

新制
工
1320

地盤汚染の拡散防止技術を用いた 環境リスクの制御とその工学的評価

2004年5月

乾 徹

地盤汚染の拡散防止技術を用いた 環境リスクの制御とその工学的評価

2004年5月

乾 徹

目次

第1章 序論	1
1.1 総説	1
1.2 土壌・地下水の保全と環境リスクの低減	4
1.2.1 現行の法制度	4
1.2.2 汚染物質の拡散防止による土壌・地下水の保全技術	8
1.3 本研究の目的と構成	10
第2章 固化・不溶化処理による重金属汚染土からの溶出の制御とその実験的評価	14
2.1 概説	14
2.2 重金属汚染土の固化・不溶化処理	15
2.2.1 固化・不溶化処理の概要とそのメカニズム	15
2.2.2 重金属の溶出特性の評価手法	18
2.3 実験方法	20
2.3.1 実験シリーズ1 –海水環境中における重金属の溶出特性の評価–	20
2.3.2 実験シリーズ2 –乾湿繰り返し条件下における重金属の溶出特性の評価–	24
2.4 海水環境中における重金属の溶出特性の評価	27
2.4.1 強度特性の変化	27
2.4.2 六価クロムの溶出特性	27
2.4.3 亜鉛の溶出特性	28
2.5 乾湿繰り返し作用に伴う中性化による溶出特性への影響	35
2.5.1 セメント固化体の溶出基本特性	35
2.5.2 乾湿繰り返しによるセメント固化体の溶出特性への影響	37
2.6 本章のまとめ	42
第3章 固体系廃棄物の地盤工学的利用に伴う環境影響の評価	45
3.1 概説	45
3.2 廃棄物の処分・有効利用の現況	46
3.2.1 建設廃棄物	46
3.2.2 産業廃棄物	49
3.3 実験手法	50

3.3.1	使用材料	50
3.3.2	溶出試験	51
3.3.3	地盤による環境影響物質の吸着試験	53
3.3.4	化学分析方法	54
3.4	下水汚泥焼却灰の有効利用に伴う地盤環境への影響	55
3.4.1	下水汚泥焼却灰の溶出特性	55
3.4.2	地盤による有害物質の緩衝作用	58
3.4.3	下水汚泥焼却灰の地盤材料としての有効利用とその環境影響評価	62
3.5	一般廃棄物焼却灰の適正処分と地盤環境への影響	67
3.5.1	バッチ溶出試験による MSWIFA の溶出特性の評価	67
3.5.2	カラム溶出試験による MSWIFA の溶出特性の評価	71
3.5.3	MSIWIFA からの環境影響質の溶出特性	77
3.5.4	埋立処分した一般廃棄物焼却灰による環境影響の評価	78
3.6	溶出試験を用いた現場における溶出量評価手法の提案	86
3.7	本章のまとめ	89
第 4 章	廃棄物処分における遮水工の性能評価と環境リスクの低減	92
4.1	概説	92
4.2	廃棄物の埋立処分の現況	93
4.2.1	廃棄物の埋立処分量の推移	93
4.2.2	管理型海面埋立処分場の概要と法規制	96
4.3	解析手法	98
4.3.1	解析の基礎理論	98
4.3.2	解析断面	100
4.3.3	解析条件	101
4.4	遮水シートの損傷による漏水の評価	103
4.4.1	遮水シートの損傷部からの漏水に関する既存の研究	103
4.4.2	等価換算透水係数を用いた簡便評価手法の提案	105
4.5	ケーソン式鉛直遮水護岸の有害物質遮蔽性能の評価	110
4.5.1	遮水シートの損傷頻度の影響	110
4.5.2	裏込め材料の影響	111
4.5.3	ケーソン目地遮水工の影響	113
4.5.4	GM1 の接地長の影響	116
4.5.5	複合ライナー敷設による効果	117
4.6	ケーソン式鉛直遮水護岸の最適構造とその評価	119

4.6.1	最適護岸形式の提案	119
4.6.2	各護岸形式の性能評価	121
4.7	鋼矢板式構造を有する管理型廃棄物埋立護岸の遮水性能	122
4.7.1	鋼（管）矢板式護岸の遮水性に関する実験的検討	123
4.7.2	数値解析による鋼（管）矢板式護岸の遮水性能の評価事例	124
4.8	本章のまとめ	126
第5章	環境リスク評価手法を導入した地盤汚染対策効果の定量化	128
5.1	概説	128
5.2	地盤汚染を対象とした環境リスク評価	130
5.2.1	輸送評価	131
5.2.2	曝露評価	133
5.2.3	毒性評価	135
5.2.4	リスクの同定	137
5.3	対象とした地盤汚染サイト	140
5.3.1	対象サイトの汚染状況	140
5.3.2	原位置調査および対策工の概要	140
5.3.3	想定される曝露経路	142
5.4	地下水における化学物質の輸送とその環境リスク	143
5.4.1	地下水流れ場の推定	143
5.4.2	地下水中の有害物質輸送評価	145
5.4.3	地下水の環境リスクの算定とその評価	149
5.5	大気中における化学物質濃度とその環境リスクの推定	151
5.5.1	大気中における化学物質の存在形態	151
5.5.2	浮遊粒子状物質による化学物質の輸送とその環境リスク	153
5.6	汚染土・表流水の皮膚接触による環境リスク	157
5.6.1	土壌の皮膚接触による環境リスク	157
5.6.2	表流水の皮膚接触による環境リスク	158
5.7	総合評価	159
5.8	本章のまとめ	161
第6章	結 論	164
6.1	本研究の成果	164
6.2	土壌・地下水汚染対策の合理的設計に向けた本研究の意義	167
6.3	今後の展望・課題	167

付録 A 曝露経路毎の環境リスク算出方法	169
A.1 地下水の飲料摂取	169
A.2 大気の吸引摂取	169
A.3 飛散粒子の吸引摂取	170
A.4 土壌の皮膚接触	170
A.5 土壌の経口摂取	170
A.6 水の皮膚接触	171
付録 B 対象サイトにおけるモニタリング調査の実施状況	172
付録 C 大気汚染に係る環境基準	173
付録 D 大気汚染物質濃度の距離減衰特性の評価方法	175
D.1 計算方法	175
D.2 計算条件と結果の一例	178
参考文献	180
謝 辞	191

目 次

1.1	化学物質の分類別の曝露経路（藤倉（1999）に一部加筆）	2
1.2	土壤汚染に係る現行の法制度（嘉門・乾 2003）	4
1.3	リスク低減の観点からみた対策技術の分類（土壤環境センター 2002）	10
1.4	本論文の構成	12
2.1	セメント水和物と海水中化学成分との化学反応（岡田 1986）	17
2.2	溶出試験の分類と代表的な試験方法	19
2.3	Dynamic Leach Test の実施状況	22
2.4	ICP 発光分光分析の原理	23
2.5	各種セメント改良土の一軸圧縮強さ	27
2.6	汚染泥土を対象とした DLT における溶液の pH の変化	29
2.7	DLT における汚染泥土からの Zn 溶出量	29
2.8	汚染泥土からの Zn 溶出濃度と pH の関係	30
2.9	セメント改良土を対象とした DLT における溶液の pH の変化	30
2.10	セメント改良土を対象とした DLT における Zn 累積溶出量	31
2.11	浸せき時間と泥土からの Zn 溶出量の関係	33
2.12	浸せき時間と普通ポルトランドセメント改良土からの Zn 溶出量の関係	34
2.13	浸せき時間と高炉セメント改良土からの Zn 溶出量の関係	35
2.14	Pb 汚染土およびセメント固化体のバッチ溶出試験結果	35
2.15	pH 依存性試験における酸添加量と Pb 溶出量の関係	36
2.16	DLT における浸せき終了時の溶液の pH 変化	37
2.17	DLT における無処理土・SC 処理土からの Pb 累積溶出量	37
2.18	乾湿繰り返し操作による含水比と剥離率の変化	38
2.19	暴露条件の相違による一軸圧縮強さへの影響	38
2.20	SC 固化体内部の pH 分布	39
2.21	酸緩衝容量試験における酸添加量の土の pH の関係	39
2.22	酸緩衝容量試験における酸添加量の Pb 溶出量の関係	40
2.23	JLT46 による Pb 溶出量	40
2.24	BCR 逐次抽出試験の結果	41

2.25	Förstner による逐次溶出試験の結果	41
3.1	カラム溶出試験／カラム浸透試験の装置図	52
3.2	カラム溶出試験における SSIA からの化学物質の溶出量：pH	56
3.3	カラム溶出試験における SSIA からの化学物質の溶出量：Pb	57
3.4	カラム溶出試験における SSIA からの化学物質の溶出量：T-Cr	57
3.5	累積流量と SSIA からの Ca および T-Cr の溶出濃度の関係	57
3.6	まさ土による重金属の吸着等温線	59
3.7	累積流量による SSIA からの Ca および T-Cr の溶出濃度の変化	59
3.8	カラム浸透試験における SSIA からの化学物質の溶出量：pH	60
3.9	カラム浸透試験における SSIA からの化学物質の溶出量：Pb	61
3.10	カラム浸透試験における SSIA からの化学物質の溶出量：T-Cr	61
3.11	下水汚泥焼却灰の地盤材料としての有効利用の想定図	63
3.12	下水汚泥焼却灰の有効利用時における T_s-t_a の関係	65
3.13	地盤の T_s , および C_a と t_a との関係	65
3.14	T-Cr の地下水面深さまでの浸透に要する時間	66
3.15	地下水面以深に浸透する T-Cr の累積量	67
3.16	バッチ溶出試験における溶液の pH と溶出量の関係：(a) Pb, (b) Cd, (c) Cr, (d) Zn (MSWIFA-1)	68
3.17	バッチ溶出試験における溶液の pH と溶出量の関係：(a) Pb, (b) Cd, (c) Cr, (d) Zn (MSWIFA-2)	69
3.18	カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量：pH	71
3.19	カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量：NaCl	72
3.20	カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量：Pb	72
3.21	カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量：Cd	73
3.22	カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量：pH	74
3.23	カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量：Pb	75
3.24	カラム溶出試験における流出水の pH と MSWIFA-1 からの Pb 溶出濃度の関係	75
3.25	カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量：Cd	76
3.26	カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量：Cr	76
3.27	Mass flux に基づく環境影響評価の概念図	79
3.28	対象とした廃棄物埋立処分場の概略断面図	79
3.29	ケーススタディにおける対象断面	80
3.30	保有水中の有害物質濃度の時間変化の概念図	82
3.31	Mass flux に基づく環境影響評価の結果 - Case-1 -	84

3.32	Mass fluxに基づく環境影響評価の結果 - Case-2 -	84
3.33	Mass fluxに基づく環境影響評価の結果 - Case-3 -	85
3.34	Mass fluxに基づく環境影響評価の結果 - Case-4 -	85
3.35	Mass fluxに基づく環境影響評価の結果 - Case-5 -	86
3.36	溶出支配メカニズムと化学濃度の概念	88
4.1	一般廃棄物・産業廃棄物の排出量(左)および最終処分量(右)の推移(環境省 2003)	94
4.2	一般廃棄物, および産業廃棄物処分場の残余年数の推移(環境省 2003)	94
4.3	一般廃棄物の海面埋立処分量のシェア(港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所 2000)	95
4.4	管理型海面埋立処分場の構造概要	96
4.5	廃棄物埋立護岸の遮水工断面構造	97
4.6	地盤中の物質輸送に及ぼす移流, 分散, 吸着, 化学的分解による影響の概念図	99
4.7	解析断面	100
4.8	損傷部からの漏水量評価に用いた解析断面	107
4.9	Q と $k_u \times d$ の関係, および Grioud (1997) による提案式との比較	107
4.10	HDPE シートを対象とした等価換算透水係数 k_{eq} の算出結果	109
4.11	PVC シートを対象とした等価換算透水係数 k_{eq} の算出結果	109
4.12	遮水シートの損傷頻度による有害物質の濃度分布への影響(50年経過後)	110
4.13	遮水シートの損傷頻度による有害物質の流出最大濃度(左)と TMF(右)	111
4.14	裏込め材料の透水性による全水頭分布への影響(上: $k_u = 10^{-1}$ cm/s, 下: $k_u = 10^{-4}$ cm/s)	112
4.15	裏込め材料の透水性による有害物質の流出最大濃度(左)と TMF(右)	113
4.16	裏込め材料の透水性による有害物質の輸送量	113
4.17	ケーソン護岸目地部の遮水性による有害物質の濃度分布への影響	114
4.18	ケーソン護岸目地部の遮水性による TMF への影響	115
4.19	GM2 の遮水性と TMF との関係	115
4.20	GM1 の接地長による有害物質の濃度分布への影響(75年経過後)	116
4.21	GM1 の接地長と TMF との関係	117
4.22	CGM の設置による有害物質の濃度分布への影響(75年経過後)	118
4.23	CGM の設置による TMF への影響	118
4.24	CGM の接地長と TMF の関係	119
4.25	ケーソン式廃棄物埋立護岸の遮水性確保のための検討フロー	120
4.26	提案した護岸形式における有害物質の流出最大濃度の比較(100年経過後)	121
4.27	提案した護岸形式における TMF の比較(100年経過後)	121

4.28	解析の対象とした二重鋼矢板式護岸断面（嘉門ら 2000）	124
4.29	鉛直遮水壁打設深さと流出フラックスの関係（嘉門ら 2000）	125
4.30	解析の対象とした二重鋼管矢板式護岸断面（嘉門ら 2001）	125
5.1	地盤汚染を対象とした環境リスク評価の手順	130
5.2	地盤汚染による化学物質の人への曝露経路（U.S.EPA 1989）	133
5.3	環境中の化学物質の摂取経路（International Programme on Chemical Safety 1999）	135
5.4	発がん性物質の Dose-Response Curve の概念図	136
5.5	非発がん性物質の Dose-Response Curve の概念図	136
5.6	地下水の経口摂取に関わる P 値の累積分布	138
5.7	他の曝露経路における P 値の累積分布	139
5.8	リスク評価の対象とした地盤汚染サイトの平面図	141
5.9	原位置封じ込め施設の断面構造	141
5.10	鉛直遮水壁（タイプ 2）の施工状況	142
5.11	平面二次元浸透流解析により推定した地下水流れ場	144
5.12	解析の対象とした鉛直断面（上：断面 I，下：断面 II）	144
5.13	断面 I における全水頭分布の解析結果（上：遮水壁施工前，下：遮水壁施工後）	145
5.14	既往の研究における K_{oc} と K_{ow} の相関関係	146
5.15	60 年経過後における有害物質濃度分布（上：遮水壁無，下：30 年経過時に遮水壁設置）	148
5.16	サイト境界における地下水中の有害物質濃度の時間変化（断面 I）	148
5.17	サイト境界における地下水中の有害物質濃度の時間変化（断面 II）	149
5.18	地下水による環境リスクの算定結果（断面 I）	150
5.19	地下水による環境リスクの算定結果（断面 II）	150
5.20	モニタリングによる大気質のダイオキシン類濃度とバックグラウンド濃度	151
5.21	地盤汚染サイトから発生する SPM 濃度の推定結果	152
5.22	各曝露条件下における大気中の SPM 吸着態化学物質濃度	154
5.23	サイトからの距離による大気中の SPM 吸着態化学物質濃度（左：ダイオキシン類，右： PCBs）	155
5.24	サイトにおける SPM に起因する環境リスクの評価結果	155
5.25	近隣住宅地における SPM に起因する環境リスクの評価結果	156
5.26	作業テント内における SPM に起因する環境リスクの評価結果	156
5.27	土壌の皮膚接触に起因する環境リスクの評価結果	157
5.28	表流水の皮膚接触に起因するダイオキシン類による環境リスクの評価結果	158
D.1	風下距離 x による拡散パラメータ σ_y ， σ_z の変化	176
D.2	SPM 吸着態のダイオキシン類の輸送評価結果の一例	178

表 目 次

1.1	土壌・地下水環境基準項目、および他の基準における基準値との比較	5
1.2	土壌汚染対策法における各種基準	6
1.3	土壌汚染対策法におけるリスクの低減措置（平田 2003）	7
1.4	代表的な土壌汚染対策とその分類（Shackelford and Jefferis 2000）	8
2.1	重金属等の固化・不溶化処理における再溶出の要因（川地 2002）	14
2.2	汚染泥土の物理化学特性	21
2.3	人工海水の化学特性	21
2.4	DLT における溶媒交換スケジュール（実験シリーズ 1）	22
2.5	JLT46, および NEN7341 の試験方法	23
2.6	Pb 汚染砂質土の物理化学特性	24
2.7	Wetting and Drying Test of Solid Wastes (ASTM D-4843) の試験条件	25
2.8	DLT における溶媒交換スケジュール（実験シリーズ 2）	25
2.9	BCR 逐次抽出法に基づいた抽出操作方法（Mossop and Davidson 2003）	26
2.10	Förstner らによる逐次溶出試験方法（Förstner and Calmano 1982）	26
2.11	環境庁告示第 46 号法試験および NEN7341 の試験結果	28
3.1	日本における固体系廃棄物の発生量と再利用量	47
3.2	廃棄物の処理と有効利用用途, および有害性のランキング（Kamon (1998) に加筆）	48
3.3	実験に使用した焼却灰の物理化学特性	51
3.4	流動床石炭灰の物理化学特性	51
3.5	バッチ溶出試験の試験操作	52
3.6	カラム溶出試験の対象試料と試験条件	53
3.7	まさ土（花崗岩風化土）の物理化学特性	54
3.8	SSIA を対象としたバッチ溶出試験の結果	55
3.9	MSWIFA を対象とした JLT46 の結果	70
3.10	MSWIFA を対象とした NEN7341 の結果	70
3.11	ケーススタディにおける各パラメータの設定値	83
4.1	産業廃棄物最終処分場の残余年数（2001 年 4 月 1 日現在）（環境省 2003）	94

4.2	産業廃棄物最終処分場の残存容量 (2001年4月1日現在)	95
4.3	解析に使用した材料パラメータ	101
4.4	解析ケース	102
4.5	Giroud (1997) による複合ライナーのジオメンブレン損傷部からの漏水量の算定式	104
4.6	Giroud et al. (1998) による遮水シート上下層の透水性を考慮した損傷部からの漏水量算出式	104
4.7	遮水シート損傷部からの有害物質漏出フラックスの算定式	106
4.8	パラメトリックスタディの要因と入力値	107
4.9	裏込め材料の材料パラメータ	111
5.1	地中の化学物質の移行特性に関わるパラメーター一覧 (川端 2001)	132
5.2	汚染物質の潜在的な曝露経路 (U.S. EPA 1989)	134
5.3	個人プロファイルに関するパラメータの確率分布 (U.S.EPA 1997)	138
5.4	曝露経路毎の P 値の累積分布における 5%値, 50%値, 95%値	140
5.5	本サイトにおいて想定される曝露経路	143
5.6	解析に用いた材料パラメータ	145
5.7	PCB の K_{ow} (Spitz and Moreno 1996)	147
5.8	SPM に含まれる化学物質量の推定方法とその値	153
5.9	土壌の直接摂取による環境リスクの算出条件	157
5.10	表流水の直接摂取による環境リスクの算出条件	158
5.11	曝露シナリオ毎の環境リスクとその総合評価	160
D.1	Pasuquill (1961) に基づく安定度分類 (環境省大気保全局大気規制課 1995)	176
D.2	水平拡散パラメータ σ_y の近似式	177
D.3	鉛直拡散パラメータ σ_z の近似式	177

第 1 章

序 論

1.1 総説

各種産業活動に伴う化学物質の排出を原因とする土壌や地下水といった「地盤」の汚染問題は、1968年にカドミウムによる土壌汚染が原因であると判明したイタイイタイ病、1975年に発覚した東京都江東区の六価クロム汚染、1978年に発覚した米国ナイアガラフォール市でのラブキャナル事件、1980年に発覚した米国シリコンバレーにおけるフェアチャイルド社事件等を契機として、大きな社会問題となり、様々な形態の汚染、多種に渡る有害化学物質が判明している。それに伴って、日本における土壌環境基準、米国におけるスーパーファンド法に代表される各種法制度の制定・改正が進められ、地盤汚染の調査・分析技術の向上も相まって、数多くの地盤汚染問題が顕在化している。環境省環境管理局水環境部（2002）が報告している我が国における土壌・地下水汚染の状況に関する調査結果によると、1991年8月の土壌環境基準の設定以来、2000年度末までの約10年間で土壌環境基準を超過する汚染が発覚した事例が計574件に達している。汚染事例の約85%は工場・事業所の敷地もしくはは跡地で発見されており、汚染の原因別にみると「汚染原因物質の漏洩」が51%と最も多く、「汚染原因物質を含む排水の地下浸透（6%）」、「廃棄物の不法投棄（5%）」と続き、汚染原因が不明な事例も27%と高い割合を占めている。一方、原因物質をみるとトリクロロエチレンによる汚染事例が178件と最も多く、鉛（170件）、テトラクロロエチレン（152件）、砒素（143件）、シス-1,2-ジクロロエチレン（105件）、六価クロム（95件）と順に続き、重金属類、および揮発性有機化合物による地盤汚染の例が多い。さらに、近年ではダイオキシン類やPCBといった難分解性（残留性）有機化合物による地盤汚染も問題となっている。土壌環境センター（2000）による我が国の潜在的な土壌汚染箇所、対策費用に関する調査結果によると、土壌汚染調査が望まれる事業所数は約93万箇所、調査・浄化に要する費用は約13兆円と推定されている。

地盤中に存在する汚染物質は、様々な曝露経路を経て人体に取り込まれることにより健康被害をもたらす。化学物質の環境中における動態はその物理化学特性に依存することから、化学物質の種類によって曝露経路が異なる。地盤汚染物質をその曝露経路の相違に基づいて分類すると、①カドミウム、六価クロム、砒素、鉛に代表される重金属類、②トリクロロエチレンやテトラクロロエチレン

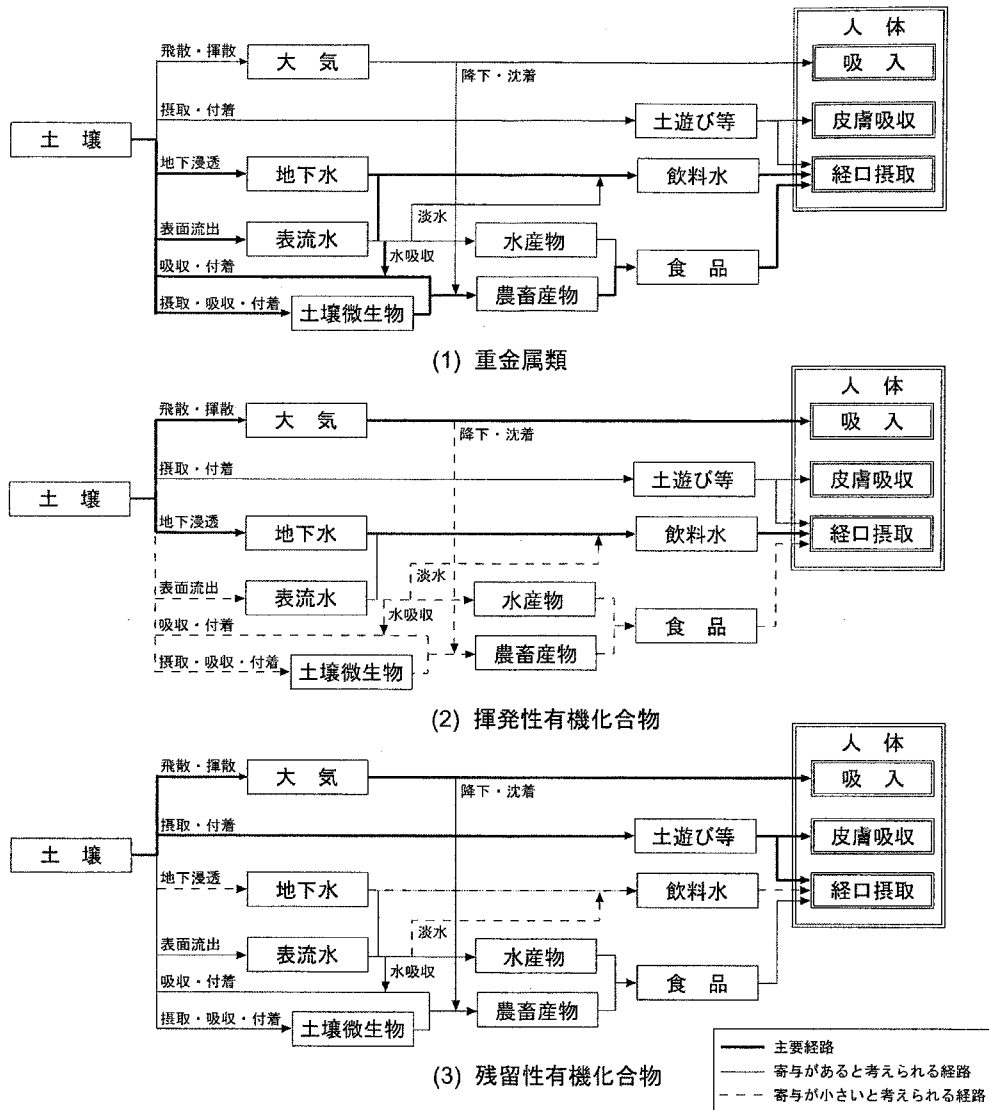


図 1.1 化学物質の分類別の曝露経路（藤倉（1999）に一部加筆）

に代表される揮発性有機化合物，③ ダイオキシン類，PCB に代表される残留性有機化合物，に分類することができる。それぞれの分類毎の主要な曝露経路図を図 1.1 に示す。

図 1.1 にみられるように、化学物質の分類によって曝露経路とその寄与率が異なる。このことから、地盤汚染による人の健康への影響を評価する場合、媒体中の化学物質存在濃度によって規定される環境基準よりも、化学物質の摂取量（曝露量）に基づいた「環境リスク」に基づいた考え方をを用いることが合理的であるとされている（駒井 2003）。リスクとは「生じる結果とその可能性の積からなる確率、または結果がもたらす影響の程度」として定義され、公共政策をはじめとする意思決定問題で多用される考え方である（Kammen and Hassenzahl 1999）。地盤汚染問題における「環境リスク」とは環境への危険性の定量的な表現で、地盤汚染サイトに存在する化学物質による人体への健康被害の生起確率として一般的に定義される（International Programme on Chemical Society 1999）。環境リスクの評価にあたっては、図 1.1 に示す様々な経路から人体への化学物質の摂取量を算出すること

により健康被害の発生確率が推定される。環境リスクに基づいた考え方を導入する利点としては、定量的な評価手法であることから、不確実性を伴う地盤汚染問題に対する政策的、もしくは技術的判断において、その妥当性や優先順位を客観的かつ合理的に評価できることが挙げられる。

したがって、地盤汚染の危険性、および対策の緊急度を評価する際にも、本来は環境リスクの大小に基づいて判断するべきではあるが、多岐に渡る曝露経路からの摂取量を個々のサイトについて推定することは非常に労力を要し、不確定な要素も多い。そのため、実際には個々の化学物質の危険度に基づいて定められた土壌中や地下水中の許容濃度（環境基準）を判定基準として、地盤汚染対策の必要性が判断される。しかし、環境基準値は水道水質基準と同等の非常に低い濃度レベルに設定されていることから、環境基準を超過する汚染が発見されたすべての汚染サイトを環境基準値以下にまで浄化を行うことは経済的、技術的に不可能である。そのため現実的な選択としては、リスクが高く対策に緊急を要するサイトにおいて優先的に汚染物質の除去を行い、リスクが比較的低いサイトについては、リスクを一時的に回避することを目的とした経済的な対策を実施することが望ましい。リスクの回避を目的とした対策措置としては、化学物質の曝露経路を遮断するという考え方に基づいて、地盤中の有害物質の拡散を防止することを目的とした技術が一般的に用いられる。代表的な拡散防止技術としては、固化・不溶化処理、遮水壁等による封じ込め処分などが挙げられる。

一方、地盤汚染と並んで重要性の高い地盤環境問題として、廃棄物の地盤への受入に際しての環境安全性の担保が挙げられる。廃棄物を地盤へ受け入れる形態としては、埋立処分、もしくは盛土材、埋戻し材等の地盤材料としての再利用が考えられる。しかし、廃棄物の発生源、種類によっては重金属類、難分解性有機化合物をはじめとする有害物質を含有していることから、地盤材料としての利用、埋立処分にあたってはそれぞれ設定されている溶出量基準をクリアすることが求められる。しかしながら、廃棄物からの溶出量は、水の接触量、温度、材料の間隙比や透水係数といった物理的要因、および化学物質の存在形態、pH、有機物量、酸化還元状態といった化学的要因によって大きく変化することから（van der Sloot et al. 1997）、溶出量基準を満たしている廃棄物においても、有害物質の含有量が高い場合には地盤汚染を引き起こすポテンシャルを有しているといえる。

これらの地盤汚染対策や廃棄物の地盤工学的利用・処分に関する現状を鑑みると、拡散防止技術を用いた地盤汚染対策の実施や廃棄物の地盤工学的有効利用・埋立処分に際しては、地盤中に有害物質が存在する状態が相当の期間に渡って保たれると考えられる。したがって、長期的な有害物質の挙動評価を基礎とした環境リスクの推定とその制御を通して、リスクを適切に管理することが非常に重要となる。適正なリスク管理を実施するためには、地盤汚染の拡散防止技術、廃棄物の地盤工学的利用・処分に係わる各種技術の性能と信頼性の評価、およびリスク評価手法の整備と評価に必要な数多くのモデル、入力パラメータの信頼性の向上が必須の課題である（駒井 2003）。しかしながら、現状では実際にリスク管理の観点から地盤汚染対策や廃棄物の地盤工学的利用の妥当性を評価した事例は非常に少ないことから、これらの課題については依然として研究の余地が多く、十分に解明されていないのが現状である。

1.2 土壌・地下水の保全と環境リスクの低減

1.2.1 現行の法制度

土壌・地下水の保全に係る我が国の現行の法制度を図 1.2 に示す（嘉門・乾 2003）。土壌は、大気や水といった他の媒体と比較して化学物質を移流，拡散させる速度が小さく，吸着，固定する機能が高いことから，化学物質が長期に渡って蓄積される。このため，土壌・地下水環境の保全に関する法制度体系においては，「土壌の汚染に係る環境基準（土壌環境基準）」，「地下水の水質汚濁に係る環境基準（地下水環境基準）」，および「ダイオキシン類に係る環境基準」を環境上の条件として，汚染の未然に防止するための予防策と汚染された土壌の修復対策に関する法制度がそれぞれ制定されている。

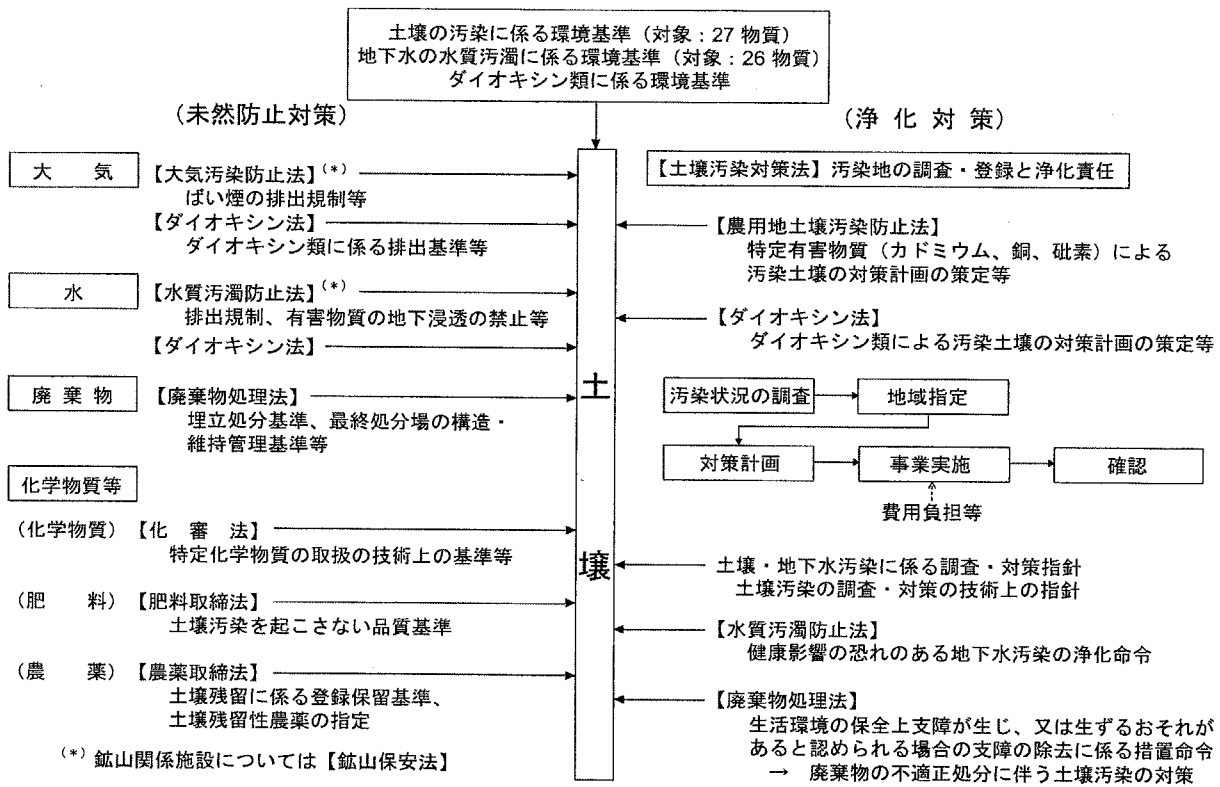


図 1.2 土壌汚染に係る現行の法制度（嘉門・乾 2003）

地盤汚染の形態は、大気汚染や水質汚濁を通して副次的に土壌中に化学物質が蓄積される場合，および原材料の漏出や農薬の使用，廃棄物・排水の地下浸透・埋立等によって直接化学物質が負荷される場合に分類することができる。このことから，土壌汚染の未然対策方策においては，これらの2つの形態の汚染を防止する観点から大気，水，廃棄物，化学物質の使用等に関するいくつかの制度，基準が設けられている。図 1.2 に示した法制度のなかで重要度の高い，① 土壌環境基準，② 地下水環境基準，③ 排水基準（水質汚濁防止法），④ 埋立処分に係る判定基準（廃棄物処理法），⑤ 海洋への埋立処分判定基準（海防法）の基準値を表 1.1 に示す。なお，土壌，および地下水に対するダイオ

表 1.1 土壌・地下水環境基準項目、および他の基準における基準値との比較

項目	土壌の汚染に係る環境基準	地下水の水質汚濁に係る環境基準	排水基準	金属などを含む産業廃棄物に係る判定基準	海洋への埋立処分判定基準 ¹⁾
カドミウム	0.01	0.01	0.1	0.3	0.1
シアン化合物（全シアン）	N.D.	N.D.	1	1	1
有機燐	N.D.	-	1	1	1
鉛	0.01	0.01	0.1	0.3	0.1
六価クロム	0.05	0.05	0.5	1.5	0.5
砒素	0.01	0.01	0.1	0.3	0.1
総水銀	0.0005	0.0005	0.005	0.005	0.005
アルキル水銀	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
PCB	N.D.	N.D.	0.003	0.003	0.003
銅	125 ²⁾	-	3	-	3 ³⁾
ジクロロメタン	0.02	0.02	0.2	0.2	0.2
四塩化炭素	0.002	0.002	0.02	0.02	0.02
1,2-ジクロロエタン	0.004	0.004	0.04	0.04	0.04
1,1-ジクロロエチレン	0.02	0.02	0.2	0.2	0.2
シス 1,2-ジクロロエチレン	0.04	0.04	0.4	0.4	0.4
1,1,1-トリクロロエタン	1	1	3	3	3
1,1,2-トリクロロエタン	0.006	0.006	0.06	0.06	0.06
トリクロロエチレン	0.03	0.03	0.3	0.3	0.3
テトラクロロエチレン	0.01	0.01	0.1	0.1	0.1
1,3-ジクロロプロペン	0.002	0.002	0.02	0.02	0.02
チウラム	0.006	0.006	0.06	0.06	0.06
シマジン	0.003	0.003	0.03	0.03	0.03
チオベンカルブ	0.02	0.02	0.2	0.2	0.2
ベンゼン	0.01	0.01	0.1	0.1	0.1
セレン	0.01	0.01	0.1	0.3	0.1
ふっ素	0.8	0.8	8 (15) ⁴⁾	-	15 ³⁾
ほう素	1	1	10 (230) ⁴⁾	-	-
硝酸性及び亜硝酸性窒素	-	10	100 ⁵⁾	-	-
ダイオキシン類	1000 pg-TEQ/g ⁶⁾	1 pg-TEQ/ℓ ^{7),8)}	10 pg-TEQ/ℓ	-	10 pg-TEQ/ℓ

単位：mg/ℓ, N.D.：検出されない。

- 1) 海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律施行令第5条第1項に規程する埋立場所等に排出しようとする金属等を含む廃棄物に係る判定基準。
- 2) 含有量 (mg/kg)。但し、農用地 (田に限る。) のみ適用。
- 3) 水底土砂他の埋立場所等への排出を対象とする。
- 4) () の数値は、海域に排出する場合の基準値。
- 5) アンモニア性窒素に 0.4 を乗じたもの、亜硝酸性窒素及び硝酸性窒素の合計量。
- 6) 土壌中のダイオキシン類の量が 250 pg-TEQ/g 以上の場合には、必要な調査を実施する事とする。
- 7) 地下水と併せて公共用水域にも適用される。
- 8) 水底の底質を除く。水底の底質については、150 pg-TEQ/g 以下の基準が別途定められている。

表 1.2 土壤汚染対策法における各種基準

分類	物質	指定区域の指定に係る基準		第二溶出量基準 (mg/l)
		溶出量基準 (mg/l)	含有量基準 (mg/kg)	
第一種特定有害物質 (揮発性有機化合物)	四塩化炭素	0.002	—	0.02
	1,2-ジクロロエタン	0.004	—	0.04
	1,1-ジクロロエチレン	0.02	—	0.2
	シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04	—	0.4
	1,3-ジクロロプロペン	0.002	—	0.02
	ジクロロメタン	0.02	—	0.2
	テトラクロロエチレン	0.01	—	0.1
	1,1,1-トリクロロエタン	1	—	3
	1,1,2-トリクロロエタン	0.006	—	0.06
	トリクロロエチレン	0.03	—	0.3
	ベンゼン	0.01	—	0.1
第二種特定有害物質 (重金属等)	カドミウム及びその化合物	0.01	150 ²⁾	0.3
	鉛及びその化合物	0.01	150 ²⁾	0.3
	六価クロム化合物	0.05	250 ³⁾	1.5
	砒素及びその化合物	0.01	150 ²⁾	0.3
	水銀及びその化合物	0.0005 ¹⁾	15 ²⁾	0.005 ¹⁾
	セレン及びその化合物	0.01	150 ²⁾	0.3
	ふっ素及びその化合物	0.8	4000 ²⁾	24
	ほう素及びその化合物	1	4000 ²⁾	30
	シアン化合物	N.D.	50 ^{4),5)}	1
第三種特定有害物質 (農薬等)	PCB	N.D.	—	0.003
	チウラム	0.006	—	0.06
	シマジン	0.003	—	0.03
	チオベンカルブ	0.02	—	0.2
	有機燐化合物	N.D.	—	1

N.D. : 検出されないこと

- 1) 但し、アルキル水銀が検出されないこと。
- 2) 1 mol/l 濃度の塩酸を溶媒とし、試料 (6 g 以上) と溶媒を重量体積比 3% で混合したものを 2 時間振とうし、抽出する。
- 3) 炭酸ナトリウム 0.005 mol/l、炭酸水素ナトリウム 0.01 mol/l を含む溶液を溶媒とし、試料 (6 g 以上) と溶媒を重量体積比 3% で混合したものを 2 時間振とうし、抽出する。
- 4) 遊離シアンを対象とする。 5) 加熱蒸留による抽出 (詳細は環境省告示第 19 号を参照)。

キシシン類の環境基準については、別に定められているダイオキシシン類対策特別措置法の規定に基づいた基準値を示している。

土壤汚染の未然防止に係る法制度の制定、および強化と並行して、既に汚染された土壤の浄化・拡散防止対策に関する制度も策定されている。具体的には、農用地汚染を対象とした「農用地土壤汚染防止法」、地下水汚染を対象とした「地下水の水質浄化に係る措置命令 (水質汚濁防止法)」、廃棄物の不適正処分に伴う汚染を対象とした「生活環境の保全上の支障の除去等の措置命令 (廃棄物処理法)」、市街地汚染を対象とした「土壤・地下水汚染に係る調査・対策指針」が挙げられる。しかし、これらの制度に基づいて対策を実施する場合、土壤環境基準、もしくは地下水環境基準を満足するレベルまで浄化を行うには、長い期間と相当の費用を要する。したがって、環境基準の確実な達成が技術的、もしくは経済的に難しい場合には浄化に着手できず、放置される傾向にある。また、工場敷地等の私有地内で発生している汚染の浄化については、所有者の判断に委ねられているのが現状である。

表 1.3 土壤汚染対策法におけるリスクの低減措置（平田 2003）

措置	直接摂取によるリスク低減措置	地下水等の摂取によるリスク低減措置
立入禁止	○	—
舗装	○	—
覆土（盛土）等の覆い措置	○	—
土壌入換措置	○	—
原位置不溶化・不溶化埋め戻し	—	○ ¹⁾
原位置封じ込め	○ ²⁾	○ ²⁾
遮水工封じ込め	○ ²⁾	○ ²⁾
遮断工封じ込め	○	○ ³⁾
掘削除去	○	○
原位置浄化	○	○

1) 第二溶出量基準に適合する重金属等による汚染土壤に限る。

2) 第二溶出量基準に適合する汚染土壤、または不溶化により第二溶出量基準に適合させた重金属等による汚染土壤に限る。

3) 揮発性有機化合物を除く。

このような現状を踏まえて、より現実的で実効性の高い土壤・地下水保全対策を進める方策として、2002年5月に「土壤汚染対策法」が制定され、2003年2月に施行された。土壤汚染対策法においては、土壤・地下水汚染対策に際して化学物質の種類、汚染サイトの管理状態、地下水の利用形態が考慮されており、汚染土壤の直接摂取と地下水摂取の摂取という2つのリスクを適正に管理するという観点から、汚染地の調査、登録、リスク低減措置、浄化責任の所在といった対策に必要な事項が定められている（中央環境審議会 2002）。土壤汚染対策法において定められている化学物質の土壤溶出量基準、第二溶出量基準、含有量基準の基準値を表 1.2 に示す。一般に重金属類は表層土壤に高濃度で存在している場合が多い。よって、第二種特定有害物質（重金属等）を対象として、土壤の摂取や皮膚接触による直接摂取リスクを管理する観点から、含有量基準が定められている。一方、地下水の摂取によるリスクを判定する観点からは地下水環境基準と同等の土壤溶出量基準が定められている。また、溶出量基準を超えていても実際に地下水が汚染されていない場合は、第二溶出量基準が適用可能となり、第二溶出量基準を超過しない汚染土については原位置封じ込め等の遮断措置による対策が認められている。調査によって土壤溶出量基準、含有量基準を超過する汚染が発覚した場合、該当する土地は指定区域に指定される。しかしながら、先述したように浄化対策を即時に実施することができない場合を想定し、土壤汚染対策法においては、化学物質の種類や汚染サイトの状況に応じ、大きな経済的負担を伴わないリスクの低減措置が示されている。土壤の直接摂取によるリスクの低減措置、および地下水等の摂取によるリスクの低減措置を表 1.3 に示す（平田 2003）。表 1.3 に示した措置のうち、立入禁止、覆土、封じ込めといった措置は一時的なリスク回避を目的としたものであり、指定区域の解除を受けるためには、浄化対策を行い汚染レベルを環境基準値に適合させる必要がある。

1.2.2 汚染物質の拡散防止による土壌・地下水の保全技術

土壌汚染対策技術の分類

土壌汚染対策をその目的で分類すると、① 汚染物質の拡散を防止する技術 (Containment), ② 汚染物質を抽出・分解する技術 (Treatment) に分類することができる。これらの目的毎に分類した代表的な土壌汚染の対策技術を表 1.4 に示す (Shackelford and Jefferis 2000)。なお、個々の土壌汚染対策技術については Stegmann (2001) 等に詳述されている。

表 1.4 代表的な土壌汚染対策とその分類 (Shackelford and Jefferis 2000)

Soil removal?	Technology category	Technique/ Process	Example(s)	Comment(s)
Yes (<i>ex situ</i>)	Containment	Disposal	Landfills	On-site vs. Off-site; New vs. Existing
	Treatment	Chemical	Neutralization, Solvent extraction	Treated soil may require disposal in a landfill, or may be returned to the site.
		Physical	Soil washing, Stabilization/ Solidification, Vitrification	
		Biological	Biopiles, Bioreactors	
		Thermal	Incineration, Vitrification	
No (<i>in situ</i>)	Containment	Pump & Treat	Vertical wells, Horizontal wells	Both passive and active containment are possible; In pump & treat, pumping is used to control hydraulic gradient and collect contaminated water; treatment is <i>ex situ</i>
		Capping	Traditional covers, Alternative covers, Geochemical covers	
		Vertical barriers	Slurry walls, Grout curtains, Sheet piling, Biobarriers, Reactive barriers	
		Horizontal barriers	Grout injected liners	
	Treatment	Chemical	Oxidation, Chemical reduction	Technologies with (*) require removal of gas and/or liquid phases and <i>ex situ</i> treatment; Both passive and active treatment are possible.
		Physical	Soil flushing*, Stabilization/ Solidification, Vitrification, Air sparging (AS)*, Soil vapor extraction (SVE)*, Electro-kinetics (EK)*	
		Biological	Monitored natural attenuation (MNA), Bioventing, Bioslurping, Biosparging	
		Thermal	Steam injection*, Radio frequency heating (RF)*, Vitrification*	

米国, オランダのように土壌汚染対策において先進的な取り組みがなされている国においては, 土壌ガス吸引法や土壌洗浄法に代表されるような積極的に汚染物質を地盤中から抽出する Active Remediation から, Passive Remediation と呼ばれる透過性浄化壁工法や Monitored Natural Attenuation として定義される自然の地下水流れを利用し, 汚染物質の分解を図る工法に移りつつある (今村 2002)。一方で, イギリスにおいてはコストが安いことや掘削等による汚染物質の拡散がないことから原位置封じ込め技術が用いられる傾向が高い (Shackelford and Jefferis 2000)。日本では, 環境省環境管理局

水環境部 (2002) による 2000 年度の土壌汚染対策の実施状況をみると、掘削除去、最終処分場への埋立処分の件数が最も多く、土壌ガス吸引、地下水揚水といった原位置抽出、固化・不溶化という順に続いており、Active Remediation の占める割合が高い状況である。このように、土壌汚染対策の技術傾向は各国における土壌汚染対策の技術開発状況や考え方の相違によって異なる。

拡散防止技術の概要

地盤汚染の拡散防止技術は、分離・分解が難しく、地盤中の移動性が低い重金属や PCBs、ダイオキシン類等の難分解性有機塩素化合物による汚染の対策として一般的に適用される。拡散防止技術の代表的・基幹的な技術は「固化処理」、「不溶化処理」、「熔融処理」、「封じ込め」に分類できる。

固化処理は、汚染土壌に固化材を混合することによって固形化し、物理化学的に汚染物質を安定化させる手法であり、重金属汚染土を対象とした代表的な対策工法である。固化材には、セメント系、マグネシウム系、熱可塑性ポリマー系、アスファルト系等のものであるが、セメント系固化材が多用されている。固化処理は簡便でコストも安いことから多用される手法であるが、長期的な固化処理効果には懸念が残ることから、遮水工等で再溶出する汚染物質の移動を制御・管理する必要がある。

不溶化処理も固化処理と同様に重金属汚染土に適用される手法であり、汚染土壌に各種薬剤を混合して重金属を硫化物態等の難溶性の形態に変化させ、安定化を図るものである。用いられる不溶化材は重金属の種類によって異なるが、硫酸第一鉄、硫化ナトリウム等が代表的なものである。重金属汚染土の処理には多用される手法であるが、固化処理と同様に長期的な安定性への懸念、遮水工等による管理の必要性が欠点として挙げられる。

熔融処理は、汚染土壌を原位置、もしくは熔融プラント内で汚染土壌を加熱することによって熔融し、汚染土壌をガラス状の固形物として固める方法である。1,200℃以上の高温に加熱することから、汚染物質の一部は加熱分解、揮発するため、熔融処理は分離・分解技術として分類する場合もある。固化・不溶化処理とは異なり、化学物質の封じ込め効果の長期的な安定性も高いとされているものの、処理費用が非常に高いこと、熔融処理に伴う有害副生成物の発生・処理が課題となっている。

封じ込めは汚染土壌を封じ込め処分施設、遮水工等によって周辺環境から隔離する方法全般を指し、固化、不溶化処理を前処理として実施する場合もある。廃棄物埋立処分と同様に、汚染土壌からの溶出濃度に対応する封じ込め構造が採用される。高濃度の溶出が確認された汚染土壌に対しては遮断型のコンクリート製の封じ込め施設内に処分され、比較的低濃度の汚染土壌に対しては、鋼矢板や Soil Mixing Wall 等の遮水工内に封じ込められる。さらに遮水性の高い遮水壁を建設する手法として、近年では TRD 工法のような地中連続壁工法や遮水シートを地中に鉛直に敷設する方法も用いられている (Kamon et al. 2003a)。なお、これらの遮断工、遮水工の構造は「一般廃棄物の処理及び産業廃棄物の最終処分場に係わる技術上の基準を定める命令 (1998 年 6 月施工)」に準ずる必要がある。

土壌汚染対策法をはじめとする我が国の土壌汚染対策で考慮されている① 汚染土壌の直接摂取リスク、② 地下水の摂取リスク、③ 土壌から地下水への溶出リスク、というそれぞれのリスクの低減効果の観点から、代表的な土壌汚染対策技術を分類したものを図 1.3 に示す (土壌環境センター 2002)。

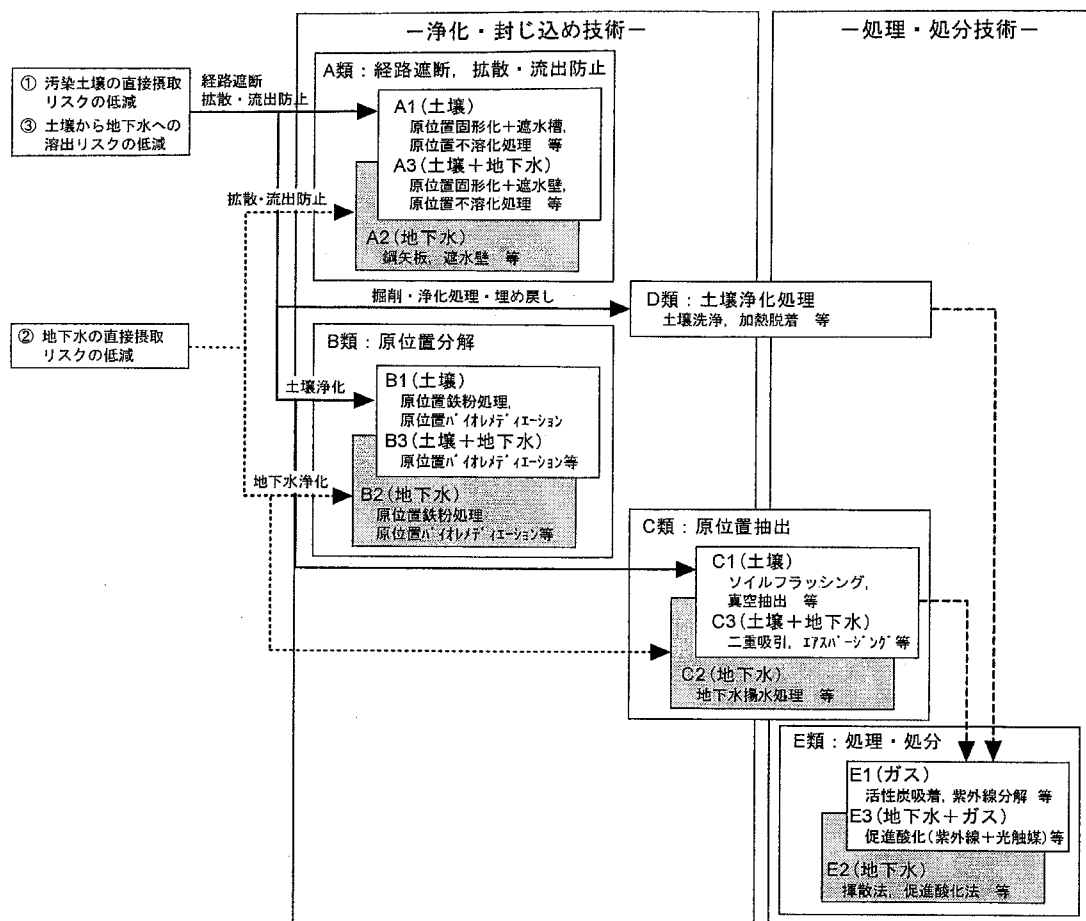


図 1.3 リスク低減の観点からみた対策技術の分類 (土壤環境センター 2002)

拡散防止技術は本質的に汚染物質の移動性を抑制する、もしくは曝露経路を遮断する技術であり、対策実施後も地盤中に汚染物質が依然として残留している。したがって将来的には原位置からの汚染物質の除去、無害化を図る必要があるものの、図 1.3 中の A 類に相当する拡散防止技術はリスクの低減措置として有効であり、原位置での対策が可能である、対策費用も安価であるといった利点も多い。さらに、汚染物質の分離・分解を目的した技術を用いる場合には、具体的な浄化レベルの設定が非常に困難であり、抽出処理等においては浄化期間が長期に渡る場合が多いことから、適正なリスク管理に基づく拡散防止技術の適用は土壤・地下水汚染対策において実効性が高いといえる。

1.3 本研究の目的と構成

我が国における地盤汚染対策の妥当性の判定は、地下水環境基準、土壤環境基準に基づいて行われており、これまではリスクに基づく議論はほとんど行われてこなかった。土壤環境基準は汚染土壌からの有害物質の溶出に起因する汚染地下水の摂取によるリスクを想定して制定されているものの、溶出濃度を評価するための公定試験方法が環境中における溶出特性を十分に評価できないこと (嘉

門 1997), および地下水の摂取以外のリスクは想定されていないことから, 実質的にはリスクを評価するものではなく, 基準設計的な運用が行われていたといえる。

しかし, 中央環境審議会から 2002 年 9 月に答申された「土壤汚染対策法に係る技術的事項について」においては, 表層土壤中に高濃度で蓄積する可能性が高い重金属については土壤の直接摂取によるリスクが考慮されており, これを受けて 2003 年 2 月に施工された土壤汚染対策法において重金属の含有量基準が制定された。また, ダイオキシン類対策特別措置法における基準値の決定においても環境リスクの観点から検討が行われている。これらのことから, 我が国においても地盤汚染対策の妥当性を判定する際に, リスクの低減という観点から評価を行う背景が整いつつあるといえる。

地盤汚染によるリスクの低減方法は, 原因となる化学物質, もしくは汚染土を除去する方法と化学物質の曝露経路を遮断する方法に分類することができる。特に, 土壤から除去することが物理化学特性的に難しい重金属汚染土, 効率的な除去技術が確立されておらず浄化コストを要するダイオキシン類や PCBs 等の化学物質による汚染土, および複数の化学物質による汚染土については, 曝露経路の遮断を目的とした固化・不溶化処理, および封じ込め処分の適用性が高い。しかしながら, 固化・不溶化処理, 封じ込め処分といった拡散防止技術対策を行った場合には, 化学物質は地盤環境中に残存することになる。そのため, 拡散防止技術の適用にあたっては, 将来的にも環境リスクを適正に制御できる対策仕様を明らかにし, リスクコミュニケーションの観点からも対策の妥当性を定量的に評価することの重要性が, 汚染物質の除去を目的とした対策の適用時と比較して高いといえる。

本研究は固化・不溶化処理, および封じ込め処分といった地盤汚染物質の拡散防止技術を対象として, 長期的な環境リスクの推定とその適切な制御手法の検討, および対策の妥当性を定量的に評価するための手法を確立することを主眼としている。これらの事項は, 地盤汚染サイトのリスク管理においては不可欠なものであり, 適正な対策の実施に貢献するものである。しかしながら, 既往の研究においてはリスク管理の重要性は指摘されているものの, そのために必要となる地盤汚染物質の長期的挙動の推定方法や具体的な地盤汚染サイトへの適用事例はほとんど報告されていない。このことから, 本研究はいくつかの具体的問題の検討を通して, 以下の視点と検討項目に関する研究を実施することを目的とするものである。

1) 固化・不溶化処理土からの地盤中における化学物質の溶出挙動の把握

- 溶出試験方法の体系化と評価手法の提案
- 乾燥, および海水の浸透による重金属の溶出特性への影響
- 溶出試験結果に基づく地盤内における溶出挙動の推定

2) 遮水工による化学物質の拡散防止とその適正構造の照査

- 廃棄物の地盤工学的利用・処分時における化学物質の拡散制御
- 遮水工に用いられる遮水シート損傷部からの漏水量の簡便評価手法の確立
- 海面処分場ケーソン式埋立護岸の性能設計を用いた適正構造の評価

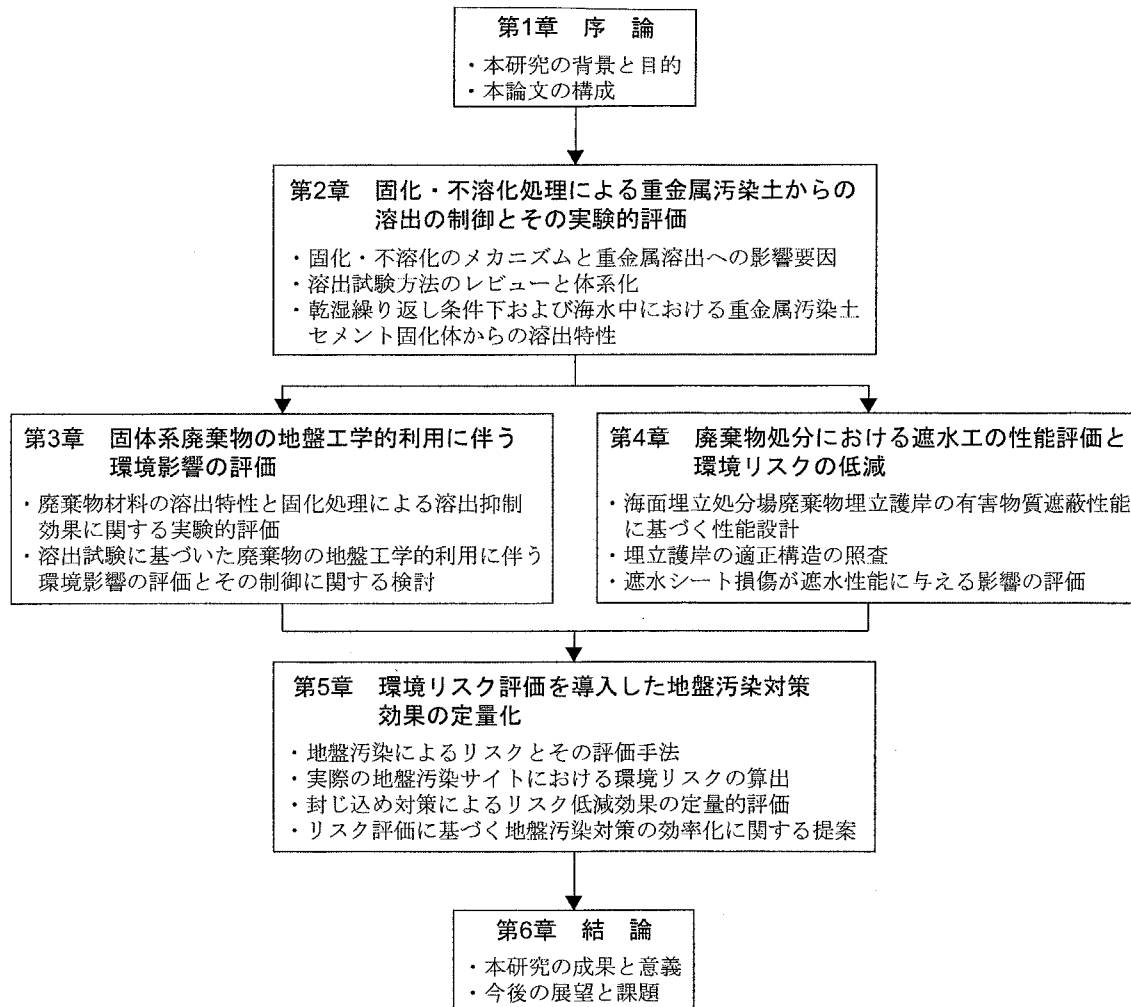


図 1.4 本論文の構成

3) 地盤汚染リスクの定量化と対策工の妥当性評価

- 地盤汚染による環境リスクの評価手法の概観
- 実汚染サイトにおける環境リスク評価の適用とその環境リスクの算出
- 封じ込め処分による環境リスク低減効果と対策工の妥当性の評価
- リスク評価をベースとした対策指針・設計の考え方に関する提案

本論文は図 1.4 に示すように 6 つの章から構成されている。上記の研究目的と検討項目に基づく各章の構成・位置付けを以下に詳述する。

第 1 章では、地盤汚染に関わる法的枠組みや拡散防止技術を中心とした浄化手法に関するレビューを取りまとめ、本研究の方向性とその意義について言及している。

第 2 章では、地盤汚染の拡散防止技術の基幹的な技術であり、広く用いられている重金属の固化・不溶化処理に関して、重金属の溶出抑制のメカニズムを概観し、環境中における溶出特性への影響要因とその評価方法について述べた。重金属の溶出特性は、水への溶解度、重金属化合物の存在形態

といった化学的要因、および固化・不溶化処理土の透水性をはじめとする物理的要因に大きく依存する。特に、溶解度や存在形態は、pH や酸化還元電位、乾燥等によって大きく変化することから、その影響を評価するための様々な溶出試験方法が提示されている。この章では、これらの溶出試験方法について体系的にとりまとめ、それぞれの試験方法の定義・役割を述べた。さらに、最も一般的な固化・不溶化処理であるセメント固化を対象として、処理土からの重金属の溶出特性を室内試験により評価を行った事例を報告する。ここでは、実際の環境中に曝露された場合の溶出特性を把握するために、海水中における溶出特性、および乾湿繰り返しを受けた場合の溶出特性への影響とその機構について、各種溶出試験を適用して評価した結果を述べている。

第3章では、重金属を含有する固体系廃棄物（一般廃棄物焼却飛灰、下水汚泥焼却灰）に対してセメント固化処理を実施し、第2章で述べた各種溶出試験方法を用いて、その溶出特性を詳細に評価した。さらに、廃棄物の固化処理材料を埋め戻し材として地盤工学的に有効利用する場合、および埋め立てた後に跡地利用する場合をそれぞれ想定し、簡便な数学モデルを用いた重金属溶出量の推定方法、ならびにその際の環境影響の評価手法を提案した。また、緩衝層の設置や埋立処分の適正管理による環境影響の低減効果を定量的に評価し、廃棄物の地盤工学的有効利用における各種溶出試験に基いた環境安全性の評価手法を示した。

第4章では、地盤汚染の拡散防止技術のもう一方の基幹技術である封じ込め処分に関して、管理型処分場周辺の水分、および有害物質の挙動を浸透流・移流分散解析の実施を通して検証し、長期に渡って安定した性能を担保しうる遮水工構造を提案することを試みた。特に、処分量が増加する傾向にある海面埋立処分場を対象として、ケーソン式埋立護岸構造の性能設計事例を示している。処分場外への汚染物質の漏出量を移流分散解析により予測する性能設計的アプローチにより、遮水シートの損傷部やケーソンの目地等からの局所的な漏出に対しても護岸全体として遮蔽機能を発揮する構造形式とその設計要件について提案を行っている。さらに、海面埋立処分場の遮水工としてケーソン式埋立護岸以外にも多用される鋼矢板・鋼管矢板式埋立護岸についても、先行研究のレビューに基づいて、遮水護岸としての性能とその適用性を議論している。

第5章では、PCBs とダイオキシン類による地盤汚染サイトを対象として、当該サイトにおけるモニタリングデータと数値解析に基づく地盤汚染物質による人体への健康リスクの算定方法とその結果について詳述している。特に、一般的な評価の対象となる地下水中の水溶性汚染物質と併せて、浮遊粒子状物質に吸着した化学物質や土壌中の化学物質による健康リスクも評価の対象とし、危険性の高い曝露経路を特定した。さらに、原位置封じ込め処分による対策後の環境リスクを推定し、対策工事の安全性と対策効果を定量的に評価した。最後に、環境リスクの算出結果に基づいた対策工の重要性と優先度の決定方法を述べ、環境リスク評価の導入による地盤汚染対策の効率化の可能性を示した。

第6章では、本研究で得られた成果と今後の展望を述べ、固化・不溶化処理、封じ込め処分といった地盤汚染の拡散防止技術を用いた環境リスクの制御という観点から、土壌・地下水汚染対策の合理的設計に向けた本研究の意義を示すことにより、本研究の結論としている。

第 2 章

固化・不溶化処理による重金属汚染土からの溶出の制御とその実験的評価

2.1 概説

近年、重金属汚染土の対策として洗浄処理や熱脱着処理といった重金属の除去技術の開発が進められているが、実績が豊富であり比較的成本が低い固化・不溶化処理は依然として多く用いられている。環境省が 2000 年に実施した調査結果（環境省環境管理局水環境部 2002）においても、重金属汚染土の恒久対策として、複数の対策が併用されている場合も含めて 255 件のうち 93 件において固化・不溶化処理が適用されている。しかしながら、固化・不溶化処理は重金属を除去あるいは焼成・熔融固定化するものではなく、物理化学的な封じ込め作用に基づくものであることから、環境条件の変化や時間の経過に伴う再溶出の可能性が指摘されている（今村 1999）。そのため、2003 年 2 月に施行された「土壌汚染対策法」においても、原位置封じ込め、遮水工封じ込めに先立って重金属等の第二種特定有害物質の溶出量を第二溶出量基準（表 1.2 参照）に適合させるための措置として固化・不溶化処理は位置付けられている。

表 2.1 に一般的な固化・不溶化処理における重金属の種類毎の再溶出の要因を示す（川地 2002）。固化・不溶化処理土が保管される埋立処分場や原位置封じ込め施設の多くは好気性条件であり、汚染された地下水の場外流出を防ぐ観点から地下水位や場内水位を低下させている場合が多い。従って、表 2.1 に示すように重金属の再溶出の要因となる乾燥、酸化が起これると考えられ、雨水の浸透に

表 2.1 重金属等の固化・不溶化処理における再溶出の要因（川地 2002）

Heavy metal	Applicable agents	Factors to promote leaching
Lead, Mercury, Cadmium	Cement stabilizer, Sodium sulfide	Oxidation, pH change Drying (Neutralization)
Arsenic, Hxavalent Chromium, Selenium	Ferrous sulfate, Iron oxide, Ferric chloride, Cement stabilizer	Oxidation, Drying (Neutralization), Reduction
Cyanide	Ferrous sulfate, Cement stabilizer	Drying (Neutralization)

よる乾湿繰り返し作用、大気中の CO_2 や微生物活動に伴い発生する CO_2 による炭酸化等の影響も重なって、固化・不溶化処理土から重金属が再溶出することが懸念される。一方、乾燥や酸化、乾湿繰り返しの影響が小さいと考えられる海面埋立処分が行われた場合においても、海水中に長期間に浸せきされることにより、処理土の強度低下、および固化・不溶化効果の低下が生じ、重金属が再溶出する可能性が指摘できる。

しかしながら、現在用いられる固化・不溶化処理効果の判定方法は、各種バッチ溶出試験、pH依存性溶出試験、タンクリーチング試験といった水飽和条件下で行われる試験のみであり、乾燥や炭酸化、海水中の浸せきといった要因が重金属の溶出特性に与える影響が評価されていないのが現状である。

本章では、はじめに重金属の固化・不溶化処理による重金属の溶出抑制のメカニズムを概観し、環境中における溶出特性への影響要因とその評価方法を述べた。重金属の溶出特性は、水への溶解度、重金属化合物の存在形態といった化学的要因、および固化・不溶化処理土の透水性といった物理的要因に大きく依存することから、その影響を評価するための様々な溶出試験方法が提示されている。そこで、これらの溶出試験方法について体系的にとりまとめ、それぞれの試験方法の定義・役割と種々の溶出試験を組み合わせた欧米各国における評価の枠組みについてレビューを行った。さらに、最も一般的な固化・不溶化処理であるセメント固化を対象として、(1) 海水浸せき条件下における重金属溶出特性、(2) 乾湿繰り返し条件下における物理化学特性および重金属溶出特性への影響、について室内試験による実験的評価を実施し、実環境中における重金属の溶出特性について議論を行った。

2.2 重金属汚染土の固化・不溶化処理

2.2.1 固化・不溶化処理の概要とそのメカニズム

固化処理

本検討で対象としているセメント系材料を用いた重金属の溶出抑制の基本的な原理は、透水性の低いマトリックスの形成、および重金属が非水溶性の形態に変成することによるものである。具体的な機構を示すと以下の3点が挙げられる (Glasser 1997)。

1) マトリックスの緻密化による物理的封じ込め

水和反応の進行により生成した水和物により間隙が充填され固化体組織が緻密化される。この組織の緻密化により透水性や物質の移動性が低下することから、重金属を物理的に封じ込める作用が期待される。

2) 難水溶性物質の生成

水和反応の過程で生成する $\text{Ca}(\text{OH})_2$ から解離した OH^- が重金属と反応し、難水溶性の水酸化物沈殿を形成する。重金属の水酸化物の溶解度積は非常に低く難水溶性であることから、固化体中に沈積・固定化される。

3) 水和生成物による吸着・固定化

エトリンガイト ($3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$) をはじめとするアルミン酸石灰塩系の水和物の結晶中においては、Al原子の重金属原子との置換、 SO_4^{2-} の CrO_4^{2-} や AsO_3^{2-} 等との置換が生じ、重金属が固定化される。さらに、セメント水和物の表面にも重金属が吸着固定される場合がある。

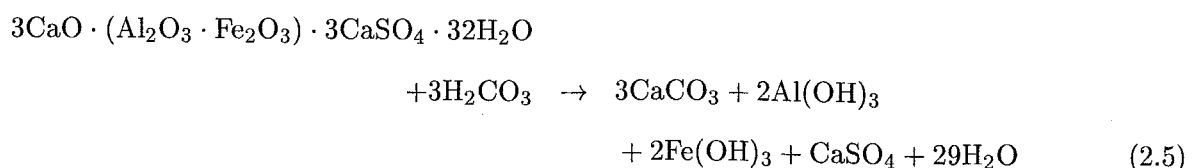
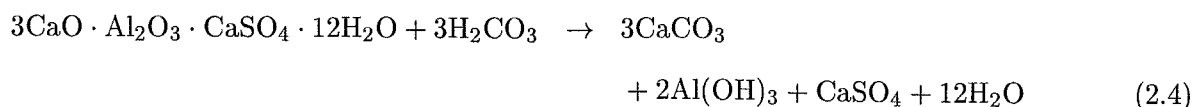
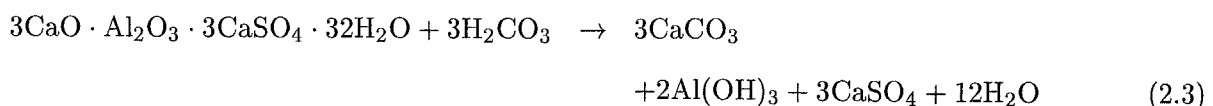
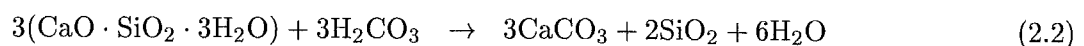
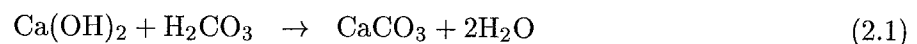
一方、これらの作用機構を考慮すると、鉛 (Pb) のような両性金属の水酸化物は高アルカリ条件下において $\text{Pb}[\text{OH}]_3^-$ のような錯イオンを形成し、溶解度が増すことから、pHによっては十分な溶出抑制効果が発揮できない場合がある。しかし、一般的には上記3つの作用機構の複合的な効果により、物理化学的な重金属の封じ込め効果が期待できる。

しかしながら、上記の作用機構はセメント固化処理材料が曝露される環境によって影響を受けることから、長期的な重金属の封じ込め効果の安定性には懸念が残る。セメント固化による重金属の封じ込め効果に影響を及ぼす主要な外的要因としては以下の項目が考えられる。

- 1) 酸性雨や微生物活動に起因する有機酸といった酸の作用
- 2) 乾燥、炭酸化による中性化、および水和生成物の分解
- 3) 海水との接触時における水和生成物の溶出と塩化物による浸食

1) に示した酸による溶出特性への影響については、詳細は後述するが、様々な pH 条件に対する溶出量の変化や、酸性条件下における最大溶出可能量といった pH の影響に着目した溶出試験が数多く実施されている (The International Ash Working Group 1997)。

2) に示した乾燥、炭酸化による中性化、および水和生成物の分解機構は以下の通りである。間隙に存在する空気中の CO_2 が間隙水に溶解し、 H_2CO_3 (炭酸) が生成するが、この炭酸とセメント固化処理土中の反応生成物との間には以下のような相互反応が発生する。



上記の反応により、中性化およびセメント水和生成物の分解が発生し、pHの低下による重金属の溶解度の上昇やマトリックスの劣化が生じると考えられる。実際に CO_2 に曝露したセメント固化体か

らの溶出挙動についてはいくつかの検討が行われており、重金属の溶出量が増加する傾向にあることが報告されている (Garrabrants et al. 2002; Sanchez et al. 2002; 土手ら 1998)。

3) については、海水中への浸せき、もしくは海水の接触によりコンクリートやセメント固化体の化学特性は大きく変化することが知られている。具体的には、セメント水和物と海水中の硫酸塩が反応することによる石膏の生成と pH の変化、水酸化カルシウムや石膏の溶脱、石膏とセメント中の C₃A (アルミン酸三カルシウム) の反応による膨張性エトリンガイトの生成、中性化の進行等が発生するとされている。図 2.1 にセメント水和物と海水中化学成分との化学反応の模式図を示す (岡田 1986)。海水の化学作用がコンクリートやセメント固化体の材料特性自体に与える検討は多数行われているものの、重金属の溶出特性に与える影響を検討した事例については、非常に少ないのが現状である (Webster and Loehr 1996)。

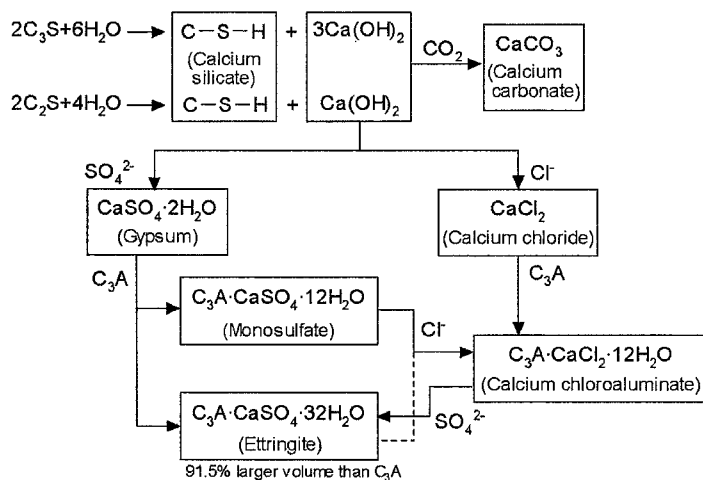


図 2.1 セメント水和物と海水中化学成分との化学反応 (岡田 1986)

不溶化処理

重金属汚染土の処理には各種添加剤による不溶化処理も多用される。不溶化処理の原理としては、薬剤と重金属の化学反応により、重金属を溶解度の低い化合物、もしくは毒性の低い化合物に変化させるものである。代表的な不溶化機構として以下の項目が挙げられる。

1) 金属硫化物の形成

金属硫化物は水酸化物や炭酸塩と比較して溶解度が非常に低く、溶出しにくい。このことから、主に硫化ナトリウム (Na₂S) を不溶化材として添加し、難溶性の金属硫化物を生成させることにより不溶化を図る。硫化ナトリウムは主に鉛、水銀、カドミウムによる汚染土の不溶化処理に用いられる。しかしながら、硫化ナトリウムによる不溶化効果は pH に対して依存性を示すことや有毒な硫化水素が発生する可能性があることから、その適用にあたっては留意が必要である。

2) 還元作用

六価クロム (CrO_4^{2-}) は還元されると、はるかに毒性が低く溶解度の低い三価クロム (Cr^{3+}) に変化することから、還元剤を添加することにより不溶化を図る工法が採用される。この反応は二価鉄イオンや金属鉄により生じることから、還元剤としては硫酸第一鉄 (FeSO_4) が一般的に用いられる。但し、長期的に不溶化効果を維持するためには還元性雰囲気を保つ必要がある。

3) 鉄イオンとの化学的結合

硫酸第一鉄、塩化第二鉄等の鉄塩を不溶化剤として添加することにより、鉄イオンと重金属イオンを結合させ、溶解度の低い形態に変化させる。主に、シアン、砒素による汚染土に適用される。但し、砒素に適用する場合は難溶性の砒酸鉄 (FeAsO_4) を生成するが、還元的な環境下では毒性の高い亜砒酸 (H_3AsO_3) に還元されることから、留意が必要である。

以上の不溶化機構を考慮すると、重金属の不溶化効果は pH の変化、酸化還元反応等により大きな影響を受けるといえる。このことから、セメント系固化材による固化処理と同様に、不溶化処理土を地盤中に処分する場合には、基本的な不溶化機構を把握し、適正な管理を行うことが重要である。

2.2.2 重金属の溶出特性の評価手法

土壌・地下水汚染の対策、および廃棄物の処分・有効利用においては、材料中の有害物質が土壌や地下水を汚染すること等により環境や生態系への影響がないよう事前に環境影響評価を実施し、必要な場合には対策を実施する必要がある。地盤環境を管理する上で監視や制御が求められる化学物質の数は年々増えているが、法制度上は土壤環境基準に示されている 27 物質が対象となる。

固化・不溶化処理による溶出抑制の対象となる有害物質は、重金属、フッ素、ホウ素といった無機系の化学物質である。固化・不溶化処理材料からの重金属の溶出特性は、材料の間隙比、比表面積 (粒径)、溶媒 (水) の接触量といった物理的要因と重金属の存在形態、溶解度といった化学的要因に支配される。したがって、これらの要因を室内試験によって評価する方法として、各種溶出試験方法が定められている。

溶出試験は、評価の対象となる材料 (固体) と溶媒を任意の試験条件下で接触させ、溶媒中に溶脱する化学物質量を計測する試験の総称である。試験条件は大きく分類すると、① 固体と溶媒の接触方法、② 溶媒の化学特性・量によって決定される。溶出試験方法の分類とその目的を図 2.2 に示す。

固体と溶媒の接触方法に着目すると、溶出試験は Equilibrium-based leaching test と Mass transfer-based leaching test に分類することができる。前者については、溶媒の交換を行わず、固液間で化学平衡が成立する条件下で実施する試験である。試験方法としては、破碎した試料と溶媒を混合するバッチ試験が採用され、様々な化学組成 (pH, 酸化還元電位) を持つ溶媒を接触させることにより、化学的要因が重金属の溶出挙動に及ぼす影響を評価する際に用いられる。後者については、成型体からの化学物質の時間的な溶出量 (溶出速度) を計測するための試験であり、溶媒を連続的に交換す

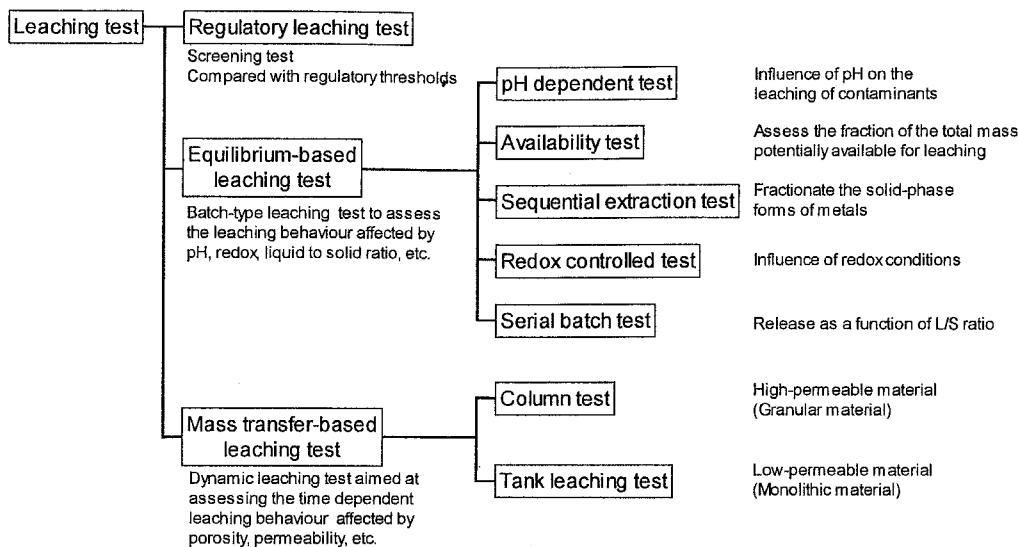


図 2.2 溶出試験の分類と代表的な試験方法

る、もしくは連続的に接触させることにより、材料からの溶出量の時間変化を同定することを目的とする。試験方法としては、材料の透水性によって大きく2つに分類される。ひとつは、材料の透水性が高く、材料中を水が浸透する場合の溶出量を把握するためのカラム溶出試験であり、成形試料に通水させ、排出水に溶出した対象物質を定量するものである。もうひとつは、材料の透水性が周辺地盤と比較して低く、材料が水中に浸せきされた状態での溶出量を把握するためのタンクリーチング試験であり、所定寸法の成型体の供試体を所定の溶媒に一定期間浸せきさせるもので、溶媒の種類や交換の時間間隔は試験方法によって異なる。

溶媒の化学特性・量に着目すると、重金属の溶出量は主にその存在形態と溶解度に依存することから、これらの要因と溶出量の関係が様々なバッチ溶出試験によって検討される。重金属の存在形態としては溶出しやすい形態から① 交換態、② 弱酸可溶態（炭酸塩）、③ 易還元性可溶態（マンガノ酸化物）、④ 還元性可溶態（鉄酸化物）、⑤ 硫化物・有機物態、⑥ 残渣、という画分が一般的に定義されており、対象重金属によってそれぞれの画分を抽出する試験方法が示されている（Gleyzes et al. 2002; 貴田 2000）。酸化還元反応によっても、重金属の形態が硫化物態等の難溶性塩に変化するケースや逆に毒性の高い形態に変化するケースがあることから、酸化還元電位と溶出量の関係に着目した溶出試験も実施されている（Kamon et al. 2002c）。一方、重金属の溶解度は pH への依存性が強く、一般的には酸性側で溶解度が高く、アルカリ溶液中では水酸化物の沈殿を形成するため、溶解度は低い。しかし、鉛のような両性元素は高アルカリで錯イオンを形成して溶解しやすくなる。したがって、pH 依存性のパターンは重金属の種類によって異なる。pH による溶出量への影響を検証する方法としては、一般的に pH 依存性試験が実施される。pH 依存性試験とは、平衡時の溶液の pH が段階的に異なるように酸、もしくはアルカリ濃度を調整した溶媒を用いて複数のバッチ試験を実施し、pH と化学物質の溶出量の関連を把握するための試験である。また、pH による溶解度の制限の受

けない最大溶出量を求める試験方法として、アベイラビリティ試験がオランダにおいて採用されている。この試験においては、材料を粒径 125 μm 以下に粉碎し、多量の溶媒（固体質量の 50 倍体積の溶媒）を用いて二段階抽出を行う。それぞれの抽出段階では $\text{pH}=7$ 、および $\text{pH}=4$ に維持し、中性条件、および酸性条件下で溶解度の高い形態の重金属をすべて抽出することを意図している。但し、酸緩衝容量の高い材料については、環境中で材料-水系の pH が大きく変化することは考えにくいことから、酸緩衝容量を考慮した重金属溶出の pH 依存性を評価する手法として、Acid Neutralization Capacity Test が用いられることもある (Stagemann and Côté 1990)。

重金属による環境影響に関するその他の考え方について、生物学的影響を直接的に評価する手法が挙げられる。例えば、汚染土を直接摂取した際のバイオアベイラビリティ（生物が利用可能な汚染物質質量）を推定することを目的として、胃酸と同等の酸濃度で抽出を行い、胃酸分解によって吸収する有害物質の量を求めることを意図した試験方法が提案されている。また、前述のように監視・制御すべき化学物質は増える傾向にあり、これら個々の化学物質全ての測定に要するコストの積み重ねは無視できないこと等の問題点を受けて、バイオアッセイの考え方が取り入れられつつある。これは、魚、ミジンコ、藻類などの致死量を測定するなどして試料の持つ混合毒性を評価するものである (大迫ら 2000)。生物への毒性を評価基準としていることから一般市民にも理解がしやすく、リスクコミュニケーションの手段にも使いうるという利点もある。

このように溶出量は試験方法に大きく依存し、有害性の判定そのものに影響することから、個々の試験結果を複合的に利用した環境影響評価の考え方が検討されているほか (van der Sloot et al. 1997)、試験法の国際標準化が ISO 国際標準化機構の TC190 (Soil Quality) で議論されている (地盤工学会 ISO 検討委員会 2003)。

2.3 実験方法

2.3.1 実験シリーズ 1 –海水環境中における重金属の溶出特性の評価–

使用材料

深草粘土と水道水を混合した泥土 ($w/w_L = 1.75$, w : 含水比, w_L : 液性限界) に $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ を添加し、静置した亜鉛汚染泥土を対象試料として使用した。汚染泥土の物理化学特性を表 2.2 に示す。固化材には、普通ポルトランドセメント (以下、OPC とする。)、および六価クロムの溶出の恐れが少ないとされる高炉セメント B 種 (以下、SC とする。) を用いた。固化材添加量は汚染泥土の乾燥質量比の 15.2% とし、粉体添加とした。溶出試験の溶媒として、一般的に用いられる純水に加え、人工海水 (八州薬品・アクアマリン) を用いた。使用した人工海水の化学特性を表 2.3 に示す。

供試体の作製

泥土と固化材 (OPC, SC) をソイルミキサーで混合し、 $\phi 50 \text{ mm} \times h 74 \text{ mm}$ のモールド内に締固めた。その後、 20°C 条件で 14 日間の密封養生後に脱型し、さらに 1 日間 20°C 条件下で整置したも

表 2.2 汚染泥土の物理化学特性

Particle density	(g/cm ³)	2.67
Water content	(%)	90.0
Liquid limit	(%)	51.3
Plasticity limit	(%)	26.3
Ignition loss	(%)	7.42
Maximum dry density	(g/cm ³)	1.68
Optimum water content	(%)	29.3
Particle size distribution		
Silt fraction	(%)	38.2
Clay fraction	(%)	61.8
pH	(-)	3.50
Cation exchange capacity	(meq/100g)	23.6
Total Zn content	(mg/kg)	800

表 2.3 人工海水の化学特性

pH	E.C. (mS/cm)	[Cl ⁻] (mol/l)	[Na ⁺] (mol/l)	[SO ₄ ²⁻] (mol/l)	[Mg ²⁺] (mol/l)	[Ca ²⁺] (mol/l)	[K ⁺] (mol/l)
8.54	44.3	4.5×10^{-1}	3.3×10^{-1}	2.9×10^{-2}	3.7×10^{-2}	5.7×10^{-3}	7.4×10^{-3}

のを供試体として溶出試験に用いた。なお、締固め回数は「セメント系固化材による安定処理土の試験方法」(セメント協会標準試験方法 JCAS L-01) に基づき、供試体高さに基づいて突き固め回数の補正を行った。比較試料として、固化体の破碎による溶出量への影響を検討するため、養生脱型後、固化体を粒径 2 mm 以下に破碎し、再度モールド内で締固めた供試体(以下、破碎試料とする。)を作製した。なお、破碎試料は固化体と比較して平均 7% (OPC 処理土)、および 2% (SC 処理土) の湿潤密度の低下がみられた。さらに、汚染泥土自体からの溶出特性を把握することを目的として、泥土を風乾させ、その最適含水比 ($w_{opt} = 29.3\%$) で締固めた供試体を併せて作製した。一方、セメント固化体の強度特性を把握するため、 $\phi 50 \text{ mm} \times h 100 \text{ mm}$ のモールドを用いて同様の方法で供試体を作製し、28 日間の密封養生を行った後に一軸圧縮試験に供した。

溶出試験

Environment Canada's Wastewater Technology Centre (ECWTC) が規定する Dynamic Leach Test に準じたタンクリーチング試験(以下、DLT とする。), オランダの公定法である NEN7341 (Availability Test), および環境庁告示第 46 号法(以下、JLT46 とする。)の 3 種の溶出試験を実施した。DLT は、セメント固化を行った廃棄物の処理・処分方法を評価するために ECWTC が開発した一連の試験体系 (Stagemann and Côté 1990) に組み込まれている試験方法のひとつで、タンクリーチング試験の一種に分類できる。試験方法は以下の通りである。広口プラスチックボトル (2 l

容量)に供試体の表面積 ($S \text{ cm}^2$) に対して, 10 倍量 ($10 \times S \text{ cm}^3$) の溶媒を準備し, ナイロンメッシュに入れた供試体を溶媒中に浸せきさせた後, ボトルを密閉し, $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下に整置した。所定時間経過毎に溶媒の交換を行い, 採取した溶液を固液分離したものを検液とした。溶媒の交換間隔については, ECWTC の試験方法を参考として表 2.4 に示す交換時期を採用し, 固化体/破碎試料については, 7 回, 汚染土については 9 回の溶媒交換を実施した。DLT の実施状況を図 2.3 に示す。

表 2.4 DLT における溶媒交換スケジュール (実験シリーズ 1)

Step	Contaminated sludge		S/S sludge	
	Interval (hours)	Cumulative time (days)	Interval (hours)	Cumulative time (days)
1	1	0.04	24	1
2	3	0.17	24	2
3	3	0.29	24	3
4	17	1	24	4
5	24	2	336	18
6	24	3	672	46
7	24	4	1032	89
8	336	18	-	-
9	672	46	-	-

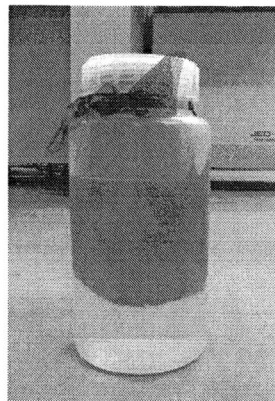


図 2.3 Dynamic Leach Test の実施状況

JLT46 は「土壌の汚染に関わる環境基準」に基づいて土壌の環境安全性を判定する際に適用される試験であり, 廃棄物等を地盤材料として有効利用する際の適合性を判定する際にも適用される。本基準は, 土壌から溶出した有害物質による地下水汚染, 地下水の飲用による健康被害の防止を目的としており, 試料がその 10 倍量の水と接触したときの有害物質溶出量を求める試験である。

NEN7341 試験はオランダの公定法のひとつで, 廃棄物からの有害物質最大溶出可能量を求めるための試験である。試料粒径については, 試料からの金属類の溶出を促進させるため $125 \mu\text{m}$ 以下と他の試験法に比較して小さい値が設定されている。一方, 液固比は $L/S = 100$ という非常に大きな

表 2.5 JLT46, および NEN7341 の試験方法

Test name	NEN7341	JLT46
Leaching vessel	1 ℓ beaker	Unspecified
Sample	< 125 μm	< 2 mm
Sample mass	16 g	> 50 g
Solvent	Adding HNO ₃ to deionized water, and keeping the 1st elution pH 7 and the 2nd one pH 4	Distilled water (adjusting to pH 5.8-6.3 by HCl or NaOH)
L/S ratio	100:1 (50:1×2)	10:1
Agitation	Stirrer	Horizontal shaking (200 times/min, amplitude: 4-5 cm)
Duration	3 h × 2	6 h
Filtration	0.45 μm membrane filter	20 min. centrifugal separation at 3,000 rpm + 0.45 μm membrane filter

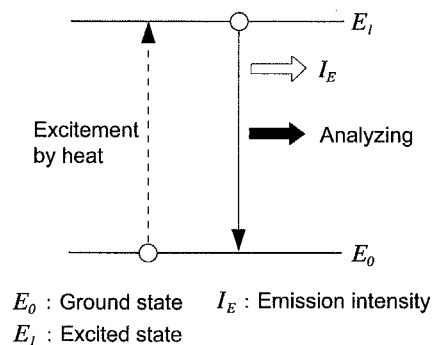


図 2.4 ICP 発光分光分析の原理

値が採用される。これは、廃棄物乾燥質量の 100 倍体積という大量の水が接触する期間、すなわち実条件では数十年から、数百年経過後における溶出量を予測することが意図されている。pH については、埋立後の接触溶媒として酸性雨等を考慮した場合その最低値は pH=4 であるという仮定に基づき、長期的にアルカリ成分が流出した後の溶出ポテンシャルを把握する視点から、pH=4 に固定する方法を採用している。ただし、アルカリ性側において高濃度で溶出する酸素酸の陰イオンを形成する元素 (As, Se 等) の溶出を過小に評価しないため、pH=7 に固定して 3 時間抽出した後、pH=4 に固定して 3 時間抽出し、両者を混合して検液とする 2 段階のバッチ試験となっている。JLT46, および NEN7341 の試験方法を表 2.5 に示す。

溶出試験で得られた検液については、0.45 μm 孔径のメンブレンフィルターで吸引ろ過を行った後、島津製作所 ICP 発光分光分析装置 ICPS-8000 を用いて、Zn, Cr(VI) の濃度を日本工業規格 工場排水試験方法 (JIS K 0102) に準じて計測した。また、pH についても併せて計測した。ICP 発光分光分析とは、図 2.4 に示すように水溶液中の測定物質を原子蒸気にするときに、熱的に励起された原子が低いエネルギー順位に戻るときに放出される光子の波長に相当する発光線強度を測定し、定量分析を行うものである。

2.3.2 実験シリーズ2 –乾湿繰り返し条件下における重金属の溶出特性の評価–

使用材料

ある土壌汚染サイトにおいて採取した鉛 (Pb) により汚染された砂質土の 2 mm ふるい通過分を試料土として使用した。表 2.6 に試料土の物理化学特性を示す。固化材は、六価クロムの溶出が少ないとされる高炉セメント B 種 (Slag Cement, 以下 SC とする) を用いた。

表 2.6 Pb 汚染砂質土の物理化学特性

Particle density	(g/cm ³)	2.73
Natural moisture content	(%)	1.8
Optimum water content	(%)	14.3
Maximum dry density	(g/cm ³)	1.78
Particle size distribution		
Sand	(%)	95.1
Silt	(%)	4.9
D ₅₀	(mm)	0.40
pH	(-)	8.6
Pb content*	(mg/kg)	305

* Based on the testing method for sediment quality

供試体の作製

セメント固化処理土の配合については、予備試験結果に基づいて最適含水比に調整した試料土に対して固化材を 100 kg/m³ (乾燥質量比 4.3 %) の添加量で添加した。なお、添加方法は粉体添加とした。固化材と試料土をソイルミキサーで十分に混合した後、「セメント系固化材による安定処理土の試験方法」(セメント協会標準試験方法 JCAS L-01) に準じて供試体高さによる突き固め回数の補正を行い、φ 50 × h 74 mm の供試体を作製した。型枠から脱型後、20 °C で 28 日間密封養生したものを SC 処理土として、各種試験に用いた。なお、比較試料として試料土を最適含水比で締め固めた供試体 (以下、無処理土とする) も併せて準備した。

乾湿繰り返し試験

本実験シリーズでは、乾湿繰り返し作用が重金属汚染土セメント固化体の溶出特性に及ぼす影響を評価することを主眼としている。そこで、室内において SC 処理土を対象として、実環境における乾湿繰り返し作用を模擬するための乾湿繰り返し試験を実施した。本試験は ASTM (American Society for Testing and Materials) による Wetting and Drying Test of Solid Wastes (D-4843) に準じて実施した (American Society for Testing and Materials 1988)。試験方法は表 2.7 に示すように乾燥過程と湿潤過程を 12 サイクル繰り返し、各サイクルにおける含水比の変化、剥離量を測定した。なお、各サイクルの湿潤過程終了後に浸せき液を採取し Pb の定量を行ったところ、検出限界値以下であったことから、湿潤過程における有意な Pb の溶出はなかったと考えられる。

表 2.7 Wetting and Drying Test of Solid Wastes (ASTM D-4843) の試験条件

Process	Drying process	Wetting process
Exposure condition	Placed in a drying oven ($60 \pm 3^\circ\text{C}$)	Soaked in distilled water ($20 \pm 3^\circ\text{C}$) Volume: $10S$ (S : Surface area of the specimen)
Interval	24 hours	1 hour (cooling) + 23 hours
Total cycle	12 cycles	
Measurement	Moisture content, Mass loss after each cycle, Amount of Pb released in wetting process	

化学試験

乾湿繰り返し作用による供試体の各種化学特性への影響を把握するために以下に示す化学試験を実施した。はじめに、SC処理土の中性化の進行度を把握するため、円柱供試体を外側から中心にかけ同質量になるように4~7等分にトリミングした各部分のpHを地盤工学会基準JGS 0211-200「土懸濁液のpH試験方法」に従って測定した。さらに、処理土の酸緩衝能力を評価するため、トリミングした乾燥質量30gの処理土と硝酸水溶液150mlを混合・攪拌し、酸添加に伴う懸濁液のpH、およびPbの溶出濃度の変化を測定した。一般的に酸緩衝能力が低い材料は環境中に存在する酸の作用に対して容易に酸性を示す。大半の重金属は酸性になると溶出量が増加することを考えると、重金属の溶出抑制の観点からは酸緩衝能力が高い材料が有利であるとされている。

溶出試験・抽出試験

本実験シリーズでは、2.3.1に示した実験シリーズ1と同様の環境庁告示第46号法(JLT46)、NEN7341(Availability Test)、Dynamic Leach Test(ECWTC)に準じたタンクリーチング試験(DLT)の3種類の溶出試験に加えて、pH依存性試験を実施した。JLT46、NEN7341、DLTについては前述した方法に従ったが、DLTにおける溶媒交換時期については無処理土、SC処理土ともに表2.8に示すスケジュールに従った。

pH依存性試験は、重金属の溶解度が高いpH依存性を示すことを背景として、異なるpH条件下での溶出量を同定し、溶出量とpHの関連性を把握する試験である。pH依存性試験は公定試験方法ではないため様々な試験方法が示されている。例えば、適用するpHの範囲については、実環境中で接触する溶媒は降雨など酸性のものが多いことから酸性側にのみ調整する場合、もしくはすべてのpH条件での溶出量を把握するとの考え方からアルカリ側にも調整する場合がある。本研究では、セメント固化による高アルカリ分溶出による影響を考慮してアルカリ側にもpHを調整した。pHの調整を

表 2.8 DLTにおける溶媒交換スケジュール(実験シリーズ2)

Step	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Interval duration (hours)	2	5	17	24	24	24	24	336	672	1032
Cumulative time (days)	0.1	0.3	1	2	3	4	5	18	47	90

表 2.9 BCR 逐次抽出法に基づいた抽出操作方法 (Mossop and Davidson 2003)

Step	1	2	3		4
Fraction	Exchangeable, water and acid soluble	Reducible	Oxidisable		Residual
Target phase	Soluble species, carbonates, cation exchange sites	Iron and manganese oxyhydroxides	Organic matter and sulphides		-
Extractant	HOAc (0.22 mol/l)	NH ₂ OH · HCl (0.5 mol/l, pH 2)	H ₂ O ₂ (pH 2-3)	NH ₄ OAc (1 mol/l, pH 2)	HF/HNO ₃ /HClO ₄
Procedure	Shaking 16 h.	Shaking 16 h.	1 h. (20 °C) + 1 h. (85 °C) ×2	Shaking 16 h.	-
L/S	40 ml/g	40 ml/g	10 ml/g ×2	50 ml/g	-

表 2.10 Förstner らによる逐次溶出試験方法 (Förstner and Calmano 1982)

Step	1	2	3
Fraction	Exchangeable	Carbonatic	Easily reducible
Target phase	Exchangeable ions	Carbonates	Manganese oxides
Extractant	NH ₄ OAc (1 mol/l, pH 7)	NaOAc (pH 5 with HOAc)	NH ₂ OH · HCl (0.01 mol/l) (pH 2 with HNO ₃ (0.01 mol/l))
Procedure	2 h. shaking	5 h. shaking	12 h. shaking
L/S	20 ml/g	20 ml/g	50 ml/g

除く溶出操作は JLT46 に準じたが、溶解度の pH 依存性による溶出量への影響を評価する観点から、溶解度の影響が顕著に現れるように液固比を $L/S=5$ と JLT46 と比較して小さい値に設定した。

一方、土壌や底質中での重金属の存在形態を把握する手法として、重金属を吸着形態別に分画する逐次抽出試験があり、対象物質によって様々な抽出操作が提案されている (Gleyzes et al. 2002)。本研究では、セメント固化体中の Pb の存在形態を把握するために BCR 逐次抽出法、および Förstner による逐次溶出法 (Förstner and Calmano 1982) の 2 種類の逐次抽出試験を実施した。

BCR 逐次抽出法は、欧州の The Community Bureau of Reference (BCR) Programme のプロジェクトにより、重金属の逐次抽出法を統一化するために提唱された方法である。現在ではいくつかの改良試験方法が示されており (Mossop and Davidson 2003)、本研究では表 2.9 に示す方法に準じて実施した。但し、残留性画分についての抽出、定量は行わなかった。

Förstner による逐次溶出法は対象元素の交換性画分、弱酸可溶性画分、易還元性可溶画分、還元性可溶画分、有機物・硫化物画分、残留性画分を定量する手法として提案されている。本実験シリーズでは易溶出性 Pb の存在量を評価することを目的とし、交換性画分、弱酸可溶性画分、易還元性可溶画分の 3 画分について定量を行った。Förstner によるこれらの 3 画分の抽出方法を表 2.10 に示す。

各種溶出・抽出試験、および乾湿繰り返し試験で得られた検液については、pH、電気伝導度 (mS/cm)、Pb および Cr(VI) の濃度 (mg/l) の測定をそれぞれ行った。なお、Pb、Cr(VI) の濃度の計測は日本

工業規格 工業廃水試験方法 (JIS K 0102) に準じて実施し、超音波ネブライザーを使用して検液を導入する ICP 発光分析 (島津製作所 (株) 製 ICPS-8000) を採用した。

2.4 海水環境中における重金属の溶出特性の評価

2.4.1 強度特性の変化

図 2.5 に 28 日密閉養生後、および純水、海水をそれぞれ溶媒とした DLT 終了後に測定した各供試体の一軸圧縮強さを示す。高炉セメント改良土は普通ポルトランドセメント改良土と比較して、一般的に緩やかな強度発現を示すことから、28 日養生の SC 固化体は OPC 固化体より一軸圧縮強さは小さくなっている。しかし、純水を使用した DLT 終了後 (89 日水浸後) においては、SC 固化体の一軸圧縮強さは 28 日養生後と比較して大幅に増加し、OPC 固化体とほぼ同等の値を示した。破碎試料については、破碎直後 (28 日養生) は固化体と比較して一軸圧縮強さが低下したが、DLT において水浸を行うことにより、特に SC 破碎試料において強度が大きくなる傾向が確認できる。

海水を使用した DLT 終了後の一軸圧縮強さは、いずれの供試体についても蒸留水を使用した場合と比較して、おおよそ 30% 以下の水準に低下した。ただし、SC 固化体/破碎試料は OPC 固化体/破碎試料と比較してやや残留強度が大きくなっている。これは、海水によるセメント改良土の劣化の原因となるセメント中の $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$ の含有量が SC において比較的少ないこと (岡田 1986)、および SC 改良土の強度発現が緩やかであることが要因として考えられる。

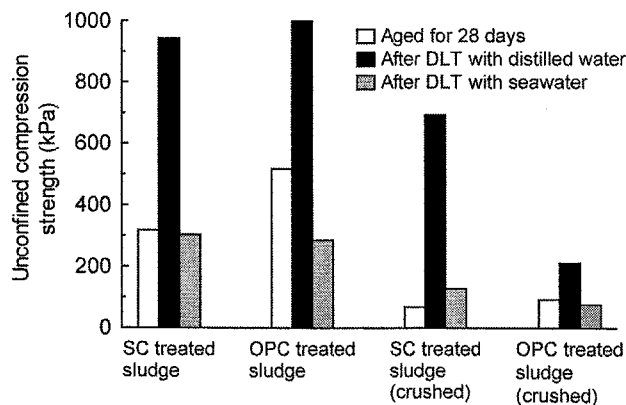


図 2.5 各種セメント改良土の一軸圧縮強さ

2.4.2 六価クロムの溶出特性

実験に使用したセメント、汚染泥土、および固化処理土を対象に実施した JLT46、および固化処理土を対象に実施した NEN7341 の試験結果を表 2.11 に示す。

Cr(VI) はセメントおよびセメント系固化材からの溶出が懸念されており、セメント、およびセメン

表 2.11 環境庁告示第 46 号法試験および NEN7341 の試験結果

JLT46			
	pH	Zn (mg/ℓ)	Cr(VI) (mg/ℓ)
OPC	12.97	0.05	0.39
SC	12.87	0.03	0.09
Contaminated sludge	3.50	10.3	N.D.
Sludge treated with OPC	10.25	0.02	N.D.
Sludge treated with SC	10.40	0.02	N.D.
JLT46 with seawater			
	pH	Zn (mg/ℓ)	Cr(VI) (mg/ℓ)
OPC	12.20	0.08	0.23
SC	12.50	0.08	0.05
Contaminated sludge	3.70	9.0	N.D.
Sludge treated with OPC	9.07	0.01	N.D.
Sludge treated with SC	9.13	0.01	N.D.
NEN7341			
	ANC* (mol/kg)	Zn (mg/kg)	Cr(VI) (mg/kg)
Sludge treated with OPC	1.75	577	N.D.
Sludge treated with SC	2.14	705	N.D.

*ANC : Acid neutralization capacity, N.D. : Not detected

ト系固化材を地盤改良に用いる場合や改良土を再利用する際には、2000年に旧建設省、旧運輸省、農林水産省などから出された通達「セメント及びセメント系固化材の地盤改良への使用及び改良土の再利用に関する当面の措置について（2001年に一部変更）」に従って、Cr(VI)の溶出抑制に関する必要な措置を執ることが求められる。本実験でも OPC、SC それぞれから Cr(VI) の溶出が確認されており、OPC の方がより高い溶出量を示した。しかしながら、改良土からの溶出は JLT46、NEN7341、および後述する DLT のいずれの試験においても検出限界値以上の Cr(VI) は確認されなかった。このことから、本研究で検討の対象とした OPC、および SC によるセメント改良土からは、有意な Cr(VI) の溶出は生じないと判断できる。よって、DLT においては検液中の Cr(VI) 濃度の定量を行わなかった。

2.4.3 亜鉛の溶出特性

汚染土

純水、および海水をそれぞれ溶媒として汚染土を対象に実施した DLT における、各 Step の浸せきが終了した時点での溶液の pH の変化を図 2.6 に示す。なお、試験結果の再現性を示すために、異なる 3 つの供試体に対して同条件で行った試験結果を併記している。

使用した汚染土は pH に対する緩衝作用を示し、特に浸せき時間が長くなる Step 8、9 においては、純水、および海水を使用したケースともに、浸せき終了後の溶液の pH は汚染土の pH (pH = 3.50) とほぼ同等の値を示した。ただし、浸せき時間が 24 時間で同じである Step 5~7 を比較すると、溶媒交換を重ねる毎に溶液の pH が高くなっている。このことから、汚染土による pH の緩衝速度は溶

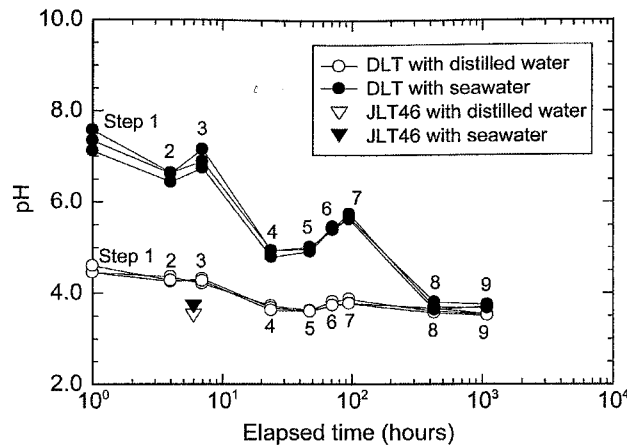


図 2.6 汚染泥土を対象とした DLT における溶液の pH の変化

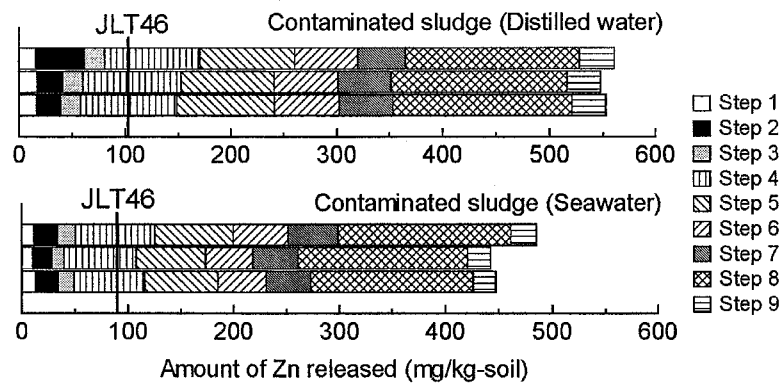


図 2.7 DLT における汚染泥土からの Zn 溶出量

媒の累積接触量の増加に伴い徐々に低下すると考えられる。

図 2.7 に汚染土を対象とした DLT における各 Step 毎の Zn 溶出量を累積値で示す。また、図 2.8 に採取した溶液の pH と Zn 濃度の関係を示す。なお、いずれの図においても比較として JLT46 における溶出量を併せて示している。図 2.7 より、Step 9 における Zn 溶出量は溶媒の種類を問わずに Step 8 における溶出量と比較して大幅に低下していることから、Zn の溶出は Step 9 においては収束傾向にあると判断できる。したがって、本実験で採用した DLT により汚染土からの Zn 溶出可能量をおおよそ評価できていると考えられる。溶媒の種類による Zn 溶出量の変化に着目すると、JLT46 および DLT のいずれにおいても海水を溶媒に用いたケースにおいてわずかに低くなっている。この要因としては、使用した溶媒の違いによる浸せき終了後の溶液の pH の変化が挙げられる。図 2.8 に示されるように、Zn の溶出濃度は Step 9 を除いては浸せき時間、および溶媒の種類を問わず pH の低下とともに高くなる pH 依存性を示している。しかしながら、海水は弱アルカリ性であることから、純水を使用した場合と比較して浸せき終了時の溶液の pH がいずれの Step においても高い値を示している (図 2.6 参照)。したがって、Zn 溶出濃度の pH 依存性を考慮すると、この pH の相違により海水中における重金属の溶出量が低くなったと考えられる。ただし、pH が同じである場合の純水と海水

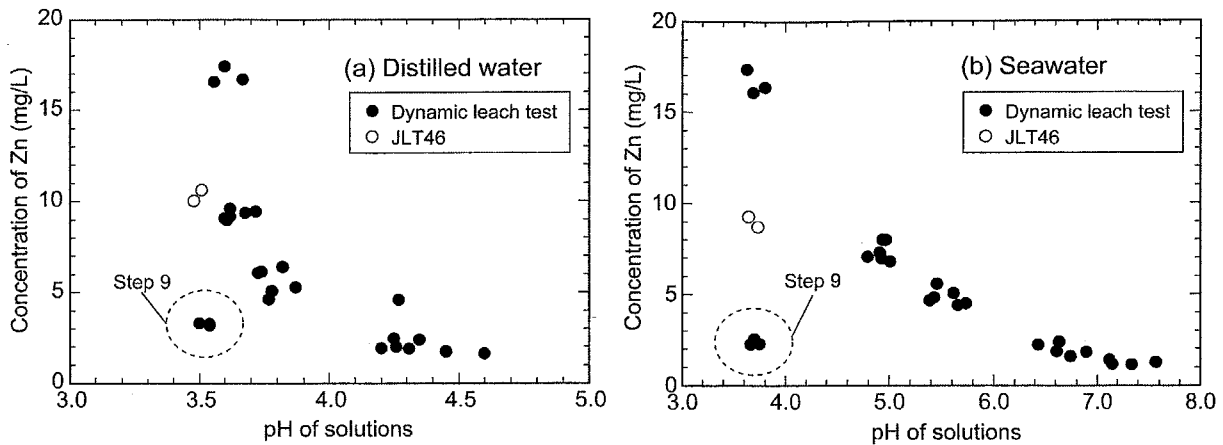


図 2.8 汚染泥土からの Zn 溶出濃度と pH の関係

中の溶出濃度を比較すると、イオン強度の高い海水中における溶出濃度が高い値を示した。

このことから、イオン強度の高い海水は汚染土に含まれる重金属の溶出を促進する作用はあるものの、pHが重金属の溶解性が低い範囲を推移することから、結果的には溶出量が低下するといえる。しかしながら、仮に汚染土のpHが中性範囲であれば、純水を溶媒とした場合にもpHが重金属の溶解性が低い範囲を推移すると考えられ、その場合には海水中における溶出量が増加すると推測される。

セメント改良土の溶出特性

図 2.9 に固化体、および破砕試料を対象とした DLT における溶液の pH 変動を示す。全般的に OPC 固化体/破砕試料が SC 固化体/破砕試料と比較して若干高い pH を示しているが、溶媒が純水の場合は pH=10.5~12.0、海水の場合は pH=7.5~9.0 の範囲で推移している。純水を溶媒とした場合における pH の上昇は、セメントの水和反応に伴い生成される $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の解離反応によって OH^- が溶脱することによるものである。一方、海水を溶媒とした場合は、海水の pH (pH=8.5) 近傍を推移し

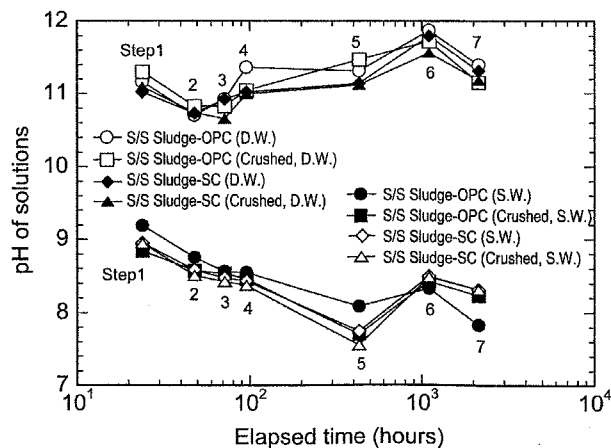


図 2.9 セメント改良土を対象とした DLT における溶液の pH の変化

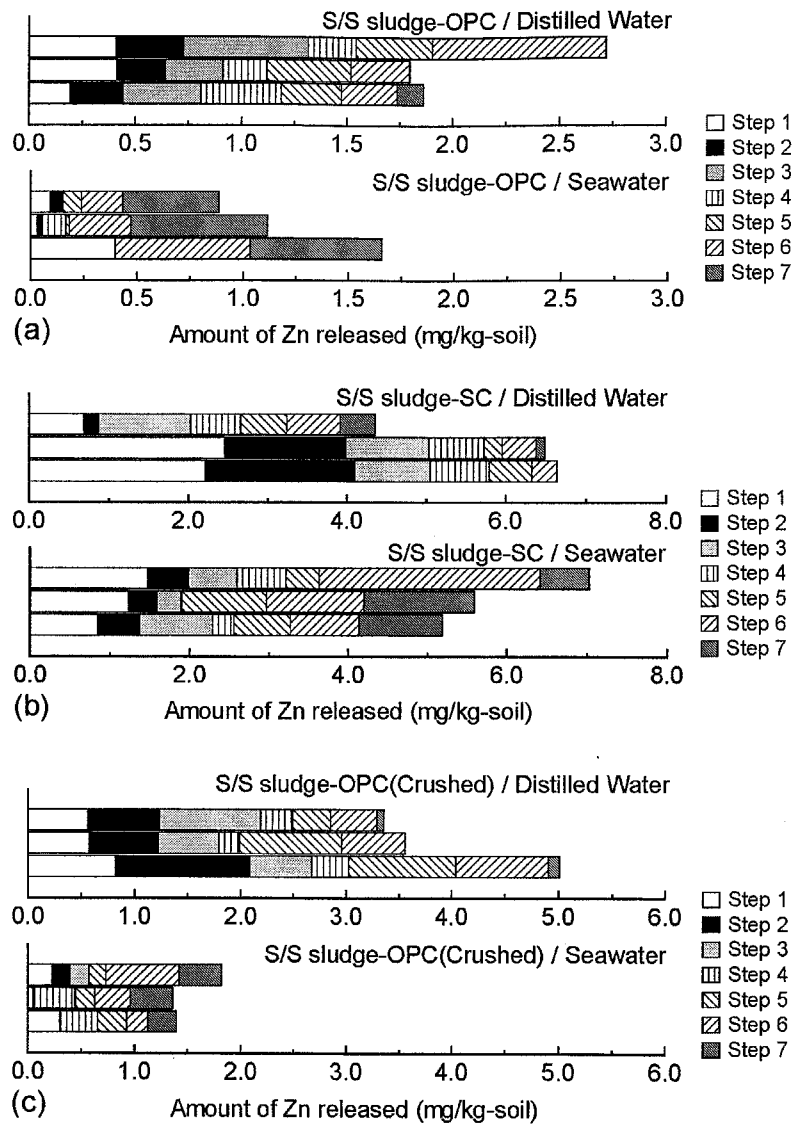


図 2.10 セメント改良土を対象とした DLT における Zn 累積溶出量

ており、海水は改良土から溶出するアルカリによる pH の上昇を抑制している。pH の上昇が抑制された主な理由としては、海水が弱アルカリ性であるため、改良土からのアルカリ分の溶脱量自体が少なくなること (Webster and Loehr 1996)、海水に含まれている $MgSO_4$ が $Ca(OH)_2$ の解離反応に起因する OH^- を以下の反応式 (2.6) によって低減させることが挙げられる (嘉門ら 2004)。

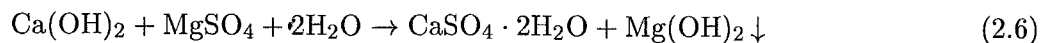


図 2.10 (a) に蒸留水、および海水を溶媒とした DLT における OPC 固化体からの Zn 溶出量を示す。図 2.7 に示した汚染土からの溶出量と比較して Zn の溶出量は大幅に低下しており、セメント固化による重金属の溶出抑制効果は非常に大きい。また、汚染土と同様に海水を溶媒とした場合に Zn 溶出量が減少した。この要因としては、蒸留水の場合と比較して溶液の pH が Zn の溶解度が最も低い弱アルカリ領域を推移すること、およびアルカリの溶脱が少ないことから固化体中の水和生成物 $Ca(OH)_2$ が比較的安定であることが考えられる。しかし、海水を溶媒とした場合には浸せき時間が

長い Step 6~7 における溶出量の比率が大きくなった。図 2.5 で示したように海水中ではセメント改良土の一軸圧縮強さが著しく低下することから、セメント固化による重金属封じ込め効果についても低下していると推測され、Zn の溶出量が収束しなかったと判断できる。一方、蒸留水を溶媒とした場合には、Step 6 でほぼ Zn の溶出が収束している。

DLT における SC 固化体からの Zn 溶出量を図 2.10 (b) に示す。無処理土と比較して溶出量は大幅に抑制されているものの、OPC 固化体と比較すると 2 倍以上の高い値を示しており、特に浸せき開始直後の Step 1~3 における溶出量が OPC 固化体と比較して多くなっている。図 2.5 に示されるように、一般的に高炉セメントによる改良土は普通ポルトランドセメントによる改良土と比較して改良直後の強度発現が小さい。このことから、改良土中の反応生成物等の微視的構造を調査する必要があるものの、SC 固化体においては重金属の封じ込め効果が DLT 開始直後の段階においては比較的小さいと考えられる。したがって、浸せき開始直後における SC 固化体からの溶出量が増加したと推測される。一方、海水を溶媒とした場合にも、純水を溶媒とした場合と同様に浸せき開始直後の溶出量が増加している。さらに、Step 6~7 の溶出量も多くなっており、結果的には純水を溶媒とした場合とほぼ同等の累積溶出量に達している。

DLT における OPC 破碎試料からの Zn 溶出量を図 2.10 (c) に示す。溶出挙動の傾向は溶媒の種類を問わず OPC 固化体とほぼ同様であるが、溶出量自体は増加している。したがって、実環境においても固化体が運搬時等において破碎されると、再度締固めを行った場合にも溶出量が増加すると推測される。

総合評価

DLT 等のタンクリーチング試験における重金属の溶出は拡散現象が支配的要因であることから、一般的に Fick の第 2 則に基づく拡散溶出モデルによってその溶出量が評価される。固液界面での対象物質濃度を 0 と仮定した場合における一次元場での Fick の拡散則に対する解は以下の式 (2.7) で与えることができる (Kosson et al. 2002)。

$$M^t = 2\rho S \cdot C_0 \left(\frac{D^{\text{obs}} \cdot t}{\pi} \right)^{1/2} \quad (2.7)$$

ここで、 M^t : 時間 t における累積溶出量 (mg), ρ : 試料の密度 (kg/m^3), S : 試料の表面積 (m^2), C_0 : $t = 0$ における試料中の溶出可能な対象物質濃度 (mg/kg), D^{obs} : 対象物質の見かけの拡散係数 (m^2/s), t : 経過時間 (s) である。なお、セメント固化体からの溶出は対象物質の溶脱と拡散移動の双方が関係する現象であり、室内試験においても純粋な拡散現象ではなく、溶脱と拡散移動を見かけ上の拡散現象として評価している。したがって、式 (2.7) においては見かけの拡散係数 D^{obs} を用いて定式化を行っている。

DLT における経過時間と泥土からの Zn 累積溶出量の関係を両対数表示したものを図 2.11 に示す。なお、DLT による Zn 溶出量を JLT46 における溶出量、および含有量と比較するために Zn 溶出量は単位質量の泥土からの溶出量で表している。併せて、式 (2.7) に基づいて算出した異なる D^{obs} に対

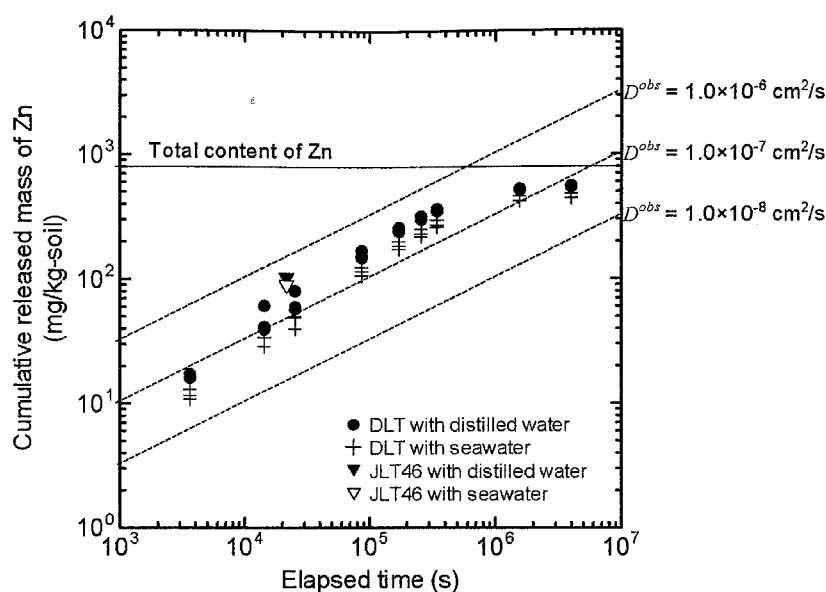


図 2.11 浸せき時間と泥土からの Zn 溶出量の関係

する Zn 溶出量の理論解も示している。ここで、式 (2.7) の両辺の対数をとると、

$$\log M^t = \log \left[2\rho S \cdot C_0 \left(\frac{D^{\text{obs}}}{\pi} \right)^{1/2} \right] + \frac{1}{2} \log t \quad (2.8)$$

となる。したがって、経過時間 t と Zn 累積溶出量 M^t の関係を両対数軸でプロットすると、傾き 0.5 の直線になる (Kosson et al. 2002)。なお、図 2.11 に示した理論解の導出において、 ρ 、 S については室内試験で使用した供試体の平均値、 C_0 は泥土中の Zn 含有量 (800 mg/kg) をそれぞれ用いた。

図 2.11 より、Zn 溶出が収束している段階 (Step 9) を除いては、泥土からの Zn 溶出量は理論解とほぼ同じ傾きで増加しており、式 (2.7) による溶出量の近似は概ね妥当であると判断できる。溶出が収束していると考えられる Step 9 を除いた実験結果を最小二乗法を用いて式 (2.7) に近似させ、各実験条件における D^{obs} を求めたところ、溶媒が純水の場合には $D^{\text{obs}} = 2.4 \times 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$ 、海水の場合には $D^{\text{obs}} = 1.6 \times 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$ となり、海水を溶媒とした場合にはわずかに低い値を示した。

DLT における普通ポルトランドセメントによる改良土 (固化体・破碎試料) からの Zn 累積溶出量と経過時間の関係を図 2.12 に示す。さらに、図 2.11 と同様に式 (2.7) に基づいて算出した異なる D^{obs} に対する理論解を併せて示している。

純水を溶媒とした場合には、Step 4 まではほぼ一定の傾きで溶出量が増加しているが、その後は溶出が収束し、理論解と比較して傾きが著しく小さくなっている。一方、海水を溶媒とした場合には、溶出が収束する傾向はほとんどみられず、理論解とほぼ同様の傾きで増加している。汚染土の場合と同様に、溶出が収束している Step を除いた実験結果から最小二乗法を用いてそれぞれの場合の D^{obs} を求めると、溶媒が純水の場合には $D^{\text{obs}} = 3.2 \times 10^{-12} \text{ cm}^2/\text{s}$ (固化体)、および $D^{\text{obs}} = 1.4 \times 10^{-11} \text{ cm}^2/\text{s}$ (破碎試料)、海水の場合には $D^{\text{obs}} = 1.2 \times 10^{-13} \text{ cm}^2/\text{s}$ (固化体)、および $D^{\text{obs}} = 8.3 \times 10^{-13} \text{ cm}^2/\text{s}$ (破碎試料) であった。このことから、海水中においては D^{obs} が 1 オーダー程度小さくなり、固化体

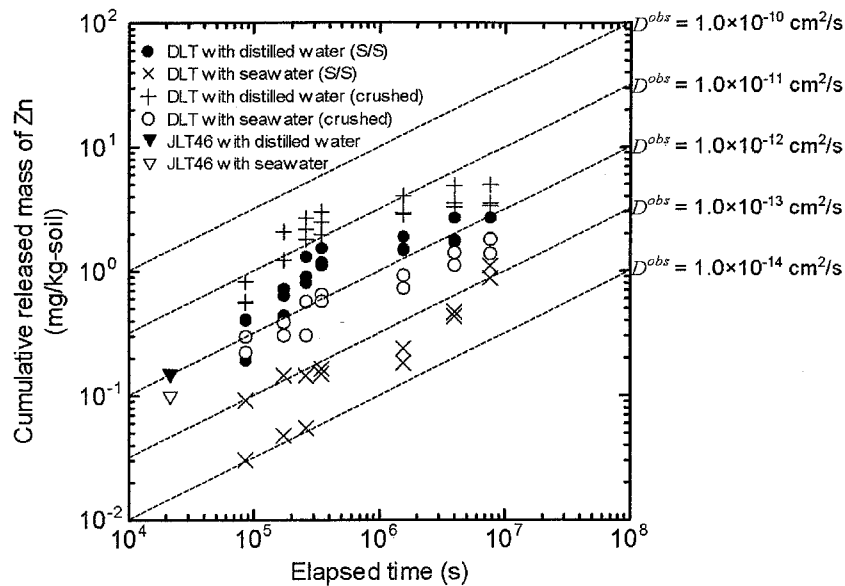


図 2.12 浸せき時間と普通ポルトランドセメント改良土からの Zn 溶出量の関係

に破砕が生じた場合には D^{obs} が 5 倍前後の値を示すといえる。

DLT における経過時間と SC 固化体からの Zn 溶出量（累積値）の関係、および式 (2.7) による任意の D^{obs} に対する理論解を図 2.13 に示す。図 2.12 の結果と同様に、溶媒が純水の場合は Zn の溶出が Step 5 以降は収束しているが、溶媒が海水の場合は溶出が収束する度合いは純水を用いた場合と比較して小さくなっている。最小二乗法を用いて実験結果から D^{obs} を推定すると、溶媒が純水の場合には $D^{obs} = 1.3 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{s}$ 、海水の場合には $D^{obs} = 1.0 \times 10^{-11} \text{ cm}^2/\text{s}$ であり、OPC 固化体と比較してそれぞれ 2 オーダー高い値を示した。また、純水と海水に対する D^{obs} の比較では約 1 オーダーの相違があるが、最終的な累積溶出量は溶媒の種類によらずほぼ同じ値を示している。

これらの検討から、DLT における重金属汚染土、およびそのセメント改良土からの溶出挙動は式 (2.7) によって試験開始直後は近似することができる。しかし、純水を溶媒として使用した場合には溶媒交換を繰り返すことにより Zn 溶出が収束するため、式 (2.7) で一意的に評価することはできない。したがって、実際の溶出挙動を推定する場合には、水浸状態下での単位質量あたりの最大溶出可能量を併せて評価する必要があるといえる。

一方、DLT における溶出量と表 2.11 に示したバッチ溶出試験の結果を比較すると、NEN7341 による OPC 処理土からの溶出量 (577 mg/kg)、および SC 処理土からの溶出量 (705 mg/kg) はいずれも DLT による最終的な累積溶出量と比較して 2 オーダー高い値となっている。NEN7341 と DLT における溶液の pH はほぼ同じ値であるが、NEN7341 では試料を粒径 125 μm 以下に粉砕していることから、試料の比表面積が増加し、溶媒と試料との反応が活性化するとともに、セメント固化による物理的な封じ込め効果が低下したためであると考えられる。また、JLT46 は試料に 10 倍量の浸透水（地下水）が接触した場合における溶出濃度を推定するという位置付けの試験であるが、試験条件やそれに伴う溶液の pH の相違により、DLT において約 10 倍量の溶媒が接触した段階（Step 1）の

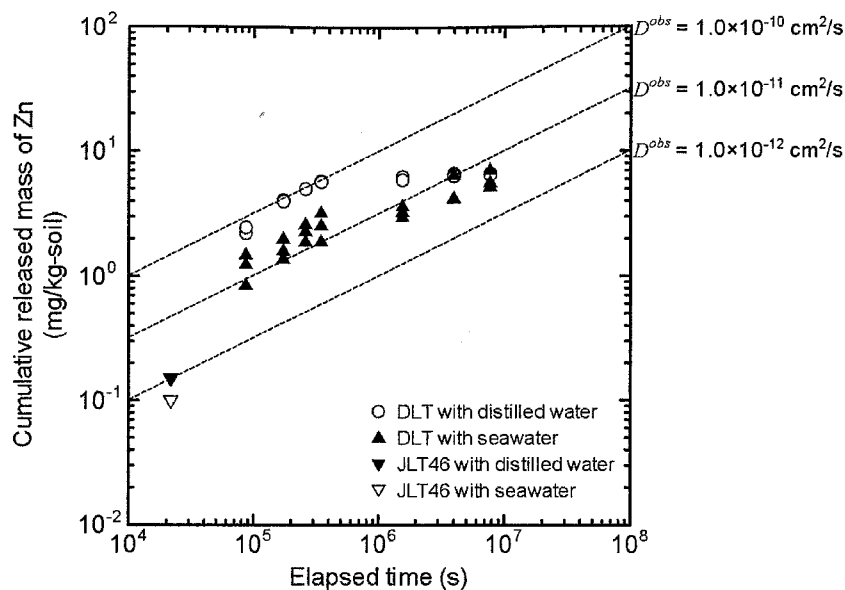


図 2.13 浸せき時間と高炉セメント改良土からの Zn 溶出量の関係

溶出量と JLT46 の結果は一致しない。しかしながら、処理方法や溶媒の相違による溶出量への影響に関しては JLT46 と DLT の傾向は一致していることから、定性的な指標試験としては JLT46 は有効であるといえる。

2.5 乾湿繰り返し作用に伴う中性化による溶出特性への影響

2.5.1 セメント固化体の溶出基本特性

バッチ溶出試験による評価

無処理土および SC 処理土を対象として実施したバッチ溶出試験 (JLT46, NEN7341, pH 依存性試験) の結果を図 2.14 に示す。JLT46, および一般的な環境条件下における最大溶出可能量として定

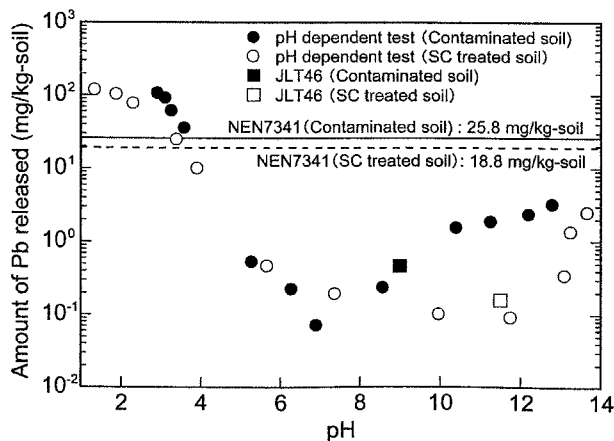


図 2.14 Pb 汚染土およびセメント固化体のバッチ溶出試験結果

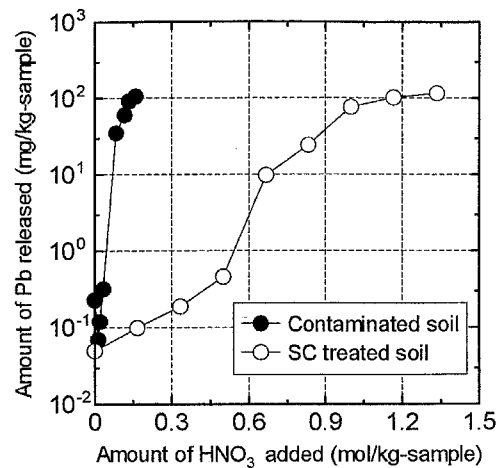


図 2.15 pH 依存性試験における酸添加量と Pb 溶出量の関係

義される NEN7341 による Pb 溶出量は、無処理土と比較して SC 処理土がいずれも低い値を示しており、セメント固化による溶出抑制効果が確認できる。pH 依存性試験結果をみると、Pb は両性金属であるため、酸性およびアルカリ性領域において溶出量が増加している。SC 処理土については、強アルカリ領域では急激に溶出量が増加する傾向がみられるものの、無処理土と比較して pH=8~13 における溶出量が大幅に低下している。一方、溶液の pH が酸性の場合には無処理土、SC 処理土ともにほぼ同様の溶出量を示した。しかしながら、図 2.15 に示す pH 依存性試験における酸添加量と Pb 溶出量の関係を見ると、SC 処理土は無処理土と比較して酸緩衝容量が大きいことから、同じ酸添加量に対する Pb 溶出量は大幅に低くなっている。従って、酸に対してもセメント固化による重金属の封じ込め効果は発揮されていると判断できる。

一方、JLT46 による Pb 溶出量は、pH 依存性試験で得られた同程度の pH における Pb 溶出量とほぼ同等であった。さらに、溶媒の pH を 4.0 に維持した状態で試験を実施する NEN7341 による Pb 溶出量についても、pH 依存性試験における pH = 4.0 での溶出量とほぼ同等である。このことから、バッチ溶出試験においては液固比等の試験条件にかかわらず、溶液の平衡時の pH によって無処理土、および SC 処理土からの Pb 溶出量は決定されるといえる（嘉門ら 2003）。

タンクリーチング試験による評価

図 2.16 に無処理土および SC 処理土を対象とした DLT における各 Step の浸せき終了時の溶液の pH を示す。なお、無処理土、SC 処理土ともに 3 供試体ずつ試験を行っている。無処理土については、表 2.6 に示したように試料土の pH が弱アルカリ性であるため、pH = 7.0~8.5 を推移している。一方、SC 処理土については溶媒交換回数、浸せき時間にもよるが pH = 10.0~11.5 のアルカリ性を示す。これは 2.3.1 でも示したように、処理土中に含まれる Ca(OH)₂ の解離反応によって溶出する OH⁻ によるものである。しかし、無処理土、SC 処理土ともに、溶媒への浸せき時間が 24 時間と同じである Step 4~7、および浸せき時間が十分長い Step 8~10 においては、溶媒交換を重ねる毎に pH が低下しており、供試体からのアルカリ溶脱速度は徐々に低下している。

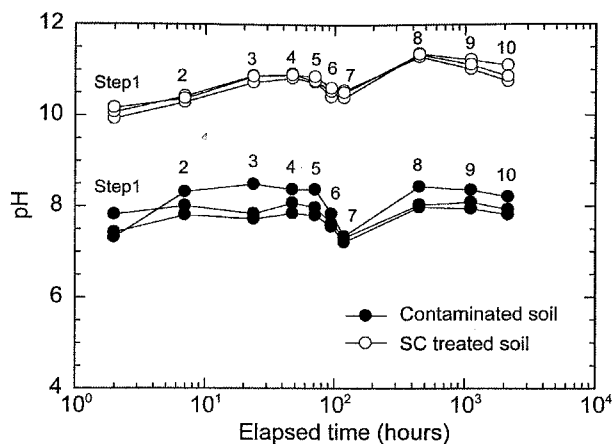


図 2.16 DLT における浸せき終了時の溶液の pH 変化

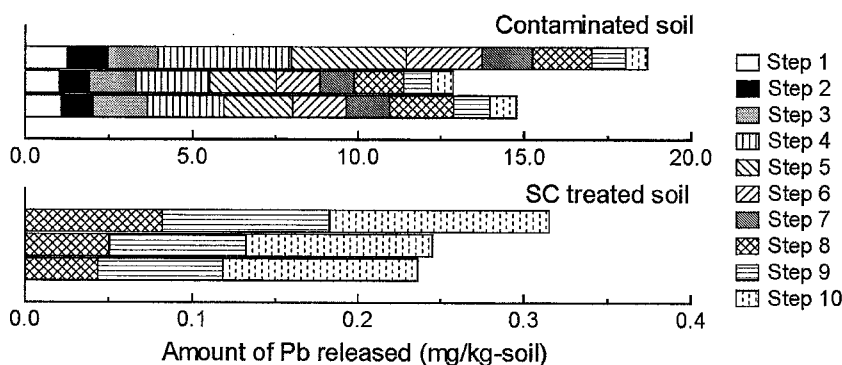


図 2.17 DLT における無処理土・SC 処理土からの Pb 累積溶出量

図 2.17 に DLT における各 Step 毎の Pb 溶出量を累積量で示す。無処理土からの Pb 累積溶出量は約 13~18 mg/kg-soil, SC 処理土からの累積溶出量は約 0.2~0.3 mg/kg-soil となっており, セメント固化によって大幅に溶出量が抑制されていることがわかる。各 Step 毎の溶出量をみると, 無処理土は Step 8 までの比較的試験初期の溶出量が多いが, SC 処理土については, Step 7 までは検出限界以下の溶出量であり, 浸せき時間が長くなる Step 8 以降に微量の溶出が確認されている。これは, 2.4.3 で示したように, SC 処理土からの見かけ上の拡散係数 D^{obs} は非常に小さいと考えられることから, 溶媒への浸せき時間が短い試験初期においては検出限界以上の Pb が溶出しなかったと考えられる。

2.5.2 乾湿繰り返しによるセメント固化体の溶出特性への影響

セメント固化体の物理特性への影響

乾湿繰り返し試験での各サイクルにおける乾燥・湿潤過程終了後の含水比の変化, および剥離率(初期質量に対する剥離質量の比率)の変化を図 2.18 に示す。含水比の変化をみると, 湿潤過程および乾燥過程終了時の含水比がサイクルを重ねる毎に漸減する傾向を示している。このことから, 乾湿

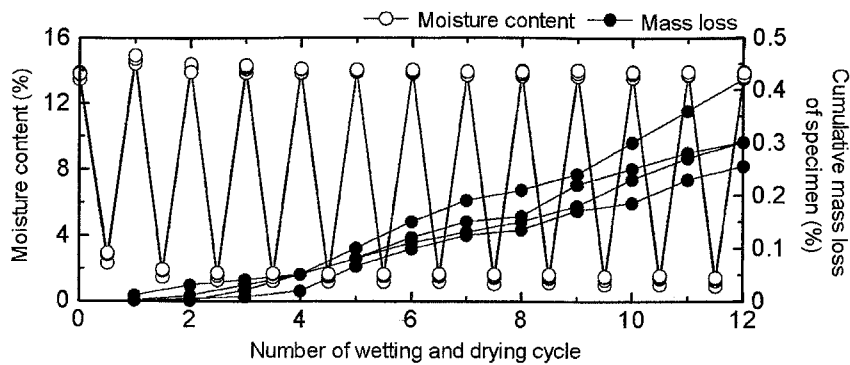


図 2.18 乾湿繰り返し操作による含水比と剥離率の変化

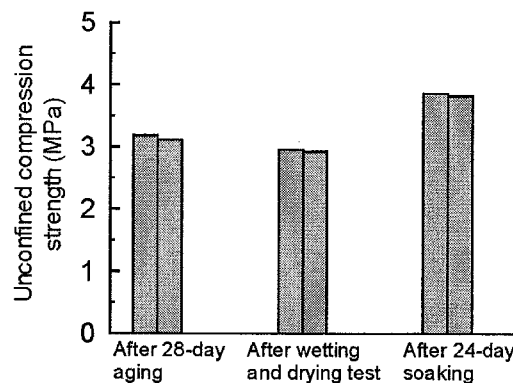


図 2.19 暴露条件の相違による一軸圧縮強さへの影響

繰り返しによりセメント固化体中の間隙構造が変化し、水分保持特性が変化しているといえる。一方、剥離率については徐々に増加するものの最終的な剥離率は0.3%~0.4%の低い水準に留まっている。

(1) 28日密閉養生直後の供試体, (2) 28日密閉養生後に乾湿繰り返し試験に供した供試体, (3) 28日密閉養生後に乾湿繰り返し試験の試験期間(24日)と同じ期間にわたり水浸養生させた供試体, の一軸圧縮強さを図2.19に示す。28日養生直後と24日水浸後の供試体の一軸圧縮強さを比較すると、固化材として強度発現に比較的時間を要する高炉セメントを使用していることから、24日間水浸後の圧縮強さが約20%増加している。一方、乾湿繰り返し後の供試体の一軸圧縮強さについては、28日養生供試体との比較で約7%、24日水浸養生供試体との比較で約25%の強度低下がそれぞれみられる。しかしながら、強度自体は十分な大きさであり、乾燥体積収縮がみられなかったこと、および剥離率が低い水準であったことから、本実験で対象としたSC処理土の乾湿繰り返しに対する物理的な安定性は高いと判断できる。

セメント固化体の化学特性への影響

乾湿繰り返し試験終了後のSC処理土における供試体内部のpH分布を図2.20に示す。比較として24日間および90日間水浸したSC処理土についても同様に供試体内部のpH分布を示す。水浸させた供試体については、 OH^- イオンの溶脱により供試体表面のpHが低下しているものの、供試体

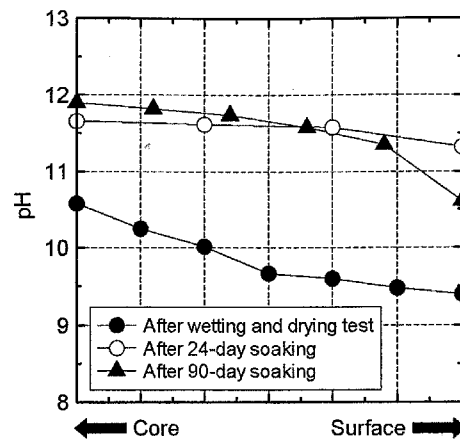


図 2.20 SC 固化体内部の pH 分布

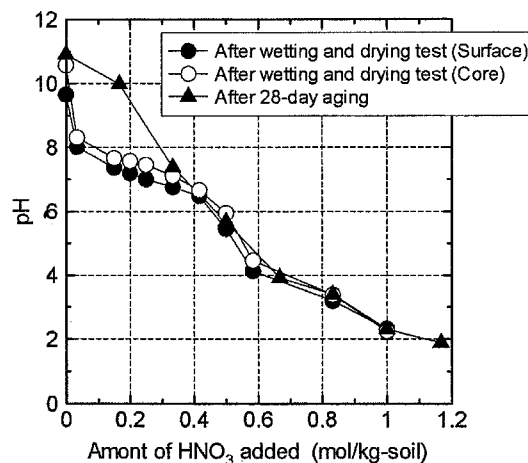


図 2.21 酸緩衝容量試験における酸添加量の土の pH の関係

内部は pH=12 程度を示している。一方、乾湿繰り返し作用を受けた供試体については、表面部分で pH=9.5、内部においても pH=10.5 程度の値を示しており、乾湿繰り返し作用により顕著に中性化が進行していることが確認できる。

乾湿繰り返し試験後の SC 処理土を対象に実施した酸緩衝容量試験における、処理土に対する単位乾燥質量当たりの酸添加量 (mol/kg-soil) と土の pH の関係 (酸緩衝容量曲線) を図 2.21 に示す。なお、比較として 28 日養生の SC 処理土を対象とした pH 依存性試験における酸添加量と溶液の平衡時の pH の関係をプロットしている。乾湿繰り返し試験実施後の SC 処理土の pH は 0.1 mol/kg-soil 以下の少量の酸に対して容易に pH=8.0 程度まで低下する。また、供試体表面は中心部と比較して中性化が進行していることから、酸緩衝容量は僅かに低い値を示している。しかしながら、0.3 mol/kg-soil 以上の酸添加に対する pH の変化については、乾湿繰り返しの影響はみられず、28 日養生処理土の酸緩衝容量曲線とほぼ一致している。このことから、乾湿繰り返し作用を受けたセメント固化体は、少量の酸の接触によっても pH=7~8 の中性~弱アルカリ性を呈しやすい特性を示すといえる。

重金属の溶出特性・存在形態への影響

乾湿繰り返し試験後の SC 処理土を対象とした酸緩衝容量試験における酸添加量と Pb 溶出濃度の関係を図 2.22 に示す。なお、図 2.21 と同様に比較として pH 依存性試験における酸添加量と Pb 溶出量の関係をプロットしている。供試体の表面、中心部ともにほぼ同様の Pb 溶出挙動を示しており、酸添加量が 0.5 mol/kg-soil、pH が 6.0 以下になると急激に Pb 溶出量が増加する傾向がみられた。これは、比較として示した 28 日養生の SC 処理土の pH 依存性試験の結果の傾向と一致するものである。乾湿繰り返し供試体については、少量の酸に対して pH=7~8 の範囲に移行するものの、図 2.14 に示されるように中性~弱アルカリ性においては Pb の溶出量が非常に小さいことから、28 日養生の処理土と比較しても Pb の溶出量は増加しなかったと考えられる。しかしこのことは、カドミウム、亜鉛のように中性条件下において溶解度が高い重金属による汚染土においては、乾湿繰り返し作用を受けた場合、少量の酸添加に対しても溶出量が急激に増加することを示唆している。したがって、これらの重金属による汚染土のセメント固化処理の適用にあたっては、その適用性の判定と処分時の管理に際して、乾燥、炭酸化による影響を十分留意する必要があるといえる。

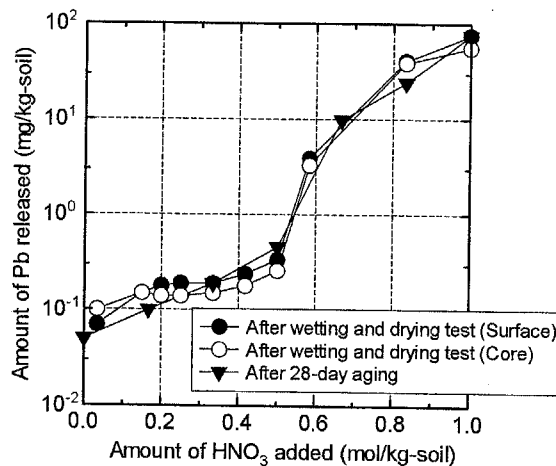


図 2.22 酸緩衝容量試験における酸添加量の Pb 溶出量の関係

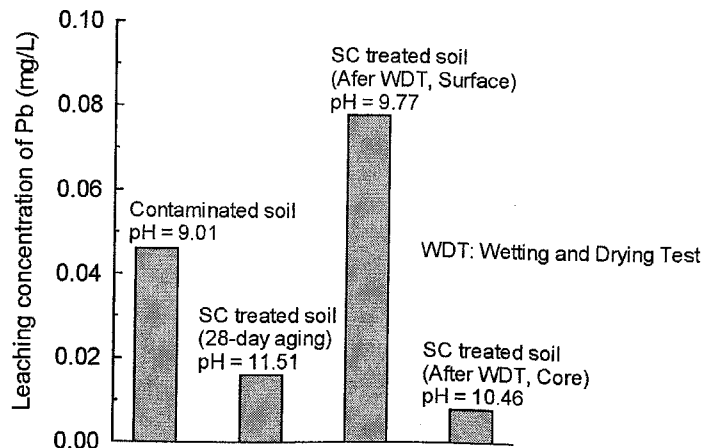


図 2.23 JLT46 による Pb 溶出量

乾湿繰り返しを受けた処理土（表面，中心部）を対象とした JLT46 の結果を図 2.23 に示す。比較として，無処理土，および 28 日養生後の SC 処理土の試験結果を併せて示す。処理土の表面部では，28 日養生処理土と比較して Pb 溶出量が約 5 倍に増加し，検液の pH も pH=9.8 程度に低下している。一方，中心付近においては，28 日養生処理土と比較して pH は低下するものの Pb 溶出量は 28 日養生処理土と比較して低下する傾向がみられた。

表面部からの溶出量が増加した原因としては，中性化の進行による影響が考えられるが，同様に中性化による pH の低下が確認された供試体中心部からの溶出量は低下していること，および図 2.14 に示す SC 処理土の pH 依存性試験の結果において pH=9.8 付近では特に Pb 溶出量が増加していないことを考慮すると，pH の低下による影響ではないと判断できる。そのため，Pb 溶出特性への影響要因を把握することを目的として，抽出試験により各試料中の Pb の存在形態の確認を行った。

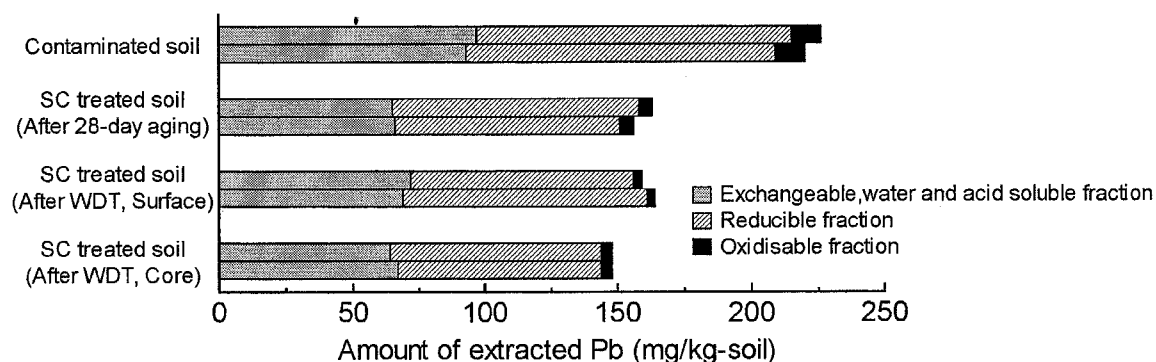


図 2.24 BCR 逐次抽出試験の結果

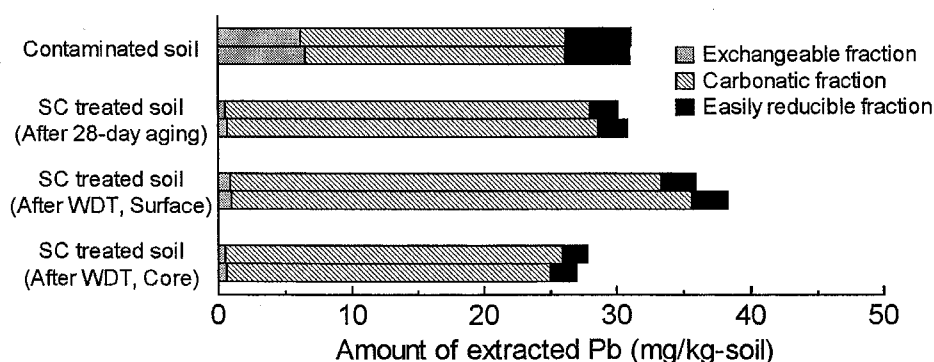


図 2.25 Förstner による逐次溶出試験の結果

図 2.24 に BCR 逐次抽出法による各試料からの Pb 抽出量を示す。抽出試験においては試料を粒径 100 μm 以下に粉砕するため物理的な封じ込め効果を評価することはできないが，SC 処理土からの抽出量は無処理土と比較してすべての画分において減少している。SC 処理土については，JLT46 における傾向と同様に乾湿繰り返し供試体の中心部からの Pb 抽出量が最も低い値を示した。また，微量ではあるが乾湿繰り返し供試体の表面部における交換性／可溶性画分の抽出量が増加する傾向がみられた。

次に、各種溶出試験における溶出量を支配すると考えられる易溶出性の形態で存在する Pb を定量するために、Förstner による逐次溶出法を用いて、交換態画分、弱酸可溶性画分、易還元性可溶画分の抽出を行った。ただし、これらの3つの画分の抽出量と BCR 逐次抽出法による交換性／可溶性画分の抽出量は抽出操作方法が異なることから、完全に一致するものではない。図 2.25 に Förstner による逐次溶出法の結果を示す。無処理土と SC 処理土（28 日養生）を比較すると、対象とした3画分の抽出総量はほぼ同一であるが、セメント固化を行うことにより交換態画分が減少し、弱酸可溶性画分が増加する傾向を示している。これは、溶解性の高い酸化鉛がセメント固化により水酸化鉛等の比較的溶解性の低い化合物に変化したためであると考えられる。SC 処理土については、乾湿繰り返しの影響が大きい供試体表面では、28 日養生処理土、および乾湿繰り返し試料中心部と比較して交換態画分、および弱酸可溶性画分が増加している。これは、乾湿繰り返し操作によって供試体表面では、酸化鉛、炭酸鉛等の比較的溶解度の高い化合物が生成されるためであると考えられ、乾湿繰り返し作用による Pb 溶出量の増加は、これらの Pb の存在形態の変化が影響を及ぼしていると推測できる。しかしながら、現状では溶出量と存在形態の変化の相関は定性的な評価に過ぎず、今後はデータの蓄積により定量的な相関を把握することが重要である。

2.6 本章のまとめ

本章では、地盤中の重金属の拡散防止対策として一般的に用いられる固化・不溶化技術の機構と溶出試験を用いた溶出特性の評価体系について簡潔に述べた。特にセメント固化処理を対象として、その重金属の封じ込め機構が曝露される環境によって受ける影響を考慮し、乾燥・炭酸化による中性化と水和生成物の分解、および海水との接触時におけるセメント改良土の物理化学特性の変化が重金属の溶出抑制効果に与える影響について、実験的に検討を行った。得られた結論を以下にまとめる。

- 1) セメント固化処理による重金属の溶出抑制機構としては、①マトリックスの緻密化による物理的封じ込め、②水酸化物イオンの作用による難水溶性塩の生成、③アルミン酸石灰塩系の水和生成物による重金属の吸着・固定化、の複合的作用によるものである。したがって、これらの機構に影響を及ぼす外的な環境要因である酸の接触や、乾燥・炭酸化、海水との接触等は重金属の溶出特性にも大きな影響を与えたと考えられる。
- 2) 重金属の溶出特性は、材料の間隙比、比表面積（粒径）、水の接触量といった物理的要因と重金属の存在形態、溶解度といった化学的要因に支配される。特に、pH の影響に伴う溶解度の変化や酸化還元反応による難溶性塩の形成といった化学的要因はオーダーレベルでの溶出量変化をもたらすことから、十分な検討が必要となる。
- 3) 海水に浸せきさせた重金属汚染泥土からの溶出量は、純水に浸せきさせた場合と比較して低下する。これは、海水の有する pH 緩衝作用によって重金属の溶解度の低い pH を示すことによるものである。但し、同じ pH 条件下では海水中における溶出濃度が高い値を示した。

- 4) 海水に浸せきさせたセメント固化体からの重金属の溶出量は、純水に浸せきさせた場合と比較して普通ポルトランドセメントを用いた場合は低い値を示し、高炉セメントを用いた場合は同等の値を示した。海水の侵食によるマトリックス強度の低下にも関わらず重金属の溶出が促進されなかった原因としては、海水によるアルカリ緩衝作用によって、固体-水系の pH が重金属の溶解度が最も低い範囲の値を示したことが挙げられる。しかしながら、海水に浸せきさせた場合は重金属の溶出量が収束しない傾向がみられることから、海水が接触する条件においては、長期的に微量の溶出が継続することが懸念される。
- 5) 高炉セメントによる 28 日養生固化体は、純水、および海水に浸せきさせたいずれの場合にも浸せき開始直後の溶出量が普通ポルトランドセメントによる 28 日養生固化体と比較して高い値を示す。この要因としては、高炉セメントによる処理土においては、養生効果の発現速度が普通ポルトランドセメントと比較して遅いことが挙げられる。
- 6) 純水、および海水中におけるセメント固化体からの溶出挙動の相違を Fick の拡散則を用いて定量的に評価を行った結果、海水中における見かけの拡散係数 D^{obs} は純水中の D^{obs} と比較して約 1 オーダー低い値を示した。
- 7) 乾湿繰り返し曝露をうけたセメント固化体は、5 cm 径の供試体の内部まで中性化が進行していることが確認され、水浸養生供試体と比較して pH が 1.5~2 程度低い値を示した。さらに、固化体の酸緩衝容量も低下する傾向がみられ、少量の酸添加に対しても pH が容易に pH=7~8 の中性を示す。
- 8) 乾湿繰り返し曝露を受けたセメント供試体の表面部分からの鉛溶出量は、曝露前と比較して 5 倍程度高い値を示す。一方、供試体中心部 (2.5 cm 深さ) においては中性化の傾向は確認されるものの、鉛溶出量は増加しない。このことから、乾燥・炭酸化による重金属の溶出量の増加は表面から数 cm 程度深さのみに限定されるといえ、その原因としては中性化による寄与ではなく、重金属の存在形態の変化による寄与が高いと推定される。
- 9) セメント固化体中の鉛の存在形態を連続抽出試験によって調べたところ、セメント固化を行うことにより易溶出性の交換態画分の量が大幅に減少する結果が得られた。一方、乾湿繰り返し曝露により、セメント固化体中の交換態画分と弱酸可溶性画分 (炭酸塩態) の量が増加する傾向がみられた。したがって、乾湿繰り返し曝露による鉛溶出量の増加は、Pb が比較的溶解度の高い化合物に変化することによるものであると考えられる。

固化・不溶化処理を行った重金属汚染土、もしくは廃棄物を地盤中に保管や処分する場合、陸上においてはある程度の乾燥・炭酸化作用は避けられない。乾燥・炭酸化による鉛溶出量の増加は処理土の表層付近のみで確認されるにとどまったが、湿潤状態、もしくは飽和状態に維持することが重金属溶出抑制効果の長期的安定性の観点からは望ましいといえる。また、顕著な中性化の進行、および易

溶出性の重金属量の増加が確認されていることから、カドミウムのように中性条件下で溶出量が増加する重金属については特に配慮が必要となる。一方、海面処分場への投入といった海水が接触する条件化においては、海水のアルカリ緩衝能によって重金属の溶解度が低いpHを示すことから、溶出量の顕著な増加は確認されない。しかしながら、強度の大幅な低下にみられるように、マトリックスの緻密化等による封じ込め効果は低下していることもあり、重金属の溶出量が収束しない。したがって、海水が接触する条件では長期的に低濃度の溶出が継続する可能性が指摘される。以上のことから、固化・不溶化処理を行った重金属汚染土、もしくは廃棄物を地盤中に保管や処分する場合には、適正な管理を行い、重金属の再溶出を防止することが重要になるといえる。

今後の課題としては、「室内試験で強制的に負荷させた乾湿繰り返し作用が実際の何年程度の屋外曝露に相当するのか」、あるいは「タンクリーチング試験等の時間的な溶出挙動を把握するために必要な評価期間はどの程度であるのか」といった実環境における固化・不溶化効果の長期的な安定性を評価する上での時間的要因に対して、室内試験の位置付けと意義を明確にする必要がある。実際に長期屋外曝露試験を実施し、結果を比較することも可能であるが、例えば、屋外で長期間に曝露されたセメント改良土の強度に関するデータは先行研究より得ることができる。したがって、多くの室内試験データを蓄積することにより、強度の低下と溶出量の増加にある程度の相関を確認することができれば、実環境中における溶出挙動の時間変化をおおよそ推定できる可能性が指摘されることから、今後の検討が重要である。

第 3 章

固体系廃棄物の地盤工学的利用に伴う環境影響の 評価

3.1 概説

ゼロエミッションの推進と最終処分場の残余容量の減少を背景として、固体系廃棄物の建設資材、地盤材料としての有効利用、およびそのための各種技術の開発が進められている (Kamon and Non-tananandh 1991; Gerdes and Wittmann 1994; Hartlén 1994)。廃棄物材料に含有されている有害物質は土壌や地下水を汚染する可能性を有していることから (Jones et al. 1996; Juca et al. 1998)、廃棄物を原料とする材料、リサイクル再生品を地盤材料として利用するにあたっては、環境や生態系への影響がないように事前に環境安全性を評価し、必要に応じて適切な対策を実施する必要がある。

廃棄物材料の環境安全性を評価する際には、一般的に各国において定められている公定溶出試験方法が適用される。日本において廃棄物を地盤材料として利用する場合には、環境庁告示 46 号法に基づく溶出試験を実施し、土壌環境基準を満たす必要がある。しかし、第 2 章に示したように重金属の溶出特性は pH, Eh をはじめとする多くの要因に影響を受けることから単一のバッチ試験ではその評価が難しい。さらに、廃棄物の有効利用にあたっては、公定溶出試験実施時のような粉体状ではなく、締固め、固化、粒状化等の処理を実施した成型体として使用される場合が大半である。したがって、水と廃棄物の接触状態が実条件と公定溶出試験では異なるため、溶出試験結果から実際の溶出量を正確に推定できない可能性が指摘できる (勝見・乾 2003)。

このような状況を受け、重金属溶出量の pH 依存性を考慮したアベイラビリティ試験、廃棄物材料の成型体を対象としたタンクリーチング試験、および廃棄物層へ水が浸透する状態を想定したコラム溶出試験を溶出量の評価に利用する事例が増加している (酒井ら 1996)。例えば、van der Sloot (1996) は廃棄物のアベイラビリティ試験結果を用いた実条件における廃棄物材料からの溶出量の推定方法を示している。Sanchez et al. (2000) はタンクリーチング試験を中心として、いくつかの溶出試験を複合的に利用した溶出量の評価の考え方を示している。これらの先行研究における手法は、溶出試験結果に適切な解釈を加えることで実際の長期的な溶出挙動を推定するものであり、廃棄物を地

盤材料として利用した場合の環境影響を評価するにあたっては有効な手段であると考えられる。

そこで本検討では、有害物質を含有する固体系廃棄物を地盤工学的に有効利用を行う場合の環境影響を合理的に評価・管理することを目的として、各種溶出試験結果に基づいて実条件での廃棄物材料の溶出挙動を推定し、有効利用に伴う環境影響の推定とその制御工法の効果を定量的に評価することを試みた。具体的には、固化処理を行った一般廃棄物焼却飛灰、および自硬性を有する下水汚泥焼却灰を対象として、複数のバッチ溶出試験、および長期のカラム溶出試験を実施し、その溶出特性を詳細に評価した。次に、下水汚泥焼却灰を埋め戻し材として有効利用、および一般廃棄物焼却灰埋立地盤をを跡地利用する事例をそれぞれ想定し、溶出試験結果に基づいて有害物質の溶出挙動を推定し、有効利用に伴う環境影響を算定した。さらに、セメント固化、遮水工や緩衝層の設置による環境影響の抑制効果について定量的な評価を試みた。

3.2 廃棄物の処分・有効利用の現況

近年、各種焼却灰をはじめとする固体系廃棄物の処理・処分問題の解決が重要な工学的課題となっている。したがって、様々な分野で廃棄物の有効利用が進められているが、建設分野は多量の資材を使用することから、廃棄物の大量の有効利用が可能な分野として期待されている。このことから、建設廃棄物の再利用、産業廃棄物の骨材や地盤材料としての有効利用に関する取り組みが、有効利用用途や利用技術の開発、および法制度、品質管理基準の整備といったハード・ソフトの両面から進められている。廃棄物を地盤材料として有効利用するにあたっては、土壌や地下水の汚染といった地盤環境に負の影響を及ぼすことがないように十分に配慮する必要がある。環境影響の評価手法と制御技術について多くの検討が行われている。以下に、我が国における廃棄物の地盤工学的利用に関わる技術、法制度等についての現況を述べる。

3.2.1 建設廃棄物

地盤材料としての適用の可能性が検討されている主要な建設廃棄物、産業廃棄物の発生量と再利用率を表3.1、それぞれの廃棄物の有害性のランキング、および有効利用用途毎に実施される処理を表3.2にそれぞれ示す。

建設廃棄物の有効利用については、2002年に施行された「建設工事に係る資材の再資源化等に関する法律（建設リサイクル法）」によって工事受注者による建築物の分別解体、建設廃材等の再資源化が義務付けられたことを受け、活発な取組みが推進されている。コンクリート塊およびアスファルト塊については、破碎処理による路盤材としての利用、プラント処理による再生骨材化等が積極的に実施されており、再資源化率は95%を超えている。品質管理の面からも、再生骨材を用いたコンクリートの品質がJIS規格化される方向で検討が行われているなど、有効利用に関わるハード・ソフトはほぼ整備されているといえる。但し、近年はセメントに含まれる六価クロム等の微量成分の溶出が

表 3.1 日本における固体系廃棄物の発生量と再利用量

Type of waste		Discharge (per year)	Recycle (per year)	Year	
Construction waste	Waste concrete	35 million t	33.6 million t	2000	
	Waste asphalt concrete	30 million t	29.4 million t		
	Waste wood	5 million t	*4.15 million t		
	Waste construction slurry	8 million t	3.28 million t		
	Construction mixture waste	5 million t	0.45 million t		
Surplus soil from construction works		**283.8 million m ³	***81.6 million m ³	2000	
Industrial waste	Sewage sludge	Dehydrated cake	1.65 million m ³	0.98 million m ³	2001
		Incinerated ash, Slag	0.34 million m ³	0.16 million m ³	
	Municipal solid waste incinerated ash		10.3 million t	2.9 million t	2000
	Coal ash		8.81 million t	7.17 million t	2001
	Paper sludge incinerated ash		0.49 million t	0.08 million t	1992
	Waste glass bottle		1.69 million t	1.41 million t	2002
	Waste plastic		10.2 million t	5.4 million t	2001
	Waste tire		1.03 million t	0.91 million t	2000
	Steel slag	Blast furnace slag	24.5 million t	24.5 million t	2002
Converter slag		9.89 million t	9.81 million t		
Electric arc furnace slag		3.15 million t	2.94 million t		

* Considering the volume reduction by treatment, ** Volume of soil carried out from construction sites

*** Sum of soil reused in construction sites and recycle-soil used

指摘されており（高橋 2000），コンクリート再生品の利用にあたってはその環境影響に留意する必要がある。

一方，建設汚泥，建設混合廃棄物の有効利用率はコンクリート塊，アスファルト塊と比較して低い水準となっている。さらに，掘削工事等に伴い発生する建設発生土は廃棄物に分類されないものの，その工事間の有効利用率は2000年現在で29%に留まっている（国土交通省 2003）。しかしながら，従来と比較すると「建設発生土利用技術マニュアル（1997年）」，「建設汚泥リサイクル指針（1999年）」の策定を通して，建設発生土，建設汚泥の有効利用に必要な社会的なシステム・整備の拡充と技術開発が進められており，有効利用率は向上してきている（三木 2003）。建設発生土は，コーン指数と日本統一土質分類を指標としてその品質が第1種～第4種に区分されており，それぞれの区分に対して埋戻し，道路盛土，河川堤防，土地造成といった適用用途基準が定められている。建設汚泥については，連続壁工法などの泥水を用いる掘削工事から排出されるため，含水量が多く軟弱で取扱いが困難であることから，流動性材料としての利用，脱水や固化処理による土としての利用，焼成や熔融処理による粒状材としての利用といった技術開発が数多く行われている（Kamon et al. 1998；勝見 2000）。建設混合廃棄物は，廃プラスチック，木くず，コンクリートがら，土砂等が混合していることから，有効利用率は10%程度の低い水準となっているものの，近年では選別処理による再資源化施設が都市圏を中心に整備されつつあり，有効利用率は向上しつつある（庄子 2000）。

表 3.2 廃棄物の処理と有効利用用途, および有害性のランキング (Kamon (1998) に加筆)

Treatment	No treatment	Dehydration	Crushing	Screening	Aggregating	Solidification	Combustion	Melting
Cement material	CA (B, X) SWPP (A, X)			CA (B, Y)			MSWIA (C, X)	
Stabilizing agent	BFS (A, X)			CFA (B, Y)			MSWIA (C, X) WOS (A, X)	
Concrete Product	MSWIA (C, Y) SSIA (B, Y)							MSWIA (C, X)
Space filling					CA (B, Y)	WCS (A, X) CA (B, Y) SSIA (B, Y)		
Embankment Filling	CA (B, Y) BFS (A, X) PSIA (B, Y)	WCS (A, X) SWPP (A, X)	WC (A, X) WT (B, Y)	PSIA (B, Y)	CA (B, Y) SSIA (B, Y)	WCS (A, X) WCP (A, X) SSIA (B, Y) CA (B, Y)		MSWIA (C, Y)
Base course	SS (B, Y)		WC (A, X) WT (B, Y) WAC (A, X)	MSWIA (C, Y)	CA (B, Y)	WCS (A, X)	SWPP (A, X)	MSWIA (C, Y) SSIA (B, X)
Slope cover	WT (A, X)			PSIA (B, Y)				
Aggregate	CA (B, Y)		WC (A, X) WAC (A, X)	CA (B, Y)	CA (B, Y)		CA (B, X) WCS (A, X)	MSWIA (C, Y) SSIA (B, X) PSIA (B, X)
Light-weight fill	PSIA (B, Y) CA (B, Y)		WP (B, Y) WW (B, Y) WEPS (A, X)			CA (B, Y)	WCS (A, X)	MSWIA (C, Y)
CA: Coal ash	BFS: Blast furnace slag							
SSIA: Sewage sludge incinerated ash	CFA: Coal fly ash							
PSIA: Paper sludge incinerated ash	WT: Waste tire							
WAC: Waste asphalt concrete	WW: Waste wood							
	WP: Waste plastic							
	WCP: Waste concrete powder							
	WCS: Waste construction slurry							
	WOS: Waste oyster shell							
	WTS: Waste tyre							
	WWS: Waste wood							
	WPS: Waste polystyrene							
	WCS: Waste expanded polystyrene							
	SS: Steel slag							
	WC: Waste concrete							
	SWPP: Sludge from a water purification process							
	MSWIA: Municipal solid waste incinerated ash							
	WEPS: Waste expanded polystyrene							
	SS: Steel slag							
	WC: Waste concrete							
	(Ranking of material toxicity / A: No toxicity, B: Some are toxic, C: Toxic), (Ranking of material toxicity after treatment / X: No toxicity, Y: Some are toxic, Z: Toxic)							

3.2.2 産業廃棄物

産業廃棄物の地盤工学的利用、および埋立処分に際しては、分解作用による物理化学特性の経年変化と有害物質の溶出が大きな問題となる。このことから、物理化学特性の改善や有害物質の溶出を抑制することを目的として表3.2に示すように分級・粒度調整、乾燥・脱水といった物理的処理、固化・安定処理、造粒処理といった化学的処理、焼成・焼結、熔融処理等の熱処理が実施される。

廃棄物の種類毎にみると、鉄鋼スラグ、石炭灰は発生量が多いものの有効利用率は高く、有効利用に関する多くの研究実績、および公共事業を中心とした利用実績が残されている（地盤工学会 2000）。鉄鋼スラグは、比較的その物性が安定していることから、路盤材をはじめとする地盤材料、微粉化することによるセメント原料としての利用が積極的に行われている。しかし、蛍石（ CaF_2 ）が含まれるため、土壤環境基準に新たな規制項目として追加されたフッ素の溶出が懸念されている。石炭灰は火力発電に伴い発生する産業廃棄物であるが、盛土材、埋立・土地造成、裏込め注入材、軽量盛土材等への適用が古くから試みられている。近年では、微粉炭ボイラーに替わって流動床燃焼ボイラーが普及しており、流動床石炭灰の発生量も増加している。流動床石炭灰は石灰含有率が高いため自硬性を有することから、地盤改良材としての適用が試みられている（Kamon et al. 2000）。有害物質の溶出の観点からは、六価クロムやヒ素の溶出が確認される場合があり、セメント固化や洗浄処理による溶出抑制が試みられている（川口ら 2003）。

本検討で取り上げる下水汚泥焼却灰や一般廃棄物焼却灰、さらには製紙汚泥焼却灰といった焼却灰は原料の中に有害物質を含有しているケースが多いため、有効利用率が比較的低い水準に留まっている。焼却処理を経ることから、焼却温度が低い場合を除いては有機系有害物質を含有することは少なく、重金属の溶出が主な問題となっている。一般廃棄物焼却灰は都市ゴミ等の一般廃棄物を焼却処分する際に発生する残渣である。一般廃棄物焼却灰は焼却炉の火格子より下に落ちる炉底灰と電気集塵機やバグフィルターで捕捉される飛灰に分けられるクロム、鉛、銅、亜鉛、カドミウム、水銀といった多くの重金属を含有している場合が多く、特に、水銀などの低融点の有害物質が気化し吸着される飛灰の有害性が高く、特別管理一般廃棄物に指定されている。そのため、飛灰は重金属の固定化を目的とした熔融処理、セメント固化、薬剤処理、酸抽出のいずれかの処理を行い、最終処分することが義務付けられている。一般廃棄物焼却灰の有効利用の形態としては、分級・粒度調整等の物理選別処理による路盤材等への利用、セメント固化処理による埋戻し材、盛土材への利用、焼成処理によるセメント原料としての利用、熔融固化処理による骨材等への利用等が報告されている。特に近年は、一般廃棄物焼却施設において熔融固化プラントの導入件数が増加していることから、今後は地盤材料としての熔融固化物の利用が中心になると考えられる。下水汚泥焼却灰は、焼却の前段の脱水処理過程で添加される凝集剤の種類により、消石灰および塩化第二鉄を添加する場合に発生する石灰系焼却灰と有機高分子系凝集剤を添加する場合に発生する高分子系焼却灰に大別される。石灰系焼却灰についてはCaOを質量比で20～50%含んでいるため、吸水発熱反応やポゾラン反応などにより土質改良効果を発揮する。したがって、地盤改良材や埋戻し材として利用する事例が数多く報告されている。一

方、高分子系焼却灰は自硬性がほとんどなく、粘土に近い性質を示すため、セメント原料や園芸用培土等として利用されている。但し、鉛、六価クロム、ヒ素、シアン等が含まれている例が報告されており（地盤工学会 2000）、地盤材料としての利用にあたっては、溶出特性の評価が要求される。製紙汚泥焼却灰についても、いくつかの有効利用に関する研究例がみられ、流動化処理による有効利用（浅田 2003）、廃棄物処分場のカバーシステムに用いる遮水工材料としての利用（Kamon et al. 2002a）といった成果が報告されている。

一方、これらの産業廃棄物の地盤材料としての利用に関わる制度化の動きとして、国土交通省（旧建設省）によって「公共事業における試験施工のための他産業再生資材試験評価マニュアル案」が1999年にとりまとめられている。その中では、一般廃棄物焼却灰、下水汚泥、石炭灰、ガラス、古紙、木材、ゴム（廃タイヤ）、プラスチックの各種再生資材を対象に、各再生資材の特徴、適用範囲、利用用途毎の試験評価方法と利用技術が示されている。ただし、本マニュアルは産業廃棄物の工学的特性や環境安全性などに関するデータの拡充を目的としたものであり、産業廃棄物の利用にあたっては今後も力学特性や環境安全性に関するデータを蓄積する必要がある。

3.3 実験手法

3.3.1 使用材料

廃棄物材料

室内試験においては、下水汚泥焼却灰（Sewage sludge incinerated ash, 以下 SSIA とする。）、および一般廃棄物焼却飛灰（Municipal solid waste incinerated fly ash, 以下 MSWIFA とする。）を対象廃棄物として使用した。SSIA は凝集材として石灰を使用している石灰系 SSIA である。一方、MSWIFA はある焼却施設の電気集塵機に捕捉された異なる時期に採取した2種類（MSWIFA-1, MSWIFA-2）を準備した。表 3.3 にそれぞれの焼却灰の物理化学特性を示す。

固化材

一般廃棄物焼却飛灰は炉底灰と比較して、有害ガス除去装置などで使用する生石灰や消石灰に起因する Ca、焼却過程において気化する低沸点の重金属類（Hg, Pb, Cd, Zn 等）の吸着に起因する重金属、および塩分の含有量が高く、一般的に有害性が高い。そのため前述のように、一般廃棄物焼却飛灰は特別管理一般廃棄物に指定されており、重金属の溶出を抑制することを目的とした 1) 熔融処理、2) セメント固化、3) 薬剤処理、4) 酸抽出のいずれかの中間処理を行った上で最終処分をすることが求められる（厚生省 1998）。本研究ではこれらの処理方法の中のセメント固化に着目し、固化処理を行った MSWIFA に対して各種溶出試験を実施した。

一般廃棄物焼却灰の固化処理に際しては、焼却灰から溶出する NaCl, KCl といった溶解性塩の影響により、セメント固化を実施しても強度発現や耐水性に影響が生じることが予想される。これを受け、Kamon et al. (2000) はセメントおよび固化助材として流動床石炭灰を用いた MSWIFA の固化

表 3.3 実験に使用した焼却灰の物理化学特性

項目	MSWIFA-1	MSWIFA-2	SSIA
Particle density (g/cm ³)	2.24	2.21	3.01
Optimum water content (%)	-	-	58.3
Miximum dry density (g/cm ³)	-	-	0.93
Particle size distribution			
Gravel fraction (%)	0.4	1.2	0
Sand fraction (%)	81.3	90.0	43.3
Silt fraction (%)	18.0	8.6	54.4
Clay fraction (%)	0.2	0.2	2.2
Main chemical components	NaCl, KCl CaSO ₄ , SiO ₂		SiO ₂ , CaO Al ₂ O ₃
Heavy metal content (mg/kg-ash)	Pb: 7600 Cd: 280	Pb: 9800 Cd: 270	Cr: 92
pH	7.2	6.1	9.6
Ignition loss (%)	6.0	11.3	9.3

表 3.4 流動床石炭灰の物理化学特性

Particle density (g/cm ³)	Particle size distribution (%)			pH	Ignition loss (%)	Leaching concentration by JLT46 (mg/ℓ)			
	Sand	Silt	Clay			Pb	Cd	Zn	T-Cr
2.47	12.1	82.7	5.2	12.6	20.6	N.D.	N.D.	N.D.	0.44

N.D. : Not detected

処理手法を提案し、強度発現や耐水性の向上に寄与することを示している。そこで本研究でも、流動床石炭灰を固化助材として用いたセメント固化処理を行った MSWIFA を対象として溶出試験を実施し、重金属の溶出抑制効果の評価を行った。固化処理においては、MSWIFA に対する乾燥質量比で 25% の普通ポルトランドセメント、12.5% の流動床石炭灰、33% の水を MSWIFA に添加し、混合した。固化処理に使用した流動床石炭灰の物理化学特性を表 3.4 に示す。

一方、石灰系の SSIA は CaO の含有量が多いことから、吸水反応やポゾラン反応などにより高い自硬性を示すことから、加水締固めのみを実施した。

3.3.2 溶出試験

バッチ溶出試験

SSIA および MSWIFA (無処理) を対象として、1) 環境庁告示第 46 号法試験 (以下、JLT46 とする)、2) pH 依存性試験、3) Availability Test (NEN7341) (以下、NEN7341 とする) の 3 種類のバッチ溶出試験を実施した。それぞれの試験の操作、試験条件を表 3.5 に示す。さらに、固化処理による溶出特性への影響を評価するため、加水締固め ($w = 57\%$, 65%) を行った SSIA、およびセメントと流動床石炭灰による固化処理を行った MSWIFA を対象に JLT46 を実施した。JLT46, pH 依存性試

表 3.5 バッチ溶出試験の試験操作

Test method	JLT46	pH dependent test*	Availability test (NEN7341)
Leaching vessel	Unspecified	1ℓ polyethylene bottle	1ℓ glass beaker
Particle size of sample	≤ 2 mm	≤ 2 mm	≤ 125 μm
Sample mass	50g	30g	16g
Solvent	Distilled water (adjusting to pH 5.8-6.3 by HCl or NaOH)	Distilled water (adjusting to target pH by HNO ₃ or NaOH)	Adding HNO ₃ to deionized wa- ter, and keeping the 1st elution pH 7 and the 2nd one pH 4
L/S ratio	10:1	5:1	100:1 (50:1 × 2)
Agitation	Horizontal shaking (200 times/min, ampli- tude: 4-5 cm)		Stirrer
Duration	6 h.	6 h.	3 h. × 2
Filtration	20 min. centrifugal separation at 3,000 rpm + 0.45 μm membrane filter		0.45 μm membrane filter

*Author's commonly used method (not regulatory test)

験、および NEN7341 に関する試験方法の詳細は第 2 章に示している。

カラム溶出試験

カラム溶出試験装置の概略図を図 3.1 に示す。溶媒には純水に希硝酸を添加することにより pH=4.0 に調整した溶液を使用した。定水位透水試験の要領でカラム内の供試体中に上向き流れが発生するように継続的に一定の水位差を与え、流出水を採取した。採取した流出水はその体積を計測した後、0.45 μm 孔径のメンブレンフィルターによりろ過し、各種化学分析を行った。

カラム溶出試験の供試体は、対象試料を φ51 mm × h 100 mm のポリ塩化ビニール (PVC) 製のカラム内に締固めて充填することにより作製した。締固め回数は「セメント系固化材による安定処理土

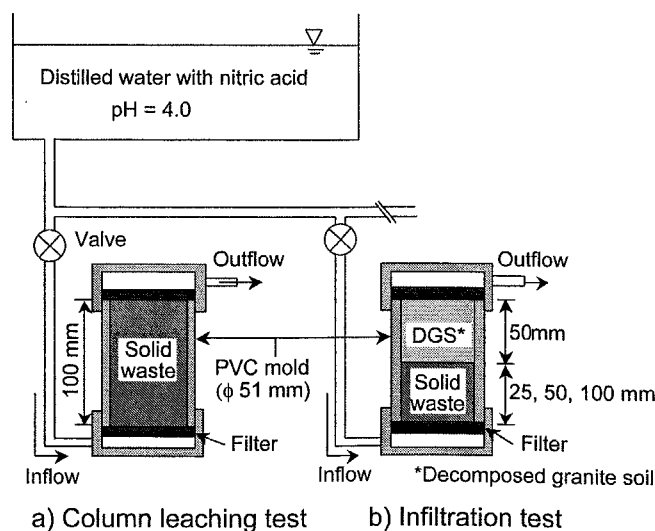


図 3.1 カラム溶出試験／カラム浸透試験の装置図

表 3.6 カラム溶出試験の対象試料と試験条件

Waste	Sample No.	Treatment	Height (cm)	Dry density (t/m ³)	Hydraulic gradient (-)	Total flow volume (L/S)
SSIA	SS-1	Compaction (<i>w</i> = 55%)	10	0.87	7	295.1
	SS-2			0.89		266.8
MSWIFA-1	M1-1	Compaction (<i>w</i> = 30%)	10	1.17	11.5	90.1
	M1-2			1.14		95.3
	M1-1S	S/S treatment (<i>w</i> = 26%)	10	1.06	11.5	97.5
	M1-2S			1.08		85.7
MSWIFA-2	M2-1	Compaction (<i>w</i> = 30%)	10	1.12	11.5	117.4
	M2-1S	S/S treatment (<i>w</i> = 26%)	10	0.93	11.5	191.5
	M2-2S			0.97		123.1

の試験方法（セメント協会 CAJS L-01-1990）」に従い、1層目：10回、2層目：20回、3層目：20回、4層目：40回の締固め回数で4層締固めとした。カラム溶出試験の対象試料、および試験条件を表3.6に示す。供試体のうち、SSIAの加水締固め供試体、およびMSWIFAの固化処理供試体については、28日間に渡り20℃条件下で密封養生した後に溶出試験に供した。なお、再現性の確認のため各試料につき2本の供試体を作製し、試験を実施した。

3.3.3 地盤による環境影響物質の吸着試験

使用材料

廃棄物から溶出した環境影響物質の周辺地盤による緩衝作用を評価するために、代表的な地盤材料である花崗岩風化土（まさ土）を対象として吸着試験を行った。使用したまさ土の物理化学特性を表3.7に示す。

バッチ吸着試験

まさ土による重金属、およびアルカリの基本的な吸着特性をバッチ吸着試験により把握した。

重金属についてはPb, Zn, Cd, Crを対象とし、以下の方法で実験を行った風乾状態の粒径2 mm以下のまさ土30 g（乾燥質量）と所定の濃度に調整した重金属溶液300 mlをガラスビーカーに入れ、マグネティックスターラーを用いて30分間攪拌した。15分静置した後、上澄み液を0.45 μm孔径のメンブレンフィルターで吸引ろ過し、これを検液とした。その後、検液の重金属濃度を測定し、初期濃度と比較することでまさ土による吸着量を求めた。なお、溶解度のpH依存性による重金属の沈殿が生じないように、予めHNO₃を用いて重金属溶液のpHをpH=3.0に調整しておいた。

アルカリについては、風乾状態の粒径2 mm以下のまさ土30 g（乾燥質量）に対して、pHを6段階（pH=12.07, 11.53, 11.05, 10.60, 10.07, 9.15）に調整したNaOH水溶液を異なる液固比（L/S=2.5,

表 3.7 まさ土（花崗岩風化土）の物理化学特性

Particle density	(g/cm ³)	2.68
Optimum water content	(%)	17.3
Maximum dry density	(g/cm ³)	1.68
Particle size distribution		
Gravel fraction	(%)	14.5
Sand fraction	(%)	80.7
Silt fraction	(%)	3.9
Clay fraction	(%)	0.8
pH		
Ignition loss	(%)	3.66
JLT46		
Pb	(mg/ℓ)	N.D.
Cd	(mg/ℓ)	N.D.
Zn	(mg/ℓ)	N.D.
Cr	(mg/ℓ)	N.D.
Cation exchange capacity	(meq/100g)	3.15

N.D. : Not detected

5, 10, 20) で加え、マグネティックスターラーで攪拌、懸濁させた。60分静置後に懸濁液のpHを地盤工学会基準「土のpH試験 (JSF T 211)」に準拠して測定し、初期pHと比較することにより、まさ土によるアルカリ吸着量を求めた。

カラム浸透試験

廃棄物層を通過した浸出水が地盤中を浸透した際の地盤による浸出水中の重金属、アルカリの緩衝特性を把握するため、図3.1 b) に示すカラム浸透試験を行った。実験方法、および実験条件を以下に示す。φ51 mm のPVCカラム内に廃棄物試料を所定の高さ ($h=2.5, 5.0, 10.0$ cm) に締固め充填した後、その上部に粒径2 mm以下のまさ土を最適含水比で5.0 cm高さに締固め充填を行ったものを供試体とした。なお、廃棄物、まさ土の締固め充填に際しては、「セメント系固化材による安定処理土の試験方法 (セメント協会 CAJS L-01-1990)」に従った。その際、層厚によって締固め回数を調整し、与えた締固めエネルギーが等価になるように配慮した。カラム溶出試験と同様に、溶媒には純水に希硝酸を添加することによりpH=4.0とした溶液を使用した。作製した供試体に対して、上向き流れが発生するように継続的に一定の水位差を与え、流出水を採取した。採取した流出水はその体積を計測した後、0.45 μm孔径のメンブレンフィルターによりろ過し、各種化学分析を行った。

3.3.4 化学分析方法

SSIA, MSWIFA から溶出すると予想される化学物質は、重金属、有機系有害物質、アルカリ、塩分、カルシウムなど多岐にわたるが、3.3に示した一連の試験においては、検液のPb (鉛)、Cd (カド

ミウム), Cr (クロム), Zn (亜鉛), Ca (カルシウム), 塩分の各濃度, および pH の測定を行った。

検液中の Pb, Cd, Cr, Zn, Ca の濃度については, 日本工業規格 工場排水試験方法 (JIS K 0102) に示されている手法のうち ICP 発光分光分析法に準じて測定を行った。測定には, (株) 島津製作所製 ICP 発光分析装置 ICPS-4960 および ICPS-8000 を用いた。

アルカリの溶出については, 検液の pH を適宜測定することによって, アルカリ分の溶出状況の把握を行った。pH の測定には (株) 堀場製作所製 pH メーター F-14 を用いた。また, 塩分濃度は簡便な測定方法として, 電気伝導率から塩分濃度を測定する方式の (株) 堀場製作所製 Conductivity meter ES-14 を用いて測定を行った。

3.4 下水汚泥焼却灰の有効利用に伴う地盤環境への影響

3.4.1 下水汚泥焼却灰の溶出特性

下水汚泥焼却灰 (以下, SSIA とする) を対象に 3.3 に示す方法に従って実施した溶出試験結果を示す。なお, 一連の溶出試験において有意な溶出が確認された物質が Pb (鉛), T-Cr (全クロム), アルカリであったことから, ここではこれら 3 種の化学物質に関する試験結果を報告する。

バッチ溶出試験の結果と考察

表 3.8 に SSIA (無処理, 材令 0 日) を対象とした JLT46 と NEN7341, および初期含水比 57%, 65% でそれぞれ加水締固めを行い 28 日養生後に破砕した試料 (材令 28 日) を対象とした JLT46 の結果を示す。

NEN7341 試験は最大溶出可能量を把握する試験であるが, NEN7341 試験における SSIA からの重金属溶出量は比較的小さい。酸緩衝容量も 10.0 mol/kg と高いことから, 酸との接触に対しても pH は低下しにくく, 重金属の溶出による環境汚染ポテンシャルは小さいと判断される。

JLT46 においては, 検液の pH は処理方法を問わず高い値を示しているが, 材令 0 日の試料が pH=12 以上の値を示したのに対し, 材例 28 日のものは pH=11.0 前後の値にとどまった。溶出した総イオン

表 3.8 SSIA を対象としたバッチ溶出試験の結果

Treatment		JLT46				Availability Test		
		pH	EC* (mS/cm)	Pb (mg/ℓ)	Cr (mg/ℓ)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	ANC** (mol/kg)
Without treatment		12.31	3.00	0.15	0.01	26	12	10.0
		12.17	2.63	0.15	0.02			
Compaction (28 days aging)	w = 57 %	10.99	1.80	N.D.	0.10	-	-	-
	w = 65 %	11.37	1.67	N.D.	0.30	-	-	-

*EC: Electric conductivity, **ANC: Acid neutralization capacity

量の指標となる電気伝導度についても、材例 28 日の試料が材例 0 日のものと比較して低い値を示している。このことから、養生に伴う固化処理効果により、溶脱するイオン量が抑制されるといえる。Pb の溶出に関しても、材例 0 日の試料からは 0.15 mg/l の溶出が確認されたのに対し、材例 28 日の試料からは検出限界値以上の Pb は溶出しなかった。これは、前述した通り固化処理効果により Pb 溶出が抑制されたこと、および Pb が高アルカリ条件下で溶解度が高くなる両性金属であるため、アルカリ度の高い材例 0 日の試料において溶出し易くなることが要因であると考えられる。しかしながら、Cr (全クロム) については材例 28 日の試料が材例 0 日の試料と比較して 10~15 倍の高い溶出量を示した。この結果については、後の議論において考察する。

カラム溶出試験の結果と考察

SSIA を対象として 3.3 に示す方法に準じて実施したカラム溶出試験結果を以下に示す。なお、カラム溶出試験とバッチ溶出試験の結果と比較するために、累積通水量 L (ℓ) をカラム内の対象廃棄物の乾燥質量 S (kg) で正規化した L/S (ℓ/kg) と単位質量の廃棄物からの化学物質の累積溶出量 (mg/kg) (pH の場合を除く。) の関係を用いてカラム溶出試験結果を表記している。

図 3.2 に流下量と流出水の pH の関係を示す。比較として JLT46 ($L/S = 10$) での溶液の pH を併せて示す。SSIA に含まれる CaO の水和反応により、カラム試験における流出水は高いアルカリ性を示し、流下開始直後から $L/S = 100$ 程度までは $\text{pH} = 12.0$ 前後のほぼ一定の値を示した。その後、流下量の増加と共に pH は漸減するが $\text{pH} = 11.0$ を下回ることなく、高いアルカリ性を維持する。

図 3.3 に Pb の溶出量、および比較として JLT46, NEN7341 における Pb 溶出量を示す。カラム溶出試験においては、継続的ではあるが微量の Pb の溶出がおおよそ $L/S = 65$ に達するまで観察された。カラム溶出試験における 2 本の供試体からの溶出量は、それぞれ 4.0 (mg/kg) , 6.1 (mg/kg) であり、NEN7341 における溶出量 26 (mg/kg) と比較すると大幅に小さい値を示している。これは、流出水の pH が Pb の溶解度が低い $\text{pH} = 12$ 付近のアルカリ性を示すこと、および CaO の水和反応による重金属の封じ込め効果により溶出が抑制された結果と考えられる。JLT46 における溶出量と比較す

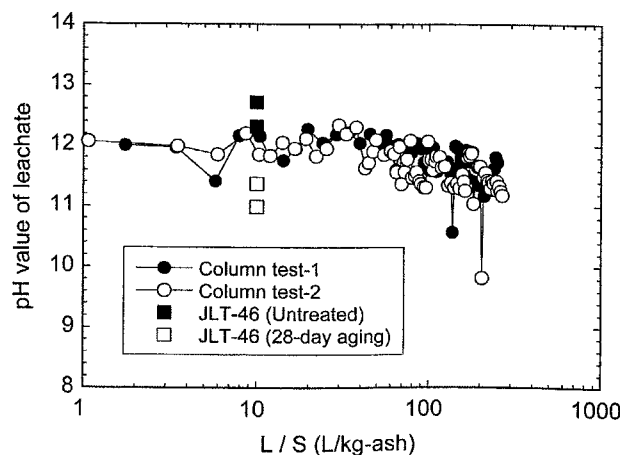


図 3.2 カラム溶出試験における SSIA からの化学物質の溶出量 : pH

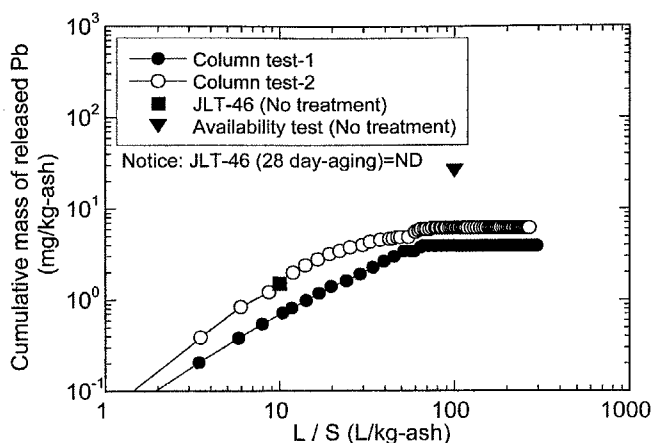


図 3.3 カラム溶出試験における SSIA からの化学物質の溶出量 : Pb

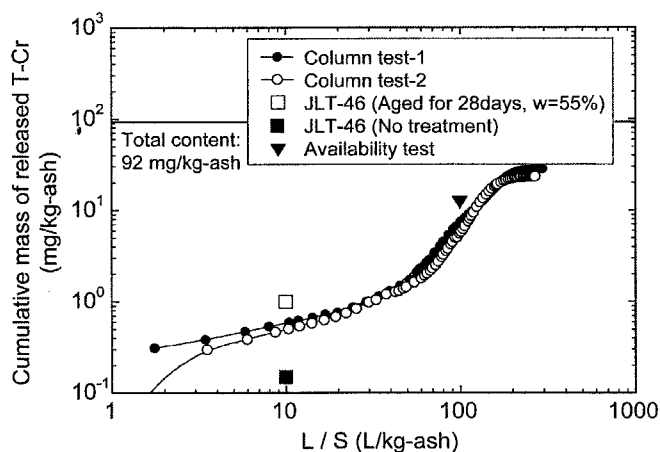


図 3.4 カラム溶出試験における SSIA からの化学物質の溶出量 : T-Cr

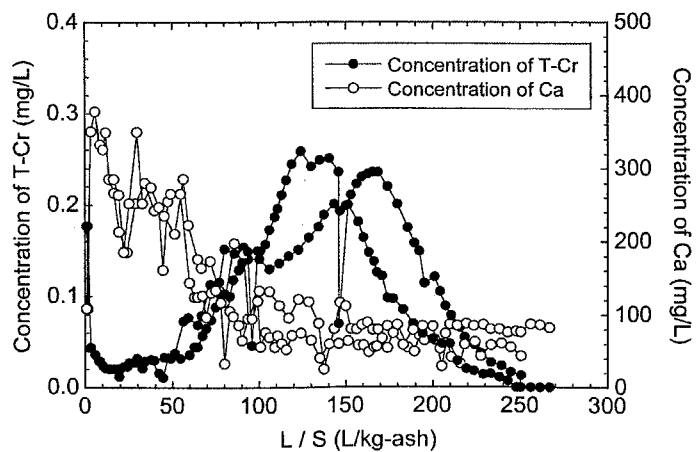


図 3.5 累積流量と SSIA からの Ca および T-Cr の溶出濃度の関係

ると、28日養生の加水締固め試料からはJLT46においては溶出が確認されず、カラム試験においてのみ溶出が確認された。これは、先述したように封じ込め効果により無処理試料と比較して溶出が低減されるが、カラム試験においてはpH=12程度であり、JLT46におけるpH=11.0-11.4と比較してPbの溶解度が高い条件であったことが影響を及ぼしたと推測される。

図3.4にT-Crの溶出量、および比較としてJLT46, NEN7341におけるT-Cr溶出量, SSIA中のT-Cr含有量を示す。溶出挙動の特徴として、T-Cr溶出量は累積流量に依存する傾向がみられ、累積流量が $L/S = 60$ に達するまではT-Crの溶出濃度は比較的低い、 $L/S = 60$ を超えると急激に溶出濃度が増加し、最終的に累積流量が $L/S = 200$ 程度に達した時点で収束するという特異な挙動が確認された。2つの供試体からの累積溶出量はそれぞれ24 (mg/kg), 28 (mg/kg)であり、最大溶出可能量の把握を目的としたNEN7341における溶出量13 (mg/kg)よりも高い値を示した。一般的に、T-Crの大部分は三価クロムの状態で存在しており、酸性条件下においても酸化物に化学吸着をしているため移動性は低い。しかし、アルカリ条件下になると酸化還元電位によっては一部の三価クロムが酸化され CrO_4^{2-} となり、移動性および有害性が高くなる場合がある (Mcbride 1994)。図3.5に累積流量によるT-CrおよびCaの溶出濃度の変化を示す。Caの溶出濃度は徐々に低下する傾向がみられ、図3.2に示すpHの変化とCa溶出濃度には相関があることから、Caの溶出は主に $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の解離によるものであると考えられる。これらのことから、T-Crの溶出濃度が累積流量に対する依存性を示した要因としては、

1) アルカリ条件下においてT-Crが CrO_4^{2-} 等の水溶性形態に変化したこと

2) $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の溶脱によるSSIA粒子表面の物理化学的变化がT-Cr溶出挙動に影響を与えたこと

が考えられる。厳密に支配的要因を同定するためには流出水の酸化還元電位の測定やSSIA中のT-Crの存在形態の把握等が必要であるが、累積流量や水との接触時間といった時間的な要因による溶出量への影響は、最大溶出可能量を求める方法として位置付けられているNEN7341においても再現できない場合があるといえる。

3.4.2 地盤による有害物質の緩衝作用

バッチ吸着試験の結果

まさ土を対象として、廃棄物から溶出した化学物質の緩衝作用について3.3.3に示す方法により実験的検討を行った。はじめに、まさ土による環境影響物質の基本的な吸着特性として、重金属 (Pb, Cd, Cr, Zn) とアルカリを対象としたバッチ吸着試験の結果を以下に示す。

一般的にバッチ吸着試験の結果は平衡時の溶液中の対象化学物質濃度 c (mg/l) と単位質量当たりの土への化学物質の吸着量 q (mg/g) の関係 (吸着等温線) により表記される。吸着等温線はいくつかのモデルにより定式化されている。本検討では、重金属の等温吸着線については式 (3.1) に示す

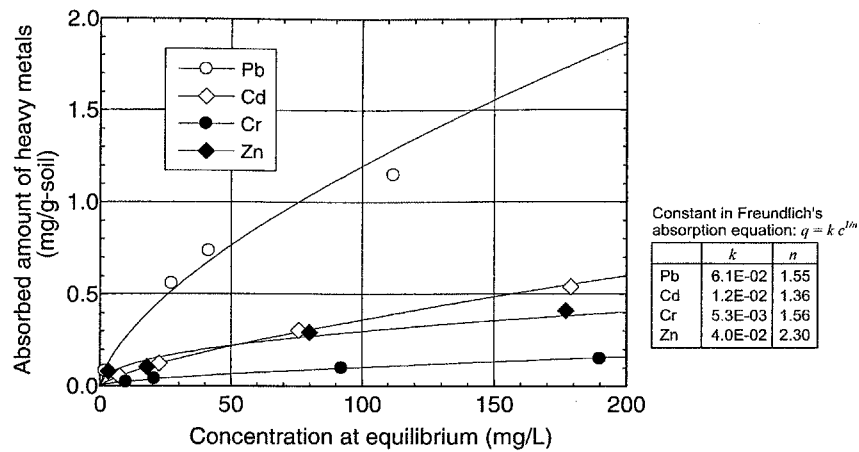


図 3.6 まさ土による重金属の吸着等温線

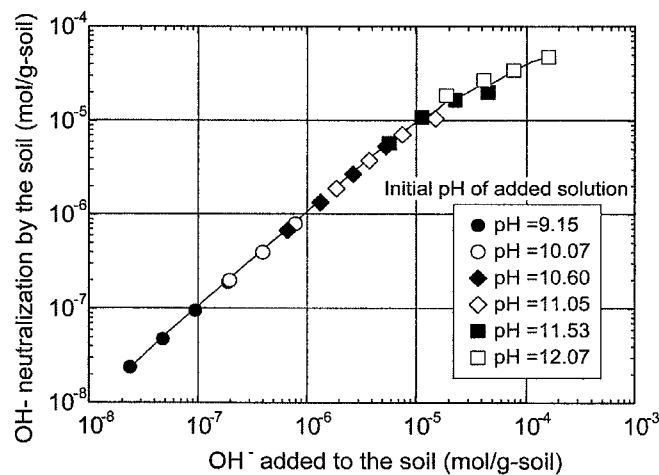


図 3.7 累積流量による SSIA からの Ca および T-Cr の溶出濃度の変化

Freundlich による経験的な吸着等温式を用いて定式化を行った。

$$q = kc^{1/n} \tag{3.1}$$

ここで、 k , n : 定数である。

図 3.6 にまさ土の Pb, Cd, Cr, Zn に対する等温吸着線と、式 (3.1) における k , n の値を示す。まさ土は各重金属に対する吸着能を有しており、各物質の吸着量は Freundlich による吸着等温式でほぼ近似することができた。特に、Pb に対して高い吸着性を示しており、別の実施した実験においても、まさ土は廃棄物材料からの浸出水中に含まれる複数の重金属のうち Pb に対して高い選択吸着性を示すことを確認している (乾 1999)。

一方、まさ土のアルカリ緩衝能については、Kamon et al. (1996) による方法を用いて実験結果の評価を行った。単位質量のまさ土に対して加えた OH^- イオン量 Q_{OH^-} (mol/g) と同じく単位質量のまさ土によって中和された OH^- イオン量 $Q_{\text{OH}^-}^A$ (mol/g) の関係を図 3.7 に示す。ここで、 Q_{OH^-} ,

$Q_{\text{OH}^-}^A$ は以下の通りに算出した。

$$Q_{\text{OH}^-} = 10^{(\text{pH}-14.17)} \times \frac{V_0}{M_0} \quad (3.2)$$

$$Q_{\text{OH}^-}^A = Q_{\text{OH}^-} - 10^{(\text{pH}'-14.17)} \times \frac{V_0}{M_0} \quad (3.3)$$

ここで、pH：NaOH 水溶液の初期 pH， V_0 ：NaOH 水溶液の体積 (ℓ)， M_0 ：まさ土の乾燥質量 (g)，pH'：攪拌混合後の懸濁液の pH である。図 3.7 より Q_{OH^-} と $Q_{\text{OH}^-}^A$ は NaOH 水溶液の初期 pH，まさ土と水酸化ナトリウム水溶液の液固比を問わず、一意的な関係を有している。 $Q_{\text{OH}^-} \leq 1 \times 10^{-5}$ mol/g の範囲では $Q_{\text{OH}^-} = Q_{\text{OH}^-}^A$ の関係が成立しており、加えた OH^- イオンをほぼ全量中和している。しかし、 $Q_{\text{OH}^-} > 1 \times 10^{-5}$ になると加えた OH^- イオンをほぼ全量は中和せず、その最大中和（緩衝）量は 6.0×10^{-5} mol/g であった。このことから、本実験に使用したまさ土のアルカリ緩衝能 C_a は $C_a = 6.0 \times 10^{-5}$ mol/g と推定した。

カラム浸透試験の結果

図 3.8 に累積流量と流出水の pH の関係を示す。累積流量が小さい段階では流出水は pH=5.0 - 6.0 の低い値を示していることから、廃棄物層から溶出したアルカリはまさ土により中和されているといえる。pH=6.0 程度を維持した後、徐々に pH は上昇し、最終的には図 3.2 に示した SSIA からの流出水の pH と同等の値を示す。カラム浸透試験では、2.5 cm，5 cm，10 cm と長さが異なる廃棄物層を設置しているが、流出水が pH ≥ 8.0 となる累積流量はそれぞれ約 1900 ml，1700 ml，1800 ml とほぼ同じ値を示した。このことは、廃棄物層の層厚が異なる場合でも廃棄物層を通過した間隙水中の OH^- 濃度がほぼ同じであることを示している。また、カラム試験において発揮されたアルカリ緩衝能を式 (3.3)，およびカラム試験における累積流量と pH の関係を用いて算出すると約 5×10^{-5} mol/g であった。バッチ試験で求めた 6.0×10^{-5} mol/g と比較すると約 85% の値であるが、この理由はカラム試験においては間隙水は有効間隙内のみを流れるなど、バッチ試験とカラム試験の間の試験条件の相違によるものと考えられる。

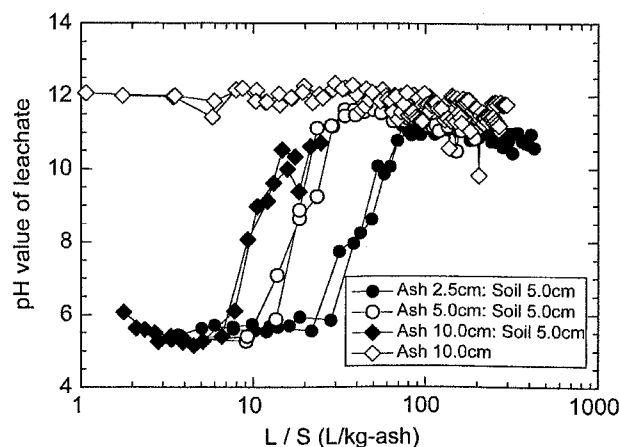


図 3.8 カラム浸透試験における SSIA からの化学物質の溶出量：pH

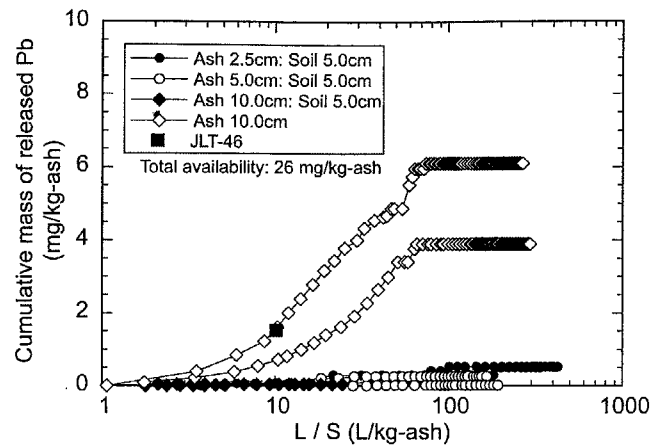


図 3.9 カラム浸透試験における SSIA からの化学物質の溶出量：Pb

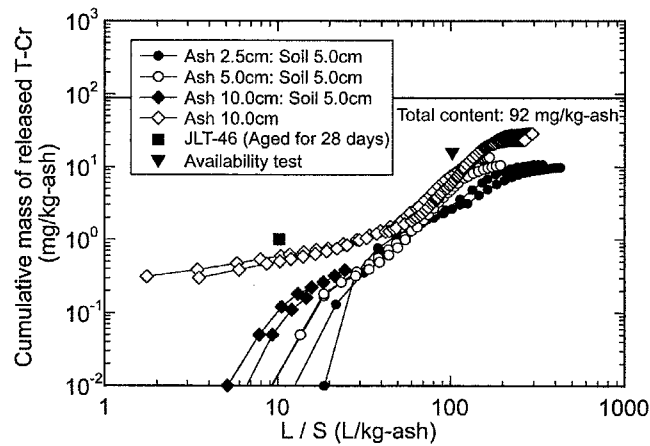


図 3.10 カラム浸透試験における SSIA からの化学物質の溶出量：T-Cr

図 3.9 に累積流量と Pb 累積溶出量の関係を示す。3.4.1 に示したように、SSIA からは平均して 5 (mg/kg) 程度の Pb が溶出したが、まさ土層を設置したカラム浸透試験においては有意な Pb の溶出は確認されなかった。図 3.6 に示した吸着等温線よりまさ土の Pb 吸着性は比較的高いことから、廃棄物層から溶出した Pb はまさ土にほぼ全量吸着されたと判断できる。

図 3.10 に累積流量と T-Cr 累積溶出量の関係を示す。3.4.1 に示した SSIA からの溶出挙動と比較すると、まさ土層を設置することにより T-Cr 溶出の開始が遅れており、最終的な累積溶出量も少なくなっている。T-Cr の溶出が始まる時点での累積流量は廃棄物層の層厚にほぼ反比例の関係で小さくなっており、T-Cr の最終的な溶出量は廃棄物層厚と線形関係を示している。このことは、単位質量当たりのまさ土による Cr の吸着量は試験条件によらずほぼ一定であることを示している。吸着量の概略値を焼却灰層 10 cm のカラム試験と焼却灰層 2.5 cm + まさ土層 5.0 cm のカラム試験における Cr 累積溶出量の差から計算すると、約 4.5 mg/kg-soil であった。

以上の結果より、廃棄物層から溶出した環境影響物質は地盤の緩衝作用によりその移動が抑制され、結果的には環境影響が小さくなるといえる。例えば、SSIA から溶出した Pb およびアルカリに対し

てまさ土は高い吸着性を示し、Crに対しても比較的小さいが吸着性を示すことから、SSIAを地盤材料として再利用する場合には緩衝層の設置や周辺地盤の緩衝作用により環境影響を適切に制御することが可能である。よって次節では本実験結果を用いて地盤の緩衝作用を考慮した環境影響制御の考え方を示し、その評価結果に基づいて議論を行う。

3.4.3 下水汚泥焼却灰の地盤材料としての有効利用とその環境影響評価

評価方法

下水汚泥焼却灰の地盤材料としての利用用途には、埋戻し材、基盤材、盛土材、および土と混合して固化材として用いる形態などがある。下水汚泥焼却灰を有効利用した際に溶出が懸念される環境影響物質としては、3.4.1で示した実験結果に基づくと全クロム（以下、T-Cr）、Pb、およびアルカリが考えられ、降雨が地盤内に浸入し廃棄物層を通過すると、これらの物質が浸出水に含まれる形で溶出する。一方、3.4.2に示した地盤による化学物質の緩衝作用により、溶出したPb、およびアルカリの移動は大幅に低減される。またT-Crに対しても、地盤は一定の緩衝能を有する。

しかしながら地盤の緩衝能には限界があり、一定量以上の化学物質が浸出水を介して地盤を通過すると、化学物質の地盤への吸着が生じずに地盤内を浸透し、地下水等の汚染を引き起こすと考えられる。そこで、図3.11に示す条件において下水汚泥焼却灰を加水、締め固めを行うことにより埋戻し材（基盤）として有効利用した場合を想定し、溶出した化学物質による地盤への環境影響に着目したパラメトリックスタディ実施した。パラメトリックスタディでは、降雨に伴い地盤中に浸透する単位面積・時間当たりの水量 q_i ($\text{m}^3/\text{year}/\text{m}^2$)、基盤材となる下水汚泥焼却灰層の層厚 T_w (m)、廃棄物層底面から地下水面までの距離（緩衝層の層厚） T_s (m)をパラメトリックに変化させ、地下水面深さまで環境影響質が浸透するのに要する時間、および累積浸透量を室内試験結果に基づいて算出した。さらに、その結果に基づいて、下水汚泥焼却灰の再利用時の環境影響の評価、および環境影響の低減に有効な手法について議論を行った。パラメトリックスタディは以下の仮定に従って行った。

- 1) 図3.11に示す断面中においては、鉛直方向のみに水の流れが発生し、さらに廃棄物層直下の地盤のみがアルカリ、およびT-Crに対して緩衝作用を発揮すると仮定することにより、一次元問題として扱った。
- 2) Pbの溶出については、3.4.2に示したまさ土を用いたカラム浸透実験でほぼ全量が吸着されたこと、さらに、Pbは他の重金属と比較して選択的吸着性が高く（Yong et al. 1992）、地盤の陽イオン交換容量から推測できる地盤の最大吸着量が溶出量に比べて十分に大きい点を考慮し、検討の対象とはしない。
- 3) 日本の年間降水量は全国平均値 1760 (mm) = 1.76 ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{year}$)であることから、 q_i はこれを超えないものとする。

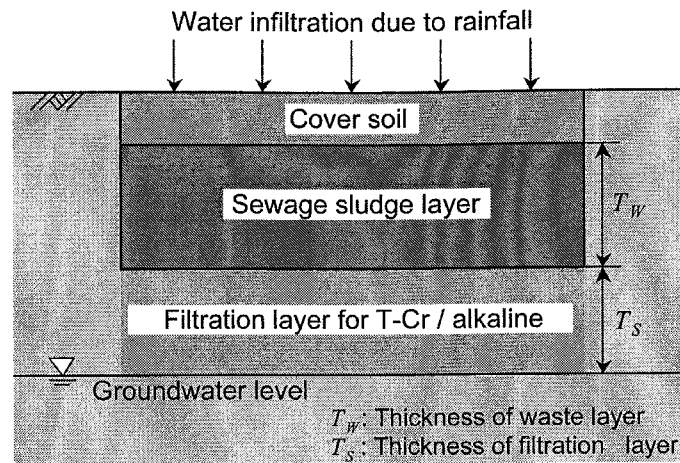


図 3.11 下水汚泥焼却灰の地盤材料としての有効利用の想定図

なお、下水汚泥焼却灰からのアルカリ、および T-Cr の溶出量は室内試験結果に基づいて推定した。さらに、周辺地盤によるアルカリ、および T-Cr に対する緩衝作用についても室内試験結果に基づいて評価を行った。パラメトリックスタディの具体的な手法、およびその結果を以下に示す。

T-Cr 溶出量・アルカリ溶脱量の評価手法

廃棄物からの溶出を化学反応速度の観点からみると、間隙水が化学平衡に達している場合と間隙水中の化学物質濃度が累積流量や廃棄物との接触時間等による時間依存挙動を示す場合に分けられる。化学平衡に達する場合は、間隙水中の化学物質濃度が廃棄物層を間隙水が流下する間に一定に達しており、廃棄物層厚の増加や時間の経過に対しても、間隙水中の化学物質濃度はほぼ一定値を示す。一方、後者の場合は、間隙水中の有害物質の溶出量が時間の経過、廃棄物層の層厚等に影響され、化学物質濃度が時間的に変化する。

本検討で対象としているアルカリと T-Cr について考えると、アルカリは 3.4.1, 3.4.2 に示したカラム試験結果において、累積流量の増加に対しても pH がほぼ一定の値を示しており、異なる高さの廃棄物層からの排水がほぼ同じ pH である。このことから、間隙水中の pH (アルカリイオン濃度) は化学平衡に達していると考えられる。したがって、パラメトリックスタディにおいても廃棄物層を通過した間隙水の pH は一定であると仮定し、その値はカラム試験結果から pH= 12.0 とした。

一方、T-Cr は 3.4.1 に示したようにカラム試験における累積流量の増加に伴って T-Cr の溶出量も増加するという時間依存性を示す。このことから、間隙水は化学平衡に達しておらず、累積流量や廃棄物層の層厚に溶出量が依存すると考えられる。したがって、パラメトリックスタディにおいては以下の手法により廃棄物層からの T-Cr の溶出量を推定した。

3.4.1 で示したカラム試験においては、100 mm 高さの供試体を対象として液固比で表した累積流量 $L/S_{in\ column}$ (m^3/kg) と単位質量当たりの廃棄物からの溶出量 m_c ($L/S_{in\ column}$) (mg/kg) の関係が得られている。前述したように、T-Cr 溶出量は累積流量に依存すると仮定すると、原位置にお

けるある累積流量 L/S *in field* (m^3/kg) に対する廃棄物層の高さ 100 mm 当たりから流出する T-Cr の累積溶出量 m_f (L/S *in field*) (mg/kg) は以下のように表すことができる。

$$m_f (L/S \text{ in field}) = m_c (L/S \text{ in column}) \text{ when } L/S \text{ in field} = L/S \text{ in column} \quad (3.4)$$

$$L/S \text{ in field} = \frac{q_i t}{0.1 \rho_{dw}} \quad (3.5)$$

$$L/S \text{ in column} = \frac{V_w}{\rho_{dw} V_c} \quad (3.6)$$

ここで、 t : 経過時間 (year), ρ_{dw} (kg/m^3): 下水汚泥焼却灰層の乾燥密度, V_w : カラム試験における累積流量 (m^3), V_c : カラム体積 (m^3) である。したがって、層厚 T_w (m) の廃棄物層からの t (year) 後における T-Cr の累積溶出量 $M_f(t)$ は以下の式で推定することができる。

$$M_f(t) = 10 \times T_w \times m_f (L/S \text{ in field}) \quad (3.7)$$

アルカリ溶出による環境影響の評価

アルカリによる環境影響の評価にあたっては、Kamon et al. (1996) が示したセメント改良土に起因するアルカリ溶出への対策に関する評価手法を参考にした。時間 t における単位面積当たりの OH^- イオン累積溶出量 $M_{\text{OH}^-}(t)$ (mol/m^2) は以下の式 (3.8) で表すことができる。

$$M_{\text{OH}^-}(t) = 10^{(\text{pH}-14.17)} \times q_i t \times 10^3 \quad (3.8)$$

ここで、pH: 廃棄物層を通過した間隙水の pH である。

図 3.11 に示す断面において、地下水面深さまで $\text{pH} \geq 10.0$ の浸透水が達するのに要する時間を t_a (year), 廃棄物層と地下水面の間の地盤の乾燥密度を ρ_{ds} (kg/m^3) とすると、地盤に保持されるアルカリ量と地盤のアルカリ緩衝能 C_a ($\text{mol}/\text{g-soil}$) の関係から以下の式 (3.9) が成立する。

$$C_a \times \rho_{ds} T_s \times 10^3 = \left\{ 10^{(\text{pH}-14.17)} - 10^{(10.00-14.17)} \right\} \times q_i t_a \times 10^3 \quad (3.9)$$

よって、式 (3.9) を変型した式 (3.10) より、 t_a (year) を算出することができる。

$$t_a = \frac{C_a \rho_{ds} T_s}{\left\{ 10^{(\text{pH}-14.17)} - 10^{(10.00-14.17)} \right\} q_i} \quad (3.10)$$

ここで、式 (3.9), (3.10) 中の地盤のアルカリ緩衝能 C_a ($\text{mol}/\text{g-soil}$) として、3.4.2 で示したバッチ試験により実験的に求めた値 $C_{a1} = 6.0 \times 10^{-5}$ ($\text{mol}/\text{g-soil}$), およびその 1/2 の値である $C_{a2} = 3.0 \times 10^{-5}$ ($\text{mol}/\text{g-soil}$) を用いた。なお、 C_{a2} を設定したのは、バッチ試験で土の化学物質の吸着能力を求める場合、地盤中と比較して溶媒と土の接触状態が良好であるため、過大に吸着能力を評価する傾向があることを考慮したためである。まさ土の乾燥密度については $\rho_{ds} = 1670$ (kg/m^3) とした。計算においては、 T_w , T_s , q_i をパラメトリックに変化させ、特に q_i については、日本の平均降雨量 $L = 1760$

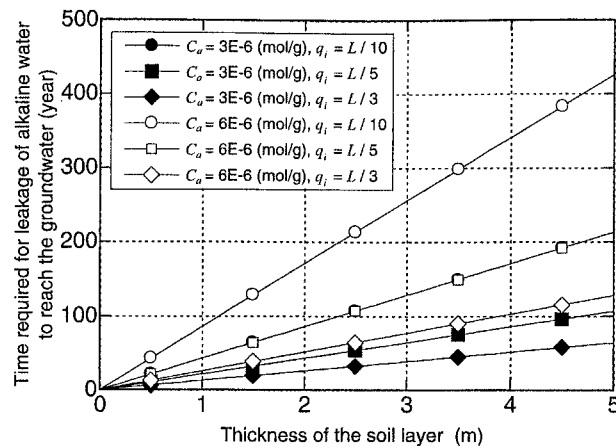


図 3.12 下水汚泥焼却灰の有効利用時における T_s-t_a の関係

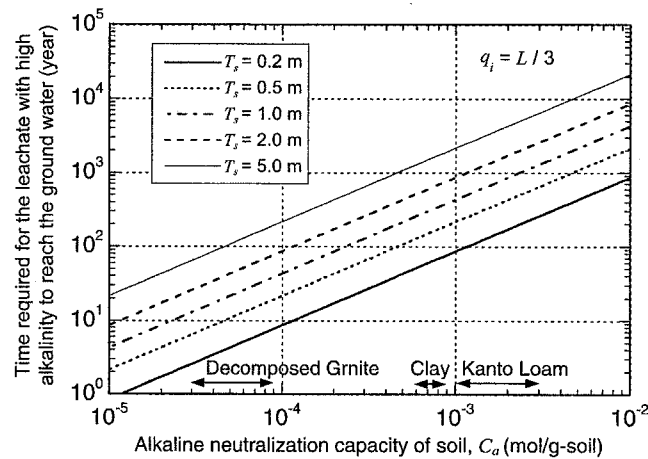


図 3.13 地盤の T_s , および C_a と t_a との関係

(mm) の $1/10$, $1/5$, および $1/3$ が浸透するとして、その値を設定した。パラメトリックスタディの結果を図 3.12, 3.13 に示す。

図 3.12 は緩衝層として機能する廃棄物層直下から地下水面までの層厚 T_s と t_a の関係を異なる C_a , q_i についてプロットしたものである。なお、廃棄物層の層厚 T_w による影響については、廃棄物層を通過した間隙水の pH は T_w によらず $\text{pH} = 12.0$ で一定としたことから、ここでは考慮していない。図 3.12 において、 q_i の減少、 T_s の増加に伴って t_a が大きな値を示している。このことから、廃棄物層への水の浸入を抑制し、緩衝層となる地盤層厚を十分確保することにより、地下水へのアルカリ漏出を長期間にわたって抑制することができるかと判断できる。例えば、浸透水量を降水量の $1/5$ に抑え、 T_s として高々 0.5 m を確保することにより、 $C_a = 6.0 \times 10^{-5} \text{ (mol/g-soil)}$ の場合、約 20 年に渡りアルカリの漏出を防止することが可能となる。

図 3.13 に、 $q_i = L/3$ の場合における周辺地盤のアルカリ緩衝能 C_a , および層厚 T_s の変化によるアルカリ漏出に要する時間 t_a への影響を示す。図 3.13 中には参考として、まさ土、粘性土、関東ロームのアルカリ緩衝能のおおよその範囲を併せて示している。例えば、周辺地盤がアルカリ緩衝能が高

い粘性土層である場合には、高々0.2 m 程度の層厚があれば、計算上は50年以上に渡りアルカリの浸透が抑制される。このことから、下水汚泥焼却灰の有効利用において懸念されるアルカリの地盤内への浸透は、比較的アルカリ緩衝能の高い粘性土等による緩衝層を20 cm程度のわずかな層厚で設けることにより防止することが可能である。

T-Cr 溶出による環境影響の評価

アルカリの浸透を対象とした評価と同様に、T-Crの累積溶出量と地盤に吸着されるT-Cr量の関係を考慮すると、式(3.7)で求められる $M_f(t)$ が以下の式(3.11)に示すように緩衝量を超過した場合、地下水面深さまでT-Crが浸透すると考えられる。

$$M_f(t) \geq C_c \times \rho_{ds} \times T_s \quad (3.11)$$

ここで C_c :地盤のT-Cr吸着能(mg/kg-soil)であり、3.4.2で示したカラム試験結果に基づいて、 $C_c = 4.5$ (mg/kg-soil)とした。計算では廃棄物層の層厚 T_w 、廃棄物層から地下水面の間の地盤の層厚 T_s 、地盤に侵入する水量 q_i をパラメトリックに変化させ、地下水面までT-Crが浸透するのに要する時間、および地下水面深さにおけるT-Crの累積浸透量を算出した。

図3.14に $T_w = 1$ (m)の廃棄物層を設けた場合における地下水面深さまでT-Crが浸透するのに要する時間を、異なる T_s (0.5~3.0 m)、 q_i ($L/10$, $L/5$, $L/3$)に対して算出した結果を示す。 q_i の減少、および T_s の増加につれ、溶出したT-Crが地下水面深さまで到達するのに時間を要している。これは、3.4.1で示したように累積浸透水量が少ない段階では下水汚泥焼却灰からのT-Crの溶出量は比較的少ないことに起因している。例えば、地盤への浸透水量を覆土の設置などにより $q_i = L/10$ 程度まで低減させると、廃棄物層から地下水面までの距離が1 m程度であっても50年以上に渡って、T-Crは地下水面深さまで浸透しない。

図3.15に、層厚1 mのSSIA層を設けた場合における地下水面深さに浸透するT-Crの累積量の時間変化を示す。 q_i を低減させることにより、プロットラインの傾きが小さくなっており、時間当たり

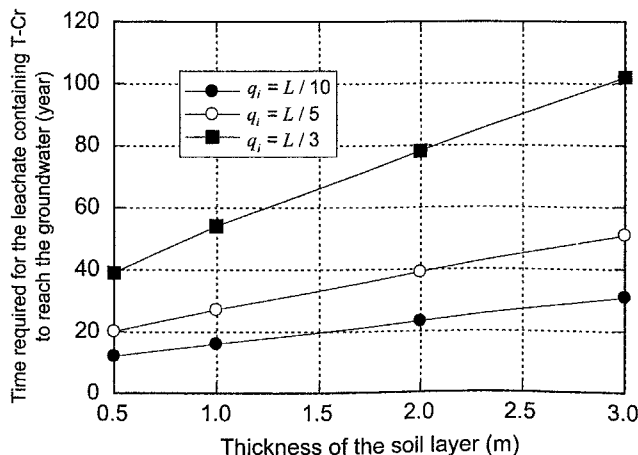


図 3.14 T-Cr の地下水面深さまでの浸透に要する時間

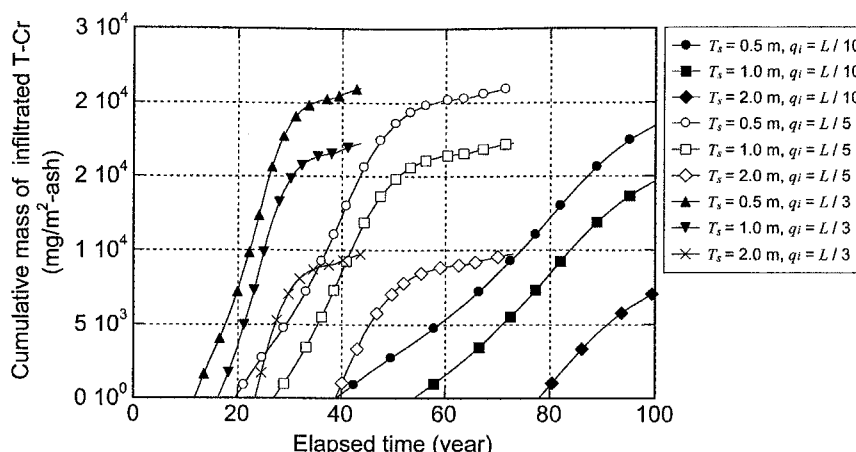


図 3.15 地下水水面以深に浸透する T-Cr の累積量

の溶出量が小さくなっている。時間当たりの溶出量，すなわち溶出フラックスを低減させることは周辺環境への負荷が小さくなることを意味している。このことから，覆土層の設置，および廃棄物層を適切に締め固め，周辺地盤との相対的な透水量を低下させる等の手法によって廃棄物層を通過する水量を制御することは，環境影響を低減する上で非常に有効であるといえる。このパラメトリックスタディでは単位面積当たりの T-Cr 累積浸透量を算出して議論を行っているが，実際には地盤中の廃棄物層の面積によって T-Cr の総浸透量が決定される。したがって，環境へのトータルの負荷，および地下水中での T-Cr 濃度を議論する際には廃棄物層の面積の影響を考慮することが重要である。

3.5 一般廃棄物焼却灰の適正処分と地盤環境への影響

3.5.1 バッチ溶出試験による MSWIFA の溶出特性の評価

重金属溶出の pH 依存性

MSWIFA-1，および MSWIFA-2 を対象とした JLT46，および pH 依存性試験における溶液の pH と重金属 (Pb, Cd, Cr, Zn) の溶出量の関係を図 3.16, 図 3.17 にそれぞれ示す。さらに比較として NEN7341，および底質調査法による重金属の含有量 (Pb, Cd) を併せて示す。なお，重金属の溶出量は，単位質量当たりの MSWIFA から溶出した重金属量 (mg/kg) で表記している。

図 3.16 (a), 図 3.17 (a) に Pb についての試験結果を示す。Pb の溶出量は高い pH 依存性を示しており， $pH \leq 7$, $pH \geq 12$ の範囲においては非常に Pb 溶出量が高く， $9 \leq pH \leq 12$ の範囲においては最小値を示す。これは，Pb が酸性およびアルカリ性条件下において溶解度が高くなる両性金属であり， $pH = 10$ 付近では主に $Pb(OH)_2$ の沈殿を生成することから，溶出量が小さくなったと考えられる。一方，NEN7341 による溶出量は，含有量と比較して MSWIFA-1, MSWIFA-2 とともに約 13~14 % の割合であった。 pH 依存性試験における最大溶出量も NEN7341 による溶出量とほぼ同じ値を示しており，最大溶出量はおおよそこの水準であると判断できる。このことから，MSWIFA に含有されている Pb

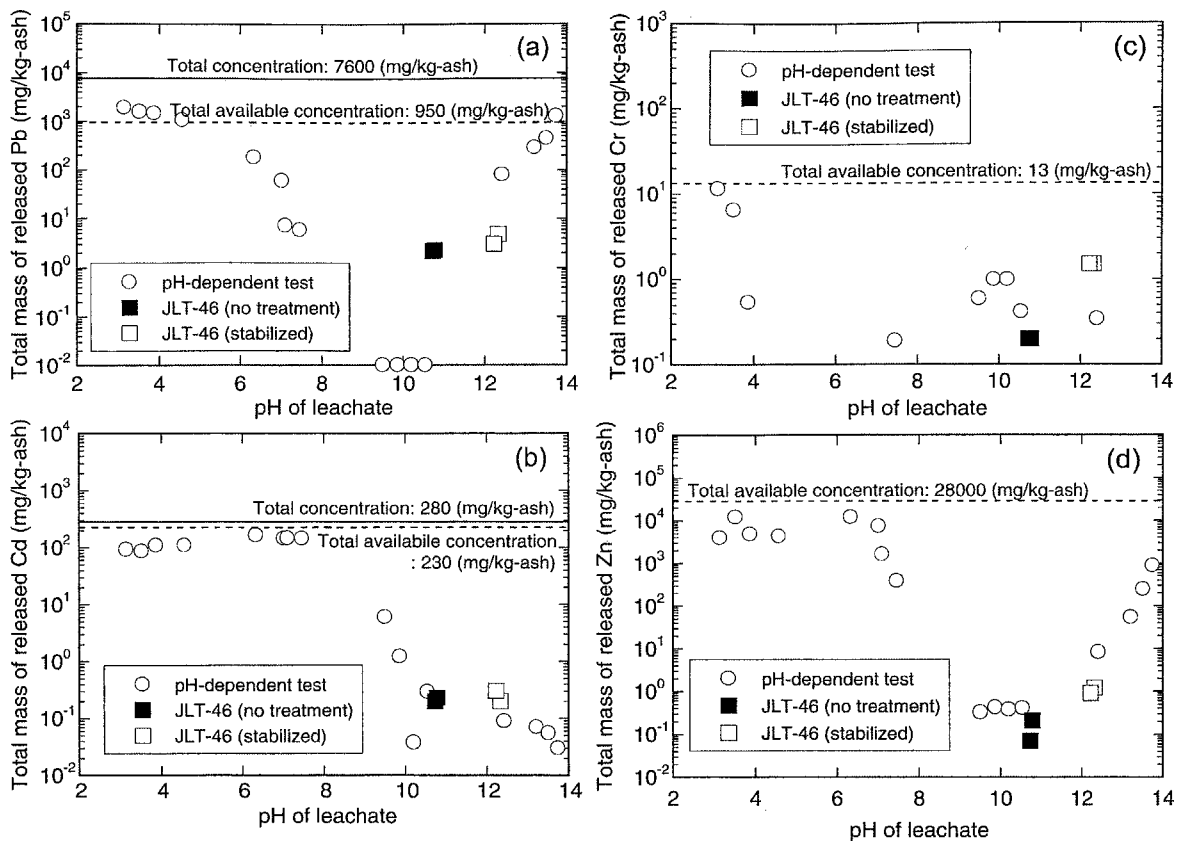


図 3.16 バッチ溶出試験における溶液の pH と溶出量の関係：(a) Pb, (b) Cd, (c) Cr, (d) Zn (MSWIFA-1)

の大部分は難溶出性であり、NEN7341 および pH 依存性試験において溶出すると考えられる酸可溶性画分の Pb 存在量は少ないといえる。

図 3.16 (b), 図 3.17 (b) に Cd についての結果を示す。Cd の溶出量も高い pH 依存性を示しているが、Pb とは異なるモードの溶出挙動であり、 $\text{pH} \leq 8$ 以下の酸性～中性条件下において非常に高い溶出量を示し、アルカリ条件下においては pH が高い値を示すほど溶出量が小さくなっている。一方、NEN7341 による最大溶出量は含有量の約 80 % であり、Pb の場合と比較すると含有量の大部分が酸可溶性であるといえる。

図 3.16 (c), 図 3.17 (c) に Cr についての結果を示す。Cr は他の重金属と比較して溶出量が少ないが、 $\text{pH} \leq 4$ の範囲の酸性条件下においてのみ溶出量が増加する傾向がみられた。但し、固化処理を行った MSWIFA からは無処理の MSWIFA より JLT46 おいて 1 オーダー高い溶出量を示した。これは、固化材として添加した普通ポルトランドセメント、流動床石炭灰を対象に実施した JLT46 において、それぞれ 1.59 mg/l, 0.44 mg/l の溶出が確認されたことから、固化材の添加が Cr の溶出に影響したと判断できる。

図 3.16 (d), 図 3.17 (d) に Zn についての結果を示す。Zn の溶出量は Pb とほぼ同様のモードの pH 依存性を示し、 $\text{pH} \leq 8$, $\text{pH} \geq 12$ の範囲においては非常に溶出量が高くなっている。

図 3.16, 図 3.17 に示した Pb, Cd, Cr, Zn の溶出に関する pH 依存性は、既往の研究 (The Inter-

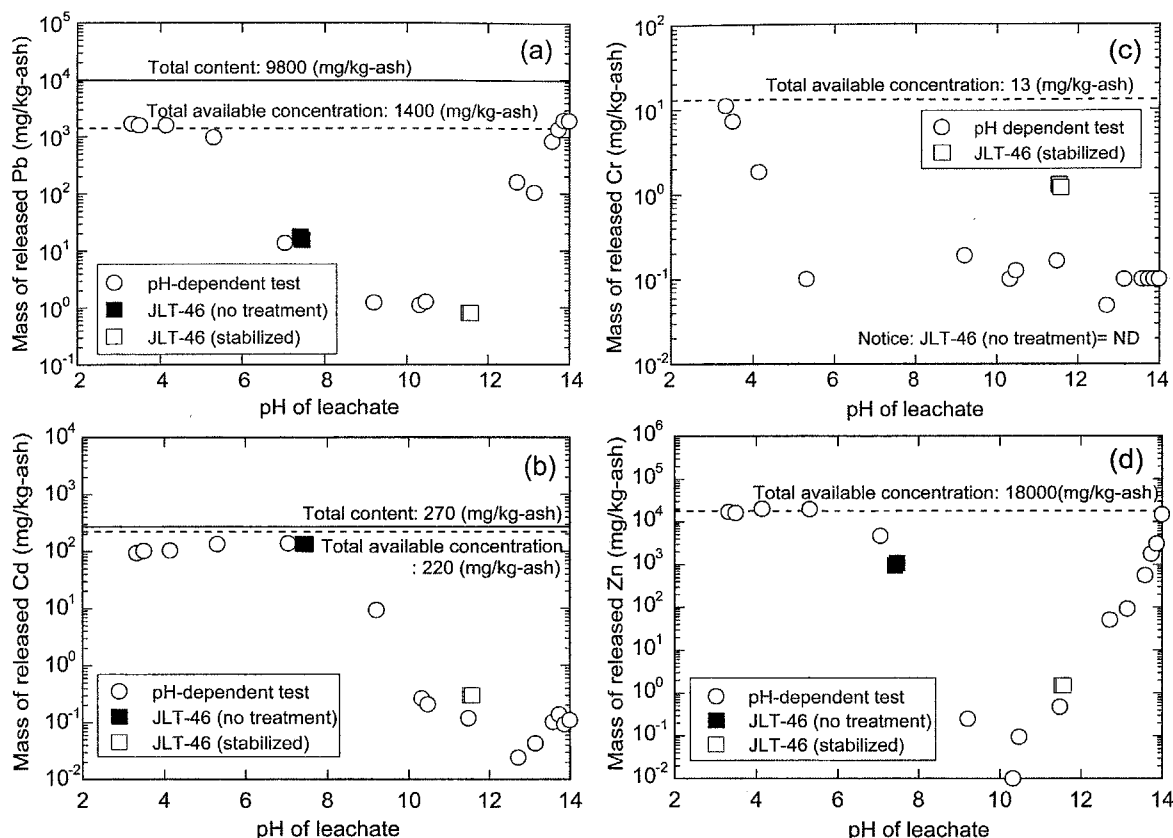


図 3.17 バッチ溶出試験における溶液の pH と溶出量の関係 : (a) Pb, (b) Cd, (c) Cr, (d) Zn (MSWIFA-2)

nationl Ash Working Group 1997) における MSWIA からの溶出挙動の集計データと同じ傾向を示している。また、pH 依存性試験における pH = 4.0 の酸性条件下での溶出量は NEN7341 によって得られる最大溶出可能量とほぼ同じ値を示している。NEN7341 は試料を非常に細かく粉砕した状態 ($\leq 125 \mu\text{m}$) で試験を行っているにも関わらず、pH を変化させるだけでほぼ同じ溶出量が得られることから、MSWIFA からの重金属の溶出量は pH による影響が卓越すると判断できる。

セメント固化による環境質の溶出抑制

表 3.9, 表 3.10 に MSWIFA-1, MSWIFA-2 を対象とした JLT46, および NEN7341 の結果を示す。MSWIFA-1 は比較的アルカリ度が高く、JLT46 における検液の pH は pH = 10.7 を示している。しかし、固化処理試料においてはアルカリの溶出量はさらに多くなっており、検液の pH は pH = 12.3 程度を示している。一方、固化処理試料を対象とした検液の電気伝導度は、無処理試料と比較して 20% 程度低下していることから、溶出した化学物質総量は低減されていると判断でき、固化処理による封じ込め効果が確認できる。しかしながら、Pb, Zn, Cr の溶出量は固化処理により増加する傾向がみられた。Cr については前述したように、固化材として添加したセメントや流動床石炭灰から溶出すると考えられるが、Pb, Zn については重金属溶出の pH 依存性による影響であると考えられる。つまり、Pb, Zn は図 3.16, 図 3.17 で示したように強アルカリ条件下において溶出量が多くなることから、固化処理による封じ込め効果はあるものの、溶解度が高い条件になることから結果的に溶出量

表 3.9 MSWIFA を対象とした JLT46 の結果

Sample	Treatment	pH	E.C.* (mS/cm)	Pb (mg/ℓ)	Cd (mg/ℓ)	Cr (mg/ℓ)	Zn (mg/ℓ)
MSWIFA-1	No treatment	10.78	32.0	0.23	0.02	0.02	0.02
		10.73	32.1	0.22	0.01	0.02	0.01
	S/S treatment	12.33	25.6	0.48	0.02	0.15	0.12
		12.23	25.0	0.30	0.03	0.15	0.09
MSWIFA-2	No treatment	7.42	35.0	1.77	13.5	N.D.**	94.2
		7.46	35.2	1.57	13.5	N.D.**	107.2
	S/S treatment	11.53	30.2	0.08	0.03	0.13	0.15
		11.58	29.9	0.08	0.03	0.12	0.15

*E.C.: Electric conductivity, **N.D.: Not detected

表 3.10 MSWIFA を対象とした NEN7341 の結果

Sample	Treatment	ANC* (mol/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Zn (mg/kg)
MSWIFA-1	No treatment	4.04	950	230	13	28000
	S/S treatment	5.64	1100	130	13	8400
MSWIFA-2	No treatment	3.58	1400	220	12	18000
	S/S treatment	5.82	2200	140	13	15000

*ANC: Acid neutralization capacity

が増加したと考えられる。

MSWIFA-2はMSWIFA-1と比較してJLT46における検液のpHはpH=7.4程度とほぼ中性であり、アルカリの溶出はみられない。但し、固化処理試料を対象としたJLT46における検液はpH=11.5程度であり、セメント固化に起因するアルカリの溶出が確認される。電気伝導度については、MSWIFA-1の場合と同様に無処理試料と比較して15%程度低い値を示しており、固化処理による封じ込め効果がみられる。重金属の溶出量については、固化材からの溶出に起因するCr以外のPb、Cd、Znについては大幅に低下する傾向がみられた。これは、固化処理による封じ込め効果に加えて、溶出したアルカリによりPb、Cd、Znといった重金属にとって溶解度が非常に小さいpHの範囲に検液のpHが移行したためであると考えられる。

一方、NEN7341試験の結果からMSWIFAの固化処理効果を見ると、MSWIFA-1、MSWIFA-2ともに固化処理試料は無処理試料と比較して酸緩衝容量が1.4~1.6倍高い値を示しており、pHを一定値に保つために固化処理試料はより多くの酸を添加する必要がある。しかしながら、固化処理試料からのCdとZnの溶出量は低下しており、酸性条件下においても固化処理による封じ込め効果が発揮されていると判断される。しかしながら、PbとCrについては溶出量の低下はみられず、特にPbについては溶出量が増加している。すべての重金属に対して安定した封じ込め効果が得られなかった理由としては、MSWIFAに含まれる多量の塩分により重金属の封じ込め効果が不十分であること、お

よび NEN7341 試験中の固化処理試料に対する酸添加量が無処理試料と比較して多いことが考えられる。前者については Tashiro et al. (1979) が示しているように、固化処理に伴う反応生成物の形成が塩分が存在する場合には阻害されることから、重金属の封じ込め効果が低下すると考えられる。後者については、図 3.16 (a), 図 3.17 (a) にみられるように Pb は pH \approx 4.0 付近でも pH の変化により溶出量に変化しており、pH \approx 4.0 の条件下においても Pb の溶脱現象が進行していると判断でき、酸添加の増加が溶出量に影響を与えたと考えられる。一方、Cd, Zn については pH \approx 4.0 の条件下においては溶出量は一定であり、溶脱現象は生じていないと考えられることから、酸添加による継続的な溶出が生じなかったと推測できる。

以上の試験結果より、MSWIFA に対して固化処理を実施することにより、固化処理による封じ込め効果、およびアルカリの溶出により Pb, Cd, Zn といった重金属にとって溶解度が非常に小さい pH に移行する作用により重金属の溶出量は低減するといえる。しかし、Pb, Zn といった両性金属については、重金属溶解度の pH 依存性の影響により溶出量が微量ではあるが増加する場合がみられる。溶出濃度を環境基準値と比較して議論すると、「金属などを含む産業廃棄物に係る判定基準」については無処理試料においては大幅に超過しているが、固化処理を行うことによりこの基準に適合させることが可能となる。しかしながら、「土壌の汚染に係る環境基準」については超過する可能性があることから一般的な地盤材料として扱うことはできないといえる。

3.5.2 カラム溶出試験による MSWIFA の溶出特性の評価

MSWIFA を対象として 3.3 に示す方法に準じて実施したカラム溶出試験結果を以下に示す。なお、SSIA の場合と同様に、累積通水量 L (ℓ) をカラム内の対象廃棄物の乾燥質量 S (kg) で正規化した L/S (ℓ/kg) と単位質量の廃棄物からの化学物質の累積溶出量 (mg/kg) (pH の場合を除く。) の関係を用いてカラム溶出試験結果を表記している。

図 3.18 に MSWIFA-2 の無処理試料, 固化処理試料における累積流下量と流出水の pH の関係を示

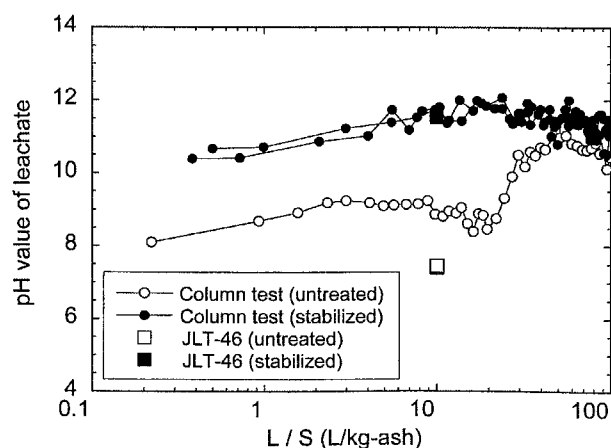


図 3.18 カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量 : pH

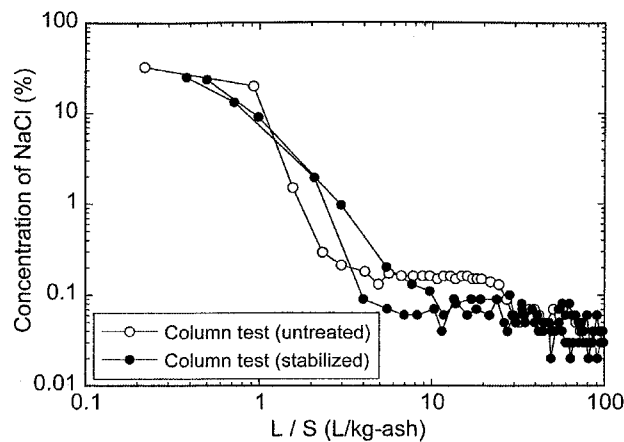


図 3.19 カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量 : NaCl

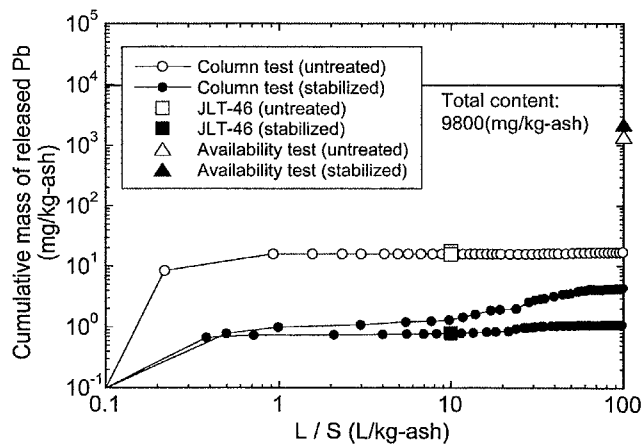


図 3.20 カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量 : Pb

す。無処理試料については、累積流量が $L/S = 20$ 付近までは $\text{pH} = 8.0 \sim 8.5$ の範囲で推移しているが、その後は流出水の pH が徐々に上昇し、 $\text{pH} = 11.0$ 程度を示す。一方、固化処理試料については、固化処理に伴うアルカリの溶出の影響により流下直後は $\text{pH} = 10.3$ 程度であるものの、累積流量の増加に伴い徐々に pH が上昇し、 $L/S = 20$ において最大値を示し、 $\text{pH} = 12$ 程度となった。JLT46 とカラム溶出試験結果 (JLT46 と同じ $L/S = 10$ での pH) を比較すると、無処理試料については JLT46 が大幅に低い値を示し、固化処理試料はほぼ同じ値を示した。このことから、バッチ溶出試験とカラム溶出試験では同体積の水の接触に対するアルカリの溶出量は必ずしも一致しないといえる。

図 3.19 に累積流量と MSWIFA-2 の無処理試料、固化処理試料からの流出水の塩分濃度の関係を示す。無処理、固化処理試料双方において、流下開始直後から $L/S = 3 \sim 4$ の流出水中に高濃度の塩分が溶出しており、特に無処理試料ではその傾向が強い。電気伝導度の測定結果も同様の傾向を示したことから、MSWIFA からの流下直後の浸出水には高濃度で電解質が存在し、環境影響ポテンシャルも高いといえる。全体的な傾向としては、固化処理試料から溶出する塩分濃度は無処理試料と比較して低い値を示しており、固化処理による溶出抑制効果が確認できる。

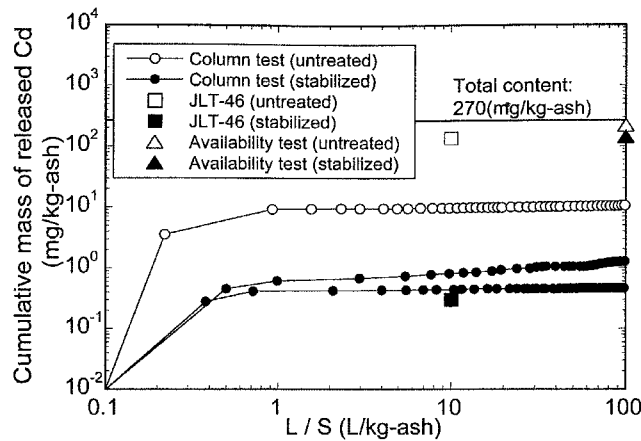


図 3.21 カラム溶出試験における MSWIFA-2 からの化学物質の溶出量 : Cd

MSWIFA-2 の無処理試料, 固化処理試料からの Pb の累積溶出量を図 3.20 に示す。NaCl と同様に, 試験開始直後に高濃度で Pb が溶出し, その後は微量の溶出が確認されるのみであった。3.5.1 で示した Pb 溶出の pH 依存性を考慮すると, 試験開始直後の流出水の pH がカラム溶出試験における溶出量に大きな影響を及ぼすと考えられる。無処理試料からのカラム溶出試験開始直後の流出水 ($0 \leq L/S \leq 5.0$) の pH と累積 Pb 溶出量は $\text{pH} = 8.0 \sim 9.0$, 約 10 mg/kg であり, 固化処理試料については, $\text{pH} = 10.5 \sim 11.0$, 約 1 mg/kg であった。一方, 図 3.17 (a) に示した pH 依存性試験 ($L/S = 5$) における検液の pH と MSWIFA-2 からの Pb 溶出量をみると, $\text{pH} = 8.0 \sim 9.0$ では約 10 mg/kg , $\text{pH} = 10.5 \sim 11.0$ 付近では約 1 mg/kg であり, カラム溶出試験開始直後の流出水の pH と累積 Pb 溶出量の関係とほぼ一致していることがわかる。一方, JLT46 ($L/S = 10$) における Pb 溶出量とカラム溶出試験における $L/S = 10$ までの累積 Pb 溶出量を比較するとほぼ同じ値を示した。

MSWIFA-2 の無処理試料, 固化処理試料からの累積 Cd 溶出量を図 3.21 に示す。Pb とほぼ同様の溶出傾向を示しており, カラム溶出試験開始直後の流出水の pH と Cd 溶出量の関係と pH 依存性試験結果との一致性も Pb の場合とほぼ同様である。ただし, 無処理試料については JLT46 における溶出量がカラム溶出試験における $L/S = 10$ までの累積 Cd 溶出量と比較して 1 オーダー高い値を示している。JLT46 における検液は $\text{pH} = 7.4$ 程度であり, カラム溶出試験の $\text{pH} = 8.0 \sim 9.0$ と比較してその差は顕著なものではない。しかし, 図 3.17 (b) をみると Cd の溶出量は $\text{pH} \leq 8$ においては 10^2 (mg/kg) オーダーであるが, $\text{pH} > 8$ では急激に減少して 10^1 (mg/kg) オーダーである。このことから, この pH の相違が溶出量に影響を及ぼしたと推測される。

固化処理による重金属溶出特性への影響をみると, MSWIFA-2 からの Pb および Cd の溶出量は固化処理によりいずれも 1 オーダー程度低減されている。この要因としては, 3.5.1 においても示したように固化処理による封じ込め効果, および固化処理に伴うアルカリ溶出により流出水の pH が Cd, Pb の溶解度が小さい範囲に移行したためであると考えられる。

NEN7341 による溶出量と比較すると, カラム溶出試験において累積流量が NEN7341 と同じ液固比 ($L/S = 100$) に達した時点での Pb, および Cd の累積溶出量は NEN7341 による溶出量よりも

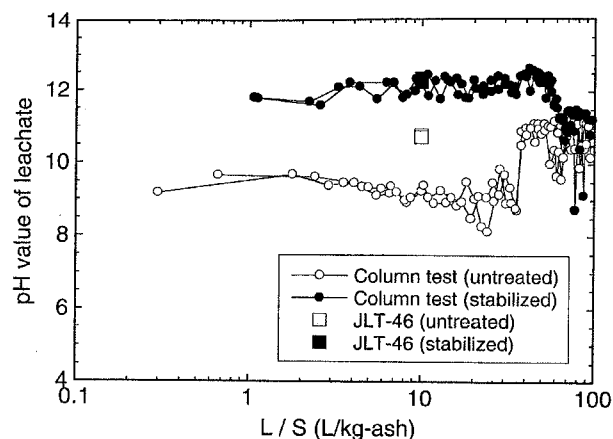


図 3.22 カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量：pH

大幅に小さい。例えば、無処理試料からの Pb 溶出量は NEN7341 試験の約 2%，固化処理試料からの溶出量は約 0.4%であった。カラム溶出試験においても pH= 4.0 に調整した溶媒を流下させているが、MSWIFA に対する H⁺ イオンの供給量という観点で考えると、累積流量が $L/S = 100$ の時点でも H⁺ イオンの累積供給量は高々 0.1 mol/kg-ash であり、表 3.10 に示した MSWIFA の酸緩衝容量と比較してもごく僅かであり、流出水の pH も pH = 11 付近のアルカリ性を示している。このことから、一般的に廃棄物に対して長期間に渡り酸性水が接触した場合には重金属の溶出が懸念されるが、MSWIFA については酸緩衝容量が非常に大きいことから、急激に溶出量が増加することはないと判断できる。

図 3.22 に MSWIFA-1 の無処理試料、固化処理試料における累積流下量と流出水の pH の関係を示す。無処理試料については、累積流量が $L/S = 30$ 付近までは pH= 9 ~ 10 の範囲で推移しているが、その後は流出水の pH が急激に上昇し、pH= 11.0 程度を示す。一方、固化処理試料については、固化処理に伴うアルカリの溶出の影響により流下直後から累積流量が $L/S = 60$ に達するまでは pH= 11.5 ~ 12.5 で推移しているものの、累積流量の増加に伴い徐々にアルカリ溶出量が低下し、pH= 11 程度に収束している。

MSWIFA-1 の無処理試料、固化処理試料からの累積 Pb 溶出量を図 3.23 に示す。無処理試料については、MSWIFA-2 と同様に試験開始直後の流出水中に大部分の Pb が溶出し、その後の溶出濃度は非常に低い値を示している。一方、固化処理試料においては、試験開始直後の溶出は抑制されているものの、その後は継続的な Pb の溶出が生じ、試験終了時の累積溶出量は無処理試料より大幅に多くなった。固化処理試料からの溶出量が増加したメカニズムは以下のように考えられる。無処理試料については、試験開始直後に易可溶性の Pb が溶出した後は流出水の pH は pH= 9 ~ 11 と Pb の溶解度が非常に低い範囲であるため、継続的な溶出が生じなかったと考えられる。一方、固化処理試料については、表 3.10 で示したように固化処理による Pb の固定化が十分でなかったことから、一部の Pb は溶出可能な状態で固化処理試料中に存在していると考えられる。よって、固化処理に伴うアルカリの溶出により間隙水の pH が Pb の溶解度が高い範囲の値を示した場合、継続的な水との接触に

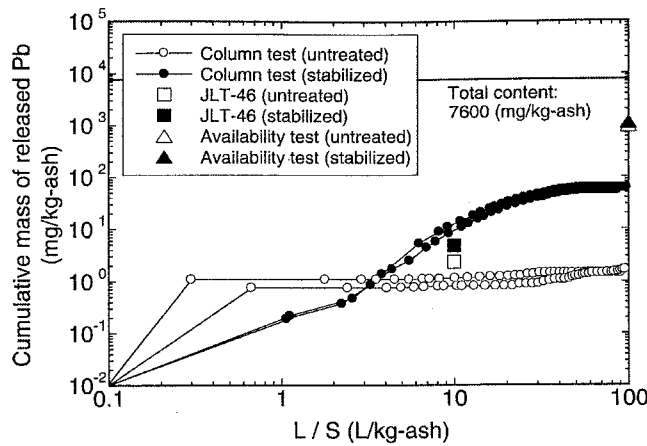


図 3.23 カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量 : Pb

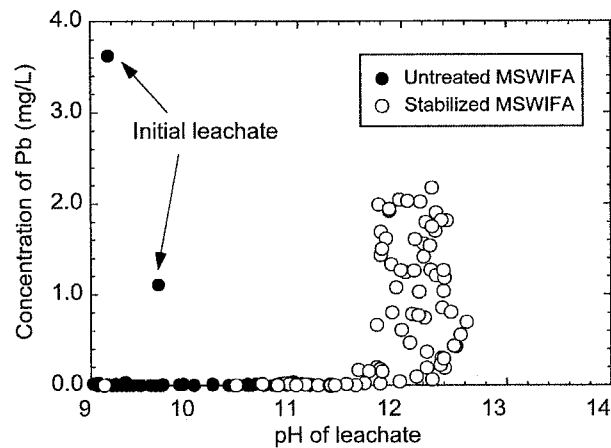


図 3.24 カラム溶出試験における流出水の pH と MSWIFA-1 からの Pb 溶出濃度の関係

より少しずつ Pb が間隙水中に溶解したと考えられる。図 3.24 に MSWIFA-1 の無処理試料，固化処理試料からの流出水の pH と Pb 濃度の関係を示すが，流出水の pH が $\text{pH} \leq 12$ の場合，流下直後の高濃度の溶出を除いては溶出濃度が非常に低い。一方， $\text{pH} > 12$ の場合には，比較的高濃度の Pb が溶出している。固化処理試料からの流出水が $\text{pH} \leq 12$ である MSWIFA-2 においては，固化処理により Pb の溶出が抑制されていることを考慮すると，MSWIFA の固化処理の適用性の検討や配合設計においては pH の制御が不可欠であり， $\text{pH} > 12$ の条件下では Pb の再溶出が懸念されるといえる。

MSWIFA-1 の無処理試料，固化処理試料からの累積 Cd 溶出量を図 3.25 に示す。Cd は Pb と異なり，表 3.10 で示したように固化処理による固定化効果が比較的高いこと，および強アルカリ条件下においても溶解度が低いことから，固化処理により溶出が抑制されている。無処理試料については，JLT46 による溶出量と比較してカラム溶出試験における $L/S = 10$ までの累積 Cd 溶出量が 1 オーダー程度大きな値を示している。この要因としても，Cd 溶出量の pH 依存性が挙げられる。表 3.9 に示したように JLT46 における検液の pH は $\text{pH} = 10.7$ であり，カラム溶出試験における $L/S = 10$ までの流出水の pH は $\text{pH} = 9$ 前後であった。これらの pH に対する溶出量の変化を図 3.16 (a) で確認

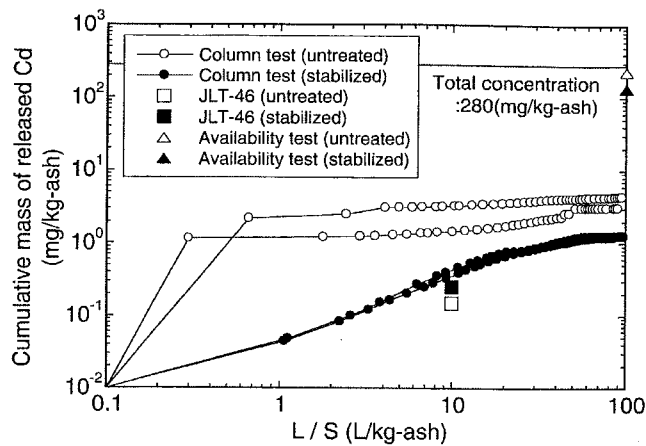


図 3.25 カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量 : Cd

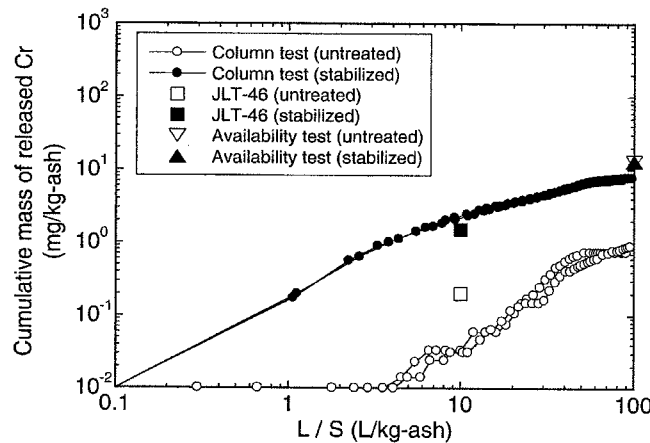


図 3.26 カラム溶出試験における MSWIFA-1 からの化学物質の溶出量 : Cr

すると pH=10.7 に対しては 10^{-1} mg/kg オーダーの溶出量であるが、pH=9 に対しては 10^0 mg/kg オーダーの溶出量となっている。また、実際のカラム溶出試験における $L/S = 10$ までの累積 Cd 溶出量も 10^0 mg/kg オーダーとなっており、試験方法による検液の pH の相違が溶出量に影響を及ぼしたと考えられる。このことから、JLT46 において有害性が低いと判断される場合にも、間隙水の pH によっては実際の溶出量が大幅に多くなる可能性が指摘できる。また、pH の相違による溶出量の変化は pH 依存性試験結果からおおよそ推定可能であり、pH 依存性試験は有用であるといえる。

MSWIFA-1 の無処理試料、固化処理試料からの累積 Cr 溶出量を図 3.26 に示す。カラム溶出試験においてもバッチ溶出試験と同様に固化処理試料からは固化材の化学組成が原因と考えられる比較的高濃度の Cr が溶出し、溶出量は無処理試料と比較して 1 オーダー高い値を示した。一方、無処理試料については Pb や Cd といった他の重金属とは異なり、試験開始直後に高い濃度で溶出する傾向はみられず、継続的に低濃度で溶出する挙動を示した。MSWIFA-2 においても同様の挙動が確認されており、Cr の溶出メカニズムについてはさらなる検討が必要である。

3.5.3 MSWIFA からの環境影響質の溶出特性

3.5.1, 3.5.2 に示した MSWIFA の溶出挙動に関する実験結果およびその考察を以下にとりまとめる。

- 1) MSWIFA からの Pb, Cd, Cr, Zn の溶出量は溶液の pH に対する強い依存性を示す。pH 依存性のパターンは重金属によって異なるが、Pb および Zn については酸性～中性、および強アルカリ条件下、Cd については酸性～中性条件下、Cr については酸性条件下において溶出量が非常に大きくなる傾向を示した。
- 2) MSWIFA 層に水を流下させた場合、流下開始直後から流量が $L/S = 3$ 程度に達するまでの流出水中に高濃度の電解質、塩分が溶出する傾向がみられた。Pb, および Cd についても水が流下した直後に高濃度で溶出し、その後は累積流量が増加しても溶出量は非常に少なかった。したがって、カラム溶出試験における溶出量は、重金属の溶出量の pH 依存性の影響を受け、流下開始直後の流出水の pH によって決定される。また、その溶出量は pH 依存性試験における当該 pH に対する溶出量と同等であった。
- 3) カラム溶出試験における累積流量が $L/S = 10$ までの流出水の pH と JLT46 における検液の pH は、同じ液固比ではあるが試験方法の相違により、無処理試料では異なる値を示した。重金属の溶出量は pH 依存性が強いことから、カラム溶出試験における溶出量と JLT46 における溶出量は一致しない場合がある。特に、Cd については pH の変化に対する溶出量の変化が大きいことから、この傾向が強くみられた。
- 4) MSWIFA は酸緩衝容量が大きいことから、カラム溶出試験において pH=4.0 の溶媒を累積流量が $L/S = 100$ に達するまで流下させた場合にも流出水はアルカリ性を示す。したがって、カラム溶出試験における重金属溶出量はアベイラビリティ試験で求めた最大溶出可能量を比較して大幅に小さい。この結果より、一般的に懸念される廃棄物が環境中において長期間に渡り酸性水に暴露された場合の多量の重金属の溶出については、その可能性は非常に低いといえる。
- 5) 流動床石炭灰を固化助材として用いたセメント固化を実施することにより、MSWIFA からの化学物質の溶出量を低減させることができた。重金属の溶出量についても「金属などを含む産業廃棄物に係る判定基準」に適合する水準にまで低減させることが可能となった。このメカニズムとしては、セメント固化による封じ込め効果、およびセメント固化に伴うアルカリの溶出により重金属の溶解度が低い範囲に検液の pH が移行したことが挙げられる。
- 6) セメント固化処理を行うことにより、カラム溶出試験の流下開始直後における高濃度の Pb, Cd の溶出を低減することができ、最終的な溶出量も低い値を示した。但し、セメント固化に伴うアルカリ溶出により間隙水中の pH が Pb の溶解度が高い範囲 ($\text{pH} \geq 12$) となった場合には継続的に間隙水中に Pb が溶解し、最終的な Pb 溶出量も無処理試料より多くなった。このことか

ら、MSWIFA に対する固化処理の適用性の検討や配合設計においては pH の制御が不可欠であり、pH > 12 の条件下では Pb の再溶出が発生しうる。

- 7) Cr の溶出挙動は Pb, Cd とは異なり、流下開始直後に高い濃度で溶出する挙動はみられず、継続的に低い濃度で溶出する傾向を示した。Cr の溶出挙動に影響を与える要因は同定できなかったことから、溶出メカニズムの検討が必要である。また、固化処理を行った MSWIFA からはバッチ溶出試験、およびカラム溶出試験の双方において Cr の溶出量が増加した。これは、固化材として添加した普通ポルトランドセメント、流動床石炭灰から溶出したものと考えられる。

3.5.4 埋立処分した一般廃棄物焼却灰による環境影響の評価

概要

本研究で対象とした MSWIFA は有害物質の含有量が高いものの、固化処理を実施することにより重金属の溶出量を「金属などを含む産業廃棄物に係る判定基準」に適合するレベルに低減することができる。このことから、MSWIFA の地盤工学的利用の可能性としては埋立処分を行い、その跡地を利用する形態が考えられる。処分場内に埋め立てた廃棄物層に降雨が浸透すると、処分場遮水工として機能している不透水性地層やライナー上に浸出水が保有水として貯留される。一般的に保有水は集水管を通して継続的に回収され、水処理を行った後に放流される。しかしながら、廃棄物層内の保有水の挙動が現状では十分に把握されておらず、集水管の設計手法も確立されていないことから、処分場の中には保有水が適正に排水されず、保有水が貯留されている処分場も数多くみられる。この場合、底部遮水層内に動水勾配が発生し、鉛直方向への水の流れが生じることから、環境影響質が処分場外へ流出し、周辺地盤・地下水が汚染されるリスクが発生する。

そこで本検討では、実際に供用されている埋立処分場における埋立処分状況、地盤調査結果、処分場内の保有水位の測定結果を利用して、埋め立てた MSWIFA に起因する有害物質の地下水中での濃度 c_a を 3.5.2 に示したカラム溶出試験結果から推定するケーススタディを実施した。ケーススタディにおいては、廃棄物の埋立処分に伴う環境影響評価の考え方を示すとともに、低透水性の遮水層の設置、固化処理の実施等による環境影響の低減効果についての定量的な評価を試みた。

Mass flux に基づく環境影響評価

廃棄物の有効利用、処分に関わる環境影響評価においては、土壤環境基準、地下水環境基準が有害物質の濃度で規定されていることから、一般的に溶出濃度を用いて評価される。しかしながら、有害物質による環境リスクを決定するのは有害物質の輸送媒体となる地下水中の有害物質濃度であることから、溶出濃度ではなく地下水への有害物質の時間当たりの流入量 (Mass flux) を評価することが望ましい。このことから、Flux に基づいた溶出挙動や地盤汚染の評価が既往の研究でも行われている (Fällman and Hartlén 1996; Shackelford and Glade 1997; Soga et al. 2003)。図 3.27 に Mass flux に基づく環境影響評価の概念図を示す (Kamon and Katsumi 1999; Kamon et al. 2001)。本検

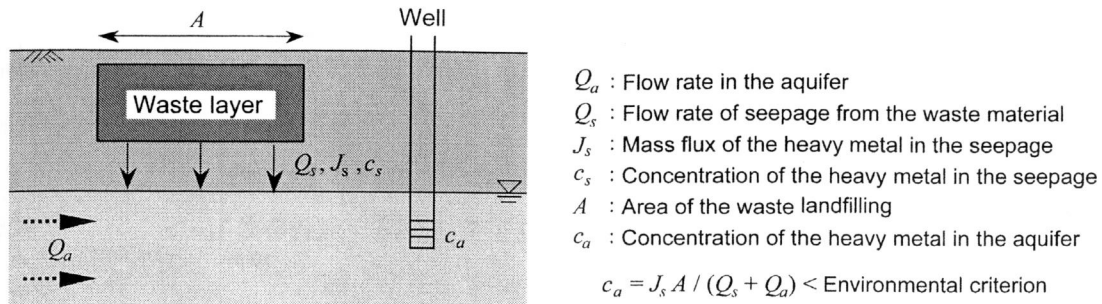


図 3.27 Mass flux に基づく環境影響評価の概念図

討においては、処分場内に存在する保有水の有害物質濃度 c_0 (mg/l) , および保有水の水位 h_l (m) に基づいて有害物質溶出フラックス $J(t)$ (mg/m²・s) を算出した。さらに、その算出結果に基づいて帯水層における有害物質濃度 c_a を求め、廃棄物の埋立処分に起因する地盤環境への影響を議論した。

評価方法 - 設定ケース -

ケーススタディで対象とした廃棄物埋立処分場の鉛直断面図を図 3.28 に示す。なお、この処分場は 1998 年に示された「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わる技術上の基準を定める命令」の施行以前に建設されたものであり、基準に明記された構造規定に準ずる処分場ではない。ケーススタディにおいては以下の仮定と条件に基づいて、図 3.29 a) に示す簡略化した断面を対象に検討を行った。

- 1) 実際には処分場に隣接して河川が流れており、その水位 (O.P.+8.0 m 程度) は第一透水層の地下水位 (O.P.+4.0 m 程度) より高くなっている。そのため、帯水層内には常に水平方向の地下水流が存在している。その流速 v_a は現地調査結果に基づき、 $v_a = 1.0 \times 10^{-4}$ cm/s とした。
- 2) 廃棄物層の透水係数はカラム溶出試験結果より、 $k_w = 1 \times 10^{-4}$ cm/s とし、乾燥密度は $\rho_w = 1.0$ t/m³ と仮定した。

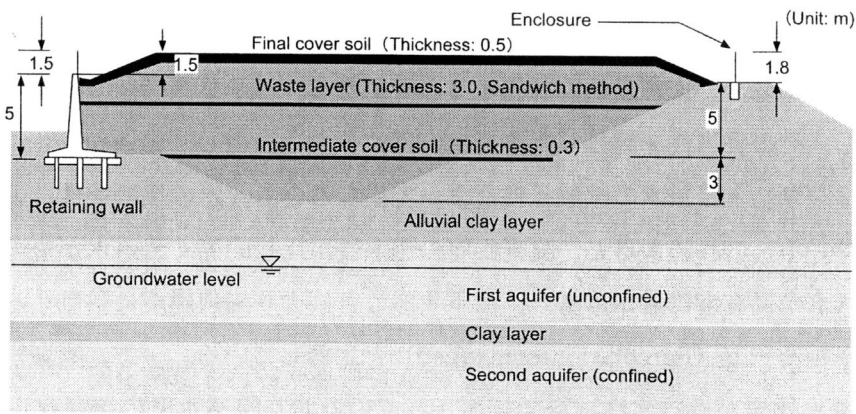


図 3.28 対象とした廃棄物埋立処分場の概略断面図

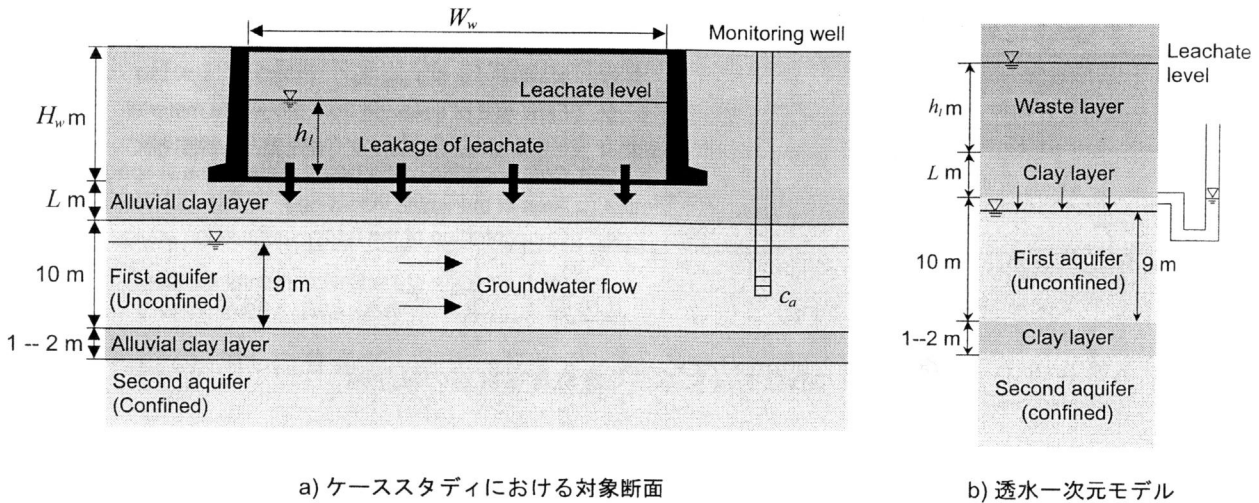


図 3.29 ケーススタディにおける対象断面

- 3) 第1帯水層は不圧状態，第2帯水層は被圧状態になっていることから，第1帯水層から第2帯水層への鉛直方向への水の流れはないとした。
- 4) 図 3.27 に示すように， c_a の算出においては帯水層における1次元的な地下水流のみを考慮しているが，地下水による有害物質の希釈効果を考えた場合には安全側の評価になると判断できる。
- 5) 対象領域は単位奥行き長さとし，処分場における廃棄物の埋立深さを H_w m，埋立面積 A を $W_w \times 1 \text{ m}^2$ とした。
- 6) 廃棄物層と帯水層の間には沖積粘土層が存在し，遮水工として機能している。ケーススタディにおいては，現地調査結果に基づき，層厚 L を 2 m とした。また透水係数についても圧密透水試験結果に基づき， $k_c = 1.0 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$ とした。
- 7) 処分場内の保有水の水位 h_l については，原位置試験結果において平均的に $h_l = 5 \text{ m}$ (O.P.+12 m) であることが確認されている。

一方，廃棄物埋立による環境影響を推定するためには，現場における廃棄物からの有害物質の溶出挙動を室内試験結果に基づいて定量的に評価する必要がある。しかし，既往の研究において現場での溶出挙動を推定し，その妥当性を評価した事例は非常に少ない。但し，Kosson et al. (2002) は原位置での溶出挙動は廃棄物と浸透水の接触条件によって異なるとし，水の接触条件による溶出量の評価の考え方を示している。これによると，廃棄物層の透水性が比較的高く浸透水が廃棄物層内を通過する場合には，浸透水中に有害物質が溶解し，流下することにより周辺環境に移動するが，このような溶出挙動を浸透卓越モード (Percolation-controlled) と定義している。一方，廃棄物層の透水性が低い場合，および廃棄物層が低透水性材料で被覆されているおり浸透水との接触は主に廃棄物層の表面に限られる場合には，有害物質は拡散により周辺環境へ移動するが，このような溶出挙動は質量輸送卓越モード (Mass transfer-controlled) と定義している。さらに，それぞれのモードに対して室内

試験結果に基づく現場での溶出量の推定方法も提案している。浸透卓越モードの場合は、① カラム溶出試験、シリアルバッチ試験等の室内試験で得られる溶媒の累積接触量に対する有害物質の溶出量の関係が現場においても成立するとして、廃棄物の質量、浸透量に基づいて溶出量を推定する方法、② 重金属の溶出量は pH に対する依存性が高いことから、現場で想定される pH に対する対象重金属の溶解度、もしくは pH 依存性試験結果で得られた溶出量に浸透量を乗じることで、溶出量を推定する方法、が適用される。一方、質量輸送卓越モードの場合は、第2章に示したように、タンクリーチング試験等の拡散溶出試験により対象物質の有効拡散係数を求め、Fick の拡散則に基づいたモデル化を行うことにより、溶出量を推定する場合が多い。

本ケーススタディの条件を考えると、処分場内の保有水の水位が高いことから明らかなように、廃棄物層を通過した浸透水は、底部の沖積粘土層により場外への流出が抑制され、保有水として長期に渡り処分場内に貯留される。したがって、保有水中に存在する重金属の溶解度は保有水の pH によって制限され、その濃度が決定されると考えられる。この考え方に基づいて保有水中の重金属濃度 c_0 (mg/l) を以下の手法で推定した。

はじめに、保有水の pH についてはカラム溶出試験における流出水の pH と同じ値を示すとした。この根拠は、高さが異なる MSWIFA 供試体を対象としたカラム溶出試験において、流出水中の OH^- 濃度がほぼ一定であったことから (乾 1999)、間隙水中では流下距離に依らず pH に関しては平衡状態に達していると推測されるためである。次に保有水中の重金属濃度 c_0 は、① 推定した保有水の pH から図 3.16、図 3.17 に示す pH 依存性試験結果に基づいて推定した値、② 3.5.2 で示したカラム溶出試験の流下開始直後において pH によって溶出量が制限されている段階での溶出量、に基づいて推定した。この手法に基づいた c_0 の推定例として、MSWIFA-1 から溶出する Cd についての推定手順を以下に示す。

- 1) 図 3.22 より、MSWIFA-1 を埋め立てた処分場における保有水の pH は、無処理試料の場合は $\text{pH} = 9.0$ 、固化処理試料の場合は $\text{pH} = 12.0$ と推定できる。
- 2) 図 3.16 (b) から、保有水の推定 pH に対する Cd の溶解度は 10 mg/kg (無処理)、0.2 mg/kg (固化処理) と判断できる。なお、pH 依存性試験の液固比は $L/S = 5.0$ (l/kg) であることから、これらの溶解度を濃度で表すとそれぞれ 2 mg/l、0.04 mg/l となる。
- 3) 一方、カラム試験開始直後の pH によって溶出量が制限されていると推定される段階 ($L/S = 1.0$) での溶出量は、図 3.25 から約 2 mg/kg (無処理)、約 0.05 mg/kg (固化処理) であった。これを濃度に換算すると、それぞれ 2 mg/l、0.05 mg/l であり、pH 依存性試験結果から推定した値とほぼ一致する。よって、MSWIFA-1 から溶出する Cd の c_0 を、無処理の場合は 2 mg/l (無処理試料)、固化処理を行った場合は 0.04 mg/l (固化処理試料) とそれぞれ決定した。

ただし、MSWIFA からの重金属の溶出量には上限があることから、保有水の有害物質濃度は図 3.30 に示すようにある程度の時間が経過すると初期濃度 c_0 から低下しはじめ、最終的には 0 に達する、も

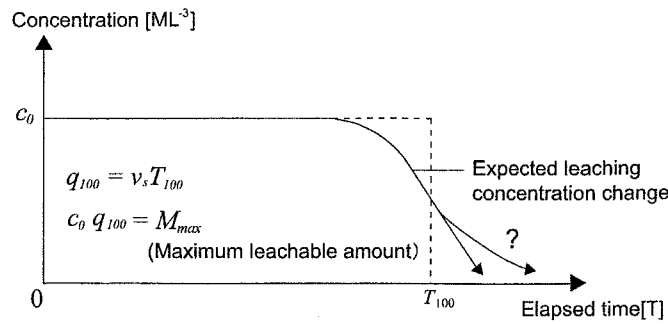


図 3.30 保有水中の有害物質濃度の時間変化の概念図

しくは漸近すると考えられる。環境影響評価においてもこのことを考慮する必要があるが、保有水濃度の変化を定量的に評価することは難しい。したがって、本検討では溶出量の上限值を簡便に評価するために、溶出濃度は c_0 は一定であるとし、累積溶出量がカラム溶出試験から推定される廃棄物層からの最大溶出量 M_{max} (mg/m^2) に到達する時間 T_{100} を算出した。この T_{100} は有害物質の溶出が終了する時間を示すものではないが、溶出濃度が低下を始める時間の指標となると考え、環境影響評価に適用した。

評価方法 - 計算方法 -

有害物質の溶出 Flux の計算においては、図 3.29 b) に示した単純化した透水一次元モデルを用い、沖積粘土層内の浸出水の流れは一次元飽和定常流として、保有水、および有害物質の処分場外への漏出量を求めた。ここで、第 1 帯水層の地下水面が沖積粘土層の直下にあることから毛管上昇により沖積粘土層直下もほぼ飽和していると考え、沖積粘土層下部の水位は透水モデル中に示す位置に設定した。したがって、沖積粘土層内の浸出水の鉛直方向の流速 v_s (m/s) は、沖積粘土層の層厚を L (m) とすると式 (3.12) で与えることができる。

$$v_s = k_c \times \frac{h_l + L}{L} \quad (3.12)$$

次に、時間 t (s) における沖積粘土層下部での有害物質のフラックス $J(t)$ ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) は、前述の方法に基づいて推定した処分場内の保有水中の有害物質濃度 c_0 (mg/m^3) を用いて、式 (3.13)～(3.15) で与えられる (Shackelford 1990; 勝見ら 1999)。

$$\frac{J(t)}{v_s n c_0} = 0.5 \operatorname{erfc} \left[\frac{1 - T_R}{2\sqrt{T_R/P_L}} \right] + \frac{1}{\sqrt{\pi P_L T_R}} \exp \left[-\frac{(1 - T_R)^2}{4T_R/P_L} \right] \quad (3.13)$$

$$T_R = \frac{v_s t}{RL} \quad (3.14)$$

$$P_L = \frac{v_s L}{D} \quad (3.15)$$

表 3.11 ケーススタディにおける各パラメータの設定値

Case	Case-1	Case-2	Case-3	Case-4	Case-5
Waste	MSWIFA-1	MSWIFA-2	MSWIFA-2 (S/S treatment)	MSWIFA-2 (S/S treatment)	MSWIFA-2 (S/S treatment)
Heavy metal	Cd	Pb	Pb	Pb	Pb
c_0 (mg/ℓ)	2.0 0.04 (S/S)	5.0 0.3 (S/S)	0.3	0.3	0.3
k_c (cm/s)	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6} 1.0×10^{-7}	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6}
R (-)	2	2	2, 5	2	2
L (m)	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
h_l (m)	5.0	5.0	5.0	5.0	0.5, 2.5, 5.0
W_w (m)	100	100	100	50, 100, 300	100

Note : $n = 0.65$, $D = 2.0 \times 10^{-6}$ cm/s², $H_w = 10$ m, $v_a = 1.0 \times 10^{-4}$ cm/s, $H_a = 9.0$ m

ここで、 n :粘土層の間隙率 (-), R :粘土層における有害物質の遅延係数 (-), D :拡散係数 (m²/s) である。式 (3.14) に示す T_R は Time Factor と呼ばれ、粘土層による有害物質の吸着の影響を示し、吸着能が高ければ T_R が小さくなる。式 (3.15) に示す P_L は Peclet number と呼ばれ、移流と拡散の寄与分担を示しており、拡散の寄与が大きいと P_L は小さくなる。

一方、第1帯水層内の地下水高さを H_a (m), 水平方向の平均流速を v_a (m/s) とすると、第1帯水層における単位奥行き当たりの水平方向流量 Q_a (m³/m・s) は以下の式で算出される。

$$Q_a = H_a \times v_a \quad (3.16)$$

よって、廃棄物処分場の埋立幅を W_w (m) とすると、図 3.27 に示すように地下水流れによる有害物質の希釈効果を考慮した第1帯水層における有害物質濃度 $c_a(t)$ (mg/m³) は式 (3.17) で与えられる。

$$c_a(t) = J(t) \times W_w \times \frac{1}{v_s \cdot W_w + Q_a} \quad (3.17)$$

以上の手法に基づいて推定した c_a を用いて、廃棄物の埋立処分、および跡地利用に伴う環境影響を評価した。ケーススタディでは廃棄物処分場内の保有水の水位 h_l , 沖積粘土層(遮水工)の層厚 L , 透水係数 k_c などをパラメトリックに変化させ、 c_a , T_{100} の値への影響について議論を行った。表 3.11 に各 Case の設定条件と使用したパラメータを示す。

結果とその考察

MSIFA の固化処理による環境影響の抑制効果を検証するために、MSWIFA-1 から溶出する Cd, および MSWIFA-2 から溶出する Pb の第1帯水層中の濃度 $c_a(t)$ の時間変化を無処理試料, および固化処理試料それぞれについて算出した (Case-1, Case-2)。

MSWIFA-1 の無処理試料, および固化処理試料から溶出する Cd を対象とした $c_a(t)$, T_{100} の算出結果を図 3.31 に示す。固化処理により Cd の溶出は効果的に抑制できることから、固化処理試料に

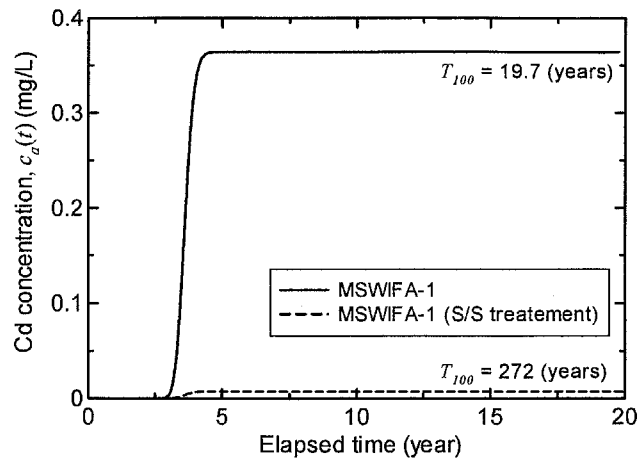


図 3.31 Mass flux に基づく環境影響評価の結果 - Case-1 -

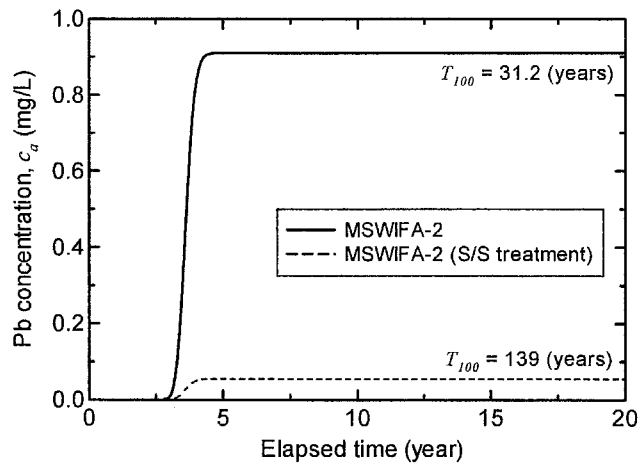


図 3.32 Mass flux に基づく環境影響評価の結果 - Case-2 -

対する $c_a(t)$ は地下水環境基準 (0.01 mg/l) を下回る値を示している。一方、無処理試料については、沖積粘土層による保有水浸透の抑制効果、および地下水流れによる希釈効果により c_a は c_0 (2.0 mg/l) と比較して低い値を示すものの、地下水環境基準と比較して大幅に高い値を示す結果となった。一方、 T_{100} については、無処理試料が 19.7 年であるのに対し、固化処理試料は 272 年となり、指標ではあるものの固化処理試料の方が長期間に渡って溶出が継続すると推測される。これは図 3.25 のカラム溶出試験結果に示されるように、無処理試料からは浸透流量が少ない段階で大部分の Cd が溶出し、固化処理試料からは継続的に微量の Cd が溶出する挙動を反映するものである。

MSWIFA-2 の無処理試料、および固化処理試料から溶出する Pb を対象とした算出結果を図 3.32 に示す。Case-1 と同様に、固化処理による Pb 溶出抑制効果により $c_a(t)$ は無処理試料と比較して低い値を示す。しかしながら、地下水環境基準値 (0.01 mg/l) と比較すると、固化処理を行った場合においても $c_a(t)$ は基準値よりも高い値を示している。このことは、固化処理を行うことにより MSWIFA からの Pb 溶出量は埋立処分基準を満たす水準にまで低減できた (3.5.1 参照) にも関わらず、本ケー

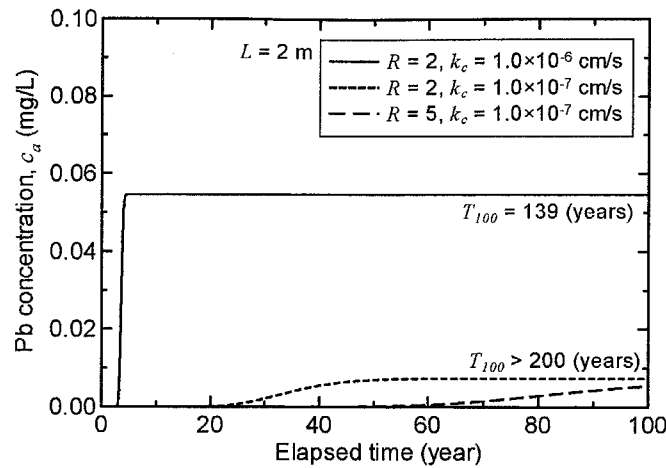


図 3.33 Mass flux に基づく環境影響評価の結果 - Case-3 -

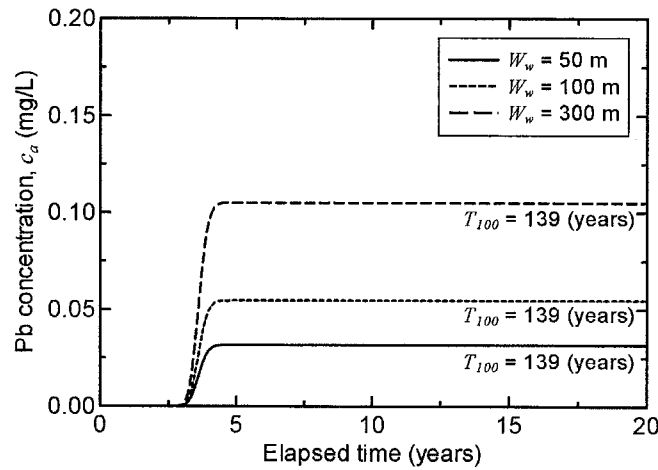


図 3.34 Mass flux に基づく環境影響評価の結果 - Case-4 -

スタディで想定した埋立処分方法では環境基準を超過する地下水汚染が発生する可能性を示唆するものである。したがって、環境影響を効率的に抑制できる処分方法を検討するために、遮水工の機能向上 (Case-3)、埋立処分面積の縮小 (Case-4)、保有水水位の低下 (Case-5) といった要因が $c_a(t)$ に与える影響について評価を行った。

MSWIFA-2 の固化処理試料から溶出する Pb を対象として、遮水工として機能している沖積粘土層の透水係数 k_c 、および遅延係数 R をそれぞれ、1) $k_c = 1.0 \times 10^{-6}$ cm/s, $R = 2$, 2) $k_c = 1.0 \times 10^{-7}$ cm/s, $R = 2$, 3) $k_c = 1.0 \times 10^{-7}$ cm/s, $R = 5$ と変化させた場合の $c_a(t)$, T_{100} の算出結果を図 3.33 に示す。 $k_c = 1.0 \times 10^{-7}$ cm/s の場合は $c_a(t)$ の値が大幅に低下し、Pb の地下水環境基準値である 0.01 mg/l よりも小さい値を示した。さらに、地下水中に有害物質が到達する時間についても、 $k_c = 1.0 \times 10^{-6}$ cm/s の場合は約 3 年であるが、 $k_c = 1.0 \times 10^{-7}$ cm/s の場合は R の値によってそれぞれ約 20 年 ($R = 2$)、約 50 年 ($R = 5$) となり、有害物質の漏出は大幅に抑制される。このことから、特に Pb のように粘性土に対する吸着が期待できる有害物質については、遮水工による有害

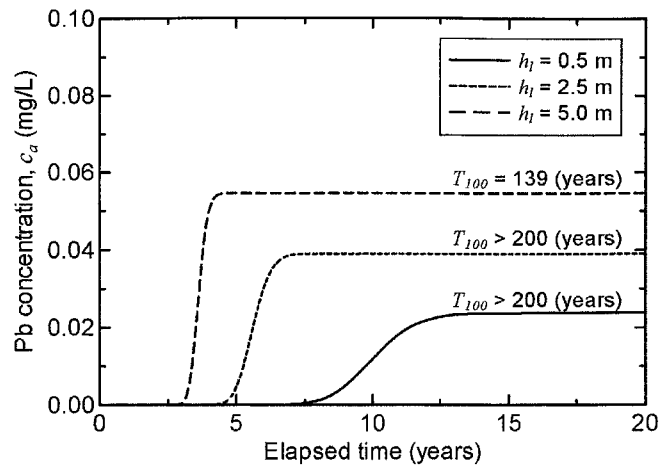


図 3.35 Mass flux に基づく環境影響評価の結果 - Case-5 -

物質の漏出抑制効果が非常に大きいと判断できる。

MSWIFA-2 の固化処理試料から溶出する Pb を対象として、埋立処分幅 W_w を 50 m, 100 m, 300 m と変化させた場合の $c_a(t)$ 、および T_{100} の算出結果を図 3.34 に示す。埋立処分面積を縮小することにより保有水の帯水層への流入総量が小さくなることから、 $c_a(t)$ も低下する傾向を示した。これは、埋立廃棄物の有害性が同等であっても埋立処分面積の大きさによって地下水に対する環境負荷が変化することを示しており、大規模な埋立処分場においては留意が必要であるといえる。

MSWIFA-2 の固化処理試料から溶出する Pb を対象として、処分場内部の保有水の水位 h_l を 0.5 m, 2.5 m, 5.0 m と変化させた場合の $c_a(t)$ 、および T_{100} の算出結果を図 3.35 に示す。保有水の水位低下に伴い粘土層を通過する浸透流速が小さくなるため、 $c_a(t)$ も低下する。よって、保有水の積極的な集水による水位低下を行うことにより、環境影響を効率的に低減することができるといえる。

以上の検討結果より、MSWIFA に対してセメント固化を実施し重金属の溶出量を低減させることは、埋立処分に伴う周辺環境への影響を効果的に抑制するための有効な手段であると判断できる。但し、場合によっては環境基準値を超過する地下水汚染の可能性が指摘されるが、遮水工の機能向上、埋立処分規模の縮小、保有水の水位低下によって環境影響を低減することが可能となることが示された。特に、遮水工の機能強化は他の手法と比較しても地下水中の有害物質濃度を大幅に低減させることが可能であることから、その有用性は非常に高いといえる。

3.6 溶出試験を用いた現場における溶出量評価手法の提案

廃棄物の地盤工学的有効利用における環境影響の評価にあたっては、各種溶出試験結果に対して工学的評価を行い、現場における溶出量を定量化することが求められる。

本節では、これまでに述べた廃棄物からの溶出挙動に関するケーススタディの手法と成果を、溶出試験結果に基づく現場での溶出量の評価という観点から検討することによって、現場における溶出量

の評価手法を提案するとともに、今後の課題を述べる。

先述したように、Kosson et al. (2002) は原位置での溶出挙動は廃棄物と浸透水の接触条件によって異なるとして、浸透卓越モード (Percolation-controlled) と質量輸送卓越モード (Mass transfer-controlled) という2つのモードを定義し、室内試験結果に基づく現場での溶出濃度の推定方法をそれぞれのモードに対して提案している。しかしながら、重金属の溶出による環境リスクを評価するためには、曝露媒体 (地下水) 中の化学物質濃度を推定する必要があることを考慮すると、溶出フラックスによる評価が適切であるといえる。現場における溶出フラックスの推定においては、従来の溶出試験の解釈において用いられてきた、 L/S で表した水の接触量と単位質量当たりの溶出量の関係だけではなく、時間的な要因にも着目する必要がある。そこで、溶出フラックスを評価する観点から以下のような溶出量の評価手法を提案する。

溶出モードの推定

廃棄物材料の利用条件と透水性、周辺地盤の透水性を考慮した浸透流解析を実施し、廃棄物材料からの溶出モードを明らかにする。溶出モードは Kosson et al. (2002) による評価を参照すると以下の通りに分類できる。

- 1) 質量輸送卓越モード：地盤への浸透量が多いが、廃棄物層の透水性が周辺地盤と比較して低い、もしくは廃棄物層を覆土等でカバーする場合には、廃棄物層に浸透する水量は非常に少なく、廃棄物層周辺に浸透流が発生する。このようなケースでは、拡散支配による溶出が卓越する。
- 2) 浸透卓越モード：廃棄物層の透水性が周辺地盤と比較して高い、もしくは同等の場合には、廃棄物中を水が浸透する。この場合には、廃棄物層中を通過した浸透水に化学物質が溶解することによる溶出が卓越する。
- 3) 非溶出モード：地盤内への浸透がない、もしくは非常に低い場合には廃棄物層に水が接触しないことから、廃棄物層からの化学物質の溶出を考慮する必要はない。

質量輸送卓越モード

質量輸送卓越モード (Mass transfer-controlled) においては、第2章に示したタンクリーチング試験結果によって求めることができる見かけの拡散係数 D^{obs} (L^2T^{-1}) を Fick の拡散則に適用し、溶出挙動を推定する方法が一般的である。したがって、時間的な要因は D^{obs} を適用することによって既に評価されているといえ、タンクリーチング試験を検討の対象とする固化体の D^{obs} を同定するための要素試験と位置付けることにより、溶出フラックスを推定できるといえる。ただし、重金属溶出量は pH 依存性が高いことから、現場における廃棄物-水系の pH を室内試験においても再現する必要がある。材料がセメント固化体のように pH に対する緩衝作用が高い材料については、室内試験と現場における pH に変化はほとんどないと推測されるが、pH に対する緩衝作用が低い材料については周辺地盤の化学特性等を考慮して、試験における pH を決定する必要がある。

浸透卓越モード

浸透卓越モード (Percolation-controlled) における溶出フラックスの推定手法としては、以下の2つが提案できる。

- 1) 浸透水中の重金属濃度は pH に依存すると仮定し、pH 依存性試験結果によって得られる pH と溶出量の関係から浸透水中の重金属濃度を求め、浸透水の流速を乗じることによって溶出フラックスを推定する。
- 2) 現場における浸透水量と溶出量の関係は、室内カラム試験における溶出量と浸透水量の関係に一致すると仮定し、浸透流速を乗じることによって溶出フラックスを推定する。

前者の方法は、廃棄物材料内の間隙において固液間で化学平衡が成立している状態 (化学平衡型) を仮定しており、廃物層厚の増加等によって浸透距離が長くなる場合や緩速で浸透水が流下する場合においても、浸透水中の化学物質濃度に変化はないと考えられる。一方、後者の方法を適用した場合、浸透距離によって化学物質濃度の推定値が変化すると考えられるが、これは廃棄物材料内の間隙において化学物質の溶解度が pH 等に制限されない場合、もしくは化学物質濃度が溶解速度に支配されている状態 (非化学平衡型) を仮定していることと等価である。これらの支配メカニズムの相違が廃棄物層中の流下距離と溶出濃度の関係へ与える影響の概念図を図 3.36 に示す。

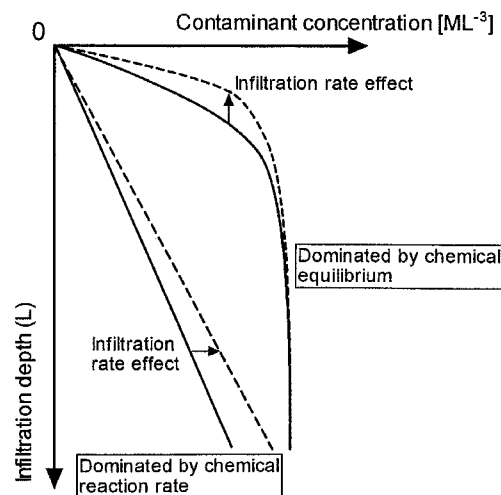


図 3.36 溶出支配メカニズムと化学濃度の概念

このことから、浸透卓越モードの溶出フラックスを推定するためには、溶出挙動が化学平衡型であるか、非化学平衡型であるかを推定する必要がある。支配メカニズムの判定を簡便な溶出試験で行うためには、第2章で述べたシリアルバッチ試験、もしくはカラム試験を拡張する手法が有効であると考えられる。提案する判定方法の概要を以下に示す。

- 1) シリアルバッチ試験ベースの判定手法

- 溶媒を連続的に交換する通常のシリアルバッチ試験とは異なり、試料として用いる廃棄物材料を連続的に交換するシリアルバッチ試験を実施する。
- バッチ試験の液固比、および振とう時間は利用条件下で想定される浸透流速を参考とする。すなわち、利用条件下で想定される時間当たりに接触する溶媒量に基づいて液固比と振とう時間を判断する。
- 溶液中の化学物質濃度の変化に着目し、試料の交換と共に比例的に増加する場合は非化学平衡型、化学物質濃度がほぼ収束する場合は化学平衡型であるとそれぞれ判断できる。

2) カラム試験ベースの判定手法

- 実際の利用条件下における浸透流路長、および浸透流速を浸透流解析等によって推定する。
- 利用条件下で推定された流速でカラム溶出試験を実施する。カラム長さは、実際の利用条件下と同等、もしくは任意長さのカラムを連続的に設置して総延長を利用条件下と同等にする。
- 流下距離と溶液中の化学物質の関係をモニタリング結果に基づいて同定し、流下距離の増加に伴い化学物質濃度が比例的に増加する場合は非化学平衡型であると考えられ、化学物質濃度が一定値から増加しない場合は化学平衡型であると判断できる。

今後の課題としては、本提案手法を用いた試験データを蓄積することによって廃棄物の材料、および化学物質毎に溶出のメカニズムを体系的に整理し、簡便な環境影響の推定方法の確立を図ることが挙げられる。

3.7 本章のまとめ

本章では、重金属を含有する固体系廃棄物（一般廃棄物焼却飛灰、下水汚泥焼却灰）に対して固化処理を実施し、各種溶出試験方法を用いて、その溶出特性を詳細に評価した。次に、廃棄物の固化処理材料を埋め戻し材として地盤工学的に有効利用する場合、および埋め立てた後に跡地利用する場合をそれぞれ想定し、溶出試験結果と簡便な数学モデルを用いた重金属溶出フラックスの推定方法、ならびに環境影響の評価手法を提案した。さらに、緩衝層の設置や埋立処分の適正管理による環境影響の低減効果を定量的に評価することにより、廃棄物の地盤工学的有効利用における各種溶出試験に基いた環境安全性の評価の考え方を示した。得られた成果を以下に示す。

- 1) 鉛直一次元カラムを用いたカラム試験装置を用いて、自硬性を有する下水汚泥焼却灰層の溶出挙動を評価したところ、pH=12前後の高アルカリ分と微量の鉛、クロムの溶出が確認された。特に、クロム（全クロム）については、カラム試験における累積流量が液固比で60に達した時点で、急激に溶出濃度が増加するという特異な溶出挙動を示した。最終的なクロムの累積溶出

量は、最大溶出可能量を求める試験として位置付けられているアベイラビリティ試験による溶出量の約2倍となった。

- 2) 下水汚泥焼却灰層から溶出する化学物質の地盤（まさ土）による緩衝作用をカラム試験結果に基づいて評価した。その結果、鉛に対しては溶出した全量、およびアルカリに対しては 5×10^{-5} mol/g という高い緩衝能を示した。また、クロムについても、4.5 mg/kg と比較的低いものの一定の緩衝能を示した。
- 3) 下水汚泥焼却灰を埋め戻し材として有効利用したケースを想定し、溶出試験結果および地盤による化学物質の緩衝能を考慮して、有効利用に伴う環境影響についてのパラメトリックスタディを実施した。その結果、数10cm程度の緩衝層を設けることにより、廃棄物層から溶出した化学物質の拡散を数10年に渡って抑制することが可能であり、環境影響の制御には有効な手法であることを明らかにした。
- 4) 一般廃棄物焼却飛灰からの鉛、カドミウム、亜鉛等の重金属の溶出量は、溶液のpHに対して強い依存性を示す。さらに、カラム試験装置を用いた溶出試験においても、試験開始直後に高濃度で溶出する重金属の溶出濃度は流出水のpHによって支配される。また、その溶出量はpH依存性試験における当該pHに対する溶出量と同等であった。
- 5) 流動床石炭灰を固化助材として用いたセメント固化により、一般廃棄物焼却飛灰からの重金属の溶出量を埋立処分基準以下に低減することが可能である。但し、セメント固化に伴うアルカリの溶出によって、両性金属である鉛の再溶出が確認された。このことから、セメント固化の配合設計においてはpHの制御が不可欠であり、本実験で用いた焼却飛灰の固化処理においてはpHを12以下に維持する必要がある。
- 6) 一般廃棄物焼却飛灰埋立地盤の跡地利用を想定した環境影響評価を実施するにあたって、Mass Fluxに基づく環境影響評価の有用性を示した。さらに、溶出モード毎に溶出試験結果に基づく溶出フラックスの算定の考え方を明らかにした。
- 7) 溶出フラックスの算定結果に基づき、一般廃棄物焼却灰の地盤工学的利用に伴う環境影響を帯水層中の化学物質濃度の観点から評価を行った。その結果に基づいて、セメント固化を実施し重金属の溶出量を低減させることが、埋立処分に伴う周辺環境への影響を効果的に抑制するのに有効であることを定量的に明らかにした。
- 8) 環境基準値を超過する地下水汚染の可能性が指摘される場合にも、遮水工の機能向上、埋立処分規模の縮小、保有水の水位低下によって環境影響を低減することが可能となる。特に、遮水工の機能強化は他の手法と比較しても地下水中の有害物質濃度を大幅に低減させることが可能であることから、その有用性は非常に高いといえる。

- 9) 今後の課題としては、リサイクル材料として想定される各種廃棄物を対象とした溶出試験データを蓄積することにより、廃棄物の種類、化学物質毎の溶出パターンを体系的に整理する必要がある。さらに、提案した溶出フラックスの算定手法の妥当性の検証を進め、簡便な環境影響評価手法の確立を図る必要がある。

第 4 章

廃棄物処分における遮水工の性能評価と環境リスクの低減

4.1 概説

近年、廃棄物の最終処分量はリサイクルへの取り組み、および中間処理技術の発達により減少する傾向がみられるが、有害性が比較的高い廃棄物や、無害化にコストを要する廃棄物、および汚染土壌・底泥等は最終処分せざるを得ない。しかしながら、廃棄物処分場の建設に際して環境影響評価が義務付けられる等の規制が強化されたこと、周辺住民との合意形成の問題等の影響を受け、新規の廃棄物処分場の建設件数が大幅に減少しており、廃棄物処分場の確保は依然として急務の課題となっている。最終処分される廃棄物の化学特性に着目すると、近年は一般廃棄物の 80%弱が焼却処分されていることから焼却灰中に有害な重金属や塩分の濃縮が生じており、燃焼温度によっては有意なレベルでダイオキシンを含有しているものもある。したがって、周辺環境の汚染を防ぐため、より安全性の高い処分場構造と管理スキームの確立が求められる。特に地盤工学的見地からは、廃棄物処分場の構造の照査が必須であり、適正な性能を有する遮水工の設置が極めて重要である。現在、新設の廃棄物処分場においては 1998 年 6 月に「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わる技術上の基準を定める命令」（以下、改正命令という）において明示された構造基準に則って遮水工が整備されている。しかしながら、諸外国で採用されている遮水工構造と比較して浸出水のトラベルタイムが短いこと、遮水シートに依存する構造のため、シートの損傷や施工不良に起因する局所的な流出や有機化学物質の拡散による移動への対応が困難であることが指摘されている（嘉門 1999, 嘉門・乾 2002）。

廃棄物処分に伴う環境リスクをゼロにすることは不可能ではあるが、廃棄物処分場の建設・供用にあたっては適正にリスクを管理・軽減することが重要となる。リスク低減・管理のアプローチとしては、① 受入廃棄物の管理による有害廃棄物の規制、② 有害物質を環境へ漏出させないための適正な遮水工の整備、③ 有害物質が漏出した際の検知システムや迅速な対策の実施が挙げられる。環境リスクの発生確率を低減させる観点から、①、および②に重点を置くことが基本的に重要であるが、地

盤工学的な観点からは、適正な遮水工の整備を行い、周辺環境への有害物質の流出速度・濃度を低減させることが環境リスクの低減、地盤環境の汚染を防止する上で有効である。したがって、処分場周辺の水分、および有害物質の挙動を二次元・三次元問題としての移流・拡散・吸着解析の実施を通して検証し、長期に渡って安定した性能を担保しうる遮水工構造を提案していく必要がある。

そこで本章では、長期に渡って安定した遮水性能を発揮する適正な管理型廃棄物処分場の遮水工構造を明示することを目的として、移流・分散浸透流解析を用いて浸出水、および浸出水中の水溶性汚染物質の挙動を解析的に予測し、遮水工の遮水性能の照査と遮水性能に影響を及ぼす設計要因の分析を実施した。特にここでは、管理型海面埋立処分場における遮水シートと重力式ケーソンを用いた廃棄物埋立護岸を対象として、供用期間中に実際に相当の確率で発生しうると予測される遮水シートの損傷やケーソン目地遮水工の機能低下等によって局所的な流出が生じた場合にも、護岸全体として遮蔽機能を発揮する構造形式、および設計条件について検討、提案を行った。

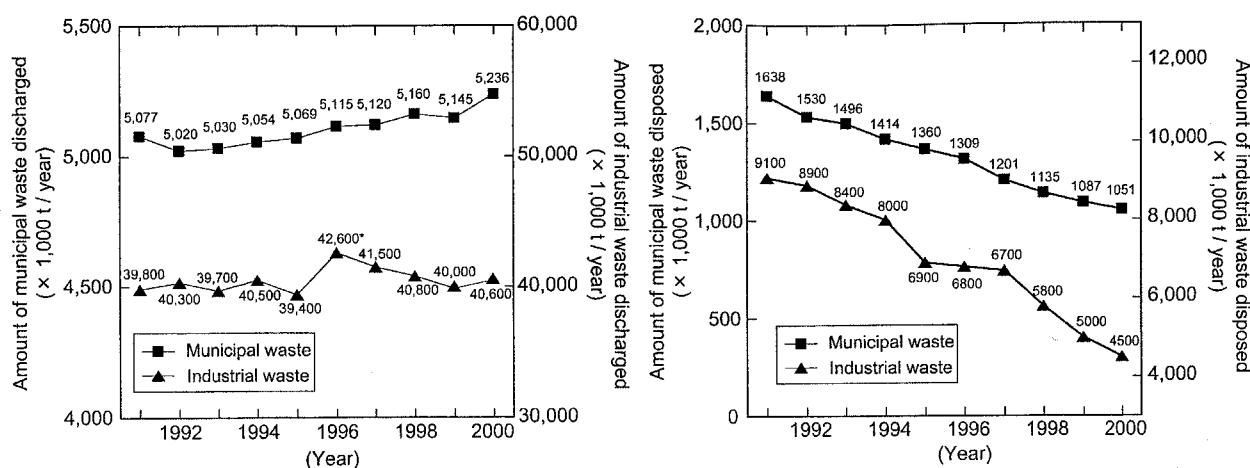
廃棄物最終処分場は山間谷部に建設されることが従来は多かったが、近年では水源や地下水汚染のリスクが比較的少なく、大規模な処分容量を確保できる海面埋立処分場の建設が大都市近郊で進められている。今後も引き続き海面処分場の需要は増すと予想されることから、海面処分場の環境上の安全性・適合性を確保することが重要な課題となっている。海面処分場の遮水工構造は、一般的に海底粘土地盤を底部遮水工として利用し、鉛直遮水工として重力式ケーソン護岸や鋼矢板・鋼管矢板式護岸などが設置される。しかし、これらの護岸を構成する遮水シートやケーソン、鋼矢板を長期に渡って供用した場合、シートの損傷やケーソン・矢板の継ぎ手部の破損が生じ、局所的な有害物質の漏出が生じることが予想される。しかしながら、このような局所的な流出がどの程度の期間、頻度で生じるかは自然条件や施工条件により不確定であり、一意的に評価することはできない。そのため廃棄物埋立護岸の設計に際しては、このような損傷部等からの局所的な有害物質の流出をリスクとして定量的に評価し、流出が生じた場合にも、護岸全体として遮蔽機能を発揮する構造形式を検討することが重要であるといえる。

4.2 廃棄物の埋立処分の現況

4.2.1 廃棄物の埋立処分量の推移

一般廃棄物・産業廃棄物の排出量、および最終処分量の推移を図4.1に示す（環境省2003）。近年、廃棄物の再資源化の取り組みや芳しくない景気動向といった社会的背景にも関わらず、廃棄物の排出量は一般廃棄物については漸増、産業廃棄物については横這いの傾向を示している。しかしながら、焼却処分の普及による廃棄物の減量化促進、ならびに資源循環型社会形成推進法および関連リサイクル法の成立に伴うリサイクルや中間処理への取り組みにより、最終処分量自体は毎年減少している。

一方、1999年からの環境影響評価法の施行に伴い、廃棄物処分場の建設にあたっては生活環境影響評価の実施が義務付けられるようになった。そのため、近年の新規廃棄物処分場の建設件数は激減



*A different statistical method has been applied since 1996.

図 4.1 一般廃棄物・産業廃棄物の排出量(左) および最終処分量(右)の推移(環境省 2003)

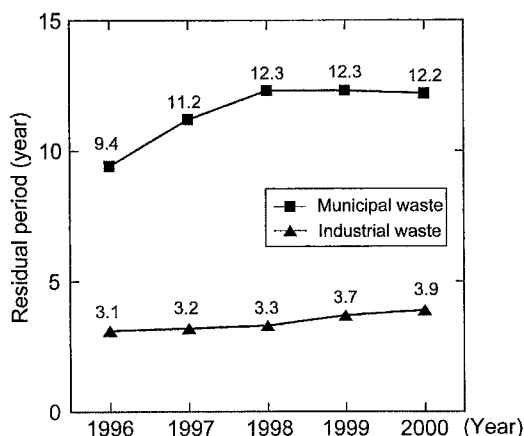


図 4.2 一般廃棄物, および産業廃棄物処分場の残余年数の推移(環境省 2003)

表 4.1 産業廃棄物最終処分場の残余年数(2001年4月1日現在)(環境省 2003)

Area ¹⁾	Disposal amount ²⁾ (x10,000 t/year)	Residual capacity (x10,000 m ³)	Residual period ³⁾ (year)
Metropolitan area	1,301 (1,495) ⁴⁾	1,517 (1,727)	1.2 (1.2)
Kinki area	635 (680)	1,224 (1,405)	1.9 (2.1)
Japan	4,500 (5,000)	17,609 (18,394)	3.9 (3.7)

1) Metropolitan area: Ibaragi, Tochigi, Gunma, Saitama, Chiba, Tokyo, Kanagawa, and Yamanashi prefecture
Kinki area: Mie, Shiga, Kyoto, Osaka, Hyogo, Nara and Wakayama prefecture

2) Estimated from the total disposal amount in Japan (45 million t) and the discharge share of Metropolitan area (28.9%) or Kinki area (14.1%)

3) Residual period=Residual capacity/Disposal amount (Assumption: 1 t = 1 m³)

4) () : Data at Year 2000

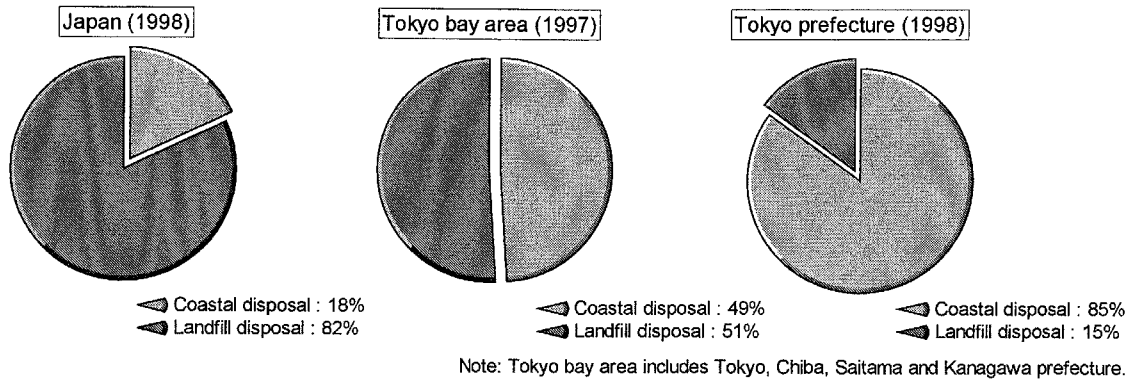


図 4.3 一般廃棄物の海面埋立処分量のシェア (港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所 2000)

表 4.2 産業廃棄物最終処分場の残存容量 (2001年4月1日現在)

Type of waste disposal site		Residual capacity [unit : m ³]	
Strictly-controlled waste disposal site		27,828	(33,726)
Least-controlled waste disposal site	Total	80,881,005	(82,047,893)
	Coastal disposal	32,316,415	(34,640,071)
Controlled waste disposal site	Total	95,180,068	(101,855,651)
	Coastal disposal	32,316,415	(34,640,071)
Total		176,088,901	(183,937,270)

1) () : Data on April 1st, 2000.

している。その結果、最終処分量が減少しているにもかかわらず、最終処分場の残余年数は図 4.2 に示すように横這いの状態である (環境省 2003)。特に、廃棄物排出量の多い都市部においては残余容量が逼迫しており、表 4.1 に示すように首都圏、近畿圏共に産業廃棄物処分場の残余年数は全国平均を大きく下回っている (環境省 2003)。これらのことから、特に都市部においては廃棄物処分場の確保は急務の課題となっている。近年は一般廃棄物の 80%弱が焼却処分されており、焼却残渣中に有害な重金属の濃縮が生じ、焼却温度によってはダイオキシンの合成を招くことが知られている。したがって、処分場の建設にあたっての住民合意が非常に得られにくい状況になっており、処分場の立地場所選定が困難となっている。

このような状況を受け、従来は水源地帯である山間谷地部に廃棄物処分場を建設する事例が多かったが、水源地の保全を図り、処分場からの廃棄物の飛散や浸出水による周辺住民や環境へのリスクを低減する観点から、200~500 ha という大規模な海面埋立処分場が都市近郊を中心に建設されるようになってきている。図 4.3 に 1998 年における一般廃棄物の陸上処分と海面処分の比率を示す (港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所 2000)。東京都においては、最終処分量の 85%が海面埋立処分されるなど、都市部においては海面処分への依存度が非常に高い。表 4.2 に産業廃棄物処分場の様々な区分とその残余容量を示す。本章で検討の対象とする管理型処分場については、残余容量の約 1/3 を海面埋立処分場に依存しており、将来的には一層海面埋立処分の比率が高くなると予想される。

4.2.2 管理型海面埋立処分場の概要と法規制

廃棄物処分場は処分される廃棄物の種類や有害性に応じて構造形式・管理方式が異なり、廃棄物処理法によって [1] 安定型処分場、[2] 管理型処分場、[3] 遮断型処分場に分類されている。本章で検討の対象としたのは、管理型海面埋立処分場である。管理型海面処分場は、海防法により定められている「埋立場所等に排出しようとする金属等を含む廃棄物に係る判定基準（基準値は第1章で既出）」を満たす廃棄物のうち安定型廃棄物以外のもの、指定水底土砂*、および特定水底土砂†を対象としている。しかしながら、上記の判定基準は溶出量を規制するものであるため、埋立廃棄物の中には有害物質の含有量が高いものも存在する。そのため、仮に含有される有害物質が溶出した場合にも、処分場外への流出・周辺環境への影響を防ぐことを目的として、遮水工および保有水等処理施設の設置が義務付けられている。

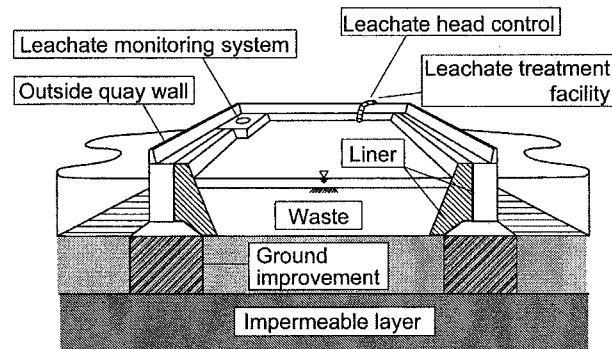


図 4.4 管理型海面埋立処分場の構造概要

管理型海面処分場の構造概要を図 4.4 に示す。管理型海面埋立処分場の構造要件としては、1998 年に示された「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わる技術上の基準を定める命令」に明記された以下の管理型廃棄物処分場の構造規定に準ずる必要がある。

- 不透水性地層（厚さ 5 m 以上、透水係数が 1×10^{-5} cm/s 以下の地層、もしくはルジオン値 1 以下の岩盤又はこれと同等以上の遮水の効力を有する地層）が存在すること。
- 上記の要件を満たさない場合は、1) 厚さ 50 cm 以上、透水係数が 1×10^{-6} cm/s 以下である粘土等の層に遮水シートが敷設されていること、2) 厚さ 5 cm 以上、透水係数が 1×10^{-7} cm/s 以下であるアスファルト・コンクリートの層に遮水シートが敷設されていること、3) 不織布その他の物の表面に二重の遮水シート（二重の遮水シートの間に車両の走行等の衝撃により双方のシートが同時に損傷することを防止できる不織布その他の物が設けられているものに限る。）が敷設されていること、のいずれかを満たすこと。

海面処分場においては、一般的に自然堆積海底粘土地盤が底面遮水工としてとして機能するが、こ

*環境庁長官が指定する水域から除去された水底土砂のうち、熱しやく減量 20%以上の状態であるもの。

†銅、亜鉛、ふっ化物、ベリリウム、クロム、ニッケル、またはバナジウムを含む水底土砂。

のように不透水性地層を有する場合にも鉛直遮水工の設置が必要となるため、護岸機能と遮水機能を併せ持つ廃棄物埋立護岸が建設される。海面処分場においては、処分場内水位が高い場合が多く、有害物質の流出を防ぐ観点において鉛直遮水工となる護岸は重要構造物である。また、場内水位が高いことは力学安定性を損なう要因でもあり留意が必要となる。護岸の形式としては[1]重力式ケーソン護岸、[2]鋼矢板式護岸、[3]傾斜式護岸、[4]セル式護岸などが挙げられる。このうち、[1]~[3]の護岸遮水工断面図例を図4.5に示す。本研究で対象とした重力式ケーソン護岸では、ケーソン目地部や遮水シートの施工不良や損傷による局所的な有害物質の流出、処分場内外の水位差による護岸の変形、基盤層の沈下に対する変形追従性、遮水性護岸とすることによる作用外力と構造安定性への影響といった項目を十分に検討し、遮水工の機能を維持することが求められる。最近では、「管理型廃棄物埋立護岸 設計・施工・管理マニュアル（港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所 2000）」、「廃棄物海面処分場の施工要領（日本埋立浚渫協会 2001）」が発刊され、遮水性護岸の設計・施工・維持管理の指針が示されている。

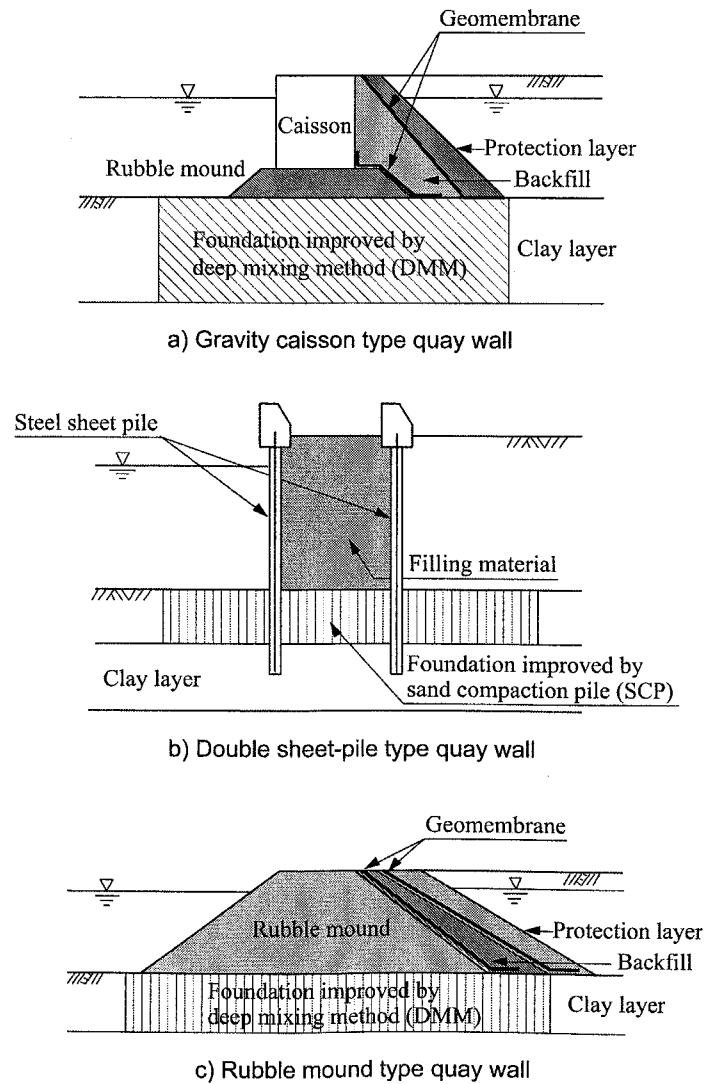


図 4.5 廃棄物埋立護岸の遮水工断面構造

一方、廃棄物埋立開始後の処分場からの有害物質の流出に係る法規制としては、改正命令において示された「海面処分場周辺の海域の水質検査基準」がある。改正命令では、処分場内外の水位変動や処分場周辺海域の水質をモニタリングすることが義務づけられており、本基準を超過する汚染が生じた場合は原因の調査、必要な措置を早急にとることが求められている。さらに、処分場周辺底質に対する基準値としては、「土壌に係る環境基準（環境庁告示第46号）」、放流水に関する基準として、排水基準と同等の「余水吐きから流出する海水の水質についての基準を定める総理府令」がそれぞれ適用される。

4.3 解析手法

4.3.1 解析の基礎理論

水溶性汚染物質の移動特性を数値解析によって評価する場合、一般的に飽和不飽和浸透方程式と移流分散方程式が支配方程式として用いられる。このうち、移流分散方程式は水溶性物質の流れ方向および直角方向への分散を表す分散項、流れによる輸送を表す移流項、地盤への吸着・脱着による移動の遅れを表す遅延項の3項から構成される。移流、分散、吸着等による物質輸送への効果の概念図を図4.6に示す。

本研究の解析においては、西垣ら（1995）による移流分散に基づく地下水中の溶質移動に関する既存の有限要素コード「DTransu-2D-EL」を使用した。本解析手法は、密度依存を考慮した飽和・不飽和2次元移流分散問題に適用可能な数値解析手法である。移流分散の数値解析では、前述した移流項と分散項という二つの性質の異なる項を含むため、解析手法によっては解析解の振動や数値分散が起こる。このため、解析モデルの特性に適した解析手法を用いることが必要となる。解析手法には差分法、有限要素法、特性曲線法などがあるが、例えば、差分法・有限要素法（オイラー法）は分散卓越問題には有効だが、移流卓越問題には難がある。一方、特性曲線法（ラグランジュ法）は移流卓越問題には有効であるが、分散卓越問題には適用が難しい。そのため、本手法では、Neuman（1981）のEL法（Eulerian-Lagrangian Numerical Method）により離散化し、分散と移流の両問題に対して安定して解を得ることができるように配慮されている。数値計算のフローは以下の通りである。

- 1) 濃度を既知として飽和・不飽和浸透流解析を行い、要素における体積含水率、ダルシー流速を計算し、節点の実流速を求める。
- 2) 流れ場を既知としてEL法による移流分散解析を行い、濃度分布を求める。
- 3) 得られた濃度分布を既知条件として浸透流解析に戻って反復計算を行い、各時間ステップにおける収束解を得る。

本解析コードで用いられている質量保存則とダルシーの方程式に基づく密度依存を考慮した飽和・

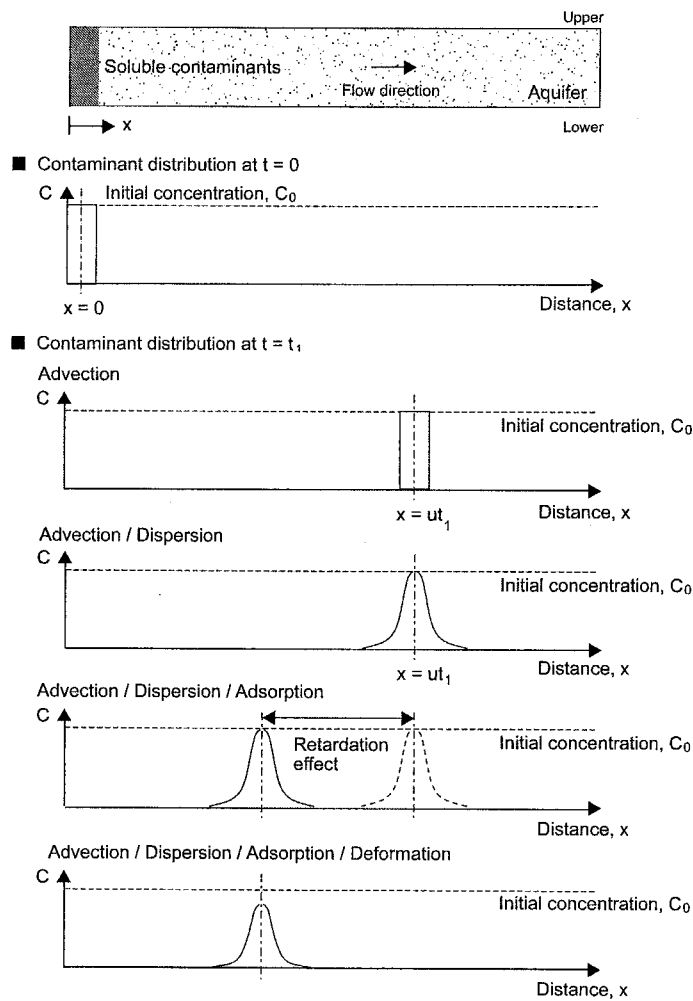


図 4.6 地盤中の物質輸送に及ぼす移流，分散，吸着，化学的分解による影響の概念図

不飽和浸透流に関する基礎方程式は以下の式 (4.1) で示される (Pickens et al. 1979)。

$$\rho_f \theta \gamma \frac{\partial c}{\partial t} + \rho \{ \beta S_s + C_s(\theta) \} \frac{\partial \varphi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ \rho K_{ij}^s K_r(\theta) \frac{\partial \varphi}{\partial x_j} + \rho K_{i3}^s(\theta) \rho_r \right\} \quad (4.1)$$

ここで、 ρ_f : 溶媒の密度、 θ : 体積含水率、 γ : 溶質の密度比、 c : 溶質濃度 ($0 \leq c \leq 1$, 飽和濃度を 1 として正規化)、 t : 時間、 ρ : 流体の密度、 $\beta = 1$: 飽和領域、 $\beta = 0$: 不飽和領域、 S_s : 比貯留係数、 $C_s(\theta)$: 比水分容量、 φ : 圧力水頭、 K_{ij}^s : 飽和透水テンソル、 $K_r(\theta)$: 比透水係数、 ρ_r : 溶媒の密度に対する流体の密度比である。

また、式 (4.1) での流体の密度 ρ は式 (4.2) で濃度と関連付けられる。

$$\rho = \rho_f (1 + \gamma c) \quad (4.2)$$

一方、移流分散に関する基礎方程式は以下の式 (4.3) が用いられている (西垣ら 1995)。

$$R\theta\rho \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta\rho D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta\rho v_i c) - \theta\rho\lambda R c - Q_c \quad (4.3)$$

ここで、 R ：遅延係数、 D_{ij} ：分散テンソル、 v_i ：実流速、 λ ：減衰定数、 Q_c ：湧出・吸込項を表している。また、分散テンソル D_{ij} は式 (4.4) で表される。

$$D_{ij} = \alpha_T \|V\| \delta_{ij} + (\alpha_T + \alpha_L) \frac{V_i V_j}{\|V\|} + \alpha_m \tau \delta_{ij} \quad (4.4)$$

ここで、 α_T ：横分散長、 $\|V\|$ ：実流速のノルム、 δ_{ij} ：クロネッカのデルタ、 α_L ：縦分散長、 V_i ：実流速ベクトル、 α_m ：分子拡散係数、 τ ：屈曲率である。

4.3.2 解析断面

本検討で対象としたのは図 4.5 a) に示した鉛直遮水工として遮水シートおよびケーソン、底面遮水工として海底粘土地盤を有する重力式ケーソン護岸である。ケーソン下部の基盤は沈下による遮水工の損傷を防ぐため、深層混合処理により改良されているとした。解析断面を図 4.7 に示す。

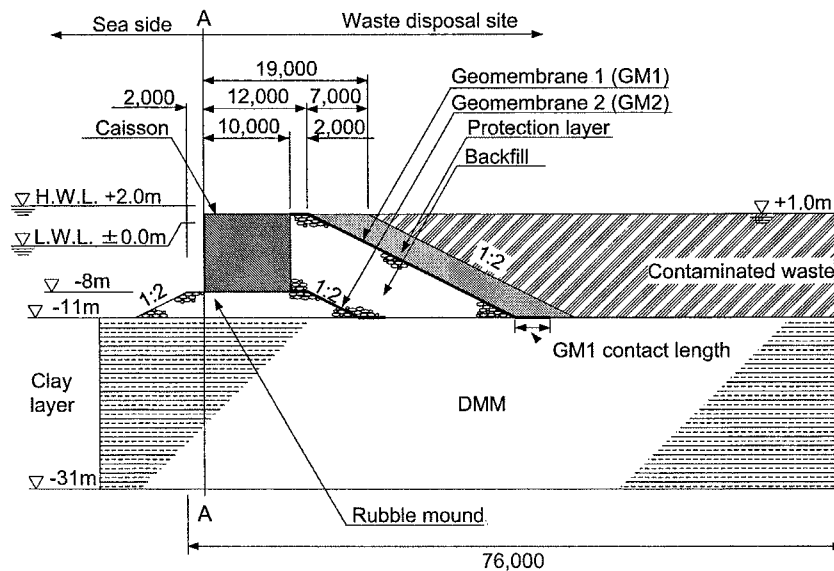


図 4.7 解析断面

解析は以下の仮定に基づいて実施した。

- 1) 解析対象領域はすべて飽和されており、浸透流はすべて定常条件とする。
- 2) 処分場内と処分場外の水位差については、国内の既存海面処分場の管理水位を参考として、廃棄物層内上端を全水頭 1 m、外海の全水頭を 0 m で固定した。
- 3) 本解析では、護岸の有害物質遮蔽性能を比較する観点で行ったことから、汚染物質の種類は特に特定せず、廃棄物層内に溶解性汚染物質が一様に存在すると仮定し、濃度固定条件で無次元量 100 を与えた。

表 4.3 解析に使用した材料パラメータ

Parameters	Hydraulic conductivity	Effective porosity	Retardation factor
	k (cm/s)	n_e (-)	R (-)
Rubble mound	1.0×10^{-1}	0.3	1
Caisson	Variable	0.1	1
Stabilized soil by DMM	1.0×10^{-5}	0.6	2
Protection layer	1.0×10^{-3}	0.4	1
Backfill	Variable	Variable	1
Geomembrane 1	Variable	0.1	1
Geomembrane 2	Variable	0.1	1

解析に用いた護岸を構成する各材料のパラメータを表 4.3 に示す。式 (4.3) における遅延係数 R は深層混合処理による改良基盤層においてのみ吸着が生じるとして $R = 2$ を与えた。分子拡散係数 D_m はすべての材料について $D_m = 1.0 \times 10^{-5}$ cm²/s とした。また、分散長についてもすべての材料に対して縦分散長 $\alpha_L = 10$ cm、横分散長 $\alpha_T = 1$ cm を与え、縦横分散比 $\alpha_T/\alpha_L = 1/10$ とした。

護岸の遮蔽性能を検討するにあたっては、ケーソン護岸より外海側 (図 4.7 中の A-A 断面) に流出する有害物質の最大濃度、および単位時間あたりに流出する全質量 (Total mass flux: TMF) を用いて評価を行った。濃度による評価は、排水基準を参考にすることができ、処分場の遮水性能の適正評価を行うことができる。しかし、濃度による評価は必ずしも環境影響を適切に考慮しているとはいえない。すなわち、同じ濃度による流出であっても流速が大きい場合、さらに流出する断面積が大きい場合には、環境影響が大きくなる。このため、護岸から単位時間に流出する汚染物質の TMF も併せて評価した。A-A 断面を通過する単位奥行き当たりの TMF: J_{A-A} (cm³/day) の算出式は式 (4.5) の通りである。

$$J_{A-A} = \sum_i (c_i v_i \Delta L_i) / 100 \quad (4.5)$$

ここで、 c_i : A-A 面の i 番目の要素の平均濃度、 v_i : A-A 面の i 番目の要素における平均ダルシー流速 (cm/day)、 ΔL_i : A-A 面の i 番目の要素の鉛直方向の長さ (cm) である。なお、濃度を廃棄物層で無次元量 100 を置いているため、全体を 100 で除している。なお、 J_{A-A} と廃棄物層内の有害物質濃度 (mg/cm³) との積により 1 日に処分場外へ流出する有害物質質量 (mg/day) が求めることができる。Mass flux とは一般に、単位面積・単位時間当たりの流出質量であるが、本研究では A-A 断面全体からの流出質量を評価する意味で TMF と定義した。

4.3.3 解析条件

解析ケース、およびそれぞれのケースにおける解析条件を表 4.4 に示す。対象とした重力式ケーソン護岸の有害物質遮水性能を議論するにあたり、特に下記の項目が遮水性能に与える影響について定量的に評価を行い、合理的で健全性の高い護岸構造の選定を試みた。

表 4.4 解析ケース

Case	GM defect frequency	Backfill material (Hydraulic conductivity)	Caisson joint seal	GM1 contact length (m)	Hydraulic conductivity of GM2 (cm/s)*
DF-1	200 defects/ha	Sand (10^{-3} cm/s)	Yes	5	1.0×10^{-9}
DF-2	2.5 defects/ha				1.3×10^{-11}
BM-1	200 defects/ha	Gravel (10^{-1} cm/s)	Yes	5	1.0×10^{-9}
BM-2		Sand (10^{-3} cm/s)			
BM-3		Stabilized soil (10^{-4} cm/s)			
BM-4		Stabilized soil (10^{-5} cm/s)			
CJ-1	200 defects/ha	Stabilized soil (10^{-4} cm/s)	No	5	1.0×10^{-9}
CJ-2-6			Yes		$1.0 \times 10^{-7} \sim 10^{-11}$
CL-1-4	200 defects/ha	Stabilized soil (10^{-4} cm/s)	No	7.5, 10, 16, 22	1.0×10^{-9}
GS1-1	No defect	Gravel (10^{-1} cm/s)	No	5	-
GS1-2		Sand (10^{-3} cm/s)			
GS2-1-4	No defect	Gravel (10^{-1} cm/s)	No	7, 10, 15, 20	-

*: Equivalent hydraulic conductivity discussed in Section 4.4

- 1) 遮水シートの損傷部もしくはシート継ぎ目の施工不良箇所からの浸出水および汚染物質の漏出。
- 2) 遮水シートとケーソン間に設置する裏込め材料の透水性。
- 3) 水圧による負荷、波によるケーソンの揺動に起因するケーソン護岸目地部遮水工の破損。
- 4) 図 4.7 において GM1 contact length として定義した遮水シートと基盤層との接地長さ。
- 5) 新たに開発された 2 層の遮水シート間を高分子系の充填材で満たしたジオシンセティック材による遮水性能への寄与

1) については、4.4 で後述する遮水シート損傷部からの漏水を考慮した換算透水係数の概念を用いて、遮水シートの材料パラメータを決定し、損傷部からの漏水を評価した。解析においては DF シリーズとして、損傷頻度が比較的高い 200 箇所/ha、および損傷頻度が低い 2.5 箇所/ha の 2 ケースを実施し、遮水シートの損傷による遮水性能への影響を評価した。

2) については、BM シリーズとして裏込め材料に礫、砂、事前混合安定処理土をそれぞれ使用した場合を想定して、材料の透水性による遮水性能への影響を検討した。

3) については、ケーソン間の隙間（目地）には充填材による目地遮水工が設置されるが、波浪や水圧の作用によりケーソンが移動し、目地遮水工に損傷をきたす可能性が考えられる。解析においては目地遮水工の破損による遮水性能への影響、ならびに目地遮水工を設置した場合における捨石マウンド部遮水シートに求められる遮水性を CJ シリーズにおいて検討した。

4) については、ケーソン式遮水護岸における遮水シートは低透水性の基盤層と 5 m 以上を目安として密着していることが望ましいとされている（財団法人港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所 2000）。これは、前述した通り改正命令で示された「層厚 5 m 以上の層で、かつその透水係

数が 10^{-5} cm/s 以下」という廃棄物処分場の遮水工の要求性能の考え方に基づいている。つまり、図 4.7 において遮水シート (GM1) が十分な遮水性を保持していると仮定すると、水平方向への水の流れは遮水シート下の基盤層を主に通過する。この際、接地長を 5 m 以上とすれば、水平方向にも基盤層 5 m 以上に相当する遮水性は確保できる。解析においては、CL シリーズとして設置長を 5 m~22 m に変化させ、遮水性能への寄与を検討した。

5) については、図 4.7 に示した GM1 の材料として、新たに開発された遮水性の高いジオシンセティック材料 (嘉門ら 2002) を適用した場合の遮水性能への寄与を評価した。このジオシンセティック材料は二重シート間に低透水性で充填性の良い高分子材料を注入した三重の構造を有するものであり、注入高分子の仕様として厚さが 3 cm、 10^{-12} cm/s 以下の透水係数が確保されている。したがって、シートが損傷を受けた場合にも有意な漏水は発生せず、遮水性のきわめて高い材料であると判断できる。解析においては、GS シリーズとして本材料の設置効果と裏込め材の影響 (GS1 シリーズ)、接地長の影響 (GS2 シリーズ) について検討した。

4.4 遮水シートの損傷による漏水の評価

4.4.1 遮水シートの損傷部からの漏水に関する既存の研究

処分場の遮水工として用いられる遮水シートは、(1) 継ぎ目部の施工不良、(2) 周辺構造物との境界の接合不良、(3) 重機走行による過大応力の作用、(4) 基盤および保護層の石や突起物による損傷、(5) 繰り返し荷重および継続的な荷重の作用による疲労破壊、といった要因により損傷を受ける。遮水シートの損傷頻度については、1980 年代に実施された数カ所の処分場における現地調査の結果では、継ぎ目の施工品質検査を行っていない場合は継ぎ目 10 m に対して 1 カ所、品質検査を行った場合には継ぎ目 300m に対して 1 カ所 (1~2 個/ha) の割合で施工不良が発見されている (Giroud and Bonaparte 1989)。また、1990 年に行われた HDPE シートの施工品質調査結果においては、作業員の個人差にもよるが、継ぎ目 85~1200 m に対して 1 カ所の施工不良箇所が確認されている (Calabria and Peggs 1997)。一方、損傷規模については、施工継ぎ目については、円形孔に換算して平均 1~3 mm 径、最大 5 mm 径、突き刺しによるジオメンブレンの損傷については最大 10 mm 径程度の大きさであることが報告されている。さらに、既往の研究において遮水シート損傷部からの漏水量の推定法が多数報告されているが、損傷部の直径は 1~10 mm、損傷頻度は 1~10 箇所/ha の範囲でおおよそ仮定している (Giroud 1997, 勝見ら 1999)。

Giroud による評価手法 Giroud らはジオメンブレン (以下、GM と略す) 損傷部からの漏水の算定、および損傷部からの漏水を考慮した排水の設計手法などについて多くの成果を残している。表 4.5 に Giroud らが提案した浸出水の水位、損傷部の形状による低透水性層上に敷設された GM ライナーからの損傷部からの漏水量の算出式を示す (Giroud 1997)。さらに、GM 下部層の透水性が比較的高い場合には損傷部からの流量が GM 上部層の透水性にも依存すると考えられる。このため、GM 上

表 4.5 Giroud (1997) による複合ライナーのジオメンブレン損傷部からの漏水量の算定式

Shapes of defects	Water head on the top of geomembrane	
	$h < t_s$	$h > t_s$
Circular	$Q = C_{q0} a^{0.1} h^{0.9} k_S^{0.74}$	$Q = C_{q0} \{1 + 0.1(h/t_S)^{0.95}\} a^{0.1} h^{0.9} k_S^{0.74}$
Square		
Rectangular	$Q = C_{q0} b^{0.2} h^{0.9} k_S^{0.74} + C_{q\infty} (B - b) b^{0.1} h^{0.45} k_S^{0.87}$	$Q = C_{q0} \{1 + 0.1(h/t_S)^{0.95}\} b^{0.2} h^{0.9} k_S^{0.74} + C_{q\infty} \{1 + 0.1(h/t_S)^{0.95}\} (B - b) b^{0.1} h^{0.45} k_S^{0.87}$
Infinitely long	$Q^* = C_{q\infty} b^{0.1} h^{0.45} k_S^{0.87}$	$Q^* = C_{q\infty} \{1 + 0.1(h/t_S)^{0.95}\} b^{0.1} h^{0.45} k_S^{0.87}$

h : liquid head on the top of geomembrane [L], t_s : thickness of the low-permeability soil component of the composite liner [L], Q : liquid leakage rate through the considered geomembrane defect [L^3T^{-1}], C_{q0} , $C_{q\infty}$: contact quality factor in the case of good or bad contact conditions [-] ($C_{q0good} = 0.21$, $C_{q0bad} = 1.15$, $C_{q\infty good} = 0.52$, $C_{q\infty bad} = 1.22$), a : defect area [L^2], k_S : hydraulic conductivity of the low-permeability soil component of the composite liner [LT^{-1}], b : width of square defect [L], B : length of rectangular defect [L], Q^* : liquid leakage rate per unit length of geomembrane defect in the case of an infinitely long defect [L^2T^{-1}]

表 4.6 Giroud et al. (1998) による遮水シート上下層の透水性を考慮した損傷部からの漏水量算出式

Case	Limits of validity of the equations	Equations for calculating the rate of leakage
I	$k_u \leq \{0.3819d^{1.8} / [C_{q0}(1 + 0.1(h/t_u)^{0.95})h^{0.4}]\}^{-0.74} = (k_1)$	$Q = C_{q0} \{1 + 0.1(h/t_u)^{0.95}\} a^{0.1} h^{0.9} k_u^{0.74}$
II	$k_u > 10^3 d^2 (= k_2)$ with k_2 (m/s) and d (m) $k_o > 30d^2/h^{3/2}$ with k_o (m/s), d (m) and h (m)	$Q = 0.6a\sqrt{2gh} (= Q_B)$
III	$k_1 < k_u \leq k_2$	$\log(Q_B/Q) = 0.74 \left[\frac{\log(k_2/k_u)}{\log(k_2/k_1)} \right]^{\log(k_2/k_1)}$
IV	$k_u > 10^3 d^2 (= k_2)$ with k_2 (m/s) and d (m) $k_o \leq 30d^2/h^{3/2}$ with k_o (m/s), d (m) and h (m)	$h^2 = \frac{aq_i}{2k_o\pi} + \frac{Q}{2k_o\pi} \left[\ln\left(\frac{Q}{aq_i}\right) - 1 \right] + \frac{1}{4g^2} \left(\frac{Q}{0.6a}\right)^4$

Q (m^3/s): leakage rate, a (m^2): defect area, h (m): leachate head on top of the liner, t_u (m): thickness of the low-permeability medium underlying the geomembrane, d (m): defect diameter, k_u (m/s): hydraulic conductivity of the low-permeability medium underlying the geomembrane, k_o (m/s): hydraulic conductivity of the medium overlying the geomembrane, q_i (m/s): rate of leakage supply on top of the medium overlying the geomembrane, C_{q0} (-): dimensionless coefficient that characterizes the quality of contact between the geomembrane and the underlying medium ($C_{q0good} = 0.21$ (good contact), $C_{q0poor} = 1.15$ (poor contact))

下層の透水係数の影響を考慮した算定式、ならびに各式を適用できる GM 上下層の透水係数の範囲を表 4.6 のように示している (Giroud et al. 1998)。

Rowe による評価手法 一般的に、遮水シートの伸縮は非常に温度依存性が高いことから、温度応力の発生を軽減するために、基盤に密着する状態で施工されることはなく、ある程度の隙間を持たせた状態で施工される。Rowe (1998) はこのような遮水シートと遮水層の間の Wrinkle (しわ、隙間) が漏水量に影響を与えることを考慮し、GM 損傷部からの総漏水量の算出手法を提案している。提案されている算定式を式 (4.6)~(4.9) に示す。

$$Q = 2Lk_S \left[b + \frac{1}{\alpha} \left(1 - e^{-\alpha(x-b)} \right) \right] \frac{(H_L + H_f + h_w - h_a)}{(H_L + H_f)} \quad (4.6)$$

$$\alpha^2 = \frac{k_S}{(H_L + H_f)\theta} \quad (4.7)$$

$$x = b - \ln \left(\frac{C}{C + h_w} \right) / \left(\frac{\theta(H_L + H_f)}{k_S} \right) \quad (4.8)$$

$$C = H_L + H_f - h_a \quad (4.9)$$

ここで、 L : Wrinkle の長さ、 k_S : 遮水シート下部層（遮水層）の透水係数、 $2b$: Wrinkle の幅、 H_L : 遮水層の層厚、 H_f : 基盤層の層厚、 h_w : 遮水シート上部に作用する水頭、 h_a : 帯水層の水頭、 x : 漏水による湿潤領域の拡がり（Wrinkle 中心からの距離）、 θ (m²/s): Transmissivity（遮水シートと遮水層間のスペースにおける水を拡がりやすさを示す係数）である。

なお、本算出手法は漏水量が損傷部の影響を受けないことを前提としており、Bernoulli のオリフィス流れが適用できるような GM 上部層の透水性が比較的高い場合などは表 4.6-IV に示す Giroud らの式を適用するとしている。さらに、Manassero et al. (2000) は Rowe の提案式に基づいて、複合ライナーによる地下水汚染の低減効果を GM ライナーと比較することにより議論している。

Foose らによる評価手法 Foose らは、遮水シート損傷に起因する処分場遮水工からの有害汚染物質の漏出フラックスについて、表 4.7 に示す簡便な算定手法の提案、ならびに三次元差分法を用いた数値解析による検討を行っている (Foose et al. 1996, Foose 1997)。さらに、Katsumi et al. (2000) は表 4.7 の手法を用い、我が国および欧米各国の遮水工の構造形式を対象として、遮水工からの漏水量および有害物質の漏出フラックスを算出し、複合ライナーによる無機化学物質、有機化学物質双方の漏出低減への寄与を定量的に評価している。表 4.7 の手法の特徴として、汎用の表計算ソフトで計算可能であること、損傷部からの無機物化学有物質の漏出に加え、GM 中の有機化学物質の拡散浸透についても評価が可能であること、化学物質の漏出が経時的に求められることが挙げられる。

4.4.2 等価換算透水係数を用いた簡便評価手法の提案

本検討のように、二次元移流分散解析によって廃棄物処分場の遮水性や周辺環境への影響を評価するにあたっては、遮水シートや矢板のような損傷部や継ぎ手からの流量が卓越する材料の透水性を評価することは非常に難しい。通常は、これらの材料をダルシー則の成立する均一材料と仮定して、ある見かけの透水係数を与えることが多い。しかしながら、既往の研究で示されているように遮水シート損傷部からの漏水量は多くの要因に支配されるため、見かけの透水係数を一意的に決定した場合、漏水量を過大もしくは過小に評価する恐れがある。そこで本解析に先立って、遮水シート損傷部からの漏水量を簡便に評価することを目的として予備解析を実施し、損傷部からの流量に影響を及ぼす要因をパラメトリックスタディにより評価した。さらに、解析で得られた損傷部からの流量に基づいて、等価な流量を与える遮水シートの換算透水係数を提案し、損傷部からの漏水の簡便な評価を試みた。

表 4.7 遮水シート損傷部からの有害物質漏出フラックスの算定式

Types of liner	For the inorganic chemical	For the organic chemical
Geomembrane liners	$J = NQc_0$	$J = D_g K_g \frac{c_0 - c_e}{t_g} + NQc_0$
Clay liners	$\frac{J(t)}{v_s n c_0} = 0.5 \operatorname{erfc} \left[\frac{1 - T_R}{2\sqrt{T_R/P_L}} \right] + \frac{1}{\sqrt{\pi P_L}} \exp \left[-\frac{(1 - T_R)^2}{4T_R/P_L} \right]$	
Composite liners	$J_{total} = J_e(t) \times N A_e$	$\frac{J(t)}{n c_0} = \frac{1}{\sqrt{\pi t/DR}} \exp \left[-\frac{q}{4Dt/L^2 R} \right]$

1) Nomenclature / For the leachate above the liner; c_0 : concentration of the solute concerned [ML^{-3}], ρ_w : density [ML^{-3}], μ : viscosity [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-1}$], h_w : liquid head [L]. For the geomembrane; t_g : thickness [L], d : defect diameter [L], a : area of defect [L^2], D_g : diffusive coefficient [L^2T^{-1}], K_g : partition coefficient [M^{-1}L^3], C_B : dimensionless coefficient [-], Q : Leakage rate through a defect [L^3T^{-1}], N : geomembrane defects per area [L^{-2}]. For the clay liner; ρ_d : dry density [ML^{-3}], n : porosity [-], L : thickness [L], D : dispersion coefficient [L^2T^{-1}], K_p : partition coefficient [M^{-1}L^3], R : retardation factor ($= 1 + \rho_d K_p/n$) [-], v_s : seepage velocity [LT^{-1}], T_R : time factor ($= v_s t/RL$) [-], P_L : Peclet number ($= v_s L/D$) [-]. For the composite liner, A_e : Equivalent area ($= Q_e/ki$), Q_e : Equivalent rate for leakage (dependent on the shape of the defects, contact quality between the soil and geomembrane, and the depth of leachate). For others; t : time [T], c_e : concentration of the referred chemical beneath the geomembrane [ML^{-3}], J : mass flux [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$].

2) Definition of Q / $Q = \pi \rho_w h_w d^4 / 128 \mu t_g$, (in case $d < t_g$), $Q = C_B a (2gh_w)^{0.5}$ (in case $d > t_g$)

解析においては式(4.1)に示した飽和・不飽和浸透流の基礎方程式に基づいた有限要素解析を適用し、図4.8に示す軸対称二次元断面において、微小な円形の損傷部を有する遮水シート上部に一定の水位 h_w が保たれた状態での損傷部からの流量 Q を算出した。表4.8に使用したパラメータを示す。なお、浸透流は飽和定常流とし、解析領域のうち底面境界のみを排水条件とした。また、本解析は海面埋立処分場を対象としていることから、水圧、構造物による上載圧が作用している条件下のものである。従って、前節で示した遮水シートと基盤の隙間の影響については、比較的たわみ性のあるメンブレン系の遮水シートは、0.5 m程度の土被りに相当する上載圧があれば隙間は生じない (Walton et al. 1997) とされていることから考慮していない。解析対象領域は事前検討において領域半径 r が 100 cm 以上の場合、 r の大きさによる Q への影響はみられなかったため、 $r = 100$ cm で固定した。

上述のパラメトリックスタディの結果、損傷部からの漏水量 Q と算出結果と表4.8に示した影響要因との相関は、以下の通りにまとめることができる (嘉門・乾 2002)。

- 1) 漏水量 Q は基盤層の透水係数 k_u および損傷部の直径 d の影響を受け、それぞれほぼ線形の比例関係を示す。
- 2) 基盤層の層厚 t_u 、および遮水シートの厚さ t_g は Q の算出結果にほとんど影響を与えない。

この結果より、損傷部からの流量 Q は、損傷部の直径 d と基盤層の透水係数 k_u に対してそれぞれ独立に一次の相関関係を有すると判断できる。図4.9(a)に、異なる h_w に対する Q と $k_u \times d$ の関

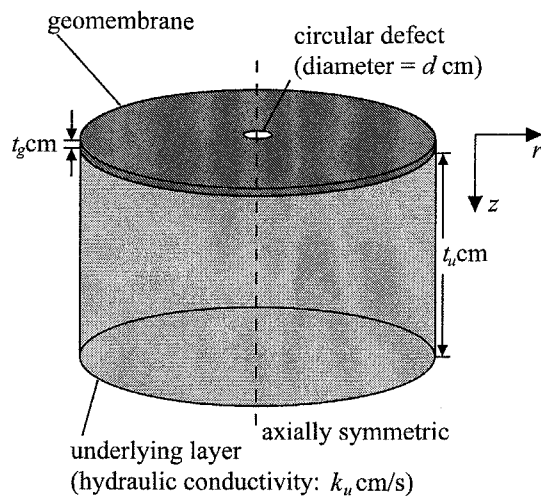


図 4.8 損傷部からの漏水量評価に用いた解析断面

表 4.8 パラメトリックスタディの要因と入力値

Parameters	Unit	Input values	
Hydraulic conductivity of underlying layer	k_u	cm/s	1.0×10^0 , 1.0×10^{-3} , 1.0×10^{-5} , 1.0×10^{-7}
Thickness of geomembrane	t_g	cm	0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5
Thickness of underlying layer	t_u	cm	30, 60, 200, 500, 1000
Diameter of circular defect	d	cm	0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0, 1.2
Hydraulic head	h_w	cm	30, 300

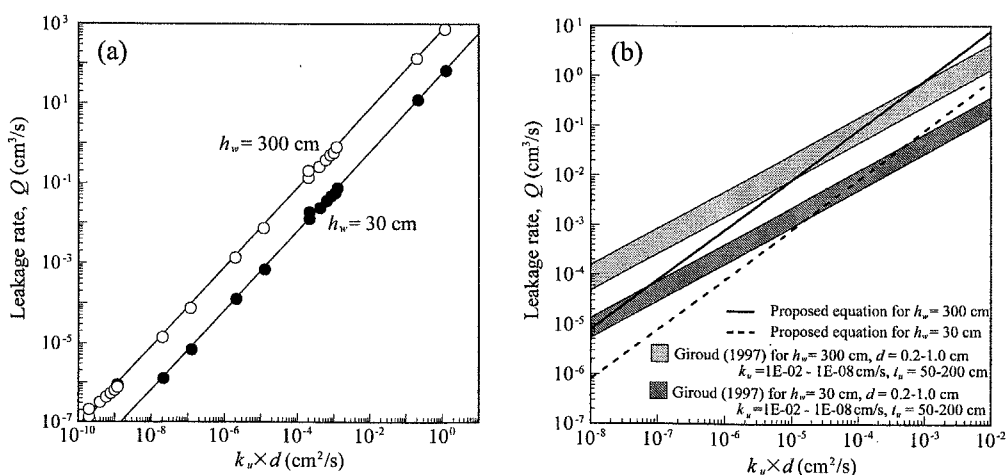


図 4.9 Q と $k_u \times d$ の関係, および Giroud (1997) による提案式との比較

係を両対数表示で示す。 Q は広範な範囲の $k_u \times d$ に対して線形関係を有しており、この関係式は式 (4.10) のように近似することができる (Kamon et al. 2002b)。

$$Q = 2.62 \times k_u \times d \times h_w \quad (4.10)$$

さらに、式 (4.10) を Giroud (1997) による提案式による Q の算出結果と比較したものを図 4.9 (b) に示す。式 (4.10) により算出した流量はおおむね、Giroud (1997) によるものとほぼ同じオーダーを示しており、式 (4.10) による損傷部からの流量の推定結果は概ね妥当であると判断できる。但し、 $k_u \times d$ が小さい範囲、すなわち基盤層の透水係数が低い場合、式 (4.10) は 1 オーダー程度小さな算出値となった。これは、Giroud (1997) による提案式は基盤層と遮水シートの接触状態を考慮しているため、透水係数が低い場合は、漏水量が接触状態に依存すると推測できるが、式 (4.10) は上述のように基盤と遮水シートが完全に接触していると仮定しているため、流量を小さく見積もっていると考えられる。

次に、ある損傷頻度を有する遮水シートからの単位面積当たりの漏水量を式 (4.10) を用いて算出し、それと等価な透水量を与える遮水シートの透水係数を等価換算透水係数 k_{eq} と定義し、これを求めた。遮水シートの材料定数として一意的な透水係数ではなく、等価換算透水係数 k_{eq} を与えることにより、各種要因による影響を考慮した漏水量の評価が可能になると考えられる。 k_{eq} は Darcy の法則に基づいた以下の式 (4.11) ~ (4.13) により容易に求めることができる。但し、損傷部の面積はシートの面積と比較して非常に小さいものと仮定している。

$$Q_d = 2.62 \times k_u \times d \times h_w \times f \quad (4.11)$$

$$Q_g = (t_u/k_u + t_g/k_g)^{-1} h_w \quad (4.12)$$

$$Q_{eq} = Q_d + Q_g = (t_u/k_u + t_g/k_{eq})^{-1} h_w \quad (4.13)$$

ここで、 Q_d : 単位面積・時間当たりの遮水シート損傷部からの漏水量 ($L^3/T/L^2$)、 f : 遮水シートの損傷頻度 (L^{-2})、 Q_g : 非損傷部からの通水量 ($L^3/T/L^2$)、 k_g : 遮水シートの透水係数 (L/T)、 Q_{eq} : 損傷頻度 f で損傷を有する遮水シートからの通水量である。

式 (4.11) ~ (4.13) を用いて、高密度ポリエチレンシート (HDPE シート、 $t_g = 0.2$ cm、 $k_g = 2.5 \times 10^{-13}$ cm/s)、およびポリ塩化ビニルシート (PVC シート、 $t_g = 0.3$ cm、 $k_g = 1.6 \times 10^{-11}$ cm/s) を対象に算出した様々な d 、 k_u 、 f に対する k_{eq} を図 4.10、図 4.11 にそれぞれ示す。算出にあたっては $h_w = 100$ cm、 $t_u = 50$ cm と仮定した。なお、図 4.10、図 4.11 中の網掛け領域は通常の施工で予想される損傷頻度の範囲を示している。図 4.10、図 4.11 のチャートを用いることにより、損傷の大きさ d 、損傷頻度 f 、基盤層の透水係数 k_u に従って、損傷からの漏水を考慮した遮水シートの透水係数を k_{eq} として決定することができる。算出結果をみると、HDPE シートを透水係数 $k_u = 1.0 \times 10^{-7}$ cm/s の難透水性層上に敷設した場合、通常の損傷頻度の範囲においては k_{eq} はシー

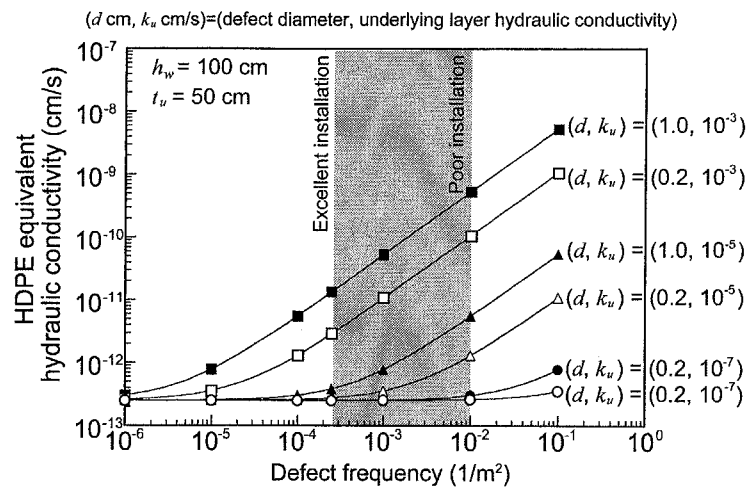


図 4.10 HDPE シートを対象とした等価換算透水係数 k_{eq} の算出結果

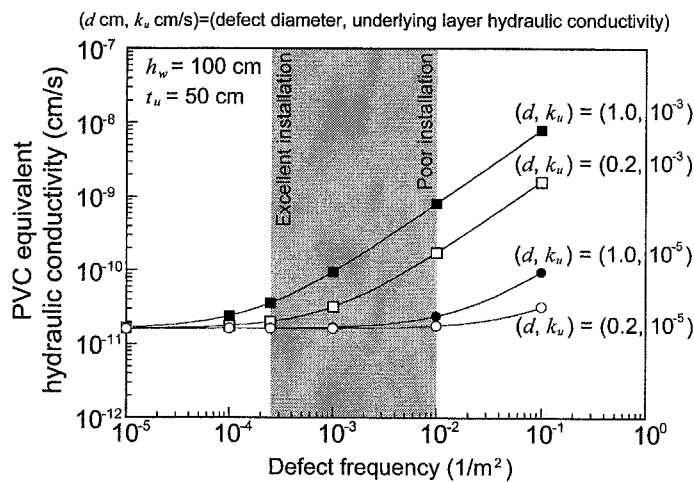


図 4.11 PVC シートを対象とした等価換算透水係数 k_{eq} の算出結果

ト自体の透水係数 k_g にほぼ等しい。これは、難透水性層上に敷設されたシートの損傷部からの漏水量は有意なものでなく、ダブルライナーとして遮水工が機能していることを示している。一方、基盤層の透水係数が $k_u = 1.0 \times 10^{-3}$ cm/s と低い場合には、 k_{eq} は k_g と比較して数オーダー大きな値となり、損傷部からの漏水が大きな影響を与える。例えば、 1.0×10^{-3} cm/s の基盤層上に敷設された HDPE シートの材料パラメータを推定する場合、損傷の大きさ d 、頻度 f については未解明な部分が多いため、施工品質が比較的悪く ($f = 10^{-2} m^{-2}$)、損傷部も大きい ($d = 1.0$ cm) として安全側で評価を行うと、 $k_{eq} = 10^{-9}$ cm/s 程度の設定が妥当であると考えられる。

4.5 ケーソン式鉛直遮水護岸の有害物質遮蔽性能の評価

4.5.1 遮水シートの損傷頻度の影響

DF シリーズとして、損傷頻度 f が比較的高い 200 個/ha、および損傷頻度が低い 2.5 個/ha の 2 ケースを実施し、遮水シートの損傷による有害物質遮水性能への影響を評価した。

遮水シートには 2 mm 厚、透水係数 $k_g = 2.5 \times 10^{-13}$ cm/s の HDPE シートを使用したと仮定した。遮水シートの透水係数として、それぞれの損傷頻度における遮水シートの等価換算透水係数を 4.4.2 に示した考え方、および図 4.10 に基づき、 1.0×10^{-9} cm/s ($f = 200$ 個/ha)、 1.3×10^{-11} cm/s ($f = 2.5$ 個/ha) をそれぞれ与えた。なお、ケーソンの透水係数については目地遮水工が有効に機能していると仮定し、 1.0×10^{-9} cm/s を与え、裏込め材には砂を用いると仮定した。

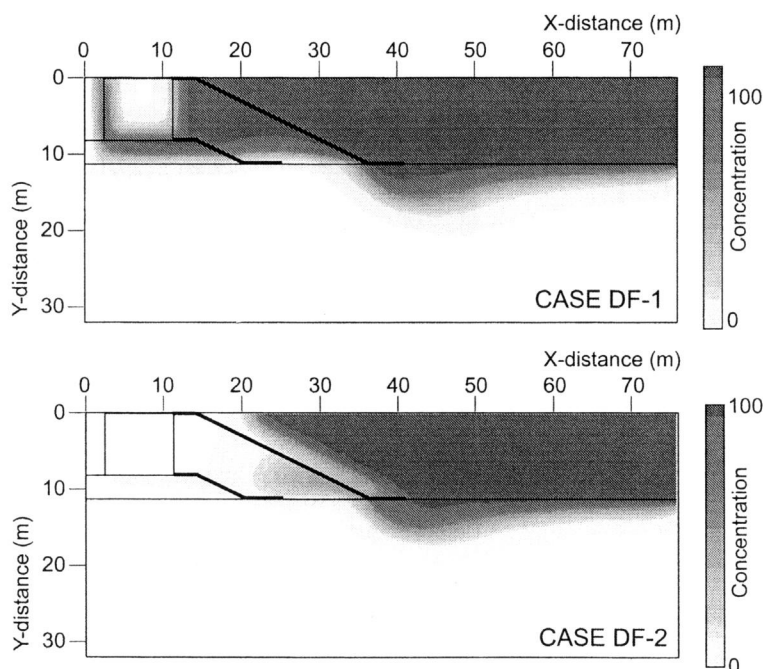


図 4.12 遮水シートの損傷頻度による有害物質の濃度分布への影響 (50 年経過後)

Case DF-1、および DF-2 における 50 年後の汚染物質濃度分布を図 4.12 に示す。損傷頻度が高い Case DF-1 では、GM1 の損傷部を通過した水平方向の流れが GM2 の損傷部、捨石マウンド層を通過し、場外へ比較的高濃度で汚染物質が流出する挙動が確認される。一方、損傷頻度の低い Case DF-2 では有害物質が損傷部から漏出せず、シート下部の基盤層に浸透する挙動を示し、場外への流出が抑制されている。各 Case における有害物質の流出最大濃度と TMF の経時変化を図 4.13 に示す。50 年後の流出最大濃度に着目すると、Case DF-2 ではほとんど有害物質の流出は確認されないが、Case DF-1 では処分場内の有害物質濃度に対して 80 % 程度の濃度で流出している。また、TMF について 50 年経過後で比較すると、Case DF-1 では DF-2 と比較して 3 オーダー大きな値を示した。

以上の結果より、遮水シート損傷頻度が高い場合には、有害物質の遮水性能が著しく低下し、護岸

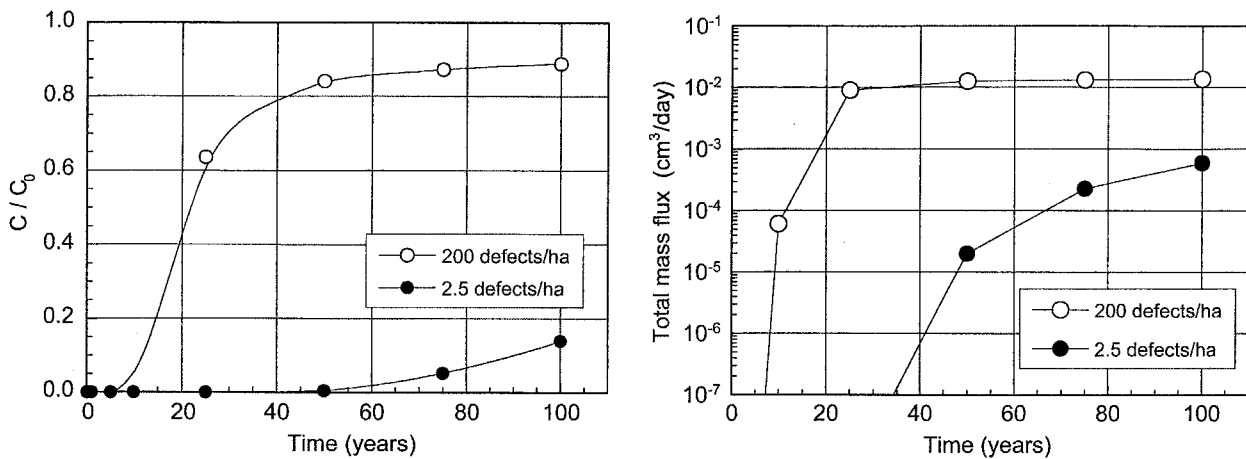


図 4.13 遮水シートの損傷頻度による有害物質の流出最大濃度（左）と TMF（右）

の鉛直遮水工としての機能が損なわれると考えられる。しかしながら、遮水シートの実際の損傷頻度を確定することが非常に難しいこと、ならびに護岸の設計においては Fail-safe の設計規範の概念から、遮水シートの損傷が生じた場合においても十分に遮水機能を発揮するものが推奨されるべきである。したがって、以降の検討においては損傷頻度の高い場合を想定し、遮水シートは 200 個/ha の頻度で損傷を有するとして解析を行った。

4.5.2 裏込め材料の影響

裏込め材料（図 4.7 中の Backfill）として礫、砂、事前混合安定処理土をそれぞれ使用した場合を想定して、裏込め材料の透水係数と有効間隙率を表 4.9 に示す値に変化させ、護岸の遮水性能への影響を検討した。なお、事前混合安定処理土は、土質、施工状況、固化材添加量等により透水係数が変化することから、 1.0×10^{-4} cm/s、および 1.0×10^{-5} cm/s の 2 ケースについて解析を実施した。

表 4.4 に示す解析ケースのうち、Case BM-1 および BM-3 における全水頭分布図を図 4.14 に示す。裏込め材料に礫を使用した Case BM-1 においては、遮水シート損傷部および裏込め層を通過した流れによりケーソンおよび捨石マウンド部に動水勾配が作用し、場外へ流出が生じる傾向がみられる。一方、裏込め材料に事前混合安定処理土を使用した Case BM-3 においては、遮水シートおよび裏込め層が遮水性を発揮し、海底粘土基盤を通過する流れが卓越する傾向がみられた。

表 4.9 裏込め材料の材料パラメータ

Backfill material	Hydraulic conductivity (cm/s)	Effective porosity (-)
Gravel	1.0×10^{-1}	0.30
Sand	1.0×10^{-3}	0.40
Stabilized soil	1.0×10^{-4} or 1.0×10^{-5}	0.45

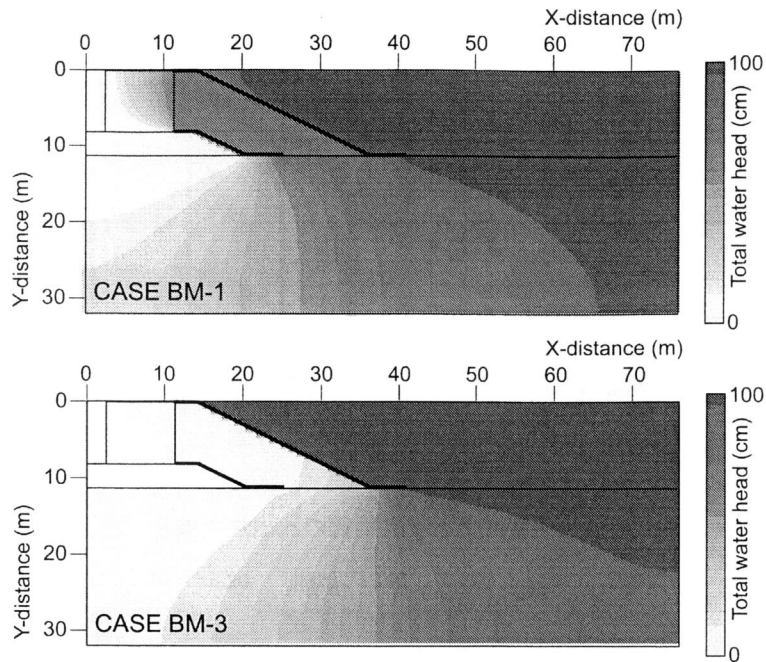


図 4.14 裏込め材料の透水性による全水頭分布への影響（上： $k_u = 10^{-1}$ cm/s, 下： $k_u = 10^{-4}$ cm/s）

Case BM-1～4における護岸から流出した有害物質の流出最大濃度とTMFの経時変化を図4.15に示す。流出濃度、TMFともに裏込め層の遮水性の向上に伴って大きく低減されている。特に、TMFはオーダーレベルで低減されており、裏込め材料の選定が護岸の遮水性に大きく影響することは明らかである。この要因としては、遮水シートの損傷頻度が高いという仮定に基づいていることから、図4.10に示されるように裏込め層の透水性が高い場合には損傷部からの流量が増加し、換算透水係数が大きい値をとるためである。さらに、 $k_u \leq 10^{-4}$ cm/sの場合には基盤層を通過する流れが卓越するため、流出に要する時間（トラベルタイム）を要すること、また基盤層では粘土分による有害物質の吸着が生じることから、有害物質の流出が低減されると考えられる。

裏込め層の透水係数と50年および100年経過後に図4.7中のA-A断面を通過するTMFおよび流量の関係を図4.16に示す。流量については裏込め層の透水係数の低下とともに徐々に減少する。TMFについては、裏込め材料の透水係数が 1.0×10^{-3} cm/sより大きい場合には、50年後、100年後ともにほぼ流量と等しい。ここで、TMFが流量と等価となっているのは、A-A断面を通過する流れのうち、流速が卓越している領域において濃度が廃棄物層内と同じ100になっていることを示す。一方、裏込め材料の透水係数が 1.0×10^{-3} cm/sより低い場合には流量より小さくなっており、100年後においても有害物質の輸送に遅延効果がみられる。処分場のサービスライフを何年に設定するかが有害物質の遮水性能を評価する上で重要ではあるが、100年をサービスライフとして想定すると、裏込め材料の透水係数が 10^{-4} cm/sオーダー以下の材料を用いることが、有害物質輸送の抑制に効果的であるといえる。さらに、裏込め材料の透水性は遮水シート損傷に伴う漏水量に大きな影響を及ぼす要因であり、ダブルライナーという観点からもその重要性は高い。そこで、以降の検討では裏込め材料と

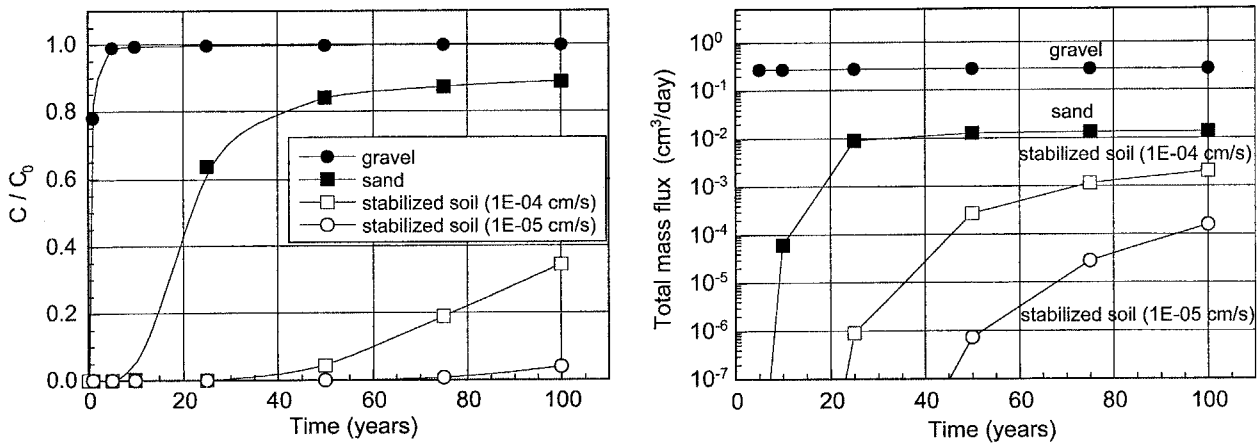


図 4.15 裏込め材料の透水性による有害物質の流出最大濃度（左）と TMF（右）

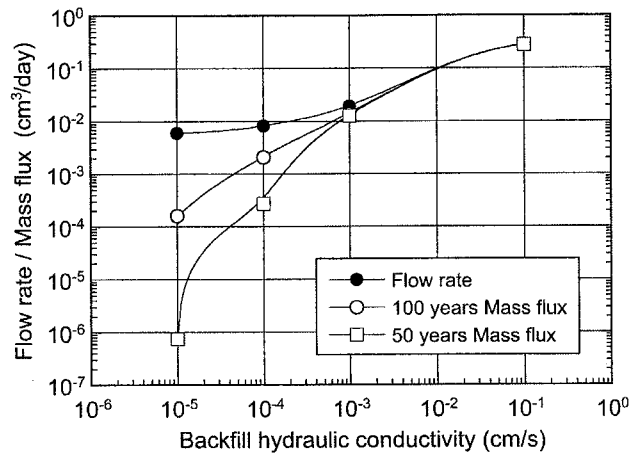


図 4.16 裏込め材料の透水性による有害物質の輸送量

して事前混合安定処理土を適用することを想定し、透水係数を 1.0×10^{-4} cm/s として解析を行った。

4.5.3 ケーソン目地遮水工の影響

廃棄物埋立護岸に設置される各ケーソン間の目地には充填材による目地遮水工が設置される。しかし、波や水圧によってケーソンが移動し、目地遮水工に損傷をきたす可能性が考えられることから、目地遮水工の有無による遮水性能への影響、ならびに目地遮水工を設置した場合における捨石マウンド部の遮水工に求められる性能を CJ シリーズにおいて検討した。

ケーソンの目地遮水工の亀裂からの流量の推定にあたっては、同じく目地遮水工の亀裂からの流れと考えられる鋼矢板継ぎ手からの流れの評価結果を参考とした（港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所 2000）。鋼矢板等の遮水性能の表記は他の遮水工との比較を容易にするために、継ぎ手からの漏水量に基づいて、Darcy 則に準じて鋼管矢板壁を厚さ 50 cm の均一な透水層として換算し

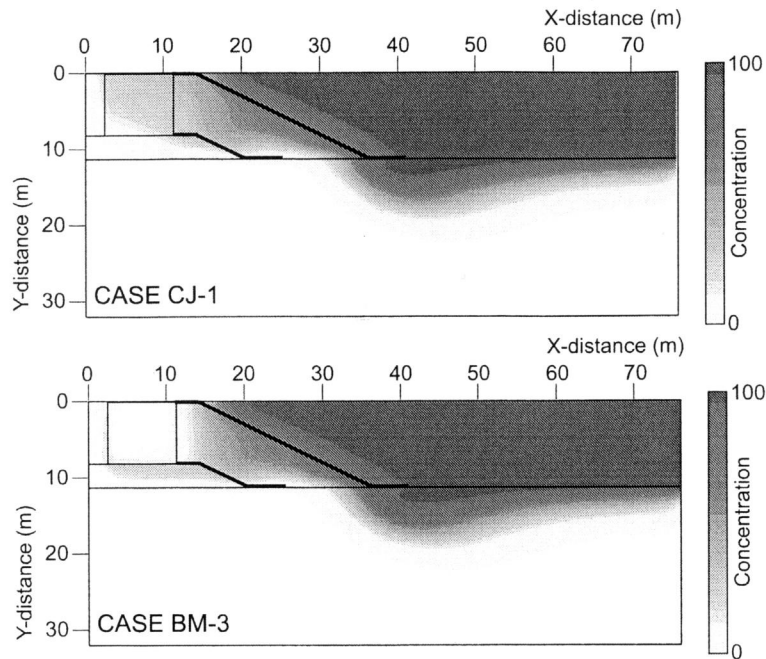


図 4.17 ケーソン護岸目地部の遮水性による有害物質の濃度分布への影響

た換算透水係数が用いられ、その値は $10^0 \sim 10^{-1}$ cm/s 程度になるとされている（運輸省第五港湾建設局 2000）。この結果を参考にすると、ケーソンの目地遮水工が破損した場合にもほぼ同じ程度の漏水が発生すると考えられる。このことから、ケーソンと鋼矢板の寸法の相違、目地間隔の相違等も考慮して、ケーソンの目地遮水工破損時の換算透水係数を 1.0×10^{-1} cm/s として解析を行った。

Case CJ-1, および比較として目地遮水工を設置したと仮定している Case BM-3 の 75 年経過後の有害物質濃度分布を図 4.17, A-A 断面を通過する TMF の経時変化を図 4.18 にそれぞれ示す。図 4.17 より、ケーソンの目地遮水工の有無により有害物質の流出経路が変化していることがわかる。Case CJ-1 においては、GM1 の損傷部を通過してケーソンを通過する流れと、GM1 下部の基盤層から捨石マウンド部の GM2 を通過し、捨石マウンド層からケーソンへと到る流れが卓越している。一方、Case BM-3 においては、GM1 下部の基盤層を通過する流れと GM1 損傷部を通過する流れが捨石マウンドを経由して流出する経路が卓越している。しかし、図 4.18 に示すように、いずれの Case とも TMF にはほとんど差異がみられない。このことは、ケーソン目地遮水工が破損した場合においても有害物質の流出経路が変化するものの、護岸の遮蔽性能には影響がないことを示している。

このことは逆に、目地遮水工を設置した場合に護岸全体としての遮水性能を高めるためには、捨石マウンド部に敷設される GM2 の遮水性を併せて強化し、捨石マウンド部を通過する流出を抑制する必要があることを示唆している。そこで、目地遮水工の設置が護岸全体の遮水性能の向上に寄与するために要求される GM2 の遮水性能を把握するために、GM2 を設置しない場合、および GM2 の透水係数を $10^{-7} \sim 10^{-11}$ cm/s に設定した際の護岸の遮水性能への影響を Case CJ-2~6 において検討した。なお、GM2 を設置しない場合はその前面の事前混合安定処理土層の透水係数 1.0×10^{-4} cm/s を

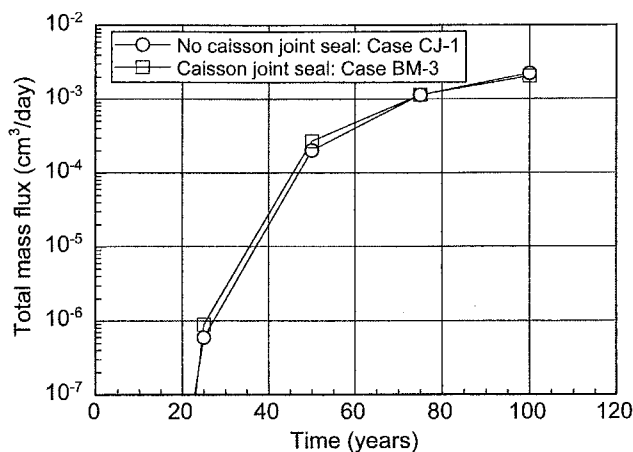


図 4.18 ケーソン護岸目地部の遮水性による TMF への影響

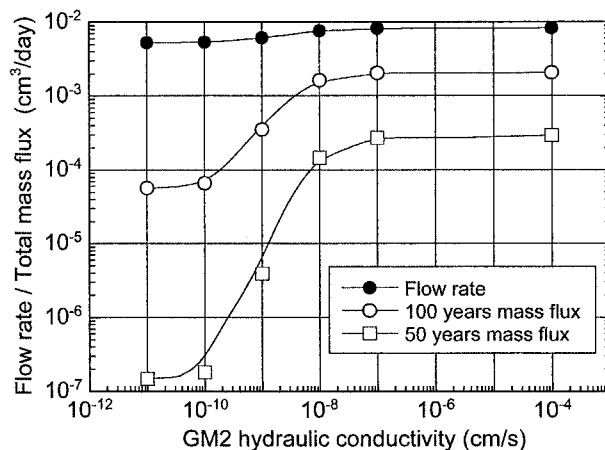


図 4.19 GM2の遮水性と TMF との関係

GM2の透水係数として与えている。なお、GM2に要求される遮水性能はシート材料の透水係数ではなく、損傷による漏水を考慮した k_{eq} による評価を行っている。各ケースにおけるA-A断面を通過する流量、および50年後、100年後TMFの算出結果を図4.19に示す。

図4.19より、GM2が $k_{eq} = 1.0 \times 10^{-8}$ cm/s以上の透水係数では、GM2を設置しない場合とTMFがほぼ等しく、ケーソン目地遮水工の設置が護岸全体の遮水性能に寄与しないといえる。しかし、 10^{-9} cm/sオーダー以下の透水係数となる場合、特にTMFが大幅に低減される。このことから、GM2の換算透水係数が 10^{-9} cm/sオーダー以下であればGM2および捨石マウンド層は護岸全体の遮水性の向上に寄与すると考えられる。なお、GM2に要求される遮水性は k_{eq} により評価していることから、GM2の遮水性能の維持にあたっては裏込め材料の透水係数、損傷頻度等を管理する必要があるが、捨石マウンド上に2 mm厚のHDPEシートを敷設した場合に要求される施工品質を式(4.11)～(4.13)から算出すると、損傷頻度 f が 10^{-4} (1/m²)オーダーであることが求められる。この損傷頻度は、1～10箇所/haと同等であるが、4.4に示したように施工品質検査を実施した場合は十分達成

可能な範囲であるといえる。

4.5.4 GM1の接地長の影響

護岸全体の遮水性を向上する方法として、4.3.3で示したようにGMと基盤との接地長を延長することが考えられる。そこで、GM1と粘土層との接地長を5～22 mにまで変化させた場合の護岸の遮水性能への寄与をCLシリーズとして検討した。

CLシリーズのうち、Case CL-3（接地長16 m）、および接地長が5 mの解析ケースであるCase CJ-1の75年経過後の濃度分布図を図4.20に示す。なお、ケーソンの透水係数は 1.0×10^{-1} cm/sとし、目地遮水工は機能していないと仮定した。Case CL-3ではGM1の損傷部を通過してケーソンを浸透する流れが確認されるものの、GM1下部の海底粘土層を通過する経路からの有害物質の漏出がCase CJ-1と比較して大幅に抑制されていることが確認できる。これは、接地長を延長することにより、海底粘土層を通過する流れのトラベルタイムが増加し、相対的にGM1を通過する流れが卓越するためである。

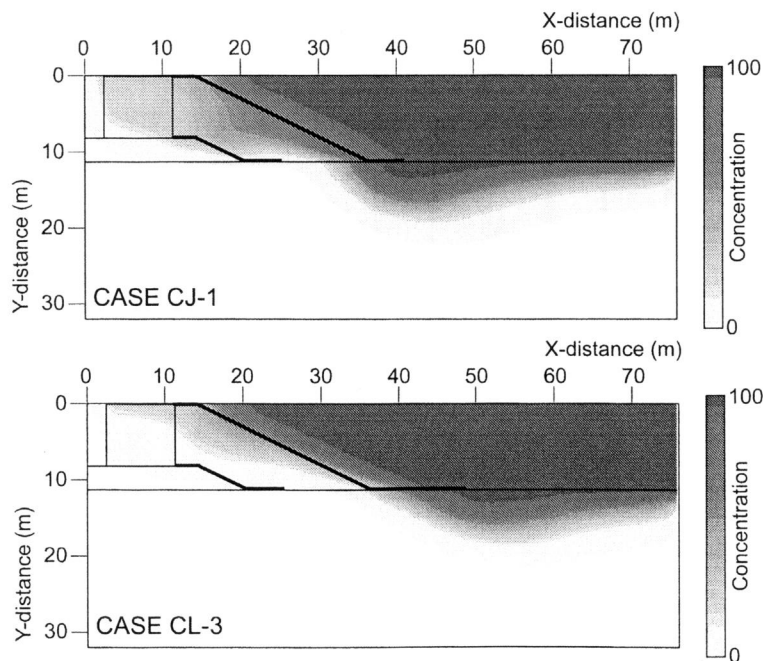


図 4.20 GM1の接地長による有害物質の濃度分布への影響（75年経過後）

CLシリーズで得られたA-A断面における流量および50年後と100年後のTMFと接地長の関係を図4.21に示す。接地長を延長すると流量は一意的に減少するものの、50年経過後のTMFについては、10 m以上延長してもその抑制効果がみられない。これは、接地長を延長することにより確実に流量は減少するものの、海底基盤層を通過する流れと比較してGM1の損傷部を通過する流れによる有害物質の輸送が卓越するため、接地長延長の効果が小さくなったと判断できる。但し、接地長が

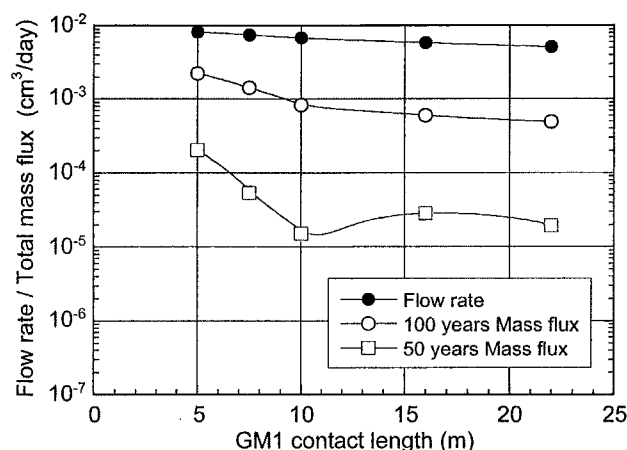


図 4.21 GM1 の接地長と TMF との関係

短い場合は Case CJ-1 の濃度分布図でも確認できるように、時間の経過とともに海底粘土層を通過した有害物質が場外に到達する挙動がみられるため、接地長の延長により基盤層を通過する流れを遅延させる効果があると考えられる。また、図 4.21 に示した 100 年経過後の TMF については、接地長が 10 m 以上の場合にも多少の抑制効果は確認できるが、10 m 以下の場合と比較して相対的にその効果は小さい。

以上の結果より、接地長延長による護岸の遮水性能への寄与を図る場合、本解析で対象とした護岸構造においては接地長 10 m が最適であるといえる。但し、この最適接地長の大きさは GM1 の損傷頻度や裏込め層厚に依存することに留意する必要がある。例えば、GM1 の損傷頻度が小さいとした場合、GM1 損傷部を通過する流れによる有害物質の輸送が低減されるため、接地長の延長による効果が高くなり、最適接地長はより大きな値をとると考えられる。

4.5.5 複合ライナー敷設による効果

4.5.1～4.5.4 の検討では、遮水シートの損傷箇所からの漏水によるリスクを最小限にするため、裏込め材料の透水係数として 1.0×10^{-4} cm/s 以下が必須であるとして議論を行ってきた。しかし、裏込め材料の選択肢が限定されることは、海面処分場の設計が非常に制限されてしまう。そこで、裏込め材料として低透水性の材料が使用できないようなケースにおいて、多層構造を有する遮水性の高い複合遮水シート（以下、CGM と略す）を GM1 に適用した場合の護岸の遮水性能を検討した。CGM は二重の遮水シート間を 1.0×10^{-12} cm/s 以下の遮水性を確保できる難透水性材料により充填した三層構造を有している。そのため、通常の遮水シートとは異なり、損傷が生じた場合にも漏水が生じない材料である（嘉門ら 2002a）。解析では GS シリーズとして、ケーソン目地遮水工が機能しておらず、裏込め材料として礫もしくは砂を使用したケースを検討した。

裏込め材料に礫を使用することを想定した Case GS1-1 の 75 年経過後の濃度分布図を図 4.22 に示す。CGM を使用した場合は、シートの損傷による漏水が発生せず、GM1 下部の海底粘土層を通過す

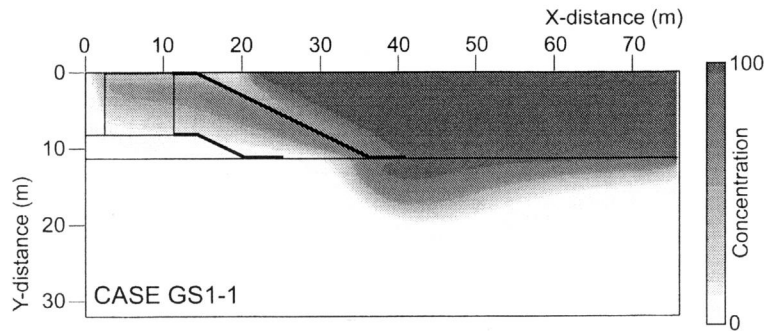


図 4.22 CGM の設置による有害物質の濃度分布への影響 (75 年経過後)

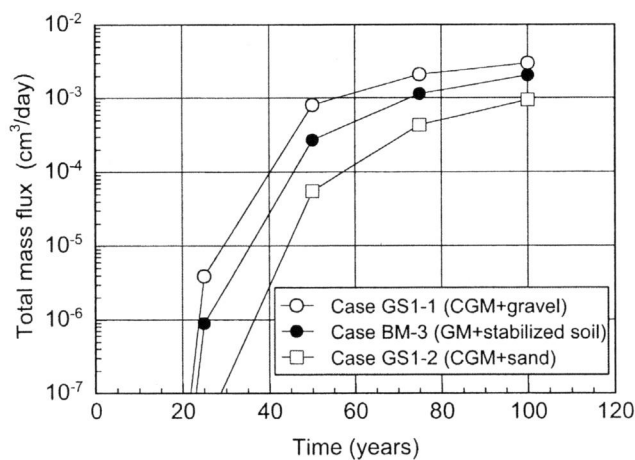


図 4.23 CGM の設置による TMF への影響

る流れにより有害物質が流出する挙動が確認できる。

Case GS1-1 および GS1-2 の A-A 断面における TMF の経時変化を図 4.23 に示す。比較のため、通常の遮水シート + 事前混合安定処理土を裏込め材料とした Case BM-3 の結果も併せて示す。CGM を使用した場合、裏込め材料の透水係数は高いものの、シート損傷箇所からの流出が発生せず、海底粘土層を通過する流れが卓越すること、また海底粘土層による有害物質の吸着が生じることから、TMF は Case BM-3 とほぼ同程度の値を示す。

さらに、4.5.4 で示した接地長の延長による遮水性能の向上効果を、CGM を使用した場合についても検討した。解析では裏込め材料に礫を使用した場合を想定し、接地長を 5 m, 7 m, 10 m, 15 m, 20 m として検討を行った。A-A 断面を通過する流量および 50 年および 100 年経過後における TMF と CGM の接地長との関係を図 4.24 に示す。CGM を使用した場合、図 4.22 で示したように CGM 下の海底基盤層を通過した後に、裏込め材料からケーソンを通過して処分場外へ流出する挙動が卓越しており、トラベルタイムの大半は海底基盤層を通過する際に消費されると判断できる。よって接地長を延長した場合、海底基盤層を通過する距離が長くなり、有害物質の吸着量も大きくなることから、TMF が大幅に減少する傾向がみられる。但し、接地長を 15 m から 20 m に延長した場合に比較的

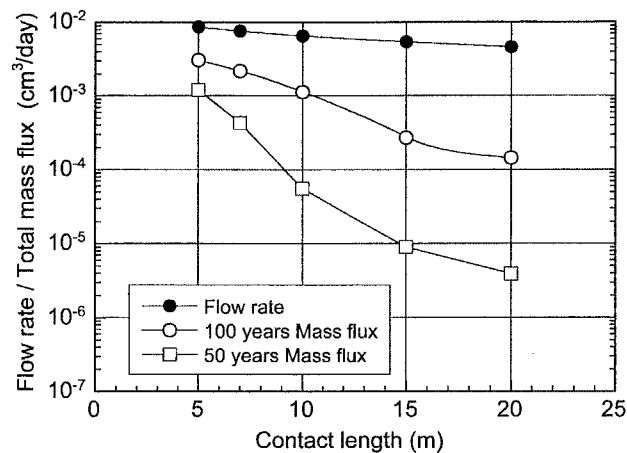


図 4.24 CGM の接地長と TMF の関係

TMF の低減効果が減少するのは、低濃度であるが分散による物質輸送の影響が無視できなくなったためであると考えられる。

4.6 ケーソン式鉛直遮水護岸の最適構造とその評価

4.6.1 最適護岸形式の提案

4.5 での議論に基づいて、有害物質の遮水性能が高く、遮水シートや裏込め材料、ケーソン目地工といった各遮水工が効率的に機能している重力式ケーソン型の廃棄物埋立護岸の設計手法をまとめると、図 4.25 に示す検討フローを提案することができる。図 4.25 に従うと、遮水シートや裏込め材料、ケーソン目地工といった各遮水工が効率的に機能している護岸構造として以下に示す Type I~Type IV を提案することができる。但し、提案した護岸構造は、遮水シートの損傷頻度が不確定であることを受け、比較的高い頻度で損傷を有しているという仮定のもとで検討したものである。

- 1) Type I : 裏込め材料に事前混合安定処理土を用いて、透水係数 1.0×10^{-4} cm/s 以下を確保し、GM1 の接地長を 5 m 以上とする。GM1 + 裏込め材が遮水性を担保する遮水工。
- 2) Type II : 裏込め材料に事前混合安定処理土を用いて、透水係数 1.0×10^{-4} cm/s 以下を確保する。さらに捨石マウンド部の GM2 は二重シート等により 10^{-10} cm/s の程度の遮水性を確保し、ケーソン目地遮水工も設置する。Type I にケーソン目地遮水工 + 捨石マウンド遮水シートにより担保される遮水性を付加した遮水工。
- 3) Type III : 裏込め材料に礫、GM1 として CGM をそれぞれ使用し、海底粘土層への CGM の接地長を 5 m 以上とする。CGM、および海底粘土層におけるトラベルタイムの消費により遮水性を担保する遮水工。

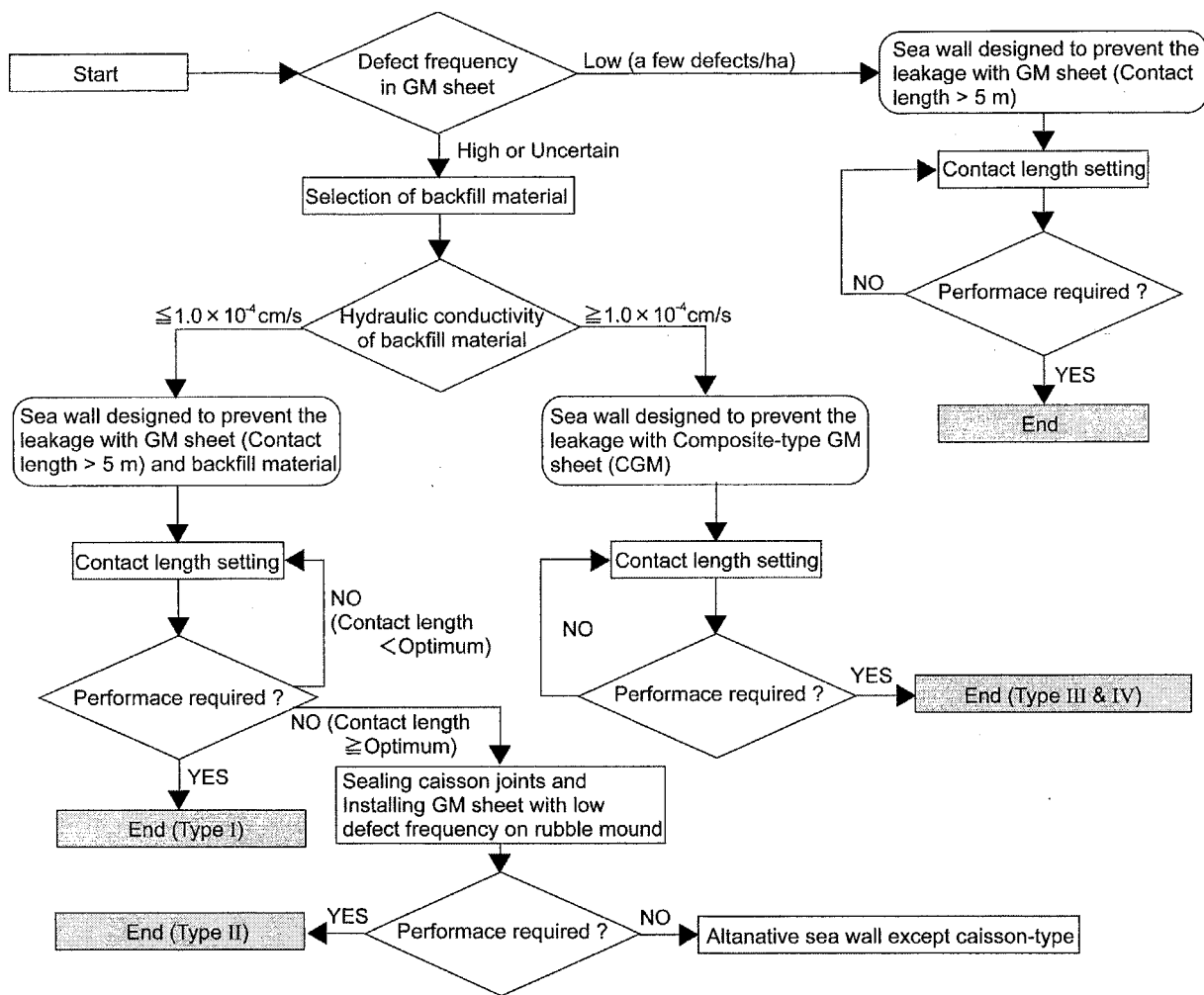


図 4.25 ケーソン式廃棄物埋立護岸の遮水性確保のための検討フロー

4) Type IV : 裏込め材料に砂, GM1 に CGM をそれぞれ使用し, 海底粘土層への接地長を 5 m 以上とする。Type III と同じ機構の遮水工。

Type I は, 信頼性の高い遮水性能を有する事前混合安定処理土による裏込め層が主な遮水機能を受け持つ構造であり, 遮水シートが損傷を有する場合にもダブルライナーとして遮水性を安定的に保ち, 海底粘土層を通過する流れを卓越させることにより遮水機能を発揮する。なお, ケーソン目地遮水工と捨石マウンド部遮水工については設置していない。これは, 図 4.18, 4.19 で示したように, 護岸全体としての遮水性を高めるためにはケーソン目地, 捨石マウンド両者の遮水性を確保する必要があり, 非経済的な設計となるためである。

Type II は, 廃棄物の有害性が比較的高いなどの理由により, より高い遮水性が埋立護岸に要求される場合の護岸形式として考慮した。ケーソン目地遮水工が長期にわたって安定した遮水性を発揮することは困難であると推測されるが, 護岸全体として複合的な遮水構造を持つことにより大きく遮水性が高まる。

Type III および IV は、遮水シートの損傷に対しても高い遮水性を維持できる CGM による遮水工であり、図 4.23 に示したように Type I と同等の遮水性能を有すると考えられる。

4.6.2 各護岸形式の性能評価

4.6.1 で提案した護岸構造形式について、4.5 で示した解析結果に基づいて性能比較を実施した。評価にあたっては、流出最大濃度、および TMF の 2 つの基準を用いた。Type I~IV までの護岸形式を対象とした接地長による 100 年経過後における流出最大濃度の変化、同じく接地長による 100 年経過後の TMF の変化を図 4.26、図 4.27 にそれぞれ示す。

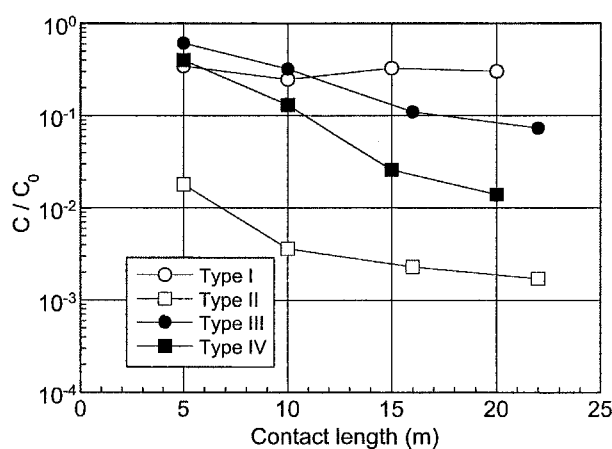


図 4.26 提案した護岸形式における有害物質の流出最大濃度の比較 (100 年経過後)

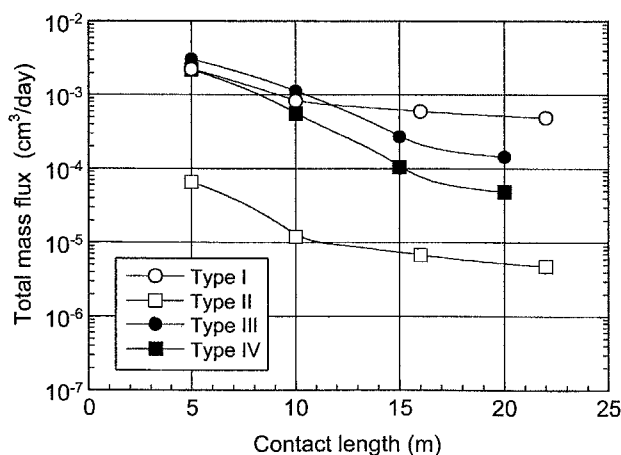


図 4.27 提案した護岸形式における TMF の比較 (100 年経過後)

図 4.26 より、Type II の護岸が Type I と比較して 2 オーダー、Type III、IV と比較して 1 オーダー低い流出最大濃度を示しており、有害物質の遮蔽性能が最も高いと判断できる。基本的に海面処分場への埋立処分基準は、排水基準と同じ濃度に設定されているため、 $C/C_0 = 1.0$ 、すなわち流出濃度が

処分場内の濃度と同等にならない限り排水基準は満たすと考えられる。しかしながら、埋立処分基準の判定は特定の試験条件における有害物質の溶出濃度に基づいており、処分場内における pH, ORP 等の変化により、処分場保有水中の有害物質濃度が埋立処分基準より高くなる可能性を考慮する必要がある。例えば、Type III の構造形式で接地長が 5 m の場合、処分場内の濃度が基準値の 5 倍程度になると、100 年経過後には流出水の有害物質濃度が $0.6C_0$ 程度であることから、排水基準濃度を大幅に超過する有害物質が流出する計算となる。従って、有害物質の含有量が高いなど溶出ポテンシャルが高い廃棄物を埋立処分する場合には、接地長を延長するなどの対応が有効であると考えられる。また、処分場内の保有水の水質をモニタリングし、排水基準よりも高濃度となる有害物質の存在が確認された場合には、流出濃度が何年後に排水基準を上回るかという判断に基づいて、優先的に対処することも可能である。

一方、TMF の観点から各構造形式の遮水性能を検討したところ、流出最大濃度とほぼ同様に Type II が最も高い遮水性能を示した。しかし、Type II に関しては、ケーソン目地遮水工が護岸の遮水性に寄与しているため、長期にわたって波浪等を受けた場合における目地遮水工の破損により、護岸の遮水性能が低下する可能性が高い。そのため、長期的な Type II の護岸からの流出量は、Type I に漸近すると考えられる。

これらの検討結果から、ケーソン型廃棄物埋立護岸の設計においては、目地遮水工や遮水シートといった長期的な信頼性について不確定要因の多い遮水工に遮水性を期待する構造ではなく、図 4.25 に基づいて提案した Type I, III, IV のようなダブルライナーの思想や低透水層でのトラベルタイムの消費という信頼性の高いメカニズムに基づく構造を適用することが望ましい。さらにモニタリングや維持管理を継続的に実施し、有害物質の流出が生じた場合には適宜対応することが経済性の高い手法であると考えられる。

その一方で、ケーソン目地遮水工が安定した遮水性を有すれば遮水性能の向上に大きく寄与することが Type II に関する評価結果からも明らかであり、原位置における目地遮水工の耐久性の向上や耐用年数を把握を図ることも肝要である。

4.7 鋼矢板式構造を有する管理型廃棄物埋立護岸の遮水性能

これまで議論してきたケーソン式埋立護岸の他にも、図 4.5 b) に示した鋼矢板、もしくは鋼管矢板式護岸は海面処分場において一般的に用いられる構造である。鋼(管)矢板式護岸を管理型海面処分場の埋立護岸として用いる際に、検討が必要とされる構造細目には以下の項目が挙げられる(港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所 2000)。

- 1) 根入長:外力に対する構造物の安定上から必要な根入長と遮水性能から要求される根入長を考慮。
- 2) 矢板継手部の遮水性:継手部への膨潤性止水材の塗布(鋼矢板)、および継手嵌合部へのモルタルの充填やモルタルジャケットの使用(鋼管矢板)により鋼矢板式護岸の遮水性を確保する。

3) 鋼材の腐食と防食対策：廃棄物中に打設された鋼材の腐食速度は土中と比較して高く（清水ら 1990），特に埋立直後に腐食が進行することから（波多野ら 1990），設計，施工においては留意が必要となる。

特に，遮水性能の観点からは「2) 矢板継手部の遮水性」について，廃棄物埋立護岸に用いる場合に要求される遮水性能を明らかにするとともに，各種止水工法の遮水性能とその耐久性を評価する必要がある。そこで本節では，鋼（管）矢板式護岸を対象として実施された各種止水工法の実験的検討の事例，護岸の要求性能と適正構造に関する評価事例をレビューすることにより，鋼矢板式構造を有する埋立護岸の遮水性能について議論を行う。

4.7.1 鋼（管）矢板式護岸の遮水性に関する実験的検討

鋼（管）矢板式護岸継手部からの漏水に対しては Darcy 則に従わないと考えられるが，その評価にあたっては便宜上，継手部からの透水量と等価な流量を与える地盤材料で構成された壁体の透水係数（換算透水係数） k' [LT^{-1}] が一般的に用いられている。 k' は以下の式 (4.14) によって与えられる。

$$\frac{Q}{B \times L} = k' \frac{\Delta h}{T} \quad (4.14)$$

ここで， Q ：単位時間当たりの継手からの漏水量 [L^3T^{-1}]， B ：鋼（管）矢板の継手間隔 [L]， L ：継手長さ [L]， Δh ：水頭差 [L]， T ：換算透水層厚さ [L] である。なお， T については 0.5～1.0 m 程度に設定されるのが一般的である。なお，止水処理をしない場合の鋼（管）矢板護岸の透水性は，1 m 厚さの仮想壁体とした場合に 10^{-5} cm/s オーダーの換算透水係数を示すことが報告されており，さらに鋼管矢板の換算透水係数は鋼矢板と比較してやや小さいとされている（日本埋立浚渫協会 2001）。

鋼矢板を遮水性護岸に用いる場合，継手部にはポリウレタン樹脂等を原料とする吸水膨潤性止水材が塗布される。止水材は継手内で周囲の水を吸収・膨潤し隙間を埋めることにより，遮水性を発揮する。例えば中山ら（2000）は，IIIw 型（広幅）鋼矢板を対象として，現場で打設した継手部を切り出し，耐水圧試験を実施している。従来型の継手，および鋼矢板打設時の止水材剥離防止を目的とした改良型の継手からの漏水量を 50 cm 厚の均一層に換算した結果，換算透水係数は 1×10^{-8} cm/s 以下となることを示している。一方，岡ら（2003）は鋼矢板継手部の止水材として水膨潤性ゴムシール材を用いることにより，60 cm 厚の均一層に換算した換算透水係数が $10^{-9} \sim 10^{-10}$ cm/s オーダーの遮水性を発揮することを示しており，市販の吸水膨潤性止水材と比較して，鋼矢板打設時の損傷に対して同等以上の耐性を有することも施工試験において確認している。

鋼管矢板を遮水性護岸に用いる場合，継手嵌合部の空間にモルタルを充填することで遮水性を確保する方法が一般的に採用されている。沖ら（2003）は，曲げ試験終了後の鋼管矢板継手（P-P 型，P-T 型）の遮水性能を耐水圧試験によって評価しており，モルタル充填の場合においては 10^{-7} cm/s オーダー，アスファルトマスティック充填や止水ゴムを併用した改良継手においては， 1×10^{-8} cm/s 以下の換算透水係数（50 cm 層厚の均一層に置換）を示すことを報告している。

これらの先行研究より、鋼矢板護岸については換算透水係数で $10^{-9} \sim 10^{-10}$ cm/s、鋼管矢板護岸については 10^{-7} cm/s オーダーの遮水性能をおおよそ有すると推測できる。但し、長期に渡って供用した場合には止水性能の劣化等の影響が懸念されることから、処分場建設後のモニタリング等によってデータの蓄積を図る必要があるといえる。

4.7.2 数値解析による鋼（管）矢板式護岸の遮水性能の評価事例

嘉門ら（2000）は、PCBを含有した汚染底泥の海面処分を想定し、図4.28に示すような二重鋼矢板式護岸を有する管理型海面埋立場からのPCBの流出挙動について、本章と同様の移流分散解析を用いて評価している。さらに数値解析結果に基づいて、漏出を抑制する適正な護岸構造について検討を行っている。

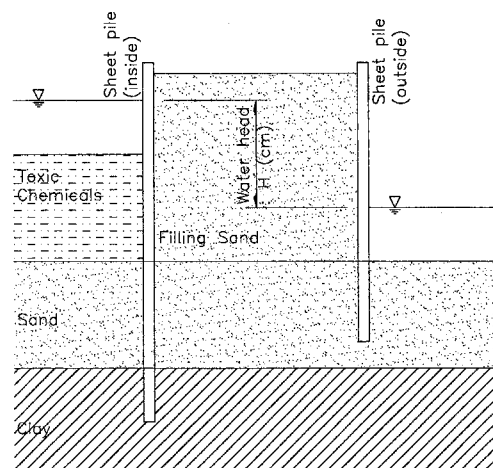


図 4.28 解析の対象とした二重鋼矢板式護岸断面（嘉門ら 2000）

前述のように、鋼（管）矢板式護岸の透水性はある層厚の均一土層に置換した換算透水係数によって評価されるが、嘉門ら（2000）は鋼矢板を適当な透水係数と継手間隔から導出される間隙率を有する材料と仮定することで、実寸法の材料として評価できることを示している。一方、4.7.1で示したように、鋼矢板護岸の有する現実的な遮水性能として考えられる換算透水係数 1×10^{-8} cm/s（50 cm 層に換算）と等価な遮水性を二重に打設した鋼矢板がそれぞれ有していれば、50年程度は有害物質の処分場場外への流出が抑制されることを数値解析により明らかにしている。

さらに、供用期間や処分場内の有害物質の濃度によっては鋼矢板護岸のみでは遮水性能が不十分な場合にも、場内側の鋼矢板と隣接させて鉛直遮水壁を鋼矢板と同じ根入れ深さまで打設することによって、護岸の遮水性能を大幅に改善できるとしている。図4.29に解析結果の一例として、鉛直遮水壁の打設幅と場外への有害物質の流出フラックスの関係を示す。経過時間による影響を受けるものの、遮水壁の打設幅の増加させることにより、流出フラックスを効果的に低減できることがわかる。

鋼管矢板式護岸についても、嘉門ら（2001）は図4.30に示す二重鋼管矢板護岸を有する海面埋立

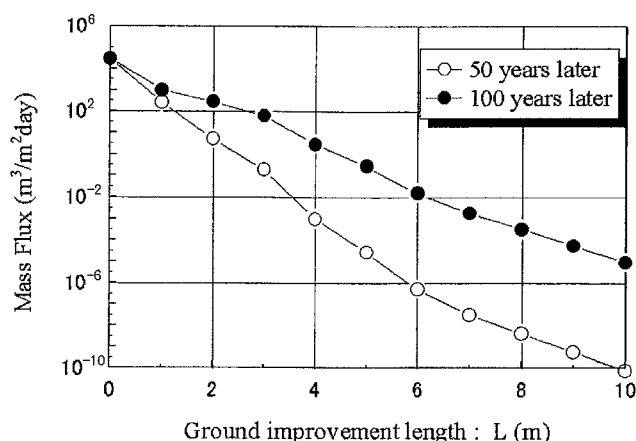


図 4.29 鉛直遮水壁打設深さと流出フラックスの関係 (嘉門ら 2000)

処分場を対象として、処分場からの有害物質の流出量を解析的に評価している。特に、処分場場外への有害物質の流出フラックスに基づいて算出された鋼管矢板の最適な遮水性能は、1 m 厚の均一層に換算して $10^{-7} \sim 10^{-8}$ cm/s オーダーであることを示している。これは、4.7.1 に示した実験的に得られた鋼管矢板護岸の遮水性能とほぼ一致するものであることから、適切な止水工法を適用することにより鋼管矢板式護岸は要求される遮水性能を発揮すると考えられる。

以上の嘉門ら (2000, 2001) による解析的検討、および 4.7.1 に示した鋼 (管) 矢板式護岸の遮水性能による実験結果に関するレビューに基づく、吸水膨潤性止水材の塗布やモルタル充填等の適切な止水対策を行うことにより、鋼 (管) 矢板式護岸は管理型海面処分場の遮水性護岸として適用可能な遮水性を発揮するといえる。ただし、図 4.29 の解析結果にも示されるように、本章で検討を行ったケーソン式護岸と同様、長期的には多少の汚染物質の流出は避けられない。したがって、鋼 (管) 矢板式護岸の設計にあたっては、供用期間を設定した上で、数値解析によって求められる有害物質の流出量に基づいて、その流出量が環境に深刻な影響を及ぼすのかどうかをリスク評価によって明らかにすることが望ましい。

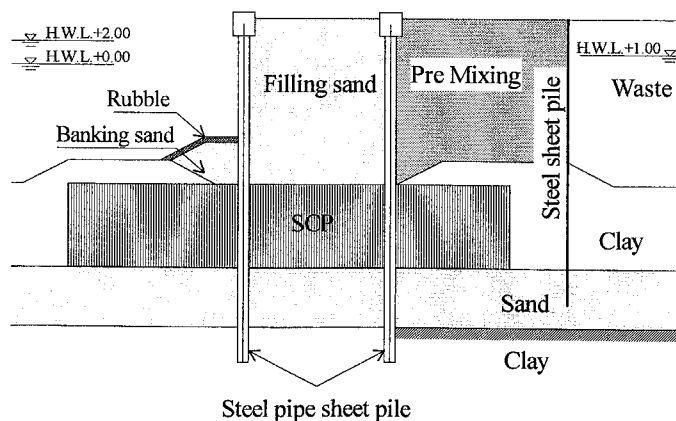


図 4.30 解析の対象とした二重鋼管矢板式護岸断面 (嘉門ら 2001)

4.8 本章のまとめ

本章では、廃棄物の埋立処分時の地盤汚染物質の拡散防止技術として環境リスクの低減に有効である廃棄物処分場の遮水工構造に着目し、今後、廃棄物処分量の増大が見込まれる管理型海面埋立処分場の重力式ケーソン廃棄物埋立護岸を対象として、その遮水性能、および有害物質遮蔽性能の評価と適正護岸構造の検討を実施した。評価にあたっては、処分場からの有害物質の流出を2次元移流分散問題として定量的に評価し、遮水シート損傷部やケーソン目地等の局所的な漏出が生じた場合にも、護岸全体として遮蔽機能を発揮する構造形式とその設計手法について提案を行った。得られた成果を以下に示す。

- 1) 遮水シート損傷部からの漏水を考慮した遮水シートの材料パラメータの決定方法として、既存の研究結果、および飽和浸透流解析を用いた評価結果に基づいて算定される等価換算透水係数 k_{eq} を遮水シートの透水係数として定義する手法を示した。この手法を用いることにより、一意的な見かけの透水係数を定義する場合と比較して、遮水シートの損傷頻度、遮水シート下層の透水性といった損傷部からの漏水量に影響を与える要因を簡便に考慮することができる。
- 2) 重力式ケーソン廃棄物埋立護岸の遮水性能、および有害物質の遮蔽性能を数値解析により評価を行った結果、遮水シートの損傷頻度が高い場合は有害物質の場外への流出量が増加し、護岸の鉛直遮水工としての機能が損なわれる。しかしながら、ケーソン式護岸の裏込め材料として低透水性の事前混合安定処理土を適用することにより、ダブルライナーとして遮水工が機能し、損傷箇所からの有害物質の流出を抑制することが可能となる。この際、要求される裏込め材料の透水係数は 10^{-4} cm/s オーダー以下である。
- 3) ケーソン目地部に遮水工を設置した場合においても、捨石マウンド部を通過して有害物質が場外に流出する傾向がみられ、護岸全体としての遮水性能への寄与がみられなかった。そのため、ケーソン目地部遮水工を設置する場合においては、捨石マウンド部に敷設する遮水シートの遮水性を併せて向上させることが必須である。この場合、2 mm 厚の遮水シートを敷設することを想定すると、等価換算透水係数 k_{eq} に換算して 1.0×10^{-9} cm/s 以下の遮水性能が要求される。
- 4) 海底粘土層に対する遮水シートの接地長を延長することにより、海底粘土層を通過する経路からの有害物質の流出量が低減され、護岸全体の有害物質の遮蔽性能が向上する。しかし、接地長をある値以上に延長すると、遮水シートの損傷部を通過する流れによる有害物質の輸送が卓越するため、接地長の延長による護岸の遮水性能への寄与が小さくなる。このことから、50年経過後に場外へ流出する有害物質の Total mass flux に基づいて最適接地長を検討したところ、本解析で対象とした護岸構造では接地長 10 m が適当であった。
- 5) 遮水シートに損傷が生じた場合にも漏水が発生しないジオシンセティック材料を遮水シートの代替材料として埋立護岸に適用した場合、裏込め材料の透水性が高い場合においても、遮水シー

トと事前混合安定処理土による裏込め層による遮水工と同等の遮水性能を得ることができた。また、海底粘土層に対する接地長に比例して護岸全体としての遮水性能が向上することが明らかとなった。

- 6) 数値解析による重力式ケーソン廃棄物埋立護岸の遮水性能、および有害物質の遮蔽性能の評価結果に基づいて、護岸全体としての遮水性能が高く、遮水シートや裏込め材料、ケーソン目地工といった各遮水工が効率的に機能している重力式ケーソン護岸構造の検討フロー、およびそれに基づいた適正な護岸構造形式を提案した。廃棄物埋立護岸の設計においては、目地遮水工や遮水シートといった長期的な信頼性について不確定要因の多い遮水工に遮水性を期待する構造ではなく、ダブルライナーの思想や低透水層でのトラベルタイムの消費という信頼性の高いメカニズムに基づく構造を適用することが望ましい。
- 7) 既往の研究のレビューに基づいて、鋼矢板・鋼管矢板式護岸の遮水性能を検討した結果、吸水膨潤性止水材の塗布やモルタル充填等の継手部における止水対策を適切に行うことにより、管理型海面処分場の遮水性護岸として適用可能な遮水性を発揮するといえる。しかし、各種止水工法の長期的な耐久性には不確定な要因が多いことから、現地調査結果等の蓄積を図る必要がある。
- 8) 今後の課題としては、有害物質の海面処分場内での挙動、特に溶出特性や地盤への吸着特性を詳細に検討し、構造形式の選定にフィードバックさせる必要がある。さらに、護岸構造の設計においては、環境リスク評価の観点から周辺環境へ有意な影響を及ぼさない許容流出フラックスを明らかにし、数値解析で推定される供用期間中の流出フラックスと比較することによって適当な護岸構造を決定することが望ましい。

第 5 章

環境リスク評価手法を導入した地盤汚染対策効果の 定量化

5.1 概説

環境リスクを評価基準とした地盤汚染対策の考え方は、1980年代後半から1990年代初頭にかけて、Risk-Based Corrective Action (RBCA) として米国において導入されはじめ (U.S.EPA 1989)、その後、オランダ、英国等においても普及し始めている。これは、すべての汚染サイトを完全に汚染開始前の状況に回復することは技術的、コスト的に不可能なことから、浄化の優先順位や人の健康や生態系に対する影響がないといえる浄化レベルを科学的根拠に基づいて明らかにし、効果的かつコストの低い浄化対策を実施する必要があることを背景としている。環境リスク評価を地盤汚染対策に導入する利点としては、以下の項目が挙げられる (James et al. 1996; Washburn and Edelmann 1999)。

- 対策を行わない場合のリスクを明らかにし、対策の必要性、優先順位を判定できる。
- 影響度の高い曝露経路、媒体、化学物質を推定することにより、調査を効率的に実施できる。
- 浄化・浄化目標が科学的根拠に基づいて定量的に評価できる。
- コスト効果の高い浄化手法を選定することができる。
- 対策実施中の安全性を評価することができる。
- 終了後のモニタリング計画が策定しやすい。

これを受けて、米国を中心として環境リスクに基づいた地盤汚染対策の評価手法が整備されつつある。例えば、ASTM においては、1995年に地下タンクからの石油類の漏出による汚染サイトを対象としたRBCAの適用に関する基準 (ASTM E 1739-95)、2000年には土壌汚染サイト全般を対象を拡張したRBCAの適用に関する基準 (ASTM E 2081-00) が示されている (American Society of Testing Materials 1995, 2000)。オランダにおいて示されている包括的なリスク評価モデル CSOIL (van den Berg 1991)、イギリス環境庁より示されているリスク評価モデル CLEA (Environment Agency 2002)

も地盤汚染問題を対象とした代表的な評価手法である。これらの手法を用いた浄化の必要性の判定にあたっては、浄化を行わない場合の現在から将来に渡るリスクを当該サイトの土地用途を考慮しつつ、比較的安全側の仮定、パラメータを用いて評価を行う。対策が必要とされるリスクの値については、U.S.EPAにおいては 1×10^{-4} (U.S.EPA 1991)、米国のNational Contingency Planにおいては 1×10^{-6} (Washburn and Edelman 1999)、世界保健機関で飲料水水質基準を設定する際に使用されている許容リスク値は 1×10^{-5} (早水 1993) と様々な値が提案されており、 $1 \times 10^{-4} \sim 10^{-6}$ の範囲が一般的である。

以上のように、地盤汚染問題を客観的に評価する手法として環境リスク評価のアプローチが有効かつ合理的であるが、これまで、大気中汚染物質を対象としたリスク評価には比較的多くの事例があるものの (例えば, Yoshida et al. 2001)、地下水や土壌を対象として実サイトの詳細なリスク評価を行った事例は少なく、リスクをベースとした土壌汚染対策の概念やファジー理論等を用いた不確定要因の数学的評価手法の提案に留まっている場合が多い (Clewer et al. 2001)。また、我が国固有の土壌特性等を考慮したリスク評価に導入するパラメータも整備されておらず、そのための統計的なデータも不足していることから、当面は個別のサイト毎に詳細な調査を実施し、評価手法の整備を進める必要がある。

そこで本章では、廃棄物の不法投棄に起因するPCBsとダイオキシン類によって汚染された実際の地盤汚染サイトを対象として、当該サイトにおけるモニタリングデータに基づいて、地盤汚染物質による当該サイト内と近隣住宅地における環境リスクを解析的に評価した。対象サイトにおいては、複合構造を有するキャッピングと地中連続壁による鉛直遮水工からなるCDF (Containment Disposal Facility) 内に汚染土を封じ込め保管する対策が実施されている。

はじめに、地盤汚染物質による環境影響評価の概念と具体的なプロセスを示し、それぞれのプロセスにおける評価項目とその方法を先行研究の成果に基づいて示している。さらに、本サイトにおいて想定される曝露シナリオ (地下水の飲用摂取、大気の吸引摂取、土壌 (SPM) の経口摂取、土壌の皮膚接触、水の皮膚接触) について、曝露経路毎の環境リスクの算出式とパラメータを示した。特に、大気摂取率や体重といった個人的格差があるパラメータによる算出リスクの分布をモンテカルロシミュレーションを用いて簡便に評価する手法を提案している。

解析においては、地下水、および大気を経由してサイトから拡散する地盤汚染物質の移動特性を評価した。地下水中の水溶性化学物質の輸送評価には移流分散方程式に基づく2次元有限要素プログラム、大気中の粒子状浮遊物質の輸送評価には大気拡散方程式の解析解をそれぞれ使い、汚染源濃度等はモニタリングデータに基づいて推定している。続いて地盤汚染物質の輸送評価結果に基づいて、当該サイト内および近隣住宅における曝露経路毎の将来的な環境リスクを算出・比較し、危険性の高い曝露経路の同定を試みた。さらに、CDF内への封じ込め保管による対策を行った場合の環境リスクを推定し、対策による環境リスクの低減効果と対策工事によって新たに発生するリスクを明らかにするとともに、CDFによる対策工の妥当性の判定と対策設計の考え方の提案を行った。

5.2 地盤汚染を対象とした環境リスク評価

環境リスクは「環境への危険性の定量的な表現で、どうしても避けたい環境影響の生起確率」として一般的に定義される（中西 1995）。有害化学物質による人間に対する「どうしても避けたい環境影響」とは、発がん性物質の場合はがんの発症、非発がん性物質の場合は器官障害の発生である。したがって、環境リスク評価では一般的に様々な経路から人体に取り込まれる化学物質の摂取量に基づき、発がん、もしくは器官障害の発生確率が推定される。環境リスク評価を導入する利点としては、定量的な評価手法であることから、不確実性を伴う環境問題に対する政策的、もしくは技術的判断において、妥当性や優先順位を客観的に評価できることが挙げられる。

このことから前述したように、地盤汚染対策においても米国におけるRBCA（Risk-Based Corrective Action）に代表される環境リスク評価手法が導入されている（American Society for Testing and Materials 1995）。環境リスク評価に基づく地盤汚染対策設計は、対策の実施によって人の健康および環境への負の影響がどの程度解消されるのかを定量化するという観点から、「性能設計」的な手法であるといえる。一方、我が国においては、地盤汚染の浄化目標値として土壤環境基準や地下水環境基準といった環境基準値を採用する「基準設計」的な手法が取られているが、近年では環境リスク評価を地盤汚染対策の立案に導入する動きが出ており、対策の妥当性の評価や最適な浄化目標値の設定が試みられている（中島ら 1999; 藤長ら 2001）。

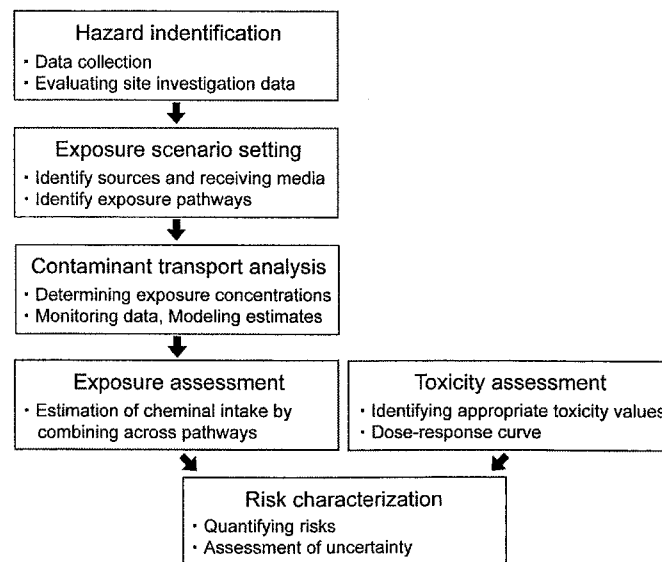


図 5.1 地盤汚染を対象とした環境リスク評価の手順

評価の対象となる環境リスクには人体の健康リスク、および生態系へのリスクがあるが、地盤汚染問題においては一般に前者が優先的に行われる。地盤汚染を対象とした環境リスク評価の手順を図 5.1 に示す。リスク評価の重要なプロセスとしては、地盤汚染に起因する各媒体中の汚染物質濃度を推定する輸送評価（Transport Assessment）、汚染物質に人体が曝される経路（曝露経路）毎の汚染

物質摂取量を算出する曝露評価 (Exposure Assessment), 汚染物質の毒性, 発がん性定数を算出する毒性評価 (Toxicity Assessment), そして最後に上記の評価から総リスク量を算出するリスク同定 (Risk Characterization) が挙げられる。以下にそれぞれのプロセスの概要を示す。

5.2.1 輸送評価

地盤汚染を対象とした環境リスク評価においては, 人体への曝露過程において化学物質の輸送媒体となる大気, 地下水, 土壌中の化学物質濃度 (曝露濃度) を現地モニタリング結果や輸送・挙動評価モデルを用いて推定する必要がある。特に, モニタリング地点と曝露地点が異なる場合や, 長期的時間分布データが入手できない場合, 定量限界以下の濃度であるにもかかわらずリスクを有する汚染物質を扱う場合などはモデルによる輸送評価の実施が不可欠である。

以下に, 輸送媒体毎の化学物質濃度の推定方法の概要を示す。ここでは一般的な評価手法と主な影響要因を示し, 実際のリスク評価にあたって調査, 検討が必要な項目について中心に述べる。

地下水

地下水中の化学物質濃度の推定にあたっては, 一般的に現地モニタリング結果と数値解析が併用される。最も簡便かつ信頼性の高い推定方法は, 井戸等の曝露地点において濃度を直接モニタリングすることである。しかしながら, 長期の曝露濃度を推定する場合などは数値解析の適用が不可欠である。地盤汚染物質は主に水溶性汚染物質と非水溶性汚染物質に分類されるが, 非水溶性汚染物質が原液状態で発見される汚染事例はほとんどないことから, 以下では水溶性汚染物質に関する議論を行う。

地下水中の物質移動は以下に示す数多くの物理・化学プロセスが関連する。

- 1) 移流 (飽和・不飽和浸透)
- 2) 分散 (分子拡散, 力学的分散)
- 3) 汚染物質の溶解 (溶出)
- 4) 収着 (吸着, 吸収, 脱着, イオン交換)
- 5) 存在態の変化 (微生物分解, 加水分解, 酸化・還元反応, 錯体形成, 沈殿)

そのため, 地下水中の物質移動特性の評価においては数多くのパラメータを決定, 評価する必要がある。例えば, 川端 (2001) は, 地下水中の物質移行特性の評価の物理パラメータを (1) 地盤固有の特性, (2) 化学物質の状態量, (3) 微生物・化学現象に関わる特性に分類し, 表 5.1 のようにとりまとめている。しかし, これらのパラメータは相互に強い相関をもっており, 実際のモデル化にあたっては評価が難しく, 信頼性を高めるためには多くの精度の高いモニタリングデータが必要となる。したがって, 現実的には支配的な要因が考慮できる比較的単純なモデル化を行い, 解析結果の妥当性はモニタリング結果と比較することにより検証することが多い。

土壌

土壌中の化学物質濃度は溶出や揮発, 生物分解, 風食作用, 表面流出等の影響により, 時間とともに

表 5.1 地中の化学物質の移行特性に関わるパラメーター一覧 (川端 2001)

For ground		For chemicals		For chemical/microbial reactions	
Hydraulic conductivity	◎	Seepage velocity	△	Adsorption/Desorption	△
Storativity	◎	Total content (soil, air, water)	○	properties	
Unsaturated hydraulic properties	△	Leaching amount (water, soil)	○	Formation/Deformation	△
Air permeability	△	Density	○	coefficient	
Dispersion coefficient	△	Viscosity	○	pH (soil)	○
Effective porosity	△	Volatility	○	pH (water)	◎
Tortuosity	△	Solubility	○	Microbe type/distribution	△
Heat capacity	△	Diffusion coefficient	○	Redox potential (soil)	○
Thermal conductivity	△	NAPL infiltration properties	△	Redox potential (water)	◎
Temperature	◎			Dissolved oxygen	◎
Wet density	◎				
pF value	◎				

◎ : Both laboratory testing and in situ measuring methods have been established.

○ : Only laboratory testing method has been established.

△ : No measuring method is established (under development).

に徐々に低下する。しかし、これらの挙動をすべて評価するのは困難であるため、短期的な曝露濃度を推定する場合には、モニタリング結果に基づく一定濃度条件を仮定することが多い。但し、モニタリング結果から化学物質濃度を推定する場合には、曝露が生じる可能性が高い位置、深度（表層）のモニタリング結果、および試料採取点の適切な配置（木内ら 2002）が重要となる。

大気

大気中における汚染物質の濃度を推定する方法は、(1) 大気中濃度の直接計測、(2) 汚染物質の大気中への放出量の計測と大気拡散モデルの併用、(3) 放出挙動のモデル化と大気拡散モデルの使用、に分類できる。モニタリング値を用いる場合には、サイトから発生している汚染物質濃度とバックグラウンド値を明確にする必要がある。また、気象要因による時間変動が大きいため、モニタリング値が当該サイトの時間および空間を代表する値であることを確認しなければならない。

一方、風食作用等による粉塵の発生量に推定には数多くの手法があり、地形条件、表土の粒径分布や含水量、風速、植生状況等の数多くの要因による影響が考慮されている (Cowherd et al. 1985; U.S.EPA 1988)。揮散量については、蒸気圧、ヘンリー定数、拡散係数といった化学物質特有の性質に依存するところが大きく、汚染物質の地盤内での存在位置・形態に基づいて揮散量を推定する方法が示されている。さらに、温度、土壌の間隙比や含水量の変化といった周辺環境条件によっても大きく影響を受けることから、モデル化にあたってはこれらの評価が必要となる。

大気中に放出された汚染物質の輸送特性のモデル化には大気拡散モデルが一般的に用いられる。拡散モデルの適用にあたっては平均風速と大気安定度が重要な指標となり、この数値の大小によって拡散範囲と空間的な濃度分布がおおよそ推定できる。平均風速については、気象データや現地の風況調

査結果を基にその値を決定する。一方、大気安定度は拡散幅を決定する指標であり、Pasquillの安定度分類による方法が一般的である（環境庁大気保全局大気規制課 1995）。

その他の媒体

地下水、土壌、大気の外に、地表水、底質が曝露の媒体として考えられる。地表水中の汚染物質濃度は季節変動や位置的変動が大きいこともあり、現地モニタリング値の解釈が難しい。よって、長期的なモニタリング、土壌表面の浸食と希釈による効果を組み合わせた簡便なモデル等に基づいて評価が行われる。一方、底質については、主に重金属や難分解性有機系汚染物質（PCBs, PAHs）の吸着が多くなっているが、これらの物質の底質中の蓄積性は高いことから、長期に渡って濃度が一定である可能性が高く、現地モニタリング値の信頼性・適用性は比較的高いと判断できる。しかしながら、これらの媒体からの直接曝露は、汚染土壌サイト及びその周辺への立入禁止といった適正な曝露管理を行うことにより、ほぼ防止することができる。

5.2.2 曝露評価

曝露経路の特定

曝露評価においては、対象とする化学物質が実際に体内に取り込まれる摂取量（曝露量）を算出することを目的とする。曝露量の算出に先だって、対象とする化学物質の曝露経路を特定する必要がある。曝露経路は、環境中の汚染物質が吸入、経口摂取、皮膚吸収等により人体に直接取り込まれる直接曝露と水産物や農産物に蓄積した汚染物質が食物を通して人体に取り込まれる間接曝露に分類されるが、本研究においては直接曝露のみを評価の対象とした。図5.2に地盤汚染を原因とする化学物質の人体への直接曝露の概念図を示す（U.S.EPA 1989）。

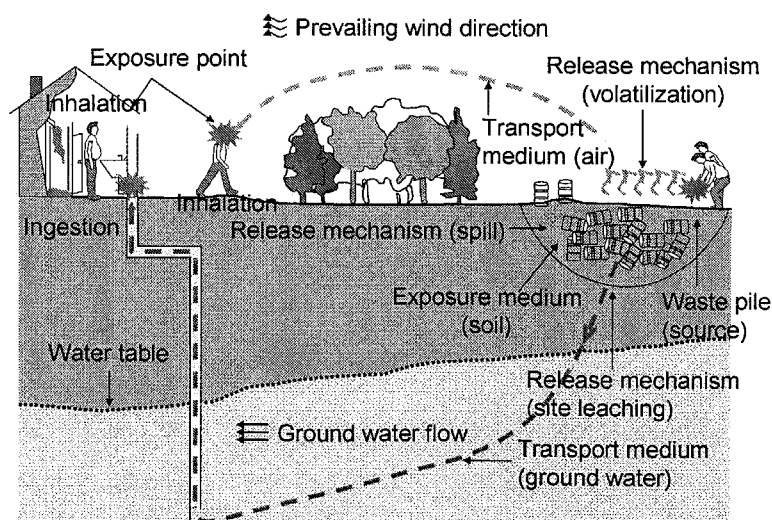


図 5.2 地盤汚染による化学物質の人への曝露経路（U.S.EPA 1989）

表 5.2 汚染物質の潜在的な曝露経路 (U.S. EPA 1989)

Exposure routes		Heavy metals	Volatilized organic compounds	Persistent organic compounds
Ground water	Ingestion	○	○	-
	Dermal contact	○	○	-
Surface water	Ingestion	○	-	-
	Dermal contact	○	-	-
Sediment	Incidental ingestion	○	○	○
	Dermal contact	○	○	○
Air	Inhalation of vapor phase chemicals	○	○	○
	Inhalation of particulates	○	○	○
	Dermal contact of particulates	○	○	○
Soil/Dust	Incidental Ingestion	○	○	○
	Dermal contact	○	○	○
Food ingestion		○	-	○

地盤汚染の原因となる代表的な化学物質は重金属類、有機塩素化合物、ダイオキシン類に分類できるが、これらは固有の物理化学特性を持つことから環境中での動態が異なるため、人体への支配的な曝露経路も変わってくる。表 5.2 に汚染物質の区分毎の潜在的な曝露経路を示す (U.S. EPA 1989)。

曝露量の算定

環境中に存在する化学物質は図 5.3 に示すようなプロセスを経て、体内に取り込まれ有害作用を引き起こす (International Programme on Chemical Safety 1999)。

経口摂取や吸入により体内に取り込まれた化学物質量を潜在投与量 (Potential Dose) と呼び、肺や消化管等の吸収器官中で取り込まれる化学物質量を適用用量 (Applied Dose) と呼ぶ。曝露量とは、器官中に取り込まれた化学物質のうち、実際に健康被害を受ける器官に到達する量を示す。曝露量を求めるには適用用量の算出が不可欠であるが、体内器官内で適用された化学物質量の同定は非常に困難である。そのため、環境リスク評価における用量-反応関係は適用用量ではなく、比較的算出が容易な潜在投与量によることが多い (International Programme on Chemical Safety 1999)。化学物質の潜在投与量 D_{pot} (M) は一般的に以下の式 (5.1) で表すことができる。

$$D_{pot} = \int_{t_1}^{t_2} C(t) IR(t) dt \quad (5.1)$$

ここで、 $C(t)$: 時間 t における環境媒体中の化学物質濃度 (MM^{-1} or ML^{-3}), $IR(t)$: 時間 t における媒体摂取率 (ex. 時間あたりの経口摂取量) (MT^{-1} or L^3T^{-1}), t_1 : 曝露開始時間 (T), t_2 : 曝露終了時間 (T) である。ここで、 $C(t)$, および $IR(t)$ の時間平均値を \bar{C} , \bar{IR} とすると、式 (5.1) は式 (5.2) のように簡略化することができる。

$$D_{pot} = \bar{C} \times \bar{IR} \times ED \quad (5.2)$$

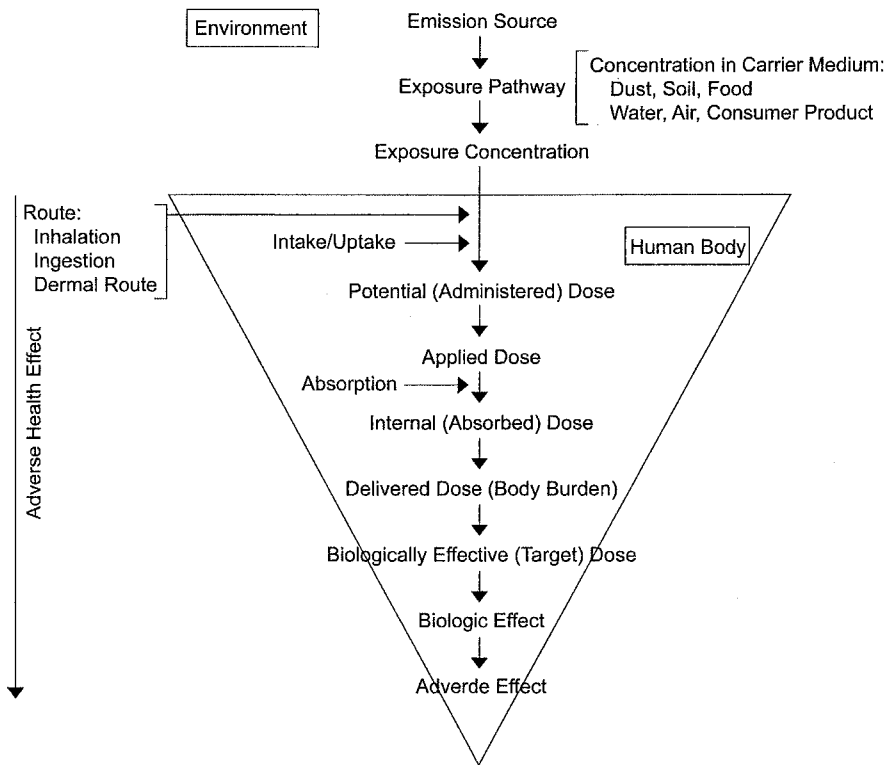


図 5.3 環境中の化学物質の摂取経路 (International Programme on Chemical Safety 1999)

ここで、 ED : 曝露期間 (T) である。さらに、 D_{pot} を体重 1 kg 当たり、1 日当たりの平均潜在用量 ADD_{pot} (Average daily potential dose) ($MM^{-1}T^{-1}$) に換算すると以下の式 (5.3) のようになる。

$$ADD_{pot} = \frac{\bar{C} \times \bar{IR} \times ED}{BW \times AT} \tag{5.3}$$

ここで、 AT : 用量が平均化された時間 (T), BW : 体重 (M) である。式 (5.3) に示す ADD_{pot} を求めるための IR , ED 等の決定方法は化学物質の種類や曝露経路によって異なる。これらのパラメータについては、現在ではおおよそ統計的にまとめられている (U.S.EPA 1992; U.S.EPA 1997)。

5.2.3 毒性評価

毒性評価においては、ある用量 (Dose) の有害物質を摂取した場合に、その反応としてどの程度の発生確率で健康被害 (Response) が生じるかという用量-反応の関係を評価することが目的となる。この用量と反応の関係は Dose-Response Curve と呼ばれる。有害物質は一般的に発がん性物質と非発がん性物質に分類されるが、発がん性物質と非発がん性物質の Dose-Response Curve は「閾値」の有無により形状が異なる。

発がん性物質は、体内に摂取されるとがん細胞が突然変異することによってがんを発症させるといわれており、がん細胞が現れる用量には一定の閾値が存在しない。発がん性物質の Dose-Response Curve の概念図を図 5.4 に示す。人に対する Dose-Response Curve は動物実験によって求められる Dose-Response Curve に基づいて推定される。しかし、人に対する用量-反応関係の評価においては

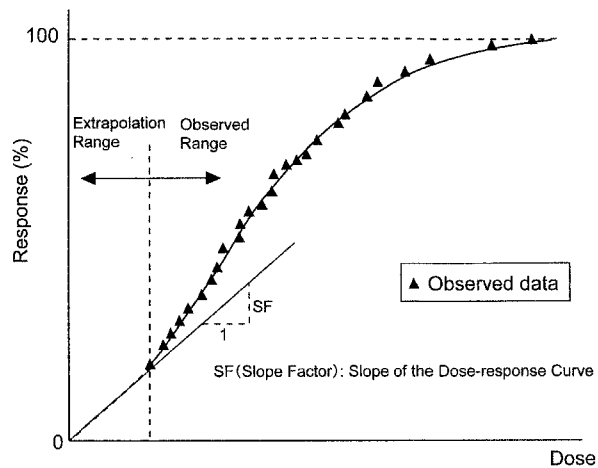


図 5.4 発がん性物質の Dose-Response Curve の概念図

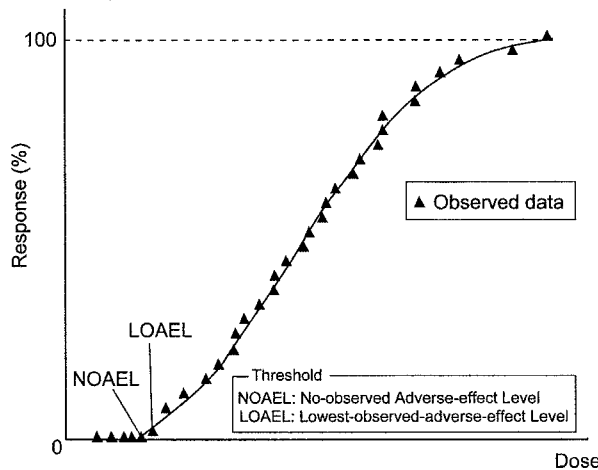


図 5.5 非発がん性物質の Dose-Response Curve の概念図

低い用量の範囲でのデータが必要であるが、動物実験に求められる Dose-Response Curve は高い用量の範囲であることが多い。したがって、動物実験結果を低用量領域において外挿する必要がある。外挿方法としては、線形外挿モデル（ワンヒットモデル）、線形多段階モデル、ワイブルモデルなどがあり（中西 1995）、外挿方法によって Dose-Response Curve の形状が異なる。現在、米国環境保護庁（U.S.EPA）等において主流的に用いられるのは線形外挿モデルである。図 5.4 に示す線形外挿によって決定される低用量領域での近似直線の傾きは Slope Factor（以下、 SF とする）と呼ばれる。

一方、非発がん性物質においては、それより低い用量では健康被害が認められない「閾値」が存在する。非発がん性物質の Dose-Response Curve の概念図を図 5.5 に示すが、閾値としては、図中に示す NOAEL（無毒性量）、もしくは LOAEL（最小毒性発現量）が用いられる。非発がん性物質による環境リスクの評価・管理にあたっては、健康被害を最小に抑える、あるいは健康被害がないとみなせる許容量が用いられる場合が多く、例えば RfD（Reference Dose：参考用量）、TDI（Tolerable

Daily Intake : 耐容一日摂取量), ADI (Acceptable Daily Intake : 許容一日摂取量) として定義されている。これらの許容量は NOAEL, もしくは LOAEL を不確実係数で除することによって算出されている。不確実係数はいくつかの要因によって決定されるが, 主なものとしては動物実験から人への外挿に関するもの (種間外挿), および人の化学物質に対する感受性の個人差に関するものがある。

個々の有害化学物質の SF や許容量については, USEPA の Integrated Risk Information System (IRIS) 等のデータベースにまとめられている。ただし, SF の値は外挿方法, 曝露条件, 仮定条件等によって変化する値であり, 現在も検討中であることから, 値の設定においては留意が必要である。

5.2.4 リスクの同定

リスクの算出方法

本検討で対象としたダイオキシン類, PCBs のような発がん性物質によるリスクは, 一般的に Dose-Response Curve から推定される SF と式 (5.3) から得られる 1 日当たりの潜在当量 ADD_{pot} により, 以下の式 (5.4) から算出することができる。

$$Risk = ADD_{pot} \times SF = SF \times \bar{C} \times \frac{\overline{IR} \times ED}{BW \times AT} \quad (5.4)$$

式 (5.4) によって算出される $Risk$ は発がんの可能性を表すものであり, 例えば算出値が 10^{-6} である場合は 100 万人に 1 人の確率で発がんの可能性を示している。リスクの許容値については, 日常生活での行動による死亡確率 (Wilson 1979) を考慮すると $10^{-5} \sim 10^{-6}$ が許容レベルという議論もあるが, 算出における不確定要素が多く一意的に決定することは難しい (中西 1995)。このことから, 本研究において算出した環境リスクの解釈については, 曝露経路毎のリスクの比較や対策工によるリスク低減効果の評価といった相対的な評価に重点をおき, 絶対的なリスクの評価については 10^{-6} を参考許容値として用いた。

式 (5.4) で示した一般的なリスクの算定方法に基づいて, 「地下水の飲料摂取」「大気の吸引摂取」「飛散粒子の吸引摂取」「土壌の皮膚接触」「土壌の経口摂取」「水の皮膚接触」という 6 種類の曝露経路を対象として, 曝露経路固有のパラメータ等を導入することによって得られる曝露経路毎のリスク算定方法を付録 A に示す。

集団分布の評価

発がんリスクを算出するための式 (5.4) は, 化学物質の種類により決定されるパラメータ (SF), 対象サイトの状況により決定されるパラメータ (\bar{C}), 曝露対象となる個人のプロフィールにより決定されるパラメータ (\overline{IR} , ED , BW , AT) からなる。これらの値はいずれも不確定要素を有しているが, 個人のプロフィールについてのばらつきは一般的な確率分布データとしてまとめられている (U.S.EPA 1992; U.S.EPA 1997)。このデータを用いて, 個人のプロフィールの相違によるリスクの算出値への影響を以下の方法により定量的に評価を行った。

表 5.3 個人プロフィールに関するパラメータの確率分布 (U.S.EPA 1997)

Parameters	Unit	Frequency distribution	Mean	Standard deviation	
Inhalation rate	IR_a	m^3/day	Lognormal	15.2	5.0
Drinking water intake rate	IR_w	ml/day	Lognormal	1366	728
Soil ingestion rate	IR_s	mg/day	Standard normal	50	15
Exposure time for water	ET_w	$min/event$	Lognormal	10	7
Total body surface area	SA_t	m^2	Standard normal	1.97	0.19
Surface area of hands	SA_h	m^2	Standard normal	0.084	0.0127
Body weight	BW	kg	Lognormal	65.4	14.6

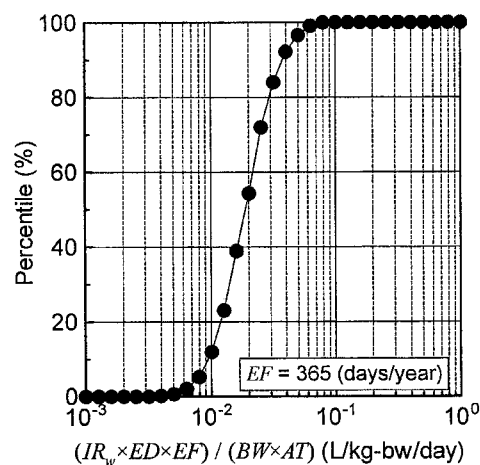


図 5.6 地下水の経口摂取に関わる P 値の累積分布

付録 A に示す各曝露経路毎のリスク算定式 (A.1) ~ (A.6) において、右辺の末項の括弧内は体重、飲料水摂取率、曝露時間といった個人のプロフィールに関するパラメータからなる値である (以下、P 値と呼ぶ)。P 値を構成するそれぞれのパラメータには個人格差が存在するが、U.S.EPA (1997) ではこれらのパラメータの分布を表 5.3 に示す確率分布関数として統計的にまとめている。そこで、Von Neumann の棄却法を用いたモンテカルロ・シミュレーション (津田 1995) を適用し、これらのパラメータの個人格差に起因する P 値の分布を算出した。算出方法の概略を、式 (A.1) に示す地下水の飲料摂取に係る P 値を例として以下に示す。

- 1) 個人格差を有するプロフィール (ex. 飲料水摂取率 IR_w , 体重 BW) に対して、モンテカルロ・シミュレーションでの発生乱数が表 5.3 に規定する確率分布に適合する場合はその値を採用し、適合しない場合は棄却する。
- 2) 考慮するすべてのプロフィールを対象にその作業を実施し、採用された乱数値を用いて P 値 ($= (\overline{IR_w} \times EF \times ED) / (BW \times AT)$) の算出を行う。なお、 $EF = 365$ (days/year), $ED = AT = 50$ (years) で一定であると仮定した。
- 3) 発生乱数 2 万個に対して上記の計算を行い、算出された $(\overline{IR_w} \times EF \times ED) / (BW \times AT)$ の分

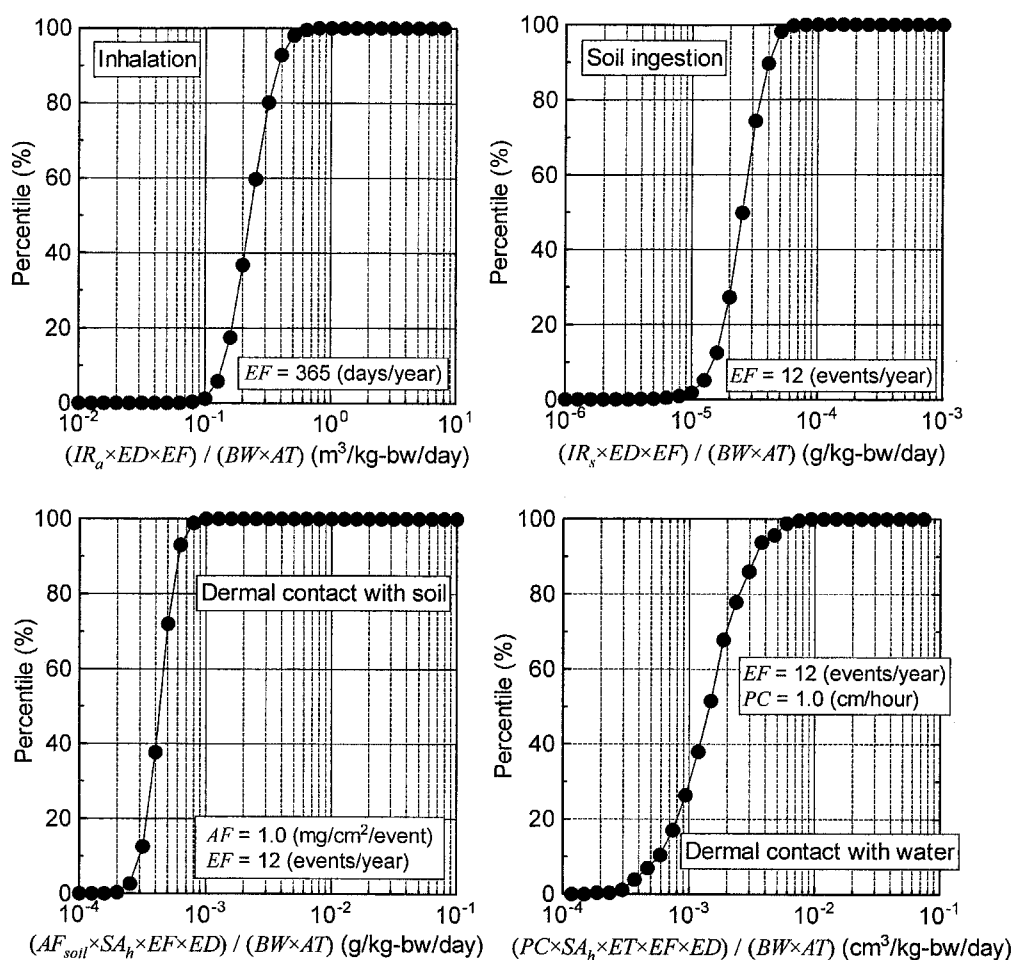


図 5.7 他の曝露経路における P 値の累積分布

布（図 5.6 参照）を求める。なお、得られた P 値の分布の物理的意味は、1 日における体重当たりの飲料水摂取量の個人間の分布（ばらつき）である。

同様の方法で、式 (A.2) ~ (A.6) についても同様に P 値の分布を算出した。計算結果のうち、大気の吸引摂取、土壌の経口摂取、土壌の皮膚接触、水の皮膚接触に関する P 値の累積分布を図 5.7 に示す。なお、ED、AT はいずれも 50 (years) とし、各曝露経路の計算に用いた EF 等の値は図 5.7 に併せて示している。

P 値は化学物質を含有する環境媒体の人体への摂取量を単位体重当たりの日平均量として表される。人体への健康リスクが単位体重当たりの日平均化学物質摂取量（P 値に媒体中の化学物質濃度を乗じた値）に SF を適用することにより算定されることを考慮すると、P 値の分布の数学的意味は、ある濃度の化学物質を含有する媒体に曝露された場合における体格差や摂取率の個人格差に起因するリスクの分布（ばらつき）である。よって、P 値の累積分布 70% 値を用いて算出したリスクは、曝露の対象となる集団において個人が被るリスクの大きさを昇順に並べた場合の 70% 値に一致すると考えられる。

本検討におけるリスクの算出においては、P 値の累積分布の 5% 値、95% 値を用いることにより、あ

表 5.4 曝露経路毎の P 値の累積分布における 5%値, 50%値, 95%値

Exposure route	Intake of water	Inhalation	Soil ingestion	Dermal contact with soil	Dermal contact with water
Unit	(ℓ/kg-bw/day)	(m ³ /kg-bw/day)	(g/kg-bw/day)	(g/kg-bw/day)	(cm ³ /kg-bw/day)
5th percentile	7.84×10^{-3}	1.23×10^{-1}	1.25×10^{-5}	2.71×10^{-4}	3.98×10^{-4}
50th percentile	1.87×10^{-2}	2.29×10^{-1}	2.52×10^{-5}	4.32×10^{-4}	1.45×10^{-3}
95th percentile	4.37×10^{-2}	4.33×10^{-1}	4.42×10^{-5}	6.61×10^{-4}	4.27×10^{-3}

る濃度で汚染された媒体に曝露された場合におけるリスクの個人格差を評価した。表 5.4 に、図 5.6, 図 5.7 から求められる各曝露経路毎の P 値の 5%値, 50%値, および 95%値を示す。

5.3 対象とした地盤汚染サイト

5.3.1 対象サイトの汚染状況

リスク評価の対象とした地盤汚染サイトの概略平面図を図 5.8 に示す。本サイトはある都市河川の多目的遊水池内に位置しており、2本の河川と周囲堤に囲まれた地域の一部である。

1999年に産業廃棄物の不法投棄が原因とみられる有害物質を含む異物混入土が図 5.8 中の斜線区域において発見された。異物混入土の総量は約 108,000 m³ であり、汚染の状況としては、0.2~3.0 m 深さの表層を中心とした PCBs やダイオキシン類、重金属等による複合汚染であった。さらに、周囲の河川底泥、河川内生物も低レベルではあるが PCBs, ダイオキシン類に汚染されていることが確認された。確認された汚染物質のうち、PCBs 含有量が最大 19.2 mg/kg, ダイオキシン類含有量が最大 2,300 pg=TEQ/g と高い水準で検出されたため、PCBs とダイオキシン類をリスク評価の対象物質とした。ダイオキシン類, PCBs は発がん性物質であることから、環境リスクの算出にあたっては U.S.EPA が示している Slope Factor (SF) を用い、ダイオキシン類については 1.0×10^{-4} [pg/kg/day]⁻¹, PCBs については 4.0 [mg/kg/day]⁻¹ とした (U.S.EPA 1994; U.S.EPA 1996)。

汚染状況調査と併せて、当該サイトの地質概況、地質断面の推定、地下水流況の調査も併せて行われており、これらの結果は、後述する地下水による有害物質の輸送挙動の推定の際に用いた。

5.3.2 原位置調査および対策工の概要

地盤汚染の発見を受けて処理技術検討委員会が設置され、当該サイトでは以下に示す対策、およびモニタリング調査が実施された。

汚染状況調査に基づいて対策方法の検討が行われた結果、鉛直遮水壁、および覆土と遮水シートによるキャッピング工を併用した原位置封じ込め施設をサイト内の図 5.8 中に示す位置に建設し、その中に将来的に無害化処理を行うまでの間、一時的に汚染土を保管するという対策が採用された。原位置

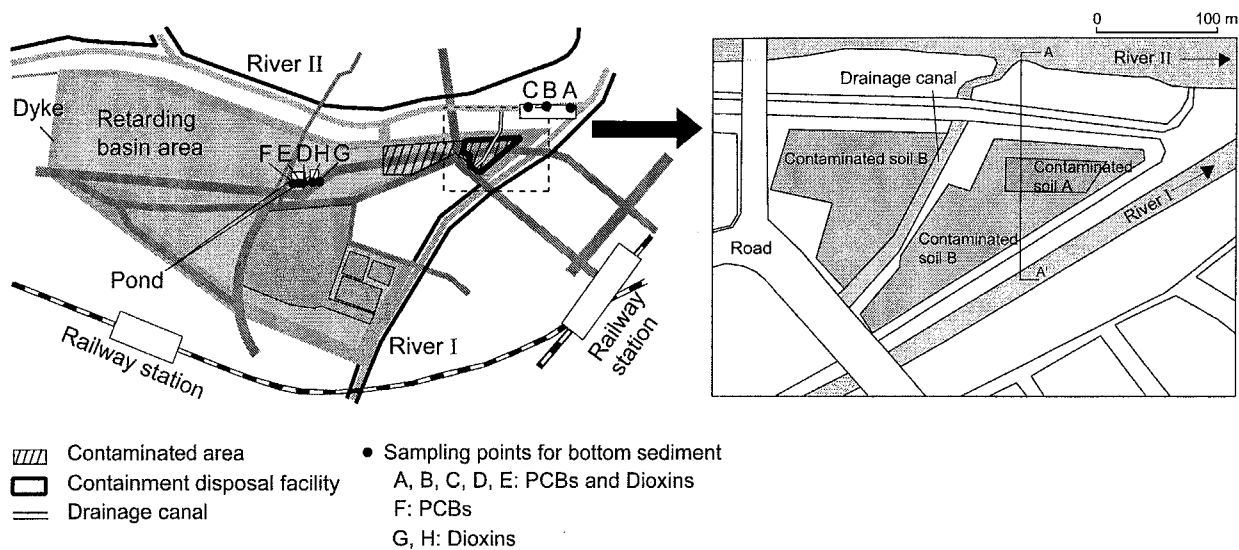
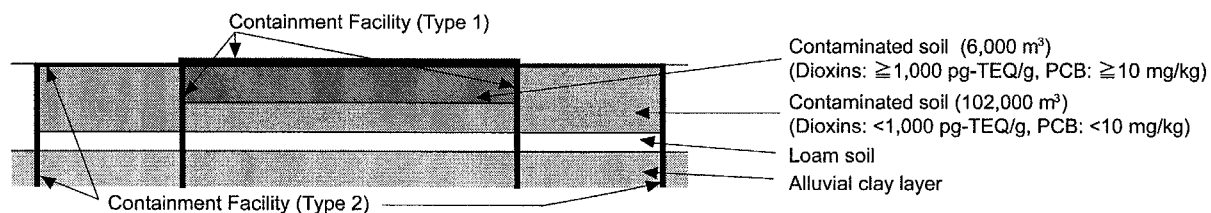
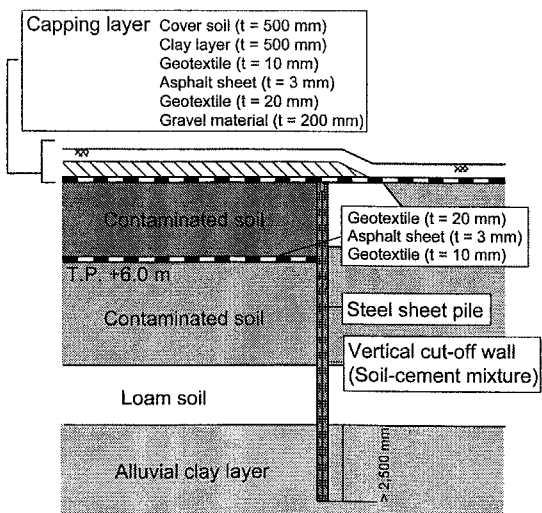


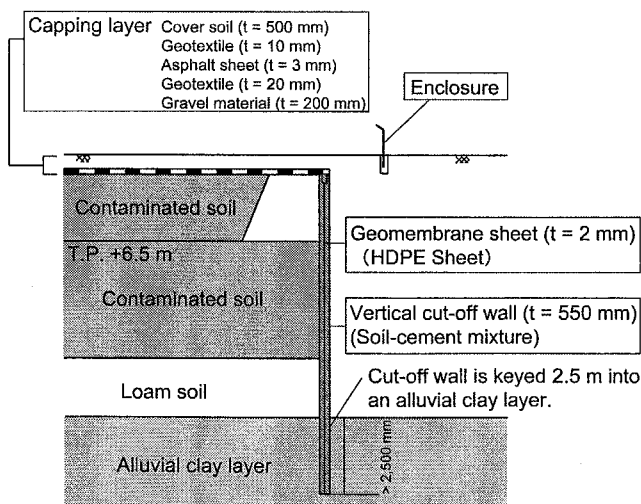
図 5.8 リスク評価の対象とした地盤汚染サイトの平面図



i) Schematic cross section of the CDF



ii) Containment Facility (Type 1)



iii) Containment Facility (Type 2)

図 5.9 原位置封じ込め施設の断面構造

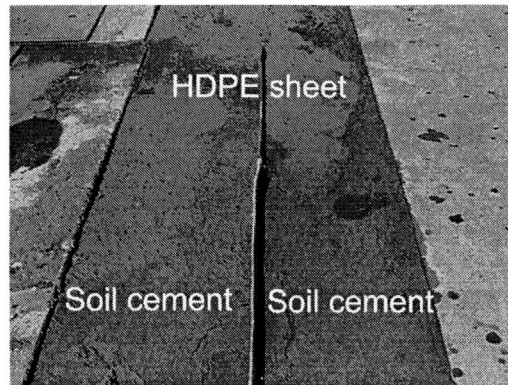


図 5.10 鉛直遮水壁（タイプ 2）の施工状況

置封じ込め施設の断面構造を図 5.9 に示す。

原位置封じ込めの基本的な考え方として、発見された異物混入土 10,800 m³ を、ダイオキシン含有量が 1,000 pg-TEQ/g 以上、もしくは PCB 含有量が 10 mg/kg 以上の条件に適合する有害物質含有量が高い汚染土 I（約 6,000m³）とそれ以外の有害物質含有量が比較的低い汚染土 II（約 102,000 m³）に分別し、図 5.9 i) に示すように異なる 2 種類の仕様の封じ込め施設（タイプ 1、タイプ 2）に別々に保管した。タイプ 1、およびタイプ 2 の封じ込め施設の遮水工構造の詳細を図 5.9 ii), iii) にそれぞれ示している。汚染土 I を保管するタイプ 1 の封じ込め施設では、鉛直遮水壁として鋼矢板を芯材とした TRD 工法による 550 mm 厚のソイルセメント連壁が打設されており、地表面には遮水シートと粘土層からなる複合構造のキャッピング工が設置されている。一方、汚染土 II を保管するタイプ 2 の封じ込め施設は、2 mm 厚の HDPE 遮水シートと地中ソイルセメント連壁による鉛直遮水壁（図 5.10）、およびアスファルトシートを遮水層としたキャッピング工により構成されている。なお、封じ込め施設内の保有水の外部への漏出を防ぐため、鉛直遮水壁は低透水性の沖積粘土層に対して 2.5 m の根入れ長が確保されている。また、汚染土 I はタイプ 1、2 の 2 種類の鉛直遮水壁により、二重に封じ込められている。

一方、対策工事と併せて、対策工事实施前後、および対策工事实施中の周辺環境への影響を把握するために当該サイトとその周辺では継続的にモニタリング調査が実施されている。モニタリング調査の実施状況は付録 B に示すが、大気質（7 地点）、地下水の水質と水位（9 地点）、排水の水質（1 地点）、発生ガス（5 地点）等のモニタリングが主要な項目となっている。

5.3.3 想定される曝露経路

本検討で対象としたサイトでは、表層付近に汚染土が存在することから、汚染物質の輸送形態としては、地下水による輸送に加え、表土の粉塵化による輸送、表流水による流出等が考えられる。このことから、PCBs、ダイオキシン類の潜在的な曝露経路として想定される表 5.5 に示す経路を検討の対象とした。但し、封じ込め対策工により表層はキャッピングされることから、対策実施後は粉塵に

表 5.5 本サイトにおいて想定される曝露経路

Contaminated medium	Exposure route	PCBs			Dioxins		
		Before	Under	After	Before	Under	After
Volatilized gas	Inhalation	○	○	○	○	○	○
Airborne dust	Dermal contact	○	○	-	○	○	-
	Inhalation	○	○	-	○	○	-
Groundwater	Intake	○	○	○	-	-	-
Surface water	Dermal contact	○	○	○	○	○	○
Soil	Dermal contact	○	○	-	○	○	-
	Intake	-	-	-	-	-	-

○: considered, - : not considered

よる曝露、および土壌の皮膚吸着による曝露は発生しないと考えた。

5.4 地下水における化学物質の輸送とその環境リスク

本節では、対象サイトにおける地下水による有害物質の輸送評価、ならびに評価結果に基づく環境リスクの算定結果を示す。

人体に対する曝露量の評価にあたっては、汚染物質を含有する地下水の摂取量を行動形態等に基づいて厳密に評価する必要がある。当該サイトでは地下水は飲料水として摂取されていないため、実際には地下水汚染による人体への直接リスクはほぼ存在しないと判断される。しかしここでは、常時当該サイトの地下水を摂取すると仮定し、その場合における健康リスクを「潜在リスク」として算出することにより、対策工の有用性について検討を行っている。

5.4.1 地下水流れ場の推定

本サイトは鮮新世上総層群（固結シルトと砂の互層）の上部に、下部沖積層（砂礫、砂質土、粘性土）と上部沖積層（粘性土、砂質土、有機質土）が堆積し、表層は埋立・盛土地盤によって構成される地盤である。地盤調査結果より、上部沖積層が帯水層となっており、透水係数も他の層と比較して高いことから、この層での平面的な地下水流れが卓越していることが容易に判断できた。よって、有限要素法による平面二次元浸透流解析を行い、本サイトの平面的な地下水流れ場を推定した。解析にあたっては、図 5.8 に示す 2 本の河川、および周囲堤に囲まれた部分を解析対象領域とし、現地調査で計測された地下水位が一定に保たれるという定常条件下での地下水流れ場を推定した。なお、河川境界については河川水位を一定条件で与えた。

図 5.11 に、平面二次元浸透流解析による地下水流れ場の推定結果を示す。封じ込め施設からの平面地下水流れは 2 本の河川方向に卓越する挙動を示した。これは、遮水壁の設置により封じ込め施設内に比較的高い地下水位が維持されること、および河川水位が地下水位と比較して低い位置に存在す

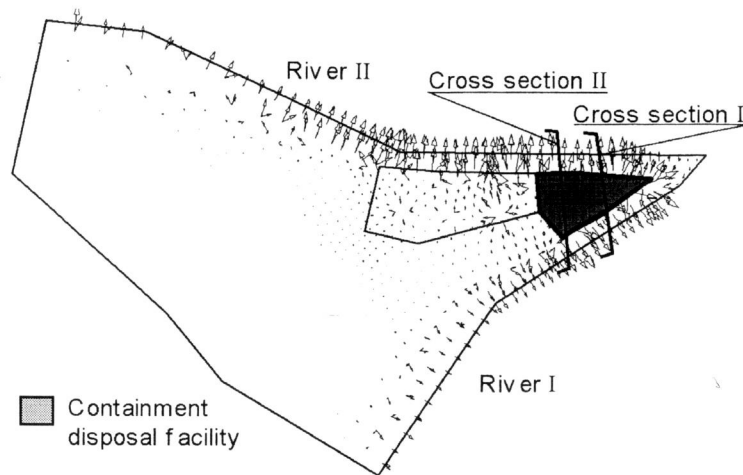


図 5.11 平面二次元浸透流解析により推定した地下水流れ場

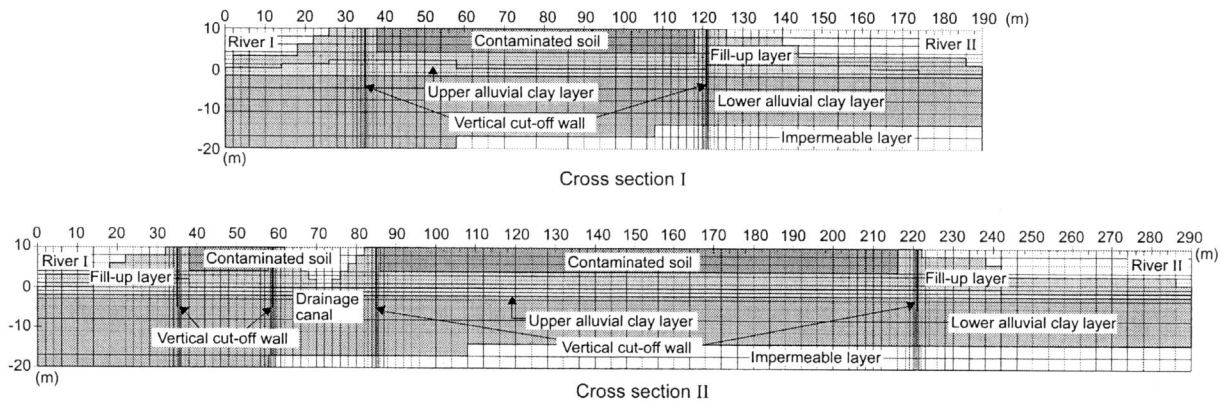


図 5.12 解析の対象とした鉛直断面（上：断面 I，下：断面 II）

ることに起因するものである。そこで、図 5.11 の断面 I、断面 II に示すような汚染土封じ込め施設から河川への地下水の卓越流れ方向に平行な鉛直断面を対象として、鉛直遮水壁の施工前、施工後の地下水流れ場と有害物質の輸送特性について評価を行った。断面 I、および断面 II の解析メッシュを図 5.12、解析で使った地盤材料の物性値を表 5.6 に示す。なお、鉛直遮水壁の施工前を想定した解析ケースでは、図 5.12 の遮水壁に相当するメッシュ部には既存の構成土層の物性値を適用している。各層の透水係数については現場透水試験結果、および室内三軸透水試験結果より決定した。

鉛直断面における地下水流れ場の推定結果の一例として、断面 I における鉛直遮水壁の施工前後の全水頭分布を図 5.13 に示す。但し、遊水地内の地下水位は、計測結果に基づいて遮水壁の施工前は 4.0 m、施工後は 6.5 m を水位固定条件で与えている。

遮水壁の施工前においては、深度が小さい領域の比較的透水性が高い盛土層や上部沖積粘土層において水平方向への全水頭勾配が発生しており、場外へ向かう水平方向の地下水流れが生じていることがわかる。一方、遮水壁の施工後においては、全水頭は深度の大きい低透水性の下部沖積粘土層にお

表 5.6 解析に用いた材料パラメータ

Parameters	Unit	Fill-up layer	Upper AC layer	Lower AC layer	Contaminated soil	Cut-off wall
Hydraulic conductivity k	cm/s	1.0×10^{-5}	5.0×10^{-5}	2.0×10^{-7}	1.0×10^{-4}	1.0×10^{-11}
Effective porosity n_e	-	0.55	0.60	0.65	0.50	0.01
Longitudinal dispersivity α_L	cm	10	10	10	10	10
Transversal dispersivity α_T	cm	1	1	1	1	1
Effective diffusivity D_m	cm ² /s	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}
Retardation factor R	-	10	10	10	10	10

AC: Alluvial clay

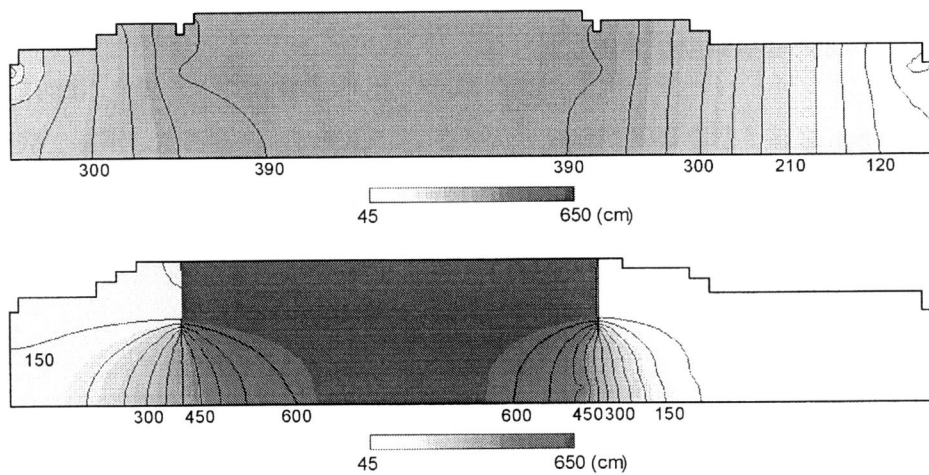


図 5.13 断面 I における全水頭分布の解析結果（上：遮水壁施工前，下：遮水壁施工後）

いて消費されており、透水性の高い層においては水平方向への水頭勾配が発生していない。なお、断面 II においても同様の傾向が得られた。これらの結果から、遮水壁を打設することにより場外へ向かう水平方向への地下水流れが大幅に抑制されるといえ、それに伴って移流による有害物質の輸送も低減されると推測できる。

5.4.2 地下水中の有害物質輸送評価

解析手法

5.4.1 で評価した地下水流れ場の推定結果に基づいて、対策工を実施した場合と実施しない場合の化学物質の輸送特性を数値解析により比較し、対策工の実施効果の評価を行った。数値解析は、以下の仮定、条件に基づいて実施した。

- 1) ダイオキシン類は、水への溶解性が低く、地下水で浮遊粒子状物質 (SS) に付着して存在することから地下水での輸送が起りにくいと見做し、PCBs のみを対象汚染物質とした。但し、汚染土中の間隙水の PCBs 濃度 (c_0) としては、我が国工業用として一般的に用いられていた三塩

化ビフェニルの水への溶解度を参照し、 0.147 mg/l とした（日本化学会 1980）。現在までのモニタリング調査では地下水からはPCBsは検出されていないが、汚染土中には高濃度のPCBsが含有されていることから、安全側の評価を行うために $c_0 = 0.147 \text{ mg/l}$ とした。

- 2) 地下水における汚染物質の輸送については、西垣ら（1995）による移流・分散に基づく地下水での溶質移動モデルを用いて評価を行った（本モデルの詳細は第4章を参照）。解析に用いた各層の材料パラメータ（物性値）は表5.6に示した通りである。
- 3) 当該サイトは、汚染の開始から30年程度経過している。そのため遮水壁を施工したケースの解析においては、汚染開始から30年間は遮水壁が存在しない状態で解析を行い、遮水壁を打設した上で、さらに30年間の汚染物質の輸送挙動を評価した。一方、遮水壁を施工しないケースの解析では60年間の輸送挙動を評価した。

PCBの吸着特性の評価

PCBのような有機化合物は土壌中に存在する有機炭素に対する吸着性が非常に高い。この場合の分配係数 K_d (M^{-1}L^3) は以下の式 (5.5) で与えられる。

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad (5.5)$$

ここで、 K_{oc} : 有機化合物の土壌中の有機炭素への収着係数 (M^{-1}L^3)、 f_{oc} : 土中の有機炭素の重量率である。 K_{oc} の推定にあたっては、式(5.6)に示すような $\log K_{oc}$ とオクタノール-水の分配係数の正規対数 $\log K_{ow}$ との相関性が利用される。

$$\log K_{oc} = a + b \log K_{ow} \quad (5.6)$$

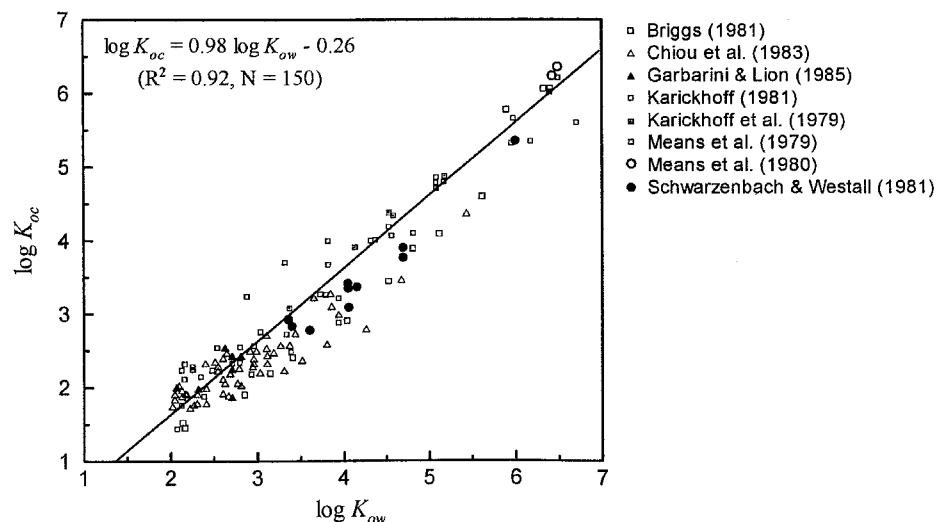


図 5.14 既往の研究における K_{oc} と K_{ow} の相関関係

表 5.7 PCB の K_{ow} (Spitz and Moreno 1996)

Type of PCB	CAS No.	log K_{ow} in [ℓ]
PCB-1016	-	2.57
PCB-1221	111-042-82	> 5.58
PCB-1232	111-411-65	2.8, 4.09
PCB-1248	126-722-96	4.11, 5.58
PCB-1260	110-968-25	6.03, 6.47

図 5.14 に K_{oc} と K_{ow} の相関について過去の実験結果に基づいてまとめたものを示す。この K_{oc} と K_{ow} との相関関係から、式 (5.6) における a , b は $a = -0.26$, $b = 0.98$ とそれぞれ推定される。したがって、一般に K_{oc} は $K_{oc} \simeq K_{ow}$ として用いられることが多い。各種 PCB の K_{ow} の値 (Spitz and Moreno 1996) を表 5.7 に示すが PCB の種類によってオーダーレベルで値が異なっている。

一方、本研究で使用した西垣ら (1995) による移流・分散に基づく地下水中の溶質移動モデルにおいては、化学物質の吸着は遅延係数 R によって評価される。吸着量が溶液中の化学物質濃度に比例するという一般的な線形吸着モデルを用いた場合、遅延係数 R は以下の式 (5.7) で与えられる。

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} = 1 + \frac{(1-n)\rho_s}{\theta} K_{oc} f_{oc} \quad (5.7)$$

ここで、 ρ_d : 土の乾燥密度 (ML^{-3})、 θ : 体積含水率 (-)、 n : 間隙率 (-)、 ρ_s : 土粒子密度 (ML^{-3}) である。式 (5.7) を用いて、当該サイトにおける地盤の PCB に対する R の推定を行った場合、地盤は有機質土、シルト質粘性土で構成されていることから $f_{oc} = 0.01$, $\rho_s = 2.75 \text{ (g/cm}^3\text{)}$ と仮定すると、表 5.7 における $\log K_{ow} = 2.57 \sim 6.47$ に対する R の値は式 (5.7) より、 $R = 1.1 \times 10^1 \sim 8.1 \times 10^4$ と算定できる。この値を参考として、本研究では安全側の評価を行う観点から PCB の遅延係数は $R = 10$ と設定した (Kamon et al. 2003b)。PCB の遅延係数については、算定結果にあるように $10^3 \sim 10^4$ 程度のオーダーを示す事例も報告されており (Schnoor 1996)、精度良く R を推定するためには室内試験や実証試験による検討が必要である。

解析結果

解析結果の一例として、断面 I における比濃度で表示した 60 年経過後の化学物質 (PCB) の濃度分布を図 5.15 に示す。なお、以降の解析結果はすべて遮水壁を設置しないケースと 30 年経過後に遮水壁を設置したケースを比較して示すこととする。

図 5.13 に示したように、遮水壁を設置しない場合は水平方向への地下水流れが生じることから、化学物質についても水平方向への輸送が卓越する結果となった。一方、遮水壁を設置した場合には、同じく図 5.13 に示したように鉛直方向への流れが発生し、遮水壁根入部分下を潜りこむような地下水流れが卓越する。しかしながら、鉛直方向への顕著な化学物質の輸送は確認されなかった。この要因としては、鉛直方向への地下水流れは透水性の低い下部沖積粘土層を通過すること、ならびに化学物質の輸送距離が長くなることによって吸着によって輸送が制限されることが挙げられる。さらに、水平

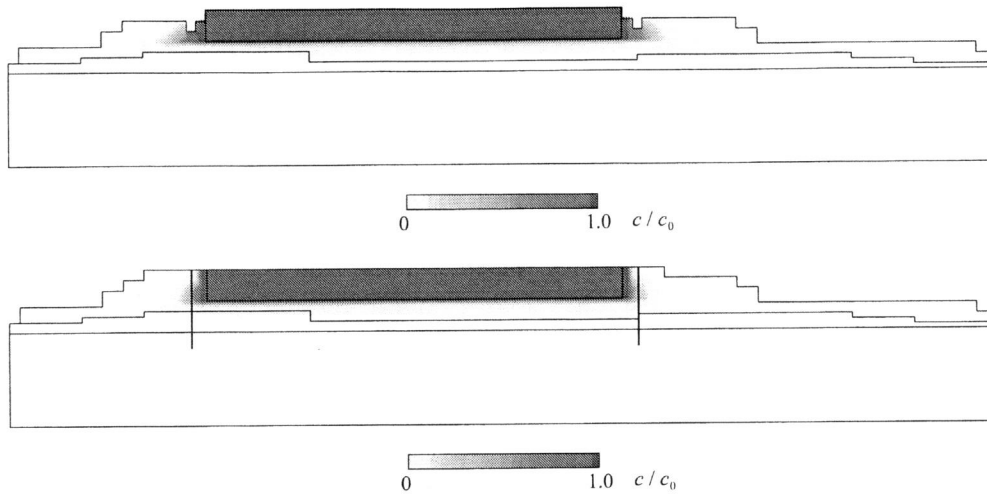


図 5.15 60年経過後における有害物質濃度分布（上：遮水壁無，下：30年経過時に遮水壁設置）

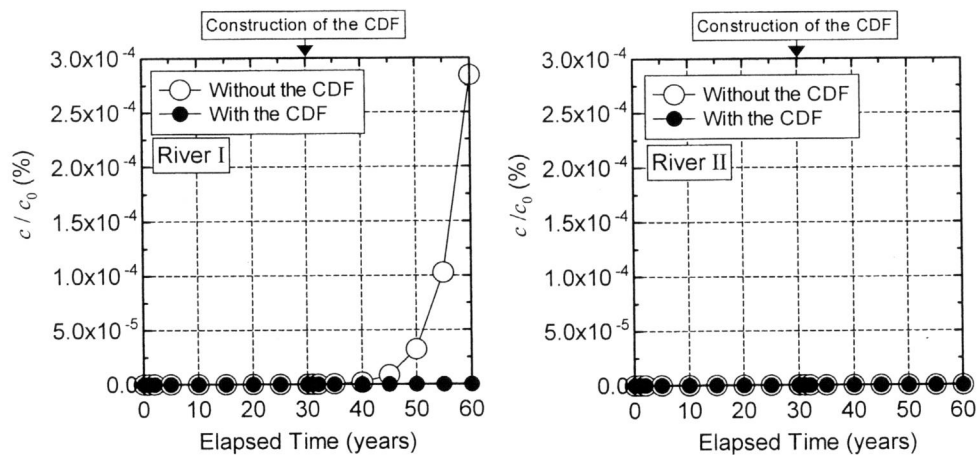


図 5.16 サイト境界における地下水中の有害物質濃度の時間変化（断面 I）

方向への化学物質の輸送についても遮水壁を設置しないケースと比較して低減されていることから、遮水壁による化学物質の輸送抑制効果は高いといえる。

次に、当該サイトから場外への化学物質の流出箇所となる河川 I、河川 II、および排水路（断面 II のみ）との境界において、それぞれの境界に到達する地下水中の有害物質の時間変化を解析結果に基づいて評価した。断面 I、および断面 II における各境界に到達する地下水中の化学物質濃度の経時変化を図 5.16、図 5.17 にそれぞれ示す。

断面 I における河川 I、河川 II との境界においては遮水壁の設置の有無を問わず化学物質濃度は非常に低い値を示している。ただし、封じ込め施設から近い地点に位置する河川 I との境界において、遮水壁を設置しないケースでは非常に微量ではあるが化学物質濃度が上昇する傾向にある。このことから、遮水壁によって長期的には化学物質の輸送を抑制する効果があると考えられる。

断面 II における河川 I、および河川 II との境界においては、化学物質濃度の変化は断面 I の場合と

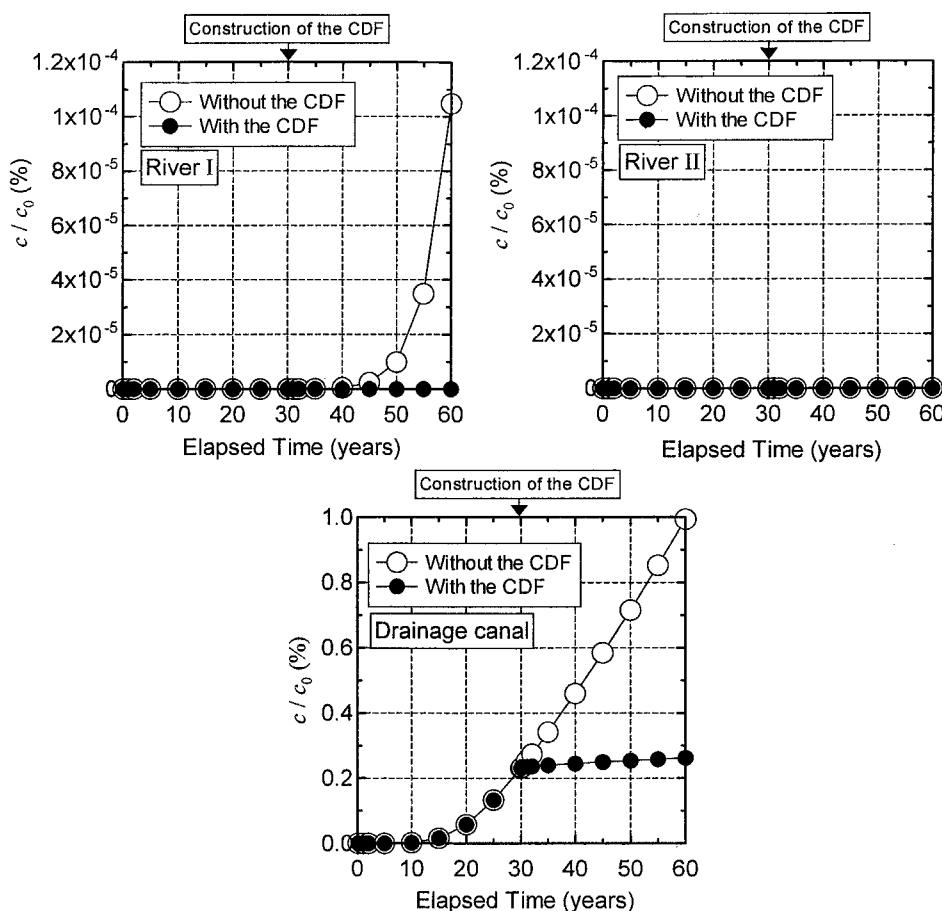


図 5.17 サイト境界における地下水中の有害物質濃度の時間変化（断面Ⅱ）

ほぼ同様の傾向を示したが、封じ込め施設に近接している排水路との境界においては10年経過後以降に地下水中の化学物質濃度が線形的に上昇している。しかし、30年経過時点で遮水壁を打設することにより、化学物質濃度の上昇は抑制され、その後はほぼ一定値を示す結果となった。このことから、本サイトの対策として実施された遮水壁の打設は、特に汚染源に隣接する領域での地下水による環境影響を効果的に抑制できるといえる。

5.4.3 地下水の環境リスクの算定とその評価

数値解析で得られた河川Ⅰ、河川Ⅱ、および排水路（断面Ⅱのみ）との境界に到達する地下水中の有害物質の時間変化に基づいて、それぞれの境界で地下水を50年間に渡り摂取すると仮定し、潜在的な環境リスクを算出した。算出にあたっては、付録Aに示した式(A.1)、および図5.6に示す地下水の経口摂取に関わるP値の累積分布を適用した。

断面Ⅰでの河川Ⅰ、および河川Ⅱとの境界における環境リスクの算出結果を図5.18に示す。算出されたリスクの値をみると、遮水壁を打設したケースでの算出値が河川Ⅰとの境界では4オーダー、河川Ⅱとの境界では7オーダーそれぞれ遮水壁を打設しないケースと比較して低くなっているが、遮水壁の設置の有無に関わらずいずれの算出値もリスクの許容レベル(1×10^{-6})と比較すると大幅に低

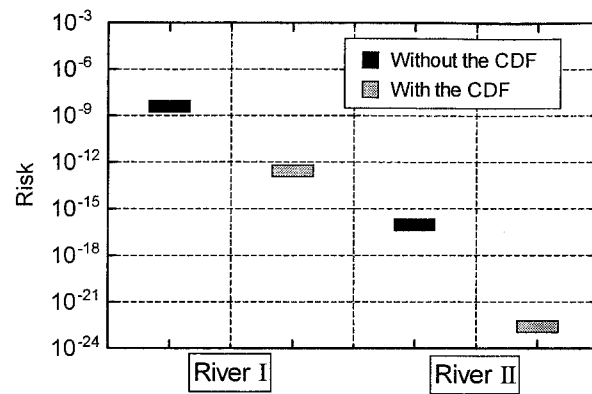


図 5.18 地下水による環境リスクの算定結果 (断面 I)

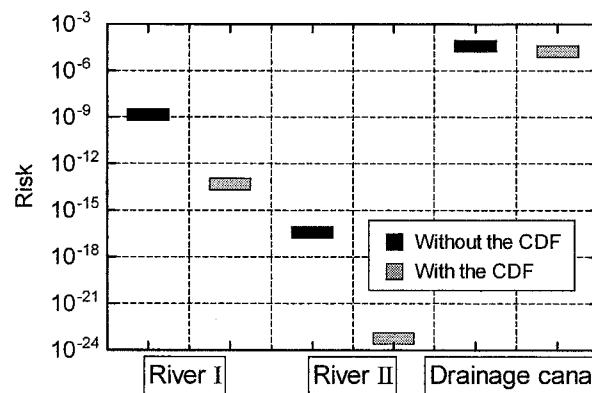


図 5.19 地下水による環境リスクの算定結果 (断面 II)

い値を示している。このことから、河川 I、および河川 II との境界から場外へ流出する地下水は、60 年経過後においても人体に対する健康被害をもたらす程度の汚染を受けないと判断できる。これは、対象とした化学物質 (PCB) の地盤への吸着性が非常に高いことによるものである。例えば、遅延係数による環境リスクへの影響をパラメトリックに検討した結果 (嘉門ら 2002b) においては、吸着が生じないとした場合には許容レベルを超過する算出結果が得られている。このことから、地下水による環境リスクの算出値は遅延係数に対する感度が非常に高いといえ、信頼性の高いリスク評価を実施するためにはパラメータの設定に留意する必要がある。

断面 II での河川 I、および河川 II との境界における環境リスクの算出結果を図 5.19 に示す。河川 I、および河川 II との境界におけるリスクの算出値は、断面 I の場合と同様に許容レベルと比較して非常に低い値を示している。一方、排水路との境界においては遮水壁を設置しないケースでは 10^{-5} オーダーの比較的高い潜在リスク値を示し、遮水壁を設置したケースでは、リスクが 55% 程度低減される結果となった。ただし、図 5.17 に示されるように、遮水壁を設置しない場合には化学物質濃度が線形的に増加していることから、長期的な観点からみるとリスクはさらに増加するが、遮水壁を設置した場合は化学物質濃度はほぼ一定値を示しており、将来的なリスクの増加はないと判断できる。よって、遮水壁を設置することによって長期的なリスクの低減効果が特に高くなるといえる。

なお本サイトでは、地下水の利用は行われておらず人間への曝露の可能性はほぼ皆無であるが、生態環境への影響を含めて考慮する場合には、遮水壁の設置により潜在的な環境影響を効果的に低減できるといえる。

5.5 大気中における化学物質濃度とその環境リスクの推定

大気中に存在するダイオキシン類、PCBの形態は、大気中の浮遊粉塵に付着している粒子吸着態と、揮発した状態で存在するガス態に分けることができる。本節では、対象サイトとその周辺の大気中に存在する化学物質の濃度をモニタリング調査結果、数学モデルに基づいて推定し、それに伴う環境リスクの算出を試みた。

5.5.1 大気中における化学物質の存在形態

ガス態の化学物質

一般的に汚染土からの揮発性を有する有害化学物質の揮発特性は、各相間の分配特性に着目したFigacity Model (Paterson and Machay 1987) に代表される各相中の化学物質濃度の推定、およびJury et al. (1983) の方法に代表される揮発フラックスの算出によってモデル化される。しかしながら、モデル化に必要なパラメータ数が非常に多く、本サイトにおいては十分なデータが得られていないことから、本検討では大気質中のダイオキシン類濃度のモニタリング結果を利用した。

図5.20に当該サイトでモニタリングされた大気質のダイオキシン類濃度の測定結果（各地点での測定値の分布と平均値）、およびサイトが属する自治体により、サイトの近郊でモニタリング実施日に前後して測定された広域に分布する大気質のダイオキシン類濃度（バックグラウンド濃度）を示す。なお、これらのモニタリングにおいてはポリウレタンフォームを装着したエアサンプラーが用いられていることから、ガス態の化学物質濃度を測定していると考えられる。

大気中のダイオキシン類濃度は冬期において一般的に高い値を示し、図5.20に示した結果について

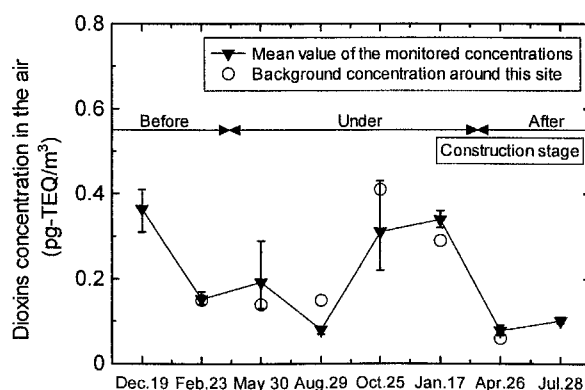


図 5.20 モニタリングによる大気質のダイオキシン類濃度とバックグラウンド濃度

もその傾向がみられる。この要因としては、冬期は逆転層が形成されるためにダイオキシン類が低層大気中に滞在しやすいこと、夏期には大気中でダイオキシン類の紫外線分解が生じている可能性があること等が挙げられる。一方、モニタリング濃度とバックグラウンド濃度を比較すると、対策工の段階を問わずモニタリング濃度はバックグラウンド濃度の季節変動特性とほぼ一致している。したがって、本サイトからのガス態による化学物質の発生は有意なレベルではないと判断し、ガス態の化学物質による環境リスクの算定は行わなかった。

粒子吸着態の化学物質

大気中に存在する粒子状物質は、降下煤塵と浮遊粉塵に大別される。特に、粒径が $10 \mu\text{m}$ 以下のものは浮遊粒子状物質 (Suspended Particulate Matter: SPM) と呼ばれるが、SPM を吸引摂取した場合には肺の奥まで吸収されるため人体への影響が懸念される。したがって、大気汚染に係る環境基準 (付録 C 参照) において、SPM の大気中濃度が規制されている。

大気中に存在する SPM のうち、当該サイトから発生する SPM のみにダイオキシン類、PCBs が吸着しているという仮定に基づき、当該サイトから発生する SPM 濃度の推定を行った。土木工事中に発生する SPM 濃度については、実験的、経験的に予測する研究もなされているが (朝倉ら 2000)、その予測は不確定要素が多い。したがって、本検討では当該サイトから発生する SPM 濃度の時間的変化 $c_{ss}(t)$ (ML^{-3}) をモニタリング結果に基づいた以下の式 (5.8) により推定した。

$$c_{ss}(t) = c_{sm}(t) - c_{sb}(t) \quad (5.8)$$

ここで、 $c_{sm}(t)$: 当該サイトでモニタリングされた SPM 濃度 (ML^{-3})、 $c_{sb}(t)$: SPM のバックグラウンド濃度 (ML^{-3}) である。なお、バックグラウンド濃度とは、当該サイトに関係なく広域にわたって存在する粉塵濃度のことであり、ここでは汚染サイトが位置する自治体による SPM 濃度の観測データを用いた。

式 (5.8) に基づいて推定した当該サイトでの SPM 濃度を図 5.21 に示す。なお、モニタリング値としては施工前 (冬期) から施行中 (秋期) にかけての約 1 年間に渡る測定結果を用いた。また、バック

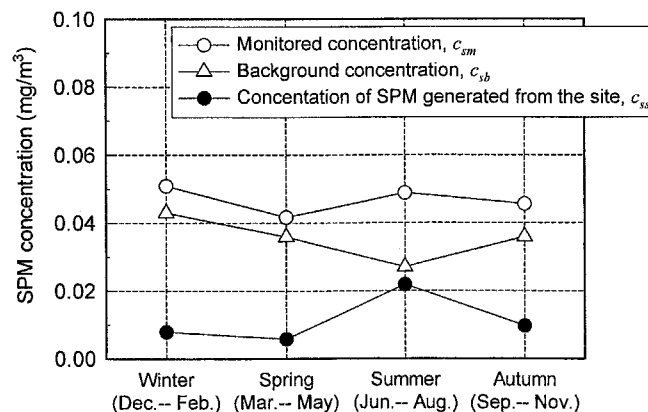


図 5.21 地盤汚染サイトから発生する SPM 濃度の推定結果

表 5.8 SPM に含まれる化学物質量の推定方法とその値

Construction stage	Content in SPM		Note	
	Dioxins (pg-TEQ/g)	PCBs (mg/kg)		
Before	1,100	1.1	Maximum concentration in surface soil	
After	Open-air	1,000	10	Maximum concentration in contaminated soil II
	Inside the tent	2,300	19.2	Maximum concentration in contaminated soil I
After	0	0	Capping prevents the generation of contaminated SPM	

クグラウンド濃度は過去5年の季節毎の平均値を採用している。モニタリング濃度はバックグラウンド濃度と比較して総体的に高い値であり、本サイトからのSPMの発生を示しているといえる。一般的にSPM濃度は紫外線量や天候等の影響によって季節変動を有することから、冬に高く夏に低い値を示すが、バックグラウンド濃度 c_{sb} の計測結果はこの傾向に一致している。一方、モニタリング濃度については、掘削工が行われた夏期において高い値を示した。その結果、サイトから発生するSPM濃度の推定値 c_{ss} は $0.01 \text{ (mg/m}^3\text{)}$ 前後を推移しているが、掘削工の影響により夏期にのみ約 $0.02 \text{ (mg/m}^3\text{)}$ という比較的高い値を示している。

一方、当該サイトにおいてSPMは表層土の風食作用により発生すると考えられる。したがって、時間 t における大気中におけるSPMに付着した化学物質濃度 $C_{spm}(t) \text{ (ML}^{-3}\text{)}$ は、SPM中の化学物質含有量 $C_s \text{ (MM}^{-1}\text{)}$ を用いて以下の式(5.9)で算出できる。

$$C_{spm}(t) = C_s \times c_{ss}(t) \quad (5.9)$$

SPMに含まれる化学物質量 C_s については、直接の測定値が得られなかったことから、表層土中の化学物質量、および対策工の実施段階での地表面状態に基づき、表5.8に示す方法でその値を決定した。なお、施工中にサイト内から発生するSPM中の化学物質量については、ダイオキシン類含有量が $1,000 \text{ pg-TEQ/g}$ 以上、もしくはPCB含有量が 10 mg/kg 以上の汚染土Iの掘削作業は作業用テント内で実施されていることを考慮し、汚染土IIの最大含有量を採用した。

5.5.2 浮遊粒子状物質による化学物質の輸送とその環境リスク

想定した曝露条件

対策を実施しない場合におけるSPMによる環境リスクを評価することを目的として、サイト内および近隣の住宅地においてSPMを50年間に渡り吸引摂取、皮膚接触すると仮定した場合の人体への健康リスクを算出した。対策工事は図5.21中に示す春期に開始されていることから、対策前のサイト内のSPM濃度としては冬期における c_{ss} を用いた。

一方、対策工を実施した場合における環境リスクを評価するために、サイト内および近隣の住宅地においてSPMを対策工実施中の濃度で1年間に渡り吸引摂取、皮膚接触とした場合の人体への

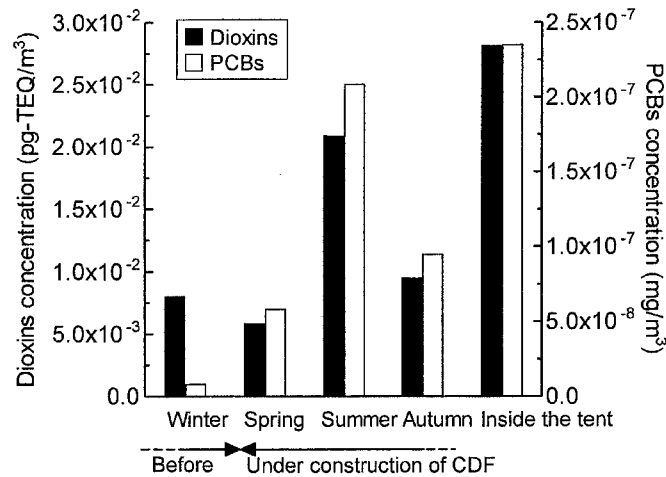


図 5.22 各曝露条件下における大気中の SPM 吸着態化学物質濃度

健康リスクを算出した。対策工実施中のサイト内の SPM 濃度としては春期～秋期までの c_{ss} を適用した。さらに対策工事中には、汚染土 I に分類される高濃度汚染土はテント内に仮置きされ、封じ込め施設への運搬等が行われる。そのため、1日8時間の作業を1年間に渡り実施した作業員が被る健康リスクを、テント内における SPM 濃度のモニタリング結果、および表 5.8 に基づいて算出した。

上記の方法により推定した各条件下での大気中の SPM 吸着態の化学物質濃度を図 5.22 に示す。

SPM 濃度の距離減衰の評価

近隣住宅地における環境リスクを評価するためには、その地点における当該サイトから発生した SPM 濃度を推定する必要がある。発生した SPM は大気中を輸送されるが、大気中を拡散することからその濃度は距離とともに減衰する。そこで、本検討では大気拡散式を用いて発生した SPM 濃度の距離減衰特性を求め、近隣住宅地における SPM 濃度の推定を行った。

大気中のガス、SPM の輸送特性は、平均風速のほか、気温勾配、日射量等などに依存する大気の状態による乱流の影響を受けることから、大気拡散式は平均風速による輸送を移流、乱流による輸送をみかけ上の拡散として考え、質量保存則に基づき誘導されている。大気拡散式による SPM 濃度の距離減衰特性の評価方法を付録 D に示す。

付録 D に示す方法に従って算出した、サイト境界からの距離と大気中の SPM 吸着態の PCB 濃度、およびダイオキシン類濃度の関係を図 5.23 に示す。サイト内の SPM は、風速の影響を受け濃度を低減させながらも周辺へ拡散していく傾向が確認される。サイト内における SPM 吸着態の化学物質濃度は想定した条件によって異なるが、濃度の距離減衰特性自体には変化はみられず、サイト付近では濃度の距離減衰量は大きい、サイトから遠ざかるにつれて緩やかになる挙動を示した。また、リスク評価の対象地点とした近隣住宅地における SPM 吸着態の化学物質濃度は、サイト内の濃度の約 44% という算出値になった。

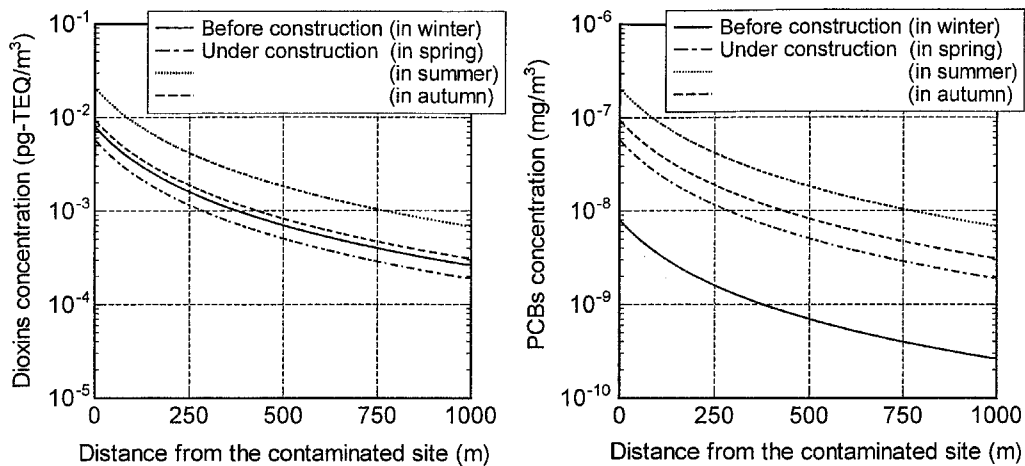


図 5.23 サイトからの距離による大気中の SPM 吸着態化学物質濃度 (左: ダイオキシン類, 右: PCBs)

環境リスクの算出結果とその評価

対象サイトにおいて SPM 吸着態の化学物質を吸引, 皮膚吸着により摂取した場合の人体への健康リスクの算出結果を図 5.24 に示す。

対策工実施前においては, SPM を吸引摂取した場合のダイオキシン類によるリスクが最も高く, 許容リスクレベル (1.0×10^{-6}) に近い 10^{-7} オーダーの値を示し, PCBs によるリスクは, 10^{-8} オーダーであった。図 5.18, 図 5.19 に示した地下水の摂取によるリスクの算出値と比較すると, SPM 吸着態の化学物質によるリスクは相対的に高い値を示している。このことから, 本サイトにおいては化学物質による地下水汚染よりも, むしろ表層土の風食作用による SPM の発生がもたらす環境影響が大きいと考えられ, 封じ込め処分におけるキャッピングの重要性が指摘できる。一方, 皮膚吸着によるリスクはダイオキシン類, PCBs のいずれについても吸引摂取と比較して大幅に低い値を示している。このことから, SPM の皮膚吸着による健康被害はほぼ無視できるレベルであると判断される。

対策工実施中は, SPM 吸着態の化学物質濃度は掘削作業の影響により高くなる傾向があるが (図 5.22 参照), 対策工事期間が約 1 年と曝露期間が短いため, リスクの算出値は低くなっている。この

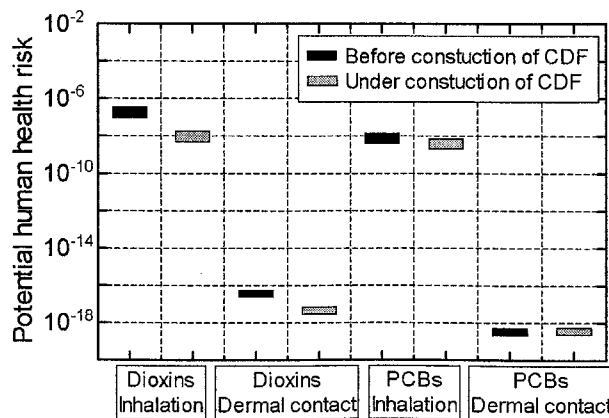


図 5.24 サイトにおける SPM に起因する環境リスクの評価結果

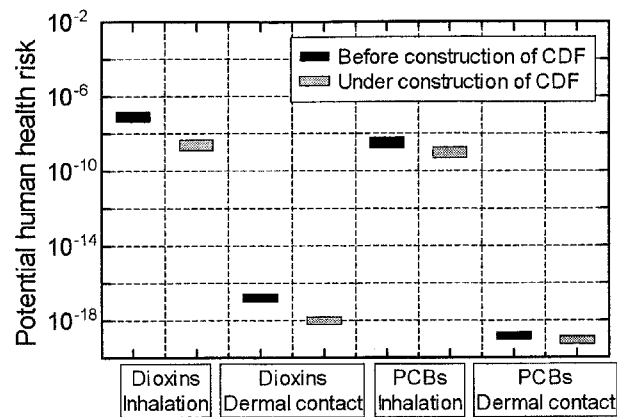


図 5.25 近隣住宅地における SPM に起因する環境リスクの評価結果

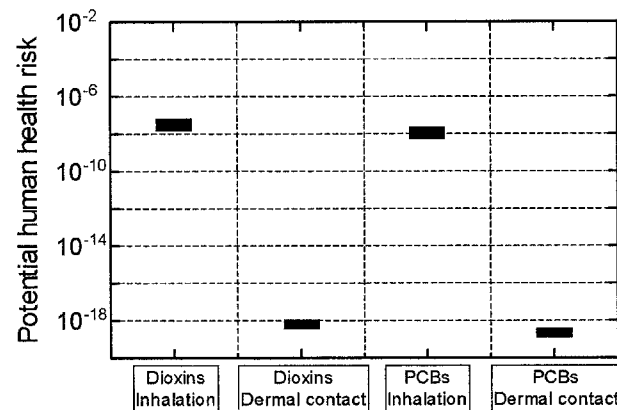


図 5.26 作業テント内における SPM に起因する環境リスクの評価結果

ことから、対策工事に伴う掘削等が環境に対し有意な影響を与えることはないといえる。さらに、対策工事実施後は封じ込め施設内に汚染土は保管されることから、SPM 吸着態の化学物質の輸送、およびその吸引摂取によるリスクはほぼ 0 になると考えられる。したがって、封じ込め対策工の実施は、SPM の吸引摂取による環境リスクを効果的に制御・低減するものであるといえる。

対象サイトから最も近い位置に存在する住宅地において、SPM 吸着態の化学物質を吸引、皮膚吸着により摂取した場合の人体への健康リスクの算出結果を図 5.25 に示す。

サイトから発生した SPM は大気中を拡散することから、図 5.23 に示すようにサイトからの距離に従って、その濃度が低下する。したがって、算出されたリスクも図 5.24 示すサイト内での算出結果と比較してすべて低い値を示しており、算出値の傾向も同様であった。対策工を実施しない場合のリスクレベルは、SPM を吸引摂取した場合のダイオキシン類によるリスクが最も高いが、 10^{-8} オーダーにとどまった。このことから、当該汚染サイトの対策工事実施前の近隣住民に対する健康影響は、有意なレベルではなかったと判断できる。

作業テント内において、作業員が SPM 吸着態の化学物質を吸引、および皮膚吸着により摂取した場合の健康リスクの算出結果を図 5.26 に示す。作業テント内の SPM 吸着態の化学物質濃度は図 5.22

に示したようにサイト内と比較して高いが、作業員による曝露時間は制限されていることからリスクレベルは許容値より低く、最大でも SPM を吸引摂取した場合のダイオキシン類によるリスクが 10^{-8} オーダーを示すにとどまった。実際の作業においてはさらに防塵マスク等により SPM の摂取を抑制していることから、高濃度汚染土を取り扱う作業員についても有意な健康影響はないと判断できる。

5.6 汚染土・表流水の皮膚接触による環境リスク

地下水、および大気を経由する化学物質の曝露以外にも、サイト内において表層土や表流水に直接触れる皮膚接触による曝露の可能性が指摘できる。本節では、表層土壌、および地表面（排水路）を流れる水に接触した場合の PCBs, ダイオキシン類による人体への健康リスクを算定し、環境影響の評価を行った。

5.6.1 土壌の皮膚接触による環境リスク

曝露の条件としては、対策工事实施前に汚染サイトにおいて表層土に接触した場合の健康リスク（条件1）、および対策工事实施中に作業員が表層土に接触した場合の健康リスク（条件2）をそれぞれ付録Aの式（A.4）、および図5.7に示したP値を用いて算出した。算出条件を表5.9に示す。表5.9の重要なパラメータとしては吸収係数 ABS があるが、ここでは既往の報告値を用いた（U.S.EPA 1992; U.S.EPA 2000）。なお、直接接触する土壌中の化学物質の濃度 \bar{C}_s としては、地盤調査において確

表 5.9 土壌の直接摂取による環境リスクの算出条件

Case	Construction stage	Exposure frequency EF (events/year)	Exposure duration ED (year)	Absorption coefficient ABS (-)
Case 1	Before construction of CDF	12	50	PCBs : 0.14
Case 2	Under construction of CDF	240	1	DXNs : 0.03

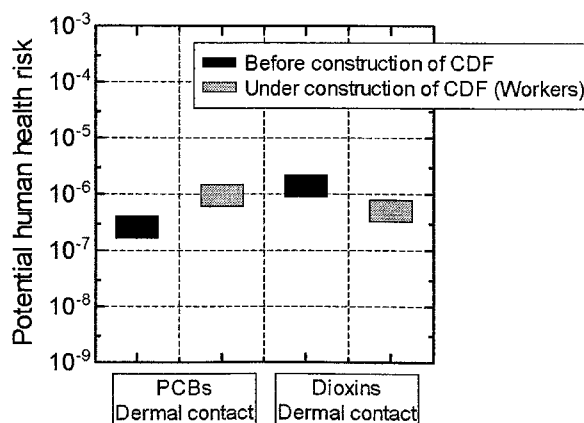


図 5.27 土壌の皮膚接触に起因する環境リスクの評価結果

認められた化学物質含有量の最大値を用いた。

図 5.27 に、土壌の直接接触による環境リスク評価の結果を示す。いずれの算出結果も $10^{-6} \sim 10^{-7}$ オーダーの範囲にあり、許容値前後の値を示している。表層土の化学物質含有量を確認された最大濃度で与えていることから安全側の算出結果にはなっているが、他の曝露経路と比較して高い値を示している。このことから、立入制限等により直接接触を防ぐことが本サイトの対策において重要度が高いといえる。一方、施工中においては実際には防護手袋を着用していることから直接接触をする可能性は非常に低い、直接接触のリスクが比較的高いことから、防護の重要性が示されているといえる。

5.6.2 表流水の皮膚接触による環境リスク

表流水の皮膚接触による環境リスクの算出にあたっては、サイト内の表流水が流れ込む排水路における化学物質濃度のモニタリング結果に基づいて、対策工事実施前に表流水に直接接触した場合の健康リスク（条件 1）、対策工事実施中に作業員が表面水に直接接触した場合の健康リスク（条件 2）、および対策工事終了後の健康リスク（条件 3）をそれぞれ付録 A の式 (A.6)、および図 5.7 に示した P 値を用いて算出した。算出条件を表 5.10 に示す。なお、排水路から PCBs は検出されなかったことから、ダイオキシン類のみを対象化学物質とし、式 (A.6) 中の皮膚浸透係数 PC については既存の報告値を用いた (Risk Science Program 1994)。

図 5.28 に、表流水の直接接触による環境リスク評価の結果を示す。対策の実施により 1 オーダー程度リスクが低下しており、対策工によるリスクの低減効果が確認される。しかしながら、リスクレ

表 5.10 表流水の直接摂取による環境リスクの算出条件

Case	Construction stage	Exposure frequency EF (events/year)	Exposure duration ED (year)	Percolation coefficient PC (cm/hour)
Case 1	Before construction of CDF	12	50	0.01
Case 2	Under construction of CDF	240	1	
Case 3	After construction of CDF	12	50	

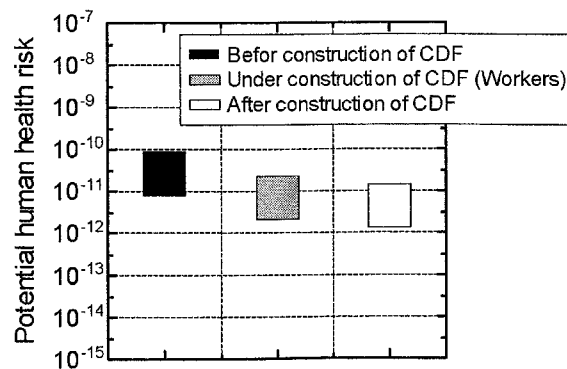


図 5.28 表流水の皮膚接触に起因するダイオキシン類による環境リスクの評価結果

ベルはいずれの条件下においても 10^{-11} ~ 10^{-12} オーダーと非常に低い値を示していることから、表流水の直接接触によるリスクはほぼ無視できるレベルであるといえる。

5.7 総合評価

5.4~5.6に述べたリスク評価結果を曝露シナリオ毎に取りまとめたものを表5.11に示す。なお、表5.11中のリスクの算出値はPCBsとダイオキシン類による人体への健康リスクのうち、リスクの高い化学物質による50%リスク値を示している。

表5.11においては、本サイトにおいて想定される曝露シナリオについて、その曝露の頻度（起こりやすさ）と曝露の対象となる集団の大きさから判断した「影響度」、対策前のリスクレベルから判定できる「対策の必要性」、対策後の推定リスクレベルから判定できる「対策工の有用性」に基づいて、対策工の重要性（優先度）を評価している。例えば、近隣住宅地におけるSPMの吸引摂取、皮膚吸着は日常的に発生し、影響を受ける集団も大きい。次に、対策前のリスクレベルの観点から検討するとSPMの吸引摂取によるリスクはやや高いが、皮膚吸着によるリスクはほぼ無視できる程小さい。このことから、SPMの吸引摂取に対する対策の必要性は高いと考えられ、対策の実施による大幅なリスク低減効果も見込まれる。このことから、本サイトにおける対策としては有害化学物質を含むSPMの発生を抑制するキャッピングが最も重要であり、優先順位が高い対策と判断できる。

サイト内におけるSPMの吸引摂取と皮膚吸着、土壌と表流水の直接接触は起こりうる曝露ではあるが、影響を受ける集団は比較的限定されている。しかしながら、SPMの吸引摂取と土壌の直接摂取によるリスクレベルは許容レベルに近い値を示していることから対策工の必要性は高く、また対策効果も期待できる。したがって、キャッピングと併せて立入制限による土壌の直接摂取の制限も優先順位の高い対策であると考えられる。

地下水の飲料摂取による曝露を考えると、当該サイトにおいては地下水の利用が行われていないことから、人体の健康への影響度は非常に低いと考えられる。一方、地下水の有する潜在的な環境リスクは特にサイト内において高いことから、対策工の必要性はあると考えられる。しかし、影響度が小さく、サイト内においては鉛直遮水壁によるリスク低減効果も比較的低いことから、対策の重要性、優先順位はキャッピング、立入制限と比較して低いと判定できる。但し、摂取した場合のリスクは高いため、生態環境に対する影響度を考慮した場合、もしくは本サイト周辺において仮に地下水利用が行われている場合には遮水壁打設の優先度は高くなるといえる。

以上の議論より、地盤汚染サイトにおける封じ込め施設の設計および性能評価における評価指標として環境リスクの概念を導入し、曝露シナリオ、化学物質毎の相対的なリスクを比較することで、対策工の必要性と予想される効果、および危険性の高い曝露経路を定量的に評価することが可能となる。さらに、その評価結果にしたがって対策工の重要性、優先順位を判定することができることから、土壌汚染対策法の導入を背景として社会的に要求されている経済的な地盤汚染対策の立案、推進に寄与するものであるといえる。

表 5.11 曝露シナリオ毎の環境リスクとその総合評価

Exposure scenarios	Ingestion			Inhalation			Dermal contact			
	Groundwater			SPM in air			Surface soil			Surface water
	Boundary of site	Site	Vertical cut-off wall	Site	Neighborhood	Site	Site	Neighborhood	Site	Site
	Capping system			Limitation of admittance						
Degree of influence	-	-	-	△	○	△	○	○	△	△
Risk value before the countermeasure	4×10^{-9}	4×10^{-5}		2×10^{-7}	9×10^{-8}	5×10^{-17}	2×10^{-17}	1×10^{-6}	3×10^{-12}	
How necessary the countermeasure is	-	-		△	○	△	○	△	△	
Risk value after the countermeasure	3×10^{-13}	2×10^{-5}		≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	5×10^{-13}	
Effectiveness of the countermeasure	○	△		○	○	○	○	○	○	
Priority	-	△		○	○	-	-	○	-	

○ : High, △ : Moderate, - : Low

5.8 本章のまとめ

本章では、地盤汚染物質の拡散防止技術として一般的に適用される汚染土の封じ込め処分が実施されているサイトに対して環境リスク評価を適用し、地盤汚染によるリスクと対策工の妥当性を定量的に評価した。特に、従来の地下水による化学物質の輸送に加えて、当該サイトにおける風況データやモニタリング結果を利用することにより大気を媒体とした曝露量、および直接摂取による曝露量を推定し、リスクの高い曝露経路の特定と各種封じ込め対策工の重要性、優先順位の判定を試みた。得られた成果を以下にまとめる。

- 1) 本サイトにおいて想定される曝露シナリオ（地下水の飲用摂取，大気の吸引摂取，土壌（SPM）の経口摂取，土壌の皮膚接触，水の皮膚接触）について，曝露の対象となる集団が，ある濃度の化学物質を含有する媒体に曝露された場合における個人的な要因に起因するリスクの格差（分布）をP値という指標を用いて定量的に求めた。ここでの個人的な要因とは，大気摂取率，飲料水摂取率，体重等の個人格差を示し，P値の物理的な意味は化学物質を含有する媒体の単位体重あたりの日摂取量の分布である。P値の評価にあたっては，モンテカルロシミュレーションに基づく評価手法を用い，P値の5%値，95%値をある集団内のリスクの個人格差としてリスク評価に適用した。
- 2) 地盤汚染サイトにおける地下水流れ場を浸透流解析によって推定し，汚染土から帯水層に溶解する化学物質（PCBs）の輸送挙動を有限要素法による移流分散解析を用いて評価した。さらに，鉛直遮水壁の打設による化学物質の輸送特性への影響と，それに伴う地下水の飲用摂取を想定した場合のリスクの低減効果を定量的に評価した。その結果，サイト境界における対策を実施しない場合のリスクは一般的な許容レベルと比較して低い値であるが，遮水壁の打設によりさらにオーダーレベルで低下する。一方，リスクレベルが高いサイト内においては，対策の実施によるリスクの低減率は約55%であったが，対策を実施しない場合と比較して地下水中の化学物質濃度の上昇は抑制されており，長期的な観点ではリスクの低減効果は高いと判断できる。
- 3) 大気質を経由する化学物質の曝露の可能性を各種モニタリング結果に基づいて検討し，大気中の浮遊粒子状物質（SPM）に吸着した形態の化学物質をサイト内，および近隣住宅地において吸引摂取，皮膚接触した場合の健康リスクを算出した。その結果，SPMの皮膚吸着によるリスクは無視できるレベルであったが，SPMの吸引摂取によるリスクについては，サイト内，近隣住宅地のいずれにおいても一般的な許容値よりは低いが，地下水の飲料摂取によるリスクよりも大幅に高い値を示した。対策工事中には掘削工等の影響によりSPM濃度の上昇が確認されたが，対策工事中のリスクは対策をしない場合の推定リスクと比較しても小さく，対策後はキャッピングによりほぼゼロリスクになることから，封じ込め対策によるリスク低減効果は高いといえる。
- 4) 対策が実施されていない状態における汚染土，および表面水の直接接触によるリスクをモニタリ

- ング結果に基づいて算出した。その結果、汚染土の直接接触によるリスクが一般的な許容レベルとほぼ同様の値を示したことから、立入制限等により土壌の直接接触による曝露を管理する必要がある。一方、表流水の直接接触によるリスクは非常に小さく、無視できるレベルであった。
- 5) 対策工事中の作業員、および近隣住民に対するリスクをモニタリング結果等に基づいて推定した結果、作業員による土壌の直接接触を除いては 10^{-8} 以下の低いレベルであった。また、土壌の直接接触についても、防護服の着用等の簡単な対策で防止することが可能であることから、本対策工事の実施による有意な環境リスクの発生はないといえる。
- 6) 本サイトで想定される曝露シナリオについて、その曝露の頻度（起こりやすさ）と曝露の対象となる集団の大きさから判断した「影響度」、対策前のリスクレベルから判定できる「対策の必要性」、対策後の推定リスクレベルから判定できる「対策工の有用性」に基づいて、対策工の重要性（優先度）を評価した結果、本サイトにおける対策としてはSPMの発生を抑制するキャッピング、および土壌の直接摂取を防止する立入制限が最も重要であり、優先順位が高い対策と判断できる。ただし、サイト内においては地下水の潜在的な環境リスクも高いことから、生態環境に対する影響度を考慮する場合や本サイト周辺において仮に地下水利用が行われている場合には、鉛直遮水壁による対策の優先度も高くなるといえる。

2003年2月の土壌汚染対策法の施行により、汚染原因者だけではなく土地所有者に汚染判明時の浄化責任が問われることになっている。しかし、現在の我が国の経済状況を考えると、すべての汚染サイトを浄化することは不可能であり、現実的な対応策としては、緊急を要する地盤汚染サイトの判定、当面の環境リスクを適正に回避する対策の実施を通して、地盤汚染対策の効率化を図る必要がある。特に本研究で対象としている固化・不溶化や封じ込め対策といった地盤汚染の拡散防止技術は、汚染物質を除去を目的とした対策ではないことから、対策の妥当性を定量的に評価することが求められる。このような観点からも、合理的にリスクの高い曝露経路を同定し、その結果に基づいて対策の優先度を判定することができる環境リスク評価は、浄化対策の立案、設計段階において強力なツールであるといえ、環境リスク評価に基づいた浄化レベルの設定、優先度の決定を地盤環境保全技術の基本とすることが望ましい。

その一方で、従来の環境基準に基づいた判断を行う場合と比較して、地盤汚染サイト毎にリスク評価を行う場合は、決定すべきパラメータ数が非常に多いことから、従来型の地盤汚染調査では必要なパラメータをすべて決定することはできない。本研究においても決定できないパラメータについては推定値を適用し、不確実な要因については安全側の評価を行っている。したがって、対策工がオーバースペックになる可能性があり、地盤汚染対策の効率化を図るというリスク評価導入の基本的な目的と相反することになる。このことから、今後の課題として、化学物質の種類毎、曝露シナリオ毎、汚染サイトのパターン（深度、地層構成等）毎等にリスク評価に必要なパラメータの感度解析を行い、解析結果に対する影響が大きいパラメータを抽出し、体系的に整理する必要がある。その結果に基づいて、地盤汚染調査、各種試験方法、モニタリング調査の体系化を図り、支配的なパラメータ、

および算出されたリスクの信頼性を向上させる必要がある。具体的には、調査、試験を段階的に実施し、第1段階では概要調査として対象サイトにおける危険性の高い支配的な曝露経路を抽出し、第2段階では詳細調査として、支配的な曝露経路における感度の高いパラメータの同定を行うといった方針が望ましいと考えられる。

第 6 章

結 論

6.1 本研究の成果

本研究によって得られた成果と各章における要点を以下に示す。

第 1 章：地盤汚染問題における環境リスク評価の概念を解説するとともに、地盤汚染に関する関連法規とその対策技術についてとりまとめた。汚染物質の拡散防止技術と分解・抽出技術の相違について解説し、固化・不溶化処理、封じ込め処分といった拡散防止技術の妥当性を検証する上での性能設計の導入や環境リスクに基づく定量的評価の重要性を詳述した。

第 2 章：汚染物質の拡散防止を目的とした基幹的な技術のひとつである固化・不溶化処理は、主に重金属による汚染土に適用される。固化・不溶化処理は、セメント系固化材を用いた固化処理技術、各種薬剤を用いた不溶化処理に分類できる。前者は、マトリックスの緻密化、難水溶性塩の形成、反応生成物による重金属の固定化作用の複合的な作用により、後者は、難水溶性もしくは毒性の低い形態の形成により有害重金属の移動性を抑制する技術である。これらの物理化学的な重金属の移動抑制機構は可逆的なものであり、曝露される環境条件によっては移動性が高くなる可能性が指摘できる。具体的には、乾燥・炭酸化による処理土の中性化と反応生成物の溶解、酸の接触による重金属の溶解度の上昇、海水の接触によるマトリックスの崩壊といった要因が重金属の挙動に影響を与えらる。本章では、重金属の溶出特性と様々な物理化学的要因の関係を解説するとともに、具体的にその影響を明らかにするために実施される種々の溶出試験を体系的にとりまとめた。次に、これらの溶出試験を重金属汚染土のセメント固化体を対象として実施し、海水の接触、および乾燥・炭酸化が重金属の溶出特性に与える影響を実験的に検討した。

海水は純水と比較して、同じ pH 条件下であれば重金属の溶出量を増加させる傾向にあるが、海水が有する pH 緩衝作用によって、固化体-溶媒系の pH は重金属の溶解度が低い弱アルカリ性の値を示す。そのため、重金属の溶出量は海水を溶媒として使用した場合に低い値を示し、タンクリーチング試験結果より推定した Fick の拡散則に基づく重金属の溶出に関わる見かけの拡散係数は、海水を溶媒とした場合に 1 オーダー程度低下する結果となった。しかしながら、海水中においては重金属の溶

出量が収束する傾向がみられず、微量の溶出が長期に渡って継続することが確認された。

乾湿繰り返し曝露によって乾燥・炭酸化を促進させたセメント処理土は、一軸圧縮強さの低下は比較的小さいものの、供試体内部の中性化の進行が顕著であり、酸緩衝容量の低下も確認された。したがって、0.1 mol/kg 以下の少量の酸の接触に対しても、処理土は pH=7~8 の中性を示す。鉛は pH=7~8 においても溶解度が非常に低いことから溶出量の顕著な増加は確認されなかったが、環境基準項目であるカドミウムは pH=7~8 において高い溶解度を示すことから、カドミウム汚染土にセメント固化処理を行う場合には乾燥・炭酸化の防止が必須となる。さらに、乾燥・炭酸化の影響により、安定処理土の表面部分においては比較的溶出し易い交換態、炭酸塩態の鉛が増加することが明らかになった。これに伴い、環境庁告示 46 号試験による鉛溶出濃度が高くなることが確認された。

第3章：重金属を含有する一般廃棄物焼却飛灰、下水汚泥焼却灰の地盤材料としての有効利用を想定して固化処理を実施し、その溶出特性を実験的に評価した。次に、下水汚泥焼却灰を埋め戻し材として地盤工学的に有効利用する場合、および一般廃棄物焼却飛灰の埋立地盤を跡地利用する場合をそれぞれ想定し、溶出試験結果と簡便な数学モデルを用いた重金属溶出フラックスの推定方法、ならびに環境影響の評価手法を提案した。廃棄物の有効利用・処分による環境影響の評価においては、溶出濃度に着目されることが多いが、環境リスクという観点では、曝露経路となる媒体（地下水、大気等）への排出量を求める必要があることから、溶出フラックスに基づく評価が妥当である。鉛直カラム試験装置を用いた溶出試験により、廃棄物層からのアルカリ、重金属の溶出量と pH、流量等の支配的要因の関係を明らかにし、溶出フラックスの推定を行った。下水汚泥焼却灰を埋め戻し土として有効利用する場合には、地盤が有する化学物質の吸着作用を利用した緩衝層を設けることにより、溶出した化学物質による環境影響を効果的に制御できることを実験結果に基づいて明らかにした。一般廃棄物焼却灰埋立地盤の跡地利用に伴う環境影響の評価においては、重金属の溶出濃度が主に浸出水の pH に依存することを実験的に明らかにし、既設処分場に埋め立てた場合の帯水層への溶出フラックスの算定を行った。また、浸出水水位の管理や遮水工の設置による環境影響の低減効果を帯水層中の推定化学物質濃度の観点から定量的に評価し、適正な維持管理の重要性を指摘した。

第4章：廃棄物処分に伴う地盤環境の汚染を防止する際には、廃棄物処分場の建設・供用時における適正なリスク管理・軽減が重要となる。特に地盤工学的な観点からは、適正な遮水工の整備を行い、周辺環境への有害物質の流出速度・濃度を低減させることが環境リスクを低減する上で有効である。本章では、処分場周辺の水分、および有害物質の挙動を浸透流・移流分散解析の実施を通して検証し、長期に渡って安定した性能を担保しうる遮水工構造を提案することを試みた。近年は、都市部を中心として管理型廃棄物処分場の残余容量が逼迫していることから、大規模の処分が可能であり、かつ近隣住民への環境リスクを懸念する必要がない管理型海面埋立処分場の需要が高まっていることを受け、特に海面処分場の廃棄物埋立護岸を検討の対象とした。海面処分場の廃棄物埋立護岸を構成する遮水シートやケーソン、止水矢板を長期に渡って供用した場合、シートの損傷やケーソン・矢板の継

ぎ手部の破損が生じ、局所的な有害物質の漏出が生じることが予想される。したがって、廃棄物埋立護岸の損傷部等からの局所的な有害物質の流出をリスクとして定量的に評価し、流出が生じた場合にも、護岸全体として遮蔽機能を発揮する適正な構造形式を解析的に検討した。解析では、遮水シートと重力式ケーソンを用いた廃棄物埋立護岸を検討対象として移流分散方程式に基づいた二次元有限要素解析を実施した。さらに、処分場場外への化学物質の流出フラックス、濃度を最小化するという性能評価の考え方に基づいて、適正な護岸構造形式を提案した。遮水シート損傷部からの流出量の評価においては、基盤層の透水係数等の影響要因を考慮した損傷部からの流量を浸透流解析を用いて定式化を行い、既往の研究で報告されている損傷頻度を参照して遮水シートの等価換算透水係数を決定する手法を示した。シート敷設長や裏込め材料の透水性といった埋立護岸の設計細目が遮水性能に与える影響を解析的に評価し、合理的な構造を有する埋立護岸形式として4つの構造形式を提案し、その遮水性能を明らかにした。併せて、既往の研究成果のレビューに基づいて、鋼矢板・鋼管矢板式護岸の管理型処分場の遮水護岸としての適用性を明らかにした。

第5章：廃棄物の不法投棄に起因するPCBsとダイオキシン類によって汚染された実汚染サイトを対象として、地盤汚染物質による当該サイト内と隣接住宅地における環境リスクを解析的に評価するとともに、CDF（Containment Disposal Facility）内に汚染土を封じ込め保管する対策の妥当性を検証した。はじめに、当該サイトにおいて想定される曝露シナリオ（地下水の飲用摂取、大気の吸引摂取、土壌（SPM）の経口摂取、土壌の皮膚接触、水の皮膚接触）について、曝露の対象となる集団がある濃度の化学物質を含有する媒体に曝露された場合におけるリスクの個人格差（分布）をP値という指標を用いて定量的に求めた。P値の科学的な意味は化学物質を含有する媒体の単位体重あたりの日摂取量の分布である。P値の評価にあたっては、モンテカルロシミュレーションに基づく評価手法を用い、P値の5%値、95%値をある集団内のリスクの個人格差としてリスク評価に適用した。解析においては、地下水、および大気を経由してサイトから拡散する地盤汚染物質の移動特性を評価した。地下水中的の水溶性化学物質の輸送評価には移流分散方程式に基づく2次元有限要素プログラム、大気中の粒子状浮遊物質の輸送評価には大気拡散方程式の解析解をそれぞれ用い、汚染源濃度等はモニタリングデータに基づいて推定した。さらに解析結果に基づいて、サイトにおける地下水の飲用摂取、大気中の浮遊粒子状物質（SPM）に吸着した形態の化学物質の吸引摂取・皮膚接触、サイト内での汚染土の直接接触等によるリスクを対策の実施前後でそれぞれ算出・比較した。その結果に基づいて、対策工の実施による新たな環境リスクの発生がないこと、対策実施後は環境リスクが低減されることを定量的に示し、本サイトにおける地盤対策の妥当性を明らかにした。さらに、リスクの算出結果に基づいて、曝露シナリオの頻度（起こりやすさ）と曝露の対象となる集団の大きさから判断した「影響度」、対策前のリスクレベルから判定できる「対策の必要性」、対策後の推定リスクレベルから判定できる「対策工の有用性」に基づいて、対策工の重要性（優先度）を評価する考え方を示し、本サイトにおける対策としてはSPMの発生を抑制するキャッピング、および土壌の直接摂取を防止する立入制限が最も重要であり、優先順位が高い対策であることを明らかにした。

6.2 土壌・地下水汚染対策の合理的設計に向けた本研究の意義

本研究は、固化・不溶化処理、封じ込め保管といった地盤汚染物質の拡散防止技術を対象として、汚染物質の移動特性の解明・推定に主眼をおき、環境リスクの低減に有効な対策を明らかにすることを目的としている。汚染物質の拡散防止技術は、抽出・分解技術と比較して、地盤中に汚染物質が残存することから潜在的な環境リスクが残るという点で不利である。しかしながら、原位置での汚染物質の抽出・分解効率は明確ではなく、浄化に要する期間や投資を推定することができないことから、抽出・分解技術を適用する場合は、対策期間が長期化し、コストも比較的高くなる傾向にある。したがって、対策が行われずに放置されるケースが発生していることから、現実的な対応としては、拡散防止技術を用いて汚染物質の曝露経路を遮断し、当面の環境リスクの低減を図ることが望ましいと考えられる。その一方で、リスク低減を目的とした拡散防止技術の積極的な適用を図るには、地盤中に残存する汚染物質による環境リスクを明らかにし、対策工の妥当性（リスク低減効果とその耐久性）を検証することがリスクコミュニケーションの観点からも重要になるといえる。

第5章で示した実汚染を対象とした環境リスク評価は、抽出・分解等が難しいPCB、ダイオキシン類といった難分解性有機化合物の複合汚染土の封じ込め処分を対象としている。このような汚染土は封じ込め処分による対策が取られるケースが多いことから、ここで用いた手法および成果は、拡散防止技術の妥当性を環境リスクに基づいて評価する際に有用であり、リスク評価に必要となる地盤調査やモニタリングデータの項目を提供するものである。第4章で示した海面処分場護岸の適正構造の検討についても、海面処分場という異なるフィールドでの検討ではあるが、遮水工材料の損傷等を考慮した遮水壁の長期的な性能、および適正な遮水工構造の検討手法に関する成果は、封じ込め処分の長期的なリスクの評価と低減に有効である。

固化・不溶化処理による対策を実施する場合にも、第2章、第3章の成果として得られている、曝露環境が固化・不溶化処理土の溶出特性に及ぼす影響や地盤中における溶出量・溶出フラックスの定量化手法は、処理土の適正な管理方法の確立、および長期的な溶出挙動と環境リスクの評価に寄与するものである。

以上のように、本研究での成果は主に地盤汚染の拡散防止技術の適用に対して有効な手段であるが、第5章で示したリスクの高い曝露経路を同定し、その結果に基づいて対策の優先度を判定する対策設計の考え方は、浄化対策の立案、設計段階において強力なツールであるといえ、環境リスク評価に基づいた浄化レベルの設定、優先度の決定を地盤環境保全技術の基本とすることが望ましいといえる。

6.3 今後の展望・課題

今後の展望・課題を以下に述べる。なお、各章のまとめにおいて個々の検討に対する課題を述べていることから、ここでは総括的な展望・課題を述べる。

本研究では、主に移動性の低い重金属や難分解性有機化合物を対象としたリスク評価をしており、

検討の対象とした地盤汚染物質は非常に限られている。現状では実験データが十分に蓄積されていないが、地盤汚染の環境リスク評価手法を体系的に示すには、化学物質の物性と対策手法毎に支配的なリスクを明らかにし、リスク評価において重要性の高い地盤調査項目、実験項目と手法、モニタリング項目を明確にすること、およびパラメータの信頼性を向上させることが望まれる。さらに、本研究では有害物質の溶出特性の評価を主眼としており、地盤汚染物質の挙動を支配するもうひとつの大きな要因である地盤中での化学物質の分解や吸着といった作用を十分に検討していない。しかし、第5章に示したように、吸着や分解といったパラメータが環境リスクの評価結果に及ぼす影響は非常に大きい。吸着については吸着量の評価手法が積極的に議論されているものの、複数の化学物質が共存する場合などはその評価が難しい。分解性の高い物質についても副次生成物の影響を考慮しつつ、定量的な評価手法や指標値を明らかにする必要がある。

一方、リスクコミュニケーションにおける指標として直接的に環境リスクを用いる場合、従来からも指摘されているように我が国では確率論的な考え方が浸透していないことから、地域住民に受け入れられない場合が多い。したがって、受容可能な環境リスクレベルそのものを検討することを含めて、円滑なリスクコミュニケーション手法の確立を図る必要があるといえる。

付録 A

曝露経路毎の環境リスク算出方法

A.1 地下水の飲料摂取

$$Risk = \bar{C}_w \times SF \times \left(\frac{IR_w \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \quad (A.1)$$

\bar{C}_w	: 地下水中の化学物質曝露濃度の平均値	(mg/ℓ)
SF	: Slope Factor	([mg/kg-bw/day] ⁻¹)
IR_w	: 飲料水摂取率	(ℓ/day)
EF	: 曝露頻度	(days/year)
ED	: 曝露期間 (= $t_2 - t_1$)	(years)
BW	: 体重	(kg)
AT	: 平均時間	(days)

A.2 大気の吸引摂取

$$Risk = \bar{C}_a \times SF \times \left(\frac{IR_a \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \quad (A.2)$$

\bar{C}_a	: 大気中の化学物質曝露濃度の平均値	(mg/m ³)
SF	: Slope Factor	([mg/kg-bw/day] ⁻¹)
IR_a	: 大気摂取率	(ℓ/day)
EF	: 曝露頻度	(days/year)
ED	: 曝露期間 (= $t_2 - t_1$)	(years)
BW	: 体重	(kg)

AT : 平均時間 (days)

A.3 飛散粒子の吸引摂取

$$Risk = \bar{C}_{spm} \times \bar{c} \times SF \times CF \times \left(\frac{IR_a \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \quad (A.3)$$

\bar{C}_{spm}	: 飛散粒子中の化学物質濃度	(mg/kg)
\bar{c}	: 大気中の飛散粒子濃度の平均値	(mg/m ³)
SF	: Slope Factor	([mg/kg-bw/day] ⁻¹)
CF	: 換算率 (= 10 ⁻⁶)	(kg/mg)
IR_a	: 大気摂取率	(ℓ/day)
EF	: 曝露頻度	(days/year)
ED	: 曝露期間 (= $t_2 - t_1$)	(years)
BW	: 体重	(kg)
AT	: 平均時間	(days)

A.4 土壌の皮膚接触

$$Risk = \bar{C}_s \times SF \times ABS \times CF \times \left(\frac{AF \times SA_h \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \quad (A.4)$$

\bar{C}_s	: 表土中の化学物質濃度 (平均値)	(mg/kg)
SF	: Slope Factor	([mg/kg-bw/day] ⁻¹)
AF	: 土壌の皮膚への執着係数	(mg/cm ² /event)
ABS	: 化学物質の吸収係数	(-)
CF	: 換算率 (= 10 ⁻⁶)	(kg/mg)
SA_h	: 手の表面積	(cm ²)
EF	: 曝露頻度	(events/year)
ED	: 曝露期間	(years)
BW	: 体重	(kg)
AT	: 平均時間	(days)

A.5 土壌の経口摂取

$$Risk = \bar{C}_s \times SF \times \left(\frac{IR_s \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \quad (A.5)$$

\bar{C}_s	: 表土中の化学物質濃度 (平均値)	(mg/kg)
SF	: Slope Factor	([mg/kg-bw/day] ⁻¹)
IR_s	: 土壌摂取率	(mg/event)
EF	: 曝露頻度	(events/year)
ED	: 曝露期間	(years)
BW	: 体重	(kg)
AT	: 平均時間	(days)

A.6 水の皮膚接触

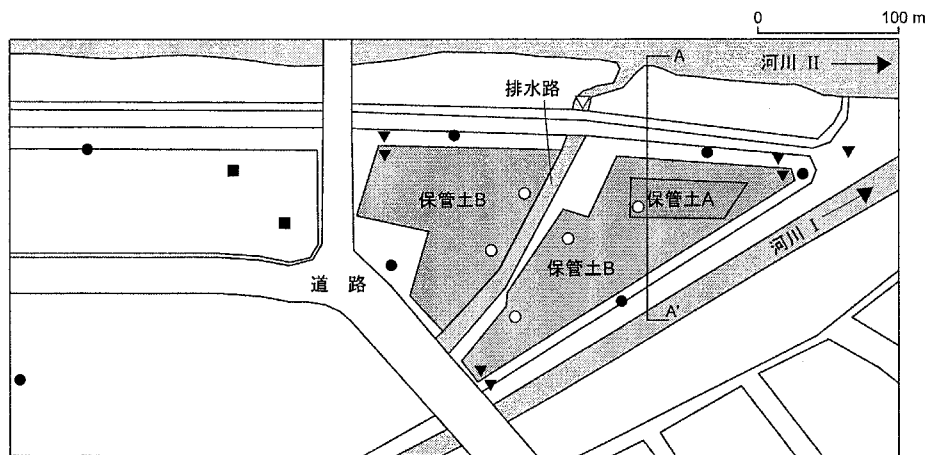
$$Risk = \bar{C}_w \times SF \times CF \times \left(\frac{PC \times SA_h \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \quad (A.6)$$

\bar{C}_w	: 水の化学物質濃度 (平均値)	(mg/ℓ)
SF	: Slope Factor	([mg/kg-bw/day] ⁻¹)
CF	: 換算率 (= 10 ⁻³)	(ℓ/cm ³)
PC	: 皮膚浸透係数	(cm/hour)
SA_h	: 手の表面積	(cm ²)
ET	: 曝露時間	(hours/event)
EF	: 曝露頻度	(events/year)
ED	: 曝露期間	(years)
BW	: 体重	(kg)
AT	: 平均時間	(days)

付録 B

対象サイトにおけるモニタリング調査の実施状況

当該サイトでの、対策工の妥当性と対策工実施前後・実施中における周辺環境への影響を把握するために継続的に実施されているモニタリング調査の実施状況と調査内容を以下に示す。



環境質	記号	調査項目の内容
大気質・悪臭	●	粉塵, ダイオキシン類, 臭気
水質	▲	地下水質, 地下水位
	▽	排水路中の水の水質
	■	地下水質
発生ガス	○	メタン, 硫化水素, 酸素, 二酸化炭素, 温度

環境質	項目	内容	備考
大気	粉塵	浮遊粒子状物質	連続測定 (地上 3 m 高)
	気象	風向, 風速 降水量, 気温, 湿度	連続測定 (地上 5 m 高) 連続測定 (地上 1.5 m 高)
	ダイオキシン類	ダイオキシン類濃度 (二重測定)	年 4 回測定 (地上 3 m 高)
	悪臭	臭気指数	年 4 回測定
地下水・排水路	水質分析 I	水温, pH, 電気伝導率, 塩化物イオン, SS	年 4 回測定 (施工前・施工後) 月 1 回測定 (施工中)
	水質分析 II 地下水位	PCB, ダイオキシン類, 油分, 砒素, 総水銀, 鉛 孔内水位 (地下水のみ)	年 2 or 4 回測定 連続測定
発生ガス		メタン, 二酸化炭素, 硫化水素, アンモニア, 酸素 揮発性有機化合物, 塩化水素, フッ素, ベンゼン	施工後にモニタリング開始 年 4 回測定

付録 C

大気汚染に係る環境基準

1. 大気汚染に係る環境基準

物質	環境上の条件	測定方法
二酸化いおう (SO ₂)	1 時間値の 1 日平均値が 0.04 ppm 以下であり、かつ、1 時間値が 0.1 ppm 以下であること。	溶液導電率法又は紫外線蛍光法
一酸化炭素 (CO)	1 時間値の 1 日平均値が 10 ppm 以下であり、かつ、1 時間値の 8 時間平均値が 20 ppm 以下であること。	非分散型赤外分析計を用いる方法
浮遊粒子状物質 (SPM)	1 時間値の 1 日平均値が 0.10 mg/m ³ 以下であり、かつ、1 時間値が 0.20 mg/m ³ 以下であること。	濾過捕集による重量濃度測定方法又はこの方法によって測定された重量濃度と直線的な関係を有する量が得られる光散乱法、圧電天びん法若しくはベータ線吸収法
二酸化窒素 (NO ₂)	1 時間値の 1 日平均値が 0.04 ppm から 0.06 ppm までのゾーン内又はそれ以下であること。	ザルツマン試薬を用いる吸光光度法又はオゾンを用いる化学発光法
光化学オキシダント (OX)	1 時間値が 0.06 ppm 以下であること。	中性ヨウ化カリウム溶液を用いる吸光光度法若しくは電量法、紫外線吸収法又はエチレンを用いる化学発光法

備考

1. 環境基準は、工業専用地域、車道その他一般公衆が通常生活していない地域または場所については、適用しない。
2. 浮遊粒子状物質とは大気中に浮遊する粒子状物質であってその粒径が 10 μm 以下のものをいう。
3. 二酸化窒素について、1 時間値の 1 日平均値が 0.04 ppm から 0.06 ppm までのゾーン内にある地域にあつては、原則としてこのゾーン内において現状程度の水準を維持し、又はこれを大きく上回ることをとらないよう努めるものとする。
4. 光化学オキシダントとは、オゾン、パーオキシアセチルナイトレートその他の光化学反応により生成される酸化性物質（中性ヨウ化カリウム溶液からヨウ素を遊離するものに限り、二酸化窒素を除く。）をいう。

2. 有害大気汚染物質（ベンゼン等）に係る環境基準

物質	環境上の条件	測定方法
ベンゼン	1年平均値が 0.003 mg/m^3 以下であること。	測定方法は、キャニスター又は捕集管により採取した試料をガスクロマトグラフ質量分析計により測定する方法を標準法とする。また、当該物質に関し、標準法と同等以上の性能を有使用可能とする。
トリクロロエチレン	1年平均値が 0.2 mg/m^3 以下であること。	
テトラクロロエチレン	1年平均値が 0.2 mg/m^3 以下であること。	
ジクロロメタン	1年平均値が 0.15 mg/m^3 以下であること。	

備考

1. 環境基準は、工業専用地域、車道その他一般公衆が通常生活していない地域または場所については、適用しない。
2. ベンゼン等による大気汚染に係る環境基準は、継続的に摂取される場合には人の健康を損なうおそれがある物質に係るものであることにかんがみ、将来にわたって人の健康に係る被害が未然に防止されるようにすることを旨として、その維持又は早期達成に努めるものとする。

3. ダイオキシン類に係る環境基準

物質	環境上の条件	測定方法
ダイオキシン類	1年平均値が 0.6 pg-TEQ/m^3 以下であること。	ポリウレタンフォームを装着した採取筒をろ紙後段に取り付けたエアサンプラーにより採取した試料を高分解能ガスクロマトグラフ質量分析計により測定する方法。

備考

1. 環境基準は、工業専用地域、車道その他一般公衆が通常生活していない地域または場所については、適用しない。
2. 基準値は、2,3,7,8-四塩化ジベンゾ-p-ダイオキシンの毒性に換算した値とする。

付録 D

大気汚染物質濃度の距離減衰特性の評価方法

D.1 計算方法

大気中の化学物質の輸送は、平均風速のほか、気温勾配、日射量等に依存する大気安定状態に関わる乱流の影響を受ける。したがって、大気拡散式は平均風速による輸送を移流、乱流による輸送をみかけ上の拡散として考え、質量保存則に基づき誘導されている。

大気中の拡散物質のフラックスが、時間的、空間的な濃度勾配に比例すると仮定し、コントロールボリュームについて質量保存則を適用すると、以下の式 (D.1) が誘導される。

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + q \end{aligned} \quad (\text{D.1})$$

ここで、 C : 大気中の対象物質濃度 (ガス : L^3L^{-3} , SPM : ML^{-3}), t : 時間 (T), u, v, w : それぞれ x, y, z 方向の平均風速 (LT^{-1}), K_x, K_y, K_z : それぞれ x, y, z 方向の大気拡散係数 (L^2T^{-1}), q : 単位時間当たりの発生量 (ガス : L^3T^{-1} , SPM : ML^{-1}) である。

式 (D.1) を数学的に解くことで、大気中の物質の空間的、時間的な濃度変化が求められるが、発生源から瞬間的に物質が放出されている状態を仮定して求めた解を「パフ式」、発生源から連続的に物質が放出されている状態を仮定して求めた解を「プルーム式」とそれぞれ一般的に呼んでいる。本検討においては、サイトにおいて平均的な濃度の対象物質が常時存在している条件を仮定し、プルーム式を用いて空間的な対象物質の濃度変化を求めた。発生源を点源とした場合におけるプルーム式は以下の式 (D.2) で表わされる。

$$\begin{aligned} C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \times \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \\ \times \left[\exp\left\{-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \end{aligned} \quad (\text{D.2})$$

ここで、 Q : 発生強度 (ガス : L^3T^{-1} , SPM : MT^{-1}), σ_y : 水平拡散幅 (L), σ_z : 垂直拡散幅 (L), H_e : 発生源高さ (L) である。また、座標は発生源直下の地表面を原点とし、風下方向に x 軸、それと直角な水平方向に y 軸、高さ方向に z 軸をとっている。拡散幅とは実験によって統計的に求められたパラ

表 D.1 Pasquill (1961) に基づく安定度分類 (環境省大気保全局大気規制課 1995)

地上風速 (m/s)	日中			夜間 (括弧内は雲量、下段の数値は放射収支量)			
	日射量			本雲 (8~10)		上層雲 (5~10) 中・下層雲 (5~7)	雲量 (0~4)
	強弱	強	並				
cal/cm ² /hr	50 以上	49~25	24 以下	0.15 以下	-0.02 以上	-0.02~-0.04	-0.04 以下
kW/m ²	0.6 以上	0.6~0.3	0.3~0.15	0.15 以下	-0.02 以上	-0.02~-0.04	-0.04 以下
2 以下	A	A-B	B	D		(G)	(G)
2~3	A-B	B	C	D		E	F
3~4	B	B-C	C	D		D	E
4~6	C	C-D	D	D		D	D
6 以上	C	D	D	D		D	D

A: 強不安定 B: 並不安定 C: 弱不安定 D: 中立 E: 弱安定 F: 並安定 G: 強安定
 風速 2 m/s 以下の夜間の安定度は対応する拡散実験データがないことから、パスキルの原典では「-」となっているが、これを便宜的に G 階級とすることもある。

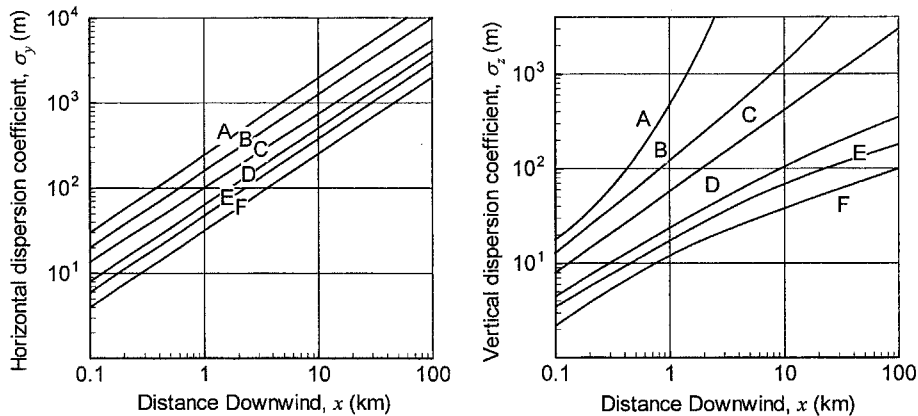


図 D.1 風下距離 x による拡散パラメータ σ_y, σ_z の変化

メータである。水平拡散幅 σ_y 、鉛直拡散幅 σ_z とは、風下方向に対して水平方向（横方向）と鉛直方向（高さ方向）に、拡散（厳密には乱流の影響による機構的分散と濃度勾配の影響による拡散現象の双方が寄与するが、ここでは見かけ上の拡散現象を示している）によって拡がる幅を示しており、大気の乱れ具合の影響を大きく受ける。大気の乱れ具合は、大気安定度という指標で表され、Pasquill によって A~F の階級に分類されている（環境省大気保全局大気規制課 1995）。Pasquill の安定度階級に基づく現在我が国で用いられている風速、日射量等による安定度階級を表 D.1 に示す。

拡散幅は、大気の安定度のほかに風下方向 (x 方向) の距離によっても異なる。風下距離と拡散幅の関係を図 D.1 (環境省大気保全局大気規制課 1995) に示す。発生源から遠ざかるにつれ拡散幅は大きくなっているが、水平拡散幅に比べて鉛直拡散幅は安定度階級の影響を大きく受ける。図 D.1 に示した x による拡散幅の変化は、

$$\sigma_y(x) = \gamma_y x^{\alpha_y} \tag{D.3}$$

$$\sigma_z(x) = \gamma_z x^{\alpha_z} \tag{D.4}$$

のような近似式で与えられ、 γ_y, α_y 、および γ_z, α_z は x の範囲、大気安定度階級によってそれぞれ

表 D.2 水平拡散パラメータ σ_y の近似式

Stability categories	α_y	γ_y	x (m)
A	0.901	0.426	0~1,000
	0.851	0.602	1,000~
B	0.914	0.282	0~1,000
	0.865	0.396	1,000~
C	0.924	0.1772	0~1,000
	0.885	0.232	1,000~
D	0.929	0.1107	0~1,000
	0.889	0.1467	1,000~
E	0.921	0.0864	0~1,000
	0.897	0.1019	1,000~
F	0.929	0.0554	0~1,000
	0.889	0.0733	1,000~
G	0.921	0.0380	0~1,000
	0.896	0.0452	1,000~

表 D.3 鉛直拡散パラメータ σ_z の近似式

Stability categories	α_z	γ_z	x (m)
A	1.122	0.08000	0~300
	1.514	0.00855	300~500
	2.109	0.000212	500~
B	0.964	0.1272	0~500
	1.094	0.0570	500~
C	0.918	0.1068	0~
D	0.826	0.1046	0~1,000
	0.632	0.400	1,000~10,000
	0.555	0.811	10,000~
E	0.788	0.0928	0~1,000
	0.565	0.433	1,000~10,000
	0.415	1.732	10,000~
F	0.784	0.0621	0~1,000
	0.526	0.370	1,000~10,000
	0.323	2.41	10,000~
G	0.794	0.0373	0~1,000
	0.637	0.1105	1,000~2,000
	0.431	0.529	2,000~10,000
	0.222	3.62	10,000~

表 D.2, 表 D.3 に示す値をとる。

一方、式 (D.2) で表わされるプルーム式は、対象物質の発生は点源であるという仮定により導出した式である。しかし本サイトでは、汚染区域全体から対象物質が発生しうると考えられるため、放出源は面源である。本来ならば式 (D.2) を面について積分することによって、面源積分プルーム式を求める必要がある。ただし、本サイトでは各地点毎の発生強度が未知であり、サイトの平面形状も複雑であることから、簡便な評価方法として以下の方法を用いた。

- 1) 当該サイトの汚染区域の面積と等価な面積を持つ円（半径 R_{eq} ）を仮想発生源とする。
- 2) 仮想発生源の中心に点汚染源が存在すると仮定し、 R_{eq} 離れた地点での対象物質濃度 $C(R_{eq})$ が、当該サイトでのサイト境界でモニタリングされた大気中の大気物質濃度の平均値 \bar{C}_m と等しくなるような点汚染源での発生強度 Q_{eq} を式 (D.2) より算出する。
- 3) Q_{eq} を換算発生強度として式 (D.2) に適用し、風下距離 x における対象物質濃度を求める。

D.2 計算条件と結果の一例

D.1 に示した方法に従って、当該サイトから発生した大気汚染物質の最近隣住宅地における濃度を算出した。計算に用いた主な仮定、条件を以下に示す。

- 1) 当該サイトにおける風速・風向の観測結果において、卓越した風向や季節変動は確認されなかったことから、観測された風速の平均値 2.4 m/s を平均風速として与え、すべての風向の風が同じ生起確率で生じるとし、その際の濃度平均値を算出した。
- 2) サイト境界から最も近接した住宅地までの直線距離は 100 m であることから、近隣住宅地における環境リスクの算定に際しては、式 (D.2) を用いて算出したサイトから 100 m 離れた地点での地表から 1.5 m 高さの濃度を曝露濃度とし、リスクの算定に用いた。

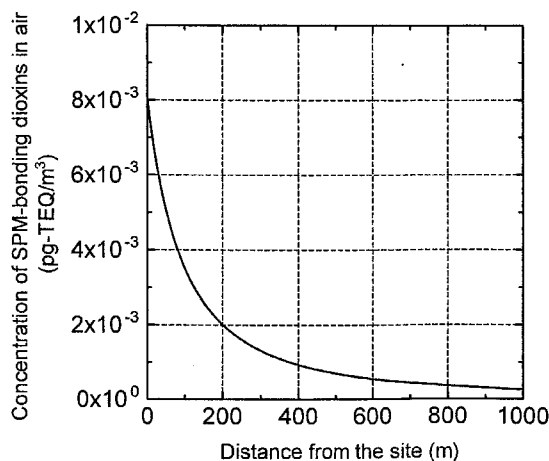


図 D.2 SPM 吸着態のダイオキシン類の輸送評価結果の一例

- 3) 日本における大気安定度は表 D.1 に示す階級のうち D に相当する場合が多いことから（環境省 大気保全局大気規制課 1995），安定度 D に対する拡散幅を用いた。

これらの仮定，計算条件に基づいた算出結果の一例として，対策工実施前の段階における，サイト境界からの距離と SPM 吸着態の大気中ダイオキシン類濃度の関係を図 D.2 に示す。大気中の化学物質濃度は，サイトからの距離に伴い一意的に低下しており，サイトから約 400 m の地点では，サイト境界における濃度と比較して 10%以下に低下している。特にサイト近傍における減衰率が高くなっており，双曲線型の距離減衰特性を示している。

参考文献

- [1] American Society for Testing and Materials. (1988). *Standard Test Method for Wetting and Drying Test of Solid Wastes*. ASTM Designation: D 4843-88.
- [2] American Society for Testing and Materials. (1995). *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*. ASTM Designation: E 1739-95.
- [3] American Society for Testing and Materials. (2000). *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*. ASTM Designation: E 2081-00.
- [4] Briggs, G.G. (1981). Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Vol. 29, pp. 1050-1059.
- [5] Calabria, C.R. and Peggs, I.D. (1997). Investigation of geomembrane destructive field seam test failures: Landfill cover. *Geotextiles and Geomembranes*, Vol. 15, No. 4-6, pp. 419-440.
- [6] Chiou, C.T., Porter, P.E., and Schmedding, D.W. (1983). Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. *Environmental Science & Technology*, Vol. 17, pp. 227-231.
- [7] Clewer, S., Yong, R.N., Rowland, I.P., and Thomas, H.R. (2001). Development of a contaminated land analysis and risk assessment application. *Geoenvironmental Engineering - Geoenvironmental Impact Management*, R. N. Yong and H. R. Thomas, eds., Thomas Telford, pp. 51-57.
- [8] Cowherd, C., Muleski, G.E., Englehart, P.J., and Gillette, D.A. (1985). *Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination Sites*. Kansas City, MO, Midwest Research Institute, PB85-192219.
- [9] Environmental Agency. (2002). *The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms*. R & D Publication CLR 10.
- [10] Fällman, A. and Hartlén, J. (1996). Utilization of electric arc furnace steel slag in road construction. *Environmental Geotechnics*, M. Kamon, ed., Balkema, Rotterdam, pp. 703-708.

- [11] Förstner, U. and Calmano, W. (1982). Bindungsformen von Schwermetallen in Bagger-schlamm. *Vom Wasser*, Vol. 59, pp. 83–92.
- [12] Foose, G.J. (1997). *Leakage Rates and Chemical Transport through Composite Landfill Liners*. PhD thesis, University of Wisconsin-Madison.
- [13] Foose, G.J., Benson, C.H., and Edil, T.B. (1996). Evaluating the effectiveness of landfill liners. *Environmental Geotechnics*, M. Kamon, ed., Balkema, Rotterdam, pp. 217–221.
- [14] Garbarini, D.R. and Lion, L.W. (1985). Evaluation of sorptive partitioning of nonionic pollutants in closed systems by headspace analysis. *Environmental Science & Technology*, Vol. 19, pp. 1122–1128.
- [15] Garrabrants, A.C., Sanchez, F., Gervais, C., and Moszkowicz, P. (2000). The effect of storage in an inert atmosphere on the release of inorganic constituents during intermittent wetting of a cement-based material. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. B91, pp. 159–185.
- [16] Gerdes, A. and Wittmann, F.H. (1994). Use of ashes from MSW incineration in cementitious building materials. *Environmental Aspects of Construction with Waste Materials*, Elsevier, Amsterdam, pp. 905–908.
- [17] Giroud, J.P. (1997). Equations for calculating the rate of liquid migration through composite liners due to geomembrane defects. *Geosynthetics International*, Vol. 4, No. 3–4, pp. 335–348.
- [18] Giroud, J.P. and Bonaparte, R. (1989). Leakage through liners constructed with geomembranes -Part I. Geomembrane liners. *Geotextiles and Geomembranes*, Vol. 8, No. 1, pp. 27–68.
- [19] Giroud, J.P., Sonderman, K.L., Khire, M.V., and Badu-Tweneboah, K. (1998). New developments in landfill liner leakage evaluation. *Proceedings of the 6th International Conference on Geosynthetics*, pp. 261–268.
- [20] Glasser, E.P. (1997). Fundamental aspects of cement solidification and stabilization. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 52, pp. 151–170.
- [21] Gleyzes, C., Tellier, S., and Astruc, M. (2002). Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 21, pp. 451–467.
- [22] Hartlén, J. (1994). Use of incinerator bottom ash as filling materials. *Proceedings of the 13th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, pp. 1583–1586.

- [23] International Programme on Chemical Society . (1999). *Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals*. World Health Organization.
- [24] James, B.R., Gwo, J., and Toran, L. (1996). Risk-cost decision framework for aquifer remediation design. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 122, No. 6, pp. 414–420.
- [25] Jones, N.L., Mariano, M.O.H., and Campello, E.M.B. (1996). Ground and surface water contamination due to municipal solid waste in Recife, Brazil. *Environmental Geotechnics*, M. Kamon, ed., Balkema, Rotterdam, pp. 91–96.
- [26] Juca, J.F.T., Oliveira, F.J.S., and Anoubel, P. (1998). Water and wastewater characterization of the Muribeca municiple solid waste landfill region. *Environmental Geotechnics*, P.S. Sêco e Pinto, ed., Balkema, Rotterdam, pp. 175–180.
- [27] Jury, W.A., Spencer, W.F., and Farmer, W.J. (1983). Behavior assessment model for trace organics in soil: I. Model description. *Journal of Environment Quality*, Vol. 12, pp. 558–564.
- [28] Kammen, D.M. and Hassenzahl, D.M. (1999). *Should We Risk It ?* Princeton University Press.
- [29] Kamon, M. (1998). Re-use of by-products. *Environmental Geotechnics*, P.S. Sêco e Pinto, ed., Vol. 4, Balkema, Rotterdam, pp. 1279–1292.
- [30] Kamon, M., Inazumi, S., Rajasekaran, G., and Katsumi, T. (2002a). Evaluation of waste sludge compatibility for landfill cover application. *Soils and Foundations*, Vol. 42, No. 4, pp. 13–27.
- [31] Kamon, M., Inui, T., Endo, K., Ito, K., and Katsumi, T. (2002b). Evaluating the effect of clay layer on the performance of composite liner having geomembrane defects. *Geosynthetics -State of Art, Recent Developments-*, Ph. Delmas, J.P. Gourc, and H. Girard, eds., Swets & Zeitlinger, Lisse, pp. 519–522.
- [32] Kamon, M., Inui, T., Katsumi, T., and Doi, A. (2003a). Environmental assessment of a contaminated site by use of risk based methodologies. *Proceedings of the 13th European Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*, Vol. 1, pp. 397–402.
- [33] Kamon, M., Inui, T., Katsumi, T., Doi, A., and Miyagi, D. (2003b). Evaluation of remedial actions for a contaminated site using risk assessment approaches. *Groundwater Engineering -Recent Advances*, I. Kono, M. Nishigaki, and M. Komatsu, eds., Swets & Zeitlinger, Lisse, pp. 351–357.

- [34] Kamon, M. and Katsumi, T. (1999). Evaluating environmental impact of stabilized soil containing heavy metal. *Proceedings of the 11th Asian Regional Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*, pp. 469–472.
- [35] Kamon, M., Katsumi, T., and Inui, T. (1998). Dehydration-solidification treatment and geotechnical utilization of waste sludge from construction works. *Environmental Geotechnics*, P.S. Sêco e Pinto, ed., Vol. 2, Balkema, Rotterdam, pp. 603–608.
- [36] Kamon, M., Katsumi, T., and Inui, T. (2001). Environmental suitability assessment of incinerator waste ashes in geotechnical applications. *Geoenvironmental Engineering – Geoenvironmental Impact Management*, R. N. Yong and H. R. Thomas, eds., Thomas Telford, pp. 21–26.
- [37] Kamon, M., Katsumi, T., and Oyama, S. (1996). Environmental impact and control of alkaline migration by cement stabilized soil. *Environmental Geotechnics*, M. Kamon, ed., Balkema, Rotterdam, pp. 751–756.
- [38] Kamon, M., Katsumi, T., and Sano, Y. (2000). MSW fly ash stabilized with coal ash for geotechnical application. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 76, pp. 265–283.
- [39] Kamon, M. and Nontananandh, S. (1991). Combining industrial wastes with lime for stabilization. *Journal of Geotechnical Engineering*, Vol. 117, No. 1, pp. 1–17.
- [40] Kamon, M., Zhang, H., and Katsumi, T. (2002c). Redox effects on heavy metal attenuation in landfill clay liner. *Soils and Foundations*, Vol. 42, No. 3, pp. 115–126.
- [41] Karickhoff, S.W. (1981). Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere*, Vol. 10, pp. 833–846.
- [42] Karickhoff, S.W., Brown, D.S., and Scott, T.A. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, Vol. 13, pp. 241–248.
- [43] Katsumi, T., Benson, C.H., Foose, G.J., and Kamon, M. (2000). Performance-based design of landfill liners. *Engineering Geology*, Vol. 60, No. 1–4, pp. 139–148.
- [44] Kosson, D.S., van der Sloot, H.A., Sanchez, F., and Garrabrants, A.C. (2002). An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials. *Environmental Engineering Science*, Vol. 19, No. 3, pp. 159–204.
- [45] Manassero, M., Benson, C.H., and Bouazza, A. (2000). Solid waste containment systems. *Proceedings of the International Conference on Geotechnical and Geological Engineering*, pp. 520–643.

- [46] McBride, M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press.
- [47] Means, J.C., Hassett, J.J., Wood, S.G., and Banwart, W.L. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons*, P.W. Jones and P. Leber, eds., Vol. 13, pp. 327–340.
- [48] Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J., and Banwart, W.L. (1980). Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science & Technology*, Vol. 14, pp. 1524–1528.
- [49] Mossop, K.F. and Davidson, C.M. (2003). Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Analytica Chimica Acta*, Vol. 478, pp. 111–118.
- [50] Neuman, S.P. (1981). A Eulerian-Lagrangian numerical scheme for the dispersion-convection equation using conjugate space-time grids. *Journal of Computational Physics*, Vol. 41, pp. 270–294.
- [51] Paterson, S. and Machay, D. (1987). A steady-state fugacity-based pharmacokinetic model with simultaneous multiple exposure routes. *Chemosphere*, Vol. 6, No. 1, pp. 395–408.
- [52] Pickens, J.F., Gillham, R.W., and Cameron, D.R. (1979). Finite element analysis of the transport of water and solutes in tile-drained soil. *Journal of Hydrology*, Vol. 40, pp. 243–264.
- [53] Rick Science Program. (1994). *Intermedia Transfer Factors for Contaminants Found at Hazardous Waste Sites 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD)*. Department of Environmental Toxicology, University of California.
- [54] Rowe, R.K. (1998). Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier system beneath solid waste. *Proceedings of the 6th International Conference on Geosynthetics*, pp. 27–102.
- [55] Sanchez, F., Barna, R., Garrabrants, A., Kosson, D.S., and Moszkowicz, P. (2000). Environmental assessment of a cement-based solidified soil contaminated with lead. *Chemical Engineering Science*, Vol. 55, pp. 113–128.
- [56] Sanchez, F., Gervaisb, C., Garrabrants, A.C., Barna, R., and Kosson, D.S. (2002). Leaching of inorganic contaminants from cement-based waste materials as a result of carbonation during intermittent wetting. *Waste Management*, Vol. 22, pp. 249–260.
- [57] Schnoor, J.L. (1996). *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*. John Wiley & Sons. Inc.

- [58] Schwarzenbach, R.P. and Westall, J. (1981). Transport of non polar organic compounds from surface water to groundwater: Laboratory sorption studies. *Environmental Science & Technology*, Vol. 15, pp. 1360–1367.
- [59] Shackelford, C.D. (1990). Transit-time design of earthen barriers. *Engineering Geology*, Vol. 29, pp. 79–94.
- [60] Shackelford, C.D. and Glade, M.J. (1997). Analytical mass leaching model for contaminated soil and stabilized waste. *Ground Water*, Vol. 35, pp. 233–242.
- [61] Shackelford, C.D. and Jefferis, S.A. (2000). Geoenvironmental engineering for in situ remediation. *Proceedings of the International Conference on Geotechnical and Geological Engineering*, pp. 121–185.
- [62] Soga, K., Kulasooriya, I.H., Mesquita, A.C., Page, J.W.E., and Waduge, W.A.P. (2003). Evaluating risk after remediation for NAPL contaminated sites. *Groundwater Engineering - Recent Advances*, I. Kono, M. Nishigaki, and M. Komatsu, eds., Swets & Zeitlinger, Lisse, pp. 75–97.
- [63] Spitz, K. and Moreno, J. (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons. Inc.
- [64] Stagemann, J.A. and Côté, P.L. (1990). Appendix B: Test methods for solidified waste evaluation. *Environment Canada Report "Investigation of test methods for solidified waste evaluation - A cooperative program"*.
- [65] Stegmann, R. (2001). *Treatment of Contaminated Soil: Fundamentals, Analysis, Applications*. Springer.
- [66] Tachiro, C., Oba, J., and Akama, K. (1979). The effects of several heavy metal oxides on the formation of ettringite and the microstructure of hardened ettringite. *Cement and Concrete Research*, Vol. 9, pp. 303–308.
- [67] The International Ash Working Group. (1997). *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, Elsevier, pp. 507–578.
- [68] U.S.EPA. (1988). *Superfund Exposure Assessment Manual*. Office of Emergency and Remedial Response, EPA/540/1-881001, Washington, D.C.
- [69] U.S.EPA. (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I; Human Health Evaluation Manual (Part B)*. EPA/540/1-89/002, Washington, D.C.

- [70] U.S.EPA . (1992). *Dermal Exposure Assessment; Principles and Applications*. EPA/600/8-91/011B, Washington, D.C.
- [71] U.S.EPA . (1994). *Health assessment document for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. External review draft*. EPA/600/BP-92/001, Washington, D.C.
- [72] U.S.EPA . (1996). *PCBs: Cancer Dose Assessment and Application to Environmental Mixtures*. EPA/600/P-96/011, Washington, D.C.
- [73] U.S.EPA.. (1997). *Exposure Factors Handbook, Update to Exposure Factors Handbook (EPA/600/8-89/043, May 1989)*. EPA/600/P-95/002Fa, Washington, D.C.
- [74] U.S.EPA . (2000). *PCB Risk Assessment Review Guidance Document*. USEPA, Washington, D.C.
- [75] van den Berg, R. (1991). *Exposure of Man to Soil Contamination: A Qualitative and Quantitative Analysis, Resulting in Proposals for Human-toxicological C-values*. RIVM Rapport No.725201006.
- [76] van der Sloot, H.A. (1996). Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. *Waste Management*, Vol. 16, pp. 65-81.
- [77] van der Sloot, H.A., Heasman, L., and Quevauviller, P. (1997). *Harmonization of Leaching/extraction Tests*. Elsevier.
- [78] Walton, J., Rahman, M., and Casey, D. (1997). Leakage through flaws in geomembrane liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, Vol. 123, No. 6, pp. 534-539.
- [79] Washburn, S.T. and Edelmann, K.G. (1999). Development of risk-based remediation strategies. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, Vol. 3, No. 2, pp. 77-82.
- [80] Webster, M.T. and Loehr, J. (1996). Long-term leaching of metals from concrete products. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 122, pp. 714-721.
- [81] Wilson, R. (1979). Analyzing the daily risks of life. *Technology Review*, No. 81-4, pp. 41-46.
- [82] Yong, R.N., Mohamed, A.M.O., and Warkentin, B.P. (1992). *Principles of Contaminant Transport in Soils*. Elsevier.

- [83] Yoshida, K., Ikeda, S., Nakanishi, J., and Tsuzuki, N. (2001). Validation of modeling approach to evaluate congener-specific concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in air and soil near a solid waste incineration. *Chemosphere*, Vol. 45, pp. 1209–1217.
- [84] 朝倉義博, 村松敏光. (2000). 建設工事に伴う粉じん等の予測・評価手法について. 土木技術資料, Vol. 42, No. 1, pp. 40–43.
- [85] 浅田素之, 堤博恭, 堀内澄夫, 福江正治. (2003). PS灰の流動化処理によるリサイクル事例. 土と基礎, Vol. 51, No. 6, pp. 13–15.
- [86] 乾徹. (1999). 固体系廃棄物の地盤工学的利用に伴う地盤環境影響の評価. 京都大学修士学位論文.
- [87] 今村 聡. (1999). 日本における汚染土壌の浄化技術. 基礎工, Vol. 27, No. 2, pp. 7–10.
- [88] 今村 聡. (2002). 地下水汚染に対する浄化技術. 基礎工, Vol. 30, No. 4, pp. 22–25.
- [89] 運輸省第五港湾建設局. (2000). 平成11年度管理型廃棄物埋立護岸の遮水構造検討調査報告書.
- [90] 大迫政浩, 小野雄策, 谷川 昇, 山田正人. (2000). 廃棄物試験・検査法の現状と将来展望. 廃棄物学会誌, Vol. 11, No. 6, pp. 396–404.
- [91] 岡 由剛, 沖 健. (2003). 鉛直遮水壁に用いる遮水鋼矢板継手部止水性の評価. 第5回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 地盤工学会, pp. 45–48.
- [92] 岡田 清 (編). (1986). 最新コンクリート工学. 国民科学社.
- [93] 沖 健, 鳥崎肇一, 喜田 浩, 吉田 節, 坂口裕司, 吉野久能. (2003). 鋼矢板・鋼管矢板を用いた鉛直遮水壁の遮水性能の評価. 第5回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 地盤工学会, pp. 53–58.
- [94] 勝見 武, C.H. Benson, G.J. Foose, 嘉門雅史. (1999). 廃棄物処分場遮水ライナーの性能評価について. 廃棄物学会誌, Vol. 10, No. 1, pp. 75–85.
- [95] 勝見 武. (2000). 廃棄物の有効利用のための地盤改良技術. 材料, Vol. 49, No. 10, pp. 1160–1166.
- [96] 勝見 武, 乾 徹. (2003). リサイクルによる環境影響と負荷を考える. 土と基礎, Vol. 51, No. 5, pp. 34–36.
- [97] 嘉門雅史. (1997). 発生土および廃棄物の地盤工学的処理と有効利用 9. 講座を終えるにあたって. 土と基礎, Vol. 45, No. 11, pp. 43–48.

- [98] 嘉門雅史. (1999). 廃棄物埋立処分場の構造基準について. 廃棄物学会誌, Vol. 10, No. 2, pp. 147-155.
- [99] 嘉門雅史, 勝見 武, 遠藤和人, 土居 亮. (2000). 海面埋立処分場における遮水層の性能評価. 第4回地盤改良シンポジウム発表論文集, 日本材料学会, pp. 231-238.
- [100] 嘉門雅史, 勝見 武, 遠藤和人, 伊藤圭二郎, 土居 亮. (2001). 矢板式遮水構造を有する海面埋立処分場の性能評価. 第4回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 地盤工学会, pp. 279-284.
- [101] 嘉門雅史, 赤井智幸, 松本 哲, 柳原純夫, 塩田憲司, 岩田 潔. (2002a). 一体型複合遮水シート工法の開発. 材料, Vol. 51, No. 1, pp. 13-18.
- [102] 嘉門雅史, 乾 徹. (2002). 管理型廃棄物処分場の地盤工学的問題と対策. 土木学会論文集, No. 701/III-58, pp. 1-15.
- [103] 嘉門雅史, 乾 徹. (2003). 地盤汚染とそのリスク. 廃棄物学会誌, Vol. 14, No. 2, pp. 29-37.
- [104] 嘉門雅史, 乾 徹, 佐々木和憲, 勝見 武. (2003). 重金属汚染土固化体の乾湿繰り返し条件下における溶出特性の評価. 第5回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 地盤工学会, pp. 175-178.
- [105] 嘉門雅史, 乾 徹, 佐々木和憲. (2004). 重金属汚染土およびその固化体の溶出特性に関する実験的検討. 材料, Vol. 53, No. 1, pp. 45-48.
- [106] 嘉門雅史, 乾 徹, 土居 亮, 勝見 武. (2002b). 地盤汚染サイトにおける環境リスク評価の適用性と問題点. 地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会第8回講演集, pp. 105-108.
- [107] 川口正人, 堀内澄夫, 林 錦眉, 小峰秀雄, 田野崎隆雄, 原 一夫, 長瀧重義. (2003). 石炭灰スラリーの地盤材料として利用する際の環境対策方法. 第5回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 地盤工学会, pp. 163-168.
- [108] 川地 武. (2002). 汚染地盤対策としての地盤改良技術の適用性. 土と基礎, Vol. 50, No. 10, pp. 37-39.
- [109] 川端淳一. (2001). 地下水モデリングのためのデータ解析手法の基礎 4. 地下水環境状態のモデリング, 4.2 物質移行パラメータの測定・評価方法. 地下水学会誌, Vol. 43, No. 1, pp. 23-35.
- [110] 環境省. (2003). 平成15年度版環境白書.
- [111] 環境省環境管理局水環境部. (2002). 平成12年度土壌汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要.
- [112] 環境庁大気保全局大気規制課 (編). (1995). 窒素酸化物総量規制マニュアル. 公害研究対策センター.

- [113] 木内智明, 米田 稔, 森澤眞輔, 大塚順基. (2002). ハイブリッド遺伝アルゴリズムを用いた土壌汚染概況調査における試料採取地点最適配置探索. 土木学会論文集, No. 699/VII-22, pp. 11-21.
- [114] 貴田晶子. (2000). 廃棄物の化学性状評価における試験方法. 廃棄物学会誌, Vol. 11, pp. 417-426.
- [115] 厚生省. (1992). 特別管理一般廃棄物及び特別管理産業廃棄物の処分又は再生の方法として厚生大臣が定める方法. 厚生省告示第194号.
- [116] 港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所. (2000). 管理型廃棄物埋立護岸設計・施工・管理マニュアル.
- [117] 国土交通省. (2003). 建設発生土等の有効利用に関する検討会報告.
- [118] 駒井 武. (2003). 誌面講座「地下水・土壌汚染」5. 地下水・土壌汚染における環境リスク評価. 地下水学会誌, Vol. 45, No. 1, pp. 73-80.
- [119] 酒井伸一, 水谷 聡, 高月 紘. (1996). 溶出試験の基本的考え方. 廃棄物学会誌, Vol. 7, No. 5, pp. 383-393.
- [120] 清水恵助, 蝦名晋吉, 斎藤征剛, 山本憲史, 水越和弥. (1990). 東京港におけるごみ埋立地盤の土質学的研究 (その11) -ごみ埋立地と金属腐食について-. 第25回土質工学研究発表会平成2年度発表講演集, 土質工学会, pp. 251-254.
- [121] 庄子幹雄. (2000). 建設業界における建設廃棄物リサイクルへの取り組み. 廃棄物学会誌, Vol. 11, No. 2, pp. 134-141.
- [122] 地盤工学会. (2000). 廃棄物の地盤材料としての利用に関する研究委員会報告書.
- [123] 地盤工学会 ISO 検討委員会. (2003). 第17回 ISO/TC190 総会出席報告. 土と基礎, Vol. 52, No. 2, pp. 36-37.
- [124] 高橋 茂. (2000). セメントに含まれる微量成分の環境への影響. セメント・コンクリート, No. 640, pp. 20-29.
- [125] 中央環境審議会. (2002). 今後の土壌環境保全対策の在り方について (答申).
- [126] 津田孝夫. (1995). モンテカルロ法とシミュレーション (三訂版). 培風館.
- [127] 土壌環境センター. (2000). 我が国における土壌汚染対策費用の推定.
- [128] 土壌環境センター. (2002). 土壌・地下水汚染対策事例等調査 (新技術) -平成13年度環境省請負業務結果報告書-

- [129] 土手 裕, 丸山俊朗. (1998). 粉碎したセメント固化体からの重金属の溶解に関する研究. 廃棄物学会論文誌, Vol. 9, pp. 188-197.
- [130] 中島 誠, 坂本 大, 前川統一郎. (1999). 環境リスクの軽減に向けた合理的な土壌・地下水汚染修復対策. 土と基礎, Vol. 47, No. 10, pp. 25-27.
- [131] 中西準子. (1995). 環境リスク論-技術者からみた政策提言. 岩波書店.
- [132] 中山裕章, 原田典佳, 龍田昌毅. (2000). 吸水膨張性止水剤を塗布した鋼矢板の止水性能評価試験. 第35回地盤工学研究発表会平成12年度発表講演集, 地盤工学会, pp. 1559-1560.
- [133] 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的手法に関する研究. 土木学会論文集, Vol. 511/III-30, pp. 135-144.
- [134] 日本埋立浚渫協会. (2001). 廃棄物海面処分場の施工要領.
- [135] 日本化学会 (編). (1980). PCB. 丸善.
- [136] 波多野清史, 岡田純治, 中平明憲, 真鍋 毅. (1990). 廃棄物中に打設された鋼矢板の腐食について. 第25回土質工学研究発表会平成2年度発表講演集, 土質工学会, pp. 247-248.
- [137] 早水輝好. (1993). 環境基準と水道水質基準の改定について. 水環境学会誌, Vol. 16, No. 4, pp. 224-242.
- [138] 平田健正. (2003). 地盤環境汚染の動向について. 地盤環境汚染 -試験法と活用-, 地盤工学会関西支部, pp. 1-10.
- [139] 藤倉まなみ. (1999). 土壌環境の保全と埋立処分. 廃棄物学会誌, Vol. 10, No. 2, pp. 138-146.
- [140] 藤長愛一郎, 松久裕之, 笹本 譲, 中馬逸男. (2001). リスクアセスメント手法を用いた複数の有害物質による土壌・地下水汚染の浄化目標値設定手法に関する検討. 環境工学研究論文集, Vol. 38, pp. 51-62.
- [141] 三木博史. (2003). 循環型社会における建設リサイクルの取組みと今後の課題. 土と基礎, Vol. 51, No. 5, pp. 1-5.

謝 辞

本論文は、著者が京都大学大学院工学研究科土木工学専攻修士課程に在籍時、および京都大学助手としての在職時に実施した計6年間の研究成果をとりまとめたものである。研究の遂行にあたっては、数多くの方の多大なるご指導、ご協力、ご支援をいただいた。以下に記して謝意を表す次第である。

本研究を進めるにあたり、終始懇切丁寧なご指導を頂きました京都大学大学院地球環境学堂 嘉門雅史教授には深甚なる謝意をここに表します。嘉門雅史教授には、研究を遂行するにあたっての方向付け、示唆に満ちた適切な指導、助言、および精力的に実施されている調査研究活動の成果を提供をいただくとともに、本論文をまとめるにあたって常に激励をいただきました。さらには、著者が学部学生の頃より今日に至るまで研究の基礎、研究者・教育者・技術者としてのあるべき姿を教えてください、研究を進める上で財産となる多くの国際会議、学会活動等への参加機会、研究者・技術者との交流機会といった貴重な体験の場を与えていただきました。ここに心より感謝を申し上げます。

本学位論文の副査を務めていただいた京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 大西有三教授、森澤眞輔教授からは多くの有用なご意見をいただき学位論文を完成させることができました。ここに感謝の意を表します。

京都大学大学院地球環境学堂 勝見 武助教授には、今日に至るまで多くのディスカッションを通して、研究の具体的な進め方に関する数多くの適切なご指導、および有用な資料の提供をいただきました。さらには、一個人、および一研究者としての視野を広げる考え方、行動に至る貴重なご助言を常にいただきました。ここに心からの感謝の意を表します。京都大学防災研究所地盤災害研究部門 三村 衛 助教授には学部学生の頃から長きに渡って研究ならびに研究生活において数多くのご指導、サポートをいただきました。心より感謝いたします。また、ご多忙の中、学位申請にあたり学力試問をご担当いただいた京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 武田信生教授、同 社会基盤工学専攻 宮川豊章教授に深謝いたします。

研究室に所属された多くの諸兄、特に渡辺 拓 氏（現 戸田建設株式会社）、遠藤和人 博士（現 独立行政法人国立環境研究所）、稲積真哉 博士（現 京都大学大学院工学研究科）、伊藤圭二郎 氏（現 鹿島建設株式会社）、土居 亮 氏（現 株式会社エム・アイ・ティー）、佐々木和憲 氏（現 徳島県）、宮城大助 氏（現 中央復建コンサルタンツ株式会社）、Milagro Castro-Cuba 氏（元 京都大学防災研究所）による実験や数値解析の実施にあたっての昼夜を問わない多大なご指導、ご尽力がなければ本論文をとりまとめることはできませんでした。ここに心よりの感謝と御礼を申し上げます。また、実験の遂行にあたり多大なご協力とご配慮をいただいた京都大学防災研究所技術室 清水博樹 技官、円滑な研究活動をサポートいただいた森本陽子 秘書にも深く感謝いたします。

著者が鹿島建設株式会社在籍時より各方面でお世話になりました栗原宏武 博士（リテックエンジニアリング株式会社），阿部 裕 博士（鹿島建設株式会社），土弘道夫 氏（武蔵野土質調査株式会社），川端淳一 博士（鹿島建設株式会社）にはここに感謝の意を表します。また，機器分析に関する多くのノウハウ，文献を教えていただいた大山 将 氏（株式会社鴻池組）に対し，感謝を申し上げます。

研究の実施にあたって貴重な資料，データ，サンプル等のご提供をいただきました鹿島建設株式会社 今立文雄 氏，京都市環境局各位，国土交通省京浜工事事務所各位，滋賀県琵琶湖環境部各位に深く感謝いたします。

最後に，著者をあらゆる面で長きに渡り支えてくれた父 乾 正雄，母 乾 富子に対し心からの謝意と尊敬を表します。ありがとうございました。