

中間貯蔵施設における除去土壤の減容化処理技術の開発

－ 速く・安く・安全に，放射能に汚染された土壤を減容化 －

山本 達生*1・岩田 将英*1・野田 兼司*2・清水 英樹*3

Development of Volume Reduction Treatment Technology for the Radioactive Contaminated Soil in the Interim Storage facility

Tatsuo YAMAMOTO, Masahide IWATA, Kenji NODA, Hideki SHIMIZU

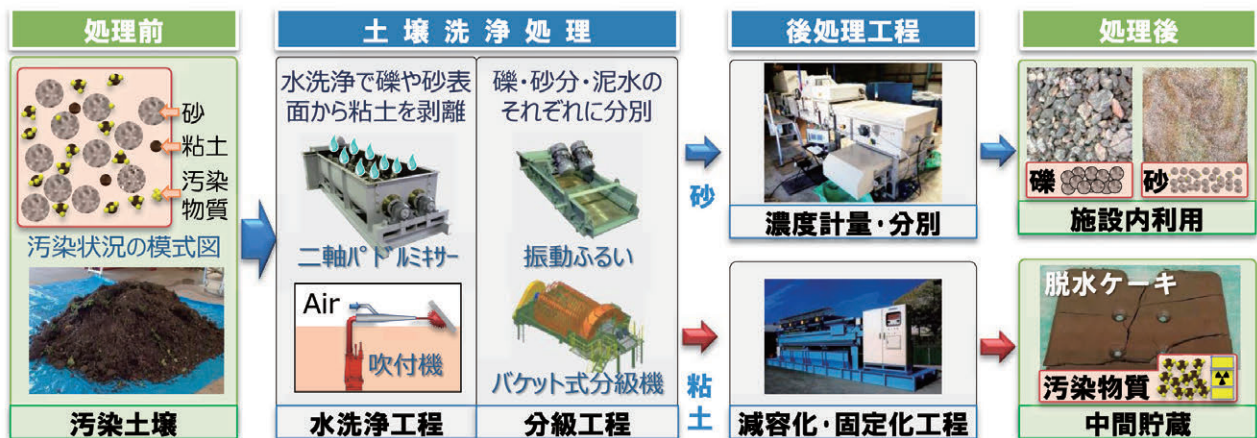


図-1 除去土壤の減容化処理システム概念図

研究の目的

原子力発電所事故に伴う環境汚染の影響を軽減するための除染作業が本格化する中、仮置場には除染廃棄物が大量に一時保管された状態となっている。これらは、福島県内に新設する中間貯蔵施設で一時保管される予定であるが、限られた敷地での保管となるため、除染廃棄物の減容化処理が重要である。

技術の説明

除染廃棄物の内、(1)減容化処理が困難とされる除去土壤に対する「湿式土壌洗浄工法(重金属や油類により汚染された土壤の減容化技術)」の適用性、(2)当該処理により副産物として生じる放射性物質が濃縮した汚泥に対する「真空加圧脱水工法(SVP 工法)(シールド工事の排泥や浚渫土の減容化・固形化技術)」の適用性、(3)土壌洗浄法により処理した洗浄土の放射能濃度の全量検査を可能とする「土壌連続ソーティング技術」の適用性について、それぞれ平成24年度櫛葉町除染等工事で生じた除染土壌を用いて検証し、これら3つの技術を組み合わせることで、中間貯蔵施設における除染土壌の減容化処理システムを構築した。

主な結論

(1)土壌洗浄法について

- ・ 二軸パドルミキサー、コンクリート吹付機等の汎用機を組み合わせた設備を考案し、その効果を実証した。
- ・ 除染率(放射性Cs濃度の低下率)は、礫分で93%、砂分で85.6%となり、減容化率は74%であった。

(2)SVP 工法について

- ・ 「放射性物質が濃縮した汚泥の減容化」、固定化過程での「放射性物質の固定化」の同時処理が可能であることを実証した。なお、従来のフィルタプレス工法(FP 工法)では、放射性物質を固定化する能力がなかった。
- ・ セメント添加による脱水ケーキの容積増加が無く、FP 工法と同程度の減容化効果を示した。

(3)土壌連続ソーティングについて

- ・ 土壌洗浄工法で除染した土壤の濃度を連続的に分析することが可能であり、処理不良土を分別できた。

これら3つの技術の組み合わせることで、中間貯蔵施設での除去土壤の減容化処理システムとして活用できることが証明できた。

*1 本店 土木技術部 環境技術グループ

*2 本店 技術研究所 地盤・環境研究室

*3 本店 土木技術部 技術開発グループ

中間貯蔵施設における除去土壌の減容化処理技術の開発

山本 達生^{*1}岩田 将英^{*1}野田 兼司^{*2}清水 英樹^{*3}

要 旨

原子力発電所事故に伴う環境汚染の影響を軽減するための除染作業が本格化する中、除染廃棄物が大量に仮置場に一時保管された状態となっている。これらは、福島県内に新設する中間貯蔵施設で一時保管する予定であるが、限られた敷地面積での廃棄物保管となるため、除染廃棄物の減容化処理が重要である。

これら除染廃棄物の内、減容化処理が困難とされる除去土壌に対し、①重金属類や油類により汚染された土壌の減容化処理技術として広く利用されている湿式土壌洗浄工法の適用性を、②当該処理により副産物として生じる放射能が濃縮した汚泥に対し、シールド排泥や浚渫土砂の減容化・固形化技術である真空加圧脱水工法(SVP工法)の適用性を、さらに、③土壌洗浄法により処理した洗浄土の放射能濃度の全量検査を可能とする土壌連続ソーティング技術の適用性を、それぞれ平成24年度檜葉町除染等工事で生じた除染土壌を用いて検証し、これら3つの技術を組み合わせることで、中間貯蔵施設における除染土壌の減容化処理システムを構築した。

キーワード 放射性Cs／除去土壌／減容化処理／固定化／全量検査

目 次

- | | |
|-------------------|-----------------|
| 1. はじめに | 4. 土壌連続ソーティング装置 |
| 2. 土壌の減容化処理技術について | による全量検査 |
| 3. 真空加圧脱水工法による | 5. おわりに |
| 減容化・固定化処理 | |

DEVELOPMENT OF VOLUME REDUCTION TREATMENT TECHNOLOGY FOR THE RADIOACTIVE CONTAMINATED SOIL IN THE INTERIM STORAGE FACILITY

Tatsuo YAMAMOTO
Kenji NODA

Masahide IWATA
Hideki SHIMIZU

Synopsis:

The decontamination works are getting up speed for recovering from ecological damage caused by the nuclear power plant accident. Large quantities of radioactive contaminated soils are stored in the temporary stock yards. These soils are planned to be stored in the interim storage facility which will be constructed in Fukushima prefecture. However, the facility area is limited. Therefore volume reduction treatment is very important. The authors confirmed the applicability of (1) soil cleaning method which is widely used for the heavy metal / oil contaminated soil, (2) super vacuum press method which is used for the volume reduction of shield tunnel sludge and dredged sludge, and (3) continuous soil sorting method for whole radiation inspection of cleaned soil, in the Naraha Decontamination Project. Finally the volume reduction treatment system for the radioactive contaminated soil was developed by the combination of these three methods.

*1 本店 土木技術部 環境技術グループ
*2 本店 技術研究所 地盤・環境研究室

*3 本店 土木技術部 技術開発グループ

1. はじめに

1.1 背景

福島県内の除染に伴って生じる放射性物質により汚染された除去土壌等は、約 1,500 万~2,800 万 m³ にもなると見込まれており、これらは仮置場にて一時保管した後、中間貯蔵施設に搬入され、30 年間保管する計画である¹⁾。2013 年 10 月現在、155 万 m³ の除染除去土壌等が県内約 460 ヶ所の仮置場および仮々置場を含めた約 13,000 ヶ所の発地点にて現地保管されている状況であり、中間貯蔵施設への早期移送が喫緊の課題となっている²⁾。

1.2 中間貯蔵施設に搬入される廃棄物について

中間貯蔵施設には、福島県内の除染作業に伴い発生した土壌・不燃物・可燃物・焼却残渣が搬入されてくる。搬入された廃棄物は、放射能濃度と性状により分別と貯蔵前処理をした後、土壌貯蔵施設(Ⅰ型)、土壌貯蔵施設(Ⅱ型)、廃棄物貯蔵施設にて保管される。

可燃物については、焼却による減容化の処理が前提となっており、焼却灰の放射能濃度が 10 万 Bq/kg を超える場合には、貯蔵容器に封入後、廃棄物貯蔵施設で保管する計画となっている。

不燃物については、大部分を土壌が占めると考えられ、放射能濃度が 8,000Bq/kg 以下は土壌貯蔵施設(Ⅰ型)に、8,000~100,000Bq/kg は土壌貯蔵施設(Ⅱ型)にて保管することになっている(図-1 参照)。

なお、土壌貯蔵施設(Ⅰ型)に約 1,006 万 m³、土壌貯蔵施設(Ⅱ型)に約 1,035 万 m³、廃棄物貯蔵施設に約 1 万 m³ の廃棄物が貯蔵されるとの推計値が発表されている¹⁾。

1.3 中間貯蔵施設に関する課題

除染で取り除いた土や放射性物質で汚染された廃棄物を最終処分をするまでの間、安全に集中的に管理・保管するため、①受入・分別施設、②貯蔵施設、③減容化施設、④常時モニタリング施設、⑤研究等施設、⑥情報公開センターを主要な構成施設としており、それぞれに求められる機能・仕様、これらを満足するための具体的な手段・技術についての詳細が開示されておらず、課題も多いと考ええる。

また、大量に発生する廃棄物の搬送手段についても、運搬車両の確保、渋滞のないスムーズな輸送方法の確立などの課題が多く、各種団体での検討が進められている。

さらには、これら大量の除去土壌等を保管するために必要な中間貯蔵施設の敷地面積は、3~5km² にもなると試算されており、廃棄物の減容化処理も喫緊の課題である¹⁾と考える。

筆者等は、上述した課題の中から、除染で取り除いた大量の土を減容化が、中間貯蔵施設建設における最大の課題であると考え、①土壌の湿式分級による減容化処理、②土壌洗浄した土の全量検査方法、③分級処理により放

射性物質に高濃度に汚染された汚泥(スラリー)の処理を組合わせた一連の土壌減容化処理技術(図-2)について、検討を重ねてきた。

本書は、除染で取り除かれた土の減容化処理技術を考案し、その性能を実証した結果を述べるものである。

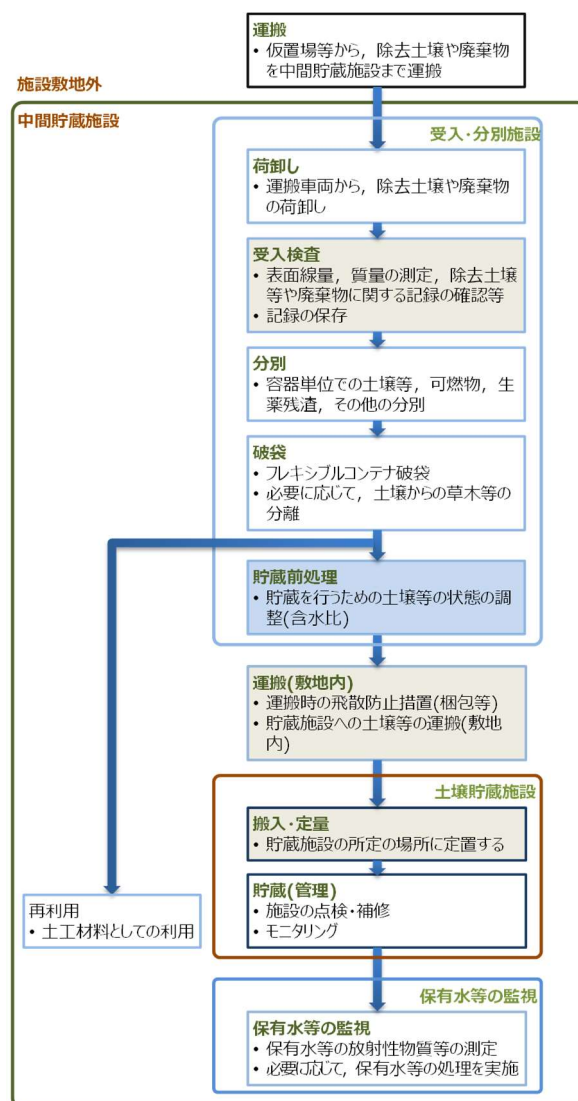


図-1 中間貯蔵施設での処理フロー (抜粋)

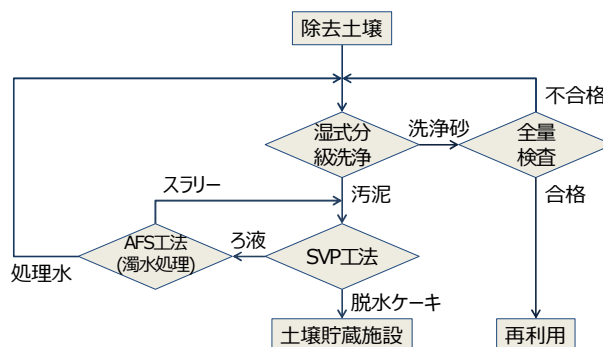


図-2 除去土壌の処理フロー

1.4 実証実験場所

前述した 3 技術の適用性を検証するため、平成 24 年度

檜葉町除染等工事(発注者：環境省)内の仮置場(図-3)内に仮設テントを設置し、除染工事で生じた除染除去物、濁水処理過程で生じたスラリーを対象とした実証を行った。



図-3 実証実験場所

1.5 処理目標値の設定について

放射能濃度に関する各種基準を表-1 に示す。「放射性廃棄物として扱うもの」と「放射性廃棄物として扱う必要のないもの」を区別する放射能レベルがクリアランスレベルとして定められており、セシウムによる汚染の場合は、134(以後、Cs₁₃₄ とする)とセシウム 137(以後、Cs₁₃₇ とする)の放射能濃度の和が 100Bq/kg をクリアランスレベルとしている。

この基準値は、人の健康への影響が 1 年間あたり 0.01mSv を超えないように定められた値であり、遮蔽や距離減衰による放射線量の減少の影響が考慮されていないため、非常に厳しい値となっている。

一方、除染等工事共通仕様書(第 7 版)では、客土材の品質管理基準に 400Bq/kg を採用している(表-1 参照)。

さらに、覆土材 30cm を使用することを条件に災害廃棄物(コンクリートくず)の再利用をする場合は、3,000Bq/kg を基準として採用している。

以上より、除染で取り除かれた土の浄化目標値については、中間貯蔵施設周辺にて客土材として利用することを想定し、400Bq/kg に設定した。

なお、放射性物質により汚染された土の再利用を目的とした基準値は示されていない。除去土壌の減容化や浄化の促進のためには、浄化土の再利用基準が示されることが必要である。

表-1 各種基準値の一覧

対象	件名	機関・策定日	指標
土 等	脱水汚泥等を利用した副次産物の利用	原子力災害本部 H23.06.16	100Bq/kg ^{※1}
	砕石及び砂利の出荷基準	経済産業省 H24.03.22	100Bq/kg ^{※1}
	災害廃棄物(コンクリートくず)の再利用	環境省 H23.12.27	3,000Bq/kg ^{※2}
	指定廃棄物の指定基準	環境省 H23.12.14	8,000Bq/kg ^{※3}
	肥料・培土・土壌改良資材の暫定許容値	農林水産省 H23.08.01	400Bq/kg ^{※4}
	客土材の品質管理基準	環境省	400Bq/kg ^{※5}
水 質	周辺監視区域外の水中の濃度限度	原子炉等規制法	Cs ₁₃₇ :90Bq/L
	廃棄物処理施設周辺の公共の水域の水中の濃度限度	放射性物質汚染対処特措法、環境省	Cs ₁₃₄ :60Bq/L ^{※6}
	食品の新たな基準値(飲料水)	厚生労働省 H24.04.01	10Bq/kg ^{※7}
大 気	廃棄物処理施設周辺の 大気中の濃度限度	放射性物質汚染対処特措法、環境省	Cs ₁₃₇ :30Bq/L Cs ₁₃₄ :20Bq/L ^{※8}

※1：放射性セシウムのクリアランスレベル

※2：遮蔽効果を有する資材により地表面から 30cm の厚さを確保する場合の基準値であり、管理された状態で道路の下層路盤材等(表面 30cm 以下)にコンクリートくずを用いる場合、道路端に 1 年居住しても、被曝線量は 10μSv/年以下。

※3：8,000Bq/kg の廃棄物を通常の処理方法で処理する場合、作業員及び周辺住民の被ばく線量は 1mSv/年を下回り、埋立処分を終了した最終処分場の周辺住民の被ばく線量は 10μSv/年を下回る。

※4：肥料等を長期間施用しても事故前の農地土壌の放射性セシウムの濃度範囲。施用作業時の外部被ばくが 10μSv/年以下。

※5：除染工事共通仕様書(第 7 版)

※6：同一人が 0～70 歳まで、その濃度の水を飲料した場合の 1 年当たり 1 mSv に相当する濃度。

※7：除染等工事共通仕様書(第 7 版)

※8：同一人が 0～70 歳まで、その濃度の空気を摂取した場合の 1 年当たり 1 mSv に相当する濃度。

2. 土の減容化処理技術について

2.1 湿式分級洗浄処理の原理と考案設備

湿式分級洗浄工法の原理概要図を図-4 に示す。本技術は、放射性 Cs は粒径の小さい土壌に吸着されている量が多く、水に溶出しにくいという性質を利用し、汚染濃度の低い砂分と、汚染濃度の高い粘土分に湿式分級するものである。

粒径の大きな土壌から粘土分をどれだけ分離できるかが、本技術の成否を分けるポイントとなる。

また、処理対象となる除去土壌が大量にあること、さらに、仮置場が福島県内に点在していることから、小規模(5t/h 級)から大規模(100t/h)までの処理が行えるよう、

簡易且つ小型から大型設備まで市場に流通している連続処理が可能な汎用機を組み合わせた設備を考案し、その効果を検証することとした。使用設備と処理フローを図-5に示す。

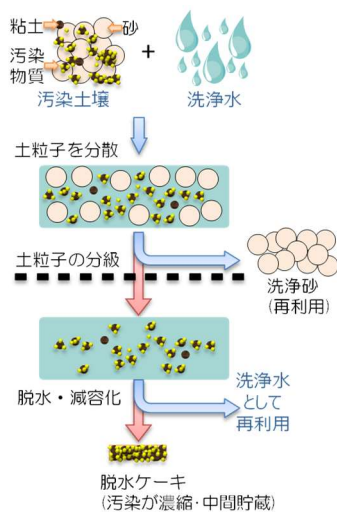


図-4 原理概要図

(1) 礫洗浄工程

洗浄機器には、土壌に含まれる粘土塊の解砕や礫表面に固着した粘土等の剥離を目的に、コンクリートミキサーとして利用されることが多く連続処理が可能な汎用設備である二軸ハドルミキサーを用いることとした。

なお、礫分(2mm 以上)の回収は、連続処理が可能な振動ふるいによるものとした。

(2) 砂洗浄工程

前段の振動ふるい下成分である泥水は、コンクリート吹付機で水タンク壁面に吹き付けて砂分に衝撃力を作用させ、粘土分を剥離することとした。コンクリート吹付機も連続処理が可能な汎用機である。

なお、コンクリート吹付機を利用した砂洗浄は、「砂表面の靱摺り洗い(attrition)」と、「砂が壁に衝突(collision)する際の衝撃力」の2つの効果により、砂表面に付着した細粒分を剥ぎ取ることで放射性 Cs 濃度の低下を期待するものである。以下にこれらの概説を示す。

①靱摺り洗い(attrition)効果

コンクリート吹付機用のサンドポンプおよび吹付機ノズル内では、土粒子と水(ノズル内ではこれに加えて空気)が乱流状態となって流れるため、土粒子同士が激しく衝突を繰り返すことで強いせん断力が作用する。これにより砂表面に付着した粘土が剥離し、放射性 Cs 濃度の低下が期待できると考えた。例えるなら、高速でイモ洗いをしている状況である。

②衝突(collision)効果

砂が壁に衝突した際の衝撃力を利用して砂表面から粘土分を剥離することで、放射性 Cs 濃度の低下が期待でき

ると考えた。例えるなら、汚れたテニスボールが壁に衝突する際、汚れだけが壁に残る状況である。

(3) 砂分級工程

前段の工程では、洗浄した砂分を分離する目的で、骨材プラントでの砂分回収や重金属汚染土壌の減容化処理で利用されることが多い水平式バケット排出型分級機(ハイメッシュセパレータ、(株)氣工社製)を利用した。



図-5 土壌洗浄設備の概要

2.2 試験土壌について

考案した土壌洗浄設備の効果を確認するため、前述した平成 24 年度檜葉町除染等工事(発注者：環境省)で生じた未舗装農道の剥ぎ取り土(表層 5cm)を対象とした洗浄試験を実施した。この剥ぎ取り土を 50mm のふるいにかけて、粗大礫、植物根等の夾雑物を除去して試験に供した。

試験土壌の粒度分布を図-6 に、土質試験結果を表-2 に、粒度成分毎の放射性 Cs 濃度・量を表-3 に示す。

なお、粒度成分毎の放射性 Cs 濃度は、ふるい分けと沈降分離により分画して測定した。放射性 Cs 濃度は、Ge 半導体検出器による線スペクトロメトリーにより測定された Cs134 と Cs137 の単純合計値として示しており、以後も特別の断りが無い場合同様である。

表-3 より、放射性 Cs 濃度は土壌の粒径が小さくなる程高くなる傾向を示し、5μm 以下では初期状態の 4 倍以上の濃度となっていた。

さらに、5μm 以下の粘土分含有量は 4.5%と少なく、湿式分級洗浄工法が適用しやすい土壌であることが窺えた。



写真-1 試験土壌

表-2 試験土壌の土質性状

含水比		16 %
土粒子密度		2.559 g/cm ³
粒 度	礫分(2～75mm)	43.9 %
	砂分(0.075～2mm)	38.2 %
	シルト分(0.005～0.075mm)	13.3 %
	粘土分(<0.005mm)	4.6 %
	最大粒径	26.5 mm
	均等係数	90.1

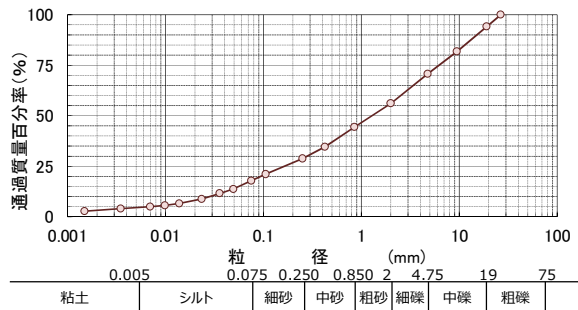


図-6 試験土壌の粒度分布

表-3 粒度成分毎の放射性 Cs 濃度・量

	放射性Cs		重量比 [%]
	濃度[Bq/kg]	量[Bq]	
分別前(全土壌)	2,651	2,654	100
粒度ごと	>2mm以上	250	43.9
	2~0.85mm	882	11.7
	0.85~0.3mm	1,786	14.0
	0.3~0.075mm	4,339	12.6
	0.075~0.035mm	5,544	6.5
	0.035~0.005mm	7,748	6.9
	<0.005mm	11,649	4.5

2.3 洗浄条件を明確にするためのバッチ洗浄試験

考案した洗浄設備の最適運転条件を明確にするため、礫洗浄工程、砂洗浄工程でのバッチ洗浄試験を、写真-2 に示す設備を利用して行った。



写真-2 実証試験設備全景

(1) 各工程における最適運転条件について

各工程における最適な設備運転条件を検討した結果⁶⁾、表-4 に示す条件が最適であった。

なお、砂洗浄工程におけるコンクリート吹付機の効果検証結果を図-7 に示す。これは、礫洗浄工程を経た粘土を含む砂を、含水比 1,000%に調整して試験した結果である。洗浄時間 30 分の結果に着目すると、放射性 Cs 濃度低下率はコンクリート吹付機により約 15%の向上が認められた。

表-4 洗浄条件一覧

工 程	洗浄水量	洗浄時間	備考
礫洗浄 工 程	1 回目	1:1	5 分
	2 回目	1:2	5 分
砂洗浄 工 程	1 回目	1,000%	30 分
	2 回目	1,000%	30 分

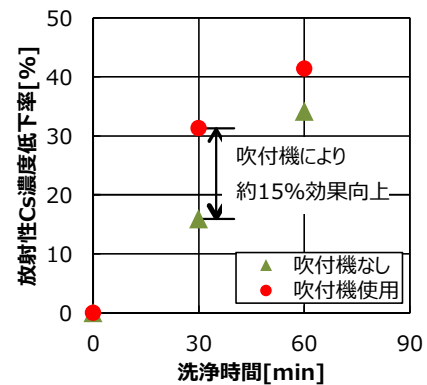


図-7 吹付機の効果

(2) 最適条件による洗浄効果確認結果

各工程における最適条件による湿式土壤洗浄処理を一連で実施し、礫・砂分の洗浄効果を確認した。処理フローを図-8 に、試験結果を表-5、図-9 に示す。

表-5 より、洗浄礫、洗浄砂とも放射性 Cs 濃度は目標とした 400Bq/kg-dry 以下に低下した。洗浄礫については、2 回目の洗浄で低下する放射性 Cs 濃度は僅かであったが、200Bq/kg-dry と目標値を十分に満足する結果となった。

また、写真-7 に示す洗浄礫の写真より、2mm 未満残留物が無く、きれいに礫が洗浄できている様子が観察できた。

一方、洗浄砂については、2 回の洗浄を繰り返すことで、目標を満足する結果となった。写真-8 に示す洗浄砂の写真より、75 μ m 未満残留率が無く、きれいに砂が洗えている状況が観察できた。

なお、マテリアルバランスについては土粒子で 95.9%、放射性 Cs で 82.7%の収支が得られており、実験精度は十分に高いといえる。

細粒分を含む泥水処理については、次項以降で詳細を述べる。

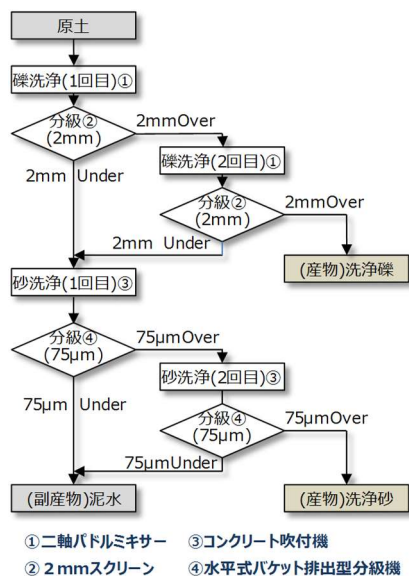


図-8 処理フロー



写真-3 二軸パドルミキサー



写真-4 礫分級状況



写真-5 砂洗浄状況



写真-6 砂分回収機

表-5 土壌洗浄結果

	放射性Cs濃度 [Bq/kg-dry]	重量 [kg]	放射性Cs量 [Bq]	Cs濃度 低下率[%]※1	減容化 率[%]※2
原土	2,651	189.7	502,895	-	-
洗浄礫	1回目 213 2回目 185	107 95.8	17,723	93.0	74
洗浄砂	1回目 695 2回目 383	42.7 37.7	14,439	85.6	
細粒分	7,928	48.4	383,733	-199.1	30

※1: Cs濃度低下率 = (1-洗浄土壌の放射性Cs濃度/原土放射性Cs濃度) * 100

※2: 減量化率 = (1-洗浄土壌重量/原土重量) * 100

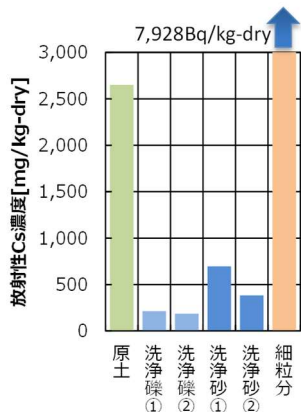


図-9 土壌洗浄結果



写真-7 洗浄礫



写真-8 洗浄砂

(3) まとめ

考案した汎用設備を組合わせた除去土壌の減容化処理設備の性能を確認した結果、礫・砂分の放射性 Cs 濃度を 400Bq/kg-dry 以下に処理する設備の運転条件を明確にすることができた。

3. 真空加圧脱水工法による減容化・固定化処理

3.1 真空加圧脱水工法の原理と適用効果

前述の湿式分級処理や中間貯蔵施設の運営中に生じる濁水処理の過程で生じるスラリーは、ハンドリングや保管容積の観点から、フィルタープレス等の機械式脱水設備により減容化処理する事例が多い。脱水された汚泥(脱水ケーキ)は、放射性 Cs が吸着しやすい粘土粒子が主体となるため、放射性 Cs 濃度が高くなりやすい。機械式脱水処理設備として利用頻度の高いフィルタープレスによる脱水ケーキは、降雨や地下水に接触すると再泥化するため、将来的に放射性 Cs が高濃度に吸着した粘土粒子が環境中に拡散するリスクがある。

このリスクを低減するため、脱水による減容化処理とセメントによる固形化処理を同時に実現する、真空加圧脱水処理工法(SVP 工法)⁷⁾の適用性を検証することとした。

SVP 工法(写真-9)は、脱水前の処理対象物(スラリー)に土粒子の凝集反応を促進するためのセメントを添加し、加圧と負圧を作用させて処理対象物から水分を分離することで減容化を図るものである(図-10 参照)。脱水ケーキは、セメントの作用により徐々に硬化するため、脱水ケーキが降雨や地下水と接触しても再泥化するリスクを低減することができ、土粒子の拡散に伴う放射性 Cs の環境中への拡散を防止することができると考えられる。

そこで、除染作業や中間貯蔵施設運用時に発生する脱水ケーキからの放射性物質の拡散防止を図ることを目的として、放射性物質を含む高含水土に対する SVP 工法の適用性についての実証試験を行った。

なお、本実証試験は、環境省の平成 25 年度除染技術実証事業⁸⁾の一環として実施した。



写真-9 真空加圧脱水機(3m³タイプ)

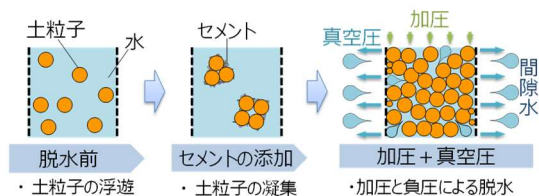


図-10 真空加圧脱水法による脱水・固形化処理原理図

3.2 供試材料について

本試験では、前述の除染工事で稼働中の濁水処理施設のシックナー濃縮汚泥(以後、スラリー)を供試材料とした。このスラリーは、道路除染および側溝除染の除染作業により発生した濁水処理の過程で発生したものであり、外観、性状、粒径加積曲線をそれぞれ、写真-10、表-6、図-11に示す。

なお、本来であれば、前述の土壤洗浄工程で生じたスラリーを対象とすべきであるが、放射性 Cs の拡散防止効果を安全側で評価するため、放射性 Cs 濃度が高いシックナー濃縮汚泥を供試材料とした。

スラリーの土粒子密度は、 2.262g/cm^3 と一般的な土粒子に比べ小さい値であった。これは、強熱減量が 22.8%と大きいことから、有機物を多く含んでいたためと考えられる。また、粒径加積曲線から、 0.075mm 未満の細粒分含有率は約 77%であった。



写真-10 スラリー

表-6 スラリー性状一覧

土粒子密度	2.262 g/cm^3
含水比	1,532 %
放射性Cs濃度	13,290 Bq/L
SS	67,000 mg/L
比重	1.02 g/cm^3
強熱減量	22.8 %

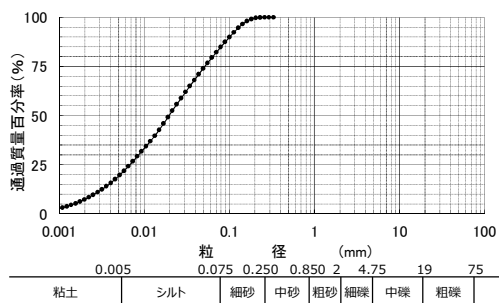


図-11 粒径加積曲線

3.3 試験装置

本試験にて使用した装置の概略図を図-12に、SVP小型実証機(ろ室容積 55L)を写真-11示す。スラリー槽内では分流式攪拌ポンプでスラリーを攪拌し、土粒子の沈降による分離を防止した。スラリー槽から所定量のスラリーを採取し、セメントを添加攪拌した後にスラリー圧入ポンプで SVP へ圧入すると共に真空圧を作用させ、加圧と真空圧による脱水処理を行った。ろ液は回収し、ろ液貯留槽に移送した。

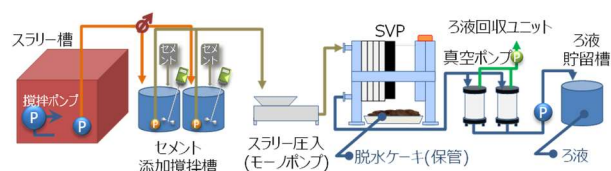


図-12 使用装置概略図



写真-11 SVP 小型実証機

3.4 試験条件

本試験における試験条件を表-7に示す。本試験では、高炉セメント B 種の添加量をパラメータとした脱水減容化・固形化処理実験を実施した。

なお、試験 1 回あたりに使用したスラリーの重量は 150~180kg であった。

表-7 試験条件

セメント種類	高炉セメントB種
セメント添加量	3,5,10%
スラリー投入量	150~180kg

3.5 評価方法

本試験における評価方法を以下に示す。

(1) 脱水ケーキの放射性 Cs 溶出量分析

SVP 工法にて脱水固化した材齢 0 日の状態の脱水ケーキを $80 \times 80 \times 30\text{mm}$ の直方体に切り出し、所定期間の養生後に表-8に示す各種溶出試験により、放射性 Cs の溶出量を測定した。

なお、有姿攪拌、長期溶出、水浸漬後の各溶出試験は、既存施設のフィルタープレス脱水ケーキに対しても実施した。

ここで、各溶出試験における溶出量は、飲料水の新基準⁹⁾である 10Bq/L を目標値とした。

表-8 溶出試験の概要

有 姿 ¹⁰⁾	脱水ケーキの10倍量の純水(溶出液)を加え、約 200rpmで6時間攪拌し、溶出した放射性物質濃度を測定する。ただし、本試験では、ろ過処理をしないでSSを含めた溶出液を放射能濃度測定の対象とした。
長 期 ¹¹⁾	長期溶出特性を評価するため、pH4.0の酸性雨が200mm/年で100年間降った際に供給される酸量([H ⁺]=1.51meq/L)を有姿攪拌試験の溶出液に添加し、溶出試験を実施。
水浸漬後	脱水ケーキを10倍量の溶出液に24時間浸漬した後、脱水ケーキを取り出して有姿攪拌試験を実施。なお、24時間浸漬した水の放射性Cs濃度分析も併せて実施。

(2) 減容化率

脱水前のスラリーと脱水ケーキの容積比[1]式により求めることで減容化率とした。

$$\text{減容化率(\%)} = (\text{脱水ケーキ容積}(\text{m}^3) / \text{打込みスラリー}(\text{m}^3)) \times 100 \quad [1]$$

ここで、打込みスラリーの容積には添加したセメントの容積は含めていない。

(3) 固定後の脱水ケーキの材料特性

固定後の脱水ケーキの材料特性を把握するため、一軸圧縮試験を実施した。供試体は、脱水ケーキをフレック状に解砕した後、 $\phi 50 \times 100\text{mm}$ のモールド容器に供試体密度が脱水直後のケーキ密度と同一となるように突き固め充填して作成し、所定の期間封緘養生した後に圧縮試験に供した。

3.6 試験結果

(1) 脱水ケーキの放射性 Cs 濃度

溶出試験を行う脱水ケーキの Cs 濃度の分析結果を表-9 に示す。脱水ケーキの Cs 濃度は $115,000 \sim 174,000\text{Bq/kg}$ であり、スラリー($13,290\text{Bq/kg}$)の 10 倍程度に濃縮される結果となった。

表-9 脱水ケーキの Cs 濃度一覧

	セメント添加量 (%)	Cs濃度 (Bq/kg-dry)
SVP	3	174,000
	5	155,000
	10	115,000
フィルタープレス	0	146,000

(2) 放射性 Cs 溶出量

各種溶出試験の結果を以下に示す。

①有姿攪拌試験

有姿攪拌試験の結果を図-13 に示す。ここで、SVP の脱水ケーキは材齢 1 週、2 週を、フィルタープレスの場合は材齢 1 週、4 週を試験に供した。

SVP 脱水ケーキの溶出量は全て 5Bq/L と目標値を大幅に満足するものであった。

一方、フィルタープレス脱水ケーキは、材齢の長期化により溶出量が増加し、4 週材齢では目標値を上回る結果となった。

SVP 脱水ケーキでは材齢が増すと溶出量が減少する傾向があり、フィルタープレスでは溶出量が増加する傾向が見られた。これは、SVP ではセメントを添加した効果により、固定化過程で材齢の経過と共に固化・不溶化反応が進むことで溶出量が低下するのに対し、フィルタープレスでは水処理時の凝集材による凝集効果と圧力成形の作用しか働いていないため、高分子凝集材等による土粒子の凝集効果が材齢の経過と共に小さくなり、溶出量

が増加したものと考えられる。

②長期溶出試験

長期溶出試験の結果を図-14 に示す、脱水ケーキの材齢は、前述の有姿攪拌試験と同様である。

長期溶出試験結果は有姿攪拌試験結果と同様であり、酸性雨相当の濃度の酸の影響により溶出量が増加する傾向は認められなかった。

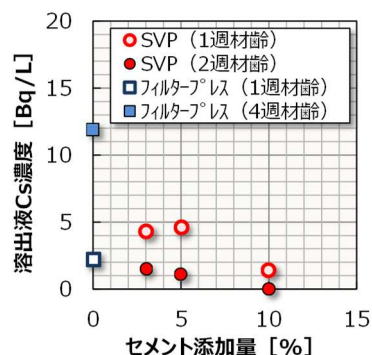


図-13 有姿攪拌試験結果

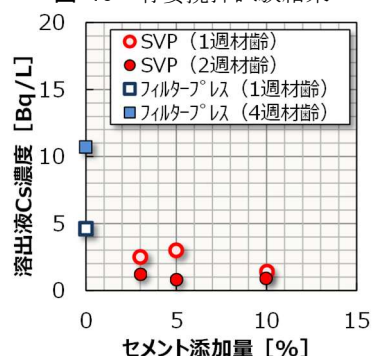


図-14 長期溶出試験結果

③水浸漬試験後

水浸漬後溶出試験の結果を図-15 に示す。ここで、SVP の脱水ケーキは、材齢 8 週のを、フィルタープレスの場合は材齢 4 週のをそれぞれ使用した。

また、脱水ケーキを 24 時間浸漬した後の水についても放射性 Cs 濃度を測定した。その結果を図-16 に示す。

SVP 脱水ケーキからはセメント添加量 3.0, 5.0% のケースで水浸漬後の浸出水中にそれぞれ $1.8, 0.7\text{Bq/L}$ とわずかな量の放射性 Cs が検出されたが、いずれのケースにおいても目標値を満足する結果となった。

一方、フィルタープレス脱水ケーキでは、水浸漬後有姿攪拌試験、浸出水のいずれにおいても 100Bq/L を超過する放射性 Cs が検出された。これは、溶出操作の過程で脱水ケーキが崩れ、液相に土粒子が流出したためである。この時の脱水ケーキの状況を水浸漬前の脱水ケーキと共に写真-12 に示す。水浸漬をしている間に、脱水ケーキが水を吸収し、再泥化し、脆弱化した様子が確認された。

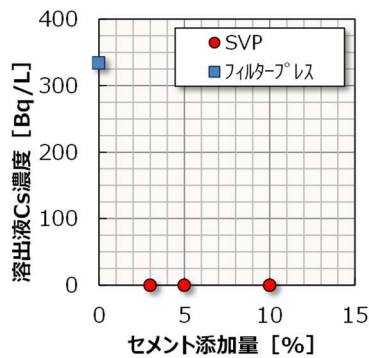


図-15 水浸漬後有姿攪拌試験結果

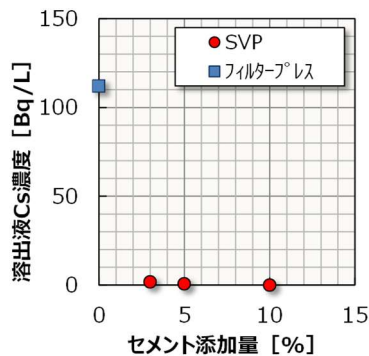


図-16 水浸漬後の浸出水分析結果

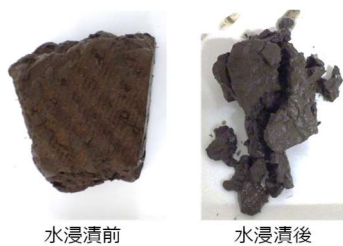


写真-12 水浸漬前後のフィルタープレス脱水ケーキ

(3) 減容化率

各試験における減容化率を表-10に示す。SVPとフィルタープレスの減容化率はほぼ同等の値であった。SVPではセメントを添加しているため減容化率が低下することが懸念されたが、含水比が低くなり、密度が大きくなるため、減容化率は同等となる結果が得られた。

表-10 脱水ケーキの減容化率

	セメント添加量 (%)	減容化率 (%)	含水比 (%)	嵩密度 (g/cm ³)
SVP	3	86.0	76.5	1.53
	5	86.4	72.0	1.70
	10	85.9	61.3	1.77
フィルタープレス	0	86.0	94.1	1.35

(4) 一軸圧縮試験結果

各試験ケースにおける養生期間と改良強度(一軸圧縮試験)の関係を図-17に示す。養生期間の経過と共に一軸圧縮強さは増加し、セメント添加量が少ない3.0%のケースにおいても、28日養生後には第4種改良土に相当する73.9kN/m²の十分な強度を発現することが分かった。

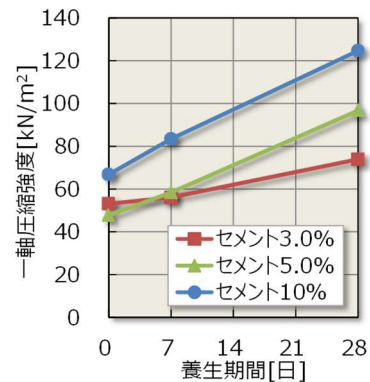


図-17 養生強度と改良強度の関係

3.7 まとめ

真空加圧脱水工法は、放射能を含む高含水土の減容化・固形化の同時処理が可能な技術であり、本工法でスラリーを処理した場合の脱水ケーキは屋外にそのまま保管しても問題の無い処理物となることを確認した。以下にその特徴を示す。

- ① 真空加圧脱水によりスラリーの濃縮・減容化が図れ、セメント添加による固形化過程で「放射性物質の付着した細粒分の流出抑制抑制」の効果をもたらすことから放射性物質の固定化が図れ、保管時の安全性を向上できることが確認できた。
- ② セメント添加による脱水ケーキの容積増加が無く、従来工法と同程度の減容化効果が可能である。
- ③ 脱水ケーキは第3種・4種改良土相当に強度改善されるため、フィルタープレスの脱水ケーキに比較し、ハンドリング性が向上する。

4. 土壌連続ソーティング装置による全量検査

4.1 土壌連続ソーティング装置の概要

土壌連続ソーティング装置とは、検査対象物をベルトコンベアー(主ベルト)での移送中に放射能濃度を測定し、選別ベルトで予め設定した基準値への適合状態を判別し、基準値を超過するものと満足するものを分別する装置である。

設備1台当たりの処理能力は50～100t/h程度であることから、受入検査時の放射能濃度分析や前段の湿式分級洗浄処理をした洗浄砂の放射能濃度を、全量検査に利用することが可能である。

本検証では、ポニー工業(株)が所有する土壌連続ソーティング装置の適用性検討を行った。使用した装置のモデルを図-18に、性能を表-11に示す。

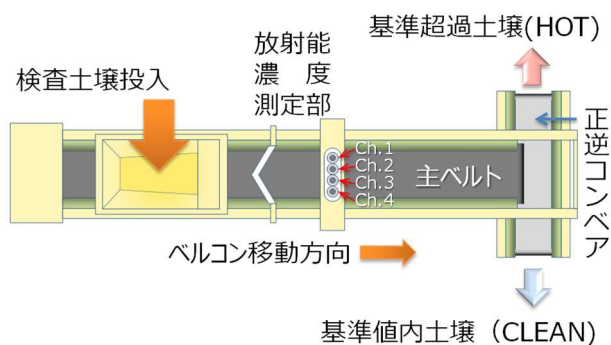


図-18 土壤連続ソーティング設備の概要



写真-13 土壤連続ソーティング設備の全景

表-11 土壤連続ソーティング装置の性能一覧

検出部	NaI(Tl)シンチレーション式検出器
ソーティング(排出)部	正逆コンベアによる選別
検出限界	600Bq/kg
主コンベア幅	600mm
主コンベア速度	75~150mm/sec
処理能力※	15~30t/h
対象土壌粒径	50mm未満
対象土質	含水比30%未満

※試験機での性能(実機は50~100t/h)

4.2 供試材料について

供試材料の性状を表-12 に、外観を写真-14~写真-17 に示す。放射性 Cs 濃度が低い土壌としては、農道および水田の表層土を使用し、試験に先立って 50mm 以上の礫および植物根等の粗大な夾雑物は予め除去した。両者とも砂質土であるが含水比が異なる。放射性 Cs 濃度が高い土壌としては、脱水ケーキと沈砂槽残渣を使用した。これらは汚染源として利用したため、1L 程度を分取し、ビニール袋に密封して使用した。

表-12 供試土壌性状

土壌名称		農道土壌	水田土壌	脱水ケーキ	沈砂槽残渣
				高濃度線源	低濃度線源
粒度分布	土質	細粒分質 礫質砂	礫混じり 砂質細粒土	—	—
	礫 (%)	23.9	6.3	0.0	—
	砂 (%)	50.6	43.4	23.5	—
	シルト (%)	20.7	43.0	68.3	—
	粘土 (%)	4.8	7.3	8.2	—
土粒子密度 (g/cm ³)		2.523	2.586	2.262	—
Cs濃度 (Bq/kg-dry)		2,650	3,500	80,000	19,300



写真-14 農道土壌



写真-15 水田土壌



写真-16 脱水ケーキ



写真-17 沈砂槽残渣

4.3 試験方法

除染作業で生じた農道土壌および水田土壌を用いて、濃度選別試験と濃度測定試験を実施した。試験ケースを表-13 に示す。濃度選別試験では、前述した脱水ケーキおよび沈砂槽残渣を汚染源として使用した。

なお、脱水ケーキは「高濃度」、沈砂槽残渣は「低濃度」と表記することで区別をしている。

分別の試験パラメータを以下に示す。

- ・土壌種類：含水比、粒度分布の違いの影響検討
- ・主コンベア速度：処理能力と濃度測定精度の関係
- ・汚染源の有無：分別精度の検証

分別精度の検証については、5,000Bq/kg 以上を HOT、未満を CLEAN と設定し、分別精度の検証を行った。

正逆コンベアでの汚染源の分別状況を写真-18 に示す。

表-13 試験ケース一覧

試験ケース	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6
使用土壌	農道	農道	農道	水田土	水田土	水田土
含水比 (%)	21.6	38.8	38.8	34.1	34.1	34.1
主コンベア速度 (mm/sec)	150	150	75	150	100	75
汚染源の有無	有り	有り	無し	無し	無し	無し
汚染源の数量 (個)	4	4				
汚染源の種類 (個)	高濃度:3 低濃度:1	高濃度:3 低濃度:1				
選別設定濃度 (Bq/kg)	5,000	5,000				



写真-18 汚染源の分別状況

4.4 試験結果

(1) 濃度選別試験

Case1,2 における処理時間とソーティング装置の Cs 濃度測定値の関係を図-19 に示す。ここで、処理時間とは主コンベアの稼働時間であり、図中の網掛け部は選別が行われ HOT 側に分別された部分である。さらに、「H」は脱水ケーキ、「L」は沈砂槽残渣による汚染源を示している。Case1,2 とも、含水比や土質性状の違いの影響を受けずに 5,000Bq/kg 以上の高濃度汚染源の分別が可能であったが、両ケースとも約 1m³の汚染源の分別に対し CLEAN 側に分別されるべき土壌が約 55m³ 含まれる結果となった。これは、汚染源を点源として入力したため、HOT 側に分別された CLEAN 土壌が多くなったものと考えている。

また、Ch.1, Ch.4 のコンベア端側の検出器は、コンベア中央の Ch.2, Ch.3 より低い測定値となった(図-18 参照)。

また、図-20 の③L と④H のピークにおいては、濃度判定基準 5,000Bq/kg 以下となる時間帯が発生していたにも関わらず、CLEAN 側に切り替わることなく、HOT 側に排出される測定結果となった。これは、本装置が高濃度の汚染物を CLEAN 側に分別しないよう、安全率を見ているためである。

(2) 濃度測定試験

Case3~6 における処理土量と Cs 濃度の関係を、Ge 半導体検出器における測定値と合せて図-21 に示す。ここで、処理土量とは検出器を通過した土量であり、Cs 濃度は Ch.1 から 4 の検出器で測定した Cs 濃度の平均値を示した。Case3~6 では Ge 半導体検出器の結果と比べて概ね±20% 以内に収まっている。8,000Bq/kg を選別濃度とするのであれば 6,500Bq/kg で高濃度側に分別する使い方ができることが示唆された。

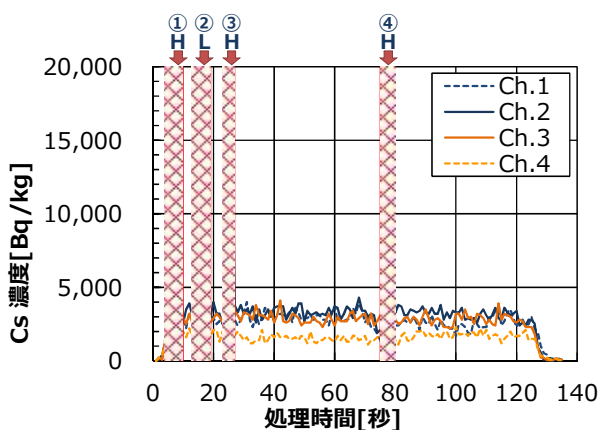


図-19 処理時間と Cs 濃度の関係 (Case1)

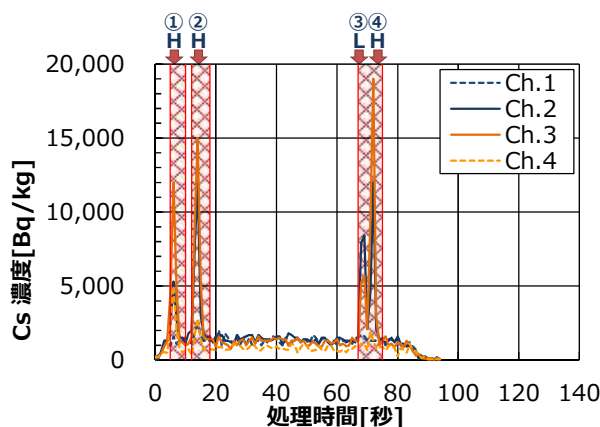


図-20 処理時間と Cs 濃度の関係 (Case2)

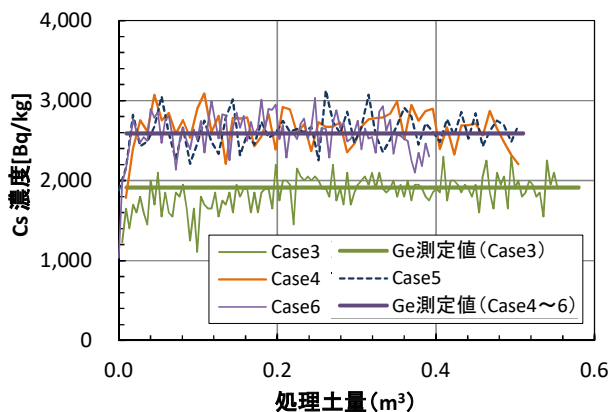


図-21 処理土量と Cs 濃度の関係 (Case3~6)

4.5 まとめ

土壤連続ソーティング装置により、土壤に含まれる高濃度の汚染物の分別および実汚染土壌の一括濃度測定が可能であることが確認できた。

なお、本装置は主コンベア幅 750mm の試験機であり、処理能力は 15~30t/h であるが、主コンベア幅を 1,800mm とすることで、処理能力を 50~100t/h にスケールアップさせる予定である。

5. おわりに

現在、除染後の土壌等が福島県内各地に仮置きされている状態であり、県内における除染の推進、復旧・復興の加速のためにも中間貯蔵施設の設置・仮置き状態の解消が急務である。

中間貯蔵施設に搬入される除去土壌等の量が膨大であることから、処理土壌の全量検査までを考慮に入れた減容化処理技術の実証を行った。

実証の結果、以下のことが明らかとなった。

- ・ 小規模から大規模処理まで対応可能な汎用機器を組み合わせることで、除染率 85.6~93.0%、減容化率 74%の湿式土壌洗浄設備を考案した。
- ・ 土壌洗浄処理の過程や、除染作業・中間貯蔵施設の運用時に生じる放射性物質を含む高含水土に対し、真空・加圧脱水工法(SVP 工法)を適用することで、

「①高含水土の減容化②放射性 Cs の固定化③脱水ケーキの強度改善」を同時に図れることを実証した。

- ・ 連続土壌ソーティング装置は、中間貯蔵施設に搬入された除去土壌や土壌洗浄処理により除染した洗浄礫・洗浄砂を全量検査することが可能であり、処理の信頼性向上に寄与することが分かった。

今後は、これら得られた知見を活用し、安全・安心かつ効率的に中間貯蔵施設を建設・運営するため、実証技術を活用していく所存である。

謝辞：本研究の内、真空加圧脱水工法による減容化・固形化処理の実証試験については、平成 25 年度除染技術実証事業(環境省)の一環として実施した。末筆ながら、試験の実施にあたり、様々なご助言を頂いた環境省 水・大気環境局 放射性物質汚染対策担当参事官室、独立法人日本原子力研究開発機構 福島支援本部 企画調整部の皆様をはじめ、各関係者の多大なご協力を得たことをここに記し深謝いたします。

参考文献

- 1) 環境省：東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質による環境汚染の対処において必要な中間貯蔵施設等の基本的な考え方について，2011.
- 2) 復興庁：第5回原子力災害からの福島復興再生協議会 法定第1回協議会 資料6 福島県内における仮置場の設置状況について，2012.
- 3) 環境省：中間貯蔵施設への除去土壌等の輸送に係る検討会(第3回)資料，2014.
- 4) 経済産業省令第百十二号 核原料物質，核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律第六十一条の二第四項に規定する精錬事業者等における工場等において用いた資材その他の物に含まれる放射性物質の放射能濃度についての確認等に関する規制，2005.
- 5) 野田ら：土壌洗浄法による重金属汚染土壌の処理に関する研究，前田建設技術研究所報，vol.43-15，2002.
- 6) 山本ら：(S3-24)放射性物質により汚染された土壌の小型・簡易設備による減容化処理技術の開発，第20回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会，pp333-338，2014.
- 7) 勝又ら：高含水土の改良装置の開発(その2)-スーパー・バキューム・プレスの実証実験結果-，前田建設技術研究所報，vol.35，pp.183～193，1994.
- 8) (独)日本原子力開発機構：平成 25 年度除染技術選定・評価等業務報告書-環境省平成 25 年度除染技術実証事業-，pp.7-8，2013.
- 9) 厚生労働省医薬食品局食品安全部長 食安発 0315 第1号 乳及び乳製品の成分規格等に関する省令の一部を改正する省令，乳及び乳製品の成分規格等に関する省令別表の二の(一)の(1)の規定に基づき厚生労働大臣が定める放射性物質を定める件及び食品，添加物等の規格基準の一部を改正する件について，2012.
- 10) 環境省：廃棄物関係ガイドライン第2版，pp.5-63～66，2013.
- 11) (社)土壌環境センター：重金属等不溶化処理土壌の pH 変化に対する安定性の相対的評価方法，2008.