付録２

個別試験結果と評価詳細

Web 用報告書

実施代表者：日立造船株式会社

実証テーマ名：放射性物質を含む焼却残渣の再生利用を想定したセシウム分離促進剤添加焼却技術の実証

概要：中間貯蔵施設に搬入される除染廃棄物等の焼却処理により発生する焼却主灰中の放射性セシウム（以下 Cs という）濃度を低減し、土木資材等に再生利用することが検討されている。そこで Cs 分離促進技術を適用し、焼却処理の段階で焼却主灰中の放射性 Cs 濃度を低減することで、放射性廃棄物を効率的に減容化するシステムを構築する。

実施内容：

①焼却試験（焼却対象物への Cs 分離促進剤添加・焼却技術の実証）

非放射性 Cs により模擬汚染させた焼却対象物に低融点塩化物等を添加・焼却したときの Cs 低減効果を、弊社築港工場保有のベンチスケール焼却設備を用いた焼却試験により確認した。

②焼却主灰洗浄試験（焼却主灰の洗浄処理技術の実証）

①の焼却試験で発生した焼却主灰を用いて、実機で一般的に使用される湿式灰冷却装置での焼却主灰の冷却過程を模擬し、ビーカー内での焼却主灰の洗浄による Cs 除去効果を確認した。

③腐食試験（機器の腐食の影響確認）

①の焼却試験で発生した焼却主灰を用いて、300℃以上の火格子の腐食について、テストピースによる腐食試験を実施した。

技術概要：

Cs 分離促進技術により、焼却処理の段階で焼却主灰中の放射性 Cs 濃度を低減し、放射性廃棄物を効率的に減容化するシステムを構築する。

①焼却対象物への Cs 分離促進剤添加・焼却（**図 1**）

焼却対象物に塩素系薬剤を添加し焼却することにより、放射性 Cs の揮発を促進し、焼却主灰中に残留する放射性 Cs 量を低減できる。なお、焼却飛灰は水溶性の Cs を多く含むので、洗浄によりさらに Cs を低減できる。

②焼却主灰の洗浄処理（**図 1**）

①で発生する焼却主灰は、洗浄処理により水溶性の放射性 Cs を除去することで、洗浄主灰中に残留する放射性 Cs 量を薬剤無添加時の 1/4～1/20 に低減でき、放射性 Cs 濃度を 8,000 Bq/kg 以下にして処分または再生利用する。洗浄後の灰汚水は焼却施設のガス冷却塔に噴霧することにより、灰汚水中の放射性 Cs を焼却飛灰とともに回収する。なお、8,000 Bq/kg を超える洗浄後の焼却主灰は、熱処理により放射性 Cs 濃度のさらなる低減を図る。

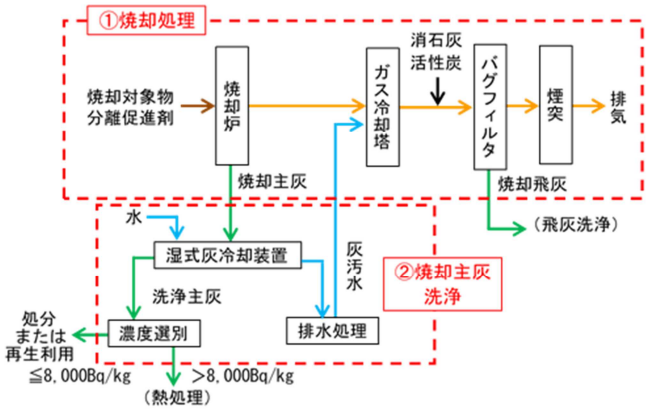


図 1　放射性 Cs 分離システム

<table>
<tr><td colspan="2">実証試験の結果：
①焼却試験
Cs 分離促進剤の添加により、Cs の揮発および焼却主灰中 Cs の水溶性化が促進された。Cs 除去率は最大 81.6%であり、ラボ試験からの推測値と概ね一致した。
②焼却主灰洗浄試験
焼却主灰中の水溶性 Cs を洗浄処理により除去可能であり、Cs 分離促進剤を添加した焼却主灰では Cs 除去率は 30%程度となることを確認した。
③腐食試験
火格子材料を用いた腐食ラボ試験の結果、Cs 分離促進剤を添加した焼却処理においても、一般的な火格子温度である 450℃以下で運転される場合は問題はないことを確認した。
＜試験結果の評価＞
・放射性廃棄物減容化のトータルシステムとして、焼却処理・焼却主灰洗浄処理、熱処理、飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理について、焼却対象物の放射性 Cs 濃度を平均 10,000 Bq/kg とした場合のフローおよび収支を検討した。
・施設・建設費および運転・維持管理費（10 年稼働）からごみトン当たりの処理コストを 200 t/日の焼却を基に試算した結果、合計で 10.8 万円となった。
・上記施設における空間線量率をシミュレーションした結果、コンクリート壁などによる遮へいにより、作業員の被ばく線量は、0.1～2 mSv/年程度となった。</td></tr>
<tr><td colspan="2">減容等の評価：焼却対象物重量 100 に対して、最終廃棄体は 0.09 にまで減量可能である。また、再生利用または処分可能な焼却主灰は 8.5、熱処理生成物は 8.6 となった。</td></tr>
<tr><td colspan="2">作業員被ばく量評価：焼却施設、熱処理施設、飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化施設のいずれも、通常運転時は作業員が法令基準値を超えて被ばくする可能性は低い。ただし、維持管理業務等では、作業時間等に留意する必要がある。</td></tr>
<tr><td>コスト評価：
焼却施設：6 万円/ごみ t
熱処理施設：2 万円/ごみ t
飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設：
2.8 万円/ごみ t</td><td>歩掛り（作業人工、作業速度等）：
焼却施設：54 名（運転 3 直 4 班）
熱処理施設：26 名（運転 3 直 4 班）
飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設：
13 名（日勤のみ）</td></tr>
<tr><td colspan="2">コスト評価条件：焼却施設の処理能力を 200 t/日、熱処理施設を 20 t/日、飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設を 1.25 t/h（6.5 h/日）とする。また、施設稼動日数を、焼却施設と熱処理施設は 280 日/年、飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設は 250 日/年と設定した。</td></tr>
<tr><td colspan="2">作業における安全上の注意：
適正な保護具の着用、玉掛け・クレーン作業の有資格者配置、熱中症対策等を行った。</td></tr>
<tr><td>試験場所：
実証試験：日立造船㈱築港工場
（大阪市大正区）
試験準備：日立造船㈱舞鶴工場
（京都府舞鶴市）</td><td>除去物保管場所と保管状況：
発生した廃棄物は、すべて産業廃棄物処分とした。また、本実証試験では非放射性物質を対象としたため、放射性物質の処分は不要である。</td></tr>
</table>

１．試験の目的

中間貯蔵施設に搬入される除染廃棄物等の焼却処理により発生する焼却主灰中の放射性 Cs 濃度を低減し、土木資材等に再生利用することが検討されている。そこで Cs 分離促進技術を適用し、焼却処理の段階で焼却主灰中の放射性 Cs 濃度を低減することで、放射性廃棄物を効率的に減容化するシステムを構築することを目的とする。

（１）背景と取組み

焼却主灰中の放射性 Cs 濃度の低減方法として、分離促進剤を混合した加熱処理技術（焼成または溶融）が検討されているが、焼却主灰中の放射性 Cs は揮発・溶出しにくい形態で取り込まれているため、高い温度での処理が必要となり投入エネルギーが大きくなることなどの課題がある。

この課題を解決するために、焼却処理の段階で低融点の塩素系薬剤を添加することにより、放射性 Cs が焼却主灰に取り込まれる前に、揮発または溶出しやすい形態（塩化 Cs）にすることが有効と考えられる。焼却主灰中の放射性 Cs 濃度の低減により、将来実施される焼却灰の加熱処理における放射性 Cs の負荷が低くなり、再生利用が可能となる量が増える、あるいは、再生利用への投入エネルギー・薬剤量を減少することができると考えられる。

平成 28 年度に除染廃棄物等の焼却対象物（放射性 Cs 濃度 2,800 Bq/kg）に Cs 分離促進剤（融点 600℃以下の低融点塩化物 49NaCl・50$CaCl_2$ 等）を 3wt%添加し、焼却温度（800～900℃）にて 2 時間加熱した際の放射性 Cs の挙動を把握するラボ試験を実施した。その結果、焼却主灰中に非水溶性として残留する放射性 Cs 量を、Cs 分離促進剤無添加時と比較して 1/4～1/20 に低減可能であることを確認した（**図 1-1**）。これによると、10,000 Bq/kg 程度の焼却対象物の焼却処理および焼却主灰の洗浄処理により、焼却主灰の放射性 Cs 濃度を 8,000 Bq/kg 以下に処理可能と試算した。

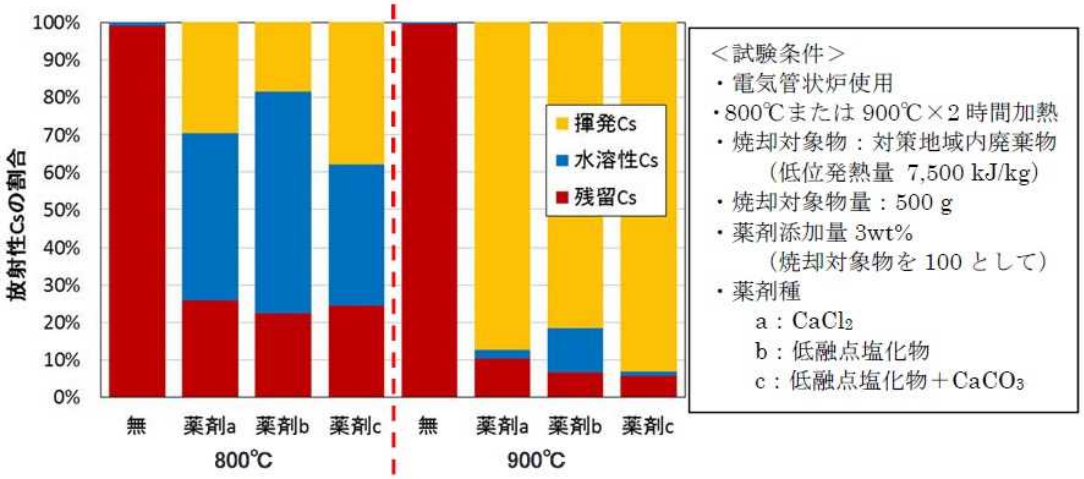


図 1-1 実汚染廃棄物を使用した焼却ラボ試験結果（放射性 Cs の挙動）

（２）提案技術の目的

本技術提案の目的は、Cs 分離促進技術により、焼却処理の段階で焼却主灰中の放射性 Cs 濃度を低減し、放射性廃棄物を効率的に減容化するシステムを構築することである。

図 1-2 に、放射性 Cs を含む焼却対象物に Cs 分離促進剤（低融点塩化物）を添加・焼却、および焼却主灰を洗浄することによる放射性 Cs 分離システムを示す。なお、仮定として、焼却主灰等を処分または再生利用する場合の放射性 Cs 濃度の目安値を 8,000 Bq/kg 以下と設定した。

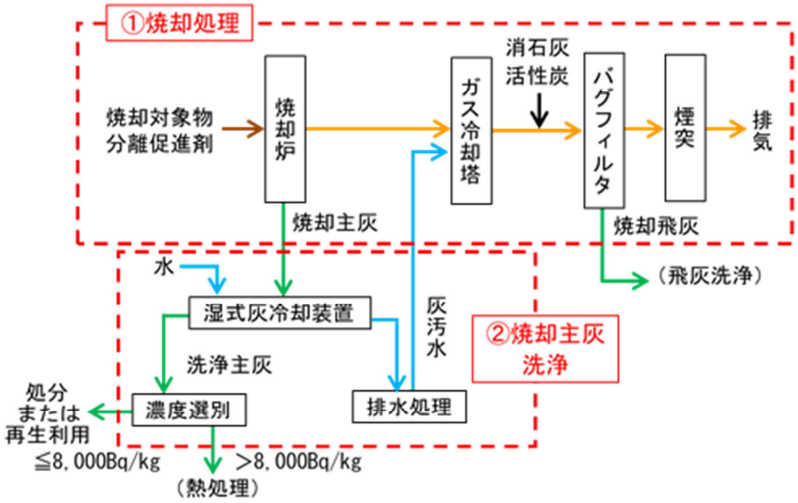


図 1-2　放射性 Cs 分離システム（実証試験における検討内容）

（３）成果目標

本実証試験における成果目標を以下のとおり設定した。

焼却対象物の焼却および焼却主灰の洗浄による Cs 除去率＝88%以上

＝（1－焼却・洗浄後の焼却主灰中の Cs 量／焼却対象物中の Cs 量）×100

２．試験の内容

（１）試験のフロー

図 2-1 に試験のフローを示す。

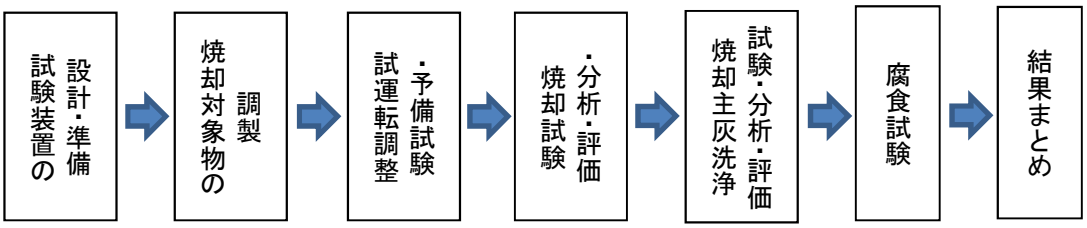


図 2-1　試験のフロー

（２）使用する設備、機器等

図 2-2 に焼却試験装置の概略フローを示す。**表 2-1** に焼却試験装置の仕様、**図 2-3** に焼却試験装置の外観および炉内燃焼状態（一例）を示す。

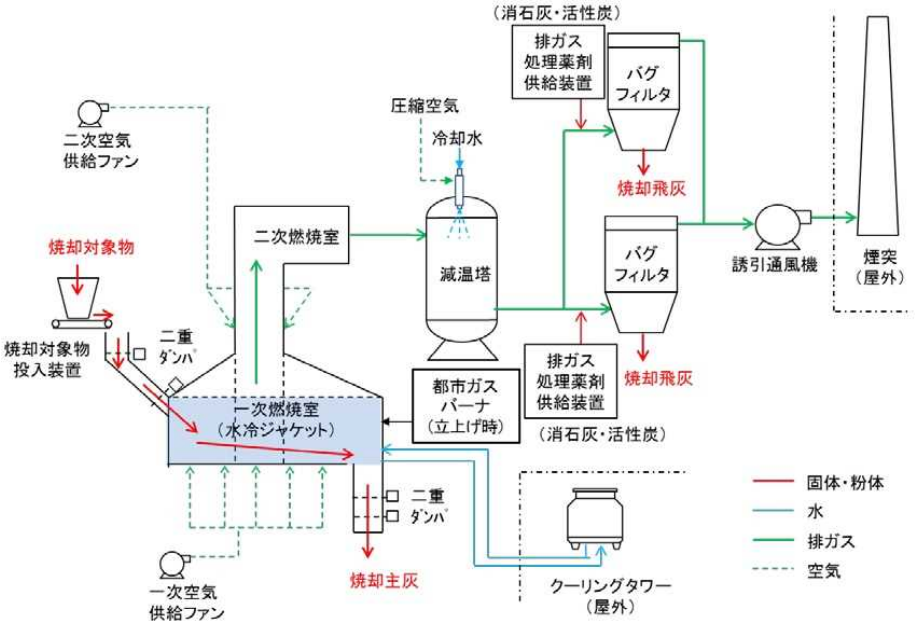
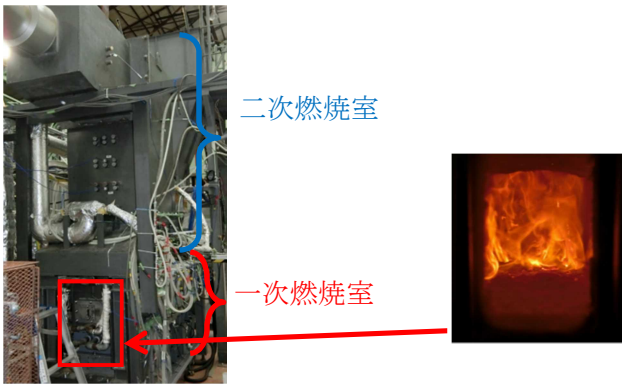


図 2-2　焼却試験装置の概略フロー

表 2-1　焼却試験装置の仕様（本装置を使用した過去の試験の実績）

項　　目	仕　　様
型式	ストーカ式焼却炉
焼却能力	20 kg/h
炉内温度	一次燃焼室：750～850℃、二次燃焼室：850～950℃
排ガス量	約 124 m^3N/h　（煙突出口約 171 m^3N/h）
減温塔	2 流体噴霧ノズルによるガス冷却
排ガス処理	BF による乾式脱塩・脱硫・脱 DXNs



一次燃焼室燃焼状態
（覗き窓より）

図 2-3 焼却試験装置の外観および炉内燃焼状態(一例)

（３）試験の実施場所

①実証試験

日立造船株式会社築港工場（大阪市大正区）

②焼却対象物準備作業

日立造船株式会社舞鶴工場（京都府舞鶴市）

（４）試験の実施要領

①試験実施体制

図 2-4 に試験実施体制図を示す。

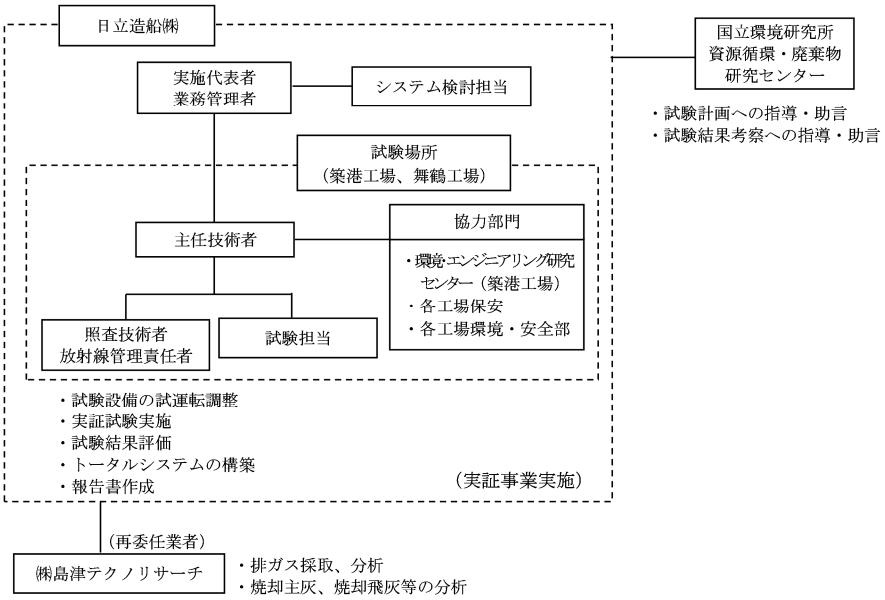


図 2-4　試験実施体制図

②試験の実施方法

（ア）焼却試験

表 2-2 に焼却対象物の組成の設計値を示す。

表 2-2　焼却対象物の組成の設計値

Run		Run1	Run2	Run3	Run4
混合比率（乾基準）	RDF	4.5	4.5	4	4
	チップ	4.5	4.5	4	4
	土壌	1	1	2	2
低位発熱量（kJ/kg）		12,500	12,500	9,400	9,400
水分（%）		20	20	30	30
灰分（%）		11	11	17	17
可燃分（%）		69	69	53	53
Cs（%）		0.057	0.057	0.11	0.11
薬剤種および添加割合		無添加	低融点塩化物 3wt%	無添加	低融点塩化物 2wt%＋ $CaCO_3$ 1wt%

（イ）焼却主灰洗浄試験

焼却試験で発生した焼却主灰を試験試料とし、実機の湿式灰冷却装置の条件を想定して、試験条件を以下のとおり設定した。**図 2-5** に焼却主灰洗浄試験装置を示す。なお、固液分離は目開き 0.045 mm のふるいを使用した。

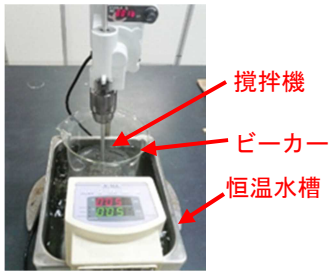


図 2-5　焼却主灰洗浄試験装置

- 試料量　：500 g（1条件あたり）
- 抽出温度　：50℃（湿式灰冷却装置内の水温を想定）
- 撹拌速度　：16 rpm（3枚羽根）
- 撹拌時間　：15分、30分
- 固液比　：2.67、5.34
- 洗浄溶媒　：蒸留水、洗浄ろ液（Cs含有水での洗浄）
- 蒸留水での洗浄　：1～2回
- 洗浄ろ液の再使用　：1～3回（Run4のみ実施）
- 洗浄後のすすぎ　：湿式灰冷却装置出口において、Csを含有した灰付着水を清浄な水ですすぐことによりCsを除去する工程を想定
  （固液分離後の焼却主灰の付着水量(33%)で洗浄）

（ウ）腐食試験

焼却試験で発生した焼却主灰を粉砕して試験試料とした。**図 2-6** に腐食試験装置のフローを示す。試験条件として、試験温度を 350℃、500℃、650℃、試験時間を 100 時間とし、年間の稼働時間と想定される 8,000 時間での腐食減量を評価した。またテストピースは、火格子材料と同じである Cr25%耐熱鋳鋼とした。

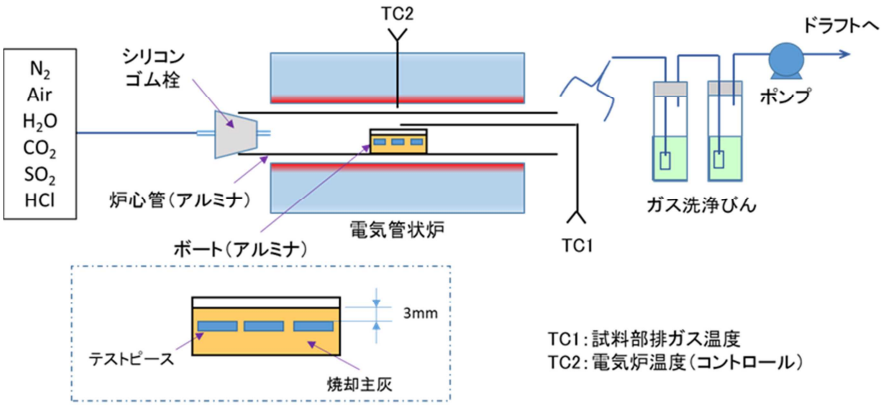


図 2-6　腐食試験装置フロー

３．試験結果

（１）焼却試験

図 3-1～3 に、焼却試験において採取した試料の外観、**表 3-1** に焼却対象物の測定結果、**表 3-2** に炉内温度および投入量を示す。

図 3-1　焼却対象物外観（調製後）

図 3-2　焼却主灰外観

図 3-3　焼却飛灰外観

表 3-1　焼却対象物測定結果

測定項目		単位	測定結果			
			Run1	Run2	Run3	Run4
三成分	水分	%	18.1	17.7	29.6	28.2
	灰分	%	12.0	10.9	10.7	15.2
	可燃分	%	69.9	71.4	59.7	56.6
低位発熱量		kJ/kg	14,100	15,000	11,400	11,000
元素組成	Cl	%	0.67	2.5	0.46	1.8
	Cs	%	0.055	0.057	0.094	0.10

表 3-2　排ガス採取時（4 時間）の炉内温度および投入量

		Run1	Run2	Run3	Run4
一次燃焼室（燃焼段後段）(℃)	平均	805	858	774	727
	最高	941	949	998	946
	最低	724	754	639	610
二次燃焼室（出口）(℃)	平均	872	842	888	868
	最高	910	867	916	918
	最低	839	806	858	819
投入量（kg/h）	平均	12.1	13.1	18.8	20.3

焼却処理時の Cs の挙動について、**表 3-3** に Cs 回収率および分配率、**表 3-4** に Cs 除去率、**図 3-4** に Cs 分配率のラボ試験からの推算値と実測値の比較を示す。Cs 分離促進剤の添加により、Cs の揮発および焼却主灰中 Cs の水溶性化が促進された。Cs 除去率は最大 81.6%であり、ラボ試験からの推算値と概ね一致した。

表 3-3　各 Run における Cs 回収率および分配率（単位：%）

項目	試料	Run1	Run2	Run3	Run4
Cs 回収率	焼却主灰	71.2	25.0	83.6	55.5
	炉内付着物	6.5	0.5	8.1	0.9
	焼却飛灰	17.5	49.0	12.4	29.7
	計	95.2	74.5	104.1	86.2
Cs 分配率	焼却主灰	74.8	33.6	80.3	64.5
	炉内付着物	6.8	0.6	7.7	1.1
	焼却飛灰	18.4	65.8	12.0	34.5

表 3-4　各 Run における焼却対象物中 Cs 量、焼却主灰中の非水溶性 Cs 量および Cs 除去率

Run	Run1	Run2	Run3	Run4
焼却対象物中 Cs 量（g）	42.86	52.52	110.38	120.95
焼却主灰中の非水溶性 Cs 量（g）	30.04	9.68	83.10	46.82
Cs 除去率（%）	29.9	81.6	24.7	61.3

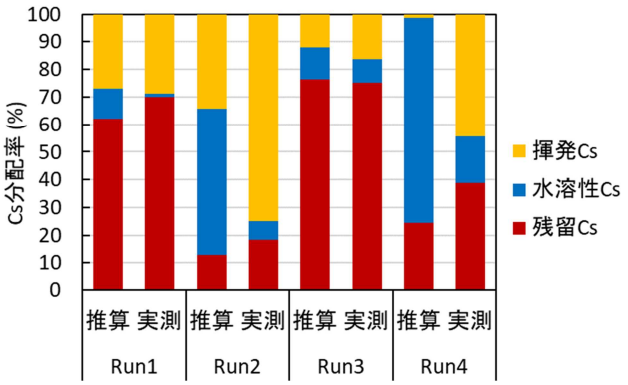


図 3-4　Cs 分配率の推算値と実測値の比較

（２）焼却主灰洗浄試験

図 3-5 に洗浄前後の Cs の挙動を示す。洗浄処理により焼却主灰中の水溶性 Cs を除去可能であり、Cs 分離促進剤を添加した焼却主灰では Cs 除去率は 30%程度となることを確認した。

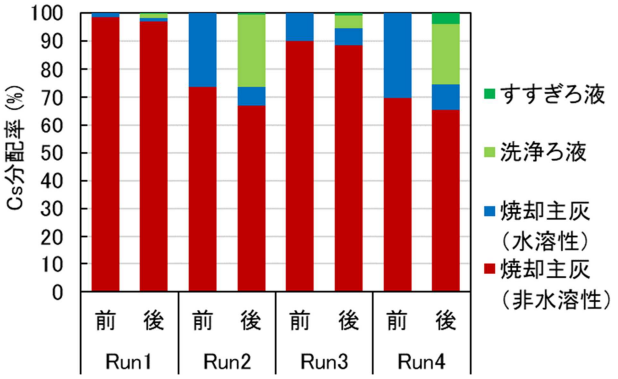


図 3-5　洗浄前後の Cs の挙動

（３）腐食試験

図 3-6 に試験結果を示す。火格子材料を用いた腐食試験の結果、Cs 分離促進剤を添加した焼却処理においても、一般的な火格子温度である 450℃以下で運転される場合は問題はないことを確認した。

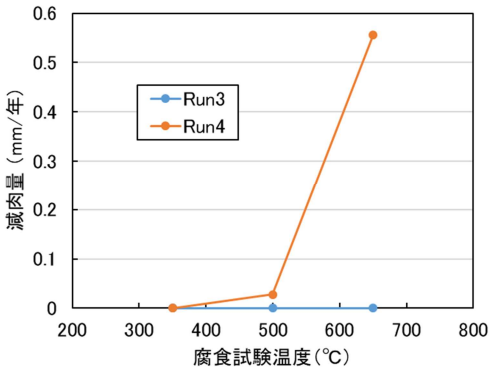


図 3-6　腐食試験結果

４．試験結果の評価

（１）技術の評価

図 4-1 に放射性廃棄物減容化のトータルシステム（焼却処理・焼却主灰洗浄処理、熱処理、飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理）のフロー、および収支の検討結果を示す。

焼却対象物の処理量を 200 t/日（280 日/年）、灰分を 16%、放射性 Cs 濃度を平均 10,000 Bq/kg と設定した場合、最終廃棄体は、焼却対象物に対し重量比で 0.09%、放射性 Cs の 93.5%を濃縮可能という結果となった。

また、再生資材としての利用について、8,000 Bq/kg 以下となる焼却主灰は、造粒固化処理後に港湾埋立資材等の土木資材としての利用が考えられ、また熱処理生成物は、砂代替材、コンクリート骨材、道路用骨材等として、中間貯蔵施設内での再生利用が考えられる。

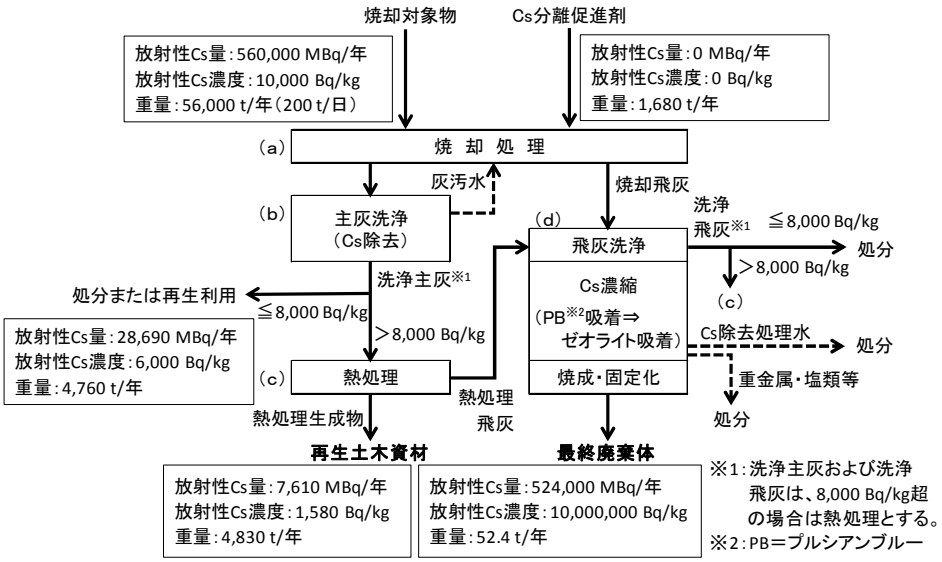


図4-1　放射性廃棄物減容化のトータルシステムのフロー

（２）コストの評価

表 4-1 に、焼却施設、熱処理施設、飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設のごみトン当たりおよび灰トン当たりの処理コストを示す。施設・建設費および運転・維持管理費（10 年稼働）からごみトン当たりの処理コストを 200 t/日の焼却を基に試算した結果、合計で 10.8 万円となった。

表 4-1　ごみトン・灰トン当たりの処理コスト

施設名	処理コスト（円）	
	ごみトン当たり	灰トン当たり
１．焼却施設	60,000	－
２．熱処理施設	20,000	200,000
３．飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設	28,000	770,000
合計	108,000	－

（３）安全性の評価

図 4-2 に焼却施設の空間線量率シミュレーション結果コンター図を示す。上記 3 施設における空間線量率をシミュレーションした結果、コンクリート壁などによる遮へいにより、作業員の被ばく線量は 0.1～2 mSv/年程度となった。

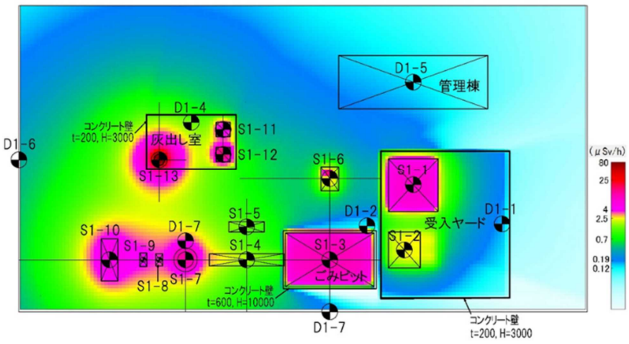


図 4-2　焼却施設の空間線量率シミュレーション結果

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

①実証試験結果

（ア）焼却試験

Cs 分離促進剤の添加により、Cs の揮発および焼却主灰中 Cs の水溶性化が促進した。Cs 除去率は最大 81.6%であり、ラボ試験からの推算値と概ね一致した。

（イ）焼却主灰洗浄試験

焼却主灰中の水溶性 Cs は洗浄処理により除去可能であり、Cs 分離促進剤を添加した焼却主灰では Cs 除去率は 30%程度となることを確認した。

（ウ）腐食試験

Cs 分離促進剤を添加した焼却処理においても、一般的な火格子温度である450℃以下で運転される場合は問題はないことを確認した。

②放射性廃棄物減容化のトータルシステムの検討

放射性 Cs 濃度を平均 10,000 Bq/kg と設定した場合、最終廃棄体は、焼却対象物に対し重量比で 0.09%、放射性 Cs の 93.5%を濃縮可能という結果となった。また、8,000 Bq/kg 以下となった焼却主灰、熱処理生成物は、土木資材としての再生利用が考えられる。

③コストの評価

上記 3 施設の施設・建設費および運転・維持管理費（10 年稼働）からごみトン当たりの処理コストを 200 t/日の焼却を基に試算した結果、合計で 10.8 万円となった。

④安全性の評価

上記 3 施設における空間線量率をシミュレーションした結果、コンクリート壁などによる遮へいにより、作業員の被ばく線量は、0.1～2 mSv/年程度となった。

（２）今後の課題

①放射性 Cs の除去

焼却主灰や熱処理生成物の放射性 Cs 濃度を 8,000 Bq/kg 以下に処理することを目標とした場合、焼却対象物の放射性 Cs 濃度、灰分、Cl 濃度等の変動に応じて適正な運転が必要となる。また、Cs 分離促進剤の種類および添加量については、Cs 除去率、コスト、ハンドリング性などを総合的に判断して選定することが必要となる。

②火格子の腐食

火格子温度が 450℃以下で運転される場合には、Cs 分離促進剤添加の有無にかかわらず腐食の進行に差は見られないが、最終的な評価には、実機焼却炉において火格子の交換頻度への影響を検証する必要がある。

③再生利用

焼却主灰および熱処理生成物の再生利用にあたり、用途に応じて環境基準や土木構造物の要求品質を満足することが求められる。

④放射線管理における遠隔監視および自動化

飛灰洗浄・Cs 濃縮・固定化処理施設の維持管理作業等、被ばく線量が高くなる恐れがある場合は、遠隔監視や自動化技術の導入等が今後の課題として挙げられる。

実施代表者：株式会社 AREVA ATOX D&D SOLUTIONS

実証テーマ名：泡浮遊選鉱による汚染土壌の浄化

概要：

除染によって生じた除去土壌を対象として、フランスで開発された微粒子泡浮遊選鉱技術を用いた土壌の修復プロセスを実証する。本技術ではサイズ選択性と電荷選択性の相互作用から放射性 Cs(以下 Cs)が吸着した粘土を浮遊選鉱により土壌中から抽出する。抽出に際して熱処理、強酸等を用いた化学処理等を必要としないため、土壌中の有機物を破壊することなく処理が可能であり、除去土壌の農業分野での再生利用も可能となる。本実証事業では抽出した粘土粒子の粒径や Cs 抽出率等の結果から本技術の適用性について評価を行う。

実施内容：

準備作業として、除染作業で発生した 3 種類の土壌を選定し 4mm 以下にふるい分けを行う。続いて、フランスで開発された試験装置「iD20」を用いて、微粒子泡浮遊選鉱技術による選別試験を実施する。土壌 1 種類につき 4 回ずつ実施し、試験前後における土壌の重量や Cs 放射能濃度等について測定・記録する。試験終了後、土壌は元のフレコンバッグに戻し、資機材類は除染・スクリーニング後に搬出する。試験結果から、除染効果や減容効果等について評価するとともに、実用化にあたっての条件等について検討する。

技術概要：

【試験フロー】

泡浮遊選鉱の試験フローを**図 1** に示す。

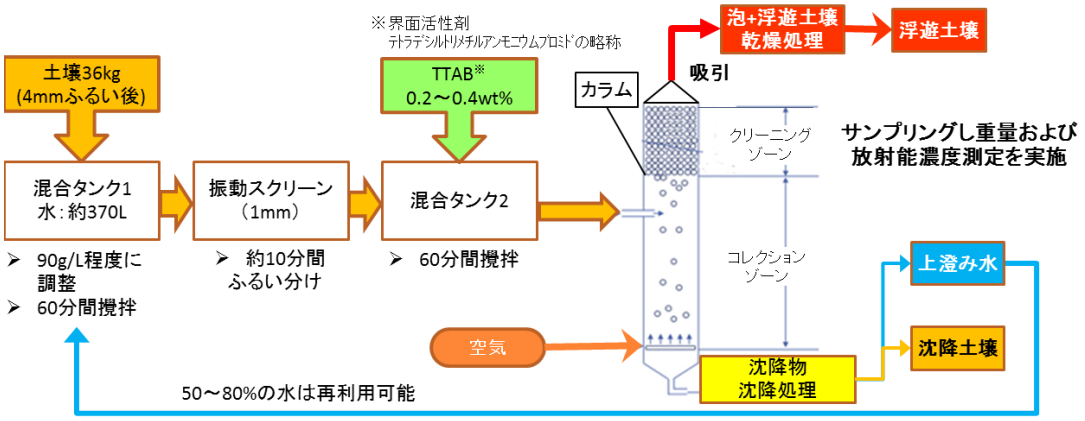


図 1　泡浮遊選考の試験フロー

【試験目標】

Cs によって汚染された土壌について泡浮遊選鉱を行い、減容率は 1/7、Cs 除去率は 90%を目指す。ここで減容率は浮遊土壌の乾燥重量を混合タンク 1 中の土壌の乾燥重量で除した値とし、Cs 抽出率は浮遊土壌中の Cs 放射能をカラムへ投入した土壌中の Cs 放射能で除した値とする。

【期待される効果】

熱処理、強酸等を用いた化学処理等の必要がないため、土壌中の有機質を破壊することなく汚染された粘土粒子を濃縮して取り出すことが可能であることから、除去土壌の減容に加え、土木資材や農業などへの再生利用も可能になると考えられる。

実証試験の結果：

図 2 に示す通り、泡浮遊選鉱にて粒径ピーク 7～8μm の細かな粒子が回収できた。また、**表 1** に示す通り、TTAB 投入量 0.21%～0.8%の条件において、カラムに投入した土壌に対する泡浮遊選鉱での Cs 抽出率が約 40%という結果が得られた。減容率と Cs 抽出率の計算例を示す。**図 2** の試験(宅地土壌 1、TTAB 投入量 0.80%)ではカラムに投入した土壌懸濁液は 18L、土壌懸濁液の土壌の乾燥重量密度は 30.1g/L、1mm スクリーニングでの除去率 20wt%、浮遊土壌中の土壌乾燥重量は 177.9g であった。よって、減容率=177.9/(30.1×18×1.2)~1/3.6 である。また、カラムに投入した懸濁液中の Cs 放射能濃度が 1,777Bq/L、回収した泡中の Cs 放射能は 13,506Bq であったことから、Cs 抽出率=13,506/(1,777×18)=0.422=42.2%となる

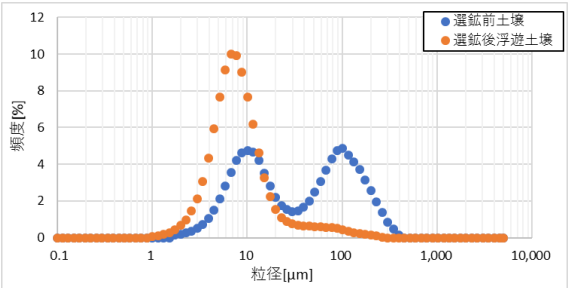


図 2　原土と回収した浮遊土壌の粒子径分布

表 1　泡浮遊選鉱試験結果のまとめ

土壌種類	TTAB 投入量[%]	減容率	Cs 抽出率 [%]	原土 Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	浮遊土壌 Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	沈降土壌 Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	除染係数 DF
宅地 1	0.21	1/7.4	41.2	136,000	302,000	76,000	1.8
宅地 1	0.80	1/3.6	42.2	108,000	76,000	31,000	3.5
宅地 2	0.30	1/7.2	42.2	178,000	256,000	64,000	2.8
宅地 2	0.57	1/5.7	44.8	210,000	402,000	143,000	1.5

減容等の評価：

除去土壌の減容率 1/3.6～1/7.4、除去土壌中の全 Cs 放射能に対して泡浮遊選鉱による抽出率 41.2～44.8%であった。Cs 抽出率を向上させるのため、比較的大きい粒子に付着している粘土粒子を効率よく分散させるためカラム投入前の適切な攪拌が必要である。

作業員被ばく量評価：

ふるい作業時の被ばく線量が高くなったことから、作業の自動化等を図る必要がある。

コスト評価：

前後処理を含めた処理単価：9,520 円/t

歩掛り（作業人工、作業速度）：

0.06 人工/t、浮遊選鉱での土壌処理量 10t/h

コスト評価条件：

8 時間/日、年間 260 日プラントを操業し処理期間 5 年と想定した。前処理として泡浮遊選鉱前の土壌分別工程、後処理として泡浮遊選鉱後の土壌脱水工程を含む。

作業における安全上の注意：

安全上のリスクとして、微粒子土壌と界面活性剤の取り扱いがあるが、適切な保護具を着用することによりリスク低減を図る。

試験場所（住所）：

福島県双葉郡大熊町

除去物保管場所と保管状況：

土壌は元のフレコンバッグに戻し、廃水は保管管理者に回収を依頼し、適切に処理した。

１．試験の目的

（１）背景と取組み

除染によって生じた土壌は、一時保管ののち中間貯蔵施設で貯蔵される。保管場所確保の観点から、除去土壌は可能な限り減容することが望ましい。減容のため、土壌中の粘土を抽出し、除去土壌から放射性 Cs(以下 Cs)を除去することが必要である。ただし Cs はフィロケイ酸塩粘土粒子中に付着しており、熱処理や強酸を用いた化学処理を用いないと Cs の除去は難しい。

土壌中の有機質を破壊することなく、汚染された粘土粒子を濃縮して取り出すことができれば、除去土壌の減容に加え、除去土壌の農業分野での再生利用も可能になると考えられる。

現在フランスにおいて、2011 年から 2018 年までの計画で「DEMETERRES」という国家プロジェクトの下、微粒子泡浮遊選鉱技術を用いた汚染土壌修復プロセスの開発がフランス原子力・代替エネルギー庁（以下、CEA と記す)、AREVA 社、VEOLIA 社によって進められている。この技術は、Cs が吸着した粘土粒子を不活性な界面活性剤を用いた泡浮遊選鉱にて抽出する。熱処理、強酸等を用いた化学処理等を必要とせず Cs が吸着したフィロケイ酸塩粘土粒子を直接抽出するため、除染後の土壌が再生利用可能となるようなプロセスであり、本実証事業の目的である除去土壌等の減容・再生利用等の促進に資する技術であると考えられる。

（２）提案技術の目的

Cs によって汚染された土壌(8,000Bq/kg 超)について、熱処理や酸による化学処理を必要としない、微粒子泡浮遊選鉱技術を用いた修復プロセスを実証する。従来の浮遊選鉱技術の粒子選択性は対象粒子サイズのみに依存していたが、本実証事業で用いる微粒子泡浮遊選鉱技術では、粒子サイズ選択性と電荷選択性との相互作用により粘土粒子を抽出する。一方、沈降した土壌については、農作物(小麦)栽培に利用可能であることがフランスでの試験で確認されている。本実証事業では実際の除去土壌を用いた試験を行い、今回用いる試験装置の効率を評価する。また、実用化にあたっての課題を抽出し、その対応策を検討・評価する。

（３）成果目標

Cs によって汚染された土壌について、減容率 VRF は 1/7、Cs 抽出率 1 は 90%を目指す。減容率 VRF と Cs 抽出率 1 の定義を以下に記す。

- 減容率 VRF(Volume Reduction Factor)
  減容率 VRF は、泡浮遊選鉱にて得られた泡中の土壌乾燥重量を、投入土壌の乾燥重量で除した値である。

- Cs 抽出率 1
  Cs 抽出率 1 は、泡浮遊選鉱にて得られた泡中の土壌の Cs 放射能を、泡浮遊選鉱前の土壌の Cs 放射能で除した値である。

２．試験の内容

（１）試験のフロー

試験の全体手順を**図 2-1** に示す。

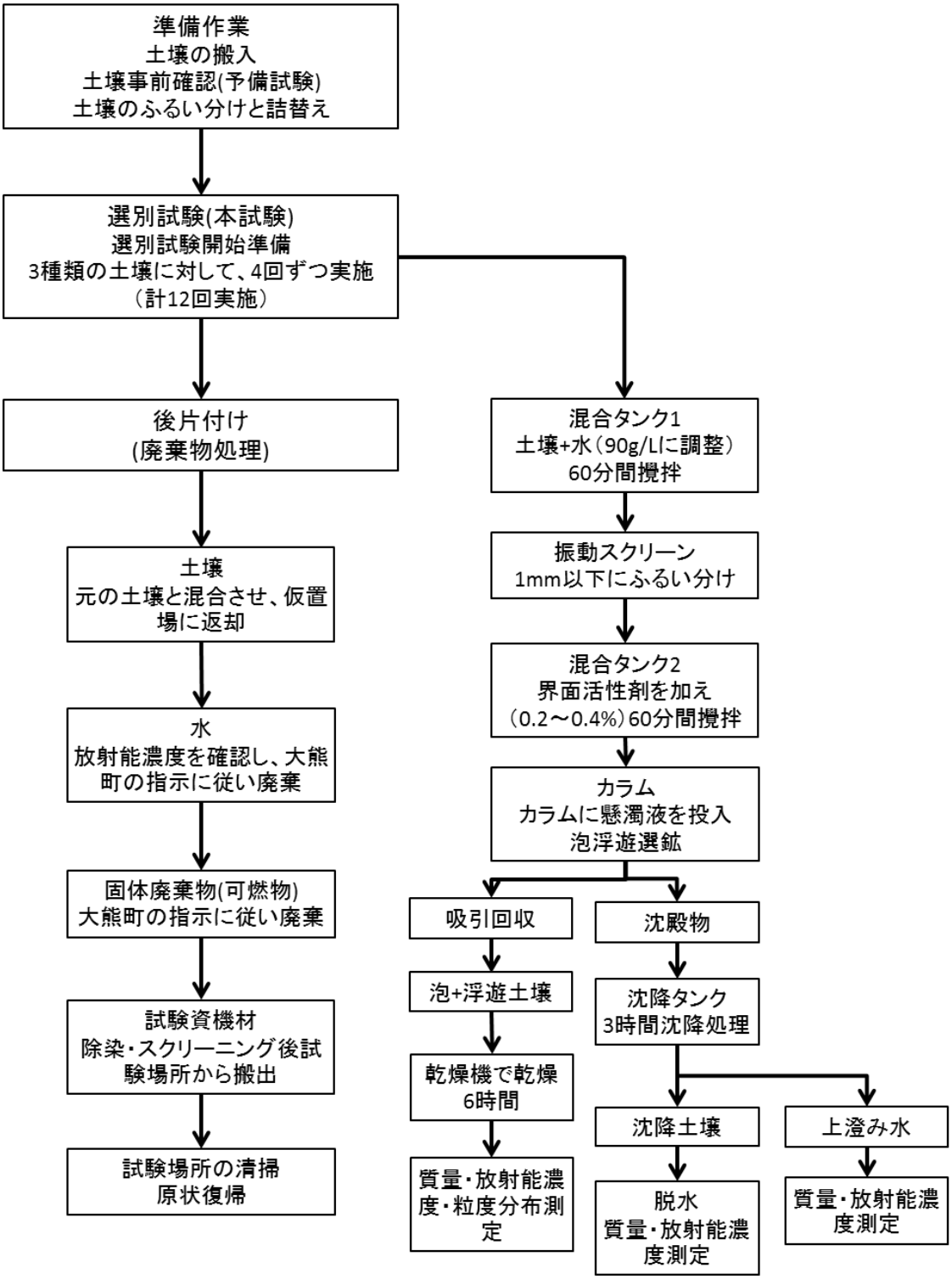


図 2-1　試験の手順

（２）使用する設備、機器

①試験装置ｉＤ２０の概要

試験装置 iD20 の主要系統と外観を**図 2-2** と**図 2-3** に示す。

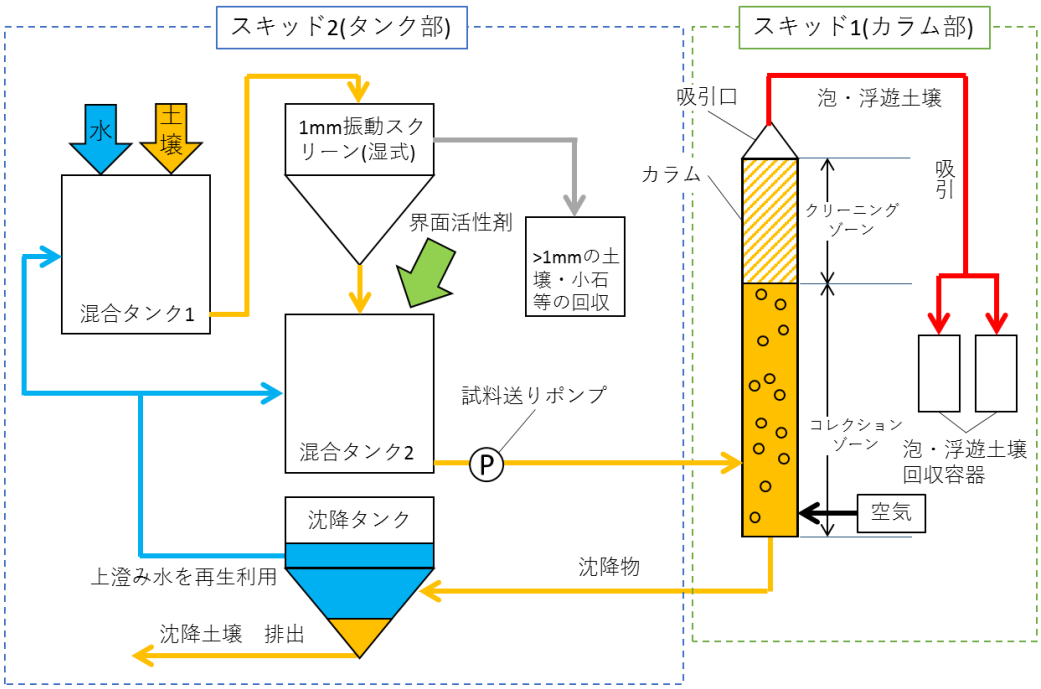


図 2-2　試験装置「iD20」　主要系統

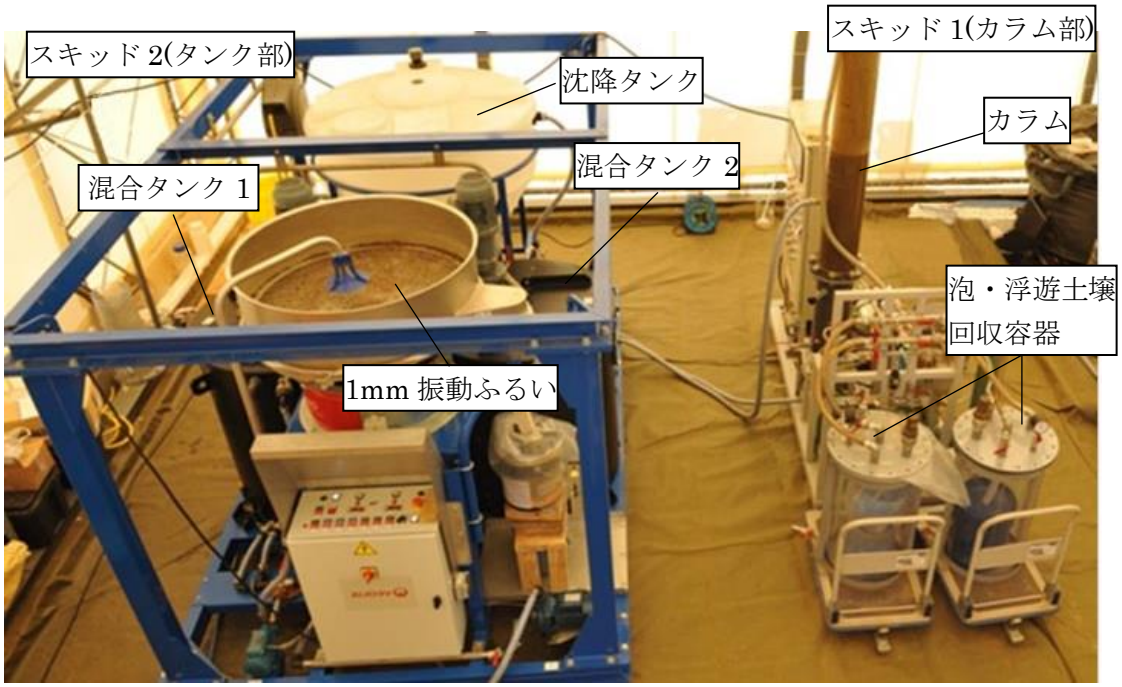


図 2-3　試験装置「iD20」全体外観

②試験装置ｉＤ２０による泡浮遊選鉱の原理

泡浮遊選鉱の原理を以下**図 2-4** に示す。

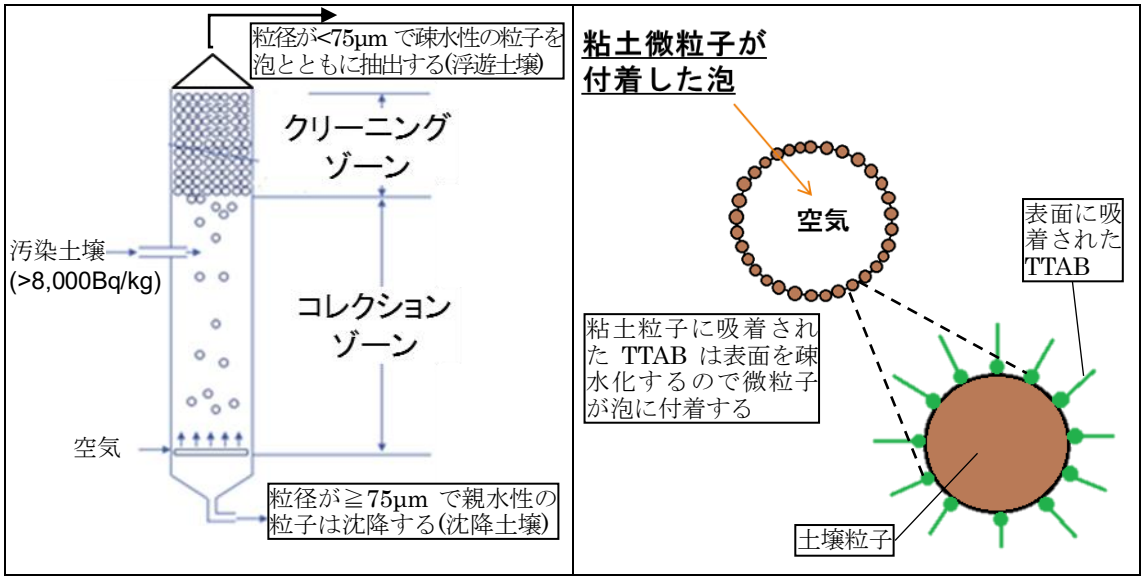


図 2-4　試験装置「iD20」による泡浮遊選鉱の原理

粘土粒子は、投入した空気泡への付着によって選択的に抽出される。サイズ選択性と電荷選択性が互いに作用し合い、カラム内で生成された安定した泡に移る。 サイズ選択性のみに基づいて行われてきたこれまでの実証試験とは異なる。

３．試験の結果

（１）土壌準備

①試験用土壌の選定

本実証事業で手配したフレコンバッグ一覧を**表 3-1** に示す。

表 3-1　手配したフレコンバッグ一覧

No.	発生場所		1cm 表面線量率 コリメータ有	測定日
1	電話中継基地局（宅地扱い）	大熊町　A 地点	2.05 μSv/h	2017/9/21
2			2.10 μSv/h	2017/9/21
3	農地	大熊町　B 地点	5.04 μSv/h	2017/9/8
4			3.69 μSv/h	2017/9/8
5		大熊町　C 地点	2.70 μSv/h	2017/8/23
6			2.30 μSv/h	2017/8/23
7			2.53 μSv/h	2017/8/23
8	宅地	大熊町　D 地点	4.30 μSv/h	2017/10/3
9			7.53 μSv/h	2017/10/3
10			4.60 μSv/h	2017/10/3

本試験に先立ち、外観(土壌の色)、土壌の Cs 放射能、泡立ち量、泡の色、泡への Cs 放射能移行量の 5 項目を確認する予備試験を行った。

予備試験にて試験用として No.7、8、10 の 3 種類の土壌を選定し、試験装置「iD20」を用いて浮遊選鉱試験を行った。

②試験用土壌のふるい作業

前述の 3 種類の土壌に対して 3 種類のふるい作業を行い、作製した土壌を便宜上土壌 A~C と区別した。作製した各土壌の Cs 放射能濃度を**表 3-2** に示す。

土壌 A：電動ふるい機による 4mm 以下の土壌

土壌 B：手作業による 2mm 以下の土壌。(フレコンバッグから採取した土壌を乾燥させた後直接 2mm ふるい処理を行っている。)

土壌 C：土壌 A と、土壌 A 作製時に発生した 4mm 超の土壌を再度ふるうことにより得られた 4mm 以下の土壌を、土壌 No.8 については 1:1 の割合で、土壌 No.10 については 4:1 で混合した土壌

表 3-2　作製した土壌の Cs 放射能一覧[Bq/kg]

	A	B	C
No.7	76,000	－	－
No.8	106,000	108,000	136,000
No.10	210,000	149,000	116,000

（２）選別試験

①データ分析方法

１．（３）で述べた減容率 VRF と Cs 抽出率 1 に加え、以下の値で結果を評価した。

・ Cs 抽出率 2

Cs 抽出率 2 は、泡浮遊選鉱にて得られた泡中の土壌の Cs 放射能を、泡浮遊選鉱前の土壌中の浮遊可能な粒子が有している Cs 放射能で除した値である。

・ 除染係数 DF(Decontamination Factor)

除染係数 DF は、混合タンク 1 の Cs 放射能と、本装置で処理後沈降タンクにて沈降した土壌(沈降土壌)の Cs 放射能の割合とした。

また、粒子選択性や土壌の Cs 放射能と土壌粒度分布との関連性を確認するため、土壌の粒度分布測定も行った。

②土壌Ｎｏ．７Ａ

土壌 No.7A の試験結果を以下に示す。

表 3-3　土壌 No.7A の泡浮遊選鉱試験

土壌種類（試験日）	TTAB 投入量[%]	土壌 No.7A の Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	沈降土壌の Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	泡高さ [cm]	減容率 VRF	Cs 抽出率 1 [%]
7A (10/30)	0.27	76,000	20,550	40	1/2.1	36.7
				60	1/2.2	39.8
				70	1/2.4	41.0
7A (11/1)	0.16		28,090	40	1/9.8	6.58
				60	1/8.1	6.23
				70	1/9.6	6.32
				90	1/9.3	6.90

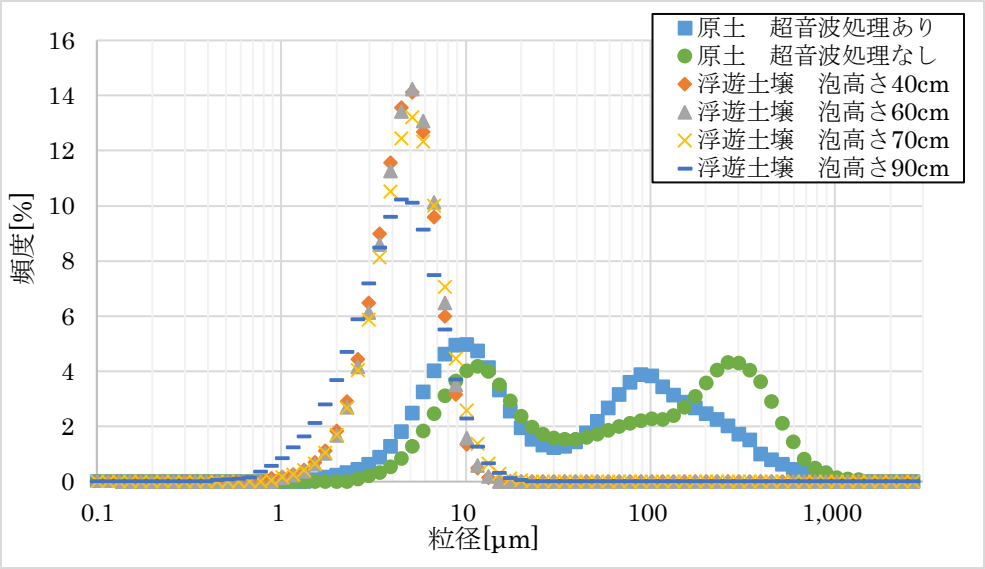


図 3-1　土壌 No.7A の粒子径分布

図 3-1 から、泡は粒子径 7.5μm にピークを持つ粘土(フィロケイ酸塩粒子)に対し優れた選択性を示すことが確認できた。一方、減容率は 1/2 程度という低い結果となった。これは、土壌中の粘土割合が約 50%と非常に高く、粘土以外の Cs 吸着粒子(粘土・フミン混合物等腐植物質、酸化第一鉄)も多く含んでいたからだと考えられる。

③土壌Ｎｏ．８

土壌 No.8A と 8B については Cs 放射能の粒子径に対する分布を測定した。土壌 No.8A は Cs 放射能の 53%が 75μm 未満の土壌(重量割合 25%)に含まれていた。これは、水中で放出されたフィロケイ酸塩微粒子に Cs が存在していることおよび、Cs 放射能の 47%が 75μm 以上の砂粒等のより大きな粒子に付着しており浮遊不可であることを意味する。

土壌 No.8B は Cs 放射能の 65%が 75μm 未満の土壌(重量割合 38%)に含まれてい

た。土壌 No.8C については Cs 放射能分布は測定していないが、75μm 未満の土壌に含まれる Cs 放射能は土壌 No.8A の 53%より多いと考えられる。**表 3-4** に試験装置 iD20 で実施した土壌 No.8 に対する泡浮遊選鉱試験の結果のまとめを示す。

表 3-4　土壌 No.8 の浮遊選鉱試験の結果まとめ

土壌種類(試験日)	TTAB 投入量 [%]	泡高さ [cm]	減容率 VRF	Cs 抽出率 1 [%]	75μm 未満の粒子中の Cs 放射能割合	Cs 抽出率 2 [%]	除染係数 DF
8A (10/31)	0.13	20	1/60	6.40	53	12.0	2.9
8A (11/2)	0.21	40	1/6.8	27.7	53	52.2	1.7
		60	1/7.8	27.2		51.3	
		70	1/7.8	26.6		50.2	
8C (11/6)	0.21	60	1/11	1サイクル目 20.2	>53※1	38.1※2	–
		60	未測定	2サイクル目 21.0		39.6※2	
		–	1/7.4	合計 41.2		77.7※2	1.8
8B (11/9-10)	0.25	60	1/34	7.00	65	10.8	3.5
	0.52	60	1/18	18.1		27.8	
	0.80	60	1/3.6	42.2		64.6	

※1：土壌 No.8A 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合が 53%であるため、土壌 No.8C 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合は 53%より高いと考えられる。

※2：土壌 No.8C 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合を 53%とした場合の値

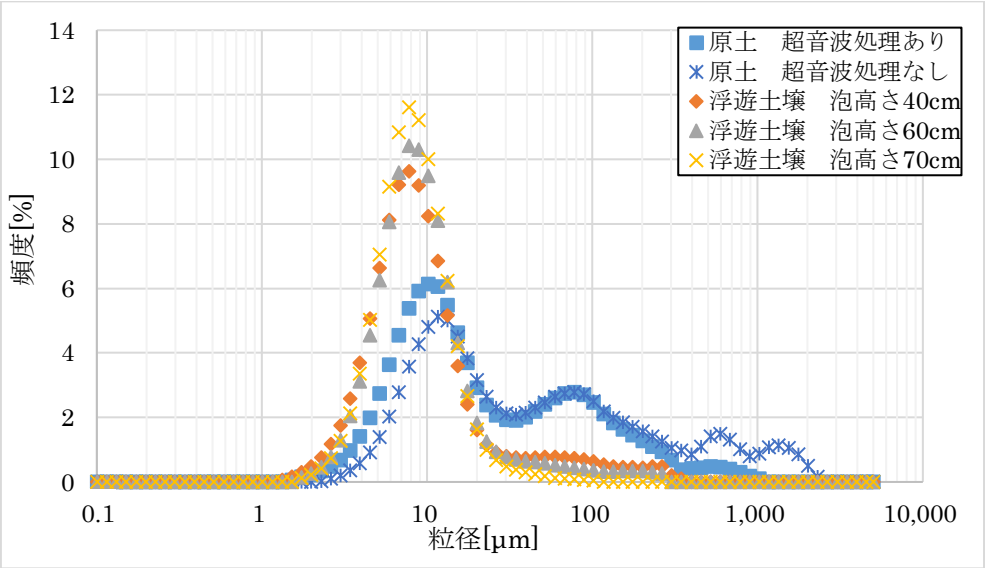


図 3-2　土壌 No.8A の粒子径分布

泡高さ 70cm の条件時に微粒子選択性が高くなっていることがわかる。減容率 VRF と Cs 抽出率 1 を総合的に見た場合、最良の結果は土壌 No.8B で減容率 VRF が 1/7.4

かつ Cs 抽出率 1 が 41.2%、土壌 No.8C で減容率 VRF が 1/3.6 かつ Cs 抽出率 1 が 42.2%であった。土壌 No.8B でこの結果を達成したとき TTAB 投入量は 0.8%であり、Cs 抽出率 2 は約 65%に達した。つまり、約 65%のフィロケイ酸塩が浮遊したということである。これを浮遊選鉱 1 サイクルで達成することができた。除染係数 DF は、土壌 No.8B で 1.8、土壌 No.8C で 3.5 であった。

④土壌Ｎｏ．１０

表 3-5 に試験装置 iD20 で実施した土壌 No.10 に対する泡浮遊選鉱試験の結果のまとめを示す。

表 3-5　土壌 No.10 の浮遊選鉱試験の結果まとめ

土壌種類 (試験日)	TTAB 投入量 [%]	減容率 VRF	Cs 抽出率 1 [%]	75μm 未満の粒子 中の Cs 放射能割合	Cs 抽出率 2 [%]	除染係数 DF
10C (11/04)	0.30	1/7.2	42.2	>58※1	72.8※2	2.8
10B (11/8)	0.20	1/16	1サイクル目 14.0	63	22.2	未測定
		未測定	2サイクル目 6.97		11.1	
		1/12	合計 21.0		33.3	
10C (11/11)	0.40	1/6.2	27.0	>58※1	46.6※2	1.3
10C (11/12)	0.20	1/26	1サイクル目 10.0	>58※1	17.2※2	1.6
		未測定	2サイクル目 10.1		17.4※2	
		1/13	合計 20.1		34.7※2	
10B (11/13)	0.20	1/37	1サイクル目 8.00	63	12.7	2.5
		未測定	2サイクル目 10.3		16.3	
		1/18	合計 18.3		29.0	
10B (11/16)	0.19	1/8.3	24.4	63	38.7	未測定
		1/12	3サイクル 合計 25.0		39.7	
10A (11/18)	0.57	1/5.2	44.8	58	77.2	1.5

※1：土壌 No.10A 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合が 58%であるため、土壌 No.10C 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合は 58%より高いと考えられる。

※2：土壌 No.10C 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合を 58%とした場合の値

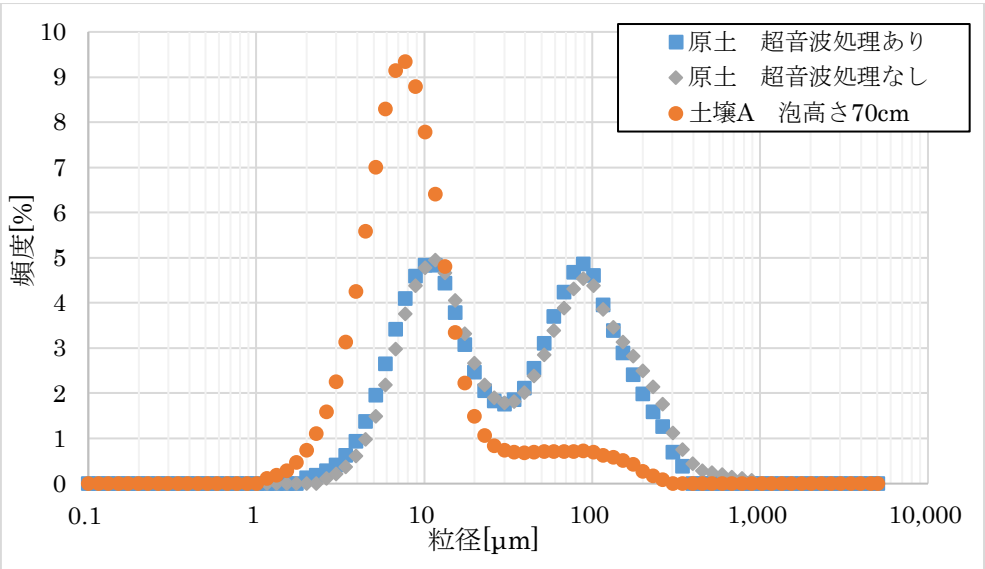


図 3-3　土壌 No.10A の粒子径分布

土壌 No.7 や土壌 No.8 と同じく、高い微粒子選択性を有していることがわかる。減容率 VRF と Cs 抽出率 1 を総合的に見た場合、最良の結果は土壌 No.10A で減容率 VRF が 1/5.7 かつ Cs 抽出率 1 が 44.8%、土壌 No.10C で減容率 VRF が 1/7.2 かつ Cs 抽出率 1 が 42.2%であった。土壌 No.10A でこの結果を達成したとき TTAB 投入量は 0.57%であり、Cs 抽出率 2 は 77.2%に達した。つまり、約 77%のフィロケイ酸塩が浮遊したということである。これを浮遊選鉱 1 サイクルで達成することができた。除染係数 DF は、土壌 No.8B で 1.5、土壌 No.8C で 2.8 であった。

4．試験結果の評価

（1）技術の評価

試験結果の中で高い Cs 抽出率が得られたものを**表 4-1** に示す。

表 4-1　土壌 No.8 と土壌 No.10 の試験結果まとめ

土壌種類	TTAB 投入量 [%]	減容率 VRF	Cs 抽出率 1 [%]	Cs 抽出率 2 [%]	原土 Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	浮遊土壌 Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	沈降土壌 Cs 放射能濃度 [Bq/kg]	除染係数 DF
8C	0.21	1/7.4	41.2	77.7※	136,000	302,000	76,000	1.8
8B	0.80	1/3.6	42.2	64.9	108,000	76,000	31,000	3.5
10C	0.30	1/7.2	42.2	72.8※	178,000	256,000	64,000	2.8
10A	0.57	1/5.7	44.8	77.2	210,000	402,000	143,000	1.5

※　土壌 No.8C および土壌 No.10C 中の 75μm 未満の粒子に含まれる Cs 放射能の割合が土壌 No.8A および土壌 No.10A と同じである場合の値

TTAB 投入量 0.2%～0.8%の条件で減容率は 1/3.6～1/7.4 であった。全 Cs 放射能に対する抽出率(Cs 抽出率 1)が 40～45%、浮遊可能な Cs 放射能に対する抽出率(Cs

抽出率 2)が 65～77%であった。装置全体での除染係数 DF は 1.5～3.5 であった。泡中に回収された土壌の粒子径ピークはいずれの土壌でも 7～8μm であり、泡浮遊選鉱技術が高い粒子選択性を持つことを示された。

沈降タンク中の上澄み水の Cs 放射能については、土壌 No.8 で 300Bq/L 未満、土壌 No.10 で 900Bq/L 未満であり、0.4μm のフィルターでろ過処理を行うといずれの土壌も Cs 放射能は検出限界未満となった。これらの上澄み水は泡浮遊選鉱処理へ再利用可能であり、廃水発生量の低減が期待される。

（２）コストの評価

泡浮遊選鉱の処理量 100m³/h(土壌 10t/h)、1 日 8 時間で年間 260 日プラント操業、処理期間 5 年とした場合泡浮遊選鉱前の土壌分別、泡浮遊選鉱後の脱水処理を含めた一連プロセスのコストは運転に係る人件費を含めて約 9,520 円/t と試算された。

また、前処理～泡浮遊選鉱～後処理までの総合処理プラントを考えた場合必要な面積は 150m×50m 程度だと考えられる。

（３）安全性の評価

安全上のリスクとして、微粒子土壌と界面活性剤の取り扱いがあるが、適切な保護具を着用することによりリスク低減を図る。事前準備のふるい作業時の被ばく線量が高くなったことから、遠隔操作による作業自動化等を図る必要がある。

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

本実証事業では、Cs によって汚染された土壌について、泡浮遊選鉱技術を用いた修復プロセスを実証した。農地土壌 1 種類、宅地土壌 2 種類について泡浮遊選鉱試験を行い、宅地土壌 2 種類について減容率は 1/3.6～1/7.4、Cs 放射能の抽出率が 40～45%という結果を得た。試験装置全体での除染係数 DF は 1.5～3.5 であった。土壌の Cs 放射能が 28,000Bq/kg 未満の場合、本技術により土壌を 8,000Bq/kg 未満まで除染することが可能であると考えられる。泡中に回収された土壌の粒子径ピークはいずれの土壌でも 7～8μm であり、高い粒子選択性が示された。泡浮遊選鉱後の上澄み水の Cs 放射能は最高でも 900Bq/L 程度で、0.4μm のフィルターを用いたろ過処理により検出下限値未満となった。これは Cs が水中に溶出していないことを示しており、再生利用可能性が高いことが示された。産業規模プラントのコストを試算したところ、泡浮遊選鉱の前処理、後処理を含め土壌 1 トンあたり 9,520 円であった。

（２）今後の課題

除染効率や Cs 抽出率をさらに向上させるため、浮遊選鉱可能な粘土量の増加させることや、土壌懸濁液中の粘土を最大限分散させることが課題として上げられる。

対策として、浮遊選鉱前の懸濁液の適切な攪拌や、懸濁液に超音波照射を行い粘土の分散を促進させること等が考えられる。これらの対策はスケールアップ試験(パイロット規模での試験)で有効性の検証が必要である。

実施代表者：鹿島建設（株）
実証テーマ名： 磁気分離・マイクロバブル浮選を用いた放射性 Cs 含有細粒分の分離による減容技術の検証
概要： 減容化の対象となる 2～8 万 Bq/kg の除去土壌 C は、その 8 割超が農地の土壌であり、微粒分の多い粘性土である。これらの粘性土に含まれる粘土のうち、磁場内で磁化される性質を持つ 2:1 型粘土に放射性の Cs が吸着していることが知られているが、粘土は通常の凝集沈殿では分離しにくい。そこで、近年開発された磁気分離装置を用いて 2:1 型粘土のみを選択して捕捉し、さらにマイクロバブルによる浮選を行うことでこの粘土を効率よく回収し、減容化するシステムの構築を目指した。ただし、農地の土壌は約 1 割の有機分を含んでいるため、いわゆる団粒化を起こし土粒子の分離が難しい。このため、本試験では磁気による 2:1 型粘土の選択的な捕捉、およびマイクロバブルを用いた浮選による「固液の分離と粘土の回収」が技術的に可能であることを確認し、大型の実用化システムに向けた具体的な課題を抽出する
実施内容：1. 対象とする土壌の基本性状の把握 2. 磁気分離による 2:1 型粘土の選択的捕捉の確認 3. マイクロバブルによる浮選を用いた固液分離の確認 4. 実用化の可能性検討とそのための具体的課題の抽出

技術概要：

１．磁気分離（MS：Magnetic Separation）

粘土鉱物は、主として 1:1 型と 2:1 型に大別され、Cs は 2:1 型に強く吸着固定されると言われている。1:1 型は反磁性であるのに対して、2:1 型が常磁性であるため、強い磁場を利用することで流体中に分散している粒子に磁気力を発生させることにより、超電導磁石中の磁場空間に設置した磁気フィルターに選択的に 2:1 型粘土が捕捉分離できる（**図 1**）

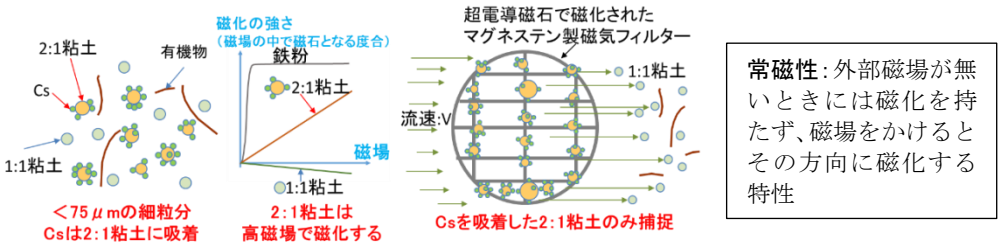


図 1　磁気分離による放射性 Cs を吸着した土粒子の選択的分離の原理

２．マイクロバブル浮選

（MBF：Micro Bubble Floatation）

通常の微細土粒子の固液分離法では、固体を沈降分離させるに対して、水槽内下部から発生させるマイクロバブルにより、泥水に含まれる微細土粒分を連行浮上させる。親水性である土粒子表面を界面活性剤により疎水性にすることで、マイクロバブルへの付着を可能とする。（**図 2**）。

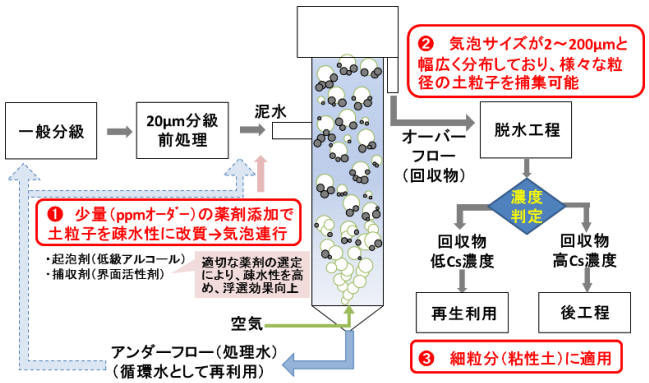


図 2　マイクロバブル浮選の概要

実証試験の結果：

１．磁気分離

2:1 型粘土鉱物である市販バーミキュライトを用いた室内試験で適切な流速や磁気フィルター仕様を見極めた後、福島県の農地で採取した土壌 5 種類を用いた泥水（液固比 100）による試験を実施し以下の結果を得た。

・適切な泥水流速（3～18cm/s）および磁気フィルター仕様
・実機想定の超伝導磁石による最大捕捉量（20μm 未満で 7.7kg、20～75μm で 25.0kg）
・磁気フィルターによる 2:1 型粘土の捕捉率（20μm 未満で 62%、20～75μm で 76% ）
・投入土の放射能濃度に対する通過土の放射能濃度の低減率（除去率）（最大値は 67%）

課題は、有機物に起因した 2:1 型粘土と 1:1 型粘土等の凝集を解砕する前処理技術の確立による 2:1 型粘土の捕捉率と除去率の向上である。

２．マイクロバブル浮選

室内試験で最適薬剤を選択した後、福島県の農地から採取した土壌 5 種類に対し、小型水槽（φ200、H2,000、60L）による試験を実施した結果、以下の条件で十分な性能を発揮することを確認した。

・薬剤量 : 200～300ppm ・液固比 : 100～200 ・空気流量 : 3L/min ・泥水流量 : 1L/min
・前処理として薬剤投入後 5 分間静置し凝集沈殿させ、その上澄み液を MBF に投入

続いて実施した大型水槽（φ600、H2,000、540L）試験でも、小型水槽試験と同じ水槽容積に対する泥水流量比で性能を発揮することを確認した。

課題は、薬剤による排水中 BOD の増加抑制と処理能力のさらなる向上である。

３．全体システムフローの提案

分級点 75μm で分級された泥水に対し、サイクロンを用いて分級点 20μm で分級した後、20μm 未満と 20～75μm の分画に対し MS を行い、20μm 未満の 1:1 型粘土を含む MS 通過泥水を MBF により固液分離を行う全体システムフローを基本的提案とした。MS については、想定実機ベースでの性能確認と磁気フィルターに捕捉された土粒子の回収法の実証が課題である。

減容等の評価：2～8 万 Bq/kg の粘性土除去土壌の細粒分 153 万 m^3 に対して、8,000Bq/kg 以下となる土壌が 52 万 m^3 と試算された。（課題の解決及び土壌性状の想定を前提とする）	
作業員被ばく量評価：実証試験において作業場所平均空間線量率 0.13μSv/h、作業員最大被ばく量40μSv（実働 29 日間）	
想定実機コスト評価：推算値は 8.1 万円/m^3 となった。	想定実機歩掛り（作業人工、作業速度）：運転員約 90 名、処理能力：前処理に必要な 75μm 分級洗浄ベースで 100m^3/h
コスト評価条件：10 年稼働（280 日/年、10h/日）、20μm 分級サイクロン 90 台、アルカリ洗浄薬剤、MS 装置（φ1m・L1m・5T）240 台、MBF 装置（φ1.5m・H5m）432 台、MBF 用薬剤、後処理設備、建屋関連費、並びに運転・維持管理費を含む。	
作業における安全上の注意：粉じん防護マスク、保護メガネ、ゴム手袋を使用した。	
試験場所（住所）：大阪大 京都大、福島県富岡町	除去物保管場所と保管状況：福島県内採取土壌（約 800kg）は、試験終了後除去土壌として処分した。

１．試験の背景・目的

環境省分類の除去土壌 C（2～8 万 Bq/kg）では、粘性土の 75μm 分級後細粒分（75μm 未満）153 万 m^3 に対して、放射性 Cs 濃度の高い土壌と低い土壌に選別し、後者を再生利用するための新技術として物理処理による減容化の検討が重要である。

これに対し、「磁気分離（Magnetic Separation）」（以下、MS）と「マイクロバブル浮選（Micro Babble Floatation）」（以下、MBF）を活用することにより、放射性 Cs を吸着している土粒子を効率的に選別分離することで除去土壌の減容化につながるシステム構築の可能性を検討することを目的とする。

２．技術概要

【MS】粘土鉱物は、主として 1:1 型と 2:1 型に大別され、Cs は 2:1 型粘土に強く吸着固定される。1:1 型粘土は反磁性で、2:1 型粘土が常磁性であるため、強い磁場を利用することで流体中に分散している粒子に磁気力を発生させることによる磁気分離が可能となる。具体的には、超電導磁石中の磁場空間に土粒子を含有する泥水を通水すると、そこに設置された磁気フィルターに選択的に 2:1 型粘土が捕捉されることになる。

【MBF】通常の微細土粒子の固液分離法では、固体を沈降分離させるのに対して、水槽内下部から発生させるマイクロバブルにより、泥水に含まれる微細土粒子を連行浮上させる。親水性である土粒子表面を薬剤により疎水性にすることで、マイクロバブルへの付着を可能とする。

３．試験内容

（１）試験手順

表 3-1～表 3-2 に、試験ステップ、試験土壌の性状を示す。

表 3-1　試験ステップ　（対象粒径：MS は 20μm 未満と 20～75μm、MBF は 20μm 未満）

	場 所	内　容	装置
MS1	大阪大研究室	市販バーミキュライト（2:1 型粘土鉱物）を用いた泥水に対し、最大捕捉量 1)と捕捉率 2)を把握	室温ボア径φ100 磁場強度 6T
MS2	富岡町	非除去土壌を用いて MS1 と同様に試験し、2:1 型粘土の捕捉分離性能と通過 1:1 型粘土の放射能濃度低減率を確認	室温ボア径φ110 磁場強度 5T
MS3	富岡町	除去土壌を用い前段で得られた結果を参考に設定した流速で、MS2 と同様の試験を実施	同上
MBF1	京都大研究室	非除去土壌を用いてバッチ式試験で最適な薬剤（種・量）を決定	φ 50 ×H 500
MBF2	富岡町	除去土壌を用いて連続式試験により液固比と泥水流量を変化させ、排水目標基準 3)を満たす条件を確認	φ200×H2,000
MBF3	海老名市	大型水槽の浮選機能を確認することで、実用化に向けた大型化実現性検討の基礎情報を取得	φ600×H2,000

注 1)最大捕捉量：磁気フィルターの最大捕捉可能量で、捕捉能力を超える試験量で試験する。
注 2)捕捉率：試験泥水中の全土粒子の内、磁気フィルターに捕捉される割合で、最大捕捉量を超えない程度の試験量で試験し、「捕捉量÷全量」として算出する。
注 3)排水目標基準：MBF 試験では固液分離の性能確認はアンダーフロー（処理水）の濁度を指標とした。目標濁度は、排水基準主要指標と濁度との関係を別途確認し 80 と想定した。

表 3-2　試験土壌の性状　（福島県内の農地で採取）

試験土壌		放射能濃度(Bq/kg)	粒径分布（含有率（%））			強熱減量（%-dry）	2:1 型粘土比率 1)	対象試験
			<20μm	20～75μm	<75μm			
非除去土壌	A	1,370	34	11	45	10	－	MBF1,2
	B	3,850	25	21	46	14	－	MBF1,2
	C	1,710	24	12	36	6	56	MS2/MBF1,2
	D	1,000	34	13	47	12	29	MS2
	E	1,020	42	22	63	9	57	MS2
除去土壌	F	14,600	29	21	50	16	57	MS3/MBF2
	G	19,870	25	7	32	8	33	MS3/MBF2

注 1)永久磁石を用いた測定による推定値。

試験手順を**図 3-1** に示す。小型装置等を用いた分級により必要粒径の土粒子を選別し、その後設定した液個比になるように泥水を作製した。有機物からの Cs 脱離、および有機物に起因する土粒子の凝集対策を目的としたアルカリ洗浄を試験ケースに応じて実施した後、MS あるいは MBF を実施し、選別分離された土粒子を乾燥させて重量や放射能濃度を測定した。

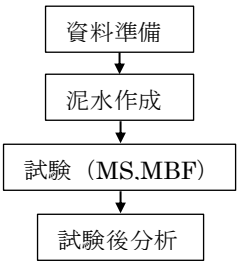
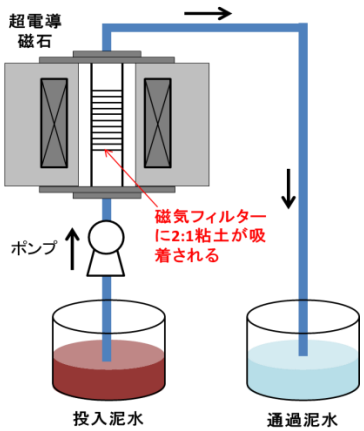


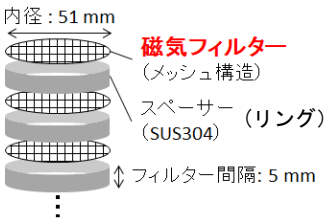
図 3-1　試験手順

（２）試験装置

MS 装置は、**図 3-2** に示す通り、超電導磁石の室温ボアにマグネステン製磁気フィルターをセットし、土粒子を吸着捕捉する。送水側ポンプの流量制御で、流速を設定し、通水完了後、磁場を落とし磁気フィルターを取出し洗浄し捕捉土粒子を回収する。

MBF 装置では、**図 3-3** に示す通り、泥水を円筒形水槽の上方水面下 1 に注入すると同時に、下部から空気を注入する。泥水はポンプで、空気はコンプレッサからそれぞれ流量計を介して送られ、送水量分だけのアンダーフロー（処理水）と細粒土粒子等を連行した泡状のオーバーフローが排出される。実用化で想定している MBF2、3 の連続式試験では、設定流量（泥水、空気）毎にアンダーフローの濁度が低減・安定化するまで MBF の運転を継続し一つのケースを完了させる。その後、流量制御装置で流量を変化させ、同様のプロセスを実施する。





試験	磁気フィルター仕 様
MS1	外径：54mm <20μm 用：90 ﾒｯｼｭ,線径 100 μm,50 枚 20～75 μm 用：20 ﾒｯｼｭ,線径 500 μm,50 枚
MS2 MS3	外径：94mm <20μm 用：90 ﾒｯｼｭ,線径 100 μm,50 枚 20～75 μm 用：20 ﾒｯｼｭ,線径 500 μm,38 枚

図 3-2 MS 試験装置概要

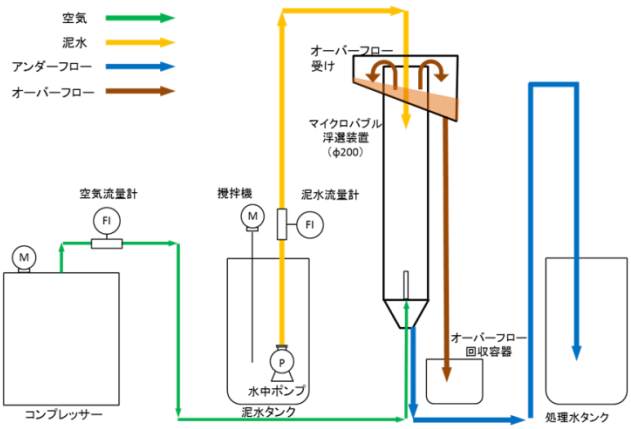


図 3-3　MBF 試験装置概要

4．試験結果

（1）MS 1

試験ケースを MS2、MS3 を含めて**表 4-1** に示す。

表 4-1　試験ケース(Case1-：最大捕捉量、Case2-：捕捉率)

Case	対象粒径（μm）	流速（cm/s）
1-1	<20	1.5
1-2		3.0
1-3		4.5
2-1	20～75	6.0
2-2		12.0
2-3		18.0

MS2 では左表と同様の試験を実施した。MS3 では流速は中央値のみとした。

図 4-1 に示すとおりバーミキュライト最大捕捉量は低流速なほど大きい。20～75μm では流速 6cm/s で全ケース中最大の 84.3g で、20μm 未満では最大 16.3g と少ない。磁気フィルター単位面積当たりの換算値は、20μm 未満で 0.011g/cm²、20～75 μm で 0.056g/cm² である。

捕捉率試験（**図 4-2**）では、近似計算と同様、流速が大きいほど捕捉率は小さい。また 20μm の分画では 20～75μm に比べて捕捉率が低く、20μm 未満、20～75μm に対して、それぞれ 62.4～74.2%、93.2～97.5%となった。

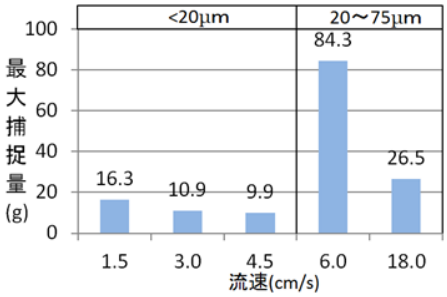
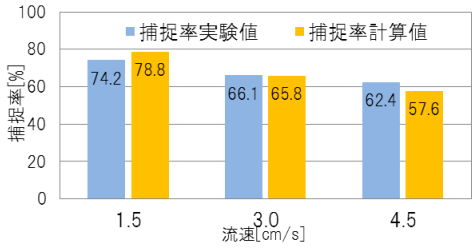


図 4-1　最大捕捉量試験結果



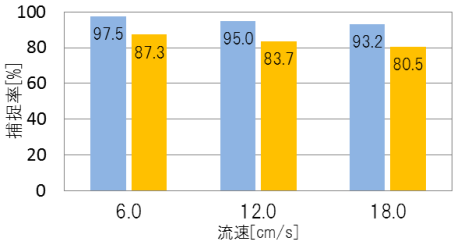


図 4-2　捕捉率試験結果（左： 20μm 未満、右：20～75μm）

（２）MS2、MS3

MS2 と MS3 の相違は除去土壌か否かだけであるので、両結果を合わせて整理する。

① 最大捕捉量試験結果

表 4-2 に示すとおり、MS1 の結果と比較すると、<20μm の土壌３種類の平均値はほぼ同等であるが、20～75μm については少なかった。

表 4-2　最大捕捉量確認試験結果

粒子径	土壌	捕捉量（g）	含水率（%）	乾燥重量（g）	単位面積当たり捕捉量（g/cm²）
<20μm	C	71.6	56	31.2	0.011
	D	86.2	49	44.0	0.016
	F	45.0	60	18.0	0.006
20～75μm	C	142.1	42	81.8	0.038
	D	136.9	37	86.2	0.040
	F	124.0	45	67.8	0.031

② 試験後の土粒子分析

磁気フィルターに捕捉された土粒子の重量割合、さらに捕捉と通過に分離された土粒子の 2:1 型粘土比率を永久磁石で測定した結果を**表 4-3** に示す。捕捉率は 20μm 以下で平均 38%、20～75μm で平均 53%となった。表に示す平均値から、物質収支を再整理すると**図 4-3** となる。2:1 型粘土の捕捉率は、20μm 未満では 62%（=21/34）、20～75μm では 76%（=31/41）であった。

表 4-3　捕捉率と物質収支（重量%）

	捕捉率		捕捉土中の 2：1 型粘土比率		通過土中の 2：1 型粘土比率	
	<20μm	20～75μm	<20μm	20～75μm	<20μm	20～75μm
C	29	64	57	61	10	23
D	46	58	43	62	34	18
E	52	52	47	51	23	18
F	30	47	63	60	26	27
G	35	45	61	57	21	23
平均	38	53	54	58	23	22

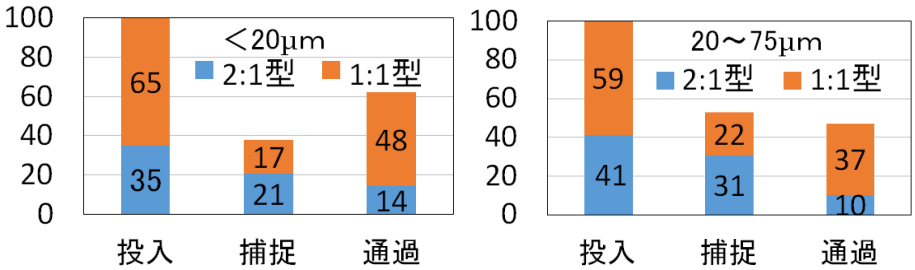


図 4-3　物質収支（重量%）

③ 除去率

捕捉側は放射能濃度が高く、通過側が低くなり、減容化では通過側濃度の低減が

重要な意味を持つ。従って、以下に示す除去率（(投入土放射能濃度－通過土放射能濃度）÷ 投入土放射能濃度）を算出し、MS の効果を評価した。**表 4-4** に結果を示す。比較的大きな値は土壌 C の 20～75μm であり、最大値は流速 18cm/s の 67%となった。他の土壌のケースでは、除去率が負になる事例もある。本来の目的である 2～8 万 Bq/kg の除去土壌の減容化につながる 80%以上には不足する結果となった。**図 4-4** に土壌 C、G を用いた試験における放射能濃度の変化を事例として示す。

表 4-4　除去率

	土壌	粒径					
		<20μm			20～75μm		
試料放射能濃度（Bq/kg）	C	6,900			4,370		
	D	3,360			1,250		
	E	3,240			1,550		
	F	29,200			24,700		
	G	65,400			48,000		
流速（cm/s）		1.5	3.0	4.5	6.0	12.0	18.0
捕捉放射能濃度(Bq/kg)	C	12,300	9,400	10,000	6,160	6,650	5,660
	D	3,090	4,670	3,460	1,470	1,360	1,580
	E	2,850	3,270	3,230	1,360	1,340	1,580
	F	—	38,300	—	—	29,400	—
	G	—	96,000	—		71,900	—
通過放射能濃度(Bq/kg)	C	6,480	5,380	6,220	3,130	1,530	1,450
	D	3,050	2,530	1,970	1,650	930	1,150
	E	2,200	2,210	1,840	1,620	1,460	1,520
	F	—	24,600	—	—	18,000	—
	G	—	55,200	—	—	31,400	—
濃縮倍率	C	1.8	1.4	1.4	1.4	1.5	1.3
	D	0.9	1.4	1.0	1.2	1.1	1.3
	E	0.9	1.0	1.0	0.9	0.9	1.0
	F	—	1.3	—	—	1.2	—
	G	—	1.5	—	—	1.5	—
除去率（%）	C	6.1	22.0	9.9	28.4	65.0	66.8
	D	9.2	24.7	41.4	-32.0	25.6	8.0
	E	32.1	31.8	43.2	-4.5	5.8	1.9
	F	—	15.8	—	—	27.1	—
	G	—	15.6	—	—	34.6	—

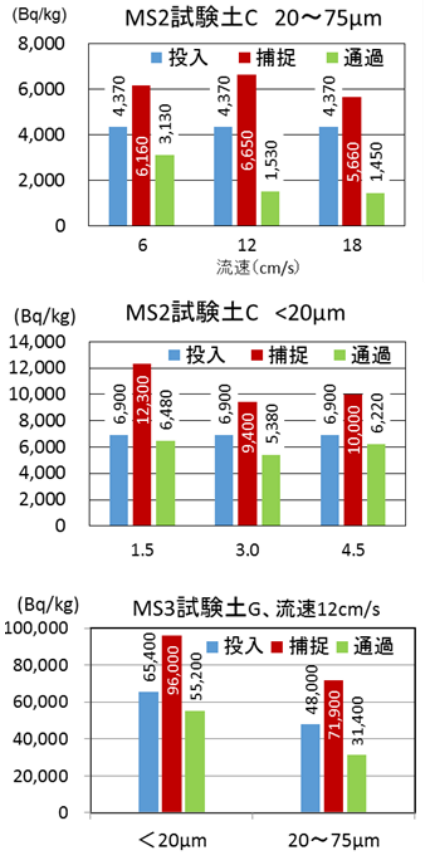


図 4-4　放射能濃度変化（抜粋事例）

（３）MBF1（室内バッチ式試験）

最初に最適な薬剤を選択する試験を行った。起包剤はノニオン系界面活剤と低級アルコールの混合物として固定し、捕収剤として 3 種類の界面活性剤を比較した結果、カチオン系界面活性剤の有効性が認められた。

選択した薬剤（添加量：濃度 200ppm）を用いて 3 種類の前処理条件に対して、原水液固比をパラメータとして実施した試験結果を**表 4-6** に示す。全ケースで目標値として設定したアンダーフローの濁度が 80 以下になった。また、アンダーフローの BOD、COD、SS、鉱油類（n-ヘキサン）、フェノールの化学分析を行った結果、いずれも目標値をほぼ満足した。これらの結果を踏まえ、MBF2、3 では当薬剤を用いて試験することとした。

表 4-6　MBF1 試験結果

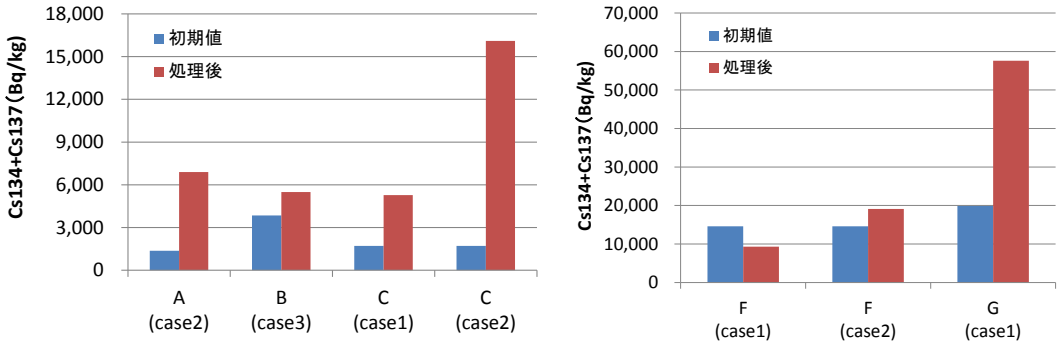
土壌		Case	原水 液固比	前処理 凝集沈殿	前処理 アルカリ洗浄	濁度
非除去土壌	A	1	156	有	無	1.8
		2		無	無	13.8
		3		有	有	0.4
		1	10	有	無	8.8
		2	100	無	無	5.6
		2	200	無	無	16.5
	B	1	500	有	無	16
		2		無	無	25.8
		3		有	有	17.5
		1	10	有	無	6.7
		2	100	無	無	4.9
		2	200	無	無	4.9
	C	1	196	有	無	8.5
		2		無	無	72.7
		3		有	有	4.5
		1	10	有	無	8.5
		2	100	無	無	9.4
		2	200	無	無	10.7

注）ハッチングケースについてアンダーフローの化学分析実施。

（４）MBF2（連続式試験）

MBF2 の試験結果を**表 4-7** に示す。凝集沈殿無のケースで目標濁度を達成できなかったケースがあるが、ほとんどのケースで目標濁度を達成した。また、土壌 G の Case3-3 のように標準の 2 倍の泥水流量でも目標濁度を達成できるケースもあった。

図 4-5 に示すとおり、１ケースを除き、放射能濃度は初期値（原土）より処理後（オーバーフロー中の土粒子）が想定どおり高くなった。アンダーフローでは、放射能は検出下限値（15Bq/kg）以下であった。また、オーバーフロー中の土粒子の強熱減量は、いずれのケースも原土より大きくなった。これは、マイクロバブルが土粒子と共に有機物を浮上させる効果があることが理由と考えられる。



（Case 番号は表 4-7 の Case 番号先頭を意味する）

図 4-5　原土と処理後の放射能濃度

表 4-7　MBF2 試験結果（抜粋）

土壌		Case	原水液固比	前処理 凝集沈殿	前処理 アルカリ洗浄	泥水流量 (L/min)	空気流量 (L/min)	濁度	薬剤濃度倍率
非除去土壌	A	1-2	150	有	無	1.0	3.0	5	1.5
		2-2	200	無	無	1.0	2.5	71	1.0
	B	1-2	170	有	無	1.0	3.0	25	1.0
		2-2	200	無	無	1.0	3.0	399	1.0
		3-2	80	有	有	1.2	3.0	16	1.5
	C	1-2	140	有	無	1.0	3.0	57	1.0
		1-3		有	無	2.0	3.0	104	
		2-3	200	無	無	2.0	3.0	18	4.0
		2'-1		無	無	3.7	3.0	35	
除去土壌	F	1-1	110	有	無	0.5	3.0	30	1.5
		1-2		有	無	1.0	3.0	55	
		2-1	780	無	無	0.5	3.0	22	1.0
		2-3		無	無	2.0	3.0	47	
	G	1-1	80	有	無	0.5	3.0	44	1.5
		1-2		有	無	1.0	3.0	77	
		1-3		有	無	2.0	3.0	120	
		2-1	200	無	無	1.0	3.0	130	1.5
		2-2		無	無	2.0	3.0	>500	
		2'-2	200	無	無	1.2	4.0	86	2.5
		3-2	100	有	有	1.0	3.0	32	0.5
		3-3		有	有	2.0	3.0	76	

（５）MBF3

まず、水道水で満たした試験水槽（**図 4-6**）に起泡剤のみを添加し、空気注入量や吹出し部の調整を行い、部分的な下降流は見られるものの全体としては十分な機能を発揮できるマイクロバブルの発生を確認した。試験は、市販の黒ぼく土から作成した試験泥水（**表 4-8**）に選択した薬剤を用い、**表 4-9** の試験条件とした。

水槽は内径φ600、高さ H2,000 であり、MBF2 試験装置の 9 倍の容積である。

表 4-8　試験泥水の初期条件

項目	測定値
腐植質	5.0%
＜20μm 含有率	75%
原水液固比	55
濁度	＞500
pH	6.5

表 4-9　処理条件

泥水流量	9L/min, 5L/min
空気流量	28L/min, 40L/min
薬剤量	200ppm

図 4-6　φ600 試験装置

表 4-10 に、60 分間の経過時間毎の状況を示す。初期 15 分間で目標濁度 80 を達成しなかったが、泥水流量を 5L/min にしたところ目標濁度を達成した。

表 4-10　試験結果

経過時間（分）	泥水流量（L/min）	空気流量（L/min）	pH	濁度
5	9	28	8.8	80
10	9	28	8.5	210
15	9	28	8.5	155
20	5	28	8.4	120
23	5	28	8.4	88
60	5	28	7.9	66

本試験では、当初設定した泥水流量 9L/min、空気流量 28L/min で目標濁度を達成できなかったため、空気流量を 40L/min とすることで当初設定の泥水流量 9L/min で目標濁度を達成できた。

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

①磁気分離

磁気分離技術により放射性 Cs を強く吸着する 2:1 型粘土の磁気フィルターでの捕捉分離は技術的に可能であり、実用化に向けて必要な、磁気フィルター仕様、泥水流速、最大捕捉量（乾燥重量）が把握できた。

実用化で想定する磁気分離装置をボア径φ1,000mm、ボア長 1,000mm、磁気フィルター80 枚とすると、処理能力の検討で必要な最大捕捉量は 20μm 未満と 20～75μm に対して、それぞれ 7.5kg、25.0kg となる。

磁気分離による 2:1 型粘土の捕捉率の平均値は、20μm 未満で 62%、20～75μm で 76%であった。土粒子除去率（＝（投入土放射能濃度－通過土放射能濃度）÷投入土放射能濃度）は最大 67%であり、環境省が分類する除去土壌 C の減容化を満足するために必要と試算した 80%以上[注)] にはやや不足となった。

注）20,000Bq/kg の除去土壌の 75μm 未満の土粒子の放射能濃度が 2.0 倍（40,000 Bq/kg）とした場合、8,000 Bq/kg 以下に低減するためには、除去率は 80%以上必要となる。計算：（40,000－8,000）÷40,000＝80%

②マイクロバブル浮選

室内試験で最適薬剤を選択した後、福島県の農地から採取した土壌 5 種類に対し、小型水槽（φ200、H2,000、60L）による試験を実施した結果、以下の条件で十分な微細土粒子の浮上分離性能を発揮することを確認した。

・薬剤量：200～300ppm　　・原水液固比：100～200

薬剤：起包剤はノニオン系界面活性剤と低級アルコールの混合物、捕収剤はカチオン系界面活性剤

・空気量：3L/min　　・泥水量：1L/min

・前処理として薬剤投入後 5 分間静置し凝集沈殿させ、その上澄み液を MBF に投入

続いて実施した大型水槽（φ600、H2,000、540L）試験でも、小型水槽試験と同じ水槽容積に対する泥水流量比で性能を発揮することを確認した。但し、空気流量については、水槽容積比としてφ200mm 装置の値の約 1.5 倍必要であった。

④ 実用システム

課題の解決、土壌性状の想定を前提に、20μm を分級点とするサイクロンによる分級、MS、MBF を組み合わせた減容化システム（**図 5-1**）を検討し結果、処理コストは 8.7 万円/m³ となった。また、新たに 52 万 m³ が 8,000Bq/kg 以下の再生利用可能な土壌になると試算された。コスト算出条件を以下に示す。

処理条件

・100m³/h（50m³/h×2 セット）の 75μm 分級の後段に設置

・処理対象土壌量：除去土壌 C の粘性土の 75μm 未満 153 万 m³

・処理期間：10 年（280 日/年、10h/日稼働）

主要装置

・サイクロン：90 台

・MS 装置：240 台（超電導磁石：磁場強度 5T、室温ボア径 1,000mm、室温ボア長 1,000mm＋回収装置）

・MBF 装置：432 台（水槽径 1,500mm、水槽高 5,000mm）

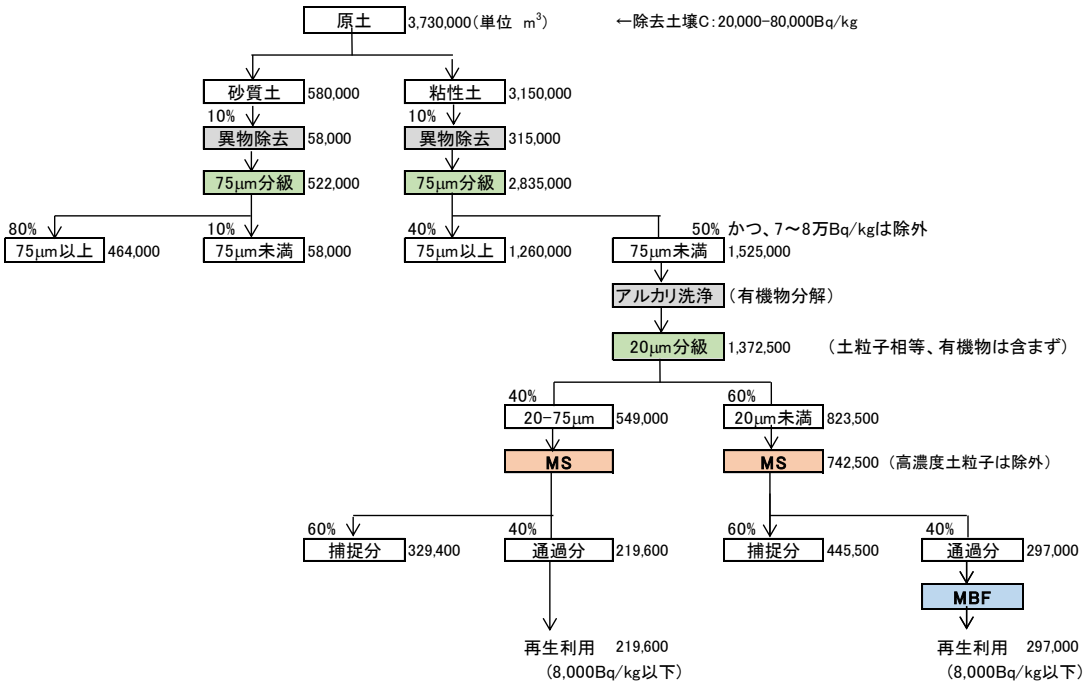


図 5-1　全体処理システムの想定フロー

（２）今後の課題

①磁気分離

除去率が不足する結果となった原因を**表 5-1** に記す。特に 2:1 型粘土が有機物に起因して 1:1 型粘土等と凝集していることで適切に捕捉、分離されにくいことが大きな理由と考えられ、その解決に必要な確実な前処理技術の確立が重要である。

また、前提条件としている「放射性 Cs は常磁性の土粒子に吸着されている」について、より多くの除去土壌の実態を把握することも必要である。

さらに、実機として想定する超電導磁石（サイズとして室温ボア径 1,000mm、ボア長 1,000mm、磁場強度 5T、磁気フィルター外形 980mm）により近い装置による性能確認、および磁気フィルターに捕捉された土粒子を離脱させ回収する方法について、具体的仕組みの実証が課題として残る。

表 5-1　結果に影響を与える要因

分　類	要　因	対策等
前処理	有機物に起因し、2:1 型粘土と 1:1 型粘土粒子が凝集し分離されていない	アルカリ洗浄、物理的処理 1) など
磁気分離能力	粒径が小さいほど土粒子の捕捉が困難である	流速の低減 （注：処理能力に影響）
	泥水中の土粒子量が磁気フィルターの最大捕捉可能量を超え（破過）、通過土粒子に 2:1 型粘土が含まれる	破過に対する安全率考慮 （注：処理能力に影響）

注）ボールミルやジェットポンプなど

②マイクロバブル浮選

今回の試験から得られた今後検討すべき課題は以下のとおりである。

・MBF の性能発揮に不可欠な薬剤（起泡剤＋捕収剤）の及ぼす影響（BOD 増加など）について詳細確認とその対策検討

・処理水を循環利用することによる薬剤や土壌に含まれる塩類等の濃縮の影響確認と対策検討（放流頻度等）

・実用化に必要な自動化や MBF 前後に必要な装置細部の設計

・実機として想定する大型装置における処理能力のさらなる向上策の検討

③実用化システム

・コスト算出は、本実証事業の結果よる想定に基づいて試算したが、主要装置の台数が多い。実用化においては主要装置のさらなる大型化や集約化が課題となる。

・磁気分離能に関しては減容化を実現し易くするため、原土放射能濃度として例えば 4 万 Bq/kg 未満のみを対象とする、捕捉し易い 20～75μm のみを対象とすることなどが考えられる。このような絞り込みの考えに基づく場合、対象土壌の選別法も含めた検討が必要である。

実施代表者：西松建設株式会社

実証テーマ名：除染土を布型枠内に固形化し再利用製品の製作技術の実証

概要：

除染土壌を公共工事等へ再生利用する際、運搬・施工時だけでなく将来の長期にわたり、土壌に含まれる放射性 Cs の溶出・飛散リスクが懸念される。そこで、除染土壌に固化材、調整水を加えスラリー状にし、遮水性が高い高強度の布型枠に注入・固形化することで環境中への放射性 Cs 拡散リスクを低減する。本試験では布型枠製品の製作技術に関する技術、コスト、安全性について評価を実施した。

実施内容：

１．予備試験：製作実証試験のための管理基準値の設定、配合試験の基礎データを取得

２．室内土質試験：土壌の物性把握、固化材選定後、スラリーの配合試験を実施

３．布型枠製品の製作実証試験（放射性 Cs 土壌試験、通常土壌試験）　（**図 1、2**）

①製品化（**図 3**）の出来形、漏水量等の測定･評価

②性状の異なる土壌を使用した製品の強度に関する測定･評価

③放射性 Cs による環境影響の測定･評価

技術概要：

1．試験手順

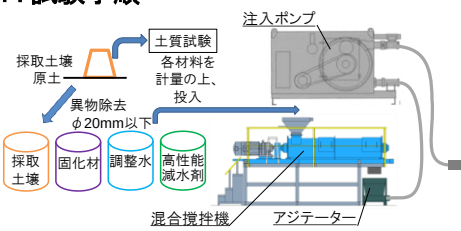


図 1　布型枠製品の製作フロー

図 2　新たに製作した布型枠

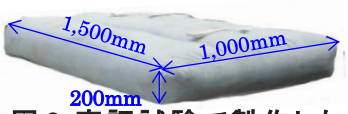
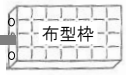


図 3　実証試験で製作した布型枠製品



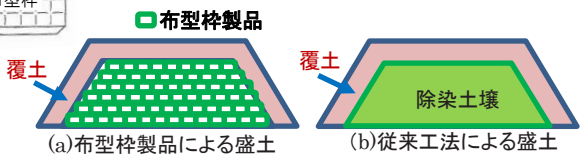


図 4　盛土構造物への再生利用イメージ

2．試験目標

・除染土壌を布型枠へ注入・固化し一貫製作する際の出来形、漏水量、製作時間、スラリー特性の妥当性確認。

・盛土構造物への再生利用（**図 4**）を想定した布型枠製品の目標強度発現に関する確認および放射性 Cs による環境影響の確認。

3．期待される効果

・遮水型布型枠に注入・固形化することで、放射性 Cs が漏れ出すリスクを低減できる。また、製作時に放射性 Cs を含んだ排水を系外へ排出しない。

・運搬、施工、また、供用時の周囲への環境影響だけでなく、作業員の被ばくリスクも低減できる。

・盛土構造物に再生利用する際、タグを取り付けることで長期間の管理が容易かつ適格に行える。万が一、盛土が崩壊した場合でも除染土壌の拡散がなく、布型枠製品（除染土壌）の回収ができる。

・布型枠製品の大きさ、強度、施工面積を任意に設計・製作できるため、再生利用の用途先・条件等に対し幅広く柔軟に対応可能なため広域再生利用に寄与できる。

実証試験の結果：

１．製品化の測定・評価

・ **図 5** の装置でスラリーを製作・注入した。また、出来形は管理基準値を満足した。課題は残るものの一貫製作の妥当性は確認できた。

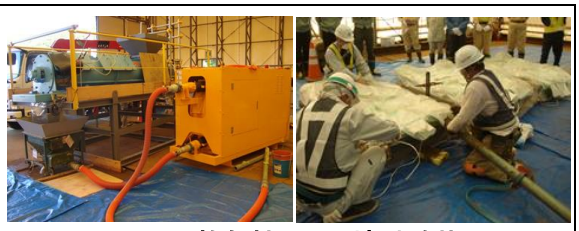


図 5　放射性 Cs 土壌試験状況

・ 放射性 Cs 土壌試験では、目標強度を得るために固化材添加量が多くなりスランプ値が管理基準値内の下限値近傍にあり、スラリーの注入・充填性が低下した。

２．強度の測定・評価

・ 福島県採取土（牧草地）は pH が低く有機分を含むため高有機質土用固化材を選定した。実証試験に供した土壌の不均質性等の原因により初期のスラリー流動性が著しく変化・低下した。その対処のため、計画配合より調整水量が増え、結果的に目標強度 1,500kN/m^2 に至らなかった。

・ 通常土壌試験では一般的な特殊土用固化材を選定し、計画通りの配合により、500、1,000、1,500kN/m^2 各々の目標強度を達成することができた。

３．放射性 Cs による環境影響の測定・評価

・ 約 3,000Bq/kg の放射性 Cs 土壌を使用した布型枠製品の放射性 Cs 濃度はスラリー中の土壌配合率約 2/3 に比例し、約 2,000Bq/kg であった。

・ 覆土厚さによる遮蔽効果を表面線量率で確認した結果、20cm であった。

・ 28 日間水中養生した結果、放射性 Cs の水中への溶出量は検出下限値以下であり、布型枠製品の封鎖性を確認できた。

４．試験結果の評価（技術の評価については上述参照）

盛土構造物とした場合、従来工法と比べ約 4 倍のコストとなるが、放射性 Cs の飛散・溶出がない固形物となり、運搬、施工、供用時の沿道住民の安全・安心が得られる。

減容等評価： 除染土壌に対して固化材を必要とすることからボリュームは増加するものの、布型枠内に除染土壌を封じ込めできるメリットがある。

作業員被ばく量評価： 布型枠製品の製作（注入）における作業員の被ばく量は、放射性 Cs 濃度が 8,000Bq/kg において 0.91mSv/年、放射性 Cs 濃度が 50,000Bq/kg において 3.94mSv/年であり、職業被ばくの線量限度 20mSv/年を下回る。

コスト評価： 54,000 円/m^3 （布型枠 1m^3 あたり施工費込み）	歩係り（作業人工、作業速度等）： 作業員 6 名、80m^3/日＝240 袋の製作

コスト評価条件：運転時間 8h/日×300 日/年、混合攪拌機（管体容積 1.2m^3）、注入ポンプ（300L/min）等の標準化モデルにて試算

作業における安全上の注意： スラリーを取り扱うためマスク、ゴーグル、ヘルメット、長靴、ゴム手袋の着用の他、シート等による飛散防止対策が必要。

試験場所： 福島県双葉郡葛尾村、大阪府門真市	除去物保管場所と保管状況：発生した廃棄物はすべて産業廃棄物処理した。

1．試験内容

本実証試験は**図 1-1** の手順で実施した。

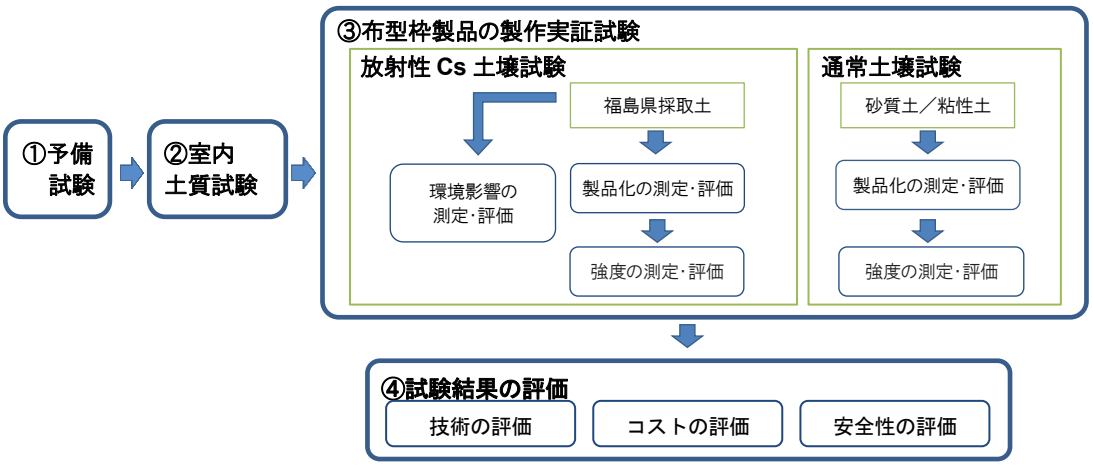


図 1-1　実証試験全体の手順

（1）予備試験

予備試験は、布型枠製品の製作実証試験を円滑に実施すること、配合試験の基礎データを取得することを目的として行った。

予備試験の手順を**図 1-2** に示す。

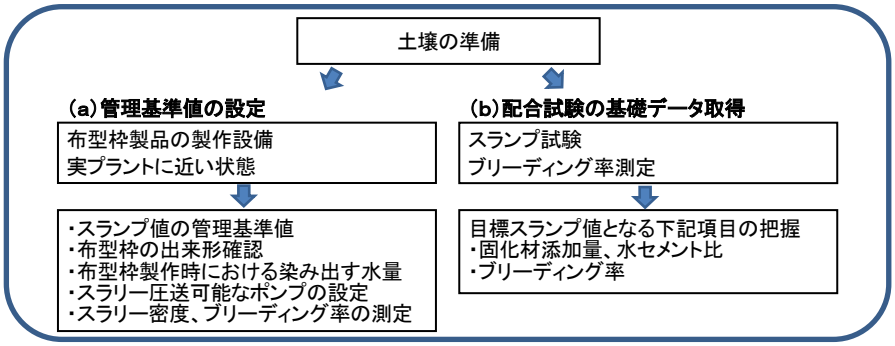


図 1-2 予備試験の手順

（2）室内土質試験

室内土質試験は土壌の基本的物性値を把握し、布型枠製品の製作実証試験を行う際の計画配合を決定することを目的で行った。

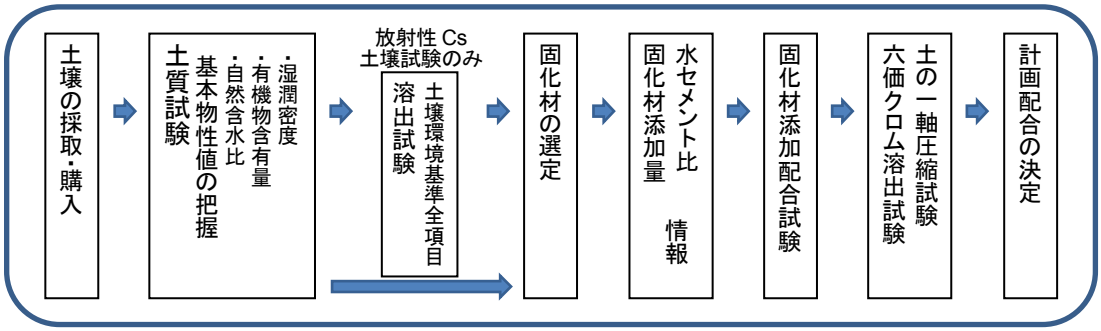


図 1-3 室内土質試験の手順

（３）布型枠製品の製作実証試験

①放射性 Cs 土壌を用いた布型枠製品の製作実証試験（放射性 Cs 土壌試験）

放射性 Cs 土壌試験は、福島県内にて放射性 Cs を含有する土壌を採取して、布型枠製品の製作実証試験を行い、以下の内容を評価した。

・製品化の測定・評価

・強度の測定・評価

・放射性 Cs による環境影響の測定・評価

②通常土壌を用いた布型枠製品の製作実証試験（通常土壌試験）

通常土壌試験は、福島県外にて放射性 Cs を含まない土壌（砂質土、粘性土）を購入し、布型枠製品の製作実証試験を行い、土壌物性の違いや固化材添加量の違いによる影響を考慮して、以下の内容を評価した。

・製品化の測定・評価

・強度の測定・評価

布型枠製品の製品化フローと製作設備を**図 1-4**、**図 1-5** に示す。

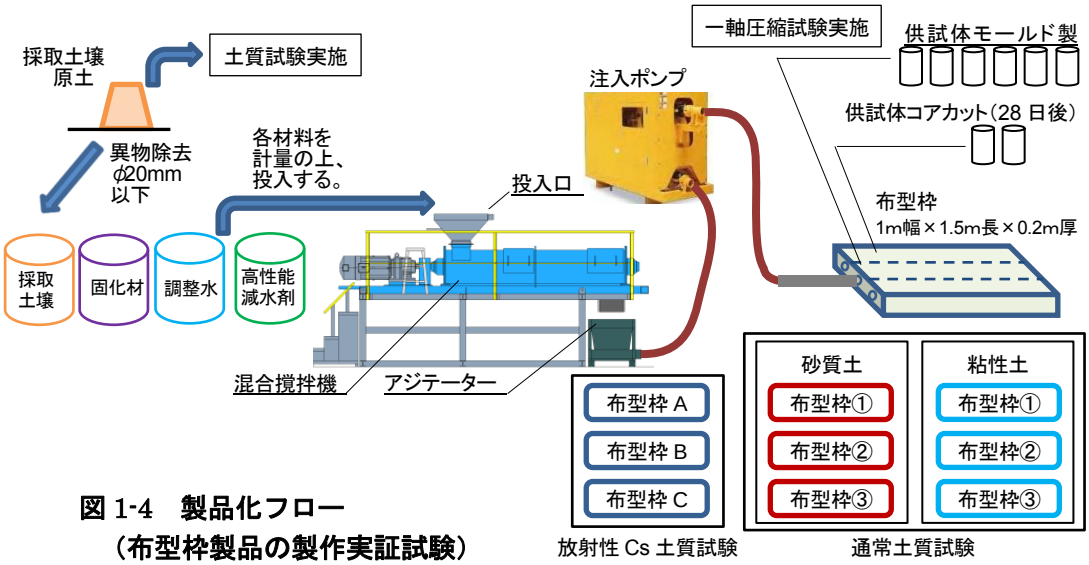


図 1-4　製品化フロー
（布型枠製品の製作実証試験）

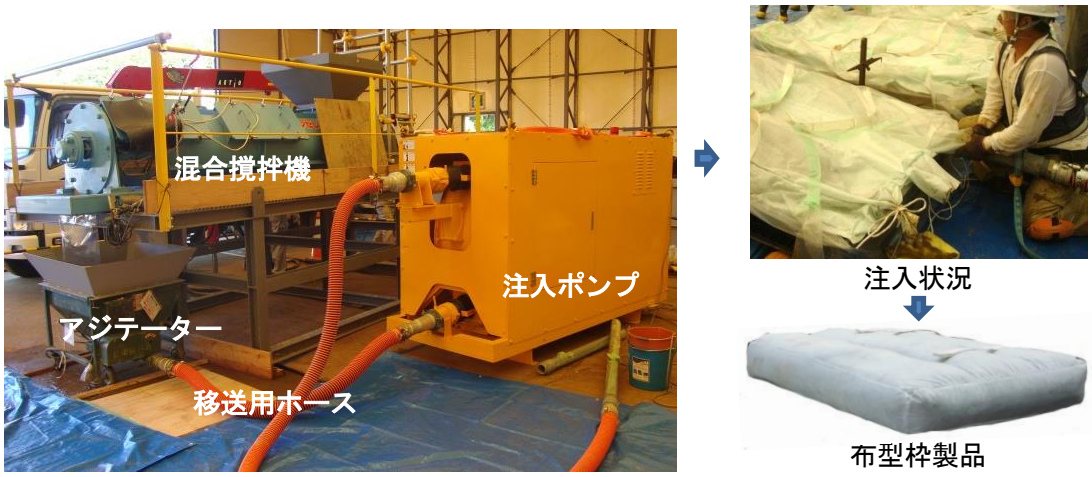


図 1-5　製作設備（布型枠製品の製作実証試験）

（４）試験実施体制

本実証試験は以下の実施体制にて実施した。

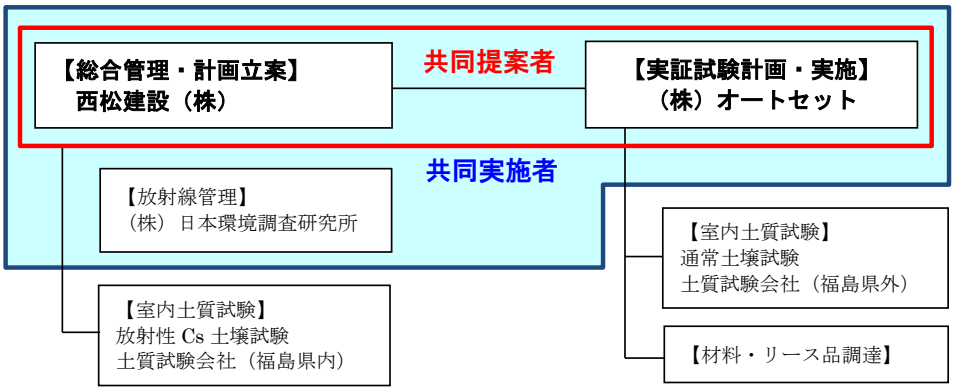


図 1-6　実証試験の実施体制図

２．試験結果

（１）予備試験

通常土壌試験に使用する購入した砂質土、粘性土を代表土壌とし、布型枠製品の製作実証試験における管理基準値を**表 2-1** に、目標強度、スランプ管理値を得るための固化材添加量に対する調整水量（水セメント比）との関係を**表 2-2** に示す。

表 2-1　管理項目と設定した管理基準

出来形・上限（mm）	短辺	1,060～1,260
	長辺	1,560～1,760
	厚み	200～280
スランプ値（cm）		24±4
漏水量（cc）		100

表 2-2　スランプ管理基準値を得るための配合試験の基礎データ

項　目	砂質土			粘性土		
土壌量（kg/m³）	2,150			1,680		
自然含水比（%）	12.7			0.6		
目標強度 qu28（kN/m²）	500	1,000	1,500	500	1,000	1,500
固化材添加量（kg/m³）	50	100	150	100	150	200
スランプ値（cm）	25	24	24	24	24	24.5
調整水量（kg/m³）	457	479	497	504	518	546
水セメント比（%）	917	480	320	504	345	273

（２）室内土質試験

土質試験結果による基本物性値の一覧を**表 2-3** に示す。福島県採取土の土壌環境基準に関する検査を実施し、すべて基準値以下であった。そのため有害物質対応の特殊な固化材選定は不要とし、通常の固化材による配合試験を実施した。

表 2-3 土壌の基本物性値の一覧表

試験名	詳細（単位）	放射性 Cs 土壌試験	通常土壌試験	
		福島県採取土	購入砂質土	購入粘性土
土質分類	—	礫混じり細粒分質砂 (SF-G)	細粒分質礫質土 (SFG)	粘性土 (CS)
土粒子の密度試験	(g/cm³)	2.51	2.66	2.67
土の湿潤密度試験	(g/cm³)	1.57	2.19	1.70
土の含水比試験	(%)	34.3	12.7	0.6
土の粒度試験	礫分(2~75mm)(%)	5.0	29.1	0.0
	砂分(0.075~2mm)(%)	49.2	51.9	44.3
	シルト分(0.005~0.075mm)(%)	19.0	12.4	39.7
	粘土分(0.005mm 未満)(%)	26.8	6.6	16.0
	最大粒径(mm)	9.5	19.0	2.0
土の液性限界・塑性限界試験	液性限界(%)	84.3	41.7	NP
	塑性限界(%)	48.2	26.2	NP
	塑性指数	36.1	15.5	NP
土の強熱減量試験	(%)	9.3	3.9	1.0
土の懸濁液の pH 試験		4.9	9.1	9.8

表 2-4 目標強度を得るため土壌毎に設定した計画配合
（使用土壌量を 100kg とした場合）

重量(kg) 配合率(%)	放射性 Cs 土壌試験 福島県採取土	通常試験 砂質土	通常試験 粘性土
土壌	100.0 (64.6)	100.0 (74.4)	100.0 (70.6)
固化材	22.6 (14.6)	9.3 (6.9)	11.3 (8.0)
調整水	31.6 (20.4)	24.9 (18.5)	30.1 (21.2)
高性能減水剤	0.6 (0.4)	0.2 (0.2)	0.3 (0.2)
布型枠内容物	154.8 (100.0)	134.4 (100.0)	141.7 (100.0)

配合試験の結果より、スラリーの流動性および設定強度が得られる固化材の選定を含め、投入する土壌を 100kg とした場合に目標強度 qu28 が 1,500kN/m^2 以上になるよう計画配合を設定した（**表 2-4**）。なお、福島県採取土は土壌の有機物や弱酸性土等の影響により特殊土用固化材では強度発現が得られず、高有機質土用固化材 420kg/m^3 および高性能減水剤の利用で目標強度が得られる配合計画とした。一方、通常土壌試験に供する砂質土および粘性土は固化材の阻害要因はなく、特殊土用固化材にて強度発現が確認できたので、特殊土用固化材の利用で所定の強度が得られる配合計画とした。

（３）布型枠製品の製作実証試験

布型枠製品の製作実証試験の測定結果について**表 2-5** に示す。

表 2-5　布型枠製品の製作実証試験結果

項目			放射性 Cs 土壌試験			通常土壌試験（砂質土）			通常土壌試験（粘性土）			
			布型枠 A 気中養生試験用	布型枠 B 覆土試験用	布型枠 C 水中試験用	布型枠 砂質土①	布型枠 砂質土②	布型枠 砂質土③	布型枠 粘性土①	布型枠 粘性土②	布型枠 粘性土③	管理基準値（備考）
目標強度(kN/m^2)			1,500			500	1,000	1,500	500	1,000	1,500	
使用固化材			B 社高有機質土用			A 社特殊土用			A 社特殊土用			
配合量	土壌 1m^3 計画量あたり	土壌(kg)	1,860.0			2,200.0	2,200.0	2,200.0	1,730.0	1,730.0	1,730.0	
		固化材(kg)	420.0			100.0	150.0	200.0	100.0	150.0	200.0	
		調整水(kg)	588.0			500.0	519.0	536.0	500.0	517.5	532.0	
		高性能減水剤(kg)	10.5			2.5	3.8	5.0	2.5	3.8	5.0	
		総重量(kg)	2,878.5(100.0%)			2,802.5	2,872.8	2,941.0	2,332.5	2,401.3	2,467.0	(計画値)
ア	撹拌時間(s)		240	240	240	240	240	270	270	270	270	
イ	注入時間(s)		300	180	240	240	240	240	240	240	240	
ウ	水セメント比(%)		140	140	140	500	346	268	500	345	266	
	スランプ値(cm)		20	20	23	21	26	27	24	24	26.5	20～28
	スラリー密度(g/cm^3)		1.50	1.45	1.44	1.94	1.92	1.90	1.94	1.91	1.94	
	スラリー含水比(%)		—	100.0	98.9	35.7	36.9	37.9	30.8	36.2	29.8	
エ	染み出た水量(cc)		1 未満	1 未満	1 未満	35	65	89	85	64	47	100 以下
オ	出来形平均(mm)	長辺(最大)	1,737	1,717	1,710	1,710	1,720	1,727	1,750	1,750	1,747	1,560～1,760
		長辺(最小)	1,715	1,695	1,690	1,705	1,683	1,708	1,733	1,743	1,710	1,560～1,760
		短辺(最大)	1,188	1,150	1,148	1,206	1,169	1,199	1,224	1,222	1,189	1,060～1,260
		厚み(最大)	257	260	260	237	260	238	242	253	278	200～280
		厚み(最小)	197	217	223	192	217	217	218	227	260	下限値設定無
カ	布型枠製品重量(kg)		578.5 (548.0)	615.5 (548.0)	624.0 (548.0)	701.5 (600.8)	795.5 (603.0)	771.5 (602.7)	697.0 (500.9)	752.0 (505.8)	868.0 (511.0)	実測値（計画値）
	容積(m^3)		0.37	0.41	0.42	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.44	
	密度＝布型製品枠重量／容積(g/cm^3)		1.56	1.50	1.49	1.78	1.97	1.87	1.68	1.75	1.98	
キ	一軸圧縮強度 qu28(kN/m^2)		175／109	389／125	244／107	984／598	1,640／996	1,879／1,394	2,416／995	1,610／2,180	3,542／3,476	(供試体／コア)

※測定忘れのため、結果表記を「－」とする。

①製品化の測定・評価

スラリー性状による影響よりも人力施工、目視観測による影響に大きく左右され、容積は計画値 0.33m^3 より 0.37～0.44m^3 と過大となった。一方、出来形は管理基準値を満足したことから、課題は残るものの一貫製作の妥当性は確認できた。

②強度の測定・評価

牧草地から採取した福島県採取土は pH が低く有機分を含むため、高有機質土用固化材を選定し添加量の多い配合とした。更に、土質試験後に同じ敷地から多量の土壌（表層土）を採取し、表層土に含有する落ち葉、草木の根の混入や、耕起などの影響を受けたバラツキの大きい土壌を実証試験に使用した。このバラツキが大きい土壌の不均質性や、土壌物性の影響、固化材添加量の多さ等に起因して、初期のスラリー流動性が著しく変化・低下した。そのため、計画配合より加水せざるを得

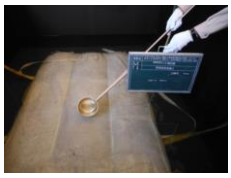
なくなり、結果的に放射性 Cs 土壌試験では目標強度 1,500kN/m² に至らなかった。

通常土壌（砂質土、粘性土）試験では一般的な特殊土用固化材を選定し、計画通りの配合により、500、1,000、1,500kN/m² 各々の目標強度達成を確認できた。

③放射性 Cs による環境影響の測定・評価

放射性 Cs による環境影響の測定ポイントと測定状況を**表 2-6** に、放射性 Cs による環境影響の測定結果を**表 2-7**、**表 2-8** に示す。

表 2-6 放射性 Cs による環境影響の試料採取ポイントと測定概要

	土壌試料 放射性 Cs 濃度	表面線量率 （コリメータ使用）	覆土表面線量率 （コリメータ使用）	水試料 放射性 Cs 濃度
測定ポイント	・採取土壌原土※ ・布型枠製品（布型枠 A~C）	・採取土壌原土 ・採取土壌（φ20mm 以下） ・布型枠製品（布型枠 A~C）	・布型枠製品 （布型枠 B）	・布型枠製品 （布型枠 C） 水槽中で 28 日浸水後
測定状況				

※「土壌試料放射性 Cs 濃度」試験用の採取土壌原土は、土質試験用に採取した採取土壌（以降、土壌試験用原土と称する）を示す。

（ア）土壌試料放射性 Cs 濃度の測定・評価

表 2-7 より、約 3,000Bq/kg の放射性 Cs 濃度を有する福島県採取土を使用した布型枠製品の放射性 Cs 濃度はスラリー中の土壌配合率約 2/3 に比例し、約 2,000Bq/kg であった。

（イ）採取土壌および布型枠製品の表面線量率の測定・評価

表 2-8 より、各フレコンバッグの表面線量率は 0.20～0.31μSv/h、平均値は 0.25μSv/h であり、採取した場所により表面線量率にバラツキがみられた。

各布型枠製品の表面線量率は、スラリー打設直後（翌日）で同一の布型枠製品でも測定場所により表面線量率のバラツキがみられ、布型枠 A は他と比較して表面線量率がやや高く、バラツキ幅も大きかった。各布型枠の表面線量率が採取土壌の表面線量率より低下した理由は、固化材、調整水等により希釈された結果と考えられる。また約 1 ケ月間、布型枠 A にて表面線量率の経時変化を測定したが、短期間では表面線量率の減衰傾向を確認できなかった。

表 2-7 放射性 Cs 濃度測定結果

対　象	土壌試験用原土	布型枠 A	布型枠 B	布型枠 C
放射性 Cs 濃度（Bq/kg）	6,090	2,470	1,450	1,790
	6,450	2,570	1,680	1,680
平均	6,270	2,520	1,565	1,735
		1,940（A~C の平均）		

表 2-8 表面線量率の測定結果

測定位置	原土	採取土壌	製作直後				7 日後	27 日後
			測点	布型枠 A	布型枠 B	布型枠 C	布型枠 A	布型枠 A
表面線量率（μSv/h）	0.24 0.19	0.25 0.31 0.20 0.22	1	0.18	0.15	0.15	0.18	0.18
			2	0.16	0.17	0.16	0.16	0.16
			3	0.18	0.16	0.14	0.18	0.18
			4	0.17	0.14	0.16	0.17	0.17
			5	0.22	0.15	0.16	0.22	0.21
平均	0.22	0.25		0.18	0.15	0.15	0.18	0.18

（ウ）覆土表面線量率の測定・評価

布型枠 B に対して覆土試験を行なった結果、覆土厚さ 20cm をもって測定下限値 0.05μSv/h となり、30cm でも同様の結果を確認したため、試験を終了した。これより、試験目的である覆土による表面線量率の減衰（遮蔽効果）を確認した。

（エ）水試料放射性 Cs 濃度の測定・評価

水槽中の水に関しては、^{134}Cs だけでなく ^{137}Cs も検出下限値以下であり、布型枠製品からの放射性 Cs 水中溶出がないことを確認した。

３．試験結果の評価

（１）技術の評価

①物質収支および放射性 Cs 収支の評価（**表 3-1** 参照）

採取土壌の放射性 Cs 濃度については、**表 2-7** に示すように最初に採取した試験用原土の放射性 Cs 濃度のみを測定し 6,270Bq/kg の値を得たが、後から採取した布型枠製作用の土壌については同程度の放射性 Cs 濃度と考え、表面線量率のみ測定し濃度は測定しなかった。しかし、**表 3-2** に示すように表面線量率のバラツキは大きく、評価時には原土全てが使用後だったため、改めて放射性 Cs 濃度を測定することができなかった。そのため、除染等業務に従事する労働者の放射線障害防止のためのガイドラインに記された放射能濃度簡易測定手順に従い、表面線量率から各フレコンバッグ内の土壌放射性 Cs 濃度を換算推定することとした。同時に、出口側の放射性 Cs 総量に対し、表面線量率で比例配分して放射性 Cs 濃度の逆算推定を行った。放射性 Cs 土壌試験におけるスラリーの物質収支と放射性 Cs 収支を入口側と出口側に分けて整理し、**表 3-1～3-3** に示す。

表 3-1 より、物質収支は採取土壌に対して、固化材、調整水、高性能減水剤を添加することにより、布型枠の総重量は増加（1.55 倍）する。

表 3-2 に示すように、放射能濃度簡易測定手順に基づき表面線量率から線量率換算放射性 Cs 濃度の推定を行った。その結果、土壌試験用原土の放射性 Cs 濃度測定値（6,270Bq/kg）より全体的に大きな値（7,455～11,311Bq/kg）を示した。これは、表面線量率測定時のフレコンバッグ内に採取土壌が容量の半分も入っていなかったためと考える。

表 3-2 より、上記出口側の放射性 Cs 合計から算出した逆算放射性 Cs 濃度の値（2,440～3,702Bq/kg）は、土壌試験用原

表 3-1 物質収支の概算表（入口側）

フレコンバッグ	土壌 (kg)	固化材 (kg)	調整水 (kg)	高性能減水剤 (kg)	スラリー計 (kg)
1 袋あたり	354.0	80.0	112.0	2.0	548.0
1~4 袋合計	1,416.0	320.0	448.0	8.0	2,192.0
洗い水	-	180.0	(300.0)	-	(480.0)
合計	1,416.0	500.0	(748.0)	8.0	2,672.0

数値：実測値　（数値）：推定値

表 3-2 放射性 Cs 収支の概算表（入口側）

フレコンバッグ	表面線量率 (μSv/h)	線量率換算放射性 Cs 濃度※1 (Bq/kg)	線量率換算放射性 Cs (Bq)	逆算放射性 Cs 濃度※2 (Bq/kg)	逆算濃度換算放射性 Cs (Bq)
1 袋目	0.308	(11,311)	(4,004,000)	(3,702)	(1,310,454)
2 袋目	0.245	(8,997)	(3,185,000)	(2,945)	(1,042,407)
3 袋目	0.220	(8,079)	(2,860,000)	(2,644)	(936,039)
4 袋目	0.203	(7,455)	(2,639,000)	(2,440)	(863,708)
合計	0.976※3	-	(12,688,000)	-	(4,152,608)

※1　線量率換算放射性 Cs 濃度は放射能濃度簡易測定手順に従い、表面線量率より表 3-4 を基に算出。
1 袋目の計算例：[0.308（μSv/h）×1.3E+07]／354（kg）＝11,311（Bq/kg）
※2　逆算放射性 Cs 濃度は出口側の放射性 Cs 総量 4,152,608（Bq）を表面線量率で比例配分して算出。
1 袋目の計算例：[4,152,608（Bq）×0.308／0.976（μSv/h）※3]／354（kg）＝3,702（Bq/kg）
※3　表面線量率の合計：0.976（μSv/h）

表 3-3　物質収支と放射性 Cs 収支の概算表（出口側）

対象物	重量(kg) スラリー（放射性 Cs 含む）	重量(kg) スラリー以外（放射性 Cs 含まない）	放射性 Cs 濃度 (Bq/kg)	放射性 Cs (Bq)
布型枠 A	578.5	-	2,520	1,457,820
布型枠 B	615.5	-	1,565	963,258
布型枠 C	624.0	-	1,735	1,082,640
布型枠 D	340.0	-	(1,735)	(589,900)
フレコンバック（残スラリー用）	(34.0)	(480.0)	(1,735)	(58,990)
合計	(2,672)		-	(4,152,608)

数値：実測値　（数値）：推定値

土の放射性 Cs 濃度測定値（6,270Bq/kg）よりも小さく、これが真値に近い値と推定する。約 3,000Bq/kg の放射性 Cs 濃度を有する土壌を使用した布型枠製品の放射性 Cs 濃度は、スラリー中の土壌配合率約 2/3 に比例し、約 2,000Bq/kg であった。

②布型枠製品の製作技術（品質）の評価

本実証試験による布型枠製品の製作技術のまとめと考察を**表 3-4** に示す。

表 3-4　布型枠製品の製作技術のまとめ（概略）と考察

	評価項目	項目詳細		測定結果	考察 【今後の課題】
ア	固化材の選定	・土壌の物性値把握 ・目標強度の設定		-	・対象土壌を均質化したうえで土質試験を実施し、土壌の物性を考慮した最適な固化材の選定が重要。 ・「土壌の物性値」および「再生利用に必要な目標強度設定」を考慮した配合計画を行う。
イ	布型枠製品の強度 ※目標強度 qu28=500～1,500	改良土の強度 qu28（kN/m²）		107～3,720	
ウ	出来形の管理 ※管理値 短辺：1,060+200 長辺：1,560+200 厚み(最大) ：200～280	出来形 （mm）	短辺 長辺 厚み（最大）	1,130～1,240 1,675～1,745 200～280	・容積（注入量）管理を確実に行う。 ・形状に関しても、ローラ転圧による厚み管理等を行う。
		容積（m³）		0.37～0.42	・減反寸法 1,060×1,560×200（容積 0.33m³）を容積換算の指標とする。
エ	スラリー特性の設定 ※管理値 スランプ値：20～28	スランプ値（cm）		20～27	・流動性が大きい状態を想定したスランプフロー試験の採用を検討する。
		スラリー流動性		-	
		注入充填性		-	・スラリー流動性を確保しつつ、傾斜をつけた布型枠へ注入を行う。
		水セメント比（%）		140～500	・固化材添加量に大きく依存する。
オ	布型枠の遮水性能 ※管理値 漏水量：100 以下	製作時の 漏水量（cc）		0～89	・布型枠の遮水性能に依存する。 ・実用化に際しては、製作時の漏水は循環水として再利用し系外へ排水しない。

（ア）固化材の選定

固化材選定の方法に関しては、対象土壌と相性の良い（強度発現の良い）固化材選定を行うことが不可欠である。

放射性 Cs 土壌試験において、土質試験用に採取した土壌は現地の土壌を代表するものと想定していたが、実証試験用に採取した土壌の基本物性値は異なるものであった可能性があり、配合試験にて実施した強度発現を得ることができなかった。初めから実証試験用として多量の採取土を確保し均質化して室内土質試験を実施し、固化材の選定を行うべきであったと考える。

（イ）布型枠製品の強度

通常土壌試験（砂質土、粘性土）では、順に qu28=598、996、1,394kN/m²、995、2,180、3,476kN/m² を示し、目標強度の発現を達成できた。

放射性 Cs 土壌試験では 107～125kN/m² を示し、目標強度 qu28=1,500kN/m² に至らなかった。その原因としては、（ア）で述べた採取土壌の不均質性等が考えられる。当初の目標強度設定は、津波に強く、粘り強い堤防の平均的な改良土強度として qu28=1,500kN/m² 以上を設定したが、放射性 Cs 土壌試験の土壌は表層土であるため性状は様々であり一様で高強度な製品を製作することは難しいことが分かった。対象物に必要とする強度に対して、使用する予定の土壌が性

状のバラツキなどを考慮した安全率を含む強度設定およびスラリーの流動性を確保できる配合計画が必要であると考える。

（ウ）出来形の管理

実証試験では目視確認による注入作業のため注入量過多の傾向を示した。その結果、出来形は管理基準値の範囲内に収まってはいたが、形状（出来形）と容積（注入量）のバラツキは顕著であった。本技術の実用化に際しては、容積量の一定管理を確実に行う等の改善案が必須であると考える。

（エ）スラリー特性の設定

布型枠製品の品質を確保するうえで、スランプ値をできるだけ高く保ちスラリー流動性を維持することが必要である。実用化にむけては、スラリーの撹拌効率をより改善すること、スラリー製作を短時間に行うこと、バッチ処理でなく連続注入を実現することにより、スラリーの流動性を保持することが可能と考える。

（オ）布型枠の遮水性能

今後は縫い目（上下をつなぐ隔壁）を除去することにより、布型枠の遮水性の向上および大量生産が可能となる。なお、実用化に際しては、製作時の漏水は循環水として再利用し系外へ排水しないシステムとする。

（２）コストの評価

実証試験で使用した布型枠製品を盛土構造物に再生利用した場合と従来工法とのコスト比較、および透水性を有する従来の布型枠を用いた場合のコスト試算を行った。

①盛土工法によるコスト試算結果の比較

試験結果に基づき実機システムを想定し、布型枠製品の製作コストを算定した。布型枠製品の製作システムの標準化モデルを**図 3-1** に示す。材料供給部分と注入部分に区分される。製品製作コストを**表 3-5** に、除染土壌を使用した従来工法による盛土とのコスト比較を**表 3-6** に示す。

布型枠製品を盛土構造物に再生利用する際の製作・施工コストは 54,000 円/m³ と従来工法のコスト 13,200 円/m³ の約 4 倍を要する。一方、費用対効果として、放射性 Cs の飛散・溶出がない固形物となり、施工時の作業員内部被ばくが低減でき、運搬、施工時および供用時の沿道住民の安全・安心が得られる製品となる。

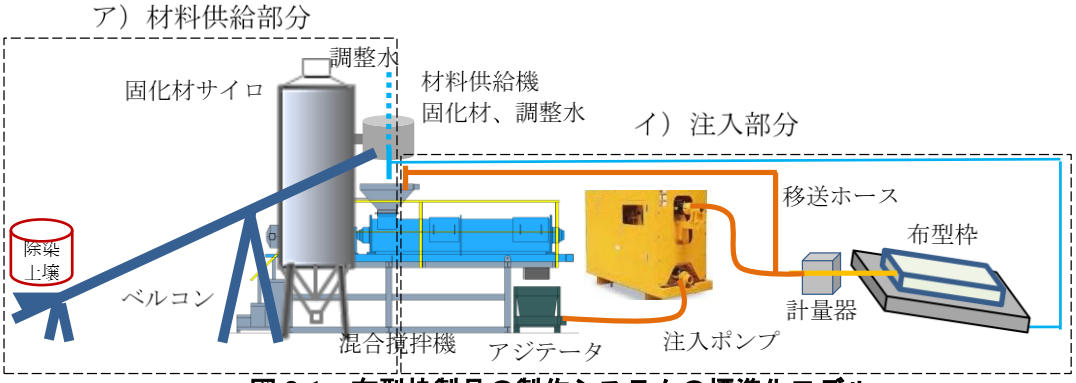


図 3-1　布型枠製品の製作システムの標準化モデル

②従来の布型枠を用いた表面保護工としてのコスト試算

中間貯蔵施設など浸出水処理設備が完備された場所を想定し、透水性を有する従来布型枠を表面保護工として使用した場合のコスト試算を行った。広範囲の面積を一度に施工が可能であり、7,200 円/ m² の試算となった。

（３）安全性の評価

試算結果より、布型枠製品の製作（注入）における作業員の被ばく量は、放射性 Cs 濃度が 8,000Bq/kg において 0.91mSv/年であり、放射性 Cs 濃度が 50,000Bq/kg において 3.94mSv/年であり、職業被ばくの線量限度 20mSv/年を下回っている。

表 3-5　1 日あたりの布型枠製品製作コスト

項目	単位	数量	単価(円)	金額(円)
設備費	式	1	100,000	100,000
運転費(人件費)	式	1	300,000	300,000
点検・整備費	式	1	20,000	20,000
消耗品(布型枠)	袋	240	15,000	3,600,000
消耗品(固化材)	t	8.0	14,300	114,400
消耗品(高性能減水剤)	t	0.12	204,000	40,500
合計（80m³）				4,158,880
1 m³ あたり				52,000

表 3-6　除染土壌を使用した盛土のコスト比較表

（単位：円/m³）

項目	布型枠製品による盛土	従来工法による盛土
A 材料費（布型枠製品製作費）	52,000	－
運搬付帯費（材料代）	－	4,700
運搬付帯費（手間代）	500	1,500
施工費（敷均し・締固め）	1,500	250
環境保全対策費	－	6,750
B 施工費	2,000	13,200
工事費（A 材料費+B 施工費）	54,000	13,200

４．まとめと今後の課題

（１）まとめ

・実証プラント設備を使用して、放射性 Cs 土壌および通常土壌に固化材および調整水を加えスラリー化し、布型枠に注入・固形化する布型枠製品（再生利用製品）の製作技術を確認した。

・実証試験の管理項目である布型枠製品の出来形や強度は、土壌の物性、スラリーの流動性および施工方法によりバラツキが生じた。

・強度については土壌の種類・物性に大きな影響を受けるが、スラリー化に際して適切な固化材選定・配合設計により、布型枠内の土壌強度 qu28 を 1,500kN/m² 以上に設定できることを確認した。

・福島県採取土壌は著しく不均質であった。布型枠製品の目標強度を得るためには、試験に必要な土壌を予め全量確保し、均質化した上で土質試験、固化材の選定等を実施し、計画配合に沿って製品化すべきであった。

・放射性 Cs 土壌（約 3,000Bq/kg）を使用した布型枠製品に対して、覆土厚さによる遮蔽効果を表面線量率で確認した結果、20cm であった。また、28 日間水中養生した結果、放射性 Cs の水中溶出は見られず、製品の封鎖性を確認できた。

・布型枠製品製作の物質収支について評価した結果、投入土壌の放射性 Cs 濃度とスラリー中の土壌配合率で製品の放射性Cs濃度等は概ね決まる事が確認できた。

・布型枠製品を盛土構造物に再生利用する場合、従来工法と比べ約 4 倍のコストとなるものの、放射性 Cs の飛散・溶出がない固形物となり、運搬、施工時および供用時の沿道住民の安全・安心が得られる製品が確認できた。

（２）今後の課題

①目標強度の設定および固化材の選定

布型枠製品の製作において、所定の目標強度を得る事とスラリーの流動性を確保する事は相反しあう事柄であり、相互のバランスを保つ必要がある。よって、再生利用先の必要強度に応じた目標強度を設定し、配合試験で除染土壌の特性やバラツキを考慮した固化材の選定と配合計画することが重要となる。

以下、留意事項を記述する。

・本実証試験では、高強度の構造物を目標として強度設定したが、今後は再生利用先の必要強度に応じた目標強度の設定を検討すべきである。

・物性値のバラツキが大きい土壌を使用する場合は、対象土壌を均質化したうえで複数回の土質試験を行い土壌の性状の把握を行うべきである。

・製品製作時には固化材添加量が多い場合や土壌物性によってはスラリー流動性が急激に低下する場合があり、流動性が確保できるように留意すべきである。

②製品化における品質（出来形）および製作性の向上

実証試験において、布型枠製品の出来形は管理基準値を満足したが、製品化において出来形寸法基準の幅を大きく設定したため容積量が過多となった。また、水平方向の注入や注入口が 3 箇所あり製作性が劣った。

実用化に向けては、製品の品質向上は不可欠であり、以下のような対応措置により改善できると考えている。

・容積（注入量）管理を確実に行い、1 袋あたり容積量の一定化を図る。

・布型枠長辺方向に外枠を設置することで、短辺方向の寸法を均一に保つ。

・スラリー注入後、布型枠の上面をローラー転圧し、厚み方向の均一化を図る。

・スラリーの注入性能を向上させるため、布型枠に傾斜（鉛直でも可能）をつける。

・注入口は布型枠内部へ折込み加工を施した 1 箇所とし、注入の効率化を図る。

③実用化にむけた標準プラント設備の検討

本実証試験においては少量規模の布型枠製品の製作のため、材料の投入等を含めたスラリー製作工から注入の全工程に対し人力作業となり、作業効率の低下や製品の品質においてバラツキが生じた。

実用化を想定した多量生産に向けては、課題となった人力作業の部分を機械化設備に置き換えて、円滑に布型枠製品の製作を行うことができる標準プラント設備の検討を考えている。将来的には、すべてのプラント設備・作業（**図 3-1** の材料供給から注入までの全工程）において自動化、無人化に近づけることで、作業員の被ばく量をより低減できると考える。

④技術マニュアルの確立

製作工程においては、スラリーの流動性、製品の品質（出来形、強度）の均質化を図るために、管理基準値等を定めた布型枠製品製作時における技術マニュアルの確立が必要である。

布型枠製品の再生利用の観点からも、簡易的な試験施工などを行うことにより、盛土構造物としての安定性の検証等を実施して、施工時における技術マニュアルの確立が必要である。

実施代表者：大成建設株式会社

実証テーマ名：
ジオポリマー法による汚染材のコンクリート系遮蔽材等への有効活用法の実証

概要：
　本事業では、福島県内の可燃性除染廃棄物を焼却した飛灰・主灰をジオポリマーの材料として有効活用する技術の適用性について実証した。

実施内容：
・試料・材料の性状確認試験：ジオポリマーに必要な元素の含有量等を把握
・ジオポリマーの配合試験：性能確保等の観点から配合を検討し固化後の強度を確認
・ジオポリマーの性能確認試験：固化体・粉砕物の重金属・Cs 溶出抑制効果を調査
・ジオポリマーの安定性試験：中性化等への抵抗性、塩化物イオン等の影響を確認
・貯蔵容器製作試験：実規模の貯蔵容器（容量 1m³）を製作

技術概要：
【試験手順】

試験の準備
・非放射性・放射性の飛灰・主灰の入手
・添加材（石炭灰、高炉スラグ）、薬剤、試験用器具の調達

試験① 試料・材料の性状確認試験
・蛍光X線分析装置等による化学組成、化合物、結合状態等の分析
・放射性飛灰・主灰（図1）の放射能濃度の測定

試験② ジオポリマーの配合試験
・ジオポリマーの配合試験、固化体強度の測定（図2）

試験③ ジオポリマーの性能確認試験
・固化体・粉砕物の溶出試験による重金属・Csの溶出抑制効果の測定

試験④ ジオポリマーの安定性試験
・中性化（図3）、乾燥、酸への抵抗性（図4）の確認
・塩化物イオン、硫酸イオンの影響の確認

試験⑤ 貯蔵容器製作試験
・1m³貯蔵容器の製作
・製造性・安全性の確認、遮蔽性能の測定

片付け、撤収
・発生廃棄物等の処理
・試料固化体の保管等

評価および報告書作成
・物資収支・放射能収支の評価
・実用性、経済性、安全性の評価

図1 放射性飛灰

図2 圧縮強度試験

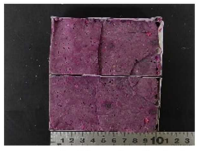


図3 中性化促進試験

図4 酸浸漬試験

【試験目標】
（1）飛灰・主灰を用いて目標とするジオポリマー固化体を製作できる配合の探索
　　（目標強度は JASS5 の供用期間 30 年の耐久設計基準強度 18N/mm² 以上）
（2）セメント固化体よりも高い Cs 溶出抑制効果の確認
（3）線量率を 90%低減できる遮蔽性能の高い貯蔵容器（厚さ 15cm）の製作

【期待される成果】
（1）飛灰・主灰の再生利用による貯蔵量の縮減
（2）放射能濃度の高い廃棄物向けの貯蔵容器への活用

<table>
<tr><td colspan="2">実証試験の結果：
（１）試料・材料の性状確認試験
・放射性飛灰・主灰は非放射性に比べ、ジオポリマーに必要な Si、Al を多く含有
・石炭灰は放射性飛灰・主灰に比べ Al を多く含有
（２）ジオポリマーの配合試験
・固化には石炭灰の添加が必要で、飛灰・主灰約 30%および石炭灰約 30%（その他水ガラス、水酸化ナトリウム等）、40℃加温の 1 週間養生で目標強度を達成可能
・石炭灰が約 56%、放射性飛灰・主灰が約 6%の配合にて常温での 1 週間養生で目標強度以上を達成可能
・常温養生で飛灰・主灰の配合率を上げるためには、高炉スラグの配合が有効
（３）ジオポリマーの性能確認試験
・貯蔵容器製作の配合での Cs 溶出率は約 0.3%となり、溶出抑制効果はセメント固化体に比べ非常に高い。Cs 溶出量は、Cs の公共水域の濃度限度を下回った。
（４）ジオポリマーの安定性試験
・一般環境において 30 年間で容器の鉄筋に中性化が到達することに相当する促進環境での中性化速度係数 12.7mm/$\sqrt{週}$ と比較して十分遅い
・浸漬試験による質量減衰は、放射性・非放射性の固化体ともにモルタルが約 30%に対し、ジオポリマーが約 10%と非常に耐酸性が強い。
・乾燥収縮ひずみは加温養生の非放射性の場合に約 360μ となり、標準設計値 800μ に比較して十分に小さい。常温養生の放射性の場合、非放射性に比べるとジオポリマーの収縮ひずみが大きい。
・放射性の場合、非放射性に比べ塩化物イオンの溶出量が少なく、腐食発生限界塩化物イオン濃度（1.2kg/m^3）以下となり鉄筋の腐食に影響しない。
（５）貯蔵容器製作試験
・本試験で採用した配合において放射性飛灰・主灰を用いた貯蔵容器の製作に成功
・製作した貯蔵容器の遮蔽性能は線源の表面線量率を約 90%低減</td></tr>
<tr><td colspan="2">減容等の評価：年間 2,046t の飛灰・主灰の再生利用により処分量が削減し密度 1.2g/cm^3、高さ 1m と仮定した場合に処分場容積は約 1,705m^3 削減する。</td></tr>
<tr><td colspan="2">作業員被ばく量評価：取り扱う放射能濃度が 10 万 Bq/kg の場合、線源との離隔距離 50cm における線量率は 4.2μSv/h 程度となった。作業員が年間を通して製造に従事した場合、電離則の線量限度を超えないため被ばくの観点での安全性は確保できる。</td></tr>
<tr><td>コスト評価：
約 38.5 万円/容器</td><td>歩掛り（作業人工、作業速度等）：
作業人工：1.0 人工/容器、作業速度：1.25 容器/h</td></tr>
<tr><td colspan="2">コスト評価条件：実機プラントの仕様は、飛灰・主灰を約 30%使用した 1m^3 貯蔵容器を 10 個/日（8 時間/日操業）、年間 3,000 個製造とし、作業員は 10 名で行うとした。</td></tr>
<tr><td colspan="2">作業における安全上の注意：実機製造プラントでは放射性飛灰・主灰、水酸化ナト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。</td></tr>
<tr><td>試験場所（住所）：福島県いわき市、茨城県東海村、愛知県名古屋市等</td><td>除去物保管場所と保管状況：試験に使用した飛灰・主灰は、産業廃棄物業者と協議し適切に処分した。</td></tr>
</table>

１. 試験の目的

（１）背景と取組み

中間貯蔵施設では、福島県内の可燃性除染廃棄物を焼却した飛灰・主灰の再生利用による貯蔵量の縮減が求められている。また、中間貯蔵施設内での再生利用品の適用が検討されている。中間貯蔵施設のうち廃棄物貯蔵施設においては、10 万 Bq/kg 超の廃棄物を容器内に貯蔵し、建屋内に数段積みの状態での配置が検討されている。以上より、中間貯蔵施設内での再生利用品の 1 つとして、飛灰・主灰を用いたコンクリート貯蔵容器相当の固化体製作を検討の対象とした。本事業では、飛灰・主灰等を固化する技術としてジオポリマーを採用した。

（２）ジオポリマーについて

飛灰・主灰の再生利用に向けて導入するジオポリマーとは、アルミノケイ酸塩による活性フィラーとアルカリ活性剤との反応で形成される非晶質の縮重合体（ポリマー）の総称である。従来のセメントを用いたコンクリートと類似した固化体が得られる。各固化体のそれぞれに必要な材料を**図 1-1** に示す。

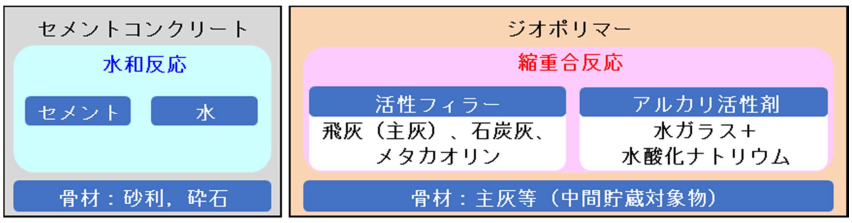


図 1-1　セメントコンクリートとジオポリマーの材料説明図

（３）提案技術の目的

飛灰・主灰は、ごみの種類、焼却処理方式等により性質が異なるため、福島県内の可燃性除染廃棄物を焼却した飛灰・主灰がジオポリマーに適するか明確ではない。本事業では、福島県内外で発生した化学組成等性状の異なる飛灰・主灰を用いて、飛灰・主灰のジオポリマーに対する適用性について実証した。各種試験を通じ、本技術による放射性飛灰・主灰の有効利用の方法と効果を確認し、得られた知見から本技術の実用性、経済性、安全性を明確にすることを目的とした。

（４）成果目標

放射性物質を含んだ飛灰・主灰を用いたジオポリマーによるコンクリート二次製品相当の固化体を製作した前例がないため、その固化体の製作に資する固化方法を示す。放射性物質を含むため、セメントで固化する場合より高い Cs 溶出抑制効果を有する固化体を製作する。また、製作した容器で高濃度放射性廃棄物を保管する場合、放射線の遮蔽が必要となるため、本事業で製作する貯蔵容器（厚さ 15cm）で線量率を 90%低減でき、貯蔵容器として安定して設置するために、圧縮強度が 18N/mm^2（JASS5 の供用期間 30 年の耐久設計基準強度 18N/mm^2 を参考に設定）以上であることを目標とした。貯蔵容器として活用した後の処理・処分を見通し、路盤材等の転用した場合の環境影響を調査する。

２. 試験の内容

（１）試験のフロー

技術概要の試験手順に示す。

（２）試験の実施場所

本実証試験の実施場所を以下の**表 2-1** に示す。

表 2-1　試験の実施場所

試験内容	試験場所
非放射性配合試験（強度試験含む）	国立大学法人 名古屋工業大学大学院
非放射性・放射性の性状確認試験、強度試験（放射性のみ）、溶出試験、安定性試験	一般財団法人 東海技術センター
放射性の性状確認試験、溶出試験	国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構
放射性の配合試験（強度試験除く）、貯蔵容器製作試験、遮蔽試験	株式会社 矢内総建（久ノ浜工場）

（３）試料の準備

福島県内外で発生した飛灰・主灰を試料として選定・入手した。試料の情報を**表 2-2** に示す。試料はキレート処理を行っていない非放射性飛灰・主灰を 6 種類、放射性飛灰主灰を 6 種類準備した。試料の写真を**図 2-1** および**図 2-2** に示す。

表 2-2　飛灰・主灰の試料情報

	試料 No.	場所	灰種	焼却対象物	焼却炉形式	放射能濃度 [Bq/kg]	備考
非放射性 飛灰・主灰	1	A 市	飛灰	都市ゴミ	ストーカ	－	－
	2		主灰			－	－
	3	B 市	飛灰	都市ゴミ	流動床	－	－
	4	C 社	飛灰	産業廃棄物	ストーカ	－	－
	5		主灰 A			－	1 号炉
	6		主灰 B			－	2 号炉
放射性 飛灰・主灰	7	D 村	飛灰	除染廃棄物等	流動床	34,000	2 号炉
	8				ストーカ	55,000	1 号炉
	9		主灰			22,000	
	10	E 市	飛灰	除染廃棄物等	ストーカ	18,000	2 号炉
	11		主灰 A			10,000	
	12		主灰 B (※)			10,000	

（※）採取日が異なる主灰

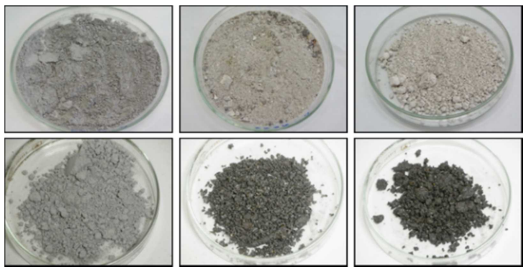


図 2-1　非放射性飛灰・主灰
（上段左から試料 1，2，3）
（下段左から試料 4，5，6）

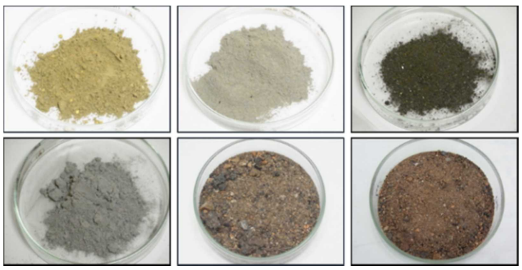


図 2-2　放射性飛灰・主灰
（上段左から試料 7，8，9）
（下段左から試料 10，11，12）

（４）試験の実施要領

①試料・材料の性状確認試験

本試験では、使用する試料や材料に対し、XRF による化学組成の分析、XRD による化合物の同定、FT-IR による結合状態の確認等により、ジオポリマーに必要な元素（ケイ素、アルミニウム）の含有量と化学形態等を把握した。

②ジオポリマーの配合試験

本試験では、非放射性、放射性の各試料に対し、基本配合を基に 40 ケース検討し、圧縮強度の目標値である 18N/mm^2 を 1 週間で達成する配合を選定した。基本配合は、名古屋工業大学の研究成果に基づき、石炭灰を約 61%、水ガラスを約 28%、水酸化ナトリウム顆粒を約 7%、水を約 4%とした。強度は寸法比が 1：2 となる円柱試験体を製作し、脱型・整形後に圧縮強度試験を行うことで確認した。

③ジオポリマーの性能確認試験

本試験では配合試験にて目標強度 18N/mm^2 等を達成できた 5 ケースの試験体（約 100g）を製作し、固化体と粉砕物からの Cs・重金属等の溶出試験を JIS K 0058-1 に準じて行うことで性能を確認した。溶出試験の手順を**図 2-3** に示す。

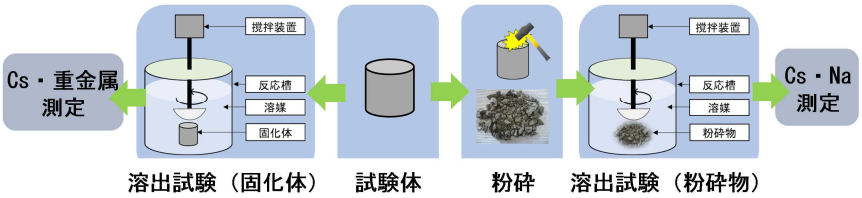


図 2-3　溶出試験の手順

④ジオポリマーの安定性試験

非放射性、放射性の代表的な配合を選定し、ジオポリマーに対する中性化促進試験（JIS A 1153）、酸浸漬試験、乾燥収縮試験・乾燥質量変化試験（JIS A 1129）および陰イオン影響試験（JIS K 0058-1）を行い、固化体の安定性を確認した。

⑤貯蔵容器製作試験

本試験は、1m^3 容器相当の貯蔵容器（内寸：1m×1m×1m、厚さ：0.15m）を製作し、製造性、安全性、遮蔽性を確認した。製作試験の手順を**図 2-4** に示す。また、型枠には防水合板を用い、直径 13mm の異形棒鋼を 150mm のピッチで配置した。打設はモルタルポンプを用いて行った。

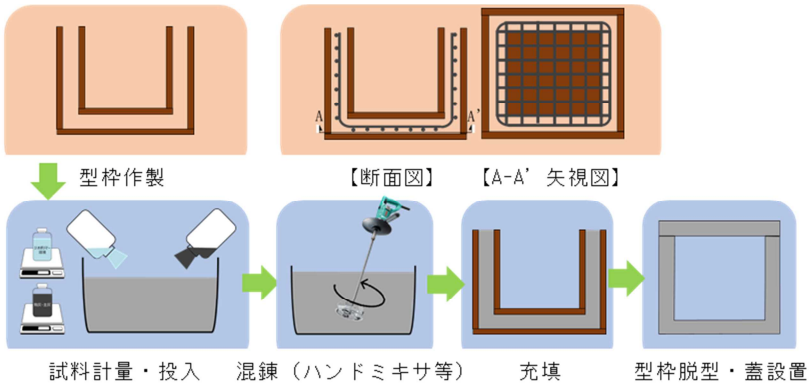


図 2-4　貯蔵容器製作試験の手順

３. 試験の結果

（１）試料・材料の性状確認試験

非放射性飛灰 3 種類・主灰 3 種類、放射性飛灰 3 種類・主灰 3 種類、石炭灰および高炉スラグを用いた。

①XRF

放射性飛灰は、非放射性と比較して SiO_2 が 2 倍以上多く、Al_2O_3 も比較的多く含有されていた。主灰に関しては SiO_2 の含有量が石炭灰と同等以上であった。飛灰に加え主灰についても活性フィラーとしての効果が期待できる。一概に、SiO_2、Al_2O_3 の含有量だけで議論することは難しいが、含有量が多い灰ほど、ジオポリマー反応への貢献が期待される。XRF 分析結果を**図 3-1** に示す。

②XRD

XRD 分析結果のうち強度（cps）順に代表的な化合物として上位 3 種を**表 3-1** に示す。放射性飛灰・主灰はケイ素を含有する結晶性の化合物として主に石英が同定された。これは、焼却対象物が除染した草木等によるためと考えられる。

③FT-IR

本事業の試料である飛灰・主灰は、石炭灰と同様に、波数 1,100cm^{-1} 付近に Si-O-Si 伸縮振動の結合状態の吸収が確認できた。飛灰・主灰は、ジオポリマー反応を示す Si-O-Al の結合状態が原料由来ではないことが確認できた。

④含有重金属

放射性飛灰・主灰の重金属含有量は、非放射性に比べ概ね少ない結果となった。これは、焼却対象物が放射性の場合に草木等の可燃性除染廃棄物、非放射性の場合に都市ゴミや産業廃棄物等であり、この違いによるものと考えられる。

⑤含有放射能濃度（**表 2-2** 参照）

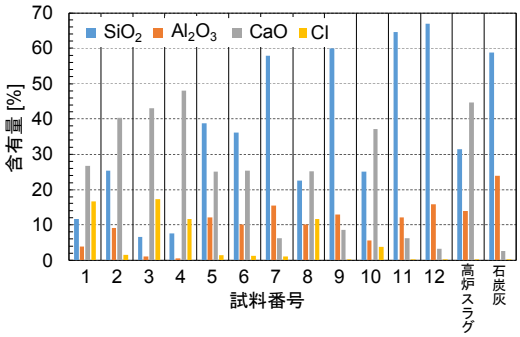


図 3-1　飛灰・主灰等の XRF 結果

表 3-1　飛灰・主灰等の XRD 結果

試料情報					代表的な化合物		
非放射性	A市	1	飛灰	ストーカ	KCl	NaCl	$CaCO_3$
		2	主灰		SiO_2	$CaCO_3$	CaO
	B市	3	飛灰	流動床	$CaCO_3$	NaCl	$CaCO_3$
	C社	4	飛灰	ストーカ	$Ca(OH)_2$	CaCl(OH)	NaCl
		5	主灰A		SiO_2	$CaCO_3$	長石
		6	主灰B		SiO_2	$CaCO_3$	長石
放射性	D村	7	飛灰	流動床	SiO_2	長石	雲母
		8	飛灰	ストーカ	長石	SiO_2	$Ca(OH)_2$
		9	主灰		SiO_2	長石	雲母
	E市	10	飛灰	ストーカ	$Ca(OH)_2$	SiO_2	長石
		11	主灰A		SiO_2	長石	$CaCO_3$
		12	主灰B		SiO_2	長石	-
他	石炭灰				SiO_2	$Al_6Si_2O_{13}$	-
	高炉スラグ				-		

（２）ジオポリマーの配合試験

配合試験により以下の知見が得られた。

①非放射性

既往のジオポリマー研究で石炭灰の使用、加温の養生により固化するとの報告が多いため、飛灰や主灰に石炭灰を加え、40℃加温の 1 週間養生にて試験を行った。常温での固化を期待して高炉スラグを一部加えた。

A 市の飛灰は前処理が必要ではあるが、A 市飛灰と石炭灰を混合した 3 種の配合にて目標強度を達成できた（**図 3-2** 参照）。A 市飛灰：石炭灰の比が 5：5 の配合に対し、主灰を混入した A 市飛灰：A 市主灰：石炭灰の比が 2.5：2.5：5 の配合にて試験を行った結果、目標強度を達成できた（**図 3-2** 参照）。また、高炉スラグを混入し常温固化と強度を確認した。飛灰：石炭灰：高炉スラグの比が 3.5：3.5：3（30%置換）の配合にて目標強度を達成できた（**図 3-2** 参照）。

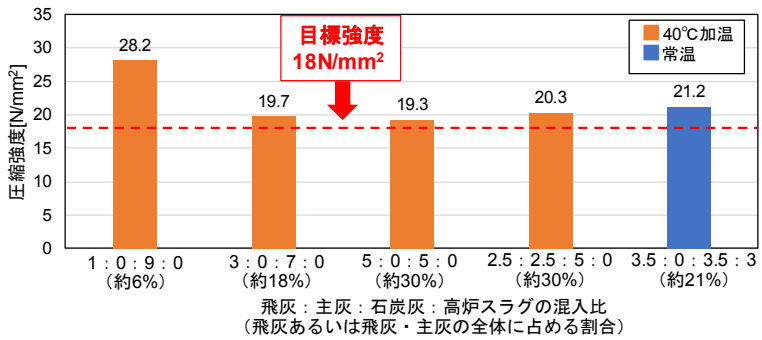


図 3-2　非放射性固化体の圧縮強度

②放射性

放射性飛灰・主灰を用いて貯蔵容器を製作する場合、本事業では一定の養生環境を維持することが困難と考えられたため、常温養生での試験も行った。配合は非放射性での結果を参考に設定した。

E 市飛灰：E 市主灰：石炭灰の比が 0.5：0.5：9 の配合では、常温養生（約 13℃）にて固化し目標強度を達成できたが、E 市飛灰：E 市主灰：石炭灰の比が 2.5：2.5：5 の配合では目標強度を達成できなかった（**図 3-3** 参照）。そこで、非放射性の試験結果から高炉スラグを 30%置換すると常温での目標強度達成を確認できたため、放射性でも同様に飛灰：主灰：石炭灰：高炉スラグの比が 1.75：1.75：3.5：3（高炉スラグ 30%置換）の配合で常温固化および強度発現に至るか確認した。その結果、高炉スラグの混入により目標強度を達成できた（**図 3-3** 参照）。次に、加温養生による強度発現状況を確認した。飛灰：主灰：石炭灰の比が 0.5：0.5：9、2.5：2.5：5 の配合を 40℃の加温環境にて試験を行った。その結果、40℃の加温環境で目標強度を達成できた（**図 3-3** 参照）。

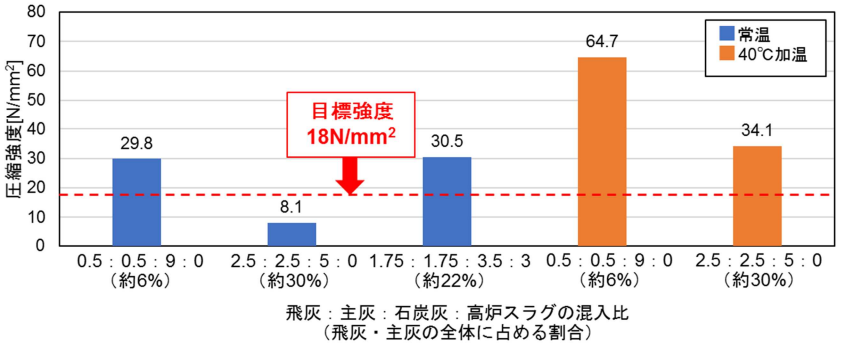


図 3-3　放射性固化体の圧縮強度

以上より、ジオポリマーは高炉スラグを使用しない配合にて 40℃の加温養生が可能であれば約 30%、常温養生であれば約 6%の放射性飛灰・主灰を使用できることが確認できた。また、常温固化および目標強度を達成しつつ、飛灰・主灰の配合率を上げるためには高炉スラグの配合が有効であることが確認できた。

（３）ジオポリマーの性能確認試験

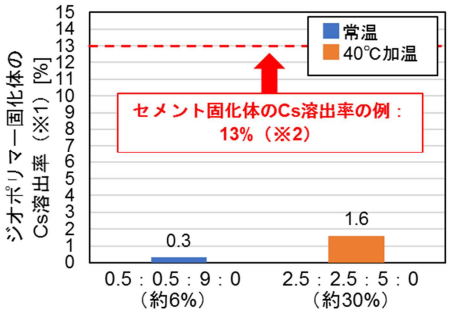
前述した**図 3-2**、**図 3-3** の配合に対し重金属および Cs の溶出試験を行った。

①重金属（固化体）

非放射性は砒素、水銀、セレン、ふっ素、ほう素において、放射性は水銀を除く非放射性と同様の重金属において、溶出するものが一部認められた。そのため、再利用用途に応じて、改めて重金属溶出量の調査が必要となることが確認できた。

②放射性 Cs（固化体・粉砕物）

JIS K 0058-1 に準じた固化体と粉砕物の Cs 溶出試験を行った。ジオポリマー固化体からの Cs 溶出率は後述する貯蔵容器製作の配合で 0.3%、他の配合で最大 1.6%となり、溶出抑制効果はセメント固化体に比べ非常に高い結果となった（**図 3-4** 参照）。当該固化体からの溶出量は最大でも 7.1Bq/L となり、参考までに Cs の公共水域の濃度限度と比較した結果、限度値を下回った。粉砕物は一度新しい溶媒へ交換し試験を 2 回行った。粉砕物は固化体に比べ比表面積が大きい等のため Cs の溶出量が多く、試験 1 回目より 2 回目は表層の溶出が減るため溶出量が少ない結果となった。また試験 2 回目で Na の溶出量が減少し Cs の溶出量が増加しないため、Na の溶出が Cs の溶出挙動に影響を及ぼさないことが確認できた。



※1 溶出率とは固化体の含有放射能に対する溶出した放射能の割合のことを示す。
※2 環境省、2011年8月10日、災害廃棄物安全評価検討会（第5回）、資料3-1 p.5

図 3-4　溶出試験結果

（４）ジオポリマーの安定性試験

安定性試験を行う配合は、非放射性は飛灰・主灰が約 30%の配合で 40℃加温養生、放射性は飛灰・主灰が約 6%の配合の常温養生とした。

①中性化促進試験

中性化の進行は、一般環境において 30 年間に容器の鉄筋（深さ 50mm）に中性化が到達することに相当する促進環境での中性化速度係数 12.7mm/$\sqrt{週}$ と比較して十分遅いことが確認できた（**図 3-5** 参照）。なお、本試験は CO_2 濃度 5%、温度 20℃、湿度 60%の促進環境にて行った。

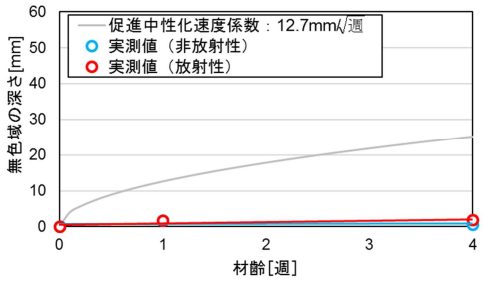


図 3-5　中性化促進試験結果

②酸浸漬試験

ジオポリマーとモルタルを 5%硫酸へ浸漬した結果、モルタル（W/C=50%、OPC：標準砂=1：3）の 4 週の質量減少率が約 30%に対し、ジオポリマーは約 10%と非常に耐酸性が強いことが確認できた（**図 3-6**、**図 3-7** 参照）。

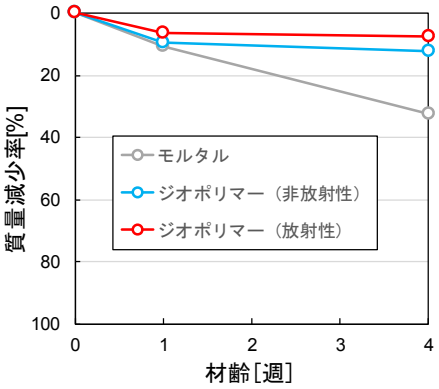


図 3-6　酸浸漬試験結果

モルタル 4 週後

ジオポリマー4 週後（放射性）

図 3-7　試験体外観状況

③乾燥収縮試験

本試験は温度 40℃の環境にて行った。ジオポリマーの乾燥収縮ひずみは、加温養生の非放射性の場合に約 360μ となり、建築物の標準設計値 800μ（JASS5）に比較して十分に小さい。常温養生の放射性の場合、非放射性に比べると収縮ひずみが大きくなったが、既往の知見であるジオポリマーの結果と大きな差異はなかった。

④陰イオン影響試験

ジオポリマーは放射性の場合、非放射性に比べ塩化物イオンの溶出量が少なく、腐食発生限界塩化物イオン濃度（1.2kg/m^3）以下となり鉄筋の腐食に影響しない。

（５）貯蔵容器製作試験

放射性飛灰・主灰を用いた貯蔵容器（内寸 1m 立方、厚さ 0.15m）製作のための配合選定にあたっては、材齢 1 週間で目標強度値以上、高流動性（フロー値 24.5cm 以上）、常温固化、高炉スラグ無しとした。選定された配合（**表 3-2** 参照）は、E 市の飛灰・主灰約 6%、石炭灰約 56%で、フロー値は 28cm である。

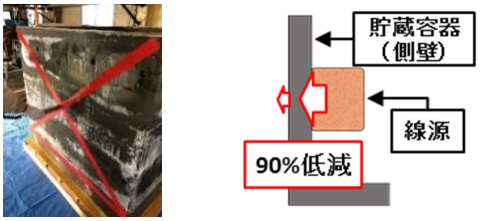
表 3-2 貯蔵容器の配合

試料情報	混入比				混入割合[%]							養生条件	
	飛灰	主灰	石炭灰	高炉スラグ	飛灰	主灰	石炭灰	高炉スラグ	水ガラス	NaOH	水		
E市ストーカ	0.5	0.5	9	0	3.1	3.1	55.6	0.0	27.8	6.6	3.9	常温	1週

打設にはモルタルポンプ、型枠には防水合板を使用し、異形棒鋼 D13 を 150 ピッチで壁中央に配筋した。脱型時期は気温低下の影響を考慮して常温で 2 週間以上養生した。製作した貯蔵容器の遮蔽性能は、線源の表面線量率を約 90%低減できた。打設状況を**図 3-8**、貯蔵容器の外観状況を**図 3-9**、遮蔽試験状況を**図 3-10** に示す。

図 3-9　貯蔵容器の外観状況（脱型後）

図 3-8　打設状況



(a)測定状況　　(b)断面イメージ

図 3-10　遮蔽試験状況

また、本試験で製作した貯蔵容器の配合の粉体材料と固化体の FT-IR の結果を**図 3-11** に示す。名古屋工業大学の知見より 1,100cm^{-1} 付近に存在する Si-O-Si 伸縮振動の吸収に比べ、Si-O-Al の結合状態を表す吸収が顕著になったことでジオポリマー反応が起こっていると推定される。そのため、貯蔵容器の配合にて同様のジオポリマー反応が起こっていることが確認できた。

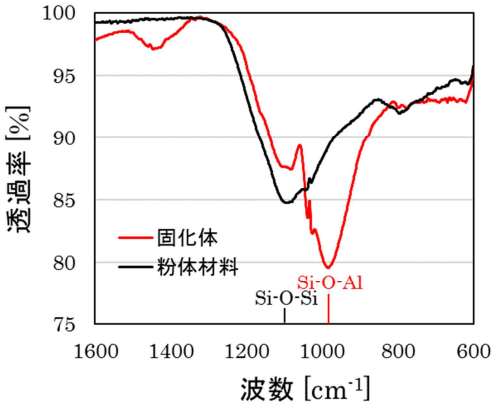


図 3-11　貯蔵容器配合の FT-IR 結果

4. 試験結果の評価

（1）物資収支および放射能収支の評価

①物質収支について

物質収支は、可燃性除染廃棄物を焼却した飛灰・主灰を主な対象とする。放射性飛灰・主灰を 1m^3 容器 1 個あたり約 30%（682kg）混入可能と想定した。実機製造プラントにおいては、貯蔵容器を 1 日 10 個、年間 3,000 個を製作できる設備の生産能力とした。これにより、放射性飛灰・主灰を年間 2,046t の再利用が可能である。

②放射能収支について

放射能収支は、放射性飛灰・主灰が約 30%の配合、放射能濃度 10 万 Bq/kg とした場合、1m^3 容器 1 個の放射能濃度、放射能は以下のようになる。

放射能濃度：10 万 Bq/kg×0.3＝30,000Bq/kg

放射能　　：10 万 Bq/kg×682kg＝6,820 万 Bq

（2）実機製造プラントの検討

図 4-1 のように実機製造プラントを想定した。これは飛灰・主灰を容器製作の材料として再生利用し、さらに飛灰・主灰の貯蔵までを行うプラントである。

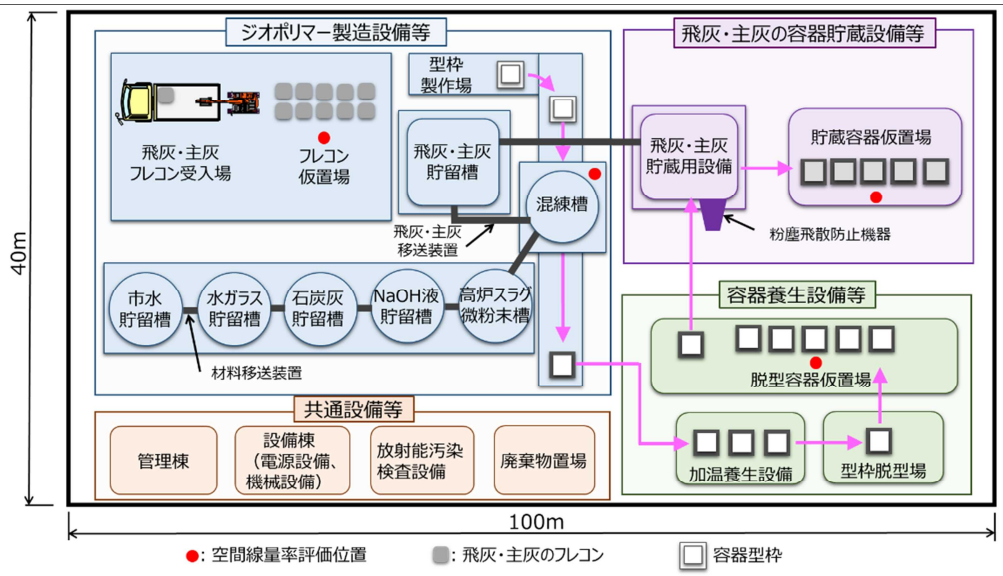


図 4-1　実機製造プラントの概略図（平面図）

①コストの評価

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業を基に、貯蔵容器の製作コストを算定した。算定の内容は、材料費、製作費、放射線管理費および容器輸送費等を求め、それらを基に容器 1 個当たりのコストを算出した。その結果、容器 1 個当たり約 38.5 万円となった。

②安全性の評価

取り扱う飛灰・主灰の放射能濃度を 10 万 Bq/kg とした場合、実機製造プラント内の評価位置（**図 4-1**）の空間線量率を計算した。製造時の作業員の被ばく線量は作業内容や条件に依存するが、想定する範囲内で最大でも年間 4.2mSv となり、電離則の年間線量限度以下であることから被ばくの観点で安全性を確認できた。

（３）被ばく線量の評価

放射性飛灰・主灰の貯蔵時に想定される被ばく線量の評価を行った。50 万 Bq/kg の飛灰・主灰を貯蔵した場合でも遮蔽性能が高いため、容器の表面線量率は 12.5μSv/h と算定された。線源との離隔距離 50cm の場合は 7.6μSv/h となった。

（４）再生利用の評価

一次の再生利用として、容器や縁石等のコンクリート二次製品に相当するものが製作できる。さらに、二次の再生利用として、30 年後に含有する放射能濃度が半減するため、粉砕処理して路盤材等として使用できる可能性もあると考える。

５. まとめと今後の課題

（１）まとめ

福島県内の放射性飛灰・主灰は非放射性に比べてジオポリマーに必要な Si、Al の含有量が十分に多く、ジオポリマーの製作が可能であることが確認できた。既往の

知見と非放射性飛灰・主灰の結果を基に、放射性飛灰・主灰の配合試験を行い、40℃加温の場合に約 30%、常温の場合に約 6%の飛灰・主灰の配合量で目標強度 18/mm^{2}を達成できた。また、常温固化および目標強度を達成しつつ、飛灰・主灰の配合率を上げるためには高炉スラグの配合が有効であることが確認できた。ジオポリマー固化体の Cs 溶出試験では、Cs の溶出率は貯蔵容器製作の配合で 0.3%、他の配合でも最大 1.6%となり、溶出抑制効果はセメント固化体に比べ非常に高い結果となった。ジオポリマーの安定性は、上限値（中性化速度係数）と比較すると中性化の進行、モルタルと比較すると酸に対する影響は少なく、乾燥による収縮ひずみは既往の知見であるジオポリマーの結果と大きな差異がないこと等を確認した。これらの結果を受けて、目標強度達成、常温固化、高流動性（フロー値：24.5cm 以上）および高炉スラグ無しの条件を満足した放射性飛灰・主灰（6%混入）の配合にてジオポリマーの貯蔵容器を製作できることを実証した。

実用性の観点では、飛灰・主灰を用いた十分な強度を有する容器を製作できたことから、実用面での使用は可能と考える。実機製造プラントでは、コンクリート二次製品工場のように、加温養生できる設備構築、打設方法・材料の見直しを行えば、放射性飛灰・主灰の使用量を 30%まで増やせる可能性は十分にある。

経済性の観点では、実機を想定したコストとして 1 容器当たりの製作費が約 38.5 万円となった。コンクリート容器製作費の約 23.5 万円に比べると約 1.6 倍高くなったが、ジオポリマー材料の大量購入、本来必要となる飛灰・主灰貯蔵費の低減等を考慮した場合、価格差は小さくなると考えられる。

安全性の観点では、放射能濃度が 10 万 Bq/kg の飛灰・主灰を扱った場合でも最大で年間 5.0mSv 以下の被ばくとなり、被ばくの観点での作業安全性は確保できると考える。ただし、ジオポリマー材料には劇物指定の水酸化ナトリウムがあり、機器側では自動化システムの構築による人力作業の排除、作業員側では安全防護具の着用等を行うことが必要と考えられる。

（２）今後の課題

品質という観点では、使用する飛灰・主灰の性状や配合・養生の条件によって固化や強度発現状況が異なる可能性があるため、安定した容器製作の実現には多種多様な条件での性状分析や配合検討が必要と考える。容器の長期安定性については、乾燥収縮によるひび割れが懸念されるため、対策を検討する必要がある。

実用性という観点では、容器の段積み時、衝撃時および地震時などに関する耐荷性試験を行う必要がある。中間貯蔵期間終了後の容器の再利用時は、使途に合わせて必要な試験を行い、その適用性を検討する必要がある。

経済性については、主に材料コストがコンクリート容器製作と大きく異なる部分であり、材料のコストダウンに向けた検討が課題となる。

安全性という観点では、投入する物量や放射能濃度の増大に対して、人力作業の排除（自動化）に加え、粉塵飛散防止策の強化、遮蔽体の構築等、その実施に向けた手法策定が課題となる。

実施代表者：株式会社大林組

実証テーマ名：除染土壌の建設資材化のための品質調整システム技術実証

概要：

盛土等の土工事に用いる土壌はその性状が変化する場合、締固め試験等の各種試験が必要となるため、土壌を一定の品質にして出荷することが現場の負担軽減と安定した施工品質にとって重要である。そこで、細粒分含有率および強度と相関の高い含水比に着目し、従来の粒度や含水比およびコーン指数等を求める土質試験に代わり、自動測定可能な含水比測定装置を用い、除染土壌の含水比測定から適切な配合までを自動的に行って利用目的に応じた安定した品質の混合材を製造する技術の実証を行った。

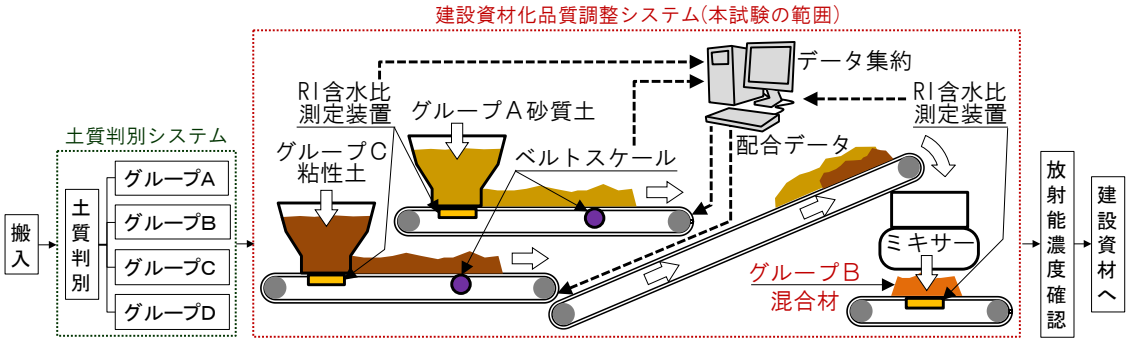
実施内容：

砂質土と粘性土を組み合わせた混合材 24 ケースの含水比とコーン指数を測定して相関関係を把握し、必要なコーン指数（グループ B：800kN/m² あるいは 400kN/m²）を満足する目標合成含水比を求め、配合割合計算手法を確立する。試験装置を用いて、目標合成含水比の混合材を製造できるか、また、製造した混合材が必要なコーン指数を満足するかを確認する。

技術概要：

１．建設資材化品質調整システム

あらかじめ 4 つの区分に分けた除染土壌のうちグループ A とグループ C に相当する土の含水比（%）を測定して（RI 含水比測定装置）、混合材の配合割合を算出する。配合割合にしたがって自動で計量・運搬（ベルトスケール、ベルトコンベア）を行い、ミキサーで混合攪伴して混合材を製造する。排出した混合材の含水比を測定して必要な強度を満足しているか（グループ B 相当）、品質確認を行う。なお、除染土壌の区分けには H28 年度に実証した土質判別システムを活用する。



土壌の区分：グループ A（第 1 種建設発生土相当）、グループ B（第 2、3 種建設発生土相当）、グループ C（第 4 種建設発生土相当）、グループ D（泥土）

図 1　建設資材化品質調整システムのイメージ

２．期待される効果

・強度の低い除染土壌も利用した建設資材化
・除染土壌で粒度調整ができ、土質改良のための固化材の購入を抑制
・品質調整が連続かつ自動的にでき、資材化の処理速度を向上
・一定品質の資材提供ができ、受入側の品質確認の負担を軽減
・自動化により作業員数を最小限化

実証試験の結果：

１．混合材の含水比とコーン指数の相関関係把握試験

・土の合成含水比とコーン指数に相関関係があることを明らかにした。
・砂質土と粘性土のいずれの組合せにおいても、合成含水比が小さくなる（砂質土系が多くなる）とコーン指数が増加することがわかった。
・最も強度を得られにくいケースの結果を安全側の値であると判断して、本試験で製造する混合材の目標合成含水比を 24.5%と設定した。
・粘性土試料のうち最も含水比の高い試料のケースでは、合成含水比が大きくなるに従い大きな塊が発生しやすくなる。組み合わせた土の土質の違いにより、混合後の性状が異なる場合があることが確認された。

２．建設資材化品質調整システム実証試験

・様々な条件での混合材の製造を行った結果、提案技術により目標合成含水比を任意に変更して混合材を製造することが可能である。
・本試験で目標としたコーン指数 800kN/m² 以上の値が得られた。含水比を指標とした配合割合計算、所定の品質を満足する混合材の製造および混合材の品質確認が可能であることを確認した。
・投入重量と計測重量の差違は最大でも 2.1%であり、精度良く計量できていることが確認できた。
・RI 含水比測定装置の測定結果は設置位置の影響を受けるので、注意を要する。
・いずれのケースにおいてもコーン指数が目標値を大きく上回ったが、これは最も安全側の合成含水比の値を目標値に採用したためと考えられ、実運用においては、目標合成含水比をより大きな値に設定できる可能性がある。

３．実機化の検討

・連続化には課題があるが大型化は可能であり、容量 3.3m³ の 2 軸強制練りミキサーを用いて、本試験装置（バッチ処理）を大型化することで、施工量 277/t 日が実現できる。
・試験試料に除染土壌を用いなかったが、RI 含水比測定装置の測定結果は放射性 Cs の影響を受けないため、実運用でも問題なく処理できる。

減容等の評価：

グループ C をグループ A と混合することで再生利用に適したグループ B にでき、そのままでは再生利用に向かないグループ C を減らすことができる。加えて、グループ C に必要な土質改良のためのセメント固化材を減らすこともできる。

作業員被ばく量評価：

再生利用の対象は放射能濃度が 8,000Bq/kg 以下の土壌であること、作業員は重機および車両の運転手と誘導員であり、土壌に直接触れることはなく、一定の離隔距離も確保できることから、被ばく線量は低い。

コスト評価：混合材製造コスト 994 円/t ＝建設費 18 円/t＋ランニングコスト 973 円/t ＋撤去費 3 円/t	歩掛り（作業人工、作業速度等）： ・作業員 6 名×7h/日 ・処理能力 39.6t/h、1.98t/バッチ（3 分）

コスト評価条件：稼働日数 300 日/年×5 年、処理数量 415,500t（277t/日、83,100t/年）

作業における安全上の注意：

原動機および回転軸プーリー等のカバー、ロープ式非常停止装置・ボタン式非常停止装置を設置する。ベルトコンベアの乗り継ぎ部には、土の飛散防止カバーを設置する。

試験場所（住所）：埼玉県川越市	除去物保管場所と保管状況：該当しない

１．試験概要

（１）試験の目的

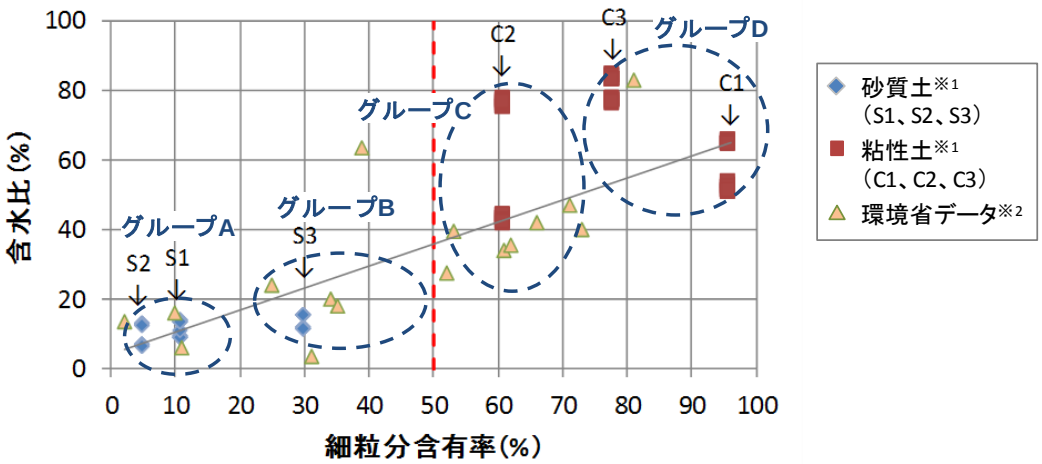
本試験では、まず、合成含水比（以下、異なる含水比の土壌を混合した土壌の含水比を合成含水比という）とコーン指数の相関関係を把握し、グループ B のコーン指数（800kN/m² または 400kN/m²）を満たすと考えられる目標合成含水比を設定する。次に、含水比測定から適切な配合までを自動的に行い（自動配合）、所定の合成含水比の混合材を製造する技術を実証する。

（２）提案技術における土壌の区分と自動配合の考え方

提案技術は、土質の性状の指標として、細粒分含有率と相関の高い含水比に着目し、あらかじめ設定した土壌の区分に分別した後、異なる区分の土壌の山から採取した土壌の含水比を連続的かつ自動的に測定し、適切に配合し、目標とする品質の土壌に調整するものである。

区分の基準は、発生土利用基準（国官技第 112 号、2006 年）に記載されている土質区分基準を参考に 4 つのグループを設定する（**図 1-1** および**表 1-1** 参照）。区分作業には、「平成２８年度除染土壌等の減容等技術実証事業（その１）」において実証を行った土質判別システムを活用する。除染土壌を類似した品質を有する 4 つのグループに区分して仮置きした後、グループ A（建設資材へそのままで使用可能）と、グループ C（適切に土の強度を向上させれば建設資材へ使用可能）の土壌の山からバックホウ等で土壌を採取し、それぞれの性状を迅速に測定して配合計算し、適切な割合で混合して、グループ B（建設資材へそのままで使用可能）に相当する混合材を製造する（**図 1-2** 参照）。

提案技術で用いた自動配合の考え方を**表 1-2** に示す。



※1 株式会社大林組、2017年、平成28年度除染土壌等の減容等技術実証事業（その1）除去土壌の土質判別システムの開発 報告書 平成29年1月 の試験結果よりグラフ化
※2 三菱マテリアル株式会社、2013年、平成24年度除染等の措置の推進に係る除去土壌の基本特性に関する調査業務 平成25年12月 を元にグラフ化

図 1-1　含水比と細粒分含有率および土壌区分の関係

表 1-1　土壌の区分

土壌の区分	含水比※1	細粒分※1 含有率	相当すると考えられる土質区分	建設資材への適用	土質調整
グループ A	15%未満	15%未満	第 1 種建設発生土	そのままで使用可能	C と混合後、出荷
グループ B	40%未満	50%未満	第 2 種建設発生土 第 3 種建設発生土	そのままで使用可能	そのまま出荷
グループ C	80%未満	50%以上	第 4 種建設発生土	適切な土質改良※2 を行えば使用可能	A と混合後、出荷
グループ D	80%以上	―	泥土（塊状となる土壌も含む）	グループ C より土質改良※2 にコストおよび時間が必要	用途に応じ土質改良※2

※1　各グループの含水比および細粒分含有率は、建設発生土利用基準（国官技第 112 号、2006 年）に記載されている土質区分から引用あるいは推定される値とした。第 1 種建設発生土に分類される砂や礫は細粒分含有率 15%未満のものを指す。含水比の 14%は、**図 1-1** の環境省データより得られた近似線からが、おおむねとして 15%、40%と設定して、本試験では用いた。

※2　「土質改良」は土の強度を向上させるものであり、砂状にさせる「改質」とは異なる。グループ D は提案技術の対象外としている。

表 1-2　自動配合の考え方

工程	考え方
試料の 含水比測定	ホッパー下に設置した RI 含水比測定装置で測定し、パソコンへ記録する（1 回/秒×10 秒の平均値を算出して用いる）。 砂質土（グループ A）の含水比：Wa（%） 粘性土（グループ C）の含水比：Wb（%）
乾燥重量の計算	含水比から砂質土と粘性土の乾燥重量の比率を算出する。 砂質土：粘性土＝Ya：Yb
配合割合の計算	設定した目標合成含水比から砂質土と粘性土の比率を導出し、必要量を算出する。 目標合成含水比（%）＝Ya×Wa＋Yb×Wb 砂質土の必要湿潤重量 Ta（t）＝Ya×1×(1＋Wa/100)※ 粘性土の必要湿潤重量 Tb（t）＝Yb×1×(1＋Wb/100)※ ※乾燥重量 1t の混合材を製造する場合
必要量の運搬	パソコンの計算結果に従って、必要量が排出されるまでベルトコンベアが作動する。

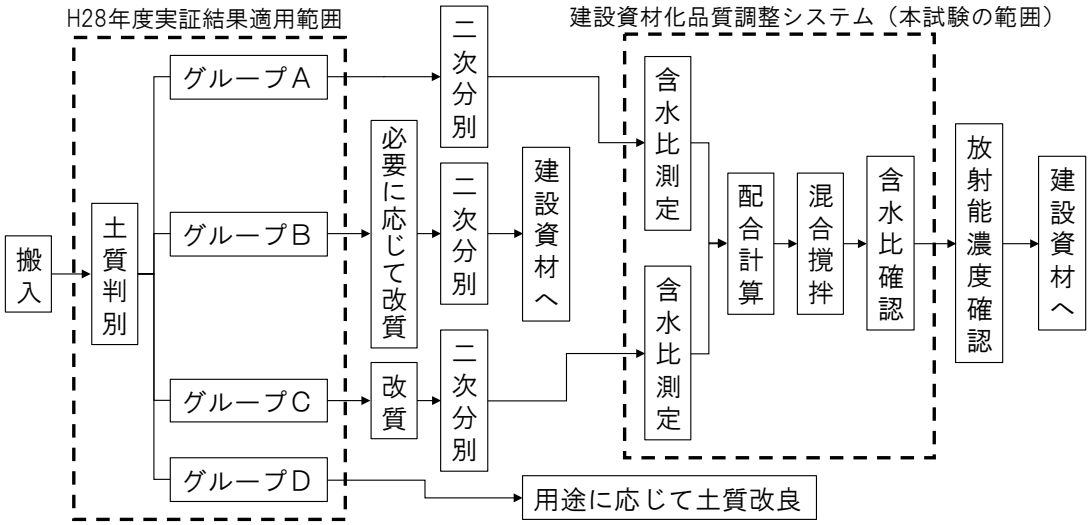


図 1-2　建設資材化処理フロー

（３）試験手順と試験装置

本試験の全体フローを**図 1-3** に、建設資材化品質調整システム実証試験のフローを**図 1-4** に示す。また、試験装置ならびに測定機器を**図 1-5** に示す。

技術実証では、まず合成含水比とコーン指数の相関関係を把握し、合成含水比の目標値を設定した。次に試験装置を製作して計測試験を行い、目標とする品質の混合材が製造可能かどうかについて確認を行った。

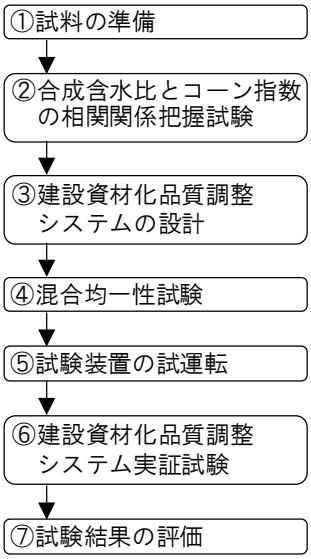


図 1-3　試験全体フロー

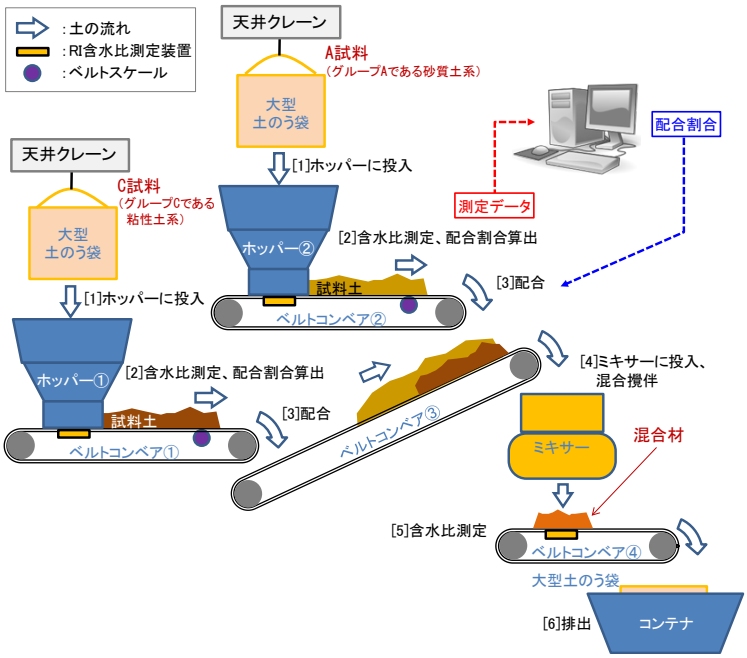


図 1-4　建設資材化品質調整システム実証試験フロー

図 1-5　試験装置および測定機器

（4）試験ケースと対象試料

合成含水比とコーン指数の相関関係把握試験のケース一覧を**表 1-3** に、建設資材化品質調整システム実証試験のケース一覧を**表 1-4** に示す。建設資材化品質調整システム実証試験では、砂質土系試料 2 種類、粘性土系試料 3 種類を選定し、土の種類をパラメータとして全 21 ケース実施した。対象試料は A グループに相当する砂質土系を A1、A2、C グループに相当する粘性土系を C1、C2、C3 と表し、ケース名は例えば A1、C1 を混合した場合は AC11 としている。

表 1-3　合成含水比とコーン指数の相関関係把握試験ケース一覧

砂質土系 （グループ A）	粘性土系 （グループ C）	合成含水比 [%]			
A1：砂質土（川越）	C1：粘性土（川越）＋改質材	20	30	40	50
	C2：粘性土（相模原）＋改質材	20	30	40	50
	C3：粘性土（見附）＋改質材	20	30	40	50
A2：砂質土（笠間）	C1：粘性土（川越）＋改質材	20	30	40	50
	C2：粘性土（相模原）＋改質材	20	30	40	50
	C3：粘性土（見附）＋改質材	20	30	40	50

表 1-4　建設資材化品質調整システム実証試験ケース一覧

砂質土系 （グループ A）	粘性土系 （グループ C）	目標 合成 含水比	ケース名	粒度試験／ コーン指数試験
A1：砂質土 （川越）	C1：粘性土（川越） ＋改質材	相関関係 把握試験 結果より	AC11 - 1 回目	実施
			AC11 - 2 回目	－
			AC11 - 3 回目	－
	C2：粘性土（相模原） ＋改質材	同上	AC12 - 1 回目	実施
			AC12 - 2 回目	－
			AC12 - 3 回目	－
	C3：粘性土（見附） ＋改質材	同上	AC13 - 1 回目	実施
			AC13 - 2 回目	－
			AC13 - 3 回目	－
A2：砂質土 （笠間）	C1：粘性土（川越） ＋改質材	同上	AC21 - 1 回目	実施
			AC21 - 2 回目	－
			AC21 - 3 回目	－
	C2：粘性土（相模原） ＋改質材	同上	AC22 - 1 回目	実施
			AC22 - 2 回目	－
			AC22 - 3 回目	－
	C3：粘性土（見附） ＋改質材	同上	AC23 - 1 回目	実施
			AC23 - 2 回目	－
			AC23 - 3 回目	－

対象試料の細粒分含有率と含水比の関係を**図 1-6** に示す。図中には既往の環境省データ（出典：三菱マテリアル株式会社、2013 年、平成 24 年度除染等の措置の推進に係る除去土壌の基本特性に関する調査業務　平成 25 年 12 月）を併せて示している。対象試料の細粒分含有率とコーン指数の関係を**図 1-7** に示す。

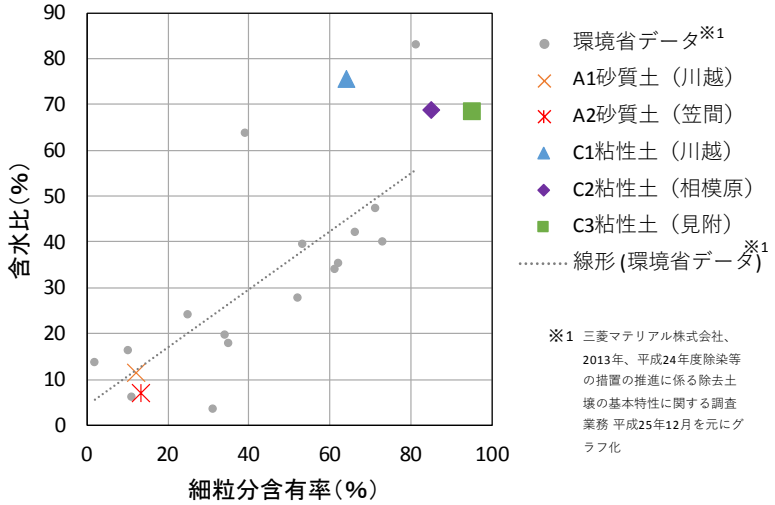


図 1-6　細粒分含有率と含水比の関係

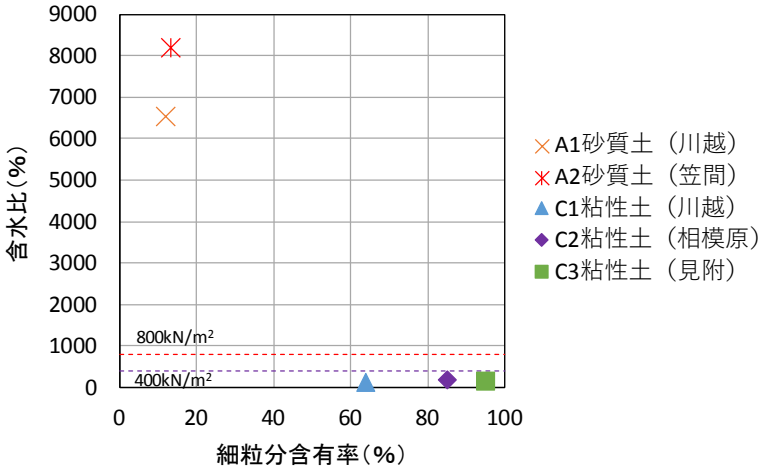


図 1-7　細粒分含有率とコーン指数の関係

２．試験結果

（１）合成含水比とコーン指数の相関関係把握試験

合成含水比とコーン指数の関係を**図 2-1** および**図 2-2** に示す。以下に相関関係把握試験により得られた結果を示す。

・粘性土系の割合が多くなると、組み合わせた土の土質の違いにより、混合後の性状が異なる場合があることが確認された。

・砂質土と粘性土のいずれの組合せにおいても、合成含水比が小さくなる（砂質土系が多くなる）とコーン指数が大きくなった。本試験のケースにおいて、最もコーン指数が低くなる組合せは A1＋C3 であり、コーン指数 800kN/m² となる合成含水比は 24.5%、コーン指数 400kN/m² となる合成含水比は 29.0%であった。これらの結果から、建設資材化品質調整システム実証試験では、混合材の目標合成含水比を 24.5%に設定した。

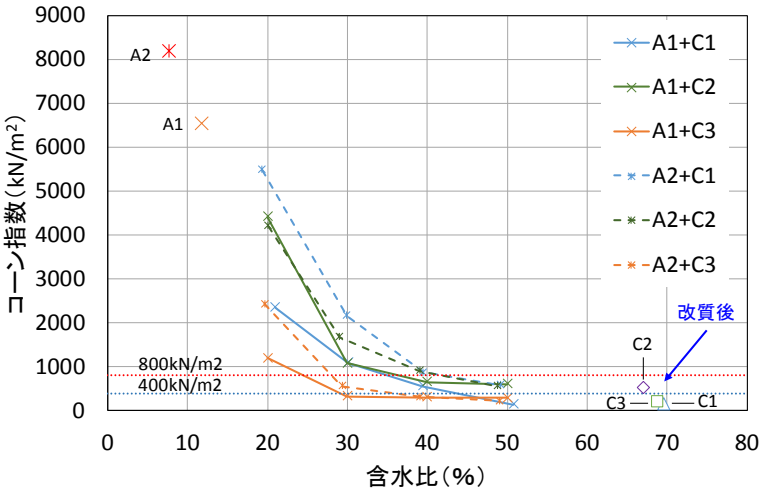


図 2-1　合成含水比とコーン指数の関係

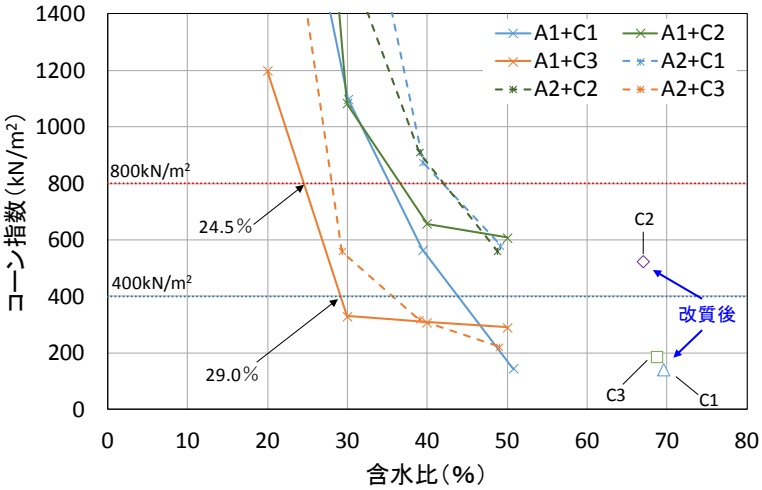


図 2-2　合成含水比とコーン指数の関係（図 2-1 の拡大）

（２）混合均一性試験

本試験に用いるミキサーを対象に、混合攪伴時間を設定するための試験を実施した。A1 試料と C1 試料をミキサーで混合攪伴し、経過時間ごとの混ざり具合および採取した試料の含水比（炉乾燥法）の確認を行った。各経過時間における含水比の測定結果を**図 2-3** に示す。

経過時間 80 秒において含水比の標準偏差が最も低下し、バラツキが小さくなったと考えられる。目視による確認においても攪伴時間 40 秒以降は、混合状況は良好であった。ただし、その後も攪伴を継続していくと、標準偏差は若干増加し、バラツキが出る傾向がみられた。目視による確認においても混合試料に塊が生じるような傾向がみられ、このことが含水比の標準偏差に影響したと推察される。

以上のことから、本試験では、混合攪伴に必要な時間を 80 秒と設定した。また、長時間の攪伴により団粒化する傾向がみられたため、実規模プラントにおいて攪伴時間を設定する際には留意する必要がある。

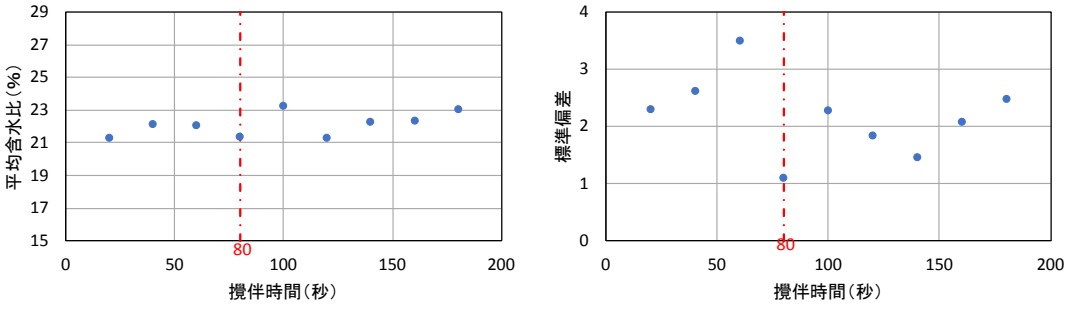


図 2-3　混合試料の平均含水比と攪伴時間

（３）建設資材化品質調整システムの実証試験

①含水比

RI 計測含水比と実測含水比の比較および配合に与える影響について評価を行った。混合前の試料の実測含水比と RI 計測含水比の関係を**図 2-4** に示す。

砂質土に比較して粘性土の方が RI 計測含水比の測定結果に大きくバラツキが出る傾向がみられ、最大で約 14%の違いが生じるケースもあった。これは RI 含水比測定装置の計測箇所が局所的であり、粘性土の塊や空隙などの影響を受けたためと推察される。本試験では、RI 含水比測定装置 1 か所の測定結果を代表値としているが、より測定精度を上げるためには、同一のホッパーに RI 含水比測定装置を複数箇所設置し、それらの平均値で評価する方法などが考えられ、最適な設置位置を含めて、検討していく必要がある。

また、本試験では、すべての RI 含水比測定装置で同一の校正係数を使用したが、計測箇所ごとに校正係数の設定を行う方がより精度が高くなると考えられる。

混合材の実測含水比と RI 計測含水比の関係を**図 2-5** に示す。混合材の含水比も若干バラツキが出る傾向がみられ、実測含水比に比較して RI 計測含水比の方が大きめの値を示す傾向がみられた。

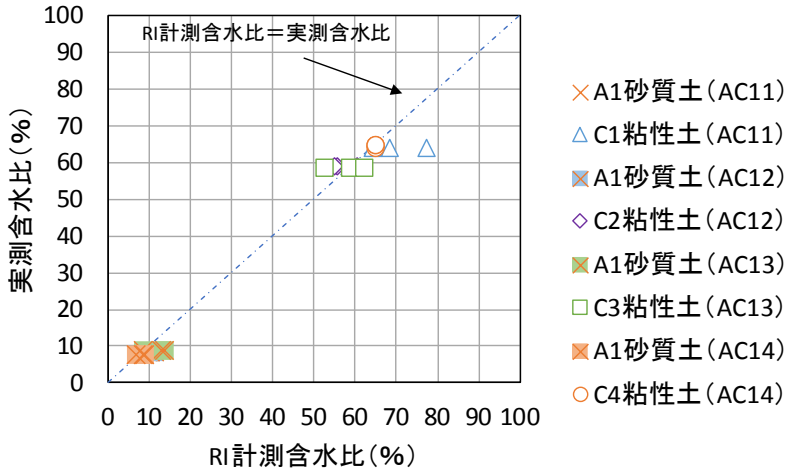


図 2-4　実測含水比と RI 計測含水比の関係（A1 を使用したケース）

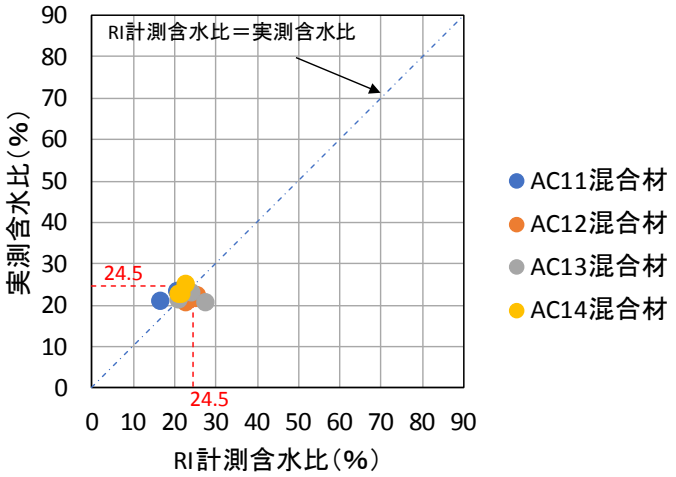


図 2-5　実測含水比と RI 計測含水比の関係（A1 を使用した混合材）

RI 計測含水比に若干のバラツキがみられたことから、RI 計測含水比が実測含水比と異なる場合に製造される混合材を想定して、合成含水比の変動の幅を検討した。

AC11 ケース（砂質土実測含水比 8.4%、粘性土実測含水比 63.7%）を対象に、砂質土、粘性土ともに、RI 計測含水比が実測含水比に対して 0.8 倍～1.2 倍の場合について試算を行った。試算結果を**図 2-6** に示す。

RI 計測含水比が実測含水比よりも大きめの値を示す場合（倍率が 1 を超える場合）、製造される混合材の含水比は目標値よりも低い値となり、安全側となる。一方、実測含水比よりも低めの値を示す場合（倍率が 1 未満の場合）には、製造される混合材の含水比は目標値よりも高くなり、危険側となる。また、本試験で目標とした合成含水比 24.5%の場合、砂質土の割合が多いため、砂質土の RI 計測含水比が実測含水比と異なる場合の方が、混合材の含水比に与える影響が大きい。

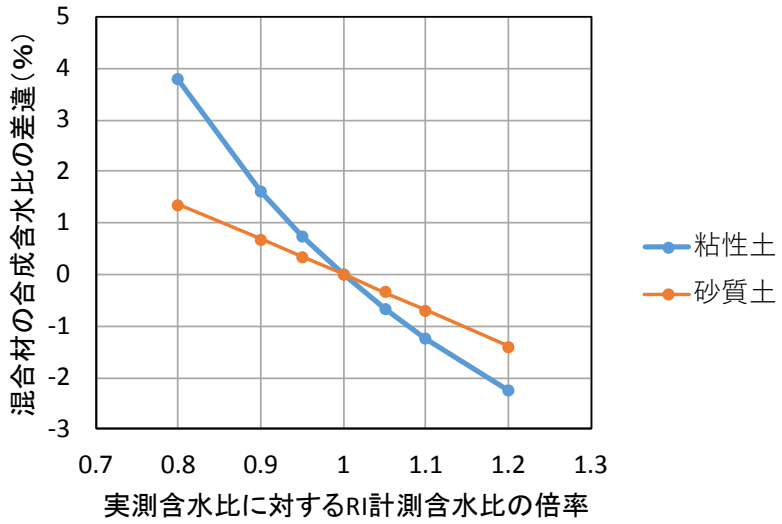


図 2-6　実測含水比と RI 計測含水比の差違による混合材の含水比の違い

②混合材の強度と含水比の関係

含水比とコーン指数の関係を**図 2-7** に示す。いずれのケースの混合材も、本試験で目標としたコーン指数 800kN/m² 以上の値が得られており、所定の品質を満足する混合材が製造可能であることが確認された。

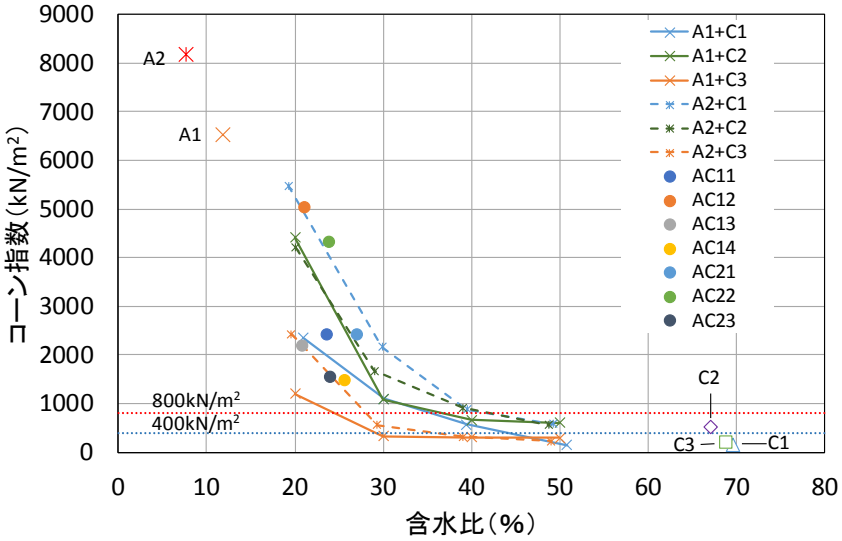


図 2-7　含水比とコーン指数の関係

３．まとめと今後の課題

（１）まとめ

①合成含水比とコーン指数の相関関係把握試験

・土の合成含水比とコーン指数に相関関係があることを明らかにした。

・砂質土と粘性土のいずれの組合せにおいても、合成含水比が小さくなる（砂質土系が多くなる）とコーン指数が増加することがわかった。

・本試験のケースのうち、A1：砂質土（川越）と C3：粘性土（見附）の組み合わせが最もコーン指数が低いことがわかった。この結果から、安全側の値として、本試験で製造する混合材の目標合成含水比を 24.5%と設定した。

・粘性土試料のうち最も含水比の高い C1 試料のケースでは、合成含水比が大きくなるに従い大きな塊が発生しやすくなる。組み合わせた土の土質の違いにより、混合後の性状が異なる場合があることが確認された。

②建設資材化品質調整システム実証試験

・様々な条件での混合材の製造を行った結果、提案技術により混合材の目標合成含水比を任意に変更して混合材を製造することが可能である。

・本試験で目標としたグループ B 相当のコーン指数 800kN/m² 以上の値が得られた。土の含水比を基にした配合割合計算によって所定の合成含水比を満足する混合材の製造が可能であることが確認できた。

・投入重量と計測重量の差違は最大でも 2.1%であり、精度良く計量できていることが確認できた。

・含水比を指標として、混合材の品質確認を行うことも可能であるといえる。
・本試験で設定した目標合成含水比 24.5%の場合、配合割合の計算結果は、砂質土の割合が多くなる。そのため、RI 計測含水比が実測含水比と異なった場合、砂質土に差異がある方が、混合材の含水比に与える影響が大きいことがわかった。
・RI 含水比測定装置の測定結果は、設置位置の影響を受けるので、注意を要する。
・いずれのケースにおいても目標としたコーン指数 800kN/m² 以上の値が得られた。これは最も安全側の合成含水比の値を目標値に採用したためと考えられ、実運用においては、目標合成含水比をより大きな値に設定できる可能性がある。

③実機化の検討
・混合材製造の 1 日当たり施工量は、容量 3.3m³ の 2 軸強制練りミキサーを用いて、本試験装置（バッチ処理）を大型化することで、277/t 日が実現できる。
・混合材製造にかかるコストは、上記と同様の条件の場合、除染土壌 1t 当たり 994 円と試算され、現実的であることがわかった。
・グループ C をグループ A と混合することで再生利用に適したグループ B にでき、そのままでは再生利用に向かないグループ C を減らすことができる。加えて、グループ C に必要な土質改良のためのセメント固化材を減らすこともできる。
・混合材が所定の品質に満たない場合は、粘性土用ホッパーへ戻すことになると考えており、動線を検討する必要がある。
・試験試料に除染土壌を用いなかったが、RI 含水比測定装置の測定結果は放射性 Cs の影響を受けないため、実運用でも問題なく処理できる。

④安全性等の評価
・再生利用の対象は放射能濃度が 8,000Bq/kg 以下の土壌であること、作業員は重機および車両の運転手と誘導員であり、土壌に直接触れることはなく、一定の離隔距離も確保できることから、被ばく線量は低い。

（２）今後の課題

①グループ D の減容効果
・グループ D は、土質判別システムにより最小限の量にでき、セメント固化材で土質改良して再生利用できると考えている。また、固化材を減らす方法として、グループ D の強度を提案技術によりグループ C まで向上できれば、薬剤を添加するなどして再生利用に供することも可能と考えられる。

②大型化・連続化
・ホッパー容量を増やすと効率が良くなるため、大型化の検討を進めたい。その場合、1 回に測定する土の量が増えるため、含水比の測定精度の確認を行う必要がある。
・1 つのラインで混合材の製造量を大きく増加させる場合には、連続処理する方法が考えられる。その際、リアルタイムの含水比計測に加え、砂質土と粘性土の 2 種類の試料の含水比の変化に追従可能なシステムを構築する必要があり、また、処理速度に応じた土の供給方法についても検討を行う必要がある。

実施代表者：りんかい日産建設株式会社

実証テーマ名：

焼却灰の放射性セシウム溶出抑制としての粘性土（除染土壌）の活用

概要：

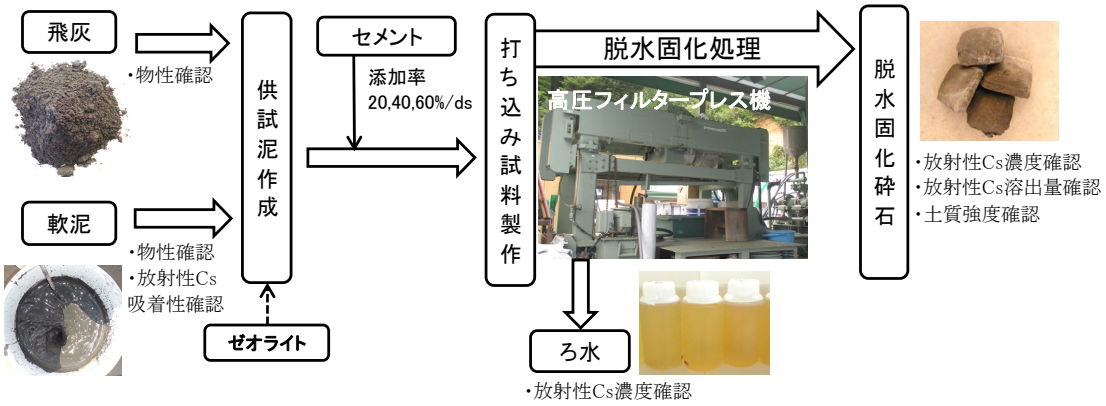
放射性 Cs を含む廃棄物等の焼却処理で発生する飛灰と土壌の分級洗浄で発生する高含水比粘性土（以下、軟泥と称す）を混合したものにセメントを添加し、高圧フィルタープレス機で脱水固化処理をおこない、脱水固化砕石を製作する。飛灰には水溶性の放射性セシウム（以下、セシウムを Cs と称す）が多く含まれており、軟泥には放射性 Cs 吸着性がある。本試験では、軟泥を飛灰の放射性 Cs 溶出抑制材として活用することにより、放射性 Cs が溶出しにくい減容化された脱水固化砕石の製作を実証する。さらに、この脱水固化砕石が建設用資材としての品質と安全性を満たしていることも実証する。

実施内容：

① 飛灰および軟泥の物性確認と軟泥の放射性 Cs 吸着性の確認試験
② 脱水固化砕石の放射性 Cs 濃度および放射性 Cs 溶出量試験
③ 脱水固化処理で発生したろ水の放射性 Cs 濃度試験
④ 脱水固化処理における物質収支の確認
⑤ 脱水固化砕石製作コストと再生利用等に関わる費用対効果の検討

技術概要：

１．試験フロー



２．試験目標

①脱水固化砕石からの放射性 Cs の溶出が 1Bq/L 未満であること

②脱水固化処理で発生するろ水が排水基準（^{134}Cs 濃度(Bq/L)/60+^{137}Cs 濃度(Bq/L)/90≦1)を満たすこと

③脱水固化砕石が、国土交通省などの建設用資材に関するリサイクル基準を満たすこと

３．期待される効果

①製作された脱水固化砕石は、最終処分予定の飛灰を有効利用でき、放射性 Cs が溶出しにくい減容化された改良体になり、最終処分施設の除染廃棄物の貯蔵コストを削減でき、施設容量の余裕ができる

②脱水固化砕石を建設用資材として再生利用することで、さらなるコスト削減ができる

<table>
<tr><td colspan="2">実証試験の結果：
飛灰と軟泥の乾土重量当たりの混合率 50:50 の供試泥にゼオライトを 8%/ds 混合した試料にセメント（20、40、60%/ds）を添加し、高圧フィルタープレス機で脱水固化処理することを条件として、
①脱水固化砕石に捕捉された水溶性の放射性 Cs はσ28（材令 28 日）以降であれば、脱水固化砕石から放射性 Cs の溶出は検出されないことを確認した
②飛灰に含まれる水溶性の放射性 Cs は、その殆どが脱水固化砕石に捕捉され、ろ水は排水基準（^{134}Cs 濃度(Bq/L)/60+^{137}Cs 濃度(Bq/L)/90≦1)を満たすことを確認した
③環境負荷として、材令 91 日まで 1 日 4 回の乾湿繰り返し条件下での環告 46 号溶出試験では、放射性 Cs 溶出率が 81.3%の飛灰の放射性 Cs 溶出率を 1.7%まで抑え、有姿撹拌（JIS K 0058-1）では、ND（検出下限値未満）となることを確認した
④環告 46 号溶出試験の溶媒水の pH を 4～12 に変化させた pH 変化試験では、飛灰の放射性 Cs 溶出率を 3.2%以下まで抑え、有姿撹拌では ND となることを確認した
⑤土質試験の結果、脱水固化砕石は道路用盛土材としてのリサイクル基準を満たしていることを確認した
以上のことから、飛灰と軟泥から製作した脱水固化砕石は、放射性 Cs が溶出しにくい減容化された改良体になり、最終処分施設の除染廃棄物の貯蔵コストを削減できる。また、脱水固化砕石を建設用資材として再生利用することで、さらなるコスト削減ができる。</td></tr>
<tr><td colspan="2">減容等の評価：
・脱水固化砕石からは放射性 Cs の溶出は検出されなかった
・脱水固化処理にともなうろ水は、排水基準（^{134}Cs 濃度(Bq/L)/60+^{137}Cs 濃度(Bq/L)/90≦1)を満たす
・脱水固化砕石は、道路用盛土材として利用できることを確認した
・飛灰と脱水処理された軟泥をそれぞれ貯蔵する場合と、軟泥を飛灰の放射性 Cs 溶出抑制材として利用し、脱水固化体を製作して貯蔵する場合を比較すると、建設コストを 24%削減でき、設備容量に 11%の余裕ができるものと試算される</td></tr>
<tr><td colspan="2">作業員被ばく量評価：脱水固化砕石の製作に関わる被ばく線量は、7.8mSv／年と想定される。これは、法令上の線量限度 20mSv／年を十分に満足するものである。
前提条件：線源の放射能濃度を 60,000Bq／kg、量を 10,880kg（高圧フィルタープレスの容量／基）とした場合（線源自体や機材による遮へい効果は見込んでいない)。</td></tr>
<tr><td>コスト評価：14,000 円／m^3
（飛灰＋軟泥当り）</td><td>歩掛り（作業人工、作業速度等）
・作業員　18 名（1 ワッチ当り）
1,000m^3／日（飛灰＋軟泥当り）</td></tr>
<tr><td colspan="2">コスト評価条件：高圧フィルタープレス機（6.4m^{3}型）5 基、稼動年数は 4 年間
稼動日数は 200 日／年、軟泥および飛灰それぞれの処理数量：40 万 m^3</td></tr>
<tr><td colspan="2">作業における安全上の注意：飛灰の保管および取り扱いは試験用ハウス内でおこなった。脱水固化処理中は保護具を着用し、テントやシートによる試料の飛散防止対策をした。</td></tr>
<tr><td>試験場所（住所）：福島県南相馬市原町区</td><td>除去物保管場所と保管状況：発生した廃棄物はすべて産業廃棄物処理した</td></tr>
</table>

１．事業概要

（１）目的

放射性 Cs を含む廃棄物等の焼却処理で発生する焼却灰は、熱処理などにより減容化することになっている。一方、処理対象物に含まれる放射性 Cs は、その大部分が飛灰に移行されるが、飛灰に含まれる放射性 Cs は水への溶出性が高く、セメント固化などによる安定処理だけでは放射性 Cs の溶出を抑えることが困難となる。このため、セメント固化に加え、水との接触防止対策など貯蔵における安全対策が不可欠になっており、経済的に貯蔵するための課題になっている。また、阿武隈山系の飯舘村などの土壌は風化黒雲母が多く含まれ、放射性 Cs の吸着性に優れた土壌であると言われている。飛灰および分級洗浄で発生する軟泥は、ともに副産物であり、除染土壌を飛灰の放射性 Cs 溶出抑制材として活用することは、双方の有効利用となることが考えられる。このため、本試験では、軟泥を飛灰の放射性 Cs 溶出抑制材として活用することにより、①放射性 Cs が溶出しにくい減容化された脱水固化砕石の製作を実証すること、②脱水固化砕石が建設用資材としての品質と安全性を満たしていることを検証する。

（２）実施フロー

図 1-1 に本試験の実施フローを、**図 1-2** に高圧フィルタープレス機と脱水機構を示す。

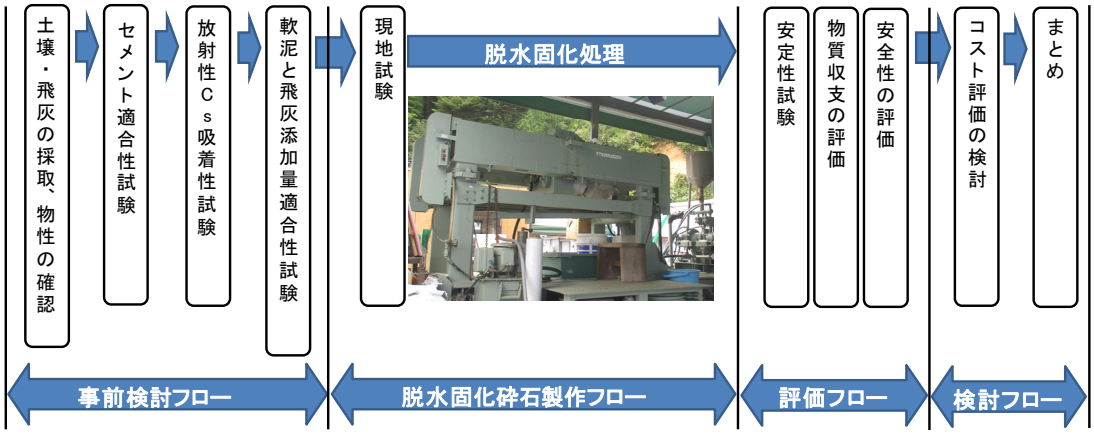


図 1-1　脱水固化砕石の製作～評価～検討フロー

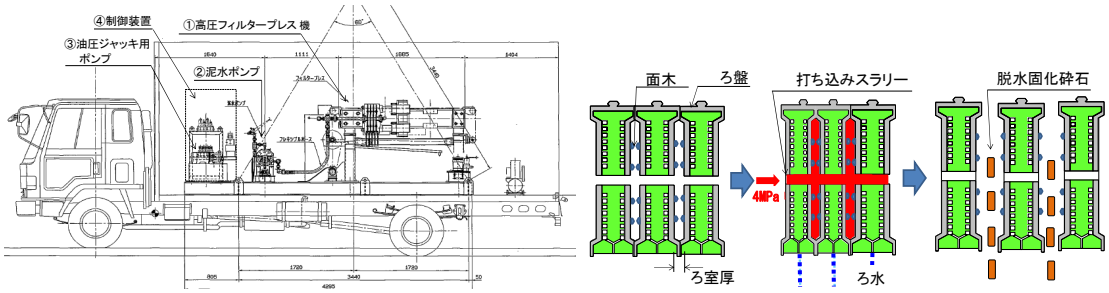


図 1-2　高圧フィルタープレス機と脱水機構

２．実施試験の内容・目的とその結果

表 2-1 に試験目標値を示す。本提案の目的は、飛灰と軟泥から製作した脱水固化砕石からの放射性 Cs の溶出量、脱水にともなうろ水の放射性 Cs 量の検証をおこない、脱水固化砕石の再生利用等についての検討をおこなうことである。このため、以下の（１）～（４）に示す事前試験と（５）～（６）に示す現地試験をおこない、①脱水固化砕石から放射性 Cs の溶出が検出されないこと、②脱水固化処理で発生するろ水が排水基準（^{134}Cs 濃度(Bq/L)/60+^{137}Cs 濃度(Bq/L)/90≦1)を満たすこと、③脱水固化砕石が、国道交通省などの建設用資材に関するリサイクル基準を満たすことを確認した。

表 2-1　試験目標値

項目	試験名	試験方法	目標値	備考	
脱水固化砕石	放射性Cs溶出量試験	環告46号	1Bq/L未満	※	環境
	土の透水試験	JIS A 1218	透水係数が 1.0×10^{-2}cm/sec以上	○	品質
	土の粒度試験	JIS A 1204	0.075mm以下の細粒分が5%以下	○	
	土の一面せん断試験	JGS 0561	内部摩擦角が30～35度以上	○	
	すり減り減量試験	JIS A 1121	50%以下	○	
	スレーキング率試験	JHS 110	1.0%以下	○	
	修正CBR試験	JIS A 1211	10%以上	○	
	一軸圧縮強度試験	JIS A 1216	5.0MN/m^{2}以上（σ7日） 7.0MN/m^{2}以上（σ28日）		
ろ水	放射性Cs濃度試験	Ge半導体検出器による濃度測定	^{134}Cs/60+^{137}Cs/90≦1		環境

※　○はリサイクル基準を示す。

（１）物性の確認

まず、脱水固化砕石の放射性 Cs 溶出や脱水固化砕石の強度は、飛灰や軟泥の物性や性状の影響が大きいことから、基本的なデータを収集するため、飛灰と軟泥の環境試験と品質試験をおこなった。以下にそれぞれの試験結果を示す。

①飛灰の環境試験および品質試験

（ア）飛灰の放射性 Cs 濃度および溶出量試験

飛灰の放射性 Cs 濃度は、3,615Bq/kg であり、溶出量は 294Bq/L であった。放射性 Cs 溶出量は、10 倍希釈での試験結果であることから、実際の溶出量は 2,940Bq/L となる。なお、飛灰の溶出率は、81.3%である。

（イ）飛灰の共存陽イオン試験

表 2-2 に飛灰の共存陽イオンの試験結果を示す。共存陽イオンは、ほぼ「廃棄物埋立地における放射性セシウムに対する土壌吸脱着特性とその影響因子」（出典：廃棄物資源循環学会論文誌,2017,Vol.28,pp.54）に示す土壌吸着試験の飛灰溶出液として用いたものと同程度以上の試験結果であり、本試験に用いる試料として、適当と考えた。

表 2-2　飛灰の共存陽イオン

項目	単位	試験結果	文献参考値	備考
Naイオン	mg/L	2,000	1,520	環境試験
Kイオン		3,400	2,750	
Mgイオン		0.1未満	＜0.5	
Caイオン		5,000	1,250	

（ウ）飛灰の元素組成

図 2-1 に本試験で使用した飛灰の元素組成を示す。試験で使用する飛灰の主な元素組成 Al、Si、Cl、Ca は、Al および Si が

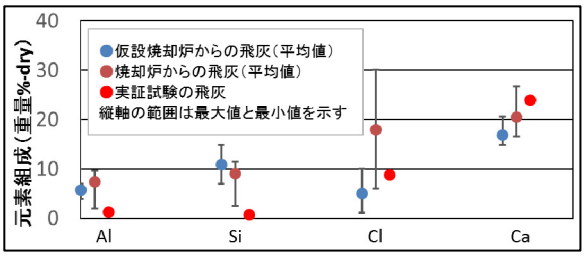


図 2-1　飛灰の元素組成

仮設焼却炉の飛灰の分布を下回っている。しかし、飛灰の主成分は焼却するものに依存する傾向があり、そのばらつきが大きいといわれている。本試料は、組成割合の大きい Cl および Ca が分布内に入っているため、焼却施設の飛灰を代表するものと考えた。

②軟泥の環境試験および品質試験

（ア）軟泥の放射性 Cs 濃度および溶出量試験

軟泥の放射性 Cs の濃度は、373Bq/kg である。これに対して軟泥からの放射性 Cs の溶出量は、ND（検出下限値：^{134}Cs=1.0Bq/L、^{137}Cs=0.8Bq/L）である。軟泥からは放射性 Cs の溶出は検出されなかった。これは、「平成 28 年度除染土壌等の減容等技術実証事業（その７）」の実証結果と同様であった。

（イ）軟泥の共存陽イオン試験

表 2-3 に軟泥の共存陽イオンを示す。軟泥の共存陽イオン濃度は、飛灰と同様に代表的な Na イオン、K イオン、Mg イオン、Ca イオンについて試験をおこなった。本試験で用いる軟泥の共存陽イオンの試験結果は、飛灰の共存陽イオンの試験結果と比較して約 1,000 分の 1 であり、飛灰の共存陽イオンの影響を十分に確認できる範囲であった。

表 2-3　軟泥の共存陽イオン

項目	単位	試験結果	備考
Naイオン	mg/L	2.3	環境試験
Kイオン		2.4	
Mgイオン		0.3	
Caイオン		5.0	

（ウ）軟泥の土質試験

表 2-4 に軟泥の土質試験の結果を示す。本試験で用いる軟泥は土粒子の密度が 2.431（g/cm^3）であり、石英（密度：2.6～2.7（g/cm^3））、カオリナイト（密度：2.5～2.7（g/cm^3））、雲母（密度：2.7～3.2（g/cm^3））などの鉱物を含む土としては密度が低い。

また、強熱減量が 21.1%と高いこと、さらに、液性限界が 100%を超えていることからも有機質分に富む試料であることが裏付けられる。有機質分に富む試料は、セメント固化に影響を及ぼす要因になることが考えられる。

表 2-4　軟泥の土質試験

試　験　名	軟　　泥		試験方法
土粒子の密度試験	2.431（g/cm^3）		JISA1202
土の含水比試験	254（%）		JISA1203
土の粒度試験	礫分（2～75mm未満）	0.0（%）	JISA1204
	砂分（0.075～2mm未満）	0.0（%）	
	シルト分（0.005～0.075mm未満）	48.3（%）	
	粘土分（0.005mm未満）	51.7（%）	
	最大粒径	0.075（mm）	
土の液性限界・塑性限界試験	液性限界	136.3（%）	JISA1205
	塑性限界	66.2（%）	
	塑性指数	70.1	
土の強熱減量試験	21.1（%）		JISA1226
土懸濁液のpH試験	5.75		JGS0211
雲母鉱物の量	250～500（cps）	微量	X線回折
カオリナイト	2,500～5,000（cps）	中量	

（２）セメント適合性試験

本試験の目的は、飛灰と阿武隈山系の土壌由来の軟泥、使用するセメントの適合性の確認である。セメント適合性試験では、飛灰と軟泥の混合率を乾土重量で 50：50 とし、セメントを飛灰と軟泥の乾土重量に対して 40%添加したものに、脱水固化処理の条件を同一にして使用するセメントの種類のみを変えて、高圧フィルター

プレス機による脱水固化処理で発生したろ水、製作した脱水固化砕石の放射性 Cs に関する試験および一軸圧縮強度に関する試験をおこない総合的に評価した。

放射性 Cs に関する試験について、**図 2-2** にセメント種類ごとの放射性 Cs 濃度および放射性 Cs 溶出量を示す。ろ水の放射性 Cs 濃度は、N（普通ポルトランドセメント）で 335Bq/L、BB（高炉 B）で 327Bq/L、GS（高有機質土用セメント系固化材）で 342Bq/L であった。脱水固化砕石からの放射性 Cs 溶出量は、N で 6.7Bq/L（溶出率 12.5%）、BB で 5.2Bq/L（溶出率 9.5%）、GS で 8.9Bq/L（溶出率 12.5%）であった。本試験では、ろ水の放射性 Cs 濃度および放射性 Cs 溶出量は、セメント種類にかかわらず、おおむね同じ値になった。

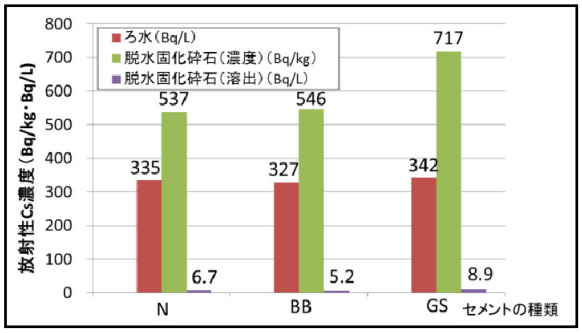


図 2-2　セメント種類ごとの放射能濃度および放射性 Cs 溶出量

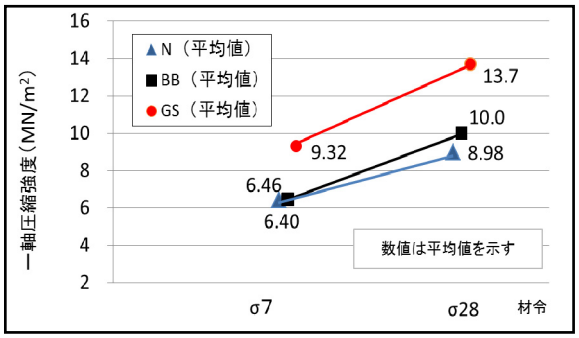


図 2-3　セメント種類ごとの一軸圧縮強度

一軸圧縮強度に関する試験について、**図 2-3** にセメント種類ごとの一軸圧縮強度を示す。セメント種類ごとの一軸圧縮強度は、材令 7 日（以下、σ7 と称す）も材令 28 日（以下、σ28 と称す）も GS＞BB＞N となった。GS は高有機質土に対応した地盤改良用のセメントである。放射性 Cs 溶出率がセメント種類に関わらず同じであること、強度発現の最も高いのは GS であることから、『今後の試験で使用するセメントは GS』とした。

（３）放射性 Cs 吸着性試験

本試験の目的は、飛灰の水溶性放射性 Cs が軟泥に吸着される時間の把握、ゼオライト添加の必要性、高圧フィルタープレス機の脱水固化処理で発生するろ水が排水基準を満たすかどうかを予測することである。放射性 Cs 吸着性試験は、飛灰と軟泥の固形分重量を 1 として 10 の水を混合した固液比 1：10 の溶媒水（含水比 1,000%）の放射性 Cs 濃度と時間の関係を排水基準と比較したものである。**図 2-4** に放射性 Cs 吸着性試験の結果（軟泥：飛灰の混合率 50：50）を示す。高圧フィルタープレス機では、含水比 250%の試料を使用するため、ろ水の放射性 Cs 濃度が放射性 Cs 吸着性試験の 4 倍程度高い。**図 2-4** の場合、ゼオライトを 8%/ds 添加した時の排水基準は混合 1 時間後に 0.16 となるため、高圧フィルタープレス機では、排水基準 1.0 以下に対して 0.64（0.16×4）になることが予想された。さらに、飛灰の混合率が多いと共存陽イオンが多くなり放射性 Cs の吸着率が低下することか

ら、『軟泥：飛灰の混合率が 50：50 では、ゼオライトを 8%/ds 添加』する必要性がわかった。また、今回の試験に限るが、飛灰と軟泥の混合時間は 1 時間であれば、ほぼ吸着性は変化しないことから、試料のバラツキを考慮して今後の試験における『飛灰と軟泥の混合時間は 2 時間』とした。

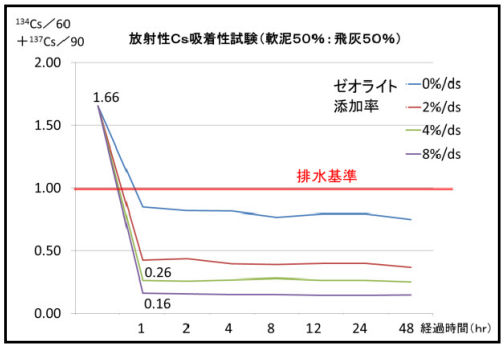


図 2-4　放射性 Cs 吸着性試験の結果

（４）軟泥と飛灰添加量適合性試験

本試験の目的は、前項の放射性 Cs 吸着性試験の結果を高圧フィルタープレス機で実際に確認すること、軟泥・飛灰・セメント添加率を変数とし製作した脱水固化砕石の強度を確認することである。**図 2-5** にゼオライト混合率とろ水の放射性 Cs 濃度を示す。まず、軟泥と飛灰を混合率 50：50 で製作した供試泥にゼオライトを 0～20%/ds 添加し、混合した試料にセメントを 40%/ds 添加し、高圧フィルタープレス機で脱水固化処理し、その処理過程で発生したろ水の放射性 Cs を測定した。『排水基準（^{134}Cs/60+^{137}Cs/90≦1.0）を満たすものは、ゼオライトを 8%/ds 以上添加したもの』になり、放射性 Cs 吸着性試験と同様の結果となった。**表 2-5** に一軸圧縮強度試験の結果を示すが、脱水固化砕石の一軸圧縮強度は、軟泥と飛灰の混合率が 70：30 の場合、セメント添加率 40%/ds 以上であれば、目標強度（σ28：7.0MN/m²）を確保できること、軟泥と飛灰の混合率 50：50 の場合、すべてのセメント添加率で目標強度を確保できること、軟泥と飛灰の混合率 30：70 の場合も、すべてのセメント添加率で目標強度を確保できることがわかった。

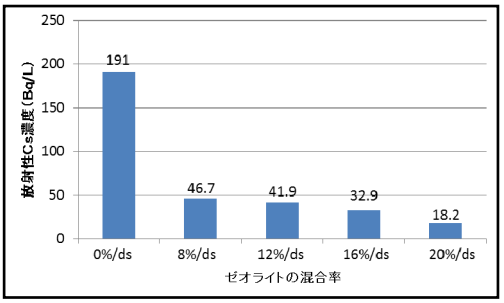


図 2-5　ゼオライト混合率とろ水の放射性 Cs 濃度

表 2-5　飛灰・軟泥・セメント添加率ごとの一軸圧縮強度の結果

軟泥と飛灰の混合率	セメント添加率（%／ds）	一軸圧縮強度（MN/m²）	
		σ7	σ28
70:30	20	3.94	5.37
	40	7.04	9.35
	60	15.38	20.24
50:50	20	5.37	7.54
	40	10.85	12.88
	60	18.43	22.61
30:70	20	4.70	8.04
	40	7.54	12.06
	60	15.85	24.10

なお、『軟泥と飛灰の混合率 50：50 では、ゼオライトを 8%混合しても強度に変化は生じない』ことがわかった。

（５）現地試験

本試験の目的は、これまでの試験結果に基づき、脱水固化処理により放射性 Cs の溶出が検出されない強度の確保された脱水固化砕石を製作することである。さらに、脱水固化処理で発生するろ水が排水基準を満たすことである。軟泥と飛灰添加

量適合性試験による一軸圧縮強度の結果では、飛灰と軟泥の混合率 50：50 であれば目標強度を満たす。飛灰と軟泥の混合率 70：30 の場合、ゼオライトが 8%を超えて必要になることから、減容化および飛灰と軟泥の有効利用の観点からも混合率 50：50 が適切であると考えた。このため、本試験は軟泥：飛灰の混合率 50：50 の供試泥にゼオライトを 8%/ds 添加し、2 時間撹拌した試料にセメントを 20、40、60%/ds 添加し、高圧フィルタープレス機で脱水固化処理して製作した脱水固化砕石および脱水固化処理で発生したろ水を対象としておこなった。

表 2-6 に脱水固化砕石の放射性 Cs 濃度を示す。放射性 Cs 溶出量試験は、σ28 の脱水固化砕石に対して環告 46 号（2mm 未満に粉砕したもの）の試験をおこなったものである。全てのセメント添加率で脱水固化砕石からの放射性 Cs の溶出は検出されなかった。

表 2-6　脱水固化砕石の放射性 Cs 濃度

添加率（%/ds）		試料名	試験項目	測定結果（Bq/kg）			検出下限値（Bq/kg）	
セメント	ゼオライト			^{134}Cs	^{137}Cs	Cs合計	^{134}Cs	^{137}Cs
20	8	脱水固化砕石	放射性Cs濃度	59	534	593	15	14
40				63	493	556	12	16
60				35	417	452	15	13

図 2-6 にろ水の排水基準との比較を示す。ろ水の放射性 Cs 濃度は、セメント添加率 20%/ds で 36.1Bq/L、40%/ds で 27.9Bq/L、60%/ds で 26.5Bq/L となった。ろ水の放射性 Cs 濃度は、セメント添加率の増加に対して減少する結果となった。

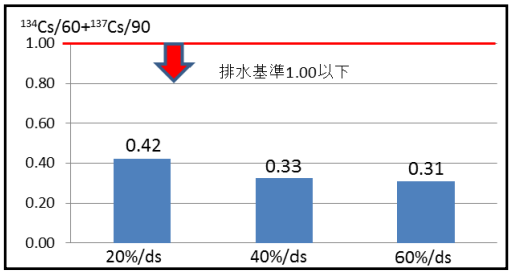


図 2-6　ろ水の排水基準との比較

排水基準との対比は、セメント添加率 20%/ds で 0.42、40%/ds で 0.33、60%/ds で 0.31 となり、全て排水基準 1.0 を下回った。

図 2-7 に脱水固化砕石の一軸圧縮強度試験の結果を示す。ゼオライトを 8%/ds 添加した条件下において、脱水固化砕石の一軸圧縮強度は、セメント添加率 20%/ds で、目標強度を下回った。セメント添加率 40%および 60%/ds の場合、目標を満たした。

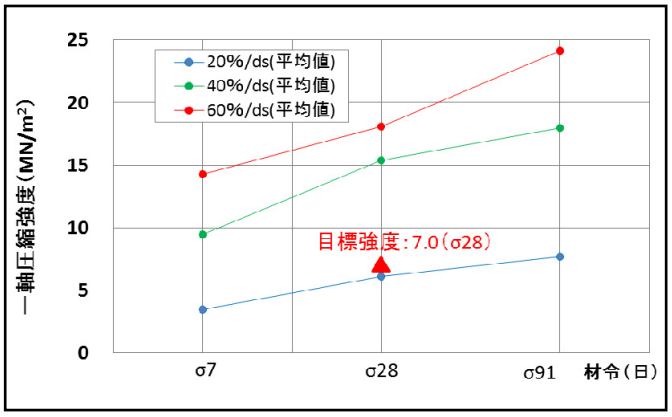


図 2-7　一軸圧縮強度試験の結果

（6）安定性試験

本試験の目的は、現地試験で製作した脱水固化砕石の長期安定性の評価である。

長期安定性の評価は、脱水固化砕石の長期安定性試験と pH 変化試験でおこなった。長期安定性試験は、脱水固化砕石に環境負荷として、1 日 4 回の乾湿繰り返しをσ8 からσ91 までおこない、その放射性 Cs 濃度と放射性 Cs 溶出量（環告 46 号）

を確認することで評価した。長期安定性試験は、**図 2-8** に示す乾湿繰り返し装置を使用しておこなった。この装置は、6 時間ごとに脱水固化砕石が入った水槽内の水を自動制御で出し入れできる装置である。水槽内は、固液比が 1：10 になるように水を 40L、脱水固化砕石を 4kg 投入した。

図 2-8　乾湿繰り返し装置

①長期安定性試験

表 2-7 に脱水固化砕石の放射性 Cs 濃度と放射性 Cs 溶出量（長期安定性）を示す。長期安定性試験では、σ28 以降であれば、セメント添加率 60%/ds の σ91 を除き放射性 Cs の溶出は検出されなかった。また、**表 2-8** に上載荷重 400kN/m² を加えた脱水固化砕石の利用有姿（粒度分布）を示す。**表 2-7** に示すσ7 を対象として JIS K 0058-1 有姿撹拌での溶出試験をおこなったところ、放射性 Cs 溶出量はすべて ND となった。なお、60%/ds の σ91 の放射性 Cs 溶出量は、目標 1.0Bq/L に対して、定量下限値 0.8Bq/L である。

表 2-7　放射性 Cs 濃度と溶出量（長期安定性）

添加率（%/ds）		材令	放射性Cs濃度（Bq/kg）	放射性Cs溶出量（Bq/L）			溶出量の検出下限値（Bq/L）	
セメント	ゼオライト		Cs合計	^{134}Cs	^{137}Cs	Cs合計	^{134}Cs	^{137}Cs
20	8	σ7	657	ND	1.7	1.7	0.9	0.8
		σ28	593	ND	ND	ND	0.7	0.7
		σ56	627	ND	ND	ND	0.8	0.8
		σ91	651	ND	ND	ND	0.9	0.9
40		σ7	582	ND	1.4	1.4	0.8	0.7
		σ28	556	ND	ND	ND	0.9	0.9
		σ56	588	ND	ND	ND	0.6	0.9
		σ91	579	ND	ND	ND	0.8	1.0
60		σ7	478	ND	1.1	1.1	0.8	1.0
		σ28	452	ND	ND	ND	0.8	0.9
		σ56	516	ND	ND	ND	0.9	0.9
		σ91	483	ND	0.8	0.8	0.7	0.8

表 2-8　脱水固化砕石の利用有姿

粒度	単位	セメント添加率		
		20%/ds	40%/ds	60%/ds
2.00mm未満	%	5.2	1.5	0.6
2.00～4.75mm未満		3.1	1.4	1.0
4.75～19.0mm未満		14.7	7.5	5.6
19.0mm以上		77.0	89.6	92.8

②pH 変化試験

pH 変化試験は、セメント添加率（20%、40%、60%／ds）ごとに材令 28 日の脱水固化砕石に対して環告 46 号の溶媒水の pH を変化させた試験である。pH 範囲は、日本における酸性雨の範囲から飛灰による強アルカリ状態になることを想定して、pH=4 から pH=12 とした。

表 2-9 に脱水固化砕石からの放射性 Cs 溶出量（pH 変化試験）を、**表 2-10** に放射性 Cs 溶出率（pH 試験試験）を示す。放射性 Cs 溶出率は、**表 2-7** に示すセメント添加率 20、40、60%/ds ごとの脱水固化砕石の放射性 Cs の濃度の測定値 593Bq/kg、556Bq/kg、452Bq/kg から求めたものである。pH 変化試験の放射性 Cs 溶出量は、ND の部分もあるが、pH=7 で検出されなかった放射性 Cs が、検出限界値付近で確認された（溶出率は最大 3.2%）。しかし、利用方法を考慮した有姿撹拌による放射性 Cs の溶出試験（JIS K 0058-1）をおこなった結果、放射性 Cs の溶出は検出されなかった。

表 2-9　放射性 Cs 溶出量（pH 変化試験）

添加率（%/ds）		放射性Cs溶出量（Bq/L）					
セメント	ゼオライト	pH=4	pH=6	pH=7	pH=8	pH=10	pH=12
20	8	1.7	1.4	ND	1.6	ND	1.9
40		1.4	1.5	ND	ND	1.9	1.9
60		ND	1.3	ND	1.4	1.4	1.8

^{134}Cs検出下限値:0.7～1.0Bq/L、^{137}Cs検出下限値:0.7～1.0Bq/L

表 2-10　放射性 Cs 溶出率（pH 変化試験）

添加率（%/ds）		放射性Cs溶出率（%）					
セメント	ゼオライト	pH=4	pH=6	pH=7	pH=8	pH=10	pH=12
20	8	2.9	2.4	ND	2.7	ND	3.2
40		2.4	2.5	ND	ND	3.2	3.2
60		ND	2.2	ND	2.4	2.4	3.0

③その他の試験

脱水固化砕石のその他の土質試験結果を**表 2-11** に示す。

表 2-11　脱水固化砕石のその他の土質試験結果

試験名	目標値	試験値			リサイクル基準		
		20%/ds	40%/ds	60%/ds	透水材	盛土材	路床材
土の透水試験	1.0×10^{-2}cm/s以上	4.8×10^{-1}	5.4×10^{-1}	5.5×10^{-1}	60%/ds のみ適合	－	－
土の粒度試験	2.0mm未満が5%以下	5.2	1.5	0.6		－	－
土の一面せん断試験	内部摩擦角が30～35°　以上	30.0	31.7	28.7※		全て適合	－
すり減り減量試験	50%以下	71.0	37.5	34.1		－	－
スレーキング率試験	1.0%以下	2.3	1.3	1.0		－	－
修正CBR試験	10%以上	40.6	31.1	33.4	－	－	全て適合

※粘着力を考慮したせん断応力は0～400kN/m^2までの条件下で満足する

■試験値を満足しないもの

土質試験結果および有姿撹拌による放射性 Cs 溶出試験の結果から、60%/ds の脱水固化砕石は、透水材として適すること、『すべての配合で盛土材（路床材を含む）としての仕様を満足する』ことがわかった。しかし、放射性 Cs の長期溶出の観点から透水材には向かないと考えた。

3．物質収支

（1）物質収支結果

脱水固化砕石の製作段階ごとに物質収支を管理することは、放射性 Cs を含む除染土壌を安全に管理する上で、もっとも重要な事項である。本試験においては、脱水固化処理前、脱水固化処理後における固形分重量、水分重量、放射性 Cs 濃度の 3 つの測定をゼオライト 0%/ds では合計 9 回、ゼオライト 8%/ds では合計 3 回の計測をおこなった。固形分重量の物質収支は平均 97.0%（91.8～103.3%）で、水分重量の収支は平均 102.5%（98.4～110.1%）であった。

表 3-1　放射能収支のまとめ

計量対象	混合率(%) 軟泥	混合率(%) 飛灰	添加率(%/ds) ゼオライト	添加率(%/ds) セメント	単位	①脱水固化処理前 軟泥	①脱水固化処理前 飛灰	②脱水固化処理後 脱水固化砕石	②脱水固化処理後 ろ布	②脱水固化処理後 ろ水	収支 ②／①
						供試泥					
放射性Cs総量	70	30	0	20	Bq	2,147	9,049	7,032	8.4	2,029	81.0%
				40		1,861	7,823	6,096	8.4	1,793	81.6%
				60		1,622	6,813	4,837	8.4	1,772	78.4%
	50	50		20		1,545	15,177	9,644	8.4	3,102	76.3%
				40		1,329	13,050	9,205	8.4	4,493	95.3%
				60		1,233	12,113	7,212	8.4	4,140	85.1%
	30	70		20		1,002	22,964	12,597	8.4	9,359	91.6%
				40		829	18,998	12,874	8.4	8,572	108.2%
				60		745	17,052	9,102	8.4	7,877	95.5%
	50	50	8	20		2,184	15,964	13,212	8.4	624	83.6%
				40		1,960	14,327	12,059	8.4	483	85.0%
				60		1,652	12,074	9,656	8.4	376	80.0%

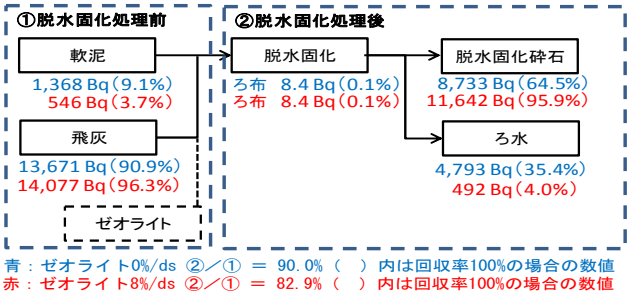


図 3-1　放射能収支のフロー（平均）

表 3-1 に脱水固化処理における放射能収支のまとめを、**図 3-1** に放射能収支のフロー示す。放射能収支は、脱水固化処理にゼオライトを入れない場合、平均 90.0%（76.3～108.2%）となった。ゼオライトを添加した場合、放射能収支の平均は 82.9%（80.0～85.0%）となった。測定会社によると、脱水固化砕石の測定誤差は 10%程度、ろ水や供試泥の誤差は 5%程度見込まれるため、この影響を考慮すると全体の誤差は 11%程度となる。このため、**図 3-1** に示す②／①の値が 90～110%であれば、問題ないと考えられる。ゼオライト添加による誤差は、放射性 Cs 測定誤差とゼオライトに付着した放射性 Cs の配管内の付着分と考えられ、今後の課題とする。

4．費用とコスト評価

（1）脱水固化砕石の製作コスト

処理単価：14,000 円／m³（飛灰＋軟泥当り）処理単価には現場管理費、一般管理は含まれない。**表 4-1** に、処理費用を示す。仮定条件は以下のとおりである。

①高圧フィルタープレス機：5 基

②操業期間：4 年

③総運転日数：800 日／4 年

④総処理量（飛灰 40 万 m³＋軟泥 40 万 m³）合計 80 万 m³

表 4-1　処理費用（1,000m3/日）

工種	単位	数量	金額（千円/日）
直接工事費			
脱水固化砕石処理工	式	1	13,490
高圧フィルタープレス運転工（5台）	hr	16	10,282
設備費	式	1	1,689
人件費	日	1	649
試運転調整工	式	1	96
特殊消耗品	式	1	687
脱水処理プラント組立	式	1	55
脱水処理プラント解体	式	1	32
共通仮設費（計）	式	1	642
運搬費（東京～福島）	式	1	34
屋外建屋設備	式	1	75
共通仮設	式	1	533
純工事費	式	1	14,023

（2）軟泥を飛灰の放射性 Cs 抑制材として利用することによる費用対効果

費用対効果の検討は、次の 2 つの貯蔵施設（案）の建設コストでおこなう

従来施設は、軟泥と飛灰をそれぞれ貯蔵する施設で、提案施設は軟泥を飛灰の放射性 Cs 溶出抑制材として利用し、脱水固化体を製作して貯蔵する施設である。

図 4-1 に従来施設の概念と概算費用を、**図 4-2** に提案技術の概念と概算費用を示す。費用対効果を検討するための仮定条件を以下に示す。

・減容化対象は、軟泥 400 千 m³、飛灰 400 千 m³ とする

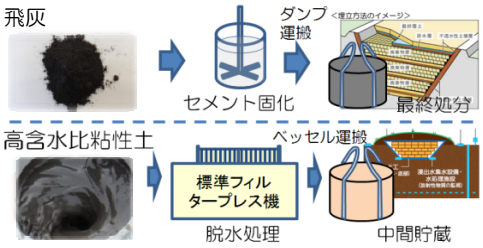
・従来施設のセメント固化費用は 13 千円/m³ とする

・標準フィルタープレス機での減容率は 0.7、運搬・貯蔵は 55 千円/m³ とする

・軟泥の脱水処理費は 7 千円/m³、運搬・貯蔵は 5.5 千円/m³ とする

・提案技術では、飛灰に加水調整するため、飛灰の量は 600 千 m³ になり、軟泥を加えることにより処理量は合計で 1,000 千 m³ になる

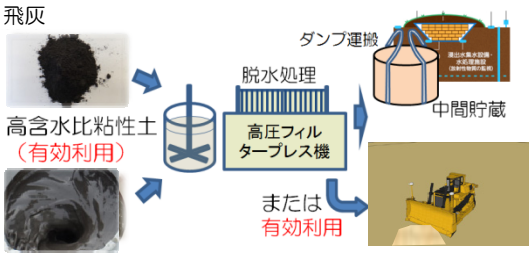
・提案技術の脱水固化処理費は 14 千円/ m³、脱水固化体の運搬・貯蔵は 35 千円/m³ とする



項目	計算式	概算費用 百万円
飛灰のセメント固化費	400,000m³×13千円/m³	5,200
固化体の運搬・貯蔵費	400,000m³×0.7×55千円/m³	15,400
軟泥の脱水処理費	400,000m³×7千円/m³	2,800
脱水処理土の運搬・貯蔵費	400,000m³×0.7×55千円	15,400
合計①		38,800

従来技術の貯蔵量：560千m³

図 4-1　従来技術の概念と概算費用



項目	計算式	概算費用 百万円
飛灰と軟泥の脱水固化処理費	1,000,000m³×0.5×14千円/m³	8,400
固化体の運搬・貯蔵費	1,000,000m³×0.5×35千円/m³	21,000
合計②		29,400

提案技術の貯蔵量：500千m³

図 4-2　提案技術の概念と概算費用

以上の結果から、提案技術のコストは従来技術の 0.76（24%削減）になる。また、施設容量は 0.89（11%の施設容量の余裕確保）になることが試算される。

５．作業の安全評価

（１）実証試験の結果

作業者の被ばく線量は、最大で 81.2μSv（のべ 37 日）であった。1 日当たりの被ばく線量は 2.19μSv／日であり、20mSv／年を超える被ばくはなかった。

（２）実機を用いた場合の作業員の被ばく線量の簡易評価

線源となる土壌の放射性セシウム濃度を最大 60,000Bq／kg、土量を実際の高圧フィルタープレス容量である 10,880kg として、被ばく線量を評価した。最大値は、遠隔操作の実施により 7.8mSv／年であり、基準の 20mSv／年を下回り問題はない。

６．まとめと今後の課題

（１）まとめ

飛灰:軟泥＝50:50 の供試泥にゼオライトを 8%/ds 添加した試料にセメント（20、40、60%/ds）を添加し、高圧フィルタープレス機で脱水固化処理する条件下で、

①脱水固化砕石からの放射性 Cs 溶出

環告 46 号による長期安定性試験では、一部、検出下限値（^{134}Cs : 0.8～0.9Bq/L、^{137}Cs : 0.7～1.0Bq/L 以下）付近の溶出量であったが、有姿撹拌で ND を確認した。

②ろ水の放射性 Cs 濃度

脱水固化処理で発生するろ水も、すべての組み合わせにおいて排水基準（^{134}Cs/60+^{137}Cs/90≦1.0）を満足することができた。

③脱水固化砕石の品質

脱水固化砕石は、すべてのセメント添加率において、道路用盛土材としての品質を満足する。しかし、乾湿繰り返しを受けやすい透水材には向かない可能性がある。

④物質収支

放射性セシウムの物質収支のばらつきは、脱水固化砕石にゼオライトを入れない場合、平均値 90.0%となり概ね回収されたものと思われる。ゼオライトを 8%添加した場合の収支については、平均 82.9%であり、この要因は今後の課題とする。

⑤コスト評価

飛灰と脱水処理された軟泥をそれぞれ貯蔵する場合と、軟泥を飛灰の放射性 Cs 溶出抑制材として利用し、脱水固化砕石を製作して貯蔵する場合を比較すると、建設コストを 24%削減でき、設備容量に 11%の余裕ができるものと試算される。

（２）今後の課題

①飛灰の主成分は、焼却対象物と排ガス中和剤に依存し、軟泥の放射性 Cs 吸着性は粘土鉱物に依存する可能性があるため、飛灰や軟泥の違いによる脱水固化砕石の品質のばらつきを把握するため、数種類の飛灰と軟泥を組み合わせた脱水固化試験が必要である。

②今回の土壌の放射性 Cs 濃度域では問題なかったが、より高濃度の放射性 Cs を含む脱水固化砕石からの放射性 Cs の溶出、ろ水の放射性 Cs の吸着対策など別途検討が必要である。

実施代表者：東芝電力放射線テクノサービス株式会社

実証テーマ名：空気中を浮遊する放射性セシウムの早期検知技術の確立

概要：

中間貯蔵事業や廃炉作業が行われる区域と隣接する帰還困難区域においては、放射性物質が飛散する潜在リスクを認識しておくことが必要である。すなわち、施設の安全確保は元より、屋内退避が困難なことから、万一の場合に備え、緊急避難対策が重要である。

現在、空気中の放射能濃度の異常検知には放射性ダストモニタが利用されており、高精度の定量測定ができるが、測定に 2 時間以上を要するとともに、精密な測定には、さらに 4 時間程度の減衰待ち時間が必要であり、早期に異常の兆候をとらえることができない。

当社では空気中の放射性セシウムの存在を直接観測することにより、早期に異常の兆候をとらえ、迅速に避難等の判断を行うことを可能とする手法を開発し、装置技術として確立している。

本試験では、この装置技術を用いて、当該地区での連続測定によるデータ取得・評価を行い、環境中の天然放射性核種の変動に伴う性能影響がない事を確認する。

実施内容：

①天然放射性核種の影響評価（昼夜・気象変動）
②周囲線量率（バックグラウンド）条件の影響評価
③局所的舞上りの影響評価
④帰還困難区域での検知性能評価
⑤導入に向けてのコスト・被ばく評価

技術概要：

１．試験手順

工場において、測定装置の健全性と計算評価の妥当性確認をした上で、事前に必要なデータ収集と解析・評価を実施した。その後、測定装置一式をトラックに搭載し、大熊町スポーツセンターにて連続測定を実施した。試験全体の流れを**図 1** に測定装置イメージを**図 2** に示す。

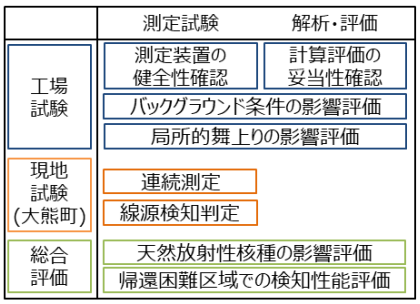


図 1　試験全体の流れ

２．試験目標

警戒判断をする水準として、周囲の空気中放射能濃度が法令で定められた濃度限度の 1/10 のレベルを想定し、これに対する目標検知時間を設定した（**表 1**）。

表 1　目標検知時間

警戒水準	空気中の放射能濃度（Bq/m³）*1	目標検知時間（min）
レベル1	30	15
レベル2	300	1

*1：10^6 m^3 の空間に一様充満と仮定

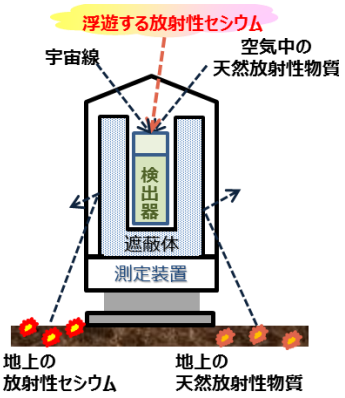


図 2　測定装置イメージ

３．期待される効果

空気中に放射性セシウムが存在するという異常な状態を早期に検知することで、迅速な避難等の判断を可能とし、人の安全確保に寄与する。

実証試験の結果：

測定結果と解析から、以下の結果評価を得た。

1）天然放射性核種の影響評価（昼夜・気象変動）

・昼夜変動の影響は受けない。

・降雨に伴うビスマス 214 の一時的計数増加が見られたが、ピーク識別により誤検知は無い。

2）周囲線量率（バックグラウンド）条件の影響評価

・区域内評価地点の最大空間線量率 8μSv/h を超える約 12μSv/h 条件であっても適用可能であった。

3）局所的舞上りの影響評価

・局所的な 30Bq/m³ 程度での舞上り誤検知は無い。

・300Bq/m³ の場合は局所的でも検知可能であった。

4）帰還困難区域での検知性能評価

・15 分測定での全期間を通した検出限界は 15Bq/m³ 未満であった（**図 3**）。

・レベル 1（30Bq/m³）の検知時間は、降雨なしで 3 分以内、降雨ありで 4 分以内であり、目標検知時間に対し、3～4 倍の余裕を確保可能であった（**図 4**）。

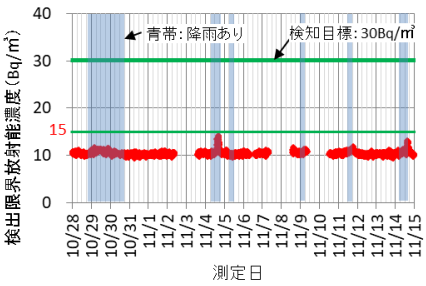


図 3　検出限界の変動（15 分測定）

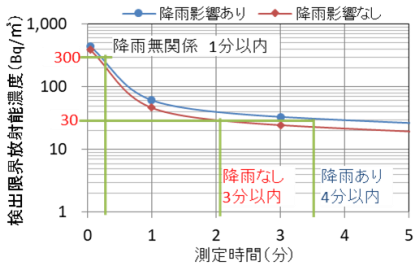


図 4　測定時間と検出限界

減容等の評価：

該当しない

コスト評価：	歩掛り（作業人工、作業速度等）：
既存技術（ダストモニタ）の機器導入費用を 100 とし、導入後 5 年間のランニングコストを含めた合計の費用を比較した場合、既存技術 205 に対し、実証技術 105 となり、約 50%のコスト低減が見込まれる。	現地作業に加え準備、報告等の工数を含む 巡視：0.5 人日/回 ろ紙交換：1 人日/回 点検（既存技術）：4 人日/回 点検（実証技術）：2 人日/回

コスト評価条件：

共　　通　　・機材を設置する建物および管理システムの費用は含まない。
　　・電気および通信費用は含まない。
　　・月 1 回の現場巡視および年 2 回の点検を行う。

ダストモニタ・流量計およびポンプの交換用予備品を含む。
　　・年 4 回、ろ紙交換を行う
　　・年 1 回、流量計は校正機関での校正、ポンプはオーバーホールを行う。

実証技術　　・現場巡視、点検以外の費用項目無し

作業における安全上の注意：

・現場作業ではヘルメット、安全靴、マスク、不織布防護服、綿手袋を着用した。

・バッテリー交換時の短絡、正負誤接続を防止するため専用コネクタを採用した。

試験場所（住所）：	除去物保管場所と保管状況：
神奈川県横浜市、福島県双葉郡大熊町	該当しない

１．試験の目的

（１）背景と取り組み

中間貯蔵事業によって生じる減容処理後の濃縮物は、最終処分引き渡しまでの長期間にわたる取扱いと保管が必要とされる。従って、これらの放射性物質が何らかの要因により放射性ダストとして飛散してしまう様な異常事態を発生させない様、確実な施設の安全管理を行うと共に、この放射性ダストの監視手段を備えておく事が必要である。また、福島第一原子力発電所における廃炉作業も、中間貯蔵事業と同様な時間スパンの中で長期にわたり継続する。従って、廃炉作業における異常事態発生時にも、放射性ダストが当該施設近傍まで拡散・飛来するリスクがあるため、この観点からも放射性ダストの監視手段は極めて重要である。

平常時は、従来型の放射性ダストモニタにより数時間という比較的長い測定・検知時間が必要ではあるものの、高感度に空気中の放射能濃度を定量する事で環境に異常の無い事を確認・監視することができる。しかし、区域内で異常が発生した際には、屋内退避が困難な帰還困難区域では、迅速に区域外へ人の退避を進める必要がある。このため、従来型の放射性ダスト監視技術に比べて、より早期の段階で、異常の兆候を検知する手段の実現が喫緊の課題である。

これまでに当社では、空気中に存在する放射性セシウムを早期に検知する新しい技術を考案し、その実用化開発を進めてきた。平成 28 年秋に行った先行研究では、帰還困難区域（大熊町）での試験測定を行い、その結果を元に同区域の放射線環境において空気中を浮遊する放射性セシウムの早期検知を実現することができる測定装置の改良設計を行い、シミュレーションにより実現性を評価し、有効性を確認した。

中間貯蔵事業と廃炉作業で生じる可能性のある放射性ダストに含まれる放射性物質は、何れも放射性セシウムに概ね限定することができる。このため、本実証試験においては、改めて空気中を浮遊する放射性セシウムに着目し、その早期検知技術が、現実的な環境下でも実用性を維持する事を検証し、新たな放射線監視技術を確立する事に取り組んだ。

（２）提案技術の目的

現行技術の課題は、空気中の放射能濃度が増大するという異常について、その検知までに数時間程度かかる事である。本実証技術は、現行技術の延長では達成困難である「空気中に放射性セシウムが存在するという異常な状態」を早期に検知することで、迅速な避難等の判断を可能とし、人の安全確保に寄与する。

（３）成果目標

本実証技術は、空気中に放射性セシウムが存在するという異常な状態を早期に検知する技術を実現する事で、人の安全確保に寄与する事を目的としていることから、実証事業の成果目標は、最も重要な要素である「検知時間」に対して設定した。

なお、警戒判断を行う水準は、周囲の空気中放射能濃度が法令で定められた管理区域の濃度限度の 1/10（レベル 2）、1/100（レベル 1）の水準を想定した。

目標検知時間を**表 1-1** に示す。

表 1-1　目標検知時間

警戒水準	空気中の放射能濃度※ (Bq/m³)	目標検知時間 (min)
レベル 1	30	15
レベル 2	300	1

※セシウム 137 が 10^6m³ の空間に一様に充満と仮定

2．試験の内容

（1）試験のフロー

試験のフローを**図 2-1** に示す。

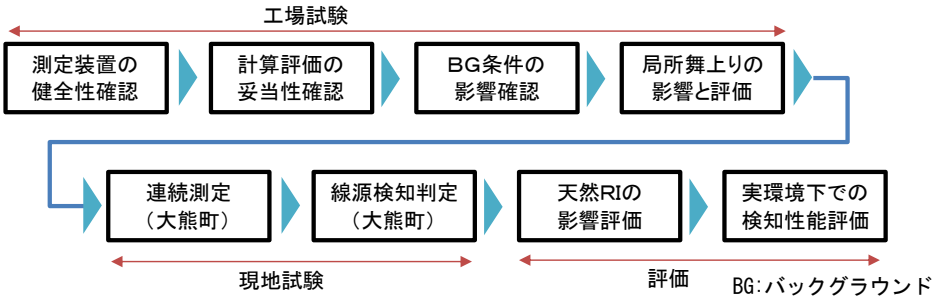


図 2-1　試験のフロー

（2）使用する設備、機器

試験装置を**図 2-2** に示す。

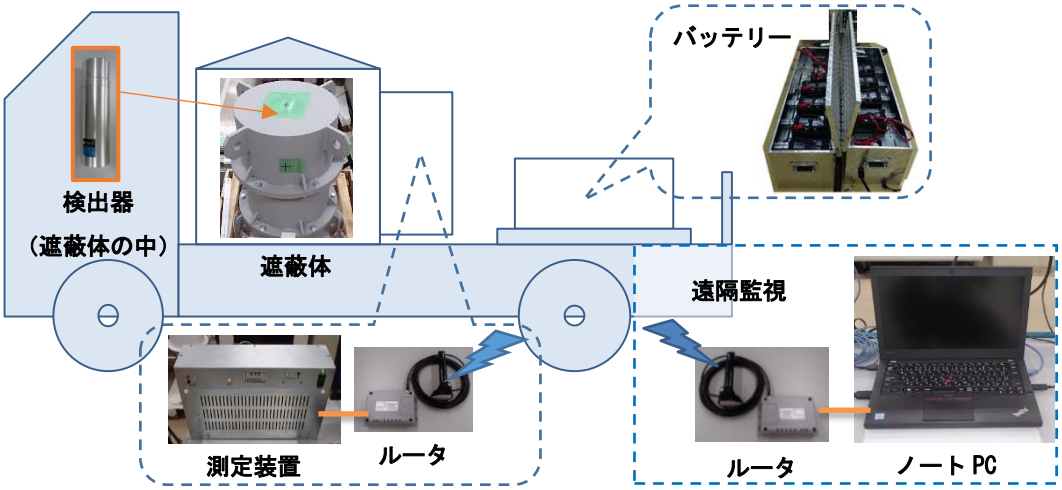


図 2-2　試験装置

（3）試験の実施場所

工場試験は東芝電力放射線テクノサービス株式会社（株式会社東芝　横浜事業所内）、神奈川県横浜市磯子区新杉田町 8 番で実施した。

また、現地試験は大熊町総合スポーツセンター内　駐車場、福島県双葉郡大熊町大字夫沢字中央台 851-3 で実施した。

（４）試験の実施要領

試験項目を**表 2-1** に示す。

表 2-1　試験項目

	項目	目的
（ア）	測定装置の健全性確認	試験用線源を用いて測定装置の基本機能、基本性能が健全であることを確認する。
（イ）	計算評価の妥当性確認	試験用線源の実測データと計算評価の相互確認を行い、計算評価の妥当性を確認する。
（ウ）	バックグラウンド条件の検出限界性能への影響確認	実測データを元にバックグラウンド条件の検出限界性能への影響を確認する。
（エ）	局所的舞上りの影響と検知可能性評価	実測データを元に計算評価体系を拡張し、想定した局所的舞上がり条件の検知可能性を評価する。
（オ）	帰還困難区域での連続測定	帰還困難区域で、連続的に測定データを収集する。
（カ）	帰還困難区域での線源照射による検知判定	帰還困難区域で、試験用線源を用いて検知判定性能を確認する。
（キ）	天然の放射性物質の昼夜変動・降雨変動による影響評価	帰還困難区域で、収集した測定データと降雨データにより天然の放射性物質による影響を評価する。
（ク）	実環境下における測定装置の検知性能評価	（オ）～（キ）の結果を用いて実環境下における測定装置の検知性能を評価する。

３．試験の結果

（１）試験結果

工場での各種試験と、現地での連続試験と線源照射試験を実施し、必要なデータを取得した。

①測定装置の健全性確認（試験（ア））

現地でデータを取得するために装置として必要な基本的性能（計数率特性等）が必要な水準に達していること、また、基本的機能（データの収集・保存、通信等）が適切に動作していることを確認した。

②計算評価の妥当性確認（試験（イ））

試験用線源を用いた照射時の実測データと計算評価データの相互確認を行い、シミュレーションに利用している体系など、計算評価が妥当である事を確認した。

③バックグラウンド条件の検出限界性能への影響確認（試験（ウ））

試験用線源を用いて想定した現地バックグラウンド条件（線量率）の前後にて照射試験を行い、想定バックグラウンド条件（約 8μSv/h）の 1.5 倍である約 12μSv/h であっても検出限界性能へ影響のない事を確認した。

④局所的舞上りの影響と検知可能性評価（試験（エ））

想定した局所的な舞上がり条件を計算評価した結果、レベル 1 条件（30Bq/m^3）では現実的な時間範囲（4 時間以内）でのイベントの発生は無く、検知可能性が無い結果であった。また、レベル 2 条件（300Bq/m^3）では 512m^3 以上の拡がりを持っている場合、10 分以内に、その存在を検知できる結果となった。

試験結果は、監視対象外の妨害事象を誤認することは無いと共に、高濃度条件（300Bq/m^3）については縦、横、高さが 10m の立方体形状の様な局所的な状態であっても短時間のうちに検知することを確認した。

⑤帰還困難区域での連続測定（試験（オ））

現地で連続測定を行う事により、昼夜の複数データおよび種々の気象条件におけるスペクトルデータを取得した。得られたスペクトルデータからセシウム 137 のガンマ線が観測される区間（監視区間）の 60 分間の総計数を集計した。**図 3-1** に監視区間の総計数の時系列変化を示す。

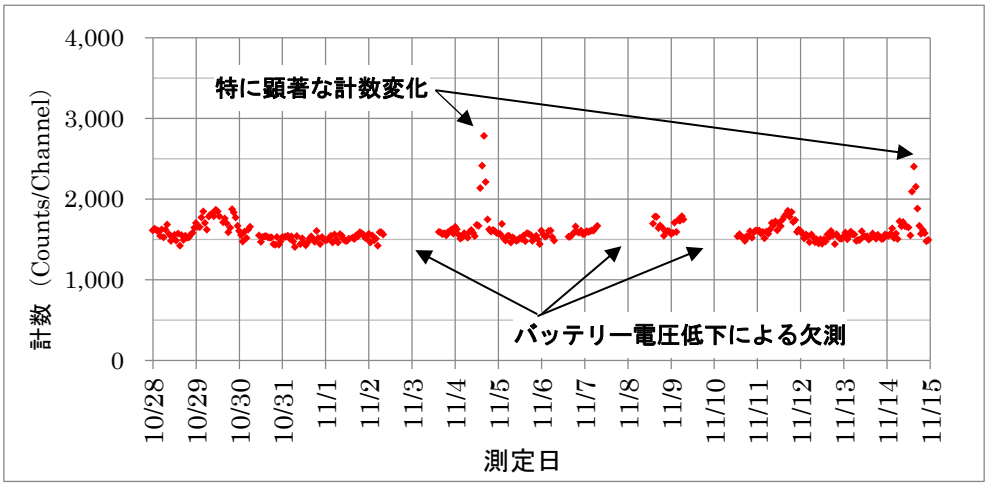
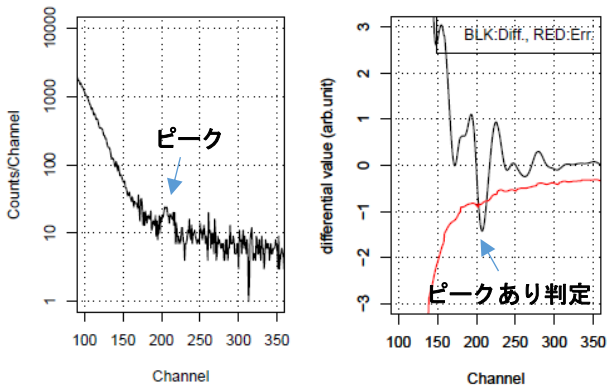


図 3-1　監視区間の総計数の時系列変化

（10/28 0 時～11/14 24 時　1 時間値）

図 3-1 において、一部計数が増加している時間帯があるが、現れた変化は必ずしも空気中にセシウム 137 が観測された事を示すものでは無い。特に大きな変化の表れた時間帯についてガンマ線スペクトルを確認した結果、ピークは 203 チャンネル前後に確認されており、ビスマス 214 の 609keV を計数したものと判断した。また、計数増加が発生した時間帯は降雨が観測されており、降雨影響によって空気中に存在する天然放射性物質であるビスマス 214 が降下したものと考えた。さらに、ガウス関数の平滑化二次微分を用いたピーク探索を行った結果、自動ピーク探索による統計的判定によっても 203ch 前後にピークが検出されたことから、総計数の変動要因はビスマス 214 の降下によるものと判断した。（**図 3-2**）



・セシウム 137 監視区間の生データのプロット（左図）とピーク探索結果（右図）
・ピーク探索結果には二次微分値（黒）と、微分誤差（赤）が示されている。
・微分誤差（赤）を下回った二次微分値（黒）の尖頭部分がピーク位置に相当する

図 3-2　ガウス関数の平滑化二次微分を用いたピーク検索

⑥帰還困難区域での線源照射による検知判定（試験（カ））

帰還困難区域での線源照射による検知判定は、帰還困難区域の放射性環境において 、セシウム 137 線源による照射行い、線源と遮蔽体との位置関係によりセシウム 137 の検知判定が適切に行われる機能が維持されている事を確認した。

⑦天然の放射性物質の昼夜変動・降雨変動による影響評価（試験（キ））

（ア）昼夜変動による影響

連続試験により収集したデータから降雨影響の無い日について抜き出した、監視区間の総計数の時系列変化を**図 3-3** に示す。時系列変化データの平均値と標準偏差から統計変動評価を行った結果、降雨影響のない場合、昼夜変動による影響は認めらえず統計変動内である事が分かった。

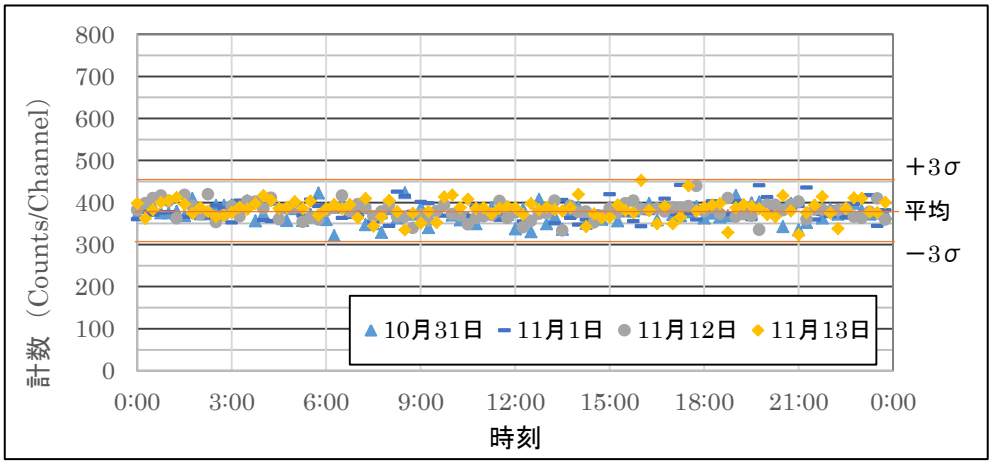


図 3-3　監視区間の総計数の時系列変化

（10/31,11/1,11/12,11/13　15 分値）

（イ）降雨変動による影響

図 3-4 に、セシウム 137 に対する検出限界放射能濃度の変化を示す。

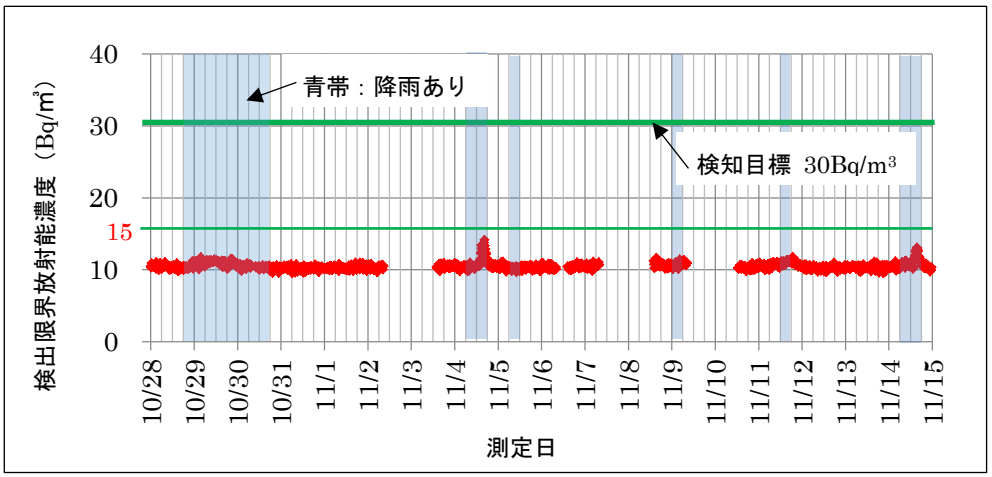


図 3-4　検出限界放射能濃度の変化（判定時間 15 分）

図中の青い帯は、福島第一原子力発電所構内における気象観測情報（1 時間毎）をもとに、1 日を 4 分割（0～6 時、6～12 時、12～18 時、18～24 時）したうえで、各時間帯における降雨の有無を表している。ここから、検出限界放射能濃度が上昇（セシウム 137 監視区間の総計数が増加）している時間帯は降雨があった事がわかる。

降雨変動は帰還困難区域での連続測定データ（**図 3-1**）から 1 時間あたり約 3,000 カウント、即ち毎秒 0.83 カウントが降雨変動による影響を受けたバックグラウンドである。また、降雨変動の影響が無い場合は毎秒 0.42 カウントであった。

先に述べたとおり、ビスマス 214 による計数上昇そのものは、ピーク探索を行うため、誤判定の可能性は無いが、バックグラウンドが上昇する事は確実に放射性セシウムの検知時間にも影響を与える。レベル 1 条件（30Bq/m³）が 15 分の目標検知時間を達成できなくなるバックグラウンド条件を計算で求めると、毎秒約 4 カウントであり、降雨変動によるバックグラウンド毎秒約 0.4 カウントからすると約 10 倍の余裕を持つ結果であった。

（ウ）降雨変動による影響の補足

図 3-4 には降雨があったにも関わらず、指示に変化が認められない時間帯があるが、これは、天然の放射性物質の降雨による変動が自然現象であるため、確実に同じ状況が発生するわけでは無い事が要因の一つである。

例えば、降雨に伴うバックグラウンドの上昇は、降雨前に空気中に拡散したラドンおよびその娘核種が短時間のうちに地上付近に落とされる事で発生するため、空気中にラドン等の供給が行われない状況（降雨が継続して発生等）が発生した場合、降雨が発生してもバックグラウンドは上昇しない事がある。

また、ラドンとのその娘核種の半減には 4 時間程度かかることから、降雨が終了した後も、数時間は引き続きバックグラウンドが上昇する場合がある。

⑧実環境下における測定装置の検知性能評価（試験（ク））

測定時間と検出限界放射能濃度の関係を**図 3-5** に示す。

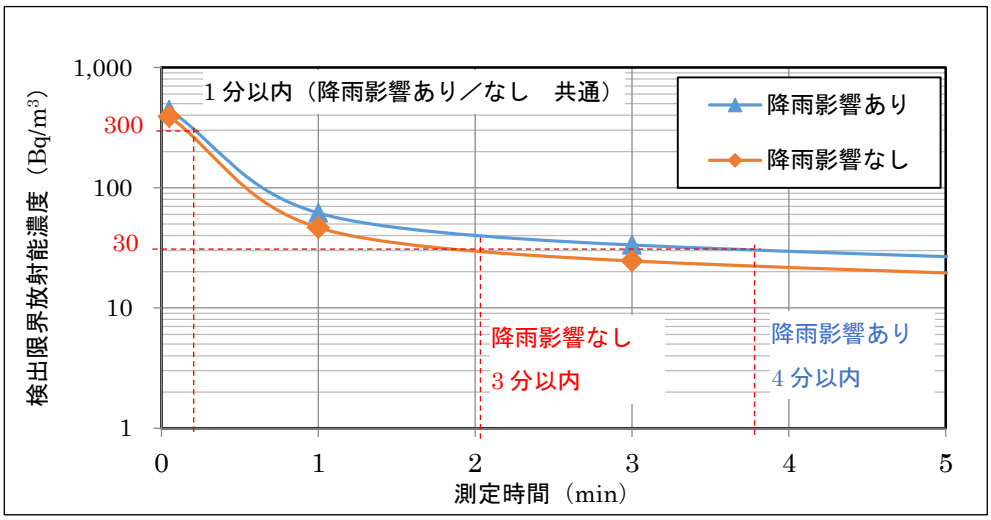


図 3-5　測定時間と検出限界放射能濃度の関係

本実証技術においてセシウム137の有無を監視しているガンマ線スペクトルの監視区間について、降雨影響の無い期間のバックグラウンドの平均計数率は、毎秒0.42カウントであった。また、得られたデータのなかで降雨影響が最大となったバックグラウンド条件は毎秒0.83カウントであった。**図 3-5** は2つのバックグラウンド条件について評価した結果である。

必要な測定時間は、レベル 2 条件（300Bq/m³）では降雨の影響は無視できる状況であり、レベル1条件（30Bq/m³）では降雨影響のない場合で3分以内、降雨影響を強く受けた場合で4分以内であった。

（２）現地試験の流れ

①スケジュール

平成29年10月26日から同年11月16日までの日程で、大熊町総合スポーツセンター駐車場にて現地試験を実施した。

試験開始に際しては試験区画周辺の空間線量率を把握すると共に、スペクトルデータを収集する事で、遮蔽体の視野範囲の中に放射性セシウムが存在しない事を確認した。なお、試験装置の電源として商用電源が得られなかったことから、バッテリーの随時交換で運用する事となっていたが、バッテリーの充電時間が想定より長くなった事で、充電不足に伴う一時的な欠測が生じた。

②現場管理

車両搬入後、現場の放射線環境を把握するなど必要な放射線管理を行うと共に、車両に対し実証試験に関する表示を行った。

③放射線・安全管理実績

表 3-1 に放射線・安全管理の実績を示す。

表 3-1　放射線・安全管理の実績

管理項目	管理実績
特別教育	帰還困難区域に入域した者は、全員が原子力発電所等の業務経験によって放射線安全について十分な知識・経験を持つと判断できたことから、事故由来廃棄物等の処分の業務に係る特別の教育は免除とした。
個人被ばく管理	試験に伴い帰還困難区域に入域する際には、全員が個々に個人被ばく測定器を装備した。期間中の個人日最大被ばく線量は4.27μSv、期間最大被ばく線量は18.09μSvであり、問題の無い値であった。
作業環境測定	連続試験開始前にサーベイメータにより空間線量率を測定した。試験場所周辺における地上高さ1mの線量率は最大2.3μSv/hであった。
汚染測定	帰還困難区域から退去する際にはサーベイメータにより機器および装備の汚染検査を実施し、汚染の無い事を確認した。
防護装備	不織布防護服、綿手袋、防塵マスクまたはサージカルマスクを着用した。また、ヘルメットおよび安全靴も標準で着用した。
安全管理	KY等の予防措置により安全上の問題は発生しなかった。
廃棄物処理	持ち出した試験機材類に有意な汚染は検出されず、放射性の廃棄物は発生しなかった。

④現地の状況

図 3-6 に現地試験の状況を示す。

試験準備

バッテリー交換

図 3-6　現地試験の状況

４．試験結果の評価

（１）技術の評価

①装置の基本的性能

今回の実証試験に使用した測定機器は、一般的に環境におけるガンマ線を測定、分析する機器として使用されている NaI（Tl）シンチレーション式検出器と多重波高分析装置の組み合わせであり、これに本実証技術に特有な要素である特殊形状の遮蔽体（天空側のみを開口させた遮蔽体）を付加して使用している。

なお、遮蔽性能など基本的な性能は平成 28 年秋に行った先行研究で検討した結果であり、実証試験の工場試験では主に実機により試験装置の健全性確保・確認を目的に基本的性能を確認した。

（ア）基本的性能（試験（ア）、（ウ））

組み上げた測定装置は、ガンマ線の検知と分析、セシウム有無の判定、データの保存・通信等の各機能が正常に動作すると共に、遮蔽性能が想定した能力を有する事等、設計における所期の性能・機能を満たしている事を確認した。

（イ）計算評価（試験（イ））

計算評価との比較については、計算モデルの妥当性を改めて確認した。

なお、一部、実測値と計算評価値に誤差の大きい評価点があったが、線源固定位置の僅かなずれの影響である事が推定され、計算評価の妥当性に影響を与えるものでは無い事を確認した。

（ウ）局所的舞上りの検出可能性評価（試験（エ））

局所的舞上りの検出可能性のシミュレーション計算による評価については、レベル 1 条件（30Bq/m^3）については検討した 3 ケースについて全てイベント無し（検知せず）の結果となった。また、レベル 2 条件（300 Bq/m^3）については、512m^3、1,000m^3 ともに 10 分以内で検知可能という結果になった。

②装置の総合的性能

（ア）実環境下での装置の総合的性能（試験（オ）、（カ）、（キ））

現地試験結果のとおり、実環境下におけるバックグラウンド変動に対して十分な余裕を持つ事を確認し、測定を行った大熊町総合スポーツセンター駐車場のバックグラウンド環境である 2μSv/h 程度の場合、レベル 1（30Bq/m³）を 4 分以内、レベル 2（300Bq/m³）を 1 分以内で検知する事ができる事を確認した。

昼夜影響：降雨影響の無いデータには統計上有意な昼夜変動は無く、帰還困難区域での観測に影響を与えない事を確認した。

降雨影響：事前の想定どおりビスマス 214 による計数増加の影響が観測されたが、判定ソフトウェアによりビスマス 214 とセシウム 137 の弁別を行う事で誤検知を防止できる事を確認した。

（イ）目標値の達成状況

表 4-1 の検知時間の目標と実績に示すとおり、目標として設定した 2 つの検知時間について、レベル 1、レベル 2 ともに達成する事を確認した。

また、検知時間に影響を与える周囲のバックグラウンドについて、想定した空間線量率のうち、最も厳しい側の条件である 8.0μSv/h であっても目標とした検知性能を維持する事を確認した。

表 4-1　検知時間の目標と実績

警戒水準	空気中の放射能濃度（Bq/m³）	目標検知時間※（min）	実績検知時間※（min）
レベル 1	30	15	＜4
レベル 2	300	1	＜1

※セシウム 137 が 10^6m³ の空間に一様に充満と仮定

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

①試験の結果

空気中の放射性セシウムの存在を早期に検知することで、人の安全確保に寄与できる事を実証するとともに、以下の各事項を確認した。

（ア）空気中に存在する放射性セシウムの有無を、早期に検知する技術を確立した。なお、既存技術との比較では、ダストモニタの測定時間 120 分に対して降雨条件にて 4 分であり、1/30 の時間で早期検知を実現できる事を確認した。

（イ）帰還困難区域での適用・導入を目指して同区域内で実証試験を行い、環境影響等の評価の結果、性能を把握した。なお、バックグラウンドは想定した水準の 1.5 倍程度（約 12μSv/h）まで対応可能であり、バックグラウンド線量率の高い帰還困難区域でも柔軟な配置が可能である事を確認した。

（ウ）具体的な検知時間として、空気中の放射能濃度が 300Bq/m³ の条件では降雨に限らず 1 分以内になることを確認した。また、空気中の放射能濃度が 30Bq/m³ の場合、降雨影響が無い場合は 3 分以内、降雨影響を最大限考慮した場合には 4 分以内となることを確認した。

（エ）試験を行った大熊町スポーツセンター駐車場の環境条件下（バックグラウンド約 2μSv/h）では、設定した目標検知時間（30Bq/m³、15 分）に対して 3～4 倍程度の余裕を確保できる事を確認した。

②コスト評価（既存技術：放射性ダストモニタとの比較）

機器導入から 5 年間のランニングコストを含めて比較をすると、本実証技術はポンプ等の動的機器を撤廃した事により、既存技術に比べてトータル約 50%の大幅なコストダウンを実現できる。特にメーカー等による定期的な保守が必要となる動的機器が無いことから、導入時の費用が少ないだけではなく、維持コストも少ない事が特長である（**図 5-1**）。

なお、動的機器を撤廃した事により、機器の故障、ポンプ流量低下等のトラブルの発生がなく、長期運用における信頼性向上も期待できる。

③安全評価（既存技術：放射性ダストモニタとの比較）

本実証技術は、除染土壌等を扱うプロセスを直接改善するものでは無いことから、中間貯蔵事業に関わる被ばく線量を大幅に改善する事は無いが、既存技術であるダストモニタと比較して運用に関わる現地作業時間を低減できることから、点検等の装置運用時における年間の被ばく線量を比較すると、本実証技術は現地作業が減少することから、既存技術に比べて約 60%に低減できる（**図 5-2**）。

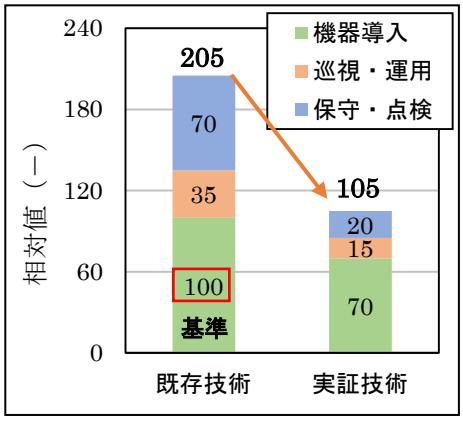


図 5-1　コスト比較

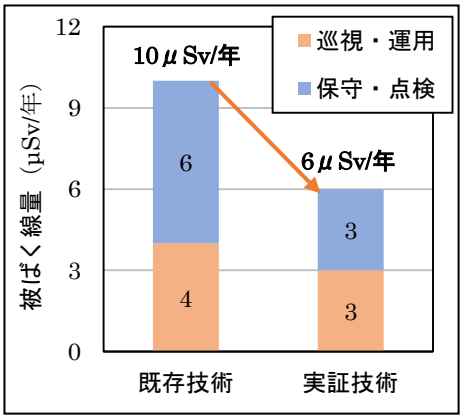


図 5-2　安全評価

（２）今後の課題

今後、運用にあたっての主な課題（留意点）は以下の 2 点である。これらの留意点は、新たに開発・検証を必要とするものでは無く、実際に放射線モニタとして設置をする際に、具体的な運用検討の中で考慮すれば良いものである。

①環境中に存在する放射性セシウムによる影響

強風や除染作業等によって舞上った放射性セシウムを含む粉じん等が、検出部上部に降下・付着した場合の影響の把握、特に清掃間隔の検討などが必要である。

②降雪による影響

検出部上部へ雪が降り積もる地域で運用する場合に、雪による感度低下の把握と融雪対策の検討などが必要である。

実施代表者：国立大学法人千葉大学

実証テーマ名：汚染土の飛翔粉塵拡散分布の可視化モニタリングシステムの提案

概要：

飛散した汚染粉塵の空間分布をリアルタイムで計測可能な小型偏光ライダーとダストサンプラを併用する汚染土の飛翔粉塵拡散分布の可視化モニタリングシステムを除去土壌を扱う作業場所に適用し、その実用性を実証する。

実施内容：

小型偏光ライダーとダストサンプラ両者の観測地点が重なる時空間における粉塵量とその放射能濃度との相関関係を見出し、その相関関係を適用することにより、ダストサンプラが設置されていない空間を含め、小型偏光ライダーが計測する領域全体の粉塵の放射能濃度を可視化して表示する。

技術概要：

１．試験手順

パルス化されたレーザ光を大気中の散乱体（粉塵等）に照射し、その散乱光を捉え、散乱体の空間分布を観測できるライダー技術を使用し、粉塵量をライダーカウントとして数値化する（**図 1、図 2**）。またダストサンプラとの同期計測（**図 3**）による粉塵濃度とライダーカウントの相関を確認する。
さらに粉塵濃度と粉塵の放射能濃度との関係を考慮することにより、小型偏光ライダーの計測範囲における空気中放射能濃度の分布を可視化させる。

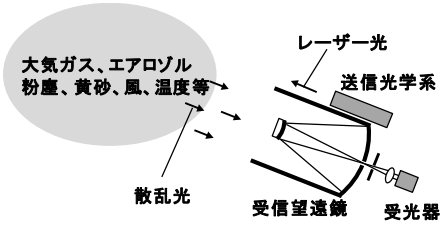


図 1　ライダー技術の概要

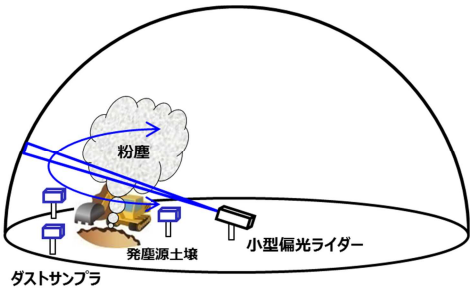


図 2　小型偏光ライダーとダストサンプラによる発塵源土壌の計測

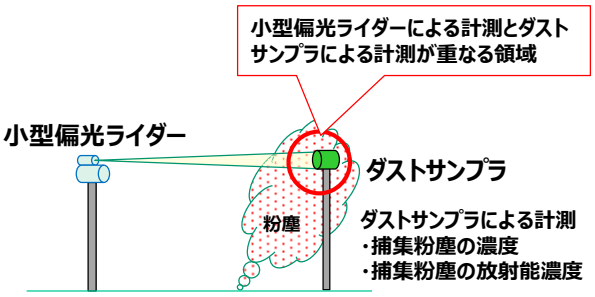


図 3　小型偏光ライダーとダストサンプラの同期計測

２．試験の目標

小型偏光ライダーとダストサンプラの計測結果から得られる発塵源由来の浮遊粉塵の空間分布と放射能濃度分布推定の可視化情報を作成できるモニタリングシステムを構築する。

３．期待される成果

除去土壌を扱う作業現場とその周辺における粉塵濃度および空気中放射能濃度の情報（定量評価、画像、動画等）を提供することで、作業者に対しては安全、周辺住民に対しては安心のコミュニケーションツールとしての活用が期待される。

実証試験の結果：

１．試験結果

小型偏光ライダー（ライダー観測小屋内部に配置）と、ダストサンプラ 3 台を配置し（**図 4**）、小型偏光ライダーのスキャン範囲を定めた。

小型偏光ライダーとダストサンプラの同期計測日のうち、風向（北西-西の風）が揃っていた 12 月の 6 日間を対象として統計的な相関を考察し、ダストサンプラが捕集した粉塵濃度とライダーカウントとの換算のための検量線（0.001 mg/m³/count）を得た（**図 5**）。

このうち土壌の放射能濃度が同様であった 3 日間（12 月 12,13,15 日）を抽出し、ダストサンプラで捕集した粉塵濃度と空気中放射能濃度の関係（粉塵濃度 0.001mg/m³ あたり、0.474×10^{-10} Bq/cm³）を得た（**図 6**）。これらのことから、ライダーカウント換算による空気中放射能濃度分布図を得た（**図 7**）。

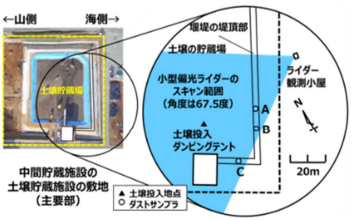


図4 実証試験の配置図

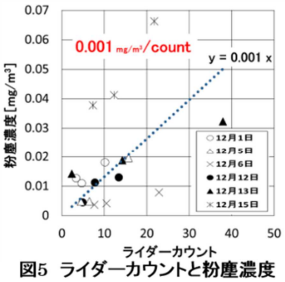


図5 ライダーカウントと粉塵濃度の相関関係

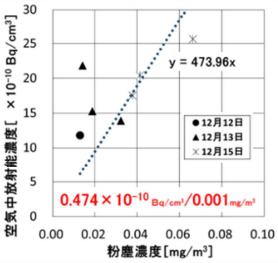


図6 粉塵濃度と空気中放射能濃度の相関関係

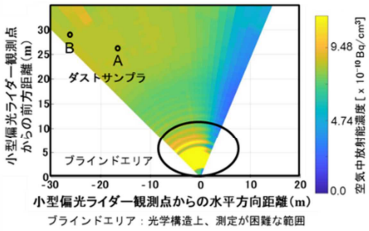


図7 ライダーカウント換算による空気中放射能濃度分布（12月12日 8:30 – 11:11）

埋設作業由来の浮遊粉塵の安全評価の比較として、放射性同位元素等の関係法令に定める空気中濃度限度に比べ十分に低いこと、また作業場所から離れた場所（**図 7** の右側部分）に粉塵は、ほとんど達していないことが確認できた。

２．まとめ

- 小型偏光ライダーとダストサンプラの同期計測結果から、捕集粉塵とライダーカウントとの相関が得られた。
- ライダーカウント換算による空気中放射能濃度分布図が得られた。
- ダストサンプラが設置されていない空間を含め、小型偏光ライダーが計測する領域全体の粉塵の放射能濃度のを可視化（表示）できた。

減容等の評価：

該当しない

作業員被ばく量評価：

小型偏光ライダーによる観測は遠隔操作により行うため観測中の被ばくはない。現地で行う校正用ダストサンプラのフィルタ交換作業は、時間が短く、被ばく線量は低い。

コスト評価：	歩掛り（作業人工、作業速度）：
初期設置費　1,190 万円 ランニングコスト　数万円／年	校正作業員　2 名×3h/回 （頻度は 1 回/月）

コスト評価条件：

小型偏光ライダー1 台（校正用ダストサンプラ 3 台、気象観測装置 1 式）で作業エリア（直径 600m 程度）のモニタリング。ダストサンプラのみ（約 40 台）の場合と比較。

作業における安全上の注意：

小型偏光ライダーで使用するレーザは、作業者の安全上問題とならない。

ダストサンプラの設置・フィルタ回収作業では、実施場所指定の保護具を使用した。

試験場所（住所）：	除去物保管場所と保管状況：
中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設 （福島県双葉郡大熊町）	該当しない

１．実証試験の背景と目的

（１）背景

中間貯蔵施設の受入・分別、減容化処理、貯蔵の作業や再生利用の施工作業（**図 1-1**）において、汚染土壌の舞い上がりによる作業環境や周辺環境への影響の考慮は重要である。再生利用など屋外の広範囲な場所で行われる作業においては、作業場所全体および周辺環境のすべてをカバーするダストサンプラの設置は不可能であり、風向等も様々であることから、ダストサンプラが設置されていない場所への汚染粉塵の拡散を評価することは困難である。また作業環境の逐次監視も困難な状況である。

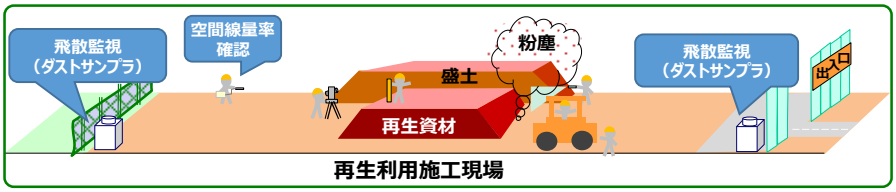


図 1-1　再生利用施工現場における各種監視のイメージ図

（２）提案技術の目的・成果目標

除去土壌のように放射性セシウム等が吸着した発塵源となる土壌（以下、発塵源土壌）を扱う作業現場において、小型偏光ライダー（**図 1-2**、**図 1-3** に示すように半径 300m 程度のドーム内全域の粉塵の空間分布をリアルタイムで逐次モニタリングできる遠隔観測システム）とダストサンプラを併用し、ダストサンプラは粉塵の量や放射能量の定量評価を行い、小型偏光ライダーはその粉塵がどれくらいどの方向に分布したかを計測する。その情報を作業者側に対しては作業安全情報として、周辺住民にも安全・安心の情報として提供することが、提案技術の目的である。

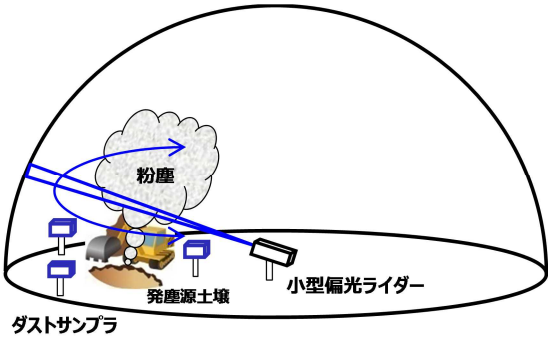


図 1-2　小型偏光ライダー　図 1-3 小型偏光ライダーによる観測イメージ

よって、安全・安心に関する情報を示す一つのコミニュケーションツールとして評価し、活用することを最終目標とし、今回の成果目標は小型偏光ライダーとダストサンプラの計測結果から得られる発塵源由来の浮遊粉塵の空間分布と放射能濃度分布推定の可視化情報を作成できるモニタリングシステムの構築とする。

２．小型偏光ライダー

（１）ライダーの測定原理

ライダー（LIDAR：LIght Detection And Ranging）は、パルス化されたレーザ光を大気中の散乱体（粉塵等）に照射し、散乱光を捉えることで散乱体の空間分布を取得する光学的遠隔計測の手法である。ライダーはレーダの構成と同じであり、送信光学系と受信光学系（受信望遠鏡、受光器）からなり（**図 2-1**）、ターゲットまでの距離を往復する光の飛行時間（Time of flight）を測定する。レーザの発明とともに開発が続けられ、すでに半世紀に及ぶ技術が蓄積されている。現在ではその大気計測の対象が多岐に渡り、大気分子、エアロゾル、粉塵、黄砂、風、温度等といった気象因子が計測されている。

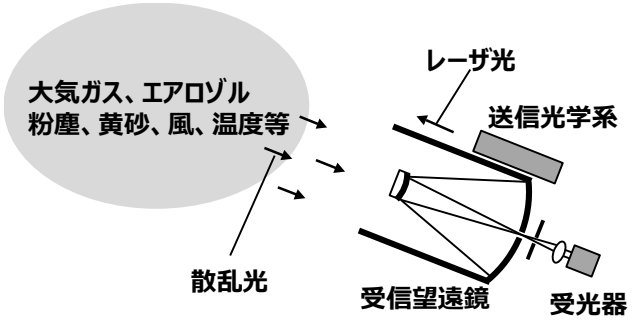


図 2-1　ライダーの測定原理

（２）小型偏光ライダーの特徴

ライダーの送信光学系で用いるレーザは大気計測に適合する短波長とし、現場の作業者の健康に影響のない近紫外光（波長 349nm の DPSS（Diode Pumped Solid State））を採用し、近距離計測および粉塵計測に適した小型偏光ライダーを使用した。また、レーザパルス光の送信と受信波形の同期をとるトリガ用受光器を送信光学系に配置させた。

受信光学系は波長 349nm に対応する専用レンズで構成した受信望遠鏡を使用した。集光用の主レンズの他、視野絞りのためのピンホール、受光器側コリメート用凸レンズ、受信光を選択的に取り込む干渉フィルタを望遠鏡の中に収めた。受光器は、偏光ビームスプリッタと２つの光電子増倍管で構成した。

３．試験結果

（１）実証試験場所の状況

実証試験を行った中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設の埋立工の状況を**図 3-1** に示す。埋立てられる土壌は、土壌投入ダンピングテントのベルトコンベアにより貯蔵場に投入される。ベルトコンベアの先端部には土壌の拡散抑制の垂れ幕が設置されている。貯蔵場に投入された土壌（以下、投入土壌）は、重機により撒き出され、転圧される。

ダストサンプリングは、貯蔵場より数 m 高い堰堤（えんてい）の堤頂部分で行った（**図 3-1～3-3**）。また、水中集塵器を合わせて設置し、捕集される粉塵の分析を行った。ダストサンプラと水中集塵器は、吸引口が上向きで地上（堰堤）から約 1m となるように、また土壌投入地点の東から南にかけて、それぞれ約 30m の離間距離に専用架台を用いて設置した（**図 3-3**）。

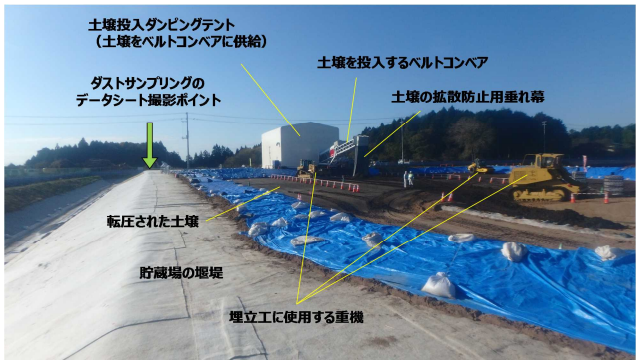


図 3-1　土壌貯蔵施設の埋立工の状況（平成 29 年 11 月 22 日撮影）

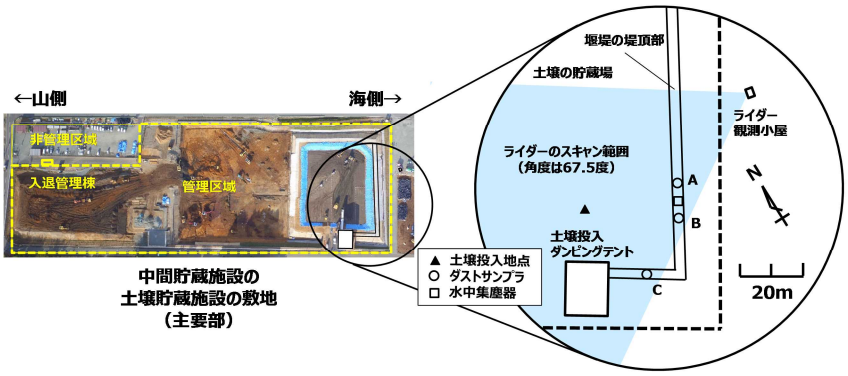


図 3-2　ライダー、ダストサンプラおよび水中集塵器の配置概要図

図 3-3　現場における試験機器の設置状況
（左：全体の状況、中：ダストサンプラの設置状況、右：水中集塵器の設置状況）

図 3-4　小型偏光ライダー
（左：小型偏光ライダー本体、右：観測小屋）

小型ライダーは、土壌貯蔵施設を広範囲に計測（水平走査角度 67.5 度（**図 3-2** の青地の扇部分））できるように、土壌貯蔵施設外にユニック車を配置し、その荷台に固定した観測小屋の内部（**図 3-4**）に設置した。

試験の手順を**図 3-5** に示す。

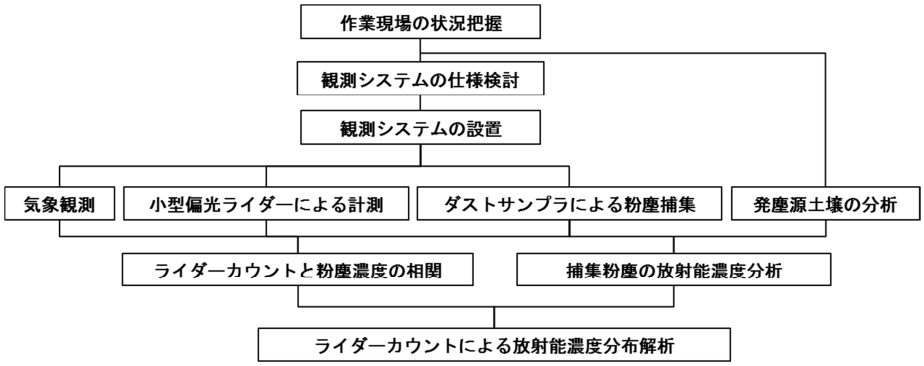


図 3-5　試験手順

（２）ダストサンプリングの結果

①粉塵の分析

ダストサンプラ（**図 3-3 中**）で捕集流量 700L/min で捕集したフィルタを、ゲルマニウム半導体検出器で放射能量を測定した。

②水中集塵器の分析

水中集塵器（**図 3-3 右**）で捕集流量 3L/min で捕集した水を、レーザ回折式粒度分布測定装置で粒度測定した。

③発塵源土壌の分析

投入土壌および周辺環境の土壌（**図 3-6**）を採取し、分級処理（ふるい目の順（2mm→0.5mm→75μm→20μm））後に、ゲルマニウム半導体検出器で放射能量を測定した。

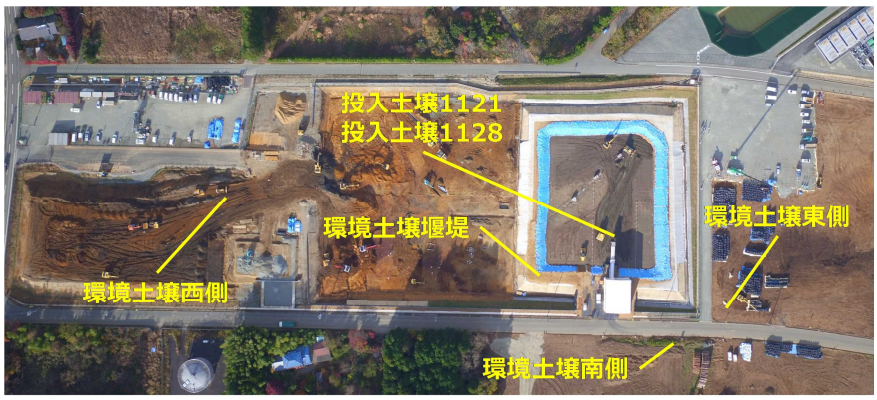


図 3-6　土壌採取場所（試料名で表示）（写真は、清水 JV 提供）

④測定・分析項目

ダストサンプリングの分析結果は、観測日毎にダストサンプラ A～C ごとの捕集開始・終了時刻、捕集時間、捕集時間中における総吸引流量、捕集粉塵量、粉塵濃度、投入土壌の放射能濃度、気象状況、サンプリング期間内の風向風速の分布、現場状況の写真を記録した。

発塵源土壌は、採取試料ごとに乾燥前重量、乾燥後重量、含水率、投入土壌の放射能量、分級した土壌の粒子径ごとの重量、放射能量、放射能濃度、粒度分布等を分析した。

また、水中集塵器により捕集した粉塵の粒度分布を分析した。

⑤結果・考察

水中集塵機で捕集した粒子径の分布から、ダストサンプラまで到達している粉塵の粒子径は 0.5mm 以下が支配的であることが分かった。この 0.5mm 以下の粉塵の放射能含有率は投入土壌では全体の 90%を超えており、特に飛翔しやすいと考えられる 20μm 以下の粒子径の粉塵の放射能濃度が支配的であることが分かった。そこで、ダストサンプラまで到達する粉塵は 20μm 以下の粉塵であると仮定し、投入土壌全体の放射能濃度と粒子径 20μm 以下の粉塵の放射能濃度の関係を求め、ダストサンプラが捕集したと考えられる粉塵の推定放射能（推定粉塵放射能）を求めた。これを実際に捕集された捕集粉塵の放射能と比較した結果を**図 3-7** に示す。図から、両者の間には相関関係が認められた。

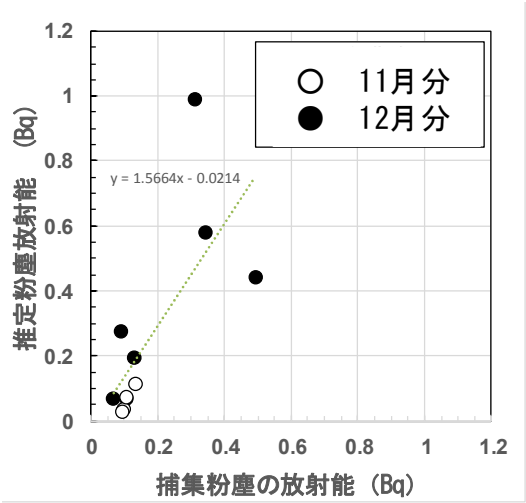


図 3-7　捕集粉塵と推定粉塵放射能の相関関係

ダストサンプリング測定期間中の粉塵濃度（mg/m³）と空気中放射能濃度（Bq/cm³）の結果を**図 3-8** に示す。棒グラフが粉塵濃度、プロットが空気中放射能濃度である。粉塵濃度が高い場合、空気中放射能濃度が高くなると推測されるが、11 月 20 日、11 月 21 日は粉塵濃度と比較して空気中放射能濃度が低くなっている。この日の気象状況から、サンプリング時間内は西風が支配的であり、ダストサンプラの配置位置から粉塵の発塵源は、投入土壌であると考えられる。この日の投入土壌の放射能濃度は比較的低い（数千 Bq/kg）ものであり、粉塵の推定放射能と実際に捕集された捕集粉塵の値も一致している。これらのことから飛翔する粉塵の放射能濃度の評価には、発塵源となる土壌の放射能濃度および粉塵

の飛翔に影響する風などの気象状況の情報が不可欠であることが分かった。

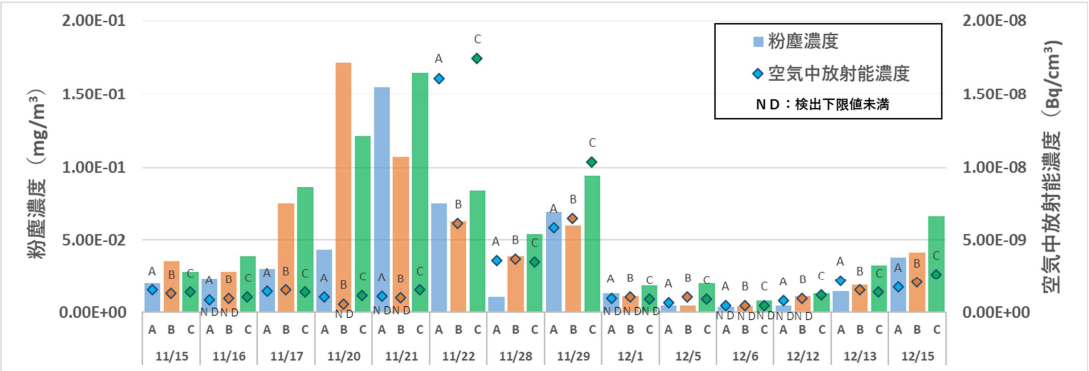


図 3-8　粉塵濃度と空気中放射能濃度の関係

（３）小型偏光ライダーの結果

①小型偏光ライダーの仕様

試験に使用したライダーは、人体に無害なレーザ光（波長 349nm）を採用し、観測対象範囲を考慮した近距離計測用（数百 m）に適し、かつ粉塵計測に適した小型偏光ライダー（**図 3-9**）を使用した。またこれを雲台に設置し、作業範囲をスキャンし、ダストサンプラとの同期計測（**図 3-10**）を行った。

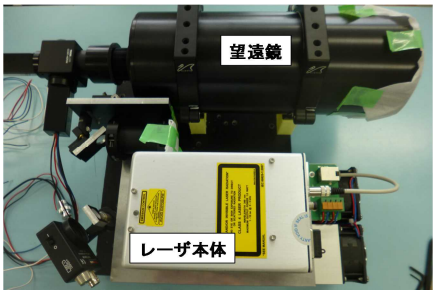


図 3-9　小型偏光ライダー

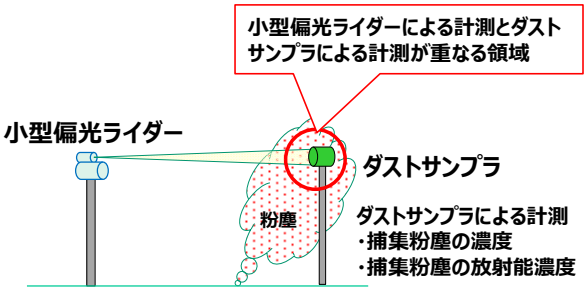


図 3-10　ダストサンプラとライダーの同期計測

②試験結果

図 3-2 に示す配置により、観測を行った。ライダーのスキャン範囲を 1 分で 1 回の水平走査とし、その間に 27 回のライダー計測波形を取得した。この結果を水平走査範囲の粉塵の空間分布を表す 1 枚の画像として出力した。

ライダーエコーには土壌投入ダンピングテントやベルトコンベア及び土壌拡散防止用垂れ幕、さらには作業を行う重機等も観測された。（**図 3-11**）。

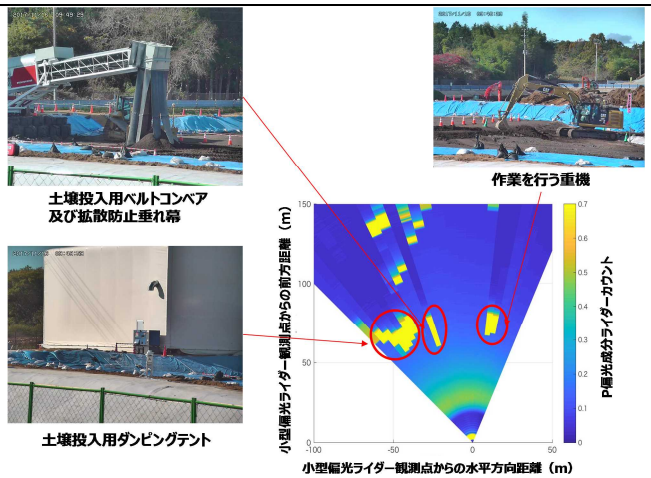


図 3-11　ライダー観測結果に映る作業環境

小型偏光ライダーとダストサンプラの相関の例を**図 3-12** に示す。図は、ダストサンプラで捕集した粉塵濃度と同期計測におけるライダーカウント値（ライダーエコー）をダストサンプラ（A、B、C の 3 台）ごとに比較したものである。左軸が粉塵濃度、右軸がライダーエコーである。捕集した粉塵の粉塵濃度が高くなるとライダーエコーも増加した。

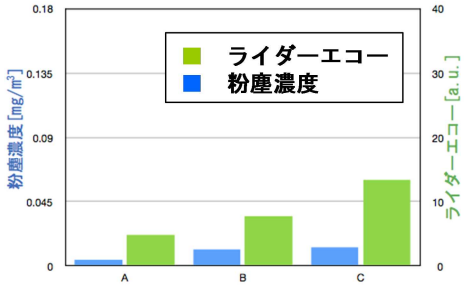


図 3-12　小型偏光ライダーとダストサンプラの同期計測（12 月 12 日）

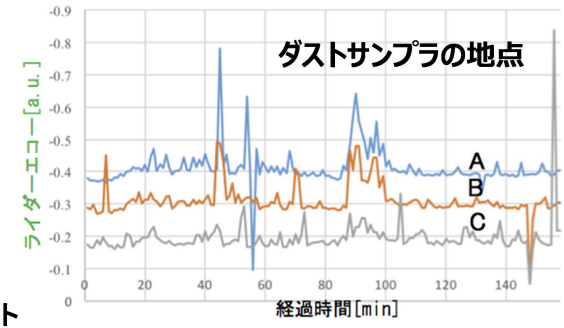


図 3-13　ライダーカウントの経時変化

図 3-13 は、**図 3-10** で示した小型偏光ライダーとダストサンプラの同期結果としてライダーカウントの経時変化を示したものである。ライダーカウントは 1 分ごとのカウントとして求めた。図には、ダストサンプラごとの経時変化を示した。このライダーカウントの積算値が**図 3-12** のライダーエコーである。

12 月中のダストサンプラとライダー同期観測日の中から、風向きが北西－西の風の、気象条件が揃っていた 6 日間（1 日、5 日、6 日、12 日、13 日、15 日）の結果を用いて統計的な相関を考察した。**図 3-14** のダストサンプラとライダーカウント（s 偏光成分）の関係は、観測日が 6 日間と少ないため、データのばらつきは大きいが、0.001 mg/m^3/count の相関が得られた。また、捕集粉塵と空気中放射能濃度の関係は、発塵源となる投入土壌の放射能濃度がほぼ等しい約 2,000 Bq/kg の土壌が投入された日（12 日、13 日、15 日）で、かつ空気中放射能濃度の値が有意値のもので評価した。**図 3-15** に示すとおり、0.001 mg/m^3 あたり、0.474×10^{-10} Bq/cm^3 の空気中放射能濃度換算のための検量線を得た。

12 月の統計的換算値を用いた小型偏光ライダーによる水平走査範囲における空気中放射能濃度分布を、12 月 12 日を例として**図 3-16** に示す。図中のダスト

サンプラの位置（図には、A および B を○で表示）が同期計測のポイントである。

土壌貯蔵施設の作業は放射性同位元素等の関係法令で規定されているものではないが、埋設作業由来の浮遊粉塵の安全評価の比較として、同法令の施設外の空気中濃度限度（^{134}Cs：2×10^{-5} Bq/cm^3、^{137}Cs：3×10^{-5} Bq/cm^3）と比べ十分に低いことが確認できた。また作業場所から離れた場所（**図 3-16** の右側部分）には、粉塵がほとんど達していないことが確認できた。

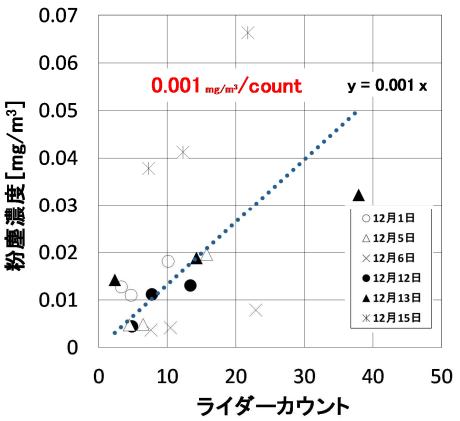


図 3-14　ライダーカウントと粉塵濃度の相関関係

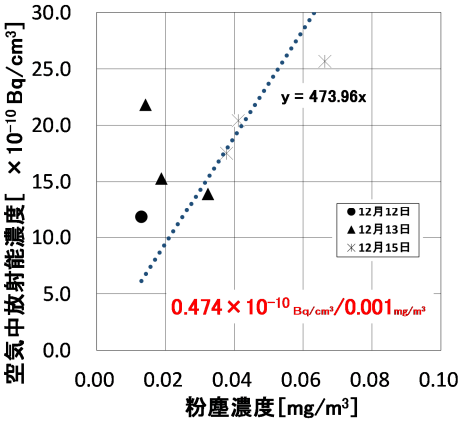
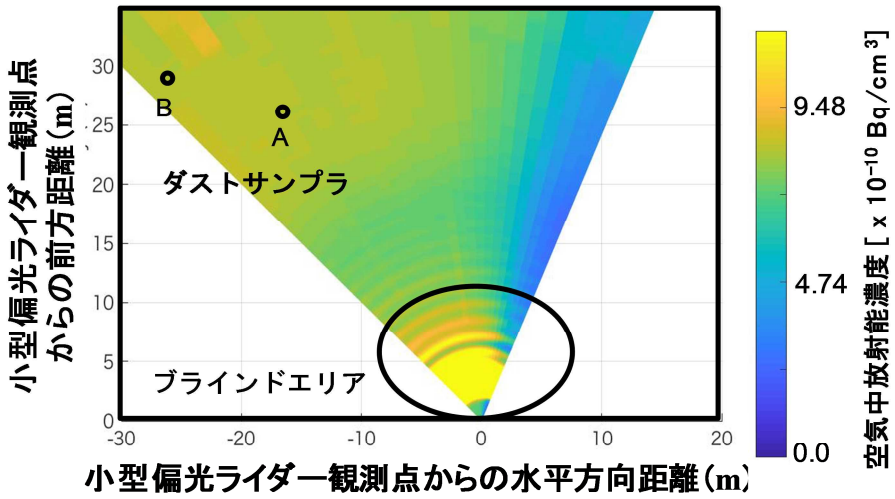


図 3-15　粉塵濃度と空気中放射能濃の相関関係



ブラインドエリア：光学構造上、測定が困難な範囲

図 3-16　ライダーカウントの換算による空気中放射能濃度分布
（12 月 12 日）8：30 - 11：11

4．試験結果の評価

（1）技術の評価

飛散した汚染粉塵の空間分布を計測可能な小型偏光ライダーとダストサンプラを併用する汚染土の飛翔粉塵拡散分布の可視化モニタリングシステムを提案し、その技術を実証試験により検証した。

小型偏光ライダーは、小型の DPSS レーザを選定し、計測範囲は 1km 以下であるが、日中・野外でも安定して観測できる出力のものを選定した。さらにレーザを中心に送受信光学系や受光器を検討し、30cm 四方に収まるようにした。これを水平走査できるよう安定した可動式雲台に搭載し、PC を介して千葉大学からの遠隔操作で観測を行った。また気象センサ等での観測を行い、粉塵データの解析時に気象の影響を評価できるようにした。

ダストサンプラとの同時観測は小型偏光ライダーの水平走査を観測日の最初にキャリブレーションし、毎回同じ条件で観測した。

①作業場所を飛散する粉塵の空間分布と放射能濃度分布の推定評価

ダストサンプラは、捕集地点のごく近傍（吸引口周辺）で捕集した粉塵の分析を行うことで、捕集時間当たりに捕集された浮遊粉塵量とその放射能量を計測できる。実証試験では、3 台のダストサンプラを設置し、粉塵を捕集した。また、ダストサンプラの設置位置近傍に水中集塵機 1 台を設置し、捕集した粉塵の粒度分布を把握した。合わせて投入土壌および周辺の土壌（環境土壌）を採取し、分級した土壌ごとの放射能濃度を測定した。この結果、今回の試験ではダストサンプラまで飛翔した粉塵は、発塵源土壌の放射能の大部分を占める粒子径 0.5mm 以下の粒子であることが分かった。

気象条件が同様の数日間の試験期間において、小型偏光ライダー計測結果のライダーカウントとダストサンプリング結果の粉塵濃度の相関が取れ、ライダーカウント値当たりの粉塵濃度分布図を描くことができた。また、粉塵濃度と空気中放射能濃度は、発塵源土壌の特性等に依存するが、日々の粉塵濃度と空気中放射能濃度の関係を評価し、この換算係数をライダーカウントと粉塵濃度の関係に当てはめることで、ライダーカウント値当たりの空気中放射能濃度分布図を描くことができた。

ダストサンプラの測定は点の情報であり、かつ測定時間の平均値が分析後に把握されるのに対して、小型偏光ライダーとダストサンプラの組合せは、モニタリング対象エリア全体を網羅できる粉塵の空間分布および空気中放射能濃度分布の逐次変化を把握できることが明らかになった。

②安全・安心のためのコミュニケーションツールとしての評価

浮遊粉塵の空間分布、飛散方向・距離の推定、ならびに放射能量推定等の情報を可視化して得ることができた。特に、除去土壌の再生利用においては、道路や堤防等の大規模な土木工事が想定されることから、発生源土壌から浮遊する粉塵の空間的な挙動を把握する技術としての再生利用現場への適用性について評価し、安全・安心に関するコミュニケーションツールとしての利用が可能であると考えられる。

なお、今回得られた粉塵の空間分布図および空気中放射能濃度分布図には、作業環境に存在する建屋や重機等の設備からのライダーエコーも表示されており、分布図の読み取り評価が比較的困難な結果であった。今後はコミュニケーションツールとして簡便に利用できるように、分布図の表記方法等についても改良を図っていく。

（２）コスト評価

作業エリア（直径 600m）における汚染粉塵の空間分布をモニタリングするシステムを、本提案の小型偏光ライダーとダストサンプラの併用技術と、ダストサンプラのみによる技術を、小型偏光ライダー1 台で空間分布を把握し、定期的な校正としてダストサンプラ 3 台のデータを使用する場合と、ダストサンプラ 37 台（100m 間隔で配置）を使用する場合とで比較した結果を**表 3-1** に示す。この提案技術は、適用エリアが広くなることで、また、システムの運転期間が長くなることで、その優位性が上がる。また、データ取得の連続性の観点からも優位である。さらに、小型偏光ライダーが数 km に渡る範囲のモニタリングまで適用可能なことも、その優位性を高めている。

表 3-1　コストの比較

項目		本提案技術 小型偏光ライダーとダストサンプラの併用	比較技術 ダストサンプラ　37 台 （100m 間隔で設置）
費用	初期設置費	小型偏光ライダー　880 万円 ダストサンプラ　150 万円 気象観測装置　200 万円	ダストサンプラ　1,850 万円 気象観測装置　200 万円
	ランニングコスト	小型偏光ライダー　数千円/月 ダストサンプラ　3 万円/月 （校正作業（フィルタ交換作業含む）1 回/月）	フィルタ交換作業　1,110 万円 （1 回/1 日）

（３）安全性の評価

試験の結果、小型偏光ライダーにより、1μg/ m^3 の粉塵が観測でき、ダストサンプラでの測定結果と総合評価することで、放射性同位元素等の関係法令と比較して、同法令の施設外の空気中濃度限度に比べ 4,5 ケタ低い濃度を評価することができた。これらのことから、作業員の作業管理の上でも、周辺住民の内部被ばく影響を評価する上でも、本モニタリングシステムが有効に活用できることを確認できた。

５．まとめと今後の課題

（１）まとめ

今回の試験ではダストサンプラによる粉塵濃度とライダーカウントの相関が確認され、小型偏光ライダーによる相対計測の結果にダストサンプラの定量評価を加味することの妥当性が示された。また、周辺の作業状況や風向風速等の気象条件の影響を考慮することが重要であることが示唆された。これらの結果、上記相関から換算を経て、粉塵濃度の分布、および空気中放射能濃度の分布を可視化することができた。

（２）今後の課題

小型偏光ライダーは、あくまで粉塵濃度を介した間接的な計測であるため、状況(発塵源土壌の特性等)の変化に応じた調整・校正が必要となる。運用面での管理計画を現場の状況に合わせて適切に設定する必要がある。

また粉塵の空間分布図および空気中放射能濃度分布図の読み取り評価について、コミュニケーションツールとして簡便に利用できるように、分布図の表記方法等の改良が必要である。