

平成 25 年度
環境研究総合推進費補助金 研究事業
総合研究報告書

焼却・溶融処理を用いた放射能汚染土壌・廃棄物の
放射能分離・減容・固定化技術の確立

(3K 122106)

平成 26 年 3 月

京都大学 米田 稔

補助事業名	環境研究総合推進費補助金研究事業（平成 24 年度～平成 25 年度）
所管	環境省
国庫補助金	65,581,000 円（複数年度の総計）
研究課題名	焼却・熔融処理を用いた放射能汚染土壌・廃棄物の放射能分離・減容・固定化技術の確立
研究期間	平成 24 年 7 月 2 日～平成 26 年 3 月 31 日
研究代表者名	米田 稔（京都大学）
研究分担者	高岡 昌輝（京都大学） 大下 和徹（京都大学） 松井 康人（京都大学） 福谷 哲（京都大学） 池上 麻衣子（京都大学）

目 次

総合研究報告書概要	1
本文	
1. 研究背景と目的	7
2. 研究方法、結果、および考察	7
2. 1 研究課題 1 : 「放射能で汚染された溶融処理対象物質の発生量予測と最適処理方法の検討」	7
2. 1. 1 研究目的	7
2. 1. 2 広域処理を仮定した場合の研究手法	8
2. 1. 3 広域処理を仮定した場合の結果および考察	32
2. 1. 4 福島県内での除染廃棄物処理を仮定した場合の結果および考察	62
2. 1. 5 研究課題 1 の結論	76
2. 1. 6 研究課題 1 の参考文献	77
2. 2 研究課題 2 : 「焼却・溶融処理における現状把握と Cs の分離・濃縮・固定化条件の把握」	79
2. 2. 1 研究概要	79
2. 2. 2 研究方法	79
2. 2. 3 結果と考察	94
2. 2. 4 研究課題 2 の結論	108
2. 2. 5 研究課題 2 の参考文献	110
2. 3 研究課題 3 : 「放射能汚染土壌の浄化処理における放射能濃縮効率の最適化」	111
2. 3. 1 研究目的	111
2. 3. 2 洗浄分級に関する実験方法	112
2. 3. 3 洗浄分級に関する実験結果および結論	112
2. 3. 4 溶出特性に関する実験方法および実験結果	114
2. 3. 5 考察	120
2. 3. 6 研究課題 3 の結論	121
2. 3. 7 研究課題 3 の参考文献	122
2. 4 研究課題 4 : 「労働者の被曝リスク評価と安全作業マニュアルの策定」	123
2. 4. 1 研究方法	123
2. 4. 2 結果と考察	126
2. 4. 3 研究課題 4 の結論	132
2. 4. 4 研究課題 4 の参考文献	133
3. まとめ	134
4. 研究発表	135
5. 知的財産権の取得状況	135
6. 研究概要図	136
7. 英文概要	137

環境研究総合推進費補助金 研究事業 総合研究報告書概要

研究課題名：焼却・溶融処理を用いた放射能汚染土壌・廃棄物の放射能分離・減容・固定化技術の確立

研究番号：3K122106

国庫補助金清算所要額：65,581,000 円（複数年度の総計）

研究期間：平成 24 年 7 月 2 日～平成 26 年 3 月 31 日

研究代表者名：米田 稔（京都大学）

研究分担者：高岡 昌輝（京都大学）、大下 和徹（京都大学）、松井 康人（京都大学）、
福谷 哲（京都大学）、池上 麻衣子（京都大学）

研究目的

復興計画を推進していくためには、焼却・溶融処理施設における放射能対策が重要である。特に今後、除染とともに発生蓄積が予想される高放射能濃度汚泥や焼却灰の最終処分のための前処理方法としては、溶融処理が重要になると予想される。これまでも放射性廃棄物の処理方法として、これらの方法は検討されてきたが、これまでの放射性廃棄物とは明らかに質・量ともに異なり、また一般の溶融処理施設などにおける、セシウム（Cs）の挙動に関する科学的知見の集積も十分ではない。このため、本研究では処理の結果発生する廃棄物の質や量を考慮しての最適な処理システムについて検討するとともに、処理の結果として分離された高濃度放射能汚染汚泥や灰の溶融による固定化技術を確立する。さらに既存の廃棄物焼却・溶融処理施設での放射性物質の挙動についても調査を行い、既存施設におけるさらなる分離・濃縮・固定化の可能性を検討する。またこれら高放射能濃度廃棄物とは逆に、比較的低濃度かつ大量の土壌を含んだ除染廃棄物の処理方法についても検討し、現実的な処理方法の提案を目指すとともに、これらの処理施設における労働者の安全管理についても検討し、労働者の安全確保のための作業マニュアルの作成についても検討する。

研究方法、および、結果と考察

本研究では上記の研究目的を達成するため、以下の 4 つのサブテーマを設定し、研究を進めた。それぞれのサブテーマごとに、研究方法、および、結果と考察を記す。

研究課題 1：放射能で汚染された溶融処理対象物質の発生量予測と最適処理方法の検討

研究方法

まず焼却処理における放射性 Cs の移行を文献調査等によって把握した上で、廃棄物流動を追うことができるモデルを構築し、各状況に応じた災害廃棄物処理シミュレーションを行い、広域処理における変動把握、また、災害廃棄物処理に関する様々な費用を評価することにより、有効な処理システムを選択するための手法の開発を行う。

結果と考察

放射性 Cs の移行設定は、焼却処理により発生する飛灰に 19～97%移行し、残りは主灰に移行すると設定を行った。そして、放射性 Cs の移行を考慮できる廃棄物輸送動態数値モデルを構築し、京都市の実績値と比較を行ったところ、処理システムにおける廃棄物流動を良好に表現することができた。また、放射性 Cs の移行が把握できているかの検証を行ったところ、文献値は飛灰濃度計算結果の標準偏差内にあり、十分把握できていると判断した。

次に、構築したモデルを用いて、災害廃棄物処理の解析を行った。まず、岩手県、宮城県において発生しうる災害廃棄物を想定した広域処理と、福島県内における高濃度災害廃棄物を想定して処理シミュレーションを行い、災害廃棄物の投入による各工程での濃度変化や最終処分量の把握を行った。その結果、広域処理において、飛灰の濃度を指定廃棄物となる 8,000 Bq/kg 以内にするためには、一般環境に放射性 Cs が含まれていないとすれば、1,200 Bq/kg 程度の災害廃棄物まで対応できると試算できた。また、福島県内の災害廃棄物処理においては、処理発生物の濃度が高く、処理システムによっては最大数百万 Bq/kg となる廃棄物が発生する可能性が示唆された。

さらに評価基準を設定し、現在提案されているいくつかの処理システムの有効性を評価した。福島県内において、求められる処理システムを選択するために、最終処分場所の容量または災害廃棄物処理にかかる費用を評価基準として用いた。費用設定には、濃度による影響を考慮するために、濃度ごとに輸送される場所が変わり、最終処分場の受入費用が変化するとした。費用による評価から、1,000 Bq/kg の災害廃棄物処理を行った場合、環境省が定める目標期間を超えた場合においても、既存施設を用いた処理を行うことが最も費用を少なくする方法とされた。

また、福島市の処理システムをモデル化し、土壌を大量に含む除染廃棄物の最適処理システムについても検討した。その結果、廃棄物の処分が環境省が設定した放射性物質の濃度基準に従って実施されると仮定した場合には、除染施設としては 100,000Bq/kg を超える最終処分物が発生せず、除染作業でかかる総費用も比較的安価な処理施設が最も適していると言える。

他にも想定される処理システムや、あらゆる状況を想定したシミュレーションを行う必要があるが、より有効な処理システムを選択するためのツールが開発できたと考えられる。

研究課題 2：焼却・溶融処理における現状把握と Cs の分離・濃縮・固定化条件の最適化

研究方法

研究課題 2 では以下の 3 つの検討を行った

- 1) 焼却・溶融処理における現状把握として、都市ごみ焼却施設、都市ごみガス化溶融施設、下水汚泥焼却施設の廃棄物熱処理施設排ガス処理において、安定 Cs の挙動を調査、整理した。
- 2) 廃棄物固形燃料 (RDF) に Cs を添加した模擬ごみの焼却時の挙動把握を行った。まず、ラボスケールの管状炉にて空気比、焼却温度を変化させた場合の安定 Cs、放射性 Cs の焼却灰、排ガスへの

分配を調査した。また、ロータリーキルン炉によるパイロット焼却実験を行い、空気比の変化に伴う安定 Cs の焼却灰、飛灰等への分配挙動を把握した。

3) 廃棄物中の Cs の分離・濃縮・固定化条件の把握のため、安定 Cs、あるいは放射性 Cs を含む模擬灰を作成し、マッフル炉および管状炉にてラボスケールの溶融実験を行い、溶融時の Cs の挙動把握を行った。最後に、2) におけるパイロット焼却実験により得られた焼却残渣を対象に、高周波溶融炉を用いたパイロット溶融実験を行い、Cs の挙動を把握した。

結果と考察

1) 廃棄物熱処理施設における安定 Cs の挙動調査

廃棄物熱処理施設排ガス中の安定 Cs はバグフィルターを主とする排ガス処理プロセスにより 99.8%以上除去できることが確認された。排ガス中の Cs は、バグフィルターにより、そのほとんどが飛灰へ移行することから、飛灰の処理をはじめとする取り扱いが重要であることが再確認された。

集じん機入口の排ガス中 Cs の粒径別分布をみると、Cs が $1\mu\text{m}$ 以下にもピークを有するケースが多かった。このことから、特に微小粒子が捕捉できないような電気集じん機等では、除去率が低下することが推測され、Cs を排ガス中から安定的に除去するには、ダスト除去性能の高いバグフィルターをはじめとするろ過式集じん機の導入が重要であると考えられた。

2) Cs の焼却時の挙動把握

安定 Cs を添加した RDF の管状炉でのラボスケール焼却実験、ロータリーキルン・ストーカ焼却炉でのパイロット焼却実験の結果から、燃焼温度が高いほど、また空気比が大きいほど、主灰中 Cs は減少する傾向がみられた。燃焼温度が高くなると空気比の影響はあまり見られなくなるため、近年の低空気比・高温燃焼型の次世代型ストーカ炉では、廃棄物中の Cs の多くは飛灰へ移行するものと推測された。

また、放射性 Cs を添加した RDF の管状炉でのラボスケール焼却実験における放射性 Cs の挙動は、安定 Cs 用いた同様の実験における安定 Cs の挙動と概ね同様の傾向を示した。したがって安定型 Cs を用いた焼却実験により、放射性 Cs の挙動を再現できるものと考えられた。

3) Cs の溶融時の挙動把握

まず、安定 Cs を添加した各種模擬灰のマッフル炉、管状炉を用いた溶融実験から、模擬灰中に NaCl が塩素源として存在することで、元々の化学形態に関わらず、Cs を高度に揮散除去できることが示された。しかし、NaCl の Cs 揮散促進効果は汚泥焼却灰において抑制される傾向にあり、同時に含まれる Fe_2O_3 、 MgO あるいは P_2O_5 が影響している可能性が考えられた。また、NaCl を含まない場合は、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加することで、Cs がスラグ中に残留する傾向が見られた。

また、各種模擬灰由来の溶融スラグからの Cs 溶出率は、NaCl 添加系で高くなり Cl が影響していることが予想された。ただし、Cl が存在しても、 MgO や Fe_2O_3 により溶出率は低下する可能性も示唆された。各種模擬灰由来の溶融スラグ中の Cs の化学形態は、初期の Cs 化学形態に左右されず、むしろ灰の組成に影響されており、この点で Cs 溶出性との整合性が確認された。スラグ中の Cs の形態は、多くの場合、アルミノケイ酸塩を主体とするポルクス石と CsOH の混合物であることが予想されたが、少なくとも Cs の周辺の元素は塩素ではなく酸素が主体で安定していると考えられた。

最後に、2)におけるパイロット焼却実験により得られた焼却残渣を対象として、高周波熔融実験を実施したところ、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加してもCsのスラグ中への固定化には効果がなかった。これは焼却残渣にはC1が多く含まれ、そのCs揮散促進効果が上回ったものと推測された。今後スラグ中へのCsの固定化を促進するためには、本研究において、C1が存在しながらも、スラグ中へのCs分配率の高かった汚泥焼却灰の組成を参考に、添加剤を検討する必要がある。

研究課題3：放射能汚染土壌の浄化処理における放射能濃縮効率の最適化

研究方法

土壌に熱を加えた場合、土壌中の有機物はそれぞれの気化温度や燃焼温度によって、土壌中から失われると考えられることから、土壌に熱を加えることによって、洗浄分級処理における除去率が向上する可能性も考えられる。よって本研究では土壌の洗浄分級処理において微小粒子区分として分離除去される放射性Csの割合が、土壌に熱を加えた場合にどのように変化するかを明らかにして、除染効率を向上させる方法について検討することとした。また、土壌を熱処理することによって、土壌からの放射性Csの溶出特性がどのように変化するかについても検討するとともに、同時に安定Csと放射性Csを用いた実験を行うことで、実験結果の濃度依存性についても検討した。

結果と考察

加熱温度の上昇に従って、75 μm ～2mmの粒径区分に含まれるCsの割合が増加し、加熱温度600 $^{\circ}\text{C}$ では、加熱前の約4倍の約80%の放射性Csがこの区分に含まれていた。加熱温度の上昇によって、75 μm ～2mmの粒径区分に含まれる土壌粒子量自体が増えていく傾向があり、放射性Csの75 μm ～2mmの粒径区分への移動には、加熱温度の上昇により、微小粒子がより大きな粒子に造粒される影響が大きく関与していると推定される。また、この特性は逆に汚染土壌に600 $^{\circ}\text{C}$ ほどの熱を加えた場合、水とともに激しく100回ほどかき混ぜたときに、75 μm 以下の成分や溶液中にはCsがあまり出なくなることを意味している。

また、Cs汚染土壌を熱処理した場合、500 $^{\circ}\text{C}$ 程度まではCsの溶出率が低下する。また、この傾向に関しては、安定Csと放射性Csで添加量が 10^5 倍異なっても、ほぼ同じ結果が得られた。これらのことから、除染作業などで出る汚染土壌を500 $^{\circ}\text{C}$ 程度の温度で熱処理することにより、有機物の灰化による除染廃棄物の減容化と放射性Csの土壌への吸着の安定化を同時に行うことができると推測される。

研究課題4：労働者の被曝リスク評価と安全作業マニュアルの策定

研究方法

平成24、25年度には、A環境センターとB清掃工場の2箇所のごみ処理施設における作業者を対象とし、労働者の外部被ばく、内部被ばく量を計測し、そのリスク評価を行った。A環境センターは焼却炉と灰溶融炉の両方を備えた施設であり、周辺の焼却炉からの灰も搬入される。B清掃工場は焼却炉のみの機能を持った施設である。外部被ばくはあらゆる場所での影響を考慮するため、ごみ処理施設全域において、個人線量計を用いて調査を行った。内部被ばくについては、作業者が粒子状物質にばく露される可能性が高い、ごみピット、灰ピット、飛灰処理設備を単位作業場所と指定し、

フィルターへの粒子捕集と個数濃度の計測を実施した。なお、A環境センターではごみピット内での測定が困難であったため、ごみ搬入口での測定を行った。

結果と考察

A 環境センター内での空間積算線量の2週間の積算値は、最も高い値で $52 \mu\text{Sv}/2$ 週を示し、B 清掃工場では $37 \mu\text{Sv}/2$ 週であった。各々の焼却施設について、両施設ともに各フロアでの平均積算線量に顕著な差はみられなかった。さらに、単位作業場所での線量を比較したところ、A 環境センターではゴミピット、灰ピットでの値が、B 清掃工場では灰ピットの値が他のエリアに比べ若干高い傾向であった。内部被ばくを想定した粒子濃度計測では、A 環境センターの飛灰処理装置前では 20 nm 以下の粒径粒子が屋外と比較すると数倍高く、灰ピットの粒子数濃度は 100 nm 以下の範囲で屋外の10倍程度の粒子数が測定された。B 清掃工場でも、飛灰処理装置前では約 30 nm の粒径粒子を中心に、屋外の約30倍の粒子数濃度を示した。しかしながら、外部線量は周辺大気よりも低値であり、粒子濃度は個数としては検出できたものの、フィルターに捕集した粒子からは γ 線の検出が困難なレベルであった。

施設内におけるサーベイメータによる測定で、最も高い空間線量は $0.354 \mu\text{Sv}/\text{h}$ であったが、5年間この環境にいたとしても、 15.5 mSv であり、国際放射線防護委員会 (ICRP) 勧告の線量限度 $100 \text{ mSv}/5$ 年を下回る値であった。また、内部被ばくによる5年間の実効線量は約 $1.6 \times 10^{-4} \text{ mSv}$ であり外部被ばくと比較してもはるかに低い値であった。今回調査対象として選定したA環境センターとB清掃工場においては、ダイオキシン類と同等の安全作業マニュアルにより、労働者に対する内部被ばくは十分に防止できると考えられた。

環境政策への貢献

現段階の研究結果のみに基づいても、福島第1原発による放射能汚染廃棄物の処理政策に関し、以下のような具体的提言が可能であり、本研究の環境政策への貢献度は高い。

- 1) 濃度 $1,00 \sim 10,000 \text{ Bq/kg}$ の災害廃棄物処理の場合、総費用では既存施設を用いた処理が最も有効である。また、廃棄物の処分が環境省が設定した放射性物質の濃度基準に従って実施される場合、高濃度の最終処分物が発生せず、除染作業でかかる総費用も比較的安価な処理施設が適している。
- 2) 指定廃棄物の焼却処理においては、バグフィルター等のろ過式集じん機を設置するべきである。
- 3) 放射性Csで汚染された土壌や除染廃棄物を減容し、なおかつCsの溶出を抑制するために、 $500^\circ\text{C} \sim 600^\circ\text{C}$ 程度の熱処理が有効である。
- 4) ごみ焼却施設の屋外の空間線量率が屋内よりも高い際には、労働に起因する作業時間中の被曝量は低い。
- 5) ダイオキシン類と同等の安全作業マニュアルにより、労働者に対する内部被ばくは十分に防止できる。

研究成果の実現可能性

提案される様々な廃棄物処分方法の有効性を単一の基準で比較する方法は、評価基準の不確実さも考慮した解析を行うことで、今後の行政判断で十分活用できると考えられる。

放射性 Cs が濃縮された焼却飛灰中には、同時に塩素を多く含むため、新たに塩素源を添加することなく、既存の灰溶融にて Cs 揮発分離することが容易であると考えられる。最終的に溶融飛灰を高周波溶融にてスラグ中に固定することが課題となる。

放射性 Cs 汚染土壌を廃棄物焼却の余熱などを利用して加熱する方法は、比較的低濃度の汚染土壌や除染廃棄物を減容化して埋め立てる場合の Cs 固定化のための前処理法として活用できる可能性がある。

焼却施設内の労働者の被曝量は、周辺で生活した場合と比較すると同じ、もしくはやや低い可能性が高い。設備や運用体制、処理量など、施設毎に大きく異なるデータをさらに蓄積し、一般的なごみ焼却施設に対する安全作業マニュアル策定が可能である。

結論

広域処理や福島県内の処理で、処分物の量や放射性 Cs 濃度を推定する数値モデルを作成した。処分までの総合的費用で評価した結果、既存の焼却処理システムを使用して処理を進めることがもっとも効果的であった。また、廃棄物の処分が環境省が設定した放射性物質の濃度基準に従って実施される場合、高濃度の最終処分物が発生せず、除染作業でかかる総費用も比較的安価な処理施設が適している。

廃棄物熱処理排ガス中安定 Cs はバグフィルターを主とする排ガス処理プロセスにより 99.7%以上除去できることが確認された。また廃棄物中の Cs は、安定 Cs も放射性 Cs も概ね同様の挙動を示し、燃焼時の燃焼温度、および空気比が高いほど、主灰への残留割合が減少することがわかった。灰中の安定 Cs は、NaCl 等の塩素源の存在により、溶融により高度に揮発除去できることが明らかとなった。ただし Cl が存在しても、MgO、Fe₂O₃、P₂O₅等の存在により揮発や、溶融後のスラグからの溶出が抑制される可能性がある。Al₂(SO₄)₃の Cs に対する高周波溶融スラグへの固定化効果は Cl 共存下では限定的であった。

放射性 Cs 汚染土壌を加熱した場合、600℃では、加熱前の約 4 倍の約 80%の放射性 Cs が 75μm～2mm の粒径区分に含まれた。また、同時に汚染土壌を 500℃程度に加熱することによって、土壌からの Cs 溶出率はかえって減少した。この性質は汚染土壌や除染廃棄物の減容化と有効な Cs 固定化法として利用できる。

焼却施設内の空間線量はゴミピット、灰ピットなどで比較的值が高かったものの、周辺大気より低かった。粒子濃度は飛灰処理装置前で高い値を示したものの、γ線の検出は困難なレベルであった。今回調査対象とした施設においては、ダイオキシン類と同等の安全作業マニュアルにより、労働者に対する内部被ばくは十分に防止できると考えられた。

1. 研究背景と目的

復興計画を推進していくためには、焼却・溶融処理施設における放射能対策が重要である。特に今後、除染とともに発生蓄積が予想される高放射能濃度汚泥や焼却灰の最終処分のための前処理方法としては、溶融処理が重要になると予想される。これまでも放射性廃棄物の処理方法として、これらの方法は検討されてきたが、これまでの放射性廃棄物とは明らかに質・量ともに異なり、また一般の溶融処理施設などにおける、Csの挙動に関する科学的知見の集積も十分ではない。このため、本研究では処理の結果発生する廃棄物の質や量を考慮しての最適な処理システムについて検討するとともに、処理の結果として分離された高濃度放射能汚染汚泥や灰の溶融による固定化技術を確立する。さらに既存の廃棄物焼却・溶融処理施設での放射性物質の挙動についても調査を行い、既存施設におけるさらなる分離・濃縮・固定化の可能性を検討する。またこれら高放射能濃度廃棄物とは逆に、比較的低濃度かつ大量の土壌を含んだ除染廃棄物の処理方法についても検討し、現実的な処理方法の提案を目指すとともに、これらの処理施設における労働者の安全管理についても検討し、労働者の安全確保のための作業マニュアルの作成についても検討する。

2. 研究方法、結果、および考察

上記の研究目的を達成するため、以下のサブテーマを設定し研究を進める。各サブテーマについて、以下にそれぞれ研究方法、結果および考察を記述する。

2. 1 研究課題1:「放射能で汚染された溶融処理対象物質の発生量予測と最適処理方法の検討」

2. 1. 1 研究目的

震災により発生した廃棄物は広範囲にわたっており、膨大な量である。被災した宮城県や岩手県では、広域処理が求められているが、放射性物質による汚染を心配する市民の声が多く、被災地の廃棄物を受け入れるのが困難な状況にある。また、最も放射性物質による影響を被った福島県は、放射性Cs濃度が高く、災害廃棄物処理の進捗が鈍い状態である。濃度が低い宮城県や岩手県の災害廃棄物は、広域処理の早期決着のために、広域処理による具体的な濃度変動の把握が必要である。また、濃度の高い福島県の災害廃棄物、および除染廃棄物は、処理の加速のために、放射性Csの影響を考慮した処理システムの構築が早期に必要である。補助される災害廃棄物処理事業としては、基本的に市町村における処理を対象としているため、一般廃棄物処理を基本としていた。また、環境省より処理の基本方針¹⁻¹⁾が定められており、既存の処理施設を可能な範囲で有効利用することが重要とされていた。放射性物質を多量に含む災害廃棄物を有する福島県では、県内での処理が進められているが¹⁻¹⁾、放射性物質濃度が非常に高い処理物質が発生するため、埋立処理や保管等の最終的な対応が問題となっており、災害廃棄物処理の進捗は芳しくない状況である¹⁻²⁾。「東日本大震災に係る災害廃棄物の処理指針（マスタープラン）」¹⁻³⁾より、環境省は平成26年3月末まで

を目途に処理を終わらせるという処理指針を掲げ、早期処理の実現のため放射性物質を考慮した廃棄物処理方法をいくつも提案し、放射性物質濃度、処理発生量やコスト等において検討してきたが、震災発生から3年経とうとしている現在でもいくつかの自治体では、十分な除染の計画すら立っていない状況である。

本研究では、一般廃棄物処理システムを基本とした災害廃棄物処理を行った際のシミュレーションを行い、処理の結果発生する高濃度処理対象物質量の予測などから、廃棄物処理システムとして実用上有効な方法を選択するための手法の開発を目的とした。具体的には、以下のように研究目的を設定する。

1) 発生から処分までの廃棄物流動やその際の放射性Cs移行を把握できる廃棄物輸送動態モデルの構築を行う。

2) 構築したモデルを用いて、災害廃棄物を実際に処理するシミュレーションを行う。また、災害廃棄物処理を評価するための効果的な評価基準を設定し、各処理システムの評価を行う。

以上の内容を広域処理を仮定して京都市の処理システムを用いた場合と、現状を考慮して福島市の処理システムを用いた場合について解析し、除染計画の状況に応じた廃棄物処理システムを提案する。

2. 1. 2 広域処理を仮定した場合の研究手法

a) 放射性Csを含んだ廃棄物への対応

(1) 災害廃棄物に含まれる放射性Cs

現在、環境放射能のほとんどを占めている放射性Csは、降雨に溶けてイオンの形で降り注いだと考えられ、福島県内だけでなく、県外にも広範囲に汚染が進んでいることが明らかになっている。福島第一原発の存在する東北地方だけでなく関東地方においても0.5~1.0 $\mu\text{Sv/h}$ の線量率が存在するという現状である。また、福島県内では汚染が他地域より深刻であるとして、一部の地域は汚染廃棄物対策地域に指定され、国が直轄で対応するとされている。そのような線量の高い地域では、放射性Csを含む廃棄物が一般廃棄物の焼却施設に混入し、放射性Cs濃度(以下、濃度)の高い焼却灰が発生している。表1-1に福島県焼却施設より検出された濃度が高かった結果を示す¹⁻⁴⁾。表1-1より、飛灰としては約十万Bq/kgのものが検出されている状況であることが分かる。このデータは福島市内の処理施設のものであるため、汚染廃棄物対策地域で同じく焼却処理をした場合、十万Bq/kg以上の飛灰が発生する可能性があることが想像される。焼却施設への投入物となる災害廃棄物の濃度は、環境省により福島県内の各仮置場における放射能汚染状況調査¹⁻⁵⁾がされており、また岩手県、宮城県においては組成ごとに分けたより詳細な汚染状況¹⁻⁶⁾が報告されている。表1-2に各報告より得られた福島県、岩手県、宮城県における災害廃棄物の濃度幅を示す。福島県内の災害廃棄物については可燃物または木質として報告されている濃度幅を示した。福島県内では地域による幅が大きく、最高値では58,700 Bq/kgの廃棄物が存在している。福島県内の災害廃棄物を考慮する際は数百から数万Bq/kgの濃度を考えるべきだとされ

た。また、宮城県や岩手県の災害廃棄物としては、福島県と比べて濃度は低く、最高値が 240 Bq/kg であり、数十から数百 Bq/kg 程度のものが存在しているとされた。

表 1-1 16 都県の一般廃棄物焼却施設における焼却灰の
放射性 Cs 濃度測定結果一覧（一部抜粋）¹⁻⁴⁾

市町村	測定施設名	測定日	測定内容	測定結果 [Bq/kg]		検出限界 [Bq/kg]		合計
				セシウム134	セシウム137	セシウム134	セシウム137	
福島市	あぶくまクリーンセンター	7月22日	混合灰(主灰+飛灰)	20900	23400	74.1	71.8	44300
		7月22日	主灰・1号炉	10100	11200	45.2	54.3	21300
		7月22日	主灰・2号炉	10000	11000	55.1	57.5	21000
		7月22日	飛灰・1.2号炉	44900	50400	118	103	95300

表 1-2 福島県、岩手県、宮城県における災害廃棄物の濃度幅

都道府県	濃度幅 (Bq/kg)
福島県	220*~58,700
岩手県	46*~104
宮城県	68*~240

*：試料に含まれる組成ごとに測定が行われており、一部検出限界未満のものがあつた。表は一部、検出限界値を足し合わせた値であり、実際はさらに低い可能性がある。

（２）放射性 Cs の物性と処理基準

放射性 Cs の一般廃棄物処理システムにおける挙動を把握または予測するには、基本的な情報となる物理化学的性状（以下、物性）が必要となる。表 1-3 に Cs とその塩についての物性として、融点、沸点、イオン化エネルギー（IE）、電子親和力（EA）を示す。表 1-3 より、Cs 元素は沸点が高く、常温に近い温度では気体として存在する可能性はほぼないと言える。そして、イオン化エネルギーが低く、陽イオンになり易いため、一度大気へ放出されれば容易に酸化されると考えられる。したがって、環境中では、酸素や水等の他の元素や化学物質と反応し、塩化物や炭酸塩などの塩類もしくはイオンとして存在しているものと考えられる。また、Cs がハロゲン化されると、融点、沸点は 500~600℃高くなる。しかし、高温化による蒸気圧は比較的高いため、ハロゲン化塩として存在する場合は、高温化における揮発に留意する必要がある¹⁻⁷⁾。Cs の移行に注目する場合は、常温における処理や輸送では気体となる可能性は低く、移行は少ないと考えられるが、高温化では、Cs の形態がイオンであろうと、ハロゲン化塩であろうと、移行（揮発）に注意する必要がある。

表 1-3 Cs とその塩についての物性¹⁻⁷⁾

	Cs	CsCl	CsI
原子量・分子量 g/mol	132.905	168.358	259.81
沸点 K	963.15	1573.15	1553.15
融点 K	301.15	919.15	894.15
IE eV	3.8939	—	—
EA eV	0.47163	—	—

放射線は人の健康に影響を及ぼす可能性があり、従来から放射性物質に対する管理技術が考えられている。基本的な考え方としては、国際放射線防護委員会(以下、ICRP)の勧告を尊重し、検討を行っている¹⁻⁸⁾。今回の原発事故による放射線の影響に対する管理についても同様に ICRP の勧告を基準として検討がされている。ICRP の調査に基づく科学的知見では、職業被曝と公衆被曝における線量限度は定められており、各線量限度を満たす範囲で処理が行えるように放射性物質を含んだ廃棄物処理の処理基準が決められている。処理に伴って周辺住民の受ける線量が 1 mSv/年(公衆被曝の線量限度)を超えないよう、処理を行う作業者が受ける線量についても可能な限り 1 mSv/年を超えないように設定し、また処分施設の管理期間終了以後、周辺住民の受ける線量がクリアランスレベルの設定に用いられている 10 μ Sv/年以下になるように設定し、シナリオごとに放射能濃度が計算されている。表 1-4 に各シナリオにより試算された放射能濃度を示す。シナリオには、一般的な処理として、可燃物は焼却後に埋立処分、不燃物は埋立処分することを想定して設定されている。表 1-4 より、脱水汚泥等埋立作業者の 8,000 Bq/kg が最も低く、この数値を超えなければ各処理作業やそれに関する一般公衆においても、1 mSv/年を超えることはないとされる。ゆえに、8,000 Bq/kg 以下の焼却灰は安全に処理できると環境省より定めている。しかし、実際には災害廃棄物の濃度が高いため、この基準を超える焼却灰が発生する状況となっている。基準を超えた焼却灰を安全に処分するため、国はさらに 100,000 Bq/kg という基準を設けている。この基準は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、操業中に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 1 mSv/年を下回るため、100,000 Bq/kg の数値が用いられている。そのため、8,000～100,000 の焼却灰等は決められた埋立手法や管理条件等において管理型最終処分場に埋立することが可能とされた。また、100,000 Bq/kg をさらに超える場合には、その影響を考慮して、中間貯蔵施設に一時保管されとしている¹⁻⁹⁾。8,000 Bq/kg を超えるものに関しては、国が処理処分を行っていくとして、環境大臣により、指定廃棄物に指定される。図 1-1 に放射性 Cs 濃度に着目した廃棄物処理の流れを示す。以下では、8,000 Bq/kg を管理処理基準、100,000 Bq/kg を貯蔵処理基準と記す。

表 1-4 廃棄物処理における放射線被ばくシナリオの試算¹⁻⁶⁾

シナリオ	評価対象	処理に伴う被ばく量が1mSv/yとなる放射能濃度		
保管	廃棄物積み下ろし作業	作業者	8時間/日,250日のうち半分、作業(1000時間/年)	12,000Bq/kg
	保管場所周辺居住	一般公衆	居住時間の20%を屋外で過ごす	100,000Bq/kg
運搬	廃棄物運搬作業	作業者	8時間/日,250日のうち半分、作業(1000時間/年)	10,000Bq/kg
	運搬経路周辺居住	一般公衆	赤信号での停車時間(450時間/年)	160,000Bq/kg
中間処理	焼却炉補修作業	作業者	実態から900時間/年	30,000Bq/kg
	焼却施設周辺居住	一般公衆	居住時間の20%を屋外で過ごす	5,500,000Bq/kg
埋立処分	焼却灰埋立作業	作業者*	8時間/日,250日のうち半分、作業(1000時間/年)	10,000Bq/kg
	脱水汚泥等埋立作業	作業者*	8時間/日,250日のうち半分、作業(1000時間/年)	8,000Bq/kg
	最終処分場周辺居住	一般公衆	居住時間の20%を屋外で過ごす	100,000Bq/kg
シナリオ	評価対象	被ばく量を10 μ Sv/y以下となる放射能濃度		
埋立処分	埋立地跡地公園利用	一般公衆	実態から200時間/年	170,000Bq/kg
	地下水利用農作物摂取	一般公衆		46,000Bq/kg**

*:既往のクリアランスレベル評価に倣い、安全側に見て、作業者は1日8時間・年間250日の労働時間のうち半分の時間を処分場内で重機を使用して埋立作業を行っているものとした。

**：この結果を受け、8,000Bq/kg 超の焼却灰等については、遮水工が設置されている管理型処分場等において、焼却灰の周囲に隔離層を配置するなど、十分な安全対策を講ずることとしている。なお、シナリオ評価においては、遮水工のない安定型処分場を想定しており、地下水流方向の分散長、地下水流方向の分散係数、処分場下流端から井戸までの距離を全て0として評価をしている等、保守的な設定をしている。

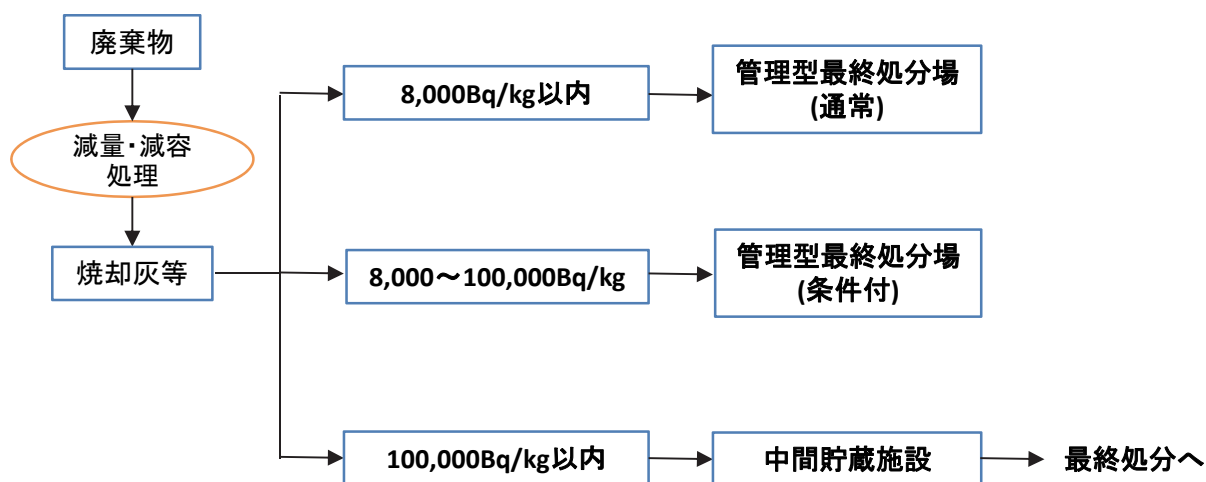


図 1-1 放射性 Cs 濃度に着目した廃棄物処理の流れ

(3) 放射性 Cs を含んだ廃棄物処理方法

放射性 Cs を含んだ廃棄物の処理は、放射性物質汚染対処特措法に基づく基本指針より、現行の廃棄物処理法に基づく廃棄物の処理体制、施設等を積極的に活用すべきと示されており、基本的には既存の施設による処理を行う。しかし、既存の施設の多くは放射性 Cs を考慮して建設された施設ではない。ゆえに、より高濃度の災害廃棄物を処理するために、環境省より幾つかの処理施設が検討されている。以下に各施設の詳細を示していく。

i) 既存施設を用いた処理方法

一般廃棄物における既存施設の処理は、焼却、熔融、ガス熔融の3つが挙げられる。表 1-5 に各処理内容におけるよく使用されている方式について示す。いずれの処理においても高温処理であるため、流動床式焼却施設以外では、基本的に放射性 Cs は揮発し、飛灰へと移行すると考えられる。流動床式焼却施設は飛灰も主灰と混合して発生するため、放射性 Cs においてもほぼ混合した灰に移行すると考えられる。既存施設としてはストーカ式焼却施設が多いため、以下では、基本的に既存施設はストーカ式焼却施設を指すこととする。

表 1-5 各処理内容と処理方式

処理	処理方式
焼却	ストーカ式
	流動床式
灰溶融	電気式
	燃焼式
ガス化溶融	シャフト式
	流動床式

ii) 他に提案されている処理方法

平成 23 年度除染技術実証事業¹⁻¹⁰⁾（以下、除染事業）により報告されている各技術の概要と特徴を以下に示す。除染事業では除染や土壌等様々な技術が紹介されているが、今回一般廃棄物処理システムに組み込む施設として、焼却処理に代替する技術や焼却後の灰処理に対応する技術を挙げた。焼却処理に代替する技術としては 1～5 に、焼却後の灰処理技術としては A～B に示す。また、以下の各技術の略称を表 表 1-6 に示す。

1. 低温燃焼による放射能汚染菜の花・稲わら等の減容化・安全処理技術

放射性汚染有機廃棄物を発生場所にて、裁断・粉碎し、それを炭化炉で低温燃焼して放射性 Cs を灰に濃縮・固定化して、減容化する方法。低温燃焼のため、通常の焼却炉と比べて、灰発生量が多くなるが、それによって濃度が高くないという利点がある。放射性 Cs については低温燃焼によるため、ほぼ揮発せずに灰に移行する。また、可搬式であるため現地で行えるが、処理量が少量となる欠点がある。

2. 可搬式連続炭化減容装置による放射性物質に汚染された有機物の減容技術

放射性汚染有機廃棄物を発生場所にて、可搬式連続炭化減容装置を用いて、減容から収納まで自動で行う方法。炭化装置より、発生する炭は少なく、減量・減容効果が高い方法であり、放射性 Cs は炭にほぼ移行するとされている。上記 1 と同様、可搬式であるため、処理量が少量である。

3. 熱分解による放射性有機廃棄物の減容処理技術

放射性汚染有機廃棄物を熱分解ガス化装置により、熱分解し、生成するタールおよびチャーを水蒸気ガス化して減容する方法。水蒸気ガスには放射性 Cs が移行せず、ほぼガス化した後の残渣に濃縮する。熱分解とガス化の 2 段階の工程をするため、処理発生量は少量となる。

4. 木質系廃棄物および草本系廃棄物の減容化・除染とバイオエタノール生産による再資源化技術

バイオエタノール生産技術を用い、木質系および草本系の汚染廃棄物（剪定枝・稲わら・雑草・落ち葉等）に付着あるいは吸着・蓄積した放射性物質の除染・減容化を行う。また、それとともに副生物として再資源化（バイオエタノール、バイオマス発電原料等）を図る方法。バイオエタノールの利用はできるが、バイオエタノール以外

にも、バイオマス発電に用いる原料以上に、処分物が多く発生するため、最終処分物は多量である。

5. 有機物のバイオマスガス化発電による減容化技術

放射性汚染有機物をバイオマスガス化処理装置でバイオマスガスと炭として回収し、それらを燃料として有効活用することを想定し、放射性 Cs を移動・濃縮・蓄積させる方法。炭はその後固化され、搬出されやすい形となる。炭以外のガス残渣にも放射性 Cs が移行するため、ガス残渣処理についても注意しなければならない。

A. 除染可燃物焼却時に生じた高濃度汚染焼却灰の特殊固化技術

放射性汚染焼却灰に固化材と少量の水を添加し、外部振動を用いた特殊固化技術で密実に固めることにより、焼却灰を減容し、安全かつ可搬性・収納性に優れたものにする方法。焼却灰がさらに減容化されるが、固化剤や水を投入しているため、重量は重たくなる。放射性 Cs は移行することなく、灰に含まれた状態である。

B. 植物等焼却灰からの洗浄による放射性 Cs 除去による減容化技術

焼却灰の水洗による除染を行い、使用した洗浄水をプルシアンブルーにより、放射性 Cs を吸着させ、凝集剤により固め、減容化を図る方法。洗浄するための水を大量に使い、焼却灰処理量のおよそ 30 倍使用する。

表 1-6 技術の略称

技術番号	処理の略称
1	低温燃焼(可搬式)
2	炭化(可搬式)
3	熱分解・ガス化
4	バイオエタノール化
5	ガス化・燃焼
A	固化ブロック化
B	洗浄吸着除去

b) 廃棄物輸送動態モデルの構築と検証

(1) 各種変動の設定

i) 統計手法を用いた変動把握

統計手法を用いることによって、廃棄物発生量または処理量に関する変動特性を把握する。統計的推測を行う方法には、大別すると 2 つの方法がある。有限個のパラメータによって観測値の分布特性(例えば、正規分布や対数正規分布などの分布密度関数)を完全に記述するパラメトリックな手法と、分布特性についてのゆるい正則条件のほかには厳密な仮定を置かないノンパラメトリックな手法である。現実には、データが特定の分布特性関数に厳密に従うことは保証されないので、パラメトリックな手法は現実合わない可能性がある。一方、ノンパラメトリックな手法では、仮定が一般的のため、推測の精度が落ちる可能性がある。

パラメトリックな手法に必要とされる有効な分布特性が得られない(データ量が少ない、または分布がばらけている)場合でも、ノンパラメトリックな手法ならば、推測

の精度が上げられる可能性がある。ノンパラメトリックな手法の中には、リサンプリング法と呼ばれる推測方法がある。リサンプリング法は実測データがある程度得られていれば、分布特性について厳密な仮定を置かなくても、データから作られる分布情報を活用することによって、有効な推測方法が得られるという発想に基づいて考案された方法である。リサンプリング法を用いるメリットはいくつか考えられる。例えば、標本調査法における分散を推定する問題については、従来のパラメトリックな統計手法で解析的な式の導出が困難な場合や、複雑な場合でも、簡単に数値的近似ができる。また、すべての線形統計量を統一的に扱うことが可能で、公式を一つにできる¹⁻¹¹⁾。

本研究では、変動を設定する量についてデータが十分に得られており、分布特性が確認できる場合は、パラメトリックな統計手法であるモンテカルロ法を、分布特性関数が特定できない場合はノンパラメトリックな統計手法であるブートストラップ法（リサンプリング法の一種）をそれぞれ適用してモデルを構築する。このモデルによって、一般廃棄物処理システムにおける廃棄物の量や構成元素の動態に大きな影響を及ぼすと考えられる要素の変動を表現する。

ii) 変動モデルの構築

本研究では、京都市における廃棄物の収集区分別発生量など、データが十分に得られていて分布特性が確認できる場合は、パラメトリックな手法であるモンテカルロ法を適用し、モデルを構築する。廃棄物の物理的組成別元素組成など、分布特性関数を特定できない場合はブートストラップ法を適用してモデルを構築する。2つの手法を用いることで、システムにおける廃棄物の量や構成元素の動態に大きな影響を及ぼすと考えられる要素の変動を表現する。変動を考慮するパラメータと、使用する手法を表 1-7 に示す。

表 1-7 変動を設定するパラメータと使用データ

統計的手法	変動を設定するパラメータ	使用データ
パラメトリック (モンテカルロ法)	物理組成別廃棄物量*（定期収集ごみ）	京 都 市 実 績 値 1-12), 1-13), 1-14)
	収集区分別廃棄物量	
	焼却処理残渣率	
ノンパラメトリック (ブートストラップ法)	物理組成別廃棄物元素組成	文献値 ^{1-15), 1-16), 1-17)}
	プラスチックごみ中に占める塩化ビニルの割合	文献値 ^{1-18), 1-19)}

*: 金属ごみについては、さらに「アルミ缶」、「スチール缶」、「缶詰の缶」、「電池」および「その他金属」に分類し、それぞれの排出量について変動を設定する。

（モンテカルロモデル）

モンテカルロモデルを構築するためには、インプットデータを表現する適切な分布密度関数を設定する必要がある。表 1-7 に示した廃棄物量および焼却残渣率について、京都市の収集・処理実績から正規分布または対数正規分布を仮定する。但し、収集区分別廃棄物量は平成 22 年度の京都市の月別実績値を 1 日当たりに換算した値を用いた。

定期収集ごみの物理組成別廃棄物量、焼却処理残渣率は、それぞれ平成 22 年度、平成 20～22 年度の京都市の月別実績値によって、次式から算出した値を用いた(1-12), (1-13), (1-14)。

$$\begin{aligned} \{\text{物理組成別廃棄物量(ton/day)}\} = & \frac{\{\text{定期収集ごみの月別処理実績(ton/month)}\}}{\{\text{対象月度の日数(day/month)}\}} \\ & \times \{\text{対象月度における物理組成別重量比(\%)}\} / 100 \end{aligned} \quad (1-1)$$

$$\{\text{焼却処理残渣率(\%)}\} = \frac{\{\text{焼却残灰量の月別実績(ton/month)}\}}{\{\text{焼却ピットへの廃棄物搬入量の月別実績(ton/month)}\}} \times 100 \quad (1-2)$$

ここでは、定期収集ごみ中に占める「紙・セロファン類」排出量、資源ごみ(缶・ビン・PET)排出量、焼却処理残渣率を例に挙げる。実測データの度数分布をそれぞれ図 1-2～1-4 に示す。各統計量とその対数値をそれぞれ正規確率紙にプロット(以下、正規性プロット)し、正規分布と対数正規分布のいずれでより近似できるかの判定を試みた。各パラメータの実測データおよびその対数値について作成した正規性プロットをそれぞれ図 1-5～1-10 に示す。プロットが直線で回帰できる場合、対象とする統計量が正規分布しているといえる。この時、縦軸の値 0 に対応する値が平均値を表し、1 が標準偏差分の変動に相当する。各統計量の正規性プロットと、その対数値の正規性プロットとをそれぞれ比較してみると、いずれの分布型でもよく直線に近似できており、どちらの分布型がより適切か判断できないため、後述する廃棄物動態評価モデルによる計算結果を比較して判断する。

ここに結果を示していない定期収集ごみの物理組成別排出量、その他のごみの収集区分別排出量についても同様に正規性プロットを作成し、正規性および対数正規性を確認した。それぞれについて適切な分布型を判定し、その平均値、標準偏差を読み取った。結果を表 1-8～1-10 に示す。但し、分布型に()を付した統計量については、正規性プロットのみでは適切な分布形を判定できなかったため、正規性プロットの R^2 値がより 1 に近かった分布型を示している。廃棄物輸送動態モデルに適用する分布型については、別途に数値シミュレーション結果を比較して検討する。

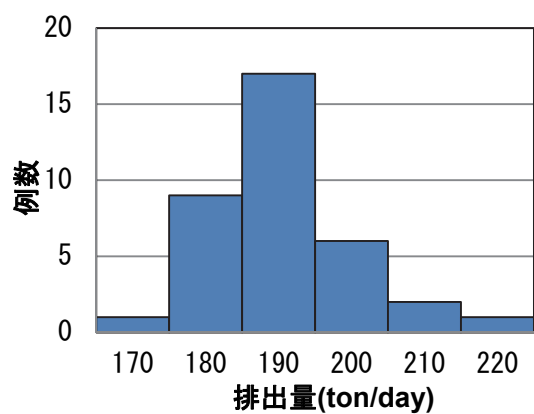


図 1-2 「紙・セロファン類」排出量の度数分布

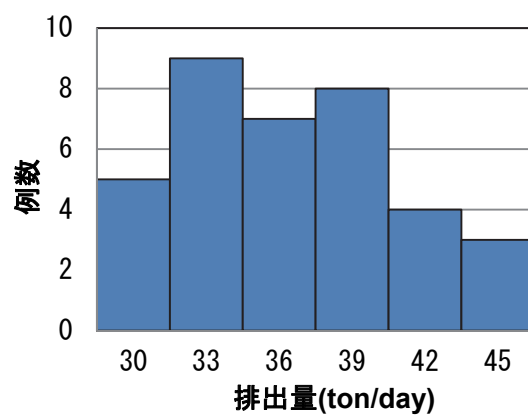


図 1-3 資源ごみ(缶・ビン・PET)排出量の度数分布

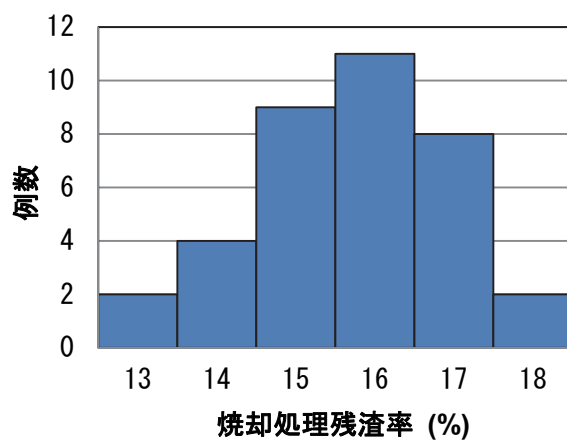


図 1-4 焼却残渣率の度数分布

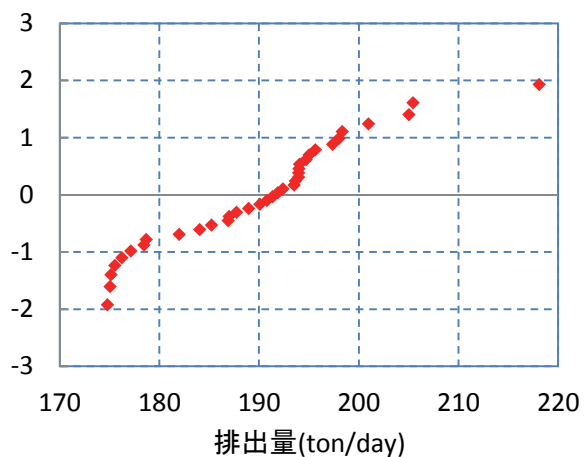


図 1-5 「紙・セロファン類」 排出量の正規性プロット ($R^2 = 0.949$)

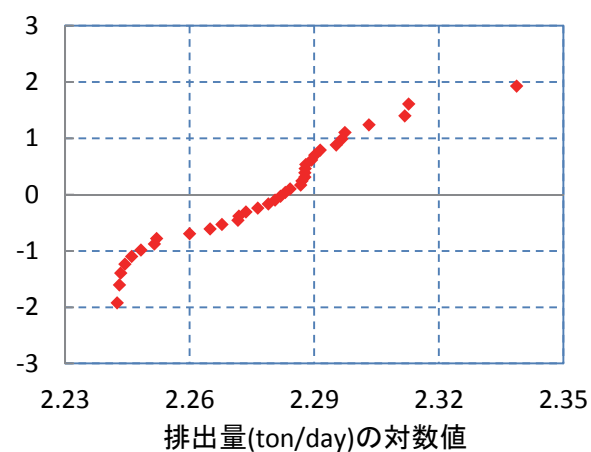


図 1-6 「紙・セロファン類」 排出量対数値の正規性プロット ($R^2 = 0.9443$)

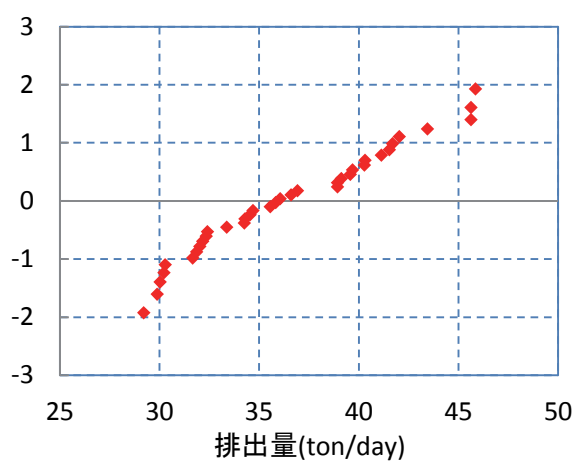


図 1-7 資源ごみ(缶・ビン・PET) 排出量の正規性プロット ($R^2 = 0.968$)

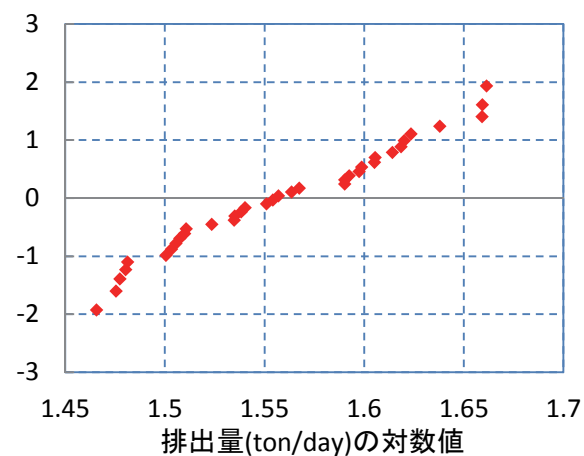


図 1-8 資源ごみ(缶・ビン・PET) 排出量の対数値正規性プロット ($R^2 = 0.9743$)

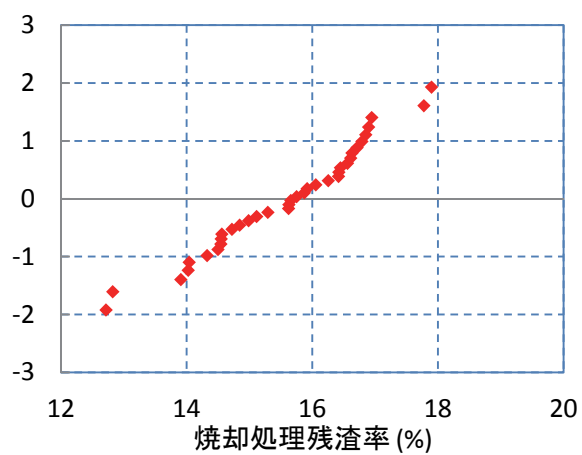


図 1-9 焼却残渣率の正規性プロット ($R^2 = 0.9839$)

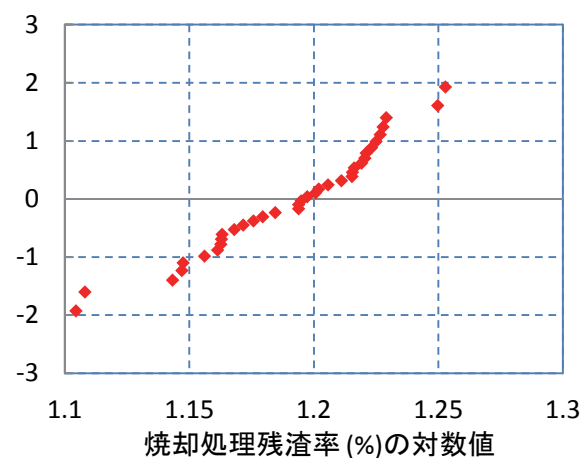


図 1-10 焼却処理残渣率対数値の正規性プロット ($R^2 = 0.9799$)

表 1-8 定期収集ごみの物理組成別搬入量の分布型と平均値、標準偏差
(上段：搬入量(ton/day)、下段：搬入量(ton/day)の常用対数値)

区分	紙・セロファン	厨芥	繊維	木草・わら	その他可燃	プラスチック	皮革・ゴム	瓶・ガラス	金属	土砂・瓦礫
平均	190.06	218.53	20.43	4.88	25.12	79.85	2.72	10.13	16.94	15.58
標準偏差	9.71	12.47	1.78	1.08	2.09	4.19	0.97	0.97	1.52	0.91
R	0.944	0.943	0.954	0.894	0.964	0.942	0.841	0.933	0.968	0.954
平均	2.278	2.339	1.309	0.677	1.399	1.902	0.407	1.004	1.227	1.192
標準偏差	0.022	0.024	0.039	0.103	0.036	0.023	0.149	0.041	0.039	0.025
R	0.949	0.958	0.951	0.866	0.969	0.948	0.881	0.951	0.966	0.962
分布型	(対数正規)	(対数正規)	(正規)	(正規)	(対数正規)	(対数正規)	(対数正規)	(対数正規)	(正規)	(対数正規)

表 1-9 定期収集ごみ以外の収集区分別搬入量の分布型と平均値、標準偏差
(上段：搬入量(ton/day)、下段：搬入量(ton/day)の常用対数値)

区分	資源収集			大型ごみ	その他ごみ	業者収集	持ち込み
	缶・びん・PETボトル	プラスチック製容器包装	その他				
平均	36.62	26.52	2.08	13.27	6.21	619.23	177.92
標準偏差	4.82	1.59	0.30	1.88	15.54	45.13	63.26
R	0.968	0.969	0.927	0.972	0.366	0.985	0.931
平均	1.56	1.42	0.31	1.12	0.18	2.79	2.22
標準偏差	0.06	0.03	0.06	0.06	0.59	0.03	0.16
R	0.974	0.967	0.932	0.973	0.862	0.985	0.940
分布型	(対数正規)	(正規)	(対数正規)	(対数正規)	(対数正規)	(対数正規)	(対数正規)

表 1-10 焼却処理残渣率の分布型と平均値、標準偏差
(上段：焼却処理残渣率(%), 下段：焼却処理残渣率(%)の常用対数値)

区分	焼却処理残渣率
平均	14.48
標準偏差	1.14
R	0.984
平均	1.16
標準偏差	0.035
R	0.980
分布型	(正規)

(ブートストラップモデル)

まず、 n 個の観測データ $\{y_i: i=1, \dots, n\}$ から大きさ n のブートストラップ標本 $\{y_i^*: i=1, \dots, n\}$ を復元抽出する。これから抽出したブートストラップ標本を用いて推定量

$$\bar{y}_b = \sum_{i=1}^n y_i^* / n \quad (1-3)$$

を計算する。この操作を B 回繰り返す、得られた B 個の推定量 $\bar{y}_b$ から、次式により、母平均推定量

$$\bar{y}_{NB} = \sum_{b=1}^B y_b^* / B \quad (1-4)$$

を得る。また、同様に、母平均の標準誤差推定量

$$\hat{SE}_{NB}(\bar{y}) = \sqrt{\sum_{b=1}^B (\bar{y}_b - \bar{y}_{NB})^2 / (B-1)} \quad (1-5)$$

を上式より算定する。これらの方法は一般に「素朴なブートストラップ法」と呼ばれ、導かれた分散推定量はバイアス(偏り)を持っている。いくつかの修正方法が提案されているが、いずれの方法も抽出率 f (=観測データ数(n)/母集団の全体数)を必要とする。廃棄物を構成する元素濃度など、母集団の全要素数を特定することができないパラメータについてブートストラップ法を適用するため、バイアスを持った素朴なブートストラップ法で評価する。

廃棄物輸送動態モデルにブートストラップ法を適用することの妥当性については、梶原¹⁻²⁰⁾がモンテカルロ法と比較検証することによって、十分な信頼性を持つ平均値や標準誤差を推定することが可能であると結論付けている。

(2) 放射性 Cs の動態

焼却のように高温処理を行う場合は残渣等への移行に留意する必要がある。ここでは、一般的焼却施設として、ストーカ式焼却施設について示す。焼却処理により放射性 Cs は、主灰、飛灰と排出ガスに移行する可能性がある。焼却施設の排出ガスについては、多くのデータで排ガスの放射性 Cs 濃度はほとんど検出限界未満となっている¹⁻⁷⁾。ゆえに、排ガス処理性能の健全性が確保されている限り、ほとんどはバグフィルターにより捕まえられ、飛灰へと移行すると考えられる。そのため、排ガスへの移行は 0 と設定し、主灰と飛灰に全量移行するとした。飛灰への移行は 7 割程度とされているが、移行割合は廃棄物の組成や性状等によって変わってくる。そこで、環境省が報告している文献値を元に、モンテカルロモデルを用いて移行係数を決める。図 1-11 に文献データ¹⁻⁷⁾の度数分布を示す。正規分布と対数正規分布のいずれでより近似できるかの判定をするため、パラメータおよびその対数値について正規性プロットを行った。その結果を図 1-12, 1-13 に示す。統計量の正規性プロットと、その対数値の正規性プロットをそれぞれ比較してみると、図 1-13 の正規性プロットの分布型の方が直線に近似できていると考えられる。しかし、主灰、飛灰において、発生する可能性がある、低い、もしくは高い濃度の両方を把握するためには、放射性 Cs の幅広い移行割合を考慮することが必要である。よって、後述する廃棄物輸送動態モデルによる計算結果を用いて、さらに比較を行い、分布型を判断する。

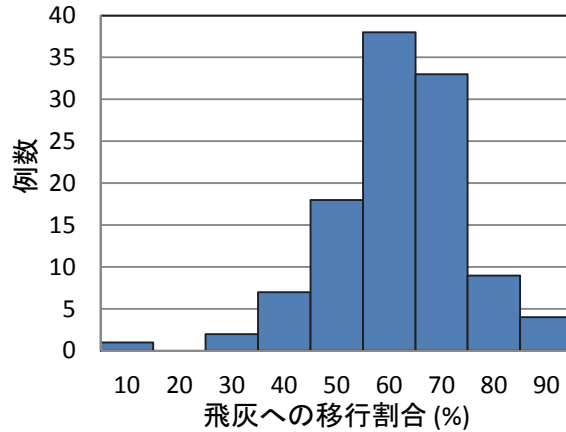


図 1-11 飛灰への移行割合の度数分布

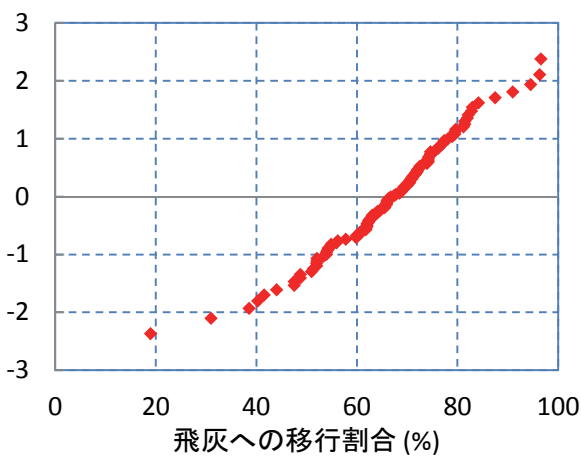


図 1-12 飛灰への移行割合の正規性プロット ($R^2=0.9697$)

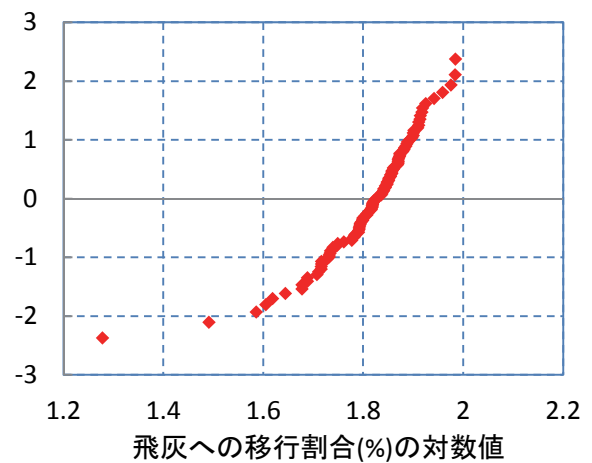


図 1-13 飛灰への移行割合対数値の正規性プロット ($R^2=0.8583$)

(3) 廃棄物輸送動態モデルの構築

i) モデルの基本構造

わが国の各自治体が運用する一般廃棄物処理システムを構成する要素や処理プロセスはほぼ共通しており、焼却処分場の数や規模などの詳細を問わなければ、図 1-14 のように簡略化して表現することができる。図 1-14 示す一般廃棄物処理システムを構成する焼却・破碎・堆肥化などの処理プロセスは、それぞれ図 1-15 に示す構造と機能を有しているとみなせる。図 1-15 においては、廃棄物処理システムを構成する任意のプロセスを“E”とし、このプロセスへ廃棄物を搬入してくる搬入元プロセスを“D”、処理済み廃棄物の搬出先プロセスを“F”で代表させた。以下、各プロセスの廃棄物の物理組成成分別に物量(重量)収支型の支配方程式を記述する際には、代表させたプロセス D、E、F を用いて記述した。次節より、支配方程式を記述し、記述した方程式群により数学モデルを構築した。

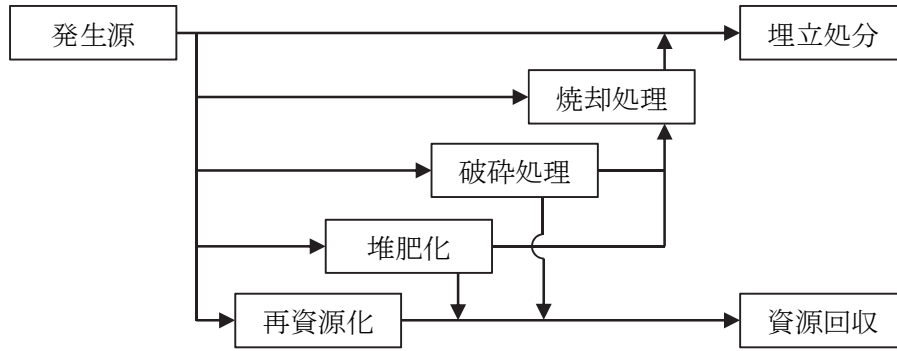


図 1-14 一般廃棄物処理システムの基本類型

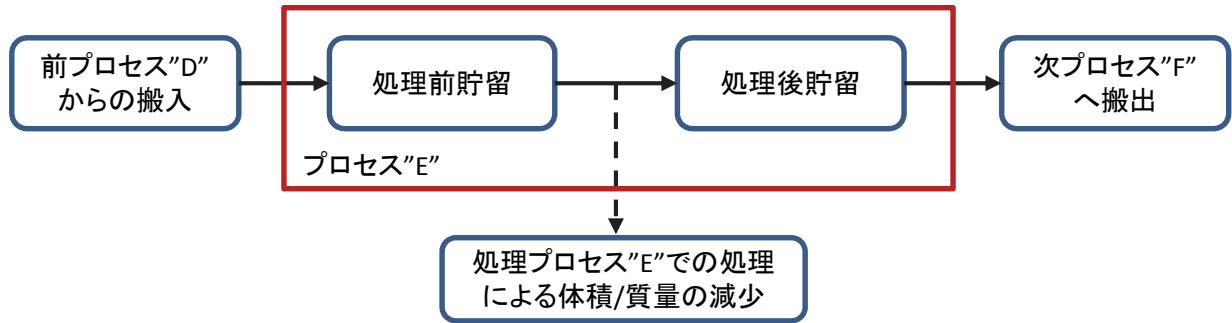


図 1-15 任意の廃棄物処理プロセス“E”における物質収支

ii) 廃棄物挙動における数学モデル

廃棄物の挙動(物質収支)の支配方程式を記述するために、以下の仮定 1～4 を設定した。

1. 廃棄物は各処理プロセスに搬入されると処理前廃棄物として(処理前)貯留され、処理された後、処理済み廃棄物として(処理後)貯留される。
2. 廃棄物は m 個の物理組成成分で構成され、処理プロセスの前後で廃棄物の成分組成、重量が変化する。輸送の途中では廃棄物の成分組成や重量は変化しない。
3. 廃棄物の処理、貯留および輸送に要する時間は、処理システム内での全体としての廃棄物動態の評価時間と比較して短いとみなし、無視する。
4. 処理プロセスの前・後貯留容量および処理・輸送能力には限界があり、能力をこえる貯留、処理および輸送は行われない。

図 1-15 に示す処理プロセス E における物質収支を記述する数学モデル(常微分方程式)は、前貯留(${}_{pre}\mathbf{W}_E$)および後貯留(${}_{post}\mathbf{W}_E$)廃棄物に対して、以下のように記述できる。

$$\frac{d}{dt}({}_{pre}\mathbf{W}_E) = \sum_D k_{DE} \mathbf{Q}_{DE\ post} \mathbf{W}_D - h_E \mathbf{X}_{E\ pre} \mathbf{W}_E - h_E \mathbf{Y}_{E\ pre} \mathbf{W}_E \quad (1-6a)$$

$$\frac{d}{dt}({}_{post}\mathbf{W}_E) = h_E \mathbf{X}_{E\ pre} \mathbf{W}_E - \sum_F k_{EF} \mathbf{Q}_{EF\ post} \mathbf{W}_E \quad (1-6b)$$

ここで、 $\mathbf{W}$ は m 個の廃棄物成分からなる廃棄物量ベクトルである。D、E、F はそれぞれ図 1-15 に示す処理プロセスを、 i, j などは廃棄物の組成成分を、pre および post はそれぞれ処理前、処理後の状態を識別する添字である。 $\mathbf{X}_E$ および $\mathbf{Y}_E$ はプロセス E における廃棄物の処理マトリックスである。 $\mathbf{X}_E$ の要素 $x_{Ei,j}$ ($0 \leq x_{Ei,j} \leq 1$) は、処理前廃棄物量ベクトル ${}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E$ の第 i 成分を処理後廃棄物量ベクトル ${}_{\text{post}}\mathbf{W}_E$ の第 j 成分に変換する速度を表す。また $\mathbf{Y}_E$ の要素 $y_{Ei,j}$ ($0 \leq y_{Ei,j} \leq 1$) は、第 i 成分の廃棄物が処理によって減少する速度を表す。 $\mathbf{Q}_{DE}$ 、 $\mathbf{Q}_{EF}$ は輸送マトリックス、 k_{DE} はプロセス D からプロセス E への廃棄物の輸送の可否を決定する係数、 h_E はプロセス E における処理の可否を決定する係数である。プロセス E の処理容量を T_E 、第 i 成分の廃棄物を第 j 成分の廃棄物に変換する割合 (処理効率) を要素とする処理効率マトリックスを $\mathbf{Z}_E$ 、単位マトリックスを $\mathbf{I}$ とすれば、処理能力による制約 (仮定 4) から、

$$T_E \geq \|{}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E\|/\Delta t \text{ のとき } \mathbf{X}_E = (1/\Delta t)\mathbf{Z}_E, \quad \mathbf{Y}_E = (1/\Delta t)(\mathbf{I} - \mathbf{Z}_E) \quad (1-7a)$$

$$T_E < \|{}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E\|/\Delta t \text{ のとき } \mathbf{X}_E = (T_E / \|{}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E\|)\mathbf{Z}_E, \quad \mathbf{Y}_E = (T_E / \|{}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E\|)(\mathbf{I} - \mathbf{Z}_E) \quad (1-7b)$$

と表現することができる。 Δt は処理プロセスの操業の評価時間、 $\|{}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E\|$ はベクトル ${}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E$ の要素の和 ($= \sum {}_{\text{pre}}\mathbf{W}_{Ei}$)、つまりプロセス E に前貯留される廃棄物の総量を表す。輸送マトリックス $\mathbf{Q}_{DE}$ の要素 $q_{DEi,j}$ ($0 \leq q_{DEi,j} \leq 1$) は、プロセス D に後貯留されている廃棄物 ${}_{\text{post}}\mathbf{W}_D$ の第 i 成分をプロセス E に前貯留される廃棄物 ${}_{\text{pre}}\mathbf{W}_E$ の第 j 成分に輸送する速度を意味する。プロセス D からプロセス E への廃棄物の輸送能力を T_{DE} 、プロセス D に後貯留されている第 i 成分の廃棄物のうち、どれだけをプロセス E の第 j 成分の廃棄物に割り当てるかを定める要素 $r_{DEi,j}$ で構成される割当マトリックスを $\mathbf{R}_{DE}$ とすれば、輸送能力による制約 (仮定 4) から、

$$T_{DE} \geq \|{}_{\text{post}}\mathbf{W}_D\|/\Delta t \text{ のとき } \mathbf{Q}_{DE} = (1/\Delta t)\mathbf{R}_{DE} \quad (1-8a)$$

$$T_{DE} < \|{}_{\text{post}}\mathbf{W}_D\|/\Delta t \text{ のとき } \mathbf{Q}_{DE} = (T_{DE} / \|{}_{\text{post}}\mathbf{W}_D\|)\mathbf{R}_{DE} \quad (1-8b)$$

と表現することができる。輸送では廃棄物の重量や組成の変化はないと仮定 (仮定 2) しているから $\mathbf{Q}_{DE}$ 、 $\mathbf{R}_{DE}$ は対角マトリックスとなり、一つの処理プロセスからの廃棄物搬出先プロセスが複数ある場合には、廃棄物の第 i 成分毎に E についての和は 1 ($\sum r_{DEi,j} = 1$) となる。

各処理プロセスの前・後貯留容量には限界があり、容量一杯の廃棄物が前貯留されているプロセスへは廃棄物の搬入は不可能であり、また容量一杯の廃棄物が後貯留されているプロセスでは廃棄物の処理は不可能である (仮定 4)。プロセス E において、処理前後の貯留容量 ${}_{\text{pre}}S_E$ 、 ${}_{\text{post}}S_E$ を導入し、プロセス E における処理の可否を決定する係数 h_E を次式のように定義する。

$${}_{post}S_E \geq \|{}_{post}\mathbf{W}_E\| \text{ のとき } h_E = 1 \quad (1-9a)$$

$${}_{post}S_E < \|{}_{post}\mathbf{W}_E\| \text{ のとき } h_E = 0 \quad (1-9b)$$

同様に、プロセス D からプロセス E への廃棄物の輸送の可否を決定する係数 k_{DE} を次式のように定める。

$${}_{pre}S_E \geq \|{}_{pre}\mathbf{W}_E\| \text{ のとき } k_{DE} = 1 \quad (1-10a)$$

$${}_{pre}S_E < \|{}_{pre}\mathbf{W}_E\| \text{ のとき } k_{DE} = 0 \quad (1-10b)$$

プロセス E について記述した式 (1-6) ～ (1-10) を、一般廃棄物処理システムを構成するすべてのプロセスについて記述することにより、廃棄物処理システムにおける廃棄物の挙動を廃棄物の成分毎に把握するためのモデルを構築することができる。

次に、上記モデルを用いて、図 1-15 に示すプロセス E の内部における廃棄物構成元素の挙動を記述する数学モデルは以下ようになる。

$$\frac{d}{dt}({}_{pre}\mathbf{C}_E \cdot {}_{pre}\mathbf{W}_E) = \sum_D k_{DE} \mathbf{Q}_{DE \text{ post}} \mathbf{C}_D \text{ post } \mathbf{W}_D - h_E \mathbf{X}_E \mathbf{U}_{E \text{ pre}} \mathbf{C}_E \text{ pre } \mathbf{W}_E - h_E \mathbf{Y}_E \mathbf{V}_{E \text{ pre}} \mathbf{C}_E \text{ pre } \mathbf{W}_E \quad (1-11a)$$

$$\frac{d}{dt}({}_{post}\mathbf{C}_E \cdot {}_{post}\mathbf{W}_E) = h_E \mathbf{X}_E \mathbf{U}_{E \text{ pre}} \mathbf{C}_E \text{ pre } \mathbf{W}_E - \sum_F k_{EF} \mathbf{Q}_{EF \text{ post}} \mathbf{C}_E \text{ post } \mathbf{W}_E \quad (1-11b)$$

ここで、 $\mathbf{C}$ は廃棄物成分中における第 n 元素の濃度を対角要素とする m 行 m 列の対角行列である。行列 $\mathbf{C}$ は廃棄物構成元素毎に決定される。また、 $\mathbf{U}$ は前貯留されている廃棄物の第 i 成分中の第 n 元素量を、後貯留される第 j 廃棄物成分中の第 n 元素量に変換する割合を要素とする m 行 m 列の対角行列である。同様に $\mathbf{V}$ は、処理によって廃棄物成分から消失する第 n 元素の割合を要素とする m 行 m 列の対角行列である。 $\mathbf{U} + \mathbf{V} = \mathbf{I}$ となる。

iii) 廃棄物輸送動態モデルの基礎情報の設定

(一般廃棄物処理システムの設定)

図 1-15 で表したように廃棄物処理システムの構成要素プロセスはほぼ共通していることから、一般廃棄物処理に関するデータが揃っている京都市の一般廃棄物処理システムをモデルとした。図 1-16 に京都市の一般廃棄物処理システムを示す。京都市の一般廃棄物は 11 の行政区から以下の 8 分類に分けて収集される。また、数学モデル中の廃棄物の物理組成は、以下の 14 分類とした。

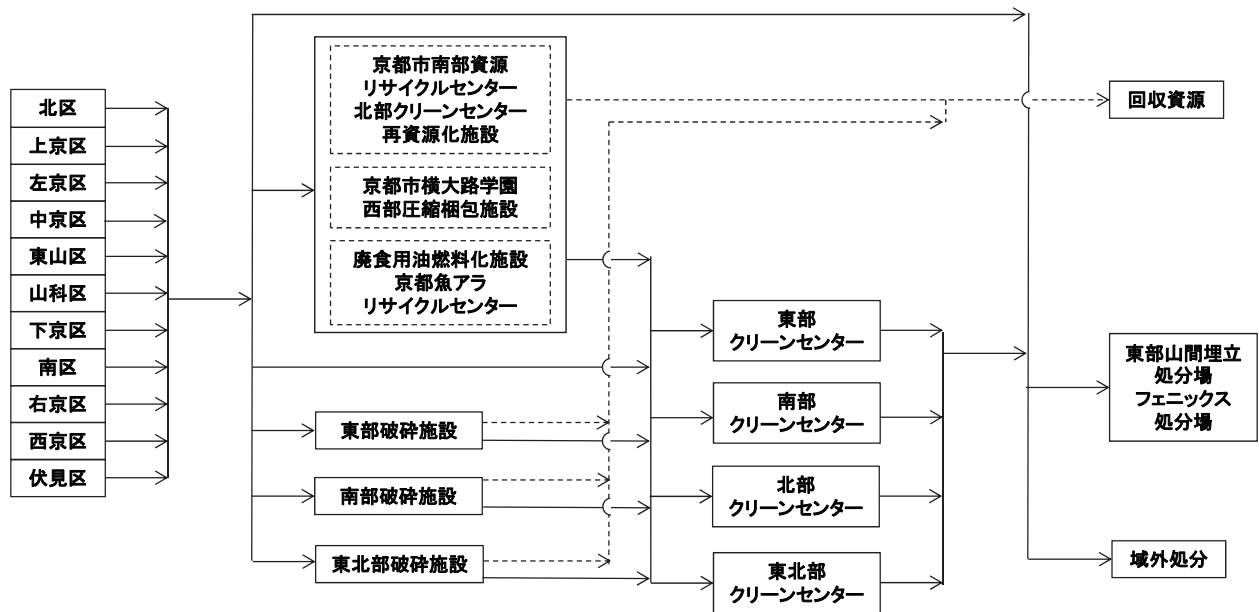


図 1-16 京都市の一般廃棄物処理システム

・ 廃棄物の収集区分

- | | |
|---------------------|------------------------|
| ① 定期収集ごみ | ② 資源ごみ A (缶、ビン、ペットボトル) |
| ③ 資源ごみ (プラスチック容器包装) | ④ 資源ごみ C (その他) |
| ⑤ 大型ごみ | ⑥ その他市収集ごみ |
| ⑦ 業者収集ごみ | ⑧ 持ち込みごみ |

・ 廃棄物の物理組成分類

- | | |
|---------------------|----------------------|
| ① 紙・セロファン類 | ② 厨芥類 |
| ③ 繊維類 | ④ 木竹・わら類 |
| ⑤ その他可燃 | ⑥ プラスチック類 |
| ⑦ ゴム・皮革 | ⑧ 瓶・ガラス類 |
| ⑨ 金属類 | ⑩ 土砂・陶磁器・がれき類 |
| ⑪ その他不燃 | ⑫ 回収資源 (缶・びん・ペットボトル) |
| ⑬ 回収資源 (プラスチック容器包装) | ⑭ 回収資源 (その他) |

(パラメータの設定)

・ 廃棄物の量と組成

京都市の一般廃棄物は 11 の行政区から 8 分類に分けて収集され、14 の物理組成に分類される。その収集区分、組成分類ごとに、発生量、重量組成を設定する。京都市における各行政区別の廃棄物発生量、もしくは収集される日量は明らかではない。各区によって発生量と物理組成に多少の特徴があり、その上、ごみは毎日発生するが収集されるのは地区毎に家庭ごみで週 2 回となっていることから、収集日毎の収集量も当然異なっている。しかし、一般廃棄物という性質を考え、長い時間スパンにおいて

その変動は小さく、廃棄物発生量は人口の比に等しいとみなすことができる。1 日当たりの発生量に対しても同様に考え、モンテカルロモデルにより決定した 1 日あたりの廃棄物排出量を、各行政区の人口比に従って配分することにした。尚、小型金属ごみについては、資源ごみ中に占める比率を京都市における収集実績から設定することで発生量を決定した。

物理組成についても発生量と同様に考え、同じ収集区分のごみであれば、いずれの地区から収集してもその組成は同じであるとした。但し、定期収集ごみについては、モンテカルロモデルにより決定した物理組成別の廃棄物量を使用した。また、「平成 23 年度環境局事業概要」¹⁻¹⁴⁾にデータが記載されていない資源ごみについては、資源ごみ(缶・ビン・ペットボトル)の重量組成に関しては京都市環境局の「家庭ごみ細組成調査報告書」¹⁻²¹⁾から、資源ごみ(プラスチック容器包装)の重量組成に関しては東京都中野区でなされた平成 21 年度家庭ごみ組成分析調査の結果¹⁻²²⁾から推定した。資源ごみ(その他)の重量組成については他の廃棄物と違い各拠点で分別されたものを回収する拠点回収であるため、すべて回収資源に搬出されると設定した。大型ごみの重量組成に関しては東京都清掃事業概要 [ごみ性状調査]から推定し、その他ごみに関しては発生量自体が少ないことと、同じ市収集ごみであることから、物理的組成は定期収集ごみと同一であると推定した。表 1-11 に設定に用いた一般廃棄物の物理組成別重量比(湿重量%)を示す。

表 1-11 京都市における一般廃棄物の物理組成別重量比(湿重量%)

組成成分		市回収ごみ						業者ごみ	持ち込み ごみ	含水率
		定期収集*	資源ごみ			大型ごみ	その他ごみ			
			缶・ビン ・ペットボトル	プラスチック 容器包装	その他					
可燃物	紙・セロファン類	32.7	0.4	4.1	－	1.9	32.7	42.2	18.0	22.9
	厨芥類	37.2	1.6	4.4	－	0.0	37.2	25.4	1.7	72.8
	繊維類	3.7	0.0	0.6	－	37.8	3.7	6.6	15.0	24.3
	木竹・わら類	0.6	0.0	0.4	－	38.6	0.6	2.2	53.2	23.1
	その他可燃物	4.1	0.0	1.2	－	14.8	4.1	5.4	0.1	44.2
	プラスチック類	13.6	5.5	8.0	－	4.3	13.6	13.0	6.3	20.9
	ゴム・皮革	0.7	0.5	1.2	－	0.5	0.7	0.3	0.0	8.2
	小計	92.6	8.0	19.9	－	97.8	92.6	95.1	94.3	－
不燃物	ガラス類	1.7	9.0	0.0	－	0.1	1.7	1.3	1.4	0.7
	金属類	3.1	2.6	0.0	－	2.2	3.1	3.0	3.9	8.2
	土砂・陶磁器・灰	2.6	0.6	0.0	－	0.0	2.6	0.6	0.4	3.1
	その他不燃物	－	0.5	6.9	－	－	－	－	－	4.7
	小計	7.4	12.7	6.9	－	2.2	7.4	4.9	5.7	－
回収資源(缶・瓶・ペットボトル)		－	79.3	0.3	－	－	－	－	－	7.5
回収資源(プラスチック容器包装)		－	－	72.9	－	－	－	－	－	－
回収資源(その他)		－	－	－	100	－	－	－	－	－
計		100	100	100	100	100	100	100	100	－

*: 廃棄物流動の数値シミュレーションでは、モンテカルロモデルにより決定した物理組成別重量を用いる。

・処理能力および前後貯留容量の設定

処理システムが平常に運用されている状況下では、システムを構成する各プロセスの廃棄物処理能力や処理前後の貯留容量が、処理を要する廃棄物の量をわずかでも上回れば排出される廃棄物の全量を処理できる。ゆえに、発生源における廃棄物の異常滞留など、目に見える形の悪影響が日常生活に及ぶことはない。処理能力や貯留容量

の余裕は一般廃棄物処理システムにおけるリスクの顕在化を吸収する能力、すなわち異常時におけるシステムのリスク弾力性を支配する主要な要素の一つである。各処理プロセスの処理能力は、京都市における各施設の処理能力から設定した¹⁻¹⁴⁾。さらに各プロセスの前後貯留容量は、厚生労働省による「ごみ処理施設構造指針」を参照して、平常時における各プロセスの廃棄物処理能力の2日分とした。平常時の処理能力は、京都市における処理実績から設定した値を用いた。表 1-12 に設定した各処理施設の処理能力と前後貯留容量を示す。

表 1-12 各処理施設の処理能力と貯留容量

処理施設		処理能力 (ton/day)	稼働率(%)	実処理能力 (ton/day)	減量率(%)	貯留容量(ton)	
						前貯留量	後貯留量
クリーンセンター (焼却施設)	東部	600	80.0	480	80	960	192
	南部	600	80.0	480	80	960	192
	北部	400	80.0	320	80	640	128
	東北部	700	80.0	560	80	1120	224
破砕施設	東部	216	68.5	173	-	346	346
	南部	240	68.5	192	-	384	384
	東北部	80	68.5	64	-	128	128
再資源化施設	南部	60	80.0	48	-	96	-
	北部	40	80.0	32	-	64	-
	西部圧縮梱包	60	80.0	48	-	96	-
	横大路学園	20	80.0	16	-	32	-
	魚ア拉里サイクル	70	80.0	56	-	112	-
	廃食用油燃料化	5	80.0	4	-	8	-

・輸送割合の設定

輸送マトリックスは、処理プロセス間の廃棄物の輸送を支配する数学モデル中の重要なパラメータである。処理マトリックスが処理プロセスの機能の技術的要因により客観的に設定されるのに対し、輸送マトリックスは、一般廃棄物の処理システムをどのような戦略に基づいて構成するか、すなわち処理システムの設計や運用方針を反映して決定される。ここでは京都市における廃棄物の処理計画を参照して輸送マトリックスを決定した。またその際、以下の仮定 1～6 を採用した。

1. 定期収集ごみは、北区からは東北部クリーンセンターへ、上京区からは南部・東北部クリーンセンターへ、左京区からは東北部クリーンセンターへ、中京区・下京区・南区からは南部クリーンセンターへ、東山区・山科区からは東部クリーンセンターへ、右京区からは北部・東北部クリーンセンターへ、西京区からは北部クリーンセンターへ、伏見区からは東部・南部クリーンセンターへ、それぞれ搬入されるとした。その割合は各清掃工場の処理計画に準じて設定した。
2. 資源ごみは各リサイクルセンターへ運ばれ、有用資源は回収され、その他は各リサイクルセンターから最も近いクリーンセンターで焼却処理されるとした。
3. 大型ごみ、持込ごみの一部は各破砕施設に運ばれる。その比率は破砕処理計画値から推測した。

4. 持込ごみのうち、不燃分は東部山間埋立処分場で、可燃分は各クリーンセンターでそれぞれ持ち込みを受け付けている。不燃分は直接埋立され、大型ごみと思われる一部は破碎施設に持ち込まれる。可燃分はクリーンセンターで焼却処理される。
5. その他ごみには引っ越し等の有料ごみ、不法投棄ごみ、お盆の供物、缶およびびん（分別以外）、乾電池等が含まれる。搬出先は各清掃工場の処理計画に準じて割り当てた。
6. 業者収集ごみの搬入先は各清掃工場の処理計画に準じて割り当てた。

・処理減量率の設定

1) 発生源における処理減量率

発生源においては、廃棄物は質や量の変化を受けずに一時貯留され収集される。つまり、発生源における処理マトリックスは単位行列で表される。よって、発生源における有価物の回収は廃棄物と認定される前に行われ、廃棄物と認定された後は、単に貯留され搬出を待つのみであるとした。

2) 焼却による処理減量率

焼却施設に搬入された廃棄物は、焼却された後、焼却残渣として他のプロセスあるいは埋立処分場へと搬出される。焼却処理マトリックスを設定する際、焼却条件は廃棄物組成等の変化には依存せず、また不燃成分の焼却による重量変化はないものと仮定した。定期収集ごみおよび業者収集ごみの焼却残渣中に占める廃棄物の物理組成別寄与率と定期収集ごみおよび業者収集ごみの物理組成データから、物理組成別に焼却残渣率を推定し、焼却処理マトリックスを設定した。さらに、可燃分の焼却処理残渣率は、モンテカルロモデルにより決定した廃棄物全体としての焼却処理残渣率に比例するとして、次式のように補正した。

$$\begin{aligned} & \text{（物理組成別焼却処理残渣率）} \\ & = \text{（物理組成別焼却処理残渣率の平均値）} \times \frac{\text{（焼却処理残渣率）}}{\text{（焼却処理残渣率の平均値）}} \quad (1-12) \end{aligned}$$

3) 破碎による処理減量率

大型廃棄物は破碎によって減容され、可燃物と不燃物とに分別されると共に、有価物が回収される。京都市では、鉄分のみが回収されている。すなわち京都市では、破碎処理はそれに続く焼却処理施設における焼却を容易にするための前処理工程として位置づけられている。また、資源ごみとして回収された小型金属ごみは、一旦破碎施設に搬入されて破碎された後、大型廃棄物中に含まれていた鉄分とともに回収される。破碎処理のマトリックスは単位行列を基本に、鉄分回収に対応する要素値¹⁻²³⁾のみを変更して設定した。

4) 再資源化による処理減量率

京都市では、缶・びん・ペットボトル、プラスチック容器包装、金属等の資源回収が行われている。缶・びん・ペットボトルは南部リサイクルセンターおよび北部リサイクルセンターで、プラスチック容器包装は西部圧縮梱包施設と京都市横大路学園で再資源化される。本研究では、分別回収された缶・びん・ペットボトル、プラスチック容器包装等の資源に関しては全量が再利用されるものとした。各処理プロセスにおける処理残渣率をまとめて表 1-13 に示す。

表 1-13 各処理プロセスにおける物理組成別廃棄物処理残渣率

組成成分		焼却処理*	圧縮・破碎	再資源化
可燃物	紙・セロファン類	0.1446	1	1
	厨芥類	0.101	1	1
	繊維類	0.0507	1	1
	木竹・わら類	0.0775	1	1
	その他可燃物	0.1095	1	1
	プラスチック類	0.079	1	1
	ゴム・皮革	0.2051	1	1
不燃物	ガラス類	1	1	1
	金属類	1	0.24	1
	土砂・陶磁器・灰	1	1	1
	その他不燃物	1	1	1
回収資源(缶・瓶・ペットボトル)		1	1	0
回収資源(プラスチック容器包装)		1	1	0
回収資源(その他)		1	1	0

*: 廃棄物全体の焼却処理残渣率が平均値をとる時の値を示す。

(4) 数値シミュレーションを用いた情報設定

i) 廃棄物収集区分別発生量と焼却処理残渣率の設定

廃棄物の収集区分別発生量(定期収集ごみについては組成分類別発生量)および焼却処理残渣率について、京都市の実績値から設定した分布型をもとにモンテカルロシミュレーションを行った。廃棄物発生量や焼却処理残渣率などの正の値をとる統計量について正規分布を設定してモンテカルロシミュレーションを行う場合、これらが負の値をとった場合の対処を定めておく必要がある。一方、対数正規分布を仮定できる場合には、負の値が発生することがないので、こうした対処は不要となる。そこで、すべての統計量について対数正規分布を設定した場合と、表 1-8～1-10 中に示した適切とされる分布型を設定した場合について、それぞれ廃棄物輸送動態モデルを用いた数値シミュレーションを行い、焼却残灰発生量の計算結果を実測データ^{1-12), 1-13), 1-14)}と比較した。対数正規分布のみを設定した場合、正規分布・対数正規分布の両方を設定した場合の計算結果の度数分布をそれぞれ図 1-17, 1-18 に、実測データの度数分布を図 1-19 に示す。但し、正規分布を設定した統計量について負の値が発生した場合は、

すべて 0 として扱った。計算回数は 10,000 回としており、計算値の図の縦軸の総数は 10,000 を示す。

図 1-19 の実績値と比べると、いずれの計算結果もほぼ実測値の傾向と合っているが、すべての統計量について対数正規分布を設定した場合には分散が実測値と比べて大きくなっている。このことから、廃棄物輸送動態モデルを用いた数値シミュレーションには、ごみの種類に応じて分布型を使い分けることとし、表 1-8～1-10 に示した分布型を適用することにした。

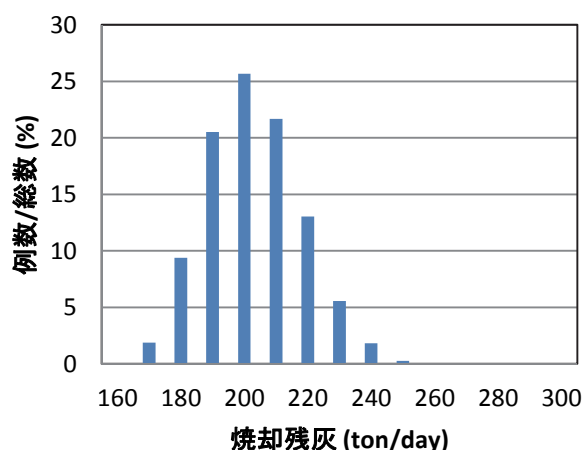


図 1-17 焼却残灰発生量計算値の度数分布
(対数正規分布、正規分布を設定した場合、総数 10,000)

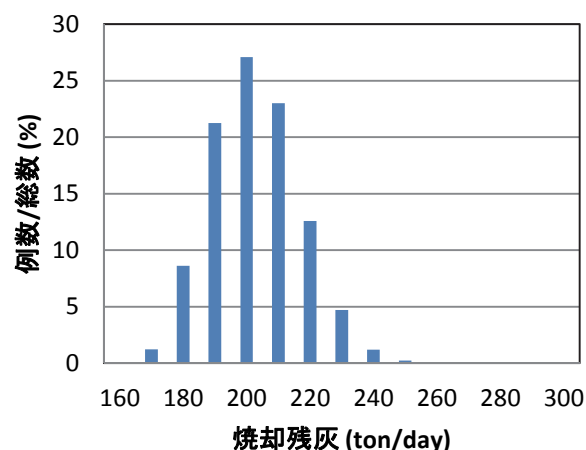


図 1-18 焼却残灰発生量計算値の度数分布
(対数正規分布のみを設定した場合、総数 10,000)

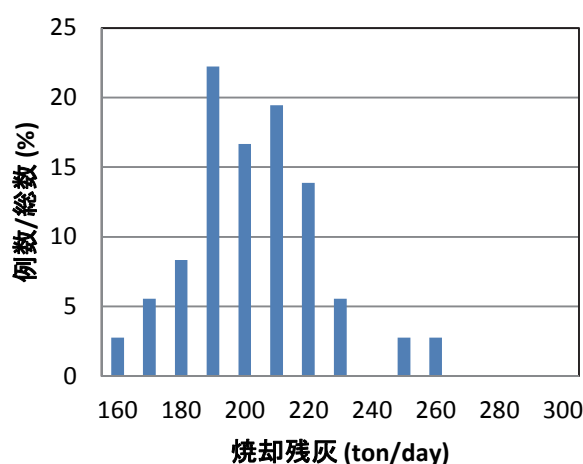


図 1-19 焼却残灰発生量実績値の度数分布
(平成 21 年度～23 年度環境局事業概要^{1-12), 1-13), 1-14)}より作成、総数 36)

ii) 焼却処理における放射性 Cs の移行設定

上と同様、焼却処理における放射性 Cs の移行率について、正規分布、対数正規分布の両方の分布型をもとにモンテカルロシミュレーションを行った。

対数正規分布を設定した場合、正規分布を設定した場合の計算結果の度数分布をそれぞれ図 1-20, 1-21 に、実測データの度数分布を図 1-22 示す。計算回数は 10,000 回とした。図 1-20 と 1-21 を比べると、どちらの分布も似ておらず、適合していないと判断した。飛灰への移行が高いという計算データが多く、主灰への移行は低いという結果となっている。実測データにおいても同じ傾向は出ているが、飛灰への移行が 20～30%となるパターンもあり、主灰の放射性物質濃度に対して、過小評価となる可能性がある。ゆえに、飛灰への移行率が高い場合、そして低い場合も同様に発生することが可能な変動設定にする必要がある。ゆえに、放射性 Cs の移行を把握する際には、焼却処理を行う度に実測値データからランダムに選択する方式を適用した。

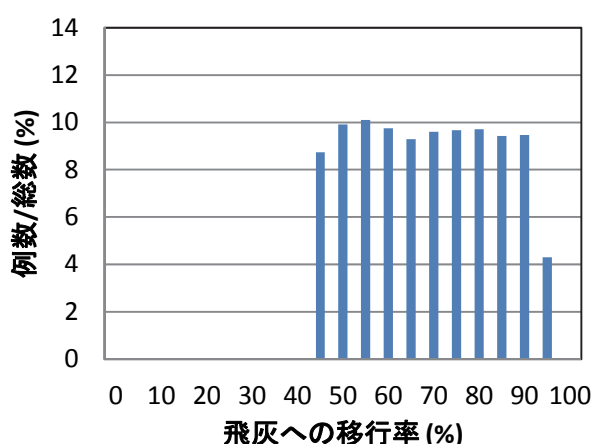


図 1-20 飛灰への移行率計算値の度数 (正規分布を設定した場合、総数 10,000)

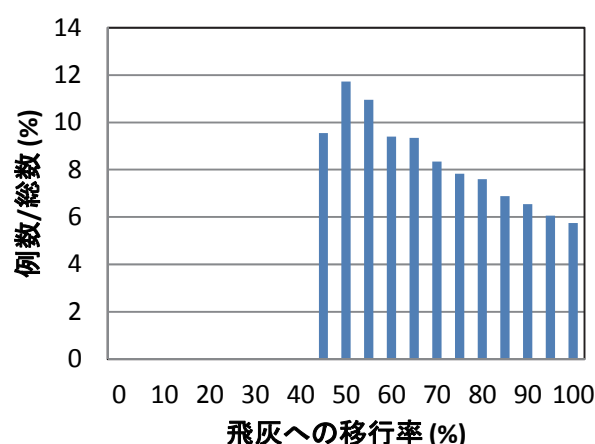


図 1-21 飛灰への移行率計算値の度数分布 (対数正規分布を設定した場合、総数 10,000)

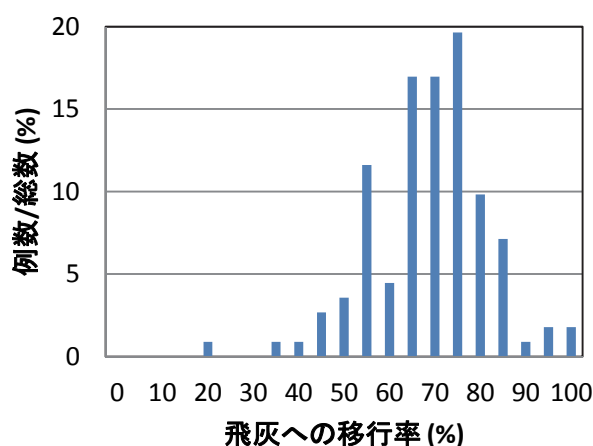


図 1-22 焼却残灰発生量実績値の度数分布 (総数 112)

iii) 計算回数の設定

上記のパラメータやデータを用いて、京都市の一般廃棄物処理システム(図 1-16)を対象に、システム内での廃棄物および構成元素の動態を数値シミュレーションにより

解析した。数学モデルの数値近似には前進差分を用い、数値シミュレーションの時間ステップ(廃棄物処理の評価時間 Δt)は1日に設定した。

モンテカルロ法の計算回数は、一般的には10,000回が必要とされる。一方、ブートストラップ法については、梶原¹⁻²⁰⁾が計算回数を多くしても必ずしも理論値に近い平均値や標準誤差が推定できないことを指摘している。計算回数を100回から10,000回の間で変化させて、廃棄物動態評価モデルによるシミュレーション結果を比較した。一般廃棄物に200 Bq/kgの放射性Csが含まれているとしたときの飛灰に含まれる放射性Cs濃度と、東部クリーンセンターにおける処理前廃棄物貯留量について検討した結果をそれぞれ図1-23、1-24に示す。推定精度を測る目安として、エラーバーは標準誤差を示している。計算回数を増やすごとに、各データは収束していつていることが分かり、標準誤差においては回数を増やすごとに小さくなっており、推定精度が高くなっていることが分かる。また、変動係数は収束していることから、一定のばらつきが考慮されているということが分かる。計算回数は5,000回以上で結果が安定していることから、廃棄物輸送動態モデルを用いたシミュレーションにおいては5,000回以上計算を行えば十分であると考え、以降のモンテカルロ数値シミュレーションにおいては、計算回数を5,000回とした。

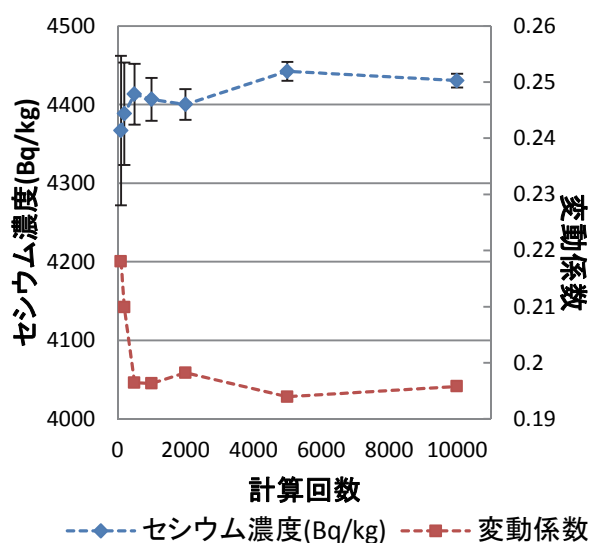


図 1-23 飛灰中の放射性 Cs 濃度の計算回数による変化

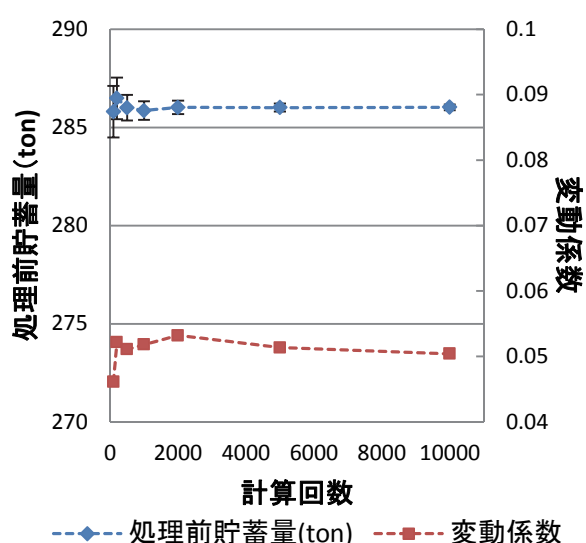
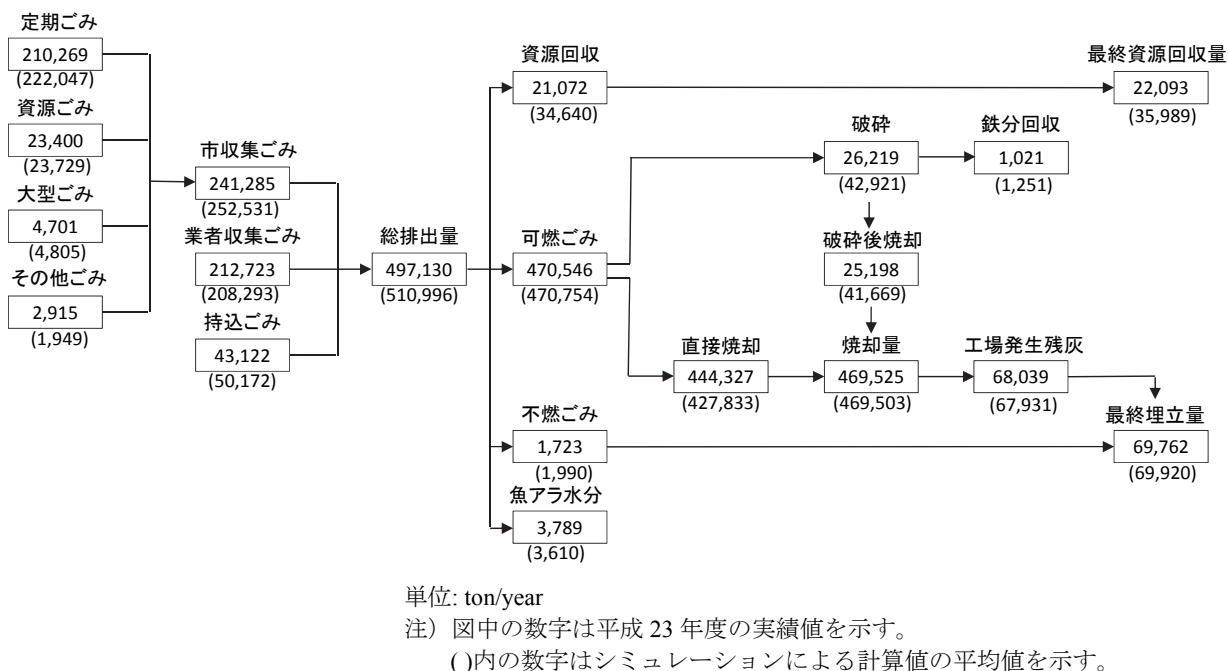
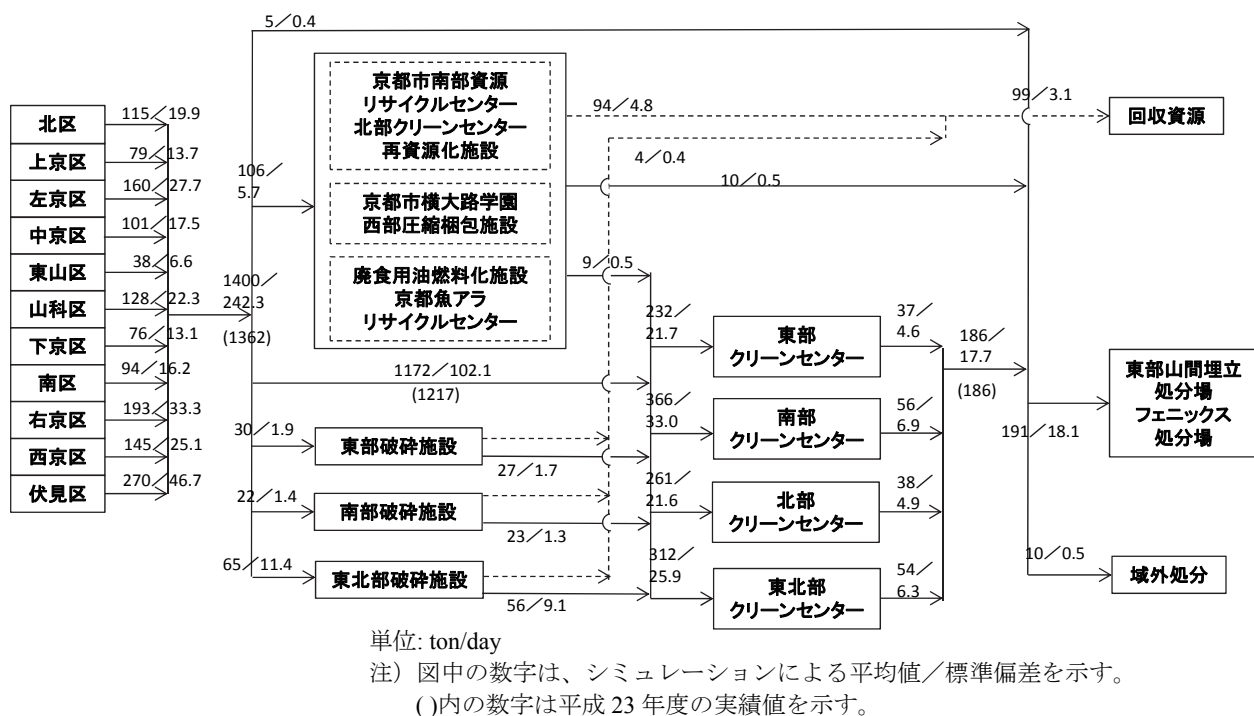


図 1-24 東部クリーンセンター廃棄物処理前貯留量の計算回数による変化

2. 1. 3 広域処理を仮定した場合の結果および考察

a) 廃棄物量の流動の検証

廃棄物の発生量や輸送量などパラメータの妥当性を検証するため、まず廃棄物のマスフローをシミュレーションにより解析した。解析結果を京都市の「平成 23 年度環境局事業概要」¹⁻¹⁴⁾に記載された平成 22 年度実績とともに図 1-25, 1-26 に示す。図 1-25 より、廃棄物輸送動態モデルを用いたシミュレーションによって、廃棄物の発生から処理、処分までの一連の流れが試算できることが分かる。図 1-26 より、平成 22 年度実績と()内の計算値を比較すると概ね誤差 10%以内の値が得られていた。しかし、破碎施設における処理量と資源回収施設からの資源回収量はやや過大評価となった。この原因として、各処理量の設定は前述したように過去 3 年分の京都市における実績値をもとに推定したため、各年度にばらつきが大きかったことが挙げられる。平成 20 年度の実績値によると、破碎処理量は 49,533 ton/day とシミュレーション以上の数値となっている。資源回収量においても同様のことが言えるが、シミュレーション数値は実績値以上に大きな値となっていた。これは資源ごみの重量組成比が適切ではなかったことが挙げられる。各実績値とともに組成が報告されていなかったため、今回の設定では、資源ごみ(缶・ビン・ペットボトル)の組成については京都市環境局の「家庭ごみ細組成調査報告書」より、資源ごみ(プラスチック容器包装)については東京都中野区で行われた家庭ごみ組成分析調査結果により、資源ごみ(その他)については拠点回収ということを考慮して、すべて回収資源に搬出されると設定していた。また、その他市収集ごみについても過小評価となっているが、これはその他市収集ごみの排出量が 12 月に大きく偏っていることによるものであり、通常時の廃棄物量動態を考える上では問題はないと考えられる。この結果から、廃棄物の発生量や輸送量など元素動態に関与しないパラメータのほとんどについては適切な値を設定できたといえるが、資源回収量については、年度によって回収量に幅があることに加えて、資源回収物の組成が適切ではない可能性があるため、注意が必要である。



b) 放射性 Cs 動態の検証

廃棄物に含まれた放射性 Cs 移行の妥当性を検証するため、文献の焼却試験データ¹⁻²⁴⁾との比較を行った。放射性 Cs 濃度を文献と同じく一般廃棄物に 109 Bq/kg 含まれると設定し、廃棄物輸送動態モデルを用いたシミュレーションを行った。図 1-27 に文献における焼却場の主灰と飛灰の濃度と、各焼却場(京都市の各クリーンセンター)における主灰と飛灰の濃度を示す。飛灰においては、解析による値が文献の飛灰濃度と比べて、いずれも高くなったが、すべて標準偏差内に含まれる結果となった。主灰においても同じく、いずれも解析による主灰濃度が文献値と比べて高くなった。この原因としては、主灰、飛灰への移行の際焼却炉内の耐火物に吸着もしくは吸収されているのではないかと考えられる。放射性 Cs の耐火物への浸透はすでに確認されており、どの程度の放射性 Cs を浸透させるのかははっきりと解明されていない。今回、炉材への浸透は考慮されていないが、廃棄物への影響において過小評価とはならないことから、廃棄物における放射性 Cs 移行は十分に考慮されているとして問題ないとした。しかし、焼却炉の整備・点検や日頃の作業環境等、炉内に関わる場合には考慮しなければならない移行であり、注意が必要である。

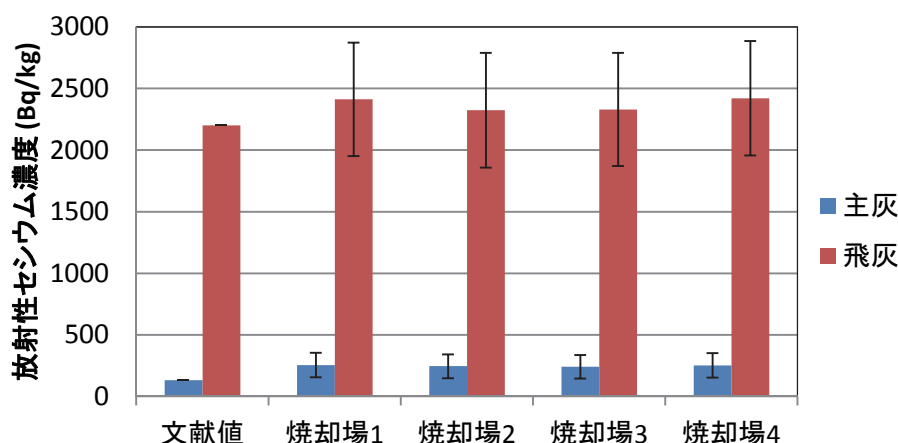


図 1-27 放射性 Cs の移行比較

c) 災害廃棄物処理シミュレーション

ここでは廃棄物輸送動態モデルを用いた、一般廃棄物処理システム内で災害廃棄物処理を行った場合の災害廃棄物処理シミュレーションの構築とその実用性の確認を行う。状況による放射性 Cs 濃度変化、各工程での処理量や発生量、処理日数の情報を得るために、まず想定する状況を決め、基礎的情報の設定を行った。状況の想定としては、災害廃棄物の濃度に差があるため、宮城県・岩手県の災害廃棄物を広域処理する場合と福島県の災害廃棄物を県内で処理する場合の 2 つを軸に想定を行った。より現実に活用できるように、災害廃棄物の濃度や災害廃棄物の処理施設、そして輸送の設定を行った。全国の一般廃棄物処理システムは基本的に全国でほぼ共通しているため、京都市データをモデルとして、以下廃棄物輸送動態モデルを用いた各シミュレーションを行っていく。

(1) 処理シナリオの設定

災害廃棄物に含まれる放射性 Cs は地域ごとに異なり、福島県以外の被災地では数十～数百 Bq/kg 程度の災害廃棄物が発生しており、また福島第一原発近辺では濃度の幅が広く、数百～数万 Bq/kg

の災害廃棄物が発生している。一般廃棄物の濃度については、各状況によって測定されていないところが多く、データが少ない。宮城県で行われた災害廃棄物放射能濃度測定調査業務では、109 Bq/kg 含まれるという結果であった¹⁻²⁴⁾。福島県の一般廃棄物濃度は、災害廃棄物の関係から分かるように、109 Bq/kg 以上のものと推測される。発生する処理物の濃度は、災害廃棄物の処理方法によって変わるが、処理によって放射性 Cs が濃縮するために、処理基準を超える濃度となる可能性がある。処理基準としては、管理処理基準となる 8,000 Bq/kg 以下のものは通常通りの処理が行えると判断され、一般廃棄物処理の通常通り一般廃棄物最終処分場(管理型最終処分場)に運ばれる。8,000Bq/kg 以上であり、保管処理基準となる 100,000 Bq/kg 以下のものは、埋立や管理条件の整っている管理型最終処分場に運ばれる。100,000 Bq/kg 以上の廃棄物については一定の間、安全に集中的に管理・保管を行う中間貯蔵施設において貯蔵される方針となっている。処理シナリオとしては、宮城県・岩手県の災害廃棄物を対象とした広域処理と、福島県の災害廃棄物を対象とした県内の処理を想定した 2 つを軸に設定した。

i) 広域処理を想定した災害廃棄物処理シナリオ

宮城県・岩手県の低濃度の災害廃棄物の対応としては、既存の処理施設に加えて、新たに建設された仮設焼却炉等を稼働させて、県内の市町村による処理が進められている。しかし、発生した災害廃棄物が膨大であることから、県外における広域処理が求められている。そこで、宮城県・岩手県の災害廃棄物が県外に運ばれた際の状況を想定して、災害廃棄物における貯留場所からの輸送、処理、最終処分までの一連の流れをシミュレーションした。管理処理基準以下に抑えるための一般廃棄物の濃度と災害廃棄物の濃度の関係(限度ライン)を把握し、焼却灰の濃度変化、最終処分量の増加や災害廃棄物量に対して処理にかかる日数の把握を行った。各情報を得るため、2 つの Case に分けて行った。以下に詳細を記す。

Case 1-1 : 限度ラインの把握

通常の一般廃棄物最終処分場における特別な措置が必要になる管理処理基準を超えないためには、どの程度の災害廃棄物濃度ならば対応できるのかを把握する。また、広域処理を受け入れている各市町村では実際に管理処理基準を超えないようにすることは当然として、さらに厳しい独自の基準を定めているところがある。その中の一例を用いて 2,000Bq/kg¹⁻²⁵⁾を超えない限度ラインも同じく把握を行う。また、災害廃棄物の輸送割合を減少させることで、どの程度まで濃度の高い災害廃棄物に対応できるか、その影響把握を行った。

Case 1-2 : 240 Bq/kg 災害廃棄物の広域処理

災害廃棄物が 4 万トン運ばれてくると想定した。この災害廃棄物量は広域処理を予定している各市町村における可燃物の最大処理量を切り上げた値である¹⁻²⁶⁾。一般廃棄物には放射性 Cs が含まれていないとして、災害廃棄物内の濃度を 240 Bq/kg¹⁻²⁷⁾とした。この濃度は、災害廃棄物濃度がこの値を超えていなければ、ストーカ式焼却処理場において処理した場合に一般廃棄物最終処分場に運ぶことができるとして環境省により報告された数値である。上記、災害廃棄物量と濃度を用いて、広域処理した際の焼却灰の濃度変化や最終処分量の増加、処理にかかる日数の把握を行う。また、受け入れ施設の数によっても処理状況は大きく変わってくる。その変化を把握するため、災害廃棄

物を処理施設 1 ヶ所で受け入れる場合と都市全体の処理施設(4 ヶ所)で受け入れる場合とに分けて行った。

ii) 福島県内処理を想定した災害廃棄物処理シナリオ

福島県内の災害廃棄物の対応としては、濃度の高い災害廃棄物が含まれていることから、他の被災地とは違い県外での広域処理はせずに、県内での処理が進められている。福島県内の災害廃棄物は放射性 Cs が数百～数万 Bq/kg 程度含まれている可能性があり、一般廃棄物にも 109Bq/kg 以上は含まれていると推測される。そこで、一般廃棄物の濃度をおよそ 2 倍の 200Bq/kg 一定として、災害廃棄物の濃度を 1,000Bq/kg の場合と 10,000Bq/kg の場合に分けてシミュレーションを行う。管理処理基準内に処理を終えたいが、濃度が高いため、処理を行うとほぼ確実に基準を超える上に、保管処理基準を超える場合もある。しかし、処理をせずに埋立を行うと最終処分地が足らず、最終処分場が飽和状態となる。基本方針にも示されているように、災害廃棄物の処理において、減量・減容化は必須である。そのため、高濃度の災害廃棄物を処理する方法として、既存の処理施設の利用以外にも、環境省の除染技術実証事業において、高濃度を考慮した処理・処分方法が検討されている。また、災害廃棄物処理における目標期限が設定されており、平成 26 年 3 月を目途としていた¹⁻³⁾。災害廃棄物処理は、既存施設を利用して処理を行うのだが、放射性 Cs の影響のため広域処理を行えないことから、災害廃棄物を全量処理するために新たな処理施設の建設は不可欠になっている。既存施設での処理を想定して行った上で、全量を処理するために環境省で検討されている処理施設(以下、除染施設)を建設し、シミュレーションを行った。また、焼却灰に対しての減量化や放射性 Cs の濃縮技術も検討されているため、その処理システムの評価を行うため、量をカバーするための仮設焼却炉とその後の処理を行う施設(以下、灰処理施設)を建設した場合を想定してシミュレーションを行った。除染施設や灰処理施設を建設する場合にはその建設期間を考慮して、より現実に近い設定とした。期間としてここでは 1 年 3 ヶ月を仮定した。以下にケースごとの状況設定を記す。

Case 2-1 : 災害廃棄物濃度 1,000 Bq/kg の場合

期間は 1 年 3 ヶ月として、その間に 20 万トン処理しなければならないという状況を想定した。この災害廃棄物量は、岩手県と宮城県の災害廃棄物焼却処理の割合を用いて、福島県の災害廃棄物推定量から推計した¹⁻²⁸⁾。一般廃棄物濃度は 200 Bq/kg として、災害廃棄物濃度を 1,000 Bq/kg とする。都市全体で処理を進めていくこととし、焼却灰等の濃度変化や最終処分量の増加、処理にかかる日数の把握を行った。

Case 2-2 : 災害廃棄物濃度 10,000 Bq/kg の場合

Case2-1 同様に、期間は 1 年 3 ヶ月として、その間に 20 万トン処理しなければならないという状況を想定した。一般廃棄物濃度は 200 Bq/kg として、災害廃棄物濃度を 10,000 Bq/kg とする。都市全体で処理を進めていくこととし、焼却灰等の濃度変化や最終処分量の増加、処理にかかる日数の把握を行った。

(2) 基礎的情報の設定

i) 処理施設における放射性 Cs 移行割合の設定

Case1～4 のシミュレーションに必要な情報として、放射性 Cs の移行を把握するための各施設の移行割合と、高濃度災害廃棄物を処理するための除染施設や灰処理施設の建設期間の設定が必要である。既存施設の設定を表 1-14 に、新たな建設施設の設定を表 1-15, 1-16 に示す。表 1-14 より、既存施設として利用されている施設の種類の多いが、全国的に施設数の多いストーカ式を既存施設を用いてシミュレーションを行った。表 1-15 は焼却以外の方法として挙げられている除染施設であり、表 1-16 は焼却後の灰処理として挙げられている灰処理施設である。施設規模によって処理能力等は変わってくるが、能力変化による放射性 Cs の移行の変化は報告されていないため、表の設定を用いた。^{1-6), 1-7), 1-30), 1-31)}

表 1-15, 1-16 より、以下では除染施設の略省を施設 1～8 とし、灰処理施設の略省を施設 A～C とした。

表 1-14 既存施設の放射性 Cs 移行割合

処理施設	処理方式	発生物1		発生物2	
		名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)
焼却	ストーカ式*	主灰	33.6	飛灰	66.4
	流動床式**	飛灰	80～100	－	－
灰溶融	電気式**	スラグ	0～40	溶融飛灰	60～100
	燃焼式**	スラグ	0～40	溶融飛灰	60～100
ガス化溶融	シャフト式	スラグ	3.1	溶融飛灰	96.9
	流動床式	スラグ	8.4	溶融飛灰	91.6

* : 前述した移行割合を設定する。表の数値は平均値を示す。

** : 移行に幅があるため、稼働するたびにランダムに選択させて、移行割合を設定する。

表 1-15 除染施設の放射性 Cs 移行割合

	処理内容	処理能力 (t/日)	建設期間 (ヶ月)	発生物1		発生物2		発生物3		発生物4	
				名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)
施設1	低温燃焼(可搬式)	0.008	2	灰	100.0	－	－	－	－	－	－
施設2	炭化(可搬式)	0.24	2	炭	100.0	－	－	－	－	－	－
施設3	熱分解・ガス化	10	4	残渣	100.0	－	－	－	－	－	－
施設4	バイオエタノール化	167	12	吸着剤	86.9	残渣	5.8	液体残渣	5.8	エタノール	2.1
施設5	ガス化・燃焼・固化	88	8	灰固化	20.0	残渣1	11.8	残渣2	69.5	－	－
施設6	ガス化溶融(シャフト式)	90	8	スラグ	3.1	溶融飛灰	96.9	－	－	－	－
施設7	ガス化溶融(流動床式)	90	8	スラグ	8.4	溶融飛灰	91.6	－	－	－	－
施設8	焼却(ストーカ式)	90	8	主灰	33.6	飛灰	66.4	－	－	－	－

表 1-16 灰処理施設の放射性 Cs 移行割合(焼却後の灰処理)

	処理内容	処理能力 (t/日)	建設期間 (ヶ月)	発生物1		発生物2		発生物3	
				名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)
施設A	固化	46	7	固化ブロック	100.0	－	－	－	－
施設B	洗浄除去	3.5	3	除去物	76.7	灰残渣	23.0	洗浄水	0.3
施設C	灰溶融	50	7	スラグ	0～40	溶融飛灰	60～100	－	－

ii) 災害廃棄物の設定

(災害廃棄物の組成)

災害廃棄物の組成比を表 1-17 に示す。発生する地域や廃棄物内容によって、組成は異なってくるが、災害廃棄物が発生して、仮置場に分別がされてから、処理施設へと運ばれてくるとして、組成は一様とした。

表 1-17 災害廃棄物の組成¹⁻²⁴⁾

組成	組成比
紙・セロファン類	1.1
厨芥類	0
繊維類	19.9
木竹・わら類	42.8
その他可燃物	0
プラスチック類	34.9
ゴム・皮革	0
ガラス類	0
金属類	0
土砂・陶磁器・灰	1.3
その他不燃物	0

(災害廃棄物に関わる輸送設定)

輸送マトリックスは、処理プロセス間の廃棄物の輸送を支配する数学モデル中の重要なパラメータであり、災害廃棄物の迅速な処理の完了をするために、輸送の設定はとりわけ重要である。一般廃棄物の輸送マトリックスは、一般廃棄物の処理システムをどのような戦略に基づいて構成するか、すなわち処理システムの設計や運用方針を反映して決定される。放射性 Cs を含んだ災害廃棄物においては、処理を終わらせるため、処理可能な最大限の量が輸送されるとして、処理施設の処理能力によって、輸送マトリックスは決められるとした。しかし、既存施設での混合処理の場合は混合割合が後の処理工程や濃度に影響してくる。そのため、混合処理の場合は一般廃棄物の処理システムに比例して、一定量輸送されるとした。その混合割合については表 1-18 に示す。基本的には表 1-18 の割合 A を用いることとし、Case1-1 においてのみ、割合の変化による影響を把握するため、災害廃棄物の量を減らした割合 B についても検討を行った。また、災害廃棄物の輸送においては、以下の仮定 1～7 を採用した。

表 1-18 一般廃棄物と災害廃棄物の混合割合

混合割合	一般廃棄物(%)	災害廃棄物(%)
A	80	20
B	90	10

1. 災害廃棄物は、処理を行う市町村内の仮置場に全量置かれているとした。広域処理ならば、市町村に運ばれた後、一定の場所に貯留してあるとして行った。
2. 災害廃棄物の発生後、分別されて仮置場に収集されているとし、仮置場または貯留場所から組成が同一のものが輸送されるとした。

3. 既存施設において、一般廃棄物との混合処理を行う場合、決められた割合を予定処理量に到達するまで毎日輸送されるとした。
4. 除染施設の建設期間後は、既存施設と除染施設の両方に運ばれるとし、除染施設には全量災害廃棄物が運ばれるとした。
5. 灰処理施設の建設期間中は灰処理するために貯留されることなく、最終処分地に向かうとした。建設期間後は、既存施設と除染施設(仮焼却炉)から発生する飛灰はすべて灰処理施設に向かうとした。主灰においては、建設期間後もすべて最終処分地に向かうとした。
6. 各施設での処理後は濃度に応じて決められた最終処分場または保管施設に運ばれるとした。
8,000 Bq/kg 以下の処理廃棄物：一般廃棄物最終処分場、8,000～100,000 Bq/kg の処理廃棄物：管理型最終処分場、100,000 Bq/kg 以上：中間貯蔵施設
7. 中間貯蔵施設に輸送された廃棄物は、その後埋立等の処理がされるが、保管期間が長いいため、埋立を行う最終処分場同様、中間貯蔵施設での保管を最終処分として扱った。

(3) 他県を想定した災害廃棄物広域処理シナリオ

i) 限度ラインの把握

一般廃棄物の濃度と災害廃棄物の濃度の関係を把握するため、シミュレーションにより解析を行った。図 1-28、1-29 に基準を超えずに一般廃棄物と混合焼却できる限度ラインを示す。基準としては、管理処理基準の 8,000 Bq/kg と市町村により定められている 2,000 Bq/kg を考慮した。図 1-28 より、一般廃棄物濃度が 0 Bq/kg ならば、20%混合の場合、1,250 Bq/kg までは管理処理基準を超えることはないと分かり、10%混合ならば、2 倍程度の 2,500 Bq/kg まで混合できるとされた。受け入れ基準として、災害廃棄物濃度を 240 Bq/kg(ストーカ式焼却炉の場合)といった基準を満たせば、管理処理基準は超えないとしているが、その場合管理処理基準を超えるためには一般廃棄物濃度が 200 Bq/kg 程度必要であり、被災地の周辺地域ではほぼ超えることはないと考えられる。また図 1-29 より、2,000 Bq/kg という基準内に収めようとするならば、一般廃棄物に含まれていないとすれば、災害廃棄物濃度 300 Bq/kg 以内で受け入れる必要があるとされた。

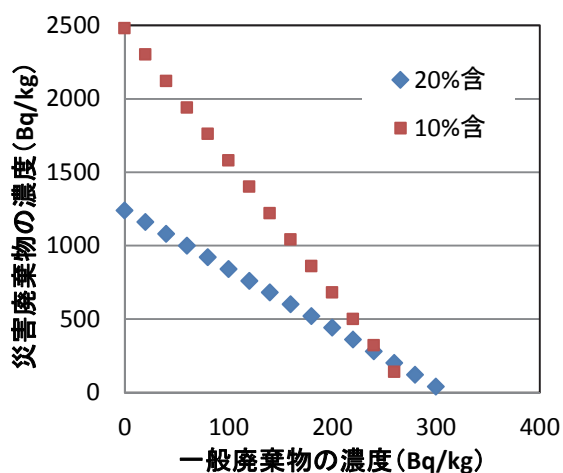


図 1-28 基準 8,000Bq/kg の限度ライン

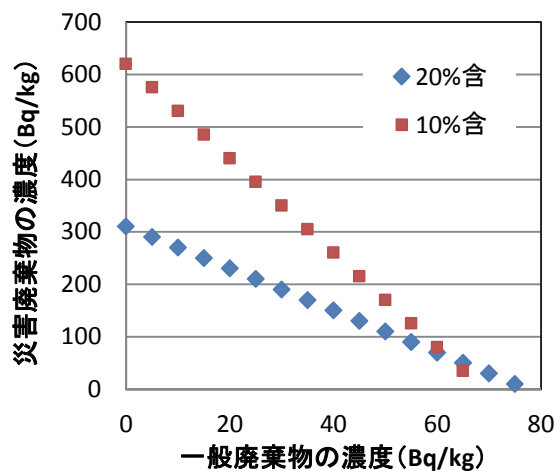


図 1-29 基準 2,000Bq/kg の限度ライン

ii) 濃度 240 Bq/kg 災害廃棄物の広域処理

240 Bq/kg となる 4 万トンの災害廃棄物を広域処理した場合のシミュレーションを行い、解析を行った。表 1-19 に施設数に応じた処理完了までに要した期間、そして最終処分物として発生した主灰と飛灰の濃度を、図 1-30 に施設数 4 ヶ所ときの、日ごとの最終処分物濃度変化をプロットしたものを示す。表 1-19 より、処理には 135 日間かかることが分かった。また、想定している 4 つの処理場全てで災害廃棄物の受け入れを行っているが、受け入れを行わない処理場があれば(施設数を 1 ヶ所にした場合)、700 日間要するという結果となった。図 1-30 より、主灰・飛灰の濃度は大きく幅が出ているが、前述したように一般廃棄物濃度 0 Bq/kg、災害廃棄物濃度 200 Bq/kg の濃度ならば、指定廃棄物に指定されることはないと考えられ、一般廃棄物同様に最終処分場に輸送することができるとされた。

表 1-19 処理時間と最終処分物濃度(上段:平均値、下段:濃度幅)

処理	施設数 (ヶ所)	期間(日)	濃度 (Bq/kg)					
			主灰			飛灰		
			平均値	最小値	最高値	平均値	最小値	最高値
焼却	1	700	110	10	318	1071	152	1,546
	4	135	107	10	265	1086	304	1,546

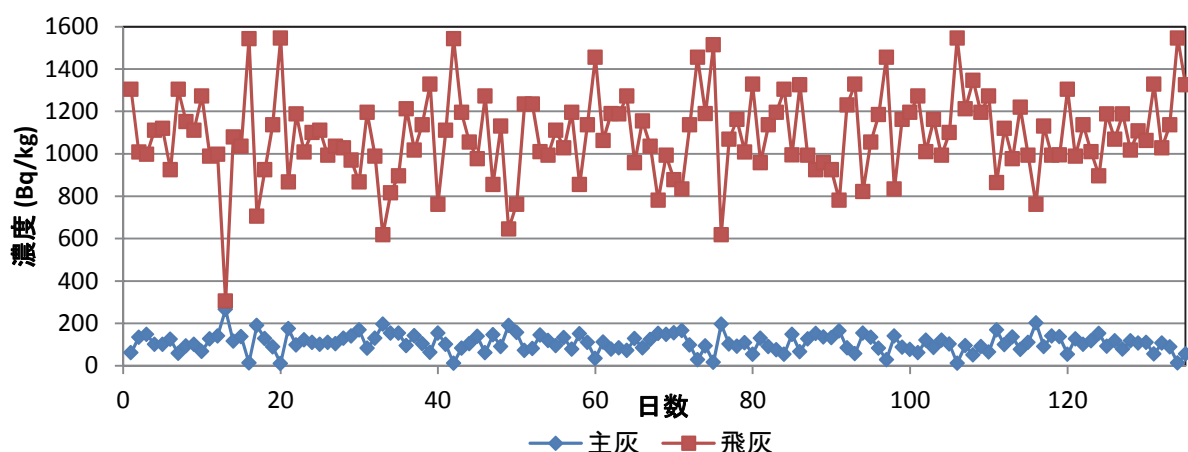


図 1-30 100 日目までの最終処分物の濃度変化

(4) 福島県内を想定した災害廃棄物処理シミュレーション

i) 濃度 1,000 Bq/kg を含む災害廃棄物の処理

1 年 3 ヶ月という時間設定の元で、20 万トンの 1,000 Bq/kg 災害廃棄物を福島県内において処理した場合のシミュレーションを行い、解析を行った。まず既存施設のみを用いた処理量の変化を把握した。表 1-20 に期間内における総処理量と 20 万トン进行处理するのにかかる期間を示す。既存施設のみでは処理を終えることができず、全量処理するためには 670 日間(22~23 ヶ月)必要であった。期間内に処理を終えるためには、残りの約 6 万 4 千トン进行处理する必要がある。そのため、除染施設の処理能力によって施設数を設定して、建設される施設ごとにシミュレーションを行った。また、既存施設から発生する灰を処理する灰処理施設の比較も行うため、除染施設の仮設焼却炉と灰処理

施設を建設した場合も同様にシミュレーションを行った。図 1-31 に既存施設または各除染・灰処理施設から発生する 1 日あたりの最終処分量を、図 1-32 に各施設より発生する最終処分される物(以下、最終処分物)の濃度を示す。図 1-31, 1-32 の発生 1～3 は除染施設から、発生 a～b は灰処理施設から発生する最終処分物を表す。既存は既存施設(焼却 4 ヶ所)を示し、施設 1～8、A～B は既存施設に各除染施設、そして灰処理施設を足し合したものを示している。既存施設との比較を行うため、各図の左端に処理日数を超えて処理を終えた場合のデータを示した。また、図 1-33 に各処理システムにおける廃棄物動態と、その流動に伴う放射性 Cs 濃度を示す。図 1-33 のデータは、施設の稼働日数で割った 1 日あたりの量と濃度を示している。

図 1-31 より、主灰、飛灰の最終処分量としては、一般廃棄物の灰も含まれているため、全般的に量が多くなっており、最終処分物濃度も低くなっている。施設 1 の低温燃焼施設や施設 4 の再資源化施設からは、最終処分物が通常より多量に発生する結果となったが、多量のため放射性 Cs が分散されたため、図 1-32 において濃度は低い結果となった。図 1-32 より、1,000 Bq/kg の災害廃棄物の場合、どの施設においても管理濃度基準を超えるわけではなく、各除染施設や灰処理施設より発生するものが多い。その中でも、施設 B から発生する処分物は、灰洗浄吸着施設は焼却処理により濃縮された飛灰をさらに吸着剤と凝集剤によって吸着・凝縮しているため、1,000 Bq/kg の災害廃棄物でも数十万単位の濃度となり、保管処理基準を超える値となった。

表 1-20 処理日数と処理量(既存施設のみの処理)

施設	処理日数(日)	処理量(万t)
焼却処理場 (4ヶ所)	455	13.6
	670	20.0

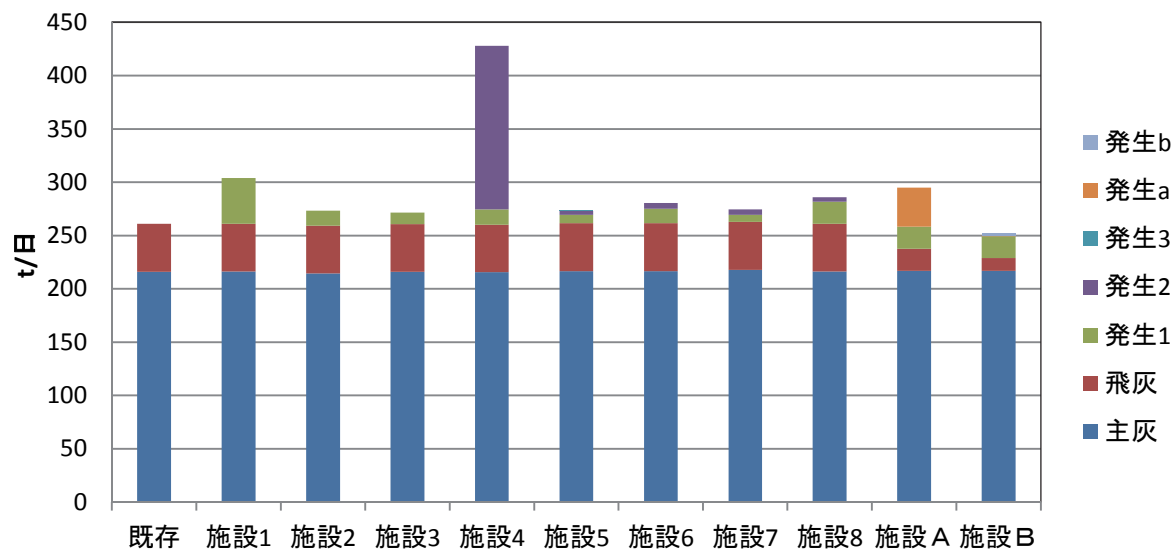
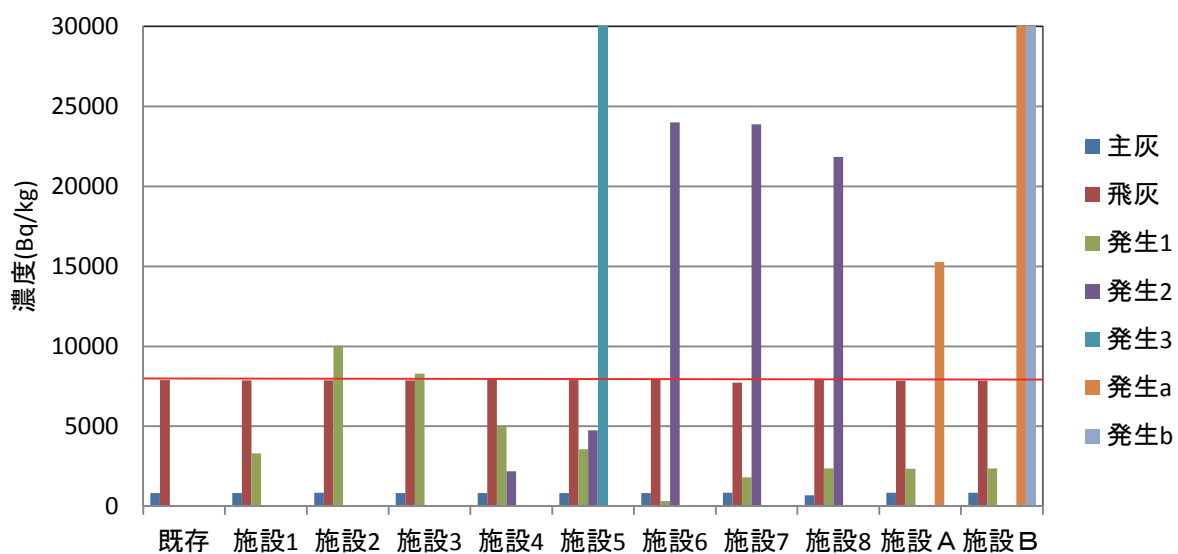
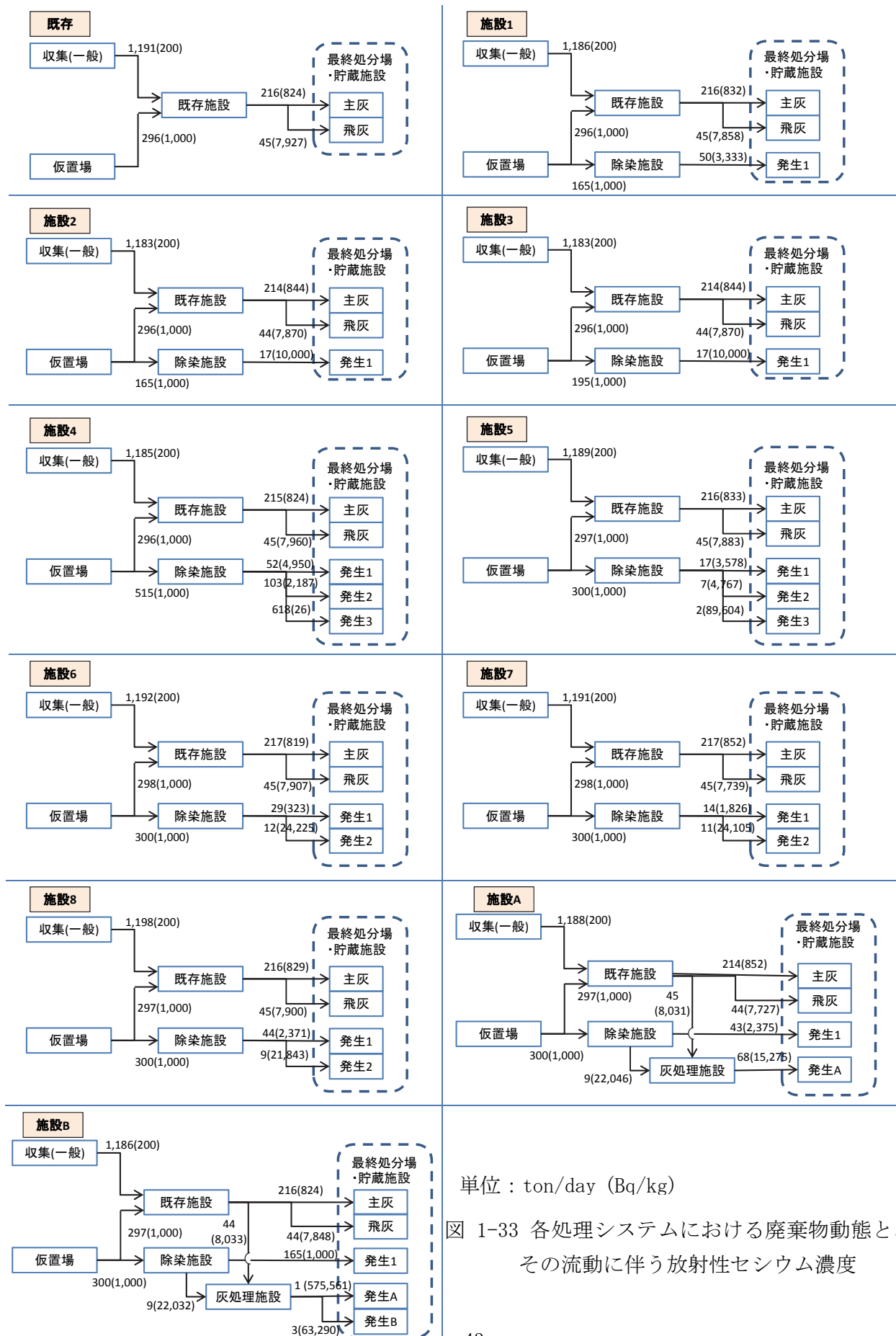


図 1-31 各施設より発生する 1 日あたりの最終処分量



注) 30,000 Bq/kg を超えるものを左から記す。施設 5 発生 3 : 89,198 Bq/kg、
施設 B 発生 a : 575,561 Bq/kg、同発生 b : 63,291 Bq/kg

図 1-32 各施設より発生する最終処分物の濃度

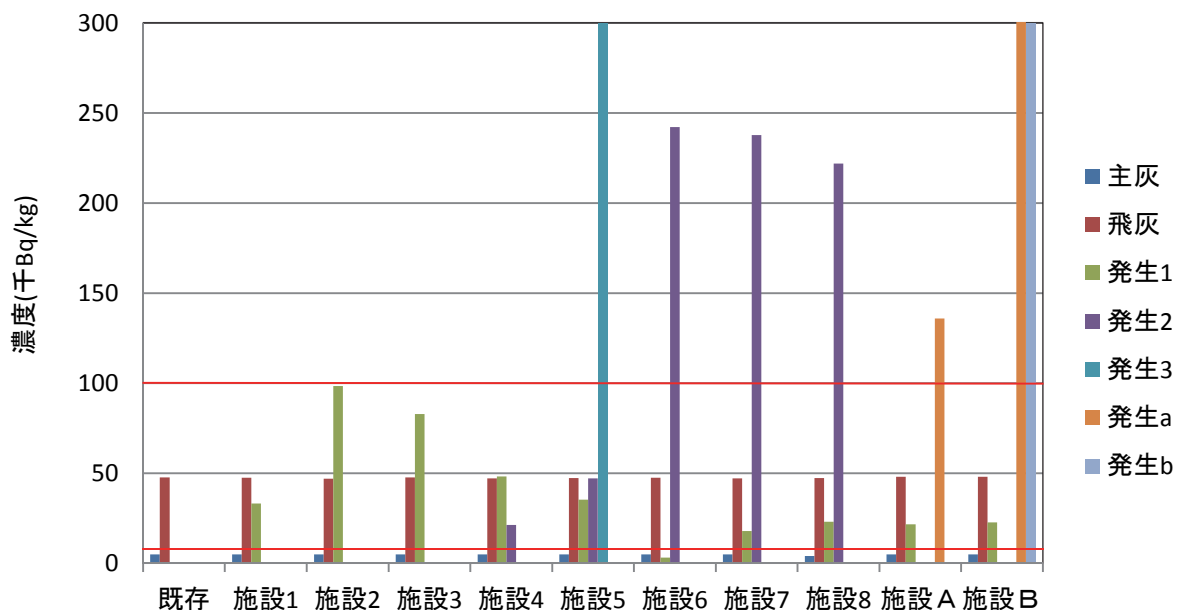


単位：ton/day (Bq/kg)

図 1-33 各処理システムにおける廃棄物動態と、その流動に伴う放射性セシウム濃度

ii) 10,000 Bq/kg を含む災害廃棄物の処理

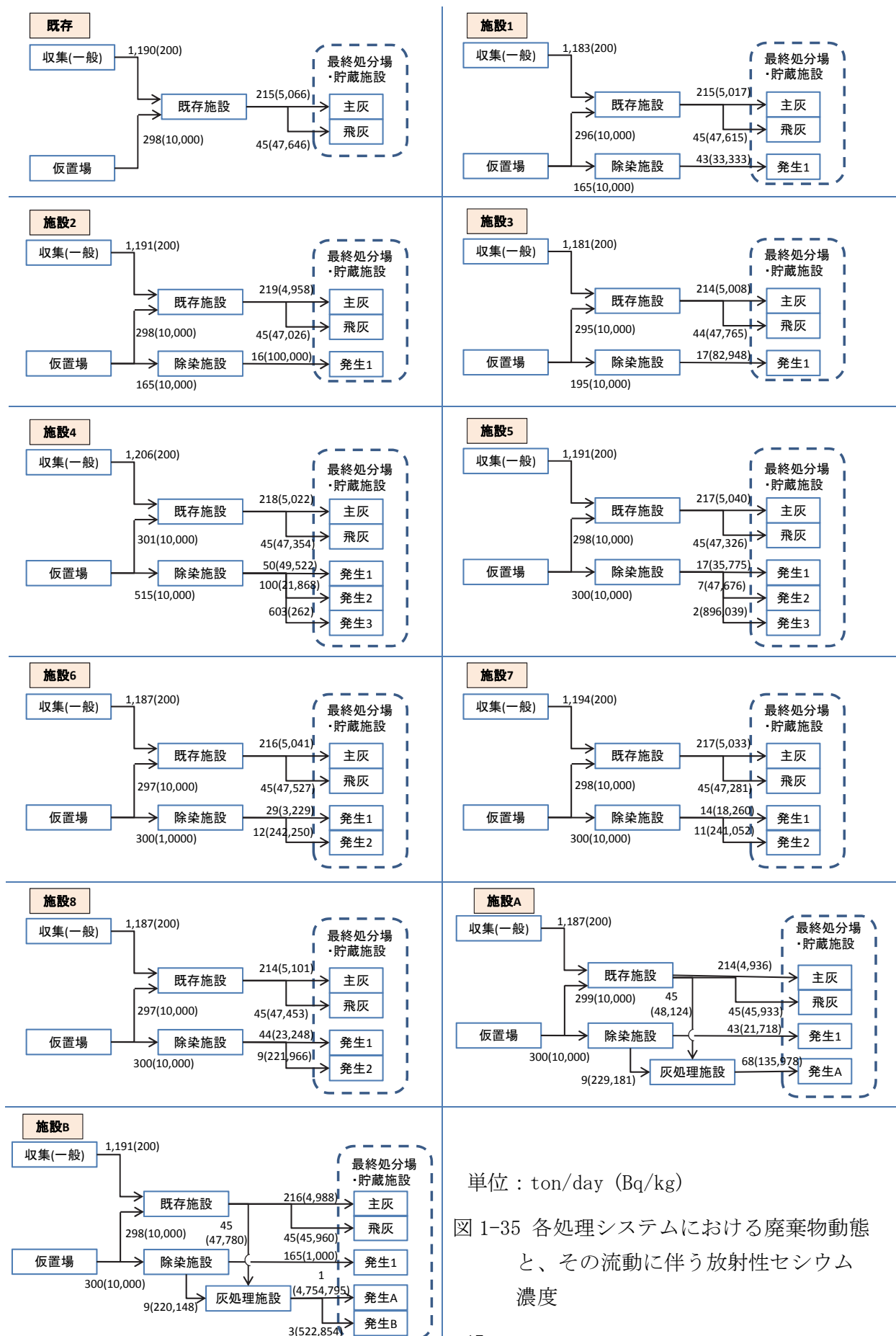
1年3ヶ月という時間設定の元で、20万トンの10,000 Bq/kg 災害廃棄物を福島県内において処理した場合のシミュレーションを行い、解析を行った。Case2-1 同様に、既存施設の処理量が足りないため、除染施設そして灰処理施設を建設した場合を想定した。図 1-34 に各施設より発生する最終処分物の濃度量を、図 1-35 に各処理システムにおける廃棄物動態と、その流動に伴う放射性 Cs 濃度を示す。発生 1～3 は除染施設から、発生 a～b は灰処理施設から発生する最終処分物を表し、既存は既存施設(焼却4ヶ所)を、施設 1～8、A～B は既存施設に各除染施設、そして灰処理施設を足し合わせたものを示している。既存施設との比較を行うため、図に処理日数を超えて処理を終えた場合のデータを示した。施設または各除染・灰処理施設から発生する1日あたりの最終処分量においては、Case2-1 と濃度以外を変えていないことから、ほぼ同様の値となっているため、割愛した。図 1-34 より、災害廃棄物の濃度がすでに管理処理基準を超えていることもあり、一般廃棄物との混合処理を含め、どの処理施設においても基準を超えた結果となった。また、保管処理基準においても10,000 Bq/kg の災害廃棄物を処理すれば、除染施設、灰処理施設では、その基準を大きく超える施設が存在するという結果になった。最も高いものでは、施設 B における残渣であり、数百万 Bq/kg となった。



注) 300,000 Bq/kg を超えるものを左から記す。施設5 発生3 : 887,743 Bq/kg、

施設B 発生 a : 4,754,894 Bq/kg、同発生 b : 522,854 Bq/kg

図 1-34 各施設より発生する最終処分物の濃度



単位：ton/day (Bq/kg)

図 1-35 各処理システムにおける廃棄物動態
と、その流動に伴う放射性セシウム
濃度

以上のように、福島県外を想定した広域処理においては、ストーカ式焼却処理場の場合しか行っていないが、放射性Csの変動を考慮した各情報を得られた。福島県内の災害廃棄物処理については、除染施設や灰処理施設における放射性Csの移行率の変動や施設規模の変化による処理能力の向上について考慮することができなかったが、現状報告されている各施設を用いた際の情報を得ることができた。また、今回保管処理基準として 100,000 Bq/kg の数値を設定しているが、10,000 Bq/kg の災害廃棄物を処理するならば、数十万から数百万 Bq/kg を超える最終処分物が発生しており、最終処分物の処理にはさらなる留意が必要となる可能性があった。より精確な情報を得ていくためには、各施設における移行データを蓄積していく必要があると考えられる。また、組成によって放射性Csの移行は変化していく可能性があり、組成ごとに移行を詳しく把握する必要がある。

d) 災害廃棄物処理システムの評価

ここでは災害廃棄物の適正な処理を行うため、災害廃棄物処理システムの評価基準を設定し、上で得られたデータを評価することによって、より有効な処理システムを選択することとして。評価基準として、放射性物質濃度によって輸送場所が変わることによる影響を把握するために各最終処分場の容量と、廃棄物の発生から放射性物質濃度を考慮した最終処分までの総費用の2点に着目して、それぞれ処理システムを評価するための評価基準を設定した。設定した評価基準により、処理システムの早期構築が求められている福島県内の災害廃棄物処理を、非現実的ではあるが、京都市の廃棄物処理システムを使用した場合を想定して、各状況の処理評価を行い、より有効な処理システムの選択をした。

(1) 評価基準の設定

評価基準の設定にあたって、最終処分場の容量と処理にかかる総費用に着目した。震災により発生した災害廃棄物量が甚大であることから、灰や残渣などの処理により発生する廃棄物(以下、処理物)も大量に発生する。そのため、埋立を行うための最終処分場の確保が必要になる。また、放射性Csの影響により、濃度によって輸送される最終処分場が変わる。濃度が高い場合は、特別な条件の元で埋立をするか、または埋立処理を行う前に処理が行える濃度に下がるまで中間貯蔵されるため、さらに場所や施設が必要となる。放射性Csの影響を市民が不安視し、その場所の確保は通常の一般廃棄物最終処分場と比べて、さらに厳しくなっている。本研究では、最終処分場の容量に着目して、最終処分場所(最終処分場または貯蔵施設)ごとに分けた最終処分量の評価を行う。各最終処分場所での処理評価を行うにあたって、どの処分場に重点を置くかによって、評価の考え方は変化してくる。ゆえに、各最終処分場所における評価に加えて、優先度を決めた総合的な最終処分場所における容量の評価を行う必要がある。

また、福島県に適応される処理システムを選択するために、重要なのが費用である。評価基準として、経済分析に使用される貨幣の価値に変換すれば、他の指標と統一することができ、応用が利きやすい。また、情報を受け取る側も理解しやすいという利点がある。災害廃棄物の輸送から処理、処分までの費用を試算することによって、各処理システムにどの程度費用がかかるか分かり、最も費用の低い処理システムを選択できる。経済的、社会的に有用な処理システムの選択に対して、定量的な評価が可能となる。しかし、今回は放射性Csの影響があるため、従来行われてきた処理シス

テムの費用評価では、実際の費用と大きく違う結果となる可能性がある。処理システムにおける放射性 Cs の影響を費用として、換算する方法が必要である。

表 1-21 に災害廃棄物処理システムの評価基準と、各評価基準に対応する評価指標を示した。最終処分場の容量の指標としては、災害廃棄物の処理により発生する最終処分量を用いる。輸送される処分場所が異なるため、各最終処分場または中間貯蔵施設における最終処分量について、それぞれ評価を行う。また、災害廃棄物にかかる費用としては、発生から放射性 Cs 濃度を考慮した処分までの費用を用いた。

表 1-21 評価基準とそれに対応する評価指標

評価基準	評価指標
最終処分場の容量	輸送場所ごとの最終処分量
災害廃棄物処理にかかる費用	総費用 (輸送～処理～最終処分までの費用)

i) 最終処分場所による最終処分量の評価

災害廃棄物の処理により発生する最終処分量により評価を行う場合、どの最終処分場所の最終処分量に重点を置くかによって、それぞれ評価の考え方が変わる。それぞれの評価における利点や欠点を把握し、評価を行う前に優先度を決めておく必要がある。以下に、最終処分場所である管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)、管理型最終処分場(条件付)、中間貯蔵施設に着目した場合の影響を示す。

・管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)の容量

管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)に着目すると、最終処分場の残余容量の減少を抑えるためにも、より少ない最終処分量であるべきである。最終処分量の少ない処理システムを選択することは、処分場の延命化につながる。しかし、管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)への最終処分量が少ないということは、放射性 Cs の移行が他の最終処分物に集中し、管理型最終処分場(条件付)または貯蔵施設に回っていくことが考えられ、一概に良い方法と選択すべきではない。

・管理型最終処分場(条件付)の容量

管理型最終処分場(条件付)に着目すると、管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)の埋立や管理条件を厳しくした埋立方式に変える必要があり、その対応や場所の確保が必要になってくる。最終処分量の少ない処理システムを選択することは、条件を考慮する場所を小さくすることにつながり、より場所の確保が容易になり、経済的、周辺影響的にも有効なことである。しかし、処理する廃棄物濃度が高い場合は、より管理基準が厳しくなる貯蔵施設への最終処分量が増えている可能性がある。そして、廃棄物濃度が低い場合は、管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)への最終処分量が多くなる可能性があることを考慮しておく必要がある。

・中間貯蔵施設の容量

中間貯蔵施設に着目すると、濃度の高い処理物が輸送される場所であり、その対応や場所の確保が上記の最終処分場より困難になる。最終処分量の少ない処理システムを選択することは、貯蔵するための場所を小さくするために、大変重要なことである。しかし、濃度の高い災害廃棄物を処理

した際には、中間貯蔵施設の最終処分量に移行しなかった放射性 Cs が他の最終処分物に移行していることにつながり、管理型最終処分場(条件付)への輸送量を上昇させる可能性があることに注意する必要がある。

災害廃棄物を処理した際、放射性 Cs が空気中や炉内に蓄積しないと仮定すると、放射性 Cs は最終処分物にすべて移行する。ゆえに、各最終処分場所において最終処分量が少なくなれば、他の最終処分量が増えている、またはより圧縮されて濃度が高くなっていると考えられる。ゆえに、最終処分場所ごとに評価することはそれぞれ利点や欠点がある。しかし、各最終処分場での処分量は、最終処分先の確保がされているよりスムーズな処理システムを選択するために、把握すべき要素である。ゆえに、各最終処分場所による評価としては、それぞれにおける最終処分量を最少化する処理システムを選択した。

また、各最終処分場所の最終処分量は関係しているので、総合的な評価を行うためには、各最終処分場所の評価の優先順位を決める必要がある。福島県における災害廃棄物の処理の方針¹⁻¹⁾に示されているように、国としては、焼却施設や最終処分場の周辺住民や作業者の安全を確保することを大前提として、埋立処分量をできるだけ減少させることが望ましいとしている。ゆえに、評価の際には、濃度の高い処分物を扱うため、周辺住民や作業者の健康影響を及ぼすおそれのある中間貯蔵施設の最終処分量の最小化を優先した。同様に考え、影響を及ぼすおそれのある管理型最終処分場(条件付)の最小化を次に優先した。最後に管理型最終処分場(一般廃棄物最終処分場)の最小化に視点をあてて、評価を行った。

ii) 費用評価モデルの構造と構築

図 1-36 に災害廃棄物の流れを追った発生から処分までの構造を示す。災害廃棄物処理により発生する費用は、図 1-36 に示すように 3 つの処理工程により発生する費用(輸送費用、処理費用、最終処分費用)と、その他 2 つの費用(期限超過費用、初期建設費用)発生パターンがあったとした。処理工程により発生する費用としては、災害廃棄物が仮置場に貯留されているという状況を想定して、仮置場からまたは各処理施設からの輸送費用、処理施設の処理費用、最終処分場または中間貯蔵施設での処分費用(最終処分費用)がある。放射性物質の影響を考慮したいが、一般廃棄物処理において放射性物質の影響は考慮されてこなかったため、各費用において濃度に対応した重み付けをすることは難しい。ゆえに、今回は濃度によって輸送場所が変わる最終処分費用に対応させた。管理処理基準や保管処理基準を設定することにより、濃度の大きさによって、最終処分される場所が変わる。各最終処分場所における受入費用を設定して、放射性物質濃度を考慮した。また、その他の 2 つの費用としては、期限超過費用と除染施設や灰処理施設の初期建設費用がある。期限超過費用は、処理が遅れたことによる仮置場に貯留されている災害廃棄物から発生するリスクの費用を表している。仮置場における災害廃棄物の存在はいくつかの問題が引き起こされる可能性があり、期限超過費用は、その問題に対する代価を設定し算出する。初期建設費用は、既存施設の他に追加で建設した際に発生する建設費用を表している。

費用評価を行うために、処理システムにおける総費用を算出する。総費用には、図 1-36 の 5 つの費用を考慮して算出を行う。まず、各工程で発生する費用(輸送費用、処理費用、最終処分費用)を割り出し、それらの費用の合計を災害廃棄物処理量で割り、処理システム内で発生する 1 トンあたりの費用(1 トンあたりの処理システム費用)を算出した(数式 1-13)。次に、得られた 1 トンあたり

の処理システム費用より、計画される災害廃棄物量を掛け合わせ、除染施設や灰処理施設を新しく建設した場合の建設費用と期限超過費用を足し合わせて、災害廃棄物の処理にかかる総費用を算出した(数式 1-14)。1 トンあたりの処理システム費用と総費用の算出式を次式に示す。

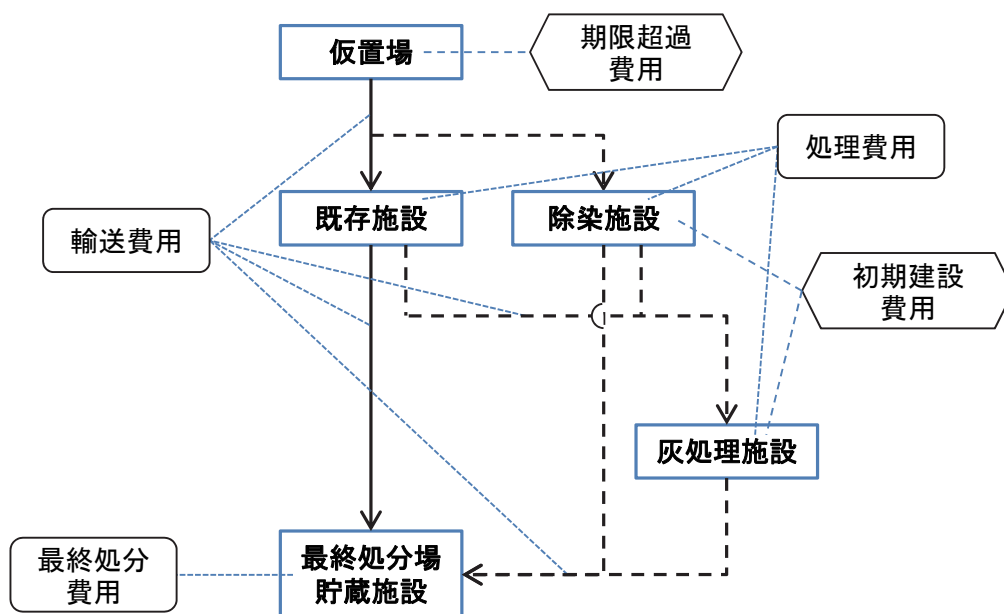


図 1-36 災害廃棄物の流れにより発生する費用

$$\left[\begin{array}{l} \text{1トンあたりの} \\ \text{処理システム費用} \\ \text{(円/ton)} \end{array} \right] = \frac{\{ \text{輸送費用(円)} \} + \{ \text{処理費用(円)} \} + \{ \text{最終処分費用(円)} \}}{\text{総処理量(ton)}} \quad (1-13)$$

$$[\text{総費用(円)}] = \left[\begin{array}{l} \text{1トンあたりの} \\ \text{処理システム費用} \\ \text{(円/ton)} \end{array} \right] \times [\text{計画処理量(ton)}] + [\text{初期建設費用(円)}] + [\text{期限超過費用(円)}] \quad (1-14)$$

iii) 費用設定

(輸送費用の算出)

輸送対象としては、仮置場から処理施設への輸送、処理施設から灰処理施設または最終処分物の受入場所への輸送を対象とした。輸送費用は、各輸送において計算を行い、足し合わせて算出した。輸送としてはトラックを使用するとして、トラックが運ぶ 1 トンあたりの車両維持費と人件費、燃料代を用いて、各輸送対象における 1 トンあたりの輸送費用を算出した(数式 1-15)¹⁻³²⁾。次に、各輸送対象における 1 トンあたりの輸送費用を足し合わせたものに、災害廃棄物シミュレーションにより運んだ輸送量をかけて輸送費用を算出した(数式 1-16)。1 トンあたりの輸送費用と輸送費用算出式を次式に示す。輸送費用の算出にあたり、設定した項目を表 1-22 に示す。また、輸送距離の設定

にあたっては、除染施設や灰処理施設の建設場所や最終処分場所によって変わってくる。今回は一律 20km として扱い、可搬式装置を用いている施設 1～2 は、仮置場がある現地で処理が行えるため、輸送距離を 0km として設定した。

$$\begin{aligned} \left[\text{1トンあたりの} \right. \\ \left. \text{輸送費用(円/ton)} \right] = & \frac{[\text{車両購入維持費用(円/台/日)}] \times [\text{運転手人件費(円/台/日)}]}{[\text{運搬車日当たり稼働数(回/台/日)}] \times [\text{運搬車積載量(ton/台/回)}]} \\ & + \frac{[1 \text{稼働当たり走行距離(km/回/台)}] \times [\text{燃料消費量(L/km)}] \times [\text{燃料単価(円/L)}]}{[\text{運搬車積載量(ton/台/回)}]} \end{aligned} \quad (1-15)$$

$$[\text{輸送費用(円)}] = [\text{輸送量(ton)}] \times \left[\begin{array}{c} \text{1トンあたりの} \\ \text{輸送費用(円/ton)} \end{array} \right] \quad (1-16)$$

表 1-22 輸送設定 ^{1-32), 1-33)}

項目	単位	設定値
運転手人件費	円/台・日	27,400
車両購入維持費	円/台・日	4,200
運搬車日当たり稼働数	回/台・日	5
運搬車有効積載量	ton/台・回	2
燃料消費量	L/km	0.25
燃料単価	円/L	120

(施設処理費用の算出と初期建設費用設定)

施設での処理費用としては、施設での処理前廃棄物 1 トンあたりの管理費用に災害廃棄物処理量をかかけた値とした(数式 1-17)。管理費用は施設規模の変化によって、費用は変わってくるが、規模が変化しても 1 トン当たりの管理費用は変わらないとして計算を行った。また、初期建設費用においても同じく、規模が変化しても処理能力 1 トンあたりの建設費用は変わらないとして計算を行った。必要とされる処理能力に応じた建設費用を設定した。処理費用算出式を次式に示す。また、表 1-33 に、必要とされる処理能力に応じた初期建設費用と 1 トンあたりの管理費用を示す。

$$[\text{処理費用(円)}] = [\text{処理量(ton)}] \times \left[\begin{array}{c} \text{1トンあたりの} \\ \text{施設管理費用(円/ton)} \end{array} \right] \quad (1-17)$$

表 1-33 各施設における初期建設費用と 1 トンあたりの管理費用 ¹⁻³¹⁾

施設	処理内容	初期建設費用(百万円)	管理費用(円/t)
既存	焼却	—	5,266
施設1	低温燃焼(可搬式)	12	6,181,000
施設2	炭化(可搬式)	42	137,000
施設3	熱分解・ガス化	710	12,933
施設4	再資源化(バイオエタノール)	3,000	7,200
施設5	熱分解・ガス化	2,300	6,773
施設6	ガス化溶融シャフト式	4,600	12,100
施設7	ガス化溶融流動床式	3,800	11,835
施設8	ストーカ式焼却炉	4,200	5,266
施設A	固形化	—	19,900*
施設B	洗浄除去	—	160,000*

*: 建設費用を 15 年で均等とした減価償却費用として、管理費用に足した値を用いた。

(最終処分費用の算出)

最終処分の費用としては、輸送される場所による廃棄物の受入費用を設定して、その費用に輸送される量を掛け合わせて算出した(数式 1-18)。管理型最終処分場(一般廃棄物)の受入費用としては、一般廃棄物の受入費用を参考にした ^{1-34), 1-35), 1-36)}。処分場によって受入費用に幅があり、6,000～15,000 円程度であり、一概に決めることは出来なかった。本研究では、ほぼ中間値となる 10,000 円と設定した。保管管理基準を超えた中間貯蔵施設へと輸送される最終処分物としては、特別な保管を目的とした処理のため、RI 廃棄物の受け入れを行っている日本アイソトープ協会が定める料金を採用した ¹⁻³⁷⁾。料金は体積あたりの提示であるため、換算密度として、灰の密度 2.331 g/cm^3 ¹⁻³⁸⁾ を使用した。これは、基本的に輸送されるものが灰であるとして設定した。また、管理処理基準を超えた最終処分物の特別な埋立や管理条件を有した管理型処分場への受入費用としては、各管理条件や埋立条件による明確な費用設定が困難なため、各受入費用を考慮して設定を行った。最終処分費用の算出式を次式に示す。また、表 1-34 に各最終処分場所における受入費用を示す。受入費用については、処分場または貯蔵施設内での濃度によって変動はないとして計算を行った。

$$[\text{最終処分費用(円)}] = [\text{最終処分量(ton)}] \times \left[\frac{\text{1トンあたりの}}{\text{受け入れ費用(円/ton)}} \right] \quad (1-18))$$

表 1-34 各最終処分場所における受入費用

施設	受入費用(円/ton)
管理型最終処分場(一般廃棄物)	10,000
管理型最終処分場(条件付)	100,000
中間貯蔵施設	1,000,000

（期限超過費用の設定）

期限超過費用を算出するにあたって、災害廃棄物が期限を超えて、仮置場に貯留されることによって発生するリスクを把握する必要がある。発生する問題としては、以下の3つが考えられる。

- ・ 土地利用に関する影響
- ・ 周辺環境への影響
- ・ 周辺住民への影響

土地利用に関する影響は、災害廃棄物が期間を超えて存在したことによる復興の妨げや、放射能汚染による土地の不活用等が挙げられ、環境整備阻害影響を考慮する必要がある。周辺環境への影響は、仮置場の災害廃棄物の長期間の貯留により、火災や悪臭、害虫が発生することが挙げられ、環境汚染影響を考慮する必要がある。また、周辺住民の影響は、貯留されている災害廃棄物を見た際に震災を思い出し、精神的に影響が発生すること、または放射性Csを含んだ災害廃棄物であるため、周辺住民の身体に害を与えることであり、精神的影響や健康影響を考慮する必要がある。期限超過費用を算出する際には、上記の3点を考慮して、費用化する必要がある。環境影響を費用化する方法としては、表明選好法、顕示選好法、実験経済学アプローチなど数多くの研究がされているので、これらの手法を用いて費用化を行うべきだが、今回は各手法を使用するのが困難な状況にある。そのため、本研究では、期限超過費用を自ら設定を行った。期限超過費用の設定には、費用関数の考え¹⁻³⁹⁾を用いて、固定費用(FC)と可変費用(VC)を設定した。FCとVCのイメージ図を図1-37に示す。a、b、cは仮置場の各影響による発生する費用を示したものであり、VCは足し合わせた費用($VC=a+b+c$)となる。FCは、輸送・処理・処分にかかる費用を設定した。既存施設のみを用いた処理システムにおける1年3ヶ月に要した費用から災害廃棄物処理量を割り、1トンあたりの災害廃棄物処理費用を算出した。VCにおいては、a、b、cの影響費用の合計を自ら設定を行った費用とした。また、放射性物質の濃度によってa、b、cの影響費用は、変わってくると想定されるため、濃度の重み付けを考慮して、本研究で評価を行う濃度ごとに設定を行った。仮置場における環境影響の費用設定は妥当なものか判断することが難しいため、図1-37のq日にあたる可変費用にあたる価格を変え、3パターン(VC1~3)に分けて、評価を行った。本研究では、期限を超えているものは既存施設の処理システムのみになるので、qは既存施設における処理にかかる日数として、その際の可変費用を表1-37に示す。基本のパターンとしては、可変費用をVC2とした。

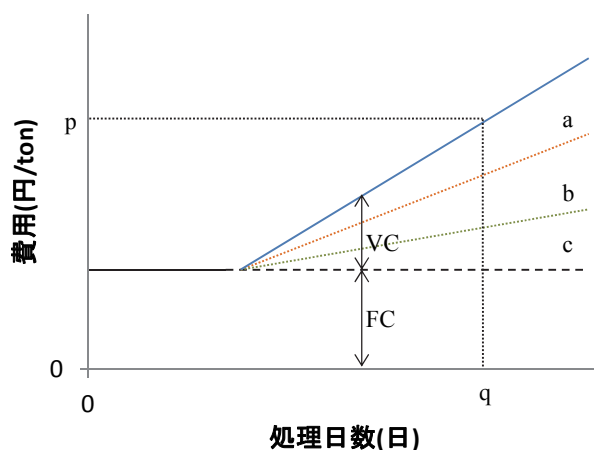


図 1-37 固定費用(FC)と可変費用(VC)のイメージ

表 1-37 可変費用の設定 (q : 既存施設における処理日数)

記号	可変費用(円/ton)	
	災害廃棄物 1,000Bq/kgの場合	災害廃棄物 10,000Bq/kgの場合
VC1	5,000	50,000
VC2	10,000	100,000
VC3	15,000	150,000

期限超過費用は、上記設定を用いて、以下の式により算出した。目標期間に到達した際の仮置場に存在する災害廃棄物残余量に固定費用と可変費用を足した環境影響を評価した値(環境影響評価値)を掛けた値とした(数式 1-19)。

$$[\text{期限超過費用(円)}] = \left[\begin{array}{l} \text{仮置場における} \\ \text{災害廃棄物残余量(ton)} \end{array} \right] \times [\text{環境影響評価値(円/ton)}] \quad (1-19)$$

(2) 災害廃棄物処理シミュレーションの評価

評価をするにあたって、前節でシミュレーション解析を行ったデータを用いた。福島県内での有効な処理システムを選択するために、濃度 1,000 Bq/kg を含む災害廃棄物の処理と濃度 10,000Bq/kg を含む災害廃棄物の処理、2つのパターンでの処理評価を行った。

i) 濃度 1,000 Bq/kg を含む災害廃棄物の処理評価

1) 最終処分場または貯蔵施設の最終処分量による評価

最終処分場または貯蔵施設の残余容量に着目して、最終処分量による評価を行った。図 1-38～1-40 に、それぞれの最終処分場または貯蔵施設に輸送される最終処分量を示す。

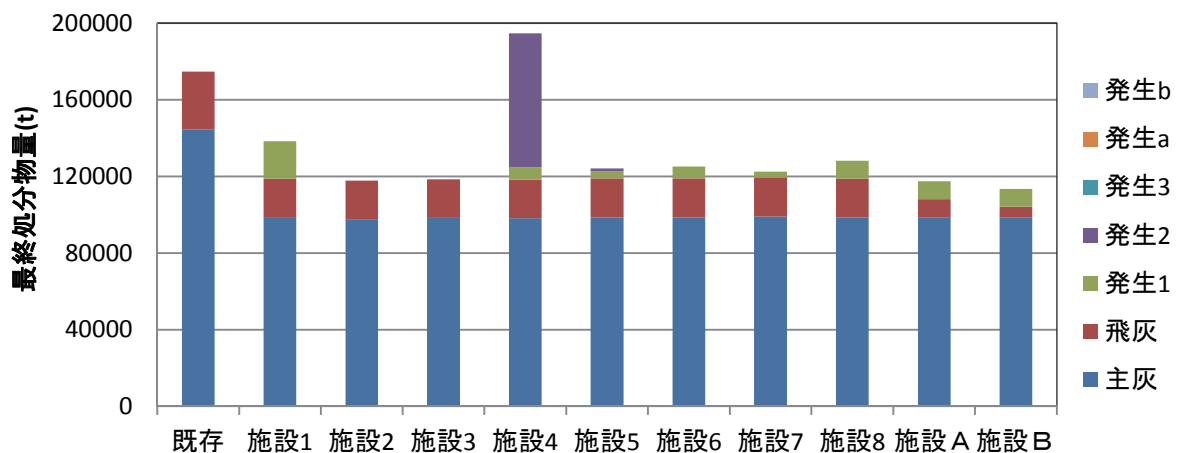


図 1-38 管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量

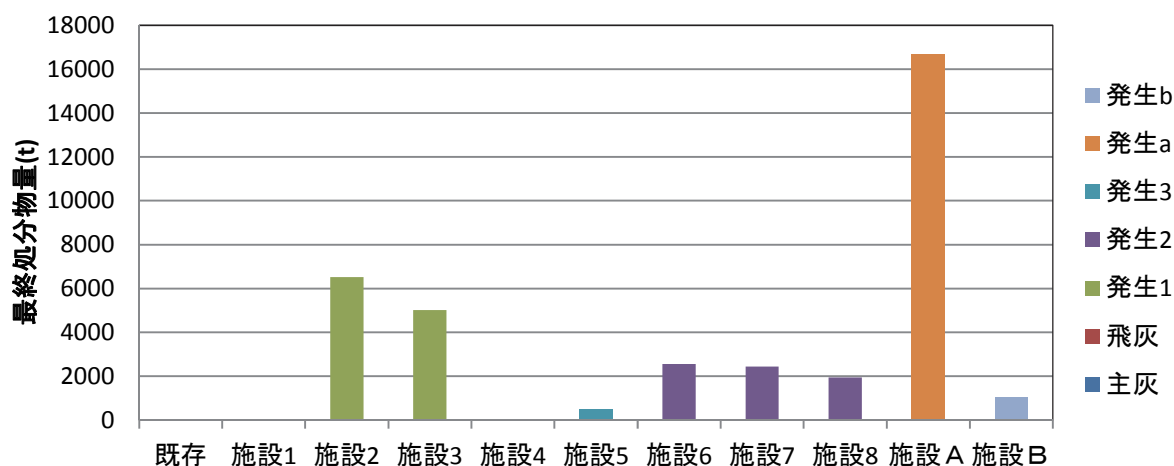


図 1-39 管理型最終処分場(条件付)の最終処分量

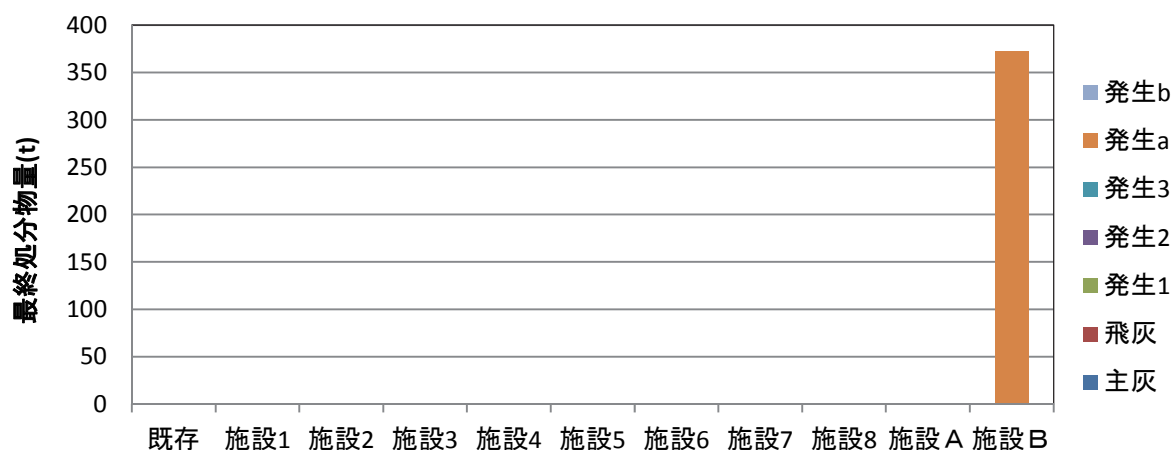


図 1-40 中間貯蔵施設の最終処分量

図 1-38 より、管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量は、灰処理を行う施設 B が最も少量になった。しかし、図 1-39, 1-40 より、施設 B の管理型最終処分場(条件付)または中間貯蔵施設において、最終処分量が発生していた。図 1-39 より、管理型最終処分場(条件付)の最終処分量は、既存施設、施設 1、施設 4 において、最終処分量が発生しなかった。しかし、既存施設、施設 1、施設 4 は他の施設と比べて、管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量が多くなっていた。図 1-40 より、中間貯蔵施設の最終処分量は、施設 B 以外すべての処理システムで発生しなかった。

それぞれでの最終処分場における評価と、優先度を考慮した評価を表 1-38 に示す。評価の程度としては、有効・非有効で示した。評価指標の優先順位により、既存施設、除染施設 1～8、灰処理施設 A～B、それぞれの比較を行う。まず、優先度の高い中間貯蔵施設の最終処分量が発生しない既存施設、除染施設 1～8、灰処理施設 A が有効な処理システムとして挙げられる。次に、その中から、管理型最終処分場(条件付)の最終処分量が発生しない既存施設、施設 1、施設 4 が有効な処理として挙げられる。最後に、管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量を比較すると、発生量が少なくなる施設 1 の処理システムが最も有効な処理システムとされた。また、非有効の評価としては、最

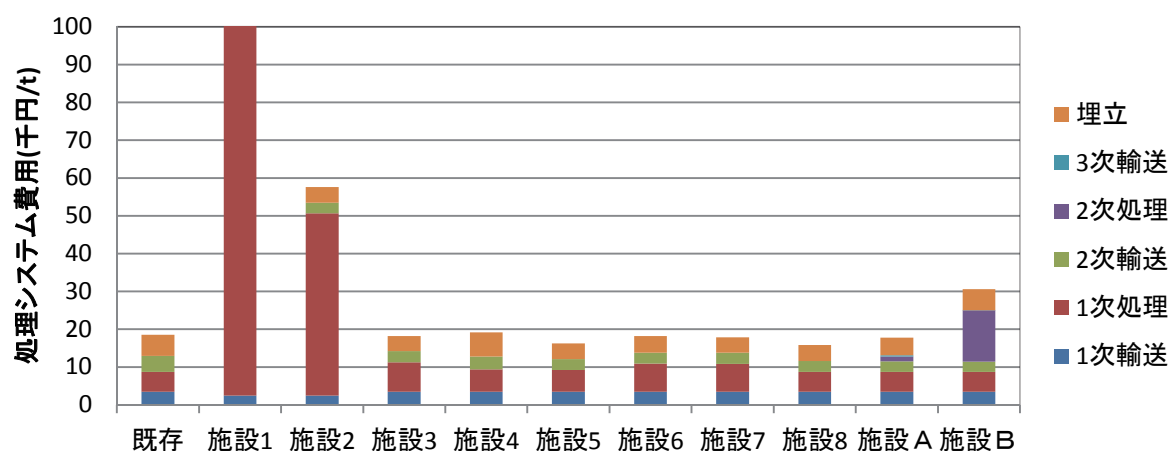
も発生量の多い処理システムを図 1-38 より読み取った。最終処分場または貯蔵施設の容量に着目した評価としては、濃度 1,000 Bq/kg を含む災害廃棄物処理を行う際、施設 1 に設定した可搬式の低温燃焼を利用した処理システムが有効であると判断できる。

表 1-38 最終処分量による評価

評価指標	処理システム評価	
	有効	非有効
管理型最終処分場(一般廃棄物) 最終処分量	施設B	施設4
管理型最終処分場(条件付) 最終処分量	既存、施設1,4	施設A
中間貯蔵施設 最終処分量	既存、施設1～4,A～B	施設B
優先度による最終処分量	施設1	施設B

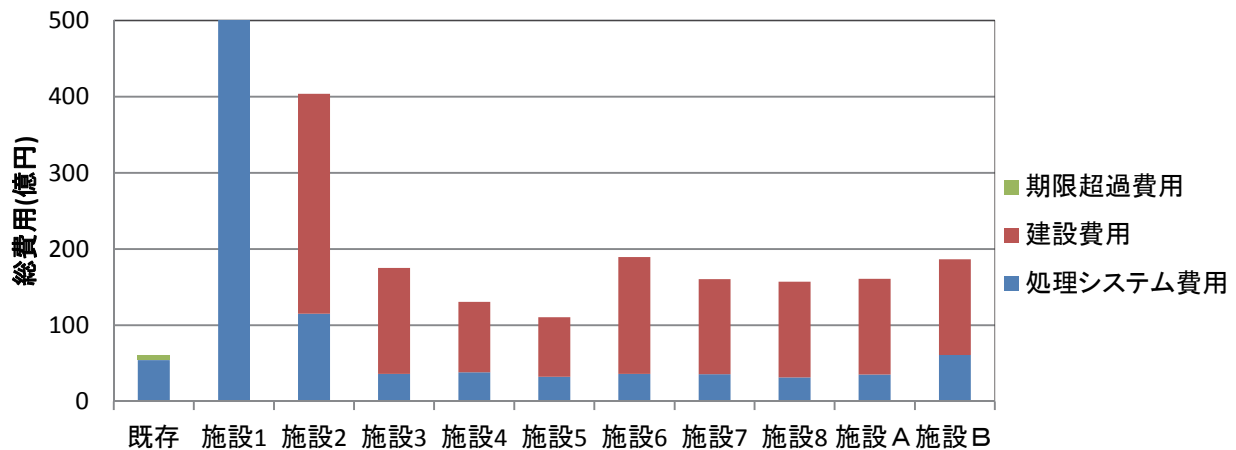
2) 災害廃棄物処理にかかる費用による評価

処理システムにおける災害廃棄物処理の価値に着目して、費用による評価を行った。図 1-41 に災害廃棄物 1 トンあたりの処理システム費用の比較を、図 1-42 に総費用の比較を示す。また、図 1-43 に期限超過費用における可変費用を変動させた際の既存処理システムにおける費用の違いを示す。



注) 施設 1 の処理システム費用:2,017 (1 次輸送:2、1 次処理:2,008、2 次輸送:3、埋立:4) 千円/t

図 1-41 災害廃棄物 1 トンあたりの処理システム費用



注) 施設1の総費用：6,510(処理システム費用：4,035、建設費用：2,495)億円

図 1-42 総費用

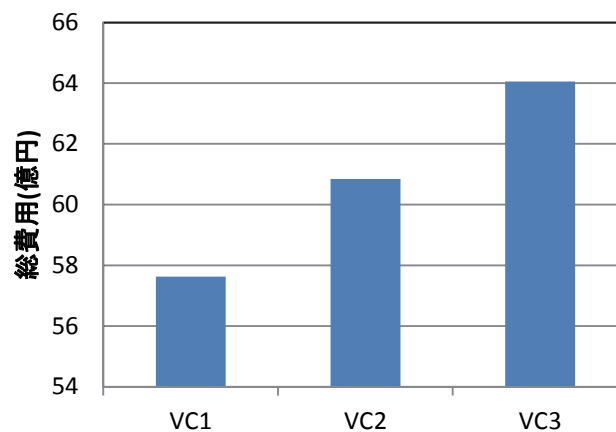


図 1-43 可変費用を変動させた際の既存処理システムにおける総費用

図 1-41 より、処理システム費用の評価を行うならば、処理費用の最もかからない施設 5 の処理システムが有効となった。濃度 1,000 Bq/kg の災害廃棄物を処理するため、管理処理基準や保管処理基準を超えるといった濃度による差が発生しにくく、埋立費用があまり変わらず、施設 5 から数百～千円程度の間で該当する施設がいくつもあった。図 1-42 より、総費用は既存施設による処理が最も費用が低く、適用されやすい処理システムとなった。どの施設においても建設費用が高く、総費用に影響を及ぼしていた。ゆえに、施設建設費用の発生しない既存施設が費用のかからない処理システムとなった。また、図 1-43 より、仮置場での影響による費用を変化させた際には、VC2 と VC3 の場合を比較すると、約 4 億円違う結果となった。図 1-42 の既存施設に加算して考えても、他と比べて既存施設の方が、費用が低く、適応されやすい処理システムとなった。

表 1-39 に、処理システム費用における評価と総費用による評価を示す。最終処分量による評価と同様、評価の程度としては、有効・非有効で示した。濃度 1,000 Bq/kg の災害廃棄物を考える際には、基本的には処理期間を超えた場合でも、既存施設による処理システムが、費用を抑えることが

でき、有効な処理システムだと判断できた。また、影響による費用がある程度変化したとしても、各施設の建設費用の影響が大きく、既存施設を用いた処理システムが有効と判断できた。非有効の評価としては、最も費用の多い処理システムを図 1-42 より読み取った。

表 1-39 災害廃棄物処理にかかる費用による評価

評価指標	処理システム評価	
	有効	非有効
処理システム費用	施設5	施設1
総費用	既存	施設1

ii) 濃度 10,000Bq/kg を含む災害廃棄物の処理評価

1) 最終処分場または貯蔵施設の最終処分量による評価

最終処分場または貯蔵施設の容量に着目して、最終処分量による評価を行った。図 1-44～1-46 に、それぞれの最終処分場または貯蔵施設に輸送される最終処分量を示す。

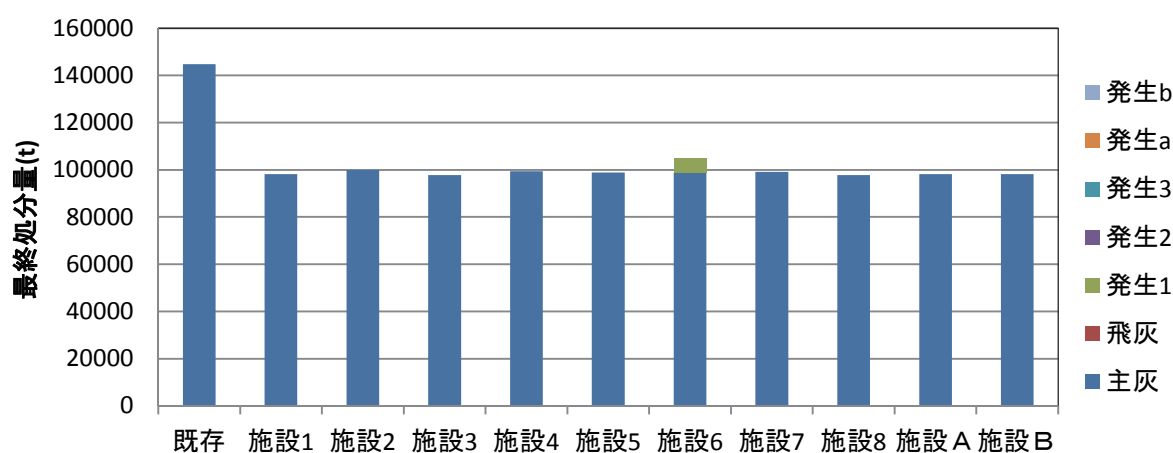


図 1-44 管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量

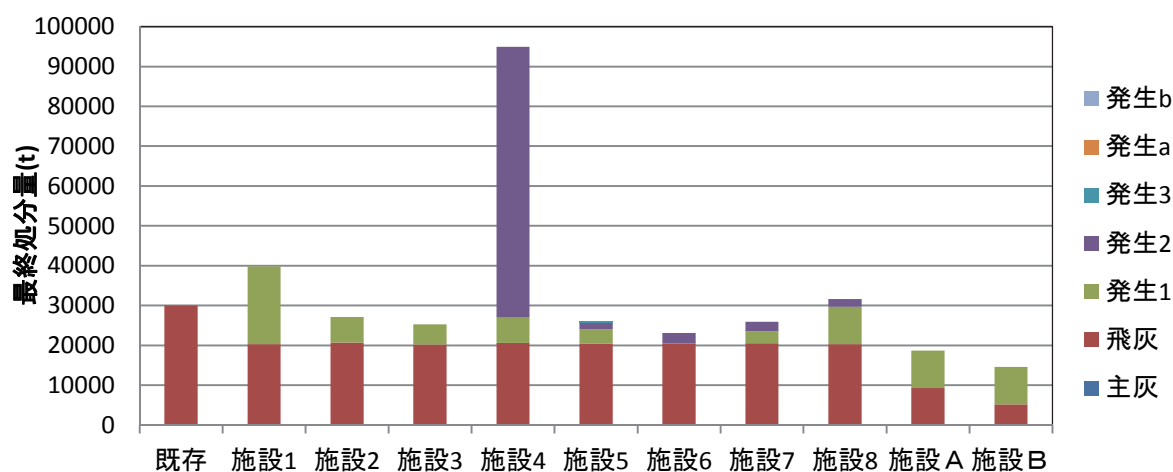


図 1-45 管理型最終処分場(条件付)の最終処分量

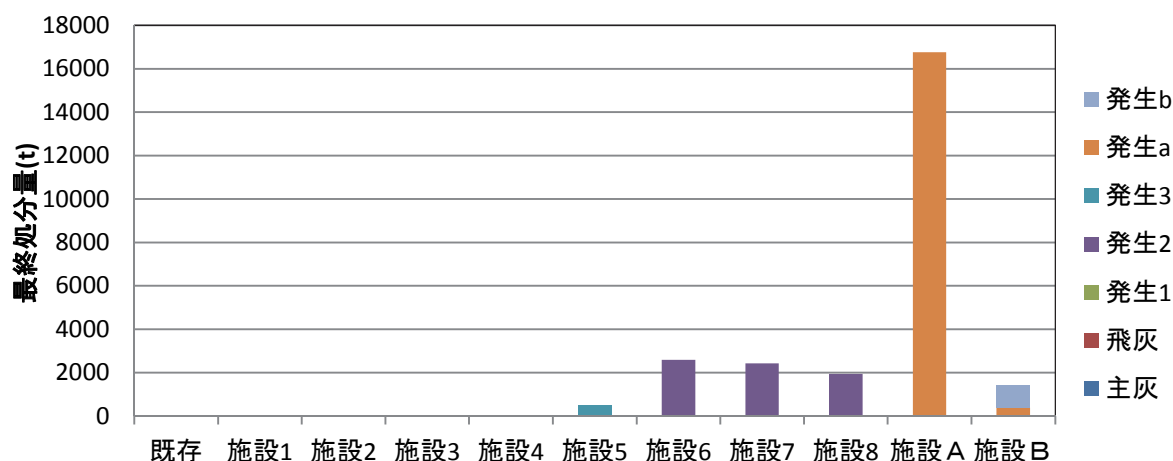


図 1-46 中間貯蔵施設の最終処分量

図1-44より、管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量は、ほとんどの施設で横ばいとなった。既存の最終処分量が大きい理由としては、処理日数を超えて処理を行っているため、目標期間後から災害廃棄物処理が終わるまでの間の一般廃棄物の主灰、飛灰が災害廃棄物により影響を受けているからである。図1-35より、濃度 10,000Bq/kg を含む災害廃棄物を処理した場合、主灰以外の最終処分物はほぼ管理処理基準以上の濃度となったため、管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量は主灰の量を示していると判断できる。災害廃棄物シミュレーションでは、発生量の変動を考慮しているため、管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量において有効な処理システムの選択はできなかった。図1-45より、管理型最終処分場(条件付)の最終処分量は、施設Bが最も少なかった。図1-46より、中間貯蔵施設の最終処分量は、既存、施設1～4において発生しなかった。

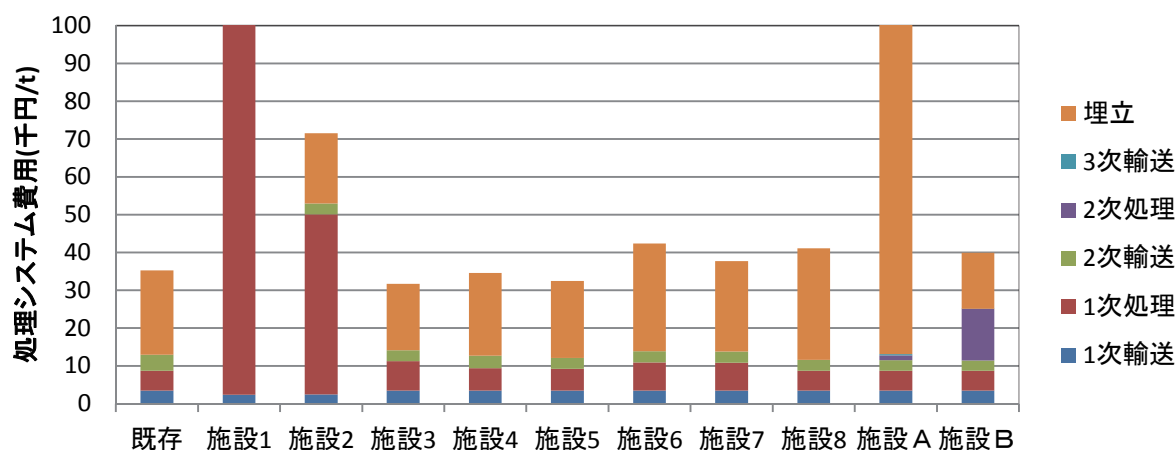
それぞれでの最終処分場における評価と、優先度を考慮した評価を表1-40に示す。評価の程度としては、有効・非有効で示した。評価指標の優先順位により、既存施設、除染施設1～8、灰処理施設A～B、それぞれの比較を行う。まず、優先度の高い中間貯蔵施設の最終処分量が発生しない既存施設、除染施設1～4が有効な処理システムとして挙げられる。次に、その中から、管理型最終処分場(条件付)の最終処分量が少ない施設3が最も有効な処理とされた。また、非有効の評価としては、最も発生量の多い処理システムを図1-38より読み取った。最終処分場または貯蔵施設の容量に着目した評価としては、濃度 10,000 Bq/kg を含む災害廃棄物処理を行う際、施設3に設定した熱分解・ガス化を利用した処理システムが有効であると判断した。

表 1-40 最終処分量による評価

評価指標	処理システム評価	
	有効	非有効
管理型最終処分場(一般廃棄物)最終処分量	施設1～6,8,A,B	既存
管理型最終処分場(条件付)最終処分量	施設B	施設4
中間貯蔵施設最終処分量	既存、施設1～4	施設A
優先度による最終処分量	施設3	施設A

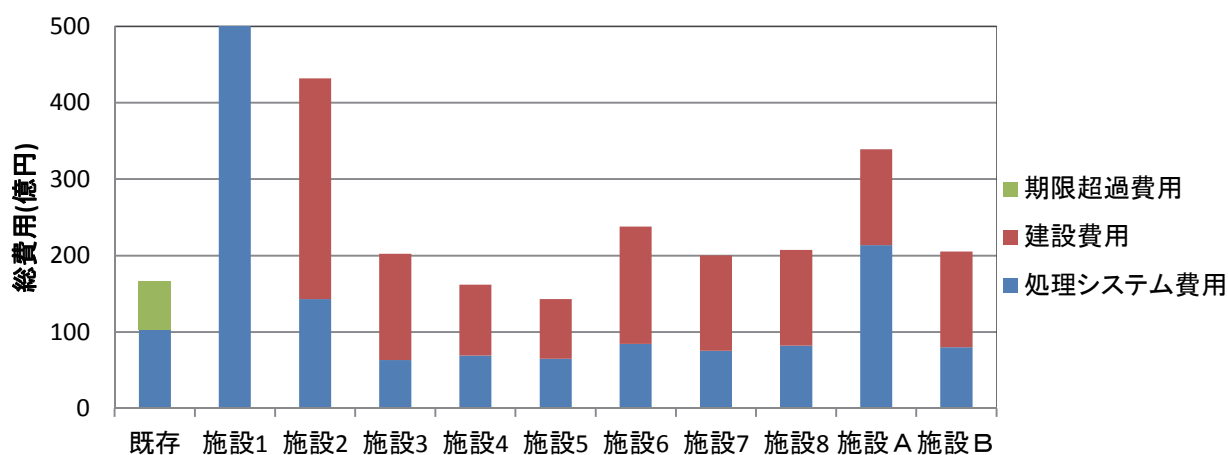
2) 災害廃棄物処理にかかる費用による評価

処理システムにおける災害廃棄物処理の価値に着目して、費用による評価を行った。図 1-47 に災害廃棄物 1 トンあたりの処理システム費用の比較を、図 1-48 に総費用の比較を示す。また、図 1-49 に期限超過費用における可変費用を変動させた際の既存処理システムにおける費用の違いを示す。



注) 施設 1 の処理システム費用 : 2, 048 (1 次輸送:2、1 次処理:2, 018、2 次輸送:3、埋立:25) 千円/t、
施設 A の処理システム費用 : 107 (1 次輸送:3、1 次処理:5、2 次輸送:3、2 次処理:1、埋立:94) 千円/t

図 1-47 災害廃棄物 1 トンあたりの処理システム費用



注) 施設 1 の総費用 : 6, 570 (処理システム費用:4, 095、建設費用:2, 475) 億円

図 1-48 総費用

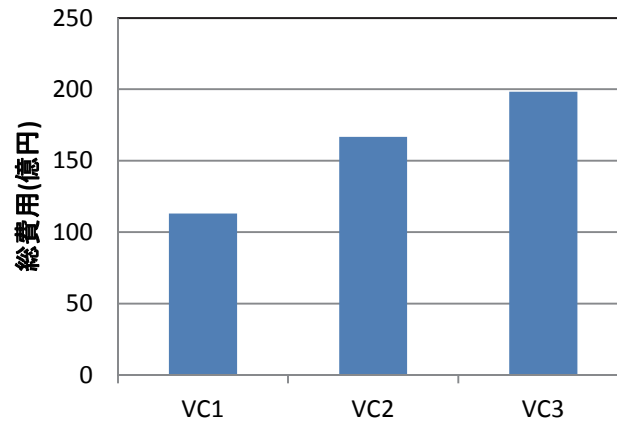


図 1-49 可変費用を変動させた際の既存処理システムにおける総費用

図 1-47 より、処理システム費用の評価を行うと、処理費用の最もかからない処理システムとして施設 5 (32.4 千円/トン) が有効となった。また、発生の変動を考慮すると、施設 3 (32.7 千円/トン) も処理費用は少ない処理システムと言えた。濃度 1,000 Bq/kg の災害廃棄物処理による費用と比べると、濃度 10,000 Bq/kg の災害廃棄物処理による費用は最終処分費用が大きくなっている。これは、管理処理基準または保管処理基準を超えたことにより、受取費用が変化したことが原因であると考えられる。図 1-48 より、総費用は施設 5 による処理が最も費用が低く、適用されやすい処理システムとなった。濃度 1,000 Bq/kg の災害廃棄物処理評価とは違い、既存施設における期限超過費用が影響を与えていたとされる。ゆえに、施設 5 が費用のかからない処理システムとなった。また、図 1-49 より、仮置場での影響による費用を変化させた際には、VC1 と VC2 の場合を比較すると、約 50 億円違う結果となった。そのため、図 1-48 の既存施設に減算して考えると、既存施設の方が、費用が低く、適応されやすい処理システムとなった。

表 1-41 に、処理システム費用における評価と総費用による評価を示す。最終処分量による評価と同様、評価の程度としては、有効・非有効で示した。濃度 10,000 Bq/kg の災害廃棄物を考える際には、施設 5 による処理システムが、費用を抑えることができ、有効な処理システムだと判断できるが、仮置場での影響評価の費用によっては、有効な処理システムが変わることとなった。ゆえに、処理システムを選定するためには、仮置場における災害廃棄物が貯留されていることによる影響の把握が必要となる。非有効の評価としては、最も費用がかかる処理システムを図 1-48 より読み取った。

表 1-41 災害廃棄物処理にかかる費用による評価

評価指標	処理システム評価	
	有効	非有効
処理システム費用	施設3,5	施設1
総費用	施設5、(既存)	施設1

以上のように、災害廃棄物評価基準を設定することによって、各処理システムの評価を試みた。評価基準は、最終処分場の容量と処理にかかる総費用に着目して設定した。最終処分場の容量における評価については、各最終処分場の最終処分量を評価指標に用いた。場所の確保が難しいということから、中間貯蔵施設の最終処分量を最小にすることを第一の優先とし、次に管理型最終処分場(条件付)の最終処分量の最小化、最後に管理型最終処分場(一般廃棄物)の最終処分量の最小化の順番で評価を進めた。濃度 1,000 Bq/kg の災害廃棄物処理の場合は、優先順位に従い評価を行うと、施設 1 が最も最終処分場所の確保が容易な処理システムとして挙げられた。濃度 10,000 Bq/kg の災害廃棄物処理の場合は、最終処分場の確保において、施設 3 が有効な処理システムとして挙げられた。

また、災害廃棄物にかかる費用における評価としては、各工程により発生する輸送費用、施設処理費用、最終処分費用、そして仮置場に貯留されている災害廃棄物から考えられる期限超過費用、新たな施設を建設した際の初期建設費用の、5つの費用を用いて算出した。濃度 1,000 Bq/kg の災害廃棄物処理の場合、施設 5 が最も処理システム費用(輸送+処理+最終処分費用)が低く、処理が行えるとされた。また、総費用においては、目標期限を超えて行った既存施設を用いた処理システムが最も有効であるとされた。これは、新たに建設費用が発生しないことが大きな要因となった。しかし、仮置場からの影響による費用換算の設定によっては、処理システム費用の比較同様施設 5 が最も有効な処理システムと言えた。濃度 10,000 Bq/kg の災害廃棄物処理の場合、処理システム費用の比較では、施設 3 もしくは施設 5 が有効であり、総費用においても同じく施設 5 が最も有効であるとされた。濃度 1,000 Bq/kg の総費用比較と結果が違うのは、期限超過費用による影響が大きかったと考えられる。そのため、その期限超過費用の変動を考慮すると、既存施設を用いた処理システムが最も費用を抑えることができる処理システムとされた。期限超過費用は、濃度 1,000 Bq/kg においては評価に対する変化も起こらず、建設費用の影響が大きかった。しかし、濃度 10,000 Bq/kg においては、影響する費用が大きいため、結果が変わり、より適切な設定が必要であるとされた。設定には、環境影響を費用化するのに検討されている、表明選好法を用いて、仮置場の周辺住民にアンケートを取る方法や、顕示選好法を用いて、土地の影響をはかるための土地の地価、および健康影響をはかるため治療費用を利用するといった、より各影響に対応した費用を用いる必要がある。

今回は災害廃棄物濃度を固定した 2 つの濃度における処理評価を行った。評価基準ごとに結果は変わり、それぞれにおいて利点や欠点が存在する。最終処分量による評価は、廃棄物の流れを止めないためにも把握すべき部分である。評価の考え方は、各自治体または政府による求められる要求によって変わってくるが、優先度を決めた評価は最終処分場所の確保のためにも必要だと判断した。また、費用による評価は、評価を受け取る側にとっても理解のしやすい基準であり、その評価は有効だと考えられる。費用の設定や環境影響の把握など評価の精度をさらに上げていく必要性は高いが、工程ごとの費用、そして施設費用や期限超過によるリスク費用を用いた、総費用による評価は、処理システム全体におけるより費用の低い処理システムを選択することができ、十分に評価を行えると判断した。他の評価基準としては、処分量による評価や処理にかかる日数、放射性 Cs 濃度に重きを置いたものが考えられるが、各工程の単体で考えていくべきことではなく、費用のように、処理システム全体を評価できる手法を用いるべきだと考えられる。

2. 1. 4 福島県内での除染廃棄物処理を仮定した場合の結果および考察

a) 福島市の廃棄物処理の現状

2.1.3において、放射性Csの動態を把握し廃棄物輸送動態モデルに組み込むことによって、一般廃棄物と同等の処理を災害廃棄物にも行うことを想定したシミュレーションを行えるようになった。しかしこの輸送動態モデルは、廃棄物の処理システムの構成要素プロセスがほぼ共通していることから、一般廃棄物処理に関するデータが揃っている京都市の廃棄物処理システムをモデルとして構築されている。ここではこのモデルを実際の福島市の処理システムをモデルとして構築しなおすために、福島市の廃棄物処理システムに関する情報¹⁻⁴⁰⁾をまとめる。

福島市には17の行政区がある。それぞれの人口を表1-42に示す。また、福島市の面積は767.47km²であり、福島県（13,782.76km²）の約5.6%にあたる。

表 1-42 福島市の各地区の人口

地区名	人口(人)
中央地区	39905
渡利地区	15511
杉妻地区	12196
蓬萊地区	11812
清水地区	35382
東部地区	11673
北信地区	31251
信陵地区	14900
吉井田地区	11306
西地区	7869
土湯温泉地区	498
立子山地区	1412
飯坂地区	21497
松川地区	14816
信夫地区	24104
吾妻地区	24250
飯野地区	5800
計	284182

福島市の一般廃棄物は17の行政区から以下の5つの分類に分けて収集される。この内資源ごみはさらに9つの分類に分けられる。

・廃棄物の収集区分

- ① 可燃ごみ
- ② 不燃ごみ
- ③ 粗大ごみ
- ④ 資源物
- ⑤ 持ち込みごみ

・資源物の収集区分

- | | |
|--------------|---------------|
| ① スチール缶、アルミ缶 | ② 紙パック |
| ③ 段ボール | ④ 新聞・チラシ |
| ⑤ 雑誌・本 | ⑥ 瓶類（無色、茶色など） |
| ⑦ ペットボトル | ⑧ プラスチック製包装容器 |
| ⑨ その他の紙製容器包装 | |

・廃棄物の物理組成分類

- | | |
|-----------------|-----------|
| ① 紙・布類 | ② 木・竹・わら類 |
| ③ ビニール・合成樹脂・ゴム類 | ④ 厨芥類 |
| ⑤ 不燃物類 | ⑥ その他 |

福島市で現在稼働中の廃棄物処理施設の中で、輸送動態モデルに組み込む施設と処理能力を以下に述べる。

A. 焼却施設

- (1) あぶくまクリーンセンター焼却施設

焼却処理能力：240 トン／日

灰固形化能力：16.8 トン／日

- (2) あらかわクリーンセンター焼却施設

焼却処理能力：220 トン／日

灰溶融能力：20 トン／日

B. 資源化施設

- (1) あぶくまクリーンセンター資源化工場

プラスチック製容器包装を資源化する施設

処理能力：10 トン／日

- (2) あらかわクリーンセンター資源化工場

プラスチック製容器包装以外の資源物を再資源化する施設

それぞれの処理能力は以下のとおり。

缶類：11 トン／5 時間

瓶類：20 トン／5 時間

ペットボトルおよびプラスチック：11 トン／5 時間

不燃物および粗大ごみ：60 トン／5 時間

- (3) バイオ・ディーゼル燃料精製施設

廃食用油を再生する施設

バイオ・ディーゼル燃料精製能力：100L／日

- (4) リサイクルプラザ

使用可能な不要物を回収し、販売する施設

C. 破碎施設

(1) あぶくまクリーンセンター破碎施設

破碎処理能力：50 トン／5 時間

(2) あらかわクリーンセンター破碎施設

破碎処理能力：不明（モデルではあぶくまと同等の 50 トン／5 時間とした）

D. 埋立処分場

(1) 金沢第二埋立処分場

域外での最終処分をしていない福島市にとって唯一の最終処分場

福島市における平成 23 年の一般廃棄物の各分類・各処理の搬入量を表 1-43 に示す。

表 1-43 各分類および処理ごとの年間搬入量

分類・処理ごとの搬入量		搬入量(トン／年)
可燃物		65815
不燃物		6251
粗大ごみ		997
持ち込みごみ	可燃物	34923
	不燃物	1732
	資源物	181
土砂		306
資源物	缶類	861
	瓶類	1801
	ペットボトル	1001
	紙類	6003
	プラスチック製容器包装	1719
犬猫等死体処理		2454
破碎処理	金属	2293
	可燃物	2197
	不燃物	5501
焼却処理	あぶくま	39869
	あらかわ	64182
資源化処理	缶類	680
	瓶類	947
	ペットボトル	744
	紙類	5983
	プラスチック製容器包装	1295

b) 福島市における廃棄物輸送動態モデルの構築

(1) 福島市の廃棄物処理システム

本研究では、福島市における廃棄物処理を扱うが、福島市のデータは変動を考慮出来るほど十分には収集出来なかった。したがって、福島市のデータが不十分な場合は、データが十分にある京都市の実績値から平均や標準偏差、変動率（＝標準偏差／平均）などを求め利用する。京都市のデー

タにおいて、廃棄物の収集区分別発生量など、データが十分に得られていて分布特性が確認できる場合は、パラメトリックな手法であるモンテカルロ法を適用し、モデルを構築する。廃棄物の物理的組成別元素組成など、分布特性関数を特定できない場合はブートストラップ法を適用してモデルを構築する。2つの手法を用いることで、システムにおける廃棄物の量や構成元素の動態に大きな影響を及ぼすと考えられる要素の変動を表現する。変動を考慮するパラメータと、使用する手法を表1-44に示す。また、福島市の一般廃棄物処理システムを図1-49に示す。

表 1-44 変動を設定するパラメータと使用データ

統計的手法	変動を設定するパラメータ	使用データ
パラメトリック (モンテカルロ法)	物理組成別廃棄物量（定期収集ごみ）	京都市実績値 1-12), 1-13), 1-14) 福島市実績値 1-40)
	収集区分別廃棄物量	
	焼却処理残渣率	
ノンパラメトリック (ブートストラップ法)	物理組成別廃棄物元素組成	文献値 1-15), 1-16), 1-17)
	プラスチックごみ中に占める 塩化ビニルの割合	文献値 1-18), 1-19)

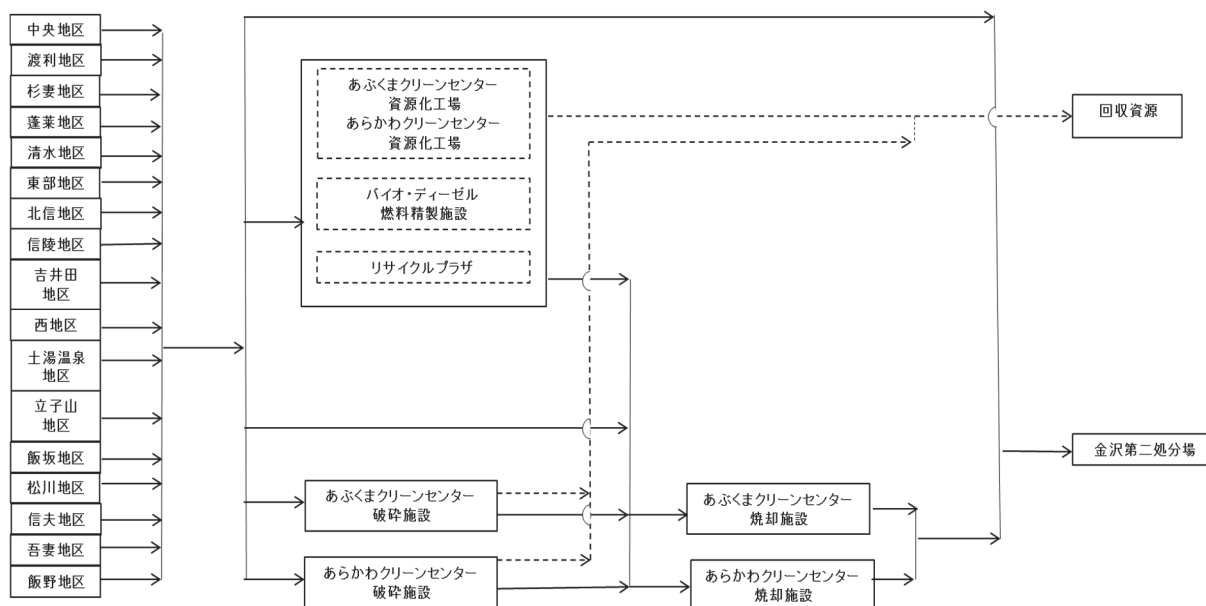


図 1-49 福島市の一般廃棄物処理システム

福島市の一般廃棄物は17の行政区から前述した5つの分類に分けて収集され、この内資源ごみはさらに9つの分類に分けられる。また、福島市の可燃ごみの組成は前述した6種類であるが、数学モデル中での廃棄物の物理組成は、以下の14分類とした。福島市の6種類の組成をモデルの組成に割り振る。配分比が不明なものに関しては、京都市のデータと同じ比になるようにした。

廃棄物の物理組成分類

- | | |
|--------------------|--------------------|
| ① 紙・セロファン類 | ② 厨芥類 |
| ③ 繊維類 | ④ 木竹・わら類 |
| ⑤ その他可燃 | ⑥ プラスチック類 |
| ⑦ ゴム・皮革 | ⑧ 瓶・ガラス類 |
| ⑨ 金属類 | ⑩ 土砂・陶磁器・がれき類 |
| ⑪ その他不燃 | ⑫ 回収資源（缶・瓶・ペットボトル） |
| ⑬ 回収資源（プラスチック放棄包装） | ⑭ 回収資源（その他） |

（２）パラメータの設定

福島市の一般廃棄物は 17 の行政区から 13 の分類に分けて収集される。その収集区分と上記のモデルの組成分類ごとに、発生量、重量組成を設定する。福島市における各行政区別の廃棄物発生量、もしくは収集される日量は明らかではない。各区によって発生量と物理組成に多少の特徴があり、その上、ごみは毎日発生するが収集されるのは地区毎に家庭ごみで週 2 回となっていることから、収集日毎の収集量も当然異なっている。しかし、一般廃棄物という性質を考え、長い時間スパンにおいてその変動は小さく、廃棄物発生量は人口の比に等しいとみなすことができる。1 日あたりの発生量に対しても同様に考え、モンテカルロモデルにより決定した 1 日あたりの廃棄物排出量を、各行政区の人口比に従って配分することにした。なお、小型金属ごみについては、資源ごみ中に占める比率を京都市における収集実績から設定することで発生量を決定した。

物理組成についても発生量と同様に考え、同じ収集区分のごみであれば、いずれの地区から収集してもその組成は同じであるとした。但し、定期収集ごみについては、モンテカルロモデルにより決定した物理組成別の廃棄物量を使用した。また福島市と京都市で共にデータが記載されていない資源ごみについては、資源ごみ（缶・ビン・ペットボトル）の重量組成に関しては京都市環境局の「家庭ごみ細組成調査報告書」¹⁻²¹⁾から、資源ごみ（プラスチック容器包装）の重量組成に関しては東京都中野区でなされた平成 21 年度家庭ごみ組成分析調査の結果¹⁻²²⁾から推定した。資源ごみ（その他）の重量組成については他の廃棄物と違い各拠点で分別されたものを回収する拠点回収であるため、すべて回収資源に搬出されると設定した。大型ごみの重量組成に関しては東京都清掃事業概要〔ごみ性状調査〕から推定し、その他ごみに関しては発生量自体が少ないことと、同じ市収集ごみであることから、物理的組成は定期収集ごみと同一であると推定した。表 1-45 に福島市のデータとして設定した一般廃棄物の物理組成別重量比（湿重量%）を示す。

表 1-45 福島市における一般廃棄物の物理組成別重量比（湿重量%）

		定期収集 ごみ	資源ごみ			大型ごみ	その他ご み	持ち込み ごみ	含水率
			缶・瓶・ ペットボ トル	プラスチッ ク製容器 包装	その他				
可 燃 物	紙・セロファン類	49.9	0.4	4.11	0.0	1.5	49.9	18.0	22.9
	厨芥類	11.7	1.6	4.41	0.0	0.0	11.7	1.7	72.8
	繊維類	5.6	0.0	0.62	0.0	27.7	5.6	15.0	24.3
	木竹・わら類	7.7	0.0	0.35	0.0	50.3	7.7	53.2	23.1
	その他可燃物	4.6	0.0	1.19	0.0	10.9	4.6	0.1	44.2
	プラスチック類	18.2	5.5	8.02	0.0	4.6	18.2	6.3	20.9
	ゴム・皮革	0.9	0.5	1.2	0.0	1.9	0.9	0.0	8.2
	小計	98.6	8.0	19.9	0.0	96.9	98.6	94.3	44.2
不 燃 物	ガラス類	0.3	9.0	0.0	0.0	0.1	0.3	1.4	0.7
	金属類	0.6	2.6	0.0	0.0	3.1	0.6	3.9	8.2
	土砂・陶磁器・灰	0.5	0.6	0.0	0.0	0.0	0.5	0.4	3.1
	その他不燃物	0.0	0.5	6.9	0.0	0.0	0.0	0.0	4.7
	小計	1.4	12.7	6.9	0.0	3.1	1.4	5.7	48.3
回収資源(缶・瓶・ペットボトル)		0.0	79.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	7.5
回収資源(プラ包装)		0.0	0.0	72.9	0	0.0	0.0	0.0	0.0
回収資源(その他)		0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0	0.0
合計		100	100.0	100.0	100.0	100	100	100	100

※：廃棄物流動の数値シミュレーションでは、モンテカルロモデルにより決定した物理組成別重量を用いる。

処理システムが平常に運用されている状況下では、システムを構成する各プロセスの廃棄物処理能力や処理前後の貯留容量が、処理を要する廃棄物の量をわずかも上回れば排出される廃棄物の全量を処理できる。ゆえに、発生源における廃棄物の異常滞留など、目に見える形の悪影響が日常生活に及ぶことはない。処理能力や貯留容量の余裕は一般廃棄物処理システムにおけるリスクの顕在化を吸収する能力、すなわち異常時におけるシステムのリスク弾力性を支配する主要な要素の一つである。各処理プロセスの処理能力は、福島市における各施設の処理能力から設定した¹⁻⁴⁰⁾。さらに各プロセスの前後貯留容量は、厚生労働省による「ごみ処理施設構造指針」を参照して、平常時における各プロセスの廃棄物処理能力の2日分とした。平常時の処理能力は、福島市における処理実績から設定した値を用いた。表 1-46 に設定した各処理施設の処理能力と前後貯留容量を示す。

表 1-46 各処理施設の処理能力と貯留容量

処理施設		処理能力 (ton/day)	稼働率 (%)	実処理能 力	減量率(%)	貯留容量(ton)	
						前貯留量	後貯留量
クリーンセンター (焼却施設)	あぶくま	240	80.0	192	80	384	76.8
	あらかわ	220	80.0	176	80	352	70.4
破碎施設	あぶくま	50	68.5	40	－	80	346
	あらかわ	50	68.5	40	－	80	128
再資源化施設	あぶくま	10	80.0	8	－	16	－
	あらかわ	102	80.0	81.6	－	163.2	－
	バイオ・ディーゼル燃料精製	0.1	80.0	0.08	－	0.16	－
	リサイクルプラザ	0	80.0	0	－	0	－

・輸送割合の設定

輸送マトリックスは、処理プロセス間の廃棄物の輸送を支配する数学モデル中の重要なパラメータである。処理マトリックスが処理プロセスの機能の技術的要因により客観的に設定されるのに対し、輸送マトリックスは、一般廃棄物の処理システムをどのような戦略に基づいて構成するか、すなわち処理システムの設計や運用方針を反映して決定される。ここでは福島市における廃棄物の処理計画を参照して輸送マトリックスを決定した。またその際、以下の仮定 1～6 を採用した。

1. 定期収集ごみが搬入されるクリーンセンターの選択は、各地区から 2 つのクリーンセンターへの距離を考慮し、処理計画と実際の搬入量に準じてその割合を設定した。
2. 資源ごみは各クリーンセンターの資源化工場へ運ばれ、有用資源は回収され、その他は各クリーンセンターで焼却処理されるとした。
3. 大型ごみ、持込ごみの一部は各破砕施設に運ばれる。その比率は破砕処理計画値から推測した。
4. 持込ごみのうち、不燃分は金沢第二埋立処分場で、可燃分は各クリーンセンターでそれぞれ持ち込みを受け付けている。不燃分は直接埋立され、大型ごみと思われる一部は破砕施設に持ち込まれる。可燃分はクリーンセンターで焼却処理される。
5. その他ごみには主に土砂が含まれる。
6. 福島市において可燃ごみの定期収集はすべて業者委託なので、業者収集ごみという分類は考えないこととし、発生量を 0 に設定した。

・処理減量率の設定

1) 発生源における処理減量率

発生源においては、廃棄物は質や量の変化を受けずに一時貯留され収集される。つまり、発生源における処理マトリックスは単位行列で表される。よって、発生源における有価物の回収は廃棄物と認定される前に行われ、廃棄物と認定された後は、単に貯留され搬出を待つのみであるとした。

2) 焼却による処理減量率

焼却施設に搬入された廃棄物は、焼却された後、焼却残渣として他のプロセスあるいは埋立処分場へと搬出される。焼却処理マトリックスを設定する際、焼却条件は廃棄物組成等の変化には依存せず、また不燃成分の焼却による重量変化はないものと仮定した。定期収集ごみの焼却残渣中に占める廃棄物の物理組成別寄与率と、定期収集ごみの物理組成データから、物理組成別に焼却残渣率を推定し、焼却処理マトリックスを設定した。さらに、可燃分の焼却処理残渣率は、モンテカルロモデルにより決定した廃棄物全体としての焼却処理残渣率に比例するとして、次式のように補正した。

$$\begin{aligned} (\text{物理組成別焼却処理残渣率}) &= (\text{物理組成別焼却処理残渣率の平均値}) \times \\ &\quad (\text{焼却処理残渣率}) / (\text{焼却処理残渣率の平均値}) \quad (1-20) \end{aligned}$$

3) 破碎による処理減量率

大型廃棄物は破碎によって減容され、可燃物と不燃物とに分別されると共に、有価物が回収される。福島市では回収される有価物の詳細なデータがないので、京都市で回収されている鉄分を考慮する。破碎処理はそれに続く焼却処理施設における焼却を容易にするための前処理工程として位置づけられている。資源ごみとして回収された小型金属ごみは、一旦破碎施設に搬入されて破碎された後、大型廃棄物中に含まれていた鉄分とともに回収される。破碎処理のマトリックスは単位行列を基本に、鉄分回収に対応する要素値¹⁻²³⁾のみを変更して設定した。

4) 再資源化による処理減量率

福島市では、上記のように様々な種類の資源回収が行われている。このうち、プラスチック製容器包装はあぶくまクリーンセンターの資源化工場で、その他の資源物はあらかじめクリーンセンターの資源化工場でそれぞれ資源化される。本研究では、分別回収された缶・びん・ペットボトル、プラスチック容器包装等の資源に関しては全量が再利用されるものとした。

各処理プロセスにおける処理残渣率をまとめて表 1-47 に示す。

表 1-47 各処理プロセスにおける物理組成別廃棄物処理残渣率

組成成分		焼却処理*	圧縮・破碎	再資源化
可燃物	紙・セロファン類	0.1446	1	1
	厨芥類	0.101	1	1
	繊維類	0.0507	1	1
	木竹・わら類	0.0775	1	1
	その他可燃物	0.1095	1	1
	プラスチック類	0.079	1	1
	ゴム・皮革	0.2051	1	1
不燃物	ガラス類	1	1	1
	金属類	1	0.24	1
	土砂・陶磁器・灰	1	1	1
	その他不燃物	1	1	1
回収資源(缶・瓶・ペットボトル)		1	1	0
回収資源(プラスチック容器包装)		1	1	0
回収資源(その他)		1	1	0

*: 廃棄物全体の焼却処理残渣率が平均値をとる時の値を示す。

c) 福島市における災害廃棄物処理シミュレーション

(1) 処理シナリオの設定

一般廃棄物中の放射能濃度については、各状況によって測定されていないところが多く、データが少ない。宮城県で行われた災害廃棄物放射能濃度測定調査業務では、109 Bq/kg 含まれるという結果であった¹⁻²⁴⁾。よって、福島県における一般廃棄物中の濃度は 109 Bq/kg 以上のものが多いと推測される。発生する処理物の濃度は、災害廃棄物の処理方法によって変わるが、処理によって放射性 Cs が濃縮するために、処理基準を超える濃度となる可能性がある。処理基準としては、管理処理基

準となる 8,000 Bq/kg 以下のものは通常通りの処理が行えると判断され、一般廃棄物処理の通常通り一般廃棄物最終処分場(管理型最終処分場)に運ばれる。8,000Bq/kg 以上であり、保管処理基準となる 100,000 Bq/kg 以下のものは、埋立や管理条件の整っている管理型最終処分場に運ばれる。100,000 Bq/kg 以上の廃棄物については一定の間、安全に集中的に管理・保管を行う中間貯蔵施設において貯蔵される方針となっている。

福島県内の災害廃棄物の対応としては、濃度の高い災害廃棄物が含まれていることから、他の被災地とは違い県外での広域処理はせずに、県内での処理が進められている。福島県内の一般廃棄物には 109Bq/kg 以上は含まれていると推測される。よって、一般廃棄物中の濃度をおよそ 2 倍の 200Bq/kg で一定とする。また、災害廃棄物は放射性 Cs が数百～数万 Bq/kg 程度含まれている可能性があり、除染作業により土壌 1kg あたり 5,000Bq 以上の農地の表土を削り取るので、災害廃棄物の濃度は 10,000Bq/kg とする。管理処理基準内に処理を終えたいが、濃度が高いため、処理を行うとほぼ確実に基準は超える上に、保管処理基準を超える場合もある。しかし、処理をせずに埋立を行うと最終処分地が足らず、最終処分場が飽和状態となる。基本方針にも示されているように、災害廃棄物の処理において、減量・減容化は必須である。そのため、高濃度の災害廃棄物を処理する方法として、既存の処理施設の利用以外にも、環境省の除染技術実証事業において、高濃度を考慮した処理・処分方法が検討されている。災害廃棄物処理は、既存施設を利用して処理を行うが、放射性 Cs の影響のため広域処理を行えないことから、災害廃棄物を全量処理するために新たな処理施設の建設は不可欠になっている。既存施設での処理を想定して行った上で、全量を処理するために環境省で検討されている処理施設(以下、除染施設)を建設すると想定して、シミュレーションを行った。また、焼却灰に対しての減量化や放射性 Cs の濃縮技術も検討されているため、その処理システムの評価を行うため、量をカバーするための仮設焼却炉とその後の処理を行う施設(以下、灰処理施設)を建設した場合を想定してシミュレーションを行った。処理すべき除染廃棄物の量は福島県全体の除染廃棄物量と福島県に対する福島市の面積比を考慮して 20 万トン。期間は 5 年間とした。都市全体で処理を進めていくこととし、焼却灰等の濃度変化や最終処分量の増加、仮設施設に必要な処理能力の把握を行った。

(2) 基礎的情報の設定

i) 処理施設における放射性 Cs 移行割合の設定

シミュレーションに必要な情報として、放射性 Cs の移行を把握するための各施設における移行割合と、高濃度災害廃棄物を処理するための除染施設や灰処理施設の建設期間の設定が必要である。既存施設の設定を表 1-48 に、新たな建設施設の設定を表 1-49, 1-50 に示す。表 1-48 より、福島市の既存施設である、あぶくまクリーンセンターとあらかわクリーンセンターの焼却施設はともにストーカー式なので、既存施設にはストーカー式の値を用いてシミュレーションを行った。表 1-49 は焼却以外の方法として挙げられている除染施設であり、表 1-50 は焼却後の灰処理として挙げられている灰処理施設である。施設規模によって処理能力等は変わってくるが、能力変化による放射性 Cs の移行の変化は報告されていないため、表の設定を用いた^{1-6), 1-7), 1-30), 1-31)}。また、シミュレーション期間が長いと建設期間はすべての施設で考えないことにした。

表 1-49, 1-50 より、以下では除染施設の略称を施設 1～8 とし、灰処理施設の略称を施設 A～C とした。

表 1-48 既存施設の放射性 Cs 移行割合

処理施設	処理方式	発生物1		発生物2	
		名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)
焼却	ストーカ式	主灰	33.6	飛灰	66.4
	流動床式*	飛灰	80～100	-	-
灰溶融	電気式*	スラグ	0～40	溶融飛灰	60～100
	燃焼式*	スラグ	0～40	溶融飛灰	60～100
ガス化溶融	シャフト式	スラグ	3.1	溶融飛灰	96.9
	流動床式	スラグ	8.4	溶融飛灰	91.6

* : 移行に幅があるため、稼働するたびにランダムに選択させて、移行割合を設定する。

表 1-49 除染施設の放射性 Cs 移行割合

	処理内容	処理能力 (t/日)	建設期間 (ヶ月)	発生物1		発生物2		発生物3		発生物4	
				名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)
施設1	低温燃焼(可搬式)	0.008	2	灰	100.0	-	-	-	-	-	-
施設2	炭化(可搬式)	0.24	2	炭	100.0	-	-	-	-	-	-
施設3	熱分解・ガス化	10	4	残渣	100.0	-	-	-	-	-	-
施設4	バイオエタノール化	167	12	吸着剤	86.9	残渣	5.8	液体残渣	5.8	エタノール	2.1
施設5	ガス化・燃焼・固化	88	8	灰固化	20.0	残渣1	11.8	残渣2	69.5	-	-
施設6	ガス化溶融(シャフト式)	90	8	スラグ	3.1	溶融飛灰	96.9	-	-	-	-
施設7	ガス化溶融(流動床式)	90	8	スラグ	8.4	溶融飛灰	91.6	-	-	-	-
施設8	焼却(ストーカ式)	90	8	主灰	33.6	飛灰	66.4	-	-	-	-

表 1-50 灰処理施設の放射性 Cs 移行割合(焼却後の灰処理)

	処理内容	処理能力 (t/日)	建設期間 (ヶ月)	発生物1		発生物2		発生物3	
				名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)	名称	移行割合(%)
施設A	固化	46	7	固化ブロック	100.0	-	-	-	-
施設B	洗浄除去	3.5	3	除去物	76.7	灰残渣	23.0	洗浄水	0.3
施設C	灰溶融	50	7	スラグ	0～40	溶融飛灰	60～100	-	-

ii) 災害廃棄物の設定

1) 災害廃棄物の組成

災害廃棄物の組成比としては表 1-17 を用いた。発生する地域や廃棄物内容によって、組成は異なってくるが、災害廃棄物の発生後、仮置場で分別されてから、処理施設へと運ばれてくるとして、組成は一様とした。

輸送マトリックスは、処理プロセス間の廃棄物の輸送を支配する数学モデル中の重要なパラメータであり、災害廃棄物の迅速な処理を完了するために、輸送の設定はとりわけ重要である。一般廃棄物の輸送マトリックスは、一般廃棄物の処理システムをどのような戦略に基づいて構成するか、すなわち処理システムの設計や運用方針を反映して決定される。放射性 Cs を含んだ災害廃棄物においては、処理を終わらせるため、処理可能な最大限の量が輸送されるとして、処理施設の処理能力によって、輸送マトリックスは決められるとした。しかし、既存施設での混合処理の場合は、混合割合が後の処理工程や濃度に影響してくる。そのため、混合処理の場合は一般廃棄物の処理システ

ムに比例して、一定量輸送されるとした。その混合割合については表 1-51 に示す。また、災害廃棄物の輸送においては、以下の仮定 1～7 を採用した。

表 1-51 一般廃棄物と災害廃棄物の混合割合

混合割合	一般廃棄物(%)	災害廃棄物(%)
A	100	0
B	90	10
C	80	20
D	70	30

1. 災害廃棄物は、福島市内の仮置場に全量置かれているとした。
2. 災害廃棄物の発生後、分別されて仮置場に収集されているとし、仮置場または貯留場所から組成が同一のものが輸送されるとした。
3. 既存施設において、一般廃棄物との混合処理を行う場合、決められた割合を予定処理量に到達するまで毎日輸送されるとした。
4. 既存施設は一般廃棄物のみまたは一般廃棄物と災害廃棄物の両方を処理し、除染施設には全量災害廃棄物が運ばれるとした。
5. 除染施設(仮焼却炉)から発生する飛灰はすべて灰処理施設に向かうとした。主灰と既存施設から発生する飛灰においては、すべて最終処分地に向かうとした。
6. 各施設での処理後は濃度に応じて決められた最終処分場または保管施設に運ばれるとした。
8,000 Bq/kg 以下の処理廃棄物：一般廃棄物最終処分場、8,000～100,000 Bq/kg の処理廃棄物：管理型最終処分場、100,000 Bq/kg 以上：中間貯蔵施設
7. 中間貯蔵施設に輸送された廃棄物は、その後埋立等の処理がされるが、保管期間が長いため、埋立を行う最終処分場同様、中間貯蔵施設での保管を最終処分として扱った。

除染作業によって、放射性 Cs を含んだ土壌、草木、落ち葉・枝、側溝の泥等が大量に生じる。除染廃棄物とはこれらと、上記以外の災害廃棄物が混合したものである。表 1-52 に除染廃棄物における災害廃棄物とこれらの土砂等の混合割合①～④を示す。土砂と草木や落ち葉のような有機物は除染した場所により混合割合がばらつくが、仮置き場に仮置きされてから処理されるので、50%ずつ含まれていると仮定した。

表 1-52 災害廃棄物と土砂や草木の混合割合

混合割合	災害廃棄物(%)	土砂や草木(%)
①	100	0
②	80	20
③	60	40
④	40	60

（３）福島市における災害廃棄物処理シミュレーション

i) 処理施設における放射性 Cs 移行割合の設定

シミュレーションに必要な情報として、放射性 Cs の移行を把握するための各施設の 5 年間という時間設定のもとで、20 万トンの 10,000Bq/kg 災害廃棄物（除染廃棄物）を福島市内において処理した場合のシミュレーションを行い、解析を行った。まず既存施設のみを用いた処理量の変化を把握した。表 1-51 と表 1-52 のそれぞれの混合比における、期間内の既存施設による災害廃棄物処理量を求め、それにより処理しきれずに残る量を計算した結果、いずれの混合比でも既存施設のみでは期間内に全量の処理を終えることができず、全量の処理を完了するためには残りの災害廃棄物を仮設施設で処理する必要があった。そのため、除染施設の処理能力によって施設数や施設の規模を設定して、建設される施設ごとにシミュレーションを行った。また、既存施設から発生する灰を処理する灰処理施設の比較も行うため、除染施設の仮設焼却炉と灰処理施設を建設した場合も同様にシミュレーションを行った。表 1-49 および表 1-50 の施設のうち、施設 2、施設 4、施設 A および施設 B は土砂を多く含む除染廃棄物の処理には不適切であると考えられることから、今回は考慮しないこととした。

ii) シミュレーション結果

上記の設定で実際にシミュレーションを行った結果のうち、福島市で実際に処理されている混合比に最も近いものの結果を下の図 1-50 および図 1-51 に示す。

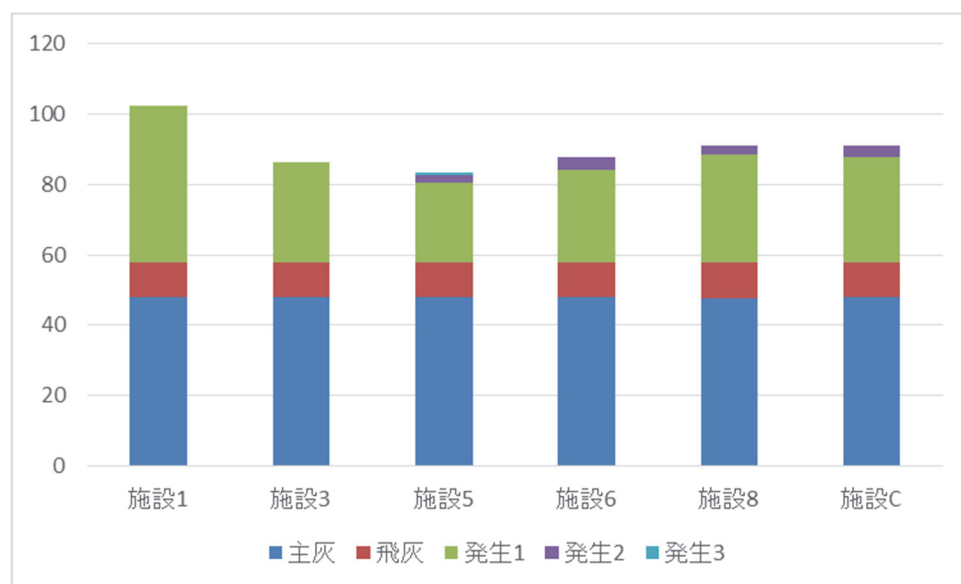


図 1-50 混合割合 A③での最終処分物発生量

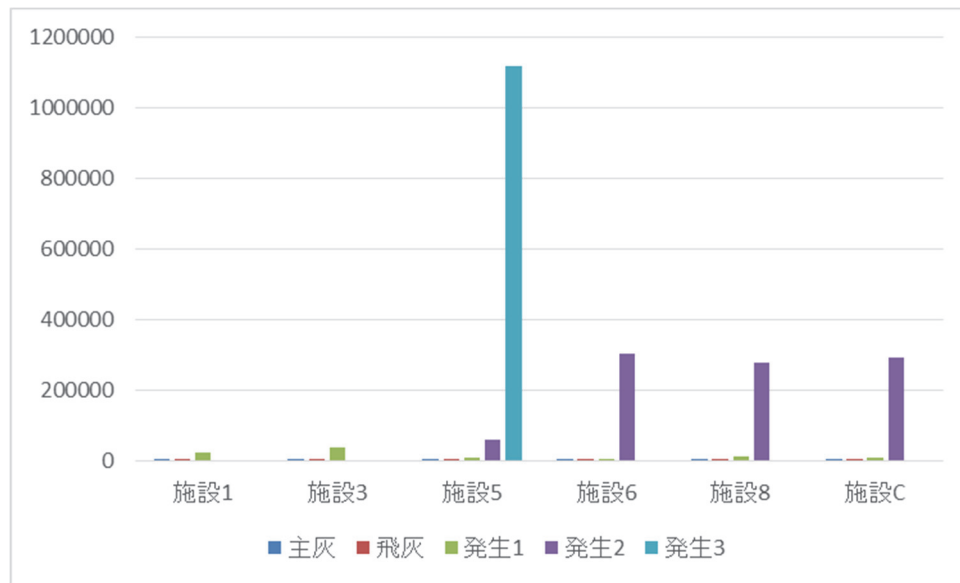


図 1-51 混合割合 A③での最終処分物の放射性 Cs 濃度

全ての混合割合で、わずかだが施設 5 の最終処分物発生量が最も少なかった。一方で濃度では、施設 5 では元の除染廃棄物の 100 倍以上に濃縮された発生物が発生しているとわかった。全ての混合割合において、施設 1 と施設 3 以外の施設で、100,000Bq/kg を超える最終処分物が発生した。

(4) 福島市における処理システムの評価

京都市の処理システムを用いた場合と同様に、福島市の各処理システムの評価を行った。評価記述としては同じものを用いているが、ここでは各施設における初期建設費用と 1 トンあたりの管理費用として表 1-53 の値を用いた。

表 1-53 各施設における初期建設費用と 1 トンあたりの管理費用 ¹⁻¹⁰⁾

施設	処理内容	初期建設費用(百万円)	管理費用(円/t)
既存	焼却	-	5,266
施設1	低温燃焼(可搬式)	12	6,181,000
施設3	熱分解・ガス化	710	12,933
施設5	ガス化・燃焼・固化	2,300	6,773
施設6	ガス化熔融シャフト式	4,600	12,100
施設8	ストーカ式焼却炉	4,200	5,266
施設C	焼却炉・灰熔融	8,800	7,323

まず最終処分場または貯蔵施設の最終処分量による評価を行う。福島市の現状に近い混合割合 A ③を例としてあげ、図 1-52～1-54 に示す。

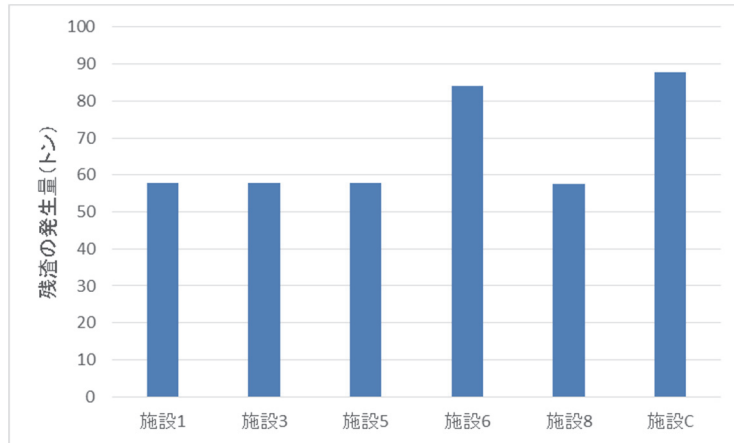


図 1-52 管理型最終処分場（一般廃棄物）の最終処分量

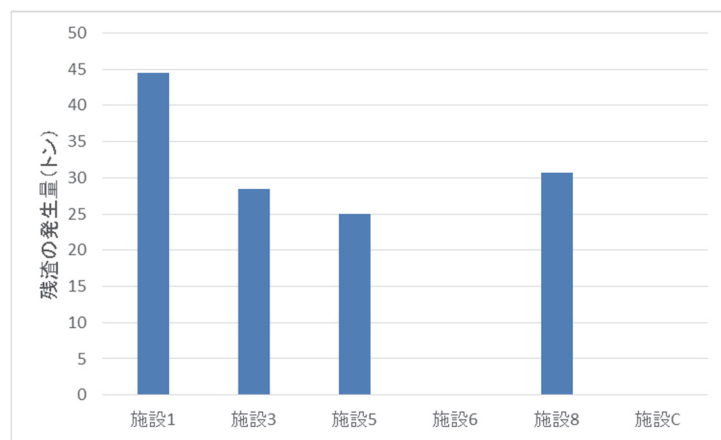


図 1-53 管理型最終処分場（条件付）の最終処分量

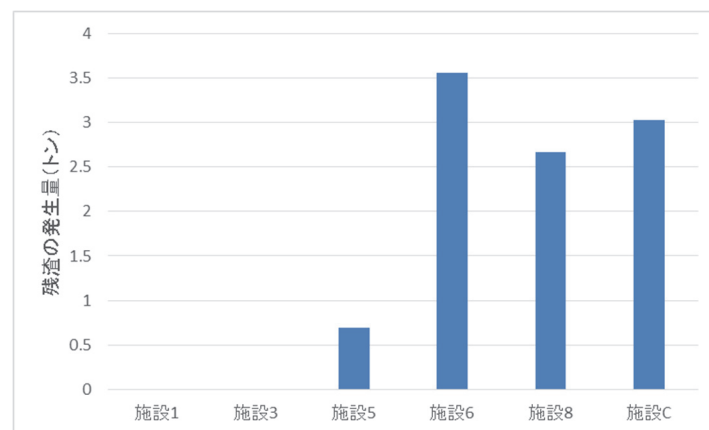


図 1-54 中間貯蔵施設の最終処分量

施設 1 と施設 3 では、中間貯蔵施設の最終処分物が発生しなかった。施設 1 は管理型最終処分場（条件付き）の最終処分量が多いが、施設 3 ではそこまで多くない。施設 6 と施設 C では中間貯蔵施設の最終処分量が多いことを考慮すると、施設 3 は最終処分場または貯蔵施設の最終処分量で評価する場合、最も優れている施設だと判断できる。

次に災害廃棄物処理にかかる費用による評価を行う。処理システム費用は下の表 1-54 のようになった。

表 1-54 各条件での処理システム費用（万円／トン）

土 混合比	①				②				③				④		
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C
施設1	617.3171	619.7812	621.7224	639.9369	617.8332	623.0482	624.2286	571.0684	618.3486	622.0064	622.1585	689.2199	618.8577	620.8105	626.0798
施設3	3.569872	5.138525	7.039287	29.32604	4.273954	5.907233	8.016526	33.97045	4.969213	6.627944	8.908969	93.33649	5.667364	7.332462	9.956011
施設5	3.324243	4.887093	6.777881	29.03078	3.988254	5.630052	7.721462	33.66476	4.65119	6.31321	8.588717	92.59794	2.819305	4.478343	7.104381
施設6	6.363394	7.936286	9.814839	32.20888	6.060655	7.71205	9.820911	35.66951	5.759955	7.41802	9.695634	93.97906	5.458228	7.12314	9.747199
施設8	6.05209	7.618049	9.498638	31.96306	6.42763	8.07826	10.18793	35.81365	6.800272	8.46245	10.73994	95.3918	7.176474	8.839236	11.4776
施設C	6.562515	8.131402	10.00986	32.34703	6.90641	8.566209	10.6731	36.96523	4.852235	6.505965	8.782829	93.77668	4.603941	6.270243	8.897411

処理システム費用は土砂の混合割合や災害廃棄物の混合率が増えるほど、高くなることがわかる。施設 1 は継続して使うのに現実的とは言えない金額になった。また、施設 5 が最も処理システム費用が安くなることがわかる。5 年間でかかる総費用は下の表 1-55 のようになった。

表 1-55 各条件で 5 年間にかかる総費用（億円）

土 混合比	①				②				③				④		
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C
施設1	29245.1	20663.3	12047.9	2121.5	29255.5	20447.6	11543.9	1769.5	29265.9	20433.0	11265.5	685.1	29276.2	20416.2	10770.5
施設3	151.5	129.2	90.9	47.9	165.7	138.3	94.7	47.8	179.7	148.4	99.5	43.8	193.8	158.3	102.6
施設5	96.3	90.1	68.1	43.9	109.7	99.4	72.7	44.2	123.0	109.0	77.7	42.3	86.1	83.3	63.1
施設6	185.5	153.2	104.8	50.5	179.4	148.1	100.3	48.5	173.4	144.0	97.0	43.6	167.3	139.9	92.9
施設8	174.3	145.2	100.1	49.8	181.8	149.8	101.2	48.4	189.4	155.2	103.2	44.1	196.9	160.5	103.8
施設C	329.4	254.7	163.8	60.7	336.4	257.5	162.0	58.9	294.9	228.6	143.7	46.6	289.9	225.3	137.8

A は総じて総費用が高く、D は少ない。これにより、総費用を抑えるためには、既存施設での処理時の一般廃棄物と災害廃棄物の混合比を出来るだけ高くすることが重要だと言える。一方土砂等の除染廃棄物全体に対する混合比は、施設によって混合比が上がるほど、費用が上がるものと下がるもの、また影響しないと考えられるものがあり、明確な関係が得られなかった。

結論として、福島市は現在一般廃棄物と災害廃棄物を混合せずに、別々に処理をしているがこれはあまり効果的とは言えない結果になった。

2. 1. 5 研究課題 1 の結論

本研究課題で得られた結論を以下にまとめる。

- 1) 従来の研究で構築された廃棄物輸送動態モデルに変動する要素を導入し、精度のよい廃棄物流動を把握するようにした。また一般廃棄物処理システムにおける放射性 Cs の移行についても、変動を考慮した評価を試みた。変動を設定することにより、一般廃棄物処理システムにおける廃棄物流動および放射性 Cs を良好に表現することができた。
- 2) 構築した廃棄物輸送動態モデルを用いて、濃度や災害廃棄物量を変化させた災害廃棄物の処理を想定したシミュレーションを行った。広域処理または福島県内の処理を想定することによって、処分物の濃度や量の把握が行えた。
- 3) 災害廃棄物処理シミュレーションにより得られたデータの処理評価を試みた。最終処分場の容量についての処理評価は、優先順位を決めたことによって、より有効な処理システムの選択を行えた。

4) 費用に着目した処理評価は、評価を受け取る側にとっても理解のしやすい基準であり、判別がしやすいものであった。5つの費用に分けることで、放射性物質の影響を加味することができ、有効な処理システムの選択が行えた。

5) 除染作業において汚染された土砂を混ぜることで、最終処分物の放射性 Cs 濃度を減らすことが出来るとわかった。また、災害廃棄物および除染廃棄物の処理は、出来る限り一般廃棄物に混合して既存施設を利用した方が良いということも分かった。災害廃棄物と一般廃棄物を混合しても、8000Bq/kg を超える最終処分物の量はあまり増えなかった。

6) 除染施設としては 100,000Bq/kg を超える最終処分物が発生せず、5 年の除染作業でかかる総費用も比較的安価な施設 3 が最も適していると言える。

本研究の結果は、廃棄物の処分が環境省が設定した放射性物質の濃度基準に従って実施されると仮定した場合の結果である。現実には、住民らによる処分場の受入状況など、より様々な因子を考慮して、最適なシステムを選択する必要がある。

2. 1. 6 研究課題 1 の参考文献

1-1) 環境省：福島県内の災害廃棄物の処理の方針，2011.06.23.

1-2) 環境省：東日本大震災に係る災害廃棄物処理進捗状況・加速化の取組，2013.01.15.

1-3) 環境省：東日本大震災に係る災害廃棄物の処理指針（マスタープラン），2011.05.16.

1-4) 環境省：16 都県の一般廃棄物焼却施設における焼却灰の放射性セシウム濃度測定結果一覧，2011.08.24.

1-5) 独立行政法人原子力安全基盤機構：災害廃棄物の放射能汚染状況の調査報告書（23 年度），2011.09.

1-6) 環境省：災害廃棄物の広域処理推進について（東日本大震災により生じた害廃棄物の広域処理推進に係るガイドラン），2012.01.11.

1-7) （独）国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター：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 第三版），2012.12.20.

1-8) ICRP: The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP. Ann, ICRP 37 (2-4), ICRP Publication 103, 2007.

1-9) 環境省：指定廃棄物の今後の処理の方針，2012.03.30.

1-10) 独立行政法人日本原子力研究開発機構：平成 24 年度除染技術評価等業務報告書，2012.10.

1-11) (財)統計情報研究開発センター：標本誤差の推計方法，1998.

1-12) 京都市環境政策局：平成 21 年度環境政策局事業概要，2009

1-13) 京都市環境政策局：平成 22 年度環境政策局事業概要，2010.

1-14) 京都市環境政策局：平成 23 年度環境政策局事業概要，2011.

1-15) 村田徳治監修：環境問題の最前線シリーズ 1 廃乾電池対策のすべて，地域交流センター，1984.

1-16) 日本電池株式会社社会編：最新実用二次電池-その選び方と使い方-, 日刊工業新聞社，1995.

1-17) 室喜子：廃棄物構成元素動態に着目した一般廃棄物処理システムのリスクポテンシャル評価，京都大学修士学位論文，2004.

- 1-18) (社)プラスチック処理促進協会：プラ処理協ニュース No. 273, 2003.
- 1-19) 環境新聞社ホームページ： <http://www.kankyo-news.co.jp/>. (2012 年 12 月アクセス)
- 1-20) 梶原洋和：一般廃棄物処理システムにおける廃棄物構成元素の動態とリスクポテンシャルの評価，京都大学修士学位論文，2003. 13.
- 1-21) 京都市環境局：家庭ごみ細組成調査報告書，2001.
- 1-22) 東京都中野区ホームページ：平成 21 年度家庭ごみ組成分析調査，
<http://www.city.tokyo-nakano.lg.jp/index.html>. (2012 年 12 月アクセス)
- 1-23) 松藤敏彦，鄭昌煥，筑紫康男，田中信壽：粗大ごみ破碎施設における物質収支・金属収支の推定，土木学会論文集，No. 755, VII-30, pp. 85-94, 2004.
- 1-24) エヌエス環境株式会社：災害廃棄物放射能濃度測定調査業務，2012. 01.
- 1-25) 大阪市環境局：東日本大震災により生じた災害廃棄物の広域処理に係る労働安全衛生指針，2012. 04. 20.
- 1-26) 環境省：被災 3 県沿岸市町村の災害廃棄物処理の進捗状況，2012. 12. 14.
- 1-27) 環境省：災害廃棄物の広域処理の安全性について，2012. 06. 19.
- 1-28) 環境省：東日本大震災に係る害廃棄物の処理工程表（進捗状況・加速化の取組），2013. 01. 25.
- 1-30) 北海道大学廃棄物処分工学研究室：一般廃棄物全連続式焼却施設の物質収支・エネルギー収支・コスト分析，2012. 03.
- 1-31) 独立行政法人日本原子力研究開発機構：平成 24 年度除染技術評価等業務報告書.
- 1-32) 古市徹，長谷川誠，管しのぶ，橋詰博樹，小林康彦：災害廃棄物収集運搬システムの開発におけるモデル化とシミュレーション，廃棄物学会誌，Vol. 9, No. 2/3, pp69-78, 1998.
- 1-33) 松井康弘，藤原健史，藤井実，大迫政浩，村上進亮，田中勝：分別収集・中継輸送に関する費用対効果・費用便益の分析，平成 20 年度廃棄物処理等科学研究費補助金総合研究報告書.
- 1-34) 大阪湾広域臨海環境整備センター ホームページ：
<http://www.osakawan-center.or.jp/index.html>. (2013 年 1 月アクセス)
- 1-35) 財団法人エコサイクル高知ホームページ： <http://www.ecokochi.or.jp/index.shtml>. (2013 年 1 月アクセス)
- 1-36) (財)愛知臨界環境整備センターホームページ： <http://www.asec.or.jp/index.html>. (2013 年 1 月アクセス)
- 1-37) 公共財団法人日本アイソトープ協会ホームページ：RI 廃棄物の料金について，
<http://www.jrias.or.jp/>. (2013 年 1 月アクセス)
- 1-38) 島岡隆行：持続型環境技術による廃棄物の循環資源化-廃棄物焼却灰の考え方と研究の取り組み-，月刊廃棄物，日報アイ・ビー，2003 年 10 月号，pp. 4-9.
- 1-39) Varian R. Hal：入門ミクロ経済学，勁草書房，2007.
- 1-40) 福島市環境部清掃管理課：平成 24 年度福島市清掃事業概要，2012.

2. 2 研究課題2：「焼却・溶融処理における現状把握とCsの分離・濃縮・固定化条件の把握」

2. 2. 1 研究概要

本研究課題2では、主に以下の3つ項目の検討を実施した。

- a) 焼却・溶融処理における現状把握として、都市ごみ焼却施設（ストーカ式）：5施設、都市ごみガス化溶融施設（シャフト式、流動床式）：2施設、下水汚泥焼却施設（流動床式）：5施設の排ガス処理において、安定Csの挙動を整理した。
- b) Csの焼却時の挙動把握を行うため、まず、安定Csを含むRDFを用いてラボスケールの管状炉にて空気比、焼却温度を変化させた場合の安定Csの焼却灰、排ガスへの分配を調査した。なお本実験においては、一部の条件で放射性Csを添加したRDFを用いた焼却実験も実施し、安定Csとの挙動を比較した。また、ラボスケール実験と同様の安定Csを含むRDFを用いてロータリーキルン炉によるパイロット焼却実験を行い、空気比の変化に伴う安定Csの焼却灰、飛灰等への分配挙動を把握した。
- c) 溶融によるCsの分離・濃縮・固定化条件の最適化として、まず、安定Csを含む模擬灰を作成し、模擬灰の組成やあらかじめ添加した安定Csの化学形態を変化させて、マッフル炉および管状炉にてラボスケールの溶融実験を行い、Csの揮散率、残留スラグ中のCsの溶出率およびCs化学形態に与える影響を把握した。また、一部の条件では、放射性Csを添加した模擬灰を用いた管状炉による溶融実験も実施し、安定Csとの挙動を比較した。最後に、b)における安定Csを含むRDFを用いたロータリーキルン炉によるパイロット焼却実験により得られた焼却残渣（焼却灰、焼却飛灰）を対象に、高周波溶融炉を用いたパイロット溶融実験を行い、Csの挙動を把握した。

2. 2. 2 研究方法

研究課題2で実施した3つの項目のそれぞれについて、以下に、具体的な研究方法を示す。

a) 都市ごみ焼却施設、都市ごみガス化溶融施設、下水汚泥焼却施設における安定Csの挙動調査

（1）対象施設の概要

都市ごみ焼却施設における排ガス中安定Csの調査は、全てストーカ式の施設A、B、C、D、Eの5施設で行った。各施設の排ガスフロー概要、および試料採取箇所を図2-1に示す。施設Aと施設Bは基本的にほぼ同様の排ガス処理フローとなっている。各施設での測定は、バグフィルター(BF)入口と煙突入口で1回ずつ測定することを基本としたが、施設Aでは2回測定し、うち2回目は、BF出口、湿式洗浄塔出口、活性炭吸着塔出口においても測定を行った。

次に、都市ごみガス化溶融炉における排ガス中安定Csの調査は、シャフト式の施設F、流動床式の施設Gの2施設で行った。各施設の排ガスフロー概要、および試料採取箇所を図2-2に示す。各施設での測定は、バグフィルター(BF)入口とバグフィルター(BF)出口、煙突入口で1回ずつ測定した。

最後に、下水汚泥焼却炉における排ガス中安定Csの調査は、全て流動式の施設H、I、J、K、Lの5施設で行った。各施設の排ガスフロー概要、および試料採取箇所を図2-3に示す。炉形式は全て流動床式ではあるが、集じん方式は、各施設で乾式電気集じん機(EP)、湿式電気集じん機(WEP)、バグフィルター(BF)、セラミックフィルター(CF)と様々な方式が採用されている。各施設での測定は、

集じん機入口と、煙突入口で1回ずつ測定することを基本としたが、施設I、施設Kにおいては集じん機出口でも測定を実施した。

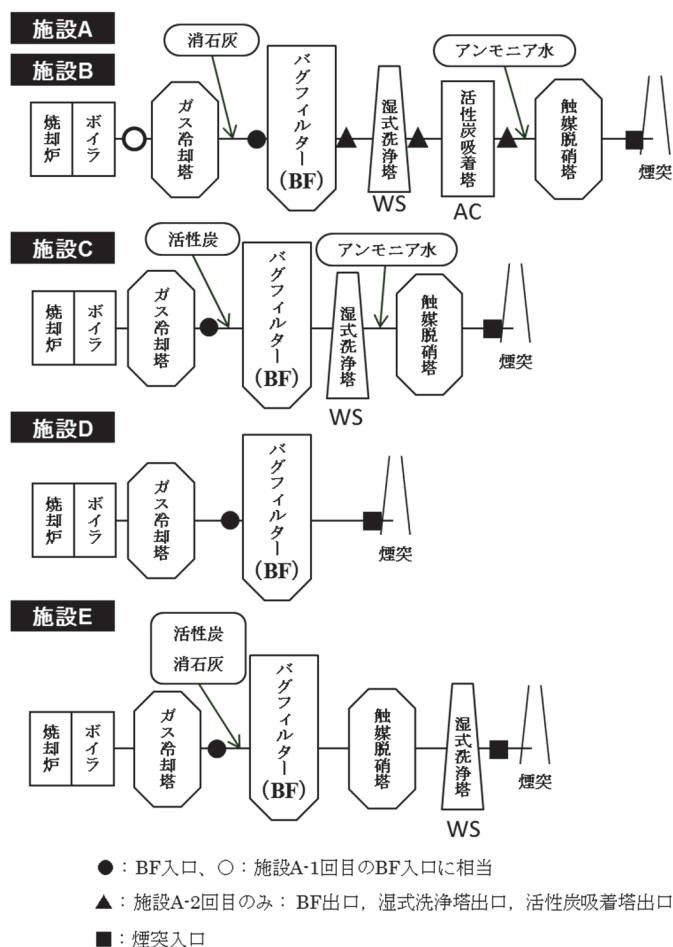


図 2-1 調査対象とした都市ごみ焼却施設のフローと排ガスサンプリング箇所

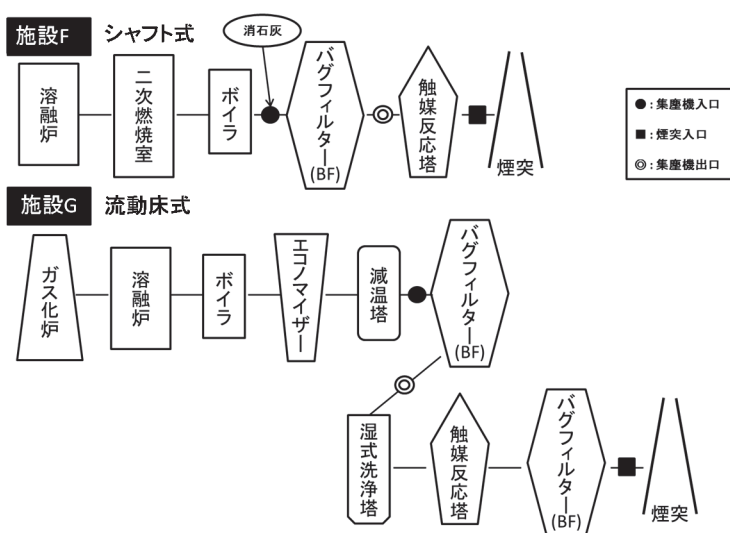


図 2-2 調査対象とした都市ごみガス化溶融施設のフローと排ガスサンプリング箇所

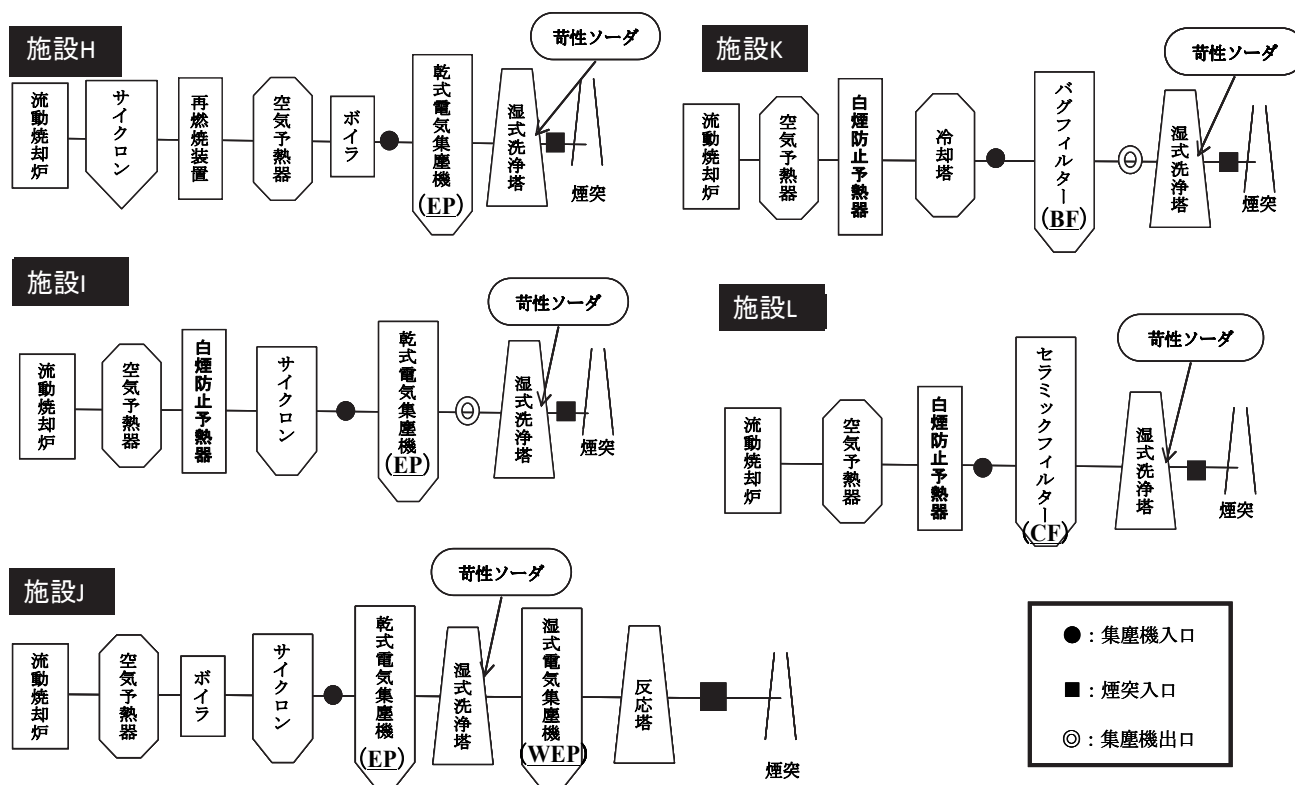


図 2-3 調査対象とした下水汚泥焼却施設のフローと排ガスサンプリング箇所

(2) 調査方法

排ガスおよびダストのサンプリングは、カスケードインパクト法で行った。具体的には、JIS K 0302「排ガス中のダスト粒径分布の測定方法」²⁻¹⁾に準拠した。排ガス採取装置の構成を図 2-4 に示す。まず、吸引ノズルが気流に逆向きになるよう多段多孔式のカスケードインパクト（東京ダイレック社製：アンダーセン・スタックサンプラー Model AS-500）本体をダクト内に挿入、固定し、約 30 分間予熱した。予熱後、順に空瓶 2 本（発生する凝縮水吸収用）、5% H_2O_2 溶液（気体吸収用）、最後に吸引装置等を直列につなぎ、吸引ノズルを気流に正しく直面させた。同時に吸引装置を作動させ JIS Z 8808「排ガス中のダスト濃度の測定方法」²⁻²⁾に準じて等速吸引し、8 段の捕集紙およびバックアップフィルタ上にダストを分級捕集した。実際のサンプリング状況の一例を図 2-5 に示す。

吸引時間は、集じん機入口では 4～5 分、集じん機出口や、その後段の煙突入口等では 48～168 時間で行った。

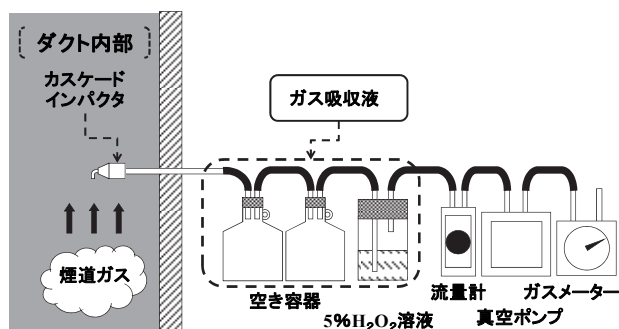


図 2-4 排ガス採取装置の構成



図 2-5 サンプリング状況の一例

(3) 分析方法

まず、ダスト採取に用いた捕集紙およびバックアップフィルタは、試料を捕集する前に煙道温度以上の 250℃で 2 時間加熱させ揮発成分を除去し、大気中 PM2.5 用環境大気常時監視マニュアル²⁻³⁾を参考に温度 21.5±1.5℃、相対湿度 35±5%に保たれた恒温、恒湿の部屋で 24 時間以上置いて恒量した後、感度 1μg 以下の天秤を用いて秤量した。天秤には sartorius 社製 電子マイクロ天秤 (型式 M5P-F) あるいは METTLER TOLEDO 社製 電子マイクロ天秤 (型式 XP26) を使用して秤量を行った。ダスト捕集後も同様の条件環境で 48 時間以上恒量の後、秤量を行い、捕集前後の秤量値の差を捕集ダスト質量とした。捕集したダストの質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$) は、捕集前後の捕集紙秤量値の差を、0℃、1 気圧の条件下に補正したガス吸引量 (m^3_{N}) で除することにより求めた。

各試料中の安定 Cs は、まず、採取した煙道排ガス中ダストについて、ダストの付着した捕集紙ごと、ガラスビーカーへ超純水 60mL とともに加え 15 分間超音波抽出を行った。サンプルによっては捕集紙を 1/2 量に切り分けたものを用いた。その後 0.2μm のメンブランフィルターでろ過し、ろ液は超純水で 100mL にメスアップ後、1mol/L の硝酸で適宜 2、20、50 倍に希釈し誘導結合プラズマ質量分析計 (ICP-MS) での分析に供した。ろ過後の残渣はフィルターごとテフロン製の容器に入れ、濃硝酸 5mL、濃塩酸 2mL、濃フッ酸 3mL を加えた後マイクロウェーブ分解装置 (CEM 製 : MARS5) により 180psi (1.2MPa)、190℃の条件で分解操作を行った。分解終了後圧力容器を十分に冷却し、分解容器を開け、フッ素のマスキングのために 4%ホウ酸水溶液 18mL を加え 100psi (0.69MPa)、170℃の条件で再度分解操作を行った。分解終了後は十分に冷却し、孔径 0.2μm のメンブランフィルターでろ過後、ろ液を 1mol/L 硝酸により 100mL にメスアップし、適宜 2、20、50 倍希釈し ICP-MS 分析に供した。超純水は超純水製造装置 Mill-Q gradient (日本ミリポア製) で作成したものを用いた。

また、発生した凝縮水およびガス成分を捕集した 5%過酸化水素水 (以下、ガス吸収液) については、上記超音波抽出後のろ液と同様の処理を行って ICP-MS 分析に供した。

ICP-MS 分析は横河アナリティカルシステムズ株式会社製の HP4500、あるいは Thermofisher Scientific Xseries2 Xt を用いて、5 点あるいは 6 点検量線によるイットリウム (Y) 固定内標準法により定量分析を行った。標準試料溶液、実試料溶液のすべてに Y を 5~50μg/L の濃度となるように添加し、1mol/L の硝酸でメスアップして測定試料とした。

b) 焼却時の Cs の挙動把握

(1) 管状炉を用いた焼却試験

i) 実験装置と実験方法

主灰中に残存した Cs とともに、ガス態や粒子態として飛灰へと移行した Cs を捕集し、把握することを目的として、管状炉 (いすゞ製作所製 : KRB-24HH) を用い、Cs を含む RDF の焼却試験を行った。管状炉の概略図を図 2-6 に示す。焼却には石英燃焼管 (内径 45mm、長さ 1000mm) を用い、管内下流端にガラスウールを軽く詰めて RDF から出るタール分を捕集し、捕集液中へのタール分の混入を防いだ。ガラスウールを通過したガス態の Cs は、管状炉の排ガスラインの後段に設置した 3 本のインピンジャを直列に設置し、その中の捕集液で捕集した。捕集液には 5%硝酸を用い、試験中に捕集液がバブリングしていることも目視で確認した。なお、捕集液の硝酸濃度は、塩化揮発により重金属を捕集した例を参考にして決定した²⁻⁴⁾。試験後はインピンジャを 1mol/L の硝酸で洗浄し、洗液

と捕集液をあわせた。流通ガスは高純度空気(住友精化製：Air Zero-A, O_2 21%, N_2 79%)をガスボンベから供給し、流量は管の上流に設置したフロート式流量計（コフロック製：200mL/min, Air）でコントロールし、インピンジャーの後段に設置した乾式積算ガスメーター(シナガワ、DC-1)で実測定した。ポンベのガス圧のみでは想定したガス流量が確保できなかったため、乾式積算ガスメーター後段に三方バルブとポンプを設置し、吸引によりガス量を確保することとした。上流側の流量は200mL/min で一定とし、下流側の流量は試料導入前に 200mL/min となるよう三方バルブの開閉により吸引空気量を調節した。焼却物が十分に燃焼し、排ガスの組成が焼却開始前の空気と同じ水準になったことを確認することを目的として、流量計の後段には排ガス分析計(堀場製作所、PG-350)を設置し、酸素(O_2)、二酸化炭素(CO_2)、一酸化炭素(CO)、二酸化硫黄(SO_2)および窒素酸化物(NO_x)の濃度を測定した。安定 Cs を用いた試験では、主灰の一部と捕集液の全量を分析した。石英管内およびガラスウールに付着した Cs については、回収困難であったため一部の実験条件のみ分析を行った。また、強熱減量の把握のため、主灰中の C、H および N 濃度を CHN コーダーで測定した。放射性 Cs を用いた試験では、主灰・石英管内・ガラスウール・捕集液それぞれに含まれる Cs を全量分析した。

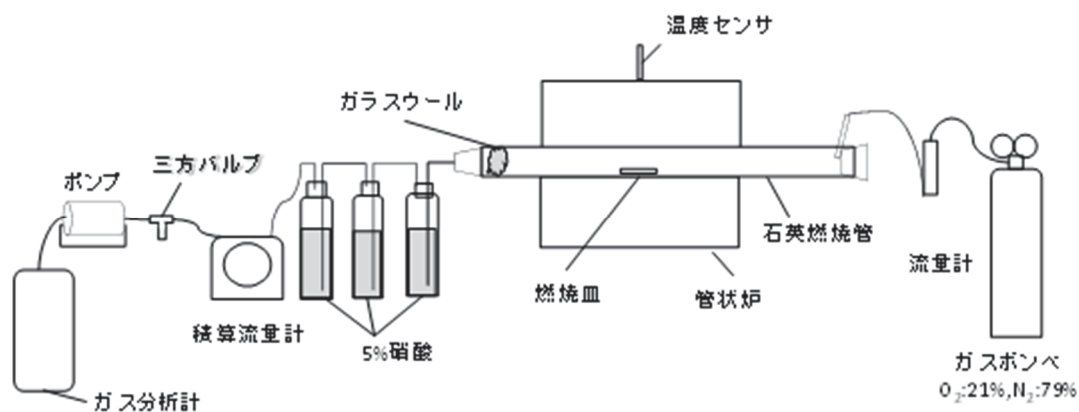


図 2-6 管状炉実験装置（焼却）の概略図

ii) 試料と試験条件

試料の RDF は、A 自治体における 60t/日規模の一般廃棄物 RDF 化施設にて得られたものを用いた。試料の前処理として RDF を金槌で粗破碎したものを振動ミル(島津製作所、TI-100)でさらに細かく粉碎した。これを 2mm のふるいを用いて、ふるい上に残った繊維状のものとふるいを通じた粉状のものとの選別した。本試験では均一性を考慮して、粉状のものを焼却試料として用いた。これを燃焼皿(Mullite 製 CW 灰分測定用灰皿(角型))に入れ、14.6g/L の超純水ベース炭酸 Cs 溶液をマイクロピペット(eppendorf 製)で滴下し、含水率を 30%、Cs 濃度を 5, 100mg/kg となるように調整した。放射性 Cs の場合は 50,000Bq/mL の $CsCl$ 溶液 (Cs -134、CZ010-0012 日本アイソトープ協会製)を 1mL 滴下したものを 200℃で乾燥させ、超純水を 1.14mL 滴下して含水率を 30%とした。含水率は河野ら²⁻⁵⁾と同等の値を設定し、焼却後の主灰中 Cs 濃度が 1%となることを想定した。焼却実験は、予め昇温し、温度を一定に保った管状炉の中央部に、試料を入れた燃焼皿を挿入し、試料を燃焼させた。予備試験では燃焼開始直後は排ガス中 CO が高濃度となったが、燃焼が進行するにつれて排ガス中の CO 濃度が低下していった。空気比が大きいほど排ガス中の CO 濃度が燃焼開始前と同等になるまでに

要する時間が短かった。排ガス中の CO 濃度低下に要する時間が最も長い空気比 1.4 の条件で、排ガス中の CO 濃度が燃焼開始前と同等となる時間が 50 分であったため、焼却時間は全ての条件で 50 分とした。燃焼終了後に炉の加熱を止めてから燃焼皿を管から取り出し、放冷後灰重量を電子天秤で測定した。河野ら²⁻⁵⁾は空気比を 0.9～1.5 に設定していたため、本研究ではパイロット焼却実験との対応をみるため、1.4、1.7 および 2.2 の 3 条件を設定した。また、空気比の調整は、供給空気の量を一定とし、試料量を変化させることによって行った。安定 Cs を用いた試験での焼却温度、空気比および焼却した試料の重量を表 2-1 に示す。放射性 Cs を用いた試験では、このうち 800℃・空気比 1.4 および 900℃・空気比 1.4 の 2 条件のみを行った。また、安定 Cs を用いた試験では各条件について 2 回、放射性 Cs を用いた試験では各条件 1 回の試験を行った。

表 2-1 管状炉焼却試験条件

温度(℃)	空気比	試料量(g)
900	2.2	1.73
	1.7	2.20
	1.4	2.66
800	2.2	1.73
	1.7	2.20
	1.4	2.66

(2) ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉を用いたパイロット焼却試験

i) パイロット式ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉

日本ガイシ株式会社の協力を得て同社知多事業所のロータリーキルン・ストーカ型焼却炉を用いて焼却試験を行った。装置の概略図とロータリーキルン炉の仕様を図 2-7 および表 2-2 に示す。ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉は焼却物をロータリーキルン炉に投入・焼却し、ロータリーキルン炉内に灰が溜まるにつれてストーカ炉へと灰が押し出され、ストーカ炉で再燃焼する装置である。ただし、本試験ではロータリーキルン炉での焼却に注目しているため、ストーカ炉では火格子の運転のみ行い、加熱や燃焼空気の送風は行わなかった。ロータリーキルン炉から出た排ガスは二次燃焼器、冷却塔、セラミックフィルターおよび HEPA フィルターをへて排風機から大気中へと放出される。排ガス中の未燃粒子は二次燃焼器で再燃され、二次燃焼器からの排ガスは冷却塔で冷却される。その後セラミックフィルターおよび HEPA フィルターで排ガス中粒子が捕集される。

表 2-2 ロータリーキルン炉仕様

対象	紙・ポリエチレン等の可燃物、 高含水スラッジ、汚泥、不燃物
原理	ロータリードラム回転式
処理能力	～1,000kg/hr

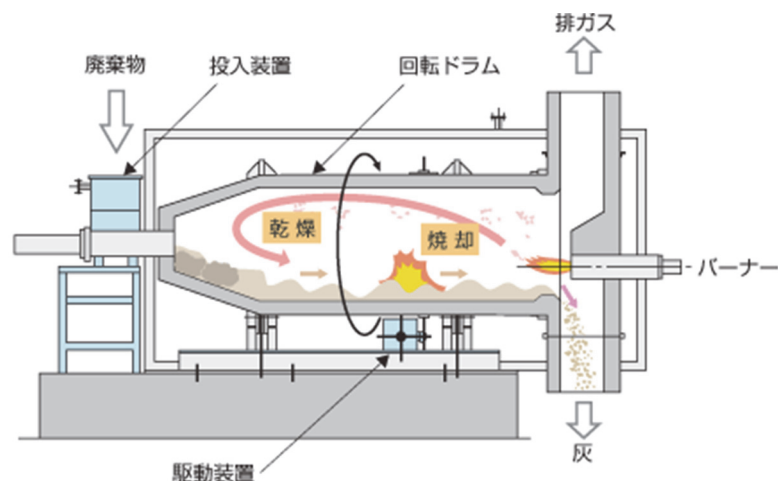
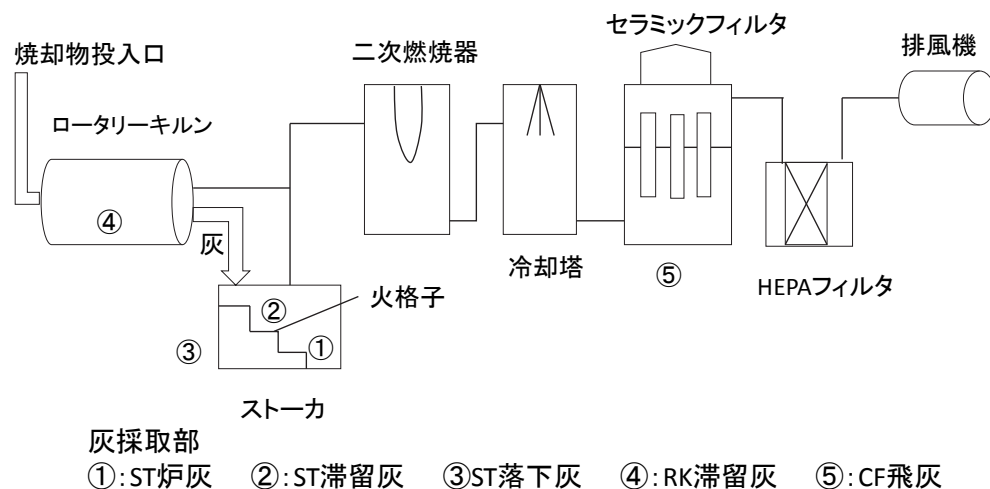


図 2-7 ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉概略図

灰の採取は、燃焼実験終了後の翌日に、ロータリーキルン炉内に残った灰(以下「RK」)、ストーカ炉の火格子上を移動して最下部まで到達した灰(以下「ST 炉」)、ストーカ炉の火格子上に残った灰(以下「ST 滞留」)、ストーカ炉の火格子の隙間からこぼれ落ちた灰(以下「ST 落下」)、南北2つのセラミックフィルターで捕集された飛灰(以下それぞれ「CF 南」「CF 北」)の計6点の灰を採取した。RK、ST 炉およびST 滞留は炉内から掻き出して採取し、2mm のふるいで灰と炉壁から剥がれ落ちた耐火物とに分別した。ST 落下は灰の採取口から専用掃除機のヘッドを差し込み、灰を吸い出した後ふるい分けした。CF 南およびCF 北はセラミックフィルターで捕集した灰を空気による逆洗でCF 灰回収用のカップに落とし採取した。

セラミックフィルターの出口では、燃焼実験中に排ガス温度、排ガス中水分量および排ガス量等の測定を行った。測定方法として、熱電対を用いる方法(JIS Z 8704)²⁻⁶⁾、吸湿管法(JIS Z 8808 7)およびピトー管法(JIS Z 8808 8)²⁻²⁾を用いた。

ii) 試料と試験条件

ペレット状の RDF0.67kg と 14.6mol/L の炭酸 Cs 水溶液 0.29kg を 1 つのポリ袋 (総重量 1kg) に入れ、均一にほぐしたものを試料として用い (RDF 含水率:30%、Cs:5,100 mg/kg に相当)、試験時に 2 分おきに試料袋を投入した (30kg/h)。試験の操作条件を表 2-3 に示す。空気比は管状炉での実験にあわせて 1.4、1.7、2.2 とした。また一条件のみ Cs 濃度を 1/10 にした条件も実施した。なお、空気比には管体の隙間からロータリーキルン炉への漏れ込み空気量 (59 m³/h) も含めており、漏れ込み空気量はロータリーキルン炉内の圧力を -1.0kPa になるように排風機のみを稼働させた際のガス流量より求めた。入口燃焼空気および出口燃焼空気とは、それぞれロータリーキルン炉の投入口付近から送り込む空気とロータリーキルン炉から排ガスが出て行く出口付近から送り込む空気のことである。

表 2-3 ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉試験条件

試験日	11月11日	11月12日	11月13日	11月14日
Cs濃度(mg/kg)	5,100	5,100	510	5,100
投入量(kg)	120	120	165	120
空気比	2.2	1.7	2.2	1.4
運転時間	4h	4h	5.5h	4h
入口燃焼空気(Nm ³ /h)	80	55	80	90
出口燃焼空気(Nm ³ /h)	80	55	80	40

(3) 各試料の分析方法

安定 Cs を用いた試験では、主灰および飛灰中の Cs を ICP 質量分析法で分析し、焼却灰中 Cs 濃度と Cs のマスバランスを確認した。放射性 Cs を用いた試験では、京大原子炉実験所所有の SEIKO EG&G 社製型式 SEG-EMS の Ge 半導体検出器を用いて、主灰および飛灰中の Cs を分析し、Cs のマスバランスを確認した。試料中未燃分の定量には CHN 元素分析あるいはマッフル炉 (東洋製作所、FUH722PA) を用いた熱灼減量の測定を行った。また、サンプル中の塩素濃度の測定には蛍光 X 線分析法を用いた。以下に具体的なそれぞれの分析方法を示す。

i) ICP 質量分析法 (ICP-MS)

粉末試料中 Cs の分析を行う前に前処理を行った。前処理は試料をテフロン製のセルに入れ、濃硝酸 5mL、濃塩酸 2mL、濃フッ酸 3mL を加えた後マイクロウェーブ分解装置 (マイルストーンゼネラル社製、ETHOS ONE) により 180psi (1.2MPa)、190℃ の条件で分解操作を行った。分解後、フッ素のマスキングのために 4% ほう酸水溶液 18mL を加えた後 100psi (0.69MPa)、170℃ の条件で再度分解操作を行った。分解終了後に 0.2μm のメンブランフィルターでろ過し、ろ液を超純水ベースの 1mol/L 硝酸により 100mL にメスアップした後、適宜希釈し ICP-MS 分析に供した。超純水は超純水製造装置 Milli-Q gradient (日本ミリポア製) により精製されたものを用いた。なお、以下は特に記載のない限り溶媒は全て超純水により作成した。本装置での Cs の定量下限値は 0.014μg/L であった。

測定は、6点検量線によるイットリウム(Y)固定内標準法により定量分析を行った。標準試料溶液、実試料溶液の全てにYを5 μ g/Lの濃度となるように添加し、1mol/Lの硝酸でメスアップした。ICP-MS分析装置はThermo Scientific製XSERIES2を使用した。

ii) 蛍光X線分析法(XRF:X-ray Fluorescence)

試料は105℃の乾燥機で乾燥したものをアルミキャップ(39.7mm ϕ ×11.3mmH)にとり、ブリケットプレス機(島津製作所、MP-35)によりシリンダ内圧140kgf/cm²(表示35t)、加圧時間25秒で成型したものを測定した。本研究ではロジウム管球による波長分散式(WD)蛍光X線分析装置(島津製作所、XRF-1800)を使用した。蛍光X線分析法の測定対象元素である元素番号6のC(炭素)から元素番号92のU(ウラン)までを100%として規格化して構成比を算出するFundamental Parameter法(FP法)により濃度を換算した。

iii) 熱灼減量

試料を乾燥皿に載せ、乾燥機中105℃で1時間乾燥した後放冷し、重量(ma)を測定した。さらにマッフル炉(東洋製作所、FUH722PA)を用いて600℃で3時間熱した後放冷し、重量(mb)を測定した。乾燥皿の重量をmとして、熱灼減量は式(2-1)で求めた。

$$\text{熱灼減量 (\%)} = (ma - mb) / (ma - m) \times 100 \quad (2-1)$$

iv) CHN 元素分析

本研究ではCHN分析装置としてジェイ・サイエンス・ラボ製MICRO CORDER JM10を用いた。微量電子天秤(エーアンドデー、BM-20)を用いて乾燥試料を約2mg秤量しアルミナ製燃焼ボートに入れ、オートサンプラーを用いて酸素とヘリウムの混合ガス雰囲気下の燃焼管に挿入、燃焼させ、試料中のC、HおよびN含有量を測定した。標準物質としてアンチピリン(キシダ化学)を用いた。

v) Ge 半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー

主灰中の放射性Csを分析する際には、燃焼皿と主灰全量をU-8容器に入れて測定した。石英管内に付着した放射性Csを分析する際には、石英管を金槌で破碎したものを円柱形の密封型プラスチック容器に入れて測定した。捕集液中の放射性Csを分析する際には、捕集液とインピンジャーの洗液をあわせたものを250mLのポリ瓶にいれ、250mLまで超純水でメスアップしたものを測定した。いずれのサンプルも容器をポリ袋に入れた状態で測定した。

測定試料の位置による γ 線検出効率を求める際にはそれぞれの容器に、CsCl溶液(Cs-134、CZ010-0012 日本アイソトープ協会製)をサンプルと同じ高さまで充填したものをを用いた。主灰はU-8容器の底からの高さが1mmに満たなかったため、効率の測定時には同様の放射性Cs標準溶液をろ紙に滴下したものをU-8容器の底にいれ測定した。Cs-134は、605keVのピークで測定した。

検出効率は式(2-2)を用いて求めた。

$$\text{効率} = \text{CPS} / (\text{標準試料中の放射性Cs (Bq)}) \quad (2-2)$$

ただし、CPS：1 秒あたりに Ge 半導体検出器で測定される γ 線のカウント数。
 表 2-4 に各サンプルの測定時間と底からの高さを示す。

表 2-4 放射性 Cs を含む RDF の焼却実験における各サンプルの測定条件

	800℃,m=1.4		900℃,m=1.4	
	高さ(mm)	測定時間(s)	高さ(mm)	測定時間(s)
主灰	<1	1,800	<1	60
石英管	625	1,800	625	60
1段目	-	1,800	-	1,800
2段目	-	1,800	-	1,800
3段目	-	1,800	-	1,800

c) 溶融による Cs の分離・濃縮・固定化条件の最適化

(1) マッフル炉、および管状炉による溶融実験

i) 模擬灰の組成

様々な放射性物質に汚染された廃棄物を想定して、都市ごみ、下水汚泥などをベースに、塩基度を調整し、市販の試薬を混合して模擬灰を作成した。また、都市ごみ焼却飛灰については谷野のデータをもとに作成した²⁻⁷⁾。模擬灰の種類と組成をマッフル炉での実験、および管状炉の実験に分けて、表 2-5、および表 2-6 に示した。

模擬灰作成にあたっては試薬を規定量はかりとり、乳鉢で 10 分間すり潰して混合し、試料の再現性を確認するために 1 つの条件に対して 25g で 2 つずつ模擬灰を作成した。安定 Cs の添加量は簡単のために一律 1,600mg/kg とし、化学形態の違いによって残存率や溶出性の差があるかを調査するために、CsCl、Cs₂CO₃、ポルクス石の 3 種を添加した。なお管状炉実験においては、試料量は 6g とし、このうち、都市ごみ模擬灰、汚泥模擬灰、塩基度 0.4 調整灰を対象に、Cs の化学形態を Cs₂CO₃ とした 3 種類のみを用い、NaCl (Cs が CsCl として揮発することを想定)、Al₂(SO₄)₃ (Cs が Cs₂SO₄ としてスラグ中に固定することを想定²⁻⁸⁾)、2 つの添加剤の影響を評価した。管状炉試験における放射性 Cs を用いた試験では、表 2-6 の都市ごみ模擬灰のみを用い、添加剤は Al₂(SO₄)₃ の条件で 1 回のみ試験を行った。50,000Bq/mL の CsCl 水溶液 (Cs-134、CZ010-0012 日本アイソトープ協会製) を 1mL 添加し、200℃で乾燥させた模擬灰 6g を用いた。

表 2-5 作成した模擬灰の組成 (マッフル炉)

	成分	都市ごみ模擬灰			汚泥模擬灰			塩基度0.4調整灰		都市ごみ焼却飛灰	
灰組成(%)	SiO ₂	58.9	58.9	58.9	31.2	31.2	31.2	50	53.1	AC	3
	Al ₂ O ₃	15.8	15.8	15.8	16.3	16.3	16.3	30	15.1	KCl	Clが重量中に4%
	CaO	18.5	18.5	18.5	12.5	12.5	12.5	20	31.8	NaCl	Clが重量中に4%
	MgO	2.1	2.1	2.1	2.2	2.2	2.2	0	0	CaCl ₂ ・2H ₂ O	Clが重量中に4%
	Fe ₂ O ₃	4.7	4.7	4.7	9.5	9.5	9.5	0	0	SiO ₂	Si:Al:Ca=1:1:1
	P ₂ O ₅	0	0	0	28.3	28.3	28.3	0	0	Al ₂ O ₃	
										CaCO ₃	
添加剤(外比としての%)	NaCl	5	5	5	0	0	0	5	0		
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0	0	0	0	0	0	0	5		
Cs(外比としてCsが0.16%)	化学形態	CsCl	Cs ₂ CO ₃	ポルクス石	CsCl	Cs ₂ CO ₃	ポルクス石	Cs ₂ CO ₃	Cs ₂ CO ₃	化学形態	CsCl

表 2-6 作成した模擬灰の組成（管状炉）

	成分	都市ごみ模擬灰			汚泥模擬灰			塩基度0.4調整灰		
灰組成(%)	SiO ₂	58.9	58.9	58.9	31.2	31.2	31.2	50	50	50
	Al ₂ O ₃	15.8	15.8	15.8	16.3	16.3	16.3	30	30	30
	CaO	18.5	18.5	18.5	12.5	12.5	12.5	20	20	20
	MgO	2.1	2.1	2.1	2.2	2.2	2.2	0	0	0
	Fe ₂ O ₃	4.7	4.7	4.7	9.5	9.5	9.5	0	0	0
	P ₂ O ₅	0	0	0	28.3	28.3	28.3	0	0	0
添加剤(外比としての%)	NaCl	5	0	0	5	0	0	5	0	0
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0	0	5	0	0	5	0	0	5
Cs(外比としてCsが0.16%)	化学形態	Cs ₂ CO ₃			Cs ₂ CO ₃			Cs ₂ CO ₃		

ii) 溶融実験方法

マッフル炉における溶融実験は、模擬灰 25g をアルミナ坩堝 (SSA・H るつぼ B1) にいれ、マッフル炉で溶融し、自然冷却したものを溶融スラグサンプルとした。マッフル炉は ADVANTEC 製の高温電気炉 FUH722PA (炉内寸法 W200×D250×H200mm) を用いた。なお雰囲気は静止大気雰囲気である。溶融実験においては 1500℃まで 15℃/min で昇温し、その後 120 分間を溶融時間(滞留時間)とした。

管状炉における溶融実験は、管状炉(いすゞ製作所、KRB-24HH、図 2-8)を用いた。溶融にはアルミナ燃焼管 (SSA-S チューブ TKG、内径 4cm、長さ 100cm) を用い、管内下流端にガラスウールを軽く詰めて飛灰を捕集した。ガラスウールで捕集しきれないと想定されるガス態の Cs は、管状炉の排ガスラインの後段にインピンジャーを直列に設置し、その中の捕集液で捕集した。安定 Cs を用いた試験ではインピンジャーを 2 本、放射性 Cs を用いた試験では 3 本設置した。捕集液には 5% 硝酸を用い²⁻⁴⁾、試験中バブリングしていることも目視で確認した。流通ガスは高純度空気(住友精化製: Air Zero-A, O₂21%, N₂79%)をガスボンベから供給し、流量は管の上流に設置したフロート式流量計 (コフロック製: 200mL/min, Air) でコントロールし、さらにインピンジャーの後段に設置した乾式積算ガスメーター(シナガワ、DC-1)で実測定した。ボンベのガス圧のみでは想定したガス流量が確保できなかったため、乾式積算ガスメーター後段に三方バルブとポンプを設置し、吸引によりガス量を確保することとした。上流側の流量は 200mL/min で一定とし、下流側の流量は昇温開始前に 200mL/min となるよう三方バルブの開閉により吸引空気量を調節した。試験後にスラグ中および捕集液中の Cs 濃度とスラグの重量を測定した。

管状炉における実験方法としては、模擬灰を 6g 入れたアルミナボート (TKG、SSA-H ボート #5B) をアルミナ燃焼管中に入れた状態で昇温を開始した。昇温速度は 15℃/min で 1,500℃まで昇温した後 1,500℃で 2 時間温度保持した。温度保持終了後は自然放冷し、アルミナ燃焼管が常温になってからスラグをアルミナボートごと取り出し、これらを一緒に粉砕した。安定 Cs を用いた試験では、アルミナ管およびガラスウールを 1mol/L の硝酸で洗浄し、1 段目インピンジャーの捕集液と合わせた。放射性 Cs を用いた試験では、アルミナ管を洗浄せずに破砕して分析し、ガラスウールはそのまま分析した。また、いずれの試験でもインピンジャーを洗浄し、捕集液と洗液を合わせたものを分析した。

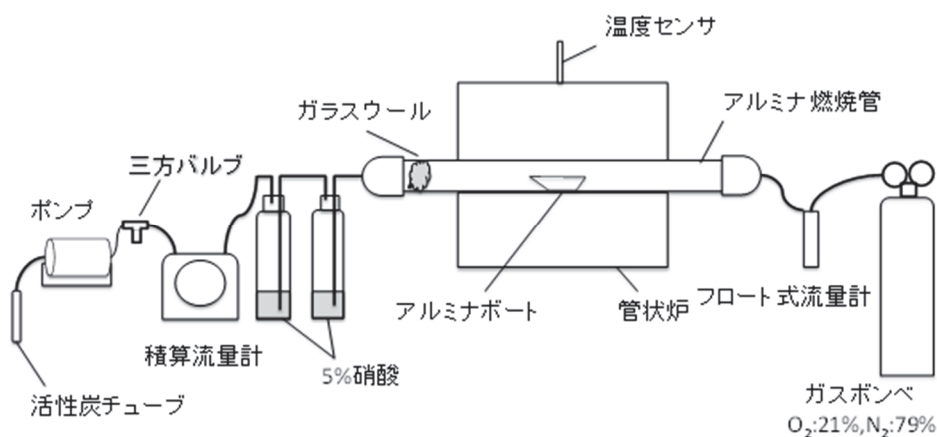


図 2-8 流通式溶融試験装置概略図

(2) 高周波溶融炉を用いた焼却灰の溶融試験

i) 試験装置と試験方法

本試験では日本ガイシ株式会社知多事業所の高周波溶融炉を用いた。装置の概略図と使用したキャニスタの寸法を図 2-9²⁻⁹⁾および図 2-10 に示す。また、本試験で使用した高周波溶融炉の仕様を表 2-7 に示す。キャニスタの主成分は酸化アルミニウム、二酸化珪素および炭素である。溶融炉の下に置いたキャニスタに、ポリ袋に入れた試料を投入した。これをキャニスタ昇降装置で溶融炉内まで上昇させ、溶融を行った。キャニスタ昇降装置は固化体冷却室とローラコンベアーでつながっており、溶融終了後、キャニスタが 1,200℃以下になってから固化体冷却室へ搬送し放冷した。なお、固化体冷却室はブローで負圧を維持しながら冷却した。キャニスタを固化体冷却室に搬送してからは排ガス中の飛灰を回収していないが、予備試験によって冷却中に Cs が飛灰へ移行しないことを確認した。

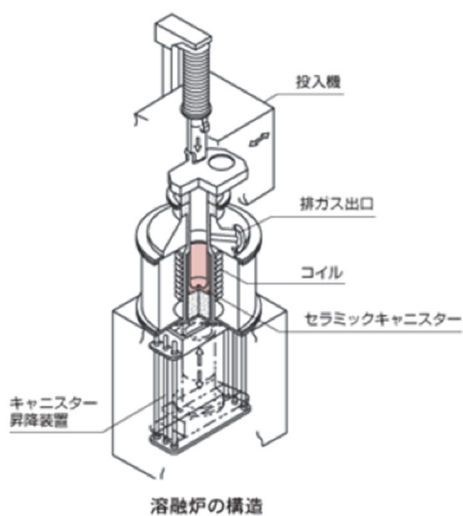


図 2-9 高周波溶融炉概略図²⁻⁹⁾

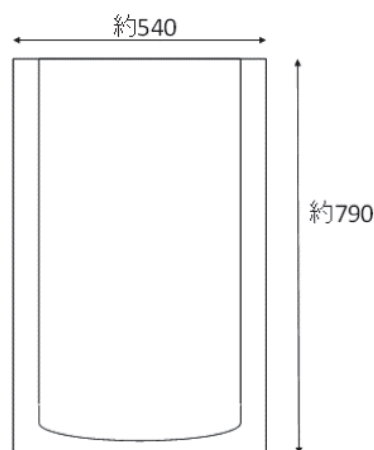


図 2-10 キャニスタ寸法(mm)

表 2-7 高周波溶融炉仕様

対象 原理 処理能力 キャニスタ容量	金属、保湿剤、コンクリート、ガラスなどの不燃物 高周波誘導加熱 標準150kg/h 最大130L
-----------------------------	---

ii) 試料の塩基度調整

試料は、ロータリーキルン型焼却炉を用いた焼却試験で回収した主灰と飛灰を混合し、試料として使用した。本試験で使用したキャニスタ(容量 100L)に対し灰量(約 25L)が少量であったため、灰をキャニスタ上部まで充填することができず、灰の到達温度が設定熔融温度: 1,500℃よりも低くなり熔融できない恐れがあった。そこで、図 2-11²⁻¹⁰⁾を用いて Al_2O_3 -CaO-SiO₂ の 3 成分の比率より焼却灰の融点を調べると、約 1,850℃と想定され、融点が設定温度を上回る結果となった。したがって灰の融点を下げるために Al_2O_3 -CaO-SiO₂ の比率が 15:25:60 (推定熔融温度 1,200℃) となるよう Al_2O_3 と SiO₂ を添加し塩基度調整してから熔融した。灰組成は蛍光 X 線分析によって調べた元素組成をもとに、Al は全て Al_2O_3 、Ca は全て CaO、Si は全て SiO₂ の形態をとっているとして 3 成分比を求めた。試験は、原灰を塩基度調整したもの 1 条件と、Cs のスラグ中への残存率を高めるため²⁻⁸⁾、原灰に、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加し、塩基度調整を行ったもの 2 条件で実施した。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加した条件については、この Al も熔融中に Al_2O_3 の形態に変化するものとして 3 成分比を求めた。これらの 3 元素が全て Al_2O_3 、CaO および SiO₂ の形態をとるのに試料中の酸素が不足していないことも確認した。試料として用いた焼却灰のもともとの組成(原灰)、融点降下剤のみを添加したときの組成(添加剤なし)および融点降下剤と $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加したときの組成($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加)の組成を表 2-8 に示す。また、融点降下剤として用いた SiO₂ と Al_2O_3 、Cs をスラグ中に留める目的で用いた $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ の添加量を表 2-9 に示す。

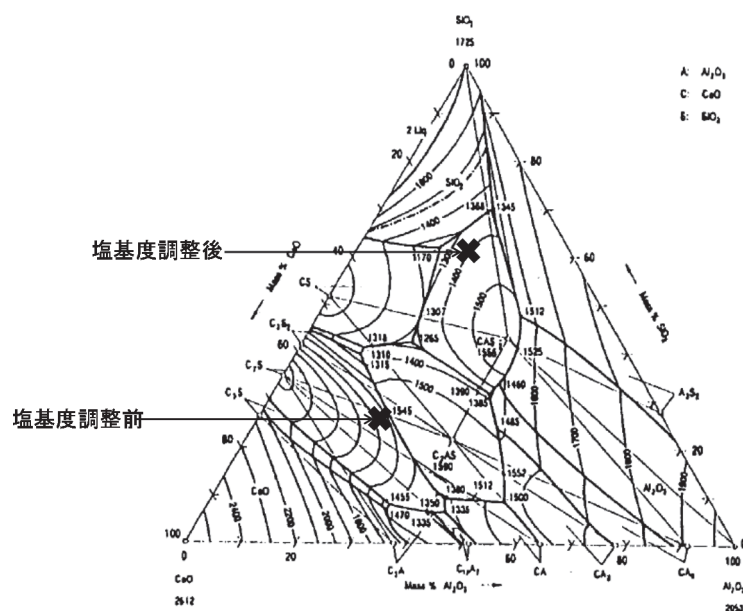


図 2-11 $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-CaO-SiO}_2$ 3 成分図と融点²⁻¹⁰⁾

表 2-8 高周波溶融実験に用いた原灰と塩基度調整後 2 条件の灰の組成

%	原灰	添加剤なし	Al ₂ (SO ₄) ₃ 添加
H	0.189	0.107	0.105
C	2.43	1.38	1.35
N	0.00	0.00	0.00
O	35.8	42.9	43.6
Na	3.91	2.23	2.17
Mg	2.34	1.34	1.30
Al	4.15	6.05	5.90
Si	7.61	21.2	20.6
P	1.66	0.948	0.922
S	1.09	0.619	1.42
Cl	5.12	2.92	2.84
K	3.82	2.18	2.12
Ca	26.1	14.9	14.5
Fe	1.56	0.891	0.867
Cs	3.11	1.77	1.72

表 2-9 塩基度調整剤および Al₂(SO₄)₃ の添加量

	添加剤なし	Al ₂ (SO ₄) ₃ 添加
原灰重量(kg)	12.5	12.5
Al ₂ O ₃	1.56	1.27
CaO	0	0
添加量(kg) SiO ₂	8.09	8.09
Al ₂ (SO ₄) ₃	0	1
合計重量(kg)	22.2	22.9
Al ₂ O ₃	16.5	15.4
3成分比(%) CaO	25.4	25.6
SiO ₂	59.6	60.1

iii) 試験条件

溶融はキャニスタの表面温度が 1,500℃となるよう出力を自動制御して行った。キャニスタの表面温度は放射温度計で測定した。常温から 40 分で 1,500℃まで昇温し、80 分間 1,500℃で維持した。温度保持終了後は 1,200℃まで炉内で自然放冷し、それ以降は炉内から固化体冷却室で負圧を保ちながら冷却した。高周波溶融炉で作成したスラグの採取は、キャニスタからスラグを削り取る形で行った。また、溶融後のキャニスタの重量をスラグの入った状態で測定し、予め測定しておいたキャニスタのみの重量を差し引くことでスラグの重量を算出した。作成した溶融スラグは粉碎し、Cs の分析には ICP 質量分析法を用いた。

(3) 分析方法

元素組成分析や溶出試験に関連し、XRF 分析や ICP-MS の前処理を行うにあたって、溶融試料を砕く必要があり、サンプルをユニパックに入れて封をし、キムタオルをひいた上で金槌(ヘッド：機械

構造用炭素鋼)を用いて坩堝とスラグを分離し、振動ミル(島津製、CMT TI-100)で2分間粉碎し、粉末にしたものを前処理試料とした。

溶融試料の分析は、ICP-MS もしくは XRF 分析により Cs 元素濃度およびその他の元素組成を測定した。詳細な測定方法は、b)、(3)、i)、および b)、(3)、ii) と同様に行った。放射性 Cs を用いた試験については、Ge 半導体検出器を用いて γ 線を検出することにより分析を行い、b)、(3)、v) と同様に行った。スラグの入ったアルミナボートは金槌で破碎し、U-8 容器に入れて分析を行った。Cs-134 は、605keV のピークで測定した。表 2-10 に各試料の測定時間と底からの高さを示す。

表 2-10 放射性 Cs を含む模擬灰の溶融実験における各サンプルの測定条件

	都市ごみ模擬灰・添加剤なし		都市ごみ模擬灰・NaCl 添加		都市ごみ模擬灰・ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加	
	高さ(mm)	測定時間(s)	高さ(mm)	測定時間(s)	高さ(mm)	測定時間(s)
スラグ	20	51	20	59	20	1,800
アルミナ管	85	61	85	1,800	85	59
1段目	-	1,800	-	1,800	-	1,800
2段目	-	1,800	-	1,800	-	1,800
3段目	-	1,800	-	1,800	-	1,800

さらに、マッフル炉により作成した溶融スラグについては、Cs の化学形態分析を X 線吸収微細構造(XAFS)により行い、また環境庁告示 46 号試験を行って Cs の溶出性を評価した。以下に詳細な測定方法を示す。

i) 環境庁告示 46 号試験

46 号試験については表 2-11 に示した方法に従った。振とう機には YAMATO 製 SA300 を使用した。試料量に関しては 50g 以上とあるが、本実験では、この条件で試験を行うには試料が少なかった。櫻井²⁻¹¹⁾は試料量を 1.0g 程度まで減らしても結果の信頼性を低下させないと報告しており、本研究においては 5.0g で行った。振とう容器はポリエチレン製容器を使用した。

表 2-11 46 号試験の実験条件

抽出溶媒	超純水(塩酸でpH約6に調整)
混合比	試料:溶媒=1:10
振とう	200rpm、振とう幅4～5cm、6hr
遠心分離	3000rpm、20min
濾過	0.45 μm メンブランフィルター
試料量	50g以上
基準値	0.01mg/L以下

ii) X 線吸収微細構造 (XAFS)

本研究では、溶融スラグ中の Cs を測定対象とし、その化学形態を同定するために XAFS 測定を行った。測定は高エネルギー加速器研究機構・物質構造科学研究所・放射光科学研究施設の PF-AR のビームライン NW10 および SPring-8 内のビームライン BL01B1 で行った²⁻¹²⁾。Cs 標準試料の XAFS 測定は、透過法により行った。透過法用サンプルは、試料に吸収係数調整用の窒化ホウ素(BN)を加え

さらにメノウ鉢で約 15 分混合し、フーリエ変換赤外分光光度計 (FT-IR) 用の錠剤成型機でディスク状に成型後、ポリエチレンバックにシーラーで密封して供試した。標準試薬とは異なるが、粘土鉱物であるベントナイトおよびカオリンに Cs を吸着させたサンプルについても参照サンプルとして利用した。吸着方法はカオリン or ベントナイト 1g に対し、1000mg-Cs₂CO₃/L 溶液を 10mL 入れ、環告 46 号溶出試験と同様に 6 時間振盪させた。溶融スラグサンプルについてはいずれも粉末にし、ポリエチレンバックに入れて蛍光法で測定した。検出器は 19 素子半導体検出器 (SSD) を用いた。

XANES 解析には解析用ソフト REX-2000 Ver. 2.5 (理学電機社製) を用い、測定試料のスペクトルについて、標準試料のスペクトルとの比較を行って化合形態を推定した。

2. 2. 3 結果と考察

a) 都市ごみ焼却施設、都市ごみガス化溶融施設、下水污泥焼却施設における安定 Cs の挙動調査

(1) 都市ごみ焼却施設

5 施設における排ガス処理での安定 Cs の除去率： η (%) を以下式 (2-3) に定義し、図 2-12 に、各施設での安定 Cs の除去率の結果を示す。各箇所は、図 2-12 の横軸に示している。なお ICP-MS の Cs 分析にて検出下限値以下の値は、検出下限値の半分として算出した。

$$\eta = 1 - \frac{C_{oN}Q_{oN}}{C_{iN}Q_{iN}} \times 100 \quad (2-3)$$

C_{iN} 、 C_{oN} : BF 入口 Cs 濃度、各箇所 Cs 濃度、

Q_{iN} 、 Q_{oN} : BF 入口排ガス流量、各箇所排ガス流量

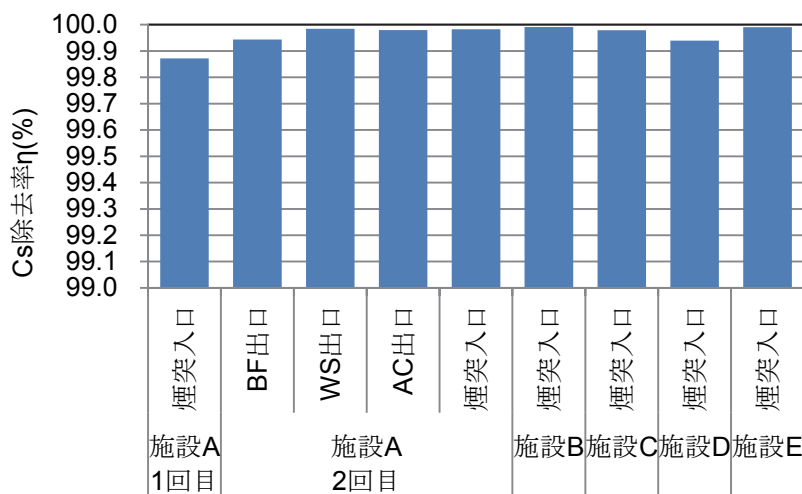


図 2-12 都市ごみ焼却施設排ガス処理における安定 Cs の除去率
(BF : バグフィルター, WS : 湿式洗浄塔, AC : 活性炭吸着塔)

図 2-12 より、排ガス中の安定 Cs は、どの都市ごみ焼却施設においても高度に除去され、除去率としては、99.87%以上が見込めることが明らかとなった。特に、施設 A-2 回目の BF の出口において、すでに排ガス中安定 Cs の 99.9%以上が除去されており、BF の効果が大きいことが明らかとなった。次に、この調査における 2 施設（施設 A-2 回目、施設 D）において、集じん機前の排ガス中 Cs を粒径別に調査した結果を、ダストの粒径分布とともに図 2-13 に示す。検出下限値以下の値は、検出下限値そのものの値として取り扱った。図より排ガス中ダストの Cs は、2 つ山のピークを示しているが、粒径の小さいばいじんの方が Cs 濃度が高い傾向がみられた。したがって、電気集じん機などの粒径の小さい粒子に対して集じん効率が低い集じん機においては、排ガス中 Cs を高度に除去できないことが予測された。

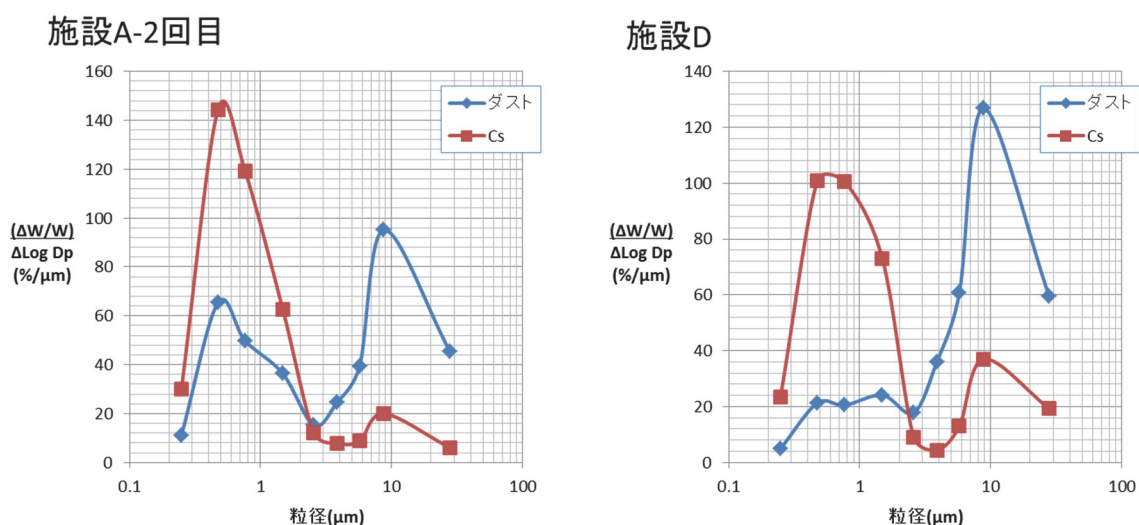


図 2-13 都市ごみ焼却施設の集じん機前段における焼却排ガス中ダストと、Cs の粒径分布
(縦軸は、重量ベースの粒子存在比率を示す)

(2) 都市ごみガス化溶融施設

都市ごみガス化溶融施設 2 施設における排ガス処理での安定 Cs の除去率： η (%) の結果を図 2-14 に示す。なお ICP-MS の Cs 分析にて検出下限値以下の値は、検出下限値の半分として算出した。

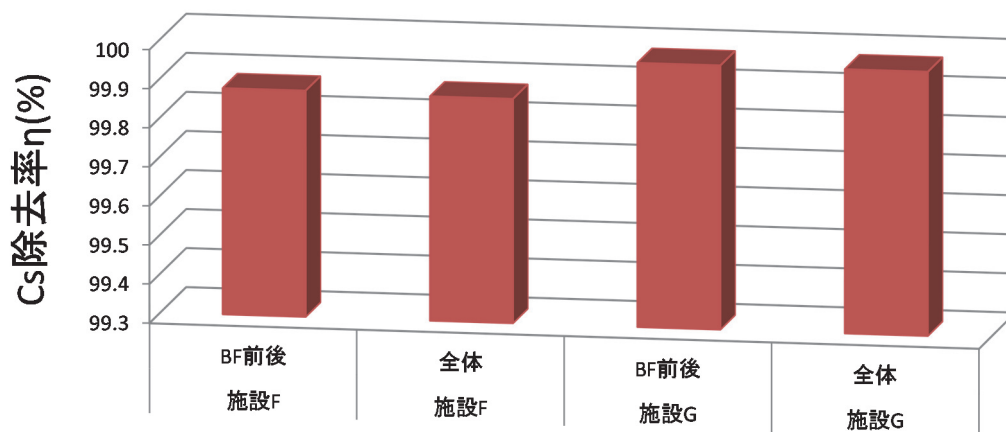


図 2-14 都市ごみガス化溶融施設排ガス処理における安定 Cs の除去率

図 2-14 より排ガス中の安定 Cs は、どちらの都市ごみガス化溶融施設においても高度に除去され、除去率としては、99.8%以上が見込めることが明らかとなった。両施設ともに、全体の除去率（BF 前に対する煙突入口の値は、BF（2 段の場合は 1 段目）前後の除去率にほぼ等しくなり、都市ごみ焼却施設と同様に BF の効果が大きいことがわかった。

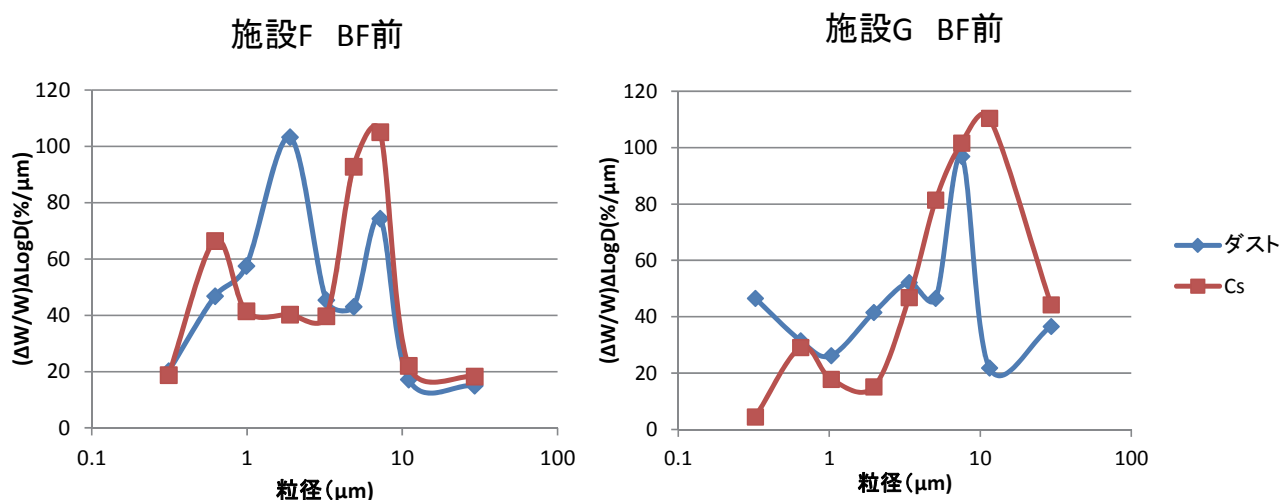


図 2-15 都市ごみガス化溶融焼却施設の集じん機前段における焼却排ガス中ダストと、Cs の粒径分布（縦軸は、重量ベースの粒子存在比率を示す）

次に、この 2 施設において、集じん機前の排ガス中ダストの Cs を粒径別に調査した結果を、図 2-15 に示す。ここでは ICP-MS の Cs 測定値において検出下限値以下の値は、検出下限値そのものの値として取り扱った。両施設ともに、安定 Cs とダストの粒径別頻度分布は、概ね 2 つ山の形状になっており、粒径の大きなところでは概ね整合しているが、1μm 以下の粒径の細かい粒子において、Cs のピークが存在した。ただし、小粒径へ Cs が濃縮される傾向は、都市ごみ焼却炉のケースほど顕著ではなく、処理温度の差等により、Cs を含むダストの生成過程が異なるものと考えられた。

(3) 下水汚泥焼却施設

下水汚泥焼却施設5施設における排ガス処理での安定Csの除去率: η (%)の結果を図2-16に示す。なお ICP-MS の Cs 分析にて検出下限値以下の値は、検出下限値そのものとして扱った場合とゼロとしてあつた場合について、それぞれCs除去率の最大値と最小値を示した。

安定Csは、BFおよびセラミックフィルター(CF)を用いた施設K、施設Lでは99.7%以上除去されていた。一方、乾式電気集塵機(EP)を用いた施設H、施設Iでは除去率はそれぞれ、99.9%以上、および69%以上であった。またEP+湿式電気集塵機(WEP)を用いた施設Kでは99.8%以上除去される結果となった。都市ごみのケースと同様にBFの効果が高い(単独で99.7%以上)が、EPの場合は、単独でみた場合に96.1~98.3%となり、除去率は比較的低い結果となり、単独でCsを安定的に除去することは困難であると考えられた施設I(全体)の最小値が小さいのは、検出下限値が大きかったことによる。

次に、この調査における5施設において、集じん機前の排ガス中ダストのCsを粒径別に調査した結果を、図2-17に示す。ここでも ICP-MS の Cs 測定値において検出下限値以下の値は、検出下限値そのものの値として取り扱った。安定Csとダストの粒径別頻度分布は、一部を除き1つ山のピークで、施設H、施設I、および施設Jは、最頻値が10 μ m以下と低いのに対し、施設K、施設Lは最頻値が約10 μ m以上であった。これは、施設H、施設Iおよび施設Jの上流側にサイクロンが設置されている影響によるものと推測された。施設H、施設Iおよび施設Lにおいてはダスト粒径分布とCs粒径分布は概ね整合していたが、施設Jおよび施設Kについては、ダスト粒径分布とCs粒径分布は異なり、1 μ m以下の部分にピークが見られた。これは燃焼温度や炉出口からサンプリングポイントまでの排ガス処理設備の差によるものと推測されたが、はっきりとはわからなかった。

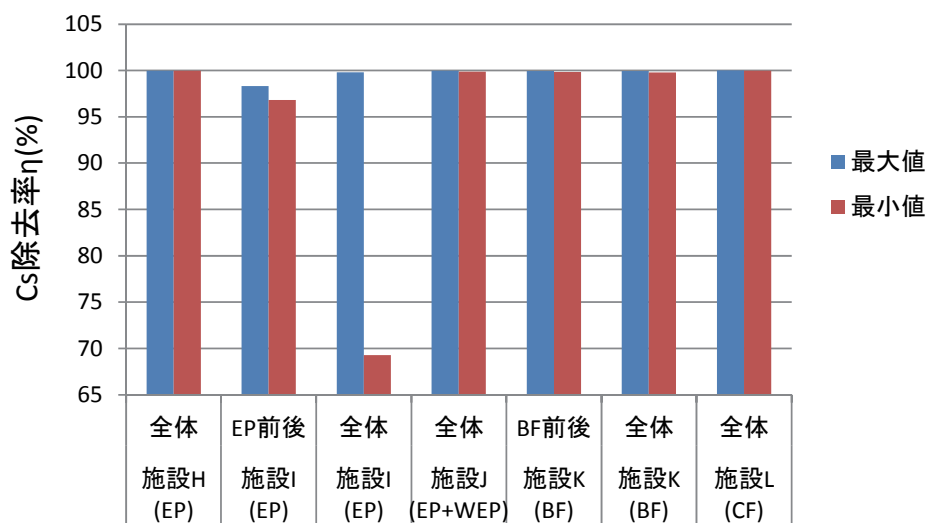


図 2-16 下水汚泥焼却施設排ガス処理における安定Csの除去率

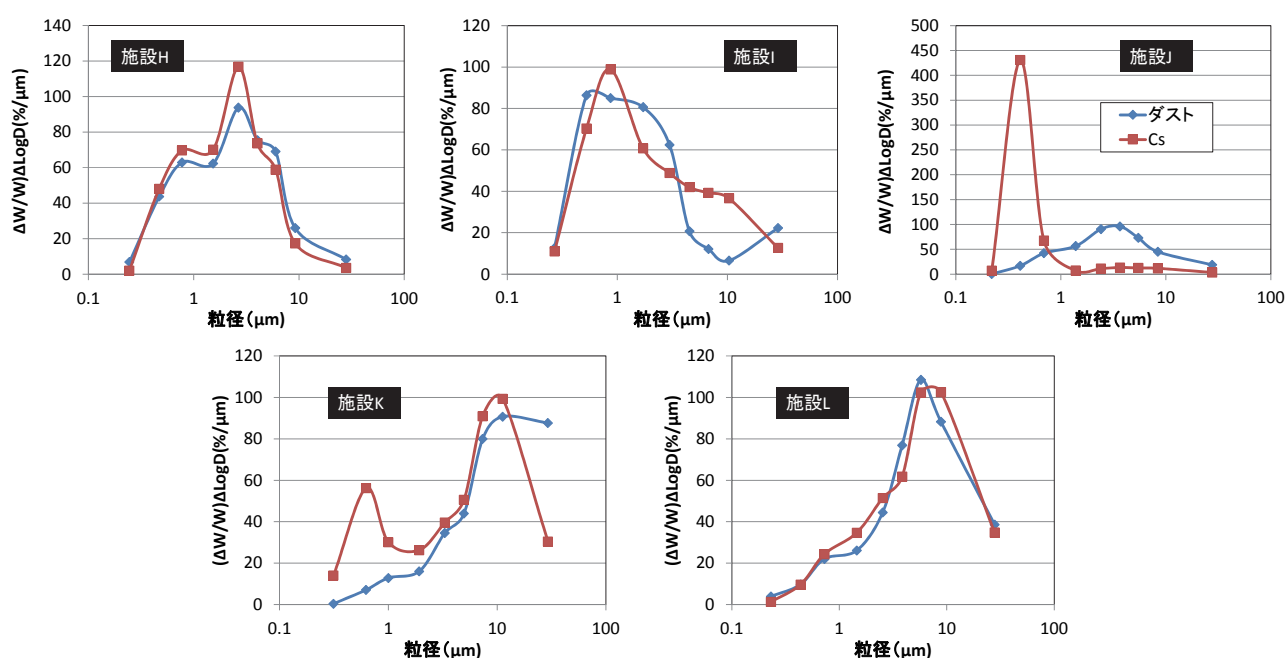


図 2-17 下水汚泥焼却施設の集じん機前段における焼却排ガス中ダストと、Cs の粒径分布(縦軸は、重量ベースの粒子存在比率を示す)

b) 焼却時の Cs の挙動把握

(1) 試料の元素組成

i) CHN 元素分析

粉状の RDF 試料は 3 回測定し、平均値を測定結果とした。ふるい上に残った繊維状のものについては、はさみで細かく切ったものを 10 回測定し、平均値を測定値とした。粉状の試料および繊維状の試料それぞれの測定結果、分析に際し粉砕した試料の重量および試料全体としての CHN 元素組成の計算結果と標準偏差を表 2-12 に示す。RDF 粉状よりも RDF 繊維状の方が C および H の比率が大きい結果となった。RDF 繊維状は、目視からもプラスチック成分に由来するものと考えられた。したがって、管状炉実験で用いた RDF 粉状よりも、ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉実験で用いた RDF 未粉砕試料の方が発熱量が大きかったと考えられる。また、RDF 繊維状に比べて RDF 粉状の方がデータのばらつきが小さかった。これは RDF 粉状の方が十分に攪拌され、均一になっていたためであると考えられる。

表 2-12 RDF 試料の CHN 分析結果

サンプル名	C		H		N		重量比
	%	標準偏差	%	標準偏差	%	標準偏差	
RDF 粉状	41.2	0.35	5.79	0.15	1.35	0.18	48.7
RDF 繊維状	51.9	4.9	8.35	1.1	1.05	0.47	51.3
RDF 全体	46.7	-	7.1	-	1.19	-	100

ii) 蛍光 X 線分析

粉状の試料のみを蛍光 X 線分析した結果を、3 回測定した結果の平均値と標準偏差として、表 2-13 に示す。C、H および N は表 2-12 のデータを採用し、他の元素の占める割合を再計算したものを測定結果としている。

また、本研究で用いた RDF の粉状のものの元素組成と、河野ら²⁻⁵⁾、池田ら²⁻¹³⁾、石井²⁻¹⁴⁾の先行研究で使用された RDF の元素組成を比較したものを表 2-14 に示す。結果はやや異なるが、大きく異なることはなく、特異ではなかった。RDF は都市ごみを乾燥・固化したものであるため、原料となる都市ごみの組成の違いによって RDF の組成にばらつきが生じたものと考えられる。

表 2-13 RDF 粉状組成 (%)

元素名	%	標準偏差
C	41.2	0.346
H	5.79	0.153
N	1.35	0.176
O	40.8	0.240
S	0.214	0.00568
Cl	0.801	0.0301
Ca	4.52	0.110
Si	1.92	0.0499
Al	0.711	0.0260
Na	0.741	0.0148
P	0.253	0.00464
K	0.916	0.0123
Mg	0.346	0.00660
Fe	0.289	0.00579

表 2-14 RDF 組成の比較^{2-5), 2-13), 2-14)}

	本研究(粉状)	河野ら		池田ら		石井	
C	41.2	52.5	54.8	39.4	40.9	39.4	41.1
H	5.79	6.6	7.61	5.11	5.64	5.11	5.37
O	40.8	38.8	35.4	28.6	33.5	28.6	29.6
N	1.35	1.55	1.47	0.90	0.87	0.90	0.68
S	0.214	0.07	0.07	0.00	0.00	0.11	0.10
Cl	0.801	0.46	0.7	0.34	0.58	0.34	0.49
Ca	4.52	-	-	7.97	8.89	-	-

表 2-15 管状炉焼却灰 CHN 組成 (%)

(2) 管状炉を用いた焼却試験

i) 焼却主灰の CHN 分析

管状炉の焼却試験で得た主灰の CHN 元素組成を測定した結果の平均値を表 2-15 に示す。いずれのサンプルにおいても C や H といった未燃分の合計値は 2%以下となっており、どの

温度(°C)	空気比	C	H	N
900	2.2	0.924	0.445	0.00
	1.7	0.604	0.264	0.00
	1.4	1.13	0.301	0.0981
800	2.2	1.06	0.323	0.00
	1.7	0.857	0.286	0.00
	1.4	1.1	0.288	0.0582

条件においても燃焼は十分に行われたと考えられる。また、ラボスケールの実験では回収した主灰の量が 0.3g 程度と少量であったため、熱灼減量の測定は行わなかった。

ii) 管状炉実験における安定 Cs マスバランスと Cs 分配率

管状炉の焼却試験で得た主灰、石英管内、ガラスウールおよび捕集液の Cs 分配率の計算結果のうち、全てを分析したもの(温度 800°C、空気比 1.4, N=2)を図 2-18 に、全試験の主灰および捕集液のみへの Cs 分配率を図 2-19 に示す。なお、図の誤差範囲は、同一サンプルを 3 回測定して得られたデータのうち、最大値と最小値の差を示す。Cs 分配率は式(2-4)を用いて算出した。

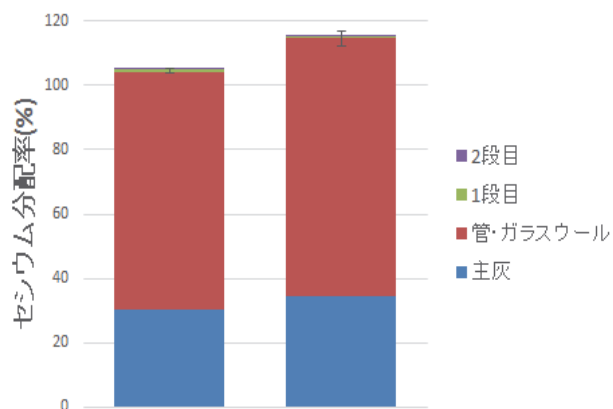


図 2-18 800°C, m=1.4 の Cs 分配率 (%)

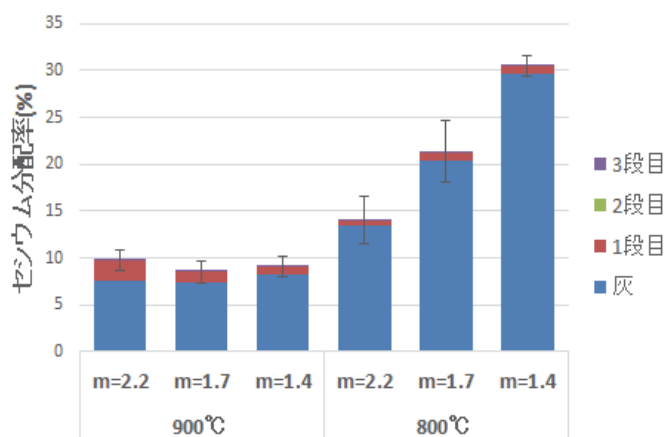


図 2-19 管状炉焼却試験・Cs 分配率 (%)

$$\text{Cs 分配率}(\%) = \frac{\text{サンプル中のCs}(g)}{\text{焼却物に添加したCs}(g)} \times 100 \quad (2-4)$$

図 2-18 より 800°C・空気比 1.4 の試験ではマスバランスはほぼ 100%で整合した。最も大きな割合を示したのは管・ガラスウール部分であり、実験装置内部への付着分であった。図 2-19 のマスバランスは最大でも 30%程度となっているが、残りの 70%以上の Cs は石英燃焼管内およびガラスウールに付着していると考えられる。また、2 段目および 3 段目の捕集液中にはほとんど Cs が含まれていなかった。

図 2-19 より、900°Cの試験については主灰への Cs 分配率が 7~8%でほぼ一定であった。800°Cの試験については空気比が小さくなるほど Cs 分配率が高くなっている。また、900°Cの試験よりも 800°C試験の方が主灰への Cs 分配率が大きくなっている。このことから、主灰への Cs 分配率は温度が低いほど高くなるが、低温側では空気比の影響も大きく現れ、空気比が小さくなるほど主灰への Cs 残存率が高くなることがわかった。ストーカ型焼却炉を用いた RDF の焼却に関する河野らの先行研究²⁻⁵⁾でも 900°Cでは空気比が変化しても主灰中の Cs 残存率は大きく変化しないとの結果が報告されており、本試験の結果も同様の傾向を示した。温度については Cs 化合物の蒸気圧が高くなること、空気比の影響については、灰中 Cs 濃度も主灰への分配率と同様の傾向を示したため、空気量が増加することにより Cs の揮発が促進されているものと推測される。

iii) 管状炉実験における放射性 Cs マスバランスと Cs 分配率

主灰、石英管内、ガラスウールおよび捕集液の放射性 Cs 分配率の計算結果を図 2-20 に示す。両試験ともマスバランスはおおよそ 100%となっており、安定 Cs を用いた試験と同様に、温度が高いほど主灰への Cs 分配率が低くなる結果となった。800°C・空気比 1.4 での主灰への Cs 分配率は安定性で約 30%、放射性で約 39%となり、900°C・空気比 1.4 では安定性で約 8%、放射性で約 10%と、放射性 Cs を用いた試験の方が若干主灰への Cs 分配率が高い結果となった。本研究では安定 Cs として Cs₂CO₃を用い、放射性 Cs として CsCl を用いたため、この違いによる可能性もある。この点は今

後明らかにしていく必要があるが、少なくとも放射性 Cs および安定 Cs で温度依存性の傾向は一致しており、概ね同様の挙動を示すものと推測される。

(3) ロータリーキルン・ストーカ式焼却炉におけるパイロット実験結果

i) 各種灰の熱灼減量

パイロット実験においては、発生した灰として、ロータリーキルン内部残留灰「RK」、ストーカ灰「ST 炉」、ストーカ上残留灰「ST 滞留」および落じん灰「ST 落下」を総称して「主灰」と表記し、2 箇所セラミックフィルター灰として「CF 北」および「CF 南」とし、これらを総称して「飛灰」と表記する。

各サンプルの熱灼減量(%)の測定結果を図 2-20 に示す。飛灰の熱灼減量は 5%程度と比較的高いが、主灰は 2%程度と低い値となっており、ごみ処理施設構造指針²⁻¹⁵⁾の基準(施設規模が 1 日あたり 200 トン未満の施設では 7%以下、本装置は最大 8t/日)と比較しても、全体として燃焼は十分に行われたと考えられる。

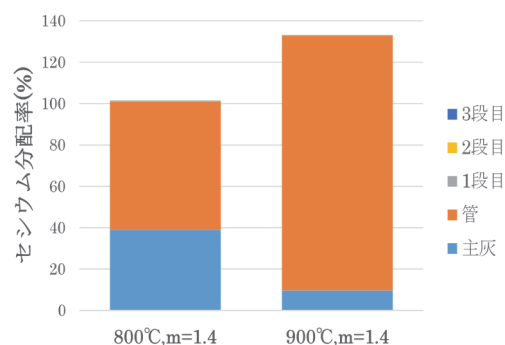


図 2-20 放射性 Cs の各分配率 (%)

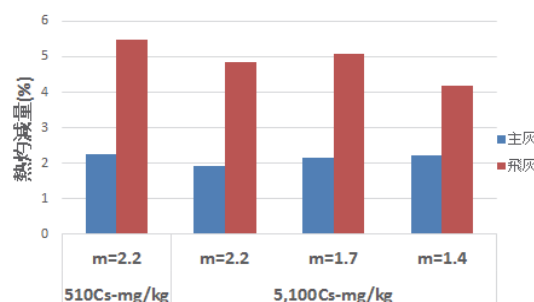


図 2-21 灰の熱灼減量 (%)

ii) 各種灰の元素組成

C、H および N のデータは CHN 元素分析のものを採用し、XRF における他の元素の占める割合を再計算したものを元素組成分析結果としたものを表 2-16 に示す。熱灼減量の結果は飛灰の方が高くなっているが、C、H および N の合計は主灰の方が高くなっている。これは飛灰中に未燃の S が多く含まれており、それが熱灼減量になっていることによると考えられる。

表 2-16 各種灰の元素組成 (%)

試験条件	灰種	灰組成 (%)													
		H	C	N	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe
m=2.2 510Cs-mg/kg	主灰	0.154	2.59	0.00	38.8	3.49	2.56	4.48	8.32	1.86	0.684	3.10	2.68	28.5	1.65
	飛灰	0.437	1.43	0.00	29.9	6.46	1.46	2.67	4.54	0.968	3.12	16.4	10.2	18.5	1.01
m=2.2 5,100Cs-mg/kg	主灰	0.190	3.17	0.00	36.5	3.50	2.46	4.33	8.03	1.73	0.697	2.93	2.80	26.8	1.70
	飛灰	0.473	1.74	0.00	29.9	4.03	1.17	2.23	3.71	0.586	4.61	14.5	10.5	9.47	1.08
m=1.7 5,100Cs-mg/kg	主灰	0.134	2.84	0.00	37.2	3.50	2.52	4.47	8.15	1.79	0.707	2.82	2.72	27.4	1.66
	飛灰	0.372	1.82	0.0472	21.0	6.70	1.09	2.31	3.51	0.640	4.18	18.8	11.5	11.5	1.10
m=1.4 5,100Cs-mg/kg	主灰	0.162	2.16	0.00	36.9	3.43	2.49	4.43	8.18	1.77	0.716	3.33	2.77	28.1	1.63
	飛灰	0.291	1.42	0.00	17.7	7.10	1.12	1.91	3.48	0.703	3.03	17.9	9.43	11.3	1.06

iii) 排ガスと温度トレンド

排ガスの測定は空気比 2.2、5, 100Cs-mg/kg の試験を除く 3 試験について、セラミックフィルターの出口で行った。排ガス量および排ガス組成に関する測定結果を表 2-17 に示す。

表 2-17 排ガス組成分析結果

供給RDF中Cs濃度		510Cs-mg/kg	5100Cs-mg/kg	
空気比		m=2.2	m=1.7	m=1.4
排ガス量(m ³ /hr)	湿り	1010	590	440
	乾き	880	430	340
排ガス組成(v/v%)	CO ₂	8.3	7.8	9.2
	CO	0	0	0
	O ₂	10.3	10.1	8.9
	N ₂	81.4	82.1	81.9
水分量(v/v%)		13	26.6	24
平均排ガス温度(°C)		221	197	226
平均排ガス流速(m/s)		31.1	17	13.5

次に、ロータリーキルン炉の運転温度トレンドを図 2-22 に示す。ロータリーキルン炉は、焼却開始後は焼却物からの発熱によって炉内の温度を維持するため、炉内温度は一定にはなっていないが、おおむね炉内中間の温度は 700℃付近で推移している。したがって、ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉での試験と管状炉での試験の結果を比較する際には、本試験の運転温度を 700℃として考察する。また、二次燃焼温度もおおむね 800℃以上となっており、排ガス分析結果においても、CO は 0 となっていることから、二次燃焼も十分に行われていると考えられる。

iv) Cs のマスバランスと考察

各サンプルの Cs 分配率を図 2-23 に示す。図の誤差範囲は、得られたデータのうち、最大値と最小値の差を示す。ただし、Cs 分配率は式(2-4)より計算した。

空気比 2.2、510 mg-Cs/kg と空気比 1.7、5,100 mg-Cs/kg の試験に関しては 100%に近いマスバランスが整合したが、他の 2 試験に関してはマスバランスが 50%程度、150%程度となった。

マスバランスの不整合の主な原因は飛灰の回収にあると考えられたため、主灰中に残存した Cs について考察を行う。5,100Cs-mg/kg の 3 試験に関しては、空気比が 2.2 から 1.4 へ減少するにつれて、主灰への Cs 分配率が約 35%から約 70%へと増加しており、管状炉でのラボ試験と同様の傾向を示した。また、空気比 2.2 の 2 試験を比較すると、主灰への Cs 分配率は同程度となっており、Cs 濃度による分配率の傾向の変化はみられなかった。

次に、マスバランスがおおよそ整合した空気比 2.2・510 mg-Cs/kg の試験と空気比 1.7・5,100 mg-Cs/kg の 2 試験について考察を行う。この 2 試験では焼却物中の Cs 濃度が異なるものの、空気比が 2.2 から 1.7 に減少すると、主灰への Cs 分配率が 30%から 50%へと増加し、飛灰への Cs 分配率が 60%から 40%に減少している。これも管状炉での結果と同様の傾向であった。

以上より、ロータリーキルン・ストーカ型焼却炉でのパイロット試験でも、管状炉でのラボ試験と同様に、空気比が小さくなるにつれて、主灰への Cs 分配率が増加することが明らかになった。また、この傾向は焼却物中の Cs 濃度の影響をほとんど受けないことも示唆された。ただし、実際の放射性 Cs を含む焼却物に関しては、本試験よりも圧倒的に焼却物中の Cs 濃度が低いと考えられ、管状炉での放射性 Cs と安定化 Cs とのさらなる対応実験が必要である。

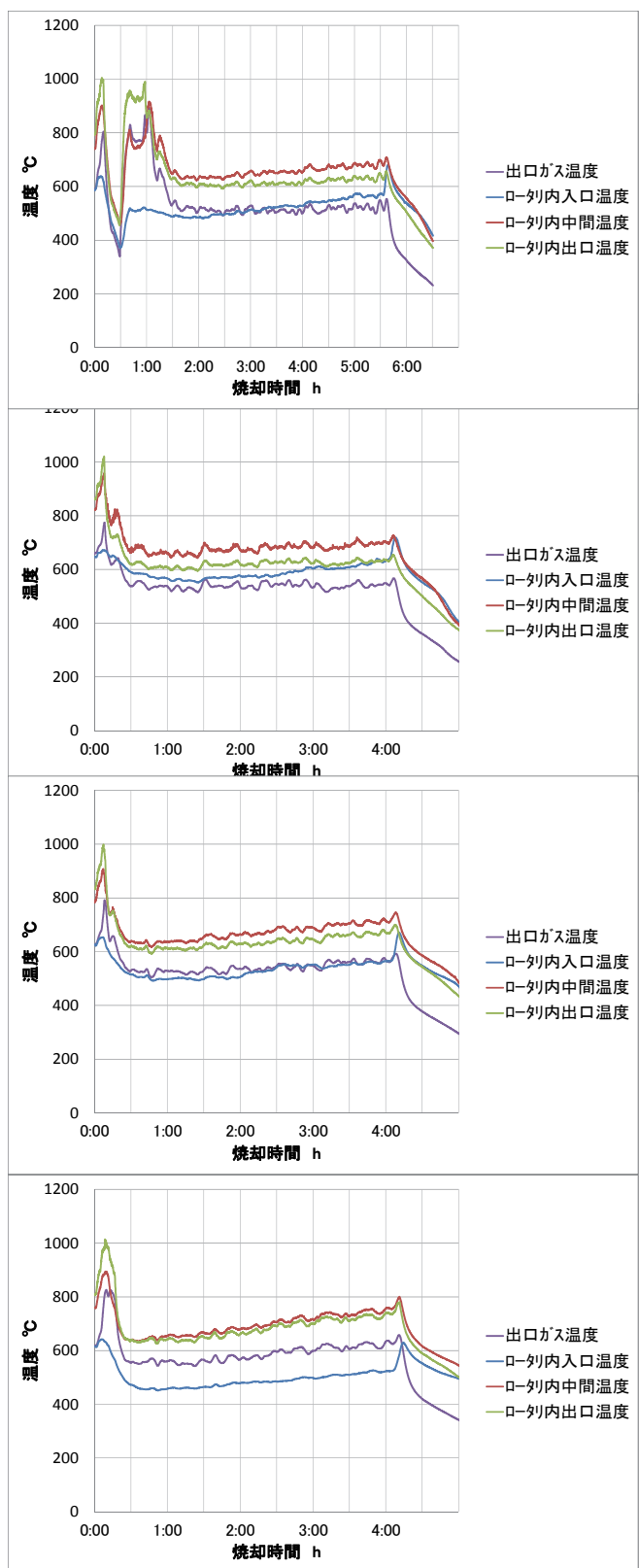


図 2-22 ロータリーキルン炉の
運転温度トレンド

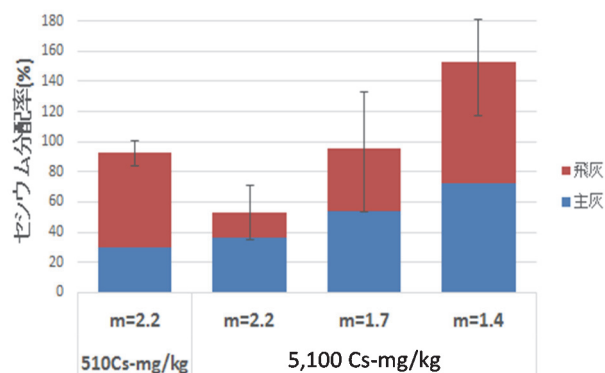


図 2-23 ロータリーキルン・ストーカ型
焼却炉での Cs 分配率 (%)

(4) 管状炉およびパイロット実験における温度と空気比による主灰中 Cs 分配率の比較

主灰中の Cs 分配率の焼却温度別の比較を図 2-24 に示す。900℃および 800℃は管状炉でのラボ試験の結果を、700℃はロータリーキルン・ストーカ型焼却炉でのパイロット試験の結果を表す。焼却温度が低いほど主灰への Cs 分配率が増加する傾向がみられる。また、空気比が小さくなるほど主灰への Cs 分配率が増加し、その変化は焼却温度が低いほど顕著になっている。

これは、空気比の増大に伴って、排ガス流速による物質移動、あるいは酸素供給による燃焼が促進され Cs の主灰への分配率が減少する。また温度が高いほど Cs 化合物の蒸気圧が上昇し、Cs の主灰への分配率が減少する。この 2 つが原因であると推測される。

近年では、都市ごみ焼却炉において、燃焼効率が更に改善されるとともに、排ガス再循環など、低空気比での運転が可能となってきたが、この場合には主灰に Cs が残留しやすくなることが推測され、飛灰中に Cs を濃縮させ、主灰中の Cs 濃度を低減させるならば、炉内温度を高温で維持することが重要であると考えられる。

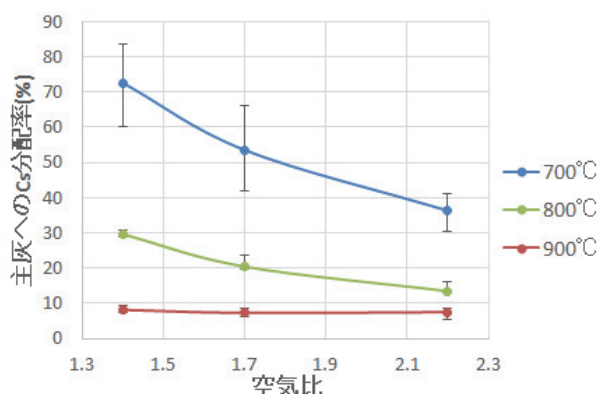


図 2-24 空気比と主灰への Cs 分配率の関係

c) 溶融による Cs の分離・濃縮・固定化条件の最適化

(1) 模擬灰を用いたマッフル炉での溶融実験

i) マッフル炉実験による溶融時における Cs の挙動

まず、実験後にスラグ中に残存する Cs の割合を示す指標として、Cs 残存率を以下の式(2-5)で定義した。

$$\text{Cs 残存率}(\%) = (\text{スラグ中 Cs 量} / \text{溶融対象試料中 Cs 全量}) \times 100 \quad (2-5)$$

表 2-18 マッフル炉による溶融実験を行った際の各条件と Cs 残存率と Cs 溶出率

対象物	模擬灰組成						添加物(灰組成に対する添加濃度)	Cs 添加形態	Cs残存率 (%)	Cs溶出率 (%)
	SiO ₂	CaO	Al ₂ O ₃	MgO	Fe ₂ O ₃	P ₂ O ₅				
基本模擬灰	50	20	30	—	—	—	NaCl 5wt%	Cs ₂ CO ₃	5.8	30
	53.1	31.8	15.1	—	—	—	Al ₂ (SO ₄) ₃ 5wt%		84	0.057
都市ごみ 焼却灰	58.9	18.5	15.8	2.1	4.7	—	NaCl 5wt%	CsCl	17	0.19
								Cs ₂ CO ₃	29	0.019
								ポルクス石	5.1	0.033
都市ごみ焼却飛灰	33.3	33.3	33.3	—	—	—	AC、KCl: 各3.5wt% NaCl、CaCl ₂ : 各4.7wt%	CsCl	<0.2	—
下水汚泥 焼却灰	31.2	12.5	16.3	2.2	9.5	28.3	—	CsCl	95	0.36
								Cs ₂ CO ₃	85	0.19
								ポルクス石	35	0.16

表 2-18 に各条件における Cs 残存率の結果を示した。まず塩基度 0.4 調整灰においては、NaCl 添加系では約 5.8%と低く、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加系では逆に 84%と高くなり、概ね想定した添加物の効果が見られ、他に報告されている類似研究結果²⁻⁸⁾とも傾向は整合した。また NaCl を添加した都市ごみ焼却灰においては、 Cs_2CO_3 を添加した場合に、Cs 残存率は 29%であり塩基度 0.4 調整灰ほどではないが低い傾向を示した。塩基度 0.4 調整灰よりも Cs 残存率が高くなった理由としては、都市ごみ焼却灰の塩基度が 0.3 とやや低いことと、 MgO 、 Fe_2O_3 を添加していることが影響していると予想された。都市ごみ焼却飛灰は残存率が非常に低かった。下水汚泥焼却灰においては、 Cs_2CO_3 を添加した場合に、Cs 残存率は 85%であり、基本模擬灰の $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加系と同程度であった。この原因としては下水汚泥焼却灰には Cl が含まれないことに加え、特に P_2O_5 を添加している影響によるものと推測された。したがって実際の汚染汚泥焼却灰から Cs を揮発させて除去するには、単独では困難であるが、下水汚泥焼却灰の組成に近づければ、スラグ中に Cs を固定できる可能性が示唆された。

次に、添加時の Cs 化学形態による Cs 残存率への影響は、都市ごみ焼却灰と下水汚泥焼却灰で CsCl、および Cs_2CO_3 添加系の Cs 残存率はあまり変わらず、共存物質の影響の方が強いことが示唆された。しかし、ポルクス石添加系の Cs 残存率が 2 種の模擬灰で小さくなった。ポルクス石は Cs のアルミノケイ酸塩を主体とする化合物で、比較的安定でありスラグ中への残存率は大きくなると予想されたが、結果は逆の傾向を示した。この原因としては 1000℃以上でのポルクス石中の Cs の挙動が他の 2 つの標準化合物よりも不安定となっている可能性が考えられ、今後明らかにしていく必要がある。ただし、今回の実験ではマッフル炉で行っているため物質収支をとれていないことから正確には言えないが、ポルクス石のように当初溶出しにくい安定的な Cs 化合物であっても塩化揮発により容易に分離することができる可能性を示している。

ii) マッフル炉にて生成した溶融スラグの 46 号溶出試験

溶出試験後にスラグから溶出する Cs の割合を示す指標として、Cs 溶出率を以下の式(2-6)で定義した。

$$\text{Cs 溶出率 (\%)} = (\text{Cs 溶出量} / \text{溶出試験前のスラグ中 Cs 全量}) \times 100 \quad (2-6)$$

表 2-18 に各条件における溶融スラグからの Cs 溶出率の結果を示す。表から、塩基度 0.4 調整灰 NaCl 添加系スラグの Cs 溶出率は 29.9%であり非常に高くなったが、逆に塩基度 0.4 調整灰 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 系スラグの Cs 溶出率は 0.06%程度と低くなった。この理由ははっきりしなかったが、溶出には Cl 成分が影響しているものと推測された。ただし、都市ごみ焼却灰では、NaCl を添加しているにも関わらず、Cs 溶出率は 0.03~0.19%と低くなり、一概に Cl 成分のみが溶出率を左右するわけではなく、 MgO や Fe_2O_3 の影響が示唆された。下水汚泥焼却灰においては、0.15~0.36%であり比較的低い値であった。なお添加した Cs の化学形態の影響としては図

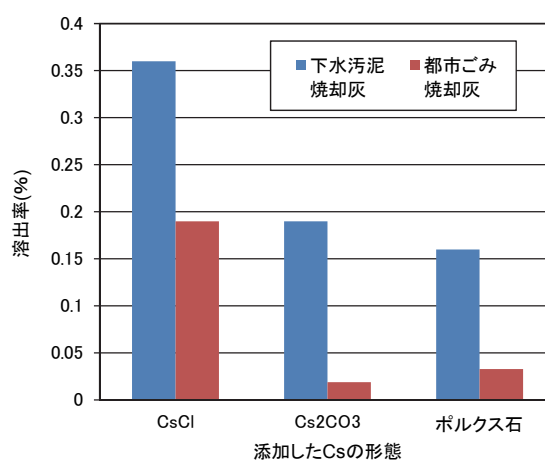


図 2-25 下水汚泥焼却灰、都市ごみ焼却灰由来スラグの Cs 溶出率

2-25 に示すように、CsCl をあらかじめ添加した系が高い溶出率を示しており、スラグ中に残存した Cs の一部が溶出されやすい形態で存在している可能性が示唆された。

iii) マッフル炉で生成した熔融スラグ中 Cs の XAFS 測定による化学形態の推定

図 2-26 に、Cs 標準試料として、ポルクス石、CsOH・nH₂O および CsCl と、各スラグの Cs-K 吸収端 XANES スペクトルを示す。スペクトルは、階段関数のような形状で、ピークなどの特徴はややわかりづらいスペクトルであった。しかしながら、CsCl と CsOH・nH₂O およびポルクス石などの間ではスペクトルが変化していることはみてとれる。つまり、Cs の周りに Cl などが配位している環境と O が配位している環境では XANES スペクトルは大きく異なることがわかる。都市ごみ焼却残渣では塩化物が支配的と考えられているが、Cs-K XANES スペクトルにより塩化物と酸化物系化合物との識別は可能であるといえる。

各種灰由来のスラグの Cs-XANES スペクトルは、それぞれわずかに異なっていたが、同種の灰において、添加した Cs の化学形態が異なる場合には、ほぼ同じ形状のスペクトルを示した。これは熔融によってスラグ中の Cs が同じような形態になっているものと考えられ、溶出率の傾向とも概ね一致している。スラグ中 Cs の形態の候補としては、多くの場合、ポルクス石が約 40%、CsOH が約 60% 混合している状態が考えられた。スペクトルの質が必ずしも良くないことから断定はできないが、CsCl のスペクトルとも比較すると、Cs の周りにはある元素は塩素ではなく、酸素が主体である可能性が高いと考えられた。

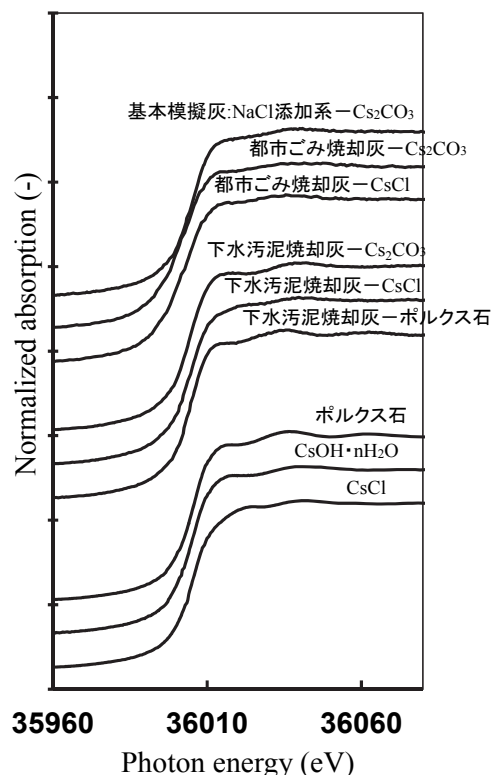


図 2-26 各種試料中 Cs の XANES スペクトル

(2) 管状炉における熔融実験

i) 管状炉における熔融時の Cs マスバランス

安定 Cs を用いた試験で得た各サンプルの Cs 分配率を計算した結果を図 2-27 に、放射性 Cs を用いた試験で得た各サンプルの Cs 分配率を計算した結果を図 2-28 に示す。なお、Cs 分配率は式(2-7)より算出した。式(2-5)で定義した Cs 残存率は本研究における Cs 分配率と同義であり、スラグ中の Cs のみを分析したマッフル炉の実験に対し、本研究では飛灰中の Cs も分析しているため、本研究では分配率という用語を用いた。

$$\text{Cs 分配率 (\%)} = (\text{サンプル中 Cs (g)}) / (\text{模擬灰に添加した Cs (g)}) \times 100 \quad (2-7)$$

図 2-27 の誤差範囲は、同一サンプルを 3 回測定して得られたデータのうち、最大値と最小値の差をしめす。1 段目は燃焼管の後段に設置した捕集液、燃焼管の洗液およびガラスウールの洗液に含ま

れる Cs を示し、2 段目は 1 段目捕集液の後段に設置した捕集液に含まれる Cs を示す。また、マッフル炉での結果も図 2-27 に合わせて示した。

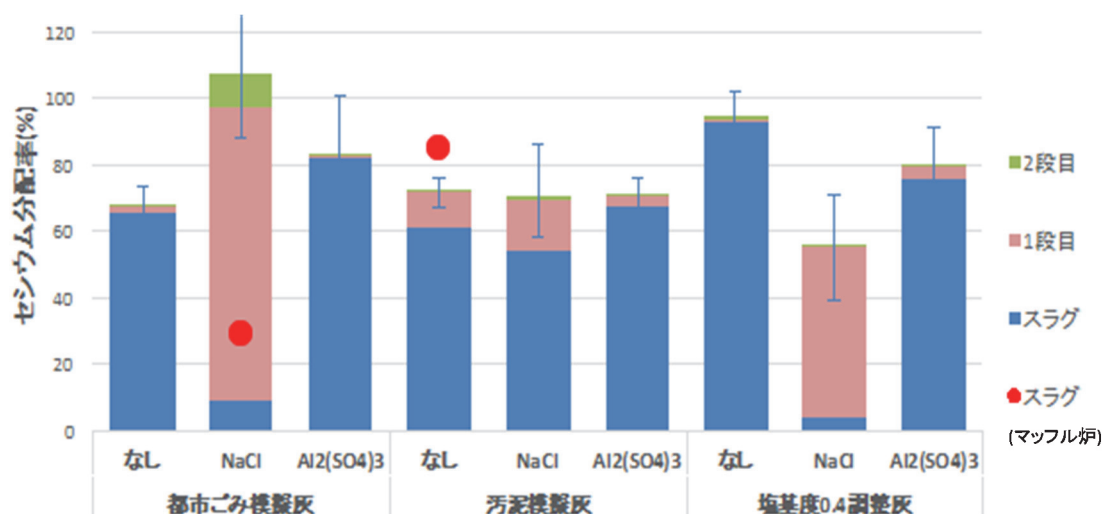


図 2-27 管状炉溶融実験における安定 Cs 分配率 (%)

汚泥模擬灰は添加剤によらずマスバランスが 70%となっているが、他の模擬灰はマスバランスが 100%に近いものから 60%程度のものでさまざまである。全体としてマスバランスは概ね整合していると考えられた。Cs 分配率について、マッフル炉の結果と比較すると、都市ごみ模擬灰・NaCl15%添加、および汚泥模擬灰・添加剤なしのスラグ中 Cs 分配率は本試験の方が 20~25%低い値となっている。この原因としては、溶融装置の違いが考えられる。本試験では管状炉を用いた流通雰囲気で行ったが、マッフル炉では静止大気雰囲気で行っている。本試験では空気の流れがあったため Cs が飛灰へと揮発しやすい環境となり、本研究の方がスラグ中への Cs 分配率が低くなったと考えられる。

また、マッフル炉の結果では、添加する Cs の形態が CsCl のとき、Cs が他の形態をとるときよりもスラグ中 Cs 残存率が低くなる結果を得ている。本試験では添加した Cs の形態はすべて Cs_2CO_3 であるが、NaCl を添加した場合は、汚泥焼却灰を除き他の模擬灰ではスラグ中 Cs 残存率が低くなっている。これらの結果より、模擬灰中の Cl が Cs のスラグ中 Cs 残存率低下に寄与していると考えられる。松崎²⁻⁸⁾らの研究でも、Cs が比較的沸点の低い CsCl の形態をとることを想定して NaCl を添加したときに、Cs のスラグへの分配率が低下することが確認されており、マッフル炉および管状炉実験でも同様の結果が得られた。

図 2-28 では、都市ごみ模擬灰に $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加した結果で、マスバランスが約 105%程度となっており概ね整合した。安定 Cs (Cs_2CO_3) の結果 (図 2-27) と、放射性 Cs (CsCl) の結果 (図 2-28) を比較すると、放射性 Cs を用いた模擬灰のスラグへの Cs 分配率が 60%程度低くなった。

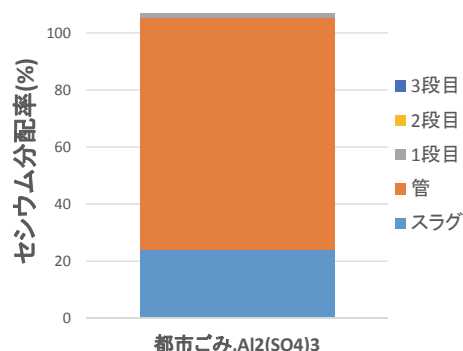


図 2-28 管状炉実験における放射性 Cs の分配率：都市ごみ焼却灰 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加系

これは、添加した Cs の形態の違いによると考えられ、CsCl の方が Cs_2CO_3 よりもスラグへの分配率が低下する傾向は、マッフル炉の結果とも一致する。放射性 Cs と安定 Cs の挙動について、全く同様の条件で実施できなかったためはっきりとはいえないが、放射性の CsCl を添加することにより、安定 Cs_2CO_3 とは異なる傾向を示し、むしろ安定 CsCl と挙動が類似する可能性が示唆された。

(3) 高周波溶融炉を用いた焼却灰の溶融試験

高周波溶融炉において、溶融後のスラグ、および集じん機で捕集された溶融飛灰について、各サンプルの Cs 分配率を計算した結果を図 2-29 に示す。図の誤差範囲は、同一サンプルを 3 回測定して得られたデータのうち、最大値と最小値の差を示す。なお、Cs 分配率は式(2-7)を用いて算出した。

マスバランスは両試験ともに 30%程度に留まっていた。これは炉内耐火物やセラミックフィルタ一までの系統内に Cs が付着したためと考えられる。また、スラグ中の Cs 分配率が 20%程度と低くなっているのは被溶融灰中の Cl の影響であると考えられる。表 2-8 より被溶融灰の組成をみると、少なくとも被溶融灰中に Cl は 2.8wt%以上含まれており、管状炉での溶融試験と同様に、Cs が CsCl の形態をとったためであると考えられる。マスバランスの観点でも $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加するとスラグへの Cs 分配率が低下しているが、これは、Cl による Cs の揮発効果を、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ では抑制できず、結果的に Cs をスラグ中に固定できていないことを意味する。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ の量を増加させる、あるいは、図 2-27 から、NaCl が共存したとしてもある程度スラグ中への Cs 分配率が高い下水汚泥焼却灰の組成を参考に Cs のスラグ中への固定化のための添加剤を検討する必要がある。

2. 2. 4 研究課題 2 の結論

本研究課題 2 では、まず、焼却・溶融処理における現状把握として、廃棄物熱処理施設の排ガス処理における安定 Cs の挙動を調査した。次に、廃棄物中の Cs の分離・濃縮・固定化条件の把握のため、対象試料中 Cs の焼却時、および溶融時の挙動把握を行った。以下に得られた結論を示す。

1) 都市ごみ焼却、および都市ごみガス化溶融排ガス中の安定 Cs はバグフィルターを主とする排ガス処理プロセスにより 99.8%以上除去できることが確認された。排ガス中の Cs は、バグフィルターにより、そのほとんどが飛灰へ移行することから、飛灰の処理をはじめとする取り扱いが重要であることが再確認された。一方下水汚泥焼却炉においては、バグフィルター、セラミックフィルターおよび乾式電気集じん機+湿式電気集じん機において都市ごみ熱処理施設と同等の除去効率が得られたが、EP 単独では除去効率が不安定になる傾向が窺えた。

2) 廃棄物熱処理施設における集じん機入口の排ガス中 Cs の粒径別分布は、 $1\mu\text{m}$ 以下にもピークを有する場合が多く、この傾向は、都市ごみ焼却施設、都市ごみガス化溶融施設、下水汚泥焼却施設の順に強かった。このことから、特に微小粒子が捕捉できないような電気集じん機等では、除去率が低下することが推測され、Cs を排ガス中から安定的に除去するには、ダスト除去性能の高いバグフィルターをはじめとするろ過式集じん機の導入が重要であると考えられた。

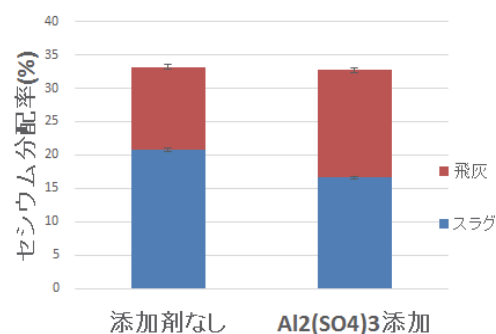


図 2-29 高周波溶融炉試験における Cs 分配率 (%)

- 3) 安定 Cs を添加した RDF の管状炉でのラボスケール焼却実験、ロータリーキルン・ストーカ焼却炉でのパイロット焼却実験の結果から、燃烧温度が高いほど、また空気比が大きいほど、主灰中 Cs は減少する傾向がみられた。燃烧温度が高くなると空気比の影響はあまり見られなくなるため、近年の低空気比・高温燃烧型の次世代型ストーカ炉では、廃棄物中の Cs の多くは飛灰へ移行するものと推測された。
- 4) 放射性 Cs を添加した RDF の管状炉でのラボスケール焼却実験における放射性 Cs の挙動は、安定 Cs を用いた同様の実験における安定 Cs の挙動と概ね同様の傾向を示した。放射性 Cs と安定 Cs の化学形態が異なる影響は、焼却実験ではあまり見られなかった。したがって安定 Cs を用いた焼却実験により、放射性 Cs の挙動を再現できるものと考えられた。
- 5) 安定 Cs を添加した各種模擬灰のマッフル炉、管状炉を用いた溶融実験から、模擬灰中に NaCl が塩素源として存在することで、元々の化学形態に関わらず、高度に塩化揮発できることが示された。一方汚泥焼却灰中には本来 Cl が少ないため、ほとんどの Cs がスラグ中に残留することが示唆されたが、NaCl の Cs 揮散促進効果も汚泥焼却灰において抑制される傾向にあり、同時に含まれる Fe_2O_3 、 MgO あるいは P_2O_5 が影響している可能性が考えられた。また、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加することで、NaCl を含まない場合は、Cs がスラグ中に残留する傾向が見られた。
- 6) 各種模擬灰由来の溶融スラグからの Cs 溶出率は、NaCl 添加系で高くなり Cl が影響していることが予想された。ただし、Cl が存在しても、 MgO や Fe_2O_3 により溶出率は低下する可能性も示唆された。初期の Cs 化学形態の影響は、CsCl 添加系で、溶出率がわずかに高くなる傾向が見られた。
- 7) 各種模擬灰由来の溶融スラグ中の Cs の化学形態は、初期の Cs 化学形態に左右されず、むしろ灰の組成に影響されており、この点で Cs 溶出性との整合性が確認された。スラグ中の Cs の形態は、多くの場合、アルミノケイ酸塩を主体とするポルクス石と CsOH の混合物であることが予想されたが、少なくとも Cs の周辺の元素は塩素ではなく酸素が主体で安定していると考えられた。
- 8) 放射性 Cs を添加した模擬灰の管状炉を用いた溶融実験における放射性 Cs の挙動は、安定 Cs を用いた同様の実験における安定 Cs の挙動と異なった。原因として、放射性 Cs と安定 Cs の化学形態が異なったことによる可能性も考えられたため、今後検討する必要がある。
- 9) 安定 Cs を添加した RDF のロータリーキルン・ストーカ焼却炉でのパイロット焼却実験により得られた焼却残渣を対象として、高周波溶融実験を実施したところ、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ を添加しても Cs のスラグ中への固定化には効果がなかった。これは焼却残渣には Cl が多く含まれ、その Cs 揮散促進効果が上回ったものと推測された。今後スラグ中への Cs の固定化を促進するためには、本研究において、Cl が存在しながらも、スラグ中への Cs 分配率の高かった汚泥焼却灰の組成を参考に、添加剤を検討する必要がある。

なお、本研究で用いた XAFS 分析手法により、K122102「放射性 Cs を含有する焼却残渣の性状把握と効率的かつ安全な処分技術」（九州大学 島岡隆行）のパイロットプラント試験でのサンプルを分析した。すでに K122102 で行われたパイロットプラントでの実験条件、実験試料などの情報提供をいただき、可能な限り条件をそろえてパイロット実験を実施した。また、K122103「放射能汚染廃棄物処理施設の長期管理手法に関する研究」（国立環境研究所 大迫政浩）においては、研究分担者の高岡が K122103 にも参画していた、焼却施設における Cs の挙動については施設の選定などの作業を共同で行った。このように、結果や情報の共有を通じて実質的な研究の相互補完を実施した。

2. 2. 5 研究課題2の参考文献

- 2-1) JIS K 0302 : 排ガス中のダスト粒径分布の測定方法, 1989.
- 2-2) JIS Z 8808 : 排ガス中のダスト濃度の測定方法, 2013.
- 2-3) 環境省 : 環境大気常時監視マニュアル第6版, pp.106-120, 2010.
- 2-4) 中山勝也 : 塩化揮発法による焼却灰からの重金属の高効率分離・回収, 名古屋大学博士論文, p. 43, <http://ir.nul.nagoya-u.ac.jp/jspui/bitstream/2237/8470/1/Thesis%20Nakayama.pdf> (2014.02.02 アクセス)
- 2-5) 河野孝志, 井口拓, 島岡隆行 : 廃棄物燃焼にともなうセシウムの焼却残渣への移行挙動, タクマ技報, Vol21, No2, 2013.
- 2-6) JIS Z 8704 : 温度測定方法-電気的方法, 1993.
- 2-7) 谷野佑太 : 飛灰中の塩化物および酸化物が芳香族塩素化合物生成に与える影響, 京都大学修士論文, 2009.
- 2-8) 松崎晋, 部田勝敏 : セシウム含有焼却灰等の高周波溶融試験, 日本原子力学会「2012 年秋の年会」, 2012.
- 2-9) 日本ガイシ株式会社ウェブサイト : エネルギープラント関連設備, 製品情報, 雑固体廃棄物溶融炉, <http://www.ngk.co.jp/product/industrial/energyplant/solidwaste.html>. (2014 年 2 月 1 日アクセス)
- 2-10) 日本原子力研究所 : JAERI-Review 2000-033, 雑固体廃棄物の溶融固化体製作条件に関する調査・検討, p. 42, 2001.
- 2-11) 櫻井あや : 熱処理における都市ごみ焼却灰中の重金属の挙動, 京都大学卒業論文, 2004.
- 2-12) M. Nomura, Y. Koike, M. Sato, A. Koyama, Y. Inada and K. Asakura, *AIP Conf. Proc.* 882, 896, 2007.
- 2-13) 池田英人他 : RDF (ごみの固形燃料) の燃焼特性, 燃焼の科学と技術, Vol. 3, pp. 237-244, 1996.
- 2-14) 石井昇 : 都市ごみの固形燃料化技術, 廃棄物学会誌, Vol. 6, No. 3, pp. 218-228, 1995.
- 2-15) 廃棄物学会編 : 廃棄物ハンドブック, オーム社, p. 173, 1997.

2. 3 研究課題3：「放射能汚染土壌の浄化処理における放射能濃縮効率の最適化」

2. 3. 1 研究目的

放射性Csにより汚染された土壌の処理方法として現在様々な方法が提案されているが、その中で水洗いしながら土壌粒子を粒径によって分離する洗浄分級処理は比較的実用性の高い方法である。この方法の原理は、放射性Csは土壌粒子の中でも特に微粒子に多く収着しており、この微粒子のみを分離することで、放射性Csを濃縮することが可能であるという原理に基づいている。この方法では濃縮された微粒子は乾燥して放射性廃棄物として保管処分することになるが、浄化すべき土壌量を考えると、その量は途方もない量となると考えられる。また、この土壌には多量の微細な有機物が含まれる場合もあり、これが微細土壌粒子の分離を困難とする可能性も考えられる。このような土壌に含まれる有機物量や陽イオン交換容量と、洗浄分級処理により微細粒子を分離した場合の土壌からのCsの除去率の関係としては、研究協力者である竹中工務店のメンバーである舟川、田川、奥田らによって、図3-1、図3-2のような関係が得られている。図3-1、図3-2より、土壌中の有機物量が少なく、また陽イオン交換容量が小さいほど洗浄分級処理による除去率は向上することが推測される。一方、土壌の陽イオン交換容量には土壌中の有機物に起因するものも多く存在することが知られており、一般に有機物の少ない方が陽イオン交換容量も小さくなることが推測される。よって、図3-1、図3-2の結果は土壌中の有機物量を反映したものとも考えられ、土壌中の有機物量を減らすことによって、除去率が

向上する可能性もある。土壌に熱を加えた場合、土壌中の有機物はそれぞれの気化温度や燃焼温度によって、土壌中から失われると考えられることから、土壌に熱を加えることによって、洗浄分級処理における除去率が向上する可能性も考えられる。よって本研究では土壌に熱を加えた場合に土壌の洗浄分級処理によるCs除去率がどのように変化するかを明らかにして、除染効率を向上させる方法について検討するとともに、土壌に熱を加えた場合に土壌からのCsの溶出特性がどのように変化するかについても検討することとした。また、この場合の実験では、よく安定同位体を用いて、実際の放射性Csによる汚染濃度よりもはる

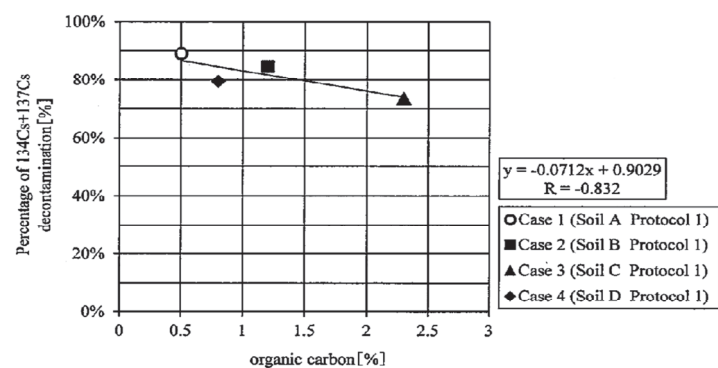


図3-1 土壌中有機物量と除去率の関係³⁻¹⁾

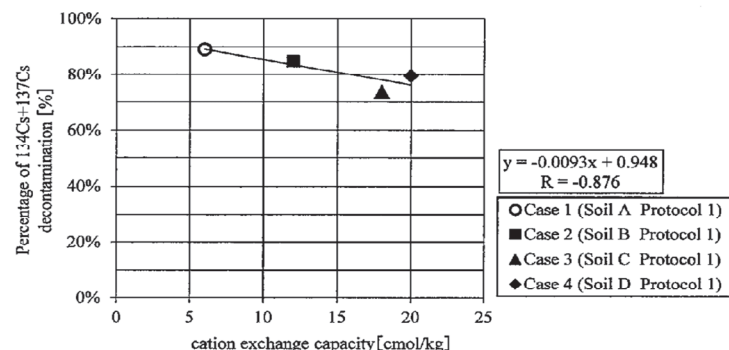


図3-2 陽イオン交換容量と除去率の関係³⁻¹⁾

かに高濃度での実験が実施されるが、土壌からの Cs の溶出特性に及ぼす Cs 濃度の影響を、安定 Cs と放射性 Cs を用いた実験を実施することで検討した。

2. 3. 2 洗浄分級に関する実験方法

実験に用いる Cs で汚染された土壌としては、舟川ら³⁻¹⁾の結果と比較できることを考慮して、舟川ら³⁻¹⁾が用いたものと同じ土壌を用い、なるべく同じ条件で洗浄分級することとした。また、熱処理による除去率の変化がよりはっきり出ることを期待して、舟川ら³⁻¹⁾が用いた土壌の中で、まずは微粒子成分が最も多く、もっとも除去率が低かった土壌 C を用いて以下の手順で実験を行った。

- 1) 放射性 Cs 濃度を測定した風乾土壌約 50g を磁皿に取る。
- 2) 磁皿ごと、土壌をマッフル炉で設定した温度で 30 分間熱する。
- 3) 上記の土壌を冷やして乾燥重量を測定した後、これを 100cc ビーカーに移し、水道水 50g を加えて試薬匙を用い、1 秒間に 1 回転の速度で、100 回、攪拌する。
- 4) 上記の水を含んだ土壌を図 3-3 に示す構造の濾過用ロートの上に入れ、下から吸引することで、粒径 2mm 以上の粒子、75 μ m～2mm の粒子、75 μ m 以下の粒子に分離する。
- 5) 使用したビーカーにさらに 50g の水道水を入れ、十分に洗浄して、できるだけ全ての土壌粒子をろ過用ロートに移し、土壌粒子を粒径ごとに分離する。
- 6) 各粒径区分ごとの土壌粒子に含まれる放射性 Cs 量と、各粒径区分ごとの土壌粒子の絶乾重量を測定する。
- 7) 上記の操作を数段階の加熱温度に対して実施し、加熱温度と各粒径区分への放射性 Cs 量の移行量の変化を解析する。

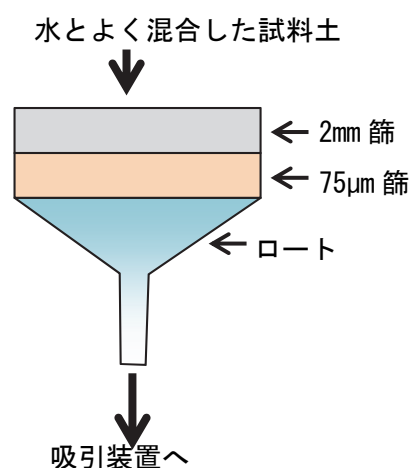


図 3-3 粒径区分用篩

なお、上記の実験・測定は京都大学原子炉実験所の管理区域において実施し、法令上、放射性物質となる濃度を超えた試料については、乾燥させた後、非圧縮性不燃物として処分することとした。

2. 3. 3 洗浄分級に関する実験結果および結論

表 3-1 に現在までに得られた測定結果を示す。明らかに加熱温度の上昇に従って、75 μ m～2mm の粒径区分に含まれる Cs の割合が増加しており、加熱温度 600 $^{\circ}$ C では、80%以上の放射性 Cs がこの区分に含まれていることがわかる。図 3-4 は 75 μ m～2mm の区分と、それ以外の区分に含まれる放射性 Cs の割合と乾燥土壌粒子の割合を示したものである。加熱温度の上昇によって、75 μ m～2mm の粒径区分に含まれる土壌粒子量自体が増えていく傾向があり、放射性 Cs の 75 μ m～2mm の粒径区分への移動には、加熱温度の上昇により、微小粒子がより大きな粒子に造粒される効果が大きく関与していると推定される。

表 3-1 加熱による粒径分離割合の変化実験結果

	加熱なし	300℃	400℃	500℃	600℃
放射能量 (Bq)	87	232	269	278	316
湿重量 (g-wet)	27.0	37.5	39.3	40.1	43.2
乾燥重量 (g-dry)	19.9	28.6	29.2	29.7	30.6

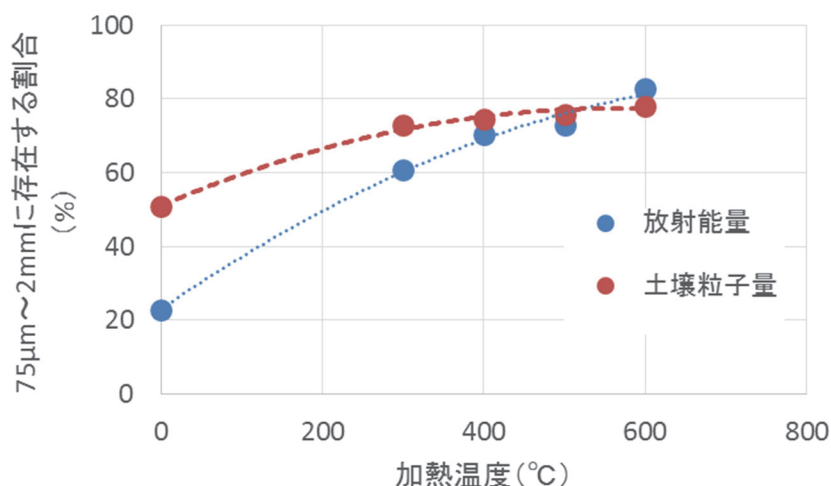


図 3-4 加熱温度の違いによる Cs が粒径区分 75μm～2mm へ集まる割合の変化

本研究では、細粒分をあつめることで放射性 Cs を分離濃縮する洗浄分離法での除染効率が、汚染土壤に熱をかけることにより向上することを期待したが、実際は 600℃までの加熱の場合、加熱するほど、細粒分に移行する Cs の割合は減少し、600℃では加熱前の約 4 倍の約 80%が 75μm～2mm の粒径区分の土壤に含まれることとなった。この特性は逆に汚染土壤に 600℃ほどの熱を加えた場合、激しく 100 回ほどかき混ぜたときに 75μm 以下の成分や溶液中には Cs があまり出なくなることを意味しており、比較的低濃度の汚染土壤をそのまま埋め立てる場合の前処理法として、有効な固定化法となる可能性がある。

図 3-5 は図 3-4 と同じ条件で、他の粒径区分への分配の割合も測定しながら再実験を行い、800℃までの変化を見たものである。図 3-4 と同じ傾向を示しているが、700℃以上になると Cs が蒸発等により実験系から逃げていると思われる徴候が見られる。よって、Cs の比較的大きな土壤粒子への固定化法として、加熱処理を行う場合には、600℃程度までの温度で処理することが必要と考えられる。

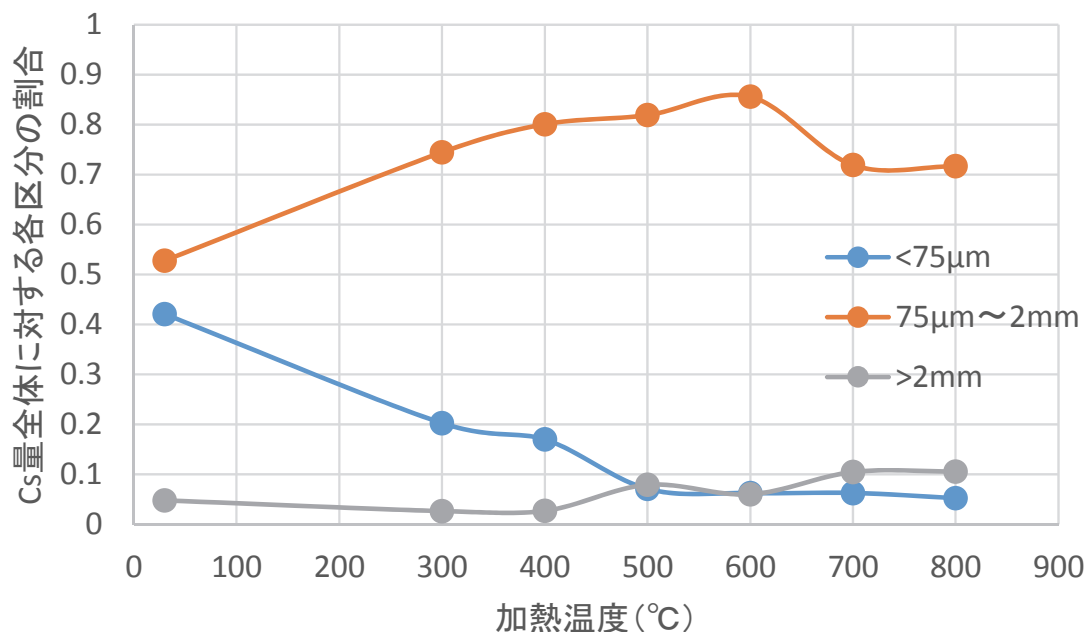


図 3-5 加熱温度の違いによる粒径区分, 75μm 未満, 75μm~2mm, 2mm 以上の粒径粒子に含まれる Cs 量の割合の変化

2. 3. 4 溶出特性に関する実験方法および実験結果

a) 実験に用いたサンプル

本研究で使用したサンプルは福一原発から直線距離にして約 260km の地点にある、盛岡市に隣接する岩手県滝沢村の岩手大学滝沢演習林（図 3-6 参照）で平成 25 年 11 月 19 日に採取した。

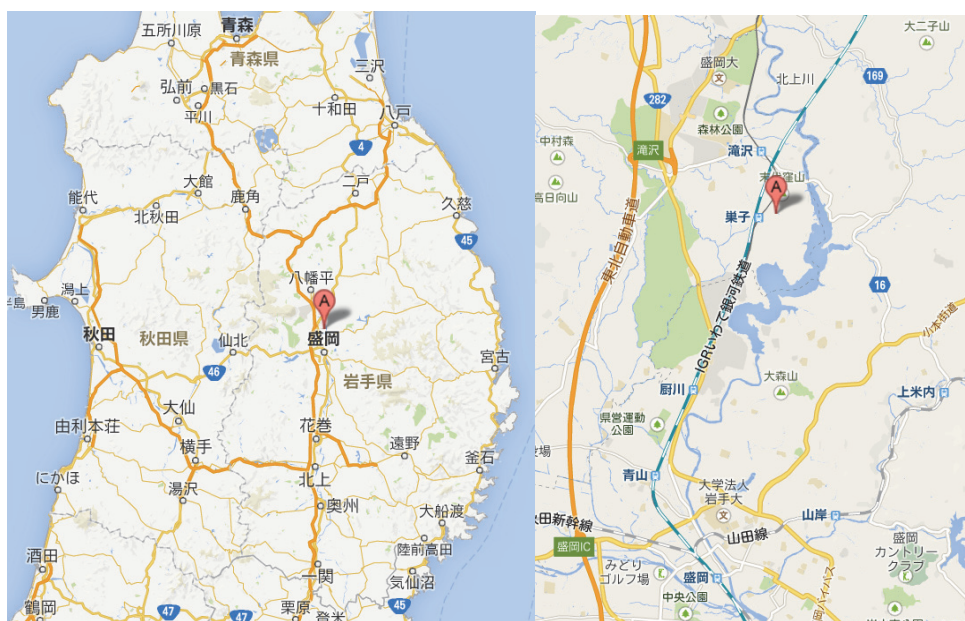


図 3-6 滝沢演習林の場所 (Google, ZENRIN, 2013)

演習林内の C 地点（図 3-7 参照）のスギ林（針葉樹林）から A₀ 層と A₁ 層の土を採取してきた。なお A₀ 層とは、落葉やそれらが腐食したものからなる有機層であり、A₁ 層とはここでは A₀ 層の下 0～2cm の層を指す（図 3-8 参照）。

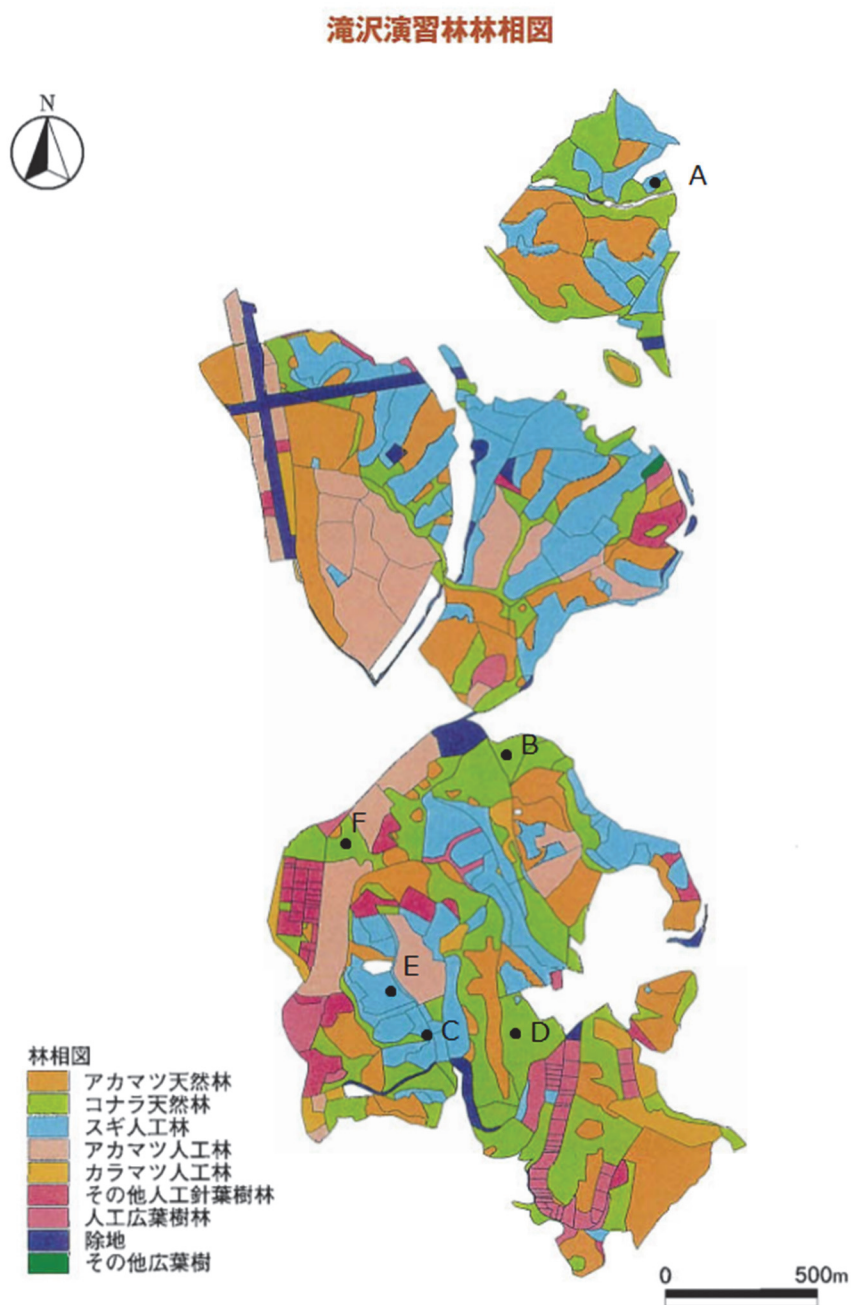


図 3-7 滝沢演習林内の林相図

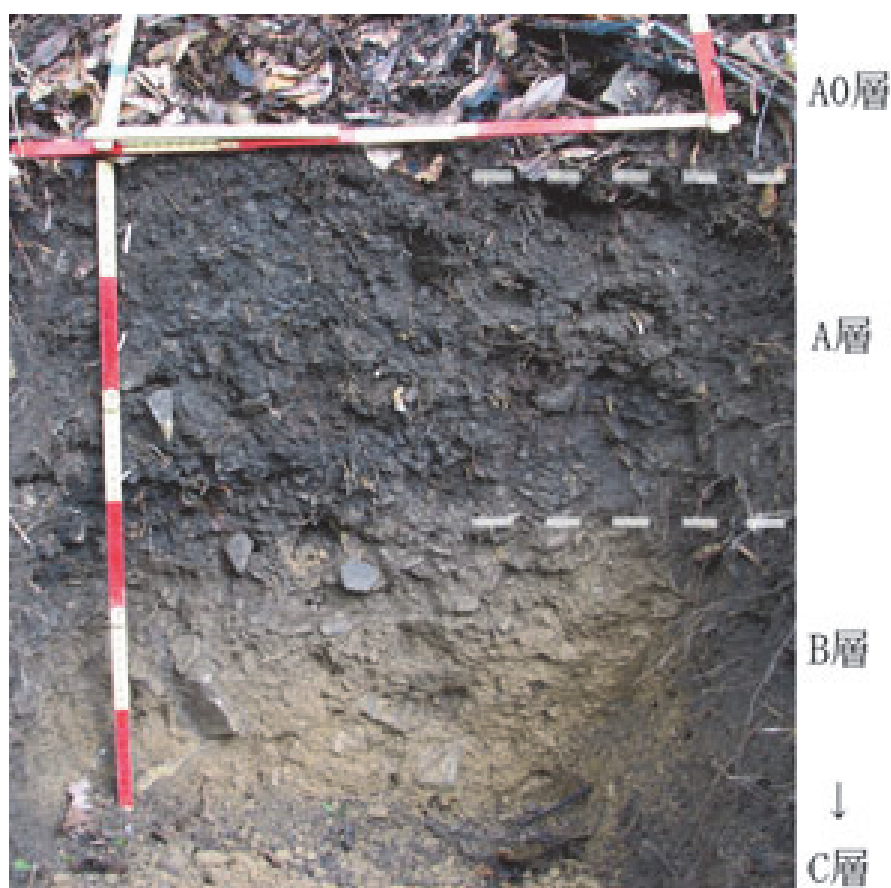


図 3-8 森林土壌³⁻²⁾

b) 溶出試験方法

重金属の溶出試験については以下のような土壤環境基準の測定法などに準拠した方法で測定した。

- 1) 採取した土壌はガラス製容器または測定の対象となる物質が吸着しない容器に収め、試験は土壌採取後すぐに行う。すぐに試験を行えない場合には、暗所にて保存し、できるだけ速やかに試験を行う。
- 2) 採取した土壌を風乾し、中小礫や木片等を取り除き、土塊、団粒を粗砕した後、非金属性の 2mm の目のふるいを通過させて得た土壌を十分に混合する。
- 3) 試料(単位 g)と溶媒(純水に塩酸を加え、pH が 5.8 以上 6.3 以下となるようにしたもの、単位 ml)とを重量体積比 10%の割合で混合し、かつその混合液が 500ml となるようにする。
- 4) 調製した試料液を常温常圧で振とう機(毎分約 200 回転、振とう幅を 4cm 以上 5cm 以下に調製したもの)を用いて、6 時間連続して振とうする。
- 5) 以上の操作を行って得られた試料液を 10 分から 30 分静置後、毎分 3000 回転で 20 分間遠心分離した後の上澄み液を孔径 0.45 μ m のメンブランフィルターでろ過してろ液をとり、定量に必要な量を正確に計りとり、これを原液とする。
- 6) この原液を測定対象元素が 0.05~0.5 μ g を含むように希釈し、ICP-MS を用いて検量線から測定対象元素の量を求め、試料中の測定対象元素の濃度(μ g/L)を算出する。

c) 熱処理による土壌からの Cs 溶出特性変化の分析

(1) 実験方法

平成 25 年 11 月 19 日岩手県滝沢市の滝沢演習林より採取してきた針葉樹林 A₁ 層の土壌を磁皿に各 20g ずつ電子天秤を用いて、正確に量りとった。これを 21 サンプル用意し、それぞれに安定 Cs 溶液 10mg/L を 1ml ずつ添加した。そして、そこに蒸留水約 10ml を加え、約 1 分間ガラス棒を用いて、よく攪拌した。その後、45℃に設定した乾燥機に 20 時間入れ、乾燥させた。20 時間後、それを取り出して、そのうちの 3 サンプルをマッフル炉を用いて、100℃、1 時間で熱処理を行った。これと同様の作業を 200℃、300℃、400℃、500℃、600℃と各温度 3 サンプルずつ行い、またマッフル炉による熱処理を行わずに常温のまま溶出試験を行うサンプルも 3 つ用意した。十分に室温まで冷ました後、1 つずつ電子天秤を用いて質量を計測した。質量が均等になるように 2 つに分けた後、そのうちの 1 つに関してはそのまま 100ml のポリボトルに入れ、もう 1 つに関しては、蒸留水約 5g を加えて、再び 45℃に設定した乾燥機に 20 時間入れて、乾燥させた後、100ml のポリボトルに移し替えた。先ほど計測した質量を用いて、固液比が土壌(g):水(g)=1:10 になるように蒸留水を加え、振とう機にて毎分 200 回転で 6 時間振とうさせた。6 時間後、振とう機からサンプルを取り出し、50ml 遠沈管または 15ml の遠沈管に液体部分だけを注いで、遠心分離器を用いて、毎分 3000 回転で 10 分間遠心分離を行った。その後 10ml 用のロックタイプのシリンジに 0.45μm のフィルターをセットし、ろ過を行った。ろ過後の各サンプルから 10ml 取り出し、それぞれに有害金属測定用の硝酸を 1 滴 (20μl) 加えた。また、それと並行して、検量線作成用に蒸留水 10ml と、安定 Cs の濃度が 1ppb、5ppb、10ppb、50ppb、100ppb になるように標準液を各 10ml ずつ作成し、サンプルと同様に硝酸を加えた。そして、ICP-MS (YOKOGAWA HP6500 または Thermo SCIENTIFIC ELEMENT 2) を用いて、Cs-133 について測定を行った。測定したデータは絶対検量線法を用いて、濃度に換算した。また、上記の測定を、それぞれのサンプルについて、熱処理後に乾湿サイクルを 1 回施したもの（本研究ではこれを便宜上「元素名（乾湿 2 回）」とする）についても実施した。ここで乾湿サイクルとは試料を一度、十分な水で濡らした後、45℃の環境に 20 時間放置して近似的に風乾状態にしたものであり、大量の汚染土壌を熱処理した後、一度、雨などに濡れた状態を想定しており、このような水に濡れて、再び乾燥するというようなプロセスが試料の溶出特性に影響を及ぼすかどうかを調べるために行っている。

(2) 安定 Cs と針葉樹林 A₁ 層の土壌を用いた実験結果

ICP-MS による測定結果と溶媒として加えた蒸留水の体積から溶液中に溶出している Cs-133 の量を求めた。サンプル作成時に添加した Cs-133 の質量を 100 として、溶出率を導いた。以下に溶出率と熱処理温度の関係を示す。

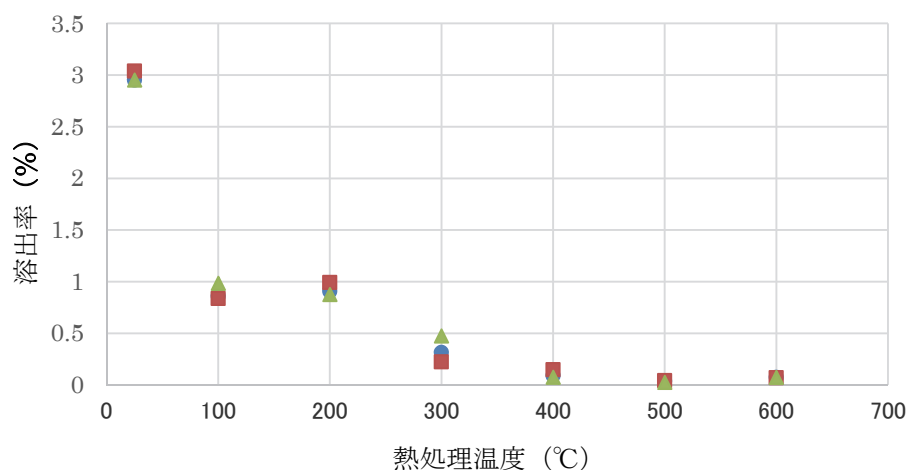


図3-9 A₁土壌層の¹³³Csの溶出率変化

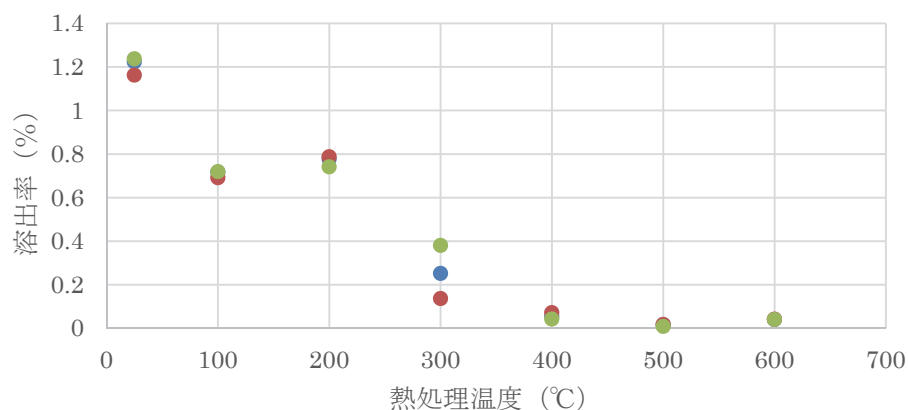


図3-10 A₁層土壌の¹³³Cs（乾湿2回）の溶出率変化

以上のように、Cs-133 については、熱処理温度を上げるほど溶出率が低下する傾向が得られた（図 3-9 参照）。また、乾湿を 2 度行ったサンプルはそうでないサンプルと比べ、溶出率と熱処理温度の関係は傾向が似ているが、溶出率が全体的に低かった（図 3-10 参照）。

（３）針葉樹林 A₀ 層の土壌を用いた実験の結果

平成 25 年 11 月 19 日岩手県滝沢市の滝沢演習林より採取してきた、針葉樹林 A₀ 層の土壌に対しても（２）と同じ実験を行った。その結果を図 3-11，3-12 に示す。

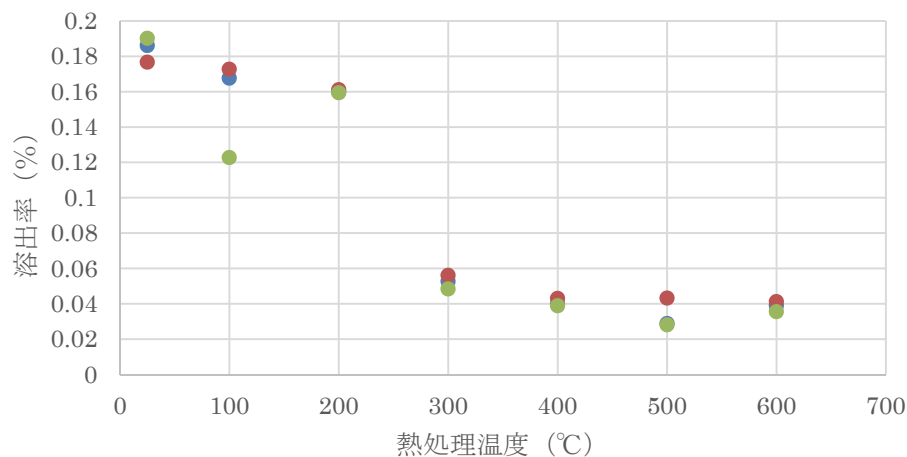


図3-11 A₀層土壌を用いた ^{133}Cs の溶出率変化

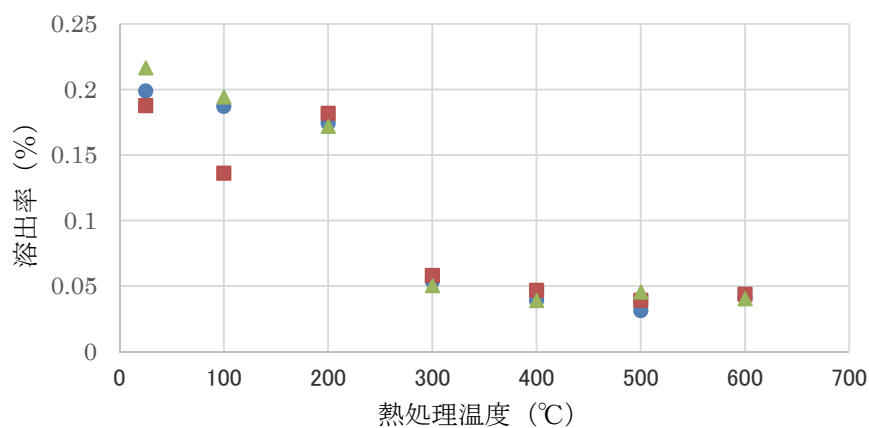


図3-12 A₀層土壌を用いた ^{133}Cs (乾湿2回) の溶出率変化

以上のように、Cs-133 は 200°C 付近までは穏やかに溶出率が低下したが、200°C から 300°C にかけて急激に溶出率が低下した。300°C 以降は溶出率は微減しているもののほとんど変化は見られなかった (図 3-11)。この傾向は乾湿を 2 度行ったサンプルでも見られた (図 3-12)。

(4) Cs-134 と針葉樹林 A₁ 層の土壌を用いた熱処理による溶出特性変化の分析

Cs-134 の半減期は約 2.06 年であり、崩壊方式としてはベータ線を放出して ^{134}Ba となり (99.9997%)、軌道電子を捕獲して ^{134}Xe にもなり (0.0003%)、多くのガンマ線を放出する。

上記と同様の A₁ 層の土壌を電子天秤を用いて磁皿にそれぞれ 10g ずつとり、計 30 サンプル用意した。そのうちの 28 サンプルについては、Cs-134 の溶液 10,000Bq/10mL を、1.25mL ずつ添加した。残りの 2 サンプルについては放射性物質を添加せず、コールドランとした。Cs-133 を用いた場合と同様に実験を行うが、サンプルの溶出溶液中 Cs-134 の濃度はゲルマニウム半導体検出器 (ORTEC GMX-30190) によって測定した。以下に結果を示す。

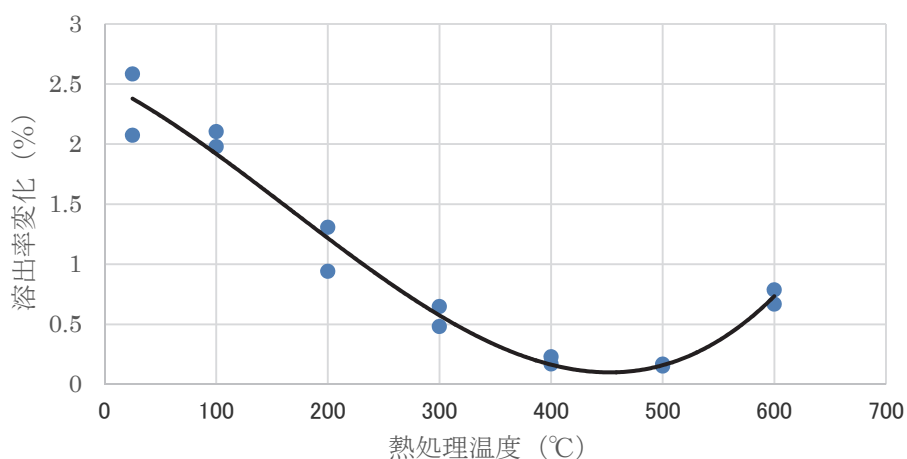


図3-13 ^{134}Cs の溶出率変化

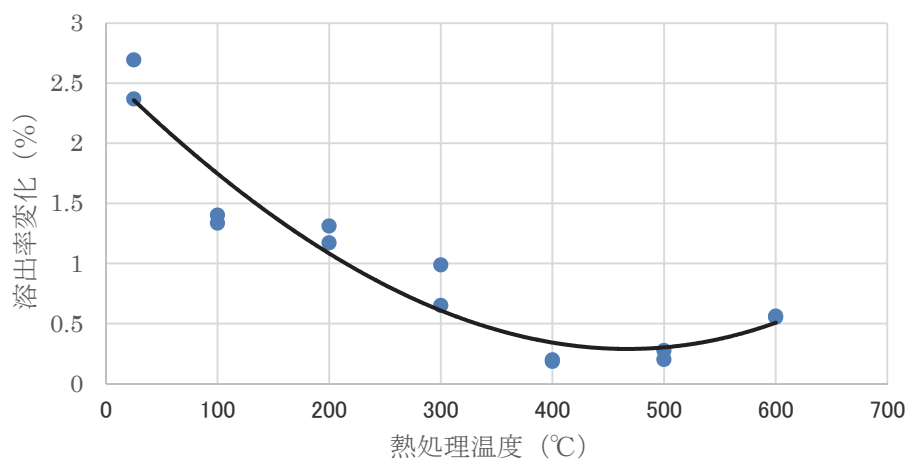


図3-14 ^{134}Cs (乾湿2回) の溶出率変化

Cs-134 については、400℃までは熱処理温度が上がるにつれて、溶出率は減少した（図 3-13 参照）。これは乾湿を 2 度行ったサンプルでも同様の傾向が得られた（図 3-14 参照）。なお、この傾向が認められるのは 400℃付近までであり、それ以上の温度に対しては若干、溶出率が増加に転じた。

2. 3. 5 考察

安定同位体である Cs-133 と放射性同位元素である Cs-134 の溶出率の違いについて、図 3-15 に比較した結果を示す。図 3-15 より、溶出率の温度変化には、あまりはっきりした差はないことがわかる。これより、溶出率の熱処理による変化に関しては、添加する Cs の量はあまり影響しないことがわかる。

次に熱処理後に乾湿サイクルを回すか否かでの溶出率変化について、図 3-16 に示す。これについても乾湿サイクルの有無によって、溶出率の熱処理による変化にはっきりした差はなく、これより、溶出率に対し、乾湿サイクルはあまり重要ではないことがわかる。

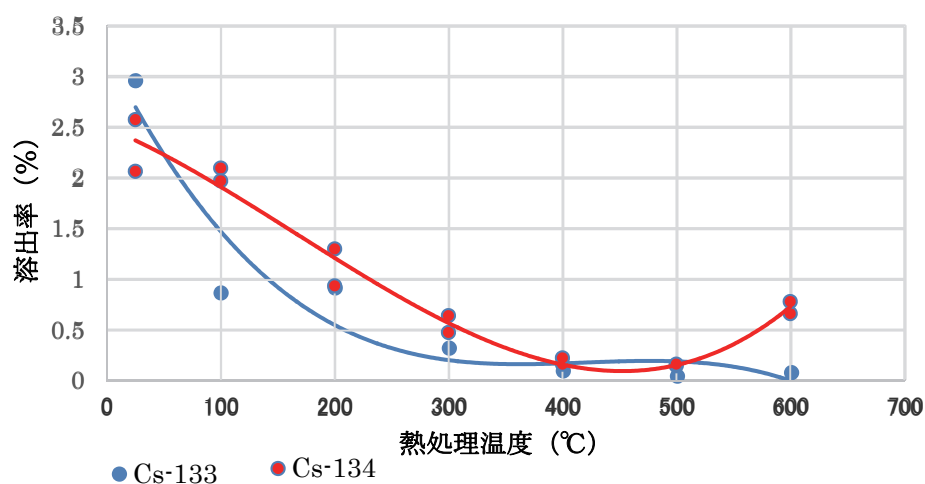


図 3-15 Cs-133 と Cs-134 による実験結果の比較

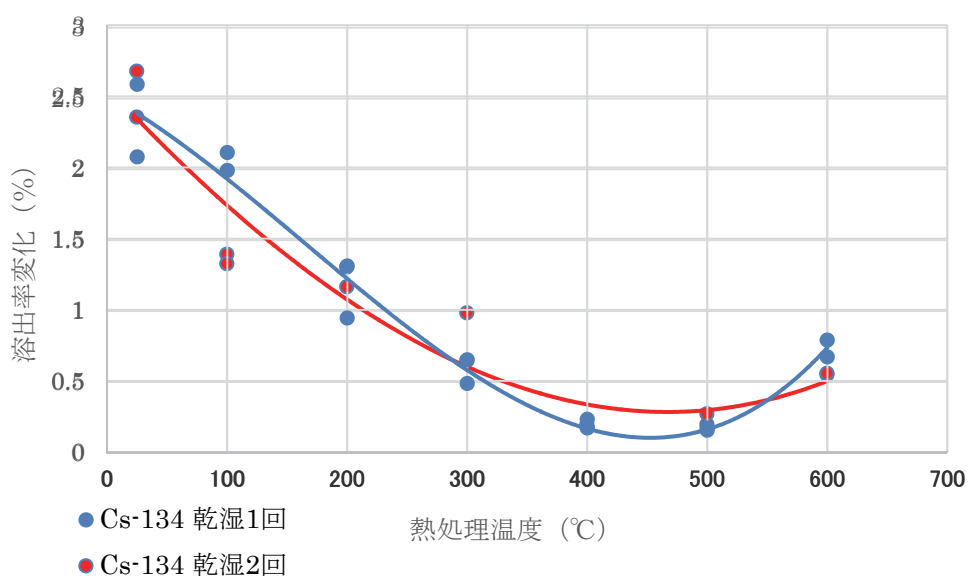


図 3-16 乾湿サイクルの回数を変えた場合の実験結果の比較

2. 3. 6 研究課題3の結論

本実験で得られた結論を以下に示す。

- 1) Cs 汚染土壌を熱処理した場合、500°C程度までは、Cs の溶出率が低下する。また、この傾向に関しては、安定 Cs と放射性 Cs で添加量が 10^5 倍異なっても、ほぼ同じ結果が得られた。
- 2) 乾湿サイクルは溶出特性に関し、あまり大きな影響を及ぼさなかった。

これらのことから、除染作業などで出る汚染土壌を 500°C程度の温度で熱処理することにより、有機物の灰化による除染廃棄物の減容化と放射性Csの土壌への吸着の安定化を同時に行うことができると推測される。

2. 3. 7 研究課題3の参考文献

3-1) 舟川, 田川, 奥田: 植物が混入した放射性セシウム汚染土壌の多段階土壌洗浄処理試験, 日本原子力学会和文論文誌, No. 11 (4), pp. 272-280, 2012.

3-2) 福岡県森林林業技術センター: <http://ffrec.pref.fukuoka.lg.jp/learn/120126.html>. (2013年12月アクセス)

2. 4 研究課題4：「労働者の被曝リスク評価と安全作業マニュアルの策定」

2. 4. 1 研究方法

a) 測定場所

本研究課題では、A環境センターとB清掃工場の2箇所のごみ処理施設における作業者を対象とした。2012年12月28日に文部科学省により発表された空間線量率の航空機モニタリングの結果において、A環境センターは0.2~0.5 $\mu\text{Sv/h}$ 、B清掃工場は、0.1~0.2 $\mu\text{Sv/h}$ の範囲に位置している。A環境センターは焼却炉と灰溶融炉の両方を備えた施設（図4-1）であり、周辺の焼却炉からの灰も搬入される。B清掃工場は焼却炉のみの機能を持った施設である。

外部被曝は、あらゆる場所での影響を考慮するため、ごみ処理施設全域において調査を行った。内部被曝については、作業者が粒子状物質に曝露される可能性が高い単位作業場所であるごみピット、灰ピット、飛灰処理設備において調査を行った。ただし、A環境センターではごみピット内での測定が困難であったため、ごみ搬入口での測定を行った。

b) 施設全域についての調査

（1）サーベイメータによる汚染ポイントの調査

高濃度汚染ポイントの有無について、デジタル式サーベイメータ（Model 2241-2、Ludlum Measurements社製）を用いて、ごみ処理施設全域について調査を行った。検出器にはシンチレーション γ 線検出器（Model 44-2、Ludlum Measurements社製）を用いて γ 線の線量測定を行った。

（2）個人線量計による空間線量率の測定

個人線量計（マイドーズミニ PDM-112、日立アロカメディカル）34個を焼却施設の各作業地点に2週間設置し、各々の地点における2週間の空間積算線量の積算値を測定した。A環境センター、B清掃工場における各作業地点の選定に関しては、作業員が点検や業務等で作業をする場所を選出した（図4-1, 4-2）。個人線量計の設置については、高さが約1 mになる位置に設置した。

また、A環境センターにおいて作業員による1日の作業スケジュールの調査を行った。調査した作業員の作業スケジュール、および、各地点における線量率から、作業員1人あたりの焼却施設での1日の空間積算線量を算出した。この算出に関して、作業時間外の作業者は中央制御室付近で業務を行っていることから、作業時間外の勤務時間については、中央制御室での被曝量と同等の被曝量を作業員が受けているものとみなした。また、B清掃工場の作業スケジュールは、A環境センターの作業スケジュールを参考にして、1箇所の作業場につき2分、1日にその作業場で2回の作業を行うと仮定して、B清掃工場の作業員の1日当たりの空間積算線量を算出した。

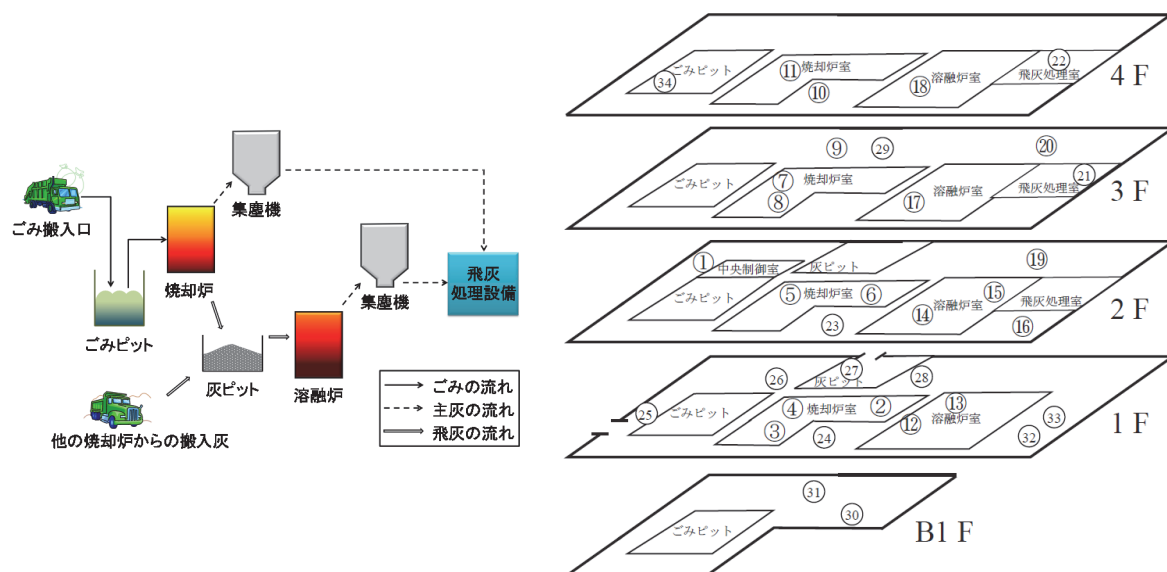


図 4-1 A 環境センターにおけるごみおよび灰のフロー図と個人線量計の設置個所見取り図

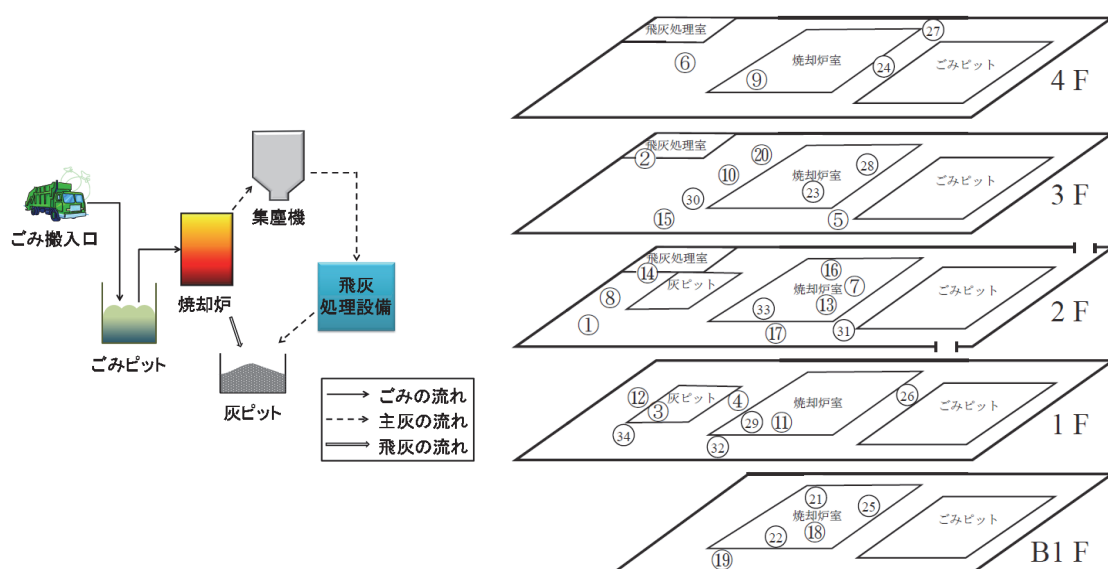


図 4-2 B 清掃工場におけるごみおよび灰のフロー図と個人線量計の設置個所見取り図

c) 単位作業場所についての調査

(1) サーベイメータによる線量率測定

サーベイメータによって焼却施設入口、および、各々の焼却施設での作業場それぞれ3点で線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) を計測した。計測方法は「放射線測定に関するガイドライン 第I章 2.空間線量率の計測時の注意点」⁴⁻¹⁾ に従った。サーベイメータで測定した作業場について、A環境センターでは飛灰処理室、灰受入室、プラットホームの3箇所、B清掃工場では廃液処理場、灰ピット、ゴミピットの3箇所を選定し空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) を測定した。測定時、時定数をSLOW (線量率により4~60秒の間で自動設定) に設定し、1箇所につき、20分間計測し続け、安定した代表値を採用して測定値とした。

（２）各単位作業場所における粒子数濃度および粒度分布測定

各単位作業場所における粒子数濃度と粒度分布を NanoScan SMPS（以下 SMPS、Model 3910、TSI 社製）および Optical Particle Sizer（以下 OPS、Model 3330、TSI 社製）を用いて測定した（図 4-3）。SMPS と OPS の測定可能粒径範囲は、それぞれ、10~420 nm、0.3~10 μm であり、これらの装置を同時に利用することにより広範囲の粒度分布を得ることが可能である。これらの装置は、測定範囲の粒子をそれぞれ 13 および 16 分割して個数濃度を求め、1 分毎に粒度分布を測定することができる。今回の測定では、各作業場所で約 20 分間測定を行い、その平均値から粒度分布を求めた。

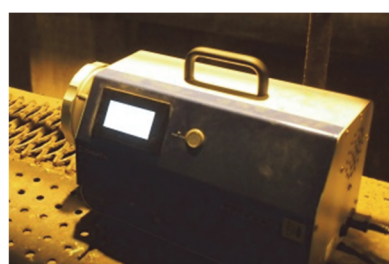
（３）粒子捕集実験

大気中の粒子に含まれる Cs の量を調べるために、ハイボリュームエアサンプラー（以下 HVS、HV-500R 型、柴田科学社製）により粒子のフィルター捕集を行った。また、粒径毎の Cs の吸着量を調べるため、ロープレッシャーインパクター（以下 LPI、LP-20、東京ダイレック社製）により 0.06~12 μm の粒径範囲で粒子の分級捕集を行った。それぞれの測定時間は HVS が 24 時間、LPI が 2 週間とした。

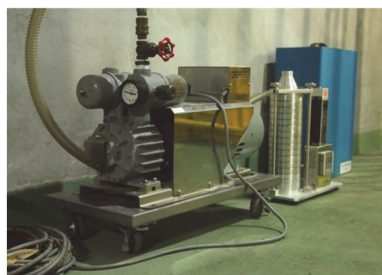
捕集したフィルターについては、重量濃度あたりの Cs 量がわかるよう捕集前後に秤量を行った。秤量時の条件として、温度 21.5°C、相対湿度 35% の条件下で 24 時間以上維持した後、秤量した。これらの捕集フィルターに含まれる Cs の定量を、京都大学原子炉実験所のゲルマニウム半導体検出器（GX3018、CANBERRA 社製）により行った。図 4-4 にこれらの操作で用いた装置の写真を示す。



図 4-3 粒度分布測定装置



HVSによる粒子捕集



LPIによる分級捕集



Ge半導体検出器による測定

図 4-4 粒子捕集実験で用いた装置

2. 4. 2 結果と考察

a) サーベイメータによる空間線量率の測定

サーベイメータにより、施設全域について高濃度汚染ポイントの有無の調査を行ったが、A 環境センター、B 清掃工場いずれの施設においても特定の場所で値が大きく変動することは無く、高濃度汚染ポイントは発見されなかった。

単位作業場について、A 環境センター、B 清掃工場のどちらにおいても、焼却施設内の 3 作業場より焼却施設入口の方が約 2 ～ 3 倍高い空間線量率が測定された（図 4-5）。また A 環境センターのプラットホームでは、日中はゴミ収集車等が入ってくるため常時出入り口が開いている。このことにより、飛灰処理室のような屋内に比べて、プラットホームのような外に開かれた空間で空間線量率が高くなることが考えられる。B 清掃工場においても、測定された空間線量率は、屋外に位置する焼却施設出入り口の方が、約 1.5～2 倍だけ屋内に位置する他の施設よりも高かった。

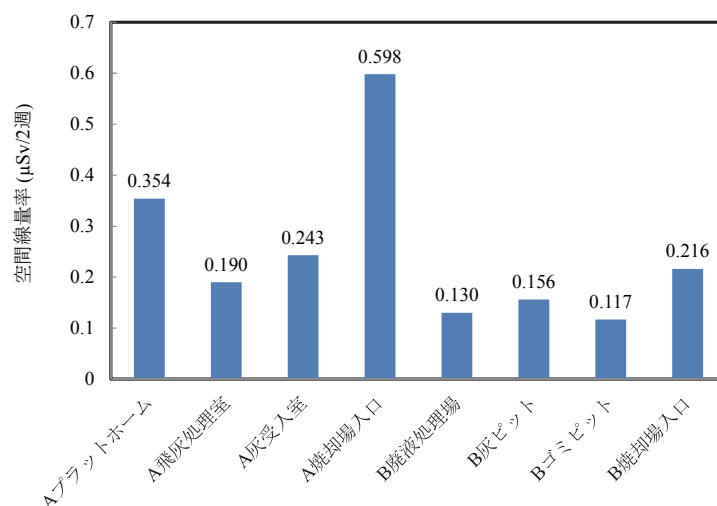


図 4-5 サーベイメータによる各地点での空間線量率測定

b) 個人線量計による空間線量率の測定および外部被曝線量の推算

A 環境センターの各作業地点での空間積算線量の 2 週間の積算値について、各地点で比較すると最も高い値は 52 $\mu\text{Sv}/2$ 週であった（表 4-1）。また、B 清掃工場の各作業地点については、最も高い値は 37 $\mu\text{Sv}/2$ 週であった（表 4-1）。各々の焼却施設について、各フロアごとの算術平均値を算出すると、B 清掃工場で 4 階の平均積算線量が低くなっているものの、A 環境センター、B 清掃工場のどちらでも各フロアでの平均積算線量に顕著な差はみられなかった。さらに、A 環境センターについて、ゴミピット、焼却炉、灰ピット、熔融炉、飛灰処理室の 5 箇所のエリアに、B 清掃工場について、ゴミピット、焼却炉、灰ピット、飛灰処理室の 4 箇所のエリアに各焼却施設の作業場を区分けした。区分けしたエリアごとに、各作業場での積算線量の算術平均値を算出したところ、A 環境センターではゴミピット、灰ピットでの値が、B 清掃工場では灰ピットの値が他のエリアに比べ若干高かったものの、各エリアの顕著な差は見られなかった（図 4-6,4-7）。

c) SMPS、OPSによる各単位作業場所における粒子数濃度および粒度分布の測定

A環境センターの施設屋外および3箇所単位作業場所における個数基準の粒度分布の測定結果を図4-8に示した。ごみ搬入口の粒子数濃度は施設屋外以下のレベルであり、飛灰処理装置においても20 nm以下の粒径範囲が屋外に比べて若干高いものの数倍程度の差であった。灰ピットの粒子数濃度は100 nm以下の範囲で屋外の10倍程度の粒子数が測定されており、吸入曝露によるリスクは他の2箇所に比べて高いことが予想される。

同様にB清掃工場についての粒度分布の測定結果を図4-9に示した。A環境センターの場合と異なり、灰ピットの粒子数濃度は屋外とあまり変わらず、ごみピットと飛灰処理装置前がかなり高い値となった。特に、飛灰処理装置前では約30 nmを中心として高濃度の粒子が発生しておりピークの位置では屋外の約30倍の粒子数濃度となっている。

SMPS、OPSでのA環境センター、B清掃工場の2箇所での粒度分布測定から、同様の施設でも必ずしもナノレベルの粒子数濃度が高い場所は一様ではなく、また、同一施設内でも作業箇所により粒子数濃度は大きく変わることが判明した。

表4-1 各焼却施設での各個人線量計の2週間の積算値
(a) A環境センター (b) B清掃工場

No	測定場所		線量 (μSv)
1	中央制御室	2F	28
2	焼却炉室	1F	23
3			32
4			20
5			22
6		2F	44
7			27
8		3F	29
9			29
10			36
11		4F	39
12	溶融炉室	1F	24
13		2F	23
14			N. D.
15			19
16			28
17		3F	33
18		4F	29
19	前処理室	2F	26
20		3F	27
21	飛灰処理室	3F	29
22		4F	29
23	燃料製造設備室	2F	28
24		1F	29
25	プラットホーム	1F	42
26	排水処理室	1F	32
27	灰受入室	1F	42
28	コンプレッサー室	1F	31
29	コンデンサ室	3F	52
30	地下ポンプ室	地下	29
31	地下灰汚水室	地下	30
32	スラグバンカ室	1F	31
33	飛灰固化物バンカ室	1F	31
34	クレーン階	最上階	34

No.	測定場所		線量 (μSv)
18	焼却炉室	B	28
21			32
22			25
4		1F	27
11			24
26			27
33		2F	27
16			27
7			33
13			24
10			26
20		3F	25
23			29
27		4F	22
24			19
6		B	15
19			30
25	油圧装置室	1	28
3	灰ピット		28
12	誘引送風機室		33
29	電気室		26
32	タービン発電機室		37
34	ディーゼル発電機室	2	26
1	灰クレーン電気室		28
8	熱交換器室		30
14	薬剤処理設備室		28
17	中央制御室		27
31	ごみ汚水処理室	3	27
2	廃液処理場(飛灰貯留槽室)		22
15	復水器置場		29
28	押し込み送風機室		30
30	バグフィルター室南側		27
5	脱気器室	4	25
9	ごみピット		23

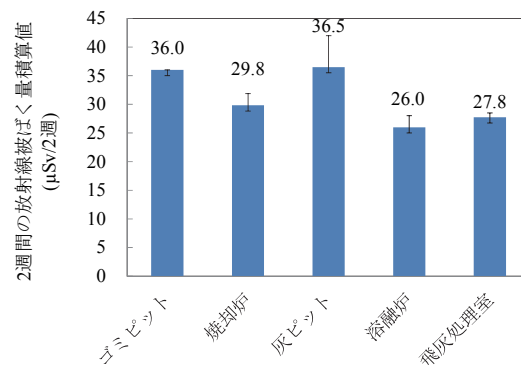
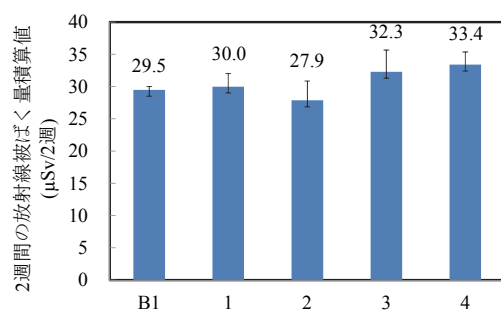


図 4-6 A 環境センターにおける各フロアおよびエリアでの積算線量の平均値

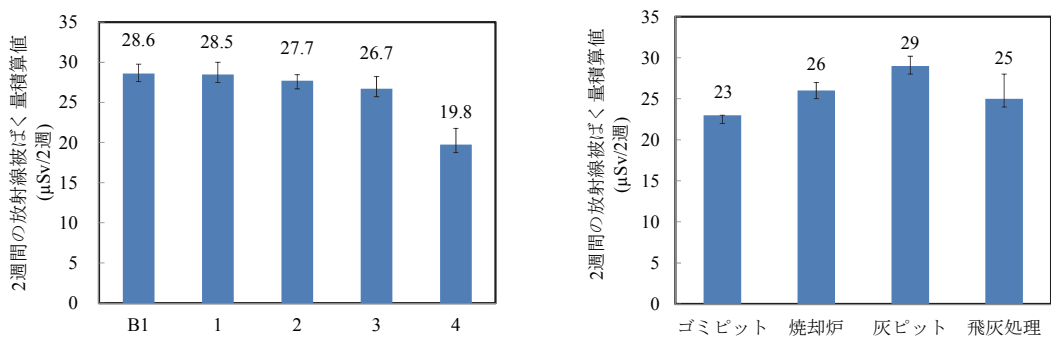


図 4-7 B 清掃工場における各フロアおよびエリアでの積算線量の平均値

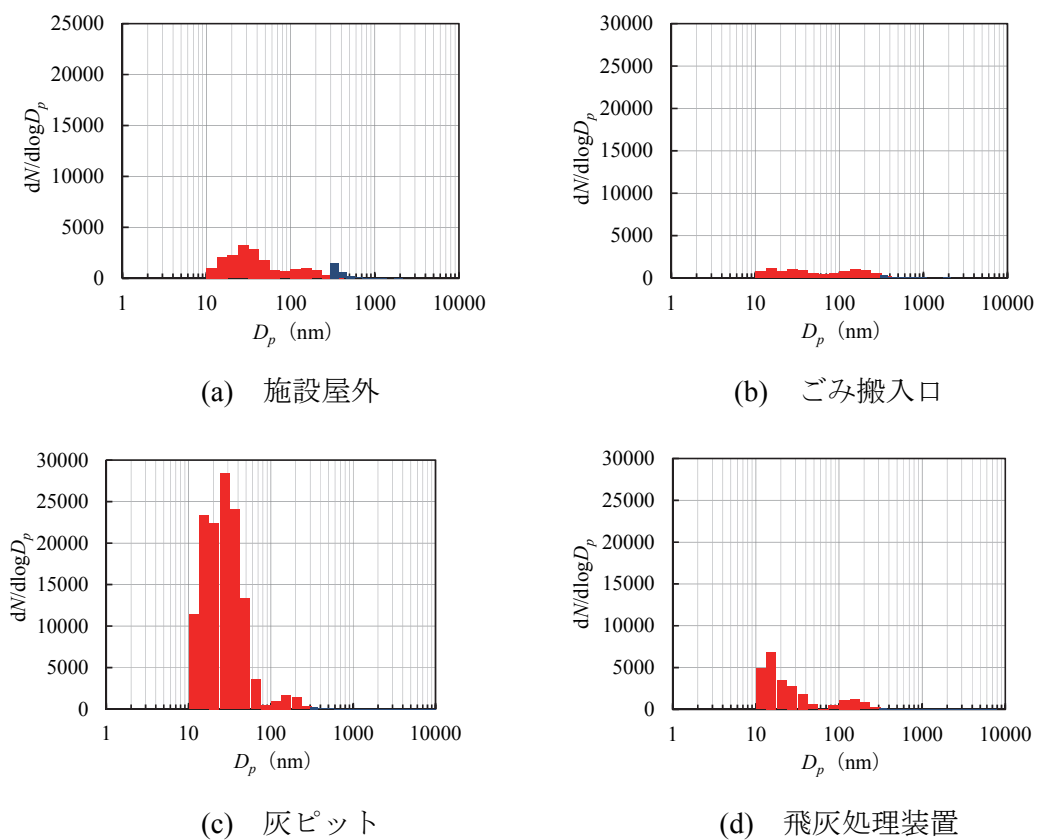
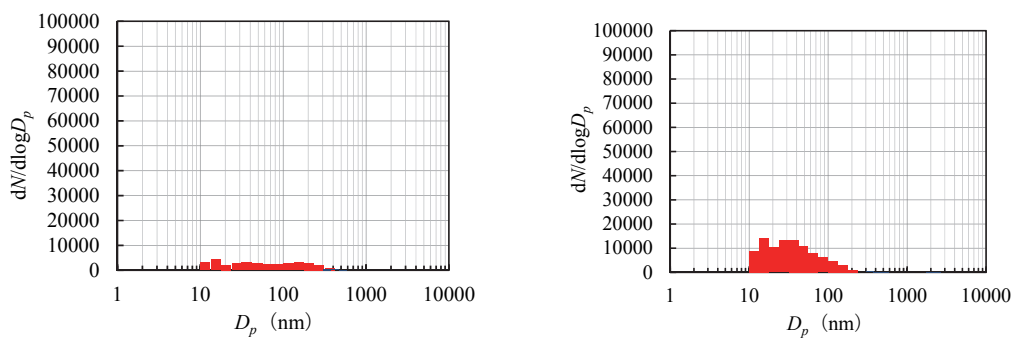


図4-8 A環境センターにおける各単位作業場所の粒度分布



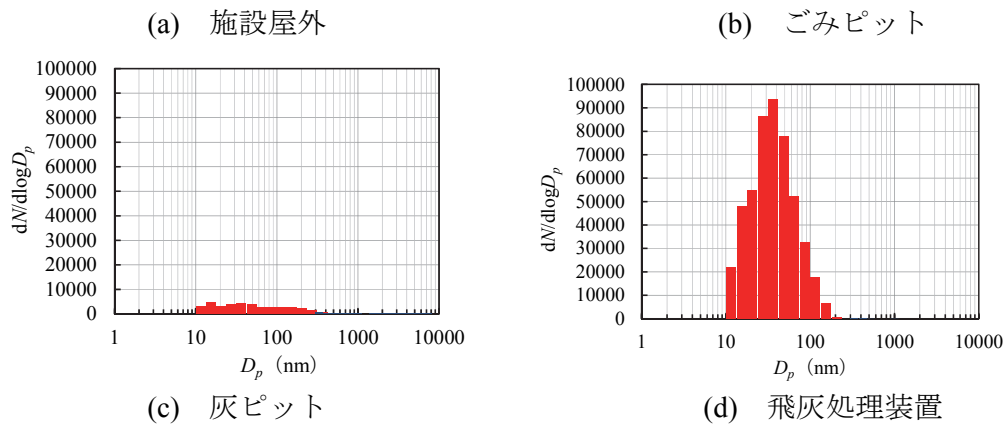


図4-9 B清掃工場における各单位作業場所の粒度分布

d) 捕集粒子の放射能測定および内部被曝量の推算

HVSはA、Bそれぞれ3箇所、LPIはA環境センターではごみ搬入口と灰ピット、B清掃工場ではごみピットと飛灰処理装置前のそれぞれ2箇所の単位作業場所で捕集を行った。A環境センターの灰ピットで捕集した粒子によるフィルターの重量変化を表4-2に示した。LPIの吸引流量は20 L/minで、捕集期間が2週間であり、約403.2 m³中に含まれる各粒径の粒子重量となる。

ゲルマニウム半導体検出器によるCsの測定では、検出時間を2週間として測定を行った。A環境センターの灰ピットにおけるHVSの捕集フィルターのガンマスペクトルを図4-9に、B清掃工場の飛灰処理装置前におけるHVSの捕集フィルターのガンマスペクトルを図4-10に示した。A環境センターの灰ピットにおいては、2週間の測定ではCs-134およびCs-137のピークは検出されなかった。B清掃工場の飛灰処理装置前は、Cs-134およびCs-137のピークが検出され、Cs-137のカウント値から換算すると、その放射能は0.26 Bqであった。それ以外のHVSおよびLPIの捕集フィルターにおいては2週間の測定では検出されなかった。

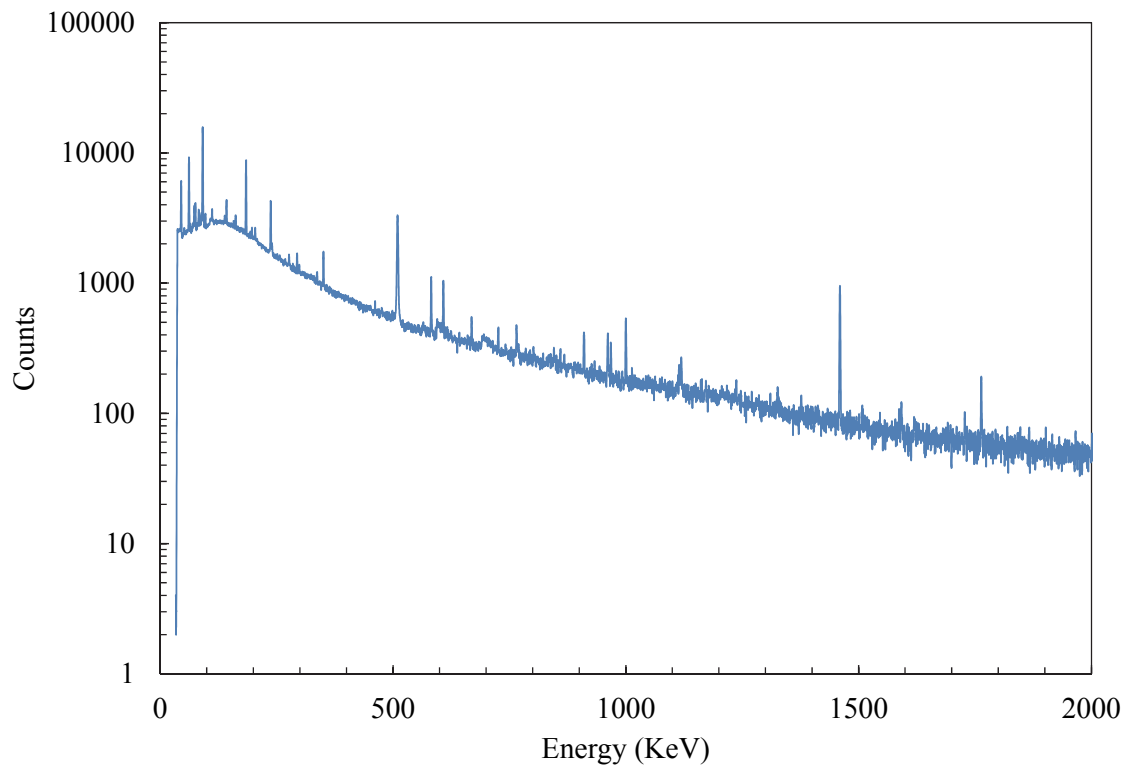


図4-9 A環境センターの灰ピットにおけるHVSの捕集フィルターのガンマススペクトル

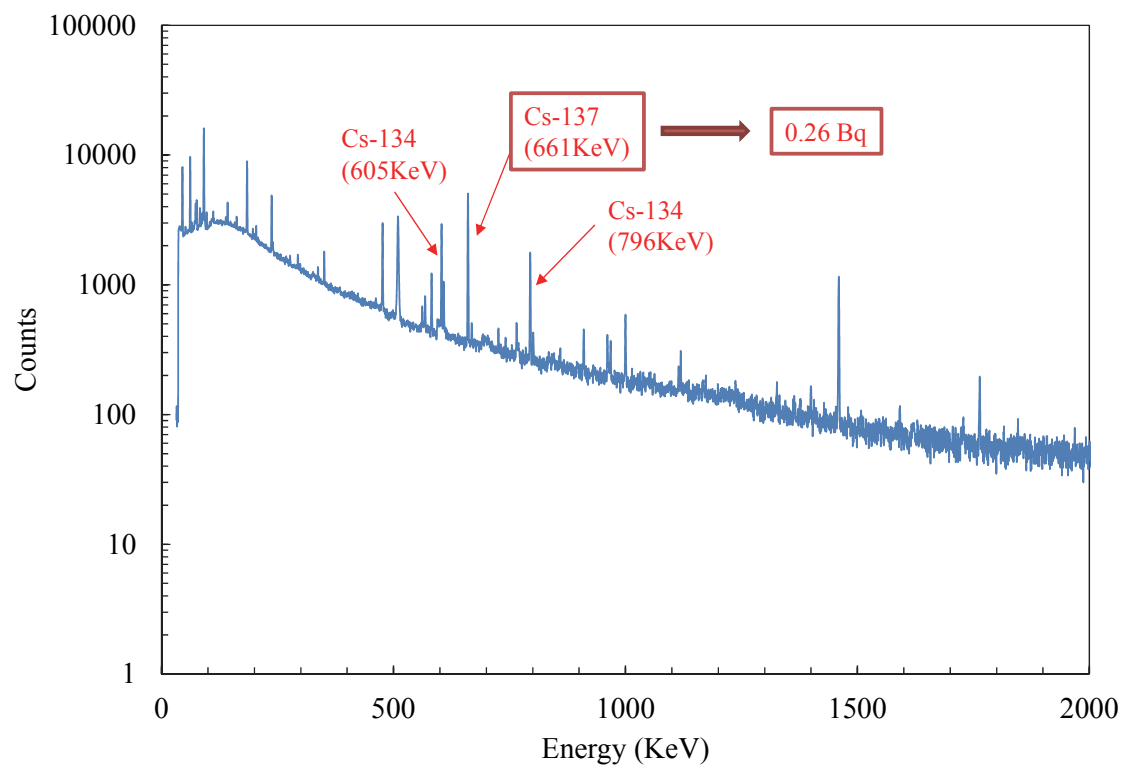


図4-10 B清掃工場の飛灰処理装置前におけるHVSの捕集フィルターのガンマススペクトル

以下に内部被曝量の推算方法について示す。ここでは、Cs-137に着目して実効線量を算出した。吸入粒子の放射能 I_0 は以下の式⁴⁻²⁾により計算される。

$$I_0 = C_A t B \quad (4-1)$$

ここで、 C_A は空気中の放射性物質濃度 (Bq/m³)、 t は曝露時間 (h)、 B は呼吸率 (m³/h) である。ICRP 勧告 (1990年) の放射線作業に従事する作業員に対する線量限度は100 mSv/5年であり⁴⁻³⁾、この値と比較するために、5年間この濃度の粒子を吸引し続けたと仮定する。成人男性の軽い労働時の呼吸率 $B = 1.5$ ⁴⁻²⁾ を用いて計算を行うと I_0 は約23.7 Bqとなる。さらにCs-137を吸入摂取した場合の実効線量係数 6.7×10^{-6} (mSv/Bq) ⁴⁻⁴⁾ を乗じると実効線量は約 1.6×10^{-4} mSvとなり、線量限度よりもはるかに低い値となった。

表4-2 A環境センターの灰ピットでLPIによるい捕集した粒子によるフィルターの重量変化

50%カットオフ径 (μm)	重量変化 (mg)
12 μm 以上	79.07
8.5	59.56
5.7	37.21
3.9	16.58
2.5	4.06
1.25	0.30
0.76	0.00
0.52	-0.16
0.33	5.60
0.22	3.66
0.13	2.27
0.06	7.27
0.06 μm 以下	31.44

2. 4. 3 研究課題4の結論

本研究課題での結論を以下に示す。

- 1) A 環境センター、B 清掃工場いずれの施設においても、特定の場所で空間線量の値が大きく変動することは無く、高濃度汚染ポイントは発見されなかった。また、むしろ屋外に比べて施設屋内の空間線量の方が低濃度であった。
- 2) 屋内の各作業場所における空間線量による被曝量を比較した場合でも、灰ピットなどで値が他の作業場所に比べ若干高かったものの、作業場所による顕著な差は見られなかった。

3) 各単位作業場所における粒子数濃度と粒度分布を比較したところ、ごみピットや飛灰処理装置、灰ピットなどにおいて、環境センターによっては、屋外に比べ高いナノ粒子濃度が観測された。同様の施設でも必ずしもナノレベルの粒子数濃度が高い場所は一様ではなく、また、同一施設内でも作業箇所により粒子数濃度は大きく変わることが判明した。

4) 施設内におけるサーベイメータによる測定で、最も高い空間線量は $0.354\ \mu\text{Sv/h}$ であったが、5年間この環境にいたとしても、 $15.5\ \text{mSv}$ であり、ICRP勧告の線量限度 $100\ \text{mSv/5年}$ を下回る値であった。また、内部被ばくによる5年間の実効線量は約 $1.6\times 10^{-4}\ \text{mSv}$ であり外部被ばくと比較してもはるかに低い値であった。

今回の測定により、現状の被災地のごみ処理施設における作業者の放射線被ばくのリスクは外部被ばく、内部被ばくともに低いことが予想される結果となった。高濃度の除染廃棄物の減容処理を行う際にも、本研究課題で示したような方法により、作業者の放射線被ばくのリスク評価を継続していくことが重要であると考ええる。また、今回の測定結果から、ごみ焼却施設で働く労働者に対する、呼吸器を通じた放射性物質からの内部被ばくリスクは低いと考えられた。一方で、粒子状物質やこの他の有害物質からのばく露防止の観点からも、「廃棄物焼却施設内作業におけるダイオキシン類ばく露防止対策について」(環廃対183号)に示されている、レベルーに相当する防じんマスク、粉じんの付着しにくい作業着、保護手袋などを着用し、作業に従事することが望まれる。今回調査対象として選定したA、B施設においては、ダイオキシン類と同等の安全作業マニュアルにより、労働者に対する内部被ばくは十分に防止できると考えられた。

2. 4. 4 研究課題4の参考文献

4-1) 文部科学省：日本原子力研究開発機構：放射線測定に関するガイドライン，2011.

4-2) ICRP: Human Respiratory Tract Model for Radio-logical Protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1-3), 1994.

4-3) ICRP: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3), 1991.

4-4) 厚生労働省：電離放射線障害防止規則，告示別表第1 2001.

3. まとめ

広域処理や福島県内の処理で、処分物の量や放射性 Cs 濃度を推定する数値モデルを作成した。処分までの総合的費用で評価した結果、既存の焼却処理システムを使用して処理を進めることがもっとも効果的であった。また、放射性 Cs 汚染廃棄物の処分が環境省のガイドライン通りに実施されるなら、高濃度の廃棄物になるべく発生させない処理方法が有効であった。

廃棄物熱処理排ガス中安定 Cs はバグフィルターを主とする排ガス処理プロセスにより 99.7%以上除去できることが確認された。また廃棄物中の Cs は、安定 Cs も放射性 Cs も概ね同様の挙動を示し、燃焼時の燃焼温度、および空気比が高いほど、主灰への残留割合が減少することがわかった。灰中の安定 Cs は、NaCl 等の塩素源の存在により、熔融により高度に揮発除去できることが明らかとなった。ただし Cl が存在しても、MgO、Fe₂O₃、P₂O₅等の存在により揮発や、熔融後のスラグからの溶出が抑制される可能性がある。Al₂(SO₄)₃の Cs に対する高周波熔融スラグへの固定化効果は Cl 共存下では限定的であった。

放射性 Cs 汚染土壌を加熱した場合、600℃程度までは、むしろ放射性 Cs が大きな粒子の方へ分配され、また、500℃程度までは溶出量自体も減少する傾向があった。よって、除染などで発生する大量の土壌を 500～600℃程度で加熱することにより、有機物を灰化して汚染土壌を減量し、なおかつ安定化できる可能性があり、この性質は有効な汚染土壌の処理方法として利用できる。

焼却施設内の空間線量はゴミピット、灰ピットなどで比較的值が高かったものの、周辺大気より低かった。粒子濃度は飛灰処理装置前で高い値を示したものの、γ線の検出は困難なレベルであった。今回調査対象とした施設においては、ダイオキシン類と同等の安全作業マニュアルにより、労働者に対する内部被ばくは十分に防止できると考えられた。

4. 研究発表

山口真弥, 大下和徹, 藤森崇, 塩田憲司, 高岡昌輝: 模擬廃棄物焼却残渣を用いた熔融処理における Cs の挙動に関する研究, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表講演論文集, pp. 467-468, 2013.

米田稔, 山岡文洋, 島田洋子, 松井康人: 放射性セシウム汚染災害廃棄物を処理するための代替案選択手法, ポスター発表, 第 2 回環境放射能除染学会, 東京, 2013. 6.

小山陽介, 松井康人, 塩賀淳平, 西岡和久, 島田洋子, 高岡昌輝, 米田稔: 電子式線量計を用いた焼却施設における作業者の外部被曝評価, ポスター発表, 第 2 回環境放射能除染学会, 東京, 2013. 6.

小山陽介, 松井康人, 塩賀淳平, 西岡和久, 島田洋子, 高岡昌輝, 米田稔: 被災地のごみ焼却施設における作業者の被曝リスク評価, ポスター発表, 第 2 回環境放射能除染学会, 東京, 2013. 6.

松井康人, 小山陽介, 西岡和久, 塩賀淳平, 島田洋子, 高岡昌輝, 米田稔: 被災地周辺焼却施設における作業者に対する粒子状物質の曝露評価, ポスター発表, 第 2 回環境放射能除染学会, 東京, 2013. 6.

Yosuke Koyama, Yasuto Matsui, Yoko Shimada, Minoru Yoneda: Assessment of Radiation Exposure from Inhaled Particles in Waste Incineration Plants, Research and Education Center for the Risk Based Asian Oriented Integrated Watershed Management 3rd Comprehensive Symposium, Uji, 2013.10.

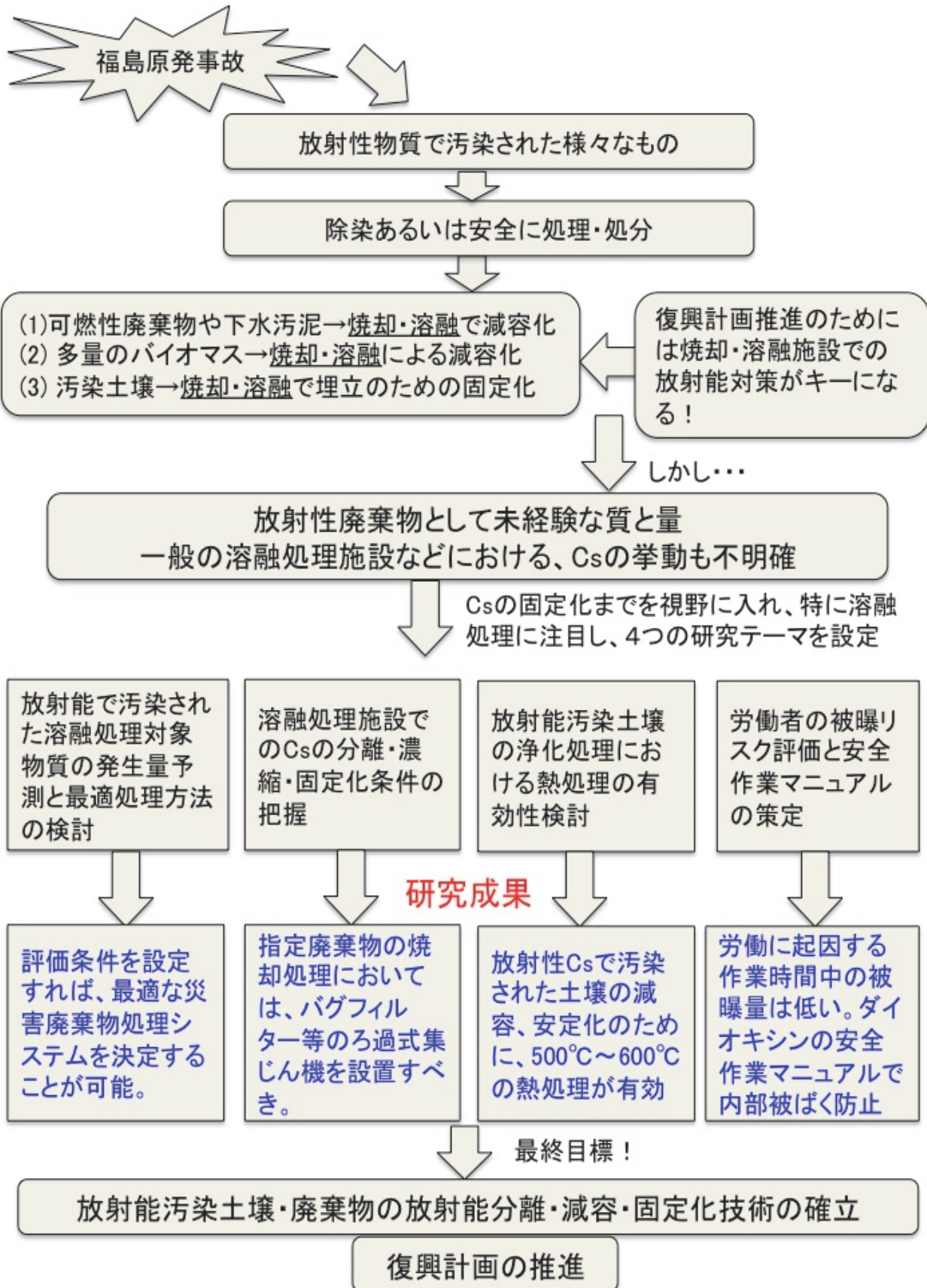
Yosuke Koyama, Yasuto Matsui, Junpei Shioga, Kazuhisa Nishioka, Yoko Shimada, Masaki Takaoka, Minoru Yoneda: Assessment of Radiation Exposure from Inhaled Particles in Waste Incineration Plants, Oral presentation, The 6th International Symposium on Nanotechnology, Occupational and Environmental Health, Nagoya, 2013.10.

小山陽介, 松井康人, 塩賀淳平, 西岡和久, 島田洋子, 高岡昌輝, 米田稔: 電子式線量計を用いた焼却施設における作業者の外部被曝評価法の検討, 環境放射能除染学会誌, Vol. 2, No. 1, pp. 39-43, 2014.

5. 知的財産権の取得状況

該当無し

6. 研究概要図



7. 英文概要 (Abstract of this research)

It is very important to manage the wastes polluted with radioactive Cs emitted at the accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Thermal treatments, such as incineration and melting, must be very effective to reduce the volume of the polluted wastes and stabilize them. We especially focus on melting treatment plant and analyze the movement of Cs in the treatment process and try to make clear the effectiveness of each treatment system. We also try to find whether thermal treatment can be effective for the treatment of polluted soil, and security condition of labors of such a treatment facilities. For those purpose, we carried out the following four research issues and got the result of each issue.

Research issue No.1: Estimation of the ammount of wastes or materials from wastes for thermal treatment and investigation on the optimal treatment system.

We made the treatment system model of Fukushima city and Kyoto city for the estimation of quantity of wastes and its concentration of radioactivity. Based on the total cost of the treatment including disposal, usage of existing facilities is expected to be most effective. If disposal of treated wastes is carries out following the guideline of Ministry of Environment, treatment system which does not make heigh level radioactive materials from waste is supposed to be most effective.

Research issue No.2 : Behavior of cesium in waste incineration and melting process and conditions for cesium separation, concentration and containment.

In this issue, the behavior of stable cesium in flue gas was investigated at waste thermal treatment plant and the combustion and melting behavior of cesium were experimentally studied. As the results, over 99.7% of the stable cesium in flue gas at waste thermal treatment facilities could be removed by air pollution control including the bag filter. The mass of stable and radioactive cesium in the bottom ash was tended to decrease with higher air ratio and combustion temperature. The stable cesium in model ash with NaCl as chlorine source could be highly vaporized and removed. However, the vaporization and leaching enhancement effect of NaCl could be inhibited by Fe_2O_3 , MgO and P_2O_5 . The addition of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ to sample could not contain the cesium in slag.

Research issue No.3: Study on the effectiveness of thermal treatment for decontamination of radioactively polluted soil.

When soil polluted with radioactive Cs is heated to 600 degree, more Cs became adsorbed to larger size soil particles. It also became clear that dissolution of Cs from soil particles decrease when it is treated by about 500 degree C. Therefore, thermal treatment of soil or decontamination wastes at 500 to 600 degree C is expected to be effective to reduce their volume and stabilize them.

Research issue No.4: Risk assessment of labors and establishment of safty operation manual

Risk assessment of workers about internal and external radiation exposure was carried out in two incineration plants, A and B. Considering the effects in various kinds of place, we conducted the measurement by using personal dosimeters. We also measured the concentration of particles in the air depending on place of the facilities. The results showed that external dose was lower than that of the ambient air, and we could not detect the γ rays from collected particles, which means that it seems enough to use the safety manual for dioxines to prevent the internal exposure.