

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)

平成 23 年 12 月 2 日第一版

(独) 国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター

目次

はじめに	1
1. 放射能汚染廃棄物の問題の概要	1
1.1 放射性物質による廃棄物の汚染事象	1
1.2 これまでの国等の動き	2
2. 放射能に関する基礎知識	5
2.1 放射性物質と単位	5
2.2 放射線健康障害について	7
2.3 放射線の計測技術	8
2.4 放射線の管理技術	10
3. 放射性物質（セシウム、ストロンチウム）の物性	13
4. 放射性セシウムの溶出特性	17
4.1 はじめに	17
4.2 試験方法	17
4.2.1 JIS K0058-1 有姿攪拌試験	17
4.2.2 逐次抽出試験	17
4.2.3 シリアルバッチ試験	18
4.2.4 累積バッチ試験	18
4.3 試験結果と考察	19
4.3.1 JIS K0058-1 有姿攪拌試験結果	19
4.3.2 逐次抽出試験結果	23
4.3.3 迅速シリアルバッチ試験結果	26
4.3.4 迅速累積バッチ試験結果	27
4.4 考察	28
5. 放射性セシウムの土壌等への吸着特性	30
5.1 はじめに	30
5.2 実験方法	30
5.3 実験結果	32
5.4 結び	35

6.	焼却処理過程における挙動と制御	36
6.1	燃焼過程及び排ガス処理過程での挙動と制御.....	36
6.2	今後明らかにすべき課題.....	38
7.	埋立処分過程における挙動と制御	40
7.1	モデル解析からみる挙動と埋立工法.....	40
8.	浸出水処理過程における挙動と制御	48
8.1	浸出水処理施設における実態.....	48
8.1.1	浸出水処理施設における放射性セシウムの現状.....	48
8.1.2	安定セシウムを指標とした浸出水処理施設におけるセシウム除去性能の評価	49
8.2	放射性セシウムの有効な除去方法の検討.....	50
8.2.1	ゼオライトによる吸着除去.....	50
8.2.2	逆浸透膜による除去.....	52
9.	放射能の測定	53
9.1	はじめに.....	53
9.2	一般廃棄物処理施設、災害廃棄物、下水汚泥等の放射能測定について.....	53
9.3	廃棄物等の放射能調査・測定暫定マニュアルについて.....	55

はじめに

東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所の事故により、福島県を中心に関東圏域等に及ぶ広域な放射性物質汚染が生じています。日常の生活環境における被ばくや食品を通じた被ばくなどが懸念される一方、放射性物質を含む廃棄物等の問題が深刻化しています。現在の国難を克服するためには、放射能に汚染された環境の早期回復が試金石となり、特に放射性物質汚染廃棄物の安全かつ安心な処理処分の推進は、最も優先されるべき対応策の一つであると言えます。

本技術資料では、今後の放射性物質汚染廃棄物の適正処理を行っていくうえで、留意すべき技術的事項を中心に、(独)国立環境研究所がこれまで実施してきた調査研究の成果等を取り纏め、情報提供を行います。わが国において、また世界においても過去経験したことのない未曾有の原子力災害であり、科学的な知見が十分でなく不確実性を含む事項も多々あると思われます。しかし、いち早く社会に提供することが重要と考え、ここに取り纏めました。情勢は日々刻々変化し、また対処のための科学的・技術的知見も徐々に集積されてきていることから、本技術資料は適宜改訂することとしたいと考えています。

1. 放射能汚染廃棄物の問題の概要

1.1 放射性物質による廃棄物の汚染事象

図 1.1 に、主要な放射能汚染廃棄物である福島県内の災害廃棄物、下水汚泥、上水汚泥(浄水発生土)、一般ごみの焼却灰等が放射性物質に汚染された事象の機序(メカニズム)の概要を示しました。原発事故に伴い放出された放射性物質はエアロゾルなどの形で広域に移流拡散し、降雨に伴って地上に降下沈着しました。現在、環境放射能のほとんどを占めている放射性セシウムは、降雨に溶けてイオンの形で降り注いだと考えられます。文部科学省が行った航空機モニタリングの結果では、福島県内だけでなく、県外の広範囲に汚染が進んでいることが明らかとなっています。関東圏域でも、千葉県の北西部や栃木県、群馬県の山麓部など、高線量地域が分布しています。高線量地域では、放射性セシウムを含む草木類が一般廃棄物の焼却施設に混入し、高濃度の焼却灰が発生しています。これは、日常生活の中で放射性セシウムを含む土壌が付いた雑草を除去したり、葉や樹皮に放射性セシウムが付いた樹木等を剪定するなどした際に生じた草木類のごみに起因するものです。

合流式下水道では、放射性セシウムが付着した地上部の土壌粒子が懸濁物として下水道に流入し、終末処理場において下水汚泥に濃集しています。上水の場合も同様に、取水域に懸濁物が流入し浄水過程で上水汚泥中に濃集しました。それ以外にも、降下物の付着による稲わらや腐葉土なども問題になっています。

放射性物質を含む廃棄物等の問題の構造



図 1.1 主要な放射能汚染廃棄物である福島県内の災害廃棄物、下水汚泥、上水汚泥（上水発生土）、一般ごみの焼却灰等が放射性物質に汚染された事象の機序（メカニズム）の概要

1.2 これまでの国等の動き

表 1.1 に放射性物質によって汚染された廃棄物の問題に対する国等のこれまでの動きを時系列的に示します。原発事故による汚染の実態が不明であった当初は、主に福島県内に目が向けられ、福島県内の災害廃棄物が放射性物質によって汚染されているおそれがあったことから、その実態把握と対処が検討されました。5月2日に環境省から「福島県内の災害廃棄物の当面の取り扱い」の通知が出され、その後、放射性物質に汚染された災害廃棄物をどのように処理していくべきかについて検討していくために、「災害廃棄物安全評価検討会」が環境省に設置されて、5月15日に第一回会合が開催されました。

一方、災害廃棄物よりも先に顕在化したのは、下水汚泥の問題でした。5月2日に福島県内の下水処理場から発生する下水汚泥及びその焼却灰等の放射能濃度が高いことが報告され、その後福島県外からも同様の報告事例が相次ぎ、さらに高濃度の浄水発生土が広域的に生じていることも明らかになりました。そこで、6月16日には原子力災害対策本部から関連省に「放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取り扱いに関する考え方」が通知され、同月17日に国土交通省においても「下水道における放射性物質対策に関する検討会」が発足しました。同通知は、6月3日に原子力安全委員会が発出した「東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故の影響を受けた廃棄物の処理処分等に関する安全確保の当面の考え方について」を元に作成されたものです。8,000Bq/kg以下の上下水処理等副次産物を通常の管理型処分場で埋立可能とする技術基準はこの時点で示されました。

環境省では、災害廃棄物安全評価検討会での検討を重ね、先述の6月3日の原子力安全

委員会の示した「放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取り扱いに関する考え方」も踏まえながら、6月23日に「福島県内の災害廃棄物の処理の方針」を発出し、福島県内の放射性物質を含む廃棄物の処理方策に関する方針を示しました。この通知で、上下水処理等副次産物と同様に、8,000Bq/kgの埋立基準(管理型処分場で埋立可とする基準)が示されました。

一方、東京都江戸川清掃工場や柏市の清掃工場で高い放射能濃度の焼却灰が発生していることが判明し、福島県外にも存在する空間線量の高い地域では、一般廃棄物への放射性物質の混入が明らかとなってきました。この事象は、放射性物質を含む草木類等に主に起因しており、放射性物質による汚染は災害廃棄物以外の「一般ごみ」まで及んだわけです。そこで環境省では、東日本の16都県に実態把握のための緊急調査を要請するとともに、放射性物質を含む焼却灰について6月23日の福島県内の災害廃棄物に対して示した方針に準じて取り扱うよう指示しました。その後、いくつかの技術的事項に関する通知を発出し、8月11日には、「災害廃棄物の広域処理の推進について(東日本大震災により生じた災害廃棄物の広域処理の推進に係るガイドライン)」を発出し、宮城県及び岩手県で発生している災害廃棄物の広域的処理を進めるにあたっての安全確保の考え方を示しました。8月29日には焼却灰の調査結果を公表するとともに、「一般廃棄物処理施設における放射性物質に汚染されたおそれのある廃棄物の処理について」を通知しました。ここでは、焼却処理や8,000Bq/kg以下の焼却灰等の埋立における安全確保について示し、施設におけるモニタリングなどについて指示しました。8月31日には、「8,000Bq/kgを超え100,000Bq/kg以下の焼却灰等の処分方法に関する方針について」の通知が発出され、8,000Bq/kgを超える高濃度の廃棄物の埋立方法が示されました。

以上のように、放射性物質に汚染された廃棄物の処理については、環境省を中心にした対応がなされてきましたが、廃棄物処理法の延長上で対処していくことには限界があり、国として新たな法的枠組みをつくる必要性に迫られました。そこで、放射性物質に汚染された廃棄物の処理と土壌等の除染の二本柱からなる特別措置法(放射性物質汚染対処特別措置法)が8月30日に公布・施行され、11月11日には法に基づく基本方針が閣議決定されました。10月29日には、中間貯蔵施設等の基本的考え方(「東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質による環境汚染の対処において必要な中間貯蔵施設等の基本的考え方について」)の中で、福島県内における中間貯蔵施設設置のスケジュールや、福島県外では指定廃棄物を既存の管理型処分場で処分していく方向性が示されました。現在は2012年1月1日の本格施行に向けて、環境省令案のパブリックコメントも終了して、最終的な詰め作業に入っているところです。

表 1.1 これまでの国等の主な動き

環境省が主体となった動き	その他の主な動き
<p>「福島県内の災害廃棄物の当面の取り扱い」(5月2日) 「災害廃棄物安全評価検討会」設置 (5月15日)</p> <p>「福島県内の災害廃棄物の処理の方針」(6月23日)</p> <p>「一般廃棄物焼却施設における焼却灰の測定及び当面の取扱いについて」(6月28日)</p> <p>「災害廃棄物の広域処理の推進について(東日本大震災により生じた災害廃棄物の広域処理の推進に係るガイドライン)」(8月11日)</p> <p>「一般廃棄物処理施設における放射性物質に汚染されたおそれのある廃棄物の処理について」(8月29日)</p> <p>「放射性物質汚染対処特別措置法」公布(8月30日)</p> <p>「8,000Bq/kg を超え100,000Bq/kg 以下の焼却灰等の処分方法に関する方針について」(8月31日)</p> <p>「環境回復検討会」設置(9月14日)</p> <p>「東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質による環境汚染の対処において必要な中間貯蔵施設等の基本的考え方について」(10月29日)</p> <p>放射性物質汚染対処特別措置法基本方針閣議決定(11月11日)</p> <p>特別措置法本格施行(2012年1月1日)</p>	<p>福島県内の下水処理場から発生する下水汚泥等の放射能濃度が高いことを報告(5月2日)</p> <p>「東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故の影響を受けた廃棄物の処理処分等に関する安全確保の当面の考え方について」原子力安全委員会(6月3日)</p> <p>「放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取り扱いに関する考え方」原子力災害対策本部(6月16日)</p> <p>「下水道における放射性物質対策に関する検討会」が国土交通省に発足(6月17日)</p> <p>東京都江戸川清掃工場や柏市の清掃工場で高い放射能濃度の焼却灰が発生していることが判明(6月下旬)</p> <p>東京都が広域処理として岩手県の災害廃棄物を受入開始(11月初旬)</p> <p>厚労省「除染作業等に従事する労働者の放射線障害防止に関する専門家検討会」設置(10月21日)</p>

2. 放射能に関する基礎知識

2.1 放射性物質と単位

放射線と放射能の定義において、放射線は、空間を移動する高速の粒子の流れと一種の電磁波です（以下、電離放射線と呼ぶ）。一方、放射能は、不安定な原子核が崩壊し、①電離放射線を出す能力、及び②その数量（ベクレル）を指し、放射能を持った物質を放射性物質と呼びます。電離とは、イオン化を意味しますが、放射線で生じたイオンは化学的な反応性に富むことから、人体に影響を及ぼす可能性があります。

表 2.1 に主な放射線の種類とその基本的な性質についてまとめました。

表 2.1 主な放射線の種類とその基本的な性質

種類		基本的な性質
α 線	ヘリウム原子核	直進するが、空気中の飛程は数 cm。紙 1 枚で止まる。強い電離作用。体内影響を及ぼす。エネルギー一定。 γ 線と共に起こることがある。
β 線	電子	アルミ箔や厚さ数 cm のプラスチックで止まる。連続エネルギーをもつ。 γ 線と共に起こることがある。核内中性子から電子線が放出され、一般的に α 線の約 100 倍の透過力がある（質量数不変で、 β^+ 崩壊は陽子 +1、 β^- 崩壊は陽子が -1 なので、原子番号が 1 つ変わる）。
γ 線 X 線	電磁波	光と性質が類似。核内から出て、透過力が大きい。単色エネルギー。 α 線、 β 線と共に起こる。 α 線の約 1 万倍、 β 線の約 100 倍の透過力があるので、鉛やコンクリートなどで遮蔽し、環境中の放射線源に注意。
中性子線	中性子	電子核を構成する素粒子で電氣的に中性である。透過力が強く、水やパラフィンなど軽い元素を含むもので減速させる。単独に存在する中性子の半減期は 10.8 分で β 線を放出して陽子に代わる。

福島第一原子力発電所の事故により環境中に飛散した放射性核種は、原子力発電のプロセス（核分裂反応）によって生じた核分裂生成物(^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{131}I)や、中性子が構造物や燃料に吸収されることによって生成する ^{60}Co や ^{241}Am があり、代表的な拡散された核種（核分裂反応による生成率の高い核種）として ^{137}Cs と ^{90}Sr を例示します（図 2.1）。

^{137}Cs は半減期 30.17 年であり、 ^{137}Cs は β 線放出核種であるが、 $^{137\text{m}}\text{Ba}$ と永続平衡（放射平衡）の関係にあり、 $^{137\text{m}}\text{Ba}$ からの核異性体転移（IT; エネルギーの異なる核種のうち、測定

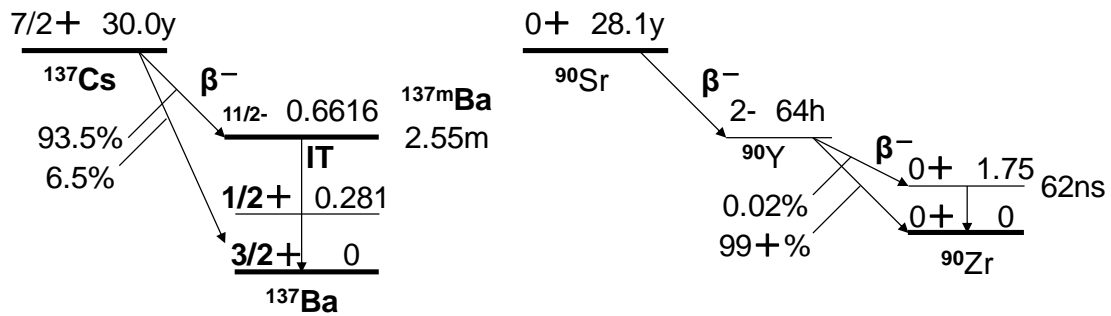


図 2.1 ^{137}Cs と ^{90}Sr の崩壊図表

可能な半減期を持つ励起された核には m をつけて区別し、励起状態から γ 線を放出すること（をいう）による 0.662 MeV の γ 線を測定することにより放射能の定量を行います。

^{90}Sr は最大エネルギーが 0.546 MeV の β 線放出核種であり、その半減期は 28.8 年です。娘核種の ^{90}Y （半減期 64.1 時間、2.28 MeV の β 線放出核種）と永続平衡の関係にあり、 ^{90}Y の放射能を測定することにより、 ^{90}Sr の放射能の定量を行います。

次に放射線単位（ベクレル、吸収線量、線量等量）の基本事項について説明します。

- ① ベクレル (Bq) : 放射能の強さを示し、1 秒間に崩壊する原子の数（以下、壊変数とよぶ）です。同一核種における単位時間当たりの壊変数は存在する原子核の数に比例します。
- ② 吸収線量 (グレイ ; Gy) : 放射線の照射を受けることによって、物質が受け取るエネルギー。1 kg の物質が 1 J のエネルギーを吸収したとき、その物質の吸収線量は 1 Gy です。
- ③ 線量当量 : 放射線が生体に及ぼす吸収線量の影響を評価する尺度であり、放射線防護の目的に使用される単位です。単位は Sv (シーベルト)。

$$\text{線量当量 (Sv)} = \text{吸収線量 (Gy)} \times \text{線質係数 (放射線荷重係数)}$$

において、線質係数 (ICRP2007 勧告により放射線荷重係数とよぶ) はそれぞれの放射線の生体に及ぼす影響を表すものであり、 β 線、 γ 線、X 線に対しては 1、 α 線に対しては 20 が定められます。線量当量のうち、身体のそれぞれの組織や臓器について、不均一に放射線を受ける場合、その組織や臓器の感受性から相対的に値付けられた係数を組織荷重係数とよび、その組織や臓器の「等価線量当量」と呼びます。全ての組織荷重係数の和は 1 であり、全ての組織や臓器の「等価線量当量」を加えたものを「実効線量当量」と呼びます。実際、あらゆるエネルギーの放射線による、実効線量当量を正確に評価するのは難しい為、1 cm 線量当量 (皮膚から 1 cm 深さの線量) を測定することにより外部被ばくによる実効線量を評価します (放射線障害防止法)。 γ (X) 線を測定する線量計及びサーベイメーターでは 1cm 線量当量を測定するように調整されています。

- ④ その他 : 表面密度の単位は、放射エネルギーを測定対象の面積で割ったもので表し、(Bq/cm²)

などの単位で表現します。また、空気中や水溶液中の放射性物質濃度は、放射エネルギーを測定対象の体積で割ったもので表し、(Bq/cm³)などの単位で表現します。食物や土壌試料などは、体積当たりではなく質量当たり、つまり、放射エネルギーを測定対象の質量で割ったもので表し、(Bq/kg)などの単位で表現しています。

2.2 放射線健康障害について

放射線が人の健康に与える影響については、被ばくした人に直接現れる影響（身体的影響）と継代的に表れる突然変異等の遺伝的影響の二つに区分できます。

身体的影響については、一時的に大量の放射線を浴びた際に見られる早期効果及び急性障害ともいわれています（嘔吐、下痢、発熱、造血器障害、脱毛、出血等）。少量の線量を長期間浴びた場合や、数年、数十年といった長い潜伏期を経て障害が現れる晩発効果及び晩発性障害ともいわれます（発がん、寿命短縮、白内障等）。全身被ばくしたヒトの急性障害としては、0.5 Gy（ γ 線とすると線量当量で0.5 Sv）でリンパ球の一時的減少、2～6 Gyの被ばくで白血球の長期的減少や造血機能損傷等が現れます。ヒトの半致死線量当量（30日間での死亡率が50%）は4 Gy（ γ 線とすると線量当量で4 Sv）と推定されています。一方、低線量をめぐって、100 mSv以上では線量と発がんのリスクには直線的な有意性のある相関が認められるが、100 mSv以下では有意な相関が認められないことも原爆被ばく者の調査で分かっています。

放射線の人体に対する遺伝的影響や身体的影響のうち、晩発障害は線量の大きさによって障害の重篤度ではなく発生率のみが変化します（突然変異出現率、発がん率）。これを確率的影響と呼びます。また、身体的影響のうち、急性効果と、発がん以外の晩発効果は、あるしきい値を超える線量に応じて障害の重篤度が変化します（皮膚紅斑、脱毛、生殖能力への影響、個体死等）。これを確定的影響と呼びます。

遺伝的影響については、放射線による生殖細胞の損傷によって起こり、損傷した遺伝子が正しく修復されない場合、突然変異や染色体の異常の形で現れます。しかしながら、放射線によって遺伝子の突然変異が起こっても、熱や化学薬品による突然変異やその他の劣性遺伝子の継承による自然突然変異と区別することはできないとされています。ただ、放射線は突然変異率を増大させるものであり、遺伝的な損傷のリスクを低減する為にも、医療行為による被ばくを含めて、無用な被ばくを受けない為の厳密な規制が必要です。

身体的影響を及ぼすものとして、外部被ばくと、内部被ばくについて述べます。

自然には、宇宙からの放射線（宇宙線）や、地殻や建材や植物中に含まれる天然放射性物質（主として⁴⁰Kやウラン系列やトリウム系列）による放射線が存在し、医療行為（レントゲン撮影等）による医療放射線、過去の核実験などによる放射線降下物による放射線、各種産業界などで利用される放射線なども存在します。それらの放射線を体外から受けることを外部被ばくと呼び、それらの放射性物質を吸入・摂取行為で体内に取り込むことによって、体内から放射線を受けることを内部被ばくと呼びます。内部被ばくの場合、核種

によっては特定の臓器に集まりやすいといった特徴があり、特定臓器や組織への蓄積への留意が必要です。生体内の放射線量が半分になる期間（以下、実効半減期と呼ぶ）については、放射性物質固有（不変）の物理学的半減期と代謝排泄による生物学的半減期の両方の作用を受けます。

外部被ばくを低減する為には、放射線源自体を直接触れずに取り除くこと、取り除けない場合には放射線源から人の間に放射線を遮るような遮蔽を設けること、放射線源から距離を置くこと、放射線源の近くにいる時間を短くすることが大切です。また、内部被ばくを低減するには、放射性物質を封じ込めること（密封）、放射性物質量を低減すること（除染）、適切な防護具を装着することが大切です。非密封の放射性物質がある場合、呼吸による吸引や付着物や含有物の摂取を避けること、開放している傷口や炎症している箇所からの体内への取り込みを避ける為に露出しないこと、マスク等の防護具を使用し、適宜洗浄し、体内に取り込まないように注意することが大切です。仮に体内に取り込んだ場合は、可能な限り洗浄することや、取り込んだ放射性物質が蓄積しないように代謝・排泄を促進する行為も重要になっています。

2.3 放射線の計測技術

表 2.2 に放射線の検出に利用される検出器と相互作用についてまとめました。

α 線の計測には比例計数管、固体（半導体）検出器が用いられる。 β 線の計測には有機シンチレーション検出器、GM 計数管、比例計数管、電離箱、固体（半導体）検出器が用いられ

表 2.2 放射線の検出に利用される検出器と利用される相互作用、及び検出可能な放射線種

検出器	利用される相互作用	検出可能な放射線種
電離箱	気体の電離	γ 線
比例計数管	気体の電離	α 線, β 線, 中性子線
GM 計数管	気体の電離	β 線 + γ 線
NaI(Tl)シンチレーション検出器	固体の発光	γ 線
ZnS(Ag)シンチレーション検出器	固体の発光	α 線
プラスチックシンチレーション検出器	固体の発光	β + γ 線
HP-Ge, Ge(Li)検出器	固体の電離	γ 線
Si 半導体検出器	固体の電離	α 線
蛍光ガラス線量計	固体の蛍光	γ 線
熱蛍光線量計(TLD)	捕獲エネルギーの加熱による発光	γ 線, β 線, 中性子線用素子の併用
化学線量計(セリウム線量計, 鉄線量計)	化学変化	γ 線
電子ポケット線量計(EPD)	固体の電離	γ 線, 中性子線

ています。γ線、X線の検出には無機シンチレーション検出器、GM 計数管、固体（半導体）検出器が使用されます。ここでは、特にγ線測定（主としてCs137及びCs134などによる線量率及び放射エネルギー）に用いられる各種計測機器の概略についてのみ示します。

まず、空間線量（1 cm 線量当量）測定用として持ち運びの容易なサーベイメーターでは、電離箱、GM 計数管、NaI(Tl)シンチレーション式が一般的です。計測値も $\mu\text{Sv/h}$ 単位で表すことができる NaI(Tl)シンチレーション式は通常、放射線の検出感度が高いがエネルギー依存性が劣るため、カウント(cpm; count per minute; 一分当たりの放射線検出数)測定が基本的に可能ですが、良好なエネルギー依存性を補償する機種も販売されています。

γ線放出核種の定性、定量測定に用いられる検出器としては、まず NaI(Tl)シンチレーションカウンター（NaI(Tl)シンチレーション検出器）が挙げられます。γ線を受けた NaI(Tl)結晶中で生じた電離や励起が元に戻る過程で生じる蛍光を光電子増倍管において電子に変換するが、光電子増倍管は波高分析器につながっており、光電子増倍管から生じた信号の数（ピーク数）と振幅（ピーク面積）を測定し、核種同定と放射能測定を行います。

NaI(Tl)シンチレーションカウンターよりもエネルギー分解能に優れ、核種同定に威力を発揮するのがゲルマニウム（Ge）半導体検出器です。円筒形の Ge 半導体中にγ線が入射すると Ge 結晶中に生じた電子-正孔対に由来する電離電流が生じ、パルスとしての電気信号が得られます。電子-正孔対を1個作り出すのに必要なエネルギーは、ゲルマニウム半導体検出器でわずか 3 eV であり、気体電離を原理とする検出器に比べてはるかに大きなばらつきのない信号が得られます。測定に用いる電子回路は NaI(Tl)シンチレーションカウンターの場合と同様で検出器からの電気信号を増幅器で拡大し、多重波高分析器で解析します。Ge 検出器では、検出するγ線のエネルギーが約 2 keV 異なれば分離可能であり、核種同定と放射能の定量には現在、ほとんど Ge 半導体検出器が用いられています。

電離箱サーベイメーターによる線量当量率の測定も $\mu\text{Sv/h}$ 単位で表記されます。安定した状態での指示値の精度は良く、サーベイメーターだけでなく、エリアモニタとして長く利用されてきています。シャッターを開けるものについては、外したときの計測値と閉じた状態の差を以って、β線の線量率測定することも可能です。しかしながら、電源を入れてから数分待たなければならないこと、衝撃に弱いことに注意する必要があります。

GM サーベイメーターについては、 $\mu\text{Sv/h}$ 表示できるもの（線量率測定用）と cpm 表示（表面密度測定用）の2種類が存在します。計数はγ線だけでなくβ線も検出するので、γ線の精度のよい測定をする場合には十分に注意する必要があります。一般的に、時定数の設定のあるもので長い時定数の方がより精度の高い測定が可能ですが、計測には時定数の3倍の時間保持（例えば、時定数が10秒となっている場合、30秒間保持しての読み値を測定値とすべきである）して測定すべきとされています。モニタリングポスト、エリアモニタ、個人被ばく測定用の線量計も含めて、上記の放射線による相互作用を利用した検出器が利用されています。

2.4 放射線の管理技術

日本における放射線防護に関する技術的基準の考え方は、国際放射線防護委員会（以下、「ICRP」という。）の勧告を尊重して検討されてきます。平成 19 年（2007 年）12 月に、ICRP は、1990 年勧告に代わる 2007 年勧告（Pub.103）を公表しており、放射線審議会では、2007 年勧告の国内制度等への取入れについて基本部会において放射線障害防止の技術的基準の考え方などの検討を行っています。

- ・ 放射線防護の 3 つの基本原則（下記）は 1990 年勧告から引き続き維持されています。
- ・ 正当化の原則（放射線被ばくの状況を変化させるようなあらゆる決定は、害よりも便益が大となるべきである。）
- ・ 防護の最適化の原則（被ばくの生じる可能性、被ばくする人の数及び彼らの個人線量の大きさは、すべての経済的及び社会的要因を考慮に入れながら、合理的に達成できる限り低く保つべきである。）
- ・ 線量限度の適用の原則（患者の医療被ばく以外の、計画被ばく状況における規制された線源のいかなる個人の総線量は、委員会が特定する適切な限度を超えるべきではない。）
線量限度については、ICRP の調査に基づく科学的知見に基づき、職業被ばくと公衆被ばくの双方について定められており、表 2.3 にそれらの勧告値を示す。

表 2.3 線量限度

	職業被ばく	公衆被ばく
実効線量	100 mSv/5 年 ただし、いかなる 1 年も 50 mSv を超えな い。	1 mSv/年
年等価線量		
目の水晶体	150 mSv	15 mSv
皮膚	500 mSv	50 mSv
手及び足	500 mSv	—

ICRP の定める線量拘束値、参考レベルは、被ばくの種類、個人と社会の被ばく状況等から特徴付け、さらに国、地域の属性を考慮に入れ、国際的な指針等を考慮した最適化プロセスによって 2007 年勧告では下記のように策定されています。

- ・ 1mSv 以下（計画被ばく状況に適用され、被ばくした個人に直接的な利益はないが、社会にとって利益があるかもしれない状況（例：計画被ばく状況の公衆被ばく））
- ・ 1～20 mSv 以下（個人が直接、利益を受ける状況に適用（例：計画被ばく状況の職業被ばく、異常に高い自然バックグラウンド放射線及び事故後の復旧段階の被ばくを含む））
- ・ 20 mSv～100 mSv 以下（被ばく低減に係る対策が崩壊している状況に適用（例：緊急事

態における被ばく低減のための対策))

国内の事業所における労働者の電離放射線被ばくを防止するために労働安全衛生法に基づく「電離放射線障害防止規則」(厚生労働省省令)が定められています。事業者は法を遵守し、確実に労働者の安全を守る義務を有しています。規則の要点を以下に列記します。

- ・ 放射線の定義と放射性物質の核種、数量と濃度による定義が決められています。
- ・ 管理区域を標識により明示することが定められています(1.3 mSv/3月或いは表面密度4 Bq/cm²を超えるおそれのあるとき)。
- ・ 施設等の線量を限度以下に保つこと(1 mSv/週)。
- ・ 放射線業務従事者の被ばく限度(100 mSv/5年+50 mSv/年+(女性)5 mSv/3月、水晶体:150 mSv/年、皮膚:500 mSv/年)
- ・ 放射線業務従事者の線量の測定(外部被ばく測定:放射線測定器の装着、内部被ばく測定:1回/3月(但し、吸入摂取した時は速やかに))
- ・ 線量の測定結果の記録(3月ごと、1年ごと、5年ごとの合計を記録します。30年間保管(放射線影響協会へは5年後に引き渡し可能)、放射線事業従事者へ通知)
- ・ 専用の作業室内での作業(非密封な放射性物質取扱作業は専用の作業室内にて作業を行う。作業室の構造は腐食しにくい材質、表面平滑、突起・くぼみがないこと)
- ・ 空気中の放射性物質濃度、飛来防止措置、専用時具(厚生労働大臣が定める濃度の1/10、飛来物による汚染がないように幕・壁の設置、専用用具の利用)
- ・ 汚染検査(作業室内の汚染検査(1回/月)と除染、作業室から退去するときの汚染検査と除染)
- ・ 貯蔵施設(外部と区画された施設、施錠、貯蔵標識)
- ・ 焼却炉(気体が漏れない・灰が飛散しない構造、焼却炉標識)
- ・ 保管廃棄施設(外部と区画された施設、施錠、保管廃棄標識)
- ・ 保護具、作業衣(放射性物質濃度に応じた保護具着用、専用の作業衣)
- ・ 作業環境測定(作業室の放射線量率:1回/月測定、5年間保存、作業室の放射性物質濃度:1回/月測定、5年間保存)
- ・ 健康診断(管理区域常時立ち入り者:指定時、1回/6月、健康診断の記録:30年間保存(5年後に専門機関へ移転可能)、作業員へ健康診断結果の通知、健康診断結果の報告:所轄労働基準監督署長あて)

参考文献

石川友清, 初級放射線, 通商産業研究社(1993年)

動力炉・核燃料技術開発事業団, 放射線業務従事者指定教育講座テキスト(1993年)

核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律(「原子炉等規制法」)

放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律(「放射線障害防止法」)

労働安全衛生規則

電離放射線障害防止規則（「電離則」）
作業環境測定法

3. 放射性物質（セシウム、ストロンチウム）の物性

放射性物質を含む廃棄物の処理・処分において、放射性セシウムやストロンチウムがガスとして大気へ拡散するのか、固体となり灰に付着するのか、さらに雨水と接触して浸出水中へ溶け出すのか、といった挙動が安全性の確保の観点から最も重要になります。それらの挙動を理解もしくは予測するには、それらの蒸気圧や水への溶解度などの物理化学的性状（以下、物性）が必要となります。しかしながら、放射性物質としての Cs-134 および -137、Sr-90 そのものの物性情報は入手できません。そこで、安定同位体のデータを収集し、物性について紹介します。ただし、それらの元素は表 3.1 の周期律表ではそれぞれアルカリ金属（1A）とアルカリ土類金属（2A）に属するため、環境または処理において原子よりはむしろ電解質（塩）として存在する可能性が高いと予想されます。そこで、それらの元素から構成される CsI や CsCl 等の塩や同族列の元素（Na や Ca 等）とその塩についても併せて紹介します。

	1 1A	2 2A	Groups ▼										13 3A	14 4A	15 5A	16 6A	17 7A	18 8A	
1	1 H																		2 He
2	3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne	
3	11 Na	12 Mg	3 3B	4 4B	5 5B	6 6B	7 7B	8 8B	9 8B	10 8B	11 1B	12 2B	13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar	
4	19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr	
5	37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe	
6	55 Cs	56 Ba	71 Lu	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn	
7	87 Fr	88 Ra	103 Lr	104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Uub		114 Uuq		116 Uuh		118 Uuo	
			6	57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb		
			7	89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No		

表 3.1 元素周期律表

物性データとして、融点 (Tf)、沸点 (Tb)、蒸気圧 (p_v)、イオン化エネルギー (IE)、電子親和力 (EA)、水への溶解度 (Sw) を収集しました。Tf、Tb、 p_v については Yaw の Chemical Properties Handbook¹⁾から、IE と EA については NIST の Web ページから、Sw については Linke の Solubilities : Inorganic and Metal-organic Compounds; A Compilation of Solubility Data from the Periodical Literature²⁾からデータを引用しています。また、物性データに加えて、蒸気圧データから大気へ揮発する可能性を、IE と EA から環境へ放出された場合のイオン化

の可能性を、さらに、水への溶解度をから水系への溶解性を考察します。

表 2 に元素および塩の純物質の Tf および Tb を、図 3.2 には蒸気圧データを示します。Cs 原子そのものは、Li (リチウム)、K (カリウム)、Na (ナトリウム) 等のアルカリ金属に属し、Na のように Tf や Tb は低く、蒸気圧は相対的には高い傾向にあり、他のアルカリ金属に比較すれば、揮発しやすい物質であるといえます。しかし、Cs はハロゲン (F、Cl、Br、I) 化すると Tf と Tb は 500~600°C 高くなります。いずれにしても、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ます。ただし、高温下における蒸気圧は他のアルカリ金属に比較して高いため、高温下における揮発性について留意が必要です。

Sr は Mg (マグネシウム) や Ca (カルシウム) 等のアルカリ土類金属に属し、アルカリ金属に比べて Tb と Tf の値は 700°C 程度高いものの、蒸気圧曲線から高温下では大気中へ揮発する可能性があると考えられます。しかし、Cs と同様に、SrCl₂ 等のハロゲン化塩となると、Tb と Tf がさらに高くなるため、大気へ揮発する可能性は低いと予想されます。

Cs と Sr はイオン化エネルギーが低く、陽イオンになり易く、特に、Cs の反応性は非常に高く、一度大気へ放出されれば容易に酸化されると考えられます⁴⁾。したがって、環境中では、酸素、水、他の元素や化学物質と反応し、塩化物、炭酸塩、硝酸塩などの塩類もしくはイオンとして存在するのではないかと推察されます。

表 3. 2a 元素に対する物性 (Tb、Tf、IE、EA、水に対するヘンリー一定数 (k_H°))

	Na	Cs	Ca	Sr
原子量 g/mol	22.99	132.905	40.078	87.62
沸点(Tb) / K	1156	963.15	1762	1630
融点(Tf) / K	370.98	301.15	1112	1042
IE / eV	5.13908	3.8939	6.11316	5.69484
EA / eV	0.547949	0.47163	0.024546	0.052038
k_H° / mol/kg*bar	-	-	-	-

表 3. 2b 塩に対する沸点 (Tb) と融点 (Tf)

	Na	NaCl	NaI	Cs	CsCl	CsI
原子量・分子量 g/mol	22.99	58.442	149.894	132.905	168.358	259.81
Tb / K	1156	1738.15	1577.15	963.15	1573.15	1553.15
Tf / K	370.98	1073.95	924	301.15	919.15	894.15
	Ca	Mg	MgCl ₂	Sr		
原子量・分子量 g/mol	40.078	24.305	95.21	87.62		
Tb / K	1762	1376	1691.15	1630		
Tf / K	1112	922	985.15	1042		

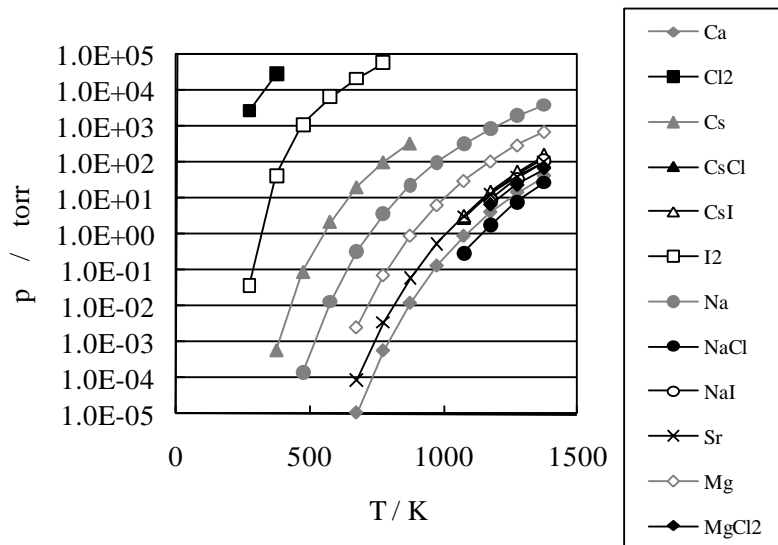


図 3.1 I_2 、Cs、Sr およびそれらの塩類の蒸気圧

Cs および Sr の塩類の水への溶解度を表 3.3 に示します。CsCl などの Cs の塩類の溶解度は非常に高く、浸出水などの水環境系へ Cs^+ イオンとして溶解する可能性が極めて高いと予想されます。また、Sr も F 以外のハロゲン化塩についてはやはり溶解度が高く、水環境系へ Sr^{2+} イオンとして溶解しているといえます。しかし、炭酸塩 ($SrCO_3$)、硫酸塩 ($SrSO_4$)、フッ化物 (SrF_2) の場合は溶解度が桁違いに低くなり、水環境系への溶解性は低くなります。

表 3.3 にて水への溶解度のデータを示しましたが、放射性同位体の環境濃度は、例えば、Cs-137 の 10Bq/L は、つまり、 $2.3 \times 10^{-14} \text{ mol/L}$ と極めて微量であることから、大気から水系に降下した元素およびその塩類は、すべてイオン化して溶解するものと考えられます。ただし、イオン化した Cs は土壌等の他の媒体へ吸着することもあります。吸着力は吸着媒体に依存するので、吸着力が強い場合には水環境中へ溶出する量がかなり少なくなると予想されます。5 章には土壌等への吸着に関する説明があります。

表 3.3 水へ溶解度

元素	塩	単位	温度 / °C	溶解度
Cs	CsBr	g/飽和溶液 100g	25	55.23
	CsIBr ₂	g/飽和溶液 100g	15	4.45
	CsCl	g/溶媒 100g	25	65.55
	CsI	g/飽和溶液 100g	25	46.1
Sr	SrBr ₂ ·6H ₂ O	g/溶媒 100g	25	107
	SrCl ₂ ·6H ₂ O	g/溶媒 100g	25	55.8
	SrI ₂ ·6H ₂ O	g/溶媒 100g	20	177.8
	Sr(OH) ₂ ·8H ₂ O	g/飽和溶液 100g	25	0.85
	Sr(NO ₃) ₂	g/溶媒 100g	26.40	82.052
	SrSO ₄	g/飽和溶液 100g	20	0.0132
	SrCO ₃	mol/溶媒 1kg	25	5.53E-05
	SrF ₂	mol/L	25	0.00091

参考文献

- 1 Yaw, CL. Chemical Properties Handbook: Physical Thermodynamic, Environmental, Transport, Safety, and Health Related Properties for Organic and Inorganic Chemicals, McGraw-Hill NY 1999.
- 2 Linke, WF. Solubilities: Inorganic and Metal-Organic Compounds; A Compilation of Solubility Data from the Periodical Literature, 4th ed.; American Chemical Society: Washington, DC, 1965.
- 3 Bale et al., FactSage thermochemical software and databases. Calphad 2002;26:189–228.
- 4 コットンら (中原訳), 基礎無機化学 第二版, 培風館, 1991

4. 放射性セシウムの溶出特性

4.1 はじめに

一般廃棄物焼却灰、下水汚泥焼却灰、浄水発生土、災害廃棄物、土壌等に移行した放射性セシウムの環境中での挙動として、溶出特性¹について検討を行いました。

4.2 試験方法

4.2.1 JIS K0058-1 有姿攪拌試験

試料を有姿のまま容器に入れ、10 倍量 (L/kg) の純水を入れた後に上部の液相部分をプロペラで攪拌する JIS K0058-1 有姿攪拌試験¹⁾ (図 4.1) により、表 4.2 から 4.6 に示す試料の評価を行いました。溶出操作時間は 6 時間です。ろ過は 0.45 μm のメンブレンフィルターを用いて行い、ろ液の pH と電気伝導度 (EC) を併せて測定しました。また、放射性 Cs 含有量の測定を別途行い、JIS K0058-1 有姿攪拌試験における溶出率を求めました。

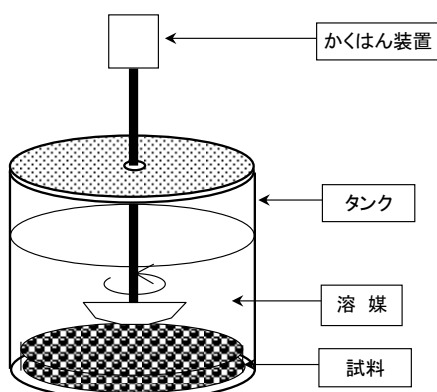


図 4.1 JIS K0058-1 有姿攪拌試験装置¹⁾

4.2.2 逐次抽出試験²⁾

JIS K0058-1 有姿攪拌試験における溶出率は、一般廃棄物焼却飛灰が他の試料よりも際だって高いことが把握されました。この要因を検討するために、抽出能力の異なる溶媒で試料を逐次抽出する「逐次抽出試験」を適用し、放射性 Cs 等の化合物形態の差異を推察しました。試料は、一般廃棄物焼却主灰、一般廃棄物焼却飛灰、下水汚泥焼却灰の各 1 試料を 125 μm 以下に粉砕したものを適用しました。試験方法は、参考文献²⁾ に準じて設定しました。試験方法の概要を表 4.1 に示します。逐次抽出試験の結果を解釈する際の注意点ですが、逐次抽出試験は土壌試料を対象として開発された方法なので、特に焼却灰への適用におい

¹ 放射性 Cs の溶出濃度測定値は重量当たり (Bq/kg) で得られるが、溶出液の密度を 1 kg/L と仮定し、一般に溶出試験で用いられる体積当たり (Bq/L) で表記している。

ては、各画分で抽出されたものの化学形態が、各画分の名称と合致したものが十分に確認されていないことが挙げられます。ただし、各画分の化学的安定性は各画分の化学形態と同等程度と推察することはできると考えられます。なお、焼却灰等の熱処理物には F5 有機物・硫化物態がほとんど存在しないことから、F5 は土壌のみ適用することとしました。

表 4.1 逐次抽出試験方法

	画分名	抽出操作方法
F1	水溶性画分	試料 10 g を秤量し、精製水 100 mL を入れ、6 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F2	<u>酢酸アンモニウム抽出画分(イオン交換態と呼ばれる)</u>	F1 の残渣と 1M 酢酸アンモニウム 100 mL を入れ、18 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F3	<u>酢酸ナトリウム抽出画分(炭酸塩態と呼ばれる)</u>	F2 の残渣を 105℃ で 2-3 時間乾燥させ、酢酸で pH5 に調製した 1M 酢酸ナトリウム 100 mL を入れ、18 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F4	<u>ヒドロキシルアミン抽出画分(酸化物態と呼ばれる)</u>	F3 の残渣を 105℃ で 2-3 時間乾燥させ、体積で酢酸を 25% 含む 0.2M 塩酸ヒドロキシルアミン溶液 100 mL を入れ、約 85℃ の恒温振とう機で 18 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F5	<u>過酸化水素水抽出画分(有機物・硫化物態と呼ばれる)(浄水発生土と土壌のみ適用)</u>	F4 の残渣を 105℃ で 2-3 時間乾燥させ、30% 過酸化水素水(0.02M 硝酸で pH 2 に調整したもの)50 mL を入れ、約 85℃ の恒温振とう機で 2 時間振とうする。冷却後、体積で硝酸を 11.1% 含む 1.78M 酢酸アンモニウム溶液 100 mL を加え、30 分室温で振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F6	<u>残渣残留画分(残留物態と呼ばれる)</u>	F5 の残渣を 105℃ で 2-3 時間乾燥させ、0.5 g を秤量し、濃硝酸 2.5 mL と濃塩酸 7.5 mL を順に加え、時計皿で覆い 120℃ に加温し反応が終了するまで分解する。5B ろ紙で固液分離し上澄み液を採取する。

4.2.3 迅速シリアルバッチ試験

一般廃棄物焼却主灰と焼却飛灰処理物の溶出パターンを検討するために、溶出試験を行う過後の試料に新たに溶媒を加える操作を繰り返し行う「シリアルバッチ試験」を適用しました。シリアルバッチ試験の概念図を図 4.2 に示します。溶媒交換のタイミングは 1 日以上とするものなど様々提案されていますが、本件では、初期の溶出パターンに重点を置くために、迅速法として、溶媒の交換を 1 時間ごとに行い 5 つの溶出液を得ました。溶媒は蒸留水のみを用いました。その他の条件は、液固比 10 L/kg、120 rpm 程度の緩やかなプロペラ攪拌とし、試料は 30 mm 以下に粗く破碎したものを使用しました。

4.2.4 迅速累積バッチ試験

放射性 Cs が溶出後、廃棄物層等をさらに下方へ浸透していくにしたがいさらに放射性 Cs が溶出することによって高濃度化する現象を検討するために、ろ過して回収された溶出液に新たに試料を投入する操作を繰り返す「累積バッチ試験」を適用しました。累積バッチ試験の概念図を図 4.3 に示します。最初の操作で得られた溶出液に新しい試料を投入して溶出操作を繰り返すことにより、溶出液の濃度は次第に高くなり、場合によっては平衡濃度に達すると思われます。ただし、毎回、溶出液の分析や、ろ過後の残渣側への溶出液の残

留のため、次回に使用できる溶出液量は次第に減少することになり、繰り返しできる回数には限界があることとなります。試料は迅速シリアルバッチ試験と同じ焼却主灰と焼却飛灰処理物を適用しました。溶媒は蒸留水を用い、液固比 5 L/kg にて毎分 50 回の緩やかな反復振とうを行いました。結果を迅速に得るために、1 回の溶出時間は 1 時間とし、ろ液に新たな試料を加えて溶出操作を再度行い、これを繰り返して 5 つの溶出液を得ました。

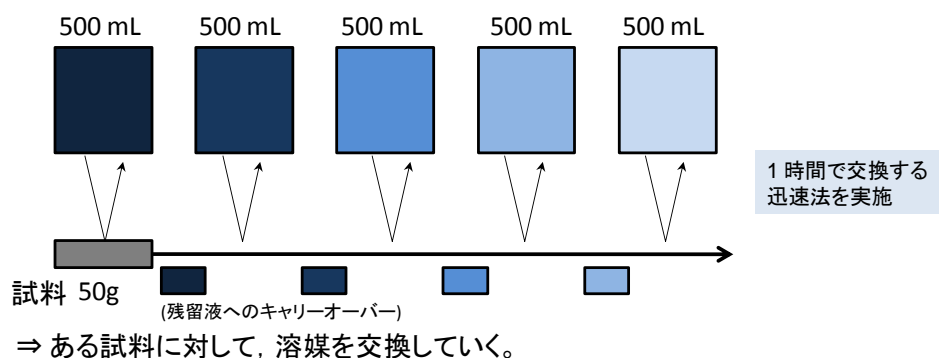


図 4.2 シリアルバッチ試験の手順の概要

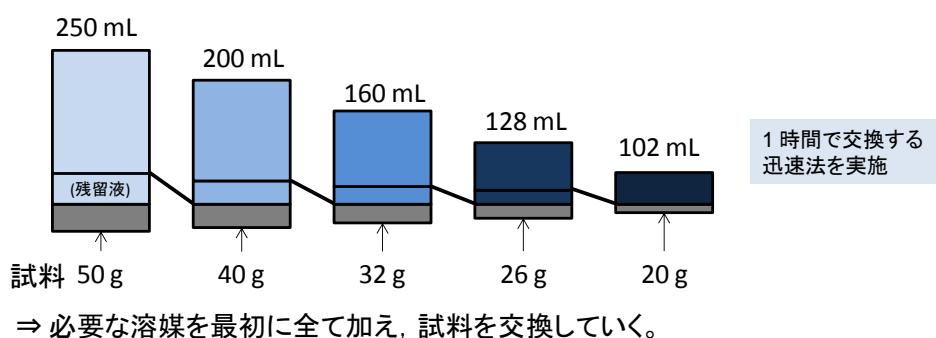


図 4.3 累積バッチ試験の手順の概要

4.3 試験結果

4.3.1 JIS K0058-1 有姿攪拌試験結果

試験の結果、Cs134 と Cs137 は含有量、溶出濃度ともに Cs137 がやや高く、この傾向は試料間で大きな違いは見られませんでした。このことから、以下では Cs134 と Cs137 を単純合計した値に基づいて結果を述べたいと思います。

(1) 一般廃棄物焼却灰等 (表 4.2)

焼却主灰中の含有量は 97.6～6800 Bq/kg と非常に幅広い値でした。このうち、主灰 B～E は溶出濃度が低く、検出限界以下でしたが、主灰 M は 85 Bq/L の溶出濃度が検出されました。溶出率を計算すると、主灰 M は 5.6% でした。主灰 B は検出限界値を用いて計算すると、8.2% 未満になりました。主灰 C～E は含有量と溶出濃度の両方が低いため、溶出率として可能性のある上限値は比較的高い値となっています。焼却飛灰は、含有量は 2400～32400 Bq/kg

と幅広いのですが、含有量にほぼ比例した溶出濃度が得られており、溶出率は 64.1～89.1% という高い値でまとまっていました。飛灰処理物とは、焼却飛灰にセメントを添加したもので、処理物 B は成形固化体、他は最大径が数 10 mm 以下の粉体～団粒の混合物です。どの処理物も、含有量の値が処理前の焼却飛灰よりもやや低いのは、セメント等の混合物や加湿調整に用いた水分によって元に占める焼却飛灰の割合が低下したためと思われる。溶出率は処理物 B を除いて 66.4～88.1% で、焼却飛灰と飛灰処理物に差異はほとんど見られませんでした。なお、処理物 B について 30 mm 以下、ならびに 2 mm 以下に粉砕して JIS K0058-1 有姿攪拌試験を適用した結果、溶出率は 77.2～79.1% であったことから、成形固化体とすることで溶出を抑制できる可能性が示唆されました。溶融スラグは含有量、溶出濃度ともに低い結果となりました。

(2) 下水汚泥焼却灰等 (表 4.3)

下水汚泥焼却灰、同・混練物、下水汚泥溶融スラグ、ばいじん (下水汚泥溶融飛灰) については、含有量は 4400～35000 Bq/kg と大きく異なるものの、溶出濃度は低く、また、溶出率は 3.4% 未満でした。特に、検出された下水汚泥焼却灰 1 試料とばいじん 1 試料はそれぞれ 0.9%、0.8% という非常に低い値でした。

(3) 浄水発生土 (表 4.4)

浄水発生土は 3 施設から採取した試料を対象としました。含有量は 6130～100800 Bq/kg と高濃度でしたが、溶出濃度はいずれも検出限界 (約 16 Bq/L) 未満で、溶出率は 2.6% 未満でした。

(4) 災害廃棄物 (表 4.5)

採取した試料では、大谷石の含有量が 30600 Bq/kg で最も高く、セメントブロック、スレート瓦、木材、トタン、塩化ビニール管は 6460～13850 Bq/kg という値でした。一方、溶出濃度は含有量の大小にかかわらず、いずれも検出限界 (約 16～19 Bq/L) 未満であり、溶出率は 2.8% 未満でした。

(5) 土壌 (表 4.6)

採取した土壌 2 試料の含有量は約 14000～17000 Bq/kg であったのに対して、溶出濃度は検出限界 (約 17 Bq/L) 未満であり、溶出率は 1.2% 未満という低い結果でした。

以上を総括すると、一般廃棄物焼却飛灰はセメントによる固化処理の有無によらず、溶出率は 64～89% であることがわかりました。そのため、含有量が高い場合は高濃度で溶出する可能性が高いと考えられます (ただし成形固化体とし、これを破碎しない場合の溶出抑制効果は期待できる結果が得られました)。一般廃棄物焼却主灰は、溶出濃度は低く、溶出率は確認できたもので 5.6% という結果でした。一方、下水汚泥焼却灰等、浄水発生土、災害廃棄物、及び土壌は、含有量が高いものでも溶出液にはほとんど検出されず、溶出率は非常に低い傾向にあることがわかりました。

表 4.2 一般廃棄物焼却灰等の試験結果

(記号 A~F 及び M は採取施設。合計値は Cs134 と Cs137 を単純合計した値。

値に“<”を付した数値は検出限界以下。)

		放射性 Cs 含有量 (Bq/kg-wet)				JIS K0058-1 有姿攪拌試験							
						放射性 Cs 溶出濃度 (Bq/L)			放射性 Cs 溶出率 (%)			pH	EC (mS/m)
		Cs134	Cs137	合計	含水率	Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計		
一般廃棄物 焼却主灰	B	1150	1300	2450	27.7	<10.0	<10.0	<20.0	<8.7	<7.7	<8.2	12.0	401
	C	167	204	371	25	<5.7	<8.1	<13.7	<33.8	<39.6	<37.0	11.9	385
	D	153	191	344	40.5	<6.6	<8.5	<15.0	<42.9	<44.3	<43.7	12.5	802
	E	97.6	114	212	24.2	<5.7	<7.8	<13.5	<58.8	<68.3	<63.8	11.9	349
	M	6800	8400	15200	<0.1	38.6	46.1	84.7	5.7	5.5	5.6	12.5	976
一般廃棄物 焼却飛灰	A*	4320	5820	10140	<0.1	420	483	903	97.2	83.0	89.1	11.4	2510
	B	13900	18500	32400	3	1270	1490	2760	91.4	80.5	85.2	12.2	3830
	C	1570	1910	3480	<0.1	99.9	123	223	63.6	64.4	64.1	12.3	3850
	D	4980	6020	11000	<0.1	393	482	875	78.9	80.1	79.5	12.2	6620
	E	1070	1330	2400	0.1	88.6	112	201	82.8	84.2	83.8	12.1	5570
一般廃棄物 焼却飛灰 処理物	A*	3590	4580	8170	17.1	321	384	705	89.4	83.8	86.3	10.2	1780
	B*	9830	10800	20600	9.2	130	140	270	13.2	13.0	13.1	12.4	3270
	C	680	837	1520	15.5	48.7	52.6	101	71.6	62.8	66.4	12.5	2050
	D	3390	4120	7510	19	299	363	662	88.2	88.1	88.1	12.1	4700
	E	666	850	1520	24.1	45.9	55.6	102	68.9	65.4	67.1	11.8	2600
一般廃棄物 溶融スラグ	F	130	150	280	6.7	<6.7	<7.9	<14.6	<51.5	<52.3	<52.0	8.2	3.9

* A施設のみ流動床炉、他はストーカ炉、B 施設の飛灰処理物は成型固化体

(出典:環境省第 5 回災害廃棄物安全評価検討会参考資料 3-1)

表 4.3 下水汚泥焼却灰等の試験結果

(記号 G、H は採取施設。合計値は Cs134 と Cs137 を単純合計した値。

値に“<”を付した数値は検出限界以下。)

		放射性 Cs 含有量 (Bq/kg-wet)				JIS K0058-1 有姿攪拌試験							
						放射性 Cs 溶出濃度 (Bq/L)			放射性 Cs 溶出率 (%)			pH	EC (mS/m)
		Cs134	Cs137	合計	含水率	Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計		
下水汚泥 焼却灰	G	16000	19000	35000	0.3	14	16	30	0.9	0.8	0.9	6.9	164
	H	3300	3900	7200	0.3	<7.2	<7.3	<14.5	<2.2	<1.9	<2.0	6.8	194
下水汚泥焼 却灰混練物	H	2000	2400	4400	30	<7.1	<8.0	<15.1	<3.6	<3.3	<3.4	9.9	125
下水汚泥 溶融スラグ	G	11000	13000	24000	8.4	<7.2	<7.5	<14.7	<0.7	<0.6	<0.6	7.5	0.8
ばいじん(溶 融飛灰)	G	16000	19000	35000	20.8	17	12	29	1.1	0.6	0.8	7.9	287

(出典:環境省第 5 回災害廃棄物安全評価検討会参考資料 3-1)

表 4.4 浄水発生土の試験結果

(記号 I、J、K は採取施設。合計値は Cs134 と Cs137 を単純合計した値。

値に“<”を付した数値は検出限界以下。)

		放射性 Cs 含有量 (Bq/kg-wet)				JIS K0058-1 有姿攪拌試験							
						放射性 Cs 溶出濃度 (Bq/L)			放射性 Cs 溶出率 (%)			pH	EC (mS/m)
		Cs134	Cs137	合計	含水率	Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計		
浄水発生土	I	6310	7510	13820	59.4	<8.3	<7.9	<16.2	<1.3	<1.1	<1.2	7.4	6.6
	J	2780	3350	6130	60.2	<6.6	<9.4	<16.0	<2.4	<2.8	<2.6	7.1	45.4
	K	45900	54900	100800	66.2	<8.1	<8.3	<16.4	<0.2	<0.2	<0.2	7.1	7.4

表 4.5 災害廃棄物の試験結果

(合計値は Cs134 と Cs137 を単純合計した値。値に“<”を付した数値は検出限界以下。)

		放射性 Cs 含有量 (Bq/kg-wet)				JIS K0058-1 有姿攪拌試験							
						放射性 Cs 溶出濃度 (Bq/L)			放射性 Cs 溶出率 (%)			pH	EC (mS/m)
		Cs134	Cs137	合計	含水率	Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計		
大谷石		14400	16200	30600	6	<8.8	<9.0	<17.7	<0.6	<0.6	<0.6	7.4	1.8
セメントブロック		2990	3470	6460	3.6	<8.2	<9.8	<18.0	<2.7	<2.8	<2.8	9.5	4.7
スレート瓦		3000	3550	6550	1.2	<8.8	<7.9	<16.7	<2.9	<2.2	<2.5	8.3	5.3
木材		3480	4070	7550	9.1	<8.6	<8.4	<17.0	<2.5	<2.1	<2.2	6.7	1.7
トタン		4510	5020	9530	0	<8.3	<10.5	<18.8	<1.8	<2.1	<2.0	7.3	1.8
石膏ボード		120	136	256	18.2	<8.1	<7.8	<15.9	<67.7	<57.3	<62.1	7.2	227
瓦		597	672	1269	1.6	<8.2	<8.3	<16.5	<13.7	<12.3	<13.0	7.5	1
塩化ビニール管		6560	7290	13850	0.5	<9.4	<9.1	<18.5	<1.4	<1.2	<1.3	7.3	2.6

表 4.6 土壌の試験結果

(合計値は Cs134 と Cs137 を単純合計した値。値に“<”を付した数値は検出限界以下。)

		放射性 Cs 含有量 (Bq/kg-wet)				JIS K0058-1 有姿攪拌試験							
						放射性 Cs 溶出濃度 (Bq/L)			放射性 Cs 溶出率 (%)			pH	EC (mS/m)
		Cs134	Cs137	合計	含水率	Cs134	Cs137	合計	Cs134	Cs137	合計		
土壌	N	7430	9340	16770	29.8	<8.80	<8.38	<17.2	<1.2	<0.9	<1.0	5.8	1.6
	O	6240	8010	14250	13.0	<8.51	<8.38	<16.9	<1.4	<1.0	<1.2	6.9	1.9

4.3.2 逐次抽出試験結果

表 4.7 に試験結果を示します。Cs134 と Cs137 は、これまでと同様に Cs137 がやや多く、各画分への分配は非常に類似した傾向を示しました。また、放射性 Cs に加えて、安定 Cs、Na、K、Rb のアルカリ金属、Mg、Ca、Sr、Ba のアルカリ土類金属についても測定しましたが、金属元素によって異なる結果が得られました。

図 4.4 に示す放射性 Cs の各抽出画分の割合は、試料によって大きく異なることがわかります。まず、一般廃棄物焼却主灰は、F6 残留物態が 80%程度を占めており、F2 イオン交換態と F4 酸化物態が 5~8%、F1 水溶性画分と F4 炭酸塩態は 3%程度未満であり、非常に少ないことがわかりました。次に、一般廃棄物焼却飛灰は、F1 水溶性画分が非常に多く、次に F2 イオン交換態が多いことがわかりました。F3、F4、F6 (Cs134 のみ) は検出限界以下でした。F6 残留物態は Cs137 で検出されました。そこで、図 4.4 のように検出限界値の 1/2 を採用しない場合について Cs137 の、F1、F2、F6 の割合を計算すると、それぞれ 74.5%、13.0%、12.5%になります。下水汚泥焼却灰は、F6 残留物態が 70%近くを占め、F4 酸化物態も約 23%を占めることがわかりました。

図 4.5 に、放射性 Cs と安定 Cs との比較、ならびに他のアルカリ金属・アルカリ土類金属との比較の結果を示します。この図から、放射性 Cs と安定 Cs の抽出傾向はほとんど同じであることがわかります (下水汚泥焼却灰の F4 酸化物態の安定 Cs の割合がほぼゼロである点は再確認中です)。アルカリ金属のうち、Cs よりも原子量の小さい K、Rb と Cs とを比較すると、大まかな傾向は試料の種類ごとに類似していますが、例えば一般廃棄物焼却主灰について、水溶性画分の割合は $K > Rb > Cs$ であることがわかります。アルカリ土類金属については、Mg が F1 水溶性画分が極端に小さいのは水溶液がアルカリ性のために溶解できなかったと考えられますが、Ca、Sr、Ba の順に F6 残留物態が増え、F1 水溶性画分と F2 イオン交換態の割合が減少する傾向が見られました (ただし下水汚泥焼却灰はやや傾向が異なるようです)。

表 4.7 逐次抽出試験結果（あとで数値を丸める）

（合計値は Cs134 と Cs137 を単純合計した値。値に“<”を付した数値は検出限界以下。）

		Cs134	Cs137	合計値	安定 Cs	Na	K	Rb	Mg	Ca	Sr	Ba
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
一般廃棄物焼却主灰	F1 水溶性画分	191	243	434	0.05	4310	1970	2.4	<5	12100	30	81
	F2 イオン交換態	567	610	1177	0.1	1010	388	0.9	1340	52600	26	50
	F3 炭酸塩態	<226	<132	<358	0.03	-	381	0.48	2090	37600	67	35
	F4 酸化物態	448	410	858	0.08	-	2600	2.6	3550	29200	53	89
	F6 残留物態	5170	5997	11178	0.76	-	5123	12	3493	16301	52	507
	Total	6602	7392	14005	1.02	-	10462	19	10478	147801	228	762
一般廃棄物焼却飛灰	F1 水溶性画分	1140	1200	2340	1.7	28000	42600	61	<5	35300	56	35
	F2 イオン交換態	245	210	455	0.3	3620	4890	7.8	531	142000	66	18
	F3 炭酸塩態	<143	<169	<312	0.17	-	989	1.8	8160	74000	76	11
	F4 酸化物態	<148	<152	<300	0.13	-	2910	3	4550	36300	62	11
	F6 残留物態	<365	201	<566	0.35	-	3125	5	4386	24671	104	658
	Total	2041	1932	3973	2.65	-	54514	78	17632	312271	364	733
下水汚泥焼却灰	F1 水溶性画分	217	358	575	0.02	487	525	0.44	735	3630	8.2	2.6
	F2 イオン交換態	795	860	1655	0.12	162	369	0.75	420	2040	2.5	4.7
	F3 炭酸塩態	349	395	744	0.14	-	316	0.89	2550	4000	25	19
	F4 酸化物態	3580	3960	7540	<0.01	-	2180	0.02	4810	10900	0.2	0.29
	F6 残留物態	10964	11833	22796	1.67	-	4078	11	8691	53481	32	7354
	Total	15905	17406	33310	1.96	-	7468	13	17206	74051	68	7380

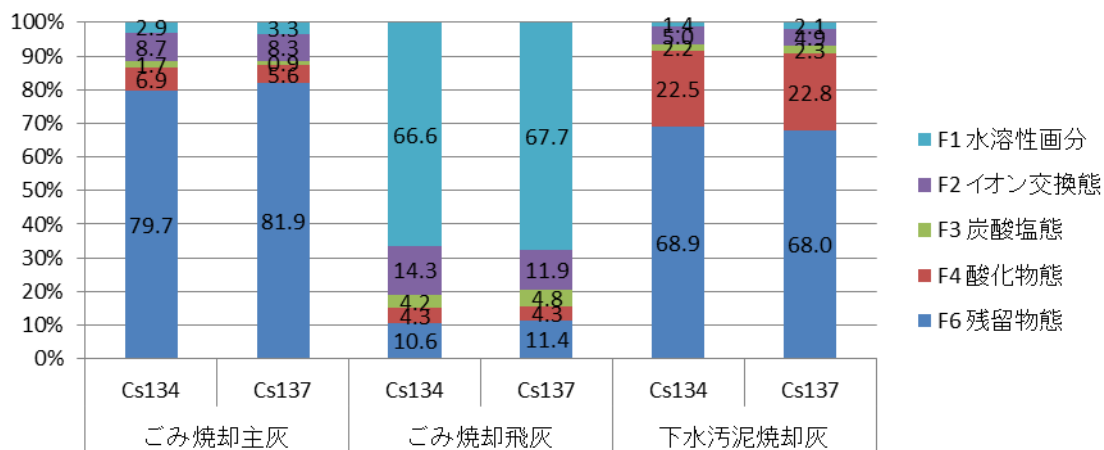
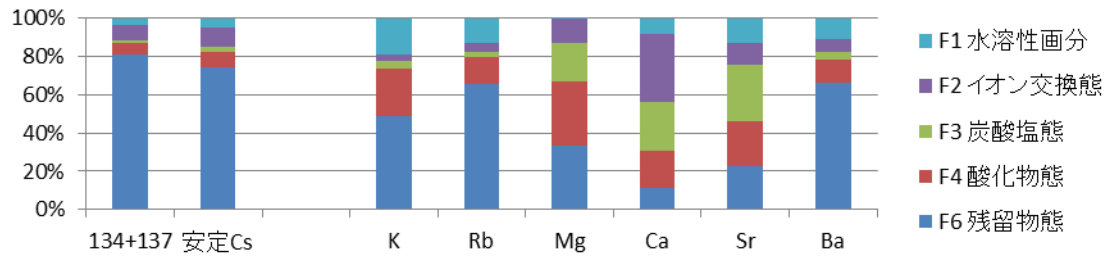
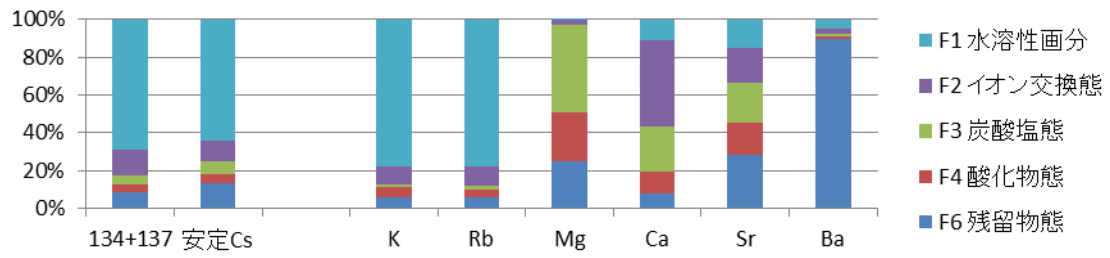


図 4.4 逐次抽出試験結果

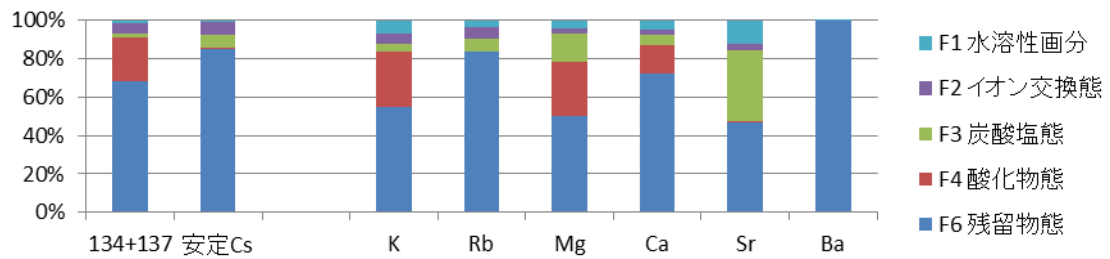
（検出限界以下の画分は検出限界値の 1/2 の値を仮に採用した）



(a) 一般廃棄物焼却主灰



(b) 一般廃棄物焼却飛灰



(c) 下水汚泥焼却灰

図 4.5 逐次抽出試験における Cs と他のアルカリ金属・アルカリ土類金属との比較結果
(検出限界以下の画分は検出限界値の 1/2 の値を仮に採用した)

4.3.3 迅速シリアルバッチ試験結果

結果を表 4.8 及び図 4.6 に示します。一般廃棄物焼却主灰は上述までの結果と同様に検出限界以下でした。焼却飛灰処理物は初期に濃度が最も高く、洗い出し操作によって次第に速やかに低下することが確認されました。また、5回の溶出量の累積値は JIS K0058-1 有姿攪拌試験とほぼ一致し、78% になりました。

表 4.8 迅速シリアルバッチ試験結果

		Cs134	Cs137	合計値	pH	EC
		Bq/L	Bq/L	Bq/L		mS/m
一般廃棄物 焼却主灰	JIS 攪拌試験	<10	<10	-	12.0	401
	1 回目	<7	<7	-	11.7	235
	2 回目	<7	<8	-	11.3	80.8
	3 回目	<8	<8	-	11.2	60.0
	4 回目	<7	<8	-	11.2	58.7
	5 回目	<7	<8	-	11.0	47.1
一般廃棄物 焼却飛灰 処理物 (0.5-30mm)	JIS 攪拌試験*	712	881	1590	12.4	3240
	1 回目	443	524	967	12.1	1850
	2 回目	140	175	315	11.9	738
	3 回目	88.1	108	196	11.8	495
	4 回目	46.2	68.2	114	11.7	339
	5 回目	30.7	51.8	82.5	11.6	271

*1 試験粒度 (5-30 mm) による溶出試験 (JIS K 0058 準拠) の結果

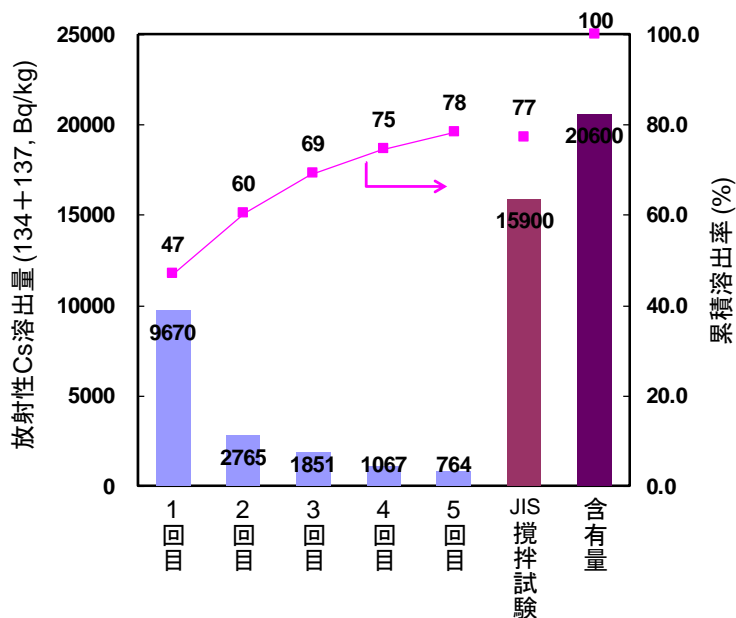


図 4.6 迅速シリアルバッチ試験結果

4.3.4 迅速累積バッチ試験結果

結果を表 4.9 及び図 4.7 に示します。一般廃棄物焼却主灰は、5 回目溶出液の Cs137 を除いて全て検出限界未満でした（5 回目溶出液の Cs137 は、試料投入量が 5 g と少なく、粒子が小さかったことが影響した可能性があります）。焼却飛灰処理物の溶出液濃度は次第に増加しましたが、各画分の溶出率は 3 回目から 5 回目にかけて減少する傾向が見られました。

表 4.9 迅速累積バッチ試験結果

		Cs134	Cs137	合計値	pH	EC
		Bq/L	Bq/L	Bq/L		mS/m
一般廃棄物 焼却主灰	JIS 攪拌試験	<10	<10	-	12.0	401
	1 回目	<11	<12	-	11.9	413
	2 回目	<11	<12	-	12.1	718
	3 回目	<11	<11	-	12.2	969
	4 回目	<11	<10	-	12.3	1190
	5 回目	<19	23 ^{*2}	23 ^{*2}	12.3	1250
一般廃棄物 焼却飛灰 処理物 (0.5-30mm)	JIS 攪拌試験 ^{*1}	712	881	1590	12.4	3240
	1 回目	711	881	1590	12.2	2860
	2 回目	1420	1840	3260	12.2	5500
	3 回目	2170	2840	5010	12.2	7500
	4 回目	2800	3420	6220	12.2	9360
	5 回目	3270	3990	7260	12.2	10900

*1 試験粒度 (5-30 mm) による溶出試験 (JIS K 0058 準拠) の結果

*2 試料投入量が少なかったため他の画分より細かい粒度を採取した可能性がある

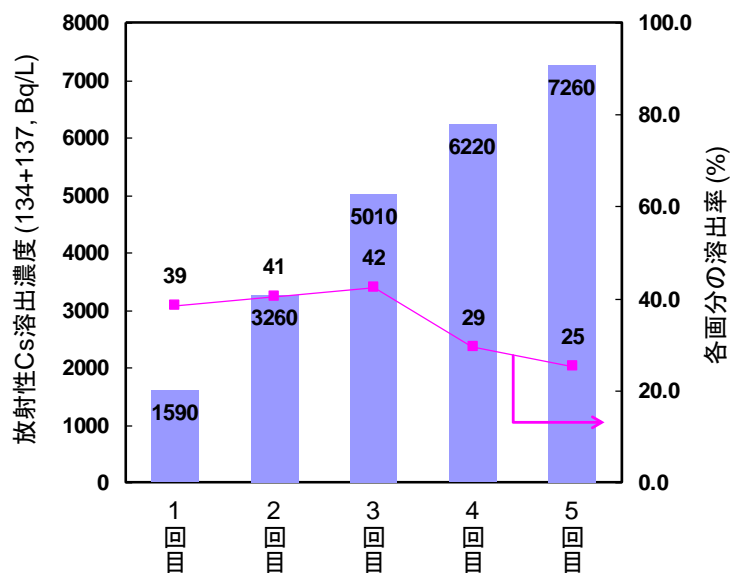


図 4.7 迅速累積バッチ試験結果

4.4 考察

対象とした試料中の放射性 Cs 含有量は、数百から数万 Bq/kg まで、試料の種類によらず幅広いものでした。一方で、JIS K0058-1 有姿攪拌試験における溶出濃度は、一般廃棄物焼却飛灰 (5 試料) とその処理物 (5 試料) が 100 Bq/L 以上 (平均 990 Bq/L、標準偏差 1040 Bq/L) であったのに対して、他の試料では、一般廃棄物焼却主灰 (1 試料) のみが 84 Bq/L であった他は、全て 30 Bq/L 未満という値でした (一般廃棄物焼却主灰 (4 試料)、一般廃棄物溶融スラグ (1 試料)、下水汚泥焼却灰 (2 試料)、ばいじん (下水汚泥溶融飛灰) (1 試料)、下水汚泥溶融スラグ (1 試料)、浄水発生土 (3 試料)、災害廃棄物 (大谷石、セメントブロック、スレート瓦、木材、トタン、石膏ボード、瓦、塩化ビニール管の各 1 試料)、土壌 (2 試料))。

そこで、含有量 (Bq/kg) に対する溶出量 (溶出濃度から試料重量当りに換算したもの) の割合、すなわち溶出率を計算したところ、一般廃棄物焼却飛灰 (5 試料) の溶出率は 64 ~ 89% の範囲にありました。一方、一般廃棄物焼却主灰の溶出率は、確認できたもので 5.6% で、その他の試料も溶出率は数% 未満で焼却飛灰よりもずっと低いことがわかりました。

このように、放射性 Cs の含有量は個々の廃棄物等ごとに大きく異なるので、まず測定してそのレベルを確認し、放射性 Cs の含有量が高い廃棄物については、放射線を直接受けないように適切に隔離することが必要です。次に、放射性 Cs の溶出特性は廃棄物等の種類ごとに異なることから、それぞれの特性に応じて対策をとる必要があると思われます。

まず、溶出特性の高い一般廃棄物焼却飛灰については、雨水や地下水との接触により放射性 Cs が速やかに溶出する可能性が高いことから、浸出水処理において十分な除去が達成できない限りにおいて、雨水等から十分に隔離保管することが必要です。なお、焼却飛灰は重金属溶出抑制の面からセメント固化等 (粒径数 mm 程度以下に団粒化する場合が多い) が義務化されていますが、JIS K0058-1 有姿攪拌試験の結果では、セメントを練り混ぜて成形固化物したものの溶出率が 13.1% であり、団粒化したものよりも低いことから、成形固化が溶出抑制に有効である可能性が示唆されました。ただし、1 試料のみの結果であるため、試料数を増やして一般性を確認することが必要です。逐次抽出試験の結果、焼却飛灰には水溶性画分 (一般には、塩化物等と推測されます) やイオン交換態 (他の陽イオンを含む水溶液と接触した場合、陽イオンの種類や濃度の組合せによっては固相から置換して溶出する場合がある) が非常に多いことがわかりました。また、シリアルバッチ試験と累積バッチ試験の結果から、焼却飛灰が水と接触すると初期に高濃度で溶出し、また、その水がさらに下方に移動するなどしてさらに飛灰と接触すると、より高濃度となる可能性が示唆されました。これらの結果から、焼却飛灰を埋立処分する際、雨水等からの隔離保管が必須であり、また、もし万が一、水と接触しても下層には放射性 Cs を吸着させる材料の敷設が必要であると考えられます。

放射性 Cs の含有量が比較的高いにもかかわらず溶出特性の低い廃棄物等については、もし雨水等に接触しても直ちに高濃度で溶出する危険性は低いと考えられます。逐次抽出試

験を適用した一般廃棄物焼却主灰と下水汚泥焼却灰については、酸化物態及び残留物態とされる画分が 86～91%を占めることがわかりました。ただし、埋立層を浸透流下することでの濃度上昇の可能性については検討を行っておく必要があります。また、一般には、アルカリ金属は埋立初期に最も高濃度になりますが、その後、長期的にごく低濃度で溶出が継続する可能性についても検討を行うとともに、実際の工法でも土壌吸着層敷設等の必要な溶出抑制策をとることが必要と思われます。ただし、あまりに過剰な安全策とせず、必要十分な対応策とすべきであると思われます。

参考文献

- 1) 日本工業規格 JIS K0058-1: 2005 スラグ類の化学物質試験方法 第 1 部 溶出量試験方法
- 2) 高岡昌輝ほか, 逐次抽出法による飛灰中亜鉛, 鉛, 銅およびカドミウムの化学形態推定, 土木学会論文集, 685, VII-20, 79-90, 2001

5. 放射性セシウムの土壌等への吸着特性

5.1 はじめに

福島第一原発事故後に発生した一般廃棄物の焼却灰には、放射性セシウムが含まれています。このような焼却灰からは放射性セシウムの溶出が懸念されるので、安全な埋立処分のためには、(1) 土壌等の吸着層を設置、(2) 埋立場所を制限し降雨接触面積を減らす、(3) 降雨を遮断する、(4) 放射性セシウムの溶出を抑制させるといった工夫が必要です。

焼却灰の下に土壌を敷設した場合、焼却灰から溶出した放射性セシウムは土壌層に吸着し、その移動速度は遅延します。放射性セシウムには時間の経過とともに自身の濃度が減少する自然減衰性をもつので、土壌吸着による移動速度の遅延は濃度低下につながります。したがって埋立処分では、溶出する放射性セシウムを所定濃度まで自然減衰できるような土壌吸着層の設計が重要であり、放射性セシウムの土壌等への吸着性をまず知る必要があります。

放射性セシウムの土壌吸着性が著しく高いことは、チェルノブイリ原発事故後の土壌調査結果 (Petryaev et al. (1993)) や数多くの吸着実験 (井上と森澤(1976)) から明らかにされていますが、その一方で、環境中の pH や共存イオンにより吸着性は大きく変化します (日本原子力学会(2006); 福井と桂山(1976))。埋立地の環境条件を考慮した上での性能評価が重要になります。特に、焼却灰の直下に敷設される土壌は、焼却灰から溶出する高濃度のアルカリと電解質に曝されるので、このような条件下で放射性セシウムがどの程度吸着するのかは未解明であり、その実験評価は急務です。ここでは、福島第一原発事故後の焼却施設から採取した飛灰を用いて、その溶出液中の放射性セシウムに対して、土壌等の吸着量および分配係数を評価した例を紹介します。

5.2 実験方法

(1) 使用材料

東日本にある焼却施設から固化処理前の飛灰を採取し、液固比 10、6 時間 120 rpm 水平振とうの条件で溶出液を作製しました。その後、その溶出液に蒸留水や少量の塩酸を追加し、条件を整えたものを吸着実験の供与液として用いました。その濃度を表 5.1 に示します。

吸着実験に用いた試料は、(1) 蒸留水で洗浄した珪砂 5 号、(2) 茨城真砂土、(3) 埼玉土壌、(4) ベントナイト、(5) 粉末ゼオライト、(6) 顆粒ゼオライトです (写真 5.1)。これら吸着材の初期吸着イオン量および陽イオン交換容量を表 5.2 に整理します。また吸着材の放射性セシウム含有量は、いずれも検出限界以下でした。

(2) 実験手順

所定量の吸着材を 500 mL 容のポリスチレン容器に入れ、作製した供与液 200 mL を加えました。その後、1 日間の 120 rpm 水平振とうを行った後、容器内に入れた供与液の濃度を測定しました (写真 5.2)。吸着前後での濃度変化から次式により吸着量を算出しました。

$$S = (c_0 - c_{eq}) \frac{V}{m} + S_0 \quad (5.1)$$

S : 吸着量 (Bq/kg または mg/kg)、 c_0 : 初期濃度 (Bq/L または mg/L)、 c_{eq} : 平衡濃度 (Bq/L

または mg/L)、 S_0 : 吸着材の初期吸着量 (Bq/kg または mg/kg)、 V : 供与液の液量 (= 0.2 L)、 m : 投入した吸着材の乾燥質量 (kg) を表わします。また投入量は、試料の吸着性を考慮して珪砂・まさ土・埼玉土壌の場合で 5-25 g、ベントナイト・ゼオライトの場合で 0.1-10 g とし、各試料で 3 水準の投入量で実験を行いました。

なお一般的な吸着試験では、試料量を一定にし供与液の濃度レベルを希釈等で変化させて吸着等温線を描きその傾きから分配係数を算出しますが、本検討では、供与液の条件は一定として、吸着材の投入量を変化させる方法を採用しました。飛灰溶出液を供与液とする必要があり、供与液の希釈は放射性セシウムのみならず共存イオン濃度の低下にもつながり吸着材に作用する共存イオンの影響を小さく見積る恐れがあるためです。

表 5.1 飛灰から得た吸着試験用供与液の濃度

	pH12 供与液	pH7 供与液
pH	12.1	6.9*
EC (mS/m)	2,100	1,920
^{134}Cs 濃度 (Bq/L)	356	388
^{137}Cs 濃度 (Bq/L)	407	398
合計 Cs (Bq/L)	763	786

* pH12 の供与液に塩酸を加えて調整した



写真 5.1 吸着試験に用いた試料

表 5.2 吸着試験に用いた試料の初期イオン量と陽イオン交換容量 (NH₄/K 置換法)

	Na (mg/kg)	Ca (mg/kg)	K (mg/kg)	Mg (mg/kg)	CEC (cmol/kg)
珪砂 5 号	21	322	58	43	0.7
茨城真砂土	78	1,030	73	105	4.1
埼玉土壌	28	1,250	113	414	6.3
ベントナイト	14,200	6,840	877	2,380	66
顆粒ゼオライト	13,500	19,100	9,260	602	140
粉末ゼオライト	11,800	16,400	7,340	1,060	130

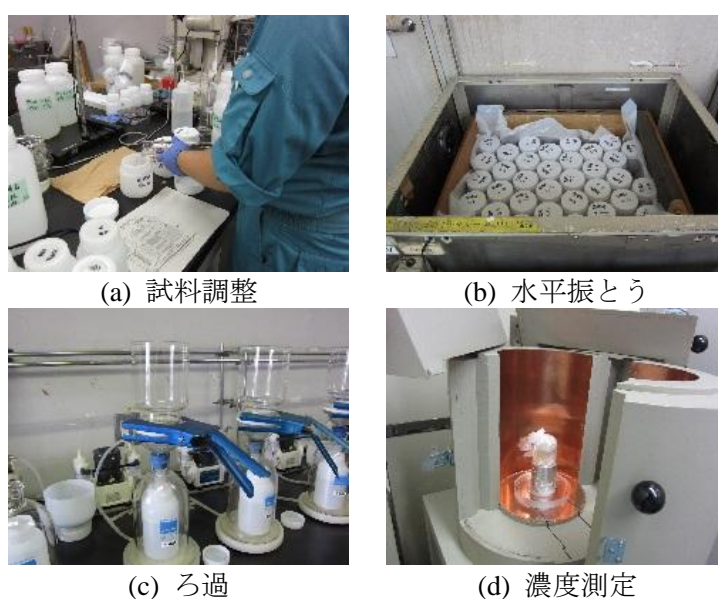


写真 5.2 吸着試験の様子 (株環境管理センター)

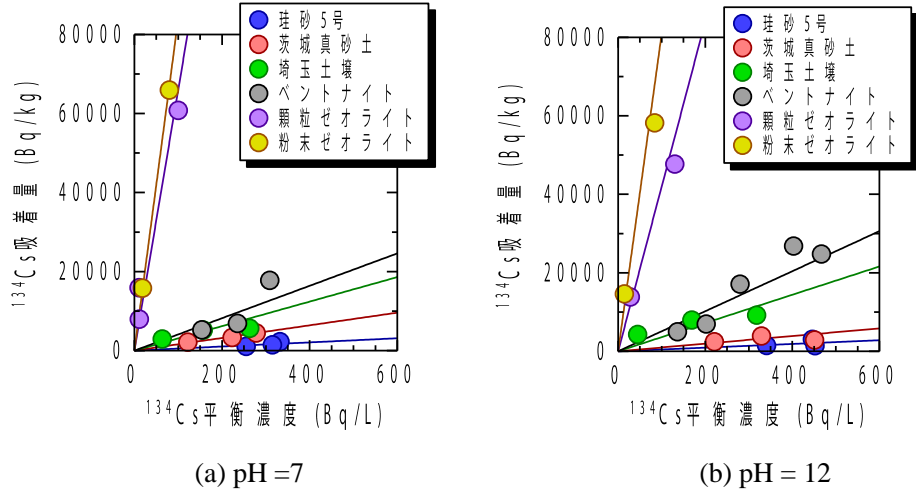
5.3 実験結果

(1) 放射性セシウムに対する吸着特性

図 5.1 と図 5.2 は、飛灰溶出液中の放射性セシウムに対する、吸着材の吸着特性を示しています。横軸に平衡濃度、縦軸に吸着量で整理したときのプロットの線形勾配を分配係数²と呼び、その値が大きいほど放射性セシウムに対する吸着性が高いことを意味します。飛灰溶出液中の放射性セシウムに対する吸着性は、珪砂 5 号 < 茨城真砂土 < 埼玉土壌 < ベントナイト < 顆粒ゼオライト < 粉末ゼオライトの順に大きいことがわかりました。特にゼオライトの分配係数は、ベントナイトの約 10 倍であり、極めて高い吸着性をもつことがわかります。また、これら吸着材の分配係数は、溶液の pH が中性 (pH = 7) の場合とア

² 異なる量の吸着材を供与液に投入するため、それぞれの平衡状態では共存イオンの組成が若干異なることから、厳密には線形勾配を基に分配係数を算定することはできませんが、ここでは蓋然性の高い分配係数を得る手法として採用しました。

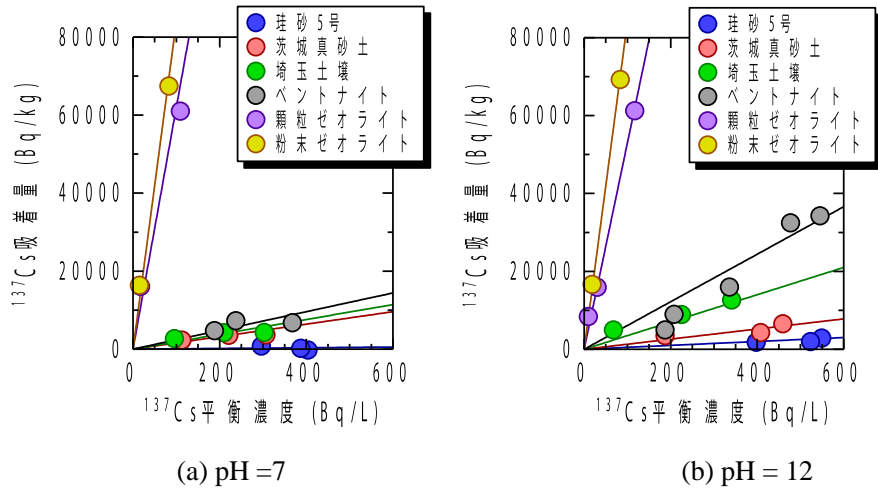
ルカリ性 (pH = 12) の場合では、ほとんど同じであることもわかりました。なお埼玉土壌とベントナイトは、中性よりもアルカリ性の方が、若干高い分配係数を示していますが、これは粘性土分の陽イオン交換容量がアルカリ性側で高くなるためだと考えられます。



放射性セシウム 134 に対する分配係数 (mL/g)

	珪砂 5 号	茨城真砂土	埼玉土壌	ベントナイト	顆粒ゼオライト	粉末ゼオライト
pH = 7	5.2	16	31	41	660	840
pH = 12	4.7	9.7	36	51	420	810

図 5.1 放射性セシウム 134 に対する土壌等の吸着特性



放射性セシウム 137 に対する分配係数 (mL/g)

	珪砂 5 号	茨城真砂土	埼玉土壌	ベントナイト	顆粒ゼオライト	粉末ゼオライト
pH = 7	0.9	16	19	24	620	840
pH = 12	4.8	13	35	63	530	840

図 5.2 放射性セシウム 137 に対する土壌等の吸着特性

(2) 共存イオンの影響

図 5.3 は、吸着試験後の供与液中の放射性セシウム濃度と共存イオン濃度を示したものです。横軸は吸着材の投入量を表わし、投入量ゼロのときの濃度は供与液の初期濃度を意味します。供与液に吸着材を投与することで、供与液中の放射性セシウム濃度は低下する一方で、共存イオン濃度は、吸着材からの初期イオンの脱着に伴い増加する成分もあれば、吸着材への吸着に伴い低下する成分もあることがわかります。

ベントナイトと粉末ゼオライトの場合では、ナトリウム、カルシウム、マグネシウムの濃度は増加（脱着）し、カリウムと安定セシウムの濃度は減少（吸着）しました。このことから、放射性セシウムのみならず、カリウムと安定セシウムも同時に吸着していることが明らかになりました。吸着材の吸着容量には限りがあるので、共存イオンの吸着は放射性セシウムの吸着性の低下につながります。

Chang et al. (1993)によれば、放射性セシウム 137 単一溶液に対するベントナイトの分配係数は 6,200 mL/g と報告されています。一方、本実験で測定された分配係数は 20-60 mL/g であり、これは 2 オーダー以上も小さいことがわかります。これは飛灰溶液中に含まれる共存イオン（カリウムと安定セシウム）が放射性セシウム 137 の吸着性を阻害したためです。共存イオンによる吸着性の阻害は、いかに大きいものかということがわかります。そのため、埋立地内での土壤吸着層の設計では、土壤吸着層は焼却灰からの溶出液や周辺廃棄物からの共存イオンに曝されることを念頭におき、放射性セシウムに対する吸着性はそれら共存イオンにより低下することに注意しなければなりません。

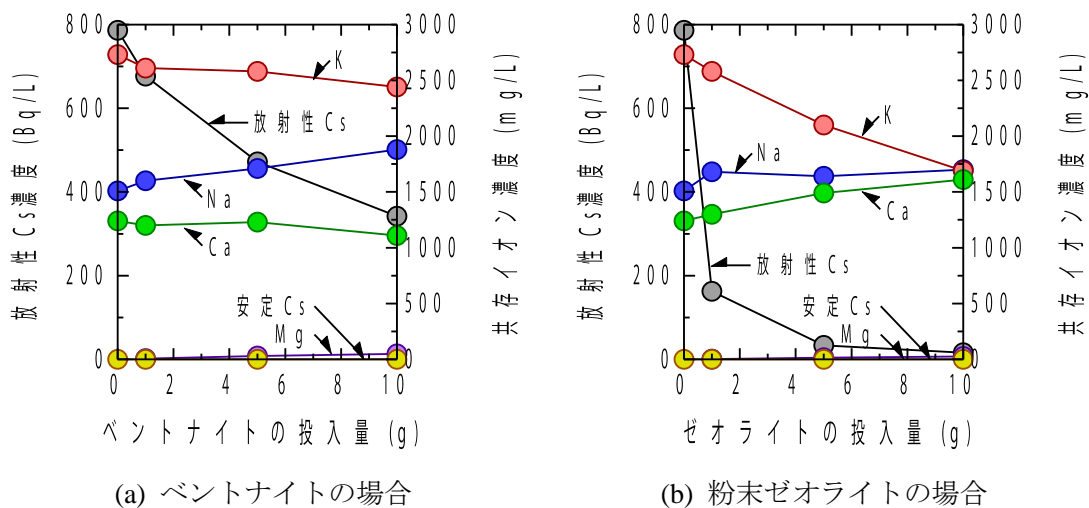


図 5.3 放射性セシウムの吸着性に及ぼす共存イオンの影響

5.4 結び

埋立地の環境条件下における放射性セシウムに対する土壌等の吸着特性を明らかにするために、焼却飛灰の溶出液を供与液とした吸着試験を実施しました。電気伝導度 2,000 mS/m をもつ飛灰溶出液中の放射性セシウムに対する分配係数は、標準砂で 5 mL/g、真砂土で 10 mL/g、ベントナイトで 60 mL/g 程度でした。これらの値は、放射性セシウム単一溶液に対する分配係数よりも低い値であり、飛灰溶出液中のカリウムおよび安定セシウムが放射性セシウムの吸着性を阻害したためだと示唆されました。

放射性セシウムに対する吸着特性は、共存する化学物質（pH、イオン、腐植物質等）の影響や、吸着材の結晶構造や初期吸着イオン、吸着容量にも左右されますので、ここで示しました分配係数は目安としての値であり、条件により変わることには留意する必要があります。

参考文献

- Chang K.P., Hsu C.N., and Tamaki H. (1993): Basic study of ^{137}Cs sorption on soil, *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol.30, No.12, pp.1243-1247.
- Petryaev E.P., Ovsyannikova S.V., Lubkina I.Y., Rubinchic S.Y. and Sokolik G.A. (1994): States of Chernobyl radionuclides in soils outside the 30-km zone, *Geochemistry International*, Vol.31(2), pp.22-29.
- 井上頼輝, 森澤眞輔 (1976): 放射性核種の土壌と水との間の分配係数值, *原子力学会誌*, Vol.18, No.8, pp.52-62.
- 日本原子力学会編 (2006): 吸着分配係数の測定方法-浅地中処分のバリア材を対象としたバッチ法の基本手順及び深地層処分のバリア材を対象とした測定の基本手順-, 標準委員会技術レポート, AESJ-SC-TR001, pp.7.
- 福井正美, 桂山幸典 (1976): 飽和砂層内における Cs および Sr イオンの吸着モデルに関する研究, *土木学会論文報告集*, 第 254 号, pp.37-48.

6. 焼却処理過程における挙動と制御

6.1 燃焼過程及び排ガス処理過程での挙動と制御

放射性物質を含む廃棄物の焼却処理によって、放射性セシウムが煙突からばら撒かれるのではないかと、といった不安を住民が抱いていますが、バグフィルターや電気集塵機により十分なばいじんの除去性能を有する排ガス処理設備を備えた焼却施設であれば、放射性セシウムが周辺環境を汚染する可能性はないと言えます。

放射性セシウムは、800～850℃以上の炉内で一部は揮発したり液化すると考えられ、揮発あるいは液化した放射性セシウムは、排ガスの冷却過程で凝結し、ばいじんに吸着していると考えられます。それは、セシウムの沸点が約650℃、塩化セシウムの形態をとっても沸点は約1300℃であることから、約200℃以下に制御されているバグフィルター付近ではばいじんに吸着していると考えてよいと思われます。京都大学の高岡教授の安定セシウムに関する調査結果⁶⁻¹⁾でも、バグフィルター前で固体状が99.9%、ガス態が0.1%であったことが報告されている。これまでの煙突出口での放射性セシウムの測定結果でも、サンプリング装置において最も上流部の円筒ろ紙で検出されており、その後のドレン部や活性炭部では検出された例はなく、ガス態では存在しないことを示しています。

排ガスの基準は現在環境省令において検討されていますが、現時点では、「実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則（昭和53年通商産業省令第77号）第15条第4号及び第7号」を参考にして、排出口において放射性物質の濃度を監視することにより、周辺地域の空気中の放射性物質の濃度が次の濃度限度（3ヶ月間の平均）を超えないようにする方向で議論が進んでいます。

* 空気中の放射性物質の濃度限度

$$^{134}\text{Cs の濃度 (Bq/m}^3) / 20 (\text{Bq/m}^3) + ^{137}\text{Cs の濃度 (Bq/m}^3) / 30 (\text{Bq/m}^3) \leq 1$$

なお、上記の濃度限度は、同一人が0歳児から70歳になるまでの間、当該濃度の放射性物質を含む空気を摂取したとしても、被ばく線量が一般公衆の許容値（年間1mSv）以下となる濃度として設定されたものです（放射線審議会基本部会「外部被ばく及び内部被ばくの評価法にかかる技術的指針」（平成11年4月））。

表6.1は、これまで環境省や自治体が排ガス測定や焼却灰の測定を行った結果と、その結果をもとに除去率を算定した結果です。いずれも、検出下限未満か、又は目安としての濃度限度を大幅に下回っています。排ガス濃度測定時の検出下限値の関係から、より正確な除去率の推定は困難ですが、バグフィルター設置の施設では高効率な除去率（99.9%以上）が確保されていると考えられます。ばいじんの平均粒径は数十マイクロメートルといわれますが、バグフィルターではサブマイクロメートルの粒子をカットできることから、バグフィルターの性能が十分発揮されていれば、ほぼ完全に放射性セシウムを除去できます。一方、

電気集塵機設置の施設は、98.6～99.8%の除去率でした。

表 6.2 は、廃棄物焼却施設におけるばいじんの規制値と、仮に規制値レベルの排ガスのばいじん濃度で 8,000~100,000Bq/kg の放射能濃度をもつばいじんが排出されていた場合の、排ガスの放射能濃度の推定値を示しました。なお表中には実際の B 施設における実測に基づいた推定値も示します。この推定結果からも明らかなように、ばいじんの規制値を遵守していれば、濃度限度を超える可能性は極めて低いと言えます。B 清掃工場のような実際の施設では、ばいじんの規制値について住民協定などでさらに上乘せの厳しい自主基準を課しており、事実、規制値よりも数桁低いばいじん濃度になっていることから、通常の実測では検出下限未満になります。

一方、99.9%の除去率であっても 0.1%が排ガスとともに漏れ出せば問題ではないか、という周辺住民の不安感もあります。先に述べたように、現在規制の目安となっている濃度限度は、当該濃度の放射性物質を含む空気をそのまま摂取したとしても、被ばく線量が一般公衆の許容値（年間 1 mSv）以下となる濃度として設定されたものです。また、煙突から排出された排ガスは、実際にはさらに大気中で希釈され、一般公衆の居住場所では通常は無視できるレベルになります。表 6.3 は先の表 6.2 で示した B 清掃工場を例として試算した周辺住民の被ばく線量です。焼却処理の期間を 10 年間として最も影響が高いと考えられる土壌への沈着、蓄積による外部被ばくの影響を試算しても、年間 1 mSv の 10 万分の 1 程度の被ばくしか受けにくいことになり、周辺環境のバックグラウンドから考えても無視できるレベルになります。

表 6.1 一般廃棄物焼却施設における排ガス処理設備の放射性セシウム除去性能

施設名	焼却主灰(Bq/kg)		焼却または溶融飛灰(Bq/kg)		煙突出口排ガス(Bq/m ³)		焼却ごみ混入総量当たり除去率(%)		排ガス移行総量当たりの除去率(%)		主要排ガス処理設備、他	調査実施者・出典等
	Cs134	Cs137	Cs134	Cs137	Cs134	Cs137	Cs134	Cs137	Cs134	Cs137		
伊達地方衛生処理組合	6,100	6,900	36,000	39,000	0.830	0.890	99.76	99.76	99.62	99.62	7/7-8 試料採取、電気集塵機、2回目は災害廃棄物受入	環境省調査
	4,700	5,200	36,000	39,000	1.400	1.500	99.55	99.55	99.36	99.36		
須賀川地方保健環境組合	2,200	2,500	3,900	4,300	0.340	0.350	99.50	99.50	98.57	98.57	7/5-6 試料採取、電気集塵機、2回目は災害廃棄物受入	環境省調査
	2,500	2,800	15,000	16,000	0.360	0.350	99.74	99.74	99.60	99.60		
福島市あらかわグリーンセンター	8,500	9,400	37,000	41,000	<0.045	<0.03	99.99<	99.99<	99.98<	99.98<	7/13-14 試料採取、バグフィルター、2回目は災害廃棄物混焼	環境省調査
	9,800	11,000	35,000	38,000	<0.038	<0.025	99.99<	99.99<	99.98<	99.98<		
いわき市北部清掃センター	436	541	6,090	7,290	<0.77	<0.65	98.33<	98.33<	97.94<	97.94<	バグフィルター、灰試料8/22採取、排ガス9/2採取	いわき市資料
いわき市南部清掃センター	1,530	1,820	10,700	12,400	<2	<2	97.93<	97.93<	96.98<	96.98<	バグフィルター、灰試料7/14採取、排ガス8/4採取	いわき市資料
柏市南部クリーンセンター	368 (スラグ)		60,800		<2		98.44<		98.38<		飛灰・スラグは7/2採取、排ガスは7/5採取、バグフィルター	柏市資料
計算条件												
可燃ごみ1トンあたりの焼却排ガス量(m ³)				5,000								
可燃ごみ1トンあたりの焼却主灰量(kg)				100								
可燃ごみ1トンあたりの焼却飛灰量(kg)				30								
可燃ごみ1トンあたりの溶融飛灰量(kg)				10								
可燃ごみ1トンあたりの溶融スラグ量(kg)				60								

表 6.2 ばいじんの規制基準からみた放射性 Cs 濃度の推定

排ガス中のばいじんの規制基準値 もしくは南部清掃センター実測値 (g/m ³ N)	ばいじんの放射性Cs濃度の仮定値 (Bq/kg)	ばいじん規制基準値における排ガスの放射性Cs濃度推定値 (Bq/m ³ N) *	(参考) 線量限度を定める告示**
0.04 (4t/h以上)	8,000~100,000	0.32~4	¹³⁴ Cs : 20Bq/m ³ ¹³⁷ Cs : 30Bq/m ³ <div style="border: 1px solid black; border-radius: 10px; padding: 5px; width: fit-content; margin: 5px auto;"> 排ガス濃度の基準の目安となる数値の1/1000程度になっています。 </div>
0.08 (2~4t/h)		0.64~8	
0.15 (2t/h以下)		1.2~15	
0.0009~0.0016 (H22年度のB清掃センター実績値)	23,000 (7/14採取試料の1号炉飛灰測定値)	0.020~0.037	

*放射性Csはガス態で存在せず、ばいじんにて全て含まれると仮定

** 実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則の規定に基づく線量限度等を定める告示

表 6.2 焼却炉排ガスによる被ばく線量の推定 (B 清掃工場)

条件

○排ガスの濃度 : 0.037 Bq/m ³ N (ばいじん濃度と放射能濃度から推定) ○焼却施設条件は環境省検討会での評価に基づく

試算結果

1) ばいじんの外部被ばく (成人) 1.1×10 ⁻⁹ mSv/年 2) 吸入による内部被ばく (成人) 7.4×10 ⁻⁷ mSv/年 3) 降下粉塵による土壌からの外部被ばく (成人) 1.4×10 ⁻⁵ mSv/年 (10年間累積の最後の1年間)

※環境省災害廃棄物安全評価検討会第4回資料3に基づく試算

6.2 今後明らかにすべき課題

以上のように、煙突排ガスからの放射性セシウムの漏洩についてほとんど心配は要らないのですが、問題はやはり、焼却飛灰 (ばいじん) に高濃度に濃縮される問題であると言えます。主灰への残存と飛灰の移行の両者の割合は、施設によって異なっており、最も一般的なストーカー炉では当初は半々程度と考えられていましたが、データが蓄積されてくると飛灰への移行率のほうが高い傾向にありました。共存する塩素濃度や炉内温度、セシウムの由来 (雑草などに付着する土壌由来か、草木類に付着、吸収されたものの由来か) などによって影響されるものと推察しており、今後、飛灰移行のメカニズムを明らかにすることが重要な課題であると言えます。そのメカニズムを明らかにすることによって、塩分を含む災害廃棄物や、除染に伴い生じる草木類の焼却処理時の放射性セシウムの挙動の

推測が可能になると考えられます。

その他、焼却施設の維持管理や廃止後の解体撤去における作業者の放射線被ばく防止の観点、さらに維持管理や解体撤去により生じる廃棄物の適正処理の観点から、施設内における放射性セシウムの蓄積などの現象についても、明らかにすべき課題であると言えます。

参考文献

6-1 環境省第3回災害廃棄物安全評価検討会資料6-3、http://www.env.go.jp/jishin/attach/haikihyouka_kentokai/03-mat_5.pdf

7. 埋立処分過程における挙動と制御

7.1 モデル解析からみる挙動と埋立工法

現時点で放射性物質に汚染された廃棄物（焼却灰等含む）の埋め立ては、濃度によって分類されており、その値は、作業者の被曝線量率から求められた 8,000 Bq/kg（廃棄物中に含まれる放射性物質濃度：以下、固体濃度とする）が採用されています。重金属やその他の有害物質に関して、廃棄物最終処分場への埋め立ては、固体濃度ではなく、廃棄物処分場から発生する浸出水に対する影響という観点から、溶出試験によって分類されてきました。したがって、現時点では、浸出水への影響よりも作業者の被曝が優先されていることとなります。当然、埋立後の地域住民に対する被曝線量を十分に低くしなければならないことから、固体濃度による規制も必要ですが、放射性物質を含む浸出水が発生した場合に、既存の水処理施設では十分な対応が取れないことから、被曝量と同時に、浸出水への影響も考える必要があります。

放射性物質に汚染された廃棄物には、放射性物質を溶出しやすい廃棄物と、しにくい廃棄物があります。溶出しやすい廃棄物としては、家庭や事業所から出される一般廃棄物の焼却飛灰が挙げられます。一方で、一般廃棄物の主灰からは溶出しにくく、下水汚泥の焼却灰（飛灰）や上水汚泥からも溶出しにくいことが確認されています。ここでは、放射性物質に汚染された廃棄物の埋め立て時において考えなければならない共通事項や留意事項を示すとともに、溶出量の大小における浸出水への影響について述べます。

(1) 放射性物質に汚染された廃棄物の埋立方法

第1節でも述べられているように、放射性物質に汚染された廃棄物であったとしても、既存の管理型廃棄物最終処分場に埋め立てられることが示されました。これは、覆土等によって地域住民に対する被曝量を制御することが可能であることや、跡地利用制限することで一般公衆に対する被曝線量も制御可能であることが理由として挙げられます。管理型最終処分場は、底部に遮水工があり、水が場外へと漏洩しない封じ込め施設として建設されており、処分場内の水は、集排水管によって集められて水処理後に放流する仕組みとなっています。よって、浸出水に対する配慮も求められます。水処理技術が確立していない現時点においては、水処理によって放射性物質を止めることは合理的でないことから、浸出水へと溶出させないことが必須と考えられます。

放射性物質の固体濃度が 8,000Bq/kg 以上の廃棄物や、8,000 Bq/kg 以下であっても溶出しやすい煤塵等の廃棄物に関しては、上部隔離層の役割が重要になります。廃棄物処分場内へと浸透する降雨量を涵養量といますが、この涵養量の大小によって浸出水への溶出は大きく変化します。上部隔離層に求められる性能は、遮水性と変形追従性、施工性、（放射能に対する）遮蔽性です。

- ・ 遮水性は、透水係数を小さくすることと、排水勾配を設けることによって確保可能

です。排水勾配は、不同沈下のことも考慮すると、5%は必要と考えられます。透水係数としては、周辺の廃棄物地盤よりも少なくとも2オーダーは低い透水係数を与えることで、十分な遮水性を確保することが可能です。

- ・ 変形追従性は、不同沈下対策として求められる機能です。一般的には、自己修復性を有する膨潤性粘土鉱物を用いることで対応がとられます。
- ・ 上部隔離層は、中間覆土代替として設置されることから、数日から数週間に1度の施工となり、連続施工とはなりません。したがって、特殊な重機等を用いないと施工できない方法では、維持管理が困難になります。このことから、通常の管理型最終処分場で用いられるシャベルカー等を用いた工法を採用する必要があると思われます。
- ・ 遮蔽性は、隔離層の充填密度（かさ密度）と厚みによって制御されます。これまでの報告ですと、通常の締固め土壌であれば50 cmの厚みで十分とされています。

上部隔離層についてのみを詳述しましたが、セメント固化の強度が十分でなく、溶出しにくいと判断できない8,000~100,000 Bq/kgの廃棄物については、側面にも隔離層が求められますが、必要な性能は上部隔離層と同様です。

次に、これまでの埋立や仮置きに関する通知文等に一貫して述べられていることとして、廃棄物の下には土壌層を敷設することが示されています。これは、廃棄物から溶出した放射性物質を吸着させることが目的であり、土壌層には、吸着能と通水性の2つが求められます。ただし、これまで吸着層という設計が行われた事例は少なく、どのような土壌であれば良いか、どのように敷設するのかという具体的方法を示すことは難しいのが現状です。土壌層という名前であることから、砂や礫、スラグ等は使用できず、真砂土やシルト質土壌等が対象となってきます。これは、砂や礫だと通水性は確保できますが、セシウム吸着能が低く、吸着性能が悪いことが理由です。また、吸着能のみを考えれば、粘土質土壌が最も性能が良いこととなりますが、粘土分（75 μ m以下の粒径）が多いと、通水性が悪く、浸透水が吸着層内に入り込まない可能性が高いため、吸着層としての機能を果たさないこととなります。よって、適切な土壌が手に入らなければ、通水性と吸着能を両立する材料を配合して人為的に作ることが求められます。

土壌層の設計が容易でないことから、最も重要な対策は上部隔離層と側部隔離層であり、下部の土壌層は、仮に水が入ってしまった時の補助的な役割であり、フェイルセーフ機能の一つとして考える方が無難です。

これまでの通知では、埋立や仮置きにおいて、下部にも隔離層（遮水層）が必要ということになっておりますが、水を集水しない構造で下部を遮水する行為は、工学的には危険と考えられます。溜まった水の処理を行うことができません。原発事故時に降下したセシウムは土壌表面から数センチ以内に留まっています。このことを考えると、セシウムについては、土壌層を通水させても系外には漏洩しない、といえると思います。よって、下部は遮水性能の隔離を行うのではなく、吸着層としての隔離に留めるべきと考えています。

(2) 放射性物質の溶出量を考慮した浸出水への影響評価

焼却灰に吸着したセシウムは、その全てが水へと溶出するわけではありません。下水汚泥焼却灰からの溶出率は、固体濃度に対して 3%未満であることが報告されています。一方で、一般廃棄物の焼却飛灰からの溶出は、キレート処理やセメント添加処理にかかわらず数十%になることも報告されております。例えば、10,000 Bq/kg の焼却灰から 10%溶出することと、100,000 Bq/kg から 1%溶出することは、水にとっては同じ負荷量となります。溶出時間という観点もありますが、放射性物質の移動や減衰の時間からすると、溶出時間は短く、影響評価においては大きな影響を及ぼしません。

本節では、JIS K 0058 から求められる溶出率等を利用し、不溶態のセシウムの存在を考慮した合理的な評価を行うことで、適正な埋立処分を行うための基礎データを構築します。図 7.1.1 には放射性物質に汚染された廃棄物の埋立イメージの一例を示します。

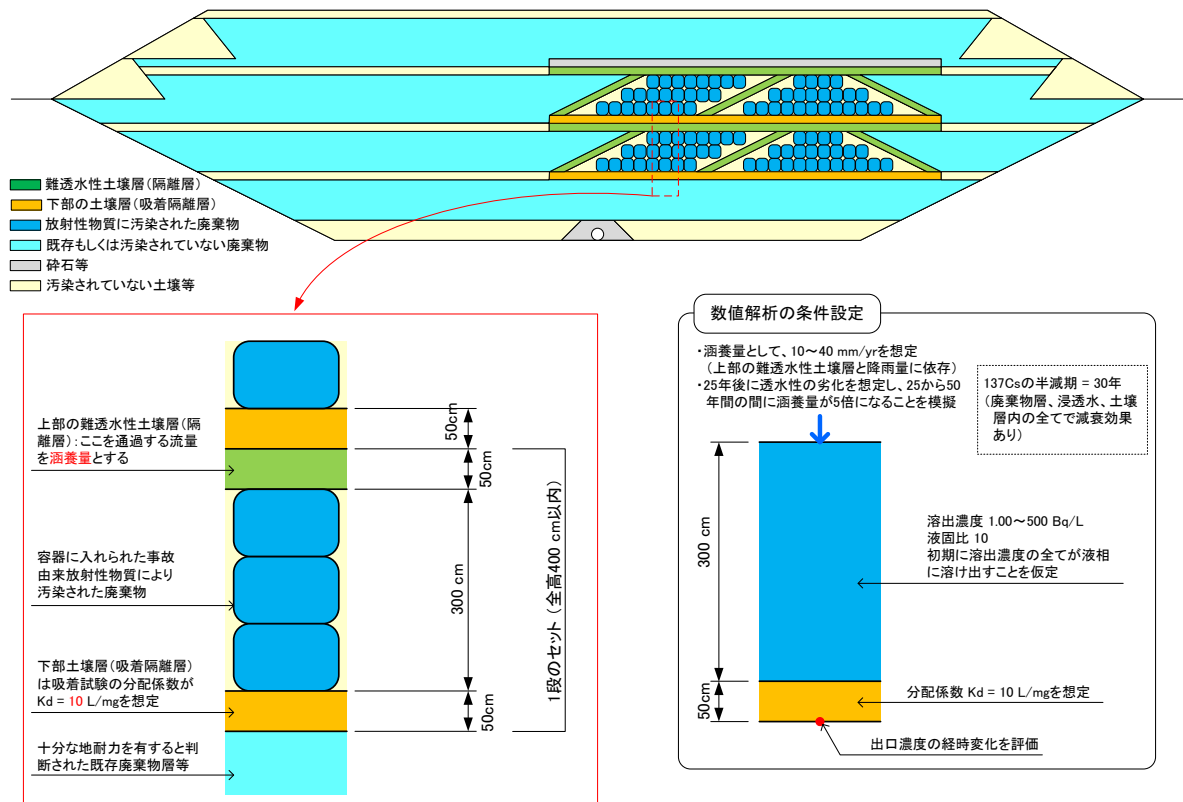


図 7.1.1 溶出量と溶出率の関係と支配方程式

廃棄物は 1 日に 300 cm までしか埋め立てることができないため、フレキシブルコンテナに入れられた廃棄物であれば、おおよそ 3 段積みとなります。上部には遮水性を有する隔離層が必要であることから、厚さ 50 cm 程度の難透水性土壌層が設置されます。土壌層としているのは、廃棄物の圧縮沈下等に伴う不同沈下に対する変形追随性を持たせることが

理由です。多少の沈降があつたとしても、透水係数が極端に増加することのないような材料を用いる必要があります。また、廃棄物層の下部には吸着を目的とした土壌層が必要です。上部も下部も隔離層という概念ですが、その目的は異なります。下部の吸着目的の隔離層には、セシウムが吸着する材料を選択する必要があります。土壌層と書きましたが、人工的な材料でも、変形追随性と吸着性、地耐力があれば問題ありません。

図 7.1.1 には、数値モデルの条件設定も示しています。上部の隔離層である難透水性土壌層の透水係数と、地域の降雨量、廃棄物の透水係数によって、この隔離層を通過する流量は変化します。ここでは、この通過水量を涵養量としました。上部の隔離層の遮水性は 25 年間は発揮されますが、その後、徐々に機能劣化が起こることを想定し、涵養量が 50 年後には当初の 5 倍になることを模擬しました。実際、粘土等を用いた遮水であれば、その機能が劣化することはない、ここで安全側の計算ができるように安全率を設置したことになります。廃棄物層からの溶出は、例えば、JIS K 0058 (JIS 攪拌溶出試験) による溶出試験結果から得られた濃度を用いることとなります。JIS 攪拌溶出試験は、廃棄物を構成している粒子を、廃棄物の 10 倍の質量の水で溶出させることとなります (液固比が 10 ということ)。実廃棄物層では、粒子が攪拌されることなく、粒子同士の間隙を涵養した水が通過することとなりますので、ここでも安全側の計算を行っていることとなります。溶出試験結果で 100 Bq/L である場合、液固比が 10 であることから、実廃棄物層の間隙水のセシウム濃度は 10 倍の 1,000 Bq/kg となります。JIS 攪拌溶出試験は、6 時間で溶出させますので、セシウムの移動や減衰挙動を評価する上では、微々たる時間であることから、JIS 攪拌溶出より得られた溶出量が、初期に瞬時に間隙水に溶出することを仮定しました。

下部の隔離層である土壌吸着層には、バッチ吸着試験より得られた分配係数を用いることとしました。この分配係数は、使用する材料にもよりますが、塩分濃度の影響を強く受けるので、実際の処分場の浸出水や溶出水等を用いてセシウムの分配係数を求める必要があります。本解析では、まさ土にて求められた分配係数 $K_d = 10 \text{ L/mg}$ を用いました。

なお、本解析では、 ^{134}Cs の半減期が短く、本計算上では影響を及ぼさないことから、 ^{137}Cs のみに着目して実施しています。

(あ) 涵養量の条件設定

本計算で与えた涵養量のパターン図を図 7.1.2 に示す。涵養量 10 mm/yr とは、年間降雨量が 1,800 mm と仮定した場合に、透水係数 $10^{-6} \sim 10^{-8} \text{ cm/s}$ の透水係数を有する隔離層を設置した場合に相当します。涵養量が 100 mm/yr であれば、透水係数で $10^{-5} \sim 10^{-6} \text{ cm/s}$ 相当となります。この涵養量は、不飽和浸透特性に影響を受けることから、単純に透水係数で求めることができないため、比例計算等で涵養量を求めることは困難です。

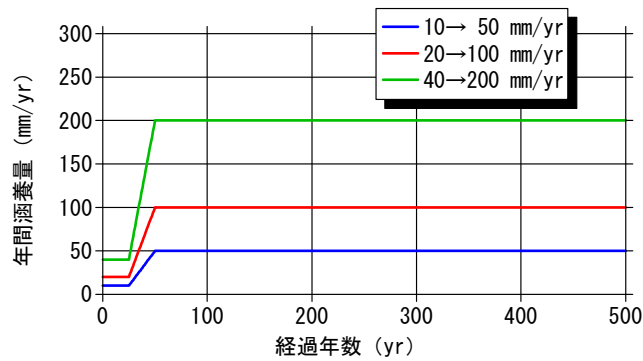


図 7.1.2 涵養量のパターン図

(い) 計算結果

図 7.1.1 における濃度測定点（下部土壤層の下端）での濃度変化を図 7.1.3～7.1.5 に示します。それぞれ、涵養量毎で図化しました。凡例に示される溶出濃度は 1～500 Bq/L とし、計算しました。1 Bq/L は検出限界に近い値であり、例えば土壤などの溶出試験で N.D. となった場合には、この 1 Bq/L の溶出濃度を用いて評価することが可能です。

図 7.1.1 の涵養量 10→50 mm/yr の場合では、溶出試験結果が 500 Bq/L であった場合に、濃度限界である 90 Bq/L を超過することになります。溶出試験結果が 500 Bq/L であるので、初期の液相濃度は 10 倍の 5,000 Bq/L となります。それでも、小さい涵養量を確保可能な上部隔離層を用い、分配係数 10 程度の土壤吸着層を用いれば浸出水濃度を約 90 Bq/L まで抑制することが可能になります。

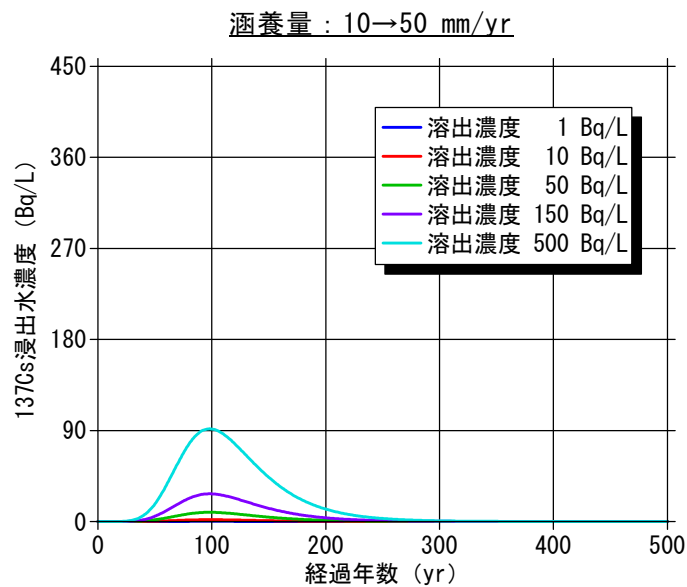


図 7.1.3 涵養量 10→50 mm/yr の場合の浸出水濃度変化

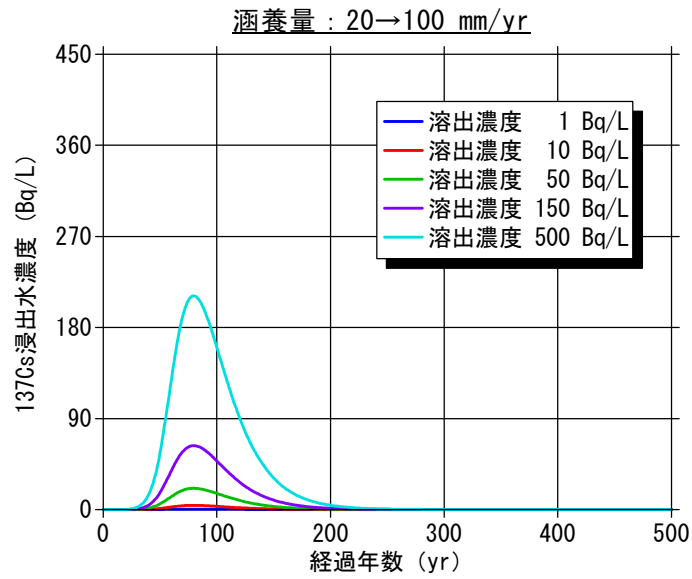


図 7.1.4 涵養量 20→100 mm/yr の場合の浸出水濃度変化

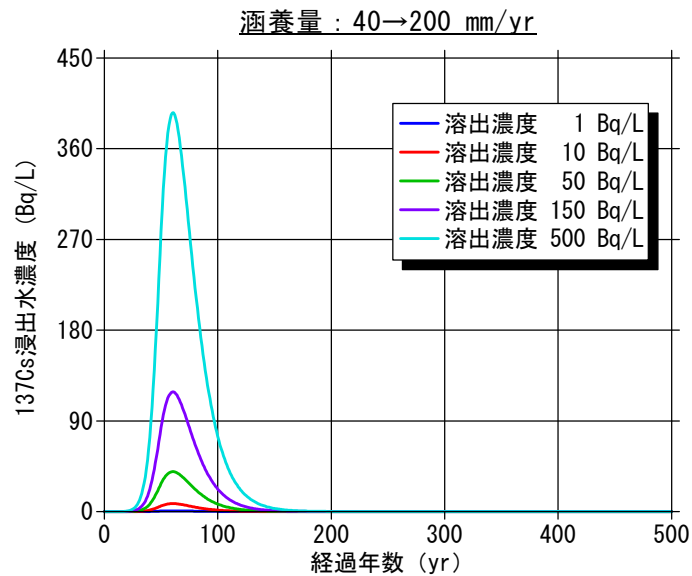


図 7.1.5 涵養量 40→200 mm/yr の場合の浸出水濃度変化

ピーク濃度に着目して整理すると、図 7.1.6 のようになります。それぞれの涵養量毎に整理すれば、ピーク濃度は溶出濃度の関数となります。よって、溶出試験による濃度が分かれば、相当する涵養量の近似式を用いてピーク濃度を評価することが可能です。図には 500 Bq/L の溶出濃度までしか描いておりませんが、750 Bq/L までは線形関係が保たれることを確認しています。理論上はそれ以上の濃度でも予測可能です。

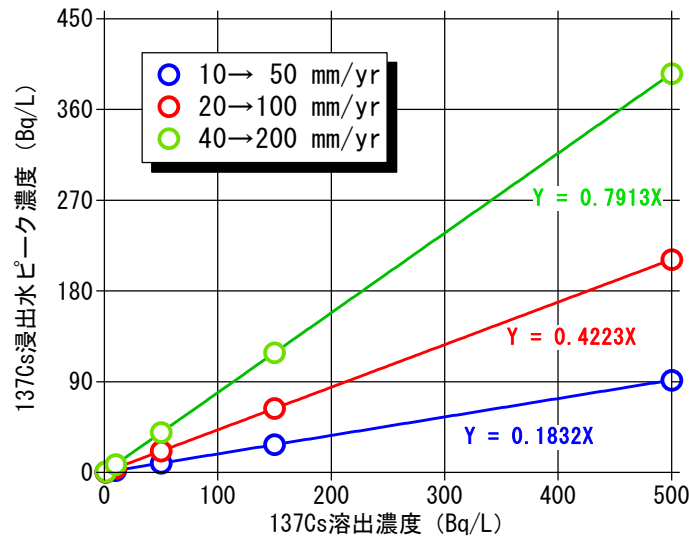


図 7.1.6 涵養量毎のピーク濃度の整理結果

(う) 安全率の確認とクロスチェック

安全率の一つとして、上部隔離層の遮水性能の劣化を想定したことは先に述べましたが、どの程度の安全率であるか確認した図を図 7.1.7 に示します。涵養量の条件は 10→50 mm/yr、溶出濃度 100 Bq/L のケースを計算した結果です。劣化考慮なしの場合は、涵養量 10 mm/yr が継続することを想定します。劣化考慮なしと比較すると、劣化を考慮した場合は、濃度が約 3 倍となっており、安全率としては 3 を見込んでいることとなります。

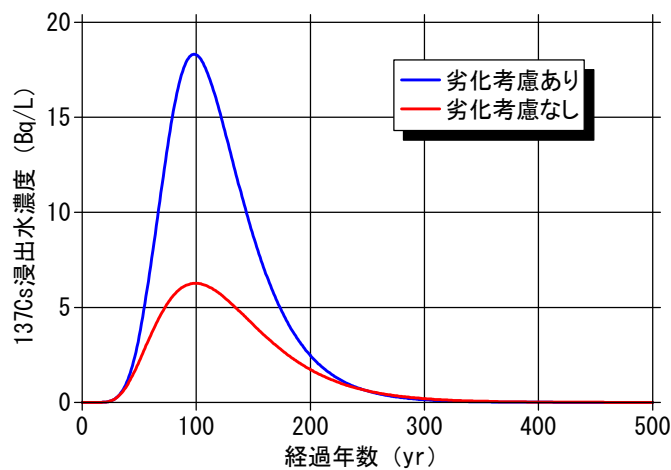


図 7.1.7 上部隔離層の劣化の有無による濃度経時変化の違い

最後に計算結果の妥当性を評価するため、国環研グループが使用している COMSOL ver4.2 とは別の汎用型ソフトウェア（G-TRAN/3D：株式会社地層科学研究所）を用いて同様の計算を行いました。計算結果の比較を図 7.1.8 に示します。涵養量が小さい 10→50 mm/yr の場合、ピーク濃度がややずれて下りますが、40→200 mm/yr のケースでは、ほぼ同様の結果が得られております。ピーク濃度の出現年数もやや異なり、G-TRAN/3D の方が数年ほど早い時間帯にピークが出現しています。この時間の差の原因は分かっておりませんが、ピーク濃度の出現時間が同じ時期に仮定すると、濃度差は減衰効果のみの影響であることが確認されており、セシウムの移動自体の計算に大きな差はありません。今後、この部分については精緻化が必要なところとなります。

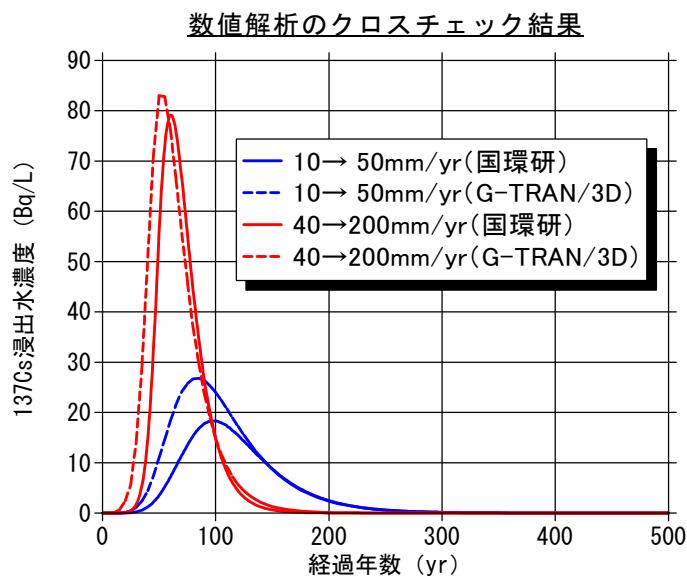


図 7.1.8 クロスチェックによる計算結果の妥当性評価

8. 浸出水処理過程における挙動と制御

放射能汚染廃棄物の処分・取扱の基本は最終処分場における封じ込めですが、降水等により放射性セシウムが溶出した場合に備え、最後の砦となる浸出水処理施設における放射性セシウムの挙動と制御方法について、現場調査および吸着除去方法の検討を行いました。

8.1 浸出水処理施設における実態

8.1.1 浸出水処理施設における放射性セシウムの現状

2011年7月以降、福島県内の一般廃棄物最終処分場6ヶ所の浸出水処理施設において放射性セシウムの調査を行ったところ、浸出水原水および処理水中の放射性Csは検出下限未満の値が多く、検出された試料も最大で17Bq/L程度（Cs-134、Cs-137の合計）であり、線量限度等を定める告示の示す濃度限度内でした。（但し、Cs-134の半減期は2.062年であり、Cs-137の半減期は30.0年であり、震災時のフォールアウトから各々の試料測定日までの減衰によるCs-134/Cs-137の比率の差異にも留意する必要がある）

※処理水濃度限度の目安（Cs-134：60 Bq/L、Cs-137：90 Bq/L）

実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則の規定に基づく線量限度等を定める告示（平成13年経済産業省告示第187号）第9条に定める濃度限度（周辺監視区域の外側の境界における水中の濃度）

汚泥中の放射性Cs濃度はB、D、F施設で比較的高い値を示しましたが、すべての処理施設の汚泥は湿重および乾重で8,000Bq/kg以下でした。放射性Cs濃度の高かった施設は、集水ピットや調整池が露天の施設であることから、事故直後のフォールアウトの影響が残存している可能性がある。なお、脱水汚泥に含まれる水を分離して測定した結果、検出下限値以下であったことから、通常の保管状態であれば、脱水汚泥からの再溶出は極めて少ないと考えられます。

表 8.1 浸出水処理施設の脱水汚泥中の放射性セシウム濃度

	湿重量当たり(Bq/kg-wet)			遠心分離後の上澄(Bq/L)			乾燥重量当たり(Bq/kg-dry)			
	Cs134	Cs137	Cs合計	Cs134	Cs137	Cs合計	Cs134	Cs137	Cs合計	
A施設	脱水汚泥	28	23	51			61	50	111	
	円板汚泥	<11	<11	-			-	-	-	
B施設	脱水汚泥	282	328	610			452	526	978	
	第一汚泥貯留槽	17	33	50			630	1,222	1,852	
	第二汚泥貯留槽	<9	11	11			-	786	786	
C施設	沈さ	<7.61	<8.84	-	<6.54	<6.22	-	-	-	
D施設	脱水汚泥	187	229	416			984	1,205	2,189	
E施設	脱水汚泥	52.8	45.9	98.7			275	239	514	
F施設	脱水汚泥	168	215	383	<1.13	<7.54	-	971	1,243	2,214
A施設	B施設	C施設	D施設	E施設	F施設					
処理プロセスは覆われている。	集水ピットが露天。	処理プロセスは覆われている。	沈砂・原水槽が半露天。	処理プロセスは覆われている。	調整池が露天。					

8.1.2 安定セシウムを指標とした浸出水処理施設におけるセシウム除去性能の評価

安定セシウム（Cs-133）は放射能を持たない安定同位体ですが、物性は放射性セシウムである Cs-134、Cs-137 と同様であることから、放射性セシウムの挙動を推測する指標となり得ます。安定セシウムは焼却灰中に高濃度に存在しているため、福島第一原発の事故影響を受けていない地域においても検出されます。そこで、複数の最終処分場の浸出水処理施設において安定セシウムを IPC-MS によって測定したところ、処理施設によって安定 Cs 濃度に違いはありますが、原水と処理水で顕著な差がない（表 8.1）ことから、浸出液等に陽イオンとして溶存するセシウムは、凝集沈殿・砂濾過、生物処理、活性炭吸着、キレート樹脂処理等の現行の浸出水処理工程ではほとんど除去されないと考えられます。

表 8.2 浸出水処理施設の原水および処理水中の安定セシウム濃度

安定Cs133(μ g/L)	原水	処理水
A施設	42	35
B施設	16	18
C施設	<1	2
D施設	<1	2
E施設	<1	<1
F施設	28	25
G施設	70	72
H施設	<1	<1

※赤字は検出下限値以下

一方、海水淡水化等にも用いられる逆浸透（RO）膜の設備を有する浸出水処理施設において調査した結果、除去率 98.7%以上の結果が得られました。すなわち、RO 膜の設備を有する浸出水処理施設においては、放射性セシウムが混入したとしても放流水中の放射性セシウム濃度は極めて低く抑えられる可能性があります。但し、RO 膜で処理した際に濃縮水が発生し、濃縮水中の安定セシウム濃度は原水の 2 倍以上となります。また通常、濃縮水は蒸発乾固し、固形残さとして廃棄されることから、実際に放射性セシウムを対象として除去する場合には、濃縮水の取り扱いも含めて検討する必要があります。また、RO 膜を含めた脱塩設備では同様の効果が期待されますが、全国 1,988 施設の一般廃棄物の最終処分場のうち表 8.3 に示す脱塩設備が導入されている施設は 35 施設であり、関東～東北（1 都 12 県）では 521 施設のうち 6 施設となっており、一般廃棄物最終処分場における導入割合は非常に低いのが現状です。

表 8.3 RO 膜によるセシウムの除去効果

	安定Cs133 (mg/L)	濃縮倍率	除去率 (%)
調整槽	79	1.00	0.0
膜処理原水槽	77	0.97	2.5
処理水槽	<1	0.01	98.7
RO濃縮水	160	2.03	-
濃縮水貯蔵	190	2.41	-

※赤字は検出下限値以下

表 8.4 RO 膜を含めた脱塩設備の設置状況

	P&F	SWRO	ED	合計
2010年度現在	14	7	14	35
比率(%)	40	20	40	100
2006～2010	7	1	3	11
比率(%)	64	9	27	100

P&F : プレート&フレーム型RO膜脱塩装置
 SWRO : スパイラル型RO膜脱塩装置
 ED : 電気透析膜式脱塩装置

8.2 放射性セシウムの有効な除去方法の検討

8.2.1 ゼオライトによる吸着除去

ゼオライトによる吸着法の実用化を検討するため、放射性セシウムが 30Bq/L 程度含まれる浸出水を原水とし、カラム試験を実施しました (図 8.1)。試験条件は、浸出水処理施設における活性炭吸着塔をゼオライトに置き換えることを想定し、可能な限り現場の条件を反映させました。

- 使用原水：一般廃棄物最終処分場浸出水
- 原水 Cs 濃度：Cs134 (14.3Bq/L)、Cs137 (13.9Bq/L)、合計 (28.2Bq/L)
- 通水速度：LV 6.23m/h (現地の活性炭吸着塔及びキレート吸着塔の条件と同じ)
- 空間速度：SV=6 (カラム 1 出口)、SV=3 (カラム 2 出口) (SV=6 は現地の条件と同等)
- 通水量：2.6L/h
- 使用ゼオライト：新東北化学工業 ゼオフィル 品番 1424 粒径 1.0～1.4mm
- 使用カラム：φ23mm×1,000mmH
- 充填ゼオライト量：0.31kg/カラム

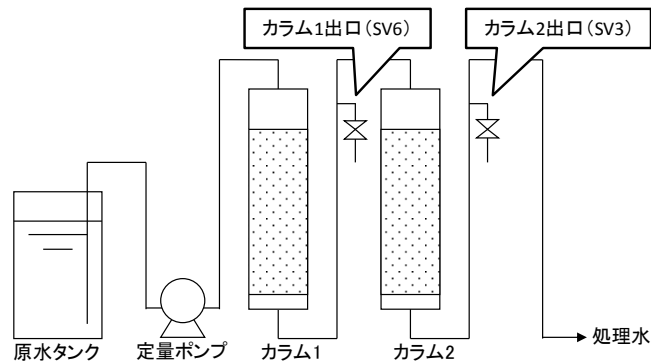


図 8.1 カラム試験概要

今回の試行的な試験条件として、処理水中の放射性セシウム濃度 10Bq/L を破過点とすると、SV6 となるカラム 1 においては、通水開始後 28～32 時間の間に破過に達しました。このとき、SV3 となるカラム 2 では検出下限値以下であり、50～60 時間後に 10Bq/L を超える値が検出されました。このカラム試験により、破過点を 10Bq/L とした場合の浸出水中のセシウム吸着容量は、24 時間振とう試験の結果の約半分程度の 6,641Bq/kg と計算されました。浸出水原水量、原水中の放射性セシウム濃度、吸着塔容量等を仮定した上で、吸着塔によるセシウム除去を行う際のゼオライトの必要量および交換頻度を試算した結果は表 8.4 に示す通りです。なお、破過点におけるゼオライト中の放射性セシウム濃度は 8,000Bq/kg 以下であることから、本条件においては、破過後の吸着剤の取り扱いと比較的容易であると考えられますが、ゼオライトの交換頻度が 8.1 日と短いため、恒久的な対策としては他の方法を導入することも検討に値します。

表 8.5 試験結果（カラム 1）からの交換頻度の算出

		単位	Cs合計	計算条件・内容
①	原水量	m ³ /日	37	定格水量を37m ³ とする。
②	原水中の放射性Cs濃度	Bq/L	31	原水中のCs濃度を31Bq/Lとする。
③	流入Cs量	Bq/日	1,147,000	①×②×1000
④	Csの吸着容量	Bq/kg	6,641	カラム試験結果より
⑤	顆粒ゼオライト必要量	kg/日	173	③÷④
⑥	顆粒ゼオライト必要量	t/月	5.2	⑤×30÷1000
⑦	充填物容量	m ³ /塔	2	吸着塔充填容量を2m ³ とする。
⑧	充填物重量	kg/塔	1,400	ゼオライトの比重を0.7kg/m ³ とする。
⑨	ゼオライト交換頻度	日	8.1	⑧÷⑤

8.2.2 逆浸透膜による除去

表 8.2 で示した通り、RO 膜による放射性セシウム除去特性を把握するため、安定セシウムを指標として既存処理施設における挙動を調査した結果、安定セシウムは約 99% 除去され、RO 濃縮液は 2 倍程度の濃縮率でした。したがって、放射性セシウムについても同様の除去効果が期待できます。但し、RO 膜で処理した際に濃縮水が発生しますが、濃縮水中の安定セシウム濃度は原水の 2 倍以上となります。また通常、濃縮水は蒸発乾固し、固形残さとして廃棄されることから、実際に放射性セシウムを対象として除去する場合には、濃縮水の取り扱いも含めて検討する必要があります。

調査対象施設では原水の塩濃度が高いため、処理水量と濃縮水量の比率は 6:4 程度であり、流入原水量の 4 割程度が濃縮液として排出される状況でした。濃縮水は蒸発乾固され、含水率 85% 以下となるため、濃縮率は数十～数百倍以上になる可能性があります。したがって、濃縮液の取り扱いについては検討が必要です。

参考資料：除去性能確認のための指標である安定セシウムについて

一般廃棄物の焼却灰（主灰、飛灰）には、数 mg/kg 程度の安定セシウムが含まれており、焼却飛灰からの溶出率は放射性 Cs と同様に高いことがわかっています。図 8.2 は、実際の浸出水原水の安定セシウム濃度を電気伝導度（EC）とともにプロットしたものです。100 $\mu\text{g/L}$ を超える安定 Cs が浸出している施設もあります。このことは、放射性 Cs を含む焼却飛灰を通常と同様に埋めてしまうと、相当程度浸出してくる可能性を示唆しています。そのため、溶出しやすい焼却飛灰（ばいじん）を埋立処分する場合は、下部に土壌層を敷設したり、上部にキャッピング（難透水層・隔離層）を施して、水との接触を低減することが重要です。

また、図においては、浸出水処理施設における安定セシウム濃度は EC（電気伝導度）との相関関係が見られます。EC が高いということは、塩類濃度が高く、埋立地に焼却灰が相当程度埋め立てられていることを表していると考えられ、放射性 Cs を含む焼却灰を埋立処分する場合も、EC のモニタリングが重要な意味をもつ可能性もあります。

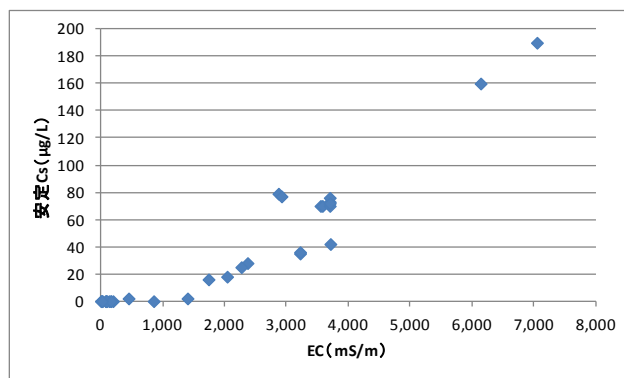


図 8.2 実際の浸出水原水の EC と安定セシウム濃度の関係

9. 放射能の測定

9.1 はじめに

福島第一原発事故により福島県内を初めとする災害廃棄物が放射性物質に汚染され、その処理が進まない状況となっています。一方、東日本各地においても下水汚泥や廃棄物の焼却灰などから高濃度の放射性物質が検出される事例が多数報告されており、施設の作業従事者や周辺住民の被ばくを最小限に抑えつつこれらの適切な処理処分を進める必要があります。このような放射能汚染廃棄物の処理処分を円滑に進める上で、廃棄物やその処理施設の放射能を測定し、そのレベルに応じた対応や処理処分の方法を選択する必要があります。本章では廃棄物の放射能測定について、一般廃棄物処理施設や災害廃棄物等の処理で求められている放射能測定の内容、またその測定方法について概説します。

9.2 一般廃棄物処理施設、災害廃棄物、下水汚泥等の放射能測定について

一般廃棄物処理施設等における放射能測定等について、環境省は「一般廃棄物処理施設における放射性物質に汚染されたおそれのある廃棄物の処理について」(H23.9.29)において、廃棄物処理施設において放射能のモニタリングを実施して排ガス等の安全性の確認を行うとともに、住民理解促進のために結果を適宜公表することが重要であるとしています。モニタリング対象となる施設は、①焼却灰等の放射性セシウム濃度が 8000Bq/kg を超過またはこれに近い濃度の一般廃棄物焼却施設、②放射性セシウム濃度が 8000Bq/kg を超えている焼却灰等の一時保管等を行う一時保管場所及び埋立処分場です。また、対象となる放射性物質は放射性セシウム(セシウム 134 とセシウム 137)です。モニタリングの項目や頻度等について表 9-1 に示します。モニタリングの方法は、放射性物質の濃度についてはゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー、空間線量率については NaI シンチレーションサーベイメーターによる測定を行うこととされています。

災害廃棄物の放射能測定等について、環境省は「災害廃棄物の広域処理の推進について」(H23.8.11、H23.10.11 一部改定)において、災害廃棄物を域外処理する場合に必要な放射能測定について示しており、搬出側での確認方法の基本的な考え方として、①広域処理を希望する自治体の一次仮置場での放射能濃度の確認、②二次仮置場から県外に搬出する際に当該災害廃棄物全体を対象に周辺の空間線量率を測定する(バックグラウンドの空間線量率よりも有意に高い場合、搬出せずに域内処理を行う)としています。一次仮置場での放射能濃度の確認においては、災害廃棄物の種類ごとの放射能濃度測定を行うとしています。その際、地域や被災の状況により必要に応じて組成分析を行う、先行して実施された測定でほとんど放射能が検出されない地域の一次仮置場では測定を省略してもよい、地域内に複数の一次仮置場がある場合はそのうち一箇所を選定して放射能濃度の確認を行ってよい、としています。

下水汚泥等の放射能測定等について、国土交通省は「放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取扱いに関する考え方」(H23.6.16)において放射線監視として、施設が立地する都道府県に対し、①放射線遮へい物又は脱水汚泥等の封入容器等の側面における放射線線量当量率の測定・記録(日に1回または脱水汚泥等の搬入の度)、②焼却・溶融等施設の排気における放射能濃度を測定・記録(週に1回)、③仮置きしている管理型処分場の浸出水、流入水及び処理水における放射能濃度の測定・記録(週に1回)を求めています。また、脱水汚泥等排出事業者に対し、脱水汚泥等の重量及び重量当たりの放射能濃度並びに仮置き場所の記録し・保管を求めています。

また、今後放射能汚染廃棄物対策特措法の施行に伴い関連省令等が整備されるが、その中でも廃棄物や土壌等に含まれる放射性物質の調査・測定法が示されるものと思われます。

表 9.1 一般廃棄物処理施設等における放射能モニタリングの項目・頻度等

測定項目		頻度	施設等				
			中間処理施設	一時保管場所			埋立処分場
		放射能を遮へいできる場所におけるドラム缶等での保管		一般廃棄物最終処分場(管理型最終処分場)での保管	その他の保管方法		
空間線量率	敷地境界	1週間に1回	○	○	○	○	○
放射性物質濃度	排ガス	1ヶ月に1回	○				
	排水		○*		○		○
	排水汚泥		○*		○		○
	主灰		○				
	飛灰		○				
	溶融スラグ		○*				
	溶融飛灰		○*				
周辺の地下水				○		○	

○：原則測定、○*：該当する対象物がある場合は測定

9.3 廃棄物等の放射能調査・測定暫定マニュアルについて

放射能汚染廃棄物等を今後長期的に適切に管理してゆく上で、廃棄物等の特性やその処理処分施設における状況を踏まえた放射能の調査・測定法の標準化が不可欠であることから、国立環境研究所、国土技術政策総合研究所、京都大学、日本環境衛生センター、日本環境測定分析協会に所属するメンバが「廃棄物等の調査・測定法研究会」を組織して調査・測定法の整備に向けて検討を行い、廃棄物資源循環学会災害廃棄物対策・復興タスクチームにも執筆協力を賜り、外部有識者の査読を経て「廃棄物等の放射能調査・測定法暫定マニュアル」(以下、暫定マニュアル)³を取りまとめました。暫定マニュアルにおいては、廃棄物等に係る放射能の調査、測定分析およびそれに付随する試料の取り扱いや安全管理の方法を適用範囲としています。測定項目となる放射性物質はセシウム 134、セシウム 137、ヨウ素 131 です(概ね 10 万 Bq/kg 以下、ヨウ素 131 は検出の可能性がない場合は省略可)。測定対象は排ガス、灰・汚泥、廃水・浸出水、受入廃棄物、土壌及び施設内での作業環境です。測定法はゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリーです。暫定マニュアルでの測定対象の評価すべき濃度及び目標検出下限を表 9-2 にまとめて示しました。なお、廃棄物分野における放射能調査・測定に関して十分な知見は存在しない状況であり、暫定マニュアルは今後広く活用して頂く中で、新たに得られた知見等を元に逐次改訂していくことを考えており、関係各位のご理解とご協力をお願い致します。以下、排ガス、灰・汚泥、廃水・浸出水、受入廃棄物について、測定法の概要を示します。

(1) 排ガス

基礎項目(排ガス温度、ガス組成、水分量、全圧、動圧等)の測定を行った後、平均流速に近い測定点を選定し、原則として等速吸引により試料ガスを採取します。試料ガス採取装置は、排ガス中の放射性物質をフィルタによるろ過捕集、吸収瓶による液体捕集及び活性炭による吸着捕集で試料ガスを捕集します*。試料ガス採取装置例を図 9-1 に示します。なお、排ガス温度が高い場合は JIS Z 8808 に規定される 2 形により採取しますが、プローブからろ紙捕集部までのラインに水分が凝縮しないよう保温し、ろ紙の破損を防ぎます。ダスト量が多い場合には適宜ろ紙を交換します。採取ろ紙は石英ろ紙、蒸留水は放射能を含まない水、活性炭は活性炭素クロマトグラフ用を使用します。採取中に等速吸引条件、流速・流量、採取装置の状況など必要に応じて確認します。等速吸引速度は概ね 15L/min 以下とし、採取時間は原則燃焼が安定している状態で 4 時間以上とします。吸引量は表 9-2 の目標検出下限を担保する量としますが、原則 3m³N 以上とします**。

測定は、ダスト捕集部(ろ紙)、捕集水(プローブ等の洗浄液、ドレン水を含む)、活性炭それぞれについて行います。ろ紙は、円筒ろ紙の場合ダストが飛散ないように切断して測定容器(U-8 容器)に入れ、円形ろ紙の場合チャック付きのポリ袋に入れてから測定容器に入

³ 暫定マニュアルは、以下の URL からダウンロード可能です。
http://www.nies.go.jp/shinsai/radsurvey_111111.pdf

れ測定します。捕集水は測定容器(2L マリネリ容器)に入れて測定しますが、2L に足りない場合は放射能を含まない水を加えて 2L とします。なお、表 9-2 の目標検出下限を担保できれば U-8 容器での測定の可能です。活性炭は全量を U-8 容器に入れ測定します。

*排ガス温度が 200℃未満の場合、大部分のセシウムはろ紙に捕集されますが、吸収瓶等をバックアップとして設置し、排ガスを採取します。

**ドレン量が分析可能な最大量である 2L を超えないように設定します。また、大部分のセシウムはダストに存在するため、特にろ紙の破損が起こらないように十分注意します。

(2) 灰・汚泥

試料の採取は、目的や現場及び試料の状態に応じて代表性に配慮して行います。試料採取方法の例は次の通りです。①試料の採取にはインクリメントスコップ等を使用します、②堆積された 1 ロットの試料の表層のランダムな位置から必要数の 4 箇所採取します、③試料がコンベア上を流れている場合には 1 ロットの移動中に一定時間間隔で 4 回採取します、④採取した 4 つの試料は全部を 1 つの容器（チャック付きのポリ袋で可）に入れ、よく混合します。採取量は 500g～1kg 程度とし、粒径の大きい粒子を多く含む場合には多目に採取します。

試料を十分に混ぜて均一化し、機器分析に使用する分析容器に充填して測定します。固化物等で試料形状が大きいものは適宜粉碎処理を行います。測定の際、検出器を汚染しないように分析容器外面は十分拭き取り、汚染されていないポリ袋等であるので測定します。なお、試料は含水率を測定し、乾燥重量ベースで報告できるようにします。

(3) 廃水・浸出水

試料の採取は、ひしゃく等の採取器具を使用し、試料容器を採取する水で共洗いを行った後に採取します。採取量は 500mL 程度としますが、目標検出下限を表 9-2 より低く設定する場合には 2L 採取します。

試料を十分に混ぜて浮遊物質を均一化し、機器分析に使用する分析容器に入れたものを測定試料とします。なお、浮遊物質を除いて測定を行う場合は 1 μ m か 0.45 μ m 孔径相当のメンブレンフィルターでろ過した後のろ液を測定します。

(4) 受入廃棄物

調査地点は広域処理のため搬出を予定している一次及び二次仮置場とし、災害廃棄物の周辺全体の空間線量率を、廃棄物の下端から 1m、高さ 1m において NaI シンチレーションサーベイメーターを用いて測定し、バックグラウンドより有意に高くなるものがないことを確認します。

試料の採取は、重機等を用いて災害廃棄物の山の表面および内部の採取が可能な状態にし、山の中で均一に分散するように選定し、10 箇所以上での採取を行います。縮分して適

量にした採取試料について、可燃物を対象とする場合は木質、細塵(<5mm)、紙類、繊維、プラスチック、わらの6分類を基本として分類します。但し、不燃物を含めた分類については、処理処分方法や対象の廃棄物組成に応じて、適宜代表的組成（その他可燃物、金属・コンクリート・陶器等の不燃物など）を追加することとします。分類後の試料を1分類について4~20L程度採取します。

採取後の試料は、大きさ2~10mm程度を目安に破砕機等で粉砕・裁断します。細塵についてはふるいをかけます。粉砕・裁断・ふるい後の試料をU-8容器に空隙が無いように詰め込み測定します。見かけ比重が小さいものはできるだけ多くの試料量を詰め込んで測定を行います。

表 9.2 暫定マニュアルにおける測定対象の評価すべき濃度及び測定における目標検出下限

対象	単位	評価すべき濃度			目標検出下限		
		^{134}Cs	^{137}Cs	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs	^{131}I
排ガス	Bq/m ³ N	20 ¹⁾	30 ¹⁾	10 ¹⁾	2	3	1
灰・汚泥	Bq/kg	8000 ²⁾		—	20	20	20
		200 ³⁾		—			
		100 ⁴⁾		—			
		40(20)	40(20)	—			
廃水・浸出水	Bq/L	60 ¹⁾	90 ¹⁾	40 ¹⁾	20	20	20
廃棄物	Bq/kg	240 ⁵⁾		—	40(20)	40(20)	40(20)

参考となる法令等 ¹⁾「試験研究の用に供する原子炉等の設置、運転等に関する規則等の規定に基づき、線量限度等を定める告示」(S63.7.26 科学技術庁告示第20号)、²⁾灰の埋立処分:「福島県内の災害廃棄物の処理の方針」(H23.6.23 環境省)他、³⁾汚泥肥料の原料:「汚泥肥料中に含まれる放射性セシウムの取扱いについて」(H23 消安第1893号)、⁴⁾上下水処理等副次産物の利用:「東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故の影響を受けた廃棄物の処理処分等に関する安全確保の当面の考え方について」(平成23年6月3日原子力安全委員会)他、⁵⁾廃棄物から飛灰への放射性セシウムの濃縮率を33.3倍とし、焼却後の飛灰の放射性セシウム濃度を8000Bq/kgとして算出

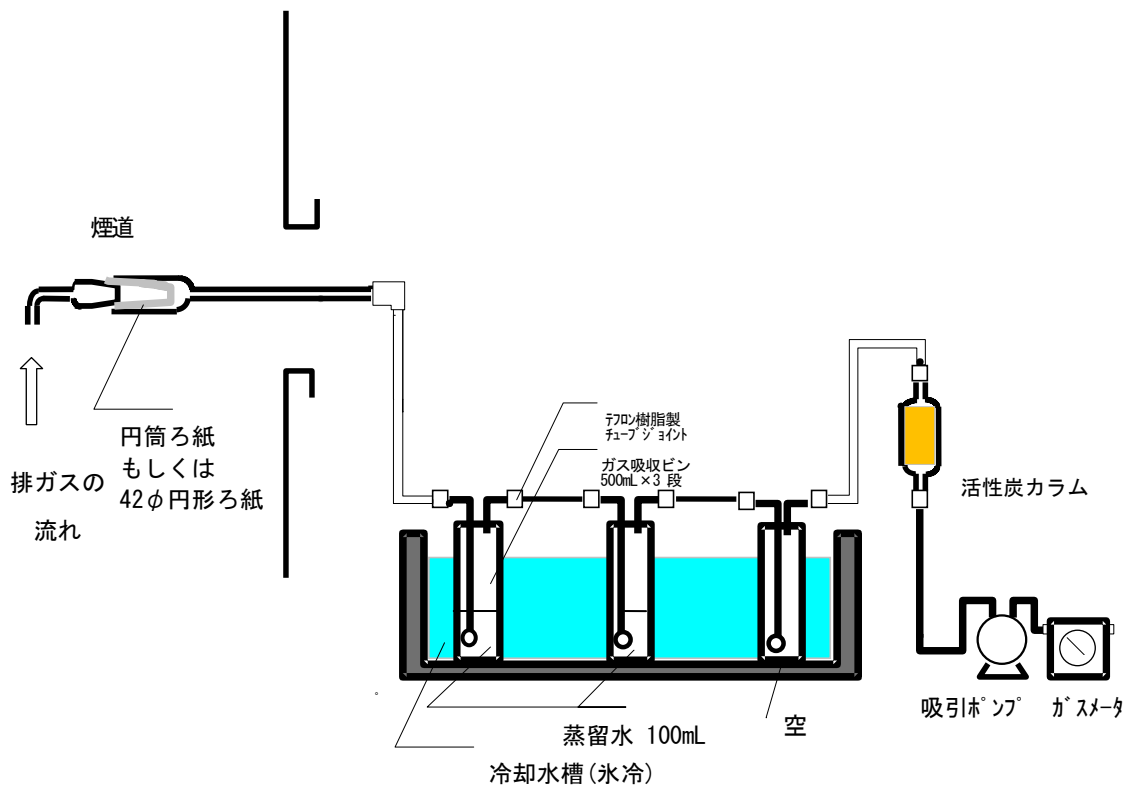


図 9.1 試料ガス採取装置概念図例