

建設発生土の砒素の溶出と
封じ込めに関する地盤工学的研究

2022年3月

岩手大学大学院理工学研究科

システム創成工学専攻

岩本 容昭

目 次

第1章 序論

1.1 研究の背景	1
1.1.1 環境問題における法制度の変遷	1
1.1.2 諸外国の土壌汚染対策	2
1.1.3 有害物質を含有する建設発生土の処理における諸課題	4
1.2 本研究の目的と構成	9
1.2.1 研究目的	9
1.2.2 本研究の構成	10

第2章 有害物質を含有する建設発生土の処理に関する既往の研究と知見

2.1 概説	12
2.2 有害物質の溶出に関する研究と知見	12
2.2.1 有害物質の種類と分布	12
2.2.2 有害物質の溶出特性	15
2.3 有害物質の封じ込めに関する研究と知見	18
2.3.1 建設工事における自然由来重金属等含有土の取扱い	18
2.3.2 影響予測に基づくリスク評価	25
2.4 まとめ	28

第3章 ベントナイト混合土による封じ込めにおける現場検証

3.1 概説	30
3.2 掘削ずり処分場の概要	30
3.2.1 工事概要	30
3.2.2 ベントナイト混合土による封じ込め	32
3.2.3 浸出水の集水および処理設備	33
3.3 降水量と浸出水量	35
3.4 盛土中の重金属の分布	41
3.4.1 地質と自然由来重金属	41
3.4.2 類似事例の調査	41
3.4.2.1 地質の事例調査	41
3.4.2.2 溶出試験方法の事例調査	42
3.4.3 地山中の重金属類分布	42
3.4.3.1 スクリーニング試験	43

3.4.3.2	短期溶出試験	45
3.4.3.3	溶出試験及び酸性化可能性試験	46
3.4.3.4	実現象再現溶出試験	46
3.4.3.5	結果の整理	46
3.4.4	施工後の盛土内における重金属類分布	47
3.4.4.1	ボーリング調査	47
3.4.4.2	溶出試験の方法	48
3.4.4.3	溶出試験の結果	49
3.5	原位置不飽和透水試験	51
3.5.1	試験方法の概要	51
3.5.2	表層の原位置不飽和透水試験	52
3.5.2.1	地点 No.1 の測定	54
3.5.2.2	地点 No.2 と No.3 の測定	57
3.5.3	降雨時の原位置不飽和透水試験	59
3.6	観測孔における注水試験	64
3.6.1	試験方法の概要	64
3.6.2	試験結果	65
3.7	不飽和パラメータの評価	69
3.8	まとめ	70

第4章 3次元移流分散解析による検証

4.1	概説	71
4.2	解析手法	71
4.3	解析モデル	72
4.3.1	解析領域	72
4.3.2	要素分割	72
4.3.3	物性値	73
4.3.4	降雨量	74
4.4	浸出水の解析結果	76
4.4.1	浸透量と浸出量	76
4.4.2	内部水の検討	78
4.4.3	内部水を考慮した水収支の解析	79
4.4.4	全水頭の分布	81
4.4.5	流速分布	82
4.4.6	体積含水率の分布	83
4.5	砒素の移流分散解析	84

4.5.1	放流水の水質分析	84
4.5.2	現場における溶出試験	84
4.5.3	単位溶出流量の算定	85
4.5.4	浸出水の砒素濃度	85
4.5.5	砒素の濃度分布	87
4.6	再現解析	93
4.6.1	浸透流解析	93
4.6.2	砒素濃度の移流分散解析	96
4.7	まとめ	100
第5章 溶出特性の実験的評価		
5.1	概説	101
5.2	重金属の溶出モデル	102
5.3	カラム試験の概要	103
5.3.1	岩石試料の採取	103
5.3.2	飽和状態のカラム試験	104
5.3.3	不飽和状態のカラム試験	105
5.4	カラム試験結果	107
5.4.1	飽和カラム通水試験	107
5.4.2	不飽和カラム浸透試験	109
5.5	解析による溶出モデルの検証	112
5.5.1	飽和カラム通水試験	112
5.5.2	不飽和カラムの浸透試験	115
5.6	合理的な設計・施工方法に関する考察	120
5.6.1	現在の基準に対する位置づけ	121
5.6.2	合理的な設計に関する一考察	123
5.6.3	施工方法に関する一考察	125
5.7	まとめ	126
第6章 結論		
6.1	研究成果の総括	128
6.2	今後の課題と展望	131
	(参考文献)	135
	謝 辞	142

第1章 序論

1.1 研究の背景

1.1.1 環境問題における法制度の変遷^{1)~4)}

日本における有害物質を含有する岩石・土壌による環境汚染の歴史は古く、1880年～1970年代の栃木県足尾銅山による渡良瀬川流域の銻毒被害、1910年～1970年代の富山県神通川流域のイタイタイ病を引き起こした岐阜県神岡銻山、1920年～1960年代の宮崎県土呂久銻山や岩手県松尾銻山の砒素公害がある。また、市街地の土壌汚染では、1975年に東京都の化学工場跡地における六価クロム銻さい問題、1980年代のトリクロロエチレン等による地下水汚染問題などの公害が発生し、そのたびに多くの人的被害が発生し、その影響は現在まで続いている。このような状況を受け、昭和42年には公害対策法、昭和45年に農用地土壌汚染防止法が整備された。平成3年には土壌汚染に係る環境基準が環境庁より示され、平成5年に環境基本法が制定された。翌平成6年には「重金属等に係る土壌汚染調査・対策指針及び有機塩素系化合物等に係る土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針」が示され土壌における有害物質の含有量の参考値が提示された。さらに有害物質に関する新たな知見を折込み平成11年に「土地・地下水汚染に係る調査・対策指針」が環境省より通知された。その後も企業の工場跡地の再開発等に伴い重金属や揮発性有機化合物等による土壌汚染事例の件数は増加し、土壌汚染による健康影響の不安や対策確立への社会要請が強まった(図1.1.1)。これを受け、平成15年に土壌汚染対策法が施行、平成18年には「油汚染対策ガイドライン」が策定され市街地土壌汚染に係る法整備が急速に進められた。

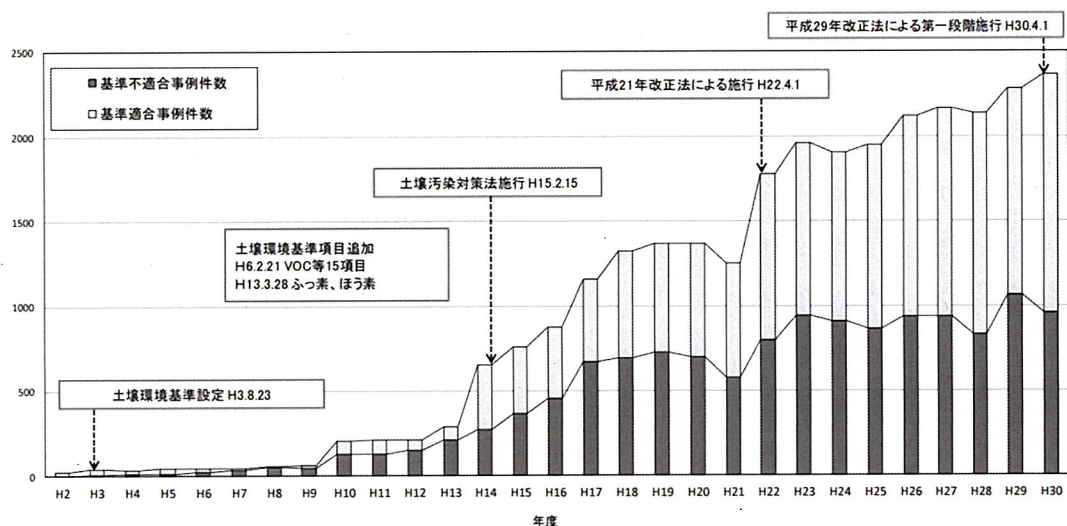


図 1.1.1 年度別の土壌汚染調査事例（環境省：平成30年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例などに関する調査結果より）

平成 22 年には、土壤汚染対策法が改正され土地の形質変更の施行方法に関する基準の見直しや汚染土壤の運搬および処理に関する規定が創設された。この時、当初土壤汚染対策法は、自然由来の有害物質が含まれる土壤を対象としていなかったが、汚染土壤の運搬および処理に関する規定において、健康被害の防止の観点から自然由来の有害物質が含まれる土壤をそれ以外の土壤と区別する理由がないことから、自然由来の有害物質を含む土壤を対象とするよう通知された。平成 22 年の土壤汚染対策法改正以降、土壤汚染に基づく調査件数、要措置区域の指定件数が大幅に増加し、土壤汚染の状況の実態の把握ができるようになってきた。平成 30 年の改正では、土地の形質変更の届出・調査手続きを迅速化し、平成 31 年の改正では、土壤調査が一時猶予されている土地の形質変更時の届出を義務化、汚染土壤における汚染除去等の措置の内容確認および不適合時の変更命令、健康被害のおそれのない土地の形質変更における規制緩和、および自然由来等の汚染土壤の移動に関する規制緩和などが行われ、届出・手続きの合理化や土地の有効利用等がし易くなってきている。

一方、国土交通省では、平成 15 年の土壤汚染対策法において、自然由来の有害物質が含まれる土壤が対象外となっていたことから、建設工事の発注者が、自然由来の重金属等が含まれる岩石や土壤が発見された場合に、必要に応じて技術検討委員会等を立上げ、個別に対策を検討してきた。これを改善すべく、平成 20 年に嘉門氏を委員長とする「建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会」を発足させ、平成 22 年 3 月に「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」を策定した。平成 22 年 4 月の土壤汚染対策法が施行され自然由来の有害物質が含まれる土壤が対象となったが、その取扱いにおける詳細は同法には記述されず、建設工事における対応は現在でも本マニュアルに基づき実施されている。また、改正された土壤汚染対策法では、「測定の対象となる土壤は破碎することなく自然状態において 2 mm 目のふるいを通過させ得た土壤」と通知があり、岩石などが対象とされていない。したがって、トンネル掘削などの岩盤を掘削する工事で発生する掘削ずりに含まれる自然由来の重金属等の対応では、本マニュアルが重要な位置付けとなっている。

1.1.2 諸外国における土壤汚染対策

環境問題は、日本国内だけの問題ではなく、諸外国においても大きな課題として対策が採られている。表 1.1.1 に諸外国における土壤汚染対策制度の比較を示す。土壤汚染に関する法令では、日本の土壤汚染対策法にあたる法律が各国で整備されている。このうちアメリカとイギリスの法令は、飲料や水質に関する環境問題も含まれており土壤に特化したものではない。規制の目的は、基本的に各国とも人と健康の保護であるが、アメリカやイギリスなど生態系等への影響を考慮する例もみられる。対象物質の数は、日本の 26 種類に対して、ドイツでは約 30 種類、オランダで 252 種類、イギリスで約 23 種類、アメリカで約 800 種類となっている。対象物質の数は、日本はオランダやアメリカと比べると非常に

少なくなっている。土壌汚染の調査する契機も日本と諸外国では異なるが、オランダやイギリスでは土地利用や開発において調査の契機を設定しており、日本と類似している。汚染土壌を搬出する場合や利用する場合の規制については、各国とも搬出規制が存在し、諸外国では廃棄物として取り扱われるところが日本と大きく異なる。また、ドイツやオランダでは低汚染土壌は原則として資源として取り扱われリユースされている。搬出する土壌については、各国とも溶出試験を行い搬出後の影響評価や再利用条件を決定するのに利用している。汚染物質が自然由来の場合は、各国ともほかの汚染土壌と同様に取り扱いされており、搬出や再利用される場合には規制が設けられている。2 mm以上の岩石・土砂に含まれる自然由来の重金属に関しては、土壌汚染対策法から除外されるといった日本のような取扱いになっている国はみられず、各国で決められた溶出試験方法で、基準を満足するかを確認し、再利用するか最終処分するかを判断している。

表 1.1.1 諸外国における土壌汚染対策制度の比較¹⁰²⁾

項目	日本	ドイツ	オランダ	イギリス	アメリカ
法令	土 壌 汚 染 対 策 法 ・ 土 壌 汚 染 対 策 法 施 行 令 ・ 土 壌 汚 染 対 策 法 施 行 規 則 ・ 汚 染 土 壌 処 理 業 に 関 する 省 令	連邦土壌保全法・土壌保全汚染跡地令・地方自治体による各種通達	土壌保護法・土壌品質令・土壌品質ガイドライン・2009年土壌改善通達・地方自治体による各種通達	都市計画法・環境保護法 Part 2A	スーパーファンド法・資源保護回復法・安全飲料水法・水質浄化法
規制の目的	人の健康の保護	人の健康の保護・土壌の機能の保護	人の健康の保護・生態系	人の健康保護・周辺環境・生態系への影響	人の健康の保護・生活環境保全・生態系保全
対象物質	26物質	約30物質	252物質	約23物質 ※上記以外でも健康上疑いがある物質についても確認することがある。	・約800物質 ※石油は明示的に除外されている。
汚染調査の契機	有害物質使用特定施設の廃止時・3,000m ² 以上の土地の形質変更の届出があり、都道府県知事が汚染のおそれがあると判断したとき ・健康被害のおそれがあると認めるとき土地の所有者が実施。汚染のおそれや調査対象物質は都道府県知事が実施。	地方自治体が汚染の疑いを有する土地については、文献調査やサンプリングを実施し、その結果汚染が、Trigger Value を超過した場合などについては(操業中含む)より詳細な調査を汚染原因者、土地所有者等に命じることができる。	工場の新設、廃止土地の取引や開発行為等に先立って汚染原因者、土地所有者等により、まず土地使用履歴など書面による調査が行われる。その結果、汚染が疑われると地方自治体により判断される場合は、より詳細な調査を実施する。	[都市計画法] 土地利用を変更するとき、かつ開発計画許可証を取得しなければならないときは、開発事業者が調査を実施する。[環境保護法 PART 2A] ・地方当局による土地の検査によって、土壌汚染による人の健康や環境への潜在的なリスクが明らかになったときは地方当局が調査を実施する。	有害物質の漏洩が明らかになった場合、もしくは、CERCLA で定められている一定量以上の漏洩があった場合、EPA によるスクリーニング、予備調査が実施され、必要ならば対策のための調査が実施される・サンフランシスコ市の一部地域では、一定規模(50立方ヤード)以上の土地の形質変更が調査契機とされている。
搬出・利用の場合の規制	要措置区域及び形質変更時要届出区域(汚染はあるが、暴露経路が存在しない)に存	低汚染土壌のリユースは、汚染レベルに応じてガイドラインに基づき行われている。汚染	低汚染土壌は、原則資源として取り扱われるが、汚染濃度が Intervention	掘削された汚染土壌は廃棄物として扱われることから、汚染土壌が埋立場へ輸送される	土壌そのものは廃棄物ではないが、有害廃棄物としての性状を有していたり、指定有害廃

	在する土壌は、区域外の搬出時に規制が適用され、都道府県知事へ届出・処理業者への委託。処理後土壌は再利用可能。ただし自然由来等の軽度の汚染土壌については再利用不可。搬出する土壌については、現場の土壌汚染状況調査における土壌溶出量試験が用いられている。	土壌は、廃棄物関係法令が適用され、輸送に係る許認可、ラベリング、通知と許可のプロセスなどの規制が適用される。搬出する土壌を別の場所で再利用する場合は、搬出後の影響評価のために、溶出量試験を用いている。なお、現場の土地の汚染の程度を把握する目的でも溶出量試験が用いられている。	Valueを超えている土壌は、リサイクルは認められず、有害廃棄物として別の規制の下処分される。搬出する土壌について、再利用の条件を決めるために、溶出量試験が用いられている。	場合は廃棄物に関する法令で規制される。ただし、掘削した汚染土壌について、廃棄物として扱わないようにするための実施規範がCL:AIREから発行されており、この規範を遵守している場合に限り、再利用が可能となる。搬出する土壌については、溶出量試験は必須ではなく、必要に応じて行うこととなっている。	棄物を含んでいれば、基本的にサイト内で処理される。再利用はサイト内が一般的。上記の廃棄物の分類を行い、処分方法を定める際に溶出量試験を実施。なお、現場の地下水汚染が確認された場合に、浄化目標を設定するために溶出量試験を実施。
自然由来物質についての取扱い	人為汚染の場合と同様に、区域外の搬出時に規制が適用され、都道府県知事へ届出・処理業者への委託。	自然由来汚染であるかに関わらず、再利用される場合の手続きはガイドラインに示されている。	自然由来汚染であるかに関わらず土壌を搬出する際の一般的な手続きが適用される。	自然由来汚染であるか否かを問わず実施規範を遵守していない限り掘削土壌は廃棄物と判断され、廃棄物関連の法規制が適用される。	自然由来汚染土壌も一般の土壌と同様に廃棄物として同レベルの自然由来物質が存在する場合へ搬出するか、汚染物質や濃度に応じて再利用される。分析は法的には要求されていない。

1.1.3 有害物質を含有する建設発生土の処理における諸課題^{5) 6)}

環境問題は年々重要な課題と位置付けられ、各分野でその基準や目標が見直されてきている。建設工事においても事業計画の段階で、周辺環境に与える影響が評価され事業計画に反映されるが、その対策に掛かる費用が工事費に占める割合は増加する一方である。中でも、建設工事において発生する土や排水に含まれる自然由来の重金属による環境汚染が問題となるケースが増えており、それらの処理に莫大な費用が必要となっている。建設工事で発生する土は、可能な限り現場で処理するのが経済的にも環境面でも有効である。建設発生土の利用率は2000年度時点で約61%と低い値であったが、2002年度で約83%、2018年度では89%程度まで伸びてきており、今後さらなる改善が図られることが期待される^{7) 8)}。有効利用の観点から見れば、環境基準を超える自然由来の重金属等の有害物質を含む建設発生土を、有害物質が溶出しないようにして道路や築堤の盛土などに利用できれば、有効利用率の促進につながる。環境問題への関心の高まりに合わせて2002年に制定された土壌汚染対策法は、より適正な対応を行う目的で2010年に改訂され、自然由来金属含有土壌が規制対象となり、建設事業に大きな変化をもたらした。わが国の地質は自然由来の砒素や鉛などの重金属を含む岩や土が多く分布しており、建設工事で発生する土の多くがその対象となっている。トンネルやダムなどの大規模な掘削を伴う工事において、基準値を超える自然由来の重金属等が含有し、溶出のリスクがあるケースが多くみられ、有害物質溶出のリスク評価や判定方法、あるいは溶出した有害物質を封じ込める技術や吸

着して捕集する技術，また添加材により化学的に溶出を抑える技術など様々な研究がなされ，できる限り低コストで有効利用できる方法が追求されている。また，有効利用される場合でも，最終処分される場合でも，受け入れ先では長期的にその機能が維持されることを確認する必要がある。しかし，長期間にわたりその有効性が持続することを立証するのは容易ではない。現在これらの対策にあたっては，2010年に国土交通省が立ち上げた技術検討委員会により策定された「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」を参考に個々の現場の状況に合わせて実施されている。表 1.1.2 に建設工事における自然由来の重金属などへの対応事例を示す。本マニュアルが発行される以前から，自然由来の重金属を含有する岩石・土砂への対応は図られており，遮水シートによる封じ込め，不溶化材を添加し有害物質の溶出を抑制する方法，底部に吸着層をつくり溶出した有害物質を捕捉する方法，あるいはこれらの組み合わせにより対策が採られてきた。封じ込めの方法としては，産業廃棄物の最終処分場の事例を参考に，遮水シートによる養生に合わせてベントナイト混合土で難透水層を作り，さらに遮水性を高めたものもある。これらの施工事例に関する報告は年々増加しており，適切な対策が採られていることが分かる。一方，対応マニュアルでは有害物質を含む岩が処理された場所では，比較的長くモニタリングが実施され周辺環境に与える影響を調査することとなっているが，その結果が報告された事例は少ない。土壌汚染対策法が施行されて，さらに自然由来の重金属がその対象となってまだ10年ほどであり，長期的に安定していることが十分に確認できる施工事例が少ないこともあるが，モニタリングを2年程度で完了させるケースが多く，それが長期安定性を評価するのに十分な期間であるかは議論されるべきところである。

表 1.1.2 建設工事における自然由来の重金属などへの対応事例

遭遇事例	現場名	顕在化の経緯	対策土量または露出面積	対策
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	中越トンネル	事業実施区域周辺に銅鉱床が存在することが明らかとなったため，詳細設計時の地質調査ボーリングに重金属調査を追加した。その結果溶出基準を超過する砒素を確認した。	800,000m ³	一重遮水シートの盛土内封じ込めによる事業用地内処理
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	八甲田トンネル	事業計画時に鉱化変質岩が存在することが明らかになり，酸性水や溶出した重金属等による周辺環境への影響が懸念されたため。	540,000m ³	二重遮水シートの盛土内封じ込めによる事業用地外処理
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	仙台市地下鉄東西線	「土壌・地質汚染評価基本図～仙台地域～2006年」により建設予定地に自然由来の重金属等が分布することが明らかとなり，現地調査を行ったところ，竜の口層に砒素，カドミウムが確認された。このため仙台市が定めた「建設副産物適正処理推進要綱」（H15.5.20制定）に基づき，適切な処理を行	400,000m ³	底部一重遮水シートおよび覆土の盛土内封じ込めによる事業用地外処理

		うべき検討を開始した。		
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	甲子トンネル	「甲子トンネル施工技術検討委員会」の提言により重金属調査を実施した。その結果、詳細設計時の地質調査ボーリングコアから土壌溶出量基準を超過する鉛、セレンを確認し、砒素とカドミウムの長期的な溶出可能性を確認した。	50,000m ³	二重遮水シートの盛土内封じ込めによる事業用地内処理
整地などの地山の掘削工事により発生した岩石・土壌からの酸性水	工業団地調整池	工事前の地質調査では、強酸性を呈する現地周辺ため池の水は確認されなかったが、工業団地造成地内調整池の完成直後に底面の溜まり水が強酸性を呈することを確認した。	6,300m ³	セメント系固化改良土による露出面の表面被覆
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	芳ノ元トンネル 丸目トンネル	東九州自動車道の芳ノ元トンネル、丸目トンネルの掘削土に、自然的原因で、土壌溶出量基準を超える有害物質（砒素、ほう素、ふっ素、鉛）の含有が確認され、第4回検討会議にて対策工の検討を進めた結果、本線部の盛土場は吸着層工法とすることとなった。	—	重金属を含んだ掘削土に不溶化剤を添加し有害物質の溶出を抑制する不溶化工法および重金属を含んだ掘削土の下に吸着層を設け溶出した有害物質を補足する吸着工法を同時に採用
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	萌平トンネル	既設トンネル内部から行った既往調査資料よりトンネル掘削ずりに含まれる重金属のうち、ヒ素(As)、鉛(Pb)、ホウ素(B)、セレン(Se)の4項目が溶出量基準を超過することが確認されていたため、自然由来的原因としての重金属対策工を実施した。	—	重金属を含んだ掘削土に不溶化剤を添加し有害物質の溶出を抑制する不溶化工法を採用
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	海老坂トンネル	詳細設計時の地質調査ボーリングコアからクロム、鉛、砒素の全含有量が基準値を超過し、そのうち砒素が溶出量基準を超過する結果となった。	7,320m ³	重金属を含んだ掘削土の下に吸着層を設け溶出した有害物質を補足する吸着工法を同時に採用
トンネル建設工事による発生した岩石・土壌からの溶出	額田トンネル 額堂山トンネル	愛知県西三河地域で施工した切土および4箇所のトンネルから溶出量基準を超過する砒素が発生。特に額田トンネルからは3mg/L、額堂山トンネルからは6.9mg/Lの高濃度の砒素が確認された。	360,000m ³	溶出量が0.01~3mg/Lの19万m ³ を遮水シートとベントナイト混合土を用いた遮水封じ込めにより本線盛土材とし、3mg/Lを超える17万m ³ を場外の最終処分場へ搬出

封じ込めの技術は、廃棄物の処理及び清掃に関する法律において 1977 年に制定された「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」で技術基準が示されている。遮水シートを用いた遮水工を基本とするが、遮水シートは施工中に損傷するケースも多く、経年劣化による長期耐久性も問題視されていた。そこで、1988 年には法の一部が改正され「厚さ 50 cm 以上あり、かつ透水係数が 1×10^{-6} cm/s 以下である粘土その他の材料の層の表面に遮水シートが敷設されていること」という項目が追加された。これは、遮水シートが損傷しにくくすると共に、万一損傷した場合でも難透水層の遮水層でバックアップできる機能を期待するものである。2010 年に策定された「建

設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」でも、封じ込めの対策工で示されている方法は、これらに準じるものである。

ベントナイト混合土は、この基準を満たす難透水性を実現でき、地盤への追従性が良く、地震などの外的要因によりひび割れが生じたとしてもベントナイトに含まれるモンモリロナイトの膨潤作用により水みちを防ぐ自己修復機能を有している。また、ベントナイト混合土は、天然状態において地質学的な長期間にわたって安定であった材料から構成されており、材料の長期安定性に優れていると言われている⁹⁾。これらのことから近年、廃棄物最終処分場や有害物質の封じ込めに適用される事例が増えてきている。また、放射性廃棄物の地層処分にも適用が検討されており、様々な研究が行われている。その中で、ベントナイト混合土の耐久性について、流速の早い地下水にさらされるとベントナイトの流出現象が生じ、透水係数が著しく大きくなることが報告されている¹⁰⁾。地層処分のような岩盤内での処分を想定した場合には、流出が生じるような地下水の流れは考えにくい。しかし、有害物質を封じ込める場合や廃棄物の管理型処分場などは比較的地表に近い場所に建設されるため、技術基準上は「遮水工が損傷するおそれのある場合には、地下水集排水設備を設けること」となっているが長期的には流出の可能性を否定できない。

不溶化処理や吸着層を設ける方法などは、場合によっては大幅なコストダウンを図ることができ期待される対策方法であるが、その効果の継続性の確認や吸着した重金属等が環境条件の変化で放出しないか等、長期的な安定性の評価が課題となる。

有害物質を含有する建設発生土の処理については、非常に大きなコストが発生するため、それを低減する方法が強く望まれている。そのため、判別方法を工夫して少しでも有害物質含有土を減容化することや、不溶化や吸着といった技術でコスト低減を図るべく、研究開発が進められている。一方で、対策方法の長期安定性の確認も課題であり、数十年先まで周辺環境に影響を及ぼさないことが証明され、その周辺に暮らす住民の安心を確保することも環境問題に取り組むうえで重要な事項である。

「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」では、建設発生土からの重金属等のリスク評価を行う方法として、地質調査や水文調査を行った後に、溶出試験の要否を判定するためにスクリーニング試験として全含有量試験を実施することとしている。これは、溶出試験は時間がかかるためであり、あらかじめ溶出のリスクがある重金属等を特定しておくことが目的である。全含有量試験は、自然由来の重金属等のうち、カドミウム、総クロム、総水銀、セレン、鉛、砒素、ふっ素、およびほう素の全含有量を、湿式分析法あるいは蛍光 X 線分析法によって測定するものである。スクリーニング試験の結果は、対象地域周辺の岩石・土壌のバックグラウンド値を基準として評価し、基準値を超過したものについて溶出試験を実施する。溶出試験は、短期溶出試験として土壌溶出量試験（環境省告示 18 号試験）¹¹⁾ に準拠するが、試料は 2 mm 以下のふるいを全量通過するまで粉碎したものをを用いる。対応マニュアルでは、この短期溶出試験について次のように評価している。「人為由来の重金属等は、主として土壌粒子に

吸着あるいは土壌中の間隙水中に溶解して存在しており、その溶出量は土壌の吸着に依存することから、環境省告示第 18 号に示される方法によって評価されている。一方、自然由来重金属等は鉱物に取り込まれているものなど化学的に結合していることが多く、その溶出量は岩石と溶液の反応の程度によって変化すると考えられる。このため、環境省告示第 18 号に示される方法を参考に自然由来の重金属等の溶出量を測定した場合、2mm 以下の粒径に試料を粉砕すると比表面積が増加するため溶出量を多く見積もる可能性がある。一方で、重金属等が化学結合していることから反応速度が遅く短時間の反応では溶出量を少なく見積もる可能性があり、この方法によって得られた溶出量のみをもって自然由来の重金属等の溶出による人の健康への影響を評価することは困難である。しかしながら、自然由来の重金属等の溶出現象を短時間で適切に評価し得る試験方法が存在しないことや、人の健康への影響について土壌環境基準に基づく評価が行われることが多いことなどから、自然由来の重金属等の溶出特性の評価方法の一つとして、環境省告示第 18 号に示される方法に変更を加えた試験（短期溶出試験）を取り上げることとした。この短期溶出試験の是非については、見直しを指摘する声もあり¹²⁾ 実際の現象に則した試験方法の確立が望まれるところである。事前調査の段階では、対象となる掘削土判定をすべて行うことは困難である。この場合、施工中に対策の要否を判定する試験を行うことにより、対策工の規模を縮小でき大幅なコスト低減が期待できる。施工中に判定試験を実施する場合、短期間に結果が分かることが望ましい。このため、迅速判定試験として様々な試験方法が提案されマニュアルにもいくつかの試験方法が紹介されている。また、これ以外の分析技術の開発も積極的に行われている^{13) 14)}。例えば、通常は、環境省告示第 46 号に基づく公定法による振とう時間（6 時間）¹¹⁾ で試験されているが、この振とう時間を短縮化しようとする試みがなされている。超音波抽出法、自公転脱泡法など様々な方法が提案されているが¹⁴⁾、短縮化した場合と 6 時間振とうの場合で結果が異なり、重金属等の存在形態によっては溶出時間を短縮することは容易ではない。

自然由来の重金属等の溶出については、短期間で判定が求められるが、さらに長期的な視点や実際の環境を模擬して行う試験が規模や手間はかかるが提案されている。対応マニュアルでは、これらの試験は必要に応じて行うこととなっており、自然由来の重金属等を含む岩石・土壌が空気や水分に曝され続けた場合の酸酸性化の可能性を評価する酸性化可能性試験や、岩石・土壌の性状、工事内容、水文環境等の条件により変化する自然由来の重金属等の溶出特性を把握するために行う実現象再現溶出試験がある。実現象再現溶出試験には、バッチ試験としてタンクリーチング試験、フロースルー試験としてカラム試験^{17) ~20)}、土研式雨水曝露試験、実大盛土試験などがある。実現象再現溶出試験は現場条件を模擬した試験で、試験結果をもとに長期的な視点で周辺環境への影響を評価する方法である。これらの実現象再現試験には標準化されたものではなく、対応マニュアルに挙げられている方法を参考に、個別に検討されているのが現状であり、よほど大規模な事業や新たな技術が試行される場合などを除いて実施されないことも多い。

このように、土壌汚染対策法で取り扱われない岩石を対象とした建設工事において、自然由来の重金属等を含有する場合の対処として、対応マニュアルで一応の指針は示されているものの、判定方法から対策工の評価に至るまで種々の問題が内在しているまま、施工が進んでいる状態が現在まで続いている。社会的要請として、公共性のある社会資本整備に掛かるコストを抑制することは常に求められており、安全でありさえすればよいという視点だけでは理解が得られなくなっている。本課題は、人の健康に関わる問題であり、慎重に解決されなければならない問題であるが、対応マニュアルは暫定版のまま発行されてから10年以上が経過しようとしている。その間多くの建設工事が発注され、おおよそ安全側の対策が実行されてきた。対策工の合理化を推進するためには、自然由来の重金属等を含む岩石・土壌から重金属等が溶出するときの挙動を正確に予測できる手法の確立が望まれるところである。

1.2 本研究の目的と構成

1.2.1 研究目的

本研究は、自然由来の砒素を含む建設発生土の封じ込め処分場において、長期的な安定性を評価した上で、最適な設計・施工方法を考案することを目的としている。汚染された土により、人的被害をもたらされることは絶対に避けなければならない、将来にわたって有害物質が漏れださない処置が必要となる。そのためには、膨大なコストをかけて封じ込めが行われるが、それが十分である根拠を明確にし、同時に必要以上の対策になっていないことを確認する必要がある。本論は、現在の基準となっている「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」における封じ込めの対策工で示されている「厚さ50cm以上の粘性土（透水係数 $1.0 \times 10^{-8} \text{m/s}$ 以下）に厚さ1.5mm以上の遮水シートを敷き保護層を設けた上に岩石・土壌を盛土する方法」（図1.2.1）を、合理化のために遮水シートを省略して施工された現場における調査を行い、その是非を確認するとともに、砒素溶出の予測手法について、実験的および解析的方法でのアプローチを試みた。

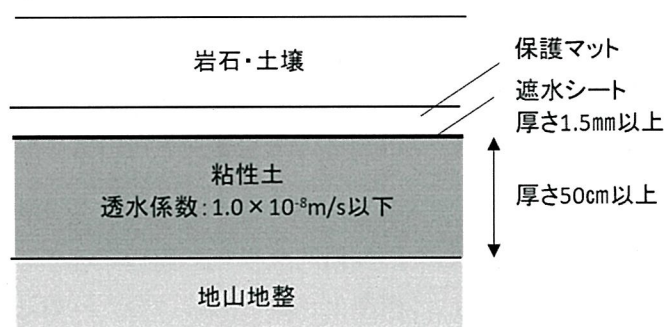


図 1.2.1 対応マニュアルに示される遮水工の構造（粘性土の場合）

1.2.2 本研究の構成

本論文は次の 6 章から構成される。

- 第 1 章 序論
- 第 2 章 有害物質を含有する建設発生土の処理に関する既往の研究と知見
- 第 3 章 ベントナイト混合土による封じ込めにおける現場検証
- 第 4 章 3次元移流分散解析による検証
- 第 5 章 溶出特性の実験的評価
- 第 6 章 結論

以下に内容を概説するとともに、図 1.2.2 に研究内容のフローを示す。

第 1 章では、研究の背景や目的、構成を示す。

第 2 章では、過去の文献を調査し、本研究に関する研究や調査・報告書から得られた知見をまとめる。

第 3 章ではベント混合土における封じ込めた現場での検証結果を示す。本現場では、事前調査により基準を超える砒素の溶出が確認されたトンネルの掘削ずりを、ベントナイト混合土を用いて封じ込め処理を行った。この現場において、盛土上部にキャッピングしないで一定期間開放する箇所を残し、雨水を浸透させた。浸透した雨水は、盛土下部に設置した排水管から排水され中和処理したのちに河川に放流される。この間、降雨量や盛土内を浸透した浸出水の量や砒素の溶出量などを測定した。また、盛土内をボーリングし、砒素含有率の分布を調査するとともに、開放箇所やボーリング孔を用いた不飽和透水試験を実施し、盛土内の浸透特性や砒素の溶出特性を調査した。

第 4 章では、現場検証で得られた情報を基に掘削ずり処分場全体の 3次元移流分散解析による検証を実施した結果を示す。現場検証で得られたパラメータを使用して押角トンネル掘削ずり処分場全体の数値シミュレーションを行い、浸透特性や溶出特性について考察することによって、砒素の溶出を正確にシミュレーションするために、何が課題となるのかを明らかにした。

第 5 章では、カラム試験で得られた溶出特性と影響予測手法について考察した結果を示す。現場で得られるデータだけでは、砒素の溶出特性を把握するのが難しいため、様々な条件を設定できるカラム試験を行った。カラム試験は現場のずりを用いて、降雨を模擬した散水ができる装置を取付けた大型カラム試験と下方より注水し飽和状態で長期的な砒素の溶出を観察できる小型カラム試験の 2 種類を実施した。これらの試験結果と現場での不飽和透水試験結果より、解析モデルを考案しその妥当性を検証した。また、これまで得られた知見に基づいて合理的な汚染土壌の処分場の設計・施工方法の考察を行ったので、その内容を示す。

第 6 章では、結論として各章のまとめをするとともに、汚染土壌の処分場の設計・施工

方法における今後の課題や研究の展望について述べる。

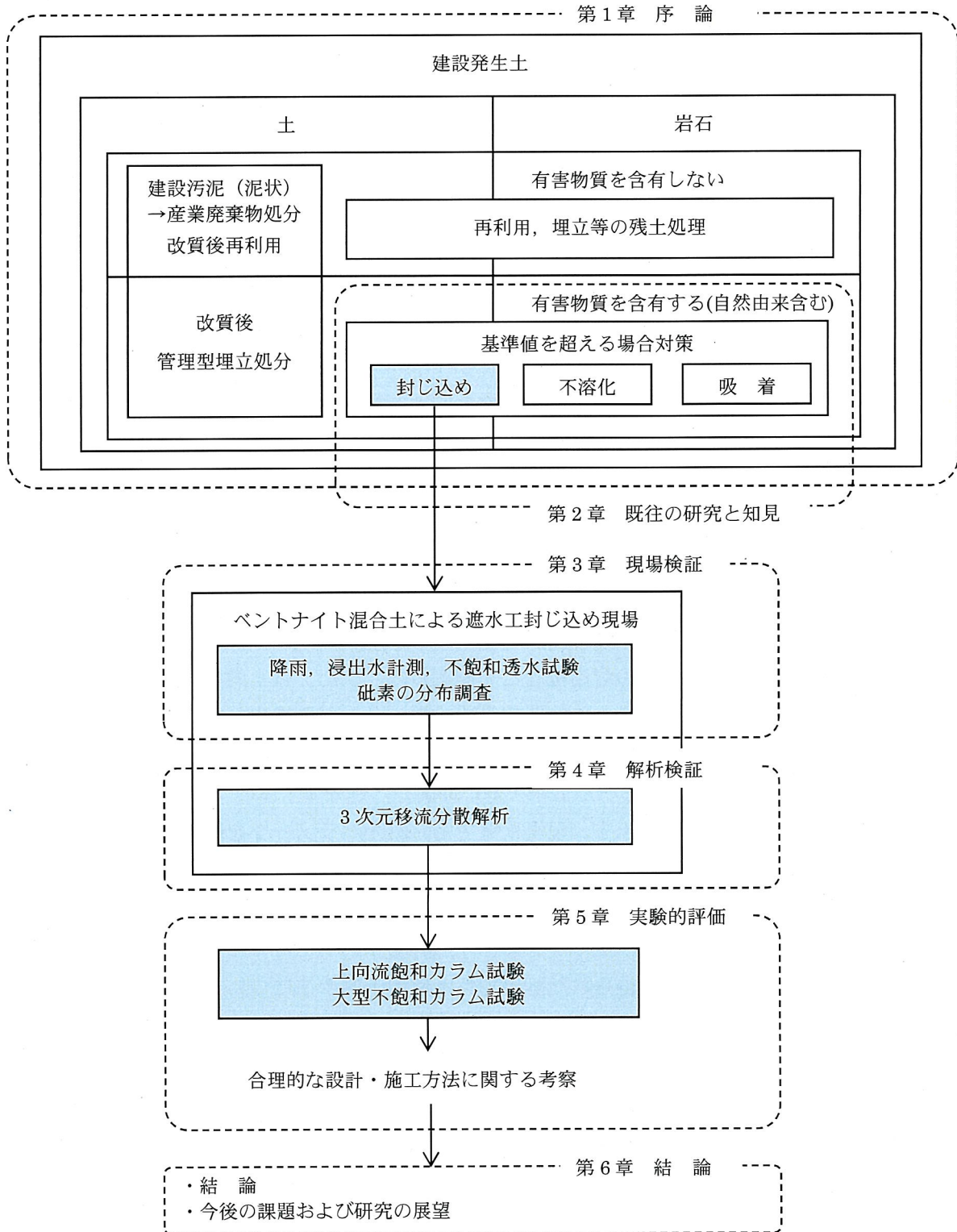


図 1.2.2 研究内容のフロー

第2章 有害物質を含有する建設発生土の処理に関する既往の研究と知見

2.1 概説

有害物質を含有する建設発生土の処理は、環境問題への取り組みが近年加速的に進展していくにつれて、多くの研究がなされている。ここでは、それらの研究成果によって得られた知見について整理し、本研究の位置づけを確認すると共に、進むべき方向性について考察する。本課題は、法整備の側面から見ても、不十分なところが多く最適な処理をゴールとすると、まだスタート地点にあるといえる。特に岩石を対象とする場合は、土壤汚染対策法の適用外となっており、施工はガイドラインを示した「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」を基準としているが、個別の現場での対策は過剰となっている傾向がうかがえる²²⁾。社会資本整備を進めるにあたり、環境問題は切り離せない課題であり、特に目に見えない重金属等の有害物質の溶出といった過去に多くの痛ましい事件を引き起こしている重要な課題に対して、確実性がある対策を講じることは言うまでもない。しかし、一方で建設発生土の処理に莫大な費用が掛かっていることも事実であり、有害物質を含有する建設発生土の処理に関しては、実際の現象を正確に予測し、確実でかつ過剰とならない対策方法を検討できることが望まれている。

2.2 有害物質の溶出に関する研究と知見

2.2.1 有害物質の種類と分布²³⁾

平成15年に施行された土壤汚染対策法では、土壤中に含まれることにより人の健康に被害を与えるおそれのある有害物質を26種類定められている。表2.2.1に土壤汚染対策法で指定された特定有害物質の一覧を示す。揮発性有機化合物が12種類、重金属などが9種類、農薬などが5種類指定されている。このうち揮発性有機化合物のクロロエチレンは平成29年4月1日に追加され、1,2-ジクロロエチレン（シス-1・2-ジクロロエチレンとトランス-1・2-ジクロロエチレンの和）は平成31年4月1日にシス-1,2-ジクロロエチレンから変更された。土壤汚染対策法は、土壤汚染状況の把握や健康被害を防止するための措置を行うことで国民の健康を保護することを目的としている。本法では、人への汚染物質の暴露経路について汚染土壌の直接摂取、あるいは汚染土壌中を浸透した地下水の飲用を想定しており重金属等については、土壤中の含有量や溶出量を調査し、基準値を超えるものを汚染状態にあるとみなす。本法では、当初自然由来の有害物質が含まれる土壤については対象外としていたが、平成22年の改正により、自然由来の有害物質が含まれる土壤についても対象となった。自然由来の有害物質では特に鉱床地帯に含まれる重金属や地質体に含まれる黄鉄鉱の酸化による土壤の酸性化などが対象となる場合が多い。また、酸性化については重金属の溶出を促進する作用が確認されており、対策を考える上での重要な要素となっている。土壤汚染対策法の施行以降、建設工事における掘削土に含まれる自然由来の重金属などについての分析事例が増加し、沖積層、第四紀や第三紀の堆積岩、

付加帯を構成する堆積岩類など、特に鉱化・変質を伴わない地質体からも重金属などの溶出が報告されている。

表 2.2.1 土壤汚染対策法で指定された特定有害物質の一覧

特定有害物質の種類	土壤溶出基準 (mg/l)	土壤含有基準 (mg/kg)	地下水基準 (mg/l)	分類
クロロエチレン (注1)	0.002以下	—	0.002以下	第1種特定有害物質 (揮発性有機化合物)
四塩化炭素	0.002以下	—	0.002以下	
1,2-ジクロロエタン	0.004以下	—	0.004以下	
1,1-ジクロロエチレン	0.1以下	—	0.1以下	
1,2-ジクロロエチレン(注2)	0.04以下	—	0.04以下	
1,3-ジクロロプロペン	0.002以下	—	0.002以下	
ジクロロメタン	0.02以下	—	0.02以下	
テトラクロロエチレン	0.01以下	—	0.01以下	
1,1,1-トリクロロエタン	1以下	—	1以下	
1,1,2-トリクロロエタン	0.006以下	—	0.006以下	
トリクロロエチレン	0.01以下	—	0.01以下	
ベンゼン	0.01以下	—	0.01以下	
カドミウム及びその化合物	0.003以下	45以下	0.003以下	
六価クロム化合物	0.05以下	250以下	0.05以下	
シアン化合物	検出されないこと	50以下(遊離シアンとして)	検出されないこと	
水銀及びその化合物	水銀が0.0005以下、かつアルキル水銀が検出されないこと	15以下	水銀が0.0005以下、かつアルキル水銀が検出されないこと	
セレン及びその化合物	0.01以下	150以下	0.01以下	
鉛及びその化合物	0.01以下	150以下	0.01以下	
砒素及びその化合物	0.01以下	150以下	0.01以下	
ふっ素及びその化合物	0.8以下	4,000以下	0.8以下	
ほう素及びその化合物	1以下	4,000以下	1以下	
シマジン	0.003以下	—	0.003以下	第3種特定有害物質 (農薬等)
チウラム	0.006以下	—	0.006以下	
チオベンカルブ	0.02以下	—	0.02以下	
P C B	検出されないこと	—	検出されないこと	
有機りん化合物	検出されないこと	—	検出されないこと	

注1：平成29年4月1日に、クロロエチレンが追加。

注2：平成31年4月1日に、シス-1,2-ジクロロエチレンが1,2-ジクロロエチレンに変更。

図 2.2.1 に全国の鉱山位置と産出鉱物などをデータベース化することによって、鉱床に起因する重金属汚染の可能性について、地質的な考察を加えた「岩石の環境汚染リスクマップ」を示す。これは、(独)土木研究所、応用地質(株)、三信建設工業(株)、住鉱コンサルタント(株)、大成建設(株)ならびに日本工営(株)で構成される「岩石由来の環境汚染対策研究グループ」による共同研究の成果の一部である^{24)~26)}。この図は、銅、鉛、亜鉛、水銀、砒素、ならびにクロムを産出した鉱山の位置と鉱床の成因、産出鉱物、重金属の品位をデータベース化し、縮尺100万分の1の日本地図と重ね合わせ、それぞれの鉱山が位置する地質区分を読み取り、主な重金属の種類ごとに鉱山の分布および地質区分と鉱山の成因を

取りまとめ、鉱床に起因する環境汚染リスクの高い箇所を整理することにより作成されている。

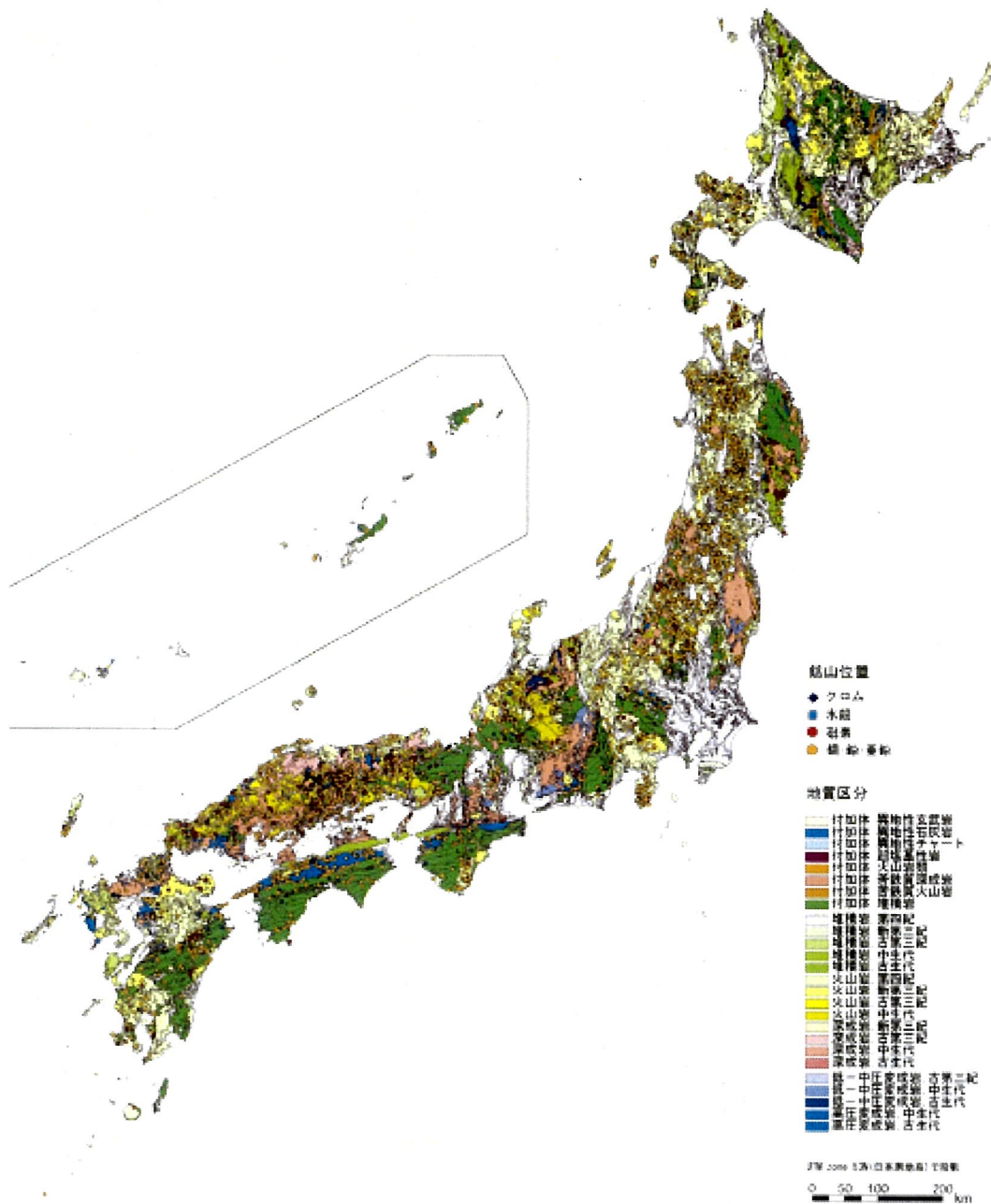


図 2.2.1 岩石の環境汚染リスクマップ 100 万分の 1 日本地質図²⁷⁾ を一部改変し、重金属等を産出した記録のある鉱山の位置を表示。GIS ソフトウェア (ESRI 社製 ArcView) を使用して作図。(産業技術総合研究所承認番号第 63500-A-20061013-001 号)

各重金属が産出される鉱山は全国に点在しており、鉱石に含まれる重金属の含有量は環境基準値を大幅に上回る。このため、鉱山付近で建設工事を行う際には、環境汚染リスクが相当に高いと認識すべきである。

重金属ごとにその特徴を見ると、銅・鉛・亜鉛・カドミウムは関東平野などの沖積平野や北海道中央部を除く国内ほぼすべての地域で存在しており、主に変成岩類の分布域や火山岩類と深成岩類の分布域あるいはこれらの小岩体が存在する箇所では濃集している可能性がある。砒素は、四国地方を除くほぼすべての地域で存在し、火山岩類と深成岩類の分布あるいはこれらの小岩体が存在する箇所に多く見られる。水銀は、北海道の北東部、西南日本の付加体分布域に多く見られ付加体中の火山岩体で濃集する可能性が高く銅・亜鉛・鉛の濃集している箇所では、水銀も濃集している可能性が高い。また、クロムは、北海道南部と中国山地中央部、四国山地から九州山地にかけて帯状に点在しており、超塩基性岩に伴って出現する特徴がある。

鉱山位置と地質構成の関係を見れば、全国各所で行われる建設工事において、ほとんどすべての場所で環境汚染のリスクがあることが分かる。事業計画段階での検討で少しでも低リスクの選択ができれば、環境リスクの低減や建設コストの縮減につながり、環境汚染リスクマップのような事前評価のための情報を充実させることが期待される。

2.2.2 有害物質の溶出特性^{5) 6)}

岩石・土壌に含まれる自然由来の重金属等の有害物質は、日本全国に広域的に分布しており、鉱床にみられるように火山作用や堆積作用により濃集されている場所もある。重金属類は、採掘の際に環境中に分散され、たびたび問題になってきた。しかし、最近では、主な金属鉱山は閉鎖されており、一般の建設工事において排出される岩石等の中に基準を上回るが比較的low濃度の溶出が確認される場合がほとんどである。

砒素はほとんどの堆積岩に含まれるが、その含有量は10mg/kg以下であり、環境省が示す「自然由来原因による含有量の上限値の目安」である39mg/kgを超えるものはほとんどない。砒素の溶出形態は、一般的に酸化にともない砒素を含む硫化鉱物が分解するか、もしくは還元にともない酸化物などから溶出することが知られている。また、砒素の溶出は、pHの影響も大きく受ける。ここで、図2.2.2に砒素、鉄、硫黄、酸素、水素を含む系におけるpHと酸化還元電位Ehの関係を示す。この図から砒素は、pHとEhの変化により様々な鉱物と共存していることがわかる。pHが酸性を示す場合は、砒素と共存する鉄や粘土鉱物などが溶解し、砒素が溶出する。また、黄鉄鉱中の不純物として砒素が含まれる場合があり、黄鉄鉱の酸化分解に伴い砒素が溶出されることもある。黄鉄鉱が酸化すると酸性水が発生し、さらに反応が進むと硫酸が生成され、様々な重金属の溶出を誘発する。このように酸化を防ぐことが砒素の溶出を抑制する最も効果的な方法であり、遮水層による封じ込めがそれに適しているといえる。

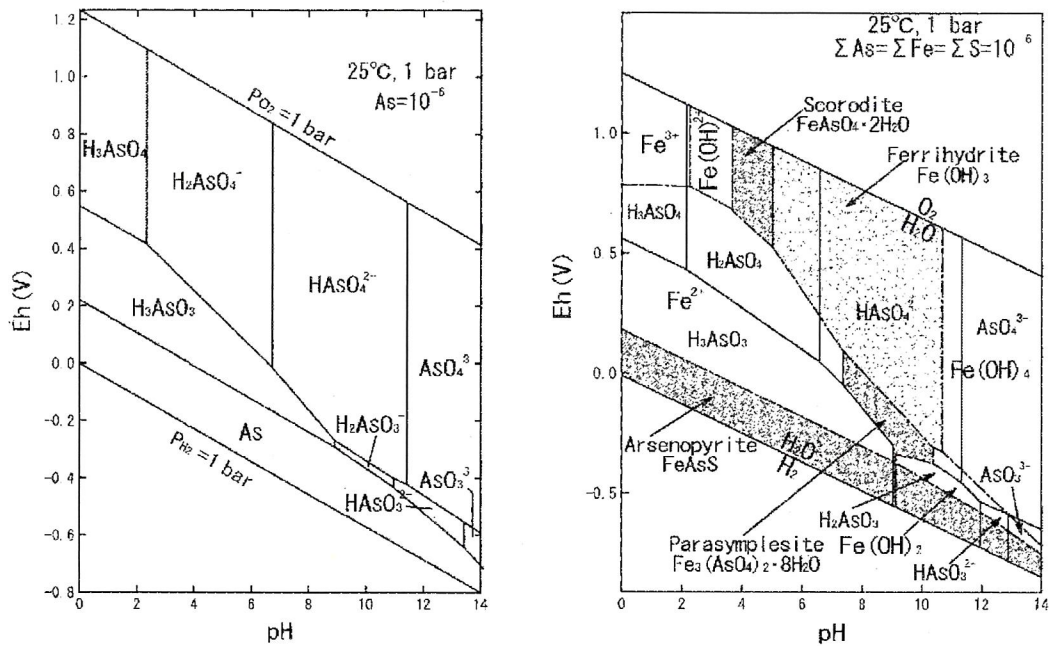


図 2.2.2 砒素，鉄，硫黄，酸素，水素を含む系における pH と酸化還元電位 Eh の関係

鉛・カドミウムも砒素と同様に金属鉱床に高濃度で含まれるが、河川堆積物における重金属等の濃度分布を調査した結果では、鉛の全含有量は 50mg/kg を下回り「自然由来原因による含有量の上限値の目安」である 140mg/kg 以下である。カドミウムについても 0.5 mg/kg を下回り「自然由来原因による含有量の上限値の目安」である 1.4mg/kg 以下である。また、鉛は一般的な堆積岩や平野部の沖積層にも低濃度で含有していることがあり、土壌溶出基準を超えることがある。

ふっ素・ほう素は一般的に海水中に含まれる元素であり、海域で生成された地中に含まれることが多いが、土壌含有量基準を超えることはほとんどない。沖積層の海成粘土層で土壌溶出基準を超える事例²⁸⁾が報告されており、他に熱水の影響を受けた岩石など、特異的に含有量が高く、高い溶出量を示すことがある。

有害物質の溶出特性に関する研究の中で、砒素に関するものは多くある。環境省²⁹⁾「令和元年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果」によると、重金属等で土壌溶出量基準値が超過したために要措置区域等となった累計の件数は、鉛(3,054件)、ふっ素(2,228件)、砒素(1,727件)の順である。しかし、環境省³⁰⁾「令和元年度地下水質測定結果」では、重金属類による環境基準値超過事例のうち、84%が自然的要因によるものとされ、砒素はその中で最も多く約 56% (砒素 967 件/全体 1,741 件)を示す。土壌溶出量基準値の超過が多い鉛は 86 件、ふっ素は 405 件であり、それぞれ約 4.9%、約 23%となっている。建設発生土において、自然由来の重金属等の調査で、砒素の超過事例は多い^{31)~38)}。本論で調査した現場においても、超過を示した重金属

等は砒素である。砒素は、地殻に平均して1~9.32mg/kg程度含まれている⁵⁾。地殻は均質でないので、砒素の存在度は地質毎に異なり、堆積岩や深海底年度では13mg/kgと大きな値となる。筑後平野や大阪平野にみられる第四紀の地層では、2~20mg/kg、福岡平野にみられる第三紀の地層や三郡変成岩類もほぼ同様の値となっている。一方、鉱床にみられる砒素が濃集しているところもあり、この場合砒素鉱物として存在し、これらは熱水性鉱床や鉱化変質帯などの特殊な場所にしかない。また、表2.2.1に雨水、河川水、海水などに含まれる砒素の濃度を示す。温泉水や地熱水は既に大幅に環境基準(0.01mg/L)を超えるが、雨水や河川水でも少し濃縮されれば、環境基準に達するレベルである。環境省は、環境基準の人的被害に対する根拠として、毎日2リットルの地下水を70年間摂取することを想定して基準値を設定しているとしている。一方、地下水を原水とするミネラルウォーターの砒素濃度は食品衛生法で0.05 mg/Lと定められている³⁹⁾。環境基準よりも大きい値となっているが、環境基準では1日当たりの耐容摂取量を定め、その10%が飲用により摂取されるとして基準を決めている⁴⁰⁾。食品として摂取するミネラルウォーターは、残り90%の中に含まれると考えることができる。このほか、屋外で土壌が飛散し、直接口に入って摂取する場合や、砒素濃度の高い温泉水から摂取されることも考えられる。このように我々の身近にある砒素は、様々な形で体内に取り込まれるリスクがあり、設定された基準を順守することが重要である。

ここで、砒素が建設発生土として掘削され、一度酸化環境下にさらされ、その後埋め土・盛土等の地下の還元環境下におかれる条件を想定し、地下水が存在するような流れ場条件下での反応を模擬した実験を行い、岩石・土壌から発生した砒素を含む浸出水と酸性水が自然地盤に浸透し移流・分散するメカニズムについて検討した事例を示す⁶⁾。本研究では、各pH領域での砒素溶出機構を実験的に検討し、自然由来重金属等含有土の短期的、中期的、長期的な溶出機構の検討と溶出リスク評価をしようとしたものである。結果として、固液比一定下では、酸性やアルカリ性の場合、安定に存在する固相種の溶解度と、溶存種の鉱物表面吸着特性で溶出機構が評価でき、溶出量評価の短縮化を図れる可能性があることが示された。しかし、中性付近を示す海成堆積物は、鉄酸化鉱物といった固相種と、溶存種の吸着やコロイドなどの影響がわずかなpH変化により複雑な溶出経路を示すことが予想され、短時間でできる簡便な溶出試験では評価できない可能性が示された。また、自然地盤中における流れ場条件下での反応を模擬した実験では、溶媒を交換して溶出量を調べるステップバッチ試験で、砒素溶出量の最大溶出量とその後の低減が評価でき、地下水位以上の仮置き盛土などでの発生源としての溶出リスク評価に適していることが提唱されている。さらに、固液比一定下での溶出量試験とは異なり、実現に近い流れ場条件下での溶出機構を検討した土槽実験では、溶出速度と移流速度に関する定量的な検討に有効であることが分かったが、大型の実験設備が必要となるため、フロースルー試験としてカラム試験^{17)~20)}や、さらに発生源の飽和不飽和の検討²⁰⁾を組合せた溶出機構の検討が今後の課題であるとしている。さらに、本研究では実験結果を地球科学コードPHREEQC

41) ,42) による解析を行うことを表明している。

以上は、砒素の溶出機構に関する研究の一例であるが、実現象を再現した試験やそれに基づいた解析により溶出リスクの評価ができれば、合理的な自然由来重金属等含有土の対策につながることは間違いないが課題も多い。この研究にみられるように、現在の建設工事で発生する自然由来重金属等含有土の対策での課題は、大別すると以下の二項目である。

- ① 公定法（環境省告示第 18 号）による溶出量の判定を的確かつ短期間に行う方法の確立。特に岩石を対象とした場合には、2 mm以下の試料を作成するために前処理として試料を粉砕しているため、過大に見積もられる可能性がある。
- ② 実際の溶出現象は環境や対策の方法により異なるため、できるだけ実現象を再現した試験により溶出リスクを評価するべきであるが、それらの試験は大規模になりがちであり、さらに実現象を再現するには多くの時間を要するため、長期的な溶出挙動を短期間で評価できるような手法が望まれる。

「建設工事における自然由来重金属等を含む岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」にも実現象再現試験の例がいくつか紹介されているが、やはり規模や時間の制約を理由に適用が見送られるケースも少なくない。

公定法による自然由来重金属等の溶出性の評価は困難であるという指摘も多い。たとえば、須藤らは海成堆積層として東北地方に広く分布する竜の口層を対象に、地質試料から重金属類の溶出に及び風化作用の影響について検討を行った結果、土壌汚染対策法において対象試料の風化程度や採取試料の保存状態によって溶出量が変化することを考慮しなければならないと結論付けている⁴³⁾。

カラム試験に関する研究は数多くされている。中村ら⁴⁴⁾は、汚染土壌からの重金属等の溶出挙動の評価手法のひとつである上向流カラム通水試験の標準化を目的として、ISO/CEN規格に基づく上向流カラム試験を3機関・9条件で実施して、上向流カラム試験の精度確認や試験時間短縮について検討している。また、堀内⁴⁵⁾は、不飽和定常流砂カラム試験で、砂への吸着性を持つ有害物質である6価クロムの挙動を、収着脱反応モデルを用いて解析することで、有害物質の移動を予測することを試みている。このほか、浸透・再配分・蒸発条件下での不飽和土壌汚染物質の移動や非一様な水分・物質の移動を評価する数値シミュレーションはいくつも報告されている^{46) ~48)}。また、これらの室内試験による数値シミュレーションの検討だけでなく、Biggar and Nielsen⁴⁹⁾らによる、150haの土地を使った溶質移動の調査など、統計的な手法を使った研究もされている。

2.3 有害物質の封じ込めに関する研究と知見

2.3.1 建設工事における自然由来重金属等含有土の封じ込め^{5) 51)}

重金属等が含まれる掘削ずりを用いて盛土を行った場合、岩石が破碎され降雨等の水に接触するとことで溶出し易くなる。また、空気に触れることで酸化還元状態の変化やpHの変化が重金属等の溶出に影響し、溶出しやすい状態になる可能性がある。図 2.3.1 に重

金属を含む掘削土の物理的変化（粒径変化）および化学的変化（pH 変化，化合形態変化）による周辺環境への影響の概念図を示す。

重金属等を含む掘削土を処分あるいは再利用する場合、水や空気との接触を防ぎ風化の進行を予防する方法が周辺環境に与える影響を最も少なくできる。その場合、管理型の廃棄物処分場のように掘削土を遮水層で封じ込める方法が用いられることが多い。このほか、重金属等を含む土に、重金属の溶出を抑制する材料を添加して不溶化する技術や、重金属を含む盛土の下部に重金属を吸着する性能を持った材料を敷設する吸着層工法などが研究され実用されている。吸着層工法はコスト面で封じ込めよりも有利になる場合が多く、その適用が増えつつある。また、不溶化技術も需要が伸びれば材料コストも低減され使いやすくなることが期待されるが、攪拌混合する必要があり中硬岩の掘削土への適用には課題がある。ここでは、最も多くの適用事例がある封じ込め技術について、適用事例や研究内容について触れる。

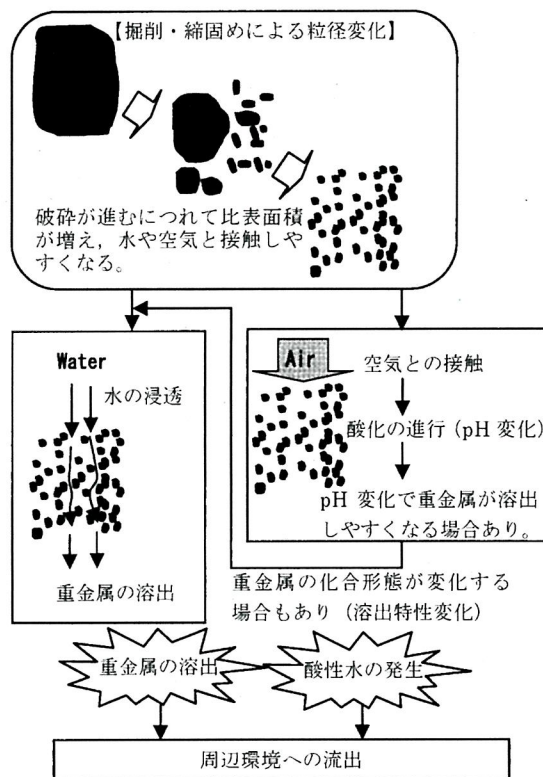


図 2.3.1 重金属を含む掘削土の物理的変化（粒径変化）および化学的変化（pH 変化，化合形態変化）による周辺環境への影響⁵¹⁾

封じ込め技術には鉄筋コンクリートの水密性および耐久性の高い材料で雨水や地下水の浸透および浸出水の漏洩を防ぐ遮断工封じ込めと、遮水シートや透水性の低い粘土層あるいはコンクリートやアスファルトなどの材料を併用して水の行き来を抑制する遮水工封じ

込めがある。表 2.3.1 に（社）土壌環境センターの「土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説」にある地下水等の摂取によるリスクに係る措置の選択または決定の考え方を示す。遮断工封じ込めは、第二種特定有害物質である重金属等にも適用できるが、基本手的にさらにリスクの高い農薬などの第三種特定有害物質に適用される。逆に遮水工封じ込めは第三種特定有害物質が第二溶出量基準（土壌溶出量基準値の 10～30 倍に相当）を超える場合には適用できない。建設発生土に含まれる自然由来の重金属等に封じ込めが適用される場合、よほど特殊な場合を除いて遮水工封じ込めが適用される。

図 2.3.2 に「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」に記載されている遮水工封じ込めの概念図、図 2.3.3 に土壌汚染対策法に基づく遮水工の構造を示す。遮水シートなどの遮水工を施工した上で、地下水の影響を受けにくい地表面より上部に盛土する場合や掘削箇所に埋設する場合、あるいは谷地形を利用して盛土する場合などがあり、表面は覆土や舗装で遮水層を保護する構造となっている。遮水層は遮水シートが採用される場合が多いが、遮水シートはシートを敷設する面に凹凸がある場合などは損傷しやすく保護マットやコンクリート、アスファルト、あるいは粘土層などでシートを保護する構造が必要となる。それぞれ材料の透水性と厚みが定められており、透水係数 $1 \times 10^{-8} \text{m/s}$ 以下の粘土層では 50 cm 以上必要である。

表 2.3.1 地下水等の摂取によるリスクに係る措置の選択又は決定の考え方⁵²⁾

	第一種特定有害物質 (揮発性有機化合物等)		第二種特定有害物質 (重金属等)		第三種特定有害物質 (農薬等)	
	第二溶出量基準 (※)		第二溶出量基準 (※)		第二溶出量基準 (※)	
	適合	不適合	適合	不適合	適合	不適合
原位置不溶化・不溶化埋め戻し	×	×	●	×	×	×
原位置封じ込め	◎	×	◎	◎ (※※)	◎	×
遮水工封じ込め	○	×	○	○ (※※)	○	×
遮断工封じ込め	×	×	○	○	○	◎
土壌汚染の除去	○	◎	○	○	○	◎

【凡例】

- ◎： 原則として命ずる措置
- ： 土地の所有者等と汚染原因者の双方が希望した場合に命ずることができる措置
- ： 土地の所有者等が希望した場合に命ずることができる措置
- ×
- (※) 「第二溶出量基準」とは、土壌溶出量基準の 10～30 倍に相当するものである。
- (※※) (規則第 24 条及び同規則別表第 4)
汚染土壌を不溶化し、第二溶出量基準に適合させた上で行うことが必要。

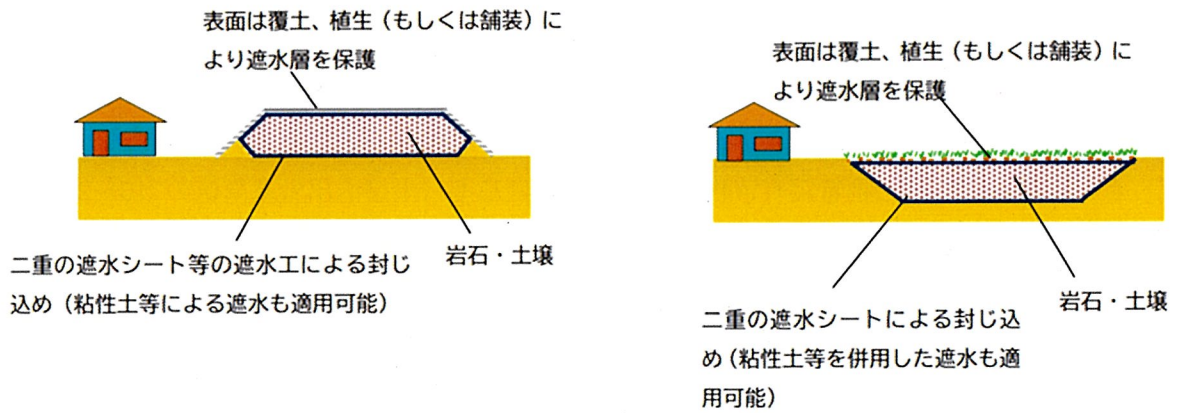


図 2.3.2 遮水層封じ込めの概念図

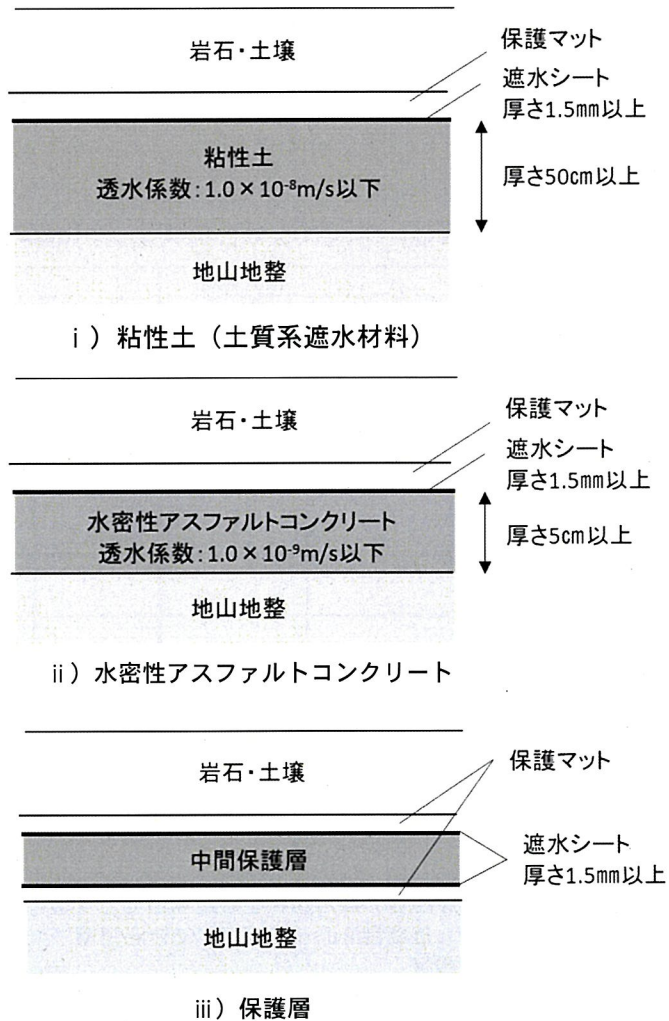


図 2.3.3 土壌汚染対策法に基づく遮水工の構造

遮水層として広く用いられている材料としては、ベントナイト混合土がある。ベントナイト混合土は、母材となる土壤にベントナイトを所定の透水係数となるように添加したものであるが、不同沈下や地震などで遮水層に亀裂等が生じた場合でもベントナイトの持つ膨潤性より亀裂を塞ぐ機能があり、自己修復性を有する特徴がある。ベントナイト混合土の自己修復性に関しては、放射性廃棄物処分の分野で注目されており、広く研究が進められている^{9) 10)}。たとえば、宇佐見ら⁵³⁾はせん断クラックを発生させたベントナイト混合土の透水係数が、せん断を受けないときの透水係数と比べてどの程度変化するかを実験し、当初 1 オーダー以上の差があった供試体の透水係数が 100 時間後にほとんど差がなくなっていると報告している。

遮水工封じ込めでの施工事例として、東北新幹線（八戸・新青森間）の八甲田トンネルでの掘削ずりの封じ込め対策について考察する⁵⁴⁾。1999 年より施工開始された八甲田トンネルは全長約 26 km の長大トンネルでトンネルルートほぼ全域にわたって旧金属鉱山が点在し、少量の鉱脈と黄鉄鉱を伴う膨大な変質岩（鉱化変質岩）が分布していた。鉱化変質岩は雨水により酸化反応を生じ酸性水を発生させることから大規模な対策工が実施された。鉱化変質岩と判定された掘削ずりは図 2.3.4 に示す管理型の土捨場に処分された。当時「建設工事における自然由来重金属等を含む岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」も刊行されておらず、管理型土捨場の構造は産業廃棄物管理型最終処分場に準拠した構造としている。遮水工は、保護層としてアスファルトコンクリートを 5 cm 施工した上に、2 重の遮水シート（1.5 mm）を敷設している。遮水シート間および遮水シート上下端には保護マットとして厚さ 10 mm の不織布を敷設している。また、法面部はアスファルトコンクリートの保護層は設けず、地山を整形した上に遮水シートを敷設している。

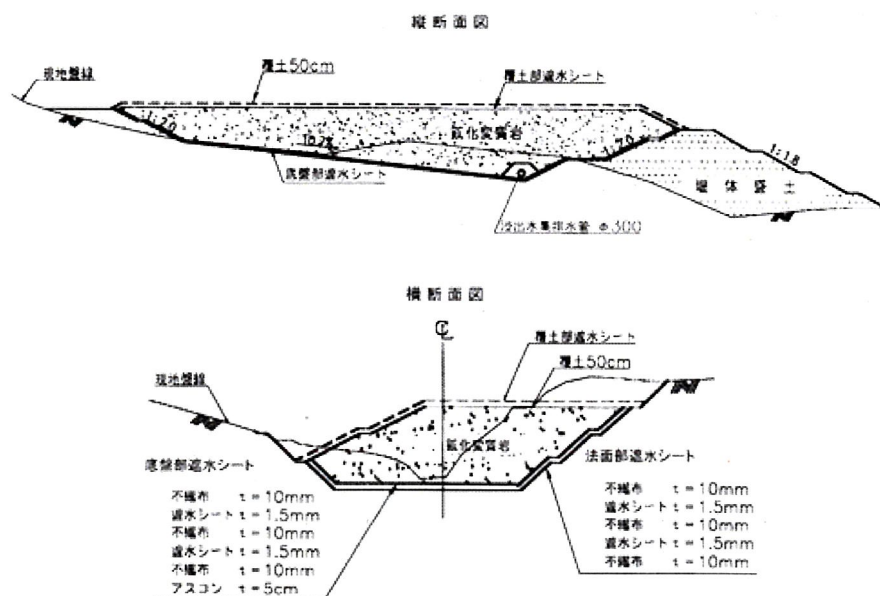


図 2.3.4 八甲田トンネルにおける管理型処分場の構造

土捨場は、6工区に分けて設定され、そのうち2, 5, 6工区が管理型土捨場で、その他の工区は一般型土捨場としており、掘削土量の約20%が管理型土捨場で処理されている。3工区ともキャッピング後は、浸出水は低減していきっており、pHやECも安定し重金属の溶出量も低減していったと報告されている。これらは、八甲田トンネルにおける要対策土の封じ込めが成功している結果を示すものであるが、一方で一般型土捨場と管理型土捨場の浸出水の比較では、いずれも浸出水は酸性を示すことはなく、重金属等の溶出量が排水基準以上となることはなかった。また、服部ら⁵⁵⁾は八甲田トンネルで適用された管理型土捨場について、より経済的で同様の効果のある土捨場構造の検討が必要であると提案している。この八甲田トンネルの事例は掘削ずりの処分方法を掘削直後に判定するシステムを構築するなど、その後の事例に及ぼした影響は大きい。

福島県の甲子トンネルは、福島県の会津地方と白河地方を結ぶ長さ4,345mのトンネルであり、地質は玄武岩質岩など更新統と先第三系からなり、広い範囲の岩盤に硫化鉱物を含み、土壤環境基準を超過する重金属等の溶出があった。要対策岩として判定された掘削ずりは、トンネル前後の道路の盛土として利用されることとなり、対策は八甲田トンネルと同様の2重の遮水シートによる遮水工封じ込めであった。この現場では、硫化鉱物の酸化による溶出が長期的であることから、独自に過酸化水素水を用いた促進化カラム試験を実施しており、重金属等の長期溶出性を評価している。封じ込めの施工では、遮水シートの破損が懸念され、慎重な施工が余儀なくされており工事費の増大を招く結果となったことが報告されている⁵⁶⁾。この報告では、基性元素(Na, K, Mg, Ca など)を含む鉱物・岩石が、硫化鉱物を含む岩石の酸化による酸性水発生および重金属等溶出を抑制する効果を利用することにより、遮水シートの使用に代わる不溶化技術としてコストダウンが期待されると述べている。

新東名高速道路の額田インターチェンジ建設における要対策土遮水工封じ込めの事例について触れる^{57) 58)}。本工事は、バント混合土と遮水シートにより封じ込めを行った事例であり、約115,000m³の要対策土が道路の盛土材として利用されている。図2.3.5に額田インターチェンジ工事における遮水封じ込め工概要図を示す。構造は重金属等を含む要対

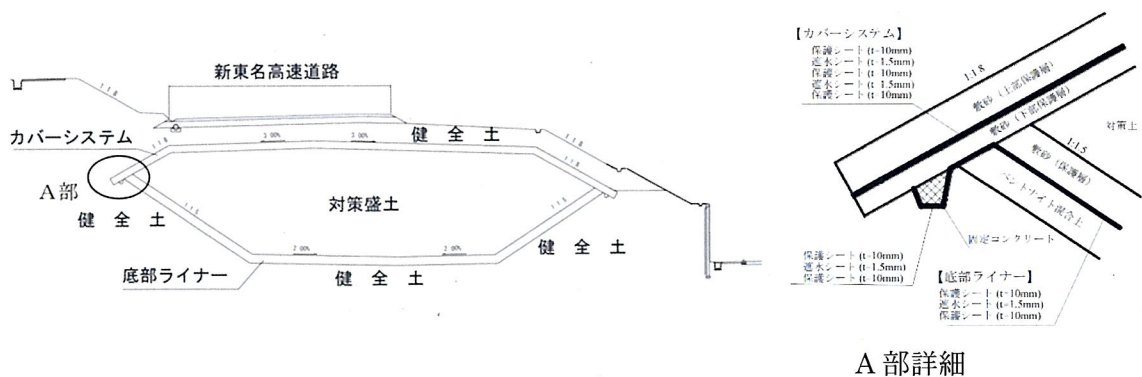


図 2.3.5 額田インターチェンジ工事における遮水封じ込め工概要図

策土の下部に設置する底部ライナーと上部に設置させるカバーシステムから構成され、要対策土を包み込むような形状である。底部ライナーは、粘性土層であるベントナイト混合土、遮水シート（1重）、保護シート（2重）、保護層（敷砂1層）からなる。カバーシステムは、遮水シート（2重）、保護シート（3重）、保護層（敷砂2層）からなる。ベントナイト混合土の母材は掘削土が利用されたが、掘削土は硬岩が主であり、25 cm程度の巨礫を多く含んでおり、20 mm以下に分級したものが用いられた。図 2.3.6 に遮水工封じ込めの断面図を示す。この現場では、施工中の降水を、竪坑を設けて処理しており、汚染水処理プラントを設置して排水処理がされている。図 2.3.7 に上部のカバーシステムが施工された後の竪坑からの排水量の経時変化を示す。カバーシステム完了後から排水量は減少し始めているが、一年以上経過しても止まってはいない。この現場においても遮水シートの施工に苦勞しており、遮水シートの施工の困難さや高額な費用が遮水工封じ込めにおける大きな課題のひとつとなっていることがうかがえる。

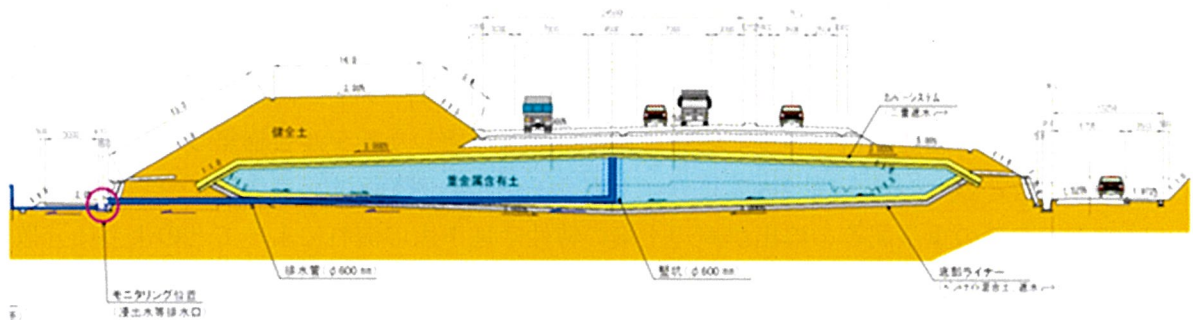


図 2.3.6 遮水工封じ込め工断面図

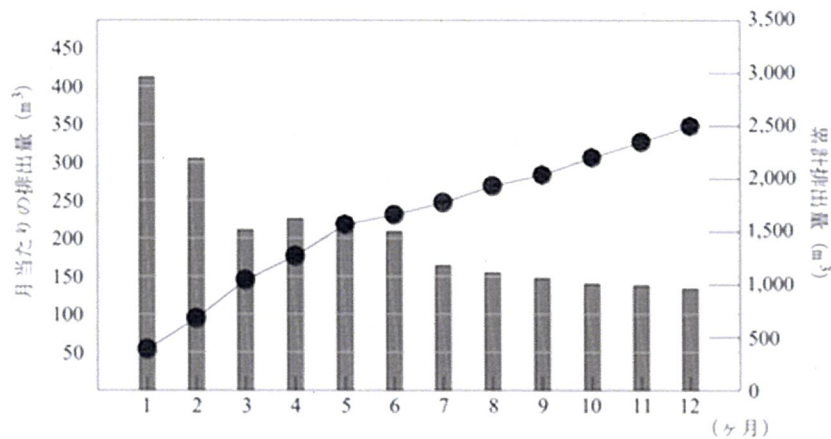


図 2.3.7 カバーシステム完了後の竪坑からの排水量の経時変化

本論で調査した岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場では、約 180,000m³の要対策土を、遮水シートを使わずベントナイト混合土だけで遮水工封じ込めを行っており、大きなコス

ト低減を図っている。これは、事前に検出された重金属等の含有量が環境基準値を少し上回る程度であることや、土研式暴露試験結果においても長期的にみても溶出量が増大する可能性が低いことが確認されたためである。当現場は、既設トンネルを拡幅するといった特殊な施工であったことから事前に全線にわたって詳細な調査を行うことができたため判断材料に恵まれていたといえる。当現場は、遮水工封じ込めの合理化のモデルケースとして位置付けられる。

廃棄物最終処分場では、法令で技術基準が定められており、合理化を追求することは難しい。一方、環境基準値を超える自然由来の重金属等の溶出の可能性のある建設発生土では、そのレベルに合った処理方法について合理化を追求することは社会的要請であり、その中でも遮水シートの必要性については十分な議論が必要である。

2.3.2 影響予測に基づくリスク評価⁵⁾

自然由来の重金属等を含有する建設発生土の処理については、最終的にそれを処分するサイトの環境を考慮したリスク評価を行ったうえで対策を決める必要があり、同時に対策工の効果についても評価されなければならない。「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」では、サイト概念モデルとして発生源、周辺環境、周辺地盤といった現場ごとの特性を考慮したモデルを構築してリスク評価を行うこととしている。図 2.3.7 にサイト概念モデルの例を示す。この図に見られるように発生源からの重金属等の溶出が周辺土壌の特性や地下水の流れによってどのように分散されるかを移流分散解析などより求め、リスク評価する。また、モニタリング結果をリスク評価の結果と比較、検証してサイト概念モデルにフィードバックし修正し、新たなリスク評価に基づく判定を行っていくことが必要となる。

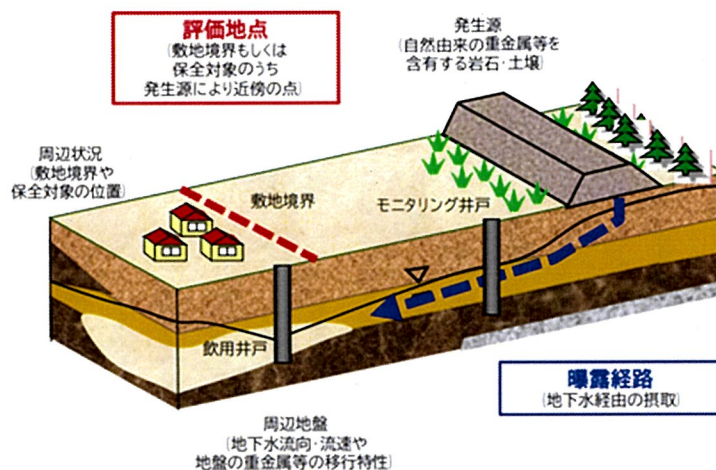


図 2.3.7 サイト概念モデルの例：「建設工事における自然由来重金属等を含有する岩石・土砂への対応マニュアル（暫定版）」より

対応マニュアルの資料集には、サイト概念モデルに使用できる解析手法として、GERAS, DTRANSU, MODFLOW, FHREEQC などの解析コードが紹介されその計算例まで示されている。また、同時にこれらの解析コードによるリスク評価は土壌を対象としており、岩盤などのダルシー則が成立しない地下水の流れがある場合には適用できないことにも触れている。

サイト概念モデルによるリスク評価の報告事例について触れる⁵⁹⁾。一般国道 40 号のバイパス事業で自然由来の重金属等を含有するトンネル掘削土が大量に発生するため、その対策を合理化する目的でサイト概念モデルに基づくリスク評価が適用された。一般国道 40 号は北海道の旭川市から稚内市に至る延長 250 km の幹線道路で、このうち約 19 km の区間でバイパス事業が実施された。4 本のトンネルが計画され、全てのトンネルで出現する泥岩や砂岩に土壤溶出基準を超える砒素やセレンが検出された。対策工としては、吸着層工法を採用しており、掘削ずりの溶出特性の評価結果に基づき、移流分散解析のパラメータを設定し、盛土から溶出した重金属等の濃度がリスク評価地点でどのように変化するかを予測している。図 2.3.8 にサイト概念モデルとパラメータの評価方法を示す。盛土への降雨浸透率、掘削ずりの溶出量、および遅延係数などのパラメータを現地調査やカラム試験および溶出試験などから設定し、移流分散解析を行っている。

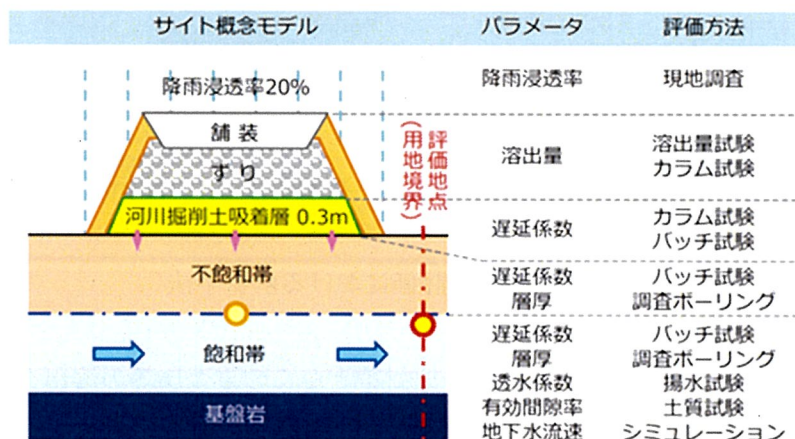


図 2.3.8 サイト概念モデルとパラメータの評価方法

図 2.3.9 にリスク評価に用いた解析手法を示す。移流分散解析においては重金属等の移動状況が地盤の飽和状態により異なるため、地盤の状況に合わせて、鉛直下方に重金属等が移動する不飽和帯では一次元移流分散解析解 (Ogata & Banks 式⁶⁰⁾) で、多方向に物質が移動する飽和帯では一次元の地下水流において三次元の分散を扱う解析解 (AK2B モデル) で重金属等の移動状況を評価している。また、地下水の流向と実流速は、揚水試験結果や数多くある地下水位の実測データを用いるほか、地下水流動を形成する集水域やアメダスによる降雨データなどに基づいた三次元統合型水循環シミュレーション

(GETFLOWS)により評価するといった工夫がなされている。

モニタリング結果では、地下水環境基準の超過は観測されておらず、リスク評価の妥当性は確認されたとしている。また、この事例では複雑な解析過程を簡便化することを提案しており、解析条件を絞り込むことによってそれが可能となり、簡便化した方法での評価が安全側の結果となっていることが報告されている。

この事例のように、特に対策工として吸着層工法などを適用する場合には、サイト概念モデルによるリスク評価が重要となるが、その解析過程は複雑であり多くのパラメータを同定していく必要がある。そのため解析精度を高めるためには、パラメータ同定のための調査費用が膨大となることや、解析上の技術的判断が必要となることなど多くの課題がある。しかし、対策工の合理化を進めるうえで、このような数値解析によるシミュレーションは有効な方法であり、実用的な解析手法の確立が期待される。

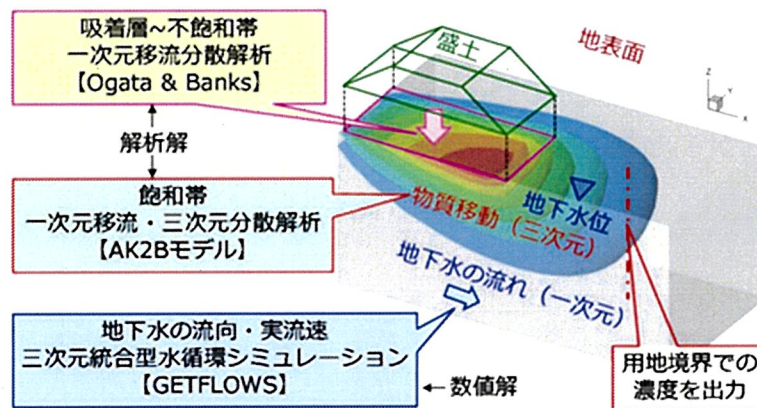


図 2.3.9 リスク評価における解析手法

リスク評価をするうえで、発生源である要対策土からの重金属等の溶出を正確に予測することが必要となる。溶出特性に関して数値解析によるシミュレーションを行う研究も多く行われている。太田ら⁶¹⁾は、堆積岩試料の溶出現象のシミュレーションを地球化学コード PHREEQC⁶²⁾を用いて行っている。図 2.3.10 に溶出特性のシミュレーション結果の一例を示す⁶³⁾。このシミュレーションでは鉱物の溶解を熱力学に基づいてモデル化しており図 2.3.10 から短期間で溶出する重金属と長時間経過後に溶出する重金属があることが分かる。このように、数値シミュレーションでは数 1,000 日先までの予測が短時間で可能であり、対策工の合理化を目指すには、その精度の向上が必要となることは明らかである。

要対策土からの重金属の溶出や、それが周辺地盤へ溶出し分散していく過程をシミュレーションするうえで、不飽和土壤中での物質の移動を取扱う必要がある。対策工として遮水工封じ込めが適用された現場でも、施工中の内部水が滞留しているため施工完了後も数年間内部からの浸出水が止まらない現象が確認されている。このような現象をシミュレ-

シオンするためには、不飽和状態での溶出機構を明らかにし、モデル化する必要がある。しかし、不飽和状態では土壌水分の移動は定常ではなく、土壌水分率も一様ではない。すべてを正確に捉えることは不可能であり、実験的な検証結果を組み合わせできるだけ単純化した予測方法を導くことが、実用化を見据えた場合には必要である。

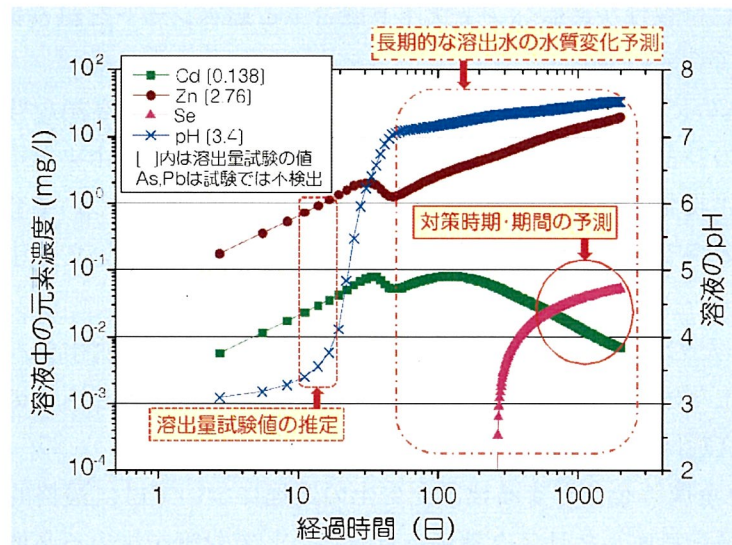


図 2.3.10 溶出特性のシミュレーション結果の一例

2.4 まとめ

本研究の位置づけを明確にするために、有害物質を含有する建設発生土の処理に関する研究成果によって得られた知見について整理した。その結果を以下にまとめる。

- 1) 各重金属が産出される鉱山は全国に点在しており、鉱石に含まれる重金属の含有量は環境基準値を大幅に上回る。このため、鉱山付近で建設工事を行う際には、環境汚染リスクが相当に高いと認識すべきである。
- 2) 鉱山位置と地質構成の関係を見れば、事業計画段階で環境汚染のリスクを評価できる。少しでも低リスクの選択ができれば、環境リスクの低減や建設コストの縮減につながる可能性がある。したがって、環境汚染リスクマップのような事前評価のための情報を充実させることが有用である。
- 3) 現在の建設工事で発生する自然由来重金属等含有土の対策での課題は、大別すると以下の2項目である。
 - ① 公定法（環境省告示第18号）による溶出量の判定を的確かつ短期間に行う方法の確立。特に岩石を対象とした場合には、2 mm以下の試料を作成するために前処理として試料を粉砕しているため、過大に見積もられる可能性がある。
 - ② 実際の溶出現象は環境や対策の方法により異なるため、できるだけ実現象を再現し

た試験により溶出リスクを評価するべきであるが、それらの試験は大規模になりがちであり、さらに実現象を再現するには多くの時間を要するため、長期的な溶出の挙動を短期間で評価できる手法が必要である。

- 4) 重金属等を含む掘削ずりを処分あるいは再利用する方法として、遮水工封じ込め、不溶化工、吸着層工が実用化されているが、遮水工封じ込めが適用される場合が多く、遮水層として自己修復性があるベントナイト混合土と遮水シートを組み合わせる使用のケースが増えてきている。
- 5) 遮水工封じ込めにおける遮水シートは、施工が難しいうえに高額な費用がかかることが大きな課題のひとつとなっている。環境基準値を超える自然由来の重金属等の溶出の可能性のある建設発生土では、そのレベルに合った処理方法について合理化を追求することは社会的要請であり、その中でも遮水シートの必要性については十分な議論が必要である。
- 6) 本論で調査した岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場では、遮水シートを使わずベントナイト混合土だけで遮水工封じ込めを行っており、遮水工封じ込めの合理化のモデルケースとして位置付けられる。
- 7) 自然由来の重金属等を含有する建設発生土の処理については、最終的にそれを処分するサイトの環境を考慮したリスク評価を行ったうえで対策を決める必要があり、サイト概念モデルによるリスク評価が有効である。サイト概念モデルによるリスク評価は、解析のパラメータ同定のための調査費用が膨大となることや、解析上の技術的判断が必要となることなどの課題があるものの、対策工の合理化を進めるうえで、数値解析によるシミュレーションは有効な方法であり、実用的な解析手法の確立が期待される。
- 8) 要対策土からの重金属の溶出や分散のシミュレーションを行うためには、不飽和土壌中での物質の移動を取扱う必要がある。不飽和状態では土壌水分の移動は定常ではなく、土壌水分率も一様ではないため、すべてを正確に捉えることは不可能であり、実験的な検証結果を組み合わせできるだけ単純化した予測方法を導く必要がある。

第3章 ベントナイト混合土による封じ込めにおける現場検証

3.1 概説

ベントナイト混合土による封じ込め対策を実施した岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場において、その一部を開放し、盛土内に雨水を流入させ砒素の溶出状況を観察した。これを数値解析によりシミュレーションすることで、盛土内で実際に起こっている現象について考察した。数値解析を実施するにあたり、盛土の基礎性状を正確に把握することが重要な課題である。そこで現地で数値解析に必要な基礎性状として、以下の3点について確認を行った。

- 1) 雨量および浸出水量のモニタリングによる盛土の水収支に関する特性の把握
- 2) 盛土内のボーリング調査（5地点・計79m）による砒素溶出量の分布状況の把握および事前調査結果との比較によるトンネル掘削過程の変化の考察
- 3) 原位置での不飽和透水試験、ボーリング孔内の注水試験等による不飽和透水係数の測定

なお、実際の掘削ずり処分場においてこれほどの大規模（埋立量約180,000 m³）な盛土全体の有害物質の挙動把握を試みた事例はほとんどなく、実大規模の掘削ずりの間隙中を浸透した浸出水と砒素の溶出の関係を検証できる貴重なデータを収集した。

砒素の溶出が正確にシミュレーションできれば、より高度な影響予測が可能となり、長期的な安定性の評価や遮水封じ込め工法の最適化に向けた検証に利用できる。

3.2 掘削ずり処分場の概要

3.2.1 工事概要

押角トンネルは、北上高地を縦断する唯一の幹線道路である国道340号線に位置し、幅員が狭小で、急勾配が連続している押角峠を迂回するトンネルである。当該地区は、国道340号線と並行してJR岩泉線が通っていたが、2014年4月に廃線となっている。この路線にあったJR線のトンネルが岩手県に移管され、これを拡幅して道路トンネルとする計画であった。トンネル延長は3,094mであり、宮古市和井内を起点、岩泉町大川地内を終点とし、2016年10月に着工し、2020年12月に開通した。

本トンネルは、既設トンネルを拡幅することから、事前調査において、既設トンネル内でボーリング調査が可能であり、全線に渡って岩石試料が採取され分析が行われた。その結果、26箇所中9箇所で基準値を超える砒素の溶出が確認された。砒素の溶出があった場所や岩種に特徴はなく、判別は難しいと判断され掘削土はすべて砒素の溶出しスクがある要対策土として取り扱われることとなった。掘削土は約180,000 m³あり、両坑口間の国道沿いに掘削ずり処分場を設けて処理された。掘削ずり処分場は、非常に狭隘な地形に大規模な盛土を行うため、収容量を増やす目的で、最下段に高さ8m、延長273mの大型ブロックによる擁壁が設置され、さらに国道部にも盛土を行い、盛土上に新たに国道を付

け替えるなどの工夫がなされた。図 3.2.1 に掘削ずり処分場の標準断面，写真 3.2.1 に掘削ずり処分場施工状況を示す。

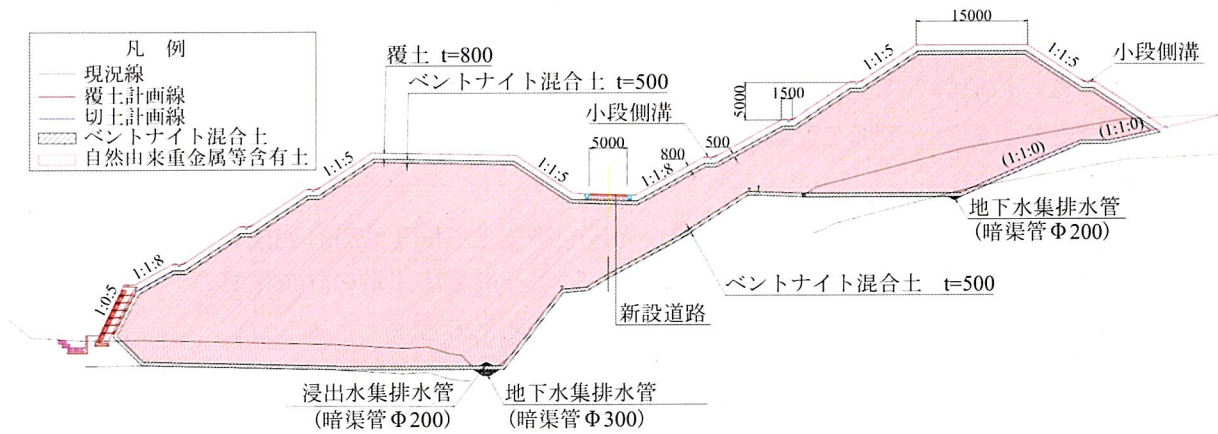


図 3.2.1 掘削ずり処分場標準断面



写真 3.2.1 掘削ずり処分場の施工状況

3.2.2 ベントナイト混合土による封じ込め

砒素の溶出対策は、掘削ずりを層厚 50 cm の難透水性のベントナイト混合土により全周封じ込め、表面を 80 cm の覆土で保護する方法が採用された。ベントナイト混合土は、現地で適当な母材が採取できなかつたため、近隣の採土場より採取したまさ土が使用された。表 3.2.1 にベントナイト混合土の仕様を、表 3.2.2 にまさ土とベントナイト混合土の物性値を示す。ベントナイト混合土の特性値は、透水係数が $1.0 \times 10^{-6} \text{ cm/sec}$ 以下、液性限界が 50% 以上、締固め度が 90% 以上であり、事前に室内配合試験が行われ、所定の性能を満足する配合が決定された。図 3.2.2 に法面部における封じ込めの構造を示す。法面部の施工手順として盛土部の排水を外部に出さないためにベントナイト混合土を 1 層ごとに先行して施工し土堰堤として機能させる。このため、ベントナイト混合土は図 3.2.2 に示すような形状となる。ベントナイト混合土の施工は、底盤および上盤の施工では 10t 振動ローラーで締固めが行われたが、法面部では大型の締固め機械が使用できず、所定の密度を確保するために、巻出し厚を 25cm から 20cm として振動コンパクターで締固めが行われた。土堰堤として先行するベントナイト混合土の厚さは盛土の巻き出し厚である 30 cm を考慮して、60 cm (20 cm \times 3 層) とし、「RI 計器を用いた盛土の締固め管理要領」に基づいて密度管理しながら施工された。また、現場で施工されたベントナイト混合土をブロック状に切り出して室内で透水試験を実施して透水性の確認が行われた。

このように、施工中に汚染水が外部に漏れださない工夫をして施工が行われるが、法面部では、本来必要のない部分までベントナイト混合土で仕上げなければならず、非常に施工効率が悪く、コストもかかる。また、法面部でのベントナイト混合土の締固めは、側方への変形が著しく、材料のロスが多く発生する。これらの施工上の課題については、今後改善していく必要がある。

表 3.2.1 ベントナイト混合土の仕様

No.	仕 様
1	液性限界 50% 以上
2	透水係数 $k \leq 1 \times 10^{-6} \text{ cm/sec}$
3	締固め後の 1 層厚さ 底盤 25 cm, 法面 20 cm 層厚 50 cm 以上
4	最大粒径 40 mm 以下 ゴミや有機物を含まない

表 3.2.2 まさ土とベントナイト混合土の物性値

項 目	まさ土	ベントナイト混合土
礫分(%)	14.6	—
砂分(%)	42.9	—
シルト分(%)	36.9	—
粘土分(%)	5.6	—
最大粒径(mm)	19.0	—
均等係数	18.5	—

曲率係数	0.54	—
土粒子の密度(g/cm)	2.763	—
最大乾燥密度(g/cm ³)	1.693	1.711
最適含水比(%)	16.9	16.8
液性限界(%)	30.3	56.42(推定)
塑性限界(%)	21.8	—
塑性指数	8.5	—
透水係数(cm/sec)	2.1×10^{-4}	4.2×10^{-8}

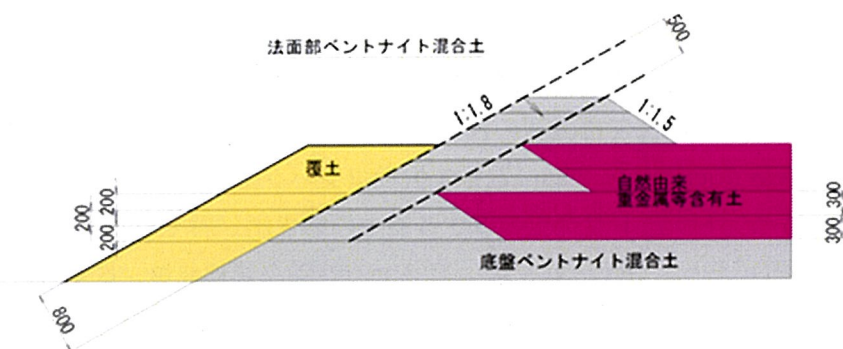


図 3.2.2 法面部における封じ込め構造

3.2.3 浸出水の集水および処理設備

図 3.2.3 に盛土底部の排水管の構造を、図 3.2.4 に掘削ずり処分場内の排水設備を示す。底盤部は、φ300 mmの地下排水管を敷設し、盛土下部の地下水の滞留を防ぐ構造としている。その上にベントナイト混合土を敷均し、中央部にφ200 mmの浸出水排水管を敷設する。底盤は中央部に向かって 1%の排水勾配をつけ、滞水箇所が生じないように設計されている。

浸出水の排水管は、底盤部の形状に合わせて配置されており、大型ブロックに 2 箇所の排水口が設けられている。これらの排水口から出る浸出水を一旦水槽に導水し、中和処理したのち河川に放流している。浸出水の pH は、11~12 の高アルカリ性を示す。これは盛土にトンネル工事で使用する吹付コンクリートのリバウンド分が混入していることが大きく影響しているものと考えられる。砒素濃度は、盛土の施工中は比色法を用いた簡易測定キット（共立理化学研究所製 SPK-As(D)）で毎日測定し、月に 1 回採水して公定法分析（JIS K 0102）を実施した。また、放流後の河川水についても月に 1 回公定法分析をし、砒素が基準値以下であることを確認した。写真 3.2.2 に中和処理設備を示す。

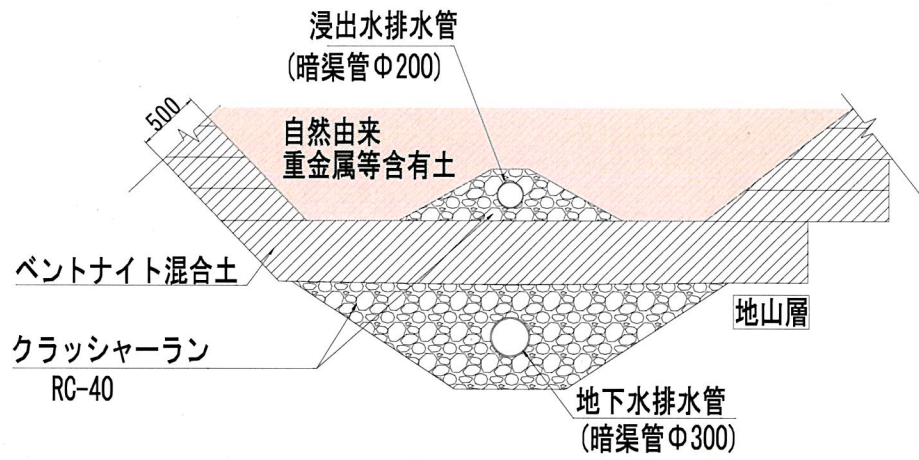


図 3.2.3 掘削ずり処分場内の排水設備平面図

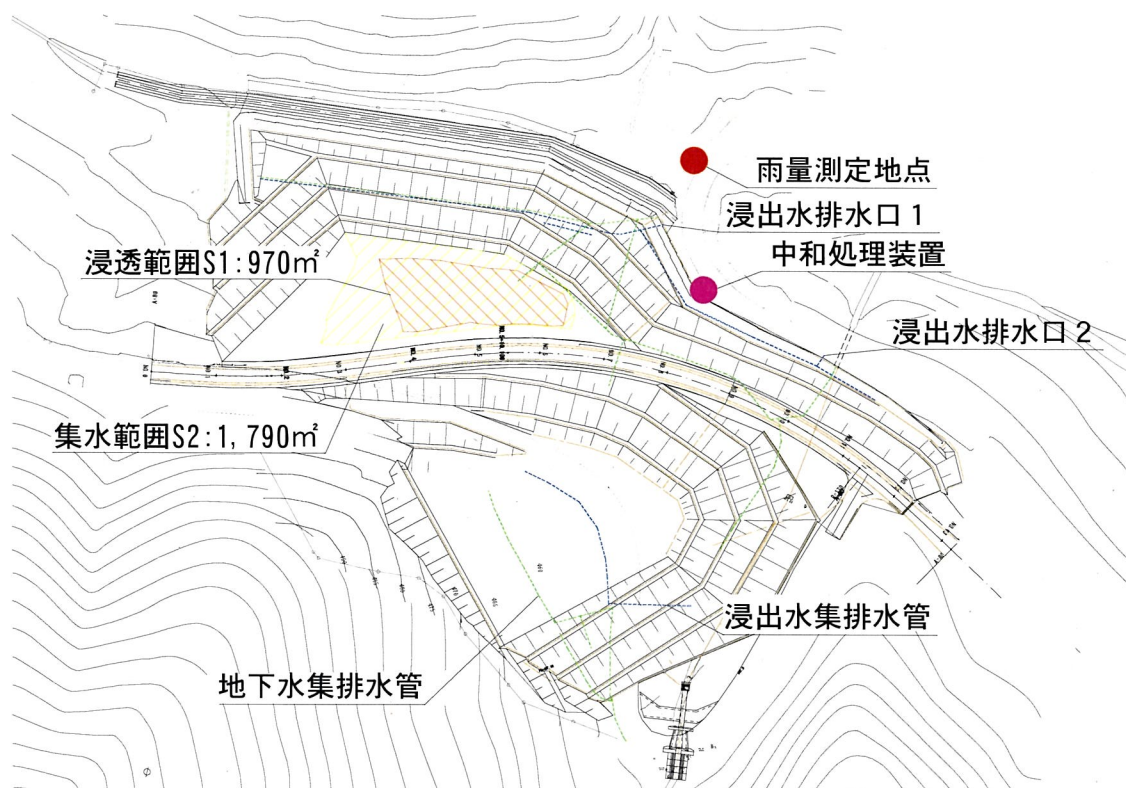


図 3.2.4 掘削ずり処分場内の排水設備平面図



写真 3.2.2 中和処理設備

3.3 降水量と浸出水量

本処分場の内部保有水や浸出水の挙動を把握するためには、降水量と浸出水量を計測することが重要となる。また、掘削ずり処分場内の岩石に含まれる重金属類は水を媒介として流出することから、掘削ずりに含まれている砒素の溶出挙動を把握するためにも保有水の物質収支が必要となる。そこで、掘削ずり処分場内からの浸出水と降水量の関係について検討を行った。

図 3.3.1 に降雨量と浸出水量の推移を示す。本処分場では、2018 年 7 月 12 日までに掘削ずりの搬入を完了したが、掘削したトンネル坑内の舗装工事で発生する残土を受け入れるため、ベントナイト混合土による天端のキャッピングを一部未施工のまま 1 年以上開放状態となった。開放されていた範囲は、図 3.2.4 に示す約 970 m² であり、降雨がそのまま浸透する状態であった。開放範囲の周辺は、50 cm のベントナイト混合土と 80 cm の覆土が施工されており、開放箇所が窪地の状態であったため、開放範囲から流入する降雨の集水面積としては約 1,790m² であった。図 3.3.1 における累計降雨量は、この 1,790m² に降雨量を乗じて算出した。降水量は、図 3.2.4 に示す雨量測定地点（1 箇所）に、転倒降雨量センサー（大田商事株式会社製 OT-501S）を設置して測定した。また、浸出水量は、図 3.2.2 に示す浸出水集排水管から流出した浸出水を対象とし、導水管に超音波流量計を設置して測定した。

2019 年 10 月にトンネル坑内の舗装工事の完了に合わせて盛土天端部の開放箇所のキャッピングが行われた。測定は、それ以降も続けたが 2020 年 10 月に測定機器の故障がありその時点で一旦終了することとした。図 3.3.1 には、比較のためにキャッピング後も開放

箇所集水される雨量を累積してグラフ化した。2020年6月より、2箇所ある浸出水排水口のうち、上側の排水口から排出される浸出水の流量の測定を開始した。図3.3.2に上部浸出水排水口における降雨量と浸出水の推移を示す。

図3.3.1より、盛土完了後の2018年7月からテータが欠損する2018年11月までの開放箇所集水される累積雨量と累積の浸出水量は、ほぼ一致しており、盛土内に流入した降雨がそのまま排水されていることが分かる。このため、キャッピング後は盛土内部に貯まった水が徐々に排水され、最終的になくなるものと予測していたが、キャッピング後も浸出水量は減ったものの、完全に排水がなくなることはなかった。また、浸出水量は降雨量に合わせて増減する傾向が見られ、遮水層のベントナイト混合土を通じて降雨や地下水が盛土内に浸透している可能性が考えられる。

図3.3.2より、上部の浸出水管においてもその傾向は同じであり、降雨に合わせて浸出水量が増減し、完全に浸出水がなくなることはなかった。

開放箇所があった時期の水収支をもう少し詳しく考察する。図3.3.3に測定を開始した2018年7月から2018年11月までの浸出水量と降雨量の日水量変化を示す。測定開始日から10m³以上の浸出水が観測されており、この浸出水は、計測開始日以降の降雨だけでなく、開始以前の雨水混入も含め、計測開始時の盛土の保有水（内部水量と称す）が存在していることが明らかである。また、降雨量が40mm以下の場合、降雨後に浸出水量の明確な増加は認められない。一方で40mm以上の降雨があった8月16日や9月9日、10月1日では、降雨量のピーク後に遅れて浸出水量がピークを示している。

ここで、8月16日の降雨に着目して、浸出水の変化を見る。図3.3.4に、8月16日前後の時間ごとの降雨量と浸出水量の変化を示す。8月16日の0時から降り始めた雨は3時に最大降雨量の24mmとなり、6時には2mm以下まで減少し、20時には止んでいる。この間の累積降雨量は約150m³であり、降雨日の13日後に同量の累積浸出水量となった。ここで、降雨の平均的な排水日数（表層の降雨が排水口に浸出するまでの日数）を13日と想定した場合、図3.3.1で示される測定を開始した7月12日から7月24日までは特に大きな降雨もなく、この間の浸出水量（64m³）の大部分は内部水であった可能性が高い。

図3.3.5に2018年7月から2018年11月までの累積降雨量と累積浸出水量の変化を示す。また、累積浸出水量に対して、降雨の平均的な排水日数を13日、測定開始時の内部水の浸出水量を64m³と仮定して推定浸透量を考える。累積降雨量を排水日数分（13日）だけ遅らせて、13日間の移動平均を取り、内部水の浸出量を加算したものを推定浸透量とした。この累積浸透量と累積浸出水量を比較すると非常に良く一致していることが分かる。9月末（浸出水の計測欠損の影響）や10月中旬にはやや差異が見られるが、その他は概ね同様の変化を示しており、測定終了日には、累積浸出水量と推定浸透量はほぼ一致している。したがって、降雨量と内部水を考慮した浸出水量によって水収支はおおむね説明でき、開放箇所をキャッピングした後は、降雨量に関係なく内部水が減少していくものと予測していた。しかし、図3.3.1に示すように2019年10月にキャッピングが完了し後の浸出水

の推移をみると、浸出水量は減少傾向にあるものの測定を止めた 2020 年 10 月までに累計 1,700m³ 水量が観測された。これがすべて内部水かあるいは、外部からの水の供給があるかは現段階では不明である。しかし、キャッピング後も降雨の増減に合わせて、浸出水量が変化しており、外部からの水の供給がある可能性を示唆している。

また、盛土体積は約 180,000m³ であり、間隙率を 0.3 と仮定すると空隙の体積は 54,000m³ となる。今回想定した内部水量 64m³ は、この空隙の僅かに 0.1% であり、キャッピング後、観測された浸出水量 1,700m³ でも空隙の約 3% となる。したがって、内部水が長期間にわたって浸出水として排水され続けている可能性もある。この場合、降雨の増減に合わせた浸出水量の変動の原因を推察することは難しいが、ひとつに盛土内の気圧の変化が影響していることも考えられる。

いずれにしても、水収支を考えると、キャッピング後の浸出水量分は、キャッピング前でも同様に排出されていたと考えられるので、開放箇所の上層からの蒸発散量を考慮しないと説明がつかない結果となっている。今後、さらに調査を行い、封じ込めを行った処分場の浸出水の挙動を明確にしたい。

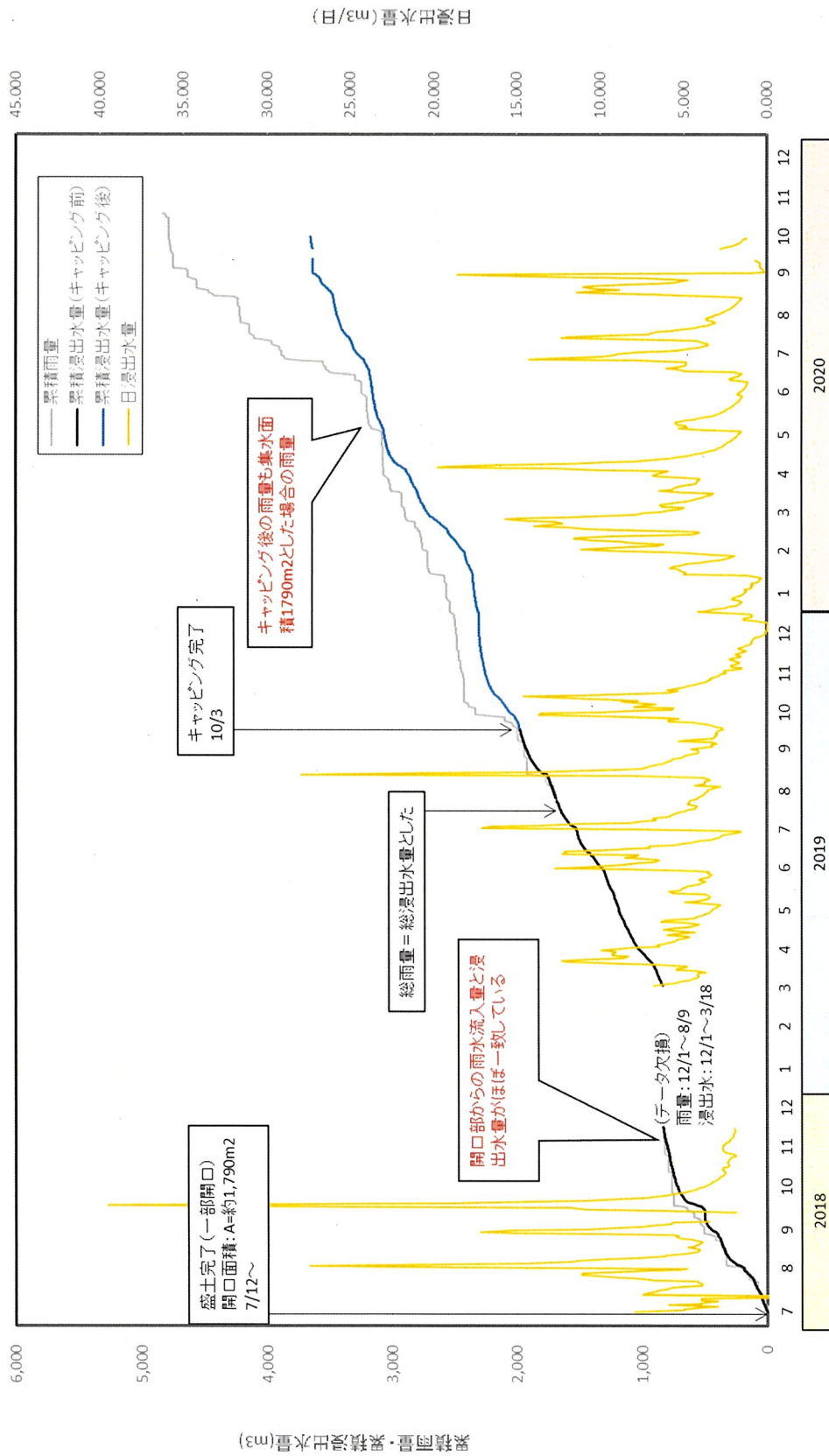


図 3.3.1 降雨量と浸出水量の推移

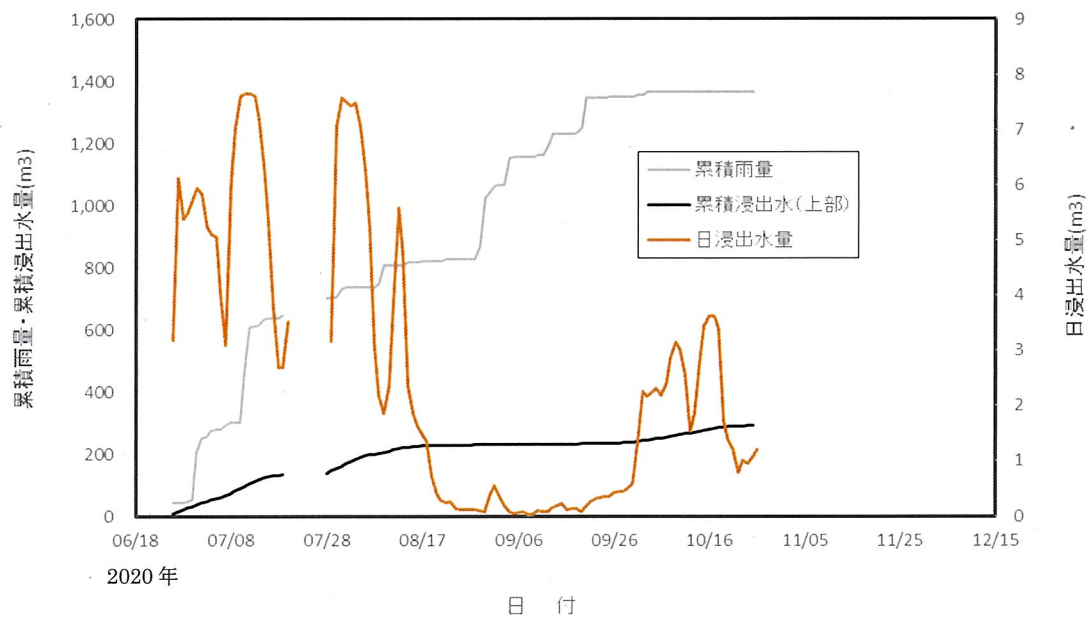


図 3.3.2 上部浸出水排水口における降雨量と浸出水の推移

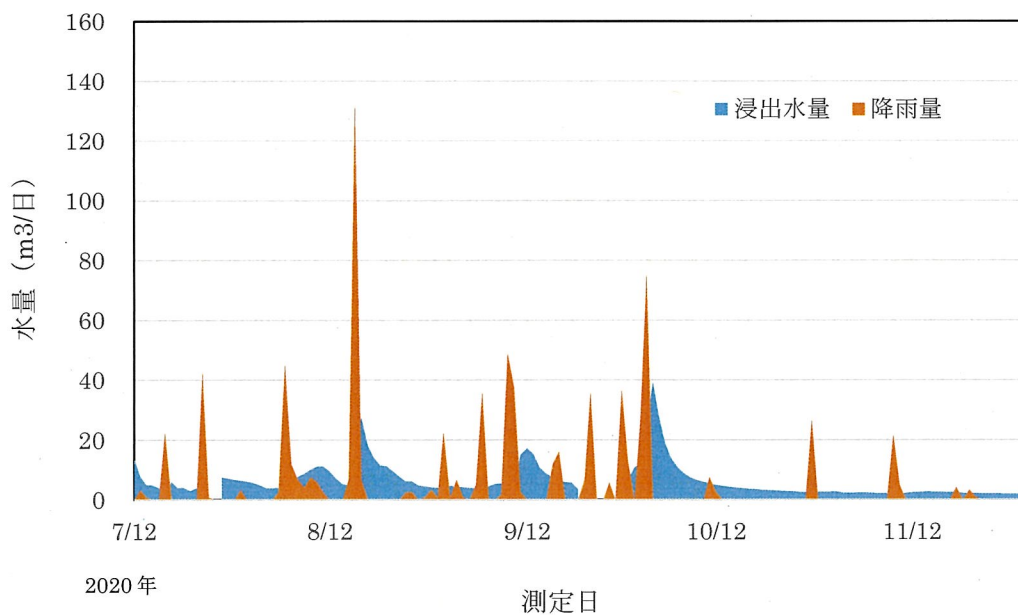
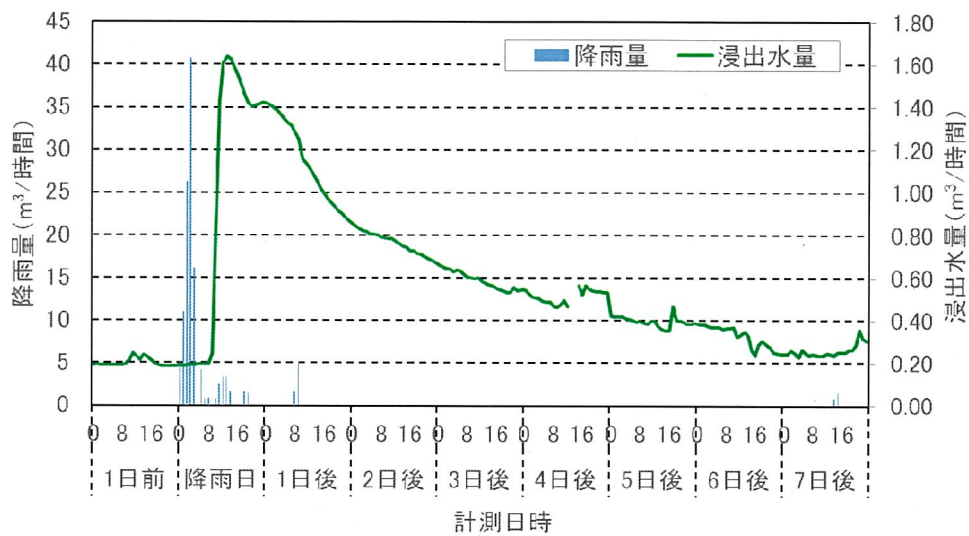
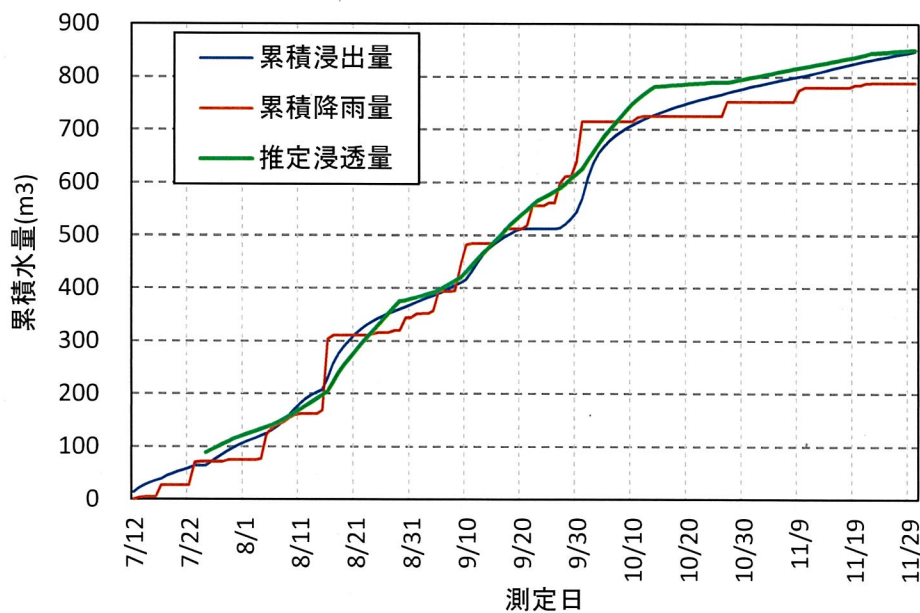


図 3.3.3 浸出水量・降雨量の日変化



※7月24日、7月25日および9月21日から9月27日は浸出水量の計測データが欠損している。

図 3.3.4 8月16日前後の降水量と浸出水量の関係



※7月24日、7月25日および9月21日から9月27日は浸出水量の計測データが欠損している。

図 3.3.5 降水量と浸出水量の関係

3.4 盛土内の砒素の分布

ここでは、対象地の地質、過去の類似案件の事例、地山における砒素の分布を把握し、さらに盛土内のボーリング調査を実施し、数値解析によるモデル構築とシミュレーションを行うために必要な掘削ずり処分場内の砒素分布状況を調査した。今回の対象地だけでなく類似の事例において、地山における砒素の分布に一定の共通点が確認できれば、今後の類似の地山についても砒素の含有量を推定することができる。処分場の適正な設計を行うためには、地山の掘削時点で砒素の溶出量を評価する必要があるため、この推定結果を基に溶出量の大小を踏まえて処分場のどの位置に投入すべきかが検討できる。

3.4.1 地質と自然由来重金属

押角トンネル周辺には、中生代ジュラ紀付加体中の泥岩を主体とした海成堆積岩等からなる高屋敷ユニットが分布している^{64)~66)}。「一般国道340号押角トンネル設計調査業務」報告書【調査編】⁶⁷⁾(以下、「設計調査報告書」と称す)では、押角トンネル周辺の地層は頁岩を主体とし、砂岩や頁岩と砂岩の互層が分布していることが示されており、一部には熱水脈や風化の進んだ頁岩等が確認されている。設計調査報告書では、押角トンネル掘削範囲の岩石の砒素の溶出量基準超過について記載されている。

日本の上部地殻の砒素の平均組成は6.5~7.1 ppm⁶⁸⁾であり、押角トンネル周辺の地層と同じ頁岩の世界中の岩石の平均砒素全含有量が13 mg/kg⁶⁹⁾とされている。また、押角トンネル周辺の地層と同じ中生代の地層である和泉層群の頁岩の平均砒素全含有量は18 mg/kg⁷⁾である。

3.4.2 類似事例の調査

岩石中の自然由来重金属類に関する研究は、これまでも様々行われているため、まずは文献調査を行った。本研究の位置づけを確認するため、岩石からの重金属類の溶出をテーマに書かれた論文の中から、地質と試験方法について以下に示す事例調査を行った。

3.4.2.1 地質の事例調査

押角トンネルの岩相は、頁岩が主体で細粒砂岩が挟在している。同様の地質で、自然由来重金属類が問題となった事例について、「土壌環境センター平成28年度技術委員会汚染土壌の適正な利用に関する検討事業報告書」⁸⁾を調査した。この報告書では、自然由来重金属等含有土壌や岩石の処理対策を紹介した文献、インターネット上の報告書や公開資料として紹介されている事例など、計33事例を分析している。このうち、地質分布に関する記載があったものは27事例であり、その中でも押角トンネルの頁岩と同様に細粒な碎屑物等を起源とする泥岩・粘板岩の事例は12事例であった。地質区分で比較すると最も多い事例であることがわかった。泥岩・粘板岩の事例のうち、対象とする有害物質の種類は、砒素10事例、セレン4事例、鉛3事例、カドミウム2事例、ほう素1事例(複合汚染も含

む)であり、対象物質においても最も多い事例であることがわかった。

一方、土壤環境センターの報告書以外についても調査してみたところ、第二伊勢道路 2 号トンネル等⁹⁾¹⁰⁾で頁岩に含有した自然由来の重金属類による環境影響が問題となっている事例が確認できた。

地質についてのこれらの事例調査の結果、堆積岩のうち泥岩や粘板岩の事例は多いが、頁岩の事例は比較的少ない。

3.4.2.2 溶出試験方法の事例調査

岩石からの溶出試験の方法は、法令で規定されていない。このため、岩石からの溶出試験は、土壤汚染対策法に定められた土壤溶出量試験（環境省告示 18 号）、土壤含有量試験（環境省告示 19 号）および土壤環境基準の溶出試験（環境省告示 46 号）に準じて行うことが多い⁷⁴⁾~⁷⁸⁾が、これらの試験方法では、岩塊からの溶出現象を模擬できていないという理由や長期間の溶出挙動を把握できないという理由等から、これまで様々な評価試験の方法が検討されており⁷⁹⁾ハンドブックとしてとりまとめられている⁸⁰⁾。

本報で報告するのは、実際のトンネル工事で発生した自然由来重金属類を含む掘削ずり処分場で、現場の環境で自然降雨等により暴露された試料を用いた溶出試験結果である。実際に盛土を構築し、盛土からの重金属等の溶出を観測した文献⁷⁶⁾、⁷⁹⁾や、長期間の屋外暴露試験を報告した文献⁸²⁾もあるが、本研究のように実際の掘削ずり処分場での暴露試料を用いた溶出試験結果は、貴重なデータであると思われる。

3.4.3 地山中の重金属類分布

設計調査報告書ではトンネル掘削前の調査として、「建設工事における自然由来重金属等岩石・土壤への対応マニュアル」（以下、「対応マニュアル」と称する）に示される自然由来重金属検討フロー（図 3.4.1）⁸³⁾に基づき、スクリーニング試験（全含有量試験）、短期溶出試験、溶出試験、酸性化可能性試験、実現象再現溶出試験を実施している。

本件で採用した対応マニュアルは平成 22 年に示され、それ以降、自然由来による土壤汚染の評価手法として、環境影響評価⁸⁴⁾や技術検討委員会⁸⁵⁾においても採用されている。土壤環境センター⁸⁶⁾によると、掘削土壌中に自然由来による重金属類が含まれる 19 事例のうち、試験・評価方法について記載があったものは 14 事例であった。

その内訳は溶出量試験 14 事例、pH 試験 10 事例、含有量試験（全含有量試験を含む）7 事例であり、溶出量試験は全事例で、含有量試験は半数の事例で採用されていた。

本工事では、これらの試験に加え、酸性化可能性試験や実現象再現溶出試験を実施している。本工事が既存トンネルの拡幅工事であることから既存トンネル内からの試料採取が容易である。よって、一般的なトンネル工事で採用されている先進ボーリングによる地山評価と比較すると、事前調査段階でトンネル深部までを対象とした検討を行うことが可能であった。

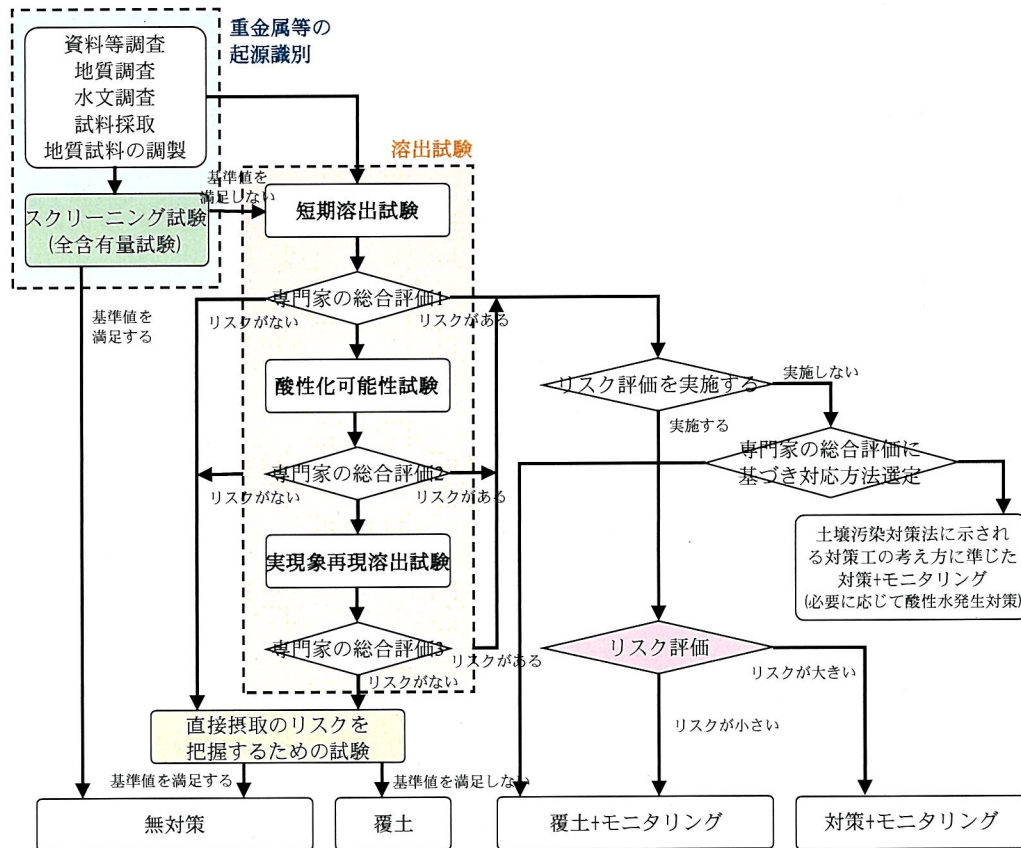


図 3.4.1 自然由来重金属検討フロー(20)

3.4.3.1 スクリーニング試験

スクリーニング試験では、自然由来重金属類のすべての元素 8 項目（カドミウム、鉛、クロム、砒素、水銀、セレン、ふっ素、ほう素）を試験対象とし、底質調査方法（平成 24 年 8 月 8 日 環水大土発 120725002 号「底質調査方法について」）を用いた全含有量試験を実施した。表 3.1 に試験地点の地山区分判定を、表 3.2 にスクリーニング試験の結果を示す。

調査地点は表 3.4.1 に示す任意の 4 地点とし、地点毎に既存鉄道トンネル内部から水平ボーリング（L=9.7～10.0 m）及び鉛直ボーリング（L=9.4～10.0 m）によりコアを採取し、それぞれの浅部及び深部（表 3.4.2 の採取深度を参照）を分析試料とした（図 3.4.2 参照）。試験の結果、総クロム、砒素、ほう素がスクリーニング基準（上部地殻の元素存在度等に基づき評価した値）⁸⁷⁾ を超過した。

総クロムの全含有量は 16 検体中 10 検体が基準を超過しており、最大値は 170 mg/kg であった。鉛直上向き試料、水平試料ともに浅部のほうが高い値を示した。砒素の全含有量

は 16 検体中 3 検体が基準を超過しているものの、試料採取位置による傾向はなかった。ほう素の全含有量は 16 検体中 13 検体が基準を超過しており、起点から 600 m 地点の鉛直上向き浅部で 470 mg/kg と高い値を示した。なお、岩石の風化の有無による重金属類の濃度差は確認できなかった。

表 3.4.1 試験地点の地山区分判定

測点	岩石名	地山状況
50 m	頁岩	・硬質で割れ目が発達 ・割れ目沿いに弱風化 ・割れ目沿いに粘土は挟まないがわずかに緩む
300 m	頁岩	・硬質で割れ目が発達 (間隔 10 cm 以下) ・風化は見られない
600 m	頁岩	・硬質で割れ目が発達 (間隔 20~40 cm) ・風化は見られない
2550 m	頁岩	・硬質で割れ目が発達 ・割れ目沿いに風化

※地点は起点側坑口からの距離を示す。

表 3.4.2 スクリーニング試験結果

採取地点 (南側坑口からの距離 : m)	50m		300m		600m		2550m		判定基準 (スクリーニング 基準)
	対象地層区分 頁岩		頁岩		頁岩		頁岩		
削孔方向	鉛直上向き		鉛直上向き		鉛直上向き		鉛直上向き		検出された場合
採取深度 (既存トンネル 壁面外側 : -m)	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部	
カドミウム (mg/kg)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	23以下
鉛 (mg/kg)	4.2	5.4	17	4.7	12	14	17	23	65以下
総クロム (mg/kg)	95	100	120	5	70	48	59	53	9以下
ひ素 (mg/kg)	4.1	3.6	5.0	3.2	6.4	6.4	0.2	7.1	0.05以下
総水銀 (mg/kg)	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.1以下
セレン (mg/kg)	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	625以下
ふっ素 (mg/kg)	230	220	620	250	280	220	330	320	10以下
ほう素 (mg/kg)	12	15	<10	<10	470	17	92	68	
削孔方向	水平		水平		水平		水平		検出された場合
採取深度 (既存トンネル 壁面外側 : -m)	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部	
カドミウム (mg/kg)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	23以下
鉛 (mg/kg)	7.4	5.1	11	8.5	7.7	11	14	10	65以下
総クロム (mg/kg)	100	80	86	67	170	67	62	62	9以下
ひ素 (mg/kg)	5.0	7.0	5.6	5.1	14	7.2	16	15	0.05以下
総水銀 (mg/kg)	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.1以下
セレン (mg/kg)	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	625以下
ふっ素 (mg/kg)	260	190	280	160	310	200	350	330	10以下
ほう素 (mg/kg)	14	15	<10	19	28	19	68	68	

※判定基準超過を網掛けして示す。

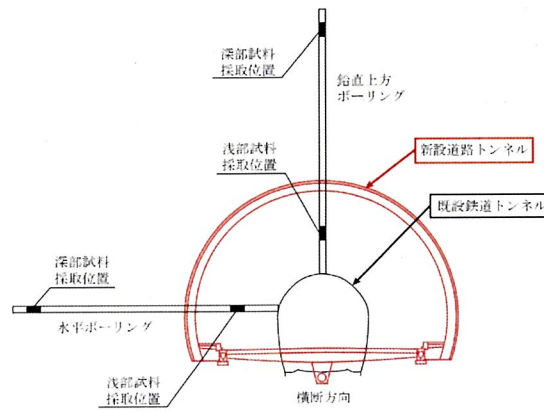


図 3.4.2 試料採取位置

3.4.3.2 短期溶出試験

スクリーニング試験において判定基準を超過した六価クロム，砒素，ほう素及び，定量下限値が判定基準を上回っていたセレンについて，対応マニュアルに記される短期溶出試験²⁴⁾を実施した。表 3.4.3 に短期溶出試験の結果を示す。短期溶出試験の結果，砒素の溶出が 16 検体中 10 検体で検出され，そのうち 1 検体が 0.013 mg/L と溶出量基準値を超過した。スクリーニング試験における砒素含有量の濃度分布と比較すると，溶出量基準超過地点はスクリーニング試験においても最も高い値を示していたが，その他の地点については，スクリーニング試験と短期溶出試験の相関は確認できない。

設計調査報告書には，詳細な分析方法が明記されていないが，対応マニュアルでは，環境省告示第 18 号に示される方法によって評価する旨記載されており，本方法により試験したものと考えられる。なお，対応マニュアルに則った本方法による試験の場合，試料として岩石・土壌を 2 mm 以下のふるいを全量通過するまで粉砕したものをを用いている。

表 3.4.3 短期溶出試験結果

採取地点 (南側坑口からの距離:m)	50m		300m		600m		2550m		基準 (土壌汚染対策法 第6条第1項第1号)	
	頁岩		頁岩		頁岩		頁岩		土壌溶出量 基準	第二溶出量 基準
対象地層区分	鉛直上向き		鉛直上向き		鉛直上向き		鉛直上向き			
採取深度 (既存トンネル 壁面外側.-m)	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部		
六価クロム (mg/L)	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.05以下	1.5以下
ひ素 (mg/L)	0.005	0.005	0.001	<0.001	0.003	<0.001	<0.001	0.001	0.01以下	0.3以下
セレン (mg/L)	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01以下	0.3以下
ほう素 (mg/L)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1以下	30以下
削孔方向	水平		水平		水平		水平			
採取深度 (既存トンネル 壁面外側.-m)	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部	浅部	深部		
六価クロム (mg/L)	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.05以下	1.5以下
ひ素 (mg/L)	0.001	<0.001	0.009	0.001	<0.001	<0.001	0.013	0.006	0.01以下	0.3以下
セレン (mg/L)	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01以下	0.3以下
ほう素 (mg/L)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1以下	30以下

※基準超過を網掛けして示す。

3.4.3.3 溶出試験及び酸性化可能性試験

短期溶出試験において溶出量基準超過を確認した砒素について、トンネル内 50～150 m ピッチの試料を対象に土壤溶出量試験を実施し、その後、「過酸化水素水を用いる pH 試験」⁸⁸⁾ (地盤工学会) に従って酸性化可能性試験を実施した。図 3.3 に砒素溶出量と pH の関係を、図 3.4 に砒素溶出量と電気伝導度の関係を示す。

土壤溶出試験では、頁岩部で 22 検体中 9 検体、砂岩部で 2 検体中 1 検体が基準値を超過した。また、酸性化可能性試験では、26 検体中 2 検体が、長期的な酸性化の可能性のあるものと評価される pH3.5 以下²⁴⁾ を示した。これらの地点の岩石種はともに頁岩である。本調査においては、頁岩の溶出試験 pH と砒素溶出量がともに低い検体において、酸性化可能性試験 pH が低くなる傾向がみられた。一方で、電気伝導度と砒素溶出量や酸性化可能性試験 pH との相関は確認できなかった。溶出量試験における砒素溶出量の平均値は 0.008 mg/L、平均 pH は 9.4 であった。また、酸性化可能性試験の平均 pH は 6.8 であった。

3.4.3.4 実現象再現溶出試験

溶出試験及び酸性化可能性試験の結果から、5 地点を選定し、土研式雨水曝露試験による実現象再現溶出試験を実施した。

表 3.4 に試験地点の選定理由と地山区分判定を、図 3.5 に砒素濃度と電気伝導度の経時変化を示す。なお、酸性化可能性試験において、pH が 3.5 以下を示した地点は試験地点に含まれていない。砒素濃度は、すべての試料において土壤環境基準を大幅に超過した。砒素溶出量は 56 日目まではあまり変化が見られないものの、84 日目には低下した。電気伝導度は 28 日をピークにその後低下し、84 日以降安定した。なお、pH の経時変化は見られず、経過に伴う砒素濃度、電気伝導度の各濃度変化は、岩石種や地山状況による違いはなかった。

3.4.3.5 結果の整理

事前調査では、スクリーニング試験の結果、総クロム、砒素、ほう素がスクリーニング基準を超過した。スクリーニング試験における砒素濃度の最大値は 16 mg/kg で、全世界における頁岩中の平均砒素全含有量 13 mg/kg や、和泉層群の頁岩の平均砒素全含有量 18 mg/kg と同程度であった。

スクリーニング試験において高濃度を示した試料は、短期溶出試験及び溶出試験ともに、土壤環境基準を超過する砒素が検出されたが、他地点の試料を見る限り、スクリーニング試験と短期溶出試験や溶出試験との重金属濃度の関連性は確認されなかった。また、土壤中の砒素溶出量と pH、酸性可能性試験 pH、電気伝導度との関連性も確認されなかった。実現象再現溶出試験においても、他の試料と同様の傾向を示した。

3.4.4 施工後の盛土内における重金属類分布

3.4.4.1 ボーリング調査

ボーリング調査はオイルフィールド型ロータリー式試錐機を用いて実施した。削孔径はφ86 mmとし、土質・地質判別、色調、礫径、締まり具合、地下水位等の調査地点の地盤状況を把握するため、オールコアボーリングを採用した。図 3.4.6 に調査位置を示す。覆土及びベントナイト混合土を除去して露出した掘削岩石部をボーリング試料とした。なお、孔内水位は全ての地点において存在しなかった。

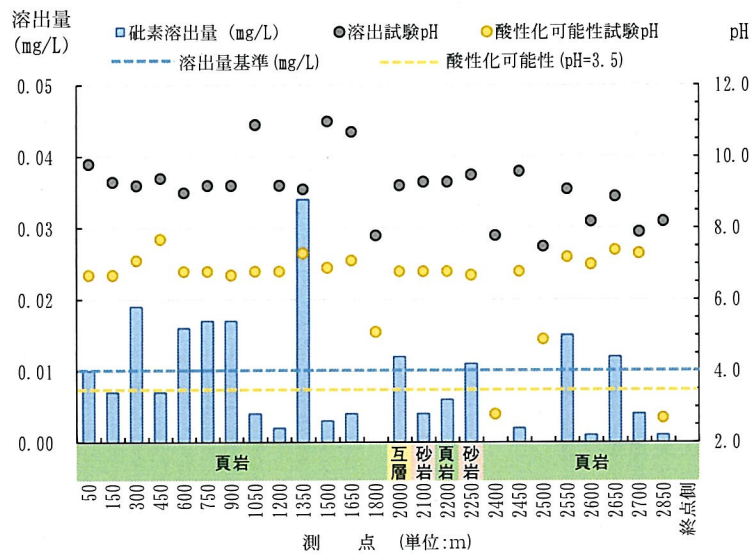


図 3.4.3 各地点の砒素溶出量と pH

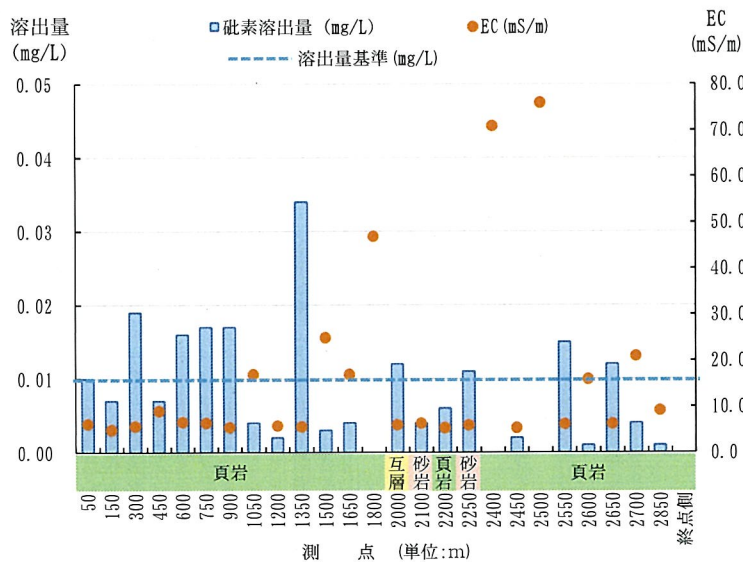


図 3.4.4 各地点の砒素溶出量と電気伝導度

表 3.4.4 試験地点の選定理由と地山区分判定

測点	選定理由	岩石種	地山状況
600 m	宮古側 頁岩	頁岩	・硬質で割れ目が発達(間隔 10cm 以下) ・風化は見られない
1350 m	溶出量が 高い頁岩	頁岩	・頁岩優性で硬質 ・割れ目が少ない
2000 m	中央部の 頁岩	頁岩	・硬質で割れ目が発達
2250 m	砂岩	砂岩	・硬質は砂岩優勢層 ・割れ目は少ない(開口は最大 1cm)
2550 m	岩泉側 頁岩	頁岩	・硬質で割れ目が発達 ・割れ目沿いに風化

※地点は起点側坑口からの距離を示す。

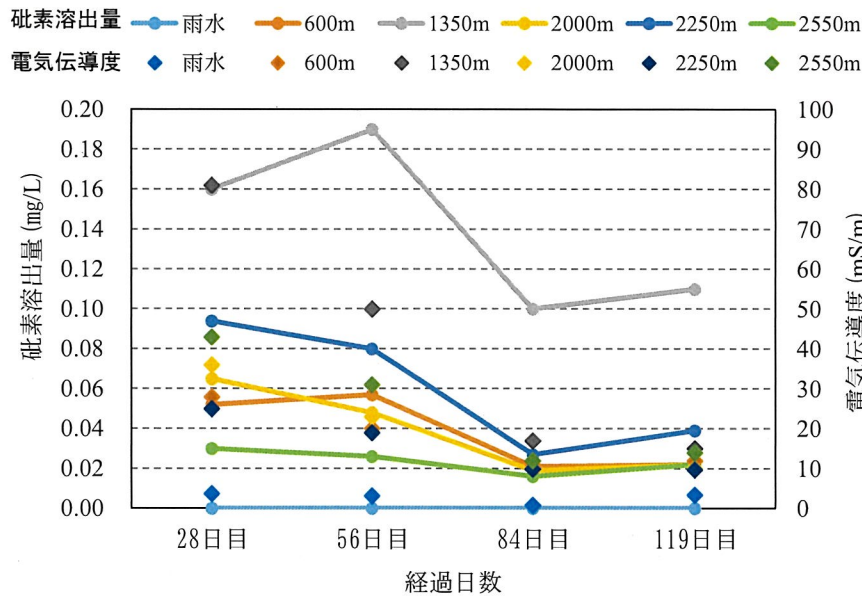


図 3.4.5 砒素濃度及び電気伝導度の経時変化

3.4.4.2 溶出試験の方法

上記ボーリング調査により採取した 5 箇所 (B1 : 0.0~19.0 m, B2 : 0.0~20.0 m, B3 : 0.0~16.0 m, B4 : 0.0~16.0 m, B5 : 0.0~8.0 m) の試料を用いて、溶出試験を実施した。ボーリングコア 50 cm 間隔、合計 158 ケースの溶出試験を行った。

まず、採取したボーリング試料を 24 °C で 24 時間風乾させた。その後、メノウ乳鉢で粉碎し、2 mm のふるいを通させ、溶出試験を行った。ボーリング試料には、石英脈や石膏が含まれており、1 箇所から分析に必要な量を確保することが困難であったため、25 cm ピッチで 12.5 g ずつ採取し、2 深度分を合わせて 25 g とした。よって、試料の採取間隔は 50 cm として表記する。

試料を超純水 250 mL に添加し、振とう機 (TAITEC 社製 NR-1) を用いて 200 rpm の横置き水平振とうにより 6 時間振とうした。振とう後、20 分間静置した。その後 20 分間、3000 rpm の遠心分離により固液分離し、液体部分を 0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過したものを検液とし、化学分析を行った。分析対象とした項目は砒素である。ICP 発

光分析法で実施し、測定装置はシーケンシャル型 ICP 発光分析装置 (SII 社製 SPS3500) を用いた。

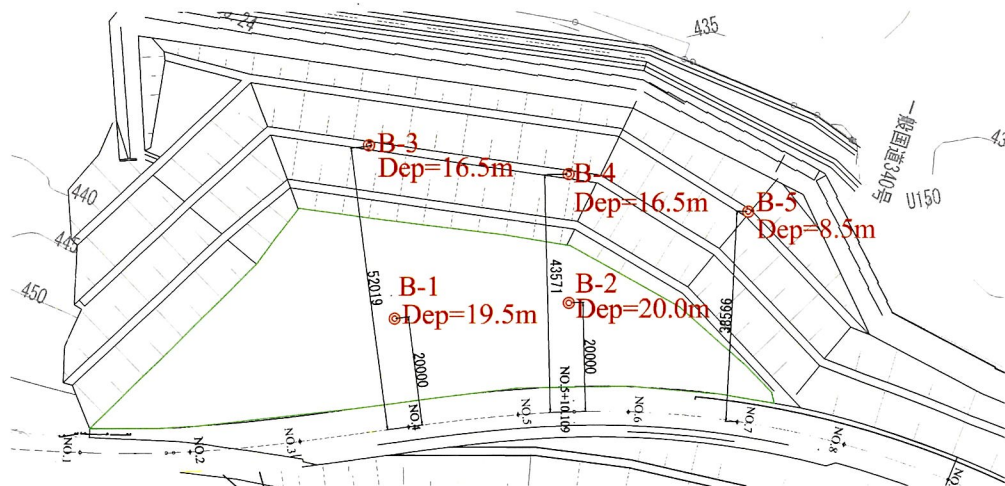


図 3.4.6 ボーリング調査位置

3.4.4.3 溶出試験の結果

表 3.4.5 に試料採取深度 0.5 m ピッチの溶出試験結果を示す。砒素濃度の最大値は 0.034 mg/L, 平均値は 0.010 mg/L であった。

表 3.6 にボーリングコアと地山における砒素の平均溶出量を示す。平均値は地山が 0.008 mg/L, ボーリングコアが 0.010 mg/L と同程度であるものの, 変動係数は地山が 1.000, ボーリングコアが 0.440 と, ボーリングコアのほうがばらつきは小さかった。これは, 地山内に偏在していた砒素が掘削・運搬・埋め戻し作業に伴い, 分散したものと考えられる。

地点間で比較すると, B-1 地点の砒素溶出量の平均値が他地点に比べてやや高い数値となった。ボーリングコアを観察すると, B-1 地点は他地点と比較して粘土成分が多いことから, 粘土成分に砒素が吸着されている可能性があると考えられる。

表 3.4.5 砒素溶出試験結果 (単位: mg/L)

採取深度 (DL m)	B1	B2	B3	B4	B5
455.5~456.0	0.028				
455.0~455.5	0.023				
454.5~455.0	0.020				
454.0~454.5	0.029				
453.5~454.0	0.026	0.007			
453.0~453.5	0.034	0.007			
452.5~453.0	0.012	0.008			
452.0~452.5	0.011	0.008			
451.5~452.0	0.013	0.007			
451.0~451.5	0.011	0.008			
450.5~451.0	0.024	0.008			
450.0~450.5	0.011	0.008			
449.5~450.0	0.010	0.008	0.010		
449.0~449.5	0.011	0.008	0.012		
448.5~449.0	0.016	0.009	0.013		
448.0~448.5	0.012	0.007	0.012		
447.5~448.0	0.008	0.005	0.010	0.005	
447.0~447.5	0.011	0.007	0.013	0.005	
446.5~447.0	0.012	0.008	0.026	0.006	
446.0~446.5	0.007	0.008	0.008	0.008	
445.5~446.0	0.005	0.006	0.004	0.008	
445.0~445.5	0.005	0.006	0.007	0.008	
444.5~445.0	0.007	0.007	0.010	0.013	
444.0~444.5	0.009	0.008	0.008	0.014	
443.5~444.0	0.015	0.010	0.005	0.015	
443.0~443.5	0.014	0.009	0.006	0.014	
442.5~443.0	0.015	0.012	0.006	0.008	
442.0~442.5	0.014	0.011	0.006	0.008	
441.5~442.0	0.031	0.010	0.005	0.008	
441.0~441.5	0.023	0.010	0.005	0.003	
440.5~441.0	0.013	0.010	0.006	0.003	
440.0~440.5	0.012	0.011	0.006	0.007	
439.5~440.0	0.013	0.011	0.008	0.005	
439.0~439.5	0.013	0.011	0.008	0.005	0.005
438.5~439.0	0.010	0.012	0.011	0.004	0.006
438.0~438.5	0.012	0.012	0.010	0.005	0.011
437.5~438.0	0.013	0.010	0.010	0.006	0.017
437.0~437.5	0.012	0.010	0.009	0.007	0.019
436.5~437.0		0.013	0.004	0.005	0.021
436.0~436.5		0.013	0.006	0.005	0.002
435.5~436.0		0.017	0.006	0.005	0.004
435.0~435.5		0.012	0.007	0.005	0.003
434.5~435.0		0.011	0.014	0.005	0.009
434.0~434.5		0.013	0.014	0.006	0.009
433.5~434.0				0.006	0.012
433.0~433.5				0.007	0.014
432.5~433.0				0.005	0.009
432.0~432.5				0.005	0.013
431.5~432.0					0.009
定量下限値			0.001		
基準値			0.01 以下		

注) 朱文字は土壤環境基準超過を示す。

表3.4.6 平均濃度と標準偏差

	平均値 (mg/L)	標準偏差	変動係数	
地山	0.008	0.008	1.000	
平均	0.010	0.004	0.440	
ボーリングコア	B1	0.015	0.007	0.467
	B2	0.009	0.002	0.222
	B3	0.009	0.004	0.444
	B4	0.007	0.003	0.429
	B5	0.010	0.006	0.600

3.5 原位置不飽和透水試験

本研究では掘削ずり処分場内全体の浸出水の流れを数値シミュレーションによって評価することを1つの目的としているが、掘削ずり処分場は、ベントナイト混合土や遮水シートによって封じ込められ、外部からの水の侵入が大きく抑制されるので、内部の浸出水の流れの多くが不飽和状態にあると想定される。内部の浸出水や溶出する砒素の挙動を知るためには、浸出水の不飽和浸透特性を把握することが重要である。不飽和浸透特性を評価する方法には、室内試験^{89),90)}や原位置試験^{91),92)}等があり、掘削ずりを対象とした研究には大型カラムを用いた暴露試験⁹³⁾等があるが、研究例は数少ない。ここでは、現地で被覆前の処分場の表層において原位置不飽和透水試験を実施したので、その結果を以下に示す。

3.5.1 試験方法の概要

原位置不飽和透水試験は、注水圧力制御による原位置不飽和透水試験法⁹⁴⁾を現地の条件に合わせて実施した。この試験方法では、地表から一定流量の給水を行いながら地中の土壌水分率の時間変化を測定する。不飽和特性を表す van Genuchten モデル⁹⁵⁾ (VG モデル: 式 3.1 参照) と比透水係数の式⁸⁹⁾ (式 3.2 参照) を用いた浸透流解析によって、この時間変化を再現することで VG モデルの不飽和パラメータと飽和透水係数を同定する試験方法である。ここで、 Ψ : サクシオン、 α , β , m , n : 実験定数、 θ : 体積含水率、 θ_s : 飽和体積含水率、 θ_r : 残留体積含水率である。

$$\text{有効飽和度 } S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left\{ 1 + (\alpha \psi)^n \right\}^{-m} \quad (3.1)$$

$$(m = 1 - 1/n)$$

$$\text{比透水係数 } k_r = S_e^\beta \quad (3.2)$$

図 3.5.1 に試験装置の概要を示す。定量ポンプにより地表に設置した密閉蓋内に一定流量を注水しながら、土壌水分計 (Delta-T 社製のプロファイルプローブ PR2/6) によって

体積含水率 θ の変化を測定する。また、水ポテンシャルセンサー (DECAGON 社 MPS-2 測定範囲 -10 ~ -500 kPa) によるサクションの変化も測定する。図 3.5.2 には測定のプロローを示す。測定の手順は、a) 一定流量 Q の注水、b) 地中の体積含水率とサクションの変化を測定、c) 含水率の測定結果から残留体積含水率と飽和体積含水率を決定、d) ~ f) 測定結果から不飽和パラメータを同定する。

この試験方法の特長は、透水性の高い地盤から難透水性に地盤まで幅広く適用できることである。今回は掘削ずりの透水性が高いので一定流量の注水試験を行ったが、難透水性地盤に対しては、定量ポンプにより密閉蓋内の注水圧を任意に変更することで、比較的短時間で試験が実施できる。詳細については参考文献³¹⁾を参照いただきたい。

3.5.2 表層の原位置不飽和透水試験

現地における表層の原位置不飽和透水試験は、図 3.5.3 に示すように、3 箇所で行った。測定は、平成 30 年 8 月 24 日から 27 日の 4 日間に実施した。処分場の開放範囲 (未被覆) からの雨水浸透を評価するために、一定の離隔 (20 m ~ 30 m) をとって 3 箇所で行った。

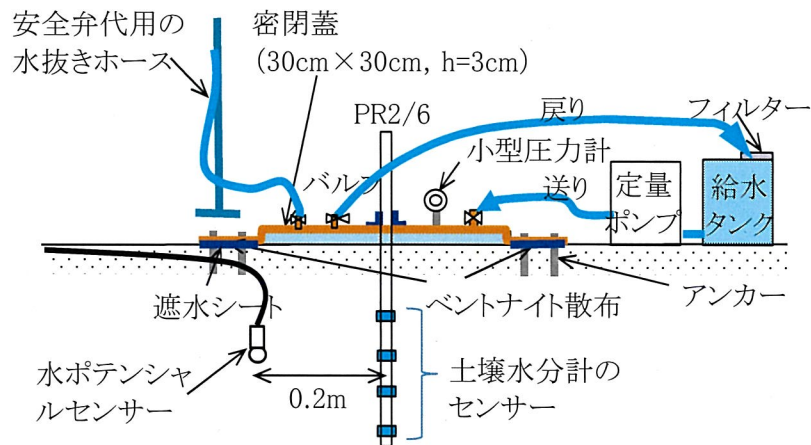


図 3.5.1 原位置不飽和透水試験装置の概要

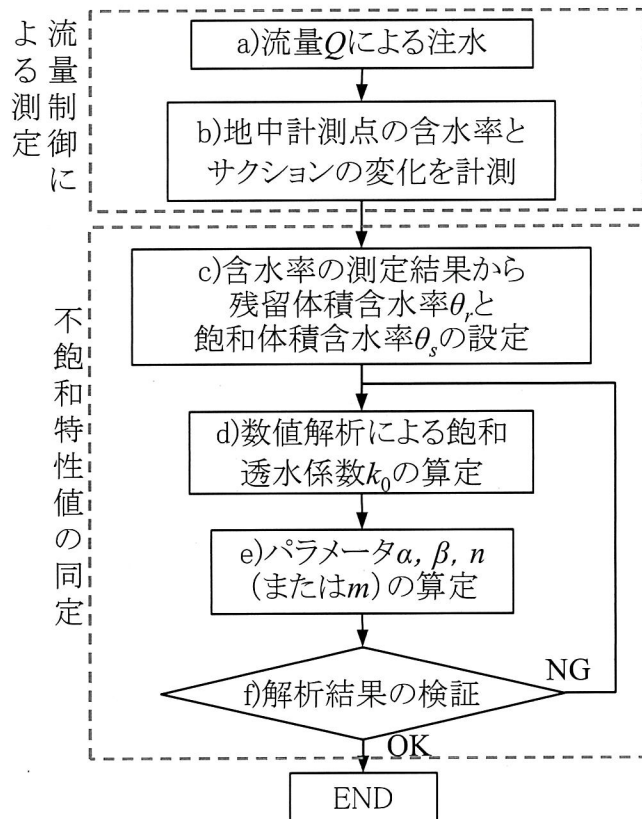


図 3.5.2 原位置不飽和透水試験のフロー

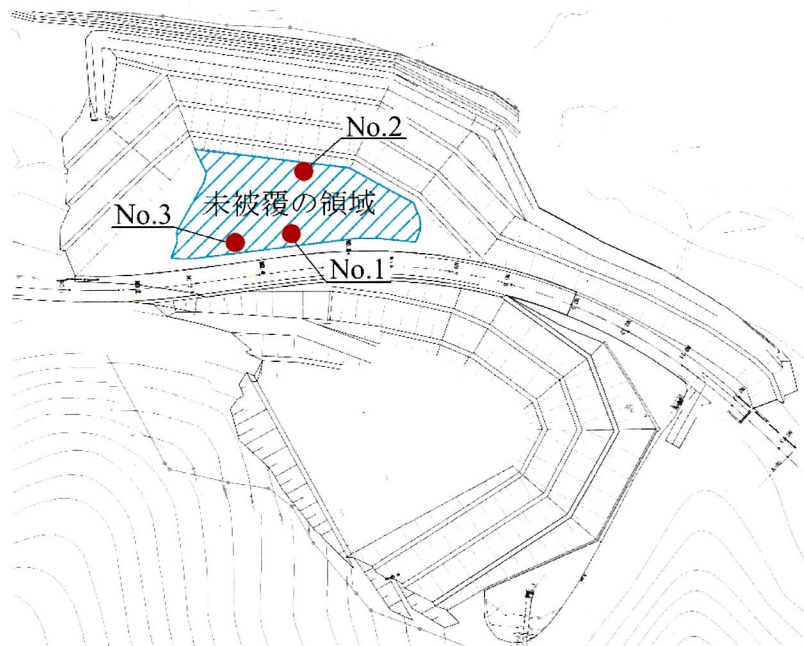


図 3.5.3 原位置試験の測定位置

3.5.2.1 地点 No. 1 の測定

写真 3.5.1 に測定状況を示す。定量ポンプ（IWAKI 電磁定量ポンプ EH-E）で 35 分間に 3 L/min の流量で約 100 L の給水を行った。

図 3.5.4 には土壌水分計による測定結果を示す。給水を開始してから約 10 分で最も深い GL-80 cm の含水率も飽和状態を示し、全ての計測点の体積含水率が平衡状態に達しているが、給水は 35 分間行った。給水を停止すると速やかに含水率は低下を始めたが、一定量低下するとその後は緩やかな低下を示した。その後、一昼夜の測定を行ったが、初期含水率までは低下していない。

初期含水率や飽和（最大）含水率は深度によるばらつきが大きい。これは、掘削ずりの粒径は数 mm から数 cm までの範囲で分布しており、ばらつきが大きいと考えられる。掘削ずりの埋め戻し作業における締固め度の違いも含水率のばらつきが生じる原因と考えられる。

図 3.5.5 にパラメータの同定解析に用いたメッシュ図を示す。半径 1 m、深さ 3 m の軸対称モデルを用いて、非定常の浸透流解析を行った。解析領域が測定範囲の結果に影響を与えない十分な大きさであることは確認している。本解析モデルでは、上端の中心から 0.15 m までの節点に注水試験で行った給水流量を設定した。

図 3.5.6 に体積含水率のシミュレーション結果を示す。

順解析を繰返してフィッティングを行った。凡例は、数字が深度（cm）、「測」は計測値を「解」は解析値を示し、注水を開始して飽和と思われる含水率に達するまでの 15 分間を対象にパラメータの同定を行った結果である。計測点によって含水率のばらつきが大きいと、少し差異が見られる計測点もあるが、計測結果を数値シミュレーションによって概ね再現できている。

順解析の手順としては、体積含水率の S カーブの位置は飽和透水係数によってほぼ決定できる。飽和透水係数が大きいほど、S カーブが左に移動する。次に S カーブの曲率（傾き）は、概ね不飽和パラメータ (n, α, β) で決定できる。

n を大きくすると曲率が小さくなり（急傾斜）、 α を大きくすると有効飽和度が小さく（透水性が低下）なるので S カーブが右へ移動する傾向となる。また、 β を大きくすると透水性の変化が大きくなるので、 n と同様に S カーブ曲率が小さくなる。今回の掘削ずりでは、 n や β を大きくして不飽和域の流れの変化を大きくすることで体積含水率の変化を再現した。



写真 3.5.1 地点 No.1 における測定状況

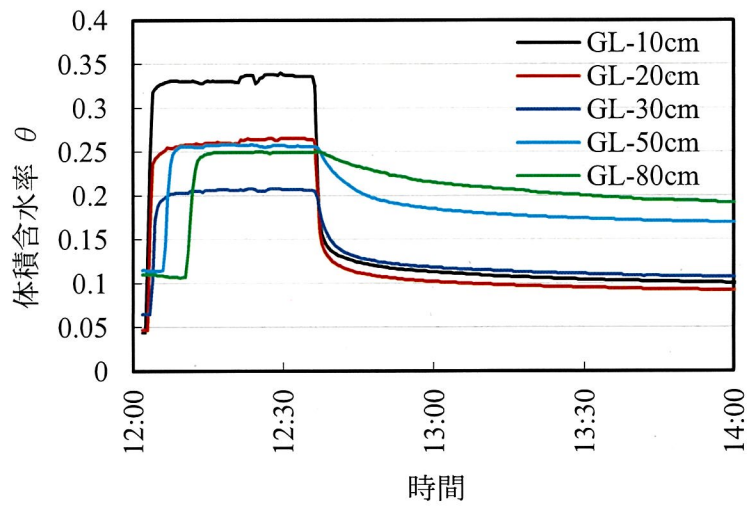


図 3.5.4 体積含水率の測定結果 (No.1)

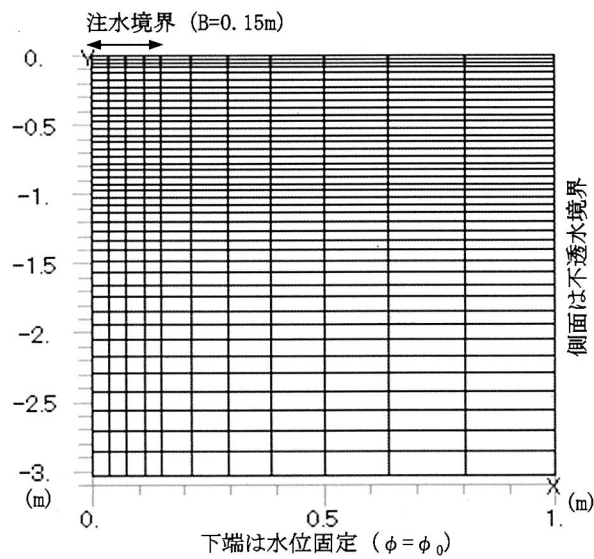


図 3.5.5 解析モデルの要素分割

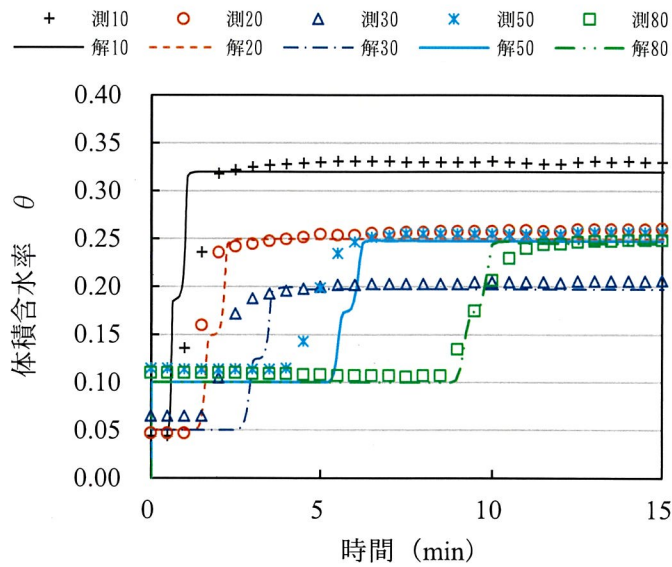


図 3.5..6 体積含水率のシミュレーション (No.1)

表 3.5.1 に同定したパラメータの一覧を示す。まず第 1 に、測定結果に基づいて残留体積含水率 θ_r と飽和体積含水率 θ_s を設定した。測点によって残留と飽和の体積含水率にばらつきがあり、その他の不飽和パラメータでこの2つのパラメータの違いを表わすことはできないので、おおまかに 4 層に分割して設定した。層区分は仮定である。層ごとの深度は下端深度を表しており、層 1 は GL-0 m~GL-0.2 m、層 2 は GL-0.2 m~GL-0.3 m、層 3 は GL-0.3 m~GL-0.4 m、層 4 は GL-0.4 m~GL-3 m (解析領域の下端) である。

表 3.5.1 透水係数と不飽和パラメータ (No.1)

層番	k_0 (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s	ϕ_0 (m)	深度 (m)
1	3.33	20	10	7	0.05	0.32	-3	0.2
2	2.60				0.05	0.25		0.3
3	2.08				0.05	0.20		0.4
4	2.60				0.1	0.25		3

注) 深度は各層の下端深度, ϕ_0 は地表面を 0 とする初期全水頭

この層分割は一意的に決まるものではないが、測定値を表すように設定した。層 4 の下層部分は測定結果だけではパラメータを決定できないが、上から下への一方向の流れでは測定範囲の結果に及ぼす影響は小さいと考えて外挿した。なお、飽和透水係数 k_0 は層 1 の透水係数を基準として、その他の層は飽和体積含水率の比率で設定した。その他の不飽和パラメータは同じ値とした。層ごとに間隙率が異なることが分かったが、材質的には同じ掘削ずりであり、基本的な浸透特性に大きな違いはないと考えて設定した。図 4.7 には不飽和パラメータによる不飽和特性曲線を示す。

凡例の 1~4 の番号は表 3.5.1 の層番号に該当する。 θ - Ψ 曲線は、サクシオン Ψ の 1 kPa 付近で体積含水率 θ が急激に変化する特徴がある。 θ - k_r 曲線には、今回のモデルに適用した式 (2) の比透水係数の比較を示しているが、参考のために層番 1 に対応する VG モデルの曲線も示している。VG モデルと比較して体積含水率の減少に伴って透水性が急激に低下する特徴がある。シミュレーション結果では、今回の掘削ずりの不飽和特性には、不飽和から飽和に変化する浸潤面の先端で、サクシオンの僅かな低下によって、体積含水率や比透水係数が急激に上昇するという非線形性に強い特徴が見られた。現地の掘削ずりは写真 3.5.1 に見えるような状況で、cm オーダーの粒径の小石から 10 cm 以上の玉石などが混在している。粗粒土では VG モデルは比透水係数を過小評価 (例えば、参考文献⁹⁶⁾) するとされているが、今回の場合は体積含水率の急激な変化を表すために、パラメータの $n=20$ としており、VG モデルでは比透水係数が過大評価 (図 4.7 参照) されるという特徴がある。

図 4.8 には、GL-40 cm のサクシオンの経時変化を示す。1 点のみの結果であり、計測値 (測 40 cm) は初期値の 10 kPa から 4 分後に急激に低下するが、解析値 (解 40 cm) は徐々に低下している。水ポテンシャルセンサーによる測定は安定するまでに一定の時間を要することから、計測値の変化が遅れて生じていると考えられる。

図 3.5.9 には、注水を開始してから 3.8 分後と 10 分後の圧力水頭のコンターを示す。時間の経過とともに注水範囲の直下の圧力水頭が上昇して飽和領域が広がっている様子が確認できる。水平方向には、0.3 m~0.4 m までに広がっているが、注水範囲 (0.15 m) の 2 倍~3 倍程度であり、解析領域に問題はないことが確認できた。

3.5.2.2 地点 No. 2 と No. 3 の測定

地点 No.2 と No.3 では、No.1 の含水率の時間変化が早かったことを踏まえて 50 %程度の流量で試験を実施した。定量ポンプで 45 分間に 1.56 L/min の流量で 70 L 給水した。図 3.5.10 には No.2 の土壤水分計による測定結果を示す。給水を開始してから約 20 分で最も深い GL-90 cm の含水率は飽和状態に達して全計測点で平衡状態になっていることがわかる。

給水を停止すると速やかに含水率は低下するが、その後 1 昼夜の測定でも初期含水率までには低下していない。含水率の変化の傾向は地点 No.1 と同様である。これにより、深度によって初期含水率のばらつきが生じており、締固めや粒径のばらつきがあることがわかる。

図 3.5.11 には、体積含水率のシミュレーション結果を示す。図の凡例は、No.1 と同様で、数字が深度 (cm)、「測」は計測値を「解」は解析値を示す。注水流量を No.1 と比較して少なくしているので、飽和状態になるのにやや時間を要している。パラメータの同定を行った数値シミュレーションは No.1 と同じように、図 3.5.5 の解析モデルを使用した。

表 3.5.2 にはパラメータの一覧を示す。体積含水率は計測結果を参考にして残留体積含水率 θ_r と飽和体積含水率 θ_s は 4 層に分割して設定し、その他の透水係数や不飽和パラメータは同じ値とした。飽和透水係数や多くのパラメータは No.1 と同程度となったが、実験

定数 α と飽和体積含水率 θ_s に少し差が見られた。

表 3.5.3 には、地点 No.3 におけるパラメータの一覧を示す。地点 No.1 や No.2 と比較して、飽和透水係数が大きい、その他のパラメータには大きな違いは見られない。透水性のばらつきとしては小さいと言える。

図 3.5.12 には、例として地層 1 の不飽和特性曲線の比較を例として示す。地点 No.2 と No.3 の不飽和特性曲線は一致しているが、地点 No.1 は異なる。地点 No.2 と No.3 の、 $\theta-\Psi$ 曲線は上にシフトしており、 $\theta-k_r$ 曲線が左にシフトしている。これは、地点 No.1 と比較して不飽和領域の透水性が相対的に高いことを表している。

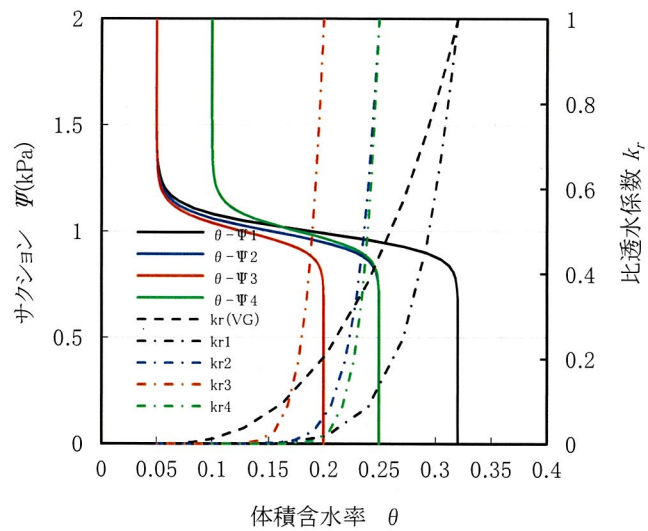


図 3.5.7 不飽和特性曲線 (No.1)

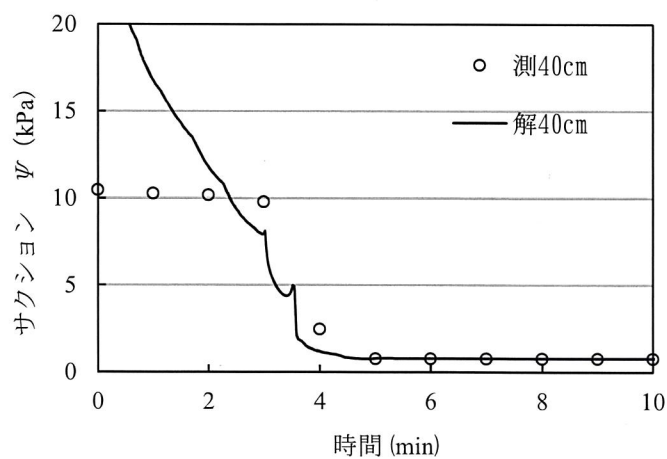


図 3.5.8 サクシヨンの経時変化 (No.1)

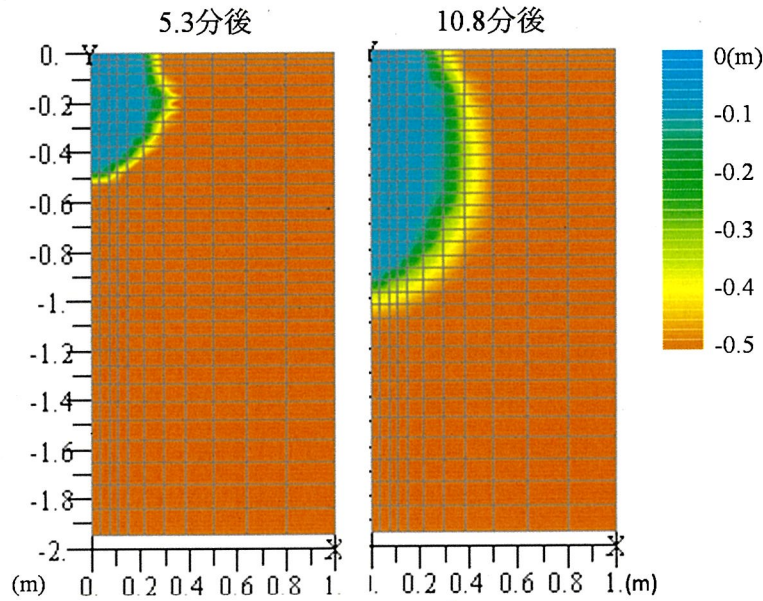


図 3.5.9 圧力水頭のコンター (No.1)

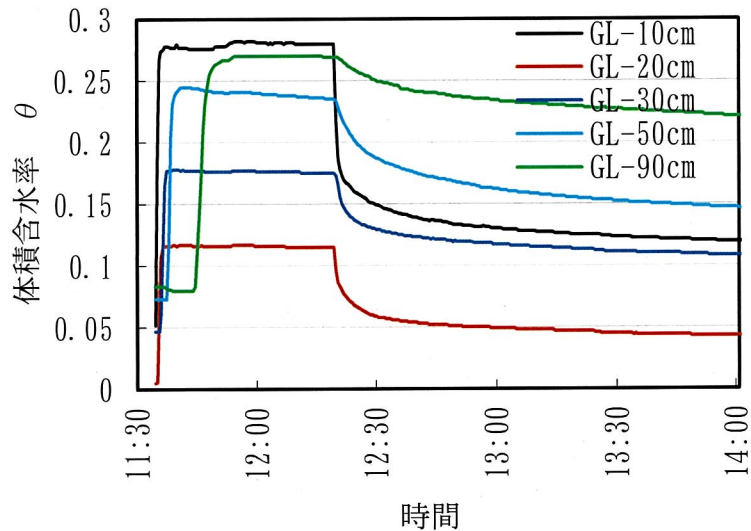


図 3.5.10 体積含水率の測定結果 (No.2)

3.5.3 降雨時の原位置不飽和透水試験

前項目の原位置不飽和透水試験では、人工的に注水を行って試験を行った。ここでは、自然降雨条件で試験を実施して不飽和パラメータを同定することを行った。土壤水分計の保護チューブは埋設しているため、降雨が予報される際に土壤水分計を設置して計測を行った。試験は、平成30年9月21日～22日と平成30年11月9日～10日の2回実施した。

図 3.5.13 と図 4.14 には、現地に設置している降雨計の1時間ごとの降水量を示す。9月の降水量は、最大で4 mm であり、9/21 20:00～9/22 8:00 の12時間の平均降雨は約2 mm であった。11月の時間降水量は最大で2 mm、11/9 8:00 から24時間の平均時間降水量は約1 mm であった。また、赤線では、解析で設定した時間降水量を示す。写真 3.5.2 には地点 No.1 における測定状況を示す。注水試験で使用した密閉蓋などは取り外している。

図 3.5.15 と図 3.5.16 には 9 月（降雨 1）と 11 月（降雨 2）の計測結果について体積含水率の計測値をシミュレーションした結果を示す。数値シミュレーションでは、注水試験と同じ解析モデル（図 3.5.5）を用いたが、注水試験（軸対称問題）とは異なり、平面問題として取り扱った。上端の表面に降水量を一様な流量境界として設定した。図 3.5.17 には、体積含水率の増分コンターを示す。初期含水率に地層ごとのばらつきがあるが、増分を見ると上面から徐々に一様に含水率が高くなる様子が確認できた。

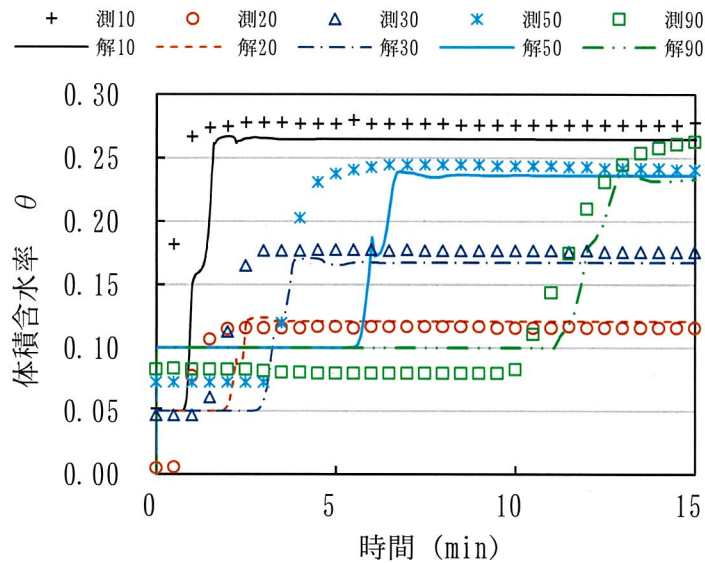


図 3.5.11 体積含水率のシミュレーション (No.2)

表 3.5.2 透水係数と不飽和パラメータ (No.2)

層番	k_o (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s	ϕ_o (m)	深度 (m)
1	4.17	20	7	7	0.05	0.28	-5	0.2
2	1.89				0.05	0.13		0.3
3	2.65				0.05	0.18		0.4
4	3.79				0.1	0.25		3

注) 深度は各層の下端深度, ϕ_o は地表面を 0 とする初期全水頭

表 3.5.3 透水係数と不飽和パラメータ (No.3)

層番	k_o (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s	ϕ_o (m)	深度 (m)
1	8.33	20	7	7	0.05	0.28	-5	0.2
2	6.85				0.05	0.23		0.3
3	4.46				0.05	0.15		0.4
4	5.95				0.05	0.20		3

注) 深度は各層の下端深度, ϕ_o は地表面を 0 とする初期全水頭

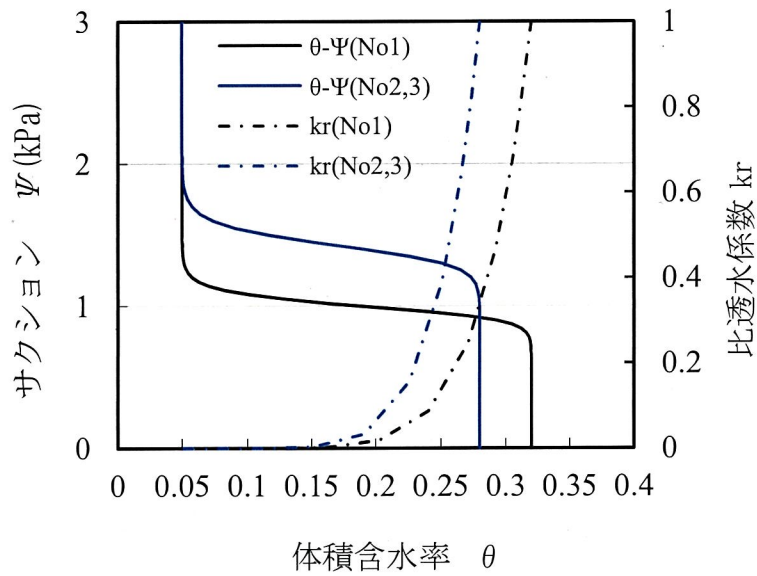


図 3.5.12 不飽和特性曲線 (No.1~No.3)

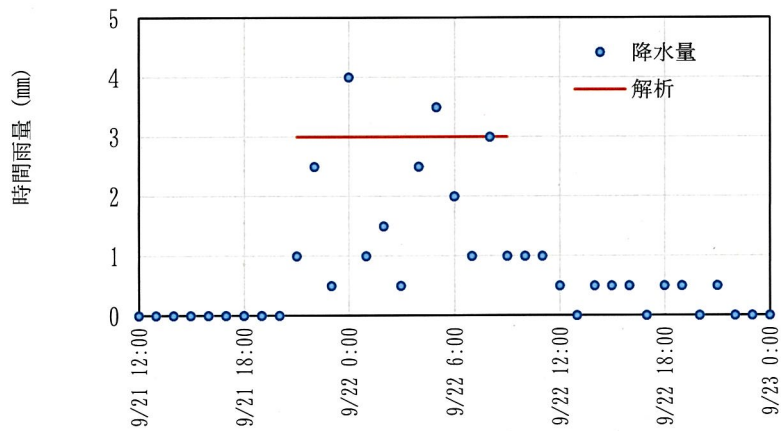


図 3.5.13 現地の降雨記録 (降雨 1)

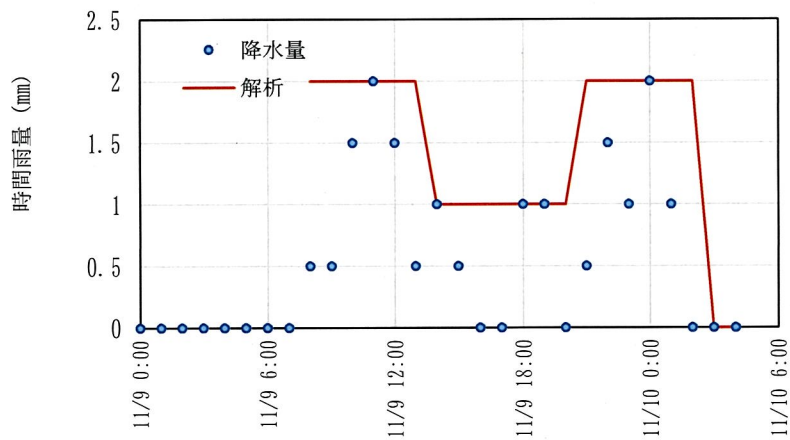


図 3.5.14 現地の降雨記録 (降雨 2)



写真 3.5.2 地点 No.1 における測定 (降雨時)

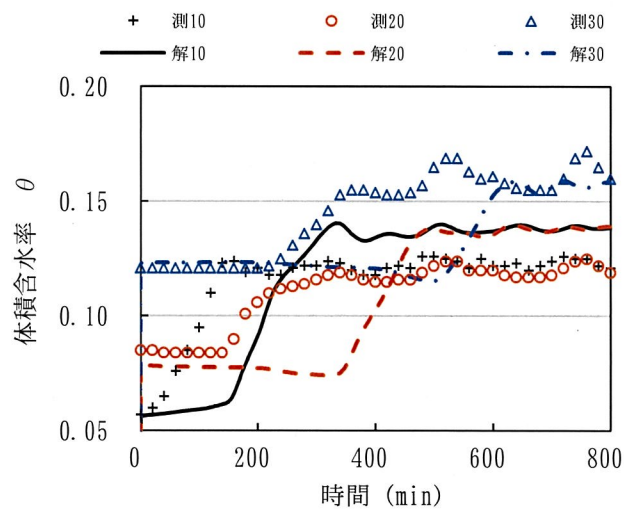


図 3.5.15 体積含水率のシミュレーション (降雨 1)

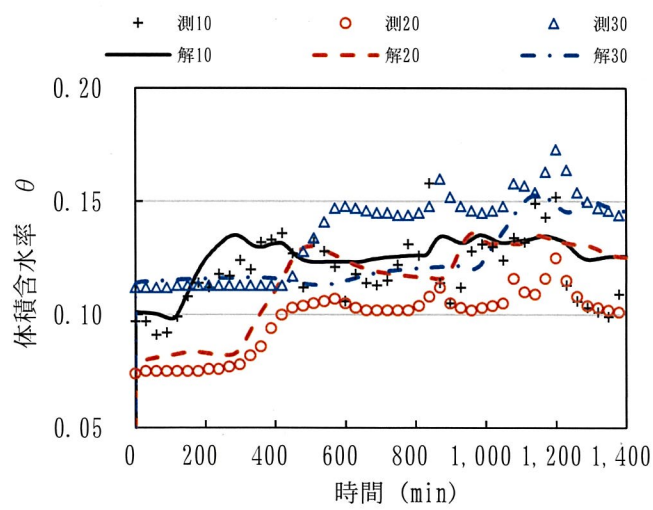


図 3.5.16 体積含水率のシミュレーション (降雨 2)

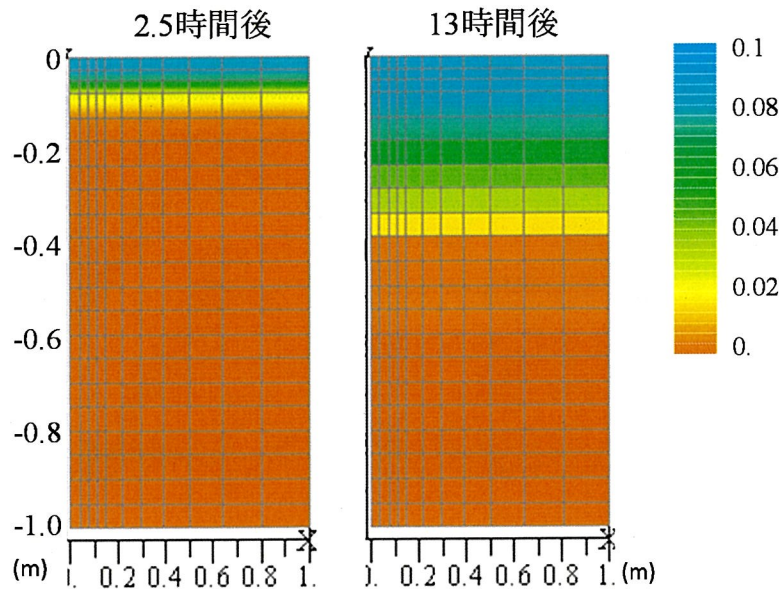


図 3.5.17 体積含水率の増分コンター（降雨 1）

表 4.4 と表 4.5 には不飽和パラメータの一覧表を示す。基本的には、前章の注水試験で求められた飽和透水係数や不飽和パラメータを適用したが、人工注水試験時と比べて初期含水率が高いので、初期サクションを地層ごとに仮定してシミュレーションを行った。これは、降雨試験の実施前の降雨の残留含水量によるものと考えられるが、初期含水率が測定値に一致するように初期サクションを仮定している。

表 3.5.4 透水係数と不飽和パラメータ（降雨 1）

層番	k_o (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s	ψ_o (m)	深度 (m)
1	2.50	20	10	7	0.05	0.25	0.12	0.2
2	2.50				0.05	0.25	0.11	0.3
3	3.00				0.05	0.30	0.11	0.4
4	3.00				0.05	0.30	0.10	3

注) 深度は各層の下端深度, ψ_o は初期サクション

表 3.5.5 透水係数と不飽和パラメータ（降雨 2）

層番	k_o (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s	ψ_o (m)	深度 (m)
1	2.50	20	10	7	0.05	0.25	0.11	0.2
2	2.50				0.05	0.25	0.11	0.3
3	3.00				0.05	0.30	0.11	0.4
4	3.00				0.05	0.30	0.10	3

注) 深度は各層の下端深度, ψ_o は初期サクション

3.6 観測孔における注水試験

3.6.1 試験方法の概要

前章までの注水試験や降雨条件の試験は表層部で実施した試験であり、処分場の全体的な透水特性を評価できているかは検証する余地がある。ここでは、観測孔（図 3.8 のボーリング孔を参照）を利用して処分場内部の透水特性を評価することを試みた。この観測孔は処分場内部の貯留水の存在を確認するために設置したが、水位は観測できず不飽和状態にあることが分かった。ここでは、不飽和透水試験の1つとして活用した。

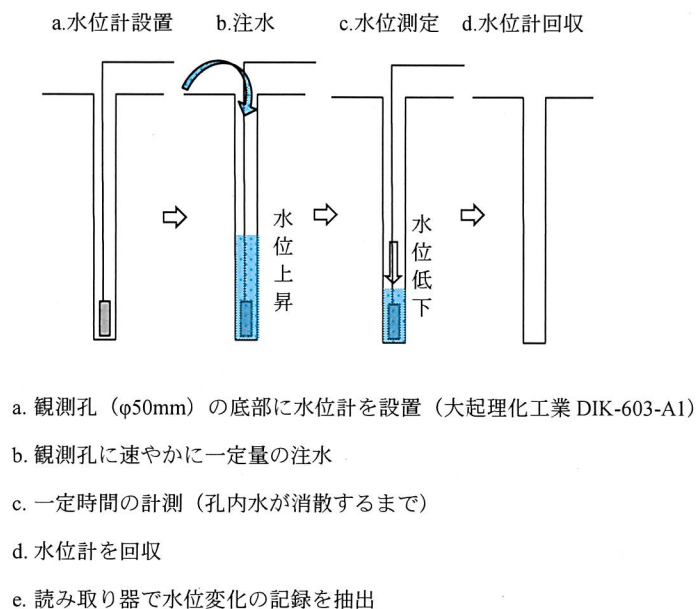


図 3.6.1 測定手順の概要



写真 3.6.1 B4 における注水試験の状況

表 3.6.1 観測孔の諸元と最高水位

	B1	B2	B3	B4	B5
管底 GL (m)	-15	-20	-15.9	-15.7	-8.0
水位計 GL (m)	-14.5	-19.5	-15.4	-15.2	-7.5
最高水位 (m)	1.8	3.3	0.7	6.3	0.9

注) 最高水位は管底からの水位(水位計に 0.5m を加算)

図 3.6.1 に試験方法の手順を示し, 写真 3.6.1 に試験状況の 1 例 (B4) を示す。使用した水位計はセンサーとデータロガーが一体化したもので, 観測孔の底面に吊り下げておくことで水位の低下が計測できる。注水は人力でポリタンク (18L×3=54L) から速やかに投入した。表 5.1 には観測孔の諸元と最高水位を示す。水位計は管底から 0.5 m 上部に吊り下げている。

3.6.2 試験結果

図 3.6.2 には, 観測孔への注水による水位変化を示す。注水量は全ての観測孔で同じ 54 L を投入したが, 水位上昇量は B5 が最大で 6.3 m, B3 は最小で 0.7 m であった。上昇時の水位がステップ状になっているのは, 人力で 3 缶のポリタンクで投入しており, タンクの交換時に若干のタイムロスが生じたためである。観測孔によって透水性の違いがあるために水位の上昇量に差が生じていると考えられる。なお, 水位は管底からの水位を表すために, 水位計の記録に 0.5 m を加算しており, 見かけ上は 0.5 m が最低値となる。これらの結果を数値シミュレーションで再現することで不飽和パラメータの同定を行った。

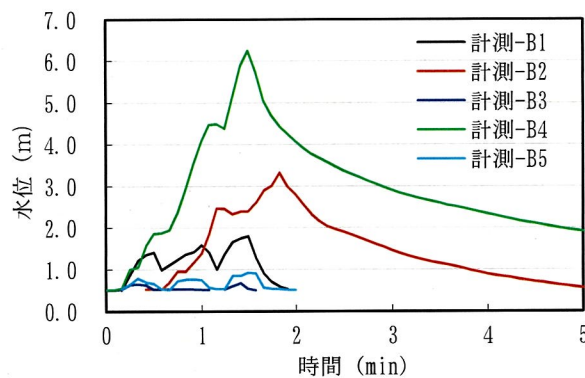


図 3.6.2 観測孔の注水による水位変化

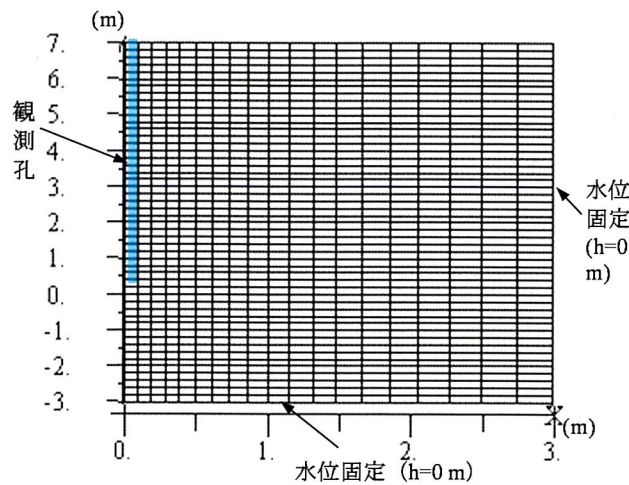


図 3.6.3 観測孔解析モデルの要素分割

図 3.6.3 には解析に用いた要素分割を示す。水位上昇が最大で 6.3 m であったことを考慮して、観測孔の管底近傍のみを解析領域としている。水平方向には 3 m、鉛直方向には 10 m とし、観測孔の高さは 7 m（水色部分）の軸対称問題として取り扱った。縦軸座標の 0 m が管底の位置を表している。解析の条件としては、図 5.2 の注水時の水位の上昇過程を観測孔の水位条件として与え、水位低下の状況を非定常浸透流解析によって再現した。

図 3.6.4～図 3.6.7 には数値シミュレーションの結果を示す。観測孔 B3 は水位上昇が極めて小さいので、対象から除外した。各図の黒線が計測値、青線が解析値であり、観測孔の水位変化を示している。また、赤線では解析で求められた注水流量の積算値の変化を示している。なお、解析では 0.5 m 以下の水位まで表示しているが、水位計は管底から 0.5 m 上部に吊り下げているので、0.5 m 以下の測定値はない。

表 3.6.2 には、観測孔の位置における解析の水位境界条件の一覧を示す。注水時の水位境界と放置（流入量ゼロの境界）を交互に設定して観測孔における注水試験をモデル化した。数値シミュレーションで再現すべき測定値は、観測孔の水位変化と投入した注水量である。

解析の手順としては、孔内の節点に水位上昇時のみ測定された水位を境界条件として設定し、この水位上昇に必要な流量を計算結果として求める。この積算値が投入流量と一致するようにシミュレーションを行う。水位低下時は孔内の節点は不透水境界として設定して自然低下する状況をシミュレーションする。注水量は、注水時の水位上昇過程の水位境界から求められる。この積算量が投入した水量（54 L）に一致するようにフィッティングを行った。図 3.6.4～図 3.6.7 の注水流量の赤線で示すように概ね $0.054 \text{ m}^3=54 \text{ L}$ となっており、投入水量を再現できていることが分かる。

表 5.3 には、同定した飽和透水係数と不飽和パラメータの一覧を示す。不飽和パラメータは概ね表層での注水試験で求められたパラメータ値を採用した。飽和透水係数は順解析を繰り返すことで決定している。

求められた透水係数は、B5を除くと、表層の注水試験で求められた飽和透水係数の 1/10

程度となっている。飽和透水係数が小さくなる原因としては、表層と比較して、埋め戻し過程における掘削ずりの締固め度の違いが考えられる。

図 3.6.8 には観測孔 B2 における圧力水頭のコンターの变化を示す。2.1 分までは水位上昇過程を表しており、その後は水位低下とともに横方向に広がっている状況が確認できる。

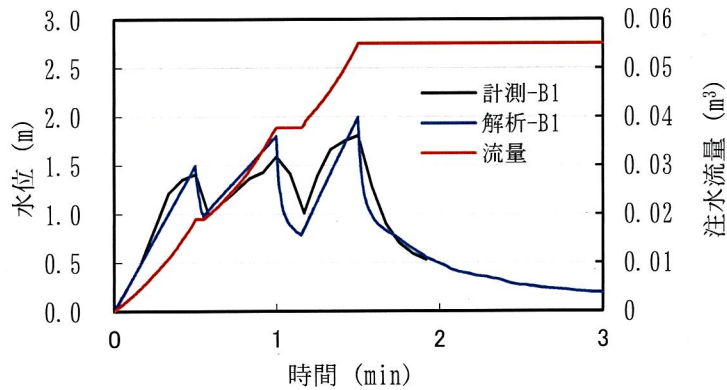


図 3.6.4 観測孔の水位変化と注水流量 (B1)

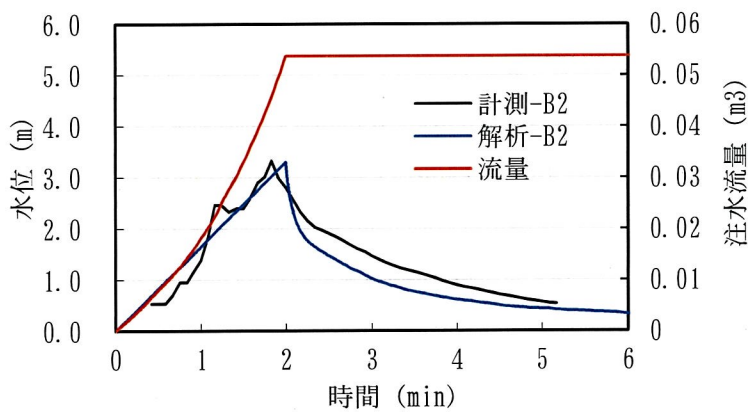


図 3.6.5 観測孔の水位変化と注水流量 (B2)

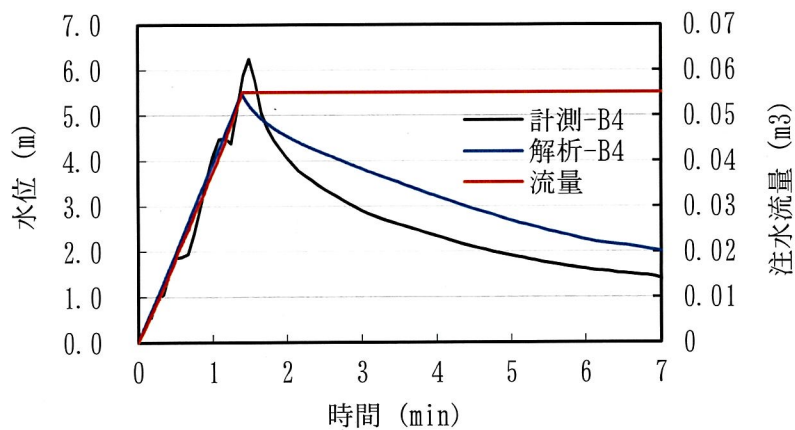


図 3.6.6 観測孔の水位変化と注水流量 (B4)

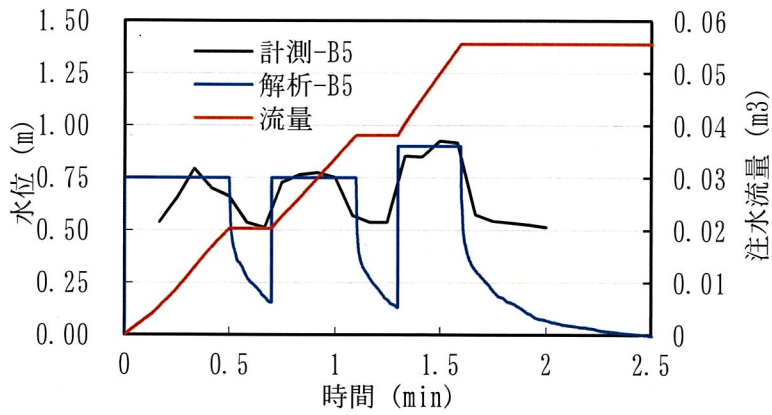


図 3.6.7 観測孔の水位変化と注水流量 (B5)

表 3.6.2 観測孔の水位境界条件の一覧

	B1	B2	B4	B5
1	0~0.5分 1.5mに漸増	0~2分 3.2mに漸増	0~1.5分 5.5mに漸増	0~0.5分 0.75m一定
2	0.5~0.6分 放置	以後は 放置	以後は 放置	0.5~0.7分 放置
3	0.6~1.0分 1.8mに漸増	—	—	0.7~1.1分 0.75m一定
4	1.0~1.2分 放置	—	—	1.1~1.3分 放置
5	1.2~1.5分 2.0mに漸増	—	—	1.3~1.6分 0.9m一定
6	以後 放置	—	—	以後 放置

注) 表中の上段は初期からの通算時間

下段の数値は観測孔における管底からの水位高さ

「漸増」は各時間の開始から線形的に増加

「一定」は各時間で開始から最後まで一定

表 3.6.3 透水係数と不飽和パラメータ (観測孔)

	k_0 (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s
B1	0.105	20	10	7	0.05	0.3
B2	0.233					0.3
B4	0.25					0.2
B5	4.5					0.3

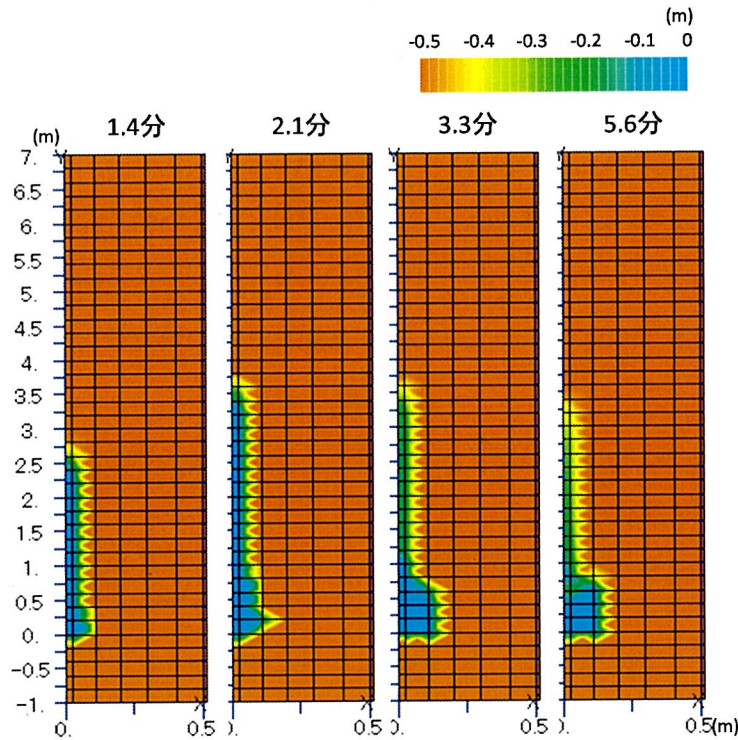


図 3.6.8 圧力水頭のコンター（観測孔 B2）

3.7 不飽和パラメータの評価

前章までに表層の注水試験や降雨時の試験，観測孔の注水試験の結果を示した。表 3.7.1 には，同定された飽和透水係数と不飽和パラメータの総括を示す。なお，残留と飽和の体積含水率については，他の結果と比べて特に差が大きいものは除外した。

観測孔の試験では，飽和透水係数 k_0 は他の試験と比較して小さな値となっており，表層と内部の締固め度の違いといった原因が推定されるが，今後の検討課題としたい。不飽和パラメータの係数 n や α ， β については試験方法に関わらず同等の値を仮定しても大まかには測定結果を一定の評価ができるという結果であった。浸潤面の先端で透水性が急激な変化を表すような特徴的なパラメータである。表層の飽和体積含水率は，比較的ばらつきが大きい結果であった。締固め度や流量の違いといった原因が考えられるが，今後の検討課題である。

表 3.7.1 透水係数と不飽和パラメータの総括

	k_0 (10^{-2} cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s
表層注水	2.5~8.33	20	7~10	7	0.05	0.2~0.35
表層降雨	2.5~3.0	20	10	7	0.05	0.25~0.3
観測孔	0.1~4.5	20	10	7	0.05	0.3

3.8 まとめ

砒素溶出量が基準超過した押角トンネルの掘削ずり処分場において、溶出試験および処分場内の不飽和透水特性など、シミュレーションに必要な要素を確認した。本研究で明らかになったことは以下のとおりである。

1) 降水量と浸出水量

時間降水量が 40 mm 以下の場合、降雨後の浸出水量の増加について明確な変化は確認できなかった。一方で、40 mm 以上の降雨に限られるが、降雨後に浸出水が運動して上昇する傾向も確認できた。また、期間中の計測累計数量では浸出水量の方が降水量よりも多い結果であったが、蒸発散量を加味したとしても、その数量は計測開始以前の降雨による内部水量で十分に説明が可能な数量であった。

2) 盛土内溶出試験結果

埋立後の掘削ずり処分場においてボーリング調査を実施し、コアを用いた溶出試験を行うことで、盛土内の砒素の分布を把握した。掘削した岩石は断面毎に浅部、深部ともに混合されること、施工時には起点側と終点側のそれぞれから仮置場に集約したことにより平均化され、地山と比較して、盛土内は濃度のばらつきが小さくなっていた。

3) 表層および降雨時の原位置不飽和試験結果と観測孔における注水試験結果から得られたパラメータ飽和透水係数 k_0 は試験方法によって差が見られた。不飽和パラメータの係数 n や α , β については試験方法に関わらず同様の値となっており、浸潤面の先端で透水性が急激な変化を表すような特徴的なパラメータで一致した。

原位置試験では、現地の気象条件や埋立て状況によって透水試験の結果に差異が生じていることが分かった。この原因を明らかにするためには掘削ずりの試験条件を明確にした室内試験が必要である。また、本研究では、掘削ずり処分場の適正な設計を目指しており、浸出水の挙動だけでなく浸出水に溶出して分散する砒素の移流分散現象を評価する必要がある。特に、現地の掘削ずりを対象とした不飽和状態の溶出特性を明らかにする必要がある。焼却灰を対象とした不飽和のカラム溶出試験の事例⁹⁷⁾はあるが、粒径の大きな掘削ずりを対象としたカラム試験例は少ない。現地の掘削ずりを用いたカラム試験によって浸透特性や溶出特性を検証していくことで、掘削ずり処分場で起こっている現象を解明し、より正確な数値シミュレーションのモデルを構築することが可能となる。

次章以降、掘削ずり処分場の全体の数値シミュレーションを行い、現状の解析モデルの問題点を明確にした上で、現地の掘削ずりを用いたカラム試験により解析モデルを検証した結果について述べる。

第4章 3次元移流分散解析による検証

4.1 概説

ベントナイト混合土による封じ込め対策を実施した岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場において、その一部を開放し、盛土内に雨水を流入させ砒素の溶出状況を観察した。現場において雨量や浸出水量の測定、盛土内の砒素の分布調査および原位置での不飽和透水試験を実施し、シミュレーションを検証するのに必要なデータを収集した。

ここでは、得られた情報を基に掘削ずり処分場全体の3次元移流分散解析による検証を実施した。本研究は、重金属の溶出を正確にシミュレーションすることにより、高度な影響予測を行い、長期的な安定性の評価や遮水工封じ込め工法の最適化に向けた検証に利用することを目的としている。この掘削ずり処分場の現象を正確に再現することが、その第一歩であると考えている。

4.2 解析手法

本解析は、3次元FEMによる浸透流解析と移流・分散解析を用いる。式4.1～式4.4には浸透流解析の基礎方程式を示す。処分場内は全て不飽和領域と考えられるので、不飽和浸透特性にはvanGenuchtenモデル(VGモデル)⁹⁵⁾を使用する。ただし、比透水係数については、式4.3の変形モデルを採用する。ここで、 H :全水頭、 μ :比水分容量、 k :透水係数、 q :流量、 Ψ :サクシオン、 α , m , n :実験定数、 θ :体積含水率、 θ_s :飽和体積含水率、 θ_r :残留体積含水率である。

$$\mu \frac{\partial H}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial H}{\partial z} \right) - Q = 0 \quad (4.1)$$

$$\text{比透水係数 } k_r = S_e^{1/2} \left\{ 1 - (1 - S_e^{1/m})^m \right\}^2 \quad (4.2)$$

$$k_r = S_e^\beta \quad (4.3)$$

$$\text{有効飽和度 } S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \{ 1 + (\alpha \Psi)^n \}^{-m} \quad (4.4)$$

式4.5に移流・分散の基礎方程式を示す。ここで、 R は遅延係数、 C は濃度、 u は流速、 D は分散係数、 q は砒素の単位体積あたりの溶出量である。溶出量 q は、式4.6で仮定する。溶出量 q は単位体積と単位時間あたりの単位溶出量 q_a と溶出関数 f (式4.7)との積で表されると考えられる。ここで、 θ は体積含水率、 u は流速、 d はずりの径(粒度分布)である。溶出関数 f については、本来カラム試験などの要素試験を実施して求める必要があるが、本解析では式4.7に示のように体積含水率の関数として仮定した。ここで、 a , b は実験係数として位置付けている。

$$R \frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - q = 0 \quad (4.5)$$

$$q = q_a \times f(\theta, u, a) \quad (4.6)$$

$$f(\theta, u, d) = a \times (\theta - b \times \theta_r) \quad (4.7)$$

4.3 解析モデル

4.3.1 解析領域

解析領域は、掘削ずり処分場のベントナイト混合層に囲まれた内部のずり充填部とし、概ね図 4.3.1 に示した範囲（塗りつぶした範囲）とした。浸出水の排水は、内部に設置された排水管からのみを想定した。

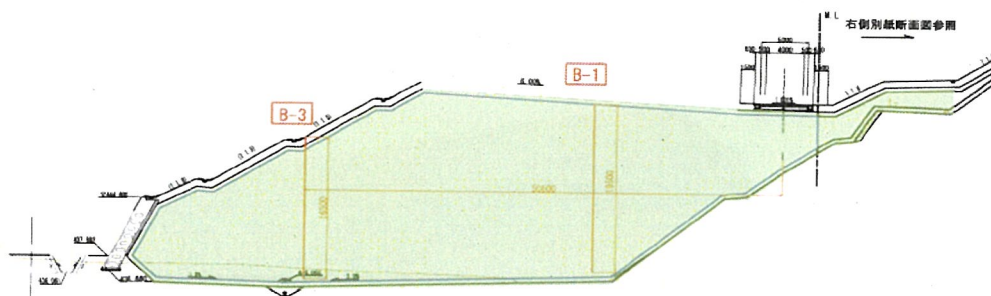
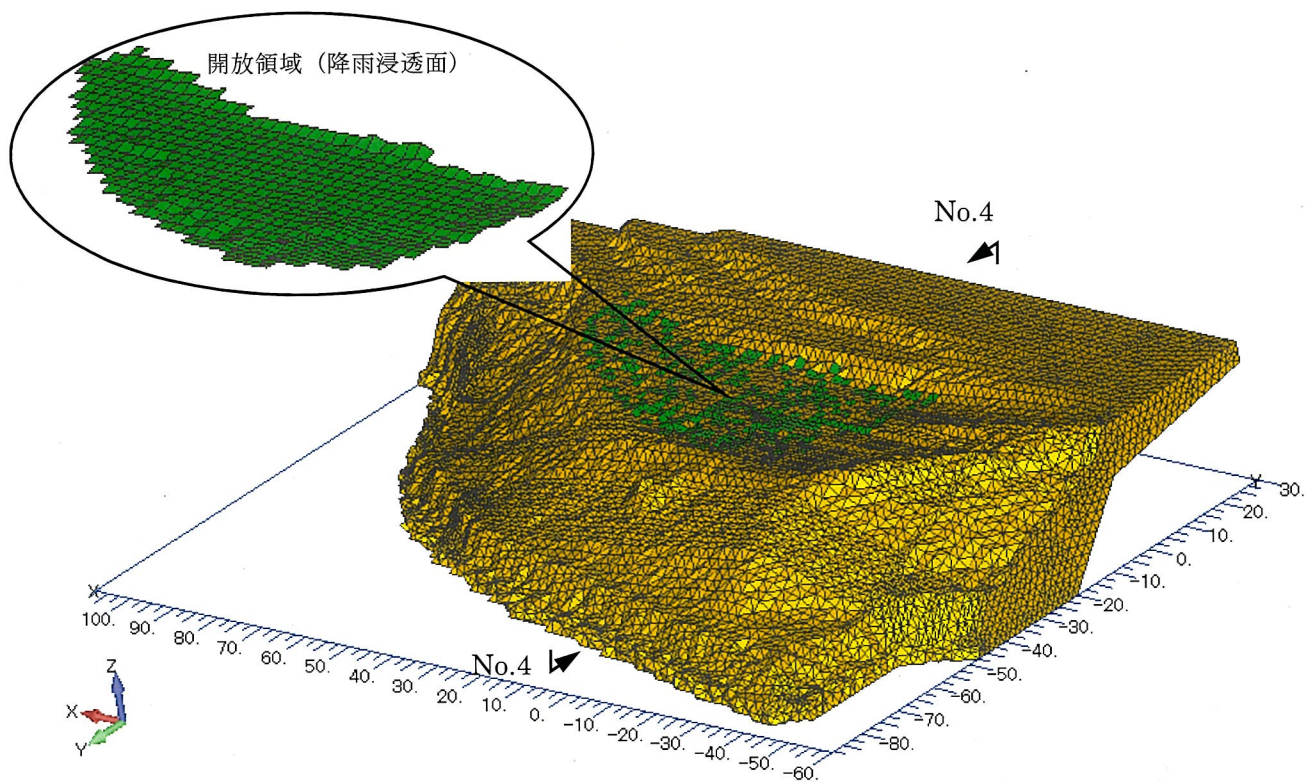


図 4.3.1 解析領域 (図 4.2 における No.4 断面)

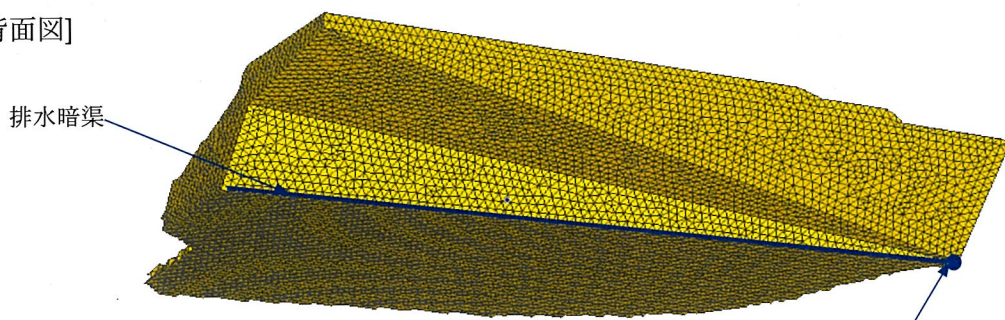
4.3.2 要素分割

図 4.3.2 に解析に用いた要素分割を示す。要素分割は、1つのメッシュサイズは2m幅を基準としている。掘削ずり処分場の周囲はベントナイト混合土で遮水されて水の出入りがないものと仮定しているので掘削ずり処分場内部のみを解析モデルとしている。水理境界としては、開放領域を降雨浸透面として現地で観測された日降雨量を流入条件とし、背面図に示す排水暗渠を通じて端部の節点を排水境界とした。

[前面図]



[背面図]



放流口: 水位境界 (節点)
節点数: 30,538 要素数: 152,285

図 4.3.2 要素分割

4.3.3 物性値

表 4.3.1 に原位置不飽和透水試験で得られた飽和透水係数と不飽和パラメータを示す。処分場内部の透水性は均一と仮定して物性値を設定した。解析に用いるパラメータは、この原位置試験で得られたパラメータを参考に決定した。表 4.3.2 に解析で採用したパラメータを示す。図 4.3.3 にパラメータの不飽和特性を示す。要素分割は、1つのメッシュサイズを、2m 幅を基準としているが、解析で用いた不飽和パラメータはメッシュサイズに関わる強い非線形特性があることを考慮した。

表4.3.1 原位置不飽和透水試験で得られた透水係数と不飽和パラメータ

	k_0 (10^{-2}cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s
表層注水	2.5~8.33	20	7~10	7	0.05	0.2~0.3
表層降雨	0.167	20	10	7	0.1~0.15	0.15~0.25
観測孔	0.1~4.5	20	10	7	0.05	0.3

表 4.3.2 解析で採用した透水係数と不飽和パラメータ

	k_0 (10^{-2}cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s
解析用	2.0	2	10	3	0.05	0.35

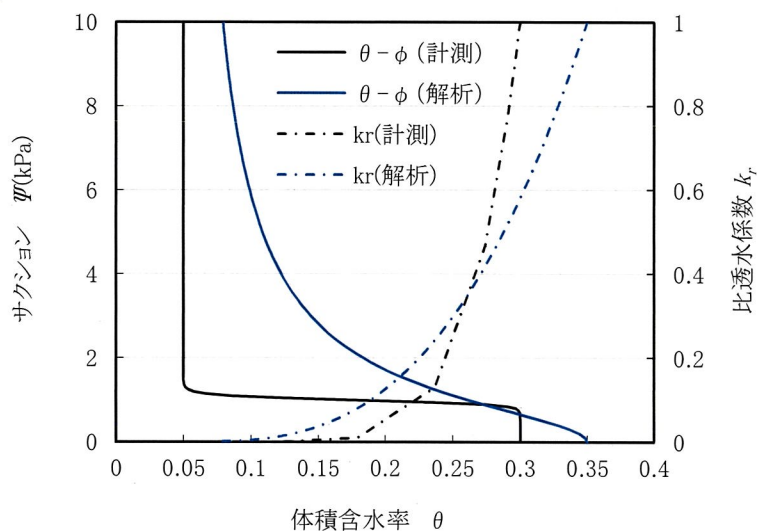


図 4.3.3 不飽和特性値

4.3.4 降雨量

図 4.3.4 に、解析の対象期間（2018 年 7 月 12 日～11 月 30 日）に現地で観測された日降雨量を示す。第 3 章で、長期的な降雨量と浸出水量の観測結果より、開放範囲から流入する降雨量は蒸発散を考慮しないと説明がつかない結果となった。そこで、蒸発散量を式 4.8～4.9 に示す月平均気温 T から可能蒸発散量を求める経験式であるソーンズウェイト法⁹⁸⁾を用いて算出した。ここでは、降雨日に日平均可能蒸発散量の水が蒸発散すると想定した。

$$E_d = \left(\frac{E_m}{M} \right) \quad (4.8)$$

$$E_m = 16M \left(\frac{10T}{It} \right)^\alpha \left(\frac{N}{12} \right) \left(\frac{1}{30} \right) \quad (4.9)$$

$$\alpha = (0.671It^3 - 77.1It^2 + 17920It + 492390) + 10^{-6}$$

$$\delta = 0.4093 \cos\{0.01689(D - 173)\}$$

$$\omega = \cos^{-1}(-\tan \varphi \tan \delta)$$

$$N = 24 \left(\frac{\omega}{\pi} \right)$$

$$It = \sum_1^{12} \left(\frac{T}{5} \right)^{1514}$$

ここに、 E_m ：月可能蒸発散量(mm/月)、 E_d ：日平均可能蒸発散量(mm/月)、 T ：月平均気温($^{\circ}\text{C}$)、 N ：月平均日照時間(h)、 M ：対象月の日数、 D ：1月1日からの通算日数、 φ ：対象地点の緯度(39.75)である。

図4.3.5にソーンズウェイト法により算出した蒸発散量を減じた、開放範囲（集水面積：約1,790 m^2 ）から流入する日浸透量を示す。解析では、この日浸透量を流入条件として設定した。

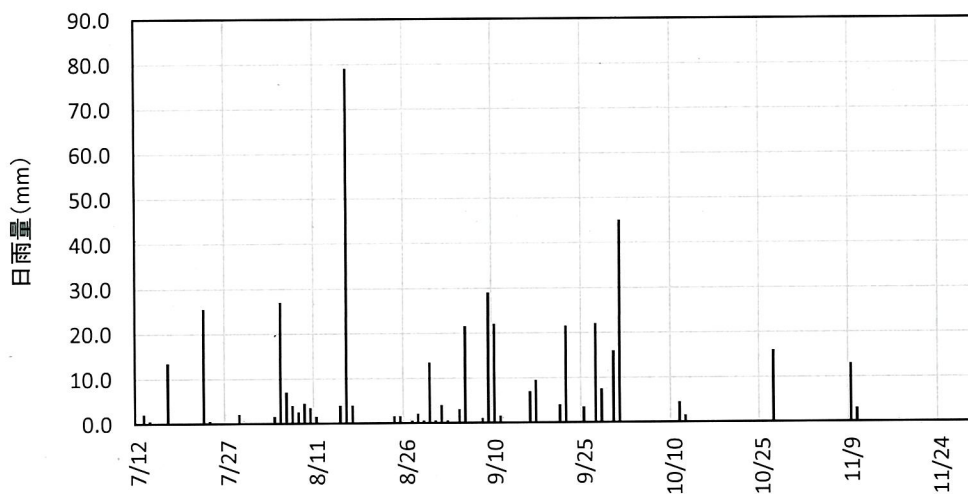


図 4.3.4 対象期間に現地で観測された日降雨量

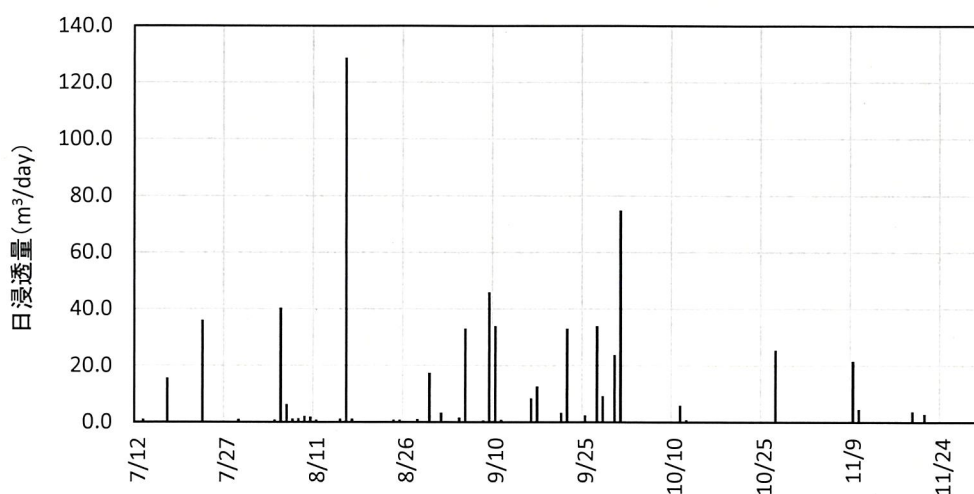


図 4.3.5 蒸発散量を減じた開放範囲から流入する日浸透量

4.4 浸出水の解析結果

4.4.1 浸透量と浸出量

図 4.4.1 に日流入量（浸透量）と日流出量（解析結果）の変化を示す。横軸の日数は 7 月 12 日からの通算日数を表している。流入量は降雨のあった日にのみ発生しているが、流出量は、流入に対して時間遅れが発生しており、平滑化した状態で変化していることが分かる。

例えば、37 日（8 月 16 日）に約 120m³/day の流入があるが、流出量は 40 日に増加（6.4m³/day）が見られ、約 3 日の遅れがあり、流量は 20 分の 1 程度である。その後は、流入のない期間も流出量は一定量の流出が継続しており、平滑化された変化を示している。この傾向は、61 日（9 月 9 日）や 83 日（10 月 1 日）にも見られる。この現象は、掘削ずり処分場の開放範囲から流入した浸透水が処分場全体に広がり、最終的に排水暗渠に集水される間に平滑化させていることを表していると考えられる。

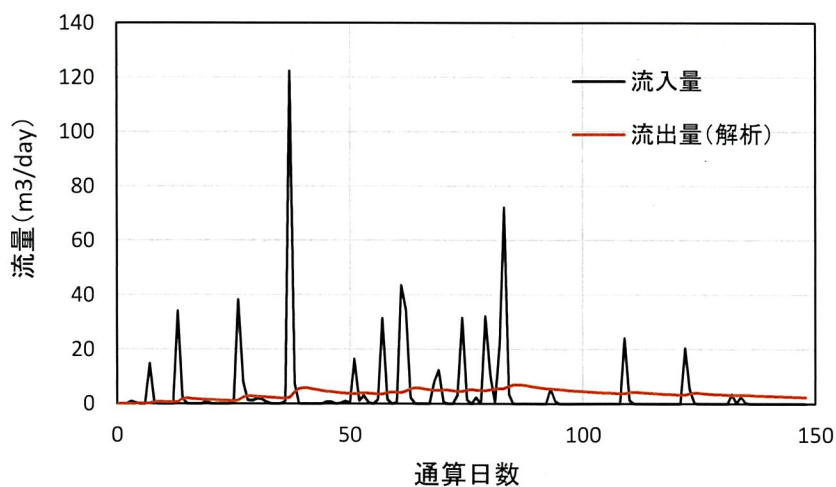


図 4.4.1 日流入量（浸透量）と日流出量（解析結果）の変化

図 4.4.2 に、現地で計測された浸出水量と流出量（解析）の比較を示す。降雨時に浸出水量や流出量が増加する傾向はよく一致している。しかし、解析結果の方は変化が緩やかであり、平滑化されている。

また、浸出水量は、通算日数 0 日の段階から浸出水が計測されている。これは、計測を開始した 7 月 12 日の段階で、既に掘削ずり処分場内に水が貯留されていることを示している。掘削ずりの埋立て途中での雨水の混入や、掘削ずり自体の含水量（総じて内部水と称す）が含まれていると考えられる。解析では、計測開始時点からの降雨量（浸透量）と浸出水の関係を評価しているため、内部水の影響は考慮されていない。

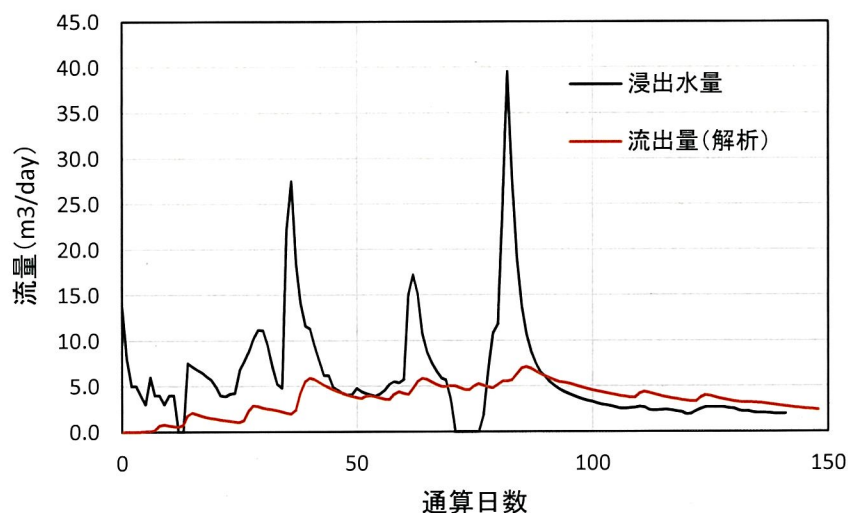


図 4.4.2 現地で計測された浸出水量と流出量（解析）の比較

図 4.4.3 に、現地で計測された浸出水量と流出量（解析）の累積量の変化を示す。また、この図には降雨量から推定された累積流入量についても比較のために記載した。

推定した累積流入量よりも累積浸出水量が常に多く、累積流入量の増加が小さくなっていく時期（通算 140 日）においても累積浸出水量の方が約 200m³ 多い。この結果から、明らかに内部水の影響が含まれていることが分かる。

一方、理論上は最終的には一致すべき累積流入量と累積流出量（解析）を比較すると、累積流入量の方が常に多く、通算 150 日付近でも約 100m³ の差が見られる。しかし、累積流出量の変化を見ると、増加傾向が継続しており、将来的には一致する可能性が窺える。この増加傾向は累積浸出水量にも見られることであり、時間的な遅れが計測結果からも確認できる。

このように、150 日後で累積浸出量（計測値）が累積流入量（計測値）よりも約 200m³ 多く、累積浸出量（計測値）は累積流出量（解析値）よりも約 300m³ 多い。また、150 日後においても累積浸出量（計測値）と累積流出量（解析値）は増加傾向にある。これらのことから、内部水は 300m³ 程度であると推測される。第 3 章では、内部水を 64m³ として

流入量と浸出水量の関係を推察し、おおむね説明ができるとしていたが、蒸発散量を考慮すると内部水はさらに多く見積もられる結果となった。

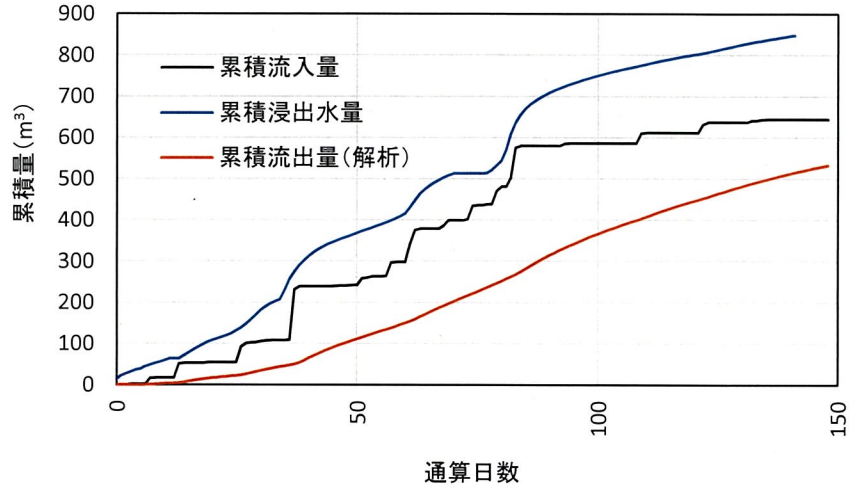


図 4.4.3 現地で計測された浸出水量と流出量（解析）の累積量の変化

4.4.2 内部水の検討

解析的に内部水の影響を評価するために、初期含水率を残留含水率 θ_r よりも大きく設定することを検討した。解析の手順としては、初期全水頭をパラメトリックに設定して内部水量の検討を行う。なお、処分場内部は均一と仮定して、全域で同じ初期全水頭を設定する。

図 4.4.4 と図 4.4.5 に、初期全水頭を $h_0 = -1\text{m}$, $h_0 = -2\text{m}$, $h_0 = -3\text{m}$ に設定した場合の流出流量と累積流出量の変化を示す。150 日後には流出量流量はほぼ無くなり、累積量はほぼ一定値に収束している。初期全水頭を $h_0 = -1\text{m}$ とした場合の累積流出量は約 300m^3 であることから、解析的な検討としては $h_0 = -1\text{m}$ と仮定する。

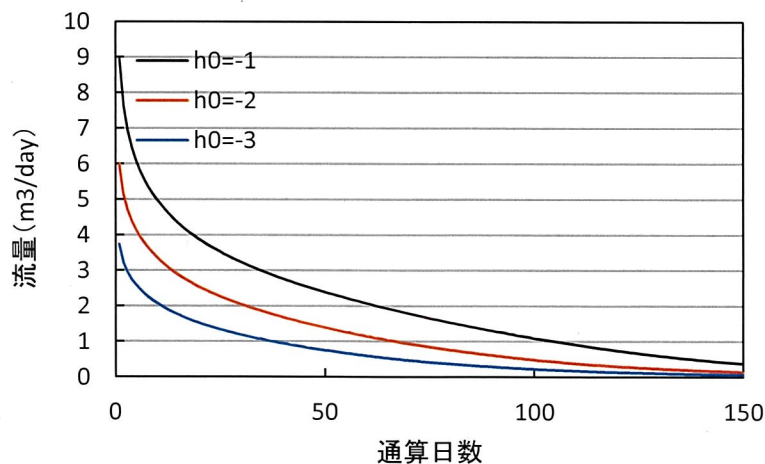


図 4.4.4 初期全水頭を $h_0 = -1\text{m}$, $h_0 = -2\text{m}$, $h_0 = -3\text{m}$ に設定した場合の流出流量の変化

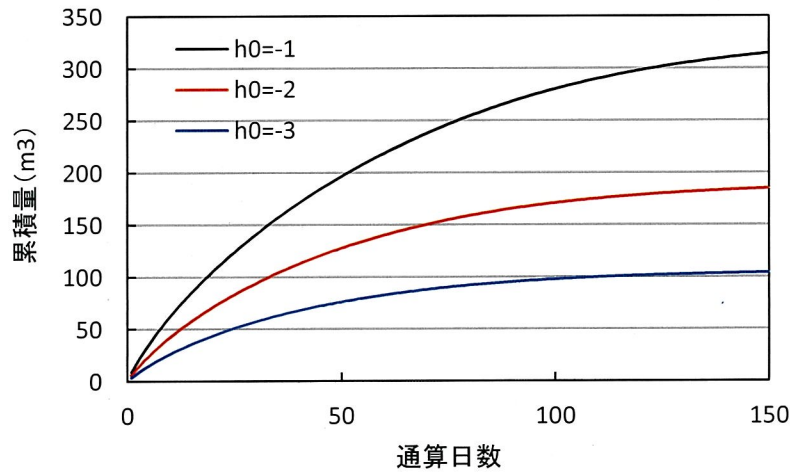


図 4.4.5 初期全水頭を $h_0 = -1\text{m}$, $h_0 = -2\text{m}$, $h_0 = -3\text{m}$ に設定した場合の累積流出量の変化

4.4.3 内部水を考慮した水収支の解析

図 4.4.6 に、浸出水量（計測値）と内部水を考慮した場合と考慮しない場合の流出量（解析値）の比較を示す。解析で内部水を考慮することで、通算日数の初期の段階から浸出水量の変化を評価できていることが分かる。また、図 4.4.7 に、計測による累積の流入量と浸出水量と内部水を考慮した場合と考慮しない場合の累積流出量の比較を示す。内部水を考慮することで累積浸出水量（計測）を一定評価できていることが分かる。ただし、集中的に降雨があった場合（破線で図示）などに差異が生じている。この原因として、解析では均一な一様流を想定しているが、実現象では場所によるばらつきがあり、降雨量が多いときは局所的な流れが卓越している可能性が考えられる。

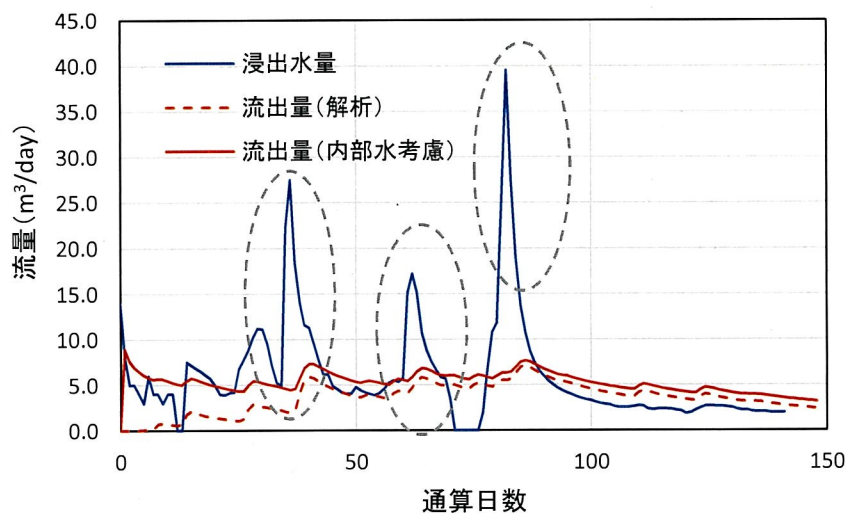


図 4.4.6 浸出水量（計測値）と内部水を考慮した場合と考慮しない場合の流出量（解析値）の比較

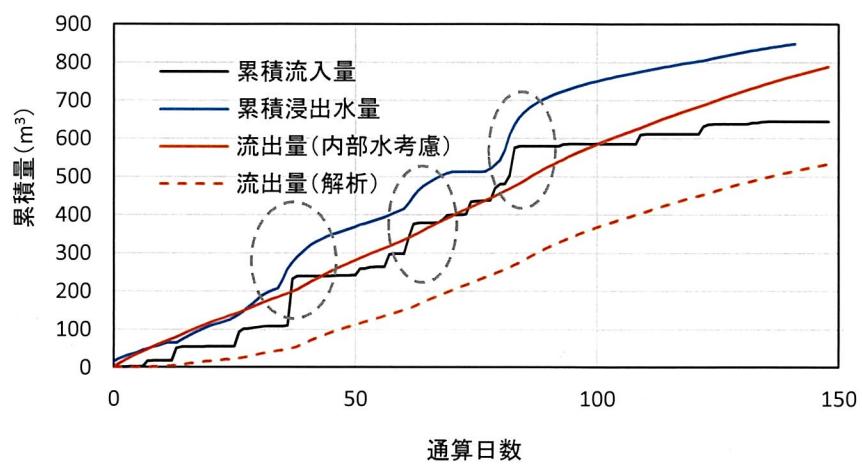


図 4.4.7 計測による累積流入量と浸出水量と内部水を考慮した場合と考慮しない場合の累積流出量の比較

4.4.4 全水頭の分布

図 4.4.8 に中央断面における通算日数ごとの全水頭の分布の変化を示す。40 日後と 80 日後は特に雨量が特に雨量が多いために全水頭が増加している。

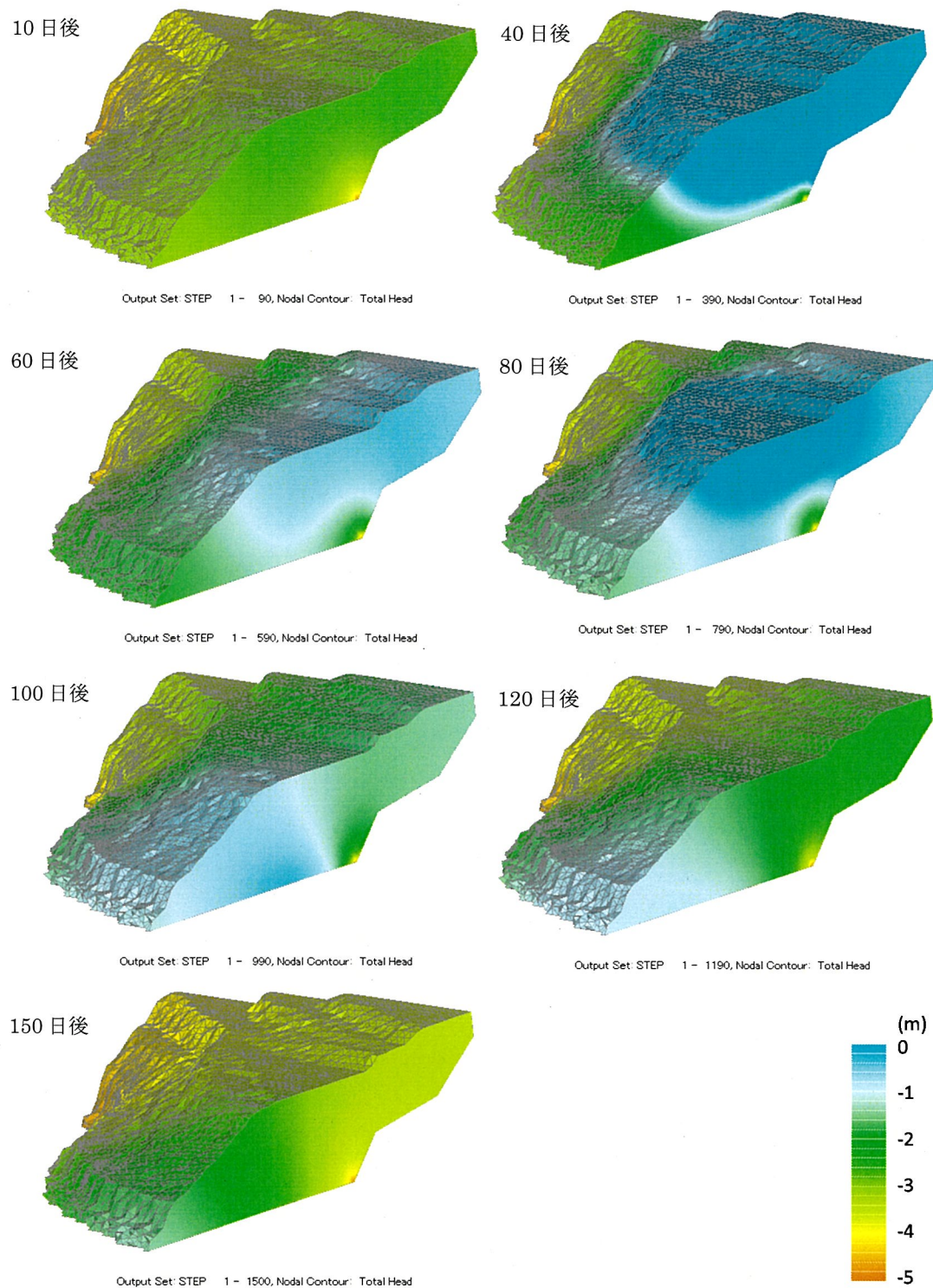


図 4.4.8 全水頭コンターの経時変化

4.4.5 流速分布

図 4.4.9 に中央断面における通算日数ごとの圧力水頭の分布の変化を示す。40 日後と 80 日後には降雨によって開放面からの流速が多くなっており、その他の時期は排水暗渠付近に地下水が集まることで流速が大きくなっている状況が確認できる。

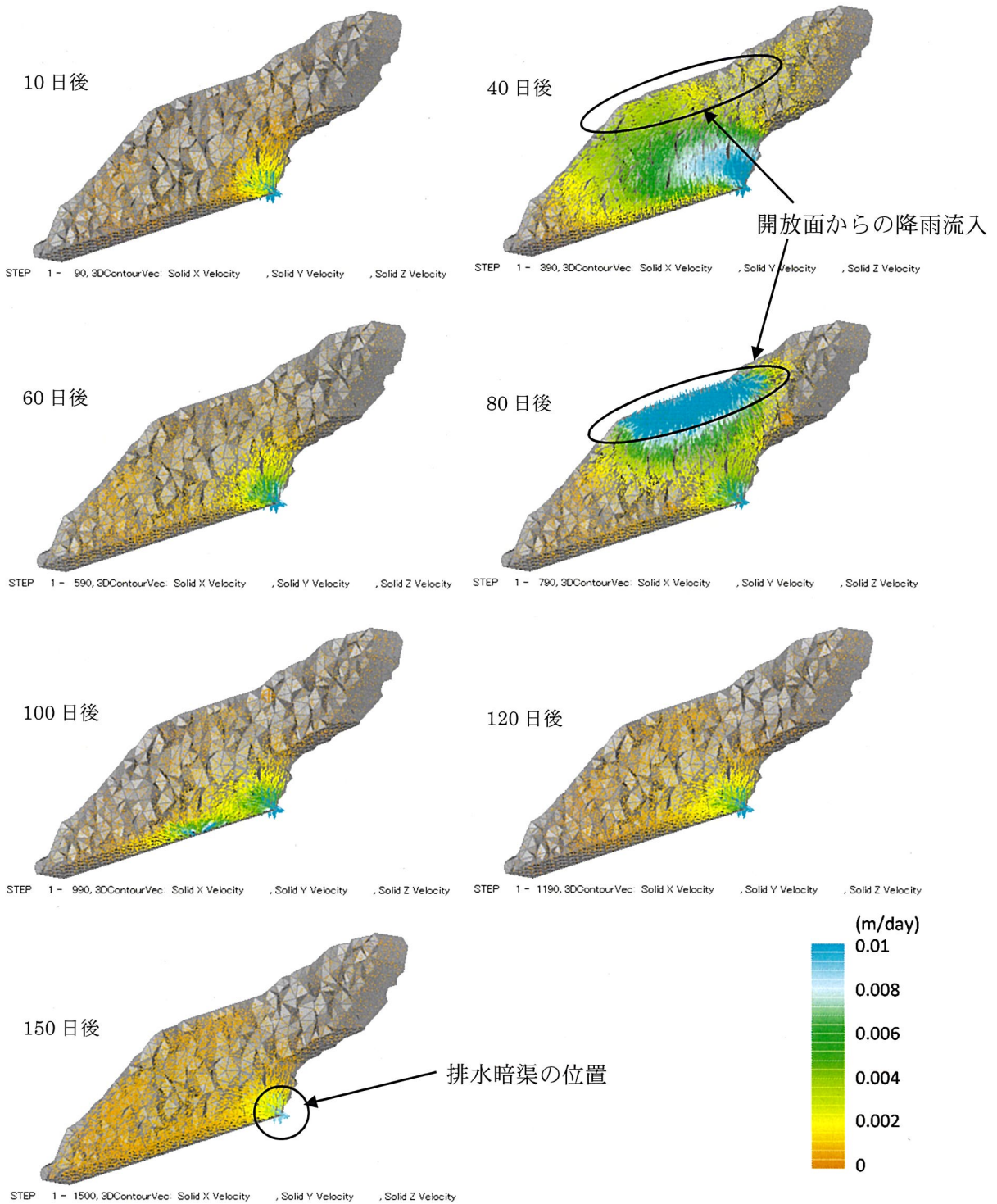


図 4.4.9 流速ベクトルの経時変化

4.4.6 体積含水率の分布

図 4.4.10 に中央断面における体積含水率の分布の変化を示す。含水率の範囲は 0.05～0.06 にあり、特に大きな変化は見られない。降雨浸透に伴って底面部で徐々に含水率が上昇している。120 日以降は降雨が少ないので排水暗渠付近から含水率の低下が見られる。

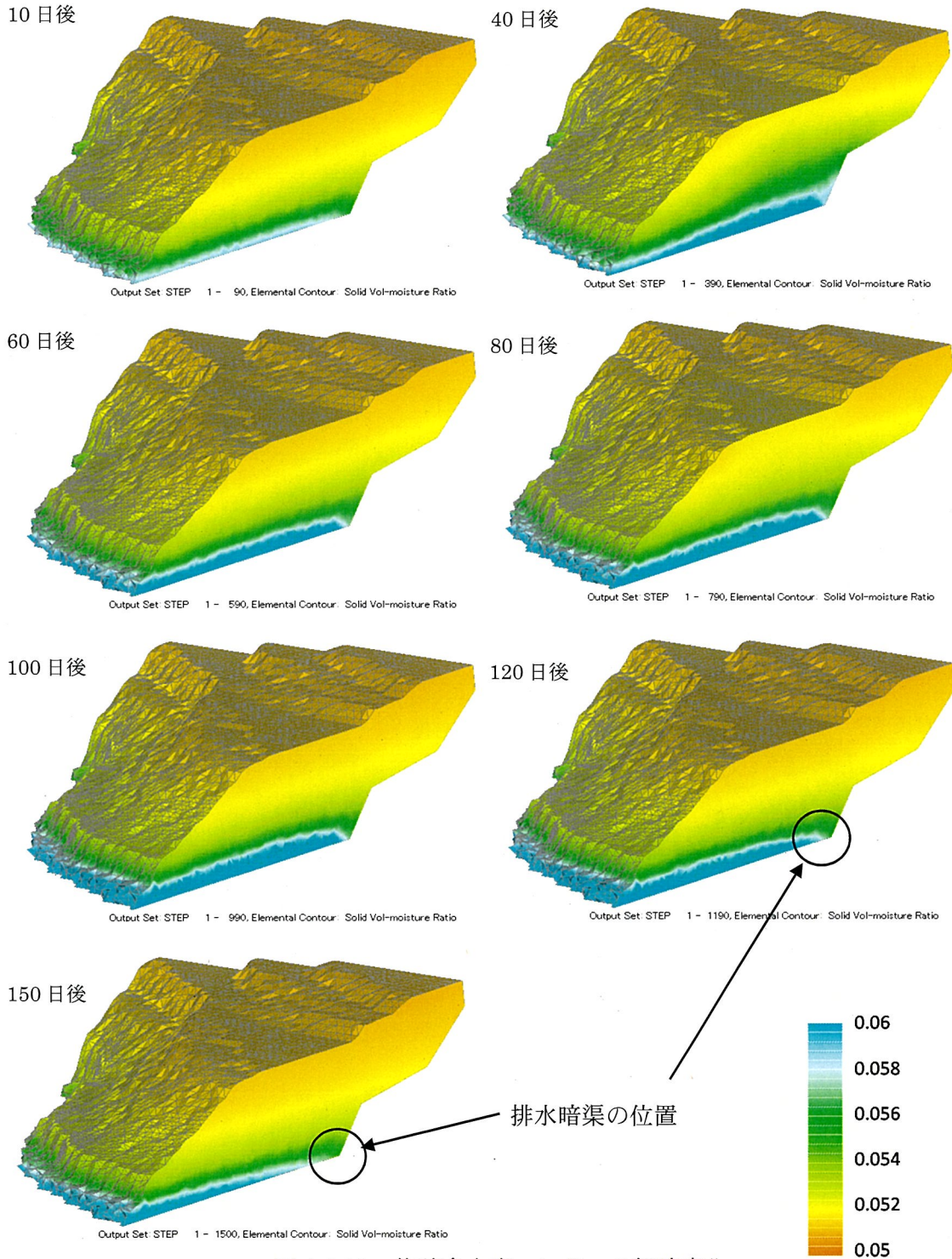


図 4.4.10 体積含水率コンターの経時変化

4.5 砒素の移流分散解析

4.5.1 放流水の水質分析

図 4.5.1 には放流水の砒素濃度の水質分析の結果を示す。7 月分の分析結果を除くと、徐々に濃度が高くなる傾向が見られるが、いずれも排水基準値 (0.1mg/L) 以下である。

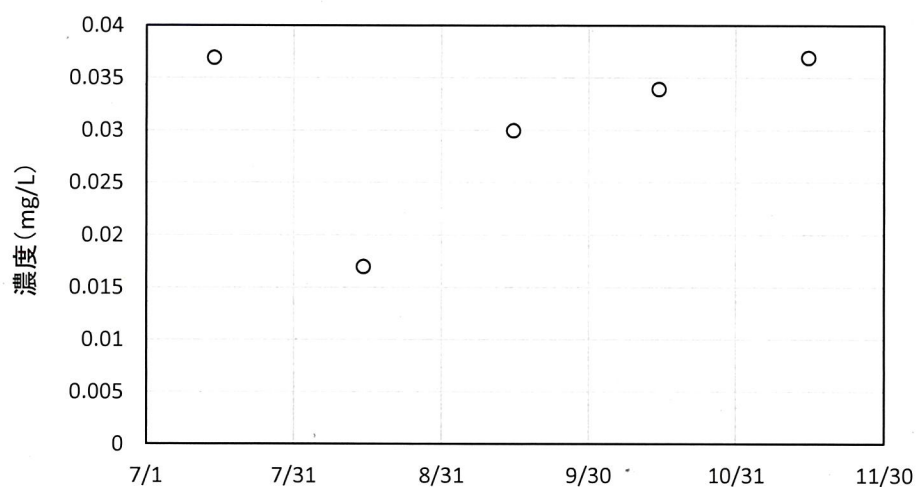


図 4.5.1 放流水の砒素濃度

4.5.2 現場における溶出試験

表 4.5.1 に、掘削ずり処分場内の 5 箇所ボーリング試料 (158 体) の溶出試験結果を示す。平均値としては、0.01mg/L となっている。この溶出試験は 1 体 25g の試料から超純水 250mL に溶出させた結果である。解析では、平均の 0.01 mg/L を基準とし岩石からの溶出量を算定する。

表 4.5.1 砒素の溶出試験結果

	平均値(mg/L)	標準偏差	変動係数
原地盤	0.008	0.008	1.000
ボーリングコア	平均	0.010	0.004
	B1	0.015	0.007
	B2	0.009	0.002
	B3	0.009	0.004
	B4	0.007	0.003
B5	0.010	0.006	0.600

4.5.3 単位溶出流量の算定

解析に必要なデータとしては、式 4.6 に示す単位体積あたりの溶出流量 q (mg/L/day などの溶出速度) である。溶出試験結果による全溶出量 W (mg/L) は次式で表される。ここで、 γ はずりの単位体積重量である。

$$W = \frac{0.250(\text{L}) \times 0.01(\text{mg/L})}{25(\text{g})} \times \gamma \quad (4.10)$$

ずりの単位体積重量を $\gamma=2.0\text{g/cm}^3$ (=2000g/L) と仮定すると、

$$W = \frac{0.250(\text{L}) \times 0.01(\text{mg/L})}{25(\text{g})} \times 2000(\text{g/L}) = 0.2(\text{mg/L}) \quad (4.11)$$

本来、この全溶出量 W から溶出流量 q を算定するためには、ずりを粉砕させない自然冠水の状態 で溶出する砒素重量を推定する必要があり、同様の条件で実施する溶出試験が必要である。今回現場で採取した試料の溶出試験は公定法を用いて試験しており、ずりを 2mm 以下に粉砕した試料で行っている。そのため、実際の状況に近い自然冠水と比べると砒素が溶出しやすい状況といえる。

ここでは、仮に 50 日間の自然冠水で全溶出量が溶出するものと仮定して、次式によって溶出流量を設定する。また、この溶出流量 (溶出速度) は解析領域全体で同じ値であると仮定する。

$$q = \frac{W}{50} = \frac{0.2}{50} = 0.004 (\text{mg/L/day}) \quad (4.12)$$

4.5.4 浸出水の砒素濃度

図 4.5.2 に放流水の砒素濃度について解析結果と測定結果を示す。解析結果は、式 4.12 で仮定した溶出流量を用いて求められた放流口節点 (図 4.3.2 参照) の濃度であり、溶出流量は式 4.7 の係数を $a=1$, $b=1$ としている。また、浸透流解析では、内部水の水量を 300m³ と仮定した結果を採用している。

測定値の 3 日の値を除くと、徐々に砒素濃度が上昇する傾向は再現できている。数値的には差異があるが、解析では溶出流量を仮定しているため、今後のカラム試験などで溶出流量のデータが取得できれば、詳細な検証ができるものと考えている。

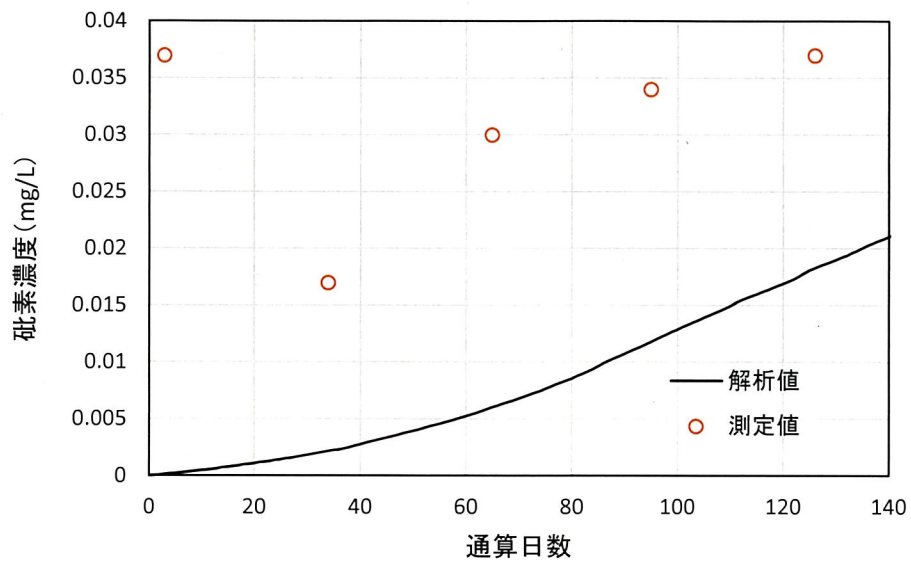


図 4.5.2 放流口濃度の比較

4.5.5 砒素の濃度分布

図 4.5.3 に砒素の濃度分布の変化を示す。日数の経過とともに浸出水の浸透に伴って砒素濃度が上昇する。特に底面部の濃度が上昇しており、比較的高濃度の領域は底面付近に集中していると考えられる。

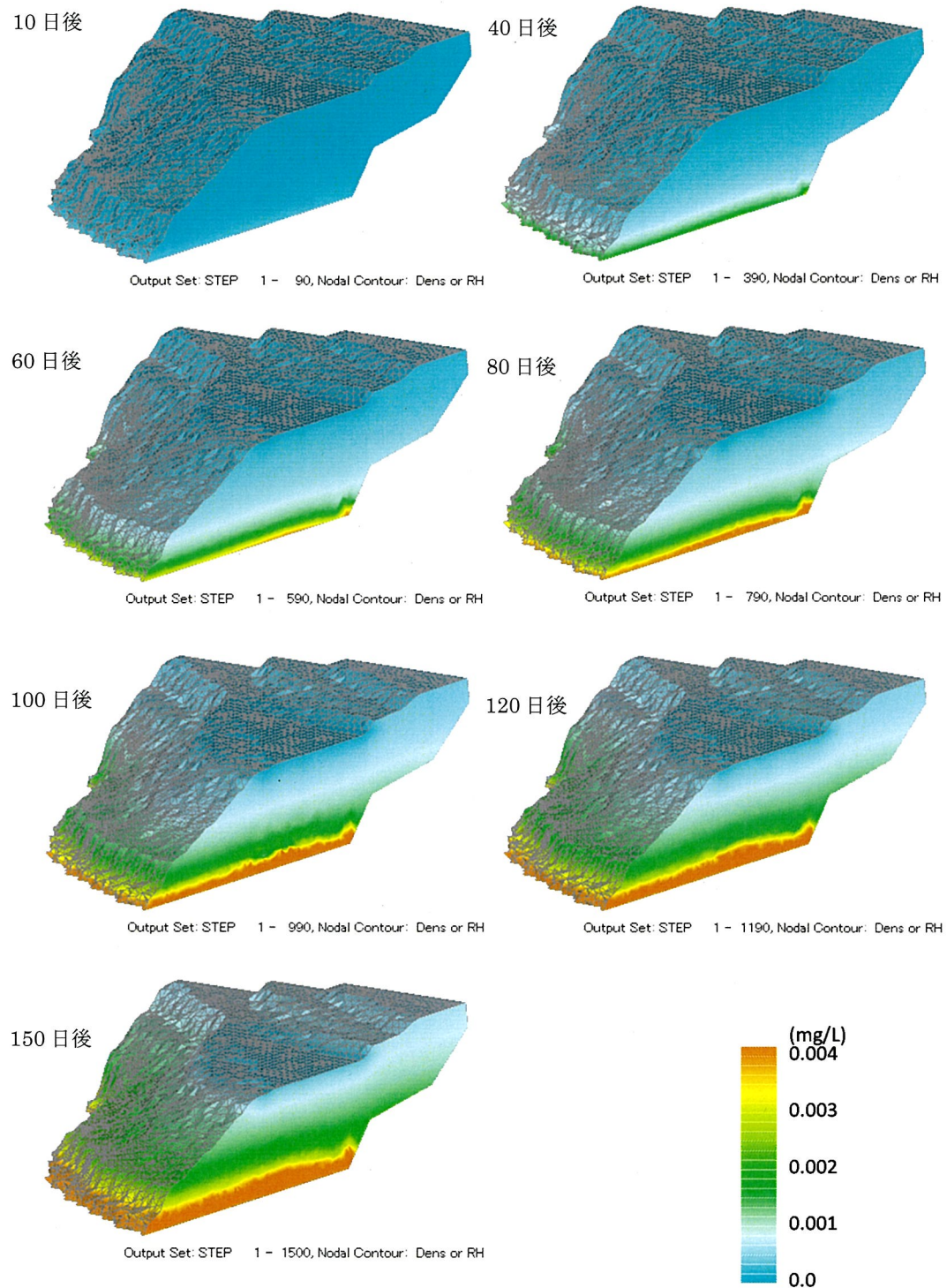


図 4.5.3 砒素濃度のコンター

図 4.5.4 に中央断面の YZ 断面の底面部の濃度分布の変化を示す。Y 座標の 10m が排水暗渠の位置である。10 日後では一様に低濃度であるが、日数の経過とともに濃度が上昇し、排水暗渠位置の濃度が約 0.015mg/L であるのに対して、最も離れた地点では約 0.025mg/L と高くなっている。

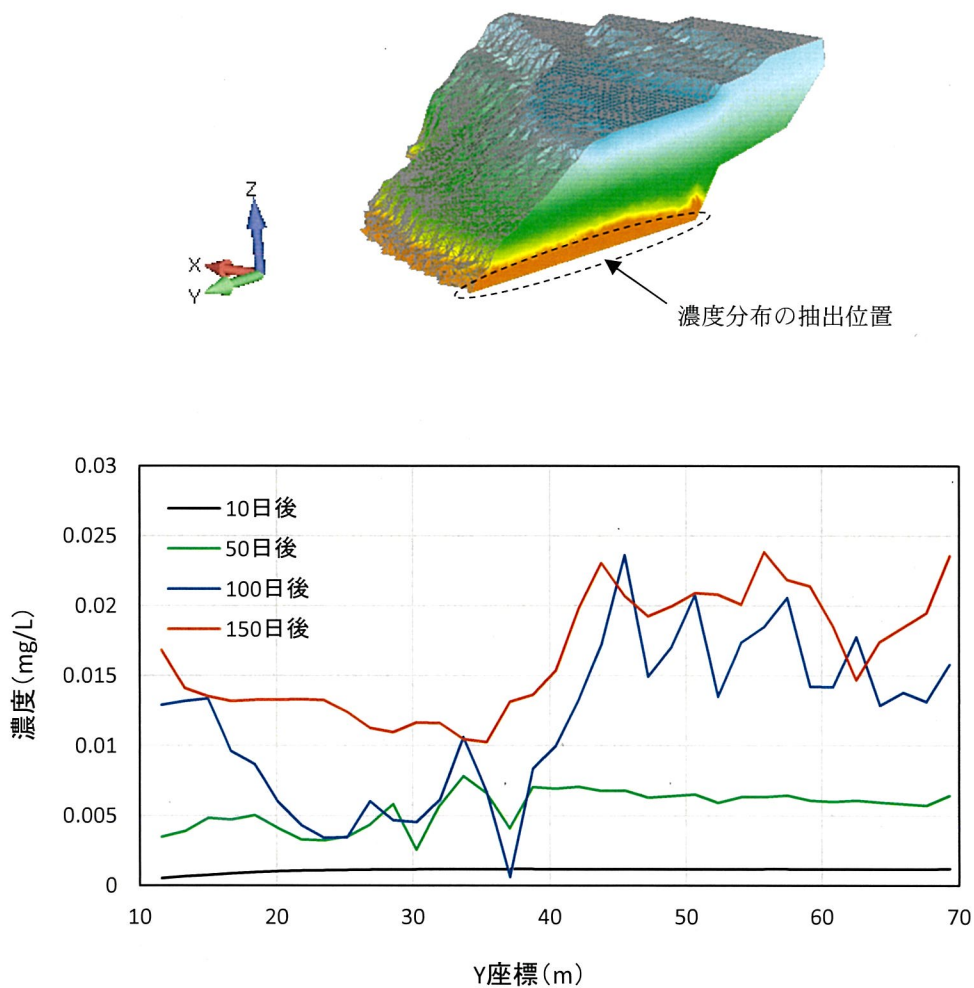


図 4.5.4 YZ 断面の底面濃度分布

図 4.5.6 と図 4.5.7 に図 4.5.5 のボーリング孔付近の砒素濃度の鉛直分布を示す。縦軸は処分場の底面からの高さを示している。高さ 5m 以上では極めて濃度が低く、高さ 5m 以下から濃度が高くなるなど、ボーリング位置による差異はあまり見られない。

また、図 4.5.8 と図 4.5.9 にはボーリング孔付近の体積含水率の鉛直分布を示す。縦軸は処分場の底面からの高さを示している。残留体積含水率 $\theta_r=0.05$ としているので、0.05 が最小値となる。傾向としては日数の経過とともに含水率は上昇しているが、高さ 5m 以上の上昇は極めて小さく、主に底面付近の含水率が上昇している。また、150 日後は降雨が少ないことが反映されて、含水率は低下している。

本解析では、式 4.7 で溶出流量 ($a=1, b=1$) を設定している。この体積含水率の分布を見ると、砒素の溶出は主に底面付近でのみ溶出していることになり、溶出量を過小評価している可能性がある。

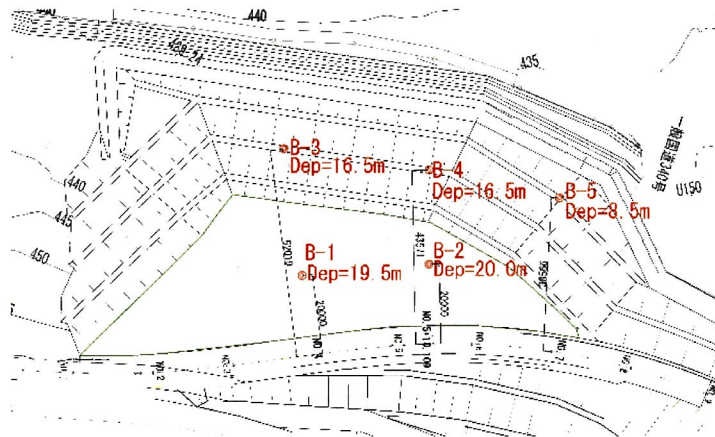


図 4.5.5 ボーリング孔の配置

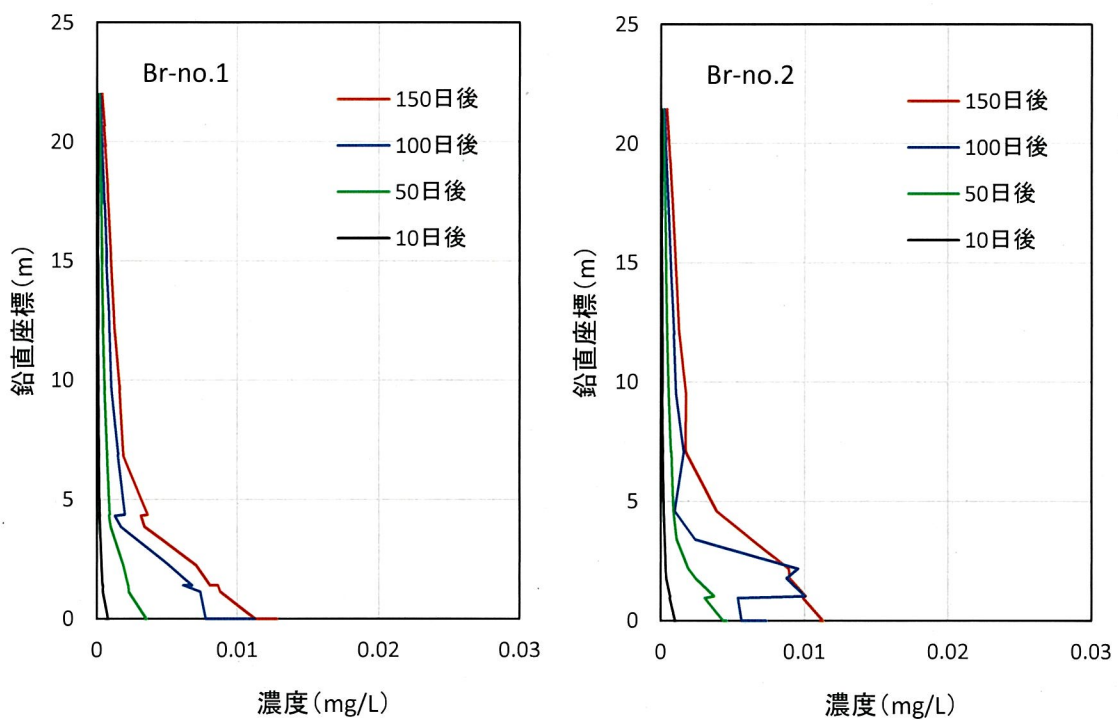


図 4.5.6 砒素濃度の鉛直分布 (その1)

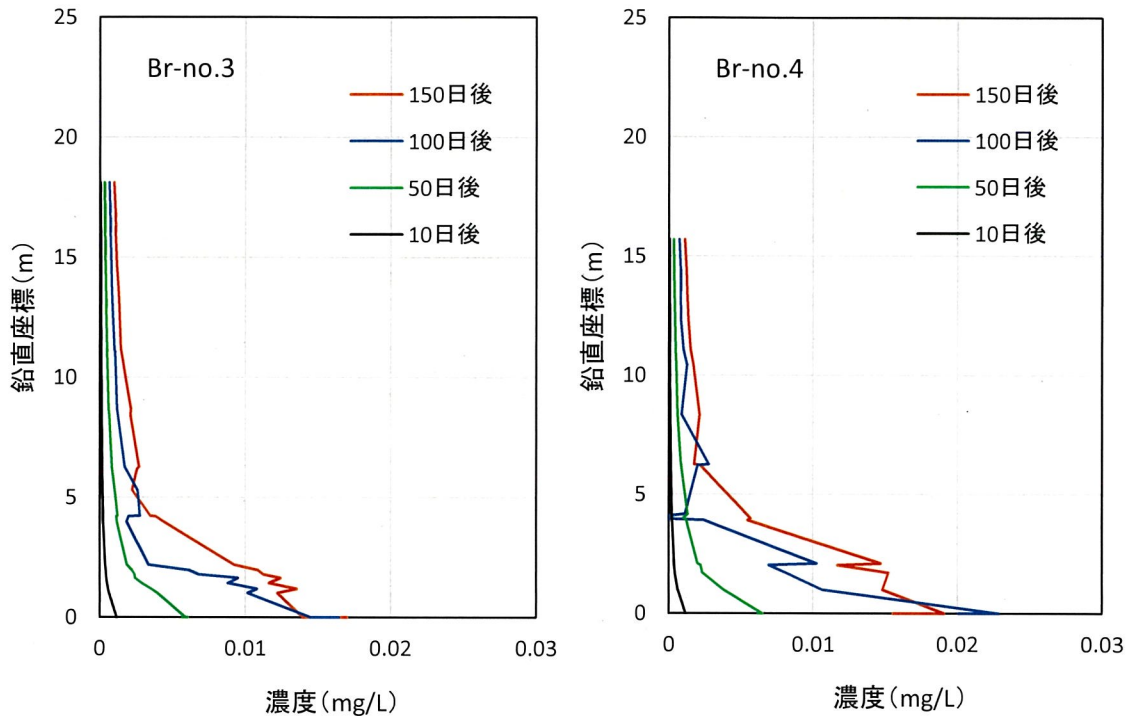


図 4.5.7 砒素濃度の鉛直分布 (その2)

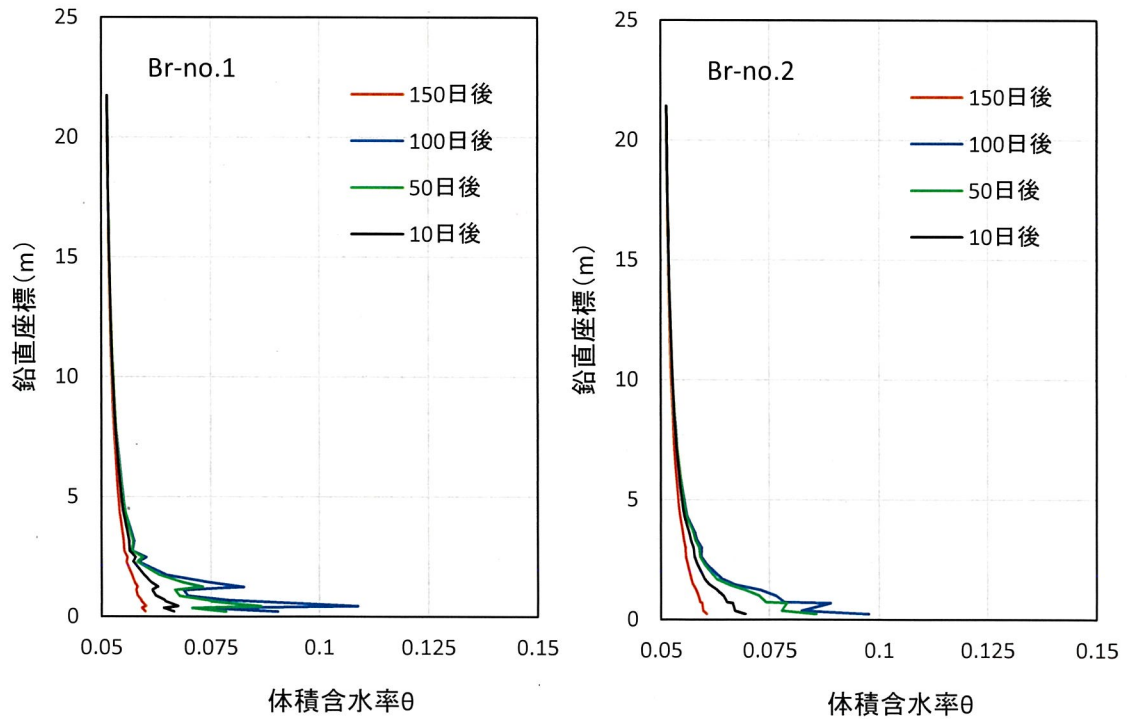


図 4.5.8 体積含水率の鉛直分布 (その1)

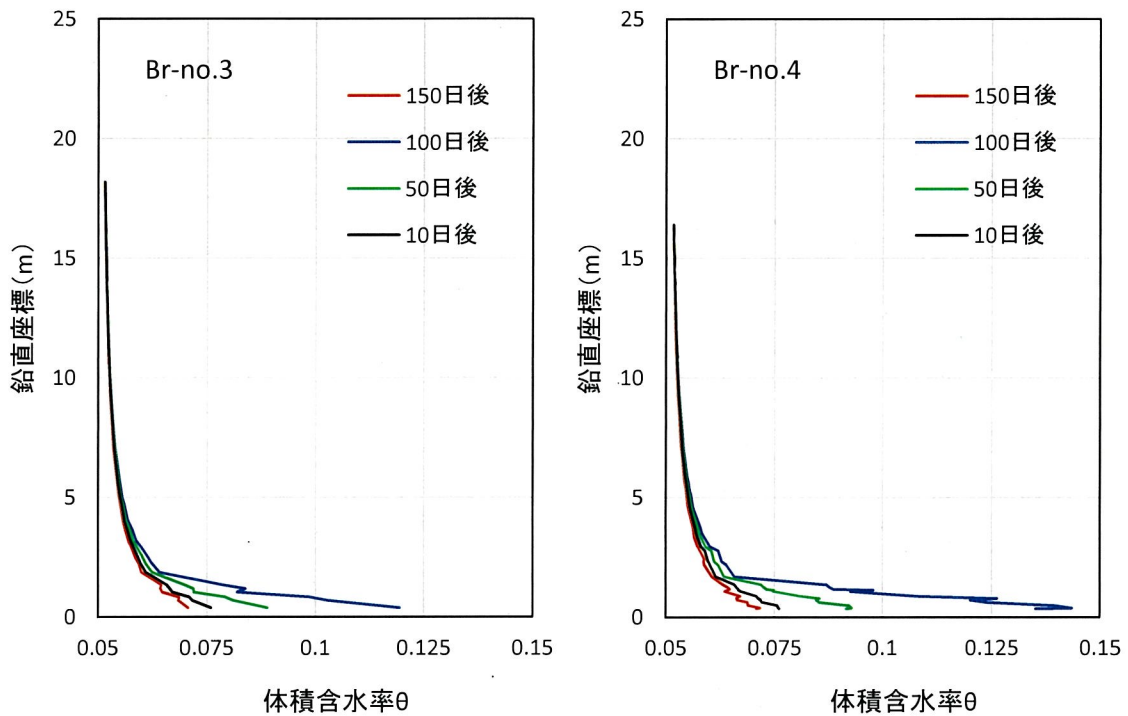


図 4.5.9 体積含水率の鉛直分布（その2）

図 4.5.10 と図 4.5.11 には、放流水に含まれる砒素流量 (mg/day) と積算砒素量 (mg) の日変化を示す。計測値の砒素流量は放流水の砒素濃度 (図 4.5.2 参照) に浸出水量 (図 4.4.2) を乗じて計算上で流出する砒素量を求めたものであり、積算砒素量はそれを積算したものである。なお、計測値の 7 月の値 (0.037mg/L) は特異な値と考えられるので除外している。なお、解析値はそれぞれ流出境界 (節点) で求められた値を示している。

流出量の計測値では、特に降雨量を反映した結果となっているが、解析結果は平滑化された結果となっている。積算流出量は、図 4.5.2 にも示したように、解析値が仮定の溶出流量を用いているために計測値との差異が見られるので、今後の詳細な要素試験が重要となる。

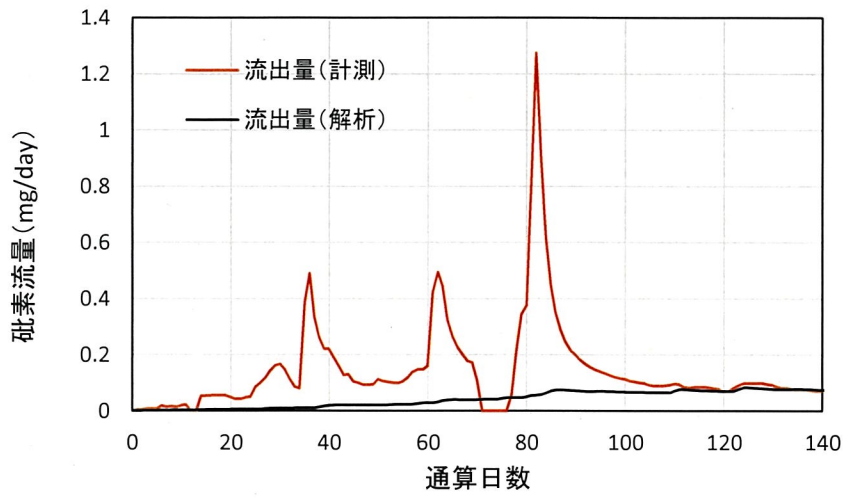


図 4.5.10 砒素流出量の変化

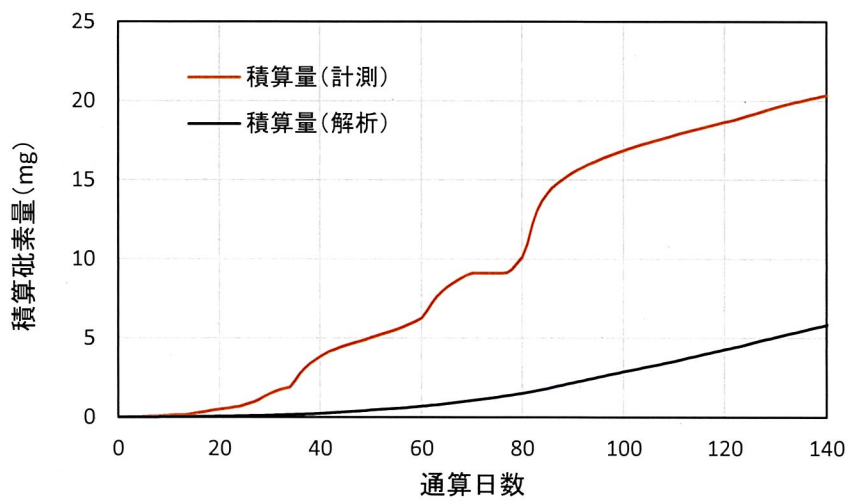


図 4.5.11 砒素の積算流出量の変化

4.6 再現解析

前述までの解析結果では、浸透流解析と移流分散解析で測定値を十分には評価できていないことが分かる。ここでは、透水係数や不飽和パラメータ、溶出係数を見直して測定値を再現することを試みた。表 4.6.1 には、浸透流解析に用いた物性値を示す。降雨量が一時的多い時期に浸出量が速やかに増加したことから、想定よりも透水性が高いと考えられる。透水係数を 10 倍とし、総浸出量を見直すために初期全水頭を $H_0 = -3\text{m}$ とした。不飽和パラメータは変更していない。また、砒素の溶出を過小評価していることが考えられるため、式 4.7 の溶出流量の係数を $a=0.8$, $b=0.5$ として解析を行った。

表 4.6.1 透水係数と不飽和パラメータ (再現解析)

	k_0 (10^{-1}cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s	H_0 (m)
解析用	2.0	2	10	3	0.05	0.35	-3

4.6.1 浸透流解析

図 4.6.1 に浸出流量の測定値と解析値の比較を示す。図 4.4.6 と比較して、一時的に降雨量が多い時期に浸出量が増加する傾向が良く再現できているのが分かる。

図 4.6.2 に累積流入量 (測定値) と累積浸出量 (測定値), 累積流出量 (解析値) の比較を示す。図 4.4.7 と比較して、この結果も一時的に降雨量が多い時期に累積量が増加する傾向が解析でも再現できている。総量においても浸出量 (測定値) を解析で良く再現できしており、内部水の評価が適切であると考えられる。

また、図 4.6.3 と図 4.6.4 にはボーリング孔付近の体積含水率の分布を示す。図 4.5.8 や図 4.5.9 と比較して体積含水率に大きな差異はないが、底面付近のばらつきがなく安定的な結果が得られている。

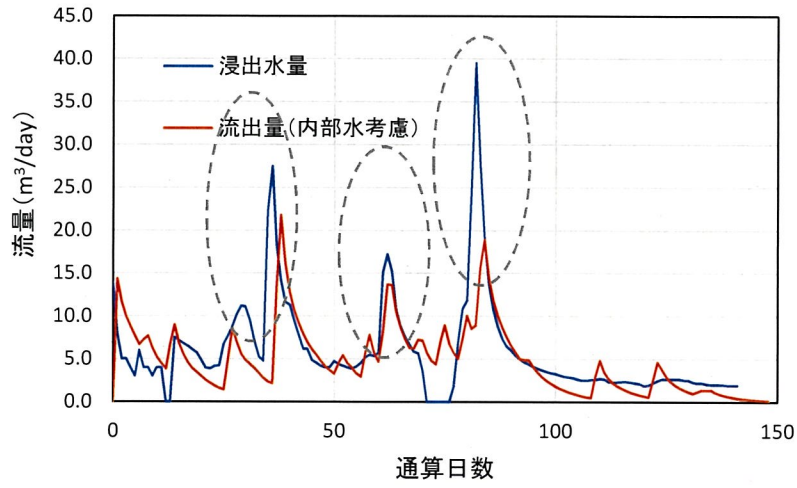


図 4.6.1 浸出水量と流出量の変化

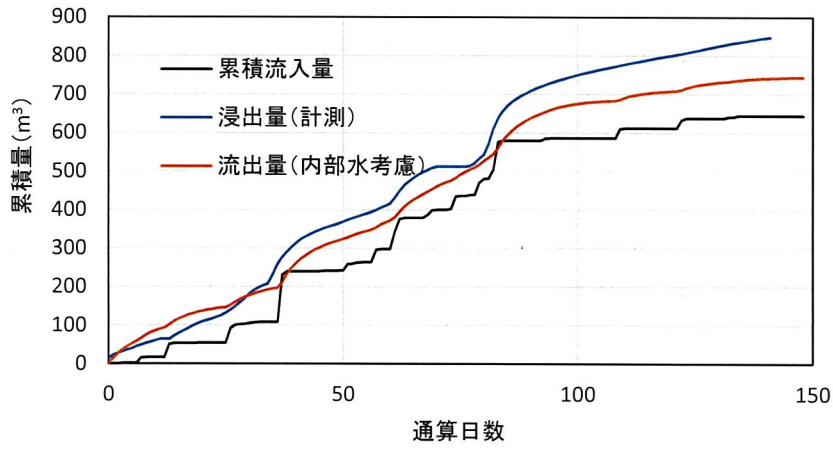


図 4.6.2 累積流入量と累積浸出水量の変化

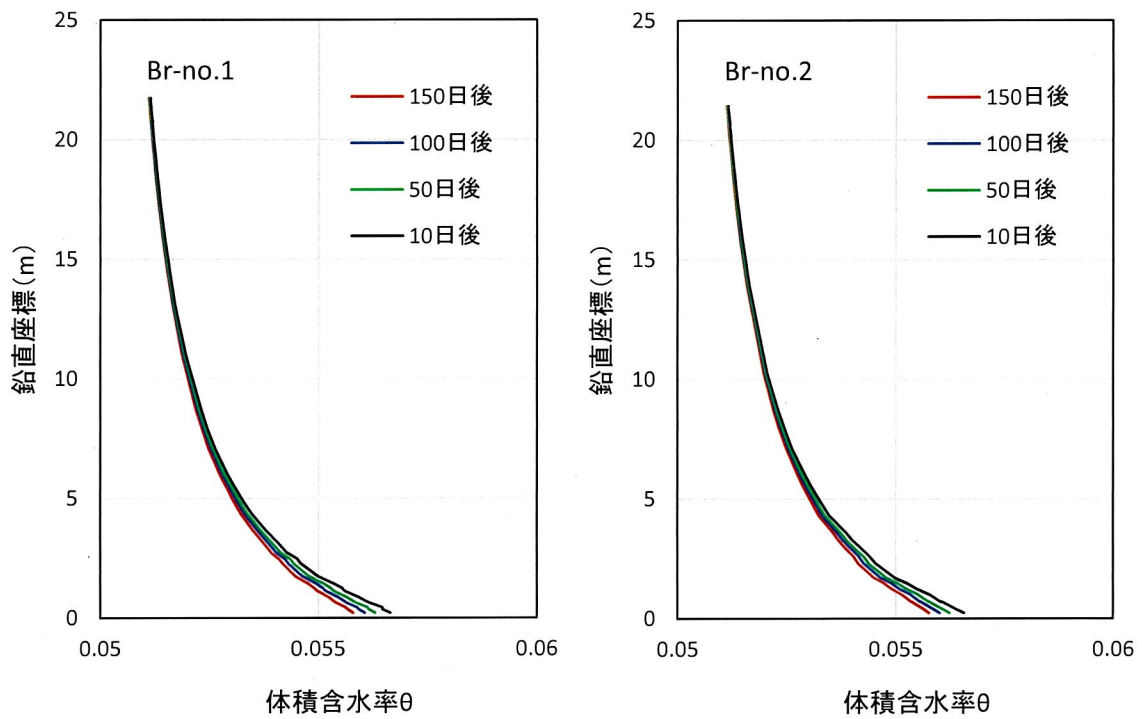


図 4.6.3 体積含水率の鉛直分布 (その 1)

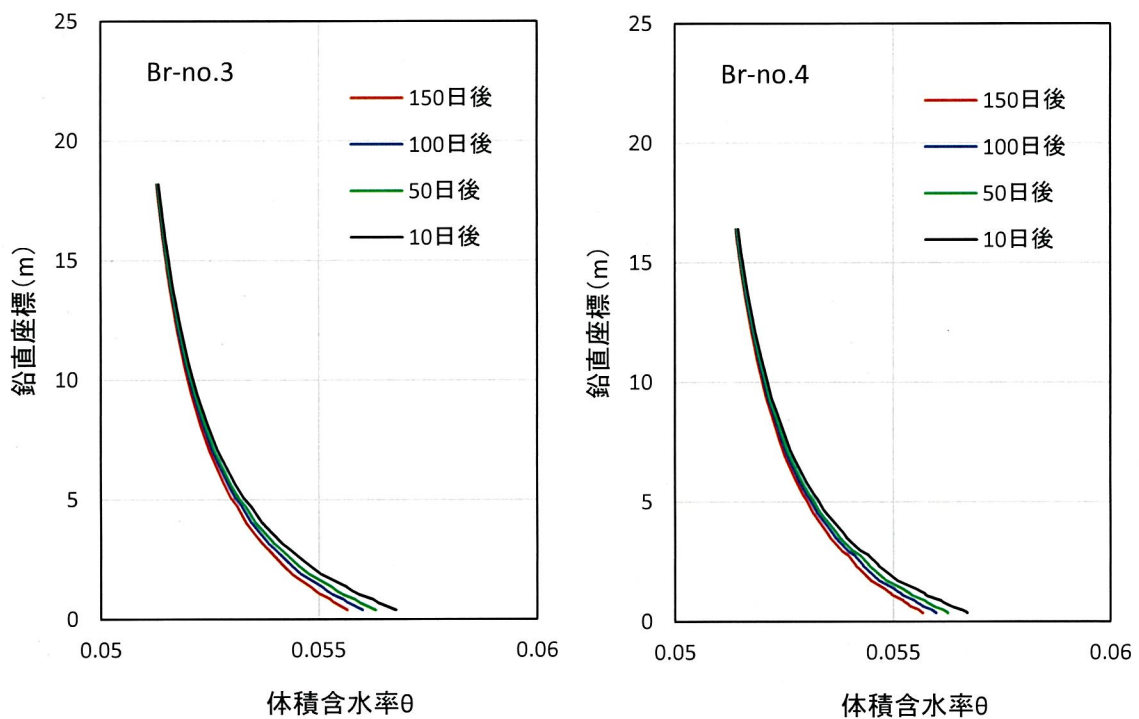


図 4.6.4 体積含水率の鉛直分布 (その 2)

4.6.2 砒素濃度の移流分散解析

図 4.6.5 には放流水の砒素濃度について解析結果と測定結果を示す。解析結果は放流口の節点（図 4.3.2 参照）の濃度である。図 4.5.2 と比較すると、砒素濃度が徐々に増加して、通算日数の 100 日以降はやや濃度増加が緩やかになる傾向が再現できている。

図 4.6.6 には、測定値から求められる計算上の砒素流出量と解析値の比較を示す。図 4.5.10 と比較して、降雨量が一時的に増加する時期に流出量が増加する傾向が良く再現できている。図 4.6.7 には積算砒素量の比較を示す。図 4.5.11 と比較してこの結果も解析値で良く再現できていることが分かる。このように、溶出流量の係数を適切に評価できれば一定の評価が可能であることを示している。

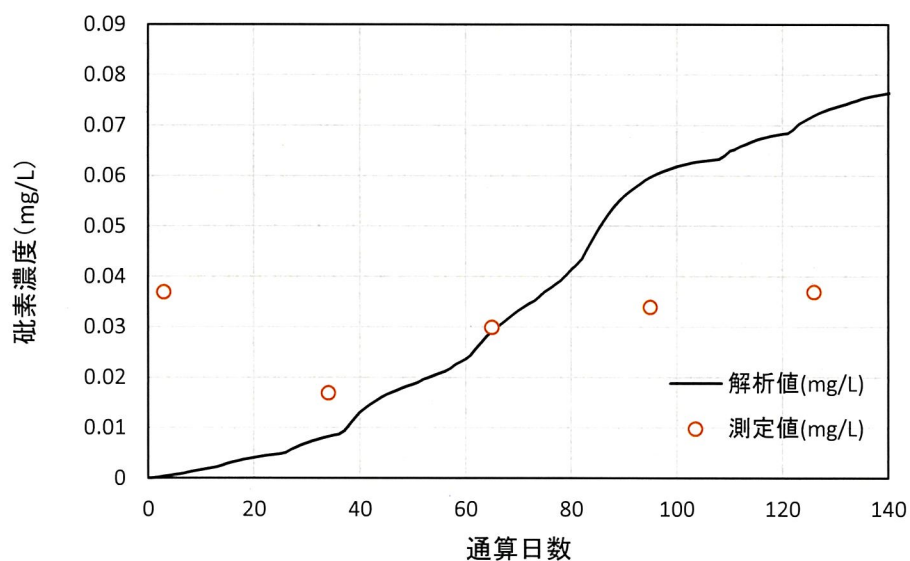


図 4.6.5 放流口濃度の比較

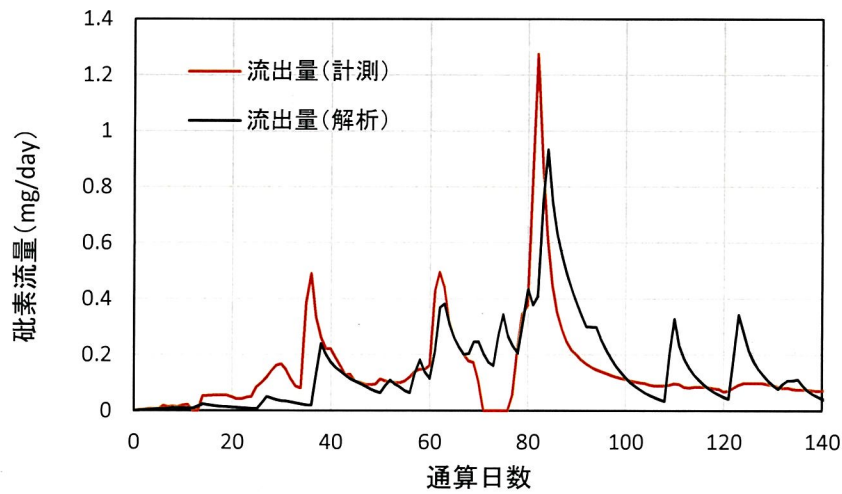


図 4.6.6 砒素流出量の変化

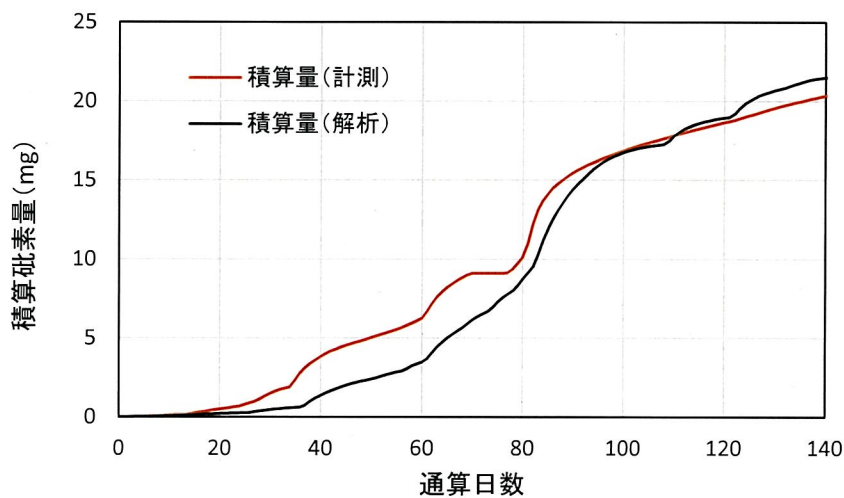
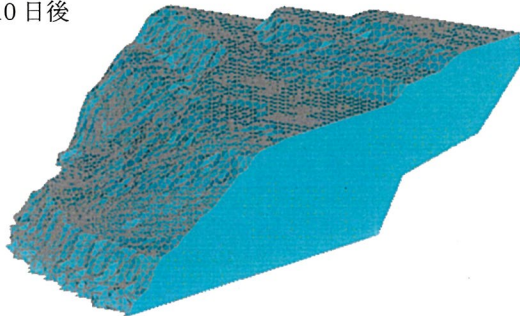


図 4.6.7 積算砒素流出量の変化

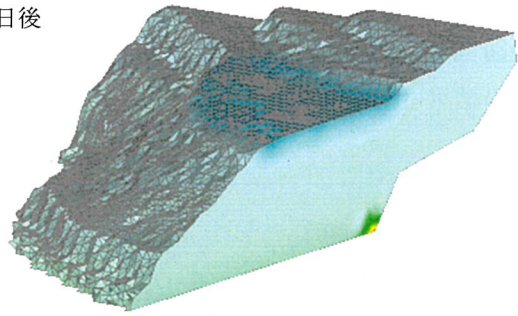
図 4.6.8 に砒素の濃度分布の変化を示す。日数の経過とともに浸出水の浸透に伴って砒素濃度が上昇する。図 4.5.3 と比較して、溶出流量の係数を見直すことで、砒素の溶出が底面付近に集中せず広い範囲で溶出し、排水暗渠付近に高濃度域が集中する結果となっている。

10 日後



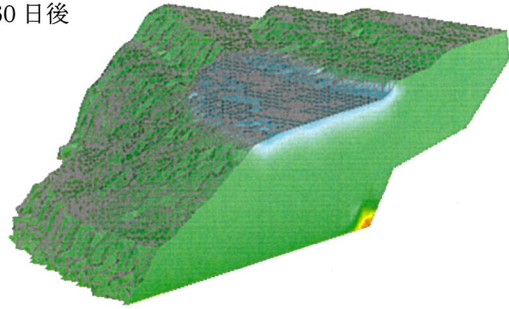
Output Set: STEP 1 - 90, Nodal Contour: Dens or RH

40 日後



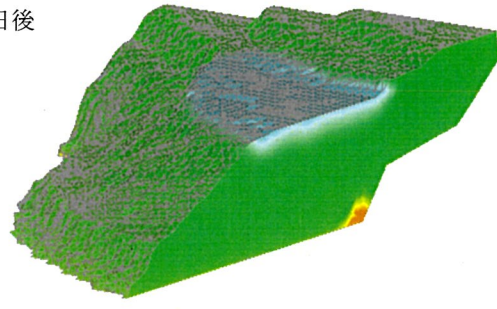
Output Set: STEP 1 - 390, Nodal Contour: Dens or RH

60 日後



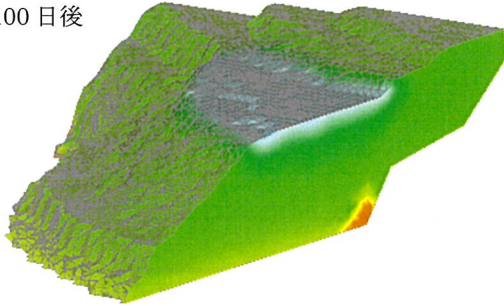
Output Set: STEP 1 - 590, Nodal Contour: Dens or RH

80 日後



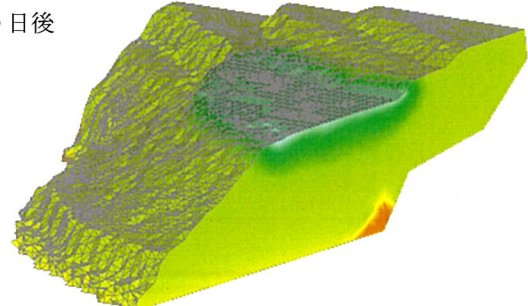
Output Set: STEP 1 - 790, Nodal Contour: Dens or RH

100 日後



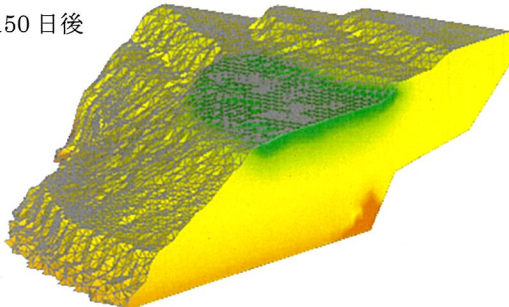
Output Set: STEP 1 - 990, Nodal Contour: Dens or RH

120 日後



Output Set: STEP 1 - 1190, Nodal Contour: Dens or RH

150 日後



Output Set: STEP 1 - 1500, Nodal Contour: Dens or RH

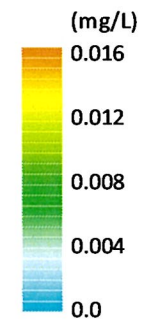


図 4.6.8 砒素濃度のコンター

図 4.6.9, 図 4.6.10 にはボーリング孔付近における砒素濃度の鉛直分布を示す。図 4.5.6, 図 4.5.7 と比較して、底面付近に集中せず広い範囲に分布し、底面付近のばらつきも小さい結果となっている。

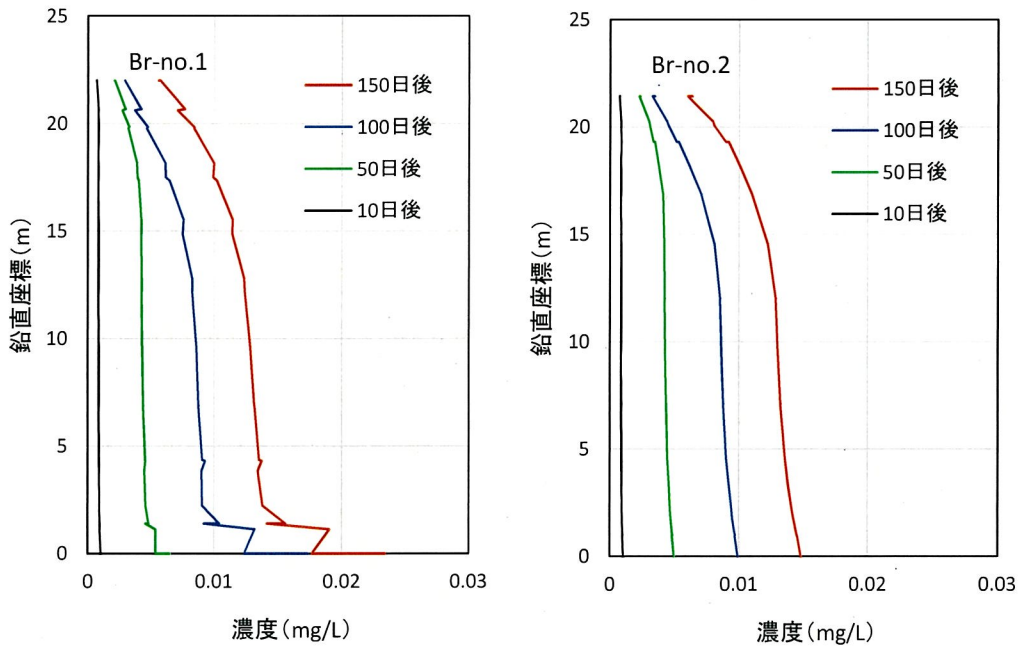


図 4.6.9 砒素濃度の鉛直分布 (その 1)

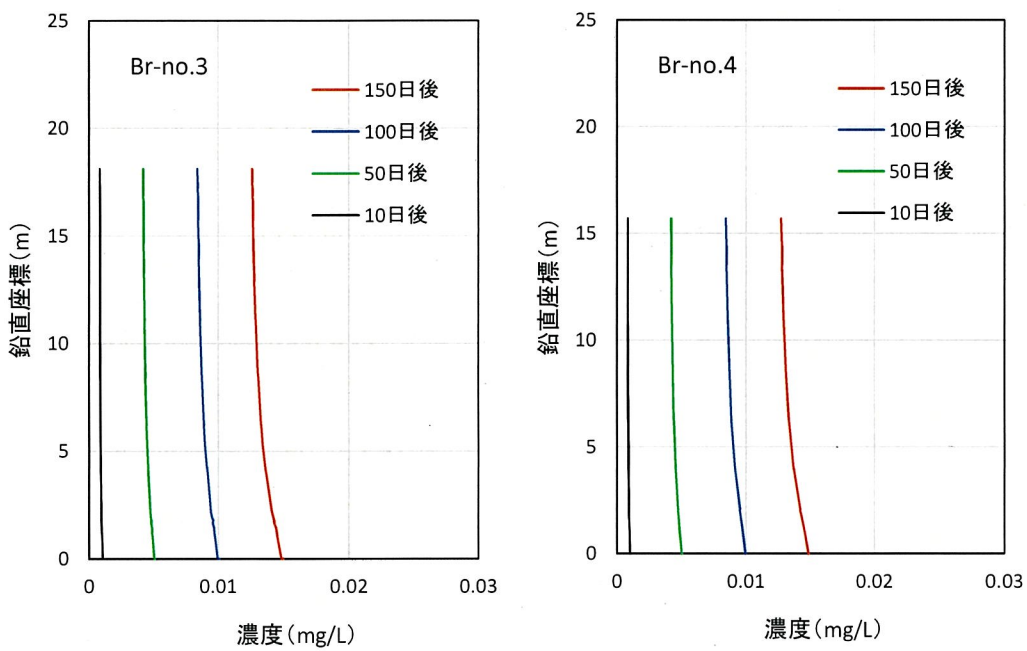


図 4.6.10 砒素濃度の鉛直分布 (その 2)

4.7 まとめ

押角トンネルの掘削ずり処分場を対象に浸出水の不飽和浸透流解析と砒素の移流分散解析を実施した。現地の降雨記録と浸出水の流量記録から、水収支の観点からは内部水が含まれることは明らかであった。浸出水の不飽和浸透流解析では、初期全水頭を仮定して内部水を考慮することで浸出水の流量について一定の再現ができることを確認した。なお、浸出流量の流量記録では、降雨が多い時期には浸出水も一時的に増加する傾向が見られたが、不飽和浸透流解析では十分には再現できていない。

砒素の移流分散解析では、ずりを粉碎した溶出試験に基づいて溶出量を想定しているが、解析的には溶出流量（溶出速度）が必要であるために、溶出係数を仮定した解析を行っている。浸出水の砒素濃度が、日数の経過とともに増加する傾向（排出基準以下）は再現できているが、溶出係数の設定によって数値的な評価には課題が残った。この溶出係数を評価できる要素試験が今後の課題である。また、今回は体積含水率と溶出流量の関係を仮定したが、流速やずりの粒径との関係についても明らかにして行く必要がある。

次に、透水係数や溶出係数を見直して、浸出水や砒素濃度の再現解析を行った。その結果、降雨量が一時的に多い時期においても浸出量の増加を精度よく評価できていることが分かった。積算浸出量も一時的な増加の傾向が良く再現できている。砒素の計算上の流出量についても、降雨量の増減を反映した流出量が評価できている。このように、本解析手法では、物性値を見直すことで実現現象を精度よく再現できることが分かった。

第5章 溶出特性の実験的評価

5.1 概説

本研究では、ベントナイト混合土による封じ込め対策を実施した岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場において、盛土内における砒素の溶出挙動を調査した。観察は、盛土の施工中から実施し、トンネル掘削完了後も、一部を開放し、盛土内に雨水を流入させ砒素の溶出状況を観察した。観察した結果を、盛土の水理特性や掘削ずりの溶出特性をモデル化し、数値解析によりシミュレーションすることで、盛土内で実際に起こっている現象について考察することを試みた。これまで、以下の3点について調査、観測を行い、盛土の基礎性状の把握および数値解析に必要な要素を確認した。

- 1) 雨量および浸出水量のモニタリングによる盛土の水収支に関する特性の把握
- 2) 盛土内のボーリング調査(5地点・計79m)による砒素溶出量の分布状況の把握および事前調査結果との比較によるトンネル掘削過程の変化の考察
- 3) 原位置での不飽和透水試験、ボーリング孔内の注水試験等による不飽和透水係数の測定

その結果、盛土の水収支に関する特性、盛土内の砒素含有量の分布状況が明らかとなった。盛土内の透水特性については、原位置での不飽和透水試験やボーリング孔内の注水試験など、複数の試験結果を数値解析によりシミュレーションしたところ、不飽和透水係数に差はあったものの、不飽和パラメータは同程度の値となり、適用したモデルで不飽和特性をある程度評価できる結果となった。また、浸潤面の先端で透水性が急激に変化する特徴があることも分かった。これらの結果は第3章に整理している。

次に第4章において、現地で得られたデータを3次元移流分散解析によりシミュレーションして、その再現性を検証した。その結果、原位置試験で得られたパラメータを用いた場合は、浸出水の流量は内部水を考慮することにより一定の再現ができることが分かったが、降雨の増減による変化については十分な再現が難しかった。また、砒素の溶出量に関しては、浸出水の砒素濃度が、日数の経過とともに増加する傾向は再現できたが、今回適用した溶出係数の設定では定量的には再現することができなかった。この溶出係数を評価できる要素試験が必要であることが分かった。要素試験では、このとき仮定した体積含水率と溶出流量の関係だけでなく、流速やずりの粒径との関係についても明らかにして行くことにより、より精度の高いシミュレーションが可能になるものと考えられる。また、透水係数や溶出係数を計測結果に合うように見直した場合、実現象を精度よく再現できることができた。したがって、要素試験による溶出特性の把握が正確にできれば、掘削ずり処分場全体のシミュレーションを高い精度で実現することが可能であることが分かった。

そこで、掘削ずりの溶出特性を把握することを目的として、現場の掘削ずりを用いたカラム試験を実施した。カラム試験は、現場をできるだけ再現した大型の不飽和状態で行う試験と、掘削ずりを分級して長期的に飽和状態で行う試験の2種類を実施した。また、こ

これらの結果をより正確に反映できる新たな砒素の溶出モデルを考えて検証した。本章では、カラム試験の結果と、それを反映した溶出モデルの検証結果について述べる。また、これまでの研究成果から合理的な設計・施工方法について考察したので、その内容について述べる。

5.2 砒素の溶出モデル

掘削ずりから浸出水への砒素の溶出は、浸出水と掘削ずり粒子の接触で発生すると考える。図 5.2.1 には、砒素の溶出現象を模式的に示す。不飽和状態では、浸出水とずり粒子の接触は浸出水の含水率やずり粒子の表面積、浸出水の流速（滞留時間）に依存することが想定される。

式 5.1 には溶出流量 q を基準溶出流量 q_a と体積含水率 θ と流速 u の関数で表した。ずり粒子からの溶出量には溶出可能な最大量が存在すると想定して、式 5.2 には、溶出量が単位体積あたりの最大値 q_{max} に依存して変化すると仮定した。 q_{a0} は初期の基準溶出流量であり、 $\sum q \times dt$ は単位体積あたりの積算溶出量である。初期状態では $q_a = q_{a0}$ であるが、積算溶出量が最大値 q_{max} に漸近するように q_a を低下させる式とした。 θ_{sum} は積算含水率と定義して、式 5.3 で体積含水率の時間積算値とする。ここで、 κ と η は実験定数である。含水率の上昇に応じて溶出流量が増加し、溶出量の増加に応じて溶出流量を低減させる式を仮定した。基準溶出流量 q_{a0} と最大溶出量 q_{max} 、実験定数 κ と η でずり粒子の表面積や浸出水の流速の影響を評価する。これまでの研究成果⁹⁹⁾も踏まえて提案式を構築した。これらの溶出流量のモデル式を検証するために基礎実験を実施した。砒素の溶出を仮定した数値解析の例¹⁰⁰⁾は見られるが、本研究では飽和浸透条件と不飽和浸透条件で溶出量を評価した解析モデルを検証する。

$$q = q_a \times \theta_{sum}^\kappa \times u^\eta \quad (5.1)$$

$$q_a = q_{a0} \times \left(1 - \frac{\sum q \times dt}{q_{max}}\right) \quad (5.2)$$

$$\theta_{sum} = \sum \theta \times dt \quad (5.3)$$

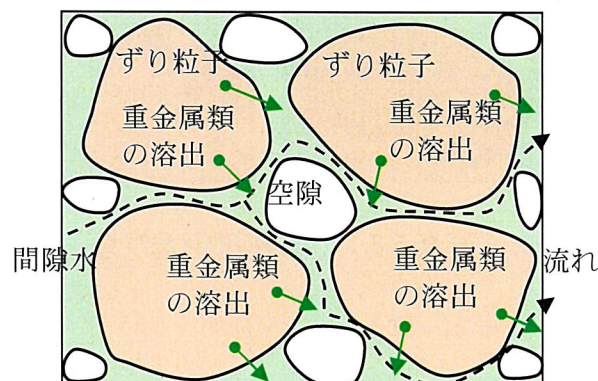


図 5.2.1 砒素の溶出概念

5.3 カラム試験の概要

5.3.1 岩石試料の採取

2019年6月19日に掘削ずり処分場の開放範囲からバックホウを用いて試料採取を行った(写真5.2.1)。その際、盛土内部の粒度組成の状態での採取するため、バックホウにて掘削したずりは、直接大型土のうへ封入した。また、室内試験の作業性を考慮し、現地にて、一度大型土のうに封入したずり試料を、袋ごとに目開き100mmのスケルトンバケットによりΦ100mm以上を取り除き、再度大型土のうに入れて保管している。図5.2.1に採取した試料の粒度分布を示す。

岩質は、砂岩と頁岩を主体とし、一部には石英脈を含み砂岩は全体的に緑色を帯びている。また、ずりには白色の粉末が付着している。この粉末についてX線回折装置(株式会社リガク製RINT2200)を用いて分析した結果、鉱物組成は造岩鉱物である石英、長石、方解石および粘土鉱物である緑泥石、雲母粘土鉱物であった。

上述の大型土のうより任意の頁岩を採取し、Φ2mm以下まで破碎した試料について行った砒素溶出試験(環告第18号)の結果は、0.015mg/Lである。また、底質調査方法に基づく砒素全含有量分析(環水管127号)を行った結果は、9.5mg/kgであった。

散水型カラムの不飽和浸透試験では、#80mmのふるいを通過した試料と#5mmのふるいを通過した試料の2種類を使用した。また、上向流カラムの飽和通水試験では、#5mmのふるいを通過した試料を使用した。なお、ふるいによる分級を行う際、分取時の粒径の偏りが生じないように大型土のう1袋を1ロットとして行った。



写真 5.3.1 試料採取状況写真

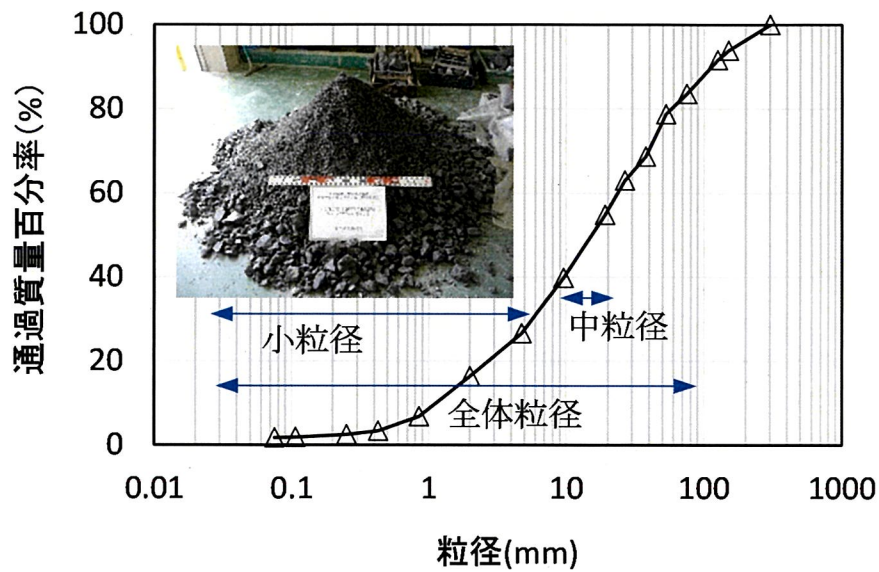


図 5.3.1 試験サンプルの粒度分布

5.3.2 飽和状態のカラム試験

図 5.3.2 に飽和カラム通水試験装置の写真を示す。試験では直径 5cm，高さ 30cm のアクリル製カラムを用い，#5mm のふるいを通過した試料を 5cm 毎に棒で突いて 854g 充填した。試験は，イオン交換器を用いて精製したイオン交換水を上向きに通水して行った。所定の時間が経過したところで浸出水を採取し，砒素濃度，pH，電気伝導度（以下，EC）の測定を行った。砒素濃度は JIS K 0102 61.4（ICP/MS 法）に従い測定を行い，pH は JIS K 0102 12.1（ガラス電極法）に EC は JIS K 0102 13（電気伝導度計法）で測定を行った。

飽和カラム通水試験の条件を表 5.3.1 に示す。ケース 1 では，通水量を 100mL/h とし 120 日間通水を行った。ケース 2 では，通水量を 20mL/h とし，120 日間通水を行った。

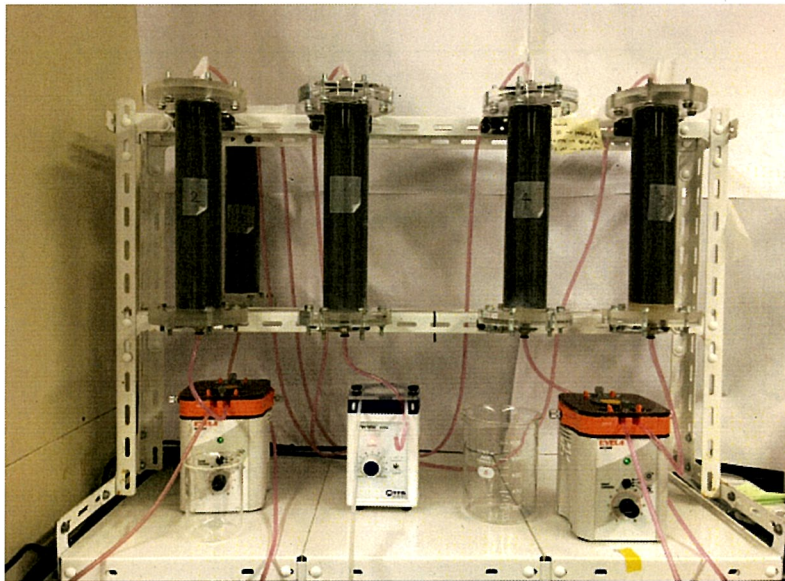


図 5.3.2 飽和カラム通水試験装置

表 5.3.1 飽和カラム通水試験の条件

項目	単位	ケース 1	ケース 2
最大粒径	mm	5.0	5.0
試料状態	-	自然含水比	
初期含水比	%	5.6	
供試体直径	cm	300	
供試体高さ	cm	900	
ずり湿潤重量	g	854	
土粒子の密度	g/cm ³	2.746	
間隙率	-	0.47	
通水溶媒	-	純水	
通水速度	mL/h	20	100
通水期間	日	120	120

5.3.3 不飽和状態のカラム試験

図 5.3.3 に不飽和カラム浸透試験装置の写真と概要を示す。試験装置は、直径 30cm、高さ 120cm のカラムを使用し、現場の降雨を模擬してカラムの頂部より散水できる構造とした。掘削ずりは、下から 90cm の高さまで掘削ずりを突き棒で締固めながら充填した。散水する溶媒は純水器（栗田工業(株)製 クリボンバーKB 型）を使って精製した純水を用いた。散水は噴霧装置（定量ポンプ：(株)イワキ製 電磁定量ポンプ EHN-R シリーズ、ノズル：(株)いけうち製 充円錐ノズル小噴量型 J）を用いて、できるだけ均等になるよう

に行い、カラム底部からの排出される浸出水を集水し、浸出流量を転倒桁流量計（ウイジン社 UIZTBO50）で測定した。また、浸出水試料を定期的に採取し、JIS K 0102 61.4（ICP/MS 法）により砒素濃度測定した。カラム内の試料には、図 5.3.2 に示すように表面から 10cm, 30cm, 50cm, 70cm の位置に土壌水分計（Delta-T 社 プロファイルプローブ PR2/6）を設置し、体積含水率を測定した。測定方法は、原位置不飽和透水試験（3.5.2 章参照）と同様の手順で測定した。不飽和カラム浸透試験の条件を表 5.3.2 に示す。ケース 1 では 60mL/min の流量で 7 日間散水し、その後 200mL/min の流量で 2 日間散水した。ケース 2 では 60mL/min の流量で 3.5 日間散水し、その後 200mL/min の流量で 1 日間散水した。ケース 3 では 100mL/min の流量で 45 日間散水した。本試験では、含水率や流量、ずり粒径（ずり表面積）と溶出量の相関を検証することを目的としており、試料の粒径をケース 1 は小粒径、ケース 2 と 3 は全体粒径、ケース 4 は中粒径に区分した。全体粒径は、#80mm のふるいを通過した試料、中粒径は、#19mm のふるいを通過し、かつ #9.5mm のふるいに残る試料、小粒径は #5mm のふるいを通過した試料とした。

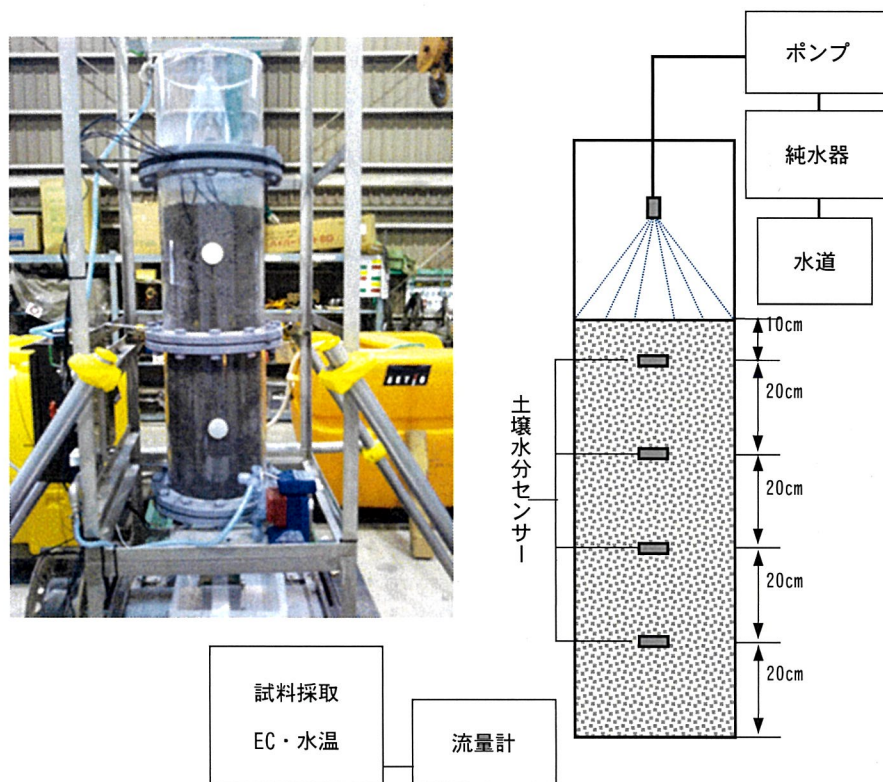


図 5.3.3 不飽和カラム浸透試験装置

表 5.3.2 不飽和カラム試験の条件

項目	単位	ケース 1 (R2-5)	ケース 2 (R2-2)	ケース 3 (R3-2)	ケース 4 (R1-1)
粒 径	mm	5.0 以下	80 以下	80 以下	9.5~19
試料状態	-	自然含水比			
初期含水比	%	5.8	2.7	1.7	
供試体直径	cm	300			
供試体高さ	cm	900			950
土粒子の密度	kg/m ³	2.746	2.742	2.742	2.73
間隙率	-	0.38	0.32	0.24	0.46
通水溶媒	-	純水			
散水速度	mL/min	60→200	60→200	100	105→175
散水期間	日	7→2	3.5→1	45	2

5.4 カラム試験結果

5.4.1 飽和カラム通水試験

図 5.4.1 に、浸出水の砒素濃度の経時変化を示す。砒素濃度は、30 分間の浸出水をタンクに貯水し、攪拌後に採水して後日まとめて水質分析を行い測定した。ケース 1 は概ね 350 時間でピーク濃度に達して、1000 時間までに大きく濃度低下して以後は漸減する結果となった。ケース 2 は通水を開始して、概ね 40 時間程度でピーク濃度に達して、400 時間までに大きく濃度低下し、以後は漸減している。流量の多い方が早くピークに達して早く漸減するという結果となった。

ケース 1 のピーク濃度 (0.047mg/L) はケース 2 のピーク濃度 (0.037mg/L) より高い。ケース 1 の流量はケース 2 の 1/5 であり浸出水の濃度が高くなったと考えられる。このように通水中にピーク濃度が確認できたことから、溶出モデルの提案式において式 5.2 の最大溶出量 q_{max} を設定したことは妥当であると考えられる。

図 5.4.2 に、浸出水中の砒素量を積算した積算砒素溶出量 W_q の経時変化を示す。1 回の採水中の砒素濃度は一様と仮定して、流量に砒素濃度を乗じて砒素量を算出して積算量を求めた。ケース 1 とケース 2 の積算砒素量には明らかな違いが見られる。流量が大きいケース 2 の方が、積算溶出量が大きくなっており、非常に興味深い結果となった。この原因は溶出のメカニズムを解明しないと分からないが、溶出量が流速に依存することは明らかであり、式 5.1 において流速の項を取り入れたことは妥当であるといえる。また、いずれのケースでも 2000 時間経過したあたりから、積算量の増加は見られず、概ね 2000 時間程度で最大溶出量が確認できた。今後、さらに流速を上げて積算溶出量を確認し、流速と溶出量の関係について考察していくことを考えている。

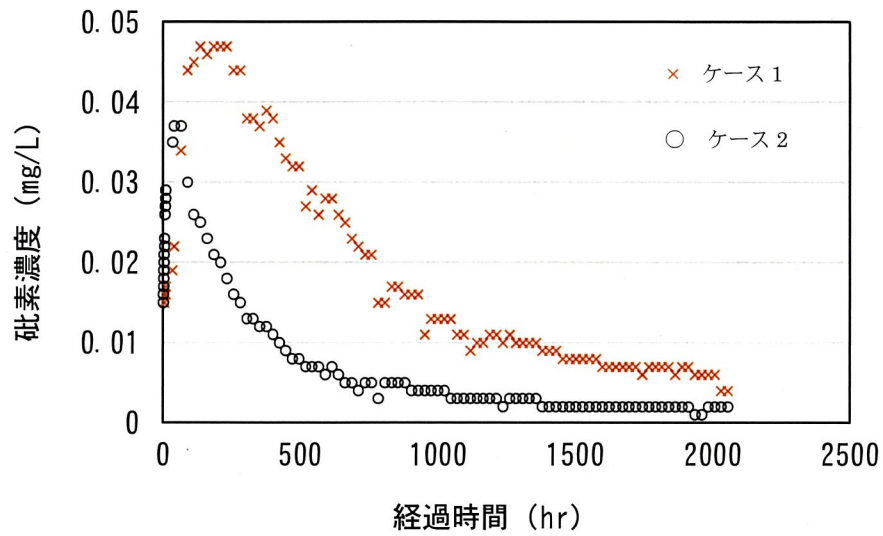


図 5.4.1 浸出水の砒素濃度の経時変化

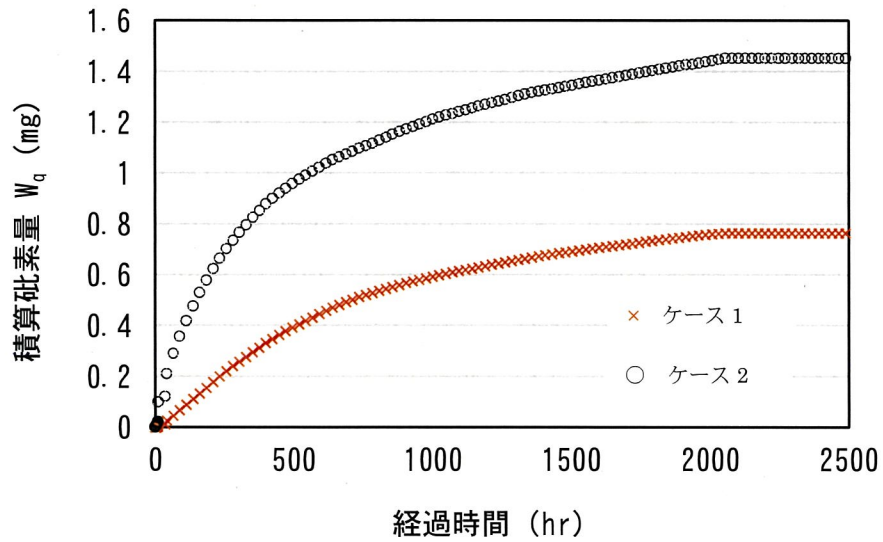


図 5.4.2 積算砒素溶出量の経時変化

表 5.4.1 に、砒素の積算溶出量 W_q から求めた間隙水中の単位体積あたりの最大溶出量 q_{max} を示す。最大溶出量 q_{max} は、式 5.4 により、積算溶出量からカラム中の間隙体積（カラム体積 $V \times$ 間隙率 n ）あたりの溶出量として算出した。実験のシミュレーションではこの最大溶出量を適用する。

$$q_{max} = \frac{W_q}{V \times n} \quad (5.4)$$

表 5.4.1 砒素の積算溶出量と最大溶出量

	最積算溶出量 $W_q(\text{mg})$	間隙率 n	最大溶出量 $q_{\text{max}}(\text{mg/L})$
ケース 1	0.8	0.47	2.89
ケース 2	1.32	0.47	4.77

5.4.2 不飽和カラム浸透試験

図 5.4.3～図 5.4.6 に不飽和カラム浸透試験の浸出水の砒素濃度と通水流量の変化を示す。図 5.4.3 のケース 1 は実験時間が 270 時間である。砒素濃度が十分低下するまでのデータはないが、ピーク濃度が確認できており一定の特性は評価できる。240 時間の時点で通水流量を 76ml/min から 200ml/min に変更して流量による砒素濃度の変化を確認した。変更時点でやや砒素濃度の変動が見られるが、その後は砒素濃度の低下が確認できる。

図 5.4.4 のケース 2 の実験は 100 時間の実験で、70 時間の時点で通水流量 63ml/min から 197ml/min に変更したが、流量の増加による砒素濃度の僅かな増加が見られる。これは実験時間が短いためピーク濃度は確認できない。

図 5.4.5 のケース 3 の実験は、流量が一定 (100ml/min) で、砒素濃度が十分低下するまで実験を継続した。

図 5.4.6 のケース 4 の実験は中粒径 (粒径 9.5～19mm) で 10 時間の実験を 2 回に分けて実施した。前半の 5 時間の通水流量は 98ml/min, 後半は 165ml/min に変更した。この実験は途中で中断しており、他の実験と単純には比較できないが、流量による溶出量の差が明確に確認できる。

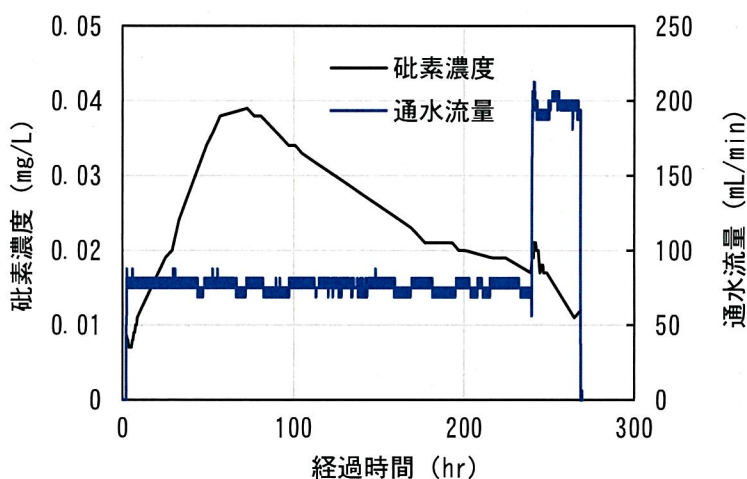


図 5.4.3 砒素濃度と通水流量 (ケース 1)

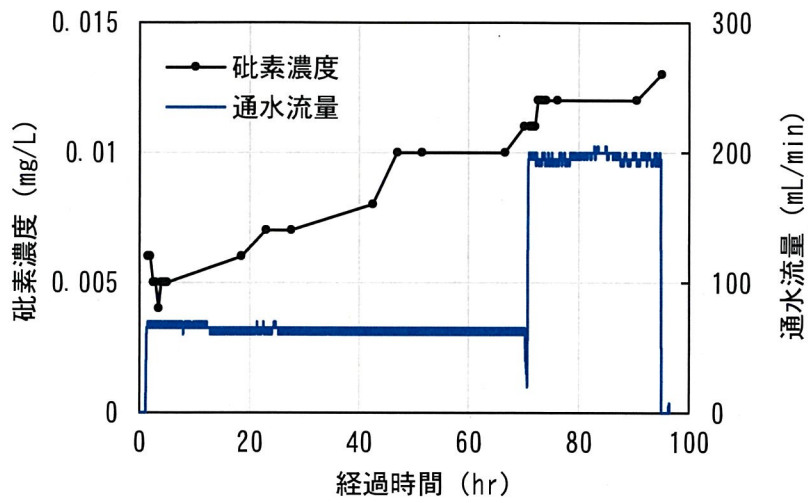


図 5.4.4 砒素濃度と通水流量 (ケース 2)

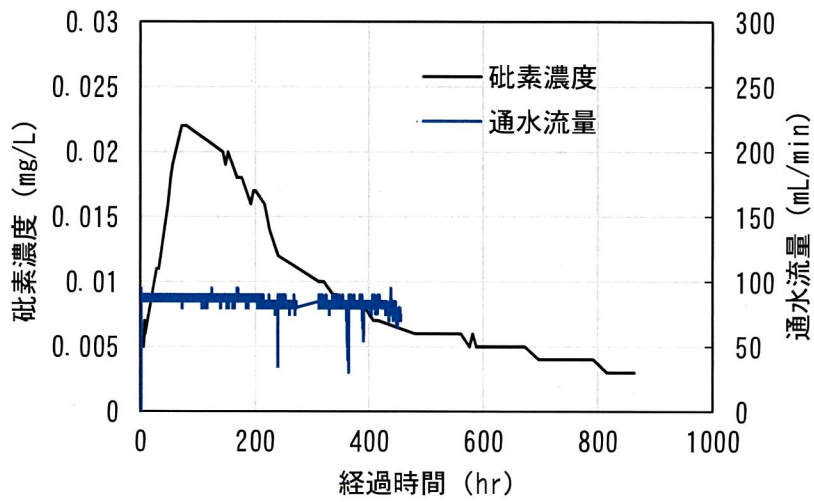


図 5.4.5 砒素濃度と通水流量 (ケース 3)

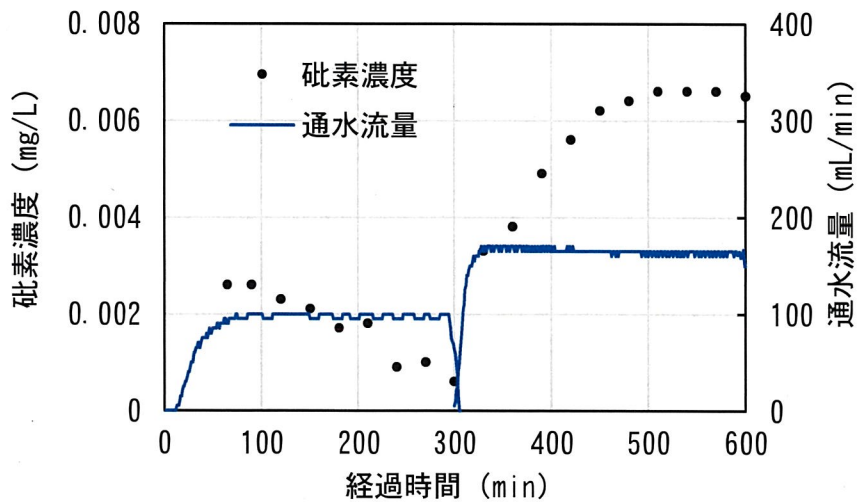


図 5.4.6 砒素濃度と通水流量 (ケース 4)

図 5.4.7 には、浸出水中の砒素の積算溶出量の経時変化を示す。砒素の積算溶出量の算出方法は飽和浸透試験と同じである。ケース 1 の破線部分は砒素の積算溶出量が終盤の一定勾配で濃度低下すると仮定して算出した推定の溶出量を示している。400 時間程度まではケース 1 とケース 3 の溶出量はほぼ同様の推移を示している。ケース 1 は小粒径（粒径が 5mm 以下）であり、ケース 3 は全体粒径（粒径が 80mm 以下）の結果であるが、粒径による違いがほとんど見られない結果となっている。ケース 2 は全体粒径（粒径が 80mm 以下）の結果である。実験時間が 100 時間と短く、データが少ないが他のケースと比べてやや溶出量が少ない傾向が見られる。原因としては、通水流量がやや小さいことが影響している可能性がある。

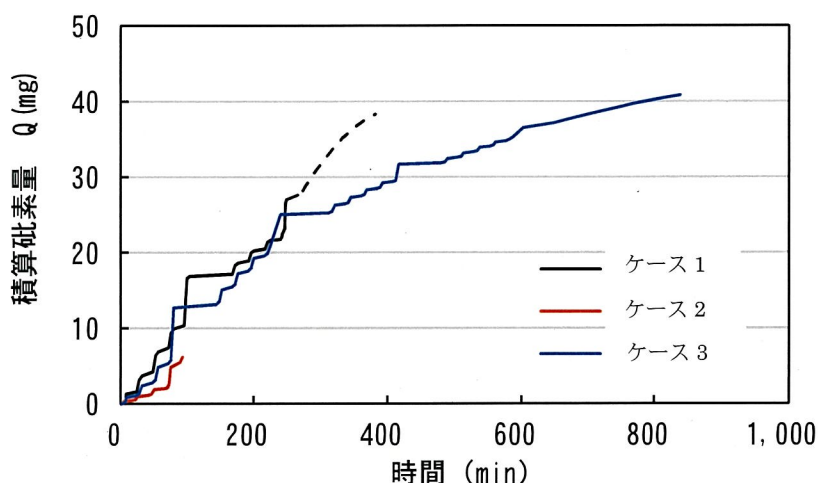


図 5.4.7 積算砒素溶出量の経時変化

表 5.4.2 に積算溶出量から間隙水中の単位体積あたりの最大溶出量を示す。算出方法は飽和カラム試験と同じである。ケース 2 は実験データが不足するので算出していない。表 5.4.1 の飽和カラムの実験結果と比較すると、カラムの大きさや飽和と不飽和という実験条件が異なるが、最大溶出量に大きな違いがないことが分かる。

表 5.4.2 砒素の積算溶出量と最大溶出量

	積算溶出量 W _q (mg)	間隙率 n	最大溶出量 q _{max} (mg/L)
ケース 1	38.3	0.38	1.58
ケース 3	47.5	0.24	2.67

5.5 解析による溶出モデルの検証

5.5.1 飽和カラム通水試験

図 5.5.1 には解析モデルを示す。2次元の軸対称モデルで下端が流入境界，上端が流出境界として非定常の移流解析を行っている。シミュレーションでは，提案式の最大溶出量 q_{max} は表 5.4.1 の最大溶出量の値を適用し，基準溶出流量 q_{a0} と実験定数 κ と η についてはパラメトリックに順解析を繰り返し，最小2乗法により決定した。誤差の2乗和 E は式 5.5 で定義する。ここで， C_{exp} は実験の浸出水の砒素濃度， C_{cal} は解析の浸出水の砒素濃度， dt は時間間隔である。

図 5.5.2 にパラメータ設定のフローを示す。まず，基準溶出流量 q_{a0} の初期値は実験結果の砒素濃度の経時変化の初期勾配（ピーク濃度/要する時間）から設定し， q_{a0} ， κ ， η を個別に更新しながら繰り返し計算を行う。

図 5.5.3 にシミュレーション結果を示す。図 5.5.4 と図 5.5.5 には，飽和 1 と飽和 2 の誤差の2乗和を示す。横軸は， q_{a0} および κ と η である。図 5.5.4 の赤三角は $\kappa=0.2$ ， $\eta=0.15$ で q_{a0} を変化させた場合，白丸は基準溶出流量 $q_{a0}=0.5$ ， $\eta=0.15$ で κ を変化させた場合，青×は基準溶出流量 $q_{a0}=0.5$ ， $\kappa=0.2$ で η を変化させた場合の誤差の2乗和である。それぞれの誤差が最小値となるケースでパラメータを決定した。表 5.5.1 には，決定したパラメータを示す。 q_{a0} は初期の溶出量の立ち上がりに寄与が大きく， κ は積算含水率が寄与して徐々に溶出を大きくし， η は流速に応じて溶出量を増減させる特性がある。これらのパラメータにより砒素濃度の変化を精度よく評価できている。

図 5.5.6 にはケース 1 の解析結果の砒素濃度のコンターの变化を示す。溶出する砒素の濃度が累積して流出側の濃度が上昇し（2時間～30時間），400時間後には溶出が終息して流入側から濃度が低くなっている状況が見られる。

$$E = \frac{\sum\{(C_{exp} - C_{cal}) \times dt\}^2}{\sum(C_{exp} \times dt)^2} \quad (5.5)$$

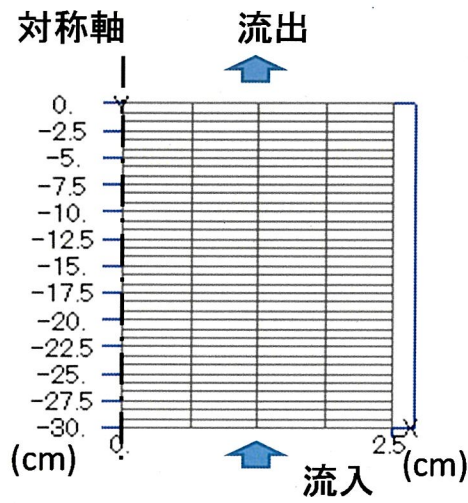


図 5.5.1 軸対称の解析モデル

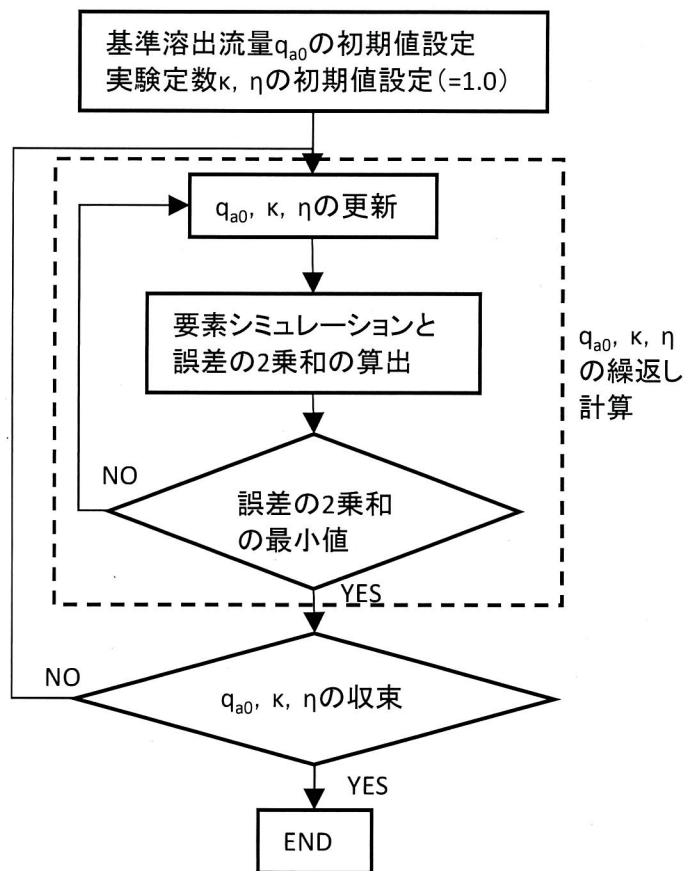


図 5.5.2 パラメータ設定のフロー

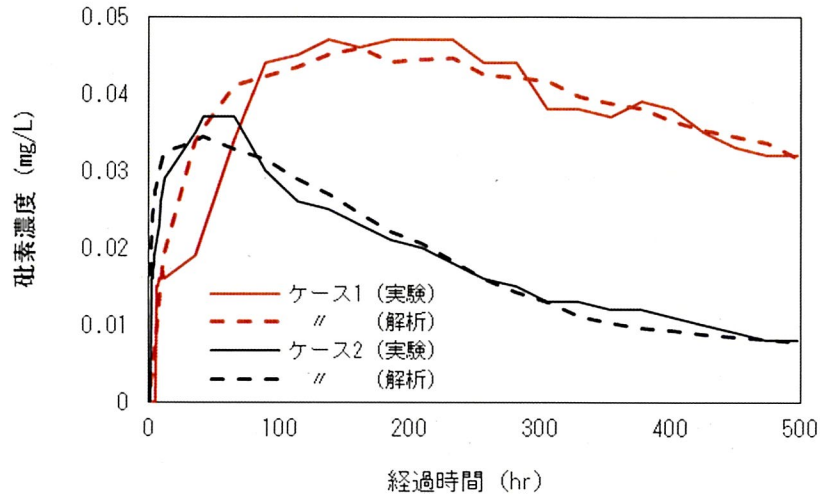


図 5.5.3 砒素濃度の経時変化 (飽和カラム試験)

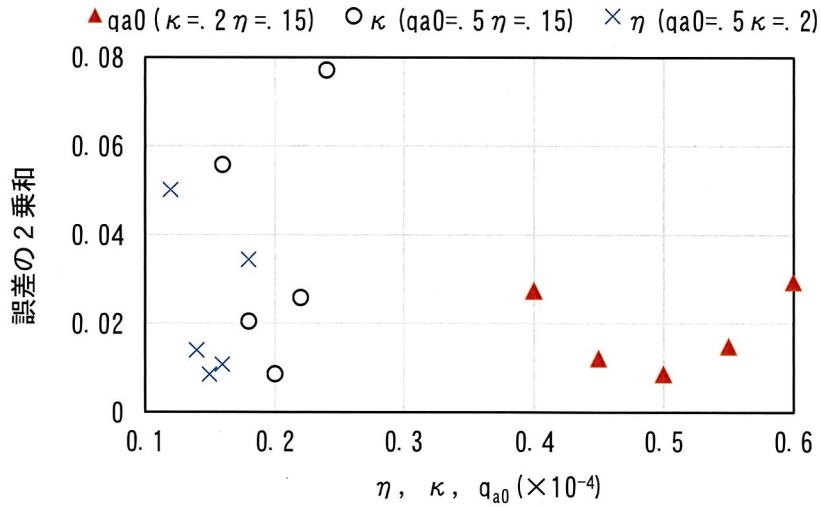


図 5.5.4 溶出パラメータと誤差の相関 (ケース 1)

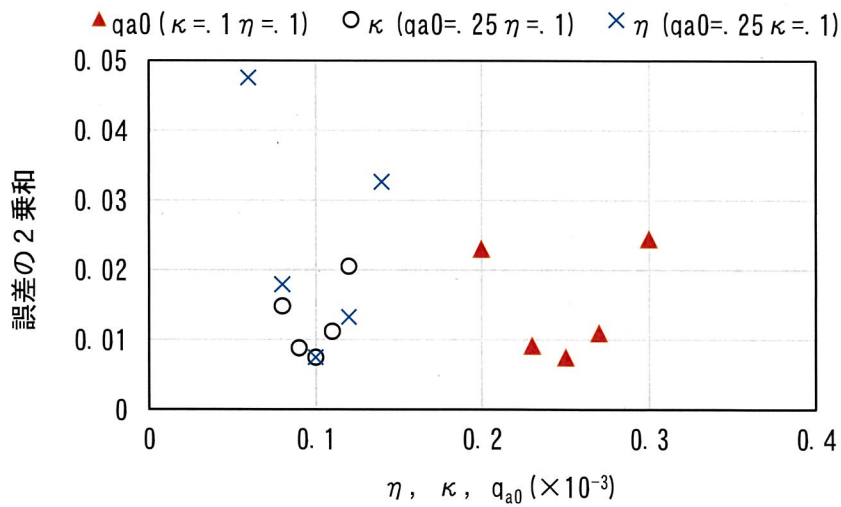


図 5.5.5 溶出パラメータと誤差の相関 (ケース 2)

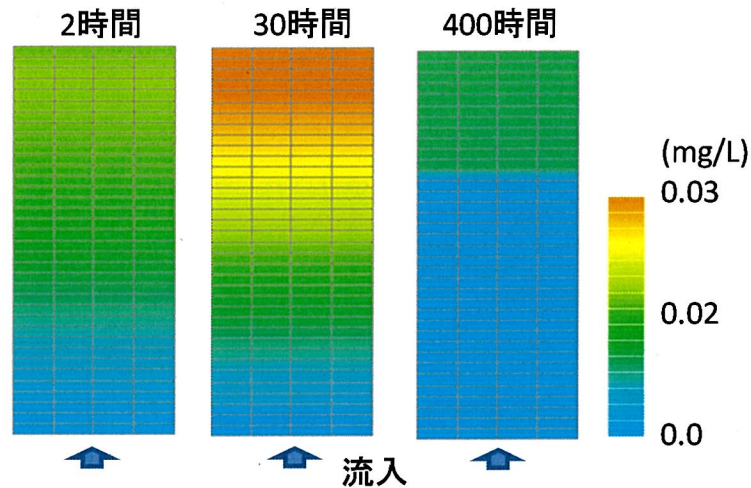


図 5.5.6 砒素濃度のコンター（ケース 1）

表 5.5.1 溶出パラメータ（飽和カラム）

	基準溶出流量 q_{a0} ($\times 10^{-4}$ mg/L/min)	実験定数 κ	実験定数 η
ケース 1	0.5	0.20	0.15
ケース 2	2.5	0.10	0.1

5.5.2 不飽和カラムの浸透試験

不飽和カラムのシミュレーション結果を示す。解析モデルは飽和カラムと同様の 2 次元軸対称モデルである。ケース 1 は、実験の後半の通水流量の変更時点でかなり砒素濃度が低下しているため、シミュレーションは流量変更までとした。図 5.5.7 と図 5.5.8 には、ケース 1 とケース 3 の体積含水率（第 1 軸）と浸出流量（第 2 軸）の結果を示す。○や△のマークは体積含水率の実験結果、実線や破線が解析結果、凡例の数値はカラム中のずり表面からの深度を示す。浸出流量は、青実線が実験結果、黒破線が解析結果である。体積含水率の実験値は通水開始から 200 分程度でほぼ一定となった。解析では、透水係数や不飽和パラメータを修正し順解析を繰返してフィッティングを行った。体積含水率の S カーブ（立ち上りから収束まで）は、概ね不飽和パラメータ (n, α, β) で決定でき、Sカーブの立ち上りは飽和透水係数で決定¹⁰⁾できる。表 5.5.2 には透水係数 k_0 と不飽和パラメータの同定結果を示す。ケース 3 の実験値のばらつきで十分にはフィッティングができていないが、浸出流量は概ね一致しており、平均的な流れは再現できている。

表 5.5.2 透水係数と不飽和パラメータ (不飽和カラム)

番号	k_0 (10^{-3}cm/s)	n	α	β	θ_r	θ_s
1	5.0	4	5	2	0.1	0.45
3	6.67	4	5	2	0.15	0.45

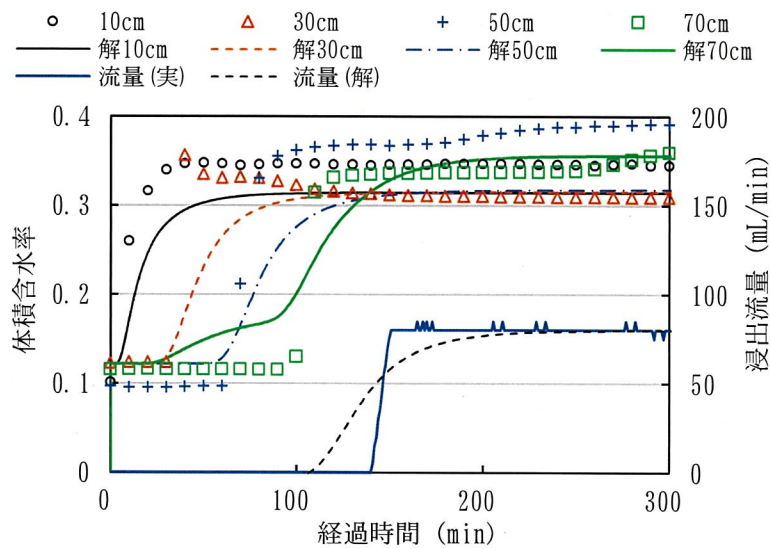


図 5.5.7 体積含水率の変化 (ケース 1)

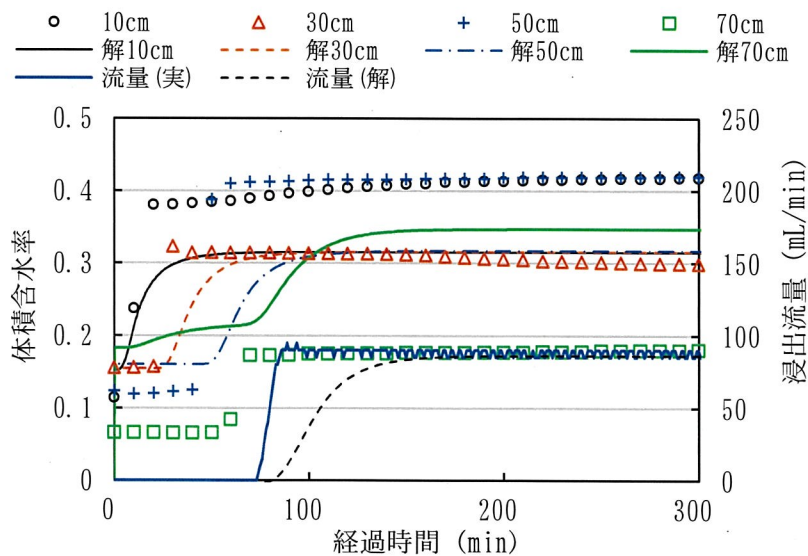


図 5.5.8 体積含水率の変化 (ケース 3)

不飽和浸透の砒素溶出に関わる重要な要素は含水率と浸出流量である。この浸透状況の再現結果で一定の評価はできる。図 5.5.9 と図 5.5.10 には、浸出水の砒素濃度（第 1 軸）と積算砒素量（第 2 軸）のシミュレーション結果を示す。積算砒素量は解析結果の浸出水の砒素濃度に浸出流量を乗じて算出している。最大溶出量 q_{max} は表 5.4.2 の値を採用した。飽和浸透と同様に溶出パラメータを修正しながら順解析を繰り返して最小 2 乗法により決定した。図 5.5.11 と図 5.5.12 には、誤差の 2 乗和を示す。横軸は、 q_{a0} および κ と η である。図 5.5.11 の赤三角は $\kappa=0.2$, $\eta=0.6$ で q_{a0} を変化させた場合、白丸は基準溶出流量 $q_{a0}=0.9$, $\eta=0.6$ で κ を変化させた場合、青×は基準溶出流量 $q_{a0}=0.9$, $\kappa=1.0$ で η を変化させた場合の誤差の 2 乗和である。飽和浸透に比べると実験と解析の結果にややずれはあるが、ピーク濃度の値や発生時間は概ね再現できており、一定の評価はできている。ケース 1 は 100 時間までは解析結果の砒素濃度が低く積算砒素量が実験値を下回っているが、その後は解析値の砒素濃度が高く積算砒素量は逆転している。ケース 3 は、200 時間から 600 時間までは解析結果の砒素濃度が高いため積算砒素量は実験値より上回っている。

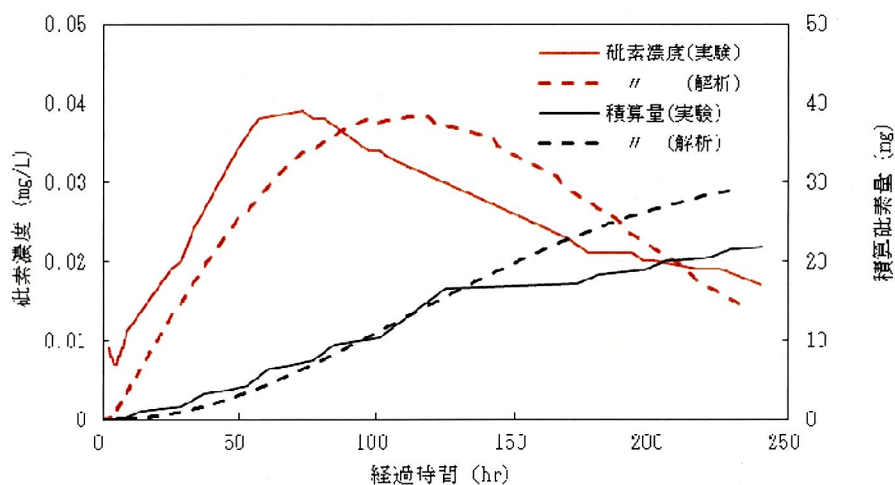


図 5.5.9 砒素濃度の経時変化（ケース 1）

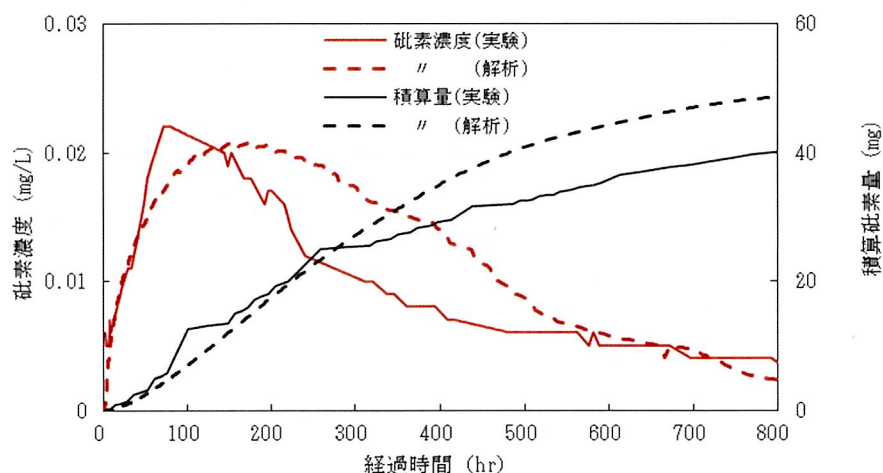


図 5.5.10 砒素濃度の経時変化（ケース 3）

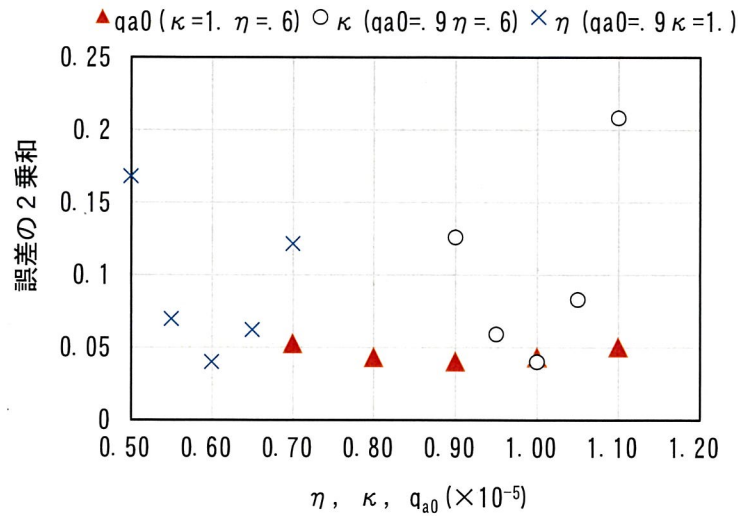


図 5.5.11 溶出パラメータと誤差の相関 (ケース 1)

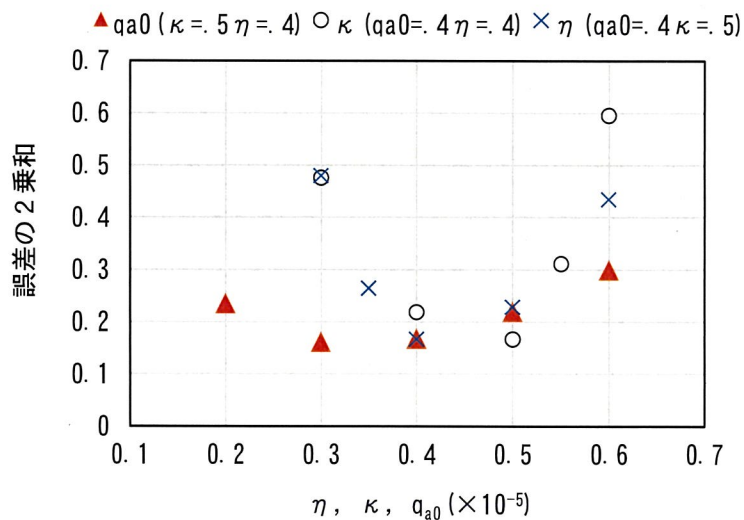


図 5.5.12 溶出パラメータと誤差の相関 (ケース 3)

図 5.5.13 と図 5.5.14 に、ケース 2 とケース 4 の砒素濃度 (第 1 軸) と積算砒素量 (第 2 軸) のシミュレーション結果を示す。ケース 2 では、実験時間が短く、最大溶出量 q_{\max} を実験からは求められないので、対象とした粒度分布が同じ全体粒径のケース 3 の値を採用した。

ケース 2 は、70 時間経過時点で流量変更 (63mL/min→196mL/min) しているが、実験で少し浸出水の砒素濃度が増加している状況が解析でも一定評価できている。

図 5.5.14 のケース 4 は散水流量を増やした後半のみ (図 5.4.6 参照) をシミュレーションの対象とした。実験時間が短く、最大溶出量の測定ができていないので、最大溶出量はシミュレーションで同定している。他、他のケースと比較して砒素の溶出濃度は低く、4 時間程度でピーク濃度に達している。図 5.5.15 には体積含水率の変化を示す。小粒径のずりを含まないために透水性が高く、小粒径や全体粒径の結果 (図 5.5.7, 図 5.5.8 参

照)と比較して含水率が低いまま平衡状態になっていることが分かる。含水率が低いことで、浸出水の流路が限定されていると考えられるので、砒素濃度が低くなる原因の1つと考えられる。

表5.5.3に、決定したパラメータを示す。ケース1は飽和浸透試験と同じ小粒径である。最大溶出量や基準溶出流量は飽和浸透試験の方が大きい。不飽和浸透試験は粒子と浸出水の接触面積は小さくなると考えられるので、妥当な結果と考えられる。全体粒径のケース2とケース3はほぼ同様の係数となっている。ケース4は最大溶出量が小さいなど、小粒径を含む他のケースとの違いが見られる。

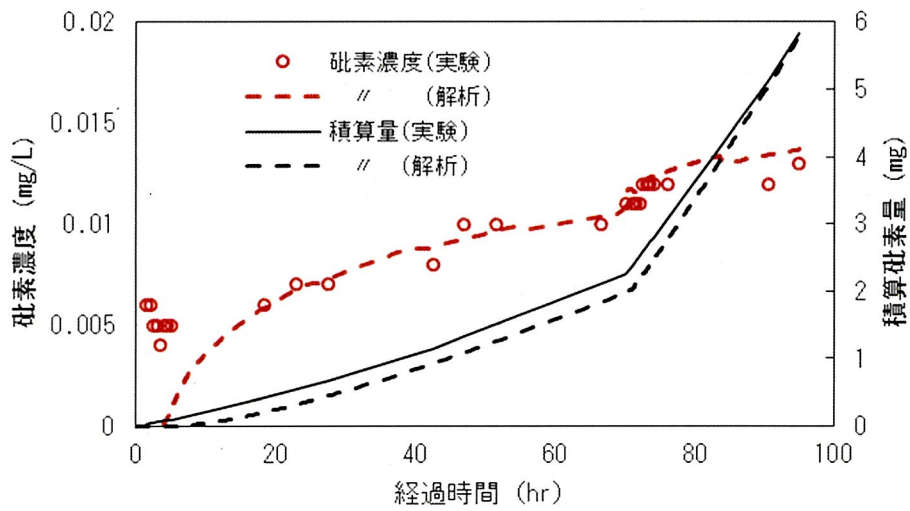


図 5.5.13 砒素濃度の経時変化 (ケース 2)

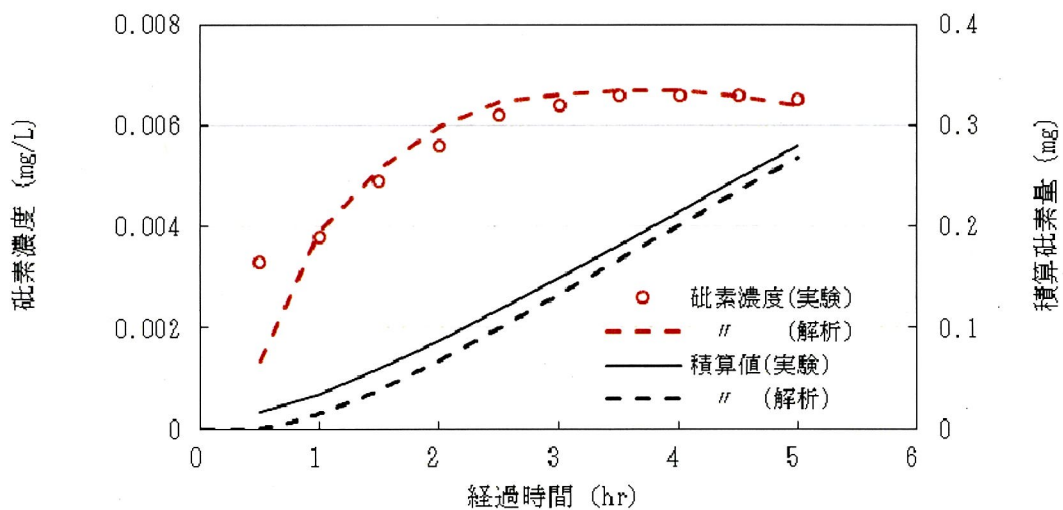


図 5.5.14 砒素濃度の経時変化 (ケース 4)

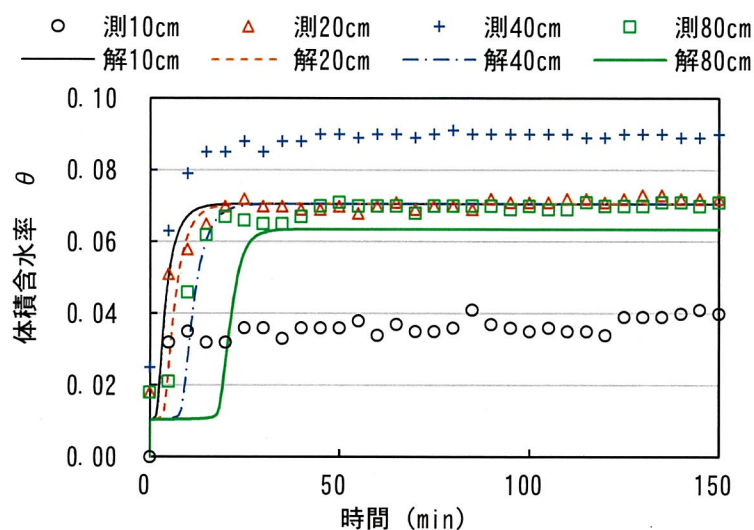


図 5.5.15 体積含水率の変化 (ケース 4)

表 5.5.3 溶出パラメータ (不飽和カラム)

		最大溶出量 q_{max} (mg/L)	溶出流量 q_{a0} (10^{-4} mg/L/min)	実験定数 κ	実験定数 η
ケース 1	小粒径	1.58	0.09	1.0	0.6
ケース 2	全体径	1.66	0.6	0.5	0.47
ケース 3	全体径	2.67	0.4	0.5	0.4
ケース 4	中粒径	0.15	2.0	0.5	0.1

5.6 合理的な設計・施工方法に関する考察

これまで、砒素を含む掘削ずり処分場における合理的な設計・施工方法を考案することを目的として、実際の掘削ずり処分場での現場検証、数値解析によるシミュレーション、およびカラム試験による砒素の溶出特性の定式化を行ってきた。実現場の検証では、盛土上部に開放箇所を残し、そこから流入する雨水が掘削ずり内を通過して浸出水として排出される過程を観察した。また、盛土された掘削ずりの透水特性を調べるために、原位置で不飽和透水試験を実施し、それを数値解析することで、シミュレーションに必要な特性値を導いた。さらに、カラム試験では現場の状況をできるだけ再現できるように大型のカラムに現地のずりを詰めて、降雨を模擬して上部に取り付けたノズルから散水した。

これらの結果から、シミュレーションの精度を高めるためのいくつかの課題が明確になったものの、掘削ずり処分場で起こる現象をある程度再現できるシミュレーションを実施することができた。ここでは、カラム試験や数値シミュレーションを用いて合理的な設計・施工を行う方法について言及する。

5.6.1 現在の基準に対する位置づけ⁵⁾

現在、重金属を含む掘削ずり処分場の設計・施工における手引きとなっている「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」（以降、対応マニュアル）における調査の流れを図 5.6.1 に示す。工事に先立ち、自然由来の重金属等に関する調査および試験は、原則として「地質調査、水文調査」、「試料採取と地質試料の調製」、「スクリーニング試験」、「溶出試験」を一連の組み合わせとして行うこととなっている。図 5.6.1 のフローに基づいて、調査・試験結果よりリスク評価を行い、掘削ずりの処分方法を判定する。本研究の内容を、このフォローに照らし合わせた場合、リスクを評価して対策の要否や、対策工を実施した場合の効果などを評価するのに、重金属等の溶出をシミュレーションできる手法が役立つ。シミュレーションに必要なパラメータは、一連で行われる調査・試験のうち「溶出試験」において、実現象再現試験を拡張して、本研究で利用した大型カラム試験で特定する方法が理想的である。ただし、通常事前調査において採取される試料は、ボーリング調査で得られるコア程度の容量であり、大型カラム試験を実施する場合には試料の確保が課題となる。

対応マニュアルにおける、実現象再現溶出試験には、「岩石・土壌の性状、工事内容、水文環境などの条件により変化する自然由来の重金属等の溶出特性を把握するために行う。実現象再現溶出試験の試験方法や条件は、対象物質の溶出に関わる現場条件と影響因子を考慮して設定する。」と記述されている。現場条件や影響因子を考慮した溶出特性を把握できれば、それを数値解析に反映させて様々なシミュレーションが可能となり、対策方法の合理化や、的確なリスク評価が可能となる。実現象再現溶出試験は、様々な条件を変化させられるような試験が理想であり、簡易で繰り返し行えるものがよい。表 5.6.1 に対応マニュアルに記載されている実現象再現溶出試験の種類と特徴を示す。

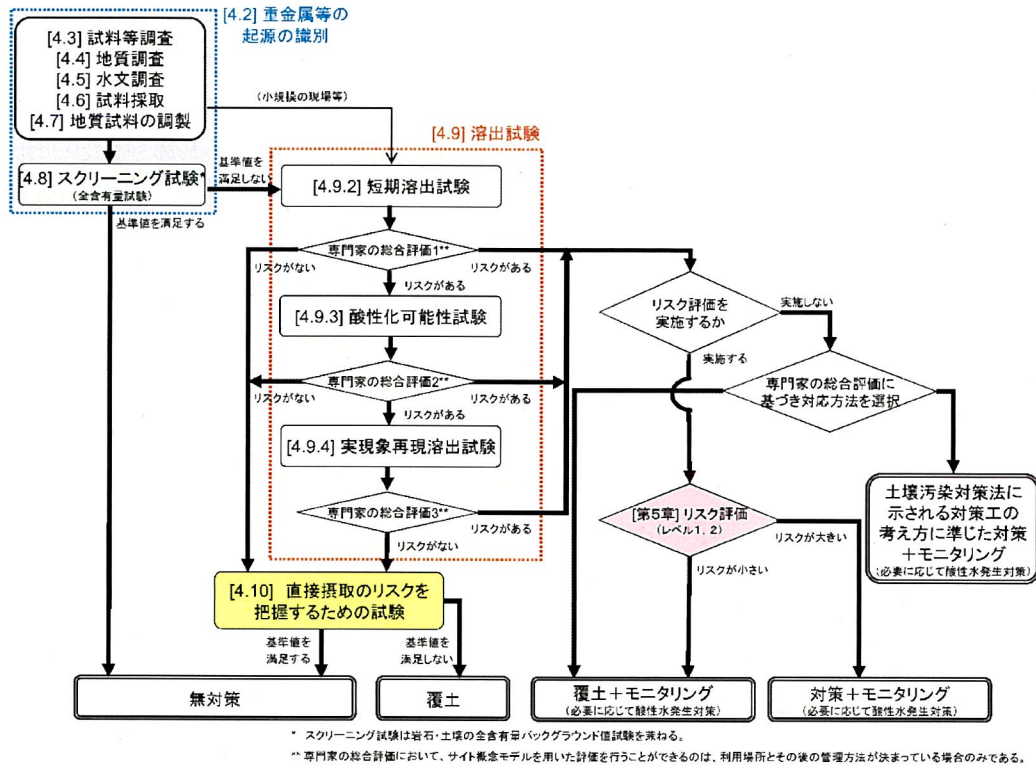


図 5.6.1 調査および試験の流れ：「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版)」より

表 5.6.1 実現象再現溶出試験の種類と特徴

試験方法		試料量	特徴				留意事項
			再現性	最大溶出量	溶出速度	長期溶出	
回分（バッチ）	繰り返し溶出	約 100g	良い	可能	ある程度可能	可能	操作容易
	pH 依存性	不定(5~50g)	良い	可能	困難	場合によっては可能	薬品注意、過酷化学条件溶出
	タンクリーチング（浸漬）	約 400g（有姿）	良い	可能な場合あり	ある程度可能	可能	操作容易、拡散溶出
連続（フロースルー）	カラム	不定（30g~20kg）	良い	可能	可能	可能	装置必要、密度・透水性と溶出量の関係把握
	ラインメーカー	10kg 以上	不明	可能	可能	可能	装置必要、現場条件模擬、溶出量変化把握
	曝露試験 実大盛土	10kg 以上	不明	可能な場合あり	可能	可能	現場条件模擬、溶出量変化把握

連続式で行うものには、カラム試験や暴露試験などがあるが、装置が必要で比較的手間がかかる試験となる。カラム試験は上向流による飽和カラム試験が実施される場合が多く、

上向流飽和カラム試験を汚染土壌からの重金属等の溶出挙動の評価方法として標準化しようとする研究もされている⁴⁴⁾。欧米においては、各国機関がカラム試験の方法を制定しており、例えばISO規格では、カラムサイズ（高さ30 cm×直径5 cm）、通水方法（上向流）、通水速度（15 cm/d）等が標準化されている¹⁾。暴露試験は、土研式雨水暴露試験が対応マニュアルの資料集に紹介されている。ライシメーター試験は、これと同様なものを室内で雨水の代わりに撒水して行う試験である。また、実大盛土試験は、実際の施工を試験的に実施し、計測結果からその対策方法の適用性を判断する方法であり、最も理想的な方法といえるが、事前に試験を実施できる条件が整わない場合も多く、標準的に実施するのは難しい方法である。

今回本研究で実施した大型カラム試験は、カラム試験とライシメーター試験を組み合わせた試験といえる。試験の条件をできる限り現地に合わせ、カラム上部より散水し、不飽和状態の試料内の浸透水を、土壌水分計により計測して解析に用いるパラメータを同定できるようにしている。溶出特性は、溶出モデルの考え方に課題はあるが、試験結果を逆解析して解析パラメータを決定すれば、かなり高い精度で数値解析によるシミュレーションが可能となる。実現象再現試験は、規模が大きくなりがちであり、敬遠される場合が少なくない。本研究で実施した大型カラム試験は、カラムの大きさや散水方法には改良の余地があり、標準化を目指して改善を図っていきたい。

図 5.2.1 では、溶出試験結果に基づいてリスク評価を行うフォローとなっている。対応マニュアルでは、サイト概念モデルとして数値解析によるシミュレーションに用いるパラメータと周辺環境の地質や地下水等の条件、保全対象物までの距離などの情報を用いて掘削ずり処分場およびその周辺環境をモデル化することにより、様々なリスク評価を行う手法を推奨している。数値シミュレーションは、対策工を検討する上でも、様々な方法を比較検討することができ、近年の建設残土処分において大きな課題となっているコスト縮減に貢献できる。また、長期的な視点では掘削ずり処分場が恒久的に安定していることを検討しておく必要があるが、周辺環境の変化を想定したシミュレーションを行うことで評価できる。さらに、通常対策工と合わせて行われる周辺環境のモニタリングの結果を、長期安定性を評価するシミュレーションにフィードバックすれば、予測精度の向上が期待できる。サイト概念モデルによるリスク評価を行う上で、数値解析によるシミュレーションは非常に重要な手法であり、その精度向上は掘削ずり処分場周辺の人的被害のリスクを低減するだけでなく、処分にかかる費用を縮減することにつながる。

本研究で実施した大型カラム試験による実現象再現試験を標準化し、解析パラメータの同定、サイト概念モデルによる数値シミュレーションを高度化できれば、最適な処理方法を導き出せるものと考えている。

5.6.2 合理的な設計に関する一考察

第4章で、ベントナイト混合土による封じ込め対策を実施した岩手県の押角トンネル掘

削り処分場において行ったシミュレーションについて検証した。ここでは、このシミュレーション結果に基づいて合理的な遮水層の層厚について考察してみた。

図 5.6.2 に、処分場の中央断面について O 点（排水暗渠位置）から A 点、B 点を通る外周線の配置を示す。O 点→A 点を P1 区間、A 点→B 点を P2 区間、B 点→O 点を P3 区間として表す。

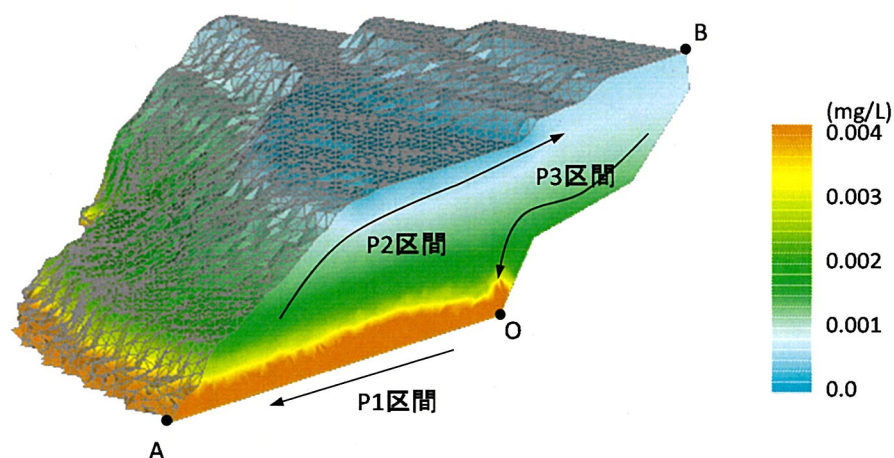


図 5.6.2 中央断面における砒素濃度のコンター（150 日後）と外周線の配置

この 3 区間における通算日数 150 日後の圧力分布と濃度分布を図 5.6.3 と図 5.6.4 に示す。図 5.6.3 の圧力水頭は負圧を表している。排水暗渠の位置で $P = -5\text{m}$ （入力値）であり、最も小さいのは B 点の $P = -30\text{m}$ となっており、標高が高いほど負圧が大きいことを示している。一方、同じ標高（P1 区間）でも A 点付近の水圧が高い（負圧が小さい）のは、処分場の中でも隅角部で水が溜まり易いことを示している。

また、図 5.6.4 は濃度分布を示している。排水暗渠のある O 点付近は砒素が集まるので、P1 区間の始点や P3 区間の終点の濃度が高い。一方、A 点付近は周辺の濃度と比較して高くなっているのが分かる。なお、P2 区間の濃度分布を見ると、比較的濃度が低い領域があるのは、開放区間に該当しており、降雨の浸透で砒素濃度が薄められていることを示している。圧力水頭の分布においても標高の増加に対して圧力水頭の低下がやや緩慢になっていることから降雨の影響が確認できる。

処分場からの汚染流出の危険性が相対的に高いのは、水圧や濃度が高い領域と考えられるので、A 点付近の隅角部に遮水層を厚く設計するなどの配慮が必要と言える。逆に、P2 区間から P3 区間に移る領域は、水圧が低く濃度が低いことから遮水層を相対的に薄くできる可能性がある。

以上に示したのは、水圧分布や濃度分布から遮水層について考察した 1 例であるが、同様の観点から処分場全体の設計を行うことで効率的な遮水層の設計が可能となる。もちろん、遮水層の設計では、他の周辺環境の条件を加えて検討されるべきものであり、さらに長期安定性についても考慮されるべきである。さらに、施工性の面でも配慮されるべき事

項は多くある。このような、複雑な条件を考慮した設計を行うためには数値解析によるシミュレーションは必要不可欠であり、さらにその精度向上のための取り組みが重要であることは明確である。

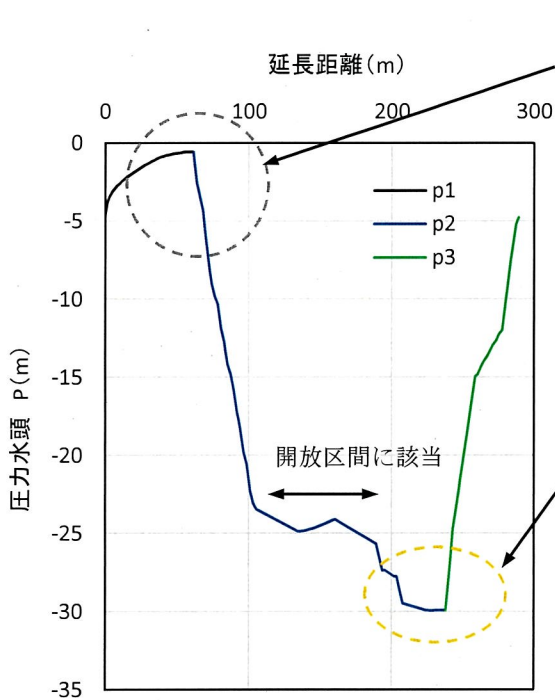


図 5.6.3 外周線に沿った圧力水頭分布

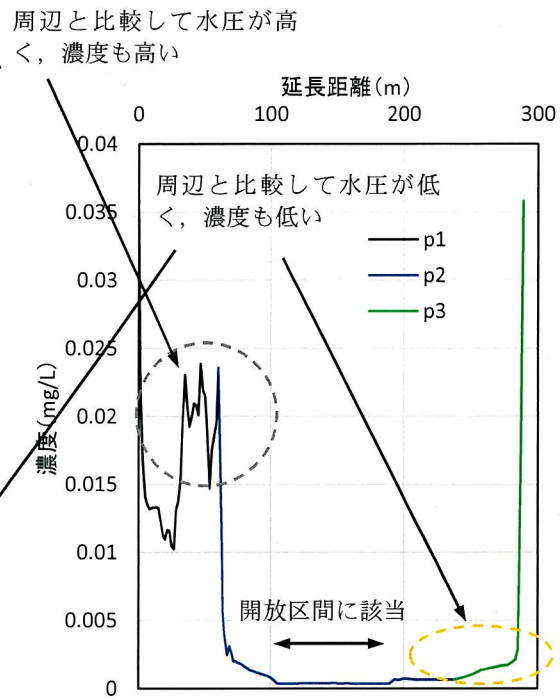


図 5.6.4 外周線に沿った濃度分布

5.6.3 合理的な施工時に関する一考察

掘削ずり処分場の有害物質の溶出に関するリスクは完成後だけでなく、施工時においても配慮されなければならない。産業廃棄物の管理型の最終処分場では、長期に渡り廃棄物を受入れるケースが多く、常時モニタリングを実施しながら厳重に管理されている。建設発生土を処分する場合、このような管理型の最終処分場を利用することもあるが、構造物の一部として利用する場合や、新たに専用の処分場を建設する場合も多くみられる。本研究では、その一例として岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場における調査を実施してきた。当該現場では、砒素の溶出対策工としてベントナイト混合土による封じ込めが適用された。第3章では、遮水層であるベントナイト混合土の施工方法について述べた。施工中の砒素の溶出対策は明確な基準はない。どの発注機関でも施工中の溶出対策および監視を義務付けているが、その方法については個別に協議されている場合が多い。当該現場でも協議が行われ、施工中に盛土した掘削ずりに降った雨について、盛土内への浸透を防ため、降雨時には盛土表面にシートを掛けることとなっていた。また、盛土端部は図6.3.1に示すようにベントナイト混合土を先行して施工し、降雨が外部に行かないように堰堤とし

て機能させた。このように嚴重に管理のもと施工が開始されたが、盛土表面にシートを掛けながら施工することは現実的には難しく、さらにベントナイト混合土は変形しやすく、法面部の施工は困難を極めた。結果的に、盛土表面のシートを止め、盛土内に浸透して排出される浸出水の管理を行うことにより施工を行った。しかし、法面部の施工は、激しい降雨があった場合には、すべてが盛土内に浸透せず、一部が表面水として流れるためベントナイト混合土を先行させる施工方法は継続した。結果的に浸出水が排水基準値を超えることは一度もなく、盛土の表面水も排水基準値を超えていなかったと推察される。図 5.6.5 からも分かるように、ベントナイト混合土を先行して施工する方法では、遮水層として必要な分の約 1.5 倍の材料が必要となる。

このような、施工上の課題に対しても、数値解析によるシミュレーションを事前に実施し、合理的な方法を考案できれば、必要以上の対策を講じることなくコスト縮減を図ることが可能となる。

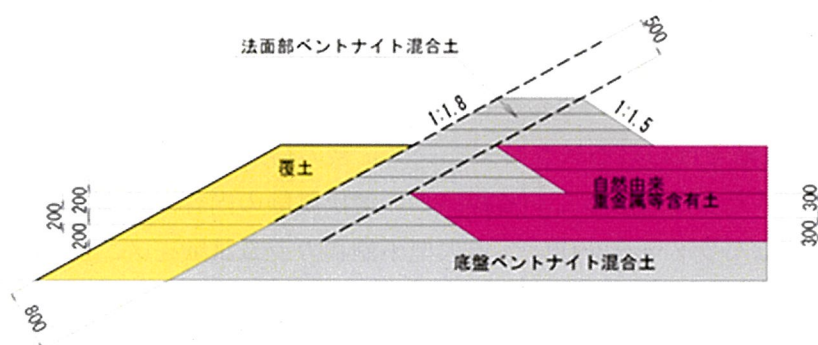


図 5.6.5 法面部における封じ込め構造

5.7 まとめ

本研究の目的は不飽和での砒素の溶出特性の把握であるが、不飽和のカラム試験は実験条件の難しさがあり、飽和カラム試験で補完的に検証を行った。飽和カラム試験と不飽和カラム試験によって、砒素の溶出特性について一定の評価ができたと考えている。飽和カラム試験では、砒素溶出のピークから終息までの一貫した実験が実施でき、通水流量による溶出量の差異も確認できた。一方、不飽和のカラム試験では、含水率や流量の影響を検証することを意図したが、散水流量による含水率の調整が困難で目的とした検証が不十分な結果であった。ずりの粒径はずり粒子の表面積に関わるので、粒度分布による影響も予想されたが、実験では、小粒径と全体粒径の溶出量に大きな違いは確認できなかった。中粒径の結果は参考値ではあるが、他のケースとは異なる傾向が見られた。これは小粒径のずりを含まないことが影響していると考えられる。

砒素の溶出量の解析的な検討では、移流分散方程式の溶出流量を基準溶出流量 q_{a0} と最大溶出量 q_{max} 、体積含水率 θ 、流速 u で定式化した提案式を適用した。理論的には、 q_{max}

はカラム溶出試験で砒素濃度が十分低下するまで測定することで決定できるので、 q_{a0} と実験定数の κ と η を実験結果から同定することで溶出量の定式化が可能である。提案式を用いた実験結果のシミュレーションによって一定の精度で溶出量を再現できることを示した。特に飽和試験では問題なく再現できている。飽和浸透試験と不飽和浸透試験のシミュレーション結果を比較すると、不飽和浸透試験の方が最大溶出量や溶出流量が小さいという結果が得られており、貴重な知見が得られたと考えている。

本研究では、掘削ずりの処分場の設計に際して、周辺地盤の状況を反映した適切な設計に数値シミュレーションの適用を考えている。現地のずりを用いたカラム溶出試験と併せた数値シミュレーションが有効であることが示せた。今後は、カラム試験の条件をさらに検討し、溶出特性の提案式の精度向上を図りたい。また、本研究では溶出パラメータの同定は最小2乗法により決定したが、今後は逆解析手法により決定するシステム化も検討する予定である。

これまでの研究成果で得られた掘削ずり処分場の数値解析によるシミュレーション手法を、現在有害物質を含む建設発生土の処分方法に関するガイドラインとなっている「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」に照らし合わせて、その実用方法について考察した。その結果を以下にまとめる。

- 1) 調査・設計段階で行われるスクリーニング試験の結果、基準を満たさない場合には溶出試験を実施することとなっているが、この溶出試験の内容を考案するシミュレーション手法に必要なパラメータを決定する大型不飽和カラム試験をメニューに入れることで、より高度な実現象の再現が可能となる。ただし、事前調査段階で大量の試料が必要となるため装置の小型化などは今後の課題である。
- 2) リスク評価の段階で、大型不飽和カラム試験で得られたパラメータを用いて数値シミュレーションを実施することにより、現在より高度な評価を行うことが可能である。
- 3) さらに、対策工の合理化の検討にも数値シミュレーションを利用でき、コスト縮減できる可能性がある。
- 4) 施工時においても、様々な状態を数値シミュレーションで検証することが可能となり、施工の合理化が期待できる。

第6章 結論

6.1 研究成果の総括

本研究は、自然由来の砒素を含む建設発生土の封じ込め処分場における最適な設計・施工方法を考案することを目的として、実際の掘削ずり処分場において、工事の進捗に合わせて一部未完成のまま約1年間放置されることを利用して、盛土上部に開放箇所をつくり、降雨の浸透に伴う浸出水の挙動を調査した。これは、実規模の暴露試験と捉えることもでき、これまでこの規模での調査、研究が行われた事例は見当たらない。現場では、まず、掘削ずり中の砒素の分布を調べるためボーリング調査を行い、ボーリングコアから採取した試料の溶出試験を行った。また、掘削ずりの浸透特性を把握するために地表部で土壌水分計を用いた不飽和透水試験を実施した。さらに、ボーリング孔を利用して、注水後の水位低下の速さを計測し、その状況を浸透流解析することで不飽和透水係数を導き出すことも試みた。得られたデータから掘削ずり処分場全体をモデル化し、3次元の移流分散解析を実施し、浸出水および砒素の溶出の挙動について考察した。この段階では、ボーリング調査で得られた砒素の分布までは反映できず、全体を平均した数値で均質な状態であると仮定した。解析結果では、浸透特性については全体の水収支を再現するに至ったが、砒素の溶出については全くその挙動をとらえるまでには至らなかった。そこで、現場をできるだけ模擬した実現現象再現試験として大型カラム試験装置を製作し、降雨を模擬した散水を上部より行い、下部から採取した浸出水を分析する試験を行った。溶出モデルを仮定し、試験結果と照らし合わせて、その妥当性を検証する方法で、条件を変えた試験をいくつか実施した。その結果いくつか課題はあるものの、砒素の溶出をある程度再現でき、仮定した溶出モデルの妥当性が確認できた。大型カラム試験を実現現象再現試験として標準化し、解析パラメータを同定できれば数値シミュレーションの高度化が図れ、掘削ずりの処理方法を最適化し、環境リスク評価の高度化、建設コストの縮減、および施工の合理化が期待できる。

第1章では、研究の背景として、環境問題に対する法整備について触れ、特に近年問題が顕在化している建設発生土に含まれる有害物質への対応について現状を整理した。これらのことを踏まえて、本研究の目的と方向性についてまとめた。

第2章では、既往の研究調査を行い、有害物質を含有する建設発生土の処理に関する知見をまとめた。主な知見は以下のとおりである。

- ・各重金属が産出される鉱山は全国に点在しており、鉱石に含まれる重金属の含有量は環境基準値を大幅に上回る。このため、鉱山付近で建設工事を行う際には、環境汚染リスクが相当に高いと認識すべきである。
- ・鉱山位置と地質構成の関係を見れば、事業計画段階で環境汚染のリスクを評価できる。

少しでも低リスクの選択ができれば、環境リスクの低減や建設コストの縮減につながる可能性がある。したがって、環境汚染リスクマップのような事前評価のための情報を充実させることが有用である。

- ・現在の建設工事で発生する自然由来重金属等含有土の対策での課題は、大別すると以下の2項目である。
 - ① 公定法（環境省告示第18号）による溶出量の判定を的確かつ短期間に行う方法の確立。特に岩石を対象とした場合には、2mm以下の試料を作成するために前処理として試料を粉砕しているため、過大に見積もられる可能性がある。
 - ② 実際の溶出現象は環境や対策の方法により異なるため、できるだけ実現象を再現した試験により溶出リスクを評価するべきであるが、それらの試験は大規模になりがちであり、さらに実現象を再現するには多くの時間を要するため、長期的な溶出の挙動を短期間で評価できる手法が必要である。
- ・重金属等を含む掘削ずりを処分あるいは再利用する方法として、遮水工封じ込め、不溶化工、吸着層工が実用化されているが、遮水工封じ込めが適用される場合が多く、遮水層として自己修復性があるベントナイト混合土と遮水シートを組み合わせるケースが増えてきている。
- ・遮水工封じ込めにおける遮水シートは、施工が難しいうえに高額な費用がかかることが大きな課題のひとつとなっている。環境基準値を超える自然由来の重金属等の溶出の可能性のある建設発生土では、そのレベルに合った処理方法について合理化を追求することは社会的要請であり、その中でも遮水シートの必要性については十分な議論が必要である。
- ・本論で調査した岩手県の押角トンネル掘削ずり処分場では、遮水シートを使わずベントナイト混合土だけで遮水工封じ込めを行っており、遮水工封じ込めの合理化のモデルケースとして位置付けられる。
- ・自然由来の重金属等を含有する建設発生土の処理については、最終的にそれを処分するサイトの環境を考慮したリスク評価を行ったうえで対策を決める必要があり、サイト概念モデルによるリスク評価が有効である。サイト概念モデルによるリスク評価は、解析のパラメータ同定のための調査費用が膨大となることや、解析上の技術的判断が必要となることなどの課題があるものの、対策工の合理化を進めるうえで、数値解析によるシミュレーションは有効な方法であり、実用的な解析手法の確立が期待される。
- ・要対策土からの重金属の溶出や分散のシミュレーションを行うためには、不飽和土壤中での物質の移動を取扱う必要がある。不飽和状態では土壌水分の移動は定常ではなく、土壌水分率も一様ではないため、すべてを正確に捉えることは不可能であり、実験的な検証結果を組み合わせできるだけ単純化した予測方法を導く必要がある。

第3章では、実際の掘削ずり処分場での検証結果について整理し、以下の成果を得た。

- ・時間降水量が 40 mm 以上の降雨では、降雨後に浸出水が連動して上昇することが確認できた。また、期間中の計測累計数量では浸出水量の方が降水量よりも多い結果であったが、蒸発散量を加味したとしても、その数量は計測開始以前の降雨により内部に貯留された水量で説明できる。
- ・完成後の掘削ずり処分場においてボーリング調査を実施し、コアを用いた溶出試験を行うことで、盛土内の砒素の分布を把握した。掘削した岩石は断面毎に浅部、深部ともに混合されること、施工時には起点側と終点側のそれぞれから仮置場に集約したことにより平均化され、地山と比較して、盛土内は濃度のばらつきが小さくなっていた。
- ・表層および降雨時の原位置不飽和試験結果と観測孔における注水試験結果から得られた飽和透水係数は試験方法によって差が見られた。不飽和パラメータの係数については試験方法に関わらず同様の値となっており、浸潤面の先端で透水性が急激な変化を表すような特徴的なパラメータで一致した。

第 4 章では、現場検証で得られた結果を 3 次元移流分散解析で分析した結果を整理し、以下の成果を得た。

- ・押角トンネルの掘削ずり処分場を対象に原位置試験で得られた物性値を用いて浸出水の不飽和浸透流解析と砒素の移流分散解析を実施した結果、浸出水の不飽和浸透流解析では、初期全水頭を仮定して内部水を考慮することで浸出水の流量について一定の再現ができることを確認した。
- ・浸出流量の流量記録では、降雨が多い時期には浸出水も一時的に増加する傾向が見られたが、不飽和浸透流解析では十分には再現できなかった。
- ・砒素の移流分散解析では、浸出水の砒素濃度が、日数の経過とともに増加する傾向は再現できているが、定量的に評価できるところまでは至らなかった。
- ・原位置試験で得られた透水係数や溶出係数を調整して、浸出水や砒素濃度の再現解析を行った結果、降雨量が一時的に多い時期においても浸出量の増加を精度よく評価できることが分かった。積算浸出量も一時的な増加の傾向が良く再現できた。
- ・砒素の計算上の溶出量についても、降雨量の増減を反映した溶出量が評価できた。
- ・適用した解析手法では、物性値を見直すことで実現象を精度よく再現できることが分かったが、物性値の決め方に大きな課題があることが示された。

第 5 章では、掘削ずりの溶出特性を調べるために実施した要素試験の結果を整理した。その主な成果は、以下のとおりである。

- ・飽和カラム試験では、通水流量が大きいほど砒素の累積溶出量が大きくなる結果となった。
- ・不飽和のカラム試験では、ずりの粒径はずり粒子の表面積に関わるので、粒度分布による影響も予想されたが、実験では、小粒径と全体粒径の溶出量に大きな違いは確認でき

なかった。

- ・砒素の溶出モデルを定式化し、提案式を用いた実験結果のシミュレーションによって一定の精度で溶出量を再現できることを示した。特に飽和試験では問題なく再現できた。
- ・飽和浸透試験と不飽和浸透試験のシミュレーション結果を比較すると、不飽和浸透試験の方が最大溶出量や溶出流量が小さいという結果が得られた。

第 6 章では、これまで成果を掘削ずり処分場の調査・設計および施工に照らし合わせ、ガイドラインを考案する過程での利用方法について考察し、その有用性を示した。

- ・調査・設計段階で行われるスクリーニング試験の結果、基準を満たさない場合には溶出試験を実施することとなっているが、この溶出試験の内容を考案するシミュレーション手法に必要なパラメータを決定する大型不飽和カラム試験をメニューに入れることで、より高度な実現象の再現が可能となる。ただし、事前調査段階で大量の試料が必要となるため装置の小型化などは今後の課題である。
- ・リスク評価の段階で、大型不飽和カラム試験で得られたパラメータを用いて考案するシミュレーションを実施することにより、現在より高度な評価を行うことが可能である。
- ・対策工の合理化の検討にもシミュレーションを利用でき、コスト縮減できる可能性がある。
- ・施工時において、様々な状態をシミュレーションで検証することが可能となり、施工の合理化が期待できる。

6.2 今後の課題と展望

最後に、本研究を取りまとめるにあたり得られた今後の展望について述べる。

(1) 大型カラム試験の改良と実現象再現試験としての標準化

重金属の溶出特性は、平成 3 年環境庁告示第 46 号（環告 46 号試験）の液固比 10 のバッチ式試験で評価されている。本試験は、簡易で再現性が高いが、実環境における重金属の溶出とは大きく異なる条件で実施されている。これに代わる試験方法として、実現象再現試験の実施が提唱されている。その中で、最も簡易で再現性の高い方法として上向流飽和カラム試験がある。これは、比較的小型のカラムに試料を詰め、1 日 15 cm 程度の流速で下から注水して飽和状態を作って上部より採水して重金属の溶出量を計測するものである。確かにこの方法は、バッチ式試験と比較すると実現象を模擬できているといえる。しかし、実際に起こる現象は上部から不飽和状態で浸透水が試料の空隙を縫って流れ、その間に試料から溶出される重金属を取り込みながら下方に移動し、浸出水として排出される。これを模擬することは比較的単純な試験装置で可能である。本研究では、極力現地を再現できるように大型のカラムを用意し、できるだけ大きな粒径の試料を使えるようにした。また、降雨を模擬した散水では、できるだけ均等でかつ調整できる散水量の幅が大きいノズルを

用意した。ただし、これは既に盛土された場所から試料を大量に採取することが可能であるため実現できたことである。試料の詰め方等に課題はあるものの試験の再現性は想像以上に高く、その点では実用性があると感じられた。多くの条件で試験をするには、試験時間の長さや試料の調達、さらに試料の作製などの労力などを考えると、かなりの無理があるといえる。

実用性を考えると、やはり小型のカラムで実施可能な上向流飽和カラム試験が理想的であり、今後は大型カラム試験と同時に上向流飽和カラム試験も実施し、二つの試験の関係性を検証することで、大型カラム試験で得られる情報を上向流小型カラム試験で補完できるようにすることが望まれる。

また、本研究では砒素の溶出における化学的作用などについては全く言及していない。酸化還元反応により、酸性状態のときに砒素の溶出が促進されるなど、既知の現象が多くあり、それらについても大型カラム試験に取り入れ、数値シミュレーションの中で定式化していく必要があると考えている。また、今回は押角トンネル掘削ずり処分場の試料を用いて一連の試験を行ってきたため、対象とする重金属を砒素に限定してきたが、今後他の重金属についても検証していく必要がある。

(2) 数値シミュレーションの高度化

現在においては、3次元数値シミュレーションが比較的容易に実施できる。そのため、様々な条件を設定してシミュレーションを行うことで、設計・施工における事前検討を非常に高度なレベルで実施することができる。現場における計測機器も高度化しており、実現象の予測精度は今後ますます向上していくものと期待できる。しかし、本研究でも明らかとなっているが、結果を再現するシミュレーションはパラメトリックスタディを繰り返すことにより、あたかも実証できたかのような錯覚に陥りやすい。実現象の予測は、あくまでも未だ生じていない現象を予測することであり、使用するパラメータの確からしさが重要である。したがって、多くの実現象を検証できて初めてその信憑性が証明される。そういった意味で本研究は未だ始まったばかりだといえる。事前調査の段階で標準化された実現象再現試験を行い、決定したパラメータを用いて数値シミュレーションを行い、その結果が実際の現象を正確に予測できるようになるまで、繰り返し実現象再現試験を実施する必要があると考えている。ただし、いくら正確に予測できる方法が確立できても、それを導き出す過程が煩雑であれば普及するのは難しい。現在サイト概念モデルによる数値シミュレーションがあまり行われていないのも、複雑な解析方法にある。したがって、将来的には簡易な解析手法で評価できるようにする必要がある。

(3) 押角トンネル掘削ずり処分場における追加調査

押角トンネルの掘削ずり処分場では、開放部を閉じて以降は徐々に浸出水が減少し、最終的に完全になくなるものと予測していた。しかし、2019年10月にキャッピングが完了

して約 2 年が経つが、未だに浸出水が止まっていない。遮水層であるベントナイト混合土は $1.0 \times 10^{-6} \text{cm/sec}$ 以下の透水係数であり、周辺の地下水が遮水層を通して盛土内に流入することは考えられる。地下水が滞水しないように地下排水設備として、排水管を設置しており、降雨時には排水管からの排水が確認できる。浸出水管からの排水は、降雨時に多くなる傾向があり、外部水が盛土内への流入している可能性が高いといえる。この現象は、設計段階で想定しているものとは異なり、遮水層による封じ込めが機能し、盛土内に保有される水が外部と遮断され、恒久的に重金属の溶出を抑えることができるという考えを覆すものである。もちろん、これが施工上の問題が原因で発生している可能性は否定できない。浸出水が止まらない状態で浸出水管を塞ぐ措置をすることは、盛土内部の水位が上昇し、遮水層に水圧が作用して想定外の事態を招きかねない。そのため、現在も浸出水管を閉塞せず、浸出水の管理を行っている。浸出水は、pH は 12 程度と高い値を維持しているが、砒素濃度は排水基準以下であり、中和処理を行った後に河川に放流している。

このような、状況の中で押角トンネル掘削ずり処分場の事後調査を引き続き実施することを計画している。調査は、まず処分場周辺の地下水の状況を把握するために、周辺にボーリングを行い、地下水位を観測する。また、盛土内部にもボーリングを行い、盛土内の水位や気圧の変動を計測する。浸出水および降雨については、連続的に計測を行い、これまでの測定結果と合わせて検証を行っていく。さらに、地下排水管から排出される地下水の分析を行い、砒素の溶出の有無や浸出水との成分の比較などを実施し、地下水の盛土内部への流入について検証する。これら追加調査の結果を踏まえ、掘削ずり処分場の設計・施工において、新たに考慮すべき事項について考察する予定である。

押角トンネル掘削ずり処分場は、図 6.2.1 に示す対応マニュアルの封じ込め対策にある遮水シートの施工を省略している。

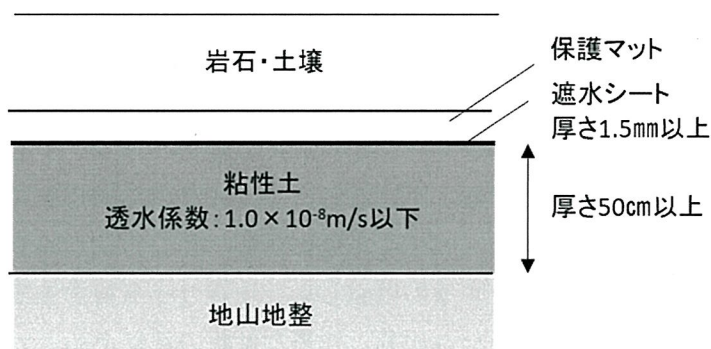


図 6.2.1 土壤汚染対策法に基づく遮水工の構造（粘性土の場合）

遮水シートの施工は特に岩石が対象となると施工中に破損するケースが多くみられ、盛土が進捗する過程で発生するため、発生個所を特定することが難しいといった問題がある。

そのため、その下地となる地山の整地や支持力の確認が重要となる。また、遮水層が変形しやすい粘土層のため盛土が進捗するのに合わせて土圧が増加し断面変化点などで想定外の変形が発生する可能性がある。この変形に遮水シートが追随できず破損することが考えられる。特に大規模な盛土では、遮水層や遮水シートに作用する土圧が大きく慎重に検討する必要がある。押角トンネル掘削ずり処分場では、遮水シートを使用しなくても、砒素の溶出を排水基準以下に抑制できるという判断で、遮水層のみの設計となった。実際、浸出水は止まらず難透水性の遮水層を介して水の行き来があると想像される。これが事実であったとしても、ある程度の水の行き来を容認したうえで、砒素の溶出を基準値以下にすることができており、現時点では設計上の判断は正しかったといえる。遮水シートは材料費が掛かるだけでなく、施工に手間がかかり、破損のリスクにも配慮が必要で、工事の進捗にも大きな影響がある。押角トンネルの掘削ずりのように、比較的重金属の溶出レベルが小さい場合などは、遮水シートを省略する判断は十分あり得るといえる。浸出水の砒素濃度からすると遮水層すら必要ないレベルとも言えなくはないが、環境の影響により溶出レベルは変化し、特に酸性化が進むと顕著になる。そのため、環境の影響からの保護という意味で遮水層を設けることの意義は大きい。不溶化技術や吸着技術なども処分にかかる費用を抑制する効果が期待される技術であるが、封じ込めにおいてもさらに合理化を進めていくことが期待される。一方で、長期的な視点で重金属の溶出リスクの変化を確認しておく必要がある。特に押角トンネル掘削ずり処分場のような新たな試みで施工された現場の経過を観察した事例は少なく、今後の追加調査やモニタリングの結果を含めて安全性の評価を行い、設計にフィードバックしていくことが重要であると考えている。

(参考文献)

- 1) 土壤汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第3版）：環境省，2019
- 2) 平成30年度土壤汚染対策法の施行状況及び土壤汚染調査・対策事例等に関する調査結果，環境省，2020
- 3) 奥村 興平・桜井 國幸・門間 聖子：岩石由来の環境汚染に関する調査について，応用地質技術年報，No.26，p79-93，2006
- 4) 和田 信一郎：土壤中における重金属類の動態，地球環境 Vol.15 No.1，p15-21，2010
- 5) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会：建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版)，国土交通省，2010.
- 6) 熱田真一・孫 躍・太田岳洋：自然地盤における砒素溶出機構の検討，応用地質，Vol.59，No.6，pp.430-445，2019
- 7) 建設リサイクル推進計画2020（案）：国土交通省，2020，p2
- 8) 平成30年度建設副産物実態調査結果：国土交通省
- 9) 鬼形正伸：ベントナイトの特性とその応用，粘土科学，Vol.46，No.2，pp.131-138（2007）
- 10) 石井卓・中島均・三谷泰浩：ベントナイト混合土の透水係数の長期変化に関する研究の現状，粘土科学，Vol.36，No.4，pp.210-223（1997）
- 11) 土壤汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）：環境省2012，516p.
- 12) 島田允堯：自然由来重金属等による地下水・土壌汚染問題の本質：ヒ素，応用地質技術年報（29），pp31-59，2009
- 13) 低コスト・低負荷型土壤汚染調査対策技術検討調査：環境省，<http://www.env.go.jp/water/dojo/gijyutsu/index.html>
- 14) 都が選出する土壤汚染調査（重金属等）の簡易で迅速な分析技術の詳細について：東京都，http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/chemical/soil/information/analysis/heavy_metals.html
- 15) 佐々木裕子（2008）：東京都における土壌中の重金属やVOC等の簡易迅速分析技術の選定と活用，水環境学会誌，Vol.31，No.8，pp.415-418.
- 16) 吉川光英・執行響子・佐々木裕子（2009）：土壌の簡易迅速分析技術の活用と普及のための検討，東京都環境科学研究所年報，pp.149-153.
- 17) 五十嵐敏文・斉藤綾佑・長沢俊輔・朝倉国臣・木村裕俊（2005）：カラム溶出試験による緩衝鉱物の酸性水中和現象の解明，応用地質，Vol.46，No.5，pp.256-264.

- 18) 肴倉宏史・保高徹生・井野場誠治・渡邊保貴・中村謙吾・藤川拓朗 (2015) : 環境影響評価のためのカラム通水試験の標準化に向けて, 地盤工学会誌, 63 (1), pp.18-21.
- 19) Yasutaka, T., Naka, A., Sakanakura, H., Kurosawa, A., Inui, T., Takeo, M., Inoba, S., Watanabe, Y., Fujikawa, T., Miura, T., Miyaguchi, S., Nakajou, K., Sumikura, M., Ito, K., Tamoto, S., Tatsuhara, T., Chida, T., Hirata, K., Ohori, K., Someya, M., Katoh, M., Umino, M., Negishi, M., Ito, K., Kojima, J. and Ogawa, S. :
Reproducibility of up-flow column percolation tests for contaminated soils, *Journal Plos One*, 12 (6). 2017
- 20) 浦越拓野・川越 健・太田岳洋・孫 躍・熱田真一・仲野允浩・劉 昶明 : 周期的な注水によるカラム溶出実験, 日本応用地質学会研究発表会講演論文集, pp.139-140, 2016
- 21) 熱田真一・孫 躍・太田岳洋 : 自然地盤における砒素溶出機構の検討, 応用地質, Vol.59, No.6, pp.430-445, 2019
- 22) 太田岳洋 : 自然由来の重金属汚染問題と事例, *the Japanese Geotechnical Society*, 58(3), pp.76 - 86, 2010
- 23) 阿南修司・柴田光博・品川俊介・佐々木靖人 : 岩石による環境汚染リスクマップ, 応用地質, 第47巻, 第6号, 354-359頁, 2007
- 24) 阿南修司・岩石由来の環境汚染対策研究グループ(2004): 岩石に由来する重金属汚染リスクの分布調査, 平成16年度研究発表会講演論文集, 日本応用地質学会, pp. 329-332.
- 25) 阿南修司(2005): 岩石に由来する土壌・地下水汚染に関する研究, *土木技術資料*, Vol. 47, No. 1, pp. 9-10.
- 26) 佐々木靖人・阿南修司・伊藤政美・岩石由来の環境汚染対策研究グループ(2006): 土木分野における自然由来の重金属問題への対応, *地質と調査*, No. 108, pp. 8-13.
- 27) 産業技術総合研究所地質調査総合センター編(2003): 100万分の1日本地質図第3版, CD-ROM第2版, 数値地質図G-1, 産業技術総合研究所地質調査総合センター.
- 28) 関西圏地盤研究会(2007) : 自然地盤に含まれる重金属類. 新関西地盤 -大阪平野から大阪湾-2007, 229-232.
- 29) 環境省 水・大気環境局 (2017) : 平成27年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果, 87p. <http://www.env.go.jp/water/report/h29-01/index.html>
- 30) 環境省 水・大気環境局 (2016) : 平成27年度地下水質測定結果, 95p. <https://www.env.go.jp/water/report/h28-03/index.html>
- 31) 吉村尚久・赤井純治 (2003) : 土壌および堆積物中のヒ素の挙動と地下水汚染—総説一, *地球科学*, 第57号, pp.137-154.
- 32) 益田晴恵 (2000) : 地殻表層付近のヒ素の挙動と地下水汚染の拡大機構, *地下水学会誌*, 第42巻, 第4号, pp.295-313.

- 33) 丸茂克美 (2007) : 自然由来の重金属に起因する土壤汚染問題への地球科学的アプローチ, 地学雑誌, Vol.116, pp.877-891.
- 34) 和田信一郎 (2010) : 土壤中における重金属類の動態, 地球環境, Vol.15, No.1 pp.15-21.
- 35) Sadiq, M. (1997) : Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water Air and Soil Pollution* Vol.93: 117-136.
- 36) Savage, K. S., Bird, D. K. and Ashley, R. P. (2000) : Legacy of the California Gold Rush: Environmental Geochemistry of Arsenic in the Southern Mother Lode Gold District, *International Geology Review*, 42 (5) , pp.385-415.
- 37) Tabelin, C. B. and Igarashi, T. (2009) : Mechanisms of arsenic and lead release from hydrothermally altered rock, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.169, pp.980-990.
- 38) Tabelin, C. B., Igarashi, T. and Tamoto, S. (2010) : Factors affecting arsenic mobility from hydrothermally altered rock in impoundment-type in situ experiments, *Minerals Engineering*, Vol.23, pp.238-248.
- 39) 島田允堯 : 自然界におけるヒ素の存在状態と挙動, 特別講演およびシンポジウム予稿集 平成 20 年, pp.1-10, 2008.
- 40) 環境省 : 指定基準値の設定の考え方, http://www.env.go.jp/water/dojo/sesaku_kondan/06/mat02.pdf
- 41) Parkhurst, D. L. and Appelo, C. A. J (2013) : Description of Input and Examples for PHREEQC version 3 - A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations, *U.S. Geological Survey Techniques and Methods*, book 6, chap.A43, 497p.
- 42) 太田岳洋・丸茂克美・熱田真一 (2013) : 土壤・岩石のバッチ式溶出試験の熱力学的解析, 13th Japan Symposium on Rock Mechanics & 6th Japan-Korea Joint Symposium on Rock Engineering, pp.601-606.
- 43) 須藤孝一・米田剛・小川泰正・山田亮一・井上千弘・土屋範芳 : 竜の口層の堆積岩における重金属類の溶出挙動および形態変化に及ぼす風化の影響, *応用地質*, Vol.51, No.4, pp.181-190, 2010
- 44) 中村謙吾, 保高徹生, 藤川拓朗, 竹尾美幸, 佐藤研一, 渡邊保貴, 井野場誠治, 田本修一, 肴倉宏史 : 上向流カラム通水試験の標準化に向けた重金属等の溶出挙動評価, *地盤工学ジャーナル* Vol.9, No.4, pp.697-706, 2014
- 45) 堀内将人 : 不飽和土壤中での重金属等の物質移動の評価, *環境技術*, Vol.31No.11(2002) pp.871-878
- 46) Selim, H.M.: Transport of reactive solutes during transient, unsaturated water flow in multilayered soils, *Soil Sci.* 126, 127-135 (1978).

- 47) Beese, F. and Wierenga, P.J.: Solute transport through soil with adsorption and root water uptake computed with a transient and a constant flux model, *Soil Sci.*129, 245-252 (1980)
- 48) 堀内将人他:不攪乱土壌カラム内での非吸着性物質移動の解析—野外土壌中での物質移動予測のための予備的検討—,京都大学環境衛生工学研究会第 11 回シンポジウム講演論文集, 150-157 (1989)
- 49) Bigger, J.W. and Nielsen, D.R.: Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil, *Water Resour. Res.* 12, 78-84 (1976)
- 50) 品川俊介: 建設工事における自然由来の重金属汚染への対応の現状と課題: 日本応用地質学会, 特別講演およびシンポジウム予稿集 平成 20 年, pp.28-33, 2008
- 51) 龍原毅・乾徹・勝見武: 土の化学・物理と自然由来の重金属問題, *地盤工学会誌*, 59-2 (637), pp.52-59, 2011
- 52) (社) 土壌環境センター(2003): 土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説
- 53) 宇佐見貞彦・工藤賢悟・今泉繁良・加藤啓樹・柴田健司: 変形したベントナイト混合土の遮水性能, 第 18 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp697-699, 2007
- 54) 佐々木幹夫・木村裕俊・赤澤正彦・長谷川利晴: 八甲田トンネルで発生する鉱化変質岩の環境対策, *土と基礎*, 53-5 (568), pp.8-10
- 55) 服部修一・太田岳洋・菊地良弘: 八甲田トンネルにおける掘削残土の酸性水溶出に関する判定手法の評価, *応用地質*, Vol. 47, No. 6, pp. 323-336, 2007
- 56) 奥村興平・桜井國幸・中村直器・森本幸男: 自然起源の重金属等による環境への影響と対策, *Journal of Geography*116 (6), pp.892-905, 2007
- 57) 倉増敬: 対策必要土における封じ込め遮水工法の施工管理等について, *地盤工学会中部支部第 25 回調査・設計・施工技術報告会*, pp43-48, 2016
- 58) 山脇慎, 中野正樹, 三嶋信: 新東名高速道路盛土建設における重金属含有土対策, *地質と調査* 2013(1), pp.20-28, 2013
- 59) 藤原拓也・高橋裕樹・山本隆広: サイト概念モデルによる重金属等を含むトンネル掘削土の対策事例, 第 61 回 (平成 29 年度) 北海道開発技術研究発表会, 2017
- 60) A. Ogata and R. B. Banks (1961): A Solution of the Differential Equation of Longitudinal Dispersion in Porous Media, *US Geological Survey Professional Papers* 411-A, 1961.
- 61) 太田岳洋・丸茂克美・熱田真一: 熱力学シミュレーションから見た溶出量試験, *日本応用地質学会研究発表会講演論文集* 平成 23 年, pp.85-86, 2011
- 62) Parkhurst and Appelo (1999): *Water-Resources Investigation Report* 99-4259, U.S.G. S.,312p.

- 63) 太田岳洋・石原朋和：自然地盤中の重金属による環境への影響を評価する，RRR，Vol.69，No.7，pp.20-23，2012
- 64) 高橋聡，永広昌之，鈴木紀毅，山北聡：北部北上帯の亜帯区分と渡島帯・南部秩父帯との対比：安家西方地域のジュラ紀付加体の検討，地質学雑誌，pp.1-22，2016
- 65) 大上和良，永広昌之：北部北上山地の先宮古統堆積岩類に関する研究の総括と現状，地球科学，42，pp.187-201，1988
- 66) 永広昌之，川村信人，川村寿郎：東北地方 第 1 章 中生界 概説および構造区分，日本の地質増補版編集委員会編 日本の地質増補版，pp.49-50，2005
- 67) 株式会社建設技術研究所：一般国道 340 号押角トンネル設計調査業務 報告書【トンネル設計編】，pp.4-32-4-39，2015
- 68) 3.5) 富樫貴司，今井登，奥山（楠瀬）康子，田中剛，岡井貴司，粕武，村田泰章，青山秀喜：日本列島の“クラーク数”，若い島弧の上部地殻の元素存在度，地質ニュース，No.558，pp.25-33，2001
- 69) Faure, G. : Principles and Applications of Inorganic Geochemistry., MacMillan Pub., pp.626, 1991
- 70) Ishihara, S., Teraoka, Y., Terashima, S., Sakamaki, Y. : Chemical variation of Paleozoic-Cenozoic sandstone and shale across the western Shikoku district, Southwest Japan., Bull. Geol. Surv. Japan, 36, pp.85-102, 1985
- 71) 一般社団法人土壌環境センター：平成 28 年度 技術委員会 報告書 汚染土壌等の適正な利用に関する検討事業，pp.10-24，2017.5
- 72) 伊藤達也，土路生修三，手塚仁，小篠一伸：自然由来重金属を含む掘削ずりの管理システム，土木学会第 30 回建設マネジメント問題に関する研究発表・討論会講演集，pp.34-36，2012.12
- 73) 鈴木奨士，三浦俊彦，井出一貴，伊藤健一，加藤雅彦：トンネル掘削頁岩における岩塊ごとの理化学性と重金属類溶出性，第 53 回地盤工学研究発表会（高松）論文集，pp.2345-2346，2018.7
- 74) 三浦俊彦，久保博，藤井研介：自然由来の砒素を含むトンネル掘削ずりの環境対策事例，第 40 回地盤工学研究発表会（函館）論文集，pp.2609-2610，2005.7
- 75) 高橋輝明，藤井研介，五十嵐敏文，掛田浩司，山田信行：北海道中越地域における鉱化変質作用に伴うヒ素の分布・溶出特性，応用地質第 52 巻第 2 号 pp.46-54，2011
- 76) 田本修一，伊東佳彦：サイト概念モデルに基づく自然由来重金属対策の検討について－道路建設現場におけるリスク評価と盛土モニタリング実験（その 1）－，第 53 回地盤工学会北海道支部技術報告集，pp.185-190，2013.1
- 77) 新藤和男，河口達也：リスク評価に基づくトンネル掘削ずりの対策事例－自然由来重金属対策におけるコスト縮減方法－，応用地質技術年報 No.32，pp.99-108，2013

- 78) 森研一郎, 門間聖子, 佐々木正春, 堀修, 野溝昌宏: 地下鉄建設工事における重金属を含む海成泥岩の対策について, 第8回環境地盤工学シンポジウム発表論文集 pp.197-202, 2009.7
- 79) 品川俊介, 佐々木靖人: 岩石に含まれる自然由来重金属等の溶出特性評価方法, 土木技術資料 52-6, pp.10-13, 2010
- 80) 嘉門雅史, 勝見武, 独立行政法人土木研究所, 一般財団法人土木研究センター地盤汚染対応技術検討委員会: 建設工事で発生する自然由来重金属等含有土対応ハンドブック, pp.54-58, 2015.3
- 81) 品川俊介, 阿南修司: 自然由来重金属等含有発生土を用いた盛土・大型カラムの観測, 日本応用地質学会平成27年度研究発表会講演論文集, pp.51-52, 2015.9
- 82) 乾徹, 片山真理子, 勝見武, 高井敦史, 嘉門雅史: 屋外暴露試験による自然由来重金属を含有する岩石の長期溶出挙動評価, 材料 63 巻 1 号, pp.73-78, 2014
- 83) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会: 建設工事における自然由来重金属等岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版), pp.29, 2010
- 84) 東海旅客鉄道株式会社: 中央新幹線(東京都・名古屋市間)環境影響評価書【東京都】他, pp.8-8-3-1, 2014
- 85) 国土交通省中部地方整備局新丸山ダム工事事務所: 中部地方整備局岐阜県内建設発生土処理対策委員会: 新丸山ダム事業(第1回)委員会概要, http://www.cbr.mlit.go.jp/shinmaru/605_oshirase/20170227/20170227.pdf, 2018.12
- 86) 一般社団法人土壌環境センター: 平成26年度技術委員会報告書 汚染土壌の適正な処理及び利用に関する検討事業, pp.23, 2015.5
- 87) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会: 建設工事における自然由来重金属等岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版), pp.48-53, 2010
- 88) 地盤工工学 室内試験規格・基準化委員会 WG2 化学特性: 過酸化水素水を用いる pH 試験方法, 地盤材料試験の方法と解説-二分冊の1, (社)地盤工学会, pp.314-315, 2009
- 89) 河野伊一郎, 西垣 誠: 不飽和砂質土の浸透特性に関する実験的研究, 土木学会論文報告集, 第307号, 1981.3.
- 90) 西垣 誠, 竹下祐二, 河野伊一郎: 室内試験による不飽和浸透特性の非定常算定方法, 土木学会論文集, No. 454/III-20, pp.103-112, 1992.9.
- 91) 竹下祐二, 八木一雄, 森井俊広, 井上光弘: 原位置透水試験による砂質地盤の不飽和浸透特性値の測定方法, 地下水学会誌, 第44巻第1号, pp.21-33, 2002.
- 92) 竹下祐二, 杉井俊夫, 「不飽和地盤における原位置透水試験-水分分布計測による不飽和透水係数の測定法-」, 土と基礎, 54-5, pp.10-12, 2006.5

- 93) 品川俊介, 阿南修司: 自然由来重金属等含有岩石の大型カラム曝露試験, 第49回地盤工学研究発表会, pp.2033-2034, 2014
- 94) 森田修二, 今泉和俊, 三澤孝史: 注水圧力制御による原位置不飽和透水試験法, 土木学会論文集C(地圏工学), VOL.73, No.1, pp.39-44, 2017
- 95) Van Genuchten, M.T.: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Soil Science Society of America Journal, Vol.44, No.5, pp.892-898, 1980.
- 96) 工藤アキヒコ, 西垣誠, 西方卯佐男, 鳥居剛, 浅田昌蔵: 粗粒材の不飽和浸透特性の測定と粒度による影響, 土木学会論文集, No.743/III-64, pp.77-87, 2003.9
- 97) Otsuka, Y., Ishii, K., Hanashima, M. and Furuichi, T.: Study on the effect of waste water sprinkling for removal of chemicals from wastes disposed in closed system landfill sites, Proceedings of APLAS Sapporo 2008 The 5th Asian-Pacific Landfill Symposium
- 98) Thornthwaite, C.W.: An approach toward a rational classification of climate. Geographical Review, Vol.38, No.1, pp.55-94, 1948
- 99) 岩本容昭, 森田修二, 大河原正文: 山岳トンネル掘削ずり盛土内の重金属類挙動解析に関する研究, 地盤工学会誌, Vol.68(9), 2020, pp.9-12
- 100) 林貴博, 掛田浩司, 宮川浩幸: 建設工事における自然由来重金属含有岩石をもちいた盛土設計について~サイト概念モデルの構築, 平成24年度国土交通省国土技術研究会発表論文, 2012
- 101) 森田修二, 今泉和俊, 三澤孝史: 注水圧力制御による原位置不飽和透水試験法, 土木学会論文集C(地圏工学), VOL.73, No.1, pp.39-44, 2017
- 102) 諸外国における土壤汚染対策制度の比較調査結果: 中央環境審議会土壤農薬部会土壤制度小委員会(第1回)資料7, 環境省, 2016

謝 辞

筆者は、株式会社奥村組において、2016年より本研究の対象現場となっている押角トンネル掘削工事に従事いたしました。本現場は、本研究の対象となった現場であり、当時京都大学の嘉門雅史名誉教授、京都大学の勝見武教授、土木研究所の品川俊介氏、日本工営株式会社の鈴木弘明氏、株式会社奥村組環境技術室室長の大塚義一氏が現場を視察された際に、このサイトにおいて本研究を行う事を強く勧めていただきました。本研究を行う契機をいただくと同時に、本研究の意義を丁寧にご教示いただきましたことを深く感謝申し上げます。

本研究を進めるにあたり、現場での計測や実験を快く了承していただきました、本工事の事業者である岩手県沿岸広域振興局土木部岩泉土木センター鎌田進所長、道路整備課の藤原俊夫課長、安藤敬課長、田頭征剛課長、佐藤淳精統括主査、米川侑汰技師、佐々木佑太技師には、深く感謝申し上げます。

本論文を審査いただきました、主査 岩手大学理工学部システム創成工学専攻 大河原正文准教授、副査 大西弘志教授、齊藤貢准教授には、研究を取りまとめるにあたり適切なご意見とご指導を賜りましたことを、ここに感謝申し上げます。

現場の計測・調査から室内試験まで本研究を進めるにあたり、岩手大学理工学部システム創成工学専攻の大河原正文准教授、岩手大学技術部理工学系技術部の齊藤剛氏、ハイドロ総合研究所の森田修二氏、株式会社奥村組環境技術室の倉品悠氏、清水祐也氏、奥村組技術研究所の白石祐彰氏には多大なご協力、ご指導を賜りました。ここに深く感謝申し上げます。

筆者が所属する奥村組東日本支社土木事業担当の岡田章参与、安井副支社長からは学位取得を強く勧めていただき本研究に取り組むことができました。心より御礼申し上げます。

最後に、本論文完成に至る間までの間、温かく見守り支えてくれた家族や多くの方々に心から感謝を申し上げます。本当にありがとうございました。

2022年3月

岩本 容昭

