒粘土改良土≒砂１改良土
セレン	有機質土１＞砂１
ホウ素	有機質土１＞砂１

① 陽イオンと陰イオンでは吸着挙動が大きく異なり、陽イオンとして存在する鉛、カドミウム、水銀、銅および亜鉛は陰イオンとして存在する中で特に六価クロムやホウ素と比較して概ね吸着量が多いとともに、土質による吸着量の差が大きく明瞭である。

② カドミウムと改良土の組み合わせについてはｐＨの上昇による水酸化物の生成沈殿による除去効果が大きい。よってこの組み合わせについては厳密には吸着等温線とは言えない。また、平衡液相濃度によって傾向が異なる場合もあるため、表-2.29 はあくまでも目安である。

③ 有機質土の場合、土壌有機物による吸着効果も働いているものと考えられ、いずれの重金属に対しても大きな吸着量を示した。

④ 陰イオンの土への吸着に起因する土の正荷電量（陰イオン交換容量；ＡＥＣ）は結晶構造末端の破壊原子価によるものと説明され、ｐＨ依存性を示し酸性側で大きくなる。ＡＥＣは Si／Al 比の低いアロファン、イモゴライトを含む土壌で大きな値を示す。この他、$H_2AsO_4^-$は正電荷を示さない土壌でも強く吸着保持されることが知られている(特異吸着)[6]。砒素や六価クロムは陽イオンと比較して関東ローム２の吸着量が最も多くなっており、前述のようにｐＨに依存しているためと推測できる。吸着挙動は液相のｐＨや他の共存イオン種類、濃度の影響を受けることにも留意する必要がある。

⑤ 本実験範囲では土による重金属の吸着能は、殆どの条件でフロイントリッヒ型の吸着等温式に近似できることが分かった。ただし、鉛－シルト、水銀－有機質土１では相関性が若干低くなったが、これらは飽和吸着量に近づいている可能性が考えられる。

表-2.30　鉛を用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	1000	433	3.9	396	56.7	5721
	100	6.4	4.7	370	93.6	945
	50	3.3	4.9	355	93.4	471
	10	0.077	5.0	360	99.2	100
	5	0.011	5.1	330	99.8	50
有機質土1	1000(3g)	438	4.2	370	56.2	71867
	1000(10g)	35	4.2	299	96.5	37020
	1000	1.2	5.7	300	99.9	12772
	500	0.010	4.9	292	99.9	6394
	100	0.004	6.3	304	99.9	1279
関東ローム1	1000(10g)	319	4.3	313	68.1	29481
	1000	4.4	5.8	238	99.6	14367
	500	9.6	5.5	260	98.1	7076
	200	0.037	6.2	236	99.9	2885
	100	0.003	6.5	250	99.9	1443
シルト	1000	94	6.0	215	90.6	9198
	300	18	6.3	213	94.0	2863
	100	0.10	7.7	175	99.9	1014
	10	0.065	7.9	189	99.4	101
	1	0.022	7.7	212	97.8	9.9
砂1改良土	1000	2.7	10.8	61	99.7	10064
	100	0.2	11.0	33	99.8	1007
	50	0.076	11.4	50	99.8	504
	10	0.005	11.0	33	99.9	101

表-2.31　カドミウムを用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	50	24	5.4	307	52.0	262
	10	4.9	5.0	372	51.0	51
	1	0.31	5.1	376	69.0	7.0
	0.1	0.037	5.0	373	63.0	0.64
	0.05	0.013	5.7	309	74.0	0.37
有機質土1	1000	123	5.4	324	87.7	11215
	500	15	6.1	255	97.0	6202
	100	0.38	6.2	344	99.6	1274
	50	0.050	7.7	243	99.9	639
	10	0.004	6.5	342	99.9	128
有機質土2	1000	473	6.0	195	52.7	6274
	100	2.8	6.0	195	97.2	1157
	10	0.025	7.1	211	99.8	119
関東ローム1	500	83	5.9	260	83.4	6017
	100	1.6	5.9	205	98.4	1420
	50	0.30	6.7	249	99.4	717
	10	0.075	6.6	251	99.3	143
	1	0.008	6.5	262	99.2	14
関東ローム2	500	179	7.0	198	64.2	3867
	100	4.8	6.1	192	95.2	1147
	10	0.041	6.8	205	99.6	120
シルト	500	130	7.1	232	74.0	3756
	100	3.0	7.4	185	97.0	985
	30	0.31	7.3	235	99.0	301
	10	0.081	7.4	182	99.2	101
	1	0.010	7.5	240	99.0	10
粘土	100	9.9	6.7	165	90.1	1073
	10	0.29	6.7	175	97.1	116
	1	0.03	7.2	140	97.0	12
ベントナイト	1000	585	6.4	186	41.5	44243
	100	0.25	7.3	146	99.8	10634
	10	0.032	9.1	122	99.7	1063
砂1改良土	10000	3970	6.3	223	60.3	60848
	1000	0.15	9.9	87	99.9	10089
	100	0.002	11.4	84	99.9	1009
	10	<0.001	11.1	30	-	-
	1	<0.001	11.1	28	-	-
粘土改良土	10000	3970	6.8	148	60.3	111667
	1000	0.069	9.7	63	99.9	18517
	10	<0.001	10.8	40	99.9	185

粘土改良土 10mg/l の平衡液相濃度を 1.0E-13mg/l にすると近似式は R^2=1 になる

表-2.32　水銀を用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂１	50	35	5.5	400	30.0	151
	5	2.0	5.6	412	60.0	30
	1	0.051	4.9	376	94.9	9.6
	0.5	0.0079	5.0	357	98.4	5.0
	0.1	0.0005	5.0	376	99.5	1.0
有機質土１	200	5.0	4.6	421	97.5	2494
	100	0.49	5.8	408	99.5	1273
	50	0.014	7.3	250	99.9	639
	10	0.0017	6.3	333	99.9	128
	1	0.0005	6.2	345	99.9	13
有機質土２	200	7.7	7.0	351	96.2	2289
	100	0.46	8.0	357	99.5	1185
	10	0.0037	9.1	227	99.9	119
関東ローム１	100	17	6.5	410	83.0	1198
	50	2.6	6.4	384	94.8	684
	10	0.13	6.6	321	98.7	142
	1	0.014	6.6	301	98.6	14
	0.1	0.0010	6.7	234	99.0	1.4
関東ローム２	200	30	6.2	381	85.0	2048
	100	2.8	7.0	379	97.2	1171
	10	0.0066	8.6	225	99.9	120
シルト	100	2.3	7.6	186	97.7	992
	50	0.58	7.5	215	98.8	502
	10	0.15	7.8	157	98.5	100
	1	0.052	7.6	198	94.8	9.6
	0.3	0.0081	7.5	210	97.3	3.0
	0.1	0.0007	7.6	203	99.3	1.0
粘土	200	19	6.9	280	90.5	2155
	100	1.1	6.8	233	98.9	1177
	10	0.0036	8.1	178	99.9	119
ベントナイト	10	0.99	9.9	105	90.1	961
	1	0.13	9.7	109	87.0	93
	0.1	0.0065	9.9	55	93.5	10
砂１改良土	50	13	11.0	111	74.0	373
	5	1.6	11.4	75	68.0	34
	1	0.18	11.0	14	82.0	8.3
	0.5	0.021	11.1	13	95.8	4.8
	0.1	0.0009	11.2	67	99.1	1.0
粘土 改良土	50	1.5	10.5	65	97.0	898
	5	0.070	10.3	96	98.6	91
	0.5	0.0025	10.4	29	99.5	9.2

表-2.33　カルシウムを用いたビーカー試験結果

試料土	試料投入量 (g)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	50	449	12.3	-80	43.1	2349
	100	256	11.8	-72	62.4	1700
	200	345	10.2	81	53.5	729
	300	462	6.8	150	41.8	380
	600	528	6.7	203	35.2	192
有機質土1	3	248	12.2	-28	72.4	83376
	10	49	10.8	44	94.6	32647
	30	7.0	7.8	156	99.2	11419
	60	6.0	6.8	193	99.3	5716
	120	7.5	6.3	223	99.2	2853
関東ローム1	3	423	12.4	-13	53.0	68831
	10	114	11.8	7	87.3	34026
	30	15	10.1	97	98.3	12771
	60	12	8.7	150	98.7	6407
	120	12	7.6	196	98.7	3203
シルト	10	580	12.5	-29	35.6	9746
	30	343	12.3	-47	61.9	5655
	60	154	12.0	-44	82.9	3787
	120	62	10.6	33	93.1	2127
	200	61	9.7	49	93.2	1278

初期液相濃度は 900mg/l

表-2.34　銅を用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	100	50	4.7	314	50.0	505
	10	2.3	4.9	283	77.0	78
	1	<0.05	5.4	245	95.0	9.6
有機質土1	500	155	4.5	326	69.0	4423
	200	11	5.3	318	94.5	2423
	100	0.9	5.3	259	99.1	1271

砂1、1mg/l は平衡液相濃度を 0.05mg/l とした場合

表-2.35　亜鉛を用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	500	66	4.8	226	86.8	4384
	100	8.6	5.0	305	91.4	923
	10	<0.05	5.1	259	98.0	9.9
有機質土1	1000	69	5.9	233	93.1	11936
	500	17	6.0	210	96.6	6192
	100	0.5	5.9	262	99.5	1276

砂1、10mg/l の平衡液相濃度を 2.0E-2mg/l にすると近似式は R^2=1 になる

表-2.36　砒素を用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	100	60	4.8	342	40.0	404
	50	20	4.7	374	60.0	303
	10	0.25	4.7	357	97.5	98
	5	0.033	4.6	325	99.3	50
	1	0.002	4.9	359	99.8	10
砂2	100	56	5.7	288	44.0	449
	50	22	5.9	321	56.0	286
	10	0.58	5.8	302	94.2	96
	5	0.047	6.6	244	99.1	51
	1	0.002	5.9	300	99.8	10
砂3	100	60	6.4	267	40.0	411
	50	25	6.8	284	50.0	257
	10	1.9	6.4	291	81.0	83
	5	0.43	7.2	238	91.4	47
	1	0.032	6.2	295	96.8	9.9
有機質土1	100	7.4	6.4	268	92.6	1184
	50	0.42	6.3	270	99.2	634
	10	0.048	6.2	289	99.5	127
	5	0.018	6.3	264	99.6	64
	1	0.002	6.2	288	99.8	13
有機質土2	500	86	6.4	204	82.8	4929
	100	0.91	5.8	230	99.1	1180
	5	0.003	7.2	202	99.9	59
関東ローム1	100	22	6.6	229	78.0	1126
	50	5.5	6.8	295	89.0	642
	10	0.36	6.3	238	96.4	139
	1	0.015	6.1	314	98.5	14
	0.5	0.011	6.8	238	97.8	7.1
関東ローム2	500	8.3	7.6	193	98.3	5924
	100	0.11	6.8	236	99.9	1203
	5	<0.001	7.0	215	99.9	60
シルト	100	43	7.7	159	57.0	579
	10	3.2	7.2	163	68.0	69
	1	0.19	7.7	198	81.0	8.2
	0.1	0.018	7.7	209	82.0	0.83
	0.05	0.011	7.6	196	78.0	0.40
粘土	100	8.9	6.8	176	91.1	1085
	25	0.15	7.6	169	99.4	296
	5	0.009	7.5	171	99.8	59
ベントナイト	10	8.3	9.5	79	17.0	181
	1	0.70	9.6	97	30.0	32
	0.1	0.067	9.6	107	33.0	3.5
砂1改良土	100	10	10.9	72	90.0	908
	50	5.9	11.4	61	88.2	445
	10	0.49	10.9	69	95.1	96
	1	0.022	11.5	77	97.8	9.9
	0.5	0.011	11.5	96	97.8	4.9
粘土 改良土	100	5.2	10.4	64	94.8	1756
	5	0.16	10.1	114	96.8	90
	0.5	0.014	9.8	67	97.2	9.0

関東ローム5mg/lの平衡液相濃度を4.0E-5mg/lにすると近似式はR^2=1になる

表-2.37　六価クロムを用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂１	100	87	4.9	397	13.0	131
	10	6.5	4.6	369	35.0	35
	1	0.50	5.1	230	50.0	5.0
	0.5	0.19	4.6	326	62.0	3.1
	0.1	0.026	4.5	402	74.0	0.75
砂２	100	84	5.7	288	16.0	163
	10	6.7	6.0	300	33.0	34
	1	0.40	6.1	333	60.0	6.1
	0.5	0.17	5.2	308	66.0	3.4
	0.1	0.030	4.3	440	70.0	0.71
砂３	100	87	6.0	305	13.0	133
	10	7.9	6.3	276	21.0	22
	1	0.80	6.5	213	20.0	2.1
	0.5	0.40	6.3	281	20.0	1.0
	0.1	0.087	7.3	204	13.0	0.13
有機質土１	100	64	6.0	339	36.0	460
	10	5.0	6.2	324	50.0	64
	1	0.39	6.5	242	61.0	7.8
	0.5	0.13	3.6	399	74.0	4.7
	0.1	0.012	6.6	454	88.0	1.1
有機質土２	100	53	5.8	228	47.0	560
	10	2.2	5.4	208	78.0	93
	1	0.10	7.6	222	90.0	11
関東ローム１	100	83	6.4	247	17.0	245
	10	8.2	6.8	260	18.0	26
	1	0.49	6.8	298	51.0	7.4
	0.5	0.22	6.8	272	56.0	4.0
	0.1	0.059	5.3	370	41.0	0.59
関東ローム２	100	19	6.3	233	81.0	976
	10	0.71	5.7	246	92.9	112
	1	0.044	8.2	228	95.6	12
シルト	100	88	7.8	136	12.0	122
	10	8.8	7.8	157	12.0	12
	1	0.74	7.7	170	26.0	2.6
	0.1	0.057	7.7	177	43.0	0.44
	0.05	0.027	7.7	178	46.0	0.23
粘土	100	75	6.8	183	25.0	298
	10	4.6	7.2	180	54.0	64
	1	0.23	7.7	137	77.0	9.2
ベントナイト	10	9.0	9.4	78	10.0	107
	1	0.76	10.1	85	24.0	26
	0.1	0.056	9.6	87	44.0	4.7
砂１改良土	100	87	11.1	87	13.0	131
	50	45	11.4	75	10.0	50
	10	8.1	10.7	57	19.0	19
	1	0.90	10.9	68	10.0	1.0
	0.1	0.16	11.3	100	-	-
粘土改良土	100	90	10.5	62	10.0	185
	10	9.3	10.6	36	7.0	13
	1	0.88	10.1	86	12.0	2.2

表-2.38　セレンを用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	100	37	4.0	351	63.0	636
	10	0.39	4.8	273	96.1	97
	5	0.10	5.7	237	98.0	49
有機質土1	500	89	5.0	256	82.2	5269
	100	4.4	6.3	279	95.6	1226
	10	0.064	6.6	224	99.4	127

表-2.39　ホウ素を用いたビーカー試験結果

試料土	初期液相濃度 (mg/l)	平衡液相濃度 (mg/l)	吸着後 pH	吸着後 ORP(mV)	吸着率 (%)	吸着量 (mg/kg-dry)
砂1	100	65	8.8	159	35.0	354
	10	9.3	5.8	254	7.0	7.1
	1	0.91	5.7	249	9.0	0.91
有機質土1	100	42	7.8	177	58.0	744
	10	7.0	6.6	268	30.0	38
	1	0.56	6.5	255	44.0	5.6

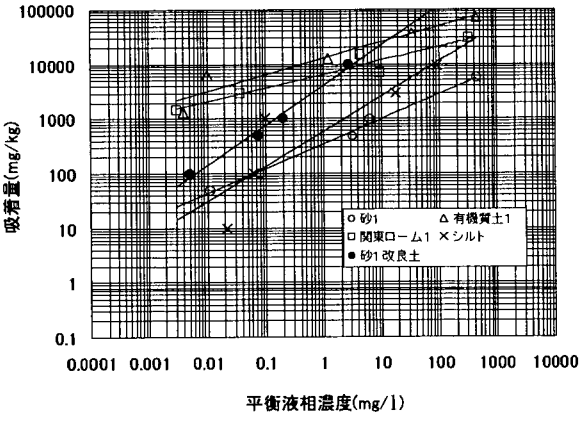


図-2.77　鉛の吸着等温線

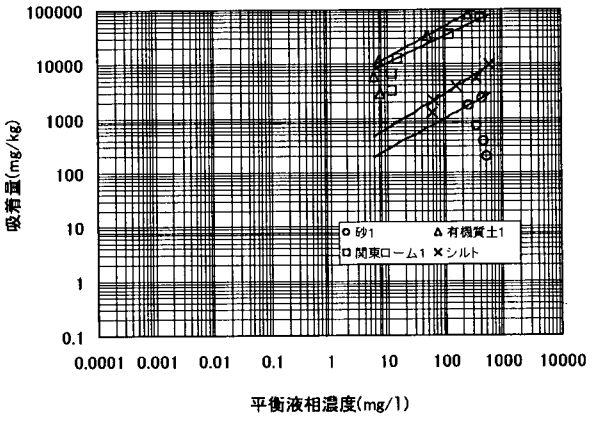
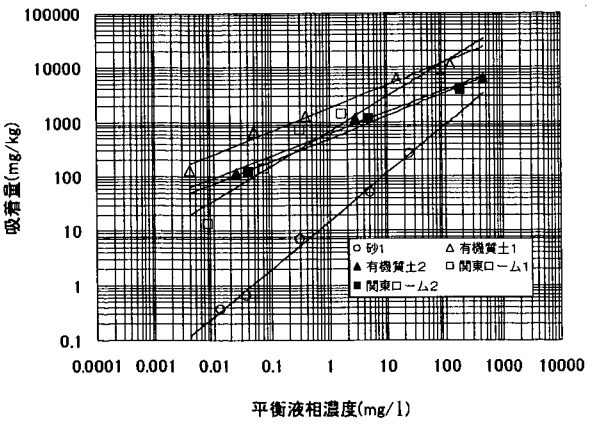


図-2.78　カルシウムの吸着等温線



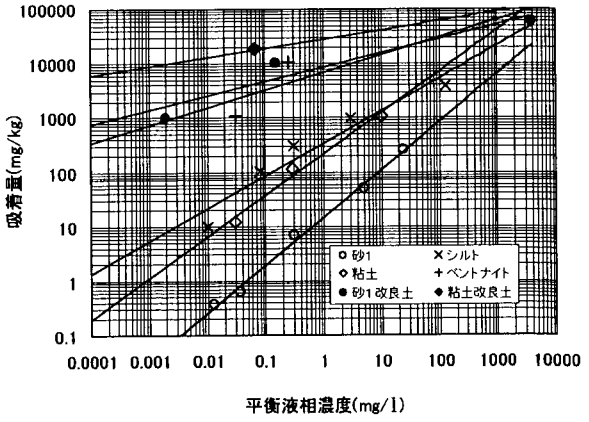
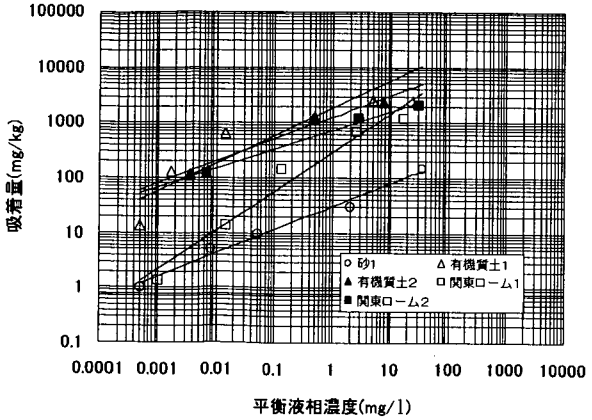


図-2.79　カドミウムの吸着等温線



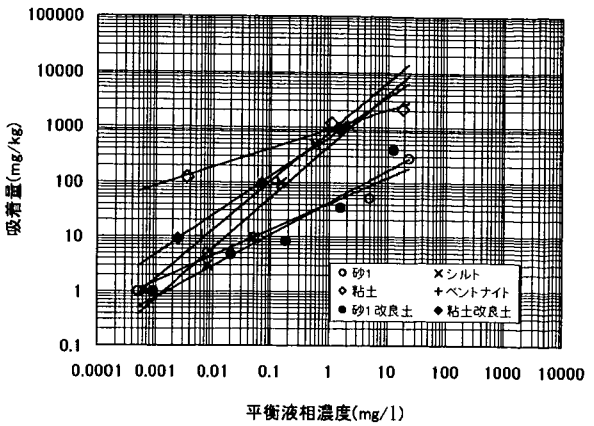


図-2.80　水銀の吸着等温線

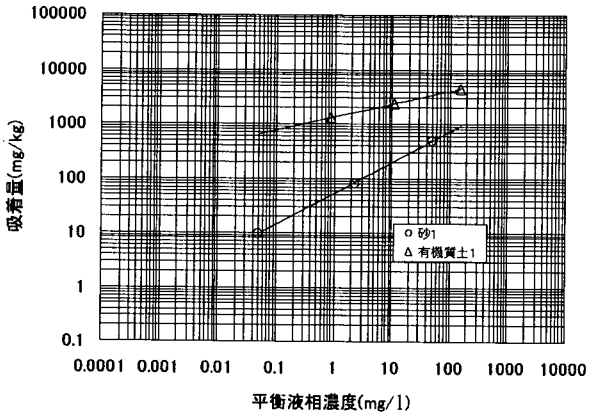


図-2.81　銅の吸着等温線

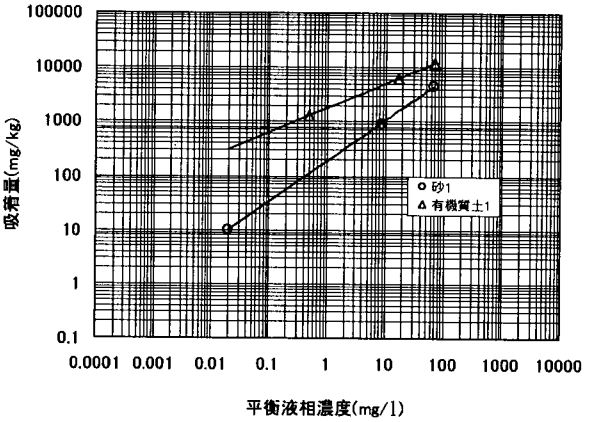
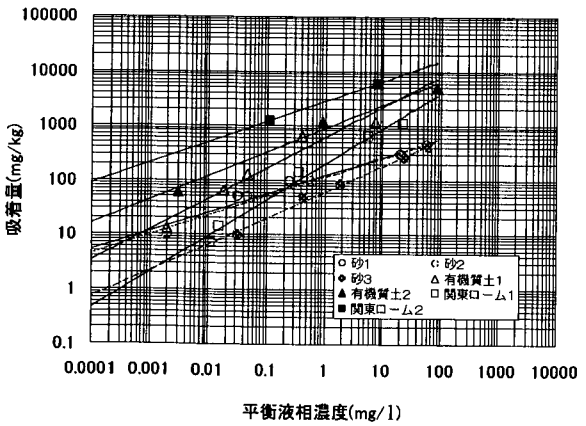


図-2.82　亜鉛の吸着等温線



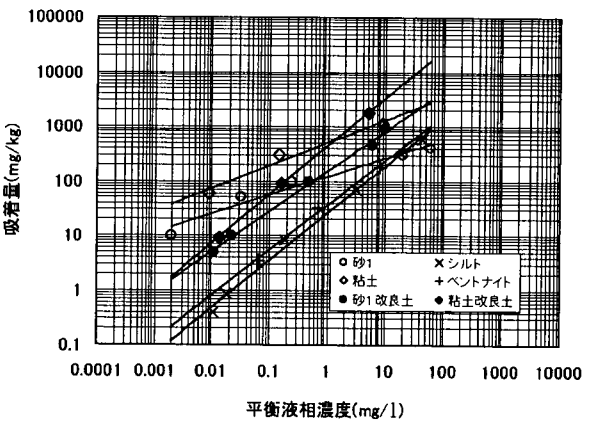
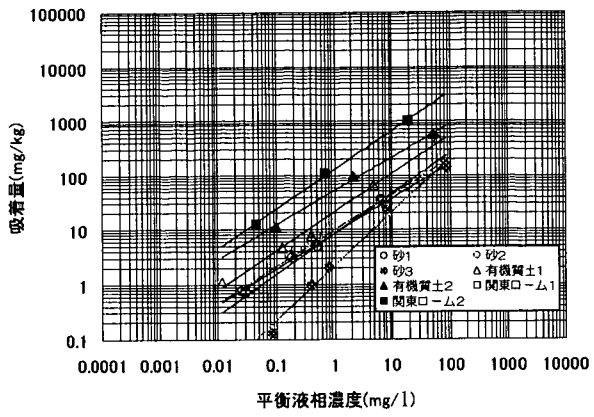


図-2.83　砒素の吸着等温線



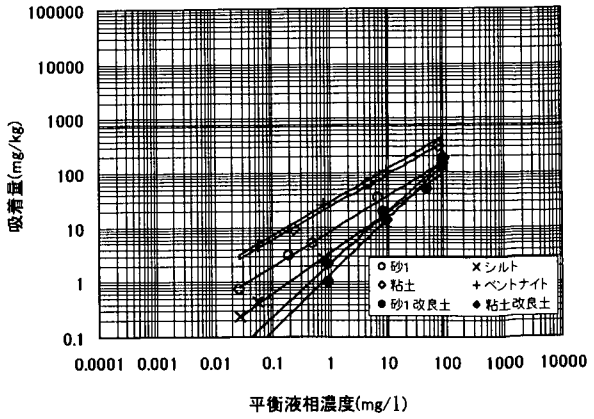


図-2.84　六価クロムの吸着等温線

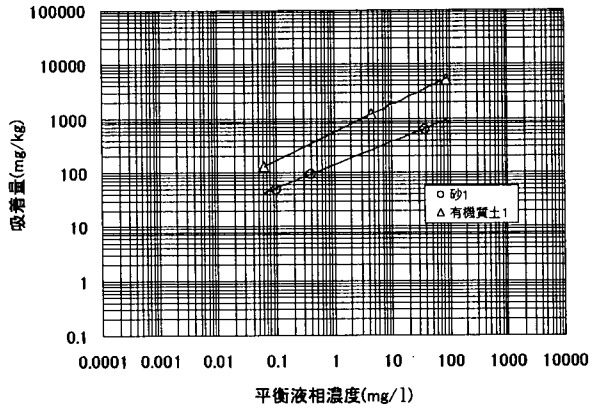


図-2.85　セレンの吸着等温線

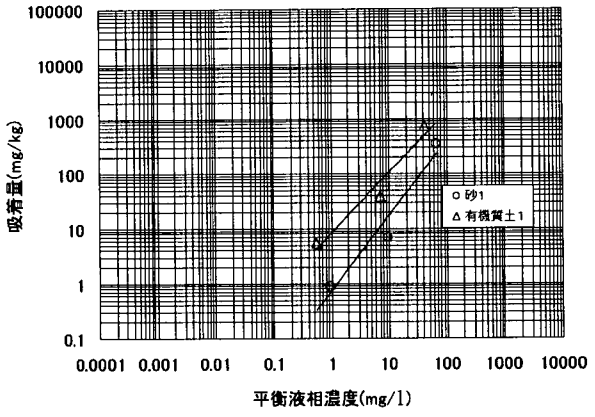


図-2.86　ホウ素の吸着等温線

(2)遅延係数の濃度依存性

表-2.40 および表-2.41 にフロイントリッヒ型の吸着等温式（$Q=kC^n$）に近似した場合の定数 k および n をまとめる。

表-2.40　フロイントリッヒ型の吸着等温式に近似した場合の定数 k および n

試料土 / 重金属	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	
	k	N	k	n	k	N	k	n	k	n	K	n	k	n
鉛	347	0.45	−	−	−	−	12494	0.30	−	−	6462	0.25	−	−
カドミウム	15	0.88	−	−	−	−	1756	0.43	596	0.40	667	0.64	494	0.42
水銀	30	0.42	−	−	−	−	1796	0.50	1216	0.40	282	0.71	706	0.34
カルシウム	70	0.58	−	−	−	−	3440	0.58	−	−	3238	0.50	−	−
銅	52	0.57	−	−	−	−	1321	0.24	−	−	−	−	−	−
亜鉛	186	0.75	−	−	−	−	1740	0.45	−	−	−	−	−	−
砒素	118	0.34	110	0.35	59	0.48	593	0.56	864	0.44	191	0.65	2707	0.38
六価クロム	8.4	0.64	9.4	0.67	2.1	0.99	21	0.71	49.1	0.63	8.2	0.75	123	0.73
セレン	137	0.43	−	−	−	−	538	0.52	−	−	−	−	−	−
ホウ素	0.72	1.38	−	−	−	−	8.2	1.11	−	−	−	−	−	−

表-2.41　フロイントリッヒ型の吸着等温式に近似した場合の定数 k および n

試料土 / 重金属	シルト		粘土		ベントナイト		砂1改良土		粘土改良土	
	k	n	k	n	k	n	k	N	k	n
鉛	581	0.64	−	−	−	−	3991	0.73	−	−
カドミウム	340	0.60	211	0.98	6712	0.33	8394	0.26	28294	0.17
水銀	444	0.93	905	0.35	800	0.90	42	0.58	650	0.72
カルシウム	140	0.65	−	−	−	−	−	−	−	−
砒素	25	0.86	491	0.25	35	0.82	148	0.73	421	0.89
六価クロム	3.4	0.75	23	0.60	29	0.62	1.4	1.02	2.12	0.96

k は平衡液相濃度 1 mg/l の場合の吸着量、n は両対数プロットの傾きを示す

遅延係数Ｋｄは試料土に対する重金属の吸着量Ｑと平衡液相濃度Ｃとの比として表される。

吸着量$Q=kC^n$により表されることにより、Ｋｄは以下のように濃度依存性をもった係数となる。

$$Kd(1/kg)=Q/C=kC^n/C=kC^{n-1} \quad (2\text{-}10)$$

表-2.40、表-2.41 に示すｋおよびｎを用いて平衡液相濃度ごとに遅延係数を求め、その結果を表-2.42、表-2.43 に示す。

六価クロムにおける砂１改良土およびホウ素以外はｎ＜１であるため、(2-10)式でｎ－１＜０となり、平衡液相濃度Ｃが大きくなるほど遅延係数は小さくなる。ｎが小さいほどその傾向は強くなる。すなわち、鉛－有機質土１、鉛－関東ローム１、水銀－粘土、砒素－砂１、砒素－砂２、および砒素－粘土の組み合わせにおいて、遅延係数の濃度依存性が大きいことがわかる。

一方、カドミウム－粘土、水銀－シルト、六価クロム－砂３、六価クロム－砂１改良土および六価クロム－粘土改良土の組み合わせにおいては、ｎ≒１であるため遅延係数の濃度依存性は認められない。

表-2.42　(2-10)式より平衡液相濃度ごとに算出した遅延係数Ｋｄ(l/kg)

重金属	平衡液相濃度 (mg/l)	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
鉛	0.01	4368	－	－	313835	－	204346	－
	0.1	1231	－	－	62618	－	36338	－
	1	347	－	－	12494	－	6462	－
	10	98	－	－	2493	－	1149	－
	100	28	－	－	497	－	204	－
カドミウム	0.01	26	－	－	24240	9446	3500	7140
	0.1	20	－	－	6524	2373	1528	1878
	1	15	－	－	1756	596	667	494
	10	11	－	－	473	150	291	130
	100	8.6	－	－	127	38	127	34
水銀	0.001	1649	－	－	56795	76724	2090	67422
	0.01	434	－	－	17960	19272	1072	14750
	0.1	114	－	－	5679	4841	550	3227
	1	30	－	－	1796	1216	282	706
	10	7.9	－	－	568	305	145	154
カルシウム pH>10	10	27	－	－	1308	－	1024	－
	100	10	－	－	497	－	324	－
	1000	3.8	－	－	189	－	102	－
銅	0.01	375	－	－	43742	－	－	－
	0.1	139	－	－	7602	－	－	－
	1	52	－	－	1321	－	－	－
	10	19	－	－	230	－	－	－
	100	7.2	－	－	40	－	－	－
亜鉛	0.01	588	－	－	21905	－	－	－
	0.1	331	－	－	6174	－	－	－
	1	186	－	－	1740	－	－	－
	10	105	－	－	490	－	－	－
	100	59	－	－	138	－	－	－
砒素	0.01	2465	2195	647	4498	11390	957	47042
	0.1	539	491	195	1633	3137	428	11285
	1	118	110	59	593	864	191	2707
	10	26	25	18	215	238	85	649
	100	5.6	5.5	5.4	78	66	38	156
六価クロム	0.01	44	43	2.0	80	270	26	426
	0.1	19	20	2.0	41	115	15	229
	1	8.4	9.4	2.1	21	49	8.2	123
	10	3.7	4.4	2.1	11	21	4.6	66
	100	1.6	2.1	2.0	5.5	8.9	2.6	35
セレン	0.01	1891	－	－	4907	－	－	－
	0.1	509	－	－	1625	－	－	－
	1	137	－	－	538	－	－	－
	10	37	－	－	178	－	－	－
	100	9.9	－	－	59	－	－	－
ホウ素	0.01	0.052	－	－	3.8	－	－	－
	0.1	0.13	－	－	4.9	－	－	－
	1	0.30	－	－	6.4	－	－	－
	10	0.72	－	－	8.2	－	－	－
	100	1.7	－	－	11	－	－	－

表-2.43　(2-10)式より平衡液相濃度ごとに算出した遅延係数Ｋｄ(l/kg)

重金属	平衡液相濃度 (mg/l)	シルト	粘土	ベントナイト	砂１改良土	粘土改良土
鉛	0.01	3049	－	－	13838	－
	0.1	1331	－	－	7432	－
	1	581	－	－	3991	－
	10	254	－	－	2143	－
	100	111	－	－	1151	－
カドミウム	0.01	2145	231	146843	253495	1293285
	0.1	854	221	31394	46128	191291
	1	340	211	6712	8394	28294
	10	135	202	1435	1527	4185
	100	54	192	307	278	619
水銀	0.001	720	80658	1596	764	4497
	0.01	613	18057	1268	291	2360
	0.1	522	4042	1007	110	1239
	1	444	905	800	42	650
	10	378	203	635	16	341
カルシウム pH>10	10	63	－	－	－	－
	100	28	－	－	－	－
	1000	12	－	－	－	－
砒素	0.01	48	15527	81	513	699
	0.1	35	2761	53	276	542
	1	25	491	35	148	421
	10	18	87	23	79	327
	100	13	16	15	43	254
六価クロム	0.01	11	147	165	1.3	2.0
	0.1	6.0	59	69	1.3	1.8
	1	3.4	23	29	1.4	1.6
	10	1.9	9.3	12	1.5	1.5
	100	1.1	3.7	5.0	1.5	1.4

(3)遅延係数と平行液相濃度との関係

遅延係数Rは線形吸着の場合は以下の式により表される。

$$R = 1 + (\rho d / \theta)\ Kd \qquad (2\text{-}11)$$

ρd：乾燥密度、θ：間隙率、Kd：遅延係数

(2-11)式は土粒子の密度ρsを用いると、以下のようになる。

$$R = 1 + \rho s\ ((1-\theta) / \theta)\ Kd \qquad (2\text{-}12)$$

ここでは遅延係数Rを平衡液相濃度ごとに線形吸着とみなして算出した。

遅延係数は間隙率と平衡液相濃度との関数として表される。したがって、n＜1の場合は平衡液相濃度および間隙率が低いほど遅延係数は大きくなる。また、遅延係数が大きい場合には間隙率の影響が大きくなることが予想される。

各試料土の湿潤密度および含水比より乾燥密度を算出し、これと土粒子密度より求めた間隙率を表-2.44 にまとめた。この間隙率と遅延係数より平衡液相濃度ごとに遅延係数を求め表-2,45 および表-2.46 に示す。さらに、平衡液相濃度と遅延係数との関係を図-2.87～図-2.96 に示す。

表-2.44　各試料土の湿潤密度、含水比、乾燥密度、土粒子密度および間隙率

試料土	湿潤密度；ρt (g/cm³)	含水比；ω (%)	乾燥密度；ρd (g/cm³) $\rho d=\rho t/(1+\omega/100)$	土粒子密度；ρs (g/cm³)	間隙率；θ $\theta=1-(\rho d/\rho s)$
砂1	1.663	5.2	1.581	2.671	0.41
砂2	1.832	10.0	1.665	2.669	0.38
砂3	2.001	14.8	1.743	2.666	0.35
有機質土1	1.237	176.0	0.448	2.280	0.80
有機質土2	1.479	69.5	0.873	2.419	0.64
関東ローム1	1.420	91.3	0.742	2.758	0.73
関東ローム2	1.332	108.4	0.639	2.691	0.76
シルト	1.770	38.7	1.276	2.681	0.52
粘土	1.412	103.4	0.694	2.629	0.74
ベントナイト	1.770	6.61	1.660	2.681	0.38
砂1改良土*	1.957	24.9	1.957	2.651	0.41
粘土改良土*	1.464	83.5	0.798	2.551	0.70

＊：計算値

表-2.45　(2-12)式より平衡液相濃度ごとに算出した遅延係数R

重金属	平衡液相濃度 (mg/l)	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
鉛	0.01	16923	−	−	174981	−	207432	−
	0.1	4770	−	−	34914	−	36888	−
	1	1345	−	−	6967	−	6561	−
	10	381	−	−	1391	−	1167	−
	100	109	−	−	278	−	208	−
カドミウム	0.01	102	−	−	13516	12904	3554	5984
	0.1	78	−	−	3638	3242	1552	1575
	1	59	−	−	980	815	678	415
	10	44	−	−	265	206	296	110
	100	34	−	−	72	53	130	29
水銀	0.001	6390	−	−	31667	104804	2123	56500
	0.01	1682	−	−	10015	26326	1089	12361
	0.1	443	−	−	3167	6614	559	2705
	1	117	−	−	1002	1662	287	593
	10	32	−	−	318	418	148	130
カルシウム pH>10	10	106	−	−	730	−	1040	−
	100	40	−	−	278	−	330	−
	1000	16	−	−	106	−	105	−
銅	0.01	1455	−	−	24390	−	−	−
	0.1	541	−	−	4239	−	−	−
	1	202	−	−	738	−	−	−
	10	76	−	−	129	−	−	−
	100	29	−	−	23	−	−	−
亜鉛	0.01	2280	−	−	12214	−	−	−
	0.1	1282	−	−	3443	−	−	−
	1	722	−	−	971	−	−	−
	10	406	−	−	274	−	−	−
	100	229	−	−	78	−	−	−
砒素	0.01	9551	2865	3258	2509	15559	972	39422
	0.1	2089	864	983	911	4286	435	9458
	1	458	262	298	332	1181	195	2269
	10	102	81	92	121	326	87	545
	100	23	25	28	44	91	40	132
六価クロム	0.01	171	10	11	46	370	27	358
	0.1	75	10	11	24	158	16	193
	1	34	10	12	13	68	9.3	104
	10	15	10	12	7.1	30	5.7	56
	100	7.2	10	11	4.1	13	3.6	30
セレン	0.01	7328	−	−	2737	−	−	−
	0.1	1973	−	−	907	−	−	−
	1	532	−	−	301	−	−	−
	10	144	−	−	100	−	−	−
	100	39	−	−	34	−	−	−
ホウ素	0.01	1.2	−	−	3.1	−	−	−
	0.1	1.5	−	−	3.8	−	−	−
	1	2.2	−	−	4.5	−	−	−
	10	3.8	−	−	5.6	−	−	−
	100	7.7	−	−	6.9	−	−	−

表-2.46　(2-12)式より平衡液相濃度ごとに算出した遅延係数R

重金属	平衡液相濃度 (mg/l)	シルト	粘土	ベントナイト	砂１改良土	粘土改良土
鉛	0.01	7425	—	—	53031	—
	0.1	3242	—	—	28482	—
	1	1416	—	—	15295	—
	10	619	—	—	8213	—
	100	271	—	—	4412	—
カドミウム	0.01	5224	219	640078	971447	1501848
	0.1	2080	209	136845	176773	222140
	1	829	200	29258	32169	32858
	10	330	191	6256	5853	4861
	100	132	182	1339	1066	720
水銀	0.001	1754	76054	6958	2929	5223
	0.01	1494	17027	5528	1116	2742
	0.1	1272	3812	4390	423	1439
	1	1082	854	3488	162	756
	10	921	192	2769	62	397
カルシウム pH>10	10	154	—	—	—	—
	100	69	—	—	—	—
	1000	30	—	—	—	—
砒素	0.01	118	14642	354	1967	812
	0.1	86	2604	232	1059	631
	1	62	464	154	568	490
	10	45	83	101	304	381
	100	33	16	66	166	296
六価クロム	0.01	28	140	721	6.0	4.0
	0.1	16	56	301	6.0	3.7
	1	9.3	23	126	6.4	3.5
	10	5.6	10	53	6.7	3.2
	100	3.7	4.5	23	6.7	3.0

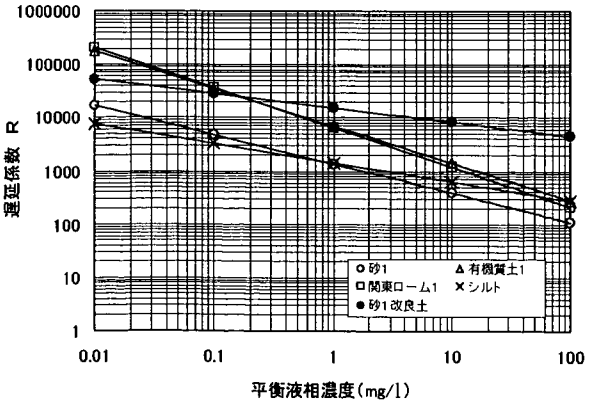


図-2.87　鉛における平衡液相濃度と遅延係数との関係

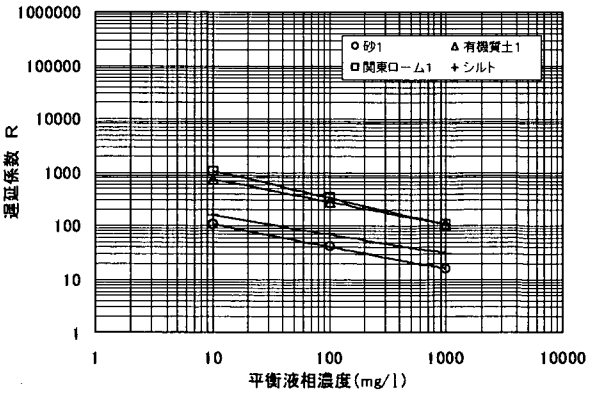


図-2.88　カルシウムにおける平衡液相濃度と遅延係数との関係

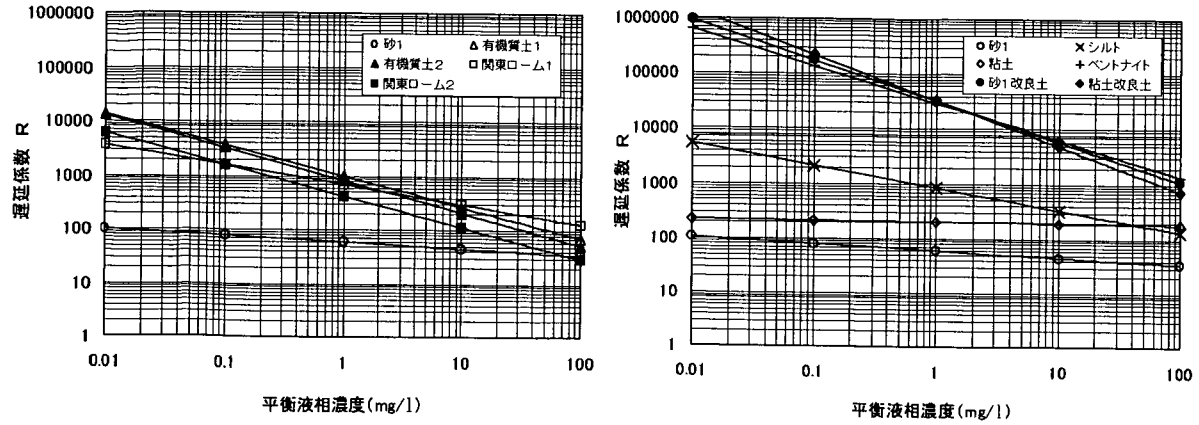


図-2.89　カドミウムにおける平衡液相濃度と遅延係数との関係

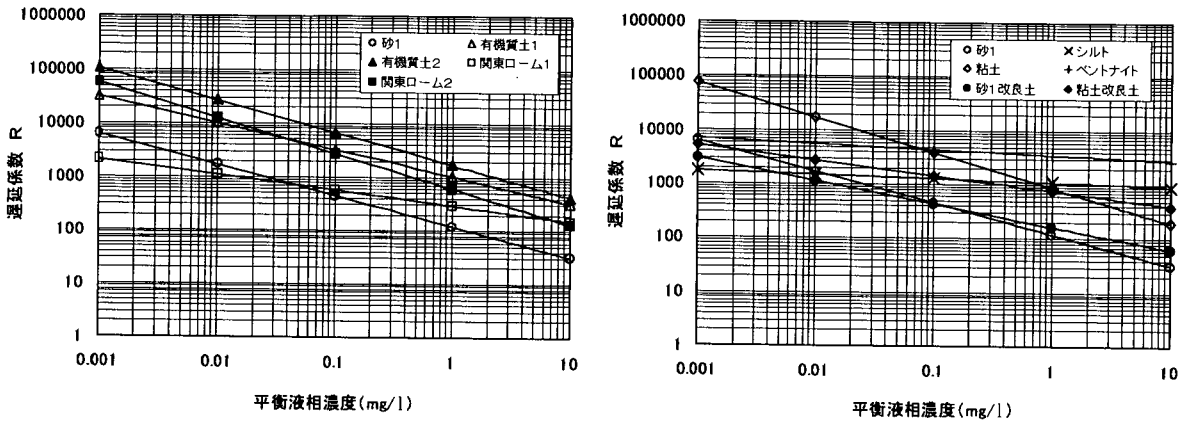


図-2.90　水銀における平衡液相濃度と遅延係数との関係

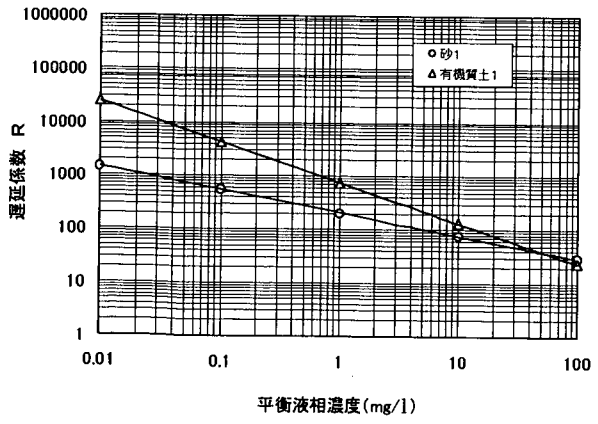


図-2.91　銅における平衡液相濃度と遅延係数との関係

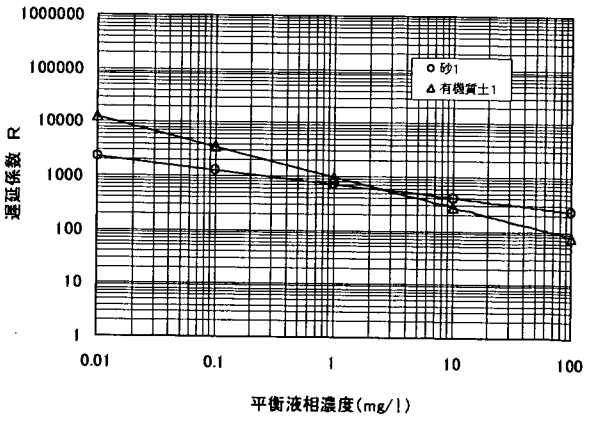


図-2.92　亜鉛における平衡液相濃度と遅延係数との関係

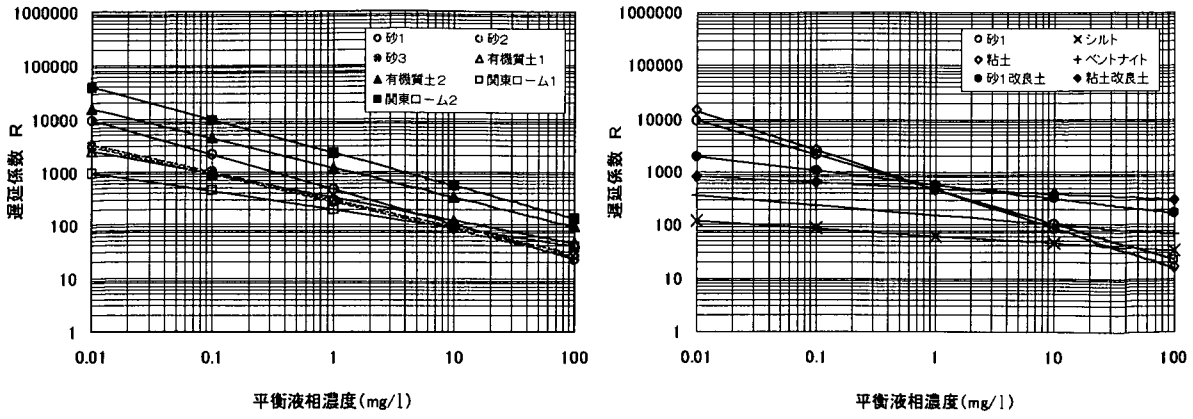


図-2.93　砒素における平衡液相濃度と遅延係数との関係

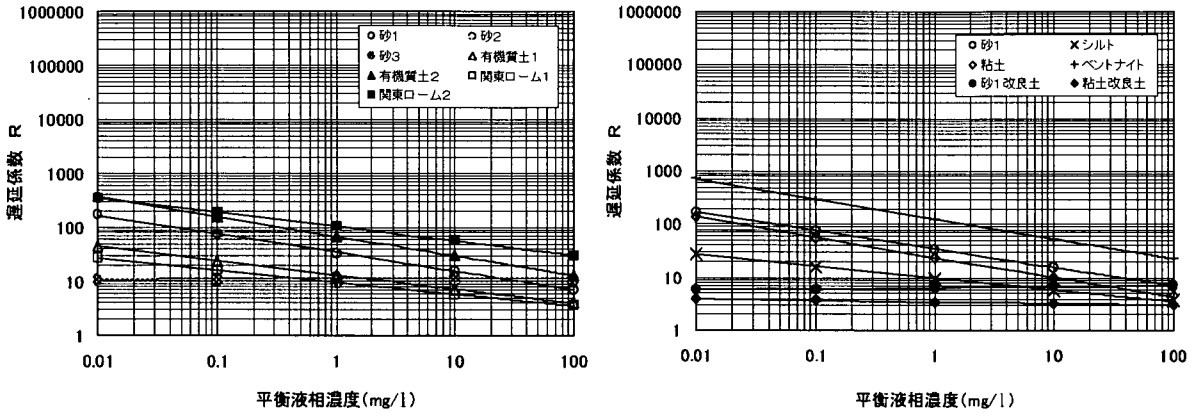


図-2.94　六価クロムにおける平衡液相濃度と遅延係数との関係

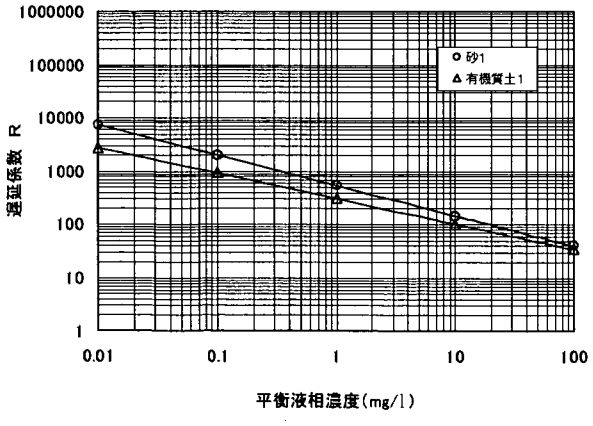


図-2.95　セレンにおける平衡液相濃度と遅延係数との関係

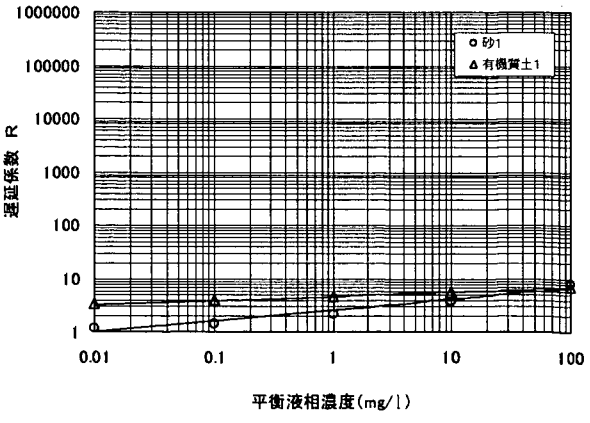


図-2.96　ホウ素における平衡液相濃度と遅延係数との関係

4）まとめ

(1) ビーカー試験から遅延係数を求めるための手順

図-2.97にビーカー試験から遅延係数の求めるための手順をまとめる。

① ビーカー試験から平衡液相濃度と土への吸着量を求める。なお、吸着量は次式によって求める。

平衡液相濃度と吸着量をフロイントリッヒ型の吸着等温式

$$\text{吸着量}\ (\text{mg/kg-dry}) = \frac{(\text{初期液相濃度mg/l} - \text{平衡液相濃度mg/l}) \times \text{溶液量1} \times 1000\text{g/kg}}{\text{試料土量g} \times \text{試料土乾燥質量比}} \qquad (2\text{-}13)$$

に近似させ定数kおよびnを求める。

フロイントリッヒ型の吸着等温式：$Q = kC^n$ (2-14)

Q：試料土（乾燥）に対する重金属の吸着量

C：平衡液相濃度、k、n：定数

② 吸着等温式から得られた定数（k および n）より遅延係数を算出する。

$$Kd(1/kg) = Q/C = kC^n/C = kC^{n-1} \qquad (2\text{-}15)$$

③ 遅延係数より遅延係数を算出する。

遅延係数Rは線形吸着の場合は以下の式により表される。

遅延係数；$R = 1 + (\rho d/\theta)\,Kd$ (2-16)

ρd：乾燥密度、θ：間隙率、Kd：遅延係数

(2-16)式は土粒子の密度ρsを用いると、以下のようになる。

$R = 1 + \rho s\,((1-\theta)/\theta)\,Kd$ (2-17)

遅延係数Rは平衡液相濃度ごとに線形吸着とみなして算出した。

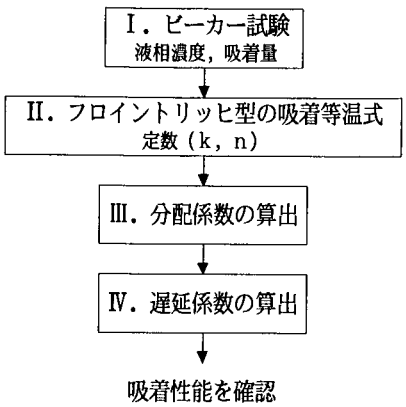


図-2.97 遅延係数の求め方

(2) 土質材料の遅延係数は同一種の土質においてもその物理・化学性状の影響を受けるため、文献調査で得られるものより、現場の土質により遅延係数を求めることが望ましい。さらに実務的には試験方法が簡易で再現性が良いために短期的に多数のデータが得られるビーカー試験が好意的と考えられる。

(3) 実務における平衡液相濃度の設定が今後の議題である。

2-2-4 溶出特性の試験法に関する実験

1）固化処理土から溶出特性の検討

(1)概要

セメント系固化材による重金属の不溶化処理は古くから行われている一般的な工法であるが、不溶化あるいは固化処理された汚染土壌からの重金属の溶出特性について追加調査した事例はほとんど見あたらない。また現在、固化処理土の不溶化効果の確認手法は、環境庁告示の重金属の溶出試験により行われているが、セメント系固化材によって強度増加されたマス固化処理体からの溶出特性を評価する手法としては、不適切であると考えられる。

ここでは、固化処理した改良体からの重金属の溶出特性を解明することを目的に、新しい試験方法を提案、実施したので、その結果およびその解釈について報告する。

(2)検討フロー

固化処理土からの溶出特性に関する検討は、以下の順序で実施した。

①タンクリーチング試験

【目的】

・固化処理土からの溶出特性の確認
・溶出特性に影響を与える要因の把握
・解析のための原単位取得
・現行の環境庁告示第46号法（以後、環告46号試験とする）との結果の相違の確認

②大型土槽実験
【目的】
・固化処理土からの溶出物質の実地盤内での移流分散状況の確認
・大型化に伴うタンクリーチング試験結果の補正
・解析にフィードバックすることによる解析手法の妥当性、適用性の検討
③解析
【目的】
・移流分散解析手法の適用性の検討
・大型土槽実験結果との照らし合わせ
・影響範囲および到達時間の把握
・モニタリング手法の提案

最終的には、環告 46 号試験およびタンクリーチング試験結果が得られれば、解析によりおよその影響予測が可能となることを目標とする。

2）タンクリーチング試験

(1)目的

不溶化処理（特に固化処理）工法において、処理後の改良体からの溶出特性の確認は、当該工法が成立するための最重要課題である。

1998 年度に共同研究の一環で実施したビーカー試験においては、各不溶化材による溶出抑制効果を環告 46 号試験により求めている。この溶出試験方法は、固化・不溶化した改良土を再度 2mm 以下に粉砕・粒度調整し、かつ 1：10 の固液比中で 6 時間強制振とうして溶出検液を作製するものであり、固化処理を施してマス構造物となった改良体からの溶出特性を確認するための試験方法としては適切でないことが考えられる。

そこで、実際の施工に伴う実状により近いマス構造物である改良体からの溶出特性を反映させた試験方法として、タンクリーチング試験を提案し実施した。これは固化処理土を 2mm 以下に粒度調整することなく、改良体のまま純水中に静置、水浸し、浸漬水への対象重金属の溶出濃度を測定することで、固化処理した改良体からの溶出特性を確認しようとするものである。

タンクリーチング試験の主な目的は、①改良体のマス構造物としての封じ込め効果の確認、②解析のためのパラメータ取得、③現行法である環告 46 号試験との結果の比較、の 3 点である。

なお今回行った一連の試験は、データを得るために、あえて溶出が確認される程度に不溶化効果を設定して実施したものである。

(2)実験方法

①使用材料

試 料 土：美浦産砂質土
対象金属：六価クロム Cr(VI) {重クロム酸ナトリウム（$Na_2Cr_2O_7 \cdot 2H_2O$)、特級試薬にて調整}
不溶化材：1)単独使用：普通ポルトランドセメント（以下、普通セメントとする）
2)ブレンド使用：普通ポルトランドセメント＋硫化ナトリウム
(Na_2S-10%溶液を対象土に対して 10%添加)
供試体　：φ50mm×高さ 100mm の円柱供試体（小型タンクリーチング試験）
（比較のため、2mm アンダー粉粒体、8 分割体についても実施）

②実験手順

汚染土壌を作製し、不溶化材を用いて固化・不溶化した供試体を水槽内に浸漬し、所定材齢にて浸漬水の Cr(VI)溶出量および pH の分析と、一部の供試体については一軸圧縮試験および溶出試験を行った。タンクリーチング試験のフロー図を図-2.98 に示す。

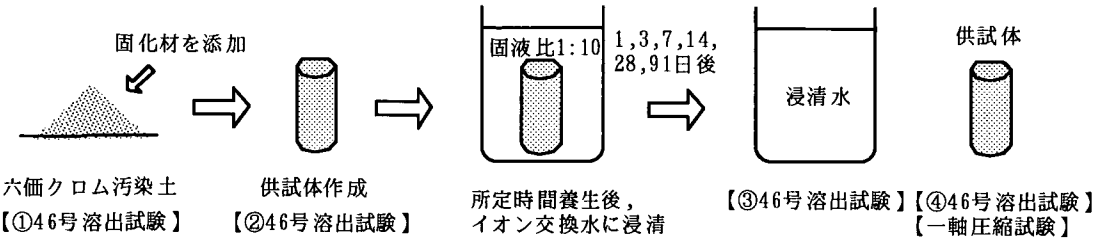


図-2.98　タンクリーチング試験のフロー

③供試体の準備

Ⅰ）汚染土壌の作製

試料土に、重クロム酸ナトリウム（$Na_2Cr_2O_7 \cdot 2H_2O$）をイオン交換水に溶解した水溶液を添加・混合して、模擬汚染土壌（以下、汚染土壌とする）を作製した。汚染土壌は汚染濃度の異なる3種類を作製し、調整後の汚染土壌を1昼夜以上放置した後に試験に供した。

また、各汚染土壌が所定の汚染濃度となっているかを確認するために、環告46号試験によりCr(VI)の溶出量を測定した。

Ⅱ）不溶化材の添加および供試体の作製

供試体の作製条件、汚染土壌の処理方法（固化・不溶化材の添加量）および供試体の形状を、表-2.47に示す。

表-2.47　試験水準表

No.	固化材添加量 (kg/m^3)	供試体材齢（日）	供試体形状	表面積／体積	固液比	容器	備　　考
1	無添加	0	粉粒体	—	1/10	4L	未処理汚染土壌
2-1	100	0	粉粒体	196.25／196.25	1/10	4L	材齢効果
-2		1	1固体				基準ｹｰｽ（1固体）
-3		7					材齢効果
3	100	1	粉粒体	—	1/10	4L	基準ｹｰｽ（粉粒体）
4	50	1	1固体	196.25／196.25	1/10	4L	不溶化効果の影響
5	100	1	8分割体	471／196.25	1/10	4L	表面積の影響
6	100	1	1固体	196.25／196.25	1/100	40L	固液比の影響 →促進条件
7	100 (10%)	1	1固体	196.25／196.25	1/10	4L	普通ｾﾒﾝﾄ：100kg/m³ Na_2S：10%(10%溶液)
8-1	100	1	1固体	196.25／196.25	1/10	4L	汚染濃度の影響 2-2＜8-1＜8-2
-2							

表-2.47の水準表に従い、不溶化材を添加・混合し、φ5.0×H10.0cmの円筒形のモールドに突き固めて充填した。供試体の作製方法は、地盤工学会基準（JGS 0811：安定処理土の突き固めによる供試体作製方法）に基づく。

なお、粉粒体の試料は、不溶化後、所定の材齢を経た試料を、環告46号試験に規定されている粒度（2mm以下）に調整して試験に供した。

Ⅲ）供試体の浸漬方法

表-2.47の条件に従って、所定量の水（浸漬試料の重量に対して10倍もしくは100倍の純水）を容器に注水後、試料（供試体）を乱さないように浸漬した。

Ⅳ）試験項目

各水準の実施試験項目を表-2.48 に示す。

試験項目：○溶出試験（環告 46 号試験）

・汚染土壌（不溶化処理を行っていないもの）
・浸漬前の円筒供試体（不溶化処理土）
・浸漬水
・浸漬後の円筒供試体

○一軸圧縮試験；所定の材齢を経た円筒形供試体について実施。

採水方法：採水時期はタンクリーチングのセッティング後、1d、3d、7d、14d、28d、91d の計 6 点とし、供試体は採水時期毎にバッチで作製した。

表-2.48　各水準毎の実施試験項目

No.	実施項目						
	浸漬水の分析	供試体の溶出試験／一軸圧縮試験					
		1d	3d	7d	14d	28d	91d
1	6	—	—	—	—	—	—
2-1	6	—	—	—	—	—	—
2-2	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
2-3	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
3	6	—	—	—	—	—	—
4	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
5	6	○/−	○/−	○/−	○/−	○/−	○/−
6	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
7	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
8-1	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
8-2	6	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○	○/○
計	66	8/7	8/7	8/7	8/7	8/7	8/7
		溶出試験：48，一軸圧縮試験：42					

Cr(VI)濃度　：JIS K 0102-1998 65.2.1 ジフェニルカルバジド吸光光度法
pH 試験　　：JIS K 0102-1998 12.1 ガラス電極法
一軸圧縮試験：地盤工学会基準 JGS 0511
溶出試験　　：土壌の汚染に係る環境基準について
　　環告 46 号試験（平成 3 年 8 月 23 日）

(3)汚染土および不溶化処理土の初期状態

①汚染土壌のCr(VI)溶出量

作製した3種類の汚染土壌からのCr(VI)の溶出試験結果を表-2.49に示す。

表-2.49　汚染土壌の溶出試験結果

対応水準	Cr(VI)溶出量 (mg/l)	検液のpH (液温，℃)
No.1～No.7	2.91	5.4(24.3)
No.8-1	7.59	4.9(24.1)
No.8-2	12.56	4.7(24.1)

②浸漬試料の初期状態の確認

浸漬に供する試料の初期状態（浸漬時の供試体）を確認するために、一軸圧縮試験および溶出試験を行った結果を表-2.50に示す。

表-2.50　浸漬試料の初期状態の確認試験結果

水準No.	一軸圧縮強さ (kN/m²)	溶出試験	
		Cr(VI)溶出量 (mg/l)	検液のpH (液温，℃)
1	—	2.91	5.4(24.3)
2-1	—	2.22	12.2(24.5)
2-2	516	0.73	12.5(24.2)
2-3	1697	0.92	12.1(23.8)
3	—	1.08	12.4(24.2)
4	352	3.05	12.1(24.5)
5	—	1.22	12.4(24.5)
6	516	1.03	12.4(24.8)
7	260	<0.02	12.5(24.8)
8-1	497	2.40	12.5(24.8)
8-2	456	3.50	12.5(24.2)

注）<印は定量下限値未満であることを表す。

(4)タンクリーチング試験結果

①一軸圧縮試験結果

所定の材齢で浸漬した供試体（円筒形）の一軸圧縮試験結果を表-2.51に示す。

表-2.51　浸漬後の供試体の一軸圧縮試験結果

水準No.	一軸圧縮強さ (kN/m²)					
	1日	3日	7日	14日	28日	91日
2-2	845	1270	1632	2284	2554	3720
2-3	1846	2052	2117	2397	3068	3463
4	442	400	669	848	829	1190
6	963	1256	1900	2101	2745	3546
7	290	273	625	743	886	1159
8-1	816	1517	1815	2406	2588	3429
8-2	728	1352	1598	1828	2588	3793

②浸漬水の分析結果

所定の材齢が経過した後の、浸漬水の Cr(VI)濃度の分析結果を表-2.52 に示す。

表-2.52　浸漬水の溶出試験結果

No.	浸漬前の溶出濃度 (mg/l)	浸漬水の Cr(VI)濃度 (mg/l) 浸漬水の pH (液温, ℃)					
		1日	3日	7日	14日	28日	91日
1	2.91	2.4	2.41	2.60	2.52	2.46	2.15
	5.4(24.3)	5.4(24.2)	5.5(24.2)	5.5(23.8)	5.9(24.0)	5.4(25.0)	5.4(22.5)
2-1	2.22	1.14	0.70	0.58	0.47	0.40	0.46
	12.2(24.5)	12.1(25.8)	11.9(24.2)	12.0(23.5)	12.2(23.8)	12.0(25.5)	12.1(23.0)
2-2	0.73	0.02	0.06	0.06	0.09	0.11	0.21
	12.5(24.2)	11.0(25.0)	11.4(24.8)	11.7(24.0)	11.7(24.5)	11.8(24.3)	12.0(23.0)
2-3	0.92	<0.02	0.04	0.02	0.08	0.09	0.18
	12.1(23.8)	11.4(24.2)	11.5(23.2)	11.4(23.8)	11.5(24.0)	12.0(25.0)	12.0(23.0)
3	1.08	0.16	0.15	0.18	0.12	0.13	0.38
	12.4(24.2)	11.7(24.8)	11.9(24.5)	12.1(24.1)	12.0(24.5)	12.0(24.8)	12.2(23.0)
4	3.05	0.11	0.16	0.24	0.32	0.48	1.05
	12.1(24.5)	10.8(24.8)	11.1(24.5)	11.4(24.1)	11.4(24.8)	11.6(24.5)	11.8(23.5)
5	1.22	0.03	<0.02	0.02	0.04	0.05	0.19
	12.4(24.5)	11.3(25.0)	11.5(24.3)	11.7(24.0)	11.7(24.5)	11.8(24.3)	12.1(23.0)
6	1.03	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0.03
	12.4(24.8)	9.8(25.8)	10.4(24.4)	11.9(24.0)	10.7(24.7)	11.0(24.2)	11.2(23.5)
7	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	12.5(24.8)	11.5(24.8)	11.7(24.3)	11.8(24.0)	11.9(24.7)	12.0(24.5)	12.2(23.0)
8-1	2.40	0.09	0.07	0.16	0.20	0.28	0.56
	12.5(24.8)	11.3(24.8)	11.3(24.3)	11.8(24.1)	11.7(24.8)	11.9(24.8)	12.1(23.0)
8-2	3.50	0.09	0.12	0.25	0.31	0.42	0.86
	12.5(24.2)	11.1(24.5)	11.3(24.2)	11.8(24.1)	11.7(24.8)	11.9(24.2)	12.1(23.0)

注）<印は定量下限値未満であることを表す。

③供試体の溶出試験結果

所定の材齢浸漬後、供試体の溶出試験を行った結果を表-2.53 に示す。

供試体内の Cr(VI)が浸漬水中に溶出していくことにより、供試体からの溶出濃度が減少していく傾向が見て取れる。

表-2.53　供試体の溶出試験結果

No.	浸漬前供試体溶出濃度 (mg/l)	供試体の Cr(VI)濃度 (mg/l) 浸漬水の pH (液温, ℃)					
		1日	3日	7日	14日	28日	91日
2-2	0.73	1.10	0.94	0.87	0.89	0.95	0.69
	12.5(24.2)	12.1(25.8)	12.1(25.0)	12.1(23.8)	12.0(24.0)	11.9(25.2)	11.7(24.0)
2-3	0.92	0.81	0.99	0.85	0.98	1.00	0.74
	12.1(23.8)	12.1(24.8)	12.1(26.3)	12.1(24.2)	11.8(25.2)	12.3(24.0)	11.8(24.0)
4	3.05	3.07	3.06	2.67	2.84	2.66	1.47
	12.1(24.5)	11.9(25.2)	11.8(25.5)	11.7(25.2)	11.7(24.5)	11.7(24.7)	11.5(24.0)
5	1.22	1.14	0.99	0.91	0.96	1.04	0.77
	12.4(24.5)	12.2(25.0)	12.1(24.5)	12.1(24.1)	12.0(24.1)	12.0(24.0)	11.8(24.0)
6	1.03	1.06	0.93	0.86	1.01	1.08	0.95
	12.4(24.8)	12.2(25.0)	12.1(24.8)	12.1(24.3)	12.0(24.1)	12.0(24.0)	11.7(24.5)
7	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	12.5(24.8)	12.2(25.0)	12.1(25.1)	12.1(24.3)	12.0(24.3)	12.0(24.0)	11.9(24.5)
8-1	2.40	2.62	2.25	2.15	2.24	2.26	2.07
	12.5(24.8)	12.2(25.0)	12.1(25.0)	12.1(24.2)	12.0(24.3)	12.0(24.0)	11.9(24.5)
8-2	3.50	3.99	3.74	3.14	3.27	3.39	3.59
	12.5(24.2)	12.2(24.8)	12.1(24.5)	12.1(24.7)	12.0(24.1)	12.0(24.0)	11.8(24.5)

注）<印は定量下限値未満であることを表す。

(5)実験結果の考察と影響因子

本試験において得られた結果を、以下に示す観点により整理し、それぞれの項目がタンクリーチング試験結果に及ぼす影響について考察を行った。

なおここでの水準No.は、表-2.47および表-2.48に示した水準と対応している。

①養生期間（材齢）の影響（No.2-1, No.2-2, No.2-3の比較）

不溶化材の添加から浸漬までの養生期間と浸漬水中へのCr(VI)の溶出の関係を、表-2.54および図-2.99に示す。なお直後というのは、不溶化材を混合後直ちに浸漬を開始したものであり、まだ十分に固まってない状態である。また、比較のために未処理（No.1）の水準の結果も併記している。

表-2.54　養生期間と浸漬水中のCr(VI)濃度の関係

水準No.	養生期間	凡例	Cr(VI)濃度（mg/l）						
			浸漬前	1日	3日	7日	14日	28日	91日
1	—	●	2.91	2.43	2.41	2.60	2.52	2.46	2.15
2-1	直後	○	2.22	1.14	0.70	0.58	0.47	0.40	0.46
2-2	1日	△	0.73	0.02	0.06	0.06	0.09	0.11	0.21
2-3	7日	□	0.92	<0.02	0.04	0.02	0.08	0.09	0.18

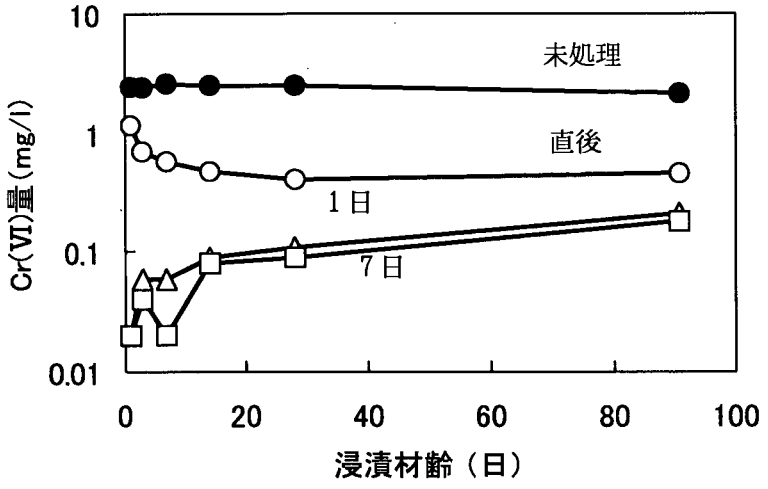


図-2.99　養生期間と浸漬水中のCr(VI)濃度の関係

不溶化材混合直後に浸漬したもの（水準No.2-1）は、浸漬材齢の経過により浸漬水中のCr(VI)濃度が減少する傾向を示した。これは、不溶化材として使用した普通セメントの水和反応が進むことで液相中に溶出したCr(VI)が水和物中に固定されたためと考えられる。

1日および7日の養生期間を経た水準（No.2-2, No.2-3）を比較すると、材齢毎の浸漬水中のCr(VI)濃度に大きな変化がないことから、今回の試験条件においては、1日の養生期間で不溶化効果がほぼ発揮されていると考えられる。また若干ではあるが、No.2-3（養生期間7日）の浸漬水中のCr(VI)濃度が低いことから、材齢が経過することで不溶化効果がより高くなると考えられる。

不溶化材を添加していない水準（No.1）では、浸漬直後から溶出可能量（環告46号試験による溶出量値＝2.91mg/l）とほぼ等しい量のCr(VI)が浸漬液中に溶出することが確認された。

表中の浸漬前供試体の溶出濃度は環告46号試験により得たものであるが、固化処理を実施した場合のタンクリーチング試験の結果は、いずれもこの値を下回っている。

②試料形状（表面積）の影響（No.2-2, No.3, No.5の比較）

タンクリーチング試験に供する試料の形状（表面積）がCr(VI)の溶出に与える影響を、粉粒体（2mm以下）、1固体（円筒供試体）および1個体の8分割体（表面積2.4倍）で検討した結果を、表-2.55および図-2.100に示す。なお、未処理以外の水準はいずれも不溶化材の混合後1日の養生期間を経た試料である。

表-2.55　養生期間と浸漬水中の Cr(VI)濃度の関係

水準 No.	試料形状	凡例	Cr(VI)濃度 (mg/l)						
			浸漬前	1日	3日	7日	14日	28日	91日
1	粉粒体	●	2.91	2.43	2.41	2.60	2.52	2.46	2.15
2-1	粉粒体	－	2.22	1.14	0.70	0.58	0.47	0.40	0.46
2-2	1固体	○	0.73	0.02	0.06	0.06	0.09	0.11	0.21
3	粉粒体	△	1.08	0.16	0.15	0.18	0.12	0.13	0.38
5	8分割体	□	1.22	0.03	<0.02	0.02	0.04	0.05	0.19

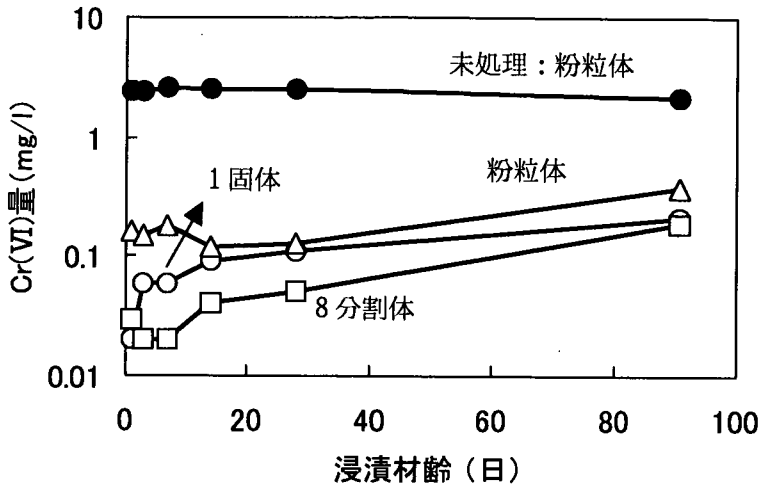


図-2.100　養生期間と浸漬水中の Cr(VI)濃度の関係

粉粒体と1固体の比較により、試料の表面積が大きくなると浸漬液への Cr(VI)の溶出が多くなることが確認された。この傾向は、浸漬材齢が短いものほど顕著であった。

今回の試験では8分割体と1固体の結果にあまり差がなく、逆に表面積の大きい8分割体の方が Cr(VI)の溶出が少ない結果となっている。今回の試験に用いた試料では、8分割体の密度が1固体のそれよりも若干大きく、また、その表面性状も8分割体の方が密であったために供試体内部からの溶出分散が抑制されたためと推察される。しかし、いずれにしても表面積が非常に大きくなった粉粒体と比較すると溶出しにくいことが確認された。表面積が溶出に与える影響を詳しく検討するためには数倍オーダーではなく、数十倍～数百倍のオーダーで表面積を変化した実験を実施する必要があると考えられる。

試料形状、固液比がともに環告46号試験と等しい粉粒体での試験結果と見ると、材齢91日の時点での溶出量が 0.38mg/l と、環告46号試験の溶出量である 2.22mg/l (浸漬時) の約 1/5 以下であった。試料形状、固液比が同様であることから、6時間の強制振とうにより非常に溶出しやすい環境が与えられていることが確認された。

③不溶化効果とCr(VI)濃度の関係（No.2-2，No.4，No.7の比較）

表-2.56および図-2.101に、試料の不溶化効果（浸漬前の濃度）と浸漬水中へのCr(VI)の溶出濃度との関係を示す。

なお、今回行った一連の試験では、あえて溶出が確認される程度に不溶化効果を設定したが、環境基準値以下まで不溶化処理を施した供試体（定量下限値未満）からの溶出についてもあわせて検討し、不溶化効果の有効性の評価も行った。

表-2.56　不溶化効果とCr(VI)濃度の関係

水準No.	不溶化処理	凡例	Cr(VI)濃度（mg/l）						
			浸漬前	1日	3日	7日	14日	28日	91日
1	未処理	●	2.91	2.43	2.41	2.60	2.52	2.46	2.15
2-2	普通ｾﾒﾝﾄ100kg/m³	○	0.73	0.02	0.06	0.06	0.09	0.11	0.21
4	普通ｾﾒﾝﾄ50kg/m³	△	3.05	0.11	0.16	0.24	0.32	0.48	1.05
7	混合使用：ﾌﾞﾚﾝﾄﾞ（完全不溶化）	□	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02

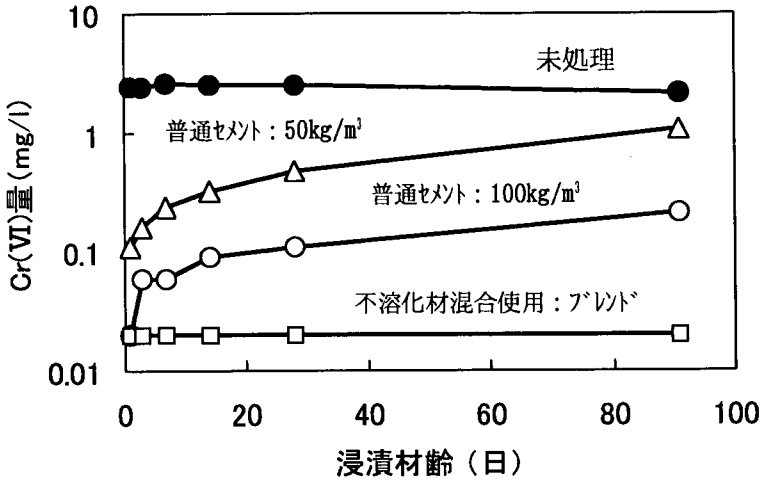


図-2.101　不溶化効果とCr(VI)濃度の関係

不溶化材として使用した普通セメントの添加量を増やし、不溶化効果を高めることで浸漬水中へのCr(VI)の溶出も抑制されることが確認された。また、環告46号試験での溶出量が環境基準値(0.05mg/l)を満足するまで完全に不溶化処理を行った供試体からの溶出は、91日まではいずれの材齢においても溶出が認められず、環境基準値を満足していた。このことから、今回の試験においては、十分な不溶化処理を行うことで環境への影響対策が可能であることが確認された。

④浸漬水との量比（固液比）の影響（No.2-2、No.6 の比較）

浸漬条件としての固液比が溶出に与える影響を検討するために、浸漬水量を 10 倍にし、固液比 1:100 での実験を実施した（No.6）。表-2.57 および図-2.102 に、その結果を示す。

なお、図中破線は、比較のために水準 No.6 の Cr(VI)濃度の分析結果（定量下限値未満であり有効値ではない）を 10 倍し、固液比を考慮した換算値である。

表-2.57　浸漬水との量比（固液比）と Cr(VI)濃度の関係

水準 No.	固液比	凡例	Cr(VI)濃度（mg/l）						
			浸漬前	1 日	3 日	7 日	14 日	28 日	91 日
1	1： 10	●	2.91	2.43	2.41	2.60	2.52	2.46	2.15
2-2		○	0.73	0.02	0.06	0.06	0.09	0.11	0.21
6	1：100	△	1.03	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0.03
6 換算	1：100	破線	1.03	0.05	0.06	0.09	0.14	0.18	0.34

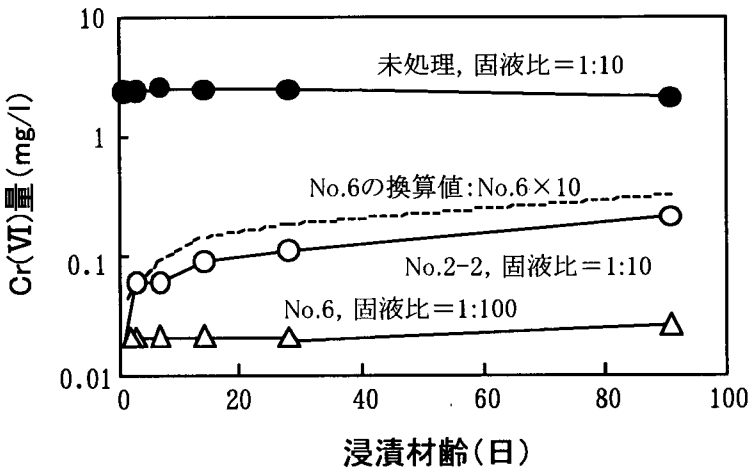


図-2.102　浸漬水との量比（固液比）と Cr(VI)濃度の関係

水準 No.6 の換算値（No.6×10）と水準 No.2-2 の結果を比較すると、固液比が大きい No.6 のほうが浸漬水中の Cr(VI)濃度が若干高くなっている。これは、固液比が大きくなることにより溶出に対して促進条件が与えられたとも考えられるが、いずれのケースも固化体からの溶出量の絶対値には大きな差は見られないといってもよさそうである。

よってあまり固液比を大きくすると、希釈効果により実測値が定量限界以下となってしまうので、タンクリーチング試験においては固液比 1:10 が適切であると思われる。

⑤汚染濃度の影響（No.2-2，No.8-1，No.8-2）

表-2.58 および図-2.103 は、土壌の初期汚染濃度と不溶化後の溶出の関係を示したものである。なお、各水準とも不溶化材添加量（普通セメント 100kg/m^3）、および浸漬時の材齢（1 日）等は同条件として試験を行っている。

表-2.58　汚染濃度と不溶化後の浸漬水中 Cr(Ⅵ)濃度の関係

水準 No.	汚染濃度 (mg/l) 不溶化前→後	凡例	Cr(Ⅵ)濃度 (mg/l)					
			1日	3日	7日	14日	28日	91日
2-2	2.91→0.73	○	0.02	0.06	0.06	0.09	0.11	0.21
8-1	7.59→2.40	△	0.09	0.07	0.16	0.20	0.28	0.56
8-2	12.56→3.50	□	0.09	0.12	0.25	0.31	0.42	0.86

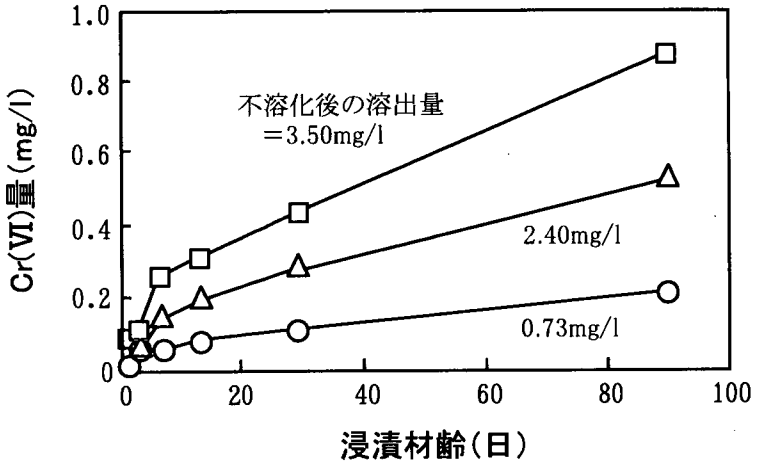


図-2.103　汚染濃度と不溶化後の浸漬水中 Cr(Ⅵ)濃度の関係

汚染土壌の初期汚染濃度と不溶化後の溶出による Cr(Ⅵ)濃度の関係は、汚染土壌の初期濃度が高くなるほど不溶化後の溶出量も高い値となり、浸漬水中への Cr(Ⅵ)の溶出量も大きくなっており比例関係にある。また、不溶化後の溶出量値の高いもの（初期濃度の高いもの）ほどグラフの傾きが大きくなることから、長期に渡って溶出し易い傾向にあることが確認された。

逆に、不溶化後の溶出量が低いもの（不溶化効果の高いもの）ほど溶出の絶対量および経時変化量ともに抑制される傾向にあり、また完全に不溶化を施すことで浸漬水からの Cr(Ⅵ)の溶出が認められなくなることから、不溶化処理が周辺環境への影響の緩和策として有効であるといえる。

(6)まとめ

表-2.59 に、タンクリーチング試験結果の一覧を示す。

表-2.59　タンクリーチング試験結果一覧

水準 No.	供試体の試験条件 (材料, 形状, 浸漬材齢)	汚染濃度 (mg/l)
1	未処理, 粉粒体, ブランク	2.91
2-1	OPC-100k, 粉粒体, 0d	2.91
-2	OPC-100k, 1固体, 1d	2.91
-3	OPC-100k, 1固体, 7d	2.91
3	OPC-100k, 粉粒体, 1d	2.91
4	OPC-50k, 1固体, 1d	2.91

水準 No.	供試体の試験条件 (材料, 形状, 浸漬材齢)	汚染濃度 (mg/l)
5	OPC-100k, 8分割体, 1d	2.91
6	No.2-2, 固液比＝1/100	2.91
7	ﾌﾞﾚﾝﾄﾞ, 1固体, 1d	2.91
8-1	OPC-100k, 1固体, 1d	7.59
-2	OPC-100k, 1固体, 1d	12.56

水準 No.	材齢 (日)	一軸圧縮強さ (kN/m^2)	溶出量(mg/l), ()内はp 供試体	浸漬水
1	浸漬前	—	2.91 (5.4)	—
	1	—	—	2.43 (5.4)
	3	—	—	2.41 (5.5)
	7	—	—	2.60 (5.5)
	14	—	—	2.52 (5.9)
	28	—	—	2.46 (5.4)
	91	—	—	2.15 (5.4)
2-1	浸漬前	—	2.22 (12.2)	—
	1	—	—	1.14 (12.1)
	3	—	—	0.70 (11.9)
	7	—	—	0.58 (12.0)
	14	—	—	0.47 (12.2)
	28	—	—	0.40 (12.0)
	91	—	—	0.46 (12.1)
2-2	浸漬前	—	0.73 (12.5)	—
	1	845	1.10 (12.1)	0.02 (11.0)
	3	1270	0.94 (12.1)	0.06 (11.4)
	7	1632	0.87 (12.1)	0.06 (11.7)
	14	2284	0.89 (12.0)	0.09 (11.7)
	28	2554	0.95 (11.9)	0.11 (11.8)
	91	3720	0.69 (11.7)	0.21 (12.0)
2-3	浸漬前	—	0.92 (12.1)	—
	1	1846	0.81 (12.1)	<0.02 (11.4)
	3	2052	0.99 (12.1)	0.04 (11.5)
	7	2117	0.85 (12.1)	0.02 (11.4)
	14	2397	0.98 (11.8)	0.08 (11.5)
	28	3068	1.00 (12.3)	0.09 (12.0)
	91	3463	0.74 (11.8)	0.18 (12.0)
3	浸漬前	—	1.08 (12.4)	—
	1	—	—	0.16 (11.7)
	3	—	—	0.15 (11.9)
	7	—	—	0.18 (12.0)
	14	—	—	0.12 (12.0)
	28	—	—	0.13 (12.0)
	91	—	—	0.38 (12.2)
4	浸漬前	—	3.05 (12.1)	—
	1	442	3.07 (11.9)	0.11 (10.8)
	3	400	3.06 (11.8)	0.16 (11.1)
	7	669	2.67 (11.7)	0.24 (11.4)
	14	848	2.84 (11.7)	0.32 (11.4)
	28	829	2.66 (11.7)	0.48 (11.6)
	91	1,190	1.47 (11.5)	1.05 (11.8)

水準 No.	材齢 (日)	一軸圧縮強さ (kN/m^2)	溶出量(mg/l), ()内はp 供試体	浸漬水
5	浸漬前	—	1.22 (12.4)	—
	1	—	1.14 (12.2)	0.03 (11.3)
	3	—	0.99 (12.1)	<0.02 (11.5)
	7	—	0.91 (12.1)	0.02 (11.7)
	14	—	0.96 (12.0)	0.04 (11.7)
	28	—	1.04 (12.0)	0.05 (11.8)
	91	—	0.77 (11.8)	0.19 (12.1)
6	浸漬前	—	1.03 (12.4)	—
	1	963	1.06 (12.2)	<0.02 (9.8)
	3	1256	0.93 (12.1)	<0.02 (10.4)
	7	1900	0.86 (12.1)	<0.02 (11.9)
	14	2102	1.01 (12.0)	<0.02 (11.9)
	28	2745	1.08 (12.0)	0.02 (11.0)
	91	3546	0.95 (11.7)	0.03 (11.2)
6* 換算	浸漬前	—	1.22 (12.4)	—
	1	—	—	0.05
	3	—	—	0.06
	7	—	—	0.09
	14	—	—	0.14
	28	—	—	0.18
	91	—	—	0.34
7	浸漬前	—	< 0.02(12.5)	—
	1	290	<0.02 (12.2)	<0.02 (11.5)
	3	273	<0.02 (12.1)	<0.02 (11.7)
	7	625	<0.02 (12.1)	<0.02 (11.8)
	14	743	<0.02 (12.0)	<0.02 (11.9)
	28	886	<0.02 (12.0)	<0.02 (12.0)
	91	1159	<0.02 (11.9)	<0.02 (12.2)
8-1	浸漬前	—	2.40 (12.5)	—
	1	816	2.62 (12.2)	0.09 (11.3)
	3	1517	2.25 (12.1)	0.07 (11.3)
	7	1815	2.15 (12.1)	0.16 (11.8)
	14	2406	2.24 (12.0)	0.20 (11.7)
	28	2588	2.26 (12.0)	0.28 (11.9)
	91	3429	2.07 (11.9)	0.56 (12.1)
8-2	浸漬前	—	3.50 (12.5)	—
	1	728	3.99 (12.2)	0.09 (11.1)
	3	1352	3.74 (12.1)	0.12 (11.3)
	7	1598	3.14 (12.1)	0.25 (11.8)
	14	1828	3.27 (12.0)	0.31 (11.7)
	28	2588	3.39 (12.0)	0.42 (11.9)
	91	3793	3.59 (11.8)	0.86 (12.1)

タンクリーチング試験より得られた結果をまとめると、以下のようである。

- 不溶化処理を施していない試料からは、浸漬直後から環告 46 号の溶出量とほぼ等しい量が浸漬水中に溶出することが確認された。
- 普通セメント 100kg/m^3 添加の条件で不溶化処理を施した円筒供試体からの浸漬水への溶出は、環告 46 号の溶出量値の約 1／10 程度であった。また、時間毎の溶出量値の変化は極微量で、材齢毎の溶出変化量は環境基準値以下であった。
- 普通セメント 50kg/m^3 と添加量が少ない（不溶化効果の低い）試料からの浸漬水への溶出は、 環告 46 号の溶出量値の 1／10 を超えており、材齢毎の溶出変化量も環境基準値を超えていた。
- 不溶化効果の発現以前に溶出環境下におかれた場合には溶出過多となる傾向にあるが、不溶化効果が発現した試料では溶出が抑制される結果となった。ただし、養生日数 1 日と 7 日とでは、溶出特性に大きな差異はみられなかった。
- 完全に不溶化を施した試料からは、浸漬日数にかかわらず、浸漬水中への Cr(VI)の溶出量は定量下限値 0.02mg/l であり、環境基準を満足していた。
- 試料形状と溶出の関係から、固体試料に比較して、粉粒体の試料からは浸漬材齢初期から多くの溶出が確認された。
- 固液比が大きくなることで試料から溶出する Cr(VI)の総量は多くなる傾向にあるものの、明確な結果は得られなかった。固液比を大きくすると希釈効果により分析が困難になることを考慮すると、固液比は 1/10 が妥当であると考えられる。
- 対象土の汚染濃度が高くなるにしたがい不溶化効果が減るために、浸漬水中への溶出も多く なる傾向にあり、材齢毎の溶出変化量も多くなることが確認された。

以上より、タンクリーチング試験で得られる溶出量（91 日）と環告 46 号の溶出量値とを比較すると、約 1/10 程度であった。

また、固化処理土からの溶出特性に与える要因には、試料の表面積や供試体の初期溶出量（環告 46 号による）、浸漬までの養生日数があることが確認された。

3）大型タンクリーチング試験

(1)目的

φ5cm×H10cm の円柱供試体を用いたタンクリーチング試験での粉粒体と 1 固体の比較により、供試体の表面積が大きくなるほど浸漬液への Cr(VI)の溶出量が多くなる傾向が確認された。ただし同時に行った 8 分割体と 1 個体との比較においては明確な相違が認められなかった。この理由としては、8 分割体においても表面積の変化は 1 固体の 2.4 倍であり、比較のためには小さすぎたと考えられた。

そこで 1 辺が 40cm の立方体供試体を作成し、同様のタンクリーチング試験を実施した。これは、先の円柱供試体の表面積と比較すると約 50 倍に相当する。ここでは比較のため、これを大型タンクリーチング試験、前者を小型タンクリーチング試験と称することにする。

(2)実験方法

①使用材料

試 料 土：美浦産砂質土
対象金属：六価クロム Cr(VI) {重クロム酸ナトリウム ($Na_2Cr_2O_7 \cdot 2H_2O$)，特級試薬にて調整}
不溶化材：普通ポルトランドセメント 100kg/m^3 添加 (w/c=1 のセメントスラリーとして添加)
供試体 ：一辺 40cm の立方体供試体
木製型枠にて 4.2kg の突き棒で 10cm×4 層で均等に突き固めて作成
$\gamma = 1.95 g/cm^3$

②実験手順

供試体は恒温恒湿室にて 1 日養生後、環告 46 号試験と同様に固液比 1:10 となるように、1,240 リットルの純水水槽中に浸漬した。浸漬時の Cr(VI)の溶出濃度は 4.29mg/l であり、これは小型タンクリーチング試験におけるケース 8-2 にほぼ相当する。表-2.60 に、小型タンクリーチング試験と大型タンクリーチング試験との初期溶出濃度の相違を示す。

溶出濃度の計量は、供試体の浸漬後、1，3，7，14，28，91 日後に、水槽を良く攪拌し 250ml を採水して分析した。ここで、小型タンクリーチング試験においては供試体を採水時期毎にバッチで作製したが、大型タンクリーチング試験においてはひとつの供試体と水槽にて全ケースの採水を実施した。ただ

し、採水後の水の補充は行っていない。図-2.104 に、大型タンクリーチング試験の概要図を示す。

表-2.60　実験条件の比較

	供試体形状および寸法(cm)	対象土の汚染濃度	不溶化材添加量 (kg/m³)	Cr(VI)溶出量 (浸漬前)
小型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験	φ5cm×H10cm 円柱体	12.56mg/l	OPC-100	3.50mg/l
大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験	40cm 立方体	11.61mg/l	OPC-100	4.29mg/l

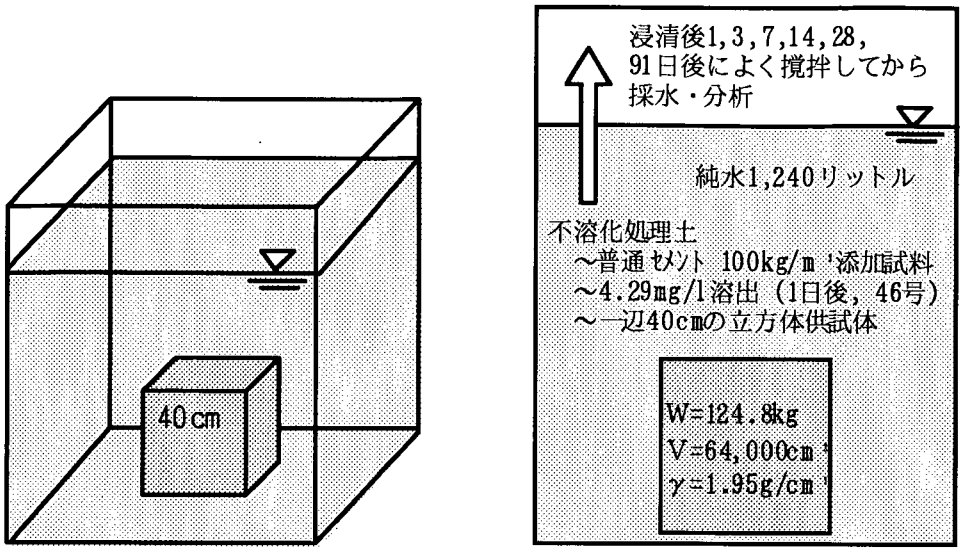


図-2.104　大型タンクリーチング試験概要

(3)試験結果

①環告 46 号試験との比較

表-2.61 に、浸漬水中の Cr(VI)溶出濃度の経時変化を環告 46 号試験および小型タンクリーチング試験結果(No.8-2)とで比較して示す。また図-2.105 は、結果をグラフ化したものであり、同図中には参考として浸漬前の供試体の環告 46 号試験結果も示してある。

これらの結果をみると、タンクリーチング試験においては浸漬後初期の溶出量が大きく、その後は徐々に単位時間当たりの溶出量は低下していくことがわかる。また例えば 28 日後の結果をみた場合、浸漬前の供試体の環告 46 号試験による溶出濃度が 3.50、4.29mg/l であるのに対して、小型タンクリーチング試験では 0.42mg/l、大型タンクリーチング試験では 0.064mg/l と 1 オーダーずつ小さくなってきている。

すなわち、溶出に与える因子として表面積が非常に大きく影響し、その結果、環告 46 号試験では溶出量がタンクリーチング試験と比べて大きくなる傾向が確認された。

表-2.61　大型タンクリーチング試験結果

試験方法	浸漬前の供試体の環告 46 号	浸漬水の Cr(VI)溶出濃度 (mg/l)					
		1 日	3 日	7 日	14 日	28 日	91 日
小型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験	3.50	0.09	0.12	0.25	0.31	0.42	0.86
大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験	4.29	0.033	0.044	0.041	0.046	0.064	0.086

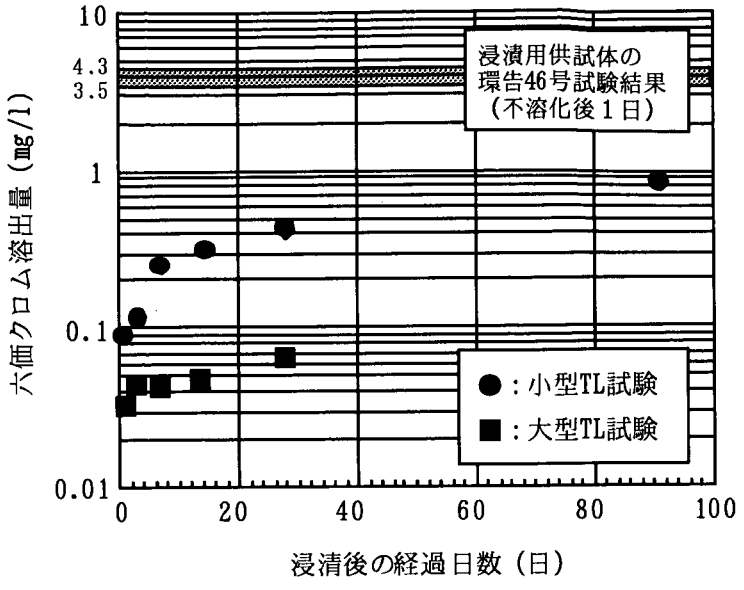


図-2.105　浸漬水の溶出濃度の比較

②表面積の影響

表-2.62 に、今回実施したタンクリーチング試験における大型と小型での物理的な実験条件の相違についてまとめて示す。大型タンクリーチング試験と小型タンクリーチング試験とを比較すると、体積/水比(cm^3/L)が等しいのに対し、表面積/水比(cm^3/L)は、大型タンクリーチング試験は小型の 0.15 倍となっており、溶出濃度の低下のオーダーなどから類推すると、不溶化処理土からの溶出特性は、処理体の表面積に大きく依存するものと考えられる。

表-2.62　大型と小型タンクリーチング試験での実験条件の比較

	供試体形状 (cm)	表面積 (cm^2)	体積 (cm^3)	重量 (kg)	浸漬水量 (L)	表面積/水比 (cm^2/L)	体積/水比 (cm^3/L)
大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験	φ5×H10cm	196	196	0.4	3.8	51.9	51.3
小型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ試験	40cm 立方体	9,600	64,000	125.0	1,248	7.69	51.3
比　率		49	327	330	328	0.15	1.0

注）表面積/水比：供試体の表面積と浸漬水の体積との比
　　体積/水比　：供試体の体積と浸漬水の体積との比

③溶出深さの考え方

小型、大型タンクリーチング試験の結果より、固化処理土からの溶出特性は供試体の表面積に依存することが示唆された。ここでは、溶出現象が処理体の表面から徐々に内部へと進行していくと仮定し、これを溶出深さ（$d=\Sigma di$: di は 1 日当たりの溶出深さ）と定義する。図-2.106 に、溶出深さの考え方のイメージ図を示す。溶出深さが同じ状況下において一定であるとすれば、固液比が一定で体積が大きい場合、表面積／水比が小さくなるため、溶出濃度は低くなる。

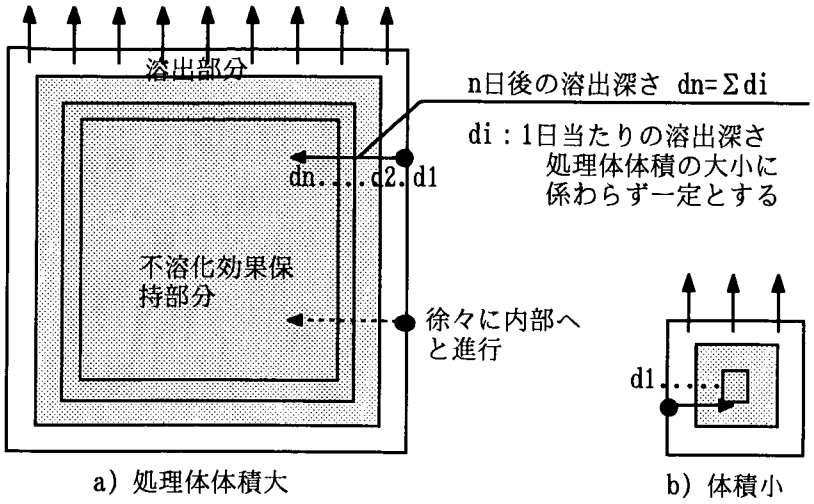


図-2.106　溶出深さの考え方

溶出深さの計算結果を表-2.63 に示す。計算方法は、環告 46 号試験による溶出濃度を溶出の最大ポテンシャルと仮定して、小型タンクリーチング試験と大型タンクリーチング試験での溶出濃度測定結果を溶出深さに換算したものである。小型と大型での溶出濃度の大きな相違が、溶出深さの考え方を利用すれば、ほぼ同一の結果として表現できることがわかる。

表-2.63　溶出深さの計算結果

経過時間（日）	小型タンクリーチング試験				大型タンクリーチング試験			
	①	②	③	④	①	②	③	④
	溶出濃度 (mg/l)	溶出量 (mg)	溶出体積 (cm^3)	溶出深さ d(cm)	溶出濃度 (mg/l)	溶出量 (mg)	溶出体積 (cm^3)	溶出深さ d(cm)
環告 46 号	3.50	−	−	−	4.29	−	−	−
1	0.09	0.34	5.1	0.026	0.033	40.92	606	0.063
3	0.12	0.46	6.8	0.034	0.044	54.56	808	0.084
7	0.25	0.95	14.1	0.072	0.041	50.84	753	0.078
14	0.31	1.18	17.5	0.089	0.046	57.04	845	0.088
28	0.42	1.60	23.6	0.121	0.064	79.36	1176	0.122
91	0.86	3.27	48.4	0.247	0.086	107.33	1283	0.134

＜注：溶出深さの算出方法＞
- 溶出濃度：タンクリーチング試験での溶出濃度実測値
- 溶出量　：溶出濃度①×浸漬水の体積
- 溶出体積：環告 46 号試験での溶出濃度を最大とした場合の溶出部分の換算体積
  （タンクリーチング試験溶出濃度①/環告 46 号試験溶出濃度）×供試体体積
- 溶出深さ：溶出体積③/供試体の表面積

図-2.107は、1日当たりの溶出深さの経時変化を示したものである。溶出深さは浸漬後7日までの初期に大きく進行し、その後はあまり変化しなくなることがわかる。また初期の溶出深さの進行は大型タンクリーチング試験の方が顕著であり、これは今回の実験結果より推測すると、処理体が大きくなるほど表面の状態が悪くなるためであると考えられる。すなわち、小型試験においてはプラスチックモールドで供試体を作成したため表面が密に詰まっており、大型では木製型枠のため表面がザラザラで粗な状態でなかったかと思われる。よって溶出深さは、固化処理土の密度など（すなわち、強度や透水性）に影響を受けるのではないかと考えられる。

原位置での固化処理土においては、この影響がさらに顕著になることが予想されるため、今後の検討が必要である。

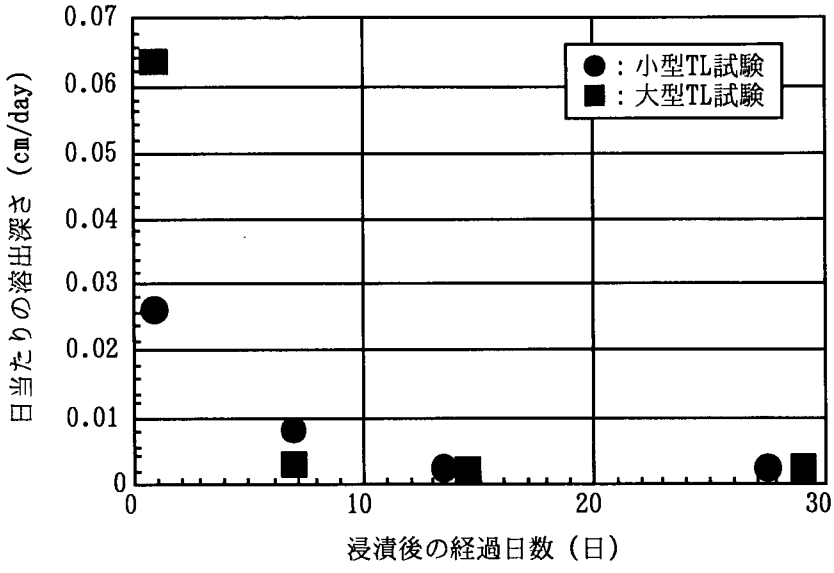


図-2.107　溶出深さの経時変化

(4)まとめと課題

大型のタンクリーチング試験を行い、小型試験結果と比較した。その結果、以下のことが明らかとなった。

- 不溶化処理土からの溶出特性は、処理体の表面積に大きく依存する。
- 小型試験と大型試験との溶出濃度の相違を、溶出深さの考え方によりうまく説明できた。つまり、溶出深さが同じ状況下において一定であるとすれば、固液比が一定で体積が大きい場合、表面積／水比が小さくなるため、溶出濃度は小さくなる。
- 溶出深さは処理後初期の1週間までに進行し、その後の変化は小さい。
- 溶出深さは供試体の密度や透水係数の影響を受ける。

また、今後の検討課題としては次のことが挙げられる。

- 溶出の最大ポテンシャルの決定方法（環告46号試験の実施時期）
  今回は、1日養生後の供試体について環告46号試験を実施し、このときの溶出濃度を処理土の溶出最大ポテンシャルとしている。しかし、不溶化の効果はその後も進行していく。
- 溶出深さに影響を与える要因
  溶出深さに影響を与える要因として考えられる、処理土の強度（密度、透水係数）、初期溶出濃度（不溶化効果）、浸漬水の流れによる影響、について検討する必要がある。
- 溶出深さの考え方
  溶出深さそのものの考え方や、形状が大きくなった場合の考え方について検討する必要がある。

4）タンクリーチング試験方法の検討

現行の公定法である環境庁告示第46号法は、細かく粒度調整した試料を強制振とうさせることから、固化不溶化した後のマス構造物の評価が困難なことが、今回実施したタンクリーチング試験により確認された。

その妥当性の評価は今後の課題ではあるが、マス構造物からの溶出特性の把握を目的としたタンクリーチング試験方法について、今回の実験結果より得られた気付きおよび今後検討すべき項目を以下に示す。また、参考資料として、海外で行われているフローアランド試験の概要を表-2.64に示す。

(1)適用

固化処理して強度を発揮したマスとしての処理土について適用する。

（実施にあたっては、予め環告46号試験による溶出濃度を確認しておくことが望ましい。その結果が環境基準以下である場合は、タンクリーチング試験を実施しても有益な情報が得られないことが考えられる。また解析などのパラメータ取得のためにタンクリーチング試験を実施しようとする場合、初期の汚染濃度が低い場合には浸漬水への溶出濃度が定量限界以下となることが考えられるため、環告46号試験結果が環境基準の10～100倍以上であることが望ましい。）

(2)供試体の形状

①形状

解析パラメータの取得などを目的とした場合は、溶出深さと中心からの当方性の観点から球体が理想であるが、現実的には成型は不可能なので立方体が好ましい。

成型の容易な円筒供試体と立方体供試体での結果の相違については今後の検討が必要である。

②大きさ

現地の状態を再現するためには、可能な限り大きいことが望ましい。

ただし今回の結果においては、供試体が小型になるほど溶出濃度は高くなる傾向にあり、すなわち小型タンクリーチング試験は、現地の溶出と比べて安全側の結果が得られていると考えられる。

③供試体表面

供試体表面は、なるべく平らに成形し、表面積が正確に計れることが好ましい。

供試体密度による影響も大きいため、室内で供試体を作成する場合は密度管理をきちんと行い、原位置での密度と同等にしておく。

プラスチックモールド、木製型枠、現地採取土と、表面の粗さについても多少の検討が必要。

(3)浸漬までの養生日数

浸漬初期において溶出量が最も大きいことからできるだけ早い時間に浸漬するのが望ましいが、強度が十分に発揮できていない場合は供試体が崩れてしまい評価が困難となる。

セメント系固化処理土の不溶化効果は混合後7日の間に大きく変化するため、浸漬までの養生日数は、結果の比較対象としての環告46号試験の実施時期も含め、今後の重要な検討課題である。

(4)固液比

今回結果では、固液比が大きいほど溶出が促進される傾向は認められるものの、定量が困難であるため結果は明確でない。

環告46号試験の結果と比較するためにも、固液比は1:10とするのが妥当である。

(5)浸漬水の採水間隔

浸漬初期において溶出量が最も大きいことから、採水間隔は浸漬後しばらくはできる限り密に採水を実施する。7日以降は、溶出量はそれほど変化しなくなるため、適宜採水する。

採水時期は、浸漬後1日、7日、28日が一応の目安であるが、解析パラメータを得ようとする場合には、浸漬後6時間、12時間、1日、2日、3日、5日、7日、14日、28日、91日、180日、1年といったようにできるだけ細かく採水するのが好ましい。

(6)その他実験方法について

現地採取土については困難であるが、タンクリーチング試験を配合の段階から開始する場合は、供試体を各採水時間に応じた数量だけ作成し、採水とともに供試体の溶出試験を実施することが望ましい。こうすれば、浸漬水への溶出量と供試体への残存量の確認ができ、不溶化効果の進行も含めた物質の移動状況が詳細になる。

表-2.64　フローアランド試験（Flow Around Tests）

試験名	提案者	位置付け	試料準備	試料サイズ	溶出液	溶出容器	固液比[*1]	試料液の更新頻度
MCC-4S	MCC	標準試験 (1983)	各々製作 表面洗浄あるいは切り出し試料	400mm^2	純水 重炭酸シリケート水 貯蔵水	１Ｌテフロン円柱容器	10cm	流速= 0.1,0.001ml/min
IAEA Dynamic Leach Test	IAEA	過去の標準試験法 (1971)	溶出用に一つの円柱底面を準備	円柱 5cm×5cm	脱鉱物水 現地水	試料と溶出液に適合するもの	10cm 以下	毎日（１週目)、週に一度（８週間)、月に一度（６ヶ月間)、年２回
ISO Leach Test	ISO	過去の標準試験法 (1986)	表面研磨	表面積= 0.5～0.001m^2	脱イオン水 人工海水 現地水	円柱 反応しない放射線抵抗のあるもの	10～20cm	1,3,7,10,14,28,35,42,72,102 日
ANSI/ANS16.1ANS	アメリカ原子力協会	標準試験法 (1986)	表面洗浄	円柱 長さ／直径= 0.2～5.0	蒸留水	円柱 反応しない材料で、浸漬可能なサイズ	10cm	2,7 時間, 1,2,3,4,5,14,28,43,90 日
NEN 7345 (NVN5432) Monolith Leaching Test	－	標準試験法案 (1993)	養生、表面洗浄	円柱 直径 4.5cm× 高さ 7.5cm	蒸留水	大きな広口瓶	汚染物質が検出され、分散のモデル化が可能なもの	0.5,1,2,4,8,12,16,32,64 日

注 1)ここでの固液比は、{固液比=(溶出液の体積)/(試料の表面積)} で求められる。

5）大型土槽実験

(1)目的

固化不溶化した改良体からの長期的な溶出特性、およびそれらが地盤環境に与える影響の予測手法については未だに不明な点が多い。そこで、固化処理土から溶出する汚染物質の地盤中での移流分散状況を実測確認することを目的に大型土槽実験を実施した。またこの結果と、タンクリーチング試験により決定した溶出原単位に基づいた解析値とを比較することにより、解析手法の妥当性を検証し、最終的には、タンクリーチング試験の結果より実地盤での挙動を予測解析しようとするものである。

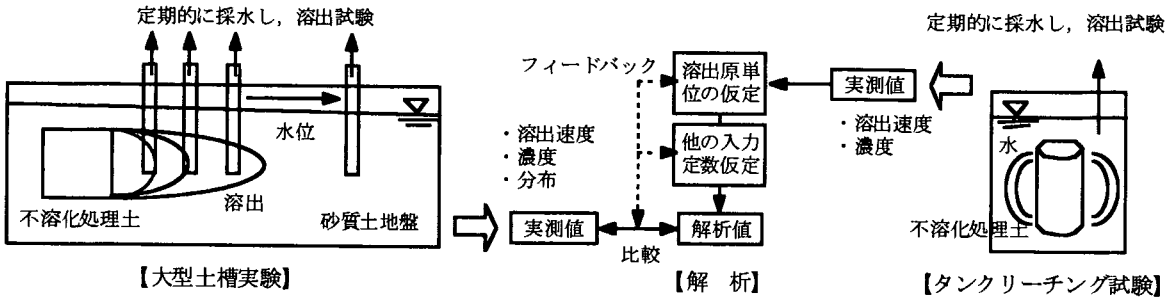


図-2.108　大型土槽実験と解析のイメージ図

(2)実験方法

①概要フロー

図-2.109 に、大型土槽実験の概要フローを示す。

②地盤の作成

まず大きさ縦 8m×幅 4m の大型土槽に、美浦産の砂を厚さ 20cm ごとによくタンパで締め固め、高さ 2m まで盛り立てた。固化処理供試体は大型タンクリーチング試験と同様に作製し、図-2.110 に示すような位置に設置後、水位を所定の高さまで上げた。実流速は 1.13m/day（有効間隙率 0.4 と仮定）であり、透水係数は $k=3.3\times10^{-2}$cm/s であった。

③不溶化処理土の作成

不溶化処理土は、一辺が 40cm の立方体である。

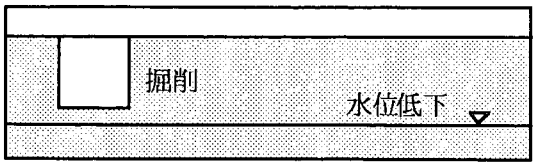
供試体の作成方法は、大型タンクリーチング試験供試体と同様である。

④採水方法

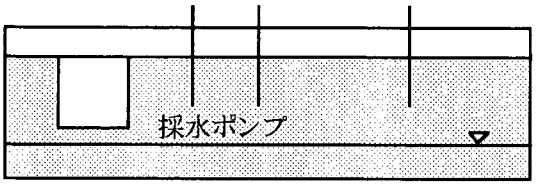
採水方法は負圧をかけて約 250ml 採水し、六価クロム Cr(VI)の存在を確認するため、ジフェニルカルバジドを用いた簡易分析を行った。第 1 断面で反応が見られた場合、第 2 断面において採水を行い、この断面で反応が見られたときは、次の断面の採水を行うこととした。採水した溶液は、さらに分析を行い、トータルクロム濃度として整理している。頻度は、始めの 1 週間は毎日、その後約 3 日に 1 度の割合で採水し、その他にも適宜行った。

【大型土槽実験】

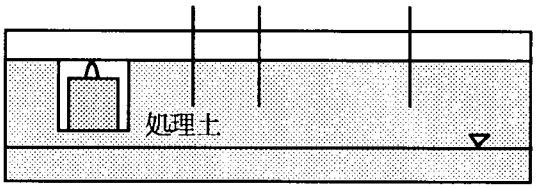
①処理土埋め込み深さまで掘削



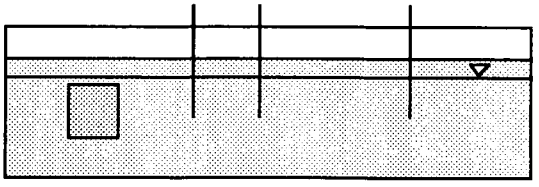
②採水装置のセット



③処理土を所定の位置に設置

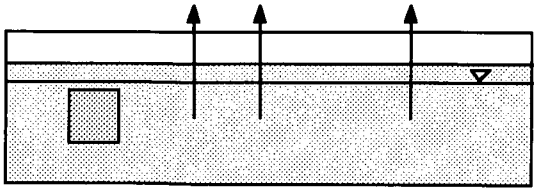


④埋戻しおよび通水



●採水分析

⑤実験開始



実験終了後，固化処理土と地盤材料について
●溶出試験

【不溶化処理土の作製】

①汚染土壌作製
重クロム酸ナトリウム
汚染濃度：12.56 mg/l
●溶出試験

②不溶化処理
普通セメント 100kg/m³ 添加
溶出濃度：3.50 mg/l
●溶出試験
●一軸圧縮試験



型枠（40cm×40cm
×40cm）

③養生
室内にて1日養生後，脱型
→土槽内へ

【不溶化処理体の状況】

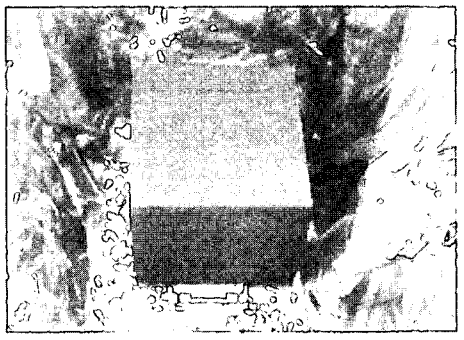
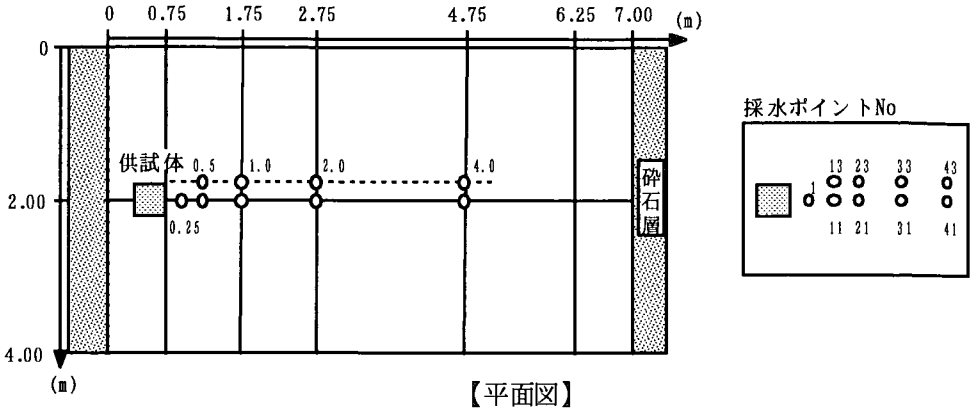
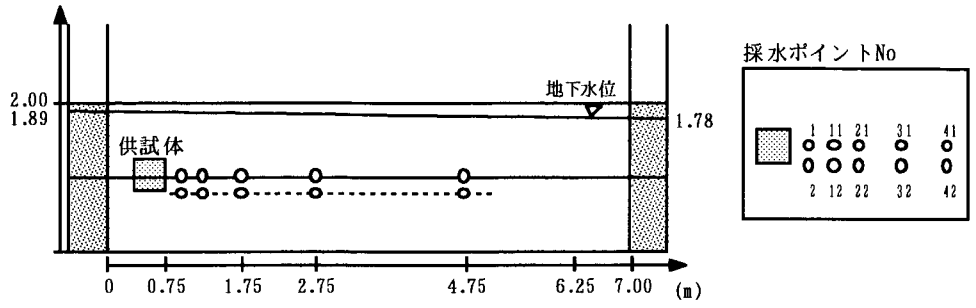


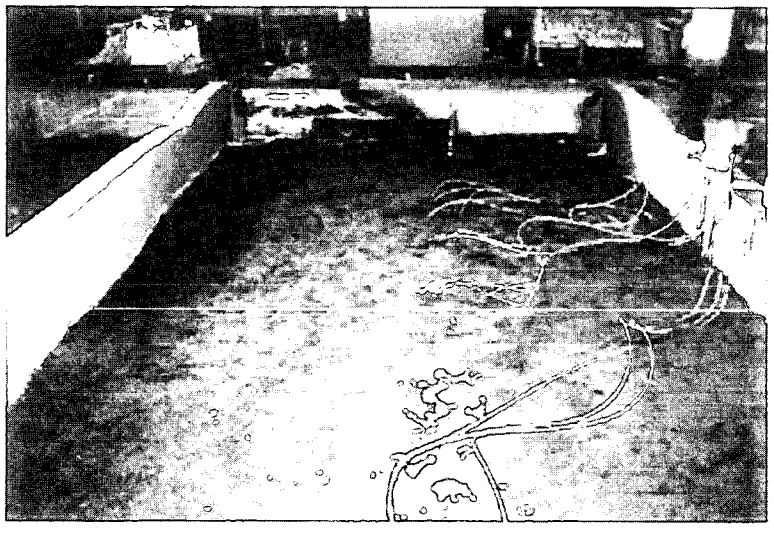
図-2.109　大型土槽実験概要フロー



【平面図】



【断面図】



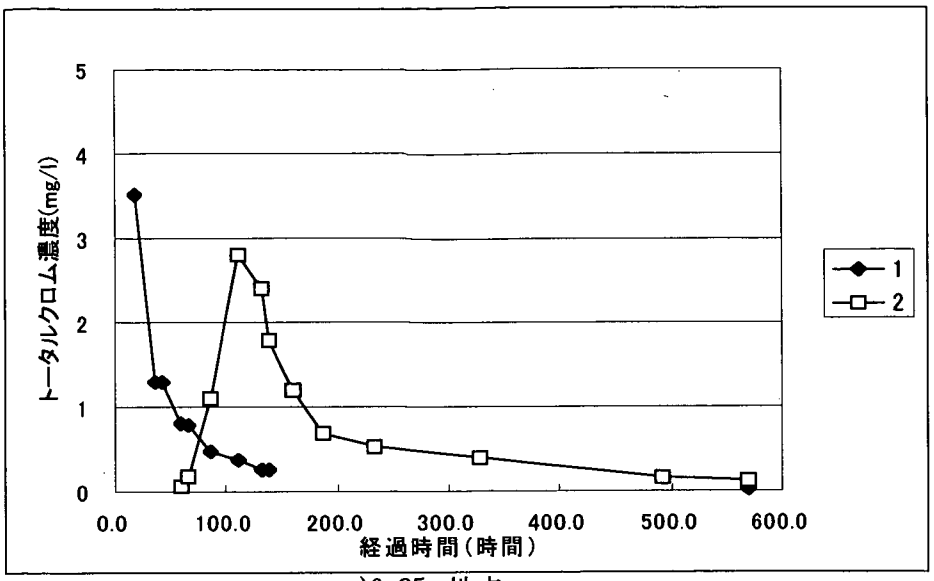
【採水状況】

図-2.110　採水位置図

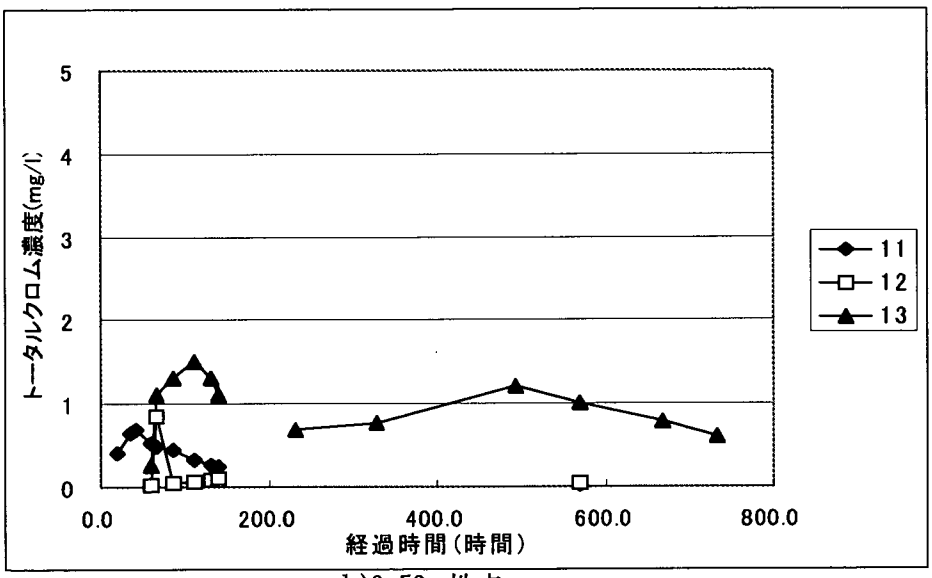
(3)試験結果

各断面における経過時間と六価クロム溶出濃度との関係を図-2.111 に示す。0.25m の断面でみられる急激な濃度上昇の主な原因としては、流場の乱れによるところが大きいと考えられる。また木製型枠で作製した供試体であるため、表面が粗く溶出しやすい状況であったことも一要因と思われる。供試体から離れた地点である 0.50m(No.13)、1.00m(No.23)とを比較すると、六価クロム溶出濃度は約 1/3 となり、50cm の距離を約 20 日で進んでいることが分かる。

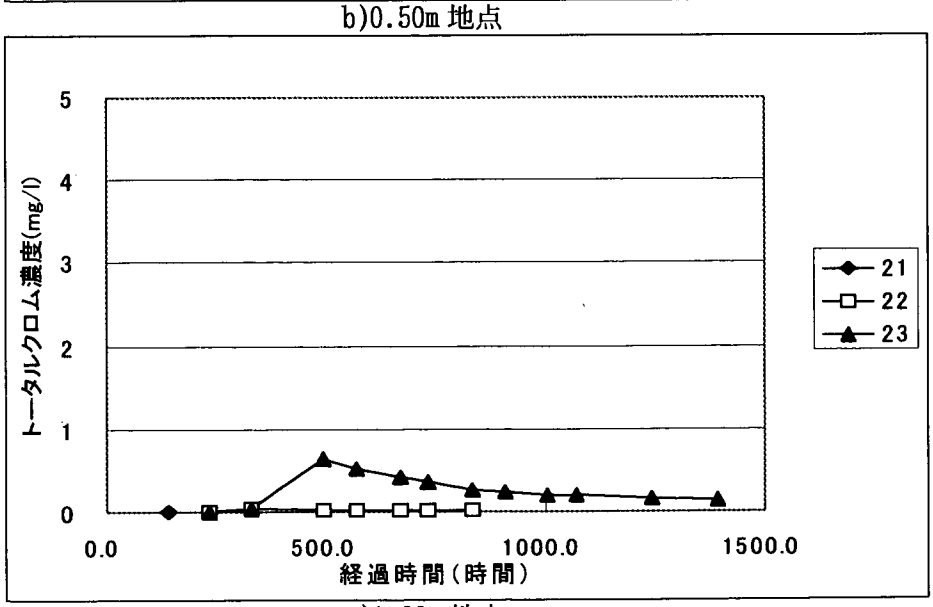
次に、本試験とニクロム酸カリウム溶液（六価クロム濃度 30.76mg/l）を一点から連続注入したケースとを比較した図を図-2.112 に示す。グラフの縦軸は、採水した濃度を対数表示としている。連続注入したケースでは、グラフの形状がある一定値に収束しているが、固化不溶化体からの溶出は、ピークのある形状となっている。これは、供試体からの初期溶出量が大きく、その後の溶出が徐々に小さくなったためであり、タンクリーチング試験の結果と同様である。また、今回のケースは、連続注入したケースと比べて、200 時間程度早く溶出し始めている。この原因として、連続注入したケースではあらかじめ注入点を設置し、水位を上げて定常状態にした後、ニクロム酸カリウム溶液を定量ポンプで一定速度で注入したのに対し、本試験では不溶化固化体を設置した後、水位を上昇させたため、定常状態になるまで固化体周辺の流速が多少早くなったためと考えられる。



a)0.25m 地点



b)0.50m 地点



c)1.00m 地点

図-2.111　時間と溶出濃度の関係

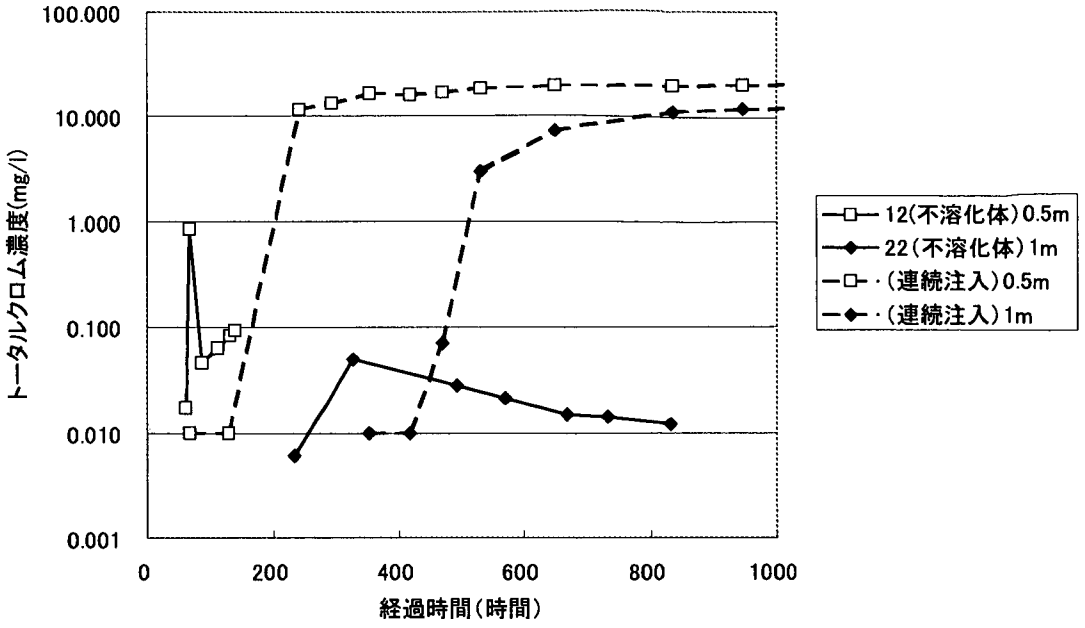


図-2.112　六価クロム連続投入との比較

(4)まとめ

大型タンクリーチング試験結果および大型土槽実験結果より、次のことが明らかとなった。

①表面積の大きい供試体は表面積の小さい供試体に比べて、表面の乱れが生じやすく、初期溶出量が大きくなる傾向があると考えられる。

②大型土槽で採水した六価クロム溶出濃度がピークのある形状になっている一因として、流場の乱れの影響が考えられる。また小型タンクリーチング試験においても、初期段階の溶出量が大きくその後は単位時間当たりの溶出量が減少してくる傾向が伺えることから、不溶化処理体が周辺地盤にあたえる影響は、改良初期の溶出による影響が大きく、その後は低減していくことが考えられる。

6）解析

(1)目的

固化・不溶化処理後の改良体からの汚染物質の溶出特性を確認できるタンクリーチング試験結果から解析に必要な溶出原単位・溶出モデルを求め、現場シミュレーションにも適用できるようにすることを目的に解析を実施した。

これより、前項に示した大型土槽実験結果の数値シミュレーション手法とその計算結果について説明する。数値シミュレーションの結果は、ある程度、土槽実験結果を説明することが出来ているが、事前解析結果から、タンクリーチング試験で得られた不溶化固化体からの汚染物質の溶出特性を解析に用いるには、結果の再解釈を行わざるを得ないこと、またさらに、修正を加えざるを得ないことが明らかとなった。

(2)固化体の溶出モデルの提案

前項に示すタンクリーチング試験結果から得られた固化体の溶出特性（結果の解釈）から、大型土槽に埋め込まれた固化体の溶出特性を提案する。先ず、タンクリーチング試験から得られた結果をそのまま解析データに用いると計測データ間隔が粗い（1、3、7、１４、２８、９１日で計測）ため精度の高い解析は出来ない。このためデータの補完を行う必要があると思われる。ここでは、図-2.113 に示す溶出特性曲線（溶出Ⅰ）、さらに詳細な溶出特性曲線（溶出II）を用い

る。この際、トータルの溶出量は同じとしている。またタンクリーチング試験から得られた溶出特性をそのまま適用するには、以下のような問題点が指摘される。

① タンクリーチング試験結果は容器内に滞留する水（静水場）に対するものであるのに対し、大型土槽実験のように水が流れる場では、タンクリーチング試験結果以上に溶出が促進され、溶出濃度の上昇をもたらす可能性があると思われる。

② 大型土槽中の固化体の近傍において、固化体表面に接する水分量が限られているため、溶出濃度が極端に上昇することも考えられる。

従って、実際の解析に適用するには、図-2.113の溶出特性曲線をさらに補正する必要がある。

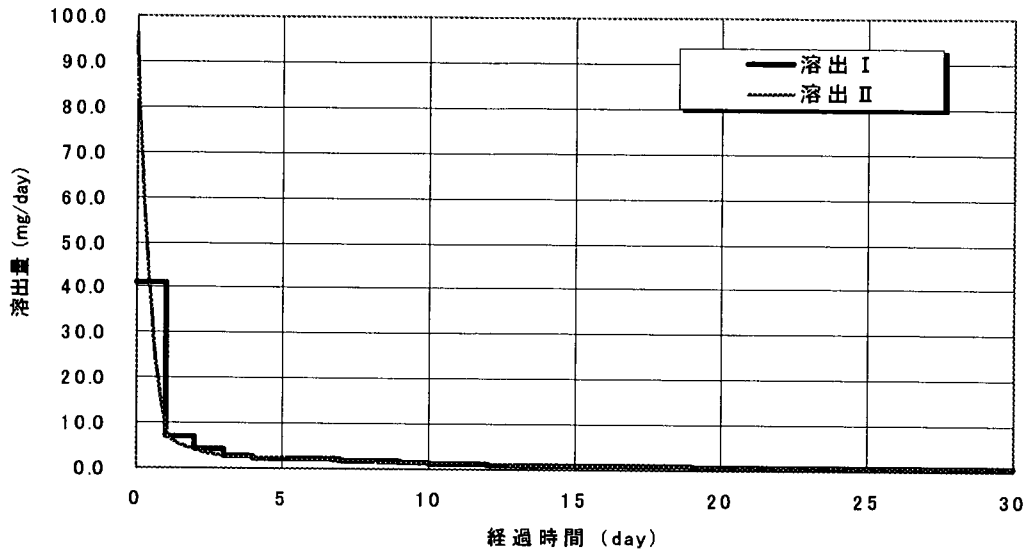


図-2.113　溶出特性曲線

(3)大型土槽実験のシミュレーション方法

解析対象は建設省土木研究所の大型土槽装置（長さ7m、幅4m、高さ2m）であり、図-2.114に解析モデル概念図を示す。解析対象地盤は砂地盤で、解析条件は平面二次元条件である。汚染源として大型土槽の上流側に一辺が４０cmの立方体に成型された固化体を設置している。

用いた解析コードはオイラリアン-ラグラジアン飽和・不飽和浸透流-移流分散解析プログラム『Dtransu2D･EL』[7),8)]である。

有限要素解析は、要素分割の精度に依存する[9)]。有限要素メッシュサイズの及ぼす数値解析結果への影響検討の結果[10)]、および本共同研究において検証された図-2.115に示している有限要素メッシュ分割（節点数2911、要素数2800）を採用した。

基本モデルケースの解析に用いたパラメータを表-2.65 に示す。分散長の縦横比は一般的に言われている1/10とした[1)]。また今回は遅延係数として1.0を用いた。

表-2.65　解析パラメータ

地盤条件	砂地盤
透水係数	4.63×10^{-2}(cm/sec)
縦分散長	0.1m
横分散長	0.01m
有効間隙率	0.4
遅延係数	1.0
動水勾配	0.01
実流速	1.0 (m/day)
分子分散係数	1.00×10^{-9} (m^2/sec)
屈曲率	0.4

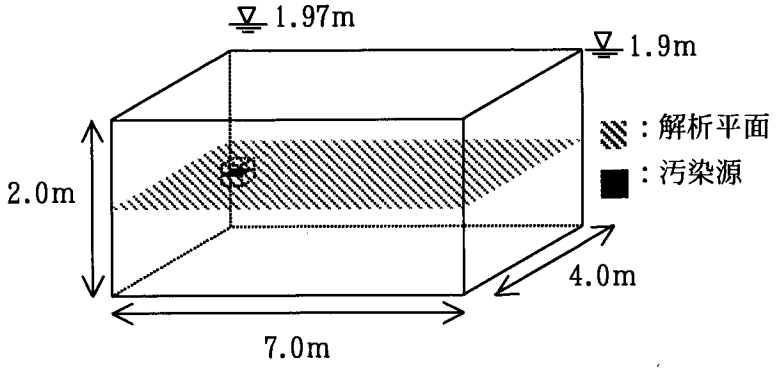


図-2.114　解析モデル概念図

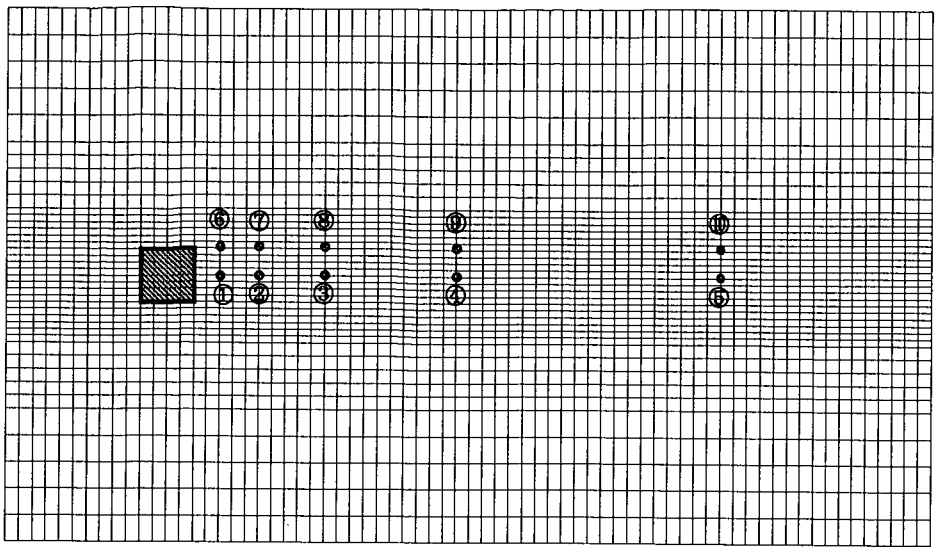


図-2.115　解析メッシュと計測ポイント

(4)解析に及ぼす影響因子の検討

表-2.66 に示す解析ケースについて検討した。

検討項目としては次の通りである。

- 固化体内部のモデル化の検討
- 溶出モデルの検討
- 縦横分散長比（α_T / α_L）の検討
- 遅延係数の検討

今回、解析結果と実験結果を比較するにあたり、計測ポイントにおける溶出量を全溶出量で無次元化した。ここで全溶出量とは、前述された大型タンクリーチング試験より換算して得られる溶出量のことである。

表-2.66　解析ケース詳細

ケース名	採用ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	固化体内部のモデル化	溶出モデル	縦横分散長比	遅延係数	備考
CASE１－１	大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	溶出不可	II	0.1	1.0	基本モデル
CASE１－２	大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	溶出不可	II	0.1	2.0	
CASE１－３	大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	溶出不可	II	0.1	4.0	
CASE２－１	大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	溶出可能	II	0.1	1.0	
CASE３－１	大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	溶出不可	I	0.1	1.0	
CASE４－１	大型ﾀﾝｸﾘｰﾁﾝｸﾞ	溶出不可	II	0.3	1.0	

網掛け部は比較対象を示す

Ⅰ）固化体内部のモデル化の検討

固化体内部を溶出可能、溶出不可という２種類の場合を想定した。図-2.116 に溶出量～経時変化関係を示す。

固化体内部で汚染物質の移動を考慮した場合（CASE2-1)、固化体自身の透水性を地盤に比べ 1/100 程度小さくしているために、時間の経過に伴い固化体内部において濃度が高まっていく傾向を示す。その後、固化体内部に存在する高濃度の物質が流れ方向に時間とともに溶出していく。そのため、濃度の上昇に経時的な遅れが出る。

固化体内部を汚染物質が移動しない場合（CASE1-1)、解析結果の傾向として実験結果のようなピークを示した後に急に減少する傾向を表現できている。今回のモデル化においては CASE1-1 を用いる方が良いと思われる。

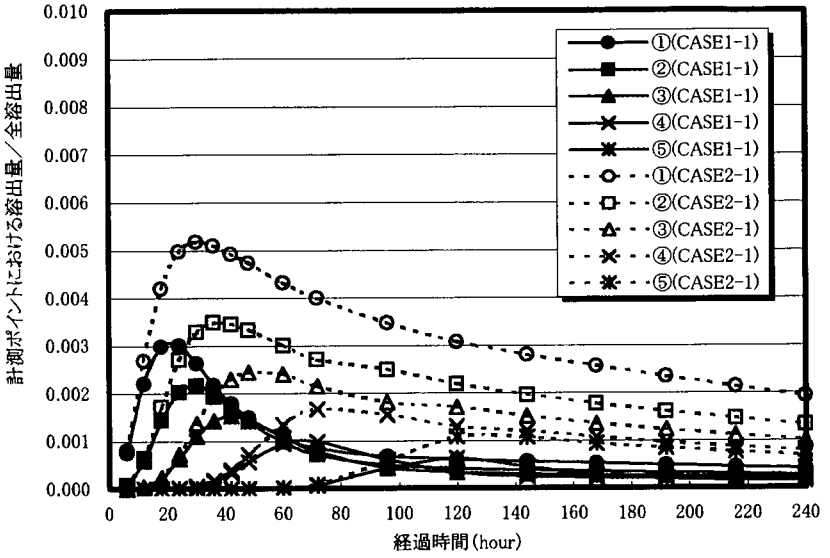


図-2.116　溶出量～経時変化関係（CASE1-1 と CASE2-1）

II）溶出モデルの検討

タンクリーチング試験から得た結果をそのまま用いてインプットデータとなる溶出特性曲線を得るには計測数が少ないため（1、３、７、１４、２８、９１日で計測)、インプットとしての溶出曲線は大まかな階段状になる。そのため計算精度を向上させるために溶出特性曲線を補完する事にする。

溶出Ⅰの場合は大型タンクリーチング結果に基づき補完して溶出曲線を得ている。溶出IIの場合は溶出Ⅰの溶出曲線をさらに滑らかにしており、また初期時に多く溶出する条件を仮定している。

図-2.117 に溶出量～経時変化関係を示す。両者を比較した結果、溶出Ⅰを用いた CASE3-1 のほうが溶出IIを用いた CASE1-1 に比べその濃度は各計測ポイントにおいて高めの値となり、またピークは遅れて現れた。これは CASE1-1 では初期時に大きな溶出量を与えているがその継続時間が短いためと思われる。両者の分布形状に明確な大差は見られないため、今回はより詳細な溶出IIを用いることにする。

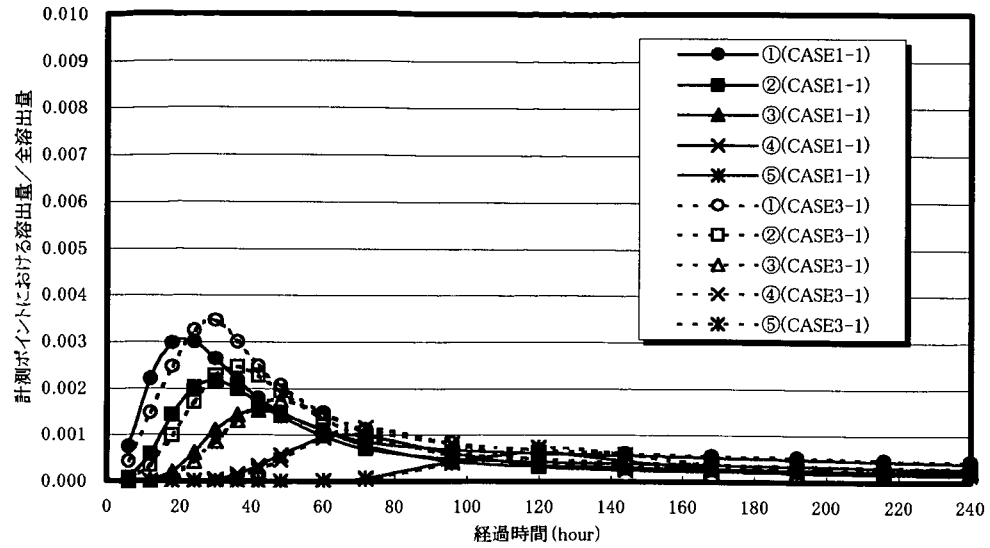


図-2.117　溶出量～経時変化関係（CASE1-1 と CASE3-1）

III）縦横分散長比（α_T/α_L）の検討

縦横分散長比（α_T/α_L）が 0.1 の場合（CASE1-1）と 0.3 の場合（CASE4-1）を用いて比較検討した。両ケースとも縦分散長α_Lは 0.1mである。図-2.118 に計測ポイント①～⑤の溶出量～経時変化関係を示す。図-2.119 に計測ポイント⑥～⑩の溶出量～経時変化関係を示す。

固化体の下流直下である計測ポイント①～⑤においては CASE1-1 が CASE2-1 を大きく上回る結果となった。また計測ポイント⑥～⑩において、固化体から 1 m離れまでは CASE4-1 のほうが上回っているが、それ以降は CASE1-1 のほうが上回る結果となった。

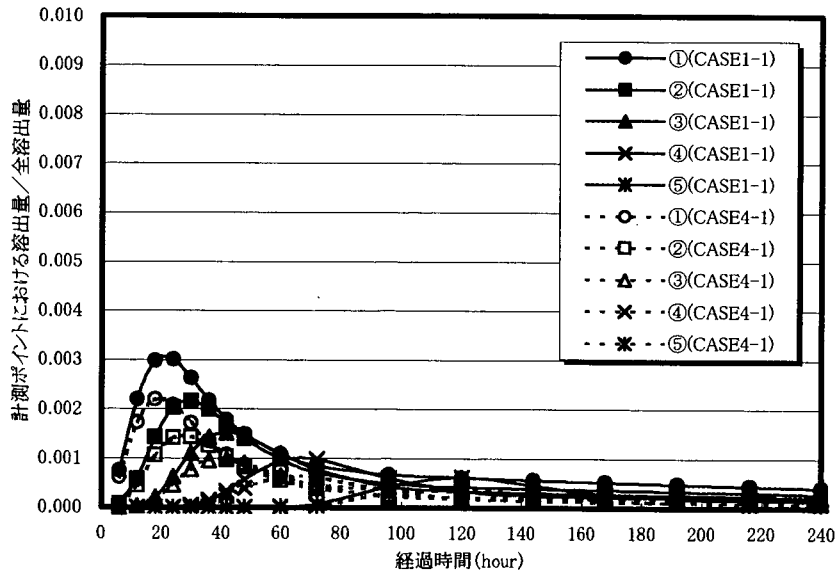


図-2.118　溶出量～経時変化関係（CASE1-1 と CASE4-1）

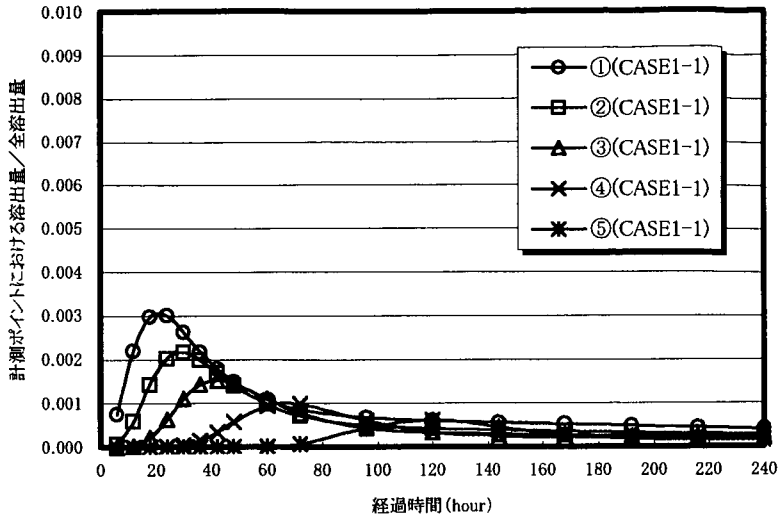


図-2.119　溶出量～経時変化関係（CASE1-1 と CASE4-1）

Ⅳ）遅延係数の検討

遅延係数 R_d については 1.0（CASE1-1）、2.0（CASE1-2）、4.0（CASE1-3）で検討した。

図-2.120～図-2.122 に遅延係数の違いによる溶出量～経時変化関係を示す。

CASE1-1 の場合、濃度の立ち上がりが急勾配であり、ピーク後の消散の勾配も比較的急である。また固化体から４m離れた計測ポイント⑤においても早い時間に濃度の上昇が見られた。

CASE1-2 の場合、濃度の立ち上がり、ピーク後の消散の勾配が CASE1-1 に比べ緩やかとなった。

CASE1-3 の場合、濃度の立ち上がり、ピーク後の消散の勾配が CASE1-1 に比べ非常に緩やかとなった。計測ポイントで検出される濃度のピークは大幅に遅れた結果となった。また、濃度のピークの最大値は遅延係数が大きくなるにつれ、低下していく傾向を示した。

固化体近傍の濃度分布を表現するには遅延係数が小さいほうがその傾向を良く示した。

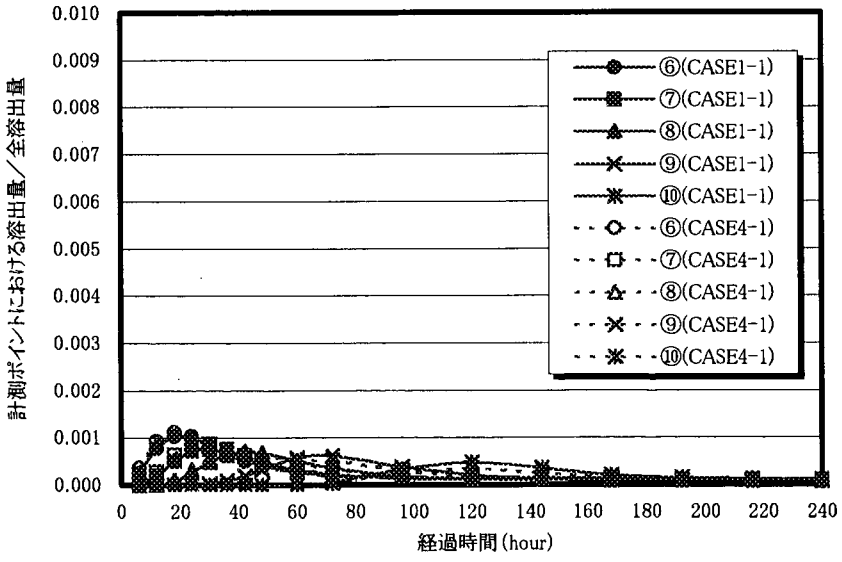


図-2.120　溶出量～経時変化関係（遅延係数 R_d＝1.0）

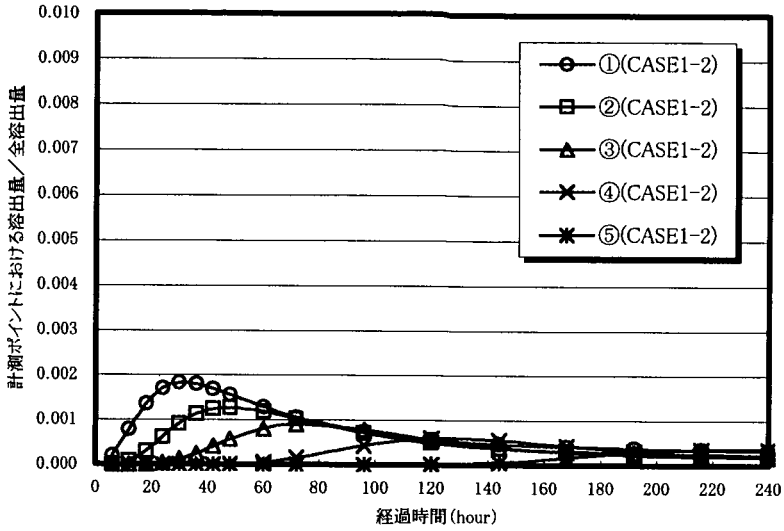


図-2.121　溶出量～経時変化関係（遅延係数 R_d＝2.0）

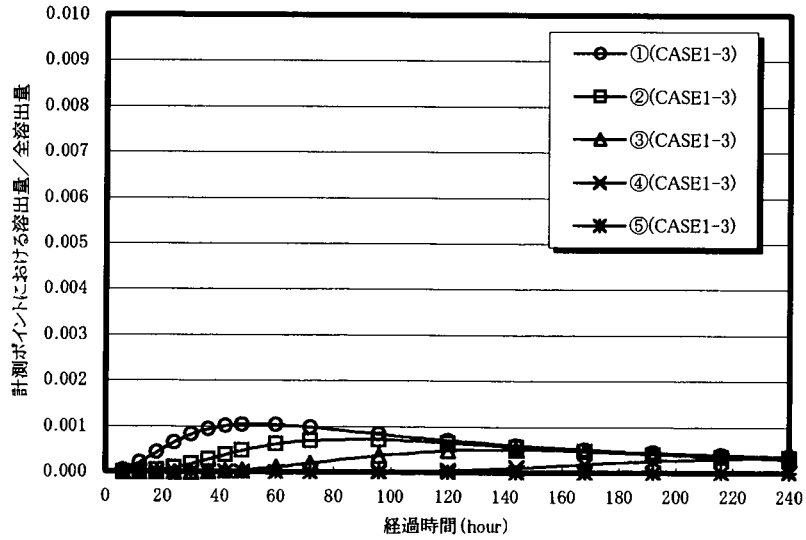


図-2.122　溶出量～経時変化関係（遅延係数 R_d＝4.0）

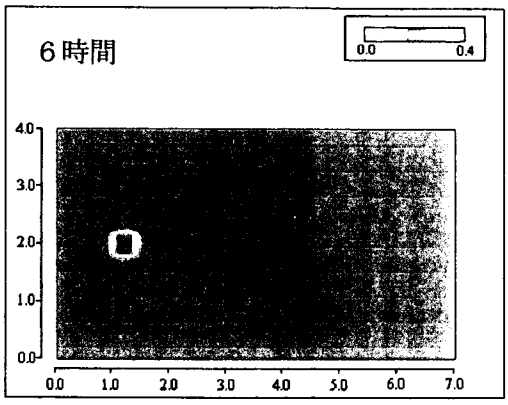
V）シミュレーション結果と実験結果の比較

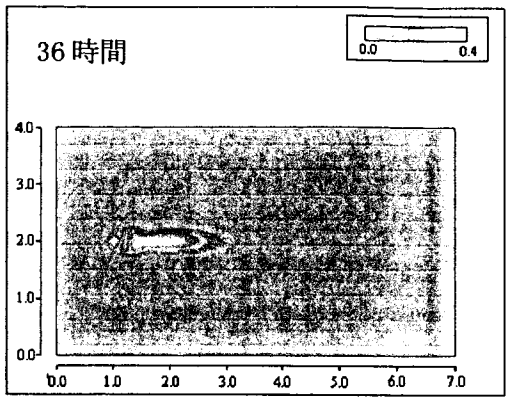
基本ケースであるCASE1-1と大型土槽実験結果との比較を行った。

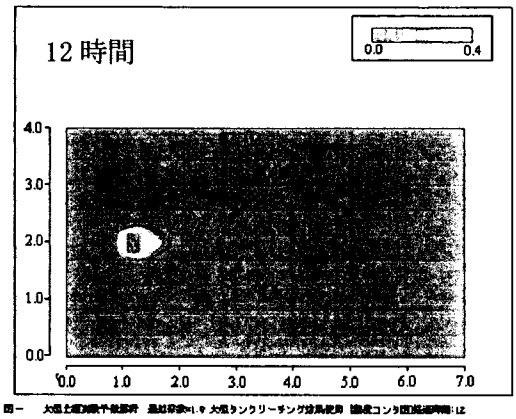
図-2.123に解析結果の濃度分布図を示す。水の流れは固化体を回りこむような挙動を示しており、下流側の中心に流れが集中しており、その結果中心上に濃度が上昇している結果となっている。またその時間の経過と共に汚染のプリュームが移行していく状況が現れている。

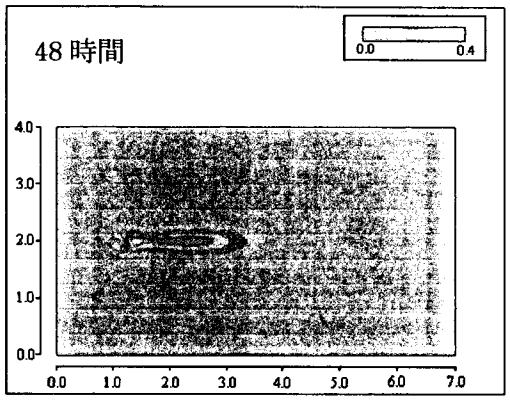
図-2.124、図-2.125に計測ポイントにおける溶出量の時系列変化を示す。解析結果は計測ポイント②において実験結果より早い時間でピークに達している。固化体近傍の計測ポイント①において、ピーク値は実験値のように②と比して大きな差は示さなかった。これは先に述べたように実験では、固化体の近傍において固化体表面に接する水分量が限られているため、溶出濃度が極端に上昇したためと考えられる。

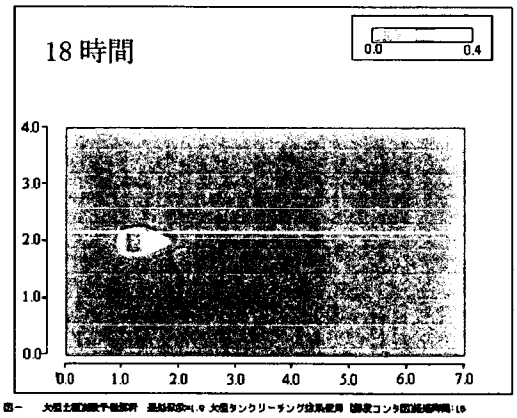
実験結果では計測ポイント①において初期の溶出量は大きくその後時間とともに急激に減少している結果となった。計測ポイント②において溶出量のピークは40時間を過ぎて現れ、その溶出量の低減率は緩やかである。計測ポイント③においては解析では遅延係数が1.0のために早い時点で溶出は見られたが、実験では溶出は見られなかった。

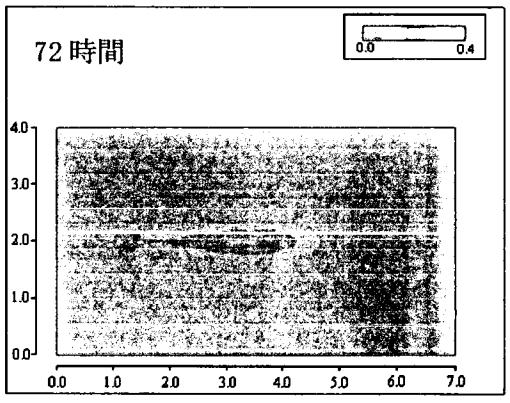


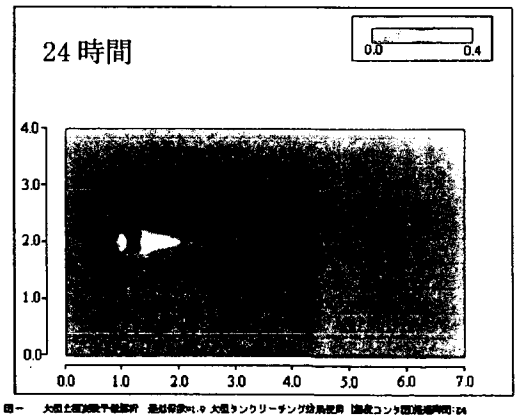












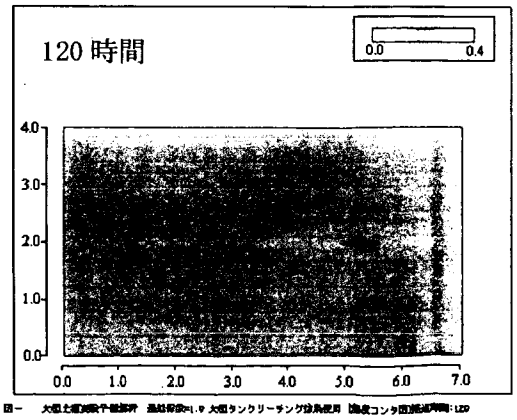


図-2.123　濃度分布図（CASE1-1）

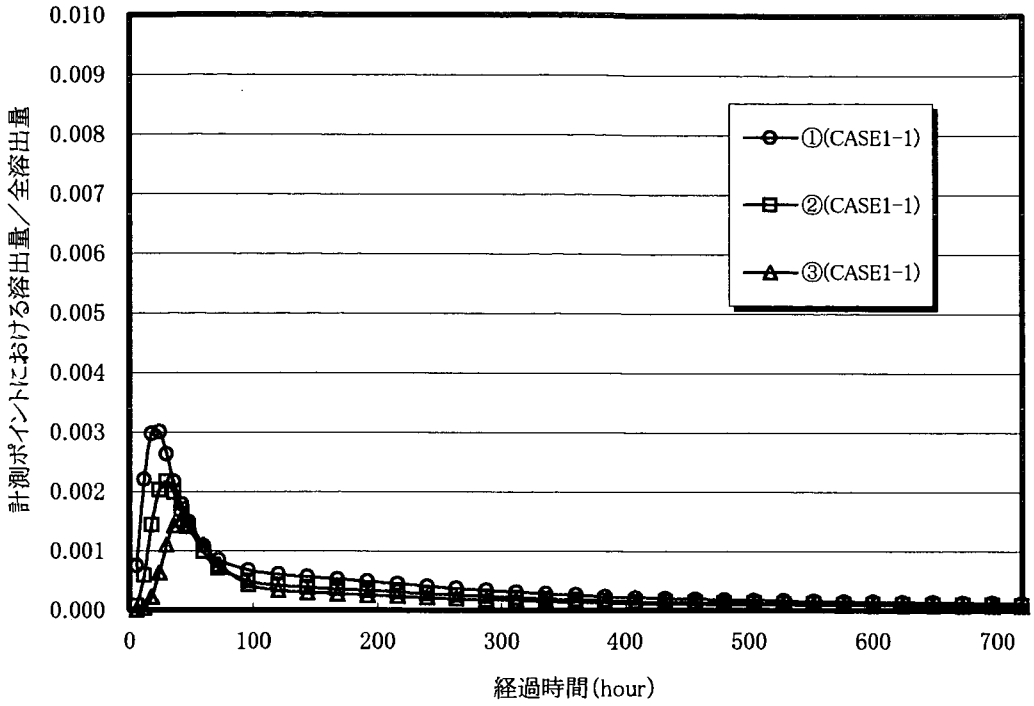


図-2.124　溶出量～経時変化関係（CASE1-1）

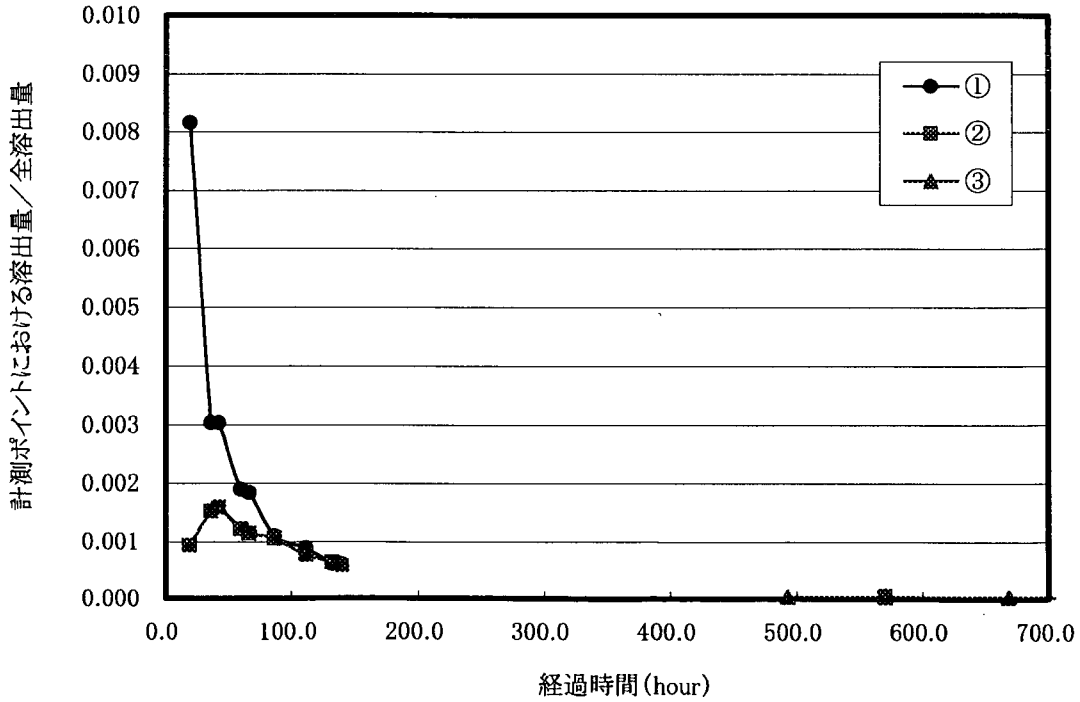


図-2.125　溶出量～経時変化関係（大型土槽実験結果）

VI）まとめ

以上、タンクリーチング試験結果をもとに修正提案した溶出モデルを用いれば、土槽実験結果をある程度シミュレートできることが明らかとなった。また、実験結果との比較から、固化体近傍においては遅延係数が小さい方がその実際の現象をよりよく再現し得ることが明らかとなった。これらのことは、タンクリーチング試験結果から、適用した移流分散解析手法が、現場での固化体の土壌中での汚染分散を予測し得ることを示唆している。しかしながら、ここで適用した二次元解析では、実際の三次元的な現象を定量的に説明するには限界があると思われる。このため、固化体の三次元形状効果などの三次元効果を詳細に検討するには、今後、三次元解析を実施する必要があると思われる。この他、固化体の溶出特性のモデル化には多くの課題を残しているため、今後、研究を継続して実施していく必要があると思われる。

2-3　汚染物質の挙動に関する大型土槽実験

2-3-1　重金属類の挙動に関する大型土槽実験

入力定数の一つである縦分散長と横分散長比の決定法を明らかにするため、同一の砂地盤および流速条件の下で、各種汚染物質を注入した大型土槽実験を行なった。この実験では、大型土槽に塩水をトレーサーとして流し、３次元的な濃度分布の測定が行われた。この実験結果を再現するため行った平面２次元および軸対称モデルによる解析結果を示す。また、３次元モデルによる解析結果について示す。

１）塩水

(1)実験概要

図-2.126 に大型土槽実験の概要を示す。長さ 7m、幅 4m、高さ 2m の大型土槽に、美浦産の砂を 20cm ごとに巻きだし、タンパーで締固めを行い砂土槽を作成した。上流側と下流側の水位を調節することで動水勾配を一定に保ち、定常状態の水平流動場を形成し、上流端から 75cm、幅方向中央、高さ方向中央に直径 10cm のポーラスストーン盤を設置し、比重調整を行った塩水トレーサー（10000ppm）の連続注入による移流分散実験を行った。計測は、図-2.126 に示した採水地点において１日１回採水を行い、その溶液の電気伝導度を電気伝導度計を用いて塩水濃度分布の測定を行った。採水地点は、注入地点と同じ高さの面（土槽中央水平面）で、注入点から下流側に 1m、2.5m、3.25m、4m、5.5m 離れで直線上（中央ライン）に配置した。また、横方向の濃度分布を測定するため、1m、2.5m、3.25m 離れで土槽中央から 25cm、4m、5.5m 離れで 50cm 離して配置した。高さ方向の濃度分布を測定するため、土槽中央鉛直断面でも中央水平面と同様に採水地点を配置した。

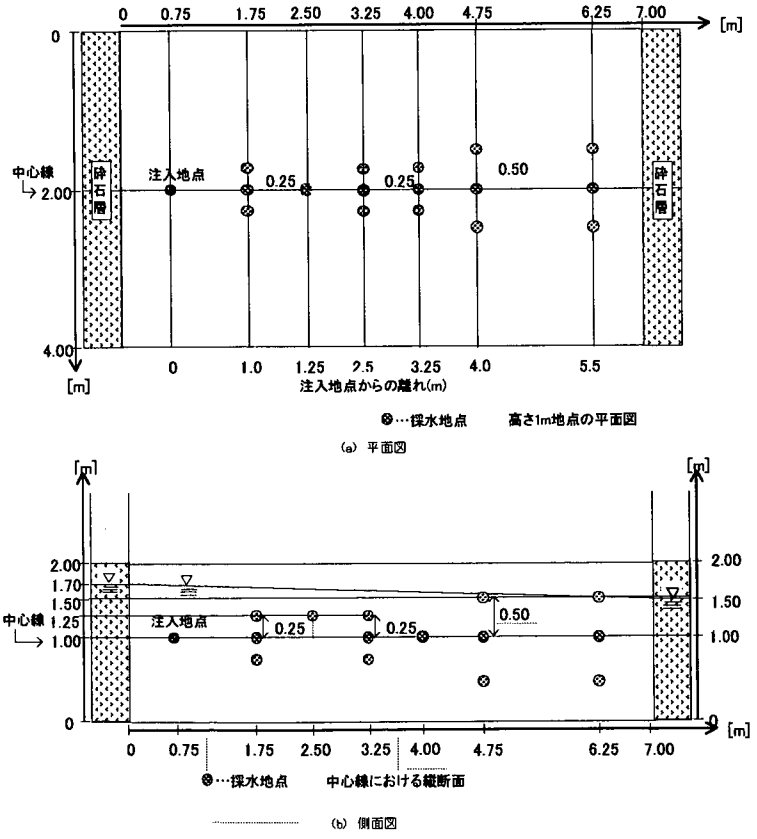


図-2.126　大型土槽実験概要

図-2.127に土槽中央ラインの各採水地点の時間－濃度比分布を示す。横軸は時間、縦軸は注入濃度10、000ppmを1として換算した濃度比を示す。各採水地点共に破過曲線の形態を示し、各採水地点毎に異なる濃度比に飽和した濃度が測定された。中央ラインから25cm、50cm離れた採水地点においても濃度の測定を行ったが、濃度上昇は無く、塩水の広がりは25cm以内の範囲あったと考えられる。

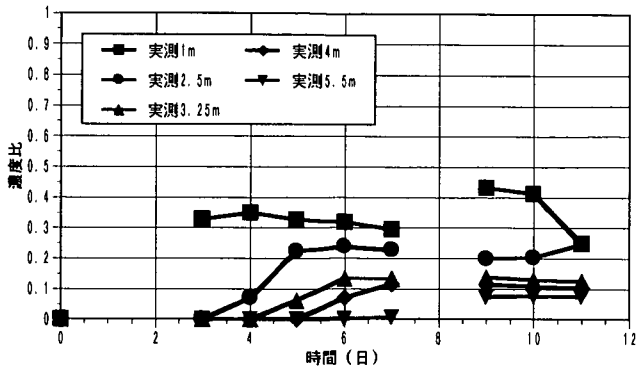


図-2.127　時間－濃度比分布図（実測値）

(2)平面２次元解析

解析領域は、大型土槽の平面サイズと同様に長さ7m、幅4mの領域とした。この解析領域を図-2.128に示す要素分割を行い、解析を実施した。縦分散長は観測規模に依存することが指摘されており、大型土槽実験規模の場合、数10cm程度と想定される。この値から要素分割の指針となるペクレ数を２程度にするため流動方向の基本メッシュサイズを10cmとして要素分割を行った。また、流動方向に直交する方向には、中央ラインから50cm離れまでは5cm、50cmから1mは10cm、1mから2mまでは20cmで要素分割を行った。図-2.129に設定した境界条件を示す。流れに関しては、一様な飽和定常状態になるように、上流側および下流側を水位固定とした。移流分散に関しては、注入地点の濃度を1に固定し、上下流側は分散濃度フラックス=0として設定した。

表-2.67に解析ケースを示す。本解析では、各採水地点における破過曲線の飽和濃度比の1/2に上昇するまでの時間の平均から実流速を0.6m/dayに設定し、実測中央ラインの各採水地点の破過曲線と適合するように縦分散長と横分散長のパラメータスタディを行った。

図-2.130～図-2.132に中央ラインの時間－濃度比分布を示す。分布図は各採水地点の実測値を印で示し、各解析値を曲線で示す。図-2.130では、全体に解析濃度比が実測濃度比に比べて大きく11日においても濃度比の上昇傾向が見られた。このため、縦横分散長比は変えずに縦分散長を短く10cm（図-2.131）とした。時間的には解析濃度比に飽和状態が見られたが、全体に解析濃度比が実測に比べて大きい分布となった。このため、縦横分散長比を1/2（図-2.132）として解析を行った。この場合、実測値に比較的近い時間－濃度比が得られた。この解析ケース(case-H3)の11日における濃度比コンター図を図-2.133に示す。この濃度分布を見ると、中央ラインから25cm離れの領域で濃度比0.3～0.5、50cm離れの領域までで濃度比0.1～0.3が分布しており、25cm離れの採水地点で濃度が測定されてなかった実測結果と異なる結果となった。

平面２次元解析では、実測結果に適合する濃度分布を再現することが出来なかった。これは、大型土槽では2mの帯水層に対して、点汚染源となる実験条件となっており、３次元的な濃度分布になると考えられる。これに対して、平面２次元解析では、帯水層の厚さ方向に対して一様に汚染源が存在するような条件となり、帯水層厚さ方向への分散が表現出来ず、その分、横方向に濃度が分散した結果になったと考えられる（図-2.134)。このため、実験を再現するには３次元解析が必要と考えられるが、本実験では均質土槽で均一流れ場であることから、土槽中央ラインを軸とした軸対称解析を行い、３次元効果を見込んだ解析を実施した。

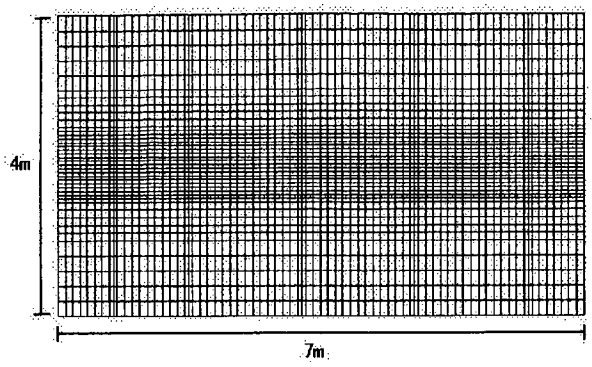


図-2.128　要素分割図（3116 節点、3000 要素）

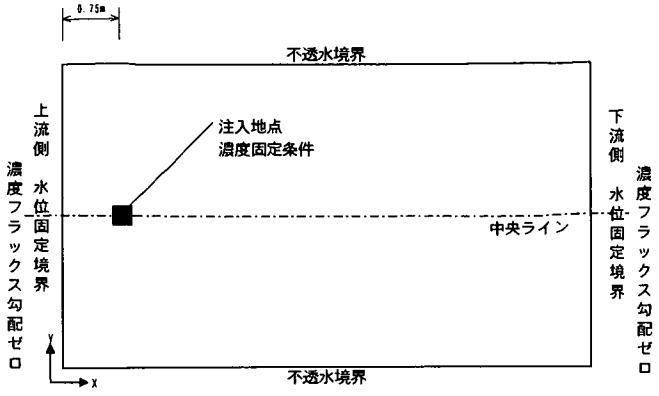


図-2.129　境界条件

表-2.67　平面２次元解析ケース

解析ケース	設定実流速 (m/day)	縦分散長 (m)	横分散長 (m)	縦横分散長比 (横/縦)
case-H1	0.6	0.2	0.02	1/10
case-H2	0.6	0.2	0.01	1/10
case-H3	0.6	0.1	0.05	1/2

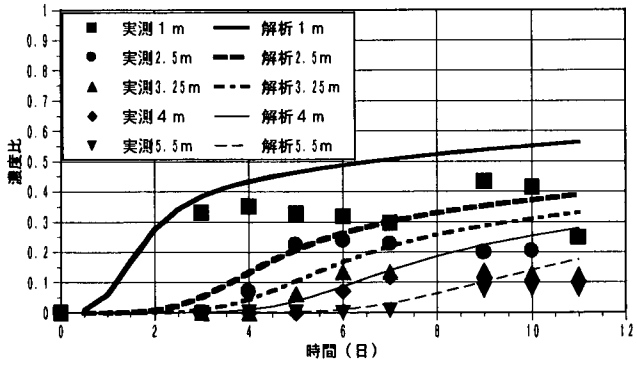


図-2.130　時間－濃度比分布図(case-H1)

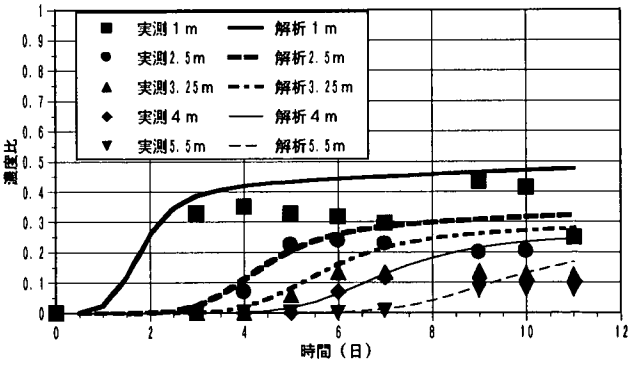


図-2.131　時間－濃度比分布図(case-H2)

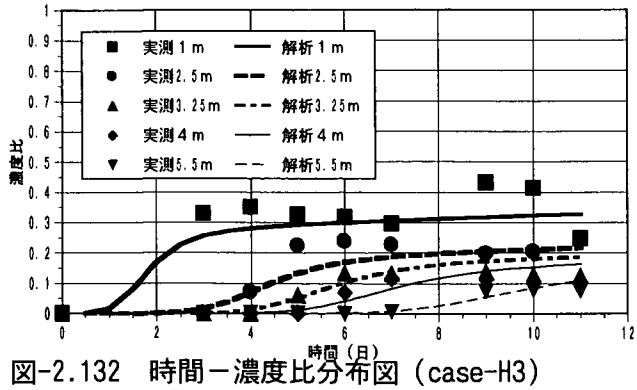


図-2.132　時間－濃度比分布図（case-H3）

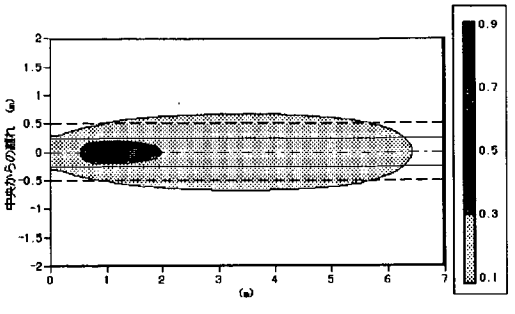
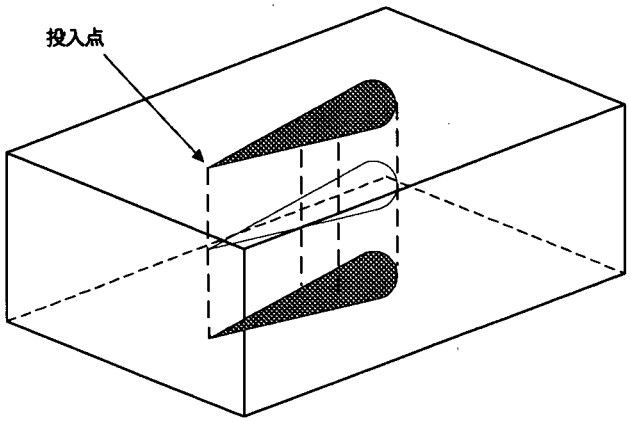
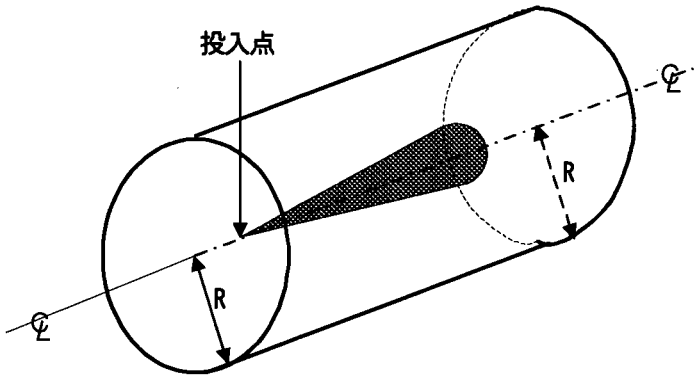


図-2.133 濃度コンター図(case-H3/11 日)



(a)平面２次元の場合
(汚染源が帯水層に対して線として評価され、
厚さ方向が一様な円筒状の濃度分布となる)



(b)軸対称（３次元）の場合
(汚染源が帯水層に対して点の場合、
バット状に汚染プリュームが移行する：３次元的挙動)

図-2.134　次元による誤差

(3)軸対称解析

解析領域は、平面２次元モデルの中央ラインから半分とし、中央ラインを軸として長さ 7m、幅 2m の領域とした。境界条件については平面２次元モデルと同様として、軸対称解析を行った。表-2.68 に解析ケースを示す。実流速は平面２次元解析と同様に 0.6m/day に設定し、最初に平面２次元解析で得られた最適パラメータを設定し、解析を行った。

図-2.135 に case-A1 の時間－濃度比分布図を示す。平面２次元解析の最適設定値で軸対称解析を行った場合、濃度上昇量も小さくかつ濃度の広がりも非常に小さい領域にとどまる結果となった。

このため、縦横分散長比を小さく設定し解析を実施した。縦横分散長比を 1/25 とした場合、各採水地点における時間－濃度比分布（図-2.136）で実測値に近い解析値が得られ、また、濃度コンター図（図-2.137）を見ると 0.1 の濃度比の横方向の広がりが 25cm 以内の領域となり、実測値に適合する解析結果となった。

表-2.68　軸対称解析ケース

解析ケース	設定実流速 (m/day)	縦分散長 (m)	横分散長 (m)	縦横分散長比 (横/縦)
case-A1	0.6	0.1	0.05	1/2
case-A2	0.6	0.1	0.004	1/25

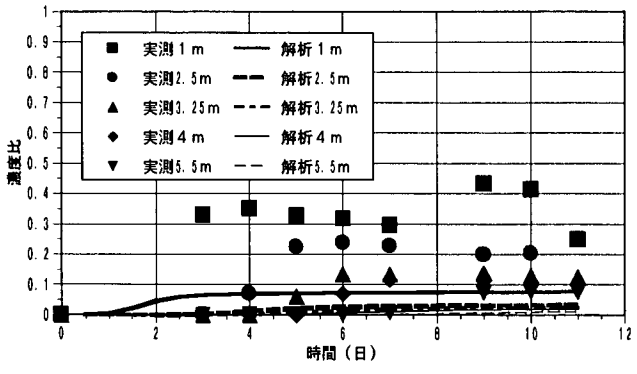


図-2.135　時間－濃度比分布図（case-A1）

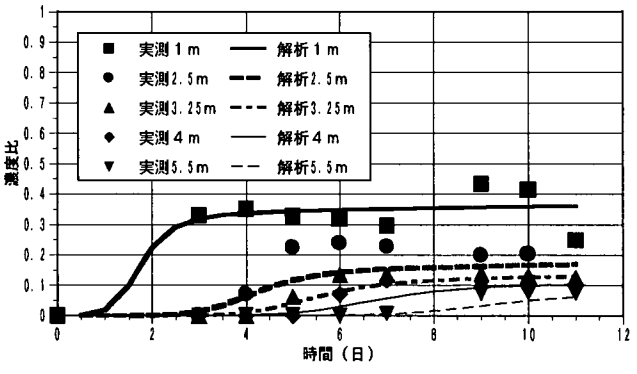


図-2.136　時間－濃度比分布図（case-A2）

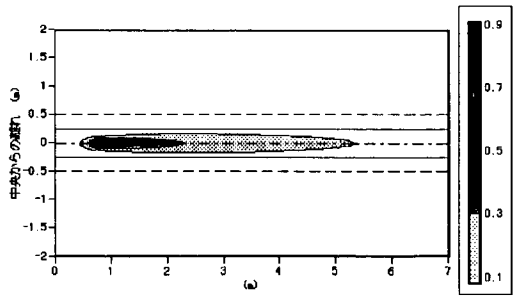


図-2.137　濃度コンター図(case-A2／11 日)

(4) 3 次元解析

解析領域は、平面 2 次元モデルの中央ラインから半分とし、中央ラインを軸として長さ 7m、幅 2m、高さ 2m の領域とした。境界条件については平面 2 次元モデルと同様として、3 次元解析を行った。実流速は平面 2 次元解析と同様に 0.6m/day に設定し、軸対称解析で得られた最適パラメータ（縦分散長 10cm、横分散長 0.4cm）を設定し、解析を行った。図-2.138 に 3 次元解析モデルメッシュ図を示す（49476 節点、45000 要素）。図中、赤色の部分が注入点（濃度固定点）を示している。また、x 軸方向でメッシュが細かくなっている部分が採水点がある位置である。

図-2.139 に他のモデルと同様に土槽中央ラインの各採水地点の時間－濃度比分布を示す。横軸は時間、縦軸は注入濃度 10、000ppm を 1 として換算した濃度比を示す。軸対称モデルと同じ移行パラメータを用いているが、飽和濃度に着目すると軸対称モデルの最適ケース（case-A2）よりも高い濃度となった。これは、濃度固定条件とした注入点の面積を比較すると、軸対称モデルでは半径 5cm の円形で約 79cm^2（$5\times5\times\pi$）あるのに対して 3 次元モデルでは、1 辺が 10cm の四角形で 100cm 2 となり、注入面積が大きくなった分、濃度が高めに解析されたと考えられる。このことから、汚染源の大きさの設定により、濃度分布も異なることから、実際の解析においては、汚染源分布の把握が重要になると考えられる。また、図-2.140、図-2.141 に解析等濃度面図を示す。図-2.140 では、各側面から見た濃度分布を示し、図-2.141 では、濃度分布の鳥瞰図を示す。この濃度分布は軸対称モデルと同様の結果で、流れ直交方向の濃度の広がりが小さく実測濃度分布に近い結果となった。

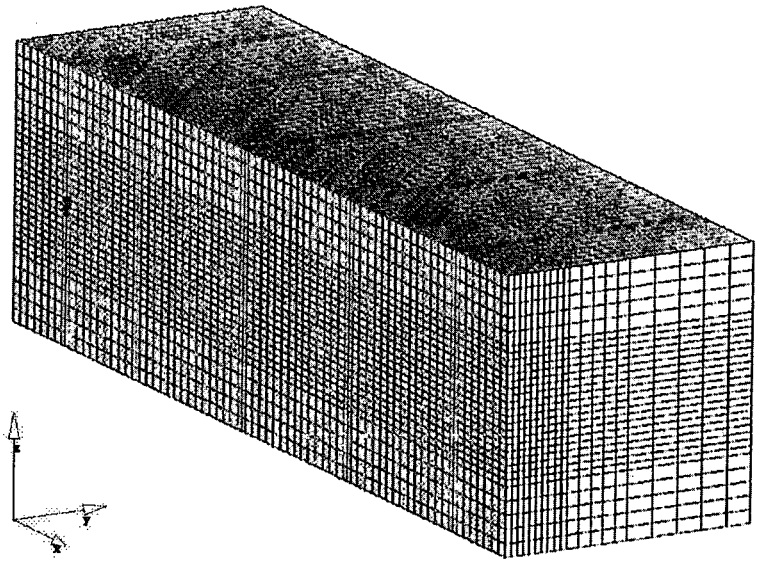


図-2.138　3 次元有限要素メッシュ図（49476 節点、45000 要素）

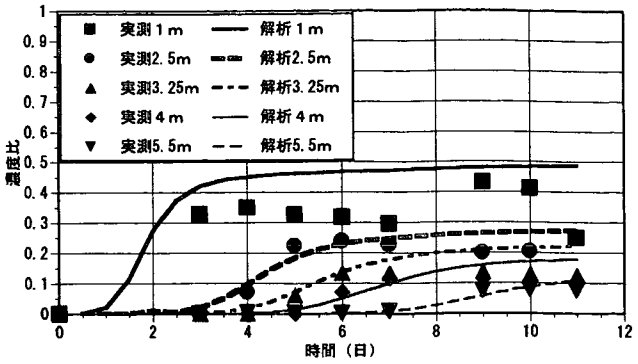


図-2.139　時間－濃度比分布図（３次元解析）

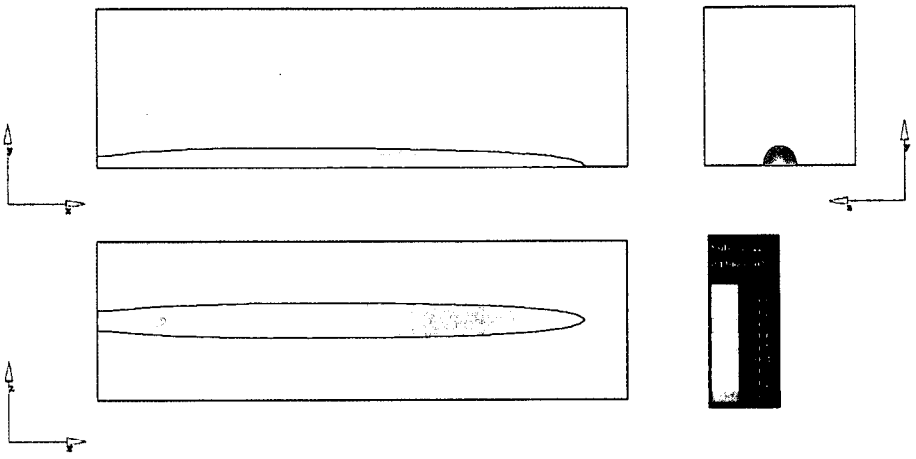


図-2.140　等濃度面図（３側面）

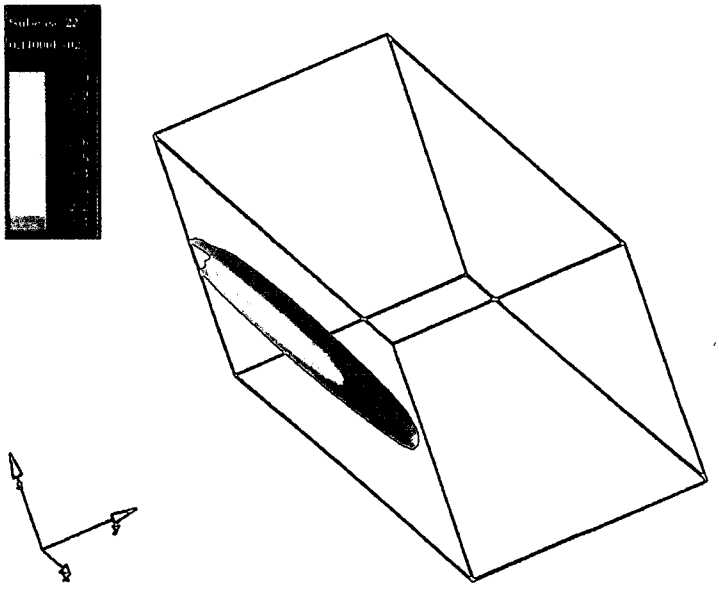


図-2.141　等濃度面図（鳥瞰図）

2）消石灰

塩水の代わりに脱気水で作成した水酸化カルシウム飽和溶液をトレーサーとして実験を同様に行った。採水した水に対して、pHとカルシウムイオン濃度の測定を行った。

表-2.69に実験開始後19日目の土槽中央採水点におけるカルシウムイオン濃度を示す。消石灰飽和溶液は、25℃でカルシウムイオン濃度は約1300ppmとなる（理科年表より）。これに対して、20～50ppmと小さい濃度分布となった。また、下流ほどカルシウムイオン濃度が大きくなっており、砂自体が含有しているカルシウムの溶出などの影響でトレーサーが移動してきた濃度では無いと考えられる。塩実験では、注入地点から1m離れにおいて3日程度の時間で塩濃度が達しているのに対して、19日目でもカルシウムイオンの移動は見られず、かなり大きな遅延現象が起こっていると考え、実験をさらに延長し、49日目まで行ったが、同様にカルシウムイオンの濃度変化は見られなかった。

このため、49日目実験を終了し、参考として注入口付近の砂を採取し、砂のpHとカルシウム吸着量の測定を行った。表-2.70に注入口からの距離と砂のpH値とカルシウム吸着量を示す。カルシウム吸着量を見ると、注入口から30cmまではカルシウムが70～30mg/kg（乾燥重量）と多く吸着されていたが、40cm以上では数mg/kgであったことから、注入口付近の砂にカルシウムがほとんど吸着され、ほとんど動いていないことが判明した。このため、砂のような土質では、カルシウムイオンはかなり大きな遅延効果があると考えられる。

表-2.69　土槽中央採水点におけるカルシウムイオン濃度（19日目）

注入口からの離れ(m)	カルシウムイオン濃度（ppm）
1m	25.8
1.75m	32.2
2.5m	38.2
4m	49.1
5.5m	50.7

表-2.70　注入口からの距離と砂のpH値とカルシウム吸着量（49日目）

注入口からの離れ(cm)	pH	カルシウム吸着量（mg/kg・乾燥重量）
10	10.8	70.9
20	10.8	51.4
30	10.6	27.0
40	8.1	2.9
50	7.9	4.6

3）六価クロム

(1)実験概要

図-2.142 に大型土槽実験の概要を示す。模型地盤は、長さ 7m、幅 4m、高さ 2m の大型土槽に、美浦産の砂を 20cm ごとに撒き出し、ダンパーで締め固めを行い作成した。上流側と下流側の水位を調節することで動水勾配を一定に保ち、定常状態の水平流動場を形成し、上流側から 75cm、幅方向中央、高さ方向中央に直径 10cm のポーラストーン盤を設置し、トレーサーの連続注入による移流分散実験を行った。本実験では、いくつかの予備実験を行い、トレーサーとして①比重調整を行った塩水、②水酸化カルシウム飽和溶液、③六価クロム溶液の 3 種について実験を行っている。

表-2.71 に六価クロムトレーサー溶液を示す。計測は、図-2.142 に示した採水地点において 1 日 1 回採水し、その溶液のクロムを六価に変化させて全クロム濃度の測定を行った。採水地点は、注入点と同じ高さの面(土槽中央水平面)で注入点から下流側に 0.5m、1.0m、1.75m、2.5m 離れで直線上(中央ライン)に配置した。また、横方向の濃度分布を測定するため、0.5m、1.0m、1.75m、2.5m 離れで土槽中央から 25cm 離して配置した。また、高さ方向の濃度分布を測定するために土槽中央鉛直断面でも中央水平面と同じように採水地点を配置した。

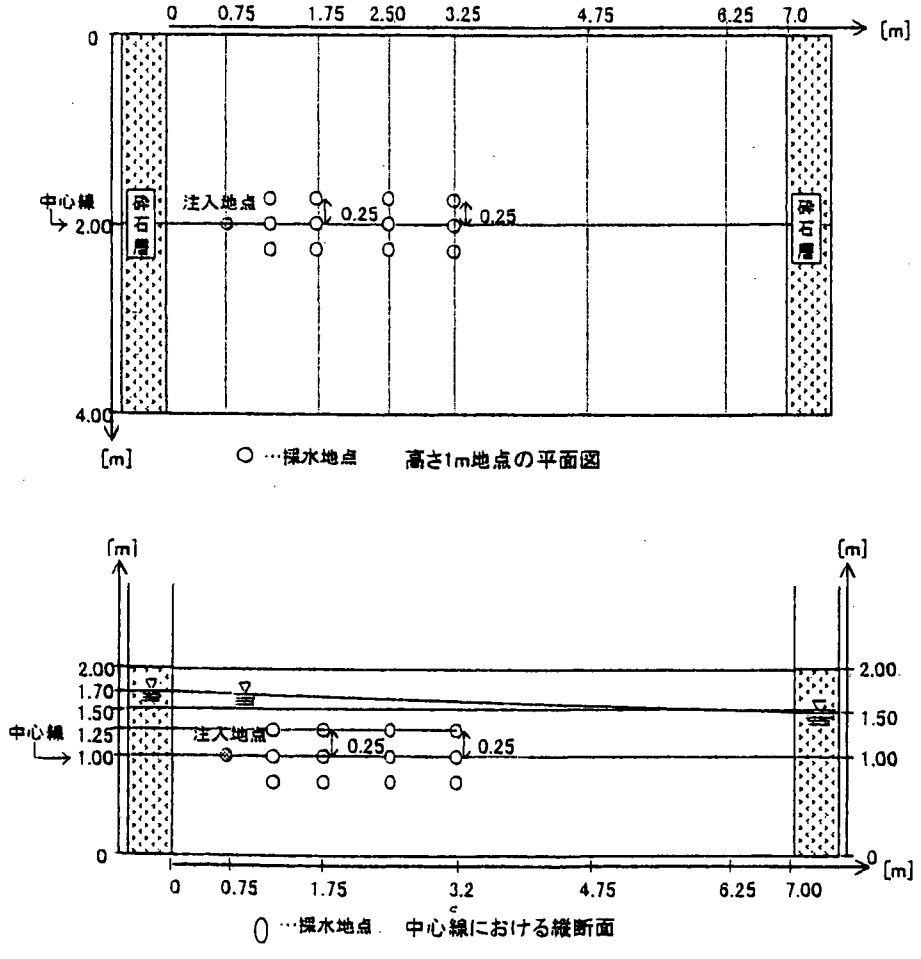


図-2.142　実験概要

(2)実験結果

図-2.143 に土槽中央ラインの各採水地点の時間-濃度比分布を示す。横軸は時間、縦軸は注入溶液の原液濃度 30.76mg/l を 1 として換算した濃度比で示す。一部欠損データをあるが、各採水地点で破過曲線の形態を示し、注入点から 0.5m、1.0m、1.75m 離れた採水地点では、各地点毎に異なる濃度比に飽和した濃度が測定された。中央ラインから 25cm 離れた採水地点においても濃度の測定を行ったが、塩水トレーサーを用いた実験[11]と同様に本実験でも濃度上昇はなく、六価クロムの広がりは 25cm 以内の範囲にあったと考えられる。

表-2.71　六価クロムトレーサー

原液濃度	30．76mg／ℓ
楕染物質	ニクロム酸カリウム溶液
仕様	脱気水で六価クロムを溶かしたものを用いた
測定項目	全クロムイオン

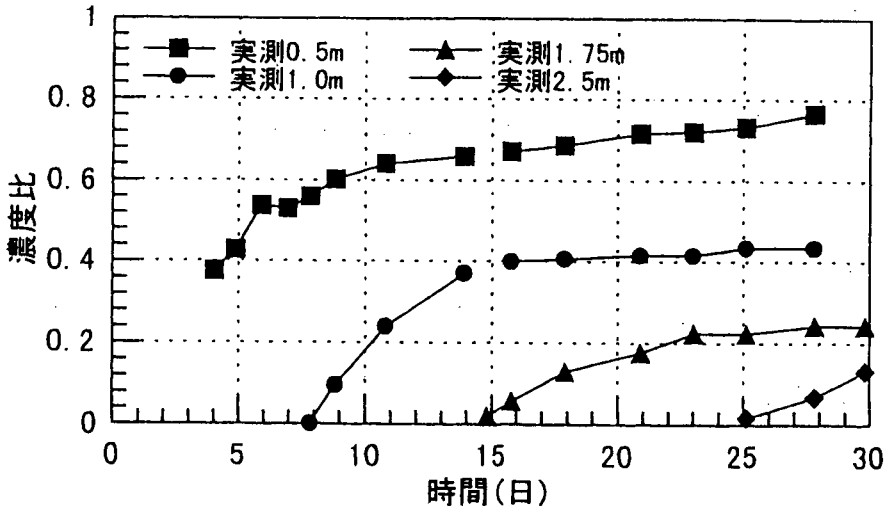


図-2.143　時間-濃度比分布

(3)平面二次元解析

解析に使用したコードは、既存の移流分散解析コードから、国内では公開され一般に用いられることが多い有限要素法の二次元解析コードを用いた。解析領域、境界条件については、三木らの報告[11]に詳しいので参照されたい。

表-2.72 に解析ケースを示す。解析は、実測中央ラインの各採水地点の破過曲線と適合するように縦・横分散長、遅延係数のパラメータスタディを行った。

解析結果の中央ラインにおける時間-濃度比関係を図-2.144 に示す。パラメータスタディの結果、縦・横分散長、遅延係数の組み合わせで中央ラインの時間-濃度比関係は、実験結果との傾向を概ね再現することができた。しかし、図-2.145 に示す 30 日の濃度比コンターを見ると、中央ラインから 25cm 離れの領域で濃度比 0.1～0.2 が分布しており、実験の採水地点で濃度が測定されていない結果と異なる結果となった。

表-2.72　解析ケース（平面二次元）

解析ケース	設定実流速 (m/day)	縦分散長 (cm)	横分散長 (cm)	縦横分散長比 (横／縦)	遅延係数
case－CH1	0.6	10	2	1/5	7

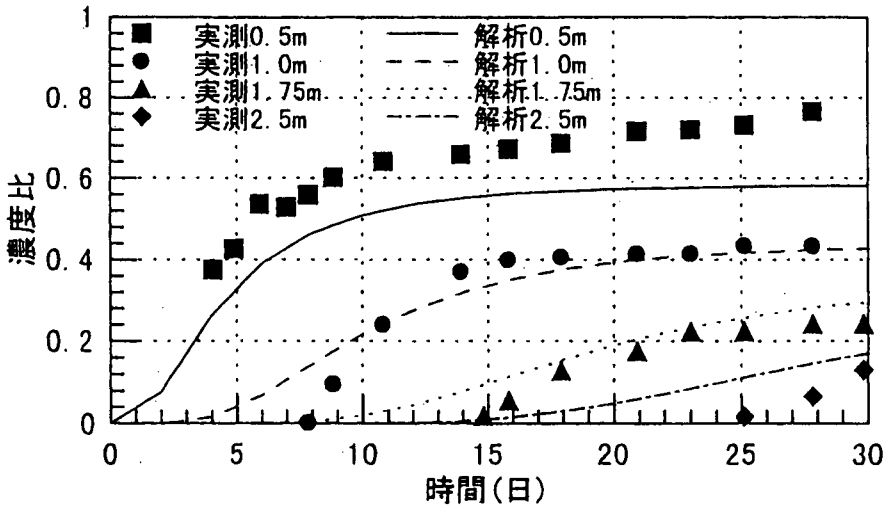


図-2.144　時間濃度比分布(case-CH1)

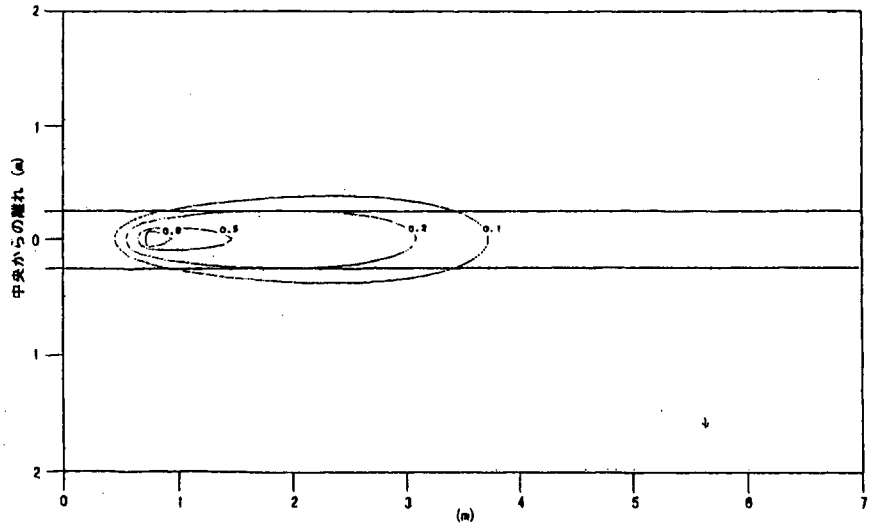


図-2.145　　濃度コンター

(4)軸対称解析

二次元解析で実験を再現しようとすると上記に示す結果となった。これを解消するため、土層中央ラインを軸とした軸対称解析を行い、三次元的な効果を見込んで解析を実施した。

表-2.73 に解析ケースを示す。解析は、平面二次元と同様にパラメータスタディを行った。

解析結果の中央ラインにおける時間-濃度比関係を図-2.146 に示す。パラメータスタディの結果、縦横分散長比で 1/10～1/25、遅延係数で 7～8 の範囲で実験結果を再現することができた。また、図-2.147 に示す 30 日の濃度比コンターから中央ラインから 25cm 離れの領域で濃度比が 0.1 以下となっており実験と適合する結果となった。

(5)まとめ

縦分散長に対して観測規模から推定される値を設定し縦横分散長比(横/縦)を 1/25 程度に設定し、軸対称解析を行うことで、大型土槽実験をほぼ再現することができた。また、本共同研究で別途行われている小型カラム試験の結果から六価クロムの遅延係数は、3～5 程度となっており、今回の解析結果では 8 程度とやや大きい値を示す結果となった。

表-2.73 解析ケース（軸対象）

解析ケース	設定実流速 (m/day)	縦分散長 (cm)	横分散長 (cm)	縦積分散長比 (横／縦)	遅延係数
case－CA1	0.6	10	0.4	1/25	8

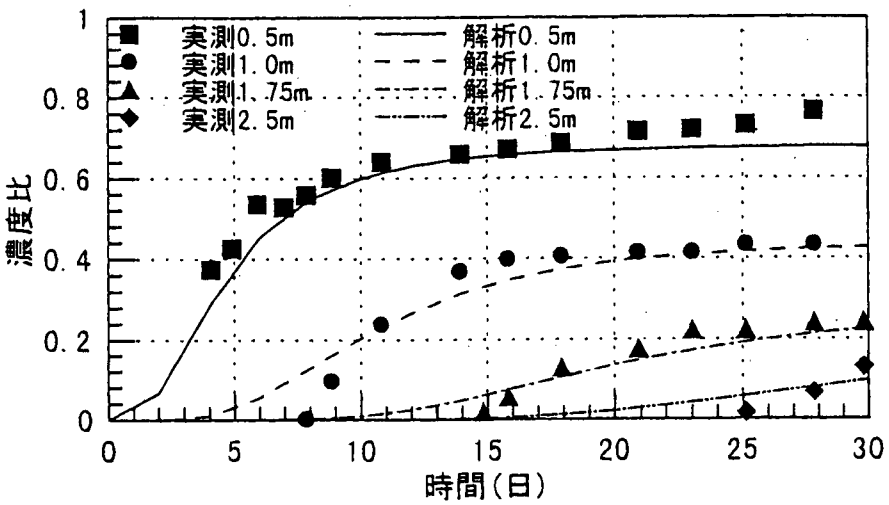


図-2.146　時間一濃度比分布（case－CA1）

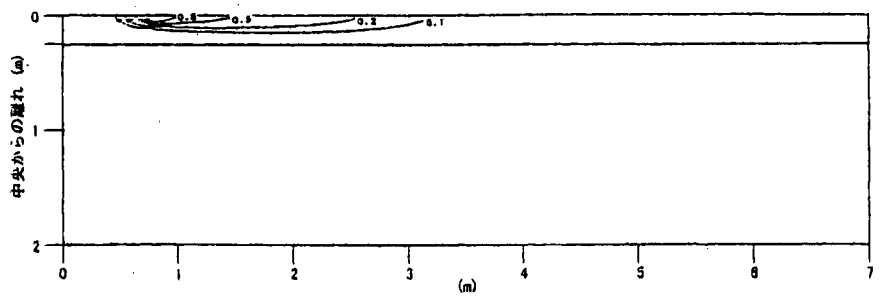


図-2.147　濃度コンター（case）CA1／30 日後）

2-3-2　揮発性有機化合物に関する大型土槽実験

1）目　的

大型土槽内に地盤及び地下水流場を再現し、揮発性有機化合物溶液(1-1-1 トリクロロエタン溶液：約 50ppm)を投与することによって、飽和帯水地盤中における移流・分散・吸着特性を把握する。さらに、軸対象二次元移流分散プログラム[11]を適用して実験結果の再現を試みる。以下に研究目的を示す。

・定数感度解析の基本モデルとすること
・揮発性有機化合物の縦分散係数(縦分散長)の確認
・揮発性有機化合物の縦横分散比(二次元，三次元的な移動形態)の確認
・縦分散特性のスケール効果(移動経路長の依存性)の検討

2）検討方法

(1)大型土槽実験

図-2.148 に示すように、大型ガラス土槽に地盤を築造し(長さ 13m×奥行き 1 m×深さ 3 m)、地盤内に所定流速の地下水流場を再現した後(その際、流量から地盤の透水係数の確認もあわせて行った)、注入点(直径 5cm の球形)からトレーサ溶液を注入し、注入点から距離 r = 1.0,2.5,4.0,5.5m離れたA，B，C，D断面に設置した各観測点(図中の○印)において、地下水中のトレーサ溶液濃度Cを 1 日あたり 1～2 回の割合で測定した。

実験は、表-2.74 に示すケース(うち 2 ケースは予備実験として塩水)で実施した。なお、1-1-1 トリクロロエタン溶液(ケース 3)については、簡易分析(ガス検知管)の結果を踏まえて、ガスクロマトグラフ分析を行う検体を絞り込んだ。

＜大型土槽地盤の特性＞

乾燥密度：1.45t/m^3，飽和湿潤密度：1.83t/m^3 ，間隙比：0.8，有効間隙率：0.44

透水係数：1.5×10^{-2}　cm/　，土粒子比重：2.66

(2)軸対象二次元移流分散解析

大型土槽実験の測定結果について軸対象二次元移流分散プログラムを適用し、キンツェルバッハの縦分散長と観測規模との対応関係(観測規模 1～5mに対して縦分散長値α_L=5～10cm)[1]を参考にして、縦分散長と縦横分散長比の組合せを変化させ測定現象の再現を試みた。

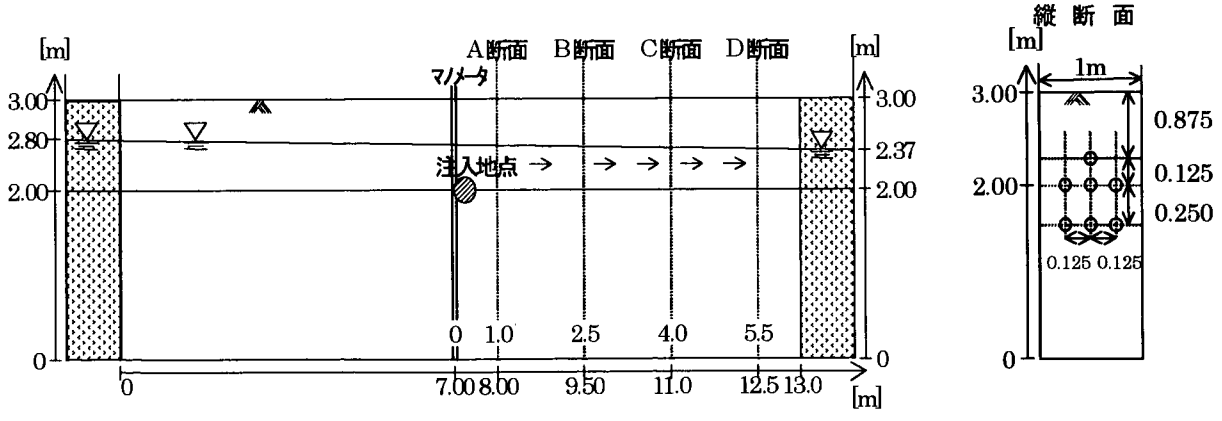


図-2.148　揮発性有機化合物溶液に対する大型土槽断面

表-2.74　実験ケース

	投与溶液	実流速	簡易分析の方法	水質分析への絞り込み
ケース１	塩　水 10,000ppm アルコールを用いて密度調整	1 m／日	＜電気伝導度計＞ 採水地点は 36 地点とし、溶液投入から12時間もしくは24時間おきに、下流端までの破過が発生し十分な時間が経過するまで実施する。	行わない
ケース２		0.5m／日		
ケース３	1-1-1 ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ 50ppm	1 m／日	＜ガス検知管＞ 溶液投入から 12 時間もしくは 24 時間おきに、各採水ポイント及び地下水面より上の数カ所で箇所で実施する。	＜ガスクロマトグラフ＞ 左記のガス検知管で反応したものに対してガスクロマトグラフによる水質分析を行う。

３）検討結果

(1)大型土槽実験結果

図-2.149(1)～(3)中のプロットは、注入点と同深度の中心線(以下、中心軸)上の測定点での比濃度 C/C_0 の経時変化を示している。

塩水における流速 1m/日(ケース 1)の結果によれば、A断面では約 30 時間後に比濃度 30%、B断面では約 70 時間後に 15%、C断面では約 130 時間後に 10%、D断面では約 180 時間後に 10%で定常状態に達している。

塩水における流速 0.5m/日(ケース 2)の結果によれば、A断面では約 60 時間後に比濃度 30%、B断面では約 160 時間後に 15%、C断面では約 250 時間後に 10%、D断面では約 250 時間後に 5%で定常状態に達している。

塩水においては、いずれのケースも中心軸から 12.5cm 以上離れた測定点での濃度検知はされていない。土槽での電気伝導度計による塩水検量下限値は 500ppm 程度(比濃度 5%程度)であったことから、比濃度 5～10%以上の塩水の広がりは直径 25cm 以内の範囲と推定される。

1-1-1 トリクロロエタンにおける流速 1m/日(ケース３)の結果によれば、A断面では約 30 時間後に比濃度 25%、B断面では約 70 時間後に 10%、C断面では約 130 時間後に 10%、D断面では約 180 時間後に 8%で定常状態に達している。表-2.75 は、各断面内で中心軸から 12.5cm 離れた測定点における 1-1-1 トリクロロエタン溶液の濃度の経時変化を示す。C、D断面の測定結果から、下流側への移動にともなって横方向の分散が進行していることがわかる。C断面の右側方点で一部比濃度 5%程度の濃度が検出されているが、比濃度 1%以上の広がりは、ほぼ直径 25cm の範囲内に収まっている。また、どの断面でも注入軸から 25cm 離れた測定点での濃度の検出はなかったことから、ガスクロマトラフの検量下限値が 0.005mg/l であることを考慮すれば、比濃度 0.01%以上の広がりは直径 50cm の範囲内と推定される。

(2)軸対象二次元移流分散解析結果

図-2.149(1)～(3)中の実線部は、軸対称二次元移流分散解析を用いて再現した中心軸上の濃度経時変化である。ここでは、縦分散長 5cm および縦横分散比 1/25 のとき、大型土槽実験結果をほぼ再現することができた。

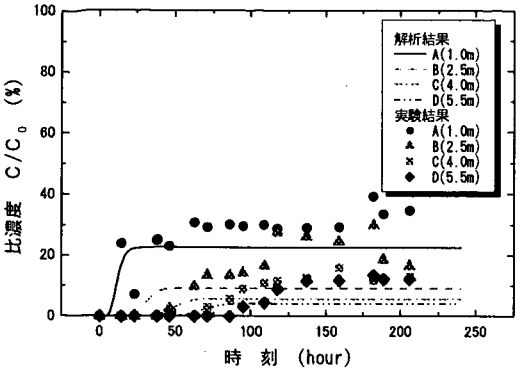
図-2.150 は、1-1-1 トリクロロエタンについて、図-2.149(3)と同一条件で解析したときの注入開始 120 時間後及び 167 時間後(地下水の移動距離が各 5m,7m となる時間帯)の注入点深度における平面広がり状況である。解析結果は、比濃度 2%以上の平面的な広がり幅が、実験結果(C、D

断面で直径25cm以内)よりもやや大きく(直径35cm程度)なっているものの、実験結果をほぼ再現することができたと言える。

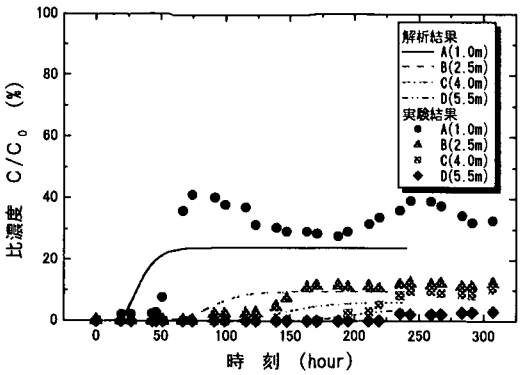
表-2.75　1-1-1トリクロロエタンの濃度変化(中心軸から12.5cm離れの各観測点)

		23hr	47hr	71hr	95hr	120hr	143hr	167hr	191hr	215hr
A断面	左側	ND	0.011	0.028	0.034	0.015	0.021	0.015	0.012	0.015
			(0.02)	(0.05)	(0.06)	(0.03)	(0.04)	(0.03)	(0.02)	(0.03)
	右側	ND	0.078	0.053	0.031	ND	ND	ND	ND	ND
			(0.13)	(0.09)	(0.05)					
	上側	ND	0.015	0.029	0.023	0.023	0.012	0.018	ND	0.013
			(0.03)	(0.05)	(0.04)	(0.04)	(0.02)	(0.03)		(0.02)
B断面	左側	ND	ND	ND	0.026	0.026	0.034	0.029	0.025	0.029
					(0.04)	(0.04)	(0.06)	(0.05)	(0.04)	(0.04)
	右側	ND	ND	0.016	0.095	0.07	0.064	0.059	0.078	0.081
				(0.03)	(0.16)	(0.12)	(0.11)	(0.10)	(0.13)	(0.14)
	上側	ND	ND	0.33	0.9	0.92	0.97	0.87	0.74	0.77
				(0.57)	(1.55)	(1.59)	(1.67)	(1.5)	(1.28)	(1.33)
C断面	左側	ND	ND	ND	ND	0.097	0.16	0.15	0.15	0.19
						(0.17)	(0.28)	(0.26)	(0.26)	(0.33)
	右側	ND	ND	ND	ND	0.02	0.21	0.27	0.28	0.33
						(0.03)	(0.36)	(0.47)	(0.48)	(0.58)
	上側	ND	ND	ND	ND	1.7	2.9	2.7	2.8	2.9
						(2.93)	(5.00)	(4.66)	(4.83)	(5.00)
D断面	左側	ND	ND	ND	ND	ND	0.11	0.33	0.46	0.55
							(0.19)	(0.58)	(0.79)	(0.95)
	右側	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.031	0.11	0.13
								(0.05)	(0.19)	(0.22)
	上側	ND	ND	ND	ND	ND	0.35	0.53	0.6	0.76
							(0.60)	(0.91)	(1.06)	(1.31)

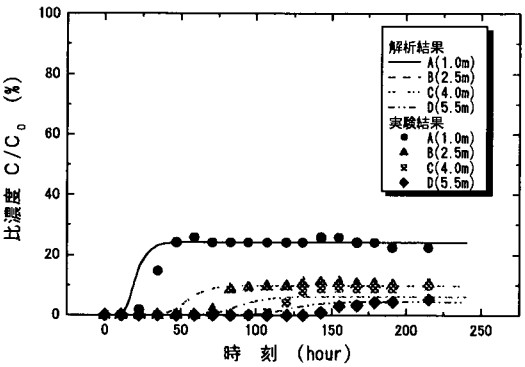
単位:mg/l, ( )内は%注入濃度に対する比濃度



(1)塩水・流速 1m/日(ケース１)

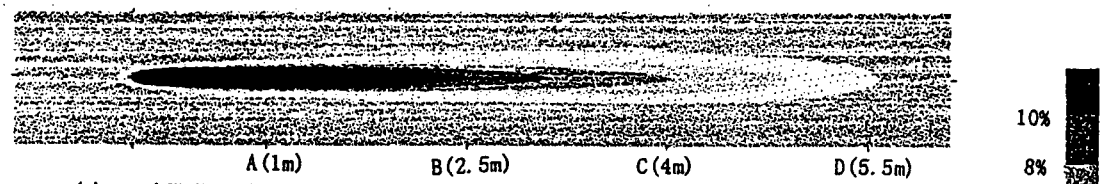


(2)塩水・流速 1m/日(ケース２)

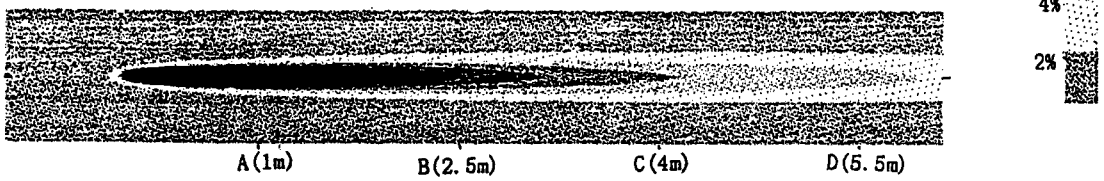


(3)1-1-1 ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ・流速 1 m/日(ケース３)

図-2.149　大型土槽実験結果及び解析結果



(a)120時間後の状況（注入点と同深度の平面，α_L=5cm, α_T/α_L=1/25)



(b)167時間後の状況（注入点と同深度の平面，α_L=5cm, α_T/α_L=1/25)

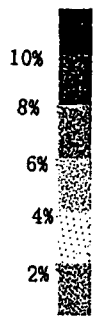


図-2.150　軸対称二次元解析プログラムより得られた汚染分散状況の平面図

4）まとめ

地下水中に溶解した揮発性有機化合物の挙動評価を行うことを目的に、大型土槽実験および既存解析コードによる検討を行った結果、以下のような結論を得た。

・長さ6m規模の大型土槽実験では、キンツェルバッハの縦分散長と観測規模との対応関係を適用することで、汚染の時間的進行をほぼ再現することができた。また、点汚染源に対して軸対称二次元移流分散解析コードがある程度適用できることを確認した。

・汚染到達範囲の予測では、汚染源から予測地点までの距離を把握したうえで、距離に対応した縦分散長を入力することが重要と考えられる。その際、文献値を使用することも可能ではないかとの見通しを得た。

2-4　ベンチマーク解析

2-4-1　大型土槽実験に関する感度解析解析

１）目的

地下水汚染に遭遇したとき、現在の解析技術はどの程度利用することができるのか、という疑問が常に浮かび上がる。実務において、現場での汚染物質濃度と解析結果の整合があまり良好でないという声を聞くことも多い。したがって、建設工事に際して地下水汚染に遭遇したとき、汚染予測解析はどの程度利用可能なのか、という問題を解決することは重要であると考えられる。

このような考えに基づき、共同研究では、地下水中の汚染物質の挙動予測解析技術について、その現状と問題点を下記のように整理した。

- 国内の解析コードとして代表的なものは、有限要素法では Dtransu2D・EL、TRANSFLOW の 2 コード（２次元モデル）と、有限差分法では MODFLOW の１コード（三次元モデル）がある。
- 入力定数は、地盤の水理地質特性に係るものと、汚染物質そのものの挙動特性に関するものから構成されている。
- 国内では解析技術の実務への適用性を検討した事例は少ない。
- 解析の結果に支配的な影響を持つ入力定数の見極めがなされていない。また、それらの把握手法、設定の考え方などが整理されていない。

共同研究では、このような解析技術に係る問題点を解決するために、“既存コードの入力定数の感度解析”と“既存コードのベンチマーク解析”を行い、国内で利用されている代表的な解析コードを地下水汚染問題に適用する場合の留意点について検討を行った。

具体的には、共同研究で行なわれた大型土槽を解析フィールドとし、地盤の水理地質特性に関するパラメーター（透水係数、動水勾配、有効間隙率　実流速など）を地下水の実流速で規定し、これに物質の挙動特性であるパラメーター（分散長、分散長の異方性（縦横比）、分散長の観測規模に対するスケール効果、吸着特性など）を変化させ、実務上の観点から、解析精度に支配的な条件を検討した。

２）入力定数の感度解析

(1)感度解析の着眼点

感度解析は、実務において地下水汚染解析を行うときの留意事項を示すために、前述した４つの項目に配慮して以下に示す項目に着目して行った。

- 予測結果に支配的な影響を持つ入力定数の見極めがなされていない。また、地下水流速・分散・吸着が、解析結果に与える影響の程度について、系統的に研究した事例が国内にはない
- 縦分散長は、移行スケールの増大（汚染規模の増大、あるいは観測規模の増大）にともなって大きくなることが指摘されている[1)]。しかしながら、このようなスケール依存性を考慮しなかった場合の、解析精度に生じる影響の大きさについては、具体的に把握されていない。
- 遅延係数もしくは遅延係数については、多数のビーカー試験やカラム試験が実施され、既存文献にも概略値が紹介されている。しかしながら、吸着特性の考慮が解析結果にどのような変化を与えるのか明確に示されていない。
- 解析領域の要素分割の方法、時間刻みの設定方法（クーラン数やペクレ数）によって、解の安定性や精度に影響が出ると言われている[1)]。こうした計算手法の影響が、入力定数の影響に比べてどの程度なのか、明確に示されていない。
- 三次元の地下水汚染問題を二次元にモデル化する場合、プログラムの適用上どのような留意点があるのか。２次元平面解析と三次元解析の特徴を把握する必要がある。

(2)感度解析の実施条件

①実流速、分散長、分散長の縦横比に着目した感度解析の条件

感度解析は、移流分散解析コード（二次元の有限要素系コード：Dtransu-2D-EL）を用いて、大型土槽（7m×4m×深さ 2m）をフィールドとして定数感度解析を行った。解析は、一定濃度の非吸着性物質を継続的に注入したと仮定し、表-2.76(1)に示す 36 ケースを解析した。各ケースでは、地下水の実流速、汚染物質の分散特性を決める縦分散長（流速方向の分散長）、縦横分散比（流速に直角な方向の分散長を規定）の３条件を変化させ、注入開始から 20 日後の汚染到達形状を以て比較を行った。なお、実流速は動水勾配 1/100、有効間隙率 0.4、透水係数を 10^{-2}～10^{-4}cm/s（シルト～細砂～粗砂～砂礫）の条件で、1cm/日、 10cm/日、 100cm/日、 縦横分散比は 1、 1/3、 1/10、 1/30 と変化させ、分子分散係数は無視できる程度の値として水の値とし、要素分割は 20cm×20cm メッシュ、時間刻みは 2時間とした。

②要素分割条件に着目した感度解析

移流分散解析では要素分割（ΔL）幅や計算時間刻み（Δt）の設定において、クーラン数（Cr=Vn Δt/ΔL、Vn：地下水の実流速）が 1 以下、ペクレ数（Pe=ΔL/α、α：分散長）が 2 以下（ Vn＜Δt＜ΔL2α）となるような要素分割をすることが、解析解の安定や精度には必要と言われている。

したがって、実流速が大きく分散長が小さい場合（速い流速場の汚染源近傍などを解析する場合）には、要素分割幅の制約が大きい。また、横分散長は縦分散長の数分の 1～10 分の 1 程度であるため、横分散長に合わせたメッシュを切らずに解析した場合の影響なども懸念される。そこで、36 ケースのなかから Case1-2-3 、2-2-3、 3-2-3 を選び、表-2.76(2)、(3)に示す 各３ケースについて、20cm×20cm メッシュのほかに、10cm×10cm、5cm×5cm の２条件を追加し、20 日後の汚染到達状況での比較を行った。

③吸着に着目した感度解析

吸着性物質の場合には、移流分散解析では遅延係数の入力が必要となる。遅延係数は、吸着性物質が非吸着性物質の何倍の時間で、ある汚染形状に到達するかを規定する定数である。本検討では、前記 36 ケースの内の 1 ケース (Case3-1-1)を対象に、遅延係数を 2.5、5.0、10.0、 20.0、 40.0 と変化させ、到達範囲の変化や地下水移行距離との関係を検討した。なお、遅延係数は、地下水中の物質の移流が遅れる現象を表すものであり、濃度の減衰については考慮していない。

表-2.76　感度解析のケース

(1) (ΔL=20cm)

ケース名	実流速 Vn (cm/d)	縦分散長 α_L (cm)	縦横分散比 α_T/α_L	動水勾配	有効間隙率 ne	透水係数 k (cm/d)	分子拡散係数 Dm (m2/s)
Case 1-1-1	1	1	1	1/100	0.4	40 (4.63E-4 cm/s)	
Case 1-1-2			1/3				
Case 1-1-3			1/10				
Case 1-1-4			1/30				
Case 1-2-1		10	1				
Case 1-2-2			1/3				
Case 1-2-3			1/10				
Case 1-2-4			1/30				
Case 1-3-1		100	1				
Case 1-3-2			1/3				
Case 1-3-3			1/10				
Case 1-3-4			1/30				
Case 2-1-1	10	1	1			400 (4.63E-3 cm/s)	1.00E-9 (8.64E-1 cm2/d)
Case 2-1-2			1/3				
Case 2-1-3			1/10				
Case 2-1-4			1/30				
Case 2-2-1		10	1				
Case 2-2-2			1/3				
Case 2-2-3			1/10				
Case 2-2-4			1/30				
Case 2-3-1		100	1				
Case 2-3-2			1/3				
Case 2-3-3			1/10				
Case 2-3-4			1/30				
Case 3-1-1	100	1	1			4000 (4.63E-2 cm/s)	
Case 3-1-2			1/3				
Case 3-1-3			1/10				
Case 3-1-4			1/30				
Case 3-2-1		10	1				
Case 3-2-2			1/3				
Case 3-2-3			1/10				
Case 3-2-4			1/30				
Case 3-3-1		100	1				
Case 3-3-2			1/3				
Case 3-3-3			1/10				
Case 3-3-4			1/30				

(2) ΔL=10cm

ケース名	実流速 Vn (cm/d)	縦分散長 α_L (cm)	縦横分散比 α_T/α_L	動水勾配	有効間隙率 ne	透水係数 k (cm/d)	分子拡散係数 Dm (m2/s)
Case 1-2-3h	1	10	1/10	1/100	0.4	40	1.00E-9
Case 2-2-3h	10					400	(8.64E-1 cm2/d)
Case 3-2-3h	100					4000	

(3) ΔL=5cm

ケース名	実流速 Vn (cm/d)	縦分散長 α_L (cm)	縦横分散比 α_T/α_L	動水勾配	有効間隙率 ne	透水係数 k (cm/d)	分子拡散係数 Dm (m2/s)
Case 1-2-3q	1	10	1/10	1/100	0.4	40	1.00E-9
Case 2-2-3q	10					400	(8.64E-1 cm2/d)
Case 3-2-3q	100					4000	

(3)感度解析結果

①実流速、分散長、分散長の縦横比に着目した感度解析結果

濃度等高線を図-2.151～図-2.153 に示す。この解析結果から以下の特徴が把握できた。

○実流速が大きいと汚染物質の到達形状が地下水の流れ方向に細長くなる。したがって、①モニタリングでは、下流方向に注意を払うことが重要、②縦分散長の良し悪しが汚染物質の到達距離の判定を左右する、③移行スケールに対応した縦分散長の入力が重要である。

○非吸着性物質の場合、低濃度の汚染物質到達前線が、地下水流の数倍から 10 倍程度前方を移行する。したがって、①環境基準レベルの濃度前線は、流速移行の相当前方にあると考える

必要がある、②分散長の縦横比については、基準となる縦分散長の入力値の影響が大きい（特に、縦分散長が大きい場合）。

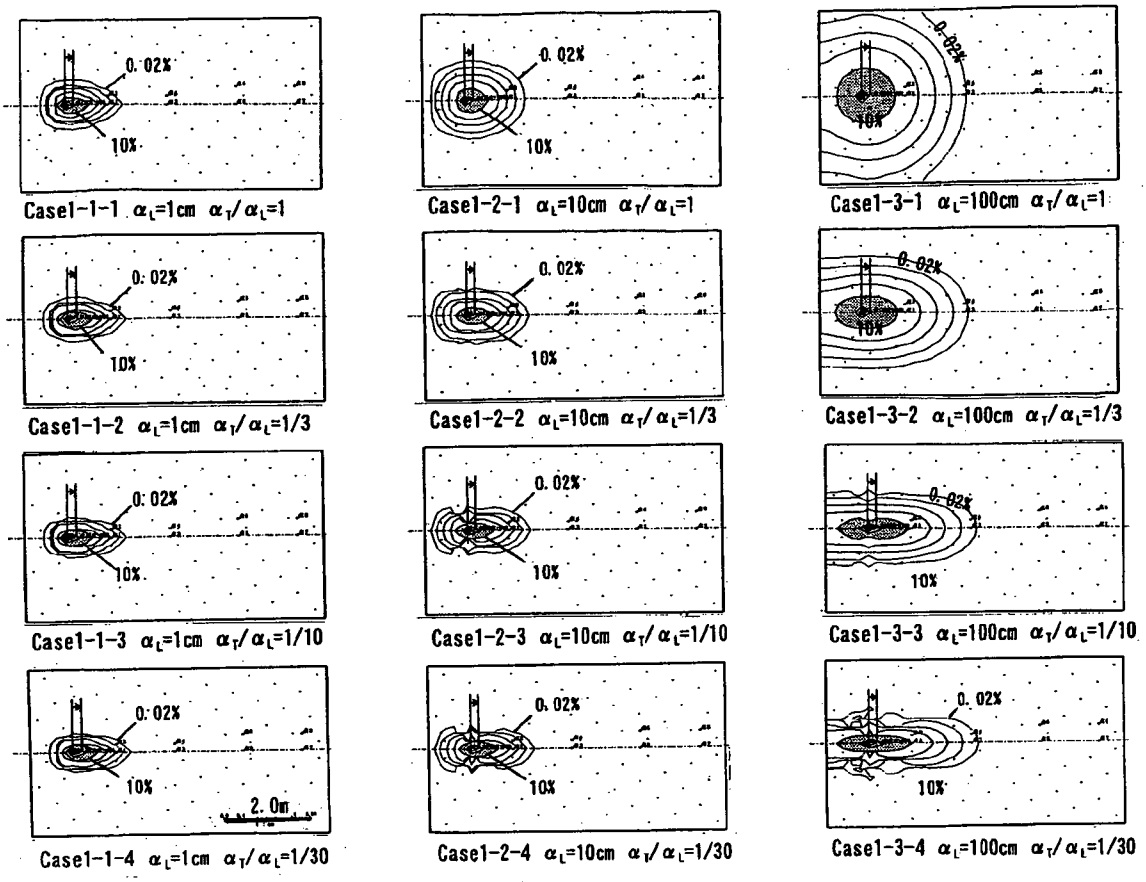


図-2.151　実流速 1cm/日の 20 日後濃度分布（Case1 シリーズ）

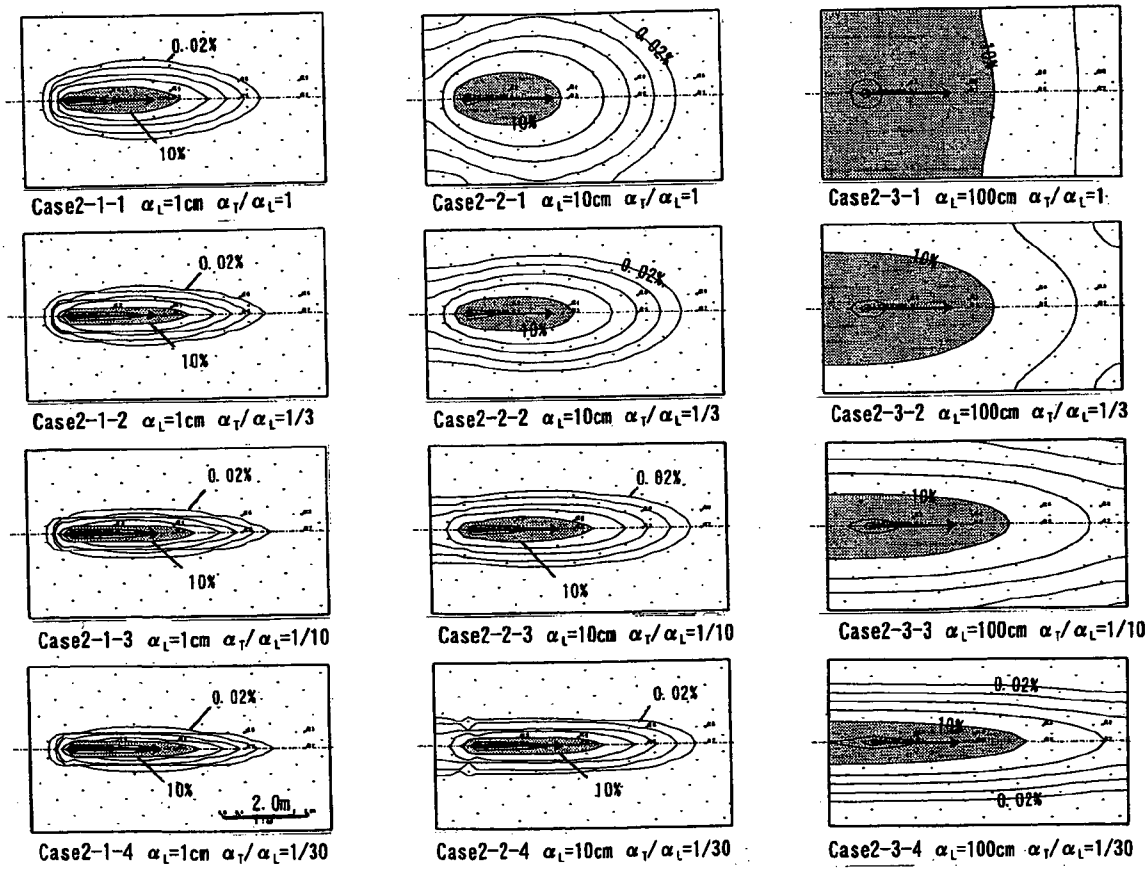


図-2.152　実流速 10cm/日の 20 日後濃度分布（Case2 シリーズ）

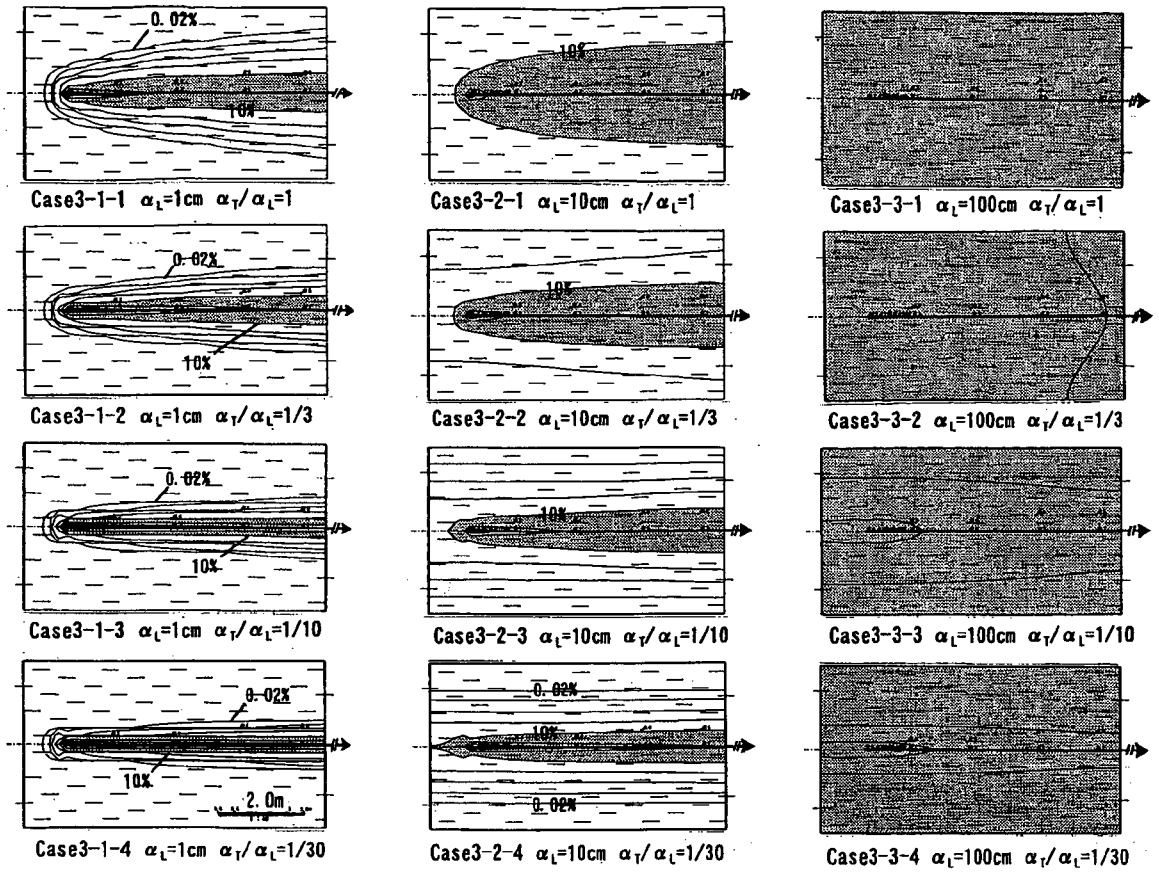


図-2.153 実流速100cm/日の20日後濃度分布（Case3シリーズ）

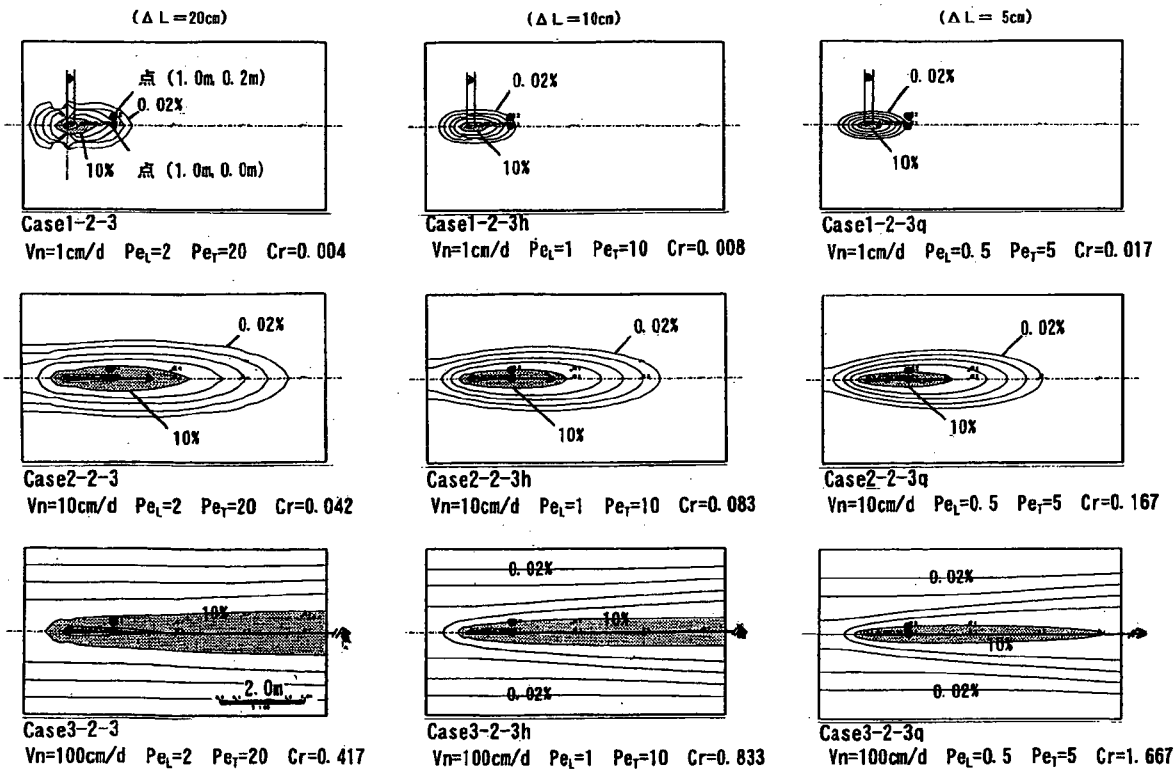


図-2.154 要素分割の大きさの違いによる20日後濃度分布

②要素分割条件に着目した感度解析結果

濃度等高線を図-2.154、汚染源近傍の特定点における計算濃度の比較を表-2.77 に示す。この解析結果から以下の特徴が把握できた。

○要素分割幅が小さいほど、濃度の広がり形状は鋭く細長くなっており、汚染到達範囲が小さくなる。

○Pet（横方向のペクレ数）=20 のケースは解が安定せず円滑な濃度曲線を得られない。Pet=5 程度であれば安定した解が得られる。

したがって、

- 汚染源から比較的近いポイントでの算定濃度については、分割幅の大小により大きな違いがある。
- 特定点で正確な濃度が知りたい場合（例えば、環境基準を上回るかどうかの検討など）には、分割方法にも細心の配慮を要する。
- 地下水流の方向よりも、これと直交する方向（すなわち横方向）の要素分割に注意が必要である。

表-2.77　要素分割の違いによる計算濃度の違い

点（1. 0m, 0. 0m）

ケース名	実流速 (cm/d)	分散長 (cm)	ΔL= 20cm	ΔL= 10cm	ΔL10/ΔL20 濃度比(%)	ΔL= 5cm	ΔL5/ΔL20 濃度比(%)
1-2-3	1	10	0.857	0.0964	11.25	0.0139	1.62
2-2-3	10		63.2	35.8	56.65	22.0	34.81
3-2-3	100		69.9	39.5	56.51	23.1	33.05

点（1. 0m, 0. 2m）

ケース名	実流速 (cm/d)	分散長 (cm)	Δ L=20cm	Δ L=10cm	ΔL10/ΔL20 濃度比(%)	ΔL =5cm	ΔL5/ΔL20 濃度比(%)
1-2-3	1	10	0.256	0.0242	9.45	0.0022	0.86
2-2-3	10		16.4	11.4	69.51	8.05	49.09
3-2-3	100		23.0	13.2	57.39	8.6	37.39

③吸着に着目した感度解析結果

濃度等高線を図-2.155、汚染源近傍の特定点における計算濃度の系日変化を図-2.156 に示す。この解析結果から以下の特徴が把握できた。

○遅延効果は、物質の到達時間の遅れを表わし、地下水の実流速が見掛け上遅くなるような再現結果となる。例えば、Rd=10.0 は Vn=10cm/日（Case2-1-1）の濃度到達形状と同じである。

○吸着特性（遅延係数）が大きくなると、汚染物質の到達が流水よりもかなり遅れる傾向が発生する。例えば、図-2.156 の Rd（遅延係数）=5 においては、濃度比 0.02%の濃度前線が流水到達距離（20m）の半分程度まで遅れている。

したがって、

・遅延効果により、吸着性物質では汚染物質の到達前線が地下水の移行よりも遅れて来るため、建設工事において地下水汚染に遭遇したような場合、対策を検討するため

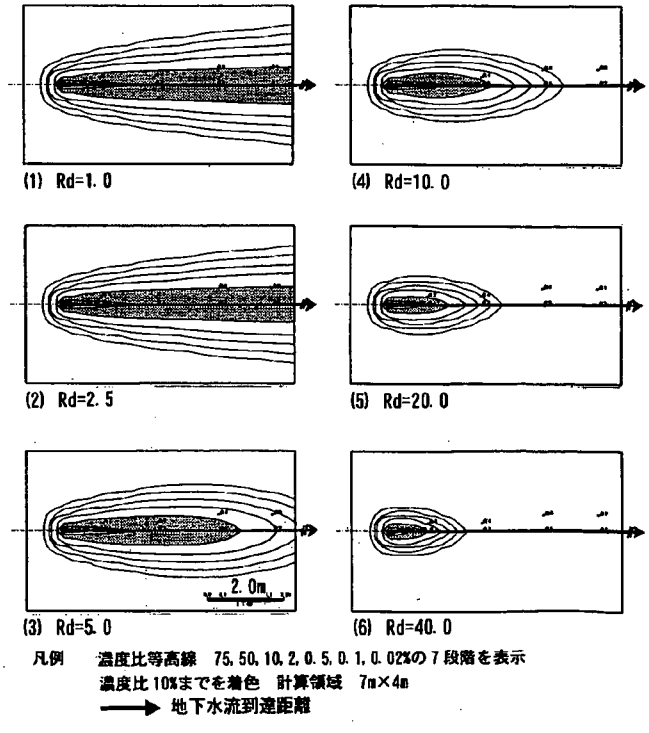


図-2.155　遅延係数を考慮したときの濃度分布図(Case3-1-1 の 20 後濃度)

の猶予期間がどの程度許容されるか等の観点に立つと、遅延係数の影響は大きいと思われる。

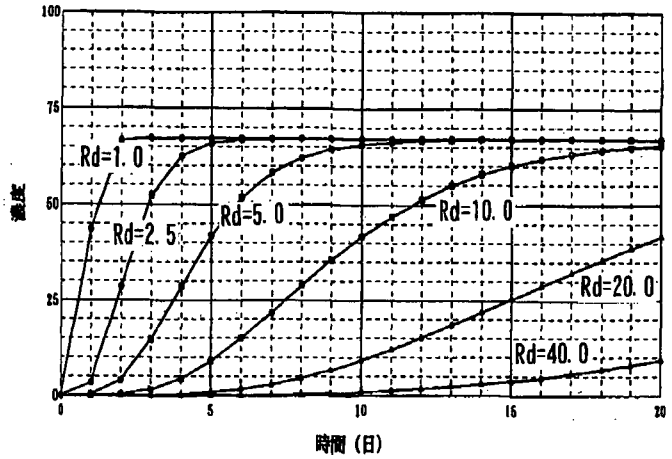


図-2.156　遅延係数を考慮したときの汚染源近傍の濃度系時変化曲線（Case3-1-1，点 1.0，0.0m 流芯上）

2-4-2　ベンチマーク解析

1）ベンチマーク解析の着眼点

ベンチマーク解析は、実務において地下水汚染解析を行うときに使用する解析コードの次元が異なる場合の留意事項を示すために、以下の事項に着目して行った。

○汚染物質の移行を二次元平面モデルで再現すると、汚染物質は単位厚さ当たりの帯水層中を水平方向（地下水の流向）に広がることになる。つまり、本来厚さのある帯水層中を上下方向にも移行するはずの汚染物質が水平方向のみに広がることになり、図-2.157 のように、帯水層の厚さを考慮した（現実的な）三次元的な広がり方に対して、二次元平面モデルでは、地下水の流れと垂直な方向（横方向）への物質濃度の増加が大きくなる傾向を想定でき、二次元と三次元では汚染物質の移行が異なってくることを容易に想像できる。

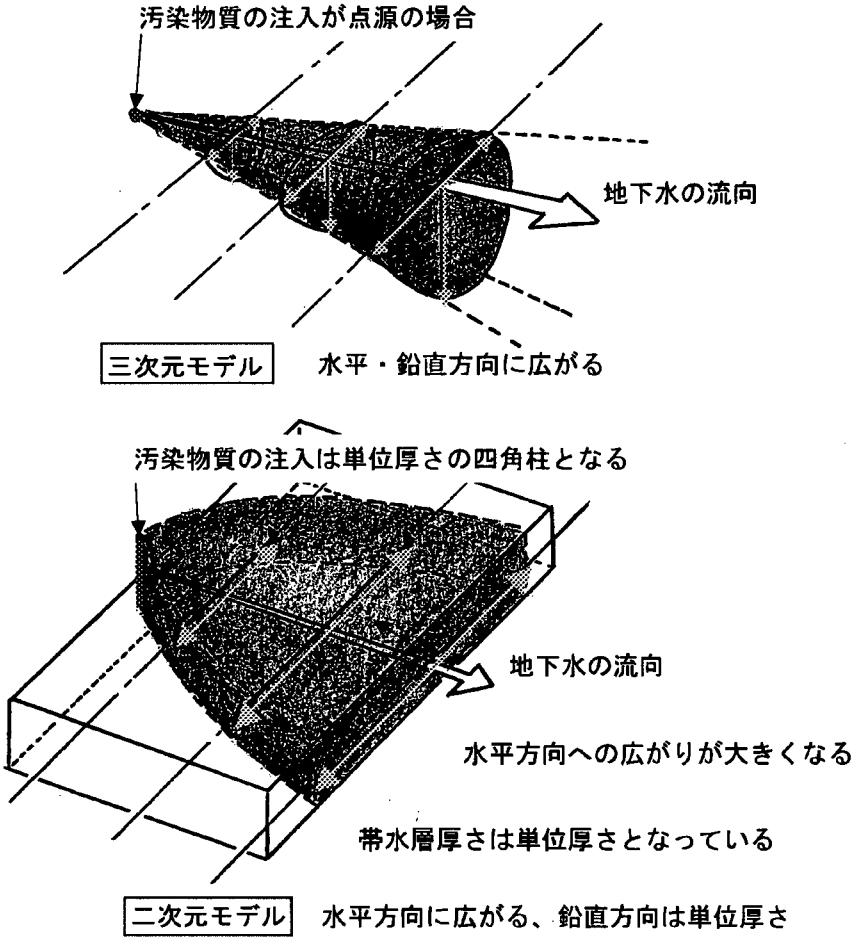


図-2.157　三次元モデルと平面二次元モデルの汚染物質の広がりの考え方

そこで、平面二次元モデルで再現した結果を三次元モデルで再現しようとすると（できるだけ近似させると）どのようなパラメーターの設定となるのか、実流速と縦分散長は同じとし、分散長の縦横比を変化させて検討した。

2）ベンチマーク解析の実施条件

解析フィールドは大型土槽の大きさとし、平面二次元モデルの1要素の形状は10cm×10cm×1m、三次元モデルの1要素の形状は10cm×10cm×10cmとした。

比較ケースは平面二次元モデルの表-2.76(2)、要素幅10cmの3ケースについて、三次元モデルの縦横分散比を調整して比較した。比較位置は図-2.158に示す地下水の流芯の4地点（注入点から1.0m、2.4m、4.0m、5.4m）と、流芯から0.2m、0.4m離れた4地点、計8地点で行った。

また、平面二次元モデルと三次元モデルでは汚染物質の注入条件が異なる。図-2.157に示したとおり、平面二次元モデルは解析平面状では点源となっているが、実際には帯水層は単位層厚を持つことから柱状の形状となっている。一方、三次元モデルでは点源としての入力が可能である。したがって、柱状と点状という汚染物質の入力条件の違いにより汚染物質の移行がどの程度異なるかについて概略検討した。

3）ベンチマーク解析結果

今回の検討においては、三次元モデルは差分法のため汚染物質の注入は要素に設定することとなり、図-2.158に示すとおり、注入面積は20cm×20cm(厚さ10cm)で、平面二次元モデルは有限要素法のため汚染物質の注入は節点に設定することになり、注入面積は10cm×10cm（厚さ1m）となっている。注入面積の面積比は、三次元モデル：二次元モデル＝4：1　となっており、注入される汚染物質の体積比は、三次元モデル：二次元モデル＝2：5　となっている。

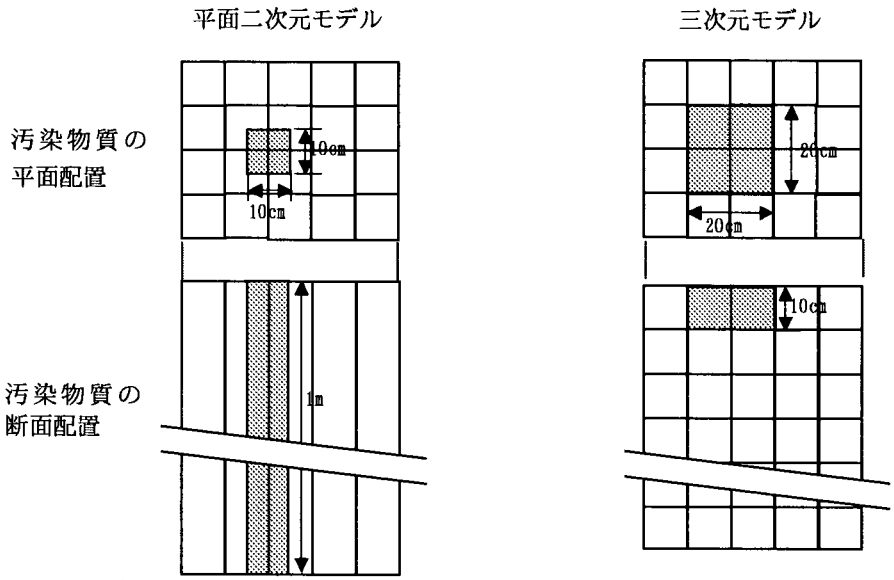


図-2.158　モデルによる汚染物質の注入条件の違い

図-2.159には、同じ解析条件とした場合の20日後濃度分布と、流芯部の観測点における到達濃度の系日変化が比較的よく一致するように縦横分散比を調整したケースの20日後濃度分布を示す。

また、図-2.160は縦横分散比の調整過程で行ったいくつかのケースを破過曲線として表したものである。

比較ケースは前述したとおり、平面二次元解析の条件を、縦分散長10cm、縦横分散比1/10と一定として、地下水の実流速を1cm/日、10cm/日、100cm/日と変化させたときに、三次元モデルの縦横分散比を順次変化させて同定した。三次元モデルでは、地下水面付近の汚染物質濃度を示している。これらの図から、以下の特徴が把握できる。

・同じ解析条件における濃度分布の形状は一見するとほぼ同じように見える。しかし、低濃度領域の等高線を良く見ると、実流速が遅い場合には三次元モデルの方が濃度の広がりが大きく、

実流速が速い場合には、三次元モデルの方が広がりは小さくなっている。
・地下水の流芯における到達汚染濃度の同定は、縦横分散比を約３倍にすることで（すなわち横に広がりやすくし、濃度上昇に遅れを生じさせた)、注入点からある程度近い観測点まででは、実流速 10cm/日及び 100cm/日について概ね同じ破過曲線の傾向を再現できた。
・しかし、注入点から流芯及び横方向へ離れるとその再現性は低下する傾向が見られる。
・また、実流速 1cm/日では濃度分布状況をほとんど一致させることができなかった。

このように、今回の検討では、まったく同じ濃度分布や破過曲線を再現することは比較的難しいという結果となったが、地下水面付近における地下水の流芯方向の濃度の再現においては、三次元モデルの縦横分散比を３倍程度にして広がりやすくする、すなわち、平面二次元モデルの縦横分散比を約１/3 倍程度として広がりにくくすると、両モデルの濃度分布が同様な傾向となることがわかった。

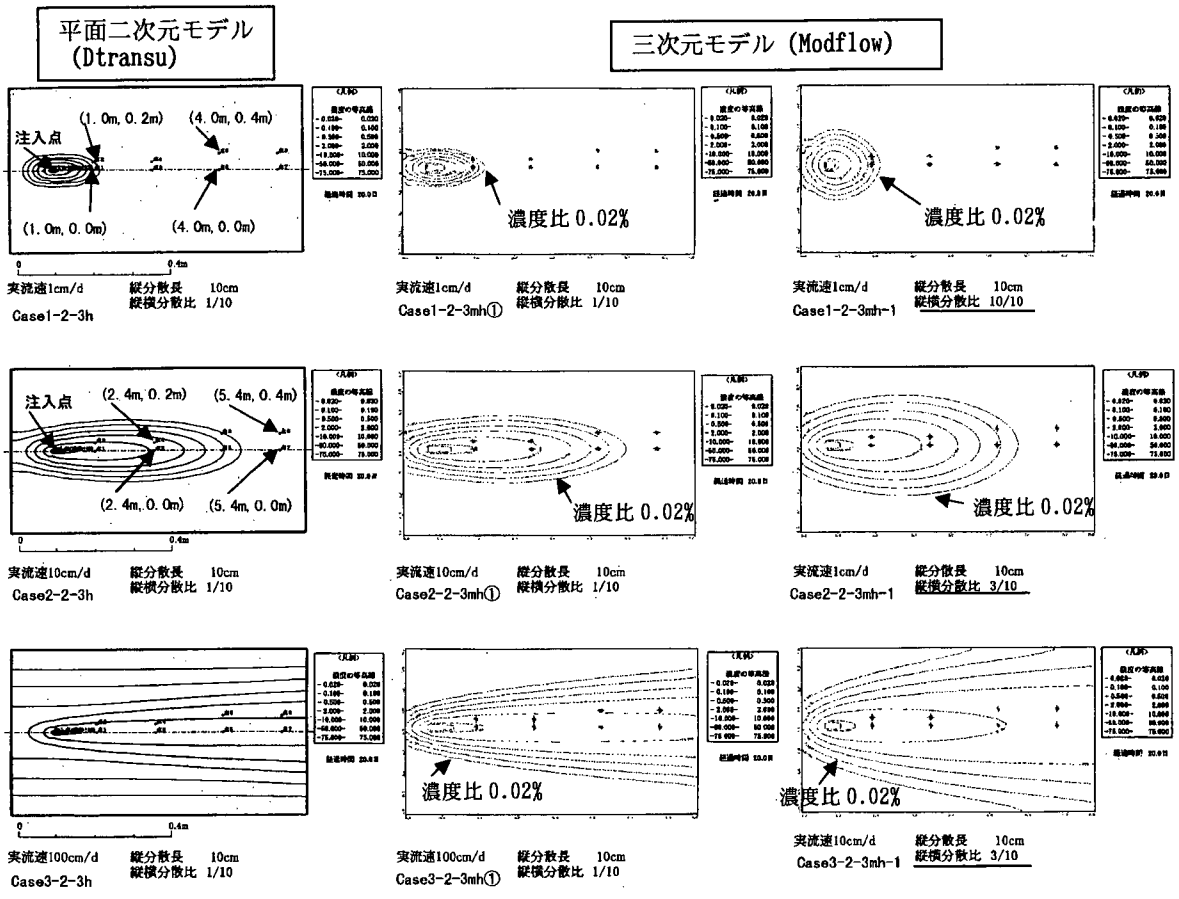
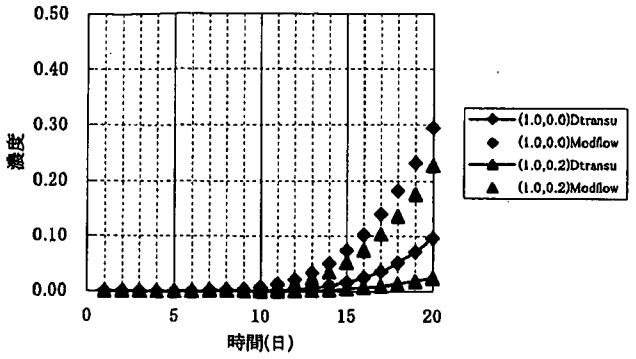
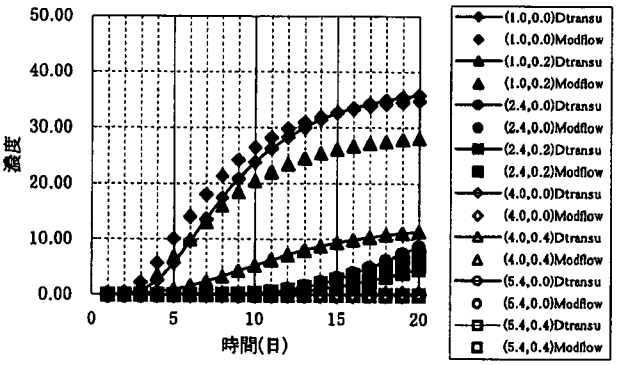


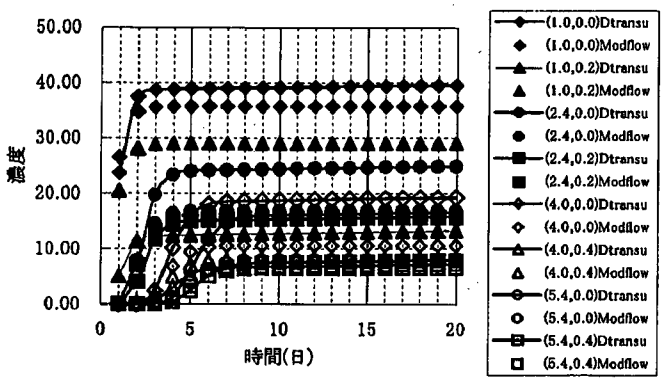
図-2.159　平面二次元モデルと三次元モデルの縦横分散比による濃度再現の調整結果



実流速 1cm/日の濃度曲線の比較　Case1-2-3h シリーズ



実流速 10cm/日の濃度曲線の比較　Case2-2-3h シリーズ



実流速 100cm/日の濃度曲線の比較　Case3-2-3h シリーズ

図-2.160
平面二次元モデルと三次元モデルの縦横分散比による破過曲線の比較

2-4-3　感度解析及びベンチマーク解析のまとめ

共同研究における今回の解析から、以下に示す、実務において移流分散解析を実施するときのいくつかの留意条項を再確認することができたと考える。

(1)解析コードについて

・　どのようなタイプの解析コードを使用しているのか、また使用するのかを確認する必要がある。汚染物質は、本質的に三次元の移行特性を持つことから、地下水の流れを二次元や準三次元でモデル化した場合には、分散長と縦横分散比の設定などに留意が必要である。

・　また、地下水質のモニタリング観測井との整合を見る場合には、そのモニタリング井戸のスクリーンがどのようになっているかを把握しておくことが必要である。つまり、観測井の構造によっては、帯水層中の一部分の地下水しか対象としていないことも考えられ、解析モデルが再現している汚染物質の濃度（特に帯水層中の鉛直分布）と整合しないこともある。

・　帯水層構造が単調で、水平方向の地下水流が卓越していると考えられれば、平面二次元モデルや準三次元モデルにより解析モデルの次元を下げた検討が可能と考えられる。

(2)入力条件（パラメーター等）について

・　地下水流況が十分に再現できているという条件のもとでは、汚染物質の移行の再現は縦分散長の設定が重要である。特に、流速が速い場合には、汚染物質が地下水流よりもかなり前方まで移行する。

・　縦横分散比についても、縦分散長がある程度正しいオーダーとして入力されなければ、詳細な議論をしても意味がない。二次元モデルにおいては、縦分散長が概ね正しく設定された場合には、既往の報告のとおり、縦横分差比を 1/10 程度として解析すればよいものと考えられる。

・　吸着特性を表す遅延係数などの設定では、汚染物質の種類をよく確認したうえで用いる必要がある。この設定如何で、汚染物質の到達時間が遅れてしまうことから、危険側の対策になってしまう可能性がある。また、遅延係数に濃度依存性があると考えられる(「2－2－1　1）重金属に関するカラム試験」を参照）が、解析においては汚染物質の初期濃度（最も大きな濃度）に着目して遅延係数を小さく見込む、あるいは既存文献によるなど、解析における考え方を整理して実施する必要がある。なお、重金属などの吸着性物質では、汚染物質の濃度が減衰するが、濃度の減衰効果の把握についても今後の課題となってくる。

・　汚染物質の注入条件の違い（点と柱状、平面的な面積の違い）に注意が必要である。汚染源が面源か点源かによって、汚染物質の移行形態が大きく変わる可能性がある。汚染源が不明な場合には、汚染物質の移流分散特性を鑑みて、汚染状況を十分に検討しモデル化する必要がある。

(3)モデル作成について

・　要素図の作成では、ペクレ数やクーラン数を意識して行うべきである。汚染により特に影響を受け、保全対象となるものが地下水流向に対してどの位置にいるかで、解析精度の高め方が異なってくる。

・　つまり、横方向への広がりにも十分配慮しなければならないのか、あるいは地下水の流向に沿った下流側だけでよいのかで、要素図の形状が異なってくる。勿論、解析領域全域で細かい要素とできればいいが、基本的には困難な場合が多いと考える。

・　有限要素法と差分法では、基本的に要素の作成方法に違いがあることから、実務においては、地下水流況の再現も含めて適切な要素図の作成が望まれる。

・　地下水流況の再現では、できるだけ不用意な固定水頭の設定は避け、地下水の流域境界を解析領域の境界とするべきである。その上で帯水層構造を十分にモデル化できれば、自然な地下水流況が再現でき、地下水汚染解析にも適用できる地下水モデルとなるものと考える。

実務において地下水汚染の影響予測解析を行う場合、汚染の程度や汚染物質、あるいは汚染されている地質の状況など多くの要素を勘案した上で、最も適切と考えられる解析コード

を用い、解析自体の特性を考慮した上で実行する必要がある。

最近のパソコンの発展からすると、比較的手軽に地下水汚染解析も実行できる環境となってきた。したがって、本検討で示したような留意点に配慮しつつ、効果的な解析が行われることを期待したい。

2-5 影響予測技術のまとめ

本研究では、土壌・地下水汚染の挙動予測に関しての研究を行い、その内、「地下水に溶け込んだ汚染物質が地下水とともに移動するような現象」に対する影響予測技術について検討を行ってきた。このため、影響予測の対象となる地盤は、比較的透水性が高く地下水の移動があるような帯水層に汚染源があり、そこから地下水中に汚染物質が溶け込み、汚染物質が地下水とともに移動（移流）し、地盤中を広がって（分散）いくような場面を想定した。また、このような汚染挙動の解析に対して多く用いられている「移流分散方程式」を基本とする場合の影響予測技術の検討を行ってきた。

移流分散解析により前述の影響予測を行う際、移行パラメータの内、縦（横）分散長、遅延係数、実流速の設定が重要であることが示された。実流速に関しては、従来実施されてきた地下水調査（地下水位分布、透水係数、間隙率など）が重要であることが再認識された。また、その他の移行パラメータについては、不明確な研究段階のものが多く、本研究でも、従来の考え方を踏襲するような結果ではあるが、分散長については、既存文献に適合する実験値を得た。また、遅延係数に関しては、陽イオン、陰イオンによる挙動の差や、濃度依存性、土壌の pH などの影響があることが本研究においても示され、影響予測解析に持ち込む際の課題を抽出した。

現状の影響予測技術についての知見をまとめると以下のようになる。

- 移行パラメータの内、分散長、遅延係数、実流速の設定が重要である。
- 汚染の広がり方の尺度の一つである分散係数は、流速依存性があり、概ね分散長×実流速で設定することができる。
- 分散長は、移行距離依存性が認められ、文献に示された値に適合するような実験結果が得られた。また、予測解析を行う際、移行距離を設定し、文献値に示される値が初期設定値（概算設定値）として利用できる。
- 横分散長の設定が汚染分布形状に対して影響が大きいことが明確となった。実験およびベンチマーク解析より、従来から言われている縦分散長に対して 1/10～1/50 程度の値を設定することで実験値に適合する解析結果が得られることが示された。
- 遅延係数は汚染拡大の時間を予測する際重要となるが、汚染物質毎に異なり、濃度依存性などの課題も多く、設定が難しい項目である。現状では、汚染物質毎に言われている文献値を用い、予測結果に対してモニタリング等の結果をフィードバックし、値の見直しを行い、予測精度を向上させる必要があると思われる。
- 帯水層に対する汚染源の分布状態により、汚染の広がり方に対して解析モデルの次元効果（２次元、軸対称、３次元など）が大きいことが判明した。予測解析を行う際、汚染源分布状態により、用いる解析モデルの次元の選定が重要となる。
- 移流分散解析を行う際、適切なモデルを作成した場合、解析コードの種類により大きな差は無い。しかし、要素分割の粗さの指標であるペクレ数や時間間隔の指標であるクーラン数の設定により解析結果が異なることから、モデル構築の際、計算時間等を考慮し、十分注意してモデルを作成する必要がある。
- 現状では、影響予測は、移行パラメータ設定の課題により、定量的な予測を行うことが困難な場合が多いと考えられる。しかしながら、移行パラメータや解析モデル設定を検討することにより相対的、定性的な検討には用いることは十分可能と考えられる。無対策時と対策時といった相対比較をすることにより、対策工選定や効果確認に際して、影響予測解析が定性的・相対的物差しとして重要な位置付けになると考えられる。

分散長について、従来の研究においては、分散係数の流速依存性および分散長の距離依存性が言われてきた。本研究でも、カラム試験、大型カラム試験、大型土槽実験などから、分散係数の流速依存性と分散長の距離依存性が確認できた。特に、分散長の距離依存性は影響予測解析を行う際、分散長の設定に際して重要な項目となる。図-2.161 に文献で示された分散長と移行距離の関係に共通実験から得られた値を加筆した図を示す。移行距離、30cm（小型カラム）、165cm（大型カラム）、7m（大型土槽実験）での実験結果のシミュレーション解析において、実験で得られた濃度分布を再現するのに最適と思われる分散長を○印で示した。この値を見ると、文献で示された分散長（縦軸）と移行距離（横軸）にほぼ適合した値となった。このことから、予測解析を行

う際、分散長の概略値は、移行距離を設定することで文献から縦分散長を設定することができると考えられる。

また、横分散長は、大型カラム試験、大型土槽実験の同定解析結果から、解析モデルの次元を適切に用いることで、縦分散長の 1/10～1/25 程度の値を設定することで概略予測計算ができると思われる。

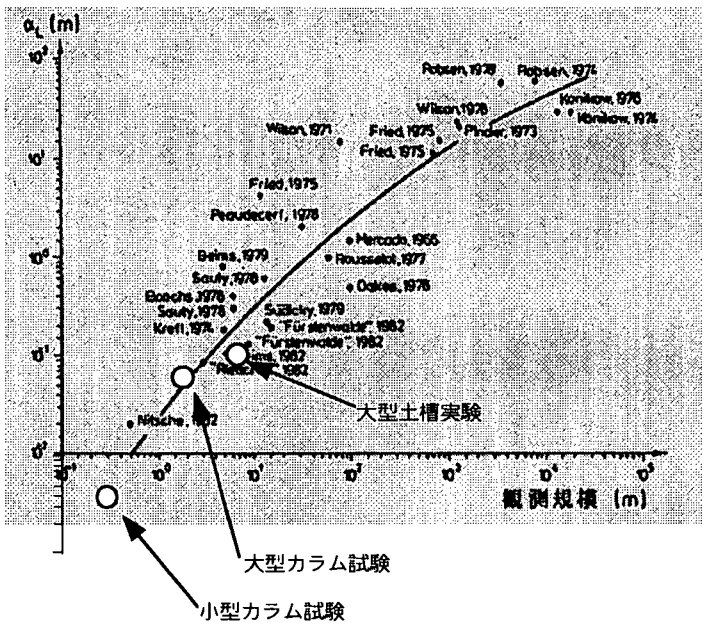


図-2.161　縦方向分散定数の観測規模への依存性 [1]

遅延係数は、影響予測解析において、汚染物質の移動速度に大きく影響を与えるパラメータであり、保全対象まで汚染が到達する時間を予測する際、その設定値により大きく解析結果が異なる。しかし、従来から言われているように、遅延係数の設定する際の試験法自体確立しておらず、その取り扱いについては課題が多いのが現状である。

以下に、本研究で得られた遅延係数に対する知見を示す。

- カラム試験では、塩トレーサーを遅延無しと評価し、他の汚染物質の試験を行うことで遅延係数を直接求めることができた。
- 本研究では、ビーカー試験で得られた遅延係数を用い、液相溶質濃度と固相の溶質濃度が線形であるという仮定の下に遅延係数の評価を行った。この遅延係数は、影響予測解析コードで一般的に用いられている遅延係数である。
- 小型カラム試験から塩トレーサーと比較して得られた遅延係数は、大型土槽実験で同定された遅延係数に近い値であった。(六価クロム／小型カラム試験：3～6 程度、大型土槽実験同定値：6.5～9)
- 六価クロム、砒素では、ビーカー試験から得られた遅延係数と超小型カラム試験から得られた遅延係数は砂の場合、ほぼ同じ値となった。
- カラム試験は、試料充填が難しく、同じ材料を用いたとしても同じカラムを作ることは困難であり、試験方法としては、難しい試験と考えられる。
- ビーカー試験は、試験方法が単純であることから、再現性の良い試験方法と考えられる。
- ビーカー試験で得られた遅延係数は濃度依存性が認められた。また、CEC カラム試験でも濃度により遅延係数が変わる傾向が見られた。
- 陽イオン系（鉛、カドミウム、水銀など）と陰イオン系（六価クロム、砒素など）で吸着挙動が大きく異なり、陽イオン系物質は概ね吸着量が多いとともに、土質（pH）による吸着量の差が明瞭である。
- 陰イオン系は吸着量が少なく、濃度依存性も陽イオン系に比べて小さい傾向が示された。

上記のように、遅延係数には、「濃度依存性」、「pH」など化学的特性による影響などの問題があり、現在一般に影響予測解析に用いられている濃度依存性や土壌・地下水の化学的特性を考慮していない遅延係数を用いて汚染物質の固相に対する吸・脱着現象を正確に再現することは難しいと考えられる。

今後、移行時間の予測を高精度に行うためには、高精度な水理場（実流速）の設定と吸着に対する濃度依存性や土壌・地下水の化学的特性を考慮した吸・脱着現象のモデルなどの基礎的な研究が必要になると考えられる。一方、実務上は、現状の水理モデルの精度や対策工の性能評価上必要な精度のバランスを考慮し、モニタリングと組み合わせた工学的・実用的な遅延モデルの構築が望まれる。

このように遅延モデルの考え方には多くの課題が残されているが、汚染影響予測解析が必要とされる水理場は比較的透水性の良い帯水層であり、移動しやすい汚染物質がその対象となる。この場合、砂や砂礫といったものが対象土壌となり、また、汚染物質としては六価クロムのような陰イオン系がその対象となる。本研究では、これらの土壌と汚染物質の組み合わせでは、比較的濃度依存性も小さくカラム試験から得られた遅延係数とビーカー試験から得られた遅延係数は比較的適合した研究結果が得られている。また、文献値とも適合することから、砂や砂礫、陰イオン系の汚染物質および遅延がほとんど無い有機塩素系化合物であれば、文献値やビーカー試験結果による遅延係数を用いることで概略的な影響予測解析ができると思われる。

ただし、様々な課題が残されたパラメータであり、モニタリング結果をフィードバックすることにより、逆解析的にパラメータの再設定が必要な項目と考えられる。今後、遅延係数に関する「濃度依存性」、「pH」など化学的特性による影響、拘束圧の影響についてさらなる研究が必要と考えられる。また、影響予測解析への影響度や導入手法についても検討が必要である。

このように移行パラメータの設定には、多くの課題が残されているが、現状で考えられる相対的・定性的物差しとしての影響予測を行うための影響予測解析のフローを図-2.162 に示す。

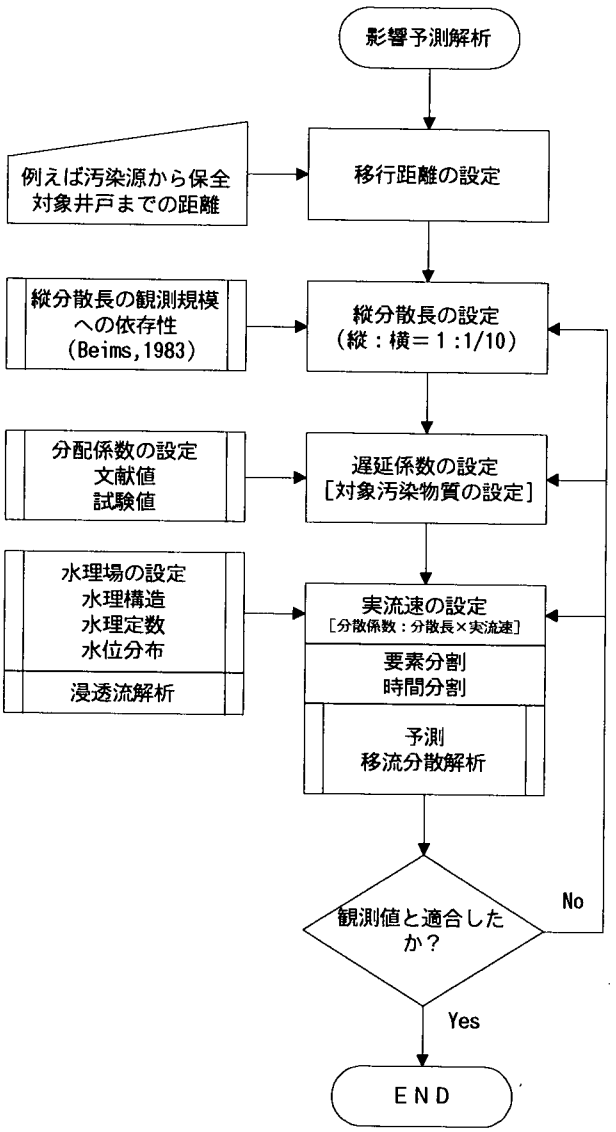


図-2.162　現状における影響予測解析フロー

参考文献

1) 中野政詩、宮崎毅、塩沢昌、西村拓(1995)：土壌物理環境測定法、東京大学出版会、pp.160-162
2) 大呂敏美、鈴木幸一(1984)：浸透層内の流れの分散に関する研究、土木学会中国四国支部、第31回昭和54年度学術講演会一般講演概要、pp.134-135
3) W. キンツェルバッハ著、上田年比古監訳(1990)：パソコンによる地下水解析、森北出版、pp.169-171
4) 伊井博行ほか(1992)：野外トレーサー試験による堆積岩の分散係数と有効間隙率の測定、地下水学会誌、第35巻、第一号、pp.23-36
5) 加藤正平、藪田肇(1986)：放射性廃棄物浅地層処分の安全性評価に用いる分配係数、原子力学会誌、Vol.28、No.4、pp.314～351
6) 日本土壌肥料学会編(1981)：土壌の吸着現象－基礎と応用－、博友社、pp43-44
7) 西垣誠 (1991)：誌面講座 地下水数値計算法(13)2-4. 物質輸送のその他の解析法 オイラリアン-ラグラジアン法 (EL法)， 地下水学会誌，第33巻，第4号，pp.265-276
8) 西垣誠，菱谷智幸，橋本学，河野伊一郎 (1995)：飽和・不飽和領域における物質移動を伴う密度依存地下水流の数値解析手法に関する研究 ，土木学会論文集，No511／III－30，pp.135-144
9) 建設省土木研究所ほか(1998)：共同研究報告書『地盤環境の性状保全型建設技術の開発』，平成10年度共同研究報告書
10) 阪上最一，孫躍 (1999)：移流拡散解析に及ぼすメッシュサイズに関する影響検討，第 34 回地盤工学研究発表会講演集，pp.95-96
11) 三木博史，小橋秀俊，平山光信，斉藤泰久他(1999)：実務適用のための汚染物質の挙動に関するパラメータスタディ,第3回環境地盤工学会ｼﾝﾎﾟｼﾞｳﾑ論文集,pp.205-210
12) 西垣　誠 (1998)：地下水汚染の解析，地質と調査，1998年第3号，pp.21-27

3．調査・モニタリング技術に関する研究

3．調査・モニタリング技術に関する研究

3-1　既往技術に関する調査

地盤環境の性状保全型建設技術を開発するにあたり、地盤環境そのものの性状をまず把握し、特定の建設技術を適用した場合の施工中・施工後の効果および影響を追跡する調査・モニタリング技術は必要不可欠である。本節では、この技術の現状について文献調査を行った結果を述べ、既存技術の適用性と問題点を明らかにしている。その中から既存技術の組み合わせによって技術的にも経済的にも最も合理的な調査・モニタリング手法を土槽実験により検証することとした。

3-1-1 文献調査

今回は、JICST を用いて既往文献の調査を行った。図-3.1 に示すように和文と英文に限定しても、この数年間毎年 370～420 件の報告がある。これに、個別に調査した文献を加えてテーマ別に整理し、主なものを抜粋したリストを節末に添付した。

表-3.1～3.3 には既存技術の実務上および本共同研究で実施する大型土槽実験への適用性に関してとりまとめた。

3-1-2 調査結果

文献調査の結果を整理し、調査・モニタリング手法の技術動向について述べ、研究課題を抽出した。

1）　地盤汚染調査・モニタリング手法

汚染源および範囲の調査・モニタリングのために、広い範囲を立体的に調査できる技術が必要である。構造物を建設するための地質調査と異なり、調査対象範囲が広いので、経済的に広範囲の調査ができる方法が実務的に望まれる。そのため、従来のボーリング調査では足場や櫓の設置に労力が必要であったものに対して、近年では移動性や操作性を向上した簡易機械式ボーリングが開発され、実績を上げている（山本他（1993[1)]，1994[2)]）、根岸(1997)等[3)]）。

また、有機塩素系化合物による汚染の地表付近のガス濃度測定については、人力打撃式削孔器とガス検知管を組み合わせた方法などが開発され、成果を上げている（森崎他(1995[4)])。長期間のモニタリングを行うには機器の耐久性が要求されるが、信頼性の高い地下水モニタリングシステムの開発が行われている（中嶋他（1995)[5)])。

このような実際に削孔して土壌、地下水の採取、測定を実施する方法は、確実にデータが得られるので有効な手法であるが、広い範囲を立体的に調査するには多くの調査孔を設置する必要があり、経済性の点から限界がある。

2）　地盤汚染調査・モニタリングへの物理探査の適用

地盤汚染の調査では、地中の汚染拡散状態や対策工の効果を可視化できる技術が望まれる（細見他(1994)[6)])。近年、電子技術の進歩に伴い物理探査機器やパソコンの性能が向上し、多量のデータを現地で比較的短時間に処理できるようになった。そのため、非破壊でデータを取得できる物理探査手法が、海外では環境問題にしばしば適用されている（Reynolds(1997)[7)]、Sharma(1997)[8)])。

国内でも、地下水の塩水浸入状況の調査、塩水トレーサーのモニタリングなどに適用されている（入江他(1996)[9)]、竹内他(1990)[10)]、千葉他(1997)[11)])。また、島(1997)[12)]は海外における物理探査の適用事例などを紹介した。このような地盤汚染問題における物理探査技術の適用は、濃度分解能の粗さ、ノイズ等の影響による再現性、日本のような不均質性の高い地盤での適用性等、実務面での問題点を慎重に検討する必要があるが、地下水理構造の把握にも有効と考えられ、今後、重要性を増す研究課題と考えられる。

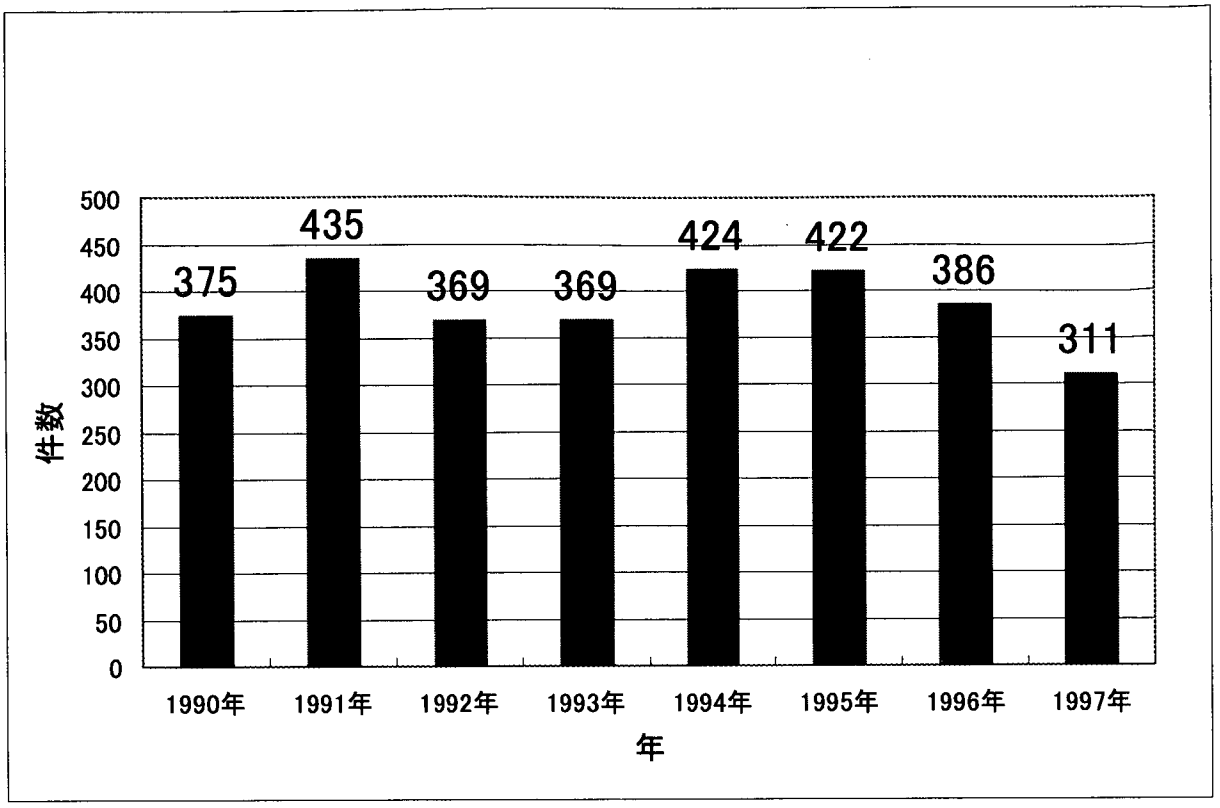


図-3.1 地盤環境汚染調査、モニタリング調査発表論文の推移

表-3.1 調査・モニタリング技術

方　法	実　務　上	大型土槽実験	問題点等
1．土壌 サンプリング 対象： 重金属等 （クロム、鉛など）	1）概況調査 サンプリング密度：おおむね1,000㎡に1カ所 サンプリング方法：5地点混合方式 サンプリング深度：地表面下15cmまで 土壌採取量　　：1地点100ｇ以上 2）詳細調査 サンプリング密度：おおむね1,000㎡に1カ所 サンプリング方法：ロータリー式、ハンドオーガー式、機械簡易式等のボーリングによるサンプル採取 サンプリング深度：表層および地表面下0.5，1，2，3，4，5m を基本とする。 土壌採取量：1地点500g以上　　（環境庁指針） ・機械簡易式ボーリングでは、打撃貫入サンプラーにより迅速なサンプリングが可能で、深度 15mまでのN値15以下の礫を含まない地盤に適用できる。	表2-2-2を参照	1）サンプリングによる調査・モニタリングは、多数のサンプリングと分析が必要になり、コストがかさむ。 2）調査・モニタリング孔を通じて二次汚染が生じる可能性がある。 3）サンプルの代表する範囲の特定が難しい。
2．地下水 サンプリング 対象： 重金属 （クロム、鉛他） 揮発性 有機化合物 塩水 セメント成分	・対象地またはその周辺の既存井戸において地下水位の変動を確認するとともに、地下水を採取し分析する。 ・必要に応じてボーリングし、観測井戸を追加する。 ・年1回以上の調査回数で長期のモニタリング。 （ex. 6価クロムで15年以上の実施例） ・帯水層ごとに井戸を設置して地下水を採取し、モニタリング。機器を設置して層別に地下水採取するBAT法などの方法もある。 ・機械簡易式ボーリングで土壌サンプリングのために掘削した孔を地下水モニタリングに利用できる。	・有孔管を土槽の流向方向に3～5カ所、深度方向に3～5カ所埋設する。 ・口を閉じたチューブを管内に挿入する。 ・測定時間にチューブの口を解放し、水を導き入れる。 ・チューブの口を閉じて取り出し、約50cc分の水を採取する。 ・測定間隔はシミュレーションの結果を実務的に十分カバーできる間隔と期間とする。 ・土槽のサイズやモデル、目的によってはＢＡＴ法なども適用可能。	
3．土壌ガス 調査 対象： 揮発性 有機化合物	・ボーリングバー、ハンドオーガー等を用いて直径 2～6cm、深さ 0.3～1m 程度の孔を表層にあけ、孔底から土壌ガスを採取、または吸着して分析 する。 ・調査手法には検知管法、ポータブル GC 法、ヘキサン固定法など様々な手法があり、検出感度が異なるので目的に応じて適正な手法を選定す　る。 ・サンプリング密度は、検出感度によって異なる。また、調査段階に応じて適正な密度とする。 ・機械簡易式ボーリングでは、ガス採取管を小型動力ハンマーで打ち込み、直接ガスを採取する方法がある。	・採水し、ガスクロマトグラフィーによって分析する。	
4．動態観測 対象： 塩水、 セメント成分	1）ボーリング孔内の地下水の電気伝導度や温度測定 2）セメント成分については電気伝導度に加えて、pH、濁度のモニタリング （実施例） 基礎工周辺における濁度，Ph，電気伝導度のボーリング孔内での経時的観測（平山1993） 井戸の配置：ベノト杭施工位置から、9.5m離れで3mピッチで6本の地下水観測孔 測定時間　：掘削終了後、400 分程度まで変化が観測された。	1）電気伝導度計による計測を行う。 2）セメント成分はpH計と濁度も測定	
5．物理探査 対象：原油採取時に発生する廃棄物、化学工場の廃棄物、処分場からの滲出汚染物質	1）高密度電気探査による塩水トレーサーのモニタリングが行われている。 （実施例） 50mの測線に対して 2，4mピッチで電極を設置し、ボーリング孔に投入した塩水トレーサーが移動する様子を塩水投入後、25，54，98,146 時間後にモニタリング。（竹内他1990） 2）米国等では、汚染の探査に電磁法が使われる。6mの深度までの電気伝導度を探査する装置で平面的にマッピングした例が多い。分布の経時的変化をモニタリングした例もある。	・採水と化学分析を行うが、測定位置のデータに限られる。 ・土槽内のトレーサーの拡散状態を立体的にモニタリングするため比抵抗トモグラフィーを適用する。 ・探査深度の大きい電磁法探査装置は、装置の性能と土槽実験の規模が異なるので、適用できない。 ・1.5m までの電気伝導度を測定する周波数領域の電磁法探査器は、土槽実験でも適用可能と考えられる。	① 汚染状況の立体的な把握が可能であるが、現状では感度の面で適用範囲が限られる。

表-3.2　土砂のサンプリング技術

方　法	実　務　上	大型土槽実験	問題点等
1．砂地盤 （N値は50以下）	簡易ボーリング ① 対象深度は30m程度まで。N値は50以下 ② 掘削孔が自立できない場合は、ケーシング掘り ③ 採取土壌は、深度方向に圧縮される。地層の構造や上下関係は乱れない	① 簡易ボーリングの機械長は約2～3m。2.5～5m四方の空間があれば、自走で所定の位置に設置可能 ② 表面に構造物がある場合には、機械の移動に注意する必要がある ③ 掘削孔は観測孔とすることができる	① 技術は成熟しており、費用を問わなければ殆ど全ての状況のサンプリングが可能 ② サンプリング孔を通じての二次汚染の可能性がある
	オーガーボーリング ① 対象深度は3～5m程度、N値は5以下 ② 掘削孔が自立できないばあいは、適用不可 ③ 採取土壌は乱れる。汚染サイトでは二次汚染に注意する必要あり	① 採取土壌は撹乱するため、ごく表層の土砂を採取する場合に限る ② 掘削孔が自立しない場合は、適用不可 ③ 孔壁が自立しない場合は、観測孔にすることは可能	
	表層用土壌サンプラー（ボーリングステッキ） ① 対象深度は3m以浅 ② 砂礫や地下水面以下では、サンプリングは難しい ③ 採取土壌は乱れる。汚染サイトでは二次汚染に注意する必要あり	① 採取土壌は撹乱するため、ごく表層の土砂を採取する場合に限る ② 掘削孔が自立しない場合は、適用不可	
2．粘土地盤	簡易ボーリング ① 対象深度は30m程度まで ② 地下水面以下でも掘削可能 ③ 採取土壌は、深度方向に圧縮される、地層の構造や上下関係は乱れない	① 簡易ボーリングの機械長は約2～3m、2.5～5m四方の空間があれば、自走で所定の位置に設置可能 ② 表面に構造物がある場合には、機械の移動に注意する必要がある ③ 掘削孔は観測孔とすることができる	
3．複合地盤 （N値は50以下）	簡易ボーリング ① 対象深度は30m程度まで。N値は50以下。 ② 掘削孔が自立できない場合は、ケーシング掘り。 ③ 採取土壌は、深度方向に圧縮される。地層の構造や上下関係は乱れない。	① 簡易ボーリングの機械長は約2～3m。2.5～5m四方の空間があれば、自走で所定の位置に設置可能。 ② 表面に構造物がある場合には、機械の移動に注意する必要がある。	
	オーガーボーリング ① 対象深度は3～5m程度。N値は5以下。 ② 掘削孔が自立できない場合や地下水面以下では、適用は難しい。 ③ 採取土壌は乱れる。汚染サイトでは二次汚染に注意する必要あり。	① 採取土壌は撹乱するため、ごく表層の土砂を採取する場合に限る。 ② 掘削孔が自立しない場合は、適用不可。	
	表層用土壌サンプラー（ボーリングステッキ） ① 対象深度は3m以浅。N値は5以下。 ② 砂礫や地下水面以下では、サンプリングは難しい。 ③ 採取土壌は乱れる。汚染サイトでは二次汚染に注意する必要あり。	① 採取土壌は撹乱するため、ごく表層の土砂を採取する場合に限る。 ② 掘削孔が自立しない場合は、適用不可。	
4．全地盤 （軟弱層～岩盤）	機械式ロータリーボーリング ① 基本的に深度、適用地盤の制限はない。掘削能力は、機械の能力に依存。 ② シンウォール、デニソン式等のサンプラーで、不撹乱資料の採取が可能。 ③ 汚染サイトでは二次汚染に注意。とくに、ビットの上下に伴う土壌の落下に注意。	① 上記手法で対応できない場合または、不経済な場合はこの手法を適用する。 ② サンプリングの手法、ケーシングワーク、孔内洗浄、計器埋設等に対し、臨機応変に対応可能。	

表-3.3　測定器の設置方法

方　法	実　務　上	大型土槽実験	問題点等
1．単純砂地盤	① 削孔してセンサーを設置し、また採水区間を設けて、その上部はシールする。 ② ガスについても水と同様の配慮が必要。	① 土槽に土を入れる時に、配置する方が確実で経済的。 ② 追加で設置する場合は実務上と同じ。 ③ 水の動きを極力遮らない機材の選択と配置が必要。	①測定地点が代表する範囲の特定が難しい。 ②長期間埋設して安定に作動するセンサーが少ない。 ③設置孔を通した二次汚染の可能性がある。
2．複合地盤	① 透水層（帯水層）と不透水層の区分を行う。 ② 各帯水層毎にセンサーや採水区間を配置する。 ③ 各センサー・採水区間の間は確実にシールする。 ④ 対策井と兼用の場合はシール方法とその範囲につき別途検討する。 ⑤ ガスについても水と同様の配慮が必要。	① 土槽に土を入れる時に、配置する方が確実で経済的。不透水層部分のシールを確実に行うのがポイント。 ② 追加で設置する場合は実務上と同じ。 ③ 水の動きを極力遮らない機材の選択と配置が必要。	
3．岩　盤	① 不透水性ゾーンの抽出を行う。 ② 透水性ゾーンにセンサーや採水区間を配置する。 ③ 各センサー・採水区間の間は確実にシールする。 ④ 対策井と兼用の場合はシール方法とその範囲につき別途検討する。 ⑤ ガスについても水と同様の配慮が必要。	① 岩盤を想定した土槽実験は、その準備が大変難しい。 ② 実施するとすれば土槽に材料を入れる時に、配置する方が確実で経済的。不透水層部分のシールを確実に行うのがポイント。 ③ 追加で設置する場合は実務上と同じ。 ④ 水の動きを極力遮らない機材の選択と配置が必要。	

環境調査への物理探査技術の適用性について、各探査法と適合する地盤環境問題との対応を表-3.4に示す(Sharma(1997)[13])。この表から、地盤汚染の調査には、電気・電磁探査が適用性が高いことがわかる。

3）電気探査法の地下水調査・モニタリングへの適用

電気探査により、地下の水理地質構造を深度方向に把握し、その結果をコンピューターグラフィックによりビジュアルに表現する方法として、比抵抗トモグラフィー、高密度電気探査が近年しばしば適用されている。高密度電気探査は、データ取得や、従来、解析者の主観が入りやすかった解析作業を自動化し、客観性のある結果を迅速に得ることができる手法で、近年、地下水のみならずトンネル地山調査等に適用事例が増加している（島他(1995)[14]、松井(1995)[15]）。

比抵抗トモグラフィーは、ボーリング孔内に電極を設置することにより、地盤の深度方向の情報を比較的精度良く得ることができる(島(1989)[16]、小島(1989a[17],b[18])。高密度電気探査、比抵抗トモグラフィーともに、実務的な適用に当たっては分解能に留意し、偽像に十分注意する必要がある。

地盤汚染の問題では、三次元的に汚染の状態を把握することが重要である。対策工を有効に実施し、効果を確認するためには三次元的なモニタリング手法が確認されれば利用価値が高い。また、水理地質構造を立体的に把握することも重要である。そのためには、比抵抗トモグラフィーや高密度電気探査等を組み合わせた三次元的なモニタリング技術の確立が必要である。

4）地盤汚染調査への電磁探査の適用

海外では地盤汚染の調査に電磁探査を適用した事例が、多く見られる。送受信コイル間隔を固定した探査機で浅層地盤の電気伝導度（比抵抗の逆数）を迅速に測定し、広域的にマッピングする技術等が適用されている。地盤汚染の問題では調査数量が非常に多くなるので、経済性の点から汚染の概略分布調査にこのような簡便な手法が有効と考えられ、前述した立体的な調査・モニタリング技術と補完し合って適用することが考えられる。

適用事例は、表-3.5に示すように、化学工場の廃棄物、処分場からの浸出物、酸性鉱山廃水などであるが、どのような地盤汚染に対して適用可能なのかを明らかにしていくのは、今後の課題である。

表-3.4　環境調査への物理探査技術の適用性

Survey technique	Area of application					
	Geological structures/ barriers	Hydraulically active structures	Landfills/ Waste dumps	Contamination plumes	Landslides/ Ground sinking	Pre-excavation archaeology
Gravity	+	○	○	−	○	○
Magnetic[a]	+	−	+	−	−	+
Self-potential	○	+	○	○	+	−
Resistivity+IP[b]	+	+	+	+	+	+
Electromagnetic[a]	○	+	+	+	−	○
Ground radar	○	○	+	○	○	+
Radiactivity[a]	○	○	○	○	○	−
Seismic refraction	+	○	○	−	○	○
Seismic reflection	+	○	−	−	−	−
Geothermy[a]	○	+	○	−	○	−

Notes: (Sharma 1997)
+ applicable;　○ limited applicability;　− not applicable.
[a] Technique applicable to both ground and airborne surveying.
[b] Induced polarization.

表-3.5　電磁法の適用事例

探査対象物	場所、出典	備　考
除草剤、殺虫剤を製造する化学工場の廃棄物	オンタリオ Slaine et al.(1982)[19]	沼に廃棄され、埋設された化学廃棄物による電気伝導度の異常を探査した。ＥＭ３１他の探査結果を比較した。
黒色油（潤滑油）	テキサス Foster et al.(1987)[20]	電気伝導度計（４極法）により油による汚染範囲を探査。地下水の方向に沿って汚染されていることを示した。
処分場からの浸出物	Glaccum et al.(1982)[21]	ＥＭと比抵抗法により汚染域の拡大を４年経過後に比較した。
汚染物質の浸出物	Glaccum et al.(1982)[21]	ＥＭにより、不飽和帯への汚染域の拡大を経時的にモニタリングした。
油の再生利用行程で排出された硫酸スラッジ	オンタリオ Slaine et al.(1982)[22]	ＥＭ３１により、廃棄されたスラッジの範囲を迅速に把握した。
酸性鉱山廃水	オンタリオ McNeill J.D.(1995)[23]	ＥＭ３１、ＥＭ３４により、酸性鉱山廃水による汚染の状態をマッピングした。

５）地盤材料の比抵抗、水理的性質との関連

地盤の比抵抗と地下水の比抵抗の関係は、次に示すArchieの法則に従うことが知られている。(Archie (1942)[24])

$$\rho = \rho_w \cdot a \cdot n^{-m}$$

ここに、ρ：地盤材料の比抵抗、ρ_w：地下水の比抵抗、ｎ：間隙率、a、ｍ：係数である。

従って、汚染物質が水中に溶出し、地下水の比抵抗が低下すると地盤の比抵抗が低下する（入江他(1996)[25]）。しかし、Archieの法則は、粘土分含有量が多いと成り立たないことが知られており（茂木他(1986)[26]、Bussian(1983)[27]、Waxman他(1968)[28]）、どの程度の粘土分含有量まで適用できるかは検討課題である。また、電気・電磁探査は、表-3.5に示すような適用事例があるが、汚染と電気伝導度の関係を室内実験により検討した事例はあまり見あたらず、今後の検討課題の一つと考えられる。

６）まとめ

以上から、研究課題として次の事項があげられる。

○比抵抗トモグラフィー等の電気探査を組み合わせて実施することによる立体的な地盤汚染や地下水理構造の可視化技術の確立とその適用性

○電磁探査による広域的なマッピングのような経済的な調査方法の試行とその適用性

○地盤の汚染濃度と比抵抗，電気伝導度との関連性

3-2　非破壊調査技術の適用性評価に関する研究

3-2-1　高密度電気探査法の汚染物質移流拡散追跡への適用実験

1）大型土槽実験への高密度電気探査法の適用性実験

ここでは大型土槽を用いた移流･拡散実験において、高密度電気探査法を適用して塩水プリュームの形状変化を可視化し、とらえる事ができるかどうかを検証し、この手法の性状保全型建設技術の調査･モニタリング手法をしての適用性を検証することとした。

(1)実験内容

実験は図-3.2 に示すように、①予備実験、②大型土槽実験および③解析の順で実施した。作業工程を表-3.6 に示す。以下に各段階における手法を記す。

①予備実験

比抵抗値は塩分濃度並びに温度の影響を受ける可能性が考えられる。そこで大型土槽実験に着手するに際し、温度と土槽地盤の比抵抗値との関係を明らかにする目的で予備実験を実施した。予備実験に用いた比抵抗測定装置を図-3.3 に示す。測定器は内寸 10×10×20cm のアクリル製容器に、中央部に 6cm の間隔を空けて銅製の金網で作成した電極を 2 枚、両端に 2 枚の計 4 枚設けたものである。測定装置には予め濃度調整をおこなった塩水で飽和させた砂、または塩水を満たし、装置全体を恒温槽で一定温度にした状態の比抵抗値を測定する。

予備実験は表-3.7 に示すように、試料として塩水のみを用いた場合と、塩水で飽和させた砂を用いた場合の 2 パターンについて、それぞれ塩分濃度を 5 段階に変えて温度と比抵抗値の関係を測定した。

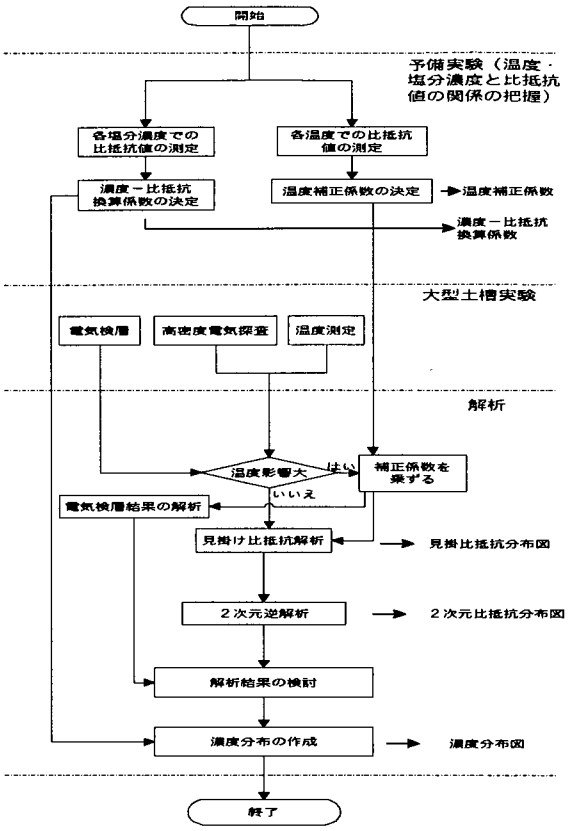


図-3.2　実験手順

表-3.7　予備実験条件

試料	塩水	塩水＋砂
塩分濃度 (ppm)	0	0
	100	100
	1,000	1,000
	3,000	3,000
	10,000	10,000

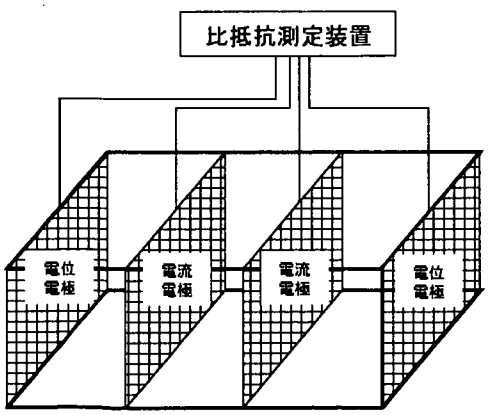


図-3.3　比抵抗測定装置(概念図)

表-3.6　作業工程

1回目測定(塩分濃度10,000ppm)

日	時間	作業内容
5		予備測定
第2週		上面電極作成
第3週		上面電極交換
1		予備測定
6		ﾊﾞｯｸｸﾞﾗｳﾝﾄﾞ測定
	9:00	A測線測定測定開始
	12:00	B測線測定測定開始
	13:30	検層測定測定開始
	14:00	C測線測定測定開始
10	9:00	(塩水注入開始 途中で注入ポンプ故障により注入中断
11	9:00	(塩水再注入開始
12		第1回測定(塩水注入1日後
	9:00	A測線測定測定開始
	12:00	B測線測定測定開始
	13:30	検層測定測定開始
	14:00	C測線測定測定開始
14		第2回測定(塩水注入3日後
	9:00	A測線測定測定開始
	12:00	B測線測定測定開始
	13:30	検層測定測定開始
	14:00	C測線測定測定開始
16		第3回測定(塩水注入5日後
	9:00	A測線測定測定開始
	12:00	B測線測定測定開始
	13:30	検層測定測定開始
	14:00	C測線測定測定開始
18		第4回測定(塩水注入7日後
	9:00	A測線測定測定開始
	12:00	B測線測定測定開始
	13:30	検層測定測定開始
	14:00	C測線測定測定開始
21		第5回測定(塩水注入10日後
	9:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:30	検層測定測定開始
	14:00	A測線測定測定開始
		塩水注入終了

2回目測定(塩分濃度30,000ppm)

日	時間	作業内容
第1週		電極作成開始
第3週		電極作成終了
第4週		電極設置開始
第5週		電極設置終了
1		予備測定
6		ﾊﾞｯｸｸﾞﾗｳﾝﾄﾞ測定
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
7	11:00	(塩水注入開始
8		第1回測定(塩水注入1日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
9		第2回測定(塩水注入2日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
10		第3回測定(塩水注入3日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
11		第4回測定(塩水注入4日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
12		第5回測定(塩水注入5日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
13		第6回測定(塩水注入6日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始
14		第7回測定(塩水注入7日後
	11:00	B測線測定測定開始
	12:00	C測線測定測定開始
	13:00	検層測定測定開始
	13:30	A測線測定測定開始

実験には後述の大型土槽実験で用いるのと同じ砂試料及び水を使用した。

②大型土槽実験

大型土槽実験における測定装置の概要を図-3.4 に示す。実験土槽はコンクリート製で、表面はペンキ塗装がされており、土槽上端から 60cm の部分まで砂で充填されている。

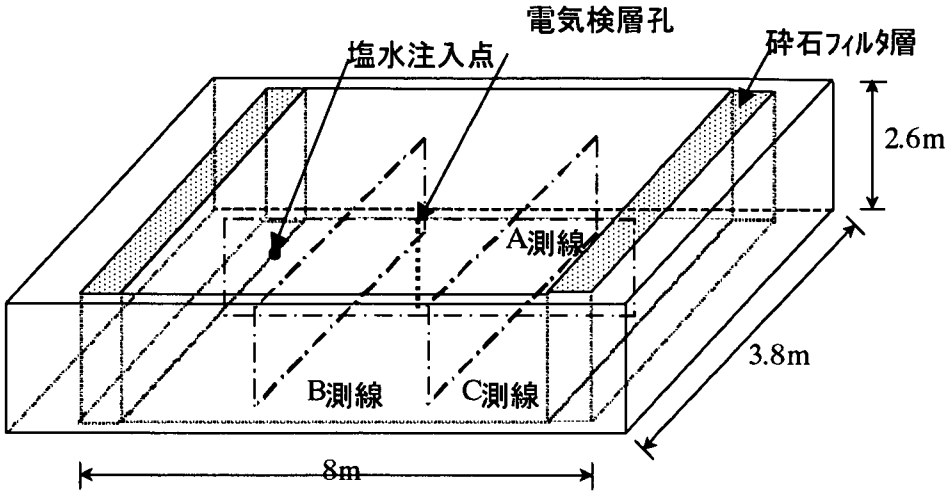


図-3.4　大型土槽実験における比抵抗測定装置

大型土槽実験は長軸方向の両端に設けられたタンクの片側より、もう一方のタンクに向かって 20cm の水位差によって水を流し、塩水注入点から予め濃度を調整した塩水を注入して移流・拡散させ、その状態を高密度電気探査法でモニタリングする。実験に使用した塩水の条件を表-3.8 に示す。

表-3.8　大型土槽実験条件

塩分濃度	注入点深度	注入量
10000ppm	1.0m	1.6cc/min
30000ppm	0.5m	5.4cc/min

高密度電気探査側線は図-3.4 に示すように A 測線～C 測線の 3 測線を設定した。また電極は図-3.5 に示すように、1cm 角のアクリル棒に 20cm 間隔でステンレス製ネジを取りつけたものであり、それぞれの電極は図-3.6 に示すように、デジタル式比抵抗測定装置に接続する。

大型土槽実験で採用した高密度伝記探査の電極配置は、作業性並びに充分な探査深度を確保するため、ダイポール・ダイポール配置並びにウェンナ配置を用いた。

測定間隔は予想される浸透速度(1m／日程度)と各測線の測定に要する時間(A～C 測線合計で 6 時間程度)を考慮して、1 日 1 回を目安とした。　また、同時に土槽中央にて温度測定並びに電気検層(電極間隔 10ｃｍ)を実施して、解析の際の参考資料とした。

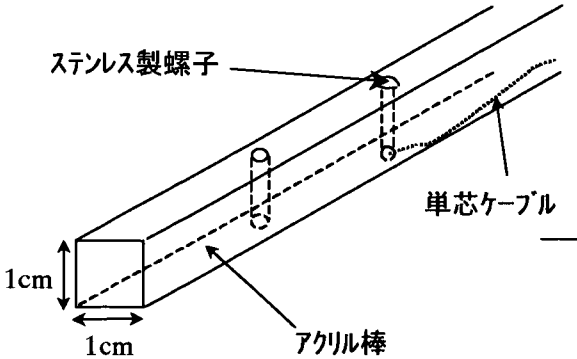


図-3.5　電極拡大部

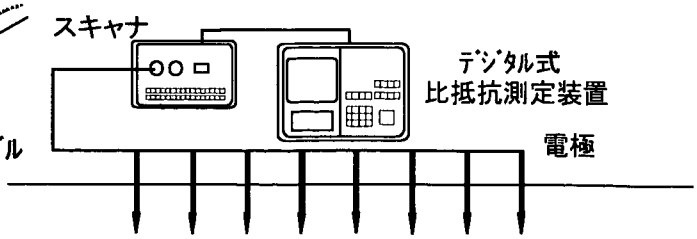


図-3.6　測定システム

③解析

解析は図-3.2 に示す手順でおこなう。

最初に測定データのチェックをおこない、ノイズなどによる異常データは予め除去する等して、解析に用いない。

次に比抵抗に与える温度の影響について考察をおこない、もし温度の影響があると判断できれば温度補正をおこなう。

以上の処理をおこなった後、見かけ比抵抗解析と 2 次元逆解析を行い、電気検層結果と併せて解析結果の検討を行う。

さらに、比抵抗分布の濃度換算を試み、塩水プリュームの形状変化を可視化する。

(2)予備実験結果

図-3.7 は任意濃度における塩水のみの場合の、温度と比抵抗の関係を示したものである。

同図では塩分濃度に関わらず、比抵抗値は温度上昇に伴い指数関数的に低下する傾向が認められる。

図-3.8 は土槽実験に用いる砂を、水または任意濃度に調整した水で飽和させた場合の、温度と比抵抗の関係を示したものである。

同図によると、塩分濃度が 0～1,000ppm の範囲では 10～30℃の温度変化に対して 30%程度の比抵抗変化を示し、1℃の温度上昇に対し、1%程度の比抵抗値の減少が認められる。また、10,000ppm の場合では 10～30℃の温度範囲で 60%近い比抵抗変化を示す。

図-3.9 は任意温度における塩分濃度と比抵抗の関係を示したものである。

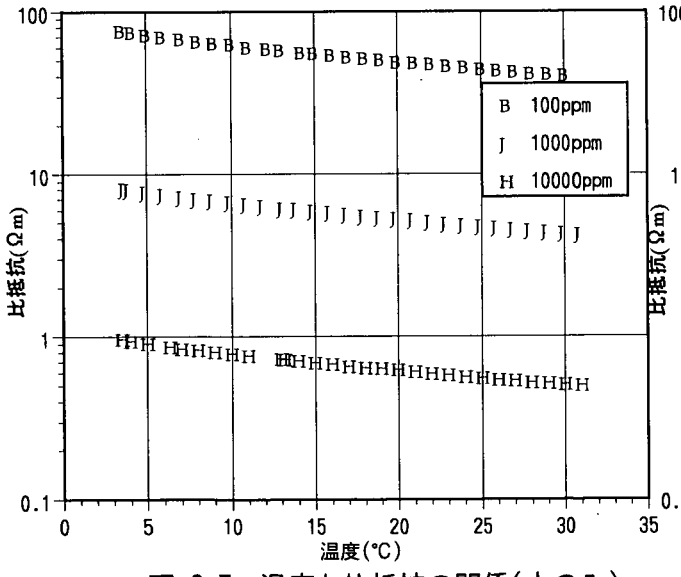


図-3.7 温度と比抵抗の関係(水のみ)

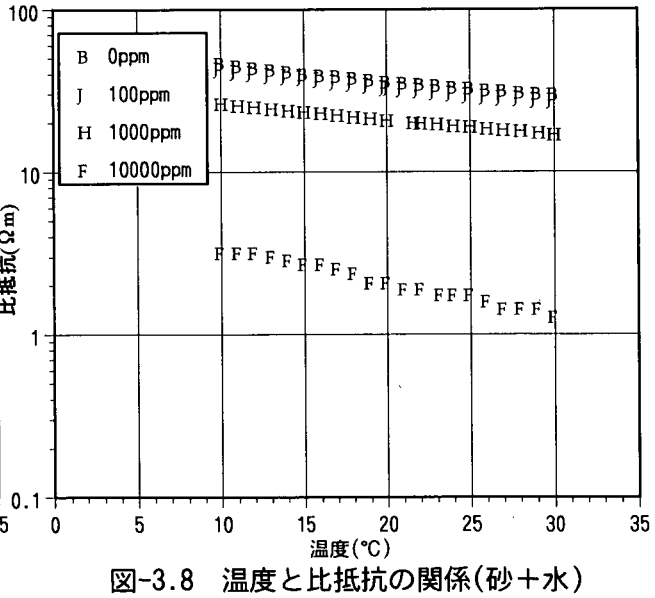


図-3.8 温度と比抵抗の関係(砂＋水)

同図によると塩分濃度が低い範囲(0～1,000ppm 程度)では、濃度の変化に伴う比抵抗変化がほとんど認められないが、塩分濃度 1,000ppm より高い範囲では、塩分濃度の増加に伴う比抵抗低下の割合が大きくなる傾向が認められる。

また、表-3.9 は図-3.9 で得られた結果を基に、温度毎に回帰分析を行った結果をまとめたものである。

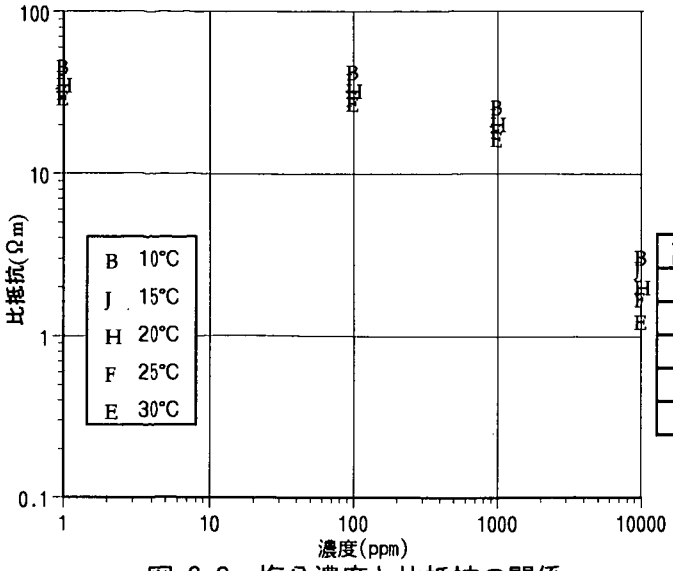


図-3.9　塩分濃度と比抵抗の関係

表-3.9　塩分濃度と比抵抗の関係

試料温度℃	回帰式	相関係数
10	D=40.15exp(-2.601E-4×ρ)	0.961
15	D=35.43exp(-2.633E-4×ρ)	0.965
20	D=31.78exp(-2.781E-4×ρ)	0.974
25	D=28.88exp(-2.849E-4×ρ)	0.977
30	D=26.71exp(-3.083E-4×ρ)	0.983

D:塩分濃度(ppm)
ρ:比抵抗値(Ωm)

このように、塩分濃度と比抵抗の間には、有意な関係があるものと判断できる。

(3)大型土槽実験結果

ここでは、大型土槽を用いて実施した①地中温度測定結果、②電気検層結果及び③高密度電気探査解析結果を記す。

①地中温度測定結果

塩分濃度 10,000ppm の時の地中温度測定結果を図-3.10 に示す。

同図によると土槽中の温度変化は平均で0.1～1.1℃程度で、最も温度変化が大きい部分でも 1.8℃である。これを図-3.9 の温度-比抵抗の検量線と比較すると、1℃の温度上昇に対しては 1%程度の比抵抗値の低下が認められるのみである。

したがって温度変化に伴う比抵抗値の変化は解析結果に影響を与えるほど大きくないと判断し、温度補正は行わないこととした。

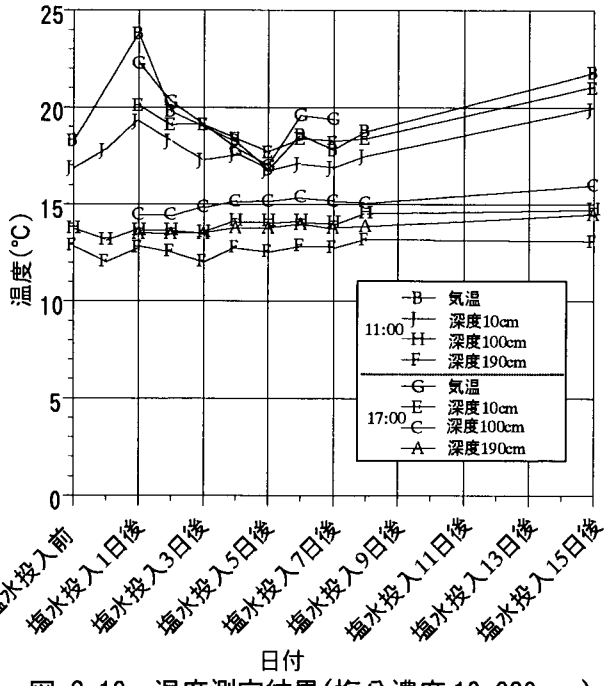


図-3.10　温度測定結果(塩分濃度 10,000ppm)

②電気検層結果

図-3.11 に土槽中央における電気検層結果を示す。なお図-3.11(a)は塩分濃度 10,000ppm、図-3.11(b)は塩分濃度 30,000ppm における結果である。

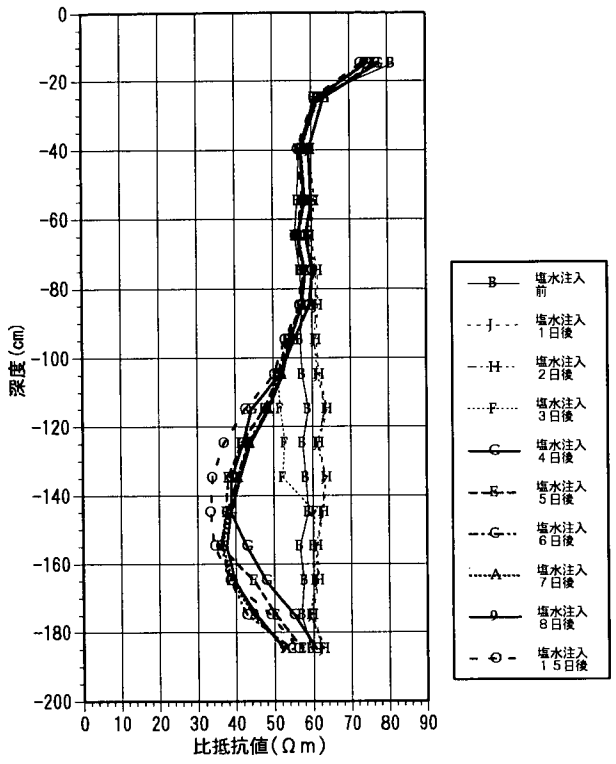


図-3.11(a) 電気検層結果
(塩分濃度 10,000ppm)

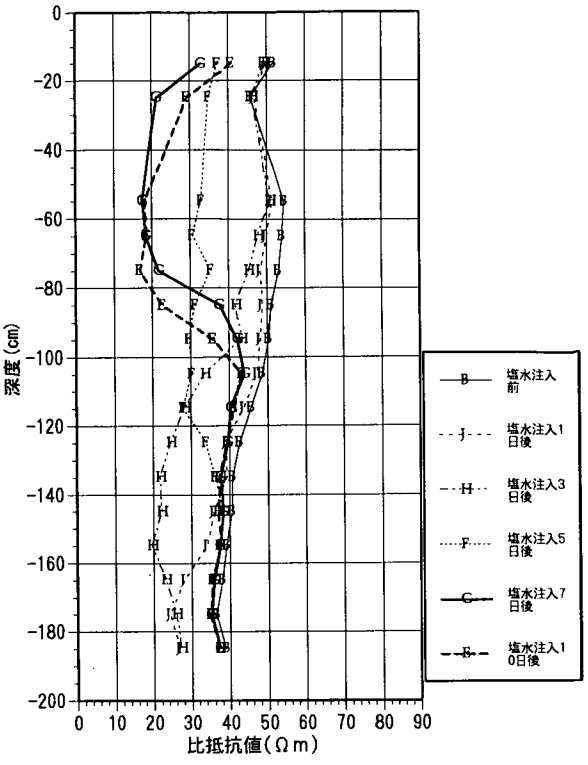


図-3.11(b) 電気検層結果
(塩分濃度 30,000ppm)

同図によると、塩水注入前にはほぼ一様な比抵抗分布を示しているのに対し、塩水注入後には塩水注入点深度(表-3.7 参照)を中心に最大 30Ωm近い低下を示している。

③高密度電気探査解析結果

図-3.12 は塩分濃度 10,000ppm の条件で、塩水注入前における見かけ比抵抗分布を初期値とした場合の、塩水注入後の比抵抗経時変化を%表示したものである。

同図によると、塩水注入 1 日後では塩水注入に伴う比抵抗低下はほとんど認められないものの、塩水注入 3 日後では、塩水注入部に塩水に起因すると思われる 2～3%程度の比抵抗低下域が認められ、時間経過と共に下流側への移動・拡大が確認できる。この比抵抗低下域は塩水注入 7 日後には 20%以上となっている。この傾向は電極配置が異なって(ダイポール・ダイポール配置、ウェンナ配置)も同様の傾向を示している。

以上のことより、見かけ比抵抗解析結果では塩水の移流・拡散に起因すると考えられる比抵抗低下域が認められる。

これらの結果を図-3.11(a)で示した電気検層結果と対比すると、各深度での比抵抗の経時的な低下傾向は調和的である。

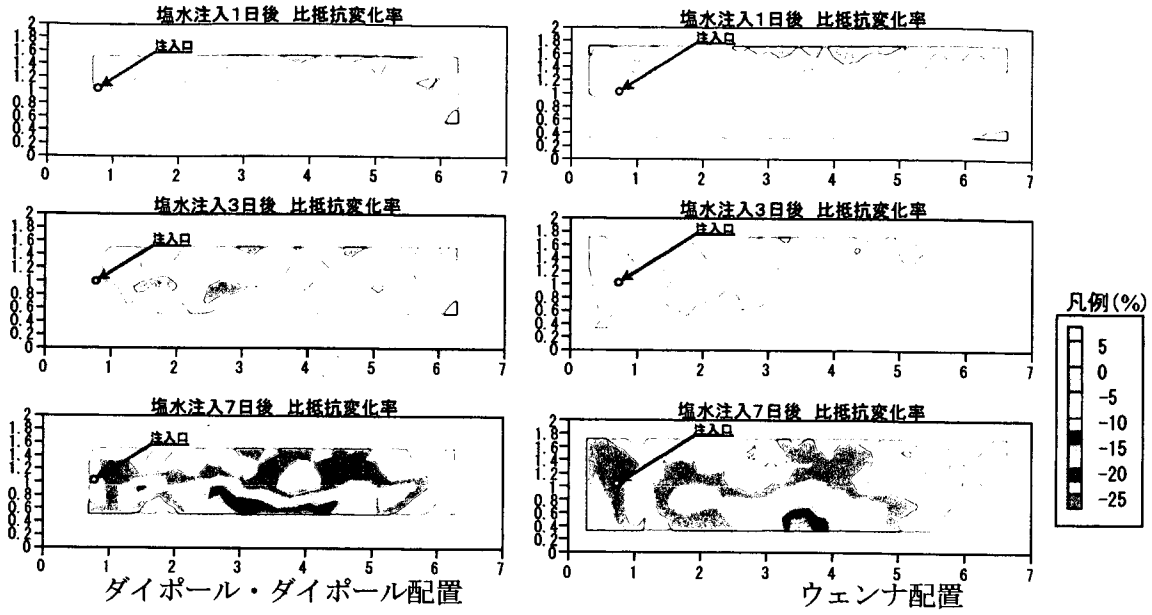


図-3.12　見かけ比抵抗変化率分布　　(塩分濃度 10,000ppm)

図-3.13 は A 測線での 2 次元逆解析結果を基に塩水注入前の比抵抗分布を基準とした、塩水注入後の比抵抗変化率を示したものである。図-3.13(a)は塩分濃度 10,000ppm、図-3.13(b)は塩分濃度 30,000ppm における結果である。なお、逆解析に利用したデータはウェンナ配置にて測定したものである。なお、逆解析に利用したデータとしてウェンナ配置を用いた理由は、一般的に導電性水平構造に対してはダイポール・ダイポール配置よりも感度がよいとされていること、また塩水プリュームが主に水平方向に移動することが想定されるためである。

塩分濃度 10,000ppm の場合では(図-3.13(a)参照)、塩水注入 7 日後で下面電極付近で 20%近い比抵抗値の低下が認められるものの、塩水注入点を中心とした比抵抗低下は認められない。

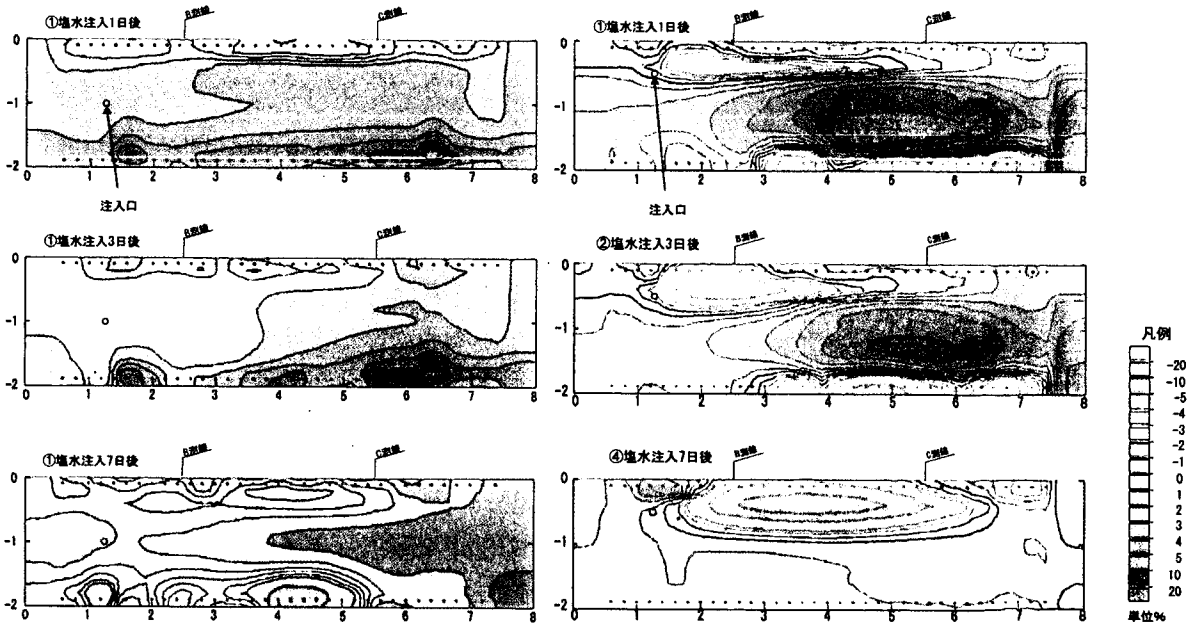


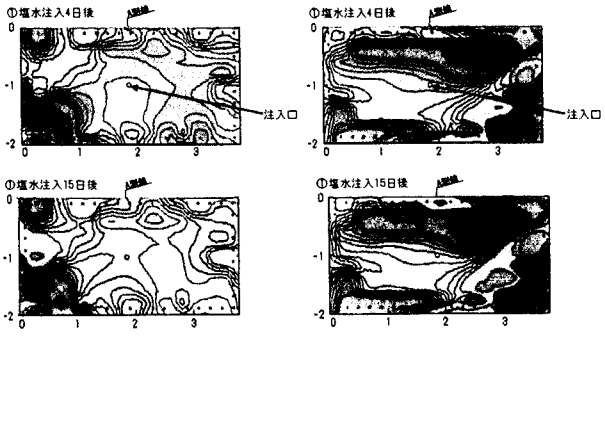
図-3.13(a)　A 測線比抵抗変化率
(塩分濃度 10,000ppm)

図-3.13(b)　A 測線比抵抗変化率
(塩分濃度 30,000ppm)

一方、塩分濃度 30,000ppm の場合では(図-3.13(b)参照)、塩水注入 1 日後に塩水注入点を上流端として、塩水に起因すると思われる比抵抗低下域が認められる。またその比抵抗低下域は徐々に下流側へ拡大する傾向が認められる。この比抵抗低下域は図-3.11(b)の電気検層結果と調和的な対応を示している。

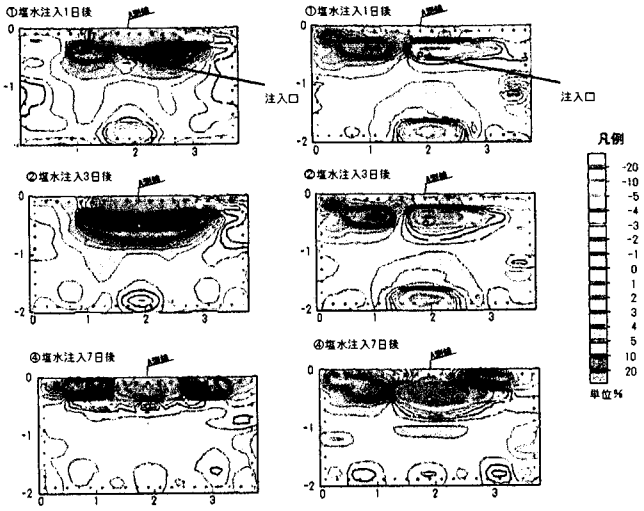
図-3.14 はB 測線、及びC 測線での比抵抗変化を表したものである。

同図によると塩分濃度が 10,000ppm の場合(図-3.14(a)参照)では、局所的に比抵抗が高くなる、もしくは低くなる部分が認められるが、分布状態に規則性が認められず、これらの比抵抗変化が塩水に起因するとは判断できない。一方塩分濃度 30,000ppm の場合では塩水注入点を中心に比抵



B 測線　　C 測線

図-3.14(a)　B, C 測線比抵抗変化率
(塩分濃度 10,000ppm)



B 測線　　C 測線

図-3.14(b)　B, C 測線比抵抗変化率
(塩分濃度 30,000ppm)

抗低下が認められ、この比抵抗低下域は時間経過と共に拡大する傾向が認められる。

したがって塩分濃度が高い場合では、高密度電気探査法を用いて、塩水プリュームを検出することが可能であると判断できる。

これらの結果は大型実験土槽を用いて、測定電極を対象となるエリアを取り囲むように設定する、いわゆるトモグラフィ測定によるものである。しかし、実際に適用する際には電極を地表のみにしか設定できない場合がほとんどであり、この場合でも塩水プリュームを検出することが可能か否かを検証する必要がある。

そこで、地表部に設けた電極間の測定結果だけを用いて、解析を行った結果を図-3.15 に示す。

同図によると、塩水注入点を中心に地表電極のみの測定結果だけでも、塩水プリュームを検出することが可能と判断できる。

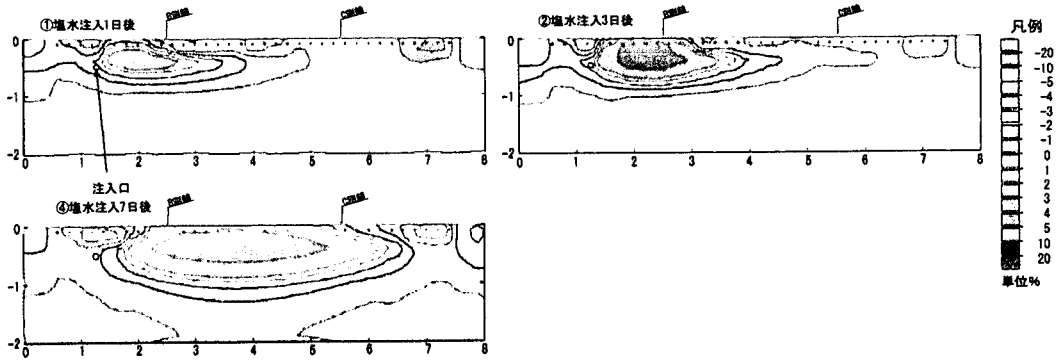


図-3.15　A 測線比抵抗変化率　(塩分濃度 30,000ppm　地表電極のみ使用)

さらに、図-3.13(b)に示した塩分濃度30,000ppmでの比抵抗変化率分布を基に、図-3.9および表-3.9で示した塩分濃度と比抵抗の関係から比抵抗－塩分濃度換算を行った結果を図-3.16に示す。但し、同図は予備実験での塩分濃度が最大10,000ppmであるため、外挿による結果である。

同図によると、注入した塩水塊は最大2,000ppmであり、塩水塊の外側へ移るに従い濃度が低下する傾向が認められる。このことより、予め比抵抗と塩分濃度の関係を把握しておくことで、高密度電気探査法の結果から、濃度分布を推定することが可能となることが明らかになった。

但し、実際にサンプリングを行い、塩分濃度測定を行っていないため、この値の真偽についての検証は行うことができなかった。

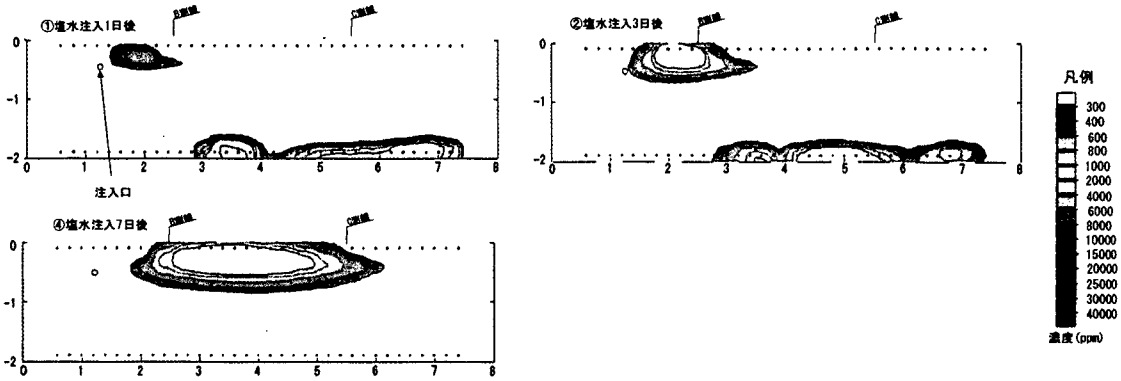


図-3.16　A測線塩分濃度分布　(塩分濃度30,000ppm)

(4)まとめ

以上から、塩水プリュームの検出手法として高密度電気探査を用いた結果は次の通りまとめられる。

○測線を立体的に配置することで、塩水プリュームの分布を立体的に把握することが可能となる。

○塩水プリュームが地表近くに分布すると想定できる場合は、電極を地表部のみに配置して測定しても、検出が可能である。

○電気探査においては、土槽のような閉鎖領域における解析で塩水プリュームの追跡を行うには、遠電極が設置できないことを考慮した解析ソフトの改良を検討することも必要である。予め塩分濃度と比抵抗の関係を把握することで、高密度電気探査結果から、塩分濃度分布を推定することができる。

○塩分濃度10,000ppmの場合では、高密度電気探査で塩水プリュームを検出することが困難であるが、塩分濃度を高める(30,000ppm)と、検出が可能となる。

現実に対応を迫られるのは汚染濃度の小さい範囲である。この状態において、汚染物質の移流・拡散状況を推定する方法として高密度電気探査を用いても検出は困難である。塩水プリュームの動きを比抵抗変化として表現させることは可能であると言えよう。

但し、高密度電気探査は予め電極を設置する必要があり、機動性に限界がある。したがって実際の現場で適用する場合には、定点モニタリング手法として適用し、汚染物質濃度の高い領域を検出する手法として用いることも有効であろう。

また、今回の適用実験では、立体的に電極を配置した関係上、逆解析を実施しているが、実際の現場では、地表部にしか電極を設置できない場合が多い。このような場合でも、本手法が適用できる可能性は高いと言えよう。

今回の実験では、トレーサーとして塩水を用いているが、今後、他の汚染物質についても検出が可能な調査手法についても研究を進めていく必要があると考える。

２）地盤の汚染濃度と電気伝導度との相関性実験

(1)目的

本実験は、地盤改良材、重金属および油類を含有する地下水や地盤の電気伝導度（比抵抗値の逆数）を測定し、地盤汚染状況に対する電気的な調査・モニタリング手法の適用性検討に必要な基礎データを得ることを目的とする。なお、比抵抗値は電気伝導度の逆数として求められる。

(2)実験内容

汚染物質を含む地下水および地盤の電気伝導度を測定することから、次の２種類の実験を実施した。

①染物質含有水の電気伝導度測定実験

汚染と地下水の電気伝導度の関係を明らかにする。

②染物質含有水で飽和した土の電気伝導度測定実験

汚染と地盤材料の電気伝導度との関係を明らかにする。

(3)実験方法

①汚染物質含有水の電気伝導度測定実験

○地盤材料の汚染物質

地盤改良材料として、一般的な下記の３物質を用いる。

・セメント系固化材
・水ガラス
・ウレタン系止水材

○重金属等の汚染物質

一般的で取り扱いの容易な下記の３物質を用いる。また、比較のため硫酸についても実験する。

・塩化鉛、・クロム酸カリウム、・塩化ナトリウム、・硫酸

○汚染物質含有量／濃度

水中の汚染物質量が、水の電気伝導度にどの程度影響するかを把握するため、汚染物質の含有量／濃度を下記の通り変えて、含有量／濃度と電気伝導度の関係を把握する。

・地盤改良材料は、100、250、1,000、2,500、10,000、25,000mg/l の６ケース
・重金属等は、10、25、100、250、1000、2500mg/l の６ケース

○実験手順

ａ気伝導度は温度により変化するため、20℃の恒温槽内で、水 400cc の入ったビーカーに計量した汚染物質を入れ、10 秒間攪拌後、電気伝導度計により測定する。

ｂ使用する水は、地下水の電気伝導度を考慮して比抵抗 50Ω・m（電気伝導度 20mS/m）に調整する。なお、重金属等の汚染物質については、比較のために純水（1000Ω・m 以上）を用いた実験を行う。

ｃ地盤改良材料は、化学反応に伴って電気伝導度が変化すると考えられるので、経時的に測定する。電気伝導度の経時変化を取るための測定間隔は、経時変化グラフを描くのに十分なものとするが、原則として1､5､20 分､1､5時間、 １日、１週、４週後とする。

②汚染物質含有水で飽和した土の電気伝導度測定実験

○対象汚染物質

一般的で、取り扱いの容易な下記の６物質を用いる。

・塩化ナトリウム、・軽油、・クロム酸カリウム、・塩化鉛、・1.1.1－トリクロロエタン、
・ セメント系固化材

○汚染物質濃度／含有量

土壌中の汚染物質量が、土壌の電気伝導度にどの程度影響するかを把握するため、汚染物質の濃度／含有量を下記の通り変えて実験する。濃度／含有量は、土壌中の水量に対するものである。

・塩化ナトリウム　：10，40，100，400，1000，4000，10000，40000 mg/l の　８ケース
・クロム酸カリウム、塩化鉛：10，100，1000，10000mg/l の４ケース
・軽油、トリクロロエタン　：１，４，10，40％の４ケース
・セメント系固化材　：100，1000，10000，100000mg/l の４ケース

○モデル地盤

対象とする地盤は、砂（セメント協会、標準砂）とそれに粘土分（カオリン）を付加したものとする。地盤に含まれる電気伝導物質である粘土の影響を把握するため、砂に混合する粘土の量を下記の通り変えて実験する。

・塩化ナトリウム、軽油、クロム酸カリウム、塩化鉛
　粘土分含有量 0、6.6、 13.1、 26.2%の４ケース
・1.1.1ートリクロロエタン
　粘土分含有量 0、26.2%の２ケース
・セメント系固化材
　粘土分含有量 0、 6.6、26.2%の３ケース

○実験手順

ａ電気伝導度は温度により変化するため、20℃の恒温槽内で実験をおこなう。

ｂ実験に使用する水は、地下水の電気伝導度を考慮して比抵抗 50Ω・m(電気伝導度 20mS/m)に調整する。なお、塩化ナトリウムと軽油については、比較のために純水（1000Ω・m以上）を用いた実験を行う。

ｃ供試体の作製は、次の通りである。
・砂と粘土を計量後、混合する。
・汚染物質を溶解させた水を図-3.17 に示す比抵抗測定槽に所定量入れる。
・この混合土を比抵抗測定槽の溶解水中に落下させて水面まで充填する。

ｄ電気伝導度は、比抵抗値の逆数として求める。比抵抗値は、４電極法による測定方法を用い、分極を防ぐため交替電流によって測定する。

ｅ地盤改良材料は、化学反応に伴って電気伝導度が変化すると考えられるので、経時的に測定する。電気伝導度の経時変化を取るための測定間隔は、経時変化グラフを描くのに十分なものとするが、原則として1､5､20 分､1､5時間、 1日、 1週、 4週後とする。

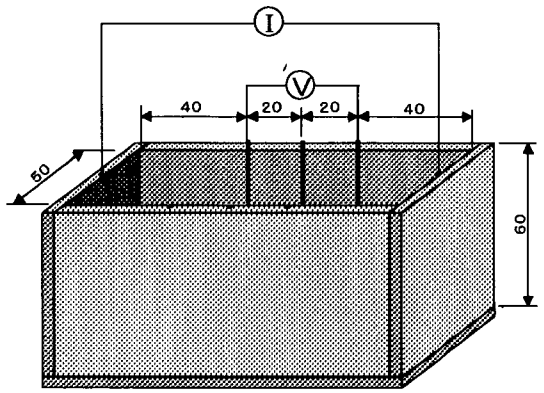


図-3.17　土の比抵抗測定装置（単位ｃｍ）

(4)実験ケース

実験ケースは、表-3.10の通りである。

表-3.10　実験ケース

分類　実験対象	測定ケース			数量	備　考
	含有量(濃度)	粘土分含有量	水の比抵抗値		
1.汚染物質含有水の電気伝導度測定実験					
セメント系固化材	6		1	6	経時的測定
水ガラス	6		1	6	経時的測定
ウレタン系止水材	6		1	6	経時的測定
塩化鉛	6		2	12	
クロム酸カリウム	6		2	12	
塩化ナトリウム	6		2	12	
硫　酸	6		2	12	
小計				66	
2.汚染物質含有水で飽和した土の電気伝導度測定実験					
塩化ナトリウム	8	4, 2	1, 1	48	
軽　油	4	4, 2	1, 1	24	
クロム酸カリウム	4	4	1	16	
塩化鉛	4	4	1	16	
トリクロロエタン	4	2	1	8	
セメント系固化材	4	3	1	12	経時的測定
小計				124	
合　　計				190	

(5)実験結果

汚染物質含有水の電気伝導度測定実験結果、汚染物質含有水で飽和した土の電気伝導度測定実験結果を以下に示す。

①汚染物質含有水の電気伝導度測定実験結果

○既存データとの比較

塩類の電気伝導度の既存データ（Gueguen,Y.and Palciauskas,V.(1994)[28]）と純水（比抵抗 1000Ω・m以上）での塩化ナトリウム、硫酸の測定結果を図-3.18 に示す。若干のばらつきはあるもののほぼ同程度の値となっている。

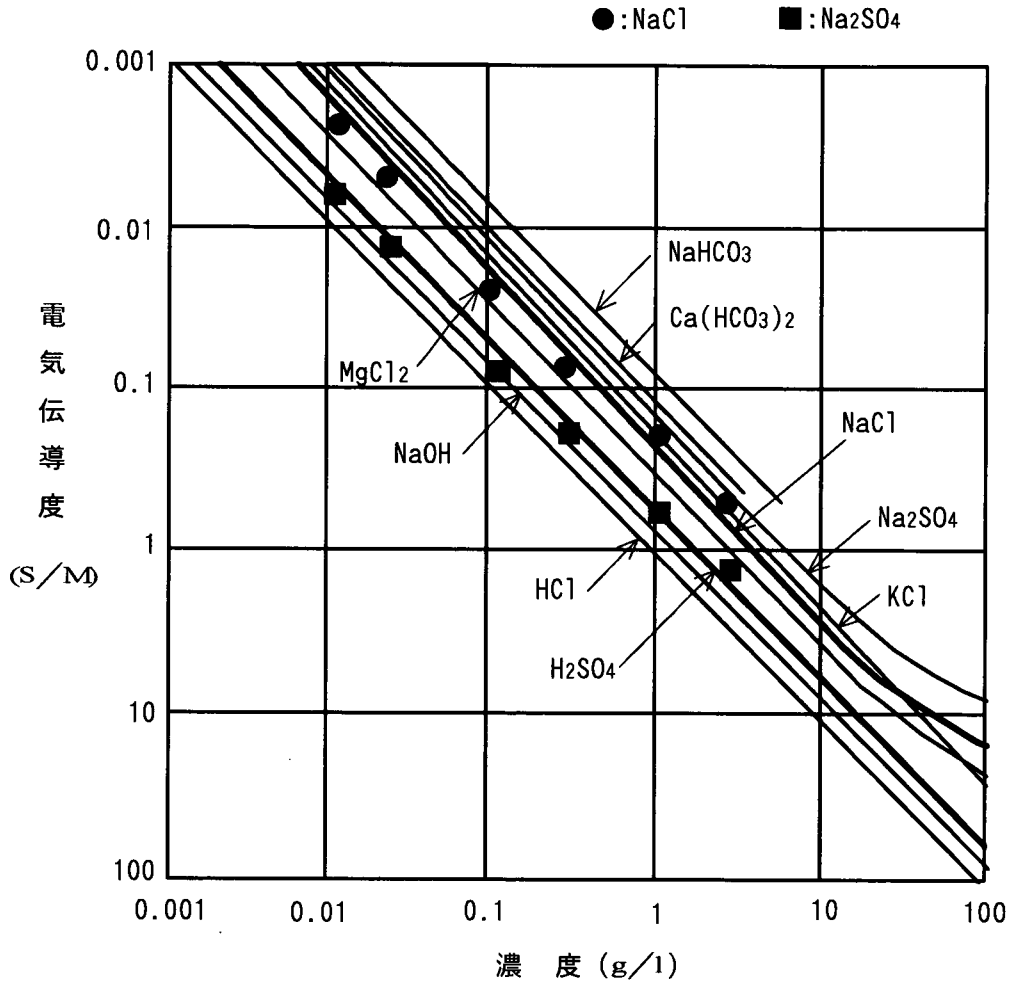


図-3.18 電気伝導度の既存データとの比較（塩化ナトリウム、硫酸）[29]

○地盤改良材

ａセメント系固化材、水ガラスでは、含有量が多くなるにつれて電気伝導度が大きくなるが、ウレタン系止水材では含有量に関わらず一定である（図-3.19)。

ｂ電気伝導度の経時変化は以下の通りである。

・セメント系固化材（図-3.20）は、時間の経過とともに増大するが、含有量の少ない場合（2630mg/l 以下）は 24 時間経過後に減少し始め、672 時間（28 日）後には初期値以下の電気伝導度となる。

・ウレタン系止水材（図-3.21）では、経時変化は見られない。また、図を示してないが水ガラスも同様である。

○重金属等

ａ塩化ナトリウム、硫酸、塩化鉛、クロム酸カリウムの電気伝導度（図-3.22）は、濃度の増加とともに大きくなっている。水の比抵抗 50Ω・m の場合は、水の電気伝導度が２０mS/m と大きいため低濃度での電気伝導度の変化は少ないが、高濃度では直線関係となっている。水の比抵抗 1000Ω・m 以上の場合は、低濃度から電気伝導度と直線関係であり、一般的にいわれている傾向を示している。

ｂ水の比抵抗の大小に関わらず、高濃度では同一物質の電気伝導度が同じになる（本実験では 2000mg/l 以上)。

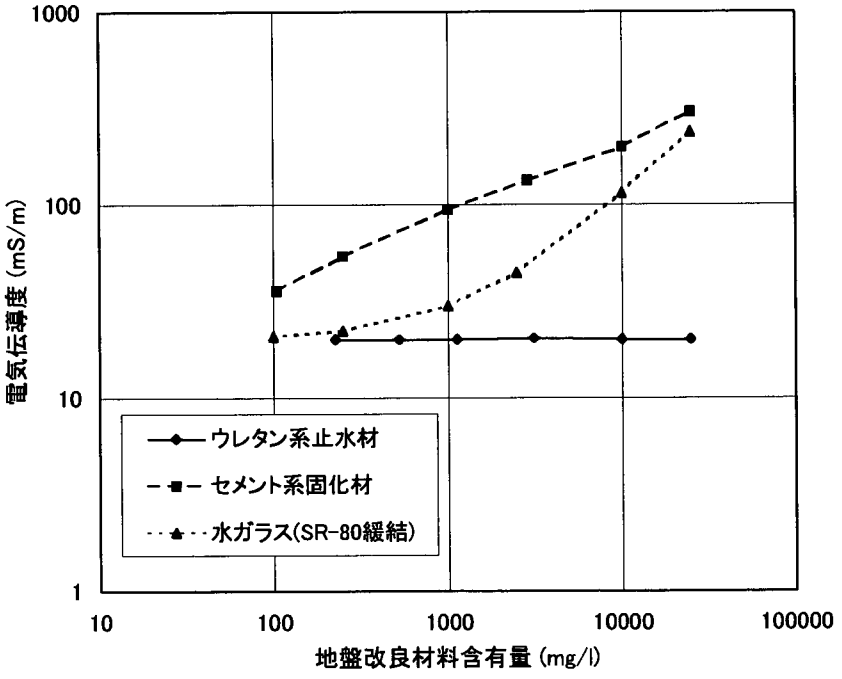


図-3.19　地盤改良材料含有量と電気伝導度の関係（添加直後）

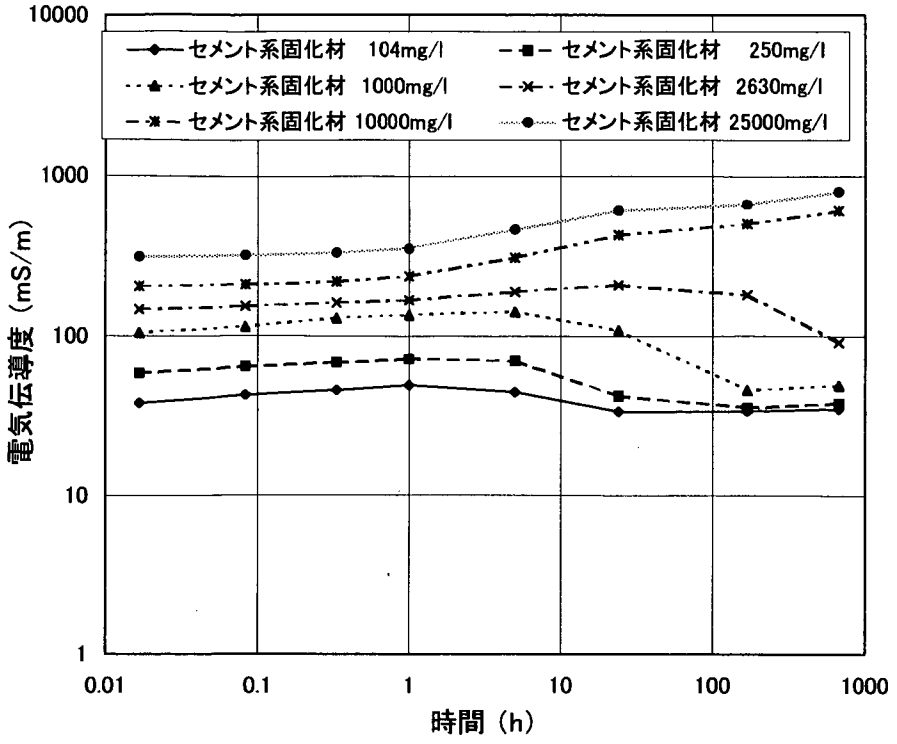


図-3.20　電気伝導度の経時変化（セメント系固化材）

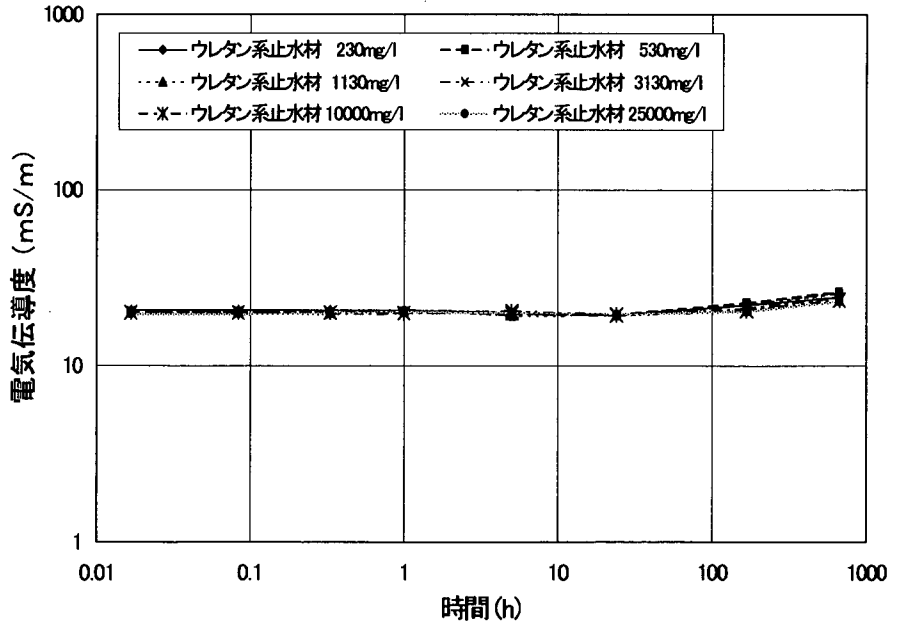


図-3.21　電気伝導度の経時変化(ウレタン系止水材)

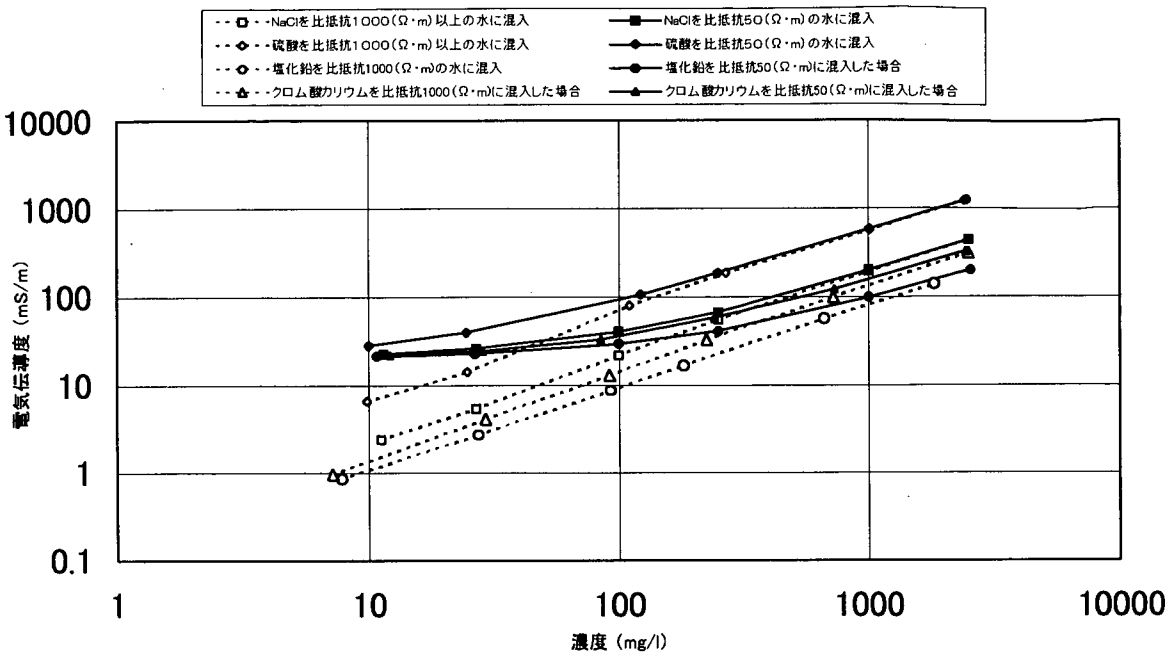


図-3.22 濃度と電気伝導度の関係

②汚染物質含有水で飽和した土の電気伝導度測定実験結果

○塩化ナトリウム（図-3.23）

濃度が 1000mg/l 以上では、粘土分にはほとんど関係せず濃度と電気伝導度は１：１に対応している。濃度 1000mg/l 以下では、電気伝導体である粘土の影響を受け、粘土分が多いほど電気伝導度が大きくなる。また、濃度 100mg/l 以下では、電気伝導度に対する塩分の影響が微少である。

○クロム酸カリウム（図-3.24）

濃度が 1000mg/l 以上では、粘土分にはほとんど関係せず濃度の増加とともに大きくなる。濃度 100mg/l 以下では、電気伝導体である粘土の影響を受け、粘土分が多いほど電気伝導度が大きく、電気伝導度に対するクロム酸カリウム含有の影響が微少である。

○塩化鉛（図-3.25）

濃度が 1000mg/l 以上では、粘土分にはほとんど関係せず濃度の増加とともに大きくなる。濃度 1000mg/l 以下では、電気伝導体である粘土の影響を受け、粘土分が多いほど電気伝導度が大きくなる。また濃度 100mg/l 以下では、電気伝導度に対する塩化鉛含有の影響が微少である。

○軽油（図-3.26）

非伝導体の軽油を含有すると電気伝導度は低下する。低下の割合は、濃度 10％までは小さいが、濃度 39％では４割ほど低下している。粘土分含有量が多いほど電気伝導度は大きいが、濃度の増加による電気伝導度の低下傾向は影響を受けない。なお、図には示してないが、水の比抵抗の電気伝導度に対する影響は、粘土分を含まない場合に大きくなる結果が得られている。

○1-1-1 トリクロロエタン（図-3.-2-25）

軽油と同様に非伝導体のトリクロロエタンを含有すると電気伝導度は低下する。低下の割合は、濃度 10％までは小さいが、濃度 36％では４割ほど低下している。粘土分含有量が多いほど電気伝導度は大きいが、濃度の増加による電気伝導度の低下傾向への影響はほとんど見られない。

○セメント系固化材（図-3.27、28）

粘土分が少なく、セメント系固化材の含有量が多いと電気伝導度は上昇し、10 時間程度経過後に最大になる。その後、電気伝導度は低下する傾向がある。粘土分０％では含有量 336mg/l 以上で、粘土分 6.6％では含有量 2780mg/l 以上で、粘土分 26.2％では含有量 36700mg/l 以上で、この傾向を示している。これは、セメントの水和反応によるイオンの増加と減少に対応しているものと考えられる。

また、粘土分が多くなるにしたがい、含有量の増加に対する電気伝導度の増加が小さくなる。

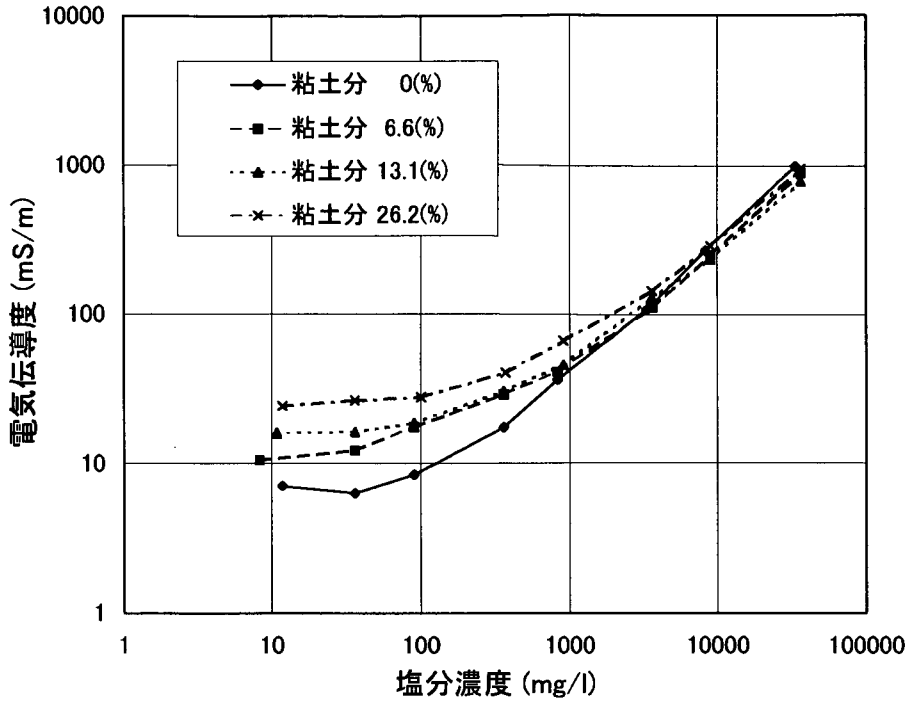


図-3.23 粘土混じり砂の電気伝導度に対する塩分濃度の影響

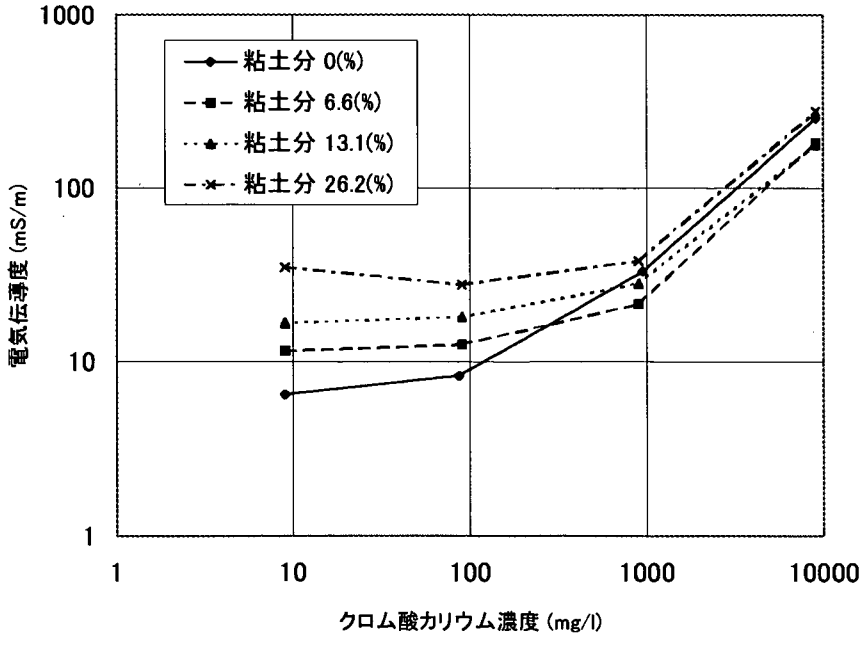


図-3.24 粘土混じり砂の電気伝導度に対するクロム酸カリウム濃度の影響

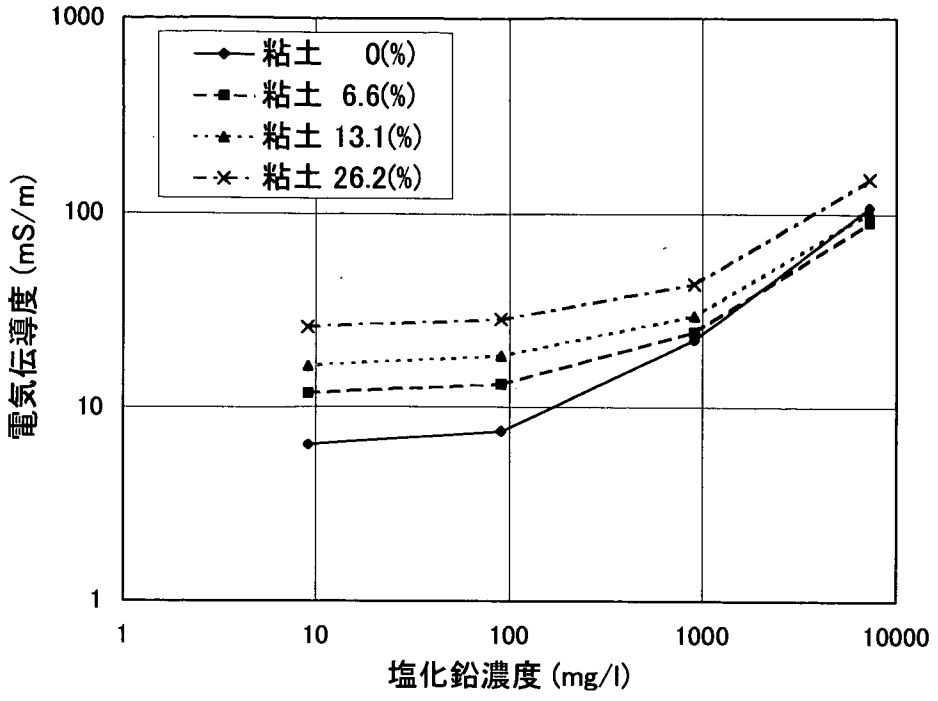


図-3.25 粘土混じり砂の電気伝導度に対する塩化鉛濃度の影響

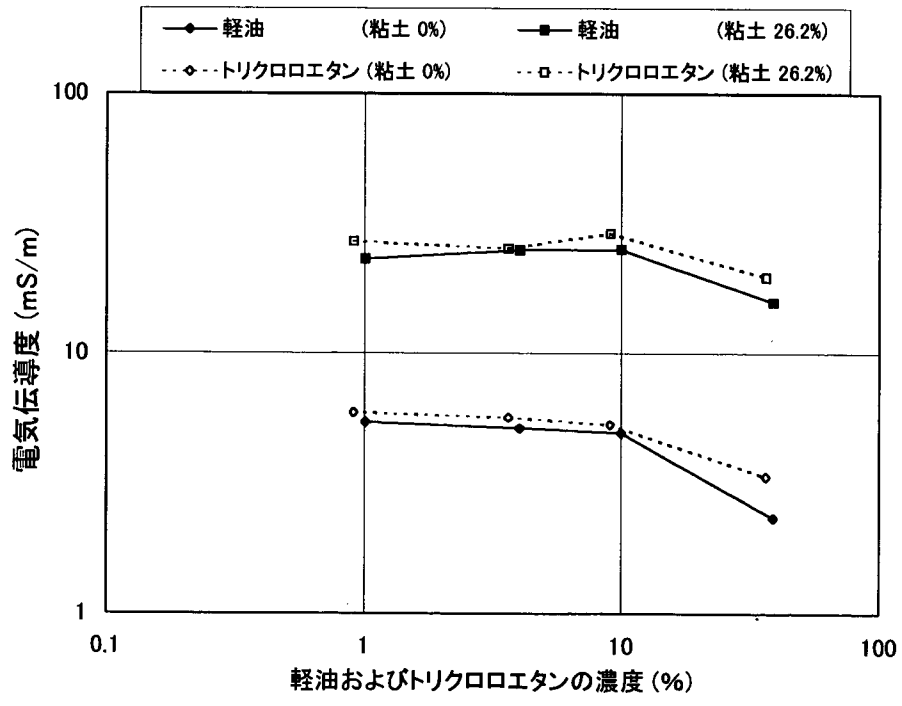


図-3.26 軽油とトリクロロエタンの濃度と電気伝導度の関係

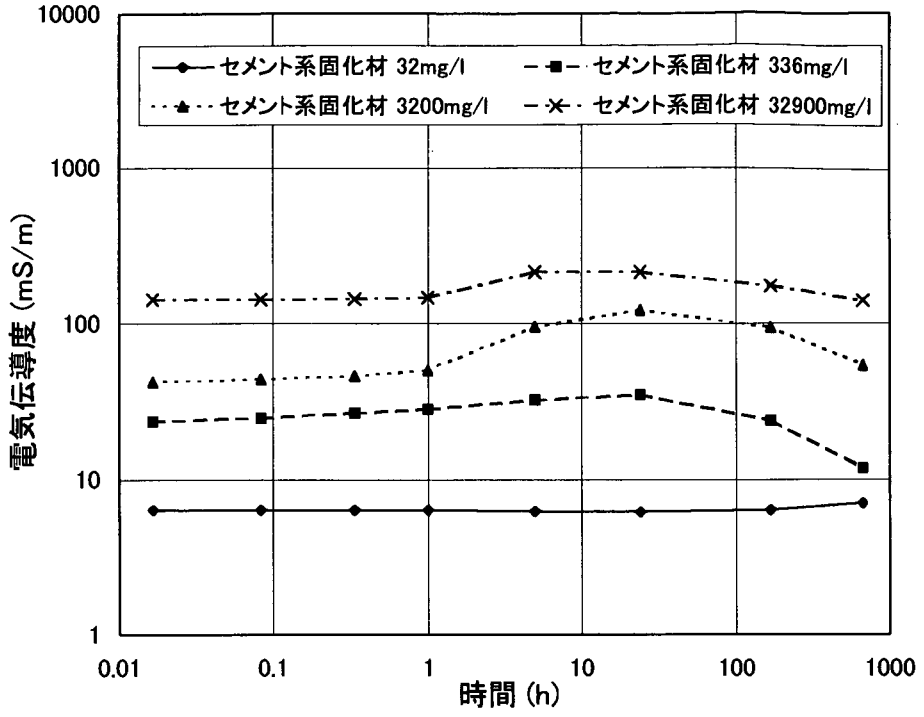


図-3.27 セメント系固化材を混入した場合の電気伝導度の経時変化 (粘土分 0%)

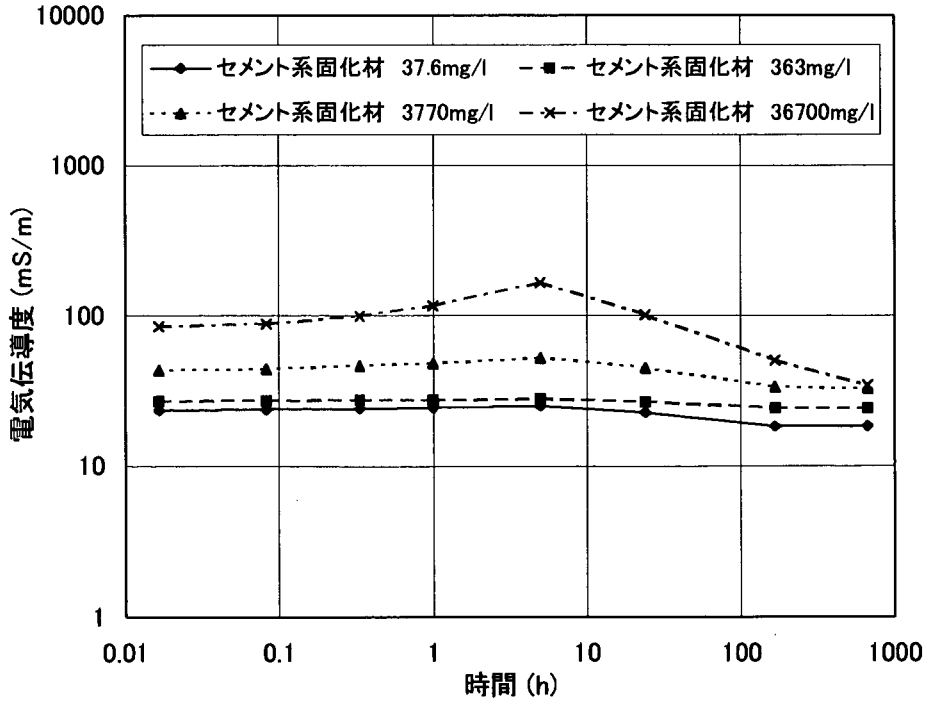


図-3.28 セメント系固化材を混入した場合の電気伝導度の経時変化
(粘土分 26.2%)

(6)まとめ

①汚染物質含有水の電気伝導度測定実験

○地盤改良材では、ウレタン系止水材を除き含有量の増加にしたがい電気伝導度が大きくなるため、電気伝導度の測定によってその分布を知ることが可能である。しかし、含有量が小さいと検出は難しく、1000mg/l 以上であれば検出可能と考えられる。

○実験に用いた重金属等では、濃度が大きくなると電気伝導度も大きくなる。低濃度では地下水の比抵抗値（電気伝導度の逆数；一般的に 50～100Ω・m）の影響が大きいため検出は難しく、濃度が 100mg/l 以上の場合に対して電気伝導度により検出可能と考えられる。

②汚染物質含有水で飽和した土の電気伝導度測定実験

○実験に用いたトリクロロエタン、軽油を除く物質では、濃度の増加にしたがって電気伝導度が増加する。低濃度では電気伝導度に対する粘土含有量と地下水比抵抗値の影響が大きいため検出は難しく、塩化ナトリウムで 100mg/l 以上 、クロム酸カリウム及び塩化鉛で 1000mg/l 以上、セメント系固化材で数 1000mg/l 以上の含有量であれば電気伝導度により検出可能と考えられる。

○トリクロロエタンおよび軽油は、不導体であるため濃度が大きくなると電気伝導度が減少する。しかし、低濃度ではその減少量が小さいため検出は難しく、数十%以上の濃度であれば電気伝導度により検出可能と考えられる。

③汚染土壌の調査・モニタリングへの適用性

○実験結果より地下水の比抵抗値および粘土の影響が大きく、電気電磁探査により低濃度の汚染範囲を調査することは困難であるが、汚染発生源の特定に利用が可能である。

○汚染発生源付近の高濃度汚染分布を検出することで、数値解析による汚染範囲の推定に用いる濃度分布データとしての利用が可能である。

○実験の範囲では、汚染物質が比較的低濃度であっても、電気伝導度が濃度の変化に伴って変化しているため、濃度変化を経時的にモニタリングすることが可能である。

以上のように、地盤汚染状況の調査・モニタリングにおいて電気伝導度は、濃度的に高濃度の汚染源調査に適しているが、低濃度の汚染フロント調査には適していないことが判明した。今後、より多くの汚染物質を対象として種々の地盤条件での電気伝導度の変化を把握するとともに、既存の電気・電磁探査手法の適用性検討、さらに簡易で精度の高い調査・モニタリング手法の開発が望まれる。

3-2-2 電磁探査法の地盤汚染調査・モニタリングへの適用実験

1）目的

周波数領域の電磁法による携帯型電気伝導度測定器を用いて、実験土槽の浅層部(有効深度 1.5m 程度）の見掛け電気伝導度を測定し、塩水の移流拡散に伴う電気伝導度の変化を平面的にマッピングする。これにより、電磁探査法の地盤汚染調査・モニタリングへの適用性について検討するものである。なお、比抵抗は電気伝導度の逆数であらわされる。

2）測定方法

前節の測定土槽と同じ、塩水（濃度 30,000ppm、注入量 5.4cc／分）の浸透拡散実験を実施している 3.8m×7m の実験土槽の表面において、塩水注入前後の地盤の電気伝導度を携帯型電気伝導度測定器によって経時的な測定を下記の通り行った。

測定位置　：X,Y2 方向に 50cm 間隔（土槽の端部は除く）
測定日　　：1 日後（初期状態）、3,5,7,10 日後
測定モード：垂直モード（以下、Vモードとする）・・・機器の方向は土槽長手方向に直交

3）測定結果

図-3.30 に、機器の方向を土槽の長手方向に平行にした場合の塩水投入前の電気伝導度コンター図を示す。土槽の隔壁に近い周辺部で電気伝導度は大きくなっているが、これは隔壁の鉄筋コンクリートの影響と考えられる。土槽の中央部分で電気伝導度は、平面的な変化は隔壁近傍に比べ少なくなっている。しかし、中心部に流した塩水の影響を視覚的に捉えることは出来なかった。

4）考察

今回の電磁法による測定結果では、塩水の流れを視覚的に捉えることは出来なかった。この主な原因として考えられるのは以下の 3 点である。

○測定対象の深度が測定機の感度と合わない
○対象となる塩水の濃度（電気伝導度）が低い
○測定器は、地中の平均的な電気伝導度を測定するため、測定対象である塩水が面的に拡散しないと測定値に影響しにくい。

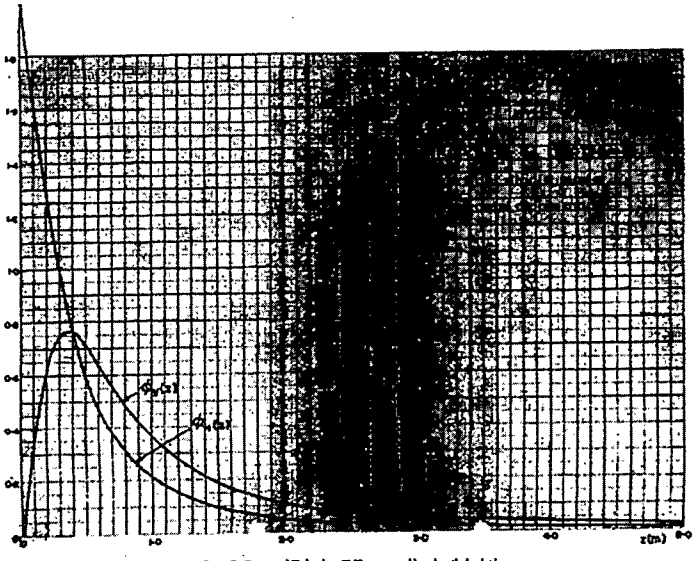


図-3.29　測定器の感度特性

図-3.29 に測定機のVモードおよび水平モード（Hモード）の深度方向における感度曲線を示した。

図中に実線で囲った曲線がVモードの感度曲線である。横軸が深度（m)、縦軸が応答感度を示している。Vモードの感度曲線は、地表面から深度に応じて応答感度が高くなり、0.4m でピークを迎えた後、漸減している事が分かる。Hモードの場合、深度が０mに近づくほど応答感度が大きく地表面の影響を大きく受けるため、地表面下の測定には適さないと判断した。そこで、Vモードの測定感度に合わせて塩水の注入深度を 0.5m とした。従って、上記の①～③のうち、①が原因である可能性は低いと考えられる。

塩水濃度については、前回の10,000ppmから30,000ppmへ変更した結果、電気伝導度が6,000mS/m 近くまで上昇している。しかし、実験結果から、塩水を含んだ土の電気伝導度は 700mS/m 程度と予想される。塩水注入前に土槽内の土の電気伝導度は 60～100mS/m であるから、注入後の電気伝導度は注入前の 10 倍程度である。そのため、②が原因である可能性は低いと考えられる。

注入した塩水の拡散状況については、実測データより、断面的には注入高さから 0.25m 沈降した位置で電気伝導度の上昇が確認されている。平面的には土槽の中心線から、0.25m 離れた位置で電気伝導度の上昇が確認されていないため、横方向への拡散はきわめて少ないことが予想され

る。この現象は、本開発で実施した他の土槽実験結果および数値解析結果でも同様の結果が得られている。また、今回の土槽実験において、側壁（鉄筋コンクリート）の影響をできるだけ取り除くために、側壁側の測点は壁面より 1.0m 離したが、測定結果から鉄筋コンクリートの影響が見られる。

5）まとめ

前回の計測では、電磁法の測定結果は、電気伝導度の全体的な上昇傾向は捉えることはできたが、塩水の拡散状況を可視的に示すには至らなかった。原因として、

○ 測定対象（塩水）の深度が測定器の感度の弱い領域である。

○ 塩水の電気伝導度が低く（1000mS/m）、注入量が少ない（1.6cc/min）ため検出することが困難である

ことが挙げられた。

今回の測定では、上記の点を考慮して、塩水の投入深度を 1.0→0.5m に変更し、電気伝導度を 1,000→6,000mS/m（塩水を含む土の電気伝導度は 300→700mS/m に増大）に、さらに投入量を 1.6cc/min→5.4cc/min（注入ポンプ最大流量）に変えて、上記の問題点の克服を試みた。しかし、前回と同様に塩水の拡散状況を明瞭に表示することはできなかった。

海外での適用例では、比較的原液に近い汚染源の特定に使用されている事例が数多く報告されていることから、本測定機で塩水の流れを明瞭に捉えることができなかった理由として、

○注入された塩水が、横方向に殆ど拡散しないで線状に流下したため、本測定器が測定可能な地中の平均的な電気伝導度に大きな影響を及ぼさなかった。

○注入量が 5.4cc/min と少なく、地下水によって希釈されるため、土質材料の電気伝導度の変化が小さかった。

の２つが主な原因であると考えられる。

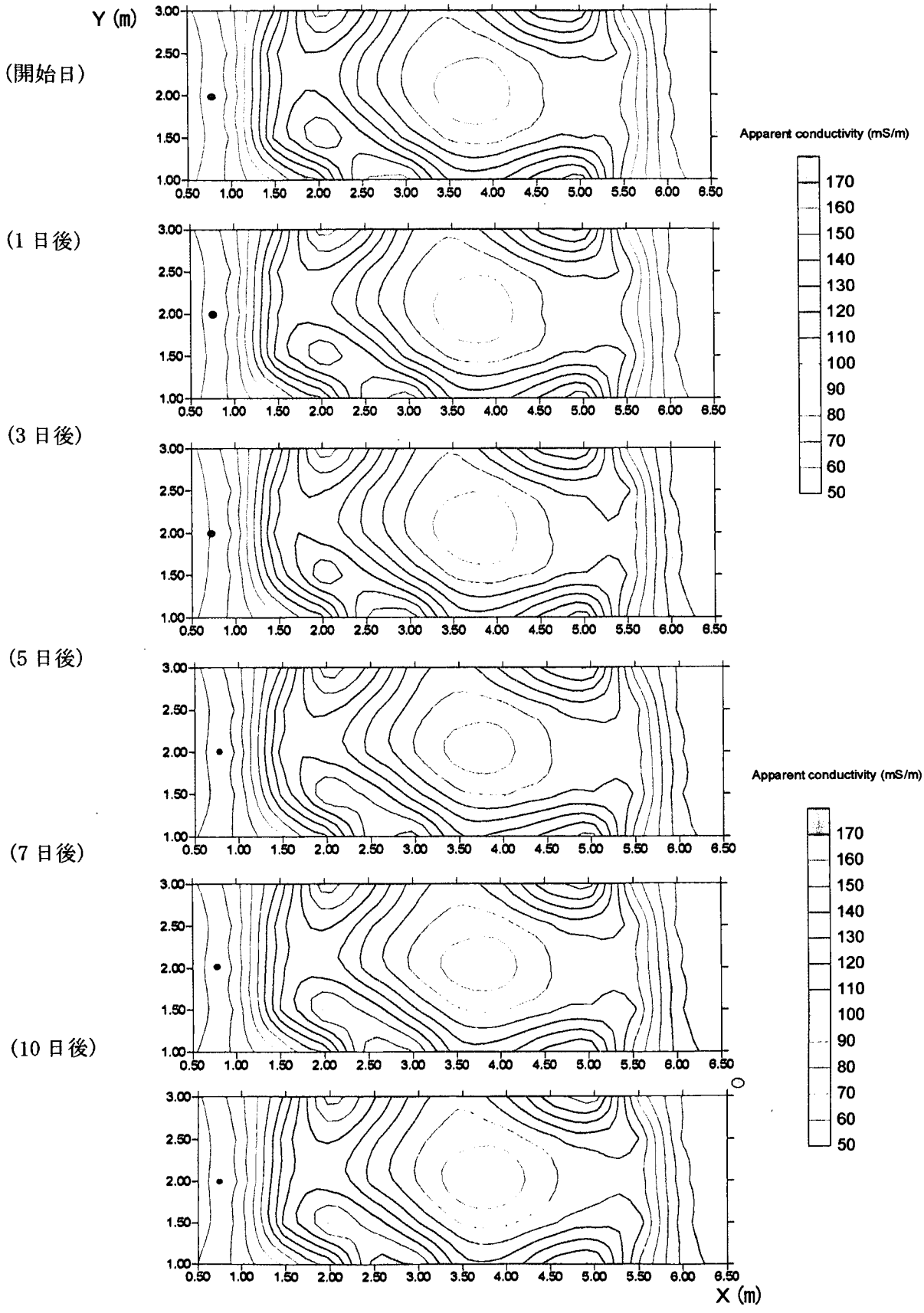


図-3.30　電気伝導度コンター図

3-2-3　非破壊調査技術のまとめ

以上実施した各実験結果をまとめると以下のように考察できる。

・電気探査においては、土槽のような閉鎖領域における解析で塩水プリュームの追跡を行うには、遠電極が設置できないことを考慮した解析ソフトの改良を検討することも必要である。

・温度・塩分濃度～比抵抗値の関係を得ることで、比抵抗分布から濃度分布を推定することができる。

・電気探査測線を立体的に配置することで、塩水プリュームの分布を立体的に把握することが可能となる。

・塩水プリュームが地表近くに分布すると推定できる場合は、電極の地表部のみに配置して測定することも可能である。

・電気探査では塩分濃度が低い場合には、塩水プリュームの検出が困難である。

・電磁探査では、塩水プリュームの濃度希釈により感度が悪く、可視化するには到っていない。今後高濃度塩水を流した実験も考慮する必要がある。

・電気伝導度は、汚染濃度の高いプリュームの検出には適用できる可能性がある。

・今後、濃度レベルを色々変えた試験を行い、電気伝導度が調査・モニタリングの指標としてどのレベル迄の汚染濃度に対して有効であるか、適用可能な範囲を明かにして行く必要があると考えられる。

参考文献

1) 山本勇他：地質汚染の簡易調査手法について　～ＳＣＳＣ法の紹介～，第３回環境地質学シンポジウム講演論文集，pp.215-220，1993
2) 山本勇他：地質汚染の簡易調査法「ＳＣＳＣ（スクスク）調査法」，第４回環境地質学シンポジウム講演論文集，pp.231-234，1994
3) 根岸：バギー搭載型浅層掘削機による汚染土壌のサンプリング技術、地下水土壌汚染とその防止対策に関する研究集会第５回講演集，pp75-80，1997年６月
4) 森崎他：地質汚染現場における表層汚染分布の形態と調査法、第５回環境地質学シンポジウム講演論文集、pp.179-184、1995
5) 中嶋幸房他：ＢＡＴ地下水モニターシステムによる帯水層汚染検知法，第５回環境地質学シンポジウム論文集，pp.151-155，1995
6) 細見他：地盤環境汚染の調査とモニタリングとその問題点，土と基礎，42-7(438)，1994年７月
7) Reynolds J.M. : An introduction to applied and environmental geophysics, JOHN WILEY & SONS, pp.587-652, 1997
8) Sharma P.V. : Environmental and engineering geophysics, Cambridge University Press, pp.265-308, 1997
9) 入江他：電気探査法による地下水汚染調査，物理探査学会第 94 回学術講演会論文集，1996年５月
10) 竹内他：電気探査による地下水流動モニター法の研究，応用地質第31巻１号，pp.12-18，1990年３月
11) 千葉他：物理探査を用いた地下水・塩類土壌の探査技術，物理探査，第 50 巻，第６号，pp.615-631，1997年12月
12) 島裕雅：環境エンジニアリングにおける物理探査，物理探査，第50巻，第６号，pp.643-655，1997年12月
13) Sharma P.V. (1997) : Environmental and engineering geophysics, *Cambridge University Press*, pp.265-308
14) 島裕雅・梶間和彦・神谷英樹編：建設・防災・環境のための新しい電気探査法・比抵抗映像法，古今書院，1995年
15) 松井保：比抵抗高密度探査の地盤工学的ニーズと応用，物理探査，第48巻，第 6 号，pp.530-538，1995年
16) 島裕雅：比抵抗トモグラフィーの基礎と応用，物理探査，第42巻，第 6 号，pp.442- 457，1989年
17) 小島圭二・神尾重雄・石橋弘道・内山成和・斎藤秀樹・島裕雅：ジオトモグラフィーによる岩盤の画像化（その１），応用地質，第30巻，第 3 号，pp.121-130，1989a
18) 小島圭二・神尾重雄・石橋弘道・内山成和・斎藤秀樹・島裕雅：ジオトモグラフィーによる岩盤の画像化（その２），応用地質，第30巻，第 4 号，pp.179-188，1989b
19) Slaine D.D. Greenhouse J.P. : Case studies of geophysical cotaminant mapping at several waste disposal sites, Proceeding of the Second National Symposium on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring.、1982
20) Foster A.R.,Veatch M.D.,and Baird S.L. : Hazardous waste geophysics, Geophysics: The leading edge of exploration, Geotechnical applications 1、1987
21) Glaccum R.A., Benson R.C. and Noel M.R. : Improving accuracy and cost-effectiveness of hazardous waste site investigations, Ground Water Monitoring Review, pp.36-40,1982
22) Slaine D.D. Greenhouse J.P. : Case studies of geophysical cotaminant mapping at several waste disposal sites, Proceeding of the Second National Symposium on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring.,1982
23) McNeill J.D., : The application of electromagnetic techniques to environmental geophysical surveys、1995　-unpublished-

24) Archie,G.E. : The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Some Reservoir Characteristics , Trans.A.I.M.E.,Vol.146, pp.54-62、1942
25) 入江他：電気探査法による地下水汚染調査，物理探査学会第 94 回学術講演会論文集，1996年5月
26) 茂木透･本郷克己･佐々宏一: 細粒土の電気的特性,物理探鉱,第39巻,第 2号， pp.95-105、1986
27) Bussian,A.E. : Electrical conductance in a porous medium, Geophysics, Vol.48, No.9, pp.1258-1268、1983
28) Waxman,M.H. and Smits,L.J.M.: Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands, Society of Petroleum Engineers Journal, vol.8, pp.107-122、1968
29) Gueguen,Y.and Palciauskas,V.(1994) : Introduction to the physics of rocks, PRINCETON UNIVERSITY PRESS,PRINCETON,NEW JERSEY

4．対策技術に関する研究

４．対策技術に関する研究

4-1　覆土・敷土工法

土壌汚染調査・対策指針では、低濃度（溶出基準Ⅰ以下）の場合には覆土、植栽工のみであり、中濃度（溶出基準II以下、Ⅰ以上）については遮水工及び覆土、植栽工とされている。

また、セメント、石灰等による改良土の場合、「建設汚泥リサイクル指針」によれば、敷土及び覆土によるアルカリの周辺への流出防止法が示されている。

本研究における覆土・敷土工法は、汚染土を仮置きする場合に、土による有害物の吸着能やアルカリ吸着能を期待することにより、汚染の拡大を防止するものである。また、土だけでなく、改良土による有害物質の吸着の可能性や、土に吸着剤を混入することによる汚染物質拡散防止対策についても可能性を検討する。

4-1-1　既往技術の調査

覆土・敷土に関する技術は、これまで管理型廃棄物処分場での遮水工として開発されている。

ここでは、土や種々の物質の汚染物質吸着能に関する研究に関する文献についても調査した。

調査範囲は土木学会、地盤工学会、廃棄物学会を中心とし、日本土壌肥料科学雑誌等の雑誌も対象とした。

調査結果を表-4.1に示す。

表-4.1　土の汚染物質吸着に関する文献調査表

No	文献名	著者	出典、年月	内容
1	枯葉による６価クロム汚染土壌の無害化試験－小樽市メッキ処理工場跡地の例－	渡辺紀元、対馬正人、岸　政美（北海道工大）	用水と排水、Vol.35 No.5、pp.16-21、1994	六価クロム汚染地域にカシワの枯葉を用いて散布試験を実施。枯葉が六価クロム汚染土壌にの無害化に有効である知見を得た。 枯葉エキスの散布は、枯葉エキスと六価クロムとの間で３価クロム錯体の生成反応が促進し、生成錯体は土壌中で難溶体に変化し、無害化されると考えられる。
2	有害物質の土壌蓄積及び土壌浸透に関する研究	産業廃棄物科	埼玉県公害センター業務報告、Vol.1996、pp42-43、1996	トリクロロエチレンや六価クロムなどの有害物質による地下水汚染の速度は地形や地質により異なることが知られている。表層地質図をもとに埼玉県の土質を分類・採取し，ＨＰＬＣを用いて水の浸透係数と有害物質の分配係数を測定した。 Ｄａｒｃｙの法則に基づく透水係数の計算方法，土壌カラム内の水とトリクロロエチレンの移動速度に基づく有害物質分配係数の求め方について述べた。
3	有害物質等の土壌中での挙動（２）	平間幸雄、三ヶ島治子、相坂清子（千葉県水質保全課）	千葉県水質保全研究所年報、Vol.1990、1991、pp.185-189	ひ素，シアン，六価クロム，有機塩素化合物等の関東ローム及び黒ぼく土中での挙動を明らかにするため，土壌カラム及び模擬溶出液を用いた通水試験を行った。浸出液から検出されたのは硝酸のみであった。カドミウム，鉛，水銀，ひ素，クロムは土壌上層部に留まっていた。有機塩素化合物は一部，中・下層部まで移行していた
4	石炭灰中微量物質の土壌への吸着特性	五十嵐敏文、下垣　久（電力中研　我孫子研）	電力中央研究所我孫子研究所報告、No.U91003、p.35、1991	石炭灰中の微量元素であるホウ素，六価クロム，ヒ素の砂とロームへの吸着特性をバッチ法ならびにカラム法を併用して検討した。その結果，ホウ素吸着に対しては，分配係数で表現される可逆吸着モデルが適用できることが明らかになった。しかし，六価クロムのロームへの吸着およびカルシウム共存下でのヒ素の吸着に対しては，分配係数で表される可逆吸着モデルの他に，液相濃度に関する一次反応で表現される不可逆吸着も作用することが明らかになった。この不可逆吸着機構は溶解・沈殿反応に起因すると考えられる。可逆吸着の指標である分配係数は，ｐＨ依存性を示したが，六価クロムを除き，共存塩化物イオンや硫酸イオン濃度に依存しない安定な指標となった。そのため，従来から使用されている分配係数だけを用いたモデルでは，より安全側の評価結果を与えることになるが，不可逆吸着までも考慮すると，処分場しゃ水工の一層の設計合理化を図ることができる。　（同所抄録）

5	砂およびロームの六価クロム吸着特性	五十嵐敏文、下垣　久（電力中研）、今井一孝（新日本気象海洋）	衛生工学研究討論会講演集　自由投稿発表部門　、　VOL.27th　、pp.13-15、1990	本報では，バッチおよびカラム試験を併用し，相互の試験結果を比較することによって，石炭火力発電所から発生する石炭灰中に若干含まれる六価クロムの土壌への吸着特性を検討する
6	クロムの酸化反応に及ぼす森林起源有機酸の影響	中保　建、田中俊逸、福島正巳、中村　博（北大）	日本化学会北海道支部研究発表会講演要旨集、Vol.1997、冬季、p.62、1997	六価クロムで汚染された土壌の修復（レメディエーション）のために，枯れ葉から抽出したタンニンを用いて，六価から三価に還元して無毒化する試みが行われている。また我々もフミン酸などの腐植物質が六価クロムに対して還元作用を示すことを報告した。しかし還元されたクロムは環境中の条件によっては再び酸化されて六価クロムになる可能性がある。従ってこれら森林起源有機酸の環境浄化剤としての評価においては，六価クロムに対する還元能力だけではなく，酸化反応に対する影響についても調べる必要がある。そこで本研究ではクロムの酸化反応に及ぼす森林起源有機酸の影響について調べた。
7	各種土壌のクロム吸着特性－反応時間にともなう三価クロムと六価クロムの比較－	渡辺紀元、岸　政美（北海道工大）	環境技術　Vol.11、No.6、pp.394-400、1982	有機炭素および CEC の異なった 7 種類の土壌、泥炭および活性炭による Cr^{3+} と Cr^{6+} の吸着特性について、Cr 添加後の反応時間に注目し、試料溶液の pH および EC 変化と併せて比較、検討した。 各試料の Cr 吸着反応は Cr^{3+} と Cr^{6+} で明らかな差異が認められる。すなわち、Cr^{3+} は陽イオン交換による吸着が支配的であり、一方、Cr^{6+} は添加 Cr^{6+} が試料中で還元または錯体に化学変化し、試料と Cr 錯体の親和による物理吸着およびアニオン交換による吸着が考えられる。

4-1-2 敷土の吸着効果に関する実験

1）目的

敷土を充填した中型カラムの試験により、一定期間内における汚染土から溶出する重金属類の敷土内での吸着範囲、吸着効果を確認する。さらに、ビーカー試験等の吸着性能結果からの予測と比較検討する。

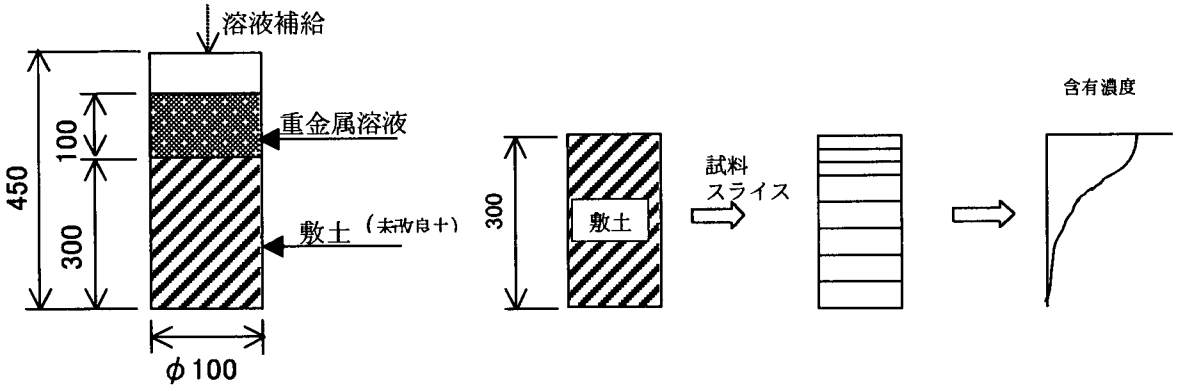
2）実験方法

(1)概要

中型のカラム（φ10cm×h45cm）に敷土材を充填して供試体を作製し、その上を重金属イオンの溶液で満たし、一定期間、敷土層に重金属溶液を浸透させた。さらに一定期間の浸透終了後に、供試体を分割して切り出し、汚染物質の含有量の分布を測定した。

対象とした物質とその濃度、試験期間は以下の通りである。

カドミウム 15ppm：4ヶ月間
六価クロム 15ppm：7週間 (49日間)



(a) カラム浸透試験　　(b) 浸透試験後の敷土の切出し分析

図-4.1 実証実験の概要

(2)試料土

敷土には、有機質土を用いた。
土質条件を表-4.2に示す。

表-4.2 有機質土2（黒土）の土質

項　目	試験値
自然含水比　(%)	69.5
土粒子の密度 (g/cm³)	2.419
礫 分　(%)	0
砂 分　(%)	53
シルト分　(%)	36
粘 土 分　(%)	11
強熱減量　(%)	18
有機物含有量　(%)	13
pH	6.3
CEC　(mg/kg 乾量)	5610

(3)試験方法

①供試体作製

φ10cm×h45cm のアクリル製円筒容器に敷土材料を充填して、ランマーの突固めにより締固めた。透水係数 1 ×10^{-5}cm/s 程度を目標とし、2.5kg ランマーを用いて落下高 10cm、1 層 27 回突固めで 4cm 仕上げになるように、8 層に分けて締固めた。層厚 30cm から上の部分は削り取った。締固め後の供試体の物性値を表-4.3 に示す。カドミウム用供試体は密度がやや大きくなった。

表-4.3　締固め後供試体の物性値

	カドミウム	六価クロム
試料厚さ　(cm)	29.7	30.0
湿潤密度　(g/cm^3)	1.413	1.374
乾燥密度　(g/cm^3)	0.834	0.811
間 隙 率	0.655	0.665

② 重金属溶液の作製

重金属物質溶液の濃度を表-4.4 に示す。六価クロムは「溶出基準II」の 10 倍値を目安として設定した。カドミウムは比較のため六価クロムの濃度に合わせた。

表-4.4 汚染物質溶液の実験濃度

汚染物質の種類	化合物	溶液濃度 (mg/l)	指針基準値 (mg/l)
六価クロム	$K_2Cr_2O_7$	15.0	1.5
カドミウム	$CdCl_2$	15.0	0.3

③ 重金属溶液の充填、浸透

敷土を充填したカラム供試体は水浸により飽和状態にした(図-4.2 参照)。次に、排水コックを閉めてから敷土上に重金属溶液を 10cm の高さまで注いだ。浸透カラムの直下にはメスシリンダーをセットし、排水コックを開き実験を開始した。試験中には溶液の浸透および蒸発によって溶液の水位が低下するので、毎日溶液を補充して一定水位に保った。

敷土を浸透してカラム底盤排水孔から浸出した水の量は毎日測定し、浸出流量を確認した。また、2 週間に 1 回の頻度で、透過水液の対象物質の分析を行い、浸出の有無を確認した。

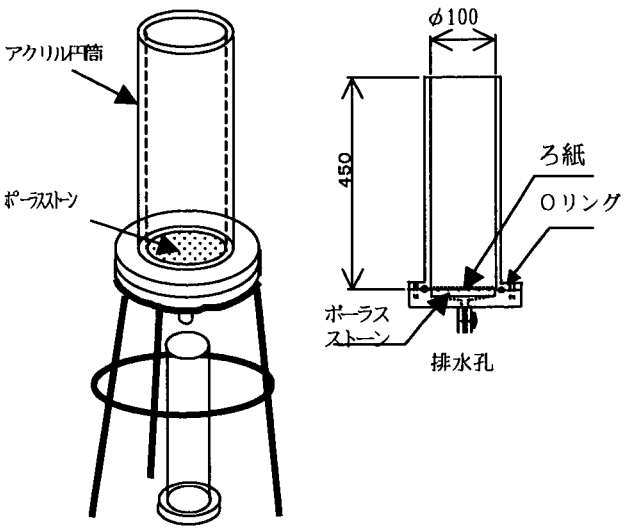


図-4.2 カラム実験装置

④試験土（敷土）の切出し

試験期間経過後に、カラム内の敷土を表面から1cm～5cmの区間は1cm毎、5cm以深は2.5cm毎に所定の厚さ毎に削り取り、分割した各試料についてクロム（Cr）またはカドミウム（Cd）の含有量を分析した。試験方法を表-4.5に示す。なお、六価クロムの場合には、土壌中で3価のクロムに変化する可能性があるため、全クロム量を分析した。

表-4.5　含有量試験方法

分析項目	計量方法	測定方法	定量下限値 (mg/kg)
全クロム Cr	昭和63年環水管第127号II12. 1.3	ｼﾞﾌｪﾆﾙｶﾙﾊﾞｼﾞﾄﾞ吸光光度法	2
カドミウム Cd	昭和63年環水管第127号II6.1	ﾌﾚｰﾑ原子吸光法	0.5

4）試験結果

(1) 浸透実験状況

浸透実験の試験期間、通水量、および浸出水の分析結果を表-4.6にまとめた。

表-4.6　浸透実験状況

	カドミウム		六価クロム	
実験日数	123日間（4ヶ月間）		49日間（7週間）	
累積流出量	8850ml		11960ml	
	～42日後	～78日後	～38日後	～49日後
平均流出量	84ml／日	74ml／日	227ml／日	244ml／日
透水係数k	9.2×10^{-6} cm/s	8.2×10^{-6} cm/s	2.5×10^{-5} cm/s	2.7×10^{-5} cm/s
浸出液の分析	検出せず（2/25分）		5.3 mg/l（12/17分）	

2週間毎に採取した浸出水の分析結果を表-4.7に示す。

カドミウム試験体は、4ヶ月経過した後でも透過水にカドミウムは検出されなかった。六価クロム試験体は、実験開始後46日目において浸出水に六価クロムの溶出が確認されたため、49日（7週間）目に実験を終了し、試料の切り出しを行った。

浸透中の透水量は試験体の密度差が影響し、六価クロム試験体の方が透水量は多くなった。

透水係数kはカドミウム供試体の場合約 1×10^{-5}cm/s、六価クロム供試体の場合 2.5×10^{-5}cm/sであった。

表-4.7　透過水の分析結果

カドミウム（15ppm）		六価クロム（15ppm）	
経過日数	浸出水の濃度（mg/l）	経過日数	浸出水の濃度（mg/l）
実験開始		実験開始	
8日	<0.001	8日	<0.005
22日	<0.001	21日	<0.005
35日	<0.001	35日	<0.005
49日	<0.001	46日	5.3
63日	<0.001	実験終了時（49日）	6.5
78日	<0.001		
91日	<0.001		
106日	<0.001		
119日	<0.001		
実験終了時（123日）	<0.001		

(2)含有量分析結果

① 六価クロム

六価クロム供試体の分割採取試料の分析結果を表-4.8 図-4.3 に示す。

表面から 5 cm までの範囲において全クロム含有量が高く、表面では 450mg/kg dry と最も高くなっており、表面部での吸着が多いことがわかる。深さ 5cm 以深では濃度変化が緩やかである。

深さ 25～30cm 部分で敷土の含有量に近くなっているが、透過水から六価クロムが検出され破過していることを考えると、最下部層では水みちに透水していた可能性が考えられる。

表-4.8 六価クロム供試体分析結果（全クロム含有量）

No.	スライス深さ (cm)	採取試料 (cm)	全クロム含有量 (mg/kg dry)	クロム増加量 (mg/kg dry)
1	1.0	0～1.0	451	376
2	2.0	1.0～2.0	311	236
3	3.0	2.0～3.0	225	150
4	4.0	3.0～4.0		
5	5.0	4.0～5.0	161	86
6	7.5	5.0～7.5		
7	10.0	7.5～10.0	142	67
8	12.5	10.0～12.5		
9	15.0	12.5～15.0	118	43
10	17.5	15.0～17.5		
11	20.0	17.5～20.0	117	42
12	22.5	20.0～22.5		
13	25.0	22.5～25.0	113	38
14	27.5	25.0～27.5	90	(15)
15	30.0	27.5～30.0	78	(3)
試験前の全クロム含有量			75	

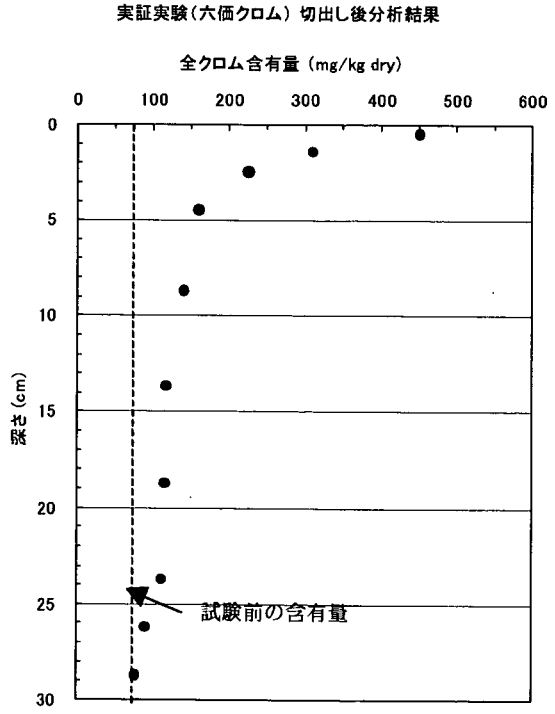


図-4.3 全クロム含有量の分布

② カドミウム

六価クロム供試体の分割採取試料の分析結果を表-4.9、図-4.4 に示す。

カドミウムは、表面から深さ 3 cm より深い部分には達しておらず、表面部では 1500mg/kg と大きな吸着量となっている。このようにカドミウムに対する吸着がかなり大きく、下方への溶出は非常に遅いことが確認された。類似の実験を行なった既往文献[1]においても、0～5cm 層での吸着量が極めて高く、今回の実験と同様な結果が得られている。

表-4.9 カドミウム供試体分析結果

No.	スライス深さ (cm)	採取試料 (cm)	ｶﾄﾞﾐｳﾑ含有量 (mg/kg dry)
1	1.0	0～1.0	1540
2	2.0	1.0～2.0	301
3	3.0	2.0～3.0	40
4	4.0	3.0～4.0	< 0.5
5	5.0	4.0～5.0	< 0.5
6	7.5	5.0～7.5	< 0.5
7	10.0	7.5～10.0	< 0.5
8	12.5	10.0～12.5	
9	15.0	12.5～15.0	< 0.5
10	17.5	15.0～17.5	
11	20.0	17.5～20.0	
12	22.5	20.0～22.5	< 0.5
13	25.0	22.5～25.0	
14	27.5	25.0～27.5	
15	30.0	27.5～30.0	< 0.5

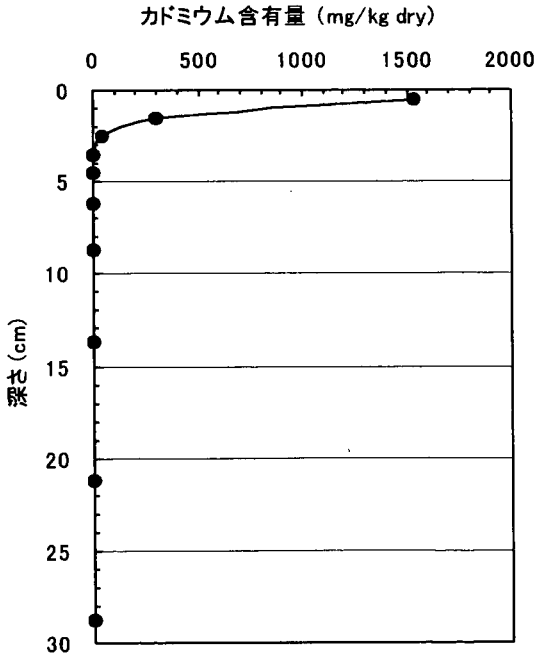


図-4.4 カドミウム含有量の分布

5）理論式による汚染物質の濃度分布予測

(1)一次元移流分散方程式の理論解

汚染物質を覆土敷土工法により封じ込める場合の汚染物質の溶出可能性を予測するために、(4-1)式に示す一次元移流分散方程式の理論解により推定することを試みた。

一次元移流分散方程式は次の通りである。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} erfc\left[\frac{Rx - vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] + \frac{1}{2}\exp(vx/D) erfc\left[\frac{Rx + vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] \qquad (4\text{-}1)$$

ここに、C ；各深さの濃度（mg/l）
C_0 ；初期濃度（mg/l）
R ；敷土材料の遅延係数
x ；上層からの深さ（cm）
t ；供用期間（sec）
D ；敷土材料の分散係数（cm^2/s）
v ；敷土材料の実流速（cm/s）

(2)計算結果の表示

上記一次元移流分散方程式を用いて、ある濃度の汚染物質を含む溶液が敷土内を通過する際の敷土内のある深さにおける汚染物質の濃度を予測し、図式化した。ある深さの汚染物質の濃度は、(4-1)式により得られた各深さのC/C_0に汚染物質の初期濃度を乗じて、深さ毎の汚染物質の濃度を推定したものである。

一例として、層厚 30cm、水頭差 40cm のカラムに有機質土を詰め、15mg/l の濃度の六価クロム溶液を 47 日間通水した場合の計算結果を示す。

なお、この時のカラム入力条件の透水係数 2.50×10^{-5}(cm/s)、ダルシー流速 3.33×10^{-5}(cm/s)、実流速 3.33×10^{-5}（cm/s、ダルシー流速の 1 倍)、分散係数 2.33×10^{-5}（cm^2/s、分散長を 0.7cm とした場合;実流速×分散長から求めた)とした。遅延係数はビーカー試験結果をもとに 20 とした。

計算結果を次ページの図 4-1-2-5 に示す。

理論式による汚染物質の濃度分布

○汚染物質の種類
六価クロム

○計算の入力条件(水色の枠内に初期条件入力)

層厚x	30	(cm)		
水頭差H	40	(cm)		
透水係数	2.50E-05	(cm/s)		
ダルシー流速	3.33E-05	(cm/s)	0.0288	(m/day)
実流速/ダルシー流速	1			
実流速v	3.33E-05	(cm/s)	0.0288	(m/day)
分散係数D	2.33E-05	(cm^2/s)	分散長 ; 0.7	(cm)
遅延係数R	20			
供用期間t	47	(day)		
初期濃度	15	(mg/l)		

○計算結果

上層からの厚さの割合 (%)	上層からの深さ (cm)	遅延係数R	供用期間t (day)	供用期間t (sec)	Rx-vt	C/C0	濃度 (mg/l)
0	0	20	47	4060800	-1.35E+02	1.00E+00	15.00
10	3	20	47	4060800	-7.54E+01	9.44E-01	14.16
20	6	20	47	4060800	-1.54E+01	6.87E-01	10.31
30	9	20	47	4060800	4.46E+01	2.92E-01	4.38
40	12	20	47	4060800	1.05E+02	5.96E-02	0.89
50	15	20	47	4060800	1.65E+02	5.29E-03	0.08
60	18	20	47	4060800	2.25E+02	1.97E-04	0.00
70	21	20	47	4060800	2.85E+02	1.89E-06	0.00
80	24	20	47	4060800	3.45E+02	1.08E-08	0.00
90	27	20	47	4060800	4.05E+02	2.47E-11	0.00
100	30	20	47	4060800	4.65E+02	2.22E-14	0.00

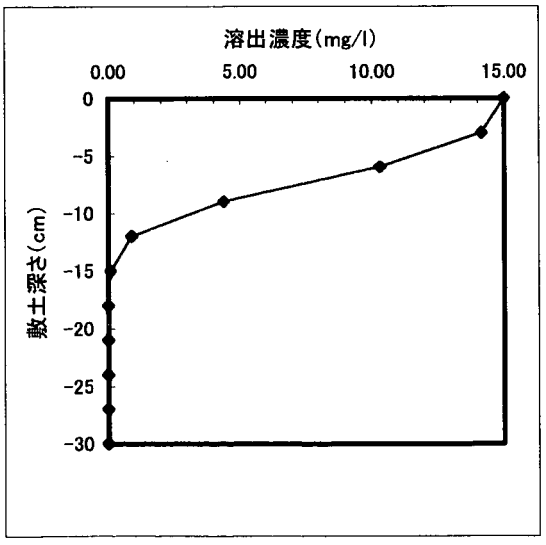


図-4.5 敷土内の汚染物質の濃度分布計算例（六価クロム）

(3)試験条件を変えたカラムの計算結果

汚染物質として、六価クロム及びカドミウムを用いて実験しているカラム試験におけるカラム内の汚染物質の濃度予測を(4-1)式により行なった結果を以下に示す。

①六価クロムの場合

・計算条件 ； 層厚 30cm、水頭差 40cm、対象土：有機質土、透水係数 2.50×10^{-5} (cm/s)、ダルシー流速 3.33×10^{-5} (cm/s)、初期濃度 15mg/l

No.	実流速 (cm/s)	分散係数 (cm^2/s)	遅延係数	供用期間
1	3.33×10^{-5}	2.33×10^{-5}	20	47
2	8.33×10^{-5}	2.33×10^{-5}	20	47
3	3.33×10^{-5}	1.33×10^{-5}	20	47
4	3.33×10^{-5}	2.33×10^{-5}	13	47

No.１：実流速＝ダルシー流速　No.２：実流速＝ダルシー流速×2.5 倍

No.３：分散係数＝実流速×0.40　No.４：遅延係数＝13

・計算結果

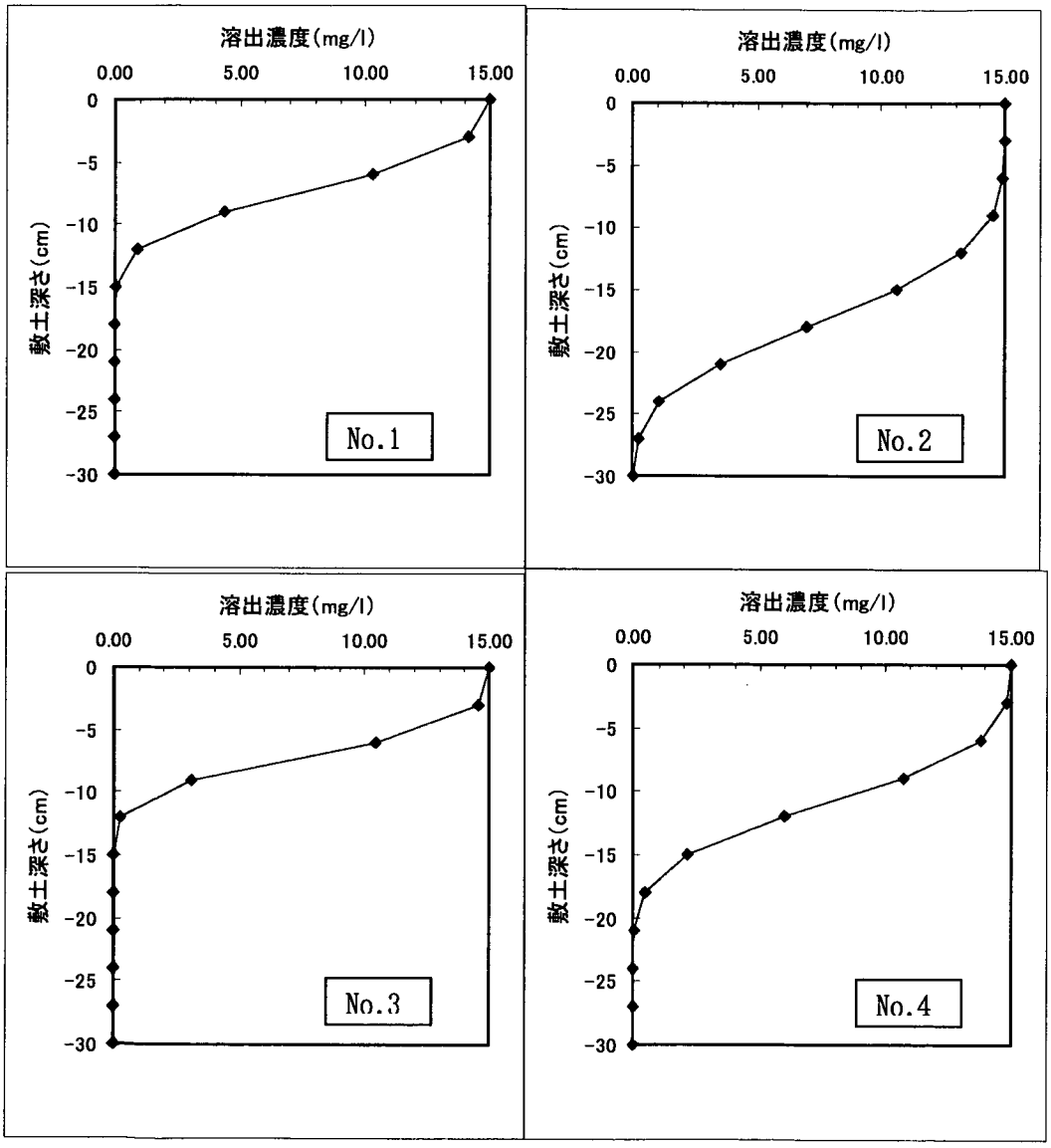


図-4.6 敷土内の六価クロムの濃度分布予測計算結果

②カドミウムの場合

・計算条件 ； 層厚 30cm、水頭差 40cm、対象土：有機質土、透水係数 9.20×10^{-6} (cm/s)、ダルシー流速 1.23×10^{-5} (cm/s)、初期濃度 15mg/l

No.	実流速 (cm/s)	分散係数 (cm^2/s)	遅延係数	供用期間
1	1.23×10^{-5}	8.59×10^{-6}	200	120
2	3.07×10^{-5}	2.15×10^{-5}	200	120
3	6.13×10^{-5}	4.29×10^{-5}	200	120
4	3.07×10^{-5}	1.23×10^{-5}	200	120

※. No.1～3；分散係数＝実流速×0.7、No.4；分散係数＝実流速×0.4
No.2；実流速＝ダルシー流速×2.5　No.3；実流速＝ダルシー流速×5.0

・計算結果

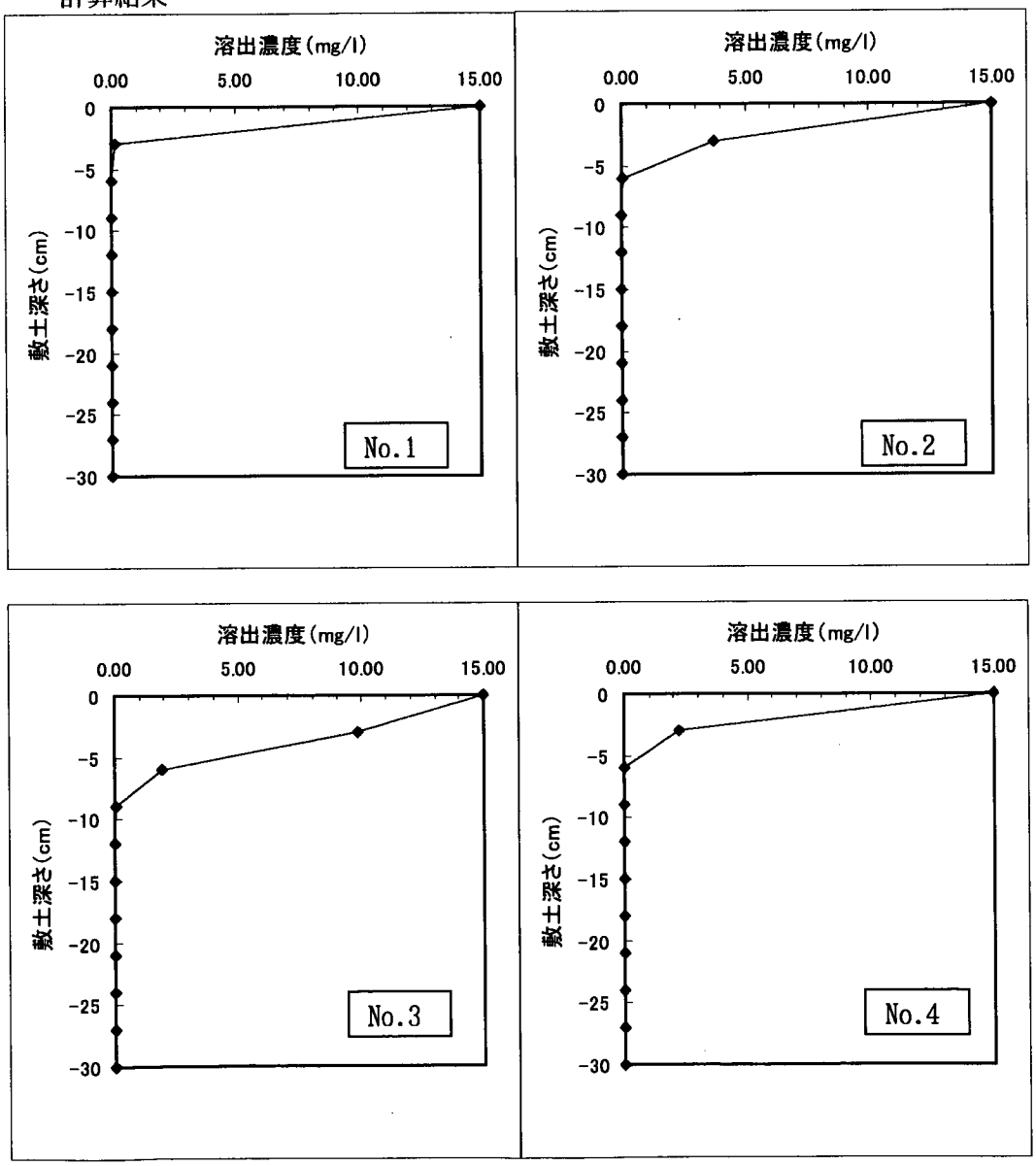


図-4.7 敷土内のカドミウムの濃度分布予測計算結果

敷土層内における汚染物質分布の実験結果と理論式による計算結果とを比較する。

①六価クロムの場合

図-4.6 に示す計算結果のうち No.1 または No.3 の遅延係数 R=20、実流速をダルシー流速と等しいとした場合が、表層付近での分布を示し、図-4.3 の実験による分布に近い形状になった。しかし、敷土層下端からの六価クロムの浸出があった点は、実流速を大きくした No.2 の方が表している。

②カドミウムの場合

図-4.7 に示す計算結果はいずれも表面から 3～10cm 範囲内の分布になり、図-4.4 の実験による分布形状に近い結果が得られた。

以上の結果から、ビーカー試験より算出した遅延係数Rを用いて敷土層内における汚染物質の概略の移流予測を行い移流距離、進行速度の目安を得ることはある程度可能と考えられる。ただし、実流速、分散係数の設定によって予測結果が異なってくるため、これらの数値の決定方法も今後検討する必要がある。

4-1-3　まとめ

覆土・敷土工法に関する実験結果や今後の課題等を以下にまとめる。

1）敷土の吸着効果に関する実験

有機質土を敷土材として敷土厚さ 30cm を充填して重金属溶液を通水させて行なったカラム試験によると、六価クロム 15ppm 濃度の場合には約 1 .5 ヶ月の期間まで敷土下端からの浸出を抑え、カドミウム 15ppm の場合には 4 ヶ月間通水させても下端からの浸出はなかった。

通水後の敷土中の重金属含有量は表面から 5～10cm の範囲で高く、表面部での吸着が大きい。特にカドミウムに対する吸着は大きく、下方への溶出はかなり遅いことが確認された。

一次元移流分散理論式によりビーカー試験の遅延係数を用いて推定した敷土中の重金属濃度の分布形状は、実験による含有量分布の形状とおおむね同様な傾向を示した。敷土厚の検討に際しては、一次元移流分散理論式による計算は目安を得ることができると考えられる。

陽イオン系の重金属の吸着が大きい点は、ビーカー試験やＣＥＣカラム試験で得られた結果と整合する。このことから、敷土による対策は特に陽イオン系の重金属に対して有効であると考えられる。

2）覆土・敷土工法の敷土に対する濃度の決定方法

土の重金属吸着能は、ほとんどの場合、濃度依存性があり、土に対して与えられる溶液濃度によって、単位質量当たりの吸着量が異なっている。したがって、覆土厚さを汚染土からの溶出量と、土の吸着可能量で決定しようとする場合、土に対して加えられる汚染土からの浸透水濃度が重要な要素となる。ビーカー試験の結果より、濃度の違いで単位質量当たりの吸着量が 1 桁、2 桁変わる場合もある。したがって、覆土厚さも大きく変化する。

現在環境庁告示 46 号の溶出試験値を敷土に対する浸出水濃度と考えているが、実際の浸透水濃度はもっと薄いという報告もある。

したがって、敷土厚さを決定する場合には、今後締固めた土からの浸出水濃度の求め方の検討が必要となる。

4-2　封じ込め工法

4-2-1　概要

1）　研究フロー

封じ込め工法における研究の目的は、汚染土壌の周囲を矢板等の止水壁あるいは地中連続壁で遮水あるいは遮断し封じ込める対策技術に関する研究開発とマニュアル作成である。

主な研究課題は以下のとおりである。

a.封じ込め対策工の評価（対策工の止水性能、耐久性等）
b.封じ込め対策工の設計・施工法の検討
c.新工法の検討

また、主な研究内容は以下のとおりである。

a.遮断・遮水工法に関する既往技術の調査・評価
b.実験による解析パラメータの取得
c.大型土槽実験及び解析による効果の確認

研究項目と研究内容は表-4.10 に、図-4.8 に示すとおりである。

表-4.10 研究項目と研究内容

研　究　項　目	研　究　内　容
(1) 研究計画の立案と課題の整理	①　既存技術の調査 ・既存技術の調査・文献調査 ・既存技術の評価 （遮水性、経済性、耐久性、 施工性能、その他） ・特許の調査＊1 ・現行法令の調査＊2 ②　研究課題の抽出 ③　研究フローの検討
(2) 封じ込め対策効果の評価技術の検討、あるいは、汚染の影響予測評価の検討	①　汚染のメカニズムの検討＊3 ②　解析コードの選定 ③　入力パラメータの設定方法 ・既存技術の評価 ④　実験による再評価 ・室内土槽実験
(3) 設計・施工法の検討	①　設計・施工条件の整備に関する検討＊4 ・許容値の設定 ・その他 ②　設計方法の検討 ・材料の選定方法 ・平面的な打設範囲の設定方法の検討 ・打設深さの設定方法の検討 ・適用性の検討（ﾌｨｼﾞﾋﾞﾘﾃｨｽﾀﾃﾞｨ） ③施工方法の検討
(4) 維持管理の検討	①　モニタリングの検討＊5 ②　長期的耐久性の検討
(5) マニュアルの検討	①　調査・設計・施工・維持管理
(6) その他	①　他工法との併用の検討＊6 ②　新工法の検討

＊1　運営委員会の特許調査と調整
＊2　法令調査チームと調整
＊3　Ａグループとの調整
＊4　Ａグループとの調整
＊5　Ａグループとの調整
＊6　Ｂグループとの調整

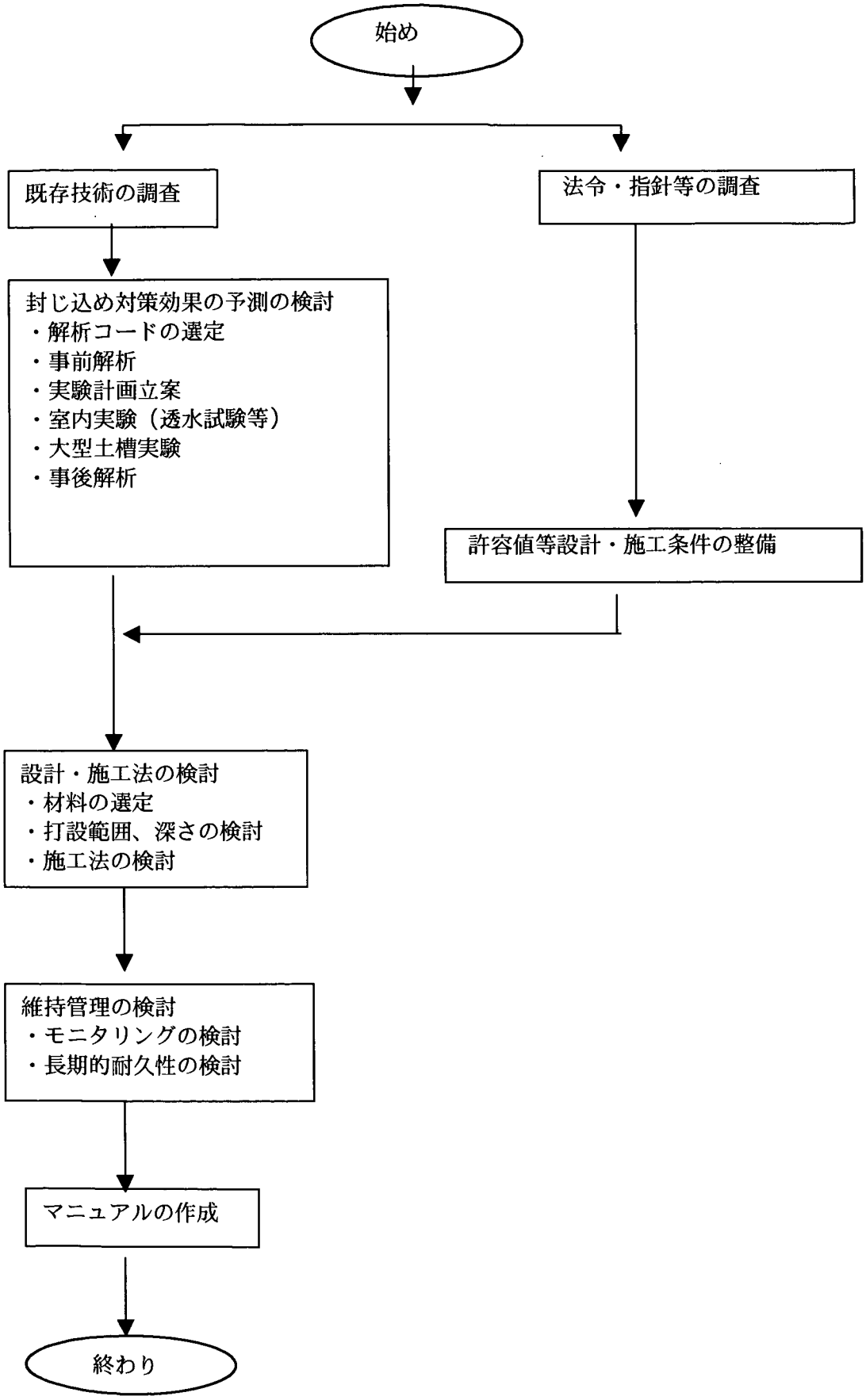

始め
既存技術の調査
法令・指針等の調査
封じ込め対策効果の予測の検討
・解析コードの選定
・事前解析
・実験計画立案
・室内実験（透水試験等）
・大型土槽実験
・事後解析
許容値等設計・施工条件の整備
設計・施工法の検討
・材料の選定
・打設範囲、深さの検討
・施工法の検討
維持管理の検討
・モニタリングの検討
・長期的耐久性の検討
マニュアルの作成
終わり

図-4.8　研究フロー

2）研究計画

研究計画の立案と課題の整理を実施し、封じ込め対策効果評価技術の検討を一部実施した。

a.研究計画の立案と課題の整理

・現状の封じ込め対策技術を把握するため、これまで商品化されている遮水技術に関する文献および特許の調査を実施した。遮水工法は平面・表面遮水と鉛直遮水工法とに分類できることがわかった。平面・表面遮水に関しては自己修復型の遮水シートの研究や製品情報が豊富であることがわかり、鉛直遮水に関する技術は限られていることがわかった。鉛直遮水壁の構造は鋼矢板、連続地中壁、固化壁等が用いられており、難透水層に根入れする構造であることがわかった。また、これらの遮水性能について既往の調査結果を工法ごとに整理したところ、工法により遮水性能が異なることを見いだした。

・原位置で封じ込めを行う対策技術としては、斜め方向の遮水・遮断技術、鉛直方向の遮水技術で難透水層に根入れする技術が該当する。鉛直方向の遮水技術で難透水層に根入れする場合は、材料・施工方法等をどのように選定するかが課題となるが、これらについては既往の研究、文献調査に委ねることができる。一方、難透水層が深く根入れができないような場合に、難透水層に根入れしないで帯水層に遮水壁を設ける構造の鉛直遮水（以下浮き型封じ込めという）の場合、封じ込め領域内の地下水流速が極低流速であれば、ある特定期間封じ込めが可能となることから、このような成立条件や簡易な設計法を示すことを研究課題とした。

・この課題を解決するため、実験と解析を行うことにより課題を達成できるよう、図-4.8に示す研究フローを作成した。

b.封じ込め対策効果の評価技術の検討

・浮き型封じ込めの封じ込め効果を確認するため、二次元浸透流解析を実施し封じ込め領域内の流速が地表面に近くなると極めて小さくなることがわかった。解析事実が実際の現象と整合するか確認するため、土槽実験で確認することとし、実験計画を策定した。

3）浮き型封じ込め工法の評価

浮き型封じ込め効果の評価技術の検討、設計・施工法の検討の一部を実施した。具体的に実施項目と成果を示すと以下のようになる。

a.封じ込め対策効果の評価技術

・浮き型封じ込めの場合の課題をとりあげ、浮き型封じ込めを実施した場合の封じ込め領域内外の地下水流動の解析による調査を実施した。その結果、封じ込め領域内の地下水流速は領域外のそれよりも小さく、しかも地表面に近くなるほど小さいことがわかった。

・これらの結果を整理し、遮水壁の幅・打設長さが封じ込め領域内外の地下水の流れ（特に流速）に及ぼす影響に関する定量的な検討を実施した。その結果、遮水壁の打設幅が一定の場合、打設長を長くすると封じ込め幅中央のある着目した深度における地下水流速は小さくなること、遮水壁の打設長が一定の場合に打設幅を狭くすると封じ込め幅中央のある着目した深度における地下水流速が小さくなることがわかった。また、 遮水壁の打設長と幅の比を一定とした場合、数ケースの検討の結果では、封じ込め幅中央で封じ込め打設長中央の深さの地下水流速はほぼ一定であり、相似則が成立しそうであることがわかった。

・そこで土槽実験による解析事実と実現象との整合に関する確認実験を実施し、解析による流速と実験による地下水流速がほぼ等しいことを確認した。また、前項に示した項目が実験でも概ね成立することを確認した。さらに汚染物質に模した蛍光色素を封じ込め領域内にセットし、長期間通水したところ、色素が適切な位置にある場合は封じ込め領域内にとどまることを確認した。

・浮き型封じ込めの効果を評価できる簡易な設計法の検討を実施し、上記の事実をもとに簡易な設計を行うためのノモグラムの表示方法についての検討を実施した。さらに、検討用断面の設定のため、数例の汚染事例を収集した。

b.設計・施工法の検討

・マニュアル作成のため、設計法の基本フローの検討を実施し、一次案を作成した。

・材料選定のため、工法調査の継続と選定因子の検討を実施し、遮水壁・遮断壁の材料・施工法選定に必要な条件と選定因子の関連事項の整理を行った。

4）封じ込め工法の設計・施工法の検討、維持管理の検討

封じ込め工法の設計・施工法の検討、維持管理の検討とマニュアルの検討を行った。以下その

実施概要について示す。
①設計・施工方法の検討
a.設計方法の検討
・実規模モデル断面での浸透流解析により打設範囲（長さ、深さ）を変えて設計法に用いるノモグラムの作成、遮水壁材料の設定条件の検討、中間難透水層の影響の評価、遮水壁形状による遮水効果の検討等を実施した。
・ついで、浸透流解析から求められる流速を利用した封じ込め領域から流出地点までにかかる汚染物質の流出時間（トラベルタイム）と移流分散解析によって得られる流出地点での汚染物質の経時的な濃度の変化を比較検討することによって、流出地点での濃度分布に着目した浮き型封じ込め工法の簡易設計法の検討を実施した。
・簡易設計法の妥当性の確認とその適用性の検討を行うため、フィジビリティスタディを実施した。
b.施工方法の検討
・工法と材料の選定にあたっての留意事項の抽出をした。
・施工上でトラベルタイムに与える影響因子について抽出した。
・上流側から着手すべきか、下流側から着手すべきか施工順序の検討を行った。
・その他施工に必要な安全管理事項について検討した。
②維持管理の検討
・封じ込め工法におけるモニタリング方法についての検討をとくに浮き型封じ込めについて検討した。
③マニュアルの検討
・封じ込め工法に関するこれまでの研究成果を参照しながら調査・設計・施工・維持管理についてのマニュアルを作成した。

4-2-2　設計方法の検討

1）概要

汚染物質を原位置で封じ込める方法としては、平成9年度に行った調査の結果、処分場に代表されるような平面遮水工法と、遮水壁を難透水層まで根入れする鉛直遮水工法に分類されることがわかった。

この中の鉛直遮水工法では、難透水層に根入れする事を前提としているため、材料の研究、施工方法の検討などが主に行われてきており、その結果は多数の文献に報告されている。

しかし、難透水層が深い場合には、根入れが困難となる場合や、施工的に可能であっても建設コストが増大するなどの問題が生じることが考えられた。

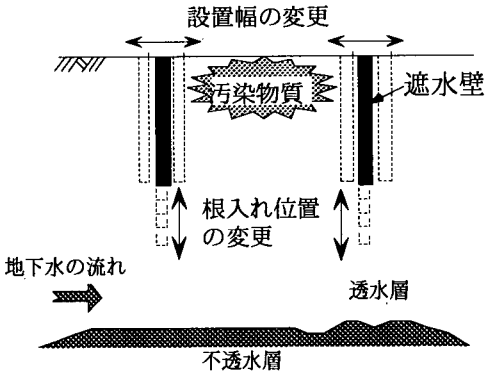


図-4.9　鉛直遮水壁の設置幅、設置深度イメージ

そこで本研究は、図-4.9 に示すように、鉛直遮水壁の設置幅や根入れ位置を適切に設定することにより、汚染物質が流出するまでの時間が長くなり、封じ込め工法として十分な効果が得られると考え、その効果の確認と設計方法の確立を目標としている。

浸透流解析、土槽実験およびトレーサー試験の結果から、難透水層に根入れしない場合でも、封じ込め工法として成り立つ場合があることを確認した。

土槽実験と浸透流解析の概要と結果は、以下の通りである。

(1) 土槽実験概要

土槽実験装置は、図-4.10 に示す通り実験土槽と上流側、下流側のサイフォンから構成される。この土槽に試料砂を埋め、上流側サイフォン、下流側サイフォンの高さを調整することにより、透水領域に水頭差を与え、透水領域の流速を調整できるようにした。

実験は、流向流速計及び流向確認用の色素を吐出するインジェクターを設置すると同時に透水係数 2.5×10^{-2}cm/sec 程度の山砂により地盤を造成した後、動水勾配１／２５と１／５０にて通水した。地下水流の流速は、流向流速計により通水開始後、下流側の流出量により定常状態を確認した後開始した。流向は、流向流速計と水と同密度に調整した色素の流出方向から浸透流の定常状態確認後、15 時間連続測定し、その計測位置図を図-4.11 に示す。

なお、流向流速計は、センサー内に飽和した地下水の流れにのせて蒸留水を中心電極から抽出することにより得られる各電極間の電気抵抗の時間的変化から流速と流向を知ることができる計測器である。

実験ケースとしては、打設深さ、設置幅、相似性に着目し、最小のケースで確認できるよう表-4.11 に示すケースを設定した。

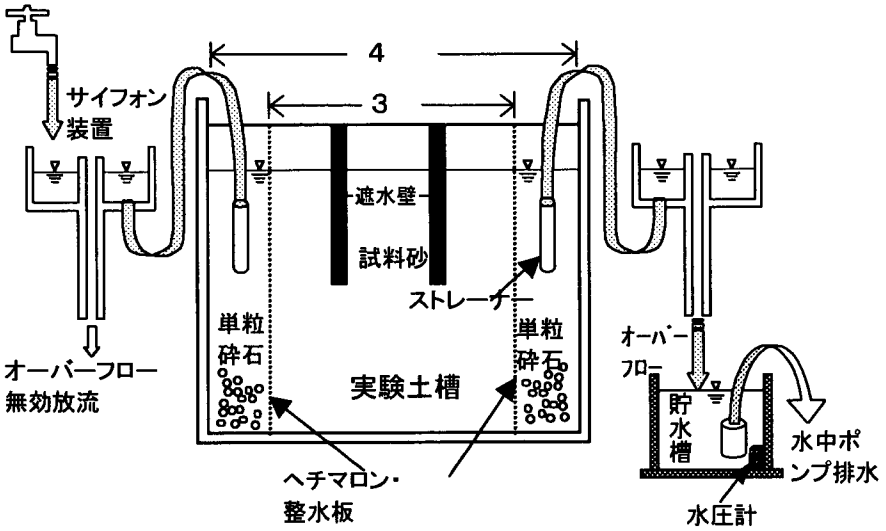


図-4.10 実験用土槽概念図

表-4.11 実験ケース

実験ケース	設置幅 (cm)	打設深さ (cm)	比較対象ケース			
			設置幅	打設深さ	相似性	流速
1	80	80				
2	100	100				
3	150	150				全ケース
4	100	80				
5	100	150				

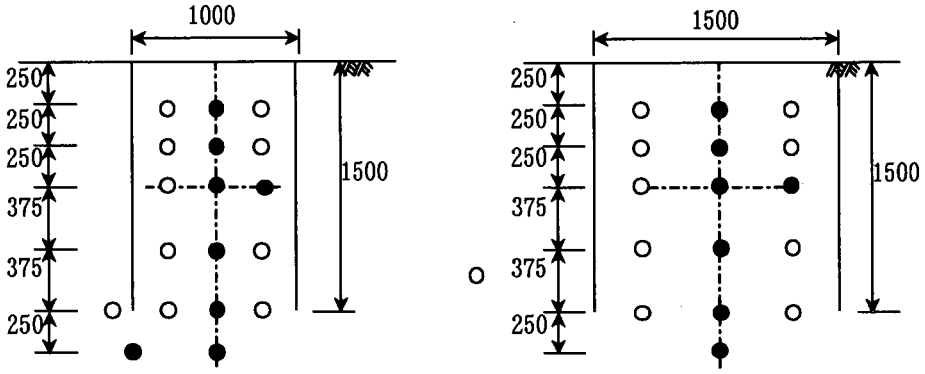


図-4.11　流向流速計及びインジェクター設置位置（単位:mm）

（2） 実験結果

ここでは、代表ケースとしてケース３及びケース５における動水勾配 1/25 の実験結果について示す。各実験ケースにおける流向流速測定結果をベクトル表示したものを図-4.12 に示す。色素観測による流速の実測値は、色素の軌跡長と移動時間から算出した。なお、点線は流線を表している。図-4.13 に同じ場所で測定した流向流速計と色素注入による流速測定値の比較を示す。

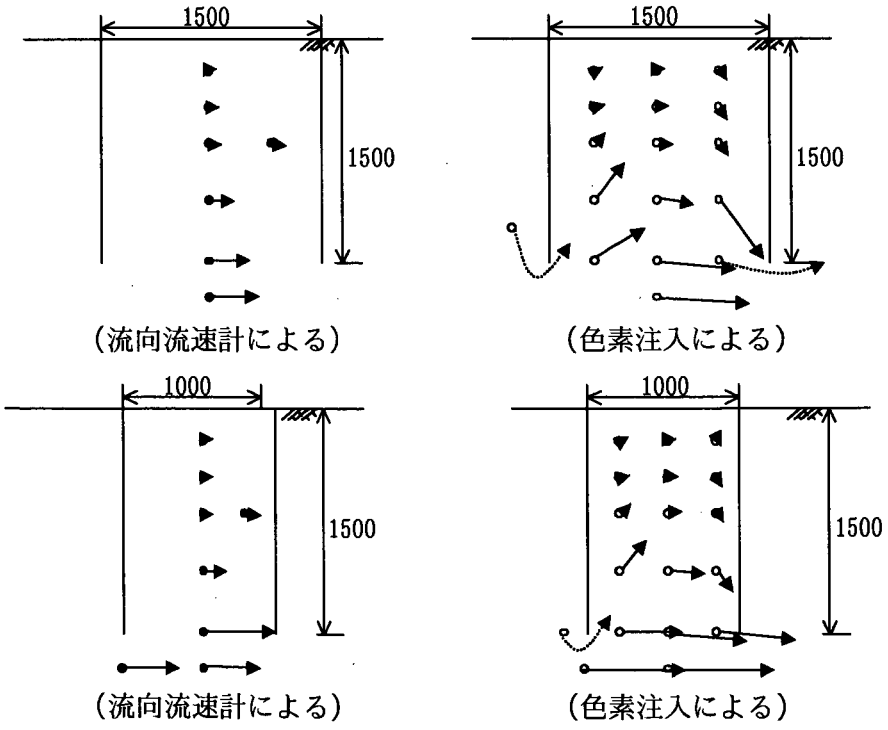


図-4.12　流向流速測定結果　（単位:mm）

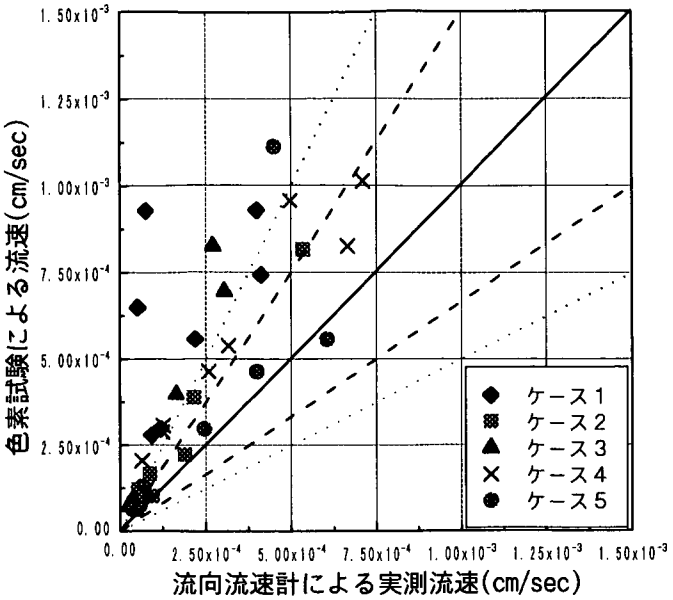


図-4.13　流向流速計と色素注入による流速の比較

以上の実験結果をまとめると以下の通りとなる。

（a）封じ込め領域内の地下水流速は地表面近くになると小さくなる。

（b）流向流速計と色素の挙動の対比から、色素でもおおよその地下水流の挙動を把握可能である。

（c）封じ込め領域内の色素の長期観測結果から、流速の低減効果により、封じ込め領域内における物質移動を制御できることが確認された。

（３）地下水流速の実測値と解析値の比較

浸透流解析は各断面について行い、実験値と解析値を比較した。但し、実際のモデル地盤では透水係数がある程度ばらつくため、解析値を模型地盤造成中に想定した投入砂量と、含水比により算定した乾燥密度、及び定常状態を確認するために行った流量計測結果をもとに補正している。図-4.14 に実測値と解析値(流量による補正)との関係について得られた全データを示す。同図より、造成地盤のバラツキの影響が多少あるものの、相関係数は r=0.92 であり実測値と解析値はほぼ一致する結果となっている。

（４）　流速における相似性および遮水効果の確認

①相似性について

相似性遮水壁設置幅 B と打設深さ H の比が B/H=1.0 となるケースで、図-4.15 に示す封じ込め領域内の中央部で打設深さ 1/4 及び 1/2 の深さの着目点で流速を比較し、相似性の確認を行った。図-4.16 は流速と遮水壁設置幅の関係を示したもので、地盤のバラツキによる実測データのバラツキがあるものの、着目点での流速は設置幅によらず、ほぼ一定であると考えられ、相似性が成立していると言える。

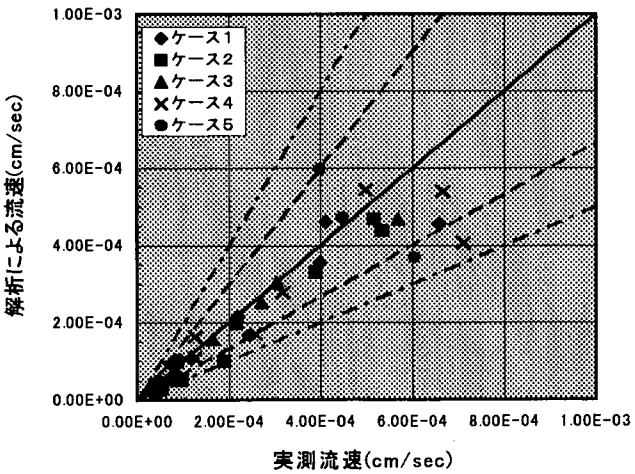


図-4.14　実測値と解析値の関係

②打設深さによる効果の確認

遮水壁の打設深さによる効果を確認するために、設置幅 B=1.0m で打設深さを H=0.8m,1.0m,1.5m としたケースで流速の比較を行った。図-4.17 は①と同じ着目点における流速と打設深さの関係を示したものである。着目点における流速は、打設深さが深くなると減少する傾向が見られ、打設深さ H=0.8m と 1.5m を比較した場合、H/2 の着目点で 1/4、H/4 の着目点で 1/10 程度まで低下している。実測値と解析値を比較した場合にも同様な傾向を示している。

③設置幅による効果の確認

遮水壁の設置幅による効果を確認するために、打設深さ H=0.8m で設置幅を B=0.8, 1.0m としたケース, H=1.5m で B=1.0m, 1.5m としたケースで流速の比較を行った。図-4.18 は、①と同様の着目点における流速と設置幅の関係を示したもので、打設深さが同じ場合、設置幅が狭くなると流

速が低下している。

以上の結果から工法の成立可能性（囲い込み領域内の流速低減効果）が、土槽実験レベルで実測確認出来、浸透流解析によっても、実測結果にほぼ近い状況が再現された。

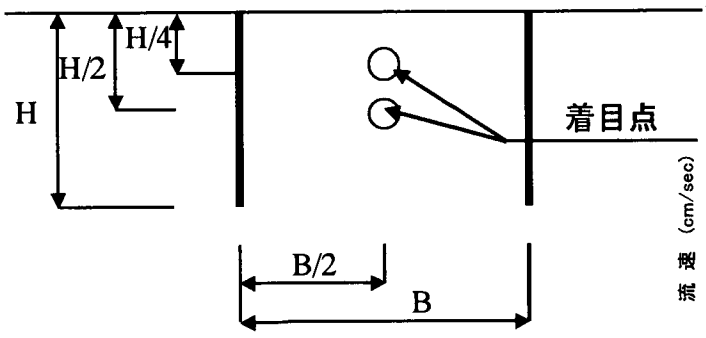


図-4.15 流速比較位置（着目点）

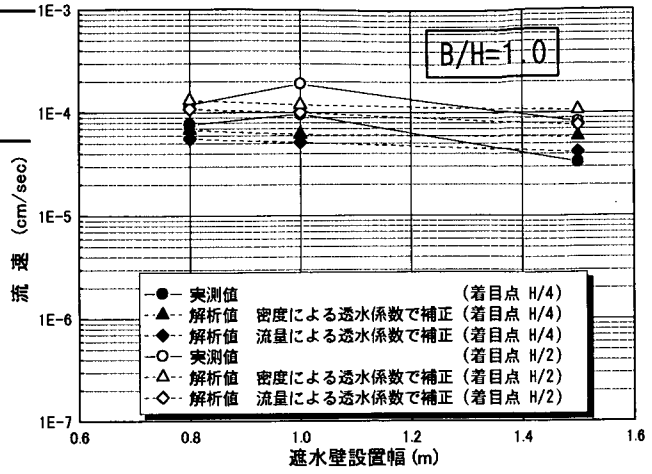


図-4.16 設置幅と流速の関係（相似性）

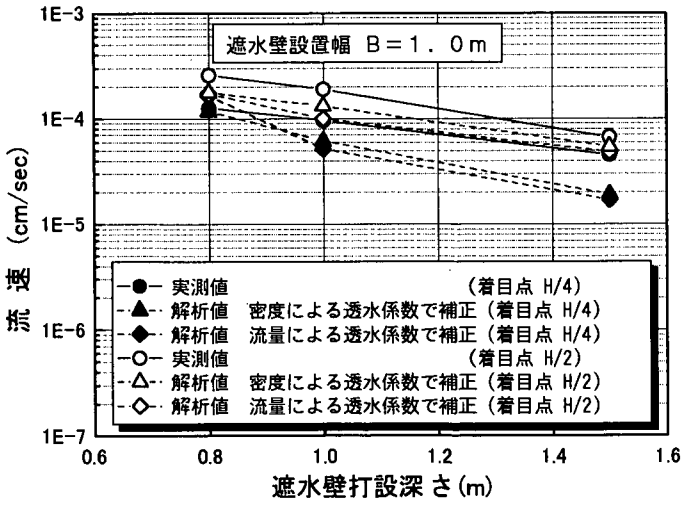


図-4.17 打設深さと流速の関係

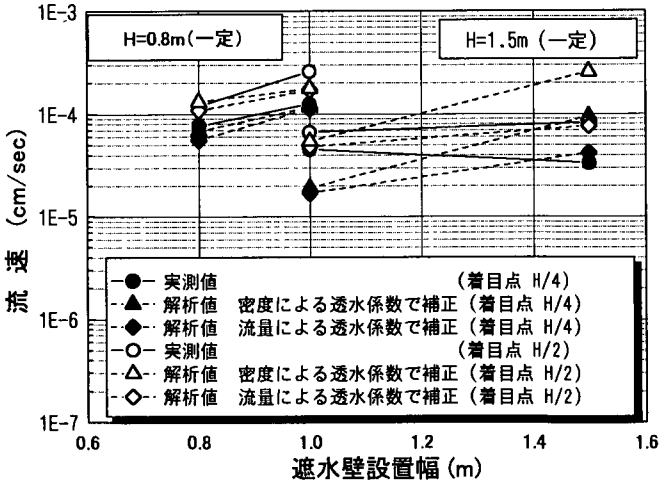


図-4.18 設置幅と流速の関係
（設置幅の効果）

これらの結果から、実規模モデル断面での浸透流解析を行い、鉛直遮水壁の設置幅や根入れ位置の違いによる流速低減効果、中間に層厚の薄い難透水層がある場合の流速低減効果および遮水壁の形状の違いによる流速低減効果を確認し、封じ込め工法の設計に用いるノモグラムの作成を行っている。

また、ノモグラムの作成を行うに当たり、代表ケースについて移流分散解析を行い、浸透流解析結果から得られた汚染物質の流出時間との関係についても検討を行っている。

2）解析方法

（1）解析フロー

設計方法を検討するに当たり、図-4.19に示すフローに従って検討を進めた。

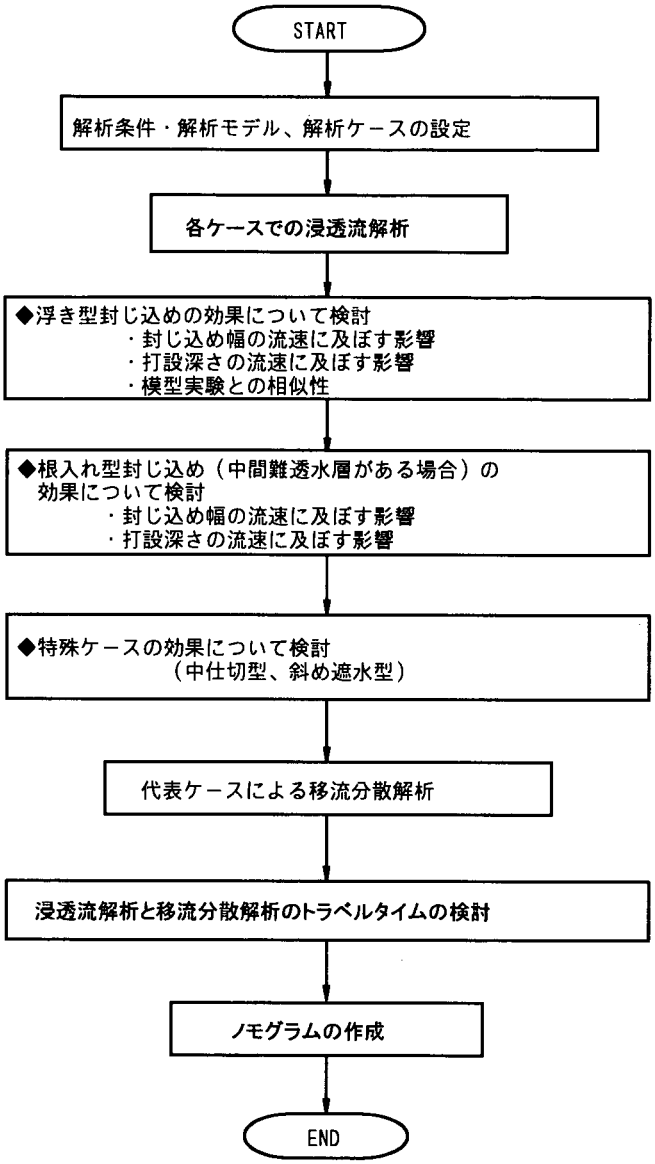


図-4.19 設計検討フロー

（2）検討モデルおよび解析条件

検討モデルを図-4.20 に示す。検討モデルは、浸透流解析を行うために必要な基本的なモデルであり、汚染土の分布状況や概略の地盤設定を行ったものである。なお、検討モデルの設定は下記に示す項目に留意して行った。

- 難透水層深さ：難透水層が深い場合を想定し、難透水層上端面を GL-30m とした。
- 汚染範囲　　：工場跡地の汚染施設規模を考慮して最大 30m とした。
- 汚染深度　　：重金属の汚染深度を参考に GL-10m までとした。
- モデル規模　：透水層厚、汚染範囲および汚染深度の設定から、境界条件が浸透流解析結果に影響を及ぼさないことを考慮し、150m とした。

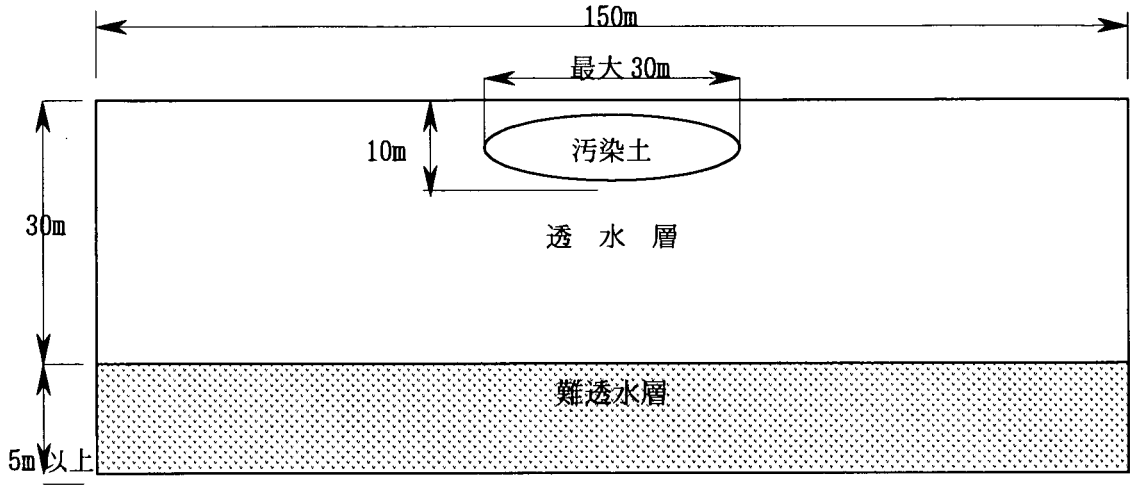


図-4.20　　検討モデル

（3）解析条件

解析条件を表-4.12 に示す。解析条件は、浮き封じ込め工法の効果の確認およびノモグラム作成に必要なデータの収集を目的とし、図-4.21 の参考図に示したように、封じ込め幅、遮水壁長、遮水壁厚、遮水壁形状および中間難透水層の層厚や透水係数を数種類変化させている。

表-4.12 解析条件

項　目	細　目	条件
透水層	透水係数 (cm/sec)	1.0×10^{-2}
	動水勾配	1/50
難透水層	透水係数 (cm/sec)	1.0×10^{-6}
	層　厚 (m)	5.0m 以上
中間難透水層	透水係数 (cm/sec)	1.0×10^{-4}、1.0×10^{-5}、1.0×10^{-6}
	層　厚 (m)	1.0、3.0
遮水壁	遮水壁厚 (m)	0.05、0.5
	透水係数 (cm/sec)	1.0×10^{-6}（遮水壁厚 0.05,0.5m） 1.0×10^{-7}（遮水壁厚 0.05m）
	封じ込め幅 (m)	5、10、20、30（基本ケース） 12、14、16、18（移流分散解析との比較ケース）
	遮水壁長 (m)	10、20（基本ケース） 15.5（中間難透水層厚 1.0m、根入れ 1.0m） 14.5、16.0（中間難透水層厚 3.0m、根入れ 1.0、2.5m）
	形　状	鉛直、中仕切、斜め（θ=26.6°，45.0°，76.0°）

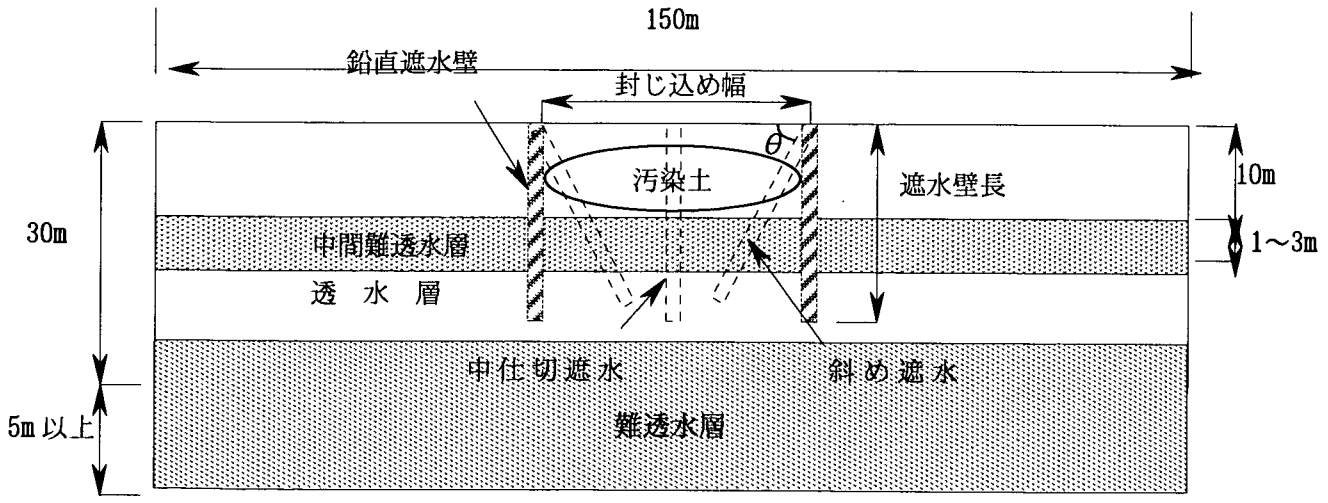


図-4.21　参考図

（4）解析ケース

解析ケースを表-4.13 に示す。解析ケースは、解析条件で設定した条件を組み合わせて設定している。

表-4.13　解析ケース

ケース名	封じ込幅 (m)	遮水壁長 (m)	遮水壁厚 (m)	遮水壁透水係数 (cm/sec)	中間難透水層厚 (m)	中間難透水層透水係数 (cm/sec)	根入れ長 (m)	備　考
1	遮水壁なし							移流分散解析と比較
2	5	10	0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
3				1.0×10^{-7}	—	—	—	
4			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	
5	10		0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
6				1.0×10^{-7}	—	—	—	
7			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	移流分散解析と比較
8	20		0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
9				1.0×10^{-7}	—	—	—	
10			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	
11	30		0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
12				1.0×10^{-7}	—	—	—	
13			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	
14	5	20	0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
15				1.0×10^{-7}	—	—	—	
16			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	
17	10		0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
18				1.0×10^{-7}	—	—	—	
19			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	移流分散解析と比較
20	12		0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	
21	14				—	—	—	
22	16				—	—	—	
23	18				—	—	—	
24	20		0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
25				1.0×10^{-7}	—	—	—	
26			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	移流分散解析と比較
27	30		0.05	1.0×10^{-6}	—	—	—	
28				1.0×10^{-7}	—	—	—	
29			0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	移流分散解析と比較

ケース名	封じ込幅 (m)	遮水壁長 (m)	遮水壁厚 (m)	遮水壁透水係数 (cm/sec)	中間難透水層厚 (m)	中間難透水層透水係数 (cm/sec)	根入れ長 (m)	備　考
30	10	15.5	0.05	1.0×10^{-7}	1.0	1.0×10^{-6}	1.0	
31		14.5			3.0		1.0	
32		16.0					2.5	
33		15.5	0.5	1.0×10^{-6}	1.0		1.0	
34		14.5			3.0		1.0	
35		16.0					2.5	
36	20	15.5	0.05	1.0×10^{-7}	1.0		1.0	
37		14.5			3.0		1.0	
38		16.0					2.5	
39		15.5	0.5	1.0×10^{-6}	1.0		1.0	
40		14.5			3.0		1.0	
41		16.0					2.5	
42	30	15.5	0.05	1.0×10^{-7}	1.0		1.0	
43		14.5			3.0		1.0	
44		16.0					2.5	
45		15.5	0.5	1.0×10^{-6}	1.0		1.0	
46		14.5			3.0		1.0	
47		16.0					2.5	
48	10	15.5	0.5	1.0×10^{-6}	1.0	1.0×10^{-4}	1.0	
49						1.0×10^{-5}		
50	20					1.0×10^{-4}		
51						1.0×10^{-5}		
52	30					1.0×10^{-4}		
53						1.0×10^{-5}		

中仕切り解析ケース

ケース名	封じ込幅 (m)	遮水壁長 (m)	遮水壁厚 (m)	遮水壁透水係数 (cm/sec)	中間難透水層厚 (m)	中間難透水層透水係数 (cm/sec)	根入れ長 (m)	備　考
54	20	10.0	0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	中仕切り幅 B/2
55		20.0			—	—	—	

斜め遮水解析ケース

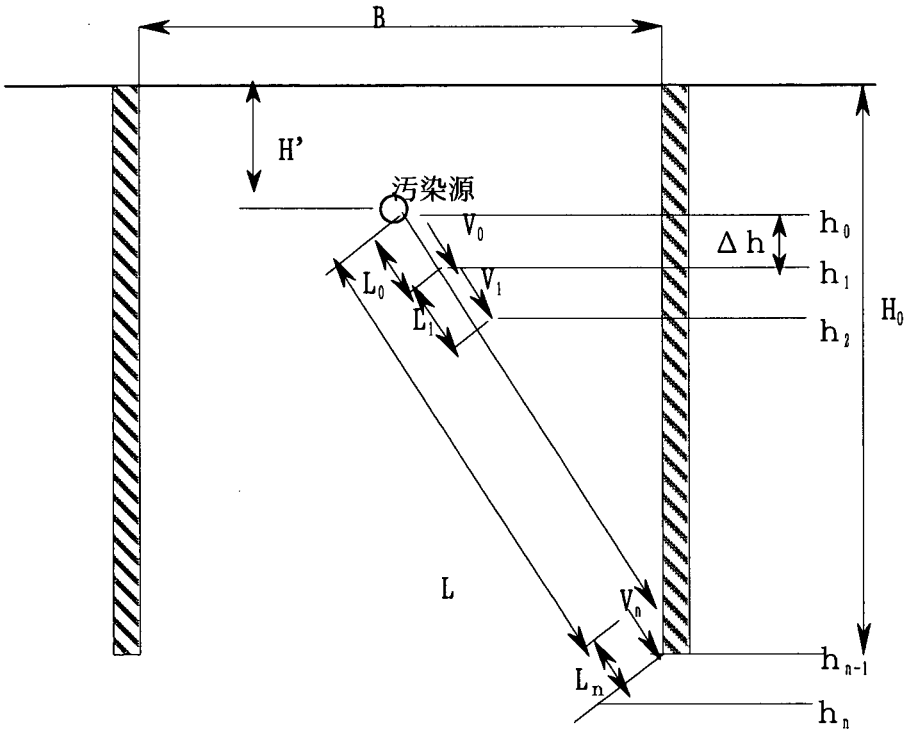
ケース名	封じ込幅 (m)	遮水壁長 (m)	遮水壁厚 (m)	遮水壁透水係数 (cm/sec)	中間難透水層厚 (m)	中間難透水層透水係数 (cm/sec)	根入れ長 (m)	備　考
56	10	10.0	0.5	1.0×10^{-6}	—	—	—	封じ込幅は下端部の開放幅
57		20.0			—	—	—	
58	20				—	—	—	

（５）汚染物質の流出時間（トラベルタイム）の検討

遮水壁の設計を行うためには、汚染物質が封じ込め領域外に流出するまでの時間（トラベルタイム）を算定する必要がある。

しかし、トラベルタイムには汚染物質の土粒子への吸着、濃度の拡散および地下水移動（移流）などが影響すると考えられるため、浸透流解析で得られた結果だけではなく、汚染物質の土粒子への吸着、濃度の拡散および地下水移動（移流）が考慮できる移流分散解析結果と併せてトラベルタイムの検討を行う必要がある。

そこで、浸透流解析の結果から汚染物質が封じ込め領域外に流出するまでのトラベルタイムを図-4.22 に示すような方法で算定し、移流分散解析により得られたトラベルタイムと比較検討した。



①汚染源位置と下流側遮水壁下端までの距離Ｌを等分布する。($L_0=L_1=\cdots L_n$)

②任意の深度($h_0, h_1 \cdots h_n$)の位置における流速V_nを$V/V_0 \sim H/H_0$の関係から算出する。

③各深度におけるトラベルタイムt_nを下式により算出する。

$$t_n = L_n / V_n \qquad (4\text{-}2)$$

④トラベルタイムT_Hを下式により算出する。

$$T_H = \Sigma t_n = \Sigma (L_n / V_n) \qquad (4\text{-}3)$$

図-4.22 浸透流解析によるトラベルタイムの算出方法

3）解析結果と考察

（1）浸透流解析結果と考察

ａ．浮き型封じ込め

浮き型封じ込めについては

①封じ込め幅の流速に及ぼす影響
②打設深さの流速に及ぼす影響
③模型実験との相似性の関係

｝遮水壁の透水係数と壁厚の関係

について考察する。

①封じ込め幅と流速の関係をＨ／２、Ｈ／４の点（Ｈは遮水壁の打設深さ）に着目して、それぞれ図-4.23、4.24 に示している。その際、遮水壁の透水係数と壁厚の影響をみるためにそれぞれのケースで３通りの壁厚と透水係数の組み合わせた場合の結果を示している。両図を比較すると、当然のことながら同じ条件では着目点がＨ／４の場合の方が流速は半分程度に小さくなっている。また、封じ込め幅が小さいほど流速の低減効果は大きく、右上がりのラインとなるが、遮水壁の透水係数と壁厚の組み合わせによる流速の相違はほとんどみられないことがわかる。

同じケースの結果を使って②打設深さと流速の関係を封じ込め幅の場合と同様に図-4.25、4.26 に示している。両図からわかるように打設深さが深いほど流速は小さくなっており、封じ込め幅が小さいほどその効果は大きい（低減効果の大きさは勾配の大きさで示される）。

また、③相似性の関係を確認するために今回のモデルと昨年度実施した模型モデルの例の解析結果を比較したものが図-4.27 である。両解析結果による流速の値はほぼ同じ値であり、相似性が成立していることがわかる。

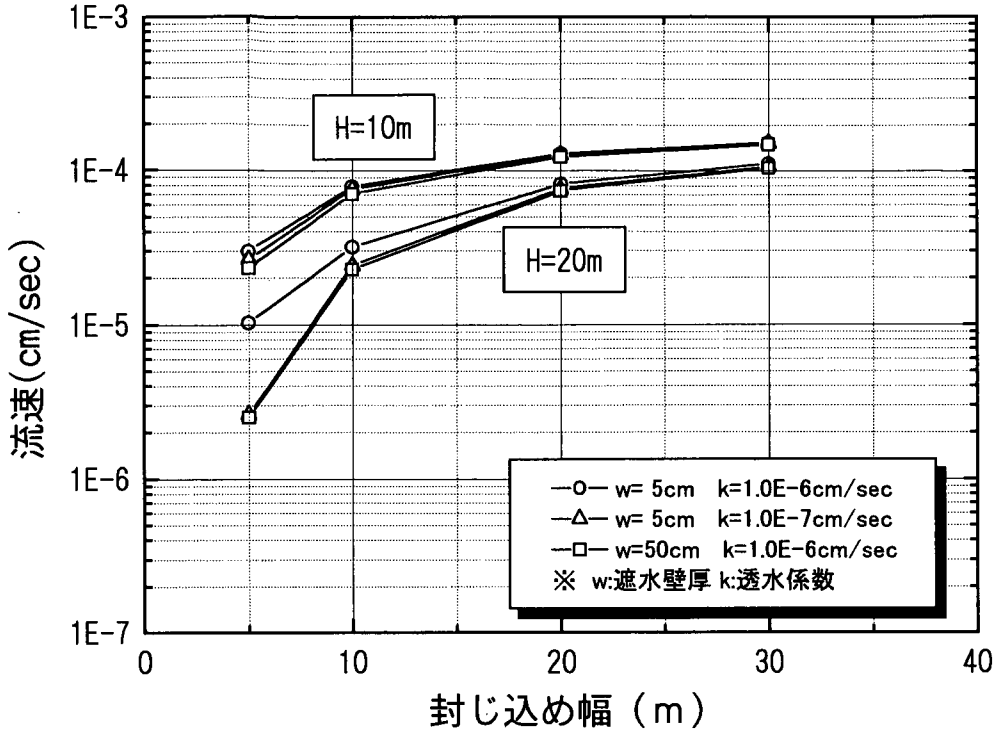


図-4.23　封じ込め幅と流速の関係（着目点H／２の場合）

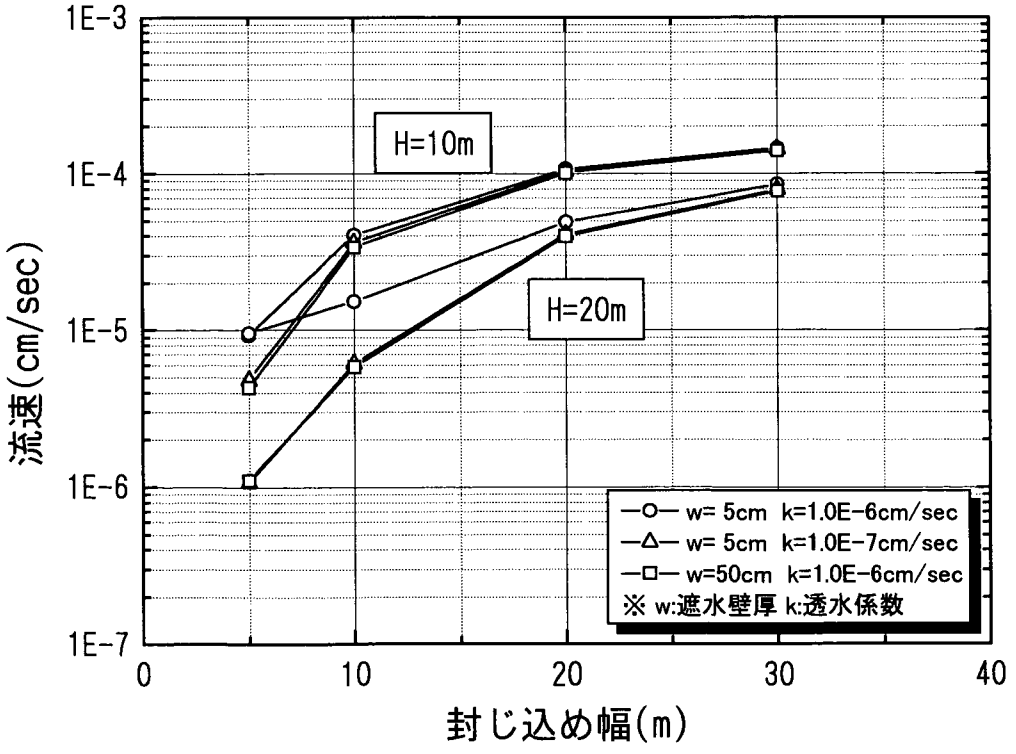


図-4.24　封じ込め幅と流速の関係（着目点H／４の場合）

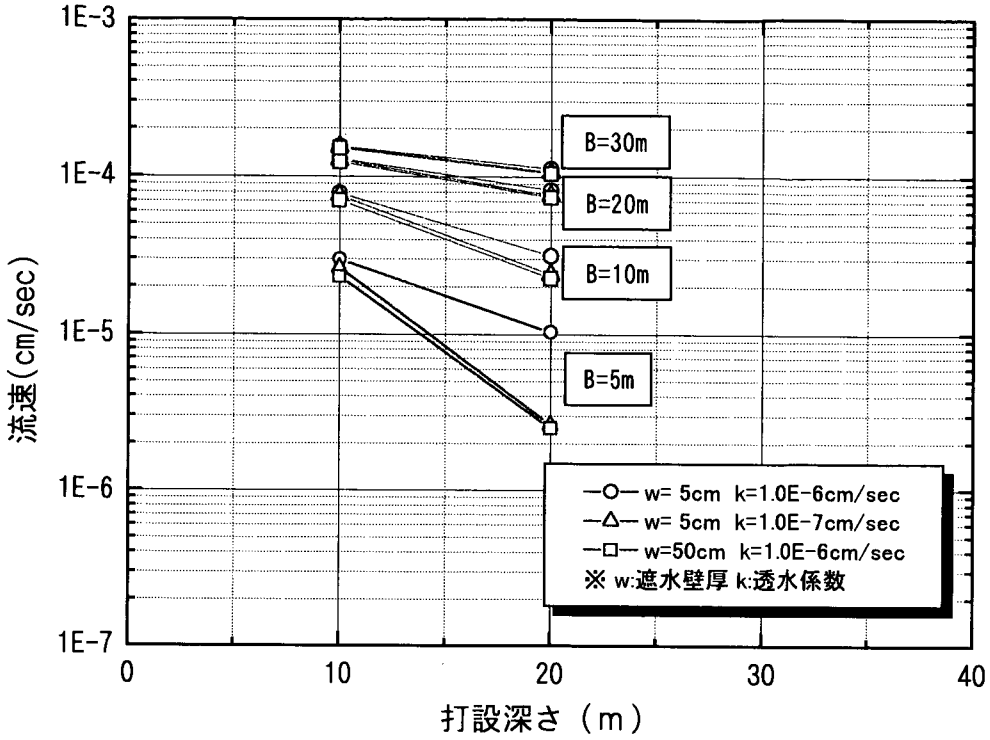


図-4.25　打設深さと流速の関係（着目点Ｈ／２の場合）

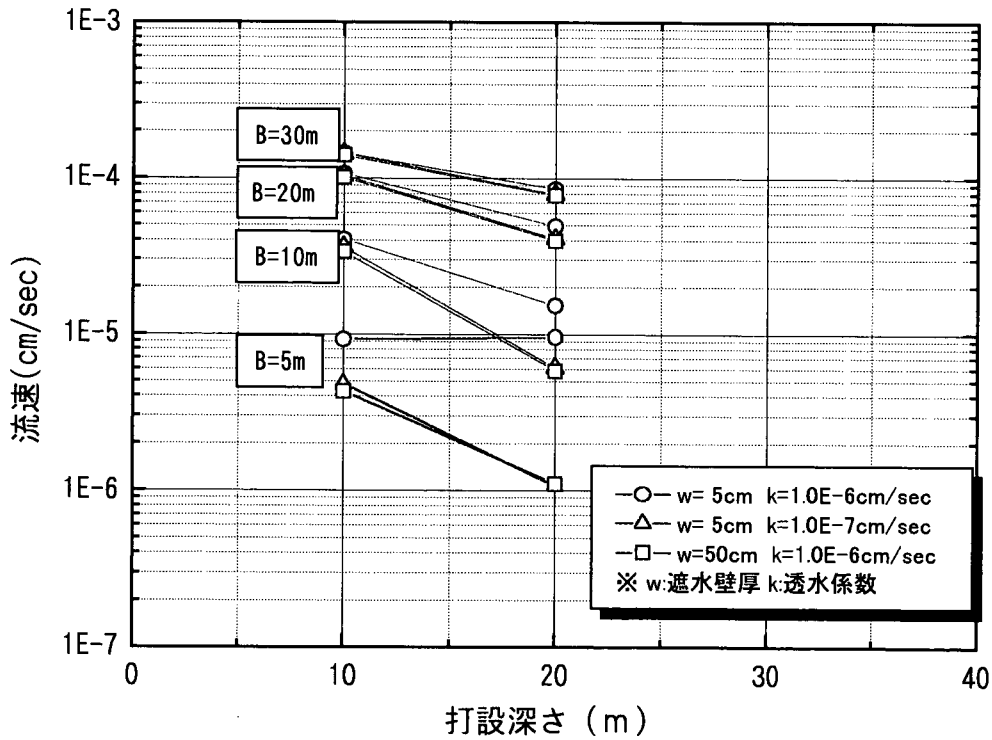


図-4.26　打設深さと流速の関係（着目点Ｈ／４の場合）

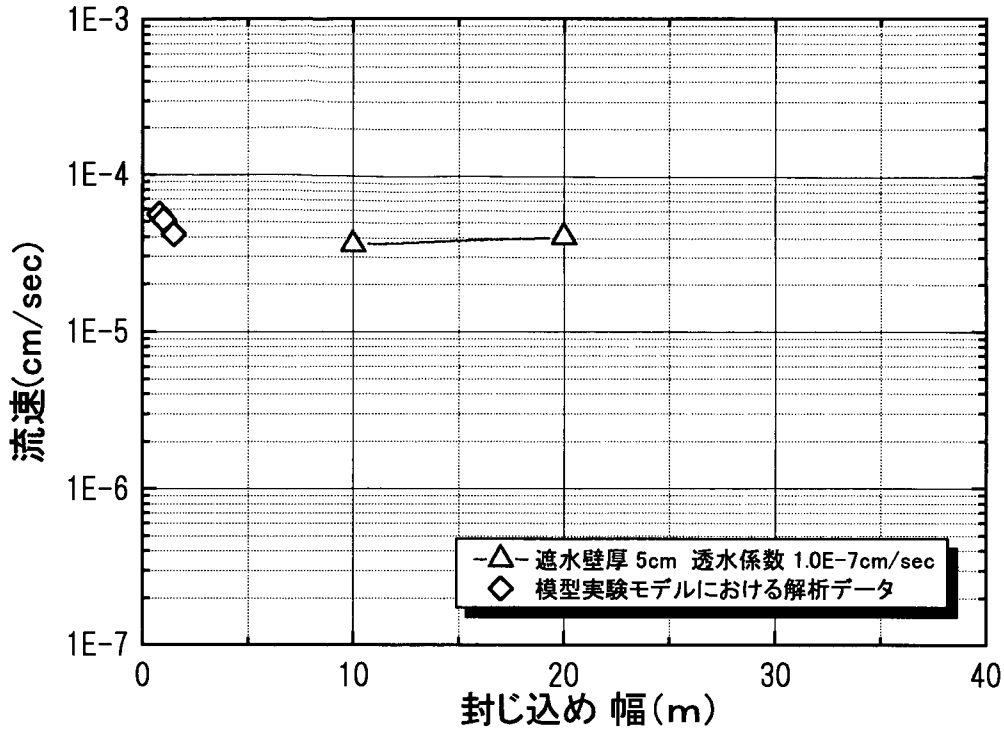


図-4.27　相似性の関係

b．中間難透水層がある場合

中間難透水層がある場合に、遮水壁の透水係数と壁厚の組み合わせ及び中間難透水層への根入れ長を変えたケースで

①封じ込め幅の流速に及ぼす影響　②打設深さの流速に及ぼす影響　］　遮水壁の透水係数と壁厚の関係　中間難透水層への根入れ長の影響

について考察する。

①については図-4.28、②については図-4.29 に示している。両図からわかるようにそれぞれのケースの流速の値はほとんど同じである。また、流速は浮き型封じ込めの場合と比べて１～２オーダー小さくなっている。そして、流速は封じ込め幅と打設深さに依らない。つまり中間難透水層が１m程度連続して存在すれば根入れ型封じ込めとしての流速低減効果があるということである。

c．特殊ケース

特殊ケースとして中仕切り型の場合と斜め遮水の場合の流速低減効果について考察する。前者のタイプについての結果を図-4.30、4.31 に、後者のタイプについては図-4.32 に示す。

中仕切り型については、図-4.30、4.31 からわかるように中仕切り前方と後方の流速はかわらないが、中仕切りしないものと比べると１オーダー小さくなっており中仕切り型の遮水効果が伺える。また、封じ込め幅に着目すると中仕切り幅は、単独で封じ込める場合の幅と同じであると、流速も同程度に低減する。

斜め遮水の場合は、鉛直遮水と比較して、下端部の開放幅を封じ込め幅と同じにして図-4.32 に示している。両者の場合の流速はほとんど同じであることより、斜め遮水下端部の開放幅と鉛直遮水の封じ込め幅は同程度の流速低減効果を得ることができる。

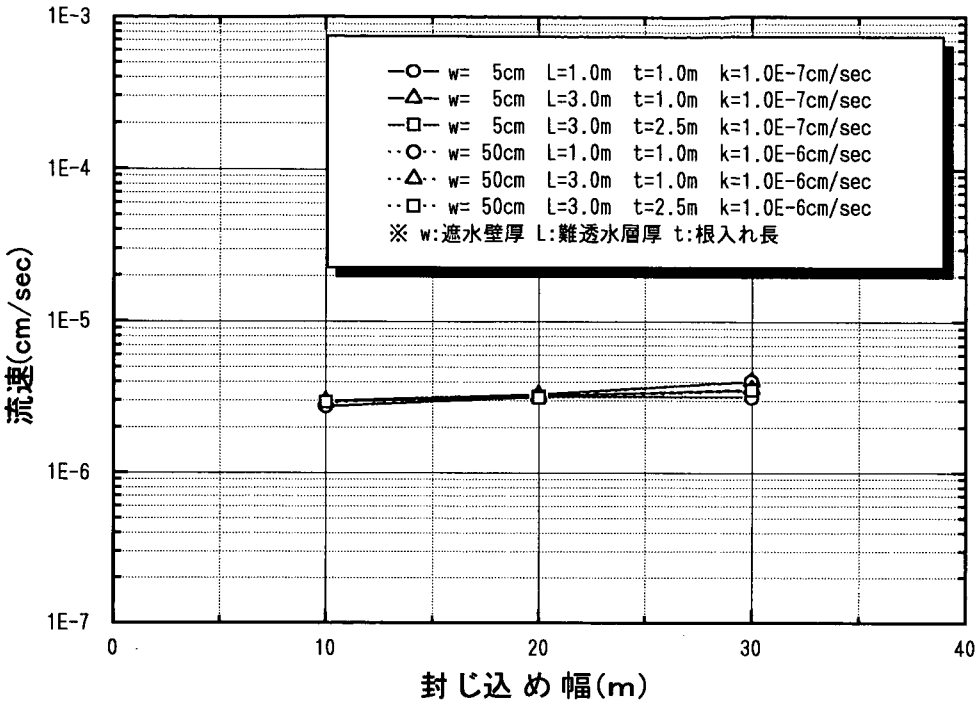


図-4.28　封じ込め幅と流速の関係（中間難透水層がある場合）

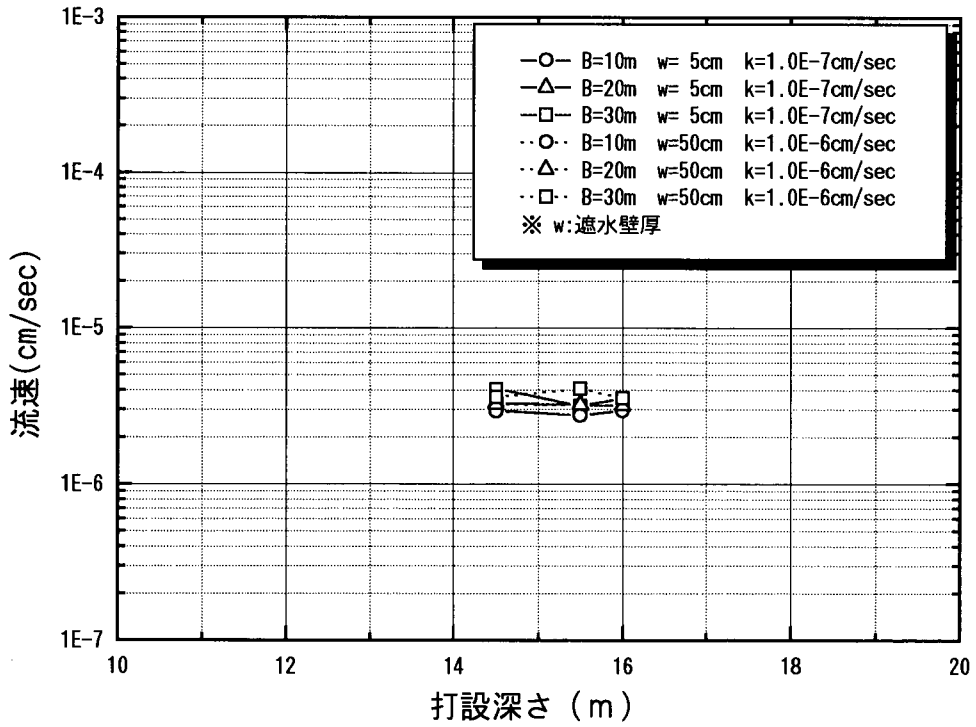


図-4.29　打設深さと流速の関係（中間難透水層がある場合）

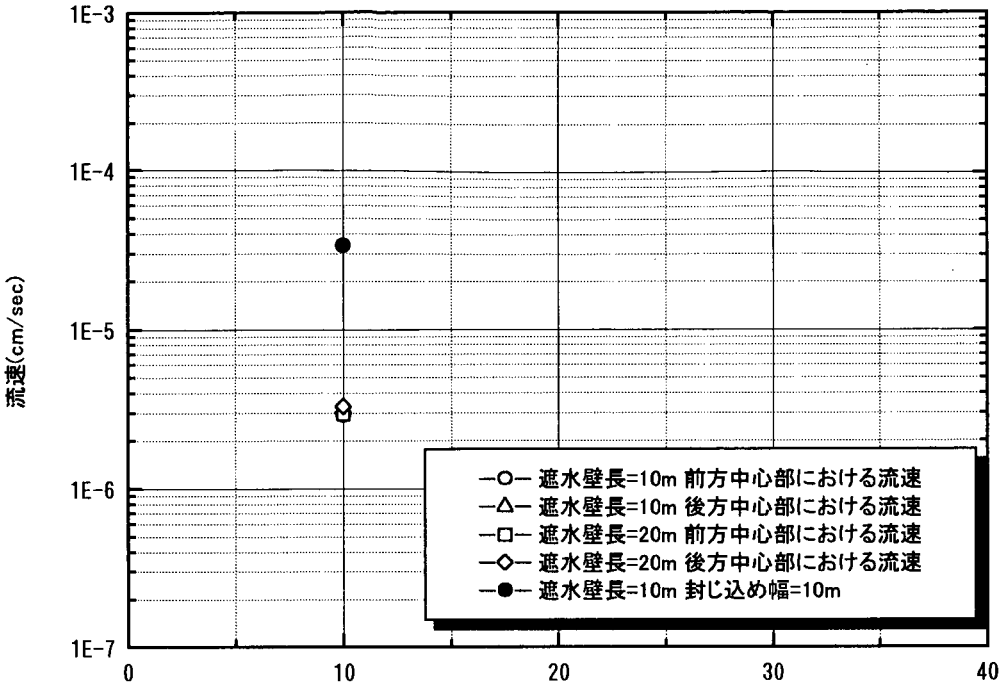


図-4.30　封じ込め幅と流速の関係（中仕切り型の場合）

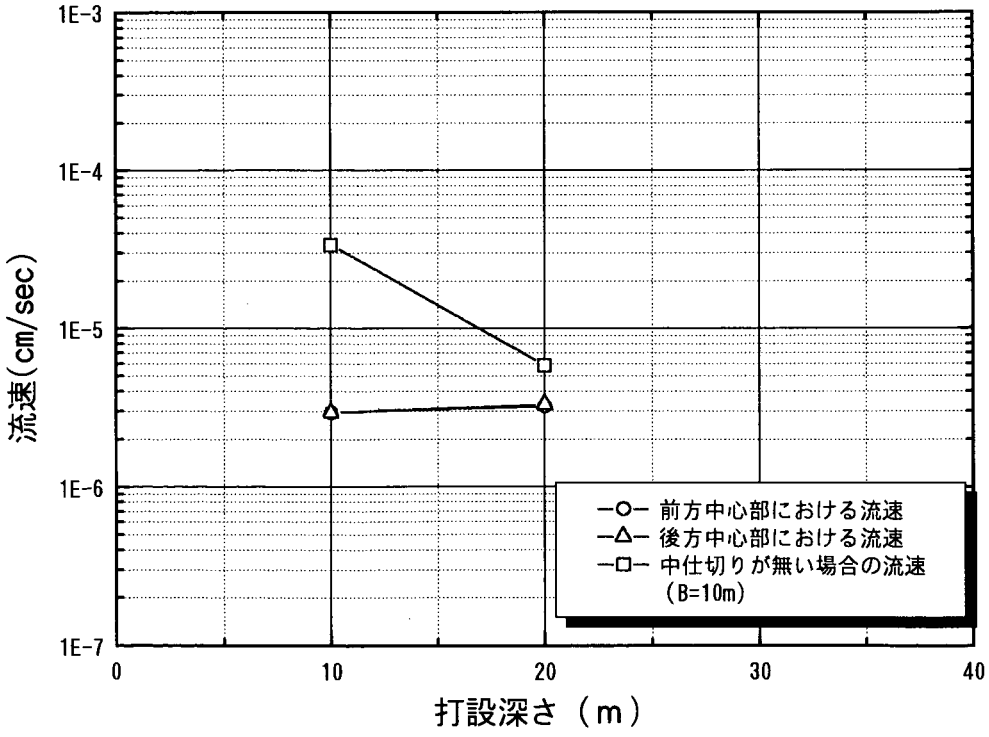
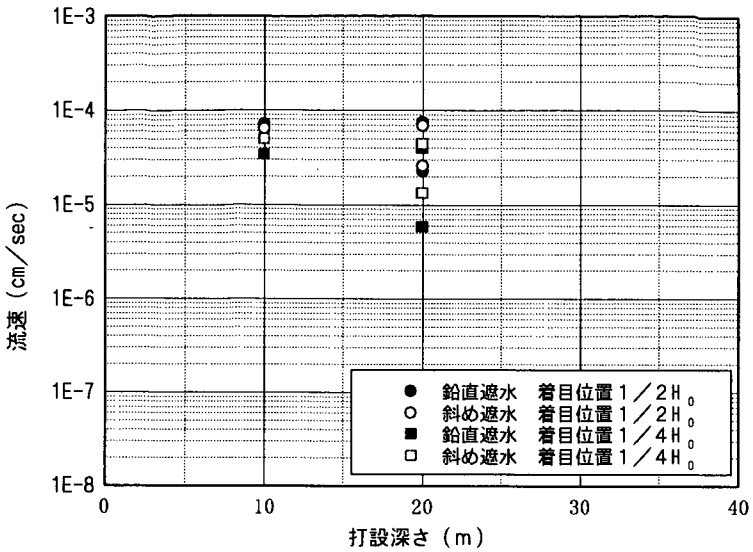


図-4.31　打設深さと流速の関係（中仕切り型の場合）



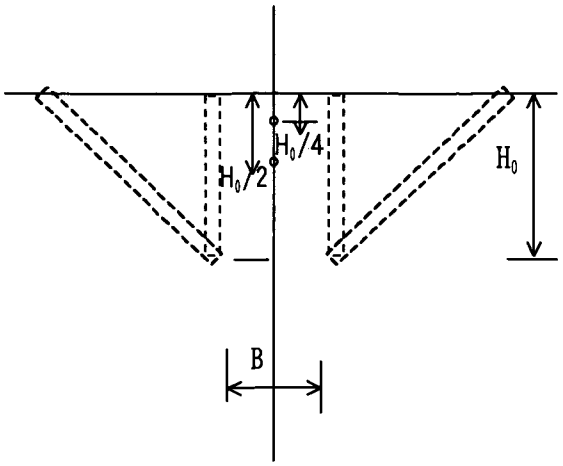


図-4.32　打設深さと流速の関係（斜め遮水の場合）

（1）移流分散解析結果と考察

汚染源の初期の中心位置が封じ込め中心の場合と下流側にある場合について、下流側の遮水壁下端からの汚染物質の流出濃度が原濃度の 1/1000、1/500 に達した場合の時間を移流分散解析により求めた結果を図-4.33～4.36 に示す。各図は封じ込め幅と流出時間の関係で示している。

当然のことながら、浸透流解析で示したと同じように移流分散解析でも、封じ込め幅の広い方が汚染物質の流出時間が早い。また、流出濃度が小さい方が流出時間は早くなり、各々の結果をみても縦分散長が大きいほど流出時間は早くなる。

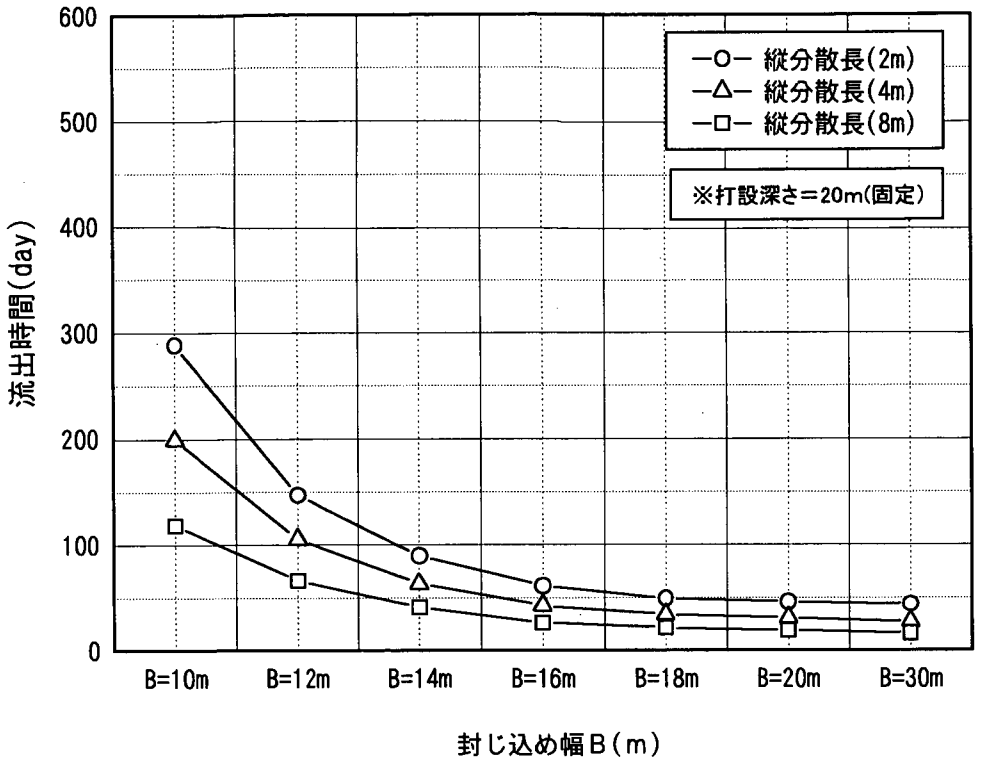


図-4.33　封じ込め幅と流出時間の関係（流出濃度 1/1000）
（汚染源が封じ込め中心部）

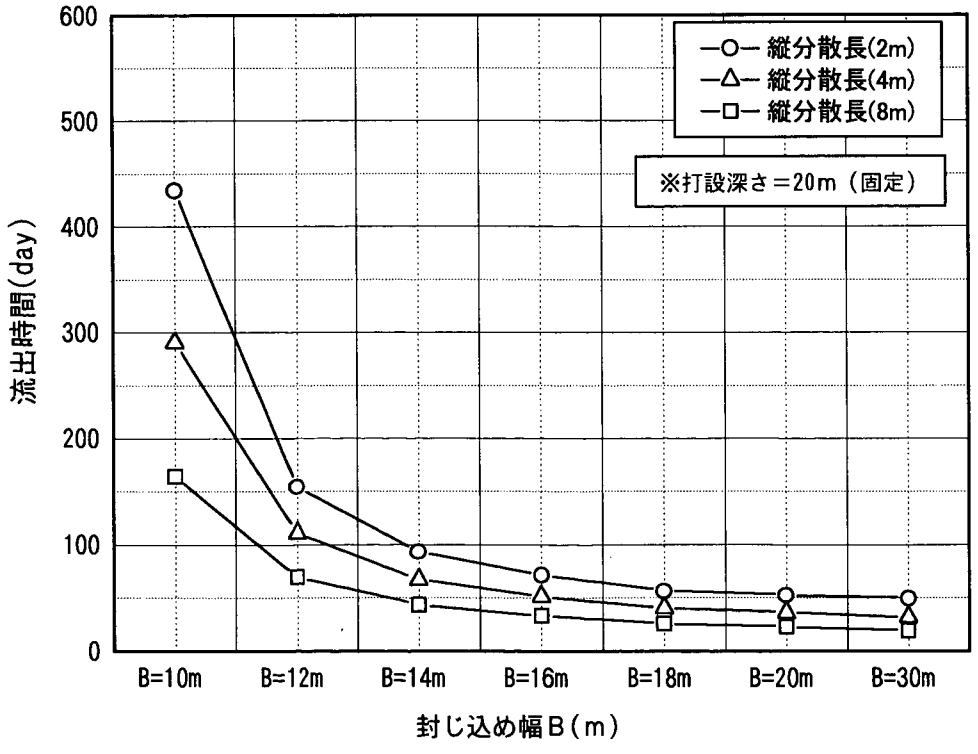


図-4.34　封じ込め幅と流出時間の関係（流出濃度 1/500）
（汚染源が封じ込め中心部）

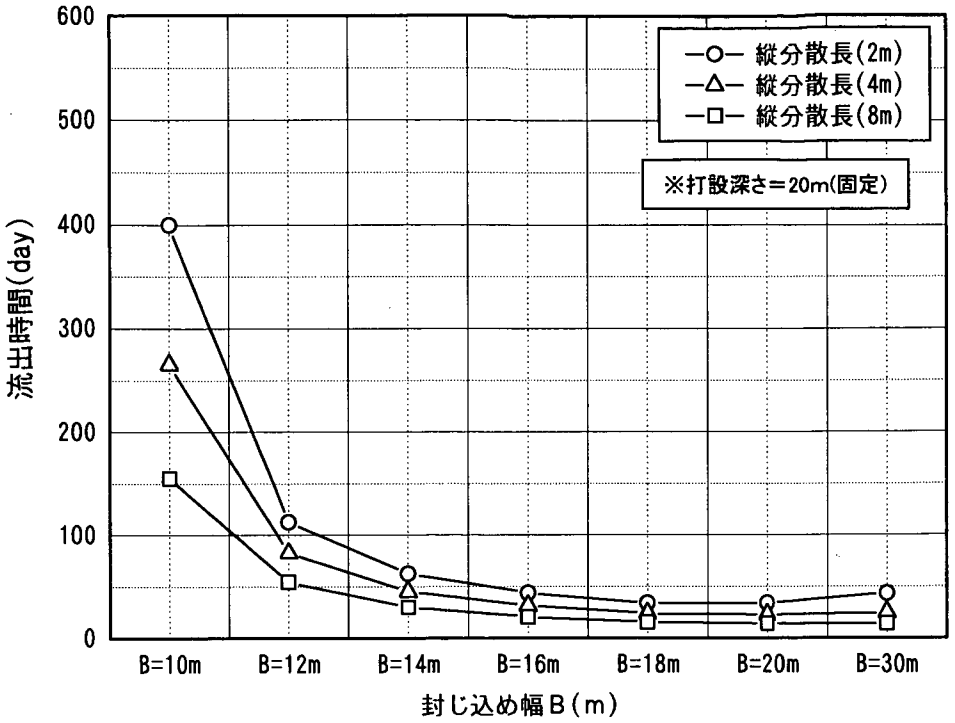


図-4.35　封じ込め幅と流出時間の関係（流出濃度 1/1000）
（汚染源が封じ込め下流側）

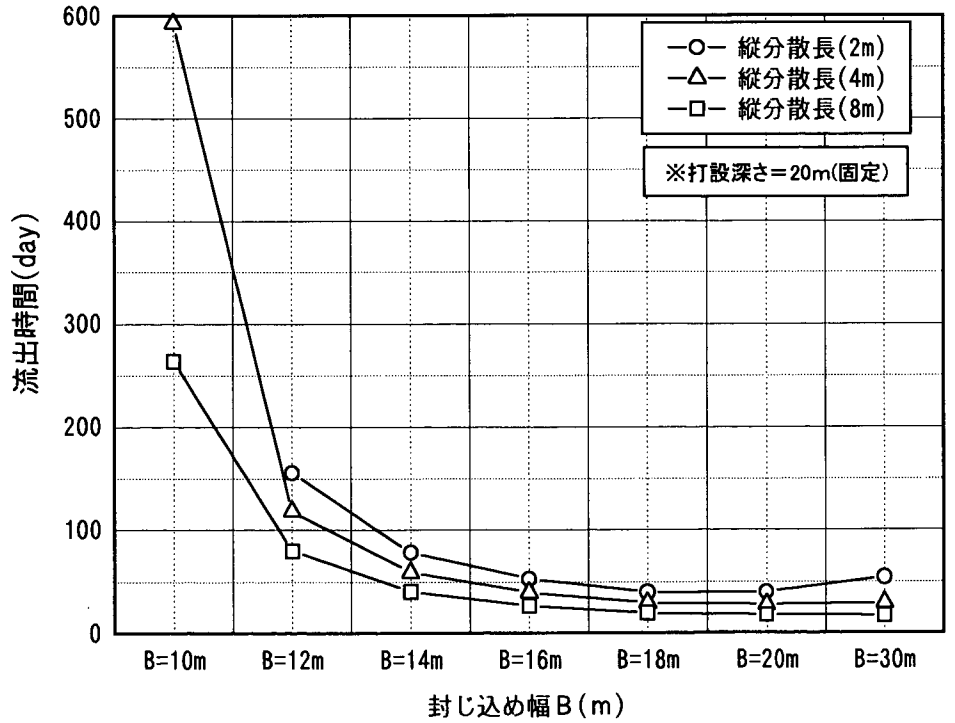


図-4.36　封じ込め幅と流出時間の関係（流出濃度 1/500）
（汚染源が封じ込め下流側）

（2）浸透流解析と移流分散解析のトラベルタイム

浸透流解析については、1)（5）トラベルタイムの検討で示した方法に従って封じ込め中心部、下流側の場合で流出時間を算出し、移流分散解析による流出時間と比較した。両者の比率を以下のように換算係数αで表すことにする。

$$\alpha = \frac{\text{移流分散解析による流出時間}}{\text{浸透流解析による流出時間}}$$

この換算係数αと浸透流解析による流出時間との関係を各解析結果についてまとめ、図-4.37～4.40に示す。

これらの図から以下の点を指摘できる。

・換算係数αの値は、汚染源が封じ込め中心部の場合は浮き型封じ込めの形状（B/H）によらずほぼ一定であるが縦分散長が大きくなるにつれ、その値は小さくなる。

・汚染源が封じ込め下流側の場合は、浸透流解析による流出時間が大きくなると、αは大きくなる傾向にある。この理由は、今のところ汚染物質が下流側で滞留していることが考えられる。

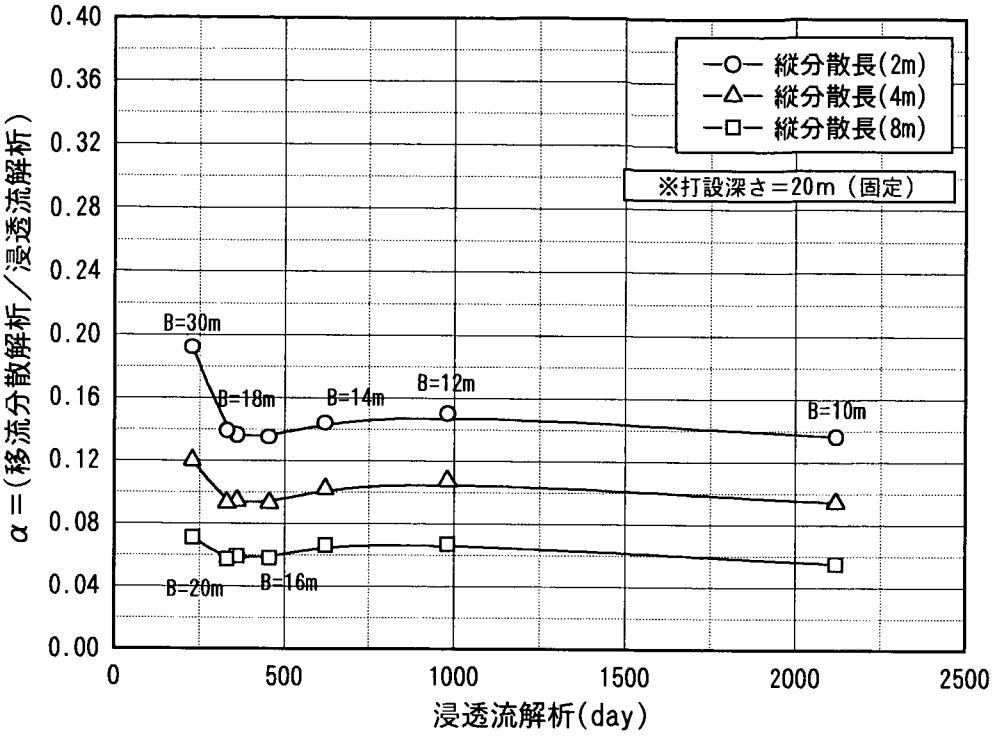


図-4.37　換算係数αと浸透流解析による流出時間の関係（流出濃度 1/1000）
（汚染源が封じ込め中心部）

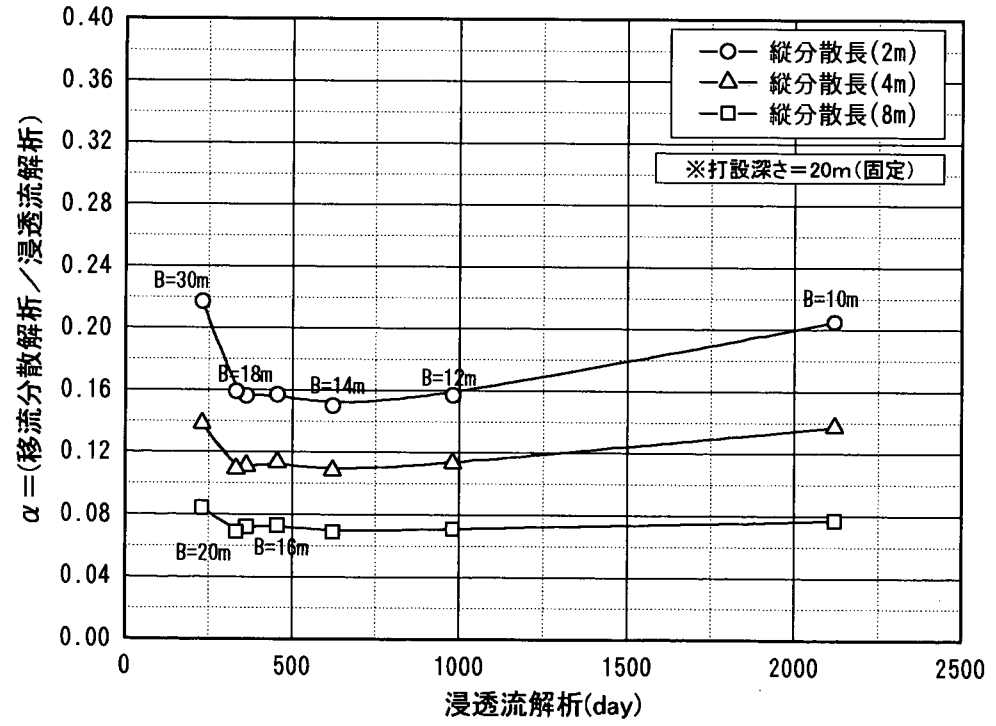


図-4.38　換算係数αと浸透流解析による流出時間の関係（流出濃度 1/500）
（汚染源が封じ込め中心部）

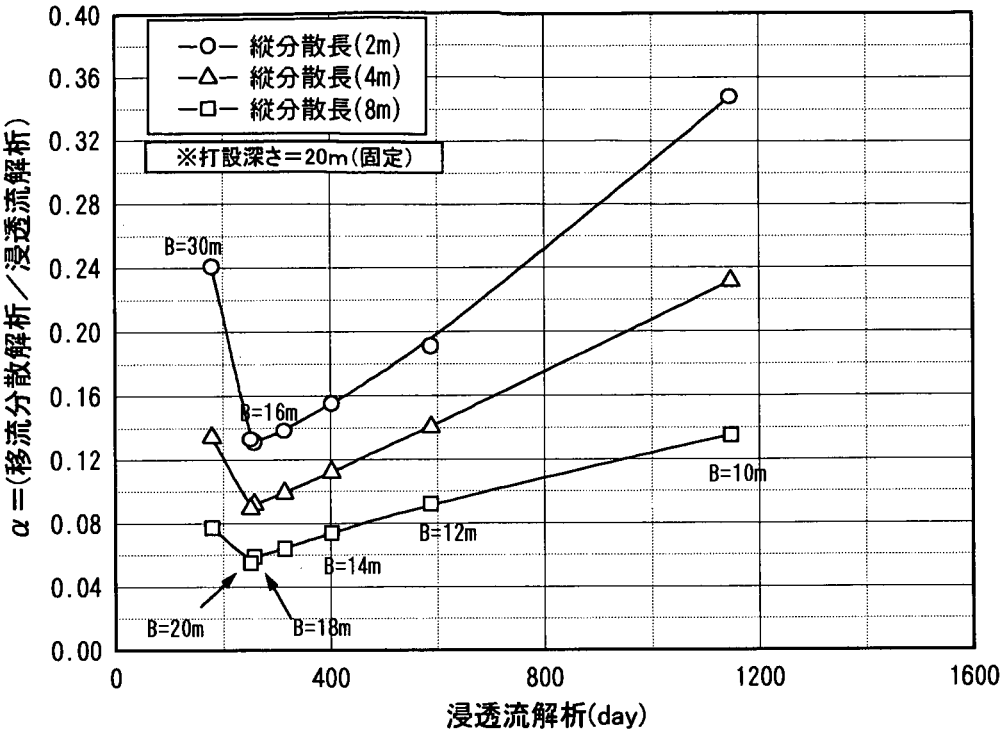


図-4.39　換算係数αと浸透流解析による流出時間の関係（流出濃度 1/1000）
（汚染源が封じ込め下流側）

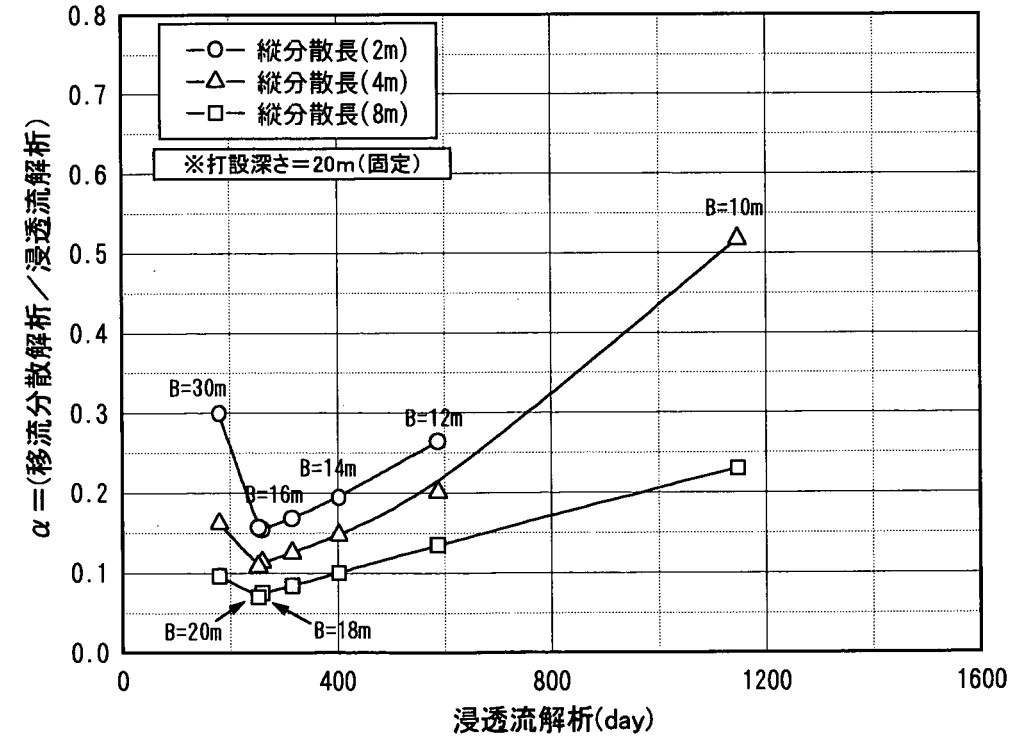


図-4.40　換算係数αと浸透流解析による流出時間の関係（流出濃度 1/500）
（汚染源が封じ込め下流側）

4）設計方法

（1）設計概要

浮き型封じ込め工法の設計方法は、「浮き型」、「中間難透水層がある場合」、「特殊ケース」のいずれかを用いて設計するものとする。

以下にそれぞれの設計概要について示す。

a．浮き型封じ込め（図-4.41 参照）

浮き型封じ込めにおける設計方法は、以下の①～⑥の手順により行う。

①設計許容値（対策期間）T_0の設定

暫定対策として許容される対策時間T_0を設定する。

②事前調査による汚染物質の対象範囲の設定

封じ込め幅Bと汚染深度H'を設定する。

③遮水壁長のH_0仮定

遮水壁長H_0を仮定する。

④ノモグラムを用いてトラベルタイムT_H'を算出

ノモグラムは図-4.42 に示すように作成されたものを使用する。封じ込め領域の中央位置のv/v_0～H/H_0関係は図-4.43～4.44 に示す通りであり、封じ込め下流の場合のそれは図-4.45～4.46 である。また、浸透流解析によるトラベルタイムは図-4.47 に示すように算出する※。

⑤換算係数αの算出

図-4.37～4.40 を用いてαを算出し、下式により移流分散解析によるトラベルタイムT_Hを算出する。

$$T_H = \alpha T_H' \quad (4\text{-}4)$$

（なお、αは当面下限値を用いて算定する）

⑥設計許容値T_0とT_Hを比較し、目標値を満足しているか確認する。満足していなければ③へ戻る。

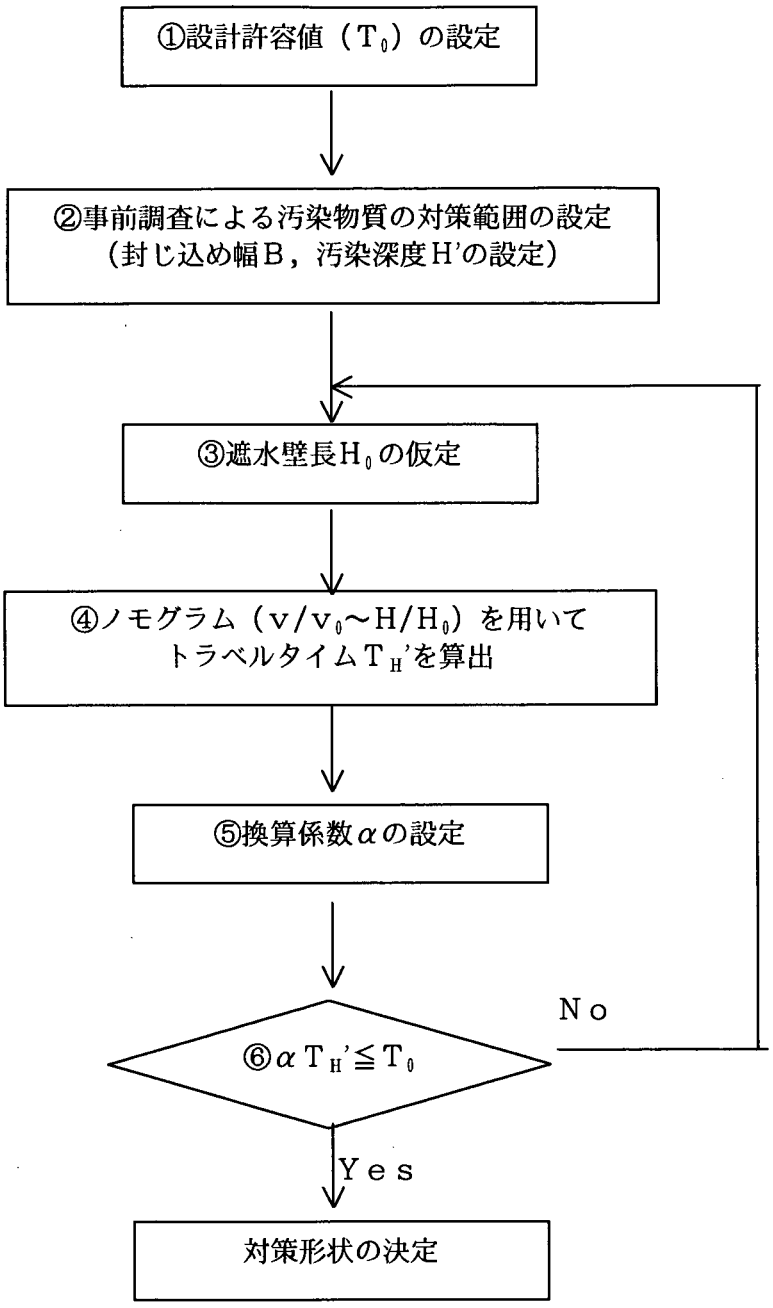
b．中間難透水層がある場合

基本的には a と同じように図-4.48、4.49 に示すノモグラムを使用し、図-4.41 のフローと同様に設計できるが、ノモグラムをみると明らかなように中間難透水層が連続して存在する場合は、根入れ型封じ込めと同様な効果があるので流出時間の検討は必要ない。

c．特殊ケース

中仕切り型の場合には図-4.50 のノモグラムを、斜め遮水の場合には図-4.51 のノモグラムを使い設計する。

※　浸透流解析による流出時間について、図-4.52 の参考図に示す3通りのケースで検討した結果、汚染物質の流出距離は下流側の遮水壁に沿った経路（経路3）が最も短く、また、下向きの流速も、封じ込め中央部から遮水壁下端への経路（経路1）の流速と比較して大きくなるため流出時間としては下流側の場合が最も短くなる。したがって経路3のノモグラムによる流速を用いることが設計的に安全側である。



$$\alpha = \frac{\text{移流分散解析による流出時間}}{\text{浸透流解析による流出時間}}$$

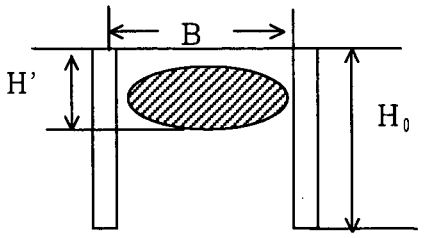
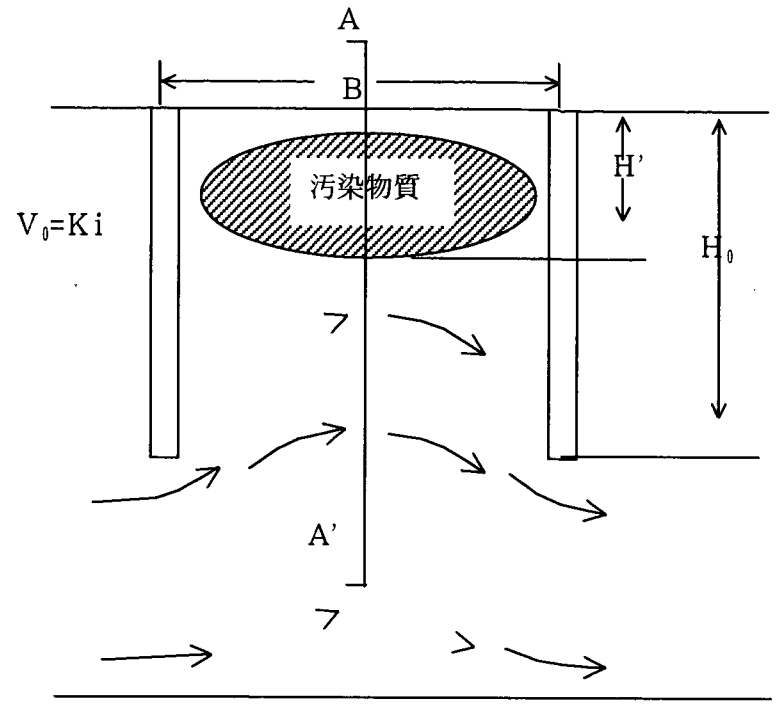


図-4.41　浮き型封じ込めの場合の設計フロー



i　　：動水勾配
K　　：透水層の透水係数（cm/sec）
v_0　　：原地盤の流速＝ik（cm/sec）
v　　：浮き型封じ込め後の流速（cm/sec）
H_0　　：遮水壁深さ（cm）
H　　：A－A'断面における任意の深さ(cm)（ただしH'以上）
B　　：封じ込め幅（cm）

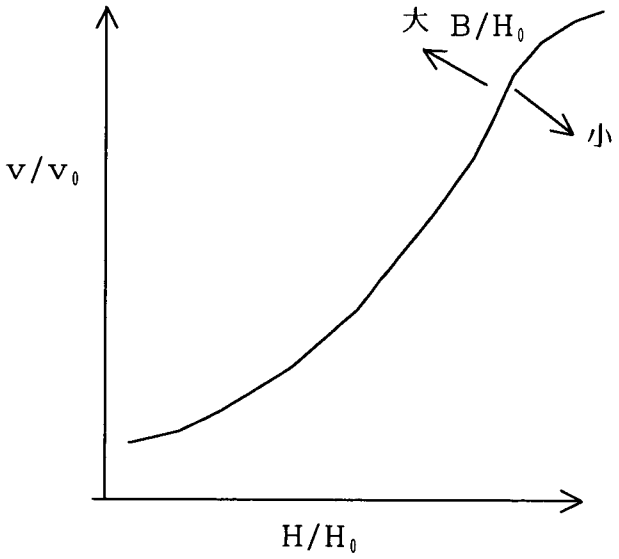


図-4.42　ノモグラムの作成

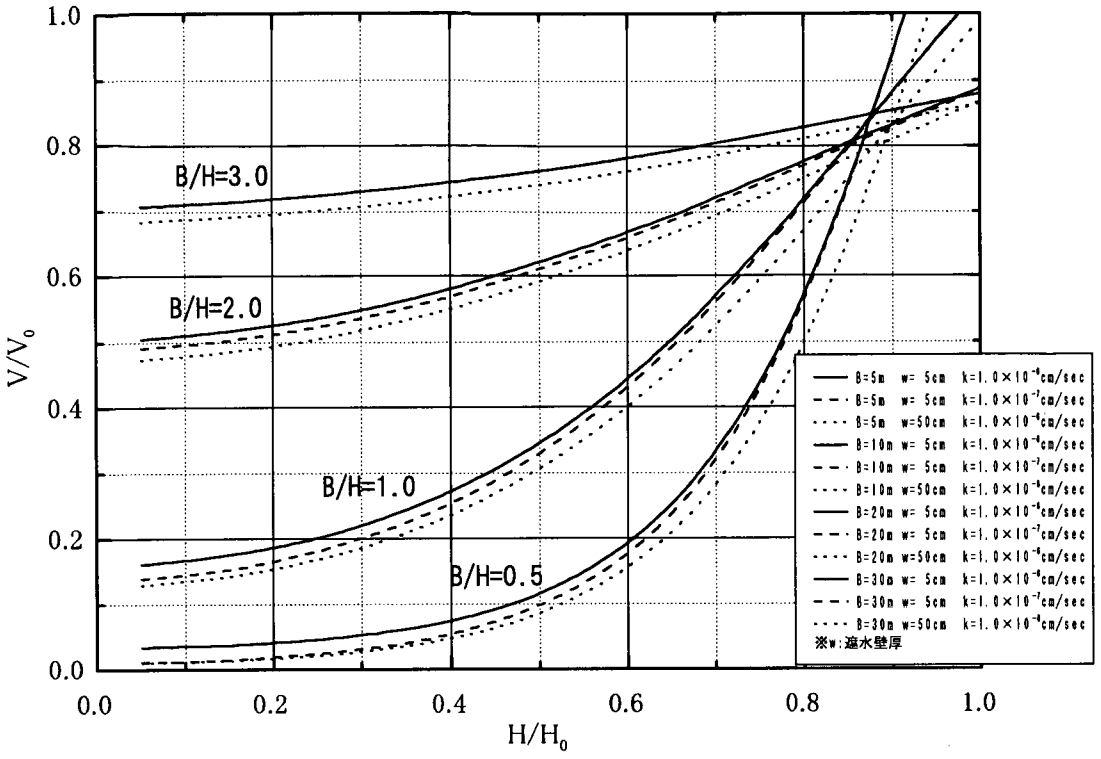


図-4.43　封じ込め領域中央位置でのノモグラム（H_0=10m）

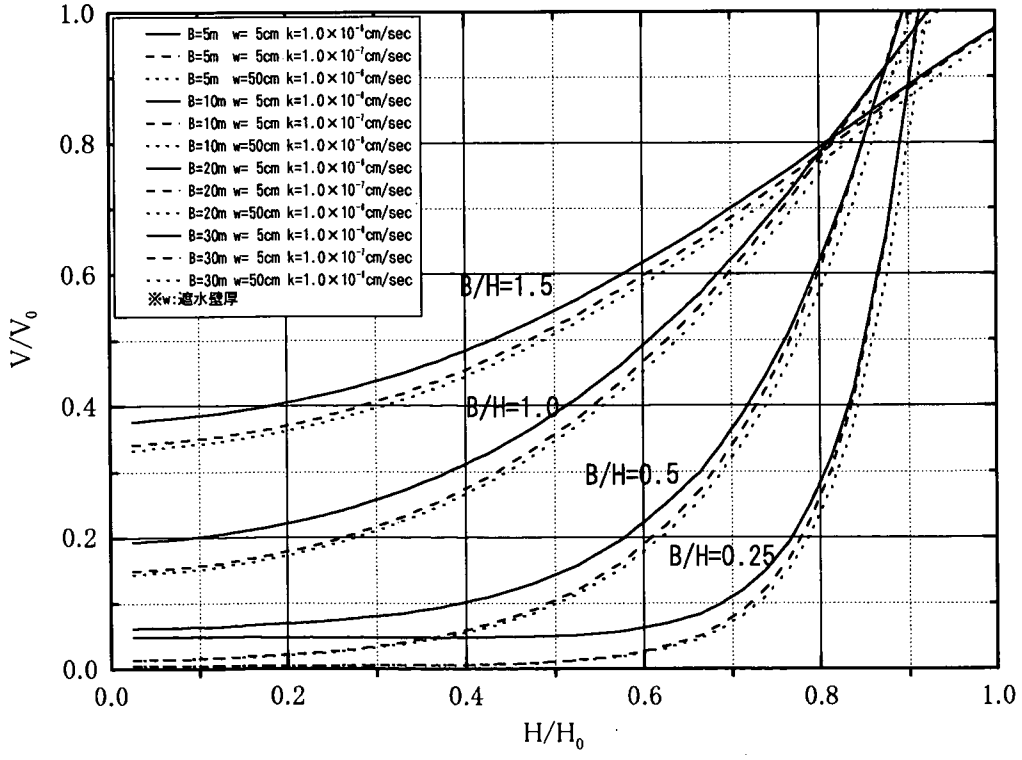


図-4.44　封じ込め領域中央位置でのノモグラム（H_0=20m）

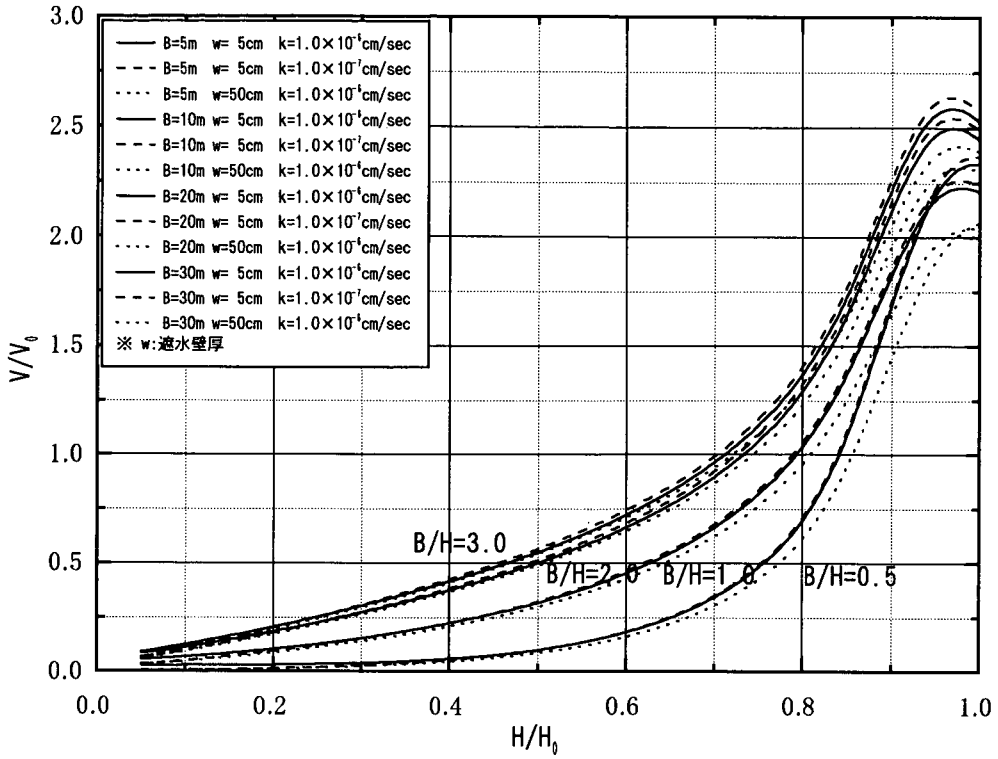


図-4.45 封じ込め領域下流端でのノモグラム（H_0=10m）

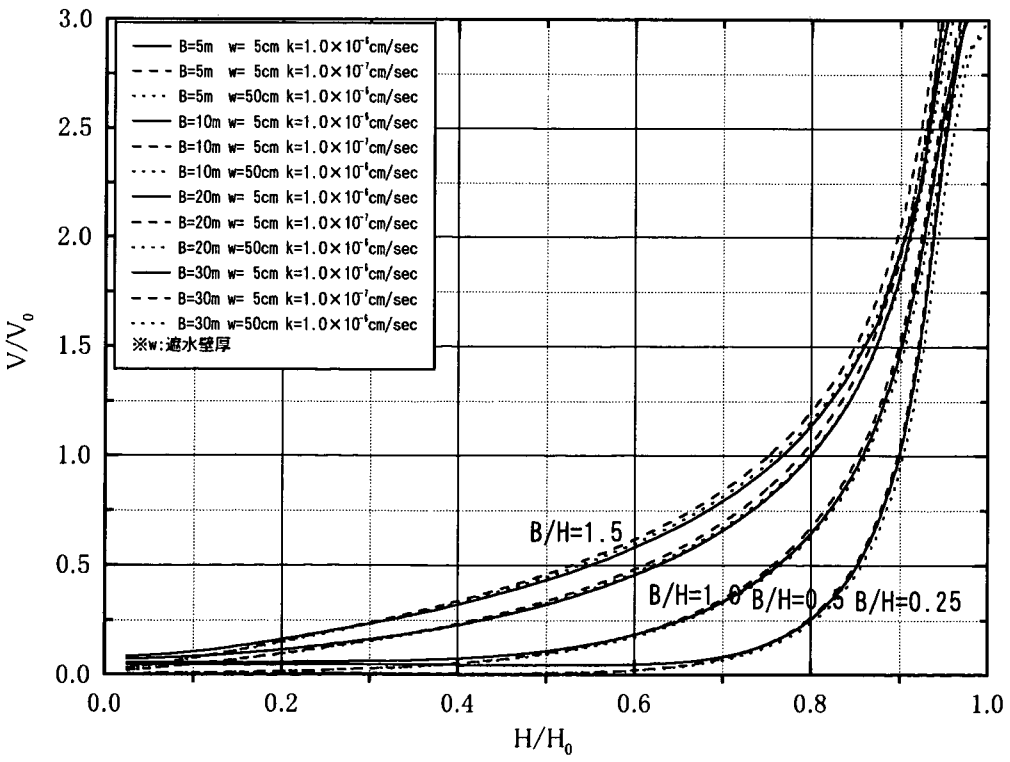
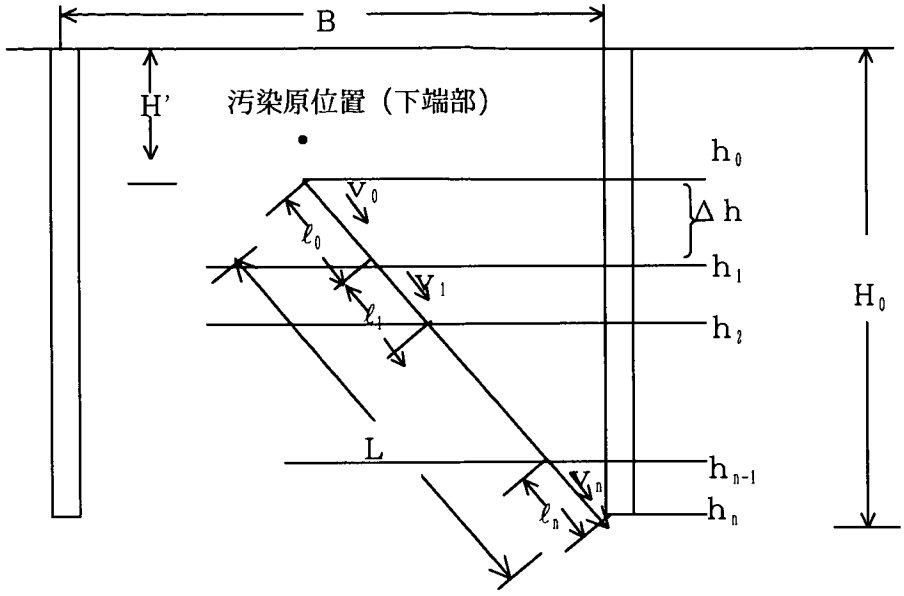


図-4.46　封じ込め領域下流端でのノモグラム（H_0=20m）



① 汚染源位置と下流側の遮水壁下端までの距離Ｌを等分等する。（$\ell_0=\ell_1=\cdots\cdots=\ell_n$）
② 任意の深度h_0、$h_1\cdots\cdots h_n$の位置における流速v_nを$v/v_0 \sim H/H_0$関係から算出　する。
③ 各深度におけるトラベルタイムt_nを下式より算出する

$$t_n = \frac{\ell_n}{v_n} \qquad (4\text{-}5)$$

④ トラベルタイムT_Hを下式より算出する

$$T_H = \Sigma t_n = \Sigma \frac{\ell_n}{v_n} \qquad (4\text{-}6)$$

図-4.47　浸透流解析によるトラベルタイムの算出

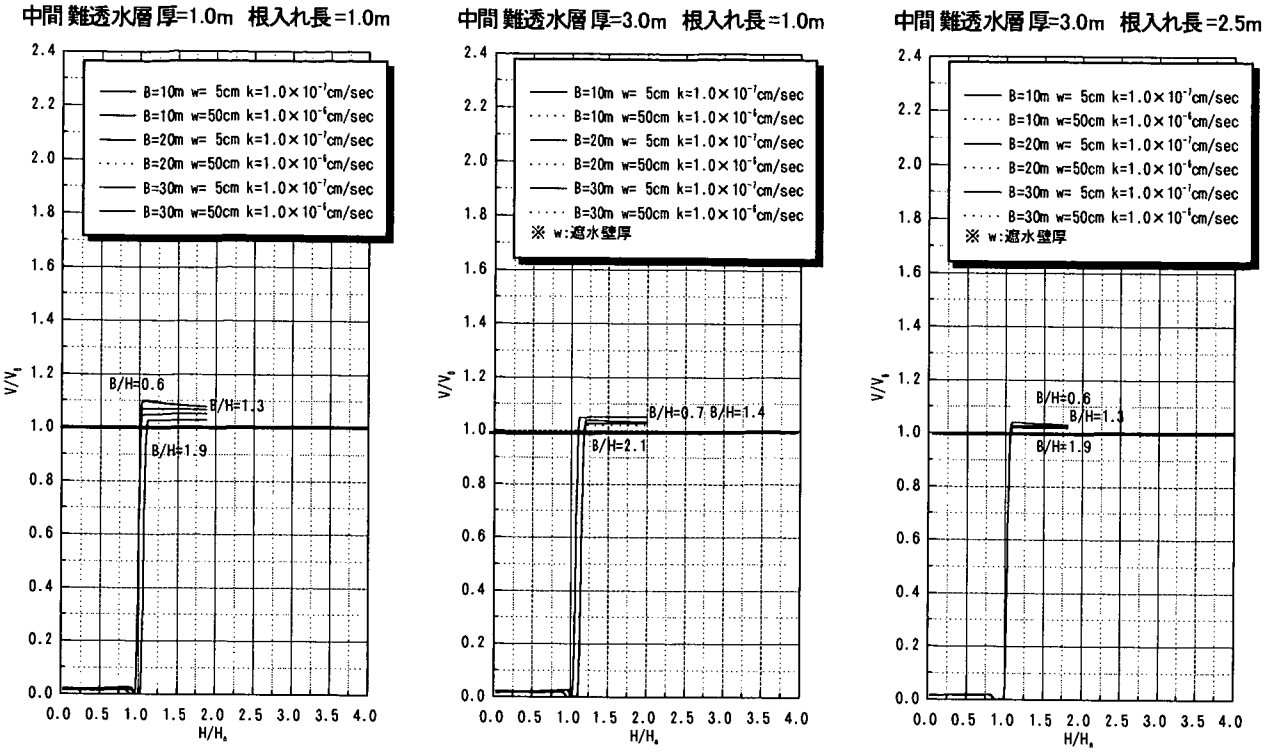


図-4.48　ノモグラム（中間難透水層がある場合）
（層厚、根入れ長）

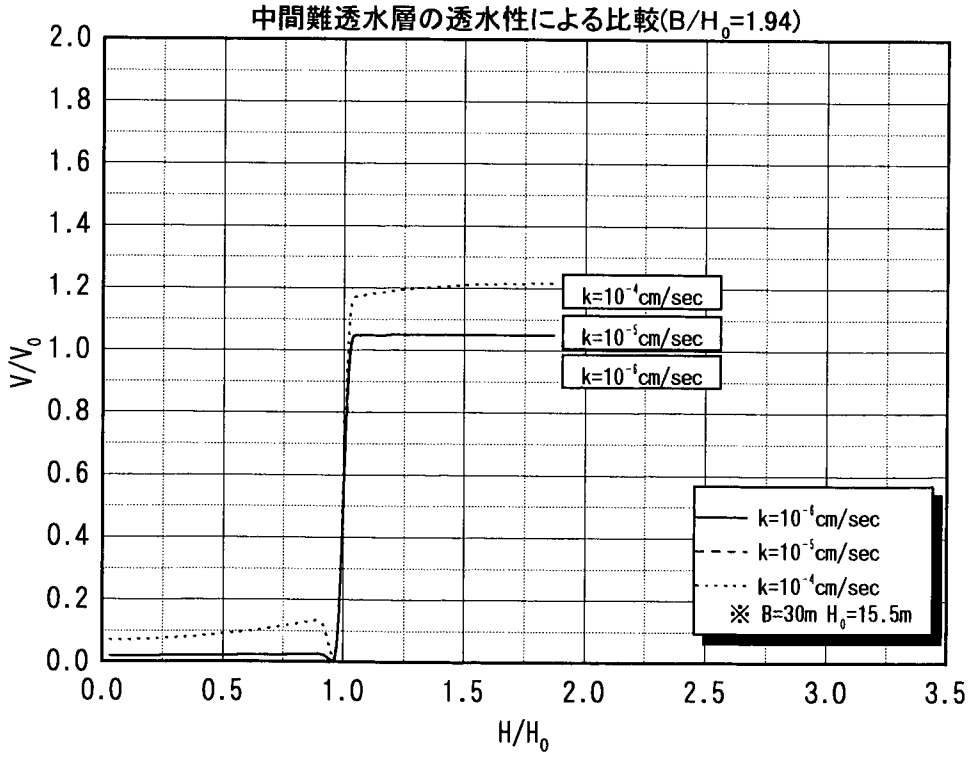


図-4.49　ノモグラム（中間難透水層がある場合）
（透水係数）

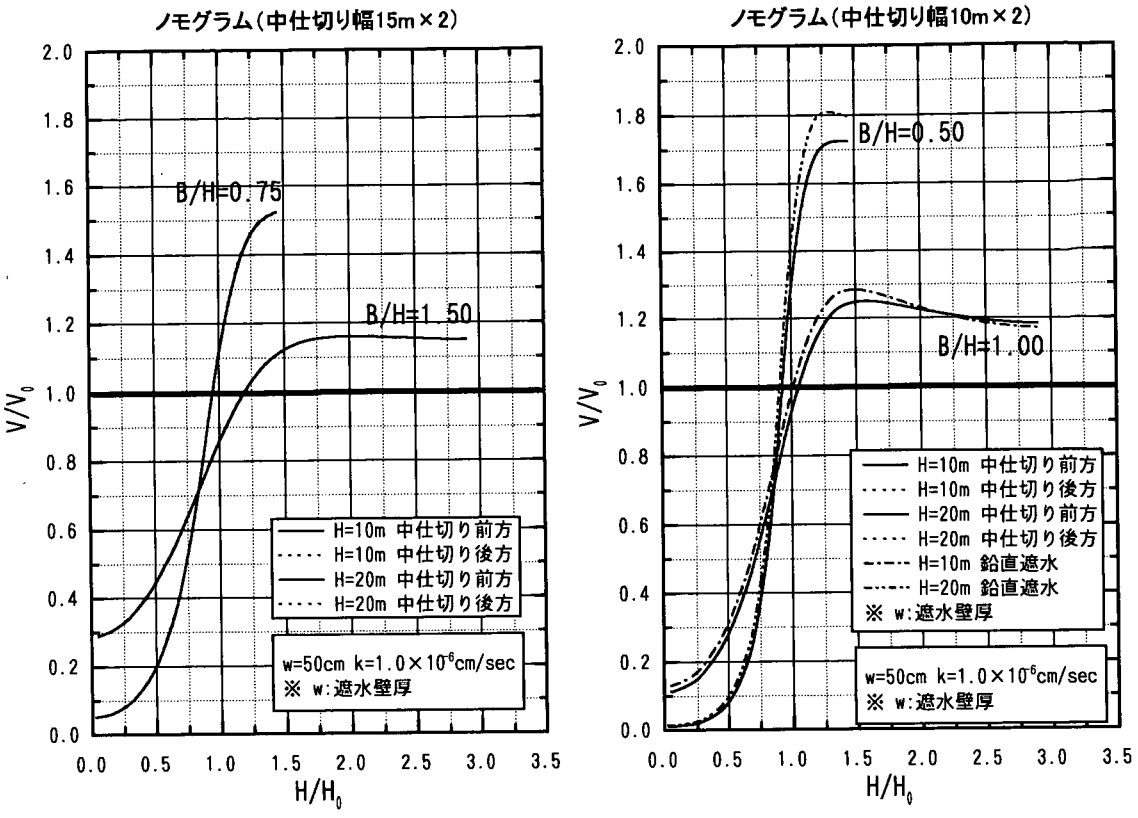


図-4.50　ノモグラム（中仕切り型）

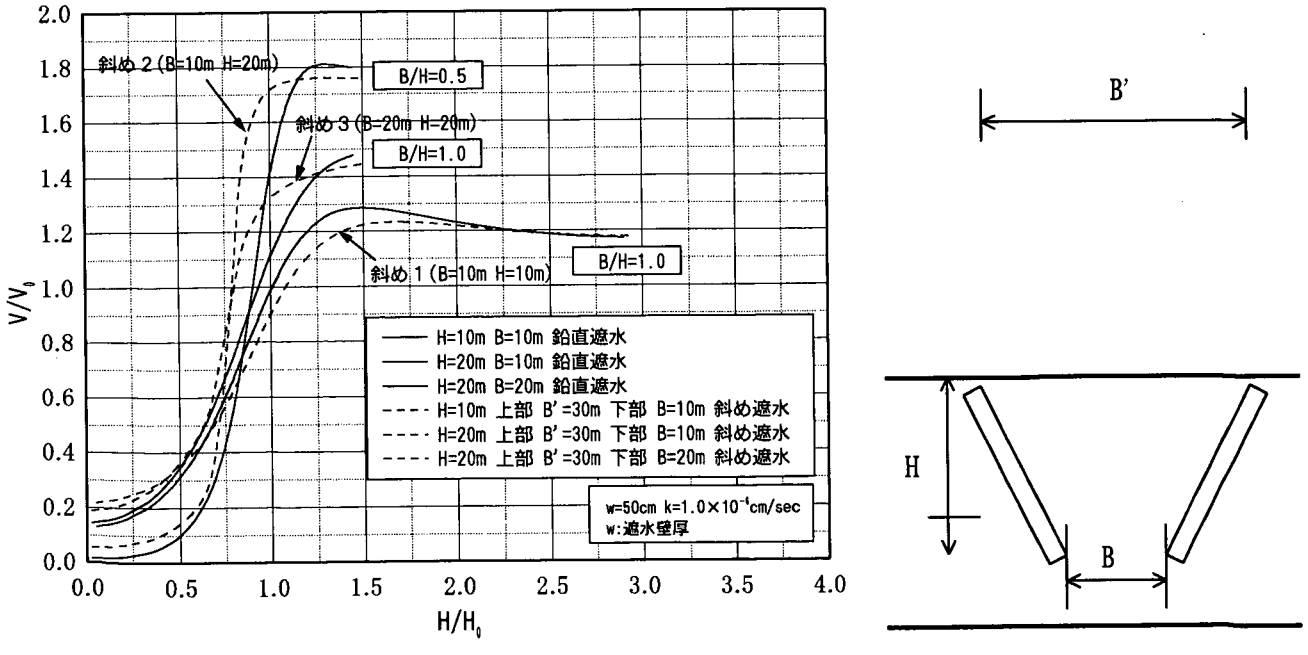


図-4.51　ノモグラム（斜め遮水）

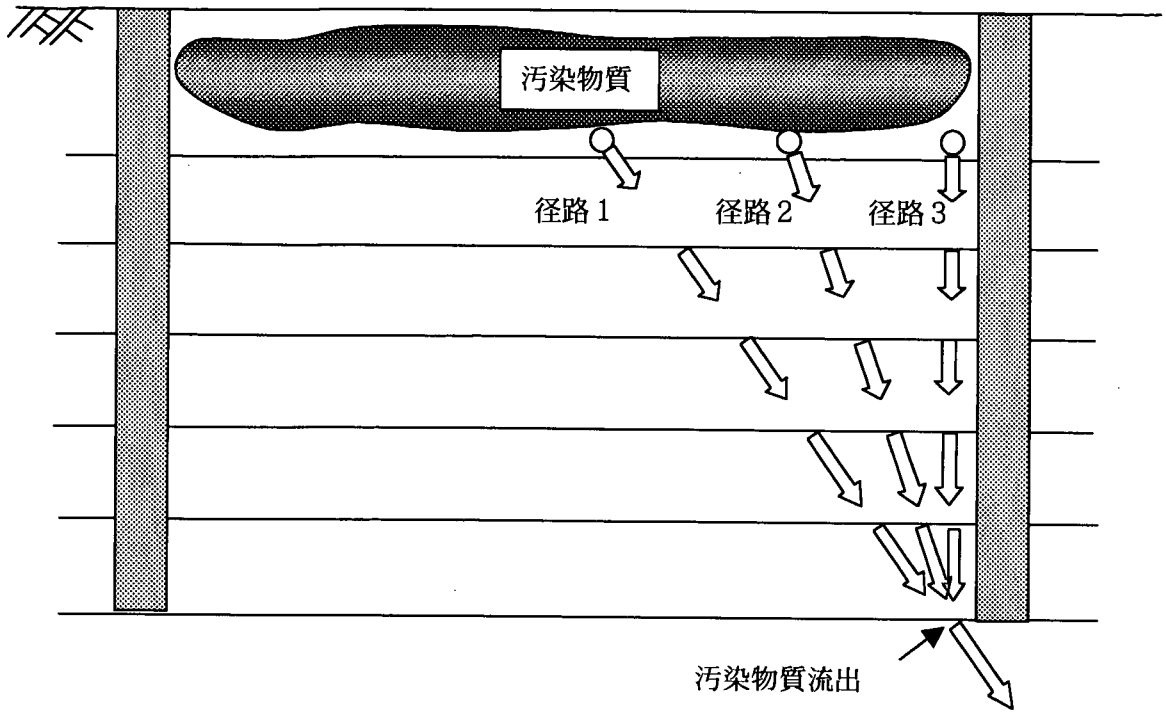


図-4.52　浸透流解析による流出時間の検討（参考図）

（2）フィジビリティスタディ

設計条件は図-4.53の通りとする。また、設計的に安全側の下流側のノモグラム(図-4.45、4.46)を用いて設計する。

①H_0=10mの場合

$v_0=ki=10^{-5}$ (cm/sec)

$B/H_0=1.0$であり、Lを5等分する。

$\ell_1=\ell_2=\ell_3=\ell_4=\ell_5=100$(cm)

第1点　$H_1/H_0=0.55\rightarrow v_1/v_0=0.40\rightarrow v_1=4.0\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=289$(day)

第2点　$H_2/H_0=0.65\rightarrow v_2/v_0=0.58\rightarrow v_2=5.8\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_2=196$(day)

第3点　$H_3/H_0=0.75\rightarrow v_3/v_0=0.80\rightarrow v_3=8.0\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=145$(day)

第4点　$H_4/H_0=0.85\rightarrow v_4/v_0=1.15\rightarrow v_4=1.5\times10^{-5}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=77$(day)

第5点　$H_5/H_0=0.95\rightarrow v_5/v_0=2.25\rightarrow v_5=2.3\times10^{-5}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=50$(day)

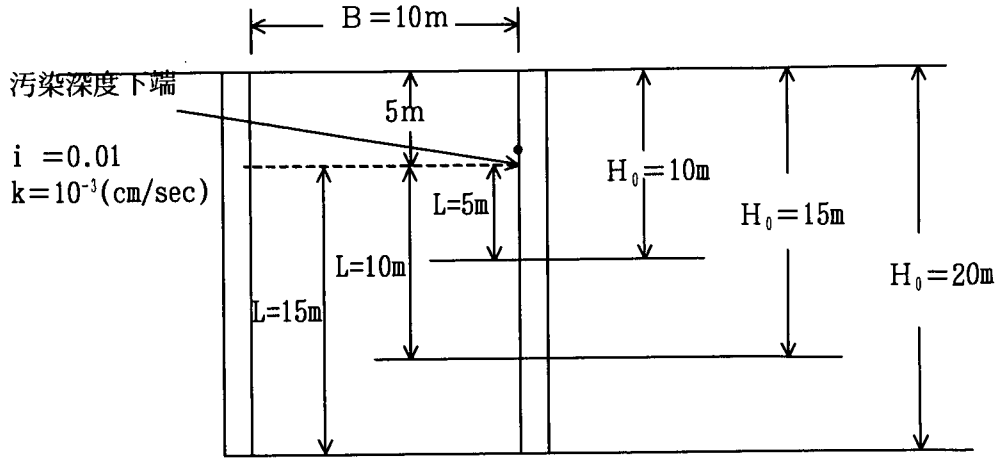
したがって浸透流解析によるトラベルタイムT_Hは

$T_{H'}=757$(day)

換算係数αは図-4.40より最低値0.16をとるとすると

$T_H=757\times0.16=121$(day)

$<T_0=1000$(day)　　N.G.



T_0＝1000 日（約３年）
汚染物質流出深濃度　　1/500
汚染物質縦分散長　　２m

図-4.53　設計条件

②H_0＝15mの場合
$v_0=ki=10^{-5}$ (cm/sec)
B/H_0＝0.67 であり、Ｌを５等分する。
$\ell_1=\ell_2=\ell_3=\ell_4=\ell_5=200$(cm)

第１点 $H_1/H_0=0.40\rightarrow v_1/v_0=0.18\rightarrow v_1=1.8\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=1286$(day)
第２点 $H_2/H_0=0.53\rightarrow v_2/v_0=0.22\rightarrow v_2=2.2\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_2=1052$(day)
第３点 $H_3/H_0=0.66\rightarrow v_3/v_0=0.40\rightarrow v_3=4.0\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=579$(day)
第４点 $H_4/H_0=0.80\rightarrow v_4/v_0=0.75\rightarrow v_4=7.8\times10^{-6}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=297$(day)
第５点 $H_5/H_0=0.93\rightarrow v_5/v_0=1.40\rightarrow v_5=1.4\times10^{-5}$(cm/sec)
$\rightarrow t_1=165$(day)

したがって浸透流解析によるトラベルタイムT_Hは
$T_{H'}=3379$(day)
換算係数αは図-4.-2-2-32 より最低値 0.16 をとるとすると
$T_H=3379\times0.16=540$(day)
$<T_0=1000$(day)　　N.G.

③H_0＝20mの場合

$v_0=ki\fallingdotseq10^{-5}$ (cm/sec)

$B/H_0=0.5$ であり、Lを５等分する。

$\ell_1=\ell_2=\ell_3=\ell_4=\ell_5=300$ (cm)

第１点 $H_1/H_0=0.33\rightarrow v_1/v_0=0.05\rightarrow v_1=5.0\times10^{-7}$(cm/sec)

$\rightarrow t_1=6944$(day)

第２点 $H_2/H_0=0.48\rightarrow v_2/v_0=0.10\rightarrow v_2=1.0\times10^{-6}$(cm/sec)

$\rightarrow t_2=3472$(day)

第３点 $H_3/H_0=0.63\rightarrow v_3/v_0=0.20\rightarrow v_3=2.0\times10^{-6}$(cm/sec)

$\rightarrow t_1=1736$(day)

第４点 $H_4/H_0=0.78\rightarrow v_4/v_0=0.50\rightarrow v_4=5.0\times10^{-6}$(cm/sec)

$\rightarrow t_1=457$(day)

第５点 $H_5/H_0=0.93\rightarrow v_5/v_0=2.00\rightarrow v_5=2.0\times10^{-5}$(cm/sec)

$\rightarrow t_1=57$(day)

したがって浸透流解析によるトラベルタイムT_Hは

$T_{H'}=12666$(day)

換算係数αは図-4.-2-2-32より最低値0.16をとるとすると

$T_H=12666\times0.16=2026$(day)

$>T_0=1000$(day)　　O．K.

したがって、遮水壁の打設深さは17mとなる。

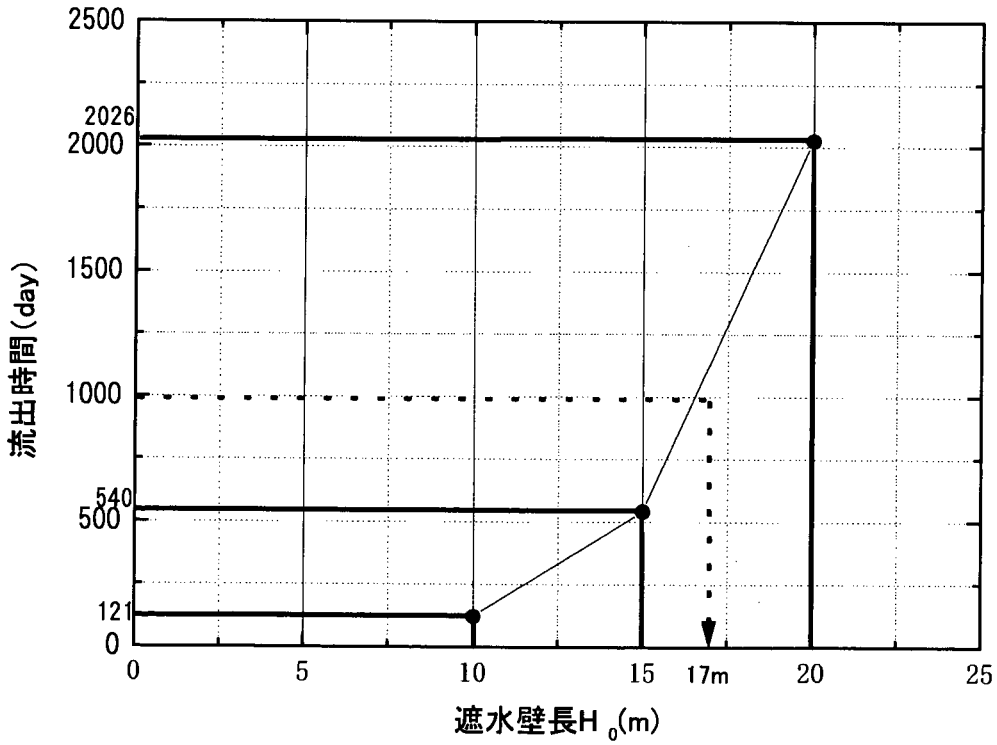


図-4.54　検討結果

4-2-3　施工方法の検討

1）概要

封じ込めによる土壌・地下水汚染対策工の施工に際しては、汚染物質の種類、施工条件、作業の安全性、周辺環境への影響防止等を十分考慮した施工計画の立案と慎重な施工を行う必要がある。

封じ込め技術の対象とするしゃ水工法は鋼矢板、コンクリート壁、固化壁、シート壁および注入工法などの既存の技術であるが、各工法の特徴や汚染された土壌・地下水に適用する際の問題点を踏まえた上で施工計画を立案しなければならない。平成９年度から現在までの成果を踏まえ、ここでは汚染対象を施工する際に特に留意しなければならない項目について整理した。

2）工法、材料の選定上の留意点

既存の鉛直しゃ水工法には、使用材料や施工形態により様々なものがある[2),3)]。これらの工法から、しゃ水工法を選定するにあたって共通の項目として以下に示す事柄に留意しなければならない。

・原地盤の土質や現地の諸条件に適合する工法機種の選定
・原地盤のしゃ水壁施工量に見合った工法機種の選定
・しゃ水壁の要求品質に適合する工法機種の選定
・環境への配慮として周辺地盤の変位、騒音･振動、地下水への影響等の検討
・使用材料による寒冷地、暑中施工における検討
・腐食・劣化などの影響

3）施工上のトラベルタイムに与える影響因子

施工段階において①本対策工事近傍で地下水位低下工法等の地下水流動に変改が加えられる工法が実施される場合、②実施施工日数が計画施工日数を大幅に上回る場合また、その他地盤条件や地下水条件に影響を与えると考えられる事が起きた場合は設計条件を構成する因子に変化が生じ、トラベルタイムに影響を及ぼす可能性は極めて高いと考えられるので、その都度設計の変更および状況に応じた適切な処置を講じなければならない。

4）施工順序

しゃ水壁施工途中の地下水流の挙動を図-4.55(a)および図-4.55(b)に示す。はじめに汚染物質の上流側を施工した場合（図-4.55(a)参照)、上流側しゃ水壁施工直後から下流側しゃ水壁施工完了までの間、上流側しゃ水壁を回り込んだ地下水流は、汚染物質を下流側に水平もしくは上方に移動させるように作用する可能性が高い。それとは逆に、はじめに汚染物質の下流側を施工した場合（図-4.55(b)参照)、下流側しゃ水壁施工直後から上流側しゃ水壁施工完了までの間、下流側遮水壁を回り込もうとする地下水流は、汚染物質を下流側に水平もしくは下方に移動させるように作用する可能性が高い。つまり、汚染物質の四方を囲い込むまでの施工途中における地下水流挙動による汚染物質の移動を考慮すると、汚染物質の下流側をはじめに施工した場合は、施工途中の汚染物質の移動が危険側に移行する可能性が高いと言える。従って、しゃ水壁の施工順序は施工条件や周辺環境を考慮しながら、はじめに上流側しゃ水壁を施工することが望ましい。

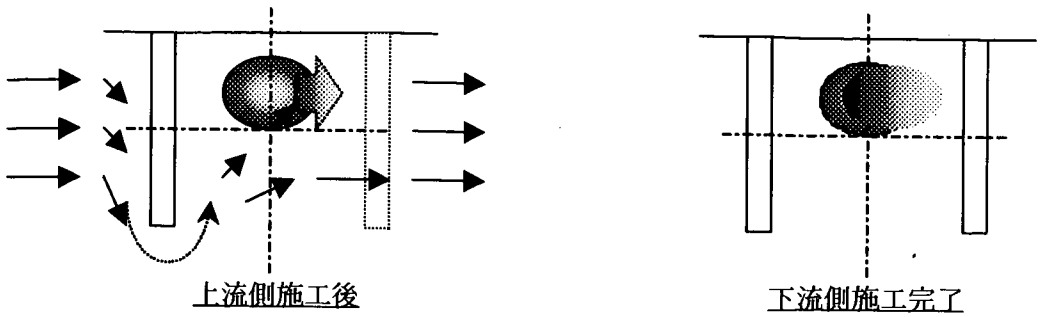


図-4.55(a)　上流側しゃ水壁を先に施工した場合

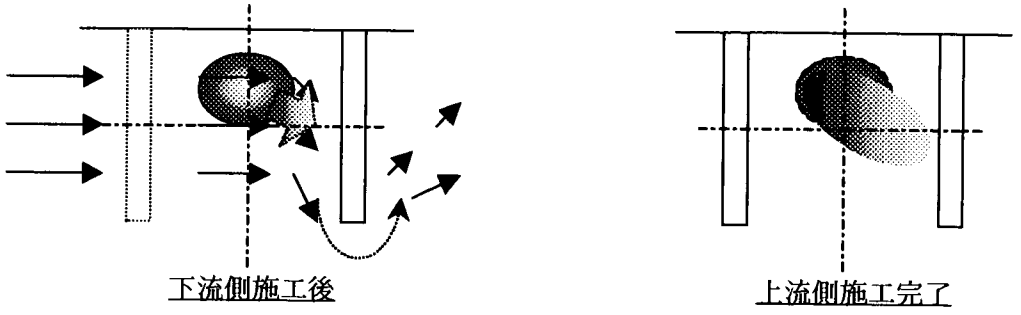


図-4.55(b)　下流側しゃ水壁を先に施工した場合

5）安全管理

施工中の安全管理に対するポイントを「作業員の健康を守ることと汚染物質を拡散させないこと」とし、次に示す項目について特に注意を要する。

① 施工条件によっては掘削残土中に汚染物質が混入している可能性が高いので、掘削残土を仮置きする際には飛散防止などの措置を講ずる必要がある。

② 掘削残土仮置き場の排水および使用機材の洗浄水などは汚染されている場合があるので関係基準に準拠し必要に応じて適切な処理設備を設け、排出水の処理・処分を行う。

必要に応じ現場作業員には防塵マスク、手袋等、安全具の着用を義務付ける。

4-2-4　維持管理の検討

封じ込め工法の維持管理については、施工完了後に事前に設置した調査孔や測定器でモニタリングを行い、設計した通りに地下水が動いているか、または制御されているかを確認するものである。また、封じ込め範囲外に汚染物質が流れ出していないかを調査孔から採取した地下水を分析して確認する事も必要である。

封じ込め工法は、地下水の流速と流向を制御して汚染された地下水の遮水壁等までの到達時間（トラベルタイム）を２オーダ程度遅延させる暫定対策工法である。従って、封じ込め内の地下水の速度、方向の測定が重要なポイントとなる。

浸透流解析と移流拡散解析の結果などを参考にして、封じ込め内の地下水が、遮水壁下端へ一番早く到達するルートをモニタリング位置にする必要がある。

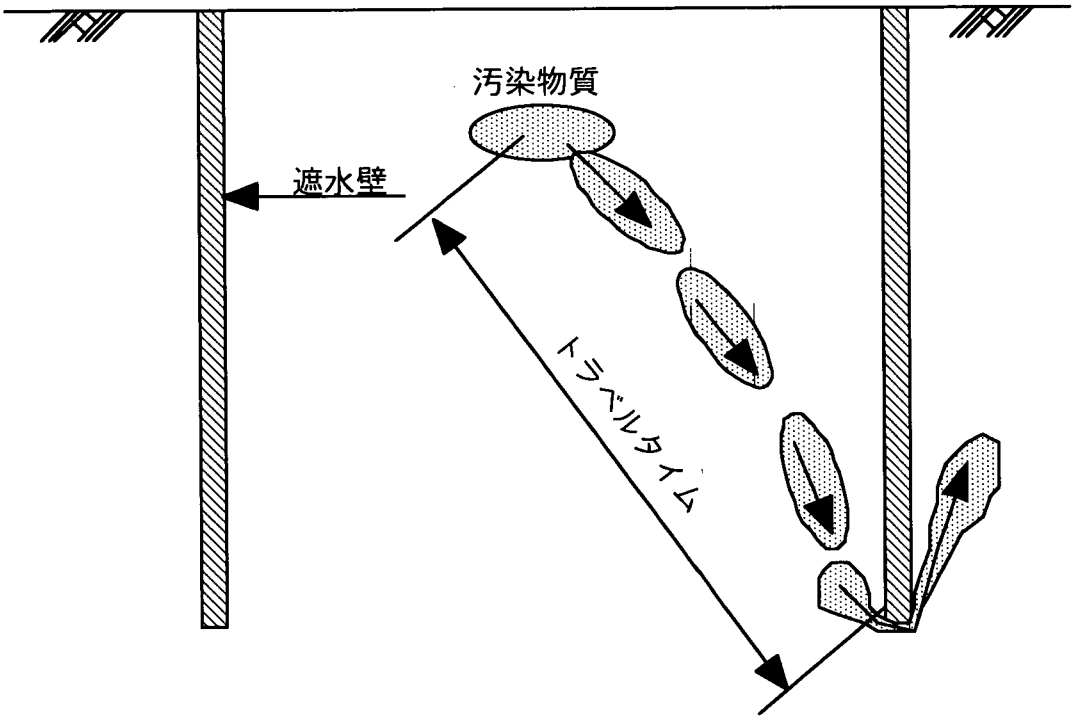


図-4.56　　封じ込め内部の汚染物質の動き

4-2-5 まとめと残された課題

原位置封じ込め工法は遮水壁等を難透水層に根入れする根入れ型封じ込め工法と帯水層に遮水壁を留める浮き型封じ込め工法に分類できる。本研究では、このうちの浮き型封じ込め工法に着目し、封じ込め効果の設計・施工法の検討を実施してきた。以下、本研究で得られた成果の概要をとりまとめ、残された課題について示す。

1）本研究で得られた成果

(1) 設計・施工方法の検討

(a) 設計方法の検討

難透水層が深いため難透水層に根入れしないで帯水層に遮水壁を設ける浮き型封じ込め工法に着目し、設計方法の検討を実施した。

・浮き型封じ込めに関して二次元浸透流解析を実施し、封じ込め領域内外の地下水流速を調べたところ、封じ込め領域内の流速は領域外よりも遅く、それは地表面に近づくほど遅くなることがわかった。
・遮水壁の幅や長さを変えた解析を系統立てて実施したところ、遮水壁の打設幅が一定の場合、打設長を長くすると、封じ込め幅中央のある着目した深度における地下水流速は小さくなること、遮水壁の長さが一定の場合、打設幅を狭くすると、封じ込め幅中央のある着目した深度における地下水流速がやはり小さくなること、さらに、遮水壁の打設長と幅の比が一定の場合、封じ込め幅中央で遮水壁打設長中央の深さの流速がほぼ一定となり、相似則が成立しそうであることなどがわかった。
・解析事実と実現象が整合するか確認するため、土槽内に遮水壁を設置し、遮水壁の長さと設置幅を変えて数ケースの透水試験を実施して、封じ込め領域内の流速と流向を計測した。また、蛍光色素を用いて地下水の流動状況を観察した。これにより、解析事実を実現象でも確認できた。
・これらのことから実規模のモデル地盤を想定し、浸透流解析を遮水壁の打設長さや幅だけでなく、材料の設定条件、中間遮水層の条件、遮水壁形状などを変えて封じ込め領域内の地下水流速を簡易に得られるノモグラムの作成を行った。
・これにより、ノモグラムの作成ができただけでなく、遮水壁材料の影響や中間難透水層の影響の評価、遮水壁形状による遮水効果への影響などの検討が実施できた。
・しかし、封じ込め領域から外部に流出する汚染物質の濃度で効果を評価する必要があることから、浸透流解析から求められる流速を利用した汚染物質の流出までに要する時間（トラベルタイム）と移流分散解析によって流出地点で汚染物質の濃度が一定の濃度になるに必要な時間との関係を調べ、その時間の比にある特徴があることがわかり、この特徴を利用することにより、トラベルタイムと濃度の関係を結びつけることができた。
・そこで、これらの関係を利用し適用性の検討（フィジビリティスタディ）を実施したところ、今回提案した方法で設計が可能であることを示すことができた。

(b) 施工方法の検討

・原位置封じ込め工法の基本となる、鉛直遮水に関して商品化されている技術の調査を行ったところ鋼矢板、連続地中壁、固化壁、薄鋼板、シート壁等であり、限られていること、また、その多くが難透水層に根入れする構造であることがわかった。
・これらの遮水技術の施工における課題はジョイント部と根入れ箇所の保護などがある。これらについては、既往の研究や文献調査により、遮水技術の選定上留意すべき事項を整備することとした。また、工法と材料の選定にあっては現場条件、施工量、要求品質、施工時の周辺に及ぼす影響、寒中・暑中の影響等を考慮すべきであることを示した。
・一方、施工上トラベルタイムに影響する因子として、施工順序、地下水流の改変などを抽出した。施工順序としては汚染物質の上流側より遮水壁を設置することが、封じ込め領域から汚染物質が排出されるまでのトラベルタイムをかせぐことになること、封じ込め工法の工期の遅延は危険側に働くことなどを示し、封じ込め領域周辺で地下水位低下工法など地下水流に改変を加えると、設計の条件が変わることなどを示した。
・安全管理上必要な事項を列挙した。

(2) 維持管理の検討
浮き型封じ込めに関し、モニタリングの方法とくにモニタリング機器の合理的設置位置について検討を加えた。
(3) マニュアルの検討
封じ込め工法に関するこれまでの研究成果を参照しながら調査・設計・施工・維持管理についてのマニュアルを作成した。

2）残された課題
(1) 設計上の課題
・封じ込め工法の特に浮き型封じ込めに着目して、その簡易設計法の検討を進め、一様な透水性を有する地盤に対する条件のもとで、設計上の安全に対し配慮した設計法を作り上げることができた。しかし、実際にフィジビリィティスタディを実施すると設計が成立する条件が限定されることがある。このような理由は今回提案している設計法が、限定された条件の下での移流分散解析と浸透流解析の比較検討に基づいていることなどによる。したがって、一般化するためには、さらに異なる条件で浸透流解析と移流分散解析を行い、比較検討が望まれる。
・一方、実際の現象とモデルとの乖離の問題がある。その最も大きな問題は、土中の汚染物質の吸着である。現在モデルでは、この吸着については考慮していない。したがって、実際の汚染物質の移動は吸着による遅延効果により、本手法による移動よりも遅れると同時に、排出される汚染物質の濃度の低減もありうることが推察できる。その意味では、提案した手法は安全側の設計法といえるが、他方、過大に安全となっている可能性もある。また、解析モデルにおいて三次元問題を二次元問題として扱うことや、透水性の異方性を考慮していないこと等の実際現象との乖離がある。今後、これらの影響を評価し、αを割り増すなどの方法により経済的な設計法としてゆく必要があろう。
(2) 施工上の課題
・遮水工法では施工的にどうしてもジョイントを設けたり継ぎ目が出てくる。また、根入れ部の施工でも同様である。これらの箇所の施工方法で遮水機能が変わるので、施工を実施するときの管理の重要なポイントといえる。これらは工法により施工法や管理法が異なるため、今回の共同研究では施工の問題としてあえて取り組みを行わなかったが、今後はより合理的施工法の開発が望まれるところである。
(3) その他
・他工法との併用や新工法との併用に関する具体的取り組みはできなかったが、B-4 グループで研究されている固化・不溶化技術と併用し、固化壁を封じ込め遮水壁に併用し、固化・不溶化の範囲を低減することによって経済的な対策工法とすることなどが想定される。

4-3　汚染物質除去工法

4-3-1　既往技術に関する調査と課題の抽出

1）代表的な汚染物質除去工法の種類

以下に主な汚染物質の除去工法を述べる。

(1)地下水揚水浄化工法

地下水を汲み上げると、その量に応じて汲み上げた地点の地下水位が低下し、周囲からそこに向かう地下水の流れが生じる。本工法はこの性質を利用して地下水流を制御し、汚染が周辺地域へ拡散することを防止する工法である。

浄化は汚染地盤に井戸を設置し、汚染した地下水を汲み上げて行う。汲み上げた地下水は活性炭による吸着や爆気処理によって浄化される。揮発性有機化合物に適用されることが多い。

(2)真空抽出工法

本技術は、汚染地盤に井戸を設置し、そこから真空吸引することにより有害ガスを吸引除去する工法である。真空吸引により地盤の間隙は減圧され、有害物質は揮発して地上まで導かれる。地上に導かれたガスは、気液分離装置にて気体と液体に分けられ、気体は活性炭を通して浄化される。

本来は、地下水位より上の有害ガスを吸引除去する技術であるが、地下水が汚染されている場合には地下水揚水浄化工法と組み合わせて浄化することが一般的である。

主として、揮発性有機化合物に適用される。

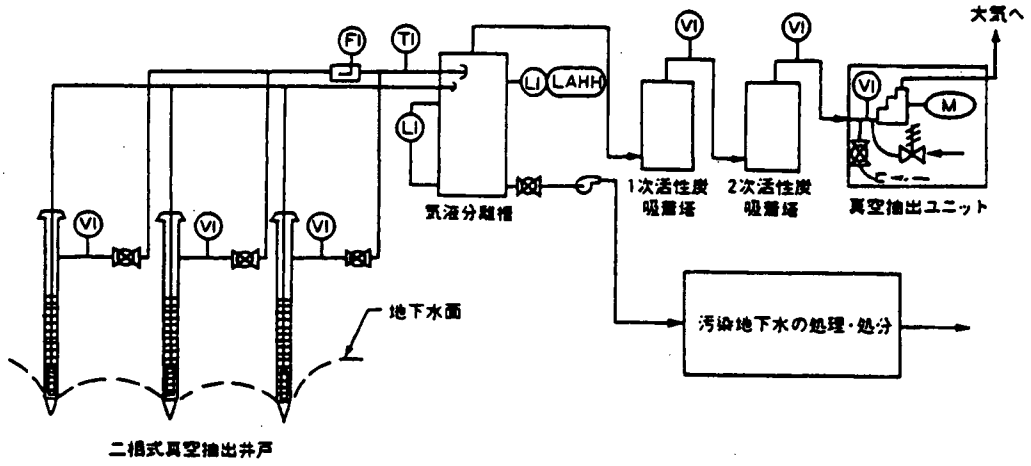


図-4.57　真空抽出システム[4]

(3)土壌洗浄法(ソイルフラッシング)

本技術は、掘削した汚染土壌に対して行う場合と、原位置で行う場合があり、後者を特にソイルフラッシングと呼んでいる。掘削を行う場合には、汚染土壌を水及び界面活性剤等を用いて機械的に洗浄・分級して行う。有害物質を除去する浄化の原理は、分級により汚染物質を多く含む細粒分と汚染物質含有量の少ない粗粒分に分離することにより汚染土壌を減量化することである。したがって、浄化効率は汚染土壌の粒度分布に依存している。すなわち、粗粒分が多い場合には浄化効率が高く、細粒分が多い場合には浄化効率が低い。

浄化装置には、従来から鉱業の分野で利用されてきた装置が用いられている。汚染土壌から粗大物を取り除いた後、一次ふるいにかけられる。通過分については湿式ふるいに送られ、高圧水洗により汚染物質が付着した土塊がつぶされる。湿式ふるいでスラリー化された汚染土壌はサイクロンに送られ、サイクロンで分離される。細粒分については脱水処理などを行った後、廃棄処分される。粗粒分については浮遊選考を用いて浄化され、場合によっては界面活性剤や温水が使用される。

主として、油分や重金属などの不揮発性物質に適用されるが、揮発性物質が混入している場合でも装置を密閉したり、加熱等の前処理を行ったりすれば適用可能である。

また、原位置で処理するソイルフラッシングは、水もしくは界面活性剤等を土壌に注入させて汚染物質を抽出する方法である。汚染物質を含んだ洗浄液は地下水と一緒に汲み上げられ、重金属は石灰沈殿等で、有機物は活性炭吸着及び爆気により除去される。地盤に直接、水などを注入するので透水性の低い地盤では効果が低い。

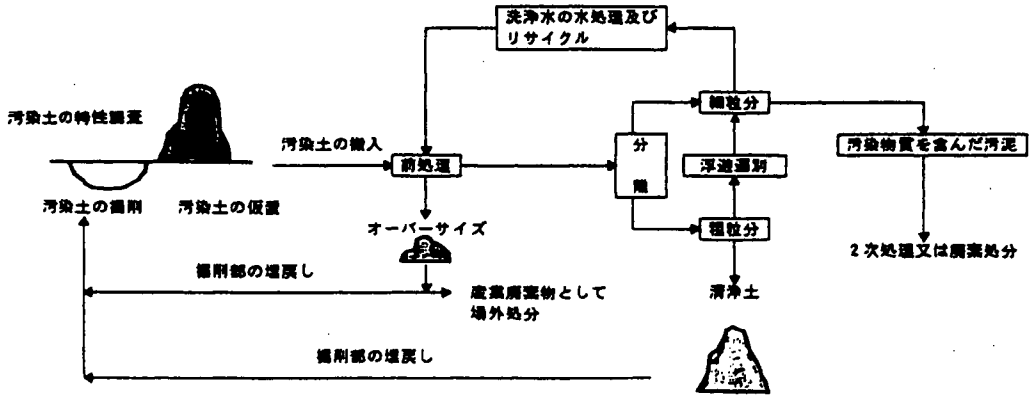


図-4.58　土壌洗浄法の基本フロー[5]

(4)微生物浄化工法

本技術は、微生物の能力を活性化することにより、地盤中の汚染物質を分解・無害化する工法である。活性化には、栄養塩及び酸素の供給、ｐＨの調整等の環境条件を最適にすることが必要である。浄化は土壌掘削を伴わない方法(原位置浄化)及び土壌掘削後に場内等で浄化する方法の両方で行うことが可能である。浄化対象汚染物質は有機物質等の微生物により分解されるものに限られる。通常、汚染現場に生息する微生物(土着の微生物)を用いて浄化を行うことが多いが、浄化が困難な場合には外来の分解微生物を適用することもある。また遺伝子組み替え微生物の適用も実験室レベルであるが検討されている。以下に浄化システムの例を示す。

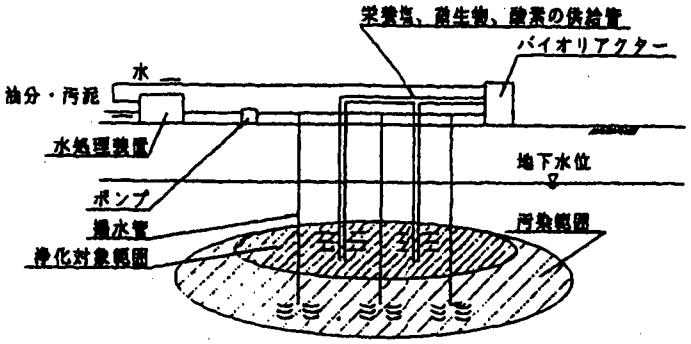


図-4.59　原位置処理法

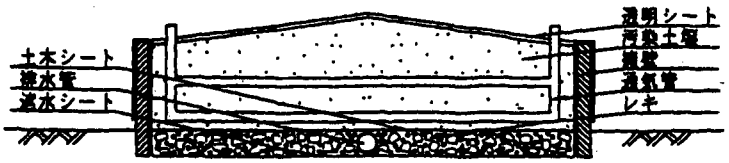


図-4.60　固相処理法

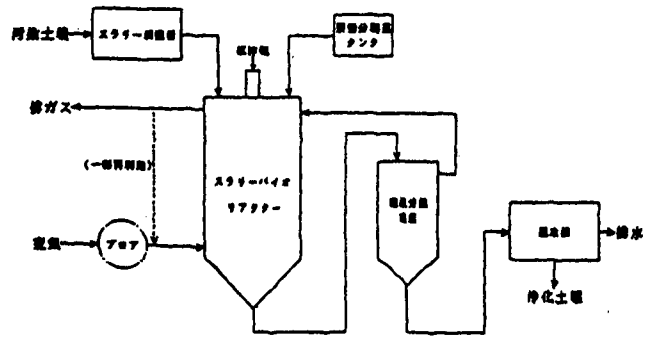


図-4.61　スラリー処理法

(5)熱脱着工法

本技術は、汚染土壌を加熱することにより水分や汚染物質を揮発させて除去する工法である。加熱の温度により低温熱脱着と高温熱脱着とに分類され、前者は約 100～300℃、後者は 600～1,000℃で処理する。揮発した汚染物質は処理システムに送られ処理される。

主として揮発性有機化合物、石油系炭化水素、農薬等の有機物等に適用できる。下図は塩素を含まない油分などの処理例で、アフターバーナーで油分などを焼却分解している。

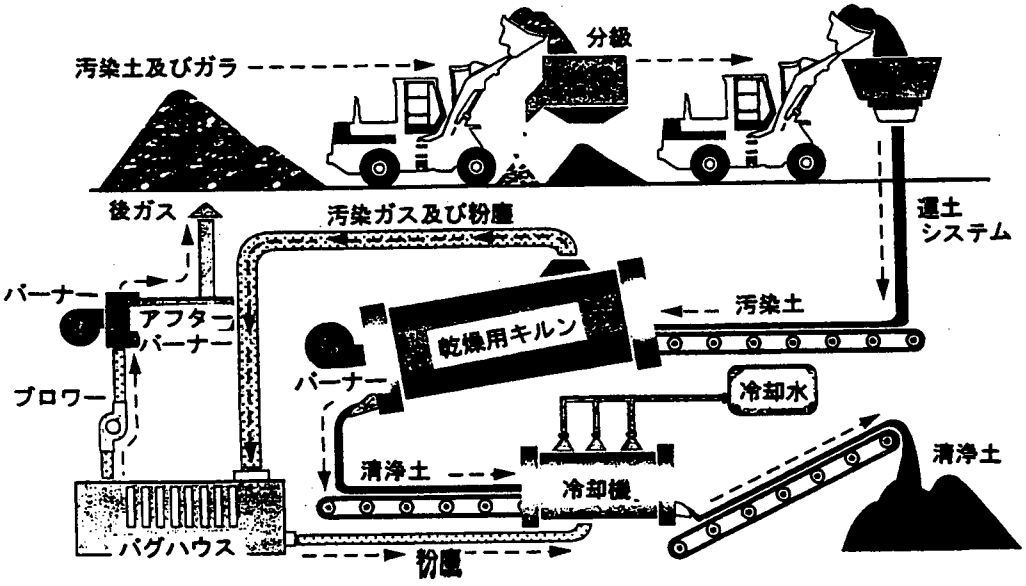


図-4.62　熱脱着工法フロー

2）各汚染物質除去工法の適用性

汚染物質除去工法の種類，各種汚染(有機塩素，油，重金属)への適用性，各工法の実用化度についてとりまとめた結果を表-4.14 に示す。

表-4.14　汚染物質浄化工法の種類

	各種汚染への適用性*1)			実用化度*2)
	有機塩素	油	重金属	
真空抽出工法	○	△	×	○
揚水浄化工法	○	△	△	○
土壌洗浄法	−	○	△	△
浄化壁工法	−	△	△	△
微生物浄化工法	−	○	×	○
焼却法	−	○	×	○
電気加熱法	−	○	△	△
曝気処理法	−	△	×	○
化学分解法	−	○	×	△

*1)各種汚染への適用性について，高い(○)，中位(△)，低い(×)で評価した。
*2)各工法の実用化度について，実用化技術(○)，開発(研究)段階の技術(△)で評価した。

3）文献調査結果

表-4.14 に示した浄化技術のうち、今後の検討課題や技術開発の価値があり、解析および大型土槽実験等で評価が可能であると考えられる浄化壁工法および土壌洗浄法について文献調査を行った(表-4.15 参照)。

(1)浄化壁工法

浄化壁工法については、浄化壁単体よりも、浄化壁と遮水壁を組合せた工法(Funnel & Gate)について検討する方が現在の主流のようである。既往の文献では、浄化壁そのものの評価(吸着能力、寿命、透水性)はもちろんのこと、止水壁部を設けたときの集水効果に関する評価を数値解析を用いて行っている。

(2)土壌洗浄法

地盤中の有機塩素化合物の挙動に関して検討された例は数多くあるが、土壌洗浄法を実施したときの効果について検討された例は少なく、室内カラム実験で数種類の洗浄剤(界面活性剤)についてその洗浄効果を確認している例が僅かにあるのみである。

表-4.15　文献調査結果

No.	文 献 名 等	要　　旨
1	汚染地下水の処理 2 (Contain contaminated groundwater) JN Chem Eng (New York),VOL.104,NO.5, pp.114 - 119 1997	標記処理では地下に不浸透性の壁を設け汚染地下水が他に拡散しない措置を講ずる必要がある。本報告は 10 種の新しい地下壁構築技術を取り上げその長所，欠点，コストを比較した。更に主要な地下壁構築技術として，深部土壌混合技術(deep soil mixing：硬化材として石灰，ベントナイト，セメント使用)，ジェットグラウチング（セメント系硬化材使用)，シートパイル壁構築，自己硬化性スラリー深溝構築（ポルトランドセメント－ベントナイト)，浸透性グラウチング（ポルトランドセメントグラウト使用）について述べた。150ft 以上の深部壁構築の問題点につき論じた。
2	微生物浄化壁の設計 (Designing Microbial Remediation Barriers) JN Int Ground Water Technol,VOL.2,NO.3, pp.18-22 1996	微生物壁による汚染地下水の浄化システムの設計上の要因について考察した。微生物壁のレイアウトは，大別して１）天然土壌内，２）均質透水性材料を用いた人工溝内，３）ろ斗－水門方式の一部に分けられる。微生物壁の生物作用ゾーンへの酸素補給方法（機械的通気方式，固形酸素放出化合物方式，鉛直または水平方向の酸素補給方式)，微生物の設置場所と機能について検討した。
3	無機汚染物のための処理層としての改良した地中連続壁 (Enhanced slurry walls as treatment zones for inorganic contaminants.) JN Proc Mid Atl Ind Waste Conf VOL.27th pp.712-721 1995.	汚染地下水の水平方向の拡散を防ぐ垂直バリアとしての，通常の土壌，ベントナイトと水の混合物からなる地中連続壁（Ｉ）の改良を行った。モレキュラシーブ効果を持つ粘土鉱物を加え，優れた吸着能力を持つＩが得られた。地下水の流れを妨げ，汚染物が除去できた。クロムを用いた実験室試験及び数学モデルから，汚染物の 破過時間が従来の 50 年から 300 年に増大した。
4	都市における危険な廃棄物汚染のための鉛直遮断 (Vertical barriers for municipal and hazardous waste containment) JN K19950017 Dev Geotech Eng, pp.301-334 1994	標題の細胞状の止水壁は２枚の平行な壁より形成される。この止水壁内の地下水位は外側よりは低いが，廃棄物処分場である内側よりは高く維持される。この水理系は汚染した地下水位を外側へ伝達しない。地下水の伝播評価，公害の軽減策，止水壁の建設，品質管理，長期間のモニタリング手法などについて述べ，最後に適用例を詳述した。
5	土壌および地下水修復システムの設計 (Design of a soil and groundwater remediation system. JN Public Works, VOL.122, NO.8 pp.61-62 1991	ＰＣＢ，ＶＯＣで汚染された土壌・地下水系の浄化システムとして，土壌にエアストリッピング法，地下水に粒状活性炭吸着法＋エアストリッピング法を採用した。土壌の場合には不飽和ゾーンに一連の注入坑井・抽出坑井と止水壁を設けた。地下水の場合には回収坑井７本を設け，汚染地下水を処理場まで搬送し，ＰＣＢの活性炭処理，ＶＯＣの揮散処理を行った。
6	地下凍土壁による地下水のコントロール (Frozen wall for groundwater control) JN Annu Conf Soil Mech Found Eng, VOL.35th pp.197-214 1987	地下水の流出あるいは流入を防止する必要のある事例は多い。たとえば，有害物質で汚染された地下水を閉じ込めたり，逆に工事期間中，地下水を遠ざけたりする場合である。本文では地下に凍土壁を構築する工法の特徴をあげている。

No.	文献名等	要旨
7	汚染物移動を遅らすための地中壁の効果のアセスメント (Assessment of the effectiveness ofbarriers for the retardation of pollutant migration. GroundWater, VOL.22, NO.3, pp.279-284 1984	地下不透水壁は汚染地下水包囲の最もポピュラーな方法の一つでスラリー壁，グラウトカーテン，鋼矢板の三つの型式がある。これらの地中壁システムをうまく運用するには，地中壁の不透水性と地層構造および両者の結合関係が問題となる。不完全地中壁を通る汚染地下水運動の解析結果を示した。まず壁下の地下水流れの解析解および濃度突破曲線の簡易数値積分法を開発した。
8	Funnel & Gate システムによる汚染地下水の原位置浄化 (In situ Rediation of Contaninated Ground Water: The Funnel and Gate System) GroundWater, VOL.32, NO.3, pp.456-476 1993	浄化壁によって効果的に集水を行うために，数値解析を用いて以下の事項について検討を行っている。 ・浄化壁の長さ ・浄化壁の形状 ・浄化壁の設置角度 ・吸着材設置部の透水係数
9	数値解析による浄化壁を用いた対策の評価，地下水・土壌汚染とその防止対策 に関する研究集会 第5回講演集，pp295-298，1997	浄化壁によって効果的に集水を行うこと，浄化壁下流域で汚染濃度を低減させることを目的にために，数値解析を用いて以下の事項について検討を行っている。 ・浄化壁の長さ，遮水壁部の有無，吸着材設置部の透水係数
10	不飽和多孔体の有機塩素化合物(トリクロロエチレン)の浸透水による溶け出しについて，土木学会第 46 回年次学術講演会，pp194-195,1991	不飽和帯に滞留した有機塩素化合物について，降雨浸透時の挙動(鉛直方向への浸透，大気への揮散)をカラム実験により検討を行っている。
11	揚水による地下水汚染物質の除去，土木学会第 48 回年次学術講演,pp256-257,1993	揚水井戸(バリア井戸)による地下水中の汚染物質の効率的な回収および拡散防止方法について検討を行っている。通常の排水工法の設計に加えて汚染物質の分散を考慮した手法について数値解析により検討を行っている。
12	界面活性剤を用いた原位置洗浄による油汚染土の修復，地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会 第5回講演集，pp295-298，1997	A重油で汚染された砂質土の原位置洗浄法に関する基礎的知見を得るため，室内カラム実験によって，生物分解性の高い数種類の界面活性剤について浄化効果の確認を行っている。

4）特許調査

表-4.14 に示した浄化技術のうち、浄化壁工法および土壌洗浄法について特許調査を行った結果を表-4.16 に示す。

(1)浄化壁工法

近年、欧米をはじめとして国内においても活発に研究が行われており、当然、その特許の取扱いについても十分注意を払う必要がある。特に、特許(1)-1 については、既に特許が成立していること(平成6年 12 月、特許出願公告番号：特公平 6-104975)、特許の請求範囲が広いこと等の理由からその取扱いはかなり困難となるものと考えられる。

(2)土壌洗浄法

浄化剤のそのものの適用性など細かな部分についての出願は多くあるが、浄化システムとして評価できるものは表-4.16 中の2件である。また本工法は、汚染拡散防止工法などと組合せることが可能であるなど検討範囲の広い分野であると言える。

表-4.16　特許調査結果

工　　法	No.	特　　徴
(1)浄化壁工法	(1)-1	透水性のある中空の壁体内部に、浄化剤を着脱可能となるように収容する。
	(1)-2	Φ200～400㎜の穴を複数本堀り、鉄粉などの金属を加工した浄化剤を混ぜた砂を詰込み浄化壁とする。
(2)土壌洗浄法	(2)-1	汚染土壌の周囲を遮水壁で遮断し、汚染土壌中に設置した電極に加えて洗浄水を流すことによりさらに効率的に除去する。
	(2)-2	汚染土壌の周囲を揚水井戸で囲み、汚染土壌中に設置した電極に加えて微生物活性剤を流すことによりさらに効率的に除去する。

5）今後の課題

以上の調査結果から、浄化壁工法および土壌洗浄法について、今後の課題を以下に示す。

(1)浄化壁工法

浄化壁工法については、近年、欧米をはじめとして国内においても活発に研究が行われており、既存特許等との兼合いも検討する必要があるが、まだまだ研究・開発の余地が残されているものと考えられる。特に土木技術者が取組むべき課題としては、以下の事項が挙げられる。

①合理的な集水方法の検討

浄化壁の長さ、浄化壁の形状、浄化壁の設置角度、吸着材設置部の透水係数　など

②浄化壁の設置技術

浄化剤の設置、交換方法　など

(2)土壌洗浄法

土壌洗浄法についても、洗浄剤そのものの検討は勿論のこと、遮水壁、揚水工法などの他の対策法との組合わせを考慮する必要がある。具体的には以下の事項が挙げられる。

①洗浄剤の注入・回収技術

洗浄剤の注入・回収方法、汚染物質の収集方法　など

②汚染物質の拡散防止技術

遮水壁、揚水井戸の配置　など

4-3-2　汚染物質の洗浄実験

溶液化して地下水中に分布している揮発性有機化合物を、原位置土壌洗浄とバリア井戸を組み合わせることによって、捕集し除去する工法の検討を行うために汚染物質の洗浄実験を行った。ここでは、バリア井戸によって補集し除去する前段として、溶液化した揮発性有機化合物に対して、原位置土壌洗浄の適用に関する基本特性（洗浄剤の必要性、洗浄に必要な流速・流量など）を①カラム実験（ビーカー洗浄試験及びカラム洗浄試験）、②大型土槽実験によって検討した（いずれも同一の砂を使用）。

1）カラム実験

揮発性有機化合物等の有機系汚染物質のソイルウォッシング工法について、大型土槽実験の予備実験として、水及び界面活性剤洗浄について基礎的な特性を把握するためにビーカー試験及びカラム実験を行った。

(1)実験概要

実験概要を図-4.63 に示す。

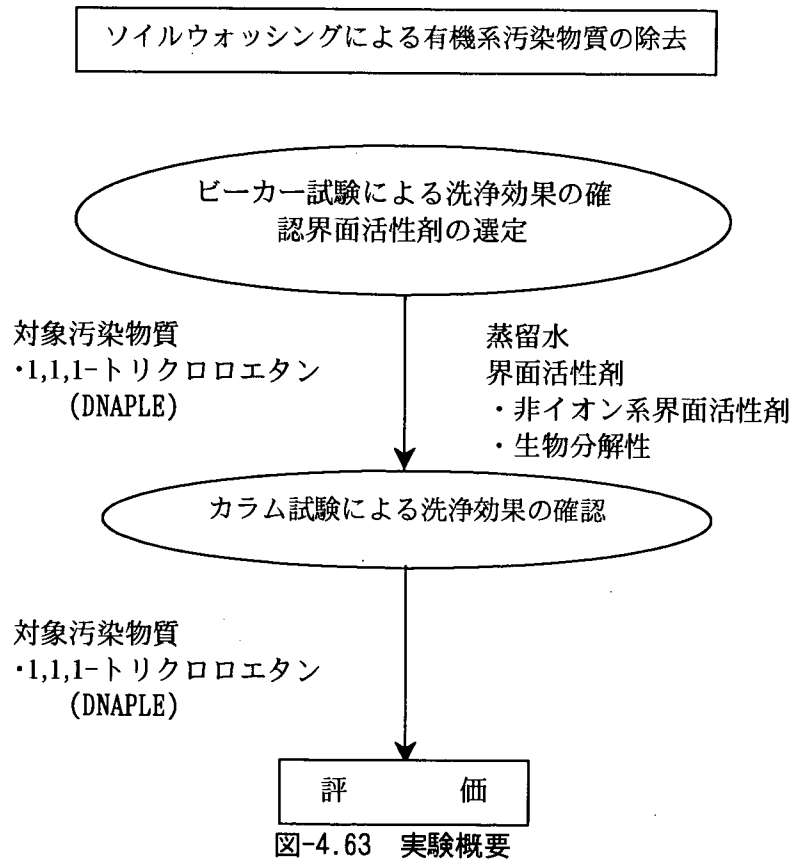


図-4.63　実験概要

(2)ビーカー試験

ビーカー試験により、ソイルウォッシングによる汚染物質の洗浄効果を確認した。また、対象汚染物質に対する最適な界面活性剤の選定を行い、洗浄に関する基礎的な特性を把握した。ビーカー試験のフローを図-4.64 に示す。

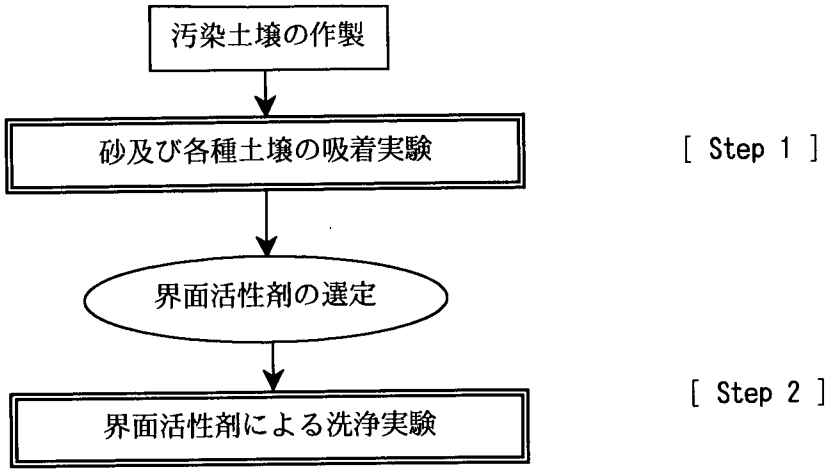


図-4.64　ビーカー試験のフロー

①汚染土壌の作製

1,1,1－トリクロロエタン汚染土壌の作製方法を図-4.65 に示す。

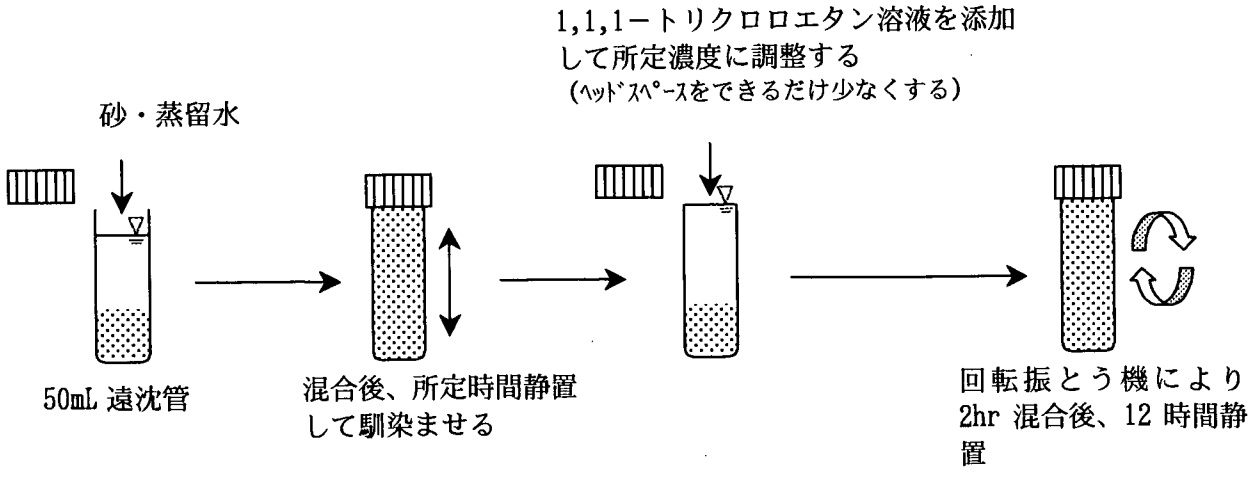


図-4.65　1,1,1－トリクロロエタン汚染土壌の作製方法

②洗浄方法

1,1,1－トリクロロエタンで汚染した土壌の洗浄試験方法を図-4.66 に示す。

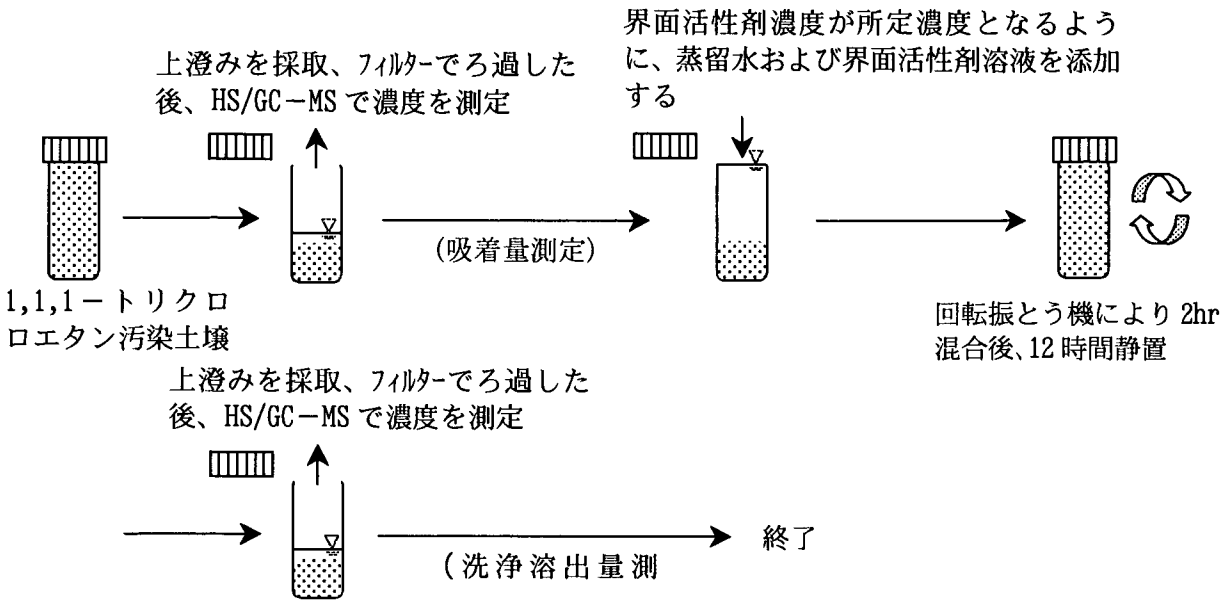


図-4.66　1,1,1－トリクロロエタン汚染土壌の洗浄試験方法

③洗浄液

洗浄液として、蒸留水および濃度調整した界面活性剤を用いた。界面活性剤は生物分解性の高い非イオン性界面活性剤として、表-4.17 に示す 6 種類を使用する。また、界面活性剤濃度を 100mg/L とした。

表-4.17　洗浄液の種類

No.	界面活性剤組成	外観	HLB
1	蒸留水	－	－
2	ポリオキシエチレンラウリルエーテル	淡黄色液体	10.5
3			12.1
4			13.6
5	ポリオキシエチレン高級アルコールエーテル	淡黄色液体	10.5
6			12.1
7			13.3

④分析方法

回転型振とう機により2時間振とう後12時間静置し、上澄み液をガラス製注射器で採取し、0.45 μm のメンブランフィルターでろ過した。そのろ液をガスクロマトグラフ質量分析計でヘッドスペース法により分析して1,1,1ートリクロロエタンを定量した。表-4.18に分析条件を示す。

表-4.18　ガスクロマトグラフ質量分析条件

ガラム	J&W　DB-624　φ0.25mm　　L60m
温度条件	60℃（5分保持）→160℃（4℃／分）

⑤砂の吸着量

砂の1,1,1-トリクロロエタン吸着量についての実験結果を表-4.19に示す。砂の吸着量は0.049 μg/g-dryであった。1,1,1-トリクロロエタンの他の土壌への吸着量を示した実験結果を図-4.67に示す。この結果は、トリクロロエチレンの土壌吸着に関する報告[6]の0.3～3.2（μg/g-dry）とほぼ同程度で、砂への吸着量は他の土壌に比較して1/20～1/150であった。

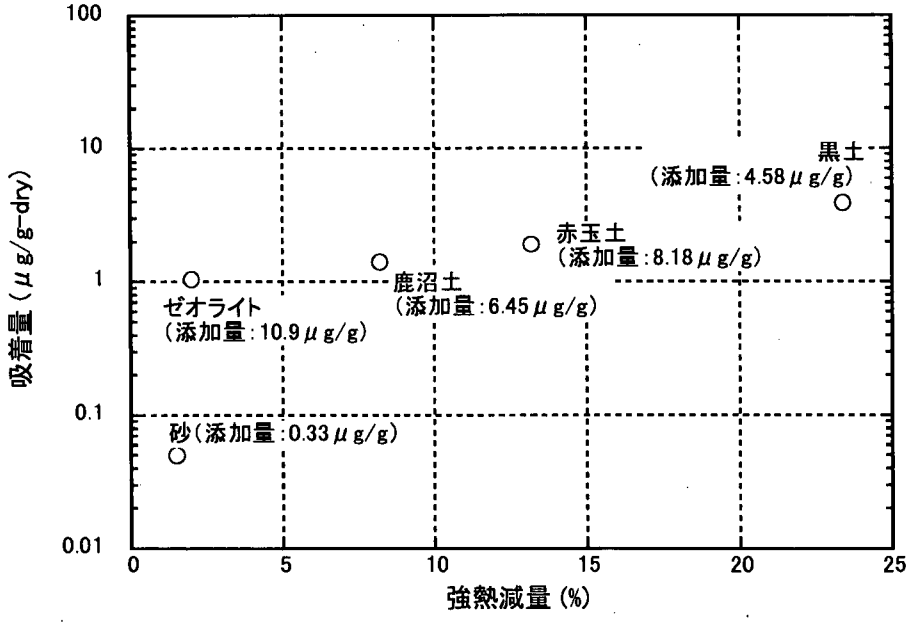


図-4.67　1,1,1ートリクロロエタンの各種土壌への吸着量（参考データ）

⑥洗浄実験結果

砂に 1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝを吸着させた後、各種海面活性剤で洗浄した結果を表-4.19 に示す。洗浄溶出量がマイナスの値になり、界面活性剤の種類を選択する前に、吸着量が分析の誤差と同レベルであるため評価できなかった。そこで比較的吸着量がある赤玉土を用いて洗浄実験を行った。その結果を表-4.20 に示す。吸着量は 0.319μg/g-dry であり、洗浄による溶出量は 0.267μg/g-dry で洗浄率は 37.1～122%であった。水の洗浄率 90%と比較して界面活性剤の種類による顕著な差が見られなかった。原位置によるソイルウォシングを考慮する場合、界面活性剤による洗浄は、界面活性剤を注入することによる二次汚染も考えられるため、以後、水による洗浄を前提にカラム実験を行う。また、界面活性剤との洗浄効果を比較するために、用いた界面活性剤のうち比較的生分解性の高いﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝ高級ｱﾙｺｰﾙｴｰﾃﾙ (HLB13.3,No.7(709)、100mg/l) によるカラム洗浄実験をあわせて行った。

表-4.19　砂の 1,1,1,－トリクロロエタン吸着・洗浄実験結果

(表-4.21 参照)

(実験条件)

土量(g)	含水比(%)	水量(mL)	除去量(mL)	初期添加量 (mg)	添加量 (μg/g-dry)
40.0	5.54	46.5	38	0.0124	0.326

(実験結果)

	吸着量 (mg)	吸着量 (μg/g-dry)	洗浄溶出量 (mg)	洗浄溶出量 (μg/g-dry)	洗浄率(%)
砂－水	0.0020	0.052	-0.001	-0.018	-35
砂－106	0.0008	0.022	-0.0002	-0.006	-28
砂－108	0.0036	0.096	0.0003	0.007	7
砂－109	0.0011	0.030	-0.0003	-0.008	-26
砂－705	0.0024	0.063	-0.0002	-0.004	-7
砂－707	0.0012	0.032	-0.0013	-0.034	-106
砂－709	0.0019	0.049	0.0002	0.004	9
平均		0.049			

(注)106～709は界面活性剤種類を示す.
106～109:ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝﾗｳﾘﾙｴｰﾃﾙ
705～709:ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝ高級ｱﾙｺｰﾙｴｰﾃﾙ(生分解生良好)

表-4.20　赤玉土の1,1,1,－トリクロロエタン吸着・洗浄実験結果
（表-4.21 参照）

（実験条件）

土量（g）	含水比（%）	水量（mL）	除去量（mL）	初期添加量 (mg)	添加量 (μg/g-dry)
21.0	51.03	47	37.5	0.0361	2.599

（実験結果）

	吸着量 (mg)	吸着量 (μg/g-dry)	洗浄溶出量 (mg)	洗浄溶出量 (μg/g-dry)	洗浄率（%）
赤玉土－水	0.0033	0.250	0.0030	0.217	90.5
赤玉土－106	0.0046	0.324	0.0017	0.123	37.1
赤玉土－108	0.0044	0.315	0.0054	0.389	122.6
赤玉土－109	0.0043	0.287	0.0040	0.287	93.4
赤玉土－705	0.0047	0.340	0.0040	0.288	86.4
赤玉土－707	0.0057	0.412	0.0038	0.269	65.5
赤玉土－709	0.0045	0.305	0.0041	0.293	91.5
平均	0.0045	0.319	0.0037	0.267	83.8

注）
106～709は界面活性剤の種類を示す。
106～109：ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝﾗｳﾘﾙｴｰﾃﾙ
705～709:ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝ高級ｱﾙｺｰﾙｴｰﾃﾙ（生分解性良好）

表-4.21　吸着・洗浄実験結果の見方

（実験条件）

土量（g）	含水比（%）	水量（mL）	除去量（mL）	初期添加量 (mg)	添加量 (μg/g-dry)
21.0	51.03	47	37.5	0.0361	2.599

↑　土量（g）：50mL遠沈管に入れた土量
↑　水量（mL）：50mL遠沈管に入れた水量（汚染水・洗浄水）
↑　除去量（mL）：採取する上澄み水量
初期添加量(mg)：汚染土壌作製時の添加量　↑
添加量（μg/g-dry）＝（初期添加量）／（乾燥土量）×1000　↑

（実験結果）

	吸着量 (mg)	吸着量 (μg/g-dry)	洗浄溶出量 (mg)	洗浄溶出量 (μg/g-dry)	洗浄率（%）
赤玉土－水	0.0033	0.250	0.0030	0.217	90.5
赤玉土－106	0.0046	0.324	0.0017	0.123	37.1
赤玉土－709	0.0045	0.305	0.0041	0.293	91.5
平均	0.0041	0.293	0.0029	0.211	73.0

↑　吸着量（mg）＝（初期添加量）－（上澄み水(1)濃度）*×（水量）／1000
↑　吸着量（μg/g-dry）＝（吸着量）／（乾燥土量）×1000

洗浄溶出量（mg）＝
（上澄み水(2)濃度）**－（上澄み水(1)濃度））　↑
×（水量）／1000
洗浄溶出量（μg/g-dry）＝（洗浄溶出量）／（乾燥土量）×1000　↑
洗浄率（%）＝（洗浄溶出量）／（吸着量）×100　↑

（注）
＊　上澄み水(1)濃度：図-4-3-2-1)-4において，吸着量測定時の上澄み水濃度(mg/L)
＊＊　上澄み水(2)濃度：図-4-3-2-1)-4において，洗浄溶出量測定時の上澄み水濃度(mg/L)

(3)カラム試験

ソイルウォッシングによる汚染物質（1,1,1−トリクロロエタン）の洗浄効果をカラム試験により確認し、大型土槽実験の予備実験として拡散係数D、遅延係数Rを求める。

(a)カラム試験フロー

カラム実験のフローを図-4.68に示す。

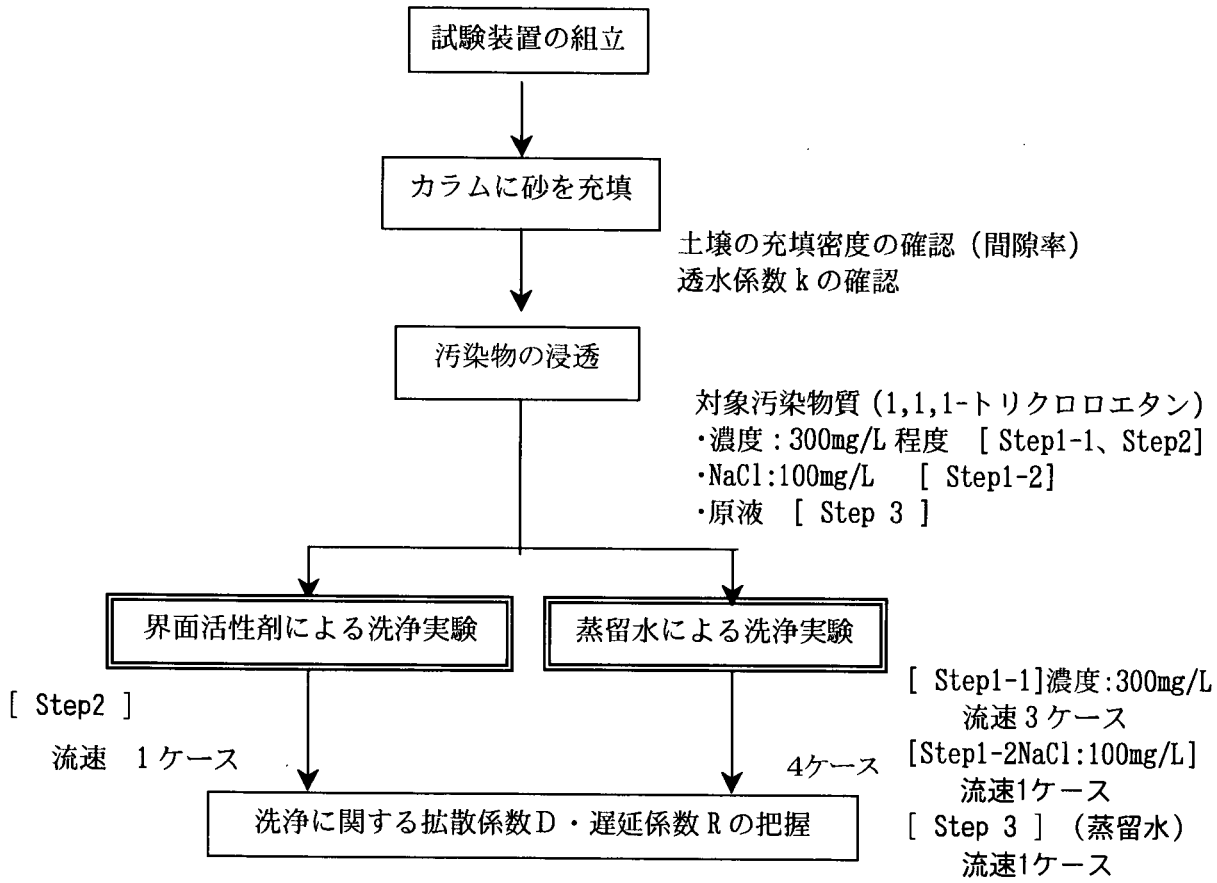


図-4.68 カラム試験のフロー

(b)装置の組立

試料部直径2.2cm,長さ30cmのカラム試験容器を用いて図-4.69に示す試験装置を組み立てた。汚染物質の1,1,1−トリクロロエタンは揮発性であるので恒温室内（4℃）で実験を行った。汚染水および洗浄水は定流量ポンプにより所定流量を供給した。

なお、原液の洗浄実験は、地盤中に高濃度プルームが存在する場合を想定し、洗浄効果を確認するためにカラムに原液を注入した。

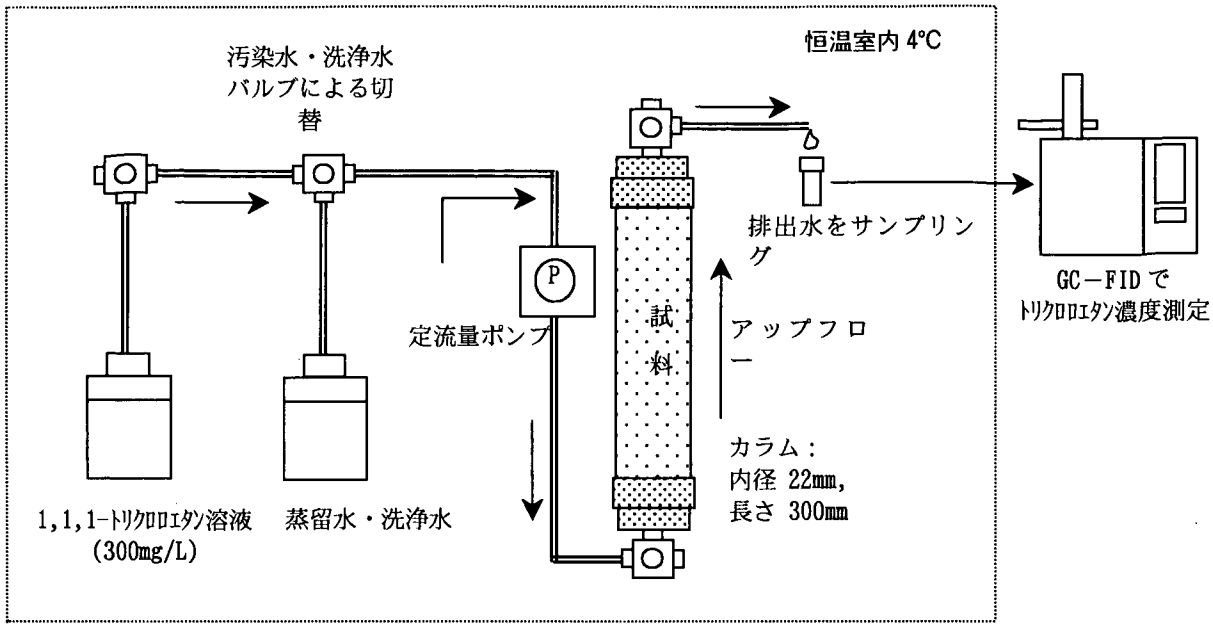


図-4.69　カラム試験装置概略

(c)砂の充填

カラムに砂を水締めにより均等に充填した。事前に砂の含水比を測定しておき、充填した砂の重量から充填密度および間隙率を計算した。また、充填後は減圧を行いながら水で飽和させ、変水位透水試験を行い透水係数を求めた。その結果を表-4.22 に示す。

表-4.22　カラム条件

カラム		
直径	2.2	cm
長さ	30.0	cm
断面積	3.80	cm^2
体積	114.0	cm^3
充填砂物理定数		
土粒子密度	2.662	g/cm^3
間隙比 e	0.795	
間隙率 n	0.443	
間隙体積 V	50.51	cm^3
透水係数 k_{15}	6.93E-03	cm/sec

(d)汚染水の通水

1,1,1－トリクロロエタン溶液（濃度 300mg/L）を通水し、カラム内の間隙水を汚染水と置換する。その後、汚染水を洗浄実験と同じ流速となるように定量ポンプを調整して通水し、定常状態にした（1～3 日程度)。原液注入の際は汚染水の代わりに蒸留水で通水し同様の操作を行った。

(e)洗浄実験

洗浄液として蒸留水（Step 1-1）および先に選定した界面活性剤溶液（Step 2）（ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝ高級ｱﾙｺｰﾙｴｰﾃﾙ HLB13.3,No.7(709)、100mg/l）を使用した。蒸留水洗浄試験（Step 1-2）では流速を変化させ、洗浄効果に対する影響を確認した。さらに塩水（100mg/l）で汚染させた場合（Step 1-1）についても比較のため洗浄実験を行った。Step3 では汚染物質が高濃度に存在する場合の洗浄の可能性について、1,1,1－トリクロロエタン原液（高濃度プルーム）を蒸留水で洗浄しその効果を検討した。試験ケースを表-4.23 に示す。

表-4.23　カラム試験ケース（実測値）

	洗浄対象	洗浄液	界面活性剤濃度 (mg/L)	No.	実流速 (m/day)	分散係数 D (cm^2/s)	遅延係数 R
Step 1-1	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ (300mg/L)	蒸留水	－	①	3.19	2.26E-03	0.923
			－	②	2.19	1.53E-03	0.914
			－	③	2.16	1.98E-03	0.876
			－	④	2.05	1.47E-03	0.918
			－	⑤	1.46	9.34E-04	0.923
Step 1-2	NaCl (100mg/L)	蒸留水	－	⑥	2.19	2.62E-03	1.292
			－	⑦	2.05	2.55E-03	1.313
Step 2	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ (300mg/L)	ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝ高級ｱﾙｺｰﾙｴｰﾃﾙ HLB13	100	⑧	2.22	1.40E-03	0.929
Step 3	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ原液 (18μL)	蒸留水	－	⑨	3.08	－	－

(f)サンプリング及び分析

カラム上端から排出水を一定量ごとににより採取する。流入水は適宜サンプリングを行い、濃度を確認した。

分析は、排出水を直接サンプリングしガスクロマトグラフ（FID）で1,1,1－トリクロロエタンを定量した。表-4.24に分析条件を示す。

表-4.24　分析条件

ガラム	J&W　DB-624　φ0.25mm　　L60m
温度条件	60℃（5 分保持）→160℃（4℃／分）

(g)実験結果（Step 1、Step 2）

各洗浄条件（①～⑧）でのカラム出口濃度変化を図-4.70 に併せて示す。また、各カラム出口濃度を最大カラム出口濃度で除し比濃度表示したものを縦軸に、横軸に洗浄流量（流速×時間）をカラム間隙体積で除して体積比表示したものを図-4.71 に示す。図-4.70 に示すように初期濃度、カラム出口濃度は各条件で異なっているが、濃度・体積を無次元化した場合、水洗浄（①～⑤）、界面活性剤洗浄（⑧）ともにほぼ一つの曲線で示された。また、塩水（⑥，⑦）も一つの曲線になった。この結果より、本実験の流速条件の範囲では流速による洗浄効果の差はほとんど見られず、洗浄スピードは流量に依存していた。また、溶解した 1,1,1-トリクロロエタンの場合は水洗浄と界面活性剤洗浄との洗浄効果の差はなかった。環境基準（1,1,1-トリクロロエチレン;1mg/l）レベルにまで洗浄するに必要な流量は初期汚染濃度により異なるが、体積比で約 2 以上であった。物質による洗浄効果の差は、塩水（100mg/l）の洗浄と比較した場合、溶解した 1,1,1-トリクロロエタンは少ない水量で洗浄できた。

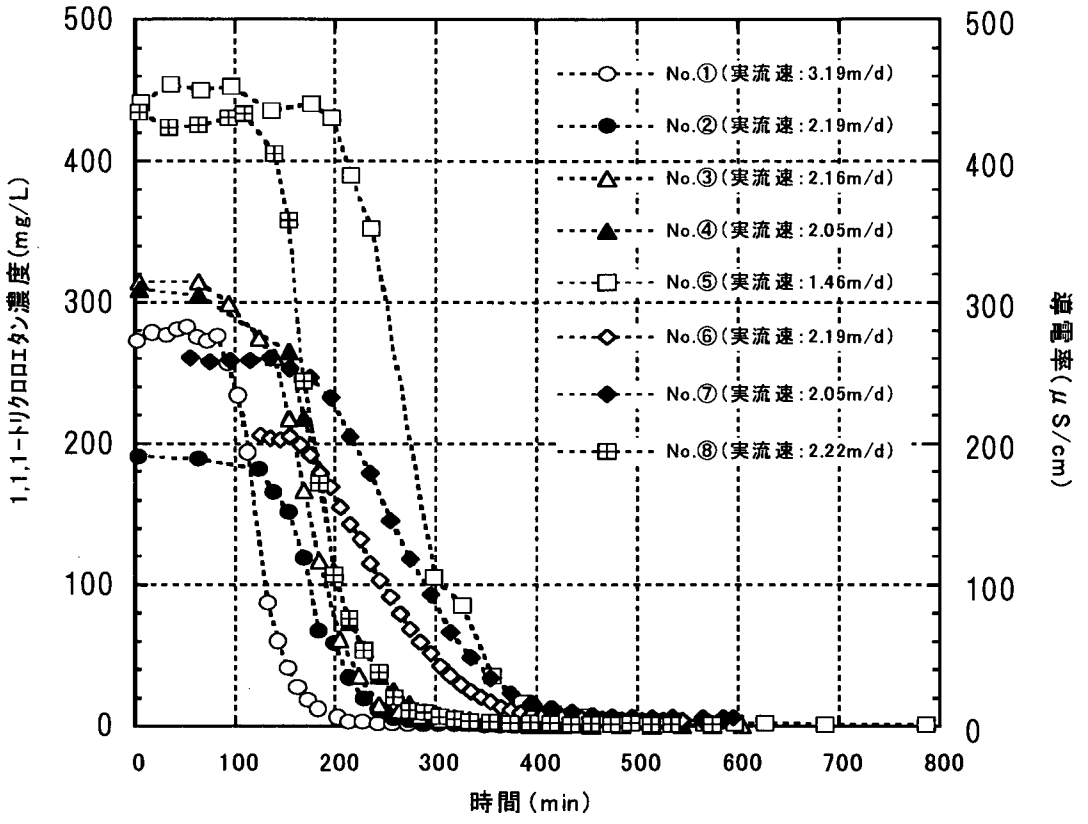


図-4.70　カラム実験結果（1）

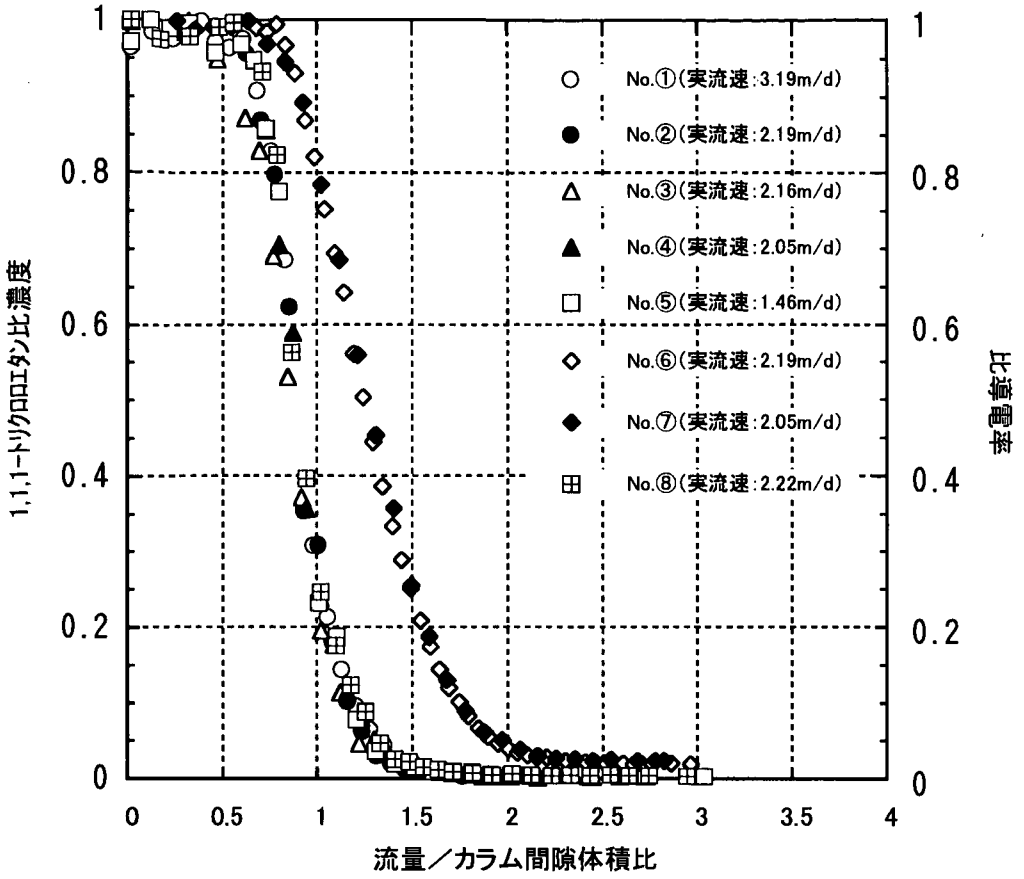


図-4.71　カラム実験結果（2）

(h)実験結果（Step 3）

各洗浄条件（⑨）でのカラム出口濃度変化を図-4.72 に示す。原液を添加した場合の洗浄は流量／カラム間隙体積比で 20 以上でも環境基準以下にならず、除去するのに非常に時間がかかることがわかる。このことよりホットスポットは他の工法で除去した後、周辺の比較的低濃度の汚染をソイルウォッシング工法で除去することが有効であると考えられる。

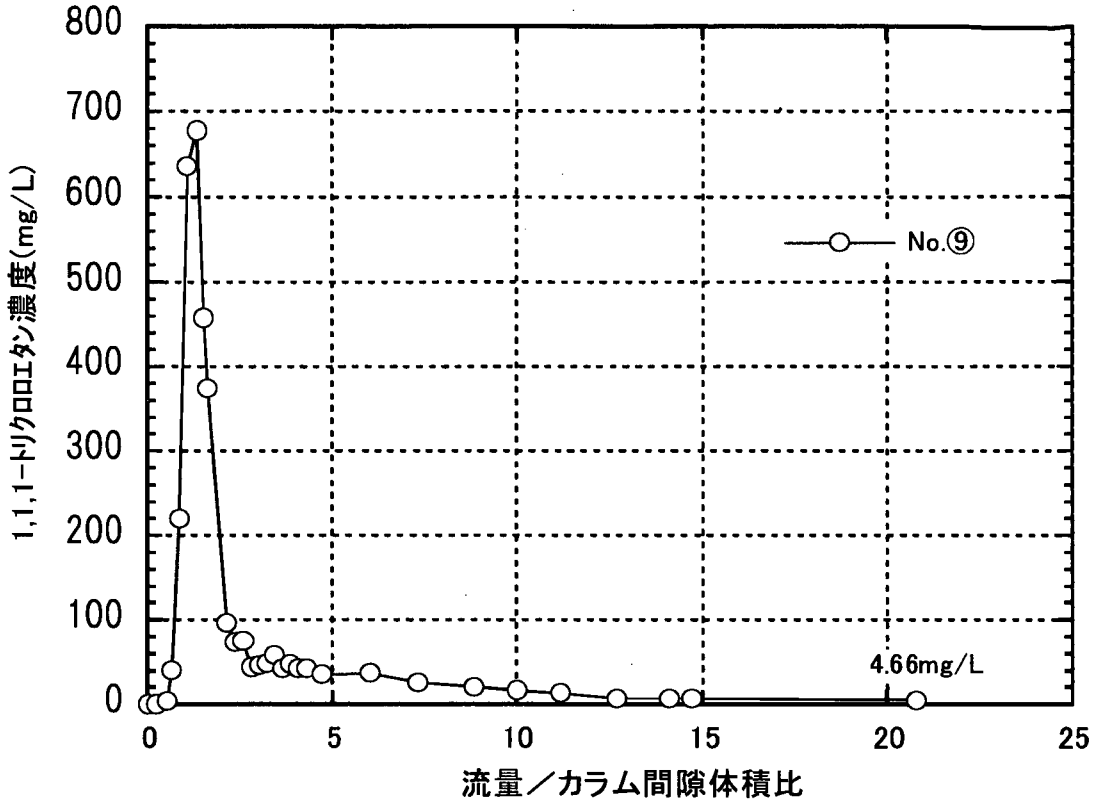


図-4.72　カラム実験結果（No.⑨）
【実流速：3.08 m/day、動水勾配：1／5.2、原液18μL添加】

(i)分散係数

1,1,1-トリクロロエタンおよび塩化ナトリウムのカラム実験における溶出データからカーブフィッティングを行い、遅延係数 R および分散係数 D を求めた。以下に R および D の算出方法を示す[7]。

カラム中の溶質移動を 1 次元定常流と仮定し、基礎方程式(4-7)を用いた

$$R\frac{\partial c}{\partial t} = D\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v\frac{\partial c}{\partial x} \qquad (4\text{-}7)$$

また、実験系を半無限長系とし、以下の境界条件を用いた。

$$c(x,0) = 0 \qquad (x>0) \qquad (4\text{-}8)$$

$$c(0,t) = c_0 \qquad (4\text{-}9)$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}(\infty,t) = 0 \qquad (4\text{-}10)$$

これらの境界条件を用いると、理論解は以下のようになる。

$$\frac{c}{c_0} = \frac{1}{2}erfc\left[\frac{Rx - vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] + \frac{1}{2}\exp(vx/D)erfc\left[\frac{Rx + vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] \qquad (4\text{-}11)$$

すなわち、カラム実験における溶出データを理論解(5)へ最小自乗法を用いたカーブフィッティングを行うことにより分散係数 D を求めた。その結果を表-4.25 に示す。

表-4.25　分散係数の解析結果

	洗浄対象	洗浄液	界面活性剤濃度 (mg/L)	No.	実流速 (m/day)	分散係数 D (cm^2/s)	遅延係数 R
Step 1-1	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ (300mg/L)	蒸留水	−	①	3.19	2.26E-03	1.00
			−	②	2.19	1.53E-03	
			−	③	2.16	1.98E-03	
			−	④	2.05	1.47E-03	
			−	⑤	1.46	9.34E-04	
Step 1-2	NaCl (100mg/L)	蒸留水	−	⑥	2.19	2.62E-03	1.00
			−	⑦	2.05	2.55E-03	
Step 2	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ (300mg/L)	ﾎﾟﾘｵｷｼｴﾁﾚﾝ高級ｱﾙｺｰﾙｴｰﾃﾙ HLB13	100	⑧	2.22	1.40E-03	1.00
Step 3	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ原液 (18μL)	蒸留水	−	⑨	3.08	−	−

(j)分散長

土壌中の溶質の分散係数は、実流速が速い場合、溶質の拡散の度合いが小さく、ほとんどが力学的分散係数D_Lだけになり、このようなとき力学的分散係数D_Lは実流速V_Rにほぼ比例する[8]とされている。このときの比例定数が分散長（１次元では縦分散長α_L）である。

分散係数D_L及び実流速V_Rより縦分散長α_Lを計算した結果を２－２－１　２)のカラム実験の結果と合わせて表-4.26 に示す。縦分散長α_Lは、塩水と揮発性有機系物質のいずれの溶液、濃度、いずれの実流速（1～50m/日程度)、試験方法（投与過程と洗浄過程）でも、ほぼ0.3～1cmであった。

分散係数D_Lと実流速V_Rの関係を図-4.73 に示す。縦分散係数は実流速とほぼ線形関係にあり、表-4.26 より縦分散長の平均値は0.829cmである。Neuman[9]は統計処理によりフィールドスケールLがL≦100mの場合、以下の式(4-11)で推定できるとしている。

$$\alpha_L=0.0175L^{1.75} \qquad (4\text{-}11)$$

この式を用いると30cmカラムの場合、0.21cmとなり、本実験より得た値と同じオーダーであった。また、長さ30cm規模のカラム試験に対応する縦分散長については、キンツェルバッハによって示された観測規模と縦分散長の関係[10]から得られるもの(移行規模30cmに対しては1cm以下)にほぼ一致する結果となった。

表-4.26　カラム試験条件及び縦分散長の総括表

	物質及び濃度	No.	実流速 V_R(m/日)	分散係数 D_L (cm^2/s)	縦分散長 α_L (cm)	遅延係数 Rd
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}	0.414	1.00
		No.②	5.96	6.07×10^{-3}	0.880	
		No.③	16.2	5.45×10^{-2}	2.907	
	塩水 500mg/l	No.④	0.695	2.25×10^{-4}	0.280	
		No.⑤	14.9	6.48×10^{-3}	0.376	
		No.⑥	56.6	4.17×10^{-2}	0.637	
洗浄過程	1,1,1-トリクロロエタン 300mg/l	No.①	3.19	2.26×10^{-3}	0.611	1.00
		No.②	2.19	1.53×10^{-3}	0.605	
		No.③	2.16	1.98×10^{-3}	0.791	
		No.④	2.05	1.47×10^{-3}	0.619	
		No.⑤	1.46	9.34×10^{-4}	0.522	
	塩水 100mg/l	No.⑥	2.19	2.62×10^{-3}	1.035	
		No.⑦	2.05	2.55×10^{-3}	1.074	
平均		−	−	−	0.829	−

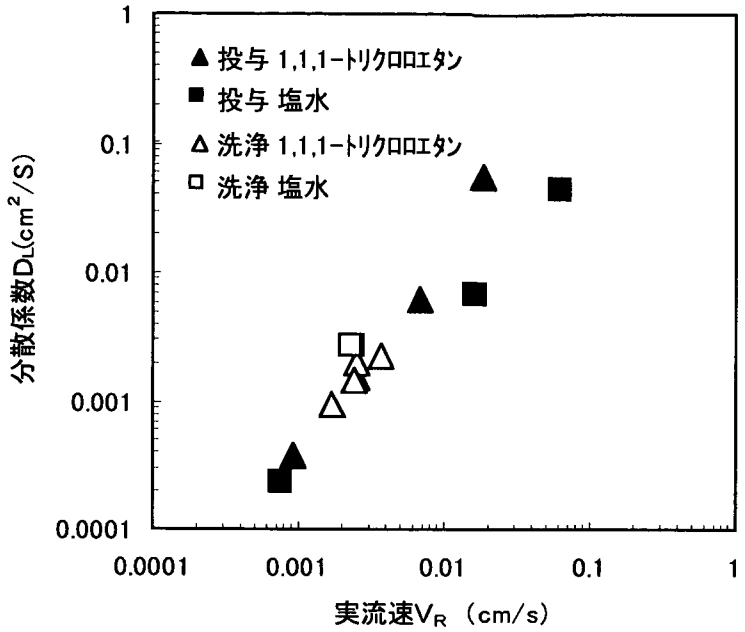


図-4.73　分散係数 D_L と実流速 V_R の関係

2）大型土槽実験

汚染物質の除去工法としてバリア井戸を利用した原位置土壌洗浄の工法の可能性について、バリア井戸で揚水、復水を行う前段として、原位置において汚染物質の洗浄が可能か大型土槽を用いて検討した。また、小型カラム実験で得た係数（分散係数 D）を用いて大型土槽の洗浄予測を行うとともに、実験結果と比較し洗浄予測の可能性を検討した。

(1)実験方法

大型土槽内に地盤及び地下水流場を再現し、溶解した揮発性有機化合物溶液（1,1,1-トリクロロエタン；50ppm）を点注入により投与して汚染地盤を作製した。その投与を中止することにより地下水流場による洗浄を行い、各断面の汚染物質の濃度変化を測定して洗浄効果を確認した。

①大型土槽

図-4.74 に示すような大型ガラス土槽に地盤を築造し（長さ 13m×奥行き 1m×深さ 3m）、土槽中央部（7m 地点、高さ 2.0m 地点）に溶液注入装置を設置した。また、サンプリング地点は流水方向の注入地点と同じ高さ（2m）とした。

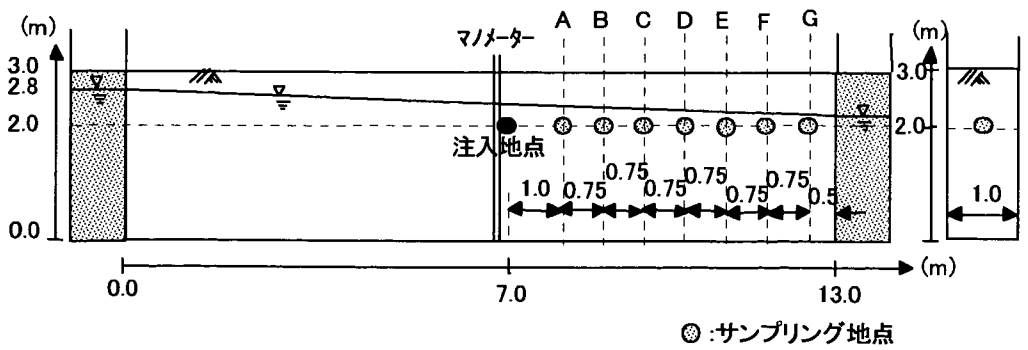


図-4.74　大型土槽断面図

②地盤条件

大型土槽地盤の物理特性を表-4.27に示す。

表-4.27　大型土槽地盤の物理特性

土粒子密度	2.66 g/cm^3
間隙比 e	0.8
有効間隙率 n	0.44
乾燥密度 ρd	1.45 g/cm^3
飽和湿潤密度 ρsat	1.83 g/cm^3
透水係数 k	1.5 × 10^{-2} cm/s

③洗浄条件及び分析方法

実流速1.0m/dayで定常的な地下水流場を作成した後、初速が実流速となるよう1,1,1-トリクロロエタン(50mg/l)を点注入（1.7cm^3/min）した。注入後、各断面での濃度が安定した状態で注入を停止し、各断面の濃度変化を経時的に分析した。分析はポータブルガスクロマトグラフにより簡易ヘッドスペース法により測定した。

(2)実験結果

1,1,1-トリクロロエタン注入停止後の各断面の経時的な濃度変化を図-4.75に、また、注入停止時の濃度で除して比濃度表示したものを図-4.76に示す。各断面での濃度は、清水の到達時間（実流速より計算した各断面到達時間）をほぼ中心として低下しており、吸着性の低い揮発性有機化合物の原位置土壌洗浄が可能であると考えられる。また、濃度的にも数十mg/lの1,1,1-トリクロロエタンを環境基準(1mg/l)以下まで洗浄できることが確認された。

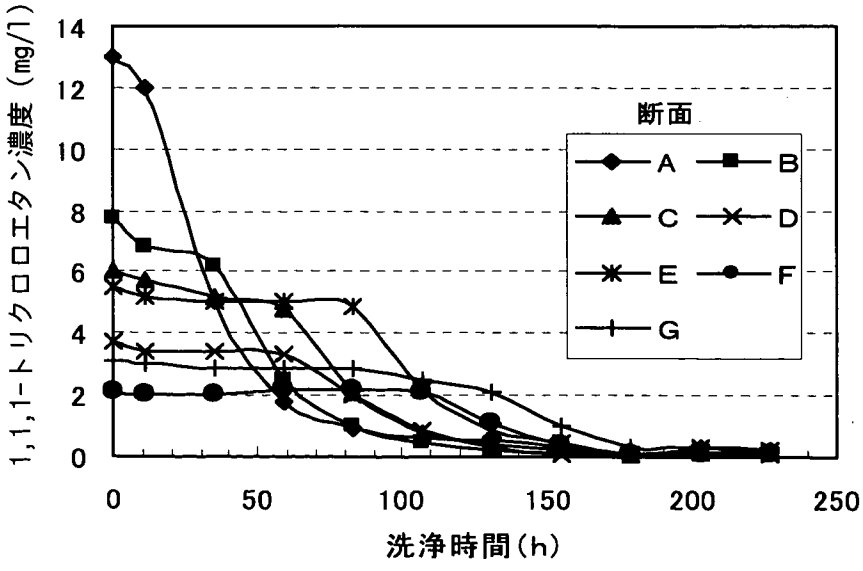


図-4.75　各断面での濃度変化

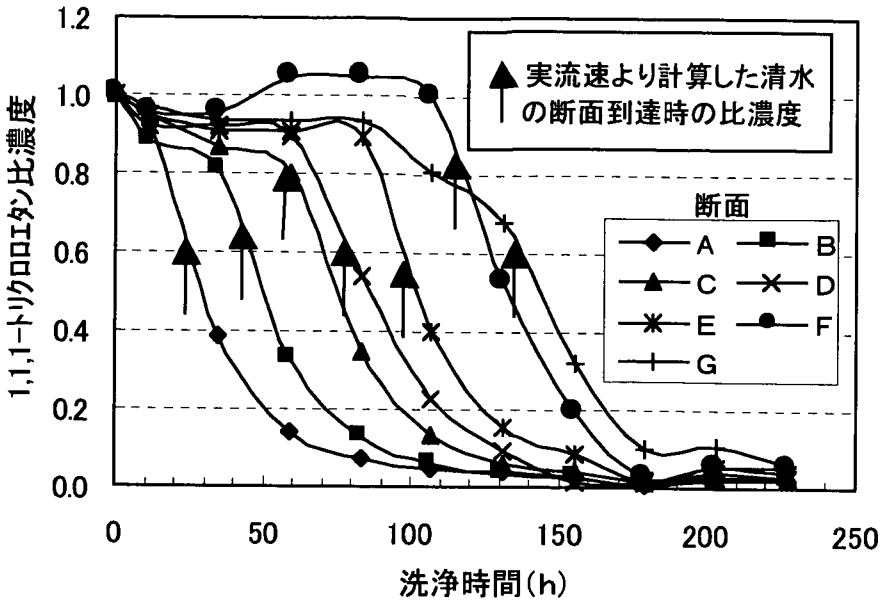


図-4.76　各断面での比濃度変化

(3)洗浄予測と実験結果の比較

カラム実験で得た係数（分散係数D）を用いて１次元的に大型土槽の洗浄予測を解析した。その結果を図-4.77に示す。実験結果と比較して解析の濃度低下が時間的に若干早くなった。しかし環境基準レベルに濃度が低下するのに必要な時間を予測するには、一次元解析で概略予測できると考えられる。

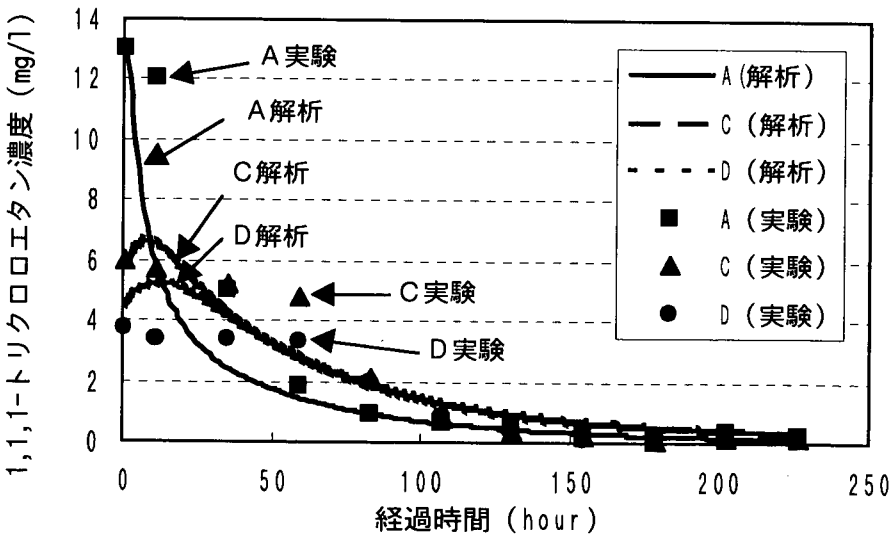


図-4.77　解析結果

(4)まとめ

溶液化した揮発性有機化合物の原位置土壌洗浄の可能性を検証した。その結果以下のような知見が得られた。

①ビーカー洗浄試験及びカラム洗浄試験では、1,1,1-トリクロロエタン溶液（約300㎎/l）の洗浄に界面活性剤を使用した場合としなかった場合とで有意な差は見られず、水流のみの洗浄を考慮すれば十分であることがわかった。

②カラム洗浄試験では、実流速1～3m/日程度であれば1,1,1-トリクロロエタン溶液（約300㎎/l）を環境基準レベル（1㎎/l）以下に落とすために、間隙体積の2倍程度以上の流量があればよいことがわかった。

③大型土槽実験（経路長7m規模）において、実流速1m/日で全長に分布した1,1,1-トリクロロエタン溶液（数十㎎/l）を環境基準以下まで洗浄できることが確認された。

4-3-3　バリア井戸に関する実験的研究

1）　実験目的

バリア井戸は、汚染域の周辺に揚水井あるいは注水井を設置し、汚染物質の下流側への拡散を抑止する工法である。本節では、バリア井戸の有用性について評価するために、大型の土槽モデルを用いて地下水の浸透実験や塩水トレーサ実験を行った。

実験は、

① 揚水井と注水井から構成されるバリア井戸の汚染物質の捕集及び拡散防止効果。
② 表層部と深層部との地下水の流動状況、汚染物質の捕集・拡散防止効果の比較。
③ 井戸理論式による井戸設計法（揚水量，井戸径，井戸間隔の決定法）の適用性や井戸理論の集水範囲と汚染物質の捕集範囲との関係。
④ 井戸損失（揚水井戸内外の水位差）による揚水効率の低下、浸透抵抗に起因した注水効率の低下などの状況。

などについて検討することを目的とした。

2）　実験方法

(1)実験装置

図-4.78 に、実験装置の概要を示す。実験装置は、大別すると、①コンクリート土槽、②上流貯水部、③下流貯水部、③揚水井、④注水井、⑤水位測定器、⑥導電率測定器からなっている。①のコンクリート土槽は、内空の地盤モデルの大きさが 7×4m で、深さが 2m である。②と③の貯水部は、土槽モデルの上流側と下流側の地下水位を設定するためのもので、水位の設定はオーバーフロー器より水を排水することによって行った。③揚水井と④注水井は、内径 5cm×深さ 2.0m 程度の塩化ビニール管の周面に、適度な開口部を設けその周辺を不織布等で巻きつけて全周面から集水可能な構造となっている。揚水及び注水はポンプにより行った。⑤の地下水位の測定は、塩化ビニル製の観測孔（深さ 0.5m 程度）を所定の位置に設置しその中にフロートを挿入してフロートの位置を計測するすることにより行った。⑥の導電率測定器は塩水トレーサ実験のとき用いるもので、塩水の到達状況よりバリア井戸による効果範囲を確認した。

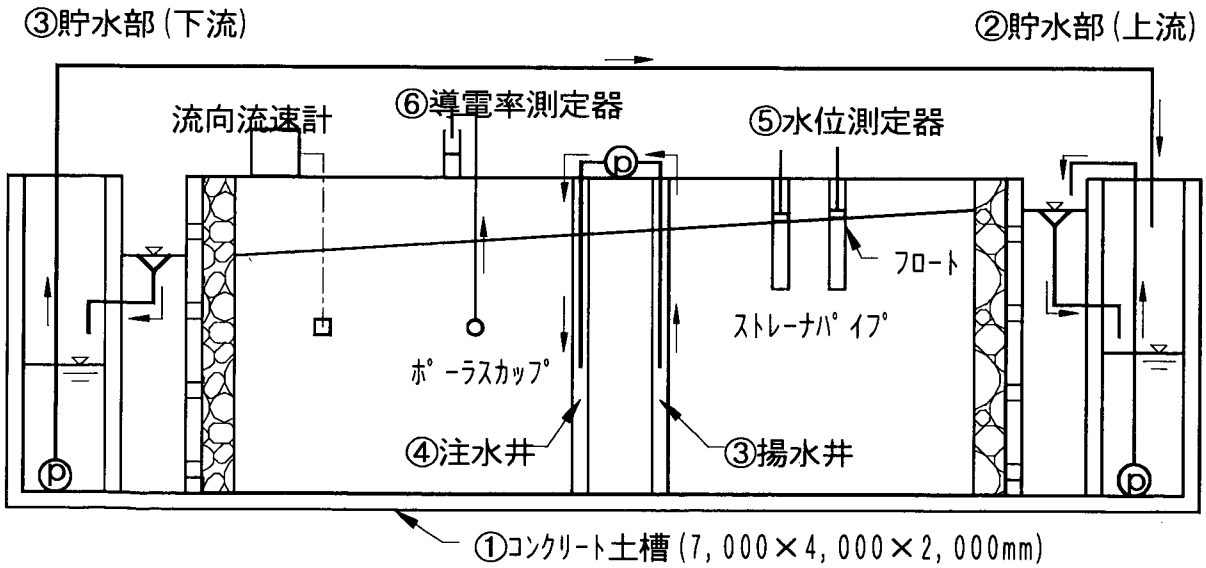
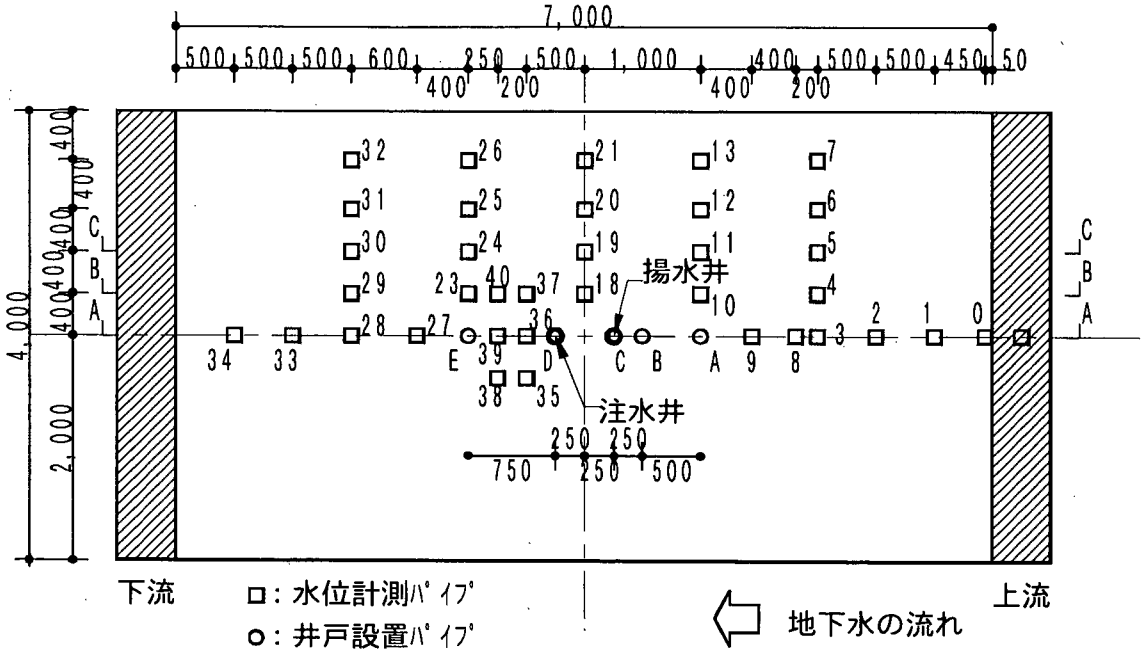


図-4.78　実験装置の概要

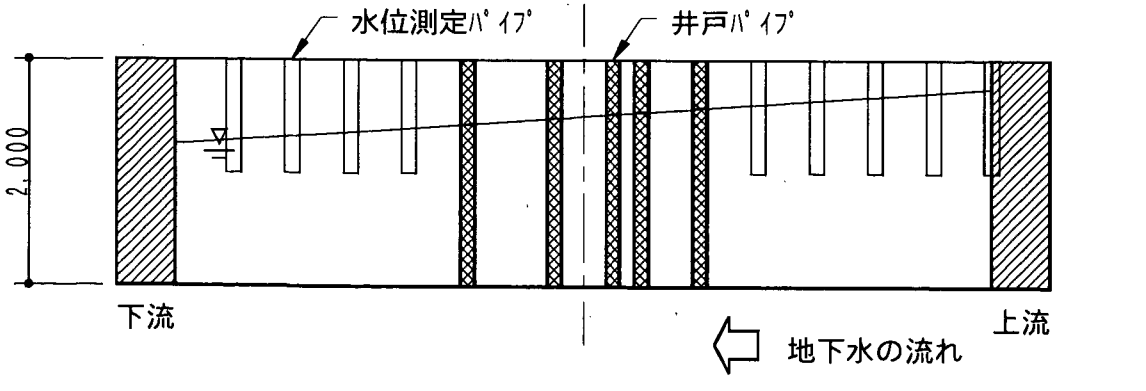
(2)実験フロー及び手順

実験は、まず、大型土槽内に模擬地盤を造成するために細砂を一定の締固め度で充填した（地盤モデルの透水係数：2.0×10^{-4}m/s)。つぎに、模擬井戸（揚水井と注水井）と観測測定系（水位観測孔，流速流向計，塩水トレーサー採水装置など）を設置した。図-4.79、図-4.80 に観測測定系の配置状況を示す。観測測定系の設置についてはできる限り地盤モデルを乱さないようにオーガーにより掘削した。

図-4.81 に実験フローを示す。実験は、土槽内に実験用水を浸透させる地下水浸透実験と塩水を浸透させる塩水トレーサ実験に分けて行った。地下水浸透実験は、地盤モデルの上流側と下流側の水位をオーバーフロー器で設定し、地盤モデル内の地下水位や地下水流動状況を⑤の水位測定器で測定した（地盤モデル内の地下水の動水勾配 i は約 1/40 に設定した)。一方、塩水トレーサ実験は上流側貯留部に塩分濃度 1,000～3,000ppm のトレーサを投入し、塩水トレーサの拡散状況を調査した。塩水トレーサ濃度は地盤内に埋設されたポーラスカップより採水し導電率計により計測した。ここで、揚水井では地下浸透水（塩水）を揚水し、注水井では水道水を注入した。

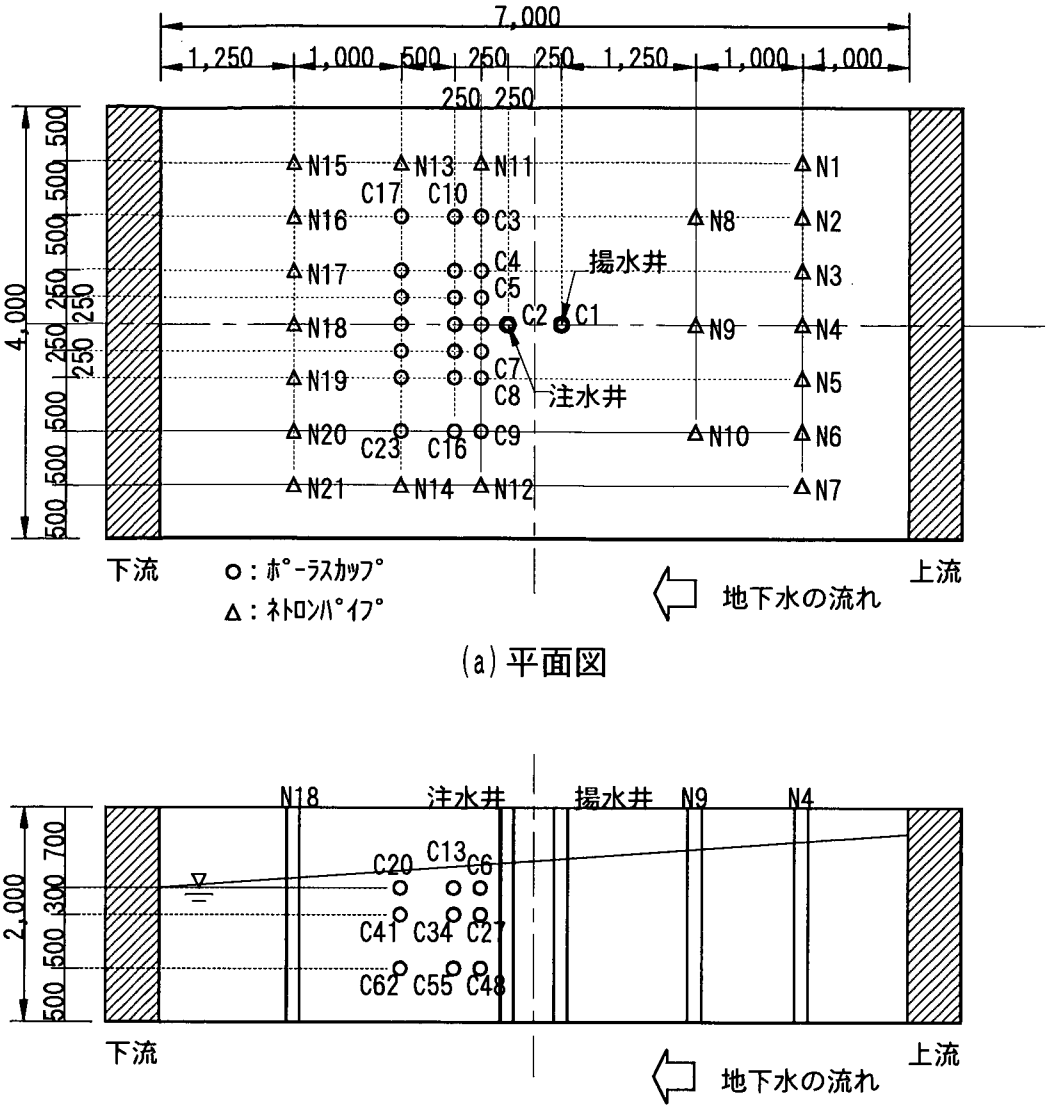


(a) 平面図



(b) 断面図

図-4.79　水位測定位置



(a) 平面図

(b) 断面図

図-4.80　塩水トレーサ実験における塩水濃度（導電率）の測定位置

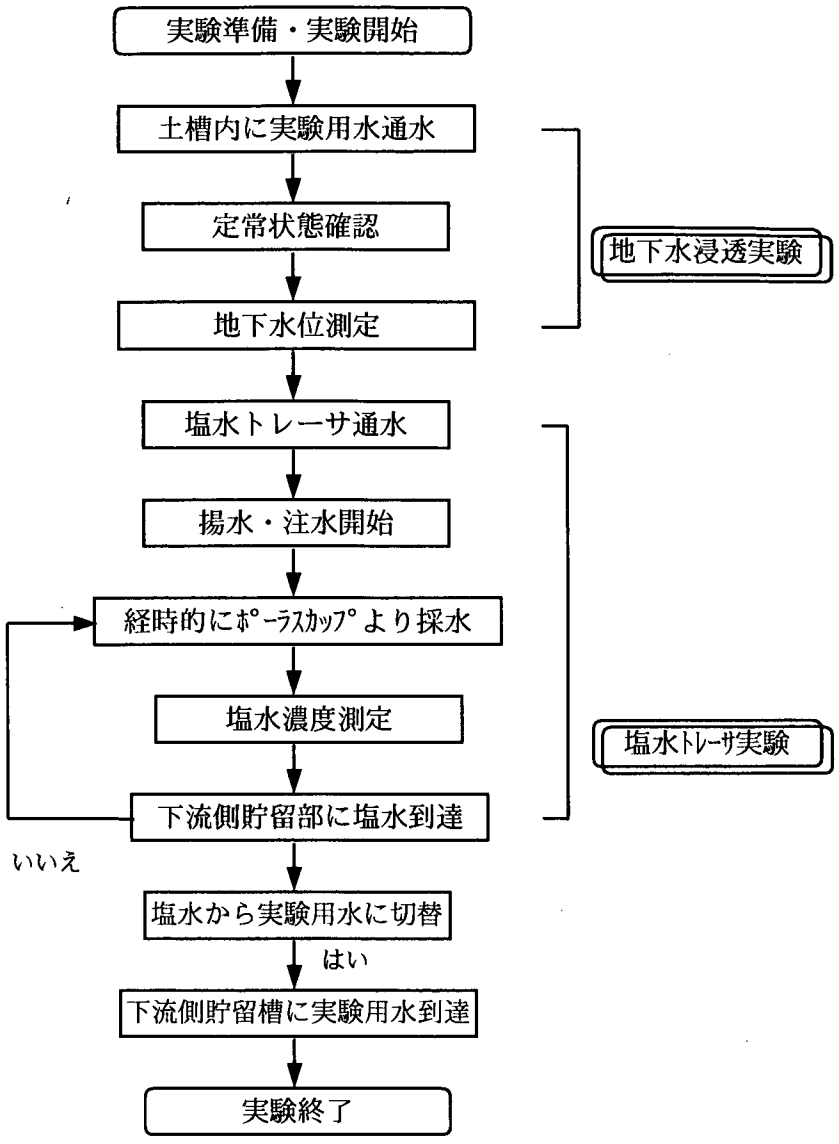


図-4.81　実験フロー

(3)実験ケース

表-4.28 に実験ケースを示す。各実験ケースは、バリア井戸の組数、バリア井戸の間隔や揚水・注水井の揚水・注水量を変化させた 6 ケースについて行った。ケース 1 と 2 はバリア井戸が 1 組、ケース 3 ～ 6 はバリア井戸が 2 組の場合である。揚水・注水量はケース 1、3、4 と 6 が 1.0*l*/min、ケース 2 が 1.5 *l*/min、ケース 5 が 2.0 *l*/min であり、バリア井戸の間隔はケース 3 が 0.5m、ケース 4 と 5 が 1.0m、ケース 6 が 2.0m に変化させた。また、揚水井と注水井の間隔は各ケースとも 0.5m とした。

実験では、塩水の拡散状況より、揚水・注水井によるバリア範囲（塩水トレーサの到達しないエリア）や鉛直方向による塩水拡散状況の違いなどについて検討した。また、バリア井戸を 2 組設けたケースについては井戸間隔中央部における汚染物質の中抜け現象などについて検討した。

表-4.28　バリア井戸の実験ケース

実験ケース	設置井戸	井戸間隔 (m)	揚水・注水量 (l/min)	測定項目(点) 地下水位	測定項目(点) 塩分濃度	目的
ケース1	揚水＋注水 1組	—	1.0	41 (図-4.80 参照)	83 (図-4.81 参照)	・揚水・注水量によるバリア範囲の変化を確認する。 ・深度によるバリア井戸の効果の違いを比較する。
ケース2	揚水＋注水 1組	—	1.5			
ケース3	揚水＋注水 2組	0.5	1.0 (2.0)			・バリア井戸を複数組設置した場合の効果範囲を検討する。 ・深度によるバリア井戸の効果の違いを比較する。 ・バリア井戸間の中抜け現象について検討する。
ケース4	揚水＋注水 2組	1.0	1.0 (2.0)			
ケース5	揚水＋注水 2組	1.0	0.5 (1.0)			
ケース6	揚水＋注水 2組	2.0	1.0 (2.0)			

揚水井と注水井の間隔は 0.5m である。
揚水・注水量の(　)は、トータル量である。

3）実験結果と考察
実験条件を表-4.29 に示す。

表-4.29　実験条件

実験ケース	上流側貯留部水位高さ(m)	下流側貯留部水位高さ(m)	動水勾配	揚水量 (l/日)	注水量 (l/日)	塩水濃度 C_0(mS/cm)	備　考
ケース1	1.630	1.448	0.026	1440	1440	6.72	実験用水の導電率：0.787mS/cm 水道水の導電率：0.380mS/cm
ケース2	1.629	1.450	0.026	2160	2160	2.86	
ケース3	1.712	1.543	0.024	2880	2880	2.86	
ケース4	1.715	1.543	0.025	2880	2880	2.86	
ケース5	1.714	1.548	0.024	1440	1440	2.86	
ケース6	1.719	1.548	0.024	2880	2880	2.86	

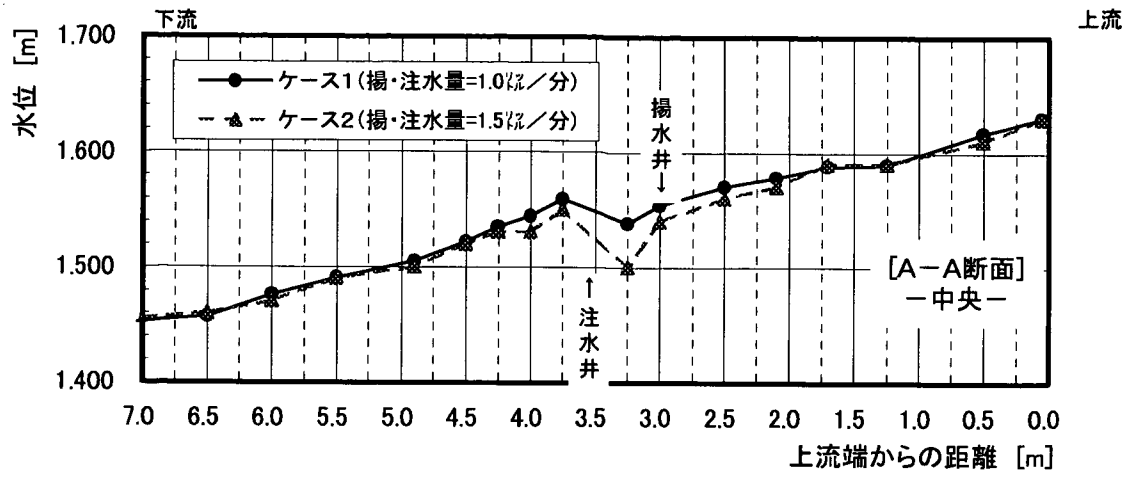
(1)水面形

図-4.82～図-4.84 に、各ケースにおける地下水流れ方向の地下水位の分布を示す。同図は土槽中央断面（A－A断面)、中央から 40cm 離れた断面（B－B断面)、80cm 離れた断面（C－C断面）に分けて示してある。まず、バリア井戸が1組のケース1と2をみると、地下水位は揚水井の位置で低下し注水井の位置で上昇しており、地下水の流れは揚水井により集められ注水井より迂回させられた格好になっていることが伺える。揚水井による水位低下量はケース1が約5.3cm、ケース2が約 9.1cm で揚水量が大きいケース2の方が大きくなっているが、注水井による水位上昇量はケース1が約 1.4cm、ケース2が約 0.5cm と揚水井とは逆の結果となっている。これは揚水井と注水井の距離が 0.5m と近いため注水井の水位が揚水の影響を受けているものと考えられる。また、土槽中央断面から 40cm 離れたB－B断面をみると、地下水位は揚水井と注水井の位置で僅かに変化しており、井戸の影響を受けているものと判断できる。

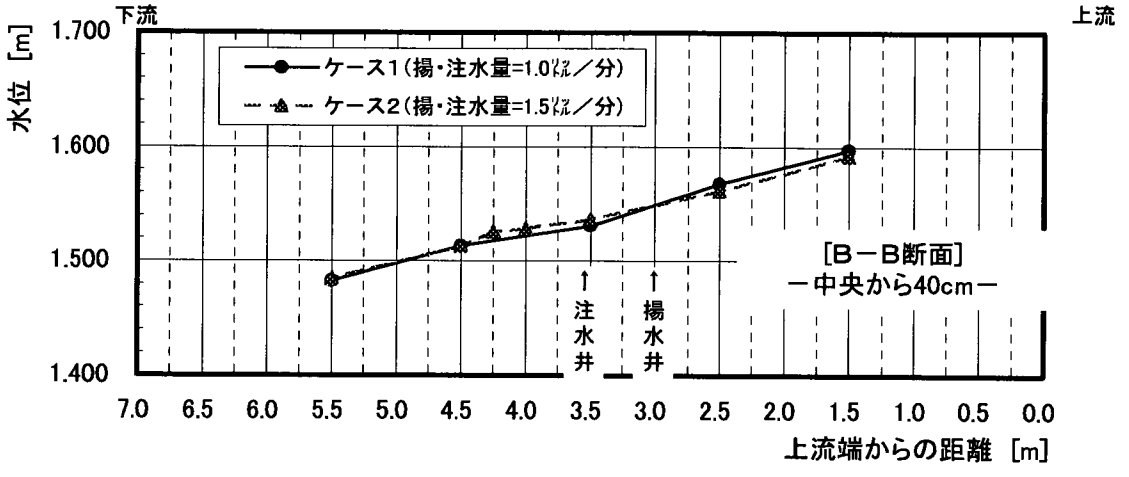
つぎに、バリア井戸が2組のケース3～6では、各断面とも水位は多少のばらつきはあるもの

の上流から下流に向けて一様に低下している。水位は、ケース１や２のように揚水井で低下し注水井で上昇する傾向が明確に認められない。これは、ケース３～６では、水位測定の断面と揚水井や注水井の設置断面が一致していないためと考えられる。

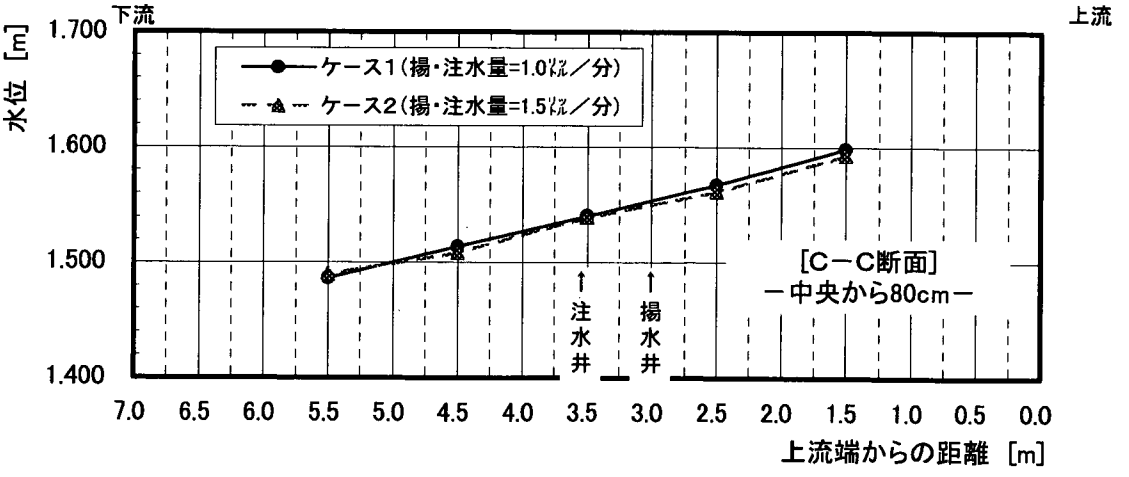
以上、揚水井や注水井を設置すると地下水位は揚水井で低下し注水井で上昇し、地下水流は揚水井の付近では井戸に向かう流れとなり、注水井では井戸から流出する流れとなる。バリア井戸は、井戸の位置や揚水量と注水量を適切に設定すれば地下水流がうまく制御され、汚染物質の下流側への拡散抑制効果に有効であることが示唆された。



（a）A－A断面

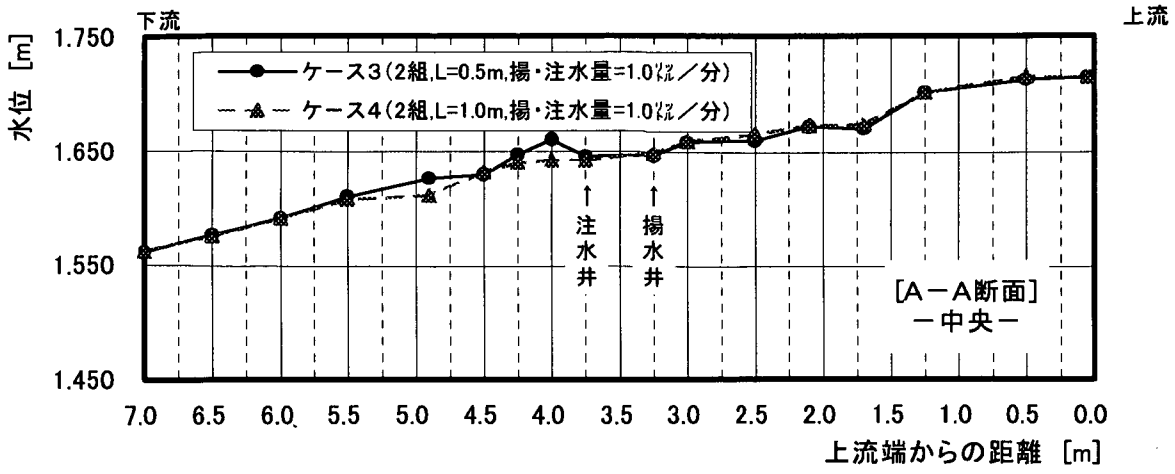


（b）B－B断面

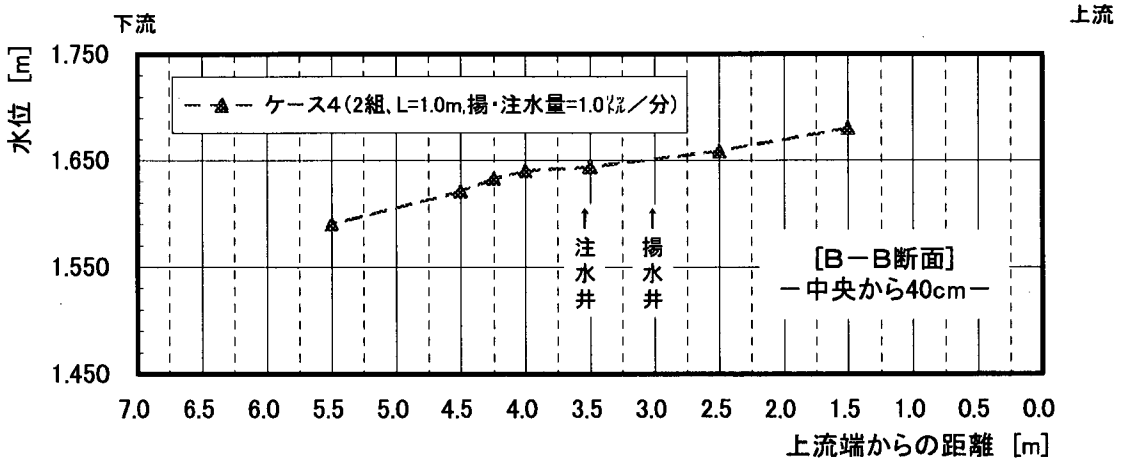


（c）C－C断面

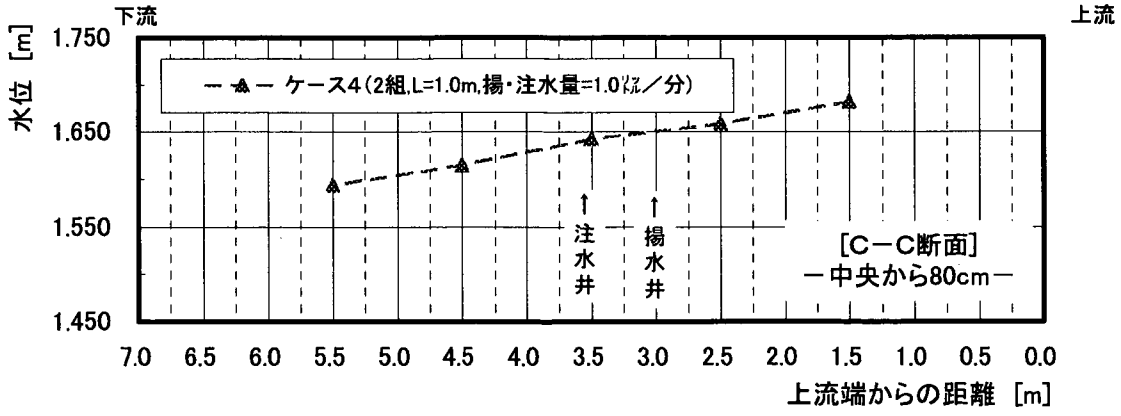
図-4.82　ケース１とケース２における地下水流れ方向の地下水位分布



（a）A－A断面

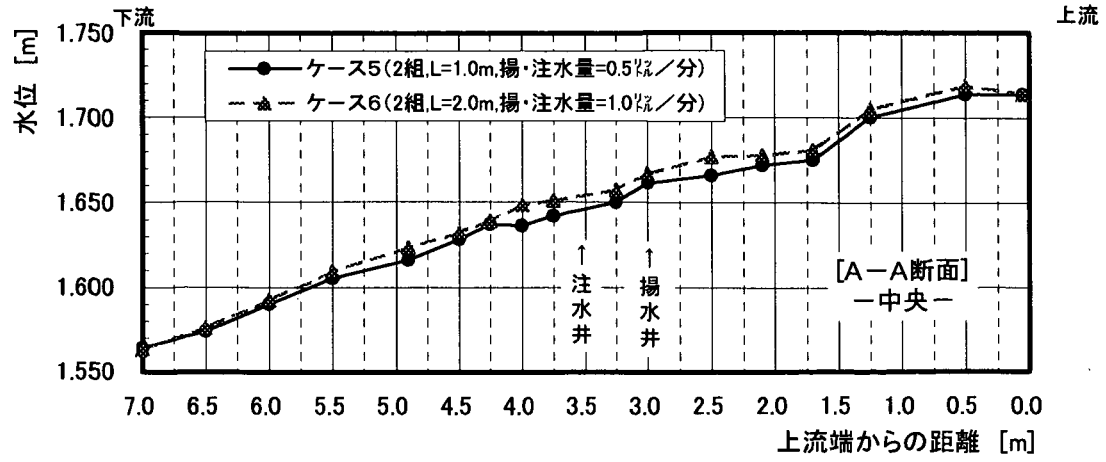


（b）B－B断面

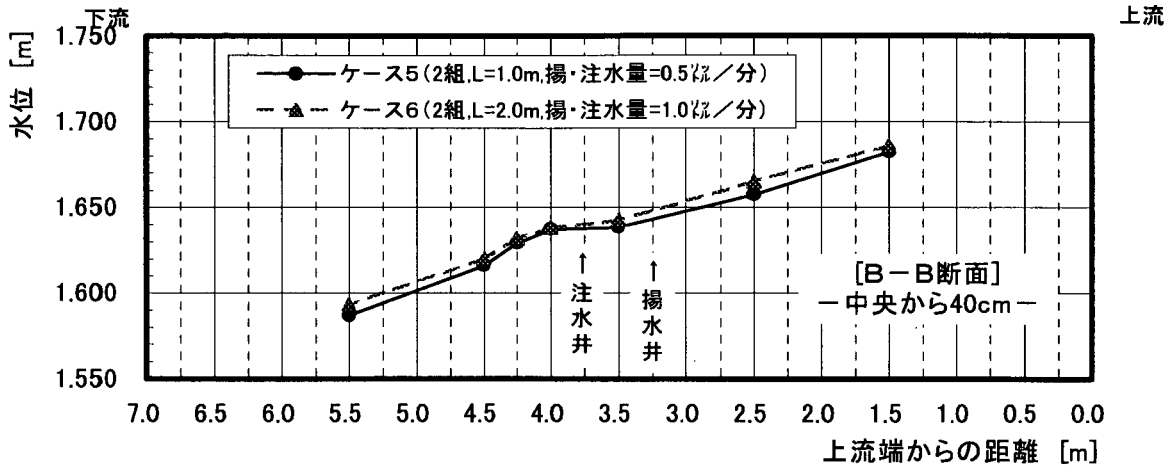


（c）C－C断面

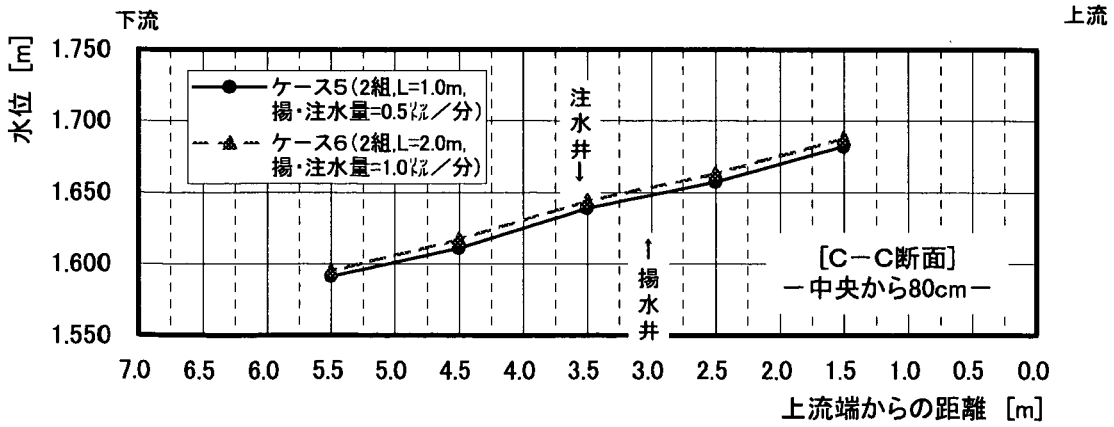
図-4.83　ケース３とケース４における地下水流れ方向の地下水位分布



（a）A－A断面



（b）B－B断面



（c）C－C断面

図-4.84　ケース５とケース６における地下水流れ方向の地下水位分布

(2)バリア効果範囲

図-4.85～図-4.90 に各ケースにおける塩水トレーサ濃度分布を示す。濃度分布は深度方向の地下水流動状況を比較するために深度 z＝0.5m、1.0m と 1.3m の３断面に分けて示している。深度

の数値は土槽底面部からの距離で示しており、数値が大きい方が水面付近となる。

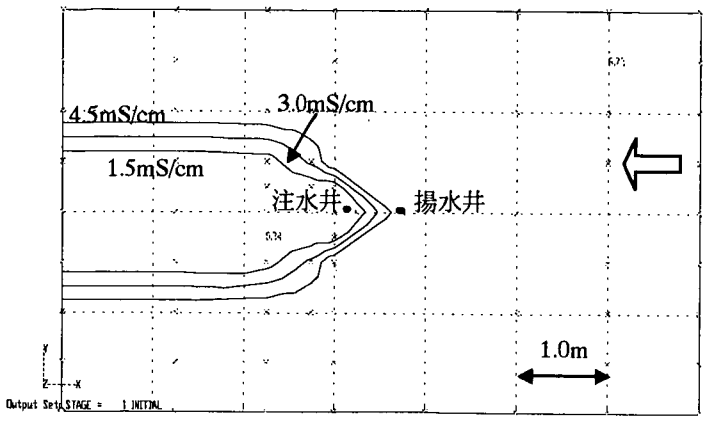
まず、バリア井戸が１組であるケース１と２をみる。塩水濃度のコンター分布は、ケース１と２とも注水井を中心として下流側に大きく広がった形となっている。コンターの値は注水井の周辺やその下流方向の領域では水道水と同程度で塩水トレーサが到達していないが、注水井から離れると徐々に大きくなりやがて塩水濃度と同程度となって塩水トレーサが到達している。塩水トレーサの浸透は注水井によって迂回して下流側への移行が妨げられた格好となり、バリア井戸によって汚染物質の下流側への移行が抑制されていることが分かる。ここで、バリア井戸による効果範囲を塩水トレーサの拡散が抑えらた水道水と同程度である導電率 C=0.4～0.5mS/cm のコンター分布で囲まれた部分としてコンター分布より求める。その範囲は、揚水量が 1.0ℓ/min のケース１では流れの右側が中央断面より 0.25m 離点、左側が 0.5m 離点であり、揚水量が 1.5ℓ/min のケース２では右側、左側とも 0.5m と、揚注水量の多いケース２の方が若干大きくなっている。また、コンター分布図は深さ方向に関係なく同様な傾向を示しており、バリア井戸が１組で揚・注水量が適切な値であれば、その効果は深度方向に関係がなくほぼ一様であることが分かる。

つぎに、バリア井戸が２組のケース３～６をみると、ケース３と４のコンター分布はケース１と２と同様に注水井群を中心として下流側に広がったものとなり、その分布幅は１組に比べ大きくバリア井戸を２組にすることによって効果範囲が大きくなっている。一方、ケース５と６のコンター分布はバリア井戸の間で分かれた形となり、塩水トレーサがバリア井戸の間を通過した中抜け現象が起きていることが分かる。また、その中抜け現象はケース５では土槽深度が深くなるに従い顕著となり、塩水トレーサは３次元的分布しておりバリア井戸の効果範囲が３次元的となることが伺える。このような中抜け現象が生じる要因としては揚・注水量が小さいこと（ケース５）やバリア井戸間隔が大きいこと（ケース６）が考えられ、バリア井戸を複数組設ける場合は揚・注水量や井戸間隔を適切に設定する必要があることが分かる。バリア井戸の効果範囲は、ケース３（井戸の間隔 0.5m、揚・注水量 2.0ℓ/min）が 0.5～1.0m、ケース４（井戸の間隔 1.0m、揚・注水量 2.0ℓ/min）が 0.9～1.0m となり、井戸間隔を大きくした方が若干大きくなっている。一方、ケース５と６は中抜け現象が生じているので複数組のバリア井戸としての効果はないが、参考までにバリア井戸１組当たりの効果範囲として求めると、揚注水量が 0.5ℓ/min のケース５が 0.1～0.3m、揚注水量が 1.0ℓ/min のケース６が 0.5m 程度となっている。

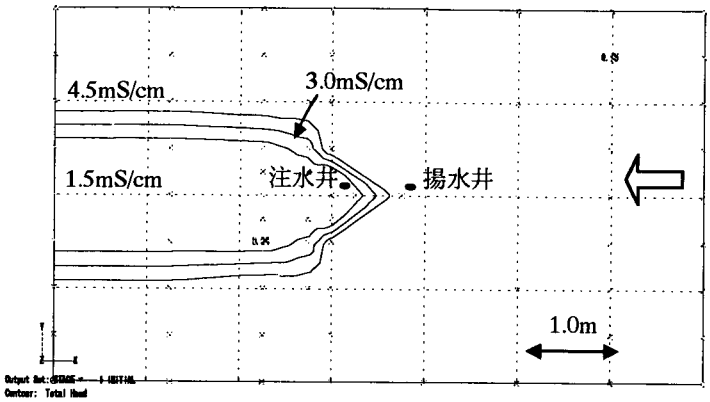
表-4.30 は各実験ケースにおけるバリア井戸の効果範囲を整理したものである。バリア井戸が２組であるケース３～６の揚水量は、中抜け現象のないケース３と４がバリア井戸２組の総量、中抜け現象が生じているケース５と６がバリア井戸１組の量として示している。バリア井戸の効果範囲は、バリア井戸が１組のケース１と２が 0.3m と 0.5m、バリア井戸が２組で中抜け現象のないケース３と４が 0.5～1.0m と 0.9～1.0m、中抜け現象のあるケース５と６が 0.1～0.3m と 0.5～0.6m となり、揚・注水量が大きくなる程（ケース１と２の比較）、バリア井戸の間隔が大きい程（ケース３と４の比較）大きくなっている。つぎに、バリア井戸を２組設けた場合について評価するため、ケース３と４と井戸１組当たりの揚・注水量が同じケース１と比較する。ケース３と４における井戸１組当たりの効果範囲はケース３が 0.25～0.5m、ケース４が 0.45～0.5m とケース１の 0.3m よりも大きく、バリア井戸を複数組設けることにより１組当たりの効果範囲はより大きくなることが分かる。

つぎに、図-4.91 に揚水量と効果範囲の関係について示す。同図中には、被圧帯水層における揚注水井戸の影響範囲の理論式（Bear、式の説明は次節の 4-3-4 に示す）から得られた値と安全率 4.0 としてその値を４で割った値も同時に示してある。バリア効果範囲は揚・注水量が大きくなる程大きくなり、揚・注水量が 1.0ℓ/min のとき 0.5m 程度、揚・注水量が 2.0ℓ/min のとき 0.8m 程度となっている。また、効果範囲値は被圧帯水層における理論式の値よりも小さく理論値の 1/4 より大きくなっており、このことから効果範囲を推定することが可能となる。

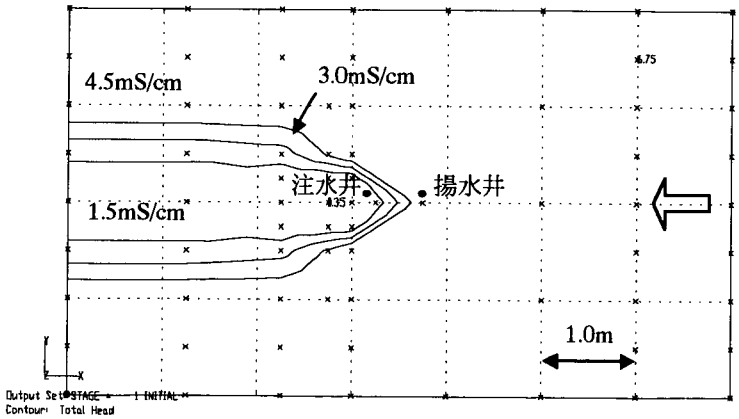
以上のことより、バリア井戸は汚染物質の拡散抑制効果に基本的に有効であることが分かった。バリア井戸による効果（集水）範囲は、揚・注水量が大きい程、複数組設ける場合はその間隔が大きい程大きくなった。また、複数組設置した場合バリア井戸間を汚染物質が通過する中抜け現象が生じることがあり、揚・注水量や井戸間隔を適切に設定する必要があることが分かった。一方、鉛直断面方向によるバリア効果の違いは、バリア井戸を２組設けたケースについて生じており、バリア井戸の効果は３次元的に評価する必要があることが示唆された。



(a) z =1.3m

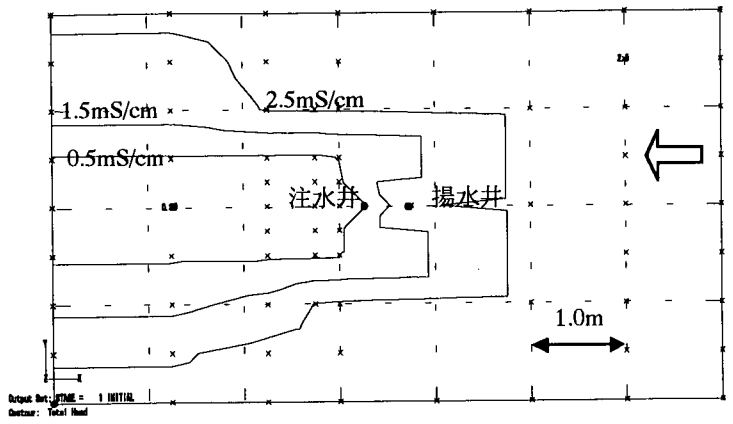


(b) z =1.0m

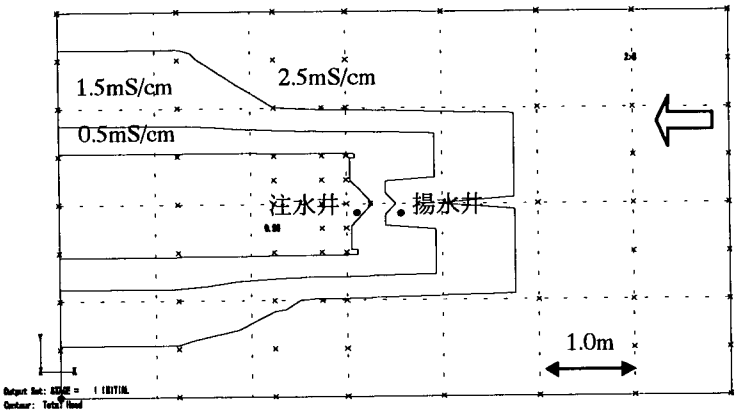


(c) z =0.5m

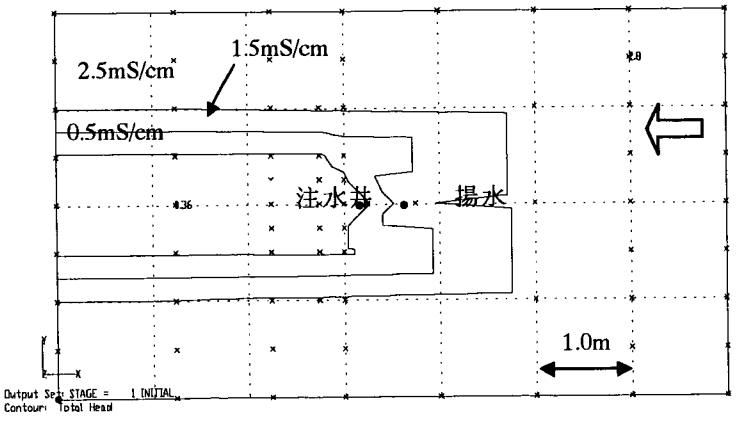
図-4.85　ケース１における塩水トレーサ濃度分布



(a) z =1.3m

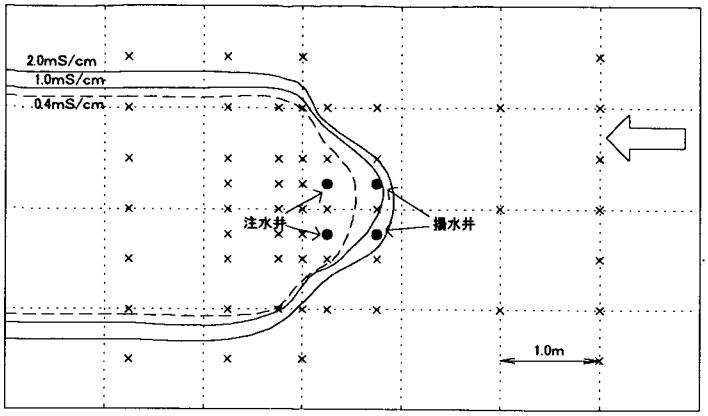


(b) z =1.0m

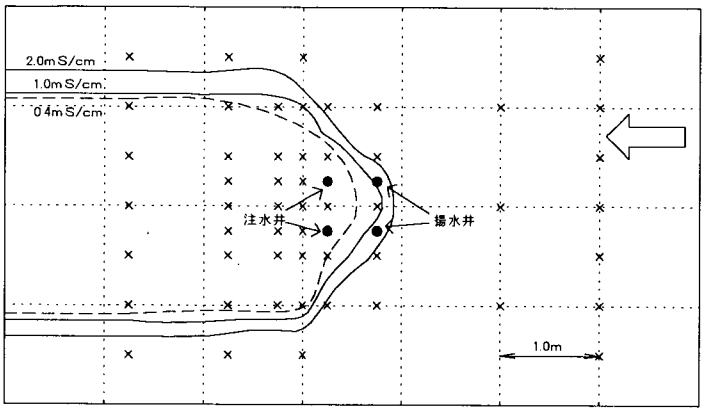


(c) z =0.5m

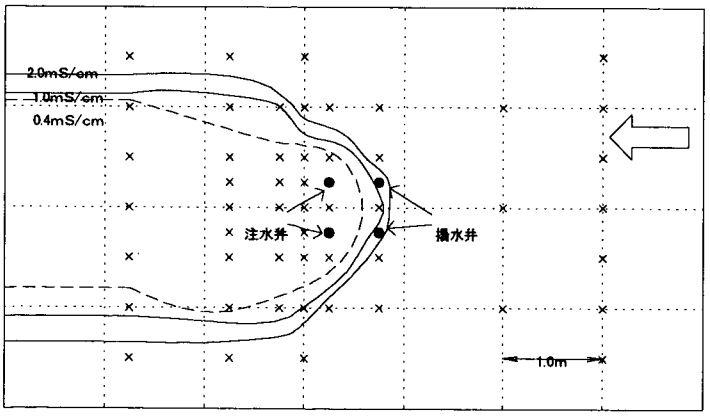
図-4.86　ケース２における塩水トレーサ濃度分布



(a) z =1.3m

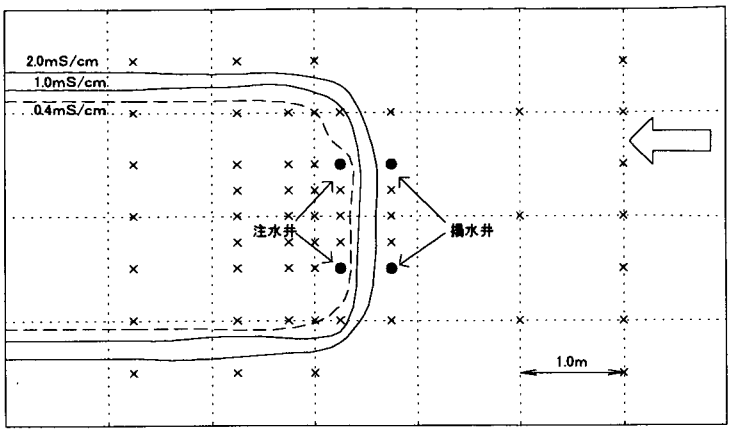


(b) z =1.0m

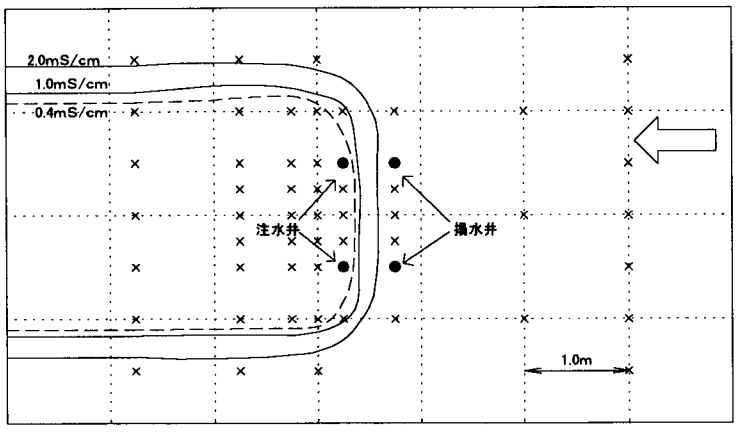


(c) z =0.5m

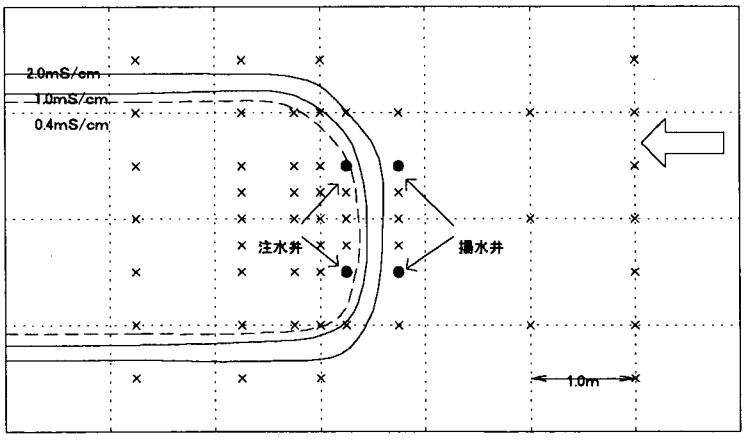
図-4.87　ケース３における塩水トレーサ濃度分布



(a) z =1.3m

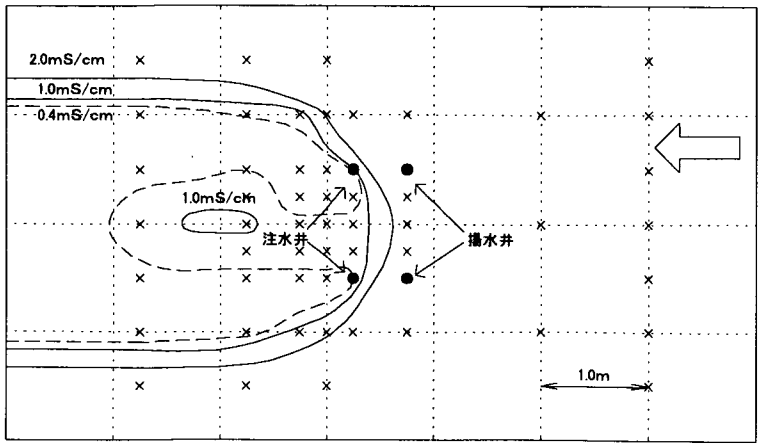


(b) z =1.0m

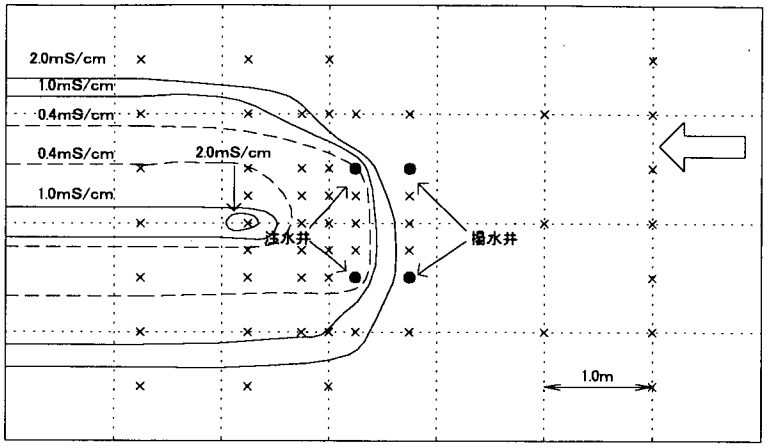


(c) z =0.5m

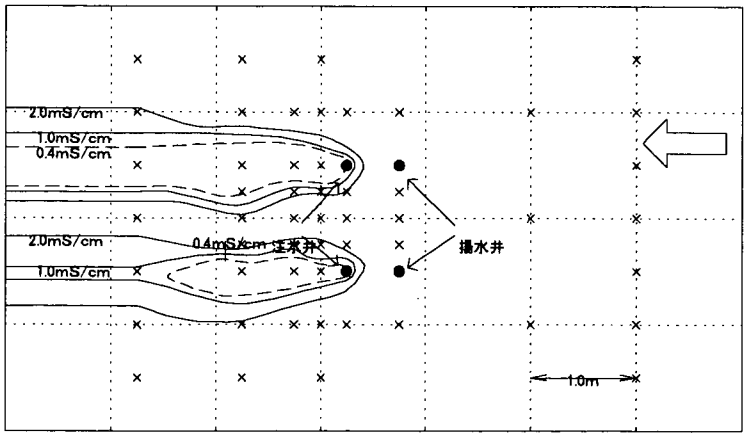
図-4.88　ケース４における塩水トレーサ濃度分布



(a) z =1.3m

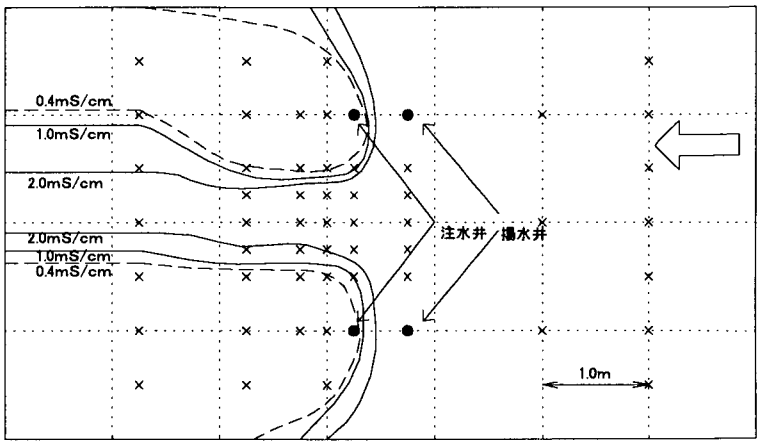


(b) z =1.0m

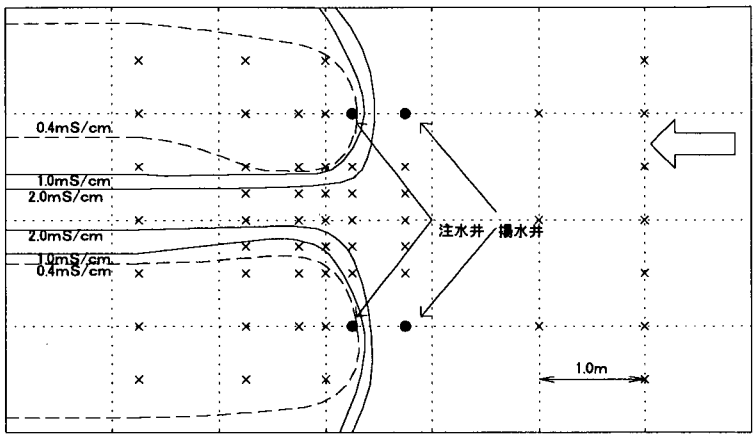


(c) z =0.5m

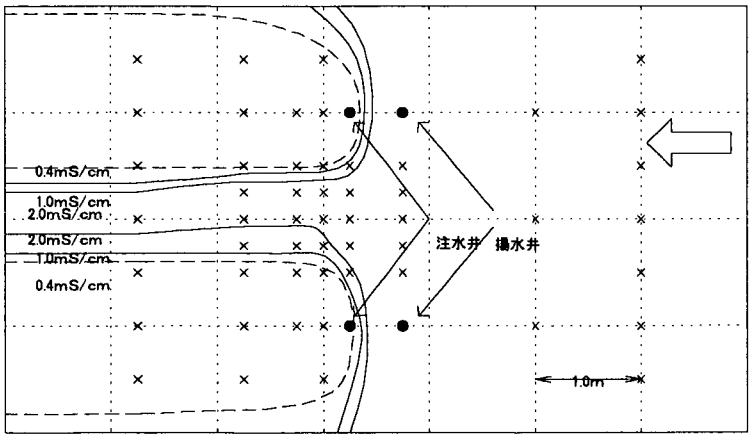
図-4.89　ケース5における塩水トレーサ濃度分布



(a) z =1.3m



(b) z =1.0m



(c) z =0.5m

図-4.90　ケース６における塩水トレーサ濃度分布

表-4.30　各実験ケースにおけるバリア範囲

実験ケース	設置井戸	井戸間隔(m)	揚水・注水量 (l/min)	計測位置 高さ z(m)	バリア効果範囲 r(m)
ケース１	揚水＋注水 １組	—	1.0	1.3	0.3
				1.0	0.3
				0.5	0.3
ケース２	揚水＋注水 １組	—	1.5	1.3	0.5
				1.0	0.5
				0.5	0.5
ケース３	揚水＋注水 ２組	0.5	1.0 (2.0)	1.3	1.0
				1.0	0.8
				0.5	0.5
ケース４	揚水＋注水 ２組	1.0	1.0 (2.0)	1.3	1.0
				1.0	1.0
				0.5	0.9
ケース５	揚水＋注水 ２組	1.0	0.5 (1.0)	1.3	0.3
				1.0	0.2
				0.5	0.1
ケース６	揚水＋注水 ２組	2.0	1.0 (2.0)	1.3	0.5
				1.0	0.6
				0.5	0.5

揚水井と注水井の間隔は 0.5m である。揚水・注水量の(　)は、トータル量である。
ケース５と６はバリア井戸１組の効果範囲である。

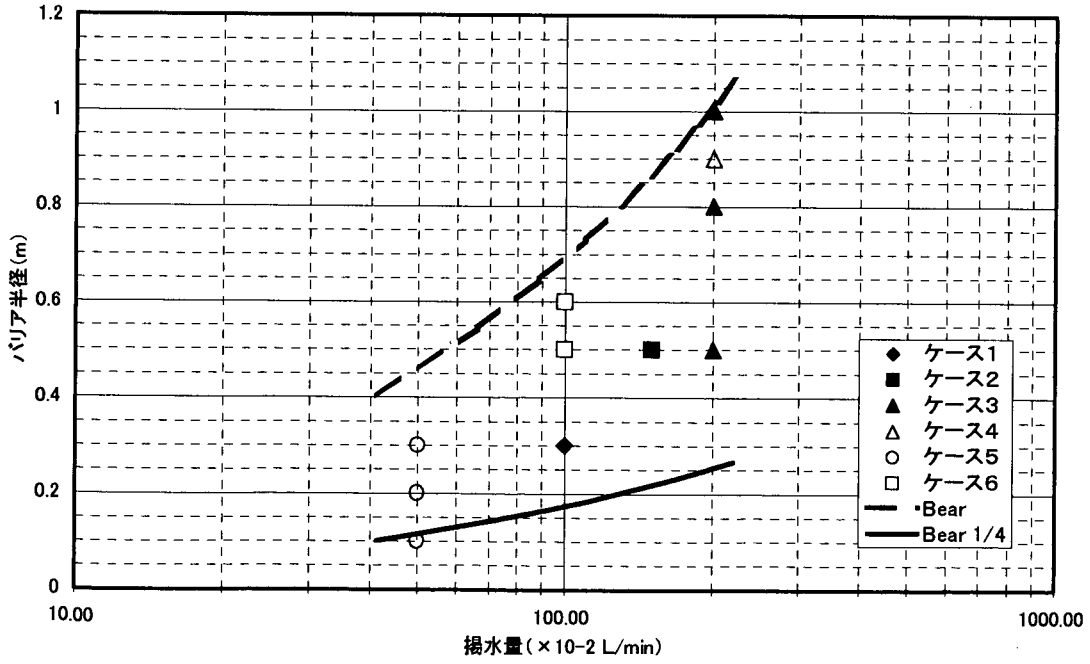


図-4.91　揚水量とバリア半径の関係

4）まとめと課題

本節では、バリア井戸の有用性について評価するために、大型の土槽モデルを用いて地下水の浸透実験や塩水トレーサ実験を行った。得られた成果を以下に整理した。

(1)バリア井戸により地下水流は揚水井で井戸に向かう流れとなり注水井では井戸から流出する流れとなり、バリア井戸は地下水流を制御する方法として有効であることが確認された。

(2)バリア井戸は、井戸列の間隔や揚・注水量が適切であれば、地下水の深度に係わらず汚染物質の捕捉や下流側への拡散防止効果に基本的に有効であることが確認された。

(3)バリア井戸１組における効果範囲は、透水係数 2.0×10^{-4}m/s の地盤モデルの場合、
揚・注水量 1.0*l*/min、揚・注水井間隔 0.5m のとき　0.3m 程度、
揚・注水量 1.5*l*/min、揚・注水井間隔 0.5m のとき　0.5m 程度
となった。

(4)バリア井戸の効果範囲は、揚・注水量が大きくなる程大きくなることが分かった。

(5)バリア井戸が２組の場合についても、１組と同様に効果があることが確認された。

(6)バリア井戸２組における効果範囲は、透水係数 2.0×10^{-4}m/s の地盤モデルの場合、
揚・注水量 2.0*l*/min、井戸の間隔 0.5m のとき　0.5～1.0m 程度、
揚・注水量 2.0*l*/min、井戸の間隔 1.0m のとき　0.9～1.0m 程度
となり、バリア井戸間隔を大きくした方が僅かに大きくなった。

(7)バリア井戸を組における効果範囲は、１組当たりの効果範囲はバリア井戸１組のそれより大きくなり、バリア井戸を複数組設けることにより効果がより大きくなることが分かった。

(8)バリア井戸を複数組設ける場合、バリア井戸列の間隔が大きいときや揚水・注水量が小さいとき、井戸列の間から中抜け現象が発生することが認められた。

(9)バリア井戸を複数組設ける場合は揚・注水量や井戸間隔を適切に設定する必要があることが分かった。

(10)鉛直断面方向によるバリア効果の違いは、バリア井戸を２組設けたケースについて生じており、バリア井戸の効果は３次元的に評価する必要があることが示唆された。

以上、バリア井戸は汚染物質の捕捉や拡散防止に基本的に効果があることが確認されたが、効果範囲は３次元的に異なることが認められた。今後は、数値解析等の結果と比較検討して、バリア井戸の設計方法を検討する必要がある。

4-3-4　バリア井戸設計手法に関する検討

１）バリア井戸の解析的検討

(1)概要

本項では、バリア井戸の有用性を解析的に評価することを目的として、評価地盤モデルを設定してその内部にバリア井戸を配置して地下水流解析を行い、汚染物質の拡散抑止効果（地下水流の集水効果）について検討した。また、その結果を踏まえてバリア井戸の設計方法についても検討した。本項の検討項目は、

①バリア井戸の有用性

揚水量 q_0 と効果半径 r の関係について整理

評価パラメータ：地盤の透水係数 k、揚水井と注水井の間隔 Lx、バリア井戸の間隔 Ly

②バリア井戸の設計方法

などである。

(2)検討手順

バリア井戸の検討手順を以下に示す。

①評価モデルと解析ケースの設定

②バリア井戸による効果範囲の検討

評価１：揚水井のみにおける効果範囲（井戸理論式）

評価２：揚水井と注水井の１組における効果範囲（準３次元地下水解析、J.Bear 式）

評価３：揚水井と注水井の３組における効果範囲（準３次元地下水解析）

③バリア井戸の設計方法の検討

(3)評価モデルと解析ケースの設定

①評価モデル

図-4.92 に評価モデルを示す。評価モデルは、大きさ 1.5×1.5km、深さ 27.5m の均一地盤とし、中心部に汚染域があるものとした。地盤は透水係数 k が 10^{-2} と 10^{-4}cm/s の２ケースとし、自然地下水流の動水勾配 i は 1/100 とした。バリア井戸（直径0.3m、ストレーナ長20m）は揚水井と注水井を組み合わせたものとし、揚水井と注水井の間隔が Lx、バリア井戸間隔が Ly として設置した。

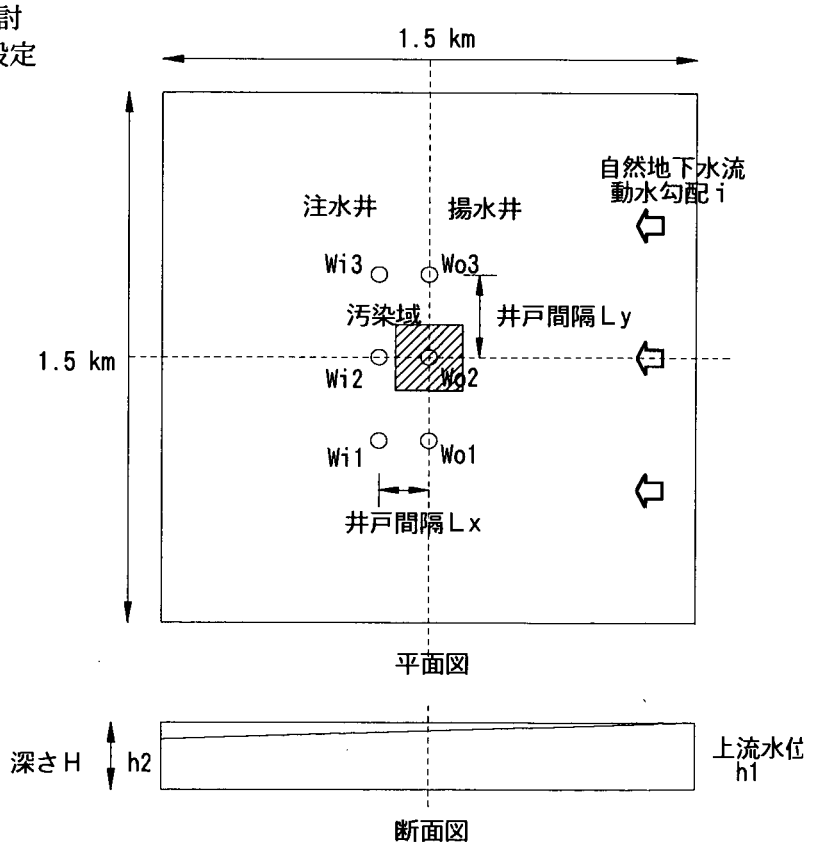


図-4.92　評価モデル

②解析ケース

表-4.31 に解析ケースを示す。解析は、地盤の透水係数 k、揚水量 q_0、Lx、Ly を変化させて行った。

表-4.31 解析ケース

解析ｹｰｽ	ﾊﾞﾘｱ井戸	地盤の透水係数 k(cm/s)	動水勾配 i	揚水量と注水量 q_0(m³/d)	揚水井と注水井の間隔 Lx(m)	ﾊﾞﾘｱ井戸間隔 Ly(m)
Run-0	揚水井のみ	1×10^{-4}	1/100	10	—	—
Run-1	揚水井と注水井１組	1×10^{-3}	1/100	50	5	—
Run-2			1/100	50	10	—
Run-3			1/100	100	10	—
Run-4			1/100	100	15	—
Run-5		1×10^{-4}	1/100	10	10	—
Run-6			1/100	10	20	—
Run-7			1/100	15	10	—
Run-8			1/100	15	20	—
Run-9	揚水井と注水井３組	1×10^{-4}	1/100	15	20	20
Run-10			1/100	15	20	40
Run-11			1/100	15	20	60

(4)バリア井戸による効果範囲の検討

①評価１：揚水井のみによる効果範囲ｒ

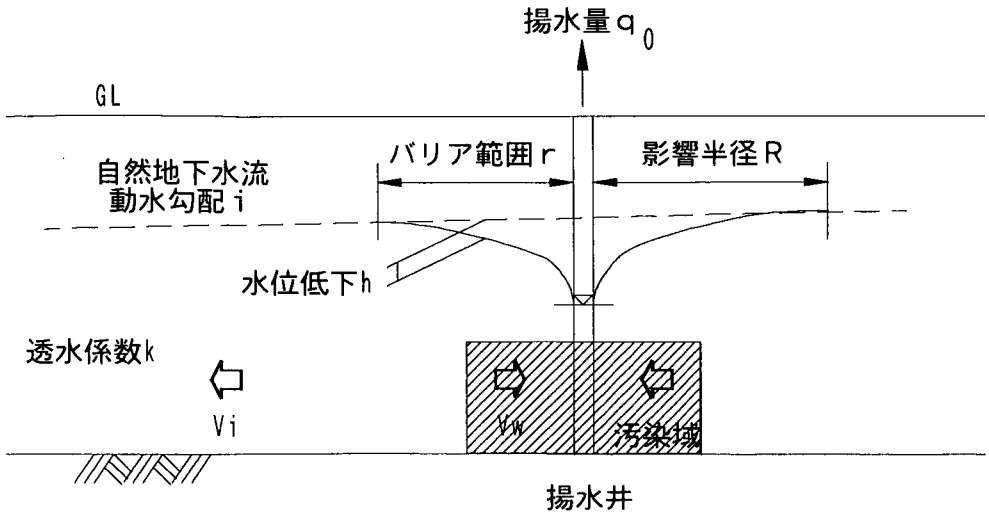
評価モデルの中心部に揚水井を 1 本設置して、揚水井による地下水流の基本的な変化について検討した。検討は、下記に示す井戸の理論式を用いて行う。

$$q_0 = \pi k(H^2 - h^2) / Log_e(R / r_o) \quad : \text{Dupuit の式} \qquad (4\text{-}12)$$

$$R = 3000 \times (H - h)\sqrt{k} \quad : \text{Seichardt の式} \qquad (4\text{-}13)$$

ここに、q_0：揚水量、k：地盤の透水係数、H：上流水位、h：井戸内水位、R：影響半径、r_0：井戸半径である。図-4.93 は揚水井による地下水流の変化を模式的に表したものである。式(4-12)と(4-13)より揚水量q_0を変化させて影響半径Rやバリア範囲rなどを算出する。

バリア範囲ｒは、揚水井下流側の地下水流の向きが井戸向きとなる範囲と定義する（揚水井を設けたときの流速 Vw＞自然地下水流速 Vi)。



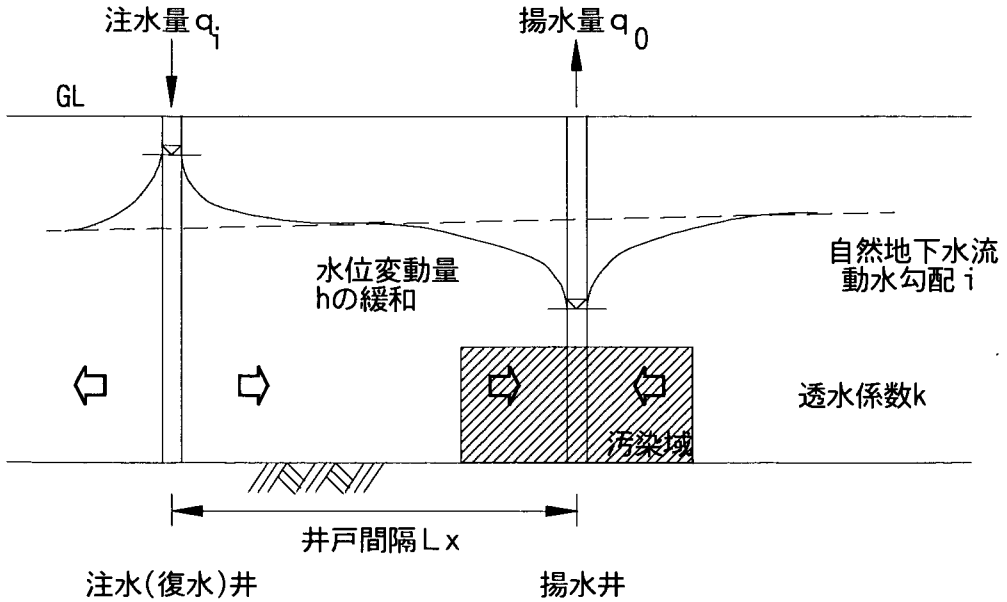
影響半径Ｒ：井戸により地下水位が低下する範囲
バリア範囲ｒ:井戸下流側の地下水流が逆向きになる範囲(Vw＞Vi)

図-4.93　揚水井のみによる地下水低下の模式図

②評価２、評価３：揚水井と注水井の１組または３組における効果範囲

図-4.92 に示した評価モデルに揚水井と注水井を 1 組設置して、準 3 次元地下水解析を行い、バリア井戸の有用性を検討した。図-4.94 に注水井を設けたときの概念図を示す。

バリア範囲ｒは、流速ベクトル図より地下水の流線が井戸に向かう範囲と定義した（揚水井と注水井の結んだ中心軸から Vx=Vy＝０となる地点までの y 方向の距離、地下水流：x 方向)。



注水井:地下水流の低下量を低減させる目的で設置する
（地下水障害をなくす。ある地点の変動量20cm以下と設定）

図-4.94　バリア井戸の概念図

③解析結果

表-4.32 に解析結果から求めたバリア半径を示す。

表-4.32　バリア半径

解析ケース	バリア井戸	地盤の透水係数 k(cm/s)	動水勾配 i	揚水量 注水量 q_0(m³/d)	揚水井と注水井の間隔 Lx(m)	バリア井戸間隔 Ly(m)	バリア半径 (m)
Run-0	揚水井のみ	1×10^{-4}	1/100	10	—	—	67.0
Run-1	揚水井と注水井１組	1×10^{-2}	1/100	50	5	—	2.5
Run-2			1/100	50	10	—	2.5
Run-3			1/100	100	10	—	6.0
Run-4			1/100	100	15	—	6.0
Run-5		1×10^{-4}	1/100	10	10	—	24.5
Run-6			1/100	10	20	—	34.5
Run-7			1/100	15	10	—	30.5
Run-8			1/100	15	20	—	42.0
Run-9	揚水井と注水井３組	1×10^{-4}	1/100	15	20	20	72.0
Run-10			1/100	15	20	40	82.0
Run-11			1/100	15	20	60	92.0

④評価２：揚水井と注水井の１組における効果範囲（J.Bear 式）

層厚と透水係数、地下水流速が均一な被圧帯水層において、揚水井戸に集水される範囲の境界となる流線を J.Bear (Hydrraulic of Groundwater(1979)) は理論式で示した。以下に揚水井戸・注水井戸一組において相互の干渉効果がある場合について示す。なお、図-4.95 に示した範囲をバリア半径として算定式を記載した。

干渉効果の判定：$d < R_b$

ただし $R_b = \dfrac{Q}{\pi \cdot q_0 \cdot B}$　(4-14)

バリア半径 $R = d\sqrt{\dfrac{Q}{\pi d q_0 B} - 1}$　(4-15)

2d：井戸間隔

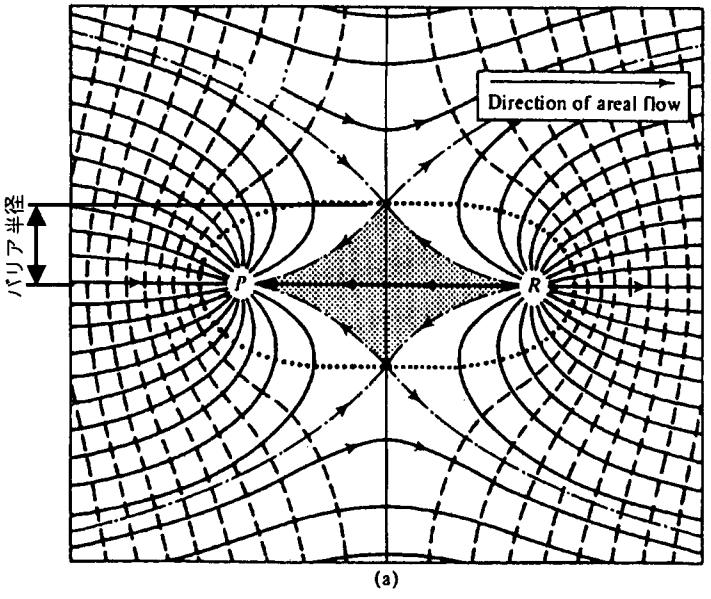


図-4.95　Bear の理論

(5)バリア井戸の設計方法の検討

図-4.96 に、地盤の透水係数別に揚水量 q_0 とバリア範囲 r の関係について整理したものを示す。図より、揚水井のみの場合は Dupuit の井戸理論式と一致することがわかる。一方、揚水井と注水井を組合せた場合は、バリア半径が Bear の式の半分程度であること、さらに３組の場合には群井戸効果により１組の場合よりバリア半径が拡大することがわかる。従って、これらの解析結果よ

り、設計方法について以下の３項目を提案する。

①揚水井のみで計画するバリア井戸の設計は、バリア半径を評価１に示したDupuitの式とSeichardtの式を組合せた推定方法により行うことができる。
②揚水井と注水井とを組合せたバリア井戸の設計では、井戸間隔が$L/2<R_0$となる場合、干渉効果を考慮して評価２に示したＪ．Ｂｅａｒの式によりバリア半径を推定する。その際、被圧滞水層と不圧滞水層との補正安全率を２程度見込むことが望ましい。
③揚水井と注水井を２組以上組合せる場合には、群井戸効果を適切に把握した上で設計することが必要となる。このような場合において、通常の群井戸理論を用いた設計手法の可否は、多数のモデルケースについて検討した上で判断することが必要である。

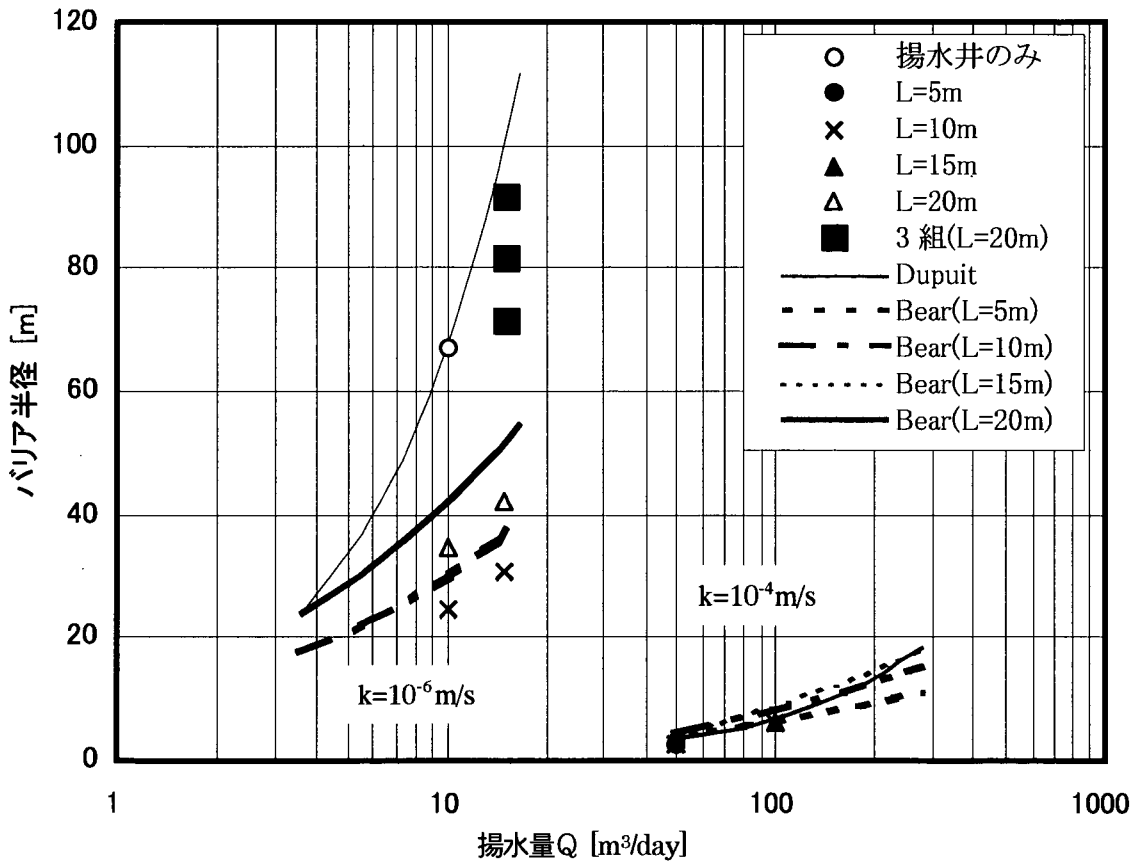


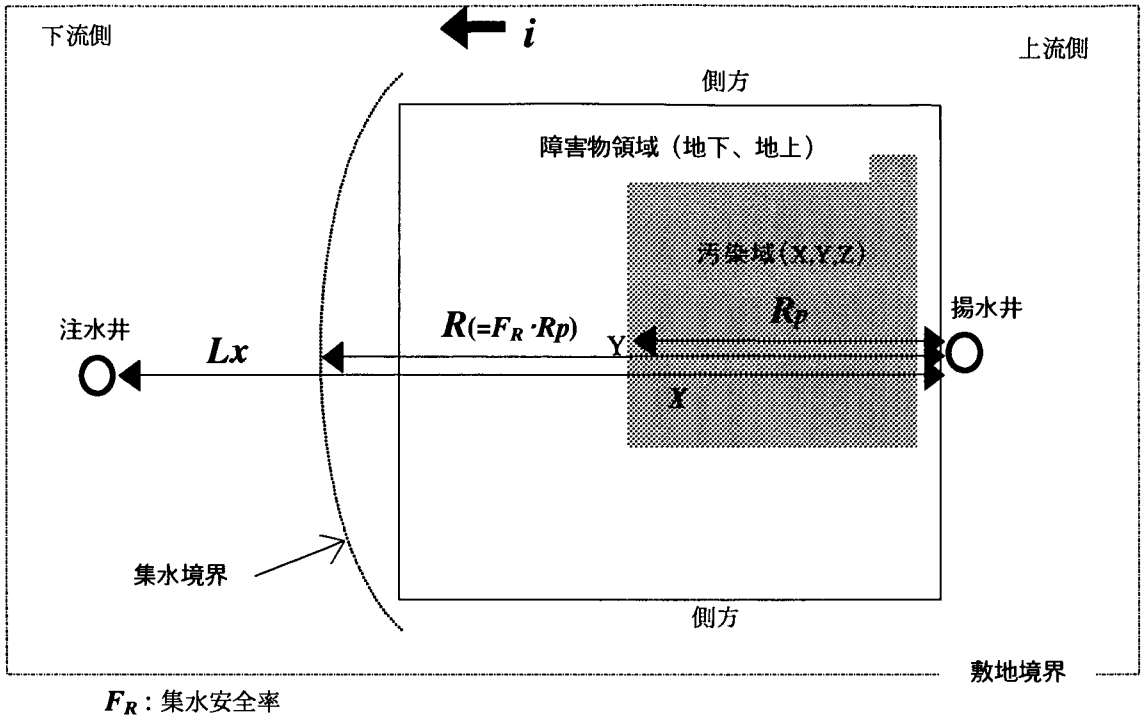
図-4.96　揚水量q_0とバリア井戸の効果範囲ｒの関係

２）バリア井戸の設計手法の提案
前項の解析的検討結果を踏まえ、バリア井戸の設計手法を以下のように提案する。

(1)基本方針
バリア井戸設計のための基本方針を以下に示す。
方針１．敷地内の汚染地下水は揚水井のみで集水する。
方針２．注水井は敷地境界の地下水障害が予想される箇所などに設置する。

(2)基本モデル
図-4.97にバリア井戸設計のための基本モデルを示す。
本モデルは、敷地内に汚染域（X,Y,Z）が存在し、かつ汚染域付近に建物・杭などの障害物があ

るケースであり、汚染領域内の地下水を障害物領域外に設置した揚水井で集水し、低下した地下水位を注水井で回復させることを模擬したモデルである。



F_R：集水安全率

図-4.97　バリア井戸設計のための基本モデル

(3)設計フロー

以下にバリア井戸の設計フロー（図-4.98）およびその解説を示す。

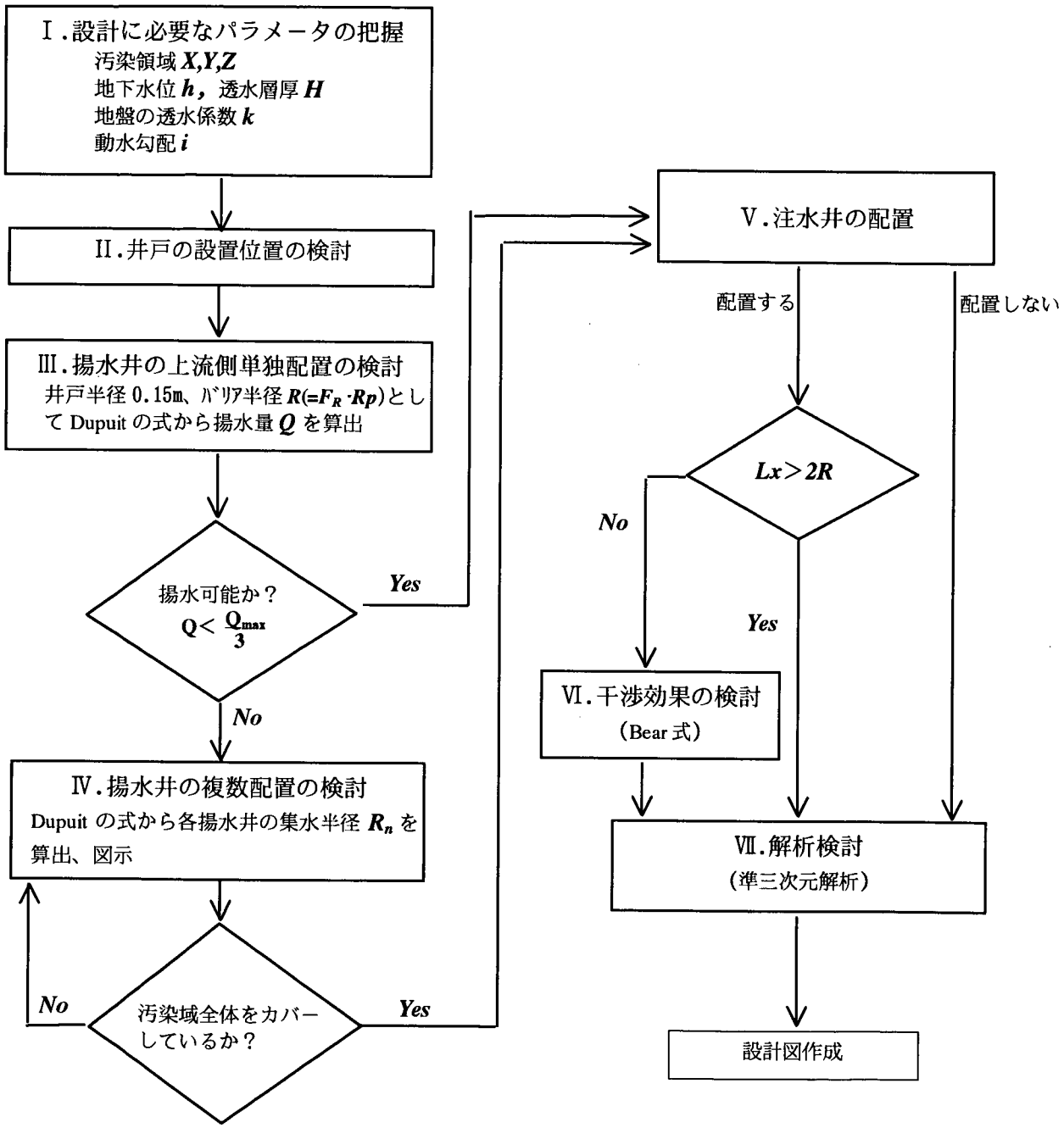


図-4.98　バリア井戸の設計フロー

(4)設計フローの解説

Ⅰ.設計に必要なパラメータの把握

バリア井戸の設計にあたっては、ボーリング調査などにより汚染領域およびその周辺に対し十分な調査と検討が必要である。

Ⅱ.井戸の設置位置の検討

敷地内の障害物や周辺環境などを調査し、井戸の設置場所・井戸径・地下水位低下量など井戸の設置に係わる制約条件を十分検討する。

Ⅲ.揚水井の上流側単独配置の検討

・揚水量 Q の計算方法

障害物領域の上流側に単独配置した揚水井について、汚染域全体を含む集水境界 $R(=F_R \cdot Rp)$内の地下水を全て集水するために必要な揚水量 Q を次のように求める。

揚水量 Q の計算方法

Dupuit の式 $Q = \dfrac{\pi k(H_R^2 - h^2)}{\ln(R_\infty / r)}$

H_R：集水境界水位、h：井戸内水位、R_∞：Seichardt 式 $(=3000 \times (H_R \sqrt{h}) \times k)$ より算出した影響半径、r：井戸半径(標準値 0.15m)

に対し、H_R を不特定変数として反復計算を行い、揚水井の下流側 $R(=F_R \cdot Rp)$地点における流速 V_R、

$$V_R = \frac{Q}{2\pi \cdot F_R \cdot Rp \cdot h} = ki$$

を満足する Q を算出する。

上記の流速条件は、集水境界上で地下水流速がゼロになることを示しており、すなわち集水領域内の地下水が全て揚水井に集められることを意味している。また、井戸半径 r は、特に制約条件がなければディープウェル工法によく用いられている半径 0.15m を標準とする。さらに、集水境界 $R(=F_R \cdot Rp)$は、汚染域を全てカバーできるよう、汚染域の下流端よりさらに下流側に設定する。なお、集水安全率 F_R の値は、揚水井が汚染域近傍に設置可能な場合では2.0程度を目安とするが、汚染域の形状や揚水井の設置位置などにより異なる。

揚水量 Q の算出結果より、地下水位低下量、揚水量、井戸径などが現実に適したものであるか十分検討し、揚水井の単独配置の可能性を判断する。

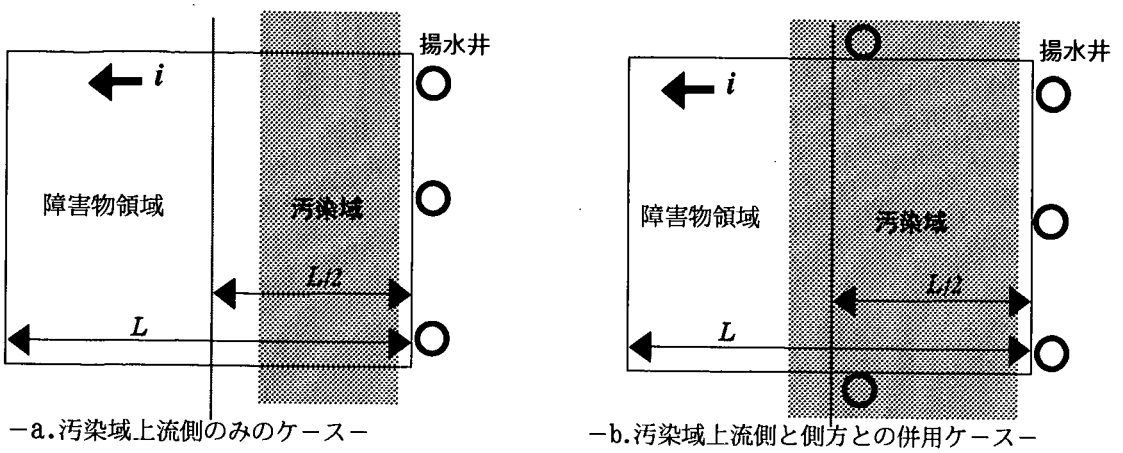
Ⅳ.揚水井の上流側・側方複数配置

揚水井の単独配置が不可能と判断された場合は、上流側への複数配置を検討する。揚水井は、特に制約が無い限り、設備が汎用されているもので、最も経済的な半径 0.15m 程度のものを基本とする。揚水井の配置計画は、汚染域や障害物領域の形など現地の制約条件を考慮して井戸本数、井戸半径、配置場所などを設定した後、各揚水井に対しそれぞれ集水半径を求め、汚染域をカバーしているか確認する。

揚水井の追加配置場所として、汚染域上流側のみ、上流側および側方、側方のみ、および下流側への追加配置の４通りが考えられる。

ここで、揚水井の複数配置の目安について、以下のような具体例を挙げてみた。

汚染域が障害物領域の上流側半分以内にある場合（図-4.99(a)）、および側方に設置できない場合は上流側配置のみとし、汚染域が障害物領域の下流側半分まで拡がっている場合（図-4.99(b)）は上流側と側方との併用が考えられる。



－a.汚染域上流側のみのケース－　　－b.汚染域上流側と側方との併用ケース－

図-4.99　汚染域と障害物領域の位置関係と揚水井の配置例

上記以外には、汚染域上流側と側方、および側方のみに設置するケースとして、例えば障害物領域が大きく汚染域上流近傍に設置できない場合（図-4.100）などが考えられる。

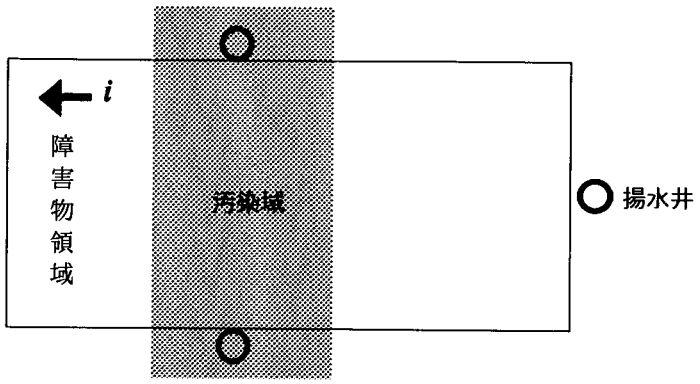
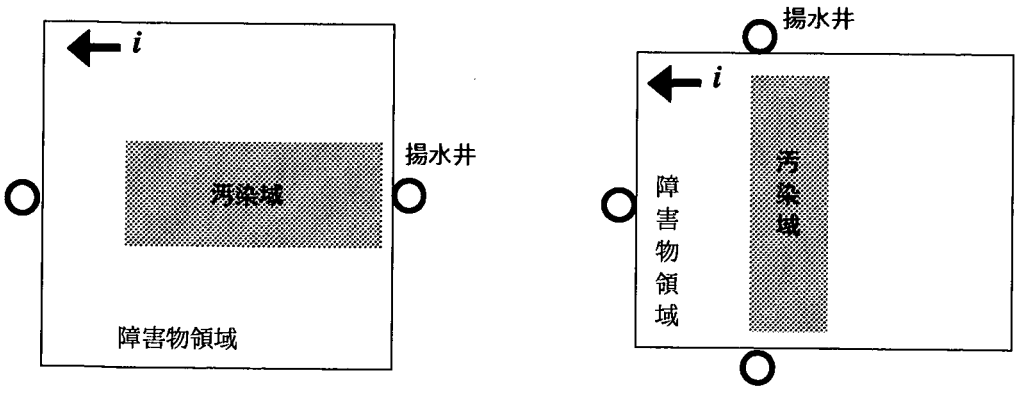


図-4.100　汚染域上流近傍に揚水井を設置できないケース例

一方、下流側への追加配置が必要なケースとして、例えば汚染域側方に障害物領域があるため揚水井が設置できず、上流側や側方の揚水井だけでは汚染領域をカバーできない場合（図-4.101(a)）、汚染域上流側に障害物領域があるため揚水井が設置できず、側方の揚水井だけでは汚染領域をカバーできない場合（図-4.101(b)）などが考えられる。



－a.汚染域側方に設置できないケース－　　－b.汚染域上流側に設置できないケース－

図-4.101　汚染域下流側に揚水井を設置するケース例

・集水半径の算出

複数配置した揚水井の集水領域が汚染領域全体をカバーしているか確認するため、それぞれの揚水井に対し、揚水量Q_i、集水半径R_iを次のように算出する。

集水半径R_nの計算方法

まず、揚水量Q_nをSichart式$Q_n=2\pi r_n l_n(k/15)\cdot Fs$

r_n：井戸半径、l_n：フィルター長、Fs：安全率（=1.0）

より求めた揚水能力の1／3～1／10を目安として設定する。

続いて、集水半径R_nを以下のように求める。

Dupuitの式 $$Q_n=\frac{\pi k(H_{Rn}^2-h^2)}{\ln(R_\infty/r)}$$

に対し、H_{Rn}を不特定変数として反復計算を行い、揚水井の下流側$R(=F_R\cdot Rp)$地点における流速V_R、

$$V_R=\frac{Q_n}{2\pi\cdot F_R\cdot Rp\cdot h}=ki$$

を満足するR_nを算出する。

・集水領域の確認

上記で算出した各揚水井の集水半径R_nをもとにすべての揚水井の集水領域を図示し、汚染領域全体をカバーしているか確認する。その結果、汚染領域全体がカバーされていない場合は、揚水量・井戸半径・設置場所の見直し、揚水井の追加配置などを行い、上記の方法により再検討する。

なお、汚染領域の下流側へ揚水井を設置した場合、上流側に設置した場合に比べ広域の集水領域が得られる反面、汚染域を下流側へ新たに拡げることにもなる。従って、下流側への揚水井の配置はできるだけ避けるようにし、上流側ならびに側方配置でもカバーできない汚染領域が生じると判断された場合にのみ考慮する。

Ⅴ.注水井の配置

注水井は、揚水井による地下水位低下量および敷地周辺の環境事情を考慮した結果、地下水位の回復が必要と判断される箇所に配置する。

注水井の配置方法は、地下水位の回復を必要とする箇所が敷地周辺全体であれば注水総量＝揚水総量となるように、敷地周辺の一部であればその近傍に配置する。

Ⅵ.干渉効果の検討

揚水井の$2R_n$以内に注水井を配置した場合、干渉効果により揚水井の集水領域が単独配置のそれより狭くなることがある。従って、このような配置の場合は干渉効果の確認を目的として、Bearの式を基本とした次式

$$\text{バリア半径 } R=\text{補正安全率}\times\{0.5Lx\cdot(2Q/\pi Lx\cdot i\cdot H)^{0.5}\} \quad (4\text{-}16)$$

を用いて、干渉効果が現れる可能性のある全ての揚水井（井戸間隔$Lx<2R$）に対しバリア半径Rを算出する。上記により算出されたバリア半径Rをもとに揚水井の集水領域を図示し、汚染領域全体がカバーされているか再度確認する。なお、式中の補正安全率は、解析検討結果より2.0を用いる。

Ⅶ.解析検討（準三次元解析）

以上のように、揚水井および注水井の配置が検討され、最終配置計画が完了した段階で、準三次元解析を行い配置計画の妥当性を確認する。

3）まとめ

バリア井戸工法の有用性の確認、および設計手法の提案を目的として、汚染物質周辺にバリア井戸を配置したモデル地盤に対し、地下水流の準三次元解析を実施した。その結果、以下のことがわかった。

①バリア井戸工法は、汚染物質の下流への拡散を抑制できることがわかった。

②揚水井のバリア半径は、Dupuit の式と　Seichardt の式を組合せる手法により推定できることがわかった。

③注水井を揚水井のバリア半径の２倍より近くなる場所に設置した場合、干渉効果によりバリア半径が小さくなること、このような場合ではＪ．Ｂｅａｒの式を補正（補正安全率＝２程度）することによりバリア半径を推定できることがわかった。

④揚水井と注水井を複数以上配置するには、群井戸効果を考慮した設計が必要となることがわかった。

⑤上記①～④の結果をもとに、バリア井戸工法の設計手法を提案できた。

4-4　固化・不溶化処理工法

4-4-1　概要

1）研究目的

固化・不溶化による溶出抑制工法について、重金属による汚染土壌を主な対象とし、各種汚染物質に対して利用可能な不溶化材を見極め、適切な対策工法を選定するための資料を作成する。

主な研究内容は以下のようである。

①固化・不溶化工法に関する既往技術の調査と評価
②ビーカー実験による各種重金属汚染土壌に対して適用可能な不溶化材の選定
③タンクリーチング試験による不溶化処理土からの溶出特性の確認
④大型土槽実験による不溶化処理土からの移流拡散特性の確認
⑤シミュレーションによる効果の確認

なお、③タンクリーチング試験以降の影響予測技術に関する研究については、「２－２－４　溶出特性に関する試験法と結果の解釈」の項ですでに詳しく述べているためここでは省略する。

2）全体計画の概要

研究開発の概要フローを、図-4.102 に示す。

①既存技術の調査
・文献および法令・指針などによる関連事項の整理
②検討課題の抽出
・既存技術・問題点の整理
③ビーカー実験
・各種重金属汚染物質について、適用可能な不溶化材の種類と配合を実験的に求める。
・複合汚染の際の不溶化材の混合使用効果を実験的に求める。
④タンクリーチング実験
・固化不溶化処理地盤からの溶出特性の確認とマス構造物としての溶出抑制効果の評価
・解析に必要なパラメータの取得
⑤大型土槽実験
・タンクリーチング実験との比較
・解析に必要なパラメータの取得
⑥解析・予測
・解析プログラムへの入力定数の決定
・効果の予測
⑦マニュアル作成

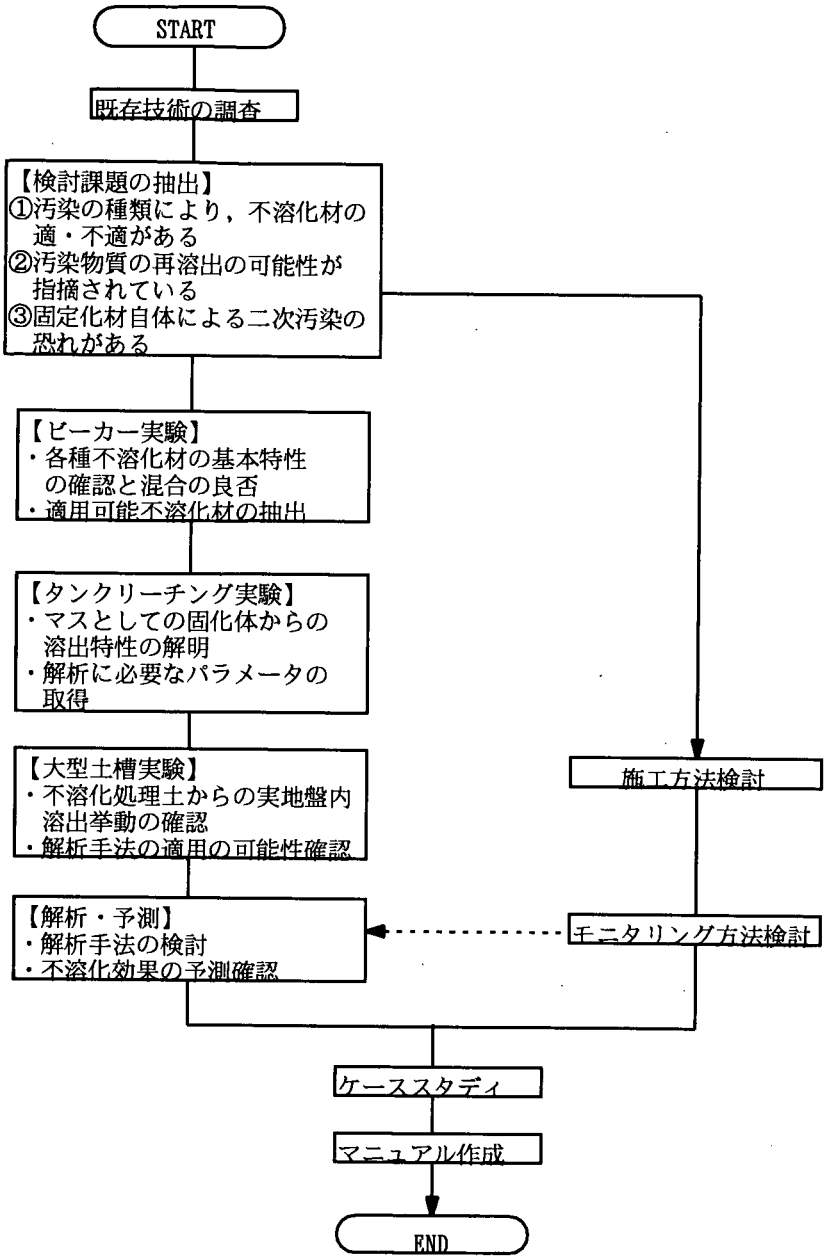


図-4.102　固化・不溶化工法研究フロー

4-4-2　固化・不溶化工法の問題点の整理

1）検討課題の抽出

固化・不溶化工法の現状の課題を抽出するにあたり、文献調査を実施した。

その結果、固化・不溶化工法の特徴および現段階での検討課題を挙げると次のようである。

【適用性】

表-4.33　固化・不溶化工法の適用性

	対象となる汚染物質				
	重金属	揮発性有機	油類	PCB	シアン
セメント系固化	○	×	△	○	○
薬液による不溶化	○	×	×	×	○

○：実績あり

△：試験中あるいは他工法と組み合わせて処理可能なもの

×：適用性のないもの、あるいは不明なもの

【特徴】

・固化・不溶化処理ともに重金属を含む土壌に有効であり、実工事も多く実施されている。
・固化処理は、PCB、油類にも適用された例がある。
・原位置での施工が可能である。
・比較的短期間での施工および改良が可能である。

【問題点】

・土壌の状態、汚染の状況により、処理効果にかなりの変動がある。
・汚染物質の種類で、酸性、アルカリ性により溶出量に変化がある。
・汚染物質が再溶出する可能性が指摘されている。
・固化材等による固化体からの溶出特性に関する報告例は、短期、長期ともに見あたらない。
・現行の環告 46 号試験については、その適用性が議論されている最中である。
・固化材や不溶化剤による二次汚染の可能性がある。

2）課題の解決方法

上記課題を解決することを目的に各種実験を実施した。

実験の目的と概要を次に示す。

①固化・不溶化材の単独および複合使用における効果の検討（ビーカー試験）

個別の重金属汚染物質とそれに対する固化材および不溶化剤の適用性は、過去に多くの研究実績があり、これまでに明らかとなっているものも多く、よってここでは重金属複合汚染土壌についての固化・不溶化剤の適用性を主に検討する。

文献調査の結果より、重金属はその種類によって、陽イオン系、あるいは陰イオン系のものがあり、これらの複合汚染土壌については単独の固化材で双方を不溶化することは困難である場合が多い。そこで今回は、重金属による複合汚染土壌を対象とし、セメント系固化材を主材に、それに助剤として不溶化剤を配合することにより、複合汚染土壌に効果のある固化材の配合を決定することを目的とした。

②固化体からの溶出特性の解明（タンクリーチング試験）

汚染された土壌を固化・不溶化処理する方法は、環境庁の「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」において指針づけられている。すなわち、重金属等に係る溶出量の基準値 II を超過した場合には、遮水工や遮断工などの前段において固化・不溶化処理を行うことになっている。また同指針では「運用上の留意点」の中で、個別の重金属の不溶化剤について具体的な記述がなされているが、これらの不溶化剤は固形化しない化学薬品がほとんどである。

一方で、重金属による土壌汚染の分野においては、セメント系固化材による重金属の固定化に

関する研究が古くから行われており、各種の固化材が開発されている。

ただし現在、不溶化あるいは固化された汚染土壌からの重金属の溶出量の確認については、環境庁告示の重金属の溶出試験により行われており、セメント系固化材によって強度増加され、なおかつマス固化体となった固化処理土からの溶出特性についてはほとんど検討がなされていない。すなわちセメント固化した場合には、粉砕による環告46号試験の結果と原位置での溶出特性との間に開きが生じることも大いに考えられる。

よって本研究においては、固化体からの重金属の溶出特性を解明することを目的にタンクリーチング試験を実施した。実験方法の詳細および結果は第2章に示した通りである。

③解析・モニタリング手法の検討（大型土槽実験）

固化・不溶化工法は指針づけられた一般的な工法であるが、その改良効果について追跡調査した事例は数例しかみあたらない。

そこで、実際に固化体を大型土槽内に埋設し、六価クロムの移流拡散状況を観察することにより、解析手法の適用性、モニタリング方法などについて検討を行った。

4-4-3　ビーカー実験

1）目的

主に重金属による複合汚染土壌を対象とし、セメント系固化材を主材に、それに助剤として不溶化剤を配合することにより、複合汚染土壌に効果のある固化・不溶化材の配合を決定することを目的とした。

まずは、重金属類によって汚染された土壌の不溶化対策の指標を得る目的で、比較的汚染頻度が高いと考えられるカドミウム、鉛、水銀、ヒ素、六価クロムを対象に模擬汚染土壌を作製し、その不溶化を図る単独材料での室内ビーカー実験を実施した。

次に、複合汚染土壌を作成し、適切な不溶化材の種類と組合せならびに添加量が溶出量抑制効果に及ぼす影響を溶出試験より求め、対象重金属種に対する不溶化材の適用性評価を試みた。

2）実験方法

(1)実験フロー

図-4.103 に、実験方法の概略フローを示す。

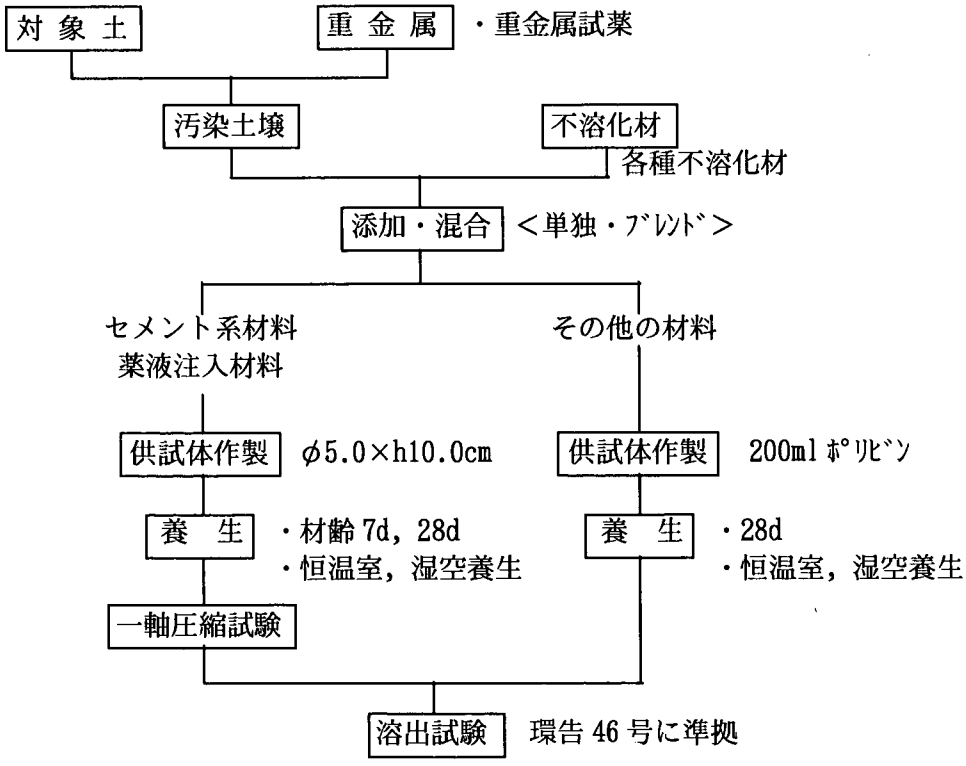


図-4.103　ビーカー実験の概略フロー図

(2)使用材料

＜汚染土壌の調整＞

対 象 土：美浦産砂質土（表-4.38 に、物理特性を示す）

汚染重金属：

・カドミウム（Cd，$CdCl_2$，試薬鹿特級）
・鉛（Pb，$Pb(NO_3)$，試薬特級）
・水銀（Hg，$HgCl_2$，試薬特級）
・ヒ素（As，$Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$，試薬鹿特級）
・六価クロム（Cr(VI)，$Na_2Cr_2O_7 \cdot 2H_2O$，試薬特級）

＜不溶化材の種類＞

セメント系固化材，薬液注入材系：

・普通ポルトランドセメント
・有機質土用固化材
・低アルカリ固化材
・溶液型薬液注入材

その他（難溶性塩生成剤，吸着材，キレート剤）：

・水酸化ナトリウム
・硫化ナトリウム
・硫酸第一鉄・7 水和物（$Fe_2SO_4 \cdot 7H_2O$）
・ベントナイト
・ゼオライト
・キレート剤　　の計 10 種

(3)汚染土壌の調整

Cd～Hg 汚染土（対象金属：Cd，Pb，Hg）および As～Cr(VI)汚染土（対象金属：As，Cr(VI)）の 2 種類の汚染土壌を調整して試験に供した。調整方法は、対象金属種の調整用試薬を含水比調整に用いるイオン交換水（含水比で約 6%相当）に溶解し、対象土（天日乾燥済み）に添加・混合して汚染土壌とした。調整後の汚染土壌は、1 昼夜以上放置して試験に供した。

溶出量の設定値は「重金属等に係る土壌汚染調査・対策指針」（平成 6 年 11 月）に定められる溶出量値 II を基準に水銀についてはその 100 倍、その他の重金属についてはその 10 倍を目安とした。

(4)不溶化材の種類および添加方法

セメント系固化材および薬液注入材系の不溶化材を用いたものは地盤工学会基準（JGS 0811；安定処理土の突き固めによる供試体作製方法）により φ5.0×H10.0cm の円筒供試体を作製し、その他の不溶化材に関しては混合後に 200ml のポリビンに詰めて試験に供した。また、各供試体の養生期間（材齢）は前者が材齢 7 日および 28 日、後者が材齢 7 日で行った。

(5)実験ケース

＜不溶化材：単独使用の場合＞

不溶化材の単独使用を行うケースについて、不溶化材の種類および添加方法等を表-4.34 に示す。また、この結果をもとに検討を行い、追加の必要性があると判断した水準を表-4.35 に示す。

表-4.34　不溶化材および添加方法（単独使用）

不溶化材種	材料名	添加量：対汚染土壌		添加方法
セメント・薬液注入材	普通ﾎﾟﾙﾄﾗﾝﾄﾞｾﾒﾝﾄ	50 kg/m³	100 kg/m³	w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加・混合。水はｲｵﾝ交換水を使用。
	有機質土用固化材	50 kg/m³	100 kg/m³	
	低ｱﾙｶﾘ固化材	50 kg/m³	100 kg/m³	
	水ｶﾞﾗｽ系溶液型	10 wt%	20 wt%	調整した注入材を添加・混合
その他	水酸化ﾅﾄﾘｳﾑ (NaOH)	10 wt% (1, 2 wt%)		濃度 10,20%に調整した溶液を添加・混合
	硫化ﾅﾄﾘｳﾑ ($Na_2S \cdot 9H_2O$)	10 wt% (0.5, 1 wt%)		濃度 5, 10%に調整した溶液を添加・混合
	ベントナイト	25 kg/m³	50 kg/m³	水／粉=1000%の膨潤ｽﾗﾘｰとして，添加・混合
	ゼオライト	25 kg/m³	50 kg/m³	粉体として添加・混合
	飛灰用キレート材	5 wt%	10 wt%	原液を添加・混合
・水酸化ナトリウムおよび硫化ナトリウムは、所定の濃度に調整した溶液を添加したので、添加量の（）内の数値は薬剤としての添加量を計算した値。				

表-4.35　不溶化材単独使用の追加試験水準

内　　容	対象汚染土	添加量，方法：対汚染土壌
キレート剤の使用量低減	As～Cr(VI)	原液 0.5，1.0wt%を添加・混合
硫化ﾅﾄﾘｳﾑの使用量低減		濃度 0.5，1.0%に調整した溶液を，10wt%の割合で添加・混合
還元剤（$FeSO_4 \cdot 7H_2O$）の使用		試料（粉体）5，10wt%を添加・混合
普通ﾎﾟﾙﾄﾗﾝﾄﾞｾﾒﾝﾄの使用量増化		150，200kg/m³相当量を，w/c=1のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加・混合。水はｲｵﾝ交換水を使用。

＜不溶化材：混合使用＞

不溶化材の混合使用における不溶化材の種類および添加方法等を表-4.36 に示す。

表-4.36　不溶化材混合使用の水準表

内　　容	対　象汚染土	添　加　量
普通セメント＋ベントナイト	Pb～Hg	普通セメント　　：50kg/m³ ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ（膨潤ｽﾗﾘｰ）：25kg/m³
普通セメント＋キレート剤	As～Cr^{6+} (VI)	普通セメント：100kg/m³ キレート剤　：5.0%
普通セメント＋硫化ナトリウム	As～Cr^{6+} (VI)	普通セメント　：100kg/m³ 硫化ナトリウム：0.5%
		普通セメント　：200kg/m³ 硫化ナトリウム：0.5%
普通セメント＋$FeSO_4 \cdot 7H_2O$（還元剤）	As～Cr^{6+} (VI)	普通セメント：100kg/m³ 還元剤：1%，5%

(6)試験項目および方法

試験項目および方法を以下の表-4.37に示す。

表-4.37　試験項目および方法

試験項目	試験方法
I　土質材料	
・土粒子の密度	地盤工学会基準：JGS 0111
・粒度分布	地盤工学会基準：JGS 0131
・土の含水比	地盤工学会基準：JGS 0121
・土の透水試験	地盤工学会基準：JGS 0311
・溶出試験	環境庁告示第46号に準拠
・土のpH測定	地盤工学会基準：JGS 0211
II　固化・不溶化処理土	
・一軸圧縮試験	地盤工学会基準：JGS 0511
・溶出試験	環境庁告示第46号に準拠
・溶出液のpH測定	JIS Z 8802

3）実験結果

(1)土質試験結果

汚染土壌を調製する前の対象土に関して土質試験を行った結果を表-4.38 に、溶出試験の結果を表-4.39 に示す。

表-4.38　土質試験結果

試験項目			試験結果
土粒子の密度：原土（g/cm³）			2.675
湿潤密度：調整後（g/cm³）			1.733
土の含水比（%）			8.20（乾燥前） 8.03（調整後）
土の透水試験（cm/sec）			2.56×10^{-3}
粒度分布（ふるい通過質量百分率：%）	ふるいの寸法 mm	4.75	100.0
		2.00	92.1
		0.850	84.1
		0.425	42.6
		0.250	12.3
		0.106	1.0
		0.075	0.3
土のpH測定			5.8（調整前）

表-4.39　溶出試験結果（試料土）

	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
溶出量（mg/l）	<0.005	<0.005	<0.0005	<0.005	<0.02
定量下限値（mg/l）	0.005	0.005	0.0005	0.005	0.02

(2)汚染土壌の調整結果

調整した汚染土壌からの重金属の溶出試験結果を表-4.40 に示す。

表-4.40　各対象金属の溶出量値　　単位：mg/l

	ｶﾄﾞﾐｳﾑ (Cd)	鉛 (Pb)	水銀 (Hg)	ヒ素 (As)	六価ｸﾛﾑ (Cr(VI))
Cd～Pb 汚染土	2.8	0.39	0.30	—	—
As～Cr 汚染土	—	—	—	0.91	24
定量下限値	0.005	0.005	0.0005	0.005	0.02

(3)一軸圧縮試験結果

セメント系の材料および薬液注入材を不溶化材とした供試体の一軸圧縮強度試験の結果を表-4.41、図-4.104に示す。

表-4.41 一軸圧縮試験結果

対象土	不溶化材	添加量	一軸圧縮強さ			
			単位：kgf/cm²		単位：kN/m²	
			7日	28日	7日	28日
<陽イオン系> Cd～Hg汚染土	普通セメント	50kg/m³	7.98	10.89	780	1070
		100kg/m³	16.65	26.13	1630	2560
	有機質土用固化材	50kg/m³	10.17	14.35	1000	1410
		100kg/m³	37.49	54.93	3680	5390
	低アルカリ固化材	50kg/m³	1.94	2.42	190	240
		100kg/m³	10.98	13.61	1080	1340
	薬液注入材	10%	0.46	0.20	45	20
		20%	0.42	0.41	41	40
<陰イオン系> As～Cr(VI) 汚染土	普通セメント	50kg/m³	10.92	13.48	1070	1320
		100kg/m³	19.48	27.88	1910	2740
		150kg/m³	23.10	36.24	2270	3560
		200kg/m³	30.21	49.58	2960	4860
	有機質土用固化材	50kg/m³	8.12	10.90	800	1070
		100kg/m³	45.53	58.92	4470	5780
	低アルカリ固化材	50kg/m³	1.27	1.23	130	120
		100kg/m³	7.15	7.19	700	710
	薬液注入材	10%	0.32	0.54	30	50
		20%	0.36	0.35	35	34

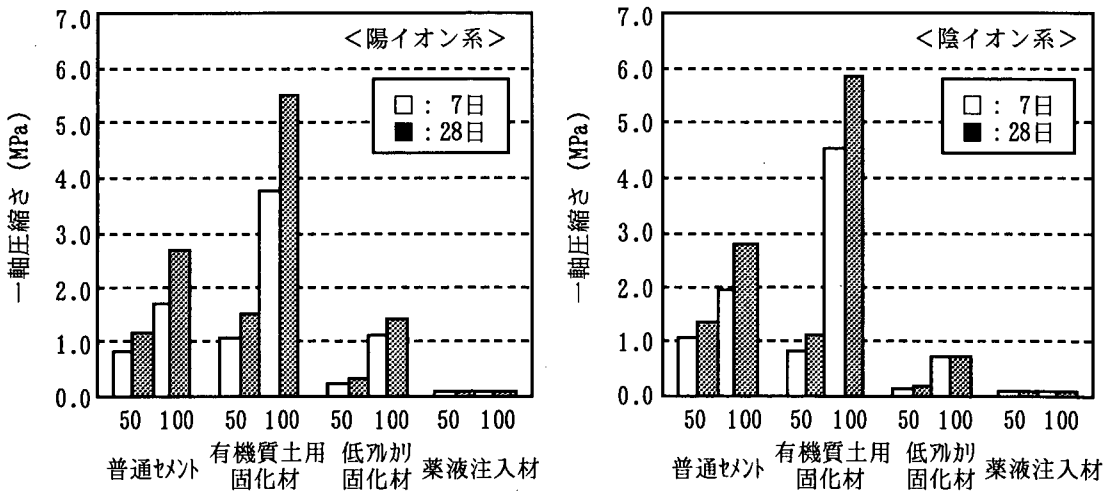


図-4.104 各不溶化材毎の一軸圧縮強さ

(4)溶出試験結果

①不溶化材：単独使用

各元素毎の溶出試験の結果および不溶化率を以下に示す。また、各重金属元素に対する不溶化効果の判定も行った。判定の基準および不溶化率の計算式を以下に示す。

なお、表-4.43 から表-4.48 の判定欄で固化材、注入材については材齢 7 日と 28 日の推移も示した。

【表中の記号の意味】

◎：環境基準値を満足
○：環境基準値は満足していないが溶出量値 II を満足
△：不溶化効果は確認されるが溶出量値 II を満足せず
▲：不溶化効果が確認されず　→不溶化率＝50%以下
×：不溶化材の添加により溶出量が増加

【環境基準値】

表-4.42　各重金属の規制値

対象金属	環境基準値	溶出量値 II
Cd	0.01	0.3
Pb	0.01	0.3
Hg	0.0005	0.005
As	0.01	0.3
Cr(VI)	0.05	1.5

【不溶化率】

ここでの不溶化率は以下のように定義する。

$$\text{不溶化率}\ (\%) = \frac{\text{対象土からの溶出量} - \text{改良土からの溶出量}}{\text{対象土からの溶出量}} \times 100 \quad (4\text{-}17)$$

表-4.43　カドミウム(Cd)の溶出量値、不溶化率および判定

不溶化材	添加量	溶出量（mg/l）		不溶化率（%）		判 定
		7日	28日	7日	28日	(7→28)
普通セメント	50kg/m³	<0.005	<0.005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
	100kg/m³	<0.005	<0.005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
有機質土用固化材	50kg/m³	<0.005	<0.005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
	100kg/m³	<0.005	<0.005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
低アルカリ固化材	50kg/m³	<0.005	<0.005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
	100kg/m³	<0.005	<0.005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
薬液注入材	10%	1.4	0.93	50.0	66.8	▲→△
	20%	1.1	0.81	60.7	71.1	△→△
水酸化ナトリウム	1%	0.18		93.6		○
	2%	0.11		96.1		○
硫　化ナトリウム	0.5%	0.15		94.6		○
	1.0%	0.38		86.4		△
ベントナイト	25kg/m³	1.7	-	39.3	-	▲
	50kg/m³	0.87		68.9		△
ゼオライト	25kg/m³	2.0		28.6		▲
	50kg/m³	1.7		39.3		▲
キレート剤	5%	0.006		99.8		◎
	10%	<0.005		99.8以上		◎

【参考表】

基準値	単位	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
調整汚染土溶出量	mg/l	2.8	0.39	0.30	0.91	24
環境基準	mg/l	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05
溶出量値 II	mg/l	0.3	0.3	0.005	0.3	1.5

表-4.44　鉛(Pb)の溶出量値、不溶化率および判定

不溶化材	添加量	溶出量（mg/l）／pH		不溶化率（%）		判 定
		7日	28日	7日	28日	(7→28)
普通セメント	50kg/m³	0.020(11.7)	<0.005(11.5)	94.9	98.7以上	○→◎
	100kg/m³	0.051(12.2)	0.018(12.0)	86.9	95.4	○→○
有機質土用固化材	50kg/m³	0.019(11.3)	<0.005(11.1)	95.1	98.7以上	○→◎
	100kg/m³	0.014(11.6)	<0.005(11.3)	96.4	98.7以上	○→◎
低アルカリ固化材	50kg/m³	0.020(10.3)	<0.005(10.2)	94.9	98.7以上	○→◎
	100kg/m³	0.030(10.3)	<0.005(10.5)	92.3	98.7以上	○→◎
薬液注入材	10%	2.9(9.7)	1.7(9.6)	-	-	×→×
	20%	3.1(10.1)	1.9(10.0)	-	-	×→×
水酸化ナトリウム	1%	0.45(12.2)		-		×
	2%	0.46(12.7)		-		×
硫化ナトリウム	0.5%	0.26(9.2)		33.3		○
	1.0%	0.36(10.0)		7.7		▲
ベントナイト	25kg/m³	0.13(6.9)		66.7		○
	50kg/m³	<0.005 (7.7)	-	98.7以上	-	◎
ゼオライト	25kg/m³	0.083(5.7)		78.7		○
	50kg/m³	0.057(5.6)		85.4		○
キレート剤	5%	0.069(10.7)		82.3		○
	10%	0.010(10.3)		97.4		≒◎

（　）内の数値はpHを表す

【参考表】

基準値	単位	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
調整汚染土溶出量	mg/l	2.8	0.39	0.30	0.91	24
環境基準	mg/l	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05
溶出量値II	mg/l	0.3	0.3	0.005	0.3	1.5

表-4.45　水銀(Hg)の溶出量値、不溶化率および判定

不溶化材	添加量	溶出量 (mg/l)		不溶化率 (%)		判 定
		7日	28日	7日	28日	(7→28)
普通セメント	50kg/m³	0.0008	0.0006	99.7	99.8	○→○
	100kg/m³	<0.0005	<0.0005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
有機質土用固化材	50kg/m³	<0.0005	<0.0005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
	100kg/m³	<0.0005	<0.0005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
低アルカリ固化材	50kg/m³	<0.0005	<0.0005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
	100kg/m³	<0.0005	<0.0005	99.8以上	99.8以上	◎→◎
薬液注入材	10%	0.25	0.27	16.7	10.0	▲→▲
	20%	0.28	0.20	6.7	33.3	▲→▲
水酸化ナトリウム	1%	0.19		36.7		▲
	2%	0.15		50.0		▲
硫　化ナトリウム	0.5%	0.061		79.7		△
	1.0%	0.13		56.7		△
ベントナイト	25kg/m³	0.16	-	46.7	-	△
	50kg/m³	0.067		77.7		△
ゼオライト	25kg/m³	0.31		-		×
	50kg/m³	0.28		6.7		▲
キレート剤	5%	0.0015		99.5		○
	10%	<0.0005		99.8以上		◎

【参考表】

基準値	単位	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
調整汚染土溶出量	mg/l	2.8	0.39	0.30	0.91	24
環境基準	mg/l	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05
溶出量値II	mg/l	0.3	0.3	0.005	0.3	1.5

表-4.46　ヒ素(As)の溶出量値、不溶化率および判定

不溶化材	添加量	溶出量 (mg/l)		不溶化率 (%)		判 定
		7日	28日	7日	28日	(7→28)
普通セメント	50kg/m³	0.20	0.18	78.0	80.2	○→○
	100kg/m³	0.028	0.018	96.9	98.0	○→○
	150kg/m³	0.010	<0.005	98.9	99.0	◎→◎
	200kg/m³	<0.005	<0.005	99.0	99.0	◎→◎
有機質土用固化材	50kg/m³	0.41	0.50	54.9	45.1	△→▲
	100kg/m³	0.12	0.076	86.8	91.6	○→○
低アルカリ固化材	50kg/m³	0.79	0.76	13.2	16.5	▲→▲
	100kg/m³	0.36	0.38	60.4	58.2	△→△
薬液注入材	10%	15	15	-	-	×→×
	20%	15	14	-	-	×→×
水酸化ナトリウム	1%	27		-		×
	2%	30		-		×
硫化ナトリウム	0.05%	5.8		-		×
	0.1%	14.0		-		×
	0.5%	3.2		-		×
	1%	7.3		-		×
硫酸第一鉄	5%	0.012		98.7		○
	10%	0.018	-	98.0	-	○
ベントナイト	25kg/m³	1.4		-		×
	50kg/m³	1.6		-		×
ゼオライト	25kg/m³	1.0		-		×
	50kg/m³	0.92		-		×
キレート剤	0.5%	2.5		-		×
	1.0%	5.2		-		×
	5%	6.3		-		×
	10%	5.8		-		×

【参考表】

基準値	単位	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
調整汚染土溶出量	mg/l	2.8	0.39	0.30	0.91	24
環境基準	mg/l	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05
溶出量値 II	mg/l	0.3	0.3	0.005	0.3	1.5

表-4.47　六価クロム(Cr(VI))の溶出量値、不溶化率および判定

不溶化材	添加量	溶出量（mg/l）		不溶化率（%）		判 定
		7日	28日	7日	28日	(7→28)
普通セメント	50kg/m³	16	14	33.3	41.7	▲→▲
	100kg/m³	3.7	3.9	84.6	83.8	△→△
	150kg/m³	0.99	0.47	95.9	98.0	○→○
	200kg/m³	0.50	0.24	97.9	99.0	○→○
有機質土用固化材	50kg/m³	16	12	33.3	50.0	▲→▲
	100kg/m³	8.4	5.3	65.0	77.9	△→△
低アルカリ固化材	50kg/m³	20	18	16.7	25.0	▲→▲
	100kg/m³	17	16	29.2	33.3	▲→▲
薬液注入材	10%	21	21	12.5	12.5	▲→▲
	20%	20	19	16.7	20.8	▲→▲
水酸化ナトリウム	1%	20		16.7		▲
	2%	20		16.7		▲
硫　化ナトリウム	0.05%	<0.02		99.9以上		◎
	0.1%	<0.02		99.9以上		◎
	0.5%	<0.02		99.9以上		◎
	1.0%	<0.02		99.9以上		◎
硫酸第一鉄	5%	<0.02		99.9以上		◎
	10%	<0.02		99.9以上		◎
ベントナイト	25kg/m³	18		25.0		▲
	50kg/m³	16		33.3		▲
ゼオライト	25kg/m³	20		16.7		▲
	50kg/m³	20		16.7		▲
キレート剤	0.5%	6.1		74.6		△
	1.0%	6.1		74.6		△
	5%	<0.02		99.9以上		◎
	10%	<0.02		99.9以上		◎

【参考表】

基準値	単位	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
調整汚染土溶出量	mg/l	2.8	0.39	0.30	0.91	24
環境基準	mg/l	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05
溶出量値II	mg/l	0.3	0.3	0.005	0.3	1.5

表-4.48　対象金属別の不溶化材の効果

不溶化材	添加量	重金属種および不溶化判定（7日→28日）				
		Cd	Pb	Hg	As	Cr(VI)
普通セメント	50kg/m³	◎→◎	○→◎	○→○	○→○	▲→▲
	100kg/m³	◎→◎	○→○	◎→◎	○→○	△→△
	150kg/m³	－	－	－	◎→◎	○→○
	200kg/m³	－	－	－	◎→◎	○→○
有機質土用固化材	50kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	△→▲	▲→▲
	100kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	○→○	△→△
低アルカリ固化材	50kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	▲→▲	▲→▲
	100kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	△→△	▲→▲
薬液注入材	10%	▲→△	×→×	▲→▲	×→×	▲→▲
	20%	△→△	×→×	▲→▲	×→×	▲→▲
水酸化ナトリウム	1%	○	×	▲	×	▲
	2%	○	×	▲	×	▲
硫　化ナトリウム	0.05%	－	－	－	×	◎
	0.1%	－	－	－	×	◎
	0.5%	○	○	△	×	◎
	1.0%	△	▲	△	×	◎
硫酸第一鉄	5%	－	－	－	○	◎
	10%	－	－	－	○	◎
ベントナイト	25kg/m³	▲	○	△	×	▲
	50kg/m³	△	◎	△	×	▲
ゼオライト	25kg/m³	▲	○	×	×	▲
	50kg/m³	▲	○	▲	×	▲
キレート剤	0.5%	－	－	－	×	△
	1.0%	－	－	－	×	△
	5%	◎	○	○	×	◎
	10%	◎	≒◎	◎	×	◎

【表中の記号の意味】

◎：環境基準値を満足
○：環境基準値は満足していないが溶出量値 II を満足
△：不溶化効果は確認されるが溶出量値 II を満足せず
▲：不溶化効果が確認されず　→不溶化率＝50%以下
×：不溶化材の添加により溶出量が増加

②不溶化材：混合使用時
不溶化材を混合して使用した際の一軸圧縮試験および溶出試験の結果を表-4.49に示す。

表-4.49　不溶化材混合使用の試験結果（材齢7日）

対象汚染土	混合内容（配合，添加量等）	試験結果	
		一軸圧縮強さ (kN/m^2)	溶出量 (mg/l)
Pb～Hg	普通セメント　：50kg/m³ ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ（膨潤ｽﾗﾘｰ）：25kg/m³	833	Cd：<0.005 Pb：0.013 Hg：0.0008
As～Cr(VI)	普通セメント：100kg/m³ キレート剤　：5.0%	2330	As：0.028 Cr(VI)：1.7
	普通セメント　：100kg/m³ 硫化ナトリウム：0.5%	1496	As：0.028 Cr(VI)：<0.02
	普通セメント　：200kg/m³ 硫化ナトリウム：0.5%	2253	As：0.007 Cr(VI)：<0.02
	普通セメント：100kg/m³ 還元剤（硫酸第一鉄）：1%	2029	As：0.019 Cr(VI)：0.12
	普通セメント：100kg/m³ 還元剤（硫酸第一鉄）：5%	335	As：0.034 Cr(VI)：0.03

混合使用時の対象金属別の不溶化材効果

不溶化材	添加量	重金属種および不溶化判定（7日→28日）				
		Cd	Pb	Hg	As	Cr(VI)
普通セメント ベントナイト	50kg/m³ 25kg/m³	◎	○	○	－	－
普通セメント キレート剤	100kg/m³ 5%	－	－	－	○	△
普通セメント 硫化ナトリウム	100kg/m³ 0.5%	－	－	－	○	◎
普通セメント 硫化ナトリウム	200kg/m³ 0.5%	－	－	－	◎	◎
普通セメント 硫酸第一鉄	100kg/m³ 1%	－	－	－	○	○
普通セメント 硫酸第一鉄	100kg/m³ 5%	－	－	－	○	◎

【表中の記号の意味】
◎：環境基準値を満足，○：環境基準値は満足していないが溶出量値 II を満足
△：不溶化効果は確認されるが溶出量値 II を満足せず

【参考表】

基準値	単位	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
調整汚染土溶出量	mg/l	2.8	0.39	0.30	0.91	24
環境基準	mg/l	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05
溶出量値 II	mg/l	0.3	0.3	0.005	0.3	1.5

4）結果の解釈と適用

(1)本試験における固化・不溶化材の選定について

一般に、重金属等による汚染水については、汚染物を硫化物や水酸化物などの難溶性の化合物として分離除去する方法や吸着材により処理する方法が用いられている。また、重金属等を含む汚泥等の廃棄物については、セメント固形化処理を施すことにより溶出を抑制する方法が採られる。

本試験ではこれらの従来技術を参考とし、さらに、土木の分野で一般的に使用されている材料を加味して、材料選定を行っている。すなわち、今回選定した材料は図-4.105 に示すように大別され、本試験は現実性の高い材料の中からスクリーニングするような位置づけに立ったものといえる。

以下に、図中の分類に従った個別の材料による効果について述べる。

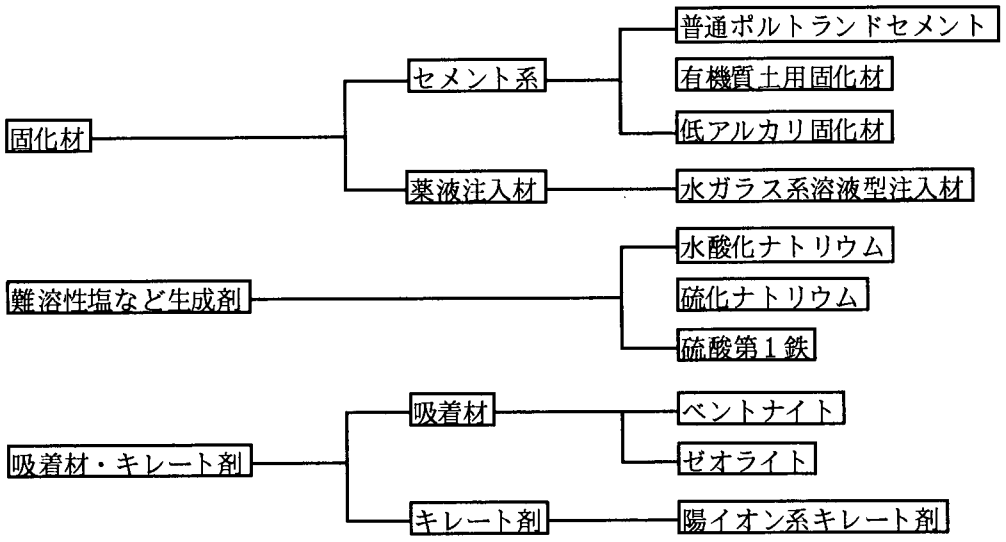


図-4.105　本試験に供した不溶化材の分類

(2)個別の材料による効果の評価と考察

①固化材

本試験では固化材としてセメント系および薬液注入材系の材料を選定した。

セメント系固化材としては、普通ポルトランドセメント、有機質土用固化材、低アルカリ固化材の3種を供しており、個別の固化材の間には多少の差はみられるものの、他の材料と比較すると、総じて重金属等の溶出抑制効果は高い。固化材間では対象とする重金属種、固化材添加量、材令によって溶出抑制効果が若干異なるが、普及性や材料費等を考慮すれば、今回の試験結果においては普通ポルトランドセメントが適当であると判定される。なお、材齢が経過するほど、また単位セメント量が多い配合ほど溶出量が低減される傾向がみられることから、セメント水和物の生成が重金属等の溶出抑制効果に大きく寄与していることが伺える。

なお、セメント系材料のみで環境基準値以下まで低減可能な重金属としては、カドミウム、鉛、水銀が挙げられる。また、ヒ素に対してはセメント量を増加することにより環境基準値以下まで低減することが可能である。

薬液注入材については、その固結能と高い pH による水酸化物の生成能による溶出抑制効果が期待されたが、その効果はほとんど発現していない。したがって、薬液注入材による固結形態では重金属の溶出を押さえることは不可能であり、また、カドミウムや鉛など水酸化物の生成による難溶化も不十分であることが判明した。

②難溶性塩生成剤

高 pH で水酸化物を生成させる材料として水酸化ナトリウムを、硫化物を生成させる材料として硫化ナトリウムを選定している。これらの材料により難溶性塩の生成が期待される重金属は、カドミウム、鉛、水銀である。いずれの重金属に対しても若干の溶出抑制効果がみられたが、セメント系の材料による効果に比較すると大きく劣る。難溶性塩生成能は pH による影響を大きく受けることが知られている。例えば、普通ポルトランドセメント 100kg/m³ の 7 日材令の場合と水酸化ナトリウム 10%添加の材齢 7 日の場合とでは、溶出液の pH が 12.2 と同等であるにもかかわらず、鉛の溶出量は普通ポルトランドセメントの方が 1 桁低い。このことからも、セメント系材料は高 pH 化による水酸化物生成能以外に水和反応等が溶出抑制に寄与していることが裏付けられる。

なお、硫化ナトリウムおよび追加的に試験された硫酸第一鉄において六価クロムの溶出抑制効果が高い結果が得られているが、これは難溶性塩の生成ではなく、三価クロムへの還元反応によるものと考えられる。硫化ナトリウムは硫化水素の発生に伴う毒性や臭気の問題があるため、六価クロムの還元剤としては硫酸第一鉄の方が適当である。

また、硫酸第一鉄はヒ素に対して環境基準値付近まで溶出量を低減する効果があった。これは、難溶性の砒酸鉄を生成するためと考えられる。

以上より、陽イオン系の重金属に対して難溶性塩生成を目的とした不溶化剤はセメント系固化材に比較して溶出抑制効果が劣り、適用性は低いが、一方で陰イオン系の六価クロムやヒ素に対しては硫酸第一鉄の添加による溶出抑制効果が期待できる。

③吸着材・キレート剤

吸着材としては、粘土鉱物であるベントナイトとゼオライトを供試している。これらの粘土鉱物に共通して特徴的な機能は、それが持つ高い陽イオン交換性にあり、鉛など、陽イオンとして存在する重金属等がイオン交換によりこれらの粘土鉱物に吸着され、溶出が抑制されることが期待された。

今回の実験において環境基準値を満足した重金属と吸着材との組み合わせは、鉛に対するベントナイト（50kg/m³）の添加であり、それ以外の組み合わせについては、溶出抑制効果は認められるもののいずれも環境基準値を下回るものがなかった。本実験結果をもとに吸着のメカニズムを考察することは困難であるが、鉛においては汚染土壌の作製時点で、他の重金属に比較して最も土壌中への吸着が顕著だったことを勘案すると、鉛はベントナイト等のアルミノケイ酸塩系の粘土鉱物による吸着処理が効果的であると判断される。なお、陰イオン性のヒ素、六価クロムに対してはこれらの粘土鉱物による溶出抑制効果は小さいことが確認された。

キレート剤については、水処理の分野において従来より使用されており、近年ではゴミ焼却灰からの溶出抑制剤としても利用されている。一般的には陽イオン系のキレート剤が主体であり、本試験においても陽イオン系のキレート剤を供した。その結果、10%の添加によりヒ素以外の重金属（カドミウム、鉛、水銀、六価クロム）に対して環境基準値以下までの低減効果が認められたが、キレート剤が非常に高価であるため、セメント系固化材に比較するとコストパフォーマンスの点で不利となり、実現性は乏しいと思われる。

(3)各種固化・不溶化材の適用性に関するまとめ

土壌中での重金属はその存在形態から以下のように大別される。

①陽イオン系：カドミウム、鉛、水銀のように陽イオンとして存在。

②陰イオン系：ヒ素や六価クロムのように酸素酸となり、陰イオンとして存在。

これらイオン形態の違いは、不溶化に対しても異なった傾向を示すことがビーカー試験でも確認された。今回選定した固化・不溶化材の、各種重金属汚染土壌の不溶化における適用性を、ビーカー試験より得られた知見からまとめると表-4.50 のようである。

表-4.50　固化不溶化材の適用性

	陽イオン系			陰イオン系	
	ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ
セメント系	○	○	○	○	×
薬剤系 (難溶性塩生成)	△※1	×	×	△※1	○
ベントナイト	×	○	×	×	×
キレート材	△※2	△※2	△※2	×	△※2
セメント系＋ 薬剤系	－	－	－	○	○

○：適用性大 、△：適用性中 、×：適用性小

※１）不溶化効果は認められるが、セメント系固化材と比べて劣る。
※２）不溶化効果は充分であるが、コストパフォーマンスの点で不利である。

4-4-4　固化・不溶化処理工法の設計法

1）設計の考え方

固化・不溶化処理工法における設計とは、主に重金属を物理・化学的に不溶化するために必要な固化材および不溶化剤の種類と配合の決定を行うことを目的とする。

固化材および不溶化剤の配合決定にあたっては、それぞれの材料による不溶化の仕組みをよく理解しておくとともに、重金属の種類および濃度をよく調査したうえで、配合試験を実施し、溶出試験の結果が不溶化処理の目標を満足することを確認せねばならない。

また材料の選定にあたっては、各材料の施工性やコストパフォーマンスを考慮したうえで、現地の条件に見合った固化・不溶化材を選定する必要がある。

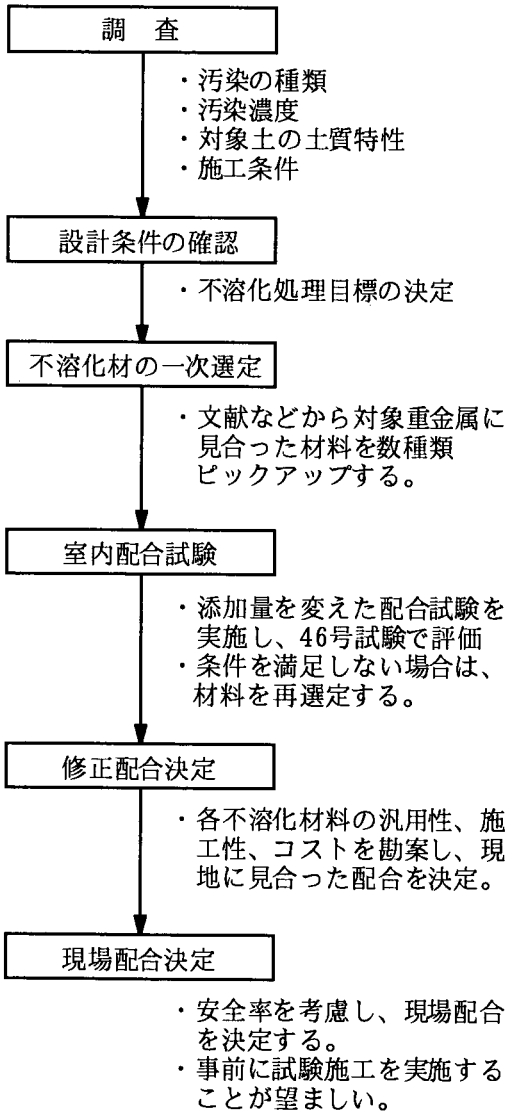


図-4.106　固化・不溶化処理の設計フロー

2）固化・不溶化剤の選定に関する注意事項

固化・不溶化工法剤の選定にあたっては以下の点に留意する必要がある。

(1)施工性および取り扱い上の注意

①セメント系固化材

セメント系固化材を固化・不溶化材として適用する場合は、通常の地盤改良工や土質安定処理工と同様の扱いとなるため、施工性については特に問題はない。ただし、不溶化処理における安全率の設定にあたっては、通常の地盤改良工法での強度の安全率をもとに、試験施工を実施するなど十分な検討を実施してから決定する。

②難溶性塩生成剤

水酸化ナトリウム、硫化ナトリウム、硫酸第一鉄などの難溶性塩生成剤は、通常の土工には使用されない化学薬品である。このため、表-4.51 に示すような化学薬品としての法的及び化学的特性を十分に把握したうえで取扱う必要がある。

これらの薬品は水溶液状にして施工するのが適当であるが、材料によっては粉体での取り扱いとなる場合もある。特に水酸化ナトリウムについては、強アルカリ材料で水に溶解する際に多量の熱を発生し、腐食性があること、硫化ナトリウムについては酸性液との接触により、毒性の高い硫化水素が発生すること、腐食性があることを念頭に入れておかねばならない。

③吸着材・キレート剤

ベントナイトやゼオライト等の吸着材は粉体あるいは顆粒体であり、これをそのまま散布する方法かスラリー状として注入する方法が考えられる。今回のビーカー試験では、ベントナイトについては膨潤スラリーとして添加し、ゼオライトは粉体として添加している。実施工においては、特にベントナイトは非常に細粒で水膨潤性を持つため、混合の均一性を期待してスラリー状で添加する方法が望ましい。

キレート剤は液体状であり、今回のビーカー試験では原液を添加しているが、混合の均一性を期待するためにはさらに水で希釈してから混合する必要がある。キレート原液を希釈する際には水酸化ナトリウムや硫化ナトリウムのような危険性はないが、希釈工程が付加されることによる施工性の低下は否めない。

④複合使用について

複数種の重金属を一度に不溶化するため、固化材、不溶化剤を混合して利用する場合には、その添加順序および添加方法（粉体添加、スラリー添加）を変化した室内配合試験を行い、その影響を確認しておく必要がある。

表-4.51　難溶性塩生成剤の特性・取扱い方法と法的規制

	水酸化ナトリウム NaOH	硫化ナトリウム $Na_2S \cdot 9H_2O$	硫酸第一鉄 $FeSO_4 \cdot 7H_2O$
性　　状	①白色半透明固体 ②潮解性が強い ③水に溶解する時多量の熱を発生 ④水溶液は強アルカリ性	①黄色塊 ②潮解性 ①水溶液はアルカリ性 ②腐食性強	①青緑色結晶 ②水に可溶
毒　　性	①皮膚に触れると皮膚を激しく侵す ②目に入ると失明のおそれあり	①酸類と接触すると有害・可燃の硫化水素を発生 ②皮膚に触れると腐食される	—
取扱い上の注意	①水や酸と接触すると激しく発熱 ②溶液は鉄・銅等を侵す ③アルミニウム、スズ、鉛、亜鉛等を腐食する ④アンモニウム塩と反応し、アンモニアガスを発生 ⑤容器は密閉保管	①水に溶けると発熱する ②空気中で酸化しても発熱・発火 ③容器は密閉し湿気の少ない場所に保管 ④酸類と隔離する	—
保護具	ゴム手袋、ゴム靴、ビニル衣、保護眼鏡着用	保護服、保護手袋、保護眼鏡着用	—
応急処置	皮膚や目に付いた時は直ちに流水で十分に洗い、医師の手当を受ける	皮膚や目に付いた時は大量の水で洗い流す	—
適用法規	毒劇物取締法　第２条劇物（５％以下水溶液は除く）	労働安全衛生法　施行令18条有害物質（名称等を表示すべき有害物）	—

(2)材料コストについて

①固化・不溶化材の単価

ビーカー試験に使用した不溶化材の種類および材料単価を以下に示す。なお、各材料の価格は「積算資料（1999、6月号)」および「13599の化学商品：化学工業日報社」を参考とした。

＜セメント・薬注系＞

・普通ポルトランドセメント：　8,700円/t(東京地区)

・有機質軟弱土用固化材　：　30,000円/t

・低アルカリ型固化材　:100,000円/t程度

→試製品のため,あくまでも参考価格

・水ガラス系溶液型注入材　：　46円/l(混合費除く)

<その他>

・水酸化ナトリウム　:54円/kg(苛性ｿｰﾀﾞ,固形97%換算,東京地区)

・硫化ナトリウム　:115～122円/kg(袋,ﾌﾚｰｸ,染料用)

→120円/kgとして計算

・硫酸第一鉄(7水塩):25～30円/kg →28円/kgとして計算

・ベントナイト　:25～35円/kg(10t,鋳物用)

→30円/kgとして計算

・ゼオライト　:①1,300～1,350円/kg(吸着剤用,1t)

→1,330円/kgとして計算

②130～140円/kg(洗剤用,100t)

→135円/kgとして計算

・キレート剤　:500円/kg

②設定添加量および不溶化処理時の材料単価

表-4.52、表-4.53は、ビーカー試験の結果をもとに、対象汚染土壌1.0m³を固化・不溶化処理するために必要な材料の概略単価を示したものである。

ここで、不溶化処理の材料単価は各材料の単価から単純に計算したものであり、施工コストおよび調整に用いた水の価格は考慮していない。なお、不溶化処理の対象となる土の単位体積重量は、1.7tf/m³として計算している。

表-4.52　不溶化材の添加量と改良単価（単独使用）

材料名	使用量	改良単価 (円／m³)	備考
普通セメント	50kg/m³ 100kg/m³ 150kg/m³ 200kg/m³	435 870 1,305 1,740	・w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加。
有機質土用固化材	50kg/m³ 100kg/m³	1,500 3,000	・w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加。
低アルカリ固化材	50kg/m³ 100kg/m³	5,000 10,000	・w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加。
水ガラス系注入材	10% 20%	8,500 17,000	・添加量は対象土に対する重量%。
水酸化ナトリウム	10%(10%液) 10%(20%液)	918 1,836	・濃度 10%，20%に調整した溶液を対象土に対して重量%で添加。
硫化ナトリウム	0.5% 1.0% 5.0% 10.0%	102 204 1,020 2,040	・濃度 10%に調整した溶液を対象土に対して重量%で添加。 ・希釈しての使用（0.5，1.0%）はヒ素については効果が極端に低下したが，Cr(VI)の不溶化効果は得られた。
硫酸第一鉄	5.0% 10.0%	2,380 4,760	・対象土に対する重量%を添加。
ベントナイト	25kg/m³ 50kg/m³	少量過ぎて計算不能	・W/C=1,000%の膨潤スラリーとして対象土に重量にて添加。
ゼオライト	25kg/m³ 50kg/m³	33,250／3,375 66,500／6,750	・粉体添加 ・吸着剤用／洗剤用
キレート剤	0.5% 1.0% 5.0% 10.0%	4,250 8,500 42,500 85,000	・原液のまま使用。 ・希釈しての使用（0.5，1.0%）は効果が極端に低下し，不溶化効果が得られなかった。

表-4.53　不溶化材の添加量と改良単価（ブレンド使用）

ブレンド内容 (基材：普通セメント)	添加量など	材料コスト (円／m³)
＋ベントナイト	普通ｾﾒﾝﾄ：50kg/m³ ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ：25kg/m³（膨潤スラリー）	435
＋キレート剤	普通ｾﾒﾝﾄ：100kg/m³ ｷﾚｰﾄ剤　：5.0%，原液のまま使用。	43,370
＋硫化ナトリウム	普通ｾﾒﾝﾄ　：100kg/m³ 硫化ﾅﾄﾘｳﾑ：0.5%（10%溶液）	972
	普通ｾﾒﾝﾄ　：200kg/m³ 硫化ﾅﾄﾘｳﾑ：0.5%（10%溶液）	1,842
＋硫酸第一鉄	普通ｾﾒﾝﾄ　：100kg/m³ 硫酸第一鉄：1.0%，重量%を粉体にﾌﾟﾚﾐｯｸｽ	1,346
	普通ｾﾒﾝﾄ　：100kg/m³ 硫酸第一鉄：5.0%，重量%を粉体にﾌﾟﾚﾐｯｸｽ	3,250

注：基材となる普通セメントの材料コストは、435 円/m³（50kg/m³），870 円/m³（100kg/m³）および 1,740 円/m³（200kg/m³）。
：ベントナイトは粉体としての使用量が非常に少ないので計算不能。

これらの表より、次のことがいえる。

① セメント系固化材の中では普通セメントが安価であり、カドミウム、鉛、水銀、ヒ素において不溶化効果が得られる 100～150kg/m³ の添加量では、870～1,300 円/m³ 程度の材料コストとなる。

② 今回のビーカー試験では、六価クロムに対して効果的な硫化ナトリウムは 10%溶液を 0.5～10%で添加し、同じく効果のある硫酸第一鉄については、粉体を 5～10%で添加しているため、材料使用コストは硫酸第一鉄の方が高価となっている。また、六価クロムに対しては、硫化ナトリウム溶液 0.5%添加の 100 円/m³ 程度で効果が発現する。なお、硫化ナトリウムと硫酸第一鉄とを比較した場合の材料コスト面での適性については、硫酸第一鉄溶液を少量添加するケースを実施していないため、言及することはできない。

③ 鉛に対して非常に少量で効果が発現するベントナイトは、材料コストが非常に安価となり、実用性が高い。

④ キレート剤についてはカドミウムや六価クロムに対して 5.0%以上の添加量で不溶化効果が期待できるが、その材料コストは４万円/m³ 以上となり、経済的でない。

4-4-5 まとめ

1）固化・不溶化処理工法の現状と問題点

文献調査結果より、固化・不溶化処理工法について以下の問題点が抽出された。

①特徴

・固化・不溶化処理ともに重金属を含む土壌に有効であり、実工事も多く実施されている。
・固化処理は、PCB、油類にも適用された例がある。
・原位置での施工が可能である。
・比較的短期間での施工および改良が可能である。

②課題および問題点

・土壌の状態、汚染の状況により、処理効果にかなりの変動がある。
・汚染物質の種類で、酸性、アルカリ性により溶出量に変化がある。
・汚染物質が再溶出する可能性が指摘されている。
・固化材等による固化体からの溶出特性に関する報告例は、短期、長期ともに見あたらない。
・現行の環告46号試験については、その適用性が議論されている最中である。
・固化材や不溶化剤による二次汚染の可能性がある。

2）ビーカー実験より

カドミウム、鉛、水銀、ヒ素、六価クロムの重金属等による模擬汚染土に対して、固化材、難溶性塩生成剤、および吸着材・キレート剤による不溶化の効果を、環境庁告示第46号の溶出試験により判定した。その結果として、以下の結論が導かれた。

①陽イオン性の重金属であるカドミウム、鉛、水銀に対しては、セメント系の不溶化材料が有効であり、特に普通ポルトランドセメントが材料コストと普及性の点で有利である。

②鉛に対しては、ベントナイトによる吸着効果が期待できる。

③陰イオン性の重金属であるヒ素に対しては、比較的多量のセメント系固化材の添加あるいは硫酸第一鉄の添加による不溶化効果が期待できる。

④陰イオン性の六価クロムに対しては、硫化ナトリウムや硫酸第一鉄などの還元剤による溶出抑制効果が期待でき、特に安全性や材料コストの面で硫酸第一鉄が有利である。

⑤薬液注入材については、いずれの重金属に対してもその不溶化効果は小さい。

⑥陽イオン系用のキレート剤はヒ素以外の重金属に対して不溶化効果があったが、セメント系固化材等と比較すると、材料コストの面で不利である。

⑦陽イオン系の重金属と陰イオン系の重金属を両方含む複合汚染土壌に対しては、還元剤とセメント系固化材との混合使用が効果的である。ただしこの場合、還元剤の添加量によっては、セメント系固化材による強度発生や不溶化効果が阻害されることになるので注意が必要である。

表-4.54　対象金属別の不溶化効果

不溶化材	添加量	重金属種および不溶化判定（7日→28日）				
		Cd	Pb	Hg	As	Cr(VI)
普通セメント	50kg/m³	◎→◎	○→◎	○→○	○→○	▲→▲
	100kg/m³	◎→◎	○→○	◎→◎	○→○	△→△
	150kg/m³	－	－	－	◎→◎	○→○
	200kg/m³	－	－	－	◎→◎	○→○
有機質土用固化材	50kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	△→▲	▲→▲
	100kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	○→○	△→△
低アルカリ固化材	50kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	▲→▲	▲→▲
	100kg/m³	◎→◎	○→◎	◎→◎	△→△	▲→▲
薬液注入材	10%	▲→△	×→×	▲→▲	×→×	▲→▲
	20%	△→△	×→×	▲→▲	×→×	▲→▲
水酸化ナトリウム	10%	○	×	▲	×	▲
	20%	○	×	▲	×	▲
硫　化ナトリウム	0.5%	－	－	－	×	◎
	1.0%	－	－	－	×	◎
	5%	○	○	△	×	◎
	10%	△	▲	△	×	◎
硫酸第一鉄	5%	－	－	－	○	◎
	10%	－	－	－	○	◎
ベントナイト	25kg/m³	▲	○	△	×	▲
	50kg/m³	△	◎	△	×	▲
ゼオライト	25kg/m³	▲	○	×	×	▲
	50kg/m³	▲	○	▲	×	▲
キレート剤	0.5%	－	－	－	×	△
	1.0%	－	－	－	×	△
	5%	◎	○	○	×	◎
	10%	◎	≒◎	◎	×	◎
普通セメント ベントナイト	50kg/m³ 25kg/m³	◎	○	○	－	－
普通セメント キレート剤	100kg/m³ 5%	－	－	－	○	△
普通セメント 硫化ナトリウム	100kg/m³ 0.5%	－	－	－	○	◎
普通セメント 硫化ナトリウム	200kg/m³ 0.5%	－	－	－	◎	◎
普通セメント 硫酸第一鉄	100kg/m³ 1%	－	－	－	○	○
普通セメント 硫酸第一鉄	100kg/m³ 5%	－	－	－	○	◎

【表中の記号の意味】

◎：環境基準値を満足
○：環境基準値は満足していないが溶出量値 II を満足
△：不溶化効果は確認されるが溶出量値 II を満足せず
▲：不溶化効果が確認されず　→不溶化率＝50%以下
×：不溶化材の添加により溶出量が増加

3）配合設計に関して

汎用性、施工性、コストのいずれの点においても、セメント系固化材、特に普通ポルトランドセメントが優れる。なお今回の実験では実施していないが、不溶化効果については高炉セメントB種においても同様の結果が得られるものと考えられる。

セメント系固化材で不溶化処理できない六価クロムに対しては、不溶化剤での処理が必要となるが、施工性とコストを考えると、硫酸第一鉄が適していると思われる。

表-4.55　不溶化材の添加量と改良単価（単独使用）

材料名	使用量	改良単価（円／m³）	備考
普通セメント	50kg/m³ 100kg/m³ 150kg/m³ 200kg/m³	435 870 1,305 1,740	・w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加。
有機質土用固化材	50kg/m³ 100kg/m³	1,500 3,000	・w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加。
低アルカリ固化材	50kg/m³ 100kg/m³	5,000 10,000	・w/c=1 のｾﾒﾝﾄｽﾗﾘｰとして添加。
水ガラス系注入材	10% 20%	8,500 17,000	・添加量は対象土に対する重量%。
水酸化ナトリウム	10%(10%液) 10%(20%液)	918 1,836	・濃度 10%、20%に調整した溶液を対象土に対して重量%で添加。
硫化ナトリウム	0.5% 1.0% 5.0% 10.0%	102 204 1,020 2,040	・濃度 10%に調整した溶液を対象土に対して重量%で添加。 ・希釈しての使用（0.5、1.0%）はヒ素については効果が極端に低下したが、Cr(VI)の不溶化効果は得られた。
硫酸第一鉄	5.0% 10.0%	2,380 4,760	・対象土に対する重量%を添加。
ベントナイト	25kg/m³ 50kg/m³	少量過ぎて計算不能	・W/C=1,000%の膨潤スラリーとして対象土に重量にて添加。
ゼオライト	25kg/m³ 50kg/m³	33,250／3,375 66,500／6,750	・粉体添加 ・吸着剤用／洗剤用
キレート剤	0.5% 1.0% 5.0% 10.0%	4,250 8,500 42,500 85,000	・原液のまま使用。 ・希釈しての使用（0.5，1.0%）は効果が極端に低下し、不溶化効果が得られなかった。

材料名（ブレンド使用）	使　用　量	改良単価（円／m³）
普通セメント＋ベントナイト	普通ｾﾒﾝﾄ：50kg/m³ ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ：25kg/m³（膨潤スラリー）	435
普通セメント＋キレート剤	普通ｾﾒﾝﾄ：100kg/m³ ｷﾚｰﾄ剤　：5.0%，原液のまま使用。	43,370
普通セメント＋硫化ナトリウム	普通ｾﾒﾝﾄ：100kg/m³ 硫化ﾅﾄﾘｳﾑ：0.5%（10%溶液）	972
	普通ｾﾒﾝﾄ：200kg/m³ 硫化ﾅﾄﾘｳﾑ：0.5%（10%溶液）	1,842
普通セメント＋硫酸第一鉄	普通ｾﾒﾝﾄ：100kg/m³ 硫酸第一鉄：1.0%，重量%を粉体にﾌﾟﾚﾐｯｸｽ	1,346
	普通ｾﾒﾝﾄ：100kg/m³ 硫酸第一鉄：5.0%，重量%を粉体にﾌﾟﾚﾐｯｸｽ	3,250

注：基材となる普通セメントの材料コストは、435 円/m³（50kg/m³），870 円/m³（100kg/m³）および 1,740 円/m³（200kg/m³）。

：ベントナイトは粉体としての使用量が非常に少ないので計算不能。

参考文献

1) 平間・三ヵ島・相坂：有害物質等の土壌中での挙動(2)，千葉県水保研年報,P.185～189,平成2年度.
2) 建設省土木研究所他：地盤環境の性状保全型建設技術の開発平成９年度報告書，pp85～96，H10.3
3) 建設省土木研究所他：地盤環境の性状保全型建設技術の開発平成 10 年度報告書，pp5-125～5-133，H11.3
4) 細見正明：用水と廃水,vol.35,No.3,1993.
5) 大北康治，伊藤克彦，鈴木重孝，久保弘明：廃棄物学会誌,vol.5,No.1,1994.
6) 今立・川端：有機塩素化合物の土壌への吸着・脱着評価方法について，土木学会第 50 回年次学術講演会，II－453，1995.
7) Martinus Th, Van Genuchten, APRIL 1980.
8) 中野ら著「土壌物理環境測定法」東京大学出版会、p163、1995
9) Neuman,S,P. Universal scaling of hydraulic conductivities and dispositivities in geologic media. Water Resour. Res.V26,No.8,pp1749-1758,1990
10) 上田年比古監訳,W．キンツェルバッハ著：パソコンによる地下水解析、森北出版、pp169-171,1990

5．汚染土壌に係わる関係法令に関する研究

5．汚染土壌に係わる関係法令に関する研究

5-1　概要

汚染土壌に係わる関係法令、指針等を整理するとともに、汚染調査や対策工を実施する際の関係法令上の問題点についてまとめた。

5-1-1　現行の関係法令、条例・要綱、指針等についての整理

現行の関係法令、条例・要綱、指針等を収集し、それらを「汚染土壌」「地盤改良」「アルカリ改良土」の三つのカテゴリーに分けて整理した。

1）汚染土壌
土壌・地下水汚染の調査から対策に至る一般的な手順を示し、それらの各段階において係わる法令を表に取りまとめた。

2）地盤改良
地盤改良については、「薬液注入施工資料」の中の「薬液注入工法による建設工事の施工に関する暫定指針」を引用した。

3）アルカリ改良土
建設発生土および建設汚泥等を有効利用するためにセメント系や石灰系等の改良材を添加した「アルカリ改良土」について直接規定する法令はないが、水質汚濁防止法などの関連があると思われる法令を調査した。

5-1-2　法令上の問題点の抽出と整理

土壌・地下水汚染の調査・対策・モニタリングに関するさまざまな法令上の問題点を抽出するため、各対策工法チームおよび共同研究参加各社に対してアンケートを実施した。

その結果を受けて、対策工法に関する質問のほか汚染処理対策の責任や情報開示の問題など全体的な質問を整理し、環境庁に対するヒアリングを行った。

本報告の 5-2 に、各社および各対策工法チーム（B-1～B-4）を対象に実施したアンケートの結果を、5-3 に環境庁を対象に行ったヒアリングの結果をまとめたものを記述する。

5-1-3　マニュアルについて

土壌・地下水汚染の一般的な調査・対策フローと、それらの各段階で係わる法令をとりまとめ、関係法令に関するマニュアル案文を作成した。

マニュアル案文では、総論において主に次のような事項を記述した。

ａ）マニュアルの基本的スタンスや汚染土壌対策の位置づけ
ｂ）汚染に関わる法令
ｃ）法令上の留意事項

また、各論として次の 3 つの仮想ケースについて記述した。この仮想ケースについては、本報告の 5-4 として記述してある。

ケース①　汚染範囲が事業地内、汚染地下水も範囲内
ケース②　汚染範囲が事業地内、汚染地下水が範囲外
ケース③　汚染範囲が事業地外（もらい汚染）

5-2　法令上の問題点の抽出と整理

5-2-1　現場業務を行う上での問題点

1）各社アンケート調査の概要

土壌地下水汚染の調査・対策に係わる実際の業務では、法令・マニュアルが整備されていない、法令の解釈が国・自治体等により相違する、あるいは法令はあるが対策のために莫大なコストがかかるなど、さまざまな問題がある。

そこで、各社が経験した汚染問題に関する法令上の問題、さらには法令に対する意見等を収集し、実際に対策を行う上でどう判断し、どう対処したのかなどの事例を整理し、技術マニュアルの基礎とした。

2）アンケート調査の内容

アンケート調査では、次の13項目について調査した。

(1) 汚染顕在化の経緯
(2) 情報の取扱い
(3) 調査・対策範囲
(4) 調査（土壌調査、土壌ガス調査、地下水調査等）
(5) 分析
(6) 対策
(7) 費用負担
(8) 安全確保・汚染拡散防止
(9) 発動基準
(10) 浄化目標
(11) 汚染土壌の場外搬出
(12) 浄化済土壌の取扱い
(13) 浄化後の跡地利用

3）各社用アンケート調査結果

アンケート結果をもとに、現場における汚染土壌対策に関わる法令上の問題点を整理した。

(1) 汚染顕在化の経緯

各社が汚染土壌および汚染地下水に関わった経緯は、次のとおりであった（未回答・複数回答を含む）。

表-5.1 汚染顕在化の経緯

汚染顕在化の経緯	根拠法令の有無		回答数	備 考
当初、汚染サイトとは認識せず、建設工事の施工途中において汚染物質の存在が判明			10	
汚染サイトである旨を提示され、対策あるいは建設工事を実施（複数回答を含む）			16	
	法令に基づく調査で汚染サイトであると判明	はい	9	環境庁指針、国有地に関わる土壌汚染対策指針、自治体の条例・基準による
		いいえ	4	
		分からない	4	
汚染源の特定もしくは汚染機構の解明を目的として、汚染サイトに関与（複数回答・法令に関する回答なしを含む）			5	
	法令に基づく調査で汚染の存在が判明	はい	5	
		いいえ	2	
		分からない	0	
その他			2	汚染原因者の依頼

回答結果より、21 社中、半分以上の 16 社が、予め汚染サイトであることを知らされて建設工事に従事していることが分かった。また、汚染対策そのものを目的とした工事に従事していることが5社から報告されており、土壌・地下水汚染の問題の大きさが、建設工事現場で十分に認識されてきている状況をうかがわせる。しかし、10 社は汚染サイトと認識せずに工事を行なっており、予想外の汚染問題にぶつかっている場合も多いことを示している。

(2) 情報の取り扱い

調査及び対策を実施するに当たって、その土地の使用履歴、有害物質の使用状況、周辺の地下水利用の有無、などの基本的な情報の伝達状況を、以下にまとめた。

表-5.2 情報の取扱い

情報源		事例が多い	事例が少ない	全くない	備考
発注者からの情報開示					
	十分である	4	8	3	
	一部の情報は提示	11	4	3	発注者自身が情報を持っていない、不都合の情報を出さない
	ほとんどない	0	4	9	
	その他	0	0	4	
自治体からの情報開示					
	十分である	3	4	3	
	一部の情報は提示	6	3	3	自治体が情報を持っていない、個人情報として制限、住民対策
	ほとんどない	1	3	6	
	その他	1	3	3	
土地所有者（発注者を除く）からの情報開示					
	十分である	2	2	7	
	一部の情報は提示	4	2	3	記録保管及び責任体制の不備
	ほとんどない	2	3	3	
	その他	0	2	3	
協力会社への情報開示					
	十分である	2	6	3	情報開示は当然
	一部の情報は提示	11	6	1	施工者自身が情報を持っていない、情報漏洩防止
	ほとんどない	0	2	8	
	その他	0	1	3	

21社中、発注者からの情報開示が十分ある事例が多いと回答した社は4社、一部の情報開示が多いとした社は11社であり、過半数の会社で、多少とも、汚染に関する情報の提示を受けて、建設工事に従事していることが分かる。しかしながら、これらの会社でも、「発注者自身が情報を持っていない」、「都合の悪いことを話したがらない」などの不満をもっており、情報開示の度合いは十分とはいえない。さらに、「情報の提示が十分ある」事例や、あるいは「一部情報提示がある」事例は、全くないと回答した会社は計6社あり、現場での情報不足の一端を示している。

自治体からの情報開示は、発注者よりもやや悪く、情報開示が十分ある事例が多いと回答した社は3社、一部の情報開示が多いとした社は6社であった。備考にも示したように、「自治体が情報を持っていない」、「汚染に関わる情報は個人情報に直結するため提示には制限がある」、「情報が洩れた場合、住民対策をどうするか」など、その地域の住民への配慮を重視する自治体の必要性が、現場での情報不足につながる状況が浮き彫りになっている。

発注者でない土地所有者からの情報は、さらに少なく、情報開示が十分ある事例が多いと回答した社は2社、一部の情報開示が多いとした社は4社であった。汚染に関する記録の保管や責任体制が整備されていないことが、情報提示の少ない理由の一つと考えられる。

このように、施工者である各社に提示される情報が乏しい一方、施工者自身も協力会社に提示する情報を制限していることが、今回のアンケートより明らかとなった。必要な情報を開示するのは当たり前、という高い意識を持つ社もある一方、情報開示は一部分に限定する事例が多いと回答した社が半数の11社であり、汚染サイトでの情報管理の難しさを示している。

(3) 調査・対策範囲

調査や対策の範囲をどのように定めているかを、下記にまとめた（複数回答あり）。

表-5.3 調査・対策範囲

範囲設定の考え方	会社数	備考
建設工事等の施工対象範囲のみ	9	
施工対象以外の範囲も、汚染の有無を確認	5	
発注者と協議	16	
発注者以外の公共機関（自治体等）と協議	6	
その他	1	既存資料から範囲を設定

発注者以外の公共機関と協議しているとした社が6社あった。本アンケート後に公表された「土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針および運用基準」（環境庁）では、自治体が土壌・地下水汚染の対策に当って指導することとしており、今後、自治体と協議する事例が増えるものと考えられる。

調査・対策の範囲の設定にあたっては、12 社が法令等を参考にしていると回答した。内訳は、法令が3社、要綱・指針が7社、自治体の条例が6社（複数回答あり）であり、環境庁の技術指針、排水基準、東京都等の条例等である。

また、5社は法令を参考にせず、調査・対策範囲を設定していると回答した。

(4) 調査（土壌調査、土壌ガス調査、地下水調査等）

① 調査計画立案

調査計画立案にあたって、準拠している法令等の有無を把握した結果は、下記のとおりである。

表-5.4 調査計画立案について

調査項目	内容		回答数	備考
準拠する法令、マニュアル類、定められた手順の有無	ある（複数回答あり）		16	
		ハンドブック、マニュアル類に準拠	11	土壌・地下水汚染ハンドブック等
		法令	11	
		発注者の指示	8	
		発注者以外の機関（自治体等）の指示	4	
		現場での判断	4	
		その他	2	行政指導
	ない		3	
調査手順および調査内容の計画立案に当たっての問題	現場で使えるマニュアル類がない		6	
	マニュアルあるいは法令が現場の問題に対応できていない		7	
	法令が未整備		6	
	機関（自治体等）、担当者によって、調査内容や手順が異なる		7	
	その他		4	現場状況に対応できるハンドブック類がない

アンケートを実施した半数以上の16社がハンドブック類に準拠し、あるいは法令等に従い調査を実施している。そのうち、11社で環境庁監修の土壌・地下水汚染対策ハンドブックを参考として、11社では（重複あり）法令に準拠して調査計画を立案しており、その延べ数（22社）は発注者や自治体の指示を受けている数（計12社）よりも多い。その一方で、現場で使えるマニュアル類がなく、法令の未整備や、指導する機関の曖昧さを問題としているものも多い。現場での判断により調査を実施しているとした4社の存在は、これらの問題を背景としていると考えられる。

② 調査地点

土壌、土壌ガス、地下水等の調査地点、深度等を決定する根拠を下記に示す。（複数回答あり）

調査地点、深度等を決定する根拠に関する設問では、個々の決定根拠で最も多いのは「発注者の指示」の10社である。計画立案段階では、延べ22社がハンドブック類や法令を根拠としているが、作業経費や作業時間に直接関わるサンプリング地点および深度の決定段階では、発注者の指示の比重が増加していることを示している。

表-5.5　調査計画立案について

調査項目	根拠法令	会社数	備考
調査地点、深度等を決定する根拠			
公表されたハンドブック、マニュアル類に準拠		7	土壌地下水汚染対策ハンドブック等
法令に従う（未回答・複数回答あり）		10	
	法令	1	
	国の要綱・通達等	3	
	自治体の条例	3	
	その他	0	
発注者の指示		10	
発注者以外の機関（自治体等）の指示		5	
現場での判断		8	
その他		1	
サンプリング地点および深度の決定に当たっての問題点			
現場で使えるマニュアル類がない		7	
マニュアルあるいは法令が現場の問題に対応できていない		9	
法令が未整備		3	
機関（自治体等）、担当者によって、調査内容や手順が異なる		7	
その他		5	

③　二次汚染対策

調査時の二次汚染対策の実施状況を下記に示す。

表-5.6　調査時の二次汚染対策について

調査項目	根拠法令	会社数	備考
原則として実施		14	飛散・混合防止、防塵対策、臭気対策
（根拠法令）（未回答・複数回答あり）	法令	1	大気汚染の環境基準等
	国の要綱・通達等	3	
	自治体の条例	1	
	その他	1	固化マニュアル等
まれに実施		2	
（根拠法令）（未回答・複数回答あり）	法令	0	
	国の要綱・通達等	1	
	自治体の条例	0	
	その他	0	
行なっていない		0	
明確な規定がない		0	
発注者に経費を見てもらえない		0	
二次汚染対策の方法が分からない		0	
住民等の第三者への漏洩防止		0	
とくに理由はない		0	
その他		0	

21 社のうち 14 社で二次汚染対策が行われており、半数以上の会社において、現場において二次汚染防止の管理に注意が払われていることを示している。明確に実施していないと答えた社は 0 であった。

④ 敷地境界の扱い

調査対象範囲あるいは現場敷地境界付近で汚染が確認された場合の、敷地境界外の扱いについて、事例の多い場合、少ない場合、全く無い場合の事例数を下記に示す。

表-5.7 敷地境界について

調査項目	事例が多い	事例が少ない	全くない	備考
敷地境界の取扱い				
対象範囲外であっても調査する	3	8	5	
対象範囲外は、手をつけない	11	5	2	
その他	2	1	3	地質、地下水等より判断
望ましい扱い	回答数			
対象範囲外であっても調査する	10			敷地外は現実的に不可能、目的と環境リスク次第、他
対象範囲外は、手をつけない	3			
その他	5			

対象範囲外は手をつけないとする社が多い一方、必要に応じて対象範囲外も調査・対策を実施している事例も複数あることが分かる。敷地外を対象とすることは難しいという現実はあるが、目的や環境リスクに応じて設定すべきであり、予め対象範囲を限定すべきではないというのが、多くの意見である。

調査方法には、各社がいくつかの疑問点、問題点を挙げている。主なものを下記に列記する。

- 有機塩素系化合物、油、重金属の各汚染物質に関する調査技術のノウハウは、環境庁の指針等にあるように既に整備されていると思われる。問題は、例えば環境庁の基準であればその必要調査測定数が多く、発注者側がそれに対して負担を感じていることである。これについては、発注者の汚染土壌問題に対する意識の低さによるものと思われる。また、実際にサンプリングを行うのは、ボーリング業者等であり、彼らに対する２次災害に対するケアも十分とは言い難い。
- 地下水位以深の礫層中に汚染が存在する場合、地層中の汚染状況を知るためオールコアサンプリングを実施することが望ましいが試料が取れない場合がある。
- 土壌サンプリング法（５地点混合方式）は、代表サンプルとなっていない例が多く見られる。土壌ガス調査のような現場での簡易分析の開発を期待する。
- 同じ土層でもわずか１０cm程度場所が変っただけで１オーダー以上値が異なることがある。サンプリング位置については、現場経験が必要である（マニュアルどおりにはいかない）。
- 検知管による土壌ガス調査の場合、検知管の設置深度により値が異なる。地下水位が浅いところがあるとコンターが引きにくい。また時間による変化が激しく追加調査をした場合整合性がとれない。
- 発注者が官の場合、発注者と所轄自治体が異なるケースでは、適用法令に関して疑義が生じ、調査方法、サンプリング方法に関しても見解の相違が生じるケースがある。

(5) 分析手法

分析手法の選定根拠は、下記に示すように、大半の会社が法律および通達等によっている。

表-5.8 分析手法について

分析方法の選定根拠	回答数	備考
法令	10	水質汚濁防止法、廃掃法
国の要綱・通達等	9	環境庁告示46号、対策指針
自治体の条例	2	
その他	1	

分析手法についても、各社が多くの疑問点、問題点を挙げている。主なものを下記に列記する。

・揮発性有機化合物の分析方法の選定は、本来、分析の精度や測定間隔の検討から行うべきである。しかしながら調査コスト等の面からそのあたりを無視されることが多い。
・土壌溶出試験に関し、中性でなく、酸、アルカリ側での試験導入の必要性。
・有効数字（ケタ）の取り扱い方を決めるべき。例：Pb 0.015, 0.009, 0.018, これらをどう解釈するか？。
・不溶化処理後の環告４６号による溶出試験法、静的な溶出試験法も考慮すべき。
・粒径の大きい土壌試料の場合、粒土調整をしている間に揮発してしまう。
・水と土壌の環境基準が同じであることに疑問を感じる。条件が全く違うのではないか？。
・溶出量はｐＨなどにより変化してしまう。環境基準を溶出量で定めることに疑問を感じる。含有量と溶出量の間には、明瞭な相関はないようである。
・溶出試験の方法の簡易化、指針では、風乾時間や振とうに時間を要する。特に対策時の確認ではより簡易な方法が望まれる。
・環告46号を適用することになっているが、この基準では改良土を2㎜以下に砕いて溶出試験を行うもので、固化処理による効果が現れ難しいケースがある。試料の大きさを大きくするなり、実態に即した試験方法等を適用すべき。

(6) 対策方法

対策方法決定に当たって現場で優先している項目について、最優先項目、優先する項目、全く考慮しない項目について調査した結果を下記に示す。

表-5.9 対策方法について

優先項目	最優先	次に優先	考慮せず	備考
対策方法決定時				
費用	5	13	0	
安全性	8	10	0	
官庁による指示	3	10	0	環境庁対策指針、自治体条例を含む
技術的な信頼性	9	6	0	
その他	1	1	2	発注者指示等
浄化終了時				
費用	4	11	0	
濃度	13	4	0	
官庁による指示	1	9	0	環境庁対策指針、自治体条例を含む
その他	1	1	2	発注者指示等
封じ込め時				
費用	8	5	2	
官庁による指示	6	6	1	環境庁対策指針、自治体条例を含む
その他	1	2	2	発注者指示等
モニタリング方法決定時				
費用	6	9	0	
安全性	7	8	0	
官庁による指示	2	8	0	環境庁対策指針、自治体条例を含む
その他	4	1	2	発注者指示等

費用は優先項目の一つではあるが、安全性や濃度を十分に考慮して、対策方法や終了決定の判断がなされている場合も多いと言える。

対策方法の決定方法について、各社が多くの疑問点、問題点を挙げている。主なものを下記に列記する。

・総合的なリスクを考慮せずに対策を行っている事例が多い。
・環境庁指針では、具体的手法が記述されていないので問題である。
・対策時に目標としていた濃度に低減できないケースが多くある。対策工法を施工する前に現地試験を実施するよう指針で指導すべきである。

(7) 費用負担

費用負担の現状について、多いケース、事例は少ないが経験したケース、全くないケースについて調査した結果を下記に示す。

表-5.10 費用負担について

費用負担社	多いケース	少ないケース	全くないケース	備考
土木施工者（回答した会社）	0	3	7	
土木施工者（回答した会社以外）	0	1	9	
施工主	7	4	2	
汚染原因者	5	7	3	
官庁・自治体	5	5	4	自治体の公害対策補助
その他	0	0	4	

汚染対策に関わる費用は、施工主及び汚染原因者が負担するケースが過半であり、官庁や自治体も、補助金制度を使いながら、費用を負担する場合もある。事例は少ないとはいえ、土木施工者が費用を負うケースも、未だ見られる点が気になるところである。

費用負担の実態についての主な意見を列記する。問題および費用の大きさを勘案すると、PPP（汚染原因者負担の原則）があるとはいえ、汚染原因者が費用を負うことには限界があるというのが、回答した会社の総意と考えられる。

・発注者側が、汚染の実態を内密にする傾向が強く、そのためその費用についても十分用意できないのが本音のようである。
・汚染原因者負担が原則であるが、クリーニング店のテトラクロロエチレンやメッキ工場のような場合は汚染原因者負担を追求すると調査対策が遅れることが問題となる。
・施主および土地所有者に全額負担させることは、汚染を存置させる懸念がある。環境改善のためには、国が補助できるようなシステムが必要。
・原則汚染原因者の負担、但し､国や地方自治体の融資制度を設ける。但し、汚染行為が汚染物質の法的指定以前に実施されたことが明確な場合や汚染者がすでに存在してない場合は、国、地方自治体の費用負担を考慮する。
・汚染原因者が明確となってしまっているケースでも、現行制度では以前にさかのぼった場合に汚染原因者に費用負担を義務づけることができず、対策が pending になっているようなサイトが多い。

(8) 安全確保・汚染拡散防止

汚染対策における安全確保のための教育・訓練の実施状況を下記に示す。

表-5.11 安全確保・汚染拡散防止について

調査項目	根拠法令	会社数	備考
従業員への教育・訓練の有無			
行なっている（根拠法令）		14	安全教育、講習会、現場指示等
	法令	1	廃棄物処理法
	国の要綱・通達等	2	
	自治体の条例	2	条例による処理基準
	その他	4	OSHA
行なっていない		3	
協力会社への教育・訓練の有無			
行なっている（根拠法令）		13	安全教育、現場指示等
	法令	0	廃棄物処理法
	国の要綱・通達等	1	
	自治体の条例	1	条例による処理基準
	その他	2	OSHA
行なっていない		3	
今後の教育・訓練の必要性			
必要あり		11	マニュアル作成、等
必要なし		3	
教育・訓練のための法令整備の必要性			
必要あり		9	
必要なし		6	現行法令で対応可能、法令で定められるかどうか疑問

社内で安全のための教育訓練を実施していると回答したのは 21 社中 14 社であり、5 社が国や自治体の法令を根拠としている。協力会社に対しても教育・訓練を実施していると回答したのは 21 社中 13 社であり、現場外での講習会と、現場内での安全教育や現場指示により、従業員や協力会社への教育・訓練を、過半数の会社で実施していることが分かる。

現場での安全対策を講じているのは、21 社中 14 社であった。使用している保護具の内訳は下記のとおりである。

表-5.12 保護具について

作業項目	保護具
作業一般	防毒マスク、手袋（ラテックスなど）、眼鏡
緊急時用	空気呼吸器
掘削、埋め戻し	防塵、防毒マスク
薬剤調整（有機塩素系化合物取扱いを含む）、薬剤散布	メガネ、ゴム手袋、長靴、カッパ、タイベック
低レベル	ヘルメット、ゴム手袋、作業服
高レベル	タイベックススーツ、給気式呼吸器
固化	手袋、めがね、マスク、覆物
浄化	メガネ、マスク、手袋

また、12 社が保護具の着用を励行していると回答しているが、3 社が面倒等を理由として、1 社が発注者からの指示（目立つ）を理由に保護具着用の励行はしておらず、安全確保の意識向上が今後も必要であると言える。

作業性等の問題はあるが、11 社は、法令により汚染対策作業時において、保護具着用を義務づけるべきとの意見を出している。その一方で 5 社は義務づけは不要という意見を有している。

土壌調査・浄化対策作業の実施に際しては、周辺への汚染拡散を防止する配慮が必要であるが、その実施状況は下記のとおりである。

表-5.13　周辺への汚染拡散防止策について

調査項目	根拠法令	会社数	備考
除染を励行			
行なっている		11	
（根拠法令）（未回答・複数回答あり）	法令	0	
	国の要綱・通達等	2	
	自治体の条例	0	
	その他	2	OSHA
作業者の判断次第、特に指示していない		5	
ほとんど配慮していない		1	
協力会社への除染指示			
行なっている		12	
（根拠法令）（未回答・複数回答あり）	法令	0	
	国の要綱・通達等	2	
	自治体の条例	0	
	その他	1	OSHA
協力会社の判断に任せている		5	

約半数の会社では社内で除染を励行および協力会社に除染の指示を励行している。ただし、作業者の判断に任せているケースもあり、マニュアル化にあたっての検討課題の一つとなろう。

(9) 汚染対策実施にあたっての根拠

調査・対策を実施する際の根拠について、多い事例、少ない事例、全くない事例について調査した結果を下記に示す。

表-5.14 汚染対策実施にあたっての根拠について

調査項目	法令	内数	比較的多い事例	少ない事例	全くない事例	備考
汚染調査の実施根拠・基準						
汚染物質の濃度が、法令で規定されている値を超えていることが確認された			5	4	4	
（未回答・複数回答あり）	法令	5				
	国の要綱・通達等	2				
	自治体の条例	2				
	その他	0				
法令による基準値以下であっても、汚染物質の存在が確認された			1	6	4	
汚染物質の埋め立て等が判明し、土壌・地下水汚染の存在が予見された			10	5	1	
その他			0	2	3	
汚染対策の実施根拠・基準						
汚染物質の濃度が、法令で規定されている値を超えていた			12	3	0	
（未回答・複数回答あり）	法令	7				
	国の要綱・通達等	3				
	自治体の条例	3				
	その他	1				
法令による基準値以下であっても、汚染物質の存在が確認された			2	5	6	
その他			0	0	3	
汚染調査・対策の実施を判断した者						
施工主			9	7	1	
汚染原因者			5	4	4	
官庁・自治体			7	5	3	
土木施工者			3	3	7	
その他			0	0	3	

汚染物質の濃度が法令で規定されている値を超えていることが確認された場合よりも、汚染物質の埋め立て等の汚染の原因となりうる行為がなされていたことが判明し、土壌・地下水汚染の存在が予見された場合の方が、汚染調査の実施根拠になっている事例としては多い。その一方で、浄化は、汚染物質の濃度が、法令で規定されている値を超えていた場合に開始すると回答した会社が大半を占めている。「念のため調査するが、濃度が基準値以下であれば、浄化対策は実施しない」という判断と考えられる。

汚染調査・対策の遂行を決定するのは、施工主がもっとも多く、次いで官庁・自治体であった。

表-5.15　汚染対策の実施基準について

調査項目		回答数	備考
法令で定められていない有害物質（基準外物質）を扱った事例			
	基準外物質であっても、調査・対策を実施	5	
	調査・対策は実施しなかった	0	
	その他	1	
	基準外物質は取り扱ったことがない	11	
汚染調査の実施基準			
	法令で定めている基準値	9	
	汚染物質の存在の確認（基準値以下を含む）	10	
	その他	2	
汚染対策の実施基準			
	法令で定めている基準値	13	
	汚染物質の存在の確認（基準値以下を含む	2	
	その他	5	
環境基準以外の有害物質の扱い			
	調査及び対策は不要	4	
	調査及び対策は必要	8	
	分からない	6	
	その他	3	

法令で定められていない有害物質については、回答会社数は少ないものの、積極的に調査・対策を実施している（実施せざるを得ない？）状況を示している。また、法令で規定されていなくても、調査・対策の必要性があると、約半数の会社が意見を出している。

調査や対策の発動基準の考え方は、環境庁の土壌・地下水汚染調査・対策指針でも示されており、今後、対策事例数の増加が予想される。

(10)　対策目標

汚染浄化を実施する際の浄化終了を決定する判断の根拠について、多い事例、少ない事例、全くない事例について調査した結果を下記に示す。

表-5.16　対策目標

質問項目		多い事例	少ない事例	全くない事例	備考
浄化終了の判断基準					
	汚染物質の濃度が、法令で規定されている値未満	10	4	0	
	法令による基準値以上でも、これ以上の浄化は効果がないと判断	2	3	5	
	濃度には関係なく、建設工事の都合	0	3	8	
	濃度には関係なく、時間と経費の問題	1	2	8	
	その他	2	0	3	
	浄化を終了させた経験なし	1	2	2	
汚染対策終了の判断は誰が行ったか					
	施工主	6	6	1	
	汚染原因者	3	3	5	
	官庁・自治体	7	6	1	
	土木施工者	3	1	6	
	その他	0	0	3	

		回答数	
基準外物質を浄化した事例の有無			
	ある	3	
	ない	14	
基準外物質の浄化終了の判断基準			
（未回答あり）	濃度が低減しなくなり、これ以上の浄化は効果がないと判断	2	
	濃度には関係なく、建設工事の都合	0	
	濃度には関係なく、時間と経費の問題	0	
	その他	2	
汚染対策の目標			
	法令で定めている基準値	8	
	汚染サイト毎に設定	9	
	その他	2	

汚染物質の濃度が、法令で規定されている値未満になった時点で浄化を終了させている場合が多いが、法令による基準値以上でもこれ以上の浄化は効果がないと判断している等、現場での現実的な判断を優先させて浄化作業を終了させる場合も見られる。

汚染対策終了の判断は、官公庁・自治体がもっとも多く、次いで施工主であり、汚染原因者や土木施工者が判断する事例は少ない。

(11)　汚染土壌の場外搬出

汚染土壌を場外に搬出する場合について、多い事例、少ない事例、全くない事例について調査した結果を下記に示す。

表-5.17　汚染土壌の場外搬出について

調査項目		回答数	備考
汚染土壌の場外搬出の有無			
	経験あり	13	
	経験なし	6	

調査項目		比較的多い事例	少ない事例	全くない事例	備考
汚染土壌の場外搬出方法					
	産業廃棄物とした	10	1	1	
	他の法令に基づいた	1	1	6	自治体の残土受け入れ基準
	法令には関係なく搬出	0	1	7	
	その他	2	0	2	
場外搬出時の汚染土壌の取り扱いの判断者					
	施工主	2	5	3	
	汚染原因者	2	1	5	
	官庁・自治体	5	2	4	
	土木施工者	5	4	1	
	その他	0	0	1	

調査項目		回答数	備考
汚染土壌の場外搬出の扱い			
	法令で定めるべき	15	
	法令は不要	0	
	分からない	0	
	その他	2	

過半数の会社が、汚染土壌を場外に搬出した経験を有しており、大半は産業廃棄物として扱っていることが分かる。建設残土として自治体の条例に従って場外搬出したケースもあるが、事例数は少ない。場外搬出の判断は、官庁・自治体と土木施工者が多い。

汚染土壌の場外搬出の扱いを法令で定めるべきであるとの意見が過半数を占めている。

(12)　浄化済土壌の取り扱い

浄化が終了した汚染土壌の取り扱いについて、多い事例、少ない事例、全くない事例について調査した結果を下記に示す。

表-5.18　汚染土壌の取扱いについて

調査項目		比較的多い事例	少ない事例	全くない事例	備考
場内で利用					
浄化済み土壌の利用方法					
	産業廃棄物とした	3	3	3	
	他の法令に基づいた	1	2	4	
	法令には関係なく無害土壌とした	0	2	4	
	その他	2	1	2	
	利用したことはない	1	1	3	
浄化済み土壌の取り扱いの判断者					
	施工主	6	2	2	
	汚染原因者	0	4	5	
	官庁・自治体	3	5	3	
	土木施工者	3	3	2	
	その他	0	1	3	
場外で利用					
浄化済み土壌の利用方法					
	産業廃棄物とした	2	2	2	
	他の法令に基づいた	0	0	3	
	法令には関係なく無害土壌とした	1	0	3	
	その他	1	1	2	
	搬出したことはない	5	2	2	
浄化済み土壌の取り扱いの判断者					
	施工主	2	3	3	
	汚染原因者	0	3	4	
	官庁・自治体	2	3	3	
	土木施工者	3	3	1	
	その他	1	0	1	

調査項目		回答数	備考
汚染浄化土壌の扱い			
	法令で定めるべき	10	
	法令は不要	2	
	分からない	1	
	その他	4	

浄化した土壌を場内・場外で活用した事例数は少なく、法令での取扱いの明確化が強く望まれるところである。

浄化した土壌の扱いについて、主な意見を列記する。

・基準値以下に浄化された土壌は他の要因（汚染以外）で産業廃棄物とはならないため利用しても問題はないものと考えられる。

・浄化目標基準の設定と関連し、浄化土壌をリサイクルできるシステムづくりが必要であ

る（ex．含有量による設定)。
・浄化済みの土壌は、一般土砂と同等の扱いができなければ高いコストをかけても、ずっと汚染土壌としてのレッテルが残り、浄化を行う必要性も減少してしまう。
・完全に環境基準値以下まで浄化ができたなら自然土と同じ扱いでよいと考えるが、「完全に」をどこで判断するかが難しい。ある程度の濃度のグレーゾーンを示し、取り扱いに対する指針を示すべきである。ただし場外搬出する場合は廃掃法の適用が必要である。
・浄化土壌が汚染物質を除去され、物質特性や化学特性が変わっていないものであれば有用土として利用できるよう法令化すべきである。

(13)　浄化後の跡地利用

浄化が終了した跡地の取り扱いについて、多い事例、少ない事例、全くない事例について調査した結果を下記に示す。

表-5.19　跡地利用について

調査項目		比較的多い事例	少ない事例	全くない事例	備考
汚染物質を除去した後の跡地の利用方法					
	法令に基づき使用	3	0	3	
	法令には関係なく跡地を利用	1	2	4	
	その他	0	1	4	
	跡地利用したことはない	5	4	2	
跡地利用方法の判断者					
	施工主	3	2	1	
	汚染原因者	0	2	3	
	官庁・自治体	2	3	0	
	土木施工者	1	4	2	
	その他	0	1	2	
汚染物質を封じ込めた後の跡地の利用方法					
	法令に基づき使用	2	0	3	
	法令には関係なく跡地を利用	2	3	4	
	その他	1	2	2	
	跡地利用したことはない	4	4	3	
跡地利用方法の判断者					
	施工主	6	1	1	
	汚染原因者	1	1	3	
	官庁・自治体	2	3	2	
	土木施工者	0	3	2	
	その他	1	0	1	

調査項目		回答数	備考
浄化対策済み跡地の扱い			
	法令で定めるべき	13	
	法令は不要	1	
	分からない	2	
	その他	1	

汚染土壌を浄化または封じ込めた跡地を活用した事例数は少なく、法令での取扱いの明確化が強く望まれるところである。

浄化した跡地の扱いについて、主な意見を列記する。

・浄化後基準値以下となった場合は問題ないと考えられるが封じ込め後はその封じ込めに影響を与えること及び土地利用後のモニタリング等を法令で定めるべきである。
・浄化されているのだから発注者による土地利用目的によって計画すればよい。浄化工事は通常自治体と相談しながら実施しているケースが多く跡地利用についてもその時に話になる。
・封じ込め後についてはその履歴を記録し保存する必要がある。
・考え方としては廃棄物処分場の跡地利用と同じではないか？対策が成功していれば問題

はない。不完全な場合には利用制限等の考え方を示すべき。
・跡地利用時には、特に残留性物質を存置する場合は、遮断性や遮水性などに関する管理方法を明確に規定すべきである。

4）現場業務を行う上での問題点の抽出と整理

本アンケート調査を総括すると、各社は、国や自治体の法令に従って、汚染現場の調査及び対策に従事している一方、様々な問題の対応に悩んでおり、個別の問題に対処できるマニュアルを強く望んでいることが明らかとなった。主な事項の調査結果は下記のとおりである。

(1) 汚染顕在化の経緯

回答21社中、半分以上の16社が、予め汚染サイトであることを知らされて建設工事に従事しており、そのうち5社が汚染対策そのものを目的とした工事に従事していることから、土壌・地下水汚染の問題の大きさが、建設工事現場で十分に認識されてきている。しかし、汚染サイトと認識せずに工事を行っているケースも多い。

(2) 情報の取り扱い

過半数の会社で、多少とも発注者から汚染に関する情報の提示を受けて、建設工事に従事している。しかし、発注者が都合の悪いことを話したがらない等の理由から、情報開示の度合いは十分とは言えない。自治体からの情報開示は発注者よりもやや悪く、自治体がその地域住民への配慮を重視するため現場では情報不足になっている。

その一方で、施工者自身も協力会社に提示する情報を制限している。

(3) 調査・対策範囲

発注者以外の公共機関と協議しているとした社が6社あった。本アンケート後に公表された環境庁の技術指針（改訂版）では、自治体が土壌・地下水汚染の対策に当って指導することとしており、今後、自治体と協議する事例が増えるものと考えられる。

(4) 調査（土壌調査、土壌ガス調査、地下水調査等）

① 調査計画立案

過半数に当る16社がハンドブック類に準拠し、あるいは法令等に従い調査を実施している。そのうち、11社で環境庁監修の土壌・地下水汚染対策ハンドブックを参考として調査計画を立案しており、発注者や自治体の指示を受けているケースよりも多い。その一方で、現場で使えるマニュアル類がなく、法令の未整備や、指導する機関の曖昧さを問題としているものも多い。

② 調査地点

計画立案段階では、延べ22社がハンドブック類や法令を根拠としているが、作業経費や作業時間に直接関わるサンプリング地点および深度の決定段階では、発注者の指示の比重が増加していることを示している。

③ 二次汚染対策

21社のうち14社と半数以上の会社で二次汚染対策が行われており、二次汚染防止の管理に注意が払われていることを示している。

④ 敷地境界の扱い

対象範囲外は手をつけないとする社が多い一方、必要に応じて対象範囲外も調査・対策を実施している事例も複数ある。目的や環境リスクに応じて設定すべきであり、予め対象範囲を限定すべきではないという意見が多い。

(5) 分析手法

分析方法の選定根拠は、大半の会社が国の法律及び通達等によっている。ただし、現場の実態に合わないなど、各社が多くの疑問点、問題点を挙げている。

(6) 対策手法

費用は優先項目の一つではあるが、安全性や濃度を十分に考慮して、対策方法や終了決定の判断がなされている場合も多いと言える。

(7) 費用負担

汚染に関わる費用は、施工主及び汚染原因者が負担するケースが過半であり、官庁や自治体も、補助金制度を使いながら、費用を負担する場合もある。事例は少ないとはいえ、土木施工業者が費用を負うケースもある。

PPP（汚染原因者負担の原則）があるとはいえ、汚染原因者が費用を負うことには限界があるというのが、回答した会社の総意と考えられる。

(8) 安全確保

過半数の会社が、現場外での講習会と現場内での安全教育や現場指示により、従業員や協力会社への教育・訓練を実施している。 また、「面倒」等を理由に保護具の励行はしていないケースもあり、安全確保の意識向上が今後も必要であると言える。

約半数の会社では社内で除染を励行し、協力会社に除染を指示している。

(9) 発動基準

汚染物質の濃度が法定基準値を超えていた場合よりも、汚染物質の埋め立て等が判明し、土壌・地下水汚染の存在を予見された場合の方が、汚染調査の実施根拠になっている事例が多い。その一方で、浄化は、汚染物質の濃度が法定基準値を超えていた場合に開始している。

汚染調査・対策の遂行を決定するのは、施工主が最も多く、次いで官庁・自治体であった。

(10) 浄化目標

汚染物質の濃度が、法令で規定されている値未満になった時点で浄化を終了させている場合が多いが、法令による基準値以上でもこれ以上の浄化は効果がないと判断している等、現場での現実的な判断を優先させて浄化作業を終了させる場合も見られる。

汚染対策終了の判断は、官公庁・自治体がもっとも多く、次いで施工主である。

(11) 汚染土壌の場外搬出

過半数の会社が、汚染土壌を場外に搬出した経験を有しており、大半は産業廃棄物として扱っていることが分かる。建設残土として自治体の条例に則って場外搬出したケースもあるが、事例数は少ない。場外搬出の判断は、官庁・自治体と土木施工者が多い。

汚染土壌の場外搬出の扱いを法令で定めるべきであるとの意見が過半数を占めている。

(12) 浄化済土壌の取扱い

浄化が終了した汚染土壌を活用した事例は少なく、扱いを法令で定めるべきであるとの意見が過半数を占めている。

(13) 浄化後の跡地利用

浄化が完了した、または汚染土壌を封じ込めた跡地を活用した事例は少なく、扱いを法令で定めるべきであるとの意見が過半数を占めている。

5-2-2　各対策工法を適用する際の法令上の問題点

1）各対策工法チームアンケート調査の概要

各対策チームの工法を適用する際の法令上の問題点を把握するためにアンケート方式で調査を実施した。このアンケート調査は、土壌汚染の対策・浄化に対する各対策工法固有の法令上の問題点や課題を抽出し、現行法令をどのように運用すれば有効な工法になり得るのか、あるいは現行法令にどのような改善の余地があるのか等を調査・検討するものであり、各チームのフィージビリティスタディの一環として実施した。さらにこれらの調査結果をもとに環境庁に対してヒアリングを実施した。

今回のアンケートでは、各対策工法チームの工法の法的位置づけを確認する上で、以下の事項に留意した回答を依頼した。

(1) 各チームの対策工法には各々特色があり、現行法令では必ずしも認知された工法とはいえないものもあるが、どの様な場合に有効な方法なのか、あるいは現行法令に改善の余地があると考えられる場合には、どの様に変えれば（運用すれば）有効な工法となり得るのか。
(2) 各チームの対策工法は、対策後も当該サイトに汚染物質が残存するものがほとんどであるが、この場合どの様なモニタリングや管理を必要とするのか。
(3) 各チームの対策工法について、対策を実施する業者サイドから見た場合に、どの様な疑問や矛盾を抱えているのか。

2）調査内容

アンケート調査における調査内容を以下に示す。

(1)対策工法の概要
- 事前調査
- 設計方法（材料の選定、施工範囲等）
- 対策（対策工）
- 維持・管理（モニタリング、長期耐久性）

(2)関連する法的規制

(3)各対策工法における問題点

(4)その他の対策工法に関する法的な問題点・課題及び法令の改善点や運用条件
- 法的な問題点や課題
- 上記に対して、現行法令をどの様に運用すれば有効な工法となるかの提案

3）アンケート調査結果

今回のアンケートは、対策工法チームに関する項目を主な内容として行ったが、調査・解析・モニタリングチームにも同様の内容でアンケートを実施し参考とした。各対策チームの調査結果について概要を以下に示す。

(1)覆土・敷土工法（Ｂ－１）

「重金属に係わる土壌汚染調査・対策指針」および「有機塩素系化合物等に係わる土壌・地下水調査・対策暫定指針」に関する設問に対して覆土・敷土工法からの溶出水の水質に対する問題の提起があった。

(2)封じ込め工法（Ｂ－２）

現状においては不透水層に根入れを行う遮水工法が認められているが、汚染状況・地下水条件・地盤条件・建設工事の工程・土地利用計画等を考慮した上での不完全遮水工法も、一時的な緊急避難としての適用や恒久的対策としての可能性が期待できるのではないかとの提起があった。

(3)汚染物質除去工法（Ｂ－３）

国内では土壌ガス吸引法（真空抽出法）の適用例は数多くあるものの、汚染物質除去工法は主流にはなっていないのが現状である。現在実施されている土壌ガス吸引法、揚水除去工法、生物処理工法については処理能力、適用条件（汚染濃度や地盤条件、地下水）、浄化に必要な期間、費用について報告があった。また、共同研究で取り上げられている土壌洗浄・バリア井戸については制約条件としての現場条件や選定のプロセス、他工法に対する優位点等についての回答があった。

(4)不溶化・溶出抑制工法（Ｂ－４）

固化・不溶化工法は指針によれば遮水工と組み合わせて使用することになっているが、地方自治体によっては不溶化により溶出量が基準内になれば恒久対策として採用される等の現状を踏まえ、単独で適用可能な現場条件について回答があった。

また、法令的な問題や課題として、溶出試験の方法や不溶化処理の位置づけ等について意見があった。

４）対策工法における問題点の抽出と整理

以上の「対策工法における問題点」と、5-2-1に示した結果を基に、現状における環境対策工法の問題点や課題等を整理し、関係官庁等に対するヒアリング項目として以下のように取りまとめた。

(1)覆土・敷土工法について

① 土が遮水工の機能を有し、地下水の水質を水質汚濁防止法の環境基準値以下に保つことができる場合における、敷土工法を対策適用可能性。

② 覆土及び敷土工法の併用工法が遮水工としての機能を有し、地下水の水質を水質汚濁防止法の環境基準値以下に保つことができる場合における、併用工法の適用可能性。

(2)不完全遮水工法を対策工法について

①. 完全遮水工法を、浄化を講じるまでの対策として位置づけ、透水性、地下水位等の地盤条件、モニタリング、汚染物質及び濃度などの制約条件を付けて、長期的に実施する場合の留意事項。

②. 現行指針における遮水工法の、「不透水層に根入れをする模式図」において透水層の定義、根入れ深さについての見解。

(3)汚染物質の除去工法を対策工法とする場合について

① 浄化により濃度が低下した土壌や地下水を、元の地盤や他の埋立に利用することの可能性。また、これらの場合の水質汚濁防止法との関係。

② 工業地域や住宅地域などの周辺地域の条件に応じた個別の基準作成の可能性。

③ 地盤・地下水や周辺地域の条件及び浄化効果等を考慮した、浄化された土壌に関する利用の基準値作成の可能性。

(4)汚染物質の不溶化処理工法を対策工法とする場合について

① 現行の指針では、不溶化対策単独での実施規定はないが、特に溶出量Ｉ以下は、ほぼ土壌環境基準以下に相当すると思われる。このような場合の単独適用の可否。

② 不溶化処理として、地盤をブロック的に固化する等の場合、現行の環告46号による試験方法は現状と乖離しているように思われる。使用条件等に応じた試験方法への移行可能性。

③ 汚染土及び不溶化土の受入れ地確保が困難な状況である。不溶化土を他工事で再利用することや場内の盛土等に再利用することへの是非。

5-3 環境庁へのヒアリング

環境庁に対するヒアリングを以下のとおり実施した。ヒアリング実施にあたっては予め質問内容を記述した資料を環境庁に送付し、回答は当日口頭で確認した。回答の内容については、環境庁の確認を得ている。

以下資料に基づいて質疑を進めたが、平成11年1月29日に環境庁水質保全局より出された「土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針および運用基準」に従って回答がなされた。

5-3-1 個別の質問に対する回答

1）全体的な質問

Q1＜建設用地における汚染処理対策の責任について＞

建設用地での汚染の顕在化については、前もって事業者側から汚染の状況が知らされるケースのほかに、工事に着手してから初めて汚染がわかるといったケースも多くみられる。また、汚染処理対策は、本来、汚染者が適切に処理すべき問題と考えられるが、実態としては事業者、施工業者、国や自治体に負担がかかっている場合も見受けられる。

Q1-1 用地内の汚染域を掘削しない場合には、建設事業者側の責任は無いと考えて良いか。また、掘削した場合（もしくは掘削した部分）のみ建設事業者側に責任が発生すると考えてよいか。

A1-1) 環境基本法には事業者の責務として公害の防止に務めるよう述べてあり、汚染者負担の原則も定着しているところ。指摘の事項については、民法の瑕疵担保事項にも相当する部分があるのではないかと思われるが、いずれにしても民民取引の場合には契約によるのではないか。建設系産業廃棄物については、この十年で建設事業費に入れなければならないということが定着してきた。土壌・地下水汚染についても建設業界で契約事項に入れるなど統一した動きを模索してはどうか。

Q1-2 汚染原因者に対する対策処理費の貸付制度には環境事業団のもの等があるが十分とはいえないと思われる。他の補助金や貸付制度の検討状況はどうか。

A1-2) 環境事業団法の改正を進めている。中小企業向けには平成11年に浄化装置のリース事業のモデル事業を予定している。

Q1-3 汚染原因者が特定出来なかったり、処理費の負担能力がなかった場合に、公共機関が発注する建設事業費の一部を処理対策に回さざるを得ない状況については、想定されているか。

A1-3) 民間の汚染原因者の不能ではなく公有地の場合は、大蔵省財務局はすでに適切に対処している事例がある。地方自治体には指針の中で適切に対処して下さいと述べている。（指針 P3 に自主的に現況把握をしなさいとの記述あり）

Q2＜汚染の顕在化と情報開示について＞

建設事業者としては、顕在化の時期が遅れれば、事業供用に支障をきたすといった問題も生じる。また、取りうる汚染処理対策の選定にも大きな制約がかかる。出来るだけ早期に汚染の状況が把握できるよう、情報の開示がなされる必要がある。

Q2-1 土地取引（所有者の変更）の際に、きちんとした地歴の把握を積み重ねていれば、責任者の特定は容易と考えられるが、現在、行政での取り組み・議論の動向はどのような状況か。

A2-1) 地歴の問題については、過去に廃棄物処分場跡地を跡地として登記するか否かの問題が論議されたが、その際には法務省は難しいと判断した。情報はすべて行政が把握すべきかどうかという議論もあるのではないか。指針でも触れている（指針 P10 記録の作成・管理）

Q2-2　公共用地の取得にあたって、汚染が疑わしい民有地や事業所等への立ち入り調査を出来るような仕組みがどの程度議論されているか。汚染が顕在化した場合には、土地取引を規制するなどの措置の状況はどうか。

A2-2) 東京都には公共用地取得の際の仕組みが存在する。買う側のスタンスが問題になってくるのではないか。(指針 P2 から 3)

Q2-3　汚染が顕在化する時期によって、調査や対策の緊急度が大幅に異なってくる恐れがある。顕在化の段階別に調査フローを想定するなどの検討が必要ではないか。

A2-3) 汚染を実際に行った時期と浄化の時期が間があくと汚染が拡大しうる。また、発覚した年月にもよるのではないか。

Q2-4　汚染問題において、住民への情報公開は大変重要ですが、汚染問題が発生した時点では、当事者（汚染原因者、開発業者、自治体等の監督官庁）は混乱しがちであると考えられる。情報公開のマニュアルが必要と考えるが、検討しているか。また、今後、リスクアセスメントあるいはリスクマネージメントは、浄化促進とＰＡ（パブリックアクセプタンス）取得の上で、大変重要なテーマであると思われるが、汚染問題において、これらの手法を導入する可能性はあるか。

A2-4) 国レベルの動きは情報公開法の制定が前提となる。市といわれているところの多くはすでにレベルの差はあるにせよ情報公開を促している。個人情報の取り扱いもあることから民と公では取り扱いも違ってくる。すべてオープンであるのが必ずしもいいわけではないが原則論としては次のことがいえるのではないか。
・浄化を進めるにあたっては情報公開はあったほうがいい。
・リスク論はその次の段階
・今は環境基準が住民が納得するよりどころである。
　リスク論には、全国一律というものではなく地下水を飲用にするか否かという幅があってもいいのではないかという検討はしているが課題もある。

Ｑ３＜対策期間の設定法や対策完了の判断方法について＞
　仮に早い段階で汚染の状況が顕在化しても、現在の技術レベルでは、浄化等の対策に多大な時間と費用を要するなどの問題点が指摘されている。環境汚染の修復と土地の有効利用とを両立させるためには、工事や土地供用期間中を含めた、長期的な対策期間の設定や処理対策の実施が不可欠である。また、対策完了の判断方法が現在の法令指針では不明確であり、現場技術者を悩ませている。

Q3-1　汚染問題では、判断基準がよく分からない部分がある。
1)調査の必要性の判断（汚染の存在に気がつかずに、あるいは特に調査せず工事を行なってしまった場合の、法律への抵触。）
2)対策の必要性の判断（敷地外には汚染が及んでいない、あるいは、敷地外で地下水が利用されておらず地下水汚染の有無が不明の場合の、対策の必要性の判断。）
3)対策開始あるいは完了の期限（工事着手前、土地供用前、供用後何年など、対策を完了させる期限についての考え方。）
4)完了の確認における調査・評価手法
5)完了後のモニタリング評価

A3-1)
1)民有地については該当するものはない。公有地の場合には、土壌・地下水汚染に留意するよう指針で述べている。(指針 P3)

2) 広大な敷地の中央だけが部分的に汚染されている場合は、敷地外に汚染が広がる可能性は少ないと考えられるが、勝手な判断で敷地外に汚染なしとされるのは困る。自治体の判断に委ねるのが望ましい。
3)特に指定していない。
4)一律にいえない。対策方法（掘削、原位置)、範囲などの条件によって変わってくるが、判断基準は事前に設定している対策目標（現在のところは環境基準)。
5)自治体の判断を尊重するが、土壌汚染は調査した範囲でしか評価できない。

Q４＜調査・対策時の法令の適用、跡地利用について＞
汚染調査及び処理対策の工事に伴って、現場では土砂や地下水等の掘削・移動・再利用などの問題に必ず直面する。しかしながら、現在の法令・指針には、記述があいまいな部分や、適用・運用方法が紛らわしいものが散見される。例えば、処理対策土の場内での取り扱い、搬出・再利用、処理水の循環復水などが挙げられる。また、汚染レベルの観点はもとより、跡地利用（工事方法も含め）の観点からも汚染処理対策の選定が弾力的に行えるよう、さらなる検討が必要と思われる。

Q4-1　跡地での工事や土地利用の方法によって、処理対策（監視モニタリングの併用含め）を軽減出来る場合と、逆に強化すべき場合があると考えられる、そういった観点から検討されているか。

A4-1) さらなる検討が必要と思われることについてはその通り。場と財を考慮する必要があります。(指針 2.3.2P9)

Q4-2　調査ボーリング時には高濃度の有害物質が大気中に放出されることがある。これは作業環境上問題があるばかりでなく、大気への放出や不透水層を突き破って地下水汚染を拡大するおそれもある。このような場合、どのような法律に抵触するか。

A4-2) 指針 P35 に留意するよう記述がある。作業環境については労働省マターと考えている。

Q4-3　また、ボーリング調査時には、ボーリング孔により有害物質を再度、地下に浸透させる危険性を内在している。すなわち、厳密に法令を適用すると、調査そのものが汚染拡大を引き起こす行為となりうるが、このような場合どのような法律に抵触するか。

A4-3) 指針 P35 に留意するよう記述がある。

Q５＜信頼性や耐久性に応じた対策工法の選定について＞
汚染顕在化の時期や程度によっては、恒久対策以前に暫定対策が求められる場面も多くある。切迫した局面だけに、恒久対策以上にマニュアル等の整備が望まれている。経済性・緊急性・施工性など、恒久対策とは異なる要件が重視されるため、現在の指針に記載されていない工法の検討（恒久対策としては不完全であるが、暫定対策して適切であるものの検討）を図る必要があるのではないか。また、恒久対策も含めた各工法の保証期間（長期耐久性能）を明確にしておく必要もあるのではないか。

A5)　技術について行政が立ち入りすぎるのは問題。費用負担者が判断するのが原則。

２）　対策工法についての質問

Q６＜覆土・敷土工法を対策工法とする場合について＞
Q6-1　敷土が遮水工の機能を有し、地下水の水質を水質汚濁防止法の環境基準値以下に保つことができる場合、敷土工法を対策に用いることは可能か。
Q6-2　覆土および敷土工法の併用工法が遮水工としての機能を有し、地下水の水質を水質汚濁防

止法の環境基準値以下に保つことができる場合、この併用工法は対策に用いることは可能か。

A6-1、6-2）仮置き、保管のレベルでは使用できる。恒久的には、廃棄物処分場(廃掃法では原則として２重ライナーを義務づけている)とバランスをとっており、廃掃法との関係で認められない。それはある意味で公平性を持たせているということ。

Ｑ７＜鉛直遮水工法を対策工法とする場合について＞

Q7-1　鉛直遮水工法を、浄化を講ずるまでの間の対策として位置づけ、透水性、地下水位等の地盤条件、モニタリング、汚染物質および濃度などの条件を設定すれば、長期的に実施できると考えられるが、さらに留意すべき事項はないか。

Q7-2　現行指針に示される遮水工法では、不透水層に根入れするような模式図が示されている。この場合の不透水層の定義、根入れ深さについてはどのように考えているか。

Q7-3　不透水層に貫入しない鉛直遮水工法では、不透水層に根入れしないため、このような対策が成立するためにはQ7-1に示すよりも適用条件がより厳しくなるものと想定される。このような方法を暫定対策として用いる場合でも、最低限守らねばならない事柄はないか。

A7-1,7-2,7-3）これも恒久的ではない。モニタリングを長期間続ける費用を考慮すれば、どちらがコストが有利になるか。下から漏れない保証（地下水位の変動）をどうやって行うかが問題である。状況設定によるが、VOCsはまずだめでしょう。

Ｑ８＜汚染物質の除去工法を対策工法とする場合について＞

Q8-1　浄化により濃度が低下した土壌や地下水を、元の地盤、あるいは、他の地盤埋め立てに利用することは可能か。環境庁の通達では、汚染地下水を浄化し、再度地下に戻すことを推奨しているが、水質汚濁防止法との関係はあるか。

A8-1）浄化済みの土はどこで再利用しても制限はない。含有量がオーバーしているものは地表面は望ましくない。地下水は、過剰な揚水を行う場合には、二次公害を防止するよういっており、禁止はしていない。涵養を行う場合は水質汚濁法に基づいて実施されたい。

Q8-2　工業地域や住宅地域など周辺地域の条件により、個別の基準値を検討しているか。

A8-2）課題となっているおり、対策要件の検討は進めている。

Q8-3　地盤・地下水や周辺地域の条件及び浄化効果等を考慮した、浄化土に関する利用の基準値の設定を検討しているか。

A8-3）浄化済みの土はどこで再利用しても制限はない。

Ｑ９＜汚染物質の不溶化工法を対策工法とする場合について＞

Q9-1　現行の指針では不溶化対策の結果、どの程度まで溶出量が低減したか（溶出量値ⅠやⅡと照合）で、併用する処理対策工法（遮断工法や遮水工法）を選定できるとされており、不溶化対策単独での実施規定はない。特に溶出量Ⅰ以下は、ほぼ土壌環境基準以下（つまり汚染土ではない）に相当するレベルでと思われるが、そのような場合でも単独での適用は難しいか。なお、東京都の指針では、不溶化対策のみで遮水構造を必要としていない場合もある。

A9-1）セメント混合による不溶化の不可逆性は確認されていないと考えている。酸性雨などの長期暴露など条件によって異なる。ただし、自治体によっては条件付きで認めており、その場合は自治体の判断を尊重する。(指針P78)

Q9-2　固化対策を実施し、その後地盤の掘削・改変を行わない場合などでは、現状の溶出試験方法（環境庁告示４６号の方法で、試料を粉砕して実施）が、実際の使用状況と 乖離しているようにも見える。環境庁告示４６号の実施が必要な場合と、そうでない場合との仕分け(処理地の使用条件、掘削の有無、固化体の劣化耐久性などによる）を検討することはどうか。

A9-2) 固化は原則として封じ込めの前処理。環境庁告示 46 号の溶出試験は土壌を対象としたものである。

Q9-3　今後、処分場もしくはそれと同等の汚染土および不溶化土の受け入れ地の確保は極めて厳しい状況にある。不溶化土を他工事で再利用したり、場内の盛土等に再利用するなどの方法が採れるよう検討する必要はないか。

A9-3) 不溶化は、封じ込めのための前処理であってシートなしの不溶化は原則として望ましくない。政策の優先順位は浄化にある。

5-3-2　ヒアリング結果のまとめ

環境庁の考え方は「土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針および運用基準（平 11 年 1 月 29 日、環境庁水質保全局)」に詳細に記述してあり、重複している部分が多いが、ヒアリングの概要をまとめると次のとおりである。

(1)土地の瑕疵、地歴、情報開示については、土地所有者の責任であり、国の指導で強制するものではない。ただし、土地の瑕疵は民法、情報開示については条例で定めているところもあるので参考にされたい。

(2)別の工法の技術的な内容については、従来は適用が困難であるといわれていた工法が改良され新たに適用可能になる場合がある。従って行政が技術の良否を判断することは適当でないとしながらも研究会で進めている工法について次のコメントがあった。敷土・覆土工法は、施工中の過程という位置づけでのみ使用できる方法であり、恒久的な方法としては認められない。また鉛直遮水壁を不透水性地層まで根入れしない方法については VOCs には適用できないだけでなく、水より軽い油や重金属に対しても技術的な疑問がある。

(3)時間的な問題に関しては、応急措置の必要性は先の運用基準に示したとおりであるが、それ以外の問題については特に言及していない。

(4)現状では、技術的に汚染地から汚染物質を完全に除去することは困難な場合があるので封じ込めという方法を認めている。しかし、汚染地から汚染物質を除去するというのが浄化の最終目標である。これは重金属であっても同様である。

(5)セメント固化については、酸性雨などの条件によっては再溶出するおそれがあるので単独での使用は問題があるが、条件付きで使用を認めている自治体もあり、その場合は自治体の考えを尊重する。

5-4　対策実施における関連法令および留意事項

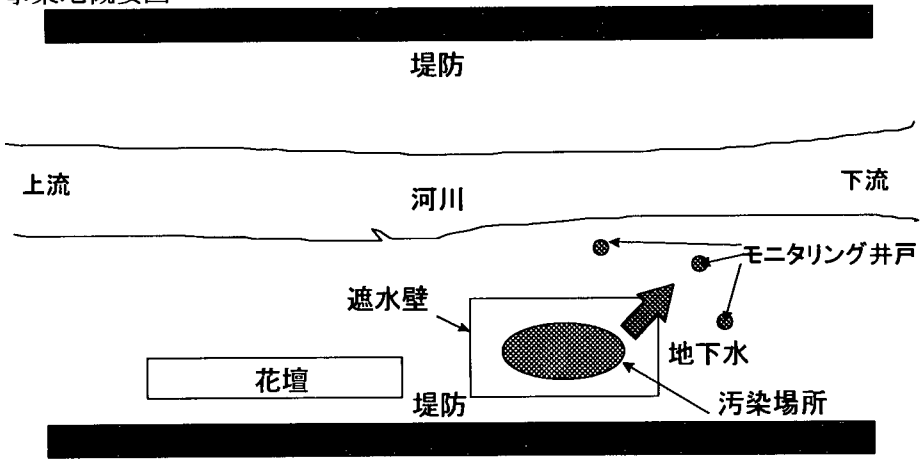
5-4-1　仮想ケースによるケーススタディ

土壌・地下水汚染浄化を伴う建設工事においては、法令を遵守することが肝要であることは先に述べた通りである。ここでは実際の工事に暫定対策を適用する場合を想定して次の３つのケースについて汚染の判明から対策完了まで、それぞれの局面でどのような法律が関わりを持つかを示した。

ケース①：汚染の原因が事業地内にあり、汚染の範囲が事業地内に留まっている場合
ケース②：汚染の原因が事業地内にあり、汚染の範囲が事業地外に漏れ出ている場合
ケース③：汚染の原因が事業地外にあり、事業地に汚染が浸入している場合

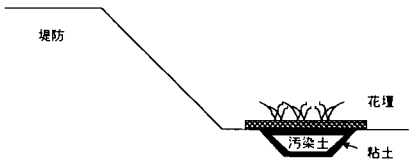
1）<ケース①>　汚染の原因が事業地内にあり、汚染の範囲が事業地内に留まっている場合

事業地概要図

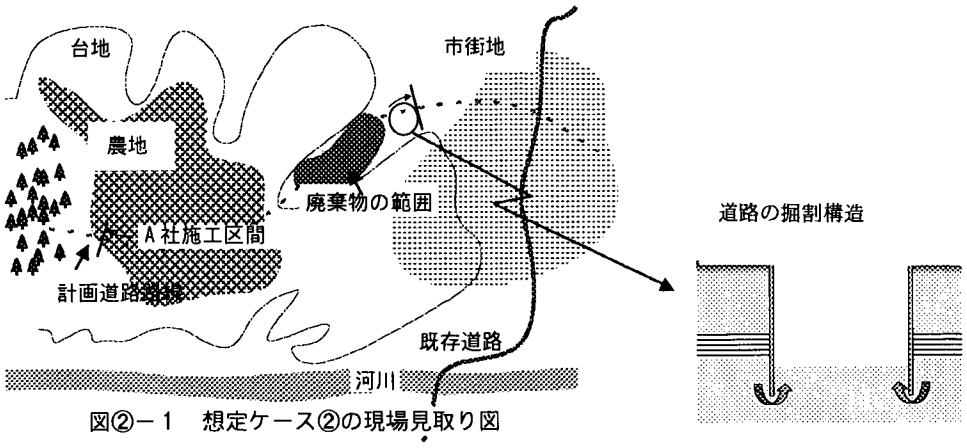


河川整備するために掘削したところ図の汚染場所と示すところで油混じりの汚染が見つかった。同時に鉛、ヒ素が発見されたので花壇の下に封じ込めた。また油は、水に浮くのでその性質を利用して不透水層まで根入れしなくても遮水壁によって動きを封じ込めることができた。

	内容	説明/留意点	法令/参照
1.工事着手前	A社は、B事務所より、C市内において河川改修工事を受注した。河川の延長 500m についての親水公園の整備工事。 工事の設計図書には土壌・地下水対策の特記事項はなかった。	河川は１級河川で建設省の管轄。 特記事項として土壌・地下水浄化費用については別途話し合う旨、記述しておくべきである。	
2.汚染の発覚	掘削開始後、工事排水に油が浮いて油臭がした。 B事務所との担当者会議において工事排水から油が検出されたことを報告し、概況調査を実施することになった。	現場代理人は、土壌・地下水汚染がありうることを念頭におくべきである。疑わしい場合には、土壌の概況調査と地下水（工事排水が発生する場合）について分析を実施すべきである。事業地外まで地下水汚染をしている場合には速やかに行政の環境部局に相談する必要がある。汚染が事業地内に留まっている場合にも基本的には相談したほうがいい。 土壌中の油分は、法的に特に定められていない。地下水についても同様であるが、工事排水には n-ﾍｷｻﾝ抽出物質（鉱油）という項目があり、規制を受ける。	環境基本法 水質汚濁防止法 河川法 上乗せ条例 労働安全衛生法

3. 概況調査	公園の中央部分で鉛とヒ素が環境基準の数倍程度検出された。この他に地下水から排水基準の１０倍の n-ﾍｷｻﾝ抽出物質が検出された。 下流で飲料水を取水しているため汚染部分と河の間にモニタリング井戸を設置し、地下水を分析したところすべての項目で環境基準以下であった。	概況調査の結果から、鉛、ヒ素の濃度が高いところについてボーリングを実施し深度方向の分布を詳細調査した。	土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準
4. 詳細調査	深度方向の調査の際、ドラム缶が多数発見された。廃油を投棄したドラム缶と推定されたがドラム缶は腐食しており内容物は確認できなかった。 深度方向の調査の結果、鉛とヒ素については深度 1m までの部分に限られ、その濃度は最高で環境基準値の10倍程度であった。	ドラム缶が埋まっていると考えられる場合には慎重にボーリングしないと汚染の拡散につながることがある。 レーダー等による地盤探査も有効である。 汚染物質の物理・化学的な性状を把握した上で評価を下す必要がある。ここでは表土に汚染が限られ、その下の砂層には鉛、ヒ素による汚染が及んでいないことを確認した。なお、油分は GL.-2m の地下水に浮いている状態であることを確認した。	
5. 対策	対策については、B 事務所と協議し、C 市に了解を求めた。その内容は次のとおり。鉛、ヒ素の汚染土は掘削して公園の花壇の下部に敷く。油分については地下水中で浮いている状態なので浮き型遮水壁によって封じ込める。モニタリング井戸は残し、定期的に地下水の分析を実施する。	 埋め戻し場所は堤外地であるため浸水する可能性がある。このため汚染土が散逸しないような配慮が必要である。 浮き型遮水壁については、根入れすることが非常に難しいか極めて不経済な場合に暫定措置として選択できる。 作業員の安全は、労働安全衛生法によって確認すること。 粉塵の飛散について注意すること。	労働安全衛生法
6. 工事排水	掘削中に発生した工事排水については、油水分離後、凝集して河川に放流した。	公共用水域に排出する場合には水質汚濁防止法の一般項目と有害物質の項目について排水基準を遵守すればよいが、飲料水源が下流にある場合には条例によって上乗せさせていることもあるので注意が必要である。下水道に放流する場合には水質と水量について下水道担当部署に問い合わせる必要がある。	水質汚濁防止法 下水道法
7. モニタリング	モニタリング井戸で地下水を採水し、分析したところ環境基準を満足していた。	工事中、工事完了後のモニタリングを実施して周辺への影響がないことを確認する。	

2）<ケース②>　汚染の原因が事業地内にあり、汚染の範囲が事業地外に漏れ出ている場合



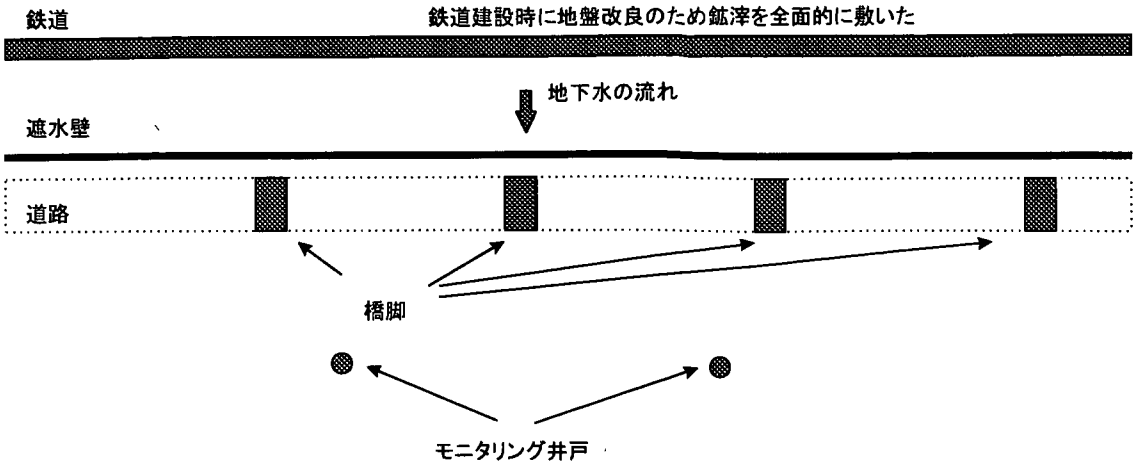
図②－１　想定ケース②の現場見取り図

内容	説明／留意点	法令／参照
A社は、B事務所より、C市内において、延長距離約1kmの道路建設工事を受注した。	大規模工事ではJVとなる場合が多いが、説明を簡略化するため、1社受注を想定。	1）共通仕様書、特記仕様書
路線は、農地と市街地の両方が混在する地域を通過し、事業地内には台地と低地が点在する。	別紙、見取り図（未作成）を参照。	2）土壌汚染の危険性のある地域の評価
道路は掘割構造であり、最深部ではＧＬ－２０ｍに路面が位置する。	環境アセス等の調査が実施されている場合は、全データをレビューすることが望ましい。	3）環境アセスメントに関わる法令
工事契約内容は、道路工事のみであり、土壌・地下水汚染は全く想定していなかった。	土壌・地下水汚染が顕在化した場合の、工費及び工期の扱いについては、取り決めをしておくべきである。	1)と同
工事開始後、数ヶ月が経過した時点で、異臭のする地下水が湧出し、まもなく、廃棄物と思われるものが地中より出てきた旨の報告が、現場よりなされた。	現場代理人は、土壌・地下水汚染がありうることを、念頭に置くべきである。	4）汚染物質
現場代理人は、現場でその状況を確認した。強い刺激臭を伴う浸出水が出ており、作業者の安全確保が難しいと判断し、作業の中断を指示した。さらに、B事務所に連絡を入れ、現場の概要を報告し、協議を申し入れた。	工事の中断は、難しい判断ではあるが、まず、作業者の安全確認を図り、且つ、発注者に報告することが重要である。	5）労働安全衛生法
B事務所の担当者との協議で、問題となった事項は下記のとおりである。 ①　異臭の源はなにか？ ②　その範囲はどの程度か？ ③　対応方法をどうするか？ ④　工程遅延の見通し。 ⑤　地元自治体への連絡。 ②～④については、まず①を明らかにした後での課題とし、浸出水と廃棄物を含む土壌の成分分析を行うこととした。	公定法分析には時間がかかるので、簡易分析で、主要な成分を把握する場合もある。臭いから成分の見当がつく場合もあるので、分析機関あるいは調査会社にサンプリングも含めて依頼することが望ましい。	6）土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準 7）国と自治体の分析項目
さらに、B事務所の担当者は、C市の環境部局に連絡し、工事現場において、異臭のする廃棄物を発見したことを報告した。	土壌・地下水汚染の監督官庁は、都道府県もしくは市（水質汚濁防止法上の政令指定都市）である。対策方法立案前であっても、速やかな報告が必要である。未報告の場合、法令違反に問われる場合がある。	6）土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準 8）水質汚濁防止法

内容	説明／留意点	法令／参照
地下水および土壌の分析結果より、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ等の揮発性有機化合物が、基準値以上の濃度で検出された。 この結果をC市及びD県に報告するとともに、市では基準値を定めておらず、県条例の基準値は国の法令と同じであることを確認した。	基準値は国の法令の他、自治体が条例等で定めている場合もある。条例では国の基準値に上乗せされている場合もあるので、確認が必要。	7）土壌の汚染に係る環境基準 7）地下水の水質汚濁に係る環境基準
汚染源の範囲を特定すべく、ﾎﾞｰﾘﾝｸﾞ等による土壌ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞ・分析を行った。また、揮発性有機化合物は地下水に溶解して拡散していることが想定されることから、地下水の流動方向と、水質調査も同時に進めた。	土壌及び地下水の汚染状況が不明な場合は、段階を踏んで調査する方が、効率的な場合が多い。計画立案から発注者、施工会社、調査会社、自治体の四者が共同することが望ましい。	6）土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準 8）水質汚濁防止法
調査の結果、汚染源は地下に不法投棄された廃棄物であり、事業地内に半分以上の面積が位置することが判明した。また、汚染源より下流側約500mの事業地外に、高濃度の汚染地下水が流出していることも判明した。汚染原因者は特定できなかった。	汚染原因者が特定でき、かつ、対処応力がある場合はまれである。法的処置も含めて、責任を追及することを優先するか、工事を進める方を優先するかを、発注者と協議し、決定すべきである。	
工事により、汚染源を安易に開削すると、さらに汚染が拡大する危険があること、事業地周辺では湧水を含む地下水の利用が多いことなどから、汚染源対策と、汚染地下水対策の両方を講じることとした。		本マニュアル
対策工法の選定当っては、ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝによる地下水および濃度の挙動を予測し、効果が高いと判断される方法を採用した。		本マニュアル（解析編）
汚染源対策では、浮型遮水工法と汚染土壌除去工法を採用した。汚染土壌の除去は、事業地外も含めて、全汚染源を対象とした。 対策を行う地区の周辺にモニタリング井を設置し、汚染地下水の流出の有無を把握した。	浮型遮水工法は暫定対策である。恒久対策とモニタリングを組み合わせる必要がある。 汚染源の対策範囲は、協議で決定するが、中途半端な対策は時間を費用が倍加するおそれがある。	6）土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準
汚染地下水の対策は、C市及びD県が行うこととした。すなわち、A社とB事務所の事業者グループと、自治体グループが各々の対策範囲を定めて対策を進めた。	責任範囲を定めておく必要がある。 ただし、相互に情報は共有すべきである。	6）土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準
掘削・除去した汚染土壌は、専用施設で加熱し、汚染濃度を基準値以下に低減させた後、道路工事の盛土材とした。	自治体の了解を得る必要がある。	7）環境基準値 8）水質汚濁防止法 9）廃棄物の処理及び清掃に関する法律
工事現場内で浸出する汚染地下水は、現場に曝気装置を設置し、濃度を低減させた後、河川（公共用水域）に放流した。	河川管理者の了解を得る必要がある。	8）水質汚濁防止法
約3ヶ月の遅延が生じたが、工事現場内およびその周辺の汚染土壌は、すべて処理し、工事を再開した。 ただし、工事現場内およびその周辺の地下水中には、依然、高濃度の汚染地下水が残存していることから、地下水の処理とモニタリングは継続することとした。	汚染地下水の処理には、かなりの時間を要する。除去対策とモニタリングを策定し、自治体等と連携しながら継続する必要がある。	

3）＜ケース③＞　汚染の原因が事業地外にあり、事業地に汚染が浸入している場合

事業地概要図



鉄道が、計画している道路と並行して存在する。一帯は、もともとは沼地で鉄道を敷設する際に地盤改良するために鉱滓を敷きならしていた。昭和 52 年に不溶化処理を実施している。しかし、道路の橋脚の準備をしていたところ鉱滓に含まれていたと考えられる六価クロムが析出してきた。対策として道路の鉄道側に遮水壁を建設し、地下水の侵入を阻止した。

	内容	説明/留意点	法令/参照
1. 工事着手前	A 社は、B 事務所より、C 市内において橋脚工事を受注した。 工事の設計図書には土壌・地下水対策の特記事項はなかった。	特記事項として土壌・地下水浄化費用については別途話し合う旨、記述しておくべきである。	
2. 汚染の発覚	掘削開始後、工事排水が黄色に着色していることがわかった。仮置きした掘削土の表面に黄色の粉末が浮き出した。 分析の結果、六価クロムが地下水中および土壌中からも環境基準を大きく上回って検出された。 B 事務所との会議において土壌・地下水汚染の概況調査を提案した。	六価クロムのように色がついて汚染が顕著な場合は稀である。ほとんどの重金属や揮発性の有機化合物は色や臭気で判別できない。 土地履歴の調査が重要である。不法投棄の疑いがある場合には周辺住民にヒアリングする必要がある。 六価クロムは水溶性が高く、地下水によって容易に動きやすい。 隣接した鉄道軌道の敷設に際して、地盤改良のため鉱滓を敷いたとの情報あり。ただし昭和 52 年ごろ不溶化処理を行っている。	環境基本法 水質汚濁防止法 河川法 上乗せ条例 土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準
3. 概況調査	概況調査の結果、地表面近くには全く汚染は存在しなかった。 観測井戸を事業地の境界に数本設置し、地下水を分析したところ高濃度の六価クロムが検出された。	地下水中を移動して隣接したサイトから六価クロムが侵入していると推定した。	
4. 詳細調査	詳細調査を次のように実施した。地表面には汚染は存在しないので、事業地境界から順にボーリング調査をはじめ、汚染が侵入している区域を確認した。この際バック試験を併せて実施し、地下水に汚染のないときは土壌の公定分析を実施しなかった。	ボーリングによって汚染を拡大することがあるので注意する必要がある。	

5. 対策	対策については、B 事務所と協議し、C 市に相談した。 その結果次のことが決まった。 ・鉄道部分は鉱滓を除去して残りの汚染土を不溶化処理済みなので改めて調査はしない。地下水は飲料としていないのでおおきな問題とはなっていない。所有地の中で対策を考えること。 ・G.L-4m のところに厚さ 2m 程度のシルト層がある。六価クロムはシルト層より下部には存在しない。よってこの難透水層に遮水壁を根入れする。	中間層根入れ型の遮水工法を選択した。 事業地内の汚染については工事計画で掘削した部分は、還元後、不溶化して埋戻した。 未処理の部分については粘性土によってトップライナーを施工し、雨水浸透を防止した。	
6. 工事排水	掘削中に発生した工事排水については、還元処理を実施後、下水道放流した。	下水道に放流する場合には水質と水量について下水道担当部署に問い合わせる必要がある。 日量 50m3 以上の場合には水質汚濁防止法上の特定施設に該当する。	下水道法
7. モニタリング	モニタリング井戸を地下水の下流側に設置して事業地から出ていく汚染がない7ことを定期的に確認している。		

4）ケーススタディのまとめ

土地の所有者は浄化を進める責務があるものの、責務の度合いは、土地購入の時期や地下水汚染の有無等の条件によって異なる。とくに事業地境界を超えて地下水汚染がある場合には水質汚濁防止法を熟知してそれを遵守することが重要であることを、建設工事の従事者は、十分に念頭においておく必要がある。

また、本節では、ケーススタディを通じて、汚染浄化の仮定で適用される法令を示した。これらのケーススタディは想定したものであり、必ずしもこのようにことが運ぶとは限らないが、法令が関わる場面や留意点等について参考にしていただきたい。

5-4-2 関連法令および留意事項

土壌・地下水汚染浄化工事において特に留意する必要のある法律を表-5.20 に示す。

表-5.20 留意する必要のある法律と適用される局面

法 律	適用される局面	内容
環境基本法	全般	環境基準（土質、水質）は、それを超えていたから罰則があるというものではない。現在のところ浄化基準というものがないため浄化工事において浄化目標値はこの値が採用されていることが多い。
水質汚濁防止法	地下水 工事排水	敷地外への汚染地下水の漏洩については水質汚濁防止法が関わる。直罰があるのが特徴。工事排水についても水質汚濁防止法によって規制されるが、基準値は排水と地下水によって異なるので注意が必要である。
河川法	工事排水の河川放流	水域によっては条例によって上乗せ基準がある。
下水道法	工事排水の下水道放流	受け入れ基準はそれぞれ異なるので確認が必要である。

廃棄物の処理及び清掃に関する法律	廃棄物の搬出	土砂以外の燃えがら、汚泥などについて不法投棄など不適切な扱いを防止するために定めたものである。
労働安全衛生法	労働者の保護	重金属の中では揮発性を有する水銀、揮発性の有機化合物など作業環境中に揮発してくる物質については、作業中に曝露される可能性がある。有機溶剤中毒予防規則には、室内における許容濃度が示されている。

以下に対策時に係わると考えられる法令の概要を示す。

1）環境アセスメントに関わる法令

環境影響評価法（平成九年法律第八十一号）により、ほとんどの事業では環境影響評価（環境アセスメント）が実施されている。評価項目は事業によって異なるが、建設事業では有害な化学物質の利用は少なく、また、汚染土壌を掘削することを予め想定していない限り、評価項目の対象外になることが多い。建設工事の受託者は、汚染に関わる情報そのものではなく、地形・地質・地下水流動などの自然に関わる情報、土地の使用履歴や水利用実態などの社会的な情報を取得し、汚染あるいは不法投棄の可能性の有無を把握しておく事が望ましい。また、汚染が顕在化した場合には、環境影響評価書とそのデータが、初期の対策案検討のための情報として有効である。

2）労働安全衛生法（昭和 47 年制定、平成 11 年改正）

労働安全衛生法では、事業者等の責務として、「事業者は、単にこの法律で定める労働災害の防止のための最低基準を守るだけでなく、快適な職場環境の実現と労働条件の改善を通じて職場における労働者の安全と健康を確保するようにしなければならない。また、事業者は、国が実施する労働災害の防止に関する施策に協力するようにしなければならない。」としている。作業者の健康被害を招く恐れがあると判断される場合は、速やかに工事中断等の安全対策をとるべきである。

3）土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準

平成 11 年に環境庁より示された「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」では、対策に関わる技術的な指針が示されている。

4）水質汚濁防止法（昭和 45 年制定、平成 11 年改正）

水質汚濁防止法では、その目的で「この法律は、工場及び事業場から公共用水域に排出される水の排出及び地下に浸透する水の浸透を規制するとともに、生活排水対策の実施を推進すること等によつて、公共用水域及び地下水の水質の汚濁（水質以外の水の状態が悪化することを含む。以下同じ。）の防止を図り、もつて国民の健康を保護するとともに生活環境を保全し、並びに工場及び事業場から排出される汚水及び廃液に関して人の健康に係る被害が生じた場合における事業者の損害賠償の責任について定めることにより、被害者の保護を図ることを目的とする。」ことが謳われている。

また、都道府県の審議会その他の合議制の機関の調査審議等として、第 21 条で「都道府県の区域に属する公共用水域及び当該区域にある地下水の水質の汚濁の防止に関する主要事項については、環境基本法第 43 条の規定により置かれる審議会その他の合議制の機関が、都道府県知事の諮問に応じ調査審議し、又は都道府県知事に意見を述べることができるものとする。」ことを定めており、汚染の状況によっては委員会等が設立される可能性もある。

5）廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和 45 年制定、平成 11 年改正）

廃棄物の処理及び清掃に関する法律は、目的として「この法律は、廃棄物の排出を抑制し、及び廃棄物の適正な分別、保管、収集、運搬、再生、処分等の処理をし、並びに生活環境を清潔にすることにより、生活環境の保全及び公衆衛生の向上を図ることを目的とする。」ことが謳われている。また、廃棄物の種類として、一般廃棄物、産業廃棄物、特別管理一般廃棄物が定義され、各々、扱いが異なる。汚染土壌は、健康被害を招く恐れがある事から、特別管理一般廃棄物となると考えられるが、法令上、必ずしも、明確に区分されているわけではない。また、浄化した汚染土壌の扱いは、未定である。工事受託者は、事業者および自治体と十分に協議して、汚染土壌の扱いを定める必要がある。

5-4-3　対策実施時におけるその他の留意事項

１）共通仕様書、特記仕様書

建設工事における土壌・地下水汚染の顕在化は、工期の遅れと、工費の増大に直結する。したがって、工事業務を受託する会社は、入札前に、想定外の問題として、土壌・地下水汚染が顕在化した場合の対応方法について、共通仕様書および特記仕様書上で確認すべきである。

２）土壌汚染の危険性のある地区の評価

有害物質を利用するあるいは貯蔵する事業所（跡地を含む）、人家がなく投棄物を集めやすい谷地谷あるいはくぼ地などは、土壌汚染の危険性を有する。工事に際して、地元の人から土地の履歴や、不法投棄の有無などについて、聞取っておく事は、工事受託者がとりうる有効な対応策の一つである。

３）汚染物質の種類

六価クロムを含む水は黄色～黄緑色、シアンは青色などである。また、有機塩素系化合物は修正液の溶液と同じ臭いである。このように汚染物質は、特徴的な色あるいは臭いを有するものが多く、現場で容易に異常と分かる場合が多い。

４）自治体の環境基準値

土壌については「土壌の汚染に係る環境基準について（平成３年８月２３日環境庁告示第４６号）」、地下水については「地下水の水質汚濁に係る環境基準について（平成９年３月１３日環境庁告示第１０号）」で対象物質と基準値、分析方法が定められているが、独自に環境基準を法令で定めている都道府県や市町村もある。この場合、国の環境基準よりも厳しい基準値（上乗せ規準）を定めていることもあるので、工事受託者は、自治体の法令を確認する必要がある。

5-5 まとめ

地盤環境の性状保全関係法令、指針などを収集し、それらを「汚染土壌」、「地盤改良」、「アルカリ土」の３つのカテゴリーにわけて整理した。さらにこれを踏まえ、調査・浄化対策・モニタリングに関する様々な法令上の問題点を抽出するために、アンケートを実施し、これをもとに環境庁に対してヒアリングを実施した。

これらを通して、現場業務における地盤汚染への対応と、関係法令上の問題について以下のような点が明らかとなった。

・多くの場合、予め汚染サイトであることを知らされて建設工事に従事しているが、予想外の汚染に遭遇する場合も少なくない。
・情報開示について、発注者からの情報開示が十分でなく、情報が乏しい一方、施工業者自身も協力会社に提示する情報を制限している。
・調査について、環境庁監修のハンドブックや法令に従って調査立案する一方、現場で使えるマニュアル類が少なく、法令の未整備も一つの課題となっている。
・敷地外を対象とすることは難しいが、目的や環境リスクに応じて設定すべきであり、対象範囲を予め制限すべきでないという意見が多い。
・汚染浄化に関わる費用は施工主および汚染原因者が負担するケースが大半であるが、PPP があるとはいえ、限界がある。
・汚染物質の存在を予見していた場合（汚染物質の埋立などが判明する等）、この予見が汚染調査の実施根拠になる場合が多い。またその場合、「念のため調査するが、濃度が基準値以下であれば浄化対策は実施しない」という考え方が多い。
・汚染物質の濃度が法定基準値以下になった時点で浄化を終了させる場合が多いが、基準値以上であっても、現実的な判断を優先させて浄化作業を終了させる場合もある。
・覆土・敷土工法を対策工法とする場合、地下水の水質を水質汚濁防止法の環境基準以下に保つ場合の長期的対策と認められない。
・封じ込め工法を対策工法とする場合、やはり恒久的な対策となる可能性はない。
・汚染物質除去工法により浄化した土壌、地下水は再利用可能である。
・不溶化処理はあくまで、封じ込めの前処理である。優先順位は浄化にある。

以上のように、実現場と関係法令の間には乖離が見られ、今後は、これらの実態を踏まえて、現場の実態を考慮したマニュアルの整備を進めていく必要があると考えられる。

参考資料

参考資料

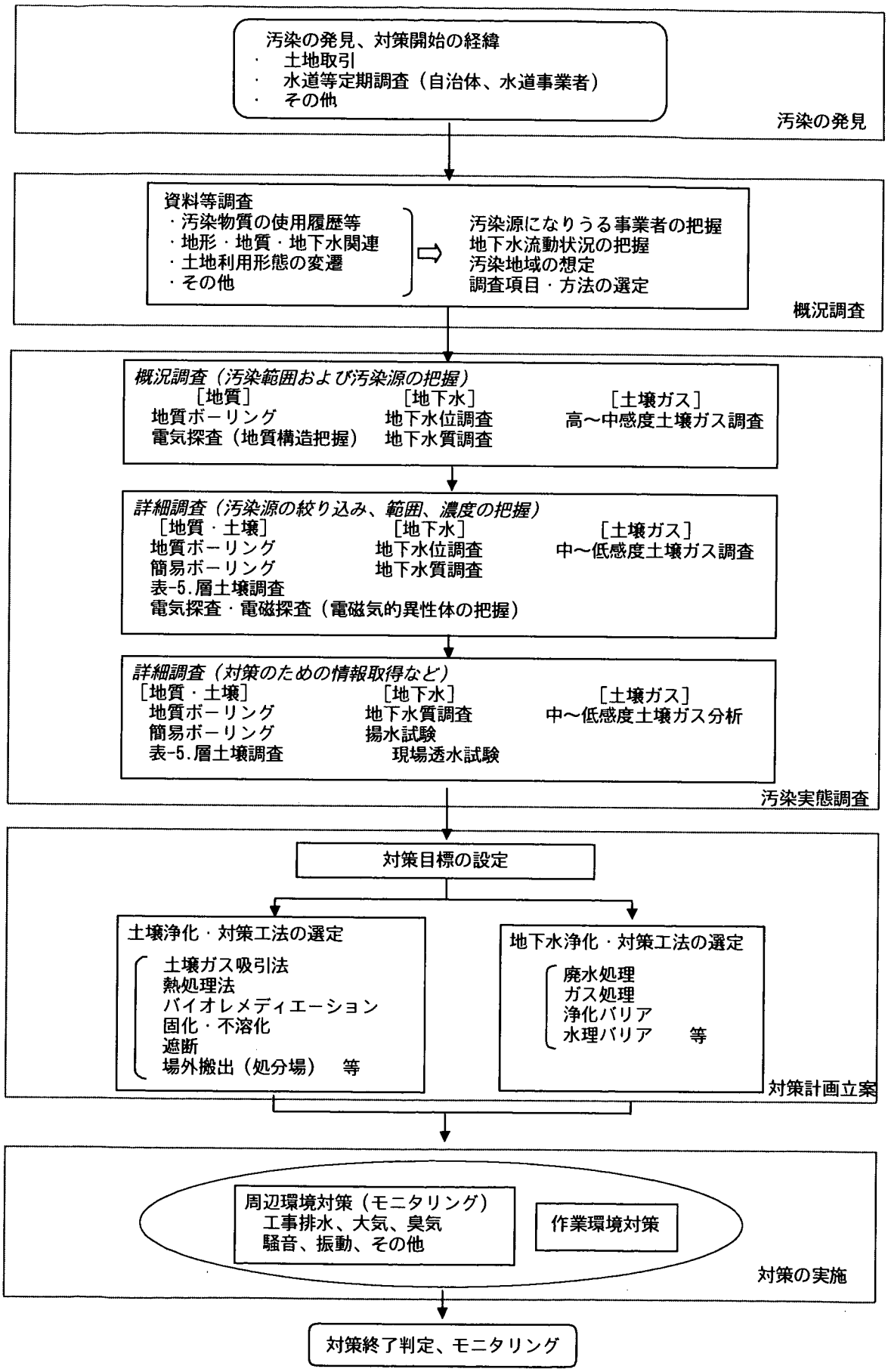


図　土壌・地下水汚染対策の手順

表　土壌・地下水汚染の調査、対策に係わる法令（その1）

大項目	中項目	小項目	関連法規	条・項	施行・告示	備考
環境基準（国）	土壌	土壌全般	環境基本法（平成5.11.19法律第91号）	第16条	H7.3.30	対象：25物質
			土壌の汚染に係る環境基準（平成3.8.23環境庁告示第46号、平成7.3.30第19号改正）		H7.4.1	
		廃棄物	廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45.12.25法律第137号、H9.6.18第85号改正）			
			廃棄物処理法施行令（昭和46.9.23政令第300号、平成9.8.29第269号改正）	第3条 第6条	H9.12.1	
			一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令（昭和52.3.14総理府、厚生省令第1号、平成5.12.14第1号改正）		H5.12.15	
		農用地	農用地の土壌の汚染防止等に関する法律（農用地土壌汚染防止法）（昭和45. 12.25法律139号、平成5.11.19第92号改正）	第2条 第3条	H5.11.19	（一部H6.8.1）
		市街地	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）（「重金属等の係る土壌汚染調査・対策指針及び有機塩素系化合物等に係る土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針」（H6.11.11）を改訂）		H6.11.11	
			水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）		H9.4.1	地下水汚染防止が主目的
			水質汚濁に係る環境基準について（昭和46.12.28環境庁告示第59号、平成7.3.30第17号改正）		H7.3.30	
			廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45.12.25法律第137号、H9.6.18第85号改正）			生活環境保全
			廃棄物処理法施行令（昭和46.9.23政令第300号、平成9.8.29第269号改正）	第3条 第6条	H9.12.1	
			一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令（昭和52.3.14総理府、厚生省令第1号、平成5.12.14第1号改正）		H5.12.15	
		鉱山	鉱山保安法（S24.5.16法律第70号、H5.11.12第89号改正）			
	地下水	地下水全般	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）		H9.4.1	
			地下水の水質汚濁に係る環境基準について（平成9.3.13環境庁告示第10号）		H9.3.13	
		水道水	水道法（S32.6.15法律第177号、H6第84号改正）			
			特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法（平成6.3.4法律第9号、平成8.6.5第58号改正）	第9条 第17条	H9.4.1	水道水源法
	作業環境		労働安全衛生法（昭和47.6.8法律第57号、平成8.3.19法律第89号）			
環境基準（地方自治体）	土壌・地下水	熊本県	熊本県地下水質保全条例及び施行規則		H3.4.1	
		千葉県	千葉県地下水汚染防止対策指導要綱		H10.4.1	
		板橋区	板橋区汚染土壌処理基準・実施細目		H11.7.1	
		千葉市	千葉市地下水汚染防止対策指導要綱		H10.4.1	
		川崎市	川崎市土壌汚染対策指導要綱		H11.10.1	
		秦野市	秦野市地下水汚染の防止及び浄化に関する条例		H6.1.1	
		名古屋市	名古屋市土壌汚染対策指導要綱		H11.5.1	
		北九州市	北九州市における工場・事業場及びその跡地の土壌汚染対策指導要綱		H11.4.1	
	土砂埋立等	千葉県	土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例		H10.1.1	
汚染情報取得	モニタリング		水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）	第15,16,17条	H9.4.1	
			水道法（S32.6.15法律第177号、H6第84号改正）			浄水地点における定期検査
	土地取引（工場跡地等）	東京都	汚染土壌処理基準		H7.1.9	
		熊本県	熊本県地下水質保全条例及び施行規則		H3.4.1	
		千葉県	千葉県地下水汚染防止対策指示要綱		H4.4	
		板橋区	板橋区中高層住宅団地建設等指導要綱		S50.11.1	
		大田区	大田区土壌汚染防止指導要綱及び指針		H4.12.1	
		川口市	川口市市街地土壌汚染に係わる暫定処理方針		S61.10.8	
		川崎市	川崎市土壌汚染対策指導要綱		H5.7.1	
		横浜市	横浜市工場等跡地土壌汚染対策指導要綱		S61.9.1	
		秦野市	秦野市地下水汚染の防止及び浄化に関する条例		H6.1.1	
		名古屋市	名古屋市トリクロロエチレン等環境汚染防止対策推進要綱		S63.9.1	
		尼崎市	工場跡地に関する取扱い要綱のしおり		S62.4.1	
		北九州市	北九州市における工場・事業所及びその跡地の土壌汚染対策指導要綱		S63.4.1	

表　土壌・地下水汚染の調査、対策に係わる法令（その2）

汚染状況調査	資料等調査（使用履歴等）	共通事項	化学物質の審査および製造等の規制に関する法律（S48.10.16法律第117号、H5第89号改正）			
			水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）	第5条第2項		有害物質使用特定施設の設置等の届け出
		揮発性有機化合物	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			
		重金属	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			
			農用地の土壌の汚染防止等に関する法律（昭和45. 12.25法律139号、平成5.11.19第92号改正）		H6.11.11	
			同施行令（昭和46.6.24政令第204号、昭和50.4.4第103号改正）	第2,3条	H5.11.19	（一部H6.8.1）
		油	消防法			
			油分を含むでい状物の取扱いについて（S51.11.18環水企第181号・環産第17号）			
		毒物・劇物	毒物及び劇物取締法（S25.12.28法律第303号、H5第89号改正）			
			毒物及び劇物取締法施行令（S30.9.28政令第260号、H9.3.5第28号改正）			
		農薬	農薬取締法（S23.7.1法律第82号、H5法律第89号改正）			
			農薬取締法施行令（S46.3.30政令第56号、H6第73号・第127号改正）			
	土壌ガス調査（揮発性物質）	調査手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			
		分析手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			簡易分析法
			水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）	第9条の4		公定分析法
			水質汚濁防止法施行規則第9条の4の規定に基づく環境庁長官が定める測定方法（平成8.9.19環境庁告示第55号）		H8.9.19	公定分析法
	表層土壌調査（重金属等）	調査手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			
		分析手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			簡易分析法
			水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）	第9条の4		公定分析法
			水質汚濁防止法施行規則第9条の4の規定に基づく環境庁長官が定める測定方法（平成8.9.19環境庁告示第55号）		H8.9.19	公定分析法
	地下水調査	調査手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			
		分析手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			簡易分析法
			水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）	第9条の4		公定分析法
			水質汚濁防止法施行規則第9条の4の規定に基づく環境庁長官が定める測定方法（平成8.9.19環境庁告示第55号）		H8.9.19	公定分析法
		採取水の処理	廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45.12.25法律第137号、H9.6.18第85号改正）			
	ボーリング調査	調査手法	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			
		土壌濃度分析	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準」（H11.1）			簡易分析法
			水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）	第9条の4		公定分析法
			水質汚濁防止法施行規則第9条の4の規定に基づく環境庁長官が定める測定方法（平成8.9.19環境庁告示第55号）		H8.9.19	公定分析法
		スライム等の処理	廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45.12.25法律第137号、H9.6.18第85号改正）			

表　土壌・地下水汚染の調査、対策に係わる法令（その3）

対策実施	対策目標	土壌	環境基本法（平成5.11.19法律第91号）	第16条	H5.11.19	
			土壌の汚染に係る環境基準（平成3.8.23環境庁告示第46号、平成7.3.30第19号改正）		H7.4.1	
		地下水	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）			
			地下水の水質汚濁に係る環境基準について（平成9.3.13環境庁告示第10号）		H9.4.1	
	土壌浄化	土壌ガス吸引	大気汚染防止法（昭和43.6.10法律第97号、平成8.5.9第32号改正）			
			ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ及びﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝによる大気の汚染に係る環境基準（平成9.2.4環境庁告示第4号）			
		熱処理	大気汚染防止法（昭和43.6.10法律第97号、平成8.5.9第32号改正）			
			ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ及びﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝによる大気の汚染に係る環境基準（平成9.2.4環境庁告示第4号）			
		土壌洗浄	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）			
		ﾊﾞｲｵﾚﾒﾃﾞｰｼｮﾝ	微生物を用いた環境浄化の実施に伴う環境影響の防止のための指針について		H11.3.24	
		場外搬出	廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45.12.25法律第137号、H9.6.18第85号改正）	第13条		処理土はリサイクルor管理型最終処分場へ
		固化・不溶化	土壌の汚染に係る環境基準（平成3.8.23環境庁告示第46号、平成7.3.30第19号改正）			
		遮断	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）			
	地下水浄化	排水処理	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）			
		ガス処理	大気汚染防止法（昭和43.6.10法律第97号、平成8.5.9第32号改正）			
			ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ及びﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝによる大気の汚染に係る環境基準（平成9.2.4環境庁告示第4号）			
	対策終了基準	土壌	環境基本法（平成5.11.19法律第91号）	第16条	H5.11.19	
			土壌の汚染に係る環境基準（平成3.8.23環境庁告示第46号、平成7.3.30第19号改正）		H7.4.1	
		地下水	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）			
			地下水の水質汚濁に係る環境基準について（平成9.3.13環境庁告示第10号）		H9.4.1	
周辺環境対策（施工期間中）	モニタリング	工事排水	水質汚濁防止法（昭和45.12.25法律第138号、平成8.6.5第58号改正）			
		大気	大気汚染防止法（昭和43.6.10法律第97号、平成8.5.9第32号改正）			
		臭気	悪臭防止法（昭和46.6.1法律第91号、平成7.4.21号外第71号改正）			
			悪臭防止法施行規則（昭和47.5.30総理府令第39号、平成7.9.12第42号改正）			
		騒音	騒音規制法（昭和43.6.10法律第98号、平成7.4.21第75号改正）			
			特定工場等において発生する騒音の規制に関する基準（昭和43.11.27厚生省、農林省、通商産業省、運輸省告示第1号、平成5.10.28第91号改正）			
			振動規制法（昭和51.6.10法律第64号、平成7.4.21第75号改正）			
			振動規制法施行規則（昭和51.11.10総理府令第58号、H8.3.29第7号改正）			
	作業環境対策		労働安全衛生法（昭和47.6.8法律第57号、平成8.3.19法律第89号）			
			有機溶剤中毒予防規則（平成8.9.13労働省令第35号等）		H8.10.1	
事後調査	モニタリング		法律で必ずしも規制されていないが、地下水の環境基準が参考となる			