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

Ver. 2

2021 年 8 月 24 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・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・。・・・・・・・・・・14
（4） 処分施設
1) 放射性廃棄物の処分について・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・18
2) 廃掃法・特措法の処分場・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・21
（5） 除去土壌等の処理・処分の安全性と基準値
1) 安全評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・24
2) 放射線防護・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・24
3) 線量評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・25
4) 評価方法・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・26
5) 不確実性への対処・・。・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・28
6) 除去土壌等の放射能濃度の基準値・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・28
7) 今後の除去土壌等に係る基準値・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・30
（6） 関連法規・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・34
3. マスバランス計算とケーススタディ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・38
4. 経済性の試算・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・48
5. 技術的観点から考えうる処理・処分シナリオ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・65
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・・・・・・・・・・・・・84
7. 最終処分の実現に向けた提言・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・87
添付資料1 吸着材安定化体と熱処理飛灰固型化体の処分費用の見積り ・・・・・・・・・・・・・・・90
添付資料2 低濃度土壌の再生利用に係る費用について・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・107
添付資料3 低濃度汚染土壌の管理型相当処分場への埋立処分に係る費用・・・・・・・・・・・・109
添付資料4 熱処理飛灰の洗浄および最大濃縮した後の安定化体の処分費用の見積り・・・・・・・110

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[i]（以下、特措法）に基づき帰還困難区域を除く地域の除染と事故由来の放射性物質で汚染された廃棄物（以下、汚染廃棄物）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[ii]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、焼却残渣[iii]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、後世から見て、また原子力と共に歩んできた人類が直面した全世界的課題として、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を設定し、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。

---

[i] 平成二十三年法律第百十号、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

[ii] 同法律（定義）第 2 条第 2 項において、廃棄物が具体的に定義されており、土壌は廃棄物からは除かれている。第 3 項において土壌等とは、事故由来放射性物質により汚染された土壌、草木、工作物等について講ずる当該汚染に関わる土壌、落葉及び落枝、水路等に堆積した汚泥等とされる。第 4 項において除去土壌とは除染特別地域または除染実施区域の除染等の措置に伴い生じた土壌とされる。除去土壌等は、第 31 条において、除去土壌及び土壌等の除染等の措置に伴い生じた廃棄物をいうとされている。これを解釈すると、除去土壌は除染のために除去されるものであるため、放射性物質に汚染されており、草木類などを含むため一括して除去土壌等と称される。ごみ、燃え殻、汚泥などの廃棄物とは区別されるものである。なお、除去土壌等から、主に可燃性の廃棄物などの異物を除去したものを除去土壌と呼ぶ。

[iii] ストーカー炉による焼却により主灰とばいじん（飛灰）等が生じるが、廃棄物処分分野では、一般に、単に焼却灰というと主灰を指す。流動床炉で生じる灰は捕集経路上は飛灰であるが、ストーカー炉の飛灰とは性質が異なる。このような状況から、本稿では焼却により生じる灰を「焼却残渣」と定義し、用いる。

- 検討する技術は、開発済みの焼却残渣の熱的減容化技術、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／固化技術）、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、将来の国民全体および全世界的課題としての議論に資するために、現在考えられている方向性に加えて技術的に考え得る他の選択肢も含めて幅広に提示し、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。
- 検討期間は当面 2018 年度から 2020 年度とし成果報告を行う（2021 年度も継続活動中）。

委員構成（所属、専門・担当、2021 年 6 月末時点）

委員長　大迫政浩領域長（国立環境研究所 資源循環領域、環境工学、リスクコミュニケーション実践）

幹事　山田一夫フェロー（国立環境研究所 福島地域協働研究拠点　廃棄物・資源循環研究室、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 資源循環領域、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、2021 年 5 月まで）

遠藤和人室長（国立環境研究所 福島地域協働研究拠点 廃棄物・資源循環研究室、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）

川瀬啓一次長（日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門企画調整室、除染・環境回復、原子力工学、核燃料サイクル、2021 年 5 月から）

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、2021 年 5 月まで）

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 資源循環領域、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
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/action/briefing_session/pdf/dojyou_cyuukan.pdf（2020 年 8 月 25 日閲覧）
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　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/（2020 年 7 月 19 日閲覧）
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/investigative_commission_process_2003.pdf（2020 年 7 月 19 日閲覧）

（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。

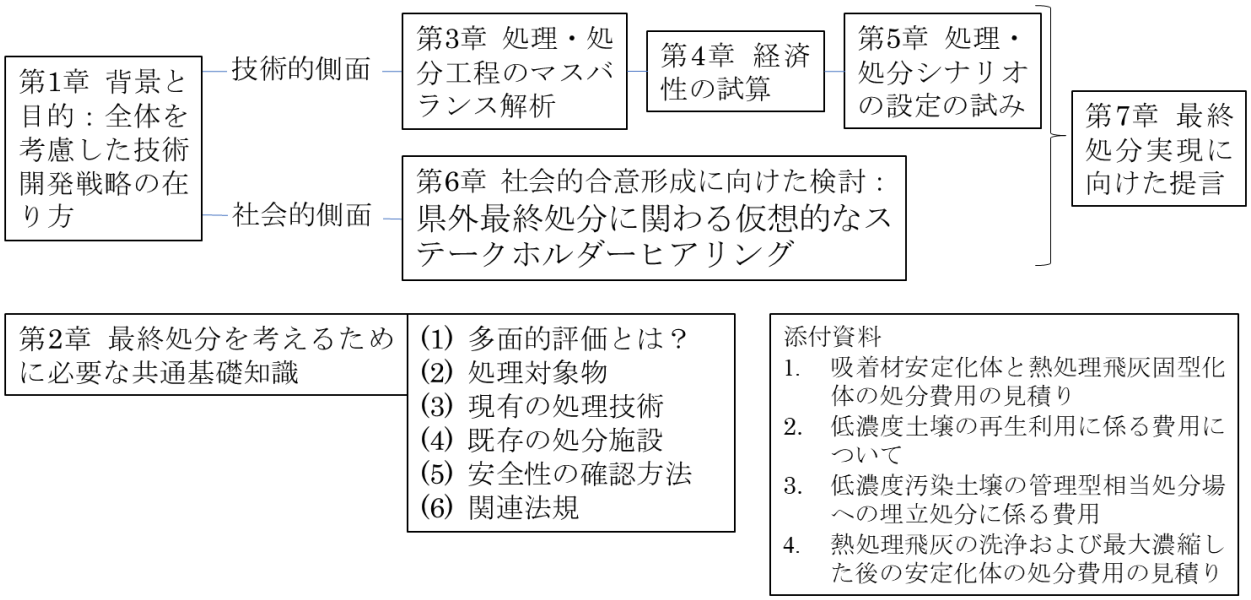


図 1-1　本書の構成

県外最終処分の具体案は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、最終処分に至る処理・処分シナリオは適用可能な技術を活用しながらも、社会的な受容可能性等を踏まえて様々な観点から総合的に意思決定される。技術的、経済的側面から必ずしも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⑴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、⑵処理対象物そのもの、⑶減容化・安定化する各種処理技術、⑷候補となる処分施設、⑸除去土壌等の処理・処分の安全性と基準値、⑹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・処分工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済み物、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の結果を示す。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可能な限り文献情報から調査し、処理・処分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、処理・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、将来の国民全体および全世界的課題としての議論に資する技術的観点からの処理・処分シナリオを幅広に複数提示する。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。

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等の量は約 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、これらの除去土壌等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等から分離された可燃物の焼却で発生する焼却残渣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 の除去土壌等の約 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、仮に原子炉等規制法と対比した場合に放射性廃棄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、焼却残渣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。焼却残渣の減容化オプションの例を表 2(1)-2 に示す。焼却残渣は、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、文献上では汚染廃棄物から放射性物質を最大限分離・回収（以下、最大濃縮）して 1/60,000 の可能性も示されている[3)]。

表 2(1)-2　焼却残渣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残渣	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）

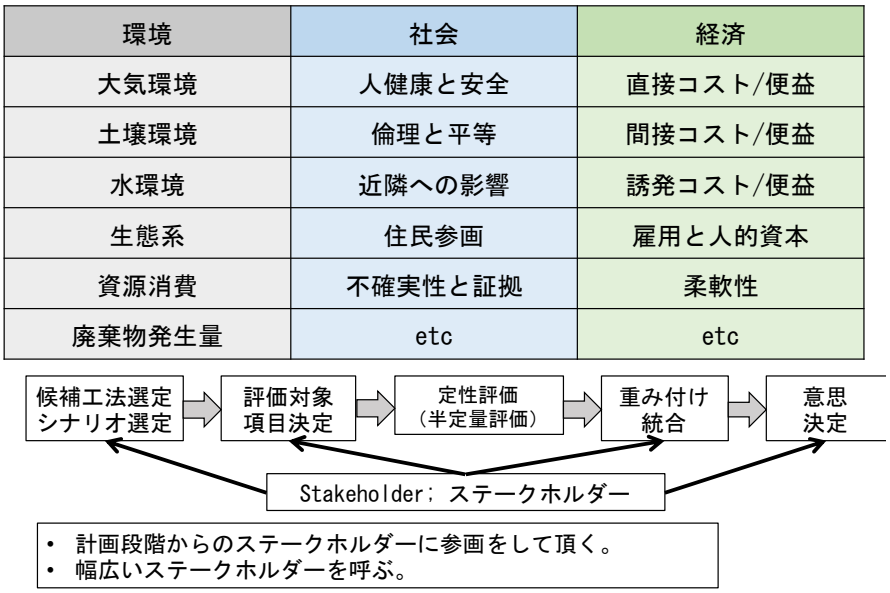


図 2(1)-1　Sustainable Remediation の指標例

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。

除去土壌や焼却残渣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、多面的評価の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）、 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 年 11 月 8 日閲覧）
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/（2020 年 2 月 3 日閲覧）
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（2020 年 8 月 25 日閲覧）
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（2020 年 8 月 25 日閲覧）
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

（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), 3)]。

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 超えの廃棄物、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[iv]：1.3%、その他不燃物：0.5%であった。さらに、除去土壌等の放射能濃度（搬入時点での表面線量率と質量によって評価）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。

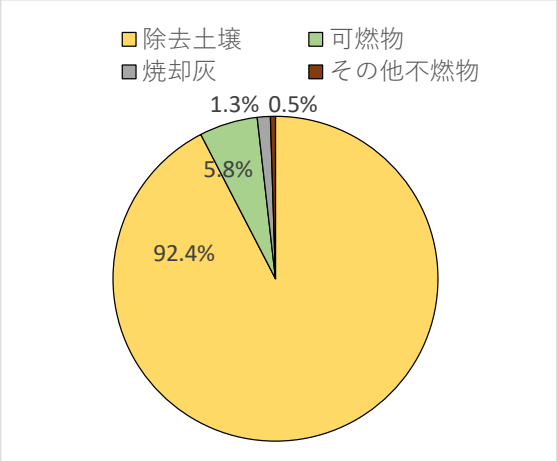


図 2(2)-1　中間貯蔵施設への搬入物の種類

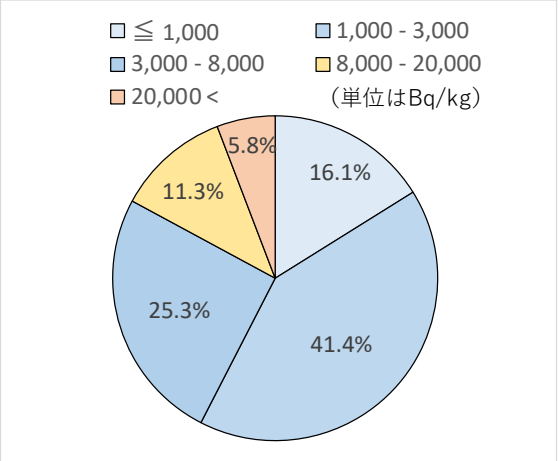


図 2(2)- 2　除去土壌等の放射能濃度

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 の焼却残渣となり、焼却灰として搬入される 18 万 m^3 を加えた 34 万 m^3 が焼却残渣となる。

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

[iv] ここでいう「焼却灰」とは、福島県内の焼却炉から排出される焼却残渣のうち、放射能濃度が 8000Bq/kg を超えるばいじん（焼却灰）を指す。

・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%に減容化されて焼却残渣 3.6 万 m^3 となり、前述の焼却残渣 34 万 m^3 と合わせた 38 万 m^3 が焼却残渣として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、焼却灰と可燃物と異物の焼却残渣を合わせた焼却残渣 38 万 m^3 とした。また、第 4 章の経済的試算において、焼却残渣に加えて土壌も対象としたが、2045 年時点で放射能濃度が 8,000 Bq/kg を超える土壌は「高濃度土壌」として次の 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）

また、2045 時点での放射能濃度が 8,000 Bq/kg 以下の土壌は「低濃度土壌」として、次の 3 種類を合わせた 1207 万 m^3 とした。
・異物除去後の土壌 A：1056 万 m^3
・異物除去後の土壌 B：84 万 m^3
・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：67 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	－	－
（焼却残渣合計）	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 の焼却残渣となり、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) 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）、 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 年 11 月 8 日閲覧）

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 年 7 月 28 日閲覧）

3) 「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）
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/proceedings_190319_02.pdf?190416（2020 年 7 月 28 日閲覧）

【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

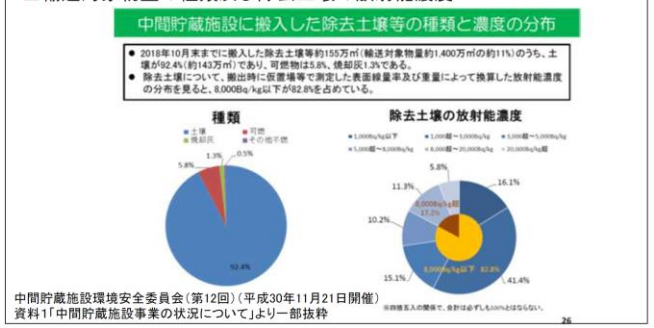
3．最終処分の方向性の検討

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

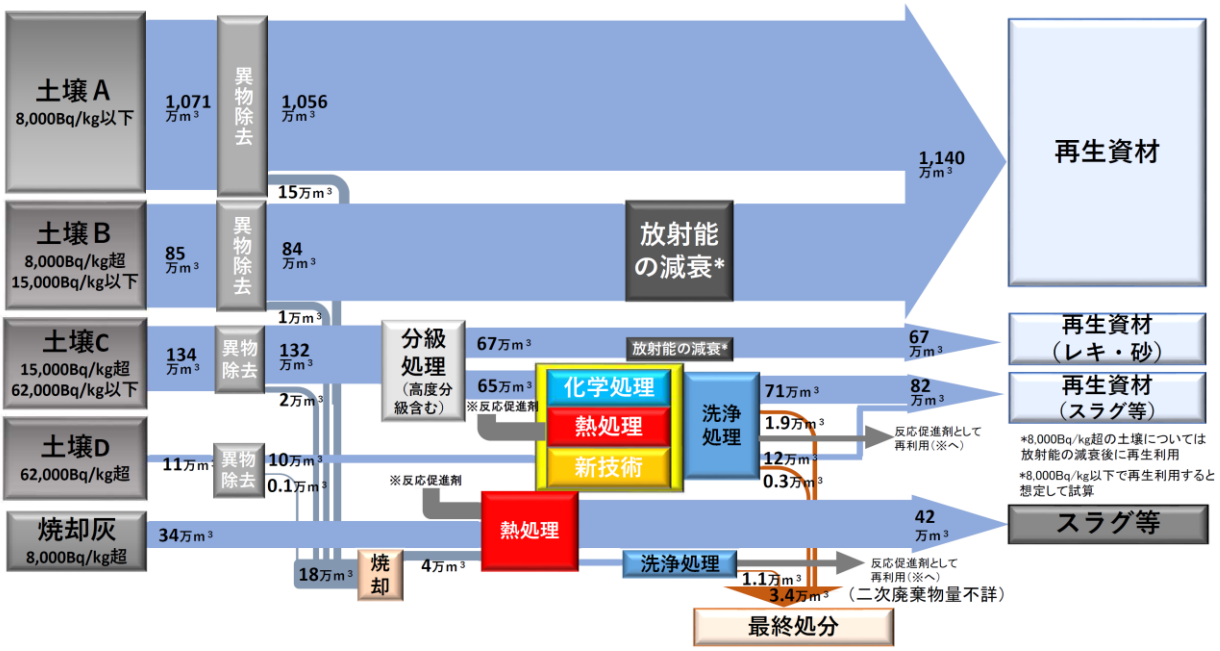
除去土壌等の放射能濃度区分や物量の見直し（再掲）

- 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			平成30年10月末時点での物量の推計			
			放射能濃度評価時						
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。

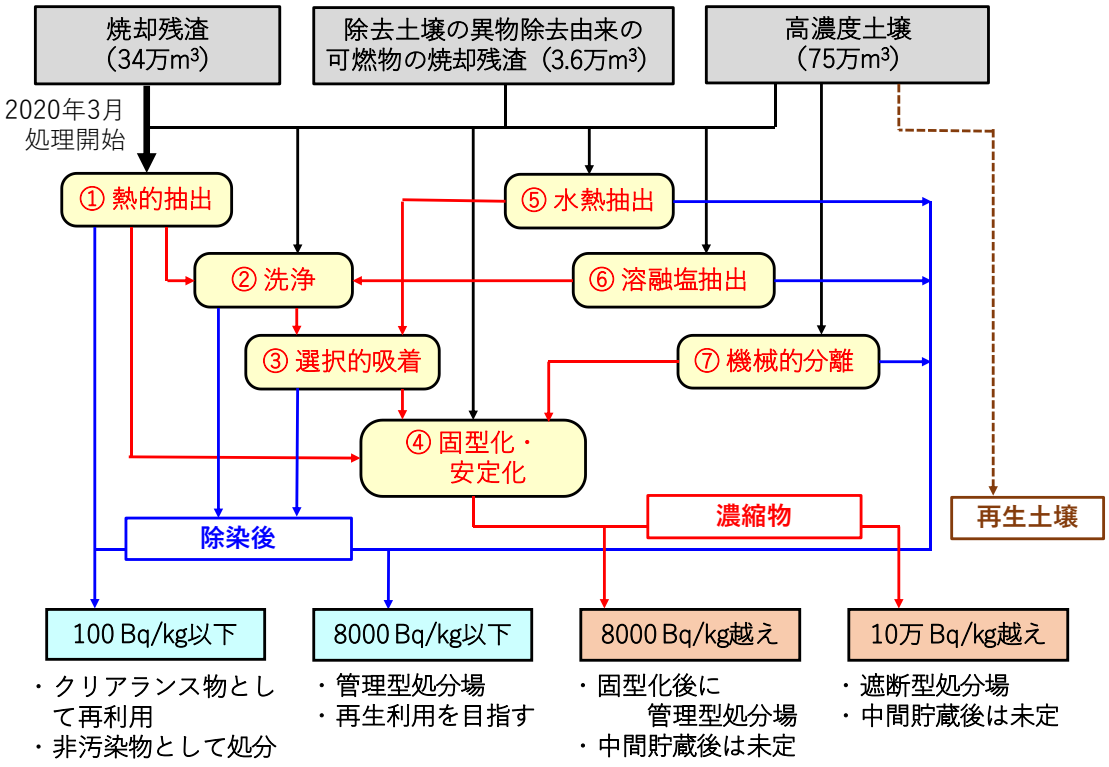


図 2(3)-1　放射性セシウムに汚染された土壌と廃棄物の処理技術の例

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 を吸着材に選択的に吸着させ、その吸着材を安定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・吸着処理によるさらなる減容化も検討されている。

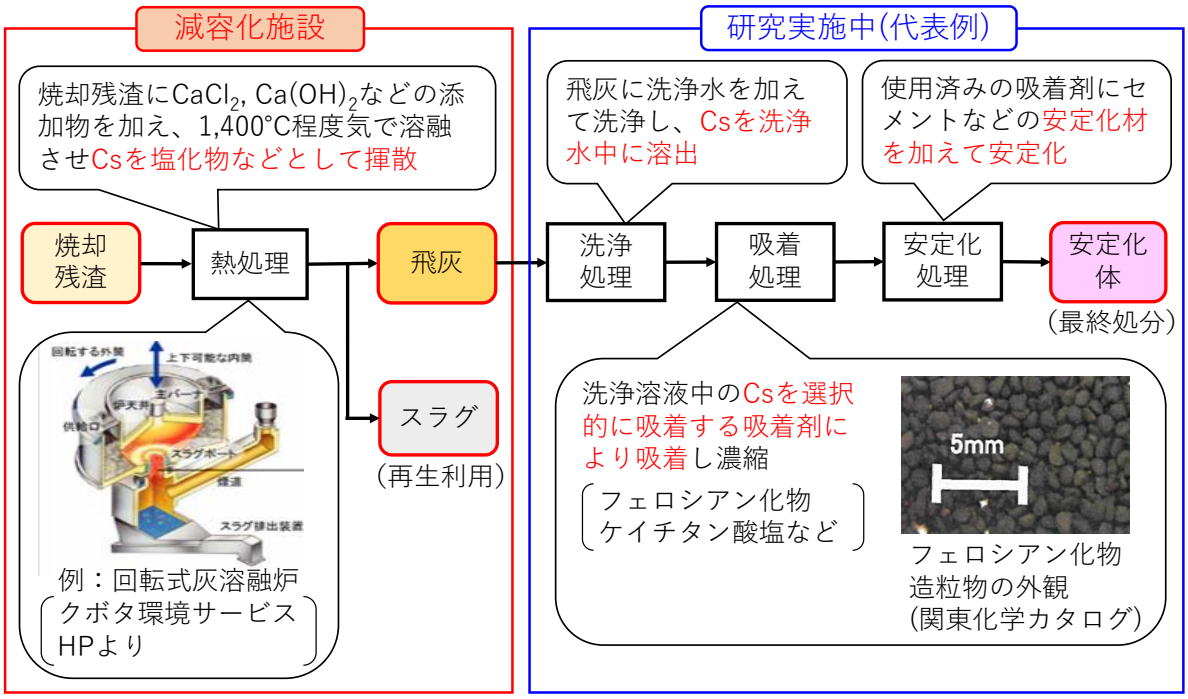


図 2(3)-2　焼却残渣の熱処理と飛灰の減容化プロセス例

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、バグフィルタでの酸性ガス除去及び飛灰を捕集する際の剥離作用のための薬剤である $CaCO_3$ 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、Rb、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材により 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材が必要であり、フェロシアン化物、結晶性ケイチタン酸塩などが使用される[4-10)]。Cs を吸着した吸着材（以下使用後吸着材）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) 安定化処理

使用後吸着材に安定化材を加えて安定化し、処分可能な形態（安定化体）とする。安定化方法としては、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、ジオポリマー固化 [13)]、ガラス固化 [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安定化する方法 [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材により 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材により 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（ビス(フルオロスルホニル)イミドナトリウム、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、多種鉱物、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) 「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 http://shiteihaiki.env.go.jp/tokuteihaiki_umetate_fukushima/cement_solidification_plant/ （2021 年 8 月 20 日閲覧）
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・化学的移行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).

（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。

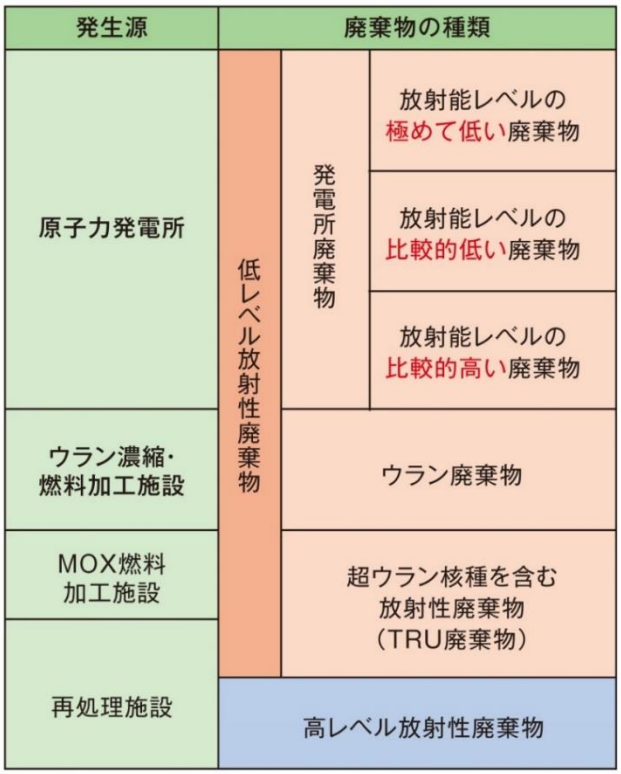


図 2(4)-1　核燃料廃棄物の分類

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)]。

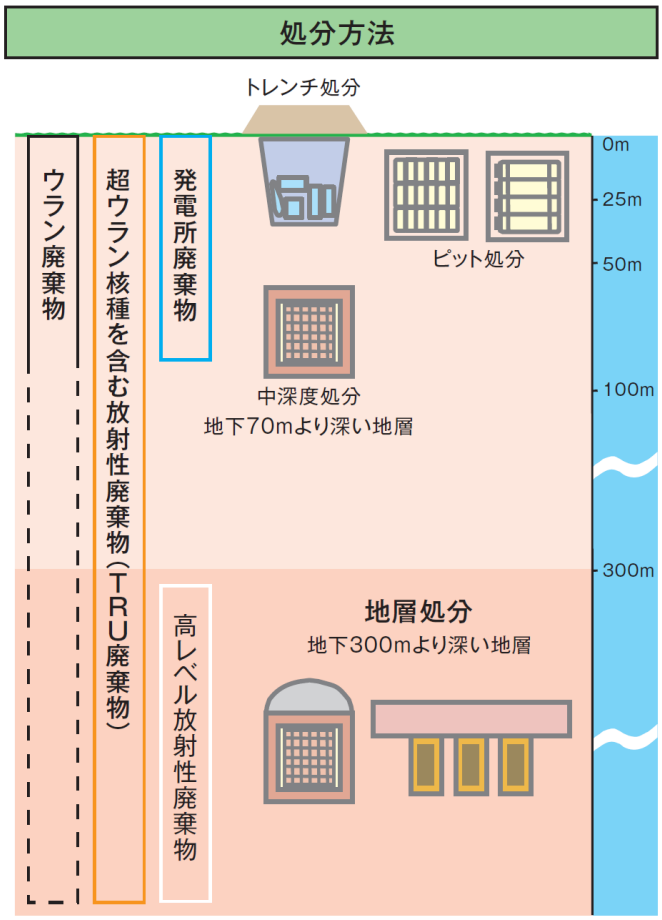


図 2(4)-2　核燃料廃棄物の処分の考え方[1)]

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（外周仕切設備）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物質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 以外の放射性物質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（2021 年 8 月 20 日閲覧）
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

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[v]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[vi]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

[v] 昭和四十六年政令第三百号　廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令
[vi] 廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令第六条第一項第三号イ

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。

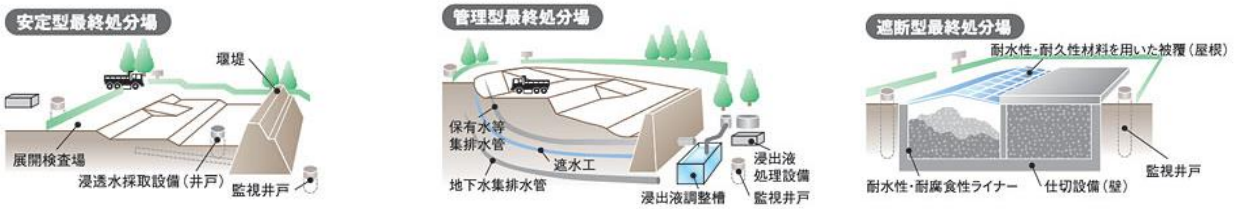


図 2(4)-3　廃掃法における最終処分場の 3 類型

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/mm^2 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 という放射能濃度ではなく、放射性セシウム[vii]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。

[vii] 本項では安定セシウムを除いた放射性セシウムのみを議論する。

（5）　除去土壌等の処理・処分の安全性と基準値

1) 安全評価

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、被ばくを引き起こす可能性がある[1)]。

このため、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、住民が施設から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物質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、放射性物質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、再生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)]。

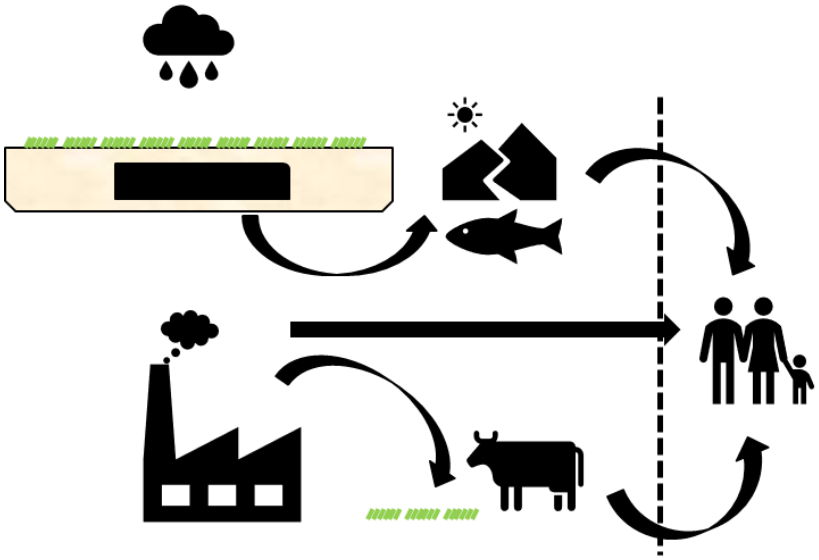


図 2(5)- 1　除去土壌等の処理・処分施設から人への放射性物質の移行概念例

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、再生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、放射性物質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物質の濃度を収集する。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物質濃度については、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、放射性物質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

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。

特措法において、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（再生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、原子炉等規制法の下で示されている放射性廃棄物のトレンチ処分[viii]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

[viii] 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。

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物質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物質の地下水移行（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規則[ix]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生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[x]。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) 今後の除去土壌等に係る基準値

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

[ix] 昭和四十七年労働省令第四十一号　電離放射線障害防止規則
厚生労働省令第八十二号　電離放射線障害防止規則の一部を改正する省令　令和二年四月一日

[x] 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。

の場合は、その濃度とするとの考え方が示されている[13)][xi]。

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[xii]（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。

[xi] 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。

[xii] 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（再生利用制限）	・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	安全に再生利用できる基準	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. http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/investigative_commission_180601.pdf（2021 年 7 月 24 日閲覧）

(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/cm² 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 号炉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(日本原燃(株)、以下略)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 H10	最終処分場の技術上の省令の施行	構造基準と維持管理基準が強化され、廃止基準が創設された。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/mm^2。「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。	○		○

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（Cs-134 と Cs-137）に汚染された廃棄物や除染作業に伴う除去土壌等のうち、除去土壌等については 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、熱的に溶融し放射性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により生じたばいじん（以下、飛灰[xiii]）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材により選択的に吸着させ、その吸着材を安定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生成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生成物の量と放射能濃度を定量的に計算する手法を開発し、運転パラメータが生成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、熱処理により焼却残渣を減容化し、さらに生成した飛灰を洗浄濃縮し、安定化して処分する 3 ケース（使用吸着材性能と排水処理の相違による）と飛灰をそのまま固型化処理して処分する 1 ケースを合わせた 4 ケース[xiv]を設定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)]。

なお、セシウムは自然界にも安定セシウム（Cs-133）として存在し処理対象物にも数 ppm 含まれているが、処理における挙動はほぼ同じであるので [3)]、本章では両者を合わせてセシウム（以下 Cs）と記載する。

（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(3)節で説明する[xv]。

[xiii] 第 3 章では、焼却残渣の熱処理により生じたばいじんを主に議論するため、可燃物の焼却により生じる「焼却残渣（主灰とばいじん等）」と区別して、熱処理によるばいじんを単に「飛灰」とする。

[xiv] 処分するためには処分対象物を安定化する必要がある。本稿では種々の方法で安定化した廃棄物を安定化体と称する。すでに焼却による飛灰をセメント固型化する事業が行われていることも鑑みて、熱処理飛灰を直接安定化することを本章では固型化と称する。

[xv] ケース 1 は熱処理飛灰を洗浄・濃縮後に安定化し（基準）、ケース 2 は熱処理飛灰を直接セメント固型化する。ケース 1 の細分類は、1-1 が洗浄廃液の放流、1-2 が洗浄廃液の蒸発乾固、1-3 が吸着性能がより高い吸着材の使用と洗浄廃液の放流である。

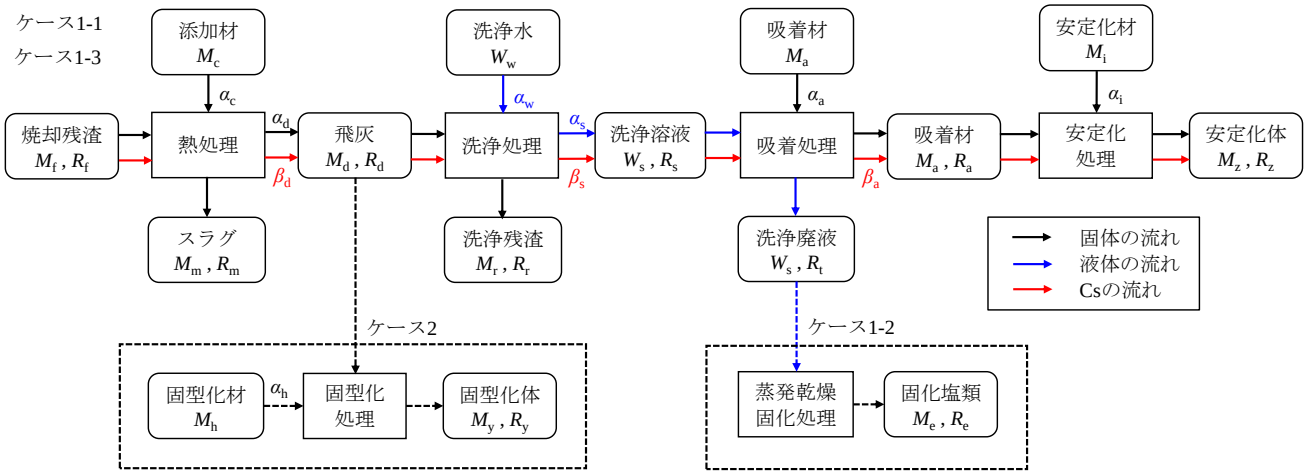


図 3-1　焼却残渣の減容化プロセス例

（記号）

M	：固体の質量（乾燥後）	[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　：吸着材
c　：熱処理の添加材
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　：吸着材の安定化材
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　：飛灰を固型化した固型化体
z　：使用後吸着材を安定化した安定化体

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。

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

$$M_{\mathrm{d}} = (1+\alpha_{\mathrm{c}}) \cdot \alpha_{\mathrm{d}} \cdot M_{\mathrm{f}} \quad (2)$$

$$R_{\mathrm{m}} = (1-\beta_{\mathrm{d}}/100)/(1+\alpha_{\mathrm{c}})/(1-\alpha_{\mathrm{d}}) \cdot R_{\mathrm{f}} \quad (3)$$

$$R_{\mathrm{d}} = \beta_{\mathrm{d}}/100/(1+\alpha_{\mathrm{c}})/\alpha_{\mathrm{d}} \cdot R_{\mathrm{f}} \quad (4)$$

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、飛灰に対する洗浄水の比を α_w、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。

$$M_{\mathrm{r}} = (1-\alpha_{\mathrm{s}}) \cdot M_{\mathrm{d}} \quad (5)$$

$$W_{\mathrm{s}} = (\alpha_{\mathrm{w}}+\alpha_{\mathrm{s}}) \cdot M_{\mathrm{d}} \quad (6)$$

$$R_{\mathrm{r}} = (1-\beta_{\mathrm{s}}/100)/(1-\alpha_{\mathrm{s}}) \cdot R_{\mathrm{d}} \quad (7)$$

$$R_{\mathrm{s}} = \beta_{\mathrm{s}}/100/(\alpha_{\mathrm{w}}+\alpha_{\mathrm{s}}) \cdot R_{\mathrm{d}} \quad (8)$$

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

吸着処理後の吸着材の放射能濃度 R_a と洗浄溶液の放射能濃度 R_t は、式(9)で定義される吸着材の質量 M_a に対する洗浄溶液の質量 W_s の比（吸着処理比）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。

$$\alpha_{\mathrm{a}} = W_{\mathrm{s}}/M_{\mathrm{a}} \quad (9)$$

$$R_{\mathrm{a}} = \beta_{\mathrm{a}}/100 \cdot \alpha_{\mathrm{a}} \cdot R_{\mathrm{s}} \quad (10)$$

$$R_{\mathrm{t}} = (1-\beta_{\mathrm{a}}/100) \cdot R_s \quad (11)$$

参考文献での基礎試験における分配係数は、結晶性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その条件でのみ適用可能な吸着材ごとの特性であるがここでは一定と仮定すると、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材の破過吸着量、吸着速度に係る時定数などの吸着材特性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評価を行ったうえで決定する必要がある。本章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]。

洗浄廃液を蒸発乾燥固化する選択肢の場合、固化塩類の質量 M_e は、吸着材に吸着される 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。

$$M_{\mathrm{e}} = \alpha_{\mathrm{s}} \cdot M_{\mathrm{d}} \quad (12)$$

$$R_{\mathrm{e}} = W_{\mathrm{s}}/M_{\mathrm{e}} \cdot R_{\mathrm{t}}$$

$$R_{\mathrm{e}} = (\alpha_{\mathrm{w}}+\alpha_{\mathrm{s}})/\alpha_{\mathrm{s}} \cdot R_{\mathrm{t}} \quad (13)$$

4) 安定化処理

Cs を吸着した吸着材は安定化材と混合し安定化体とするが、吸着材安定化体の質量 M_z と放射能濃度 R_z は、吸着材に対する安定化材の比を α_i とすると、(3)項で得られた吸着材の質量 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。

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

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

熱処理飛灰をそのまま固型化処理する場合、飛灰固型化体の質量 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。

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

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

安定化材比 α_i と固型化材比 α_h は、安定化体もしくは固型化体への要求特性に影響する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材、安定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

第 2 章(2)で示した焼却残渣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%	99%	99%	99%	-
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%	-
安定化材比	α_i	0.5 - 4	3	3	3	3	
固型化材比	α_h	0.5 - 4	1	-	-	-	1

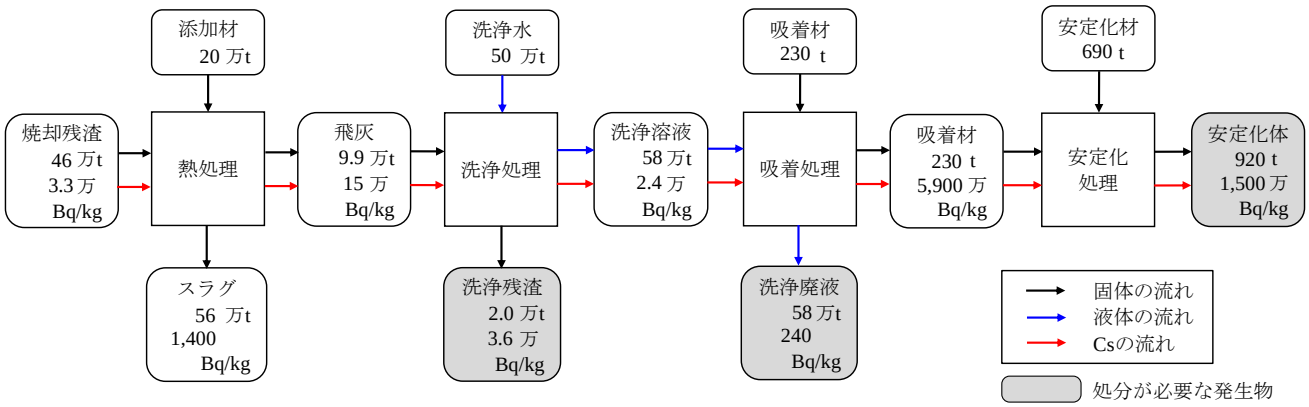


図 3-2　運転パラメータの代表値でのマスバランス計算例

ここで、マスバランス計算の応用例として、処理工程の各種因子が処理後の発生物の放射能濃度に与える影響を議論する。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、仮に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、仮に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。

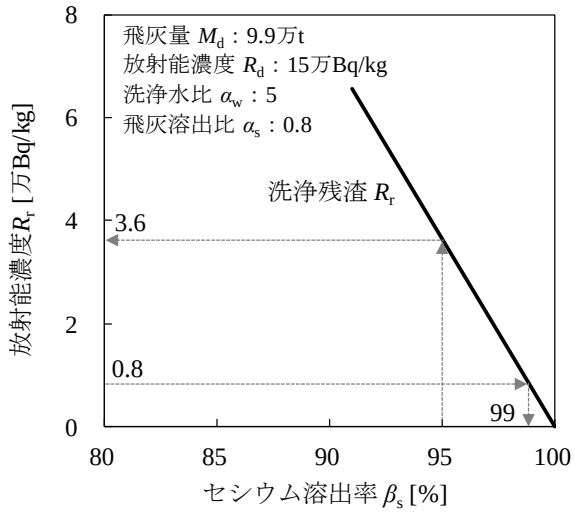


図 3-3　洗浄処理におけるセシウム溶出率と洗浄残渣の放射能濃度の関係

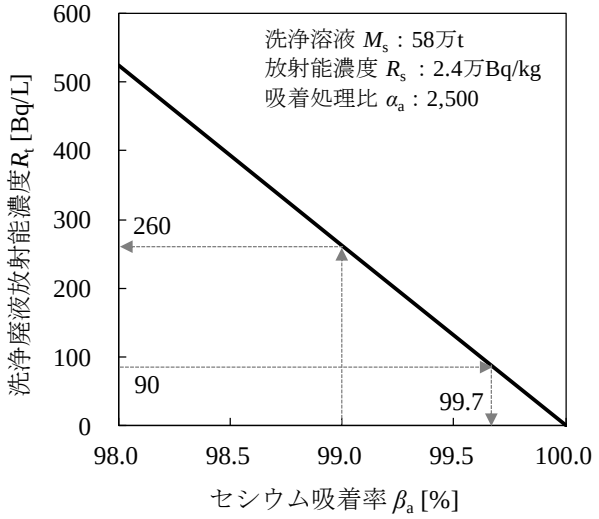


図 3-4　吸着処理におけるセシウム吸着率と洗浄廃液の放射能濃度の関係

（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 を吸着材で吸着し、使用後吸着材を安定化処理する。洗浄残渣と洗浄廃液は、それぞれ放射能濃度を目標値である 8,000 Bq/kg、90 Bq/L（本章では 82 Bq/kg と設定）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、Cs の吸着性能に優れた吸着材を使用し、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 3-1 に、マスバランス計算結果を図 3-5, 3-6 に示す。

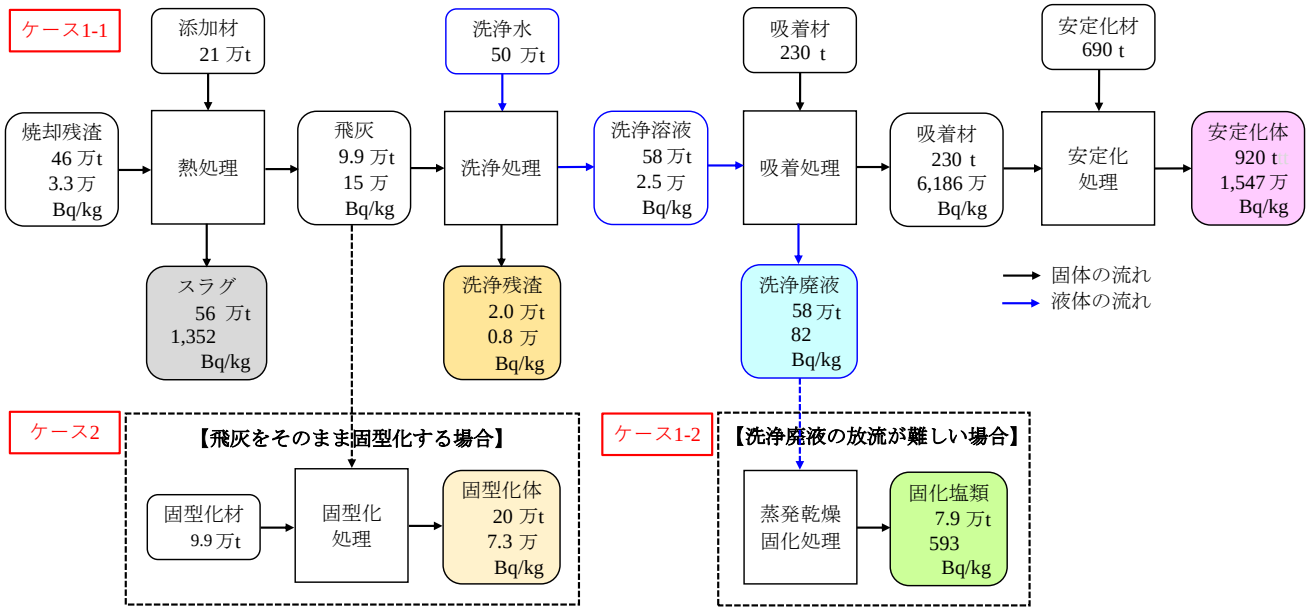


図 3-5　マスバランス計算結果（ケース 1-1、ケース 1-2、ケース 2）

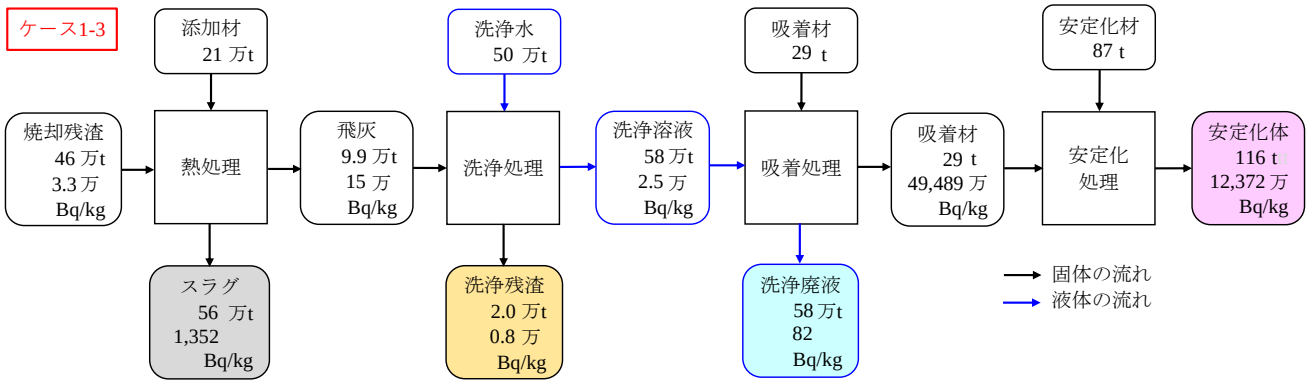


図 3-6　マスバランス計算結果（ケース 1-3）

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材安定化体が 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、吸着材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材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材を使用すると、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、吸着材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、固型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、飛灰固型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　各ケースでの生成物の体積

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	8,000	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		
吸着材安定化体	> 1500万	1,100	0.084	0.084	0.011	
飛灰固型化体	7.3万	1,100				18
合計	-	-	53	8.3	54	18

( )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。

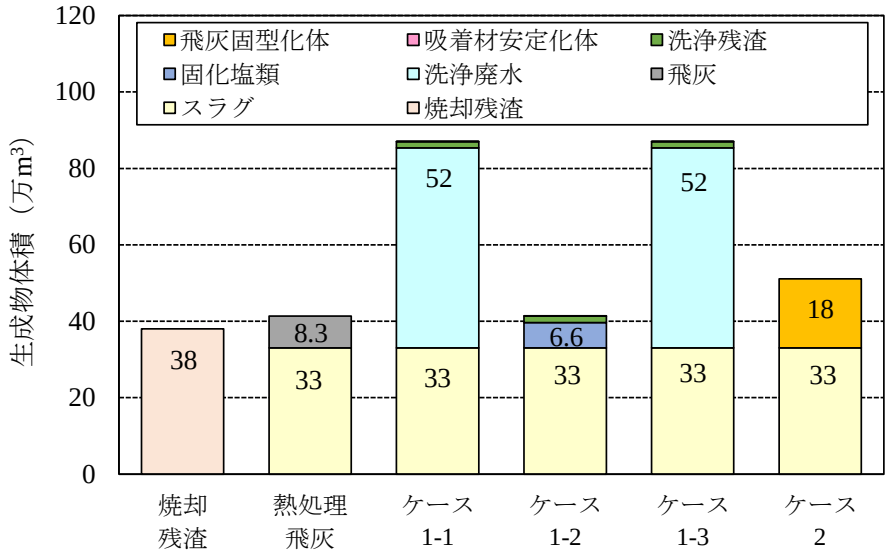


図 3-7　各ケースでの生成物の体積の比較

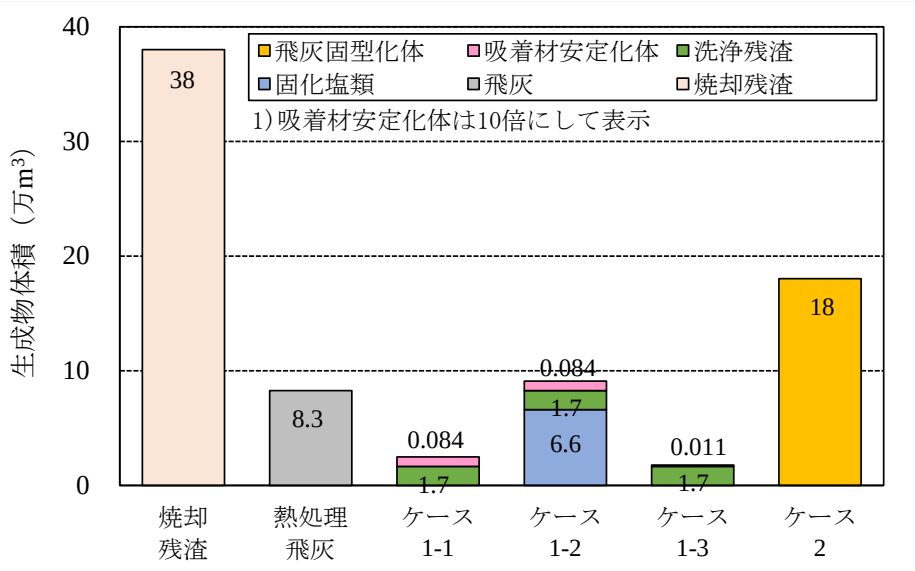


図 3-8　各ケースでの生成物の体積の比較
（スラグと洗浄廃液を除いた場合）

（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).

4. 経済性の試算

第 3 章では焼却残渣のマスバランス計算について説明したが、焼却残渣に加えて高濃度土壌（2045 年時点で 8,000 Bq/kg を超える土壌、75 万 m^3）と低濃度土壌（2045 年時点で 8,000 Bq/kg 以下の土壌、1207 万 m^3）も対象として、処理、処分、再生利用に関する費用を試算した。各費用は、公開文献、ヒアリング調査・情報をもとに、類似する処理と処分（以下では、減容化等の中間的なプロセスを「処理」、最終的な埋立（埋設）等によるプロセスを「処分」として使い分ける）の費用から推定した。

経済性試算の方法としては、処理設備に必要な能力を考慮して建設費、運転費、解体撤去費などを合計して処理費用を算出し、放射能濃度に応じて生成物の処分あるいは再生利用に必要な費用を推定し、全てを合計した。今回の試算では、処理対象物は一か所の処理設備において処理するとともに、放射能濃度の高い吸着材安定化体、飛灰固型化体だけでなく、洗浄残渣、洗浄廃液、固化塩類などの処分対象物についても、それぞれの放射能濃度や性状に応じて一か所の処分施設で処分するとした。

4.1　処理・処分のケース設定

表 4-1 に示すように、3 章で比較・検討した焼却残渣を熱処理した飛灰を洗浄・吸着により減容化し、さらに安定化して処分する 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するケース 2 と合わせて 4 ケースを基本とした。高濃度土壌は、現行の特定廃棄物と同様に管理型相当の埋立処分場（県外）で処分するケース 1, 2 に、焼却残渣と同様に熱処理し、発生した飛灰を洗浄・吸着により減容化し、さらに安定化して処分するケース 3 を加えた。低濃度土壌は、減容化は行わず、全てのケースにおいてそのまま再生利用するとした。

表 4-1 減容化処理に関するケース設定

ケース	減容化対象物			減容化方法		内　容
	焼却残渣	高濃度土壌	低濃度土壌	熱処理	洗浄吸着	
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 において、洗浄廃液は蒸発・乾燥・固化処理する。
1-3	○	×	×	○	○	・1-1 において吸着処理比を大きくできる吸着材（2,500→20,000）を使用する。
2	○	×	×	○	×	・焼却残渣を熱処理するが、飛灰はそのまま固型化処理する。
3	○	○	×	○	○	・焼却残渣と高濃度汚染土壌をともに熱処理し、飛灰の洗浄処理を行う。

ケース 1-1, 1-2, 1-3 及びケース 2 の焼却残渣についての処理フローとマスバランスは第 3 章の図 3-5, 3-6 に示す。ケース 3 については、高濃度土壌分の乾燥質量を 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 1,300 kg/m^3、平均含水率 46%として算出）、放射能濃度を 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、ケース 3 では、この結果とケース 1-1 の焼却残渣のマスバランス計算の結果を合わせたものが再生利用・処分の対象物となる。各ケースの生成物の質量と体積は表 4-2, 4-3 のようになる。

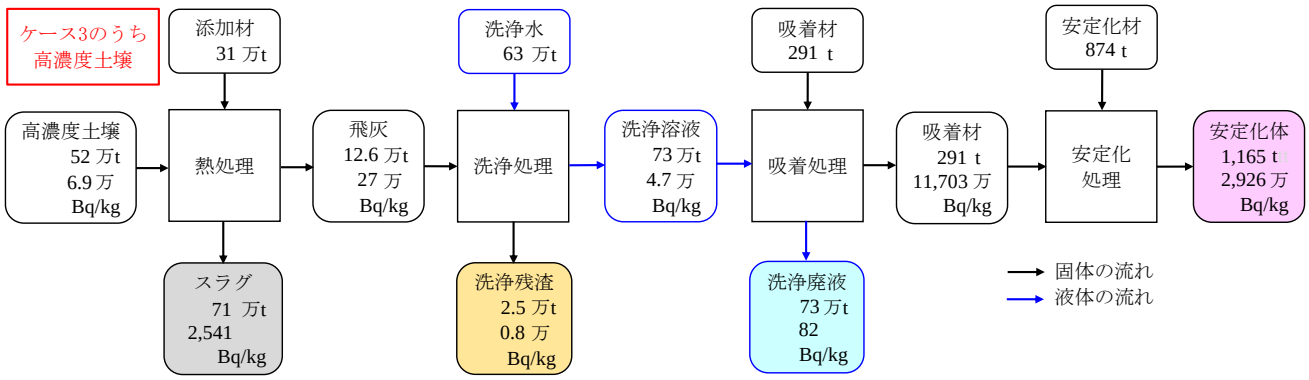


図 4-1 マスバランス計算結果（ケース 3 のうち高濃度土壌分）

表 4-2 処理・処分・再生利用対象となる生成物の質量

対象物	放射能濃度 (Bq/kg)	発生物の質量（万t）					
		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	3.3万	(46)	(46)	(46)	(46)	(46)	
高濃度土壌	6.9万	52	52	52	52		(52)
飛灰	15万	(9.9)	(9.9)	(9.9)	(9.9)	(9.9)	(13)
スラグ	1,400-2,500	56	56	56		56	71
洗浄残渣	8,000	2.0	2.0	2.0		2.0	2.5
洗浄廃液	82	58	(58)	58		58	73
固化塩類	590		7.9				
吸着材 安定化体	1500万 <	0.092	0.092	0.012		0.092	0.12
飛灰 固型化体	7.3万				20		
合計		116	66	116	20	116	0

( )内は、次の処理に移送され処分の対象とならない生成物

表 4-3 処理・処分・再生利用となる生成物の体積

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 1-1	ケース 1-2	ケース 1-3	ケース 2	ケース 3	
焼却残渣	3.3万	1,200	(38)	(38)	(38)	(38)	(38)	
高濃度土壌	6.9万	1,400	75	75	75	75		(75)
低濃度土壌	3,000	1,400	1200	1200	1200	1200	1200	
飛灰	15万	1,200	(8.3)	(8.3)	(8.3)	(8.3)	(8.3)	(11)
スラグ	1,400-2,500	1,700	33	33	33	33	33	42
洗浄残渣	8,000	1,200	1.7	1.7	1.7		1.7	2.1
洗浄廃液	82	1,100	52	(52)	52		52	66
固化塩類	590	1,200		6.6				
吸着材 安定化体	1500万 <	1,100	0.084	0.084	0.011		0.084	0.11
飛灰 固型化体	7.3万	1,100				18		
合計			87	41	87	51	87	110

4.2　処理・処分・再生利用の単価の設定

（1）処理単価の設定

処理費用は大きく設備費と運転費に分けられ、設備費は洗浄、吸着、安定化、蒸発乾燥固化などの処理、生成物の搬送、保管などに必要な設備の費用である。一方、運転費には、人件費のほか、吸着材、薬品などの原材料費、電気・水・燃料などユーティリティ費用、消耗品費、維持管理費などがある。

設備費を算出するためには処理容量が必要であるが、処理期間を設定することにより、マスバランス計算結果から処理容量が得られる。焼却残渣の熱処理を実施する双葉町の減容化施設の運転期間は 2020 年 3 月から 2023 年 3 月までの 3 年間と予定されているため [1]、この運転期間から大きく遅滞が発生しないように処理期間を 5 年間とすると、年間 250 日で 1,250 日となり、処理容量を表 4-4 のように設定した。

これをもとに、次のような考え方で処理費用を推定した。

- 設備費は、概ね設備の処理容量の 0.6 乗に比例するので [2]、類似設備の設備費を 0.6 乗則により補正した。
- 運転費は、都市ごみ焼却灰の汚水処理設備での実績をもとに [3]、1 年間の運転費が設備費の 15%程度として、5 年間分として 75%と仮定した。ただし、運転費に占める割合が大きいと考えられる吸着処理における吸着材費、蒸発乾燥固化処理における燃料費は別に計算して、運転費に追加した。
- 解体・撤去費は、都市ごみ焼却灰の汚水処理設備の解体・撤去費が設備費の 5%程度であるが [3]、放射能物質を取り扱う設備であるため、低レベル放射性廃棄物としての処分が必要な部材も発生し、解体・撤去費が増大すると考えられる。部材の放射能濃度や質量は現時点では不明であるため、数十万 Bq/kg 以下の飛灰や洗浄溶液を取り扱う洗浄処理、飛灰固型化処理では設備費の 10%と仮定し、1000 万 Bq/kg を超えるような使用後吸着材を取り扱う吸着処理、安定化処理では設備費の 20%と仮定した。
- 以上の費用には不確実な要素が含まれるため、合計した費用に 1.3 を乗じたうえで、処理対象物の質量で除して処理単価を求めた。

表 4-4 処理設備に必要な処理容量

処理	対象物	処理容量（t/日）					
		ケース 1-1	ケース 1-2	ケース 1-3	ケース 2	ケース 3	
熱処理	焼却残渣	368	368	368	368	368	
	高濃度土壌						416
洗浄処理	熱処理飛灰	79	79	79		79	101
吸着処理	洗浄溶液	464	464	464		464	584
廃水処理	洗浄廃液	464	464	464		464	584
蒸発乾燥固化処理	洗浄廃液		464				
安定化処理	使用後吸着剤	0.18	0.18	0.023		0.18	0.23
固型化処理	熱処理飛灰				79		

1) 熱処理

2020 年 3 月より稼働中の双葉町減容化施設を参考とした [4]。資料では、その 1 業務及びその 2 業務の事業費の合計は 2,510 億円であり、処理対象物の質量は仮設焼却施設 138,700 t×2 系列と仮設灰処理施設 115,600 t×2 系列を合わせて 51 万 t である。総事業費 2510 億円を処理対象物量 51 万 t で除することにより、熱処理の単価は 49 万円/t-焼却残渣（= 2,510 億円÷51 万 t）とした。

2) 洗浄処理

都市ごみ焼却灰をセメント原料とするための塩素分を除去する洗浄設備を参考とした [5]。50 t/日で都市ごみ焼却灰を洗浄する設備の設備費は 21 億円であるが、ケース 1-1 での処理容量は 79 t/日であるため、設備費を 0.6 乗則で補正して [2]、28 億円（= 21 億円×$(79/50)^{0.6}$）とした。また、運転費は設備費の 75%として 21 億円、解体・撤去費は設備費の 10%として 3 億円とした。これらを合計すると 52 億円となり、さらに 1.3 を乗じて 68 億円とした。これを対象物である熱処理飛灰の質量 9.9 万 t で除することにより、洗浄処理の単価は 7.0 万円/t-飛灰（= 68 億円÷9.9 万 t）とした。

3) 吸着処理

福島第一原子力発電所における汚染水処理設備（多核種除去設備（高性能 ALPS））を参考とした [6]。高性能 ALPS は処理容量 500t/日で開発費 292 億円であるが、試行錯誤の費用、運転費、吸着材費が含まれていると考えられる。ケース 1-1 での処理容量は 460 t/日であり高性能 ALPS とほぼ同じであり、これらを考慮して設備費を 100 億円とした。また、吸着材を除く運転費は設備費の 75％として 75 億円、解体・撤去費用は放射線量が高いため設備費の 20%として 20 億円とした。吸着材費は、吸着材の単価を 5 万円/kg として、吸着材量は 230 t であるので 115 億円（= 5 万円/kg×230 t）とした。

これらを合計すると 310 億円（= 100 億円＋75 億円＋20 億円＋115 億円）となり、さらに 1.3 を乗じて 403 億円（= 310 億円×1.3）とした。これを対象物である洗浄溶液の質量 58 万 t で除することにより、吸着処理の単価は 7.0 万円/t-洗浄溶液（= 403 億円÷58 万 t）とした。

一方、ケース 1-3 では吸着処理比を大きくできる吸着材を使用するため、吸着材量は 29 t であり吸着材費は 15 億円（= 5 万円/kg×29 t）とした。設備費、運転費、解体・撤去費は同じとすると 210 億円（= 100 億円＋75 億円＋20 億円＋15 億円）となり）、さらに 1.3 を乗じて 273 億円とした。洗浄溶液の質量 58 万 t は同じであるため、ケース 2 での吸着処理の単価は 4.7 万円/t-洗浄溶液（= 210 億円÷58 万 t）とした。

4) 排水処理

都市ごみ焼却灰の汚水処理設備（凝集沈殿、キレート処理、中和処理等）を参考とした [3]。汚水処理設備は 550 t/日で 16 億円であるが、ケース 1-1 での処理容量は 460 t/日であるため、設備費を 0.6 乗則で補正して [2]、14 億円（= 16 億円×（460/550）$^{0.6}$）とした。また、運転費は設備費の 75％として 11 億円、解体・撤去費用は設備費の 10%として 1.4 億円とした。

これらを合計すると 26 億円（= 14 億円＋11 億円＋1.4 億円）となるが、飛灰の洗浄溶液には放射性物資が含まれること、都市ごみ焼却灰よりも重金属類などの濃度が高い可能性があることから 26 億円を 2 倍し、さらに 1.3 を乗じて 68 億円とした。これを対象物である洗浄廃液の質量 58 万 t で除することにより、排水処理の単価は 1.2 万円/t-洗浄廃液（= 68 億円÷58 万 t）とした。

5) 蒸発乾燥固化

蒸発乾燥固化装置にはスプレードライヤー、ディスクドライヤーなどがあるが、今回は高濃度塩水や

メッキ廃液の乾燥処理で使用されているディスクドライヤーを参考とした [7]。ディスクドライヤーの最大容量機の処理容量は概ね 1 t/h と推定されるが、ケース 1-2 において洗浄廃液 460 トン/日（＝20 t/h）を処理するためには 20 台が必要である。ドライヤーを 1 億円/台として、これに土木・建築費用、据付工事費などを考慮して 2 倍し、設備費を 40 億円とした。また、燃料費を除く運転費は設備費の 75%として 30 億円、解体・撤去費用は設備費の 10%として 4 億円とした。乾燥に必要な熱量は A 重油の燃焼により供給すると、23 億円（= 2,600 (kJ/kg)×58 万(t)×1,000 (kg/t)÷39,100 (kJ/L) ×60 (円/L)）となり、さらに熱交換の効率などを考慮して燃料費を 30 億円とした。

これらを合計すると 104 億円となり、さらに 1.3 を乗じて 135 億円とした。これを対象物である洗浄廃液の質量 58 万 t で除することにより、蒸発乾燥固化処理の単価は 2.4 万円/t-洗浄廃液（= 135 億円÷58 万 t）とした。

6) 安定化処理（使用後吸着材）

原子力関連施設で実用化されている低レベル放射性廃棄物のインドラム式セメント固化[xvi]処理装置を参考とした [8]。セメント固化処理装置の処理容量は液体廃棄物 200 L/日程度であり、ケース 1-1 における処理容量 0.18 トン/日とほぼ同じである。セメント固化装置への改造に要した費用は 6.5 億円であり、これに土木・建設費用、据付工事費などを考慮して設備費を 15 億円とした。また、運転費は設備費の 75%として 11 億円、解体・撤去費用は、放射能濃度が高いため設備費の 20%として 3.0 億円とした。

これらを合計すると 29 億円（= 15 億円＋11 億円＋3 億円）となり、さらに 1.3 を乗じて 38 億円とした。これを対象物である使用後吸着材の質量 230 t で除することにより、安定化処理の単価は 1700 万円/t-使用後吸着材（= 38 億円÷230 t）とした。

一方、ケース 1-3 では吸着処理比の大きい吸着材を使用するため、使用後吸着材の質量は 29 t となるが、ケース 1-1 と同じ設備を使用するとした。設備費、解体・撤去費は同じであるが、運転費は吸着材安定化材の質量比で小さくなるとして 1.4 億円（= 11 億円×29/120）となるため、合計で 19.4 億円（= 15 億円＋1.4 億円＋3 億円）となり、さらに 1.3 を乗じて 25 億円とした。吸着材剤の質量 29 t で除することにより、ケース 1-3 での安定化処理の単価は 8,600 万円/t-使用後吸着材（= 26 億円÷29 万 t）とした。

7) 固型化処理（熱処理飛灰）

現在稼働中の環境省の特定廃棄物セメント固型化処理施設を参考とした [9]。セメント固型化処理施設は 10 万 Bq/kg 以下の焼却灰 8.3 万 t を対象としており、処理容量は 120 t/日で総事業費は約 320 億円である。ケース 2 において、飛灰の放射能濃度は 15 万 Bq/kg はやや高く、処理容量は 79 トン/日とやや低いことから、セメント固型化処理施設の総事業費 320 億円をそのまま対象物である焼却灰の質量 8.3 万 t で除することにより、固型化処理の単価を 39 万円/t-飛灰（= 320 億円÷8.3 万 t）とした。

処理単価の設定をまとめて表 4-5 に示す。

[xvi] 本活動報告書では飛灰の安定化については「セメント固型化」で用語を統一しているが、文献 8)では、「セメント固化」と表記されているため、本項では使用後吸着材に対し用いるので、安定化方法の一つの手段として、用語は文献 8)にそろえる。

表 4-5 処理単価の設定一覧

処理	対象物	処理単価（万円/t）	備　考
熱処理	焼却残渣	49	
洗浄処理	熱処理飛灰	6.9	
吸着処理	洗浄溶液	7.0	
		4.7	ケース 1-3 の場合
排水処理	洗浄廃液	1.2	
蒸発乾燥固化処理	洗浄廃液	2.3	ケース 1-2 の場合
安定化処理	使用後吸着材	1,700	
		8,600	ケース 1-3 の場合
固型化処理	熱処理飛灰	39	ケース 2 の場合

（2）処分単価の設定

減容化プロセスからの生成物のうち、スラグは再生利用が想定されており、洗浄廃液は放射能濃度を 90 Bq/L 以下として重金属類を基準値以下とすることにより放流が可能と仮定した。そのため、処分の対象は洗浄残渣、固化塩類、吸着材安定化体、飛灰固型化体及び高濃度土壌とした。それぞれの放射能濃度に応じた処分を行うとして、産業廃棄物、原子炉等規制法における低レベル放射性廃棄物を参考にして、次のように処分単価を設定した。

1) 洗浄残渣と固化塩類（放射能濃度：8,000 Bq/kg 以下）

産業廃棄物としての処分を可能とした。産業廃棄物の処分単価は輸送費込みで 5.0 万円/m^3 とした [10]。これに放射能濃度 10 万 Bq/kg 以下の低レベル放射性廃棄物のトレンチ処分における、建設費と操業費の合計 287 億円に対する管理費等 179 億円の比 0.6 を上乗せし [11]、処分単価は 8.0 万円/m^3-洗浄残渣 or 固化塩類（= 5.0 万円/m^3×1.6）とした。

2) 吸着材安定化体（放射能濃度：1600 万 Bq/kg から 1 億 2000 万 Bq/kg）

吸着材安定化体に対しては、1000 億 Bq/kg 以下の低レベル放射性廃棄物 L2 の遮断型相当処分場（ピット処分場）での処分を行うとした。添付資料 1 では、総合建設業の事業者等の協力を得て積算に係る検討を行い、対象となる放射性物質を Cs として、閉鎖後の管理期間を 100 年間、処分容量をケース 1-1 の 840 m^3、15 t 平積みトラックでの 600 km の輸送単価を 6.7 万円/m^3 などとして、736 億円の処分費用（建設費、操業費、閉鎖費、管理費）を見積った。これより、処分単価は 736 億円／840 m^3＝880 万円/m^3-吸着材安定化体となる。処分容量が大きくなると、スケール効果で処分単価は下がる可能性もあるが、今回はこの処分単価を使用する。

参考として、次のような試算も可能である。文部科学省 RI・研究所等廃棄物作業部会の資料 [11]では、対象となる放射性物質は Cs を含む 33 核種であるが、閉鎖後管理期間 300 年間、処分容量 5.2 万 m^3（200 L ドラム缶 259,200 本から換算）のコンクリートピット処分として、用地購入、建設費、操業費、管理費（広報費も含む）、間接費を含めた総事業費は 1,813 億円である。これより処分単価は 1,813 億円／5.2 万 m^3＝350 万円/m^3 となるが、その後 320 万円/m^3 と改定されている [12]。輸送費については、一般の貨物を 10 t トラックで 300 km を輸送する場合の費用が 10 万円程度であり [13]、かさ密度や充填率を考慮すると単価は高めに見て 2 万円/m^3 となるが、吸着材安定化体では放射線防護、安全性向上のための対策が必要

となることを考慮して輸送単価を 10 万円/m³ とする。これにより、輸送費を合わせた処分単価は 330 万円/m³-吸着材安定化体（= 320 万円/m³＋10 万円/m³）となる。

以上のように、吸着材安定化体の処分単価についても今後精査のためのさらなる検討が必要である。

3) 飛灰固型化体（放射能濃度：7.5 万 Bq/kg）

飛灰固型化体に対しては、10 万 Bq/kg 以下の特定廃棄物埋設処分施設[14]と同じく、管理型相当処分場での処分を行うとした。添付資料 1 では、総合建設業の事業者の協力を得て、現在操業中の富岡町の特定廃棄物埋立処分施設、管理型処分場であるクリーンセンターふたばを参考に、処分容量をケース 2 の 18 万 m³ として、169 億円の処分費用（建設費、操業費、閉鎖費、管理費）を見積った。これを 18 万 m³ で除すると 9.4 万円/m³ となり、15 t 平積みトラックでの 600 km の輸送単価を 6.7 万円/m³ として、これを含めた処分単価は 16 万円/ m³-飛灰固型化体となる。処分場の設計変更が行われた場合、地形により大規模の掘削工事が必要となった場合など、処分単価が増加すると考えられるが、今回はこの処分単価を使用する。

参考として、次のような試算も可能である。飛灰固型化体に対しては、10 万 Bq/kg 以下の特定廃棄物と同じく管理型相当の処分を行うとする。処分場の建設費は、18 万 m³ の一般廃棄物最終処分場の新規建設における工事費の平均単価を参考として 1.5 万円/ m³ とし[15]、埋立処分費は特定廃棄物埋立処分工事費を参考として 6 万円/ m³ とする[14]。維持管理費は、一般廃棄物最終処分における維持管理単価 800 円/ m³ 年より[15]、閉鎖後管理期間を 50 年間[xvii]として 4 万円/ m³（= 800 円/ m³ 年×50 年間）とする。これらの合計 11.5 万円/ m³（= 1.5 万円/ m³＋6 万円/ m³＋4 万円/ m³）に、一般の貨物での輸送単価 2 万円/m³ を加え、さらに不確定要素があるため、処理単価と同じように 1.3 を乗じると 18 万円/m³-飛灰固型化体となる。

以上のように、飛灰固型化体の処分単価についても今後精査のためのさらなる検討が必要である。

4) 高濃度土壌（放射能濃度：6.9 万 Bq/kg）

放射能濃度は 10 万 Bq/kg 以下であり、飛灰固型化体と同じく、管理型処分場相当の処分を行うとして、処分単価を 16 万円/m³-高濃度土壌とした[xviii]。

なお、高濃度土壌 75 万 m³ のうち 65 万 m³ は土壌 C 132 万 m³ への分級洗浄により発生する。分級洗浄の費用（2.6 万円/m³）[16]及び分級後の低濃度土壌 67 万 m³ の再生利用費用（7.0 万円/m³）（添付資料 2 参照）は 949 億円となるため、これを高濃度土壌に伴う付帯費用として追加した。

（3）再生利用単価の設定

再生利用の対象となるものは、熱処理のスラグと低濃度土壌である。これらについて、次のように設定した。

1) スラグ（放射能濃度：1,400 – 2,500 Bq/kg）

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 割は中間貯蔵施設の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

[xvii] 処分施設の管理期間については規定が定まっていないため、ここでは仮の数値を用いた。

[xviii] 高濃度土壌の Cs が溶出しないという特性を考慮すると、飛灰と同じくセメント固型化する必要はないと考えられるが、運搬、処分の詳細は今後の検討課題であるため、ここでは仮の設定とした。

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。再生資材の輸送費用（中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設までの輸送費用、及び中間貯蔵施設以外の公共工事等の現場までの輸送費用（県外への片道 300 km 程度を想定））は 2.5 万円/t となり、これに仮設テントでの再生資材の保管に係る費用、管理費用が付加されるとして、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 4.0 万円/t、かさ密度 1.7t/m^3 として 6.8 万円/m^3-スラグとした。

2) 低濃度土壌（放射能濃度：8,000 Bq/kg 以下）

低濃度土壌の再生利用費は、実施する場所や時期により異なると考えられる。例えば、中間貯蔵施設で分別後に再生資材化する場合、中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設からの取り出し後に再生資材化する場合、中間貯蔵施設へ搬入せずに再生資材化する場合などがある。添付資料 2 では、中間貯蔵施設へ搬入せずに再生資材化する「令和２・３・４・５年度飯舘村長泥地区環境再生事業盛土等工事」の事例（処理対象とする除去土壌 43.3 万トン、工事契約金額 213 億円）をもとに、低濃度土壌を再生資材として利用する費用を 4.9 万円/t、かさ密度 1.4 t/m^3 として 6.9 万円/m^3-低濃度土壌としている。今回はこの再生利用単価を使用する。

これらの処分と再生利用の単価を、表 4-6 にまとめて示す。

表 4-6 処分と再生利用の単価の設定一覧

対象物		放射能濃度（Bq/kg）	処分／再生利用単価（／m^3）
処分	洗浄残渣	≦ 8,000	8.0 万円
	固化塩類	590	8.0 万円
	吸着材安定化体	1500 万 <	880 万円
	飛灰固型化体	7.3 万	16 万円
	高濃度土壌	6.9 万	16 万円
再生利用	熱処理スラグ	≦ 2,500	6.8 万円
	低濃度土壌	≦ 8,000	6.9 万円

4.3　経済性の試算結果

焼却残渣、高濃度土壌、低濃度土壌に対して次式に基づいて費用を試算し、各々の全体費用を合計して事業費用とした。

（処理費用）＝∑（処理単価、表 4-5）×（処理対象物の質量、表 4-2）

（処分費用）＝∑（処分単価、表 4-6）×（処分対象物の体積、表 4-3）

（再生利用費用）＝∑（再生利用単価、表 4-6）×（再生利用対象物の体積、表 4-3）

（全体費用）＝（処理費用）＋（処分費用）＋（再生利用費用）

（1）焼却残渣の経済性試算

焼却残渣の熱処理後の飛灰を減容化処理するケース 1 とそのまま固型化するケース 2 において、処理費用、処分／再生利用費用、全体費用を試算した。結果をそれぞれ図 4-2, 4-3, 4-4 に示す。

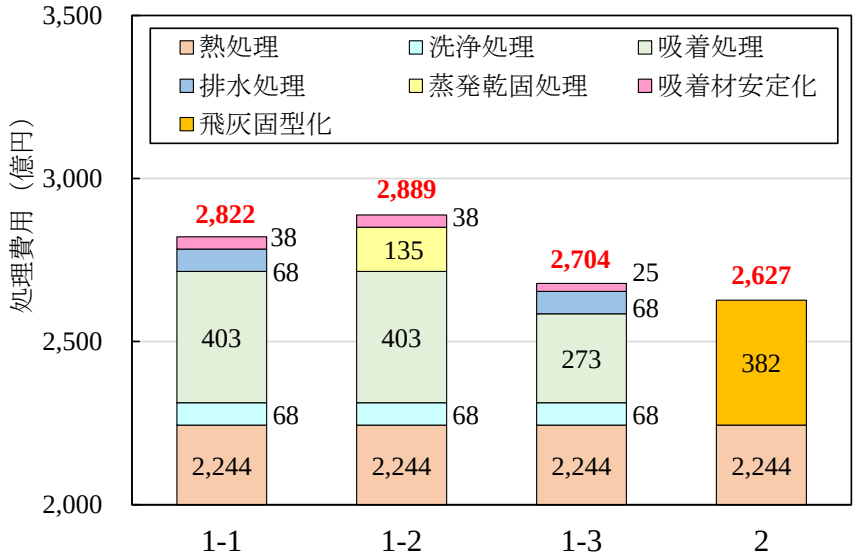


図 4-2 焼却残渣の処理費用内訳（熱処理以外の差の視認性ため、縦軸の最低値を 2000 億円とした）

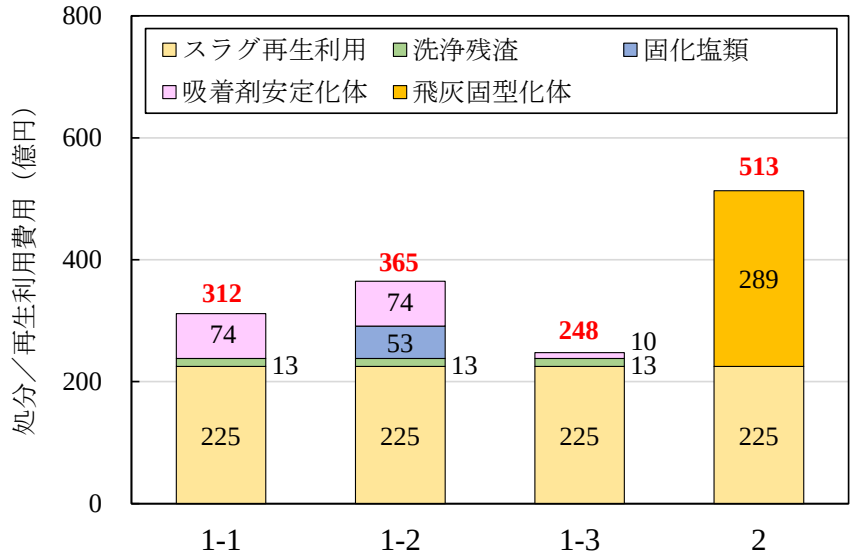


図 4-3 焼却残渣処理プロセス生成物の処分費用

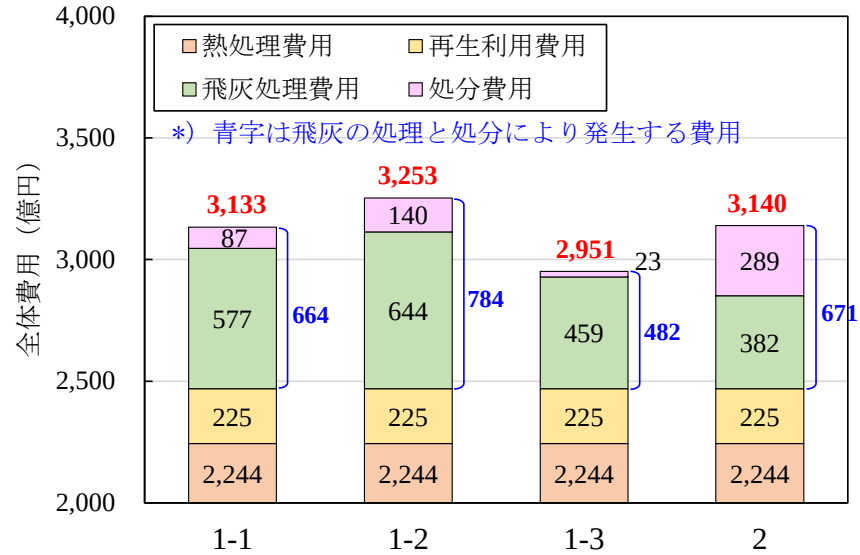


図 4-4 焼却残渣に係る全体費用（熱処理以外の差の視認性ため、縦軸の最低値を 2000 億円とした）

これらより、次のことが言える。

- 図 4-2 より、処理費用については、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）では 2822 億円、ケース 2（飛灰固型化）では 2627 億円と、ケース 1-1 のほうがやや大きかった。このうち、2020 年 3 月より運転されている熱処理費用が 2244 億円と大部分を占めているため、これを除くとケース 1-1 では 577 億円、ケース 2 では 382 億円であり、ケース 1-1 はケース 2 の 1.5 倍であった。
- ケース 1 のなかでは、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）では洗浄廃液の排水処理費 68 億円であるが、ケース 1-2（蒸発乾固）では排水処理に替えて排水の蒸発乾燥固化を行うため、その費用が 135 億円に増加して処理費用が最大となった。ケース 1-3（高性能吸着材）では吸着処理費が 273 億円と小さなり処理費用は最小となった。吸着材を使用して飛灰を減容化する場合、吸着処理費の占める割合が大きく、吸着材の性能に係る吸着材処理比だけでなく、吸着材の単価の影響も大きいと考えられる。これらの影響を把握するための感度解析を 4.4 節で実施した。
- 図 4-3 より、処分／再生利用費用については、ケース 1（基準）では 248 億円から 365 億円、ケース 2（飛灰固型化）では 513 億円であり、ケース 1 のほうが処分費用は小さかった。ケース 1 の中では、ケース 1-2（蒸発乾固）では固化塩類の処分が追加となり処分費用が最大となったが、ケース 1-3（高性能吸着材）では吸着材安定化体の体積が減少するための処分費用がさらに減少し、処分費用は最小となった。吸着材安定化体は処分単価が 880 万円/ m^3 と高いため、その影響を把握するための感度解析を 4.4 節で実施した。
- 図 4-4 より、全体費用では、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）が 3133 億円、ケース 2（飛灰固型化）が 3140 億円とほぼ同等であったが、ケース 1-3（高性能吸着材）では吸着処理費と吸着材安定化体の処分費用が減少した影響で全体費用は 2951 億円と最小となった。今回の試算では、飛灰の減容化と固型化で全体的な差は小さかった。ただし、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）では吸着材安定化体の体積が 840m^3 と焼却残渣の 1/450、ケース 2 の飛灰固型化体の 1/210 であり、処分地取得の容易さ等、試算した費用以外の減容化のメリットが有る場合も考えられる。
- 焼却残渣に対しては 2020 年 3 月より熱処理が実施されているため、全てのケースで共通する熱処理費 2244 億円とスラグの再生利用費 225 億円を除いて、今後必要となる飛灰の処理と処分を対象として考察した（図 4-3 中の青字)。ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）では 664 億円であったが、ケース 1-3（高性能吸着材）では吸着材費と吸着材安定化体の処分費用が減少した影響で 482 億円であった。また、ケース 2（飛灰固型化）では 671 億円とケース 1-1（洗浄濃縮の基準）と同等であった。この比較では飛灰固型化体の処分単価の影響が大きいと考えられるため、その影響を把握するための感度解析を 4.4 節で実施した。

（2）高濃度土壌の経済性試算

高濃度土壌をそのまま処分するケース 1, 2 と、熱処理して飛灰を減容化するケース 3 において、処理費用、処分／再生利用費用、全体費用を試算した。結果をそれぞれ図 4-5, 4-6, 4-7 に示す。

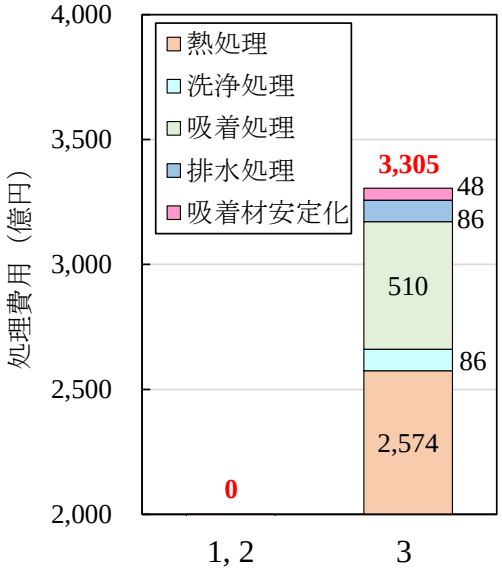


図 4-5 高濃度土壌処理プロセスの処理費用

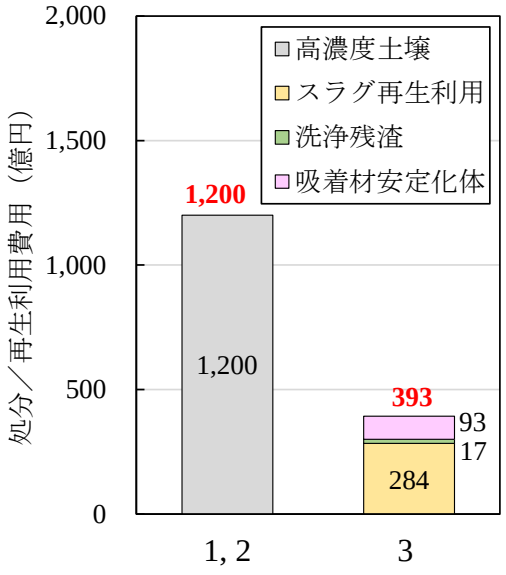


図 4-6 高濃度土壌処理プロセスの処分／再生利用費用

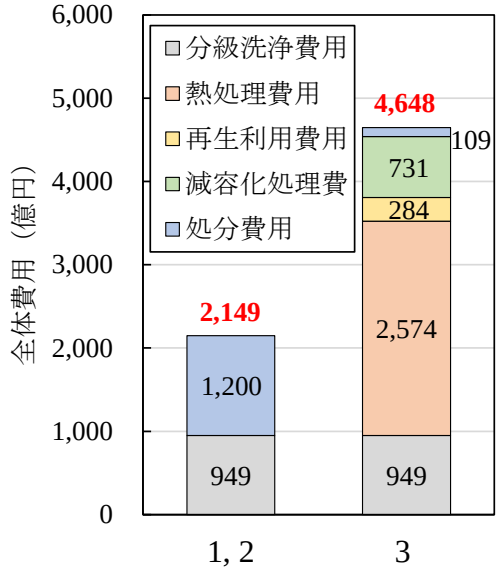


図 4-7 高濃度土壌処理プロセスの全体費用

これより、次のことが言える。

- 図 4-5 より、処理費用は高濃度土壌をそのまま処分するケース 1 と 2 では発生しないが、ケース 3（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）では処理費用 3305 億円が発生し、このうち熱処理費が 2574 億円と処理費用全体の 78%を占めた。次に、図 4-6 より、処分費用は高濃度土壌をそのまま処分するケース 1 と 2 では 1200 億円であるが、ケース 3（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）では 393 億円と 807 億円小さかった。全体費用は、これらの費用に分級洗浄に関わる費用 949 億円を加えると、図 4-7 に示すように、高濃度土壌をそのまま処分するケース 1 と 2 では 2149 億円であるが、ケース 3（熱処理

＋洗浄濃縮処理＋安定化）では 4648 億円と、2499 億円増加して 2.2 倍となった。

- 今回の試算ではケース 3（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）に経済的なメリットは見られなかった。ただし、処分の対象となる体積は、高濃度土壌をそのまま処分するケース 1 と 2 では高濃度土壌 75 万 m^3 であるが、ケース 3 で（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）は吸着材安定化体 1100 m^3 と 1/710 に減容化され、大きな処分場確保が難しい場合は、処分場容積の減少というメリットが有る。
- 高濃度土壌の処理と処分については、社会的受容性も含めて今後も検討する必要があるが、ケース 3（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）のように減容化処理を実施する場合、熱処理費用の占める割合が大きいため、経済的には熱処理費用の抑制が課題と考えられる。

（3）低濃度土壌の経済性試算

低濃度土壌は全てのケースで再生利用であり、体積を 1207 万 m^3、再生利用単価を 6.9 万円/m^3 とすると、再生利用費用は 8328 億円であった。

（4）事業費用全体の経済性試算

焼却残渣、高濃度土壌、低濃度土壌を合わせた全体の事業費用を図 4-8 に示す。

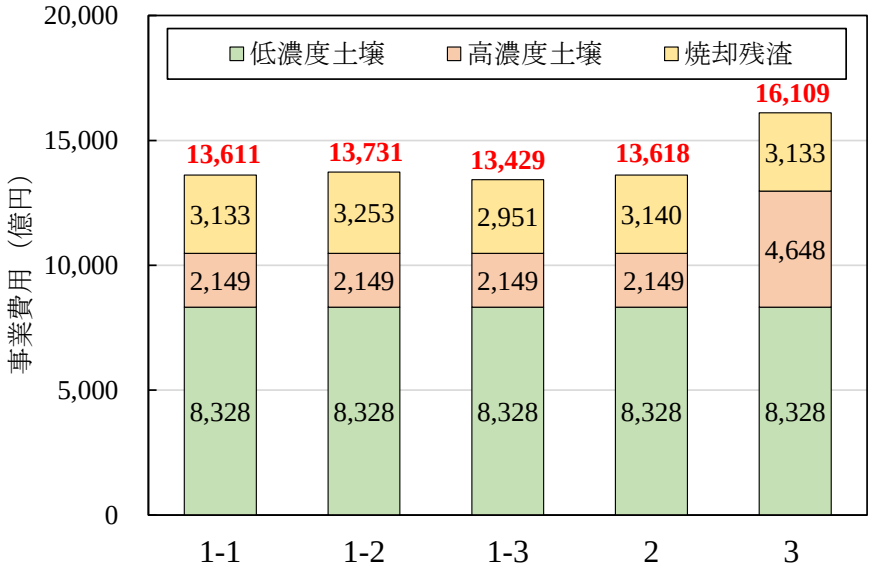


図 4-8 焼却残渣、高濃度土壌、低濃度土壌を合わせた全体費用

事業体費用は 1 兆 3429 億円から 1 兆 6109 億円で、このうち低濃度土壌の再生利用費が 8328 億円で、全体費用の 52%から 62%を占めた。高濃度土壌では、そのまま処分するケース 1 と 2 では 2149 億円であるが、ケース 3（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）では 4648 億円と約 2500 億円増加して、全体費用に対して 29%となった。焼却残渣では、2951 億円から 3253 億円であり、ケース 1（飛灰の洗浄濃縮処理）とケース 2（飛灰の固型化処理）とも大差は無く 2951 億円から 3253 億円であり、全体費用に対しては約 20%であった。

これより、事業全体としては、低濃度土壌では、1200 万 m^3 の再生利用をどのようにして実現するかが大きな課題である。高濃度土壌では、処分場の確保を含めて 75 万 m^3 の処分が可能かどうか、難しい

場合には減容化も選択肢に入るが、処理費用の低減について検討する必要がある。焼却残渣では、既に熱処理が実施されているため、その生成物であるスラグ 33 万 m^3 の再生利用をどのようにして実現するか、飛灰 10 万 t をそのまま固型化して処分するか、減容化処理して処分するかを検討する必要がある。そのまま固型化して処分する場合には処分場の確保が課題であり、減容化処理する場合には放射能濃度のより高い吸着材安定化体の最終処分が課題である。

4.4　減容化プロセスの感度解析

感度解析は、マスバランスを含めた具体的な検討が進められている焼却残渣の減容化プロセスを対象として実施した。ここで、焼却残渣の熱処理は既に実施中であるため、熱処理費用 2244 億円とスラグの再生利用費 225 億円を除いて、飛灰の洗浄濃縮処理とその生成物の処分を対象として実施した。

4.3 節で記載したように、処理については、費用が大きく今後の検証項目も多い吸着処理における吸着材単価と吸着処理比を選定した。吸着材単価はケース 1-1（洗浄濃縮の基準）では 5 万円/t としたが、これを 1/2 から 2.5 倍の範囲である 2.5 万円/t から 12.5 万円/t まで変化させた。また、吸着処理比はケース 1-1（洗浄濃縮の基準）では 2,500、ケース 1-3（高性能吸着材）では 20,000 としたが、さらに 100,000 まで変化させた。

処分については、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）で発生する放射能濃度の高い吸着材安定化体の処分単価と、ケース 2（飛灰固型化）で発生する飛灰固型化体の処分単価を選定した。吸着材安定化体の処分単価はケース 1-1 では 880 万円/m^3 としたが、これを文部科学省 RI・研究所等廃棄物作業部会の資料 [11] をもとに算出した 330 万円/m^3 から、880 万円/m^3 の 1.5 倍である 1400 万円/ m^3 まで変化させた。また、飛灰固型化体の処分単価はケース 2 では 16 万円/m^3 としたが、これを 1/2 から 2.5 倍の範囲である 8 万円/ m^3 から 40 万円/ m^3 まで変化させた。結果をそれぞれ図 4-9 から 4-12 に示す。

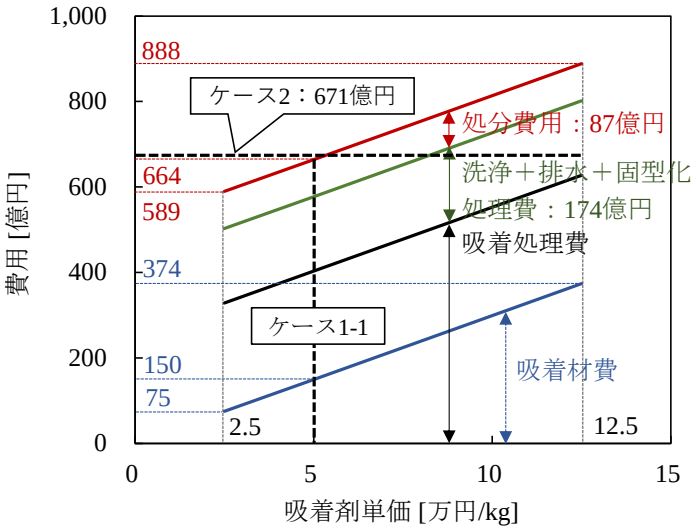


図 4-9 飛灰減容化処理における吸着材単価の影響

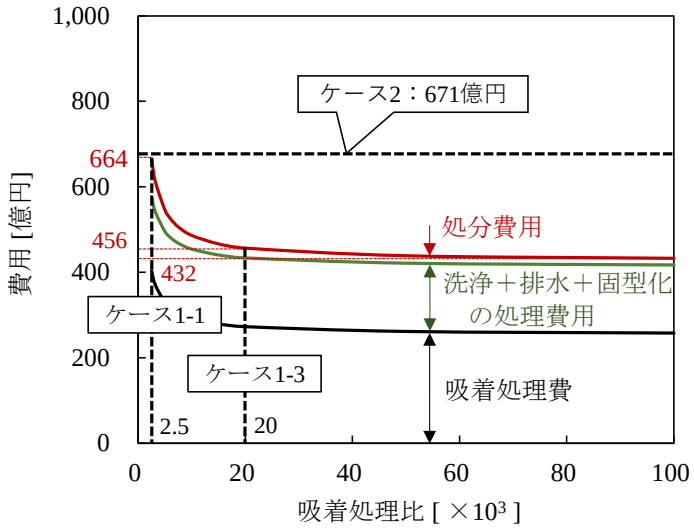


図 4-10 飛灰減容化処理における吸着処理比の影響

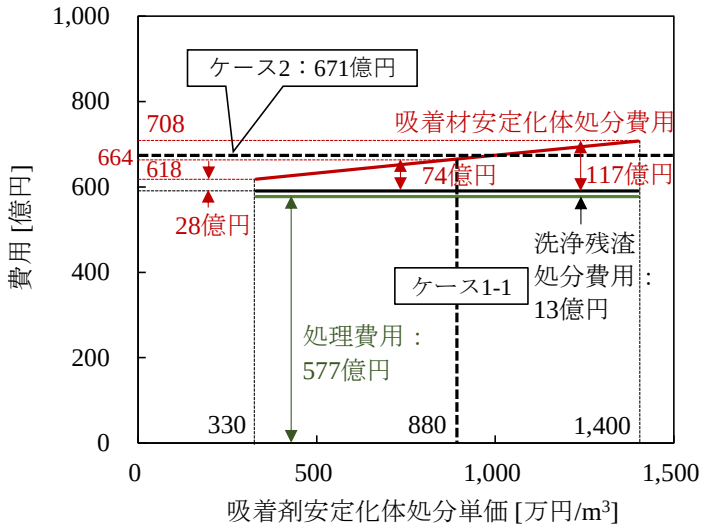


図 4-11 飛灰減容化処理における吸着材安定化体処分単価の影響

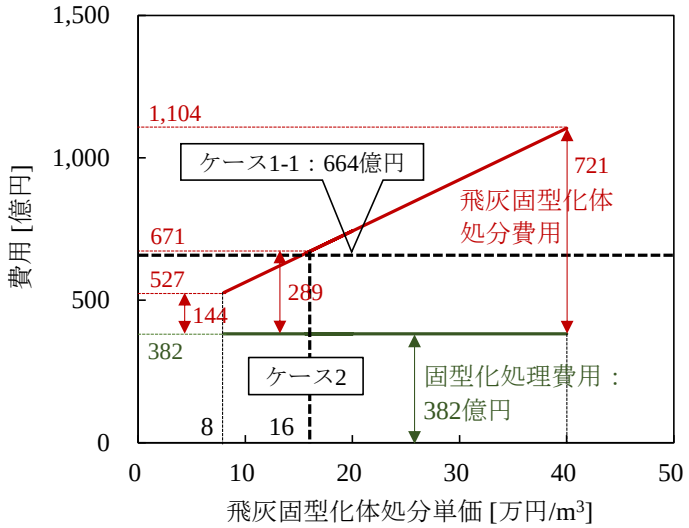


図 4-12 飛灰減容化処理の合計費用への飛灰固型化体処分単価の影響

これらより次のことが言える。

- 図 4-9 より、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）において吸着材単価が 2.5 万円/t から 12.5 万円/t まで変化すると、吸着材費は 75 億円から 374 億円まで 299 億円増加し、それに伴って全体費用も 589 億円から 888 億円まで 1.5 倍に増加した。吸着材単価が 5 万円/t のとき全体費用は 664 億円で、ケース 2（飛灰固型化）の 671 億円とほぼ同じであるが、5 万円/t 以下であれば減容化したほうが全体費用は小さくなる可能性がある。
- 図 4-10 より、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）において吸着材を変えることで吸着処理比が 2,500 から 100,000 まで変化すると、全体処理費は 664 億円から 432 億円まで減少するが、吸着処理比が 20,000（456 億円）前後からその影響は小さくなった。この理由は、吸着処理比が 20,000 のときの吸着材費、吸着材安定化材処分費はそれぞれ 19 億円、9.2 億円と全体費用 456 億円に比べて小さく、これらが減少してもその影響が小さくなったためと考えられる。一方、吸着処理比が大きくなると、吸着材とその安定化体の放射能濃度が高くなり、処理設備や輸送における放射線防護対策の費用が増大するため（本稿では考慮対象外）、吸着処理比には適正範囲がある可能性がある。
- 図 4-11 より、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）において吸着材安定化体の処分単価が 330 万円/m^3 から 1400 万円/m^3 まで変化すると、その処分費用は 28 億円から 117 億円まで増加するが、全体費用は 618 億円から 708 億円まで 1.1 倍の増加に留まり、ケース 2（飛灰固型化）とほぼ同等であった。吸着材安定化体の処分費用の単価は高いが体積が小さいため、全体費用への影響は小さいと言える。
- 図 4-12 より、ケース 2（飛灰固型化）において飛灰固型化体の処分単価が 8 万円/m^3 から 40 万円/m^3 まで変化すると、その処分費用は 144 億円から 721 億円まで増加し、処分費 382 億円を加えた全体費用は 527 億円から 1104 億円まで 2.3 倍に増加した。飛灰固型化体の処分単価が 16 万円/m^3 のときケース 1-1（洗浄濃縮の基準）664 億円とほぼ同じ 671 億円であるが、16 万円/m^3 を超えると飛灰を減容化したほうが経済的には有利になる可能性がある。
- 飛灰を洗浄濃縮により減容化する場合、吸着材単価が小さく吸着処理比を大きくできる吸着材を選定すると吸着処理費を低く抑えることができ、経済的な利点が大きくなると考えられる。また、飛灰固型化体の処分単価は、飛灰の洗浄濃縮減容化後の安定化とそのまま固型化の経済性を比較する際の重要なパラメータである。飛灰の放射能濃度が現在の想定である 15 万 Bq/kg よりも高くなった場合、処分場が一か所ではなく数か所への分散処分となった場合などには、処分単価が増加すると考えられ、今後の精査と検討が必要である。

4.5 まとめ

中間貯蔵施設に搬入された焼却残渣、高濃度土壌、低濃度土壌について、文献調査、ヒアリングなどをもとに、その処理と処分に必要な費用を試算した。焼却残渣と高濃度土壌は、熱処理と発生した飛灰の減容化処理の有・無などにより 5 ケースを設定し、低濃度土壌は再生利用として経済性を試算し比較した。その結果、次のことが分かった。

- 事業全体としての費用は 1 兆 3429 億円から 1 兆 6109 億円と試算された。このうち低濃度土壌 1200 万 m^3 では、再生利用の単価を 6.9 万円/m^3 とすると 8328 億円となり、事業費用の 52%から 62%を占めた。今後、経済性も含めた再生利用の実現方法について検討する必要がある。

- 高濃度土壌 75 万 m^3 では、土壌 C の分級洗浄に伴って 949 億円の費用が発生し、その上でそのまま処分するケース 1 と 2 では 1200 億円の処分費用が発生し、全体費用は 2149 億円となった。一方、ケース 3（熱処理＋洗浄濃縮処理＋安定化）では処分対象物が 1/750 に減容化されるが、処理費用が 3305 億円（2574 億円+731 億円）発生し、全体費用は 4648 億円と 2.2 倍に増加した。今後、処分場の確保について検討するとともに、処分場の確保が難しい場合には減容化処理も選択肢に入るが、処理費用の抑制の検討が必要である。
- 焼却残渣 38 万 m^3 については、既に熱処理が実施されており、放射能濃度の低いスラグ 33 万 m^3 の再生利用を引き続き検討する必要がある。放射能濃度の高い飛灰 8.3 万 m^3 に対しては、ケース 1-1（洗浄濃縮の基準）とケース 2（飛灰固型化）の全体費用はほぼ同じであった。ただし、吸着材単価が小さく吸着処理比を大きくできる吸着材を使用すれば、全体費用が低減され、経済的なメリットが発生する可能性がある。
- 今回の経済性試算における処理、処分、再生利用の単価は現時点での暫定値であり、今後とも実証試験によるデータ取得や検討結果をもとに、精度に向上に取り組んでいく予定である。吸着材を使用した減容化処理においては、今回は精緻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精査し、より確度の高い経済性の評価を実施する予定である。

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) 環境省：「廃棄物処理施設建設工事等の入札・契約の手引き」，環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部，平成 18 年 7 月.
3) 経済産業省：「都市ごみ焼却灰の国内広域処理システム構築に関する調査報告書」，平成 15 年度経済産業省環境問題対策調査等，財団法人日本立地センター，平成 16 年 3 月.
4) 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 業務及びその 2 業務の契約金額情報，
   http://fukushima.env.go.jp/procure/18_1000074948.pdf,
   http://fukushima.env.go.jp/procure/19_1000074948.pdf（2021 年 4 月閲覧）
5) 太平洋セメント株式会社：「大分工場における都市ごみ焼却灰の灰水洗によるセメント資源化事業開始について」，2017 年 8 月 21 日
6) 会計検査院：「東京電力株式会社に係る原子力損害の賠償に関する国の支援等の実施状況に関する会計検査の結果について」、会計検査院 HP
   http://report.jbaudit.go.jp/org/h29/YOUSEI2/2017-h29-Y2023-0.htm、（2021 年 4 月閲覧）
7) 西村鐵工所 HP、http://www.cddryer.com/products/index.html（2021 年 4 月閲覧）
8) 経済産業省原子力安全・保安院：「独立行政法人日本原子力研究開発機構大洗研究開発センターの廃棄物管理事業変更許可申請の概要について」，平成 22 年 7 月.
9) 「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物セメント固型化処理業務」の契約金額情報
   http://fukushima.env.go.jp/procure/upload/02-1000074948.pdf（2021 年 4 月閲覧）
10) 柳田産業：産業廃棄物の分類単価表、https://www.yanagitasangyou.co.jp/price（2021 年 4 月閲覧）

11) 日本原子力研究開発機構ほか：処分費用の試算について、RI・研究所等廃棄物作業部会（第 6 回）、資料６－２－４号、平成 18 年 4 月 24 日、2006.
12) 日本原子力研究開発機構ほか：平成 31 年度 埋設処分業務に関する計画（年度計画）、p5 (2019) https://www.jaea.go.jp/04/maisetsu/reference/download/nendokeikaku_H31r.pdf （2021 年 8 月 21 日閲覧）
13) 国土交通省：貨物自動車運送事業法の一部を改正する法律の概要、p 4 (2018) https://www.mlit.go.jp/jidosha/content/001346012.pdf（2021 年 8 月 21 日閲覧）
14）環境省：平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事、仕様書、2017 http://fukushima.env.go.jp/fukushima/procure/05_1000076548.pdf、2021 年 8 月 21 日閲覧）
15）遠藤和人、山田正人、井上雄三、小野雄策：廃棄物最終処分場のライフサイクルコストに関する一考察、第 21 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集，263-263（2010）.
16）環境省：減容・再生利用技術実証の現状と今後の予定－現状技術の把握・評価－、資料３－１、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 11 回）、p. 2（2018）.

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

事故由来の放射性物質で汚染された廃棄物（以下、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開始後 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、最終的な処分までを考えて対応が遅延するよりも、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 [1)]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、可燃性の汚染廃棄物は焼却減容化され、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（以下、熱処理飛灰[xix]）を洗浄濃縮する工程についても小規模な実証事業が実施されており [2)]、今後のスケールアップ実証が期待される。一方、高濃度土壌については、分級技術についても実証試験が実施されているが、今後の処理事業の方針は決まっていない。

上述のような各種の処理に関する技術開発が進みつつあるが、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、そのこと自体が後段の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・処分シナリオを必ずしも網羅的に検討したうえで進められていない可能性がある。よって、技術的にも社会的にもどのような観点や客観的な根拠を踏まえて、最終処分を含めた全体システムとして合理的な議論がなされたのか、後世から見た場合に説明できるようにしておかなければならない。

第 3 章、第 4 章では、現在進行しつつある技術を前提に、技術の組み合わせの各ケースの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、処理処分シナリオを考えるにあたり、現在進められている処理の状況を現在の進行を一定程度は考慮するものの、社会の状況変化も考慮しながら様々な選択肢が検討対象として必要になる可能性を考えた。すなわち、当然のこととして、2045 年までの県外最終処分完了は中間貯蔵を受け入れた地域の方々との約束であり、国の責務として最大限の努力をしなければならない。しかし、人類が直面した全世界的課題としてわが国の対応 [3)]が後世に問われた場合に、わが国の意思決定が技術的かつ社会的にどのような客観的検討、議論を通して形成されたのか、そのプロセスについて合理性をもって説明できるようにすることが学術の責任であると考えた。また、県外最終処分地の立地選定などの具体的議論を国民的に将来始めたときに、県外で最終処分地を受け入れる可能性のある地域からも様々な不安や疑問が投げかけられるであろうし、福島県内と県外との分断構造が生じる可能性すらある。その際に、これまでの経緯を十分に理解したうえで、国民全体の熟議を通して社会的に公正な選択を行っていく際に、客観的な判断材料を準備しておくことが中立的な学術の役割である。そのような意味から、公正さへの説明責任、また将来の国民的議論のために、あらゆる技術的な選択可能性を網羅的に想定し、各選択肢にはどのような技術的、経済的、社会的な特徴や課題があるのかをあらかじめ示しておくことを考えた。以上のような趣旨から、ここでは技術シナリオを構成

[xix]焼却残渣、もしくは高濃度土壌を熱処理すると、飛灰とスラグが生じる。第 5 章では、この飛灰を熱処理飛灰（Cs が濃縮）、スラグを熱処理スラグ（Cs 濃度が低下）と称する。

する処理・処分の各工程で検討すべき因子などを考察し、複数の技術的な処理・処分シナリオを提示する。

（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) 除去土壌等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。
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。これは Sr-90 の放出量が平均的には Cs-137 の 1/1000 と少ないこと[4,5]、土壌中の Sr-90 はすでにある程度拡散移動等している可能性があること[6]、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[7]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。2020～2021 年度の実績として、第一施設では 10 万～50 万 Bq/kg 程度、第二施設では 4 万～36 万 kBq/kg 程度のばいじんが発生している[8]。
5) 可燃性特定廃棄物の焼却残渣については、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[9]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[10]で処分される。
6) 第 5 章での考慮対象物は、図 5-1 に示す環境省の分類[11]を単純化し、処理済み物（中間貯蔵施設内の低濃度土壌（中間貯蔵後 8,000Bq/kg 以下）、高濃度土壌の高度分級により生じた低濃度の土壌、及び焼却残渣の熱処理により生じた低濃度の熱処理スラグ、高濃度土壌（中間貯蔵後も 8,000Bq/kg 超）、焼却残渣等の熱処理による濃縮物（熱処理飛灰）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の技術は検討に含める。

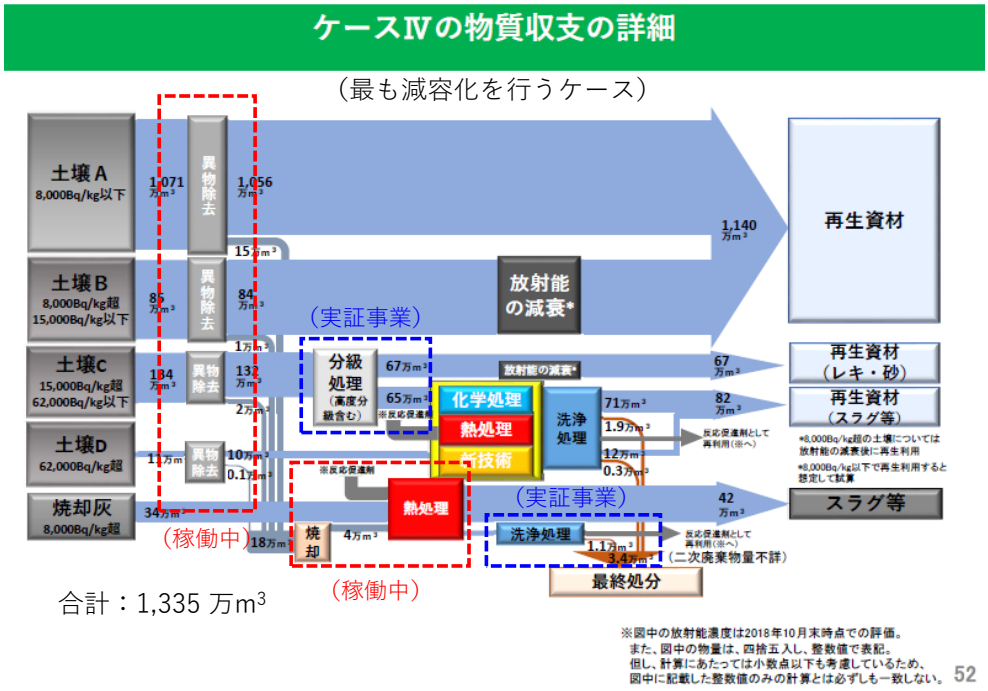


図 5-1　環境省による汚染廃棄物の分類と量、および再生利用／処分方法 [11]に加筆 xx

（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。

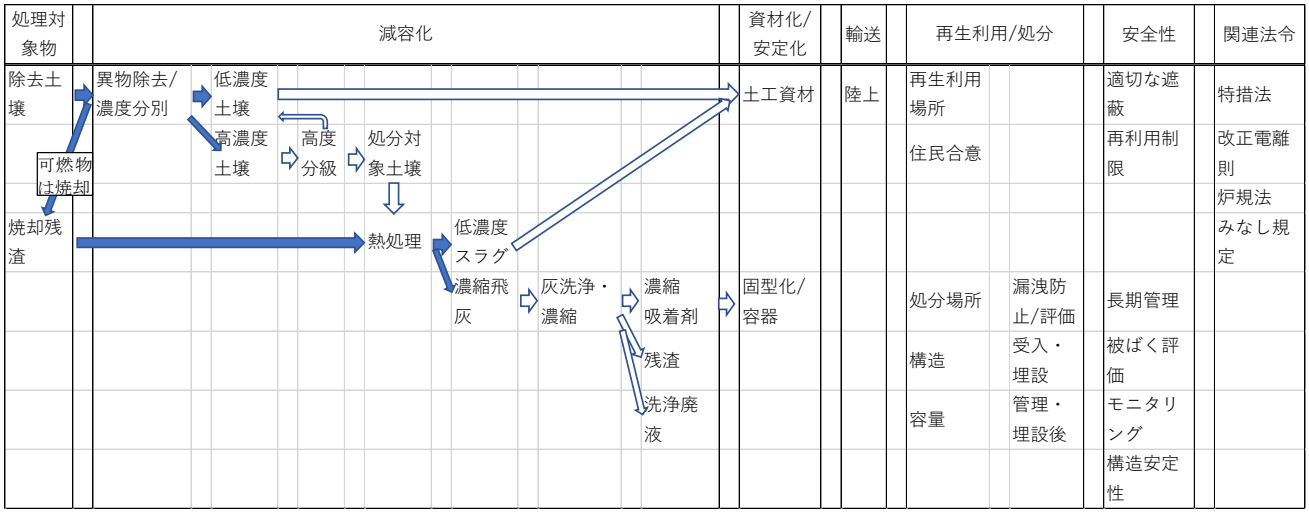


図 5-2　シナリオ検討のための処理・処分フローと検討すべき因子

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

xx 8,000Bq/kg は再生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。

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。除去土壌等は、中間貯蔵施設に受け入れられる際、異物除去され、8000Bq/kg を指標に低濃度土壌と高濃度土壌に分別する処理がなされる。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、低濃度のスラグと高濃度の熱処理飛灰に分離される。

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。再生利用が可能な処理済み物と、処分が必要な高濃度土壌と熱処理飛灰に分けて考える。

処理済み物には以下の 3 種類がある。

- 除去土壌等から異物除去し、8000Bq/kg 以下に分別した土壌（低濃度土壌）
- 8000Bq/kg を超える土壌を高度分級し、8000Bq/kg 以下となった土壌（低濃度土壌）
- 焼却残渣、もしくは高濃度土壌を熱処理し生成した 8000kBq/kg 以下である熱処理スラグ

低濃度土壌には、除去土壌等から異物除去しただけのもの、及び高濃度場を高度分級した低濃度側の土壌がある。これらの処理済み物は土工資材等として再生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（低濃度の熱処理スラグ）は土工資材としての利用が検討されている。

熱処理時に発生する高濃度の熱処理飛灰は、洗浄と吸着による Cs 濃縮が検討されており、この処理により、Cs が濃縮した吸着材、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（再生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、それぞれ再生利用場所、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[xxi]、県外最終処分立地の国民的議論を通して、安全確保を前提に、県内外での再生利用だけでなく、中間貯蔵施設内での発展的な高度利活用の可能性が提示されることも想定する。

再生利用に関しては、再生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。処理済み物の再生利用については、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。処理済み物の再生利用後、さらなる再生利用の制限を設け、適切な遮蔽を設けることで再生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[12)]。

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

[xxi] 原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物を日本原燃（株）低レベル放射性廃棄物埋設センターに輸送する際は、専用コンテナ船による海上輸送と専用道路による陸上輸送が使用されている。

られ、廃掃法の遮断型相当の処分場施設であれば、目視点検が必要となる。

可燃性の汚染廃棄物の仮設焼却炉、熱処理施設、洗浄・吸着施設、安定化施設は、操業後に汚染廃棄物を発生するが、現時点ではその量と処分方法については今後、詳細な検討が必要である。

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、再生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と選択肢の例

*：表 3-2 と図 5-1 から算出。**：表 3-2。***：表 3-2 と 6 万分の 1 濃縮という文献値[13]から算出。

今後の検討事項	選択肢・付随事項の例			
処理済み物（低濃度土壌、熱処理スラグ）の再生利用	輸送・再生利用（県外、県内、県内外)	中間貯蔵施設内（造成地他として発展的利活用）		
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	必要分量を熱処理飛灰、吸着材と混合しジオポリマー化[14]
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	
固型化の素材	セメント	ジオポリマー（土壌の利用も可能）	ほう珪酸ガラス	リン酸金属ガラス（フェロシアン化物と組合せ）
容器	ドラム缶	遮蔽+インドラム混合用容器	高耐久性コンクリート容器	高濃度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、熱処理スラグ）の再生利用

処理済み物（2 種類の低濃度土壌と熱処理スラグ）は、理想的には全量再生利用であり、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、再生利用場所を設定し、住民合意を得る必要がある(図 5-3)。

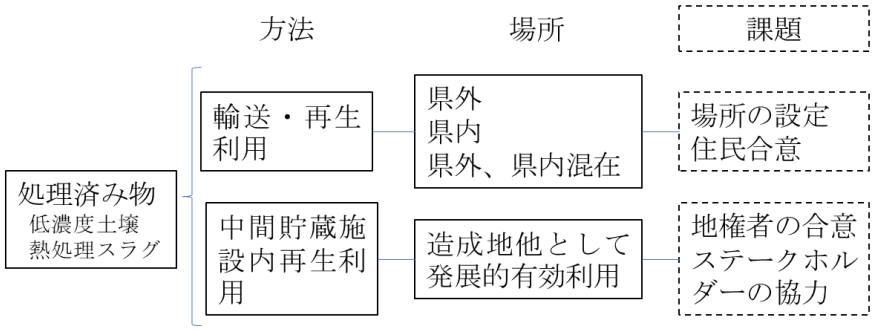


図 5-3　処理済み物の再生利用

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、一切再生利用できず、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 8 万円/m^3 と仮定すると（添付資料 3 参照）、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 773 億円を要することになる。現実には、すでに飯館村などで再生利用の実証は開始されており、一部に再生利用困難な状況が発生した場合、再生利用と処分が混在する可能性は考えられる。

再生利用の推進における要点の一つとして、再生利用に伴う地域に対するインセンティブがある。低濃度土壌の受け入れは、少なからず社会的な影響があり、それに見合う便益が地域に提供されなければ、社会的公正（衡平）は保たれない。

再生利用も処分も、社会的合意が得られなければ、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[15]や文献[16]によると、ロータリーキルンを用いた焼成や、処理物の放射能レベルが低いため稼働中の溶融による熱処理によって、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 0.6 乗と仮定しても 2 兆円にもなる。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、それでも膨大な費用が必要なことには変わりない。

現行の方針とは異なるが、中間貯蔵施設に搬入された処理済みの低濃度土壌を長期管理しつつ、安全性が担保されることを前提に、そのまま発展的に利活用するという選択肢が将来提起される可能性がある。あるいは、低濃度土壌を中間貯蔵施設内で再生利用するという選択肢の提起もあるかもしれない。その場合、除去土壌の県外最終処分は回避され、国全体では大きな費用削減効果が見込めるが、利活用といえども地域に負の遺産を残し、地域にさらなる負担を押し付ける構造ともなりかねない。「再生利用」との理解も可能であるが、中間貯蔵を苦渋の判断で受け入れた地域住民との「約束」の重さを踏まえた社会的公正な議論が必要であり、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高度に利活用する方策を、将来世代を含むステークホルダー全員で将来ビジョンとして共有し、国民全体の理解醸成のもとに熟議する必要がある。

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。Cs 濃度の高低に寄らず、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性 Cs 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、再生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[17]。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、i)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の処分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適切な遮蔽措置をして、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。10 万 Bq/kg は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（第 2 章(3)項参照）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、粘土鉱物に安定に捕らえられており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。

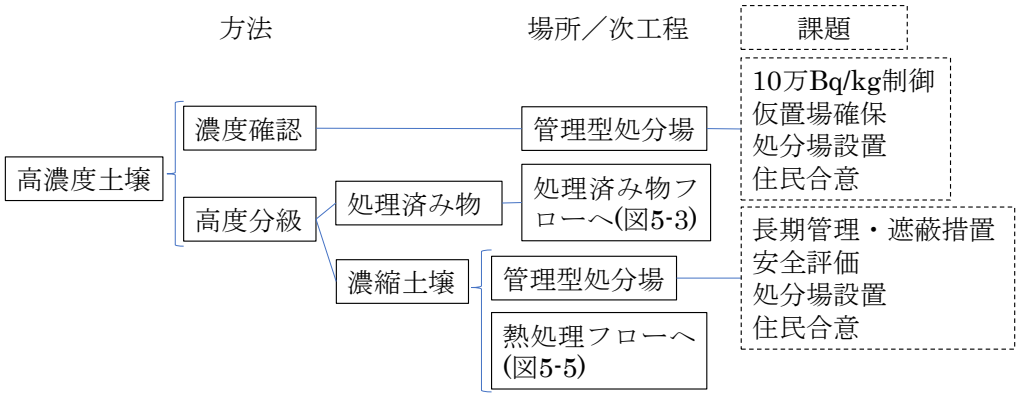


図 5-4　高濃度土壌の処理・処分シナリオ

iii)　洗浄濃縮後の濃縮レベル

熱処理による減容化の後、さらなる減容化を目指し、JESCO では洗浄・濃縮に関する実証事業を進め

ている[18]。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。

濃縮度 1：環境省の資料（2019 年 3 月）[19)xxii]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。

濃縮度 2：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）。

濃縮度 3：文献値[13)]による最大濃縮（安定化後で 1/60,000）を行うと、6.3m^3、20 億(2×10^9)Bq/kg となる（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 はサッカー場フィールドに 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、使用する吸着材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　洗浄濃縮後の濃縮レベルごとの特徴一覧

	吸着材例	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
熱処理飛灰	―	セメント	15 万 Bq/kg	12 万 m^3(1/3)	128 年
濃縮度 1	ゼオライト	セメント	114 万 Bq/kg	1.1 万 m^3(1/35)	216 年
濃縮度 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
濃縮度 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：熱処理飛灰のかさ密度は 800kg/m^3 とした。管理期間は、8,000Bq/kg までに要する時間。（吸着材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、使用する吸着材の性能と、運転条件により決まる。Cs 吸着材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[xxiii]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と爆発、水素

[xxii] 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。

[xxiii] Cs イオン吸着材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、非晶質アルミノケイ酸塩であり、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材を添加した際の Cs の吸着量は、吸着材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材固有の定数）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そ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、さらに液固比など実験条件に依存する分配比とでも呼ぶべきものである。中性分子の吸着に適用される Langmuir 式や BET 理論とは異なる理論で記述できる現象である。

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。

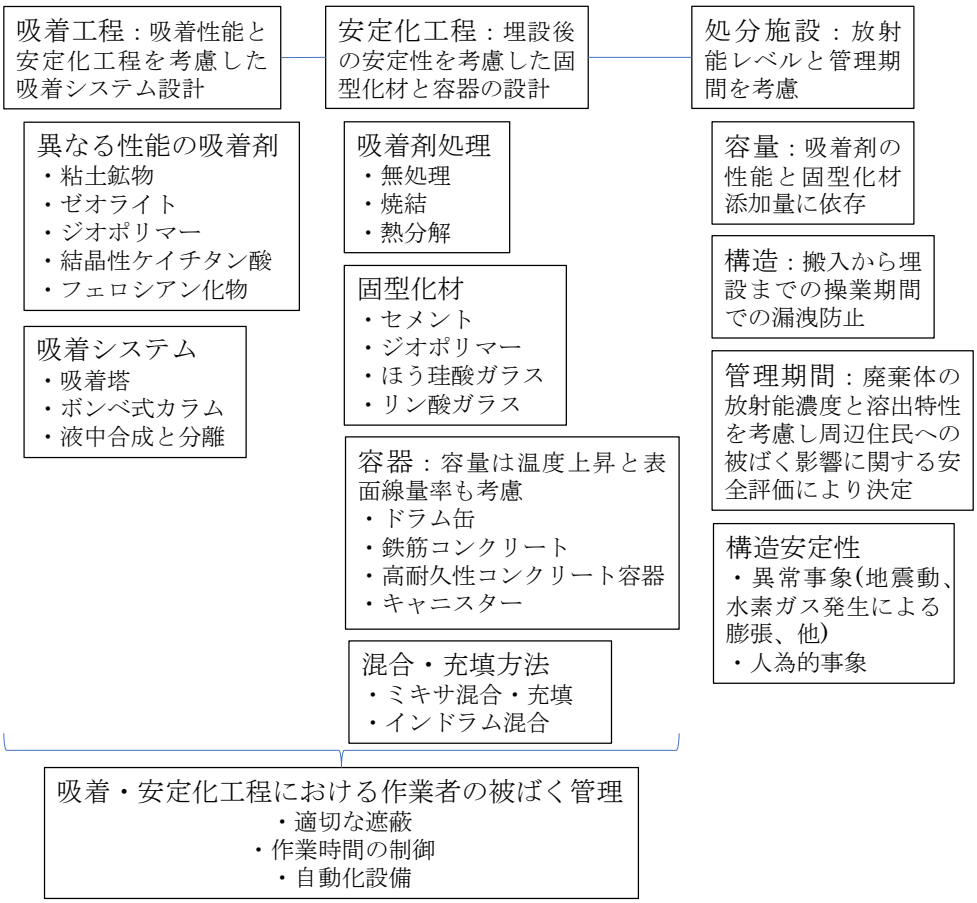


図 5-5　洗浄濃縮後の濃縮レベルが影響する濃縮・安定化工程と処分施設の因子

- 洗浄工程の洗浄廃液：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 が濃縮した吸着材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。吸着塔は使用する吸着材の性能により、周辺の線量率レベルが大きく変化する。必要に応じて、吸着塔を鉛で遮蔽したり、さらには独立した部屋を設けるなどする。

- 安定化工程(被ばく対策)：吸着工程では、造粒した吸着材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材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、吸着材を取り出し、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、吸着材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材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材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。高性能の吸着材を用いるには、ボンベ式カラムを用いれば、吸着材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(吸着材と固型化材)：安定化のために用いられる固型化材は、吸着材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。高レベル放射性廃棄物では、ほう珪酸ガラスが用いられる。吸着材が、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[xxiv]、安定化することもできる[20]。吸着材がフェロシアン化物の場合[xxv]、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[xxvi]、あらかじめ熱分解することも検討されている[21]。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（日本原燃低レベル放射性廃棄物埋設センターの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[xxvii]。ジオ

[xxiv] 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直接は関係ない。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。

[xxv] 吸着材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、フェリシアンイオンとなり液相中に放出される。フェロ／フェリ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。

[xxvi] 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。

[xxvii] 水素ガス発生量は、G 値を用いて計算できる。G 値とは吸収エネルギー100eV あたりの生成分子数であり、自由水からの水素発生は 4.7×10^{-8} mol/J である。Buxton, G.V. The radiation chemistry of

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、高レベル放射性廃棄物に用いられるステンレス鋼製のキャニスター[xxviii]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。表 5-2 の濃縮度 1 の 1.1 万 m^3 の場合は 10 倍、濃縮度 2 の 840m^3 であれば 8 割程度となる。濃縮度 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、濃縮度 3 では適切な遮蔽も必要と考えられ、濃縮度 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)：日本原燃の第二種埋設の事例[xxix]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構造物をひび割れがないように建設するのは容易ではなく、特別な配慮がなされて

---

liquid water: principles and applications. In: Mozumder, A., Hatano, Y. (Eds.), Charged Particle and Photon Interactions with Matter. Marcel Dekker, Inc., New York, (2004) pp.331–363. ただし、セメント硬化体、ジオポリマー、ゼオライト、などの微細空隙に含まれる水や吸着水、あるいはイオンへの配位水、水和物としての結合水は、自由水よりも相当に小さい G 値を有する。よって、G 値を用いた水素ガス発生予測時は、考慮対象物の含水状態を考慮しなければならない。さらに、コンクリートの G 値は自由水よりも大きくなる可能性もある。

[xxviii] 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

[xxix] 炉規法に定める第二種廃棄物埋設施設。外周仕切設備のあるピット処分と、それがないトレンチ処分がある。ピット処分がコンクリート構造と決まっているわけではない。

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 [23]。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。濃縮度 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[xxx])：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、処理済み物の再生利用可能限度の 8,000Bq/kg を例にとると[xxxi]、その濃度までに減衰するのに必要な期間は、灰洗濃縮なしの熱処理飛灰の 15 万 Bq/kg は 128 年、濃縮度 1 の 114 万 Bq/kg では 216 年、濃縮度 2 の 1,500 万 Bq/kg では 328 年、濃縮度 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、管理後に処分跡地に侵入し、そこを掘削することによる被ばく線量が線量基準を上回る場合には、侵入防止を含めた管理の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、安全評価のシナリオ設定にもよるが、廃棄物の埋設深度を深くすることが考

[xxx] 炉規法に基づく処分は、埋設段階、埋設後の管理段階、最終的な廃止の段階に分けられる。放射線に関する要求性能は、設計要求として、全段階にわたる遮蔽機能、ピット処分では埋設段階の漏出防止機能、管理段階移行の移行抑制機能があり、管理要求として、埋設・管理段階で定期的評価と廃棄物埋設地の保全、廃止段階で廃止措置に関する規制がある。特措法では重金属をさらに考慮する。廃止に関しては規定が定められておらず、当面の間管理期間が継続されると想定される。

[xxxi] 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。

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、重金属類の溶出防止の必要性もあり、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、安定化体が外部に露出した時の影響である。

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)　安定化体の最終処分

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（ベントナイトを組み合わせた鉄筋コンクリート製遮断型相当の最終処分施設）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、いずれの自治体でも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。なお、福島県外の指定廃棄物の処分施設については構造が示されているが、中間貯蔵後の処分に関しては何も定められておらず、鉄筋コンクリート製の遮断型構造も候補ではあるが、他の選択肢を考える余地もある。

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従来の放射性廃棄物と同様に処分する、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、濃縮度 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[xxxii]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廃棄物、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）。オフサイトの廃棄物も、炉規法の分類に基づけば[xxxiii]、発生元は L2 の処分対象である。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) 想定シナリオと検討内容

想定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。考慮対象物は、処理済み物（低濃度土壌など、LCS）、高濃度土壌（HCS）、熱処理による生成物である熱処理スラグと熱処理飛灰（IR）とする。

1) 低濃度土壌

LCS シナリオ 1：輸送・再生利用（県内、県内外、県外）

LCS シナリオ 2：中間貯蔵施設内再生利用（土壌貯蔵施設ほか、中間貯蔵施設を発展的に利活用）

2) 高濃度土壌

HCS シナリオ 1：高度分級[xxxiv] ⇒ 処理後の低濃度土壌は再生利用＋濃縮土壌は熱的減容化

HCS シナリオ 2：高度分級 ⇒ 処理後の低濃度土壌は再生利用＋濃縮土壌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も考える。
- HCS シナリオ 3 は、高度分級後に 10 万 Bq/kg 以下となるように分級条件を調整する選択肢も考える。

3) 焼却残渣

---

xxxii 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。以下の補足説明資料 10 の第 1 図。https://www.da.nsr.go.jp/file/NR000195646/000356838.pdf

xxxiii 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。ただし、処分基準に適合しなければならないものの、オフサイトの廃棄物を放射性廃棄物として処分することが否定されているわけではない。

xxxiv 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。

IR シナリオ 1：熱処理スラグ再生利用　＋熱処理飛灰安定化（114 万 Bq/kg）⇒　県外遮断型相当処分施設

IR シナリオ 1’：熱処理スラグ再生利用　＋熱処理飛灰安定化（114 万 Bq/kg）⇒　128 年後に県外管理型相当処分施設

IR シナリオ 2：熱処理スラグ再生利用　＋熱処理飛洗浄濃縮＋安定化（1500 万 Bq/kg）⇒県外遮断型相当処分施設

IR シナリオ 3：熱処理スラグ再生利用　＋熱処理飛洗浄濃縮＋安定化（20 億 Bq/kg[2)]）⇒高耐性久性容器、県外遮断型相当処分施設

IR シナリオ 3’：熱処理スラグ再生利用　＋熱処理物洗浄濃縮＋安定化（20 億 Bq/kg[2)]）⇒高耐久性容器、放射性廃棄物として処分

（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・再生利用・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　想定シナリオの構成技術と特徴([　]は安定化体の放射能濃度と容量)

想定シナリオ	処理済物	高濃度土壌	熱処理飛灰
想定シナリオA 現在の処理技術開発動向に準拠	再生利用 (県内外)	熱処理+右記の処理 [2800　万　Bq/kg, 1070m^3]	洗浄・濃縮後、安定化 [1500 万 Bq/kg, 840m^3] 県外の遮断型相当処分場
想定シナリオB 処理費用を最小化の可能性	再生利用 (中間貯蔵施設内)	管理型相当処分場 (10 万 Bq/kg 以下)	熱処理飛灰をセメント固型化・安定化 [7.7 万 Bq/kg, 18 万 m^3] 県外の管理型相当処分場
想定シナリオC 汚染廃棄物を最大濃縮	再生利用 (中間貯蔵施設内)	熱処理+右記の処理 [42 億 Bq/kg, 7.0m^3]	洗浄後、最大濃縮 [20 億 Bq/kg, 6.3m^3] 廃棄物貯蔵後、放射性廃棄物

想定シナリオ A：現在の処理技術開発動向に準拠

- 処理済物：県内外再生利用。
- 高濃度土壌：まず高度分級。高度分級処理済み土壌（処理により低濃度となった部分）は再生利用。濃縮土壌（処理により高濃度になった部分）は熱処理し、熱処理飛灰と同様の処理（2800 万 Bq/kg、1070m^3)。
- 熱処理飛灰：熱処理飛灰は洗浄・濃縮後、ドラム缶内セメント固型化・安定化し（1500 万 Bq/kg、840m^3)、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 の土壌の再生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B：処理費用を最小化の可能性

- 処理済物：中間貯蔵施設内で再生利用。
- 高濃度土壌：高度分級後の処理済み物は想定シナリオ A と同一。濃縮土壌は、10 万 Bq/kg 以下になるまで待って、あるいはそうなるように分級条件を調整して分級し、管理型相当処分場で処分する。この際、高度分級後の濃縮土壌は湿潤であり、乾燥すると 10 万 Bq/kg 超えるため、乾燥後に 10 万 Bq/kg となる分級条件を考慮する必要がある。
- 熱処理生成物：熱処理飛灰は、洗浄・濃縮することなくセメント固型化・安定化後、県外管理型処分場で処分する（7.7 万 Bq/kg、18 万 m^3）。

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生利用できない。
- 中間貯蔵施設内での再生利用に関する地権者、地元住民、全国民の社会公正的な議論が必要。
- 熱処理飛灰のセメント固型化・安定化体を処分する管理型処分場が必要。

想定シナリオC：汚染廃棄物を最大濃縮

- 処理済物：中間貯蔵施設内で再生利用。
- 高濃度土壌：高度分級後、処理済み物は想定シナリオ A と同一。濃縮土壌は、熱処理し、その後は、熱処理飛灰と同等に最大濃縮（42 億 Bq/kg、7.0m^3）。
- 熱処理飛灰：熱処理飛灰は、洗浄・最大濃縮。吸着材はガラス固化し、高耐久性容器内で安定化。放射性廃棄物として処分（20 億 Bq/kg、6.3m^3）。
- 処理水：放流

課題

- 中間貯蔵施設内での再生利用に関する地権者、地元住民、全国民の社会公正的な議論が必要。
- 安定化体の放射性廃棄物としての処分方法の検討が必要。

想定シナリオAは、現時点での国の事業(処理技術開発動向)の流れに準拠したものであり、多様なシナリオを考察する出発点となる。高濃度土壌はCsが実質的に地下水に移行しないためそのまま処分することも考えられるが(想定シナリオ B)、県外最終処分のためには減容化することにも利点があり得ると考え、高濃度土壌の熱処理及び洗浄・濃縮を想定シナリオ A および C に組み込んだ。

想定シナリオ B は、処理費用を最小化できる可能性を考えたものである。低濃度土壌を中間貯蔵施設内で再生利用する場合、例えば中間貯蔵施設内での復興に向けた様々な用途に高度利用する、あるいは土壌貯蔵施設の上部を覆土して掘削制限などすることで、技術的には地表面の発展的利活用が可能である。しかし、地域の将来ビジョンの共有と便益の提供について国民的熟議を通して合意形成する必要がある。熱処理飛灰は事業実績があるセメント固型化と管理型処分場での処分であり、洗浄・吸着処理による濃縮のような技術的、経済的不確定要素を減らすことができる。

想定シナリオCは、汚染廃棄物から放射性物質を最大限分離・回収して、放射性廃棄物として処分しようというものである。なお、最大濃縮は、放射性廃棄物として処分するための条件ではなく、例として組み合わせたのみである。

(5)想定シナリオの経済性

想定シナリオの経済性評価を行った。処理費に関しては、第 3 章と第 4 章を参考としたが、想定シナリオ C の最大減容化の場合、処分量が大幅に減るため、別途、詳細な積算を行った(参考資料 3)。建設費、操業・埋立費、閉鎖費、輸送費(近隣と 600km)、管理費について、可能な限り環境省事業の実績を参考とし、公開情報を中心に検討した。低濃度土壌など処理済み物の再生利用費については、令和２～５年度飯舘村長泥地区環境再生事業盛土等工事をもとに試算した(参考資料 2)。低濃度土壌の埋立処分に係る費用も既存の同規模の管理型相当処分場の事例を参照した(参考資料 4)。試算結果の一例を表 5-4 に示す。

表 5-4　想定シナリオの経済性評価結果（$+\alpha$、$+\beta$ は最大濃縮に要する費用で、現時点では不明）

想定シナリオ	処理・処分方法	試算費用(億円)	
A：現在の処理技術開発動向に準拠	処理済み物：輸送・再生利用(県内外) 高濃度土壌：熱処理+熱処理飛灰と同等の処理 熱処理飛灰：洗浄・濃縮後、安定化、県外遮断型相当処分場	処理済み物 8,449 高濃度土壌 4,369 熱処理飛灰 3,149 総額 15,967	再生利用 9,426 処理/処分 6,359/180 総額 15,967
B：処理費用を最小化の可能性	処理済み物：中間貯蔵施設内再生利用 高濃度土壌：長期保管/管理型相当処分場 熱処理飛灰：セメント固型化・安定化、県外管理型相当処分場	処理済み物 22 高濃度土壌 1,931 熱処理飛灰 3,158 総額 5,110	再生利用 693 処理/処分 1,515/2,879 総額 5,110
C：汚染廃棄物を最大濃縮	処理済み物：中間貯蔵施設内再生利用 高濃度土壌：熱処理+熱処理飛灰と同等の処理 熱処理飛灰：洗浄・最大濃縮後、安定化、放射性廃棄物	処理済み物 22 高濃度土壌 3,650+α 熱処理飛灰 2,590+β 総額 6,252+α+β	再生利用－ 処理/処分 5,196+α+β/977 総額 6,252+α+β

想定シナリオごとの経済性評価の一例を見ると、想定シナリオ A に比べ、想定シナリオ B では総費用は約 1/3 と費用削減型となった。なお、低濃度土壌を県外最終処分した場合の費用は前述のように 1 兆 773 億円と算定された。想定シナリオ A では高濃度土壌の熱処理を想定したが、熱処理飛灰のみを考えた場合、熱処理飛灰の処理・処分費用は想定シナリオ A と想定シナリオ B でそれぞれ約 3150 億円前後の近い値になったため、洗浄濃縮による減容化と、直接セメント固型化する方策の比較検討では、費用面以外の要因を考慮する価値がある。例えば、技術や経済性試算の確実性や、処分量が異なることによる処分場選定の容易性などである。想定シナリオ C は、現時点で最大濃縮にかかる費用が不明であり、放射性廃棄物として取り扱うことに関わる検討が必要となる。

(6)まとめ

研究会として、構成への説明責任と将来の国民全体の議論に供するための処理・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、熱処理後の放射性物質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供することは、国内外の社会に対して客観的な情報の提供として意義深く、多面的に評価していくうえでの基盤となる。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) 中間貯蔵・環境安全事業株式会社、令和２年度除去土壌等の減容等技術実証事業 Web 用概要書 https://www.jesconet.co.jp/interim/information/pdf/r02-app1_webrep.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
3) IAEA, The Fukushima Daiichi Accident, Technical Volume 5/5, Post-accident Recovery, 2015 https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/AdditionalVolumes/P1710/Pub1710-TV5-Web.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
4) 文部科学省、文部科学省による、①ガンマ線放出核種の分析結果、 及び②ストロンチウム 89、90 の分析結果（第 2 次分布 状況調査）について、報道発表、2012 https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6213/24/6213_20120912_rev20130701.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
5) 駒義和、福島第一原子力発電所構内の土壌等の汚染 – 発電所の内と外でストロンチウムやプルトニウムの汚染はどのように違うのか –、研究成果報告会、福島の環境回復に係るこれまでの取り組み、2015 https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/result/pdf/pdf1511/3-17.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
6) Mahara, Y. (1993): Storage and Migration of Fallout Strontium-90 and Cesium-137 for Over 40 Years in the Surface Soil of Nagasaki, J. Environ. Qual., 22, 722-730.
7) 由井和子、倉持秀敏、大迫政浩、汚染廃棄物焼却におけるセシウムとストロンチウムの挙動の推定、第 10 回環境放射能除染学会研究発表会、2021（印刷中）
8) 環境省、生成物等の放射性物質濃度、双葉町仮説灰処理施設、放射性物質汚染廃棄物処理情報サイト http://shiteihaiki.env.go.jp/initiatives_fukushima/waste_disposal/futaba/processing_futaba02.html（2021 年 7 月 17 日閲覧）
9) 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 http://shiteihaiki.env.go.jp/tokuteihaiki_umetate_fukushima/cement_solidification_plant/（2021 年 7 月 17 日閲覧）
10) 環境省、特定廃棄物の埋め立て処分事業の概要、特定廃棄物の埋立処分事業情報サイト http://shiteihaiki.env.go.jp/tokuteihaiki_umetate_fukushima/landfill_disposal_outline/（2021 年 7 月 17 日閲覧）
11) 環境省、ケース IV の物質収支の詳細、減容・再生利用技術開発戦略 進捗状況について、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) 平成 30 年 12 月 17 日、資料 4、p.52 http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/proceedings_181217_04.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
12) 原子力被災者生活支援チーム、福島県内における公共工事における建設副産物の再利用等に関する当面の取り扱いに関する基本的考え方（平成 25 年 10 月 25 日)、内閣府原子力災害対策本部 https://www.env.go.jp/jishin/attach/fukushima_byproduct131025b.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）

13) 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
14) 佐藤務、佐野翠、C. R. Islam、加藤和茂、谷口雅弘、成田尚宣、工藤勇、谷澤圭佐、山田裕久、西方美羽、保高徹生、中村亮、黒田知眞、廃棄物の固化資材としての除去土壌の利用、第 10 回環境放射能除染学会研究発表会要旨集、S4-1、2021
15) 環境省、蕨平地区仮設資材化施設、放射性物質汚染廃棄物処理情報サイト http://shiteihaiki.env.go.jp/initiatives_fukushima/waste_disposal/iitate/materials_warabidaira.html（2021 年 7 月 17 日閲覧）
http://shiteihaiki.env.go.jp/initiatives_fukushima/waste_disposal/iitate/pdf/materials_warabidaira_result_1801.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
16) Kazuo Yamada, Kazuhiko Tokoyoda, and Masahiro Osako, Experimental Study on the Mechanism of Cs Removal from Contaminated Soil and Incineration Ash by Pyroprocessing, Global Environmental Research, 24, 159-172, 2020
17) 中間貯蔵・環境安全事業株式会社、平成 30 年度除去土壌等の減容等技術実証事業報告書 https://www.jesconet.co.jp/interim/information/PDF/h30-rep.pdf（2021 年 7 月 17 日閲覧）
18) 環境省、除去土壌の再生利用実証事業等について、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 12 回）令和 3 年 3 月 26 日、資料 2-1、p.25
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/proceedings_210326_02-01.pdf（2021 年 7 月 24 日閲覧）
19) 環境省、最終処分の方向性の検討、資料 2 中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術開発戦略　進捗状況について、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）平成 31 年 3 月 19 日、資料 2、p.28
http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/investigative_commission/pdf/proceedings_190319_02.pdf?190416（2021 年 7 月 17 日閲覧）
20) 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
21) 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
22) 国立環境研究所、放射性物質汚染廃棄物のためのコンクリート容器について http://www.nies.go.jp/whatsnew/2017/201703XX/201703XX-1.html（2021 年 7 月 17 日閲覧）
23) 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（2021 年 7 月 17 日閲覧）

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生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、再生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 ・低濃度土壌が再生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。

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流れ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い選択になる可能性がある。未来の望ましい最終処分のゴールを関連するステークホルダーを巻き込んだ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）。

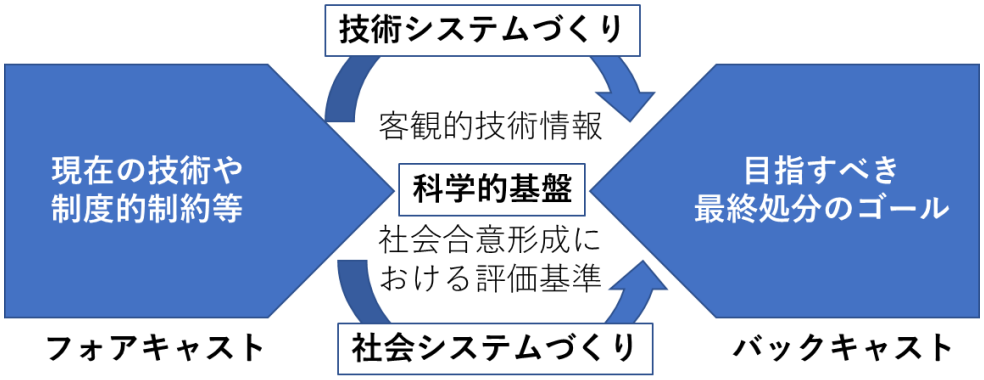


図 7-1　最終処分に向けたフォアキャストとバックキャストが融合した戦略の必要性

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合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、後世への説明責任と将来の国民全体の議論のために提供することを意図して、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、主に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合意形成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、県外最終処分に係る将来の国民全体での議論のために、環境安全性や技術安定性、および社会経済性の観点からの合理性を議論し判断していくための選択肢や客観的情報を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（分配的公正）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（分配的公正性）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。

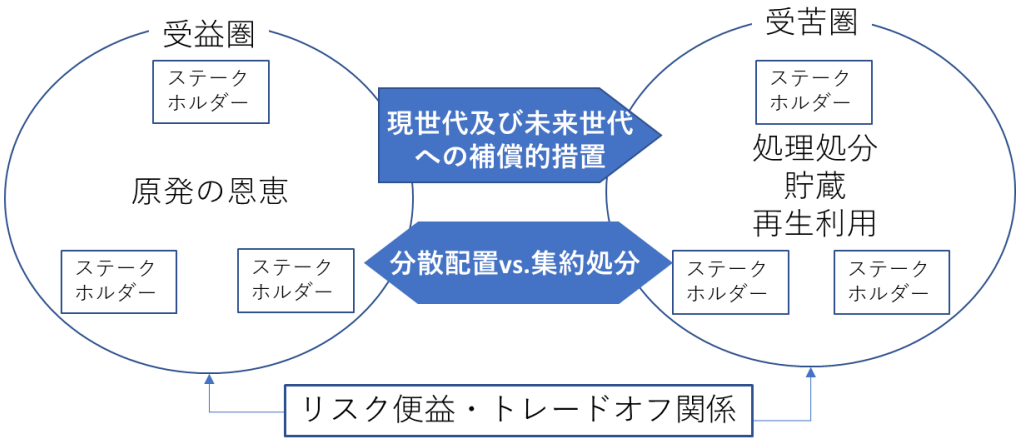


図 7-2　最終処分に向けたリスクガバナンスの概念図

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。

添付資料 1:吸着材安定化体と熱処理飛灰固型化体の処分費用の見積り

１．はじめに

経済的試算において、放射能濃度が 10 万 Bq/kg を超えると想定される吸着材安定化体（1500 万 Bq/kg 超え）と熱処理飛灰固型化体（15 万 Bq/kg）について、処分場の概略設計を行い、処分費用を見積もった。その際の前提条件は次の通りである。

1) 吸着材安定化体（1500 万 Bq/kg 超え）

・基本方針：840m^3 の安定化体(低レベル放射性廃棄物 L2 相当）を収納する遮断型相当処分場(ピット処分場)として費用算出する。ただし、大きな掘削工事を必要としない立地に建設するものとする。ドラム缶容器 1 体あたり 0.1m^3 の廃棄物を格納するとし、容器 8,400 体を収める施設とした。

・可能な限り、もんじゅサイトを活用した新たな試験研究炉に関する調査業務委託報告書添付資料(岩着が含まれる公開資料：原安協,2020)[xxxv] を参考とする。

・放射線下の作業の有無について、県外最終処分であるため、以下のように設定することが妥当である。

建設段階：放射線下の作業ではない

操業段階：放射線下の作業

閉鎖段階：放射線下の作業

・処分場の土地購入費や周辺道路建設・整備費用は含めていない。

2) 熱処理飛灰固型化体（15 万 Bq/kg）

・基本方針：容量 18 万 m^3 の管理型相当処分場として費用算出する。

・可能な限り、環境省で建設・埋立中の既存の特定廃棄物処分場の契約金額を参考とする。

・放射線下の作業の有無について、県外最終処分であるため、以下のように設定することが妥当である。

建設段階：放射線下の作業ではない

操業段階：放射線下の作業

閉鎖段階：放射線下の作業

・参考とした過去の工事と比較し、今回の施設規模が有意に小さい場合は、単価を 1.4 倍する。

・処分場の土地購入費や周辺道路建設・整備費用は含めていない。

[xxxv] もんじゅサイトを活用した新たな試験研究炉に関する調査業務委託報告書添付資料（2020）

２．吸着材安定化体の処分費用

建設費、操業費、閉鎖費、管理費に分けて見積もり、最後に輸送費も合せて合計した。

(1) 建設費の算出

1)コンクリートピット埋設処分施設建設費

ピット建設の数量根拠となる全体の構造を図 A1 に、費用積算に用いた単価を表 A1 に示す。建設は、林地を前提とし、伐採工(図 A2)、掘削工、運搬工(掘削・埋め戻し)(図 A3)、道路舗装工、排水工(図 A4)、法面工(図 A5)、岩盤清掃工(図 A6)、ピット構築工(図 A7)からなる。

費用の積算結果を表 A2 に示す。もんじゅサイトを活用した新たな試験研究炉に関する調査業務委託報告書添付資料を基に、容量 840m³、ドラム缶容器 1 体あたり 0.1m³ の廃棄物を格納するとし、容器 8,400 体を収める施設の場合の建設費を上記の数量に基づき算出した結果、およそ 4.21 億円となった。

2)共通施設建設費

RI・研究所等廃棄物作業部会報告書（案）[xxxvi]で示されているコンクリートピット処分費用分の共通施設建設費 196 億円を廃棄物量（51,800m³ に対する 840m³）で按分し、2.9 億円と想定した。

3)建設費の総額

1)と 2)の合計から、建設費はおよそ 7.11 億円となった。

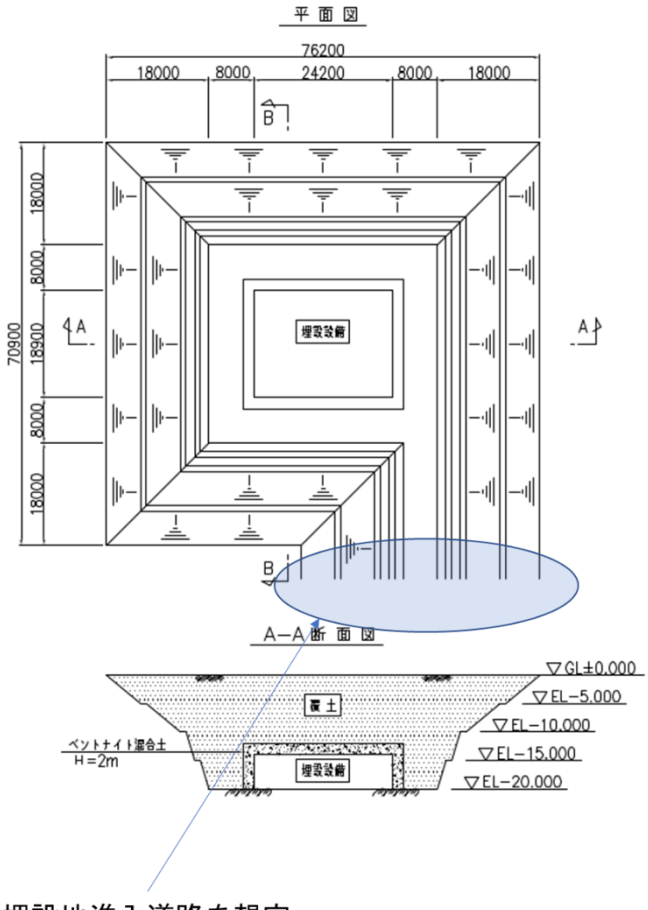


図 A1　数量根拠となる構造図

[xxxvi] RI・研究所等廃棄物作業部会報告書（案） 平成１８年７月２１日

表 A1　土木工事での工種別工事概算単価

工　種	細　目	単位	概算数量	概算単価
伐採工	伐木、除根170*70m	m2	11,900	940
掘削工	盛土(f)掘削、N値30-50、60%	m3	266,400	900
〃	堆積層(S)掘削、N値30-50、30%	m3	133,200	1,200
〃	花崗岩(Gr)掘削、D-C級、10%	m3	44,400	2,500
既存道路撤去工	幅7m、長さ500m	m2	3,500	1,200
迂回道路舗装工	幅7m、長さ500m	m2	3,500	5,700
埋戻し工	EL.100～115、原子炉建屋基礎～付属建屋基礎まで	m3	49,875	540
〃	EL.115～125、105～115(焼却炉場所)：最終地表面まで	m3	241,125	470
〃	EL.125～150の斜面を原状回復盛土	m3	112,000	470
法面工	現状回復盛土法面(山側170*70m,谷側150*25m)	m2	15,650	2,900
排水工	迂回道路側溝	m	1,000	6,200
〃	現状回復盛土法面(山側170*70m,谷側150*25m)	m	1,250	6,200
掘削土構内運搬	ストックヤードへの運搬　運搬距離6km	m3	546,120	1,230
埋戻し用土砂構内運搬	ストックヤードからの運搬　運搬距離6km	m3	483,600	1,230
掘削土処分場まで運搬	構外処分場への運搬　運搬距離10km	m3	62,520	1,900
建屋基礎部整地	施設設置平面	m2	10,368	310
原子炉建屋基礎岩盤清掃	原子炉建屋基礎：32.5*41m	m2	1,333	9,900
建屋基礎コンクリート	原子炉建屋基礎：32.5*41m、厚さ7m	m3	9,300	19,400

伐採工14,600m²
数量根拠図面

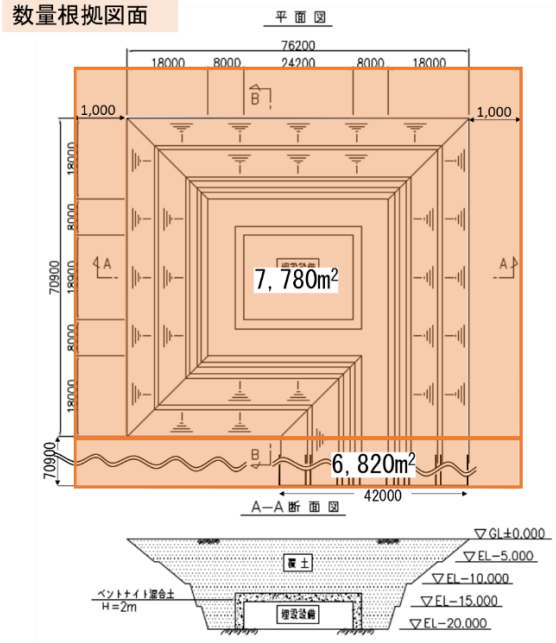
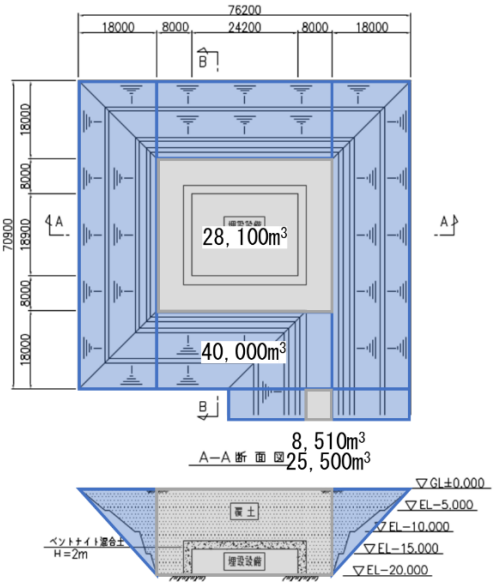


図 A2　伐採工

掘削工　102,000m³(堆積層81，600m³、花崗岩20,400m³)
数量根拠図面



掘削運搬工　129,000m3(解し率：堆積層1.2、花崗岩1.5)

図 A3　掘削工

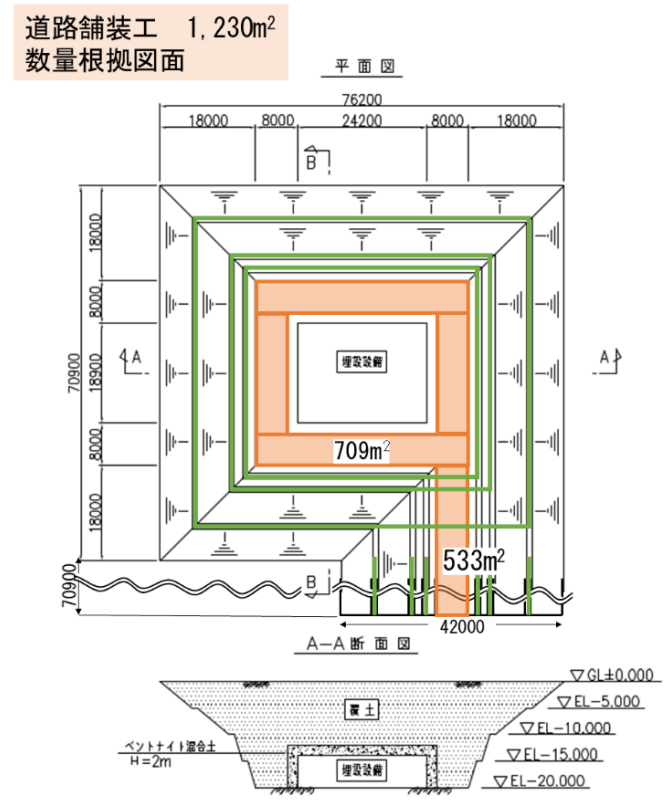


図 A4　道路舗装工、排水工

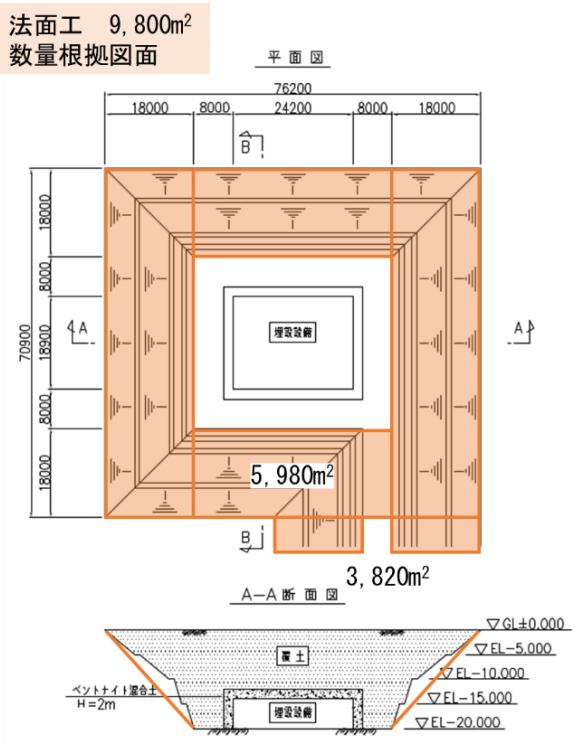


図 A5　法面工

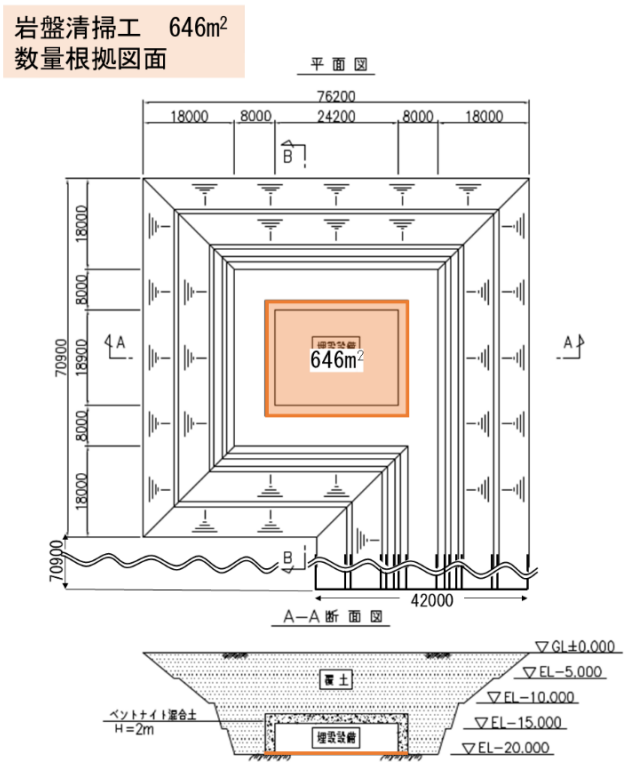


図 A6　岩盤清掃工

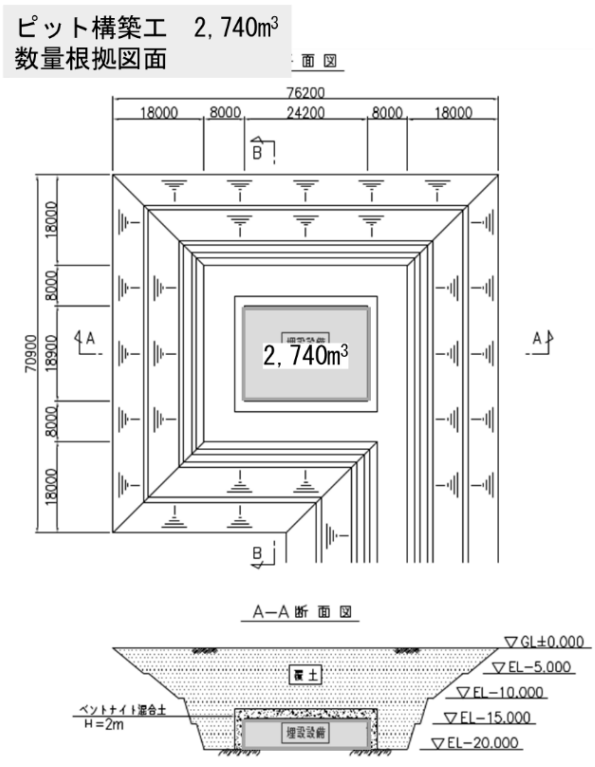


図 A7　ピット構築工

表 A2　建設費の積算結果

建設費　421,346,880円

名　称	仕　様	単　位	数　量	単　価	金　額	摘　要
伐木工	伐木、除根	㎡	14,600	940	13,724,000	単価根拠原安協(2020)
掘削工	堆積層掘削,N値30-50	㎥	81,600	1,200	97,920,000	単価根拠原安協(2020)
掘削工	花崗岩掘削，D-C級	㎥	20,400	2,500	51,000,000	単価根拠原安協(2020)
掘削土運搬工	運搬距離6km	㎥	129,000	1,230	158,670,000	単価根拠原安協(2020)
道路舗装工		㎡	1,240	5,700	7,068,000	単価根拠原安協(2020)
排水工		m	805	6,200	4,993,480	単価根拠原安協(2020)
法面工		㎡	9,800	2,900	28,420,000	単価根拠原安協(2020)
岩盤清掃		㎡	646	9,900	6,395,400	単価根拠原安協(2020)
ピット構築工		㎥	2,740	19,400	53,156,000	単価根拠原安協(2020)
計					421,346,880	

(2) 操業費

1)運搬・定置単価設定条件、単価、および費用

まず、廃棄物を仮置きする廃棄体保管庫から場内移動で運搬し、ラフタークレーンを用いて埋設設備に廃棄体を定置する作業を検討する。

200L ドラム缶の形態の定置本数は、ドラム缶 1 体に 0.1m^3 の廃棄物を封入すると想定し、840m^3 の 10 倍、8,400 本、定置期間は 6 カ月と想定し、0.924 億円とした。

2)充填単価設定条件、単価、および費用

ピット処分のため、覆いコンクリート工、敷モルタル・ポーラスコンクリート複合板設置工、充てん材充てん工、仮蓋設置工、ひび割れ調査業務からなる作業、充填期間は定置に合わせて実施と想定し、2.94 億円とした。

3)操業費の総額

費用の積算結果を表 A3 に示す。1)と 2)の合計から、操業費は 3.864 億円となった。

表 A3　操業費の積算結果

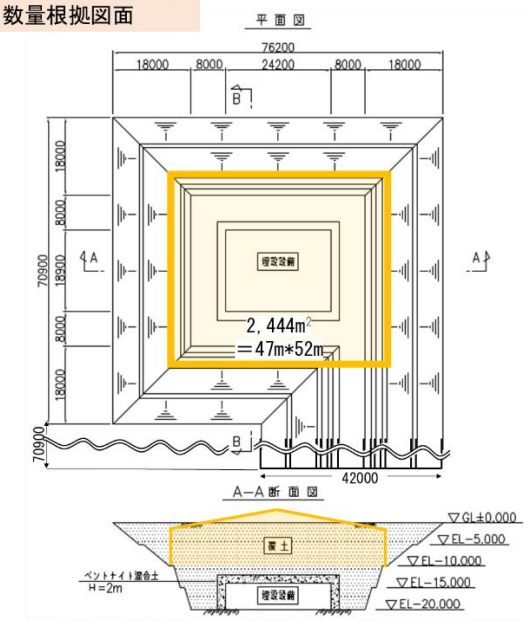
操業費　386,400,000円

名　称	仕　様	単　位	数　量	金　額	摘　要
運搬・定置作業		式	1	92,400,000	200Lドラム缶8,400本
充填作業		式	1	294,000,000	200Lドラム缶8,400本
計				386,400,000	

(3) 閉鎖費

処分施設の閉鎖は、屋根工事(図 A8)、覆土工事(ベントナイト混合土、低透水覆土)(図 A9、A10)、覆土工事(現地発生土)(図 A11)からなる。覆土期間を 14 か月と想定した。積算結果を表 A4 に示す。閉鎖費は、約 11.8 億円となった。

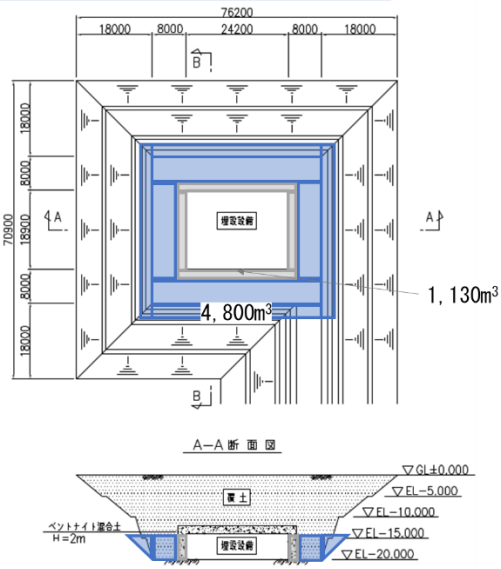
全面屋根　2, 444m²
数量根拠図面



覆土工事完了まで
13カ月リースと想定。

図 A8　屋根工事

覆土（EL-20～-14m）
混合土1, 130m³、覆土（低透水）6, 383m³
数量根拠図面



ベントナイト、下部覆土の施工方法。
厚さ20cm敷き均し後、4tローラー無振動転圧2pass、
11tローラー振動転圧8passで施工。

図 A9　覆土工事(ベントナイト混合土、低透水覆土)

覆土（EL-14～-10m）
混合土1, 292m³、覆土（低透水）8, 500m³
数量根拠図面

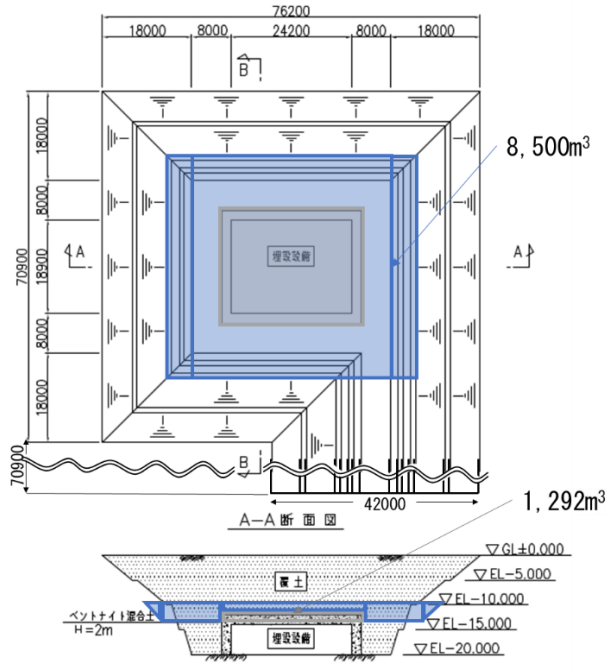


図 A10　覆土工事(ベントナイト混合土、低透水覆土)

覆土（EL-10～0m）
現地発生土83, 648m³
数量根拠図面

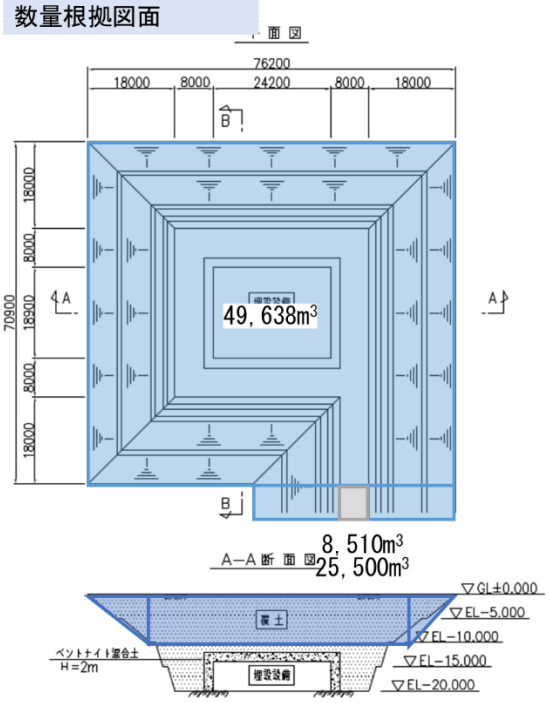


図 A11　覆土工事(現地発生土)

表 A4　閉鎖費の積算結果

閉鎖費　　1,180,000,000円

名　　称	仕　　様	単　　位	数　　量	金　　額	摘　　要
テント設置	47m*52m	式	1	471,000,000	200Lドラム缶8,400本
ベントナイト混合土製造		m³	2,420		200Lドラム缶8,400本
ベントナイト混合土運搬		m³	2,420		200Lドラム缶8,400本
Bt混合土埋戻締固め作業		m³	2,420		200Lドラム缶8,400本
覆土（低透水）製造		m³	13,300	661,000,000	200Lドラム缶8,400本
覆土（低透水）運搬		m³	13,300		200Lドラム缶8,400本
覆土（低透水）埋戻締固め作業		m³	13,300		200Lドラム缶8,400本
現地発生土運搬		m²	83,648		200Lドラム缶8,400本
現地発生土締固め作業		m²	83,648		200Lドラム缶8,400本
テント撤去	47m*52m	式	1	43,000,000	200Lドラム缶8,400本
計				1,180,000,000	

(4)管理費

1)プロジェクト管理費

建設・操業・閉鎖期間中のプロジェクト管理費は、RI・研究所等廃棄物作業部会報告書（案）で示されている費用の年度展開のグラフからプロジェクト管理費を想定した。想定方法は、全期間 61 年平均をベース。建設時の管理費が 2～3 倍と大きいため、プロジェクト管理費の増額を考慮した。算定根拠を図 A12 に示す。プロジェクト管理費は 1.8 億円/年、ただし建設時は 2.5 倍の 4.5 億円/年とした。建設管理費は期間を 1 年と想定し 4.5 億円、操業・閉鎖管理費は合わせて期間を 1 年と想定し 1.8 億円とした。

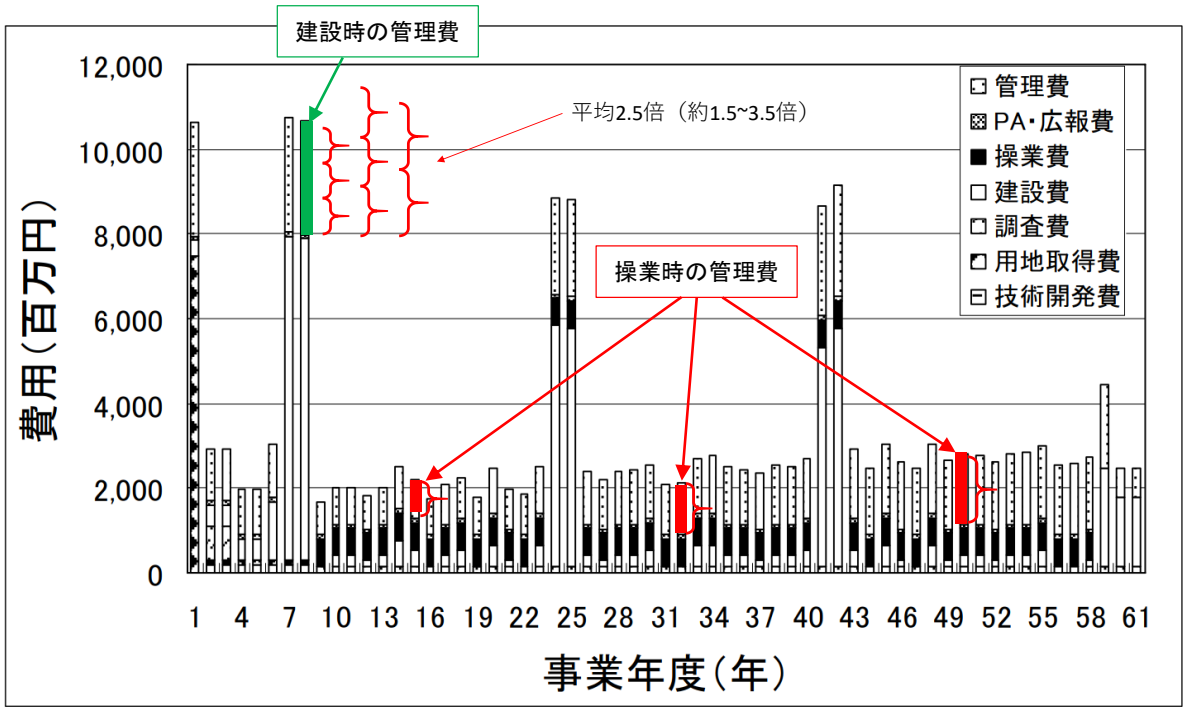
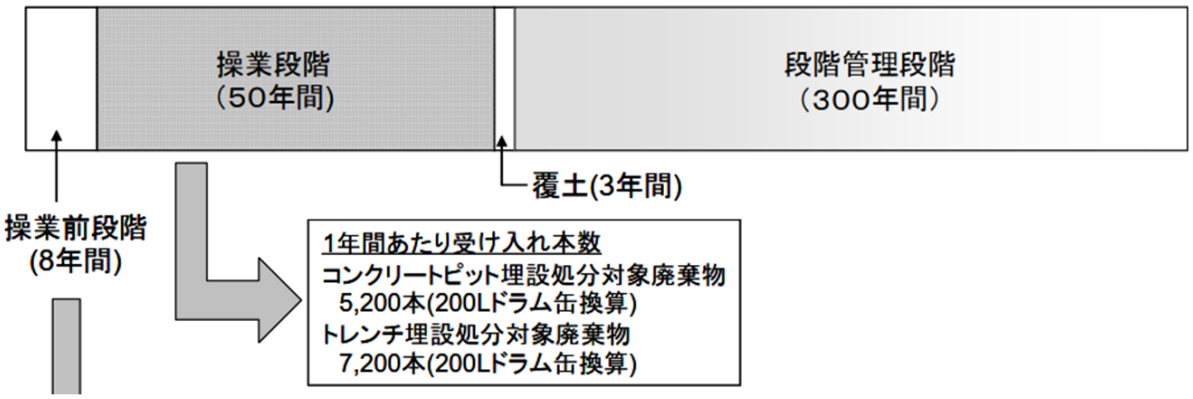


図 A12　プロジェクト管理費

2)段階管理費

閉鎖後期間の段階管理費は、RI・研究所等廃棄物作業部会報告書（案）で示されている段階管理費133億円をRI・研究所廃棄物処分場の閉鎖後管理期間300年で按分し、年間0.44億円とした。算定根拠を図A13に示す。閉鎖後管理期間は100年と仮に設定し、閉鎖後管理費は44億円（=0.44×100）と想定した。



人件費計

事業年度（年）	61	111	161	211	261	311	361	
建設操業期間（年）※	61							
段階管理期間（年）		50	100	150	200	250	300	
建設操業期間人件費総額（億円）	127							127
段階管理期間人件費総額（億円）		22.1667	22.1667	22.1667	22.1667	22.1667	22.1667	133
単年度人件費（億円）		0.443333	0.443333	0.443333	0.443333	0.443333	0.443333	

※：RI報告書参-18図1に示す、操業前段階８年、操業段階50年、覆土3年の期間を指す。

表3　処分費用まとめ

区分	項目	コンクリートピット処分費用（億円）	トレンチ処分費用（億円）	合　計（億円）
建設費	コンクリートピット埋設施設建設費	269	0	269
	トレンチ埋設施設建設費	0	75	75
	共通施設建設費	196	55	251
	用地購入費	129	36	165
	技術開発費、環境調査費	22	6	28
操業費	コンクリートピット埋設施設操業費	46	0	46
	トレンチ埋設施設操業費	0	47	47
	共通施設操業費	162	45	207
	廃棄体確認費	17	23	40
管理費	プロジェクト管理費	100	28	127
	広報費	47	13	60
	公租公課	393	55	448
段階管理費	段階管理費	133	0	133
間接費	間接費	299	83	382
処分費用合計（億円）		1,813	466	2,279
処分単価（万円/本）		70	13	

（四捨五入により合計が合わない項目がある）

※：RI報告書参-21表3より

図A13　段階管理費

(5) 費用の合計と処分単価

建設費：7.11 億円、操業費：3.864 億円、閉鎖費：11.8 億円、管理費：50.3 億円を合計すると 73 億円となった。輸送費としては、後述の３．(4) 輸送費の算出で設定した輸送距離 600km の輸送単価 6.7 万円/m^3 を使用して、0.56 億円（＝6.7 万円/m^3×840 m^3）とした。ただし、これには途中の休憩所などの費用は含まれていないため更に高くなる可能性がある。

これより、吸着材安定化体の処分単価は 880 万円/m^3（＝(73 億円＋0.56 億円)/840 m^3）となった。

３．熱処理飛灰固型化体の処分費用

建設費、埋立費（操業費）、閉鎖費、管理費、輸送費に分けて見積り、最後に合計した。

(1) 建設費の算出

1) 検討方針

・環境省発注の「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」の契約情報（公開資料）を基に、容量 18 万 m^3 の建設費を算出する。

2) 「クリーンセンターふたば」の概要

埋立地の仕様を表 B1 に示す。また、概要図として、全体計画平面図を図 B1 に、埋立地縦横断面図を図 B2 に示す。管理施設など建築物を表 B2 に示す。

表 B1 埋立対象廃棄物量[xxxvii]

項目		仕様・摘要
埋立地の条件	最終処分場形式	管理型最終処分場（オープン型）
	埋立て方式	シート被覆・サンドイッチ方式
埋立て容量		約 500,000 m^3（既存埋立量：約 210,000 m^3 を含む）
埋立て面積		約 45,000 m^2

【注】第 2 期工事の残存埋立て容量は、約 290,000m^3

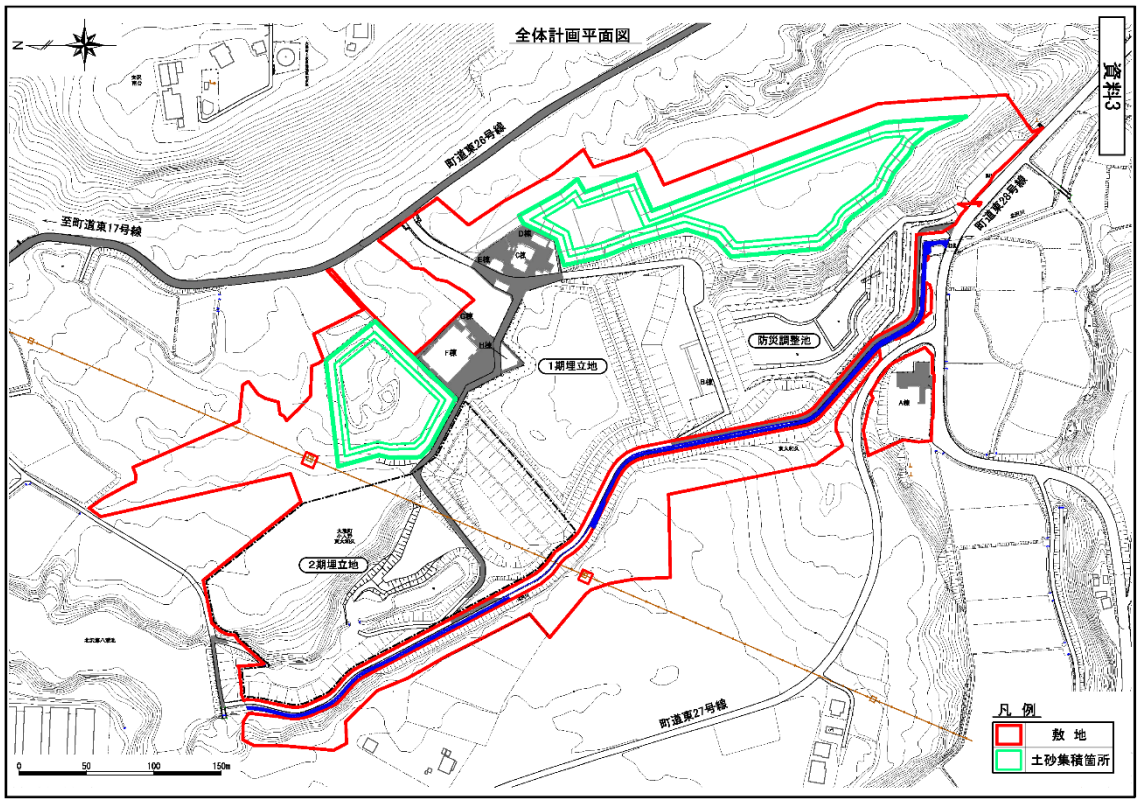


図 B1 「クリーンセンターふたば」全体計画平面図

xxxvii 環境省福島地方環境事務所（2020）：“令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事 特記仕様書”

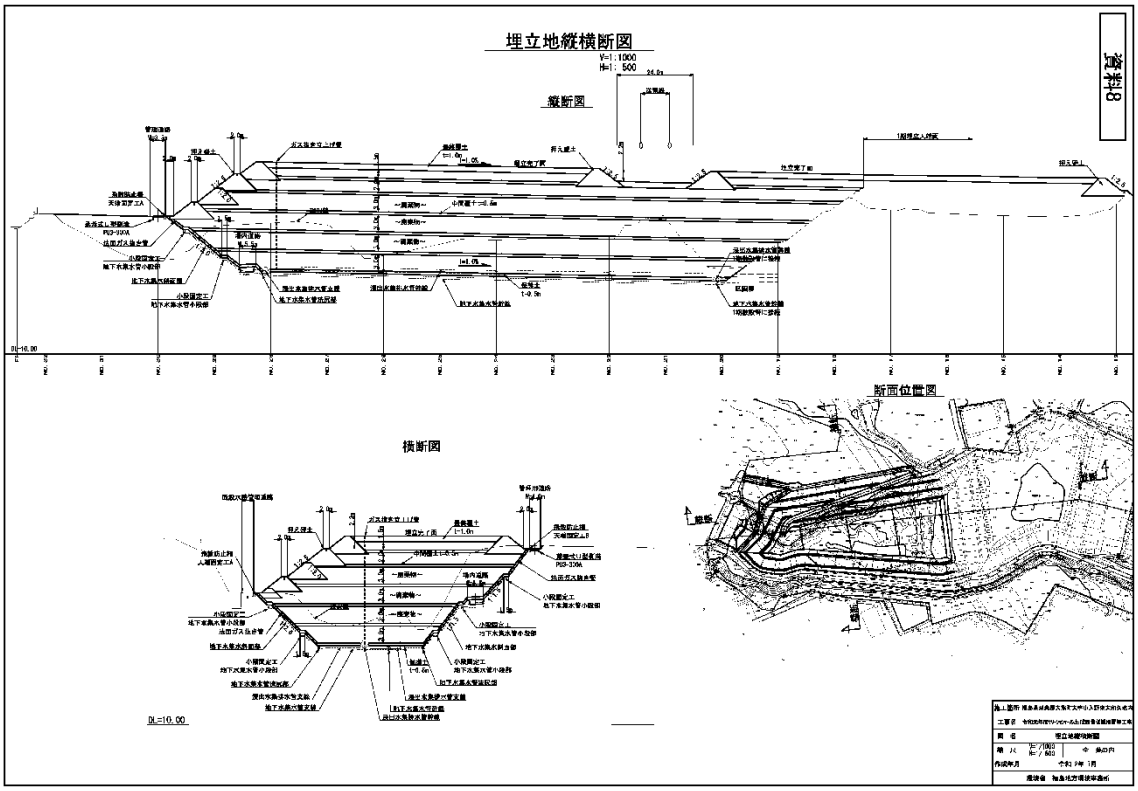


図 B2 「クリーンセンターふたば」埋立地縦横断面図

表 B2　管理施設の数量

建物	施設種類	建築面積（m^2）
A 棟	浸出水処理施設	396.1
B 棟	調整槽施設	77.7
C 棟	事務所	145.8
D 棟	車庫	78.4
E 棟	トラックスケール	44.1

3) 積算結果

環境省発注の「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」が対象としたクリーンセンターふたばの容量 29 万 m^3 に対する処分施設の建設費の積算結果（内部資料）を基に、容量 18 万 m^3 の場合の建設費（処分場施設の整備工事、水処理施設等の建築・設備工事）を算出した。

・整備工事：8.7 億円（クリーンセンターふたばの該当工事費（約 10 億円）×18/29×1.4（規模が小さくなることを考慮し 1.4 倍））

・水処理施設等の建築・設備工事：15.6 億円（クリーンセンターふたばの該当工事費（内部資料より約 20 億円）×18/29×0.9(1 期設備の解体費用を 10%含むとして排除）×1.4（規模が小さくなることを考慮し 1.4 倍））

また、「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」は当該処分場の２期工事であるため、それより以前にすでに整備されていた施設が含まれていない。含まれていない施設で主要なものについて、類似の工事の値を参考に算出した。

・防災調整池：0.3 億円（福島の中間貯蔵施設での工事費を基に、規模を考慮）

・浸出水集水ピット：0.1 億円（福島の中間貯蔵施設での工事費を基に、規模を考慮）

・管理施設：2 億円（表 B2 に示した施設、設備）

以上より、建設費の合計は 26.7 億円

留意点）放射線対策費について

①「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」は、立地場所が大熊町の中間貯蔵エリアであり、防護服などの装備の費用は含まれた契約になっている。作業員の特殊勤務手当等は別途精算となっている。県外最終処分では、処分施設の建設時は放射線対策が不要で、防護服、特殊勤務手当ともに不要であることから、クリーンセンターふたばの契約金額は、その点では本検討の算定根拠としては過剰となっているといえる。

②「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」は、１期工事の施設内に溜まった放射性セシウムを含む水の処理が含まれている金額であり、その点でも過剰となっているといえる。

(2) 埋立費（操業費）の算出

1) 検討方針

・環境省発注の「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事」は、埋立処分工事と維持管理業務を行う工事であることから、契約単価［万円/m^3］を基に、容量 18 万 m^3 の場合の埋立費（操業費）を算出する。

2) 「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事」の概要

埋立対象廃棄物量を表 B3 に示す。

表 B3 埋立対象廃棄物量

区　分			数量（袋）(見込み)	種類の比率(見込み)
セメント固型化しない廃棄物	焼却主灰		154,040（173,295m^3）	42.8%
	下水汚泥			4.0%
	浄水発生土			1.2%
	分別土			10.5%
	一般廃棄物不燃物			1.6%
	不燃物	土砂類		2.1%
		破砕不燃物		10.7%
		ガラスくず		2.7%
		廃石綿		0.0%
		石綿含有廃棄物		6.5%
		廃石膏		11.7%
		断熱材		1.6%
		外壁材処理物		3.0%
		その他不燃物		1.1%
	指定廃棄物のその他			0.4%
セメント固型化した廃棄物	飛灰・混合灰		35,250（42,623m^3）	―
合計			189,290（215,948m^3）	―

埋立対象廃棄物の形態について説明する。

・セメント固型化しない廃棄物は、特定廃棄物等を地盤改良用収納容器（1.5m×1.5m×0.5mH）に密封した状態で搬入される（図 B3）。1 袋当たりの容積は 1.125m³/袋と計算される。

・セメント固型化した廃棄物は、飛灰・混合灰をセメントと水で混ぜて固型化し、封入容器（1.1m×1.1m×1.0mH）に密封した状態で搬入される（図 B4）。1 袋当たりの容積は 1.21m³/袋と計算される。

図 B3 地盤改良用収納容器

図 B4 角型収納容器

契約金額は 10,500,000,000 円（税抜き）であり、m³ 単価は 48,623 円/m³ となる。

概要図として、全体計画平面図を図 B5、B6 に、埋立地縦横断面図を図 B7 に示す。

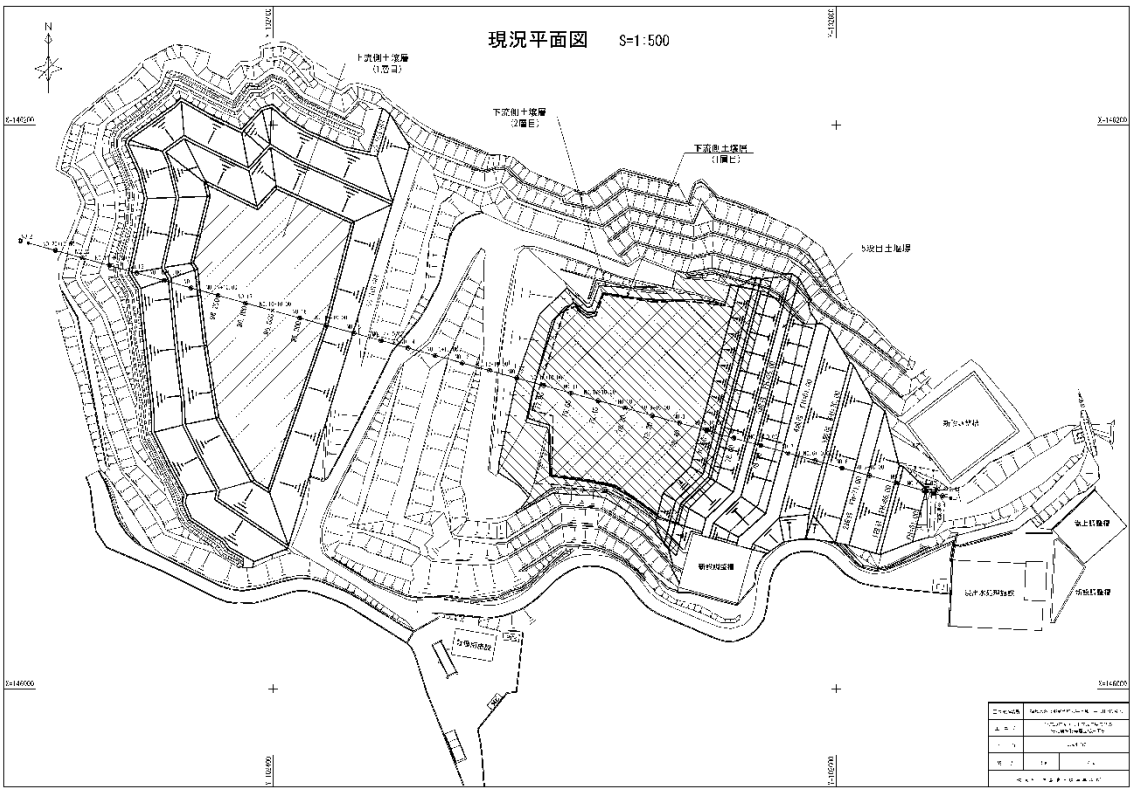


図 B5 現況平面図

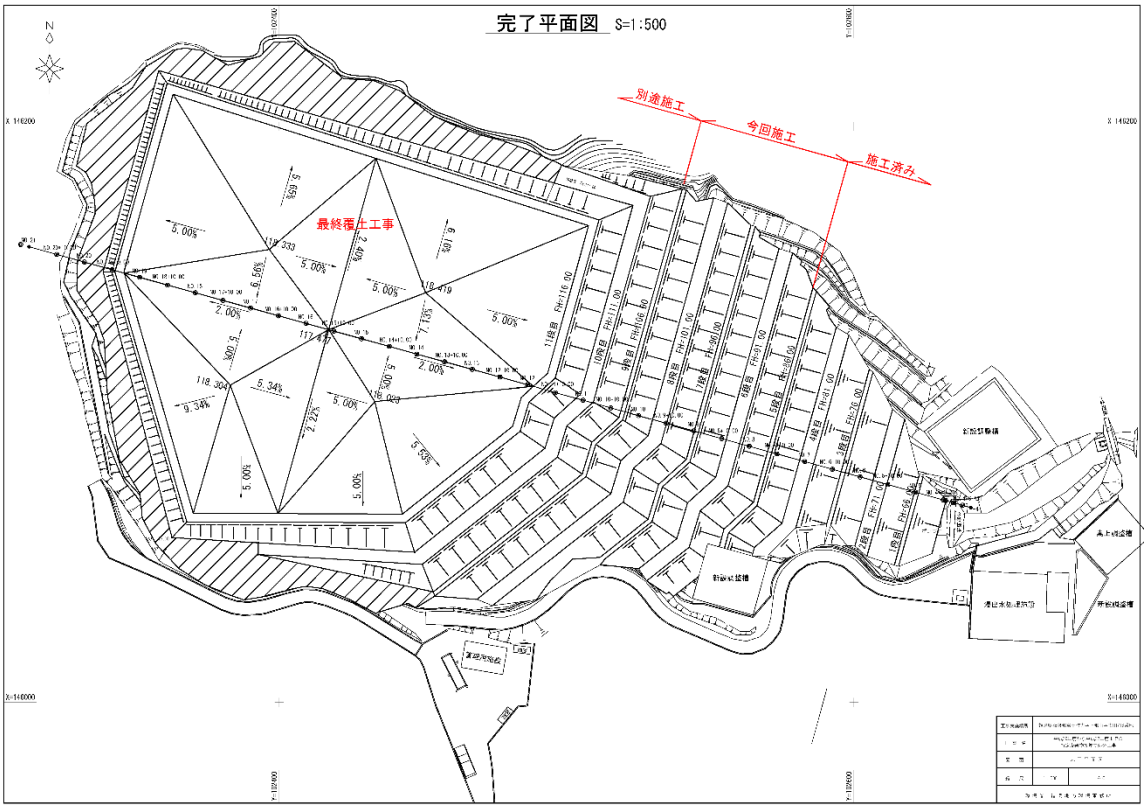


図 B6 完了平面図

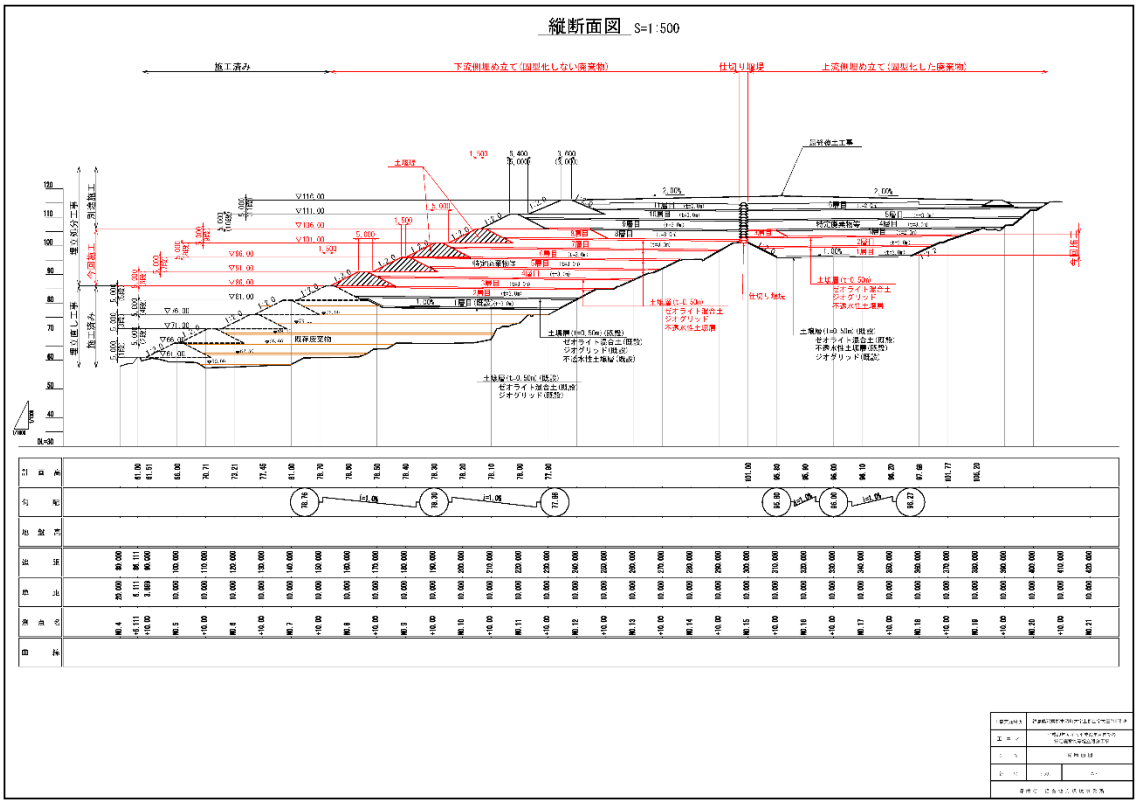


図 B7 縦断面図

3) 積算結果

環境省発注の「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事」の契約単価 48,623 円/m^3 を基に、容量 18 万 m^3 の場合の埋立費（操業費）を算出した結果、87.5 億円となる。

上記には、放射線防護工（防護具としてマスク、線量計）と特定勤務手当（6,600 円）が計上されていないと考えられる。これらを合わせて 7,000 円／日としておく。

作業員数については、「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事」の後続工事である「令和３年度から令和５年度までの特定廃棄物等埋立処分工事」の仕様書に、令和 3 年度の延べ数として 24,624 人・日とあることから、後ほど述べるように、埋立工事を 43 ヵ月とすると、24,624×43/12＝88,236 人・日となる。

よって、特定勤務手当は 6.2 億円となる。これを先ほどの埋立費（操業費）87.5 億円に追加することで、93.7 億円となる。

(3) 閉鎖費の算出

1) 検討方針

・処分施設のキャッピング（覆土）について費用を検討する。本検討では、類似構造として環境省発注の中間貯蔵施設を対象に土壌貯蔵施設の被覆工事の契約単価［万円/m^2］を調査し、それを基に閉鎖費を算出する。

2) 覆土の構成

・環境省発注の中間貯蔵施設の覆土の構成を表 B4 に示す。今回調査した被覆工事は、面積が約 30,000m^2 である。

表 B4 中間貯蔵施設の被覆工事の構成

(1)排気層（購入砂）サンドマット t=150mm
(2)遮水層（遮水シート）t=1.5mm
(3)覆土（排水層）板状排水
(4)掘削　積込（ルーズ）
(5)運搬　土砂運搬
(6)盛土（t=600mm）
(7)植生工（種子散布（短草類））
(8)排水溝（U 型側溝）
(9)集水桝
(10)桝工

3) 積算結果

・上記の被覆工事の単価は、検討の結果、経費込みで 15,000 円/m^2 とした。（放射線防護費用、特定勤務手当は含まず）

・今回、容量 18 万 m^3 の処分施設の埋立面積については、クリーンセンターふたばを対象として設定する。クリーンセンターふたばは容量 500,000m^3 に対して面積 45,000m^2 である。そこで、容量 18 万 m^3 の処分施設の埋立面積は、容量比で 18/50 倍して、16,200m^2 とした。

・15,000 円/m^2 は面積 30,000m^2 に対する単価であることから、面積が小さい場合は単価が上がる。こ

こでは、1.4 倍としておく。よって被覆工事の単価は、15,000×1.4=21,000 円/m^2

・また閉鎖工事は放射線下の作業となるため、特定勤務手当を計上する。覆土工事の期間を仮に 6 か月とし、操業と同じ方法で計算すると作業員数は 24,624×6/12＝12,307 人・日、特定勤務手当は、7,000 円×12,307＝0.9 億円

以上より、閉鎖費としては被覆工事費として

15,000 円/m^2×1.4×16,200 m^2＋0.9 億円=4.3 億円

(4) 輸送費の算出

1) 検討方針

・輸送費として、①福島県外だが近場であり 1 日往復で輸送可能な場所と、②600km 程度離れている場所を想定して算出する。

・見積方法としては、①については、中間貯蔵と同様にトラックで輸送すると仮定し、中間貯蔵での平均単価を参考として算出する。②については、15t 平積みトラックでの輸送とし、運送会社に見積もりを依頼した。なお、中間貯蔵と同様の輸送方法を想定しているが、長距離に輸送における特別な休憩所の建設費や管理費、放射線管理費用については考慮していない。

・なお、船でのコンテナ輸送等も考えられるが、今回は検討していない。

2) 積算結果

①のケース

・中間貯蔵での輸送の平均単価の 1.5 倍程度とし、3 万円/m^3 とする。

②のケース

・運送会社の直接見積により、車両、運転手、高速、ガソリン、および経費を含めて。6.7 万円/m^3 とする。ただし、これには途中の休憩所などの費用は含まれていないため更に高くなる可能性がある。

(5) 建設・埋立期間の算出

1) 検討方針

・建設費、操業費等の工事費の他に、実施主体のプロジェクト管理費用が必要である。それらの算出に用いる情報として、環境省発注の「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」の建設期間、「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事」での埋立（操業）期間（公開資料）を基に、容量 18 万 m^3 の建設期間、埋立期間を算出する。

2) 期間の算出結果

・建設期間

「令和２年度から令和４年度までのクリーンセンターふたば整備工事」の建設期間は、発注仕様書では 2 年である。本工事は 2 期工事であるため、すでに関連建屋や周辺の造成、防災調整池の構築が終わっていたことから、それらに 1 年を要すると考え、建設期間を 3 年と設定する。

・埋立期間

「平成 29 年度から平成 32 年度までの特定廃棄物埋立処分工事」の埋立期間は、環境省の HP[xxxviii]に公開されている実績を参照すると H29.11 から埋立開始し、R2.12 に 158,934m^3 に達している。18 万 m^3 に到達するのは、一月当たり 4500m^3 埋立を行うと仮定した場合、残り 5 ヵ月が必要であり、トータル 43 ヵ月となるが、事前の準備作業、覆土工事等として 17 ヵ月程度を考慮し、60 か月（5 年）と設定する。

(6)　留意点

本検討では、現在進行中の楢葉町と大熊町での特定廃棄物の処分場を対象に、当初の環境省契約金額を用いて建設費、埋立費を積算しているため、今後設計変更が行われて増額になる可能性があることに留意する必要がある。また、建設費の参考とした大熊町での特定廃棄物の処分場は、沢の地形を利用した構造であるため大規模の掘削工事が不要である。処分場の地形によって建設費が増額になることにも留意する。

(7) 費用の合計と処分単価

建設費：26.7 億円、操業費：93.7 億円、閉鎖費：4.3 億円、管理費：44.5 億円を合計すると 169 億円となった。輸送費としては、前出の(4) 輸送費の算出で設定した輸送距離 600km の輸送単価 6.7 万円/m^3 を使用して、121 億円（＝6.7 万円/m^3×18 万 m^3）とした。ただし、これには途中の休憩所などの費用は含まれていないため更に高くなる可能性がある。

これより、吸着材安定化体の処分単価は 16 万円/m^3（＝(169 億円＋121 億円)/18 万 m^3）となった。

[xxxviii] http://shiteihaiki.env.go.jp/tokuteihaiki_umetate_fukushima/progress/

添付資料 2：低濃度土壌の再生利用に係る費用について

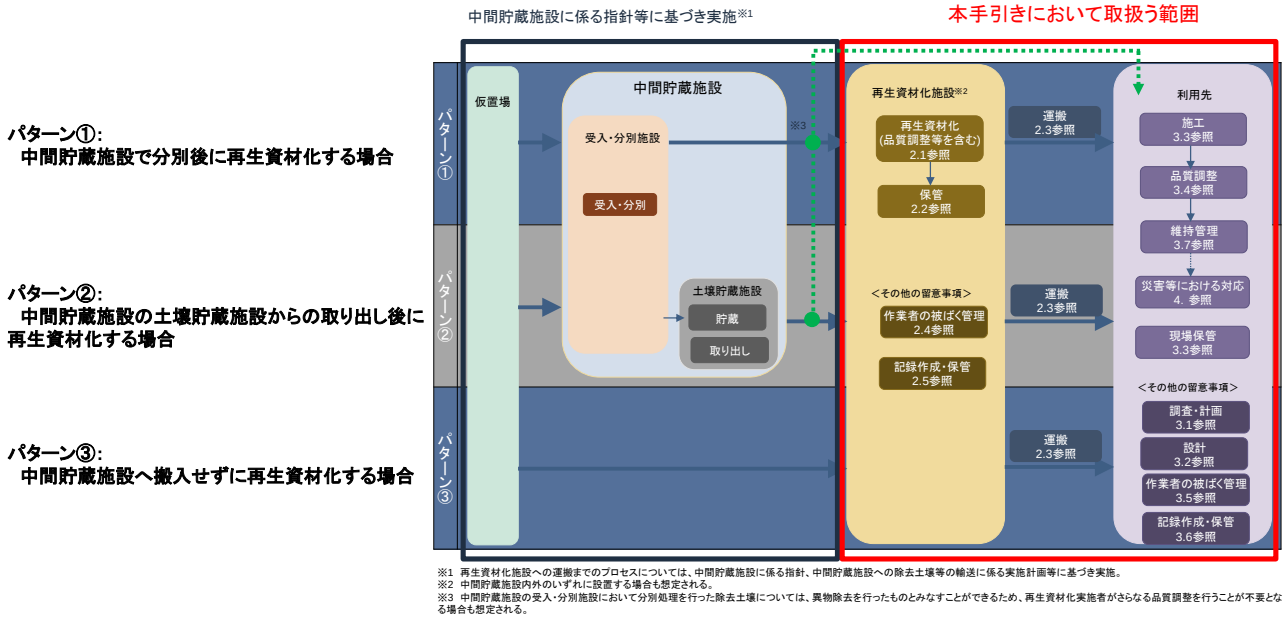
１．はじめに

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)」の資料 3「再生利用の手引き（案）について」によると、低濃度土壌の再生資材化を実施する場所やタイミングによって、資材化の流れは図参 1-1 に示すように、以下の 3 つのパターンに大別される。

パターン①：中間貯蔵施設で分別後に再生資材化する場合

パターン②：中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設からの取り出し後に再生資材化する場合

パターン③：中間貯蔵施設へ搬入せずに再生資材化する場合



図参 1-1　再生資材化を実施する場所・タイミングに応じた処理の流れやその他の留意事項

（出典）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 3

低濃度土壌の再生利用に係る費用として、「(新材を用いる場合と比較して）再生資材を用いることによって追加的に発生する費用」を想定した場合には、各パターンにおける費用は以下のような特徴を有すると考えられる。

表参 1-1　各パターンにおける低濃度土壌の再生利用にかかる費用

	中間貯蔵施設への輸送に要する費用	再生資材化に要する費用	中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設における貯蔵や取り出しに要する費用	中間貯蔵施設から再生利用場所への輸送に要する費用
パターン①	必要	少額あるいは不要※1	不要	必要
パターン②	必要	少額あるいは不要※1	必要	必要
パターン③	不要	必要	不要	少額

※1　中間貯蔵施設の受入・分別施設において分別処理を行った除去土壌については異物除去を行ったものとみなすことができるが、必要に応じて再生資材化実施者(環境省)が品質調整を行う可能性あり。

２．低濃度土壌の再生利用に係る費用（再生資材を取扱わない場合に対して追加的に要する費用）

（１）検討のベースとなる単価

「令和２・３・４・５年度飯舘村長泥地区環境再生事業盛土等工事」の工事契約金額は 212.63 億円であり、43.3 万トンの除去土壌を対象として、再生資材化のための処理（異物除去、放射能濃度による分別、必要に応じて土木資材としての改質など）を行っていることから、212.63 億円÷43.3 万トン≒約 5 万円/トンと試算した。

・工事契約金額 212.63 億円の出典

http://fukushima.env.go.jp/procure/upload/06_1000085946.pdf

・43.3 万トンの除去土壌を対象としていることの出典

以下 URL の 44 ページ目の数量総括表

https://fukushima.env.go.jp/procure/02_02_1000085749.pdf

（２）上述（１）からの単価の変動要因

「令和２・３・４・５年度飯舘村長泥地区環境再生事業盛土等工事」は、あくまでも、パターン③「中間貯蔵施設へ搬入せずに再生資材化する場合」の事例であり、また、再生資材化や輸送等に係る費用のみならず、再生資材を用いた盛土工の金額も一部含まれている。

上述（１）に示した低濃度土壌の再生利用単価 5 万円/トンからの変動要因は、概ね、表参 1-2 のように整理されると考える。

表参 1-2　低濃度土壌の再生資材化費用に与える変動要因

単価が増える要因	43.3 万トンというのはあくまでも除去土壌であり、得られた再生資材ではないこと。
	パターン③では中間貯蔵施設へ搬入せずに再生資材化を行うのに対して、パターン①あるいは②の場合には中間貯蔵施設までの輸送費用を要すること
	パターン③及び①では中間貯蔵施設へ貯蔵せずに再生資材化を行うのに対して、パターン②の場合には中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設における貯蔵や取り出しに要する費用を要すること
	パターン③では輸送距離が少なく輸送費用が少なめであるものの、パターン①あるいは②の場合には再生利用場所までの輸送費用をより要する可能性が高いこと
単価が減る要因	212.63 億円の工事契約金額には再生資材を用いた盛土工の金額も一部含まれていること
	パターン③では異物除去、改質などの処理を行う必要があるものの、パターン①あるいは②の場合には再生資材化に要する処理費用が少額あるいは不要となる可能性があること

（３）まとめ

本来的には、上述（１）に示した低濃度土壌の再生利用単価 5 万円/t をベースとしながら、（２）に示した変動要因を定量的に検討し、パターン①～③の各々について単価を試算することが必要であると考えられるものの、それを現時点で見積もることは難しいため、増減が打ち消し合うものと期待して、5 万円/トン、土壌の嵩密度 1.4 として 7 万円/m^3 と設定した。

添付資料３:低濃度汚染土壌の管理型相当処分場への埋立処分に係る費用

低濃度汚染土壌の再生利用と管理型相当処分場への埋立処分との違いは、管理型相当の処分施設（遮水工や水処理施設等）を設置するか否かであり、埋立作業自体は再生利用の盛土地盤の形成と同様である。そのため、「低濃度汚染土壌の再生利用に係る費用」として試算された原単位に、処分施設としてのコストを上乗せするとして算出した。

過去の調査[xxxix]によれば、30 万 m^3 規模の廃棄物最終処分場の土木工事費は埋め立てられる廃棄物容量当たり 5,508 円/m^3、水処理施設は 3,931 円/m^3 となる。50 万 m^3 の場合、それぞれ 4,445 円/m^3、2,894 円/m^3 であるから、低濃度土壌量が 43.3 万トンと仮定すると、土量換算係数を 1.4 t/m^3 として、土木工事費は 5,459 円/m^3、水処理施設の建設費は 3,883 円/m^3 と試算され、建設費合計で 9,342 円/m^3 ≒1 万円/m^3 となる。トンベースでは、それぞれ 7,642 円/t、5,436 円/t となる。建設総額は、土木工事が 33.1 億円、水処理施設が 23.5 億円なので、56.6 億円と試算される。

低濃度汚染土壌の再生利用の原単位を 5 万円/t、7 万円/m^3 と試算したことから、最終処分コストは、容量ベースで 1 万円が上乗せされ、建設（1 万円/ m^3）と埋立処分費（再生利用と同じ 7 万円/ m^3）を合わせて 8 万円/m^3 と試算できる。

水処理の維持管理費は、年間、埋立廃棄物の容量当たりで 200～800 円/m^3/年と報告されているが、土壌のみの埋立処分の場合、高度処理は必要無く、かつ放射性 Cs の溶出も無いことから、最も安価な 200 円/m^3/年が妥当であると考えられる。43.3 万トン（30.9 万 m^3）の埋立処分の場合、年間の水処理の維持管理コストは、約 6.2 千万円/年となる。

[xxxix] 遠藤和人・山田正人・井上雄三・小野雄策 (2010)：廃棄物最終処分場のライフサイクルコストに関する一考察，第 21 回廃棄物資源循環学会研究発表会予稿集，545-546

添付資料 4:熱処理飛灰の洗浄および最大濃縮した後の安定化体の処分費用の見積り

１．はじめに

添付資料 1 では、第 3 章のマスバランス計算に用いるため熱処理飛灰の洗浄・濃縮後の吸着材安定化体（1500 万 Bq/kg 超え）と熱処理飛灰固型化体（15 万 Bq/kg）について処分費用を見積もった。第 5 章では最大濃縮を考慮したため、その処分費の見積もりを行った。その際の前提条件は次の通りである。

・基本方針：容量 6.3m^3 の中間貯蔵施設内廃棄物貯蔵施設として費用算出する。なお、原因者返還を想定し、最終処分費用は含めないこととした。
・可能な限り、中間貯蔵施設廃棄物貯蔵施設工事の積算事例を参考とする。
・放射線下の作業の有無について、原因者に返却するまでの期間貯蔵するため、以下のように設定することが妥当である。

建設段階：放射線下の作業ではない
操業段階：放射線下の作業
貯蔵段階（閉鎖段階相当の費用）：放射線下の作業

・参考とした過去の工事と比較し、今回の施設規模が有意に小さい場合は、単価を 1.4 倍する。
・処分場の土地購入費や周辺道路建設・整備費用は含めていない。

2. 想定シナリオ C 処分施設の積算根拠

(1) 建設・操業費の算出

1) 検討方針

環境省発注の「平成 29 年度中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設工事」の契約金額を基に、容量 6.3m^3 の建設費を算出する。

ただし、濃縮率が高く、放射能濃度は 20 億 Bq/kg となるので、鋼製容器だけでは取り扱いが困難であり、容器全周を厚さ数 10cm のコンクリートなどでオーバーパックするなどが必要となり、鋼製容器と比較し相当に高額になると考えられるものの、現時点では推定が難しいため考慮していない。

2) 「中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設」の概要

表 C1 に貯蔵施設の仕様を示す。概要図として、全体配置平面図を図 C1 に、断面図・断面図詳細図を図 C2 に示す。

表 C1 鋼製容器貯蔵想定量[xl]

項目		仕様・摘要
貯蔵容器	鋼製角形容器	内寸 1265W×1265L×1054H、自重 280kg、
		遮蔽率 15%程度
施設貯蔵量		約 14,400 個
平均定置量		約 15 個／日

[xl] 環境省福島地方環境事務所（2017）:“平成 29 年度中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設工事現場説明書”

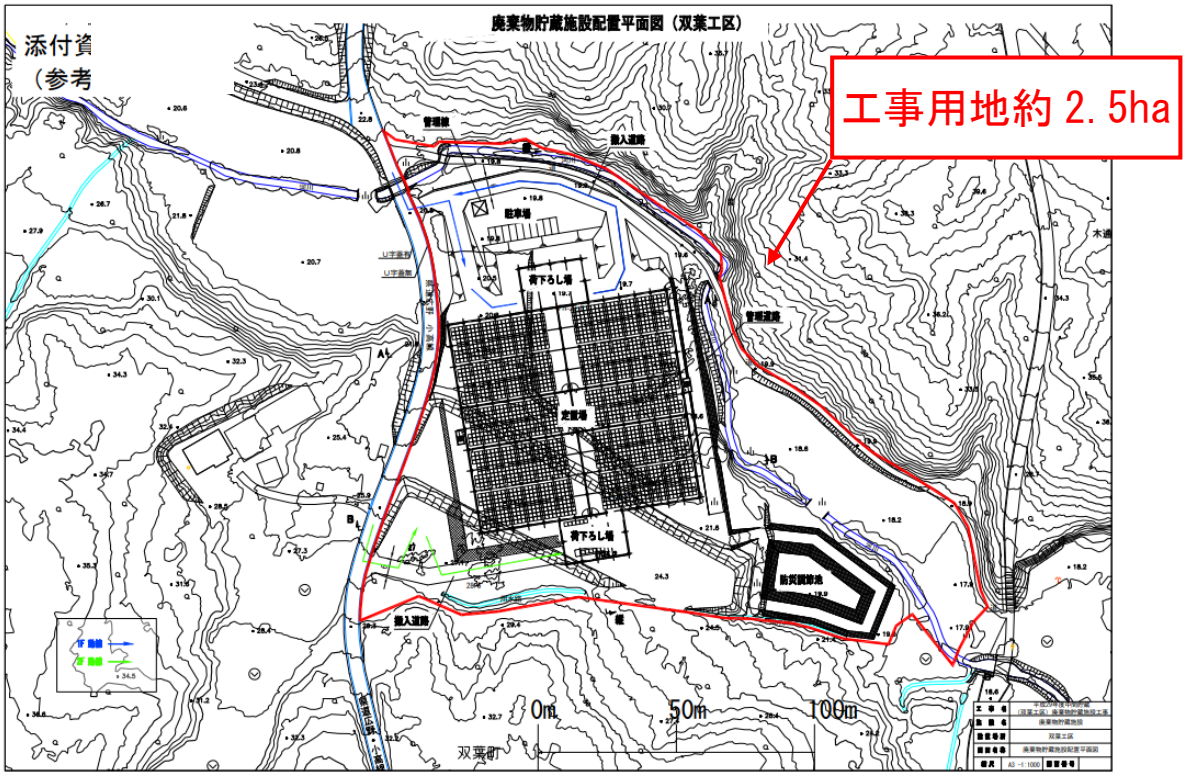


図 C1 「廃棄物貯蔵施設」全体配置平面図（双葉工区）

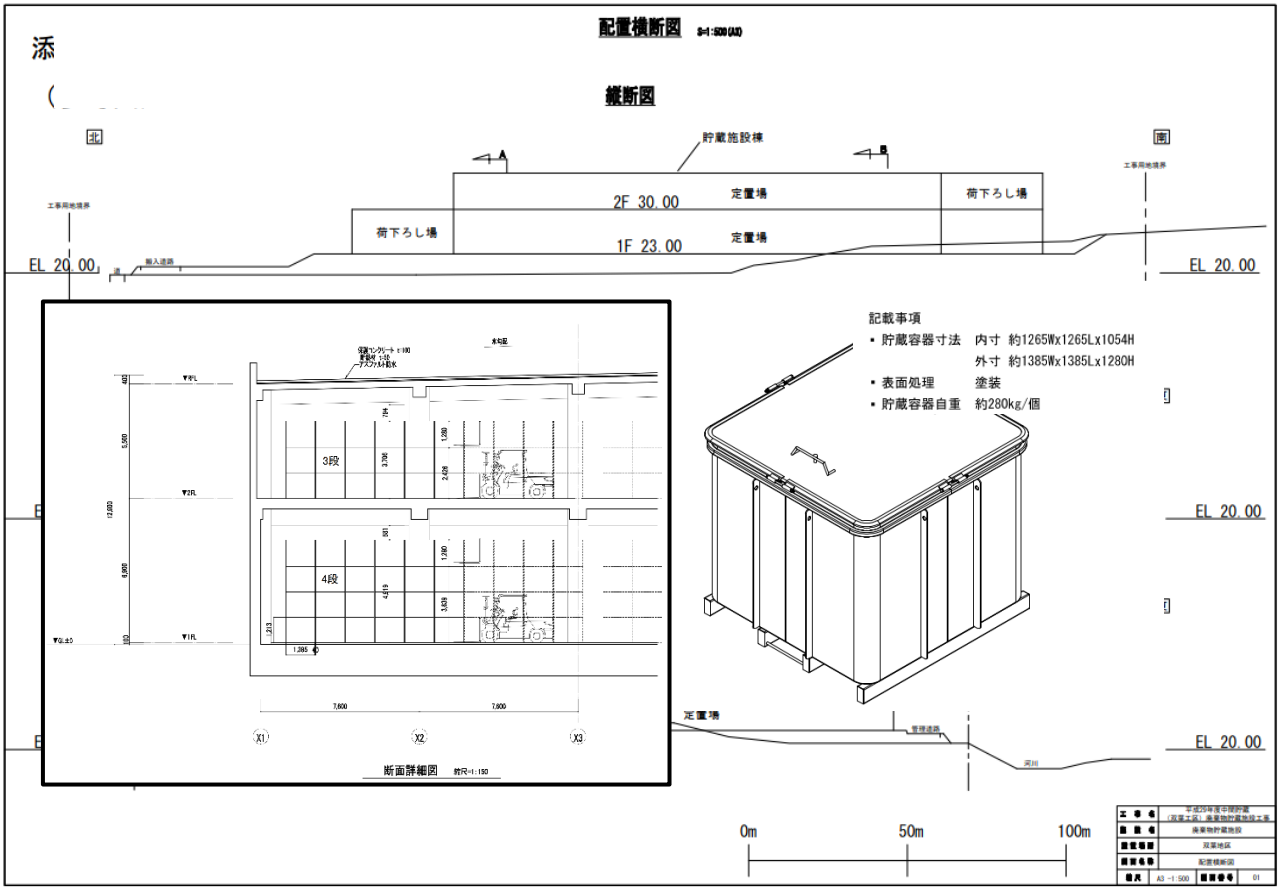


図 C2 「廃棄物貯蔵施設内廃棄物貯蔵棟」断面図・詳細断面図

3) 積算結果

環境省発注の「平成 29 年度中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設工事」が対象とした鋼製角形容器 14,000 体に対する貯蔵施設の建設費の積算結果を基に、容量 6.3m³ の場合の建設費を図 C3 の検討に基づき算出した。容器 1 体あたり 0.7m³ の廃棄物を格納するとし、容器 9 体を収める施設とした。

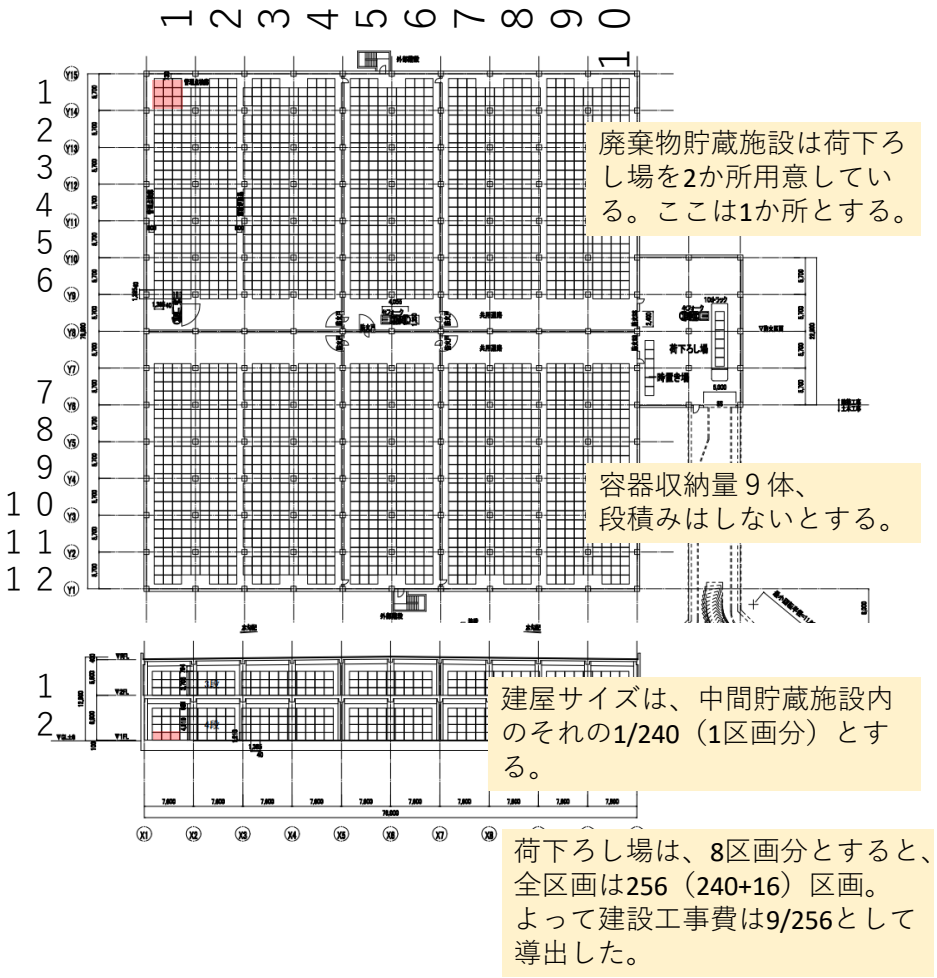


図 C3　廃棄物貯蔵施設の規模の想定

整備・維持管理工事：2.2 億円（中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設の工事費（約 43 億円）×9/256 ×約 1.4（規模が小さくなることを考慮し約 1.4 倍））

以上より、想定シナリオ C 処分施設の建設費は 2.2 億円となった。ただし、管理施設等まだ含まない項目があるため、今後増える。

(2) 管理費

1)プロジェクト管理費

建設費、操業費等の工事費の他に、実施主体のプロジェクト管理費用が必要である。それらの算出に

用いる情報として、環境省発注の「平成 29 年度中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設工事」の建設期間、操業期間（公開資料）を基に、容量 6.3m³ の建設期間、埋立期間を算出する。容器 1 体あたり 0.7m³ の廃棄物を格納するとした。

・建設期間

「平成 29 年度中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設工事」の建設期間は、発注仕様書では 2 年で、貯蔵量 14,400 体を想定した施設の建設工事であった。一方、今回は貯蔵量 9 体を想定した施設の建設工事であるから、造成から管理棟を含めて、建設期間 1 年と設定する。

・操業期間

「平成 29 年度中間貯蔵（双葉工区）廃棄物貯蔵施設工事」の操業期間は 13 カ月。また、平均 1 日当たり 15 体定置できるとある。今回、9 体定置のため、1 日で作業完了となるため、建設期間に含まれるとした。

算定根拠を図 A12 に示す。プロジェクト管理費は 1.8 億円/年、ただし建設時は 2.5 倍の 4.5 億円/年とした。建設管理費は期間 1 年より 4.5 億円、操業・閉鎖管理費は、管理期間は建設期間に含まれるとし 0 億円、プロジェクト管理費は合計 4.5 億円と想定した。

2)段階管理費

閉鎖後期間の段階管理費は、RI・研究所等廃棄物作業部会報告書（案）[xli]で示されている段階管理費 133 億円を RI・研究所廃棄物処分場の閉鎖後管理期間 300 年で按分し、年間 0.44 億円とした。算定根拠を図 A13 に示す。東電に返却するまでの期間を 30 年と仮に設定し、閉鎖後管理費は 13.2 億円（=0.44×30）と想定した。

(3) 費用の合計と処分単価

建設費+操業費：2.2 億円、閉鎖費：0 億円、管理費：17.7 億円を合計すると 19.9 億円となった。輸送費としては、前出の(4)輸送費の算出で設定した輸送距離 600km の輸送単価 6.7 万円/m³ を使用して、42.2 万円（＝6.7 万円/m³×6.3m³）とした。ただし、これには途中の休憩所などの費用は含まれていないため更に高くなる可能性がある。

これより、最大濃縮後の吸着材安定化体の処分単価は 3.2 億円/m³（＝(19.9 億円＋0.0042 億円)/18 万 m³）となった。

[xli] RI・研究所等廃棄物作業部会報告書（案） 平成１８年７月２１日