

平成23年度（財）港湾空港建設技術サービスセンター研究開発助成報告書

助成番号：平成24年 1月 31日付 第11 — 1号

研究開発項目：（番号）⑥建設副産物リサイクル に関するもの

浚渫土とスラグを活用した低レベルの放射能に汚染された固形廃棄物の遮蔽・遮水のための地盤材料の開発

平成25年4月30日

広島大学大学院工学研究院

土 田 孝

目 次

1. 研究の背景と目的	2
2. 汚染廃棄物と除染発生土の現状と海面処分場のための遮水・遮蔽材料に関する研究	4
2.1 福島第一原発事故による災害廃棄物と除染により発生する汚染土壌	4
2.2 海面に立地する管理型処分場の遮水・遮蔽のための地盤材料に関する既往の研究	6
3. 放射性セシウム汚染廃棄物を対象とする処分場の必要性能の検討	10
3.1 想定した海面処分場の構造の概略	10
3.2 高性能廃棄物処分場が対象とする廃棄物の放射性セシウムの濃度および放射性セシウム溶出濃度の設定	11
3.3 遮水材料として用いる際に必要となる透水係数と吸着性能	13
4. スラリー状海成粘土の遮水性および吸着性とベントナイト混合による効果	15
4.1 使用した試料, 物性	15
4.2 遮水性および圧密特性の検討	16
4.3 ベントナイト混合による透水係数の変化	16
4.4 攪拌振とう試験によるセシウム吸着性評価	19
5. ベントナイト混合試料の遮水材としての適用性に関する検討	23
5.1 遮水性能	23
5.2 吸着性能	25
6. 余水を発生させない埋立の実施のために必要となる遮水層の単体体積重量の検討	30
7. まとめ	32
参考文献	34

1. 研究の背景と目的

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震と津波によって発生した福島第一原子力発電所の事故により、福島県を中心とした広範囲の地域において放射性セシウムで汚染された災害廃棄物が大量に発生した。放射性セシウムによる汚染というこれまでに例のない廃棄物であるため、通常の廃棄物処分場での処分が進まず、依然として各地で野積みされた状態になっている（図1.1参照）。さらに、除染によって発生する表土や、廃棄物の焼却灰、下水処理場や河川底質に集積した汚染度の高い汚泥も、処分が進まずに保管せざるを得ない場合が多く、復興を進める上で大きな障害となっている。これらの廃棄物の発生量は福島・宮城両県だけで2,800万 m^3 とも推定されているが、今後復興事業や除染の進展にさらに増加する可能性がある。

関東大震災や阪神淡路大震災など、わが国が過去に経験した大震災からの復興において、海面を利用した災害廃棄物の処分がなされてきた。関東大震災の震災ガレキは東京港豊洲地区の埋立、横浜港山下公園の埋立に利用された。また、阪神大震災における震災ガレキの処分とリサイクルについてまとめた土田らは、「阪神淡路大震災によ



図 1.1 がれき処理を呼びかける環境省のパフレット¹⁾

って発生したガレキは 2,000 万トンに達し処分場の確保が問題となったが、震災直後に大阪湾広域臨海環境整備センターが臨海部に計 1,500 万 m^3 分の処分地を提供したこと、迅速な港湾計画の改訂により神戸港内に 450ha の災害ガレキによる埋立用地が確保されたことがき

わめて有効であつた」と結論づけている²⁾。大阪湾広域臨海環境整備センターは大阪湾圏域の広域処理対象区域から発生する廃棄物を処理するため、大阪湾内に設置された海面型廃棄物処分場であり、泉大津沖（面積 203ha、容量 3,100 万 m^3 ）、尼崎沖（113ha, 1,600 m^3 ）、神戸沖 83ha, 1,500 m^3 、大阪沖(95ha, 1,500 m^3)の 4 箇所人工島形式で建設されている。図 1.2 に神戸沖埋立処分場を示すが、大阪湾内に搬入施設を設置し、廃棄物は船舶によって処



図 1.2 大阪湾広域臨海環境整備センター神戸沖埋立処分場³⁾
(<http://www.osakawan-center.or.jp/center/kobes.html>)

分場に運搬されている。

わが国の廃棄物処分場は一般に陸域に設置するタイプと海面に立地するタイプがあるが、海面処分場の特徴としては以下の点が挙げられる。

- 1) 広い面積を確保しやすいため、1箇所数百万 m^3 から 1,000 万 m^3 以上の大規模な処分場とすることができる。
- 2) 人々の生活空間から離れた場所に立地できるとともに、運搬に船舶を用いることができるので、廃棄物の運搬にともなう問題を軽減できる。
- 3) 波浪、高潮、津波等の厳しい外力が作用する。
- 4) 海底が粘土地盤の場合、海底地盤自体が底面遮水層となる。

なお、廃棄物処分場ではないが、汚染された海域環境修復のために海面の埋立処分場を利用した事例としては、有機水銀で汚染された底泥を浚渫して湾内の埋立地内に封入した水俣湾環境復元事業があり、漁業が再開できるまで環境を復元することに成功している⁴⁾。

以上の観点から、本研究は、東日本大震災で発生した震災廃棄物、除染廃棄物を安全に処分するための現実的な解決策として、放射性セシウムで汚染された廃棄物を対象とした海面処分場が必要になると考え、処分場に必要となる固形廃棄物の遮蔽・遮水のための地盤材料の開発を目的として実施した。

環境省は平成 23 年 6 月 23 日に「福島県内の災害廃棄物の処理の方針」⁵⁾において、8,000Bq/kg を下回る災害廃棄物については、一般廃棄物処分場(管理型最終処分場)における埋立処分、8,000Bq/kg を越え 100,000Bq/kg を下回る廃棄物に関しては処分の安全性が確認されるまでの期間、中間貯蔵施設に保管するという方針を定めた。しかし、処分場が立地する自治体住民の反対から、既存の管理型最終処分場での埋立処分はほとんど実施されておらず、中間貯蔵施設の建設も合意が得られず進展していない。これは被爆の危険が高い廃棄物を身近に置くことへの抵抗もあるが、既存の管理型処分場に処分した際の安全性に対する市民の不安も大きいと考えられる。既存の管理型処分場で用いる遮水材料では、層厚および透水係数の規定がなされている⁶⁾が、それは一般廃棄物処分場に対するものであり、放射性セシウムを含む廃棄物に対して設定したものではない。また処分場内の間隙水が遮水工を通過する場合の放射性セシウム吸着性については規定そのものが存在していない。

本研究では、放射性セシウムに汚染された廃棄物を対象として既存の管理型処分場よりも安全性に関する性能を大幅に高めた海面管理型最終処分場の遮水・遮蔽材量の開発を目標としており、まず必要性能について検証を行った。次に、これらの必要性能を満足する地盤材料として、海成粘土とベントナイトを混合した材料の透水性と放射性セシウム吸着性能について検討を行った。

2. 汚染廃棄物と除染発生土の現状と海面処分場のための遮水・遮蔽材料に関する研究

2.1 福島第一原発事故による災害廃棄物と除染により発生する汚染土壌

福島第一原発の事故に伴い環境中の放出された放射性物質のうち、ヨウ素 131 とセシウム 137 の総量推計量(ヨウ素換算値)として、原子力安全・保安院は、 $7.7 \times 10^{17} \text{Bq}$ 、原子力安全委員会は、 $5.7 \times 10^{17} \text{Bq}$ としている。これらは主に爆発のあった平成 23 年 3 月 12 日から 3 月 15 日にかけて大気中に放出され、風に乗って南西や北西の方角へと広まり、その後雨によって地上に降下した。図 2.1 は平成 23 年 9 月 18 日時点での放射線量の分布である⁷⁾。福島県をはじめ関東地域の放射線量は、事故直後から数日の間にピークを示した。

福島第一原子力発電所事故発生以前は、環境基本法(平成 5 年法律第 91 号)をはじめ、廃棄物処理及び清掃に関する法律(昭和 45 年法律 137 号、以下「廃棄物処理法」)等環境に関連する既存の法律において、放射性物質は規制の適用除外となっていた。一方、核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律(昭和 32 年法律第 167 号、以下「放射線障害防止法」)は、原子力発電で取り扱う放射性物質については規制の対象外になっていた。

今回の事故によって、基本的な考え方の整理から始まり、各種の基準・方針の作成、放射線モニタリング等、実務へ向けた態勢作りが急ぎょ行われた。平成 23 年 8 月 26 日には、「平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法」(平成 23 年法律第 110 号、以下「放射性物質汚染対処特措法」又は「特措法」)が成立し、平成 24 年 1 月 1 日から全面施行されている。放射性物質汚染対処特措法によって定められた各関係主体が構すべき措置を表 2.1 に、同法で、除染特別区域、汚染廃棄物対策区域、除染実施区域に指定された地域を表 2.2 に示す。

表 2.1 に示すように、除染特別地域における除染措置(除去土壌の処理を含む)と汚染廃棄

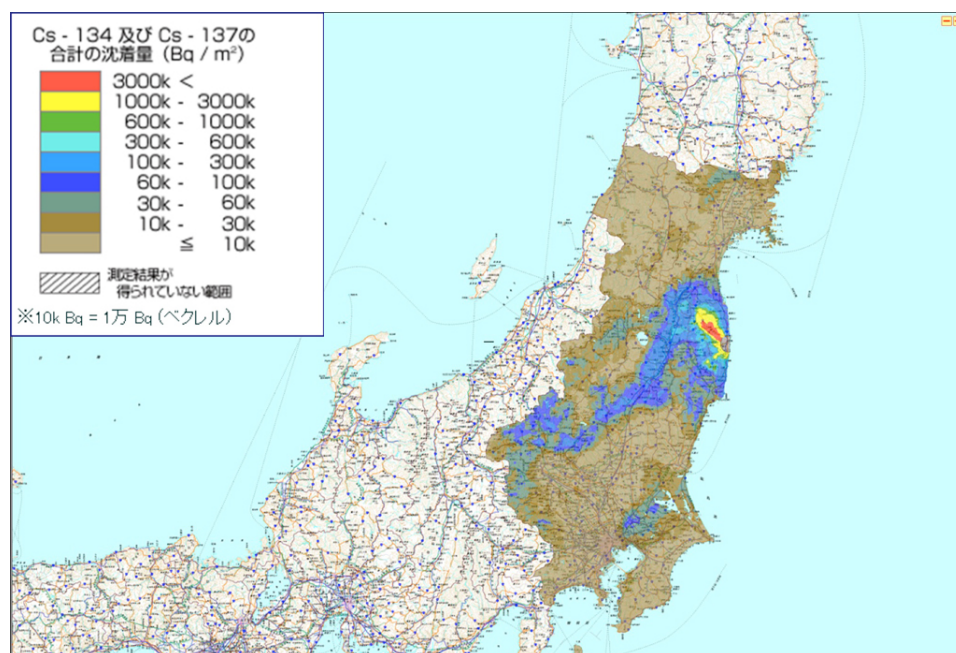


図 2.1 平成 23 年 9 月 18 日時点での放射線量の分布

(東京電力(株)・福島第一原発事故 HP, 環境への影響, <http://www.iaea.or.jp/data/02topic/fukushima/effect/index.html> より)

表 2.1 放射性物質汚染対処特措法の下で各関係主体が講ずべき措置⁸⁾

実施主体	講ずべき措置	
国	除染	・除染特別地域に係る除染措置（除去土壌の処理を含む）（注 1）
	汚染廃棄物	・汚染廃棄物対策地域内廃棄物の処理 ・指定廃棄物の処理（注 2）
地方公共団体等	除染	・除染実施区域に係る除染措置（除去土壌の処理を含む）（注 3）
	汚染廃棄物	・特定一般廃棄物、特定産業廃棄物の処理（市町村、排出事業者）（注 4）
関係原子力事業者	事故に係る事業所内廃棄物や事業所外に飛散したコンクリートの破片その他廃棄物の処理、土壌等の除染等措置等	

（注 1）除染に伴い発生した廃棄物については、汚染廃棄物と同様の区分に従って処理

（注 2）事故由来放射性物質が集積すると考えられる対象都県の施設（水道施設、下水道、廃棄物焼却施設、集落排水施設等）について調査を義務付け、放射性セシウム濃度が 8,000Bq/kg を超える汚泥等廃棄物を指定

（注 3）国、都道府県、市町村等の公的主体が管理する土地（土地にある工作物等を含む）については、それぞれの主体が、それ以外の土地については市町村が除染実施（ただし、国の補助金の対象）

（注 4）低レベルに汚染された廃棄物（指定廃棄物、汚染廃棄物対策地域内廃棄物及び原子炉等規制法・放射線障害防止法に基づき廃棄されるもの等を除くもの（環境省令で列挙、廃棄物処理法に基づき処理）

表 2.2 放射性物質汚染対処特措法における地域⁸⁾

対象	地域指定の条件等	該当地域
除染特別地域	環境の汚染が著しいと認められること等により国による処理が必要な地域（環境大臣指定）	・警戒区域・計画的避難区域である、又はあった地域
汚染廃棄物対策地域	廃棄物が特別な管理が必要な程度に汚染されているおそれがあると認められること等により国による処理が必要な地域（環境大臣指定）	・区域の大部分が警戒区域・計画的避難区域である、又はあった市町村の区域
除染実施区域	環境の汚染状態が一定水準である等として指定（環境大臣）された汚染状況重点調査地域における調査の結果等に基づき策定された除染実施計画の対象区域（年 1 ミリシーベルト以上に相当）	岩手、宮城、福島、茨城、栃木、群馬、埼玉、千葉の各県から計 104 市町村（注）

（注）平成 24 年 2 月 28 日時点で、汚染状況重点調査地域に指定された数。当該市町村の全域が除染実施区域とは限らない。

物対策地域内の廃棄物および放射性セシウム濃度が 8,000Bq/kg を越える指定廃棄物処理は国が実施主体となることが定められている。

放射性物質汚染対処特措法のもとで、政府が示した除染および放射性セシウム等で汚染された廃棄物に対処する方法についてまとめると以下のようになる。

(1) 除染

平成 23 年 8 月、原子力災害対策本部は、緊急時被曝状況(追加被曝線量が年 20 ミリシーベルト以上)にある地域を段階的かつ迅速に縮小、現存被曝状況(年 20 ミリシーベルト未満)にある地域の追加被曝線量を長期的に年 1 ミリシーベルト以下とする、との目標を示した⁹⁾。また、平成 23 年 10 月には、除染に伴って大量に発生する除染土壌等を一定期間(貯蔵開始後 30 年以内)保管する中間貯蔵施設の工程表が示され、平成 24 年度内に設置場所を選定し、平成 27 年 1 月に搬入開始とした¹⁷⁾。さらに平成 24 年 1 月に除染ロードマップが示された。これによると、空間放射線量が年 50 ミリシーベルト以下の地域においては、住民の一日も早い帰還を目指し、住民の同意および仮置場の確保などの条件が整い次第、平成 24 年に除染作業を開始し、平成 25 年度末までに完了させる¹⁸⁾としている。一方で、空間放射線量が 50 ミリシーベルトを超える地域については具体的な時期を明らかにしていない。なお、放射線量が年 1 ミリシーベルト以上で、特措法に基づく国の指定を受けた地域では、市町村(又は都道府県)が計画を策定し、国の補助により除染活動に入ることになる。また、指定を受けていない場合でも、文部科学省が示したホットスポットに関する方針より、独自の基準を設置して除染対策を進める自治体もある。

(2) 汚染廃棄物

表 2.3 除染土壌等の発生量⁸⁾

	福島県（注2）	その他地域
発生量が少ないケース	1,500 万立方 m（焼却前同量）	140 万立方 m（焼却前同量）
発生量が多いケース（注1）	2,800 万立方 m（焼却前 3,100 万立方 m）	1,300 万立方 m（焼却前同量）

（注1）発生量が多いケースでは、年 20 ミリシーベルト以上の地域について、非生活圏の森林についても除染を行い、追加被曝線量が比較的低い地域について、追加的な除染（土壌はごとり）を行うと想定

（注2）除染対象面積は、合計約 900 平方 km から 1,200 平方 km

平成 23 年 6 月、原子力安全委員会では安全確保に向けて、次のような考え方を示した。

- ① リサイクルをする場合、再利用して生産された製品は、市場に流通する前にクリアランスレベル(放射性物質として扱う必要のない放射能濃度)以下になるように適切に管理。
- ② 処理・輸送・保管に伴い、周辺住民の受ける線量が年 10 マイクロシーベルトを超えない。
- ③ 処理等を行う作業者の被曝線量が可能な限り年 1 ミリシーベルトを超えない。
- ④ 処分施設の管理期間終了後、周辺住民の受ける線量が年 10 マイクロシーベルト以下。

この考え方を達成するための廃棄物焼却灰等の放射性セシウム濃度として、8,000Bq/kg 以下ならば自治体等の一般廃棄物最終処分場における埋立処分が可能とされた¹⁰⁾。環境省はさらに、平成 23 年 8 月、8,000Bq/kg を超え 100,000Bq/kg 以下の焼却灰についても、雨水浸入を防ぐ隔離層の設置等を条件として、一般廃棄物最終処分場における安全な埋立処分を可能とする指針を出している¹¹⁾。

政府は、除染に伴って生じる除去土壌等(除去土壌及び廃棄物)の量を表 2.3 のように試算している。これによると、福島県で 1,500 万～2,800 万 m³（焼却後）、その他地域で 140 万～1,300 万 m³となっている。一方で、計算の前提は異なるが空間の放射線量が毎時 1 マイクロシーベルト以上の土地を深さ 5cm 表層除去した場合、除染発生土が福島県全体で約 1.2 億 m³に達するとの試算もみられる。これは日本全国の一般廃棄物最終処分場の残余容量に相当する量である²¹⁾。

除染に伴う除去土壌等の処分の流れは、①仮置場の選定・保管、②中間貯蔵施設への搬入・保管、③(福島県外で)最終処分となる。中間貯蔵施設について、政府は、福島県双葉郡に設置する方向で進めている²³⁾が、地域との調整、供用開始までの過密な工程など多くの難題を抱えている。また、中間貯蔵後の廃棄物の最終処分について、政府は福島県住民が既に過重な負担を負っていることを踏まえ、福島県外で行うこととしているが²⁴⁾（環境省、「指定廃棄物の処理に向けた基本的な考え方について」、平成 24 年 1 月 20 日）、処分の場所については中間貯蔵を行う 30 年以内に決定するとしている。

環境省は、中間貯蔵施設と指定廃棄物最終処分場の設置場所について国有地の利用を中心に選定を図っているが、候補地周辺の住民や自治体の同意を得られず、選定作業は難航している。今後、各自治体で除染実施区域等における除染作業が本格化するにつれ、仮置場の確保も含め、処分場をめぐる問題の解決にはいっそうの困難が予測される。

2.2 海面に立地する管理型処分場の遮水・遮蔽のための地盤材料に関する既往の研究

管理型廃棄物処分場のもっとも重要な機能は、廃棄物内部の水が処分場外に流出することを防止する機能である。平成 10 年に管理型処分場の技術基準が大幅に強化されたことに対応し、海面の管理型処分場を対象とした遮水構造に関する技術開発が実施されてきた。港湾空港技術研究所と五洋建設は、海成粘土に間隙調整剤のベントナイト、施工に必要な強度を付与するゲル化剤（水ガラス）を添加することで、遮水性能を高めた地盤材料を開発した。ベントナイトは

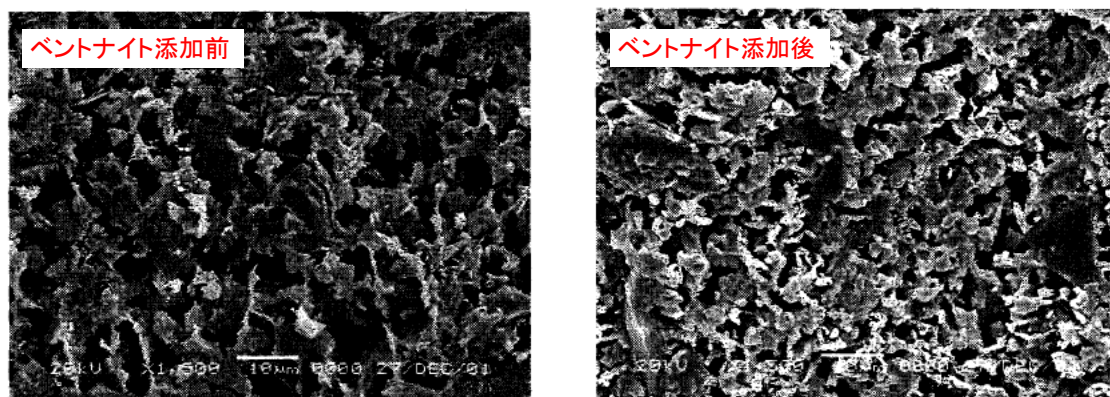


図 2.2 ベントナイト添加前後の粘土試料の微視構造¹²⁾

モンモリロナイト鉱物を主成分とする粘土の総称であり、海成粘土内にベントナイトを混合することで、土粒子間を充填することができる¹²⁾。図 2.2 に海成粘土および海成粘土とベントナイト混合土の電子顕微鏡による観察画像を示すが、海成粘土にみられる 1~5mm 程度の間隙がベントナイト混合土では充填されていることがわかる。このようにベントナイトを添加することで原料土中の微細な間隙を埋め、透水係数を低下させることができる¹³⁾。また、図 2.3 に混合直後の状態を示すが、本材料はスラリー状で施工され、廃棄物の埋立とともに圧密が進行するため、時間の経過による劣化がなく透水係数は圧密とともに低下する。また、大きな地震によって処分場が大きな変形を受けても粘土層が変形に追従することにより遮水機能を維持できると考えられる。

海成粘土を原料土とする遮水性地盤材料は、海底面が砂地盤で底部の遮水が必要な場合には海底面に敷設される。また、側面の遮水構造の場合はそのままでは自立しないので、鋼矢板や鋼管矢板と組み合わせて側面遮水構造を形成することになる。

山田ら¹⁴⁾は、波浪および潮位の影響を受ける広島県呉港阿賀地区の実海域において、海成粘土・ベントナイト混合土を用いた側面遮水構造を建設し、実海域実験を実施し、管理型廃棄物処分場の技術基準を満足する遮水性能があることを実証している。

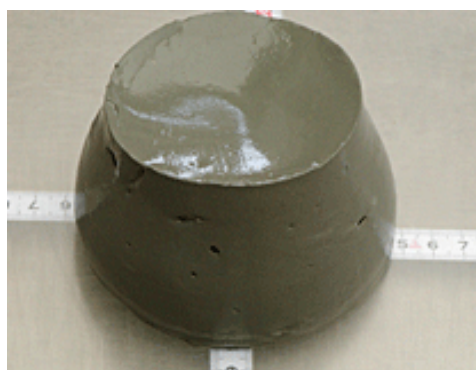


図 2.3 混合直後の状態¹⁶⁾

一般の管理型処分場では、海底面が層厚 5m 以上の連続した粘土地盤である場合、底部の遮水は必要がないが、海底面が砂地盤の場合は底部遮水が必要となる。底部遮水に海成粘土・ベントナイト混合土を用いた事例として、愛媛県の寒川東部臨海土地造成事業における海面管理型処分場（面積約 11ha）造成工事がある。図 2.4 に底部遮水構造の断面を示すが、本工事では海成粘土（現場の海成粘土と新居浜港浚渫粘土）とベントナイトおよび水ガラスを混合した遮水材（クレイガード）を 2m の厚さで底部に造成している。遮水材の上面にはジオテキスタイル（ジオグリッド）を敷き、その上に保護土層（厚さ 2.9m）を水中重量 14kN/m³ の転炉スラグにより 4 層に分けて敷設している。保護土層に単位体積重量が大きい転炉スラグを用いたのは、処分場内外の水位差による揚圧力対策である。図 2.5 に施工時の状況を示すが、スラリー状の遮水材を作業船よりトレミー管で打設する方法で施工が行われた¹⁵⁾。

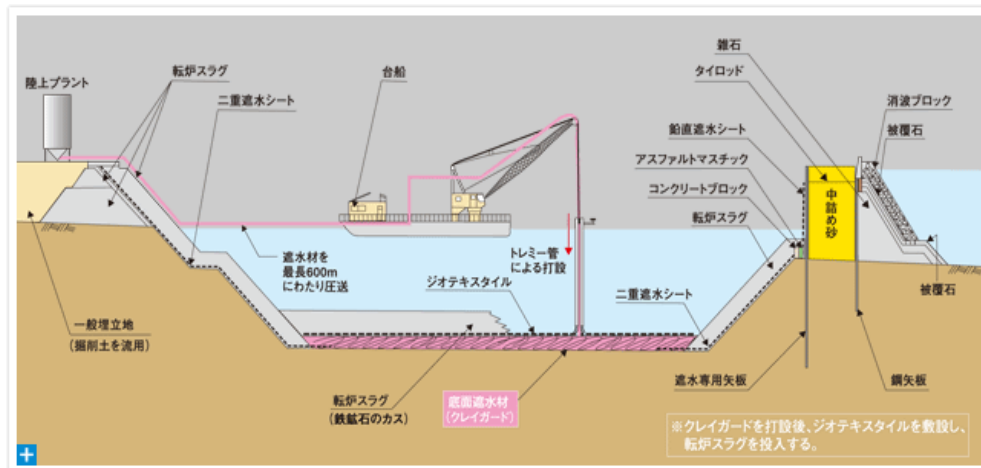


図 2.4 寒川東部臨海土地造成事業における海成粘土・ベントナイト混合土による底部遮水構造



図 2.5 寒川東部臨海土地造成事業における底部遮水構造の施工状況

以上のように、海底面が砂層である場合の底部遮水工として、海成粘土とベントナイト、水ガラスを混合したスラリー状の人工粘土層が面積約 4.5ha、敷設体積約 10 万 m^3 の規模で利用された。これらは、いずれも現在の管理型廃棄物処分場の透水性に関する技術基準にしたがって設計されており、放射性セシウムによる汚染廃棄物を対象とするためには、必要性能を検討し、それを満足する材料を開発する必要がある。

放射性セシウムにより汚染された廃棄物を対象とする場合、遮水層がセシウムを吸着する特性を考慮する必要がある。国立環境研究所¹⁶⁾は、福島第一原発事故後の焼却灰施設から採取した飛灰を用いて、その溶出液中の放射性セシウムに対して、土壌等の吸着量および分配係数を評価した。使用する試料は東日本にある焼却施設から固化処理前の飛灰を採取し、液固比 20, 6 時間 120rpm 水平振とうの条件で溶出液を作成した後、溶出液に蒸留水や少量の塩酸を追加し、条件を整えたものを吸着試験の供与液とした。また、吸着試験に使用した試料は蒸留水で洗浄した珪砂 5 号、茨城真砂土、埼玉土壌、ベントナイト、粉末ゼオライト、顆粒ゼオライトである。所定量の吸着材を 500mL のポリスチレン容器に入れ、作成した供与液 200mL を加えた。その後、1 日間の 120rpm の水平振とうを行った後、容器内に入れた供与液の濃度を測定した。吸着前後での濃度変化から吸着量を算出し、横軸に平衡濃度、縦軸に吸着量で整理して分配係数を求め、分配係数によって吸着性を比較した。試験結果によると、飛灰溶出液中の放

放射性セシウムに対する吸着性は、珪砂 5 号<茨城真砂土<埼玉土壌<ベントナイト<顆粒ゼオライト<粉末ゼオライトの順に大きく、特にゼオライトの分配係数は、ベントナイトの約 10 倍あり、極めて高い吸着性をもつことを報告している。

3. 放射性セシウム汚染廃棄物を対象とする処分場の必要性能の検討

3.1 想定した海面処分場の構造の概略

本研究の目的は遮水工のための地盤材料を開発することであり、まず遮水工に求められる性能を検討しなければならない。性能の検定の前提として、これまでの海面処分場の事例をもとに想定した海面管理型最終処分場の構造概要について説明する。

図 3.1 に現在想定し得る海面管理型最終処分場の断面図、図 3.2 に廃棄物埋立層の断面図を示す。放射性セシウム 137 の半減期は 30.17 年の時間を要するため、放射性セシウム濃度が安全なレベルまで低下するためには、数十から数百年の時間を要する。その長期間、放射性セシウムに汚染された廃棄物と汚染水を安全に管理するためには、東日本大震災級の巨大地震並びに津波を想定する必要がある。処分場が立地する地盤は十分強固な支持力を有する必要がある。一般に海底地盤が粘土である場合は、地盤改良を行わないと十分な支持力を得られない。これに対して、地盤が密な砂地盤である場合は巨大地震に対しても十分な支持力を有している。そこで想定する地盤条件は密な砂地盤とし、本研究が対象とする地盤材料で底面と側面の遮水を行うこととした。

図のように図 3.1 に示す護岸構造は海底地盤の上に直接構築されており、さらに護岸構造と遮水構造を分離することにより、護岸が被災した際においても遮水壁に及ぼす影響を軽減できる構造となっている。また、廃棄物埋立層で埋立終了後は表面遮水工および津波減勢工を施すことにより、仮に津波が護岸を乗り越えた場合であっても、廃棄物との接触は遮断でき、汚染水の流出を防ぐことが出来る。

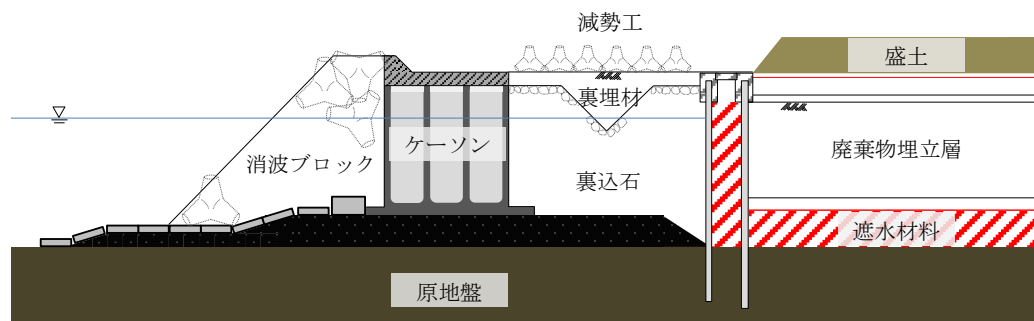


図 3.1 想定した海面管理型最終処分場の断面図

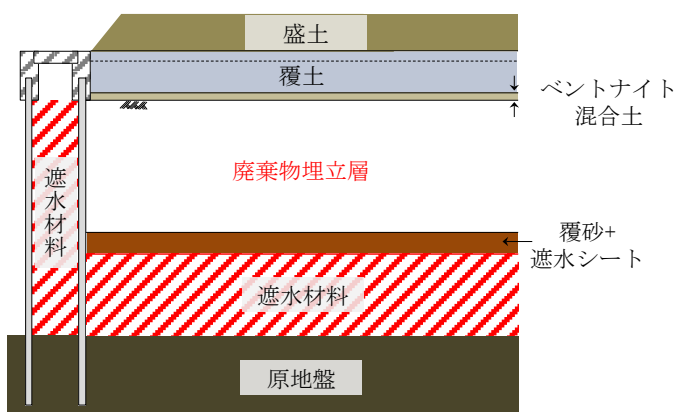


図 3.2 想定した廃棄物埋立層の断面図

図 3.1 および図 3.2 に示す構造では、雨水等による外部からの水の侵入を防ぐことが可能であり、内水位の増減は底面遮水層を通した透水のみとなる。そのため、廃棄物投入中における処分場内の水位を外水位より十分に低く管理すれば、浸透は常に処分場外部から処分場内部へ向かう方向にのみ起こるので、埋立中に処分場外部方向への土中水の流れが発生せず、さらには埋立による余水を発生させず、水処理を行う必要がなくなることが可能になると考えられる。ただし、この場合は内外水位差に関する揚圧力の対策を十分施す必要があり、5 章で検討することとする。

なお、図 3.1 と 3.2 には示していないが、壁面遮水工の安定性や、遮水機能モニタリングを行う方法について別途検討する必要がある。

3.2 高性能廃棄物処分場が対象とする廃棄物の放射性セシウムの濃度および放射性セシウム溶出濃度の設定

放射性セシウムで汚染された廃棄物処分場は、現行の技術基準による海面処分場に比べ、安全性に関する性能を大幅に高める必要あると考えられる。環境省が 8,000Bq/kg 以上 100,000Bq/kg 以下の廃棄物を「安全が確認されるまで一時的に保管すべき放射能レベル」としていることを考慮し、本研究では「100,000Bq/kg の廃棄物を安全に管理できる性能」を有することを「安全性に関する性能を大幅に高めた」海面処分場と設定することとした。ただし、これは本研究が目指す海面処分場に、放射能レベル 100,000Bq/kg までの廃棄物を埋立処分するということを意味するものではない。廃棄物の処分と管理は、関係する人々の合意のもとに実施されるものであり、本研究が目指す高性能海面処分場が仮に実現したとしても、どの程度の放射線量までの廃棄物を処分するかは、関係する人々の合意により決定されるべきである。したがって、「100,000Bq/kg の廃棄物を安全に管理できる性能」を有する海面処分場に、8,000Bq/kg を下回る廃棄物のみを処分する、という方針を採用することも考えられる。この場合、技術的な観点からみると「100,000Bq/kg の廃棄物を安全に管理できる性能」は十分に発揮されないことになるが、海面処分場に処分する合意を形成する上で必要な安心を関係者に提供する上で大きな効果を果たすことになると考えられる。

以上の考察から、「100,000Bq/kg の廃棄物を安全に管理できる性能」を達成するための遮水工の性能について検討する。

廃棄物処分場周辺環境への放射性セシウムの漏出は、間隙水に溶出した放射性セシウムが土中を浸透することによるものに限られる。主な災害廃棄物である土壌・主灰・飛灰の廃棄物に対して放射性セシウムの溶出試験を行った結果を表 3.1 に示す。ここで溶出率は以下の式より求めている。

$$\text{溶出率(\%)} = \frac{\text{海水に溶出した放射性セシウム濃度(Bq/L)} \times \text{海水の体積(L)}}{\text{湿潤時における放射線セシウム濃度(Bq/kg)} \times \text{試料の質量(kg)}} \quad (3.1)$$

また、溶出試験の際には海水 2.5L に対して 0.25kg の試料を投入し、液固比 10 としている。

表 3.1 を見ると、土壌および底質に分類できる試料においては、含有量が高いにも関わらず海水中への溶出は 5%未満である。一方で主灰については高いもので 20%程度であるが、飛灰の溶出率は 80%以上であった。以上の結果から、土壌を含む不燃物(直接埋立)と主灰、飛灰の溶出率を仮定し、その廃棄物量から全体の溶出率を簡易的に算出する。廃棄物量の内訳として、石巻市における災害廃棄物の内訳³⁾を用いる(表 3.1)。これら災害廃棄物には、リサイクル等に

表 3.1 福島県内中通り地域の仮置き場における瓦礫の放射性セシウム溶出試験結果⁷⁾

	放射性Cs含有量 (Bq/kg-wet)				JIS K0058-1有姿攪拌試験							
					放射性Cs溶出濃度 (Bq/L)			放射性Cs溶出率 (%)			pH	EC (mS/m)
	Cs134	Cs137	合計	含水率	Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計		
大谷石	14400	16200	30600	6	<8.8	<9.0	<17.7	<0.6	<0.6	<0.6	7.4	1.8
セメントブロック	2990	3470	6460	3.6	<8.2	<9.8	<18.0	<2.7	<2.8	<2.8	9.5	4.7
スレート瓦	3000	3550	6550	1.2	<8.8	<7.9	<16.7	<2.9	<2.2	<2.5	8.3	5.3
木材	3480	4070	7550	9.1	<8.6	<8.4	<17.0	<2.5	<2.1	<2.2	6.7	1.7
トタン	4510	5020	9530	0	<8.3	<10.5	<18.8	<1.8	<2.1	<2.0	7.3	1.8
石膏ボード	120	136	256	18.2	<8.1	<7.8	<15.9	<67.7	<57.3	<62.1	7.2	227
瓦	597	672	1269	1.6	<8.2	<8.3	<16.5	<13.7	<12.3	<13.0	7.5	1
塩化ビニール管	6560	7290	13850	0.5	<9.4	<9.1	<18.5	<1.4	<1.2	<1.3	7.3	2.6

より直接処分されない廃棄物も多い⁴⁾ため、リサイクルされる可能性が高い廃自動車・廃船舶・廃家電を除き、不燃物では直接埋立、可燃物は焼却処分がすべての廃棄物に対して行われると仮定する。これら仮定のもとでは、焼却対象となる廃棄物はおよそ 125 万 t、直接埋立が行われる廃棄物はおよそ 480 万 t となる。焼却処分が行われると廃棄物は全て主灰および飛灰となる(ここで熔融スラグは考慮しない)。廃棄物を焼却処分すると廃棄物量は焼却前の 10%程度の質量となり⁵⁾⁶⁾、さらにその内訳は 2 : 8 から 3 : 7 程度で主灰が多くなっている⁶⁾。ここではより厳しい条件を想定するため、主灰と飛灰の比率を 5 : 5 と仮定した。

溶出率は、まず飛灰については表 3.1 に示した通り非常に放射性セシウムを溶出しやすい廃棄物であるので 100%と設定し、主灰は飛灰と比較すると溶出率は低いと土壌等と比較すると溶出しやすいので、30%と設定した。次に、土壌を含む不燃廃棄物の溶出率を 5.0%とした。以上の仮定を用いて廃棄物全体の溶出率を計算すると、おおよそ 6.4%と計算されたが、ここではより安全性を考慮するために溶出率を 10%と設定することとした。

溶出率だけでは、間隙水に含まれる放射性セシウムの濃度(mg/L)は決定できず、間隙水の体積を算出する必要がある。そこで、災害廃棄物種ごとの見かけ比重および重量容積変換係数を取りまとめた結果をもとに、平均的に単位体積重量を 1.5t/m³と仮定し、廃棄物の乾燥体積に対する間隙水の体積を表す間隙比は、0.80 と仮定した。これらの仮定を用いると、放射性セシウムが間隙水に溶出した後の、間隙水の放射能濃度は以下の通りに計算できる。

$$\begin{aligned}
 \text{放射能濃度} &= \text{許容放射性濃度(Bq/kg)} \times \text{溶出率(\%)} \times \frac{\text{廃棄物の単位体積重量(kg/m}^3\text{)}}{\text{間隙比}} \\
 &= 100,000 \times 0.1 \times \frac{1,500/1,000}{0.8} = 18,750 \text{ (Bq/L)}
 \end{aligned}
 \tag{3.2}$$

ただし、溶出率は液固比に係らず一定であり、溶出する放射性セシウムは埋立後直ちに間隙水

表 3.2 石巻市における災害廃棄物の内訳³⁾

種類	廃棄物量(t)
建設等総量	3,968,940
建設等可燃物	1,064,184
うちチップ化	287,330
うち焼却処分	776,854
建設等不燃物	2,904,756
廃自動車	86,679
廃船舶	13,595
廃家電	9,612
水産品	27,452
倒木	153,934
汚泥	1,902,788
可燃物	1,245,570
不燃物	4,917,430
合計	6,163,000

*H24(4月)時点での推定値

に溶出すると仮定している。

以上のように廃棄物の間隙水中の放射性セシウム濃度が算出されたので、次に間隙水が遮水層を浸透して浸出したときの放射性セシウムの濃度が、公共水域の濃度限界である 90Bq/L 以下とするために必要な土質系遮水材料の性能を検討する。

3.3 遮水材料として用いる際に必要となる透水係数と吸着性能

放射性セシウムが処分場外に浸透する際に、安全なレベルまで濃度を低下させる方法は大きく分けて 2 つある。一つは、浸出にかかる時間(トラベルタイム)を長くし、半減期による放射性セシウムの減少を待つ方法であり、もう一つは浸出中の放射性セシウムを遮水層に吸着させる方法である。そこで、間隙水の放射性セシウム濃度(18,750Bq/L)がそれぞれの方法により公共水域の濃度限界である 90Bq/L(セシウム 137)まで低下させるのに必要な条件を求めた。

まず、トラベルタイムを長くすることにより浸出水の濃度を 90Bq/L 以下とする場合を考える。時刻 t における放射能濃度 C は以下の式から与えられる。

$$C = C_0 \left(\frac{1}{2} \right)^{\frac{t}{T}} \quad (3.3)$$

ここで、 C_0 は初期濃度、 T は半減期である。

この関係式を用いて、放射性セシウムの濃度が 90Bq/L 以下となるために必要な時間を求めると、以下の式のように求まる。ここで、放射性セシウムは全て半減期の長い(30.17 年)放射性セシウム 137 であると仮定している。

$$t = \frac{T \cdot \ln \frac{C}{C_0}}{\ln \frac{1}{2}} = \frac{30.17 \cdot \ln(90/18750)}{\ln(1/2)} \doteq 233 \text{ 年} \quad (3.4)$$

遮水層の層厚として寒川東部臨海土地造成事業で 2.0m であったことから参考にして 4.0m とし、埋立終了後の内水位の外水位に対する高さを 4.0m (動水勾配 1.0)と仮定する。海面処分場の場合、処分場内から場外に向けて 4.0m の水頭差が常にかかり続けるという状況は考えにくい、より厳しい条件を仮定し、この水頭差を選択した。このトラベルタイムを達成するためには、

$$k = \frac{4.0}{60 \cdot 60 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 233} \doteq 5.44 \times 10^{-10} \text{ m/s} \quad (3.5)$$

よりも透水係数を小さくする必要がある。よって本研究で開発を行う遮水材料の透水係数は、 $5.0 \times 10^{-10} \text{ m/s}$ を目標とした。

続いて遮水材料に放射性セシウムを吸着させることにより濃度を低下させるために必要な性能を考える。20,000Bq/L に近い濃度のものを 90Bq/L までに低下させるためには、99%以上の放射性セシウムを吸着する必要がある。しかし、わが国を含め世界的に廃棄物処分場の技術基準における安全性能は、遮水層により難透水性を保持することを目的として、透水係数で規定されており、汚染物質の吸着量に関する規定は行われていない。そこで、本研究における材料の開発においては、難透水性を達成することを遮水層の主要な役割と考え、吸着能としては必要なトラベルタイム確保を補完する機能と位置づけ、性能として「時間経過による放射性セシウム減少を考慮しない状態において、吸着により遮水層通過後の濃度を 1/10 にする」ことを目標とした。

以上、本研究で設定した仮定と根拠および必要性能を図 3.3 にまとめて示す。

放射性セシウム汚染廃棄物を対象とした海面管理型最終処分場で
用いる遮蔽遮水材料の必要性能

	設定項目	設定条件	根 拠
設定 条件	廃棄物の放射能レベル	100,000Bq/kg	環境省のガイドラインにより中間保管する廃棄物の最大値
	廃棄物の平均溶出率	10%	個々の溶出率と発生量の比率より6.7%と算定
	廃棄物の平均単位体積重量	1.5t/m ³	調査結果の平均
	廃棄物の平均間隙比	0.80	調査結果の平均
	遮水層厚Dと内外水頭差h	D=4.0m h=4.0m	一般管理型処分場で2mが標準 2m程度が標準. 安全考慮

目 標 : 処分場から浸出する放射能濃度が90Bq/L



- 必要性能**
1. 遮水層の透水係数 $k < 5.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ 以下
(トラベルタイム233年以上)
 2. 遮水層内の吸着により濃度を1/10以下に減少

図 3.3 本研究での設定条件と遮水地盤材料の必要性能

4. スラリー状海成粘土の遮水性および吸着性とベントナイト混合による効果

海成粘土の難透水性は良く知られており、これは構造物施工時における地盤の安定性の評価においてよく問題となる。しかしその性質は、処分場などで用いる遮水材として利用する場合には、大きな利点となりうる。また海成粘土は、粘土鉱物による陽イオン吸着性能をもち、先の東日本大震災において拡散された放射性セシウムに関しても吸着することが確認されている。これらの性質から放射性セシウム汚染廃棄物(がれき、土壌、焼却灰など)の最終処分を行う管理型処分場で用いる、遮蔽遮水材料への適用が期待されている。そこで本研究では、スラリー状海成粘土の遮水性の検討を行うために標準圧密試験、吸着性を確認するために安定セシウムを用いた振とう攪拌試験(バッチ試験)を行い、それぞれの性質について検討を行った。また、スラリー状海成粘土の遮水性向上および変形追随性が期待できるベントナイトを混合した試料に対しても同様の試験を行い、スラリー状海成粘土単体の結果と比較を行った。

4.1 使用した試料、物性

本実験では、徳山港で採取された海成粘土(以下、徳山港粘土)を使用した。また、原料土に添加したベントナイトには、アメリカワイオミング州において採取されたベントナイト(以下、ベントナイト)を使用した。それぞれの試料の物性値を表 4.1 に示す。スメクタイト系に属するベントナイトの主原料であるモンモリロナイトは、粘土鉱物の中でも粒径が小さく、非常に厚い吸着水層を有している。そのため、吸水膨張により粘土中の微細な間隙を充填し、さらに自由水減少により圧密係数 c_v を低下させる効果があることが明らかとなっている⁹⁾。このことから、透水係数を下げる効果が期待できる。

ベントナイト混合試料作成時のベントナイト混合量は、液性限界の 1.5 倍(含水比約 165%)に調泥した徳山港粘土 1m^3 に対し、それぞれ 25kg, 50kg, 75kg, 100kg, 150kg 混合するように設定した。表 4.2 に、本実験で使用した試料の一覧を示す。

表 4.1 試料の物性値

	徳山港粘土	ベントナイト
土粒子密度 $\rho_s (\text{g/cm}^3)$	2.616	2.898
液性限界 $w_L (\%)$	110.6	510.6
塑性限界 $w_p (\%)$	40.0	44.0
塑性指数 I_p	70.6	466.6

表 4.2 使用した試料一覧

試料名	ベントナイト添加量 (kg/m^3)	乾燥重量比	
		徳山港粘土	ベントナイト
T	0	-	-
T25	25	20	1
T50	50	10	1
T75	75	6.7	1
T100	100	5.0	1
T150	150	3.3	1

4.2 遮水性および圧密特性の検討

海面廃棄物処分場のための遮水材料としては、海中において長期的に劣化しない自然材料であり、長期的に難透水性が向上していく（透水係数が低下する）性質を有し、さらに海域において安価かつ容易に入手できる粘土系地盤材料（浚渫粘土など）が第一に考えられる。国土交通省港湾局が監修した海面処分場遮水護岸の設計、施工、管理マニュアル¹⁰⁾によると、一般の管理型処分場のための粘性土の不透水性材料（難透水層）の条件は、「層厚 0.5m 以上、透水係数 $k=1.0 \times 10^{-8}$ m/s 以下」とされているが、3 章で検討した遮水材料の条件は、層厚 4.0m で透水係数 $k=5.0 \times 10^{-10}$ m/s 以下であり、透水係数としては一般の廃棄物処分場の 20 分の 1 以下となっている。

本研究ではまず、一般的な海成粘土試料と、遮水性向上が期待できるベントナイトを混合した試料の透水性について検討を行った。本節では、各試料に対して透水係数を算出するために行った段階載荷圧密試験の説明と、ベントナイトを混合した材料の遮水性材料としての性能について検討を行う。

1) 実験方法

海成粘土およびベントナイト混合試料の遮水性の検討を行うために、段階載荷圧密試験を行った。ここで、海成粘土の透水係数を算出するには、直接的に透水係数の測定が行える変水位透水試験を行うことが望ましいが、管理型処分場における底面遮水層として利用する場合には遮水層の圧密特性も重要となることから、本実験においては、圧密特性を調査するとともに段階載荷圧密試験により求まる圧密係数 c_v と体積圧縮係数 m_v から透水係数を算出した。

実験では、ベントナイト混合・無混合いずれの場合においても、含水比 160%程度に調泥し、ソイルミキサーにより 30 分程度練り返した試料を用いた。その後内径 60mm、高さ 20mm の圧密リングに直接試料を投入し、試料表面を成形後、 4.9 kN/m^2 から 628 kN/m^2 まで 8 段階の段階載荷を行った。

通常、段階載荷圧密試験では予備圧密をして成形した試料を用いて試験を行うことが一般的であるが、本実験ではスラリー状態の試料を予備圧密せずに実験を開始している。遮水層を施工する際には、トレミー管圧送や水中での充填性などの面において施工しやすいように、遮水材料は加水し練返された状態であると考えられる。そのため、遮水層は常に正規圧密状態に置かれる状態になる。また、処分場の底面遮水層として利用する場合には、遮水層上部に 1.0~2.0m 程度の覆砂層を設けるが、その圧力はおおよそ 10 kN/m^2 程度にしか満たないと考えられる。その圧力下における圧密特性を把握するためには、この応力よりも小さい圧密圧力によって予備圧密を行う必要であるが、この程度の圧力において予備圧密した試料では成形が困難であった。そのため、本実験ではスラリー状の試料に対し、段階載荷一段階目を通常圧力の半分である 4.9 kN/m^2 から試験を行うことで、圧密圧力の比較的小さな段階での透水係数の検討を行った。

4.3 ベントナイト混合による透水係数の変化

段階載荷圧密試験によって求めた、平均圧密応力と透水係数の関係を図 4.1 に示す。圧密初期段階である平均圧密応力 2.45 kN/m^2 および 6.9 kN/m^2 においてはばらつきがあるが、ベントナイト混合量が増加するにつれて透水係数も低下していく傾向が確認できた。また、試料 T25 のように比較的少量のベントナイトを混合するだけでも、透水係数の低下は顕著に表れた。ここで、圧密段階初期における透水係数がばらついた原因として、上面から作用する応力が小さいことから、圧密リングと試料間の摩擦や、上面から作用する応力の不均一性が顕著に表れた、

試料が柔らかく加圧板が安定しなかったなどの原因が考えられる。

また、ベントナイトを混合した際の透水係数 $k(B)$ を、徳山港粘土単体の透水係数 $k(T)$ で除すことで、透水係数の変化率を求めた。図 4.2 にベントナイト添加量と透水係数変化率 $k(B)/k(T)$ の関係を示す。なお、ばらつきの大きかった平均圧密応力 2.45kN/m^2 と 6.9kN/m^2 のデータは除外している。こちらを見ても、ベントナイト混合量が増えるとともに、透水係数はより低下していく傾向が見て取れる。平均圧密応力が 13.9kN/m^2 の場合にはベントナイトを混合しない場合と比較して、およそ 0.69 から 0.76 倍にまで透水係数が低下していた。さらに、ベントナイト混合量が増加するにつれて、高圧力状態下における透水係数の低下が顕著となり、最も低い場合で試料 T の 0.34 倍になっている。これは、圧密応力が低い状態において、粘土粒子間に入り込めていなかった吸水膨張したモンモリロナイト粒子が、圧力が高まるにつれて粘土粒子

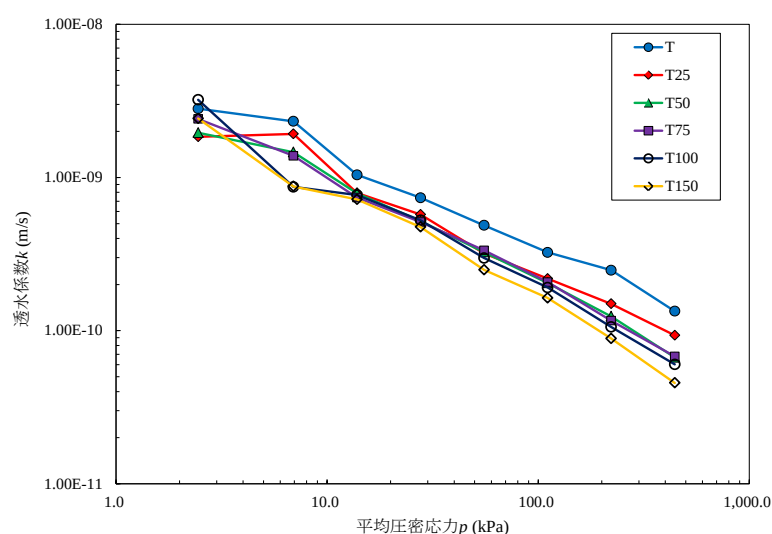


図 4.1 平均圧密応力と透水係数の関係

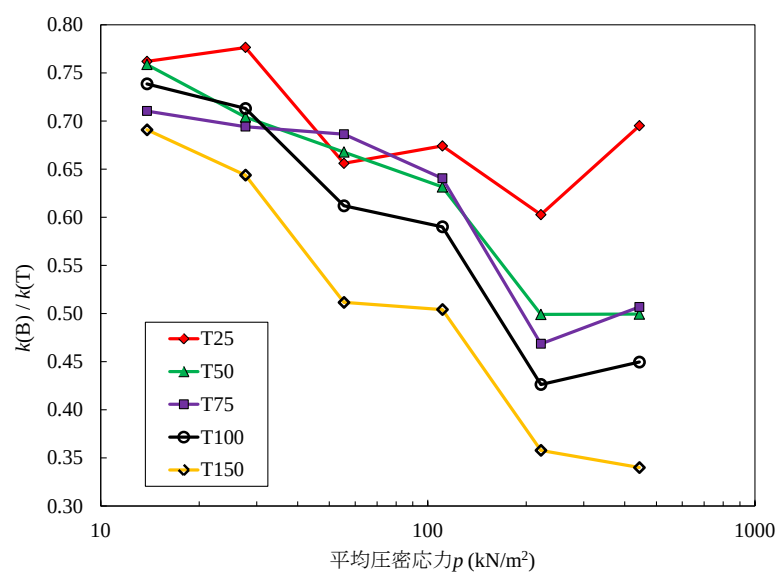


図 4.2 透水係数変化率 $k(B)/k(T)$ と平均圧密応力の関係

間に押し込まれる形となり，粘土粒子間の間隙を埋める効果が高まったためであると考えられる。

間隙充填効果が発揮されたことを確認をするために，平均供試体高さから算出した間隙比 e と透水係数 k の関係を求めた．間隙比 e と透水係数 k の関係を図 4.3 に示す．なお，平均圧密応力 2.45kN/m^2 と 6.9kN/m^2 のデータは除外している．透水係数が低下するのが，モンモリロナ

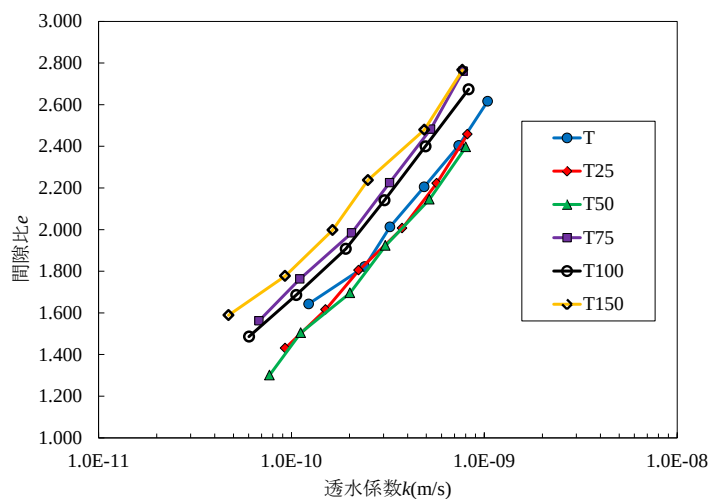


図 4.3 間隙比と透水係数の関係

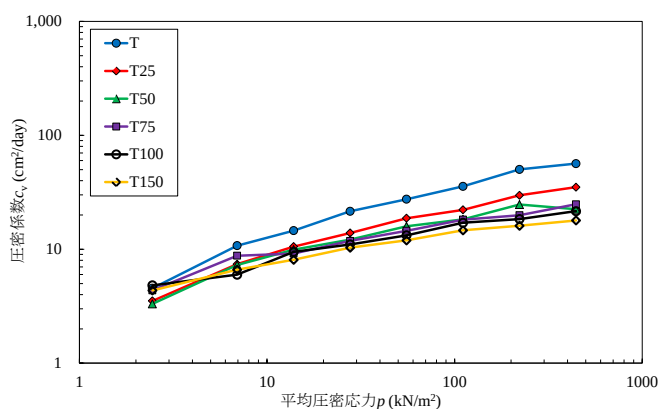


図 4.4 圧密係数 c_v と平均圧密圧力 p の関係

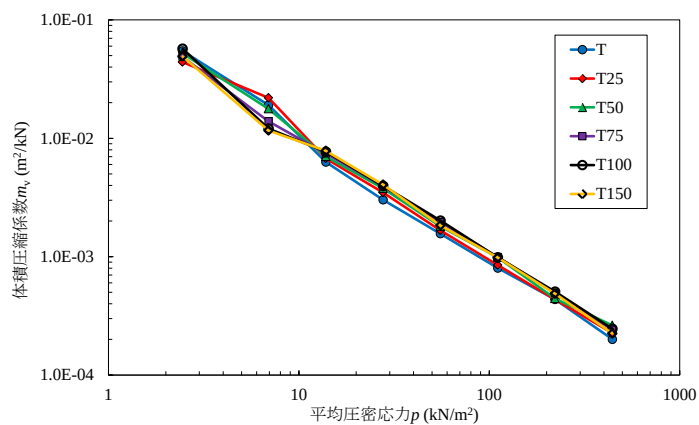


図 4.5 体積圧縮係数 m_v と平均圧密圧力 p の関係

イト粒子が粘土粒子間を充填している効果のみであるならば、ベントナイト混合量が増加するにつれて間隙比 e は低下していき、同じ間隙比 e の時にはほぼ同様の透水係数 k となる、つまり、 e - $\log k$ 関係はほぼ一つの直線で表せるはずである。しかし結果をみると、試料 T25, T50 においては上述の傾向が確認できたが、全体的として、高圧状態下(透水係数 k が小さい範囲)では各試料の間隙比 e はほぼ同じ、低圧状態下(透水係数 k が大きい範囲)ではベントナイト添加量が多いほど間隙比が大きくなる傾向となった。また、同一間隙比 e の時にはベントナイト混合量が多いほど、透水係数の低下が顕著に表れている。この傾向は、ベントナイト混合量が増加するに従い、モンモリロナイトのもつ吸水膨潤性により、間隙を埋めるだけでなく他の粘土粒子を押し広げる形で膨張したためだと考えられる。

ここで、間隙比が大きくなるにもかかわらず透水係数が低下する理由として、自由水がモンモリロナイトに取り込まれることで、圧密係数 c_v が低下するためであると考えられている¹⁾。圧密係数が低下することにより透水係数は低下する。圧密係数の低下傾向を確認するため、段階載荷圧密試験により求めた圧密係数と平均圧密応力の関係を図 4.4、体積圧縮係数と平均圧密圧力の関係を図 4.5 に示す。体積圧縮係数は、全体としてほとんど変化していない。一方圧密係数 c_v は混合量が増えるにつれて減少しており、他の粒子を押し広げはじめたと考えられる T75 以上の混合量でも減少していくことが確認できる。また、平均圧密応力 p が高くなるにつれて圧密係数 c_v の低下が顕著となった。これは圧密が進むにつれ、モンモリロナイトが吸着していた自由水も排水されてしまい、モンモリロナイトの吸水力が高まったためと考えられる。

以上より、ベントナイト混合量が少ない場合でも間隙の充填効果が発揮されることで透水係数は下がることを確認した。また、圧密圧力が大きい領域ほど、透水係数 k の低下は顕著であり、ベントナイト添加による遮水性の向上に寄与することが分かった。

4.4 攪拌振とう試験によるセシウム吸着性評価

放射性セシウム汚染廃棄物処分場で用いる遮水層の性能として、遮水性に次いで重要となるのが、放射性セシウムの吸着性である。遮水性(難透水性)のみで放射性セシウムが廃棄物処分場より浸出しないようにすることは理論上では可能である。仮に、10,000Bq/L の放射性セシウム Cs137(半減期 30.17 年)に汚染された水が処分場内に存在するとする。この汚染水が公共水域の濃度限界である 90Bq/L 以下になるまでにかかる期間はおおよそ 210 年間となり、透水係数 1.0×10^{-8} m/s 程度、導水勾配 1.0 の場合、6.7m の底面遮水工を施せば処分場外への浸出水は規制値を下回る。しかし、汚染水の初期濃度が高くなるほど、動水勾配が大きくなるほど、必要な底面遮水工の層厚は厚くなり、立地面やコスト面において処分場建設が難しくなってしまう。このような背景もあり、遮水層の放射性セシウム吸着性能も重要な遮水材としての性能であると言える。ここで海成粘土は、一般的に粒子表面が負に電荷しており、さらには陽イオンを吸着して固定化するような骨格構造を持つ土粒子も存在する。この性質は難透水性と併せて、遮水材料として適した材料であると言える可能性がある。よって海成粘土のセシウム吸着性について検討を行った。本節では、海成粘土の放射性セシウム吸着特性を確認するために行った、安定セシウム Cs133 を用いた攪拌振とう試験(バッチ試験)の方法および海成粘土とベントナイト混合試料の吸着性について示す。

1) 攪拌振とう試験の方法

Figure 1 consists of two line graphs. The top graph shows the fixed amount (固定化量) in mg/kg on the y-axis (0 to 300) against vibration time (振とう時間) in hours on the x-axis (0 to 25). The bottom graph shows the residual concentration (残留濃度) in mg/L on the y-axis (0 to 35) against vibration time in hours on the x-axis (0 to 25). Both graphs compare two initial concentrations: 10ppm (red squares) and 30ppm (blue circles).

Top Graph: Fixed Amount (mg/kg) vs. Vibration Time (hr)

振とう時間 (hr)	初期濃度 10ppm (mg/kg)	初期濃度 30ppm (mg/kg)
0	90	270
1	90	270
3	90	270
6	90	270
24	90	270

Bottom Graph: Residual Concentration (mg/L) vs. Vibration Time (hr)

振とう時間 (hr)	初期濃度 10ppm (mg/L)	初期濃度 30ppm (mg/L)
0	10	30
1	1	3
3	1	3
6	1	3
24	1	3

吸着材	T	T25	T50	T75	T100	T150	B
吸着材量(g)	20(乾燥時)						
供与液濃度(ppm)	10	30	50	80	100		
人工海水	1.03g/cm ³ , pH=8.0						

て評価を行う．そこで振とう攪拌試験による吸着性能評価を行う前段階として，残留濃度および吸着量の経時変化を調査した．ここで，残留濃度は攪拌後供与液の濃度であり，吸着材 1kg に対して吸着する量を表す吸着量 $S(\text{mg/kg})$ は以下の式から与えられる．

$$S = (c_0 - c_{eq}) \cdot \frac{V}{m} \quad (4.1)$$

ここに， c_0 は供与液の初期濃度(ppm)， c_{eq} は平衡時における供与液濃度(ppm)， V は供与液の体積(L)， m は吸着材の質量(kg)である．

残留濃度および吸着量の経時変化を調査するために用いた吸着材量は乾燥質量 20g(液固比 10)の徳山港粘土で，攪拌時間を 0.5, 1.0, 3.0, 6.0, 24 時間の 5 段階に設定した．図 4.6 に残留濃度と吸着量の経時変化のグラフを示す．これらを見ると，初期濃度 10ppm, 30ppm のどちらにおいても，攪拌開始 0.5hr 後の段階で急激に濃度が低下しており，その後 24 時間攪拌しても濃度はほとんど変化していないことが分かる．また，全体を通して多少のばらつきが確認できるが，これは原子吸光試験機による吸光度の測定誤差であると考えられる．この結果より，粘土は安定セシウムを攪拌後ただちに吸着する材料であるとみなし，以下で示す振とう攪拌試験においては全てのケースにおいて振とう攪拌時間を 1.0hr に統一して試験を行った．

3) 各種試料の吸着性能

ベントナイトは通常，セシウムの吸着特性が高い 2:1 型層状ケイ酸塩鉱物と呼ばれる粘土鉱物を多く含む粘土であるが，海水中の共存イオンによる吸着性の低下が報告されており²⁾，海成粘土の吸着特性の低下を招く可能性がある．そこで，海成粘土の吸着性能およびベントナイト混合試料の吸着性能の確認を行うため，振とう攪拌試験を行った．

吸着性能の比較には分配係数を用いて行われる．分配係数は，次式のように吸着量を残留濃度で除した形で与えられ，吸着量と残留濃度の関係図では，原点を結ぶ傾きを求めることで得ることが出来る．

$$\text{分配係数}(\text{mL/g}) = \frac{\text{吸着量}(\text{mg/kg})}{\text{残留濃度}(\text{mg/L})} \quad (4.2)$$

吸着材の吸着性能が低く，残留濃度が供与液の初期濃度にほとんど近い場合には分配係数は 0 付近となる．逆に，残留濃度が少なく吸着量が多くなるに従い，分配係数は大きくなる．

ベントナイト混合による分配係数への影響を確認するために，供与液の初期濃度に対する個々の試料の分配係数の関係を求めた．分配係数と初期濃度の関係を図 4.7 に示す．

この関係をみてもわかる通り，供与液初期濃度が高くなるにつれて，いずれの試料において

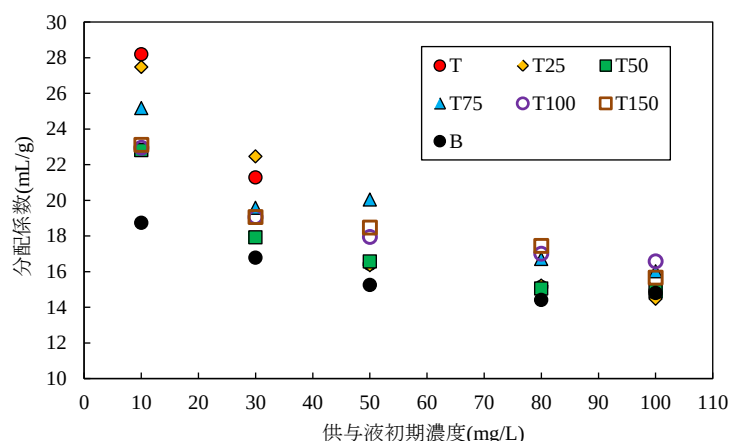


図 4.7 分配係数と供与液初期濃度の関係

も分配係数は減少していく傾向にある。また、試料ごとで分配係数を比較すると、10ppm および 30ppm においては徳山港粘土単体の試料において分配係数が高くなっているが、50ppm 以降は徳山港粘土単体の試料の分配係数は大きく低下しており、他試料の分配係数の方が大きくなっている。一方でベントナイト単体の試料では、初期濃度 100ppm を除き、常に低い分配係数を示しており、吸着性の低い材料であるとの結果となった。しかしながら全体としてみると、分配係数は 15 から 30 程度の範囲内でとどまっている。放射性セシウムの吸着率が高い物質としてゼオライトが挙げられるが、ゼオライトの放射性セシウムに対する分配係数は 400 から 800mL/g と、本研究で求めた分配係数よりかなり高い値を示している³⁾。これを考慮すると、ベントナイト混合試料の分配係数は海成粘土単体の分配係数とほぼ変わらないと考えられる。

5. ベントナイト混合試料の遮水材としての適用性に関する検討

5.1 遮水性能

4章において、透水係数 k と平均圧密応力 p との関係を示した。その関係の中で、平均圧密応力 13.9kPa から 221.7kPa までのデータを図 5.1 に示す。この関係をみると、徳山港粘土単体の場合には透水係数が $5.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ まで低下するためには平均圧密応力 50kPa 以上で圧密されている必要がある。一方でベントナイト混合試料においては、ベントナイト混合量が最も多い試料において、圧密圧力がおよそ 27kN/m^2 で $5.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ 程度となっている。この結果を見ると、ベントナイトによる遮水性向上が見られ、ベントナイトは遮水性能を向上させるために有用な材料であると判断できる。しかし、ベントナイト混合試料であっても透水係数を目標値以下にするために 20kN/m^2 以上の圧密応力が必要であるともいえる。

遮水層の圧密圧力を考える場合、遮水層の上の保護土層の厚さについて検討する必要がある。海上工事においてサンドマット工の標準的な厚さは 2.0m 程度であるが、海面処分場の場合は揚圧力対策としてより大きな上載圧が必要となる。2章で述べた寒川東部臨海土地造成事業の廃棄物処分場では、単位体積重量の大きい転炉スラグを用いて 2.9m の保護土層が用いられている。一方で、保護土層の層厚が大きくなると埋立の容量が低下するという問題があり、寒川東部臨海土地造成事業で水中単位体積重量 14kN/m^3 の転炉スラグを用いたのも保護土層の厚さを軽減するためである。

保護土層による必要土かぶり圧としては、施工中の内外水位差について検討する必要があるが、ここでは、保護土層の厚さを 3m とし、その単位体積重量を 14kN/m^3 とすると土かぶり圧力は

$$14 \text{kN/m}^3 \times 3 \text{m} = 42 \text{kN/m}^2$$

となる。また、遮水層自体の自重についても荷重調整用に製鋼スラグを混合することにより、水中単位体積重量を 8kN/m^3 に調整する仮定する。この場合、遮水層の中央で平均的な上載圧を考えると、

$$42 + 8 \times 2 \text{m} = 58 \text{kN/m}^2$$

となる。さらに、段階載荷圧密試験の結果から、 $20 \sim 60 \text{kN/m}^2$ の圧密応力では圧密係数 c_v は約

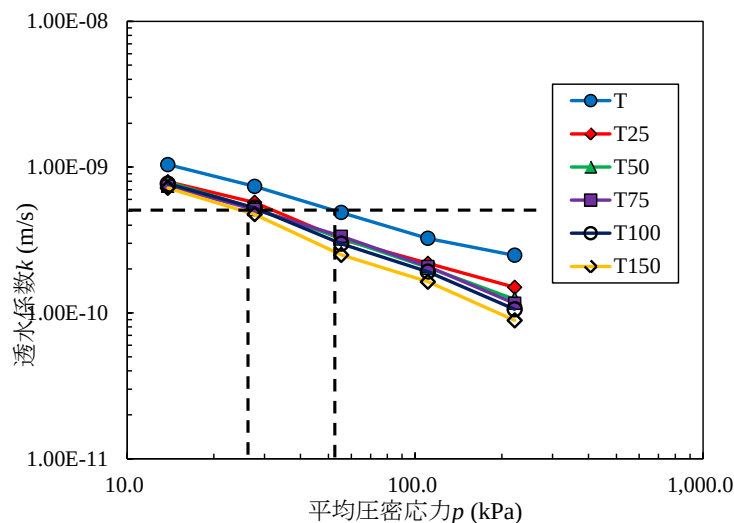


図 5.1 透水係数に対する平均圧密応力

10cm²/day である。海面処分場の建設期間を 3 年程度（遮水層の造成から廃棄物の投入までの期間として）と考え、圧密係数 c_v を 10cm²/day として、遮水層の載荷圧密圧力 58kN/m² を保った状態が 3 年間経過し、遮水層の上下面から圧密が進行すると仮定すると、一次元圧密理論により時間係数は以下の通りに計算される。

$$T_v = \frac{c_v t}{H^2} = \frac{10 \cdot 3 \cdot 365}{(400/2)^2} = 0.274 \quad (5.1)$$

平均圧密度と時間係数に関する図 5.2 の関係から、時間係数が 0.274 では平均圧密度は 59.17% であり、有効圧密圧力 σ_v' は、

$$\sigma_v' = 58 \times 0.591 = 34.3 \text{ kPa}$$

となる。また排水層からの距離と圧密度の関係を示す図 5.3 より、遮水層中央部においては圧密圧力の 65% の過剰間隙水圧が残っている。これよりもっとも圧密に時間を有する遮水層中央部付近においては有効圧密圧力 σ_v' は、 $58 \times 0.35 = 20.3 \text{ kPa}$ である。

以上の結果より有効圧密圧力に相当する透水係数を図 5.1 から求めると、ベントナイトを添加した試料では、平均有効圧密圧力の 34.3kPa の場合に対しては $5.0 \times 10^{-10} \text{ m/s}$ 以下の透水係数

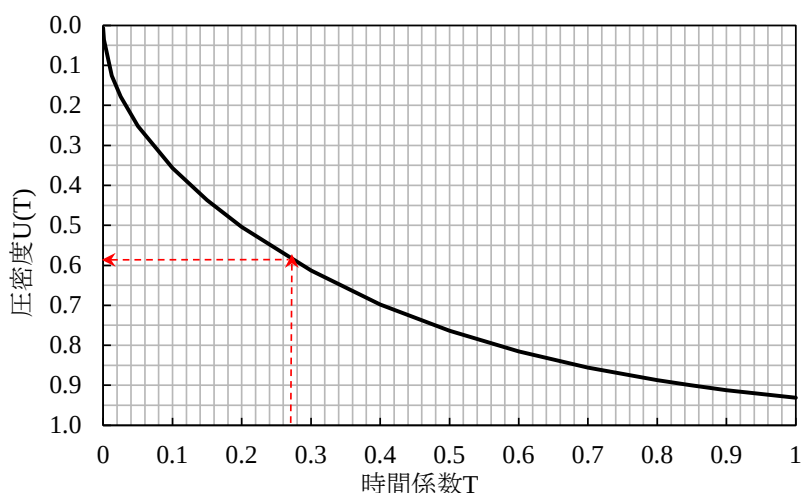


図 5.2 圧密度と時間係数の関係

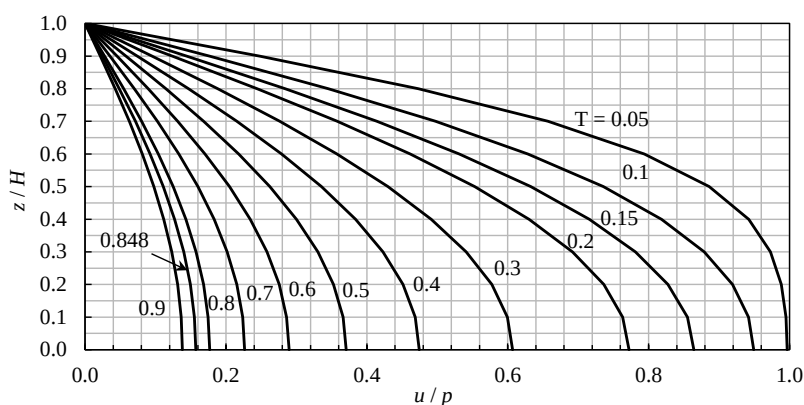


図 5.3 間隙水圧の深さ分布の時間的变化

表 5.1 放射性セシウム量 (Bq/kg) と安定セシウム量の含有濃度測定結果 (mg/kg)

区分	試料名	放射性セシウム(Bq/kg)						安定セシウム(mg/kg)	
		湿潤			乾燥			湿潤	乾燥
		Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計	Cs133	
土壌	土壌①	7100	12000	19100	15000	25000	40000	2.4	5.0
	土壌②	3300	5300	8600	8000	13000	21000	1.8	4.3
	土壌③	5600	9200	14800	11000	18000	29000	2.5	4.8
	土壌F	18000	30000	48000	25000	41000	66000	3.0	4.2
主灰	主灰T	490	800	1290	700	1100	1800	0.53	0.8
	主灰F	920	1600	2520	1370	2400	3770	0.67	1.0
飛灰	飛灰T	6700	11000	17700	8000	13000	21000	2.0	2.4
	飛灰F	5500	9700	15200	5500	10000	15500	1.7	1.7

表 5.2 放射性セシウム量 (Bq/kg) と安定セシウム量の計算値 (mg/kg, 溶出率 10%と仮定)

試料名		セシウム含有量(乾燥時)		100000Bq/kgの廃棄物想定時		
		放射性Cs137 (Bq/kg)	安定Cs133 mg/kg	100,000Bq/kg /含有量	安定Cs133 mg/kg	安定Cs133 溶出濃度 ppm(mg/L)
土壌 底質	土壌①	25,000	5.00	4.0	20.0	4.5
	土壌②	13,000	4.30	7.7	33.1	6.2
	土壌③	18,000	4.80	5.6	26.7	5.0
	土壌F	41,000	4.20	2.4	10.2	1.9
焼却灰 (主灰)	主灰T	1,100	0.80	90.9	72.7	13.6
	主灰F	2,400	1.00	41.7	41.7	7.8
飛灰	飛灰T	13,000	2.40	7.7	18.5	3.5
	飛灰F	10,000	1.70	10.0	17.0	3.2

となっているが、遮水層中央部の圧力 20.3kPa に対する透水性能は 5.0×10^{-10} m/s よりもやや大きくなっている。本計算はテルツァギの一次元圧密理論による概算であり、より厳密な計算により検討する必要があるが、遮水層全体としては透水性に関する必要性能は満足されていると考えられる。

5.2 吸着性能

遮水層を通過する際の放射性セシウム吸着特性は、4 章で示したバッチ試験の結果を直接用いることはできない。浸透時における吸着性はバッチ試験と異なり、間隙水と土粒子表面が接触する面積は少なくなり、それに伴って性能としては低下すると考えられる。さらに、吸着は遮水層上層から起きるため、浸透時の濃度の評価を分配係数のみで比較することは難しいと考えられる。よって、安定セシウム Cs133 溶液を用いた圧密浸透試験(カラム試験)を行った。

1) 圧密浸透試験で用いる安定セシウムの濃度設定

吸着性を評価するにあたり、実際に放射性セシウムを用いることが望ましいが、管理および濃度調節などの容易さから、安定セシウム溶液を用いることとした。そこでまず、想定している廃棄物の放射性セシウム濃度 100,000Bq/kg に対して、安定セシウムがどの程度の比率で含有されているか検討を行った。安定セシウムの比率は、表 3.1 で示した含有試験の結果から算出した。表 3.1 では放射性セシウムの含有濃度のみを示しているが、これに加えて安定セシウムの含有濃度も調査している。安定セシウムと放射性セシウムの含有濃度測定結果を表 5.1 に示す。ここで、ベクレルと質量の関係は以下の式で表される。

$$W = \frac{B \cdot T_{1/2} \cdot M}{N_A \log_e(2)} \quad (5.2)$$

ここで、 W は質量(g), B はベクレル(s^{-1}), $T_{1/2}$ は半減期(s), M は質量数(g/mol), N_A はアボガドロ数($=6.022 \times 10^{23}$)である。

この式より、放射線量を表すベクレルと質量には線形関係があることが分かる。放射性セシウム濃度が増加する場合には、安定セシウム濃度も同様の割合で増加すると仮定し、表 5.1 に示した放射性セシウム濃度(Bq/kg)と放射性セシウム 100,000Bq/kg の比率を安定セシウム濃度(mg/kg)に乘じることで、放射性セシウム 100,000Bq/kg の際の安定セシウム濃度を簡易的に算出した。ここで、計算を行う際には放射性セシウムはすべてセシウム 137 であり、溶出率は放射性セシウムと同様に 10%であると仮定している。

計算を行った表を表 5.2 に示す。これをみると主灰の安定セシウム濃度が他と比べて高くなっており、10ppm を超えるものがあるが、ほとんどの試料において 10ppm を下回っていることが分かる。この結果から、100,000Bq/kg の廃棄物を処分する際には安定セシウム濃度は 10 から 30ppm を下回る程度であると判断し、安定セシウム溶液 10ppm および 30ppm 程度の溶液を用いることが妥当であると判断した。

2) 圧密浸透試験の方法

遮水層は覆砂による 10 から 20kN/m² 程度の圧密圧力が作用することが予想される。そこで圧密浸透試験では 19.6kN/m² で圧密が完了している試料に対して、所定濃度の安定セシウム溶液(人工海水を用いて作成、1.03g/cm³, pH=8.0)を透水させた。排水された溶液を回収し、原子吸光分析機により安定セシウムの濃度を測定することで、試料の吸着性能の確認を行った。試験の概要図を図 5.4 に示す。試験機は通常定ひずみ速度による圧密試験で用いる試験機(CRS 試験機)を用いた。CRS 試験機は、上面および下面に排水コック、排水バルブが接続されており、これらを閉じた状態で試験機内は密閉されている。そのため、試料内を通水させた溶液をもれなく回収することが可能である。圧密過程では 4 章で示した段階載荷圧密試験と同様に、含水比 160%程度に調整した試料をスラリー状態で圧密リングに投入し、4.9, 9.8, 19.6kN/m² と段階的に圧密を行った。その後、log-t 法により圧密の終了を確認次第、圧密過程を終了した。ここで圧密過程では、CRS 試験機上部の二重管式ビュレットと接続している部分は取り外して解放しており、19.6kN/m² の圧密が完了した際に再度接続する。そして、試験機上部の中をセシウム溶液で満たすため、排水バルブを開けた状態で二重管式ビュレットからセシウム溶液を流し込み、圧密による排水を十分流し出せるよう、排水バルブからセシウム溶液を十分流出させた後にバルブを閉じ、透水過程を開始した。また、透水時には載荷板にかかる揚圧力により圧密圧力が減少してしまうため、揚圧力を事前に測定し、その圧力分を圧密圧力に加算する形で圧密圧力 19.6kN/m² とした。

ここで、圧密リングの高さについては、通常の圧密試験で用いられる高さ 20mm のものではなく、その半分の高さ 10mm で実験を行った。本実験では、透水係数の低い試料に対して透水を行う。さらにその通水量については後述するが、300mL 程度を通水させた。したがって、供試体高さが 20mm 程度の高さであっても実験に莫大な時間がかかることが予想されたため、リング高さを半分とすることで、圧密および透水にかかる時間を 1/4 に短縮させた。また同様の理由で、透水時に作用させる浸透圧についても、実際の処分場の想定と同じ動水勾配 1.0 に設定することは不可能であると判断し、供試体上面に作用する水压を、圧密圧力を超えない程度の圧力(19.4kN/m² 程度)で作用させることで試験時間を短縮させた。この水压は二重管式ビュレットを用い、位置水頭と空気圧による圧力水頭の両方を与えて調整を行った。また、浸透が進むにつれて位置水頭が低下するため、CRS 試験機(試料上面側)に取り付けた間隙水压計によ

る測定値をもとに随時空気圧を調整した。

3)試験条件と結果の検討方法

圧密浸透試験では、バッチ試験において用いた試料のうち、徳山粘土単体試料(T)および徳山港粘土を母材とし、1.5wL時の単位体積重量に対してベントナイトを 25kg(T25), 75kg(T75), 150kg(T150)混合した試料を用いた。また浸透後の溶液は、二重管式ビュレットの目盛を確認しながら、安定セシウム溶液が 10mL 浸透するごとに回収し、計 300mL 回収した。つまり、溶液濃度は回収した 10mL 溶液の平均を表していることになる。

ここで、それぞれの供試体は圧密により沈下が生じる。しかし、この圧密沈下量は全ての試料において一定ではないため、試料が含む間隙水の量も異なる。さらに遮水材として用いる状況と今回の実験結果との比較を行う場合にも、通水量自体で比較することには意味がなく、遮水層や試料の間隙水量に対して、どの程度の量が通水されたかが重要となる。そこで、時間変化や通水量の累積に対する濃度の変化ではなく、間隙水を入れ替えた回数(PVF=Pore Volumes of Flow)に対する濃度変化で評価を行った。PVF は以下の式で与えられる。

$$PVF = \frac{\text{積算流出量}(\text{cm}^3)}{\text{間隙水量}(\text{cm}^3)} \quad (5.3)$$

しかし、粘土の場合には圧密による沈下が生じ、時間が経つにつれ、間隙水量が変化してしまう。よって、本試験では 10mL 通過ごとの平均供試体高さから平均間隙水量を求め、各段階の PVF_{i+1} を算出し、前段階の PVF_i を足し合わせることで PVF_{i+1} を求めた。本試験で用いた PVF_{i+1} の式を以下に示す。

$$PVF_{i+1} = \frac{10(\text{cm}^3)}{\text{平均間隙水量}(\text{cm}^3)} + PVF_i \quad (5.4)$$

次に供与液の安定セシウム濃度については、前項に示したとおり、10 および 30ppm の濃度を用いることが妥当であると判断した。しかし、どちらの溶液を用いる場合においても、浸透後の濃度測定の精度が問題とならないように配慮する必要がある。本研究で用いた原子吸光分析機によるフレイム法並びに検量線法では、測定濃度が検量線の範囲内から外れる場合にはその測定結果の信頼性が低くなる。本研究での検量線の範囲は 1.0ppm から 5.0ppm であり、測定時の濃度が 1.0ppm を下回るような溶液濃度の場合、その値は参考程度にしかならないと考えられる。さらに、測定を行うために回収した浸出後の溶液の前処理を行うが、その過程におい

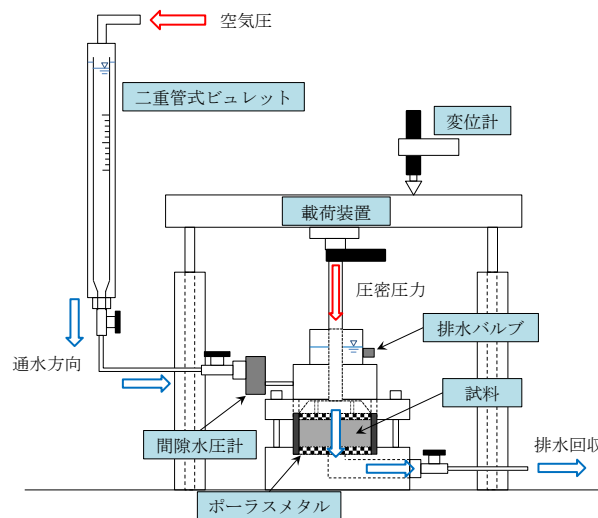


図 5.4 試験状況概要図

て 2.0 倍に希釈がされているおり、定量下限値は 2.0ppm となる。

その場合、定量下限値と比較して初期濃度 10ppm であると、本研究での吸着性に関する開発目標である、溶出時濃度 1/10 以下の検討を行うことが困難となってしまう。よって本試験では 30ppm の供与液を用いることが望ましいと考える。しかし、供与液初期濃度による浸出時の傾向が不明であったため、予備試験として、徳山港粘土単体の試料(T)に対して、10ppm と 30ppm の溶出の傾向を比較した(図 5.5(a), 図 5.5(b))。

初期濃度 10ppm と 30ppm の溶出液濃度の PVF に対する変化を比較すると、双方とも PVF がある程度まで上昇するまではほぼ検出されておらず、30ppm では PVF が 12 程度(検量線外のため参考値程度)、10ppm は 16 程度(参考値程度)で濃度が検出され始めている。また、初期濃度が高い 30ppm の供与液を用いた場合の方が、溶出濃度の増加勾配は大きくなっている。そこで、測定した溶出液の濃度を初期濃度で正規化することにより、両者の比較を行った。その結果、溶出液濃度の上昇し始める点は異なるが、その増加勾配がほとんど等しくなっている。そこで、初期濃度 10ppm の曲線を平行移動させ、溶出液濃度が検出され始める点を合わせてプロットした図を図 5.6 に示す。若干のずれが認められるものの、正規化した濃度のプロット点はほぼ重なり、増加勾配は同様になると考えられる。

以上の結果から、浸透時におけるセシウムの吸着特性については、次に挙げる特性を持つ可能性がある。

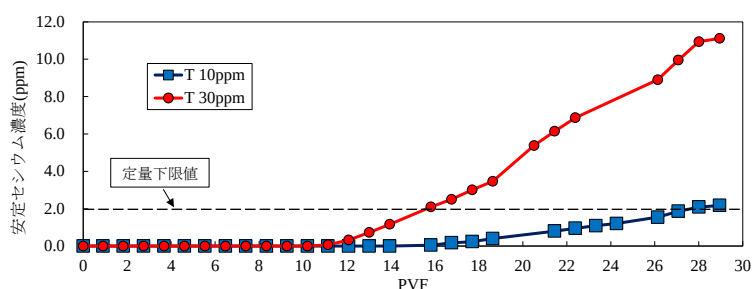


図 5.5(a) PVF に対する安定セシウム濃度 (ppm)

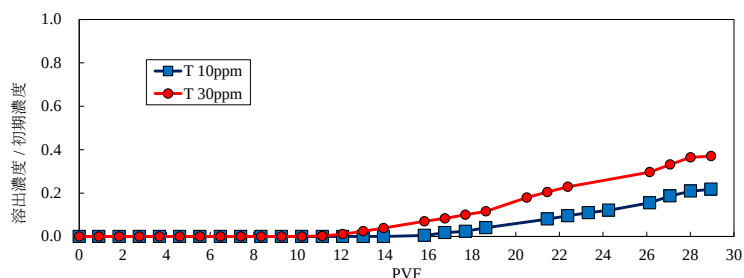


図 5.5(b) PVF に対する初期濃度で正規化したセシウム濃度

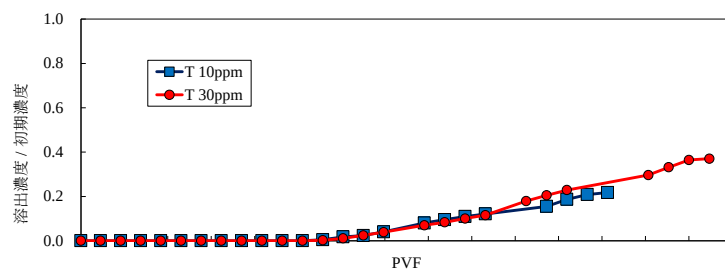


図 5.6 正規化した溶出濃度の増加傾向の比較

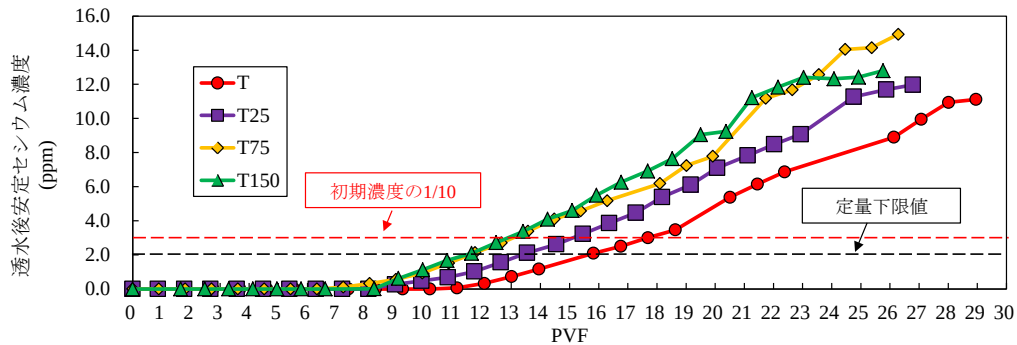


図 5.7 PVF に対する透水後の安定セシウム濃度変化

- ① 初期供与液濃度が高くなると、それに対応して浸透後濃度が検出され始める PVF が小さくなる。
- ② 浸透後溶液の濃度を初期濃度で正規化することによって、PVF に対する安定セシウム濃度の増加勾配は一定となる。

ただし、ここに示した傾向は 10ppm と 30ppm の溶液濃度を用いた場合でしか確認しておらず、これらの供与液よりも濃度の差が大きい場合にも適用できるかについての検討は行っていない。さらに②に示した特性は、4 章において示した、供与液初期濃度の上昇に伴う分配係数低下の影響を受けている可能性も高く、一概に正しいと言える特性ではない。

しかし、10ppm、30ppm の二つの濃度においては適用が可能であると判断し、測定の結果がより正確となるように、また、より厳しい条件を与えることで安全側を考慮して、30ppm 溶液を用いて試験を行った。

4) ベントナイト混合量の違いによる浸透後溶液の濃度変化

図 5.7 に各試料の PVF 経過に対する浸透後安定セシウム濃度の関係を示す。この関係をみると、ベントナイト混合量が増加するに従い、浸透後の濃度上昇が早く起こっており、透水時における安定セシウム吸着性能が低下していることが確認できた。これは、4 章に示した攪拌振とう試験(バッチ試験)の結果と同様の傾向である。なお定量下限値以下の濃度においては正確な濃度が定量不可能であったため、濃度が 0 というわけではない。したがってどの程度の濃度が検出されているかは判断できず放射性セシウムに換算した場合に、公共水域の濃度限界以上となっている可能性もある。

しかし、本研究で目標とした初期濃度の 1/10 とする吸着性能という点で見ると、1/10 の濃度である 3ppm となるのは、もっとも検出の速かった T150 の場合でも PVF で約 12 であった。これは、汚染水が遮水層内の間隙水を 12 回入れ替えたことと同義であり、透水係数 $1.0 \times 10^{-9} \text{m/s}$ 、動水勾配 1.0、遮水層圧 4.0m の場合には、およそ 1,500 年以上の時間がかかるという計算になる。この時間は、遮水層の透水係数から目標としたトラベルタイムの 6 倍以上であり、目標としたトラベルタイムの範囲では吸着によって濃度は確実に 1/10 以下になっていると考えられるので、吸着性に対する目標は達成できていることになる。

なお、本実験で行った透水試験では、強制的に大きな水頭差および動水勾配を与え、移流現象しか考慮していない。放射性セシウムの浸出の原因としては、移流現象の他に、濃度勾配によって物質や溶液が分散、移動する拡散現象があり、今後拡散現象の観点から遮水材の吸着性能について検討する必要がある。

6. 余水を発生させない埋立の実施のために必要となる遮水層の単位体積重量の検討

海面処分場においては埋立にともなって余水が発生するため、これを適切に水処理して海域環境に放流することが必要になる。放射性セシウムにより汚染された廃棄物の埋立において海域環境に及ぼす影響をできるだけ軽減するため、余水を発生させない埋立の可能性について検討を行う。

余水の発生を抑えるには、埋立時に処分場の水位を低下させておき、埋立終了時において水位が海域の水位とほぼ一致するようにすればよい。しかし、本研究のように人工調整粘土層による底面遮水工を設計する場合は、遮水層に作用する揚圧力対策が問題となる。以下に揚水圧を検討し、遮水層上面の保護土層に必要な土かぶり圧について検討する。

遮水工が施工されてから3年間で埋立を完了するとすると、この間に処分場には雨水が入り、表面からは蒸発が起これと考えられる。雨水から蒸発量を差し引いた雨水の量を r' とすると、3年間で $3r'$ の水が供給される。廃棄物の平均間隙比を0.80、平均飽和度を30%とすると、間隙率は44.4%のうち13.3%が水であり、31.1%が空隙であるので、 1m^3 の廃棄物の水中への投入により水中の体積増加は68.9%である。すなわち、1mの埋立で水位は68.9cm上昇する。したがって、仮に高水位より-8mから0mまで埋立を実施する場合には $8\text{m} \times 0.689 = 5.5\text{m}$ 水位が上昇し、さらに雨量による増加分 $3r'$ を加えると、

$$5.5\text{m} + 3r'$$

の水位差が必要である。 $r'=0.3\text{m}$ とすると(年降水量1,200mm、水面蒸発率75%)、水位差は6.4mとなる。

海水の単位体積重量を 10kN/m^3 とすると、動水勾配 i は

$$i = 6.4\text{m} / 4\text{m} = 1.60$$

となるので、揚圧力として単位体積あたり 16.0kN/m^3 の透水力が作用する。遮水材の水中単位体積重量を 8.0kN/m^3 とし、不足分を保護土層による有効土かぶり圧で抑えることを考えると、

$$\text{必要な有効土かぶり圧} = (16.0 - 8.0) \times 4\text{m} = 32\text{kN/m}^2$$

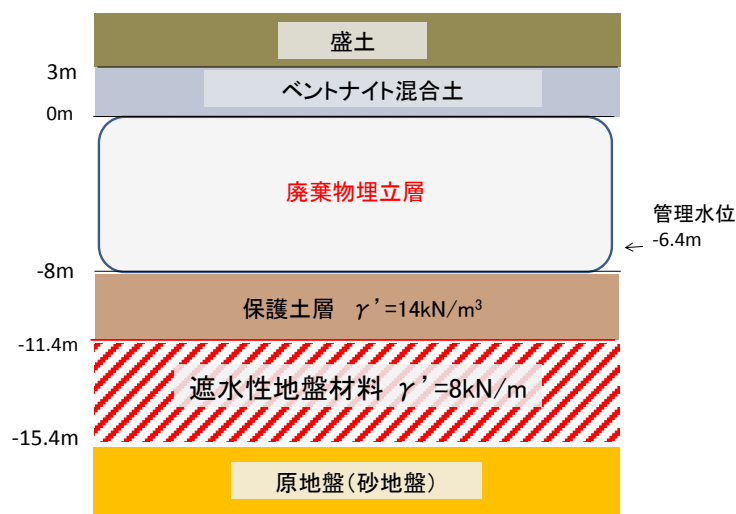


図 6.1 余水を発生させないときの遮水性地盤材料と保護土層の構成

となる。保護土層として寒川東部臨海土地造成事業で使用した水中単位体積重量 14kN/m^3 の製鋼スラグを用いると、安全率を 1.5 として

$$\text{保護土層厚} = 32 \times 1.5 / 14 = 3.4\text{m}$$

となる。これらを図示すると図 6.1 のようになる。

以上より、遮水層を設置し、水位を -6m に管理することによって余水を発生させないで、埋立処分することが可能である。

7. まとめ

福島第一原子力発電所の事故により、福島県を中心とした広範囲の地域において放射性セシウムで汚染された災害廃棄物が大量に発生し、廃棄物の焼却灰、下水処理場や河川底質に集積した汚染度の高い汚泥も処分方法がないため、復興事業を進める上で大きな障害となっている。これらの廃棄物の発生量は福島・宮城両県だけで 2,800 万 m^3 と推定されるが、除染作業によっても 1,000 万 m^3 を上回る発生土の処分が必要になる可能性がある。本研究は、放射性セシウムに汚染された廃棄物を対象とし、既存の管理型処分場よりも安全性に関する性能を大幅に高めた海面管理型最終処分場において遮水層として適用できる地盤材料の開発を行った。成果をまとめると以下ようになる。

1) 本研究で開発する高性能海面処分場の性能と遮水層に用いる地盤材料の必要性能の検討

環境省のガイドラインにおいて「安全が確認されるまで一時的に保管すべき」とする放射能濃度を 8,000Bq/kg 以上 100,000Bq/kg 以下の廃棄物としていることを考え、本研究で開発する安全性がはるかに高い海面処分場として「100,000Bq/kg の廃棄物であっても安全に管理できる性能」を設定した。上記の性能を確保するために必要な遮水層（厚さ 4m と設定）の条件を検討し、透水係数を $5.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ 以下と設定した。遮水層が放射性セシウムを吸着させる効果としては時間経過による放射性セシウムの減少を考慮しないで遮水層通過後の濃度を 1/10 に低減する性能を目標として設定した。

2) 海成粘土とベントナイトを混合した土の透水係数

段階載荷圧密試験から透水係数を算出した結果、海成粘土単体に対してベントナイト混合試料(T150)の透水係数は圧密初期段階において 0.7 倍程度、最終段階で 0.36 倍にまで低下した。圧密圧力が高くなるほど低下するのは、圧密応力が低い状態において、粘土粒子間に入り込めていなかったベントナイト主成分であるモンモリロナイト粒子が、圧力が高まるにつれて粘土粒子間に押し込まれる形となり、粘土粒子間の間隙を埋める効果が高まったためであると考えられる。

3) 海成粘土とベントナイトを混合した土の吸着特性

振とう攪拌試験(バッチ試験)より、海成粘土は安定セシウム溶液と攪拌されることでただちにセシウムを吸着し、0.5h 後には平衡状態に達することが確認できた。本研究で用いた試料では、吸着濃度と残留濃度の関係は直線とはならず、初期濃度が高くなるにつれて、初期濃度に対する残留濃度が高くなった。これは、陽イオン吸着性能をもつ粘土鉱物が、供与液の初期濃度が低い間には、未吸着のものが多いために吸着力は強く、初期濃度が高くなるにつれて陽イオンを吸着した鉱物が徐々に増えていき、吸着力が低下していくためではないかと考えられる。海水を用いた振とう攪拌試験では、海成粘土単体の分配係数とベントナイト混合試料の分配係数はほとんど変わらずベントナイトの方が若干ではあるが、吸着性能が低いことを確認した。

4) 海成粘土とベントナイトを混合した土の透水性と吸着性に関する必要性能の検討

ベントナイトを海成粘土に混合することで透水係数は低下するが、目標性能である $5.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ まで透水係数が低下するためには、ベントナイト混合量の最も高い T150 の場合でも圧密応力が 27kN/m^2 程度必要である。実施工を想定し、保護土層の厚さを 3m（単位体積重量 14kN/m^3 ）、遮水工の設置から廃棄物の埋立開始までを 3 年と考えると、埋立開始時の遮水層の平均圧密度は 59%、遮水層中央では 35%となった。平均的には透水係数 $5.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ 以下と

同等を達成していると考えられるが、遮水層中央では 5.0×10^{-10} m/s よりも大きい可能性がある。10ppm および 30ppm の供与液を用いて圧密透水試験を行った結果、透水後溶液の安定セシウム濃度は同じ PVF（間隙中の水を透水の水によって置き換えた回数）で比較した場合、30ppm の濃度の方がより早く透過することがわかった。一方、初期濃度で正規化した濃度の増加勾配は、10ppm と 30ppm でほとんど変化しなかった。30ppm 供与液を用いてベントナイト混合試料の圧密透水試験を行った結果、ベントナイト混合量が増加するに従い、安定セシウムがより早く透過することが分かった。しかし、吸着性目標である初期濃度 1/10 を超えたのは PVF で小さくとも 12 程度であり、実際の処分場を想定した場合には 1,500 年程度の時間がかかると考えられる。よって吸着性に関する目標は達成することが確認できた。

5) 余水を発生させない埋立に関する検討

放射性セシウムにより汚染された廃棄物の埋立において海域環境に及ぼす影響をできるだけ軽減するため、処分場内の水位を低下させておくことにより余水を発生させない埋立の可能性について検討を行った。この結果、製鋼スラグなど単位体積重量が大きい地盤材料を混合して遮水層の水中単位体積重量を 8kN/m^3 程度に増加させ、遮水層の保護土層としても水中単位体積重量が 14kN/m^3 程度のスラグを使用することによって、余水が発生しないで埋め立てる可能性を示した。

参考文献

- 1) 環境省広域処理情報サイト, <http://kouikishori.env.go.jp/conditions/>
- 2) 土田孝, 水上純一, 菊池喜昭, 吉野博之: 阪神・淡路大震災におけるガレキの処理・活用に
関する調査と考察, 港湾空港技術研究所資料, No.0899, 1998 年 3 月.
- 3) 大阪湾広域臨海環境整備センター
- 4) 中山 靖之、中井 修、難波 喬司、久間 公一:水俣湾環境復元事業の事後評価について、土
木学会論文集、Vol.602, pp.157-173, 1998-09-20.
- 5) 環境省: 福島県内の災害廃棄物の処理の方針, 平成 23 年 6 月 23 日
- 6) 運輸省港湾局監修, 管理型廃棄物埋立護岸 設計・施工・管理マニュアル, 財団法人港湾空間
高度化環境研究センター, 平成 12 年 11 月発行。
- 7) 東京電力(株)・福島第一原発事故 HP, 環境への影響、[http://www.jaero.or.jp/data/02topic/
fukushima/effect/index.html](http://www.jaero.or.jp/data/02topic/fukushima/effect/index.html)
- 8) 小寺正一: 放射性物質の除染と汚染廃棄物処理の課題ー福島第一原発事故とその影響・対策
ー, 国立国会図書館 ISSUE BRIEF, NUMBER743, 2012.3.29
- 9) 原子力災害対策本部: 除染に関する緊急実施基本方針, 平成 23 年 8 月 26 日
- 10) 環境省: 福島県内の災害廃棄物の処理の方針, 平成 23 年 6 月 23 日
- 11) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部: 8,000Bq/kg を超え 100,000Bq/kg 以下の焼却
灰等の処分方法に関する方針について, 平成 23 年 8 月 31 日
- 12) 五洋建設株式会社 HP, ソリューション・技術, 技術一覧, 土木技術, クレイガード(Clay
Guard)工法、<http://www.penta-ocean.co.jp/business/tech/civil/oceanic/clayguard.html>
- 13) 渡部要一, 土田孝, 斉藤邦夫, 山田耕一, 上野一彦: 粘土系遮水材料における微視構造と
透水係数の関係, 第 47 回地盤工学シンポジウム, pp.381-388, 2002.
- 14) 山田耕一, 鵜飼亮行, 伊野同, 土田孝, 渡部要一: 変形追随性材料を用いた遮管理型廃棄
物海面処分場の遮水工法に関する実海域実証実験, 海洋開発論文集, 第 19 巻, pp.177-182,
2003.
- 15) 上野一彦, 山田耕一, 渡部要一: 管理型海面処分場に用いる浚渫粘土を主材料とした土質
遮水材料の提案, 土木学会論文集 G, Vol.64, No.2, pp.177-186, 2008.
- 16) 国立環境研究所: 資源循環・廃棄物研究センター: 放射性物質の挙動からみた適正な廃棄
物処理処分, 技術資料 第二版, 平成 24 年 3 月 26 日