県外最終処分に向けた技術開発戦略の在り方に関する研究会

活動報告書

2020年11月30日

一般社団法人　環境放射能とその除染・中間貯蔵および環境再生のための学会

目次

1. はじめに
（1） 研究会設置の背景と目的 ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・1
（2） 報告書の構成・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・3
2. 最終処分を考えるために必要な共通基礎知識
（1） 合意形成のプロセスと多面的評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・5
（2） 処理対象物・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・9
（3） 各種処理技術・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・13
（4） 処分施設
1) 放射性廃棄物の処分について・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・17
2) 廃掃法・特措法の処分場・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・20
（5） 除去土壌等の処理・処分の安全性と基準値
1) 安全評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・23
2) 放射線防護・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・23
3) 線量評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・24
4) 評価方法・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・25
5) 不確実性への対処・・。・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・27
6) 除去土壌等の放射能濃度の基準値・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・27
7) 今後の除去土壌等の基準値・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・29
（6） 関連法規の変遷・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・34
3. マスバランス計算とケーススタディ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・37
4. 経済的評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・47
5. 技術的観点から考えうる処理・処分シナリオ・・・・・・・・・・・・・・・・55
6. 県外最終処分に関わる仮想的なステークホルダーヒアリング・・・・・・・・70
7. 最終処分の実現に向けた提言・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・73

1. はじめに

（1）研究会設置の背景と目的

2011 年 3 月 11 日発生した東北地方太平洋沖地震に伴う東京電力福島第一原子力発電所事故により、東日本の広い範囲が主には放射性セシウムにより汚染した。環境省が中心となり、放射性物質汚染対処特措法に基づき帰還困難区域を除く地域の除染と放射能に汚染された廃棄物の処理が進んでいる。中間貯蔵施設が整備され（2015 年 3 月に除染に伴い発生した除去土壌等の搬入開始 [1]）、除去土壌の放射能レベルごとの貯蔵や、除染廃棄物等の焼却処理、焼却灰の熱処理による減容化が進行中である。今後、さらなる減容化、廃棄のための濃縮物の安定化、最終処分に関する詳細な議論がなされることになる。

環境省が示した「中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略　工程表 [2]」によると、減容・再生利用技術の開発及び再生利用の推進と並行し、県外最終処分の方向性を検討し、2024 年までに戦略目標が設定される。県外最終処分の方向性を示すうえで、減容化・再生利用等の中間的な処理と、県外での最終的な処分は相互に関係するため、本来は全体を考慮したうえで、最終処分シナリオを設定すべきものである。一方で、環境省の取組みは、東日本大震災発災後まもない 2011 年 8 月に制定された特措法に基づくものであり、かつ、次々に直面する現下の課題を解決しながら最終処分を目指さざるを得ない状況にあるため、今後の県外最終処分の方向性に関する議論は必ずしも十分でない。このような状況下で、目指すべき県外最終処分とそこに至る道筋が、後の時代から見て、技術的にも社会的にも合理的なものとみなされるためには、中長期的にどのような技術課題があるのかを整理し具体的技術開発戦略として設定し、同時に社会的合意形成を達成するためにどのようなプロセスが妥当であるのかを検討していくことが重要と考えられる。

そこで、専門性を有しかつ中立的な立場にある「一般社団法人　環境放射能とその除染・中間貯蔵および環境再生のための学会」（通称：環境放射能除染学会）において、先の問題意識に沿った検討を行い、県外最終処分に向けた技術開発戦略の在り方を取りまとめるための研究会「県外最終処分に向けた技術開発戦略の在り方に関する研究会」を設置した。研究会の検討方針を以下に示す。

- 環境省が示した技術開発戦略の方向性・工程を踏まえながら、県外最終処分の出口からのアプローチと、これまで研究開発され導入されてきた技術の流れからのアプローチの両側から検討する。
- 検討する技術は、開発済みの焼却灰熱的減容化技術、灰洗浄／吸着濃縮、安定化（セメント、ジオポリマー、ガラス、焼成などの固型化技術）、最終処分（処分構造、規模、高耐久性容器等）などの範囲を主体とするが、除染から最終処分の全体を俯瞰し、適宜必要な技術とそれに伴う課題、関連法規なども柔軟に検討範囲とする。
- 処理プロセスのマスバランス解析を行い、合わせて経済性評価も行う。
- 社会的合意形成に求められる要件に関し、ステークホルダーヒアリングを実施する。
- この際、技術論に加え、経済性、環境など多面的評価を考慮する。
- 処理・処分技術検討に必要な要因を整理し、純技術的に考え得る選択肢を提示し、そのうえで、処理・処分シナリオの例を提示する。
- 中立的な専門家を中心に検討し、民間事業者の技術開発情報等は適宜ヒアリング等により収集する。また、学会と中間貯蔵・環境安全事業株式会社（以下「JESCO」という。）の協力協定に基づき、JESCO とも連携して検討を進める。環境省にも常に情報共有する。
- 検討期間は当面 2018 年度から 2020 年度とし、成果報告を行う。

委員構成（所属、専門・担当）

委員長　大迫政浩センター長（国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター、環境工学、リスクコミュニケーション実践）

幹事　山田一夫主任研究員（国立環境研究所 福島支部、材料科学、セメント・コンクリート科学）

委員（50 音順）

有馬謙一特別研究員（国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター、機械工学、マスバランス、経済性評価）

飯本武志教授（東京大学 環境安全本部、放射線防護、放射線安全）

遠藤和人室長（国立環境研究所 福島支部、廃棄物最終処分場、物質移動）

大越実専任理事（日本アイソトープ協会、バックエンド、安全性評価）

杉山大輔上席研究員（電力中央研究所 原子力技術研究所、バックエンド、多面的評価、放射線安全）

半井健一郎教授（広島大学、コンクリート工学、放射性廃棄物処分構造・施設）

万福裕造上級研究員（農業・食品産業技術総合研究機構 農業環境変動研究センター、営農再開、環境回復、リスコミ実践）

宮本泰明室長（日本原子力開発機構 企画調整室、廃炉、放射性廃棄物処分）

保高徹生主任研究員（産業技術総合研究所 地質調査総合センター、リスク評価、地盤環境工学、多面的評価）

山田正人室長（国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター、廃棄物管理、最終処分）

第三者評価委員（50 音順）

大沼進教授（北海道大学、環境社会心理学）

岸本充生教授（大阪大学、リスク学）

佐藤努教授（北海道大学、環境地質学）

米田稔教授（京都大学、環境リスク工学）

引用文献

1) 環境省、中間貯蔵施設について、閲覧 2020 年 8 月 25 日
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/action/briefing_session/pdf/dojyou_cyuukan.pdf

2) 環境省、中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略　工程表、環境省 HP、県外最終処分に向けた取組（http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/）、閲覧 2020 年 7 月 19 日
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/investigative_commission_process_2003.pdf

［担当　大迫政浩・山田一夫］

（2）報告書の構成

本報告書の構成を図 1-1 に示す。第 1 章では背景と目的をまとめた。県外最終処分に向けた技術開発戦略の在り方を考える際、種々の側面からの視点が必要であると考えた。純粋な技術、経済性、法令・制度、合意形成などである。このため、研究会の構成メンバーもこれらの方面の知見を有する経験者を選定し、多様な観点から議論した。

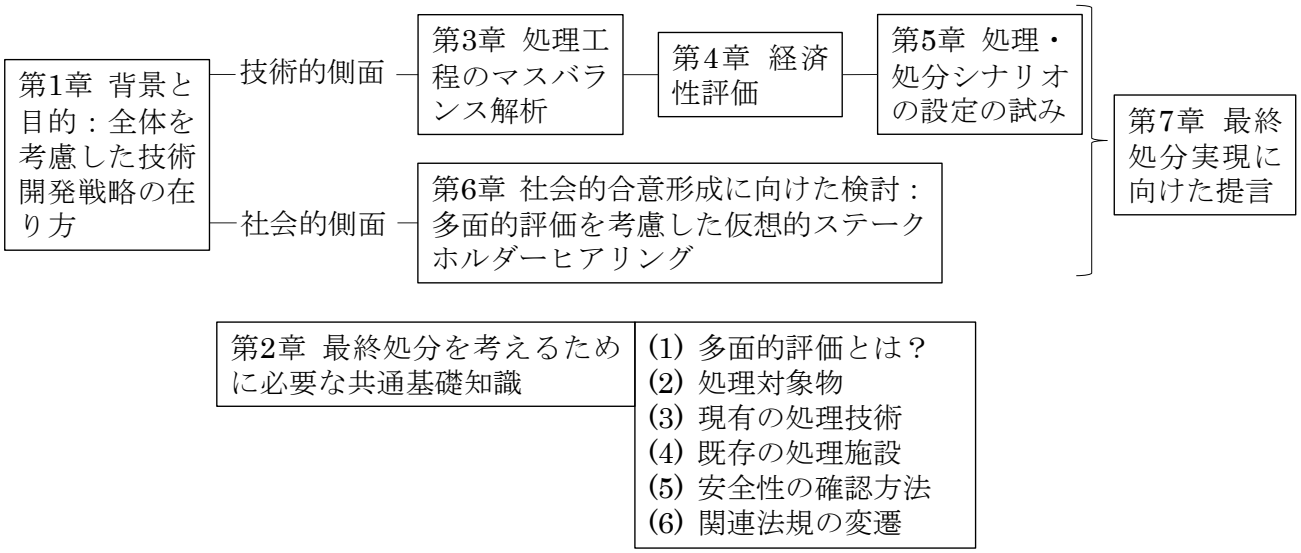


図 1-1　本書の構成

県外最終処分の具体案が決まっていない状況であり、多くのステークホルダーが種々の県外最終処分シナリオをそれぞれの立場で多様な価値観から検討し(多面的評価)、全ステークホルダーが合意形成を模索することで、県外最終処分の実現につながると考えられる。この際、最終処分のシナリオは純粋に技術的に考えられるものが、経済的、あるいは社会的に合理的なものとなるとは限らない。つまり、シナリオを多面的に評価することが求められる。また、シナリオが受け入れられるためには、シナリオ設定に至るあらゆる段階でステークホルダーの参画が必要となるであろう。

シナリオを多面的に考えるためには、一定の情報の理解が前提となる。そこで、第 2 章に必要な基盤情報を解説し、その上で、研究会において検討してきた内容を説明する。

第 2 章では、まず(1)多面的評価とはどういうものであり、どのような手法があるのかを紹介する。次にシナリオを設定するために必要な基本情報を整理する。県外最終処分シナリオを考えるには、技術的要素として、(2)処理対象物そのもの、(3)減容化・安定化する各種処理技術、(4)候補となる処分施設、 (5)除去土壌等の処理・処分の安全性と基準値、(6)処分にあたって考慮すべき関連法規、に関する基礎知識、が必要である。

第 3 章以降には、研究会で新たに検討し得られた知見が提供される。先ず、第 3 章では、各処理過程のマスバランスを調査し、減容化と安定化により派生する処理物、濃縮物、副生物を総括して示し、かつ、各工程で求められる処理能力に関するパラメータスタディ結果を示す。第 4 章では、第 3 章での結果を踏まえ、各工程に要する費用を文献情報から調査し、処理工程を組み合わせた複数ケースに関して経済的評価を行った結果を示す。第 5 章では、最終処分シナリオを考えるための要因とその選択肢を整理して

提示し、純技術的観点から最終処分シナリオを複数提示する。第 6 章では、研究会として実施した仮想的なステークホルダーヒアリングの結果をまとめる。第 7 章では総括として、本研究会での活動を踏まえ、技術開発戦略と合意形成への提言をまとめる。

［担当　山田一夫］

2. 最終処分を考えるために必要な共通基礎知識

（1）合意形成のプロセスと多面的評価

中間貯蔵施設に搬入される除去土壌量は約 1,300 万 m^3 と推定されており [1]、膨大な量に上る。環境省は、これらの除去土壌について中間貯蔵開始後 30 年以内、すなわち 2045 年までに福島県外での最終処分を完了させる計画である。環境省「福島県外での最終処分までの主な流れ [2]」では、県外最終処分に向けた 8 つのステップを明記している（表 2(1)-1）。現在はステップ３～４に位置しており、今後、県外最終処分に向けた本格的な検討が始まる。特に、県外最終処分地の選定に関しては、困難が伴うことが想定されるため、国民的な議論が必要である（表 2(1)-１には県外最終処分地の選定は明記されていないが、ステップ５での検討事項となろう）。このような意思決定や合意形成プロセスにおいては、幅広いステークホルダーの参画、複数のオプション（代替案）の準備、ステークホルダーの価値観を取り入れやすい評価手法の適用、柔軟な計画変更、公正性が担保された計画手続き等の必要性が指摘されている。

表 2(1)-1　福島県外での最終処分までの主な流れ（環境省資料 [1]より整理）

ステップ	内容（技術的）	内容（理解醸成）
ステップ１	国内外の研究・技術開発の動向把握	福島県外最終処分に係る全国民的な理解の醸成を図る
ステップ２	今後の研究・技術開発の方向性検討等	
ステップ３	研究・技術開発の推進等	
ステップ４	減容化、再生資源化等の可能性の検討等を踏まえた最終処分の方向性検討	
減容化・再生利用による施設外への搬出		
ステップ５	最終処分地に関わる調査検討	
ステップ６	最終処分地の整備	
ステップ７	最終処分地への搬入	
ステップ８	最終処分完了	

現在、環境省は県外最終処分量を減らすために、除去土壌については減容化や再生利用などの様々な実証試験を進めている（可燃性廃棄物や除去土壌から分離された可燃物の焼却で発生する焼却灰については熱処理による減容化事業が既に開始された）。特に減容化に関しては、その適用の有無や手法により、県外最終処分の対象となる廃棄物等（廃棄物の主体である減容化後の濃縮物のほか、減容化工程で発生する排水、施設解体時の二次廃棄物）の物量や濃度が変化することから、県外最終処分の合意形成に大きな影響を与えることが想定される。

例えば、1300 万 m^3 の除去土壌の約 80%の放射性セシウム濃度が 8000 Bq/kg 未満と推定されており [1]、Cs-137 の半減期（約 30 年）を考慮するとその多くは 300 年を経過することで、放射性汚染物として法的に取り扱う必要がないクリアランスレベル（100 Bq/kg）以下となる。これらの除去土壌の減容化（例えば、土壌分級や加熱処理）を実施した場合、除去土壌の放射性セシウム濃度は低減するが、高濃度の濃縮物が発生するため除去土壌と比較して長期の管理が必要となる。また、焼却灰については既に溶融処理による減容化は開始されたが、副生成物である飛灰の処理が必要となる。焼却灰の減容化オプションの例を表 2(1)-2 に示す。焼却灰は、土壌と比較して高濃度であること、土壌と比較してさらに高レベルの減容化

（熱処理や飛灰洗浄および吸着材による回収等）が可能であり、第 3 章のマスバランスによる試算では、46 万 t、3.3 万 Bq/kg の焼却残渣を減容化することにより、代表値として、920 t まで減容化可能であるが、その濃度は 1,500 万 Bq/kg になることが報告されている。さらに、文献上では最大濃縮として 1/60,000 の可能性も示されている [3]。

表 2(1)-2　焼却灰の減容化に関するオプション例

シナリオ	処分物	量	放射性物質濃度
減容化なし	廃棄物等を焼却した後の焼却灰	約 38 万 m^3（25m プール [4] およそ 760 個分、あるいはサッカー場フィールド [5] 50m 高さ）	3.3 万 Bq/kg（約 250 年で 100 Bq/kg を下回る）
飛灰洗浄	廃棄物等を焼却した後の飛灰を洗い、吸着処理後、固型化したもの(3 章図 4)	約 920 トン(840m^3) (25m プールおよそ 2 個分)	1,500 万 Bq/kg（約 520 年で 100 Bq/kg を下回る）
飛灰洗浄＆高度濃縮	同上で、文献上の最大値 6 万分の 1 [3]	約 6.3m^3（25m プールのおよそ 100 分の 1 程度、あるいはワンボックスカー1 台分）	20 億 Bq/kg（約 730 年で 100 Bq/kg を下回る）

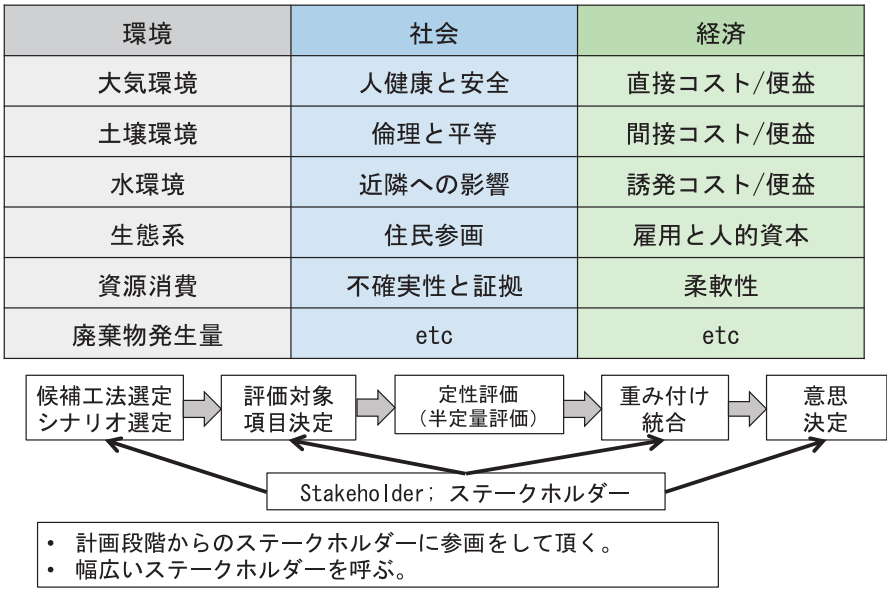


図 2(1)-1　Sustainable Remediation の指標例

これらのオプションについては、端的に言うと、減容化せず「大量だが、低濃度」の状態で県外最終処分をするのか、それとも減容化をして、「少量だが、高濃度」の状態で県外最終処分をするのか、（もしくはその中間が良いのか）、という問いかけである。これらの意思決定には、それぞれのオプションについて、科学的に評価が可能な「環境安全性」や「経済性（例えば、減容化、輸送、最終処分のコスト）」だけでなく、ステークホルダーの価値観や社会受容性を含めた検討が必要であろう。

近年、複数のオプションの選択（例えば、表 2(1)-２）において、ステークホルダーの価値観を取り入れやすい評価手法として多面的な評価の概念が注目されつつある。具体的には、幅広いステークホルダーの参画を得て、各オプションのメリット・デメリットについて、環境面だけでなく、社会面や経済面を含めた形で整理した上で、意思決定を進める方法である。例えば、英国で環境影響がある事業において実施

されることがある「最善な実用的選択肢(best practical environmental option：BPEO)」では、事業による影響を可能な限り低減するため、技術的観点に社会・経済的視点を加え、選択肢の立案・評価の段階でも広範なステークホルダーの参画の必要性を記載している [6]。また、土壌汚染分野で実装が進んでいるSustainable Remediation[7] も同様の概念であり、複数の措置オプションに対して環境、社会、経済の各視点から、ステークホルダーの価値観を反映した合意形成のプロセスを提案している。Sustainable Remediationでは、ステークホルダーの価値観を取り入れるために、ステークホルダーが重要視する要素を図 2(1)-1 に示す「環境」、「社会」、「経済」のカテゴリーに分類し、ステークホルダー会議で具体的な指標の検討、および各指標の重み付けをし、指標に基づく各措置オプションの点数による比較をし、半定量評価に基づく意思決定をする手法である（これらの手法の詳細は参考文献を参照いただきたい)。これらの方法は、ステークホルダーの価値観や意見を反映させやすいというメリットがある一方で、合意形成に時間が必要であること、ステークホルダーの代表性などの課題が有ることも事実である。

除去土壌や焼却灰の県外最終処分に向けて、減容化オプション（減容化の適用の有無や適用する手法の選択）の決定は、結果として最終処分する廃棄物等の濃度や物量に影響を及ぼす。そして廃棄物等の濃度や物量は、管理方法や管理期間、処分場の面積等を決定することから、県外最終処分に関するステークホルダーの社会受容性にも大きく関係する。これらの意思決定において、多面的評価を導入については議論があると考えられるが、減容化の意思決定をする段階においては、各オプションに関するステークホルダーの社会受容性について把握をした上で、手続き的な公正性が担保されたプロセスで進めることが望ましいと考える。

謝辞：本研究会委員・関係者の飯本武志氏（東京大学)、大越実氏（アイソトープ協会)、杉山大輔氏（電中研)、宮本泰明氏（日本原子力研究開発機構)、万福裕造（農研機構)、山田正人氏、遠藤和人氏、有馬謙一氏（国立環境研究所）から多くのコメントを頂いた。ここに記して感謝申しあげる。末筆ながら、本稿はコロナウィルスの影響で中止となった日本原子力学会「2020 年春の年会」での講演予稿集 [8]に加筆した。転載を許可いただいた原子力学会にも感謝申し上げる。

引用文献：

1) 環境省(2018) 中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略検討会（第 9 回)、引用文献 1): 資料 4 減容・再生利用技術開発戦略_進捗状況について. http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/proceedings_181217_04.pdf 2020.11.8 閲覧.
2) 環境省、県外最終処分に向けた取組、環境省 HP（http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/)、閲覧 2020 年 2 月 3 日
3) T. Ichikawa, K. Yamada, R. Iwai, Kanazawa, Y., Ion chromatographic decontamination of 137Cs-enriched fly ash using poly(vinyl alcohol)-bound copper ferrocyanide as Cs adsorbent, J. Soc. Remed. Rad. Contami. Env., 8(2), 55-66, 2020
4) 日本水泳連盟、公称 25m 公認チェックシート（http://old.swim.or.jp/11_committee/14_tools/pdf/1006224.pdf)、閲覧 2020 年 8 月 25 日

5) 日本サッカー協会、サッカー競技規則、p.12
（https://www.jfa.or.jp/match/rules/pdf/law_soccer_all_09.pdf）、閲覧 2020 年 8 月 25 日
6) 菅原慎悦、稲村智昌、田口裕史、桑垣玲子、自由化後の原子力事業者と立地地域との新たな関係構築に向けた課題, 電力中央研究所 研究資料 Y16504,2017
7) 保高徹生、古川靖英、張銘、わが国と諸外国のサステナブル・レメディエーションへの取り組み、環境情報科学 46(2), 43-47 ,2017
8) 保高徹生、大迫政浩、最終処分シナリオの多面的評価、日本原子力学会「2020 年春の年会」講演予稿集

［担当　保高徹生、大迫政浩］

（2）処理対象物

本研究会で考慮する処理・処分の対象物の種類と量について説明する。ここでまとめた内容は第 3 章で述べるマスバランス計算に用いた。その量の把握には、環境省の「中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略検討会」において公表された体積と放射能濃度を使用した[1), 2)]。

中間貯蔵施設に搬入済みあるいは搬入予定の対象物量は次の通りであり、その総量は 1,400 万 m^3 である。

- 搬入済み量（国直轄除染市町村：2018 年 8 月、市町村除染市町村：2018 年 6 月、両者混在市町村（南相馬市、川内村、田村市、川俣町）：2018 年 8 月の合計）
- 輸送待機量（国直轄除染市：2018 年 8 月、市町村除染：2018 年 6 月）
- 仮設焼却施設等で減容化し保管されている量（国直轄除染市：2018 年 8 月、市町村除染：2018 年 6 月）

ただし、10 万 Bq/kg 超の廃棄物、その他現時点では定量的な推計が困難な帰還困難区域の除染等で発生した、あるいは発生することが見込まれる除去土壌等は含まれていない。

一方、2018 年 10 月までに中間貯蔵施設に搬入された除去土壌等約 155 万 m^3（全体の約 11%）の構成割合は、図 2(2)-1 に示すように、除去土壌：92.4%、可燃物：5.8%、焼却灰：1.3%、その他不燃物：0.5%であった。さらに、除去土壌の放射能濃度（搬入時点での表面線量率と重量によって評価）は、図 2(2)-2 に示すように、8,000 Bq/kg 以下：82.8%、8,000 Bq/kg 超え 20,000 Bq/kg 以下：11.3%、20,000 Bq/kg 超え：5.8%であった。

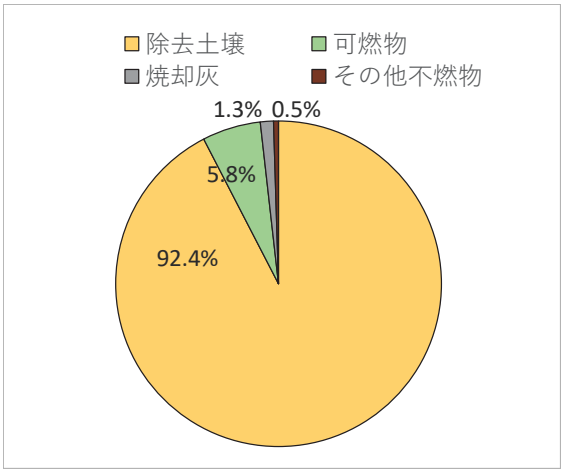


図 2(2)-1　中間貯蔵施設への搬入物の種類

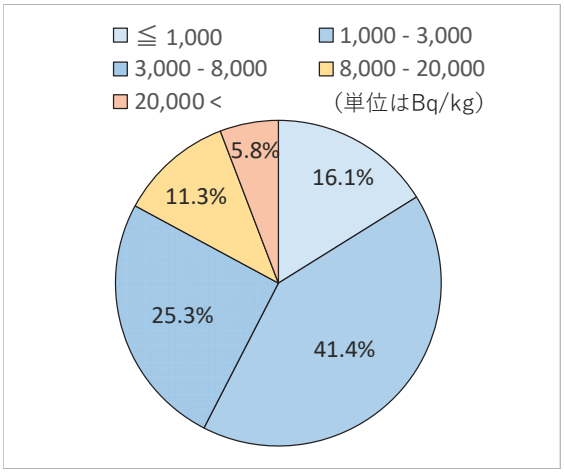


図 2(2)- 2　除去土壌の放射能濃度

これをもとに、除去土壌にその他不燃分を加えた 1,300 万 m^3 を「土壌」として、これを放射能濃度に応じて区分した。なお、可燃分 81 万 m^3 は焼却により 20%に減容化されて 16 万 m^3 となり、焼却灰として搬入される 18 万 m^3 を加えた 34 万 m^3 を「焼却灰」とした。

また、「土壌」の区分は、次のように定義した。

- 土壌 A：放射能濃度評価時点で 8,000Bq/kg 以下であり、再生利用可能な土壌
- 土壌 B：中間貯蔵施設への搬入開始 30 年後（2045 年）までに 8,000Bq/kg 以下までに物理減衰し、再生利用可能な 15,000 Bq/kg 以下（2018 年 10 月時点）の土壌。

・土壌 C：中間貯蔵施設への搬入開始 30 年後（2045 年）までの物理減衰に加え、現時点の高度分級技術（分級＋摩砕等）等により再生利用可能な 8,000Bq/kg 以下の砂質土を得ることが可能な 62,000 Bq/kg 以下（2018 年 10 月時点）の土壌

・土壌 D：土壌 C よりも高濃度で 62,000 Bq/kg（2018 年 10 月時点）を超える土壌

「土壌」には草木類などの異物が含まれており、搬入後に除去されるが、異物の割合は実績をもとに 1.4%とした。除去された異物 18 万 m^3 は焼却により 20%に減容化されて 3.6 万 m^3 となり、「焼却灰」34 万 m^3 と合わせた 38 万 m^3 が減容化施設に搬入される。これらを整理したものが表 2(2)-1 である。

第 3 章における処理対象物は、「焼却灰」と「異物の焼却灰」を合わせた 38 万 m^3 とした。これに加えて、第 4 章で経済的評価を行う際に対象とする放射能濃度の高い土壌は、次の 2 種類を合わせた 75 万 m^3 とした。

・異物除去後の土壌 C 132 万 m^3 を分級処理して得られる細粒分 65 万 m^3

・異物除去後の土壌 D 10 万 m^3

表 2(2)-1　中間貯蔵施設への搬入物の物量

対象物	放射能濃度 (Bq/kg)	体積（万 m^3）		
		搬入時	異物除去後	異物
土壌 A	8,000 以下	1,071	1,056	15
土壌 B	8,000 越え 15,000 以下	85	84	1
土壌 C	15,000 越え 62,000 以下	134	132	2
土壌 D	62,000 越え	11	10	0.1
土壌合計	－	1,301	1,283	18 *)
可燃分	－	81 *)		
焼却灰	8,000 越え	18 *)		
総計		1,400	－	－
（焼却灰合計）	33,000 程度	38 *)	－	－

*）可燃分 81 万 m^3 と土壌から除去された異物 18 万 m^3 を焼却すると 20%に減容化されて、それぞれ 16 万 m^3、3.6 万 m^3 となり、焼却灰として搬入される 18 万 m^3 と合わせて 38 万 m^3 となる。

引用文献

1)　引用文献 1): 「仮設焼却施設及び仮設灰処理施設の整備状況」, 特定廃棄物の埋立処分事業情報サイト, 環境省 HP (http://josen.env.go.jp/plaza/info/data/pdf/data_2011_04.pdf#page=3), 2020 年 11 月閲覧.

2)　環境省：「中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略検討会（第 10 回）」, 資料 2 減容・再生利用技術開発戦略_進捗状況について, 環境省 (2019). http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/proceedings_190319_02.pdf?190416　2020.7.28 閲覧.

［担当　有馬謙一］

【引用文献 1)から関連する部分を抜粋】

目標達成に向けた具体的な取組について

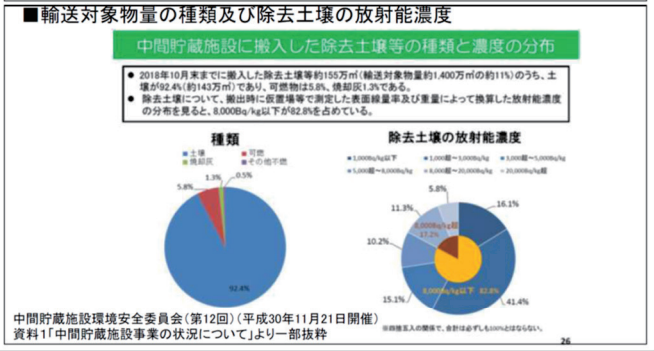
3．最終処分の方向性の検討

除去土壌等の放射能濃度区分や物量の見直しの考え方

■輸送対象物量　約1,400万m³

・中間貯蔵施設への搬入済量（国直轄除染市町村：2018年8月末、市町村除染市町村：2018年6月末時点、両者混在市町村（南相馬市、川内村、田村市、川俣町）：2018年8月末）及び輸送待機量（焼却前の可燃物を含む仮置場等で保管している量（国直轄除染：2018年8月末時点、市町村除染：2018年6月末時点）及び仮設焼却施設等で減容化し保管されている量（国直轄除染：2018年8月末時点、市町村除染：2018年6月末時点））の合計量。
・10万Bq/kg超の廃棄物、その他現時点で定量的な推計が困難な帰還困難区域の除染等で発生した（発生することが見込まれる）除去土壌等は含まれていません。

■輸送対象物量の種類及び除去土壌の放射能濃度



中間貯蔵施設環境安全委員会（第12回）（平成30年11月21日開催）
資料1「中間貯蔵施設事業の状況について」より一部抜粋

①中間貯蔵施設環境安全委員会（第12回）資料1の26ページ目の左側の円グラフに基づき、輸送対象物量約1,400万m³の内訳を、以下のとおり推定。

土壌　1,293.6万m³
可燃　81.2万m³
焼却灰　18.2万m³
その他不燃　7.0万m³
合計　1,400万m³

②減容・再生利用にあたっての除去土壌等の放射能濃度区分や物量を、以下の考え方により見直し。

●土壌
- 土壌A～Dの総量は1,293.6万m³ にその他不燃7.0万m³を加え、 1,300.6万m³ とした。
- 放射能濃度階層別の物量（土壌A～Dの内訳）は、中間貯蔵施設環境安全委員会（第12回）資料1の26ページ目の右側の円グラフに基づき、按分して設定。
- 但し、中間貯蔵施設環境安全委員会（第12回）資料1の26ページ目の右側の円グラフの放射能濃度はあくまでも輸送時点であり、測定時点がそろっていないが、「2018年10月末時点での推計」（実際にはそれ以前に測定されたデータも含むが、放射能濃度の物理減衰を考慮し、保守的に推計）とした。
- 土壌A～Dの砂質土と粘性土の比率は、放射能濃度区分ごとに、第2回検討会（平成27年12月21日開催）資料3「減容処理技術の開発課題及び目標について」と同じであると仮定。

●焼却灰
可燃物81.2万m³を中間貯蔵施設内で焼却し発生する焼却灰16.2万m³（20%になると仮定）と、焼却灰として中間貯蔵施設へ輸送されてくる18.2万m³の合計である34.4万m³。
（但し、土壌1,293.6万m³から異物除去される異物（有機物等）を、中間貯蔵施設内で焼却し発生する焼却灰について含まない。）

24

目標達成に向けた具体的な取組について

3．最終処分の方向性の検討

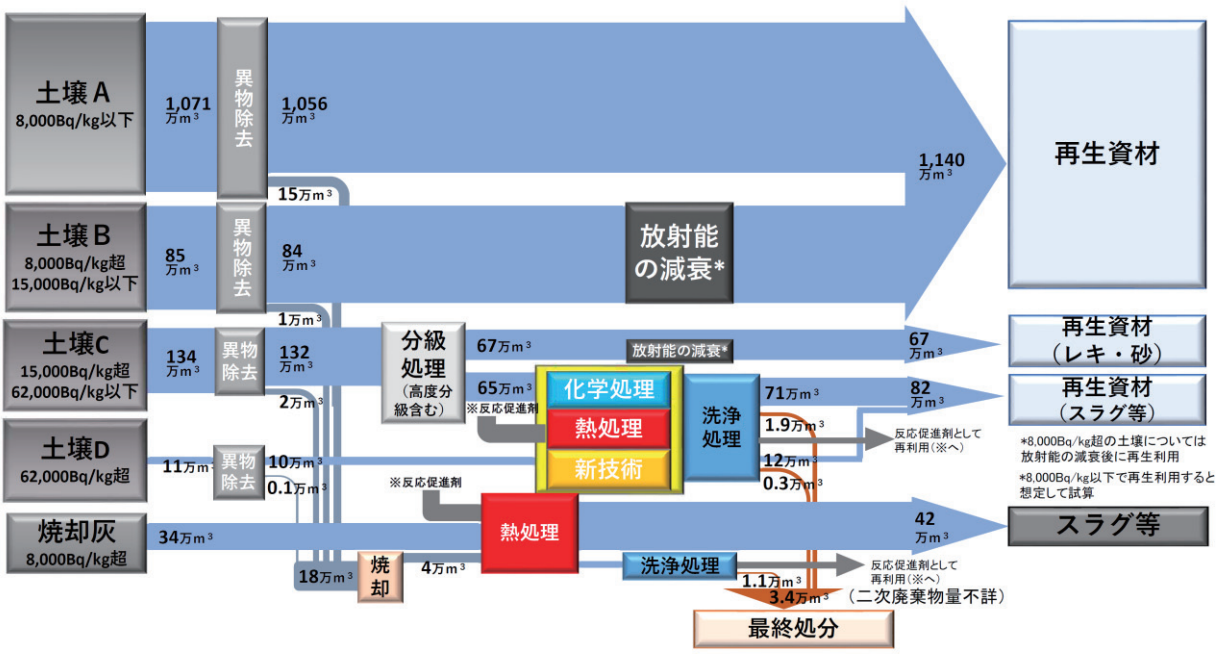
除去土壌等の放射能濃度区分や物量の見直し（再掲）

- 土壌A～Dを以下のとおり再定義
  - 土壌A：放射能濃度評価時点で8,000Bq/kg以下であり、再生利用可能な土壌
  - 土壌B：中間貯蔵施設への搬入開始30年後（2045年）までに8,000Bq/kg以下までに物理減衰し、再生利用可能な土壌
  - 土壌C：中間貯蔵施設への搬入開始30年後（2045年）までの物理減衰に加え、現時点の高度分級技術（分級＋摩砕等）等により再生利用可能な8,000Bq/kg以下の砂質土を得ることが可能な土壌
  - 土壌D：土壌Cよりも高濃度である土壌
- 中間貯蔵施設事業の進捗に伴い、第2回検討会（平成27年12月21日開催）資料3「減容処理技術の開発課題及び目標について」に示した除去土壌等の放射能濃度区分や物量の見直しを実施。ただし、今後の中間貯蔵施設事業の進捗等によっては、除去土壌等の放射能濃度区分や物量を再度見直しする可能性があることに留意。
- 下表中の放射能濃度区分ごとの物量の推計値については、2018年10月末時点での推計であり、実際にはそれ以前に測定されたデータも含むが、物理減衰を考慮し保守的に推計。

対象物			放射能濃度（Bq/kg）区分 放射能濃度評価時			平成30年10月末時点での物量の推計			
種類	分類	定義	2015(H27) 3月	2018(H30) 10月	2024(H36) 3月	砂質土（万m³）	粘性土（万m³）	物量（万m³）	物量の割合
土壌	土壌A	放射能濃度評価時点で8,000Bq/kg以下	≦8,000	≦8,000	≦8,000	655.0	416.1	1,071.1	80.2%
	土壌B	中間貯蔵施設への搬入開始30年後（2045年）に8,000Bq/kg以下	8,000＜～≦20,000	8,000～≦15,000	8,000～≦12,000	35.2	50.0	85.3	6.4%
	土壌C	高度分級技術により得られた生成物が中間貯蔵施設への搬入開始30年後（2045年）に8,000Bq/kg以下	20,000＜～≦80,000	15,000＜～≦62,000	12,000＜～≦51,000	20.8	112.9	133.7	10.0%
	土壌D	土壌Cより高濃度	＞80,000	＞62,000	＞51,000	0.7	9.8	10.6	0.8%
焼却灰	—	—	—	—	—	—	—	34.4	2.6%
計						711.7	588.9	1,335.0	100.0%

25

ケースⅣの物質収支の詳細



※図中の放射能濃度は2018年10月末時点での評価。
また、図中の物量は、四捨五入し、整数値で表記。
但し、計算にあたっては小数点以下も考慮しているため、
図中に記載した整数値のみの計算とは必ずしも一致しない。

52

（3）各種処理技術

放射性セシウム（安定セシウムと挙動は同じであり、以下合わせて Cs と記載）に汚染された土壌、廃棄物に対して、まず対象物から Cs を分離・抽出し、Cs が除去された物質は再生利用を目指し、Cs が濃縮された物質は安定化のための処理を行ったうえで、放射能濃度に応じて処分する。

その方法としては、図 2(3)-1 に示すように多くの方法について検討が行われているが、大きく、焼却残渣（主灰とばいじん等）を対象とした技術と土壌を対象とした技術に分けられる。

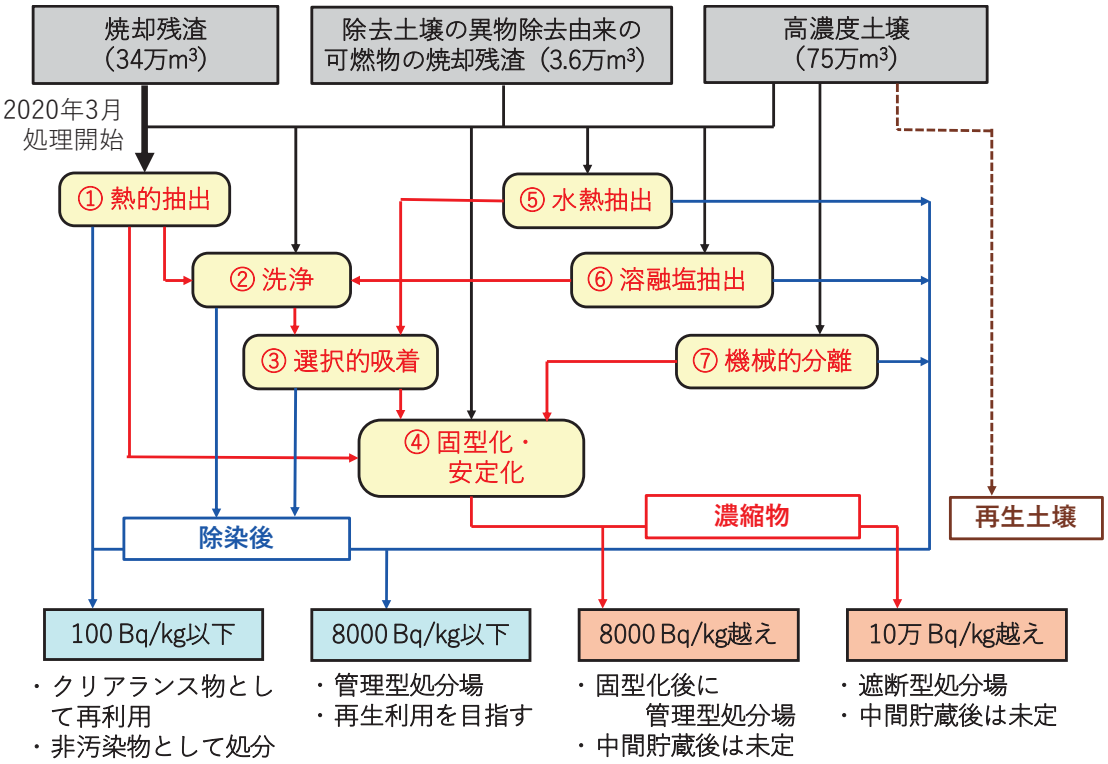


図 2(3)-1　放射性セシウムに汚染された土壌と廃棄物の処理技術

焼却残渣については、2020 年 3 月より中間貯蔵施設内の減容化施設において①の熱的抽出による処理（以下熱処理）が開始された [1]。熱処理では図 2(3)-2 に示すようにスラグと飛灰が発生するが、スラグは放射能濃度が低く再生利用が想定されているが、飛灰は放射能濃度が高く処分方法が未定である。そのため、その処理について多くの基礎研究が実施されているが、その中心となるのは、Cs が濃縮された飛灰を洗浄して Cs を水中に溶出させ、その Cs を吸着剤に選択的に吸着させ、その吸着剤を固型化して安定化体とする方法であり [2)-14)]、それぞれ②から④の処理技術が相当する。そこで、まず①から④の技術について説明する。

①　熱的抽出（熱処理）

熱処理を行う減容化施設には、「シャフト炉式ガス化溶融炉＋回転式表面溶融炉」と「焼却炉+コークスベット式高温溶融炉」の 2 方式が採用されており、2020 年 3 月から処理が行われている [1]。処理対象物に $Ca(OH)_2$、$CaCl_2$ などの添加物を加えたうえで 1,400°C 程度に加熱して溶融させ、Cs を CsCl（沸点：1,295°C）などとして他のアルカリ金属（Na、K）とともに揮散させ、飛灰側に濃縮して回収する [2),3)]。

Cs が揮散した後の処理対象物は放射能濃度の低い溶融スラグとして排出され、再生利用される。一方、Cs が濃縮され放射能濃度のより高い飛灰は洗浄処理によるさらなる減容化も検討されている。

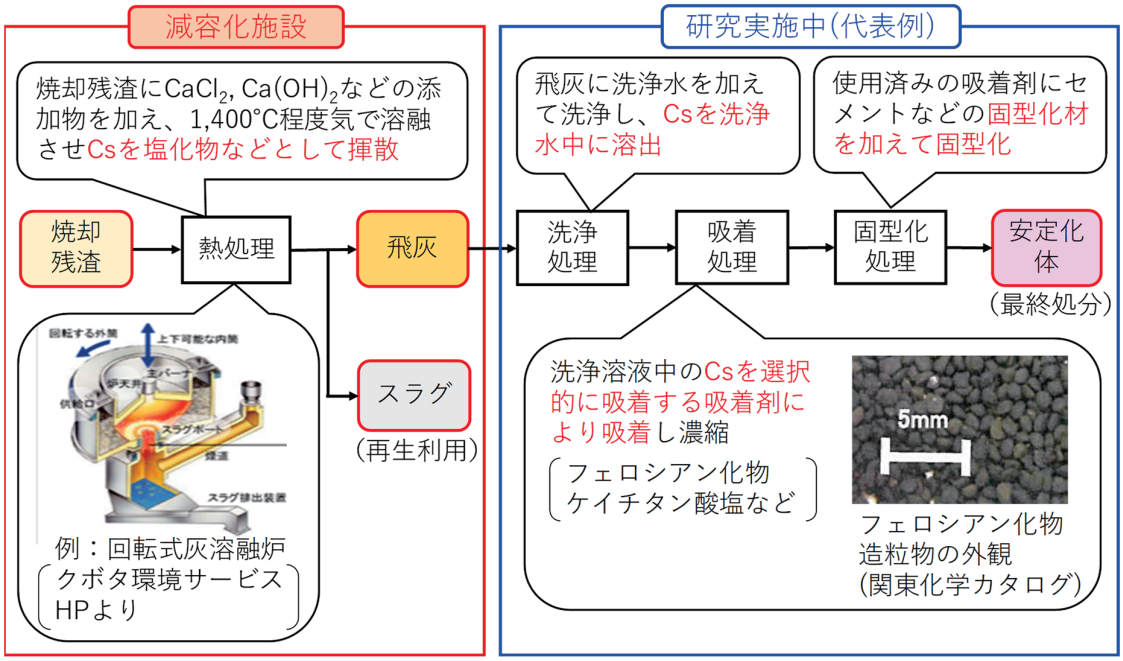


図 2(3)-2　焼却残渣の熱処理と飛灰の減容化プロセス例

② 洗浄処理

熱処理で発生する飛灰には、アルカリ金属（Na、K、Rb、微量の Cs）の塩化物に加えて、熱処理の添加物由来の $CaCO_3$、燃焼ガスにより飛散した処理対象物やその溶融物に由来する Al_2O_3、SiO_2、バグフィルタで飛灰を捕集する際の剥離剤である $CaCO_3$ などが含まれる[1]。この飛灰に洗浄水を加えて洗浄し、アルカリ金属の塩化物などの可溶成分を水中に溶出させる[4)-6)]。$CaCO_3$、Al_2O_3、SiO_2 などは洗浄水に溶解せずに残渣となるが、残渣の処分方法は未定であり、熱処理への再投入も検討されている。洗浄溶液は Cs の吸着処理に移送される。

③ 吸着処理

洗浄溶液にはアルカリ金属（Na、K、微量の Cs）などのイオンが含まれているが、Cs を選択的に吸着する吸着剤により Cs を濃縮して回収する。洗浄溶液中には K、Na、Rb が Cs よりも多量に含まれるため[9)]、Cs の選択係数が大きい吸着剤が必要であり、フェロシアン化物、ケイチタン酸塩などが使用される[4)-10)]。Cs を吸着した吸着剤（以下使用後吸着剤）は固型化処理に移送される。Cs が除去され放射能濃度の低下した洗浄廃液の処分方法は未定であるが、重金属類などの有害成分を除去して基準値以下としたうえでの放流、あるいは水分を蒸発させ固化塩類としての処分などが考えられる。

④ 固型化処理

使用後吸着剤に固型化材を加えて安定化し、処分可能な形態（安定化体）とする。固型化方法としては、福島県内の 8,000 Bq/kg 越え 100,000 Bq/kg 以下の焼却飛灰の固型化処理で実用化されているセメント固型化[11),12)]のほか、ジオポリマー固型化[13)]、ガラス固型化[14)]などがある。フェロシアン化物では、分解して無機物とした後に固型化する方法[14)]も研究されている。

以上が主に焼却残渣を対象とした技術である。土壌については、Cs は主に細かい粒子に含まれているため、まず機械的に湿式分級して粗粒分と細粒分に分け、放射能濃度の高い細粒分について⑤から⑦の処理技術が提案されている。なお、焼却残渣と同じく、① 熱的抽出（熱処理）によって土壌から Cs を揮散させることも可能である。

⑤ 水熱抽出処理

土壌中の Cs は粘土鉱物の微細結晶構造に入り込み分離し難くなっているため、水熱条件下（250℃, 40MPa）でアルカリ土類金属のイオン（主に Mg^{2+}イオン）を加えて洗浄し、金属イオンとの高速イオン交換により Cs を脱離させる[15]。Cs を含む洗浄水は、② 吸着処理と同じように吸着剤により Cs を選択的に吸着して回収する。

⑥ 溶融塩抽出処理

溶融させた塩類に汚染土壌を投入し、溶融塩中で Cs を溶出させる。処理後は冷却して水で洗浄することにより、Cs が除去された土壌と Cs を含む塩類の水溶液に分離し、水溶液から② 吸着処理と同じように吸着剤により Cs を選択的に吸着して回収する。溶融塩としては、NaCl と $CaCl_2$ の共晶溶融塩中（融点 504℃）[16]、ビスアミドナトリウム塩（NaFSI、融点約 100℃）[17]の溶融塩などが研究されている。

⑦ 機械的分離

土壌から分離された Cs を多く含む細粒分から、Cs を多く含む粒子をさらに分離する処理であり、次のような方法が提案されている。ただし、他種鉱物、有機物との凝集により捕捉率が低下するため、前工程での十分な解砕が必要である。

- 汚染土壌中の 2:1 型粘度鉱物（セシウムを吸着）が常磁性体であることを利用して、超伝導磁石により高勾配磁気分離を行う[18]。
- Cs が多く付着している 20 μ m 以下の土壌粒子を水中に分散させて、気泡を付着させる薬剤を添加して浮選し、浮上分として回収する[19]。
- 汚染土壌に高炉スラグ（鉄分を含む磁性体）の微粉末を加えて付着させた後に磁選することにより、Cs 濃度の高い微粒分を回収する[20]。

引用文献

1) 引用文献 1)：「仮設焼却施設及び仮設灰処理施設の整備状況」，特定廃棄物の埋立処分事業情報サイト，環境省 HP (http://josen.env.go.jp/plaza/info/data/pdf/data_2011_04.pdf#page=3)，2020 年 11 月閲覧.
2) 釜田陽介ほか：溶融技術による土壌等からのセシウム熱分離に関するプラント実証試験評価．環境放射能除染学会誌，3 (2)，49–64 (2015).
3) 釜田陽介：溶融プロセスによる重金属及びアルカリ金属の分離と資源リサイクルに関する研究．岡山大学学位論文，乙第 4463 号 (2016).
4) 国立環境研究所：「放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分（技術資料 第四版）」，第 8 章 焼却飛灰の水洗浄による放射セシウムの除去，国立環境研究所 (2014).
5) 前原裕治ほか：溶融飛灰中放射性セシウムの水溶解－吸着による再減容化に関する基礎的検討．第 28

回廃棄物資源循環学会研究発表会講演原稿，C6-11P，pp.365–366 (2017).
6) 伯田幸也ほか：可燃性焼却灰からのセシウム除去．配管技術，2014 年 8 月，pp.5–11 (2014).
7) 三村均：放射能高汚染水からの放射性物質の選択的除去及び安定化処理．RADIOISOTOPES，65，451–467 (2016).
8) 川本徹ほか：プルシアンブルー型錯体のナノ粒子を活用した放射性 Cs 汚染焼却灰処理，pp.1–9，産業総合研究所 材料化学領域 ナノ材料研究部門 (2017).
9) 宗像潤一ほか：最終処分場での効率的保管のための放射性セシウム回収システムの開発．環境放射能除染学会誌，2 (2), 101–110 (2014).
10) E. Tusa, R. *et al*： Fifteen years of Operation with Inorganic Highly Selective Ion Exchange Materials, WM'07 Conference, February25 – March 1, Tucson, AM (2007).
11) 環境省：「セメント固型化処理施設について」，特定廃棄物の埋立処分事業情報サイト，環境省 HP，2019 年 8 月閲覧.
12) 川戸喜美ほか：焼却灰のセメント固化試験Ⅰ－模擬焼却灰の基本的固化特性－，2010 年 7 月，pp.1–38，日本原子力研究開発機構 (2010).
13) 中村裕太ほか：除染廃棄物の減容化施設から生じる高濃度 Cs を含有した飛灰に対するジオポリマー固化処理，第 29 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演原稿，E1-4，pp.487–488 (2018).
14) 稲葉優介ほか：金属イオン含有亜臨界水による土壌分級物からの Cs の高速イオン交換回収と高減容ガラス固化（３）亜臨界処理水からの Cs 選択回収による Cs ガラス固化．第 6 回環境放射能除染研究発表会要旨集，S8-3，p.36 (2017).
15) 稲葉優介ほか：金属イオン含有亜臨界水による土壌分級物からの Cs の高速イオン交換回収と高減容ガラス固化（２）イオン含有亜臨界水による Cs 脱離試験. 第 6 回環境放射能除染研究発表会要旨集，S8-2，p.35 (2017).
16) 原田幸明:溶融塩法による土壌からのセシウムの取り出し. 第 5 回環境放射能除染研究発表会要旨集，S4-1，p.14 (2016).
17) 佐藤理夫ほか : 含フッ素低温溶融塩による汚染土壌からの放射性セシウム除去．第 6 回環境放射能除染研究発表会要旨集，S6-5，p.26 (2017).
18) 野村直樹ほか : Cs の物理的・化学的以降による土壌の減容化に関する研究．環境放射能除染学会誌，4 (4), 337–346 (2016).
19) 日下英史ほか : 腐植質および粘土粒子を含む希薄有機汚泥の界面化学的固液分離に関する基礎的検討. 第 7 回環境放射能除染研究発表会要旨集，S2-3，p.7 (2018).
20) 白石祐彰ほか : 高炉スラグ微粉末を利用した磁選による放射性セシウム汚染土壌の乾式分級．第 6 回環境放射能除染研究発表会要旨集，S6-4，p.25 (2017).

［担当　有馬謙一］

（4）処分施設

1）放射性廃棄物の処分について

① 放射性廃棄物の定義

放射性廃棄物は、「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律」（炉規法）で定義される放射性廃棄物（核燃料廃棄物）とそれ以外の法律によって規制される放射性廃棄物（RI 廃棄物；研究 RI 廃棄物、医療 RI 廃棄物）がある。また、平成 23 年 3 月 11 日に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故を受けて「平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法」（放射性物質汚染対処特措法；特措法）が施行され、特定廃棄物という分類が新たに加わっている。

② 核燃料廃棄物の分類、処分

図 2(4)-1 に核燃料廃棄物の分類を示す[1)]。核燃料廃棄物は、高レベル放射性廃棄物と低レベル放射性廃棄物に分類される。

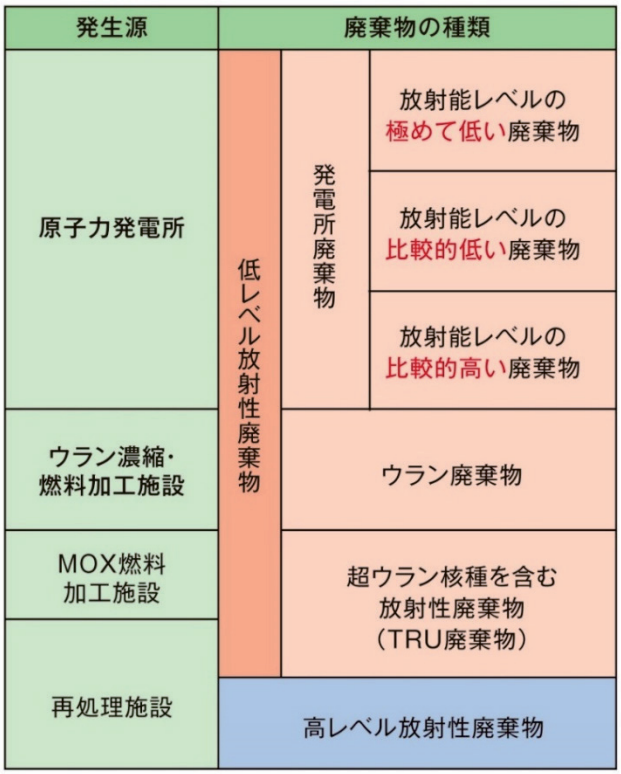


図 2(4)-1　核燃料廃棄物の分類

高レベル放射性廃棄物は、使用済み核燃料の再処理廃液及びそのガラス固化体が該当し、第一種廃棄物埋設として取り扱われる。

これ以外の放射性廃棄物は低レベル放射性廃棄物に該当し、第二種廃棄物埋設として取り扱われる。

低レベル放射性廃棄物は、発生源に応じて、原子力発電所の運転、保守、解体に伴って発生する廃棄物である「発電所廃棄物（放射能レベルの極めて低い廃棄物、放射能レベルの比較的低い廃棄物、放射能レベルの比較的高い廃棄物）」、ウラン濃縮、燃料加工施設で発生する廃棄物である「ウラン廃棄物」、MOX

燃料加工や使用済み核燃料再処理の運転・保守の結果発生する超ウラン元素（TRU）で汚染された廃棄物である「超ウラン核種を含む放射性廃棄物（TRU 廃棄物）」に分類されている。

福島第一原子力発電所事故により発生した放射性廃棄物は、「発生源」という観点からは「発電所廃棄物」に分類される。しかしながら、従来想定している発電所廃棄物とは汚染の形態が大きく異なっていると想定されることから、これまでの「発電所廃棄物」と同様の扱いにできるのかは明確になっていない。

また、大学や研究機関の研究開発活動において核燃料物質で汚染された廃棄物として「研究施設等廃棄物」がある。

③ 埋設処分方法

図 2(4)-2 に核燃料廃棄物の埋設処分方法の概念を示す[1)]。

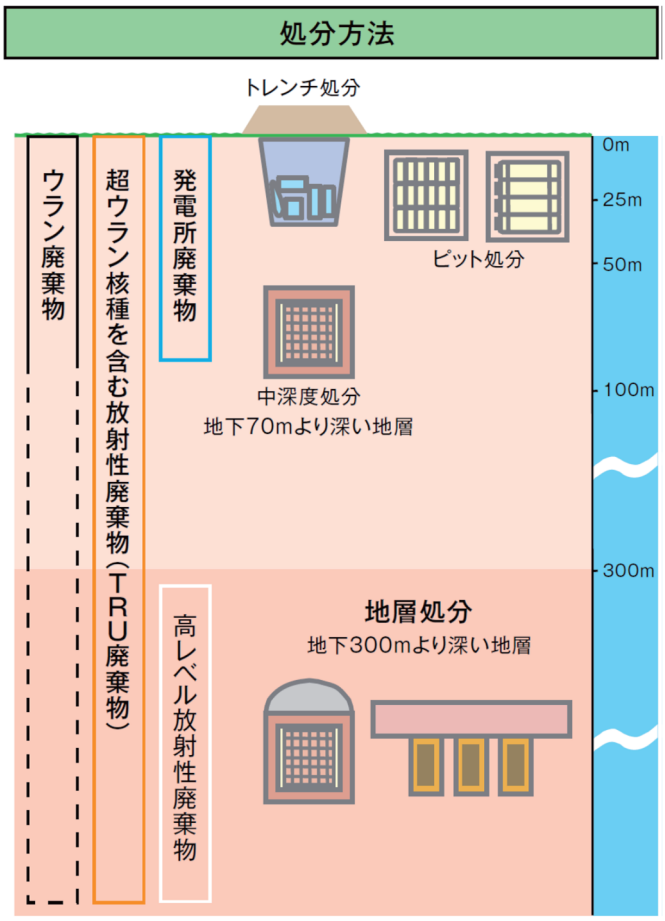


図 2(4)-2　核燃料廃棄物の処分の考え方[1)]

核燃料廃棄物は、その濃度レベルによって埋設の区分が整理されている。

第一種廃棄物埋設である高レベル放射性廃棄物及び TRU 廃棄物の一部（高レベル放射性廃棄物等）は、地下 300m より深い地層に処分される。

また、第二種廃棄物埋設である低レベル放射性廃棄物は、その処分深度に応じてトレンチ処分、ピット処分、中深度処分の 3 つの方法により処分される。

トレンチ処分は、浅い地中にトレンチを掘り、人工構築物を設けないで廃棄物を定置する方法であり、放射能レベルの極めて低い放射性廃棄物を対象とする。埋設後の管理期間は 50 年程度であり、管理期間

が経過した後には一般的な土地利用が可能となる。

ピット処分は、浅い地中にコンクリートピット等の人工構築物を設置し、廃棄物を搬入した後にセメント等で人工構築物と廃棄物を一体化して埋設する方法である。主に原子力発電所で発生する放射能レベルが比較的低い廃棄物を対象とする。埋設後の管理期間は300～400年とされている。

中深度処分は、一般的であるとされる土地利用（住居などの建設）や地下利用（地上の構造物を支持する基盤の設置、地下鉄、上下水道、共同溝や地下室としての利用など）に対して十分に余裕を持った深度（地下50～100m）に、コンクリートでトンネル型やサイロ型の人工構築物を造り、廃棄物を埋設する方法である。主に原子炉の廃止措置に伴って発生する放射能レベルが比較的高いものが対象となる。管理期間は数百年を想定しているが、処分・管理方法等については、現在も検討が進められている。

低レベル放射性廃棄物の処分区分の濃度上限値の推奨値を表2(4)-1に示す[2]（原典の「余裕深度処分」を「中深度処分」に筆者が修正）。

表2(4)-1　各処分方法に対する濃度上限値の推奨値[2]

核種	濃度上限値の推奨値（Bq/t）		
	トレンチ処分	ピット処分	中深度処分
C-14	－	1E+11	1E+16
Cl-36	－	－	1E+13
Co-60	1E+10	1E+15	－
Ni-63	－	1E+13	－
Sr-90	1E+07	1E+13	－
Tc-99	－	1E+09	1E+14
I-129	－	－	1E+12
Cs-137	1E+08	1E+14	－
α核種＊	－	1E+10	1E+11

（＊）α核種の濃度上限値は、ピット処分においてAm-241、中深度処分においてNp-237に対する値

炉規法による核燃料廃棄物のピット処分における廃棄体確認として、技術基準に「放射能濃度が埋設事業許可申請書に記載した最大放射能濃度を超えないこと」が示されており、廃棄体に含まれる放射性核種のインベントリ評価が求められる。東京電力福島第一原子力発電所の事故に伴い発生した放射性廃棄物の大部分はCs-137が支配的であるが、処分に際してはCs-137以外の核種についても濃度評価を行う必要がある。

引用文献

1)　日本原子力文化財団、原子力・エネルギー図面集、https://www.ene100.jp/zumen/8-1-5
2)　原子力安全委員会「低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について」、平成19年5月21日

［担当　宮本泰明］

2）廃掃法・特措法の処分場

①　廃掃法における最終処分場

廃掃法で規定する現在の最終処分場には安定型最終処分場、管理型最終処分場、遮断型最終処分場の 3 種類がある（図 2(4)-3 参照）。最終処分場が廃棄物の処理施設として廃掃法に追加されたのは 1976 年（昭和 51 年）のことであり、翌年の 1977 年（昭和 52 年）の最終処分場共同命令（総理府と厚生省から出された省令）の中で、これら 3 種類の最終処分場類型が初めて示された。その後、面積要件や埋立品目等の改正が幾多も繰り返され、1997 年（平成 9 年）の廃棄物処理法改正より、最終処分場の許可手続きに生活環境アセスや告示縦覧、ステークホルダーからの意見聴取が加えられている。また、翌年の 1998 年（平成 10 年）には、最終処分場の技術上の省令が改正（いわゆる共同命令改正）され、現在の構造基準、維持管理基準、廃止基準となっている。維持管理基準については、ダイオキシン類対策特別措置法に基づく廃棄物の最終処分場の維持管理の基準を定める省令が 2000 年（平成 12 年）に追加された。

ア）安定型最終処分場

安定型最終処分場は、政令第 6 条第 1 項第 3 号イに定義される安定型産業廃棄物（廃プラスチック類、ゴムくず、金属くず、ガラス・陶磁器くず、がれき類の 5 品目）のみを埋立処分できる最終処分場であり、 遮水工は無く、素掘りの穴に埋立処分することができる。遮水工が無く、浸出水集排水管も無いため排水が存在せず、環境保全上の管理は処分場内を浸透する“浸透水”によって評価することとなっている。一般環境と隔離された空間で埋め立てていないため、浸透水は一般環境として取り扱われ、浸透水基準は地下水の水質基準と同じ基準になっている。

イ）遮断型最終処分場

遮断型最終処分場は「有害な産業廃棄物」と「有害な特別管理産業廃棄物」を埋立処分できる最終処分場である。“有害な”の定義は、判定基準省令と呼ばれる「金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める省令」（1973 年（昭和 48 年））を超える溶出量をいう。有害な産業廃棄物については、廃掃法施行時である 1971 年（昭和 46 年）当時より、有害な産業廃棄物を埋め立て処分する場合には、公共の水域及び地下水と“遮断”されている場所で行うこと、が示されている。遮断型の構造基準が最初に示されたのは 1977 年（昭和 52 年）なので、それ以前には構造基準としては示されていない。遮断型処分場の遮断効果は、外周の仕切設備によって発揮される。遮断型の構造基準は先述の共同命令改正時に強化され、現在に至っている。ただし、共同命令改正と同じ年の 1998 年（平成 10 年）の環境庁通知（平成 10 年 7 月 16 日付け環水企 299 号）の「第 6　配慮事項」には、「遮断型最終処分場への埋立処分に当たっては、環境保全上適正な技術により無害化処理が可能な廃棄物については、無害化処理を行うことにより、遮断型最終処分場への埋立処分を回避することが望ましいこと。」とされており、平成 10 年以降、つまり構造基準が強化された後に遮断型最終処分場は整備されていない。

ウ）管理型最終処分場

管理型最終処分場は、安定型産業廃棄物でもなく、有害な産業廃棄物でもなく、有害な特別管理産業廃棄物でもない産業廃棄物を埋立処分する最終処分場である。管理型処分場は、遮水工や水処理施設、保有水等集排水管を備えた最終処分場となっており、遮断の効力までは必要とせず、遮水の効力が要求されており、その構造を遮水工と呼んでいる。遮水工は遮水層と遮水シートから構成されており、遮水層は粘土層、アスファルト・コンクリート層、遮水シートのいずれかとなっていることから、遮水工は二重の遮水を施すことで遮水の効力を発揮する構造となっている（最終処分場基準省令第 1 条第 1 項第 5 号イ）。遮

水層は、透水係数と層厚の商が同じ値になるように設定されており、透水係数が 1×10^{-6} cm/s の場合は厚さが 50 cm、1×10^{-7} cm/s では厚さ 5 cm となっている。

一般廃棄物最終処分は、この管理型最終処分場と同じ構造基準が採用されており、一般廃棄物最終処分場の類型は一つである。

いずれの最終処分においても埋め立てる廃棄物に対して含有量の基準はない。全て溶出量の基準となっている。これは、最終処分場が封じ込め施設となっており、周辺環境、特に公共の水域と地下水への漏洩を防止することを目的としているためである。

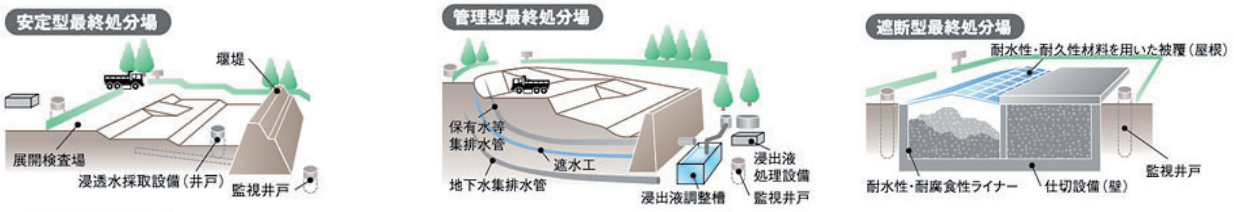


図 2(4)-3　廃掃法における最終処分場の 3 類型

② 特措法における最終処分場

特措法における最終処分場の構造基準は、8,000 Bq/kg 超の指定廃棄物（特定廃棄物）にのみ規定されている。8,000 Bq/kg 超で 10 万 Bq/kg 以下の指定廃棄物（特定廃棄物）については、特措法施行規則第 26 条第 2 項第 4 号イ（1）に規定されており、

「特定廃棄物の保有水及び雨水等（以下「保有水等」という。）が埋立地から浸出することを防止できる遮水工」

とされている。この規定は、廃掃法第 1 条の 7 の 3 第 1 号と同じ書き方であることから、求められている“遮水工”は一般廃棄物処分場や管理型産業廃棄物処分場の二重遮水を意味していることになる。

10 万 Bq/kg 超の指定廃棄物（特定廃棄物）処分場に対する構造基準としては、特措法施行規則第 26 条第 1 項第 1 号ニに規定されており、

「放射線障害防止のため環境大臣が定める要件を備えた外周仕切設備が設けられ、かつ、公共の水域及び地下水と遮断されている場所において行うこと。」

とされている。この大臣が定める要件については、環境省告示第 15 号（平成 25 年 2 月 28 日）にて、以下の 6 項目が規定されている。

1. 日本工業規格 A1108 により測定した一軸圧縮強度が 25 N/mm² 以上で、水密性を有する鉄筋コンクリートで作られ、かつ、その厚さが 35 cm 以上であること又はこれと同等以上の遮断の効力を有すること。
2. 自重、土圧、水圧、波力、地震力等に対して構造耐力上安全であること。
3. 埋め立てた特定廃棄物と接する面が遮水の効力及び腐食防止の効力を有する材料で十分に覆われていること。
4. 地表水、地下水及び土壌の性状に応じた有効な腐食防止のための措置が講じられていること。
5. 目視等により損壊の有無を点検できる構造であること。ただし、長期的に安全を確保するために必要

な措置を講じた場合には、この限りでない。

6. その他放射線障害防止のために必要な放射線の遮蔽の効力を有すること

第 1～5 項は、廃掃法で定められている遮断型最終処分場の外周仕切設備と同じであるため、この項は“公共の水域及び地下水と遮断されている場所”を作るために必要な仕切設備について規定していると解釈される。廃掃法との違いは、第 5 項にただし書きが追加されたことである。これは、長期的な維持管理を容易にするため点検構造内を例えばベントナイトで充填する等により安全を確保した場合、目視による点検をしなくても維持管理できる、ということを定めたものである。

特措法で規定している 10 万 Bq/kg 超の特定廃棄物の品目は決められていないが、おそらく煤じん（飛灰）が相当する。産業廃棄物としての遮断型品目にも煤じんはあり、減衰しない重金属が基準以上に溶出するため（処理をしても溶出するため）、遮断型に埋立処分することが定められている。特定廃棄物としての煤じんであってもその条件は変わらず、放射能以外に重金属の溶出が判定省令を超過する可能性もある。しかしながら、特措法の遮断型相当の処分場では長期的な安全性が確保されれば目視点検を除外でき、廃掃法上の遮断型産業廃棄物処分場では目視点検を除外できない内容となっている。この点は、最終処分場の維持管理として、やや矛盾を感じる。

第 3 項、第 4 項に規定されている腐食防止の効力を有する材料は具体的に指定されていない。同様の条文が廃掃法にもあるが、そこでも規定されていない。外周仕切壁の外部には腐食防止の効力のみであり、内部には更に遮水の効力も求められている。これも具体的な指定はない。これは、廃掃法でも同様であるが、これらの規定は平成 10 年の構造基準強化時に設定されたものであり、それ以降、新設の遮断型が存在しないために廃掃法においても具体的な検討が進んでいない状況である。よって、外周仕切設備の劣化を促進させないための遮水と腐食防止の効力については技術的な課題が残っているといえる。

第 6 項は新たに加えられた項目であり、これが法律で書かれている放射線障害防止のための構造基準となっている。具体的な数値は書かれておらず、埋め立てられる廃棄物の濃度によって決定していく必要があると思われる。

③ 県外最終処分

県外最終処分については構造基準等の埋立処分基準は特措法で規定されていない。10 万 Bq/kg 超の特定廃棄物に対する遮断型のような最終処分場も考えられるが、法律発布当時に想定されたような数十万 Bq/kg という放射能ではなく、放射性セシウムを高濃縮させたものが最終処分対象になる可能性もある。そのため、埋立処分される廃棄物の放射能濃度や性状等に応じて、改めて最終処分場の構造基準、維持管理基準等を定める必要もあると考えられる。仮に、法律発布当時に想定される遮断型相当の最終処分構造であったとしても、平成 10 年以降、同様の遮断型産業廃棄物処分場を整備したことはなく、その安全性確保に対する経験が無いことから、材料選定、施工品質、埋立方法、維持管理方法等、精緻な検討が要求される。

［担当　遠藤和人］

(5)　除去土壌等の処理・処分の安全性と基準値

1) 安全評価

放射性物質を含む除去土壌等の処理・処分を安全に実施するためには、除去土壌等に起因する放射線被ばくが有害な影響をもたらさないように人の健康を防護する必要がある。このため、これらの施設には、放射性物質による周辺環境への影響の発生を防止するための様々な対策が施されることになる。しかしながら、例えば、可燃物の焼却処理に伴って発生する排気を高性能フィルタによってろ過したとしても、環境中に排出する放射性物質を検出限界以下にはできるとしても完全にゼロにすることはできない。同様に、除去土壌等の埋設処分施設において、完全な永久隔離を達成することは困難であり、埋設処分した除去土壌等に含まれる放射性物質の一部は生物圏へ移り、潜在的に数百年か数千年の将来に被ばくを引き起こしうる[1)]。

このため、放射性物質を含む除去土壌等の取扱施設が安全であることの確認は、当該施設が周辺環境に及ぼす放射線影響を評価し、基準値と比較をすることにより行われることになる。しかしながら、ほとんどの場合、事故的な場合を除いて、当該施設から周辺に居住している住民が受ける放射線量はごくわずかであり、バックグラウンド放射線の揺らぎの範囲内であるため、住民が受ける放射線量を直接モニタすることは不可能である。その一方で、施設から周辺環境に放出される人工放射性物質の空気、水等の環境媒体中における濃度評価や測定評価は比較的容易である。このため、施設周辺のモニタリングは個人の被ばくをもたらす環境中の放射性核種の濃度の評価に焦点を置くべきである。このため、住民が受ける放射線量は、環境中の放射性物質濃度、適切な生活習慣データを用いて、また、放射性核種の摂取の場合には適切な線量係数を適用して、推定しなければならない。このために行われる評価を安全評価という。

安全評価は、施設の設計、許認可、建設、操業、閉鎖等の様々な段階で実施する必要がある。処分施設を例にとった場合、一般的には、以下のような各段階で繰り返し実施される。

・処分概念の選定：処分概念の成立性の検討
・サイト選定：サイトの妥当性の確認
・処分施設の設計：サイト条件を考慮に入れた処分施設設計の妥当性確認
・許認可手続き：規制当局が定めた許可基準を遵守していることの証明
・操業：処分施設の建設と操業の経験を通じて得た情報に基づく評価の見直し
・処分施設の閉鎖：処分施設を安全に閉鎖できることの証明

安全評価では、安全性の判断を行うにあたって、施設から環境中に移行した放射性物質から人が受ける放射線量の推定（以下「線量評価」という）結果と規制当局が定めた安全性を判断するための基準値を比較することになる。基準値の設定は、国際放射線防護委員会（ICRP）等で国際的に合意されてきた放射線防護の考え方に基づいて行われる。

2)　放射線防護

安全評価のための基準値の基となる放射線防護の考え方は、放射線の有益な利用を過度に制限することなく、人と環境を適切に防護するため、特に、有害な影響から人の健康を防護することを目的として、国際放射線防護委員会（ICRP）等において、国際的な議論を積み重ねて構築されてきた。放射線防護の重要な原則は、「正当化の原則」「防護の最適化の原則」「線量限度の適用の原則」である[2)]。「正当化の原

則」は、放射線被ばくの状況を変化させるようなあらゆる決定は害よりも便益が大となるべき、ということである。この原則を除去土壌等の管理に適用する場合、除去土壌等の管理を除染などとともに環境修復に係る活動の一部と位置付けて、被ばく線量の低減が達成されなければならない、ということと理解できる。「防護の最適化の原則」は、被ばくの生じる可能性，被ばくする人の数及び個人線量の大きさは、すべての経済的及び社会的要因を考慮に入れながら、合理的に達成できる限り低く保つべき、ということである。「線量限度の適用の原則」は、計画被ばく状況（線源の計画的操業を伴う日常的状況）においては、規制された放射線源からのいかなる個人の総線量も、委員会が特定する適切な限度を超えるべきでない、ということである。公衆の放射線被ばくに対する線量の基準値については、放射線被ばくによる年死亡確率の増加が非常に小さいことと、自然放射線の変動の大きさを考慮した線量限度として、年間 1 mSv が勧告されている[2)]。一方、原子力事故後等のあとに残留した放射性物質によって発生する現存被ばく状況においては、被ばく線量の低減目標である参考レベルを 1～20 mSv/年から状況に応じて選定して、防護を最適化する。

除去土壌等の管理では、再利用が重要な検討項目である。これに関連した放射線防護の考え方として、「免除」と「クリアランス」がある。「免除」は、線源による放射線被ばくがごく小さいことから、線源を管理下に置く必要がないとする考え方である。「クリアランス」は、一度管理下に置かれた線源を、線源による放射線被ばくがごく小さいことに基づき管理から外す考え方である。いずれも、放射線被ばくがごく小さいことに基づいて線源を管理しなくても良いとする考え方であり、判断のための線量基準としては、10 μSv/年 が適用されている[3)]。

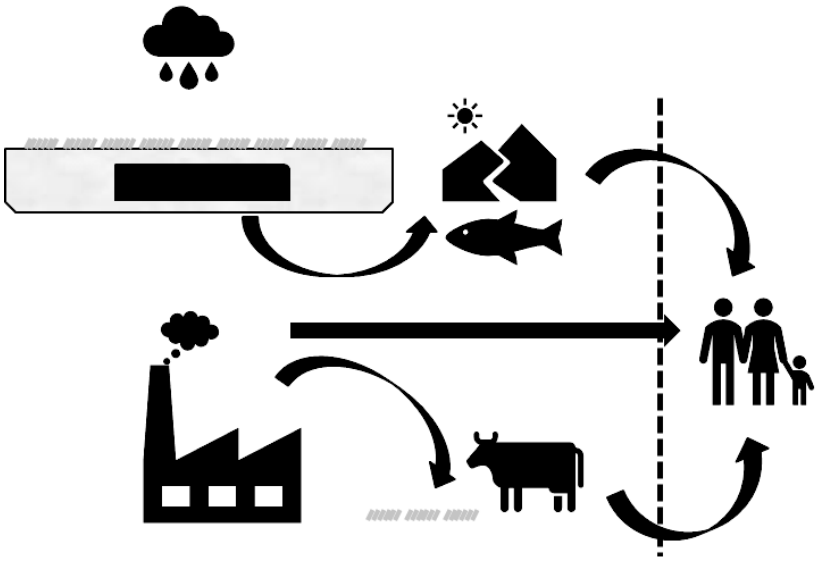


図 2(5)- 1　除去土壌等の処理・処分施設から人への放射性物質の移行概念例

3) 線量評価

除去土壌等の処理・処分の安全性を確保するためには、処理・処分施設周辺の住民、再利用した状況に居る一般公衆などを対象として、被ばく線量の評価を行い、適切な防護策を施す必要がある。線量評価では、作業や居住などを想定して、線源からの直接的な被ばくや、線源（除去土壌を例にすれば放射性セシウムなど）の環境中での移行に伴い生じる被ばくの可能性を、評価シナリオとして記述する。さらに、各

シナリオにおいて、被ばく線量を評価する対象となる人と被ばくの形態（外部被ばく、粉塵吸入や経口摂取による内部被ばく）を具体化して被ばく経路として設定し、線量を推算する（図 2(5)-1）。こうして推算された被ばく線量は、安全評価における位置づけを理解した上で、基準値と比較し、安全性に関する判断を行うことになる。線量評価の目的は、施設周辺に居住する公衆が受ける放射線量を正確に推定することではなく、線量評価に付きまとう不確実性を考慮したとしても、基準を満足していることを立証することにある[1)]。また基準値は、放射線防護に係る勧告等（(5) 2) 放射線防護）を参考に、関係する行政組織が検討し、設定する必要がある。

線量評価の種類には、予測的な評価と遡及的な評価の 2 種類がある。予測的な評価では、施設の操業前の段階において、施設から放出される放射性物質によって施設周辺に居住する人が受ける放射線量を推定する目的で実施される。一方、遡及的な評価では、操業後の施設から排出された放射性物質による影響を評価する目的で実施される。予測的な線量は、将来存在するかあるいは存在しないかもしれない仮想的な個人について、一方、遡及的な線量は、一般的には当該施設周辺に居住する特定の個人について計算されるものである[4)]。

4)　評価方法

i) 線量評価手順

線量評価は、複数の段階を経て実施されるが、ICRP は、以下の 4 段階で線量評価を行うことを提案している[4)]。

第 1 段階：被ばくを起こす線源の特徴づけを行うため、放射性核種と放出される放射線のタイプと量及び放出放射線についてのデータを含んだ、線源についての情報を収集する。

第 2 段階：環境、特に問題とする線源から生じる環境媒体中の放射性核種の濃度を収集する。外部被ばくに起因する線量評価には、空気、土壌、または、水中の濃度あるいは外部線量率のいずれかのデータが必要となる。内部被ばくに起因する線量評価には、体内に取り込まれるかもしれない食物、水、または、空気中の放射性物質濃度を知ることが必要である。

第 3 段階：被ばくシナリオに基づいて選ばれた、線量評価の対象として選定された公衆の生活習慣データを収集する。外部被ばくの線量評価では、評価対象者が、いろいろな放射線場で過ごした時間が必要であるのに対し、内部被ばくの線量評価では、評価対象者が消費した食物と水の量又は呼吸した空気の量の情報が、摂取した放射能の量を推定するために必要となる。

第 4 段階：外部被ばくの評価では、第 2 段階で収集した空気中あるいは土壌中の放射性物質濃度に、第 3 段階で収集した被ばく時間と単位濃度当たりの外部線量率を乗じることで被ばく線量を評価する。また、内部被ばくの評価では、第 3 段階で評価した放射性物質の内部摂取量に単位摂取量当たりの線量係数を乗じることで線量を評価する。最後に、外部線量と内部線量からの寄与を必要に応じて合計する。

第 3 段階において必要となる環境媒体中の放射性核種濃度については、遡及的評価の場合には、環境媒体中の放射性物質濃度を測定することが可能な場合がある。しかしながら、予測的評価では、評価対象施設は実在していないため環境媒体中の放射性物質濃度は推定しかできない。このため、施設から環境媒体中への放射性物質の時間的及び空間的な移行状況は計算モデルを用いて評価する必要がある。

環境媒体中の放射性物質能濃度を推定するに当たっては、評価をより現実的に行うためには、施設の立地場所における自然環境や社会環境を調査したうえで、評価用のパラメータや数学的モデルの構築を行う必要がある。例えば、排気筒からの放射性物質の放出に伴う線量評価では、施設の立地場所における風向、風速等の気象データの測定を複数年行ったうえで、統計的な処理を行って、評価パラメータとして使用することが求められる。しかしながら、このようなデータを取得するには、費用と時間がかかる。また、環境中での放射性物質の移行を精緻に評価するためには、複雑な数学的モデルとそれを計算するための計算コードが必要になる。

このため、規制当局の判断により、小規模施設であれば、スクリーニング評価と呼ばれる簡易な線量評価手法（数学的モデル）を用い、より厳しく設定された判断基準を満足することで、詳細な線量評価を回避するという選択肢を取りうる場合もある。スクリーニング評価の時点で基準を満足していれば、それ以上の詳細な評価は不要であるが、基準を超えた場合には、よりサイト特有でかつ現実的な情報が必要になってくる。

ii) 評価対象者の選定

線量評価の対象となる人の選定に当たって、ICRP は過去には「決定グループ」という概念を使用していた[5]。決定グループは、集団の中で最も被ばくする放射線量が大きくなると予想される人々を代表するものである。この概念は、現在、「代表的個人」という考え方に取って代わられている[4]。代表的個人は、集団の中で比較的高く被ばくする複数の個人を代表する線量を受ける仮想的な存在として定義されている。

ICRP は、代表的個人の線量を考える際には、以下に述べるような多くの要因を考慮に入れるべきであるとしている：(1)線量評価はすべての関連する被ばく経路を扱わなければならない；(2)線量評価は、比較的比較的大きい線量を受ける個人がその評価に含められていることを保証するために、放射性核種の空間分布を考慮しなければならない；(3)習慣データは被ばくした集団に基づくべきであって、合理的、持続可能、かつ食物摂取量等の習慣データが均質でなければならない；また、(4)適切な線量係数を特定の年齢カテゴリーに適用しなければならない[4]。

ICRP は、予測的評価に対して代表的個人の年線量を推定するために、年齢により放射線の生体への影響が異なるため 3 つの年齢カテゴリーを使用することを勧告している。これらのカテゴリーは 0～5 歳（幼児）、6～15 歳（子供）及び 16～70 歳（成人）である。また、ICRP は、この勧告を実際に履行するためには、1 歳の幼児、10 歳の子供及び成人の線量係数と習慣データを、3 つの年齢カテゴリーを代表するために使うべきであるとしている[4]。

iii) 評価シナリオ

線量評価の対象とする評価シナリオの設定においては、放射性物質が施設から人間に移行する事象を記述する必要がある。施設の操業に起因して将来発生する可能性のある事象をすべて評価することは不可能である。このため、公衆の被ばくが大きくなると想定される代表的な事象（シナリオ）を複数個選定して評価を行うことになる。これらの事象の選定に当たっては、類似施設の評価事例が参考になるが、施設の設計、施設が立地している地理的条件及び社会的条件、施設の管理方法等を考慮に入れて代表事象（シナリオ）を選定する必要がある。また、選定に当たっては、評価対象者の線量評価結果が大きくなるような線量評価上の重要な評価シナリオが除外されていないことを保証する必要がある。

なお、ICRP は、埋設処分施設の評価シナリオの選定にあたっては、処分場跡地への人間侵入の発生を

全く除外することはできないので、意思決定者は、一つまたはそれ以上の典型的なもっともらしい様式化された侵入シナリオの結果を、潜在的な侵入に対する処分場の抵抗力を評価するために考察すべきであると述べている[6]。

5) 不確実性への対処

放射性物質を含む除去土壌等を取り扱う施設が安全であるか否かの判断を行うためには、評価に付きまとう不確実性を考慮に入れても、規制当局が設定した基準値を満足しているか否かを判断する必要がある。不確実性を考慮に入れるための手法は種々検討されているものの、すべてを排除することはできない。特に、埋設処分の場合には、処分に伴う影響が長期にわたって継続するとともに、放射性物質を濃縮し、かつ、閉じ込めを行った結果、不注意による人間侵入によって被ばくが遠い将来に発生する可能性があり、線量評価には不確実性が伴う。

不確実性に対処する評価手法は、決定論的評価手法と確率論的評価手法に大別される。これらの評価手法には二面的な要素が存在している。第一面は、線量評価の対象とする被ばく事象であり、決定論的評価手法では被ばくを生じる想定事象（評価シナリオ）は必ず発生するものとして、事象の影響を定量化する。確率論的評価では、事象の発生頻度と影響とを定量評価する。

例えば、埋設処分場の跡地に人が誤って侵入し、埋設されていた廃棄物を掘り起こすことによって被ばくが生じる事象が必ず将来発生するとして、その際の被ばく線量（例えば、μSv/年）を評価するのが決定論的な評価手法である。一方、確率論的評価手法では、処分場跡地に人が誤って侵入する確率と、その結果受ける放射線量より求めた死亡確率を乗じることでリスク（年あたりの死亡確率（y^{-1}））を求めることになる。被ばくを生じるような事象が必ず発生するわけではないので、確率論的評価手法の方がより現実的な評価とはいえる。その一方で、将来起こるかもしれない事象の発生確率を厳密に推定することは困難であるため、より安全側の評価となるように、被ばく事象が必ず発生すると仮定した決定論的手法が安全評価において採用されることも多い。

第二面は、線量評価に使用する評価パラメータの取り扱いである。決定論的な評価では、一つの評価パラメータに対して一つの値を割り当てる。一方、確率論的な評価手法では、評価パラメータの取りうる数値範囲と確率分布を与え、その範囲からデータをサンプリングして評価を行う。その結果、線量の計算結果は、決定論的な評価手法では単一の数値であるが、確率論的な評価ではある幅を持っている。決定論的アプローチでは、一点での線量推定値が得られることから、線量が過小評価されていないことを合理的に保証する評価パラメータ値を選択することによって不確実性に配慮することができる。一方、確率論的アプローチでは、可能なパラメータ値の範囲を含めること、及び、線量の分布を作成することによって、不確実性を考慮に入れることができる。

また、専門家による判断を参考にすることも、不確実性を取り扱うための一つの手法となり得る。専門家の判断を取り入れた場合には、その判断結果を文書化しておき、当該不確実性に対する新たな知見が得られた場合には、安全評価の見直しを行う必要がある。

なお、ICRP は、将来のおよそ 50 年にわたり、個人の特徴が現在の習慣データに基づき得ると仮定するのは合理的であることから、個人の年線量の予測的評価は、この程度の期間に対して有効と考えられる、と述べている[4]。

6) 除去土壌等の放射能濃度の基準値

放射能汚染した除去土壌等の処理・処分の安全性の判断については、線量評価結果と線量の基準値を比

較することにより行うことに加え、線量基準から算出した放射能濃度を基準値として用い、その放射能濃度を満足しているか否かで判断する手法も広く採用されている。

「平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法」（以下、特措法という）において、除去土壌等の放射能濃度の基準値が提示されてきた。国の責任の下で適切な方法で処理することになる「指定廃棄物」の放射能濃度基準は 8,000 Bq/kg 超（放射性セシウム）である。また、福島県内の指定廃棄物のうち、中間貯蔵施設に搬入される廃棄物の濃度基準は 100,000 Bq/kg 超（放射性セシウム）である。すなわち、放射性セシウムの濃度が 8,000 Bq/kg 以下の廃棄物は一般的な廃棄物と同様に処理・処分ができる、また、放射性セシウムの濃度が 100,000 Bq/kg 以下の廃棄物は特措法の下で既設の管理型処分場で安全に処分することができる、とされている。

これらの濃度基準は、事故後に発生した放射性セシウムを含んだ汚泥の処理・処分に伴う作業者及び一般公衆の被ばく線量の評価結果[7)]を参考として設定されたものである。以下、これらの濃度基準を算出した際の考え方を解説する。

・指定廃棄物の放射能濃度基準「8,000 Bq/kg」

「8,000 Bq/kg」は、埋立作業者が受ける線量が 1 mSv/年 を超えないとの試算が得られている放射能濃度とされている[8)]。武田・木村[7)]は、評価対象は作業者（汚泥や焼却灰を処分する際の運搬・積み下ろし・埋設等に係る作業者）および一般公衆とし、評価シナリオは埋設処分シナリオ、焼却処理シナリオ、一時保管シナリオを幅広く設定して、埋設サイト跡地への建設、居住、農地利用はないものと仮定した評価を行った（再利用も制限されている）。その結果、最も大きな線量を被ばくする作業者の被ばく線量（埋設作業時の外部被ばく）について、判断の目安値 1 mSv/年に相当する放射性セシウム（Cs-137 と Cs-134 の合計）の濃度は 8.9 Bq/g と算出された。この数値を、裕度を考慮して切り下げた数値が「8,000 Bq/kg」である。8,000 Bq/kg 以下の濃度の廃棄物は一般的な廃棄物と同様に取り扱うことができる、との文脈は、このような評価に基づくものである。

・中間貯蔵施設に搬入される廃棄物の濃度基準「100,000 Bq/kg」

「100,000 Bq/kg」は、埋設処分後の跡地を居住等の用途に供しないこととした場合に周辺住民の受ける線量が 10 μSv/年以下である放射能濃度の評価値とされている[8)]。武田・木村[7)]は、埋設処分後の跡地利用（建設作業者、居住者、農耕作業者、公園利用）や処分場周辺の地下水利用による一般公衆への被ばくを想定した埋設処分シナリオを評価した上で、跡地利用を公園利用などに制限することで一般公衆の線量を低減できると考え、公園利用の外部被ばくを決定シナリオとして、埋設処分後の線量の目安値 10 μSv/年 から逆算される放射性セシウムの濃度 160 Bq/g を算出した。この数値を、裕度を考慮して切り下げた数値が 100,000 Bq/kg である。さらに、100,000 Bq/kg 以下の廃棄物を一般廃棄物最終処分場（管理型最終処分場）で埋立処分する場合、操業中は、居住地域等の敷地境界から適切な距離をとれば、周辺住民の被ばく線量が操業中の線量の目安値 1 mSv/年 を下回るとの試算も得られている[9)]。ここで注目すべき重要なことは、廃棄物処分場跡地の利用については、掘削禁止や居住制限などの制度的な管理によって一般公衆の線量の低減を図る考え方を前提としていることである。

「100,000 Bq/kg」という数値は、「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律」（以下、原

子炉等規制法という）の下で示されている放射性廃棄物のトレンチ処分*[1]に係る Cs-137 の政令濃度上限値と数値としては同じであるが、その含意は大きく異なることを理解しておく必要がある。政令濃度上限値は、埋設による最終的な処分が可能な低レベル放射性廃棄物の範囲を処分の方法別に明確化することを意図して定められるものであり、埋設事業の許可申請を行うことができる低レベル放射性廃棄物中の放射性核種濃度の最大値である [10]。このため、埋設処分後の基準線量 10 μSv/年に相当する放射能濃度（15,000 Bq/kg）に、実廃棄物の濃度分布を考慮した見込係数 10 倍を乗じ、対数丸めを施して 100,000 Bq/kg を示している。基準線量相当の放射能濃度は、トレンチ処分施設からの放射性核種の地下水移行（河川への移行）、埋設跡地における住居などの建設や居住による一般公衆への影響を評価して算出されたものである。ここで、政令濃度上限値の線量評価は、処分施設の管理が解かれた段階を想定して行われたものであることに注意が必要である。

以上に述べた、8,000 Bq/kg 及び 100,000 Bq/kg の濃度基準の比較について、表 2(5)-1 にまとめた。特措法と原子炉等規制法における濃度基準の最も重要な違いは、特措法の濃度基準は廃棄物が特措法による管理下に置かれていることを前提とした数値であり、原子炉等規制法の濃度基準は、処分場の管理が解除された状況を前提とした数値であることである。さらに、特措法の濃度基準は、目安とする線量基準に相当する放射能濃度を算出した上で、裕度を考慮して切り下げた数値であることに対して、原子炉等規制法の濃度基準は、線量基準相当の放射能濃度を 10 倍して丸めた数値であり、当該廃棄物の処分事業の申請を可能とする枠を示したものである。

まとめれば、特措法の濃度基準は、除去土壌等の処理・処分等を行う場所および周辺での土地の利用（建設、居住、農地利用など）を制度的に制限した管理の下で安全を確保するために設定された数値であり、一方、原子炉等規制法の濃度基準は、将来の埋設処分後の跡地を制度的な管理なく自由に利用することを前提に、当該廃棄物の処分事業の申請にあたり、受け入れ可能な廃棄物の放射能の大枠を示した数値である（安全性の評価は処分事業の申請後に実施する）、と理解できる。

その他の濃度基準として、原子炉等規制法に示された「100 Bq/kg」、電離放射線障害防止法に示された「10,000 Bq/kg」などがある。これらはそれぞれ、クリアランス、免除の概念に相当する数値である。100 Bq/kg は、クリアランスされた物を安全かつ幅広く一般に再利用できる基準であり、当時の IAEA 指針 RS-G-1.7[11]（現在は、基本安全基準 GSR Part 3[3]に取り込まれている） に示された、大量のものを想定した濃度基準を参照したものである。一方、10,000 Bq/kg は、当時の IAEA 基本安全基準 SS No.115[12]に示された、中程度（多くても 1 トン）以下のものを想定した濃度基準を参照したものである*[2]。それぞれの数値の算出の考え方などは、表 2(5)-1 を参照されたい。

7) 今後の除去土壌等の基準値

除去土壌等の処理・処分は、法の下で適切な管理が継続することを前提として進めていくべきと考える。ここで、「8,000 Bq/kg」「100,000 Bq/kg」の濃度基準は、制度的な管理の継続を前提として設定された数値であることを再度理解して適用すべきである。また、除去土壌等の再生利用については、環境省か

*1 コンクリートピットなどの人工構造物を設置せずに、浅地中に放射性廃棄物を埋設処分する方法。素掘り処分ともいわれる。

*2 SS No.115 は、クリアランスレベルは、免除レベルの数値を超えてはならないとしている [12]。これは、いったんクリアランスされたものが、免除レベルよりも高いという理由で再び規制対象とされる矛盾を生じないようにするためである。

ら、特措法の規制を考慮した放射能濃度が示されている。ここでは、再生利用を公共事業等で盛土材等の構造基盤の部材として利用することに限定して、再生資材として利用可能な放射能濃度レベルは、8,000 Bq/kg を原則として、用途ごとの追加被ばく評価計算から算出される 1 mSv/年 相当濃度がこれ以下の場合は、その濃度とするとの考え方が示されている[13)*3]。

特措法の下で除去土壌等の処理・処分を進めていく際に適用する放射線防護基準は、これらの濃度基準の背景にある線量基準「1 mSv/年」「10 μSv/年」及び線量評価の対象が作業者のみならず一般公衆も対象としていることを含めて、その含意を理解した上で、適切に適用すべきである。なお、除去土壌等の高減容化を図る際には、放射性セシウム濃度が 1 GBq/kg 超など高度に濃縮される場合も想定される。この場合には、防護の対象となるのは、処理施設の作業者であると考えられ、職業被ばくとしての改正電離則の管理下における放射線防護を考えることが適切と考えられる。ICRP は、職業被ばくに対する線量限度としてある 5 年間の平均で 20 mSv/年*4 （かつどの 1 年においても 50 mSv/年を超えない） を勧告しており、この基準が参照できるものと考える。

*3 これは、再生利用に係る周辺住民・施設利用者及び作業者の追加被ばく線量については、1 mSv/年を超えないようにする、との考え方に基づくものである。

*4 実効線量（人体のすべての組織及び臓器の線量を加重合計して算出)として表されている。

表 2(5)-1　セシウム濃度基準の比較

	特措法に基づく指定廃棄物の濃度基準	**特措法に基づく濃度基準（管理型処分場への埋設可能）**	**政令濃度上限値**	**原子炉等規制法に基づくクリアランス基準**	**電離放射線障害防止法における「放射性物質」**
放射能濃度	8,000 Bq/kg （Cs-137+134 の合計濃度）	100,000 Bq/kg （Cs-137+134 の合計濃度）	100,000 Bq/kg （Cs-137）	100 Bq/kg （Cs-137, Cs-134 それぞれに対して）	10,000 Bq/kg （Cs-137, Cs-134 それぞれに対して）
基準線量（評価対象者）	1 mSv/年　（作業者）	10μSv/年　（公衆）	10μSv/年　（公衆）	10μSv/年　（公衆）	10μSv/年　（作業者）
評価シナリオ（決定シナリオ）	・埋設作業者（外部被ばく） ・埋設サイト跡地への建設、居住、農地利用はないものと仮定（再利用制限）	・埋設処分跡地利用（トレンチ相当、覆土無し） ・掘削禁止および居住制限した跡地利用、公園利用時（外部被ばく、子ども）	・トレンチ処分跡地（建設時は覆土あり） ・管理期間後の跡地への住居建設、廃棄物層を約 3 割掘削（外部被ばく）	・放射能を含む建材で建築された住居居住（外部被ばく）	・工場等の産業使用における作業者（鉱物やプロセス材料、廃棄物の保管など）（外部被ばく）
基準線量相当濃度	8.9 Bq/g	160 Bq/g	15 Bq/g	0.119 Bq/g　（Cs-137）， 0.0572 Bq/g　（Cs-134）	29.5 Bq/g　（Cs-137）， 10.7 Bq/g　（Cs-134）
数値丸めの考え方	裕度を考慮して切下げ 8,900 Bq/kg⇒8,000 Bq/kg	裕度を考慮して切下げ 160,000　Bq/kg ⇒ 100,000 Bq/kg	実廃棄物の濃度分布を考慮した見込係数 10 倍を乗じ、対数丸めを施した 15,000　Bq/kg ⇒ 100,000 Bq/kg	対数丸め 119 ⇒ 100 Bq/kg（Cs-137） 57.2 ⇒ 100 Bq/kg（Cs-134）	対数丸め 29,500 ⇒ 10,000 Bq/kg（Cs-137） 10.700 ⇒ 10,000 Bq/kg（Cs-134）
数値の含意	安全確保対策が可能な濃度 管理の存在を前提	安全確保対策が可能な濃度 管理の存在を前提 地下水シナリオは除外 処分場操業中の周辺住民の被ばく線量は 1 mSv/年を下回ることが試算されている [9)]	事業申請可能な濃度枠 管理の解除を前提	安全に再利用できる基準	免除レベル（>クリアランスレベル） IAEA SS No.115 に示された数値を適用

なお、一般食品の基準値 100 Bq/kg は、年間線量（1 年間に食べた食品中の放射性物質から、人体が生涯にわたって受ける放射線量の合計）の上限を 1mSv として算出された数値である。（厚生労働省「食品中の放射性物質に係る基準値の設定に関する Q&A について」、平成 27 年 3 月 20 日.）

引用文献

1) International Atomic Energy Agency, Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities: Model Intercomparison using Simple Hypothetical Data (Test Case 1), IAEA-TECDOC-846 (1995).
2) International Commission on Radiological Protection, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, Annals of the ICRP, Vol. 37, No. 2-4 (2007).
3) International Atomic Energy Agency, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements Part 3, No. GSR Part 3 (2014).
4) International Commission on Radiological Protection, Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public, ICRP Publication 101a, Annals of the ICRP, Vol.36, No.3(2006).
5) International Commission on Radiological Protection, Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Public, ICRP Publication 43, Annals of the ICRP, Vol. 15, No. 1 (1985).
6) International Commission on Radiological Protection, Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, ICRP Publication 81, Annals of the ICRP, Vol. 28, No. 4 (1998).
7) 武田聖司、木村英雄、高濃度の放射性セシウムを含んだ汚泥の処理・処分に伴う被ばく線量の評価、保健物理、47 巻 4 号、pp. 247-259 (2012).
8) 原子力災害対策本部、放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取扱いに関する考え方、平成 23 年 6 月 16 日.
9) 環境省、8,000Bq/kg を超え 100,000Bq/kg 以下の焼却灰等の処分方法に関する方針、平成 23 年 8 月 31 日.
10) 原子力安全委員会、低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について、平成 19 年 5 月 21 日.
11) International Atomic Energy Agency, Application of the Concepts o Exclusion, Exemption and Clearance, Safety Guide, No. RS-G-1.7 (2004).
12) International Atomic Energy Agency, International Basic Safety Standards fo Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115 (1996).
13) 環境省、再生資材化した除去土壌の安全な利用に係る基本的考え方について、平成 30 年 6 月 1 日.

［担当　杉山大輔、大越実、飯本武志］

(6) 関連法規

県外最終処分を考える上で必要な関連法規（廃棄物処理法の最終処分と炉規法等における埋設処分）の変遷を表 2(6)-1 に示す。

表 2(6)-1　廃棄物処理法の最終処分と炉規法等における埋設処分に係る関連法規の変遷

年	基準・イベント等	内容・備考	最終処分	埋設処分	規制
1956 S31	日本原子力研究所（原研、JAEARI）設立	原子力に関する総合的な研究機関の設立。2005 年に核燃料サイクル開発機構（JNC）と統合して、現在の日本原子力研究開発機構（JAEA）に再編			
1957 S32	核原料物質、核燃料物資及び原子炉の規制に関する法律（炉規法）（法律 166 号）				○
1967 S42	動力炉・核燃料開発事業団（動燃事業団、PNC）設立	1998 年に核燃料サイクル開発機構（JNC）に改組、2005 年に日本原子力研究所と統合して日本原子力研究開発機構（JAEA）に再編			
1970 S45	廃棄物の処理及び清掃に関する法律（法律第 137 号）	現在の廃棄物処理法の発布。前身の清掃法には一般廃棄物しか無かったが、本法律によって産業廃棄物という分類ができた。			○
1971 S46	通達「廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令第 3 条および第 6 条に規定する廃棄物の収集、運搬および処分の基準の施行について（環水企 84 号・環 894）」の 2 (2)	有害物質を含む汚でいについては、埋立処分前の中間処理としてコンクリート固型化等を求めることが明記。			
1972 S47	環整第 2 号厚生省環境整備課長通知	疑義の問 1 回答として「最終処分」が「埋立処分と海洋投入処分である」と定義された。	○		
1974 S49	国立公害研究所発足				
1976 S51	「有害汚でいのコンクリート固型化*処理に関する基準について（環水企 82 号）」	陸上処分ならびに海洋投入処分における、水銀、カドミ、鉛、砒素、有機燐、六価クロム、シアンを含む汚泥が対象。			
1977 S52	廃棄物処理法の改正	「安定型」、「管理型」、「遮断型」の処分場が定義された。この改正は、いわゆる”共同命令”と呼ばれるもの。			○
同上	同上	遮断型の仕切壁の基準が設けられた。外周仕切が 15 cm 以上、内部が 10 cm 以上であり、強度は 250 kg/cm^2 以上のコンクリート壁となっていた。（強度の根拠は不明だが、W/C＜55%の当時の A 種コンクリー	○		○

		トであれば、透水係数が 1.e-10 cm/s 以下であることが一つの根拠と考えられる)。レディーミクスコンクリートで粗骨材 20～25 mm 以下も規定。			
同上	最終処分場の技術上の省令の施行	最終処分場の構造基準、維持管理基準が規定された。	○		○
同上	「金属等を含む廃棄物の固型化に関する基準（昭和 52 年 3 月 14 日環境庁告示 5 号)」	汚泥に加え、ばいじんと燃え殻が追加され、有害物質も水銀とシアン化合物のみに限定された。また、海洋投入処分は除外。			
1985 S60	第 9 回ロンドン条約締約国会議	海洋投棄一時停止	○	○	○
1985 S60	日本原燃産業株式会社設立	1992 年に日本原燃サービス株式会社と合併して日本原燃株式会社が発足			
1985 S60	原子力安全委員会「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基本的考え方について」				○
1986 S61	原子炉等規制法改正「廃棄の事業の規制」制定				○
1986 S62	チェルノブイリ原子力発電所事故	4 月 26 日に第 4 号路で発生した原子力事故			
1988 S63	原子力安全委員会「放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方について」				○
1990 H2	低レベル放射性廃棄物埋設センター着工	1 号埋設		○	
1991 H3	廃棄物処理法の改正	最終処分場が届出制から許可制に変更された。	○		○
1992 H4	低レベル放射性廃棄物埋設センター1 号埋設施設にて受入れ開始			○	
1993 H5	第 16 回ロンドン条約締約国会議	海洋投棄禁止	○	○	○
1995 H7	OECD/NEA 報告書	「現世代は、将来世代に負担をかけない方法で放射性廃棄物処分を行う責任がある」		○	
1996 H8	IPPC 指令	汚染者負担の原則に基づき産業活動が環境に影響を与えないために必要な規定（BAT：利用可能な最善の手法）			○
1997 H9	廃棄物処理法の改正	許可手続きに生活アセス、告示縦覧、維持管理積立金等を規定。ただし、遮断型処分場には維持管理積立金は適用されない。	○		○
1998	最終処分場の技術上の省令	構造基準と維持管理基準が強化され、廃止	○		○

H10	の施行	基準が創設された。遮断型最終処分場の外周仕切は内部も 35 cm 以上となった。強度は従前からの基準とほぼ同値で、25 N/mm²。「廃棄物と接触する面が遮水の効力と腐食防止の効力を有する材料で十分に覆われていること」が追加された。1998 年改正以降に許可を受けた遮断型処分場は無い。			
	廃棄物処理法施行令の一部改正等について（平成 10 年 7 月 16 日付け環水企 299 号）	「有害なものは無害化処理を行い、遮断型最終処分場への埋立処分を回避することが望ましい。」とされ、無害化処理が原則となった。	○		○
1998 H10	低レベル放射性廃棄物埋設センター施設増設工事着工	2 号埋設		○	
2000 H12	「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律（最終処分法)」制定			○	
2000 H12	低レベル放射性廃棄物埋設センター2 号埋設施設にて受入れ開始			○	
2001 H13	原子力安全・保安院設置	2012 年に廃止され、原子力規制委員会に移行			○
2001 H13	国立環境研究所に廃棄物研究部を新設し、同年独立行政法人となる	廃棄物研究部は省庁再編により国立公衆衛生院廃棄物工学部から移転			
2007 H19	炉規法の改正	廃棄物埋設の事業として地層処分を追加。閉鎖措置計画認可を義務付け			○
2008 H20	「埋設処分業務に関する基本方針」決定			○	
2009 H21	IAEA 安全基準文書 DS356	放射性廃棄物の浅地中処分安全指針ドラフト		○	○
2010 H22	IAEA 安全基準文書 DS357	放射性廃棄物処分施設のモニタリングと監視			○
2011 H23	東京電力福島第一原子力発電所事故	3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震による津波の影響によって発生した第 1～3 号機の炉心溶融			
同上	「放射性物質汚染対処特措法」制定				○
同上	11 月に「環境放射能除染学会」が発足	福島原発事故により発生した放射能の大規模除染に対処するため、その除染のための研究や技術発展に関する学会			
2012 H24	原子力規制委員会発足	規制全般の見直し			○

同上	「特定廃棄物の固型化の方法等（平成 24 年 2 月 24 日環境省告示第 14 号)」	東京電力福島第一原子力発電所事故に由来する放射性物質に汚染された廃棄物の埋立処分に関する固型化方法。固型化前の Cs-137 溶出量が 150 Bq/L を超えるものが対象	○		○
2016 H28	国立研究開発法人国立環境研究所に福島支部を新設 国立研究開発法人日本原子力研究開発機構に福島環境安全センターを新設	福島県環境創造センター研究棟（三春町）に設置			
2017 H29	「特定廃棄物の埋立処分の場所に係る外周仕切設備の要件（告示第 15 号)」 「特定廃棄物の埋立処分を終了する際の措置（告示第 16 号)」	15 号告示は側壁と内側の仕切壁、16 号告示は覆蓋の基準を定めたものである。いずれも強度が 25 N/mm^2 以上の水密性を有する鉄筋コンクリートで、厚さが 35 cm 以上であること（もしくは同等の遮断の効力)。自重、土圧、水圧、波力、地震等に対して構造耐力上安全であること。特定廃棄物と接する面が、遮水の効力および腐食防止の効力を有する材料で十分に覆われていること、となっており、1998 年改正遮断型と同じ基準である。	○		○
同上	廃掃法施行令の一部改正	廃水銀等（廃水銀又は廃水銀化合物）の埋立処分基準に“改質硫黄固型化物”が加えられた。大きさは強度等については 1977 年の告示 5 号と同一。 判定基準である溶出濃度 0.005 mg/L を超過する場合には遮断型処分場へ、満足する場合には追加的措置（ベントナイトとコンクリートで囲う等）をとった管理型処分場で処分。 これまで一般廃棄物の遮断型処分場は存在しなかったが、一般廃棄物に分類される基準不適合水銀処理物の最終処分先として遮断型が追加された。	○		○

［担当　遠藤和人］

3. マスバランス計算とケーススタディ

福島第一原子力発電所の事故により飛散した放射性セシウムに汚染された廃棄物や除染作業に伴う除去土壌のうち、除去土壌については 2017 年 10 月より中間貯蔵施設内の土壌貯蔵施設への貯蔵が開始されており（搬入の開始は 2015 年 3 月）、放射能濃度の低いものは再生資材としての活用が計画されている。放射能濃度の高い土壌については、分級処理をすることで得られる濃度の低い粗粒分は再生利用し、濃度が高い細粒分は化学処理、熱処理などを行うことが検討されている。一方、対策地域内の仮設焼却炉から発生する除染廃棄物などに由来する焼却残渣（主灰とばいじん等）については、2020 年 3 月から減容化施設において、熱的に溶融してセシウムを揮散させる処理（以下熱処理）が行われている。その際に発生する放射能濃度の低い生成物（以下スラグ）は再生利用が想定されているが、放射能濃度の高い灰処理ばいじん（以下飛灰）は処分方法が未決定であり、様々な研究が進められている。その中心となるのは飛灰中の放射性セシウム（Cs-134 と Cs-137）をさらに濃縮して減容化する技術であり、例えば洗浄により放射性セシウムを水中に溶出させ、その放射性セシウムを吸着剤により選択的に吸着させ、その吸着剤を固型化して安定化体とする方法である。ところが、最終処分の方法や放射能濃度の基準が現時点では未決定であるため、減容化の有効性を評価するとともに、目標を明確にし、実用化に向けた検討を進めるためには、減容化のプロセスを複数設定し、二次生成物も含めた発生物の量と放射能濃度を定量的に比較・評価することが重要である。

そのため、減容化プロセスにおける発生物の量と放射能濃度を定量的に計算する手法を開発し、運転パラメータが発生物の量と放射能濃度に与える影響を定量的に評価した [1]。さらに、焼却残渣を対象とする減容化プロセスとして 4 ケースを設定（内容は後述）してそれぞれのマスバランスを計算し、安定化体の発生量とその減容化効果とともに、二次生成物も合わせた発生量と放射能濃度、処分方法について比較・検討した [2]。

（1）減容化プロセスのマスバランス計算方法

減容化プロセスの全体のマスバランスを大きく把握するために、図 3-1 に示すように、各処理において、投入物、添加物、生成物と全体を一括りにして定式化した（詳細は、参考文献 [1]を参照のこと）。ケースの設定については、3(4)節で説明する。

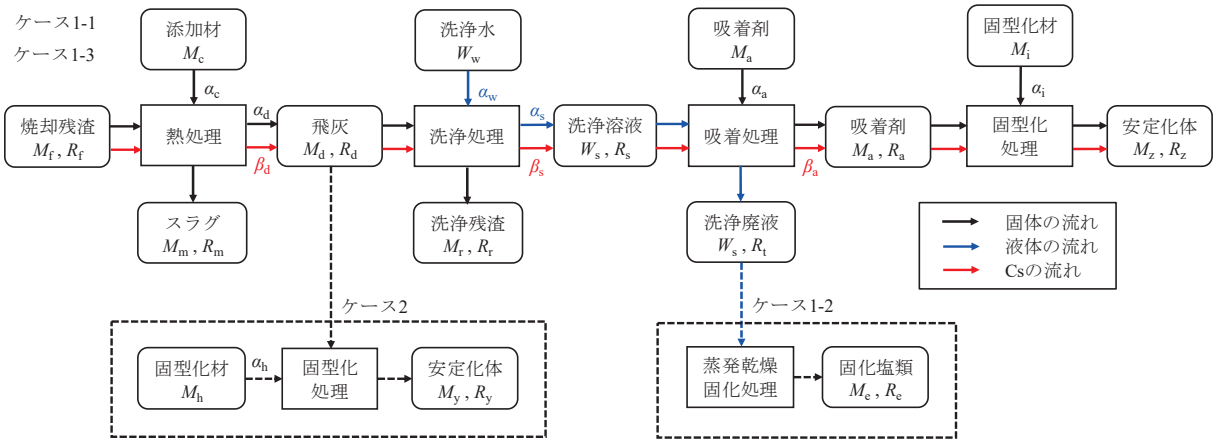


図 3-1　焼却残渣の減容化プロセス例

（記号）

M ：固体の質量（dry base）　[t]
W ：液体の質量　[t]
R ：放射能濃度　[Bq/kg]
α ：質量比　[-]
β ：セシウム質量百分率　[%]

（添え字）

a ：吸着剤
c ：熱処理の添加物
f ：熱処理の対象物
d ：熱処理の飛灰
e ：乾燥・固化塩類
h ：飛灰の固型化材
i ：吸着剤の固型化材
m ：熱処理の溶融スラグ
r ：洗浄処理の残渣
s ：洗浄処理の洗浄溶液
t ：吸着処理後の洗浄廃液
w ：洗浄処理の洗浄水
y ：飛灰を固型化した安定化体
z ：使用後吸着剤を固型化した安定化体

1) 熱処理

スラグ、飛灰の質量（それぞれ M_m と M_d）と放射能濃度（それぞれ R_m と R_d）は、熱処理の対象物に対する添加物の質量比を α_c、処理対象物＋添加物に対する飛灰の質量比を α_d、Cs の揮散率を β_d とすると、対象物の質量 M_f と放射能濃度 R_f により式(1)～式(4)で与えられる。

$$M_m = (1+\alpha_c)\cdot(1-\alpha_d)\cdot M_f \quad (1)$$

$$M_d = (1+\alpha_c)\cdot\alpha_d\cdot M_f \quad (2)$$

$$R_m = (1-\beta_d/100)/(1+\alpha_c)/(1-\alpha_d)\cdot R_f \quad (3)$$

$$R_d = \beta_d/100/(1+\alpha_c)/\alpha_d\cdot R_f \quad (4)$$

減容化施設の回転式表面溶融炉では、添加物比 α_c は 0.3～0.6、飛灰発生比 α_d は 0.05～0.2、Cs 揮散率 β_d は 88～99%の範囲にある [3, 4]。

2) 洗浄処理

洗浄残渣と洗浄溶液の質量（それぞれ M_r と W_s）と放射能濃度（それぞれ R_r と R_s）は、熱処理飛灰に対する洗浄水の比を α_w、熱処理飛灰の洗浄水への溶出比を α_s、Cs の洗浄水への溶出率を β_s とすると、1)項で得られた飛灰の質量 M_d と放射能濃度 R_d を用いて、式(5)～式(8)で与えられる。

$$M_r = (1-\alpha_s)\cdot M_d \quad (5)$$

$$W_s = (\alpha_w+\alpha_s)\cdot M_d \quad (6)$$

$$R_r = (1 - \beta_s/100)/(1 - \alpha_s) \cdot R_d \quad (7)$$

$$R_s = \beta_s/100/(\alpha_w + \alpha_s) \cdot R_d \quad (8)$$

洗浄水比 α_w は 4～10、飛灰溶出比 α_s は 0.7～0.9、Cs 溶出率 β_s は 85～99%の範囲にある [5-7]。

3) 吸着処理

吸着処理後の吸着剤の放射能濃度 R_a と洗浄溶液の放射能濃度 R_t は、式(9)で定義される吸着剤に対する洗浄溶液の比を α_a、洗浄溶液中 Cs の吸着率を β_a とすると、(2)項で得られた洗浄溶液の質量 W_s と放射能濃度 R_s により式(9)～式(11)で与えられる。

$$\alpha_a = W_s/M_a \quad (9)$$

$$R_a = \beta_a/100 \cdot \alpha_a \cdot R_s \quad (10)$$

$$R_t = (1 - \beta_a/100) \cdot R_s \quad (11)$$

参考文献での基礎試験における分配係数は、ケイチタン酸塩では 2,500～3,500[7, 8]、フェロシアン化物では 20,000～100,000 の範囲にある [8-11]。特定の測定条件で評価された分配係数は吸着剤固有の特性であるが、吸着処理比 α_a は装置設計上の運転パラメータであり、洗浄溶液の組成をもとに吸着塔における吸着剤の破過吸着量、時定数を考慮した洗浄溶液の線速度や空間速度などの設計条件について実用的な研究を行ったうえで決定する必要があるが、現時点では文献での分配係数を参考にして、α_a は 2,500～20,000 の範囲にあるとした [1]。参考文献における Cs 吸着率 β_a は 99%以上である [12]。

なお、洗浄廃液を蒸発乾燥固化する選択肢もある。その場合、固化塩類の質量 M_e は、吸着剤に吸着される Cs の質量を微量とすると、洗浄処理における飛灰からの溶出量と同じであり、飛灰の質量 M_d と洗浄水への溶出比 α_s から式(12)で与えられる。また、固化塩類の放射能濃度 R_e は、洗浄廃液の放射能濃度 R_t に、固化塩類の質量 M_e に対する洗浄廃液の質量 W_s の比を乗じることにより式(13)で与えられる。

$$M_e = \alpha_s \cdot M_d \quad (12)$$

$$R_e = W_s/M_e \cdot R_t$$

$$R_e = (\alpha_w + \alpha_s)/\alpha_s \cdot R_t \quad (13)$$

4) 固型化処理

吸着剤安定化体の質量 M_z と放射能濃度 R_z は、吸着剤に対する固型化材の比を α_i とすると、(3)項で得られた吸着剤の質量 M_a と放射能濃度 R_a により、それぞれ式(14)と式(15)で与えられる。

$$M_z = (1 + \alpha_i) \cdot M_a \quad (14)$$

$$R_z = R_a/(1 + \alpha_i) \quad (15)$$

なお、熱処理の飛灰をそのまま固型化処理する選択肢もある。飛灰安定化体の質量 M_y と放射能濃度 R_y は、飛灰に対する固型化材の比を α_h とすると、飛灰の質量 M_m と放射能濃 R_d により、それぞれ式(16)と式(17)で与えられる。

$$M_y = (1 + \alpha_h) \cdot M_d \quad (16)$$

$$R_y = R_d/(1 + \alpha_h) \quad (17)$$

固型化材比 α_h と α_i は、対象物の性状や放射能濃度により適正値が異なると考えられ、今後の検討と実証が必要である。参考値として、10 万 Bq/kg 以下の焼却残渣を対象とした特定廃棄物セメント固型化処理施設では約 0.5[13]、放射性廃棄物を対象とするセメント固型化の基礎試験では 1.5～4[14]、ジオポリマー固型化では約 3[15]である。

5) 全体マスバランス

処理対象物の質量 M_f と放射能濃度 R_f をもとに、各処理の運転パラメータである α と β を与えると、熱処理でのスラグと飛灰、洗浄処理での残渣と洗浄溶液、吸着処理での洗浄廃液と使用後吸着剤、固型化処理での安定化体について、順次質量と放射能濃度が算出される。

（2）減容化プロセスのマスバランス計算結果

2 章(2)で示した「焼却灰」と「異物の焼却灰」を処理対象物として、運転パラメータを表 3-1 に示すように、文献調査から得られた代表値としてマスバランス計算した。その際に、対象物の体積 38 万 m^3 と含水率、放射能濃度から、固形分ベースの質量と放射能濃度を、それぞれ 46 万 t、3.3 万 Bq/kg とした。結果を図 3-2 に示す。

表 3-1　マスバランス計算における運転パラメータ
（網掛けした数値は代表値から変化させた運転パラメータ）

運転パラメータ	記号	文献値	代表値	ケースの設定値			
				1-1	1-2	1-3	2
添加物比	α_c	0.3 - 0.6	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45
飛灰発生比	α_d	0.05 - 0.2	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
セシウム揮散率	β_d	88% - 99%	95%	95%	95%	95%	95%
洗浄水比	α_w	4 - 10	5	5	5	5	-
飛灰溶出比	α_s	0.7 - 0.9	0.8	0.8	0.8	0.8	-
セシウム溶出率	β_s	85% - 99%	95%	95%	95%	95%	-
吸着処理比	α_a	2,000 - 100,000	2,500	2,500	2,500	20,000	-
セシウム吸着率	β_a	＞99%	99%	99.7%	99.7%	99.7%	-
固型化材比	α_i	0.5 - 4	3	3	3	3	1

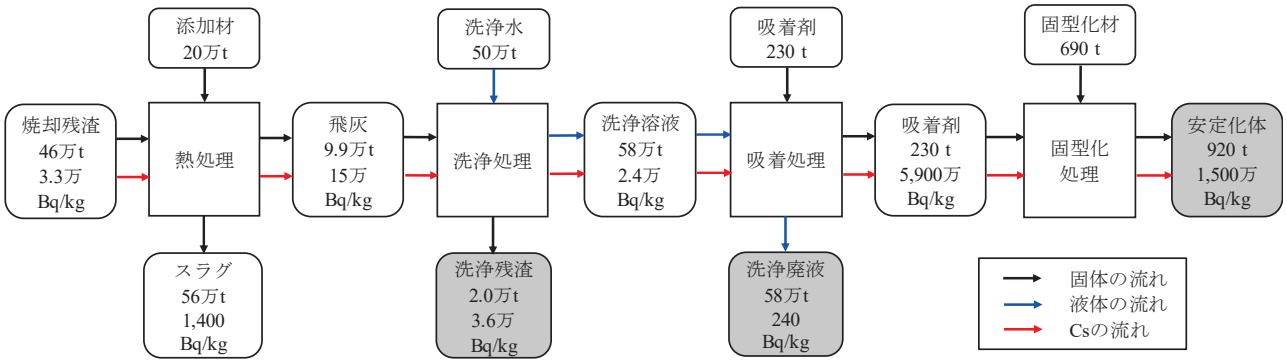


図 3-2　運転パラメータの代表値でのマスバランス計算例

ここで、Cs 溶出率 β_s と洗浄残渣の放射能濃度 R_r の関係を図 3-3 に示すが、例えば洗浄残渣の放射能濃度の目標値を指定廃棄物の基準である 8,000 Bq/kg とすると [3]、必要な Cs 溶出率 β_s は 99%となる。また、Cs 吸着率 β_a と洗浄廃液の放射能濃度 R_t の関係を図 3-4 に示すが、例えば洗浄廃液の放射能濃度の目標値を放流における基準である 90 Bq/L とすると [3]、必要な Cs 吸着率 β_a は 99.7%となる。このように、処理装置の計画における目標値を試算することも可能である。

なお、焼却残渣には重金属類も含まれており [4]、実機における処理においては、重金属類についてもマスバランスの把握とその処理についても検討する必要がある。

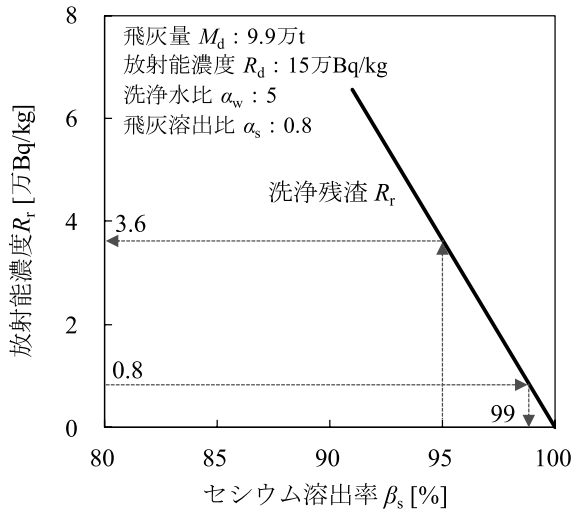


図 3-3　洗浄処理におけるセシウム溶出率と洗浄残渣の放射能濃度の関係

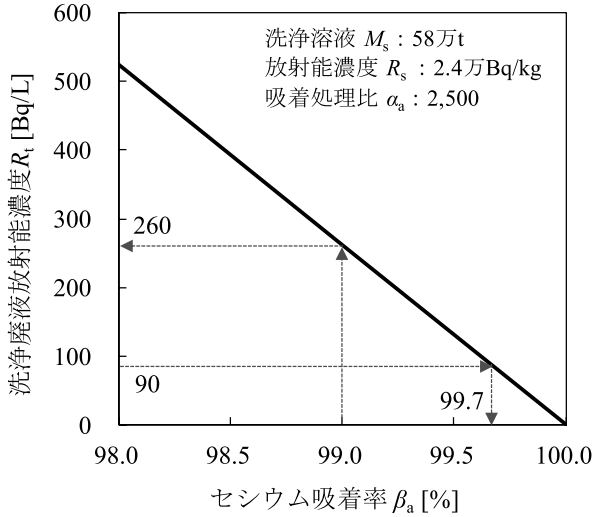


図 3-4　吸着処理におけるセシウム吸着率と洗浄廃液の放射能濃度の関係

（3）減容化プロセスのケーススタディ

焼却残渣の減容化プロセスとして、図 3-1 と下記に示す 4 ケースを想定して、マスバランスを計算し比較した（ケース分けは多少異なるが、詳細は参考文献 [2]を参照のこと）。

ケース 1-1（図 3-5）：基準となるプロセスで、飛灰を洗浄して Cs を洗浄溶液中に溶出させ、溶出した Cs を吸着剤で吸着し、使用後吸着剤を固型化処理する。洗浄残渣と洗浄廃液は、それぞれ放射能濃度を目標値以下として処分あるいは放流するとした。

ケース 1-2（図 3-5）：ケース 1-1 において、洗浄廃液の放流が困難な場合を想定して、洗浄廃液を蒸発・乾燥・固化処理して、固化塩類として処分するとした。

ケース 1-3（図 3-6）：ケース 1-1 と同じ減容化プロセスで、イオン選択性とイオン交換容量が大きく Cs の吸着性能に優れた吸着剤を使用し、より高度な減容化を行うとした。

ケース 2（図 3-5）：飛灰を減容化することなく、そのまま固型化処理して処分するとした。

これらを比較・検討するためには、生成物の質量（必要に応じて体積に換算）と放射能濃度を把握する必要がある。各ケースで設定した運転パラメータを表 1 に、マスバランス計算結果を図 5, 6 に示す。

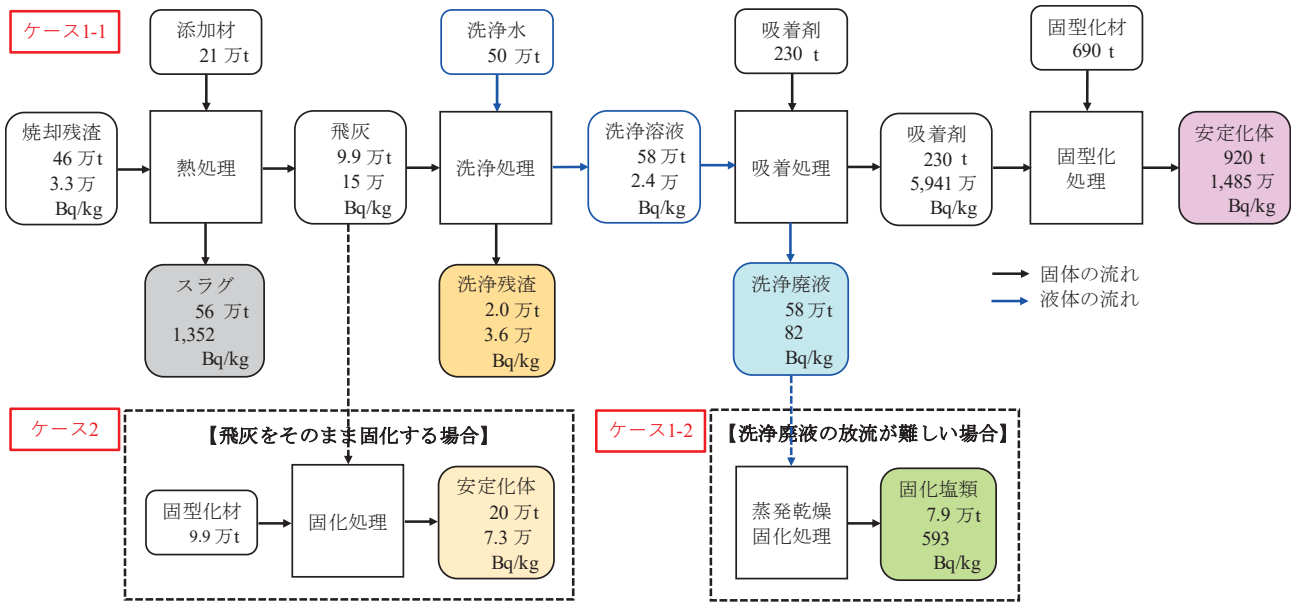


図 3-5　マスバランス計算結果（ケース 1-1、ケース 1-2、ケース 2）

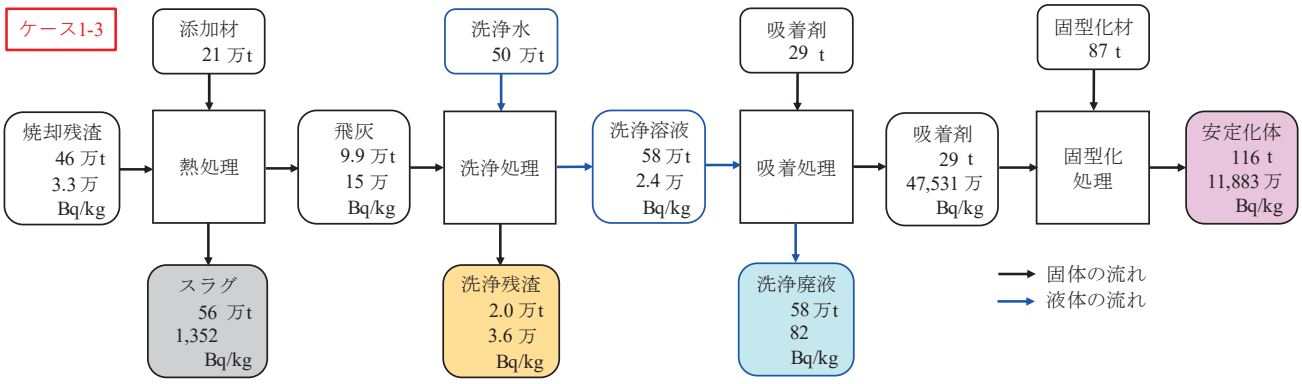


図 3-6　マスバランス計算結果（ケース 1-3）

さらに、4 ケースの比較を表 3-2、図 3-7 と図 3-8 に示すが、これらより次のことが言える。なお、再生利用、処分は体積ベースとなるため、質量を体積に換算するためのかさ密度としては、表 3-2 に示す値を使用した。

ケース 1-1 : 焼却残渣を熱処理するとスラグと飛灰が発生するが、再生利用が想定されているスラグを除くと、処分の対象である飛灰は 8.3 万 m^3 発生した。この飛灰を減容化処理すると吸着剤安定化体が 840 m^3 発生し、焼却残渣に対して 1/450 の減容化となった。また、放射能濃度の低い二次生成物として、洗浄廃液、洗浄残渣が発生したが、大部分を占める洗浄廃液を放流とすると、処分の対象は洗浄残渣 1.7 万 m^3 となった。

ケース 1-2 : 洗浄廃液を蒸発乾燥固化すると、ケース 1-1 に比べて洗浄廃液の放流は不要となるが、処分の対象となる固化塩類 6.6 万 m^3 が発生した。洗浄残渣、固化塩類、吸着剤安定化体を合わせた体積は飛灰とほぼ同じであり、飛灰を放射能濃度の高い吸着剤安定化体と放射能濃度の低い洗浄残渣と固化塩類に分離したと言える。

ケース 1-3 : 吸着処理比の大きい吸着剤を使用すると、洗浄廃液、洗浄残渣の発生量はケース 1-1 と同じであるが、吸着剤安定化体の発生量が 840 m^3 から 110 m^3 に減少し、焼却残渣に対する減容化比は 1/3,500 と減容化効果がさらに大きくなった。ただし、放射能濃度が 1,500 万 Bq/kg から 1 億 2,000 万 Bq/kg に増加するため、処理施設においてより高度な放射線防護対策が必要となる。

ケース 2 : 飛灰をそのまま固型化処理すると、安定化体の体積が飛灰の 2.1 倍に増加して焼却残渣に対する減容化比が 1/2.1 に留まった。一方、洗浄、吸着などの装置一式は不要となるとともに、飛灰安定化体の放射能濃度は 7.3 万 Bq/kg と比較的低いため、処分や取扱いは容易になると考えられる。

このように、減容化プロセスに複数のケースを設定して、安定化体だけでなく二次生成物も含めて、発生量と放射能濃度の定量的な比較が可能となった。第 4 章では、この結果を用いて経済性の試算を実施する。

表 3-2　各ケースでの発生物の体積

生成物	放射能濃度 (Bq/kg)	かさ密度 (kg/m^3)	体積（万m^3）			
			ケース１－１	ケース１－２	ケース１－３	ケース２
焼却残渣	3.3万	1,200	(38)	(38)	(38)	(38)
スラグ	1,400	1,700	33	33	33	33
飛灰	15万	1,200	(8.3)	(8.3)	(8.3)	(8.3)
洗浄残渣	3.6万	1,200	1.7	1.7	1.7	
洗浄廃水	82	1,100	52	(52)	52	
固化塩類	590	1,200		6.6		
吸着剤安定化体	＞1500万	1,100	0.084	0.084	0.011	
飛灰安定化体	7.3万	1,100				18
合計	-	-	53	8.3	54	18

1) (　)内は次の処理に移送され、処分の対象とはならない生成物である。

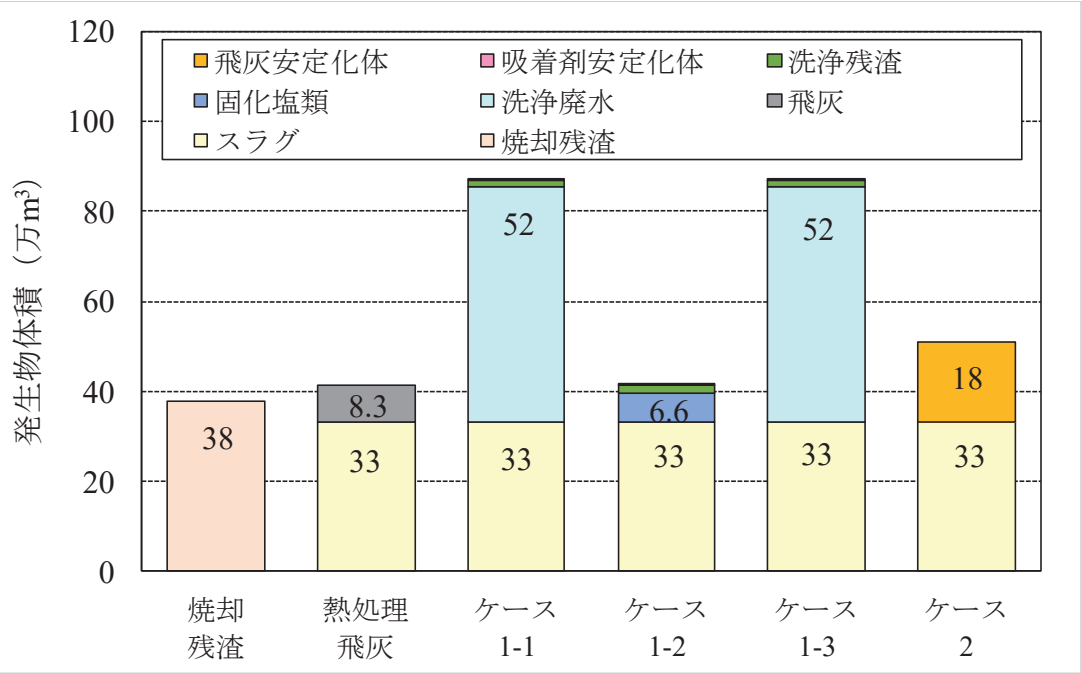


図 3-7　各ケースでの処分対象物の体積の比較

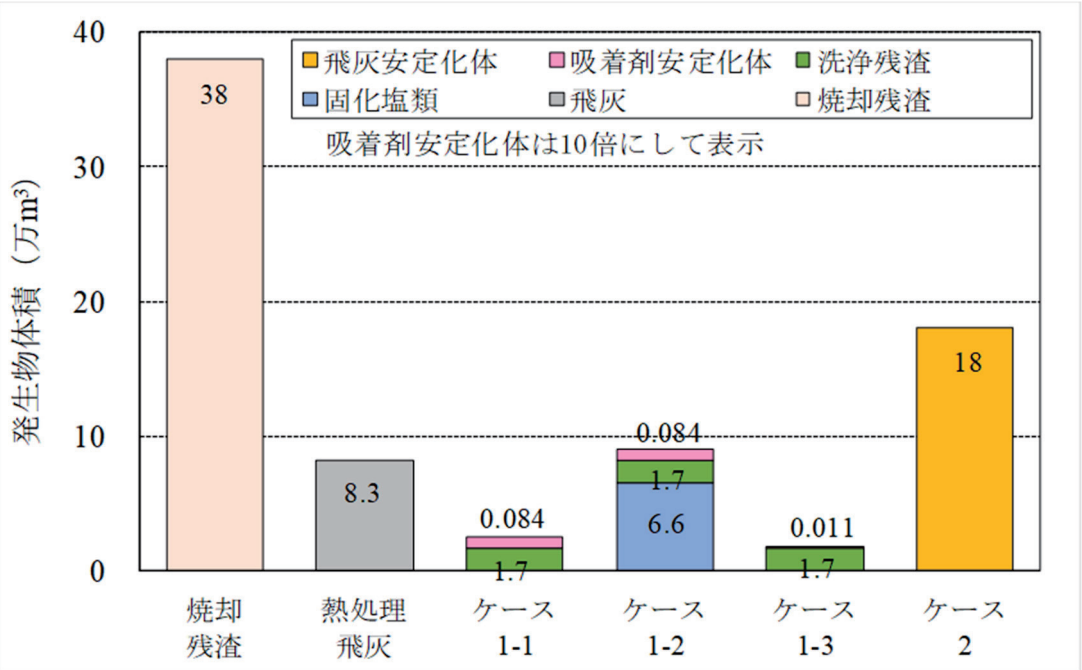


図 3-8　各ケースでの処分対象物の体積の比較
（スラグと洗浄廃液を除いた場合）

（5）今後の取り組み

減容化プロセスに複数のケースを設定し、生成物の体積と放射能濃度を比較・評価することが可能となった。なお、各処理においては技術的に未検証な項目もあり、処分側から想定される放射能濃度の仮の目標値から逆算した運転パラメータもある。今後、減容化施設の熱処理で発生した飛灰を使用した基礎試験及び実証試験を実施し、各設備の実用化に向けた課題と対策を明らかにし、必要に応じた開発を進める必要がある。

引用文献

1) 有馬謙一、山田一夫、大迫政浩、保高徹生、芳賀和子：福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムによる汚染物の処理・処分方法の総合的比較（第 1 報）焼却残渣の熱処理・灰洗浄を含む減容化プロセスの定量的評価方法の開発．環境放射能除染学会誌、7 (4)、241–252 (2019).
2) 有馬謙一、大迫政浩、保高徹生、篠崎剛史：福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムによる汚染物の処理・処分方法の総合的比較（第 2 報）焼却残渣に対する減容化プロセス 5 CASE の比較．環境放射能除染学会誌、8 (3)、147–159 (2020).
3) 釜田陽介，阿部清一，川本克也，由井和子，倉持秀敏，大迫政浩：溶融技術による土壌等からのセシウム熱分離に関するプラント実証試験評価．環境放射能除染学会誌，3 (2)，49–64 (2015).
4) 釜田陽介：溶融プロセスによる重金属及びアルカリ金属の分離と資源リサイクルに関する研究．岡山大学学位論文，乙第 4463 号，pp. 4 & 77–122 (2016).
5) 国立環境研究所：「放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分（技術資料 第四版）」，第 8 章 焼却飛灰の水洗浄による放射セシウムの除去，pp. 132-153，国立環境研究所 (2014).
6) 笠原勝，高橋寛昭，栄一雅，丸田俊久：都市ごみ焼却飛灰の水洗脱塩によるセメント原料化，秩父小野田研究報告，49 (2)，129-138 (1998).
7) 前原裕治，佐野義和，永山貴志，釜田陽介，上林史朗：溶融飛灰中放射性セシウムの水溶解－吸着による再減容化に関する基礎的検討．第 28 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演原稿，C6-11P，pp. 365-366 (2017).
8) 三村均：放射能高汚染水からの放射性物質の選択的除去及び安定化処理．RADIOISOTOPES，65，451-467 (2016).
9) 川本徹，高橋顕，Durga Parajuli，南公隆，田中寿：プルシアンブルー型錯体のナノ粒子を活用した放射性 Cs 汚染焼却灰処理，産業総合研究所，材料化学領域，ナノ材料研究部門，9 p. (2017). https://unit.aist.go.jp/nmri/ja/results/paper/1703.briefing%20paper%20Cs.Ash%20decontamination.180330.pdf.
10) 宗澤潤一，西和俊：最終処分場での効率的保管のための放射性セシウム回収システムの開発．環境放射能除染学会誌，2 (2), 101-110 (2014).
11) E. Tusa, R. Harjula, P. Yarnell： Fifteen years of operation with inorganic highly selective ion exchange materials. Proceedings of Waste Management 2007 Conference, 11 p. (2007).
12) 東京電力ホールディングス株式会社：第三セシウム吸着装置の設置に係る補足説明資料, p. 8 (2017). https://www2.nsr.go.jp/data/000197107.pdf
13) 中島卓夫，近藤秀樹，大山将，三溝達也，安達忍，楠佳男：放射性物質に汚染された特定廃棄物のセメント固型化処理技術の開発，鴻池組技術研究報告，25–32 (2019). https://www.konoike.co.jp/solution/thesises/2019_civil_04.pdf.
14) 川戸喜美，富岡修，高橋邦明，目黒義弘，坂本浩幸，芳賀和子：焼却灰のセメント固化試験I；模擬焼却灰の基本的固化特性，JAEA-Tachnology 2010−013 , 38 p. (2010).
15) 中村裕太，塩田憲司，大下和徹，藤森崇，高岡昌揮：除染廃棄物の減容化施設から生じる高濃度 Cs を含有した飛灰に対するジオポリマー固化処理，第 29 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演原稿，E1-4，pp. 487-488 (2018).

16)環境省 :「廃棄物関係ガイドライン」, 第二部 特定一般廃棄物・特定産業関係ガイドライン 第 2 版（平成 25 年 3 月）, pp. 2-9, 環境省 (2017).
17)T. Sekito、 Y. Dote、 H. Sakanakura、 K. Naklamura: Characteristics of element distribution in an MSW ash melting treatment system. *Waste Management*、 34、 1637-1643 (2014).

［担当　有馬謙一］

4. 経済的評価

第 3 章に示したマスバランス計算をもとに、減容化処理、再利用・再生利用、処分に係る経済的評価を実施した。各工程に関する費用は、公開文献調査及びヒアリング調査に基づき、ここで考える工程に応用できると考えられるものを適用した。

経済的評価の方法としては、処理・処分フローを複数ケース設定して、処理施設に求められる能力を考慮した建設・運転費用等を算出し、処理物の再生利用に係る費用、処分費用を推定し、すべてを合算した。

なお、低濃度土壌は全量再生利用されるという前提条件に基づき、ここでは、低濃度土壌については考慮していない。また、全ての処理対象物を一か所の処理施設において処理するとともに、安定化体だけでなく洗浄残渣、洗浄廃液、固化塩類などの生成物について、それぞれの放射能濃度や性状に応じた処分施設で処分するとした。

(1) 処理・処分のケース設定

表 4-1 に示すように、第 3 章で比較・検討した焼却残渣を熱処理し飛灰を減容化し処分する 3 ケース（ケース 1-1、1-2、1-3）と飛灰をそのまま固型化処理して処分（ケース 2）する 4 ケースと基本とした。これに、焼却残渣を熱処理せずにそのまま固型化処理して処分（ケース 0)、高濃度土壌も熱処理、減容化して処分（ケース 3）とする 2 ケースを加えて、合計 6 ケースを設定した。

表 4-1　処理・処分のケース設定

ケース	処理対象物		減容化		内　容
	焼却残渣	高濃度土壌	熱処理	洗浄吸着	
0	×	×	×	×	・焼却残渣、高濃度土壌共に減容化を行わず、そのまま処分する。
1－1	○	×	○	○	・焼却残渣を熱処理し、飛灰を洗浄処理し、洗浄廃液は処理後に放流する。
1－2	○	×	○	○	・1-1 と同じであるが、洗浄廃液は蒸発・乾燥・固化処理する。
1－3	○	×	○	○	・1-1 と同じであるが、吸着処理比の大きい吸着剤を使用する。
2	○	×	○	×	・焼却残渣を熱処理し、飛灰はそのまま固化処理して安定化体とする。
3	○	○	○	○	・焼却残渣と高濃度汚染土壌ともに熱処理し、飛灰の洗浄処理を行う。

ケース 1-1, 2, 3 と 2 の処理フローとマスバランスは第 3 章の図 3-5, 6 に示す。

ケース 3 については、高濃度土壌分について、固形分ベースの質量 52 万 t（第 2 章(2)の高濃度土壌の体積 75 万 m^3 に、平均かさ密度 1,260 kg/m^3、平均含水率 45%して算出)、放射能濃度 6.9 万 Bq/kg としてマスバランス計算した。結果を図 4-1 に示すが、これとケース 1-1 の焼却残渣のマスバランスを合わせたものが処理対象物となる。

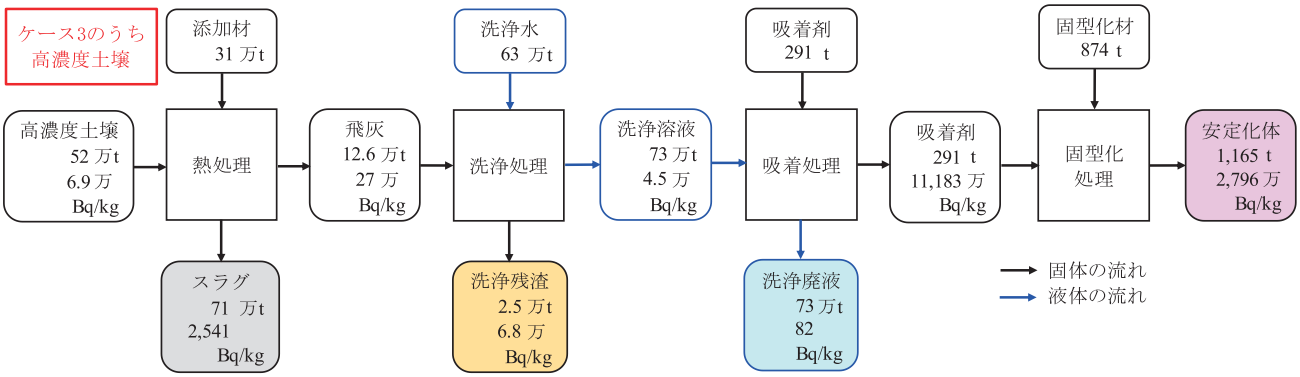


図 4-1　マスバランス計算結果（ケース 3 のうち高濃度土壌分）

ケース 0 については、焼却残渣 38 万 m^3 は環境省による特定廃棄物セメント固型化処理施設での実績から固型化材比 0.5 で固型化し、かさ密度は 1,100 kg/m^3 として、安定化体の体積は 62 万 m^3 とした。高濃度土壌 75 万 m^3 はそのまま処分するとした。

以上より、処分対象物の体積をまとめると表 4-2 のようになる。

表 4-2　経済性評価における処分対象物の体積

対象物	放射能濃度 (Bq/kg)	かさ密度 (kg/m^3)	処分対象物の体積（万m^3）					
			ケース 0	ケース 1-1	ケース 1-2	ケース 1-3	ケース 2	ケース 3
焼却残渣 安定化体	2.2万	1,100	62					
高濃度土壌	6.9万	1,400	75	75	75	75	75	
スラグ	1,400-2,500	1,700		33	33	33	33	104
洗浄残渣	2万 <	1,200		1.7	2	1.7		4
洗浄廃液	82	1,100		52		52		125
固化塩類	590	1,200			6.6			
吸着剤 安定化体	1500万 <	1,100		0.084	0.084	0.011		
飛灰 安定化体	7.3万	1,100					18	
合計			137	162	116	162	126	233

（2）処理施設の建設・運転費用等

処理・処分フローのケース等に基づき、経済性試算の前提条件として、各々の処理装置における処理能力を設定した。なお、環境省が双葉町において実施する熱処理施設の運転期間は 2020 年 3 月から 2023 年 3 月までの 3 年間と予定されていることから [1)]、この運転期間に余裕を見て、本検討では処理期間を 5 年間（年間 300 日、のべ 1,500 日）と設定した。

ケースによって各々の処理装置に求められる処理能力は異なるが、飛灰の洗浄処理で 66～150 トン/日、洗浄溶液の吸着処理で 390～870 トン/日、吸着剤の固型化処理で 0.020～0.35 トン/日である。飛灰をそのまま固型化処理するケース 2 では 66 トン/日、洗浄廃液の蒸発乾燥固型化処理で 390 トン/日、洗

浄廃液の排水処理では 390～870 トン/日の処理能力が求められる。

また、既往の類似施設に関する情報やヒアリング結果等をもとに、設備容量をもとに処理設備の金額を設定し、処理単価を求めた（表 4-3）。洗浄処理、吸着処理、吸着剤の固型化処理、蒸発乾燥固化処理について一貫した処理システムとして整備・運用する場合には、各処理費用の合計に、30%の付加費用を追加した。

表 4-3　減容化プロセスの各処理の処理単価

処理		金額（円）	処理対象物	処理量（トン）	処理単価（円／トン）
熱処理		2,500 億	焼却残渣	51 万	49 万
洗浄処理		64 億	熱処理飛灰	9.9 万	6.4 万
吸着処理		130 億	洗浄溶液	58 万	2.2 万
蒸発乾燥固化		140 億	洗浄廃液	58 万	2.4 万
固型化	吸着剤	－	使用後吸着剤	－	72 万 *)
	飛灰	300 億	熱処理飛灰	8.3 万	36 万

*) 熱処理飛灰の固型化処理単価の 2 倍とした。

（3）再生利用に伴い追加的に発生する費用

除去土壌等（但し、帰還困難区域を除く）が中間貯蔵施設へ概ね搬入完了となる 2021 年度まで（2021 年度末、すなわち 2022 年 3 月までと仮定）までに仮設灰処理施設から発生する溶融スラグは約 2 年間分であると考え、本検討においては発生する溶融スラグのうち、2 割は土壌貯蔵施設における最終覆土あるいは最終覆土下の排水層に使用可能とし、残りの 8 割は中間貯蔵施設以外の公共工事等において使用することを仮定し、購入材（新材）を利用する場合に対して追加的に発生する費用を試算した。なお、ここでは溶融スラグは無償譲渡することを想定し有償価値は考慮していない。また、溶融スラグを再生利用することに伴う購入材（新材）の購入費の削減についても考慮していない。

具体的には 1)～3)の要素を考慮することにより、溶融スラグを再生資材として利用することにより追加的に発生する費用を、溶融スラグ 1 トンあたり 4.0 万円/トンとした。

1) 再生資材の保管に係る費用

新規に確保する再生資材の保管場所において、最大 30 日分を保管可能という前提をおき、用地費用、仮設テントの設置及び解体撤去に係る費用を想定した。

2) 再生資材を利用する工事現場等まで、再生資材を輸送する費用

中間貯蔵施設内の土壌貯蔵施設の工事現場まで輸送する場合の輸送費用、ならびに中間貯蔵施設以外の公共工事等において使用する場合として片道 300km 程度の距離の公共工事等の工事現場まで輸送する費用を想定した。

3) その他　追加的に発生する管理費用

中間貯蔵施設内の土壌貯蔵施設において使用する場合には、環境省の資料において熱処理による生成物である溶融スラグは中間貯蔵施設内において土壌貯蔵施設の遮水シート保護土や排水層、最終覆土等に使用することが既に想定されていること、また溶融スラグは 1,400～2,500Bq/kg 程度と放射能濃度が

あまり高くないことから、社会的合意形成を得るための広報費等が大きく追加的に必要とはならないと考え、事業費に対する管理費用（広報費を含む）の比率を 0.3 と仮定した。一方、低レベル放射性廃棄物のうち RI・研究施設等廃棄物におけるトレンチ処分の建設費及び操業費の計 287 億円に対する管理費及び間接費の計 179 億円の比は約 0.6 であり [2]、中間貯蔵施設以外の公共工事等において使用する場合は、これを参照し、事業費に対する管理費用（広報費を含む）の比率を 0.6 と仮定した。なお、ここでは溶融スラグを再生資材として使用する工事等の竣工までの管理のみを考慮しており、竣工以降の管理費用については考慮していない。

（4）処分費用等

処理で発生した物質について、放射能濃度に応じた処分費用を試算した。なお、洗浄廃液については、放射能濃度は低いものの、重金属類を含むと考えられるので、産業廃棄物の処理料金をもとに処分単価を設定した。再生利用と処分の費用単価を合わせて表 4-4 に示す。

また、焼却残渣、高濃度土壌、飛灰固化体、洗浄残渣及び固化塩類については、放射能濃度が 10 万 Bq/kg 以下であるため、低レベル放射性廃棄物のうち RI・研究施設等廃棄物におけるトレンチ処分に相当するとして、その処分単価 [3] と特定廃棄物埋立処分事業における処分単価 [4] の平均値に、輸送単価（処分場の立地地点は未定だが、① 片道 300km 程度の距離に処分場が立地する場合、及び② 海上輸送等を行う場合の全国平均的な輸送単価の平均値を仮定）[5, 6] を加え、処分単価を設定した。

安定化体については、放射能濃度が 1,500 万 Bq/kg 超であり、低レベル放射性廃棄物のうち RI・研究施設等廃棄物におけるコンクリートピット処分に相当するとして、その処分単価 [3] に、輸送単価を加え、処分単価を設定した。但し、コンクリートピット処分では処分量約 4 万 m^3 を前提としているのに対して、本検討における安定化体はケース 1-1、ケース 1-2、ケース 2 では約 920 トン（約 840 m^3）、ケース 1-3 では約 120 トン（約 110 m^3）、ケース 3 では約 2,100 トン（約 1,900 m^3）であり、処分対象物の規模が大きく異なる。処分場の規模をスケールダウンした場合には処分単価が増加すると考えられるので、留意することが必要である。

表 4-4　再生利用と処分の費用単価

対象物		放射能濃度（Bq/kg）	再生利用／処分単価（円／m^3）
溶融スラグ（再生利用）		0.2 万	4.0 万
高濃度土壌		6.9 万	64 万
洗浄残渣		2 万 ＜	64 万
洗浄廃液		≦ 82	5.0 万
固化塩類		590	64 万
安定化体	吸着剤	1500 万 ＜	330 万
	飛灰	7.3 万	64 万
	焼却残渣	2.2 万	64 万

（5）結果と考察

表 4-2 の処理対象物の体積、表 4-3 の処理単価、表 4-4 の再生利用／処分単価をもとに、全体費用を試算した。結果を図 4-2～図 4-4 に、各ケースの概要を表 4-5 に示す。

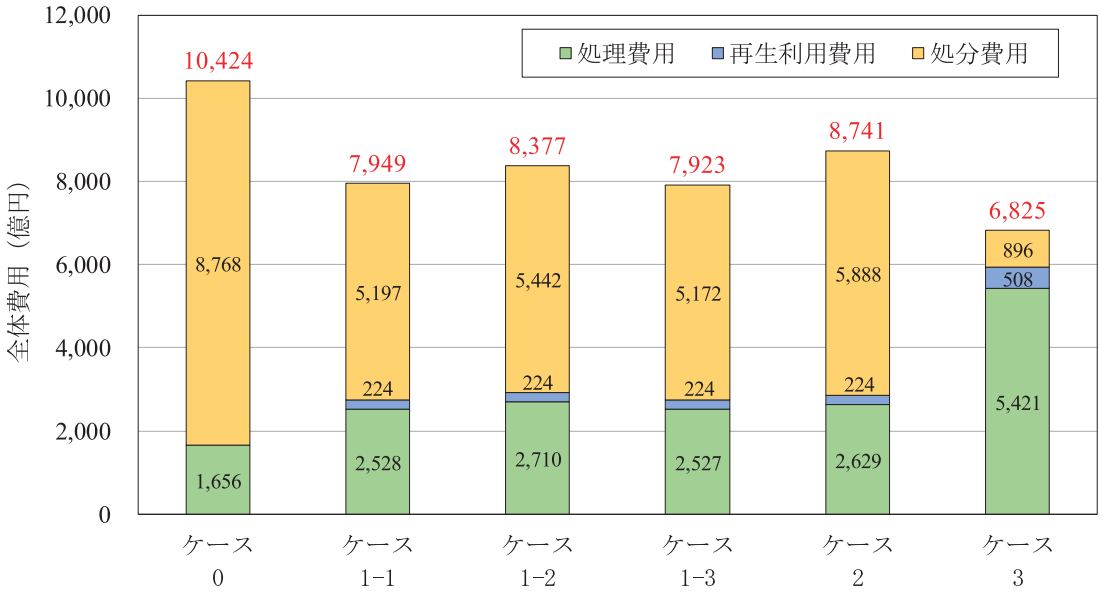


図 4-2　各ケースの全体費用

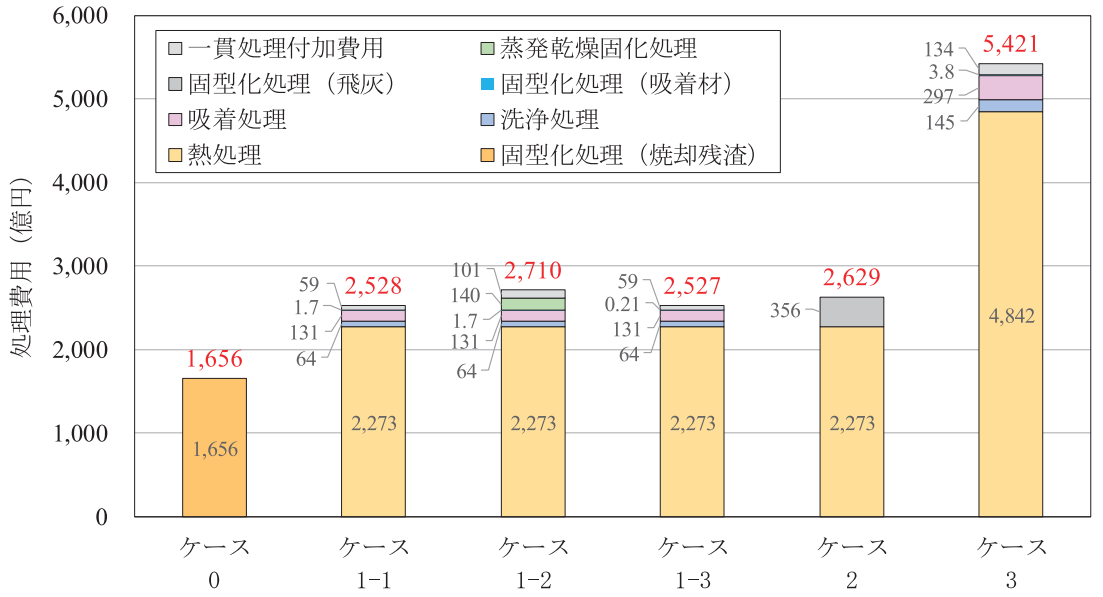


図 4-3　各ケースの処理費用

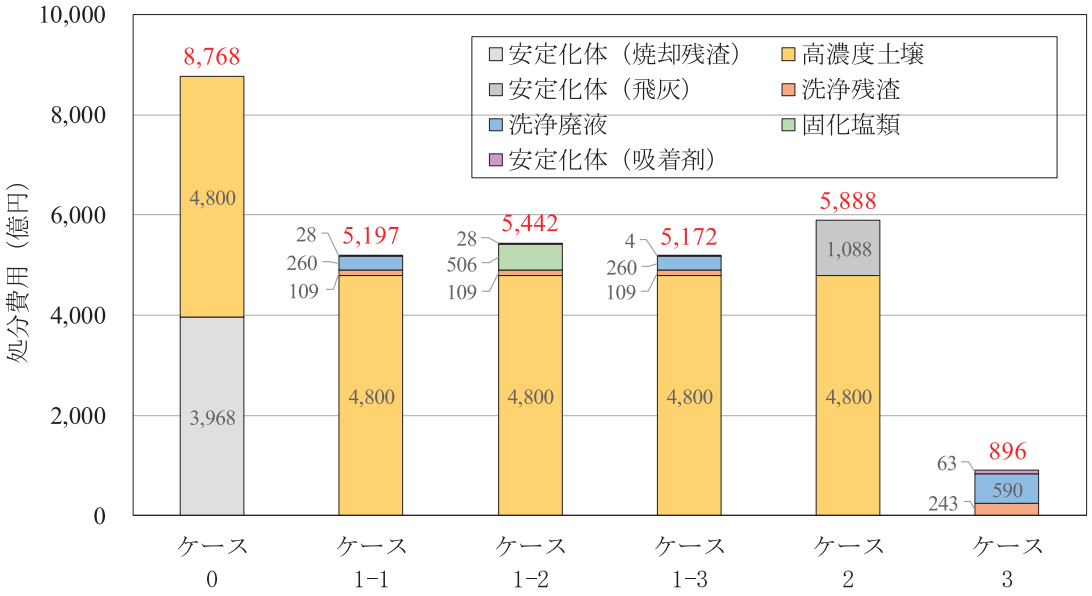


図 4-4　各ケースの処分費用

表 4-5　各ベースの経済性試算の概要と比較

ケース	特徴	概　要
0	焼却残渣、高濃度土壌ともに減容化処理せずに、そのまま処分	・処理費用は小さいが、処分対象物の体積が大きいため処分費用が大きく、全体費用は最大となる。
1-1	基本となるケース 焼却残渣を熱処理し飛灰を減容化処理して処分	・減容化しないケース 0 よりも処理費用は大きくなるが、焼却残渣の減容化により処分費用が小さくなり、全体費用も小さくなる。
1-2	1-1 と同じであるが、洗浄廃液は蒸発・乾燥・固化処理して処分	・ケース 1-1 よりも蒸発乾燥固化の処理費用と固化塩類の処分費用が追加となるが、ケース 2 に比べると全体費用は小さくなる。
1-3	1-1 と同じであるが、吸着処理比の大きい吸着剤を使用	・ケース 1-1 よりも吸着剤安定化体の体積が小さくなるが、もともとの体積が小さく処分費用が小さいため、全体費用への影響は小さい。
2	焼却残渣を熱処理するが、飛灰は減容化せず固型化処理して処分	・熱処理飛灰を減容化しないため、ケース 1 に比べて処分費用が大きくなり、全体費用も大きくなる。
3	焼却残渣と高濃度土壌ともに熱処理し、飛灰を減容化処理して処分	・高濃度土壌も処理するため、処理費用は最大となるが、減容化により処分費用が最小となり、全体費用も最小となった。

これより、次のことが言える。

・ 処理対象物を減容化処理することにより、処理費用は大きくなるものの処分費用が小さくなり、全体費用は小さくなる可能性がある。具体的には、焼却残渣と高濃度土壌を減容化処理しないケース 0 では全体費用が 1 兆 400 億円であるが、全て熱処理し飛灰を減容化処理するケース 3 では 6,800 億円となり、約 3,600 億円を低減できる可能性がある。
・ また、焼却残渣を熱処理した後、飛灰を減容化処理せずにそのまま固型化処理するケース 2 では、高濃度土壌の処分費用を除く全体費用が約 3,900 億円であるが、飛灰を減容化処理し洗浄廃液の放流するケース 1-1 では約 3,100 億円であり、約 800 億円を低減できる可能性がある。
・ 洗浄廃液を放流できない可能性もあるが、蒸発・乾燥・固型化処理と固化塩類の処分が必要となるケース 1-2 では、高濃度土壌の処分費用を除く全体費用は約 3,600 億円とケース 1-1 と比較すると約 400 億円大きくなるが、飛灰を減容化処理しないケース 2 での全体費用約 3,900 億円に比べると約 300 億円小さい可能性がある。
・ 吸着処理比の大きい吸着剤を使用すると安定化体の処分費用を低減できる可能性はあるが、安定化体の処分単価は約 330 万円/m^3 と高額であるが体積が小さく、影響は小さい可能性がある。例えば、安定化体の体積は吸着処理比 2,500 のケース 1-1 では 840m^3 であるが、吸着処理比 20,000 のケース 1-3 では 110m^3 であり、全体費用としては約 7,950 億円から約 7,920 億円と約 30 億円の低減に留まる。一方、吸着処理比が大きいと安定化体の放射能濃度が高くなり、設備の放射線防護対策のための処理費用が大きくなると考えられる。

（6）まとめ

焼却残渣と高濃度土壌を対象として、熱処理と熱処理で発生した飛灰の減容化処理を実施する・しないなどにより設定した 6 ケースについて経済性試算を実施した。その結果、次のことが分かった。

・ 焼却残渣、高濃度土壌に対して熱処理と減容化処理を行うと、処理費用は大きくなるが、放射能濃度の高い安定化体の体積が数百分の 1 以下となるとともに二次生成物の放射能濃度は低いため処分費用が小さくなり、全体費用としては小さくなる可能性がある。
・ 二次生成物のうち洗浄廃液は体積が大きいため、放流などの処分方法について放射能濃度や重金属類の濃度の基準値などを社会的合意形成も含めて十分に検討する必要がある。放流が難しい場合には蒸発・乾燥・固化処理が必要となり追加の費用が発生するが、飛灰を減容化せずそのまま固型化して処分場合よりも全体費用は小さくなる可能性がある。
・ 吸着処理比の大きい吸着剤を使用すると、最終処分が必要な安定化体の体積は小さくなるが、もともとの体積が小さく全体費用に占める処分費用の割合は小さいため、全体費用に対する影響は小さい可能性がある。一方、吸着処理比が大きいと安定化体の放射能濃度が高くなり、設備の放射線防護対策のための処理費用が大きくなるため、吸着処理比には適正な範囲があると考えられる。

今後、処理と処分の方法と単価を精査して精度を向上させるとともに、今回は十分に考慮されていない設備の放射線防護対策なども含めて処理費用を算出し、より確度の高い経済性の評価を実施する。

引用文献

1）環境省、「平成２９年度双葉町減容化施設（中間貯蔵施設）における廃棄物処理その１業務　平成２９年度双葉町減容化施設（中間貯蔵施設）における廃棄物処理その２業務　要求水準書」、2017

2）(独)日本原子力研究開発機構、（社）日本アイソトープ協会、（財）原子力研究バックエンド推進センター、「処分費用の試算について」（文部科学省 RI・研究所等廃棄物作業部会（第 6 回）（平成 18 年 4 月）の資料第 6 － 2 － 4 号)、2006

3）国立研究開発法人日本原子力研究開発機構、「平成 31 年度埋設処分業務に関する計画（年度計画)」、2019

4）環境省、「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物等埋立処分工事　仕様書」、2017 及び同工事の落札情報等をもとに、建設費、用地費用、管理費等を含めて推計

5）一般財団法人建設物価調査会、「建設物価」、2020 年 3 月をもとに、10 トン積級のダンプトラックの借損料、運転手の人件費及び宿泊費、特殊勤務手当、燃料費、間接経費等を含めて推計

6）Tetsuo Yasutaka ほか、「Assessing cost and effectiveness of radiation decontamination in Fukushima Prefecture, Japan」、2016

［担当　有馬謙一（協力 三菱総合研究所 篠崎剛史)］

5. 技術的観点から考えうる処理・処分シナリオ

（1）はじめに

汚染廃棄物の処理と処分は、理想的には一体の計画として、汚染廃棄物の特徴、処理、最終処分までの全工程を考えて立案されるべきである。しかし、汚染廃棄物は中間貯蔵後 30 年以内に福島県外に最終処分するということが法律で決められているのみで、最終処分の場所、処分施設の構造と規模は決まっていない。これは、目の前に迫った種々の要請に応え、速やかに除染を行い、復興を行う必要があったため、処分を含めて考えて作業が遅延するよりも、早期の環境回復を優先したためと推察できる。その代わり、環境省は、中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略工程表を提示し、2024 年度までに基盤技術開発を一通り完了し、最終処分に係る戦略目標を示す予定となっている。

現時点では、可燃性の汚染物質は焼却減容化され、さらに焼却残渣は熱処理（溶融）により一層の減容化が図られることとなった。この次の工程として、熱処理から発生する飛灰を洗浄濃縮する工程も実証事業が実施されている。また、高濃度土壌については、高度分級が実証されているが、今後の処理事業の方針は決まっていない。

一方で、上述のような各種の処理や技術開発が進みつつある。処分方法が決まっていない中、各種の処理事業を進めることは、そのこと自体が処分方法を制約していくことになる。すなわち、現在進行している減容化事業や技術開発は、処理・処分シナリオを最適化したものではなく、目前の必要性に対処することが優先されている側面がある。よって、後世から見た場合に、最終的に技術的にも社会的にも合理的なものとするためにも、最終処分を含めた全体システムとして最適化しなければならない。

第 3 章、第 4 章では、上記のような現在進行しつつある技術を前提に、現時点での想定を前定にマスバランスの検討と、経済性評価を行った。これに対し第 5 章では、現在の進行を一定程度は考慮するものの、まず、法的制約を一旦は考慮対象外とし、純粋に技術的に、処理・処分の各工程で検討すべき因子、及び因子ごとの選択肢を網羅的に提示する。そのうえで、例として、技術的に合理的であると考えられる複数の処理・処分シナリオを提示することとする。

（2）前提条件

シナリオ検討において、一定の前提条件を設けた。以下に一覧を示す。

1) 除去土壌の仮置き場から中間貯蔵施設への輸送はすでに進行しているので考慮対象外。ただし、現実の数量および放射能濃度の情報は、最新値を利用する必要がある。
2) 帰還困難区域の除染に伴って発生する汚染廃棄物は、現時点で量と放射能濃度を予測しにくいため考慮対象外。
3) Sr-90 は考慮対象外とし、Cs-137 のみを考慮する。平均的には、Sr-90 の放出量が Cs-137 の 1/1000 と少ないこと、土壌中の Sr-90 はすでに拡散移動等している可能性があること、熱処理によって飛灰側に優先的に濃縮する割合は小さいと予想されることによる。
4) 既に処理事業が開始された焼却残渣の熱処理（溶融）の適用は前提とする。実績として、第一施設では 20 万 Bq/kg、第二施設では 8 万 kBq/kg 程度のばいじんが発生している。
5) 可燃性特定廃棄物の焼却後の残渣（飛灰と主灰）については、10 万 Bq/kg を超えるものと、可燃性特定廃棄物のうち除染廃棄物由来の焼却残渣（実際は、除染廃棄物と他の災害廃棄物等の処理対象物について重量按分。ただし、大熊町と双葉町の可燃系特定廃棄物の焼却残渣はすべて灰減容化施

設で熱処理を行う。結果的に 10 万 Bq/kg 以下がほとんどである。）が中間貯蔵施設内の熱処理施設で処理されている。それ以外は（溶出性の高いばいじん（飛灰）はセメント固型化処理施設で安定化後）、旧フクシマエコテッククリーンセンターの管理型処分場で処分される。

6) 考慮対象物は、図 5-1 に示す環境省の分類を単純化し、処理済み土壌（中間貯蔵施設内の低濃度土壌（中間貯蔵後 8,000Bq/kg 以下））、高濃度土壌（中間貯蔵後も 8,000Bq/kg 超）、焼却灰の熱処理後副産物とする。

7) 処理・安定化・処分シナリオは、上記対象物ごとに分けて考える。

8) 中間貯蔵実施中に適用が可能となる見込みのある開発途上技術は検討に含める。

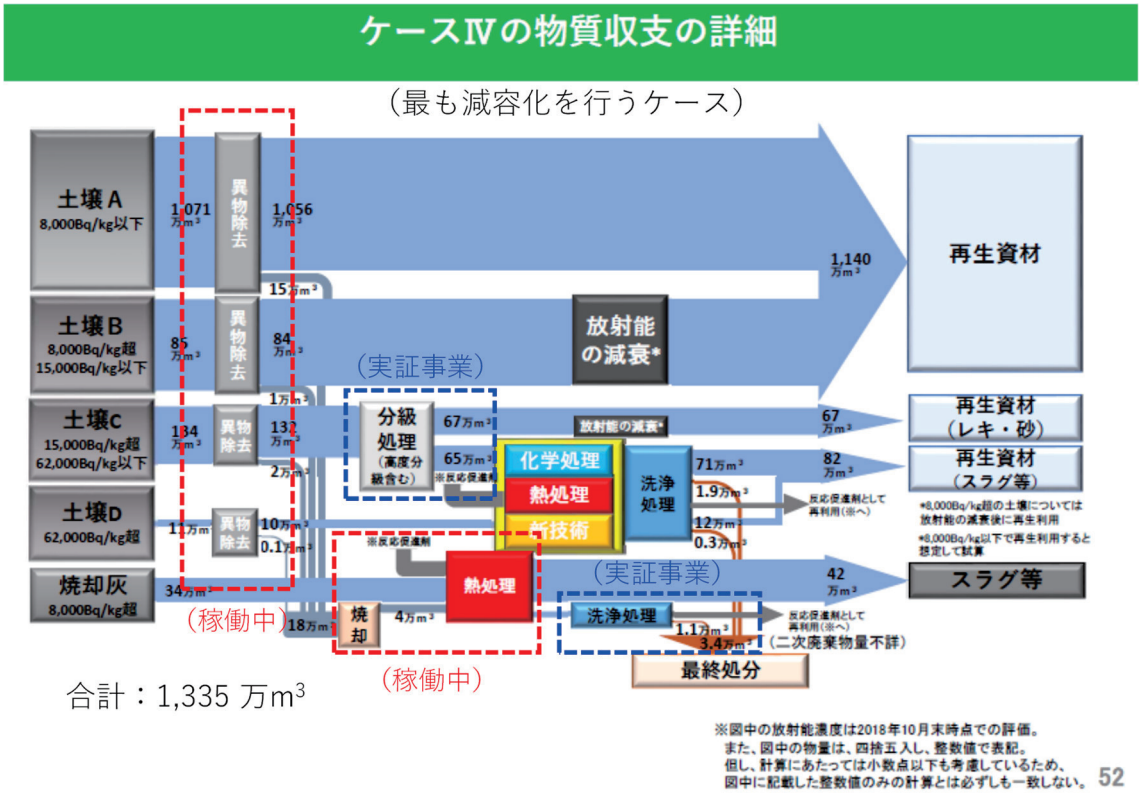


図 5-1　環境省による汚染廃棄物の分類と量、および再利用／処分方法*1

（3）検討因子と選択肢

1) 処理・処分の全体フローと検討因子

シナリオを設定するにあたり、処理・処分の全体的な流れを図 5-2 に示す。ここでは現状の法体系を考慮せず、純粋に技術的視点から可能な内容を提示する。

*1 8,000Bq/kg は再利用や処分時点での値と考えるのが良い。放射性廃棄物処分の観点からは、濃度のばらつきの把握が重要となるが、除去土壌等はフレキシブルコンテナで中間貯蔵施設に運搬され、全数検査が行われている。その際、測定のばらつきも考慮し、基準値の 80%である 6,400Bq/kg を判定値として、分別が行われている。

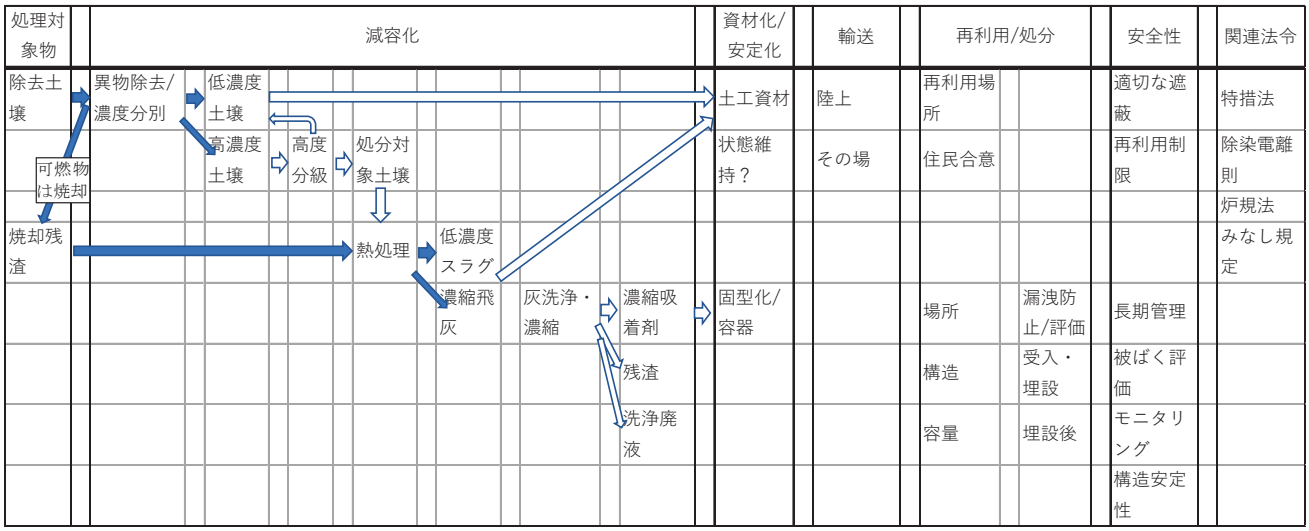


図 5-2　シナリオ検討のための処理・処分フローと検討すべき因子
青埋め矢印は実施中の工程、白抜き矢印は想定される工程

処理対象物は除去土壌と焼却残渣に大別した。以降、処理方法が決定し、進行中のものを矢印（青埋め）で示した。除去土壌は、中間貯蔵施設に受け入れられる際、異物除去され、低濃度土壌と高濃度土壌に分別される。可燃性の異物は焼却され、焼却残渣と同じプロセスに移る。焼却残渣は熱処理により減容化され、低濃度スラグと濃縮飛灰に分離される。

この先の工程は未定であるが、想定される工程を白抜き矢印で示す。処理済み物（低濃度土壌）は、土工資材として再利用が検討されている。高濃度土壌は高度分級を行った場合、処理済み物（低濃度土壌）と処分対象土壌に分離される。処分対象土壌は熱処理によりさらに減容化が可能である。熱処理による処理済み物（低濃度スラグ）は土工資材としての利用が検討されている。

熱処理による濃縮飛灰は、灰洗浄と吸着による濃縮が検討されており、この処理により、Cs が濃縮した吸着剤、洗浄残渣、洗浄廃液が発生する。

減容化後は、資材化もしくは安定化が行われる。処理済み物は、一定の品質管理の後、土工資材となりえる。土工資材として使用が困難な場合も想定されるが、その場合は状態維持されたまま（再利用も処分もされずに貯蔵）となる可能性もある。濃縮物は処分のために安定化がなされる。安定化の方法としては、何らかの容器内部に固型化し、安定化体とすると想定できる。

土工資材、もしくは安定化体は、それぞれ再利用、もしくは処分場所まで輸送されることになる。主には陸上輸送となると想定されるが、再利用先や処分場所が決まらない場合は、その場保管となる可能性もある。

再利用に関しては、再利用場所と住民合意を考慮することになる。処分に関しては、場所、施設の構造、容量を考慮するが、同時に、漏洩防止/評価が必要で、それらは受入・埋設の時期と、埋設後では考慮すべき事象が異なってくる（詳細は後述）。

被ばくに関する安全性については、処理済み物と濃縮後の安定化体では評価の方法が異なる。処理済み物の再利用については、クリアランス以下(Cs-137 の場合には 100Bq/kg 以下)となれば、放射性物質としての考慮は不要となるが、これを超える場合は、使用状況に応じた作業者や利用者の被ばくに関する安全評価が必要となる。処理済み物の再利用後、さらなる再利用の制限を設け、適切な遮蔽を設けるこ

とで再利用が可能となると見込まれる。例えば、30cm 以上の覆土を設けることで、8000Bq/kg 以下の処理済み物は道路堰堤などに使用できることが示されている。

安定化体の埋設後、処分施設は長期管理に移行するが、その際は、あらかじめ周辺住民の被ばく評価を行っておく必要がある。また、管理期間中はモニタリングが求められる。さらに、構造安定性が求められ、廃掃法の遮断型処分場相当の施設であれば、目視点検が必要となる。

最後に、処理・処分の全工程において関連する法令として、特措法、改正電離則、炉規法、再利用時などあらかじめ実施した評価結果に基づくみなし規定などがある。

2) 今後の技術選択における検討事項

表 5-1 に今後の技術選択における検討事項一覧と、その選択肢の例を提示する。以下、各検討事項の選択肢について説明する。

表 5-1　技術選択における検討事項選択肢の例

今後の検討事項	選択肢・付随事項の例			
処理済み物の再利用	全量利用（県外、県内、県内外)	造成地として発展的有効利用		
高濃度土壌の処理	高度分級	熱処理	経年減衰を待って管理型処分場	
固型化後の放射能レベル	環境省提示/114 万 Bq/kg	調査代表値/1500 万 Bq/kg	最高濃縮/20 億 Bq/kg	
被ばく対策	特定廃棄物セメント固型化処理施設相当	部分的自動化	完全自動運転	
固型化方法	セメント	ほう珪酸ガラス	ジオポリマー	リン酸金属ガラス
容器	ドラム缶+セメント混合物充填	遮蔽容器+インドラム混合	高耐久性コンクリート容器	高レベル廃棄物用キャニスター
水素ガス発生対策	放射能レベル抑制	ベント	無水素材	
輸送	荷姿	距離	沿線住民合意	
最終処分方法	低濃度：管理型処分場	濃縮物：県外最終処分施設	同：放射性廃棄物として	同：事故後の廃炉廃棄物として
処分施設の構造	廃掃法の遮断型相当	放射性廃棄物 L2 の浅地中ピット	ほか	

i)　処理済み物（低濃度土壌、熱処理後のスラグ）の再利用

理想的には全量再利用であるが、利用場所の候補として、県外、県内、県内外両方があり得る。課題としては、再利用場所を設定し、住民合意を得る必要がある(図 5-3)。

処理済み物は廃棄物ではなく、適切な処理と品質管理を行った材料として用いることができるものであるが、材料は利用先がなければ使用できないため、対極として、一切再利用できず、全量を県外最終処分する可能性を考えておくことにも意義はある。この場合も、処分場所の設定と住民合意を得る必要があるが、さらにコストを要する。コストとしては、県外への輸送費と管理型処分場への処分費を概算で 10 万円/m^3 と仮定すると、環境省提示の再生資材の合計量 1289 万 m^3 の処分には、1 兆 2890 億円を要することになる。もし処分単価が半分としても、6000 億円を要する。現実には、すでに飯館村などで再利用の実証は開始されており、利用困難な状況が発生した場合、再利用と処分が混在する可能性は

考えられる。

再利用の推進における要点の一つとして、再利用に伴うインセンティブがある。処理済み土壌は、品質上資材とみなされるので、有価商品として流通するのが望ましい。ただし、現実にそれが困難な場合、再利用に対する補助金などを考慮する方法もあるかもしれない。

再利用も処分も、放射性物質に汚染していることが障害となるのであれば、低濃度土壌であっても、全量熱処理する方法もあり得る。飯舘村蕨平地区での汚染土壌資材化実証事業や文献によると、ロータリーキルンを用いた焼成によると、Cs-137 に関するクリアランスレベル 100Bq/kg 以下を達成できる可能性がある。この場合、追加費用が発生するとともに、濃縮物の処分が必要となる。費用としては、焼却残渣 38 万 m^3 に対する 2 系列の熱処理施設が約 2500 億円であったため、処理量が約 34 倍となるため、スケールアップ効果を 0.7 乗と仮定しても 2 兆 9000 億円にもなる。現実には、処理期間を延長することで、このような高額な金額にはならないと思われるが、それでも少なくとも数千億円が必要なことには変わりない。

法的制約等を取り除けば、従来の発想とは全く異なる方法もあり得る。中間貯蔵施設に搬入された処理済み土壌を長期保管しつつ、処理済み土壌をそのまま活用するという選択肢である。例えば、再利用や処分に要する費用の一部を転用する形で、未来志向を念頭に開放された貯蔵施設跡地を地域発展のために利活用する方策をステークホルダー全員で考える等である。跡地の掘削制限や再利用制限は必要であるが、適切な覆土を施せば、被ばく影響は無視し得るレベルとすることができる。この方法には法の改正と地権者の合意が特に重要である。法的には県外最終処分を定めている中間貯蔵・環境安全事業株式会社法（略称、JESCO 法）を考慮する必要がある。この利活用を処分行為とみなせば JESCO 法の改正が必要であるが、再利用とみなせばその必要はない可能性もある。

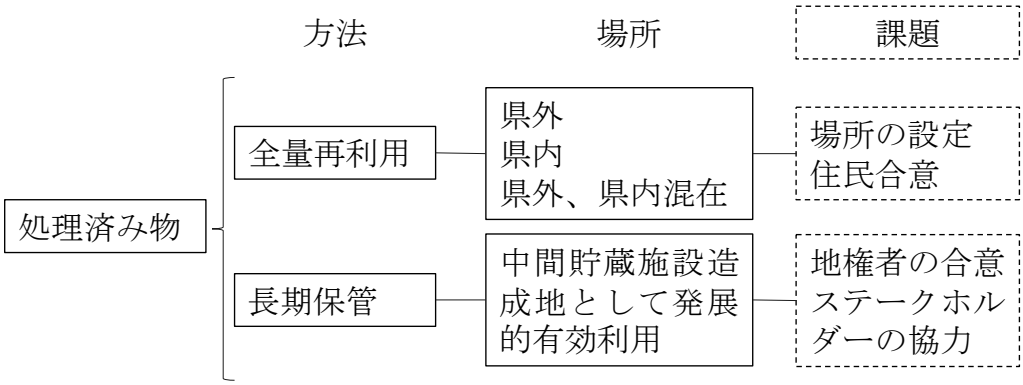


図 5-3　処理済み物の再利用

ii)　高濃度土壌の処理・処分シナリオ

高濃度土壌の処理・処分シナリオの概要を図 5-4 に示す。汚染濃度の工程に寄らず、実質的に土壌から Cs は地下水に有意に移行しないことが分かっているのであるから、高濃度土壌であっても放射能濃度を処分限度の 10 万 Bq/kg 以下に制御できれば、管理型処分場相当の施設に処分することも可能である。ただし、当面の仮置き場を確保し、県外に処分施設を準備し、設置と輸送に関する住民合意を得ることが課題となる。

Cs は微粒分中の粘土に吸着されているので、微粒分を除去すれば減容化ができると考えられる。そ

こで、JESCO による高度分級実証事業が実施され、一定割合で、再利用可能な処理済み物（低濃度土壌）と処分対象物（より高濃度な土壌）に分離できることが示されている。この場合、処理済み物として低濃度土壌と濃縮土壌が生成する。処理済み物は、1)項での考察と同じシナリオを考えることができる。

濃縮土壌については、放射能濃度が 10 万 Bq/kg を超える場合は、そのまま遮断型処分場相当施設へ処分することも考えられる。しかし、Cs の溶出速度は極めて遅く、遮断性能よりも適切な放射線の遮蔽が必要となる。そうであれば、10 万 Bq/kg を超えるとしても、それらを廃棄物層の下部に埋設するなどして、周辺住民への影響を低減することで管理型処分場相当施設への処分が可能と考えられる。この場合、適切な遮蔽措置が課題となる。10 万 Bq/kg が、覆土なしの管理型処分場の周辺住民への被ばくを考慮して決められた数値なので（2.5 節表 1 参照）、処分場の構造と処分対象物の量と放射能濃度を考慮することで、必要な遮蔽措置を設計できる。そのうえで、この遮蔽措置を考慮した安全性評価が必要になる。もちろん、処分場を準備し、設置と輸送に関する住民合意が必要である。

濃縮土壌は、種々の減容化技術を適用しさらなる減容化も技術的には可能である。すでに稼働している熱処理施設を有効活用することも理論的には可能である。しかし、粘土鉱物にとらえられて環境中を移動しない状態の Cs を、たとえば熱処理により、水溶性にし、さらに追加的安定化処理を行うのは、過剰とも考えられる。もし実施する場合は iii 項に述べる焼却残渣に対する検討と同様となる。

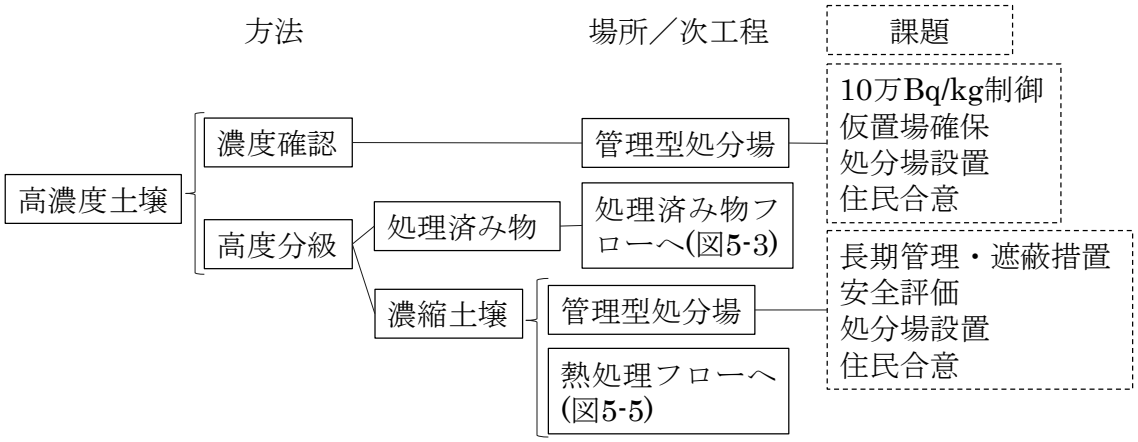


図 5-4　高濃度土壌の処理・処分シナリオ

iii)　灰洗浄後の濃縮レベル

熱処理による減容化の後、さらなる減容化を目指し、JESCO では灰洗浄・濃縮に関する実証事業を進めている。灰洗浄により、どの程度まで Cs を溶出させることができるのかも重要な技術的検討課題であるが、その後工程の濃縮については、どの程度の濃縮度にするかで、さらに後の工程に決定的な影響を及ぼすため、全体像を把握しておくことは極めて重要である。濃縮レベルごとの特徴の一覧を表 5-2 に示す。

環境省の資料（2019 年 3 月）*2 では、焼却残渣 38 万 m^3（第 3 章の試算では平均放射能濃度 3.3 万 Bq/kg）が、1.1 万 m^3 に減容化（1/35）されるため、放射能濃度は 114 万(1.14×10^6)Bq/kg となる（ケース 1)。第 3 章の各工程の代表値を用いると、840m^3、1500 万(1.5×10^7)Bq/kg まで濃縮される（1/455、ケ

*2　4 つの減容化のケースが示してあるが、ここでは、最大限の高減容化の場合を考慮する。

ース 2)。文献値[2)]による最大濃縮（安定化後で 1/60,000[*3] ）を行うと、6.3m^3、20 億(2×10^9)Bq/kg となる（ケース 3)（灰洗浄液のイオン濃度や安定 Cs 濃度などの条件により、濃縮物の量と放射能濃度は変化する)。容量は感覚的に表現すると、38 万 m^3 は東京ドームの 1/3、1.1 万 m^3 はサッカー場に 1.5m 高さ、836m^3 は 25m プール 1.7 個、6.3m^3 はワンボックスカー1 台分、である。

濃縮レベルを変えるには、使用する吸着剤を選択するのが一般的である。能力の検討は必要であるが、ゼオライト、結晶性ケイチタン酸、フェロシアン化物などが候補となる。また、固型化材の種類の検討も必要である。特に重要なのは、濃縮度合いにより、埋設後の管理期間が変わることである。

表 5-2　灰洗浄後の濃縮レベルごとの特徴一覧

	吸着剤例	固型化材例	放射能濃度	容量	管理期間
焼却残渣	―	セメント	3.3 万 Bq/kg	38 万 m^3(1/1)	62 年
濃縮飛灰	―	セメント	15 万 Bq/kg	12 万 m^3(1/3)	128 年
ケース 1	ゼオライト	セメント	114 万 Bq/kg	1.1 万 m^3(1/35)	216 年
ケース 2	結晶性ケイチタン酸	セメント	1,500 万 Bq/kg	840m^3(1/455)	328 年
ケース 3	フェロシアン化銅	リン酸ガラス	20 億 Bq/kg	6.3m^3(1/6 万)	540 年

注：濃縮飛灰のかさ密度は 800kg/m^3 とした。管理期間は、8,000Bq/kg までに要する時間。
（吸着剤は仮に入れたもので、調査が必要。）

この異なる濃縮レベルは、使用する吸着剤の性能と、運転条件により決まる。Cs 吸着剤の多くはイオン交換体であり、イオン交換体の性能は、イオン交換容量と Cs イオン選択性[*4] により記述できる。ここでは、その詳細ではなく、その結果として生じる異なる放射能レベルに付随して考慮すべき多くの事項に関して定性的に整理する。考慮すべきは、Cs-137 が発生する γ 線による処理工程での作業者の被ばく対策、γ 線の遮蔽、γ 線による安定化体の発熱、水の γ 放射線分解による水素ガス発生、水素ガスによる処分施設構造安定性への影響、管理期間である。施設詳細の設計は専門家による検討が必要であり、JESCO の灰洗浄実証事業により具体化されることが期待される。全体を図 5-5 にまとめ、個々の因子と考慮項目について以下に説明する。

・ 灰洗浄工程の洗浄廃液：灰洗浄を行う場合、第 3 章に記載のように 58 万 t の洗浄廃液が生じる。この処理方法を定めることが、洗浄工程採用の決定的因子となる。吸着工程の適切な設計により、放射性 Cs の排水基準を満足することは可能と考えられるが、洗浄廃液の放流は処理後であっても住

[*3] 純技術的には、最終的に金属 Cs にまで精製することが究極の濃縮となる。文献[2)]で示されている固型化後のリン酸ガラス化中の Cs 濃度を考えると、最大 Cs 濃縮率はさらに 12 倍の 70 万分の 1 の、240 億 Bq/kg となる。

[*4] Cs イオン吸着剤として知られているものには、ヴァーミキュライトなどの層状粘土鉱物、ゼオライト、ジオポリマー（定義があいまいであるが、一種のゼオライトとも言える)、結晶性ケイチタン酸、フェロシアン化物などがある。これらはカチオン交換体であり、Cs を選択的に吸着する特性を持つ。あるイオン組成の溶液にある量の吸着剤を添加した際の Cs の吸着量は、吸着剤のイオン交換容量と他のイオンに対する Cs イオン選択係数（これらは実験的に測定可能な吸着剤固有の定数）により計算できる。イオン交換体に吸着された Cs 濃度(mol/kg)の液相中の Cs 濃度(mol/L)に対する比は、しばしば分配係数と称される。しかし、この比は共存イオンとの濃度比に強く依存し変化するものであり、定数ではなく、実験条件に依存する分配比とでも呼ぶべきものである。

民との協議を行うことが必要である。放流等ができない場合は、蒸発乾固、もしくはセメント固型化、あるいは含水率が高いエトリンガイトなどの鉱物として安定化し、管理型処分場に廃棄するという方法も考えられるが、大幅なコスト増が見込まれる。

- 吸着・安定化工程における作業者の被ばく管理：吸着工程の結果として生じる放射性 Cs が濃縮した吸着剤の放射能濃度により、作業者の被ばく管理を適切に行うことが必要となる。もちろん施設周辺住民への影響も考慮する必要があるが、一般には敷地境界での線量率で管理される。作業者については、電離則に定められる線量限度が順守できる処理施設を設計する必要がある。被ばく管理には、適切な遮蔽、作業時間の管理、施設の自動化などが有効である。
- 安定化工程(被ばく対策)：吸着工程では、造粒した吸着剤が充填された吸着塔／ボンベ式カラムが使用されると考えられるが、その後の安定化工程には複数の方法が考えられる。それらは、放射能濃度が高まった吸着剤をいかに漏洩させることなく、作業者の被ばくを抑制できるかを考慮して決定される。吸着塔を用いる場合は、吸着後、吸着剤を取り出し、セメントと混合するなどして容器内に打設し、固型化する工程を設定することになるが、吸着剤の線量率が高くなりすぎると、取扱いが困難になる可能性もあり、吸着性能の適切なものを選択する必要がある。また、セメントと使用済み吸着剤の混合をミキサにより行うと、混合設備が汚染し、その洗浄作業は人力に頼らざるを得ないかもしれないが、放射能レベルによっては、洗浄作業が困難となる可能性もあり、その際は、安定化体にする容器内で吸着剤と固型化材を混合し、攪拌羽も容器内に残置させるいわゆるインドラム方式もあり得る。高性能の吸着剤を用いるには、ボンベ式カラムを用いれば、吸着剤を取り出すことなく、次工程の固型化に移行させることができるかもしれない。このように、濃縮レベルは吸着工程においても、施設の仕様に影響する。
- 安定化工程(吸着剤と固型化材)：安定化のために用いられる固型化材は、吸着剤との組合せにも配慮が必要である。固型化材としては、従来の低レベル放射性廃棄物に関しては、多くの場合、セメントが用いられる。用いるセメントの種類や配合にも選択の余地はある。また、最近はジオポリマーを用いる検討もある。高レベル廃棄物では、ほう珪酸ガラスが用いられる。吸着剤が、粘土鉱物やゼオライトであれば、いずれの固型化材でも安定化できるが、放射能レベルも比較的低いので安価なセメントで十分であろう。ゼオライトに吸着させた場合、吸着後に加熱・焼結させることで、Cs を揮発させることなく*5 、安定化することもできる[3)]。吸着剤がフェロシアン化物の場合*6 、これらの固型化材を用いると、フェロシアン化物は分解するので*7 、あらかじめ熱分解すること

---

*5 加熱時の Cs の挙動についても理解が必要である。一般に、Cs を含有し、特に Cs を吸着固定する作用が働かない場合、600℃程度から Cs の揮発は始まる。特に Cl は Cs を揮発させやすく、この程度の温度から一定量は気相側に移行する。CsCl の沸点は 1297℃であるが、Cs の揮発特性は沸点とは関係ない。しかし、ゼオライトなど固相側に Cs を固定する作用がある場合、Cs の揮発は抑制される。また、たとえ溶解するような 1500℃を超える条件でも Cs を含有する安定相が存在する場合もあり、いつも Cs の全量が揮発するわけではない。

*6 吸着剤をフェロシアン化物とした場合、吸着後に速やかな安定化処理が必要である。フェロシアン化物は、フェロシアンイオンと金属の塩であるが、プルシアンブルーを含む多くの金属塩では、環境中の酸素による酸化反応により、フェロシアン化物が分解し、Cs が溶離するとともに、フェロシアンイオンが液相中に放出される。フェロシアンイオンは安定であり、シアンイオンとは毒性は異なるのであるが、環境基準の全シアン濃度を順守できない可能性がある。Co 塩は酸化に対して安定である。また、ポリビニルアルコール造粒体も酸化抵抗性があることが分かっている。

*7 セメントやジオポリマーを用いると、Ni 塩を除く多くのフェロシアン化物はアルカリ性では分解す

も検討されている[4]。熱分解後、Cs は水溶性となるので、後述するように、処分施設の埋設後の管理期間における安全評価を満足するように、固型化材を選択する必要がある。

- 水素ガス発生：セメントなど固型化材に水が含まれる場合、あるいは、含まれないとしても処分施設が地下水面化に設置され固型化体に浸水する場合（日本原燃六ケ所村事業所の L2 処分施設は埋設後、地下水面下となる）、水の放射線分解により水素ガスが発生する。ジオポリマーは水を用いて合成するので、固型化体には水が残存する。もし乾燥して水を除いたとしても吸湿性により、絶乾状態に保持するのは容易ではないと予想される。ガラス固型化し、十分に安定化体を遮蔽すればこの問題は解消される。ただし、一般に、固型化材に起因する水素ガス発生は低レベル廃棄物では考慮不要のレベルである。考慮すべきは、処分対象物に金属アルミニウムが含有され、高 pH のセメントで固型化された場合の水素ガス発生であるが、熱処理後濃縮飛灰に金属アルミニウムが含有されなければこの問題は考慮しなくてもよいと考えられる。
- 安定化に用いる容器：適切な容器の選択には、放射能濃度に依存する、発熱と容器表面の線量率を考慮する必要がある。充填する放射能濃度と容器の材質、厚さ、容量に基づき、専門家による計算が求められる。放射能濃度が高くなければ 200L ドラム缶が一般的である。放射能濃度が高くなる場合は、鉄筋コンクリート容器もしくは、鉄筋コンクリートライニングを施した鋼製容器もあり得る。また、ポリマー含侵繊維補強コンクリート(PIC)製の高耐久性コンクリート容器もあり得る。容器は 1m^3 も販売されている。必要に応じ遮蔽のために容器の厚さを増すことも可能と考えられる。コンクリートの密度を金属アルミニウム相当の 2.26g/cm^3 とした場合、線量率を 1/10 にするには 12cm、1/100 にするには 23cm、1/1,000 にするには 35cm、1/10,000 にするには 46cm が必要である。さらには、高レベル廃棄物に用いられるステンレス鋼製のキャニスター*8 もある。
- 処分施設：容量、構造、管理期間、構造安定性の観点から検討する必要がある。これらは、処分する安定化体の放射能濃度と溶出特性と密接に関連する。以下にそれぞれ説明する。
- 処分施設(容量)：日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターの 1 号埋設施設（鉄筋コンクリート製ピット）の寸法は 24m×24m×6.5m であり、中仕切りや充填材も考慮すると、正味の 1 号の廃棄体の体積は 200 リットル×5120 本、1,024 m^3 の容量となる。前述のケース 1 の 1.1 万 m^3 の場合は 10 倍、ケース 2 の 840m^3 であれば 8 割程度となる。ケース 3 の 6.3m^3 は一般的な天井高 2.5m の住居 1.5 畳分（ワンボックスカー1 台分）であるので、施設というよりは容器を建屋に保管する、という構造になる可能性もある。つまり、減容化の程度により、建設すべき施設の規模は相当に変化する。ただし、ケース 3 では適切な遮蔽も必要と考えられ、ケース 2 相当の表面線量率にするには、40cm 程度の厚さのコンクリートで遮蔽した容器に安定化したのちの保管が必要となる可能性もある。
- 処分施設(構造)：日本原燃の事例を参考にすると、覆土前の操業期間中は、漏出防止が求められる。漏出防止は、コンクリート製構造物への浸水防止でもある。コンクリートの遮水性能は、ひび割れによって支配されるので、土木学会コンクリート標準示方書に従いひび割れ幅 0.1mm 以下がコンクリートに求められる。0.1mm を超えるひび割れは補修が必要である。この寸法のコンクリート

るので、そのまま固型化できるが、フェロシアンイオンが放出されるので、その対応が必要と考えられる。

*8 キャニスターの容量を 150L とすると、最高濃縮した場合の 6.3m^3 は 42 本分となる。
https://www.fepc.or.jp/nuclear/haikibutsu/high_level/glass/index.html

構造物をひび割れフリーで建設するのは容易ではなく、特別な配慮がなされて初めて達成可能性が生まれる。なお、日本原燃の例では、容器内で安定化された濃縮物は、容器全体として安定化体となるが、安定化体は処分施設に設置された後、モルタルで充てんされる。処分施設は、コンクリートピットではなく、特措法が廃掃法をベースにしているため、廃掃法による遮断型構造の処分施設が候補となる可能性もある。遮断型相当の最終処分場コンクリートについては、国立環境研究所が技術資料をまとめている[5)]。日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターのコンクリートピットの建設にはひび割れ低減のために特別な配慮が払われていることには注意が必要である。一般的な建設手順で建設されたコンクリートに遮断の性能を求めることは困難である。

- 処分施設（高耐久性コンクリート容器）：前述の PIC 容器は、高耐久性かつ漏洩に係る全数品質検査が可能である。コンクリート施設は大きくなればなるほどひび割れ制御は難しくなり、特別な配慮が必須となるが、高耐久性コンクリート容器はこの点に関して有利となる。高耐久性コンクリート容器の容量は小さいものの、機能から考えれば処分施設と言える。しかも移動可能である。ケース 3 のように処分対象が 6.3m^3 であれば、高耐久性コンクリート容器を処分施設とすることも選択肢になりえると考えられる。
- 処分施設(管理期間)：減容化による放射能濃度の違いが最も影響を与えるのが、埋設後の管理期間の長さである。放射能濃度がどのレベルになるまでを管理するのかは、施設全体の構造と立地を考慮し、安全評価をしたうえで決定される。逆を言えば、放射能濃度と、安定化体の特性から、管理期間が決まるともいえる。現在の安全評価は、埋設後、地下水を経由して放射性物質を摂取することによる内部被ばくと施設周辺の住民の外部被ばくなどに対して行われる。例えば、処理済み物の再利用可能限度の 8,000Bq/kg を例にとると[*9] 、その濃度までに減衰するのに必要な期間は、灰洗浄なしの濃縮飛灰の 15 万 Bq/kg は 128 年、ケース 1 の 114 万 Bq/kg では 216 年、ケース 2 の 1,500 万 Bq/kg では 328 年、ケース 3 の 20 億 Bq/kg では 540 年となる（表 5-2）。しかし、処理済み物を道路堰堤に使用する場合と処分施設の場合では、まったく事情が異なる。さらに、日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターの事業許可取得時の安全評価では、非常に安全側に、地下に埋設した後は、施設のコンクリートは保守的に砂同等の拡散場として取り扱い、遮水性は考慮せずに、吸着能力を考慮している。もし、安定化体内で Cs がガラス化されており、地下水への溶出がきわめてわずかな場合、安全評価のシナリオによっては、管理期間は短縮される可能性もあり得る。管理期間の決定では、地下水経路からの被ばくではなく、処分場跡地への偶発的な人間の侵入も考慮しなければならない。管理期間が短い場合、処分場跡地に侵入し、そこを掘削することによる泊線量が線量基準を上回る場合には、管理期間を長くする必要がある。管理期間を短くする方策としては、廃棄物の埋設深度を深くすることが考えられる。ただし、この事情は放射性廃棄物処分に関するものであり、オフサイトの汚染廃棄物の処分においては、管理期間の決定方法が定まっていないため、当面の間は管理し続けることになると考えられる。
- 処分施設(構造安定性)：操業時は、施設の健全性は検査により確認でき、異常があれば補修するこ

[*9] 放射性物質の処分において、クリアランスレベルにすることを目標とするのは不適切である。クリアランスレベルとはどのような使い方をしても被ばくは無視し得るため放射性物質とみなす必要がないという値である。特定の使用方法が分かっている以上、その仕様に応じた被ばく評価（安全評価）を行い、受け入れ可能な放射能レベルを明確にするのが従来の放射性物質を利用する際の基本方針と整合するものである。

とで安定性は保証できる。埋設後については、異常事象と人為的事象に関して考慮する必要がある。一つは地震動の影響で、日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターでは適切な厚さのベントナイト混合土を施工することで、ひび割れが入ったとしても自己修復することが考慮されている。経時的性能変化は、コンクリートとの接触によるベントナイトの変質と膨潤止水特性の低下である。もう一つは、安定化体から水素ガスが発生することによる、施設の膨張とひび割れの発生である。この時点では埋設後であるので、ベントによる排気は期待できず、水素ガスの発生と逸散の関係を計算し、施設の安定性を担保する必要がある。また、人為的事象については、誤って掘削し、安定化体内部の放射性物質が外部に露出した時の影響である。

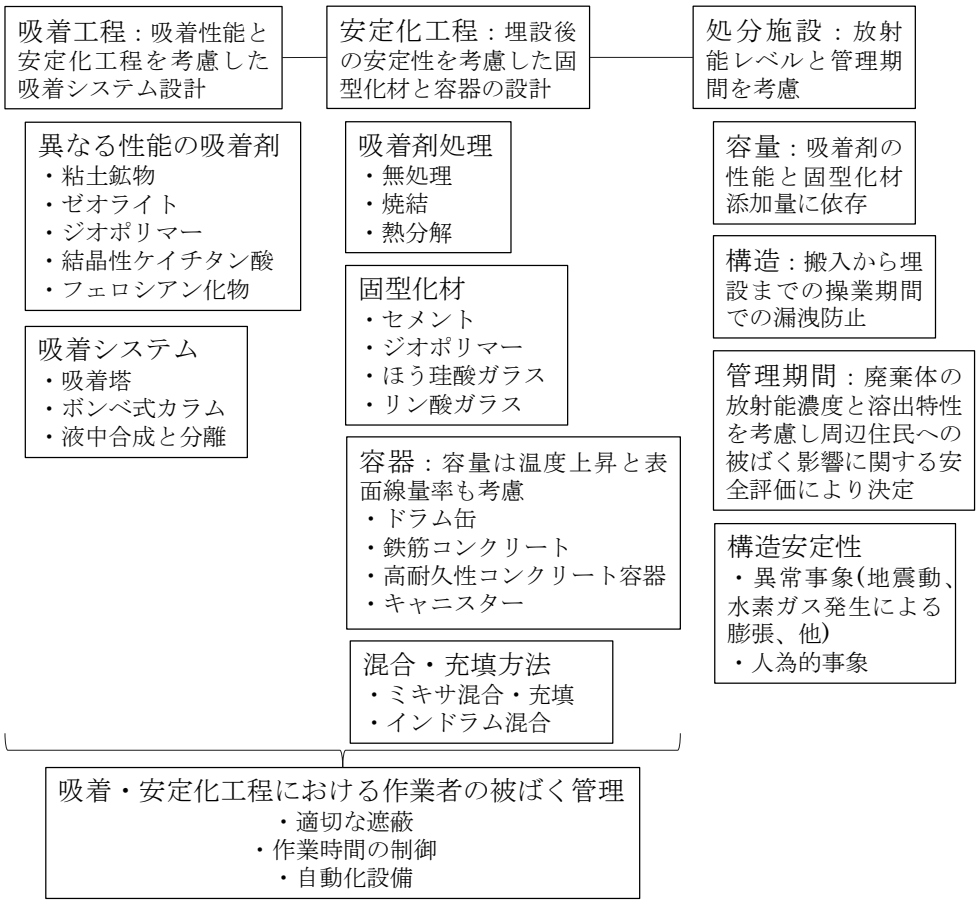


図 5-5　灰洗浄後の濃縮レベルが影響する濃縮・安定化工程と処分施設の因子

iv)　輸送

処分施設は県外とされていることから、安定化工程後、処分施設までの運搬が必要である。日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターの事例では、放射性廃棄物は発電所から専用船で港まで運搬され専用道路をコンテナ輸送される。県外最終処分地が湾岸とは限らず、内陸である場合、陸上輸送が必要である。濃度に応じて、炉規法に準じた対応は行うものとして、輸送経路上に該当する自治体（全住民）に対する説明と合意が必要である。

v)　高濃度副産物の最終処分場所

法律では県外最終処分と定められているので、国の責任において処分場所を探索する必要がある。しかし、福島県外の指定廃棄物の処分施設の設置場所に関し、地理的要因を技術的に検討し、最適と考えられる場所を各自治体に提案したが、すべての自治体でその提案は地域住民には受け入れられていない。中間貯蔵後の県外最終処分は、指定廃棄物に比べてより高濃度であり、より多量であるため、やはり処分地を設定することは容易ではない可能性がある。2024 年に最終処分の方向性が示されるが、その後、具体的な安定化の手法や処分施設概要を探索し、さらに処分施設の設置場所を探索すべく、社会合意形成に向けた活動がなされるかもしれない。その困難さは容易に想像できることから、より円滑な社会合意形成プロセスのあり方を検討しておくことも学会側の役割である。

ドラム缶に安定化し、建屋内に保管した場合、ドラム缶は発錆し、補修が必要になる可能性がある。長期間、保管せざるを得なくなった場合に備えて、高耐久性容器に保管しておけば安全である。

現時点では、福島第一原子力発電所構内の汚染廃棄物をどのように処分するのかは定まっていない。しかし、いずれは処分方針が決定されるはずである。その際、濃縮・安定化されたオフサイトの廃棄物をオンサイトの廃棄物と同様に原因者が責任をもって処分する、という可能性も検討する価値はある。オンサイトの廃棄物に比較し、受け入れられるようなレベルの濃縮度と安定化体の特性が何であるかを検討しておくのも意味があるかもしれない。通常の放射性廃棄物として、ケース 3 の 20 億 Bq/kg、6.3m^3 というのは、炉規法によるピット処分の上限値である 1000 億 Bq/kg は下回るものの、日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターでの受け入れ許可の濃度限度 4 億 Bq/kg[*10] は上回っている。オンサイトの廃棄物の濃度と量がどの程度であり、それと整合的な濃度と量とできるかどうかを考えておくのは意味がある。

vi) 関連法規

オフサイトの汚染廃棄物は炉規法の対象とはならず、特措法によって取り扱われる。しかし、放射性同位元素等規制法対象施設から発生する放射性汚染物、いわゆる研究用 RI 廃棄物も炉規法の廃棄物として処理処分が可能となるように法律改正が実施された（医療法 RI 廃棄物については現在検討中）。オフサイトの汚染廃棄物も、炉規法の分類に基づけば[*11] 、発生元は L2 の処分対象ではある。しかし、取扱いは定まっておらず、もし、前項のように、1F 廃炉時に一緒に処分するという場合には、現在は特措法によるオフサイトの汚染廃棄物も何らかの形で炉規法に取り込まなければならない可能性があり、そのための課題を考察しておくことも意味がある。

vii) 社会合意形成の観点

本章では明示的には考慮しない。

（4）設定シナリオと検討内容

推奨シナリオを考えるにあたり、考慮対象物ごとに考えられる代表的なシナリオを網羅的に提示する。

[*10] 日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターでは、すべての核種の被ばく線量の合計が基準をみたしているかで判断しているので、Cs だけなら、許容濃度はもう少し大きくなる。

[*11] 炉規法による放射性廃棄物の分類は発生元により区分されている。発生元の特徴から、発生する廃棄物の放射能レベルには目安を示すことができるため、区分には目安として放射能レベルが示されているが、放射能レベルに応じて廃棄方法が決まっているわけではない。あくまでも発生元から想定される廃棄物の特性に従った処分方法が提示されているのであり、放射能レベルが同一であるからと言って、オフサイトの廃棄物を通常の放射性廃棄物処分と同様の方法で処分できるわけではない。

考慮対象物は、低濃度土壌 LCS、高濃度土壌 HCS、焼却残渣 IR とする。

(1) 処理済み物（低濃度土壌）

LCS シナリオ 1：全量有効利用（県内、県内外、県外）

LCS シナリオ 2：長期保管（中間貯蔵施設をそのまま利活用）

(2) 高濃度土壌

HCS シナリオ 1：高度分級[*12]　⇒　処理後低濃度土壌は有効利用＋高濃度副産物は熱的減容化

HCS シナリオ 2：高度分級　⇒　処理後低濃度土壌は有効利用＋高濃度副産物は管理型処分場相当

HCS シナリオ 3：処理なしで管理型処分場相当

・ 土壌から Cs は移行しないという事実を考慮した対応をしたい。

・ HCS シナリオ 3 は、高度分級後、10 万 Bq/kg 以下となるように調整する選択肢も考える。

(3) 熱処理副産物（焼却残渣）

IR シナリオ 1：スラグ有効利用　＋副産物安定化（114 万 Bq/kg）⇒　県外遮断型相当処分施設

IR シナリオ 1’：スラグ有効利用　＋副産物安定化（114 万 Bq/kg）⇒　128 年後に県外管理型処分施設

IR シナリオ 2：スラグ有効利用　＋副産物灰洗浄＋安定化（1500 万 Bq/kg）⇒県外遮断型相当処分施設

IR シナリオ 3：スラグ有効利用　＋副産物灰洗浄＋安定化（20 億 Bq/kg）⇒高耐性久性容器、県外遮断型処分施設

IR シナリオ 3’：スラグ有効利用　＋副産物灰洗浄＋安定化（20 億 Bq/kg）⇒高耐久性容器、長期保管（1F 廃炉時移設）

（5）想定シナリオ

上記の議論を踏まえて、研究会としての処理・再利用・処分に関する想定シナリオを課題とともに以下に示す。想定シナリオは 3 種類を提示し、表 5-3 にまとめて示す。

表 5-3　処理・再利用・処分に関する想定シナリオ

想定ｼﾅﾘｵ	低濃度土壌	高濃度土壌⇒高度分級	焼却残渣⇒熱処理**	特徴
0	県内外有効利用	低濃度：有効利生 高濃度：熱処理**	スラグ：有効利用 濃縮物：灰洗浄+セメント固型化後、県外遮断型処分	関連法規に整合的、現在の環境省事業の流れの延長
1	長期保管* 中間貯蔵施設そのものの発展的利活用	低濃度：長期保管* 高濃度：減衰後県内管理型処分	スラグ：長期保管* 濃縮飛灰：固型化後、128 年保管し、県内管理型処分	処理工程を抑制し、コスト最小化を指向
2		低濃度：長期保管* 高濃度：熱処理**	スラグ：長期保管* 濃縮物：灰洗浄(最大濃縮)+ガラス固型化後、高耐久容器保管、県外遮断型もしくは原因者返還	最大濃縮し、原因者に返還し最終処分

想定シナリオ 0

・ 低濃度土壌：県内外有効利用。

[*12] 中間貯蔵施設受け入れ時の、可燃物除去、放射能レベルによる高・低汚染物への分離ではなく、この選別を経た高汚染物のさらなる湿式分級などを指す。

・ 高濃度土壌：高度分級。処理済み土壌（低濃度）は有効利用。濃縮土壌は熱処理。
・ 焼却残渣+濃縮土壌：熱処理。処理済みスラグは県内外有効利用。濃縮物は 1500 万 Bq/kg、840m^3 をドラム缶内セメント固型化し、県外の遮断型相当の施設に処分。処理水は放流。

課題

・ 1300 万 m^3 の土壌の有効利用先を探索しなければならない。
・ 県外に遮断型相当の最終処分施設受け入れ場所を確保しなければならない。
・ 県外への輸送に関して輸送経路沿線の住民合意が必要である。
・ 処理水の放流に関する地元合意が必要である。

想定シナリオ 1

・ 低濃度土壌+高度分級処理済み土壌（30 年後に 8,000Bq/kg 以下になるように分級）：長期保管し、中間貯蔵施設そのものの発展的利活用を目指す。
・ 高度分級濃縮土壌：10 万 Bq/kg 以下になるまで待って、県内管理型相当処分場。乾燥すると 10 万 Bq/kg 超える⇒10 万 Bq/kg になるまで待つ。
・ 焼却残渣：処理済みスラグは低濃度土壌と同様に中間貯蔵施設で長期保管。濃縮飛灰は、固型化後、128 年間保管し、その後、県内管理型処分場で処分する。

課題

・ 土壌は特措法上廃棄物にならないため、改正もしくは指定しないと再利用できない。
・ 中間貯蔵施設の発展的利活用に関する地権者、地元住民を含む、国民的理解が必要。
・ 低濃度土壌等の長期保管に関し、JESCO 法の県外最終処分条項の改正が必要となる可能性がある。
・ 焼却残渣を 128 年間保管・管理する施設と JESCO 法の改正が必要。

想定シナリオ 2

・ 低濃度土壌+高度分級処理済み土壌+熱処理済みスラグ：中間貯蔵施設そのものを発展的に利利用。
・ 高度分級濃縮土壌：熱処理し、その後は、焼却残渣の熱処理後と同等に処理。
・ 熱処理濃縮物：灰洗浄、最大濃縮。吸着剤はガラス固型化し、高耐久性容器内で安定化。県外最終処分場、もしくは 1F 廃炉時まで長期保管。
・ 処理水：放流

課題

・ 中間貯蔵施設の発展的利活用に関する地権者、地元住民を含む、国民的理解。
・ 処理水の放流に関する合意。

想定シナリオ 0 は、関連法規に整合的であり、かつ現時点での環境省の事業の流れに沿ったものであり、多様なシナリオを考察する出発点となる。想定シナリオ 1 は、コストを最小化できる可能性を考えたものである。想定シナリオ 2 は、汚染廃棄物を最大濃縮し、原因者に最終処分を委ねるものである。

研究会として、特徴ある処理・処分シナリオを技術的観点から提示した。ここで重要なのは、熱処理後の濃縮の有無と濃縮度合いを考えると、実に多様な事項を考慮する必要があるということである。学会として、ステークホルダーにこのような考慮すべき事項と選択肢の例を網羅的に提示することは意義深い

ことから、多面的評価の基盤となる特徴的シナリオを提示した。現時点でそれぞれのシナリオに含まれる各施設の安全評価は実施されておらず、施設設計詳細はシナリオ選択時にも必要となるが、専門家の協力も必要であり、今後の事業実行上の課題である。

引用文献

1) 環境省、中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略　工程表 http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/investigative_commission_process_2003.pdf（2020 年 7 月 20 日閲覧）
2) T. Ichikawa, K. Yamada, R. Iwai, Kanazawa, Y., Ion chromatographic decontamination of 137Cs-enriched fly ash using poly(vinyl alcohol)-bound copper ferrocyanide as Cs adsorbent, J. Soc. Remed. Rad. Contami. Env., 8(2), 55-66, 2020
3) 三村均、放射能高汚染水からの放射性物質の選択的除去および安定化処理、Radioisotopes, 65, 451‐467, 2016
4) 川本徹, 田中寿, 伯田幸也, 髙橋顕, D. Parajuli, 南公隆, 保高徹生, 内田達也、放射性セシウム汚染灰除染技術−ナノ粒子の吸着材としての活用と実用化アプローチ−, Synthesiology, 9, 139-153, 2016
5) 国立環境研究所、汚染焼却飛灰廃棄物等の最終処分場（遮断型構造）に用いるコンクリートに関する技術資料（第二報） https://www.nies.go.jp/whatsnew/2014/20141203/20141203.html（2020 年 8 月 10 日閲覧）

［担当　山田一夫］

6. 県外最終処分に関わる仮想的なステークホルダーヒアリング

(1) 目的

東京電力福島第一原子力発電所の事故で放出された放射性物質の除染により発生した 1400 万㎥の土壌や廃棄物は、現在、中間貯蔵施設への搬入が進んでおり、2045 年までに県外最終処分を完了する予定となっている。一方、県外最終処分に関しては、搬出される土壌・廃棄物の性状や濃度、県外最終処分の方法（構造)、立地選定の方法等について、ほとんど決まっていない状況である。2045 年の県外最終処分完了のためには、立地選定、施設建設、土壌や廃棄物の輸送、埋め立て等が必要であり、残された時間は多くない。

最優先の課題としては除去土壌や廃棄物の貯蔵や処分における安全性の確保であるが、同時に、県外最終処分の方法や立地選定、また中間貯蔵施設跡地の回復・利用などについて、関係する幅広いステークホルダーの参画、手続き的な公正性の確保など、適切な方法で関係者間の合意を形成することが重要である。

本章では、県外最終処分に関わる課題把握を目的として、県外最終処分に関連する仮想的な複数のシナリオを準備し、ステークホルダーにインタビューを実施したので概要を報告する。

(2) 方法

以上のような背景のもと、本研究会は、将来的に県外最終処分の想定される仮想的なステークホルダー（市民・自治体・都道府県職員等）を対象として、実際の県外最終処分に関係する課題の整理を目的として、インタビュー調査を行った。対象者は 20 代～70 代までの 10 名を対象とし、以下の手順で調査を行った。

1) 基本情報の提供：現時点での除去土壌等の中間貯蔵施設での保管状況や最終処分に関しての決定事項の最新情報を対象者に提供した（対象者は全体的に放射線等に関する知識が高かった)。
2) ヒアリング形式：あらかじめ準備をしたインタビューガイドに基づいて、半構造化面接を実施（一部、グループインタビュー形式、アンケート形式を併用)。特に、「福島県外に最終処分地を選定する上で、必要なこと、重要だと思うこと」、「除去土壌の最終処分に関する 4 通りのシナリオ」（表 6-1）について重点的にインタビューを実施した。

表 6-1　本調査で提示した県外最終処分の仮想シナリオ

処分物の形状 / 処分場の立地	1300 万 t の低濃度土壌	減容化を実施して 5 万 t の高濃度濃縮物
1 箇所で集中管理	(a)減容化・濃縮はしない現在の状態（約 1300 万 t）で、1 箇所で集中して保管	(c)減容化・濃縮をして（高濃度の処理物約 5 万 t）で、1 箇所で集中して保管
46 都道府県に分散	(b)減容化・濃縮はしない現在の状態（約 1300 万 t）で、46 都道府県に分散して保管	(d)減容化・濃縮をして（高濃度の処理物約 5 万 t）で、46 都道府県に分散して保管

注)本調査では誤って 1300 万 t、5 万 t としたが、1300 万 m^3、5 万 m^3 が適切である。

3) データ解析：定性的な分析として、インタビューによって、SCAT（Steps for Coding and Theorization)法によって回答に含まれる重要／必要なことの情報を概念化した。さらに Sustainable Remediation の概念に基づ

き、県外最終処分の立地選定や減容化オプションに関して重要と思われる事項について、環境・社会・経済の視点から整理を行った。

4) 倫理的配慮：インタビューの前に説明書を用いて調査の意義について説明し、インタビュイーより直接、文書による同意の得られた場合にのみ実施した。調査実施中においても、調査からの離脱は常に保証し、その後の生活に不利益にならないことを保証した。また、調査結果の発表についても個人情報保護法の趣旨に鑑み、個人情報を匿名化することとした。

(3) ステークホルダーインタビューの結果概要

まず、表 6-1 に示した各シナリオのインタビュー結果より、減容化技術の適用（濃縮するか否か）および最終処分場の立地検討における重要な視点を表 6-2 に整理した。まず減容化技術の適用については、①減容化後の浄化物の再生利用が実際にされるか、②高濃度の濃縮物の長期間管理における環境リスクや受入拒否反応（恐れ）のリスク、③最終処分場において確保できる容積条件、などの視点が重要であると整理がなされた。また、最終処分場の立地検討の視点として、①輸送物の濃度（移動の受容性）、②自治体の受容性、③市民の受容性、④最終処分場の管理労力、⑤搬出側自治体の立場、が重要な視点として整理された。

表 6-2　減容化技術の適用（濃縮するか否か）および最終処分場の立地検討における重要な視点

シナリオ	テーマ・構成概念
減容化・濃縮について	■減容化の適用可否を検討するための視点として、以下の 3 点が読み取れた。 ①再生利用が実際にされるかどうか ・効率性の観点から、濃度が高いものは下げるための汚染源除去は必要だが、前提として再生された資材が再利用される必要がある。再生利用されなければ、減容化の意味はない。 ・再生利用の理解が得られるのかが重要。 ・県外最終処分は約束をしていたが、再利用は後から付いてきたという認識があるので、再生利用の推進は課題がある。 ②高濃度の濃縮物の長期間管理や拒否反応（恐れ） ・濃度の濃いものについて管理が必要な期間が 1000 年以上と聞くと拒否反応が強くなると思われる。自分の想像を超えると恐れる感覚が強くなる傾向がある。 ③最終処分場の容積 ・低濃度土壌が再利用できない場合は、容積は小さい方が良いので減容化をするべきではないか。
最終処分の立地について	■最終処分場の立地を検討するための視点として、以下の 5 点が読み取れた。 ①輸送物の濃度との関係 ・高濃度に濃縮する場合、46 都道府県に分散というのは輸送・安全管理面からも現実的ではないのではないか。 ②自治体の受容性 ・1 箇所だけのほうが管理は容易だが、自治体の視点から見ると、46 都道府県やブロック単位で横並びで引き受ける方が受容性は高いかもしれない。 ③市民の受容性 ・自治体のトップが受け入れると言った場合でも、地域住民がいいと言うかは分からないと思う。 5)　管理労力 ・46 都道府県に分散だと、管理が大変なので、より大きい地域区分で受けいれることで、管理がしやすくなる。 6)　搬出元自治体の立場 ・（法令で定められていることであり）福島県の立場に立てば、何でもいいから県外に移動してほしい、となる。

また、インタビュー結果に基づき、県外最終処分を進める上で重要となる指標を検討した。具体的には、「最終処分地を選定するために重要／必要なこと」のインタビュー結果に対して SCAT 分析を実施した結果から得られた概念コードの類型化によって、環境、社会、経済の各区分に位置付け、さらに下位分類を検討することで指標案を示した。整理結果を表 6-3 に示す。環境・社会・経済のカテゴリーに分類をして整理を実施した結果、社会的な要素に関する意見が最も多く、法的視点、信頼（の欠如）、合意形成プロセス、情報共有などの指標として整理がなされた。これらの詳細な結果については別途、論文として報告する。

表 6-3　インタビュー結果に基づく県外最終処分を進める上で重要となる指標の検討結果

社会	経済	環境
法的視点（倫理と公平性）	経済（直接的経済コスト便益）	環境リスク
信頼（および信頼の欠如）	経済（間接的経済コスト便益）	環境情報の伝達
合意形成プロセス	-	-
情報共有	-	-

多くのインタビュイーから、これまでの経験を元に、県外最終処分を進める上では社会的な視点が重要であるとの指摘を頂いており、県外最終処分の検討を進める上で、倫理と公平性、信頼、合意形成プロセス、情報共有といった社会的な要素の考慮は必須であろう。

一方、本インタビューの結果で得られた内容は、福島第一原子力発電所事故や除染に関して一定の知識・経験がある 10 名のインタビュイーから得られた情報に基づく整理である（一般市民の代表意見ということではない）。そのため、本インタビューの結果を参考にして、より幅広いステークホルダーの意見を整理することが重要であろう。

謝辞：まず、ご多忙の中、インタビューに協力を頂いた 10 名の方々に厚く御礼を申し上げる。また、本研究の推進においては、黒田佑次郎氏（福島県環境創造センター）、金井裕美子氏（産業技術総合研究所）に研究設計・解析にご協力を頂いた。さらに、山田一夫氏（国立環境研究所）、芳賀和子氏（太平洋コンサルタント）には研究推進のサポートを頂いた。また、本研究会委員・関係者の飯本武志氏（東京大学）、大越実氏（アイソトープ協会）、杉山大輔氏（電中研）、宮本泰明氏（日本原子力研究開発機構）、万福裕造（農研機構）、山田正人氏、遠藤和人氏、有馬謙一氏（国立環境研究所）から多くのコメントを頂いた。ここに記して感謝申しあげる。末筆ながら、本稿はコロナウィルスの影響で中止となった日本原子力学会「2020 年春の年会」での講演予稿集に加筆した。

［担当　保高徹生、大迫政浩］

7．最終処分の実現に向けた提言

最後に本章では、本研究会での検討成果を踏まえて、最終処分に向けた技術システムづくりの観点、及び社会システムづくりの観点からの総括的な提言をまとめる。

まず、提言の前提となる基本的な考え方として、フォアキャスト（過去と現在から予想される未来を見通して、目標や道筋の戦略を立てる考え方）とバックキャスト（未来の目指すべき理想的な最終形を目標として設定し、そこに至るための道筋の戦略を立てる考え方）の融合した戦略が必要である。

現在想定できる技術や現行の制度的制約などを踏まえた戦略は、未来の社会には必ずしも受け入れられなかったり、妥当性のない選択になってしまったりする可能性がある。未来の望ましい最終処分のゴールを社会の熟議により設定し、そこに至るための技術システムと社会システムづくりをどのように進めていけばよいかを同時に考え、フォアキャストとバックキャストの両方から検討し、建設的かつ着実な事業の進め方を考えていく必要がある（図 7-1 参照）。

図 7-1　最終処分に向けたフォアキャストとバックキャストが融合した戦略の必要性

第 2 章において目指すべき技術の前提となる処理対象物、各種処理技術、処分施設及び安全基準等の考え方、関連法規を基礎情報として整備した。そのうえで第 3 章では、想定しうる技術の組み合わせのケースに応じた放射性物質を含むマスバランスを示し、第 4 章では、経済的評価としてケースごとのコストの試算結果を示した。さらに、第 5 章では、コスト低減や処分量最小化などの技術選択上の評価軸を加味した複数の処理・処分シナリオを提示し、技術的観点からクリアすべき課題等を詳細に考察し示した。これらの本研究会の成果により、フォアキャストとバックキャストを融合した技術システムづくりの戦略を検討していくうえでの科学的基盤を提供したことに大きな意義があると考えている。

さらに第 6 章では、いわば今後の社会システムづくりのためのプロセス設計に資する考え方を提供した。先述の処理・処分シナリオを参考にして仮想的につくったシナリオに対して、様々なステークホルダーがどのような観点を重視して評価を行うか、そのファクターが

インタビュー調査によって抽出整理された。それらのファクターは、社会、経済、環境の側面に一般化された形で分類できる。今後の社会システムづくりや社会的合意形成のプロセスにおける評価基準として活用できるものと考えられる。

以上の本研究会の成果をベースに、最終処分実現に向けた提言を以下のようにまとめる。

1）社会が選択する上での技術シナリオの明確化、及び客観的評価に基づく科学的評価基盤の提示

技術の進展は日進月歩であり、社会情勢も大きく変化している中で、法的制約は必ずしも前提にせず、環境安全性や技術安定性、および社会経済性の観点から合理性のある選択肢を客観的知見に基づいて判断し、社会に示していくことが学術の役割である。本研究会では、現在研究開発が進められている適用可能な技術までを幅広に対象とし、技術の組み合わせのオプションを評価対象ケースとしてマスバランスを明らかにし、想定する主要ケースでの経済性評価を行った。これらの科学的な知見をさらに集積し、コストを最小化する技術シナリオや、最終処分量を最小化する技術シナリオ、最終処分の負担を分散配置で広く国民でシェアしていくシナリオなど、社会が選択する上で異なる評価基準あるいは重みづけの異なる評価基準を有する複数の技術シナリオを、最終処分までの全体を網羅した形で明確に示し、社会科学的観点を含めた客観的な評価によって、今後の技術的方向性に関する選択肢を多様なステークホルダーが共通の土俵で議論できる科学的評価基盤を提示しなければならない。

2）社会的公正の観点からの適切なリスクガバナンスに基づくステークホルダー間の社会合意形成

社会に存在するステークホルダーは多様であり、ステークホルダー間で重要視する評価基準が異なることから、最終処分の実現に向けた技術シナリオの選択に関する意思決定プロセスは、社会の合意形成プロセスそのものであると言える。本研究会で示した多面的な評価基準を反映した評価方法を社会の合意形成の支援ツールとして活用して、最終処分実現に向けた長期的な合意形成プロセスを設計していくことが必要である。

合意形成プロセスの設計にあたっては、適切なリスクガバナンスのための社会的公正性を担保することが重要である。すなわち、様々なリスクのトレードオフとリスク便益の関係性を理解し、適切なリスクガバナンスのあり方として、最終処分や関連施設を受け入れる地域すなわち「受苦圏」に存在する地域社会と、発端となった原発事故を遡及した場合に原発政策を甘受してきた国民である「受益圏」に置かれている社会との間の公正性を保つことが必要である。受苦圏にある地域社会には便益として相当の補償的措置がとられるべきであり、また、受益圏にある国民は社会的影響を受ける地域社会の苦難を理解し、社会的責任として相応の負担を行わなければならない。社会的公正は現在の受苦圏と受益圏の関係だけ

でなく、未来に存在する社会との間にも公正性を担保する必要がある。受苦を乗り越えた新しい豊かな社会の実現というビジョンをすべてのステークホルダーが相互の信頼を基礎として共有し合意することが、未来世代の社会に対して公正性を担保することになる。

3）手続き的公正の観点からの適切な社会合意形成プロセスと社会成熟

適切な社会合意形成プロセスの設計には手続き的公正の観点が必要である。多様なステークホルダーの議論への参画や徹底した情報公開による透明性が確保された合意形成プロセスを設計すべきであり、上述2）の社会的公正を担保する前提であると言える。ただし、このようなプロセスが効果的に機能するには、1）で述べた学術が提供する意思決定のための情報・評価基盤すなわち、科学的な知見をわかりやすく伝えるための情報基盤と、多面的な評価基準に基づき総合的に比較衡量し意思決定に活用可能な評価基盤が不可欠である。

さらに、社会合意形成プロセスに参画する様々なステークホルダーの間の信頼関係の繋がり（社会関係資本：ソーシャルキャピタルという）の醸成や、構成する人々のリテラシー向上など、社会成熟の機能自体を社会全体の合意形成プロセスの中に内包していくための方法論や戦略づくりが必要である。

（補遺）

上述の2）および3）の提言の論拠として、今後の最終処分に向けたリスクガバナンスの構造を以下のように考察し一般化を試みた。

最終処分に向けたリスクガバナンスの概念図を図 7-2 に示す。

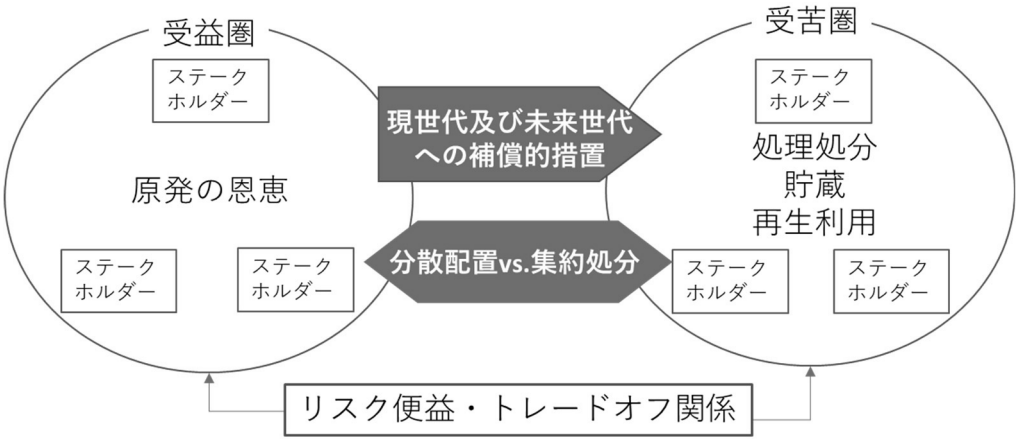


図 7-2　最終処分に向けたリスクガバナンスの概念図

まず、社会合意形成を図るうえでのステークホルダーを受益圏に存在する主体と受苦圏に存在する主体に単純化して区分する。前者は、原発の恩恵を受けて原発政策を甘受してき

た国民等であり、後者は、最終処分に向けて、処理処分や貯蔵、再生利用がなされる地域を指す。

そこで、適切なリスクガバナンスを設計するうえで、ステークホルダーに生じるリスクトレードオフやリスク便益の関係を、左記の受益圏と受苦圏との関係から理解する必要がある。すなわち、処理処分施設を受け入れる地域にはリスクが偏在している状況になることから、社会的公正を保つためには、リスクに見合う補償的措置による便益との間でバランスをとる必要がある。最終処分場の場合は、放射能の低減までに長期を要するので、未来世代にリスクを移転することになることから、未来ビジョンを共有し未来世代にも補償的措置をとる必要がある。

また、最終処分場を受益圏内の多くの地域に分散配置し、当事者意識をもって、国民の社会責任として、公共の利益と自ら受け入れるリスクとの比較考量を行えるような選択肢を提示することも考えられる。これは、集約処分する地域へのリスクの空間的な偏在を解消することにつながる。集約処分又は分散配置の選択は、リスクトレードオフが空間的に生じる構造といえる。

以上のような受益圏と受苦圏のリスク便益・トレードオフ関係を理解し、適切なリスクガバナンスを行っていくための原則論を社会で共有していくことが必要である。

［担当　大迫政浩］