

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

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  
(3K122103 )

平成 26 年 3 月

研究代表者名 大迫政浩 (独立行政法人国立環境研究所)

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 75,140,000 円（複数年度の総計）

研究課題名 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

研究期間 平成 24 年 4 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日

研究代表者名 大迫政浩（独立行政法人国立環境研究所）

研究分担者 川本克也（独立行政法人国立環境研究所）（平成 25 年 12 月岡山大学へ異動）  
山田正人（独立行政法人国立環境研究所）  
遠藤和人（独立行政法人国立環境研究所）  
滝上英孝（独立行政法人国立環境研究所）  
倉持秀敏（独立行政法人国立環境研究所）  
高岡昌輝（京都大学）  
香村一夫（早稲田大学）  
樋口壯太郎（福岡大学）

# 目次

総合研究報告書概要	1
本文	
1. 研究背景と目的	8
2. 研究方法	8
2.1 焼却施設における放射性Csの挙動解明と長期管理手法	8
2.1.1 都市ごみ焼却施設における放射性Csの炉内蓄積分布に関する実態調査	8
2.1.2 既存施設における耐火物中の放射性Cs及び安定Csの実態調査	8
2.1.3 耐火物中Cs等の挙動評価	11
2.2 最終処分場における放射性Csの挙動解明と長期管理手法	11
2.2.1 埋立処分施設における安定セシウムの挙動解明	11
2.2.2 焼却残渣洗浄	14
2.2.3 放射能汚染焼却飛灰埋立地の放射性セシウム長期挙動と管理	16
3. 結果と考察	20
3.1 焼却処理における放射性Cs挙動解明と長期的管理手法	20
3.1.1 都市ごみ焼却施設における放射性Csの炉内蓄積分布に関する実態調査	20
3.1.2 既存施設における耐火物の放射性Cs及び安定Csの実態調査	25
3.1.3 耐火物中Cs等の挙動評価	27
3.2 埋立処分施設における放射性Cs挙動解明と長期的管理手法	30
3.2.1 埋立処分施設の掘削コアからみた安定セシウムの挙動	30
3.2.2 埋立層内における重金属類の存在形態	34
3.2.3 電気探査による浸透水の挙動把握	35
3.2.4 事前除塩による埋立負荷低減効果	37
3.2.5 数値解析による長期挙動評価	44
4. 結論	48
5. 参考文献	50
6. 研究発表	50
論文発表	
学会等発表	
7. 知的財産権の取得状況	51
8. 研究概要図	52
9. 英文概要	53

## 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：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

研究番号：3K122103

国庫補助金清算所要額：75,140,000 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：大迫政浩（独立行政法人国立環境研究所）

研究分担者：川本克也（独立行政法人国立環境研究所）（平成 25 年 12 月岡山大学へ異動）、山田正人（独立行政法人国立環境研究所）、遠藤和人（独立行政法人国立環境研究所）、滝上英孝（独立行政法人国立環境研究所）、倉持秀敏（独立行政法人国立環境研究所）、高岡昌輝（京都大学）、香村一夫（早稲田大学）、樋口壯太郎（福岡大学）

### 研究目的

東京電力㈱福島第一原子力発電所の事故により、福島県だけでなく東日本一帯が放射性物質により汚染された。汚染された廃棄物は既存の廃棄物処理施設及び仮設焼却炉で処理され、放射性セシウムを濃縮した焼却灰は埋立最終処分又は中間貯蔵される。汚染廃棄物の処理を安全に進めていくためには、施設の適切な管理が重要であり、施設のライフサイクル全体で考えていかなければならない。特に、焼却施設における放射性セシウムの炉内挙動の把握は、施設を維持管理し最終的に解体撤去する場合に、作業者の被ばくや汚染拡大の防止を図るうえで重要である。また、放射性セシウムのうち Cs-137 は半減期が 30 年間であり、埋立最終処分場における長期的なモニタリングや廃止（廃棄物最終処分場の維持管理の終了）の判断には、処分場内の放射性セシウムの長期挙動の把握が必須である。

そこで本研究では、放射性物質により汚染された廃棄物の中間処理や最終処分施設における放射性 Cs の挙動を把握、解明し、長期的な維持管理や最終的な廃止・解体撤去などの適正な方法確立し、環境影響を低減するとともに作業者の放射線障害防止に資することを目的とする。

### 研究方法

焼却施設における放射性 Cs の炉内挙動解明と長期管理手法の検討においては、まず、都市ごみ焼却施設（灰溶融施設含む）における放射性 Cs の炉内蓄積分布を把握するため、関東以北の 8 施設において炉内から後段の排ガス処理プロセスにわたる広範な範囲で付着物や耐火物を採取するとともに、メンテナンス時の被ばく評価をするため炉内外の空間線量率を測定した。また、参考データとして西日本の 2 施設において安定 Cs の炉内蓄積分布を測定した。採取した耐火物については、深さ方向の放射性 Cs の浸透状況を把握した。さらに、実施設において新たに耐火物を設置し耐火物中への浸透状況を時系列的に観察するとともに、適切な処理処分方法の検討の観点から廃耐火物の溶出試験を実施した。また、炉内

のクリーニング（除染）の可能性を検討するために、汚染された耐火物を用いて空焚きのラボ実験を行い放射性 Cs の低減効果を確認した。

埋立最終処分場における放射性 Cs の長期挙動解明と長期管理手法の検討においては、実際の焼却残渣主体埋立処分場でボーリング調査を実施し、廃棄物中に元々含まれる安定 Cs を指標として深さ方向の分布とともに、一部の試料について逐次抽出法による存在形態の観察を行った。また、非破壊の電気探査法を用いて、埋立層内の水の移動特性を現場において把握した。つぎに、洗浄残渣からの放射性 Cs の浸出挙動を把握するために、洗浄残渣を充填したライシメータによるラボスケールの試験を実施した。すなわち、焼却残渣を洗浄し、脱塩、脱セシウムを行い、埋立地を模擬したライシメーターに充填した洗浄灰、未洗浄灰を 3 水準の高さにして人工散水を行い、浸出水中のセシウム濃度等を測定し、洗浄による効果確認を行った。さらに、層内の土壌の吸着保持能力や隔離層の水遮断性を考慮した長期的な放射性 Cs 挙動予測モデルを確立し、最終処分場の長期的な監視手法や廃止基準・方法について考察した。

## 結果と考察

### 焼却施設における放射性 Cs の挙動解明と長期管理手法

焼却炉において、放射性 Cs は焼却主灰よりも、飛灰あるいはボイラ灰に濃縮する傾向が確認できた。クリンカ深さ方向の放射性 Cs 濃度を調査したところ、深部ほど放射性 Cs 濃度が高くなる傾向が見られた。Cs がクリンカ内へ浸透している、またはクリンカの成長前に Cs が堆積していた可能性が考えられた。

空間線量率を測定したところ、いずれも管理区域に指定する目安となる 2.5 $\mu$ Sv/h 以下の値であった。空間線量率は、二次燃焼からボイラ管群部、あるいはガス冷却塔にかけての部分が最も高くなる傾向がみられ、Cs の蓄積が示唆された。定期清掃前後での炉内空間線量率を測定したところ、表面の清掃による改善はあまり見られなかった。したがって除去可能なクリンカよりも耐火材内部へ Cs が浸透していることが予測された。いくつかの施設においては耐火材中への放射性 Cs の浸透が確認された。特に後燃焼から二次燃焼でよく確認されたため焼却炉の清掃、解体時は注意が必要である。二次燃焼ではダスト中の放射性 Cs 濃度が高く、後燃焼では低い施設が多かったので、耐火材の放射性 Cs 濃度は、付近のダスト中放射性 Cs 濃度に必ずしも影響されるというわけではなかった。各施設において最も高い空間線量率を示した場所の値を 1 とした各場所の相対値と運転温度との対応関係をみると、図 1 に示すように、2 つのグループに分けることができ、左図は 800～1000 $^{\circ}$ C の部分（2 次燃焼室付近）に最大値が来るもので、Cs の耐火物への浸透の影響が大きいと考えられ、右図は 400～600 $^{\circ}$ C の部分（ボイラ、空気予熱器、ガス冷等）に最大値が来るもので、付着物等に含まれる高濃度放射性 Cs の影響が大きいと考えられた。

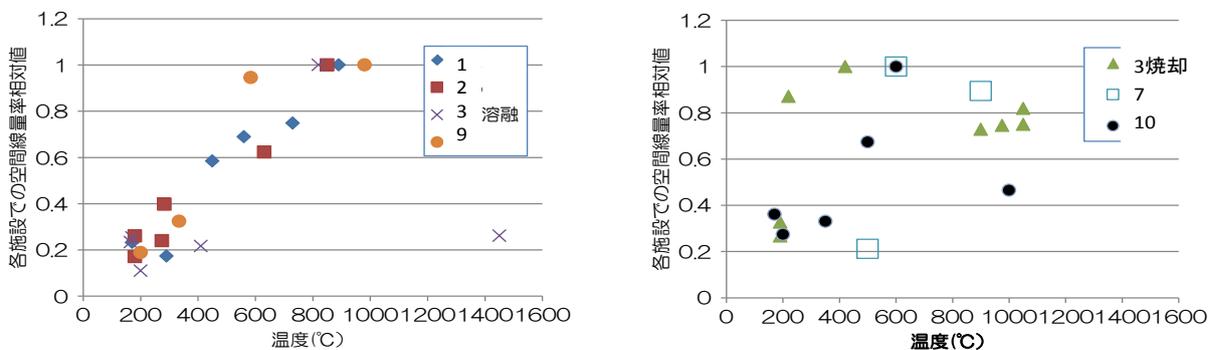


図 1 運転温度と各施設での空間線量率相対値の関係（凡例の番号は施設番号を表す）

炉内、排ガスダクト内付着物や焼却主灰、飛灰中の放射性 Cs 濃度は、Na 濃度+K 濃度とある一定の相関が認められ、アルカリ金属として同様の挙動をするものと推測され、個別施設の放射性 Cs 挙動の予測に利用できると考えられた。

つぎに、耐火物中への放射性 Cs の蓄積状況について調査した。東北地方を中心に一部施設において放射性 Cs が検出された。耐火物中の濃度分布として顕著な傾向が認められた結果の一例を図 2 に示す。いずれの元素も表層から炉内側になるにつれ減衰傾向を示すが、表層から 15cm の地点に置いて放射性 Cs が検出されており、耐火物全体に放射性 Cs が蓄積していることが確認された。

また、施設 E の耐火物補修工事（表面 5cm 程度の切削作業）前後でボイラー一部内における空間線量率を比較したところ、工事後には空間線量率が大幅に低下したことから、耐火物の表面 5cm 付近までに大半が蓄積していたことが推察された。

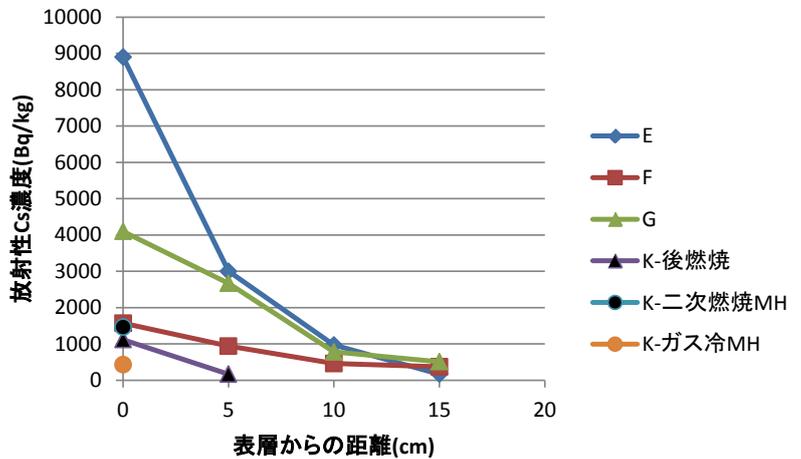


図 2 炉内耐火物への放射性 Cs の蓄積状況例 (MH:マンホール)

実施設で炉内に耐火物を曝露させて、曝露時間と蓄積状況の推移を確認したところ、半年間程度経過しても蓄積は続いた。どの程度の時間で平衡に達するかの確認が必要である。

温度の異なる場所で耐火物を採取して深さ方向の濃度を確認したところ、図 3 のとおり雰囲気温度が低い場所の濃度が高くなった。揮発した放射性セシウムが温度が低いところほど凝縮して吸着、蓄積するものと考えられる。

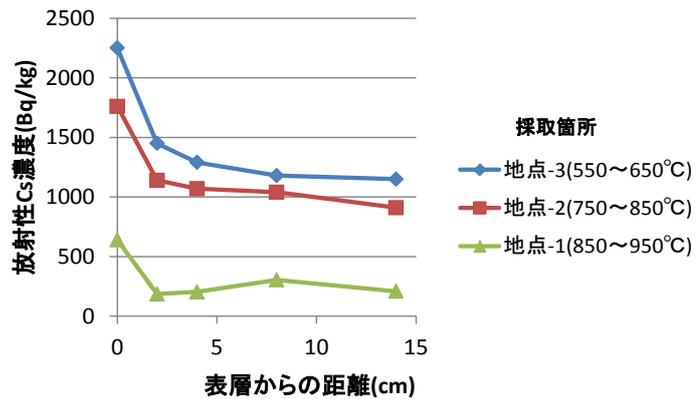


図 3 耐火物 C の雰囲気温度別放射性セシウム浸透状況（曝露時間 922 時間）

廃耐火物の適正な処理処分の検討の観点から、汚染された耐火物からの放射性 Cs 濃度の溶出性を溶出試験により把握した。溶出率を指標としてみると、かなりバラつきが見られ、試料性状により難溶性 Cs の生成割合が異なると思われる。耐火物中 Si 含有量と放射性 Cs 溶出率の関係を図 4 に示す。耐火物の Si 含有量により放射性 Cs 溶出率が異

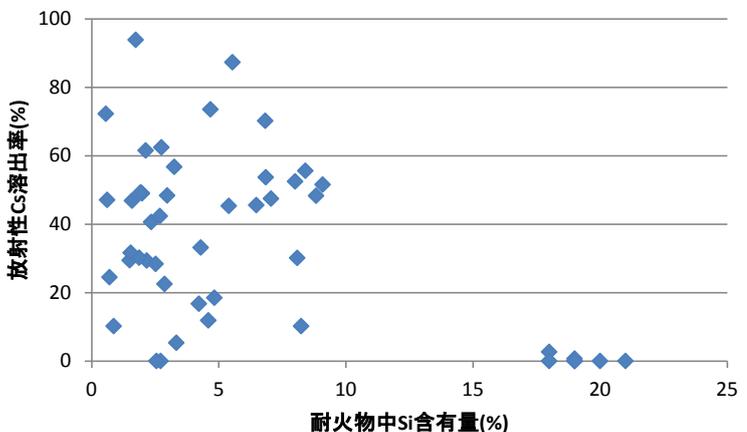


図 4 耐火物中 Si 含有量と放射性 Cs 溶出率の関係

なり、Si 含有量が多いほど溶出率が低下する傾向が見られた。難溶性のアルミナシリケートの生成が関係しているものと思われる。

最後に、クリーニング可能性を検討するために、汚染した耐火物の空焚き試験を行った。その結果、焼却炉内の通常の温度である 800℃付近でも 60%程度の除去率が得られ、温度が高いほど除去率は上昇した。

### 埋立最終処分場における放射性 Cs の長期挙動解明と長期管理手法

既存処分場のボーリング調査については、研究対象とした 7 か所の最終処分場の数か所について、コアサンプルの詳細調査を行った。K 処分場および P 処分場の採取コアを層相変化に基づいて分割し分析試料として、安定セシウムおよびカリウムの濃度を測定した。K 処分場における各種埋立物中のそれらの濃度を図 5 に示した。安定セシウムは土および粘土質混り土に相対的に多く含まれており、スラグや固化灰に含まれるセシウムは相対的には低い値を示した。カリウム濃度も同様の傾向であった。

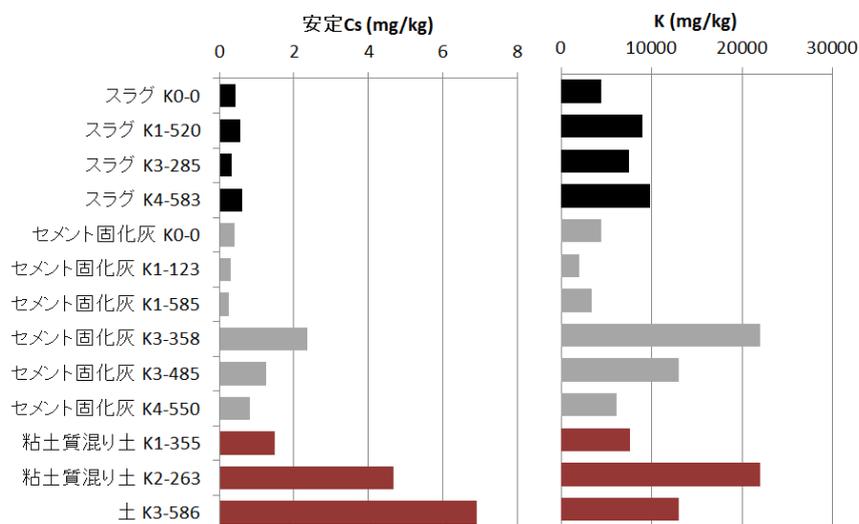


図 5 K 処分場の各種試料における安定セシウムとカリウムの濃度。K0 は地表面、K1～4 はボーリング地点、－(数字)は深度(cm)を示す。

P 処分場も同様の傾向を示したことから、焼却残渣主体の埋立地において一般的にみられる傾向である。すなわち、飛灰等の焼却残渣から溶脱したセシウムやカリウムが中間に存在する土壤に強く吸着され捕捉されている結果とみることができる。

つぎに、逐次抽出法により安定セシウムの埋立層内の存在形態を推定した。安定セシウムのそれぞれの画分の抽出割合を図 6 に示した。処分前のセメント固化灰中の安定セシウムは 80%以上が水溶性であるが、K 処分場の試料 (K0-0, K1-585) ではほぼ 50%が残留物態を呈している。また土 (K3-586) に含まれる安定セシウムもまたその 50%は残留物態である。一方、P 処分場における主灰と粘土質混り土中の安定セシウムは 80%以上が残留物態を呈する。セメント固化灰中の水溶性の画分が容易に溶脱していることや、土壤に吸着された安定セシウムの存在形態が不溶性の残留物態であること、また、主灰中の存在形態も不溶性の残留物態であることなどが明らかである。

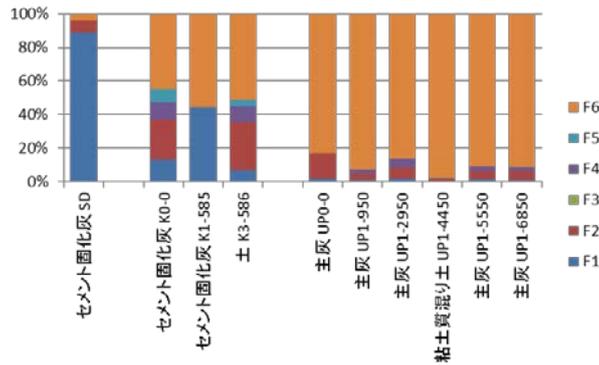


図6 逐次抽出法による安定セシウムの各試料中の存在形態

K0 は地表面。K1～4 はボーリング地点、－(数字)は深度(cm)を示す。UP0 は地表面、UP1 はボーリング地点、－(数字)は深度(mm)を示す。

F1:水溶性、F2:イオン交換態、F3:炭酸塩態、F4:酸化物態、F5:有機物態、F6:残留物態

洗浄飛灰のライシメータ実験については、洗浄により安全に埋立処分することが可能であることを確認した。さらに埋立層高さを変化させることにより、初期溶出濃度のコントロールが可能であることが分かった。浸出水中の Cs133、Cs134+137、塩化物イオン濃度および EC には相関関係があることから、塩化物イオン濃度、EC を指標に Cs133、Cs134+137 の推定を行うことが可能であることが分かった。

最後に、数値解析による長期挙動評価について検討した。既存埋立層の上部に汚染廃棄物（飛灰）が埋立されている状況で、既存埋立層直下の評価点における Cs-137 濃度の変化を図 7、8 に示す。上部の難透水層設置により浸透量が制御可能であるが、浸透量の設定次第で一般の廃棄物埋立処分場の管理期間（廃棄物最終処分場の建設から廃止に至るまでの維持管理しなければならない期間）よりもはるかに長期経過後に、Cs137 の濃度限度である 90 Bq/L を超過するケースも存在することが明らかとなった。

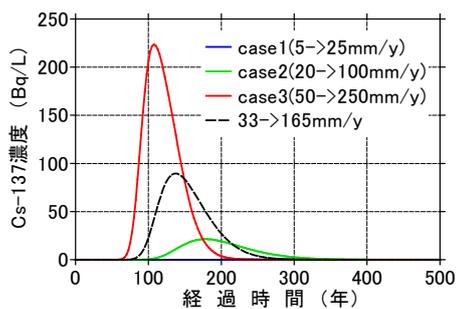


図7 Cs-137 経時変化 (8,000 Bq/kg)

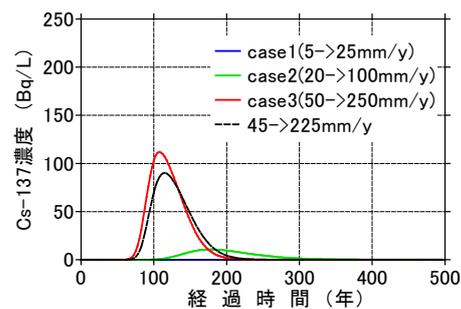


図8 Cs-137 経時変化 (4,000 Bq/kg)

放射性 Cs 汚染飛灰を埋め立てた処分場の管理の考え方については以下のとおりである。廃止以降、処分場自体には管理が必要なく、管理を放棄できるという意味での廃止であるが、跡地形質変更（廃棄物最終処分場が廃止された後、廃棄物の攪乱や外乱を含んだ跡地利用することによる形質変更）を考えると、跡地利用の方法によって処分場には、再度、廃掃法上の管理要件がかかることになっている。また、現時点では平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法（以下、特措法とする。）に

において廃止との関係等については考えられていないが、ここでは、考えられる対応について表1にまとめる。

表1 汚染廃棄物を埋め立てた最終処分場の長期管理（案）

懸念事項	維持管理に対する提案
特措法の上乗せ維持管理の終了時期	空間線量については、特定一廃、特定産廃の埋立終了後1～2年程度。廃止前に当該埋立区画の再掘削等の外乱が生じる場合には必ず測定すること。 放流水基準については、基本的には廃止までの期間。もしくは、長期挙動評価によって安全性が確保されている場合は、現在の状況確認のため埋立終了後1～2年程度とする。
特措法の上乗せ維持管理基準が最終処分場の廃止時期によって異なること	長期挙動評価によって安全性が確認されていれば、廃止時期が異なっても説明可能。埋立終了と同時に廃止される場合でも同様。特定一廃、特定産廃埋立終了から処分場の埋立終了までの期間が長い場合、上述の上乗せ維持管理の終了時期に準じる。 ただし、長期挙動評価を実施して安全性が確認されるためには、特措法の上乗せ構造基準である土壌層や隔離層が適切に設置されていることも必要。長期挙動評価で濃度限度超過の可能性があるため、措置を講じて濃度限度超過の可能性がなくなった場合も含む。
維持管理記録の保管期間	廃止以降に汚染廃棄物を攪乱する恐れがあるため、廃掃法第15条の18に規定する指定区域台帳に記載する事項に汚染廃棄物埋立処分場であることを明記し、埋立位置や量、濃度、当時の維持管理記録情報を添付しておくことで対応（廃止の期間まで保管義務のある図面等を台帳の添付資料として用いる）。ならびに、廃止確認申請、埋立終了届の際に、汚染廃棄物が処分されていることを記載すること。基本的には、石綿含有廃棄物の取り扱いと同様。
跡地形質変更時の取り扱い	汚染廃棄物の飛散、流出の恐れがある場合には措置を講じることが必要。また、維持管理要件は特措法に記載されている上乗せ基準を適用することを基本とする。基本的には、石綿含有廃棄物の取り扱いと同様であるが、汚染飛灰埋立区画の上部に設置された隔離層が最終覆土である場合、その機能を破損しないように跡地利用制限として、表層利用で10m以上、中層利用で20m以上の離間距離が必要。汚染廃棄物埋立地（もしくは埋立区画）では基本的に深層利用は無しが望ましい。汚染廃棄物の濃度がクリアランスレベル相当の100 Bq/kgを下回った場合は通常の埋立廃棄物と同様の取り扱いとする。 跡地形質変更が行われた場合の、上乗せ維持管理基準は、廃掃法上の維持管理基準と同様の2年間とする。それ以降は、長期挙動評価で濃度限度を超過しないことが確認されれば維持管理の必要は無い。
指定廃棄物処分場との整合性	指定廃棄物処分場の維持管理期間は埋立廃棄物の濃度が8,000 Bq/kg以下となるまで。8,000 Bq/kg以下であれば、特定一廃や特定産廃埋立処分場と同様に、長期挙動評価で安全性が確認されていれば、維持管理を終了できる。
埋立基準が溶出量基準ではなくて、含有量基準になっていること。	含有量が同じであっても溶出率が大きく異なることから、放流水管理に対する懸念が生じるが、埋立位置が下部ではなく、土壌層、上部隔離層等が適切に設置されていれば、易溶出性の飛灰であったとしても、難溶出性の主灰等と同様の取り扱いが可能である。そのため、埋立位置、土壌層、隔離層が適切に設置されているかどうかの検査を行い、長期挙動評価を実施すれば、含有量基準であっても安全な埋め立てが可能と解釈できる。

## 環境政策への貢献

焼却施設における放射性Csの挙動について多くの知見が得られた。焼却炉内において、特に二次燃焼室付近の耐火物に放射性Csが浸透し蓄積することが明らかとなり、空間線量率が高くなることから、炉内の維持管理作業者は外部被ばくについて留意が必要である。しかし、炉内の空間線量率は、きわめて高濃度の放射性Csを含む廃棄物を焼却減容化しない限り、炉内作業が実施できないほどに上昇することは考えにくく、作業時間等をコントロールすることで炉内における保守点検や解体時の炉内洗浄作業なども可能であると思われる。また、排ガスの温度の低下とともに付着物（飛灰）は高濃度化することか

ら、炉内作業時の飛散粉じんの内部被ばくに留意が必要であり、濃度レベルに応じた適切な保護具の着用が必要である。また、解体時の飛散による汚染拡大に留意が必要であり、仮設テント等での隔離など適切な措置をとることが必要である。ただし、以上については、既にダイオキシン類対策の観点から実施されている作業者の被ばく防止や汚染拡大防止のための措置（参考：廃棄物焼却施設関連作業におけるダイオキシン類ばく露防止対策、中央労働災害防止協会、第2版（2014））と同様であり、ダイオキシン類対策のレベルで放射性Csに対しても十分であるか、今後詳細な検討が必要である。さらに廃耐火物については、材料特性によって放射性Csの溶出性が異なることが明確になり、含有濃度や溶出性の観点からの処分方法の適切な判断が可能になった。以上の成果を踏まえて、維持管理や解体撤去時に生じる作業者の被ばく防止及び廃耐火物等の適正処分におけるマニュアル策定などに活用できる。

埋立処分場の長期管理手法については、既存施設の安定セシウムを指標とした調査により長期挙動の実態が明らかとなり、数値モデル化により、浸出水中の放射性Cs濃度の長期的な変化の予測が可能となり、放射性Csを長期的に管理していく必要性が明確になった。放射性Csの浸出するピークは、廃棄物処理法に基づく廃止に要する期間よりもはるかに長期経過後に出現する可能性があることから、放射性Csを含む廃棄物の新たな長期的管理の考え方を明確にする必要があり、本研究で試案を提示した。すなわち、汚染飛灰を埋め立てた最終処分場の廃棄物処理法上の廃止後の跡地形質変更において、当該処分場の底層利用、ならびに当該埋立区画の中層利用を禁止し、埋立区画の表層利用も避けることが望ましい。また、放流水管理については、事前の評価によって問題がなければ廃止後のモニタリング継続の必要はないが、Cs137が濃度限度を超える可能性がある場合は、適切な措置を講じる必要がある。以上の点を行政上のルールとして規定していくべきである。

## 研究成果の実現可能性

本研究の成果は、環境省が平成25年度に設置した廃棄物処理施設の解体・整備における事故由来放射性物質対策検討会に提示され、解体・整備マニュアル策定の基礎的な資料となっている。平成26年度には、マニュアルとして策定される予定である。

埋立最終処分場の長期管理手法においても、環境省において特定一般廃棄物及び特定産業廃棄物の処分場の巡回調査が開始され、調査時において本研究において構築した数値モデルを個別に適用し評価することで、将来的な浸出可能性などの診断を行っている。また、本研究で提示した長期管理の考え方に基づいて、環境省内部で廃止基準の検討を開始したところである。

## 結論

放射性物質により汚染された廃棄物の焼却処理や最終処分施設における放射性Csの長期的な挙動を把握、解明し、長期的な維持管理や最終的な廃止・解体撤去などの適正な方法を提示するための基礎資料や考え方を示した。本研究の成果が、作業者の放射線障害防止や周辺環境の汚染防止のためのマニュアル策定等につながるものと思われる。

## 1. 研究背景と目的

東京電力㈱福島第一原子力発電所の事故により、福島県だけでなく東日本一帯が放射性物質により汚染された。汚染された廃棄物は既存の廃棄物処理施設及び仮設焼却炉で処理され、放射性セシウムを濃縮した焼却灰は埋立最終処分又は中間貯蔵される。汚染廃棄物の処理を安全に進めていくためには、施設の適切な管理が重要であり、施設のライフサイクル全体で考えていかなければならない。特に、焼却施設における放射性セシウムの炉内挙動の把握は、施設を維持管理し最終的に解体撤去する場合に、作業員の被ばくや汚染拡大の防止を図るうえで重要である。また、放射性セシウムのうちCs-137は半減期が30年間であり、埋立最終処分場における長期的なモニタリングや廃止（廃棄物最終処分場の維持管理の終了）の判断には、処分場内の放射性セシウムの長期挙動の把握が必須である。

そこで本研究では、放射性物質により汚染された廃棄物の中間処理や最終処分施設における放射性Csの挙動を把握、解明し、長期的な維持管理や最終的な廃止・解体撤去などの適正な方法を確認し、環境影響を低減するとともに作業員の放射線障害防止に資することを目的とする。

## 2. 研究方法

### 2.1 焼却施設における放射性Csの挙動解明と長期管理手法

#### 2.1.1 都市ごみ焼却施設における放射性Csの炉内蓄積分布に関する実態調査

都市ごみ焼却施設（灰溶融施設・ガス化溶融施設含む）における放射性Csの炉内蓄積分布を把握するため、関東以北の8施設において表2.1.1に示すように炉内から後段の排ガス処理プロセスにわたる広範な範囲で付着物や耐火物を採取するとともに、メンテナンス時の被曝評価をするため炉内外の空間線量率を測定した。また、参考データとして西日本の2施設において安定Csの炉内蓄積分布を測定した。

付着物サンプルについて粉砕機 Wonder Blender (型式：WB-1、輸入・販売元：大阪ケミカル株式会社)を用いて粉砕時間20秒で粉砕した。粉砕したサンプルはU-8容器に入れ、Ge半導体検出器（SEIKO EG&G社製型式SEG-EMS）にて放射性Cs濃度を測定した。耐火物サンプルは別途表面から深さ方向にカットしてCsの分布を調べた。また、他の元素濃度と放射性セシウムとの相関を調べるため、蛍光X線分析装置（島津製作所製：XRF-1800）にて測定した。Ge半導体検出器による検出下限は10Bq/kgとした。また、一連の作業による測定値のばらつきを調べるため、一つのサンプルについて5回測定し変動係数を求めると10%以下であることを確認した。空間線量率については日立アロカ製の測定機器（TCS-171Bもしくは172B）により測定した。西日本のサンプルについては、マイクロウェーブ分解装置（CEM製、MARS5）により酸分解後、ICP質量分析装置（ThermoSCIENTIFIC製：XSeries 2Xt）で安定Csを分析した。

#### 2.1.2 既存施設における耐火物中の放射性Cs及び安定Csの実態調査

焼却炉内の点検補修時に生じた耐火物の廃材を採取し、放射性物質等の濃度分布を把握し、既存施設における耐火物への放射性物質蓄積の実態を明らかにすることを目的とする。

耐火物の試料採取の対象とした焼却・溶融施設は表2.1.2に示すとおりで、2011年度に3施設、2012年度に4施設、2013年度に3施設、原発事故以前(2011年3月以前)の試料として1施設である。対象施設は東日本だけでなく、原発事故の影響が少ない地域に立地する施設、仮設焼却炉も存在する。採取し

た耐火物について、炉内側から原則 2cm の厚さ毎に切断・粉碎し、分析試料とした(図 2.1.1 参照)。各層の測定項目は、放射性 Cs(Cs-134、137)、Cs-133、Si、Al、Ca、Mg、Na、K、Cl とした。放射性 Cs の測定は放射性物質濃度等測定方法ガイドライン(環境省 HP: 廃棄物関係ガイドライン第 2 版、平成 25 年 3 月、[http://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/haikibutsu-gl05\\_ver2.pdf](http://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/haikibutsu-gl05_ver2.pdf)) に則り行った。その他の項目は酸分解およびアルカリ融解後、原子吸光および ICP-MS により測定を行った。また、施設 I~K の仮設焼却炉では耐火物と合わせて付着物の採取も行っており、耐火物および付着物の測定項目は、放射性セシウム(Cs-134、137)、Cs-133、Si、Al、Ca、Mg、Na、K、Cl、ダイオキシン類、重金属類(Pb、Cr など) とした。放射性セシウムの測定は放射能濃度等測定方法ガイドラインに則り、ダイオキシン類の測定は特別管理一般廃棄物及び特別管理産業廃棄物に係る基準の検定方法(平成 4 年 7 月厚生省告示第 192 号)に則り行った。その他の項目は酸分解およびアルカリ融解後、原子吸光および ICP-MS により測定を行った。

施設 E ではボイラー部耐火物の補修工事が実施されたため、耐火物補修工事前後でのボイラー部内外の空間線量率測定および耐火物、付着物の採取を行った。ボイラー部内外の空間線量率測定は、NaI(Tl)シンチレーションサーベイメータを用いて行った。ボイラー部内での空間線量率測定は、付着物前後で実施し、付着物採取による影響も合わせて評価した。

表 2.1.1 調査施設の概要

施設記号	A	B	C	D
処理方式	溶融	焼却	溶融	溶融
所在地域	東海	関西	東北	関西
空間線量率( $\mu$ Sv/h)	-	0.04	0.06	0.04
飛灰濃度(Bq/kg)	-	-	1000	-
試料採取年度	2010年度	2011年度	2011年度	2011年度
施設記号	E	F	G	H
処理方式	溶融	溶融	溶融	焼却
所在地域	東北	東北	関東	中国
空間線量率( $\mu$ Sv/h)	0.9	0.9	0.08	0.08
飛灰濃度(Bq/kg)	30000	7000	3000	-
試料採取年度	2012年度	2012年度	2012年度	2012年度
施設記号	I	J	K	
処理方式	焼却(仮設)	焼却(仮設)	焼却(仮設)	
所在地域	東北	東北	東北	
空間線量率( $\mu$ Sv/h)	0.05	0.05	0.3	
飛灰濃度(Bq/kg)	700	-	3000	
試料採取年度	2013年度	2013年度	2013年度	

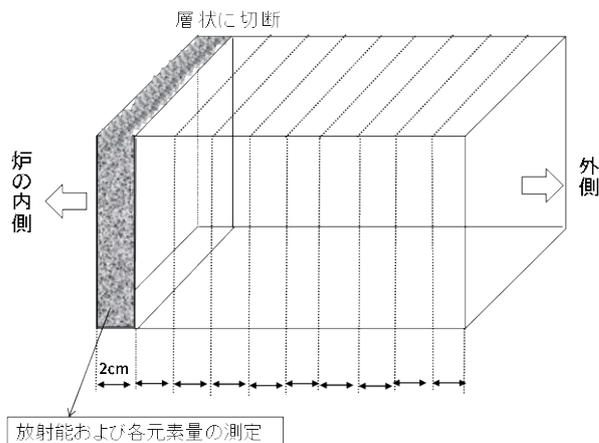


図 2.1.1 耐火物の前処理方法

また、耐火物への放射性物質等の蓄積の実態を明らかにすることを目的とし、蓄積要因調査を実施した。放射性セシウムを含む都市ごみ焼却灰および焼却飛灰を熔融処理している熔融処理施設の排ガス経路内の雰囲気温度が異なる 3 地点に耐火物を設置し、排ガスによる耐火物の暴露試験を行った。暴露開始後一定期間ごとに耐火物を取り出し、各耐火物から 5 切片の調査試料を切り出し、その切片中の放射性セシウム含有量を計測することによって、耐火物への放射性セシウムの浸透、蓄積度を把握した。放射性セシウムの測定は放射能濃度等測定方法ガイドラインに則り行った。本調査で用いた耐火物の性状を表 2.1.2 に示す。本調査では、耐火物種として、現在工業炉や廃棄物処理炉等で用いられる耐火物の中から 7 種類の耐火物を選定した。

表 2.1.2 調査用耐火物の性状（メーカーカタログより抜粋）

項目	A	B	C	D	E	F	G	
組成(%)	SiO <sub>2</sub>	17	0.2	53	51	51	51	42
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	78	93	44	43	43	45	48
	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1.8	-	1	1.5	2	-	-
気孔率(%)	0.5~2	0~2	13	20	71	16	28	
耐火物種類	定型耐火物					不定形耐火物		

耐火物を設置した熔融処理施設の処理フローと設置地点を図 2.1.2 に示す。耐火物は、熔融施設の 3 地点の内部点検口部分に設置した。定常運転時の設置個所付近の内部雰囲気温度は、地点-1 で 850～950℃、地点-2 で 750～850℃、地点-3 で 550～650℃である。耐火物は、炉内でその前面を排ガスに直接暴露するように設置した。また、調査用耐火物の背面(即ち炉外側)には、通常の点検口部の煉瓦配置と同様に断熱煉瓦を設置している。

耐火物への放射性セシウムの浸透度合いを把握するために、一定期間毎に熔融排ガスを暴露させた調査用耐火物を取り出し、各耐火物中の放射性セシウム濃度を測定した。取り出した耐火物表面に付着しているダスト、クリンカ状物などはワイヤーブラシ等で清掃し、概ね清浄な面とした。その後、ダイヤモンドカッターで測定切片を切り出し、分析用試料とした。耐火物の計測部位は炉内側から 5 カ所の部分とし、各々の放射性セシウム濃度を測定した。分析試料とした切片の位置を図 2.1.3 に示す。

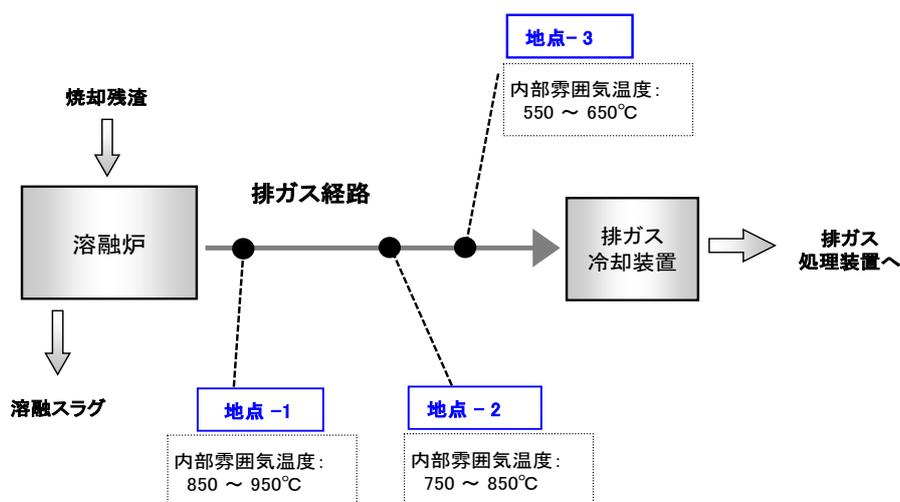


図 2.1.2 処理フローと耐火物設置地点

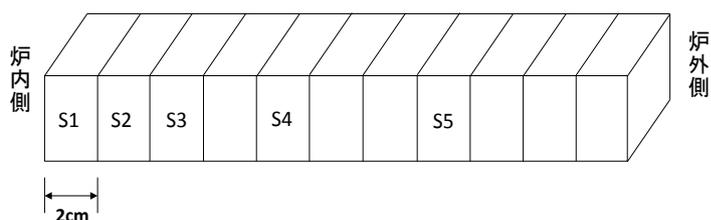


図 2.1.3 分析試料切り出し位置(S1～5：分析用試料)

試験期間の運転実績は、計画期間 1、3、6 か月以上に対して実績は熔融処理時間で 203、922、3697 時間であった。また、試験期間の各固形物の放射性セシウム濃度の平均値（実測）は焼却灰が約 500Bq/kg、焼却飛灰が約 3000Bq/kg、熔融スラグが約 130Bq/kg、熔融飛灰が 6400Bq/kg であった。

### 2.1.3 耐火物中 Cs 等の挙動評価

放射性物質を含む廃棄物の焼却処理に伴い、炉内耐火物への放射性物質の蓄積が確認されている。これら放射性物質が蓄積した耐火物も最終的には廃棄物として処理されるため、適切に処理を行うためにも、耐火物中の放射性物質等の挙動を把握する必要がある。ここでは、放射性物質等の溶出特性、除去特性に焦点をあて、放射性物質の挙動評価を行うことを目的とする。

溶出特性は環境庁告示第 13 号試験に準じた溶出試験により評価した。溶出試験は粒径 2mm 以下の耐火物試料に対し、液固比 10(耐火物 20g：溶媒 200ml)で混合し、溶出時間は 6 時間とした。ろ液は孔径 1.0  $\mu\text{m}$  のガラス繊維ろ紙を用いて濾過を行い検液とした。検液の測定項目は放射性 Cs(Cs-134、137)、安定 Cs(Cs-133)、主要成分(Si、Al、Ca)、アルカリ金属(Na、K)、重金属類(Pb、Cd、Cr など)、Cl、pH、EC とした。放射性 Cs の測定はゲルマニウム半導体検出器、その他の項目は ICP-MS、ICP-OES により測定を行った。

除去特性は都市ごみ焼却・熔融施設で採取した耐火物を用いて評価した。方法としては、炉内の空焼きを想定した加熱試験を行い、試験前後の放射性 Cs 濃度、質量減少率から算出した放射性 Cs 量(Bq)から除去率を算出する方法により評価した。加熱試験に用いた耐火物は、都市ごみ焼却・熔融施設の耐火物補修工事時に発生した耐火物廃材であり、焼却炉用耐火物と熔融炉用耐火物の 2 種類において、それぞれの除去特性を評価した。加熱試験の条件は、焼却炉用耐火物で 800～1200℃(一部、400～600℃を実施)、熔融炉用耐火物で 1200～1400℃(一部、600～1000℃を実施)とし、加熱時間は 1～4 時間とした。

## 2.2 最終処分場における放射性 Cs の挙動解明と長期管理手法

### 2.2.1 埋立処分施設における安定セシウムの挙動解明

埋立処分施設における放射性セシウムの挙動を推測するために、既存の最終処分場埋立層を用いて、以下の検討を行った。この検討では、最終処分場埋立層内に含まれる安定セシウムに着目している。その賦存状態解明のために、最終処分場でボーリングを実施し、採取コアについて各種分析を行った。また、セシウムは水に溶けやすい性質を有することから、埋立層内を浸透する保有水の挙動を非破壊で可視化する技術の開発も行った。

(1) ボーリング

廃棄物埋立層内における安定セシウムをはじめとした金属類の挙動や賦存状態を把握するために、一般廃棄物最終処分場7か所(表 2.2.1)でボーリングを実施した。その詳細は、埼玉県さいたま市内の K 処分場で5地点(掘削深度各6m)、P 処分場で4地点(掘削深度各7m)、T 処分場で3地点(掘削深度4m×2地点、3m×1地点)、千葉県市原市内の H 処分場 B1 サイトで2地点(掘削深度10m、8m)、同 B2 サイトで1地点(掘削深度8m)、岡山県岡山市内の Y 処分場で1地点(掘削深度5m)、広島県福山市内の M 処分場で3地点(掘削深度各3m)、福岡県北九州市内の B 処分場で1地点(掘削深度7m)である。このなかで、M および B 処分場は海面埋立であり、他の処分場は陸上埋立である。また、K および P 処分場における掘削地点は、後述する電気探査の比抵抗プロファイルに基づいて決定した。

(2) 掘削コアの分析

表 2.2.1 研究対象とした最終処分場の概要

各掘削コアを観察することにより層相区分を行い、その区分された試料ごとに、セシウムをはじめとする含有元素の分析を行った。各試料を実験室内に1週間程度放置して風乾後、2mmメッシュの篩を通し、その通過分から四分法を用いて分割し、適量を供試試料とした。そして、各試料約1gをそれぞれビーカーに分取し、これに硝酸を加えサンドバス上で加熱した。さらに、硝酸と塩酸を加えながらサンドバス上で加熱し、金属類がほ

処分場	埋立期間	面積(m2)	容量(m3)	おもな埋立物	ボーリング年度
K	1996~	30,157	208,100	焼却灰、灰固化物、溶融スラグ、脱水汚泥	2012
P	1988~	42,360	372,700	焼却灰、破砕物、不燃物、脱水汚泥	2012
H	1986~1995 1994~	32,800 31,500	237,000 336,000	焼却灰、不燃物、破砕物	2012
T	1985~2008	38,624	212,215	焼却灰、溶融飛灰、溶融スラグ、破砕物、処理残さ	2013
Y	2004	テストセル		焼却灰、溶融スラグ、不燃物	2013
M	1989~	119,302	685,973	汚泥、燃え殻、鋳さい、ばいじん、一般廃棄物等	2013
B	1998~	371,000	4,571,000	燃え殻、汚泥、鋳さい、ばいじん等	2013

ぼ溶出したことを目視により確認したのち、これを酸分解試料とした。その後、各作成試料を(1+100)HNO<sub>3</sub>溶液で希釈し、ICP 発光分析装置(Varian Instruments & Seiko Instruments(株)製 VISTA-MPX、Thermo Scientific 製 IRIS-Intrepid、同製 iCAP6500Duo) および ICP 質量分析装置(Agilent(株)製、7700X)で各金属元素濃度を測定した。分析元素は、Cu、Zn、Sn、Pb、Cd、Ti、V、Cr、Mn、Co、Ni、Sr、Zr、Mo、Sb、Cs、Ba、W、La、Ce、Pr、Nd、Dy である。なお、これらは過去に行った最終処分場埋立物コアの分析において相対的に高い濃度を示した元素である。

また、K および P 処分場の各1地点のボーリングコア採取試料を用いて、逐次抽出法(Tessier et al., 1979)<sup>1)</sup>により、含有金属をそれぞれ存在形態別に区分した。抽出形態は、水溶性・イオン交換態・炭酸塩態・酸化物態・有機物態・残留物態の6分画である。そのフローを図 2.2.1 に示した。

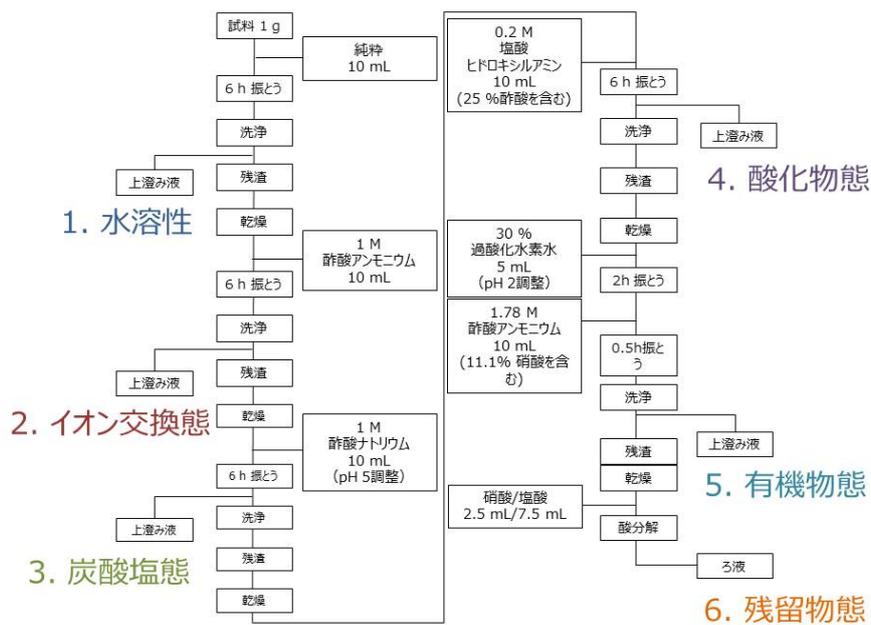


図 2.2.1 逐次抽出法による分析フロー

### (3) 電気探査

電気探査は、2012年11月5日～6日にK処分場、11月12日～13日にP処分場、2014年3月12～13日にH処分場で実施した。その目的は、埋立層の比抵抗分布に基づく層内状態の把握および浸透水の挙動解明である。

K処分場では各40mの2本の直交するT型の測線配置、P処分場では80m測線とその40m地点で直交かつ二等分される40m測線の配置、H処分場では40m測線とその10m、20m、30m地点で直交かつ二等分される40m測線の3本の配置である。探査は、ダイポール・ダイポール電極配置(物理探査学会、1989)<sup>2)</sup>、電極間隔は1m(KとP処分場)あるいは2m(H処分場)で行い、得られた結果についてAGI(株)製解析ソフト‘Earth Imager’を用いて3次元解析を実施した。なお、K処分場の測定では、6日未明から正午にかけて13mm以上の降雨があった。そこで、同一測線で5日と6日に測定を行い、降水の埋立層中への浸透状況を、2回の測定で得られた比抵抗の差分(伊藤ほか、2013)<sup>3)</sup>をとることにより推定した。

また、野外で得られたプロファイルを解釈するための参考データとしてつぎのようなモデル実験も実施した。実験室に1.8m×1.0m×0.4mの塩ビ製土槽を用意し、その中に焼却灰を均質に充填した(杉崎ほか、2011)<sup>4)</sup>。このモデル埋立層の表層にチタン電極(φ2mm)を10cmごとに1列に配置し、比抵抗法による埋立層内の水の挙動把握を行った。間隙の水飽和率100%の状態および土槽下部に20cm間隔で設置した排水口から排水し終わった状態において、ダイポール・ダイポール電極配置による比抵抗測定を行い、得られた比抵抗の差分から、埋立層内の保有水の挙動を推定した。

## 2.2.2 焼却残渣洗浄

最終処分場からの放射性セシウムの長期的な負荷低減の観点から埋立前の焼却残渣の洗浄処理について検討する。

### (1) 焼却主灰洗浄

使用した焼却主灰洗浄・分級装置システムのフローと洗浄装置全景を図 2.2.2 に示す。洗浄工程は磁選機・破砕機・振動篩、バーティカルムーブメントウォーター洗浄、アドバンスエアータービュレンシングパイプ洗浄の3段階で構成されている。(以降、それぞれを一次洗浄・分級工程、二次洗浄工程、三次洗浄工程とする) 一次洗浄・分級工程は磁選機・破砕機・振動篩を行うことで洗浄対象外の金属や粒径が7mm以上の焼却灰の除外を行う工程である。分級粒径7mm以上を除外した理由としては、重金属類、ダイオキシン類あるいはセシウムなどの有害物質は微細粒子に付着しているものと考えられるからである。二次洗浄工程はタンク内に

貯留されている水の上下変動により投入された焼却灰も上下に変動し、その結果、溶出洗浄を行う工程である。三次洗浄ではパイプの底部に設置されている微細孔(直径0.015~0.020mm)から高圧空気(0.6MPa/cm<sup>2</sup>)がパイプ内に噴射され、パイプ内の水と焼却灰に乱流を生じさせる。その乱流により、パイプ内の焼却灰が、焼却灰粒子同士あるいはパイプ上部に設けられた衝突板に衝突し、重金属あるいはダイオキシン類などが付着している微細な焼却灰粒子を粒径の大きな焼却灰粒子から脱離させる工程である。洗浄後の分級工程では比重差を利用する hidroサイクロンを2回使用する2段階構成となっている。最後の水切りでは振動装置により Cs133 や Cl<sup>-</sup>などが溶出している付着水の脱水を行う。

### (2) 飛灰洗浄

飛灰洗浄装置システムのフローと装置全景を図 2.2.3 に示す。飛灰の洗浄工程は浸漬洗浄とフィルタープレスの二段階構成である。(以降、1次洗浄、2次洗浄・脱水工程とする) 1次洗浄では、タンクに貯めた清水(液固比5)に飛灰を投入し、5時間浸漬洗浄することで混合スラリーが形成される。2次洗浄・脱水工程ではこの混合スラリーをフィルタープレスに注入する。このフィルタープレス内部の飛灰は Cl<sup>-</sup>、重金属等が高濃度に溶解している洗浄水が付着しているので、この付着水を流すために清水の注入を行う。これをリンシ

### 焼却灰洗浄フロー

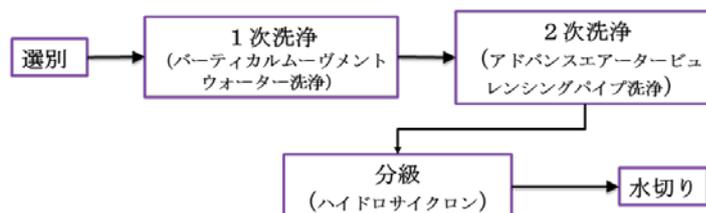


図 2.2.2 焼却主灰洗浄写真

### 飛灰洗浄フロー

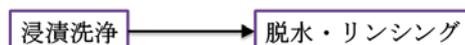


図 2.2.3 飛灰洗浄写真

ングと呼ぶ。その後脱水処理を行った後洗浄後焼却残渣として回収を行った。

### (3) 埋立模擬実験

最終処分場を模擬したライシメーターを用いて、安定セシウムを指標に、洗浄後焼却残渣と未洗浄焼却残渣の各埋立層のセシウムの挙動について検討を行った。

図 2.2.4 に実験装置概念図及びライシメーター写真を、表 2.2.2 にライシメーター充填条件、表 2.2.3 に焼却残渣の洗浄前、洗浄後の組成を示す。既存の塩類溶出制御システムではライシメーターへの充填物が焼却主灰のみであったのに対し、本研究ではより最終処分場を模擬するために、焼却主灰と飛灰の両方（以降、焼却残渣）をライシメーターに充填物している。RUN 1～RUN3 の充填物は未洗浄焼却残渣、RUN4～RUN6 の充填物は洗浄後焼却残渣であり、それぞれの焼却主灰と飛灰の比率は質量比で 7 : 3 である。本研究においては飛灰を充填したことによる目詰まりの発生を防ぐために、みずみちを確保するため目的として碎石（バルク材）を焼却残渣との体積比で 3 : 7 の割合で充填している。埋立方法ごとの挙動をみるために、バルク材を加

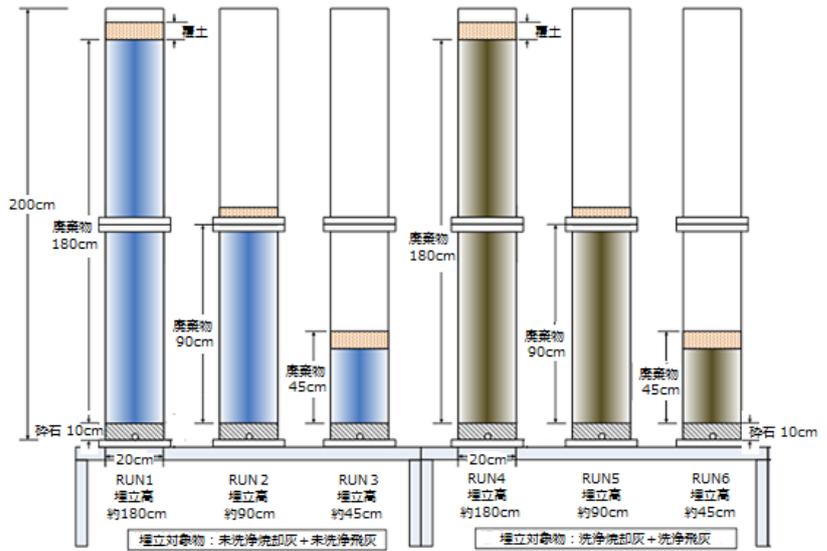


図 2.2.4 ライシメーター概念図（上）と写真

えた充填物の高さを RUN1 と条 RUN4 では 180cm（以降、呼称を 2m とする）、RUN2 と RUN5 では 90cm（以降、呼称を 1m とする）、RUN3 と条件 RUN6 では 45cm（以降、呼称を 50cm とする）としている。本研究では濃度が 1,000mg/L～2,000mg/L の範囲で RUN5、RUN6 では積増しを行うものとする。散水は実験に用いた焼却残渣を排出した焼却施設のある K 市の直近 15 年間（1997 年～2011 年）の平均週間降水量を参考に 1400ml/週とした。なお、Cs133 の分析は ICP-mas 法（定量限界 0.01mg/L）により行った。

表 2.2.2 ライシメーター充填条件

項目	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6
充填物	未洗浄焼却灰+未洗浄飛灰			洗浄後焼却灰+洗浄後飛灰		
焼却灰:飛灰(質量比)	未洗浄焼却灰:未洗浄飛灰=7:3			洗浄後焼却灰:洗浄後飛灰=7:3		
焼却残渣:碎石(体積比)	未洗浄焼却残渣(焼却灰+飛灰):碎石=7:3			洗浄後焼却残渣(焼却灰+飛灰):碎石=7:3		
充填高さ(cm)	180	90	45	180	90	45
充填量(kg)	80	40	20	80	40	20
散水条件(ml/week)	1400					

表 2.2.3 焼却残渣の洗浄前、洗浄後の組成

試料名	含水率	Cl	K	Ca	Cs
	(%)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
洗浄前焼却灰	—	6,100	6,220	145,000	<1
洗浄後焼却灰	—	920	6,150	109,000	<1
試料名	含水率	Cl	K	Ca	Cs133
	(%)	(mg/kg/dry)	(mg/kg/dry)	(mg/kg/dry)	(mg/kg/dry)
洗浄前飛灰	—(0%)	176,000	37,000	317,000	3.70
洗浄飛灰	—	24,900	6,350	292,400	0.77
溶出率(%)	—	85.9	82.8	7.8	79.3

## 2.2.3 放射能汚染焼却飛灰埋立地の放射性セシウム長期挙動と管理

### (1) 放射性 Cs の長期挙動に関する課題

東日本大震災に伴って発生した東京電力福島第一原子力発電所の事故によって放出された放射性セシウム（以下、放射性 Cs とする）に汚染された焼却飛灰は、放射能濃度が 8,000 Bq/kg 以下であれば、吸着土壌層と最終覆土キャッピングを施工すれば、一般廃棄物処分場ならびに管理型最終処分場に埋め立てることができる。焼却飛灰からの放射性 Cs の溶出は、JIS K0058-1 の有姿攪拌試験 6 時間で 6~7 割程度の放射性 Cs が溶出し、攪拌溶出時間を長くすると、1 週間程度で 9 割以上の放射性 Cs が溶出することが確認されている<sup>1)</sup>。このように易溶出性の飛灰の埋立では、下部に吸着土壌層を設置するだけでなく、上部からの降雨浸透を抑制するためのキャッピングが求められている。例えば、キャッピングを行い、年間の浸透を 50 mm にしたとすると、処分場内に浸入した浸透水は、単純な均質系を想定し、間隙率を 0.5 とした場合、年間に 100 mm 下方に移動することになる（押し出し流れ）。したがって、埋立深さが 10 m あれば、降った雨が処分場下部に到達するまで 100 年を要することになる。放射性 Cs の半減期が 30.17 年であるので、浸透している間に半減期を 3 回迎えることになるが、埋め立てられた飛灰の濃度によっては、3 回の半減期では十分に放射能が減衰しない可能性も考えられる。また、キャッピングも半永久的に遮蔽と遮水の機能を保てる訳ではない。土中利用での遮水シートの耐用年数は十分に長いもの<sup>5)</sup>、廃棄物層自体に不同沈下等の外力が働けば、性能が劣化する可能性がある。ベントナイト混合土やベントナイトシート等であっても、乾湿繰り返しや塩類上昇によって透水係数が一定に保てないことも想定される。浸透水量が 2 倍になれば、降雨浸透速度も 2 倍となり、放射性 Cs の処分場内における滞留時間も短くなり、減衰効果も異なってくるので注意が必要である。

廃棄物最終処分場は、埋立等の供与期間が 10~15 年が一般的であり、埋立終了から廃止までは 10~30 年以上必要といわれている。<sup>6)</sup>放射性 Cs を埋め立てた場合、保有水が短絡するような水みちが無ければ、浸出水で放射性 Cs が検出されるまでに数十年必要であり、廃止よりも後になって放射性 Cs のピークが出現することは十分に考えられる。本研究では、放射性 Cs の長期的な挙動を予測するとともに、廃止が想定される 30 年以上後に濃度ピークを迎える場合の処分場の管理の考え方について述べる。

### (2) 研究方法

#### a) 数値解析による処分場内放射性 Cs の長期挙動評価

数値解析には COMSOL ver. 4.4 を用いた。実処分場は不飽和浸透であるが、浸透水量をキャッピングによって制御した処分場において、その浸透速度はキャッピングを通過した浸透量に依存し、その値がその

ままダルシー流速となる。分配係数を考慮する際、不飽和条件下だと単位体積当たりの水分量が異なるので、分配に影響を及ぼすが、分配係数がある程度大きいと、その影響は微少となる。よって、ここでは飽和浸透を考慮し、ダルシー流速を既知条件とした移流分散反応解析として、

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v_e \frac{\partial c}{\partial x} - R\lambda c$$

を用いて計算を行った。Rは遅延係数であり、ヘンリー定数にしたがった等温線形吸着を仮定し  $R=1+\rho_d K_d/\theta$  によって求められる。K<sub>d</sub>は分配係数 (mL/g) を表している。cは放射性物質の濃度 (Bq/L)、Dは拡散係数 (m<sup>2</sup>/s)、v<sub>e</sub>は間隙内実流速、λは崩壊定数 (1/年) である。

不飽和浸透においては、上式の全ての項に体積含水率のθがかかり、浸透流方程式にしたがって時間毎、場所毎に値が変化する。ここでは、一定浸透を考えているので、体積含水率一定、間隙内実流速も一定である。また、間隙内実流速はダルシー流速qをθで除した値である。この条件下で、遅延係数Rとθとの関係を考えると表 2.2.4 に示すような計算結果になる。ダルシー流速qを 100 m/year、乾燥密度ρ<sub>d</sub>を 1,500 kg/m<sup>3</sup>と仮定し、K<sub>d</sub>が 300 mL/g (吸着材相当) と 10 mL/g (一般的な土壌層相当)<sup>7)</sup> の場合にθが 0.1~0.4 まで変化した際の遅延係数を考慮した実流速(v<sub>e</sub>/R)について計算した。分配係数K<sub>d</sub>が 300 mL/g 程度あると、実流速v<sub>e</sub>/Rにはほとんど影響しないことが計算される。また、土壌層程度の分配係数 10 mL/g であったとしても、その影響は微少であるといえ、体積含水率が 1/4 まで減少したとしても実流速v<sub>e</sub>/Rは 1.02 倍上昇するのみである (100 年と計算された結果が 98 年となる程度)。よって、飽和浸透流として評価することが現実的に妥当であると考えられる。

表 2.2.4 体積含水率が変化した場合の吸着を考慮した実流速の関係

θ	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0.4	0.3	0.2	0.1	0.4	0.3	0.2	0.1
ρ <sub>d</sub>	kg/m <sup>3</sup>	1,500							
K <sub>d</sub>	mL/g	300				10			
	m <sup>3</sup> /kg	0.3				0.01			
R	--	1126	1501	2251	4501	4.75	6.00	8.50	16.0
q	m/year	100							
v <sub>e</sub>	m/year	250	333	500	1000	250	333	500	1000
v <sub>e</sub> /R	m/year	0.2220	0.2221	0.2221	0.2222	6.49	6.54	6.58	6.62

汚染飛灰等の易溶性廃棄物が既存の廃棄物最終処分場に埋め立てられることを想定し、図 2.2.5 に示すような処分場での埋立処分を考え、解析断面を図 2.2.6 のように模式化した。図 2.2.5 における観測点 1 は最も安全側であり、埋立領域下部の土壌層直下を評価点とする場合であり、保守的設定としては過剰な範囲と考えられる。観測点 2 は浸出水集排水管に到達する時点の評価点とする場合であり、安全側の設定といえる。観測点 3 が廃棄物関係ガイドラインで示されている評価点である。観測点 2 と観測点 3 の違いは、汚染廃棄物の埋立領域外から浸透してくる浸出液 (放射性 Cs 濃度はゼロ) による希釈効果である。埋立領域が埋立地面積の 1/10 であれば、観測点 2 の値は少なくとも 10 倍希釈されて観測点 3 に到達する。ここでは、埋立領域が比較的広くても評価できるように、観測点 2 を評価対象とした。

涵養量境界については、安全側の評価とするため、図 2.2.7 に示すように初期の涵養量が 25 年間継続し、その後の 25 年間で涵養量が 5 倍になるまで遮水機能が劣化し、その後は 5 倍量のまま継続することを仮定した。その他解析パラメーターの一覧を表 2.2.5 に示す。長期予測を前提としているので Cs-137

のみを対象としている。

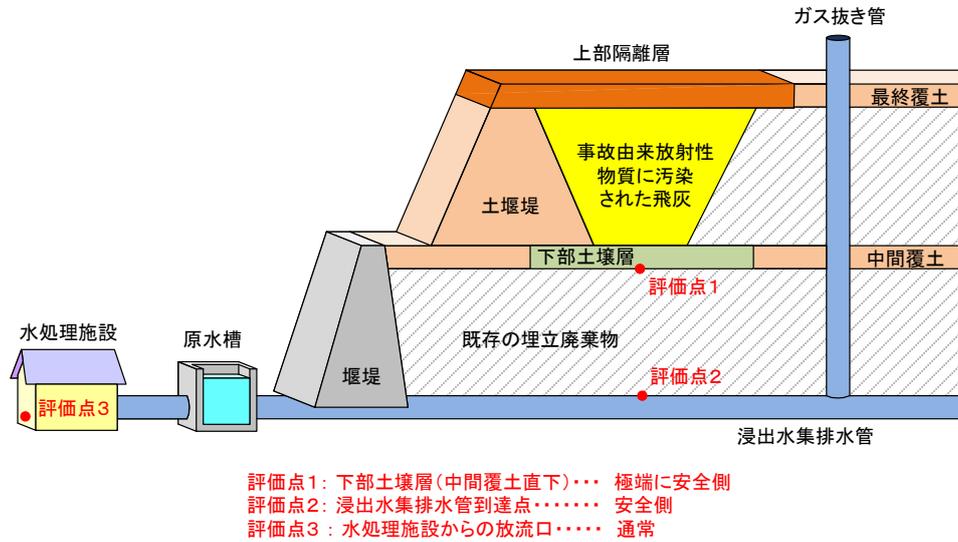


図 2.2.5 汚染飛灰が埋め立てられた処分場の想定図

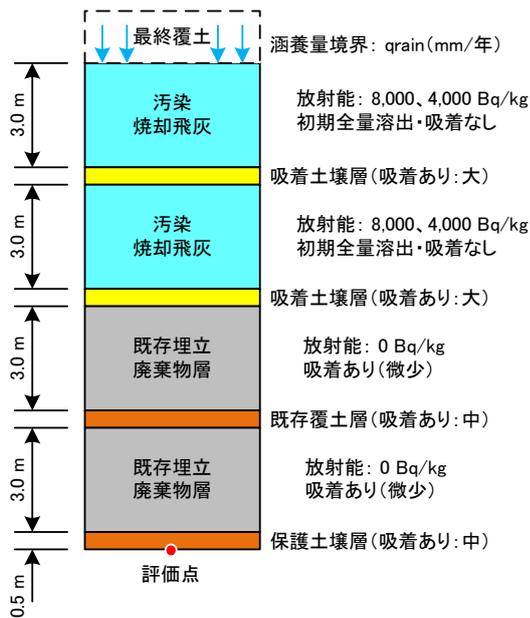


図 2.2.6 二次元解析断面図

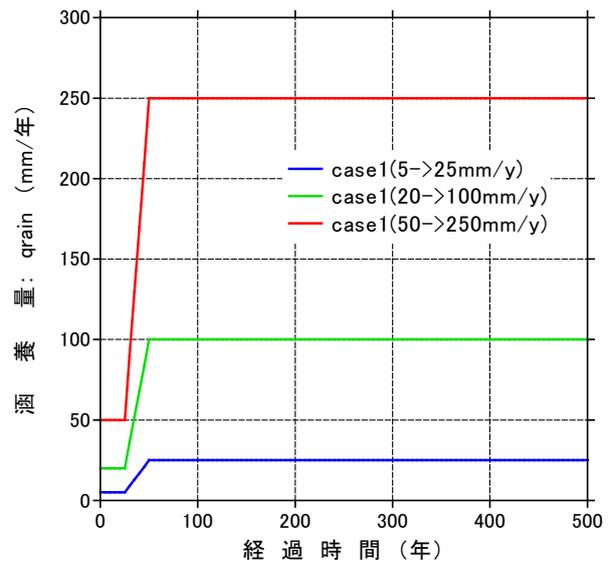


図 2.2.7 浸透量(涵養量)の境界条件の設定

表 2.2.5 解析に用いた物性パラメーター一覧<sup>8)</sup>

パラメーター	記号	単位	飛灰層	吸着土壤層	既存廃棄物	既存覆土
間隙率	$\theta$	—	0.4	0.4	0.4	0.4
乾燥密度	$\rho_d$	kg/m <sup>3</sup>	1,500	1,500	1,500	1,500
分配係数	Kd	mL/g	0	10	0.5	5.0
分子拡散係数	Dm	m <sup>2</sup> /s	$2 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-9}$
縦分散長	$\alpha_L$	m	0.03	0.005	0.03	0.005

間隙率には一般的な土壌や廃棄物層の値として考えられる 0.4 を与えた。乾燥密度は廃棄物層としては

大きめを与え、溶出濃度が高くなるように設定した。土壌層としては若干低めの値を与えることで吸着性能が想定以上に発揮しないように配慮した。浸透水の塩濃度も考慮して吸着土壌層の分配係数に 10 mL/g を与え、既存廃棄物層には若干の吸着性能を持たせて 0.5 mL/g とした。既存覆土層は、どのような土壌が用いられているか不明な場合も含め、土壌層としてはほぼ最低値の 5 mL/g を与えている。分子拡散係数は文献値として一定の値を用いた<sup>9) 10)</sup>。縦分散長は、鉛直浸透流を仮定した際の材料毎の浸透距離（土壌層であれば 50 cm）に対して 1/100 となるように小さめの値を設定して、計算結果のピーク濃度が高くなり、保守的な計算結果が得られるように工夫した。

汚染飛灰からの放射性 Cs の溶出は、溶出時間 1 週間で 9 割以上が溶出することから、初期全量溶出（10 割）として算出した。飛灰層の間隙が水で飽和されていることを条件とし、間隙率 0.4、乾燥密度が 1,500 kg/m<sup>3</sup> なので埋立層の液固比が 0.267 となり、JIS K0058-1（液固比 10）にて実施した溶出量の 37.5 倍の濃度を初期濃度として設定した。例えば、Cs-137 が 4,000 Bq/kg の飛灰では、間隙水の初期濃度は 15,000 Bq/L となる。このことはカラム溶出試験等でも再現<sup>11)</sup> されており、液固比を想定した設定は保守的ではなくて現実的な設定といえる。

#### b) 放射性 Cs 汚染飛灰を埋め立てた処分場の管理の考え方

廃棄物最終処分場廃止基準の浸出液に係る基準の中には、放射性 Cs に関する規定はない。特措法上では、放流された後の公共用水で濃度比（Cs-134 濃度 ÷ 60 + Cs-137 濃度 ÷ 90）が 1 を超過しないことが決められており、厳密には排水基準自体には制限が無いが、運用上、入念的な措置の一環として、濃度比の考えを放流水の排水基準に当てはめて管理が実施されている（平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法施行規則，第三十三条第二号二）。最終処分場が廃止されるまでは水処理施設が稼働しており、排水基準は水処理の後が対象となるが、廃止確認申請では処分場から出た瞬間の浸出液が排水基準に適合している必要がある。これは、廃止以降、処分場から出た浸出液が放流水として取り扱われるためである。また、跡地利用については、「福島県内の災害廃棄物の処理の方針（環境省：平成 23 年 6 月 23 日）」に覆土を保った公園利用についての被曝線量試算がされており、十分な安全性が確認されない限り居住等の用途に利用することが制限されている。ここでは、廃止後の跡地利用として形質変更に係る課題と、放流水の管理に関する考察を行う。また、8,000 Bq/kg 以下の廃棄物を埋め立てた際の行政的解釈と科学的解釈の違いについても言及し、8,000 Bq/kg 以下の汚染廃棄物を埋め立てた最終処分場の維持管理の在り方についても言及する。

### 3. 結果と考察

#### 3.1 焼却処理における放射性 Cs 挙動解明と長期的管理手法

##### 3.1.1 都市ごみ焼却施設における放射性 Cs の炉内蓄積分布に関する実態調査

図 3.1.1～3.1.3 にボイラ付焼却施設、ボイラ無焼却施設、灰溶融施設の各 1 施設の各サンプリング場所と放射性 Cs 濃度および空間線量率について、各施設のフローと共に示す。炉内において高温部では炉壁付着物中の放射性 Cs 濃度は高くないが、温度が低下してくるガス冷却部や飛灰において放射性 Cs が高くなる傾向が全施設ともに共通して観察された。また、図 3.1.1 のように主燃焼室を通過してやや温度が低くなるクリンカができやすい部位で飛灰よりも放射性 Cs 濃度が高い場合があり、今後のメンテナンス時には注意が必要である。

空間線量率については、今回対象とした施設のすべての箇所で管理区域設定の目安である  $2.5\mu\text{Sv/h}$  以下の値であった。二次燃焼から管群部、あるいはガス冷却塔にかけての部分が高くなる傾向がみられ、この部分での Cs の蓄積が示唆された。定期清掃前後での炉内空間線量率を測定したところ、清掃による改善はあまり見られなかった。図 3.1.1～3.1.3 をみてもわかるように炉内においては必ずしも放射性 Cs 濃度と空間線量率の傾向は一致せず、このことから除去可能なクリンカよりも耐火物内部へ Cs が浸透していることが予測された。特に図 3.1.2 においては、主燃焼室左壁のクリンカを表面から 3cm、3～6cm、6～8cm で深さ方向に分けて測定すると、表面よりも深部の方が放射性 Cs 濃度が高く、このことを裏付けた。

図 3.1.4 に安定 Cs の炉内分布を示す。図 3.1.1 と同様に主燃焼室を通過してやや温度が低くなりクリンカができやすい部位で飛灰よりも安定性 Cs 濃度が高く、概ね同様の傾向であった。

以上の結果を運転温度と空間線量率の関係で整理した図が図 3.1.5 である。これは各施設において最も高い空間線量率を示した場所の値を 1 とし、各場所の値を相対的な値に直した値にプロットしたものである。2つのグループに分けることができ、左図は  $800\sim 1000^{\circ}\text{C}$  の部分（2次燃焼室付近）に最大値が来るもので、Cs の耐火物への浸透の影響が大きいと考えられ、右図は  $400\sim 600^{\circ}\text{C}$  の部分（ボイラ、空気予熱器、ガス冷等）に最大値が来るもので、付着物等に含まれる高濃度放射性 Cs の影響が大きいと考えられた。残念ながら、これらのグループがボイラ有無により明確に分けることができなかった。

上記の結果からも耐火物への Cs の浸透が示唆されたことから、実際に耐火物中放射性 Cs の深さ方向分布を調べた。図 3.1.6 に示す。左図がキャストブル耐火物（骨材とセメントを使って流し込み施工を行ってつくる耐火物）のコアサンプルで、右図が耐火レンガサンプルである。キャストブルにおいては施設 7（水噴射式）のフリボード部や施設 9 の燃焼部右において表面よりも深部 5cm 付近で明らかに高くなっており、浸透がうかがえた。ただし、同施設 9 の燃焼部左においては表面だけであり、一律に同じ施設であれば同傾向というわけでもなかった。耐火レンガにおいても浸透がうかがえたが、比較的表面にとどまっているケースが多く、施設 6 の二次燃焼室のみ 7cm 程度の深さで  $200\text{Bq/kg}$  程度存在した（表面:1cm では  $3250\text{Bq/kg}$ ）。以上より、Cs の浸透は認められるが、耐火物においては比較的表面にのみ存在していることがわかった。

サンプル中の放射性 Cs 濃度と各元素との相関を調べた結果、図 3.1.7 に示すように付着物や焼却主灰、飛灰中の放射性 Cs 濃度は、Na 濃度+K 濃度（モル濃度）とある一定の相関があったことから、アルカリ金属として同様の挙動をするものと推測された。ただし、図 3.1.7 に示すように相関係数は高いわけで

はなかった (R=0.55)。これは各施設により放射性 Cs と Na+K 濃度の傾きが異なることを意味している。個別の施設での相関係数 (R) は 0.40~0.98 に分布しており、放射性 Cs 濃度の予測を行う一つの指標になりうると考えられた。

表 3.1.1 対象サンプルの採取場所および採取方法

(1) クリンカ、付着灰、付着物		
採取場所	ボイラ付き焼却炉	
	一次燃焼室	主燃焼部及び後燃焼部のクリンカあるいは付着灰(2箇所)
	二次燃焼室	一次燃焼室の主燃焼上部のクリンカあるいは付着灰(1箇所)
	ボイラ水管壁	①700~800°Cエリアの付着灰(1箇所)
		②500~600°Cエリアの付着灰(1箇所)
	管群部	入口から出口(エコノマイザ入口)までの管群の付着灰(採取可能な最大分割)
	排ガス処理	①エコノマイザの管群付着灰(1箇所)
		②減温塔の本体付着灰(1箇所)
		③集じん器のろ布付着灰及び本体付着灰(2箇所×集じん基数)、電気集じん器は本体付着灰
		④集じん器以降の煙道付着物(1箇所)
	ハーフボイラ付き焼却炉あるいは水噴射焼却炉	
	一次燃焼室	主燃焼部及び後燃焼部のクリンカあるいは付着灰(2箇所)
	二次燃焼室	一次燃焼室の主燃焼上部のクリンカあるいは付着灰(1箇所)
	水噴射部	水噴射エリア(排ガスの急冷エリア)のクリンカあるいは付着灰(1箇所)
空気予熱器	入口から出口(エコノマイザ入口)までの付着灰(採取可能な最大分割)	
排ガス処理	①減温塔の本体付着灰(1箇所)	
	②集じん器のろ布付着灰及び本体付着灰(2箇所×集じん器基数)、電気集じん器は本体付着灰	
	③集じん器以降の煙道付着物(1箇所)	
採取方法	クリンカ	可能であれば形状を保持、(クリンカの厚みがあるが形状を保持できない場合)燃焼室側から10mm毎に削り取り
	付着灰	1箇所ですべて最終可能量(集じん器のバイパス煙道がある場合は注意)
	付着物	直径60mm程度の円柱状の切抜き(燃焼室側から10mm毎に削り取る等)
(2) レンガ、耐火物、キャストブル		
採取場所	一次燃焼室	クリンカあるいは付着灰を採取した主燃焼部及び後燃焼部のレンガ、耐火物、キャストブル(2箇所)
	二次燃焼室	クリンカあるいは付着灰を採取した一次燃焼室の主燃焼上部の耐火物(1箇所)
採取方法	レンガ	1ブロック
	耐火物、キャストブル	直径60mm程度の円柱状の切抜き(燃焼室側から10mm毎に削り取る等)
(3) 集じん器のろ布		
集じん器毎に円筒底部から高さ300mm部分(製造メーカ及び材質等の仕様も含む)		
(4) 主灰、ボイラ灰、エコノマイザ灰、減温塔灰、集じん器灰		
定常運転時の主灰、ボイラ灰、エコノマイザ灰、減温塔灰、集じん器灰を採取測定、もしくは各自治体(施設)で測定したデータ		

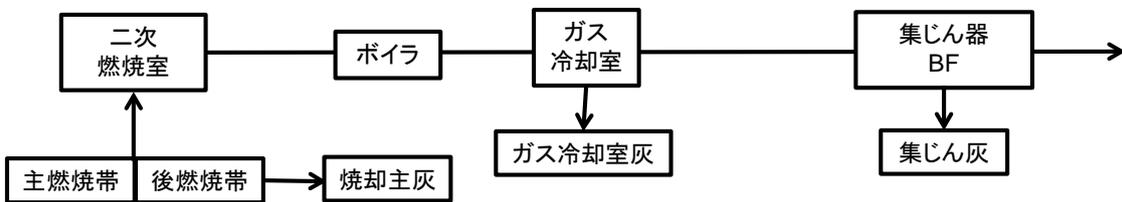
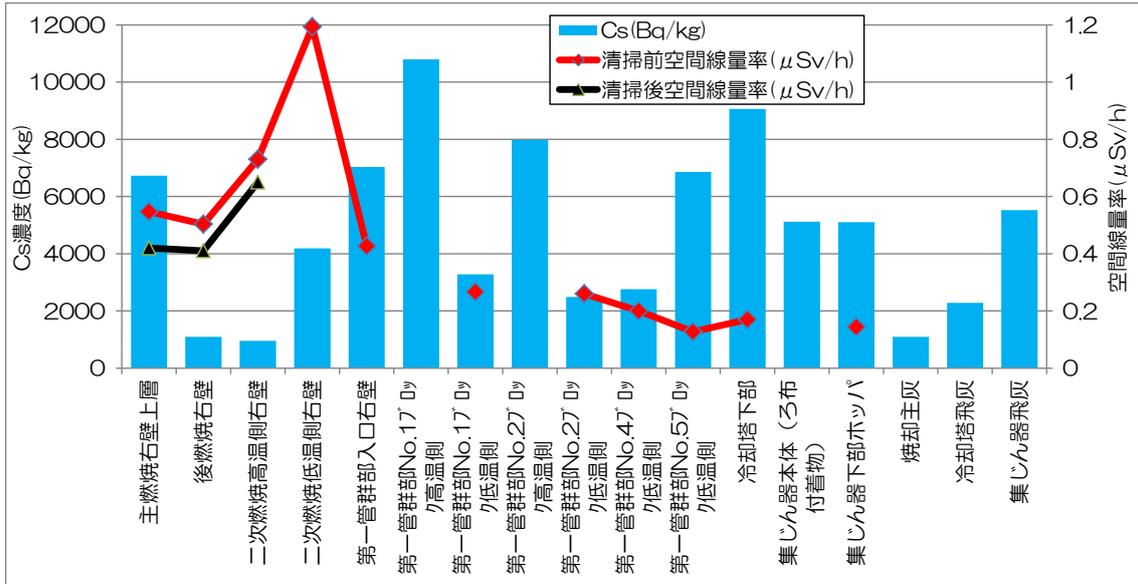


図 3.1.1 都市ごみ焼却施設（ボイラ付）の各サンプリング場所と放射性 Cs 濃度および空間線量率の関係

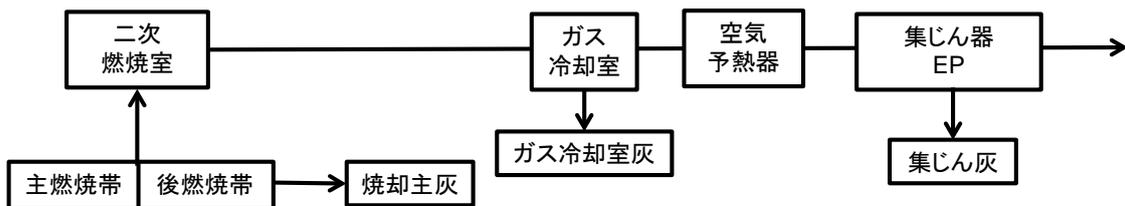
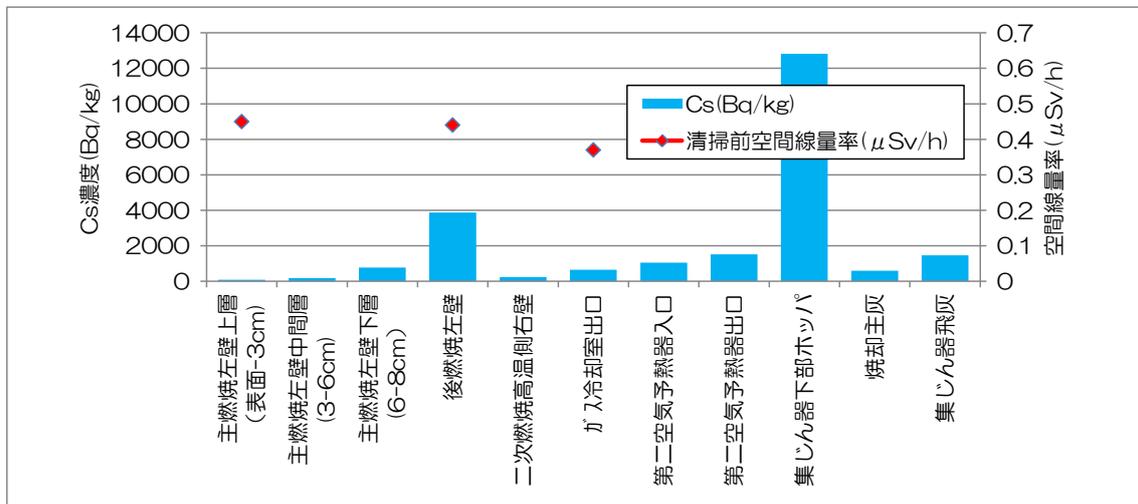


図 3.1.2 都市ごみ焼却施設（水噴射式ガス冷却タイプ）の各サンプリング場所と放射性 Cs 濃度および空間線量率の関係

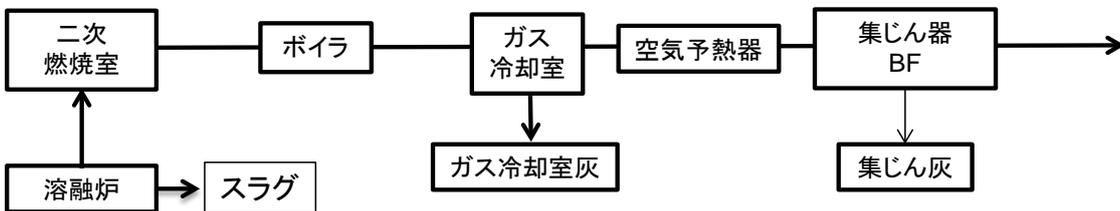
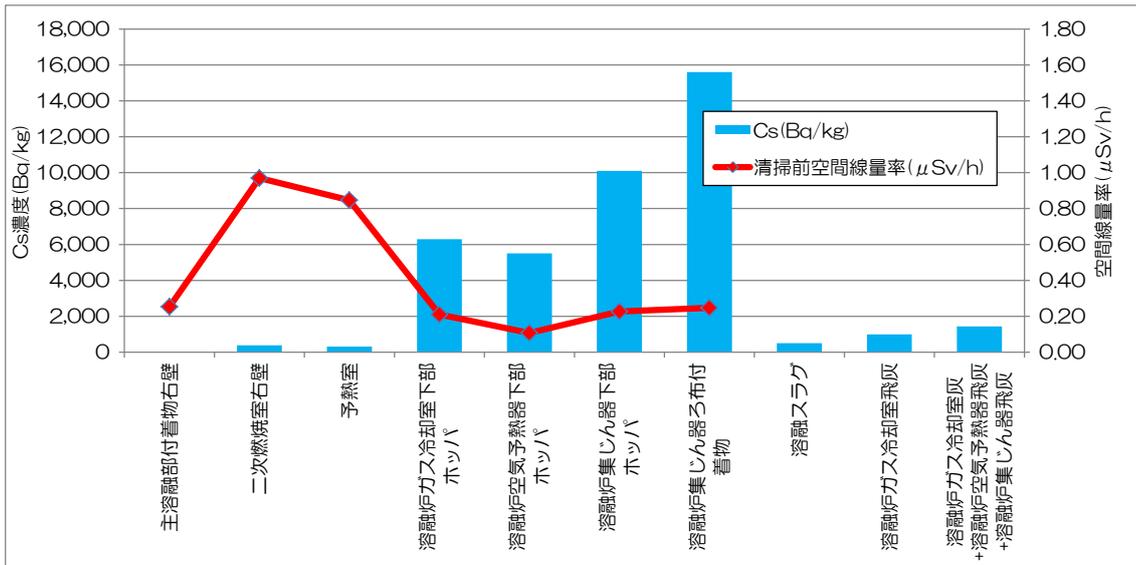


図 3.1.3 灰熔融施設の各サンプリング場所と放射性 Cs 濃度および空間線量率の関係

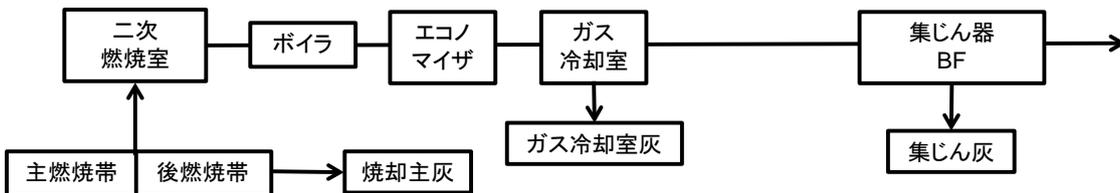
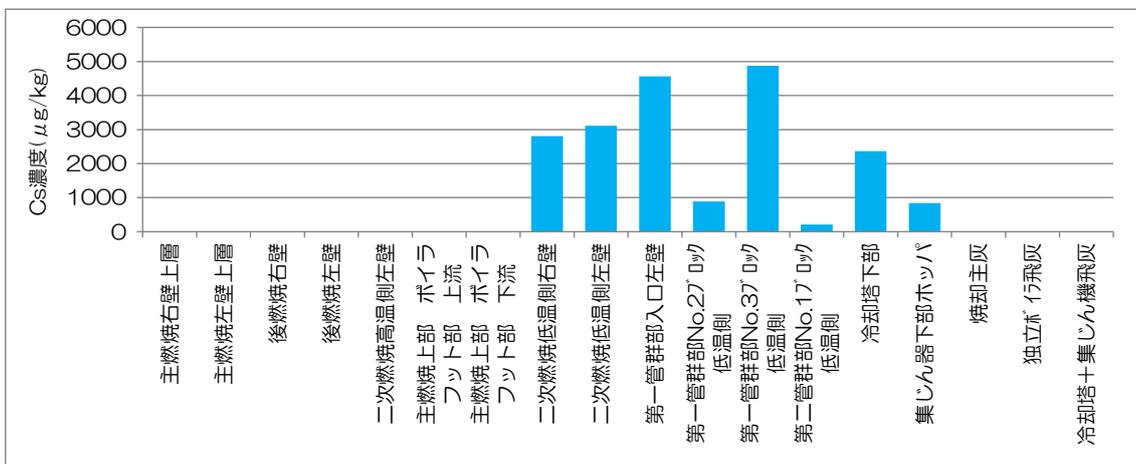


図 3.1.4 都市ごみ焼却施設（ボイラ付）の各サンプリング場所と安定 Cs 濃度の関係

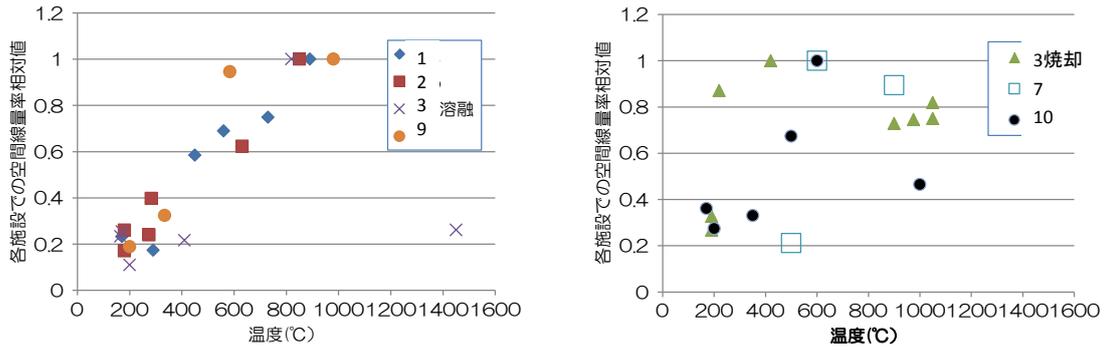


図 3.1.5 運転温度と各施設での空間線量率相対値の関係（凡例の番号は施設番号）

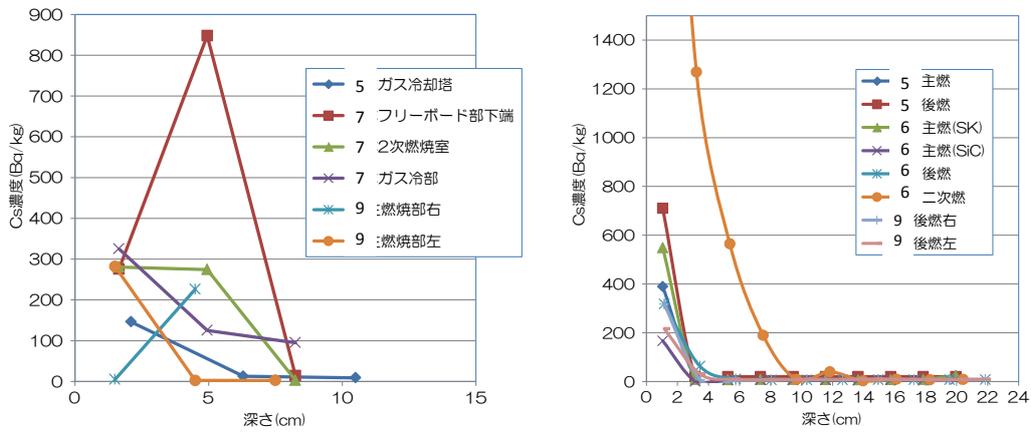


図 3.1.6 耐火物の深さ方向の放射性 Cs 濃度分布（左：キャストブル、右：耐火レンガ）

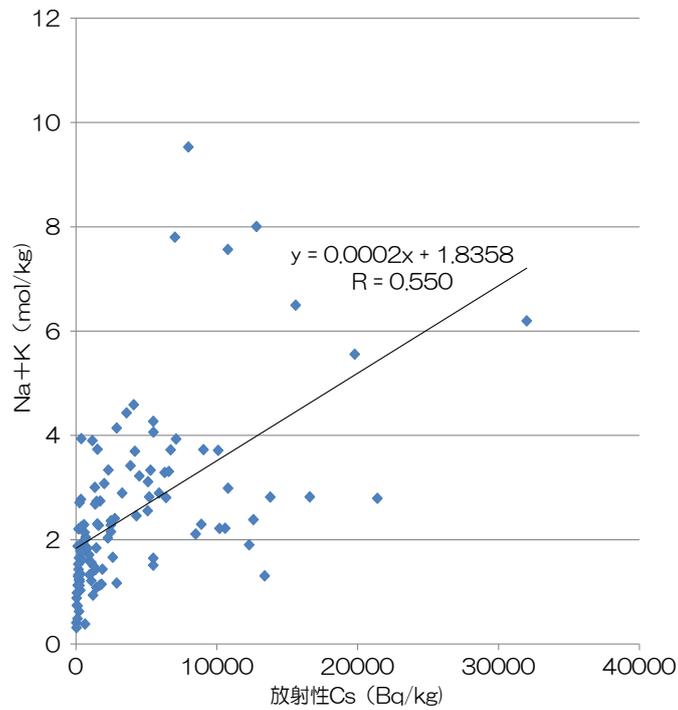


図 3.1.7 サンプル中の放射性 Cs 濃度と Na+K モル濃度との関係

### 3.1.2 既存施設における耐火物中の放射性 Cs 及び安定 Cs の実態調査

使用前及び使用後でも原発事故以前の耐火物においては、放射性 Cs は検出されなかったが、東北地方を中心に一部施設において放射性 Cs が検出された。耐火物中の濃度分布として顕著な傾向が認められた結果の一例を図 3.1.8 に示す。いずれの元素も表層から炉内側になるにつれ減衰傾向を示し、表層から 15cm の地点に置いても放射性 Cs が検出されており、耐火物全体に放射性 Cs が蓄積していることが確認された。また、仮設炉においても複数箇所から放射性 Cs が検出された。

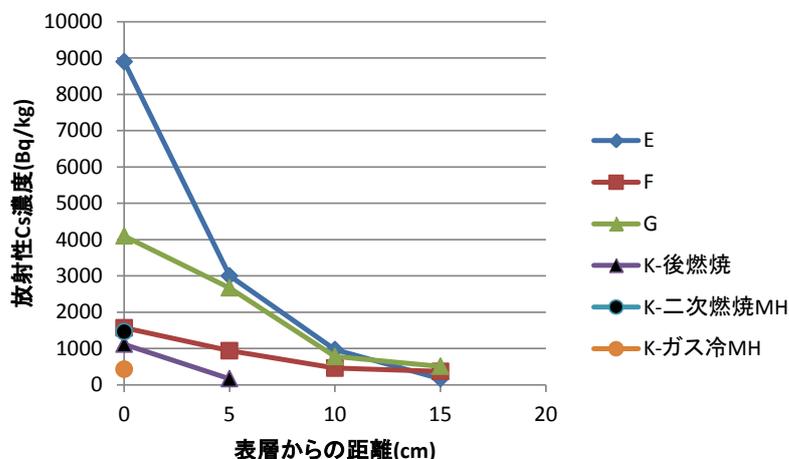


図 3.1.8 炉内耐火物への放射性 Cs の蓄積状況例

しかし、いずれの箇所も最大で 5cm の深さまでの蓄積であった。災害廃棄物を処理している仮設焼却炉では処理物中の放射性セシウム濃度はそれほど高くないことが予想されるため、耐火物が暴露される排ガス中の放射性セシウム濃度も高くないと考えられ、結果として耐火物表層のみの蓄積・浸透になったと考えられる。

災害廃棄物の仮設焼却炉では様々な廃棄物を処理しているため、放射性セシウム以外に重金属類などの蓄積にも留意する必要がある。また、焼却炉の解体時に事前測定を行うダイオキシン類に関しても、耐火物への蓄積等のデータ収集は充分に行われていない。これらを踏まえ、仮設焼却炉の耐火物、付着物を対象に、ダイオキシン類および重金属類の蓄積状況の把握を行った。

耐火物中のダイオキシン類は施設 I、K（仮設炉）の一部で微量ながら検出され、施設 I-キルン入口表層で 0.051ng-TEQ/g、施設 K-ガス冷 MH 表層で 0.01ng-TEQ/g であった。耐火物が設置されている箇所の雰囲気温度はダイオキシン類の生成温度（de novo 合成による生成は 300℃付近が顕著に進行）よりも高温であるため、耐火物中には生成、蓄積し難かったと考えられる。しかし、稼働歴が短い災害廃棄物の仮設焼却炉耐火物から検出されたことから、使用履歴の長い都市ごみ焼却施設耐火物ではより生成、蓄積している可能性もあるため、放射性セシウムと合わせて追跡調査が必要と考えられる。重金属類に関して、施設 I の耐火物表層では、Pb が 170～2300mg/kg、Zn が 200～17000mg/kg、Cd が 1.5～14mg/kg など蓄積が確認された。施設 K の耐火物でも、Pb が 40～650mg/kg、Zn が 40～900mg/kg、Cd が 0.5～6.5mg/kg など蓄積が確認された。処理対象物などにより、濃度差は見られるものの、いずれの耐火物からも重金属類が検出されたことから、廃耐火物の処理時には重金属類の溶出等にも留意する必要がある。

施設 K では付着物も採取したため、耐火物と合わせてダイオキシン類、重金属類の蓄積を調査した。その結果、付着物ではダイオキシン類が 0.005～2ng/TEQ-g、重金属類では Pb が 200～2300mg/kg、Zn が 2000～7000mg/kg、Cd が 4～30mg/kg などが検出された。耐火物の付着物に関しては、解体撤去時に高圧洗浄等で除去されることから、耐火物と同様に重金属類などの溶出等に留意する必要がある。

施設 E の耐火物補修工事前後のボイラー部内における空間線量率変化例を図 3.1.9 に示す。空間線量率測定はボイラー部直近(1cm)で行った。

1月11日はボイラー部内の付着物採取前後で測定を行っているが、採取後に線量率が下がっているところもあれば上がっているところもある。付着物採取によって耐火物がむき出しとなり、その影響で線量率が高くなったと考えられ、付着物からの線量率の寄与が小さいことが示唆される。線量率が最大で 20  $\mu$ Sv/h を示していることから、耐火物内への放射性セシウムの蓄積量は相当量であることが推測される。2月15日は耐火物補修工事後であるが、いずれの箇所も大幅に線量率が低下しており、概ね 1  $\mu$ Sv/h であった。今回の耐火物補修は表層から 5cm 程度を研るという工事であったが、それだけで大幅な線量率低下が認められたため、耐火物内への放射性セシウムの蓄積量は表層から 5cm が大半を占めていると考えられる。実態調査からも、表層から 5cm で蓄積濃度が大幅に低下していることが確認されていることから、解体時の被曝防止対策として表層から 5cm の研りは有用であると考えられる。一方、補修工事後の耐火物は特に表層から 5cm までの取扱いに留意する必要がある。

蓄積要因調査の結果を以下に示す。なお、調査前耐火物には放射性セシウムが含まれていないことを確認している。図 3.1.10 に地点-3 の耐火物 D における曝露時間と放射性セシウム濃度の関係を示す。

これより、いずれの曝露時間においても耐火物から放射性セシウムが検出されており、汚染廃棄物の処理により耐火物内への放射性セシウムの蓄積が確認された。また、203 時間の曝露では表層から深層まで概ね 1000Bq/kg 程度の蓄積であるが、922 時間の曝露になると表層が 2000Bq/kg 程度、3697 時間の曝露では表層が 6000Bq/kg 程度と、曝露時間が長くなるにつれ、徐々に濃度差が見られるようになり、耐火物への放射性セシウムの蓄積・浸透には曝露時間が重要な要因と考えられる。

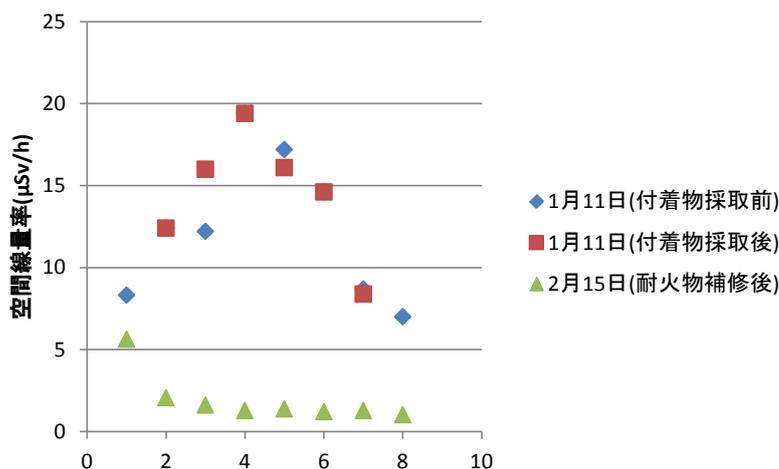


図 3.1.9 地点-3 の耐火物 D における曝露時間と放射線量率

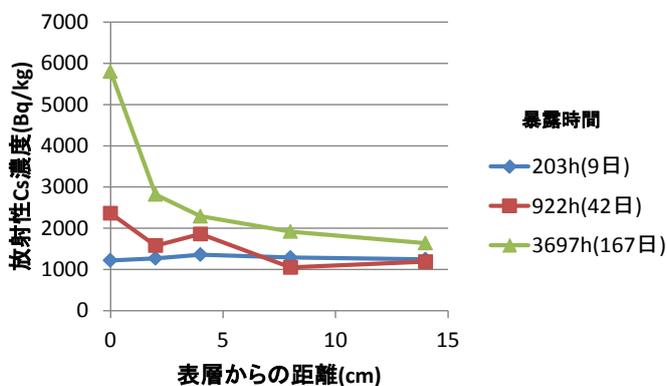


図 3.1.10 耐火物補修工事前後のボイラー部内における空間線量率変化例

しかし、図 3.1.11 に示すように暴露時間と表層の放射性セシウム濃度は比例関係にあることから、今回の調査期間では表層濃度は平衡に達しているようには見受けられない。耐火物への放射性セシウムの蓄積挙動に関して、ある段階で平衡に達するのか、平衡に達する場合のレベルはどの程度か、もしくは暴露時間に比例して徐々に蓄積を続けるのか等の把握が今後の課題となる。

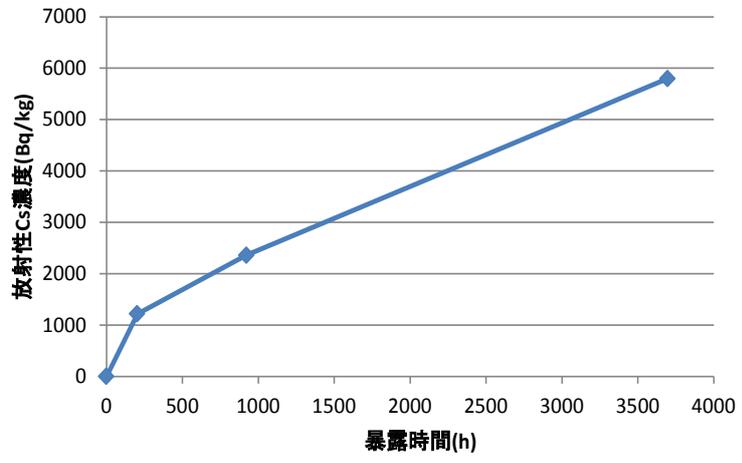


図 3.1.11 暴露時間と耐火物表層の放射性セシウム濃度の関係

図 3.1.12 に暴露時間 922 時間における耐火物 C の雰囲気温度別放射性セシウム浸透状況を示す。

これより、雰囲気温度が最も低い地点-3(雰囲気温度：550～650℃)が最も放射性セシウム濃度が高く、雰囲気温度が高くなるにつれ放射性セシウム濃度の低下が確認された。飛灰中に含まれる放射性物質が CsCl であるとする、高温では多くが揮発して排ガスへ移行しており、温度が低くなるにつれ凝縮すると考えられる。そのため、雰囲気温度が低い箇所の方が固体中に含まれる放射性セシウム濃度が高くなると予想され、結果として雰囲気温度が低い箇所の耐火物への蓄積も高くなったと考えられる。焼却施設では処理フロー内の様々な箇所に耐火物が設置されており、それぞれで雰囲気温度が異なるため、施設内に放射性セシウムのホットスポットが生じる可能性がある。補修工事等の際の作業員の被曝防止のためにも、雰囲気温度による耐火物の蓄積挙動の変化は必要不可欠な知見であり、その種のデータの蓄積と解析が今後必要である。

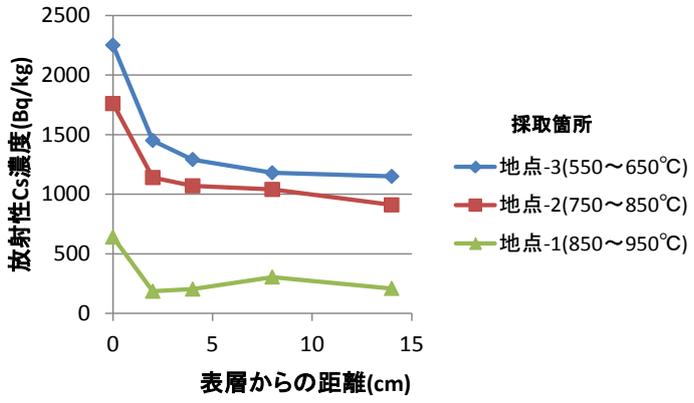


図 3.1.12 暴露時間 922 時間における耐火物 C の雰囲気温度別放射性セシウム浸透状況

### 3.1.3 耐火物中 Cs 等の挙動評価

#### (1) 耐火物からの放射性 Cs の溶出

耐火物中放射性 Cs 濃度と放射性 Cs 溶出率の関係を調査すると、放射性 Cs 溶出率という観点では耐火

物に含まれる放射性 Cs 濃度は影響を与えないとともに、溶出率にはかなりバラつきが見られ、試料性状により難溶性 Cs の生成割合が異なると考えられる。

難溶性 Cs はアルミノシリケートなどのシリケート態と言われており<sup>12)</sup>、生成には Si の割合が重要と考えられる。そこで、耐火物中 Si 含有量と放射性 Cs 溶出率の関係を図 10 に示す。これより、耐火物の Si 含有量により放射性 Cs 溶出率が異なることが分かる。Si 含有量が 20%程度になると、放射性 Cs の溶出性はほとんどないのに対し、Si 含有量が

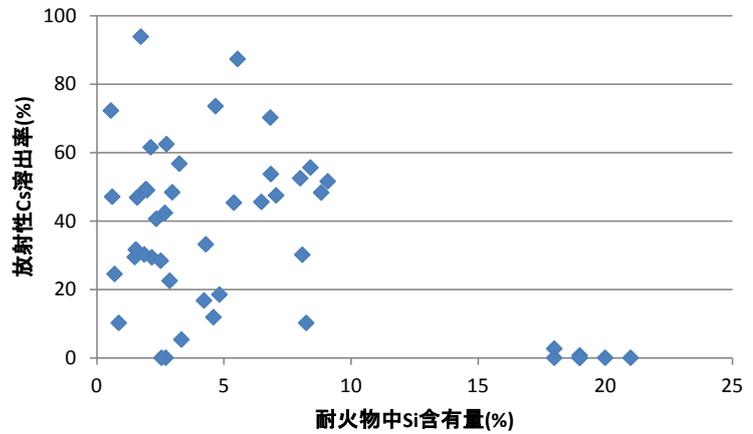


図 3.1.13 耐火物中 Si 含有量と放射性 Cs 溶出率の関係

10%以下では放射性 Cs 溶出率にバラつきが見られる。Si 含有量 10%以下で溶出率にバラつきが見られるのは、その他の性状(気孔率、使用温度など)の複合要因によるものと考えられるが、いずれにせよ Si の影響は確実であることが分かる。

また、耐火物への放射性 Cs 蓄積実態調査時に採取耐火物を層毎に切断していることから、層毎の溶出性を確認した。その結果の一例を図 3.1.14 に示す。

これより、放射性 Cs 溶出性が表層ではほとんどないのに対し、耐火物の奥になるにつれ増加していることが分かる。この耐火物の温度は、表層で 800℃、中層で 600℃、深層で 400℃と奥になるにつれ温度が低下していることを確認している。耐火物に暴露される排ガス中の Cs 形態が CsCl と仮定するならば、表層の 800℃では CsCl は液体として存在し、揮発性が高いと考えられ、表層での存

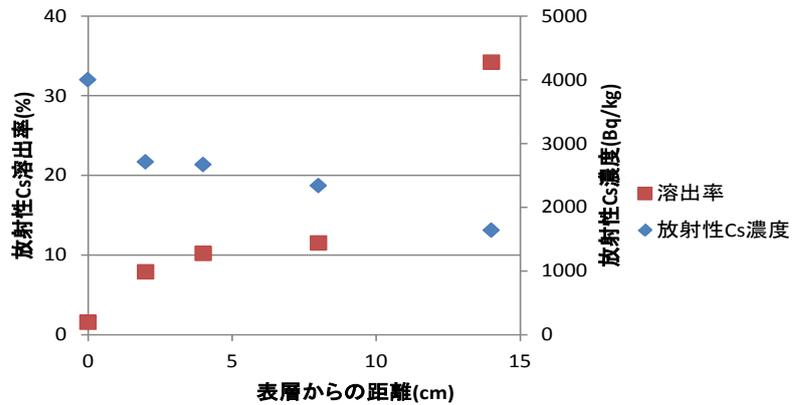


図 3.1.14 耐火物の層毎の放射性 Cs 溶出性変化一例

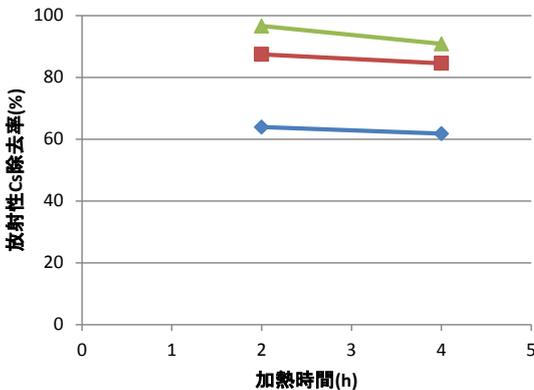


図 3.1.15 焼却炉耐火物の除去試験結果

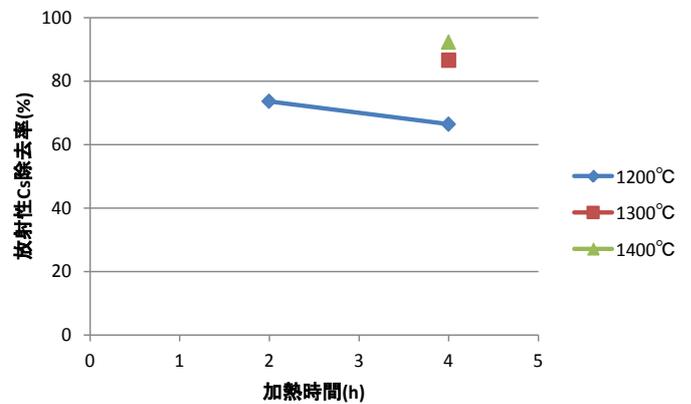


図 3.1.16 熔融炉耐火物の除去試験結果

在量は少ないと考えられる。揮発性の高い CsCl は耐火物深層に移動することが考えられ、温度低下に伴い、固体化するため、炉内表面から奥になるにつれ CsCl の固体量は増加すると考えられる。その結果、耐火物の深層では溶出性が高くなったと考えられる。また、表層の溶出性の低さは、Cs 形態が難溶性のアルミノシリケート態などであると考えられる。アルミノシリケートの合成では比較的高温が必要なこと<sup>13)</sup>から今回の挙動のように、表面において優位な生成がみられたものと予想される。この生成メカニズムを今後明らかにしていく必要がある。

いずれにせよ、耐火物の層毎に溶出性が異なることから、生成している化合物形態が層毎に異なっていると考えられる。溶出性等が異なると処理時の扱いも変化することから、データの蓄積により、層毎の Cs 化合物分布を明確にする必要がある。

## (2) 炉耐火物の放射性 Cs の除去

次に除去能であるが、図 3.1.15 に焼却炉耐火物の除去試験結果、図 3.1.16 に熔融炉耐火物の除去試験結果を示す。

これより、焼却炉耐火物、熔融炉耐火物ともに加熱温度が高くなるにつれ、放射性 Cs 除去率が増加していることが分かる。また、加熱時間は 2 時間と 4 時間で除去率にそれほど変化はなく、2 時間の加熱で充分であると考えられる。焼却炉耐火物は 1200℃での加熱で最大 95%の除去率、熔融炉耐火物は 1400℃での加熱で最大 90%の除去率を得ており、炉内の空焼きにより、耐火物から放射性 Cs を除去できる可能性が示唆された。1200℃での加熱時では、焼却炉耐火物は最大 95%の除去率を得ているのに対し、熔融炉耐火物では 75%程度の除去率となっている。同じ加熱温度でも除去率が異なるのは、熔融炉は概ね 1200℃以上で操業されていることから、その温度以下で揮発する Cs 化合物は操業中に揮発し、耐火物内にそれほど残っていない可能性が考えられる。さらに耐火物の材質も焼却炉と熔融炉で異なるため、操業温度と複合して、耐火物内に固着している Cs 化合物の形態が異なっていると考えられる。除去能と溶出性はある程度関係性があると考えられるため、除去試験後の溶出性等の追加調査を行い、除去メカニズムを解明する必要がある。

今回の試験では絶対量での評価であり、濃度低減については、それほど達成されていなかった。一例を下に示すが、除去率としては 90%であっても、濃度は半減したのみとなった。耐火物廃材の処理を考える上では、濃度低減も成される必要も考えられるため、減容化率を抑えるために低温での長時間加熱などの除去方法を検討する必要がある。

### ・ 除去試験の一例

試験前耐火物濃度：40000Bq/kg×加熱前質量：200g=8000Bq

試験後耐火物濃度：20000Bq/kg×加熱後質量：40g=800Bq

放射性 Cs 除去率： $(8000-800)/8000 \times 100=90\%$

しかし、解体やメンテナンス時の労働者被ばくの防止という観点では、放射性 Cs の絶対量の低減は可能であるため、炉内の空焼きは効果的である可能性がある。ただ、熔融炉耐火物のように表面に融着層が生成している耐火物に関しては、放射性 Cs の通り道となる気孔が閉塞している可能性があり、その際の除去は困難になる可能性がある。融着層有無や気孔率と除去能との関係性は今後評価する必要がある。

### 3.2 埋立処分施設における放射性 Cs 挙動解明と長期的管理手法

#### 3.2.1 埋立処分施設の掘削コアからみた安定セシウムの挙動

##### (1) 既存処分場のボーリングコア構成物の特徴

研究対象とした 7 つの最終処分場から 1 本のボーリングコアを選び、それらの概要について表 3.2.1 にまとめた。以下に、各処分場における埋立物の特徴を記す。

K 処分場で掘削された 5 地点のコアは、いずれもセメント固化灰・スラグ・粘性土の互層から構成されていたが、そのなかでセメント固化灰が優勢であった。また一部には、キレート処理灰が挟在していた。P 処分場における 4 地点のコアは、いずれも不燃残渣混じり焼却灰が優勢であり、一部にビニール片、プラスチック片、金属くず等が含有した。H 処分場で掘削された 3 地点のコアは、焼却灰と不燃残渣・碎屑物との互層から構成されていることが特徴的である。

表 3.2.1 各処分場におけるおもな分析試料と埋立物概要

K処分場			P処分場		
試料NO.	深度(m)	構成物	試料NO.	深度(m)	構成物
K-1	0-0.10	セメント固化灰	P-1	0-0.10	土
2	0.10-1.00	セメント固化灰	2	0.10-1.00	不燃残渣混じり焼却灰
3	1.00-1.42	スラグ	3	1.00-1.10	土
4	1.42-1.50	セメント固化灰	4	1.10-1.20	不燃残渣混じり焼却灰
5	1.50-1.90	スラグ	5	1.20-1.70	不燃残渣混じり焼却灰
6	1.90-2.00	スラグ	6	1.70-1.80	不燃残渣混じり焼却灰
7	2.00-2.20	セメント固化灰	7	1.80-2.00	不燃残渣混じり焼却灰
8	2.20-2.35	スラグ	8	2.00-2.50	不燃残渣混じり焼却灰
9	2.35-3.00	セメント固化灰	9	2.50-2.70	土、焼却灰
10	3.00-3.05	土	10	2.70-3.00	不燃残渣混じり焼却灰
11	3.05-3.45	粘性土	11	3.00-3.80	不燃残渣混じり焼却灰
12	3.45-3.50	スラグ	12	3.80-4.00	不燃残渣混じり焼却灰
13	3.50-3.68	粘性土	13	4.00-5.00	不燃残渣混じり焼却灰
14	3.68-3.70	土(赤色)	14	5.00-5.90	不燃残渣混じり焼却灰
15	3.70-4.00	セメント固化灰	15	5.90-6.00	焼却灰
16	4.00-4.15	セメント固化灰	16	6.00-7.00	不燃残渣混じり焼却灰
17	4.15-4.20	セメント固化灰			
18	4.20-4.30	スラグ			
19	4.30-4.35	セメント固化灰			
20	4.35-4.60	スラグ			
21	4.60-5.00	セメント固化灰			
22	5.00-5.10	セメント固化灰			
23	5.10-5.25	スラグ			
24	5.25-6.00	セメント固化灰			

H処分場			T処分場		
試料NO.	深度(m)	構成物	試料NO.	深度(m)	構成物
H-1	0-0.80	覆土	T-1	0-0.80	覆土
H-2	0.80-1.35	焼却灰、不燃残渣	T-2	0.80-2.00	焼却灰
H-3	1.35-2.50	不燃残渣、木くず、金属くず、ビニール片	T-3	2.00-2.30	覆土(焼却灰が混じる)
H-4	2.50-3.50	不燃残渣、木くず、金属くず、ビニール片	T-4	2.30-3.00	焼却灰(鉄くずを含む)
H-5	3.50-4.50	不燃残渣、木くず、金属くず、ビニール片、プラスチック片	T-5	3.00-3.30	焼却灰
H-6	4.50-5.00	不燃残渣	T-6	3.30-3.50	覆土(焼却灰が混じる)
H-7	5.00-5.50	覆土	T-7	3.50-4.00	焼却灰
H-8	5.50-6.20	焼却灰、不燃残渣			
H-9	6.20-7.80	焼却灰、不燃残渣、金属くず			
H-10	7.80-10.00	不燃残渣、木くず、金属くず			

Y処分場			M処分場		
試料NO.	深度(m)	構成物	試料NO.	深度(m)	構成物
Y-1	0-1.39	熔融スラグ	M-1	0-0.05	焼却灰
Y-2	1.39-2.00	不燃残渣(コンクリート片、焼却灰を含む)	M-2	0.05-0.30	焼却灰
Y-3	2.00-2.13	熔融スラグ	M-3	0.30-0.45	焼却灰
Y-4	2.13-3.00	不燃残渣(コンクリート片、焼却灰を含む)	M-4	0.45-0.60	焼却灰
Y-5	3.00-3.22	熔融スラグ	M-5	0.60-0.80	焼却灰
Y-6	3.22-3.63	不燃残渣(コンクリート片、焼却灰を含む)	M-6	0.80-1.00	焼却灰
Y-7	3.63-4.00	焼却灰、熔融スラグ	M-7	1.00-1.35	焼却灰
Y-8	4.00-4.20	焼却灰(不燃残渣、礫を含む)	M-8	1.35-1.45	焼却灰
			M-9	1.45-1.55	焼却灰
			M-10	1.55-1.65	焼却灰
			M-11	1.65-1.80	焼却灰
			M-12	1.80-1.95	焼却灰
			M-13	1.95-2.40	焼却灰(砂状)
			M-14	2.40-2.75	焼却灰(砂状)
			M-15	2.75-3.00	石膏ボード

B処分場		
試料NO.	深度(m)	構成物
B-1	0.70-0.90	土、砂礫
B-2	1.20-1.40	砂礫、ガラス片
B-3	1.40-1.60	焼却灰(土、紙片、ビニール片を含む)
B-4	1.60-2.00	砂礫、レンガ片
B-5	2.00-2.10	焼却灰
B-6	2.30-2.40	土、陶磁器片、金属片
B-7	2.60-2.70	砂礫、ガラス片、
B-8	3.10-3.20	焼却灰(砂礫、陶磁器片を含む)
B-9	3.40-3.50	焼却灰(木片、ビニール片、金属片を含む)
B-10	4.10-4.20	焼却灰(礫、プラスチック片を含む)
B-11	4.50-4.60	砂礫
B-12	5.10-5.20	砂礫、ガラス片、貝殻片
B-13	5.60-5.70	粘性土
B-14	5.90-6.00	粘性土
B-15	6.30-6.40	焼却灰(金属片、小礫を含む、含水多し)
B-16	6.70-6.80	砂礫(含水多し)

\*上記の表は試料を採取した区間のみの記載である。

T 処分場のコアは、主に焼却灰から構成される。Y 処分場の掘削地点は以前に埋立層の安定化実験に用いたテストセルであり、掘削コアは熔融スラグと不燃残渣の互層から構成される。M 処分場は海面埋立の処分場であり、掘削コアは焼却灰が大部分を占めるが、場所により汚泥が含まれている。B 処分場も海面埋立の処分場であり、掘削コアはおもに土、砂礫、焼却灰から構成されている。

## (2) 埋立層に含まれる安定セシウムおよびカリウムの濃度とその特徴

K 処分場およびP 処分場における採取コアを内容物の変化に基づいて分割し、それぞれを分析試料とした。それらの試料について、安定セシウムおよびカリウムの濃度を測定した。

K 処分場における各種埋立物中のそれらの濃度を図 3.2.1 に示した。安定セシウムは土および粘土質混り土に相対的に多く含まれており、2~7mg/kg を示した。2mg/kg 以上の安定セシウムを含むセメント固化灰も存在するが、スラグや固化灰に含まれるセシウムは相対的には低い値を示した。カリウム濃度は、土および粘土質混り土で 10000~20000mg/kg、セメント固化灰で数 1000~20000mg/kg、スラグで 4000~10000mg/kg を示した。安定セシウムとカリウムの含有傾向は、土、粘土質混り土およびセメント固化灰

それぞれで類似する。一方、スラグにおいては、固化灰や土の試料と比較して、カリウムの含有比率が相対的に高くなっている。

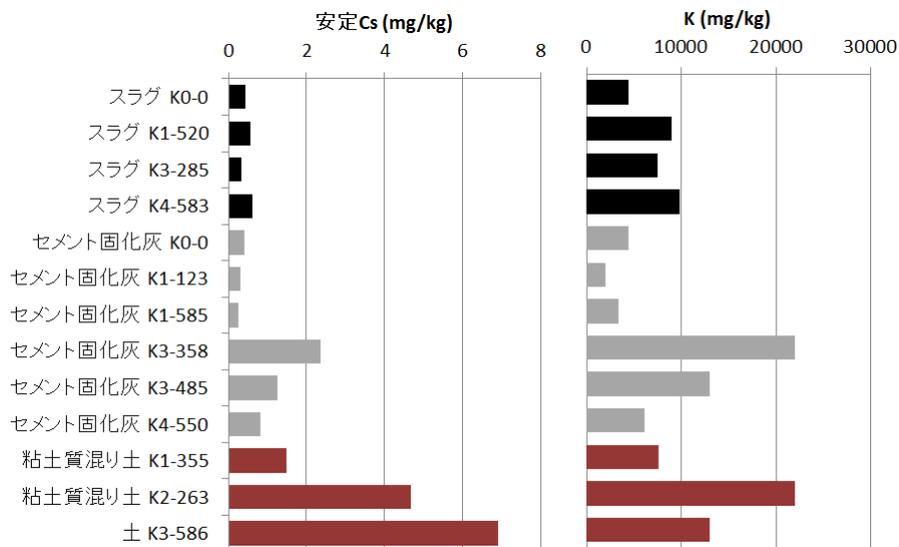


図 3.2.1 K 処分場の各種試料における安定セシウムとカリウムの濃度。K0 は地表面、K1~4 はボーリング地点、- (数字) は深度 (cm) を示す。

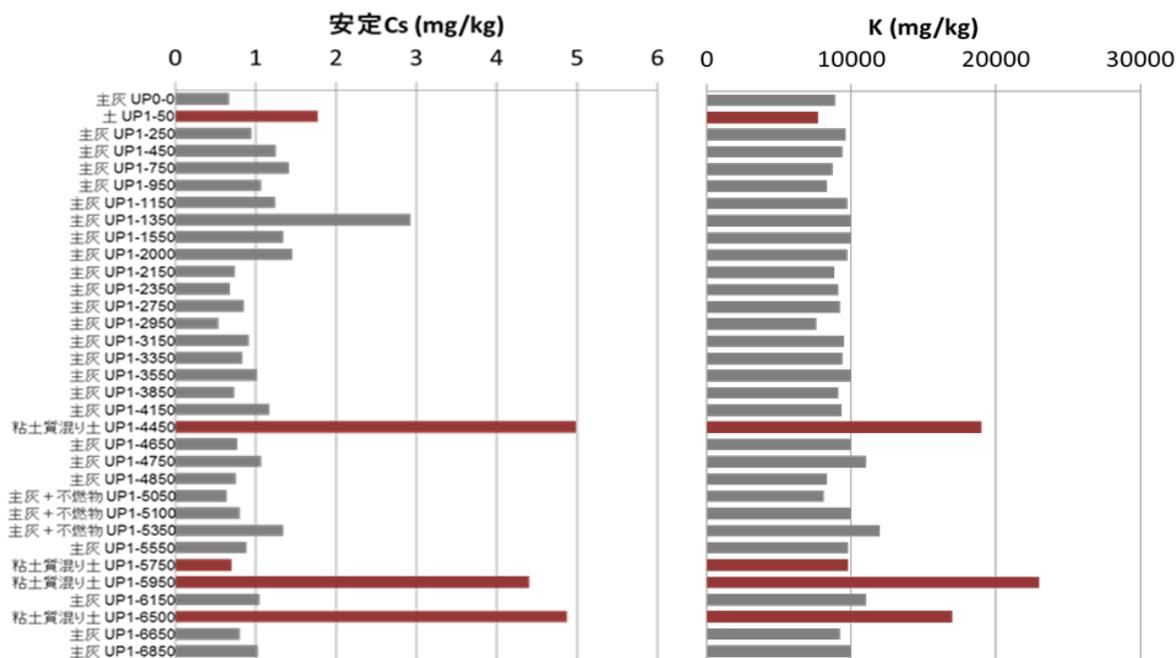


図 3.2.2 P 処分場のボーリングコアに含まれる安定セシウムとカリウムの深度別濃度。UP0 は地表面、UP1 はボーリング地点、- (数字) は深度 (mm) を示す。

P 処分場の P1 ボーリングコアに含まれる安定セシウムとカリウムの深度別濃度を図 3.2.2 に示した。K 処分場と同様に、粘土質混り土 (UP1-4450、5950、6500) で、安定セシウム濃度が約 5mg/kg と高い。ま

た表層部 50 cm の土 (UP1-50) のセシウム濃度は約 1.8 mg/kg であることから、主灰等から溶出したセシウムが粘土質混り土に捕捉されたことが示唆される。この傾向は K 処分場のボーリングコアでも認められる (図 3.2.3)。また、カリウムの含有傾向もセシウムと類似した傾向を示す。

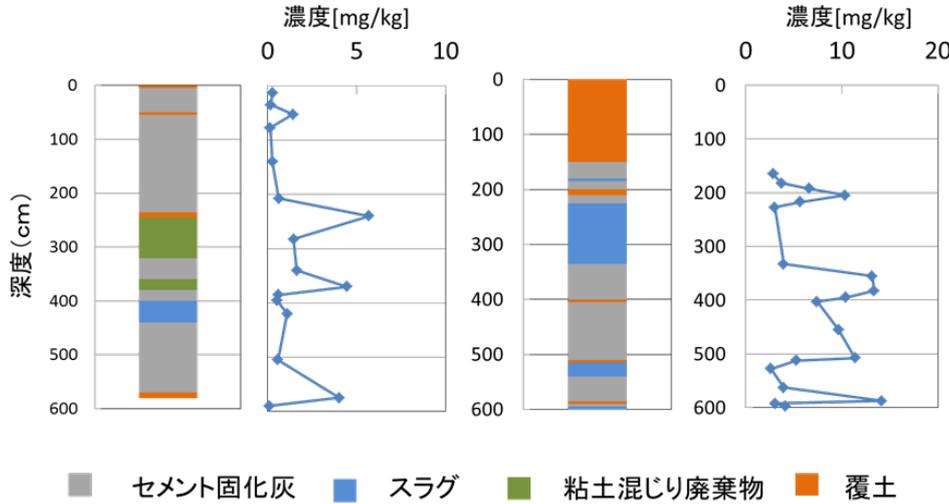


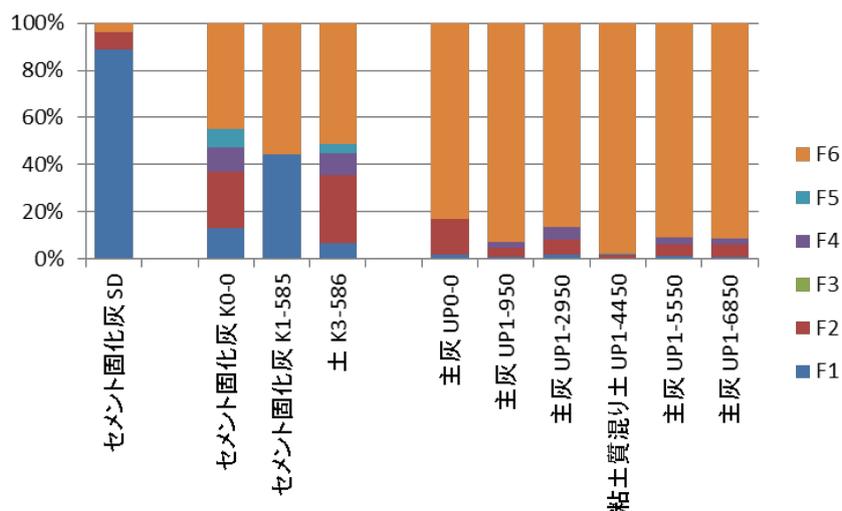
図 3.2.3 K 処分場のボーリングコア柱状図と安定セシウムの濃度トレンド

(3) 逐次抽出法による安定セシウムとカリウムの埋立層内の存在形態

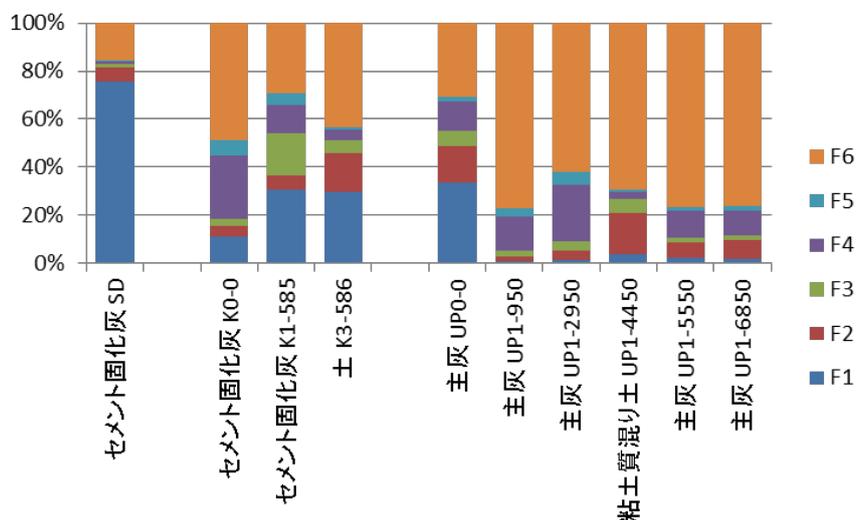
逐次抽出法を用いて解明した埋立層内の安定セシウムの抽出割合を図 3.2.4(a) に、カリウムの抽出割合を図 3.2.4(b) に示した。これらの図には、他施設で採取した処分前のセメント固化灰の抽出割合も加えた。

処分前のセメント固化灰中の安定セシウムは 80% 以上が水溶性であるが、K 処分場の試料 (K0-0、K1-585) ではほぼ 50% が残留物態を呈している。また土 (K3-586) に含まれる安定セシウムもまたその 50% は残留物態である。一方、P 処分場における主灰と粘土質混り土中の安定セシウムは 80% 以上が残留物態を呈する。

処分前のセメント固化灰中のカリウムもほぼ 80% は水溶性であるが、K 処分場の固化灰試料 (K0-0、K1-585) では 30~50% が残留物態を呈するほか、様々な画分が含まれている。また土 (K3-586) に含まれるカリウムも固化灰中のセシウムと類似の傾向を示す。一方、P 処分場において、地表試料 (UP0-0) では、カリウムは水溶性と残留物態とその他の 3 画分に分かれる。そして深度が増すにつれて残留物態が増加する傾向がみえる。



安定セシウム(a)



カリウム(b)

図 3.2.4 逐次抽出法による安定セシウム(a)とカリウム(b)の各試料中の存在形態。

F1:水溶性、F2:イオン交換態、F3:炭酸塩態、F4:酸化物態、F5:有機物態、F6:残留物態、である。K0は地表面、K1~4はボーリング地点、-(数字)は深度(cm)、UP0-0は埋立層地表面、UP1はボーリング地点、-(数字)は深度(mm)を示す。

### 3.2.2 埋立層内における重金属類の存在形態

一例として、P処分場のボーリングコアにおけるおもな重金属濃度の深度別トレンドを図 3.2.5 に、相対的に高濃度を示すゾーンに含まれるおもな重金属の存在形態を図 3.2.6 に示した。本コアを構成する内容物は、おもに不燃物混りの焼却灰であるが、各重金属濃度は深度に伴って変化している。また、深度に伴う存在形態の変化の有無は金属によって異なる。埋立層内におけるメタル類の挙動と存在形態の詳細については現在検討中である。

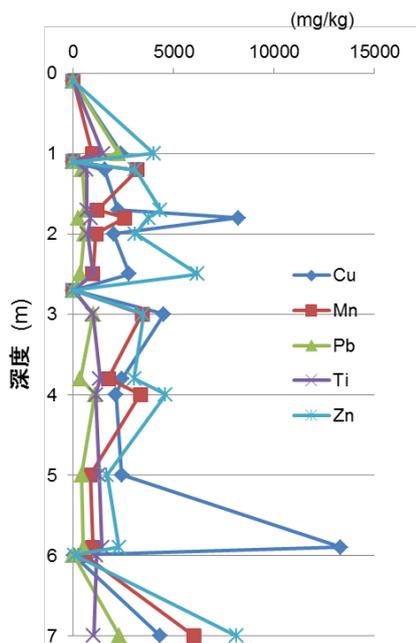


図 3.2.5 おもな重金属の深度別濃度トレンド (P 処分場)

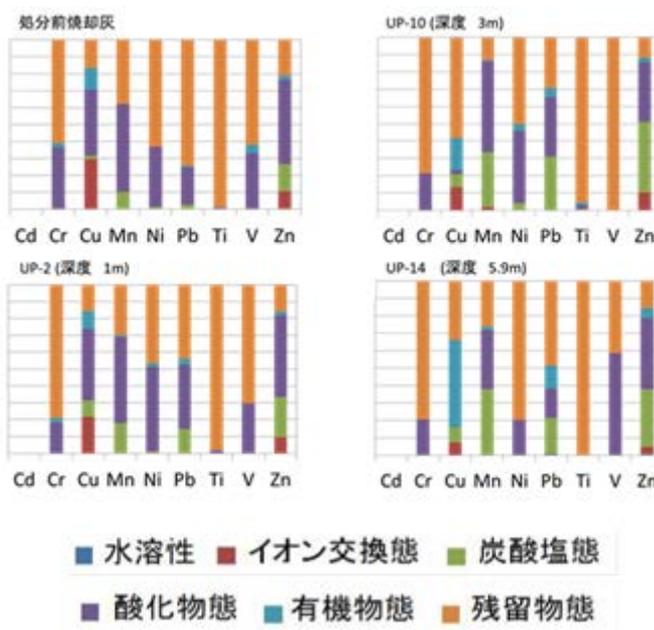


図 3.2.6 おもな重金属における深度別存在形態の変化

### 3.2.3 電気探査による浸透水の挙動把握

K、P、Hの各処分場で3次元比抵抗プロファイルが得られた。さらにK処分場では、降雨前後に同一測線で測定したプロファイルを検討することにより、埋立層内の浸透水挙動を可視化することができた。

#### (1) 電気探査による埋立層内の構造把握

図 3.2.7 は、P 処分場における 3 次元比抵抗プロファイルである。表層より深さ約 3m までは  $50 \Omega m$  以上の比抵抗を示しており、その下位に  $10 \sim 20 \Omega m$  を示すゾーンが存在する。現在の埋立地盤形態および埋立層下部のガス抜き管（浸出水集排水管をかねる）の配置、さらに本処分場の埋立物を考慮すると、このプロファイルに示される比抵抗の分布は層内含水率と密接な関係を有するものと推測される。

図 3.2.8 は、H 処分場における 3 次元比抵抗プロファイルである。40m×40m の区域に 4 本の測線（長さ 40m）を配置したことにより、埋立層内部状況が詳細に可視化できるようになった。埋立層内に数  $\Omega m$  を示すゾーンが不規則に分布しており、このゾーンは高含水率と推測される。この測定区域には、ストレーナ深度の異なる観測井が 3 ケ所計 7 本設置されており、宙水が存在することが確認されている。この宙水ゾーンが前述の低比抵抗ゾーンと密接に関係するものと思われる。

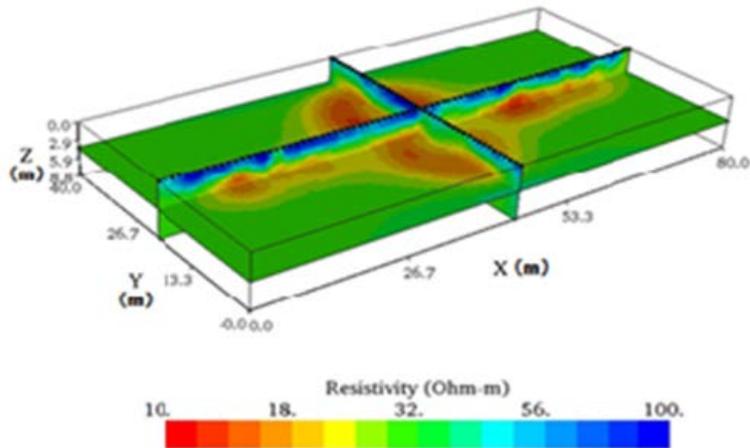


図 3.2.7 P 処分場における比抵抗プロファイル。・は電極位置を示す。

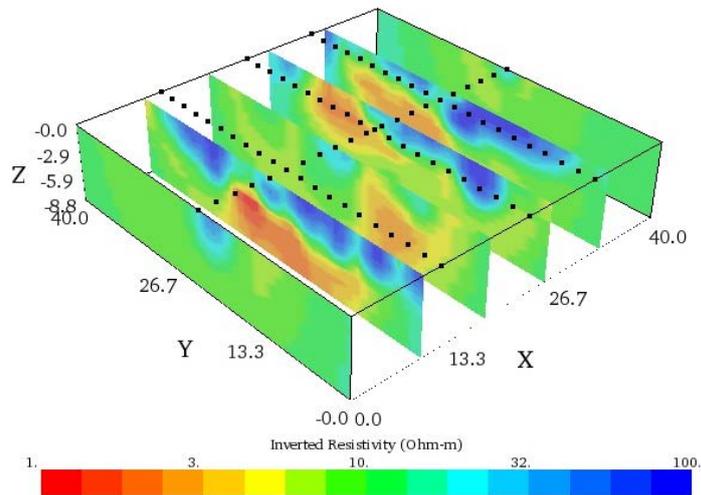


図 3.2.8 H 処分場における比抵抗プロファイル。・は電極位置を示す。

(2) 比抵抗モニタリングによる埋立層内浸透経路の把握

図 3.2.9 は、K 処分場における降雨前後の比抵抗変化率を①式により算出・図化したものである。本稿では、浸透経路が明瞭に映し出された、変化率-30%を境界値としたときのプロファイルを示した。前述したように、1 回目の探査終了後、12 時間で 13 mm をこえる降雨があった。この処分場の埋立形態および埋立物（セメント固化灰・溶融スラグ・覆土）から判断すると、降水は溶融スラグや覆土部分に沿って容易に浸透していくこと、その浸透ゾーンは降雨後には比抵抗が低下することが予測された。図において、斜め方向にのびる青色ゾーンは埋立進行ある時点での法面、深さ 3m あるいは 4.5m で水平方向に広がる青色ゾーンは覆土や溶融スラグの存在を示唆している。

$$\text{変化率}[\%]=\frac{\text{見かけ比抵抗値(降雨後)}[\Omega\text{m}]-\text{見かけ比抵抗値(降雨前)}[\Omega\text{m}]}{\text{見かけ比抵抗値(降雨前)}[\Omega\text{m}]} \times 100 \quad \dots \textcircled{1}$$

(3) 土槽を用いた、埋立層内含水量変化把握に対する比抵抗モニタリング有効性の検討

図 3.2.10 は、焼却灰を充填した模擬埋立層の含水率をほぼ 100%としたとき（水位計水位 0.45m）と埋立物間隙から水がほぼ流出した状態のとき（水位計水位 0m）における比抵抗の変化率を②式で算出した結果である。変化率の絶対値が大きく、マイナス側にあるゾーンは含水率が低下していることを示している。即ち、土槽内中央部に水の流動しにくいゾーンがあることが推測される。

$$\text{変化率[\%]} = \frac{\text{見かけ比抵抗値(水位計 0.45m)[}\Omega\text{m]} - \text{見かけ比抵抗値(水位計 0m)[}\Omega\text{m]}}{\text{見かけ比抵抗値(水位計 0m)[}\Omega\text{m]}} \times 100 \quad \dots \textcircled{2}$$

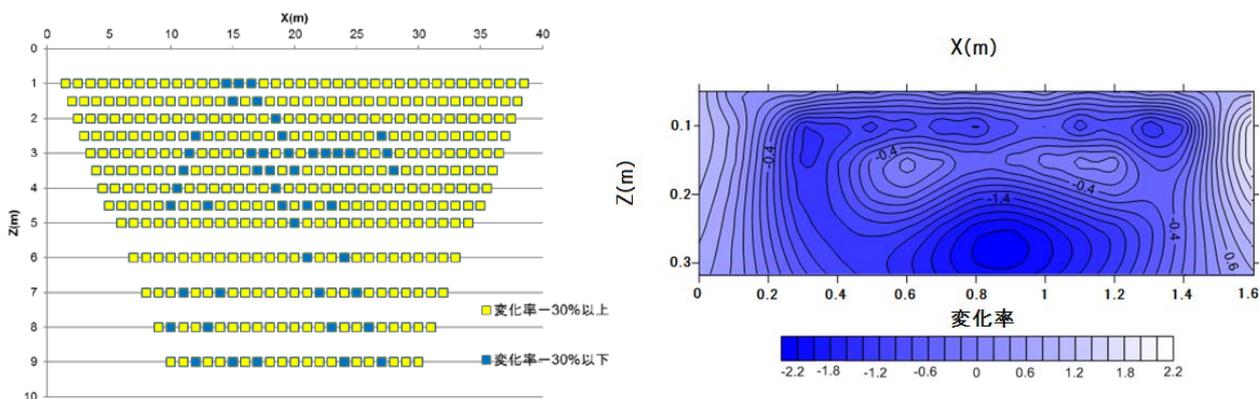


図 3.2.9 埋立層内を浸透する水の可視化      図 3.2.10 モデル埋立層を用いた含水率変化の把握

(4) まとめ

以上のように、地下の比抵抗を測定することにより、埋立層表面から非破壊で層内の含水状況を推測することは可能といえる。一方、層内の「水みち」を知るために、含水状態が変化する多量の降雨時を捉えて、その前後で測定を行い、比抵抗変化率から「水みち」を推定する手法を試みた。しかし、その精度は高いとはいえない。そこで、精度をあげるために、人為的に埋立層内の保有水面を変化させた場合の比抵抗変化率を測定・算出して、「水みち」を探る方法に着手している。前述の模擬埋立層による実験はその一環であり、実際の埋立層でも類似の実験を重ねている。

埋立層内の水みち分布は、セシウムを含む焼却残渣の埋立やその後の管理に対して影響を与える重要な因子であることから、精度の高い探査方法の開発をめざしている。

3.2.4 事前除塩による埋立負荷低減効果

最終処分場からの放射性セシウムの長期的な負荷低減の観点から埋立前の焼却残渣の洗浄処理について検討した。

(1) 安定セシウム (Cs133)

図 3.2.11 に浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化 (RUN1~RUN6) を示し、図 3.2.12 に RUN4~RUN6 の浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である RUN1～RUN3 に着目すると、2 m層 RUN 1 の初期濃度は 1.20mg/L、1 m層 RUN2 の初期濃度は 1.10mg/L、50 cm層 RUN3 の初期濃度は 0.79mg/L であった。埋立高さの変化に伴い Cs133 の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である RUN4～RUN6 にも着目すると 2 m層 RUN4 の初期濃度は 0.08mg/L、1 m層 RUN5 の初期濃度は 0.09mg/L、50 cm層 RUN6 の初期値は 0.05mg/L であった。このことにより、浸出水中の Cs133 の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による初期濃度の低減率は 2 m層 (RUN1 と RUN4) が 93.3%、1 m層 (RUN2 と RUN5) が 91.8%、50 cm層 (RUN3 と RUN6) が 93.6% であった。このことから、浸出水中の Cs133 初期濃度は洗浄を行うことにより約 92%～94% 低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った RUN5、 RUN6 に着目する。散水量換算に

よる経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った RUN5 は初期濃度 0.08mg/L から 0.02mg/L まで濃度が低減した後、上昇はみられなかった。散水量換算による 56 日、126 日、226 日に積み増しを行った RUN6 は初期濃度 0.05mg/L から 0.01mg/L まで低減した後、1 回目と 2 回目の積み増しの間の期間にあたる 56 日～126 日では 0.03mg/L まで上昇、その後 0.01mg/L まで低減、2 回目と 3 回目の積み増しの間の期間にあたる 126 日～226 日では 0.03mg/L まで上昇、その後 0.01mg/L まで低減、

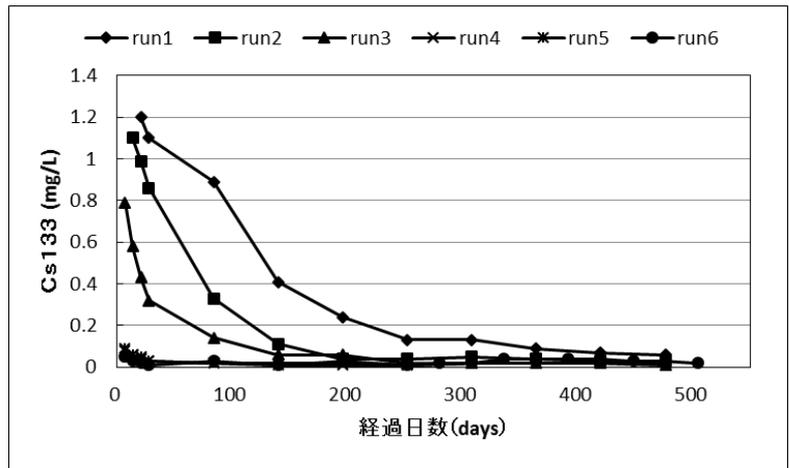


図 3. 2. 11 浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化 (RUN1～RUN6)

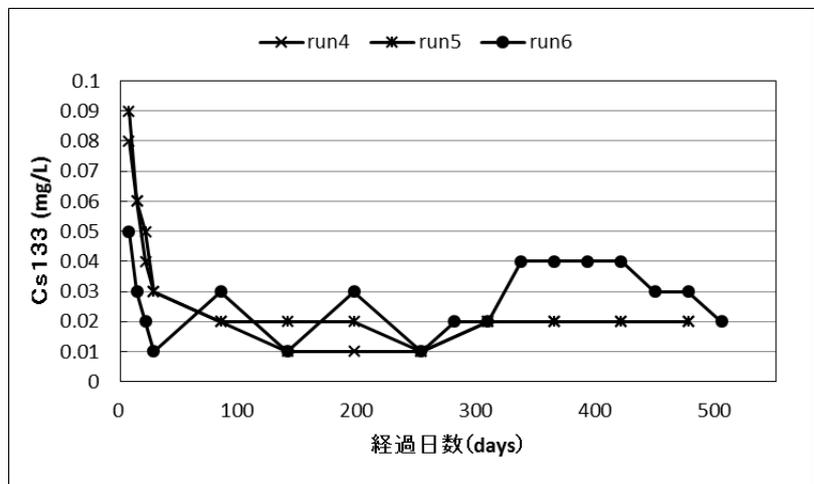


図 3. 2. 12 浸出水中の安定セシウム濃度の経日変化 (RUN4～RUN6)

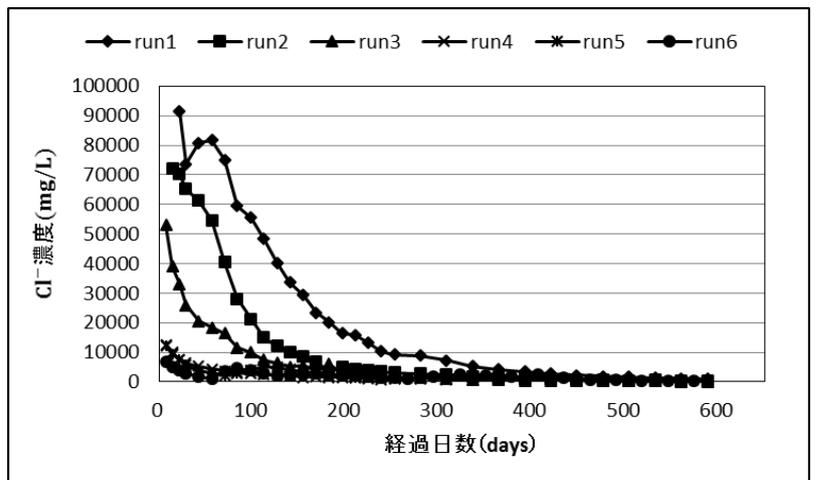


図 3. 2. 13 浸出水中の Cl<sup>-</sup>濃度の経日変化 (RUN1～RUN6)

3 回目の積み増し（226 日）以降は 0.04mg/L まで上昇し、504 日時点で 0.02mg/L まで低減している。

### (2) 塩化物イオン

図 3.2.13 に浸出水中の  $Cl^-$  濃度の経日変化 (RUN1~RUN6) を示し、図 3.2.14 に RUN4~RUN6 の浸出水中の  $Cl^-$  濃度の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である RUN1~RUN3 に着目すると、2 m

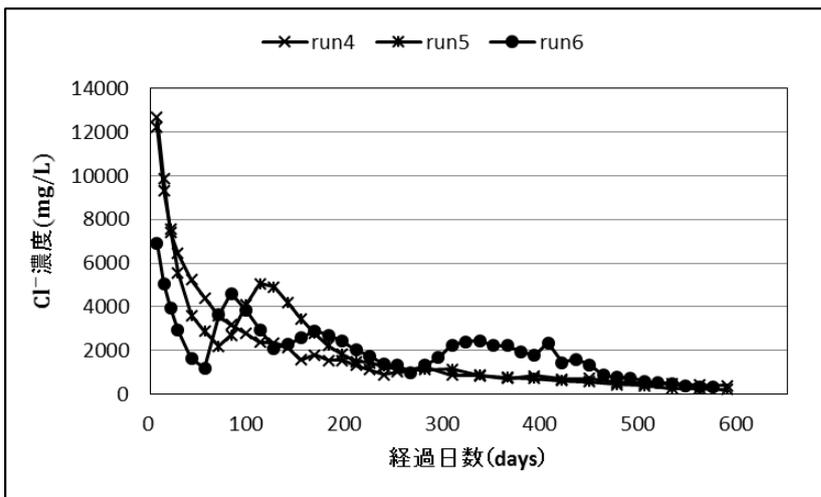


図 3.2.14 浸出水中の  $Cl^-$  濃度の経日変化 (RUN4~RUN6)

層 RUN1 の初期濃度は 91,400mg/L、1 m 層 RUN2 の初期濃度は 71,900mg/L、50 cm 層 RUN3 の初期濃度は 52,900mg/L であった。Cs133 と同様、埋立高さの変化に伴い  $Cl^-$  の初期溶出濃度が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣である RUN4~RUN6 においても、2 m 層 RUN4 の初期濃度は 127,000mg/L、1 m 層 RUN5 の初期濃度は 12,200mg/L、50 cm 層 RUN6 の初期値は 6,900mg/L であったことから同様のことが言える。このことにより、浸出水中の  $Cl^-$  の初期濃度は埋立高さを変化させることによりコントロール可能であることが示唆された。

それぞれの層厚ごとの洗浄による浸出水中の初期濃度の低減率は 2 m 層 (RUN1 と RUN4) が 86.1%、1 m 層 (RUN2 と RUN5) が 83.0%、50 cm 層 (RUN3 と RUN6) が 86.9% であった。このことから、浸出水中の  $Cl^-$  初期濃度は洗浄を行うことにより約 83%~87% 低減させることが可能であることが分かった。

次に、積み増しを行った RUN5、RUN6 に着目する。散水量換算による経過日数で 70 日目に積み増しを 1 回行った RUN5 は初期濃度 12,200mg/L から 2,200mg/L (70 日目) まで濃度が低減した後、112 日の 5100mg/L まで上昇、その後 128 日に積み増しを行った 2,200mg/L まで低減した。散水量換算による 56 日、126 日、266 日に積み増しを行った RUN6 は初期濃度 6,900mg/L から 1,200mg/L まで低減した後、積み増し 1 回目と 2 回目間にあたる 84 日目までの間に 4,600mg/L まで上昇、その後 2,100mg/L まで低減、積み増し 2 回目と 3 回目間にあたる 196 日までの間に 2,400mg/L まで上昇、その後 1,000mg/L まで低減、3 回目の積み増し (266 日) 以降は 336 日までの間に 2,400mg/L まで上昇し、462 日の時点で 3 回目の積み増しを行った濃度へと低減している。

### (3) 電気伝導率

図 3.2.15 に浸出水中の EC の経日変化 (RUN1~RUN6) を示し、図 3.2.16 に RUN4~RUN6 の浸出水中の EC の経日変化を示す。

まず、充填物が未洗浄焼却残渣である RUN1~RUN3 に着目すると、2 m 層 RUN

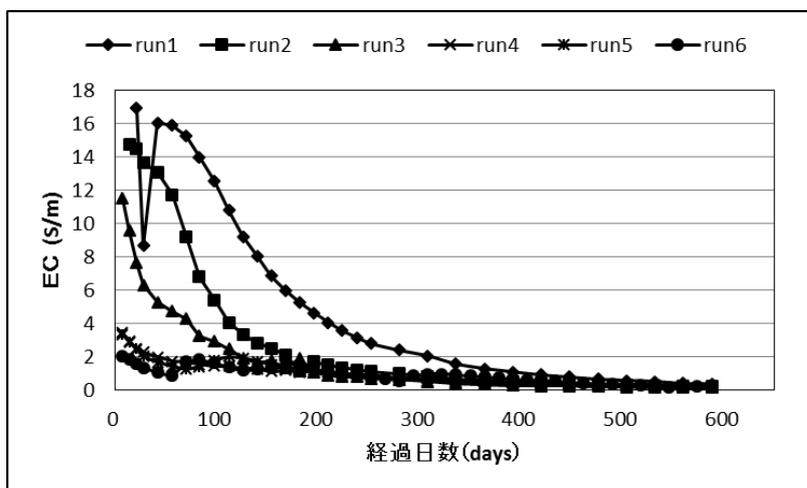


図 3.2.15 浸出水中の EC の経日変化 (RUN1~RUN6)

1の初期値は16.9s/m、1m層 RUN2の初期値は14.7s/m、50cm層 RUN3の初期値は11.5s/mであった。Cs133やCl<sup>-</sup>、COD、BOD同様、埋立高さの変化に伴いCODの初期値が異なることが確認された。充填物が洗浄後焼却残渣であるRUN4~RUN6にも着目すると2m層 RUN4の初期値は3.44s/m、1m層 RUN5の初期値は3.34s/m、50cm層 RUN6の初期値は2.00s/mであったことから、未洗浄焼却残渣でも同様のことが確認された。

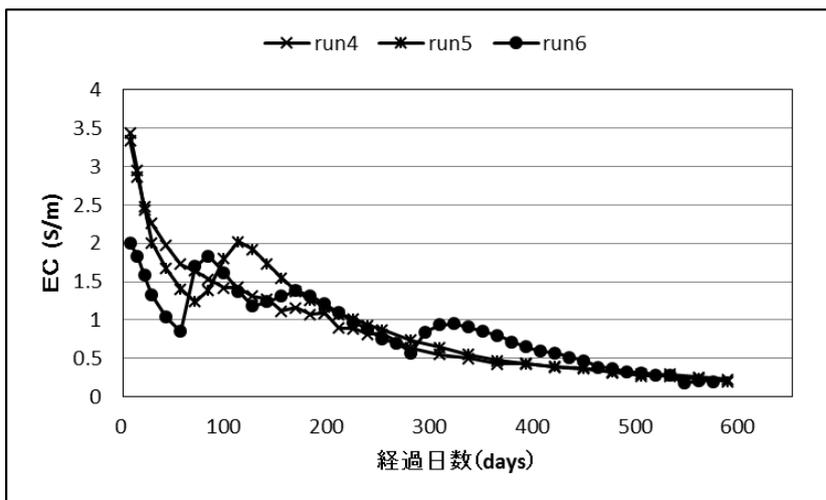


図 3.2.16 浸出水中の EC の経日変化 (RUN4~RUN6)

次に、積み増しを行ったRUN5、RUN6に着目する。散水量換算による経過日数で70日目に積み増しを1回行ったRUN5は初期値3.34s/mから1.23s/mまで値が低減した(70日目)後、112日の2.02s/mまで上昇、その後196日に積み増しを行った時点での値まで低減した。

散水量換算による56日、126日、266日に積み増しを行ったRUN6は初期濃度2.00s/mから0.85s/mまで低減した(42日目)後、積み増し1回目と2回目間にあたる83日までの間に1.83s/mLまで上昇、その後1.18mg/Lまで低減(126日目)、積み増し2回目と3回目間にあたる168日までの間に1.38s/mまで上昇、その後0.70s/mまで低減、3回目の積み増し(266日)以降は322日目までの間に0.95s/mまで上昇し、392日の時点で3回目の積み増しを行った濃度へと低減している。

#### (4) pH

図 3.2.17 に各ライシメーター浸出水中の pH の経日変化を示す。全体を通して、散水量換算による経過日数 250 日からわずかに pH の低下傾向が確認されるが、実験開始初期の段階から浸出水は pH=11~13 程度の強アルカリ性を示している。また、積み増しを行った後も大きな変化は見られない。この結果から全てのライシメーターにおいて、微生物分解活性には適していない環境であることが確認された。従って、全てのライシメーター浸出水中の濃度低減は、微生物分解による汚濁物質の溶出効果よりも、洗い出しによる汚濁物質の溶出効果が高いものと考えられる。

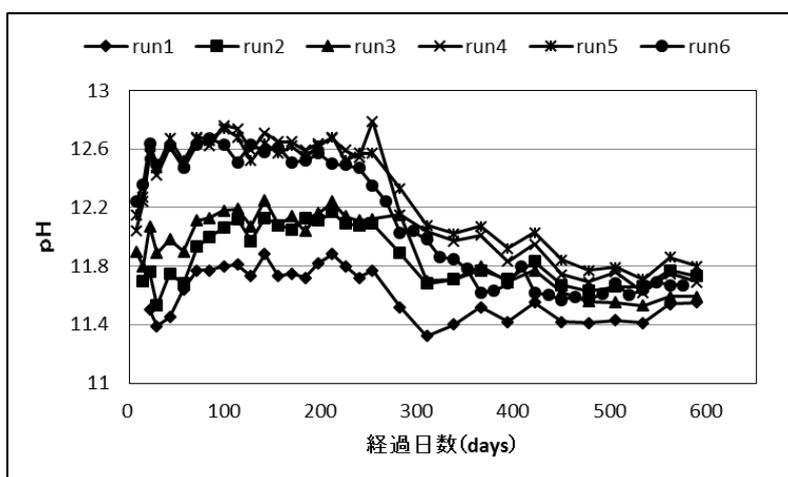


図 3.2.17 浸出水中の pH の経日変化

本来、最終処分場において浸出水中の pH は時間の経過とともに低下するものであるが、今回 pH が低下していない原因として散水に使用している水が原因であると考えられる。散水

に使用している水は今回純水を使用したため、自然降雨に比べ  $\text{CO}_2$  がほとんど含まれていない。自然降雨による洗い出しの場合は通常  $\text{CO}_2$  が含まれており  $\text{CO}_2$  の供給によって pH が低下するが、純水による洗い出しでは  $\text{CO}_2$  の供給が行われなため、pH が低下していないものと考えられる。

(5) 安定セシウムと塩化物イオンの関係

焼却残渣中の Cs133 は塩素との反応により塩化セシウム ( $\text{CsCl}_2$ ) となっている。このことから、浸出水中の Cs133 濃度との濃度に相関関係があると思われる。このため、図 3.2.18 に RUN1~RUN3 浸出水中の Cs133 と塩化物イオンのそれぞれの近似曲線の関係を示す。それぞれの Cs133 近似曲線と塩化物イオン近似曲線が非常に似通っていることがわかる。浸出水中の Cs133 と塩化物イオンの濃度には相関関係がみられるため、浸出水中の塩化物イオン濃度を調べることで、安定セシウム濃度の推定を行うことが可能である。

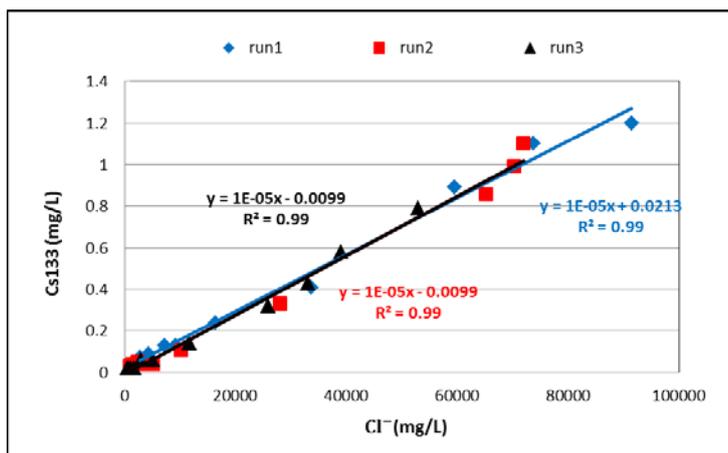


図 3.2.18 Cs133 濃度と  $\text{Cl}^-$  濃度の近似曲線および近似式

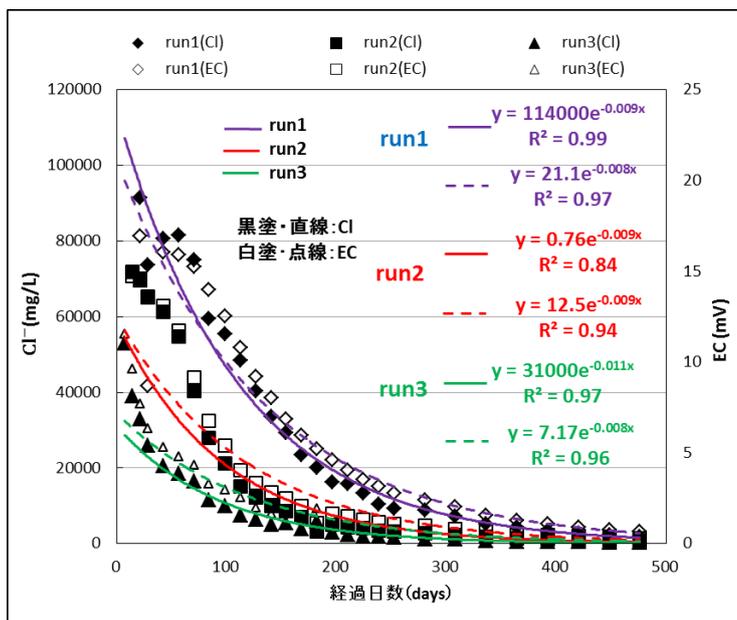


図 3.2.19 塩化物イオンと電気伝導率の近似曲線

(6) 電気伝導率 (EC) と塩化物イオン、安定セシウム (Cs133) との関係

浸出水の塩化物イオン濃度と EC は相関関係があるといわれている。図 3.2.19 に RUN1~RUN3 の浸出水の EC と塩化物イオンの近似曲線の関係を示す。それぞれの近似曲線が非常に似通っていることがわかる。このことから、浸出水の塩化物イオンと EC に相関関係があるため、Cs133 と塩化物イオンに相関関係があるのと同様に Cs133 と EC に相関関係があると考えられる。図 3.1.20 に RUN1~RUN3 の浸出水の Cs133 および EC それぞれの近似曲線を示す。それぞれの近似曲線は非常

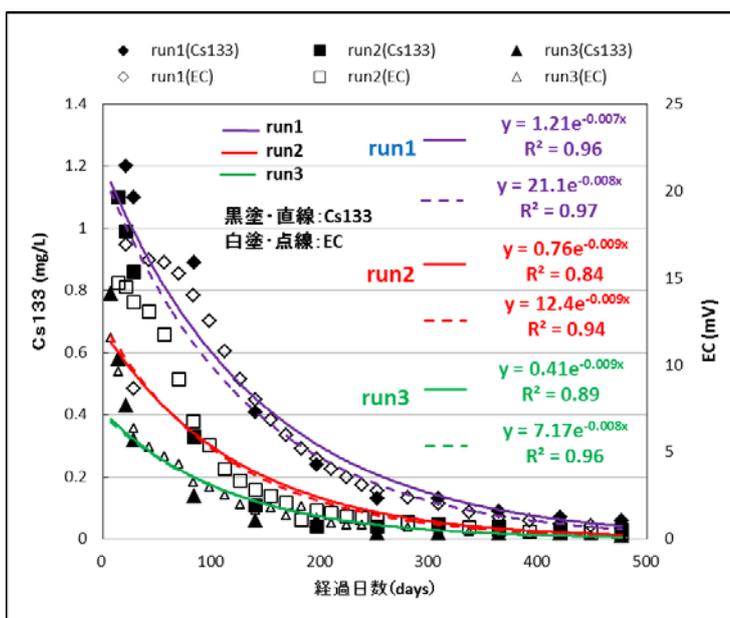


図 3.2.20 Cs133 と電気伝導率の近似曲線

に似通っていることがわかる。このため浸出水中の Cs133 濃度と EC に相関関係があり、EC を調べることにより、安定セシウムの推定を行うことが可能である。

(7) 溶出濃度の推定

1) Cs133 濃度と Cl<sup>-</sup>濃度の関係式

図 3.2.21 に浸出水中の Cs133 濃度と Cl<sup>-</sup>濃度の近似式および近似曲線を示す。RUN1～RUN3 の近似曲線はほぼ一直線に並んでいることがわかる。このことから、埋立層厚の違いが浸出水中の Cs133 濃度と Cl<sup>-</sup>濃度の相関関係に影響が出ないことがわかった。また、得られた  $y = 1E-0.5x - 0.0099$  ( $y$ : Cs133 濃度  $x$ : Cl<sup>-</sup>濃度) は  $R^2 = 0.9901$  であることから、信頼できる近似式といえる。この近似式を用いることによって、Cl<sup>-</sup>濃度から Cs133 濃度への推定値の予測が可能となる。

2) 埋立高さ と 塩化物イオンピーク濃度の関係式

図 3.2.22 に埋立高さ と 塩化物イオンピーク濃度の関係を示す。条件 1 は充填物が塩素含有量 4.1% の未洗浄焼却残渣、条件 2 は充填物が塩素含有量 0.58% の洗浄焼却残渣、条件 3 は充填物が塩素含有量 0.67% の焼却主灰であり、それぞれの条件から埋立高さ と 塩素ピーク濃度の関係についての近似曲線および、近似式を得た。( $R^2 = 0.805 \sim 0.9999$ )

この近似式を用いることにより、埋立高さごとの塩素ピーク濃度の推定値の予測が可能となる。

3) 浸出水中の塩化物イオンピーク濃度、安定セシウムピーク濃度の推定

1)、2) で得られた Cs133 濃度と Cl<sup>-</sup>濃度の関係式と埋立高さ と 塩化物イオンピーク濃度の関係式を組み合わせることで、塩素含有

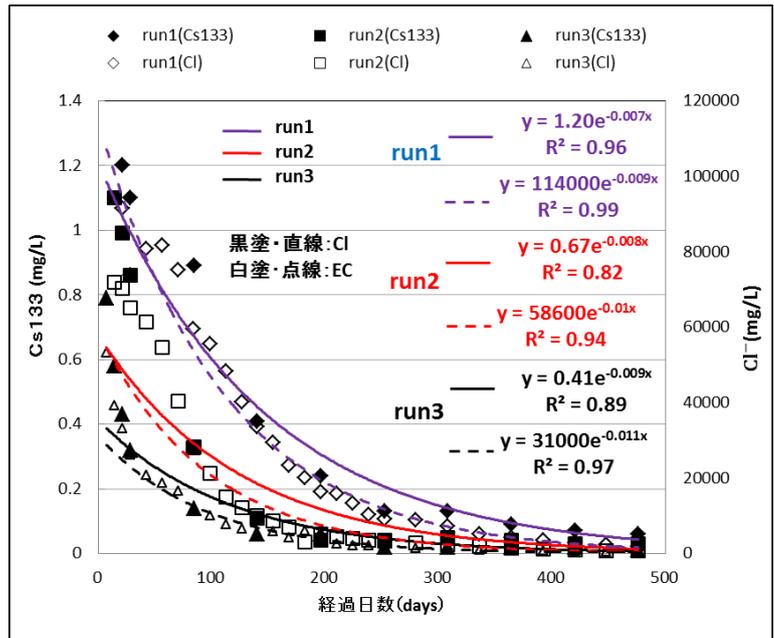


図 3.2.21 Cs133 近似曲線および塩化物イオン近似曲線

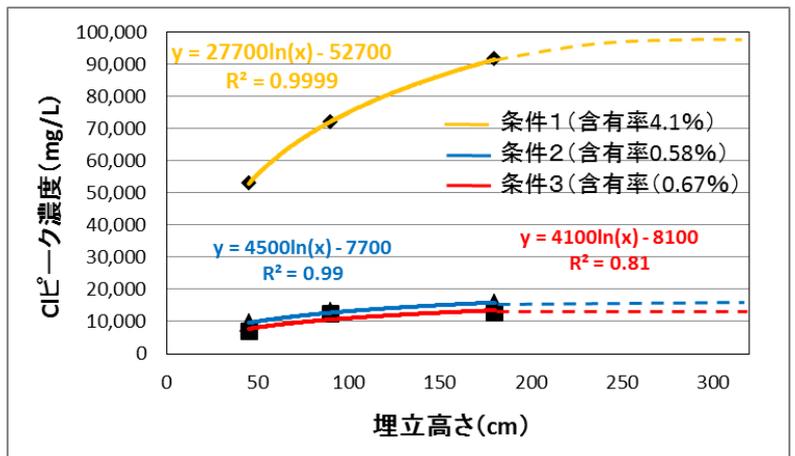


図 3.2.22 埋立高さ と 塩化物イオンピーク濃度の関係

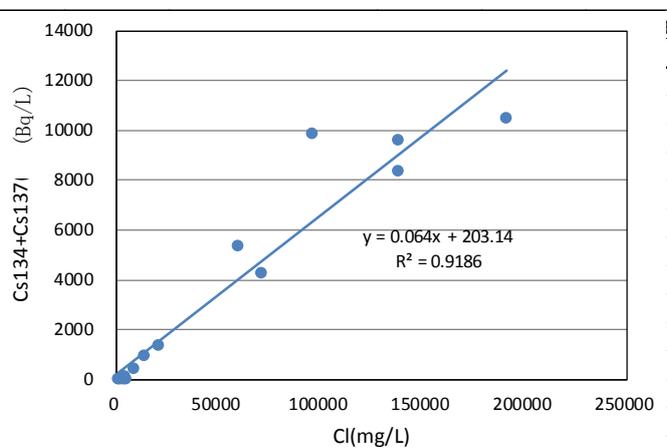


図 3.2.23 塩化物イオンと放射性セシウムの相関

率と埋立高さから浸出水中の Cl<sup>-</sup> ピーク濃度、Cs133 ピーク濃度の推定が可能である。以下に、埋立高さ 3m、埋立物の塩素含有率が 4.1%の時の推定を行う。

埋立高さと塩化物イオンピーク濃度の関係式

$$y = 27733 \ln(x) - 52685$$

( y : Cl<sup>-</sup>濃度    x : 埋立高さ )

Cl と Cs133 の関係式

$$y = 1E-05 x - 0.0099$$

( y : Cs133 濃度    x : Cl<sup>-</sup>濃度 )

埋立高さ 3 m の場合

Cl 初期濃度 (推定値) 105,000mg/L

Cs133 初期濃度 (推定値) 1.61mg/L

#### 4) 安定セシウムと放射性セシウムの関係

S 市の飛灰を用いて洗浄を行い、安定セシウムと放射性セシウムおよび放射性セシウムと塩化物イオンの関係を調査した。データを用いてそれぞれの相関をとると図 3.2.23、図 3.2.24 のようになり、高い相関が見られた。

#### (4) 安定セシウム (Cs133) の溶出特性

図 3.2.25 に未洗浄焼却残渣中の Cs133 総含有量と 490 日分の散水による溶出量を示す。未洗浄焼却残渣を充填している RUN1~RUN3 の散水による溶出率は、約 72%~90%の溶出である。図 3.2.26 に焼却残渣中の Cs133 総含有量と洗浄および 490 日分の散水による溶出量を示す。洗浄による溶出率は約 79%であるのに対し、散水による溶出率は比較的低い約 5%~7%である。このことから、通常散水

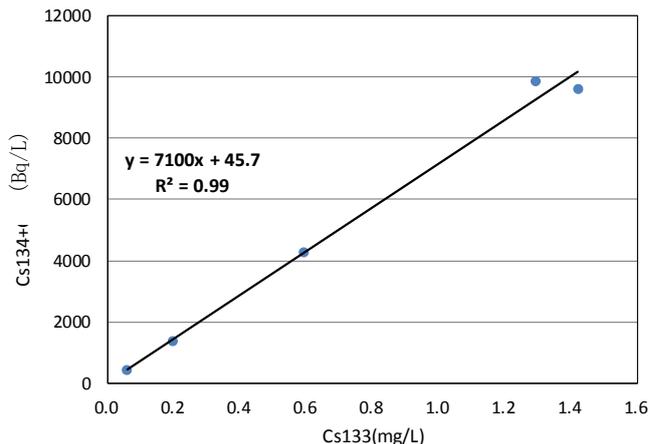


図 3.2.24 安定セシウムと放射性セシウムの相関

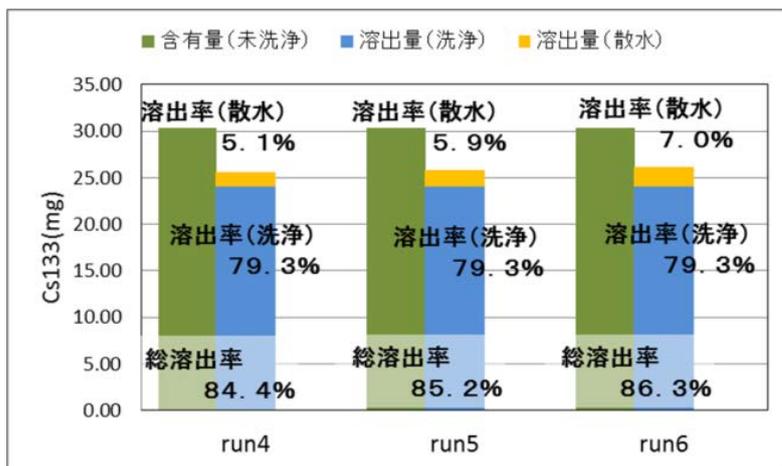


図 3.2.25 未洗浄焼却残渣中の Cs133 総含有量と散水による溶出量(490 日)

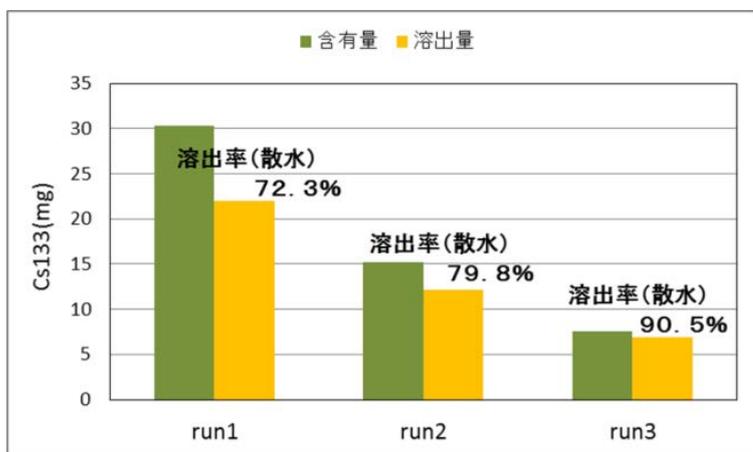


図 3.2.26 焼却残渣中の Cs133 総含有量と洗浄及び散水による溶出量(308 日)

により溶出する Cs133 の大部分は洗浄を行うことであらかじめ除去することが可能である。

### 3.2.5 数値解析による長期挙動評価

#### (1) 数値解析による長期挙動評価

飛灰の Cs-134 と Cs-137 合計濃度が 8,000 Bq/kg であり、存在比が Cs134 : Cs137=0.5 : 1.0 のとき、図 2.2.6 中の評価点における Cs-137 濃度の変化を図 3.2.27 に示す。初期浸透量が年間 20 mm までは Cs-137 濃度が 90 Bq/L (Cs-134 は実質的にゼロであるため、Cs-137 濃度が 90 Bq/L が濃度限度比 1 に等しい) を超過しないが、初期浸透量が年間 50 mm であると、90 Bq/L を大きく超過する。ピーク濃度を 90 Bq/L 以下にするためには、初期浸透量を年間 33 mm 以下とする必要がある。年間 33 mm の浸透量を動水勾配 1 の時の透水係数と仮定すると、透水係数は  $1.05 \times 10^{-7}$  cm/s となる。最終覆土に勾配を持たせれば、より大きな透水係数でも浸透量を年間 33 mm 以下にすることが現実的に十分可能である。飛灰の放射性 Cs 濃度が 4,000 Bq/kg の計算結果を図 3.2.28 に示す。ピーク濃度を 90 Bq/L 以下にするためには、初期浸透量を年間 45 mm 以下にすることが求められる。

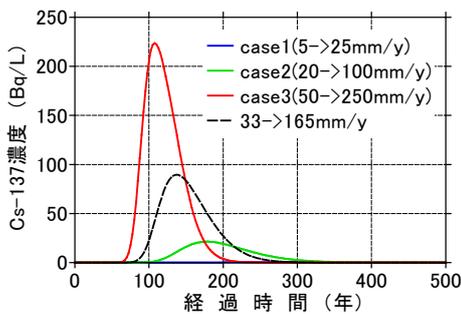


図 3.2.27 Cs-137 経時変化 (8,000 Bq/kg)

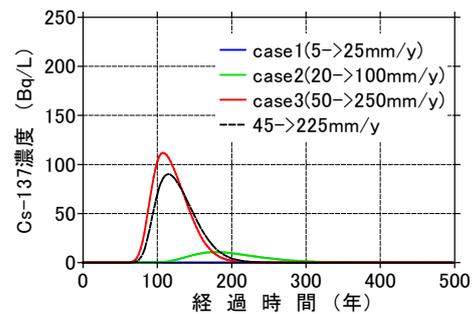


図 3.2.28 Cs-137 経時変化 (4,000 Bq/kg)

ピーク濃度の出現は浸透量に依存しており、表 3.2.2 に示す通りである。初期浸透量が年間 50 mm であたとしても、ピーク濃度が出現するには 100 年以上の時間が必要になることがわかる。このことから、図 2.2.6 に示した断面を考えると、廃掃法上の廃止確認申請の後にピークが訪れることになる。このピーク出現年数は浸透量以外に、既存廃棄物層の厚さの影響も受ける。本解析では 3 m 厚さ×2 層の既存廃棄物層を想定しているが、これが 3 層以上になれば、ピーク濃度の出現はさらに数十年遅れ、半減期の影響でピーク濃度も相当低下することになる。また、表 2.2.5 で示したように、分配係数が大きくなり、遅延係数が 2 倍になると浸透速度が 1/2 倍される。そのため、分配係数の大きさもピーク濃度とピーク出現時期に影響することになる。

表 3.2.2 ピーク濃度出現時期

浸透量条件	5→25 mm/年	20→100 mm/年	50→250 mm/年
ピーク濃度出現時期 (年)	236	178	108

処分場内における放射性 Cs の長期挙動モデルの目的は、

- ピーク濃度を知ること、
- ピーク濃度の出現時期を知ること、
- ピーク濃度が放流水で濃度限度を超えないこと（もしくは、検出限界を超過しないこと）

であり、これらが、より保守的な考え方で評価した結果であり、施工や管理、異常気象等の想定外事例を包含する程度の保守性を持っていることが必要と考えられる。したがって、パラメーター設定における保守性は、

- 降雨浸透量が保守的な設定となっていること（本解析では50年後に5倍浸透量となること）、
- 分散長は、ピーク濃度が高くなるように小さめの設定をすること（本解析では浸透距離の1/100）、
- 汚染廃棄物の乾燥密度は大きめに設定すること、
- 吸着土壌層の乾燥密度は小さめに設定すること、
- 間隙内実流速が大きくなるように間隙率は小さめに設定すること、
- 溶出量試験結果の濃度ではなく、埋立層との液固比の違いを考慮して濃度を設定すること、
- 崩壊定数は物理的な絶対法則として保守性を加味しないこと

が挙げられる。また、分配係数を与えること自体が極めて大きな保守性を有していることも認識しておく必要がある。放射性Csは土壌との親和性が高いことが知られているが、これは、一度吸着するとなかなか脱着（溶出）してこないことを意味している。しかしながら、分配係数で吸着を表現するということは、吸着した放射性Csがある遅延時間を過ぎたら全て脱着することを計算しているもので、本来、9割以上が再溶出してこない放射性Csに対して、その全てを溶出させる計算となっている。

以上のように、本研究で設定したような長期挙動モデルは極めて保守的な計算結果を得ることになる。言い換えると、実際は極微量（少なくとも検出下限値以下）の放射性Csが想定するよりも数倍の年数をかけて処分場系外に浸出してくる可能性しかなく、処分場自体の崩壊や無作為な跡地利用によって相当な外乱を受けない限り、処分場内に容易に留まっていると考えられる。

## (2) 放射性Cs汚染飛灰を埋め立てた処分場の管理の考え方

前述の長期挙動評価によって、処分場外に放出される放射性Csのピーク濃度は数十年から100年を超える可能性について計算結果を示した。これは保守的な解釈であることから、実際はさらに遅い時期にピーク濃度を迎える可能性が考えられる（ただし、ピーク濃度自体は低下する）。廃棄物最終処分場の廃止は、埋立完了から10～30年の間であることが多い。この廃止基準は、処分場としての維持管理を終了できる基準であるが、この基準には放射性Csの要件は入っておらず、重金属類や一般環境項目としての汚濁成分の放流水濃度のみが対象となっている。仮に、放射性Csを対象物質として入れたとしても、濃度出現時期が数十年先であれば、廃止基準の確認申請の際には当然ながら検出されず、何ら意味を成さない。そのため、汚染廃棄物を埋め立てた最終処分場の放射性Csについては、廃掃法上の現行の廃止基準とは少し別の次元で考える必要があると思われる。

そもそも、8,000 Bq/kgの主灰や下水汚泥焼却灰からの溶出率は長期溶出を考慮しても数%程度であるため、これら難溶性の汚染廃棄物に対しては外部被ばくのみを考慮すればよく、放流水については考慮する必要がないといえる。問題となるのは易溶性の汚染飛灰等であり、溶出率がほぼ100%となるような汚染廃棄物である。ただし、外部被ばくについては、溶出性は関係ないので、汚染主灰や汚染下水

汚泥焼却灰と同様に 50 cm 以上の覆土によって一般公衆被ばくを年間 0.010 mSv 以下にすることが可能である。易溶出性の廃棄物を埋め立てた場合、放流水については、先に示した長期挙動のように濃度限度を超過する場合があるが、これは、上部隔離層（難透水性覆土層）が適切でないか、汚染飛灰自体を既存廃棄物層の上ではなくて、浸出水集排水管近傍の低い位置やガス抜き管（縦管や法面集排水管）近傍に埋め立ててしまった場合である。また、平成 23 年度当初に実施された埋立処分に関する安全評価シナリオの多くが、保守的設定として遮水工の破損を考慮し、地下水漏洩した後の下流側井戸経由の経口摂取内部被ばくを計算して、一般公衆被ばく限度と比較していることも問題と考えられる。この安全評価シナリオは、地下水に流入した放射性 Cs は帯水層の厚さ分の水量で希釈され、さらに下流側の井戸到達までの時間に減衰する計算を行うことになるが、遮水工が機能してれば、地下水による希釈や流下時間による減衰がなくなり、直接、処分場外へと放流される。廃止以降の放流水が一般環境水の一部となるので、遮水工の破損は保守的解釈ではなく、危険側の解釈となる。よって、上部隔離層の性能や、汚染飛灰の埋立位置を把握しておくことが重要であり、現時点で、降雨時にスパイク的に放射性 Cs が検出される処分場は直ぐに対応しておくことが望ましいといえ、今、対応すれば、将来的な不安を払拭することが可能である。

適正埋立が行われていれば、先に示した長期挙動評価の結果に近い状況となり、極めて安全な埋立処分を行うことが可能となる。よって、放射性 Cs の取り扱いについては、土壌吸着層、上部隔離層、埋立位置を調査し、保守的評価である長期挙動評価の結果によって長期的な安全性が確保されていれば、汚染飛灰埋立であったとしても汚染主灰や汚染下水汚泥焼却灰のように、放流水に対しても安心な埋立と判断できると考えられる。

特定一廃、特定産廃の埋め立てにおける維持管理の上乗せ基準は、処分場の廃止まで実施することになっているが、この点は処分場毎に管理基準（期間）が異なり、放射性 Cs に対する画一的な対応となっておらず、やや不安要素を抱えていると考えられる。例えば、埋立終了まで 1 年間を残した処分場の一部に特定一廃や特性産廃を埋め立てたとする。これは処分場全体ではなくて、区画埋立を行っている処分場（区画毎に部分廃止できるような処分場）も同様である。浸出液の水質も良く、既に廃止基準を満足している場合、埋立終了と同時に処分場が廃止することができ、特定一廃や特定産廃の維持管理上乗せ基準も同時に停止できることになる。このような処分場と、埋立終了まで 10 年を残すような処分場では、同じ濃度の汚染廃棄物を埋め立てたとしても管理期間が異なることになり、科学的には説明しにくい状況が生まれる。そのため、8,000 Bq/kg 以下の汚染廃棄物を埋め立てた最終処分場の維持管理の在り方と、上乗せ基準の除外要件を科学的に明確にしておくことが急務と考えられる。

一方、廃止された処分場は廃掃法の枠組みから外れるが、跡地利用が実施されるその方法（埋立廃棄物や施設構造の外乱の程度）によって、処分場に、再度、廃掃法上の管理要件がかかる。この場合も、放射性 Cs の影響を考慮することが必要である。廃止とは狭義の安定化であることから、外乱を受けない限り安定的状態であることを意味しており、外乱を受ければ再び汚濁成分等を放出する可能性を有している。放射性 Cs に対しても同様であり、外乱を受ければ特定一廃や特定産廃に含まれている放射性 Cs が再び溶出したり、飛散したりする可能性がある。この現象は、石綿埋立物の取り扱いに似ており、基本的には石綿含有廃棄物に対する跡地形質変更の考え方と同様の取り扱いで良いように思われるが、石綿含有廃棄物とは異なり、放射性 Cs を含んだ保有水が側方に移動している可能性もある。汚染廃棄物を

埋め立てた最終処分場の跡地形質変更における考え方の案について表 3.2.3 にまとめる。表層利用、中層利用における離間距離は、放射性 Cs を含んだ保有水の側方移動を考慮しての数値であり、また、跡地利用による上部隔離層、土壌吸着層への外乱を極力防ぐことも意図している。

表 3.2.3 放射能汚染廃棄物を埋め立てた処分場の廃止以降の管理について（案）

	軽微な変更	表層利用	中層利用	底層利用
形質変更の留意点 (放射能)	居住等の用途の場合、別途、安全性評価を行う。	汚染飛灰埋立場所上部での表層利用は避ける。 飛灰埋立場所以外の場合、平面距離で少なくとも 10 m 離す。	汚染飛灰埋立場所の中層利用は禁止する。 飛灰埋立場所以外の場合、平面距離で少なくとも 20 m 離す。	汚染飛灰埋立処分場での底層利用は禁止する。 飛灰埋立区画以外も同様とする。
放流水管理(廃掃法)	なし。	工事完了後 2 年間にわたって 3 ヶ月に 1 回。		
放流水管理(放射能)	工事完了後 2 年間にわたって 3 ヶ月に 1 回。それ以降は、長期挙動評価で濃度限度を超過する可能性が示された場合のみ 12 ヶ月に 1 回。			

※中層・底層利用については、埋立飛灰の放射性 Cs 濃度が 100 Bq/kg 以下になるまでの期間。

※放流水管理は、長期挙動評価において計算されたピーク濃度が濃度限度を超える場合はその出現時期までの期間。  
(長期挙動評価結果を踏まえ、濃度限度を超過しないように措置を講じた場合は除外される)

現行の特措法には、科学的にやや不安な点も存在する。その一つが、維持管理記録の保管要件である。先述したように、放射性 Cs の濃度ピークは処分場の廃止以降になる場合が多い。また、跡地利用時には、汚染飛灰等の埋立領域の形質変更を行わないことが重要である。そのため、埋め立てられた汚染廃棄物の種類や量、濃度を保管しておくことが重要と思われ、跡地利用計画が無くとも廃掃法上の指定区域として記録を台帳に残しておくことが強く望まれる。

## 4. 結論

### (1) 焼却施設における放射性セシウムの炉内挙動の解明と長期管理手法

放射性セシウムを含む廃棄物の焼却施設において炉内調査を行った結果、空間線量率は二次燃焼から管群部、あるいはガス冷却塔にかけての部分が最も高くなる傾向がみられ、この部分での Cs の蓄積が示唆された。表面の清掃による改善はあまり見られなかったことから、除去可能なクリンカよりも耐火材内部へ Cs が浸透していることが予測され、いくつかの施設においては耐火材中への放射性 Cs の浸透が確認された。このような炉内蓄積状況を踏まえて、焼却炉内の清掃、解体時の注意が必要である。

さらに、焼却・熔融施設の耐火物への放射性 Cs の浸透状況に関する詳細な調査を行い、炉材内部まで浸透していることを確認した。濃度レベルやその勾配は、雰囲気温度や炉材内の温度分布、炉材の性状などに影響を受けるものと考えられた。耐火物からの放射性 Cs の溶出性は、特に Si 含有量により左右されることを確認した。また、同じ材質であっても表層より深層の方で溶出性が高く、温度分布等により層毎に生成している Cs 化合物形態が異なる可能性がある。耐火物からの放射性 Cs の除去可能性としては、空焚きにより焼却炉耐火物、熔融炉耐火物ともに放射性セシウムの一定程度の除去が可能であった。また、耐火物の表層 5 cm 程度の切削で大幅に空間線量率が低下した。解体やメンテナンス時の労働者被ばくの防止という観点では、事前に低濃度の廃棄物の継続的な焼却や炉停止時後の耐火物表層の切削によるクリーニングは効果的であると考えられる。

### (2) 最終処分場における放射性 Cs の長期挙動解明と長期管理手法

既存処分場のボーリング調査から、埋立層内において安定セシウムとカリウムは類似の挙動を示し、焼却灰等の廃棄物から溶出し、中間覆土層で捕捉される現象が観察された。3次元比抵抗探査および比抵抗モニタリングを活用することにより、埋立層内の浸透水の挙動を知ることの可能性が見出された。このことは、汚染された焼却灰を既存の最終処分場に埋め立てる際に、埋立層内の保有水挙動を非破壊で把握かつ適切な位置に中間覆土を施工することにより、セシウムの拡散を防止できることを示唆している。また、洗浄飛灰のカラム試験の結果から、放射性 Cs の浸出挙動から、焼却灰主体埋立処分場において埋立層高さを変化させることにより初期溶出濃度のコントロールが可能であること、焼却残渣中の Cs133 は洗浄を行うことであらかじめ大部分を除去することが可能であること、Cs133、Cs134+137、塩化物イオン濃度および EC には相関関係があることから、塩化物イオン濃度、EC を指標に Cs133、Cs134+137 の推定を行うことが可能であることなどが示唆された。

長期挙動評価は、基本的には一次元浸透で評価する方がピーク濃度が大きくなるために保守的と判断されるが、埋立構造等によっては二次元、三次元の評価が必要となる。長期挙動評価の目的は、「ピーク濃度を知ること」、「ピーク濃度の出現時期を知ること」、「ピーク濃度が濃度限度を超えないことを確認すること」であり、これらが保守的な考え方にしただけで算出された結果であることが重要である。よって、パラメータ設定においても、保守的な考えが取り込まれるように配慮することが必要である。易溶出性の汚染飛灰を埋め立てた場合には、降雨浸透量（涵養量）を長期的に抑制することが重要であるため、上部隔離層の設計には細心の注意が必要である。また、土壌層の吸着能力は塩濃度が高いためあまり発揮されないため、その点を考慮した分配係数を設定することが重要となる。汚染廃棄物を埋

め立てた最終処分場の長期管理について、現行の廃掃法や特措法上の懸念事項に対し、長期維持管理案を表 4.1 にとりまとめる。

表 4.1 汚染廃棄物を埋め立てた最終処分場の長期管理（案）

懸念事項	維持管理に対する提案
特措法の上乗せ維持管理の終了時期	空間線量については、特定一廃、特定産廃の埋立終了後 1～2 年程度。廃止前に当該埋立区画の再掘削等の外乱が生じる場合には必ず測定すること。放流水基準については、基本的には廃止までの期間。もしくは、長期挙動評価によって安全性が確保されている場合は、現在の状況確認のため埋立終了後 1～2 年程度とする。
特措法の上乗せ維持管理基準が最終処分場の廃止時期によって異なること	長期挙動評価によって安全性が確認されていれば、廃止時期が異なっても説明可能。埋立終了と同時に廃止される場合でも同様。特定一廃、特定産廃埋立終了から処分場の埋立終了までの期間が長い場合、上述の上乗せ維持管理の終了時期に準じる。ただし、長期挙動評価を実施して安全性が確認されるためには、特措法の上乗せ構造基準である土壌層や隔離層が適切に設置されていることも必要。長期挙動評価で濃度限度超過の可能性がある、措置を講じて濃度限度超過の可能性がなくなった場合も含む。
維持管理記録の保管期間	廃止以降に汚染廃棄物を攪乱する恐れがあるため、廃掃法第 15 条の 18 に規定する指定区域台帳に記載する事項に汚染廃棄物埋立処分場であることを明記し、埋立位置や量、濃度、当時の維持管理記録情報を添付しておくことで対応（廃止の期間まで保管義務のある図面等を台帳の添付資料として用いる）。ならびに、廃止確認申請、埋立終了届の際に、汚染廃棄物が処分されていることを記載すること。基本的には、石綿含有廃棄物の取り扱いと同様。
跡地形質変更時の取り扱い	汚染廃棄物の飛散、流出の恐れがある場合には措置を講じることが必要。また、維持管理要件は特措法に記載されている上乗せ基準を適用することを基本とする。基本的には、石綿含有廃棄物の取り扱いと同様であるが、汚染飛灰埋立区画の上部に設置された隔離層が最終覆土である場合、その機能を破損しないように跡地利用制限として、表層利用で 10 m 以上、中層利用で 20 m 以上の離間距離が必要。汚染廃棄物埋立地（もしくは埋立区画）では基本的に深層利用は無しが望ましい。汚染廃棄物の濃度がクリアランスレベル相当の 100 Bq/kg を下回った場合は通常の埋立廃棄物と同様の取り扱いとする。跡地形質変更が行われた場合の、上乗せ維持管理基準は、廃掃法上の維持管理基準と同様の 2 年間とする。それ以降は、長期挙動評価で濃度限度を超過しないことが確認されれば維持管理の必要は無い。
指定廃棄物処分場との整合性	指定廃棄物処分場の維持管理期間は埋立廃棄物の濃度が 8,000 Bq/kg 以下となるまで。8,000 Bq/kg 以下であれば、特定一廃や特定産廃埋立処分場と同様に、長期挙動評価で安全性が確認されていれば、維持管理を終了できる。
埋立基準が溶出量基準ではなくて、含有量基準になっていること。	含有量が同じであっても溶出率が大きく異なることから、放流水管理に対する懸念が生じるが、埋立位置が下部ではなく、土壌層、上部隔離層等が適切に設置されていれば、易溶出性の飛灰であったとしても、難溶出性の主灰等と同様の取り扱いが可能である。そのため、埋立位置、土壌層、隔離層が適切に設置されているかどうかの検査を行い、長期挙動評価を実施すれば、含有量基準であっても安全な埋め立てが可能と解釈できる。

## 5. 参考文献

- 1) A.Tessier, P.G.C.Campbell, M.Bisson, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. ANALYTICAL CHEMISTRY, vol.51, no.7, 844-851, 1979
- 2) 物理探査学会編：図解「物理探査」.239p., 1989
- 3) 伊藤貴宏, 小山研也, 若林恭子, 横瀬隆司, 大迫政浩, 原雄, 香村一夫：電気探査を用いた廃棄物埋立層内の水みち把握。第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、2013
- 4) 杉崎真幸・香村一夫・樋口健人・河村陽介：焼却残渣を主体とする廃棄物埋立層における比抵抗モニタリングの有効性の検討—模擬埋立実験とフィールドデータの比較—。廃棄物資源循環学会論文誌, vol.22, no.4, 267-275, 2011
- 5) 国際ジオシンセティックス学会日本支部ジオメンブレン技術委員会編：廃棄物最終処分場における遮水シートの耐久性評価ハンドブック, 技報堂出版, 第3章, 2009
- 6) 例えば, 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部産業廃棄物課：最終処分場維持管理積立金に係る維持管理費用算定ガイドライン, 2006
- 7) 独立行政法人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, 技術資料第四版, 第5章, 2014
- 8) 例えば, 独立行政法人国立環境研究所資源循環・廃棄物研究センター：北港処分地(夢洲1区)における広域処理災害廃棄物焼却灰埋立時の放射性セシウムの挙動に関する評価報告書, 第4節, [http://kinki.env.go.jp/to\\_2012/data/0606ab.pdf](http://kinki.env.go.jp/to_2012/data/0606ab.pdf), 2012
- 9) Spits, K. and Moreno, J.: A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling, John Wiley and Sons., p. 368, (1996)
- 10) Friedman, A. M. and Kennedy, J. W. (1955): The Self-diffusion Coefficients of Potassium, Cesium, Iodide and Chloride Ions in Aqueous Solutions, J. Am. Chem. Soc., 77 (17), pp. 4499-4501 (1995)
- 11) 独立行政法人国立環境研究所：廃棄物・土壌処分技術手法開発等プロジェクト報告, [http://www.nies.go.jp/shinsai/hokoku\\_haikibutsu.pdf](http://www.nies.go.jp/shinsai/hokoku_haikibutsu.pdf), 2013
- 12) 独立行政法人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, 技術資料第四版, 第6章, 2014
- 13) Tamai S, Yanase I, Kobayashi H. Synthesis of Cubic Cs-deficient Pollucite and its Low Thermal Expansion Property. J. Cer. Soc. Jpn, **112**[5], 1358-1363(2004)

## 6. 研究発表

- 山口真弥、大下和徹、高岡昌輝、福谷哲、藤森崇：都市ごみ焼却施設における放射性核種の挙動調査、環境衛生工学研究、Vol.27、No.3、pp188-191、2013
- 大下 和徹、山口 真弥、福谷 哲、高岡 昌輝、藤森 崇：一般廃棄物焼却施設内部に蓄積した放射性核種と空間線量率の調査、第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、pp.461-462、2013
- 伊藤貴宏・香村一夫ほか、電気探査を用いた廃棄物埋立層内の水みち把握。第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、2013.11.
- 高田康平・香村一夫、最終処分場埋立層内における金属類の賦存量と性状変化の検討。第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、2013.11.

- Kamura, K., et al., Metal enrichment in landfills and its resource value. Proceedings of ISWA World Congress (ISBN978-3-200-03229-3), 2013. 10.
- Kamura, K., et al., Metal enrichment processes and exploration of enriched zones in landfill sites. Proceedings of 1st IWWG-ARB symposium, 2013. 3.
- Sakurama, T., Kamura, K., et al., On clarifying metal-enriched zones in landfills, using resistivity and induced polarization measurements. Proceedings of 10th International Conference on EcoBalance, 2012. 11.
- 奥野愛美・香村一夫ほか, 最終処分場廃棄物埋立層における金属類の賦存形態と性状変化の検討. 第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, 2012. 10.
- Kamura K., et al., Rare metal resource evaluation for solid waste buried in landfills. Abstracts of 34th International Geological Congress, 2012. 8.
- 樋口壯太郎他; 飛灰中のセシウムの洗浄分離に関する研究、第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会 pp. 573-574, (2012)
- 加藤隆也他; 放射性物質に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究、第 34 回全国都市清掃事例研究発表会 pp. 313-315 (2013)
- 内田貴浩他; 埋立地における安定セシウムの移動に関する研究、第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会 pp595~596 (2012)
- 加藤隆也他; 放射性物質に汚染された飛灰の洗浄による埋立前処理に関する研究、都市清掃、公益社団法人全国都市清掃会議、第 67 巻, 第 317 号, p83-89, (2014)
- 内田貴浩他; 埋立地における安定セシウムの移動に関する研究 (2)、第 35 回全国都市清掃事例研究発表会 pp306~308 (2014)

## 7. 知的財産権の取得状況

樋口壯太郎、大迫政浩、蛭江美孝他、特許願 J120323TMO 放射能汚染を受けた焼却飛灰の処理方法及び処理装置

### 3K122103 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

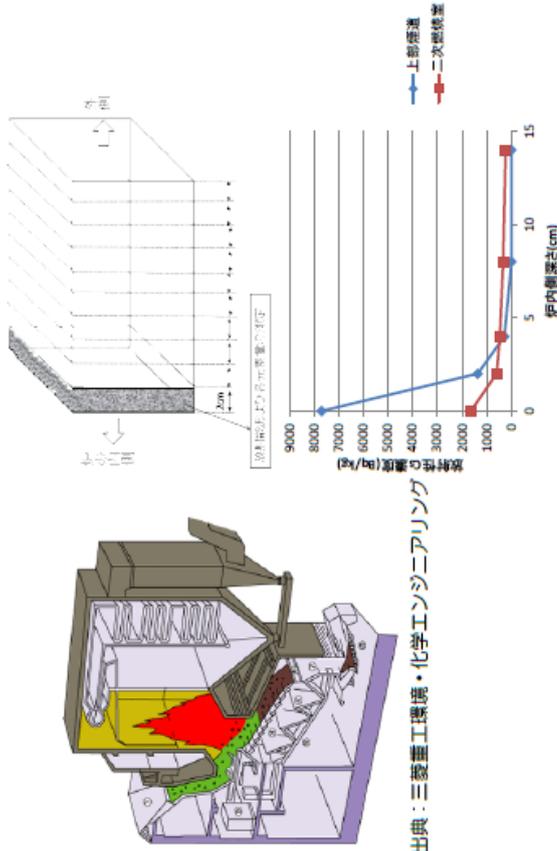
(独) 国立環境研究所・京都大学・早稲田大学・福岡大学

焼却施設等の長期的な維持管理・廃止撤去手法の確立

中間貯蔵・最終処分施設の長期的な維持管理・廃止手法の確立

焼却施設内の放射性Cs蓄積挙動の解明

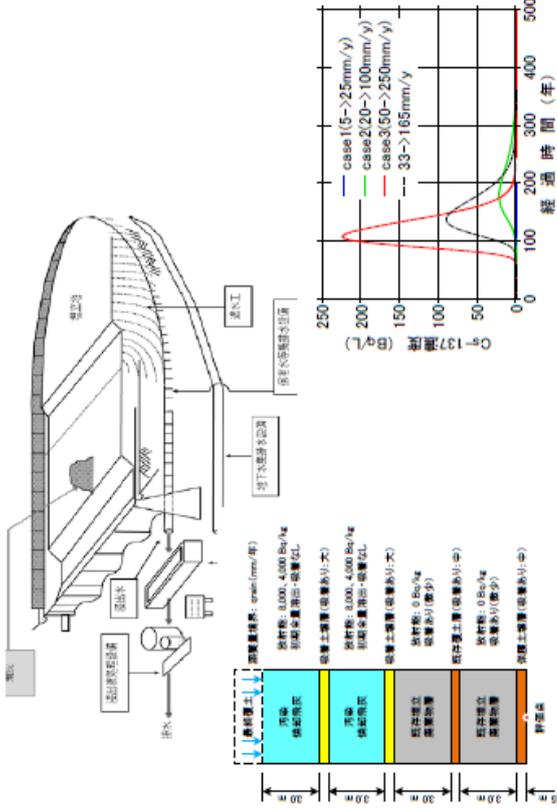
埋立層内の放射性Cs長期挙動解明



出典：三菱重工環境・化学エンジニアリング

焼却施設等における放射性物質の長期的挙動を予測し、労働者被ばく障害防止、廃棄物の適正処理の観点からの部材交換等の維持管理や廃止後解体撤去の安全な手法を確立

- 既存施設における安定Csの蓄積調査
- 熱力学的モデルシミュレーション
- モデル燃焼試験
- 放射性Csの実態調査及びクリーニング手法の実証



中間貯蔵・最終処分施設における放射性物質の長期的挙動を予測し、環境汚染防止の観点から適正な監視手法や廃止基準・方法を確立

- 逐次抽出法等の特性化試験、各種化学構造分析による吸着形態の検討
- 既存処分場のボーリング調査
- 洗浄技術を用いた前処理による埋立層低減
- 長期挙動の予測モデル

## 9. 英文概要

### Studies on the long-term management methodology for radioactively contaminated waste treatment and disposal facilities

Masahiro OSAKO (Leader), National Institute for Environmental Studies

Katsuya KAWAMOTO, National Institute for Environmental Studies

Masato YAMADA, National Institute for Environmental Studies

Kazuto ENDO, National Institute for Environmental Studies

Hidetaka TAKIGAMI, National Institute for Environmental Studies

Hidetoshi KURAMOCH, National Institute for Environmental Studies

Masaki TAKAOKA, Kyoto University

Kazuo KAMURA, Waseda University

Sotaro HIGUCHI, Fukuoka University

#### Abstract

The terrible accident of Fukushima Dai-ichi nuclear power plant caused large scale environmental pollution in the east Japan area by radioactive materials and also have brought huge amount of the contaminated wastes. Burnable wastes as parts of them should be treated with appropriate incineration processes and then the generated incineration residues would be disposed of at the landfill site or stocked at the interim storage facility. In order to safely implement the waste treatment/disposal, proper facility management must be essential in the whole of the facility life-cycle. Especially the long-term maintenance and dismantling of the incineration facility should be taken more attention from viewpoints of prevention of radiation exposure for related workers. In addition the prevention of leachate release with radioactive materials into the soil/water environment is so important in the long-term management of the waste landfill disposal facility.

The purpose of this study is not only to clarify long-term behavior of radioactive cesium in the process of the waste incineration/landfill disposal but also to establish appropriate methodologies in terms of the long-term management of the facility.

First, to understand the distribution of radioactive cesium in municipal solid waste incinerator including ash melting furnace and gasification melting furnace, various samples such as ash, fly ash, adhesives, etc. were analyzed and air dose rate at each spot inside incinerator were measured. As the result, air dose rates did not correspond to the radioactive cesium concentration in adhesives at the same sampling spot due to accumulation of cesium inside refractory material. And also penetration of radioactive cesium into the refractory material was confirmed with measurement of concentration distribution inside of the refractory material. Investigation of the cesium leachability from each part

of the refractory material resulted in presence of radioactive cesium compounds in the different chemical form.

Second, the authors performed a boring investigation to clarify actual behavior of stable (non-radioactive) cesium in the existing landfill site filled with the incineration residue. Because accumulation of cesium in the layer of middle soil cover was observed, the soil layer could have a strong adsorption potential.

We also performed a lysimeter study to monitor and simulate the behavior of radioactive cesium in landfill layers filled with incineration residues contaminated with radioactivity. The monitoring results suggested that the higher the fill level of the landfill layer is, the higher the concentration of the eluted stable cesium becomes, and that the pre-washing of the incineration residues has greater effect in reducing the stable cesium concentration than otherwise. In addition, the stable cesium concentration appears to correlate with chloride ion and electrical conductivity, pointing to a possibility of using the chloride ion and electrical conductivity as indicators to predict the stable cesium concentration.

The authors finally proposed a concept and methodology in terms of the long-term management, including environmental monitoring as well as limitation of land utilization after the landfill closure, of the landfill disposal facility filled with radioactively contaminated wastes. We also established a numerical simulation model to predict of long-term change of the radioactive cesium concentration in the leachate. Using the simulation model, we developed the methodology to conduct diagnosis of environmental safety for the future state of the landfill disposal facility.

Keywords; Radioactively contaminated waste, Long-term facility management, Radioactive cesium, Incineration treatment, Landfill disposal