

個別試験結果と評価詳細

Web 用報告書

実施代表者 アジア航測株式会社
実証テーマ名：中間貯蔵施設の維持管理におけるUAV（ドローン）を用いた点検・監視の効率化手法実証
概要： 近年、インフラ施設等の維持管理における無人航空機（UAV：Unmanned Aerial Vehicle、ドローン）の活用に対する期待が大きい。本実証事業では、中間貯蔵施設の安全で効率的な点検・監視や迅速な異常検知の実現に向け、UAVを用いた施設の変状把握技術、UAVを用いた施設の放射線計測技術、取得した監視情報の管理・提供技術に関する実証試験を実施し、中間貯蔵施設の維持管理におけるUAV活用の有効性や実用化に向けての課題を明らかにした。
実施内容： 「UAVを用いた施設の変状把握技術」では、土壌貯蔵施設が芝生等の植物で覆われることを想定し、植生被覆条件下でどの程度の規模や形態の変状の抽出が可能かについて検討を行った。また、地盤沈下を想定し、それを把握するための自動変状抽出を複数の方法で行い、精度比較を行うことで最適な適用条件について検討を行った。 「UAVを用いた施設の放射線計測技術」では、将来の中間貯蔵施設の維持管理の一つとしてUAVによる放射線測定を実施する場合を想定し、測定方法及び測定条件について検討を行った。 「取得した監視情報の管理・提供技術」では、変状マップ、線量マップ、3Dマップなど取得した3次元情報について、土壌貯蔵施設の維持管理や情報提供など施設の運用場面の利活用を図るため、データ要件について検討し、点検・監視情報を扱う上での3次元情報の利活用に関するとりまとめを実施した。
技術概要： 「UAVを用いた施設の変状把握技術」では、昨年度と同様に計測データの二時期の差分量から変状抽出を行った。植生被覆条件下での変状抽出において、二時期比較用の変状前データは、堰堤法面点群から推定した仮想平面を代用とした。地盤沈下の変状抽において、二時期比較用の変状後データは、数学的に作成した半楕円面の地盤沈下モデルを元の点群の標高値と足し合わせることで地盤沈下の模擬データを作成した。 「UAVを用いた施設の放射線計測技術」では、昨年度用いた測定器に加え、マルチディテクターも導入し、信頼できる結果が得られる最適な測定条件を平常時と異常検出時に対して試験により把握した。UAV放射線計測により、汚染源（例えば、施設外からの飛来物等の高線量物）位置の特定ができることを確認した。 「取得した監視情報の管理・提供技術」では、サーバをクラウド環境に構築し、施設管理での効果的な運用に向けて、搭載すべき情報の表現方法、データ形式、必要と考えられるハードウェア要件を検討した。

実証試験の結果： 1. 施設の変状把握技術実証： ・植生被覆条件での変状抽出に関しては、通常の法面植生管理状態に近い草刈後（草丈約 5cm）の点群を用いた変状抽出の有効性が確認できた。「地形変化量 5cm・マス目大きさ 5cm」の抽出条件で抽出精度（再現率）が 71.4%と最も高かった。 ・地盤沈下の変状抽出に関しては、「地形変化量閾値が地盤沈下量の約 1/3、マス目大きさ 25cm」の抽出条件で抽出精度（再現率）が最も高かった。 2. 施設の放射線計測技術実証： ・シングルディテクターは検出感度が高い、マルチディテクターは汚染源位置の特定がピンポイントで可能という特徴を確認した。また、両測定器の検量線を飛行高度毎に導出した。 ・異常検出時を想定した試験を平面・斜面で行い、最適な計測高度、測定時間、線源強度として、3m（平面）/ 5m（斜面）、20 秒（シングル）/ 60 秒（マルチ）、10MBq 以上の条件で実施かつ検出可能であることを確認した。 3. 取得した監視情報の管理・提供技術実証： ・監視情報の管理・提供技術実証のために TerriaJS を用いて提供環境を構築した。 ・提供環境を構築するにあたり、必要と考えられるハードウェア要件を検討し、管理者間での共有では RAM8GB 程度のハードウェア環境が必要なことが分かった。	
技術等の評価： 1. 施設の変状把握技術実証：植生の管理状況によって変状抽出精度は異なるが、通常の法面植生管理状態に近い草刈後（草丈約 5cm）の点群を用いた変状抽出の精度は良好であった。/ 地盤沈下に関しては、二時期差分点群を用いた変状抽出手法の有効性が確認できた。/ 現状ではコスト面の課題があるが、変状点検結果の正確性や再現性、安全面で UAV の利用は有効。 2. 施設の放射線計測技術実証：シングルおよびマルチディテクター検量線（機器換算係数）導出結果に基づき、測定結果を線量率で表すことが可能となった。/ 定点測定が目的の場合、検出感度の高いシングルディテクターは効率がよい。/ 汚染源位置の迅速な特定が目的の場合、ピンポイントかつリアルタイムで確認できるマルチディテクターが有効である。 3. 取得した監視上法の管理・提供技術実証：操作性については概ね良好な結果となり、現場との情報共有ツールとして有効であるとの意見を得た。/ 利用性については、項目名の日本語表示や各種機能の使用例の具備・拡充などが今後の課題としてあげられた。	
作業員被ばく量評価：現地作業時間の軽減により、変状把握および線量測定ともに作業員の被ばく線量は低減された（線量測定では約 1/10 に低減）。	
コスト評価（大熊 3 工区全体の年間コスト）： ・変状把握：100～150 万程度 ・線量測定：32 万程度	歩掛り（大熊 3 工区全体の作業時間）： ・変状把握：7～10 日程度 ・線量測定：10 分程度
コスト評価条件：（変状把握）UAV 運行は 2 名体制で基準点測量は含まない。 （線量測定）UAV 運行は自動運転で離陸地点での監視員 1 名体制を想定。	
安全性の評価：UAV の運行に係わる安全管理が必要となる。	
試験場所（住所）：大熊 3 工区中間貯蔵施設（福島県双葉郡大熊町）	除去物保管場所と保管状況：（対象外）

1．施設の変状把握技術実証

(1) 試験の準備

試験に仕様した UAV および搭載したセンサを表 1-1 に示す。

表 1-1 UAV 関連設備装置一覧

写真撮影用 UAV		レーザ計測用 UAV	
機体	カメラ	機体	レーザスキャナ
Inspire2	X5s	X-F1-PRO	RIEGL VUX-1
			

(2) 実証試験：植生被覆条件下での変状抽出のための UAV 計測とデータ解析

UAV 計測の実施

レーザ計測の実施場所は、大熊 3 工区堰堤法面付近の 2 か所当初部、追加部（図 1-1）で実施した。また、レーザ計測は、植生密度の異なる条件として、2m 程度の灌木を含む植生未管理状態の草刈前と、通常の法面植生管理状態に近い草刈後（草丈約 5cm）の 2 回実施した。草刈後の草は、法面に残置した状態、集積した状態の 2 パターンの状態を作成した。



図 1-1 レーザ計測箇所の状況（左：当初部・右：追加部）

法面の凹凸状況等の確認・計測

GNSS 測量機器にて位置を計測するとともに凹凸等の大きさを測定し、レーザ計測データの解析結果の検証用データとした。確認された変状の位置を図 1-2 に示す。

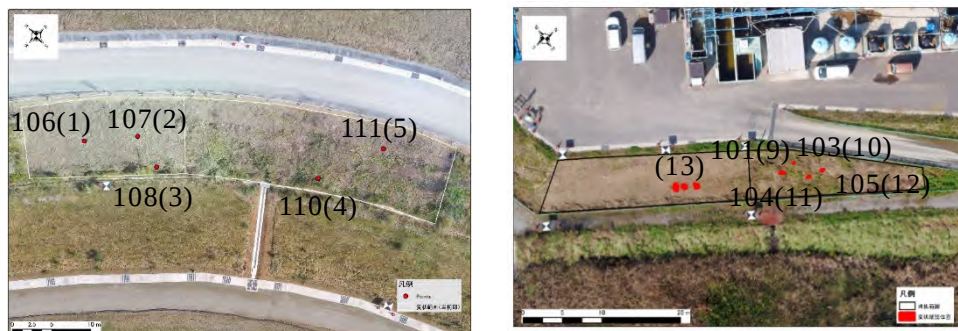
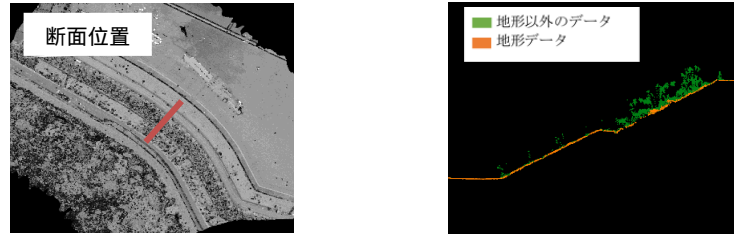


図 1-2 当初部（左）と追加部（右）の変状確認位置

レーザ点群のフィルタリング処理

レーザ計測で取得したレーザ点群より植生情報を取り除く作業（フィルタリング処理）を実施して、地形のデータのみとしたグラウンドデータを作成した。



(a)点群の反射強度表示（上面） (b)点群の分類別表示（断面）

図 1-3 レーザ点群のフィルタリング処理

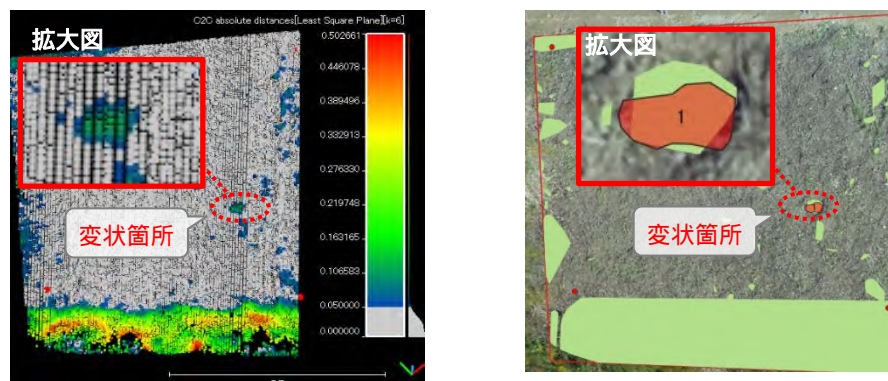
変状箇所の抽出解析

昨年度と同様な手法を用いて堰堤法面の点群データの二時期の差分量から変状抽出を行った。二時期比較用の堰堤法面の変状前データが存在しないため、堰堤法面の点群から推定した仮想平面を変状前データとして代用とした。仮想平面はロバスト推定の代表手法の RANSAC (Random Sample Consensus) を用いた。表 1-2 に変状抽出条件、及び抽出結果の評価(再現率)を示す。地形変化量閾値 5cm、マス目大きさ 5cm の条件での再現率が一番高かった。

表 1-2 植生被覆条件での変状抽出条件及び抽出結果の評価

番号	レーザ点群データ		変状抽出条件		再現率
	計測領域	植生状態	地形変化量 閾値	マス目大きさ	
1	当初部	草刈後	5cm	5cm	71.4%
2	当初部	草刈後	8cm	5cm	48.9%
3	当初部	草刈後	8cm	10cm	66.3%
4	追加部	草刈後	5cm	5cm	65.5%
5	追加部	草刈後	8cm	5cm	36.5%
6	追加部	草刈後	8cm	10cm	59.2%
7	当初部	草刈前	5cm	5cm	28.8%
8	当初部	草刈前	8cm	5cm	21.6%
9	当初部	草刈前	8cm	10cm	24.9%

図 1-4 に変状抽出結果の例を示す。



(a)地形変化量閾値超過点群 (b)抽出された変状(緑)と参照形状(赤)

図 1-4 植生被覆条件での変状抽出結果の例

(2) 実証試験：地盤沈下を把握するためのデータ解析

地盤沈下の模擬データの作成

半楕円面の地盤沈下モデル(図 1-5)を数学的に作成し、元の点群の標高値と足し合わせることで作成した。

沈下量 3 パターン(深さ $d=5\text{cm}$ 、 10cm 、 15cm)、面積規模 3 パターン(半径 $r=20\text{m}$ 、 10m 、 5m)の組合せで計 9 種類の地盤沈下の模擬データを作成した。

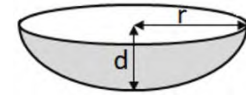


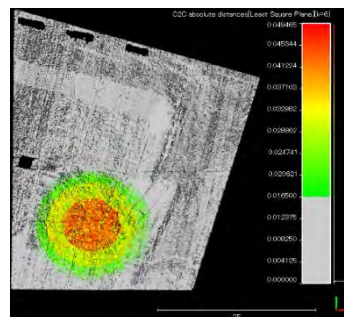
図 1-5 地盤沈下モデル

変状箇所の抽出解析

変状抽出条件は、地形変化量閾値が地盤沈下量の $1/3$ と $1/2$ 、マス目大きさが 5cm と 25cm の組み合わせで複数のパターンについて検証した。表 1-3 に地盤沈下の抽出条件、及び抽出精度(再現率)の評価を示す。地盤沈下量が同じ地盤沈下モデルでは、地形変化量閾値が小さいほど再現率が高く、また同じ地形変化量閾値の場合は、マス目の大きさが大きいほど再現率が高くなる傾向があった。地盤沈下の変状抽出結果の例を図 1-6 に示す。

表 1-3 地盤沈下の変状抽出条件及び抽出結果の評価

番号	データ	地盤沈下量 (深さ)	地盤沈下面積 (半径)	地盤沈下 位置	変状抽出条件		再現率
					地形変化量 閾値	マス目大きさ	
1	レーザ点群	5cm	20m	平地	1.65cm	5cm	89.2%
2	レーザ点群	5cm	10m	平地	1.65cm	25cm	91.6%
3	レーザ点群	5cm	5m	傾斜地	2.5cm	25cm	74.6%
4	レーザ点群	10cm	20m	平地	3.3cm	5cm	89.4%
5	レーザ点群	10cm	10m	平地	3.3cm	25cm	91.4%
6	レーザ点群	10cm	5m	傾斜地	5cm	25cm	69.5%
7	レーザ点群	15cm	20m	平地	4.95cm	5cm	90.4%
8	レーザ点群	15cm	10m	平地	4.95cm	25cm	90.9%
9	レーザ点群	15cm	5m	傾斜地	7.5cm	25cm	74.5%



(a) 地形変化量閾値超過点群



(b) 抽出された変状(緑)と参照形状(赤)

図 1-6 地盤沈下の変状抽出結果の例

UAV による変状抽出の手順等を記した資料の作成

令和 2 年度・令和 3 年度に実施した UAV を用いた中間貯蔵施設の点検・監視に関する実証実験により得られた知見をもとに、今後の中間貯蔵施設の維持管理における適用条件について整理した。また、必要な機材とそのスペック、取得すべきデータの種類と精度、変状抽出のための解析手法の手順、留意事項についてとりまとめた。

(3) 評価・検証

変状抽出精度の検証

植生被覆条件での変状抽出の抽出率(再現率)に関しては、通常の法面植生管理状態に近い草刈後(草丈約5cm)の点群を用いた変状抽出において、最も良い条件での抽出率が71.4%と良好な結果が得られた。一方、植生未管理状態である草刈前の点群を用いた変状抽出では、最も良い条件での抽出率が28.2%と低い値となった。これは、地面まで届くレーザ点群が少なく、地盤面の取得点群密度が少ないことと、取得した点群のフィルタリング処理で植生が完全に除去できないことに起因していると考えられる。

地盤沈下の変状抽出の抽出率(再現率)に関しては、最も良い条件での抽出率が90%以上であることが確認できた。

作業員数、作業時間の検証とコスト評価

本実証の作業時間およびコストを目視点検と比較した結果、UAVを用いるよりも目視点検の方がコスト面では優れている結果となった(表1-3)。しかし、変状の再現性や位置の正確性、異常時点検の際の安全性、データの利活用などについてはUAVが優れている。今後UAVの完全自律飛行や処理の高速化、自動化により、安全かつ効率的な変状把握が可能になると考えられる。

表1-3 作業時間・作業員数・コストの比較

点検方法	1回あたり			年間コスト(4回)
	時間	作業員数	コスト	
UAV(レーザ)	44時間00分	12人日	414,000円	1,656,000円
目視	約12時間	2人日	69,000円	276,000円

(4) まとめ

植生被覆条件下での変状抽出では、通常の法面植生管理状態に近い草刈後(草丈約5cm)の点群を用いた条件での抽出精度(再現率)は71.4%と良好な結果が得られた。法面の植生管理状況によって、植生の密度が異なることも考えられることから、今後は植生の管理状況に応じた試験の実施が望まれる。

表1-4 本手法の適用条件(植生管理状況と変状形態)

変状規模等	規模：大 (すべき、掘り起こし、地盤沈下等)	規模：小 (ガリ侵食、小規模陥没など)
植生管理状態		
草丈5cm程度 (今回の草刈後に相当)	○	○
植生未管理 (今回の草刈前に相当)	○ (面的にまとまった変状に限る)	×

地盤沈下を把握するための変状抽出については、最も良い条件での抽出率が90%以上となり、二時期差分データによる変状抽出手法は地盤沈下の把握にも有効であることが示された。

人の巡回による目視と比較すると、目視巡回のほうがコスト面で優れているという結果となったが、一方で再現性や安全性、データの利活用の面ではUAVが優れている。今後UAVの自律飛行や処理の高速化、自動化を進めることで、安全かつ効率的な変状把握が可能になると考えられる。

2．施設の放射線計測技術実証

(1) 試験の目的

本技術実証試験では、将来の中間貯蔵施設の維持管理の一つとして UAV による放射線測定を実施する場合を想定し、地上測定との比較や、平常時及び局所的に線量が高い異常時（例えば、施設外からの飛来物等の高線量物）を想定し、標準線源を用いて、UAV 放射線測定における検出精度（計測値の精度、位置精度）について検討を行った。具体的には、昨年度より低空での計測、新たに導入したマルチディテクターと従来器との比較、両検出器のコリメーション（視野制限）範囲の検証を行った。

(2) 実証試験

試験区域の選定

予備試験と本試験を行う試験区域を以下の考えに基づき選定した。

施設の形状等の特徴や未除染箇所からの放射線影響低減を考慮し、土壌貯蔵施設天端の覆土を行った平らな区域（天端の A 区域）、土壌貯蔵施設の堰堤の外側で傾斜を含む区域（法肩付近の B 区域）とした。



図 2-1 試験区域（大熊 3 工区土壌貯蔵施設）

予備試験

で選定した平らな区域（天端の A 区域）から 1 か所代表点を選び、現地で UAV による放射線測定を異なる高度と計測時間を設定し実施した。A 区域内では、検出器にコリメーション（視野制限）を施したシングルディテクターおよびマルチディテクターの 2 つの計測器を使用し、測定した。また、1m 高さでの地上測定（歩行調査）を行い、UAV 放射線計測機の測定結果として得られる積分強度と比較する 2 つの計測器の検量線から、線量に換算した機器換算係数を各々導出した（図 2-2 参照）。

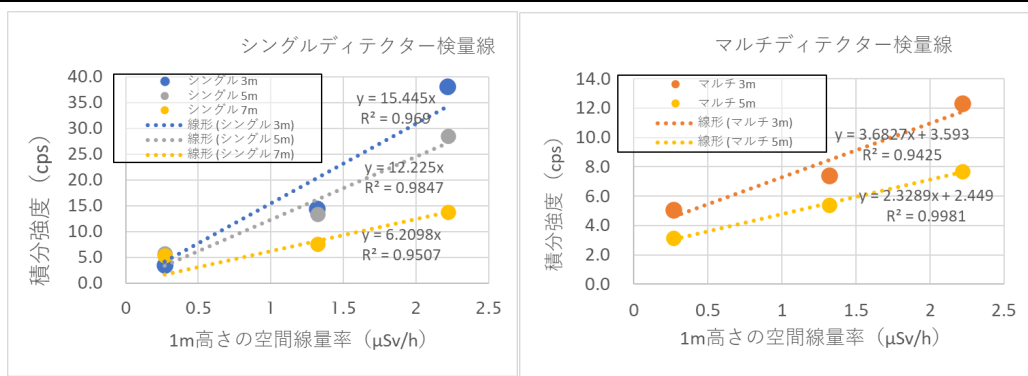


図 2-2 空間線量（1m 高さ）と積分強度（敷地境界除く）

土壌貯蔵施設の運用を想定した本試験

平常時を想定した試験（付加線源なし）、線量が高い異常時（例えば、施設外からの飛来物等の高線量物）を想定した試験（付加線源を飛行線直下に配置、1mずらして配置、2mずらして配置）を、平らな区域（天端の A 区域）においてシングルディテクターおよびマルチディテクターの 2 つの計測器を使用して実施し、各々の検出器に対して最適な計測高度・測定ピッチを検討した（図 2-3 参照）。傾斜を含む区域（法肩付近の B 区域）についても、類似の条件で試験を行った。平面に異常箇所検出時を想定した試験条件と試験結果の一例を示す（図 2-4、2-5 参照）。

また、試験を通じて機器メンテナンス時間等の情報を取得し、1 日あたりの測定範囲を把握した。これらから、土壌貯蔵施設での運用で想定される UAV 放射線測定が実用的なものであることを確認した。

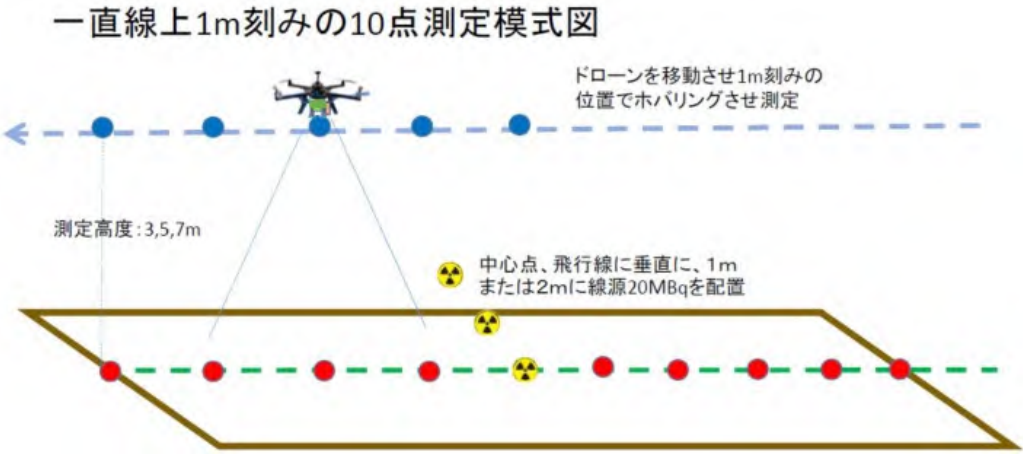
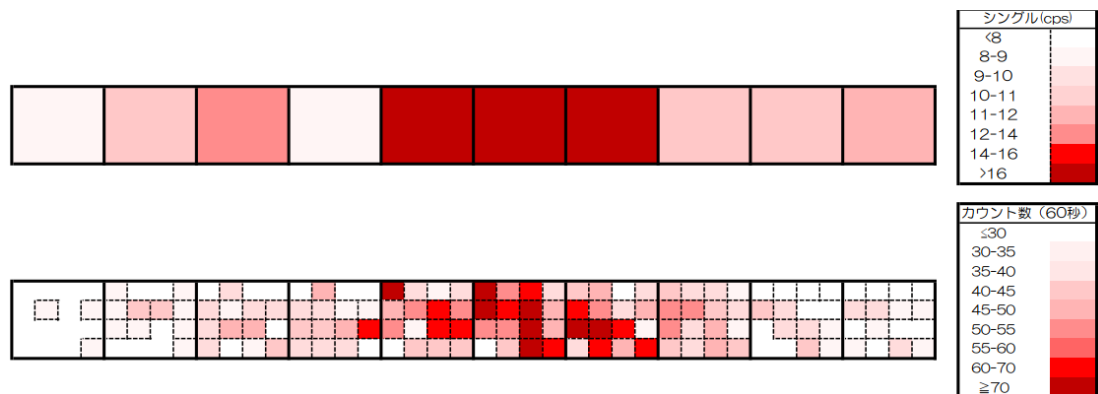
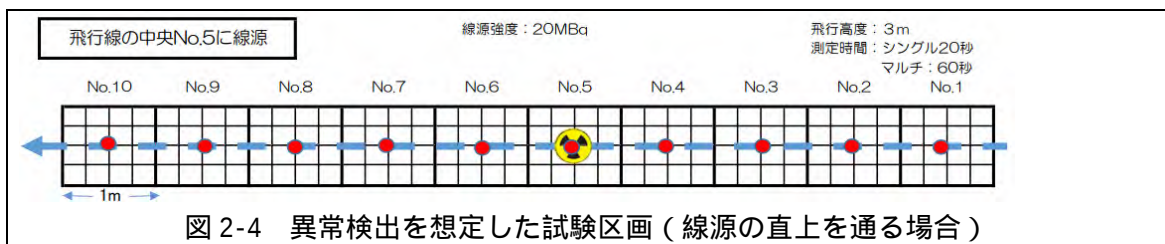


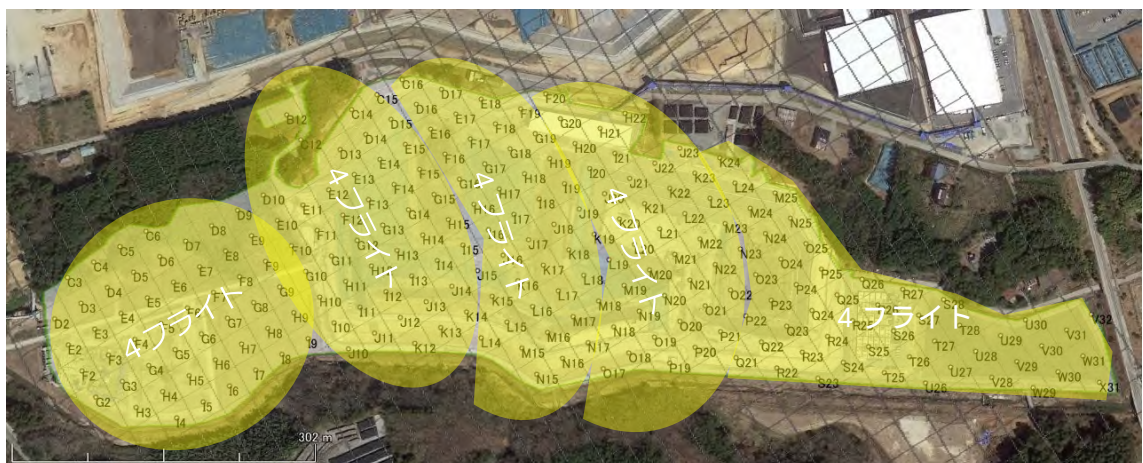
図 2-3 試験方法の概略図



UAV 放射線計測の手順等を記した資料の作成

令和 2 年・令和 3 年に実施した実証実験により得られた知見を踏まえ、空間線量率の週次測定自動化や有事の際の面的測定による異常箇所確認手順を検討した。ここでは、シングルディテクターを用いた面的測定について紹介する。

測定 1 箇所当たり移動位置決め時間含めて 40 秒とする。飛行時間を 8 分(480 秒) とすると、1 フライトで 12 箇所の測定が可能である。土壌貯蔵施設敷地内の面的測定を 30m ピッチで測定を行うとした場合、20 フライトと導出される。よって、20 フライト分の予備バッテリー数 40 個を用意するとし、UAV を用いた面的線量測定の手順を出発前の作業、離陸地点での作業、測定後の作業で作成した（図 2-6 参照）。



4 フライトずつ 5 か所の離着陸地点で実施するとして、その移動時間も含め、離着陸地点 1 箇所当たり 45 分で、4 時間 15 分となり、天候が良ければ、1 日で終了する作業内容となる。

(3) 評価・検証

作業員数、作業時間の検証とコスト評価

大熊 3 工区土壌貯蔵施設を対象として年間の線量測定に要する作業員数は、歩行調査で 12 人・日/年、UAV 測定で 1 人・日/年、年間コストは歩行サーベイで年間 469,100 円、UAV 測定で年間 40,000 円の費用がかかると試算された。このことから、UAV 測定を用いることで 429,100 円の費用が削減できると考えられる（表 2-5 参照）。

表 2-5 比較項目と前提条件

比較項目	前提条件	
作業時間	歩行	1 時間とする（徒歩による点検とし、歩行速度 2.5h/km。敷地面積約 15 万 m ² から、敷地周囲の歩行距離 1.5 km。測定時間 5 分 / 箇所）
	UAV	10 分とする（自動運転を想定し、その起動・終了作業に各 5 分）
作業員体制	歩行	2 名体制とする
	UAV	遠隔での監視員 1 名体制とする
コスト	歩行	環境省の設計労務単価 作業指揮者・特殊除染作業員単価 34,900 円/日 × 0.14 日 × 2 人 × 48 週/年
	UAV	操縦士（測量技師の単価を採用） 40,000 円/日 × 1/48 日 × 1 人 × 48 週/年

(4) まとめ

線量の微小な増加を把握するには、低高度・長時間の測定が有効であった。墜落リスクから飛行高度は平場 3m、斜面 5m が現実的であった。

シングルディテクターは検出感度が高いため、測定箇所を決めて運用する場合に用いると効率的であった。マルチディテクターは汚染源位置の特定がピンポイントで可能なため、汚染源の位置が不明な場合に用いると有効であった。

シングルディテクターは 10MBq 程度線量異常であれば測定位置の周囲 1 m の範囲で十分検知が可能であることを確認した。

3．取得した監視上法の管理・提供技術実証

(1) 試験の準備

取得した監視情報の管理・提供技術実証のための準備として、これらの情報を提供するサーバをクラウド環境に構築した。

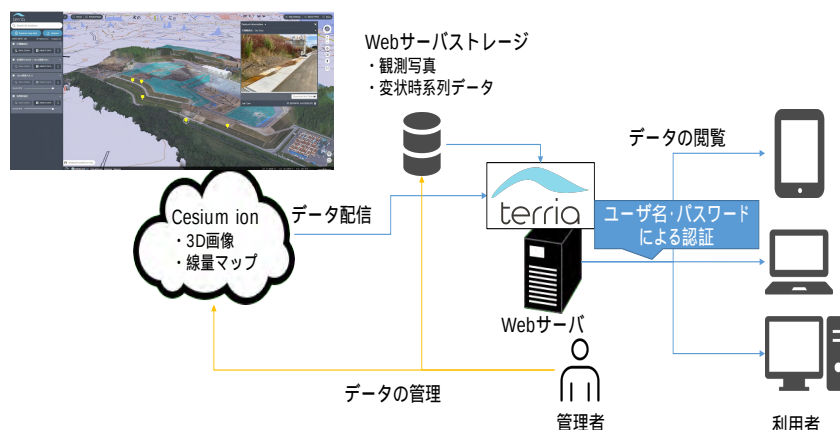


図 3-1 監視情報の管理・提供環境の概要

(2) 実証試験

変状マップ、線量マップ、3D マップなど取得した 3 次元情報について、土壌貯蔵施設の維持管理や情報提供など施設の運用場面での利活用を図るため、データ要件を検討し、点検・監視情報を扱う上での 3 次元情報に関するとりまとめを実施した。

データ要件の検討

3 次元情報のデータ要件について整理した結果を表 3-1 に示す。変状位置・現地測定データなど 3D マップに重畳表示するデータは GeoJson、kml、CSV などのテキスト形式で情報を作成・保持することで重畳が容易と考えられる。この時、TerriaJS(の基盤となる CesiumJS)の制約事項として、単一テキストファイルのデータ容量が 20MB を超えると Web ブラウザが応答しなくなるため、長期間・広域のデータを描画する際は期間ごとまたは測定地点ごとに適切なファイル分割を行う必要がある。

表 3-1 データ要件整理結果

搭載データ	データ形式	解像度	(参考)データ容量/制約
オルソ画像	GeoTiff	10cm	74.4MB
標高データ	GeoTiff	10cm	119.2MB
線量マップ	GeoTiff	—	13.1MB
変状位置データ	GeoJson/kml	—	20KB
現地測定データ	CSV/kml	—	同上
3D モデル	3D Tiles	—	0.5MB

ハードウェア要件の検討

土壌貯蔵施設の監視情報の管理・提供環境のハードウェア要件について検討した。Web アプリを介した提供環境であるため、サーバ側・クライアント側のスペックを変更し整理を行った。整理の結果、クライアント PC では 4GB、配信サーバは 8GB のメモリが必要であることが判明した。

(3) 評価・検証

試作した 3D ビューアでの各種情報の見やすさ、使いやすさ、情報量等に関して、ユーザ(JESCO 技術課、センター職員を想定)からの 5 段階の評価と改善点について意見を聴取した。結果を表 3-2 に示す。操作性については概ね良好な結果となった。利用性は普通となった。主な意見として、日本語のユーザーインターフェースが具備されていないため、機能が分かりづらい、機能の利用方法が説明されておらず、使いづらいといった指摘があった。機能性は 3.3 と普通～やや良いとなった。これは管理提供サイトの対象とするコンテンツが未確定の段階の評価であるが、基本機能としては現状のもので十分、という評価をいただいた。有効性では、施設の監視の観点からトレンド管理での活用に向け、変状箇所の全件掲載や現地写真、各種測定値の紐づけができること等、情報の詳細化が求められた。また、現場での利用を考慮して、通信コスト・通信環境の観点からの評価が必要であることが判明した。

表 3-2 ユーザのアンケート結果

確認観点	評価結果
操作性	3.75 (普通～やや良い)
利用性	3 (普通)
機能性	3.5 (普通～やや良い)
有効性	3 (普通)

(4) まとめ

施設管理での効果的な運用に向けて、搭載すべき情報の表現方法、データ形式、実現方法を昨年度の成果と併せて、検討した。また、提供環境を構築するにあたり、必要と考えられるハードウェア要件を検討し、クライアント PC では 4GB、配信サーバは 8GB のメモリが必要であることが判明した。

ユーザに試作サイトの各種情報についてアンケートを行い、今後の課題として施設管理での活用に向けて画面項目の日本語化・利用方法のナビゲーション、及び現場利用を考慮した通信環境に対する検証が必要であることが判明した。

実施代表者：株式会社大林組

実証テーマ名：溶融スラグの再生利用等技術の実証

概要：

双葉町仮設焼却第一施設および双葉町仮設灰処理第一施設（以下、「双葉町仮設処理第一施設」と記す）では、シャフト炉および表面溶融炉により除染廃棄物等やその焼却灰等が溶融処理され、安定した高品質の溶融スラグが生成されている。

本実証は、当該施設で生成される溶融スラグの再生利用を円滑に進めるため、利用用途（盛土材、路盤材、アスファルト舗装骨材、コンクリート骨材）に応じた再生利用品の安全性、安定性を確認することを目的としている。今年度は、室内試験および試験施工を実施した。

中間貯蔵施設
予定地内廃棄物

受入分別施設
発生残さ

災害廃棄物

除染廃棄物

仮設焼却施設
(日鉄エンジニアリング)

シャフト炉式
ガス化溶融炉
(プラント)
1炉

はいじん

燃料式
表面溶融炉
(プラント)
2炉

仮設灰処理施設
(クボタ環境サービス)

シャフト炉スラグ

表面溶融炉スラグ

安定した高品質の
溶融スラグ

再生資材
盛土材、路盤材、アスファ
ルト舗装、コンクリート骨材

灰処理
はいじん

廃棄物貯蔵施設

焼却施設の外観

図 1 双葉町仮設処理第一施設の概要

実施内容：

双葉町仮設処理第一施設で生成した溶融スラグの放射性物質濃度、重金属溶出量・含有量および物理性状を確認し、当該溶融スラグを配合した盛土、路盤、アスファルト舗装、コンクリート供試体を作製して室内試験を実施するとともに、各種基準等と照らし合わせることで、各用途への適用性を評価した。室内試験結果にもとづいて試験盛土・アスファルト舗装道路の配合を決定し、技術実証フィールドにおいて試験施工および各種モニタリングを行うとともに、コンクリート供試体の屋外暴露試験を実施している。

技術概要：

室内試験は、試験施工に使用する材料を用い、昨年度の成果 ①)にもとづいて試験項目等を選定し実施した。試験施工は、盛土・アスファルト道路を対象とし、表 1 に示す内容で実施した。コンクリートについては、供試体を技術実証フィールド内で屋外保管し、暴露試験を実施中であり、各種モニタリングも来年度まで継続して実施する予定である。

表 1 試験施工等の試験ケースと主な測定項目

対象	使用材料	主な測定項目	
		供用時	施工時・解体時 ²⁾
試験盛土①	・シャフト炉スラグ ・除去土壌	・空間線量率 ・浸出水の放射性物質濃度	・空間線量率 ・作業員被ばく量 ・粉じん量
試験盛土②	・表面溶融炉スラグ ・除去土壌	・外観観察 ・地表面変位	
舗装道路 (5 工区)	・シャフト炉スラグ ：アスファルト舗装、路盤 ・表面溶融炉スラグ ：路盤	・空間線量率 ・表面形状、ひび割れ率、わだち掘れ量、路面粗さ試験、FWD たわみ測定 ・浸透水の放射性物質濃度等	
コンクリート供試体	・シャフト炉スラグ ・表面溶融炉スラグ	・圧縮強度、曲げ強度、中性化深さ等 ・表面状態観察	

1)令和 2 年度除去土壌等の減容等技術実証事業（その 4）
2)解体は令和 4 年度に実施する予定

実証試験の結果：	
1. 室内試験の結果 ・ 溶融スラグの放射性物質濃度及び重金属等の溶出量、含有量を測定した。重金属等の溶出量、含有量は、環境安全品質（JIS A 5031、JIS A 5032）、土壤汚染対策法に基づく土壤溶出量基準、土壤含有量基準に適合していた。 ・ 溶融スラグの含水比、粒度分布、締固め特性、pH などを確認した。 ・ 溶融スラグの再生利用の用途として、盛土材、路盤材、アスファルト舗装骨材およびコンクリート骨材を選定し、JIS 規格や国土交通省共通仕様書、品質管理基準などを参考にして配合試験、基準試験を行った。その結果、各用途とも使用量などの配合等を調整することで、各種基準に適合する再生利用品を製造できることを確認した。得られた成果をもとに、試験施工やコンクリート屋外暴露試験に用いる配合を設定した。	
2. 試験施工等について ・ 技術実証フィールドにおいて、表 1（前掲）に示す試験ケース、測定方法で試験施工等を実施した。 ・ 盛土および舗装道路は、国土交通省共通仕様書や関連仕様書に則って計画、施工を行うことで、所定の品質を確保できた。 ・ 空間線量率や作業員被ばく量、粉じん濃度などのモニタリングを行い、盛土や舗装道路の施工や供用における影響を確認した。 ・ コンクリート供試体の屋外暴露試験を開始し、材齢 28 日における圧縮強度等の品質を確認した。	
3. 今後の展開 ・ 今年度試験施工で構築した試験盛土、舗装道路のモニタリング、コンクリート供試体に対する屋外暴露試験を継続する。試験盛土、舗装道路においては解体時のモニタリング等も行い、再生利用品の展開を視野に入れ、安全性・安定性を評価する。	
減容等の評価： 溶融スラグを配合した盛土材、路盤材、アスファルト舗装、コンクリートの材料としての適用性を確認できた。溶融スラグ再生利用先の拡大が期待できる。	
作業員被ばく量評価： 放射性物質濃度が 3,000Bq/kg 程度の除去土壤、1,000Bq/kg 程度の溶融スラグを用いて実施した試験施工等を担当した作業員の一日当たり平均被ばく線量の最大値は、上限値として設定した 80 μ Sv/d を大きく下回る 2.7 μ Sv/d であり、被ばく線量は低い。	
コスト評価※：盛土材製造 609 円/t 歩掛り作業人工、作業速度等）：880t/日	
コスト評価条件：稼働日数 240 d/y × 1y、処理数量 211,200t（除去土壤 105,600t、溶融スラグ 105,600t） ※令和 2 年度実証事業（その 2）の成果と同等と評価	
作業における安全上の注意：溶融スラグには放射性物質が含まれるため保護具を着用	
試験場所（住所）：福島県双葉郡大熊町（技術実証フィールド）、双葉町、郡山市。千葉県佐倉市	除去物保管場所と保管状況：技術実証フィールドヤード No.4 で試験盛土・舗装道路のモニタリング、コンクリート供試体の屋外暴露試験を継続中。同フィールド内第二資材置場に大型土のうや土のう袋の荷姿で保管。

1. 試験概要

(1) 試験の目的

双葉町仮設処理第一施設で生成される溶融スラグを対象に、再生利用品としての利用を円滑に進めるため、当該溶融スラグを実際に用いて、再生利用品としての製造方法や施工方法、品質管理方法を実証するとともに、施工中、供用中、解体時を通したサイクルでの安全性、安定性を評価することを目的として実施している。

(2) 実施内容と成果目標

実施内容と成果目標を表 1-1 に示す。試験の手順（3 年の想定期間全体）を図 1-1 に示す。今年度は、室内試験を行って溶融スラグや溶融スラグを配合した供試体の物理特性等を確認した。

試験結果にもとづいて試験盛土・舗装道路で試験する配合を設定し、試験施工を行った。施工時、供用時には空間線量率や作業員の被ばく量などのモニタリングを実施した。コンクリート供試体についても室内試験結果にもとづいた配合で作製し、屋外に保管して屋外暴露試験を実施している。

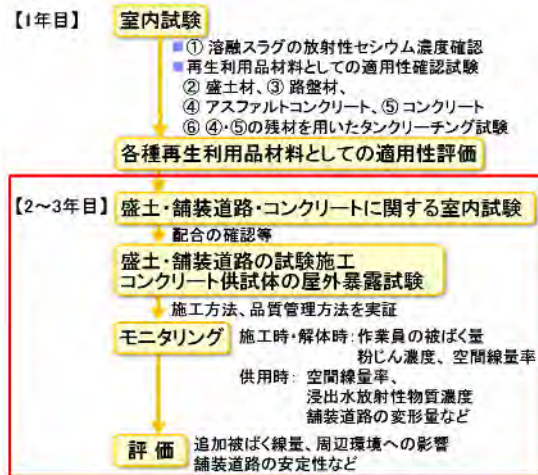


図 1-1 試験の手順（3 年の想定）

表 1-1 実施内容と成果目標

No	課題	実施内容	成果目標	供試 溶融スラグ	実施時期・場所等
1	溶融スラグの放射性物質濃度	サンプリング・測定 双葉町仮設処理第一施設取得データの活用	放射性物質濃度を踏まえた再生利用方法を提案	・シャフト炉 ・表面溶融炉	・令和 2・3 年度 (1・2 年目) ・技術実証フィールド
2	再生利用が可能な品目、適切な配合	再生利用品に応じた基準試験（配合試験）、タンクリーチング試験（溶出性確認）	各種再生利用品の材料としての適用性を評価	・シャフト炉 ・表面溶融炉	・令和 2 年度(1 年目) ・技術実証フィールド ・東京都清瀬市 ¹⁾ ・千葉県佐倉市
3	試験施工等で採用する配合	再生利用品に応じた基準試験（配合試験）	試験施工（盛土、舗装道路）、屋外暴露試験用コンクリート供試体の配合確認	・シャフト炉 ・表面溶融炉	・令和 3 年度(2 年目) ・技術実証フィールド ・福島県双葉郡双葉町 ・福島県郡山市 ・千葉県佐倉市
4	再生利用品の環境安全性、安定性（耐久性）	試験施工時、供用時、解体時の空間線量率、作業員被ばく量、浸出水の放射性物質濃度等モニタリング、道路の機能確認試験、コンクリート供試体屋外暴露試験	再生利用品を用いた盛土や舗装道路の環境安全性や安定性、コンクリート供試体の耐久性確認	・シャフト炉 ・表面溶融炉	・令和 3～4 年度 (2～3 年目) ・技術実証フィールド ・千葉県佐倉市

1) 当地では、放射性物質濃度が 100Bq/kg 未満の溶融スラグのみを試験に用いた

(3) 対象とした溶融スラグ

試験のためご提供いただいた溶融スラグおよび除去土壌の一覧を表 1-2 に示す。

表 1-2 ご提供いただいた溶融スラグ、除去土壌一覧表

名称	粒度調整 ¹⁾	放射性物質濃度(Bq/kg)	重量	入手日	備考
シャフト炉スラグ	あり	530 ²⁾	118t	10/12	双葉町仮設焼却第一施設生成品
シャフト炉スラグ	あり	275 ³⁾	12t	2/8	双葉町仮設焼却第一施設生成品
表面溶融炉スラグ	なし	999 ⁴⁾	123t	10/18	双葉町仮設灰処理第一施設生成品
表面溶融炉スラグ	あり	1,000 ²⁾	930kg	10/8	双葉町仮設灰処理第一施設生成品
除去土壌	—	3,000 ²⁾	230t	10/14,15,19	20mm 分級装置通過品

1) 整粒器による粒度調整 2) 技術実証フィールド分析室 分析結果

3) 双葉町仮設焼却第一施設 分析結果 4) 双葉町仮設灰処理第一施設 分析結果

2. 室内試験の方法と結果

(1) 溶融スラグの品質確認

(ア) 放射性物質濃度

シャフト炉スラグは 275、530Bq/kg、表面溶融炉スラグは粒度調整の有無にかかわらず、1,000Bq/kg 程度の値を示した。試験盛土に使用する除去土壌は 3,000Bq/kg 程度であった。

(イ) 重金属溶出量・含有量

シャフト炉スラグ、表面溶融炉スラグともに環境安全品質基準（JIS A 5031、JIS A 5032）、土壤汚染対策法にもとづく土壤溶出量基準、土壤含有量基準に適合していた。

(ウ) 物理性状

粒度試験結果を図 2-1 に示す。これらのスラグは、例えば JIS A 5032 で規定される単粒度溶融スラグ（SM-5）や溶融スラグ細骨材（FM-2.5）の粒径範囲には入っていなかったが、スラグ生成時の粒度調整や、粒径分布の異なる材料の混合などを実施できることから、活用用途に応じた粒径分布とすることは可能と考えられる。除去土壌は、細粒分

（粒径 0.075mm 以下）が 38.4%を占め、粒度分布からは中間土に分類されるものであった。その他、溶融スラグ単体のコンシステンシー特性、締固め特性、強度特性（コーン指数、CBR）、pH、透水係数を確認した。

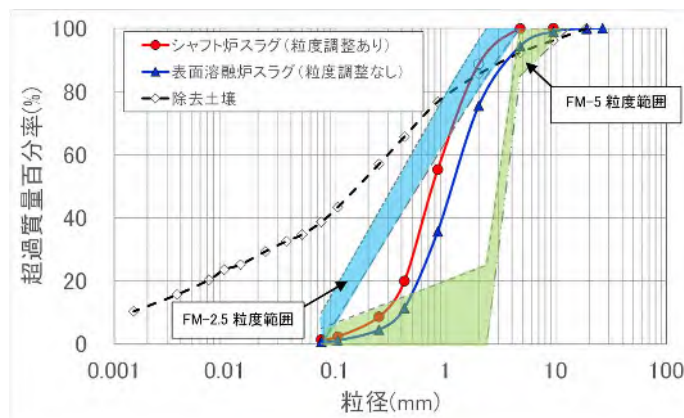


図 2-1 溶融スラグおよび除去土壌の粒径加積曲線

(2) 盛土材に関する試験

①試験概要

除去土壌を土工材料として利用するための改良材として、熔融スラグの適用性を確認するため、除去土壌にシャフト炉スラグあるいは表面熔融炉スラグを混合して供試土を作製し、土質試験を実施した。その結果にもとづき、試験盛土の配合を選定した。試験は、土粒子の密度、含水比、粒度、コンシステンシー特性、締固め特性、強度特性（コーン指数、CBR）、pH、透水係数の各項目について実施した。

②試験結果

供試土の粒度加積曲線を図 2-2 に、締固め曲線を図 2-3 に示す。熔融スラグ添加量の増加に伴い最大乾燥密度が高くなっていることから、熔融スラグを配合することで、より密実な盛土を構築できることを確認した。またコーン指数は、いずれも第二種発生土相当（800kN/m² 以上）、pH はいずれも 7.1～7.4 とほぼ中性を示していた。これらの結果などから、混合土（50%）を試験盛土の配合として選定した。

また、盛土材等の CBR 試験結果、透水係数試験結果を整理して図 2-5、図 2-4 に示す。いずれの指標も、熔融スラグの種類による差は小さいこと、熔融スラグ混合率の増加に伴って両指標とも増加していることが確認できた。

注）試験ケース・・熔融スラグ:除去土壌=1:3(呼称 25%)、1:1(同 50%)（いずれも乾土質量比）

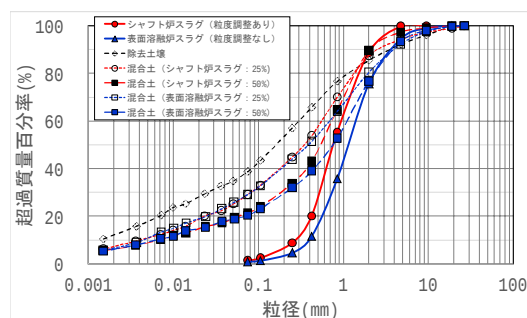


図 2-2 盛土材等の粒度加積曲線

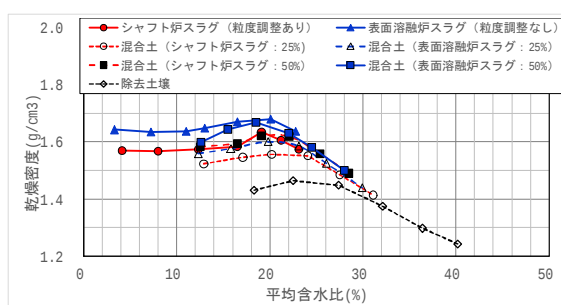


図 2-3 盛土材等の締固め曲線

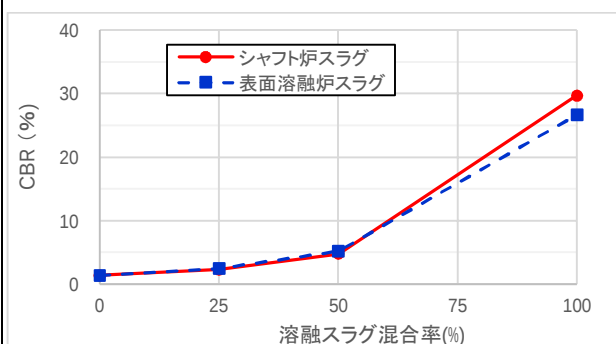


図 2-5 盛土材等の CBR

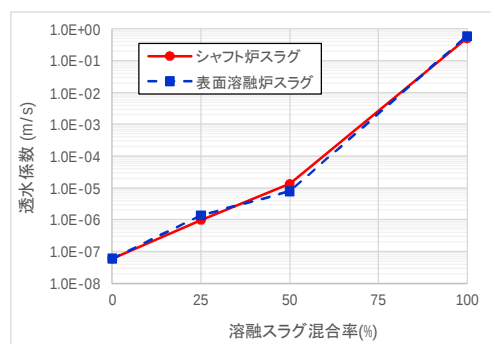


図 2-4 盛土材等の透水係数

(3) 路盤材に関する試験

①試験概要

試験施工で採用する路盤材料の配合を決定するため、上層路盤を対象とした粒度調整工法（切込碎石 C-40、スクリーニングス、熔融スラグを用いた粒度調整碎石 M-40）を想定し、材料試験、CBR 試験などの基準試験を行った。

②試験結果

選定した配合を表 2-1 に示す。いずれの配合も上層路盤を対象とした粒度調整工法に必要とされる品質を有していたことから、同表の配合を試験施工に採用した。得られた締固め曲線および CBR－乾燥密度関係図の 1 例を図 2-6 に示す。

表 2-1 路盤材の配合一覧表

使用する熔融スラグ	配合率 (%)		
	粗粒分	細粒分	
	切込碎石 C-40	スクリーニングス	熔融スラグ (置換率 ¹⁾)
スラグなし	60	40	0
シャフト炉スラグ	60	0	40 (100%)
表面熔融炉スラグ	60	10	30 (75%)

1) スラグ置換率(%)= (スラグ質量) / (スクリーニングス質量+スラグ質量) × 100 (%)

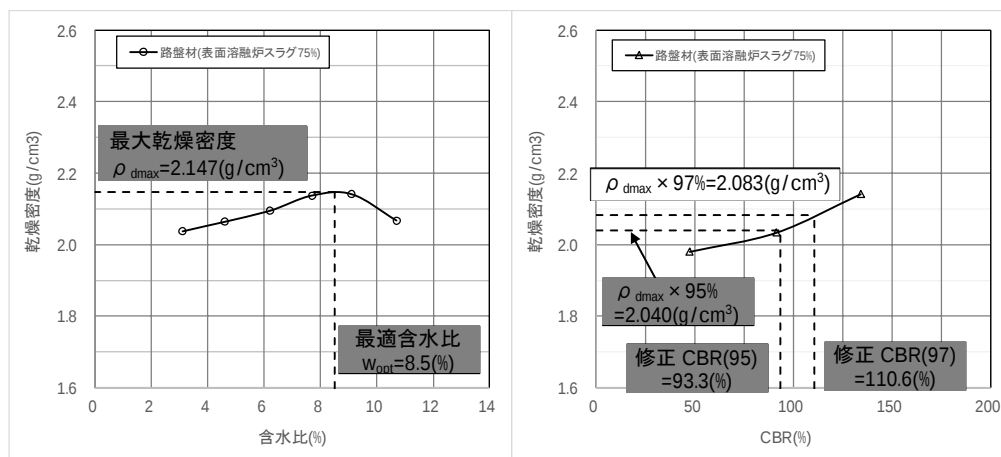


図 2-6 締固め曲線および CBR－乾燥密度関係(路盤材:表面熔融炉スラグ)

(4) アスファルト舗装に関する試験

①試験概要

試験施工で採用するアスファルト舗装の配合を確認するため、基準試験を行った。表層は密粒度アスファルト、基層は粗粒度アスファルトとし、シャフト炉スラグの配合率を 0～15% の 4 レベル設定して試験した。

表 2-2 アスファルト舗装の仕様等

項目	仕様等	スラグ配合率 ¹⁾
アスファルトの種類	ストレートアスファルト	
混合物の種類	粗粒度アスファルト混合物(20)	0%、5%、10%、15%
	密粒度アスファルト混合物(13)	同上

1) スラグ配合率= (細骨材と置換したスラグの質量) / (全骨材質量) × 100 (%)

②試験結果

いずれの試験ケースも国土交通省土木工事共通仕様書に示された基準値に適合していた。この結果にもとづき、試験施工で採用する配合を選定した（後述）。マーシャル安定度およびフロー値の結果を図 2-7、図 2-8 に示す。

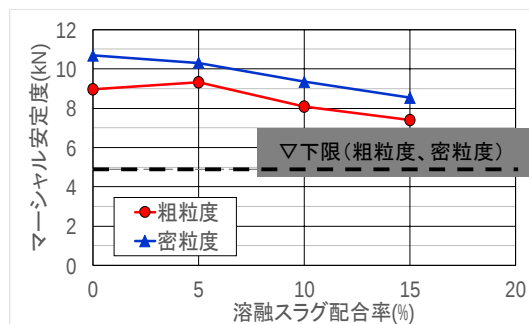


図 2-7 マーシャル安定度試験結果

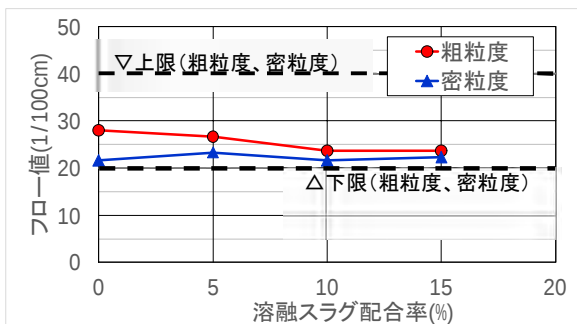


図 2-8 フロー値試験結果

(5) コンクリートに関する試験

①試験概要

溶融スラグ配合の有無や種類の相違によるフレッシュコンクリートや硬化コンクリートの物性への影響を確認するため、配合試験を行った。コンクリートの配合条件は昨年度の実証事業と同条件とし（表 2-3 参照）、今年度は、昨年度供試したシャフト炉スラグに加え表面溶融炉スラグも供試した。硬化コンクリート試験は、フレッシュコンクリートに関する試験結果をもとに配合を決定し実施した（表 2-4 参照）。

表 2-3 コンクリートの配合条件

項目	仕様等	備考
種別	普通コンクリート	
目標圧縮強度	30N/mm ²	「JIS A 5031 一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を溶融固化したコンクリート用溶融スラグ骨材」の規定を準用
水セメント比	55%以下	
目標スランプ	8cm	規格値 8 ± 2.5cm
空気量	4.5%	規格値 4.5 ± 1.5%

表 2-4 硬化コンクリート試験の配合概要表

環境温度 (℃)	スラグの種類	置換率(%) (質量割合)	W/C (%)	s/a (%)	単位水量 W (kg/m ³)	配合数	
						該当欄の数	合計
10℃ 30℃	なし	0	55	46	155	10℃ : 3 30℃ : 3	14
	シャフト炉 ¹⁾	50	55	46	165		
	表面溶融炉 ¹⁾	50	55	46	165		
20	なし	0	55	46	155	1 ケース	
	シャフト炉 ¹⁾	50	55	46	165	1 ケース	
	表面溶融炉 ¹⁾	25, 50, 75, 100	52, 55, 58	46, 47	165	6 ケース	

(注) 他に各配合に適した添加剤の種類・量を添加

1) シャフト炉スラグ、表面溶融炉スラグとも「粒度調整あり」の試料を供試した。

②試験結果

(ア) 熔融スラグの物理性状確認

JIS A 5031 を参考にして熔融スラグ骨材の物理性状を確認した結果を表 2-5 に示す。シャフト炉スラグ（粒度調整あり）は、粒形判定実積率以外は規格値を満足していた。粒形判定実積率は粒度調整方法の工夫などにより規格値に適合させられる可能性がある。表面熔融炉スラグ（粒度調整あり）は、すべての項目で規格値を満足していた。

表 2-5 熔融スラグ物理性状確認試験結果

項目	単位	規格値 ¹⁾	シャフト炉スラグ (粒度調整あり)		表面熔融炉スラグ (粒度調整あり)	
細骨材の密度	g/cm ³	2.5 以上	2.70	OK	2.83	OK
吸水率	%	3.0 以下	0.37	OK	0.22	OK
骨材の微粒分量	%	7.0 以下	0.9	OK	2.5	OK
粒形判定実積率	%	53 以上	49.1	NG	53.9	OK
硫酸ナトリウム による骨材の安定性	%	10 以下	1.0	OK	0.6	OK
銅スラグ細骨材の 化学成分及び 塩化物分析	%	酸化カルシウム 45.0 以下	33.4	OK	35.4	OK
		全硫黄 2.0 以下	0.2	OK	0.0	OK
		三酸化硫黄 0.5 以下	< 0.1	OK	< 0.1	OK
		塩化物量 0.04 以下	0.002	OK	0.017	OK
(化学成分) 金属鉄の含有量	%	金属鉄 1.0 以下	0.4	OK	< 0.3	OK
骨材のアルカリシリカ 反応性（化学法）	—	無害	無害	OK	無害	OK
膨張性	%	0	0 (膨張性なし)	OK	0 (膨張性なし)	OK
ポップアウト確認	—	ポップアウトなし	ポップアウトなし	OK	ポップアウトなし	OK

1) JIS A 5031 一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を 熔融固化したコンクリート用熔融スラグ骨材

(イ) フレッシュコンクリート、硬化コンクリートに関する試験

ブリーディング試験の結果、スラグを配合することでブリーディング量が増加する傾向が確認された。環境温度ごと(10、20、30℃)の強度試験結果を図 2-9 に示す。相対的に、環境温度 20℃の強度発現が優れている傾向が確認された。

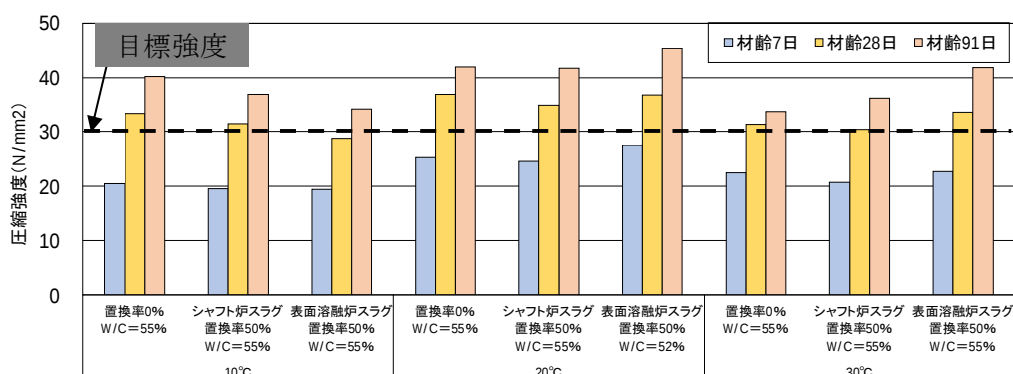


図 2-9 圧縮強度試験結果（圧縮強度、環境温度 10℃、20℃、30℃）

3. 試験施工の概要と結果

(1) 概要

室内試験で得られた結果をもとに試験施工で用いる配合を決定し、技術実証フィールド内実証ヤード No.4 で盛土、舗装道路の試験施工を行っている。また、外部試験機関で作製したコンクリート供試体を技術実証フィールドに運搬、屋外保管し、屋外暴露試験を実施している。

試験施工等の目的、実施内容、舗装道路の仕様および試験盛土および舗装道路の断面図、構造物等配置平面図をそれぞれ表 3-1～表 3-3、図 3-2～図 3-3 に示す。

表 3-1 試験施工等の目的一覧表

構造物等	目的	
	個別	共通
盛土	・ 長期的な盛土の安全性、安定性の評価 ・ 浸出水の放射性物質濃度等の評価	・ 構造物構築時・解体時の作業員被ばく量、粉じん発生量の評価 ・ 供用時の空間線量率の評価
舗装道路	・ 道路の耐久性の評価（舗装道路構造設計手法の適用性評価） ・ 表流水・浸透水の放射性物質濃度、重金属濃度等の評価	
コンクリート供試体	・ 屋外暴露試験による供試体の耐久性の評価	

表 3-2 試験施工等の実施内容一覧表

構造物等	使用材料	主な測定項目	
		供用時	施工・解体時
試験盛土①	・ 除去土壌 ・ シャフト炉スラグ	・ 空間線量率 ・ 浸出水の放射性物質濃度、pH ・ 外観観察 ・ 形状、沈下量	・ 空間線量率 ・ 作業員の被ばく量 ・ 粉じん量
試験盛土②	・ 除去土壌 ・ 表面熔融炉スラグ		
舗装道路（5 工区）	・ アスファルト舗装材 ・ 路盤材 ・ シャフト炉スラグ ・ 表面熔融炉スラグ	・ 空間線量率 ・ 沈下量 ・ 雨水表流水、浸透水の放射性物質濃度、pH、重金属濃度 ・ 道路の促進載荷走行として、概ね 2 か月に 1 回以下を測定：表面形状、ひび割れ率、わだち掘れ量、路面粗さ、FWD たわみ測定	
コンクリート供試体	・ シャフト炉スラグ ・ 表面熔融炉スラグ	・ 外観観察 ・ 強度試験 ・ 中性化深さ測定	

試験盛土では、スケルトンバケットを装着したバックホウで除去土壌と熔融スラグとを混合して盛土材を製造した。試験盛土は路体盛土を想定し、締固めは、①一層の仕上り厚を 30cm 以下、②締固め度 90%以上とした。1 層ごとに「RI 計器を用いた盛土の締固め管理要領（案）」（国土交通省）にもとづいて締固め度を測定した。

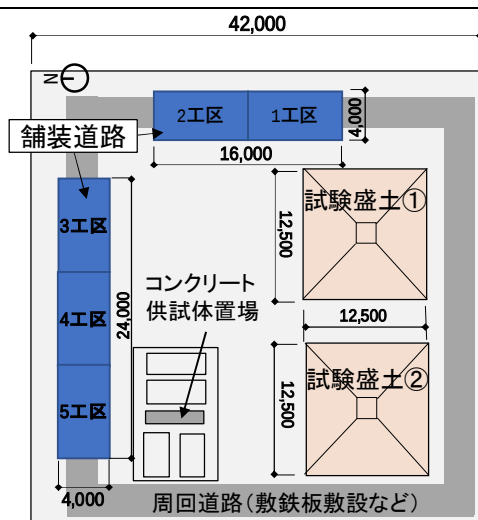


図 3-2 構築物等配置平面図

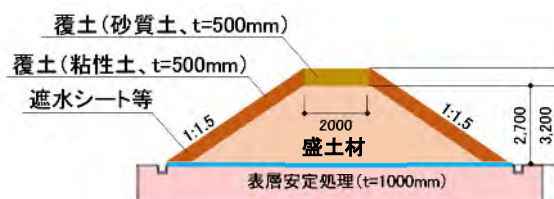


図 3-1 試験盛土断面図

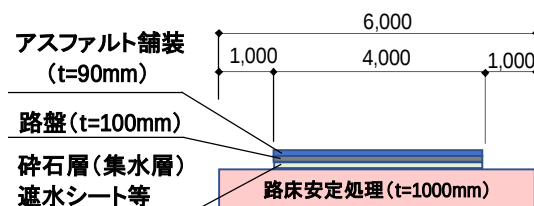


図 3-3 舗装道路断面図

表 3-3 舗装道路試験の仕様一覧表 (設計交通区分 : N1)

工区 No.		1 工区	2 工区	3 工区 (対照区)	4 工区	5 工区
アス ファ ルト 舗 装	表層 t=4cm 密粒度 (13)	シャフト炉 配合率 ¹⁾ 10%		スラグ 0%	シャフト炉 配合率 15%	
	基層 t=5cm 粗粒度 (20)	シャフト炉 配合率 10%		スラグ 0%	シャフト炉 配合率 15%	
路盤 : t=10cm		シャフト炉 置換率 ¹⁾ 100%	表面熔融炉 置換率 75%	スラグ 0%	シャフト炉 置換率 100%	表面熔融炉 置換率 75%
基礎地盤		現場 CBR8%以上 (中性固化材による地盤改良)				

- 1) 配合率・置換率は、室内で実施する基準試験結果に基づき設定した。
 配合率 (%) = (細骨材と置換したスラグの重量) / (全骨材質量) × 100 (%)
 置換率 (%) = (スラグ重量) / (スクリーニングス+スラグ重量) × 100 (%)

(2) 試験状況

構築物の状況を図 3-4 に示す。1 年間のモニタリングで評価する計画としており、データを継続して収集中である。



(盛土材製造状況)



(敷均し状況)



(盛土構築完了)



(路盤構築完了)



(アスファルト舗装道路
構築完了)



(コンクリート供試体
保管状況)

図 3-4 構築物の設置状況写真

(3) 結果

①構築物の施工方法、品質

溶融スラグを用いた試験盛土、アスファルト舗装道路とも、国土交通省土木工事共通仕様書や各種関連基準類にしたがって施工することで、所定の品質の構造物を構築できることを確認できた。

②モニタリング結果の概要

(ア) 空間線量率、粉じん濃度

技術実証フィールドヤード No.4 で測定した空間線量率および粉じん濃度を図 3-5、図 3-6 に示す。

放射性物質を含む溶融スラグや除去土壌を用いた試験盛土の施工に伴い、ヤード内の空間線量率も上昇したが、覆土の施工に伴い、その空間線量率も低下傾向を示している。

また、粉じん濃度は、盛土施工時には少し上昇したが、その値は、参考値と考えられる大気環境基準（浮遊粒子状物質）の 1/10 以下程度であった。

(イ) 作業従事者の外部被ばく線量

外部被ばく線量測定結果を表 3-4 に示す。試験盛土や舗装道路等の施工に伴う外部被ばく量は、最大でも $263 \mu\text{Sv}/99 \text{ 日} = 2.7 \mu\text{Sv}/\text{日}$ であり、当地で上限値として設定した $80 \mu\text{Sv}/\text{日}$ （注）を大幅に下回っていた。

注）一労働日の被ばく線量上限値として設定されている「5 年で 100mSv 」（国際放射線防護委員会（ICRP）の 2007 年勧告）を参考にした値。

(ウ) 地震に伴う影響

維持管理期間中の令和 4 年 3 月 16 日(水)23 時 36 分頃に発生した震度 6 弱の地震に伴う試験盛土・舗装道路の変状は確認されなかった。

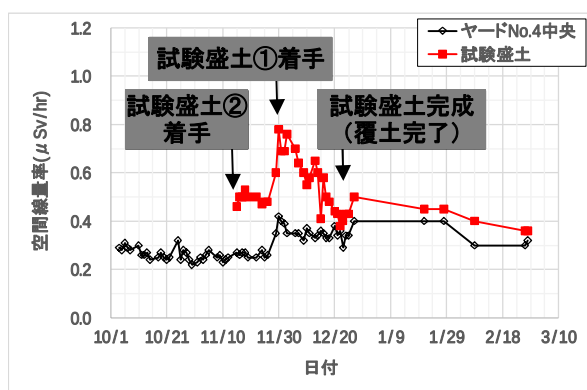


図 3-5 空間線量率測定結果

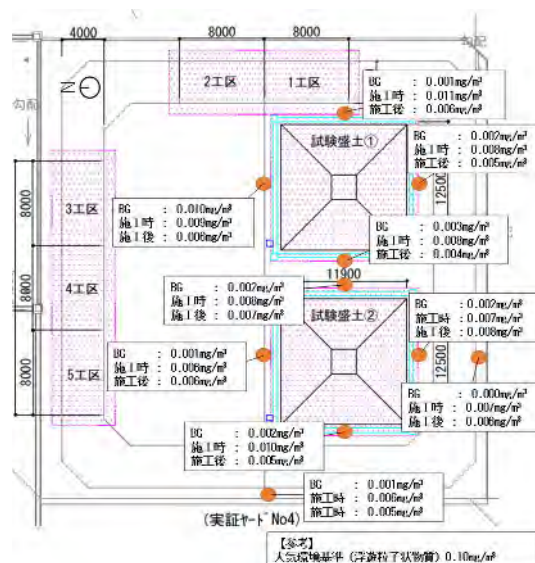


図 3-6 粉じん濃度測定結果

表 3-4 作業担当者の外部被ばく線量（個人被ばく線量計、2021/7～2022/1）

従事者	合計（7～1 月度）		担当	従事者	合計（7～1 月度）		担当
	作業日数（日）	被ばく線量（ μSv ）			作業日数（日）	被ばく線量（ μSv ）	
A	33	54.9	現場管理	D	99	263.1	・準備工 ・試験盛土 ・舗装道路 等
B	70	151.3	現場管理	E	84	223.8	
C	15	19.7	土質試験	F	80	223.6	
				G	81	236.5	

(エ) 舗装道路の機能確認試験結果

舗装道路の耐久性等の品質を確認するため、ダンプトラック（総重量約 20t）を 2 か月に 1 回程度の頻度で 365 周走行し（「促進载荷試験」という）、およそ 1 年間の期間でひび割れ率などの変化を確認する計画としている。今年度は、舗装道路施工後（初期値）および促進载荷試験 1 回目の後に機能確認試験を行った。その結果の中からわだち掘れの測定結果を示す（図 3-7 参照）。わだち掘れ量はダンプトラックの走行によりすべての工区で同様の傾向（わずかな増加）が確認された。今後も促進载荷試験、機能確認試験を行い、舗装道路の耐久性等の評価を行っていく。

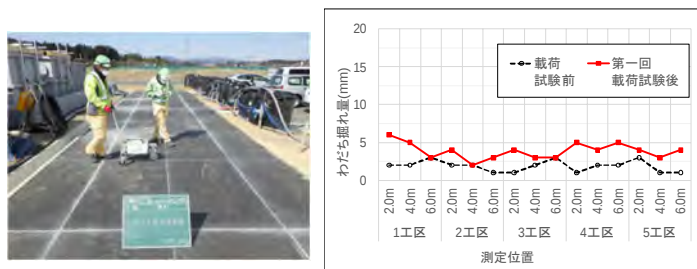


図 3-7 わだち掘れ量測定状況・結果

4. まとめと今後の課題

(1) まとめ

- ・ 溶融スラグの重金属溶出量、含有量は、環境安全品質（JIS A 5031、JIS A 5032）および土壌汚染対策法に基づく溶出量基準、含有量基準に適合していた。
- ・ 盛土材の室内試験結果より、溶融スラグの配合量が多いほど密実な盛土を構築できることを確認した。試験盛土では、両溶融スラグとも混合土（50%）を採用した。
- ・ 路盤材の室内試験結果より、通常用いられている切込碎石（C-40）、スクリーニングスに溶融スラグを配合することで、上層路盤（粒度調整碎石）の規格を満足する路盤材を製造できることを確認し、試験施工でも採用した。
- ・ アスファルト舗装の配合検討のため基準試験を行い、所定の品質を確保できることを確認した。試験施工では表層を密粒度アスファルト、基層を粗粒度アスファルトとして施工した。
- ・ 溶融スラグを用いた試験盛土、アスファルト舗装道路とも、国土交通省土木工事共通仕様書や各種関連基準類にしたがって施工することで、所定の品質の構造物を構築することができた。
- ・ コンクリートに関する各種試験を行い、両溶融スラグとも設定した品質を確保できる配合を確認した。得られた配合で暴露試験用の供試体を作製し、技術実証フィールドにて屋外保管している。
- ・ 試験盛土や舗装道路等の施工に伴う作業員の外部被ばく量は、最大でも $263 \mu \text{ Sv}/99 \text{ 日} = 2.7 \mu \text{ Sv}/\text{日}$ であり、許容値の 1 例と考えられる $80 \mu \text{ Sv}/\text{日}$ を大きく下回っていた。
- ・ アスファルト舗装道路に対して促進载荷試験、機能確認試験を行い、その品質を確認した。現時点では工区（配合等）ごとの品質の相違は確認されていないが、耐久性評価のため、今後も試験を継続する。

(2) 今後の課題

- ・ 今後の再生利用に向けて、今後も盛土や舗装道路等に関するモニタリングを継続し、構造物の品質や環境安全性に関するデータを蓄積し評価していくことが重要と考えられる。

実施代表者：セイスイ工業株式会社	
実証テーマ名：除去土壌の 20 μ m 程度での物理的分級による減容化の実証	
概要： 本試験では、非放射性セシウムを吸着させた土壌に対し、デカンタ式遠心分離機に分級点を、通常分級点 75μm よりも細かい粒径 20μm に設定し、複数回繰り返し洗浄と分級を行う。それにより、20μm 未満の細粒分にセシウムが濃縮することで、新たに 20μm～75μm の分画の再生利用が増えることが期待できる。これらの基礎データを取得するため、本試験では、分級処理後土壌の非放射性セシウム濃度、粒径 20μm 以上の粗粒分の回収率、細粒分混入率、減容率等の検証を行う。	
実施内容： 本試験では、千葉県内の農地の表層部から採取した土壌を水と混合させて泥水にし、サイクロン付き振動篩機を使い 75μm で分級した濃度 10%程度の泥水に非放射性セシウムを土壌 1kg(dry)当たり 5mg 添加する。これを 72 時間攪拌し土壌に非放射性セシウムを吸着させた泥水を試験用泥水として使用する。試験では、デカンタ式遠心分離機に分級点を、通常分級点 75μm よりも細かい粒径 20μm に設定し分級した 20μm 以上の粗粒分(分級土 B)を繰り返し洗浄と分級を行う。本試験を行う前の予備試験では、最適なデカンタ式遠心分離機に分級点を導き出すために、せきの高さ、本体回転数、差速回転数の順で予備分級試験を行い本試験の条件を決定する。	
技術概要： 湿式サイクロンの分級精度や捕集率は、ポンプの流量と圧力により変化し、実際の作業現場において、分級対象となる土壌の粒度分布や性状を統一することは難しいため泥水濃度や粘度を一定に保つことも難しく、それらの変化により流速が安定しない。そのため、遠心力が安定せず粒径が小さくなるほど分級が難しくなり、粒径 20μm 程度での分級精度や捕集率を安定的に保つことが困難になっている。 これらの問題を解決するためには、泥水濃度や粘度の影響を受けずに遠心力を安定させることで分級精度や捕集率を向上させることと、デカンタ式遠心分離機により機械的に分級点を 20μm に設定し複数回繰り返し洗浄と分級を行うことが有効である。それにより、20μm 以下の細粒分へ段階的にセシウムが濃縮することで、新たに 20μm～75μm の分画の再生利用が増えることが期待できる。	
1. 成果目標 (1) 予備試験 本試験に向けた最適なデカンタ式遠心分離機の運転条件を抽出する。 (2) 本試験 分級後土壌の粒径 20μm 以上の粗粒分回収率 90%以上、粒径 20μm 未満の細粒分混入率 30%以下、非放射性セシウム濃度低減率、減容率等の基礎データを取得することを目的とする。	2. 試験手順

3. 期待される効果

最終処分量の減容化

4. 技術等の評価

デカンタ式遠心分離機の一般的な使用法は、本体回転数、遠心力を高くすることで固液分離を行うが、20 μ m 程度の分級では、遠心力が 200G 以上の場合、ほとんどの 20 μ m 未満の細粒分が粗粒分と一緒に沈降してしまい比重差による沈降速度の差が生じ難く、固体排出側へ細粒分が排出されてしまう。傾向としては、高い遠心力の時ほど、分離水側へ排出される粒径は小さく、遠心力が低くなるにつれて粒径は大きくなっているが、遠心力の調整だけでは分級は出来ても分級土 B への細粒分混入率は高く、そのため低い遠心力で沈降速度の差を生じさせてからせきの高さを調整する必要がある。

分級点の調整は、200G 以上の遠心力でも 20 μ m 程度での分級は出来ているが、細粒分混入率が高いため 200G 以下の低い遠心力に設定し、せきの高さを調整することで細粒分混入率を低くすることができた。結果として 200G 以下でせきの高さを低くするほど細粒分混入率は低下するが、粗粒分回収率も低下する傾向であった。細粒分混入率は、20 μ m 未満の細粒分が沈降する前に分離水側へ排出させるイメージで調整することで低下させることが出来た。

粗粒分回収率は、粗粒分と細粒分の固着が少ないほど高くなり、粗粒分量に合わせた掻き出し速度にすることで回収率が向上した。また、分級 2 回目、3 回目では、分級土 B に 5 μ m 以下の細粒分は含まれておらず全て分離水側へ排出されていた。

今回の実証試験では、20 μ m 程度での分級は出来ていたが、更に分級効率を向上させる条件として処理量や泥水濃度による評価も必要である。

作業員被ばく量評価：

コスト評価：

除去土壌 1t 当たり 22,400 円/t

除去土壌 1t 当たり 26,000 円/t (前処理有)

歩掛り (作業人工、作業速度等)：

作業員 6 人 分級処理量 120m³/h (20 m³/台)

コスト評価条件：

二本松市旧小名浜町における粒径組成を元に除去土壌 1 万 t をサイクロン付き振動篩機による高度分級処理後の泥水をデカンタ式遠心分離機により 20 μ m で 3 回分級を行った場合と前処理としてデカンタ式遠心分離機を使用した場合の 1 日 7 時間、月 22 日、5 ヶ月間運転の条件から土壌 1t 当たりの処理コストを評価する。処理コストの算出には、上記条件にて設置費、材料費、機械損料、人件費、撤去費、管理費を求めて評価する。

条件には高度分級処理とデカンタ式遠心分離機による分級後の濁水処理、脱水処理、希釈水は含まない。

安全性の評価：

実際の処理では、分級された分離水に高濃度の放射性セシウムが濃縮されるため粉塵飛散防止策の強化、防護具着用の徹底等が必要となる。

試験場所 (住所)：

千葉県千葉市若葉区上泉町 424-18

セイスイ工業株式会社本社地内

除去物保管場所と保管状況：

該当なし

1. 事業の概要

(1) 背景

中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略検討会（第9回）において、土壌C（高度分級技術により得られた生成物が中間貯蔵施設への搬入開始30年後（2045年）に8,000Bq/kg以下）の数量が133.7万m³、土壌D（土壌Cより高濃度）が10.6万m³と推計されている。放射性セシウムは微細な粘土粒子に多く吸着されているため、細粒分と粗粒分を20μmで分離し、粗粒分を再生資材として利用することで、最終処分する土壌量の減容化が期待される。

(2) 目的

湿式サイクロンは、ポンプの流量と圧力により変化するため、粒径20μm程度での分級精度や捕集率を安定的に保つことが困難になっている。

作業現場において、分級対象となる土壌の粒度分布や性状を統一することは難しいため、泥水濃度や粘度を一定に保つことも困難であり、流速が安定しない。そのため、遠心力が安定せず粒径が小さくなるほど分級は困難となっている。

これらの問題を解決するためには、泥水濃度や粘度の影響を受けずに遠心力を安定させることで分級精度や捕集率を向上させることと、デカンタ式遠心分離機により機械的に分級点を20μmに設定し複数回繰り返し洗浄と分級を行うことが有効である。それにより、20μm未満の細粒分へ段階的にセシウムが濃縮することで、新たに20μm～75μmの分画の再生利用が増えることが期待できる。これらの基礎データを取得するため、本試験では、分級処理後土壌の粒径20μm以上の粗粒分回収率と細粒分混入率、減容率等の基礎データを取得することを目的とした。

2. 試験内容

本事業の試験手順を図2-1、試験用泥水の準備を図2-2に示す。

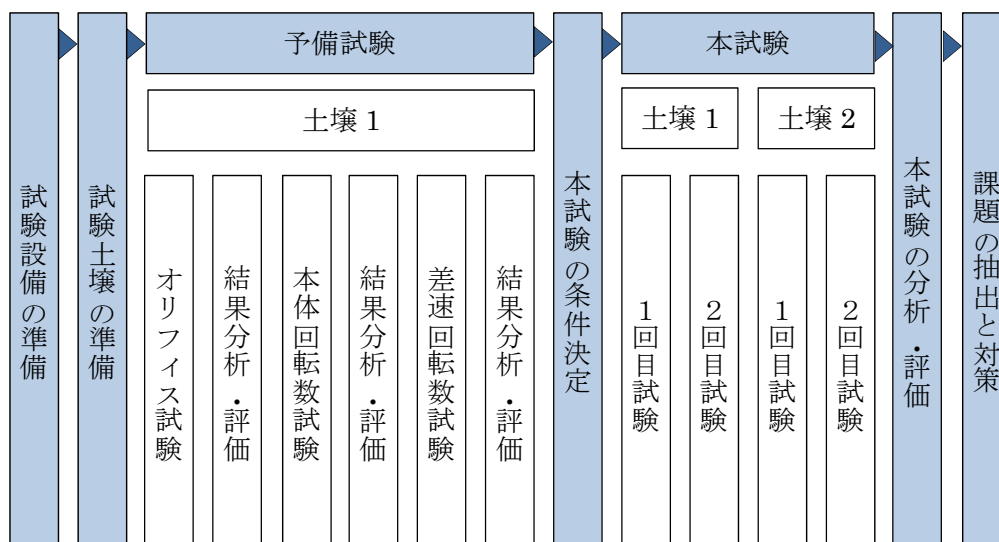
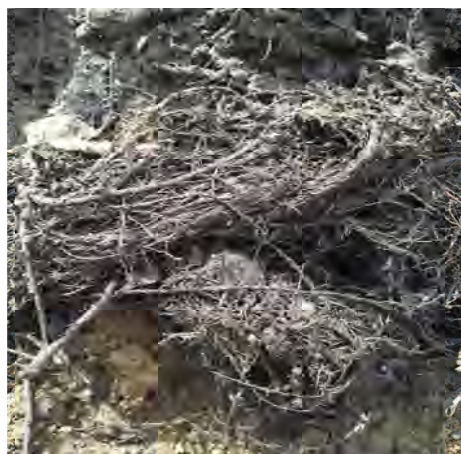


図 2-1 試験手順



解泥状況



草や木の根など混入物除去



混入石除去



サイクロン付き振動篩機
により粒径 75 μ m で分級



エジェクター設置状況



エジェクターでの攪拌状況

図 2-2 試験用泥水の準備

3. 試験結果

(1) 予備試験

①予備試験のデカンタ式遠心分離機の設定条件を表 3-1 に示す。

表 3-1 予備試験の条件

条件	20 μ m 未満の粒子量(%)	本体回転数 (rpm)	遠心力 (G)	差速回転数 (rpm)	掻出速度	処理量 (m ³ /h)	オリフィス No
1	67.11	1800	900	2200	30.8	12.5	5
2	66.91	1273	450	1975	25.0	12.5	5
3	66.36	1800	900	1448	25.0	12.5	6
4	71.07	1273	450	1975	25.0	12.5	6
5	73.64	848	200	800	12.7	12.5	9
6	78.17	848	200	800	12.7	12.5	11
7	76.87	848	200	800	12.7	12.5	13
8	76.26	848	200	800	12.7	20.0	13
9	77.14	848	200	800	12.7	20.0	14
10	89.22	848	200	500	10.4	20.0	(Z)14
11	89.18	(X)800	178	(Y)500	10.0	20.0	(Z)14
12	89.56	(X)684	130	(Y)616	10.0	20.0	(Z)14
13	66.75	(X)800	178	(Y)850	12.7	20.0	(Z1)15

(a) Xは、条件 1～11 の中で最も分級効果の高かった回転数を調整。

(b) Yは、条件 1～11 で分級効果の高かった差速回転数を調整。

(c) Zは、条件 1～10 の中で最も分級効果の高かったオリフィス No を採用。

(d) Z1 は、条件 1～8 の中で最も分級効果の高かったオリフィス No を調整。

②細粒分混入率

オリフィス No5 の時、条件 1 (本体回転数 1,800rpm、900G) と、条件 2 (1,273rpm、450G) の比較では、条件 2 の方が細粒分混入率は低下した。

しかし、オリフィス No6 の時、条件 3 (本体回転数 1,800rpm、900G) 、条件 4 (1,273rpm、450G) の比較では、条件 3 の方が細粒分混入率は低下した。同じ本体回転数でオリフィス No による比較では、いずれもせきの高さを浅くした方が細粒分混入率は低くなる傾向であった。

そこで本体回転数を低回転にした方が比重差による分級点の差が生じ易くなるとの推測から、条件 5 よりデカンタ式遠心分離機の標準的な使用範囲の下限付近 (本体回転数 848rpm) でせきの高さによる分級効果を検証した。条件 7 までは処理量を 20 m³/h にすると固体排出口から水が流出してしまうために水が流出しない上限の処理量として 12.5 m³/h とした。

結果としては、せきの高さを浅くした方が細粒分混入率は低下傾向になることがわかった。また、条件 8 より処理量を 12.5 m³/h から 20 m³/h へ変更した時に、細粒分混入率が著しく低下したことから、処理量も分級効果の条件に必要なことがわかった。

処理量 20m³/h におけるせきの高さによる条件 8 と条件 9 の比較では、条件 5 から 7 までの傾向と同じく、せきの高さを浅くした方が細粒分混入率は低くなった。

差速回転数による分級効果は、本体回転数 848rpm (200G) と 800rpm (178G) で行った。848rpm

の時は、差速回転数を速くした方が混入率は低くなったが、800rpm の時は差速回転数を速くすると細粒分混入率は高くなった。

本体回転数による分級効果は、掻き出し速度を 10rpm、オリフィス No14 に設定し、本体回転数を 848rpm (200G)、800rpm (178G)、684rpm (130G) で検証した。結果、800rpm (178G) の条件 (条件 11) が、細粒分混入率は最も低い値となった。

また、条件 13 (オリフィス No15) の時は、洗浄後泥水の 20 μ m 以上の粒子量が他の試験条件より多かったため、20 μ m 以上の粗粒分の排出が間に合わず内部に堆積していたものに 20 μ m 未満の粒子が混入したと思われる。結果を表 3-2 に示す。

表 3-2 細粒分混入率 (単位: %)

条件	分級土 B の 20 μ m 以上の 粒子量(A)	分級土 B の 20 μ m 未満の 粒子量(B)	細粒分混入率(B/A)
1	39.2	60.8	155.1
2	41.1	58.9	143.4
3	46.0	54.0	117.3
4	42.4	57.6	135.8
5	47.8	52.2	109.4
6	47.2	52.8	112.0
7	61.7	38.3	62.1
8	75.3	24.7	32.8
9	80.5	19.5	24.2
10	68.8	31.2	45.3
11	84.6	15.4	18.3
12	68.9	31.1	45.2
13	70.2	29.8	42.5

③粗粒分回収率

結果を表 3-3 に示す。

表 3-3 粗粒分回収率

条件	洗浄後泥水中の 20 μ m 以上の粒子重量(kg-dry)	分級土 B 中の 20 μ m 以上 の粒子重量(kg-dry)	粗粒分回収率(%)
1	113.6	113.6	100.0
2	101.7	101.7	100.0
3	99.4	99.4	100.0
4	89.0	89.0	100.0
5	76.1	76.1	100.0
6	58.9	58.6	99.5
7	64.0	60.2	94.1
8	64.2	55.6	86.6
9	61.4	49.3	80.3
10	25.2	20.1	79.8
11	24.2	19.6	81.0
12	24.3	10.9	44.8
13	162.1	121.0	74.6

粗粒分回収率は、本体回転数が高く、せきが深いほど回収率は高くなるが、細粒分混入率も高くなる傾向がある。条件 12（本体回転数 684rpm）の時は、粗粒分回収率が著しく低下したことから、本体回転数を低下し過ぎても比重差が生じ難くなり分離水側へ粗粒分が流出したと推測する。

条件 13（オリフィス No15）の時は、洗浄後泥水の 20 μ m 以上の粗粒分が、他の試験条件より 20%程度多かった為、堆積した 20 μ m 以上の粗粒分の排出が間に合わず分離水側に流出し粗粒分回収率が低下した。また、分級土 B は、細粒分混入率が高いほど含水率が高い傾向であり、見た目も明らかに違っていた（図 3-1）。

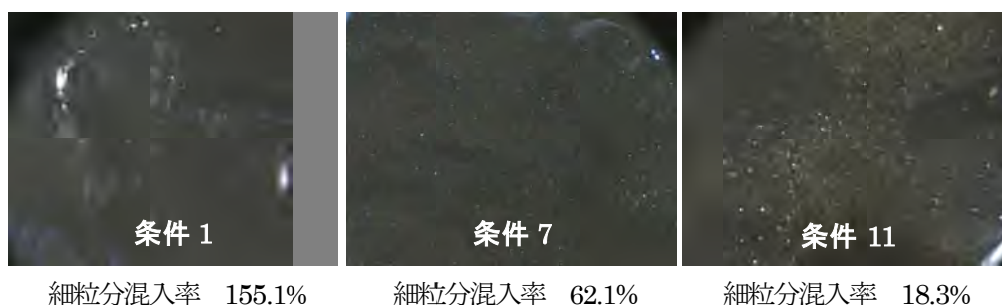


図 3-1 分級度 B 外観

（２）本試験

①本試験のデカンタ式遠心分離機の設定条件を表 3-4 に示す。

表 3-4 本試験の条件

試験 土壌	n 数	本体回転数 (rpm)	差速回転数 (rpm)	処理量 (m ³ /h)	オリフィス No	分級回数		
試験 土 1	1	800	500	20	14	1	2	3
	2	800	500	20	14	1	2	3
試験 土 2	1	800	500	20	14	1	2	3
	2	800	500	20	14	1	2	3

②細粒分混入率

本試験では、試験土壌 1 の細粒分混入率が、予備試験の結果より高い数値となった。原因としては、予備試験より 20 μ m 以上の粗粒分が増加したために、粗粒分の掻き出しが追い付かず滞留している粗粒分に細粒分が混入した可能性と、洗浄不十分により粗粒分と細粒分の固着があり、粗粒分をスクリーンで排出する間に粒子同士の摩擦により粗粒分が崩れたり細粒分が剥がれたために細粒分混入率が高くなった。このことは、洗浄後泥水の粗粒分が分級後に 20%近く減少していること、本試験 1、2 の分級土 B を内部分散すると細粒分が 13%程度増えたことから搬出過程で増加していることがわかる。また、予備試験では同じ洗浄後泥水を繰り返し再利用していたため、ポンプと水中攪拌機の熱により水温が高くなり水の粘性による影響も出た可能性もある。

また、有機物の粗粒分（植物の根など）は繰り返し分級を行っても分級土 B に残るが、細粒分は減少していた。結果を表 3-5 に示す。

表 3-5 細粒分混入率 (単位:%)

試験土壌	n 数	分級回数	20 μ m 以上の粗粒分粒子量 (A)	20 μ m 未満の細粒分粒子量 (B)	細粒分混入率 (B/A)
1	1 (本試験 1)	1 回目	74.87	25.13	33.6
		2 回目	80.15	19.85	24.8
		3 回目	81.92	18.08	22.1
	2 (本試験 2)	1 回目	77.98	22.02	28.2
		2 回目	79.94	20.06	25.1
		3 回目	84.48	15.52	18.4
2	1 (本試験 3)	1 回目	88.61	11.39	12.9
		2 回目	87.80	12.2	13.9
		3 回目	85.84	14.16	16.5
	2 (本試験 4)	1 回目	89.91	10.09	11.2
		2 回目	91.84	8.16	8.9
		3 回目	91.58	8.42	9.2

③粗粒分回収率

本試験 1、2 の 1 回目の分級で、予備試験より回収率が低下した原因は、細粒分混入率の時と同様、粗粒分をスクリーンで排出する間に細粒分が剥がれ粗粒分が減少し細粒分が多くなったことと、分級 2 回目から回収率が向上していることから、粗粒分と細粒分の固着をなくした状態での分級が重要であることがわかる。

試験土壌 2 は、試験土壌 1 より粘土が団粒化しており、分級 3 回目でも粗粒分が 10% 程度減少していることから団粒化した粗粒分が試験土壌 1 に比べ崩れにくいと考えられる。また、分離水の粗粒分も試験土壌 1 より多いため排出できなかった粗粒分が流出している。結果を表 3-6 に示す。

表 3-6 粗粒分回収率

試験土壌	n 数	分級回数	洗浄後泥水	分級土 B	粒径 20 μ m 以上の粗粒分の回収率 (B/A) (%)
			粗粒分粒子量 (A) (dry · kg)	粗粒分粒子量 (B) (dry · kg)	
1	1 (本試験 1)	1 回目	140.3	84.7	60.4
		2 回目	73.6	70.6	95.9 (57.9)
		3 回目	63.3	61.5	97.1 (56.2)
	2 (本試験 2)	1 回目	155.5	94.8	61.0
		2 回目	83.9	78.5	93.5 (57.0)
		3 回目	72.9	70.4	96.6 (55.1)
2	1 (本試験 3)	1 回目	133.6	59.1	44.2
		2 回目	51.5	42.3	82.3 (36.4)
		3 回目	31.9	28.4	89.2 (32.5)
	2 (本試験 4)	1 回目	144.5	62.9	43.5
		2 回目	58.7	49.5	84.4 (36.7)
		3 回目	37.0	34.0	91.9 (33.7)

4. 試験結果の評価

デカンタ式遠心分離機の本体回転数、差速回転数、せきの高さの違いによる粒径 $20\mu\text{m}$ 以上の粗粒分回収率や粒径 $20\mu\text{m}$ 未満の細粒分混入率を評価する。

デカンタ式遠心分離機の一般的な使用法は、本体回転数を高くし遠心力を高くすることで固液分離を行うが、 $20\mu\text{m}$ 程度の分級は、遠心力が高い場合にほとんどの $20\mu\text{m}$ 未満の細粒分が粗粒分と一緒に沈降してしまい比重差による沈降速度の差が生じ難く固体排出側へ細粒分が排出されてしまう。傾向としては、高い遠心力の時ほど、分離水側へ排出される粒径は小さく遠心力が低くなるにつれて粒径が大きくなっているが、遠心力の調整だけでは分級は出来ても分級土 B への細粒分混入率が高く、そのため 200G 以下の低い遠心力でせきの高さを調整する必要がある。

分級点の調整には、 200G 以下の低い遠心力でのせきの高さによる細粒分混入率への影響が大きく、 $20\mu\text{m}$ 程度での分級は出来ているが、せきを浅くするほど細粒分混入率は低下し、粗粒分粗粒分回収率は低下する傾向であった。当初、せきの高さを高くし水深を深くする方が分級点を合わせ易いと考えていたが、 $20\mu\text{m}$ での分級点の設定は、 $20\mu\text{m}$ 以上と未満の境界線付近の水深に合わせてやることが重要であった。言い換えると $20\mu\text{m}$ 未満の細粒分が沈降する前に分離水側へ排出していくイメージである。図 4-1 にせきの高さの違いによる粒子の分級イメージを表す。

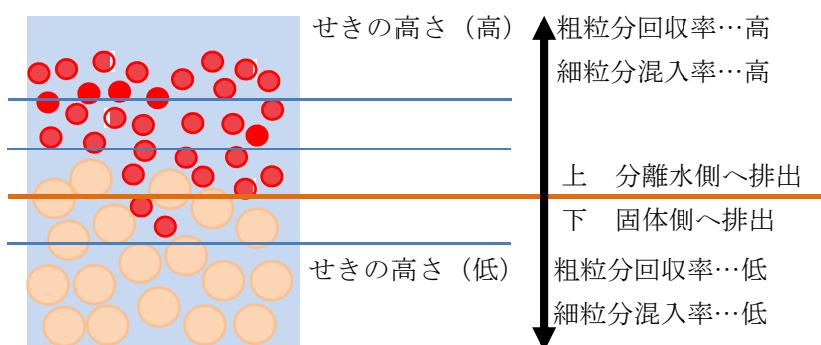


図 4-1 せきの高さによる分級イメージ図

差速回転数は、デカンタ式遠心分離機内部に堆積した固形物を排出するためのスクリーンの掻き出し速度を調整する仕組みになっているが、泥水の粗粒分量に合わせて掻き出し速度を速くすると回収率が向上する。

試験土壌 2 では、差速回転数を高くした結果、粗粒分回収率は 80% に向上した。更に回収率を向上させるには、1 回目と 2 回目、3 回目の運転条件を変えて行い、1 回目の分級で本体回転数を 848rpm 、せきの高さをオリフィス No13 に設定し回収率を向上させ、2 回目、3 回目の分級で本体回転数 800rpm 、せきの高さをオリフィス No14 にすることで粗粒分回収率、細粒分混入率を向上させることが期待できる。

当初、有機物の混入が多い場合に土壌と同様に $20\mu\text{m}$ では分級出来ないことを懸念していたが、腐植等の有機物も分級出来たため分級土 B の強熱減量も 3 回の分級で 10% 以下にすることができた。また、分級 2 回目、3 回目では、分級土 B に $5\mu\text{m}$ 以下の細粒分は含まれておらず全て分離水側へ排出されていた。

表 4-1 に分級土 B の $20\mu\text{m}$ 未満の粒度分布を表す。

表 4-1 分級土 B の 20 μ m 未満の粒度分布

項目	分級回数	粒度分布			
		20-15 μ m	15-10 μ m	10-5 μ m	5 μ m 未満
本試験 1	分級 1 回目	10.60%	8.82%	4.48%	1.23%
	分級 2 回目	10.73%	7.27%	1.85%	0.00%
	分級 3 回目	10.51%	6.43%	1.14%	0.00%
本試験 2	分級 1 回目	9.46%	7.70%	4.01%	0.85%
	分級 2 回目	11.09%	7.23%	1.74%	0.00%
	分級 3 回目	9.07%	5.39%	1.06%	0.00%
本試験 3	分級 1 回目	4.11%	3.26%	2.63%	1.39%
	分級 2 回目	6.51%	4.14%	1.55%	0.00%
	分級 3 回目	7.98%	4.75%	1.43%	0.00%
本試験 4	分級 1 回目	4.03%	3.09%	2.26%	0.71%
	分級 2 回目	4.20%	2.69%	1.27%	0.00%
	分級 3 回目	4.97%	2.69%	0.76%	0.00%

デカンタ式遠心分離機で分級を行うと 1 回目の分級時がもっとも粗粒分が減少しており 2 回目以降でも減少が見られる。改善策は、3 回分級後の土壌を再利用していることから粗粒分の減少は少ない結果となっている。このことから、デカンタ式遠心分離機を分級前の前処理として使用すると分級効率が向上する可能性がある。表 4-2 に本試験 1～4 と改善策の粗粒分の減少率を表す。

表 4-2 粗粒分減少率

項目	分級 1 回目	分級 2 回目	分級 3 回目
本試験 1	15.2%	2.2%	1.3%
本試験 2	19.9%	4.9%	0.1%
本試験 3	18.4%	17.1%	10.5%
本試験 4	15.3%	14.6%	7.8%
改善策 n-1	3.9%	1.3%	2.9%
改善策 n-2	4.4%	3.9%	3.5%

増加した細粒分は、特に 5 μ m 以下の粒子量が増加していることから粗粒分が崩れたと考えるよりは、粗粒分の表面に固着した細粒分が摩擦により剥がれたと推測する。改善策は、既に 3 回分級を行った後の試験土壌を使用していることから概ね粗粒分は細粒分が剥がれた後の状態である。これが分級回数を増やすにつれて全体の 10 μ m～20 μ m の細粒分が微増していることから粗粒分が徐々に研磨されていることがわかる。このことからデカンタ式遠心分離機には、ある程度の破碎と研磨の効果もあることがわかる。表 4-3 に細粒分増減率を表す。

表 4-3 細粒分増減率

項目	分級回数	粒度分布			
		20-15 μ m	15-10 μ m	10-5 μ m	5 μ m 未満
本試験 1	分級 1 回目	79.51%	82.37%	95.03%	152.10%
	分級 2 回目	101.52%	101.28%	107.59%	175.05%
	分級 3 回目	99.48%	98.70%	117.39%	843.78%
本試験 2	分級 1 回目	75.50%	84.42%	96.38%	158.65%
	分級 2 回目	117.20%	112.71%	107.16%	206.48%
	分級 3 回目	87.28%	96.92%	152.62%	823.87%
本試験 3	分級 1 回目	79.51%	82.37%	95.03%	152.10%
	分級 2 回目	101.52%	101.28%	107.59%	175.05%
	分級 3 回目	99.48%	98.70%	117.39%	843.78%
本試験 4	分級 1 回目	75.50%	84.42%	96.38%	158.65%
	分級 2 回目	117.20%	112.71%	107.16%	206.48%
	分級 3 回目	87.28%	96.92%	152.62%	823.87%
n-1 改善策	分級 1 回目	80.0%	85.2%	93.5%	124.4%
	分級 2 回目	90.5%	94.0%	122.9%	554.7%
	分級 3 回目	98.1%	103.6%	341.4%	1588.4%
n-2 改善策	分級 1 回目	60.8%	66.7%	95.0%	195.5%
	分級 2 回目	90.1%	90.0%	159.2%	3074.3%
	分級 3 回目	99.8%	112.2%	415.8%	1478.3%

5. 再生利用の検討

物質収支は、福島県内の土壌を分級した場合を想定し、農業環境技術研究所報告 第 34 号（2015）表 3 二本松市旧小名浜町における粒径組成を参考にし、試験結果を元に土壌 1 万 t 当たりで評価をする。20～75 μ m の除去土壌の再生利用に関しては、予備試験と本試験の結果より 3 回の分級を行えば、細粒分混入率を 20%未満に出来るため、物質収支よりサイクロン分級後土壌 6,955 t とデカンタ式遠心分離機による 3 回目の分級土壌 1,544t を合わせた 8,499t が再利用出来るようになる。

適用範囲は、土壌の種類による制限は設けない。最も効果的な条件は、土粒子密度 1～2.6（g/cm³、20℃）が混在している土壌であり泥水濃度 10%以下とする。

6. まとめと今後の課題

（1）まとめ

本試験結果より 1 回目の分級より 2 回目以降の粗粒分回収率は土質に関係なく 35%以上向上している。向上した理由としては、試験土壌 1 で試験を行った運転条件が同じ本試験 1、2 と予備試験 11、改善策で比較した場合に洗浄後泥水の粒度分布では、本試験 1、2 は細粒分が 70%～71%、予備試験 11 は 89.18%、改善策は 64～68%となっているが、予備試験 11 は試験土壌を 11 回繰り返し使用し、改善策は 3 回分級した土壌を使用

したことから粗粒分回収率は予備試験 11 が最もよく、次いで改善策となっている。

このことから粗粒分回収率は、洗浄後泥水の細粒分割合の影響は少なく粗粒分と細粒分の固着による影響が大きいと考えられる。もう一つの理由としては、洗浄後泥水の濃度が本試験 1、2 では 9%程度であり予備試験 11 が 5%、分級 2 回目以降は 2～3%となっていることから洗浄後泥水濃度による影響も考えられる。粗粒分回収率は、粗粒分が多い場合に差速回転数を速くし掻き出し速度を上げることで向上していることから予め差速回転数を速い設定にしておく必要がある。

細粒分混入率は、200G 以下の低い遠心力でせきの高さを低くすることで 1 回の分級で 30%以下に出来るが粗粒分回収率も低下してしまうため、粗粒分回収率を高くし細粒分混入率を低くするには、分級 1 回目の運転条件と 2 回目以降の運転条件を変える必要がある。分級 1 回目の運転条件は、予備試験 7 の条件で行い、2 回目以降は予備試験 11 の条件で行うことで粗粒分回収率は向上する。

非放射性セシウム濃度は、細粒分混入率が低いほど非放射性セシウム濃度は低減したが、粗粒分濃度比（粗粒分の非放射性セシウム濃度 / 細粒分の非放射性セシウム濃度）が 46.4%、細粒分混入率が 18.3%のときに洗浄後泥水から分級土の非放射性セシウム濃度低減率は 40.2%であった。

また、デカンタ型遠心分離機は、分級する度に粗粒分が減少し細粒分が増加していることから粗粒分の研磨作用もあるため前処理として使用することで分級効率を向上させることが期待できる。

（２）課題

粗粒分と細粒分の固着が 1 回目の分級効率に大きく影響するため、分級前に固着をなくす技術との併用を行うと分級回数も少なく出来る可能性がある。今回の実証試験では、20 μ m 程度での分級は出来ていたが、更に分級効率を向上させる条件として処理量や泥水濃度による評価も必要である。また、非放射性セシウム濃度低減率は、粗粒分の非放射性セシウム濃度による影響が大きいため分級処理を行う前に粗粒分の非放射性セシウム濃度の検討が必要である。

実施代表者：西松建設株式会社
実証テーマ名：令和3年度除去土壌等の減容等技術実証事業（その4） 熱減容風選別技術および磁力選別技術による除去土壌の乾式分級技術の実証
概要： 中間貯蔵施設へ貯蔵されている分別処理土の最終的な処分量を低減するため、分級処理技術等の減容化技術が検討されている。本実証事業は、熱減容風選別技術と磁力選別技術を組合せた乾式分級処理技術の分別処理土に対する乾燥処理、分級処理、放射性Cs濃度の低濃度化等の効果、経済性および周辺影響等について確認することを目的とする。
実施内容： ①分別処理土（原土）の物性を土質試験により把握し模擬土を作製。 ②模擬土を用いた事前試験を実施し、実証試験の試験計画（運転条件等）を作成。 ③分別処理土を用いた実証試験を実施し、得られた分級処理土の土質試験および環境試験結果より乾式分級処理技術の効果を評価。
技術概要： 乾式分級技術は図1に示されるように熱減容風選別技術と磁力選別技術を組合せた構成となっている。熱減容風選別技術は熱風と回転に伴う攪拌の作用により乾燥と分級を同時に行う。小粒径の軽い土粒子はバグフィルタに移行し風選（小）として、重い粗な土粒子は風選（大）として分別される。磁力選別技術は、磁性鉄粉の添加・混合により試験土を担磁させ、回転式の磁石ドラムにより磁力選別を行う。大・中粒径の土粒子は付着力に対して反対方向に作用する遠心力および重力が上回るため磁選（大）に、磁化量が大きい小粒径の土粒子は磁石ドラムへの付着力が大きく付着し続け、磁選（小）として分別される。
実証試験の結果： 1. 熱減容風選別 ○物質収支⇒風選（大）58~70%、風選（小）15~26%、蒸発量10~12%で分配された。 ○含水比⇒原土14.1%に対し、平均で風選（大）1.6%、風選（小）0.6%であった。 ○粒度分布⇒細粒分含有率（平均）は、原土34.9%に対し風選（大）23.5%、風選（小）68.1%となり分級が行われた。 ○強熱減量⇒強熱減量（平均）は原土7.4%に対し風選（大）5.7%、風選（小）10.3%で風選（小）に有機物は分級されやすい傾向にあった。 ○放射性Cs濃度⇒放射性Cs濃度（平均）は原土4,143 Bq/kgに対し風選（大）3,301 Bq/kg、風選（小）6,627 Bq/kg、除染率20.3%であった。

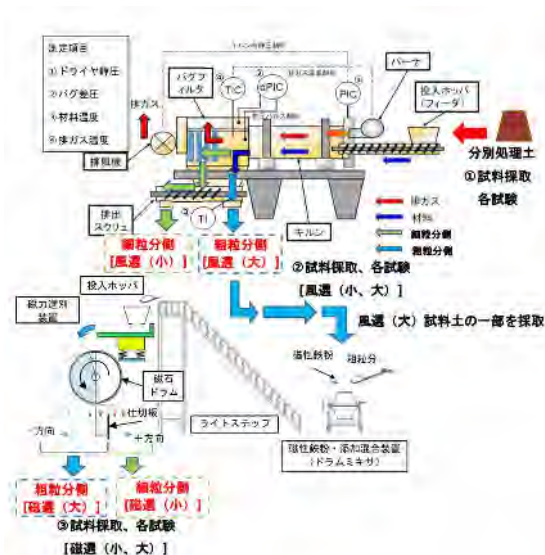


図1 乾式分級技術の概要図

2. 磁力選別 ○物質収支⇒磁選（大）17～87%、磁選（小）12～81%の範囲で分配。 ○粒度分布⇒細粒分含有率（平均）は、風選（大）23.5%に対し、磁選（大）18.7%、磁選（小）40.0%となり分級が行われた。 ○強熱減量⇒強熱減量（平均）は風選（大）5.7%に対し磁選（大）に4.2%、磁選（小）7.1%で磁選（小）に有機物は分級されやすい傾向にある。 ○放射性Cs濃度⇒放射性Cs濃度（平均）は風選（大）3,301 Bq/kgに対し、磁選（大）2,522 Bq/kg、磁選（小）4,254 Bq/kg、除染率23.6%であった。 3. 乾式分級技術（熱減容風選別＋磁力選別） ○除染率⇒処理速度1,000 kg/h、キルン設定静圧－100 Pa、排ガス設定温度130℃、キルン回転数13.4 rpm、磁性鉄粉3.0%添加条件において除染率70.3%であり目標値（70%以上）を達成した。 ○細粒分除去率⇒上記と同条件において97.9%で目標値（80%以上）を達成した。 ○粗粒分混入率⇒すべての試験条件で目標値（15%以下）を達成できなかった。 4. 主な今後の課題 ○熱減容風選別装置に回収機能（サイクロン等）を追加して分級精度の向上を図る。 ○対象土の物性に合わせた磁性選別装置の仕切板位置等の試験条件の最適化を図る。 ○燃料消費量、磁性鉄粉の使用量を低減することで全体処理コストの削減を図る。	
作業員被ばく量評価： 分別処理土（3,938 Bq/kg）を用いた実証試験より試算される1年間の作業員被ばく量は0.75 mSvであり、除染電離則で定められている被ばく限度（50 mSv/年）を下回った。 ※作業場所の空間線量率（バックグラウンド）は0.23 μSv/h ※作業員被ばく量は1日8時間、年間300日で試算	
コスト評価：分級処理単価 22,612 円/t	歩掛り（作業人工、作業速度等）：17 人工/d、処理量 62 t/d、燃料消費量 52 L/d
コスト評価条件：土壌 C（15,000～62,000 Bq/kg）のうち約147,000 m³を対象とし、10年間（年間実稼働数300日）で含水比（30%→2%）、磁性鉄粉添加量3%、設備費（10年償却）等を評価条件とし、燃料費、材料費は実証試験結果より試算した。	
安全性の評価： ・排気中の放射能濃度：熱減容風選別装置の排気口および集塵機の排気口において、それぞれろ紙部およびドレン部の排ガス測定を実施した結果、すべての測定地点において検出下限を下回る結果であった。 ・作業環境測定：試験場内の空気中粉じん濃度測定の結果、作業環境として問題ないことを確認した。排ガス測定の結果、大気汚染防止法の基準値内であることを確認した。	
実証試験場所（住所）： 福島県双葉郡大熊町大字夫沢字長者原 731-1 技術実証フィールド 事前試験場所： 三和テッキ（株）、日工（株）	除去物保管場所と保管状況： 1 m³フレキシブルコンテナバッグ8袋に混合・封入して技術実証フィールド内第二資材置場に保管

1. 事業概要

(1) 背景および目的

中間貯蔵施設へ貯蔵される約 1,400 万 m³ の除去土壌は受入開始後 30 年以内に県外最終処分が計画されており、最終的な処分量を低減するための分級処理技術等の減容化技術が検討されている。主な分級処理技術である湿式分級処理技術は一定の成果が得られているものの、一方で発生する処理廃水の水処理施設が必要であることや、粗粒分表面に付着する放射性 Cs 含有粘土の除去が困難であること等の課題も挙げられている。

そこで、本業務では熱減容風選別技術と磁力選別技術を組合せた乾式分級処理技術の実証試験を行い、改質材を含む分別処理土に対する乾燥処理、分級処理、放射性 Cs 濃度の低濃度化等の効果、経済性および周辺影響等について確認した。

(2) 成果目標

本実証事業の乾式分級処理技術の成果目標は、大熊分級技術実証事業で示されている湿式分級処理技術における通常分級砂の除染率の結果と同等以上とした。また、分別処理土に対する乾式分級処理の有効性として乾式分級処理の分級精度も評価に加えた。

○分別処理土の乾式分級後（乾式分級処理土（大））の放射性 Cs 濃度

→ 除染率 70 %以上（熱減容風選別+磁力選別）

○分別処理土に対する乾式分級処理の有効性

→ 乾式分級処理土（大）の細粒分除去率 80 %以上

（熱減容風選別 40%、磁力選別 40%）

→ 乾式分級処理土（小）の粗粒分混入率 15 %以下

※分別処理土：実証試験に用いた分別処理後の土壌

※乾式分級処理土（大）：熱減容風選別+磁力選別後の分級処理土（粗粒分側）

※乾式分級処理土（小）：熱減容風選別、磁力選別それぞれの分級処理土（細粒分側）

(3) 参考評価

本実証事業においては乾式分級処理技術の参考評価として、物質収支、乾燥状況（含水比）および有機物低下率についても検討した。

①物質収支：熱減容風選別後の粗粒分側、細粒分側質量および磁力選別後の粗粒分側、細粒分側質量を測定し、乾式分級処理技術における物質収支を確認する。

②乾燥評価（含水比）：乾燥工程における乾燥の評価については、乾式分級処理土の含水比で評価する。乾燥の評価の指標は概ね 5%以下とする

③有機物除去率：乾式分級処理において有機物を細粒分側に捕集することは、有機物に付着する放射性 Cs が細粒分に移行することで、粗粒分の放射性 Cs 濃度の低下に寄与すると考えられる。

(1) 試験手順

(2) 技術概要および試験装置

熱減容風選別技術は熱風と回転に伴う攪拌の作用により乾燥と分級を同時に行う。粒径が細かい軽い土粒子はバグフィルタに移行し細粒分側より排出され（風選（小））、重い粗な土粒子は風の影響を受けてもそのまま粗粒分側より排出される（風選（大））ことで分別が行われる。また、攪拌時に発生する土粒子同士の接触並びに壁面への衝突により土粒子表面に付着する粘土分の剥離、解砕の効果が期待できる。磁力選別技術は、磁性鉄粉の添加・混合により試験土を担磁させ、回転式の磁石ドラムにより磁力選別を行う。大・中粒径の土粒子は磁石ドラムに付着するが、回転途中で磁場による付着力に対し反対方向に作用する遠心力および重力が上回るとき脱離し、磁選（大）に、磁化量が大きい小粒径の土粒子は磁石ドラムに付着し続け、永久磁石が作用しない位置に土粒子が達したとき脱離し磁力選別処理による処理土として細粒側（磁選（小））として分別される仕組みである。

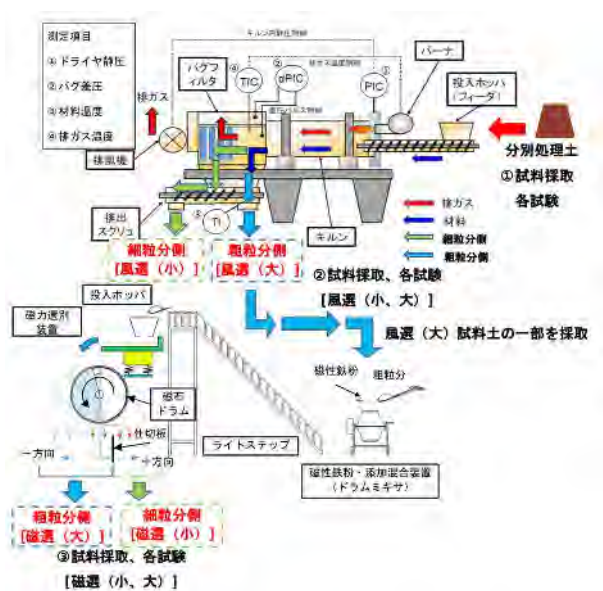


図 2-2 試験設備の概要

(3) 使用した試料等

本実証事業に使用した試料等の一覧を表 2-1 に示す。実証試験に用いた試験土は中間貯蔵施設内から採取した分別処理土 6 t である。事前試験用の模擬土は購入土を用いた。また、事前試験用の模擬土には分別処理土を再現するために吸水系の高分子材の改質材を添加した。磁力選別に使用した磁性鉄粉は鉄分が主体であり、D50 平均粒径が 1.69 μm と非常に粒径が細かいものである。

表 2-1 試験に用いた試料、薬剤一覧

名称	主な仕様	単位	数量
分別処理土	放射性 Cs 濃度 : 3,720 Bq/kg ※JESCO 殿より提供	t	6
模擬土	混合土 (真砂土、腐葉土等) ※放射性 Cs を含まない	t	6
高分子材	吸水系 (ポリアクリル酸塩系) (株)立花マテリアル製 ※模擬土作製時に使用	kg	18
磁性鉄粉	マグネタイト系	kg	9

(4) 試験項目

本実証試験において実施した試験項目を表 2-2 に示す。分別処理土、模擬土、乾式分級処理後の試料土の物性等について確認して評価した。

表 2-2 分別処理土の土質試験と化学分析試験

試験名	試験方法
土粒子の密度試験	JIS A 1202
土の含水比試験	JIS A 1203
土の粒度試験	JIS A 1204
土の強熱減量試験	JIS A 1226
土懸濁液の pH 試験	JGS 0211
化学分析	X 線回折分析
放射性 Cs 濃度試験	ゲルマニウム半導体検出器
排ガス分析	JIS Z 8808・K0104
溶出試験	環境庁告示第 46 号、64 号

3. 試験結果

(1) 模擬土の物性試験

図 3-1～図 3-3 に模擬土の物性試験結果 (含水比、細粒分除去率、強熱減量) を示す。作成した模擬土の含水比、細粒分含有率、有機質量 (強熱減量) をみると、概ね目標基準値 $\pm 10\%$ を満足した物性の模擬土を作製できた。

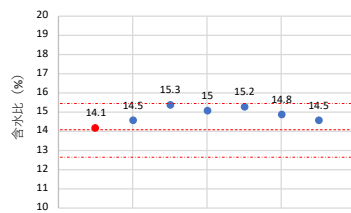


図 3-1 含水比

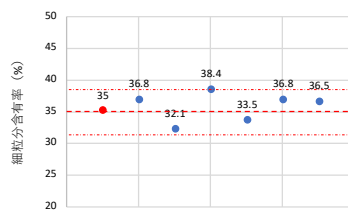


図 3-2 細粒分含有率

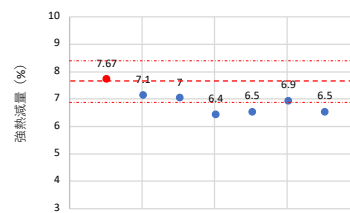


図 3-3 強熱減量

(2) 事前試験

①熱減容風選別

熱減容風選別事前試験の運転条件を表 3-1 に、含水比を図 3-4 に、粒度毎の質量割合を図 3-5 に、細粒分除去率、粗粒分混入率および有機物除去率を図 3-6 に示す。含水比は、目標の 5%未満に対して十分に乾燥していることが確認された(1.4~2.8%)。また、風選(小)は細粒分の含有率が 62.4~82.0%であり、礫分はほぼ含まれておらず、粒度の細かい土の分級が確認できた。事前試験の各試験条件においては、細粒分除去率および有機物除去率はなるべく高く、除去した風選(小)への粗粒分混入率はなるべく低い条件が好ましい。そのため、事前試験の各評価項目で最も良かった P2、P3、P5 を含む、処理速度のパラメータを一定(1,000 kg/h)とした P2~P5 の条件を実証試験の試験条件として選定した。

表 3-1 熱減容風選別事前試験の運転結果

試験 番号 No.	試験条件			
	処理速度 [kg/h]	キルン 静圧 [Pa]	排ガス 温度 [℃]	キルン 回転数 [rpm]
P1	1,617	-30	131	13.4
P2	1,015	-78	130	13.4
P3	1,018	-84	131	6.7
P4	1,024	-79	150	6.7
P5	1,027	-25	130	6.7
P6	819	-80	129	6.7



図 3-4 含水比

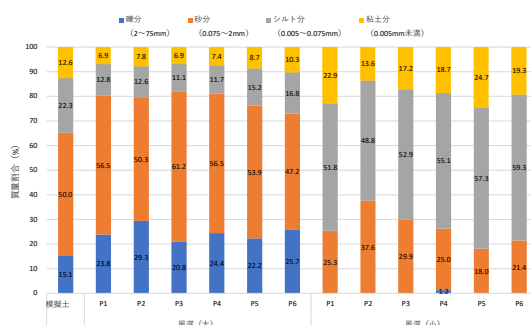


図 3-5 粒度分布 (質量割合)

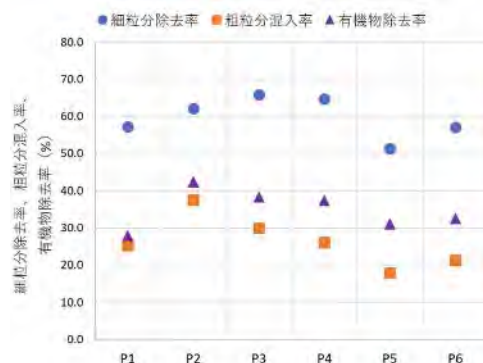


図 3-6 各評価項目の結果

(細粒分除去率、粗粒分混入率、有機物除去率)

②磁力選別

磁力選別事前試験の運転条件を表 3-2 に示す。試験の結果、仕切板の位置が磁石ドラム中心から離れるほど、磁選（大）の質量割合は増加する一方で細粒分除去率は低下した。磁性鉄粉の添加量の増加に従い細粒分除去率は増加するのに対し、磁選（大）の質量割合は低下した。これらの結果に基づいて図 3-7 に示す関係図を作成した。この関係から、赤色破線で囲んだ結果が磁選（大）の回収量が多く、細粒分除去率も高い条件と考えられた。図 3-8 に粒度毎の質量割合、図 3-9 に有機物除去率等を整理した結果を示す。実証試験では磁性鉄粉の添加量の調整による特性の変化を確認するために添加量 3.0%と 0.5%の条件を選定した。

表 3-2 磁力選別事前試験の試験条件

設定項目	数値
磁性鉄粉 添加量 [%]	0.2, 0.5, 1.0 2.0, 3.0, 4.0
仕切板位置 *1 [mm]	16, 96, 176
使用土量 *2 [kg]	10
処理速度 [kg/h]	1,000

*1；板の位置は磁石ドラム中心からの距離

*2；試験土は試験番号 P4 の風選(大)を使用

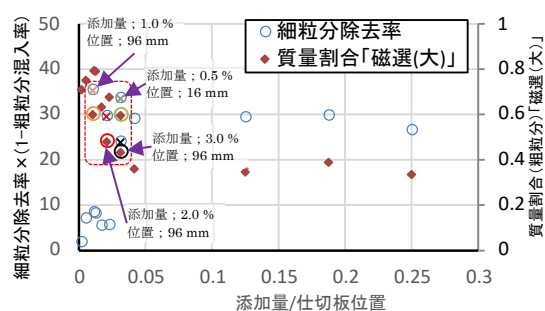


図 3-7 細粒分除去率、質量割合の関係図

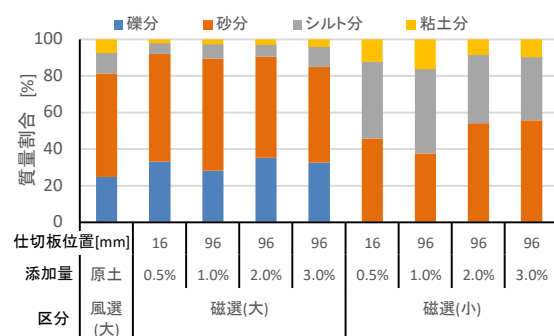


図 3-8 粒度分布（質量割合）

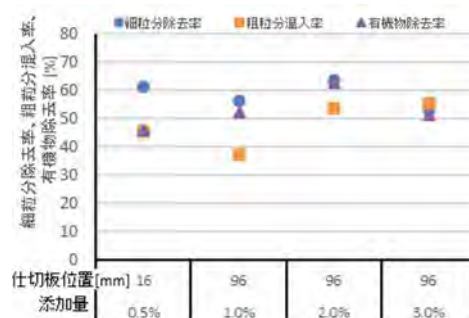


図 3-9 細粒分除去率、粗粒分混入率、有機物除去率

(3) 実証試験

①熱減容風選別

実証試験の試験条件を表 3-3 に示す。試験条件は事前試験で決定した 4 条件に加えて、再現性を確認するための条件を追加した計 5 条件とした。また、処理時間の前半、中間、後半の 3 つの区間に分けて、室内試験用の試料を採取した。

熱減容風選別試験の各試験条件における物質収支の質量割合を図 3-10 に、含水比を図 3-11 に、強熱減量を図 3-12 に、粒度の質量割合を図 3-13 に示す。熱減容風選別による物質収支は、水分の蒸発量が概ね 9.6～11.8%、風選（大）に 57.9～70.0%、風選（小）に 14.8～26.1%であり、材料ロスは 2.8～5.8%であった。すべての試験条件において、処理後の含水比は目標としていた 5%以下であった。強熱減量は風選（大）で 5.1～6.3%、風選（小）で 9.4～11.5%であり、有機物は風選（小）に分級

表 3-3 熱減容風選別試験の運転結果

試験 番号	試験条件			
	処理速度	キルン 静圧	排ガス 温度	キルン 回転数
No.	[kg/h]	[Pa]	[℃]	[rpm]
W1	932	-78	130	13.4
W2	1,009	-99	130	6.7
W3	856	-92	150	6.7
W4	896	-30	130	6.7
W1'	1,055	-80	130	13.4

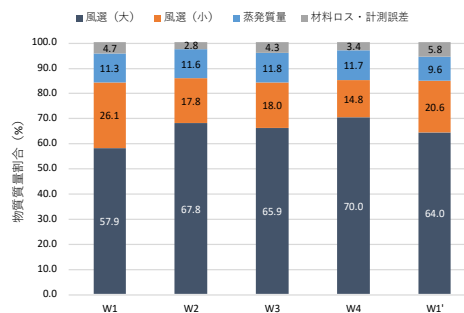


図 3-10 物質収支（質量割合）

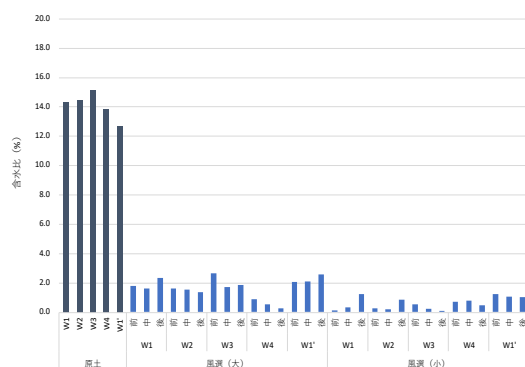


图 3-11 含水比

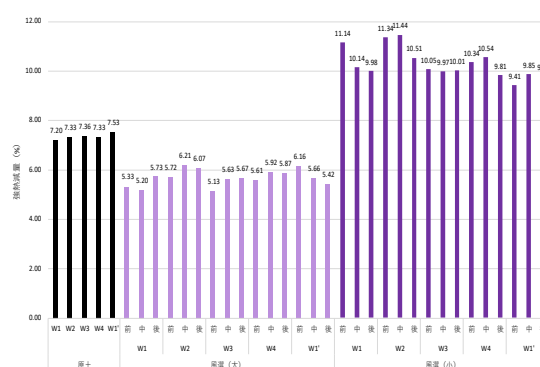


圖 3-12 強熱減量

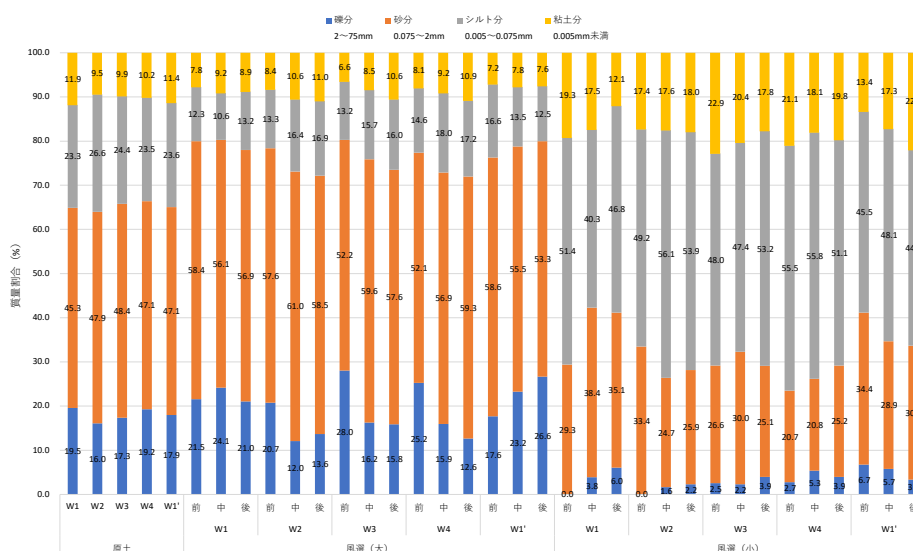


圖 3-13 粒度分布 (質量割合)

熱減容風選別試験の各試験条件における放射性 Cs 濃度を図 3-14 に、熱減容風選別試験の分級処理土の状況を図 3-15 に示す。放射性 Cs 濃度は風選（大）は低く、風選（小）が高くなる傾向にあり、風選（大）では原土の放射性 Cs 濃度の 0.7～0.9 倍、風選（小）では原土の放射性 Cs 濃度の 1.3～1.8 倍となった。

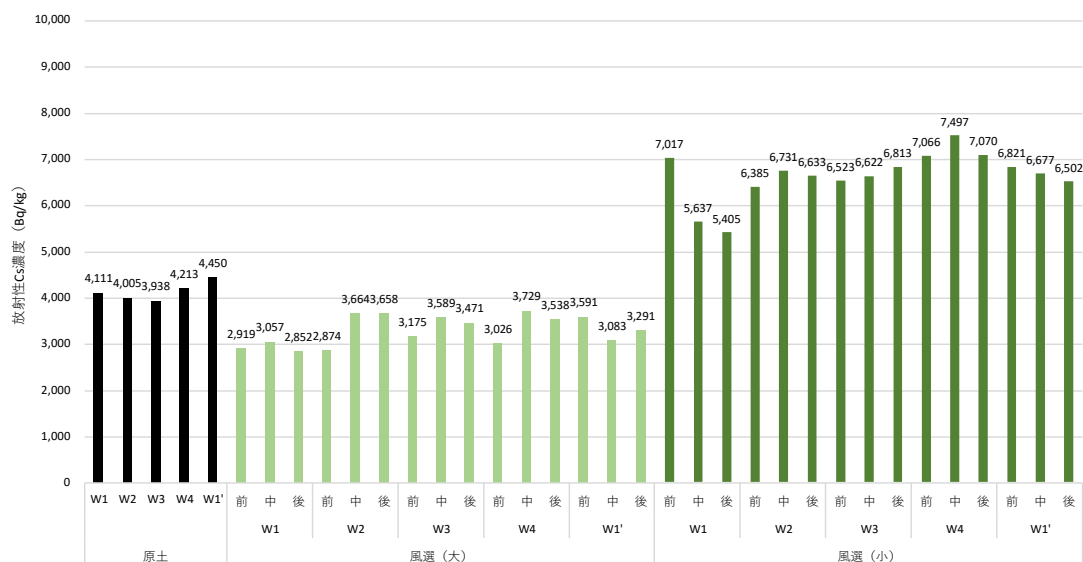


図 3-14 放射性 Cs 濃度

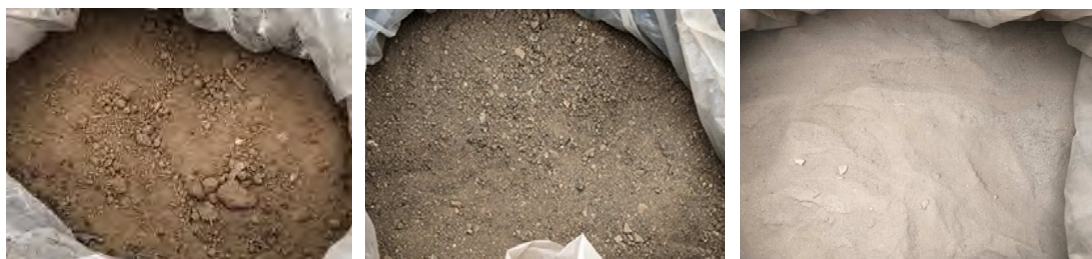


図 3-15 熱減容風選別の分級状況（左：原土、中：風選（大）、右：風選（小））

②磁力選別

模擬土と異なり原土（分別処理土）は磁場に反応しやすい特性があったため、磁性鉄粉の添加量は変えず仕切板の位置条件を見直して実証試験を実施した。試験条件を表 3-4 に示す。試験条件毎の物質収支（質量割合）を図 3-16、強熱減量を図 3-17、粒度の質量割合を図 3-18、放射性 Cs 濃度を図 3-19 に示す。磁力選別後の分級状況を図 3-20 に示す。なお、試験番号の L3.0、L0.5 は磁性鉄粉の添加量を表す。物質収支（質量割合）の磁選（大）は 17.4～87.1%、磁選（小）は 11.7～81.2%であり、試験条件によって大きく傾向が異なった。強熱減量はいずれの条件でも磁選（小）で高くなる傾向が確認された。粒度毎の質量割合において、W1-L3.0、W2-L3.0 の条件で磁選（大）の細粒分の含有率が低かった。また、放射性 Cs 濃度は、風選（大）と比較して磁選（大）は最大で 0.42 倍まで低下しており、一方で磁選（小）は 1.01～1.85 倍でいずれも増加していることから、分級による一定の効果が確認された。

表 3-4 磁力選別試験の運転条件

試験番号	枝番	磁性鉄粉添加量 [%]	仕切板位置 *1 [mm]	使用土量 *2 [kg]	試験土番号 [風選(大)]
W1	-L3.0	3.0	-160	26	W1
	-L0.5	0.5	-160	33	
W2	-L3.0	3.0	-160	13	W2
	-L0.5	0.5	-160	26	
W3	-L3.0	3.0	-10	27	W3
	-L0.5	0.5	-60	26	
W4	-L3.0	3.0	-10	27	W4
W1'	-L3.0	3.0	-10	3	W1'

*1 板の位置は磁石ドラム中心からの距離

*2 処理速度は 1,000 kg/h で実施

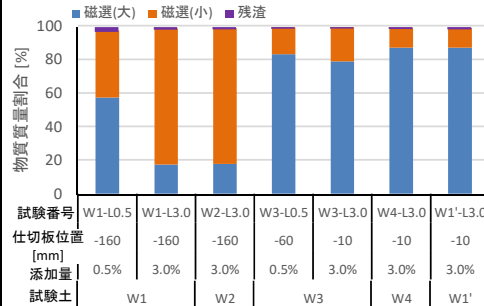


図 3-16 物質収支（質量割合）

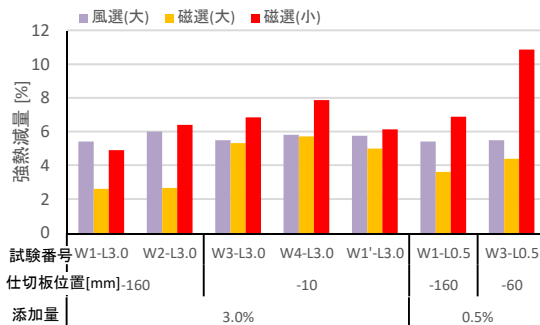


図 3-17 強熱減量

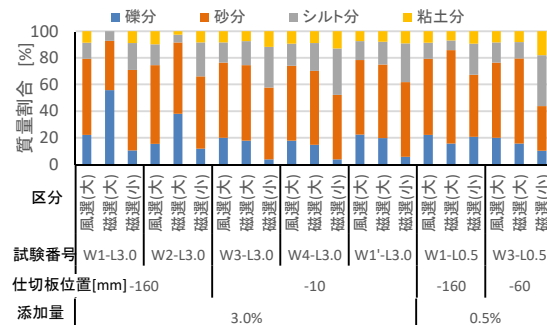


図 3-18 粒度分布（質量割合）

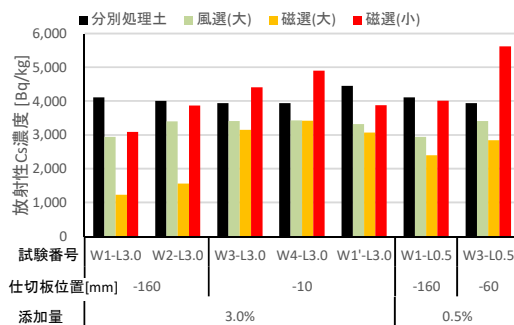


図 3-19 放射性 Cs 濃度



図 3-20 磁力選別の分級状況

4. 成果目標に対する評価

熱減容風選別試験および磁力選別試験における放射性 Cs 濃度および除染率を図 4-1 に、細粒分除去率および粗粒分混入率を図 4-2 に示す。なお、磁力選別の試験結果（磁選（大））は磁性鉄粉添加量 3.0%の値とした。試験の結果、除染率は熱減容風選別 W1 条件および磁力選別の磁性鉄粉添加量 3.0%の組合せで最大 70.3%であり、目標値を達成した。細粒分除去率は W1 の L0.5、L3.0（それぞれ磁性鉄粉添加量 0.5%、3.0%を表す。）および W2 の L3.0 の条件において目標値を達成した。粗粒分混入率については、すべての試験条件において目標値(15%以下)を達成することができなかった。

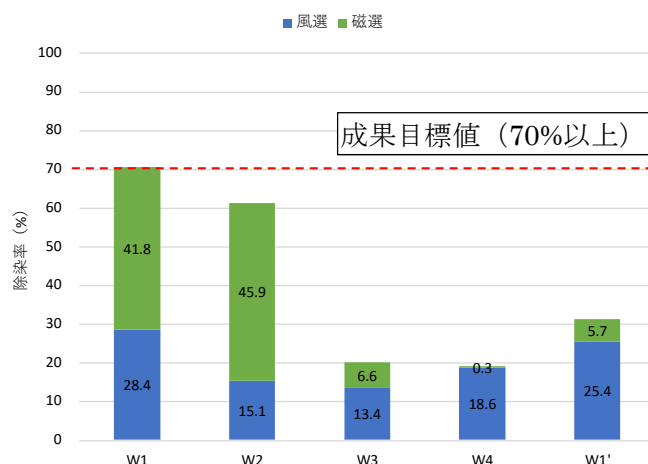


図 4-1 熱減容風選別および磁力選別による除染率

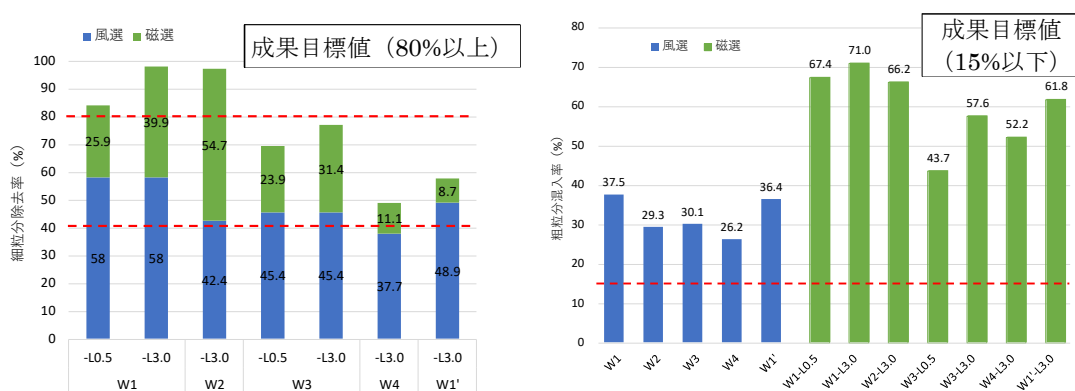


図 4-2 熱減容風選別および磁力選別による細粒分除去率（左）、粗粒分混入率（右）

熱減容風選別試験および磁力選別試験における物質収支および強熱減量を図 4-3 に示す。熱減容風選別と磁力選別を組合わせた乾式分級処理土（風選（大）＋磁選（大））の物質収支は 11.4～69.9%の範囲でばらつきが大きい結果となった。強熱減量は 2.61%～5.72%とばらつきはあるものの、いずれも原土の 7.35%よりも低い数値であり、分別処理土に含まれている有機質は乾式分級処理において細粒分とともに除去できる可能性があることがわかった。

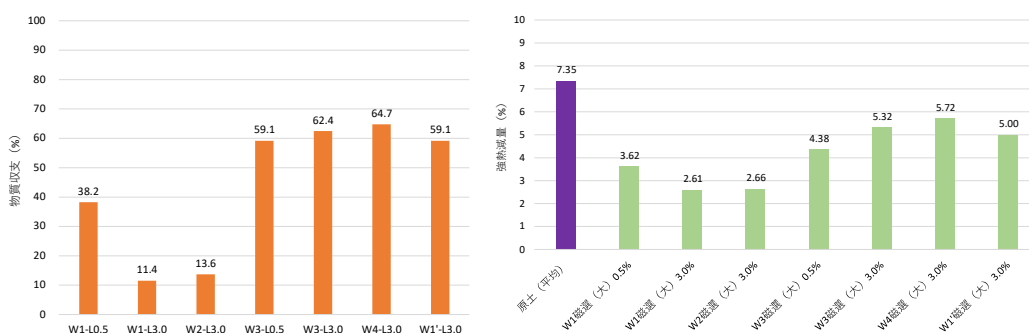


図 4-3 熱減容風選別および磁力選別による物質収支（左）、強熱減量（右）

5. 実用化の検討結果（コスト評価）

実証試験の結果に基づき、乾式分級処理技術の処理コストについて試算した結果を表 5-1 に示す。

表 5-1 乾式分級の処理コスト(1 日当たり)

項目		単位	数量	単価単位	単価	金額
設備費（10 年償却）		式	1	円/式	135,465	135,465
工事費		式	1	円/式	15,347	15,347
運転費（人件費）		式	1	円/式	369,500	369,500
燃料費	乾燥装置；灯油	L/4 台	3,231	円/L	97	313,407
	発電機；軽油	L/2 台	84.8	円/L	120.6	10,226
磁性鉄粉（3.0%）		kg	930	円/kg	600	558,000
合計（62 t/d）						1,401,945
1 t 当たり						22,612

*処理対象土：183,334 t（かさ密度 1.25 t/m³）、含水比 30%、処理土壌量 62 t/d

*処理コストには共通仮設費、現場管理費、一般管理費は含まないものとする

*運転費（人件費）は作業員 15 人、放射線管理者 2 人の合計 17 人で計算

*設備費は、熱減容風選別装置、磁力選別装置、混合機、磁性鉄粉供給装置、一時貯留槽、ベルトコンベア、集塵機、発電機

6. まとめと今後の課題

（1）まとめ

本実証事業で得られた知見を下記にまとめる。

- ・熱減容風選別技術および磁力選別技術を組合せた乾式分級処理技術によって、粗粒分側から細粒分（粘土・シルト）を除去でき、除染率 70%を達成した。
- ・分別処理土からの細粒分除去率は目標値（80%以上）を達成する結果を得られたが、細粒分側への粗粒分混入率は目標値（15%以下）を達成できなかった。
- ・処理後の含水比はいずれも目標の 5%を達成し、磁力選別の前処理としても、十分に乾燥処理できた。
- ・有機物（強熱減量）は、熱減容風選別、磁力選別ともに細粒分側（風選（大）、磁選（大））へ移動し、粗粒分側から除去される傾向であった。

（2）今後の課題

- ・乾燥装置の回収装置（サイクロン等）を追加することで分級精度を向上する。
- ・対象土に合わせた磁性選別装置の仕切板位置等の試験条件の最適化を図り、最終的な粗粒分側の質量割合を大きくできる条件について検討する。
- ・燃料消費量、磁性鉄粉の使用量を低減することで全体処理コストの削減を図る。

実施代表者：株式会社不動テトラ				
実証テーマ名：分級処理で発生する濃縮物等に対する減容処理技術				
全体概要：				
中間貯蔵受入分別施設に保管された除去土壌のうち除去土壌 C（2.57 万 Bq/kg）は、約 131.8 万 m³ 存在するが、その多くを占めるのは農地由来の表層土壌であり、75μm 以下の粒径の土壌と有機物を多く含む。細粒分が多く有機物に富む土壌では、有機物が原因となって団粒化していることが多い。この有機物を分解することで高圧水による物理的解泥が容易となり、細砂とシルト・粘土の分級処理精度を向上することができる。また、放射性セシウムは主にシルト・粘土・有機物に分布している。これらより除染率の向上も見込むことができ、再生利用可能な分級土壌の対象を広げることができる。 そこで有機物の分解処理後に固液分離機による分級処理を実施することで、減容率と除染率の向上を目標とした実証試験を実施した。この際、75μm を分級点とする分級に対して、国際土壌学会法の細砂 20μm で分級することで減容率のさらなる向上を目指した。				
実施内容：浪江町での実証試験				
1. 低濃度放射性セシウム含有土壌を用いた有機物分解試験				
6 ケースの条件で実施した。				
①オゾン添加量（60g/h）に対する過酸化水素添加量を変化させた有機物分解試験を実施して分解率を COD・TOC で検証した。（B 反応槽：250L）				
②溶存有機態炭素分離測定装置（LC-OCD）により分子量ごとの有機態炭素を測定し、溶存有機態炭素を成分ごとに定性・定量分析することで有機物分解特性を評価した。				
試験ケース	O ₃ 注入量 g/h	H ₂ O ₂ 添加量 mol %/O ₃	分散剤 CMC※ kg/m ³	備 考
ケース1	0	0	0.0	ブランク（高圧水処理）
ケース2	0	0	0.5	高圧水処理＋分散剤
ケース3	60	0	0.0	高圧水処理＋オゾン
ケース4	60	15	0.0	高圧水処理 ＋オゾン＋過酸化水素
ケース5	60	30	0.0	
ケース6	60	50	0.0	
※分散剤：CMC （カルボキシメチルセルロース）				
2. 低濃度放射性セシウム含有土壌を用いた分級処理試験				
1. の 6 ケースの有機物分解試験後の泥水を使用して分級処理試験を実施した。各ケースの遠心力 G は、基本的に 400G、200G、100G で実施した。				
①遠心力 G を変化させた分級処理により分級物の減容率と除染率の検証をした。				
②分級物の電子顕微鏡観察（SEM-EDX）により、砂粒子への有機物や粘土の付着状況を直接確認することで有機物分解の評価をした。				
技術概要：				
1. 有機物分解処理				
有機物の分解は、オゾンと過酸化水素を併用して発生させた強力な酸化作用を持つヒドロキシラジカル（・OH）により有機物を酸化分解させる促進酸化法を採用した。				
有機物分解処理には、密閉式反応槽（250L）を用いて、以下の手順で実施した。				
①畑地表層土壌を含泥率 5%の泥水とする。②この泥水を反応槽内に投入する。③泥水を反応槽内の水中ポンプにて吸い込み、エジェクターを介して泥水中に高圧噴射する。				

④エジェクター部でオゾンと過酸化水素を添加することで泥水中の有機物を酸化分解する。 ⑤③、④を繰返して泥水を循環させて 6h 反応させる。	
2. 分級処理・脱水処理 分級処理には固液分離機を用いた。この固液分離機は、縦型の出力二軸の差速装置により回転筒と内部のスクリーが高速回転する。この回転筒とスクリーは僅かな回転差をつけて同じ方向に高速回転し、遠心力数百 G と比重差によりシルト・粘土の分級・分離が可能である。今回は、有機物分解後の泥水を 50L/min で投入し、遠心力 100～400G で分級処理した。また、20 μ m で分級することで、さらに減容化を図ることを目標とした。濃縮した粘土は、同じ固液分離機を用いて遠心力 2,000G で脱水処理した。	
実証試験の結果： 1. 低濃度放射性セシウム含有土壌を用いた有機物分解試験 ①酸化分解による有機物の分解率は、30～50%の範囲であった。オゾンの方の結果に対して、過酸化水素の添加量による分解率は明確な増加は見られなかった。過酸化水素を添加するケースでは、過酸化水素の添加量が多いほど分解率が高かった。 ②溶存有機態炭素分離測定 (LC-OCD)：酸化分解により、高分子帯の有機物の分解から進行し、低分子帯の有機物の分解に移行していた。	
2. 低濃度放射性セシウム含有土壌を用いた分級処理試験 ①減容率と除染率：減容率は、50～80%の範囲でケースによる明確な差は見られなかった。また、除染率は、オゾンの方の酸化分解よりオゾンに過酸化水素を添加した場合の方が除染率は高い傾向にあった。ケース 5 の遠心力 100G が最大の 71.5%であった。 ③SEM-EDX 試験：有機物の指標である炭素濃度（質量濃度）の比較から、酸化分解により炭素濃度は減少し、砂粒子への有機物の付着が減少していることが確認できた。	
技術等の評価：促進酸化法による有機物の分解率は、30～50%であった。過酸化水素の添加量（濃度、注入流量）の比を適切に設定することで更に向上する。固液分離機による分級処理は減容率 50～80%、除染率 10～70%程度で目標の達成には至らなかった。分級処理時の対策により減容率と除染率を向上できる可能性が非常に高いと考えられる。脱水処理の含水率からフィルタプレスが必要としないことが確認でき、連続運転が可能である。	
作業員被ばく量評価：実証試験場所は居住制限区域内（実証途中で解除）であった。ポケット線量計で日常管理の結果した結果、全作業員・全日で線量等量はゼロ mSv であった。また実用レベルでも安全性評価の通り被ばくリスクは小さい。	
コスト評価：実用化時の概算処理費は、1t 当たり概算で 38,000 円となる。	歩掛（作業人工、作業速度）：連続運転とすることで作業人工を削減できる。
コスト評価条件：含泥率 8%、有機物分解処理・固液分離機投入量 20m ³ /h、固液分離機による泥水処理量 384m ³ /日。対象土壌 65 万 m ³ ×1.9＝124 万 t。処理日数 6 セット（1 セット当たり反応槽 100m ³ （60m ³ 処理）×2 基、固液分離機 M750×2 台）で 10 年。	
安全性の評価：有機物分解、固液分離機による分級処理、脱水処理まで 24h 連続運転が可能で、遠隔操作で放射能に対する作業環境の安全性も確保することができる。	
試験場所（住所）： ㈱不動テトラ総合技術研究所（茨城県土浦市） 、福島県双葉郡浪江町大字酒田字堂ノ内	除去物保管場所と保管状況： 該当なし

1. 実証試験の目的

(1) 背景と方針

中間貯蔵受入分別施設では各工区にてフレコンバッグにて保管された除去土壌を破袋し、改質して濃度選別や異物除去を行っている。除去土壌のうち除去土壌 C (15,000Bq/kg～62,000Bq/kg) は約 131.8 万 m³ 存在するが、その多くを占めるのは農地由来の土壌であり、細粒分と有機物を多く含む。

中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略検討会で検討されている処理ケース IV では除去土壌 C に対し 75μm を分級点とする高度分級処理等を行うことで、放射性 Cs 濃度の低い土壌に選別された分級処理土壌を再生資材とする計画がされている。

除去土壌 C は 75μm 以下の粒径の土壌を多く含むため、75μm を分級点とする分級だけでなく、75μm 以下の土壌の新たな減容化技術が開発できれば最終処分量を低減できる。放射性 Cs が 20μm 以下の粘土鉱物や有機物に強く吸着するという知見と、細粒分が多く有機物に富む土壌では有機物と細砂あるいは有機物に吸着した粘土と細砂は異符号に電荷し静電引力の働きで吸着していることが原因で団粒化していることが多い。したがって、20～75μm の土粒子にも放射性 Cs を吸着した粘土鉱物が付着していると考えられる。よって、有機物を分解することで、この団粒化を崩すことと分級点 20μm の分級により、20～75μm の土粒子の放射性 Cs の分離が進む可能性が示唆されている。

本実証試験は、この除去土壌 C を対象とした。

(2) 提案技術の目的

本実証試験では、分級処理の前処理として、反応処理槽内でオゾンと過酸化水素を添加し、エジェクターを介して高圧噴射することで、促進酸化処理により有機物を分解する。これにより、団粒化している有機物・粘土鉱物を解泥・除去し、20～75μm の土壌の除染率を向上できることを検証することを目的とした。

さらに、高性能固液分離機を用いて分級点 20μm で分級処理することで、減容化率が向上するかの検証を行う。また、同じ高性能固液分離機を用いて遠心力 2,000G で脱水処理することで、フィルタープレスを用いないで 20μm 以下の土壌を含む泥水の脱水処理が可能なことを検証することを目的とした。

(3) 成果目標

土壌 C の分級処理による減容率 51.1%を、促進酸化法による有機物の酸化分解と 20μm の分級点までの細砂を高度分級処理することで 68.5%まで減容化することを目標とした。また、回収した細砂の除染率は 88%を目標とした。

2. 試験の内容

実証試験の流れを図 2-1 に示す。

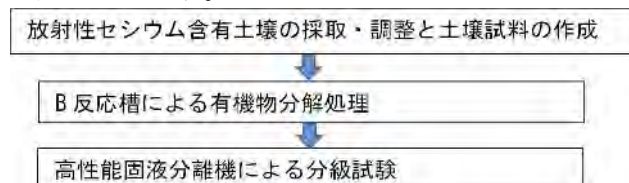


図 2-1 浪江町実証試験の流れ

有機物分解試験に用いた密閉式 B 反応槽の模式図を図 2-2 に、有機物分解試験装置を図 2-3 に示した。また、図 2-4 に高性能固液分離機を示す。固液分離機の制御は、遠心力 G と差速(min^{-1})のみのシンプルな制御となっている。その他に調整できるのは、泥水の含泥率(%)と投入流量(L/min)である。

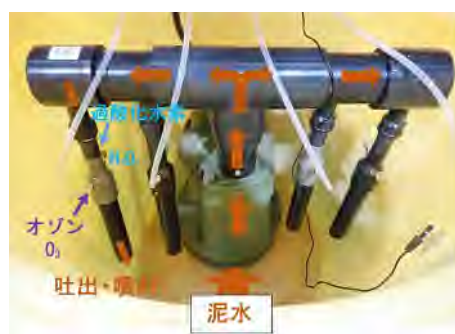
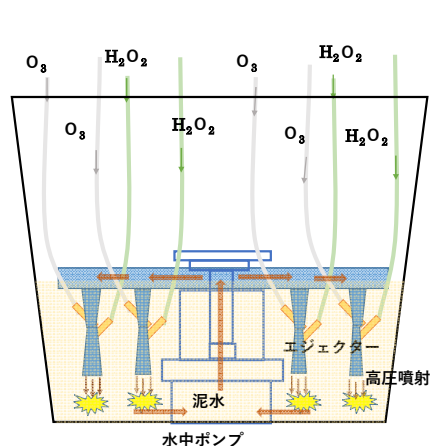
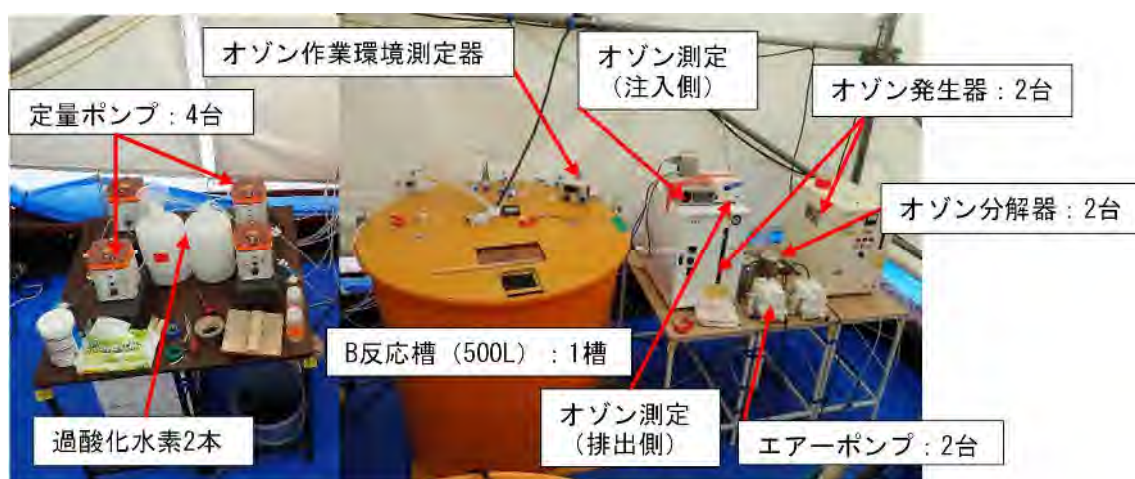


図 2-2 密閉式 B 反応槽



図 2-4 高性能固液分離機



土壌 12.5kg、使用水 250L : 含泥率 5%

図 2-3 B 反応槽による有機物分解試験装置

3. 実証試験結果と考察

(1) 使用土壌

浪江町の除染済み（表層混合）の畑地の表層土壌を採取し、これを 2mm アンダーとした土壌を試験土壌とした。試験土壌の土質データを表 3-1 に示した。図 3-1 に粒度試験結果を示す。図中の赤線が今回使用した試験土壌である。75 μ m 以下の細粒分が 47.5% と多い。また、20 μ m 以下は 14% であった。有機物は全有機体炭素量 TOC が 3.2% で、放射能濃度は平均で 2,600Bq/kg であった。図 3-2 にレーザー回折／散乱法による粒子径分布を示す。同結果より、分布形状は自然地盤と異なり、対数正規分布ではなくピークが 2 箇所の歪な分布形状をしている。

表 3-1 試験土壌の土質データ

測定項目		畑地1と2の 混合畑地土壌
放射能濃度	Bq/kg	平均 2,600
有機体炭素量	mg/kg	32,000
COD	mg/g	21
pH	-	6.9
土粒子の密度	g/cm ³	2.536
土の粒度	礫分(2-75mm)%	0
	砂分(0.075-2mm)%	52.5
	シルト分 (5-75 μ m)%	42.8
	粘土分 (5 μ m以下)%	4.7
最大粒径	mm	2
均等係数		10.67
50%粒径	mm	0.11
粒 度 分 析 (レーザー回折/散乱法)	メジアン径 μ m	93.03
	モード径 μ m	482.44

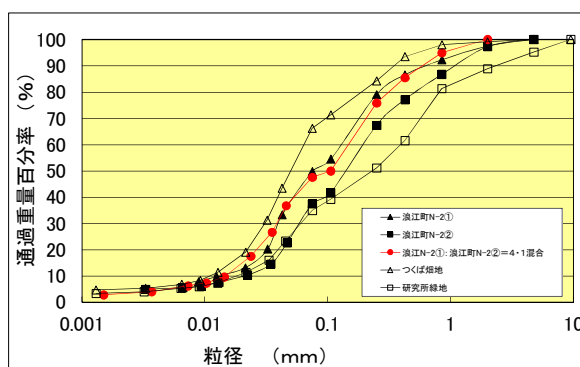


図 3-1 粒径加積曲線

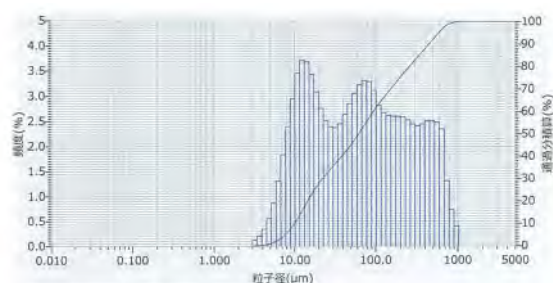


図 3-2 レーザー回折/散乱法による
粒径分布

(2) 有機物分解試験と分解率

有機物分解試験は、密閉式反応槽 B (容器 500L、泥水 250L) を使用し、泥水の含泥率 5% で反応時間は 6h とした。

図 3-3 に有機物分解率をまとめた。酸化分解による有機物の分解率は、30~50% の範囲で、オゾンのみ (ケース 3) の分解率に対して過酸化水素添加したケース 4~6 の分解率は明確な増加が見られなかった。ケース 3 に対してケース 6 が微増であった。この原因としては、今回の試験は反応槽内のトータルのオゾンとオゾンに対する過

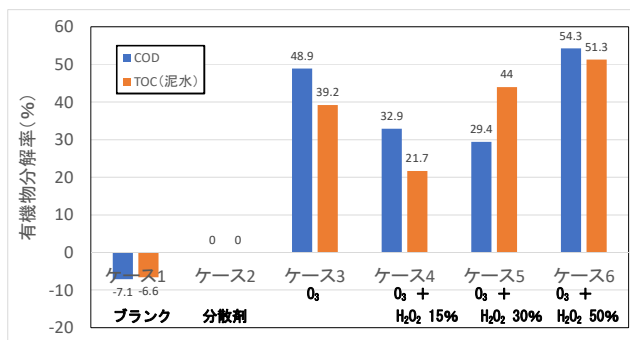


図 3-3 有機物分解率

酸化水素の添加量で設定したが、図 2-2 に示したように、エジェクター内でオゾンと過酸化水素が接触・反応する装置構成となっているため、エジェクター内のオゾン濃度と注入量と過酸化水素の濃度と注入量の比で反応が左右されたためと考えられた。なお、過酸化水素を添加するケースでは、過酸化水素の添加量が多くなれば分解率が増加する傾向であった。

(3) 溶存有機態炭素分離測定 (LC-OCD) 結果

図 3-4 に LC-OCD 測定結果を示す。

ケース 2 の高分子系分散剤 CMC (カルボキシルメチルセルロース) を添加することで、高分子有機化合物が増大している。

また、酸化分解により、高分子帯のフミン酸類と高分子有機化合物が減少し、低分子帯のフミン酸崩壊物質や低分子有機酸、低分子有機物が増加していた。

UVD (UV 吸収測定) においてもピーク強度が減少したため、有機物中の二重結合の分解が進行していることが確認できた。

これらの酸化分解の結果、高分子の有機物から分解が進行し、低分子の有機物へと移行していることが確認できた。これより、有機物の分解が進行していることが確認できた。

(4) 固液分離機による分級処理試験

6 ケースに対して遠心力 G は、400G、200G、100G を基本として分級処理した。差速は $0.4 \sim 0.5 \text{ min}^{-1}$ を採用した。これを上回ると含水量が多くなり、下回ると含水量が極端に小さくなり粉塵となって飛散し、実用的ではない。

酸化分解をしないブランクのケース 1 は、200G~100G での分級処理が出来なかった。また、分散剤のみを使用したケース 2 も 100G での分級処理はできなかった。

図 3-5 に減容率と除染率をまとめた。

減容率は、全体的にはケースによる明確な差は見られず 50~80% の範囲であった。除染率は、ブ

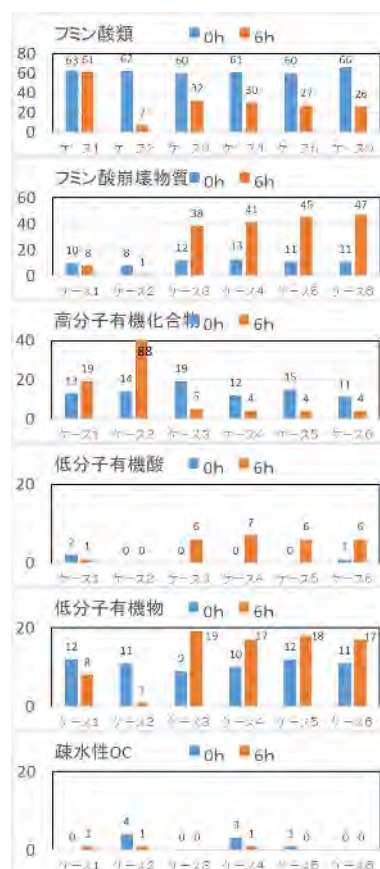
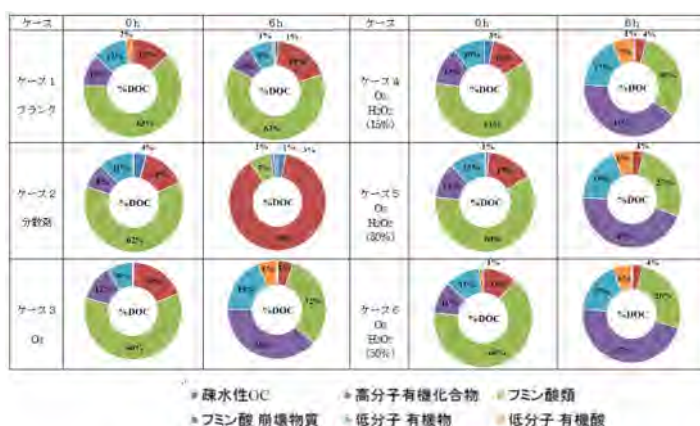


図 3-4 LC-OCD 測定結果

ランクに対して酸化分解した方が高く、オゾンのみより、オゾンに過酸化水素を添加した方が高い傾向が見られた。酸化分解の場合の除染率は、ほとんど 10%~40% の範囲にあり、過酸化水素添加の有無と遠心力 G による明確な傾向は見られなかった。最大は、ケース 5 の遠心力 100G の 71.5% であった。

いずれのケースも減容率と除染率について同時に目標を達成することができなかった。

原理的には過酸化水素の添加量が多いほど、遠心力 G が低いほど減容率も除染率も上昇すると考えられるが、明確に確認できなかった。

これは、固液分離機 1 台で分級処理と脱水処理を交互に実施したことが原因と考えられる。

毎回、洗浄や清掃、掻き落とし等の清掃を実施したが、回転筒内側に付着した細粒分が次工程の分級物に混在したと考えられる。特に分級

処理時には堰板を外し、脱水処理時に堰板を設置しているので、この堰板下部の回転筒内側に粘土が付着した可能性が高い。ただし、①分級処理専用と脱水処理専用の 2 台を用意する。実証試験で 2 台を用意できない場合は、分級処理を実施後の処理泥水を容器に保管しておき最後にまとめて脱水処理を実施する工程としたうえで、②バイブレーターを設置し、常に振動を加える、③スクリーンの各所に噴射ノズルを取付け内部洗浄しながら分級処理・脱水処理をする、④付着しづらい含水量となるように差速を調整する等の対策により、これらは解消できる可能性が非常に高く、減容率も除染率も向上することが期待できる。

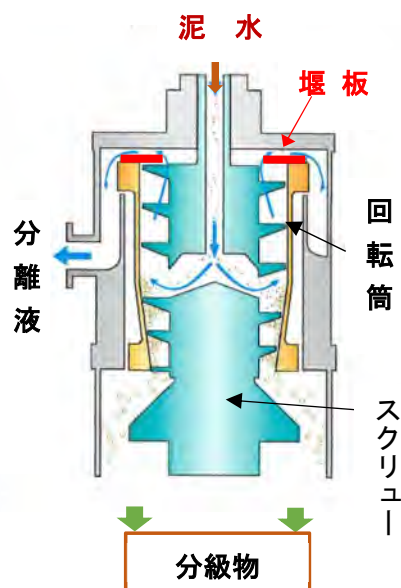


図 3-6 固液分離機詳細図

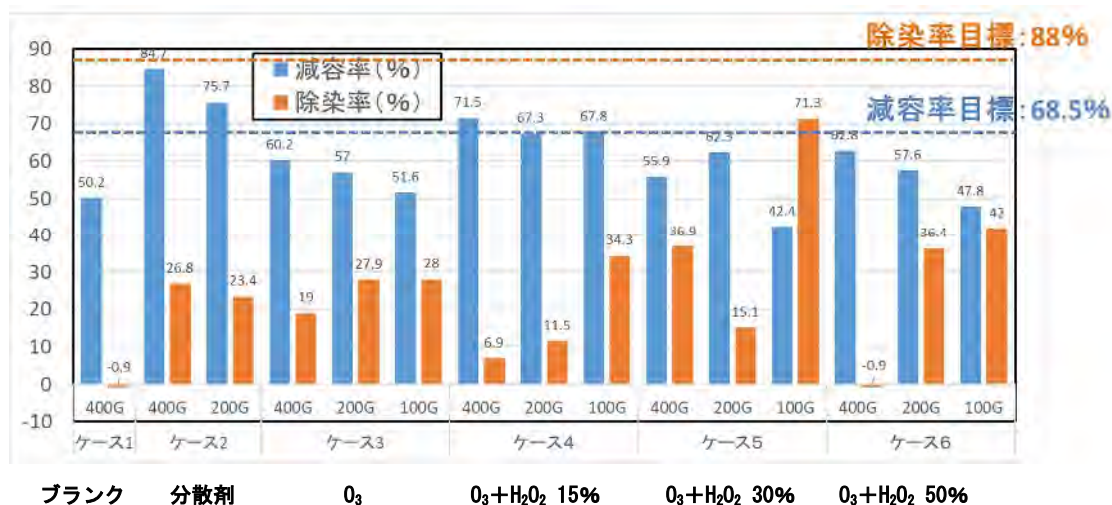


図 3-5 減容率と除染率のまとめ

(5) 分級物の電子顕微鏡観察 (SEM-EDX)

図 3-7 に SEM-EDX による分析結果として、有機物を表す元素である炭素の質量濃度(%)をまとめた。結果は、ブランクであるケース 1 の炭素濃度に対して高分子系の分散剤であるカルボキシルメチルセルロースを添加したケース 2 の炭素濃度は、高くなっている。これは $(C_6H_{10}O_5)_n$ で表される炭水化物(多糖類)であるセルロースが含有されていることによる。ブランクであるケース 1 の炭素濃度に対して、オゾンによる酸化分解のケース 3、オゾンと過酸化水素を用いた促進酸化法によるケース 4~6 の炭素濃度は低い。また、オゾンのみによる酸化分解のケース 3 の炭素濃度に対して、オゾンと過酸化水素を用いた促進酸化法によるケース 4~6 の炭素濃度は低く、過酸化水素の添加量が多い方が炭素濃度はより低くなっている。

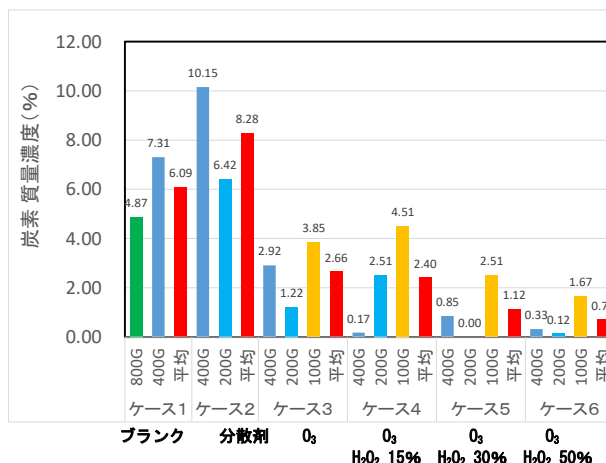


図 3-7 EDX による分析 (炭素濃度)

以上より、ブランクに対してオゾン酸化分解の方が、オゾン酸化分解に対してオゾンと過酸化水素添加の促進酸化分解の方が、また、促進酸化分解ではオゾンに対して過酸化水素の添加量が多いほど、炭素濃度は低い傾向が見られ、有機物が分解し解泥効果は増加していると考えられる。

図 3-8 に SEM の結果を示す。砂粒子表面への有機物・細粒分の付着の減少すなわち解泥効果は明確には確認できなかった。

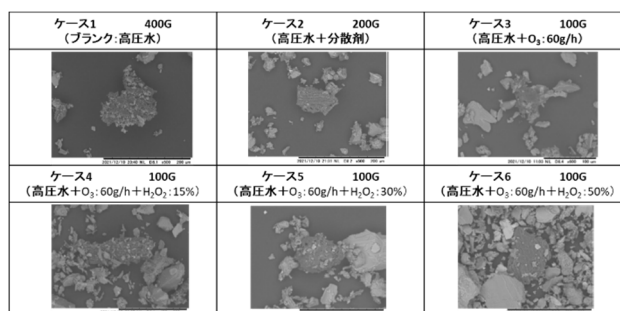


図 3-8 SEM の結果

(6) 分級物の粒径分布

図 3-9 に分級物の粒度試験 (JIS A 1204) の一例 (ケース 6) と図 3-10 に同じケース 6 の遠心力 100G で分級処理した分級物のレーザー回折/散乱法による粒子径分布を示す。図 3.9 中には 75 μ m と 20 μ m のラインを入れてある。同図から、100G 分級物の 75

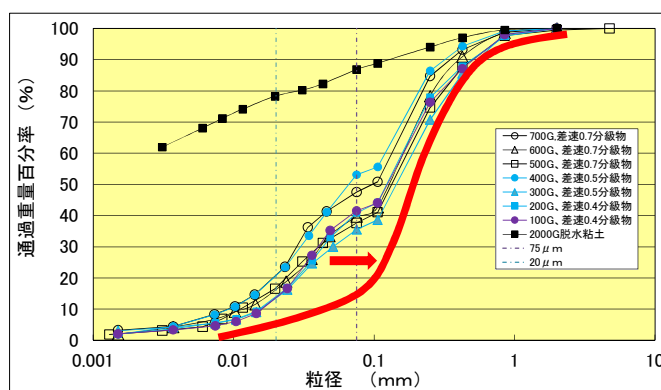


図 3-9 分級物の粒径加積曲線 (ケース 6)

μm 未満は 41%、20μm 未満は 13%と細粒分が多い。今回の実証試験は含泥率 5%、固液分離機への投入量は 50L/min で実施した。

固液分離機の原理から、含泥率を濃くする、投入量を多くすることで分級分離する粒径は大きくなるので、図 3-9 中の赤の粒径加積曲線のよ

うに右側にずれて細粒分は減少する。したがって、含泥率と投入量をあげることで減容率と除染率は向上することから、含泥率と投入量の追加検討が重要である。

図 3-10 の結果より、自然地盤の粒度分布は対数正規分布を示すことが多いが、有機物分解後の分級処理による分級物においても、粒子径分布は、ピークが 2 箇所ある歪な粒子径分布となっている。

固液分離機による分級処理は、遠心力 G と比重差によりシルト・粘土を分級分するが、ピークが 2 箇所あることが分級を阻害することもあると考えられる。

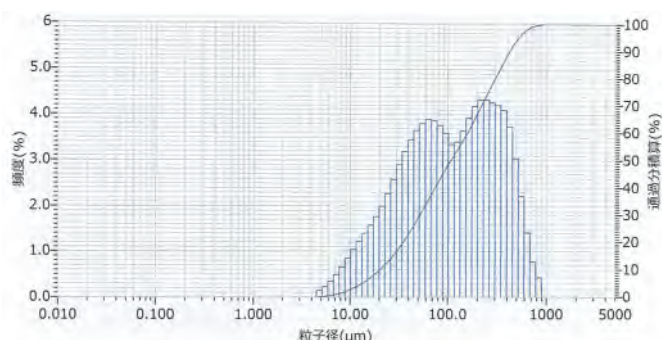


図 3-10 レーザー回折/散乱法による粒子径分布

(7) 分級物の全有機体炭素 TOC

分級物、脱水処理粘土についても全有機体炭素量 TOC も分析した。表 3-2 に、有機物分解試験による分解率と固液分離機による有機物の減少率をまとめた。

・ブランク（ケース 1）の結果

から、固液分離機の方級処理で 15～25%減少する。

・ケース 2 の分散剤を添加する場合、有機物分解時は、分散剤の成分であるセルロースにより TOC が増加するため、固液分離機による分級処理前に分散剤を添加することで分級処理の精度の向上を狙った。ケース 2 の結果、40～50%の有機物が減少している。

・脱水粘土に有機物は濃縮する。これは、未分解の有機物は軽いため、分級処理や脱水処理の際には図 3-6 に示したように、分離液側に移行するためと考えられる。

以上より、脱水処理のみで有

表 3-2 分級物、脱水粘土の全有機炭素 TOC

ケース	対象物	TOC mg/kg	分級処理による減少率(%) (赤字は有機物分解率含む)
原土壌	浪江町畑地混合土壌	32,000	
ケース1 (ブランク)	800G分級物	27,000	15.6
	400G分級物	24,000	25.0
	2000G脱水粘土	84,000	
ケース2 (分散剤)	400G分級物	16,000	50.0
	200G分級物	18,000	43.8
	2000G脱水粘土	78,000	
ケース3 (O ₃)	400G分級物	14,000	56.3
	200G分級物	11,000	65.6
	100G分級物	11,000	65.6
	1800G脱水粘土	73,000	
ケース4 (O ₃) + H ₂ O ₂ (15%)	400G分級物	11,000	65.6
	200G分級物	12,000	62.5
	100G分級物	9,600	70.0
	1800G脱水粘土	76,000	
ケース5 (O ₃) + H ₂ O ₂ (30%)	400G分級物	16,000	50.0
	200G分級物	9,200	71.3
	100G分級物	11,000	65.6
	1800G脱水粘土	63,000	
ケース6 (O ₃) + H ₂ O ₂ (50%)	400G分級物	13,000	59.4
	200G分級物	11,000	65.6
	100G分級物	11,000	65.6
	1800G脱水粘土	59,000	

機物が減少していることが確認できた。また、酸化分解や促進酸化分解による有機物の分解による分解率に加えて、これらの分解で残った未分解の有機物に対して、固液分離機による分級処理で未分解の有機物も減少する。分級物の有機物をより減少させることは分級物を本設盛土や地盤改良の材料に再利用する際に、より好ましい。

(8) 脱水粘土の含水量と処理水の放射能濃度

表 3-3 に脱水処理後の脱水粘土の含水量を示す。また、表 3-4 に脱水処理の処理水を示す。6 ケースとも脱水処理による脱水粘土の含水量は、フィルタプレスと同程度の含水量となっており、普通ダンプで運搬可能な土質性状となっていた。したがって、フィルタプレスが必要ないことが確認できた。

また、酸化分解処理後の処理水の放射能濃度は、N.D から 3.0Bq/L であった。

表 3-3 脱水粘土の含水量

ケース	脱水処理 遠心力G	脱水処理 差速(min-1)	脱水粘土 含水量 (%)
1	2,000	1.0	52.5
2	2,000	1.0	38.9
3	1,800	1.0	50.8
4	2,000	1.0	45.2
5	2,000	0.8	44.5
6	2,000	1.0	43.2

表 3-4 脱水処理水の放射能濃度

ケース	134Cs	137Cs	Cs合計 (Bq/L)
1	N. D	6. 0	6. 0
2	N. D	25. 4	25. 4
3	N. D	6. 2	6. 2
4	N. D	N. D.	N. D.
5	N. D	1. 8	3. 0
6	N. D	38. 3	1. 8

4. 作業員被ばく評価

今回、実証試験を実施した場所は、浪江町の居住制限区域（実証試験中に解除）であった。既に除染済みで空間線量も 0.3μSv/h 程度と低かった。

作業中は、ポケット線量計を体幹部に装着し個人の積算線量当量を日々測定した。その結果、11 月 16 日の 3 名を除いた作業員は全日で線量等量は 0μSv (1μSv に満たない) であった。なお、3 名の作業員は 11 月 16 日のみ 1μSv で、この日以外の作業日は 0μSv (1μSv に満たない) であった。

今回の結果から、実用レベルでは 1 年間 24 時間の連続処理運転が可能となり、遠隔操作することで放射能に対する作業環境の安全性確保（被ばくリスクの低減等）が図れる。

5. まとめと課題

(1) まとめ

①有機物分解処理

- ・オゾンと過酸化水素による促進酸化法により有機物の分解は可能である。
- ・オゾン添加量が多いほど分解が促進する。
- ・促進酸化法による有機物の分解は 30%～50%であった。またオゾンのみに対してオゾンと過酸化水素を添加ケースの分解率に明確な増加は見られなかった。
- ・過酸化水素を添加するケースでは酸化水素の添加量が多いほど分解率は増加する傾向であった。

- ・有機物の分解を溶存有機態炭素分離測定（LC-OCD）で分子量ごとの有機態炭素を測定し、溶存有機態炭素を成分ごとに定性・定量することで有機物の分解特性が評価できた。

酸化分解で、フミン酸類の分解が進行していること、高分子有機物が分解されて低分子の有機酸や有機物に成分が変化することが確認できた。

②固液分離機による分級処理と脱水処理

- ・減容率は、処理ケースで 50~80%の範囲で有機物分解率が高いケースの減容率が高くなる、遠心力 G が低い方が高くなる等、ケースによる明確な差は見られなかった。
- ・除染率は、酸化分解により除染率の増加の傾向は見られるが、10%~40%の範囲で明確な差は見られなかった。最大は、ケース 5 の遠心力 100G の 71.5%であった。
- ・減容率と除染率は、それぞれ単独ではなく、同時に達成することが評価の判断基準となるが、いずれのケースも減容率と除染率について同時に目標を達成することはできなかった。
- ・分級物を SEM-EDX により観察、定性・定量分析を行った。SEM による結果、砂粒子に付着する粘土の観察は困難であった。しかし、EDX の分析では、有機物を表す元素である炭素濃度が酸化分解により減少していることが確認できた。また、炭素濃度の減少は、オゾンに対する過酸化水素の添加割合が大きいほど減少量は大きい傾向であった。

炭素濃度の減少より、酸化分解によって砂粒子への有機物の付着は、確実に減少しており、解泥効果も向上していると考えられる。

- ・固液分離機を用いた分級処理による分級物の TOC 分析の結果、酸化分解していないブランクでも有機物の減少が確認された。これは、固液分離機の方級原理が遠心力 G と比重差によるものであるため、比重が軽い有機物は分離液に移行したことによる。有機物の酸化分解による有機物の減少に加えて、酸化分解で残った未分解の有機物に対して、固液分離機による分級処理により分離液に移行することで、さらに分級物の有機物は減少する。したがって、分級物を本設盛土や地盤改良の材料として再利用する際、より好ましい。
- ・脱水処理は、遠心力 G を 1,800G~2,000G で実施することで脱水粘土として回収できた。回収された脱水粘土の含水量は 40~45%程度とフィルタープレスと同等の含水量となっており、普通ダンプで運搬できる土質性状であった。したがって、固液分離機により脱水処理をすることで、フィルタープレスが必要ないことを確認した。

また、処理水の放射能濃度も酸化分解のケースでは N.D.~3.0Bq/L 程度の問題ないレベルであった。

以上より、図 5-1 のフロー図に示した流れで、1 年間 24 時間の連続処理運転が可能となる。また、遠隔操作することで、放射能に対する作業環境の安全性確保（被ばくリスク低減等）が図れる。

(2) 今後の課題

①有機物分解処理

- ・さらに分解率を向上するためには、エジェクター自体の改善による能力の向上はもちろんであるが、エジェクター内のオゾンに対する過酸化水素の添加量の比についての最適比の検討が必要である。これは、今回は密閉式の反応槽に 6h で添加される総量の比で最適比を求めるように試験条件を設定した。しかし、試験装置の構成上、エジェクター内でオゾンと過酸化水素は接触反応することから、総量ではなく、エジェクター内でのオゾンと過酸化水素の濃度と注入量 (L/min) の比によって反応が左右されることが考えられたためである。
- ・除去土壌の異物除去に高分子系の改質材（ポリアクリル酸ナトリウムなど）が使用されているが、促進酸化法で適切なオゾンと過酸化水素添加量、反応時間で、これを分解できると可能性も示唆された。この高分子系の改質材は除去土壌を再利用する際の土壌の品質に影響を与える。したがって、促進酸化法で高分子系の改質材を分解できれば品質への影響を取り除くこと期待できる。

②固液分離機による分級処理

- ・減容率と除染率が目標を達成できなかった原因は、1 台の固液分離機を使用し分級処理と脱水処理を交互に実施したことが原因と考えられる。清掃を実施したが、回転筒の内側、特に堰板下部に粘土等の細粒分が付着し、これが次工程の分級処理時の分級物に混在した可能性が高い。
- ただし、表 5-1 の対応をすることで、改善できる可能性は非常に高く、減容率も除染率も向上することが期待できる。

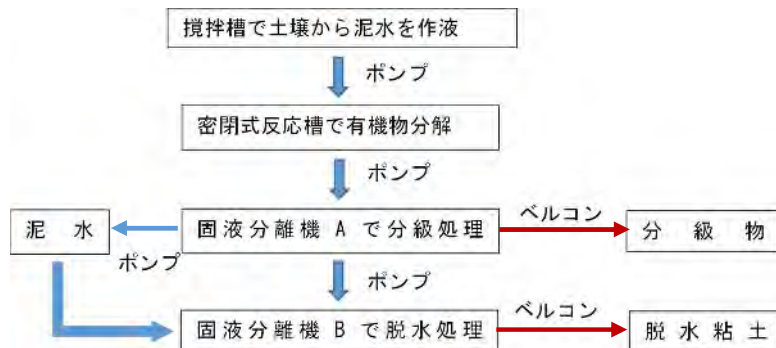


表 5-1 固液分離機による減容率と除染率の向上対策

No.	減容率、除染率を向上させる対応策
1	実用レベルでは、分級処理専用と脱水処理専用の2台の固液分離機を用意する。
2	実証レベルでも2台があった方が良いが、今回のように1台しか用意できない場合でも、試験工程として、最初に分級処理を全て実施し、そのケースごとの分級処理泥水（細粒分が含まれる泥水）をタンクに保管しておく。全ての分級処理が終了してから脱水処理を実施する。
3	バイブレーターを取り付け、分級処理・脱水処理中は常に振動を与える。
4	スクリュウの各所に噴射ノズルを取付け、内部洗浄しながら分級処理・脱水処理を実施する。
5	回転筒内部に細粒分が吸着しづらい含水量を確認し、この含水量となるように差速を調整する。

実施代表者：株式会社キュリオンジャパン
実証テーマ名：ガラス固化技術（GeoMelt®ICV™ 溶融技術）による溶融飛灰の高減容・安定化処理技術の実証
概要：仮設灰処理施設における焼却残渣の熱処理後の Cs を含む飛灰（溶融飛灰）の減容化及び長期安定化策の一つとして、国内外の難処理性廃棄物の処理で多くの実績のある GeoMelt®ICV™ 技術を使用し、非放射性模擬飛灰の溶融ガラス固化処理の適用性を実証試験で評価した。 提示された飛灰組成を基に作製した 2 種類の模擬処理対象物を GeoMelt®ICV™ の標準的な運転手順によって処理し、安定した処理性能、コールドキャップ（C.C）の適切な管理によるガラスの Cs 保持率、模擬処理対象物に対する減容率、ガラスの均質性、排ガス処理系の浄化性能等から実用化に向けた本技術の適用性を評価した。
実施内容： 1. 試験装置の改造 既存設備をベースに、処理対象物等の追加投入構造、耐火物容器、C.C 監視用の炉内温度計の設置、排ガス処理用 2 段 2 系列フィルターの追加等、試験用に改造した。 2. 模擬処理対象物の試験組成 提示の飛灰組成を基に、ゼオライト系ガラス形成材や Cs 添加等を含む 2 種類の模擬処理対象物の試験組成を設定した。 3. 試運転 1 バッチの試験処理により、運転手順、調整パラメーター、装置の挙動等を確認した。 4. 溶融試験 2 種類の模擬処理対象物を計 3 バッチ処理し、処理性能、ガラスの Cs 保持率、減容率、ガラスの均質性、排ガス処理系の浄化性能等を確認し評価した。
技術概要： 1. GeoMelt®システムの原理と特徴 図 1 に示すように、溶融容器の中で処理対象物をジュール熱で加熱溶融し、そのまま固化体とするものであり、幅広い性状の対象物に適用可能で、シンプルでかつコンパクトなガラス固化プロセスである。 運転は、溶融容器の底部から上方への溶融の拡大、溶融ガラス上部への追加供給と C.C の維持、低融点ガラスフリット（TOF）の供給、自然冷却後のガラス固化体の取出し操作で構成される。 2. 試験手順 低塩素飛灰 2 バッチ、高塩素飛灰 1 バッチの計 3 バッチを順次処理し、各試験のデータ採取と各知見を次試験のパラメーター調整に反映した。

3. 試験目標 ①ガラスの Cs 保持率：90%以上であること ②模擬処理対象物の減容率：70%以上であること ③ガラスの均質性：ガラス特有の X 線回折データを得ること	
4. 期待される効果 GeoMelt®ICV™ 技術により、ガラスの高い Cs 保持率、処理対象物の減容化及びガラスの均質性を確認でき、Cs を含む実溶融飛灰の減容・安定化処理技術の実用化が期待できる。	
実証試験の結果：各試験の結果からすべての試験でガラスの Cs 保持率 90%以上、模擬処理対象物の減容率 70%以上を達成した。またガラス特有の連続した X 線回折パターンによりガラスが均質であることを確認した。これらの結果より溶融飛灰の安定化処理技術として、GeoMelt®ICV™ 技術の実用化への適用性を確認した。 さらにガラス形成材としてゼオライト系廃吸着剤等を適用することにより、ガラス固化体中の処理対象物の含有率をさらに向上させることができると評価した。	
技術等の評価：①溶融中のコールドキャップ管理を適切に維持することにより、処理対象物中に含まれる Cs の保持性が向上する。 ②溶融処理前に処理対象物に含まれるガラス形成材成分（SiO ₂ 、Al ₂ O ₃ 等）やガラス形成に影響を与える成分（CaO や Cl 等）を事前に把握し、最適なガラス配合比率を設定することにより、ガラス固化体の含有率をより大きく確保できる。	
作業員被ばく量評価：放射性物質を含む飛灰貯蔵エリア（最大 6.42μSv/h 以下）、及びガラス固化体 50 本収納の角型貯蔵容器取扱いエリア（最大 1.46μSv/h 以下）での年間作業時間を管理する。	
コスト評価： 目標処理単価：約 80～800 万円／t 飛灰	歩掛り（作業人工、作業速度等）： 一日最大 3 バッチの処理運転（直体制） 各直当たり：管理者 1 名、スタッフ 1 名、 運転員 5 名、放管要員 2 名
コスト評価条件：年間稼働日数 240 日、定期保守日数 30 日／年、3 直連続運転とする。 必要処理容量（kg／バッチ）や飛灰中の塩素濃度等によって装置サイズや処理対象物含有率、ガラス形成材量が変化し、処理単価はこれらに大きく依存する。今後これらの設定精度を高め処理単価を集約していく。	
安全性の評価：放射性物質を含む処理対象物の取扱いエリアは、他のエリアと完全に配置分離し、換気空調設備により負圧維持と排ガス処理を行う。またプロセス機器内部はプロセス外部よりも負圧に保ち、放射性物質の漏洩や飛散を防止する。溶融炉本体と排ガスプレフィルターには放射線局所遮蔽を設置する。	
試験場所（住所）：三重県伊賀市予野字鉢屋 4713 番地 三重リサイクルセンター	除去物保管場所と保管状況： 試験場所にて保管中

1. 概要

(1) 背景

仮設灰処理施設における焼却残渣の熱処理後の飛灰（熔融飛灰）には熱処理中に飛散した焼却残渣の他、焼却残渣から揮発し、凝縮・捕集された放射性セシウム（Cs）が浸出性の高い状態で含まれている。また、熔融飛灰は飛散性や潮解性を有し、9.5 万 m³ と膨大な量が見込まれている。そのため、県外最終処分には、Cs を含む熔融飛灰の減容化及び長期安定化といった安定化処理技術の開発が課題となっている。

(2) 目的

本試験では、Cs 保持性能の評価に適した構造にした GeoMelt®ICV™ 試験装置を用いて、熔融飛灰の模擬物とガラス形成材を組み合わせた熔融試験を行い、安定した処理性能とコールドキャップ（C.C：熔融ガラス上部に供給に伴い堆積した未熔融の処理対象物の層）の適切な管理によるガラス固化体の高い Cs 保持性能を確認し、GeoMelt®ICV™ 技術の適用性を評価する。製造したガラス固化体については、減容率及びガラスの均質性を評価する。また、熔融飛灰含有率の変動幅を考慮した熔融試験を実施し、Cs を吸着した廃吸着剤の適用も考慮し、実用化に向けた GeoMelt®ICV™ 技術の適用性について検討することを目的とする。

(3) 実施内容

既存の熔融設備を本試験に適した構造に改造すると共に、ガラスの配合解析として提示された飛灰組成を基に処理する対象物の組成を検討する。その後、試運転にて試験装置の性能及び運転条件を確認する。熔融試験ではガラス配合解析により組成を検討した模擬処理対象物を用いて、安定した処理性能とコールドキャップ（C.C）の適切な管理によるガラスの Cs 保持率、模擬処理対象物の減容率、ガラスの均質性を確認、評価する。

評価結果から熔融飛灰の安定化処理技術として GeoMelt®ICV™ 技術の実用化に向けた適用性を評価する。

(4) 成果目標

模擬処理対象物を用いた熔融試験を実施し、Cs のガラスへの保持率を 90%以上、模擬処理対象物の減容率を 70%以上、ガラスの均質性でガラス特有の X 線回折データを得ることで実熔融飛灰への GeoMelt®ICV™ 技術の実用化への適用性を得ることを目標とする。

2. 試験方法

(1) 試験装置の改造

底部からの溶融（ボトムアップ）運転に適した容器構造に既存設備を改造する。

(2) ガラス配合解析

JESCO 殿により「令和 2 年度中間貯蔵施設の管理等に関する業務」で実施された双葉町仮設灰処理第一施設（表面溶融炉）及び第二施設（コークスベッド炉）の溶融飛灰の組成をそれぞれ[飛灰その 1]と[飛灰その 2]として、燃焼ガスにより飛散した処理対象物の溶融物に由来する SiO_2 、 Al_2O_3 を試験で使用する模擬飛灰の組成への追加を検討する。試験に用いる模擬処理対象物の組成はガラス特性組成モデル（表 2-2）を使用して解析し、模擬溶融飛灰、ガラス形成材（ゼオライト、ガラス添加剤）の配合比率を確定する。

表 2-2 ガラス特性の制約とモデル

特性（モデルの引用）	基準
溶融温度（T）	1,250℃と 1,500℃
MCC-1 規格化質量損失(NLB)28d at 90℃	$\leq 7.46\text{g/m}^2$
溶融粘度（ η_T ）	$1 \leq \eta_T \leq 15\text{Pa} \cdot \text{s}$
電気伝導度（ ϵ_T ）	$10 \leq \epsilon_T \leq 70\text{S/m}$

(3) 試運転

模擬処理対象物を用いて、溶融試験を実施し、試験装置の性能や運転条件（溶融開始から終了までの電力上昇ステップ、模擬処理対象物の安定供給、TOF の供給タイミング等）を確認する。

(4) 溶融試験

模擬処理対象物を溶融し、重量や体積といった溶融試験を通して得られるパラメーターから本技術の処理性能、C.C の適切な管理によるガラスの Cs 保持率、溶融処理による模擬処理対象物の減容率、ガラスの均質性等を確認・評価する。

3. 試験結果と評価

(1) 試験装置の改造

溶融炉への模擬処理対象物の供給器、溶融炉容器の運転方式に対応した設備、溶融炉から排ガス処理設備への Cs を採取しやすい構造、及び炉内情報の監視ができる構造に改造した。（図 3-1～図 3-2）



図 3-1 改造後の試験装置（左）及び監視装置（右）

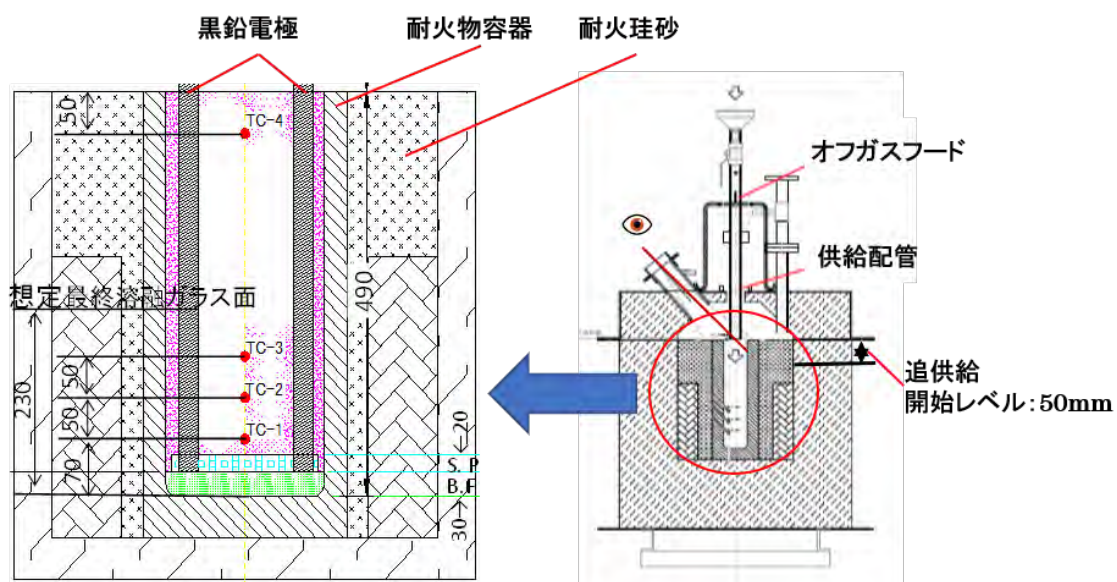


図 3-2 試験装置の構造と主要寸法

(2) ガラス配合解析

溶融飛灰の分析データに飛灰溶融に関する文献^{[1][2]}を参考とし、塩素濃度の違いから飛灰その 1 を高塩素飛灰、飛灰その 2 を低塩素飛灰として模擬飛灰の組成を変更した。(表 3-1)

ガラス配合解析によりガラス特性組成モデルの制約を満足する模擬処理対象物の組成(表 3-2)の解析を実施した。

表 3-1 SiO₂ と Al₂O₃ を追加した溶融飛灰組成（左：高塩素飛灰、右低塩素飛灰）

	組成				組成		
	流動床炉 文献値 ^[1] 酸化物(wt%)	飛灰その1+ 文献値 酸化物(wt%)	高塩素飛灰 (飛灰その1変更組成) 酸化物(wt%)		コークスベッド炉 文献値 ^[2] (mg/kg)	飛灰その2+ 文献値 (mg/kg)	低塩素飛灰 (飛灰その2変更組成) 酸化物(wt%)
Si	2.54	2.47	2.39	Si	110,000	67,922	21.45
Al	1.08	1.07	1.04	Al	11,000	6,792	1.89
Cu		1.09	1.06	Cu	4,200	170	
Zn		1.61	1.56	Zn	110,000	1,200	
Cd				Cd	730	8.0	
Pb		1.01	0.98	Pb	6,600	450	
Fe	0.65	2.35	2.28	Fe		13,000	2.74
Mn				Mn		290	
Cr				Cr		34	
Se				Se		6.4	
As				As		26	
Hg				Hg		8.5	
Cs				Cs		3.4	
Sr				Sr		120	
Na	7.53	17.40	16.85	Na	42,000	4,600	0.92
K	28.80	26.87	26.01	K	31,000	10,000	1.78
Ca	22.30	10.68	10.34	Ca	51,000	330,000	68.15
Mg	0.32			Mg		5,900	1.44
Cl	26.50	38.74	37.51	Cl	85,000	11,000	1.62
合計	89.72	103.29	100.00	LOI	548,470	623,184	
				合計	1,000,000	1,000,000	100.00

表 3-2 模擬処理対象物の組成（左：高塩素飛灰、右：低塩素飛灰）

高塩素溶融飛灰混合組成		組成	質量	低塩素溶融飛灰混合組成		組成	質量
高塩素溶融飛灰模擬物		(wt%)	(kg)	低塩素溶融飛灰模擬物		(wt%)	(kg)
SiO ₂		0.096	0.010	SiO ₂		3.74	0.37
Al ₂ O ₃		0.048	0.005	Al ₂ O ₃		0.33	0.03
CuO		0.048	0.005	Fe ₂ O ₃		0.48	0.05
ZnO		0.096	0.010	NaCl		0.08	0.01
PbO		0.048	0.005	Na ₂ CO ₃		0.20	0.02
Fe ₂ O ₃		0.096	0.010	CaCO ₃		21.19	2.12
NaCl		1.392	0.139	KCl		0.49	0.05
Na ₂ CO ₃		0.096	0.010	Mg(OH) ₂		0.00	0.04
CaCO ₃		0.864	0.086	Sub Total		26.87	2.69
KCl		1.968	0.197	ガラス形成剤及びガラス添加物			
Sub Total		4.752	0.475	SiO ₂		35.94	3.59
ガラス形成剤及びガラス添加物				Na ₂ CO ₃		6.21	0.62
SiO ₂		43.29	4.33	B ₂ O ₃		10.99	1.10
CaCO ₃		1.55	0.16	KUR-EH		20.00	2.00
Na ₂ CO ₃		15.68	1.57	Sub Total		73.13	7.31
B ₂ O ₃		14.72	1.47	Total		100.00	10.00
KUR-EH		20.00	2.00	Water		10wt% of dry feed	1.00
Sub Total		95.24	9.524	Tracer CsCl			0.0065
Total		100.00	10.00	Grand Total			11.00
Water		10wt% of dry feed	1.00				
Tracer CsCl			0.0065				
Grand Total			11.00				

(3) 試運転

試運転により溶融開始から終了までの電力上昇ステップ、模擬処理対象物の安定供給、TOF の供給タイミング等の溶融試験に反映すべき点を確認した。

(4) 溶融試験

溶融試験で得られた試験装置の処理能力を表 3-3 に示す。

表 3-3 試験装置の処理能力

模擬飛灰種別		低塩素濃度			高塩素濃度
試験名		試運転	RUN1	RUN2	RUN3
運転実施日		2021.11.2	2021.11.16	2021.11.23	2021.11.30
時刻	開始	9:00	9:00	9:00	9:00
	終了	17:15	16:40	16:45	18:00
	運転時間(h)	8.25	7.67	7.75	9.00
総電力量(kWh)		31.8	31.7	29.9	37.3
単位電力量(kWh/kg)		2.7	2.8	2.68	3.38
重量 (kg)	①ベースフリット	0.58	0.58	0.58	0.58
	②初期投入模擬処理対象物	5.5	5.5	5.5	5.8
	③追加供給模擬処理対象物	4.32	4.45	4.48	4.15
	④TOF	1.3	0.78	0.58	0.49
	⑤合計: ① + ② + ③ + ④	11.7	11.31	11.14	11.07
時間 (h)	⑥起動準備	3	3	3	3
	⑦起動・溶融処理運転	8	8	8	9
	⑧自然冷却	24	24	24	24
	⑨固化体の取り出し	1	1	1	1
	⑩合計: ⑥ + ⑦ + ⑧ + ⑨	36	36	36	37
⑪バッチ処理量(kg/バッチ): ② + ③		9.82	9.95	9.98	9.95
⑫処理能力(kg/h): (② + ③)/⑦		1.22	1.24	1.25	1.11

①ガラスの Cs 保持率

溶融試験に用いた模擬処理対象物の分析結果（表 3-4）、試験装置の処理能力から供給した模擬処理対象物中の Cs 質量を算出し、排ガス処理系（排ガス配管、フード内壁、プレフィルター、HEPA フィルター、スクラバー）へ移行した Cs 質量を比較することでガラスの Cs 保持率がどの試験でも目標とする 90%以上（最大 99.5%）であることを確認した。（表 3-5）

表 3-4 模擬処理対象物中の Cs 濃度分析値

サンプル No.	Cs濃度分析値(mg/kg-wet)		
	RUN1	RUN2	RUN3
1	850	330	430
2	930	450	300
3	670	510	490
4	450	380	370
5	320	540	370
6	440	330	240
7	400	400	470
8	650	400	290
9	400	400	420
10	350	360	290
平均: AVE(mg/kg)	546	410	367
標準偏差: SD(mg/kg)	205	67.1	80.6
変動係数: CV(%)	37.5	16.4	22.0

表 3-5 排ガス系への Cs 移行質量及びガラスの Cs 保持率

サンプル名称	項目	RUN1	RUN2	RUN3	備考
投入模擬 処理対象物	Cs 質量(mg)	5,431	4,092	3,653	Cs 分析濃度と投入量に従い計算
排ガス配管	Cs 質量(mg)	2.1	0.47	3.7	
フード内壁	Cs 質量(mg)	0.86	0.20	2.7	
プレ フィルター	フィルター表面積 (cm ²)	11,664	11,664	11,664	
	サンプル Cs 付着量 (µg/cm ²)	29.3	1.1	16.5	
	Cs 質量(mg)	341.8	12.8	192.5	
HEPA フィルター	フィルター表面積 (cm ²)	34,668	34,668	34,668	
	サンプル Cs 付着量 (µg/cm ²)	1.57	0.25	0.58	
	Cs 質量(mg)	54.4	8.7	20.1	
スクラパー	Cs 質量(mg)	0.26	0.040	0.010	
排ガス系への Cs 移行質量(mg)		399.4	22.2	219.0	
ガラスの Cs 保持率(%)		92.7	99.5	94.0	(6-1 式) 参照

$$\text{ガラスのCs保持率(wt\%)} = \left(1 - \frac{m_{Cs-OG}}{C_{Cs} \times m}\right) \times 100 \quad (3-1 \text{ 式})$$

m_{Cs-OG} : 排ガス系への Cs 移行質量(mg)

C_{Cs} : 処理対象物の Cs 濃度(mg/kg)

m : 処理対象物のバッチ処理量(kg)

②模擬処理対象物の減容率

模擬処理対象物の減容率は供給した模擬処理対象物と熔融処理後のガラスの体積を比較して算出する。(表 3-6) 模擬処理対象物の体積は実測した模擬処理対象物のかさ密度と供給した模擬処理対象物の質量から算出した。(表 3-7) ガラスの体積は耐火物容器の寸法から算出した容積 7,899mL から熔融終了後の耐火物容器の空き容積を減じる事で算出した。耐火物容器の空き容積は一定温度の水を熔融終了後の耐火物容器に加え、その温度における水の密度と加えた水の重量から算出した。(表 3-8) 結果、模擬処理対象物の減容率は全試験で目標とした 70%以上であることを確認した。

表 3-6 模擬処理対象物の減容率

	試運転	RUN1	RUN2	RUN3	備考
模擬処理対象物 重量 (kg)	9.82	9.95	9.98	9.95	
模擬処理対象物 体積 (mL)	12,753	12,922	13,307	12,438	
ガラス 体積 (mL)	3,731	3,723	3,654	3,724	
処理対象物 減容率 (%)	70.74	71.18	72.54	70.07	(3-2 式)

$$d = \left(1 - \frac{V_{\text{glass}}}{V}\right) \times 100 \quad (3-2 \text{ 式})$$

d : 模擬処理対象物の減容率 (%)

V : 模擬処理対象物の体積 (mL)

V_{glass} : ガラスの体積 (mL)

表 3-7 模擬処理対象物のかさ密度

	模擬処理対象物		
	低塩素飛灰		高塩素飛灰
	RUN1	RUN2	RUN3
重量(g)	521	508	542
見かけ体積(mL)	680	680	680
かさ密度(g/mL)	0.77	0.75	0.80

表 3-8 溶融終了後の耐火物容器の空き容積

	試運転	RUN1	RUN2	RUN3
耐火物容器の空き容積に加えた水の重量(kg)	4,151	4,159	4,231	4,163
水温(℃)	20	20	16	13
水の密度(kg/m ³)	998.233	998.233	998.98	999.418
耐火物容器の空き容積(mL)	4,158	4,166	4,235	4,165

③ガラスの均質性

図 3-3 に示すガラスの切断面には細かな気泡等が見受けられたが塩化物塩の層や他の結晶層等の異物は確認できなかった。

図 3-4～図 3-10 に示す XRD 回折の結果からはガラス特有の連続した X 線回折パターンと炉内で使用した熱電対等の溶融による合金が由来と推測される化合物の結晶ピーク（表 3-9）を確認した。

以上の結果から全試験において、均質なガラスが得られたと評価した。

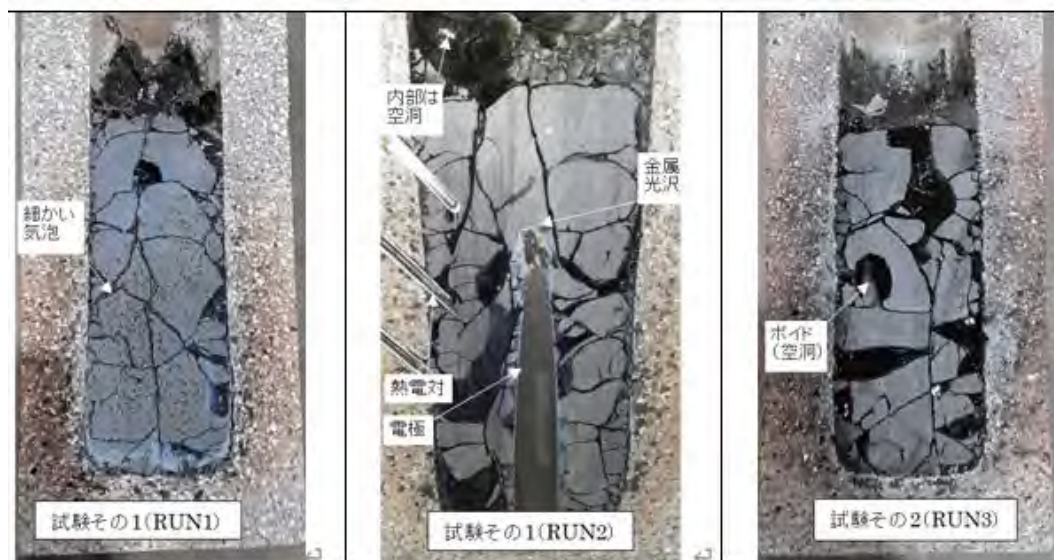


図 3-3 ガラスの断面

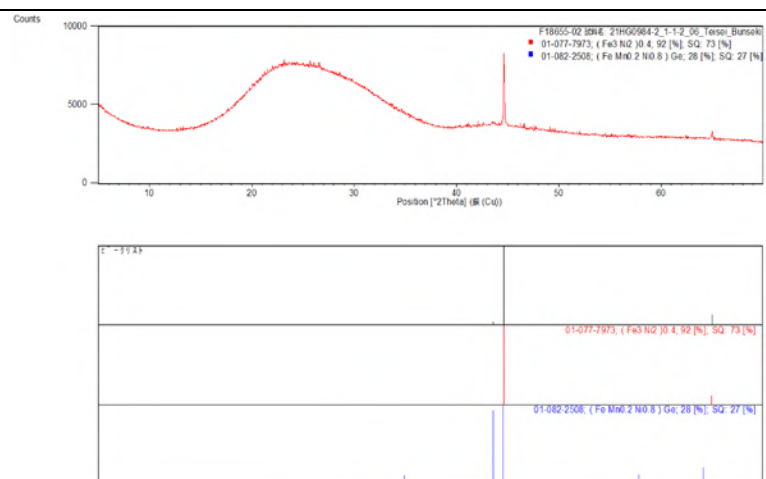


図 3-4 X 線回析分析結果 (RUN1)

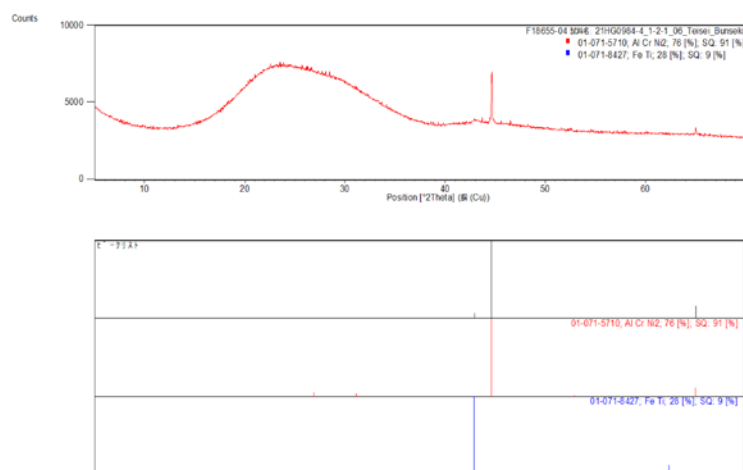


図 3-5 X 線回析分析結果 (RUN2)

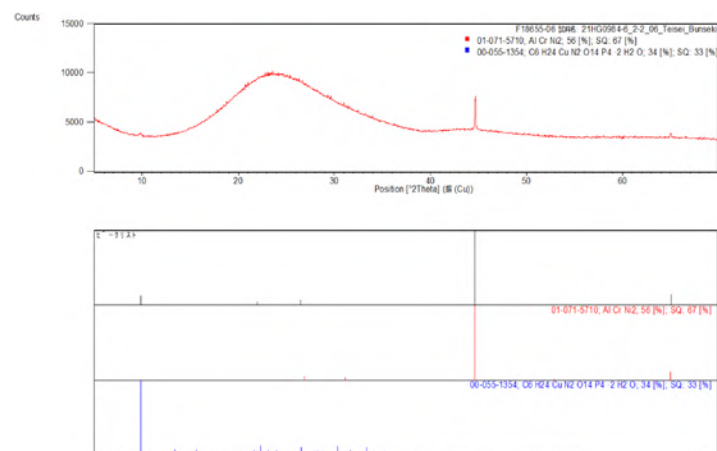


図 3-6 X 線回析分析結果 (RUN3)

表 3-9 X 線回折分析による化合物の同定結果

サンプル		ライブラリー検索による化合物の同定結果		
		大きなピーク成分	その他の小さなピーク成分	推定発生源
RUN1	1	FeCo		不明
			SiO ₂ (Quartz)	耐火珪砂
			SiO ₂ (Cristobalite)	耐火珪砂
	2	(Fe ₃ Ni ₂) _{0.4}		熱電対シース (インコネル)
			(FeMnO _{0.2} Ni _{0.8})Ge	K 型熱電対の補償導線や接合材
	3	(Al _{0.5} Cr _{0.5})Fe		K 型熱電対と熱電対シースの合金
			Cu ₃ Sn	K 型熱電対の補償導線や接合材
			SiO ₂ (Quartz)	耐火珪砂
			C ₆ H ₂₄ CuN ₂ O ₁₄ P ₄ ・2H ₂ O	切断時付着物の測定による結果
RUN2	1	AlCrNi ₂		K 型熱電対
			FeTi	不明
RUN3	1	FeCo		不明
			C	黒鉛電極
	2	AlCrNi ₂		K 型熱電対
			C ₆ H ₂₄ CuN ₂ O ₁₄ P ₄ ・2H ₂ O	切断時付着物の測定による結果
	3	Fe ₃ Co		不明
			C	黒鉛電極
			C ₆ H ₂₄ CuN ₂ O ₁₄ ・2H ₂ O	切断時付着物の測定による結果

④溶融飛灰の安定化処理技術への GeoMelt®ICV™ 技術の適用性

各試験の結果からすべての試験でガラスの Cs 保持率 90%以上、模擬処理対象物の減容率 70%以上を達成した。均質性については、ガラス特有の連続した X 線回折パターンを確認し、均質なガラスが得られたと評価した。なお、主な結晶ピークは試験に使用した熱電対の溶融に由来する合金と推測された。

これらの結果より溶融飛灰の安定化処理技術として、実溶融飛灰への GeoMelt®ICV™ 技術の実用化への適用性を確認した。

4. 出典、参考文献

- [1] 太平洋セメント株式会社、2019 年、「飯館村蔵平における放射性物質の分離による焼却灰及び汚染土壌の資材化に関する研究」環境放射能除染学会誌 vol.7,No.4、p236
- [2] 石川島播磨重工業、1997 年、「コークスベッド式溶融炉の特性」第 5 回衛生工学シンポジウム、p110

実施代表者：国立研究開発法人産業技術総合研究所
実証テーマ名：No.7 プルシアンブルー系 Cs 吸着材の過熱水蒸気分解に関する試験
概要：本試験では、飛灰洗浄液から放射性 Cs を吸着濃縮したプルシアンブルー（PB）系吸着材（ヘキサシアノ鉄酸銅塩、CuHCF）の安定化の一手法として、過熱水蒸気による加熱分解条件の検討、Cs 飛散の検討、分解時に発生するガスの分析をおこない、過熱水蒸気分解法の有効性や実用化に向けた課題を明らかにした。
実施内容：本試験では、以下の試験を非放射性的の模擬飛灰洗浄液を用いて実施する。 ① 吸着材造粒体の製造：吸着容量試験 ② Cs 吸着済み試料調整：Cs 吸着量評価、他のイオンの吸着確認 ③ 加熱分解試験（予備試験）：加熱酸化温度依存、加熱時間依存、加熱雰囲気の検討 ④ 加熱分解試験（本試験）：カラムサイズ拡大の影響評価、過熱水蒸気量の影響評価 ⑤ 本安定化技術のプロセス評価
技術概要： 1. 試験手順：本提案技術においては、まず模擬飛灰洗浄液を通水し Cs を吸着飽和させた想定 CuHCF 吸着材（本試験ではバッチ振とう条件で調製）を調整する。これをステンレスカラムに充填した Cs 吸着済カラムに 500°C 以下の過熱水蒸気を通気させることで吸着済み吸着材を加熱分解した（図 1）。加熱分解物や分解ガスの同定や定量分析をおこない、より安定に Cs を飛散させずに CuHCF 吸着材を安定化する条件を検討した。 2. 試験目標：Cs を飛散させることなく、安全に CuHCF を加熱分解して、Cs 吸着済吸着材が安全な酸化物となる条件について、例えば過熱水蒸気の温度や加熱時間を明らかにする。また加熱分解時の雰囲気（過熱水蒸気のみ導入、過熱水蒸気＋空気を同時に導入、過熱水蒸気反応の後に空気を導入等）についても検討し、金属 Cu のような非安定副生成物の酸化や、分解ガスの生成量との関連も検討した。特に Cs については分解の過程において、その物質収支を明らかにする。 3. 期待される効果：本試験において吸着材料として用いる CuHCF は、高い Cs 選択性と吸着容量で知られる一方で、配位性の高分子であること、成分に CN 基を含むことが長期保管の懸念材料とも捉えられている。例えばこの吸着材を、Cs を飛散させることなく安全に分解する安定化工程を確立することで、これを既に確立された固化等処理へとつなぐプロセス、もしくは新たな保管プロセスが想定可能となり、まだ未確定部分も残る最終処分に向けて、今後幅広い対応が可能となる。 図 1. CuHCF 吸着材の加熱分解

実証試験の結果：過熱水蒸気による Cs 吸着済み CuHCF の分解条件を明らかにするため、小型（10-200 mL）のカラムを用いた温度依存、時間依存、加熱雰囲気の詳細、カラムサイズ、加熱水蒸気量の影響評価をおこなった。また加熱分解残渣（灰）の分析、吸着材通過後の過熱水蒸気を冷却した冷却捕集液中の飛散 Cs の定量、加熱分解で発生したガス（排ガス）の分析をおこなった。 過熱水蒸気による加熱分解残渣について、赤外分光スペクトル（FT-IR）の温度依存性を調べた。10 mL 程度の小さなカラムに 5 mL/min（水換算）の水蒸気を水蒸気温度と加熱炉温度を変えながら、10 分間導入した結果、500 °C から 410 °C においては 2100 cm⁻¹ 付近の CN 伸縮が完全に消失したのに対し、400 °C 以下ではわずかに残っているが見られた。同様の傾向は粉末 X 線回折（XRD）でも確認された。また、400 °C 分解条件でも 10 分間から 30 分間に時間を伸ばすことにより、分解が進むことが確認された。一方で、過熱水蒸気だけでは CuHCF の銅成分は酸化されず金属 Cu となって残るため、これを酸化させるべく、1) 400 °C での過熱水蒸気分解後に 350 °C での空気導入や、2) 400 °C での過熱水蒸気と同時の空気導入を検討した。空気導入に関しては、2) の場合、過熱水蒸気と同時の空気導入時は目標温度の維持が困難となり、カラム内の温度は 400 °C から上下に変動した。また金属 Cu の酸化も十分ではなかった。一方 1) の場合は温度維持が容易で金属 Cu の酸化も容易であった。 本試験で確認したいいくつかの条件に対して、例えば、安定に CuHCF を加熱分解でき、Cs の飛散はほぼなく金属 Cu も酸化されている場合について、Cs の物質収支を検討した。上記の場合の平均を取ると、加熱分解によるカラム外への Cs の飛散は吸着材含有量の 0.02% 程度、加熱分解物からは水洗浄で Cs の 90% 以上が溶出する。また、HCN, NH₃, NO_x は排ガスよりも冷却捕集水で多く含まれている場合があることがわかった。	
技術等の評価：Cs 飛散を抑えたプルシアンブルー系吸着材の安定化は可能である。	
作業員被ばく量評価：パイロットサイズのカラムについて計算した結果、吸着材、固型化体共にカラム表面の線量率は 2 mSv/h を越えず、遮蔽・隔離で対応可能である。	
コスト評価：溶融飛灰 22.5 万 t を 10 年で処理すると仮定して、安定化及び固型化分の処理費用を約 14 億円と見積もった。	歩掛り（作業人工、作業速度等）：対象外
コスト評価条件：溶融飛灰 22.5 万 t を 10 年で処理すると仮定して、本安定化技術に固型化を含めて設備費（設計費、機械装置費、機械装置設置工事費、機械装置解体撤去費）を見積もり、10 年間の運転費用も概算した。	
安全性の評価：放射線管理、加熱分解、カラム交換、カラム長期保管等の観点から安全性の評価をおこない、その対策を平時、緊急時、事後に分けて整理し、一般的な対策で対応可能であることをまとめた。	
試験場所（住所）：産総研つくば中央第五事業所 5-1 本館（茨城県つくば市東 1-1-1）	除去物保管場所と保管状況：全て非放射性の物質であり、産総研の規定に基づいて処理済みである。

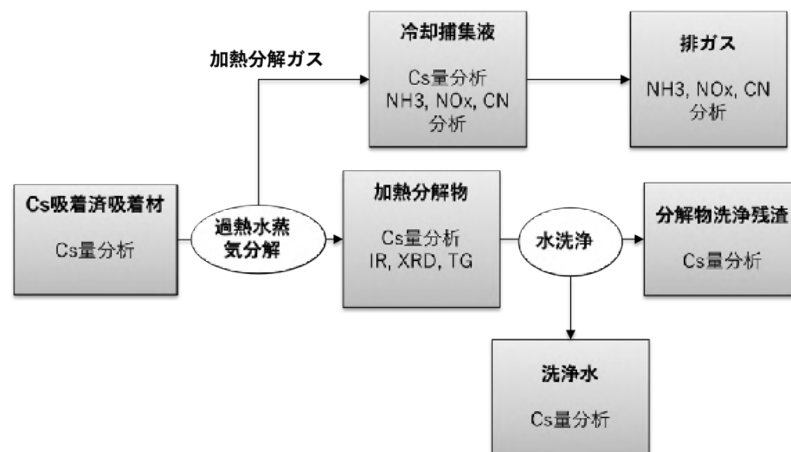


図3 加熱分解の流れと主な分析内容

2. 試験の結果

(1) 吸着材造粒体の製造

ヘキサシアノ鉄酸銅（以下、 CuHCF と表記）のカリウム塩（以下、 KCuHCF ）を合成し、その造粒体を製造した。硫酸銅五水和物の水溶液とフェロシアン化カリウム三水和物（ヘキサシアノ鉄酸カリウム、 HCF ）の水溶液をチューブの中で混合し、高速で乱流攪拌することにより、カチオンを効率的に吸着するヘキサシアノ鉄酸銅カリウム塩、 KCuHCF ($\text{Cu}:\text{Fe} = 3:2$) のスラリーを得た。この KCuHCF スラリーを固液分離し、バインダーや架橋剤を添加してよく混練した後、押し出し造粒によって粒径 3 mm、長さ 3-6 mm ほどに成形し、乾燥させることで KCuHCF 造粒体を 10 kg ほど製造した（ KCuHCF 造粒体 1）。

この KCuHCF 造粒体 1 について、Cs 吸着容量の従来品（通常我々が実験室で製造している吸着材）との比較確認のため、純水中でのバッチ振とう試験による吸着容量の試験をおこなった。つまり純水中に初期 Cs 濃度が 10-5000 $\text{mg}\cdot\text{Cs}/\text{L}$ 程度となるよう塩化セシウムを溶解した 5 点ほどの濃度の異なる吸着液を準備する。これに液固比が 1000 となるよう吸着材を投入、24 時間以上振とうし、ICP-MS を用いて液中 Cs 濃度を分析した。横軸を吸着平衡時のアンモニウムイオン濃度 c_e (mg/L)、縦軸を吸着材に吸着されたアンモニウム量 q_e (mg/g) でプロットし、ラングミュア式に基づくフィッティングをおこない、最大 Cs 吸着容量を見積もった。 KCuHCF 造粒体 1 の純水中での最大吸着容量 q_{max} は 347 mg/g (2.6 mol/kg)程度と見積もられ、目標値である 1.5 mol/kg を超えていることが確認された。ラングミュア式のフィッティングによる最大容量評価はばらつきもあるが、従来品の Cs 容量を十分に確保できていると判断した。

(2) Cs 吸着済み試料調整

Cs 吸着済み吸着材の加熱分解試験をおこなうために、大量の Cs 吸着済み吸着材を作成する必要があるが、カラム吸着方式による吸着済み試料の調製は時間を要するため、本試験では模擬飛灰液中のバッチ方式による振とうで Cs 吸着をおこない、カラム吸着で Cs を飽和させた吸着済み吸着材 (Cs 吸着済み吸着材 2) を作製した。

本試験に使用する模擬飛灰液としては、JESCO 殿提供の飛灰の成分表 (表 1、「模擬飛灰液中の設定濃度」参照) をもとに、液固比 10 での抽出を想定して、飛灰中の各金属濃度の 1/10 程度となるよう模擬飛灰液の各金属イオン濃度を設定した。主に塩化物塩を用いて各試薬を調合し、これを 20L ポリタンクに密封し、大型振とう装置で 24 時間振とうして模擬飛灰液を調製した (表 1、「模擬飛灰液中の実測濃度」参照)。ただし、カラム吸着時の Cs 吸着量を考慮して、平衡後の吸着材中の Cs 濃度が 20-30 mg/g 程度になるよう、さらに安定 Cs を 4000 mg/L 前後添加した。混合溶解時に少量の茶褐色の固形物が生じたため、固形物を吸引濾過して除去した。模擬飛灰の pH は 3.4-4.1 程度であり、少量の水酸化カリウムで pH を 5.5-6.5 に調整した。

表 1 飛灰成分表、および模擬飛灰液の組成

元素	模擬飛灰液中の設定濃度 (mg/L)	模擬飛灰液中の実測濃度 (mg/L)	Cs 吸着処理後の模擬液濃度 (mg/L)	調製後分析項目
Cu	740	728	433	○
Zn	1,100	1,050	779	○
Cd	8	13	13	半
Pb	800	728	644	半
Fe	1,400	1,240	483	○
Mn	70	28	28	半
Cr	3	7	3	半
Cs	4,000 ^(*注)	3,960	5	○
Sr	5	2	2	半
Na	11,000	11,780	12,100	○
K	19,000	19,100	23,600	○
Rb	150	142	18	○
Ca	6,500	5,940	4,300	○
Mg	62	93	101	○
Cl	33,000	51,500	49,500	○

○ : ICP-MS, MP-AES を用いた検量線法による分析、半 : ICP-MS の半定量分析

この模擬飛灰液に KCuHCF 造粒体 1 を浸漬して Cs 吸着済み吸着材 2 を調整した。浸漬後の模擬飛灰液の各種イオン濃度を示す (表 1、「Cs 吸着処理後の模擬液濃度」参照)。飛灰液中の濃度変化からは約 4000 mg/L の Cs の大半が吸着されていることがわかり、その吸着材への吸着量は液中の値の減少分から見積もると Cs 吸

着済み吸着材 2 の 1g に対して 27.97(28) mg/g (0.21 mmol/g) と見積もられた。また同時に吸着済み吸着材をマイクロウェーブ分解装置で分解し、ICP-MS によりその中の Cs 吸着量を見積もった（固体中 Cs から見積もる）ところ Cs 吸着済み吸着材 2 の 1g に対して 25.31(292) mg/g (0.19 mmol/g) と見積もられた。吸着量に多少のずれがあるが、吸湿性のある材料であること、固体の場合はサンプリングの箇所によって値がばらつくこと等を考えると、許容の範囲と考えられる。この後の計算には固体から見積もった値を使用した。

固体側である Cs 吸着済み吸着材 2 をマイクロウェーブ分解装置により分解し、その中の Na, K, Rb のアルカリ金属の濃度を IC, ICP-MS 等により見積もったところ、それぞれ Cs 吸着済み吸着材 2 の 1g に対して 111.2 mg/g (4.83 mmol/g), 176.9 mg/g (4.52 mmol/g), 0.91 mg/g (0.01 mmol/g) と見積もられた。

（３） 加熱分解試験（予備試験） / （本試験）

調整した Cs 吸着済み吸着材 2 をステンレスカラムに充填し、過熱水蒸気を通気することによる加熱分解試験を実施した。図 4 に大型過熱水蒸気分解装置の写真を示す。

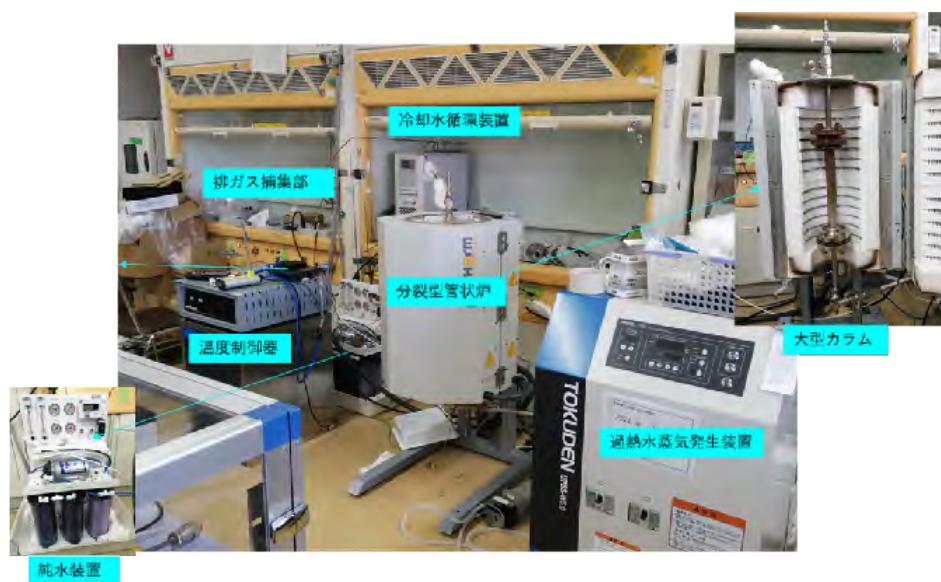


図 4 大型過熱水蒸気分解装置

使用したカラムのサイズは以下のとおりである。

- ・ $\phi 1/2$ インチ-L10 cm : 容量約 10 mL
- ・ $\phi 1$ インチ-L10 cm : 容量約 35 mL
- ・ $\phi 1$ インチ-L30 cm : 容量約 100 mL
- ・ $\phi 3.45$ cm-L35 cm : 容量約 200 mL

試験条件としては、

- ① 加熱分解温度依存：過熱水蒸気温度について 300-500℃程度の複数温度について加熱分解試験をおこなった。高温側から実施し、反応が不十分な時点で中止した。実際には、500℃、480℃、460℃、440℃、410℃、400℃、360℃の7点について実施した。
- ② 加熱時間依存：加熱時間について 10-60 分程度の複数時間について加熱分解試験をおこなった。上記の温度依存試験の中で反応が不十分であった試料について、加熱時間を変化させその効果を試験した。実際には、温度依存で CN ピークが残った 400℃について過熱水蒸気導入、10、30、60 分の加熱を実施した。
- ③ 加熱雰囲気の詳細：上記試験において、加熱分解物の中に金属 Cu が発生し、酸化反応が不十分である試料に対し、過熱水蒸気による分解試験の後、乾燥空気等の酸素を含むガスを導入や、導入のタイミングを検討した。実際には、以下の3試験をおこなった。過熱水蒸気 400℃、30 分加熱の条件について、ア) 水蒸気導入終了後に 300℃以上で乾燥空気を 100 mL/min で 20 分間導入した、イ) 水蒸気を導入する時に同時に乾燥空気を 10 mL/min で 30 分、水蒸気導入終了後は窒素ガスに切り替え 100 mL/min で 20 分導入し冷却した、ウ) 水蒸気を導入する時に同時に乾燥空気を 50 mL/min で 30 分、水蒸気導入終了後は窒素ガスに切り替え 100 mL/min で 20 分導入し冷却した。
- ④ カラムサイズ拡大の影響評価：カラムサイズ拡大に伴う、過熱水蒸気の通気性評価、昇温の特性等の確認をおこなった。実際には、過熱水蒸気 400℃、30 分加熱の条件において 10 mL、35 mL、100 mL カラムについて実施した。
- ⑤ 過熱水蒸気温度と供給量の影響評価：予備試験で得られた加熱温度、時間に加えて、水蒸気供給量の影響を評価した。実際には、過熱水蒸気 400℃、30 分加熱の条件において 3 mL/min、5 mL/min、15 mL/min、21 mL/min について実施した。カラムサイズについては供給量の増大に伴い、加熱分解する試料量が増大するため、これに合わせて 10 mL~200 mL まで拡大した。

加熱分解物の分析については、分解前後の重量変化、フーリエ変換赤外分光分析装置 (FR-IR) スペクトルや粉末 X 線回折装置 (XRD) の回折パターン、熱重量差熱分析装置 (TG/DTA)、溶液の濃度分析には誘導結合プラズマ質量分析装置 (ICP-MS)、イオンクロマトグラフ装置 (IC) を用いた。

試験の結果の一例を示す。図 5、図 6 は上記①の試験における、それぞれ加熱分解物の分解温度依存性の FT-IR スペクトルと XRD の回折パターンである。過熱水蒸気分解により Cs 吸着済み吸着材 2 は分解されるが、FT-IR スペクトルより 400°C 近傍以下は 2100 cm⁻¹ 付近のシアノ基由来のピークが残っている。また、XRD パターンより過熱水蒸気分解では加熱分解物に金属 Cu が生じており、このままでは酸化が進んでいないことがわかった。

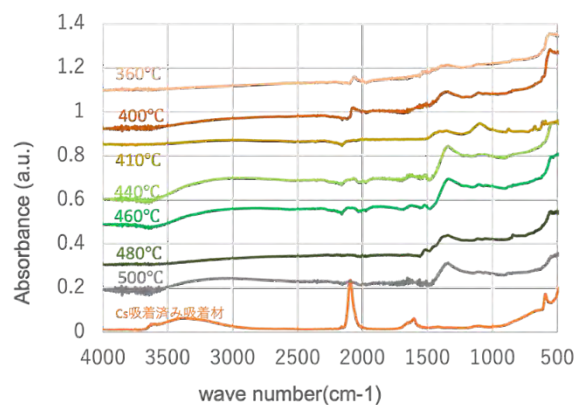


図 5 加熱分解物の分解温度依存性の FT-IR スペクトル

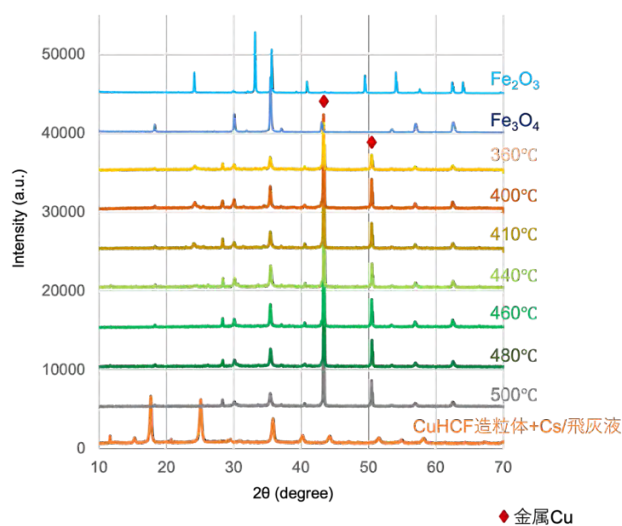


図 6 加熱分解物の分解温度依存性の XRD パターン

そこで加熱分解時の雰囲気を変えた場合について、上記③試験をおこなった結果の XRD パターンを図 7 に示す。青線で示した試料は 400°C の過熱水蒸気を 30 分通気後、300-350°C で乾燥空気を 20 分導入したが、Cs 吸着済み吸着材 2 は全て分解し、また金属 Cu は全て CuO に酸化されていることがわかった。一方、緑、もしくは赤線で示した試料は 400°C の過熱水蒸気と同時にそれぞれ空気を 10 mL/min、50

mL/min で混合し 30 分通気したものである。Cs 吸着済み吸着材は全て分解され CuO も生成しているものの、金属 Cu も残っていることがわかった。

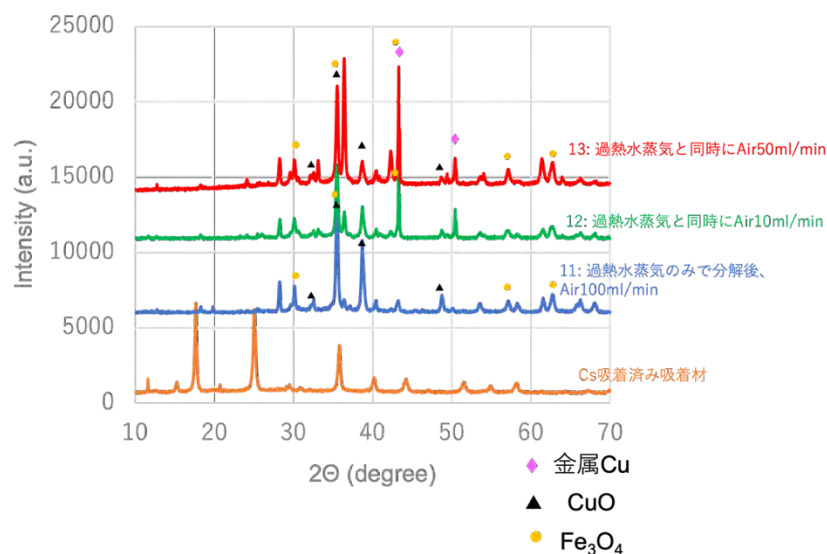


図 7 加熱分岐物の分解雰囲気依存の XRD パターン

加熱分解後の過熱水蒸気を冷却して捕集した液の中の Cs 量と、それを通過した排ガス中の CN、NH₃、NO_x の分析をおこなった。冷却捕集液の中の Cs 量は 0.00125～0.108%以下であり Cs の飛散がほぼ抑えられていることがわかった。

一方で、冷却捕集液を通過した排ガスについては、CN が 0.1～2.8 mg/g・吸着材 (Cs 吸着済み吸着材 2 の 1g から発生した量として計算)、NH₃ が 0.01～0.7 mg/g・吸着材、NO_x が 0.1～1.4 mg/g・吸着材程度が分析された。なお、冷却捕集液中の窒素由来成分は当初何らかのエラーで測定できていなかったが、再測定により排ガスから検出されるよりも多くの成分が検出された。

3. 評価

(1) 加熱分解試験の評価

過熱水蒸気による加熱分解の特徴についてまとめる。

- ・ 過熱水蒸気による分解は分解温度の制御が容易である。
- ・ 500℃以下での分解条件については、水蒸気温度が 400℃程度まで分解可能である。ただし加熱時間は長くなる。また過熱温度が下がると排ガス中の CN や NO_x の量が増える傾向がある。
- ・ CuHCF 吸着材については過熱水蒸気分解で生じる金属 Cu の酸化が必要である。過熱水蒸気分解後に空気酸化するのが有効である。過熱水蒸気分解時に同時に空気 (酸素) を導入することにより、金属 Cu を酸化することは可能だが、

温度制御が難しくなる可能性がある。またアンモニアの発生量が増える可能性がある。

- ・ カラムサイズの拡大に伴い、カラム入り口付近と出口付近で、加熱分解物に差が生じた。カラムは加熱炉に設置されており、温度の分布はそれなりに均一であると思われることから、水蒸気供給量が重要であると考えられる。
- ・ 過熱水蒸気供給量が少ない場合でも、400°C以上であれば PB 型錯体（Cs 吸着済み吸着材 2）はある程度分解されると考えられる。また水蒸気量が多いと CN や NO_x の発生量は減り、NH₃ の発生量は増える傾向が見られる。
- ・ Cs 吸着済み吸着材 2 に含まれる窒素分解物のかなりの部分が、冷却捕集液に捕集されるため廃液処理の必要がある。

（２） 物質収支の評価

加熱分解試験前後における Cs の物質収支フローを明らかにした。つまり Cs 吸着済み吸着材 2 に含まれる Cs 吸着量に対し、加熱分解試験後の Cs がどこにどの程度分布するかについて、図 8 に示したように Cs 排ガス系統の Cs 総量と、加熱分解物中の Cs 総量を分析した。図中の Cs 濃度は Cs 吸着済み吸着材 2 を 1g に対して発生した Cs 量に換算してある。この加熱分解物については、400°C以上の分解で加熱後、乾燥空気による金属 Cu の酸化をおこなった 6 試料について、平均を取った。Cs の濃度は、加熱前の Cs 吸着済み吸着材 2 で 25.31(292) mg/g (0.19 mmol/g)、加熱分解物に 24.70(191) mg/g (0.19 mmol/g)、冷却捕集液に 0.0057(87) mg/g となり、平均値で計算すれば 97.6%がカラムの中に残り、0.022%が捕集液に飛散したことになる。これは仮に 4000 万 Bq/kg まで吸着した吸着材を 100 kg 加熱分解して、100L の水で捕集したと考えると、9,000 Bq/L の放射性廃液が 100L 発生することになる。

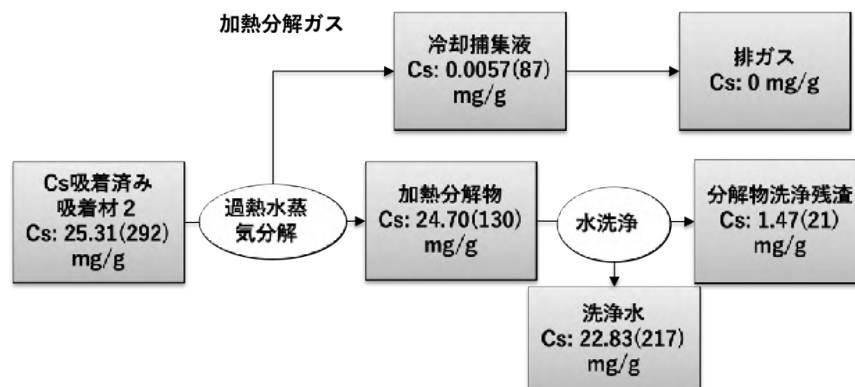


図 8 Cs の物質収支のフロー図

さらに加熱分解物の水洗浄時においても、溶け出す Cs と洗浄残渣に残る Cs の物質収支を確認したところ、図 8 に示したように洗浄前の加熱分解物に 24.70(130) mg/g (0.19 mmol/g)、洗浄水に 22.83(220) mg/g (0.19 mmol/g)、分解物洗浄残渣に 1.47(21) mg/g (0.011 mmol/g) が分布している計算となり、平均値で計算すれば 92.4% が洗浄水に溶出し 5.95% が洗浄残渣に残る結果となった。

4. 本安定化技術のプロセス評価

(1) 本安定化技術の安全性評価

① 放射線管理（被ばく線量評価）

想定されるカラムの材質や構造、吸着材の量、放射性 Cs 吸着量（4000 万 Bq/kg）、固型化の材料等からカラム周りの線量を見積もった。JESCO 大規模実証を想定したパイロットカラム、ベンチカラムについて計算したところ、吸着材、固型化体共にカラム表面の線量率に関していずれも 2 mSv/h を越えないことが明らかになった。

また、作業員の被ばく線量を抑制するためには、線量率を 100 μ Sv/h 以下にすることが望ましいが、上記の線量率であれば、鉛、コンクリート等による遮蔽と隔離で対応することが現実的であると考えられる。

② 緊急時対応（潜在リスクとその対応）

分析対象は、加熱分解、カラム交換操作、長期カラム保管の 3 つのプロセスとし、原因を分析する際の考え方として、安全工学の分野でしばしば用いられる「4M」（Man（人的要因）、Machine（機械的要因）、Media（Man と Machine の媒体的要因）、Management（管理要因））の概念を適用した。これを基に、漏えいした放射性セシウムによる外部被ばく、内部被ばくについて評価をおこなった。特に内部被ばくについては、吸着済み吸着材の放射能濃度を 4000 万 Bq/kg、マスクの捕集効率を 99.9% とした場合、最大で 3.3×10^{-9} Sv と見積もられた。また、その対策としては、4M にひもづく一般的な対策を平時、緊急時、事後に分けて整理し、まとめた。

(2) 本安定化技術以外の技術との比較

本安定化技術においては MHCF と呼ばれるプルシアンブルー系の吸着材を用いて Cs を吸着し、さらに長期保管に向けて吸着済み吸着材の過熱水蒸気分解による安定化、さらに本事業においては想定のみであるがセメント固型化等の処理についても検討をおこなった。プルシアンブルー系の吸着材を用いた放射性 Cs 除去技術には競合する技術として、シアン分解、固型化等の技術が存在するが、それらの技術の概要を整理した上、下記の点について整理し、ま

とめた。

- 比較対象：１）燃焼酸化、２）アルカリ洗浄、３）ジオポリマーによる安定化処理、４）エポキシ組込固化
- 比較要件：１）潜在リスク、２）廃棄物発生量、３）作業の煩雑性、４）メリット/デメリット

（３）本安定化技術のプロセスの経済合理性評価

これまでの評価を基に、本安定化技術を JESCO の公募する飛灰洗浄事業のパイロットプラント事業、さらにその先の実事業に適用した場合の経済合理性評価をおこなった。まず、今後想定される長期保管方針を検討して過熱水蒸気分解の有用性、固形化の有用性等、も含めた安定化のシナリオを洗い出した。また、上記のマテリアルフロー（想定されるシナリオの洗い出し）の結果に基づき、物量評価・コスト評価をおこなった。例えば、熔融飛灰 22.5 万 t を 10 年で処理すると仮定して、本安定化技術に固型化を含めての設備費（設計費、機械装置費、機械装置設置工事費、機械装置解体撤去費）、及び 10 年間の運転費用を見積もったところ、合わせて約 14 億円と概算された。

5. まとめ

本事業では、飛灰洗浄液から放射性 Cs を吸着濃縮したプルシアンブルー系吸着材（CuHCF）の安定化の一手法として、過熱水蒸気による加熱分解条件の検討、Cs 飛散の検討、分解時に発生するガスの分析をおこない、過熱水蒸気分解法の有効性や実用化に向けた課題を検討した。明らかになった課題は、以下の通りである。

- ・ 加熱分解の終了のタイミングの見極め：温度による見極めは難しく、分解ガス（排ガス）の経時モニタリング等によるデータの蓄積が必要である。
- ・ 装置大型化の対応：課題抽出は進めており、それへの対応が必要である。
- ・ 捕集液中の窒素化合物対策：Cs 飛散量はごく小さいが、NH₃、CN、NO_x の処理が必要となる。
- ・ KCuHCF 吸着材以外の MHCF 吸着材の安定化：より高度な減容、安定化が求められる際の吸着材についても、安定化対応が必要である。
- ・ 長期保管に向けた固型化等の検討：加熱分解物のセメント固型化等による安定化が必要と考えられる。

これらの課題に対応し、プルシアンブルー系吸着材（CuHCF）が活用できれば、飛灰の大幅な減容が可能となる上、これを既に確立された安定保管処理へとつなぐプロセスが想定可能となり、最終処分に向けて幅広い対応が可能となることが期待される。

実施代表者：国立大学法人 東京工業大学
実証テーマ名：実飛灰洗浄水を用いたインドラム式ガラス固化技術による 放射性 Cs 固化の実証研究
概要： 除去土壌等の熱処理で発生する飛灰から水洗浄で回収された Cs の安定固定化および減容化を達成するために「インドラム式ガラス固化技術」の導入を提案する。 放射性 Cs の安定固定化のために、ガラス固化体への K 充填量を Cs 充填量の 1/10 程度まで低減する吸着段階での前処理工程を確立する。その前処理技術を利用して Cs を回収し、ホウケイ酸ガラスフリットと混合後、溶解させることで、耐水性の高い均質なポルサイト結晶含有ガラス固化体を作製する。また、作製したガラス固化体における Cs の浸出性能の評価するために、動的浸出試験を実施する。さらに、実飛灰洗浄水を用いて、一連のガラス固化プロセス全行程を実施し、放射性 Cs のトレースおよび安定固化体の作製が可能であることを実証する。 これら一連の実証試験を通し、「インドラム式ガラス固化技術」の実用性を実証する。
実施内容： ①ガラスへの K 移行量低減のための前処理技術の開発（コールド試験） ②実飛灰洗浄水を使った放射性 Cs のインドラムガラス固化 ③インドラムガラス固化体 Cs 浸出速度評価 ④実規模プロセスの物質収支、放射能収支、経済性評価
技術概要： 1. 試験フロー <pre> graph TD A["① ガラスへのK移行量低減のための 前処理技術の開発 (ア) 模擬飛灰洗浄水の作製 (イ) 模擬飛灰洗浄水からのCs混合物回収 ・K量を低減可能なCs吸着剤による吸着試験 ・Cs吸着後の熱分解 ・熱分解残渣からのCs溶出 (ウ) 模擬Cs混合物の作製 (エ) 模擬飛灰洗浄水でのガラス固化試験 ・(イ)(ウ)の溶出液組成を基にコールドでの ガラス固化試験を行う。K量を低減可能なCs吸 着剤による吸着試験"] --> B["② 実飛灰洗浄水を使った放射性 Csのインドラムガラス固化 (ア) 実飛灰洗浄水での ガラス固化試験 ・コールド試験の知見を基に実飛灰 を用いて、一連のガラス固化プロセ ス過程を実施する。"] B --> C["③ 動的浸出法によるガラス固化体 からのCs浸出性評価 ・米国原子力学会の浸出試験条件に 準拠した動的浸出試験を行う。"] C --> D["④ 実規模プロセスの物質収支、放射能収支、経済性評価 ・実規模における固化プロセス全体の物質、放射能収支を算出し、経済性評価をする。"] </pre> 2. 成果目標 耐水性の高い均質なポルサイト結晶含有ガラス固化体を作製する。Cs の選択吸着により、K 量の低減処理として、K/Cs 比で 1/10 程度を目指す。そのガラス固化体の耐水性として、他の低温固化技術であるセメント固化やジオポリマー固化などとの浸出性能比較において、1 桁以上小さい規格化浸出率を目指す。

実証試験の結果： K 量低減のための前処理技術として、PB・MC もしくはフェロシアン化銅造粒体(CuHCF) による吸着後、NH₄⁺で後処理することにより、最終的なガラス固化に供する Cs 混合物水溶液中の K 濃度を、[Cs]/[K]比で、9.33(PB・MC)、34.5(CuHCF)まで低減することに成功した。また、ガラス固化体への Cs 充填量を、ガラス重量に対して、10 wt%とすれば、K 充填量を 10 wt%まで充填しても、900 °C で均質なガラス固化体を作製できることが実証された。さらに、ポルサイト結晶含有コンポジット型ガラス固化体の Cs 浸出率は非常に低く、セメント固化等に比べて 4 桁程度小さい規格化浸出率を達成した。 実飛灰洗浄水を用いたホット試験では、吸着・燃焼・溶出・ガラス固化で構成される一連のプロセスが問題なく遂行できることを確認した。放射性 Cs についても十分な精度でトレースでき、安全かつクローズドなプロセス構築が可能であることが示された。また、さらに、インドラム方式ガラス固化プロセスの物質収支、放射能収支を検討した結果、インドラム数量は 100 本以下に収まり、インドラム方式ガラス固化プロセス導入により廃棄物の安全かつクローズドな高減容化が可能である事がわかった。	
減容等の評価： 灰、土壌処理の最終処分形態としてのインドラム数量は 100 本以下で有り、低レベル放射性廃棄物としての保管スペースは 10m×10m程度に縮小できる見通しを得た。	
作業員被曝量評価： 対象汚染物が 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）：T-Cs 処理量当りコスト：12.4 百万円/kg、ドラム当りコスト：251 百万円/ドラム、ドラム内容物当りコスト：1.46 百万円/kg（設備費：43.4%、ユーティリティ費：12.3%、消耗品費：27.5%、人件費：16.8%）	歩掛り： 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）：インドラム寸法：φ 400×H1500mm、インドラム内蔵ガラス量：150kg/本、インドラムガラス固定化 Cs 量：22.5kg/本（ガラスの約 15 wt%）、インドラム数量：灰処理＋土壌処理：86 本、インドラム装置運転：7 日/本、15 年稼働、ガラス固化体装置：2 基(交互 1 基運転)、ガラス固化体放射能濃度：8.94GBq/内容物 kg、1542.9Bq/インドラム	
安全性の評価： 灰、土壌処理の最終処分形態としてのインドラム数量は 100 本以下で有り、低レベル放射性廃棄物（ピット処分制限 100 GBq/kg 以下）としての保管スペースは 10 m×10 m 程度に縮小でき、保管形態、保管場所の選定に安全の上でも有意義な方向を示すものとなった。	
試験場所（住所）：①コールド試験：東工大 東京都目黒区大岡山 2-12-1、②ホット試験：JESCO 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	除去物保管場所と保管状況： 放射能汚染物は、JESCO に引き渡し保管した。

1. 事業の概要

(1) 目的

令和2年度実証事業において、飛灰から水洗浄で回収されたCsの安定固定化および最終処分対象物の高減容化を達成するために、インドラム式ガラス固化技術に関する実証試験を実施した。この実証事業において、Csをポルサイト($\text{CsAlSi}_2\text{O}_6$)多結晶体の形でガラス内に閉じ込め、ガラス固化することで、耐水性に非常に優れた安定固定化が可能である事を実証した。一方で、飛灰洗浄水中に多量に含有するKは、ガラスの均質性を阻害する傾向にあることが分かった。したがって、より安定的なガラス固化および高減容化のためには、固化前段階において、ガラス固化体に移行するK量を低減する必要がある。また、これまでの非放射性Csを使ったコールド試験に加えて、実飛灰洗浄水を用いて、インドラムガラス固化技術による安定ガラス固化が可能であることを実証する必要がある。これらの観点から、本実証事業では、Cs選択吸着によるK低減のためのガラス固化前処理技術を確立し、実飛灰洗浄水を用いたインドラム式ガラス固化試験を実施した。

(2) 試験の内容

本事業の試験全体フローを図1-1に示す。

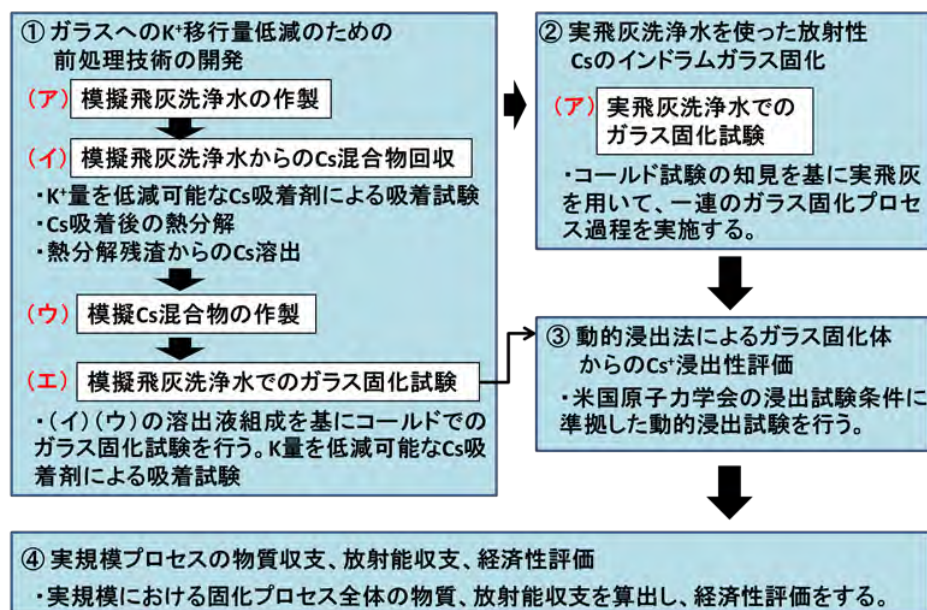


図 1-1 試験全体のフロー

① ガラスへのK移行量低減のための前処理技術の開発（コールド試験）

(ア) 模擬飛灰洗浄水の作製

JESCOより取得した飛灰洗浄水の組成情報を参考に市販試薬（塩化物）を混合し、模擬飛灰洗浄水を作製する。

(イ) 模擬飛灰洗浄水からの Cs 混合物回収

(ア) で作製した模擬飛灰洗浄水から吸着剤（フェロシアン化物：フェロシアン化鉄、銅、ニッケルおよび Cs レジン：ポリアクリロニトリル[PAN]ベースの有機マトリクスに埋め込まれたフェロシアン化ニッケル）を用いて Cs を選択的に吸着させる。Cs を吸着した吸着剤をロータリーキルン炉に入れ加熱し、約 360 °C で完全に熱分解させる。熱分解残渣（金属酸化物）を水で洗浄することにより、CsNO₃ を主成分とした Cs 溶出液（Cs 混合物水溶液）を回収する。溶出液中の陽イオン濃度を測定し、Cs の定量および組成分析を行う。

(ウ) 模擬 Cs 混合物水溶液の作製

(イ) において明らかとなった熱分解残渣からの Cs 含有溶出液（Cs 混合物水溶液）の陽イオン組成比情報をもとに、市販硝酸塩試薬を用いて模擬 Cs 混合物水溶液を作製する。

(エ) 模擬飛灰洗浄水でのガラス固化試験

(ウ) で作製した K を低減した Cs 混合物水溶液を用いて、コールドにおいてガラス固化試験を行う。コールドでのガラス固化試験は、令和 3 年度導入の装置を使用する。固化容器（ドラム）は、V-50 および V-100（高さ 200 mm、φ 60.5 mm および φ 114.3 mm の SUS 製容器）を使用し、ガラスフリット PF798-N10（Na₂O：10wt%）と模擬 Cs 混合物水溶液を混合し、水を蒸発乾固させた後、900 °C でガラス固化体を作製する。ポルサイト微粒子のガラス中への均質な分散を目指す。

②実飛灰洗浄水を使った放射性 Cs のインドラムガラス固化

(ア) 実飛灰洗浄水でのガラス固化試験

実飛灰洗浄水を用いて、各工程（フェロシアン化物への Cs 吸着工程、Cs 吸着フェロシアン化物の熱分解・水洗浄工程、インドラムガラス固化工程）を実施する。インドラムガラス固化装置は、コールド試験用と同等の装置を実証フィールドにホット用として新たに設置する。実飛灰洗浄水およびその組成情報は、JESCO より提示を受ける。この試験で使用する固化体容器は、V-50 ドラムとし、Cs 混合物水溶液、ガラスフリット PF798-N10（Na₂O：10 wt%）の混合物を、900 °C 前後で熔融後、冷却させることによりガラス固化体の作製を行う。Cs の吸着試験および吸着剤の燃焼・溶出試験を実施し、放射線量から放射性 Cs をトレースする。

③インドラムガラス固化体の Cs 浸出速度評価

①（エ）で作製したインドラムガラス固化体を切り出し、低レベル放射性廃棄物固化体の浸出性能評価で用いられる「米国原子力学会の ANSI・ANS-16.1-2019」に準拠して動的浸出試験を行う。

④実規模プロセスの物質収支、放射能収支、経済性評価

全ての成果を総合し、実機規模のインドラムガラス固化プロセスの物質収支、放射能収支、プロセス導入の経済性を評価する。

2. 試験結果

①模擬飛灰洗浄水からの固化体作製用 Cs 混合物の回収

(ア) 模擬飛灰洗浄水の作製

本試験における模擬飛灰洗浄水は、JESCO より提示された組成情報をもとに作製し

た。表 2-1 に、本試験で使用した模擬飛灰洗浄水の組成情報を示す。模擬飛灰洗浄水は、市販試薬を用いて作製した。原料試薬は、NaCl、KCl、CaCl₂、ZnCl₂、CsCl（富士フィルム和光純薬）を使用した。以下、この組成の水溶液を模擬飛灰洗浄水とする。また、模擬飛灰洗浄水には、1000 ppm 以上含有する金属種と Cs を考慮した。

表 2-1 模擬飛灰洗浄水組成

	含有量 (g/L)	濃度 (mol/L)
Zn	2.1	3.21×10^{-2}
Cs	0.0035	2.63×10^{-5}
Na	22	0.957
K	36	0.921
Ca	1.5	3.74×10^{-2}

(イ) 模擬飛灰洗浄水からの Cs 混合物回収

インドラム式ガラス固化技術において、安定なボルサイト含有ガラス固化体を作るために、ガラスへの K 移行量を、Cs 移行量の 1/10（重量比）程度まで低減するインドラムガラス固化の前処理工程の試験を行った。（ア）で作製した模擬飛灰洗浄水から吸着剤を用いて Cs を選択的に吸着後、吸着剤はロータリーキルン炉を用いて熱分解させた。分解物を水で洗浄することにより、CsNO₃を主成分とした Cs 溶出液（Cs 混合物水溶液）を回収し、溶出液の組成分析を行った。

吸着試験には、4 種の Cs 吸着剤を用いた。図 2-1 に、使用した吸着剤の写真と特徴を示す。なお、市販されていない NiHCF については合成した。

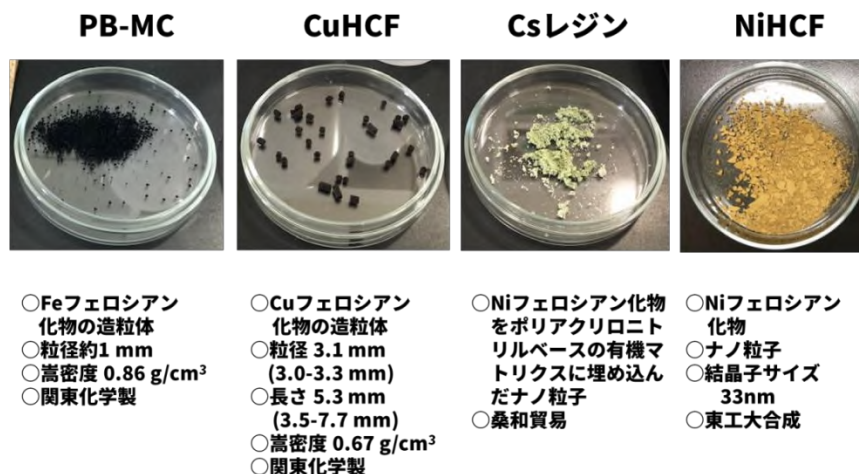


図 2-1 4 種の Cs 吸着剤の写真と特徴

これら 4 種の吸着剤を使用して、14 種のバッチ式吸着試験を実施した。通常のバッチ式試験では、模擬飛灰洗浄水 1 L に対し、吸着剤 1 もしくは 0.1 g を使用した（合計 8 種）。さらに、K 量を低減することを目的として、NH₄⁺による K とのイオン交換処理を実施し

た。この処理は、吸着剤に K を含有している CuHCF および NiHCF については、1 M NH_4Cl 水溶液を用いた吸着前の振盪による前処理を、PB-MC および CuHCF については、1000 ppm NH_4Cl 水溶液を用いた吸着後の後処理を実施した（合計 4 種）。さらに、吸着剤中の $[\text{Cs}]/[\text{K}]$ 比を上げる目的で、PB-MC および CuHCF について、2 回繰り返し吸着を実施した（合計 2 種）。

これらの吸着試験後、燃焼試験を実施した。燃焼試験は、管状炉を用いて、空気雰囲気下（100 mL/min）360 °C で完全燃焼した。熱分解前と比較して、熱分解後の燃焼残渣は 30-50 % 程度の重量減少が見られた。これは、フェロシアン化物骨格を成す CN 基の由来の HCN ガスの発生およびバインダーの燃焼によるものである。

次に、これらの熱分解残渣から、Cs の溶出を行った。溶出は、熱分解残渣に 100 mL の蒸留水を加え、振盪溶出させた。その後、固液分離を実施し、溶出液組成を評価した。溶出液組成から、 $[\text{Cs}]/[\text{K}]$ 分配係数 ($K_{\text{Cs/K}}$) を算出したところ、PB-MC : 529、CuHCF : 2203、Cs レジン : 8927、NiHCF : 9625 となった。Ni 系フェロシアン化物が最も良い分配係数を示したが、飛灰洗浄水の $[\text{K}]/[\text{Cs}]$ 比は、30000 以上あることから、一回の吸着試験では、 $[\text{Cs}]/[\text{K}] \sim 10$ を達成できないことが分かった。そこで、 NH_4^+ による K とのイオン交換を利用した Cs 濃縮を実施した。 NH_4^+ は、K と同程度の分配係数を有することから、濃い NH_4^+ 溶液に浸漬・浸透することで、吸着剤中の K とのイオン交換が促進される事が期待される。これらの前処理技術の中で、PB-MC および CuHCF について、 NH_4^+ で後処理し、K を吸着剤から脱離させたものが最も $[\text{Cs}]/[\text{K}]$ 比が良くなった。PB-MC で $[\text{Cs}]/[\text{K}] = 9.33$ 、CuHCF で $[\text{Cs}]/[\text{K}] = 34.5$ となり、初期目標である $[\text{Cs}]/[\text{K}] \sim 10$ を達成した。また、熱分解残渣の Cs 残存量を XRF 測定により評価したところ、PB-MC でわずかに Cs の残存が確認されたが、他の吸着剤からは確認されなかった。したがって、水溶出による Cs 回収により、概ね全量回収が可能であると考えられる。

（ウ）模擬 Cs 混合物水溶液の作製

（イ）（c）において明らかとなった熱分解残渣からの Cs 含有溶出液（Cs 混合物水溶液）の金属イオン組成比情報を基に、市販硝酸塩試薬（ CsNO_3 , KNO_3 , NaNO_3 ）を用いて模擬 Cs 混合物水溶液を作製した。まず、次項、ガラス固試験における V-50 ドラムによるガラス固化試験のための 3 種の Cs 混合溶液を作製した。これは、充填 Cs 量に対して、K 量を増加させた際の影響を確認する目的で作製した。詳細は、次項、ガラス固化の項で記述する。さらに、V-100 ドラムを用いたガラス固化およびその浸出性能評価のための模擬 Cs 混合物水溶液を作製した。これは、 $[\text{Cs}]/[\text{K}]$ 比の最も優れていた CuHCF による吸着および NH_4^+ での後処理試験の溶液組成をもとにした。

（エ）模擬飛灰洗浄水でのガラス固化試験

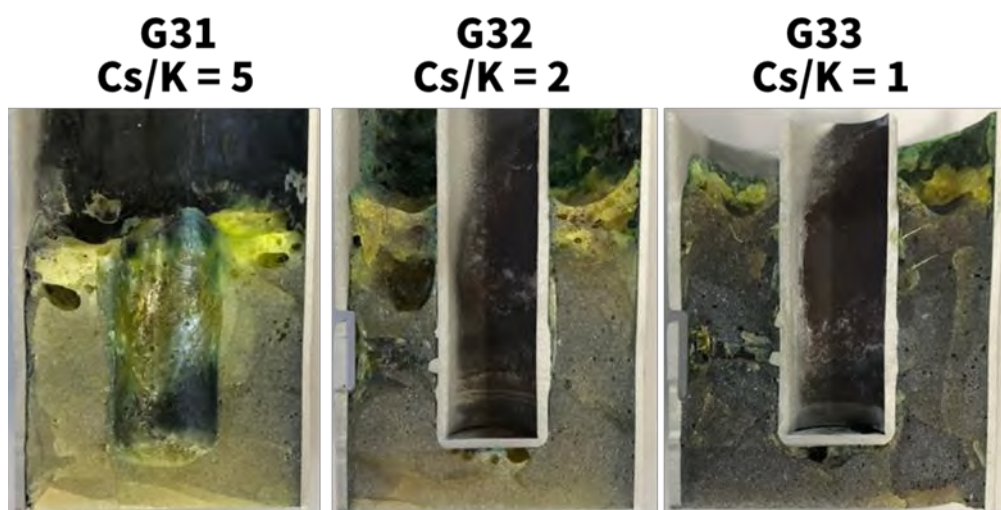
①（ウ）で作製した K を低減した Cs 混合物水溶液を用いて、コールドにおいてガラス固化試験を行った。ガラスフリット（粒径：0.8~1.5 mm、PF798-N10 (Na_2O : 10 wt%)）と（ウ）（a）で作製した Cs 混合物水溶液をドラム内で混合し、水を蒸発乾固させた後、900 °C でガラス固化体を作製した。令和 2 年度の実証事業において、900 °C での低温ガラス固化を試みた結果、Cs はガラス成分の Al や Si と反応しポルサイト（ $\text{CsAlSi}_2\text{O}_6$ ）を形成してガラス内に分散固定化され、Cs は、ガラス重量に対して、15 wt% 程度まで高充填化できることが分かっている。一方で、K 量が増加すると相分離傾向が見られた。

この結果を踏まえて、本実証事業における V-50 ドラムを用いたガラス固化試験では、K 量を増加した際の効果を検討した。V-100 ドラムを用いたガラス固化試験では、吸着・燃焼・溶出試験において、最も高い[Cs]/[K]比を達成した CuHCF 吸着および NH₄⁺後処理によって得られた Cs 混合物組成を用いることとした。ガラス固化装置は、令和 3 年度に導入した排ガス処理系（気相ガストラップ装置）を含む装置を用いた。表 2-2 に、各ガラス固化体作製の原料組成を示す。V-50 ドラムを使ったガラス固化体作製は、K 充填量の増加影響を確認するために、[Cs]/[K] = 5, 2, 1 の 3 種を実施した。通常の吸着試験における 4 種の吸着剤での溶出試験結果における溶液組成において、[K]/[Na]が 3-7 であることと、ガラス/硝酸塩全量比が 4-2 程度になるように調整した。これらの固化体 ID は、G31-G33 とした。

表 2-2 各ガラス固化体作製の原料組成

	G31	G32	G33	G311
ドラム	V-50	V-50	V-50	V-100
ガラス (g)	300	300	300	1200
CsNO ₃ (g)	44	44	44	264
Cs 換算 重量%	10.0	10.0	10.0	15
NaNO ₃ (g)	15	11.5	20	24
Na 換算 重量%	1.35	1.04	1.80	0.54
KNO ₃ (g)	15.5	38.5	77.5	13.5
K 換算 重量%	2.00	5.00	10.0	0.44
H ₂ O (mL)	270	270	270	1080
ガラス/硝酸塩全量	4.03	3.18	2.12	3.98
作製温度 (°C)	900	900	900	900
保持時間 (h)	3	3	3	5

V-50 ドラムを用いた固化体作製についてまとめる。図 2-3 に、ウォータージェット法により切断した G31～G33 固化体を並べた写真を示す。ガラス重量に対して、Cs 充填量を 10 wt%まで減少させると、K 充填量を Cs 充填量と同等まで高充填化させても、固化体の均質性が保たれることが分かった。K 充填量を増加させると、ポルサイト結晶を含有したコンポジット型の固化体から、ガラス単一化が進む傾向が見られた。本試験で、K 量を Cs 量と同等まで高充填化しても均質なガラス固化体が作製できることが示された。コンポジット型固化体のほうが、水に対する Cs の浸出率はわずかに低いものの、完全ガラス固化体でも十分な浸出性能を有することから、上流プロセスに依存して、柔軟に Cs および K の充填量を決定することが可能である。一方で、現状の飛灰洗浄水における K と Cs の濃度比([K]/[Cs])は、約 30000-35000 程度で、吸着段階における K の低減は必要である。



コンポジット → ガラス化

図 2-3 ウォータージェット法により切断した G31～G33 固化体

V-100 ドラムを用いた G311 固化体作製は、Cs を最大充填し(15 wt%)、K および Na については、CuHCF による吸着試験後、 NH_4^+ による K とのイオン交換を実施した溶出液組成結果を用いた。図 2-4 に G311 ガラス固化体写真と XRD パターンを示す。作製した固化体は、ポルサイト結晶をガラス内に含有した均質なコンポジット型となった。

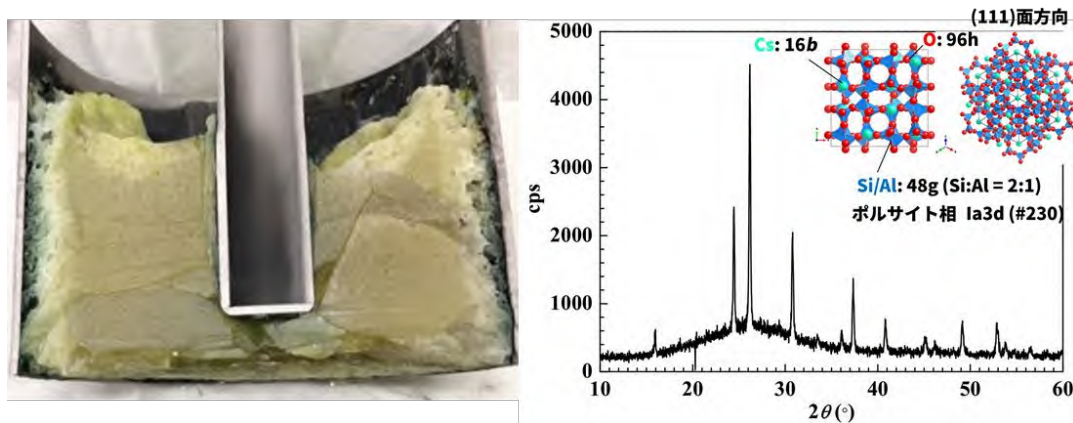


図 2-4 G311 ガラス固化体写真と XRD パターン

②実飛灰洗浄水を使った放射性 Cs のインドラムガラス固化

(ア) 実飛灰洗浄水でのガラス固化試験

中間貯蔵施設区域内の技術実証フィールドに仮設建屋を建設し、各工程（フェロシアン化物への Cs 吸着工程、Cs 吸着フェロシアン化物の熱分解・水洗浄工程、インドラムガラス固化工程）を実施するのに必要な試験機材を設置した。

JESCO から提供された実飛灰洗浄水（ポリ容器②、表面線量率 $2.95 \mu\text{Sv/h}$ ）から、チュービングポンプを用いて、飛灰洗浄水を 2 L 分取した。飛灰洗浄水の pH を試験紙により観察したところ、約 5-6 であった。また、ポリタンク底部に素性不明の固形沈殿物を

確認した。

実飛灰洗浄水を用いて、吸着剤による Cs の選択吸着、燃焼、溶出操作を行い、コールド試験で最適化した結果をもとに、V-50 ドラム内に均質なポルサイト含有ガラス固化体を 1 回作製した。1.吸着剤による放射性 Cs の選択的吸着、2.Cs を吸着した吸着剤の燃焼、3.燃焼残渣からの Cs 溶出試験を実施し、実飛灰洗浄水を用いて Cs 混合物水溶液を作製した。基本的な操作は、① (イ) (a) - (c) で示したコールド試験と同様としが、各工程の試験時間は短縮した。実飛灰洗浄水を用いた全行程写真を図 2-5 に示す。

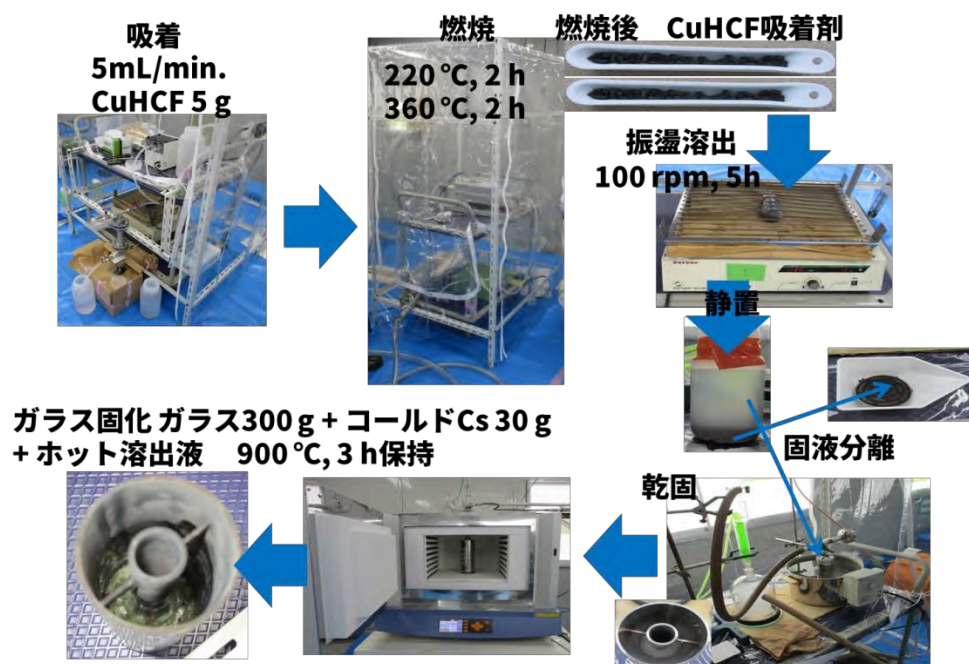


図 2-5 実飛灰洗浄水を用いた全行程写真

分取した 2 L の飛灰洗浄水から、さらに 60 mL を分取し、放射能濃度分析を実施した。その結果、放射能濃度は、22720 Bq/L (放射能量 1363 Bq)であった。したがって、受領した飛灰洗浄水全体の放射能量は、386240 Bq (17 L)、試験に使用し飛灰洗浄水の放射能量は、44077 Bq (1940 mL) である。

この飛灰洗浄水を用いて、カラム式吸着試験を実施した。吸着試験は、コールドと同様のステンレス製カラム (φ:2.8 cm) を使用し、吸着剤には CuHCF を用いた。CuHCF 5.03 g をカラムに充填し、チュービングポンプを用いて流速 5 mL/min でカラム下端から飛灰洗浄水を流した。その際、飛灰洗浄水投入側液、カラムおよび処理水の放射線量率の経時変化を測定した。その結果を、カラム装置図とともに図 2-6 に示す。バックグラウンド放射線量率は、約 0.2 μ Sv/h であった (図中の黒点線)。飛灰洗浄水投入側液の放射線量率は、時間経過とともにバックグラウンドレベルへと低下している。これは、単純に、飛灰洗浄水量の減少を表している。カラムの表面線量率は、2.5 h 以降、概ね一定となり、放射性 Cs 吸着が破過しているようにみえる。しかしながら、処理水の放射線量も同様の傾向を示していることから、単純な破過現象ではないと考得られる。上述し

たとおり、受領した飛灰洗浄水中に固形の沈殿物が存在し、その周辺に放射性 Cs が多く取り込まれて、沈降していたものと考えられる。チュービングポンプによる液輸送では、液下部側から流しているため、上端側の Cs 濃度が薄かったことに起因する現象であると考えられる。

Cs 除去処理水から 60 mL を分取し、U-8 容器に密封して、放射能濃度を分析したところ、14490 Bq/L (放射エネルギー : 869 Bq) であった。したがって、Cs 除去処理水全体 (1940 mL) の放射エネルギーは、28111 Bq、CuHCF に吸着した放射エネルギーは、15966 Bq となった。吸着率は 36 % となった。コールドでのバッチ式吸着試験と比較すると吸着率は低いが、カラム式吸着試験の場合、液輸送時の流速および流路に依存するため、本試験時間では妥当な結果であると考えられる。また、Cs 吸着量は、吸着剤量にも大きく依存することから、吸着剤をスケールアップすることで、吸着率を上げ、Cs 除去処理水中の放射エネルギーを低減することが可能である。

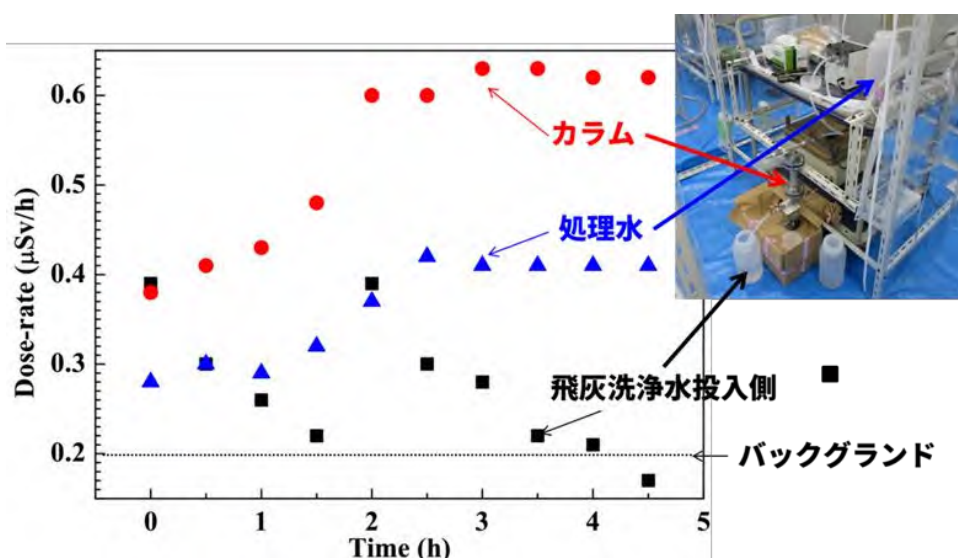


図 2-6 飛灰洗浄水投入側液、カラム、処理水の放射線量率の経時変化と装置図

次に、カラム内から Cs 吸着済み CuHCF 吸着剤を取り出し 1 日乾燥した。吸着後の CuHCF は 2 回に分けて燃焼試験を実施した。その際の温度プロファイルは、室温から 30 分で 220 ° C まで昇温し、2 時間保持、その後 30 分かけて 360 ° C まで昇温し、2 時間保持した。この燃焼過程は、試験時間の制限からコールドにおける試験時間より短縮して実施した。燃焼試験により発生する HCN ガスは、1 M NaOH 水溶液に通気することでトラップした。燃焼試験後、このトラップ内の Cs 濃度を分析し、検出限界以下であることを確認した。

燃焼後、熱分解残渣 (3.02 g) に蒸留水 100 mL を加え、100 rpm で 5 h 振盪攪拌した。その後、デカンテーションおよび吸引濾過により固液分離し、60 mL の蒸留水で洗浄した。Cs 溶出後の吸着剤は濾紙ごと U-8 容器に密閉して放射能濃度分析を実施した。一方、Cs 溶出液は、60 mL 分取し、U-8 容器に密閉して放射能濃度分析を実施した。その結果、Cs 溶出後吸着剤の放射能濃度は、310000 Bq/kg (3.65 g)、Cs 溶出液の放射能

濃度は、96200 Bq/L であった。この結果から、Cs 溶出後吸着剤および Cs 溶出液全量(160 mL)の放射エネルギーは、それぞれ、1132 Bq、15392 Bq となった。したがって、Cs 溶出率は 84 %である。振盪溶出試験時間が 5 h と短かったため、全量回収とはならなかったと考えられる。また、Cs 溶出後吸着剤の分析では、ろ紙に含有する水分量も含まれているため、残存放射エネルギーが大きく出ている可能性がある。

この溶出液 100 mL と予め非放射性 Cs を 10 wt%含有したガラス 300 g とを V-50 ドラム内で混合し、コールド試験と同様の方法で水の乾固を実施した。この乾固時間は 120 分であった。得られた乾固体の表面線量率を測定したところ、0.33 $\mu\text{Sv/h}$ であった。蒸発水側の表面線量率を測定し、バックグラウンド値と同程度であり、Cs の揮発がないことを確認した。この乾固体を入れた V-50 ドラムに蓋をし、ガラス固化装置にてガラス固化を実施した。上部からの目視確認で、コールド試験で作製したポルサイト結晶を含有したガラスからなるコンポジット型固化体と同様の固化体が作製されていることを確認した。ガラスの嵩密度も概ね同様であった。表面線量率を、固化体下部、中央部、上部の 3 点で測定したところ、それぞれ、0.37、0.26、0.20 $\mu\text{Sv/h}$ であった。ガラス固化体ができている下部での表面線量率と乾固体の表面線量率が概ね同等であることから放射性 Cs は全量ガラスに取り込まれたと考えられる。また、さらに、気相ガストラップ内水の Cs 量を定量したところ、検出限界以下であった。ガラス固化体作製後の気相ガストラップ内水 pH は、5.12 となり、 NO_x の揮発による pH の低下が観測されたが、Cs の揮発は起こらなかったと言える。また、ガラス固化装置の炉内および配管部の表面線量率を測定したが、いずれもバックグラウンド値を示し、放射性 Cs の揮発は確認されなかった。

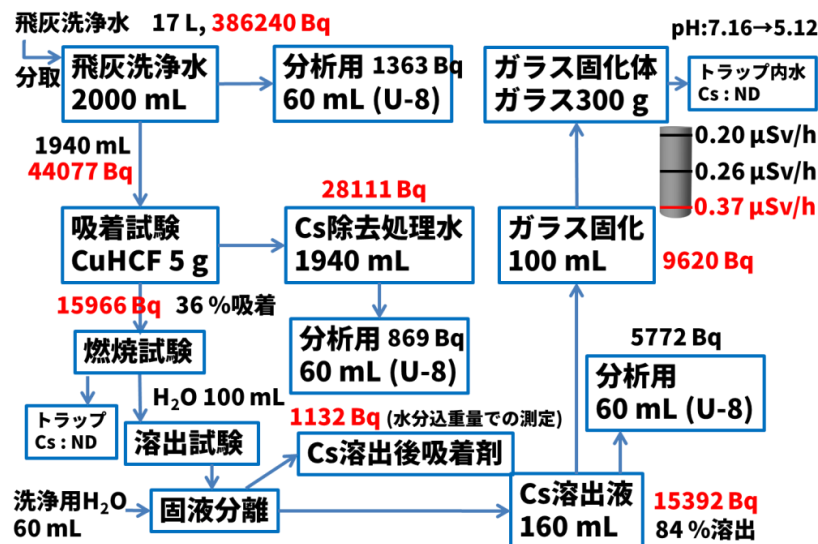


図 2-7 本試験での放射能収支

最後に、本試験での放射能収支を図 2-7 に示す。CuHCF へ吸着した放射エネルギー 15966 Bq と、Cs 溶出後吸着剤の放射エネルギー 1132 Bq および Cs 溶出液の放射エネルギー 15392 Bq を足し合わせたものとの差分は、557 Bq であり、その差は 3 %となった。十分な精度で放射性

Cs をトレースできたと考えられる。この差の原因として、Cs 溶出後吸着剤の分析において、ろ紙に含まれる水分重量が加算されていることが挙げられる。これを 1.8 g 程度と仮定すれば、前述した差分は、-1 Bq となり、その差 0 %で概ね一致する。（その際の溶出率 94 %） 本実証試験で、実飛灰洗浄水を用いて、吸着剤による Cs の吸着、燃焼、溶出操作を行い、V-50 ドラム内に均質なポルサイト含有ガラス固化体を 1 回作製した。一連の、1.吸着剤による放射性 Cs の選択的吸着、2.Cs を吸着した吸着剤の燃焼、3.燃焼残渣からの Cs 溶出試験において、十分な精度で放射性 Cs をトレースでき、均質なガラス固化体が作製された。したがって、インドラム式ガラス固化プロセスは、放射性 Cs を系外に排出することなく、安全かつクローズドなプロセスであることが示された。

③インドラムガラス固化体の Cs 浸出速度評価

② (エ) (b) で作製した G311 インドラムガラス固化体を 1 辺約 1 cm の立方体で切り出し、低レベル放射性廃棄物固化体の浸出性能評価で用いられる「米国原子力学会の ANSI・ANS-16.1-2019」5)に準拠して動的浸出試験を行い、Cs に対する規格化浸出率 ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$)を求め、浸出指数 (L 値: $L = \log(1/D_e)$ 、ここで D_e は Cs 浸出に対する有効拡散係数) を評価した。浸出試験は、V-100 ドラムで作製した固化体 G311 について実施した。G311 固化体の規格化浸出率、有効拡散係数 D_e 、L 値は、それぞれ、 $3.9 \times 10^{-6} \text{ g}/\text{cm}^2/\text{day}$ 、 $6.23 \times 10^{-14} \text{ cm}^2/\text{s}$ 、13.2 であった。6 以上であると低レベル放射性廃棄物の固化体として有効であるとされていることから、本試験で作製したコンポジット型の固化体は、非常に高い耐水性を有し、Cs の安定固化が可能であるといえる。また、他の低温固化技術であるセメント固化やジオポリマー固化などとの浸出性能比較において、3-4 桁程度小さい規格化浸出率を達成した。

④実規模プロセスの物質収支、放射能収支、経済性評価

Cs 含有量を $3.5 \text{ g}/\text{m}^3$ と想定すれば、灰、土壌処理の最終処分形態としてのインドラム数量は 100 本以下で有り、低レベル放射性廃棄物（ピット処分制限 $100 \text{ GBq}/\text{kg}$ 以下）としての保管スペースは $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ 程度に縮小でき、保管形態、保管場所の選定に安全の上でも有意義な方向を示すものとなった。

(3) まとめ

インドラム式 Cs 処理システムは

- 1) フェロシアン化物系吸着剤による Cs 選択吸着、 NH_4^+ による後処理、熱分解、水溶出方式は、飛灰洗浄水組成水溶液から、Cs を CsNO_3 として回収する事ができ、溶出試験により概ね全量回収が可能である。
 - 2) インドラム式ガラス固化は、ポルサイト結晶を含有したガラスとして、Cs を安定的に固化体内に閉じ込めることが可能であり、ポルサイトとガラスが外部に対して 2 重の防護壁となるため、浸出性能に優れた固化体となる。
 - 3) 固化体への Cs 充填量は、前段階での K および Na 量の調整により、ある程度の自由度を有する。
 - 4) インドラム式ガラス固化は従来のガラス熔融炉を用いない、安全で、簡便な放射性廃棄物固化方式である。
- と言える。

実施代表者：大成建設株式会社
実証テーマ名： 除去土壌と溶融飛灰等をジオポリマーの固型化材料として利用する技術
概要： 本技術実証は、放射性セシウム（Cs）が高濃度に濃縮された溶融飛灰について、長期的な安定保管、浸出抑制の観点から、ジオポリマー固型化処理の試験を通じて、Cs保持性の高い再生利用資材化技術の検討を行うことを目的とし、将来的に安定な保管と最終処分量の減量化および安全な処分を実現することを目標とする。
実施内容： 本試験では２段階に分けて試験を実施した。第１段階では福島県内の非放射性的の溶融飛灰を用いて試験や評価を行い（コールド試験）、第２段階では福島県内の溶融飛灰（放射性）を用いて第１段階の結果を基に試験や評価を行った（ホット試験）。さらにジオポリマー固型化した際のマスバランス計算と最終処分に供する場合の安全評価を行った。
技術概要： 【試験全体の流れ】 ① ジオポリマー固型化用溶、メタカオリン、土壌、溶融飛灰（非放射性／放射性）を準備する。 ② 準備した材料を攪拌する。 ③ 各種試験用の型枠に流し込み、その後養生、脱型する。 ④ 脱型した固型化体（検体）に対し、性能試験（一軸圧縮強度試験、浸出試験）を実施する。 【成果目標】 (1) ジオポリマー固型化体を作製可能な配合の明示（一軸圧縮強度 1,470kPa 以上） (2) セメント固化体よりも高い Cs 浸出抑制効果の確認 (3) 最終処分したときの実用性、安全性等进行评估 【期待される成果】 (1) 安定・安全に最終処分可能 (2) 最終処分量の減量化

実証試験の結果： (1) コールド試験／ホット試験 【物性測定試験】 ・ 本試験用に使用した放射性の溶融飛灰の方が非放射性の溶融飛灰と比べ、ジオポリマーの固型化に必要な Al や Si が含まれていることを確認した。 【ジオポリマー固型化試験】 ・ ジオポリマー固型化用溶液とフィラーの配合を変化させジオポリマーを作製し、固型化体として使用可能な 6 つの配合を選定した（コールド試験のみ実施）。 【ジオポリマー性能試験】 ＜一軸圧縮強度試験＞ ・ ジオポリマー固型化体の一軸圧縮強度が目標である 1,470kPa 以上になった。 ＜浸出試験＞ ・ ジオポリマー固型化体（非放射性の溶融飛灰）の Cs 浸出率は 50%以下であった。 ・ ジオポリマー固型化体（放射性の溶融飛灰）の Cs 浸出率は 25%以下であった。 【最終処分を見据えた実用化検討】 ・ スケールアップを見据え 20L サイズのジオポリマー固型化体を作製した。 (2) ジオポリマー固型化プロセスのマスバランス計算と最終処分の安全評価 【マスバランス計算】 ・ 本試験で得られた配合（1 種類）を使用し発生する固型化体の質量等を算出した。 【安全評価】 ・ 浸出試験にて取得した浸出率を用いて、経過時刻に対する年間被ばく線量を算出し、めやす線量である 10μSv/y を下回った。	
評価：溶融飛灰を用いて、目標一軸圧縮強度 1,470kPa 以上でセメントより低い Cs 浸出率のジオポリマー固型化体を作製することができた。また、本事業で測定した浸出率を用いて、ジオポリマー固型化体のトレンチ浅地層処分の安全評価を実施し、年間被ばく線量が 10μSv/y 未満になることを確認した。	
作業員被ばく量評価：放射性の溶融飛灰を扱う試験より得られた情報を基に試算した結果、作業員の年間の外部被ばくは 0.672mSv/y 程度であった。よって、線量限度（20mSv/y）を超えないため被ばくの観点での安全性は確保できる。	
コスト評価： 溶融飛灰（99,000t）を対象 2.9 万円/200L ドラム缶	歩掛り（作業人工、作業速度等）： 作業人工：42 人工（14 人×3 班） 作業速度：4.2 本/h
コスト評価条件：実機プラントの仕様は、溶融飛灰を材料としたジオポリマー固型化体（200L ドラム缶）を 100 本/d（24 時間操業）、10 年間製造とし、作業員は 42 人（14 人×3 班）で行うこととした。	
作業における安全上の注意：実機製造プラントでは溶融飛灰や除去土壌、水酸化カリウム等を大量に取り扱うため、粉塵飛散防止策の強化、防護具着用の徹底等が必要となる。	
試験場所（住所）：北海道札幌市、神奈川県川崎市、福島県双葉郡等	除去物保管場所と保管状況：試験に使用した溶融飛灰は、JESCO と協議し適切に処分した。

1. 試験概要

(1) 背景と概要

現在、中間貯蔵開始後 30 年以内の 2045 年までに福島県外における最終処分の完了に向けて除去土壌に関する減容処理や最終処分等の技術開発が進められている。また、特定廃棄物である溶融飛灰も除去土壌と同様に最終処分等の技術開発が進められている。そのような中で弊社は「令和 2 年度除去土壌等の減容等技術実証事業」にて土壌 D をジオポリマーの材料として使用することを想定した最終処分技術を開発した。その結果、開発した技術がトレンチ処分にて安全に最終処分可能なことを実証した。

本技術実証では上記の知見を活かし、溶融飛灰と土壌（土壌 D を想定）をジオポリマーの材料として使用する最終処分技術を開発する。加えて、最終処分を見据えた安全評価や将来、正に現出する溶融飛灰や除却土壌の物量を想定し、本技術実証等で得た配合を用いてマスバランス計算を行う。

(2) 提案技術の目的

本試験では、福島県内の非放射性と放射性の溶融飛灰と土壌を用いて各種試験や評価を行い、実用性、安全性など、本技術による溶融飛灰（放射性）や除去土壌の再生利用の方法と、その効果を明確にすることを目的とした。

(3) 成果目標

本試験の成果目標を以下に示す。

- ・ 作製したジオポリマー固型化体の一軸圧縮強度が原子力規制庁の「廃棄物確認に関する運用要領」に記載された、セメント固化体の一軸圧縮強度 1,470kPa 以上であること。
- ・ 作製したジオポリマー固型化体の Cs の浸出率を把握すること。
- ・ 作製したジオポリマー固型化体（20L）のひび割れ等の状況調査によって大型化、実用化（200L）に向けた課題を把握し改善策を検討すること。
- ・ 作製したジオポリマー固型化体を最終処分技術として活用する際の安全性評価結果を明示すること。
- ・ 作製したジオポリマー固型化体の最終処分におけるマスバランスの検討結果を明示すること。

2. 技術概要

セメントコンクリートとジオポリマー固型化体のそれぞれの反応と固化に必要な材料を示した概略説明図を図 2-1 に示す。ジオポリマーの特徴としては、コンクリートに比べて Cs の浸出率が低いことである（図 2-2 参照）。



図 2-1 ジオポリマー技術の概略説明図

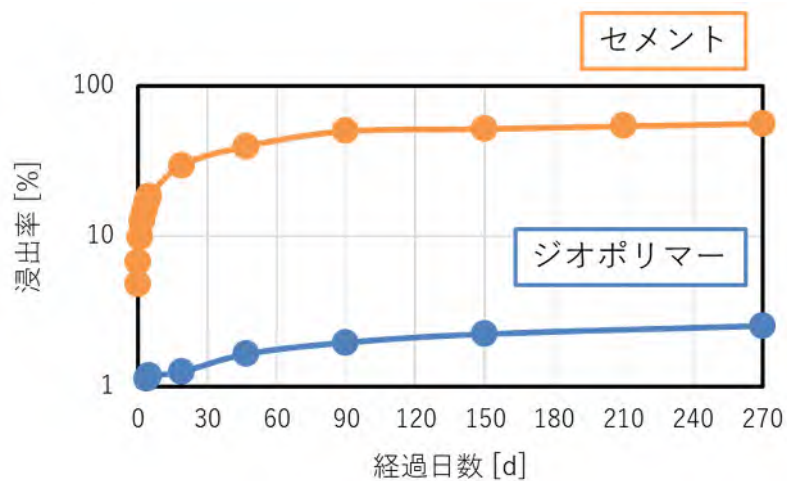


図 2-2 Cs の浸出試験結果の一例

3. 試験内容

(1) 試験の手順

試験の手順を図 3-1 に示す。

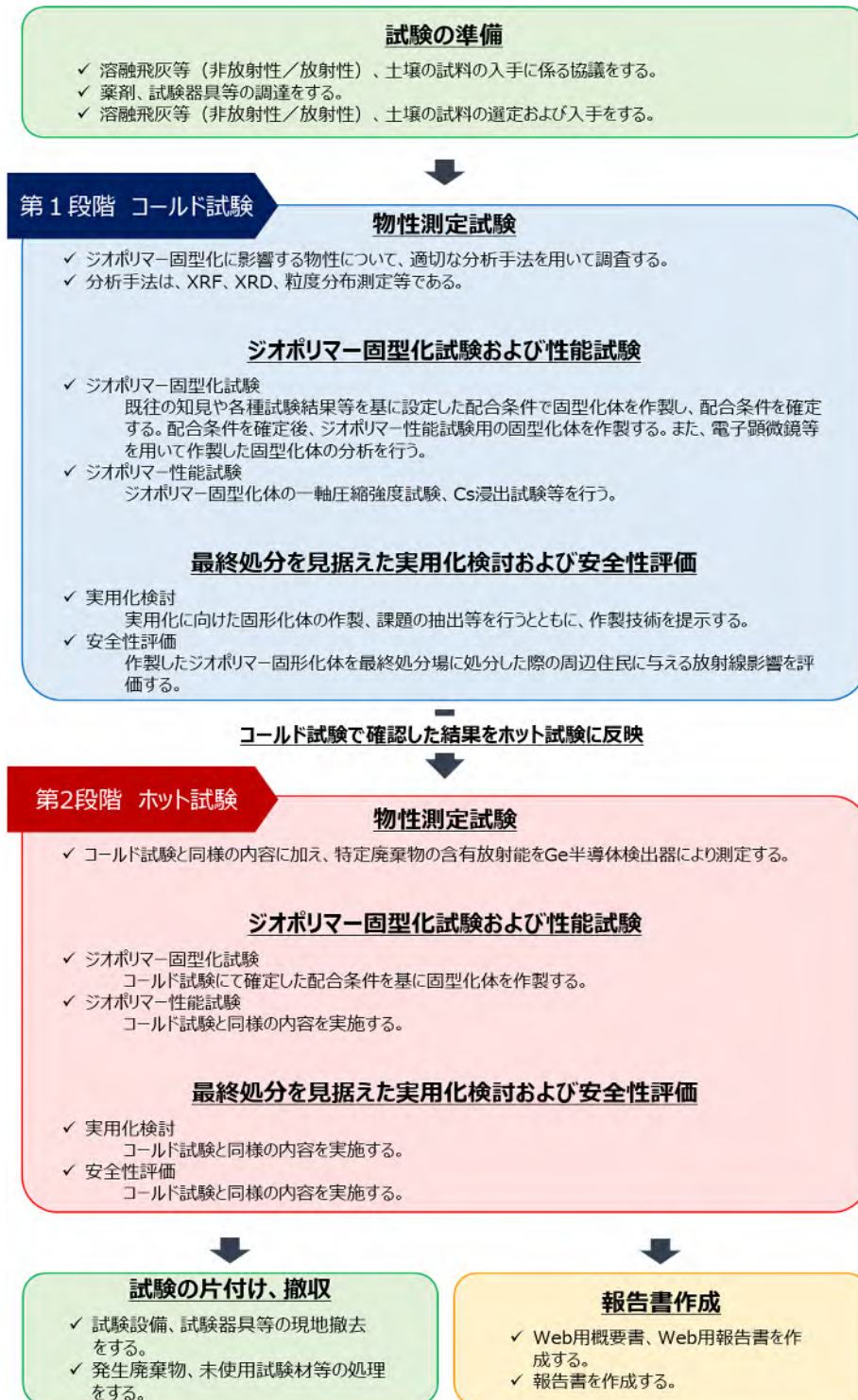


図 3-1 試験の手順

(2) 試料の準備

本試験の試料として溶融飛灰（非放射性／放射性）を各 1 種類、土壌 1 種類をそれぞれ選定・入手した。試料の情報を表 3-1～表 3-3 に示す。

表 3-1 溶融飛灰 1（非放射性）

試料名称	放射性区分	試験区分	写真
溶融飛灰1	非放射性	コールド試験	

表 3-2 溶融飛灰 2（放射性）

試料名称	放射性区分	試験区分	写真
溶融飛灰2	放射性	ホット試験	

表 3-3 土壌（非放射性）

試料名称	放射性区分	試験区分	写真
溶融飛灰2	非放射性	コールド試験 ホット試験 共に使用	

(3) 試験の実施要領

①物性測定試験（コールド／ホット試験）

ジオポリマーの材料として使用する溶融飛灰（1／2）と土壌の試料に対し XRF を用いて元素組成の分析等を実施した。

②ジオポリマー固型化試験（コールド／ホット試験）

【ジオポリマー配合検討試験（コールド試験のみ実施）】

溶融飛灰 1 と土壌を材料として、ジオポリマー固型化用溶液（ SiO_2 , K_2O , H_2O ）とフィラー（メタカオリン、溶融飛灰、土壌）の配合割合を変化させジオポリマーの固型化を行った。その後、目視観察や触手による強度確認を実施し、6 種類の配合を選定した。選定した 6 種類の配合を用いて溶融飛灰（放射性）に関しても固型化を実施した。

【ジオポリマー固型化体作製試験】

一軸圧縮強度試験用として、コールド／ホット試験ともに 18 検体（6 配合×3 検体）を作製した。

浸出試験用として、コールド／ホット試験ともに 6 検体（2 配合×3 検体）を作製した。

③ジオポリマー性能試験（コールド／ホット試験）

【一軸圧縮強度試験】

コールド／ホット試験ともに作製した 18 検体に対し、一軸圧縮強度試験を実施し、原子力規制庁の「廃棄物確認に関する運用要領」に記載された、セメント固化体の一軸圧縮強度 1,470kPa 以上であることを確認した。

【浸出試験】

コールド／ホット試験ともに作製した 6 検体に対し、米国原子力学会 ANSI/ANS-16.1 に準拠して浸出試験を実施した。コールド試験では 10 の経過時間毎にサンプリングを行い、ホット試験では 7 の経過時間毎にサンプリングを行った。

④最終処分を見据えた実用化検討（コールド／ホット試験）

溶融飛灰（1／2）を材料として、20L（ドラム缶 200L の 1/10）サイズを 2 検体作製し、作製の際の課題抽出と作製技術を提示した。

⑤ジオポリマー固型化プロセスのマスバランス計算と最終処分の安全評価

【マスバランス計算】

溶融飛灰と除去土壌を対象としたジオポリマー固型化プロセスの全体のマテリアルバランスを把握した。

【安全評価】

試験にて取得したジオポリマー固型化体からの Cs の浸出率を入力値とした安全評価を実施し、溶融飛灰を含むジオポリマー固型化体を最終処分場に処分したときの周辺住民に与える放射線影響を評価した。

4. 試験結果

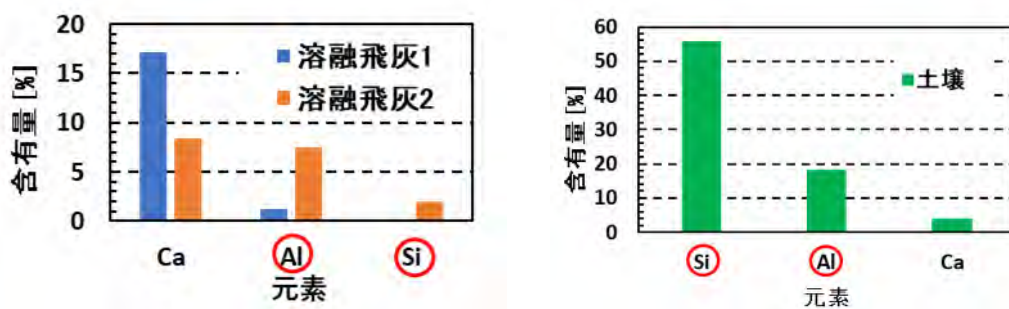
（１）物性測定試験（コールド／ホット試験）

溶融飛灰 1／2 と土壌を用いた。

①XRF

溶融飛灰 1／2 の XRF による元素組成分析結果を図 4-1 に示す。溶融飛灰 1 は溶融飛灰 2 より多く Ca が観察された。一方、溶融飛灰 2 は溶融飛灰 1 より Al が多く観察された。この Al が非晶質相に含まれているならばジオポリマーの材料と成り得る。しかし、Si は石英として存在しているため、ジオポリマーの材料としては期待できないという可能性があることを確認できた。

また、土壌の XRF による元素組成分析結果を図 4-2 に示す。土壌は Si が主成分であり、次いで Al が多く観察された。従って、土壌もジオポリマーの材料として適用できる可能性があることを示唆している。



溶融飛灰 1/2

土壌

図 4-1 XRF による元素組成分析結果

(2) ジオポリマー固型化試験（コールド／ホット試験）

① ジオポリマー配合検討試験（コールド試験のみ実施）

ジオポリマー固型化用溶液の配合 ($\text{SiO}_2\text{:K}_2\text{O:H}_2\text{O}$, mol 比) は、流動性や固型化性の観点から適切なものとして知られている「1:1:11」のものと「1:1:13」のものを主に採用した。それ以外でも、 H_2O の含有量を変化させてその影響を見てみることにした。一方、フィラーとして溶融飛灰はもちろんのこと、通常のジオポリマーで使用されるメタカオリン、および土壌（微粉碎処理を実施していないため、フィラーとしての作用よりも、Cs 浸出抑制のための作用を期待して配合した）を用いて、配合の割合を変化させながら検討を行った（図 4-2 参照）。

以上より、固型化体として使用可能な溶融飛灰と土壌を材料としたジオポリマーの配合を 6 種類選定した。さらに、目視により自立性、触手による強度確認を行い、最も強度が発現しそうな配合と強度が 2 番目に発現しそうな配合 2 種類を浸出試験と実用化検討（20L 作製）にて使用した。選定したジオポリマーの配合を表 4-1 に示す。

SiO ₂ :K ₂ O:H ₂ O		メタカオリン：溶融飛灰							
		10:0	7.5:2.5	5:5	2.5:7.5	2:8	1.5:8.5	1:9	0:10
1:1:11	混練時								
	養生後					充填不可			充填不可
1:1:13	混練時								
	養生後							充填不可	充填不可

メタカオリンと溶融飛灰の配合割合を変化

	自立性あり 非常に硬い		自立性ややあり 容易に変形する		混練時に固まり 充填不可				
	SiO ₂ :K ₂ O:H ₂ O								
	1:1:15	1:1:16	1:1:18	1:1:20	1:1:25	1:1:30	1:1:35	1:1:40	1:1:50
混練時									
養生後	充填 不可								

水の配合割合を変化

	自立性あり 非常に硬い	自立性ややあり 容易に変形する	混練時に固まり 充填不可
SiO ₂ :K ₂ O:H ₂ O	1:1:11		1:1:13
MK:溶融飛灰:土壌	2.5:7:0.5	2.5:6.75:0.75	2.5:6.5:1
混練時			
養生後			
MK:溶融飛灰:土壌	5:4.5:0.5	5:4.25:0.75	5:4:1
混練時			
養生後			

溶融飛灰と土壌の配合割合を変化（一部抜粋）

図 4-2 配合検討の評価

表 4-1 選定したジオポリマーの配合

選定配合No.	配合		ジオポリマー性能試験／最終処分を見据えた実用化検討
	ジオポリマー固型化用溶液配合 (SiO ₂ :K ₂ O:H ₂ O, mol比)	フィラー配合 (メタカオリン:溶融飛灰:土壌、重量比)	
①	1:1:11	2.5:7.5:0	一軸圧縮強度試験, 浸出試験, 実用化検討 (20L作製)
②	1:1:13	2.5:7.5:0	一軸圧縮強度試験, 浸出試験, 実用化検討 (20L作製)
③	1:1:20	2.5:7.5:0	一軸圧縮強度試験
④	1:1:11	2.5:7:0.5	一軸圧縮強度試験
⑤	1:1:25	2.5:7:0.5	一軸圧縮強度試験
⑥	1:1:25	0:9.5:0.5	一軸圧縮強度試験

②ジオポリマー固型化体作製試験

一軸圧縮強度試験に用いる検体（直径 5cm×高さ 10cm）を作製した。代表例として、ホット試験の選定配合 No.②の攪拌中の様子と固型化後の外観を図 4-3 に示す。



攪拌中の様子



固型化後の外観

図 4-3 【ホット試験】ジオポリマー固型化体作製試験の結果

(3) ジオポリマー性能試験（コールド／ホット試験）

①一軸圧縮強度試験

一軸圧縮強度試験はコールド試験、ホット試験ともに表 4-1 に示した配合で実施した。表 4-2 に示すように、コールド試験、ホット試験ともに実施した全ての配合で目標圧縮強度である 1,470kPa を超えたことを確認できた。

表 4-2 一軸圧縮強度試験の結果

試験	配合	一軸圧縮強度 [kPa]
コールド試験	選定配合 No.①	5,060
	選定配合 No.②	4,850
	選定配合 No.③	2,150
	選定配合 No.④	4,770
	選定配合 No.⑤	2,280
	選定配合 No.⑥	1,850
ホット試験	選定配合 No.①	5,620
	選定配合 No.②	5,120
	選定配合 No.③	3,670
	選定配合 No.④	4,980
	選定配合 No.⑤	3,400
	選定配合 No.⑥	2,110

②浸出試験

浸出試験はコールド試験、ホット試験ともに表 4-1 に示した選定配合 No.①と②を使用した。試験結果を図 4-4 に示す。コールド試験に関しては選定配合 No.①の浸出率が 48%、選定配合 No.②の浸出率が 37%であった。

一方、ホット試験に関しては、選定配合 No.①の浸出率が 24%、選定配合 No.②の浸出率が 23%であった。浸出率はいずれの試料でも 25%未満であった。コールド試験、ホット試験ともに、セメントの Cs 浸出率 79.9%と比較しても低い浸出率となった。

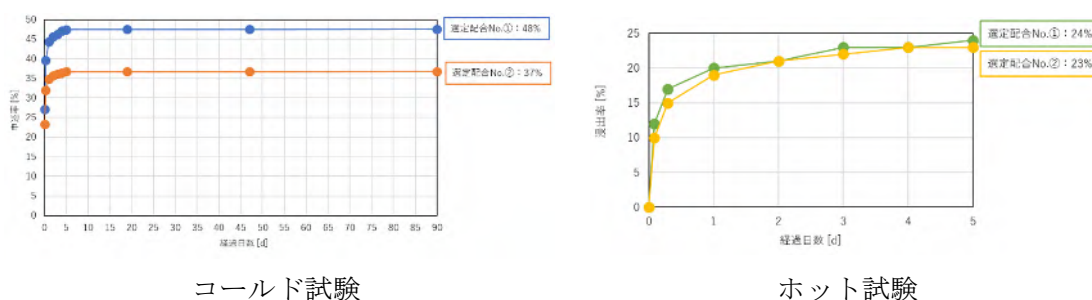


図 4-4 浸出試験の結果

(4) 最終処分を見据えた実用化検討

最終処分方法として検討している、ジオポリマー固型化体をドラム缶（200L）に充填させることを見据えて、ホット試験にてドラム缶の 1/10 サイズである 20L の大きさにジオポリマー固型化体を作製した（図 4-5 参照）。使用した配合は表 4-1 に示すように、選定配合 No.①と②を使用した。得られた固型化体の外観を比較すると、水分量の少ない選定配合 No.①では空隙が見られ、水分量の多い選定配合 No.②では平滑な表面であった。これは水分量の多い配合では十分に攪拌が行えたためである。



選定配合 No.①



選定配合 No.②

図 4-5 実用化検討の結果（ホット試験）

(5) ジオポリマー固型化プロセスのマスバランス計算と最終処分の安全評価

①マスバランス計算

浸出試験を実施した 2 つの配合（選定配合 No.①と②）のうち、浸出率が低い選定配合 No.②の配合を使用し、マスバランス計算を実施した（図 4-6 参照）。図 4-6 に示すように、最終処分の対象となる溶融飛灰の質量： $9.90 \times 10^7 \text{kg}$ 、放射能濃度： $150,000 \text{Bq/kg}$ に対し、ジオポリマー固型化用溶液（水ガラス＋水酸化カリウム＋水）の質量： $2.28 \times 10^8 \text{kg}$ 、メタカオリンの質量： $3.30 \times 10^7 \text{kg}$ を攪拌する。攪拌後、ドラム缶の中に攪拌したジオポリマー固型化体を流し込むと、ジオポリマー固型化体入りのドラム缶が 1,066,294 本発生する（ジオポリマー固型化体質量： $3.60 \times 10^8 \text{kg}$ 、放射能濃度： $41,250 \text{Bq/kg}$ ）。

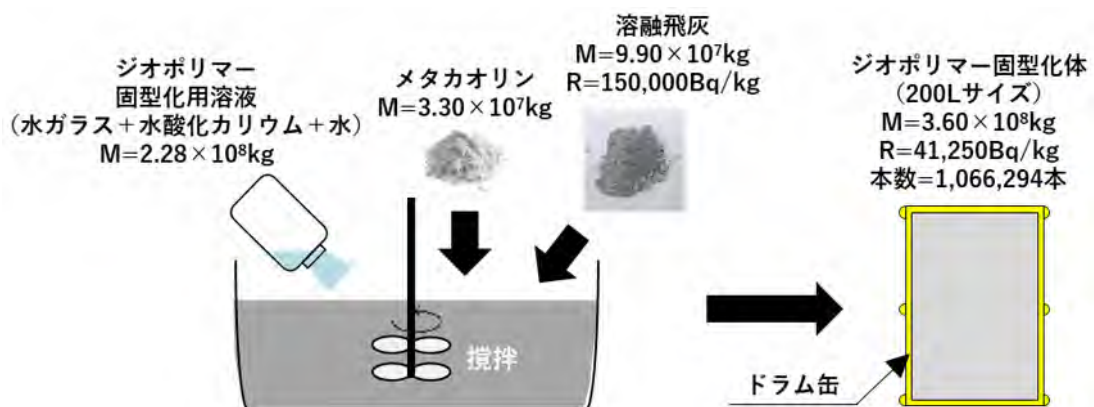


図 4-6 マスバランス計算の結果

②安全評価

試験により測定した選定配合 No.②の浸出率を用いて、トレンチ処分をした場合に埋立後の地下水移行（井戸水利用）シナリオにおける被ばく評価を実施した（図 4-7 の左図参照、ジオポリマー固型化体の質量： $3.6 \times 10^8 \text{kg}$ 、Cs-134 の放射能濃度： 1.76Bq/kg 、Cs-137 の放射能濃度： $7.46 \times 10^4 \text{Bq/kg}$ （2045 年 4 月に埋設処分を開始すると想定して減衰補正））。その結果、図 4-7 の右図に示すように年間被ばく線量がめやす線量である $10 \mu\text{Sv/y}$ （特措法に基づく濃度基準）未満になることを確認できた。

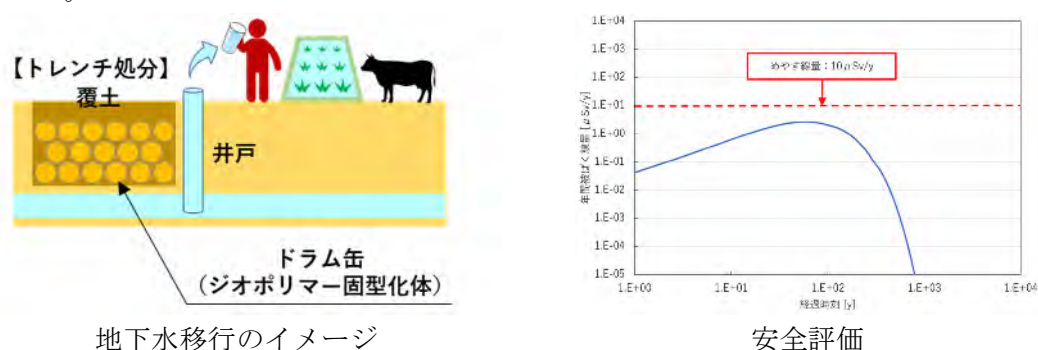


図 4-7 安全評価の結果

5. コスト／作業員被ばく量評価

（１）コスト評価

実証試験の結果および想定した実機製造プラントによる操作を基に、ジオポリマー固型化体を充填したドラム缶の製作コストを試算した。試算の内容は、イニシャルコスト、ランニングコスト等を求め、それらを基にドラム缶 1 本あたりのコストを試算した。その結果、ドラム缶 1 本あたり 2.9 万円となった。

（２）作業員被ばく量評価

ホット試験にて測定した線量は約 $0.3 \mu\text{Sv/h}$ であった。実機を想定し、1 日の作業時間を 8 時間、1 年の作業日数を 280 日とすると、作業員の 1 年あたりの外部被ばく線量は 0.672mSv/y となる。よって、線量限度である 20mSv/y の値より低くなると考えられる。

6. まとめと今後の課題

（１）まとめ

- ・ 溶融飛灰を用いて、目標一軸圧縮強度 $1,470 \text{kPa}$ 以上でセメント固化体より低い Cs 浸出率のジオポリマー固型化体を作製することができた。
- ・ 本事業で測定した浸出率から、ジオポリマー固型化体のトレンチ処分の安全評価を実施し、年間被ばく線量が $10 \mu\text{Sv/y}$ 以下になることを確認した。

（２）今後の課題

作製したジオポリマー固型化体の表面に空隙がある配合が確認できた。空隙の多さは浸出率に影響があり、今後は空隙の抑えた配合の確立等を検討する必要がある。