付録２

個別試験結果と評価詳細

Web 用報告書

実施代表者：原子力安全研究協会
実証テーマ名：次世代を担う人材への除去土壌等の管理・減容化・再生利用等の理解醸成
概要： 除去土壌等の中間貯蔵施設への運搬、除去土壌等の再生利用や最終処分及び除染や汚染廃棄物の処理等に対し、全国民的な議論の進展が必要とされている。しかし、除去土壌等の再生利用や処理等に対して、これまでの議論は技術的な側面が中心であり、次世代を担う若手（学生）や地域住民の方に説明する自治体担当者などの人材育成及び理解醸成を含めたコミュニケーションとその方法論は不足している状況にあった。 本プロジェクトは、3 年計画で次世代を担う学生、若手技術者等の人材育成のため、(1)コミュニケーションツール作成、(2)人材育成プログラムを実施する。これらの人材が『技術的内容への理解促進』と『本件に関わるステークホルダーの多面性、価値観の多様性を理解し、総合的に見られるようになる。』ことを目的としている。
実施内容： 1.コミュニケーションツールの作成（技術的内容への理解促進） Phase3 資料の改訂、Phase2、Phase1 資料の作成 2. 大学生を対象とした人材育成プログラム （ア）大学での講義、（イ）現地見学、（ウ）ワークショップ、（エ）フォローアップ
技術概要： **(1)コミュニケーションツール作成** 令和元年度は、昨年度作成した実務者向け Phase3（「震災からこれまで」、「土の中の放射性セシウムの挙動」、「除染および除去土壌等の管理・保管」、「除去土壌等の減容化技術・再生利用」、「リスクコミュニケーション」、「安全と安心」）を、有識者の意見、および学生アンケートの結果に基づき改訂した。 自治体職員向け資料（Phase2）は、 Phase3 資料のうち、必要な事項をについて自治体職員へのアンケートにより内容を精選して作成した。また、一般向け資料（Phase1）は、全体の流れがわかるような形で、必要な情報をわかりやすく記載した。Phase2 および Phase1 資料は、令和 2 年度に専門家や、利用者の意見に基づき改訂を行う。 **(2)人材育成プログラム** 『技術的内容への理解促進』と『本件に関わるステークホルダーの多面性、価値観の多様性を理解し、総合的に見られるようになる。』ことを目的として、（1）大学での講義、（2）現地見学、（3）ワークショップ、（4）知識定着や気付きに向けたフォローアップを実施した。大学生を対象にコミュニケーションツール全章を用いた事前講義と現地見学・ワークショップ（希望者）を実施した。また、若手技術者の参加する学会シンポジウム等多様な機会に講義・ミニワークショップ等を実施した。結果、約 280 人の参加を得た。昨年度の参加者によるワークショップへのファシリテータとしての参加等、関心意欲に応じたフォローアップを実施した。

実証試験の結果：

(1)コミュニケーションツール作成

実務者向けの Phase3 資料のコミュニケーションツールを改訂した。また、アンケートにより Phase3 資料の情報を取捨選択して自治体職員向けの Phase2 資料を作成した。また、一般向けの Phase1 資料も作成した。

(2)人材育成プログラム

（1）大学での講義：7 大学（京都大学、京都府立大学、北海道大学、横浜国立大学、大阪大学、神戸大学、長崎大学）の学生を対象とした講義を実施した。また、若手技術者が参加する学会シンポジウムや福島県内の研究所で、コミュニケーションツールの一部を用いた講義等を実施し、約 280 人の参加を得た。

（2）現地見学、（3）ワークショップ： 2 泊 3 日の日程で実施した。学生 24 名が参加し特定復興拠点整備事業、仮設焼却事業、中間貯蔵施設等を見学し、2 回のワークショップを実施した。ワークショップでは、学生、若手技術者、自治体職員を含めた参加者がグループで、除去土壌の処理に関する課題に取り組んだ。

また、学生主体の教育プログラムとするために、企画運営側にも、大学院生が参画し、また、昨年度提案された現地住民との対話も実施した。

（4）フォローアップ：知識を定着させるためのフォローアップとして、大学での学生による参加報告会を実施した。報告会では、学生から振り返りや気付きについて発表をして頂くとともに、今後に向けた発展的な議論を行った。さらに、過年度参加学生へのフォローアップとして、昨年度参加した 2 名の学生がファシリテーターとしてワークショップに参加した。

■技術等の評価：

①技術的内容の理解度の確認：講義参加学生に対して、全てのテーマに対する理解度を確認するためのアンケートを実施した。正解率は 77%であった。個別テーマで見ると、「6．安全と安心」以外は理解度 80%を達成しており、 「6．安全と安心」について、講義における伝え方も含めて、次年度に向けて改善したい。

②理解・認知レベルの変化：大学での講義に参加した学生の知識・認知レベルの変化を確認するため、神戸大学の授業参加者に対して、事前及び事後アンケートを実施した結果、知識レベルの向上が見られた。また、現地見学およびワークショップ参加後アンケートでは「とても役立った」「役立った」という回答が多く、満足度が高かった。

■今後：本プログラムは 3 年プログラムとして設計している。最終年となる来年度は (1) コミュニケーションツールの Phase1～3 の公開用資料の改訂、(2) 8 大学以上の学生を対象として講義等を継続し、より多様な参加者によるワークショップを実施する予定である。

作業員被ばく量評価：対象外	
コスト評価：対象外	歩掛り（作業人工、作業速度等）：対象外
コスト評価条件：対象外	
安全性の評価：対象外	
試験場所（住所）：対象外	除去物保管場所と保管状況：対象外

１．事業の背景と目的

除去土壌等の中間貯蔵施設への運搬、除去土壌等の再生利用や最終処分及び除染や汚染廃棄物の処理等に対し、全国民的な議論の進展が必要とされている。しかし、除去土壌等の再生利用や処理等に対して、これまでの議論は技術的な側面が中心であり、次世代を担う若手や地域住民の方に説明する自治体担当者などの人材育成及び理解醸成を含めたコミュニケーションとその方法論は不足している状況にあった。

本プロジェクトは、次世代を担う学生、若手技術者、自治体担当者が『技術的内容への理解促進』と『本件に関わるステークホルダーの多面性、価値観の多様性を理解し、総合的に見られるようになる。』ことを目的とし、

(1) 除去土壌等の中間貯蔵施設での保管、減容化、再生利用等の既往知見を集約したコミュニケーションツール作成

(2)コミュニケーションツールの内容に基づく講義および現地見学・ワークショップによる人材育成プログラム

を 3 年計画で実施している。本報告は 2 年目である令和元年度の報告である。

２．令和元年度の実施内容の概要

本年度の実施内容の概要を以下に示す。

（1）コミュニケーションツールの作成

令和元年度は、平成 30 年度に作成した実務者向け Phase3 を、有識者の意見、および学生アンケートの結果に基づき改訂した。

自治体職員向け資料（Phase2）は、 Phase3 資料のうち、必要な事項について自治体職員へのアンケートにより内容を精選して作成した。また、一般向け資料（Phase1）は、全体の流れがわかるような形で、必要な情報をわかりやすく記載した。Phase2 および Phase1 資料は、令和 2 年度に専門家や、利用者の意見に基づき改訂を行う。

（2）人材育成プログラム

『技術的内容への理解促進』と『本件に関わるステークホルダーの多面性、価値観の多様性を理解し、総合的に見られるようになる。』ことを目的として、（1）大学での講義、（2）現地見学、（3）ワークショップ、（4）知識定着や気付きに向けたフォローアップを実施した。大学生を対象にコミュニケーションツール全章を用いた事前講義と現地見学・ワークショップ（希望者）を実施した。また、若手技術者の参加する学会シンポジウム等多様な機会に講義・ワークショップ等を実施した。結果、約 280 人の参加を得た。昨年度の参加者によるワークショップへのファシリテータとしての参加等、関心意欲に応じたフォローアップを実施した。

３．令和元年度の成果目標及び達成状況

対象となる人材（本年度は、次世代を担う学生がメインターゲット）について、『技術的内容への理解促進』と『本件に関わるステークホルダーの多面性、価値観の多様性を理解し、総合的に見られるようになる。』ことを目標とした。令和元年度の成果目標および達成状況を下記に示す。

（１）コミュニケーションツールの作成

①コミュニケーションツールの作成・大学での講義内容について

（成果目標）Phase3 資料の情報の改訂・公開、Phase1、2 の情報整理・作成

（達成状況）Phase3 資料の情報の改訂および Phase1、2 の情報整理・作成を実施した。Phase3 資料は有識者のコメントを踏まえて修正した。

②評価について（技術的内容の理解度の確認：）

講義参加学生に対して、全てのテーマに対する理解度を確認するためのアンケートを実施した。

（成果目標）目標：80%

（達成状況）正解率は 77%であり 80%をすこし下回った。個別テーマで見ると、「６．安全と安心」以外は理解度 80%を達成しており、 「６．安全と安心」について、講義における伝え方も含めて、次年度に向けて改善したい。

（２）人材育成プログラム

①実施内容について

（成果目標）大学生・若手技術者・自治体職員等 20 名程度を対象とした教育プログラムを実施する。(1) 大学等での講義は 6 回、(2) 現地見学、(3) ワークショップは 1−2 回、(4) フォローアップは対面もしくはメール等でのフィードバックを実施する。

（達成状況）全体として教育プログラムには約 280 名が参加し、大学生・若手技術者・自治体職員等 20 名程度という目標を上回った。

(1) 大学での講義について、6 大学での講義という目標に対して、7 大学（京都大学、京都府立大学、北海道大学、横浜国立大学、大阪大学、神戸大学、長崎大学）の学生を対象とした講義を実施した。

(2) 現地見学、(3) ワークショップについては、1−2 回という目標に対して、(2) 現地見学、(3) ワークショップを 1 回、また、個別のワークショップを 2 回開催した。

(4) フォローアップは対面もしくはメール等でのフィードバックを実施するという目標に対して、6 大学の学生に対して対面でのフォローアップを実施した。

②評価について

（成果目標）特になし。

（達成状況）

・講義の参加者に対して本プログラム前後でアンケート調査を実施し、講義の効果を確認した。

・現地見学・ワークショップについては事後アンケートを実施し、『本件に関わるステークホルダーの多面性、価値観の多様性を理解し、総合的に見られるようになる。』という目的の達成を確認した。

４．事業の実施手順

（１）事業の手順

本事業は、情報を利用する異なる主体に適したコミュニケーションツール作成および人材育成プログラム開発を３年間で段階的に実現する計画に沿って実施した。事業の３年間の手順を**図 4-1** に示す。

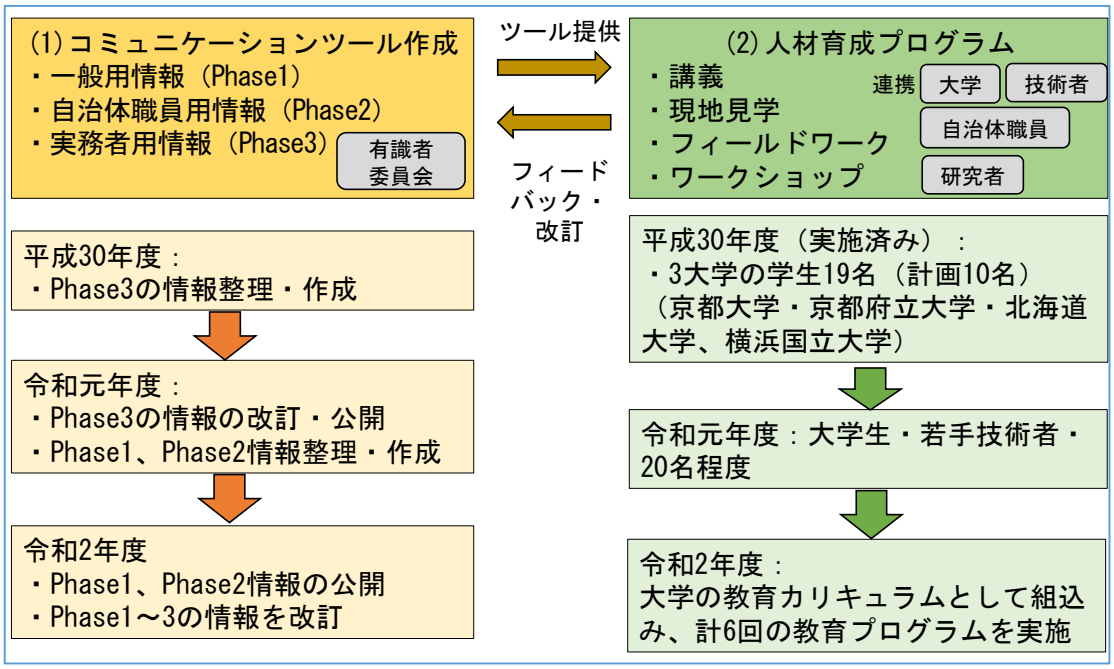


図 4-1 事業の手順（平成 30 年度～令和２年度）

① コミュニケーションツール作成の手順（**令和元年度**）

コミュニケーションツールの作成は、Phase3 の改訂と公開、および、Phase2 および Phase1 の作成を**図 4-2** に示す手順で行った。

４月～６月：平成 30 年度の成果であるコミュニケーションツール（専門性を持って問題の解決に取り組む実務者・技術者向けの Phase3）について、同ツールを利用した講義受講者のアンケートおよび有識者のコメント等を踏まえて、改訂する。

⇩

７月～９月：授業時の有識者個別ヒアリングにより Phase3 情報について検討を実施

⇩

８月～１月:授業等のフィードバック結果も踏まえ、公開用の Phase3 資料を作成する。また、Phase1～Phase2 資料の作成も進める。

⇩

３月（令和２年）: Phase1，2 資料の第１原稿を完成させる。

図 4-2　令和元年度コミュニケーションツール作成の手順

② 人材育成プログラムの手順

人材育成プログラムは、**図 4-3** に示す手順で行った。

（ア）講義：４月～１０月
対象は大学生・大学院生（ワークショップに参加をしなくても参加可能）
コミュニケーションツール（Phase3 情報）を用いて大学での講義。6 大学さらに技術者向けに実施。

⇩

（イ）現地見学・（ウ）ワークショップ：９月
・被災地の現状、中間貯蔵施設および減容化施設等の見学を実施する。
・学生、若手技術者を含めた、除去土壌の再生利用等に関するワークショップを開催。

⇩

（エ）フォローアップ：１０月～１２月
参加学生の知識定着を狙いとしたフォローアップ学習会を実施する。

図 4-3　令和元年度人材育成プログラムの手順

（２）実施体制

本事業は、公益財団法人原子力安全研究協会による全体統括のもと、複数の機関（農業・食品産業技術総合研究機構、産業技術総合研究所、国立環境研究所、日本原子力研究開発機構等）から、コミュニケーションツール作成担当者、人材育成プログラム担当者（講義実施、ワークショップ・フィールドワーク・現地見学）が参加して実施した。また、コミュニケーションツールの内容を確認する有識者委員会の委員を大学および研究機関に属する有識者に委嘱した。さらに、本年度は、企画運営側に大学生などに参画してもらい、人材育成研修を大学生の実践的な教育プログラムとして検討した。

５．実施内容

（１）コミュニケーションツール作成

① 概要

除去土壌等の中間貯蔵施設での保管、減容化、再生利用等の既往知見を集約した平成 30 年度の成果であるコミュニケーションツール（専門性を持って問題の解決に取り組む実務者・技術者向けの Phase3）について、同ツールを利用した講義受講者のアンケートおよび有識者のコメント等を踏まえて改訂を実施した。また、自治体職員用（Phase2）、一般用（Phase1）のツールを検討し、作成した。

② コミュニケーションツール Phase3 の改訂・公開

専門性を問題の解決に取り組む実務者・技術者向けの Phase3 は、平成 30 年度に作成した実務者向け Phase3 を、有識者の助言および学生アンケートの結果に基づき改訂した。

1 章　震災からこれまで
2 章　土の中の放射性セシウムの挙動
3 章　除染および除去土壌等の管理・保管
4 章　除去土壌等の減容化技術・再生利用
5 章　リスクコミュニケーション
6 章　安全と安心

③ コミュニケーションツール Phase2 および Phase1 の検討と作成

自治体職員向けの Phase2 作成のために、現職の自治体職員へのアンケートにより Phase3 をもとに必要な内容を整理した（**図 5-2：左・中央**）。さらに一般向け Phase1 は、リスクコミュニケーション等を除いた中核的な情報をわかりやすく記載した（**図 5-2：右**）。Phase2 および 1 は、令和 2 年度に専門家や、利用者の意見に基づき改訂を行う。

④　有識者ヒアリング

Phase3 資料について有識者にコメントを依頼し、各スライドにコメントを頂いた。頂いたコメントに基づき、Phase3 資料を加筆・修正した。

図 5-2　コミュニケーションツール Phase2（左・中央）、Phase1（右）（抜粋）

（２）大学等での講義

表 5-1 に示すとおり、大学その他の機関でコミュニケーションツールの内容に基づく講義、セミナー、ワークショップを実施し、大学生約 180 名を含む合計約 280 人の参加を得た。

表 5-１　令和元年度に実施した講義等一覧

大学名	実施日	実施場所	受講者	概要
長崎大学 （＋福島県立医科大）	4/18 4/25 5/9 5/30	長崎大学	11 人	授業およびワークショップ
京都大学 京都府立大学 大阪大学	7/13	京都大学	17 人	授業（約 5 時間）
北海道大学	7/21	北海道大学	6 人	授業（約 5 時間）
神戸大学	8/6 8/7	神戸大学	約 100 人	授業（90 分×4 コマ）
東日本国際大学	9/12	川内村	20 人	ワークショップ
横浜国立大学	10/21	横浜国立大学	22 人	授業（90 分×2 コマ） およびワークショップ（90 分）
国環研福島支部セミナー	6/27	国環研福島支部	23 人	特別講義　90 分およびワークショップ
土木学会シンポジウム	8/27	土木学会	約 80 人	13:00～17:00 までのセミナーおよびワークショップ
合計			約 280 名	

（３）現地見学・ワークショップ現地見学

事前講義を受講した学生 24 名、および昨年の参加者である学生ファシリテータ 2 名が参加し、特定復興拠点整備事業、仮設焼却事業、中間貯蔵施設等の現地見学およびワークショップを 2 泊 3 日で実施した。スケジュールを**表 5-2** に示す。

表 5-2　現地見学・ワークショップのスケジュール

日程	プログラム
9 月 24 日（火）	
11:40	福島駅西口集合
11:40～12:45	福島駅から川俣町へ移動（バス）
12:50～13:30	川俣町　山木屋地区
13:40～15:00	飯舘村　長泥地区特定復興拠点整備（除染事業・環境再生事業） 長泥地区プレゼンルーム（事業説明、施設見学等）
15:30～17:30	蕨平仮設焼却施設（事業説明、施設見学等）
17:30～18:20	宿泊施設へ移動（バス）
9 月 25 日（水）	
9:00～10:00	南相馬市（ホテル）から移動（バス）
10:00～12:40	大熊町中間貯蔵施設視察・リプルンふくしま視察
12:40～13:50	JAEA 楢葉遠隔技術開発センターへ移動
14:00～17:10	ワークショップ 1（アイスブレイク、概要説明注意事項、グループ別討議）
17:20～18:20	道の駅ならは→宿泊施設へ移動（バス）
9 月 26 日（木）	
8:30～9:00	ホテルから移動（バス）JAEA 楢葉遠隔技術開発センターに移動
9:00～12:30	ワークショップ 2（グループ別討議、演習、成果発表、講評等） 解散

①　参加者

大学生、大学院生 24 名が 5 大学から参加した。また、昨年度参加した大学院学生（北海道大学、京都府立大）2 名が参加した。また、自治体・企業等からも参加を得た。

②　内容

（ア）現地見学

（ａ）バス移動および車内での説明１

東日本大震災発生後から現在に至るまでの現状について講義の振り返り。

（ｂ）川俣町山木屋地区：

車中から仮置場、農地の様子を見学。トルコキキョウ農家ビニールハウス内にて「旧計画的避難指示区域での農業の再開」を中心に説明、質疑応答。

（ｃ）バス移動および車内での説明２

「震災後から現在までの山木屋地区の状況と課題」について説明。

（ｄ）飯舘村長泥地区

環境省による事業説明、除去土壌再生利用実証事業が行われる現場見学。

（ｅ）蕨平仮設焼却施設

事業説明後、バス内より施設外観を見学。

（ｆ）大熊町中間貯蔵施設および仮設焼却施設

中間貯蔵施設で受入分別施設や土壌貯蔵施設を見学。

（ｇ）リプルンふくしま

館内見学、特定廃棄物の埋立処分事業の概要や必要性、安全対策、進捗状況などについて説明を受けた。

（イ）現地住民との対話

9 月 26 日に中間貯蔵施設立地地域の元住民から、東日本大震災以前の同地区の状況や、その記憶を残す現在の取組みや、心情などを伺い、質疑応答を行った。

（ウ）ワークショップ

全体進行担当者の指示に沿って、A～E 各班をファシリテータが支援し、以下の通りワークショップを行った。

（ａ）ワークショップ１

仮想の土壌の再生利用シナリオ「話題１:減容化再生利用の必要性について」に基づいて、以下のワークを実施し、専門家等からの講評を行った。自治体職員や民間企業のメンバーも参加し、多様な立場や価値観の間での合意形成のあり方を検討することができた。ワークショップ１の手順は次のとおり。

・ワーク 1：話題１に関するステークホルダーそれぞれの立場の違いを意識し、メリット、デメリットを書き出し、グループで整理した

・ワーク 2：話題１に関する説明会を仮想し、想定される自治体に対する住民からの質問を個人ワークで考え、グループで整理した。

・ワーク 3：ワーク２の住民の質問に対して、行政（自治体）の回答をグループで作成した。

・ワーク 4：自治体による住民への説明という設定で、役割演技（ロールプレイング）を行った。役割として、まず、自治体側と、住民側に分け、それぞれを各グループが演じ、途中で交代した。

（ｂ）ワークショップ２

ワークショップと同じ班で､あらかじめ示された除去土壌の県外最終処分の選択肢に基づき、ワークを通して多様なステークホルダーを想定して課題を検討し、解決策を提示することができた。

・ワーク 5：メリット/デメリットの整理、個人で各オプションのメリット、デメリットを考えシートに書き込んだ。

・ワーク 6：ステークホルダーの特定：個人で想定されるステークホルダーを列挙した後に、グループ内で共有、取捨選択、追加し、一覧を作成した。マトリック

スの各セルに想定される多様なステークホルダーが挙げられた。

・ワーク 7：ステークホルダー毎のメリット/デメリットの整理：個人で異なるステークホルダーの立場から各オプションのメリット、デメリット、またインセンティブを挙げ、後にグループで整理した（KJ 法）。

・ワーク 8：選択肢の議論：提示されたオプションまたはそれ以外のオプションも含めて、①どのような最終処分の方法が最もよいと思うか、②その理由は何か、③そのために必要なことは何かを検討し、プロジェクトペーパーに箇条書きでまとめた。

・発表：最終処分に関する各グループの議論の結果を発表し、ワークショップ担当者およびコメンテーターの質問に回答した。

（４）知識定着に向けたフォローアップ

知識を定着させるためのフォローアップとして、京都大学、北海道大学、神戸大学にて参加報告会を行い、学生の発表による振り返りや気付きの確認、今後に向けた発展的な議論を行った。

６．試験結果の評価

試験結果の評価について、（１）コミュニケーションツールの作成については理解度アンケート結果より、（２）人材育成プログラムについてはアンケートの結果より評価した。

（１）コミュニケーションツールの作成

①学生の理解度アンケートの結果（技術的内容の理解度の確認）

講義参加学生に対して、全てのテーマに対する理解度を確認するためのアンケートを実施した。正解率は 77%であり 80%をすこし下回った。個別テーマで見ると、「６．安全と安心」以外は理解度 80%を達成しており、「６．安全と安心」について、講義における伝え方も含めて、次年度に向けて改善したい。

（２）人材育成プログラム（理解・認知レベルの変化）

①講義の評価

大学での講義に参加した学生の知識・認知レベルの変化を確認するため、神戸大学の授業参加者に対して、「除去土壌等の減容・再生利用に関する」事前及び事後アンケートを実施し、同じ質問への回答を比較した。**図 6-2** のとおり、事後には、「どちらともいえない」、「わからない・知らない」という回答が減り、知識レベルの向上が見られた。

②現地見学・ワークショップの評価

現地見学およびワークショップ参加後の知識・認知レベルおよび内容への満足度

を確認するために、ワークショップ後にアンケートを実施した。その結果、知識・認知レベルに関しては、「わからない・知らない」という回答はほぼ見当たらず、明確に考えが示される傾向がみられた。満足度に関しては、「とても役立った」「役立った」という回答が多く、満足度が高かった。

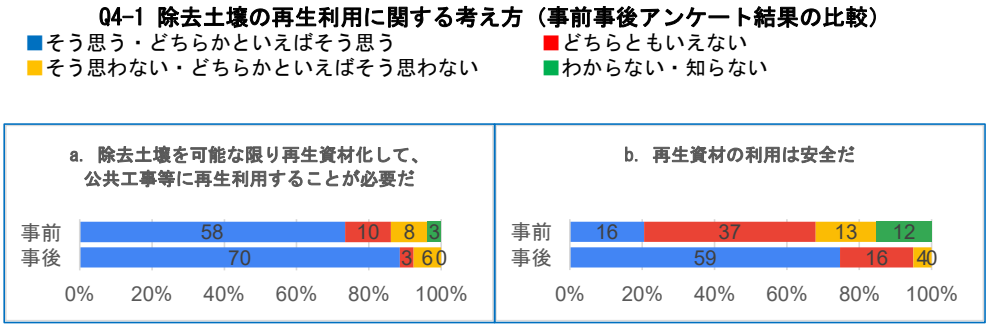


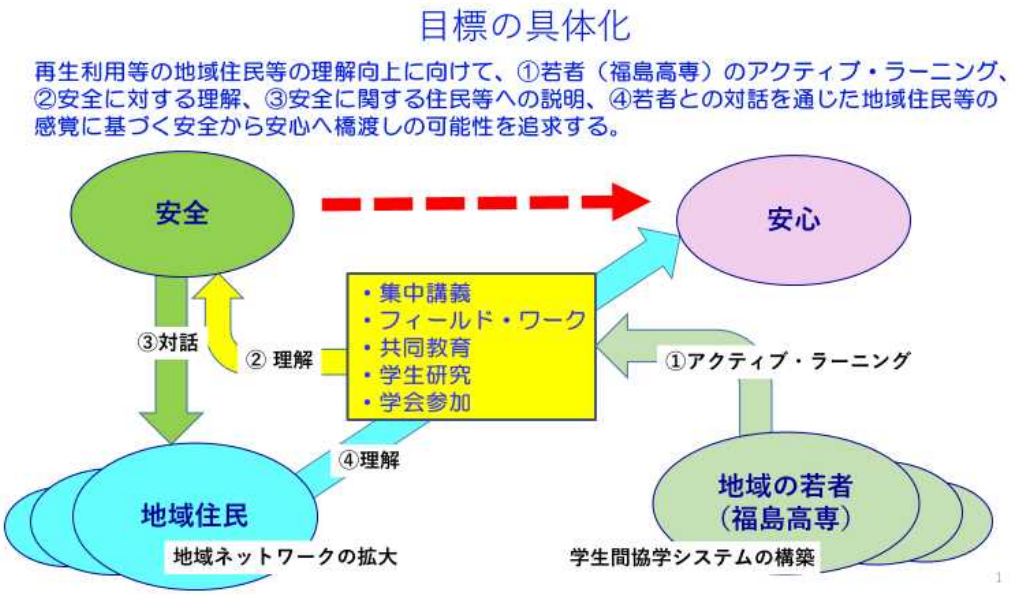
図 6-2 除去土壌の再生利用に関する講義前後のアンケート結果（抜粋）

7．まとめと今後

本プロジェクトは、除去土壌等の中間貯蔵施設への運搬、除去土壌等の再生利用や最終処分及び除染や汚染廃棄物の処理等に対し、これまで議論の中心であった技術的な側面とともに、合意形成や価値観の多様性等の社会的な課題について、次世代を担う若手の理解を醸成することを目的とした。

本プロジェクトは図 4-1 に示す 3 年計画であり、令和元年度は（1）コミュニケーションツール作成（Phase3 改訂、Phase1、Phase2 の作成）、（2）人材育成プログラム（7 大学で講義および大学生 24 名が参加した現地視察及びワークショップ、フォローアップ）を実施した。本年度の目標は概ね達成し、人材育成プログラムに参加した学生 5 名から次年度のファシリテータとしての参加希望があるなど、知識・理解のみならず目的を共有する若手人材も育っている。

最終年度となる来年度は、アンケート結果やワークショップやフォローアップでの意見から得られた本年度の課題に対応するとともに、（1）コミュニケーションツールの作成については、Phase1、2 のブラッシュアップ、（2）人材育成プログラムについては、全国 8 大学の学生および若手技術者向けの講義、多様な参加者によるワークショップの開催、令和元年度のプログラムに参加した学生に対するフォローアップなど、人材育成プログラムを充実させる予定である。

実施代表者：福島工業高等専門学校
実証テーマ名：除去土壌の再生利用等に関わる理解醸成のための課題解決型アプローチの実践Ⅱ
概要：本校の準学士課程（4～5 学年）から専攻科（2 年）にわたる 4 年間（大学学部相当期間）の学生を対象として、学修プログラム、フィールド・ワークを踏まえ、除去土壌の中間貯蔵、減容・再生利用、最終処分に貢献できる人材の育成を図る。その上で、地域的な問題、課題を意識した除去土壌の再生利用等に関する理解醸成のための実践を試行し、その効果を検証してゆく。なお、低学年生も対象としたセミナー等も行い、再生利用等の関心を維持する。
実施内容：再生利用等の地域住民等の理解向上に向けて、 ① 若者（福島高専）のアクティブ・ラーニング ② 安全に対する理解 ③ 安全に関する住民等への説明 ④ 若者との対話を通じた地域住民等の感覚に基づく安全から安心へ橋渡し の可能性を追求する。下記図参照。    具体的な実施概要は以下の通り。 ① 学修プログラム（集中講義） 除染による除去土壌の発生、再生利用技術や安全評価など 6 講義 ② フィールド・ワーク 再生利用実証事業施設、中間貯蔵施設など 4 施設 ③ 課題解決型アプローチの実践 共同教育は 5 ヶ所、学生研究は 4 テーマ、学会は 5 学会、国際交流は米国 2 大学、地域住民等との対話は勉強会形式で大熊町で実施

実施結果： ① 本アプローチ実践を通じた高専学生の意見、提案等 ・再生利用により住民の求めている施設を建設し、緑地化等を行い、観光地化する。 ・飯舘村の実証試験などは知られていない。メディアにもっと取り上げてもらうべき。 ・住民との対話で必要なのは、信頼関係であって、細かな知識ではない。頻繁に住民と交流すべきである。 ・住民一人一人の気持ちを変えることは難しいが、中間貯蔵や再生利用の取り組みについて、まずは知ってもらうことが出発点である。 ・国や東電に任せっきりというイメージがあったが、大熊町の人もきちんと考えていることが印象に残った。 ・低学年セミナー等を通じ、低学年生の関心や議論を惹起した点は意味がある。 ② まとめ（12 月 7 日に行われた大熊町民との勉強会でのまとめ） ・安全性を伝えたとしてもメリットがないと地域住民は受け入れない。 ・雇用が生まれるなど、若者たちが住みたいと思う街作りが必要である。 ・季節の花などを植え、花畑にしたらどうか。花を高速道の脇に植え、大熊町の景観を変える。花畑に加え、災害対策のシンボルにも使うべきである。 ・除去土壌という言葉がマイナスイメージである。再生土壌など、付加価値などを付け、個人でも使えるようにすべきである。 全体を通じて、「勉強会に参加した住民は、再生利用に関して理解があった。安全から安心に向けて課題はあるが、学園都市、花畑、スポーツ施設など孫に残せるものを作って行きたい。」とのまとめがあった。
学修プログラムの評価：特に、グループ討論は除去土壌の再生利用等の現状や問題点を理解する上で効果的であった。低学年セミナー等も関心の維持に効果があった。
フィールド・ワークの評価：除去土壌の再生利用等の疑問点の解消等に効果的であった。
課題解決型アプローチの評価：除去土壌の再生利用等に関しての評価は下記の通り。 １．共同教育：背景や動向を理解 ２．学会参加：関連技術情報の収集 ３．学生研究：自らの課題解決力の向上 ４．地域住民等との対話：自らの理解向上と再生利用に関する住民の前向きな評価
全体評価： アプローチ自体のおおよその効果を確認。次年度の展開につなげる。
実施場所 福島工業高等専門学校　他

除去土壌の再生利用等に関わる理解醸成のための課題解決型アプローチの実践Ⅱの結果

１．学修プログラム（集中講義）の実施結果

（１）集中講義後の討論会での主な意見

・再生利用については県内の方が協力的、花とか親しみやすいものを通じて伝えてゆくべきである。

・地域住民の求めている施設を建設する。また、緑地化等を行い観光地化させる。

・飯舘村の実証実験など、あまり知られていない。メディアにもっと取り上げてもらうべきである。

集中講義の様子

・再生利用に関するメリット、デメリットを比較させて説明すべきである。

（２）集中講義による成果、課題

集中講義後の理解度等に関して学生のアンケート調査を行った。概要は以下の通りである。

・学生の理解力に最も貢献があったのは、頻繁に行ったグループ討論であった。

・理解度が高かったのは、除去土壌の現状、発生量、再利用先の候補であった。

・理解度が低かったのは土壌中の放射性セシウムの挙動等であった。専門用語などについては、わかりやすさなど今後検討が必要である。

２．フィールド・ワークの実施結果

訪問先は以下の４ケ所である（写真参照）。

①再生利用実証事業施設、②中間貯蔵施設、③飯舘村環境再生事業施設、④大熊町特定復興拠点

再生利用実証事業施設

中間貯蔵施設

飯舘村環境再生事業施設

大熊町特定復興拠点

各訪問先（施設）のフィールド・ワークにおける学生の主な意見等は以下の通りであった。

・高専前の線量率の方が高く（0.08μSv/h）、南相馬市の実証事業施設の方（0.05μSv/h）が安全だと思った（再生利用実証事業施設）。

・1日1,000台の輸送トラックが県内を走り、輸送や処理を急いでいるが、この後の県外処分は不可能と考えている地域住民もいる（中間貯蔵施設）。

・試験用の土に咲いている花がきれいだった。将来的に栽培し、売れればいいと思った。村の住民と協力しているのはいいと思った（飯舘村環境再生事業施設）。

・初めて帰還困難区域に入ったが、除染がなかなか進んでいないのが分かった。住宅の解体の様子などを見て切なかった（大熊町特定復興拠点）。

３．課題解決型アプローチの実践　関係機関との共同教育の実施結果

共同教育先は、以下の５ヶ所である（写真参照）。

①産業技術総合研究所、②大林組、③日本原子力研究開発機構、④飯舘村役場、⑤大熊町役場

産業技術総合研究所

大林組

日本原子力研究開発機構

飯舘村役場

大熊町役場

各共同教育先における学生の主な意見等は以下の通りであった。

・安全と安心の基準は、人それぞれに違うため、様々な立場の人の不安や懸念を整理する場合の手法としてＳＲ手法は試行できる（産業技術総合研究所）。

・住民との対話で重要なのは、信頼関係であって、細かな知識ではない。頻繁に住民と交流し、地域のことを知るとともに、信頼関係を築かねばならない（大林組）。
・住民との対話では、地域の伝統や歴史を学び、地域イベント参加などを通じて、その地域の良さや残すべきものを知ってから行うべきである（大林組）。
・再生利用の被ばく計算の演習を行い、機会があれば自ら計算してみたいと思った（日本原子力研究開発機構）。
・極低レベル放射性廃棄物の埋設処分試験の現地を歩いて、サッカーなどのスポーツができそうなほどきれいに整備されていて、廃棄物が埋設されているような場所とは思えず、驚いた（日本原子力研究開発機構）。
・住民一人一人の気持ちを安全から安心に変えることは難しい。しかし、知ってもらうことで安全・安心について考えることができる（日本原子力研究開発機構）。
・復興を進めてゆく人が、信頼できて安心して任せられる人だというのは、とても大きなポイントになると思った（飯舘村役場）。
・重要なことは、「住民に寄り添って信用してもらう」ということだと思う（飯舘村役場）。
・中間貯蔵施設について、避難してしまった人たちの意見を集めるのが難しく、限られた人たちで決めてゆかざるを得なかった点はやむをえないと思った（大熊町役場）。
・国や東電に任せっきりというイメージがあったが、町の人もきちんと考えていることが印象に残った（大熊町役場）。

４．課題解決型アプローチの実践　ベースとなる学生研究の実施結果

以下の関連する４つの調査研究を通じ、背景、知識、技能を習得した。各研究の主な結果を示す。

・降雨強度の変化における盛土構造物の浸透評価に関する研究
（主な結果）降雨強度の違いにより盛土の挙動や飽和度の推移が異なることが確認された。降雨強度 120㎜/h のように、盛土の浸透能を超える降雨が与えられると、盛土が斜面表層部から崩壊する結果となった。降雨強度 30㎜/h の場合は、崩壊は確認されなかった。
・植物残渣が混合された水分飽和土壌内での放射性セシウムの挙動
（主な結果）植物残渣からは水との接触後速やかに Cs137 の溶出が生じること、溶出した Cs137 は実験に使用した市販土壌にも速やかに吸着が生じることなどが確認された。
・分級処理土壌の資源化手法の検討（継続）
（主な結果）放射能濃度の低い土壌の固化体（ジオポリマー固化体）の強度は、フライアッシュ、メタカオリン、水ガラスの添加質量に比例し、水の量に反比例し

た。土壌量とフライアッシュとメタカオリンの量によって強度をある範囲内に収めることができた。

・再生利用の理解醸成のための展示模型の作製

（主な結果）フレコンバッグ 1 個をガラスビーズ 1 個で表現した。また、大熊町の土地利用状況の変化や東京ドーム模型、輸送トラック等との寸法上の対比を表現した。展示模型は 12 月 7 日に行われた地域住民との勉強会（大熊町）で展示した。

５．課題解決型アプローチの実践　若者（高専生や同年代の学生）と地域住民との対話の実施結果

（１）学会参加

平成 31 年度の下記関連学会に参加し、再生利用、処分に関連する情報収集と発表を行った。

・地盤工学研究発表会（7 月）
・土木学会全国大会（9 月）
・原子力学会秋の大会（9 月）
・環境地盤工学シンポジウム（9 月）
・化学系学協会東北大会（9 月）

（２）国際交流

米国・ニューヨークの City University of New York; Queens College と Brooklyn College の 2 大学を訪問し、教授陣や学生達と意見交換を行った。高専から出席者は、学生 2 名、教員 1 名であった。

参加学生の主な意見や感想は以下の通りである。

・原発事故によって除染や廃炉を目的とした新たな雇用が生まれたが、これは一時的なものである。そのため、被害を受けた地域において新たに持続的な雇用を生み出すことをしなければ、住民が戻ってこないであろうとの指摘を受けた。
・土壌問題一つをとっても、様々な問題が入り組み、複雑になっていると考えられる。そのため、日本国内だけでの議論にとどまらず、海外視点からの意見や知見を得ることで、広い視野を持って問題解決に取り組むことは重要であると、学生達の海外訪問による活動が評価された。
・特に福島の住民は震災という恐ろしい経験をした上で、さらにこのような問題を突きつけられているということで、他のどの事例よりも住民の合意形成において、難しさを極めているのではないかと考えている。福島の現地の学生がこのような問題について学び、住民との対話を通して、解決の糸口を探るという取り組みは、これまでにないものであり、新たな挑戦であるが、大変意義のあることであると評価された。
・アメリカにおいても、除染除去土壌に限らず、政府や専門家の意見が聞かれず、

現地住民の信頼を得ている第三者の声が聞き入れられるということは共通して起きている。

・関心がなさそうな学生達に対して、自分たちのいる教室の線量はいくつだと思うかという質問を投げかけられると、学生達の表情が一変し放射線の問題について関心を持ち、話を聞くようになった。人は通常興味のない話をされても聞く耳を持たないが、自分たちの生活に関わる話になると気にするようになる。この問題について興味関心のない人たちに対して、いかにして伝えるかということのエッセンスを学んだ。

（３）地域住民等との事前交流と広報活動

住民との勉強会に向けて下記 4 項目を実施し、住民や若者同士の信頼関係を構築するための交流や再生利用に関する意識調査等を行った。

・大熊町商工会（町民）と小人数での対話
・中間貯蔵施設での大熊町商工会（町民）と学生の交流
・福島大学および福島高校の学生との交流
・高専内外における広報活動等

大熊町民-学生交流で出た意見は、知ることの重要性・広報や情報発信の必要性(25%)、感情・感覚への配慮（25%)、地域の希望（18%）の 3 つで約 7 割を占めたのに対して、学生間交流会で出た意見は、知ることの重要性・広報や情報発信の必要性が 5 割弱を占めた。内容を知らないことにより、いかに無関心層を生み、反対や反発も起きるかを物語っているかを示している。これらの意見は中間貯蔵施設を抱える地域住民や若者の意見であり、今後の理解醸成を進める上で貴重なものと考える。

高専外の広報活動の一環として行った大熊町役場の職員に対するアンケートでは以下の傾向等が見られた。除去土壌問題について理解している人は、大熊町居住者では約 5 割なのに対して、それ以外では約 8 割であった。中間貯蔵施設の見学者は大熊町居住者とそれ以外で大差なく、約 4 割が見学していた。再生利用の必要性については、大熊町居住者は約 7 割が必要であると回答しているのに対して、それ以外では約 3 割であった。除去土壌の再生利用について重要な事項を尋ねたところ、安全性と放射線を合わせ 7～8 割を占めているが、大熊町居住者以外では風評被害が約 2 割と大熊町居住者の 2 倍となっている。

（４）地域住民との対話（勉強会）

①企画

（ア）趣旨

・除去土壌を取り巻く問題は浜通り地域の環境回復にとって重要な課題。
・福島高専では、「除去土壌等の再生利用」に関して、学生自らが学内外における体験的な学び等を通して現状を理解。

・今回、福島高専の学生に加え、県内の大学生と一緒に、理解を深めるための勉強会の開催を学生中心に企画。

・関心のある地域住民の方の参加により、学生のさらなる理解を期待。

（イ）目的

・除去土壌の再生利用について正しく理解すること（再生利用とは何か、安全なのか、緊急性は、経済性は　など）を目的とした。

（ウ）日程、参加者

・日時：令和元年 12 月 7 日（土）13：30～16：45

・場所：大熊町役場新庁舎

・参加者：福島高専学生 30 名（高学年 26 名、低学年 4 名）、福島大学生 4 名、大熊町住民 17 名　合計 51 名（福島高専教職員等　12 名）

・主催：福島高専

（エ）議事次第

・開会あいさつ

・ワークショップの趣旨、進め方の説明

・学生の取り組み紹介（福島大学、福島高専）

・グループ討論（テーマ例：再生利用の安全性、再生利用技術の内容、信頼性、除去土壌の処分の経済性、現実性、放射線モニタリング、再生利用の進め方、再生利用と復興）

・全体のまとめ、アンケート回収

・閉会あいさつ

大熊町役場

① 実施結果

6 班に分けて行ったグループ討論に関する各班のまとめは以下の通りである。

（ア）各班の議長からのまとめ

（a）1 班

全体的に再生利用について参加者の考えを聞いた。

・盛土に対する反対運動は、理解が足らないのかもしれないが、リスクが減るのか疑問であることに起因している。

・安全性を伝えたとしてもメリットがないといかん。土壌に付加価値をつけるべきである。

・県内各所から中間貯蔵施設に土が運ばれてくるが大熊町の土でないものもある。それを大熊町で再生利用して使ったら 2 次被害と捉えてしまう。

・畑などで野菜などを栽培し、安全性を確認する研究機関を誘致したらどうか。

・再生利用したとしても戻ってくる人がいない。若者がいない。子供たちへの影響もあるし、風評被害もある。
・若者たちが住みたいと思うまちづくりが必要である。若者が金を稼げる労働の機会を与えるべきである。試験的な事業も行うべきである。IT 企業などの誘致が有効なのではないか。コスト的には厳しいかもしれない。
・再生利用では、価値のあるものを生み出す施設を造り、お金を生み出すべきである。

（b）2 班

・数値的に安全性を示されても、目に見えない。安心につながらない。放射能をわかりやすく伝える工夫が必要である。
・土壌の再生利用では、ほかの町で出た土を大熊町で使うのは嫌だ。
・事故後 10 年たって土壌問題の認識が薄れてきている。
・放射性セシウムが除染してない山から流れ、田んぼに流れることに不安を感じる。
・本日の勉強会で除去土壌の再生利用の実証試験を始めて知った。認知するが、どのような用途があるのか。⇒花などを植えたらどうか。花を高速道の脇に植え、大熊町の景観を変えたらどうか。
・研究機関を誘致し、技術を確立し、他県にも展開したらどうか。
・小学生などへ正しい知識を伝えることが重要である。
・マスコミ報道をもっとしっかりやるべきだ。
・問題が風化しつつある。大熊町で周回バスを運行し、もっとみんなに見てもらうべきだ。興味を持つ機会をもっと増やすべきだ。

（c）3 班

・除去土壌の問題を初めて知った。利用できる資源であることも知った。
・除去土壌という言葉がマイナスのイメージを与える。ガーデニングに使える名前、再生利用土壌、再生土壌などはどうか。いずれにしろ、付加価値、プラスアルファをつけ、個人でも使えるようにすべきである。
・土砂崩れの修復など、もっと公共事業にも使えるようにすべきである。個人でも使えるようにすべきである。
・自衛隊でも使ったらどうか。
・県外の人のみでなく、町民でも知識に偏りが多い。プラスの取り組みをもっと県内ニュースで流してほしい。
・本プロジェクトに参加し心配している親を自分で納得させることができた。
・勉強会に参加したきっかけは？⇒学生による触発、学生がやってるから、商工会からなどの理由による。
・参加してみると有意義だった。再生利用の足掛かりになる。前向きな指針

ができるとよい。

・若者が活動していることから、よいイメージにつながった。

・どこから取組むか⇒2 つあった。一つは、県内で大熊町での花の成功例などを通じて、展開してゆく。もう一つは、県外からで、いち早く、信頼性を理解して、オリンピック、台風被害対策など使う道はいろいろあるんだから考えるべきである。

・子供の教育より親の教育が必要である。授業参観などでとりあげるべきである。

・広報に有名人なども使ったらどうか。

・大熊町の理想を考える。30 年後どうなっているだろうか。雇用が生まれ、大熊町が賑わうイベントをもっと持ってくる町にしたい。季節の花などを栽培し、マイナスのイメージの除去土壌でなく、土壌を使って賑わう町にしたい。

グループ討論の様子

（d）4 班

・大熊町からすればそもそも 30 年すれば県外に持ち出すはずになっていたはず。話が違う。再生利用はまやかしだという気がする。

・中間貯蔵施設を出発点にして、どういう課題があり、どう理解すればいいのか、まず説明があるべきだ。

・放射能濃度 8,000 Bq/kg は高いのか、低いのか、大丈夫なのか。8,000 Bq/kg で再生利用は安全だというが、何と比べて高いとか低いとか言うのか。

・再生利用のいいところと悪いところは？線量が高いとか低いとか、安全性だけ協調するのは疑問である。

・線量の理解がなければダメだが、再利用はダメとは思っていない。マイナスをプラスにできるか、売るとか経済的なメリットはないのか。

（e）5 班

・集中講義の話はよかった（わかりやすかった）。

・専門用語使うなら身近なもので例えるべきである。

・安全は当たりまえで、再生利用して何かを造っても、周りの風評被害はどうなのか。

・再生利用とはいってもマイナスのイメージがぬぐえない。

・国への不信感もあり、安全、安心とまではいかない。安全については、ともに学んでゆく姿勢が重要である。

・再利用先としては、堤防、防波堤などがあるが風評被害が問題である。人

を集めるスポーツ施設なんかもいい。国の霞が関の人間が土を自分たちで使ったらどうなのか。花畑を作る、花を売ることも重要。

・20 兆円かけるぐらいなら人が集まる施設、恩恵を受ける施設、何を後世に残すのかしっかり考えるべきである。

（ｆ）6 班

・班には大熊町の人が多く、大熊町の現状や話題を話す人が多かった。除去土壌のイメージとどこに使うべきかの 2 点で議論した。

・除去土壌は負のイメージである。フレコンパックのおびただしい数、町のイメージもよくない。見えない放射能ゆえ、安心につながらない。公共事業に使うべきだが、知識が不足している。

・どこに使うべきかでは、やはり相双地区で使うべき。災害対策や花畑などでシンボルに使うべきである。モニタリングポストは必須である。観光地化はどうなのかという意見もある。

・一人でも命を救えるもの、先を見据えたものに使うべきである。

・やはり大熊町民といえども、個々人で差がある。興味の有無、住んでる地域によって違う。8 年帰れず、避難先に定住した人もいる。

・イメージを払しょくすることが必要だが、知識がない。除去土壌の名前を変えるべきか。いずれにしろ先を見据えた対応が必要。

（イ）アンケートの回収結果

勉強会の後、福島高専の学外と学内に分けてアンケート結果を整理した。概要は以下の通りである。

学生が行ったプレゼンテーションの内容については、学外からの勉強会参加者の 8 割が「再生利用について理解を深めることができた」と回答していた。また、同じく 8 割が「再生利用は必要だと思う」と回答していた。再生利用の安全性については 4 割の人がそう思うと回答していた。専門用語を多用することに対するフォローの必要性が感じられた。しかしながら、このような学生の取り組みに対しては、若者がやっていることによって大熊町民もやらなければと思ったとか、学生の取り組みがきっかけになって再生利用が実現されるのは嬉しいといった学生の取組に対する肯定的な自由記述も見られた。

30 年以内に他県で最終処分するにしても、もっと多くの人にこの分野について理解してもらわなければならないとか、原発のある県の高校、高専、大学との意見交換会などを開いてみても良いと思うといった意見も出されている。また安全性のみでなくメリットとデメリットを比較し再生利用の根拠を明確化すべきとの意見もある。大熊町にいて明るい気持ちになってもらうために花畑を作ったらどうか、実現したら皆が前向きな気持ちになれる素晴らしいアイデアだという意見も出されている。

地域住民とのグループ討論では、再生利用に関する多くの地域住民の意見や感想を聞いて、学生にとってはおおいに理解を深める機会を与えてくれた。勉強会を開催するまでは、学生達も地域住民の意見や希望を事前に知るべきとの意見もあったが、勉強会では非常に前向きな意見が多く寄せられていた。そして、このような勉強会には広くいろいろな立場の方に参加してもらうことや取り組みの内容を発信していくことなどの必要性を指摘する学生が多かった。

再生利用を進めるうえでの環境的観点、経済的観点、社会的観点の優先順位を問うアンケートでは、学内外ともに環境的観点と社会的観点（地域の復興など）を経済的観点より優先させる事項として挙げていた。

６．本アプローチを通じた参加学生等の意見、提案等

・再生利用により地域住民の求めている施設を建設、緑地化等を行い、観光地化する。
・飯舘村の実証試験など知られていない。メディアにもっと取り上げてもらうべき。
・住民との対話で必要なのは、信頼関係であって、細かな知識ではない。頻繁に住民と交流すべきである。
・住民一人一人の気持ちを変えることは難しいが、まずは知ってもらうことが出発点である。
・国や東電に任せっきりというイメージがあったが、大熊町の人もきちんと考えていることが印象に残った。
・低学年セミナー等を通じ、低学年生の関心や議論を惹起した点は意味がある。

７．まとめ

12 月 7 日大熊町民と勉強会でのまとめは以下の通りである。

・安全性を伝えたとしてもメリットがないと地域住民は受け入れない。
・雇用が生まれるなど、若者たちが住みたいと思う街作りが必要である。
・季節の花などを植え、大熊町の景観を変えたらどうか。
・除去土壌という言葉がマイナスイメージである。再生土壌などにすべきである。

勉強会を通じて、「勉強会に参加した住民は、再生利用に関して理解があった。安全から安心に向けて課題はあるが、学園都市、花畑、スポーツ施設など孫に残せるものを作って行きたい。」とのまとめがあった。

一方、本アプローチの実践、即ち、「知る」、「見る」、「伝える」の活動を通して、学生は除去土壌の再生利用に関して、多くを学び、地域の若者として課題を認識し、どうすべきかまで提案しており、人材育成も含め、その効果は十分あったものと思料する。

実施代表者：日立造船株式会社

実証テーマ名：ばいじん等からの Cs 分離回収とその安定化技術の実証

概要：除去土壌等の減容・再生利用を推進するためには減容化に伴って生じるばいじん等のさらなる減容化や最終処分のための安定化が必要である。本実証はばいじんから放射性 Cs を分離除去し水へ移行した Cs を回収分離して最終処分を容易なものとする安定化と洗浄ばいじんを減容・再生利用化熱処理の反応促進剤に再利用する場合の影響を検討する。

実施内容：

（1）ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験(コールド試験)
ばいじんの洗浄・脱水条件の把握および洗浄ばいじんの性状確認、反応促進剤再利用時の影響評価
（2）ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験（ホット試験）
ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験を行い処理前後の水質、物質収支を把握し評価
（3）ばいじん洗浄水から回収分離した Cs の安定化試験（ホット試験）
Cs 回収分離試験で得られた Cs 回収分離物を用い、一連の安定化プロセスにおける Cs 等の物質収支の把握および安定化体からの Cs 溶出性を確認、安定化プロセスの評価

技術概要：

中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略において、盛土実証試験、分級実証試験や焼却・灰溶融処理施設の建設等が進められている。分級処理後の放射能が濃縮した土壌および放射能濃度が高い土壌の処理や熱処理で生じるセシウム濃縮物（ばいじん）の処理については未だ検討段階の状況にあり、県外最終処分に向けてばいじん等のさらなる減容化や最終処分のための安定化が必要と考える。この課題を解決するために、共同提案者（太平洋セメント㈱）は、除去土壌等に反応促進剤を添加し熱処理（焼成）して Cs を分離除去する「乾式セシウム除去技術」（特許 第 5159971 号）を開発した。本技術で分離した Cs は、可溶性 Cs の形態でばいじんに濃縮され、水洗浄によって分離除去が可能である。提案技術は、1）本ばいじんを水洗浄し Cs を分離除去した洗浄ばいじんを反応促進剤に再利用する灰洗浄処理、2）洗浄水に移行した Cs を一旦フェロシアン化カリウムと硫酸第二鉄を用いた化学共沈法(特許 第 6327782 号 日立造船㈱)で回収分離し、回収分離物をアルカリ加水分解処理し遊離した Cs を、長期保管安定性の高い無機鉱物（ゼオライト）に吸着回収させ焼成して Cs を固定する安定化である。

成果目標：
コールド試験　①熱処理ばいじんに組成が近い模擬ばいじんを用いて洗浄ばいじんの性状を確認し、反応促進剤として再利用時の影響を評価
ホット試験②Cs 回収分離後のばいじん洗浄水放射性 Cs 濃度特措法施行規則　第 25 条第 1 項　第 6 の基準値

$$\frac{\text{セシウム 134 濃度 Bq/L}}{60\ \text{Bq/L}} + \frac{\text{セシウム 137 濃度 Bq/L}}{90\ \text{Bq/L}} \leqq 1$$

③安定化体放射性 Cs 濃度：200 万 Bq/kg 以上(ばいじん洗浄水 5,000 Bq/L 以上の場合)
④安定化体からの放射性 Cs 溶出濃度　：　150 Bq/L 以下
特措法施行規則　第 26 条第 2 項第 2 号ホ　溶出する事故由来放射性物質の量が少ないものとして環境大臣が定める要件　(平成 24 年度環境省告示第 3 号第 1 条の基準)
期待される効果：最終処分量の低減

実証試験の結果：

①ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験(コールド試験)

ばいじんの洗浄による Cs 分離には、ばいじん 1kg に対する水量(液固比)を 6 L/kg-dry とし、15 分以上の水洗時間が必要であることを確認した。また、フィルタープレスによる脱水において、ばいじんから可溶性 Cs を 99%以上分離できた。洗浄ばいじんの成分と発生量から、除去土壌等と CaO、MgO、および SiO_2 の各成分が所定の配合割合を満たせる範囲にあり、反応促進剤として再利用することは可能と判断した。

②ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験(ホット試験)

ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離率は 99.5%でありラボ試験と概ね一致した。処理水の Cs 濃度は成果目標②の数値（特措法施行規則　第 25 条第 1 項　第 6 の基準値)を達成した。

③ばいじん洗浄水から回収分離した Cs の安定化試験(ホット試験)

Cs 回収した PB+$Fe(OH)_3$ はアルカリ解体時、Cs 移行率は 90.1～100.9%でありラボ試験と概ね一致した。ゼオライトによる Cs 回収率は 99.4%とラボ試験よりも高い結果となった。Cs 回収後のゼオライトの平均放射性 Cs 濃度は 14 万 Bq/kg であった。

回収したゼオライトの一部を焼成試験で使用した。焼成により Cs の揮発は認められなかった。Cs の溶出は 0.07～0.11%であり、ラボ試験と概ね一致した。安定化体からの放射性 Cs 溶出濃度は成果目標④の数値(特措法施行規則　第26条第2項第2号ホ)を達成した。

技術等の評価：

熱処理ばいじんに性状が近い模擬ばいじんによる洗浄試験での洗浄ばいじん量は、反応促進剤として再利用可能と判断した。成果目標②の処理水Cs濃度、成果目標④安定化体からの放射性Cs溶出濃度150 Bq/L 以下を達成した。物質収支を試算した結果、ばいじん洗浄、Cs回収分離、Csの安定化技術によって、減容化率が1/405、減量化率が1/68、放射性Cs濃縮率が67倍となった。今回実証した技術が減容化に有効であることを確認した。

課題として焼成や溶融等、熱処理の方式により、熱処理ばいじんに含まれる放射性セシウムの溶出率や含有成分の量等が異なることが想定される。それぞれの熱処理ばいじんについて、その性状に適した洗浄条件や処理水の再利用を含め確認が必要である。ゼオライトによる中和解体液からのCs回収時、ゼオライト微粉が発生した場合の回収法の検討、安定化体のCs濃度が高濃度になった場合の溶出量の確認が必要である。

作業員被ばく線量評価：施設外部の空間線量当量率は 2.5μSv/h 以下（管理区域設定基準）に抑えることが可能であると試算された。法令により定められた被ばく線量限度（5 年間で 100mSv かつ 1 年間で 20mSv）を超える恐れの無いことが試算された。

コスト評価：/ばいじん t あたり	歩掛り（作業人工、作業速度等）：
施設・建設費　380 千円/t	所長 1 名、運転管理者 4 名
運転・維持管理費　299 千円/t	運転員 9 名　(運転は日勤体制)

コスト評価条件：ばいじん洗浄～安定化施設を 30t/d とする。施設の稼働は、ばいじん 1.25t/h で 8h/d、250d/y と設定した。運転期間は 10 年、Cs 回収処理水は環境放流とした。

安全性の評価：タイベックスーツ、全面マスク、ゴーグル、綿手袋、ゴム手袋を装備し作業を行なった。OSL バッジ、ポケット線量計により日々の被ばく線量を管理した。

試験場所（住所）：	除去物保管場所と保管状況：実証試験に使用したばいじん、洗浄ばいじんは JESCO に返却した。Cs 吸着ゼオライトは JESCO に引き渡した。
千葉県柏市、佐倉市 福島県双葉郡大熊町	

１．試験概要

（１）背景と実施方針

中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略において、盛土実証試験、分級実証試験や焼却・灰溶融処理施設の建設等が進められている。一方、第 9 回検討会で示された除去土壌等の処理フローのうち、分級処理後の放射能が濃縮した土壌および放射能濃度が高い土壌の処理や熱処理で生じるセシウム濃縮物（以下、ばいじんという。）の処理については未だ検討段階の状況にあり、県外最終処分に向けてばいじん等のさらなる減容化や最終処分のための安定化が必要と考える。

この課題を解決するために、共同提案者（太平洋セメント㈱）は、除去土壌等に反応促進剤を添加し熱処理（焼成）して Cs を分離除去する「乾式セシウム除去技術」（特許 第 5159971 号）を開発した。本技術で分離した Cs は、可溶性 Cs の形態でばいじんに濃縮され、水洗浄によって分離除去が可能である。

提案技術は、1）本ばいじんを水洗浄し Cs を分離除去した洗浄ばいじんを反応促進剤に再利用する灰洗浄処理、2）洗浄水に移行した Cs を一旦フェロシアン化カリウムと硫酸第二鉄を用いた化学共沈法(特許 第 6327782 号 日立造船㈱)で回収分離し、回収分離物をアルカリ加水分解処理し遊離した Cs を、長期保管安定性の高い無機鉱物（ゼオライト）に吸着回収させ焼成して Cs を固定する安定化である。

（２）提案技術の目的

除去土壌等の減容・再生利用を推進するためには、減容化に伴って生じるばいじん等のさらなる減容化や最終処分のための安定化が必要である。本実証は、以下に示す試験を実施し、ばいじんから放射性 Cs を分離除去し、水へ移行した Cs を回収分離して最終処分を容易なものとする安定化と、洗浄ばいじんを減容・再生利用化熱処理の反応促進剤に再利用する場合の影響を検討する。

①ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験　(コールド試験)

ばいじんの洗浄・脱水条件の把握および洗浄残渣の性状確認、反応促進剤再利用時の影響評価を行なう。

②ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験（ホット試験）

ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験を行い処理前後の水質、物質収支を把握し評価を行なう。

③ばいじん洗浄水から回収分離した Cs の安定化試験（ホット試験）

Cs 回収分離試験で得られた Cs 回収分離物を用い、一連の安定化プロセスにおける Cs 等の物質収支の把握および安定化体からの Cs 溶出性を確認し、安定化プロセスの評価を行なう。

（３）成果目標

コールド試験

①熱処理ばいじんに組成が近い模擬ばいじんを用いて洗浄、および脱水条件を把握する。また､洗浄ばいじんの性状を確認し､反応促進剤として再利用する場合の除去土壌等と CaO、MgO、および SiO_2 の各成分が所定の配合割合を満たせる範囲にあることを評価する。

ホット試験

②Cs 回収分離後のばいじん洗浄水放射性 Cs 濃度

特措法施行規則　第 25 条第 1 項　第 6 の基準値

$$\frac{\text{セシウム 134 濃度 Bq/L}}{60\ \text{Bq/L}} + \frac{\text{セシウム 137 濃度 Bq/L}}{90\ \text{Bq/L}} \leqq 1$$

③安定化体放射性 Cs 濃度　：　200 万 Bq/kg 以上

（ばいじん洗浄水 5,000 Bq/L 以上の場合）

④安定化体からの放射性 Cs 溶出濃度　：　150 Bq/L 以下

特措法施行規則　第 26 条第 2 項第 2 号ホ　溶出する事故由来放射性物質の量が少ないものとして環境大臣が定める要件　（平成 24 年度環境省告示第 3 号第 1 条の基準）

図 3-1 に試験手順を、**図 3-2** に各試験の概略フローを示す。

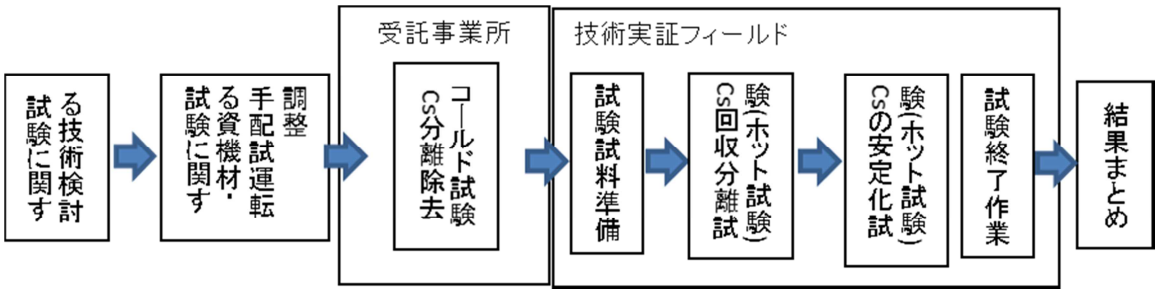
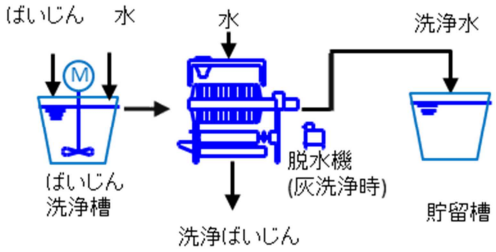


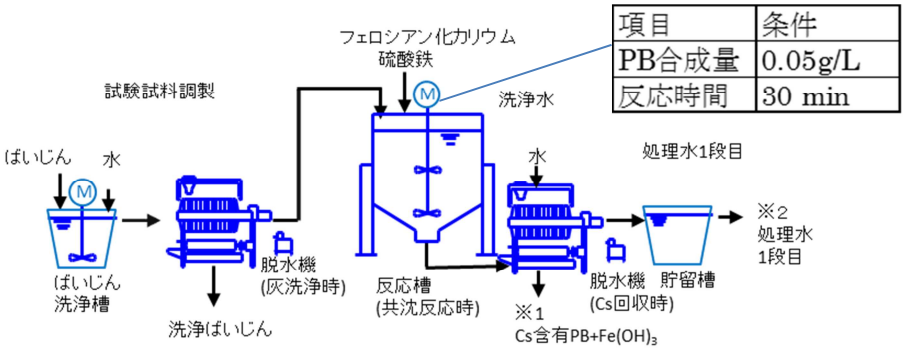
図 3-1　試験手順

試験フロー

（ア）ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験（コールド試験）



（イ）ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験（ホット試験）



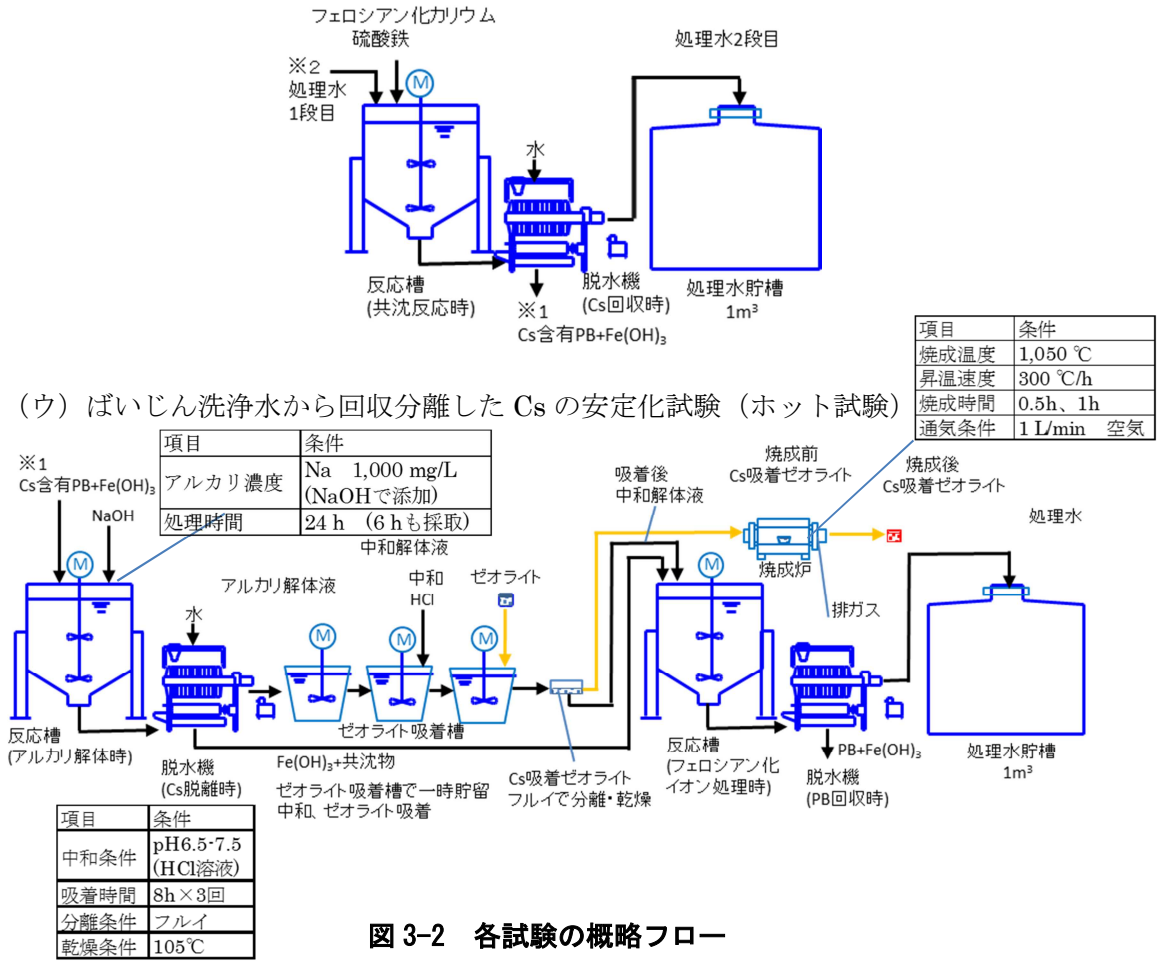


図 3-2　各試験の概略フロー

（２）試験の準備

①設備・装置一覧

使用する設備・装置等一覧を**表 3-1** に、試験試料を**表 3-2** に示す。

表 3-1　主な設備・装置等一覧

名称	主な仕様	単位	数量
仮設試験室	仮設ハウス　床面防水シート　木製合板養生	式	1
ばいじん洗浄槽	円筒型樹脂製 75 L	個	1
脱水機	フィルタープレス(圧搾付)　ろ過能力 5 kg/h	台	1
反応槽	円筒型鋼板製　500 L　攪拌機付　0.4 kW	式	1
ゼオライト吸着槽	円筒型樹脂製 75 L	個	3
焼成炉	電気管状炉　処理温度 1,050℃　200V 単相　10kW	台	1

表 3-2　試験試料

名称	主な仕様	単位	数量	備考
ばいじん	福島県内の仮設焼却炉等のばいじん	kg	60	JESCO が手配する試験試料
模擬ばいじん	熱処理ばいじんに組成が近いこと	kg	100	

（５）試験の実施場所

①コールド試験

（ア）日立造船株式会社柏工場　　千葉県柏市新十余二 11

（イ）太平洋セメント株式会社中央研究所　　千葉県佐倉市大作 2-4-2

②ホット試験

中間貯蔵施設区域内　技術実証フィールド

福島県双葉郡大熊町大字夫沢字長者原 731-1

（６）試験の実施要領

①試験実施体制

試験実施体制を**図 3-3** に示す。

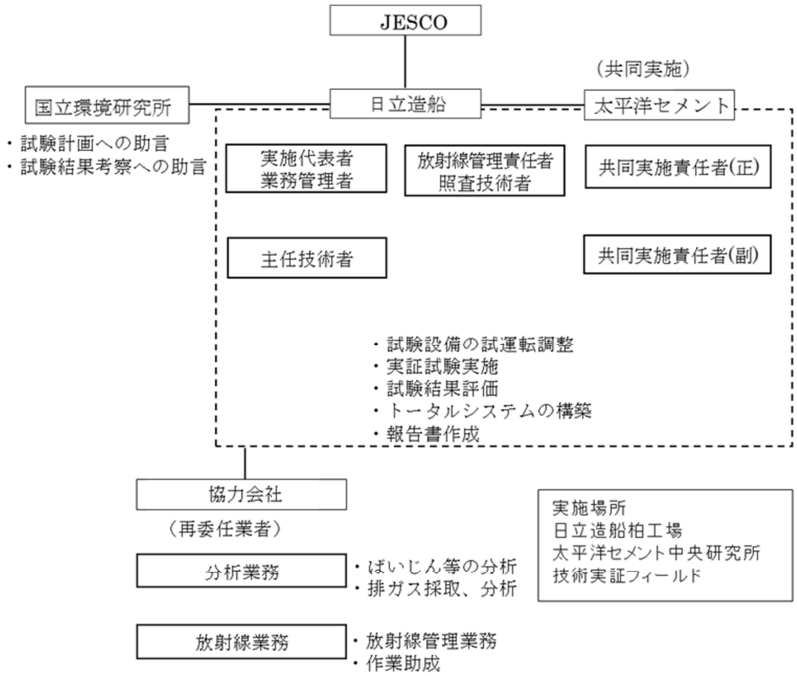


図 3-3　試験実施体制図

４．試験結果

（１）試験結果

（ア）ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験（コールド試験）

（ａ）条件把握事前試験（ラボ試験）

液固比、攪拌時間の基本条件検討を行った。**表 4-1** に洗浄ばいじん重量と各濃度の変化を示す。**図 4-1** に模擬ばいじん、**図 4-2** に攪拌状況を示す。本試験に供した模擬ばいじんは、熱処理ばいじんに性状が類似する模擬ばいじんであり、都市ごみ焼却灰を 1450℃以上の高温で塩化物揮発させ回収しているため、焼却灰に含まれていた非放射性 Cs や重金属類を含んでいる。

表 4-1　洗浄ばいじん重量と各濃度の変化

液固比※ (L/kg-dry)	攪拌時間 (min)	洗浄ばいじん重量(g)	Cl (%)	Cs※※ (mg/kg)
未処理	―	100	40.3	16
1	30	64.4	―	―
2	30	27.4	―	―
3	30	19.2	―	―
4	30	11.7	2.41	<1
6	30	8.6	3.29	<1
8	30	4.8	5.24	1
6	15	7.9	3.77	<1
6	60	7.4	3.15	<1

※ばいじん 1kg に対する水量

※※Cs 濃度定量下限値：1ppm、検出下限値：0.3ppm

図 4-1
模擬ばいじん

図 4-2
攪拌状況

（b）ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験（フィルタープレス試験）

フィルタープレスによる脱水試験を実施し、リンス水量比等の条件把握を行った。**表 4-2** にフィルタープレス脱水試験を、**表 4-3** にばいじん・洗浄ばいじん・洗浄水中の各濃度を示す。**図 4-3** に洗浄ばいじんを示す。また、回収した洗浄ばいじん、洗浄水、およびリンス水の各種分析を行い、洗浄ばいじんの反応促進剤として再利用の可能性等の評価をあわせて行った。

表 4-2　フィルタープレス脱水試験

項目	単位	水準 1	水準 2	水準 3
供給スラリー濃度	wt%	2.8	2.8	2.8
圧入時間	min	30	30	30
洗浄ばいじん重量	kg/m²	8.24	8.59	7.96
洗浄ばいじん含水率	wt%	28.8	29.3	28.5
ろ布からの剥離性	―	良	優	優
ばいじん量(洗浄前)	kg/m²	68.2	70.6	66.2
リンス水量比	L/kg-dry	0.56	0.70	1.56

図 4-3　洗浄ばいじん

表 4-3　ばいじん・洗浄ばいじん・洗浄水中の各濃度

項目	単位	Cl	Cs	Na	K	Ca	備考
ばいじん	mg/kg	410,000	16	190,000	130,000	11,000	水準 2
洗浄ばいじん	mg/kg	4,900	1	880	110,000	62,000	水準 2
洗浄水	mg/L	69,000	2.7	35,000	23,000	820	水準 1～3 等量混合品

（イ）ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離試験（ホット試験）

ばいじん洗浄中で以下反応により PB を生成し、Cs を分離回収した。**表 4-4** に Cs 収支を示す。**図 4-4** に液中合成 PB による放射性 Cs の分離回収を示す。

$$3K_4[Fe(CN)_6] + 2Fe_2(SO_4)_3 \rightarrow Fe_4[Fe(CN)_6]_3 + 6K_2SO_4$$

PB によるばいじん洗浄水からの Cs 回収分離率(%)の計算は下記のとおり。

$$1 - \frac{1.4\,\mathrm{Bq/L} \times 322\mathrm{L}}{270\mathrm{Bq/L} \times 312\mathrm{L}} = 0.995 \rightarrow 99.5\%$$

表 4-4　Cs 収支　(Cs 分離回収試験時)

	番号	C1	D1	
	単位	ばいじん洗浄水	処理水 1 段目	PB +$Fe(OH)_3$
放射性 Cs 濃度	Bq/L	270	1.4※	440,000
容量	L	312	322	
重量	kg	315	326	0
放射性 Cs 量	Bq	84,208	451	83,757
Cs 回収分離率				99.5%

※検出下限以下の数値。成果目標②を達成している。

図 4-4　液中合成 PB による放射性 Cs の分離回収

（ウ）ばいじん洗浄水から回収分離した Cs の安定化試験（ホット試験）

表 4-5 に Cs 収支と Cs 移行率を示す。

図 4-5 にアルカリ解体時写真を示す。**図 4-6** にゼオライト添加写真を示す。反応式のように PB はアルカリと反応し、加水分解によりフェロシアン化イオンと水酸化鉄となる。Cs はアルカリ溶液に移行する。

$$Fe_4[Fe(CN)_6]_3 + 12NaOH \rightarrow 12Na^+ + 3[Fe(CN)_6]^{4-} + 4Fe(OH)_3$$

水酸化鉄を分離後、アルカリ解体液を　中和しゼオライトで Cs を吸着する。ゼオライトはユニセレック UR3103Z を使用した。

図 4-5 アルカリ解体時

図 4-6 中和解体液にゼオライト添加

表 4-5　Cs 収支と Cs 移行率　(アルカリ解体時)

	単位	PB +$Fe(OH)_3$	E1－1 アルカリ解体液 6h 後	E1－2 アルカリ解体液 24h 後	E2 中和後解体液	E2 中和後解体液	中和後解体液吸着後上澄み	Cs 吸着ゼオライト平均
放射性 Cs 濃度	Bq/L	440,000	3,300	3,200	3,600	3,600	21	140,000
容量	L		23.6	23.3	23	23	22.2	
重量	kg	0.2	23.6	23.3	23	23	22.2	0.6
放射性 Cs 量	Bq	83,757	77,770	74,577	82,800	82,800	466	82,334
放射性 Cs 量※	Bq			75,440	84,477			
Cs 移行率			92.9%	90.1%	100.9%			99.4%

※分析サンプル量を考慮

表 4-6 に焼成前後のゼオライト重量と放射性 Cs を、**表 4-7**、**図 4-7** に溶出試験結果を示す。回収したゼオライトの一部を焼成試験で使用した。焼成時に Cs がほぼ揮発しないことを確認した。(排ガス検出下限以下)　溶出率（%）の計算は以下のとおり。

$$\frac{\text{溶出液放射性 Cs 濃度 Bq/L} \times 10\text{L}}{\text{Cs 吸着ゼオライトの放射性 Cs 濃度 Bq/kg} \times 1\text{kg}}$$

Cs の溶出は 0.07～0.11%であり、ラボ試験と概ね一致した。安定化体からの放射性 Cs 溶出濃度は成果目標④の数値(特措法施行規則　第26条第2項第2号ホ)を達成した。

表 4-6　焼成前後のゼオライト重量と、放射性 Cs

		重量		減重率	放射性 Cs 濃度		放射性 Cs 量		焼成前後差分
		焼成前	焼成後		焼成前	焼成後	焼成前	焼成後	
		g	g		Bq/kg		Bq		
H		82.04	－	－	25,000	－	2,051	－	－
I	①	81.94	73.74	10.0%	25,000	27,000	2,049	1,991	2.8%
	②	81.97	73.72	10.1%	25,000	27,000	2,049	1,990	2.9%
	③	82.00	73.72	10.1%	25,000	27,000	2,050	1,990	2.9%
	④	81.97	73.66	10.1%	25,000	27,000	2,049	1,989	2.9%
	⑤	81.98	73.44	10.4%	25,000	27,000	2,050	1,983	3.3%

※焼成温度 1050℃　焼成時間 0.5h(①⑤)、1.0h(②③④)

表 4-7　溶出試験結果

		項目	単位	ゼオライト					
				H 焼成前	I 焼成後				
	条件				①	②	③	④	⑤
Cs 吸着ゼオライト	－	放射性 Cs 濃度	Bq/kg	25,000	27,000	27,000	27,000	27,000	27,000
溶出液	蒸留水		Bq/L	9	2※	2※	2※	2※	2※
	海水			69	2※	2※	2※	3※	3※
溶出量	蒸留水	放射性 Cs 量	Bq	90	20※	20※	20※	20※	20※
	海水			690	20※	20※	20※	30※	30※
溶出率	蒸留水			0.36%	0.07%	0.07%	0.07%	0.07%	0.07%
	海水			2.76%	0.07%	0.07%	0.07%	0.11%	0.11%

※検出下限以下の数値を含むため、その数値以下。溶出率はその数値を用いて試算

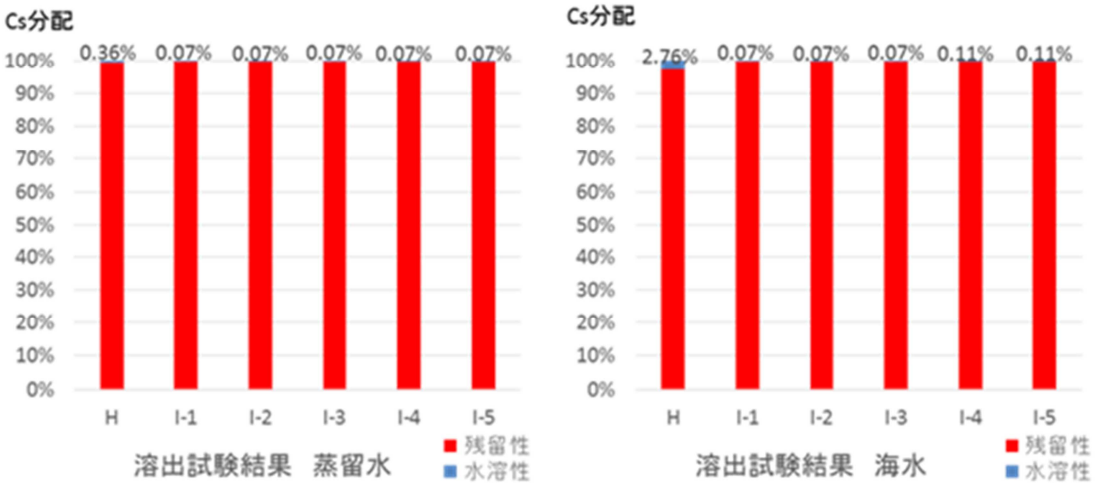


図 4-7　溶出試験結果

５．試験結果の評価

（１）ばいじんの水洗浄による洗浄・脱水条件の評価

①ばいじん洗浄水および洗浄ばいじんの性状、反応促進剤再利用時の影響の評価

（コールド試験）

（ア）ばいじん、洗浄ばいじん中の含有量、溶出量調査および洗浄水中の含有量調査

（ａ）条件把握事前試験（ラボ試験 ）

Cl や Cs 等の可溶性成分は液固比 4L/kg-dry 以上で十分な洗浄がなされていた。本結果より、液固比 6 L/kg-dry が適当と判断した。

一方、攪拌時間は、15 分以上で水洗効果が得られることを確認した。

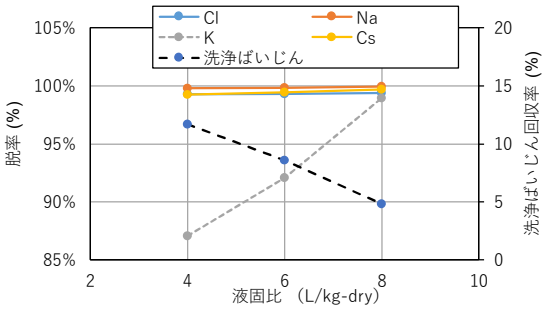


図 5-1　攪拌状況

（ｂ）ばいじんの水洗浄による Cs 分離除去試験（フィルタープレス試験）

本試験範囲において、ばいじんからの脱 Cl・Cs 率は非常に高い値であった。また、洗浄ばいじんの含水率は 30%を下回り、ろ布からの剥離性も問題ないことも確認できた。熱処理ばいじんの水洗処理により、ばいじんは約 1/10 に減容化した。

表 5-1　脱 Cl・Cs 率

項目	単位	水準 1	水準 2	水準 3
リンス水量比	L/kg-dry	0.56	0.70	1.56
脱 Cl 率	%	99.5	99.5	99.5
脱 Cs 率	%	99.5	99.5	99.5

（２）Cs収支の評価

①ばいじん洗浄水からのCs回収分離試験（ホット試験）

ばいじん洗浄水からの Cs 回収分離率は 99.5%でありラボ試験と概ね一致した。処理水の Cs 濃度は成果目標②の数値（特措法施行規則　第 25 条第 1 項　第 6 の基準値）を満たした。

②ばいじん洗浄水から回収分離した Cs の安定化試験（ホット試験）

Cs 回収した PB+Fe(OH)$_3$ はアルカリ解体時、Cs 移行率は 90.1～100.9%でありラボ試験と概ね一致した。ゼオライトによる Cs 回収率は 99.4%とラボ試験よりも高い結果となった。Cs 回収後のゼオライトの平均放射性 Cs 濃度は 14 万 Bq/kg であった。ばいじん洗浄水 270Bq/kg の約 519 倍であった。ばいじん洗浄水が 5,000Bq/kg 以下であったので成果目標③は該当しない。

回収したゼオライトの一部を焼成試験で使用した。焼成時に Cs がほぼ揮発しないことを確認した。Cs の溶出は 0.07～0.11%であり、ラボ試験と概ね一致した。安定化体からの放射性 Cs 溶出濃度は成果目標④の数値(特措法施行規則　第26 条第 2 項第 2 号ホ)を達成した。

（３）物質収支の評価

図 5-2 に物質収支、Cs 収支を示す。ばいじん洗浄、Cs 回収分離、Cs の安定化技術によって、減容化率が 1/405、減量化率が 1/68、放射性 Cs 濃縮率が 67 倍となった。今回実証した技術が減容化に有効であることを確認した。

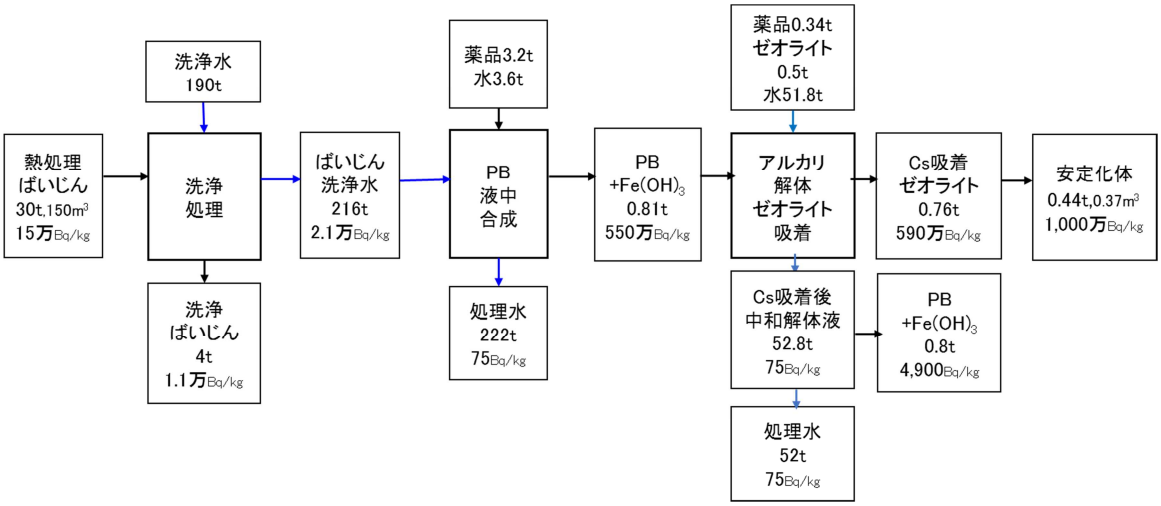


図 5-2　物質収支と Cs 収支

灰洗浄による処理水中の重金属の溶出

排水側に排出される成分として、Cd、Pb、Zn、T-Hg、Cu などが挙げられた。これは、重金属等を含む都市ごみ焼却灰を 1450℃以上の高温で塩化物揮発させ、回収したばいじんを模擬ばいじんとして洗浄試験を実施したことによる。実際に処理するばいじんからの溶出量について事前に調査し、各溶出性状の確認が必要である。

（４）再利用の検討

①洗浄ばいじんの反応促進剤への再利用

表 5-2 に洗浄ばいじんの化学組成成分分析結果を示す。洗浄ばいじん中の Cl、Cs、Na 分は洗浄により大幅に低減しており、K 分は同程度となった。また、Ca、Si、Al、Fe 分は、可溶成分の溶解により含有濃度が上昇した。洗浄ばいじん量は、「乾式セシウム除去技術」の処理設備の処理量の約 1%程度と試算され、かつ、発生する洗浄ばいじん量とその化学組成とか

ら、除去土壌等と CaO、MgO、および SiO_2 の各成分が所定の配合割合を満たせる範囲にあり、反応促進剤として再利用することは可能と判断した。

表 5-2　洗浄ばいじんの化学組成分析結果（蛍光 X 線分析：FP 法）

サンプル	単位	CaO	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MgO	K_2O	Na_2O	Cl
洗浄前	%	1.3	0.1	0.1	0.02	0.01	15.4	33.9	34.7
水準 2	%	8.3	1.4	0.7	0.4	0.1	15.6	0.2	3.3

②処理水の再利用

ばいじん洗浄水の再利用は、溶解成分の溶出に悪影響を与え、さらに溶解成分析出による設備の運転不具合等の発生が懸念されることから、避けた方が好ましいと判断した。なお、脱水時に発生する洗浄ばいじんリンス後の回収リンス水は、溶解成分が少なく、水洗水として利用可能と判断する。

（５）コストの評価

コスト算定条件

熱処理ばいじんを 30t/d 処理する場合のばいじん洗浄～安定化を行なう施設について、種々条件を設定し設備コストの概算見積もりを行った結果、ばいじん t あたり施設・建設費 380 千円/t、運転・維持管理費 299 千円/t となった。

コスト評価条件について、施設の稼働はばいじん 1.25t/h で 8h/d、250d/y と設定した。運転期間は 10 年とした。Cs 回収処理水は環境放流とした。造成工事、杭工事、外構工事、上下水道、送電線引込工事、放射線遮蔽対策等特殊工事は除外とした。

（６）作業員被ばく線量評価

上記処理施設の空間線量当量率、作業員被ばく線量評価を試算した。空間線量当量率評価位置は 1F 床面から高さ 1m とした。地下への設置が可能なものは極力地下に設置した。作業員の従事時間は 8h/d、240d/y とした。施設外部の空間線量当量率は 2.5μSv/h 以下（管理区域設定基準）に抑制可能であり、法令により定められた被ばく線量限度（5 年間で 100mSv かつ 1 年間で 20mSv）以下と試算された。

６．まとめと今後の課題

（１）まとめ

・熱処理ばいじんに性状が近い模擬ばいじんによる洗浄試験での洗浄ばいじん量は、反応促進剤として再利用可能と判断した。

・物質収支の評価の結果、ばいじん洗浄水からのCs回収分離、Csの安定化技術によって、ばいじん洗浄水から安定化体にすることで、今回実証した技術が減容化に有効であることを確認した。

（２）今後の課題

・焼成や溶融等、熱処理の方式により、熱処理ばいじんに含まれる放射性セシウムの溶出率や含有成分の量等が異なることが想定される。それぞれの熱処理ばいじんについて、その性状に適した洗浄条件や再利用について確認が必要である。

・ゼオライトによる中和解体液からのCs回収時、ゼオライト微粉が発生した場合の回収法の検討、安定化体のCs濃度が高濃度になった場合の溶出量の確認、処理水の再利用等が必要である。

実施代表者：国立大学法人 東京工業大学

実証テーマ名：汚染土壌分級物から回収された Cs の高減容・安定固定化

概要：

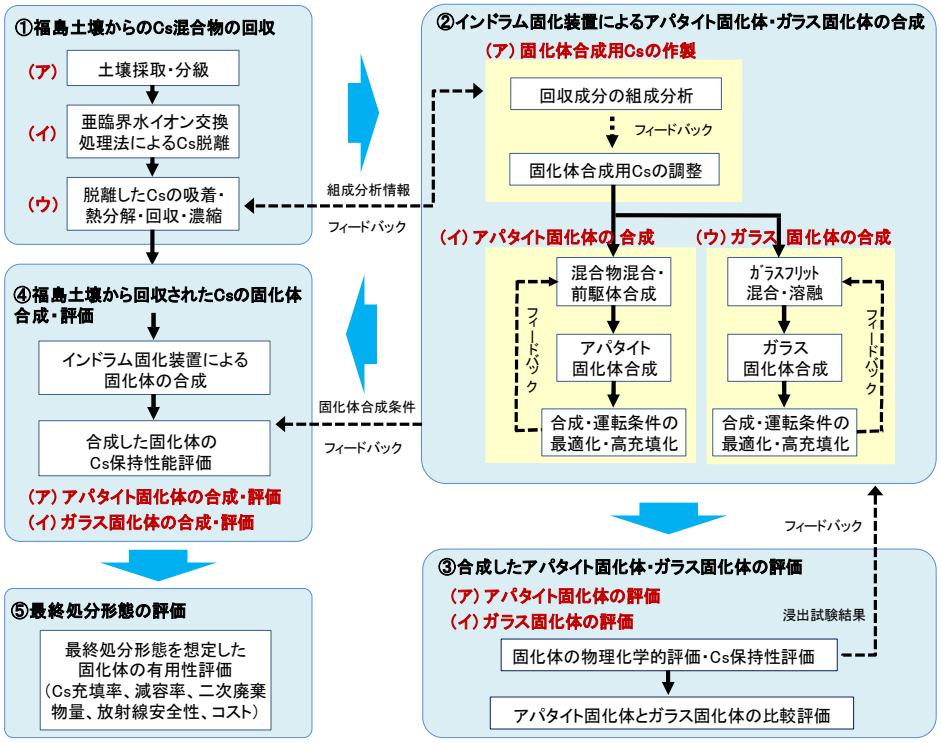
亜臨界水高速イオン交換法で、福島土壌から Cs を取り出し、Al、Sr を骨格とした安価セラミックス（アパタイト）構造体に多量の Cs を化学的結合させ、長期貯蔵に耐えられる高減容固化体を合成する。また、Cs とホウケイ酸ガラスフリットを混合、溶融させることにより、ガラス固化体の合成を行う。さらに固化プロセスとして、放射性物質を全てドラム内で処理でき、ドラムをそのまま最終処分できるインドラム式 Cs 固化法を、セラミックス固化体及びガラス固化体において実証する。

実施内容：

（1）福島土壌からの Cs 混合物の回収
（2）インドラム固化装置によるアパタイト固化体・ガラス固化体の作製
（3）合成したアパタイト固化体・ガラス固化体の評価
（4）福島土壌から回収された Cs の固化体合成・評価
（5）最終処分形態の評価

技術概要：

1．試験フロー



2．成果目標

アパタイト固化体と、従来のガラス固化体の Cs 保持能等を比較して最終処分形態としての優位性を評価し、Cs を 10wt%充填させたガラス固化体の場合の、土壌細粒物に対する体積減容率 2 万分の 1 に匹敵する高減容化を目指す。

また、インドラム方式による固化体合成プロセスの実用化のための基礎を確立する。

実証試験の結果：

【固化体容器（ドラム）】ステンレス製

径 60.5mm　114.3mm　165.2mm

模擬福島汚染土壌に対してMgイオンを含有した亜臨界水によるCs脱離後、Cs脱離水から、PB-MCによるCs選択吸着、燃焼、水溶出を経て得られたCs混合物を使って、インドラム方式でアパタイト固化体及びガラス固化体を製造し、固化体中にCsを固定化することに成功した。

インドラム方式でアパタイト固化体を合成し、Csを固定化することは可能である。しかしながら、アパタイト固化体の耐水性が低いという問題点が明らかになった。これは、Csのイオン半径が他の構成元素（Ca、Sr、Al）と比べて大きく、アパタイト結晶が不安定になっていることに起因している。

Cs含有率10wt%となるようにCs混合物を高Na含有ガラスフリットと混合し、ドラムを用いて900°Cでガラス固化体を作製した結果、Csはポルサイトとしてガラス中に分散保持された。処理時間を調整することでポルサイト微粒子はガラス中に均質に保持できた。50°C、24時間の水浸出試験においてもCsはガラス中に安定に保持された（浸出率0.6%）。インドラム方式のガラス固化法は、実用的なCs固定化技術と結論できる。

減容等の評価：

インドラム式ガラス固化体プロセスにおいて、汚染土壌C・Dに対して約3万分の1以下に高減容化できる見通しを得た。

作業員被曝量評価：

対象汚染土壌が10万Bq/kg超の場合は、装置周辺の空間線量が極めて高くなるので、遠隔操作が前提となる。

コスト評価（インドラム式ガラス固化体プロセス）：	歩掛り：
土壌処理量当りコスト：21千円/t、ドラム当りコスト：43百万円/本、（償却費：46%、ユーティリティ費：11%、消耗品費：25%、人件費：18%）	作業人工： 20人日/Cs-kg

コスト評価条件（インドラム式ガラス固化体プロセス）：

処理対象：土壌C（分級後）約110万t、土壌D 約18万t（上記の土壌処理量当りコストにはCs脱離コストは含まれていない）．土壌中のCs含有量：9.5t．処理期間：15年．インドラム内蔵ガラス量：150 kg/本．ガラス固定化Cs量：15 kg/本（10wt%）

安全性の評価：

ガラス固化体及びアパタイト固化体の最終処分方法としてピット処分について検討した。全方位断熱という最も厳しい条件でも、放射性Cs含有量1.35 g（含有率0.0002wt%：最大5.4GBq/kg）以下であればアパタイトの変性温度（700°C）に達しない。定圧比熱が類似しているガラス固化体でも同等の中心温度になると考えられ、固化体はガラス転移温度（525°C）には到達せず、ガラス状態を安定に維持できることを示唆している。アパタイト固化体及びガラス固化体の最終処分は、処分方法の検討によって十分に安全を担保できる。

試験場所（住所）：	除去物保管場所と保管状況：
東工大：東京都目黒区	試験で生成した汚染物は、当面東工大実験室に保管する。

１．事業の概要

（１）目的

本事業の目的は、放射性 Cs を含む除去土壌に対して亜臨界水高速イオン交換法（250°C、交換イオン：Mg^{2+}）を適用することによって得られる Cs 含有水から、吸着剤（プルシアンブルー）を用いて Cs を選択的に回収し、回収した Cs 混合物 をインドラム方式によるセラミックス固化体及びガラス固化体に安定固定化して廃棄物の高減容化を達成することである。

（２）試験の内容

本事業の試験全体フローを図 1-1 に示す。

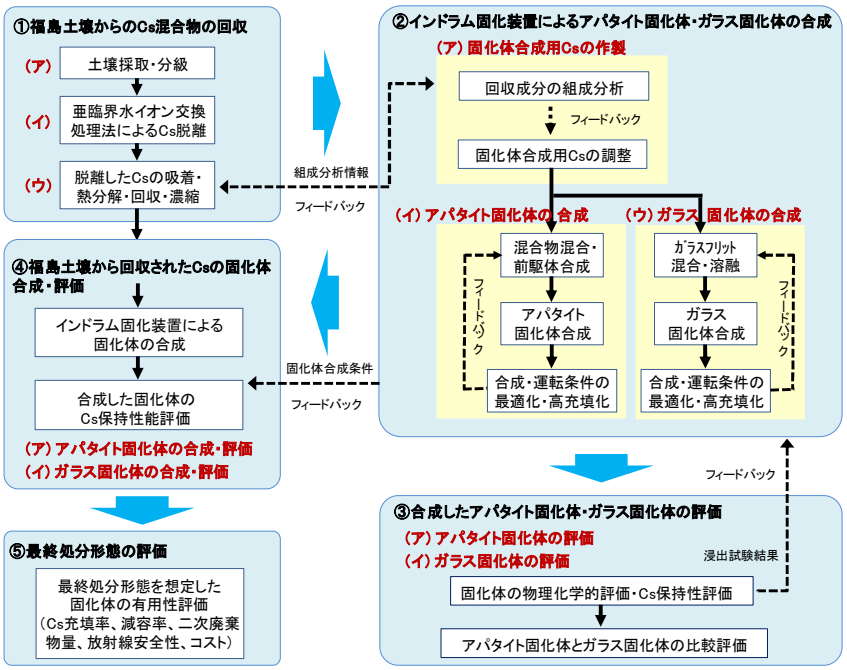


図 1-1　試験全体のフロー

① 試料の準備

本試験に供する福島県土壌は、福島県内において低放射線量の土壌を採取し、74μm 以下に篩分級後、非放射性 Cs を吸着させ、模擬汚染土壌を作製し試験に用いた。

② 試験の実施方法

(a) 福島土壌からの Cs 混合物の回収

模擬汚染土壌を Mg イオン含有水とともに回分式水熱処理装置に入れ、亜臨界水高速イオン交換法（250°C、4 MPa、30min）により Cs を脱離させる。得られた Cs 脱離水から PB-MC（プルシアンブルーナノ粒子、関東化学）で Cs を選択吸着後、PB-MC をロータリーキルンで熱分解させる。熱分解により PB-MC は主成分である Fe 酸化物（Fe_2O_3）と $CsNO_3$、$NaNO_3$、Na_2CO_3 が生成される。$CsNO_3$ は水洗浄で容易に $NaNO_3$、Na_2CO_3 と共に洗浄水中に回収される。この回収液を Cs 混合物と呼ぶ。

(b) インドラム固化装置によるアパタイト固化体・ガラス固化体の合成

前節(a)において実汚染土壌から得られた Cs 混合物の組成分析を行い、その組成情報

に基づいて、市販試薬を用いて模擬 Cs 混合物を調製する。

【アパタイト固化体の合成】

$CsNO_3$ もしくは模擬 Cs 混合物と、Al、Sr 硝酸塩及びリン酸混合溶液を、ビーカー中 85°C で乾燥させることで乾燥前駆体を得る。アルミナボートに乾燥前駆体を入れ、小型プログラム電気炉で焼成し（500°C）、アパタイト固化体を合成する。また、アルミナボートで明らかとなった合成条件に従い、インドラム固化装置（図 1-2 左）を用いてドラム（高さ：200 mm、図 1-2 右）中でアパタイトを合成する。

【ガラス固化体の合成】

インドラム固化装置内の Cs 塩混合濃縮装置を用いて、模擬 Cs 混合物の水溶液とガラスフリットをドラム内で混合後、加熱真空乾燥により水分を除去する。内容物を乾燥後、ドラムをガラス溶融装置に設置し、加熱（800、900°C）することによりガラス固化体を合成する。最適な加熱温度、加熱時間の検討、容器容量の違いによる影響を調べる。

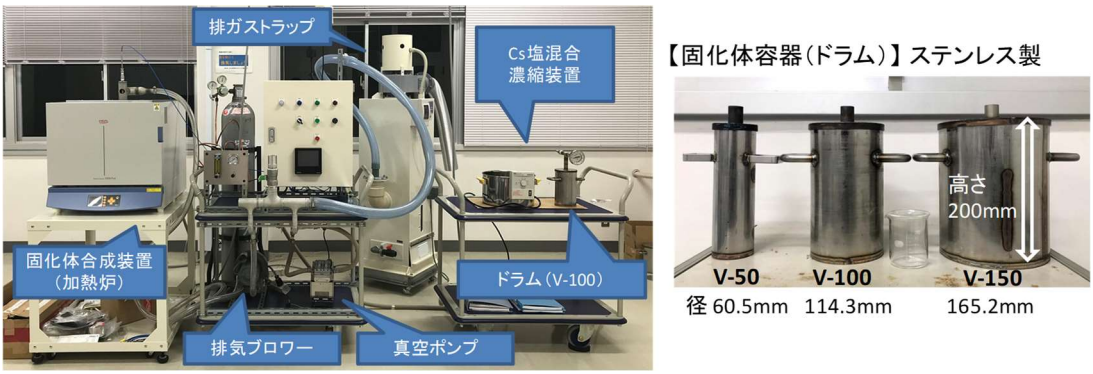


図 1-2 インドラム固化装置（左）・固化体容器（ドラム）（右）の外観

(c) 合成したアパタイト固化体・ガラス固化体の評価

合成したアパタイト固化体とガラス固化体を X 線回折（XRD）と走査型電子顕微鏡（SEM-EDS）で結晶構造分析と表面観察・元素分析をそれぞれ行う。アパタイト固化体に関しては全溶解・化学分析を行うことで、試料内の Cs 量を確認する。さらに、粉末試料を用いて純水に 50℃、24 時間浸漬し、Cs 浸出試験（耐水性試験）を行う。

(d) 福島土壌から回収した Cs の固化体合成・評価

(b)項で明らかになった固化体作製条件に従い、(a)で得られた福島土壌由来 Cs 混合物を用いてインドラム法によるガラス固化体、アパタイト固化体を合成する。

(e) 最終処分形態の評価

アパタイト固化体及びガラス固化体による最終処分における、全体システムフロー（物質収支、放射能収支、廃棄物減容率）、二次廃棄物発生量、安全性、コストを評価する。

２．試験結果

（１）福島土壌からの Cs 混合物の回収

① 福島土壌の採取・分級・Cs 吸着試験

福島県富岡町で採取し、乾燥（60°C、2 日間）させた土壌の篩分けにより細粒物（74 μm 以下）を得た（福島土壌 A）。1000ppmCsCl 水溶液 900 mL に福島土壌 A：9 g を加

えた。室温で 1 週間振盪（振盪速度：180rpm）後、固液分離し、濾液中の Cs 濃度を測定した。Cs 吸着量 10.4 mg-Cs/g-soil の模擬福島汚染土壌を得た。

② 亜臨界水イオン交換処理法による Cs 脱離試験

模擬福島汚染土壌 1 g と、0.5 M 塩化マグネシウム水溶液 100 mL を回分式水熱処理装置に加え、250°C（圧力 4 MPa）で 30 分間亜臨界水処理を行った。装置を約 50°C まで冷却し、懸濁液を固液分離した。亜臨界水中において土壌中の Cs と水溶液中の Mg のイオン交換が効率的に起こり、Cs 脱離率 69.1%を得た。

③ 脱離した Cs の吸着・熱分解・回収・濃縮試験

水熱処理で得られた Cs 脱離水 30 mL（Cs 濃度：102.84ppm）に PB-MC を 110.6 mg を添加し、室温で 1 時間振盪（振盪速度：180rpm）させた。その後固液を分離し、濾液中の Cs 濃度を ICP-MS で測定した。Cs 吸着量は 20 mg-Cs/g であった。

Cs 吸着後の PB-MC（Cs 吸着量：20 mg/g）105.2 mg をアルミナボートに入れ、ロータリーキルン炉に設置し、空気ガスを流速 100 mL/min で炉内に流して 360°C で PB-MC を熱分解した。360°C での PB-MC の熱分解では Cs はほとんど揮発しなかった。

熱分解後の PB-MC（47.1 mg）を粉砕し、蒸留水 10 mL 中で 1 時間振盪（振盪速度：180rpm）させて Cs を浸出させた。その結果、ほぼ全量の Cs を水に回収できた。

（２）インドラム固化装置によるアパタイト固化体・ガラス固化体の合成

① 固化体合成用の模擬福島土壌由来 Cs 混合物の作製

前述の（１）③で得られた PB-MC 熱分解物からの溶出液（Cs 混合物）中の 9 種類の陽イオン（B, Na, Mg, Si, K, Ca, Sr, Zr, Cs）濃度を ICP-MS で定量分析を行った。分析結果を表 2-1 に示す。

表 2-1 燃焼後 PB-MC からの溶出液の定量分析結果

元素	B	**Na**	Mg	Si	**K**	Ca	Sr	Zr	**Cs**
濃度 (ppm)	0.05	**1.22**	0.19	0.32	**3.81**	0.27	2ppb	3.6ppb	**83.0**

PB-MC 熱分解物からの溶出液（Cs 混合物）中の主な陽イオンは、Cs（83.0ppm）と K（3.81ppm）、Na（1.22ppm）の 3 種類のイオンであった。Cs と K、Na の比率は Cs: 94.3%、K: 4.3%、Na: 1.4%であり、Cs の含有率が非常に高いことが明らかとなった。なお、Cs の化学形態は、硝酸塩であることが過去の研究で明らかとなっている。この Cs 混合物の組成情報を参考に、市販試薬により「模擬福島土壌由来 Cs 混合物」を調製した。

また、過去に実施した PB-MC への塩化 Cs の吸着・熱分解・溶出試験結果の組成を参考に、組成をさらに単純化させた「模擬 Cs 混合物（Cs：Na ＝ 4：1）」を調製し、予備試験に用いた。

② アパタイト固化体の合成

合成条件探索を目的として、硝酸セシウムを出発原料として $Al_2Sr_6Cs_2(PO_4)_6(OH)_2$ および $AlSr_8Cs(PO_4)_6(OH)_2$ の 2 種類を予備合成した。焼成時間はそれぞれ 1、6、12 時間に変化させた。図 2-1 に焼成時間別の合成物の XRD 分析結果を示す。

$Al_2Sr_6Cs_2(PO_4)_6(OH)_2$ 合成品（A01～A03）と、$AlSr_8Cs(PO_4)_6(OH)_2$ 合成品（A05～A07）のいずれの焼成時間条件でも、高強度でアパタイト由来（Sr アパタイト $Sr_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ 類似）のピークが確認できた。合成品を濃硝酸に溶解後、溶液中のイオン濃度を原子吸光光度計および ICP-AES を用いて定量分析を行った結果、Cs はほぼ量論比通り（$Al_2Sr_6Cs_2(PO_4)_6(OH)_2$ では 18%、$AlSr_8Cs(PO_4)_6(OH)_2$ では 9%）に含有されていた。500°C、6 時間の焼成条件の下でアパタイトを高い純度で合成できた。

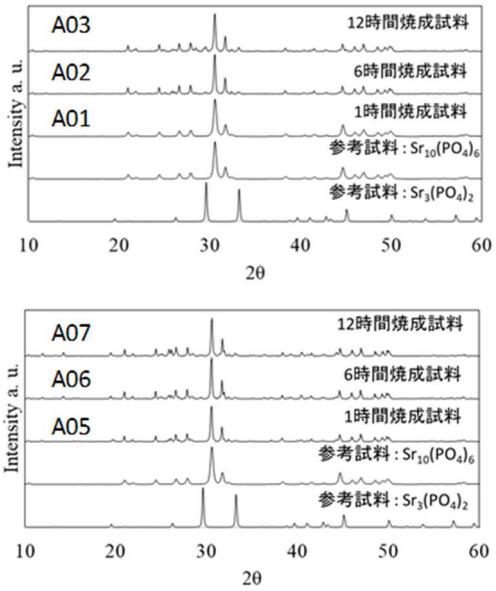


図 2-1　アパタイト固化体合成の焼成時間別 XRD 回折パターン

次に $NaNO_3$ 混入の影響を調べるため、模擬 Cs 混合物（Cs:Na=4:1）を用いて $Al_2Sr_6Cs_2(PO_4)_6(OH)_2$ の合成を試みた（A10）。図 2-2 に XRD 回折の結果を示す。アパタイト由来のピークが確認され、不純物として $Sr_3(PO_4)_2$ のピークが観測された。Na を含む模擬 Cs 混合物を原料としても、アパタイトを合成できることが分かった。しかしながら、不純物の混入が多く見られ、更なる合成条件の最適化の検討が必要であると考えられる。

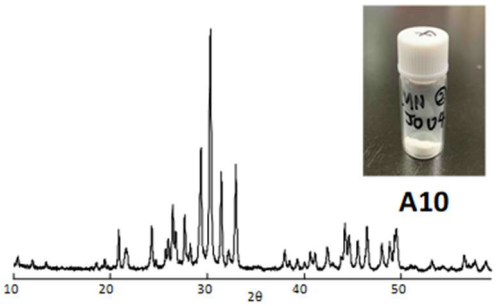


図 2-2　アパタイト固化体 A10 の XRD 回折パターン

最後に模擬福島土壌由来 Cs 混合物（$CsNO_3$ ： KNO_3 ： $NaNO_3$ ＝ 1 ： 0.046 ： 0.015）を出発原料として、反応容器 V-100 を用いて 500°C、6 時間の焼成条件でインドラム方式のアパタイト合成を行った（A11）。出発原料の物質量は A10 の 5 倍量として硝酸塩溶液（Al、Sr、Cs 混合物）を V-100 内で混合した後、リン酸アンモニウム溶液を滴下した。初めに Cs 塩混合濃縮装置において、V-100 を 85°C のオイルバスに浸して真空乾燥を行った。乾固後、V-100 を固化体合成装置（電気加熱炉）に入れ、500°C、6 時間で焼成した結果、白色粉末 5.17 g が得られた。SEM-EDS による表面分析を行った結果、図 2-3 に示すように硝酸ストロンチウムと Cs 含有アパタイトの混合状態であることが示唆された。合成条件の最適化は必要であるもののインドラム方式でアパタイト固化体を合成することができた。

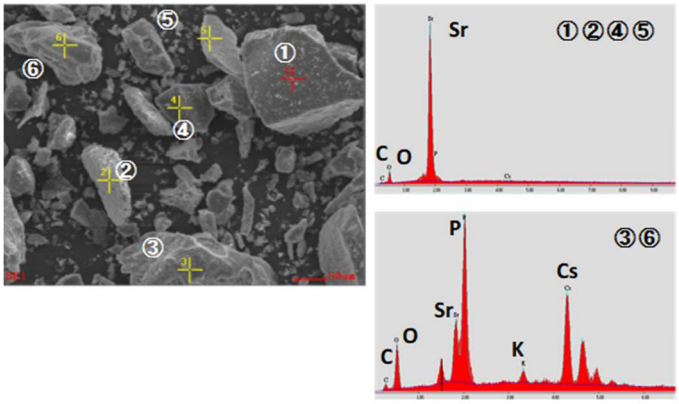


図2-3　アパタイト固化体A11のSEM-EDS分析結果

③ ガラス固化体の合成

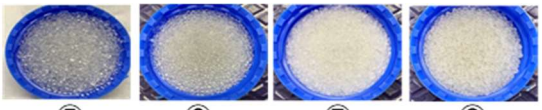
インドラム固化装置を用いてガラス固化体を合成した。固化体容器 V-50 を用いて、粉末状のガラスフリット K3（ショット社）170 g に、Cs 含有割合が 10wt%になるように模擬 Cs 混合物水溶液を加え、混合、乾燥後、800°C で 1 時間保持することでガラス固化体を合成した（G01）。その結果、乾燥後のガラスフリットの高さは、容器の底から約 8 cm であったにもかかわらず、得られたガラス固化体は、約 15 cm の高さであり、体積が膨張した。また、上部の方は、大き目の細孔が数多く空いていた。これらの膨張と細孔の原因は、加熱中の硝酸塩が分解、酸化される時の NOx の発生、また、酸化物からの O_2 発生により、粉末状のガラスが容器内で舞い上がったことが原因であると考えられる。

次に、粒径の大きな顆粒状のガラスフリットを用いて表 2-2 に示す G05～G08 の 4 条件でガラス固化体を合成した。合成温度は 900°C で固定した。G05 と G07 は Na 含有率が低く、G06 と G08 が高い。これらの合成で用いた 4 種類の顆粒状ガラスの写真と組成、ガラス固化体 G05～G09 の容器切断後の写真を図 2-4 に示す。

ガラスフリット中の Na_2O 含有率が低い G05 と G07 においては、多孔質状態の若干

表 2-2　顆粒状ガラスフリットを用いたガラス固化体合成条件

実験	容器	ガラス	ガラス量	Cs	温度	時間	備考
G05	V-50	PF798	150 g	模擬 Cs 混合物 Cs 含有率：10wt%	900	1	Na 非含有
G06	V-50	PF798-N10	150 g		900	1	Na_2O: 10wt%
G07	V-50	8330	150 g		900	5	Na_2O: 3.5wt%
G08	V-50	PF798-N7	150 g		900	5	Na_2O: 7wt%
G10	V-100	PF798-N10	600 g	模擬 Cs 混合物	900	5	Na_2O: 10wt%
G11	V-150	PF798-N10	1500 g	模擬福島土壌由来	900	5	Na_2O: 10wt%



⑤　⑥　⑦　⑧

ガラス組成	PF798 ⑤	PF798-N10⑥	8330-K3 ⑦	PF798-N7⑧
SiO_2	62.3	56.07	81	58
B_2O_3	19	17.1	13	17
Li_2O	4	3.6		4
CaO	4	3.6		4
ZnO	4	3.6		4
Al_2O	6.7	6.03	2	6
Na_2O		10	3.5	7
K_2O			0.5	
	100	100	100	100wt%

G05・⑤　G06・⑥　G07・⑦　G08・⑧

G05とG07は、多孔質状態。嵩高い。
G06は、黄色透明ガラスが得られた。
G08は、黄色多孔質個体と無色透明ガラスが上下に分離した。

図2-4　ガラス固化体G05～G08の原料ガラスフリットと切断したガラス固化体の写真

嵩高い不透明なガラス固化体が得られた。G06（Na_2O 含有率 10wt%、900°C 、1 時間保持）においては、均一な黄色透明ガラスが得られた。G08 においては、G06 で使用したガラスと組成が非常に近い Na_2O 含有率 7wt%のガラスフリット（PF798-N7）を用いて、900°C で 5 時間保持した。容器内で上下二層に分相した固化体が得られ、下部の固化体は、高さ約 1.5 cm の無色透明の均一な綺麗なガラス体であり、上部 4～5 cm くらいの位置に存在している固化体は、多孔質の若干脆い黄色固体であった。これらの結果は、Na_2O 含有率が高い（7～10%）のガラスフリットを用いれば、加熱温度 900°C、保持時間 1～5 時間でインドラム方式によるガラス固化体合成が可能であり、合成条件によっては分相のない均質なガラス固化体が得られることを示唆している。

次に、スケールアップ効果を確かめるために、模擬 Cs 混合物を原料とした V-100 を用いた合成（G10、ガラス量：600 g）と、模擬福島土壌由来 Cs 混合物を原料とした V-150 を用いた合成（G11、ガラス量：1500 g）を行った。Na_2O 含有率 10wt%のガラスフリット（PF798-N10）を用い、加熱温度は 900°C、保持時間は 5 時間とした。切断したガラス固化体の写真を図 2-5 に示す。G10 では、G06（V-50、900°C、1 時間）と同様の均一な黄色透明ガラスが得られた。G11 では、黄色透明ガラスの上部に、黄色多孔質固体が存在していた。両者ともに、ほぼ均一で綺麗なガラス固化体が得られ、スケールアップ合成に成功した。V-50、V-100、V-150 を用いたインドラム方式によるガラス固化体合成において、900℃加熱、1～5 時間保持が最適な固化体合成条件であることが明らかとなった。

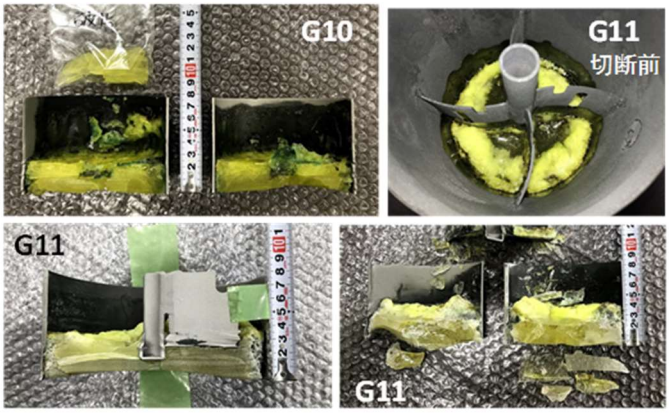


図2-5　ガラス固化体G10、G11の写真

ガラス固化体 G06、G08、G10、G11 の XRD 回折パターンを図 2-6 に示す。G06 は、非晶質ガラスと Cs 含有鉱物であるポルサイト（$CsAlSi_2O_6$）の混合状態であった。G08 では、上部の黄色固体はポルサイトのピークのみが見られ、下部は非晶質ガラスであった。G06 とほぼ同じ条件から、加熱保持時間を 1 時間から 5 時間に延長することにより、V-50 容器内でポルサイトとガラスの分相が生じたと考えられる。G10

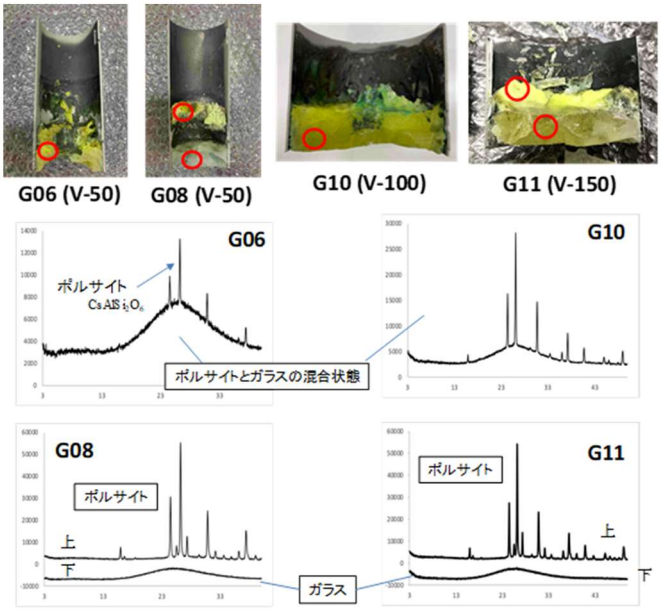


図2-6　ガラス固化体のXRD回折パターン

は、G06 と同様、ガラスとポルサイトの混合状態であった。G11 は、G08 と同様、上部の黄色固体はポルサイト、下部はポルサイトと非晶質ガラスの混合体であった。以上の結果より、加熱保持時間を調整することにより、ポルサイトとガラスの混合状態である Cs を固定したガラス固化体が得られること明らかとなった。

（３）合成したアパタイト固化体・ガラス固化体の評価

合成したアパタイト固化体（A09～A11）とガラス固化体（G06、G08、G10、G11）について、Cs 浸出試験を行った。粉末状試料の篩分けを行い、45～100 µm に分級した。分級した試料 約 20 mg を PFA 容器に入れ、そこへ超純水 10 mL を加えた。容器を 50°C の恒温槽内に 24 時間静置した。24 時間後、溶液中の Cs 濃度を ICP-MS を用いて定量し、固化体 1 g 当たりの Cs 浸出量（mg/g）を算出した。その結果を表 2-3 に示す。

表 2-3　アパタイト固化体とガラス固化体の浸出試験結果

	形態	容器	Cs混合物	1g当たりのCs浸出量(mg/g)	浸出前の1g当たりのCs含有量(mg/g)	Cs浸出率(%)
A09	アパタイト	少量実験	模擬Cs混合物	106.5	183.4	58.0
A10	アパタイト	少量実験	模擬Cs混合物	75.8		41.3
A11	アパタイト	V-100	模擬福島土壌由来	25.3		13.8
G06	ガラス+ポルサイト	V-50	模擬Cs混合物	0.57	100	0.57
G08上	ポルサイト	V-50	模擬Cs混合物	8.17		
G08下	ガラス			0.41		
G10	ガラス+ポルサイト	V-100	模擬Cs混合物	0.61	100	0.61
G11上	ポルサイト	V-150	模擬福島土壌由来	10.26		
G11下	ガラス+ポルサイト			0.48		

アパタイト固化体は Cs の浸出量が多く（25.3～106.5 mg/g）、耐水性が比較的に悪く、ガラス固化体はアパタイト固化体よりも耐水性に優れ、Cs が溶出しにくいことが明らかとなった。特に、ポルサイトとガラスの混合状態となった均一な黄色透明ガラスが得られた G06 と G10 では、Cs 浸出量が 0.57 と 0.61 mg/g（浸出率：約 0.6%）と非常に低かった。ポルサイトとガラスに分相した G08 では、ポルサイト部位（8.17 mg/g）は、非晶質ガラス部位（0.41 mg/g）に比べて耐水性が低いことが示唆された。

（４）福島土壌から回収された Cs の固化体合成・評価

模擬福島汚染土壌の水熱処理を計 16 回繰り返すことにより、大量の Cs 脱離水（4480 mL）を得た後に、PB-MC による Cs 吸着、熱分解、Cs 溶出により、福島土壌由来 Cs 混合物（Cs 量として 122 mg）を回収した。この福島土壌由来 Cs 混合物（Cs 量として 58.3 mg）を用いて、V-20 によりガラス固化体を作製できた（PF798-N10 を 2 g、Cs 割合：5wt%、900°C、1 時間保持）。やや黄色のガラス固化体が得られ、Cs がガラス固化体に保持されていると思われる。しかし少量であったため、ウォータージェットによる容器切断時にガラスが吹き飛び消失し、詳細な物性を得ることはできなかった。

また、福島土壌由来 Cs 混合物（Cs 量として 63.7 mg）を用いて、V-50 を用いてアパタイト固化体を作製した（合成条件は A11 と同様）。得られた固化体を用いた浸出試験の結果、1 g 当たりの Cs 浸出量は 67.4 mg/g となり、A9～A11 と同様、耐水性が比較的に悪い結果となった。

（５）最終処分形態の評価

本実証事業で実用性が確認されたインドラム式固化体プロセスに対して技術評価、最終処分の安全性、コスト評価を行った。

① 技術の評価

カテゴリーC の土壌の分級細粒物とカテゴリーD の土壌に対して亜臨界水洗浄による高速イオン交換 Cs 回収プロセスとインドラム式ガラス固化体プロセスを組み合わせた土壌処理システムについて物質収支、放射能収支を評価した。図 2-7 に評価結果を示す。

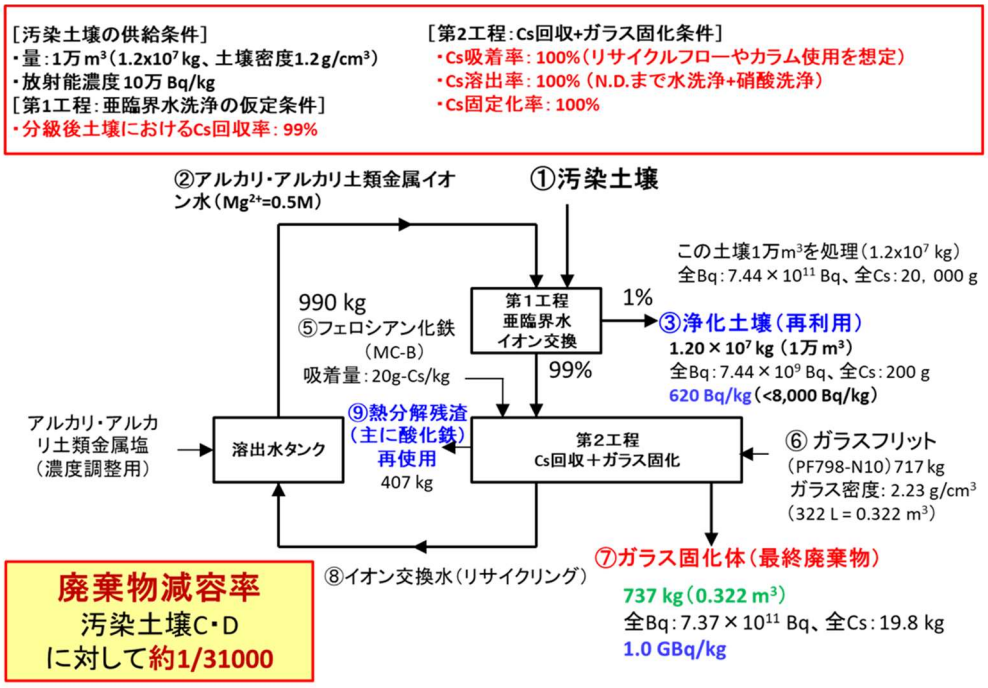


図 2-7　亜臨界水イオン交換プロセスとガラス固化プロセスを組み合わせた汚染土壌処理

1GBq/kg まで放射性 Cs を濃縮したガラス固化体を作製するとすれば、土壌 1 万 m^3 を処理するとガラス固化体の発生量は 0.32m^3 となり、廃棄物の体積減容率は 3 万分の１以下となり、高減容化が可能となる。主な二次廃棄物は PB-MC の熱分解で生じるが、Cs の水溶出は十分に行い、残存放射能を低減させれば、フェロシアン化鉄の再合成など再利用は可能である。

アパタイト固化はまだ耐水性に問題があり、実用化にはアパタイト結晶構造の再考が必要であるが、$AlSr_8Cs(PO_4)_6(OH)_2$ においてもアパタイトは 12wt%の高い Cs 含有率が期待できる。図 2-7 の場合、ガラスへの Cs 含有率は 2.5wt%程度であり、アパタイトを用いれば、図 2-7 に示した廃棄物の高減容化は容易に達成できる。アパタイト結晶中の Cs の不安定性は Cs のイオン半径が他の構成元素（Ca、Sr、Al）と比べて大きいことに起因している。今後、アルカリ土類金属や３価金属の選択を再度考慮し、結晶化温度・時間を最適化して、アパタイト構造の安定化を図り、耐水性を向上させ、ガラス以上の固化技術に発展させていこうと考えている。すでに Sr 固定化ではアパタイトはガラス固化体以上に優れた安定性を示している。

② 安全性の評価

ガラス固化体及びアパタイト固化体の最終処分方法としてピット処分について検討した。ピット処分とは図 2-8 に示すように浅地層にコンクリートピットを作り、固化体を入れたドラム缶を貯蔵する処分方法をいう。ピット処分の放射能の上限は Cs-137 で 100TBq/ton である。200L ドラム缶（内径:0.285m、 厚み:2mm、外径 ： 0.287m、高さ： 0.844m）に Cs-137 が 6.75g 入ったアパタイト固化体が充填されている場合の、ドラム缶 1 本当たりの放射線量の時間変化を図 2-9 に示す。放射線量は時間経過と共に減少し、200～300 年で 2 桁以上低下する。また、処分時の放射線量は上限値を超えないため、ピット処分が可能である。次いで、ドラム缶内の崩壊熱による発熱を考えると、処分において最も厳しい条件としてドラム缶の外側は全方位断熱条件を考え、すべての熱がドラム缶内に蓄積すると仮定する。アパタイト固化体が充填されているドラム缶について処分後 900 年後のドラム缶中心温度を計算すると、Cs-137 を 6.75g 含有している場合、中心温度は 1140℃、1.35g 含有の場合 242℃、0.68g 含有の場合 130℃となった。以上の結果は、全方位断熱という最も厳しい条件でも、放射性 Cs 含有量 1.35g（含有率 0.0002wt%：最大 5.4GBq/kg）以下であればアパタイトの変性温度（700℃）に達しない。定圧比熱が類似しているガラス固化体でも同等の中心温度になると考えられ、固化体はガラス転移温度（525℃）には到達せず、ガラス状態を安定に維持できることを示唆している。アパタイト固化体及びガラス固化体の最終処分はこうした処分方法の検討によって十分に安全を担保できる。

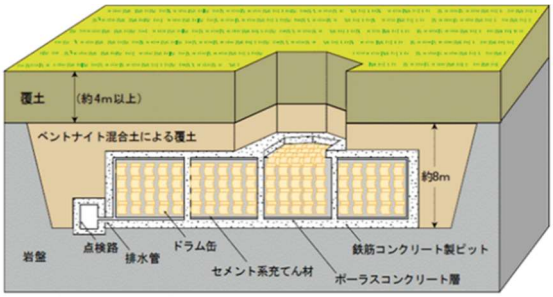


図 2-8　浅地中コンクリートピット処分の概念図

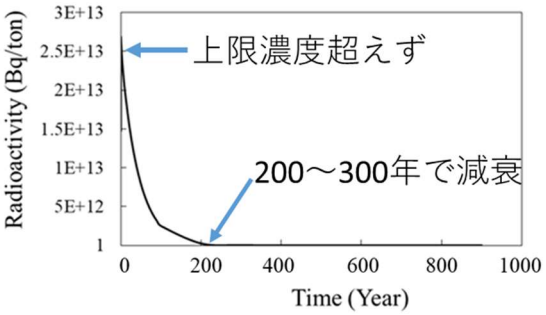


図 2-9　処分後のドラム缶の放射能量の時間変化

③ コストの評価

インドラム式ガラス固化体プロセスの処理対象として、汚染土壌 C の分級後の約 110 万 t、及び汚染土壌 D の約 18 万 t を想定し、そこに含まれる Cs 約 9.5t を全量ガラスに固定化すると仮定して各種コストを算出した。

インドラム内蔵ガラス量を 150 kg/本、ガラス固定化 Cs 量を 15 kg/本（10w%）とすると、Cs 全量を固定化するのに必要なドラム数量は 633 本となり、土壌処理量当りコスト（Cs 脱離コストは含まない）＝21 千円/t、ドラム当りコスト＝43 百万円/本、Cs 処理量当りコスト＝285 万円/kg となった。これらのコストの費目別構成比は、償却費：46%、ユーティリティ費：11%、消耗品費：25%、人件費：18% である。

インドラム式アパタイト固化体プロセスについては、粉体での保管を前提とすれば、基本的にプロセス構成はガラス固化プロセスと同様になるが、固化体の合成温度の低下によるユーティリティ費の低減や固化体合成のための原材料費の低減が見込める。ただ

し、実規模プロセスでは、高線量の Cs 含有物を扱うため、その対応設備や要員配置等に多額のコストがかかり、上記のコスト削減比率は全体の 1～2%に留まるため、アパタイト固化体プロセスのコストはガラス固化体プロセスとほぼ同等のコストになると予想される。

３．まとめと今後の課題

① 亜臨界水洗浄法(250℃、交換イオン:Mg^{2+})によって得られる Cs 回収水から、PB-MC による Cs 選択吸着、燃焼、水浸出を経て得られた Cs 濃縮液を使ってインドラム方式でアパタイト固化体及びガラス固化体を製造し、固化体中に Cs を固定化することに成功した。

② 900℃でガラス固化体を作製した結果、Cs はポルサイトとしてガラス中に分散保持された。処理時間を調整することでポルサイト微粒子はガラス中に均質に保持できた。50℃、24 時間の水浸出試験においても Cs はガラス中に安定に保持された（浸出率 0.6%）。インドラム式ガラス固化法は実用的な Cs 固定化技術と結論できる。また 900℃のガラス固化では固化体製造中に Cs はほとんど揮発せず（揮発率 1%）、オフガス処理系は簡単な Cs 水洗浄程度で済むと思われるが、オフガス処理を含んだトータルガラス固化プロセスの詳細設計については次回の技術実証事業で明らかにしていきたい。

③ インドラム方式でアパタイト固化体を合成し、Cs を固定化することは可能である。しかしながら、アパタイト固化体の耐水性が低いという問題点が明らかになった。これは、Cs のイオン半径が他の構成元素（Ca、Sr、Al）と比べて大きく、アパタイト結晶が不安定になっていることに起因している。今後、アルカリ土類金属や３価金属の選択を再度考慮し、結晶化温度・時間を最適化して、アパタイト構造の安定化を図り、耐水性を向上させたい。

④ インドラム式ガラス固化体プロセスの物質収支、放射能収支を検討した結果、汚染土壌 C の分級細粒物及び汚染土壌 D の全体積と比較して、発生するガラス固化体の体積は 3 万分の 1 以下であった。インドラム式ガラス固化体プロセス導入により廃棄物の高減容化が可能である。

⑤ 最終処分方法としてピット処分を想定し、同処分における最も厳しい条件としてドラムの外側を全方位断熱すると仮定した場合、放射性 Cs 含有量 1.35g（＝最大 5.4GBq/kg）以下であれば、アパタイト固化体、ガラス固化体共に十分に安全を担保できることを確認した。

⑥ 分級後の汚染土壌 C と汚染土壌 D（合計約 128 万トン）に含まれる Cs 約 9.5 トンを全量ガラスに固定化すると仮定してコスト計算を行ったところ、インドラム数量が 633 本（Cs-15kg/本）、土壌処理量当りコストが 21 千円/トンとなり、経済的に有用性の高いプロセスになり得ることが示唆された。

実施代表者： 鹿島建設株式会社

実証テーマ名： 除去土壌中の放射性 Cs 含有粘土の分離性向上を目指した物理的解泥技術の実証

概要： 減容化対象とされる土壌 C（15,000Bq/kg～62,000Bq/kg）は約 134 万 m^3 存在すると言われ、その約 8 割は農地由来である。土壌中の放射性 Cs の多くは 2:1 型粘土に吸着しており、これが土壌中の腐植により他の粘土や砂礫と団粒化していることが、分級洗浄による減容再生利用の妨げの原因となっている可能性がある。対策手法としては、表面粉砕型解泥の導入と20μm 程度での分級・分離が効果的と考えられる。本実証では、4 つの解泥手法（超音波分散機、ボールミル、高圧エジェクター、シェアミキサー）を実証比較した結果、超音波分散機とボールミルの解泥効果が高く、それに伴い除染率や再生利用率を向上できることを明らかにした。

実施内容：6 種類の除去土壌、3 種類の非汚染農地土壌及び、2 種の汚染農地土壌等を対象に以下を実施した。

① 試験対象土壌の基本性状の確認（原土及び<75μm の泥水に対して）
② 各解泥装置における最適な運転条件の確認（<75μm の泥水に対して）
③ 各解泥装置の解泥効果の確認（<75μm の泥水に対して）
④ 最適解泥装置の選定
⑤ 当該新技術と実用化システムの検討評価

技術概要：

除去土壌中の放射性 Cs は土粒子の細粒分に主に吸着されており、細粒分を分離することで放射性 Cs を分離でき、減容化に繋がると考えられてきた。しかし、除去土壌の多くを占める農地土壌は有機物（腐植）を介在して団粒構造を形成しており、細粒分だけを分離することが難しい。そのため、これまで志向されてきた単純な分級や体積破砕だけでは、細粒分を効果的に分離できなかった。

つまり、細粒分を細粒分として、粗粒分を粗粒分として回収するためには、有機物のノリの働きを低減して団粒構造を解すことが重要である。団粒構造に強い力を与えると体積破砕を起こし、全体が細粒化してしまうため細粒分だけを回収することが期待できない。そこで、**図 1** に示す表面粉砕を志向して、複数の解泥装置の表面粉砕効果（**図 2**）を比較した。団粒構造を解すために腐植の接着機能が低下する条件を探しつつ、団粒や砂礫表面の細粒分を剥がし取る解泥技術の減容効果への適用性検討を行った。

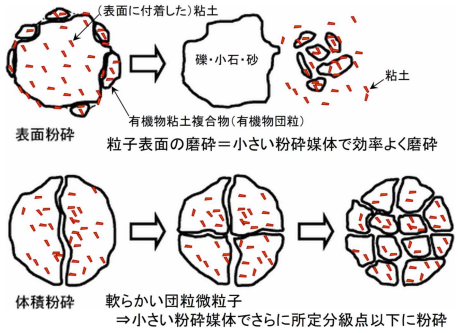


図 1　有機分を含む粘土の解泥モード

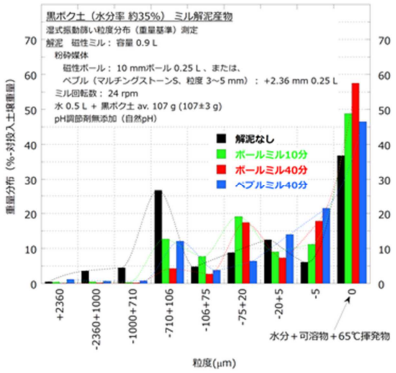


図 2　解泥試験結果の一例

実証試験の結果：

１．解泥手法毎の運転条件の最適化（試験（α））

①超音波分散機：pass 数を増やすほど解泥効果が高くなる結果を得たが、解泥効果に鈍化が見られたため、15pass（22.5 秒）を解泥回数として採用した。

②ボールミル：想定する実機（直径 2m、処理能力 150t/h、20rpm）の標準滞留時間（2 分/回(pass)）を参照し、試験機の大きさを考慮してドラム周の移動距離が一定（媒体と被処理物が絡まり合って移動する距離が同じならば剪断衝突回数もほぼ同じとみなす）となるように試験機用の滞留時間（3 分 47 秒/回(pass)（37.9 rpm、直径 586mm））を求め、試験（α）の結果から 5pass を設定値として選んだ。

③高圧エジェクター： pass 数（処理時間）の増加は解泥効果にほとんど寄与しなかった。この結果を受けて 2 pass を解泥回数として採用することにした。

④ シェアミキサー：3 種の試験土壌の内、pass 数の増加が解泥効果に影響したのは 1 つで、しかも微増であり、他の 2 つの試験土壌では解泥効果の上下が見られたことから平均的な 3pass を解泥回数とした。

表-2 解泥手法毎の最適運転条件

解泥手法	最適解泥条件
超音波分散機	15pass＝22.5秒
ボールミル	5pass=18分55秒
高圧エジェクター	2pass、12MPa
シェアミキサー	3pass、60Hz

２．解泥手法毎の解泥状況の結果（試験（β））

各解泥手法を最適運転条件で比較し、解泥前後の粒度分布と放射線濃度を分析した。

① 解泥前後の粒度分布：<75μm の泥水の解泥装置としてボールミルと超音波分散機が有効であること、各々の解泥効果は処理する土壌の性状に依存するため、適材適所の使い方が必要であることが分かった。

② 放射能濃度の変化：解泥前（＜75μm）の平均値と比較して解泥後の 20～75μm は濃度が低下し、解泥後の 20μm 以下の濃度に変化はなかった。これは解泥により放射能濃度の高い細粒分が粗粒の表面から、同程度の濃度の細粒側へ移行したためである。

３．システム評価

・通常分級後の＜75μm の泥水 10m³/ h を液固比 20 まで希釈して解泥・減容化するシステムは 40m×40m の敷地に配置できること、処理単価 4.9 万円/m³ を得た。

減容等の評価： 1.5～2.66 万 Bq/kg（2018 年時点）の粘性土除去土壌の 20-75μm の土粒子 11.4 万 m³ が再生されると試算された。(20-75μm の土粒子の割合を 73%とした場合)

作業員被ばく量評価：実証試験において作業場所空間線量率 0.41～0.57μSv/h 、作業員最大被ばく量 87μSv （実働 36 日間）

想定実機コスト評価：推算値 4.9 万円/m³	想定実機歩掛り（作業人工、作業速度）：運転員約 15 名、処理能力：前処理に必要な 75μm 分級洗浄ベースで 13m³/h

コスト評価条件： 10 年稼働（280 日/年、12h/日）、20μm 分級サイクロン 270 台、ボールミル（φ2m）14 台、薬剤、後処理設備、建屋並びに運転・維持管理費

作業における安全上の注意：粉じん防護マスク、保護メガネ、ゴム手袋、前掛けを使用

試験場所（住所）：環境省実証フィールド（福島県双葉郡大熊町）	除去物保管場所と保管状況： 試験後の土壌は、実証フィールド内の保管場所に返却した。また、汚染した排水は同施設内の排水処理施設で処理した。

1．試験の背景･目的

除去土壌においては、放射性 Cs の多くは粒径数 μm の 2:1 型粘土に吸着しており、それらは 1:1 型粘土とともに腐植により団粒構造を形成していると考えられる。環境省の直轄型システム技術実証での分級洗浄システムは、除去土壌をレキ、砂、シルト・粘土の３つに分級することを主眼としており、最も細かい分級点は 75μm である。このシステムでは、

① 団粒構造を解泥していないために 75μm 以上の分画にも粘土が含まれることから除染率に下げ止まりが起きる、

③ レキや砂を対象とした解泥手法では、柔らかい団粒構造は解泥されない、

などの課題を有している。

本実証は、上記の課題に応える手法の効果を提案・確認することに加え、有機団粒に対して有効な解泥手法（新技術）を適用し、75μm 以下の分画に対して更に分級点を 20μm 程度とした分級を実施することで 20μm 以下の細粒分へ放射性 Cs を濃縮し、20μm～75μm の分画の再生利用を増やすことを目指している。

そこで本実証では、各種解泥手法の解泥効果と放射性 Cs の分離効果を把握しつつ、有効な解泥手法の減容効果を除染率・再利用率の観点から評価し、当該新技術の減容効果と既往の化学処理および熱処理による減容効果を、放射性 Cs 分離効果とそのコストによって比較・評価することを目的としている。

2．技術概要

減容化で採用する処理システムは基本的に湿式分級である。環境省の直轄型システム技術実証による湿式分級システムでは、粗解泥➡湿式篩（2mm）➡ハイメッシュセパレータ（75μm）➡（高度分級）➡サイクロン➡フィルタープレスの順にシステムが構成されているが、本実証では、サイクロン（75μm）の後段で解泥を行い、さらに別のサイクロンにより 20μm で分級を行うシステムとしている。

４種類の解泥装置の技術概要は以下の通りである。

① 超音波分散機

強力なキャビテーションによって表面破壊を行うもの。超音波効率が 96%と高いため、発熱が少なく、大出力化（16 kW）と、24 時間運転も可能。

② ボールミル

ドラム式の回転体中に解泥媒体を投入し、これと処理対象の泥水との衝突により解泥を行うもの。解泥媒体には通常鉄球を用いるが、本実証では柔らかい有機団粒の解泥を志向していることから数 mm のレキ（礫）を用いる。

③ 高圧エジェクター

一次エジェクター部では気液を同時に装置に送り込み、キャビテーションによる破壊を、二次エジェクター部では、衝突板での物理的破壊を行うもの。

④ シェアミキサー

1/4 球状のくぼみを多数有したローターを高速で回転させ、狭い隙間を通流する泥水が大きなせん断を受けながら通過するもの。隙間の両側に形成されたくぼみの内部で高速な渦が発生するため、強力なせん断による破砕作用が与えられる。

３．試験内容

（１）試験手順

6 種類の除去土壌及び 3 種類の非汚染農地土壌、2 種類の汚染農地土壌を対象に以下を実施する。本実証事業で実施する試験の流れを**図 3-1** に、試験土壌の性状を**表 3-1** に示す。

事前の準備
- ・実証フィールドでの試験の体制・設備の準備
- ・実証フィールドの放射線状況の確認（事前）
- ・土壌試料の準備
  - － 除去土壌（数千 Bq/kg）（JESCO 提供）
  - － 非汚染農地土壌（事業実施者）
  - － 汚染農地土壌（事業実施者、追加採取）

↓

試験の実施
- ① 土壌試料の基本性状の確認
- ② 試験用泥水（<75μm）の作成
- ③ 各解泥装置の最適運転条件の確認（試験（α））
- ④ 各解泥装置の減容効果の確認（試験（β））
- ⑤ 最適解泥装置の選定（試験（β））

↓

試験の片付
- ・実証フィールドからの導入設備の撤去
- ・実証フィールドの放射線状況の確認（事後）

↓

試験の評価
- ⑥当該新技術と実用化システムの検討評価
  - ・解泥の評価
  - ・実用化システムの評価
  - ・残された課題の抽出

図 3-1　実証試験の手順

表 3-1　試験土壌の性状

	原土										
	除去土壌						非汚染農地土壌			汚染農地土	
	A	B	C	D	E	F	X	Y	Z	N	S
細粒分（75μm未満）	36.6	35.9	34.5	36.5	35.7	34.9	78.0	73.1	74.9	42.4	74.0
砂（75μm-2mm）	48.8	44.6	47.2	44.2	45.4	45.3	21.9	22.3	25.0	46.1	21.3
礫（2-75mm）	14.6	19.5	18.3	19.3	18.9	19.8	0.1	4.6	0.1	11.5	4.7
放射能濃度（dry）	3,080	2,590	3,480	2,990	3,130	3,080	－	－	－	6,560	2,800
強熱減量	7.8	8.5	8.2	8.8	8.5	8.4	18	25	18	8.7	13
有機炭素 %-dry	2.23	2.26	2.30	2.87	2.76	2.36	2.78	7.67	2.51	1.9	3.3
腐植酸 %-dry	0.92	0.71	0.79	1.10	0.95	0.92	0.69	4.43	0.58	1.20	4.08
フルボ酸 %-dry	0.59	0.51	0.54	0.63	0.61	0.59	0.97	2.04	0.89	0.66	0.85

※除去土壌 A～F が農地土壌の性状を有さなかったため N、S を追加採取

（２）試験装置

① 超音波分散機

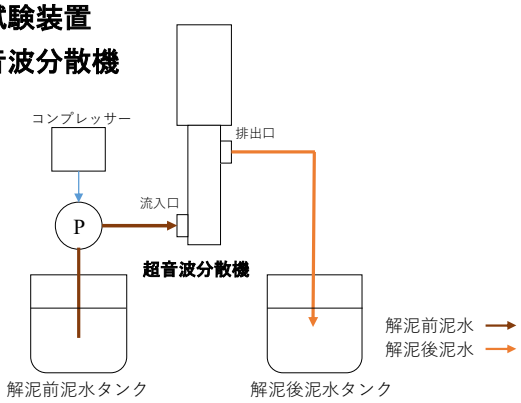


図 3-2 配置概要

図 3-3 外観

【原理】強力なキャビテーションによる表面粉砕。超音波効率が 96%あるため、発熱が少なく、大出力化（16kW）が可能で、24 時間運転も可能。

【特徴】完全密閉型でナノレベルでの分散が可能。乳化等様々な分野で実績あり。

【仕様】・出力　2kW、周波数 20kHz

・処理能力　200～300L/hr

・流量 2～11L/min

・アネスト岩田製オイルフリーコンプレッサー　2.2kW

②ボールミル

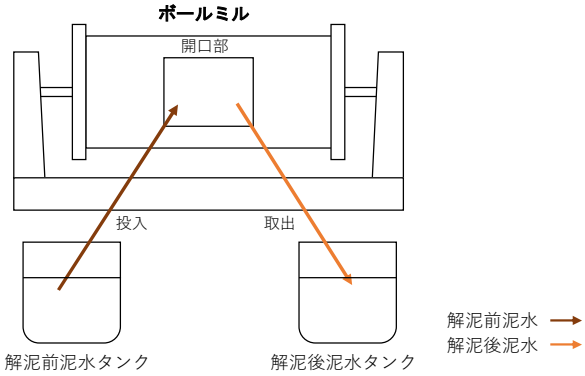


図 3-4 配置概要

図 3-5 外観

図 3-6 解泥媒体へのレキの利用

【原理】ドラム式の回転体中に解泥媒体を投入し、これと処理対象の泥水との衝突により解泥を行うもの。

【特徴】汎用性が高く、一般的にはバッチ式だが連続処理も可能。シンプルな構造であるため大容量化も可能で、騒音振動も問題にならないレベル。事前試験による効果を確認済みで、実証での解泥媒体は通常用いられる鉄球ではなくレキを用いる。

【仕様】・寸法　ϕ586mm、L935mm、容積約 45L 充填率 約 50%

・動力　200V、3.7kW インバーター付

・回転速度　0～46rpm

・処理能力　バッチ式で解泥時間は解泥対象により最適化の必要あり。

③高圧エジェクター

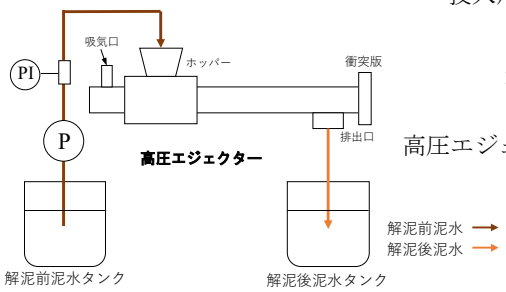


図 3-7 配置概要

図 3-8 外観

【原理】一次エジェクター部では、気・液を同時に装置に送り込み、キャビテーションによる破壊、二次エジェクター部では、衝突板での破壊を行う。

【特徴】ため池の底質土での除染実績が豊富である。

【仕様】・一次エジェクター径　50mm、配管材質 SGP、フランジ JIS5K

・高圧洗浄機　プランジャーポンプ能力　吐出圧力 14MPa、30kW

・処理能力　7L/min(圧力 4.5MPa の場合)

④シェアミキサー

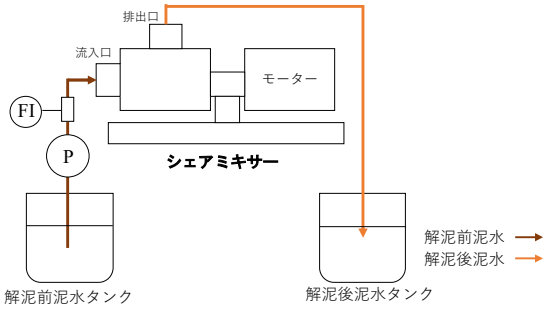


図 3-9 配置概要

図 3-10 外観

図 3-11 内部構造

【原理】1/4 球状のくぼみを多数有しており、ローターを高速で回転させることで泥水は隙間をせん断を受けながら通過する。さらにその隙間の両側に形成されたくぼみの内部で高速な渦を発生させ、強力なせん断による破砕作用が与えられる。

【特徴】せん断力を利用した高速攪拌により乳化・溶解能力が高く、食品工業や油脂工場での大量乳化・混合の実績あり。

【仕様】・寸法　L 613mm×H 268mm×ローター径 60mm

・動力　1.5kW

・処理能力　1.9m³/hr

・泥水供給ポンプ　荏原製作所製　スラリーポンプ　2.2kW

４．試験結果

（１）解泥手法毎の運転状況の最適化（試験（α））

４つの解泥手法のそれぞれについて運転条件の最適化を行った。**図 4-1** にそれぞれの解泥手法による粒度分布の変化を示す。全体的に解泥によって粒径の大きい部分が解され、粒径の小さい部分に移行していることが観察される。

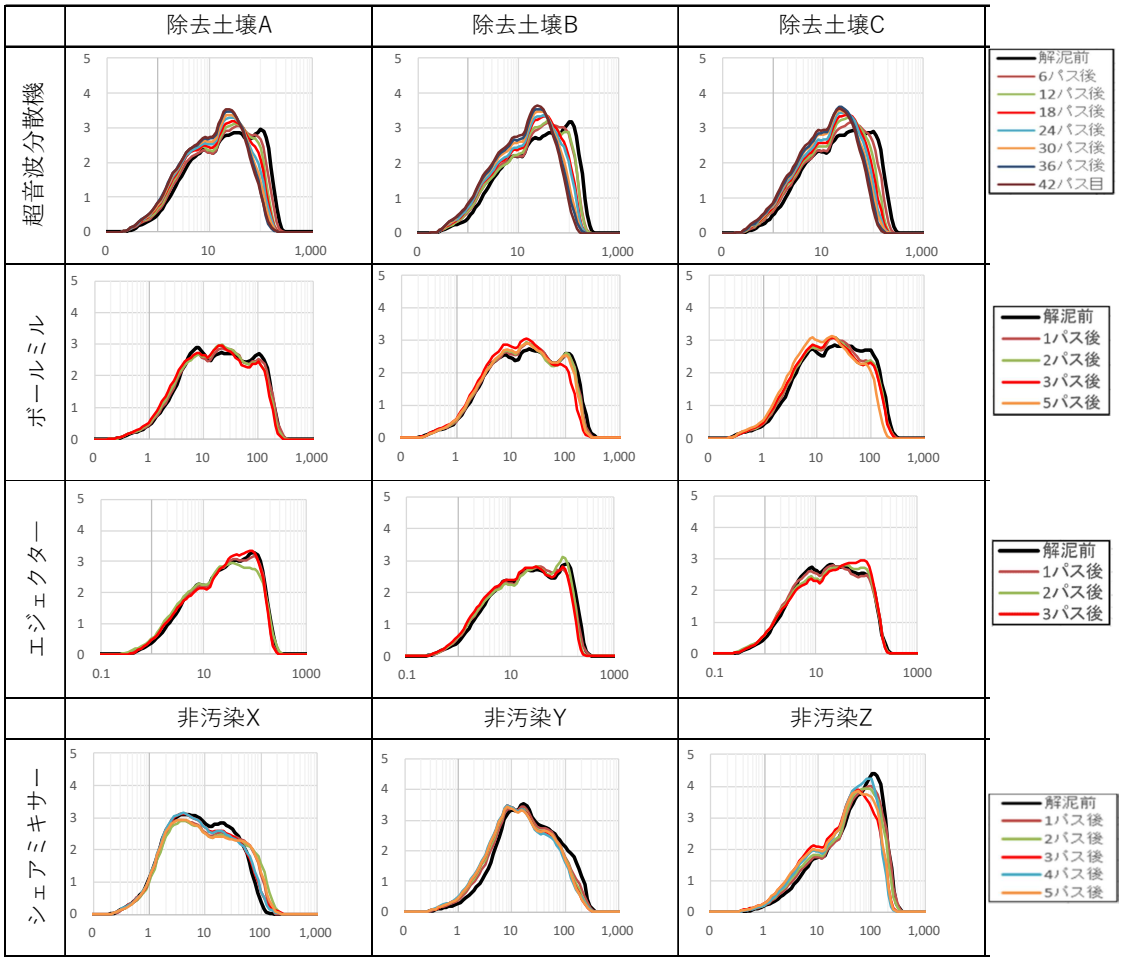


図 4-1　解泥による粒度分布の変化

①　超音波分散機

図 4-2 に超音波分散機通過回数と解泥効果（20μm 以下の体積比）の変化を示す。超音波分散機については全ての試験土壌に対して通過回数を増やせば増やすほど解泥効果が高くなるとの結果を得た。しかし、農地土壌 X、Z に対しては、最初の 6pass の効果が一番大きく、次が 12pass で、それ以降の効果向上は一定となった。超音波分散は投入エネルギーが高く、破砕効果も大きいことから、一定の歯止めが必要と考え、15pass ＝ 22.5 秒を解泥回数として採用することにした。

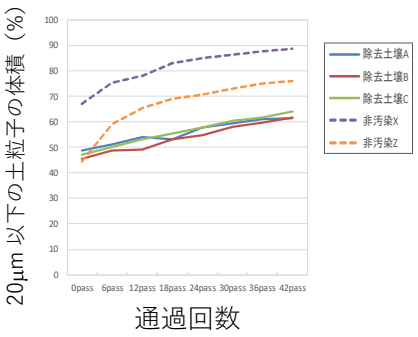


図 4-2　解泥の進捗状況

② ボールミル

図 4-3 に pass 数と解泥効果（20μm 以下の体積比）の変化を示す。土壌によって解泥効果には差があり、細粒分の少ない除去土壌 A～C ではほとんどなく、非汚染土壌 X では 1pass で十分な効果があり、非除去土壌 Y、Z では pass 数が増えるほど改善が進み、5pass で 20μm 以下の体積比 80%以上という結果を得た。以上の結果から、本実証では 5pass ＝ 18 分 55 秒を試験機の解泥時間として採用することとした。

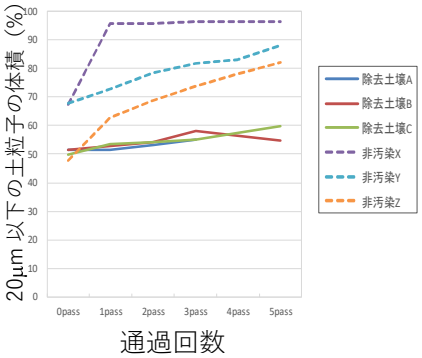


図 4-3　解泥の進捗状況

③ **高圧エジェクター**

図 4-4 に高圧エジェクターへの通過回数と解泥効果（20μm 以下の体積比）の変化を示す。いずれの土壌に対しても高圧エジェクターによる解泥では pass 数の増加は解泥効果の向上にほとんど寄与していない。この結果を受けて 2pass を解泥回数として採用することにした。

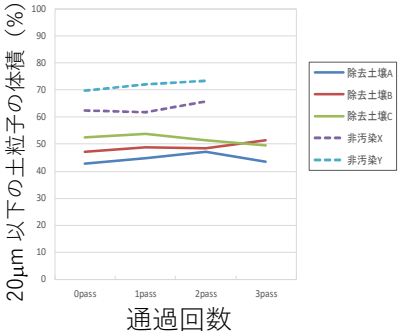


図 4-4　解泥の進捗状況

④ **シェアミキサー**

図 4-5 にシェアミキサー通過回数と解泥効果（20μm 以下の体積比）の変化を示す。土壌 Y では通過回数の増加に伴い解泥効果の単調な向上が見えたが、pass 数 3 回で頭打ちとなり、土壌 X および土壌 Z においては解泥によって効果の上下が見られ、誤差が大きかった。そこで土壌 Y において解泥効果が頭打ちになる 3pass を解泥回数として採用することにした。

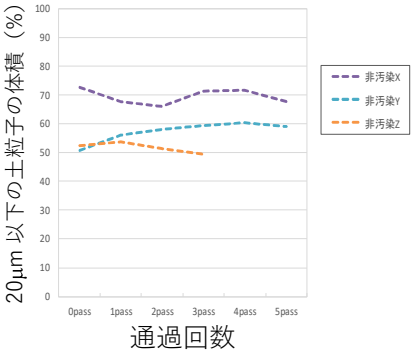


図 4-5　解泥の進捗状況

（２）解泥手法毎の解泥状況の結果（試験（β））

4 つの解泥手法毎に最適条件を反映して行った解泥前後の粒度分布および放射線濃度の変化について分析を行った。以下に、その結果および考察を示す。

① **粒度分布**

<75μm の泥水の解泥装置としてボールミルと超音波分散機が有効であること、解泥効果は土壌の性状に依存するので適材適所の使い方が必要であることを再確認した。

② **放射能濃度**

解泥前（<75μm）の平均値と比較して解泥後の 20～75μm は濃度が低下、20μm 以下は濃度が上昇しており、解泥により濃度の高い細粒分が移行したと考えられる。ただし、20μm 以下の割合が高い土壌試料であったため、放射能の移行による減容効果は必ずしも高くはなく、土壌によっては未解泥でもよい（解泥の手間をかける必要がない）ケースもあった。農地土壌 N、S の試験結果を**表 4-1、表 4-2** に示す。

表 4-1　解泥手法毎の放射線濃度の計測結果：農地土壌 N

実施日	装置	試料	状態	Pass回数	固相						
					含水率(%)	放射能濃度(Bq/kg-wet)		試料量(g-wet)	放射能濃度(Bq/kg-dry)		
						Cs-134	Cs-137		Cs-134	Cs-137	合計
11/6	未解泥	N	20～75μm	－	47	320	4,800	139	607	9,100	9,700
			～20μm		56	380	5,600	519	866	12,800	13,700
11/5	超音波分散機	N	解泥前	－	48	390	6,100	268	743	11,600	12,300
11/6			20～75μm	5p	47	240	3,800	26	455	7,200	7,700
			～20μm		54	340	5,300	334	746	11,600	12,300
			20～75μm	15p	45	240	3,300	38	438	6,000	6,400
			～20μm		57	370	5,500	260	860	12,800	13,700
11/5	ボールミル	N	解泥前	1p	47	440	6,300	260	833	11,900	12,700
			20～75μm		46	230	3,600	28	429	6,700	7,100
			～20μm		61	320	4,800	326	818	12,300	13,100
			解泥前	5p	51	400	6,300	223	810	12,800	13,600
			20～75μm		43	160	2,700	32	278	4,700	5,000
			～20μm		51	370	5,500	321	751	11,200	12,000

表 4-2　解泥手法毎の放射線濃度の計測結果：農地土壌 S

実施日	装置	試料	状態	Pass回数	固相						
					含水率(%)	放射能濃度(Bq/kg-wet)		試料量(g-wet)	放射能濃度(Bq/kg-dry)		
						Cs-134	Cs-137		Cs-134	Cs-137	合計
11/6	未解泥	S	20～75μm	－	48	70	1,200	144	133	2,300	2,400
			～20μm		58	100	1,600	709	235	3,800	4,000
11/5	超音波分散機	S	解泥前	－	51	110	1,500	318	224	3,000	3,200
11/6			20～75μm	5p	47	60	960	51	113	1,800	1,900
			～20μm		59	100	1,500	377	245	3,700	3,900
			20～75μm	15p	47	50	860	40	94	1,600	1,700
			～20μm		55	100	1,600	389	224	3,600	3,800
11/5	ボールミル	S	解泥前	1p	51	110	1,800	344	225	3,700	3,900
			20～75μm		44	70	1,200	46	124	2,100	2,200
			～20μm		57	120	1,800	399	278	4,200	4,500
			解泥前	5p	53	110	1,800	357	232	3,800	4,000
			20～75μm		43	70	1,100	32	123	1,900	2,000
			～20μm		54	90	1,600	416	196	3,500	3,700

③ 放射能の分離効果

試験結果のうち農地土壌 N、S について、未解泥で 20μm で分級した試料と、解泥後 20μm で分級した試料における放射能の分離効果（%）を**図 4-6** にまとめて記す。ここで、分離効果（%）とは分級した<20μm の粒子に含まれる放射性物質の割合を指標とする。解泥を行うことで放射性 Cs の分離が進んでいることが分かる。

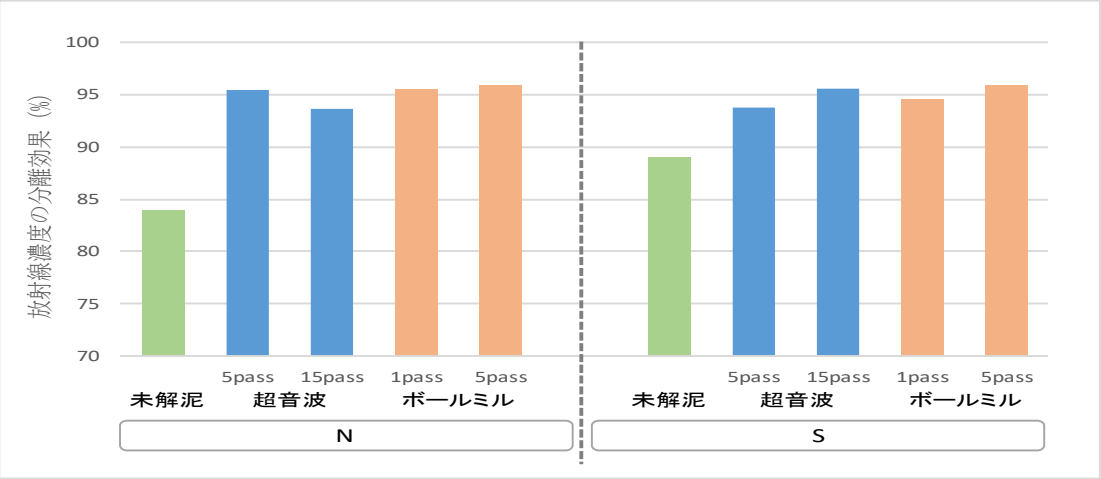


図 4-6　未解泥と解泥の違いによる放射線濃度の分離効果の比較：土壌 N、S

④ 試験結果の評価

20-75μm の再生利用を目的としているため、同分画の原土に対してどれだけ放射能濃度が低減したかを濃縮率と定義し、**表 4-3** には農地土壌 N,S を解泥しない場合を **表 4-4** にはボールミルによる解泥を行った場合を記した。

表 4-3　農地土壌 N,S を解泥しない場合の各分画の放射能の濃縮率

土壌N

分画	重量（dry）	比率：%	重量（dry）	Bq/kg(dry)	Cs	Cs量存在比率	濃縮率
全粒径			100.0	6,560	656,000	100	1.00
2mm ― 75mm	11.5	-	11.5	656	7,544	1	0.10
75μm ― 2mm	46.1	-	46.1	2,400	110,654	17	0.37
20μm ― 75μm	42.4	24	10.2	9,720	98,911	15	1.48
― 20μm		76	32.2	13,620	438,891	67	2.08
	A:粒度分布より	B:分析値	A,Bより	B:分析値			：計算値

土壌S

分画	重量（dry）	比率：%	重量（dry）	Bq/kg(dry)	Cs	Cs量存在比率	濃縮率
全粒径			100.0	2,800	280,000	100	1.00
2mm ― 75mm	4.7	-	4.7	280	1,316	0.5	0.10
75μm ― 2mm	21.3	-	21.3	285	6,068	2	0.10
20μm ― 75μm	74	20	14.8	2,420	35,816	13	0.86
― 20μm		80	59.2	4,000	236,800	85	1.43
	A:粒度分布より	B:分析値	A,Bより	B:分析値			：計算値

※濃縮率（α）：Bq/kg(20-75μm)　/　Bq/kg(原土)を NSE で算出し、
平均値とする。(1.48+0.86) /2＝1.17　＞1.0　　→再生利用不可

※濃縮率（β）：Bq/kg(<20μm)　/　Bq/kg(原土)を NSE で算出し、
平均値とする。(2.08+1.43) /2＝1.75

表 4-4　農地土壌 N,S を解泥（ボールミル）した場合の各分画の放射能の濃縮率

土壌N

分画	重量 (dry)	比率：%	重量 (dry)	Bq/kg(dry)	Cs量	Cs量存在比率	濃縮率
全粒径			100.0	6,560	656,000	100	1.00
2 mm ― 75mm	11.5	-	11.5	656	7,544	1	0.10
75μm ― 2mm	46.1	-	46.1	3,750	172,898	26	0.57
20μm ― 75μm	42.4	10	4.2	4,970	21,073	3	0.76
― 20μm		90	38.2	11,910	454,486	69	1.82
	A:粒度分布より	B:分析値	A,Bより	B:分析値			：計算値

土壌S

分画	重量 (dry)	比率：%	重量 (dry)	Bq/kg(dry)	Cs	Cs量存在比率	濃縮率
全粒径			100.0	2,800	280,000	100	1.00
2 mm ― 75mm	4.7	-	4.7	280	1,316	0.5	0.10
75μm ― 2mm	21.3	-	21.3	837	17,827	6	0.30
20μm ― 75μm	74	9	6.7	2,060	13,720	5	0.74
― 20μm		91	67.3	3,670	247,138	88	1.31
	A:粒度分布より	B:分析値	A,Bより	B:分析値			：計算値

※濃縮率（α）：Bq/kg(20-75μm)　/　Bq/kg(原土)を NSE で算出し、
平均値とする。(0.76+0.74) /2＝0.75　→再生利用可能

※濃縮率（β）：Bq/kg(<20μm)　/　Bq/kg(原土)を NSE で算出し、
平均値とする。(1.82+1.31) /3＝1.56

分析結果より、解泥をせずにサイクロン分級しただけでは、20-75μm の放射能濃度は低減できないことが示された。一方、ボールミルによる解泥結果からは、20-75μm の放射能濃度が原土の 75%に低減されることが示されたため、この濃縮係数を用いて、20μm 未満と、20μm ～75μm の分画の土量の比率を 27:73 とした場合の減容効果を**表 4-5、表 4-6** に試算した。

表 4-5　分級のみによる放射能濃度階級毎の減容化可能性算定結果（粘性土）

■20μm分級後土壌量の計算

条件1. <75μmを100%とした場合の、20-75μmと、<20μmの存在比	73%	27%

■分級後放射濃度の計算(解泥無し)

濃縮率	α= 1.17	β= 1.75

条件2. 原土の放射能濃度に対する20μm-75mm及び20mm以下土粒子の放射能濃度倍率α,β

放射能濃度 2015年集計 原土 (水分25%) (wet)	放射能濃度 2018年集計 原土 (水分25%) (wet)	原土 (水分25%) (wet)	原土 (dry)	放射能濃度2045年予想 土壌量(m3) 除去土壌 砂質土	粘性土	合計	<75μm	粘性土中有機分	20-75μm	<20μm	分画毎の濃度 dry 20-75μm	<20μm	wet 20-75μm 水分 40%	<20μm 水分 50%
20,000	15,000	8,000	10,700	172,000	611,000	783,000	339,000	34,000	222,700	82,400	12,500	18,700	7,500	9,400
30,000	23,300	11,700	15,600								18,300	27,300	11,000	13,700
30,000	23,300	11,700	15,600	22,000	287,000	309,000	159,000	16,000	104,500	38,600	18,300	27,300	11,000	13,700
40,000	31,000	15,600	20,800								24,300	36,400	14,600	18,200
40,000	31,000	15,600	20,800	0	90,000	90,000	50,000	5,000	32,900	12,200	24,300	36,400	14,600	18,200
50,000	38,800	19,500	26,000								30,400	45,500	18,200	22,800
50,000	38,800	19,500	26,000	0	54,000	54,000	30,000	3,000	19,700	7,300	30,400	45,500	18,200	22,800
60,000	46,500	23,400	31,200								36,500	54,600	21,900	27,300
60,000	46,500	23,400	31,200	0	54,000	54,000	30,000	3,000	19,700	7,300	36,500	54,600	21,900	27,300
70,000	54,300	27,300	36,400								42,600	63,700	25,600	31,900
70,000	54,300	27,300	36,400	0	36,000	36,000	20,000	2,000	13,100	4,900	42,600	63,700	25,600	31,900
80,000	62,000	31,200	41,600								48,700	72,800	29,200	36,400
				194,000	1,132,000	1,326,000	628,000	63,000	412,600	152,700				

熱処理対象　分級洗浄対象　解泥(表面粉砕)無し

表 4-6 解泥（ﾎﾞｰﾙﾐﾙ）+分級による放射能濃度階級毎の減容化可能性算定結果（粘性土）

■分級後放射濃度の計算(解泥:ボールミル)

濃縮率	α= 0.75	β= 1.56

条件2. 原土の放射能濃度に対する20μm-75mm及び20mm以下土粒子の放射能濃度倍率α,β

放射能濃度 2015年集計 原土 (水分25%) (wet)	放射能濃度 2018年集計 原土 (水分25%) (wet)	原土 (水分25%) (wet)	原土 (dry)	放射能濃度2045年予想 土壌量(m3) 除去土壌 砂質土	粘性土	合計	<75μm	粘性土中有機分	20-75μm	<20μm	分画毎の濃度 dry 20-75μm	<20μm	wet 20-75μm 水分 40%	<20μm 水分 50%
20,000	15,000	8,000	10,700	172,000	611,000	783,000	339,000	34,000	222,700	82,400	8,000	18,700	4,800	9,400
30,000	23,300	11,700	15,600								11,700	27,300	7,000	13,700
30,000	23,300	11,700	15,600	9,167	119,600	128,767	66,250	6,600	43,500	16,100	11,700	27,300	7,000	13,700
34,400	26,600	13,400	17,900								13,400	31,300	8,000	15,700
34,400	26,600	13,400	17,900	12,833	167,400	180,233	92,750	9,300	60,900	22,500	13,400	31,300	8,000	15,700
40,000	31,000	15,600	20,800								15,600	36,400	9,400	18,200
40,000	31,000	15,600	20,800	0	90,000	90,000	50,000	5,000	32,900	12,200	15,600	36,400	9,400	18,200
50,000	38,800	19,500	26,000								19,500	45,500	11,700	22,800
50,000	38,800	19,500	26,000	0	54,000	54,000	30,000	3,000	19,700	7,300	19,500	45,500	11,700	22,800
60,000	46,500	23,400	31,200								23,400	54,600	14,000	27,300
60,000	46,500	23,400	31,200	0	54,000	54,000	30,000	3,000	19,700	7,300	23,400	54,600	14,000	27,300
70,000	54,300	27,300	36,400								27,300	63,700	16,400	31,900
70,000	54,300	27,300	36,400	0	36,000	36,000	20,000	2,000	13,100	4,900	27,300	63,700	16,400	31,900
80,000	62,000	31,200	41,600								31,200	72,800	18,700	36,400
				194,000	1,132,000	1,326,000	628,000	62,900	412,500	152,700				

熱処理対象　分級洗浄対象　本実証の解泥(表面粉砕)対象　解泥効果なし

この分析から減容化処理システムを再構築することにより、放射能濃度 26,600Bq/kg 未満の 40.5 万 m³ 相当の<75μm の粘性土除去土壌を解泥して 20μm で分級することにより、約 11.4 万 m³ を さらに再生利用に回せることが試算により確認された。

⑤ 実用システムの総コストと処理単価の計算

事業期間を 10 年（280 日/年、12h/日稼働）とし、電気代、薬剤費、人件費等を試算した。これを本システムで処理対象となる土壌 C のうち、分級洗浄により 75μm 以下に土壌量 40.5 万 m³ で除したものが処理単価であるが、ボールミルの場合 4.9 万円／m³、超音波分散機の場合 6.3 万円／m³ を得た。

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

除去土壌の減容化には土壌の団粒構造を崩した上で細粒分を分離する必要があることから解泥手法の比較を行った。ボールミルあるいは超音波分散機で解泥した後に 20μm の分級点で分離することで、放射能濃度 26,600Bq/kg（2018 年時点） 未満の 40.5 万 m³ 相当の<75μm の粘性土系除去土壌を条件次第で約 11.4 万 m³ 再生利用に回せることが分かった。ボールミルと超音波分散機の解泥効果は対象土壌で異なるもののほぼ同程度であり、消費電力や環境性（騒音）を考慮すると、ボールミルの適用性が若干高いと判断される。

事業期間を 10 年（280 日/年、12h/日稼働）とし 75μm 以下の土壌の解泥を検討した結果、ボールミルの処理単価は 4.9 万円／m³、超音波分散機の処理単価は 6.3 万円／m³ となり、環境省が規定する化学処理（6～310 万円/t）や熱処理（10～22 万円/t）と比較してコスト的にも可能性の高いものであることが分かった。

（２）今後の課題

本実証事業で有効な解泥手法として抽出されたボールミルと超音波分散機について、今後も農地土壌を対象にした最適化と検証が必要である。

本実証は、75μm での分級後のシステムとして検討を行ったが、ここで得た細粒分の分離効果を考慮すると 2mm の振動篩による分級後、または粗選別後に解泥を行うことで粗粒分の表面に付着している粘土粒子の解泥を合わせて実施でき、再生利用土の放射線濃度を低減できると考えられる。**図 5-1** に今後に向けた処理フローの一例を示す。

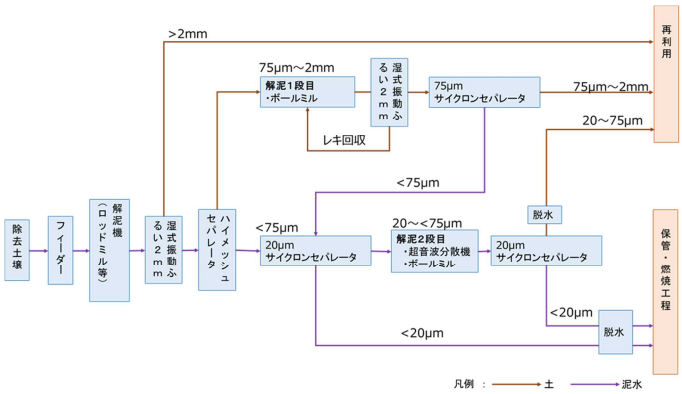


図 5-1　再生利用率の高い処理フローの例

実施代表者：国立大学法人　九州大学

実証テーマ名：

最終処分に向けた高圧脱水ブロックによる焼却灰の減容化と放射性セシウムの安定化

概要：焼却施設などから発生する放射能濃度 10 万 Bq/kg 以下の飛灰は、放射性 Cs の濃度や溶出量によってセメント固化処理された後、既存の管理型処分場を活用して最終処分が行われている。この最終処分場の容量はほぼ決まっているため、飛灰をより減容化して処理する技術が求められている。従来技術は、飛灰に打設時の流動性に必要な水、固化後の強度に必要なセメントを混合した後、型枠に打込み締固めを行いブロック（型枠ブロック、形状：400×400×400mm）を製作する技術である。提案技術は、水とセメントを混合した飛灰を排水機能を有する鋼製型枠に 4.0MPa の高圧で打込み、余剰水を脱水しながらブロック（高圧脱水ブロック、形状：400×400×400mm）を製作する技術である。本試験では、提案技術で製造した高圧脱水ブロックについて、①同重量の飛灰が減容化して処理できること、②放射性 Cs 溶出量が放射性物質汚染対処特措法施行規則第二十六条第二項第二号ホ（以下、特措法施行規則という）の溶出基準を満たすこと、③必要な固化体強度を保つことを検証する。

実施内容：

① 採取した飛灰の基本性状（土質性状、放射性 Cs 濃度・溶出、元素組成等）の確認

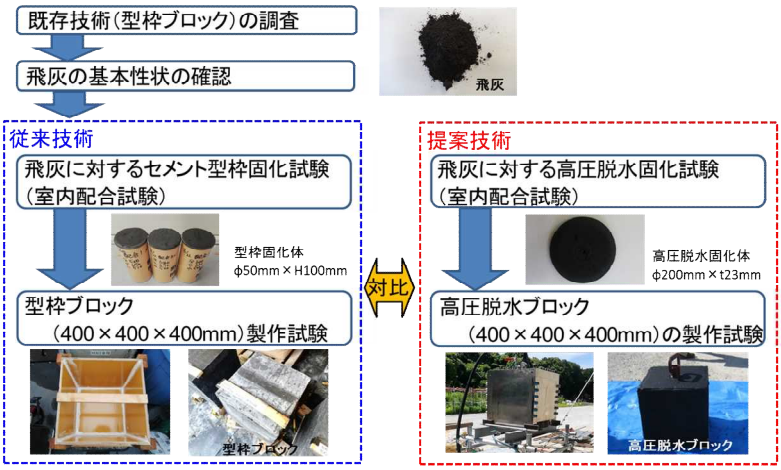
② 提案技術および従来技術のラボレベルでの配合試験

③ 提案技術および従来技術による

・ブロックの製作、一軸圧縮強度の確認、放射性 Cs 溶出量の確認、物質収支の確認

技術概要：

１．試験フロー



重ね積み状況

２．試験目標

①同重量の飛灰を用いた高圧脱水ブロックの体積が型枠ブロックより小さいこと

②高圧脱水ブロックの放射性 Cs 溶出量が特措法施行規則の溶出基準を満たすこと

③製作した高圧脱水ブロックが必要な固化体強度を保つこと

３．期待される効果

①飛灰を使用した固化体の減容化、飛灰の最終処分量の削減およびコストの縮減

②放射性セシウムに対する作業員の安全性の向上

４．試験結果

本試験における試験目標と結果

目的	項目	目標値	試験結果	判定
省スペース化の実現	同重量の飛灰を用いた高圧脱水ブロックの体積が型枠ブロックより小さいこと	・体積比（提案技術/従来技術）が1.0を下回ること	・0.70	○
放射性Csの溶出基準の遵守	放射性 Cs 溶出量が特措法施行規則の基準を満たすこと	・^{137}Csが150Bq/L以下であること	・飛灰リンス無 11Bq/L≦150Bq/L ・飛灰リンス有 3.4Bq/L≦150Bq/L	○
固化体強度の確保	高圧脱水ブロックの強度が既存の型枠ブロック製作施設の要求を満たすこと	・σ7の高圧脱水ブロックの一軸圧縮強度が5.0MN/m^{2}以上であること	・5.596MN/m^2≧5.0	○

（省スペース化の実現）

・打設時の流動性と固化体の強度を満足する型枠ブロックの 1.0m^3 当たりの配合は、セメント：飛灰：水＝0.492t：0.442t：0.638t であった。同条件における高圧脱水ブロックの 1.0m^3 当たりの配合は、セメント：飛灰：水＝0.280t：0.635t：0.671t であった。高圧脱水ブロックは型枠ブロックと比較して 1.0m^3 当たり 1.4 倍の飛灰を処理できる。高圧脱水ブロックは、型枠ブロックの容量を約 30%削減できる（体積比：0.70）

（放射性 Cs 溶出基準の遵守）

・型枠ブロックにおいて特措法施行規則の溶出量 150Bq/L 以下を満たす飛灰の放射能濃度の最大値は 3.2 万 Bq/kg と試算された。一方、高圧脱水ブロックでは、6 倍量の飛灰リンスをおこなうことにより同条件を満たす飛灰の放射能濃度の最大値は 15 万 Bq/kg と試算され、飛灰の放射能濃度が 10 万 Bq/kg を超えても対応可能と考える

（固化体強度の確保）

・高圧脱水ブロックにおいて、固化体強度 5.0MN/m^2 を満足するのに必要なセメント添加率（飛灰に対する乾燥添加率）は 44.1%となった

・型枠ブロックは必要なセメント添加率が 111.3%となり、高圧脱水ブロックと比較して固化体強度を満足するために 2 倍以上のセメント量が必要となる

減容等の評価：高圧脱水ブロックは型枠ブロックの容量を 30%削減できる

作業員被ばく線量評価：提案技術の実用化に向けた 7.0m^3 型高圧脱水ブロック製作機に関わる被ばく線量は、2.1mSv/年と想定される。
前提条件：飛灰の放射能濃度は 10 万 Bq/kg、高圧脱水ブロックの濃度は 15,700Bq/kg。

コスト評価：119,000 円（飛灰 1t 当たり） ・含水率 75%の飛灰スラリーから高圧脱水ブロックを製作して最終処分する費用	歩掛り（作業人工、作業速度等） ・作業員　7 名（1 班当たり）3 組 3 交代 120m^3/日（含水率 42.1%の脱水ブロック）

コスト評価条件：高圧脱水ブロック製作機（7.0m^3 型）3 基、24 時間/日、飛灰の放射性 Cs 濃度は 10 万 Bq/kg、作業期間は 5 年間、10 ヵ月/年、25 日/月、合計 1,250 日

作業における安全上の注意：フィルタープレス機のろ水槽は、放射能濃度が高くなるため、高濃度区域として区画分けをおこなう。

試験場所（住所）福島県南相馬市	除去物保管場所と保管状況：発生した廃棄物はすべて産業廃棄物処理した

１．事業概要

（１）背景と目的

焼却施設などから発生する放射能濃度 10 万 Bq/kg 以下の飛灰は、放射性 Cs の濃度や溶出量に応じて型枠等を用いてブロック状にセメント固化処理（以下、型枠ブロックという）された後、最終処分されている。既存の最終処分場へ貯蔵できる飛灰の量はほぼ決まっており、今後発生する飛灰の最終処分に向けてさらなる減容化技術が求められている。

焼却施設や溶融施設から発生する飛灰を型枠ブロック化する場合、セメント混合により飛灰の流動性が低下することから、施工性の向上のためには添加する水量は多いほうが望ましい。一方、セメント固化体は、液固比（水と固体の重量比）が小さくなるにともない、高密度になることから、固化体の品質の向上には添加する水量は少ない方が望ましい。セメント固化処理の現場では、この添加水量に起因する型枠ブロックの製作時における施工性の確保と品質確保の両立が課題となっている。

本試験では、閉塞された鋼製型枠内の各面に排水機能を加え、飛灰、セメントと水を混合した試料（以下、飛灰スラリーという）を 4.0MPa の高圧力で打込み、流動性保持のための余剰水を脱水しながら高圧脱水ブロック（形状：400×400×400mm）を製作する。この高圧脱水ブロックは型枠ブロックに比べセメント固化反応に不要な水を脱水することによる減容化および高圧脱水ブロックが高密度になることによる放射性 Cs の溶出抑制が期待される。

（２）実施フローと試験目標

図 1-1 に試験の実施フローを、**表 1-1** に本試験における試験目標示す。

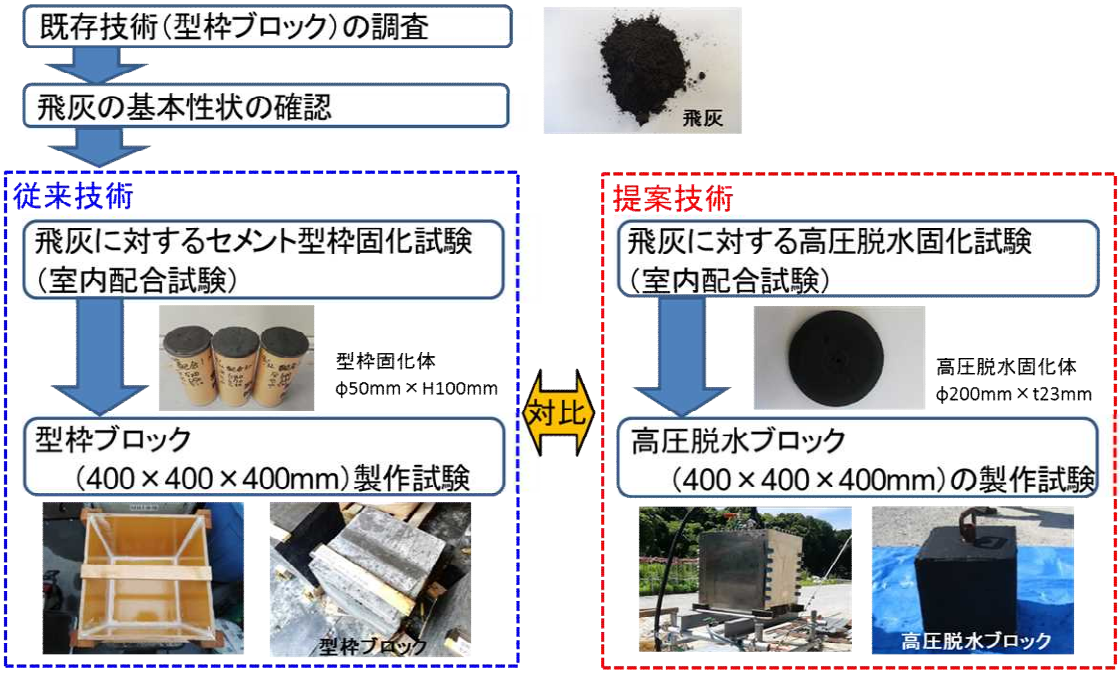


図 1-1　試験の実施フロー

表 1-1　本試験における試験目標

目的	項目	目標値
省スペース化の実現	同重量の飛灰を用いた高圧脱水ブロックの体積が型枠ブロックより小さいこと	・体積比（提案技術/従来技術）が1.0を下回ること
放射性Csの溶出基準の遵守	放射性 Cs 溶出量が特措法施行規則の基準を満たすこと	・^{137}Csが150Bq/L以下であること
固体強度の確保	高圧脱水ブロックの強度が既存の型枠ブロック製作施設の要求を満たすこと	・σ7の高圧脱水ブロックの一軸圧縮強度が5.0MN/m^{2}以上であること

２．実施試験の内容とその結果

（１）飛灰の基本性状の確認

実証試験では、ロッドミル型粉砕機を使用し、湿式解砕後の飛灰で各々の試験をおこなった。

図 2-1 に飛灰の湿式解砕前後の状況を、**表 2-1** に飛灰の土質試験と放射能濃度を示す。

・飛灰の原灰は、0.075～2mm の粒度が最も多い。ロッドミルによる湿式解砕をおこなうことにより、0.005mm 未満の粒度が多くなる

・飛灰の透水係数は 2.3×10^{-10}（m/sec）であり、一般的な同粒径の土壌の透水係数と比較すると小さい。そのため、通常のシルト・粘土を用いた軟泥の脱水時間より、本試験で使用する飛灰スラリー（セメント・飛灰・水の混合物）の脱水時間の方が多くかかることが予想される

・飛灰の強熱減量が 10%を超えており、有機分により、セメント固化に影響を及ぼす可能性が考えられる。そのため、高有機質土用セメント系固化材が有効になる可能性がある

湿式解砕なし　　湿式解砕あり

図 2-1　飛灰の湿式解砕前後の状況

表 2-1　飛灰の土質試験と放射能濃度

試験名		試験方法	単位	試験結果 飛灰A 湿式解砕 なし	試験結果 飛灰A 湿式解砕 あり
密度試験		JIS A 1202	g/cm^3	2.588	2.74
含水比試験		JIS A 1203	%	23.9	271
粒度試験	礫分 2～75mm	JIS A 1204	%	2.5	0
	砂分 0.075～2mm			27.5	0.9
	シルト分 0.005～0.075mm			49.8	47.3
	粘土分			20.2	51.8
透水試験		JIS A 1218	m/sec	－	2.3×10^{-10}
強熱減量試験		JIS A 1226	%	－	15.7
放射性Cs濃度		ガイドライン	Bq/kg	3,410	
放射性Cs溶出量		JIS K 0058	Bq/L	322	

（２）飛灰に対するセメント型枠固化試験（室内配合試験）

飛灰に対するセメント型枠固化試験（室内配合試験）は、**表 2-1** に示す基本配合に基づきおこなった。

なお、表中に示す記号は、N：普通ポルトランドセメント、BB：高炉セメント、GS：高有機質土用セメント系固化材、C：セメント、FA：飛灰、W：水、C/FA：セメント添加率、W/C：水セメント重量比を示す。

表 2-1　型枠固化体の基本配合（1.0m³）

No	セメントの種類	基本配合			セメント添加率	水セメント重量比
		C	FA	W	C/FA	W/C
		(kg/m³)			(%ds)	−
N-1	N	400	503	687	79.50%	1.72
N-2		500	464	670	107.80%	1.34
N-3		666	397	640	167.80%	0.96
BB-1	BB	399	503	687	79.30%	1.72
BB-2		499	464	670	107.50%	1.34
BB-3		666	397	640	167.80%	0.96
GS-1	GS	399	503	687	79.30%	1.72
GS-2		499	464	670	107.50%	1.34
GS-3		666	397	640	167.80%	0.96

①室内配合試験におけるセメント型枠固化体の一軸圧縮強度

図 2-1 に単位飛灰当たりのセメント添加率と一軸圧縮強度を示す。

・一軸圧縮強度は、σ7 およびσ28 ともに N＜BB＜GS となる

・一軸圧縮強度がσ7 で目標強度（5.0MN/m² 以上）を満たすのは、N の場合、セメント添加率 167.8%ds で 8.700 MN/m²、BB の場合、セメント添加率 107.5%ds で 5.214MN/m²、GS の場合、セメント添加率 107.5%ds で 5.363 MN/m² であった

・σ28 で GS の強度が増進しているのは飛灰に含まれる有機分の水和反応阻害作用を抑制しているためだと考えられ、固化材は GS が有利と考えられる

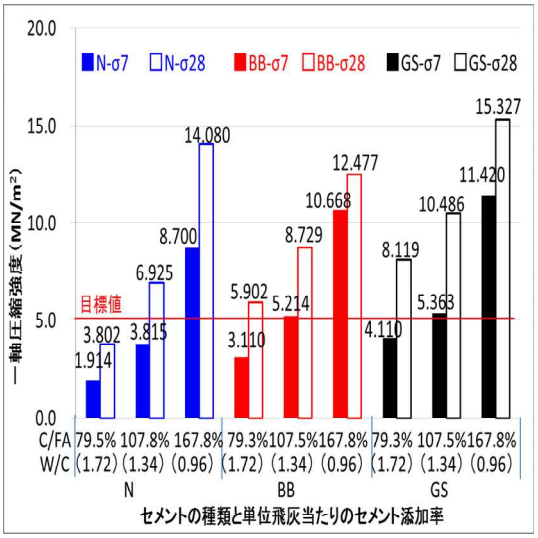


図 2-1　セメント添加率と一軸圧縮強度

②室内配合試験におけるセメント型枠固化体からの放射性 Cs 溶出量

図 2-2 にセメント型枠固化体の放射性 Cs 溶出量を示す。

・3,410Bq/kg-dry の飛灰を用いた有姿撹拌による放射性 Cs の溶出量は、7.1～30Bq/L であり、セメントの種類にかかわらず、すべて放射性物質汚染対処特措法施行規則の基準値の 150Bq/L を下回った

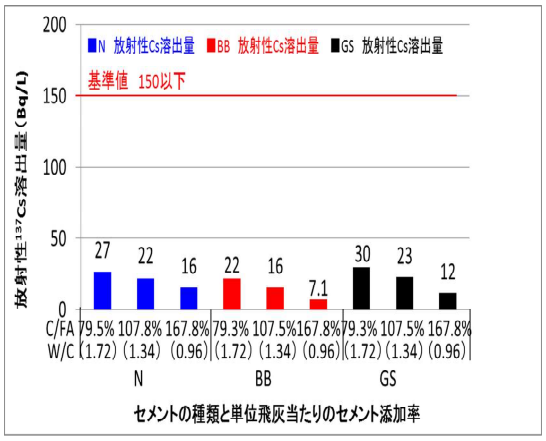


図 2-2　放射性 Cs 溶出量

（３）型枠ブロック（400×400×400mm）製作試験（従来技術）

①現場打ち型枠ブロック 1.0m³ 当たりの配合

表 2-2 に現場打ち型枠ブロック 1.0m³ 当たりの配合結果を示す。

・今回の試験において、打設時の流動性と固化体の強度を満たす型枠ブロックの配合は、C：セメント 0.492t、FA：飛灰 0.442t、W：水 0.638t であった

・また、現場打ち型枠ブロックには型枠への充填時に連行される 0.039m³ の空隙があることを確認した

表 2-2　型枠ブロックの配合結果

項目	C:ｾﾒﾝﾄ	FA:飛灰	W:水	A:空隙	合計
質量(t)	0.492	0.442	0.638	0.000	1.57
質量率(%)	(31.3)	(28.1)	(40.6)	(0.0)	100.0
容量(m^3)	0.162	0.161	0.638	0.039	1.00
容量率(%)	(16.2)	(16.1)	(63.8)	(3.9)	100.0

・型枠ブロックは 1.0m³ 当たりに飛灰を 0.442t 処理できることを確認した

②現場打ち型枠ブロック（400×400×400mm）の一軸圧縮強度

表 2-3 に現場打ち型枠ブロックの一軸圧縮強度を示す。

現場打ち型枠ブロックは、室内配合試験で 5.0MN/m² となるセメント添加量を求め、圧縮強度の割増係数 1.29 を乗算し配合強度を 6.455MN/m² となるように定めた。なお、割増係数は、一般的に 1.25～2.0 と言われている。

・型枠ブロック製作において、セメント添加率を 111.3%にすることにより、一軸圧縮強度は 5.213MN/m² となり、目標強度の 5.0MN/m² を満たすことを確認した

表 2-3　型枠ブロックの一軸圧縮強度

一軸圧縮強度	
実測値	目標値
σ7	
(MN/m²)	
5.213	5.0以上

※配合は**表 2-2** のとおり

図 2-3　型枠ブロック（400×400×400mm）

③現場打ち型枠ブロック（400×400×400mm）からの放射性 Cs 溶出量

表 2-4 に現場打ち型枠ブロックの放射性 Cs 溶出量を示す。

・今回の濃度域（3,410Bq/kg）において、放射性 Cs の溶出量は ^{137}Cs で 16Bq/L であり、特措法施行規則の基準値の 150Bq/L を下回ることを確認した

表 2-4　型枠ブロックの放射性 Cs 溶出量

放射性Cs濃度	放射性^{137}Cs溶出量※1		放射性^{137}Cs溶出率
実測値	実測値	目標値	実測値
(Bq/kg)	(Bq/L)		(%)
479	16	150以下	33.4

※配合は**表 2-2** のとおり

放射性 Cs 濃度の検出下限値：^{137}Cs15Bq/L

放射性 Cs 溶出量の検出下限値：^{137}Cs1.0Bq/L

（４）飛灰に対する高圧脱水固化試験（室内配合試験）

飛灰に対する高圧脱水固化試験（室内配合試験）は、**表 2-5** に示す基本配合に基づきおこなった。高圧脱水固化体は飛灰スラリーを含水率 75%（含水比 300%）に調整し、高圧脱固化試験機を使用して脱水ケーキを製作した。なお、**表 2-5** に示す水分重量（W）の実数は高圧脱水前の数値を、（　）内の数値は高圧脱水後の水分重量を示す。

表 2-5　高圧脱水固化体の基本配合

No	セメントの種類	基本配合			セメント添加率
		C	FA	W	C/FA
		(kg/m^3)			(%ds)
N-1	N	333	530	2,589 (796)	62.80%
N-2		400	503	2,709 (587)	79.50%
N-3		500	464	2,892 (751)	107.80%
BB-1	BB	100	623	2,169 (586)	16.10%
BB-2		200	583	2,349 (652)	34.30%
BB-3		333	530	2,589 (723)	62.80%
GS-1	GS	100	623	2,169 (501)	16.10%
GS-2		200	583	2,349 (616)	34.30%
GS-3		333	530	2,589 (563)	62.80%

①室内配合試験における高圧脱水固化体の一軸圧縮強度

図 2-4 に単位飛灰当たりのセメント添加率と一軸圧縮強度を示す。

・一軸圧縮強度は、σ7 およびσ28 ともに N＜BB＜GS となる

・一軸圧縮強度がσ7 で目標強度（5.0MN/m^2 以上）を満たすのは、N の場合、セメント添加率 79.5% で 5.113MN/m^2、BB の場合セメント添加率 34.3% で 5.002 MN/m^2、GS の場合セメント添加率 34.3%で 5.532 MN/m^2 となる

・高圧脱水固化においても型枠固化と同様に、必要な単位飛灰当たりのセメント添加率が最も少ない GS が適している

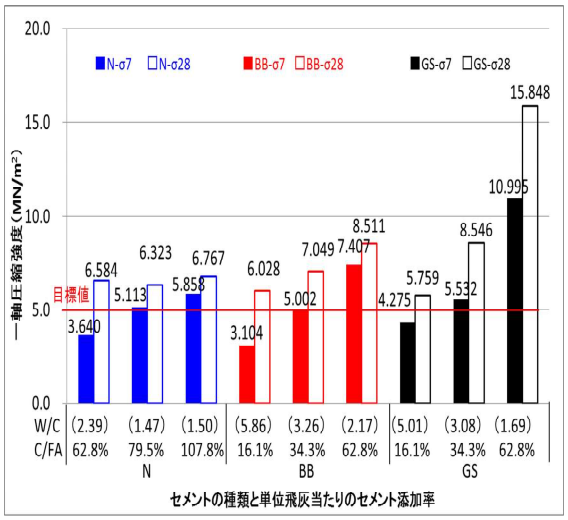


図 2-4　セメント添加率と一軸圧縮強度

②室内配合試験における高圧脱水固化体からの放射性 Cs 溶出量

図 2-5 に高圧脱水固化体からの放射性 Cs 溶出量を示す。

・3,410Bq/kg-dry の飛灰を用いた有姿撹拌による放射性 Cs の溶出量は 4.2～11Bq/L の範囲で、セメントの種類にかかわらず、すべて特措法施行規則の基準値の 150Bq/L を下回った

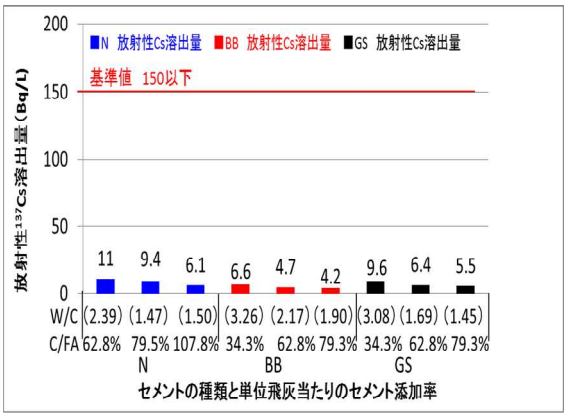


図 2-5　高圧脱水固化体からの放射性 Cs 溶出量

（５）高圧脱水ブロック（400×400×400㎜）製作試験（提案技術）

①現場打ち高圧脱水ブロック 1.0m³ 当たりの配合

表 2-6 に現場打ち高圧脱水ブロック 1.0m³ 当たりの配合結果を示す。

・今回の試験において、固化体の強度を満たす脱水後の高圧脱水ブロックの配合は、C：セメント 0.280t、FA：飛灰 0.635t、W：水 0.671t であった

・また、高圧脱水ブロックには打込み時に連行される 0.005m³ の空隙があることを確認した

表 2-6　高圧脱水ブロックの配合結果

項目	C:ｾﾒﾝﾄ	FA:飛灰	W:水	A:空隙	合計
質量(t)	0.280	0.635	0.671	0.000	1.59
質量率(%)	(17.7)	(40.0)	(42.3)	(0.0)	100.0
容量(m^3)	0.092	0.232	0.671	0.005	1.00
容量率(%)	(9.2)	(23.2)	(67.1)	(0.5)	100.0

・高圧脱水ブロックは 1.0m³ 当たりに飛灰を 0.635t 処理でき、型枠ブロックと比較して 1.4 倍の飛灰を処理できることを確認した

②現場打ち高圧脱水ブロックの一軸圧縮強度

表 2-7 に現場打ち高圧脱水ブロックの一軸圧縮強度を示す。

現場打ち高圧脱水ブロックは、室内配合試験で 5.0MN/m² となるセメント添加率を求め、圧縮強度の割増係数を型枠ブロックと同様となる 1.29 を乗算し配合強度を 6.455MN/m² となるように定めた。

・高圧脱水ブロック製作において、セメント添加率を 44.1%にすることにより、一軸圧縮強度は 5.596MN/m² となり、目標強度の 5.0MN/m² を満たすことを確認した

表 2-7　高圧脱水ブロックの一軸圧縮強度

一軸圧縮強度	
実測値	目標値
σ7	
(MN/m^2)	
5.596	5.0以上

※配合は**表 2-6** のとおり

図 2-6　高圧脱水ブロック（400×400×400㎜）

③現場打ち高圧脱水ブロックからの放射性 Cs 溶出量

表 2-8 に現場打ち高圧脱水ブロックの放射性 Cs 溶出量を示す。

・今回の濃度域（3,410Bq/kg）において、放射性 Cs の溶出量は ^{137}Cs で 11Bq/L であり、特措法施行規則の基準値の 150Bq/L を下回ることを確認した

表 2-8　高圧脱水ブロックの放射性 Cs 溶出量

放射性Cs濃度	放射性^{137}Cs溶出量※1		放射性^{137}Cs溶出率
実測値	実測値	目標値	実測値
(Bq/kg)	(Bq/L)		(%)
535	11	150以下	20.6

※配合は**表 2-6** のとおり
放射性 Cs 濃度の検出下限値：^{137}Cs17Bq/kg
放射性 Cs 溶出量の検出下限値：^{137}Cs0.7Bq/L

３．物質収支

（１）物質収支結果

固形分収支は 90.0%～93.2%、水分収支は 97.5%～99.7%、放射能収支は 90.0%～93.2%であった。本システムは固形分、水分、放射能収支の回収率が高く信頼のおけるシステムである。

図 3-1 に高圧脱水ブロックの放射能収支を、**図 3-2** に飛灰リンス後の放射能収支を示す。

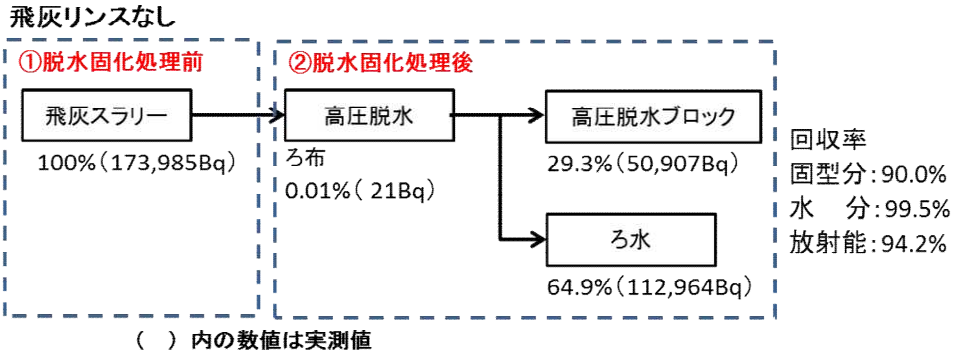


図 3-1　高圧脱水ブロックの放射能収支（回収率）

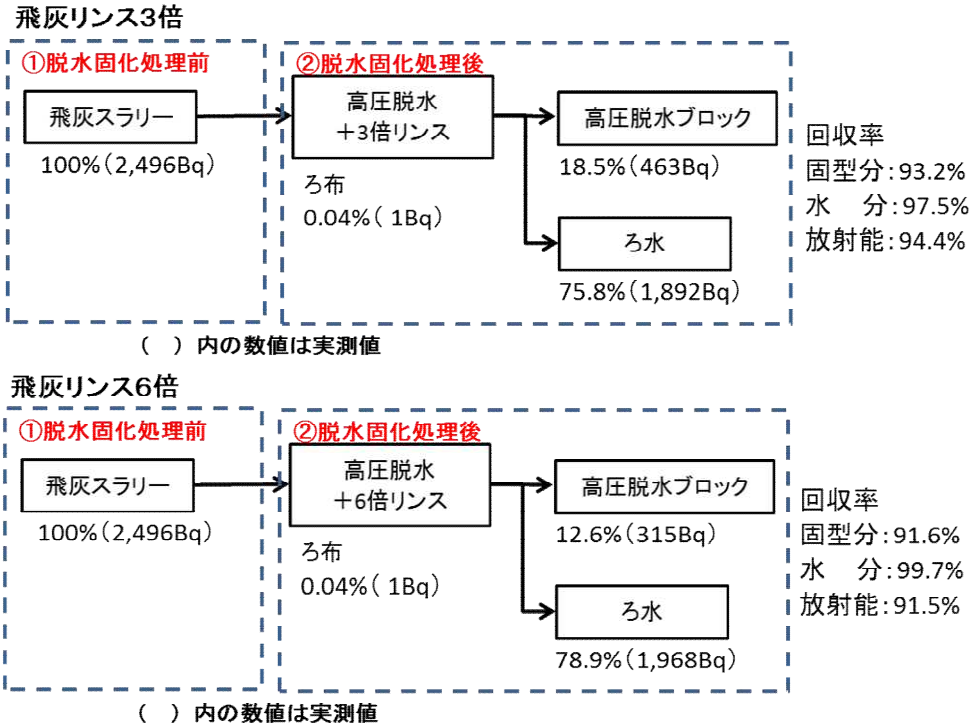


図 3-2　飛灰リンス後の高圧脱水ブロックの放射能収支（回収率）

・高圧脱水ブロックの放射能収支は、飛灰スラリー：高圧脱水ブロック：ろ布：ろ水＝100.0：29.3：0.01：64.9 となる

・飛灰リンスにおける高圧脱水ブロックの放射能収支は、6 倍リンスの場合、飛灰スラリー：高圧脱水ブロック：ろ布：ろ水＝100.0：12.6：0.04：78.9 となる。リンスを繰り返せば、10 万 Bq/kg を超える放射能にも対応可能と考える

４．提案技術と従来技術における飛灰 1t 処理するためのトータルコスト

本工事の施工条件は、湿式解砕した飛灰スラリーの脱水をおこない、高圧脱水ブロックを製作するものとし、飛灰の受け入れから排水処理までとした。

なお、高圧脱水ブロックの製作で発生するろ水は、水処理をおこない河川へ放流することを仮定している。また、飛灰の放射性 Cs 濃度は 10 万 Bq/kg、みかけ比重を 1.0t/m^3 として、環境省第 9 回戦略検討会資料に基づき、総容量を 10 万 m^3 の飛灰を使用し高圧脱水ブロックを製作するものとした。

1 日当たりの原灰の処理量：80.0t/日
高圧脱水ブロックの製作量：126m^3/日

・解砕時における飛灰スラリーの含水率は 75%、高圧脱水ブロックの含水率は 42.1% とし、形状は、1.0m×1.0m×1.0m とした
・高圧脱水ブロック製作機は 2 台、1 日当たりの運転時間は 24 時間と仮定し、圧脱水ブロック製作機の実機は 1 バッチ当り 1.0m^3 の高圧脱水ブロックを 7 個作成でき、1 日当り 6 バッチ（126m^3/日・3 台）の施工とした
・作業期間は 5 年、10 ヵ月/年、25 日/月、合計 1,250 日での処理を仮定した
・10 万 t の原灰を 1,250 日で処理するため、1 日当たりの処理量は 80.0t/日となる
・なお、コスト算出には建屋、受電、給水設備等の付帯設備の費用、Cs 吸着塔の放射性 Cs 処分費は含まない

表 4-1　提案技術と従来技術のトータルコストの比較（飛灰 10 万 t 当り）

提案技術および従来技術	項目	設備他費用	トータルコスト
高圧脱水ブロック（提案技術）	①解砕設備	783	11,867
	②セメント添加設備	1,580	
	③高圧脱水設備	2,483	
	④搬出設備	546	
	⑤ろ水処理設備	857	
	⑥埋立処分費	5,618	
型枠ブロック（従来技術）	①解砕設備	783	13,453
	②セメント添加設備	2,483	
	③混練設備	1,724	
	④搬出設備	546	
	⑤埋立処分費	7,917	

単位：百万円

・飛灰 10 万 t を最終処分するには、高圧脱水ブロック製作による飛灰の全体費用（提案技術）は、11,867 百万円と算出された
・同じく、型枠ブロック製作による飛灰の全体費用（従来技術）は、13,453 百千円と

算出された

・以上の結果から、提案技術は従来技術の最終処分のコストを 11.8%縮減することができるものと試算された

※コスト縮減率＝（1－11,867÷13,453）×100≒11.8%

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

表 5-1 に本試験の目標と試験結果を示す。今回の試験結果では、高圧脱水ブロック製作（提案技術）は、高圧脱水処理によりろ水処理が必要となるが、型枠ブロック製作（従来技術）と比較して、今回の目標すべての面で優位になるシステムであることが確認できた。

表 5-1　本試験の目標と試験結果

目的	項目	目標値	試験結果	判定
省スペース化の実現	同重量の飛灰を用いた高圧脱水ブロックの体積が型枠ブロックより小さいこと	・体積比（提案技術/従来技術）が1.0を下回ること	・0.70	○
放射性Csの溶出基準の遵守	放射性 Cs 溶出量が特措法施行規則の基準を満たすこと	・^{137}Csが150Bq/L以下であること	・飛灰リンス無 11Bq/L≦150Bq/L ・飛灰リンス有 3.4Bq/L≦150Bq/L	○
固化体強度の確保	高圧脱水ブロックの強度が既存の型枠ブロック製作施設の要求を満たすこと	・σ7の高圧脱水ブロックの一軸圧縮強度が5.0MN/m^{2}以上であること	・5.596MN/m^2≧5.0	○

①省スペース化の実現

・今回の試験において、打設時の流動性と固化体の強度を満たす型枠ブロック 1.0m^3 の配合は、C：セメント 0.492t、FA：飛灰 0.442t、W：水 0.638t であった。同条件における高圧脱水ブロックの配合は、C：セメント 0.280t、FA：飛灰 0.635t、W：水 0.671t であった。1.0m^3 の高圧脱水ブロックは、同容量の型枠ブロックと比較してセメント重量が約 1/2 で固化体強度を満たし、さらに 1.4 倍の原灰を処理することができるため、保管施設の容量を約 30%削減できる（体積比：0.70）

②放射性 Cs の溶出基準の遵守

・型枠ブロックからの放射性 Cs 溶出率が放射性 Cs 濃度にかかわらず同じ場合、特措法施行規則の溶出量 150Bq/L となる型枠ブロックで処理可能な原灰の放射性 Cs 濃度の最大値は、3.2 万 Bq/kg と計算され、原灰の放射性 Cs 濃度が 10 万 Bq/kg の場合、溶出が 150Bq/L を超過する可能性がある

・同様な条件で逆算すると、特措法施行規則の溶出量 150Bq/L となる原灰の放射性 Cs 濃度の最大値は、4.7 万 Bq/kg と計算される。なお、飛灰のリンス試験の結果から、高圧フィルタープレス内でリンスをおこなえば 10 万 Bq/kg を超える原灰でも溶出量を抑えることが可能と考える

③固化体強度の確保

・型枠ブロックでは、固化体強度 5.0MN/m² を満足するのに必要なセメント添加率（飛灰に対する単位乾燥重量）は 111.3%となる。同条件を満たす高圧脱水ブロックに必要なセメント添加率は 44.1%となり、型枠ブロックと比較して約 1/2 のセメント量に抑えられる

④コスト

・飛灰 10 万 t 当り処理するためのトータルコストは、高圧脱水ブロック製作システムでは 11,867 百万円になる。型枠ブロック製作システムでは 13,453 百万円となる。高圧脱水ブロック製作システムは型枠ブロック製作システムのトータルコストを 11.8%低減する

⑤その他

・高圧脱水ブロックの製作は、新たにろ水が発生する。ろ水処理については、既往の技術で十分対応と考える

（２）今後の課題

①放射性 Cs 溶出基準の遵守

・今回の試験において、放射性 Cs 溶出量を特措法施行規則の基準値 150Bq/L 以下とするためには、飛灰リンスを行えばよいことが確認された。しかしながら、飛灰リンスをベンチスケールなどに大型化した場合、今回のような試験結果が得られるかどうかは今後の課題と考える

②固化体の用途開発

・脱水固化ブロックを再生資材として使用するためには、固化体全体の強度評価と用途開発が必要と考える。また、飛灰からの放射性 Cs 溶出を抑制する材料を混合することも一つの方法と考えられるため、今後は放射性 Cs 溶出抑制を考慮した材料の選定、混合方法などの開発が必要と考える

③システム

・今回は高圧脱水ブロック単体での試験を実施した。今後は実機による複数施工の実証が必要である。また、今回は有人施工をおこなったが、今後は実機を使用した無人化施工の実証が必要と考える

④コスト

・今回の試験では、セメント固化体の一軸圧縮強度を 5.0MN/m² 以上として試験を実施した。σ 28 では、さらに強度が増進するため、再利用用途が広がる可能性がある。また、最終処分に向けて廃棄体の基準 0.98MN/m² で処理可能であれば、セメント添加率を減らし、さらなるコスト削減ができる

⑤排水処理システム

・今回の試験において、ろ水に含まれる放射性 Cs 濃度を排水基準換算値まで低減させるためには、既往の技術で十分対応可能と考える。しかし、試験を実施していないため、プルシアンブルーを用いた放射性 Cs 吸着試験による効果の確認が必要と考える

実施代表者：株式会社奥村組

実証テーマ名：膨潤抑制剤添加処理により除去土壌の再利用を効率化する技術

全体概要：

除去土壌の減容・再生利用技術の一つとして湿式分級処理が検討されている。一方、中間貯蔵施設の受入分別における除去土壌からの異物除去には改質材が用いられ改質材には高吸水性樹脂（SuperAbsorbent Polymer、以下、SAP）を含むものがある。SAP は数百倍に及ぶ吸水膨潤性があり、湿式分級処理により回収される土壌の品質に影響を及ぼす懸念がある。この SAP の吸水膨潤性は多価陽イオン（以下、抑制剤）を添加することで抑制可能である知見を得ている。そこで、SAP を含む除去土壌の湿式分級処理を行い、SAP が分配された場合の影響よび抑制剤の添加効果等について評価した。

実施内容：

次に示す、室内試験、湿式分級処理試験および盛土試験の 4 種類の試験を実施した。

①サイト外室内試験：非汚染土壌と 3 種類の改質材を用いて、湿式分級を模擬したふるい分け試験を行い、改質材の特性と 3 種類の抑制剤の効果を検証

②現地トリータビリティ試験（以下、現地 TR 試験）： 2%程度の改質材を含む提供受け除去土壌（以下、分別後土壌）を対象に、①と同様の試験を実施し、その結果から選定した改質材と抑制剤が分別後土壌に対し同様の効果を発揮するかを検証

③湿式分級処理試験：分別後土壌を湿式分級処理し、回収される 75μm 以上の再生利用対象土壌（以下、回収粗粒土壌）に対し改質材の混在性評価や抑制剤効果の検証

④実証盛土試験：③試験により回収した粗粒土壌を用いて盛土を構築し、盛土沈下量や浸出水の水質の測定を継続的に実施することで、改質材中の SAP が再生資材に与える影響と抑制剤による品質向上効果について検証

技術概要：

本技術は、湿式分級処理で再生資材化した土壌中に SAP が分配される場合を想定し、その SAP の膨潤を抑制することで、盛土材料などとして利用する際の再生資材の品質向上に繋げるために、湿式分級処理の解泥処理工程で抑制剤を添加する方法である。**図 1** に本技術を適用したときの湿式分級処理フローを示す。また、**図 2** に抑制剤による SAP の給水膨潤性の抑制原理を示す。SAP は水と接触すると Na^+を放出し、分子の端部（COO^-）同士が反発し膨張する。このとき内部に水を取り込む。ここに抑制剤を加えると、陽イオンが結合し、反発・膨張が抑制され、取り込んだ水を放出して体積が縮減する。

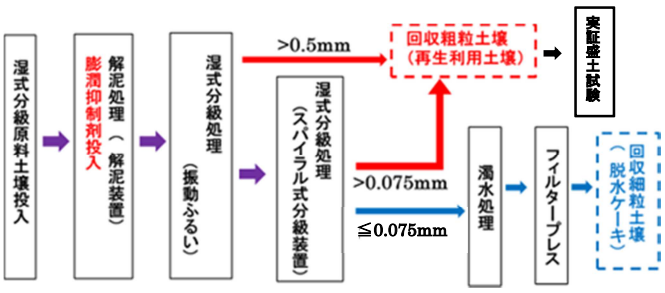


図 1　湿式分級処理フロー

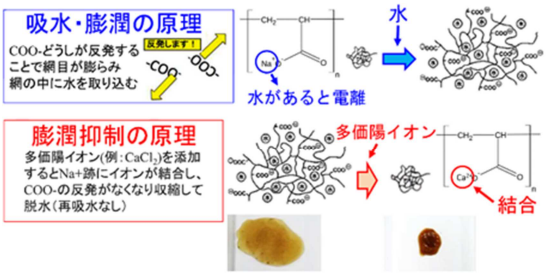


図 2　SAP の吸水・脱水原理

実証試験の結果：

①サイト外室内試験：3 種類の改質材（A、B、C）を添加したすべての土壌試料で SAP の膨潤が確認され 75μm ふるい上残留分の含水率が大きくなった。また、すべての改質材に対して 3 種類の抑制剤の抑制効果を確認し（**図 3**）、総合評価の結果、主として改質材 C と硫酸第一鉄を選定して、検討を進めることとした。

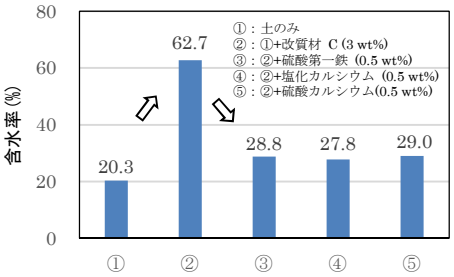


図 3　ふるい上残留物の含水率

②現地 TR 試験：本試験では、分別後土壌に対する膨潤性を確認できなかった。そのため改質材 C を同土壌に 3wt%追添加した模擬土壌を作製し、それに対し硫酸第一鉄を 0.25wt%以上添加すれば十分な膨潤抑制効果が得られることを確認した。

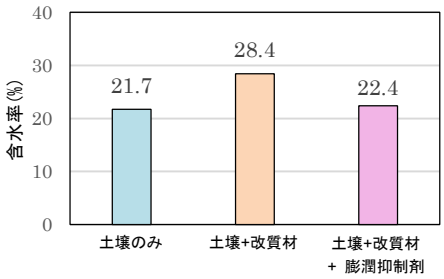


図 4　回収粗粒土壌の含水率

③湿式分級処理試験：実証盛土利用の対象とした回収粗粒土壌（75μm 以上）の含水率は、改質材 C 追添加（分別後土壌に同材 3wt%）のケースで増大（21.7→28.4%）、それに抑制剤を添加（0.5wt%）すれば低減する（28.4→22.4%）こと等を確認した（**図 4**）。

回収粗粒土壌について単位体積重量の逆数として求めた比容積で比較すると、改質材 C 追添加なしで 0.47 m^3/t となり、それに対し同材追添加したケースで 0.53m^3/t と 13%増大し、これに抑制剤を添加すると 0.48 m^3/t まで下がる結果を得た。

④実証盛土試験：回収粗粒土壌を用いて高さ約 1m の実証盛土を構築した。（詳細は後述）

今後、盛土沈下量や浸出水分析等のモニタリングを引き続き実施する予定である。

技術等の評価：改質材 C を追添加した分別後土壌を湿式分級処理した場合、再生利用対象となる粗粒分（75μm 以上）は SAP の影響で、含水率の増加、比容積の増大（単位体積重量の低減）、コーン指数の低減等の品質の低下が生じる。これに、硫酸第一鉄等の抑制剤を加える本技術は、品質の低下を抑制するための一つの手段となる。

作業員被ばく量評価：一連の試験に従事した作業員の最大日被ばく量は 1.88μSv/日が得られた。仮に、ある個人が 1 年間（276 日稼働）同様の条件下で同様の作業に従事したとしても被ばく量は 0.52 mSv/年となり、被ばくリスクは小さいことを確認した。

コスト評価：湿式分級処理費用に、抑制剤添加費用として分級前土壌 1t 当り 887 円追加される。	歩掛り（作業人工、作業速度等）：自動添加設備の維持手間は微小

コスト評価条件：湿式分級処理プラント処理能力は 30m^3/時、稼働時間は 6 時間/日
抑制剤添加量は分別土壌 1m^3 に対し 5kg（粉体）を 2 倍の水で希釈して添加
抑制剤添加設備は 700L/時の調整・送液可能な設備（自動で稼働）2 年間で償却

安全性の評価：抑制剤の添加は自動化が可能である。また、薬剤補充も離れた場所や遮蔽版で隔離した場所に調整槽を設置することが可能であるため、被ばくリスクに対する安全は十分に確保することができる。

試験場所（住所）：技術実証フィールド（大熊町）、奥村組技術研究所（つくば市）	除去物保管場所と保管状況：特になし

１．試験の目的

（１）背景と実施方針

減容・再生利用技術開発戦略検討会等で、1.5 万～6.2 万 Bq/kg（平成 30 年 10 月時点）の除去土壌（土壌 C：134 万 m^3）の減容・再生利用技術の一つとして湿式分級処理（土壌 C の内の 132 万 m^3））が検討されている。また、中間貯蔵施設における受入分別時の異物除去には、SAP が数%配合された改質材を用いることがある。SAP は数百倍の吸水膨潤性があるため、改質材に含まれる SAP が微量でも、湿式分級処理により回収される土壌の品質に影響を及ぼす懸念がある。

この点について、本実証事業に先立って実施した一般的な畑地土壌を用いた室内試験で、改質材を含む土壌を湿式分級した場合に SAP の膨潤により体積が膨張する可能性があること、その膨張を硫酸第一鉄などの多価陽イオン添加により抑制できること等の知見を得ている。

この知見について、実際の分別後土壌でも同様の挙動が生じ、その場合には「分別後土壌に対しても抑制剤の適用効果が得られるか」、および「分別後土壌を再生資材として利用する際の品質向上に寄与する技術であるか」等の確認を主体として本試験を実施することとした。

（２）提案技術の目的と目標

以下の 3 項目について、それぞれ成果目標を設定し検証した。

項目①：湿式分級処理における改質材中の SAP の分配挙動を明らかにするとともに、回収土壌の膨潤性を確認する
目標①：湿式分級処理前後の回収土壌の含水率、単位体積重量の変化から回収土壌の膨潤性の有無を確認する

項目②：分別後土壌に対する抑制剤の膨潤抑制効果の発現性を確認する
目標②：抑制剤により含水率が処理前の土壌と同程度となることを確認する

項目③：湿式分級処理により回収した土壌の盛土材料としての品質へ改質材が与える影響と抑制剤添加による改善効果について確認する
目標③：抑制剤添加の有無により実証盛土の沈下量や盛土材料に関するコーン指数などの土質特性の違いの有無を確認する

２．試験の内容

（１）試験の流れ

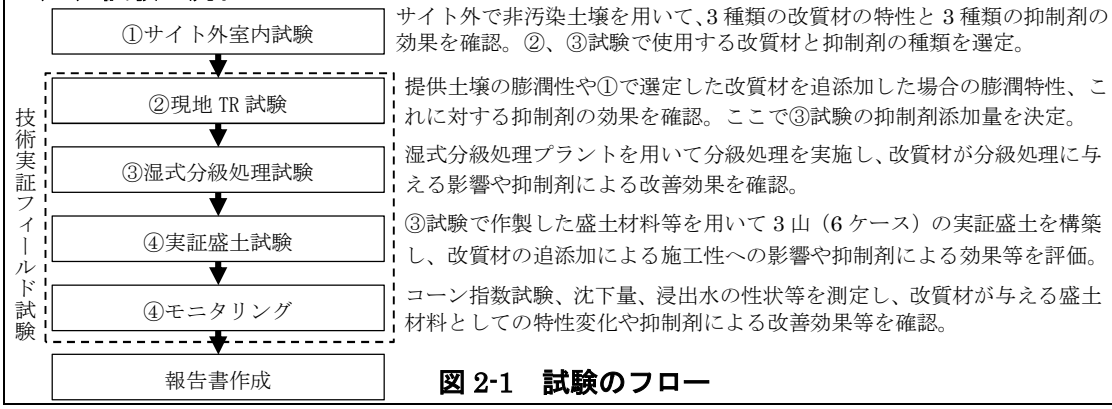


図 2-1　試験のフロー

（２）使用した改質材と抑制剤

実証試験では**図 2-2** に示す改質材 3 種類（A、B、C）と、**図 2-3** に示す抑制剤　3 種類（硫酸第一鉄（以下、鉄）、塩化カルシウム（以下、塩カル）、硫酸カルシウム（以下、硫カル））を使用した。

改質材 A　改質材 B　改質材 C

図 2-2　実証試験で使用した改質材

硫酸第一鉄　塩化カルシウム　硫酸カルシウム

図 2-3　実証試験で使用した抑制剤

３．非汚染土壌を用いたサイト外室内試験

（１）土壌試料の準備

茨城県つくば市内の畑地から採取した非汚染土壌を用い、2mm 以上の土塊等を取り除いて試験試料とした。当該土壌の粒度分布を**図 3-1** に示す。なお、受入分別施設での受入れ時を想定し、含水率は 20～25%程度に調整した。

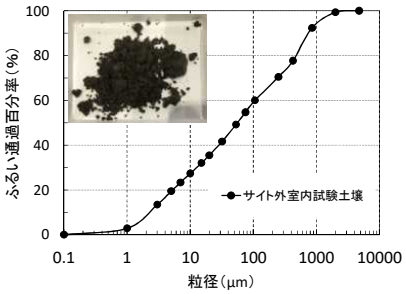


図 3-1　土壌試料の粒度分布

（２）試験の実施方法

技術実証フィールドで提供される分別後土壌中の改質材量が少なかった場合等への追添加材とそれに対する膨潤抑制効果に関する情報を取得するために、土壌 100g、水 500ml、改質材および抑制剤を適量用いた泥水を作製し、それを φ200mm 標準ふるいで分級する試験（以下、ふるいを試験）を実施した。試験では 75μm ふるい上残留物の含水率等を測定した。

（３）試験結果と考察

①改質材の膨潤性について

改質材中の SAP の膨潤性を検証するため、SAP や改質材と水のみを用いて、ふるい試験を実施した。

対象としたSAPと3種類の改質材の全てにおいて、75μm ふるい上残留物の含水率は、**図 3-2** に示すように90%以上であった。この結果より、3 種類の改質材には SAP が含まれており、十分な水量を与えると膨潤性を呈し 75μm 目ふるいを通過し難い状態が発現することが分かった。

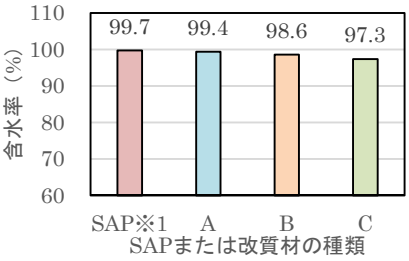


図 3-2 SAP または改質材のみを対象とした試験の含水率

次に非汚染土壌に各改質材を同量添加した場合のふるい上残留物の含水率を**図 3-3** に示す。改質材 C が 62.7%で A の 53.0%および B の 40.2%に比べて 10~20%程度高く、改質材 C の膨潤性がより高いと考えられる。

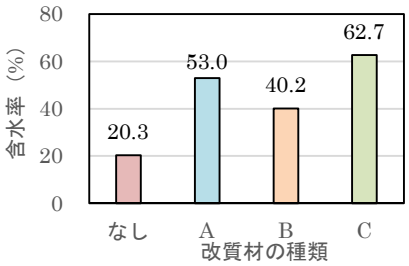


図 3-3 ふるい上残留物の含水率

②抑制剤による膨潤抑制効果について

改質材 3g に抑制剤 0.5g を添加した試験のふるい上残留物の含水率を**図 3-4** に示す。改質材 A に関しては、硫カルの膨潤抑制効果が最も高く（63.1%）、次に塩カル（82.8%）で、鉄（97.2%）では含水率の低下は少ない結果が得られた。改質材 B を用いた同様試験では、塩カル（81%）の膨潤抑制効果が最も高く、鉄（97.3%）や硫カル（93.4%）では効果が少ない結果である（**図 3-4**）。改質材 C に関しては、塩カル（76.4%）と硫カル（76.0%）で同程度の膨潤抑制効果が確認でき、これらに比べて鉄（86.4%）は発現効果が少ない結果である（**図 3-4**）。

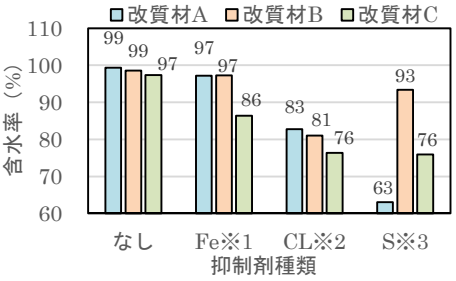


図 3-4　改質材に抑制剤を添加した試験のふるい上残留物の含水率

以上の結果より、改質材のみの条件では改質材の種類に対し、同じ抑制剤でも発現効果に差が生じる結果となった。

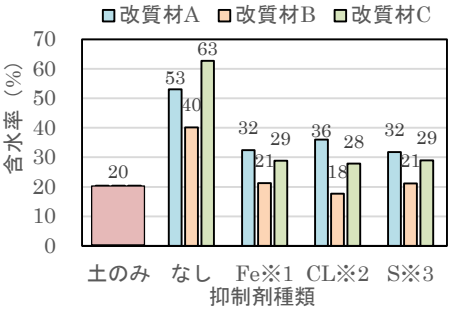


図 3-5　非汚染土壌に改質材と抑制剤を添加した試験の含水率

一方、非汚染土壌を用いてそれに改質材と抑制剤を添加した場合の試験結果を**図 3-5** に示す。その結果、3 種類の改質材に対し、全ての抑制剤で同等の膨潤抑制効果が発現する結果を確認できた。これは上述した改質材のみの試験結果と異なる。その理由は明確ではないが、土壌中のイオンの影響や改質材成分との相互作用などによるものと推察される。以上の結果から、実証フィールドで用いる分別後土壌には何れの膨潤抑制剤を適用しても同様の膨潤抑制効果を発揮すると推測した。

この結果と、**表 3-1** 示す各抑制剤の特性等を総合的に評価して、現地 TR 試験に用いる抑制剤は、土壌環境面等で比較的評価が高い鉄を使用することとした。なお、技術実証フィールドで提供を受けた分別後土壌に SAP 含有量が少ない等で膨潤性が確認されない場合に追添加する改質材は、予め「実証規模以上の使用量に対して調達が容易であること」および「過去に中間貯蔵事業における実験事業等で評価されていること」を考慮して改質材 C を準備し以降の試験を実施した。

表 3-1　改質材 C に対する 3 種類の膨潤抑制剤の特性

抑制剤	湿式分級処理試験に適用する選定
硫酸第一鉄※1	改質材 C に対して所要の膨潤抑制効果を発現するが価格は幾分高い。0.5%適用では pH は 6.5 で溶解鉄分の水処理も比較的容易
塩化カルシウム※2	価格は最も安く、改質材 C に対して所要の膨潤抑制効果を発現する。再資源化土壌とした時の塩化物含有量は 1mg/g が望ましいとされており、その点の確認が未確認
硫酸カルシウム※3	改質材 C に対して膨潤抑制効果を発現するが、価格は最も高い

４．現地 TR 試験

（１）土壌試料の準備

技術実証フィールドにて 2wt%の改質材を含む分別後土壌の提供を受け、これを用いて現地 TR 試験を実施した。試験用土壌試料の物性を**表 4-1** に示す。

表 4-1　現地 TR 試験で用いた土壌試料の物性

地盤材料の分類名	自然含水率 %	土粒子密度 g/cm³	75μm 通過百分率%	pH	EC mS/m	強熱減量 %
細粒分質礫質砂	23.4	2.613	35.0	7.5	28.8	8.5

（２）試験の方法

分別後土壌を用いて、サイト外室内試験と同様のふるい試験を実施した。

（３）試験結果と考察

①提供を受けた分別後土壌に含まれる SAP

分別後土壌の含水率測定結果とそれに抑制剤を添加した時の含水率測定結果を比較して、分別後土壌中に含まれる SAP の含有量を検証した。その結果、抑制剤として用いた鉄の添加量を増やしても、ふるい上残留物の含水率は、同剤未添加の分別後土壌の含水率（27.1%）より低下する挙動は得られず SAP の明確な存在を確認できなかった（**図 4-1**）。このことから、提供を受けた分別後土壌中の改質材は膨潤等の挙動を呈していないことが示唆された。

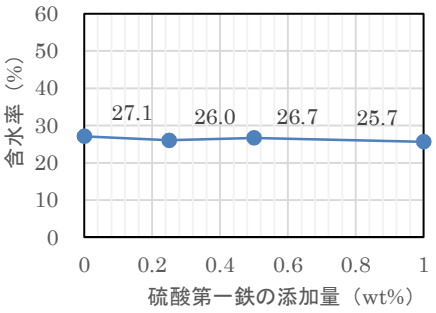


図 4-1　分別後土壌にと鉄を添加した試験の含水率

そのため、以降の湿式分級処理と盛土試験に用いる分別後土壌には、予め準備した改質材 C を追添加して試験を進めることとした。

②改質材を追添加したときの膨潤特性の評価

分別後土壌に改質材を追添加した試験により、改質材を用いた時の分別後土壌の膨潤特性について検証した。

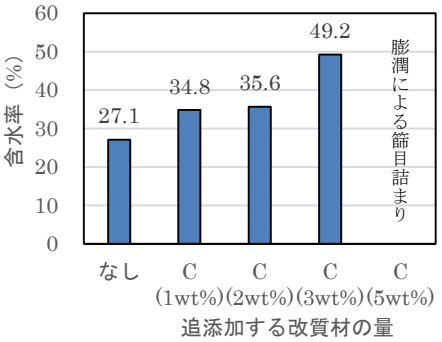


図 4-2　改質材添加量を変えた試験のふるい上残留物の含水率

図 4-2 に示すようにふるい上残留物の含水率が追添加なしに比べて増大することが分かる。また、改質材 C の添加量を増やすことでふるい上残留物の含水率が上昇し、5wt%の追添加では試験に阻害を生じる可能性があることも分かった。

③改質材を追添加した分別後土壌に対する抑制剤の効果

分別後土壌および改質材 C を用い、それらに対する鉄による膨潤抑制効果についてふるい試験により検証した。その結果、改質材を追添加した分別後土壌に鉄を添加すれば、ふるい上残留物の含水率が低下し、約 0.25wt%以上の添加で十分な膨潤抑制効果が得られる結果を得た。

５．湿式分級処理試験

（１）土壌試料の準備

湿式分級処理試験には技術実証フィールドにて提供を受けた分別後土壌を用いた。その総量は 78.2t（ダンプトラック 10 台分）で、これを湿式分級処理原料土壌として、極力均質化を図るためにバックホウ攪拌した。バックホウ攪拌は、ダンプトラック・バラ積みで受け入れた分別後土壌を 2 台分毎に攪拌混合し、その後に大型土のう袋で保管した。また、湿式分級処理ラインに投入する前にも、破袋した大型土のうをベッセル内で攪拌混合した。この時に**表 5-1** に示す各ケースに応じて追添加する改質材 C や鉄を添加した。

（２）湿式分級処理試験の方法

湿式分級処理は、**図 5-1** に示すプラントおよび**図 5-2** の湿式分級処理フローで実施した。この処理で回収粗粒土壌（75μm 以上）を作製し、それを実証盛土試験土壌とした。実施ケースは**表 5-1** に示すようにケース 1～4 とした。なお、ケースの実施順序は添加資材（改質材、抑制剤）の後段ケースへの影響を極力排除するために、ケース 1→ケース 3→ケース 4→ケース 2 の順序で実施した。

図 5-1　湿式分級処理実証プラント

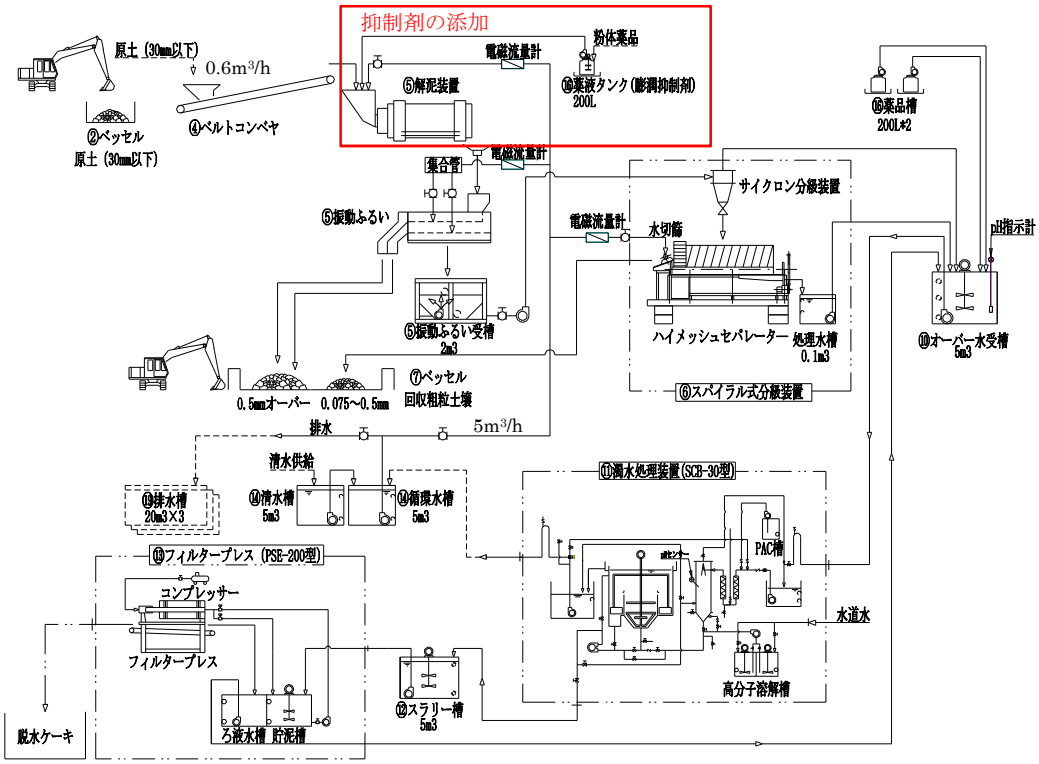


図 5-2　湿式分級処理フロー

表 5-1　湿式分級処理の試験ケース

ケース	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
投入土壌重量（t）	12.0	11.6	11.7	12.0
投入土壌含水率（%）	22.8	24.9	25.9	23.6
改質材の追添加量（kg）	なし	なし	349.7	358.9
抑制剤添加量（kg）	なし	58.2	なし	59.8

（３）試験結果と考察

①湿式分級処理における追添加改質材の影響

改質材の追添加を行っていないケース 1 と追添加を行ったケース 3 について比較・検証した。

図 5-3 に示すように改質材を追添加（ケース 3）することにより回収粗粒土壌の含水率が高くなり、**図 5-4** に示すように単位体積重量は小さくなる結果が得られた。これは、改質材が過剰に含まれる分別後土壌を処理した場合に相当すると考えられ、このような場合には、土粒子比重よりも軽い膨潤した改質材中の SAP が回収粗粒土壌に混入する可能性がある結果と考えられる。

また、**図 5-5** に示すように、回収細粒土壌の含水率も、改質材を追添加（ケース 3）することにより未添加の（ケース 1）より 5%ほど高くなった。この結果からは、SAP は回収細粒土壌中にも混入する可能性が高いと推測される。

以上の結果から、改質材を多く含む分別後土壌を湿式分級処理した場合、盛土等への再生資材となる粗粒分土壌にも SAP が分配される可能性が示唆された。

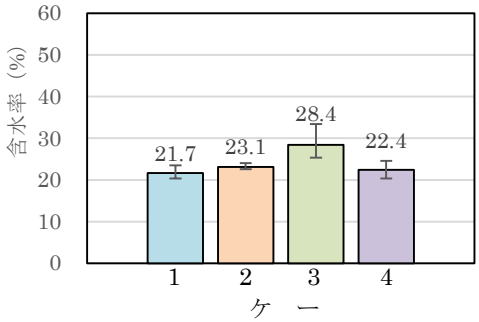


図 5-3　回収粗粒土壌の含水率

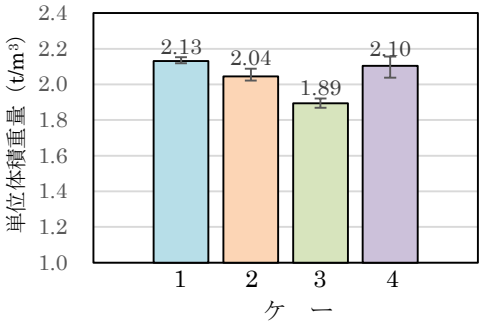


図 5-4　回収粗粒土壌の単位体積重量

②抑制剤添加が湿式分処理に与える効果

ケース 3 と 4 は改質材 C を追添加したもので、さらにケース 3 は抑制剤未添加、ケース 4 は添加しており、この両ケースについて比較することで、抑制剤による効果を検証した。

図 5-3 および**図 5-4** に示すように抑制剤（鉄）未添加のケース 3 と、添加したケース 4 の回収粗粒土壌の含水率や単

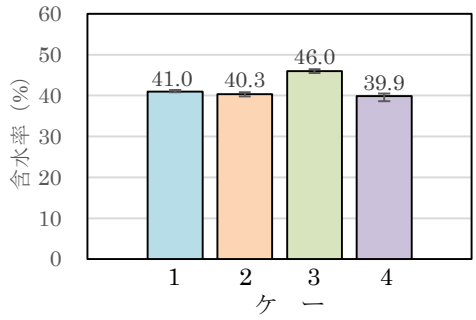


図 5-5　回収細粒土壌の含水率

位体積重量を比較すると、回収粗粒土壌の含水率は鉄添加により低下し、その結果として単位体積重量は増大する結果が得られた。これについては、**図 5-5** で示す回収細粒土壌の含水率でも鉄の添加で減少するという同様の傾向が確認された。

これらの結果から、回収粗粒土壌および細粒土壌に含まれる SAP に対し、抑制剤を湿式分級処理過程で添加すれば膨潤性抑制効果を得ることが可能と言える。

③SAP によるフィルタープレスへの影響

改質材に含まれる SAP は回収細粒土壌にも分配されたが、フィルタープレス処理工程が困難になる等の影響は観察されなかった。なお、この点を考慮して、濁水処理にはカチオン系高分子凝集剤とポリ塩化アルミニウム(PAC)使用で計画した。

④湿式分級処理試験における分級処理土壌のマスバランス

分級処理土壌のマスバランスは、全てのケースで回収率 90%程度の結果が得られ、湿式分級処理プラントは適切に稼働していたものと考えられる。

⑤湿式分級処理試験の放射性セシウムに関するマテリアルバランス

放射性セシウム回収率は全てのケースで 80%以上の値が得られ、放射性セシウムに関するマテリアルバランスを保持した試験を実施できたと考えられる。

⑥改質材および抑制剤による回収粗粒土壌の容積変化

回収粗粒土壌の単位体積重量から算出した比容積（単位体積重量の逆数）を比較することで、改質材による容積増加と抑制剤による改善効果について評価した。

図 5-6 に示すように、改質材の添加により、回収粗粒土壌の容積は 0.47m³/t（ケース 1）から 0.53m³/t（ケース 3）へと約 1.1 倍に増加している。ここに抑制剤を添加することで容積は 0.48m³/t（ケース 4）まで減少した。この結果は、抑制剤を添加することで、回収粗粒土壌の容積は、改質材を含まない状態と同程度の容積まで縮減できる知見と言える。

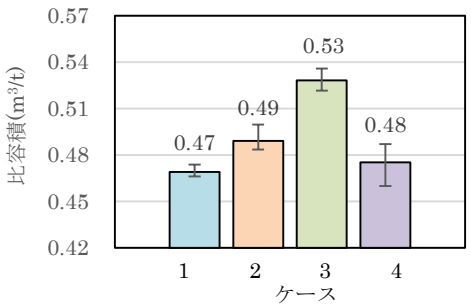


図 5-6　回収粗粒土壌の比容積

６．実証盛土試験

（１）土壌試料の準備

実証盛土試験では、ケース 1～4 については湿式分級処理により回収した粗粒土壌を用いた。また、ケース 5 および 6 は湿式分級処理を行っていない分別後土壌を用いた。使用した土壌の数量や各ケースの条件を**表 6-1** に示す。

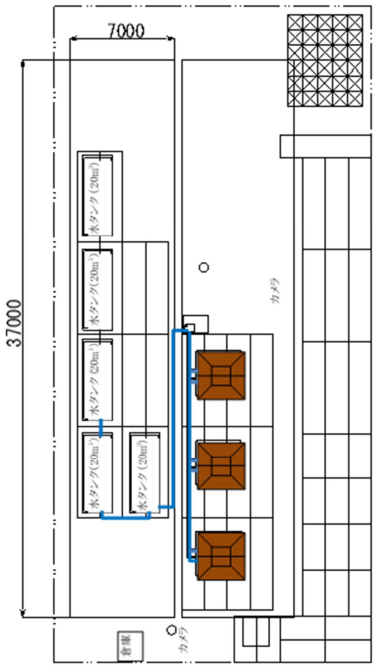
（２）試験の方法

実証盛土のケース 1~4 は湿式分級処理して回収した粗粒土壌、およびケース 5～6 の湿式分級処理は行わずに改質材および鉄を所定量混合した分別後土壌を用いた。実証盛土は 3 山作製し、仕切り板で区切ることで 1 山に 2 種類の土壌を材料として使用した計 6 ケースとした。構築した実証盛土の仕様を**表 6-1** に、模式図等を**図 6-1** に示す。これら実証盛土および盛土材料に対し、その初期の土質特性を評価するためのコーン指数試験も実施した。

表 6-1　構築した実証盛土の仕様

盛土名	A （仕切板で区切り 2 種類の土壌で構築）		B （仕切板で区切り 2 種類の土壌で構築）		C （仕切板で区切り 2 種類の土壌で構築）	
ケース番号	1	2	3	4	5	6
湿式分級処理	あり	あり	あり	あり	なし	なし
改質材の追添加	なし	なし	あり	あり	あり	あり
抑制剤の添加	なし	あり	なし	あり	なし	あり
底面寸法(W/L)(m)	1.5 / 3.0	同左	同左	同左	同左	同左
上面寸法(W/L) (m)	0.5 / 1.1	0.7 / 1.1	0.5 / 1.1	0.7 / 1.1	0.4 / 1.1	0.5 / 1.1
高さ(m)	1	同左	同左	同左	同左	同左
盛土体積(m^3)	2.22	2.37	2.21	2.36	2.08	2.23
盛土重量（t）	5.4	4.7	4.5	5.4	2.7※	3.4※
締固めの方法	・まき出し厚 35cm で転圧を行った。 ・バックホウのバケットにて抑え、表面は手作業にて法面等を仕上げた。					

※追添加した改質材と抑制剤は含まない



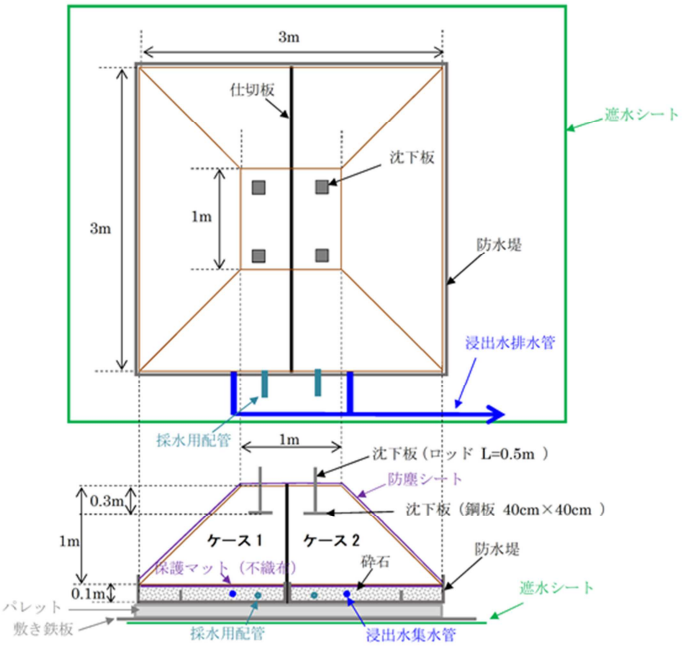


図 6-1　実証盛土

（３）試験結果と考察

①改質材に含まれる SAP による盛土材料への影響

ケース 3 は湿式分級処理後に原料土壌として回収した時点で含水率が高かったこともあり、脱水作業を行って盛土施工した。脱水は一日以上の静置とした。**図 6-2** に示す盛土材料のコーン指数をみると、ケース 1 よりもケース 3 は半分以下の値に低下している。このことから、改質材添加量が多い除去土壌等を湿式分級処理して盛土材料等に再資源化利用する場合には、土壌のトラフィカビリティの悪化を招く恐れがあり、含水調整する等の必要性が生じると考えられる。

また、分別後土壌に改質材 3wt%追添加したケース 5 とそれに抑制剤を 0.5wt%添加したケース 6 では、前者では団粒化が顕著に生じ、後者では浮き水等が発生して表面に亀裂が生じた。

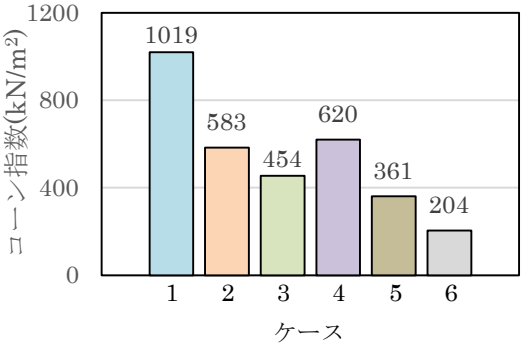


図 6-2　盛土材料のコーン指数

②抑制剤による盛土材料の品質向上効果

図 6-2 のケース 3 と 4 の盛土材料のコーン指数をみると、後者の方が 4 割ほど高くなっている。このことから、改質材中の SAP の影響で低下するトラフィカビリティ等に対し、抑制剤を添加する方法は改善策の一つとなると考えられる。

７．抑制剤を添加した効果の評価

（１）湿式分級処理回収粗粒土壌の含水率と比容積による評価

・改質材を追添加したケース 3 の含水率が 28.4%（**図 5-3**）に対し、抑制剤を添加したケース 4 の含水率は 22.4%に低下し、改質材を追添加しないケース 1 の回収粗粒土壌の含水率（21.7%）程度まで低減可能である知見を得た。

・改質材追添加しないケース 1 の比容積が 0.47m³/t（**図 5-6**）であり、改質材を追添加したケース 3 では、0.53m³/t と体積膨張が確認された。これに対し、抑制剤を添加したケース 4 では 0.48m³/t となり、抑制剤による改善効果が発現することを明らかに出来た。

（２）抑制剤添加に要するコスト評価

実規模の湿式分級処理プラント（除去土壌 30m³/h、6 時間/日稼働）を想定した場合の抑制剤の添加に要する費用は湿式分級処理の費用に加え、受入土壌に対して、1,242 円/m³（887 円/t　土壌の単位体積重量を 1.4t/m³ と想定）となる。

８．作業員被ばく量評価

分別後土壌を受け入れる前の遮水シート設置作業時の日被ばく量をバックグラウンド値としたとき、土壌受入作業を除いたすべての工程で、バックグラウンド値と明確な差は認められなかった。また、分別後土壌（2,290～2,460Bq/kg）の受入作業に従事した手元作業員で最も高い被ばくを受け 1.88μSv/日である。仮に、1 年間（276 日稼働）の作業を想定しても年間被ばく量は 0.52 mSv/年であり、被ばくリスクは小さい。

９．まとめ

（１）試験結果のまとめ

当初の目標とした下記の 3 点に関する取りまとめを以下に示す。

目標①：湿式分級処理前後の回収土壌の含水率、単位体積重量の変化から回収土壌中の膨潤性の有無を確認する。

・サイト外室内試験により、SAP を含む 3 種類の改質材を混合した土壌で、それぞれが膨潤する（ふるい上残留分の含水率・容積が増大）ことを確認した。

・現地トリータビリティ試験により、2%程度の改質材を含む分別後土壌の膨潤性は確認できなかった。そのため、改質材を 3wt%追添加した分別後土壌で試験を実施し、その土壌については膨潤する（ふるい上残留分の含水率・容積が増大）ことを確認した。

・改質材を追添加した分別後土壌を対象とした湿式分級処理試験では、回収粗粒土壌は膨潤し（含水率と比容積が増大）、さらに回収細粒土壌においても含水率の上昇が確認され、改質材中の SAP は両方に分配される知見が得られた。

目標②：抑制剤添加により含水率が湿式分級処理前の土壌と同程度となることを確認する

・サイト外室内試験で、試験に用いた 3 種類の改質材に対し、3 種類の抑制剤全てで膨潤抑制効果が発現することを確認した。

・現地トリータビリティ試験で、改質材を追添加した分別後土壌に対して、硫酸第一鉄（抑制剤）による膨潤抑制効果が発現することを確認した。

・分別後土壌に改質材を追添加したものを対象とした湿式分級処理試験では、増大した回収粗粒土壌の含水率および比容積が、抑制剤の添加により改質材を追添加しなかったケースと同程度まで低減することを確認した。

目標③：抑制剤添加の有無により実証盛土の沈下量や同盛土材料のコーン指数などの土質試験結果の違い有無を確認する

・改質材を追添加した分別後土壌に対し、抑制剤なしで湿式分級処理したケースよりも抑制剤を添加したケースの方が高いコーン指数を示す結果が得られた。

・実証盛土の沈下量測定では、数ミリの沈下を確認しているが、計測期間が短いこともあり、現時点ではケース間での優位な差を確認するには至っていない。

・実証盛土からの浸出水量はケース間に差異が生じており、改質材や抑制剤が盛土の透水性に影響を与えている可能性があるが現時点では明確ではない。

（２）今後の課題

今後の継続課題と本実証で抽出された課題を以下に示す。

・継続的な実証盛土の盛土沈下量および浸出水量や水質を実施して経過観察し、盛土資材として利用した場合の躯体や環境への影響評価

・過剰に改質材を含む分別後土壌を湿式分級処理で回収した粗粒土壌には SAP が分配される可能性が示唆され、これに係る過剰量等に関する定量的評価

・改質材添加量が過剰で団粒化した土壌を用いた盛土の挙動およびそれへの抑制剤添加で発生した実証盛土表面の亀裂等についての検討・評価は実施できておらず、その原因の明確化