

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

中間処理残さ主体埋立地に対応した安定化促進技術の開発
(3K113015)

平成 26 年 3 月

(代表研究者)

北海道大学	東 條 安 匡
日本工業大学	小 野 雄 策
国立環境研究所	山 田 正 人
国立環境研究所	遠 藤 和 人
国立環境研究所	石 垣 智 基
長崎大学	朝 倉 宏
埼玉県環境科学国際センター	磯 部 友 護
埼玉県環境科学国際センター	鈴 木 和 将
埼玉県環境科学国際センター	川 寄 幹 生
東急建設株式会社	椿 雅 俊

..

補助事業名 環境研究総合推進費補助金研究事業（平成23年度～平成25年度）

所管 環境省

国庫補助金 81,436,000 円（複数年度の総計）

研究課題名 中間処理残さ主体埋立地に対応した安定化促進技術の開発

研究期間 平成23年6月1日～平成26年3月31日

研究代表者名 東條安匡（北海道大学）

研究分担者 小野雄策（日本工業大学）
山田正人（国立環境研究所）
遠藤和人（国立環境研究所）
石垣智基（国立環境研究所）
朝倉 宏（長崎大学）
磯部友護（埼玉県環境科学国際センター）
鈴木和将（埼玉県環境科学国際センター）
川崎幹生（埼玉県環境科学国際センター）
椿 雅俊（東急建設株式会社）

目次

総合研究報告書概要	1
本文	
第1章 研究目的	11
1.1 研究の背景	11
1.2 現状の中間処理残渣埋立が抱える課題	13
1.3 研究の目的	14
第2章 研究方法の概略	15
2.1 中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明	15
2.2 中間処理残渣の早期安定化に関する検討	15
2.3 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化	16
第3章 研究手法および結果と考察	17
3.1 中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明	17
3.1.1 はじめに	17
3.1.2 調査対象処分場の概要と比較対照とするテストセルの概要	18
3.1.3 物理探査による実処分場の内部状況把握	23
3.1.4 実処分場からの試料採取と安定化の評価	26
(1)埋立履歴調査	26
(2)ボーリングによる廃棄物試料採取調査	26
(3)表面掘削調査	27
(4)表面掘削試料の実容積分析	28
(5)ボーリング試料のECの深度方向分布	29
(6)表面掘削試料の溶出特性	29
(7)まとめ	30
3.1.5 テストセルからの試料採取	31
3.1.6 テストセルにおける安定化の評価	32
(1)ボーリングコアの化学的特性	32
(2)比抵抗トモグラフィ	33
(3)比抵抗トモグラフィにおける結果と考察	34
(4)まとめ	36
3.1.7 実処分場およびテストセルの安定化の比較	37
(1)無機塩類と金属の溶出量の比較	37
(2)物理特性の比較	42
3.1.8 安定化遅延機構の検討	48
(1)生物化学的メタン生成ポテンシャルから判断される安定化遅延要因	48
(2)数値計算による層内の不均質性が安定化の偏りに及ぼす影響の評価	50
3.1.9 まとめ	54
3.2 中間処理残渣の早期安定化に関する検討	56
3.2.1 目的	56
3.2.2 焼却灰の固結化が安定化に与える影響	57
(1)焼却灰固結による透水性の低下	57
(2)焼却灰の固結による塩類洗い出し遅延	64
(3)固結機構の検討	66
(4)固結回避手段の検討と固結が重金属溶出に与える影響の検討	68
(5)まとめ	74
3.2.3 廃棄物の混合による物性改善効果の評価	75
3.2.4 中間処理残渣の埋立戦略	84
(1) 既往研究による中間処理残渣の埋立戦略	84

(2)ケーススタディ：セメント固形化埋立の可能性	87
3.2.5 まとめ	91
3.3 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化	93
3.3.1 目的	93
3.3.2 機能性覆土層による有機汚濁物質の吸着特性	94
3.3.3 粘土鉱物と天然土壌による 1 価/2 価の金属類の吸着/脱着	97
3.3.4 機能性覆土による放射性物質の捕捉可能性	101
3.3.5 テストセルに用いた機能性覆土の有効性の検証	106
3.3.6 機能性覆土における有害物捕捉機構のモデル化	112
3.3.7 鉄粉添加による機能性覆土の有害物捕捉能力向上	116
3.3.8 まとめ	122
第 4 章 結論	124
研究発表	128
知的財産権の取得状況	128
研究概要図	129
英文概要	130

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：中間処理残さ主体埋立地に対応した安定化促進技術の開発

研究番号：3K113015

国庫補助金清算所要額：81,436,000 円（複数年度の総計）

研究期間：平成 23 年 6 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日

研究代表者名：東條安匡（北海道大学）

研究分担者：小野雄策（日本工業大学）、山田正人（国立環境研究所）、遠藤和人（国立環境研究所）、石垣智基（国立環境研究所）、朝倉 宏（長崎大学）、磯部友護（埼玉県環境科学国際センター）、鈴木和将（埼玉県環境科学国際センター）、川寄幹生（埼玉県環境科学国際センター）、椿 雅俊（東急建設株式会社）

研究目的

循環型社会形成推進基本計画で設定された最終処分量の削減目標は着実に達成されつつある。特に、直接最終処分量の減少は著しく、結果的に、我が国の埋立物の大半は無機化の進んだ中間処理残渣が占めるようになった（平成 23 年時点で埋立物に占める中間処理残渣の割合は 88%に達する）。しかし、量的削減は、埋立物の質的变化をもたらし、それらは、従来の有機物の分解促進や安定化を主眼とした埋立技術では考慮されてこなかった新たな問題を生じさせている。例えば、焼却灰を主体とした埋立地では、焼却灰の固結による通水／通気性の低下、極端な水みちの形成、高アルカリ化、高塩類化、重金属の濃縮等により、水分移動阻害や空気侵入阻害による洗い出しの遅れや有機物分解遅延、および有害成分の不規則な流出等の問題が顕在化している。

かつて直接埋立物が多かった時代には、主たる管理対象は、有機性の廃棄物によって引き起こされる事象であり、悪臭や衛生病害虫の発生を防ぎ、汚濁濃度の高い浸出水は十分な処理を施し、また有機物の分解を促進して早期に安定化させることが埋立地管理の目標であった。一方、中間処理残渣では、有機物が比較的少なく無機物が主体であるものの、内部には多量の可動性塩類や土壌より明らかに高い濃度の重金属類を含有する。こうした中間処理残渣に対して、どのような埋立技術が望ましいのか、十分な議論がなされないまま、従来型の埋立技術や基準が未だに適用されている。上記した焼却灰主体の埋立地で起こっている問題は、従来型の埋立技術が中間処理残渣の早期安定化には必ずしも適当でないことを示している。すなわち、中間処理残渣の埋立処分において、その早期安定化のために相応しい埋立工法とは何かをあらためて議論する必要がある。

埋立地の管理の目標とは、環境へインパクトを与える埋立物からの放出を制御し、その放出を維持管理期間内に速やかに低減し、可能な限り早く管理不要の土地に導くことである。著者は、中間処理残渣の場合、埋立地の早期安定化に関して着目すべきは次の 3 つであると考えます。a) 僅かに含まれる有機物、b) 多量に含まれ移動性の高い塩類、そして c) 土壌より明らかに含有量の多い重金属類である。

a) の有機物は少ないものの、放出ポテンシャルはゼロではない。しかしながら、埋立層内の条件は有

機物分解に好適なものとならないために分解（安定化）が遅延する。したがって、易溶性の有機物は維持管理期間内に速やかに埋立地から放出させると共に、埋立地内を有機物分解に望ましい雰囲気とし、分解の促進を図る必要がある。b)の易溶性の塩類は極めて移動性が高く、高アルカリ化の原因でもあることから、埋立層内に残留させることなく早期に洗い出しを図る必要がある。c)の重金属類は土壤の平均的な含有量よりも2~3桁高く、排水基準以下の濃度で放出したとしても極めて長期を有することから、不動性の形態に変換させ、層内に安定的に保持されるべきである。

上記三点を実現させる埋立技術とは何か。本来、中間処理残渣は直接埋立物に比べ粒径が小さく、特定の搬入元であれば比較的均質であり、物性も概ね安定している。すなわち、従来の直接埋立ごみに比べて、遙かにハンドリングは容易く、安定化の促進も可能なはずである。そこで、本研究では、中間処理残渣の早期の安定化実現のために、次の三点を具体的な研究課題として掲げた。

1)中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明:中間処理残渣を主体とする実際の埋立地において、現場調査と試料分析から、安定化遅延要因を明らかにする。また、異なる埋立工法を採用した大規模模擬埋立地（テストセル）の廃棄物と実埋立地を比較し、早期安定化に相応しい埋立工法を明確にする。

2)中間処理残渣の早期安定化に関する検討:安定化遅延の一要因とされる焼却灰の固結化に関して、固結の生起を確認し、固結が塩類の洗い出しや重金属の放出に与える影響を明らかにすると共に、固結機構を解明し、固結の回避策を示す。また、通水性や通気性を向上するために複数の廃棄物や土壤の混合について検討し、それが安定化に及ぼす効果を検証する。

3)機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化:より多重安全な構造とするために、不測の有害物の流出に対応可能なバックアップ技術として機能性覆土に着目し、有機物、塩類、重金属等の捕捉性能を評価し、捕捉機構を解明すると共に、その設計手法確立を目指す。

研究方法

本研究では、中間処理残渣埋立の早期安定化の実現を目指し、上記した3点を主たる対象として研究を進めている。以下、課題別に研究方法について示す。

1) 実処分場における安定化遅延機構の解明と埋立工法の異なるテストセルにおける安定化の比較

埋立工法が廃棄物の安定化に与える影響を検討するために、搬入時期と埋立物が同じで埋立工法が異なる比較対象が必要であったことから、共同研究者らが過去にテストセルを設置したA処分場と当該テストセルを調査対象とした。始めに、比抵抗探査とEM探査を実施し、A処分場の内部構造を把握した。次に、実処分場内で、テストセルの廃棄物の埋立と同時期に埋立が行われている地点を埋立履歴から特定し、3地点においてSTREX工法により3深度の廃棄物コアサンプルを採取した。ボーリングによる試料採取と同時に、表面掘削を行って覆土と廃棄物を採取し、物理特性を把握した。表面掘削試料は、各種の廃棄物が不均質に存在していたことから、それぞれ特徴的な部位を対象に溶出試験を実施した。

比較対照とした4基のテストセルは、安定化の促進を狙って、低密度埋立、透水性の高い覆土（スラグ）や機能性覆土（後述）が採用されており、当研究の開始時点で既に浸出水濃度等は廃止基準を下回っていた。そこで、廃棄物自体が本当に安定化しているのかを検証するために、テストセルにおいてボーリングを行い、内部の廃棄物や覆土を採取して溶出試験に供した。さらに、比抵抗トモグラフィーを実施して内部の比抵抗の経時的な変化を整理した。

A処分場から採取した実埋立物とテストセルから採取した試料が、埋立物として同じ性状のものであることを確認するために、熱灼減量、固体TOC、塩類・金属含有量を測定し、両者を比較した。次いで、両方の試料について、13号溶出試験を行い、TOC、TN、塩類、金属類の溶出量および溶出率について

比較した。同時に、物理特性（密度、粒度、透水係数、透気係数等）についても測定し両者を比較した。

実埋立地において確認された焼却灰の固結層が易溶性元素の洗い出しに与える影響を明らかにするために、固結層を設定した埋立地内の水分流動シミュレーションを実施した。特に、埋立層内の宙水の形成と溶解性成分の洗い出しに及ぼす影響について検討した。

2) 中間処理残渣の早期安定化に関する検討

始めに、複数の焼却灰を対象として固結が生じるのか否か確認を行った。固結の確認は、湿潤状態で試料をカラムに充填し、数週間から数ヶ月放置し、経時的に強度や透水係数を測定して評価した。その結果、顕著に固結する灰と固結しない灰が存在したため、両者を対象に透水係数が低下していく速度と透水係数の低下の程度を、湿潤試料をカラムに充填して数日おきに透水係数を測定する繰り返し試験を長期間行った。次に、固結による塩類の洗い出し遅延を把握するために、顕著に固結する灰と固結しない灰を対象に含有量試験、13号溶出試験を行って溶出ポテンシャルを把握した後、カラム通水試験に供し、L/Sの増大に伴う塩類の放出量を追跡した。最終的に、13号試験における溶出量と比較し、固結による溶出の抑制率を評価した。さらに、焼却灰が固結する機構を明らかにするために、未固結の状態と固結後の状態で、X線回折、TG/DTA分析を行い、固結前後で焼却灰層内の化合物の変化を調査した。

固結機構の分析から、固結がカルシウム化合物の炭酸化によるものと判明したことから、固結する灰については固結を回避する方法として乾湿繰り返しによる炭酸塩形成促進を、固結しない灰については固結を生起させる方法として加熱による脱炭酸化を実施し、固結を制御できるかを検討した。その結果、固結の制御に成功したため、同一の灰で「固結状態」と「非固結状態」を作りだしてカラム試験を行い、重金属類の累積溶出量を測定し、固結が重金属の溶出に与える影響を評価した。

破碎残渣の混合により焼却灰の透気性の改善が可能かを検討するために、様々な混合率で破碎残渣を添加し、透気係数と屈曲度を測定した。また、それぞれの酸素消費速度を測定した。廃棄物層内への酸素の侵入を表現する移流拡散モデルを作成し、実験で求めた透気係数、屈曲度、酸素消費速度を用いて、十分な酸素浸入深さを確保するために必要な破碎残渣の混合率を数値計算から求めた。

焼却灰主体埋立における早期安定化の概念を欧米の文献調査から整理し、周辺環境に受容可能な放出フラックスとする概念に基づいて、ケーススタディとして焼却灰のセメント固形化による放出フラックスの低減効果について実験的に検討した。

3) 機能的覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化

始めに、機能的覆土（鉄分の多い自然土壌）の有機汚濁物質捕捉能を1次元カラム通水試験から把握した。機能的覆土をカラムに充填して実際の浸出水を通水して流出するTOCを測定した。通水速度やpHを変化させ、それらが捕捉能に与える影響を調べた。次に、移動性の高い1価/2価の陽イオンの機能的覆土での捕捉特性をカラム試験から検討した。機能的覆土単体、ゼオライト単体、ベントナイトを混合した覆土等をカラムに充填し、塩類を調整した溶液および飛灰溶出液を通水し、破過特性を調べると共に、吸着量を把握した。さらに、焼却残渣中のCsが問題となっていたことから、機能的覆土に添加可能な材料（ゼオライト、カオリン、ベントナイト）のCsの吸脱着基礎特性をバッチ実験から検討した。また吸脱着におよぼす浸出水中の塩類の影響についても検討した。

調査対象としたテストセルには機能的覆土が用いられていたことから、ボーリングによって採取したコアから覆土部分を抜き出し、内部に捕捉されている金属類の量、および各種金属類の存在形態を逐次抽出法によって分析した。機能的覆土内での金属の存在形態から機能的覆土の金属捕捉の安定性を評価した。また、採取したコアの間隙構造をCTスキャンによりモデル化し、機能的覆土内での水分流れと物質捕捉を再現する理論モデルから、機能的覆土内での吸着による汚濁物質の放出遅延現象を再現と可

視化を試みた。

最後に、機能性覆土の材料の構成方法を検討するために、飛灰と下水汚泥からなる廃棄物層に対して、鉄粉とゼオライトを様々な混合率で添加して捕捉能を強化した機能性覆土を適用し、pH、EC、陽イオン、陰イオン、DOC、TN、P、重金属類の流出量を追跡し、機能性覆土の捕捉能に与える各種材料の影響を評価した。

結果と考察

1) 実処分場における安定化遅延機構の解明と埋立工法の異なるテストセルにおける安定化の比較

a) 実埋立地の埋立状況と廃棄物の安定化の把握

物理探査とボーリングによる試料の採取から、実埋立地は、最終覆土が厚く密実に転圧されており、廃棄物層は比較的含水率が低く、雨水の侵入が困難な状況である事がわかった。また、採取したボーリングコアには、覆土、焼却灰層、破碎残渣層およびそれらの混合部位がランダムに配置しており、焼却灰層には固結した焼却灰層が確認された。それぞれの特徴的な部位のECを測定した結果、コアのECは、焼却灰主体部位で高く、実埋立物は依然として高い溶出ポテンシャルを有していることがわかった(図1)。

表面掘削より得た試料も、目視で容易に焼却灰主体、不燃残渣主体、およびそれらの混合部の3種に大別することができた。すなわち、搬入されたまま埋め立てられたために場所的に質の片寄りが大きく、不均質な性状を呈していた。本試料でも焼却灰主体部においては固結が確認された。表面掘削試料の溶出試験から、不燃残渣主体部位に比べ焼却灰の混入している部位でpH、EC、塩化物イオン等の塩類やTOCの溶出量が大きく、焼却灰中の易溶性成分の洗い出しが進行していないことが確認された。

b) テストセルの埋立物の安定化状況の把握

実埋立地と同時期、同搬入物が埋め立てられたにも関わらず、調査時点においてテストセルは浸出水濃度が排水基準を下回る程度にまで低下していた。実埋立地では、密実で厚い覆土層が採用され、廃棄物は不均質に埋め立てられていたのに対し、テストセルでは、覆土に溶融スラグを採用して高透水性を図り、廃棄物も埋立前に混合、均質化し低密度で埋立が行われていることが埋立工法としての大きな違いである。ボーリングによる試料採取時には、廃棄物層はコア内に試料を確保することが難しいほど緩い状態であった。

テストセルから採取したボーリングコアの溶出試験の結果、pHは8程度で、埋立時(pH=10)と比較して中性化が進行していた。ECは埋立時点と比べ約60~80%以上低下しており、Clも図2に示すとおり、埋立時点では、約300mg/L程度であったものが、現時点(埋立後7年)では最大値で5mg/L程度と、初期値から95%以上も低下していた。比抵抗トモ

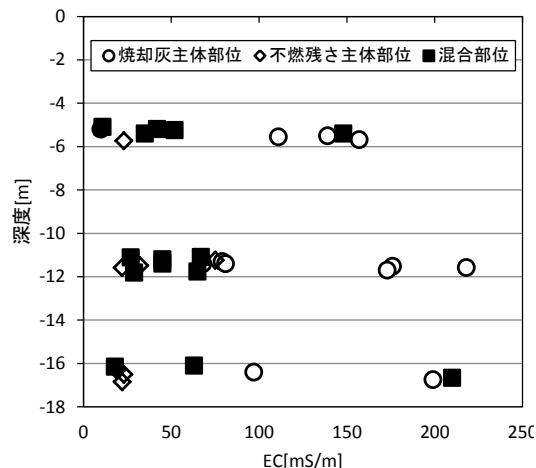


図1 ボーリングコアの深度別 EC

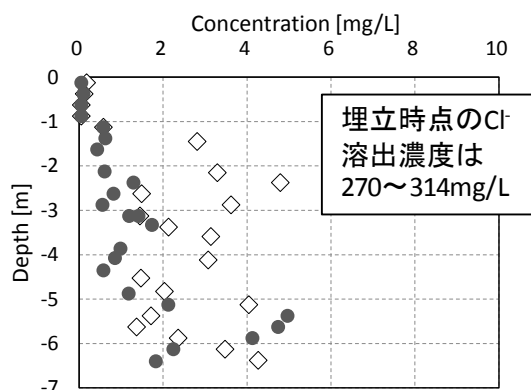


図2 テストセル試料の溶出試験結果 (Cl)
◇ : TC1(基準) ● : TC3(基準+コンポスト)

グラフィにより、過去の結果と比較を行ったところ、比抵抗値も大きく上昇していた。これらの結果から、テストセルでは、浸出水という系外への放出の点だけでなく、内部の廃棄物自体も約7年という短期間で十分に安定化が進行しており、テストセルでの埋立工法が中間処理残渣の早期安定化に有効である可能性が示された。

c) 実埋立地とテストセルの比較による中間処理残渣の早期安定化に望ましい埋立工法の評価

より本質的に実埋立地とテストセルの安定化の状況を比較するために、まず、実埋立地の廃棄物とテストセルの埋立物が同じものであることを含有量から確認した。金属含有量の結果を例に図3に示す。文献値とは Jeong(2005)による我が国の焼却灰の平均値である。実埋立地はコアの位置によりばらつきが大きかったため、すべての深度、試料の平均値とした。図より Cd、Ni 等、一部差のある元素も存在するが、含有量は概ね等しく、また熱灼減量、固体 TOC も同様であったことから、実埋立物とテストセルは同種の廃棄物であると判断した。

安定化の違いを評価するために溶出試験を実施した結果(表1)、テストセルの廃棄物からの Na、K、Ca の溶出率(含有量中の溶出割合)は、実埋立物と比べて遙かに低かった。逆に実埋立地の廃棄物は、同表に示す文献値(前記:我が国の焼却灰のデータベース、埋立前の焼却灰の平均値)の溶出率と同等であった。

この結果から、テストセルでは、易溶性の元素 Na、K は洗い出しが進んでいることは明らかで、Ca などは難溶性態へ変化した(後述する炭酸塩への変化)ものと推察された。図4に示すとおり TOC の溶出濃度は、実埋立地の試料ではばらつきが大きく、埋立前の焼却灰と同等の濃度(150~300mg/L)も確認されたが、テストセルの試料は、最大で 50mg/L、平均値では 20~30mg/L で極めて低い。廃止基準では BOD が 60mg/L、COD が 90mg/L と定められている。測定値は TOC であるため直接比べることはできないが、テストセルからの溶出量は概ね廃止基準を満たすレベルにまで低減していると思われる。欧州では、Inert Waste Landfill の受け入れ基準に TOC が設定されているが、テストセルの TOC 値は、それに相当する濃度であり、安定化している廃棄物と同等と見なせる。CI については実埋立物

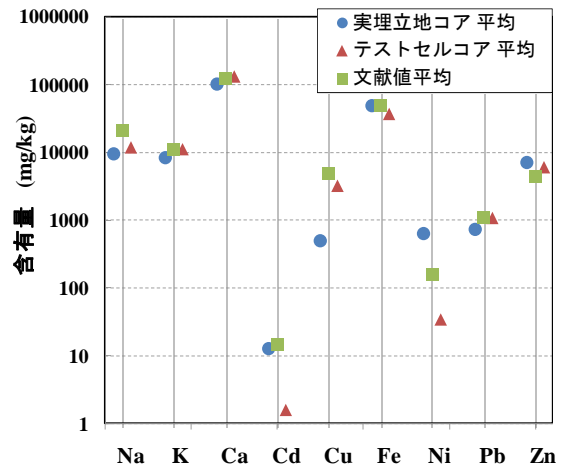


図3 金属含有量の比較

表1 実埋立地とテストセルの金属溶出率(%)

	Na	K	Ca
実埋立物	22.95	3.30	3.48
テストセル	2.56	1.00	0.10
文献値	17.05	25.41	3.65

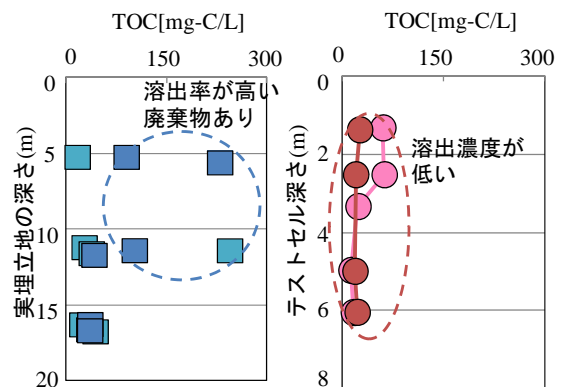


図4 TOC の溶出量比較

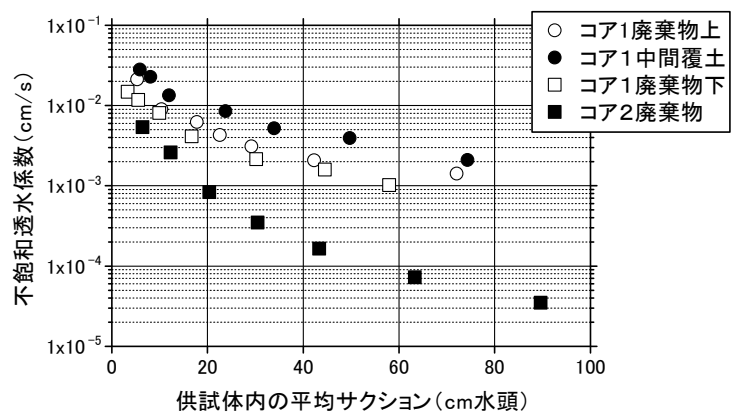


図5 不飽和透水試験結果

では 400mg/L を越えるものもあったが、テストセルでは、図 2 に記載のとおりであり、遙かに低い値となっている。すなわち、テストセルで採用された低密度埋立・高透水性確保という埋立は、塩類の濃度を早期に低下させ、また Ca 等については早期に難溶性へと変化させている可能性が示唆され、実埋立地のような高密度転圧、低透水性覆土といった工法よりも、中間処理残渣の早期に安定化に有利であると言える。

物理特性に関しては、例として不飽和透水試験の結果を図 5 に示すが、テストセルの廃棄物（コア 1）に比較して、実処分場の廃棄物（コア 2）は不飽和透水係数が一桁小さく、実埋立地において洗い出しが遅れることはこれらの物性試験結果からも明白である。

d) 中間処理残渣の安定化遅延要因の検討

焼却灰等の固結などにより層内に低透水性層が形成された場合の浸出水の片寄り流れと、それが洗い出しに与える影響を数値計算により検討した結果、固結層が存在すると、その上部には宙水が発生する結果となった（図 6：中央の朱色矩形が固結層、その上部に飽和度の高い部分が存在）。固結層に幅 1 cm 程度のクラックがあると、クラック下部に一部選択的に洗い出しが進行する領域が形成されるが（図 7：中央付近で青い濃度の低い部分が下部に窪んでいる所）、固結層の下部領域は、通常の埋立廃棄物層に比較すると洗い出しが著しく遅延した（図中の中央より下に広がる赤い部分）ことから、層内の均質な安定化には、固結化は回避されるべきであることが示された。

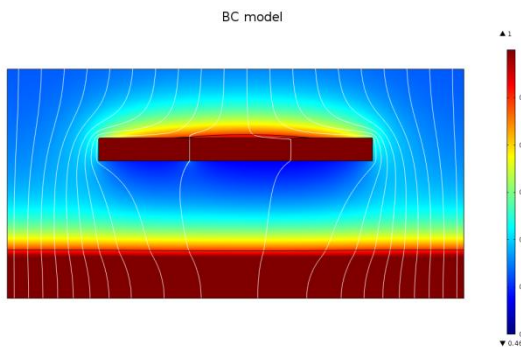


図 6 廃棄物層断面の飽和度分布

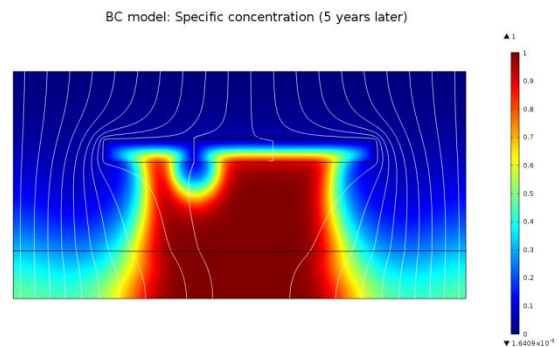


図 7 廃棄物層断面の濃度分布

2) 中間処理残渣の早期安定化に関する検討

a) 焼却灰の固結が安定化に与える影響

前記したとおり、焼却灰等を搬入された後、ただ無造作に埋め立て、重機で転圧するような従来型の埋立工法（実埋立地）では、焼却灰の固結が発生していた。固結層の発生は、難透水性の部分形成し、洗い出しを遅延させる。そのため、ここでは、固結について詳細に検討した。

まず、複数の焼却灰を対象にした固結発現と透水試験の確認から、全ての灰が固結するのではなく、顕著に固結し、透水性が低下する特定の灰が存在することを確認した。顕著に固結する灰では、2ヶ月の試験期間で固結によって透水性が 1/10 にまで低下した。

焼却灰の固結が塩類

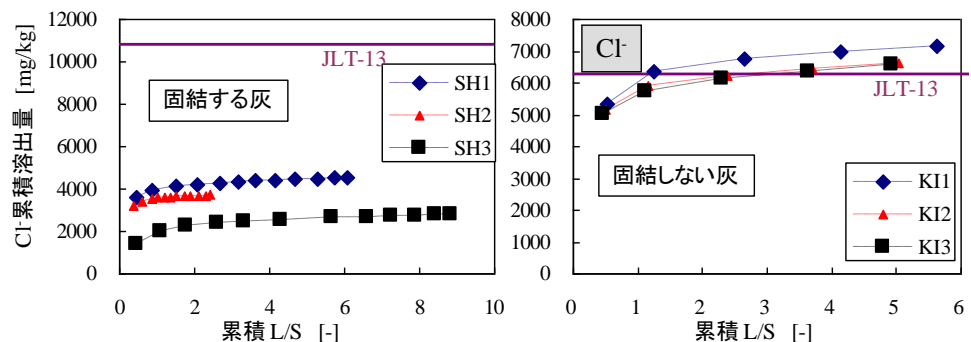


図 8 固結する灰と固結しない灰からの累積溶出（塩素）

の洗い出しに与える影響を確認するために実施したカラム試験での L/S 増大に伴う累積溶出量について、塩素を例に図 8 に示した。固結しない灰（図右）での洗い出しは順調に進行し、累積の溶出量は 13 号試験の溶出量に到達したが、固結する焼却灰では、一価で移動性の高い Cl^- でさえも 13 号溶出試験における溶出量の 4 割程度にしか達せず、溶出が抑制された。他の塩類 Cs 、 K 等についても同様であった。これらの結果から、焼却灰の固結は、透水性を低下させ、結果的に易溶出性、易移動性元素も焼却灰層内に閉じこめてしまうことが解った。

X 線回折においては、固結前の試料で確認された $\text{Ca}(\text{OH})_2$ のピークが固結後に消失し、 CaCO_3 のピークが増大した。また、熱重量分析の結果を図 9 に示したが、固結前は上段に示した $\text{Ca}(\text{OH})_2$ と類似の曲線を描き、固結後は、 CaCO_3 と類似の曲線に変化している事がわかる。

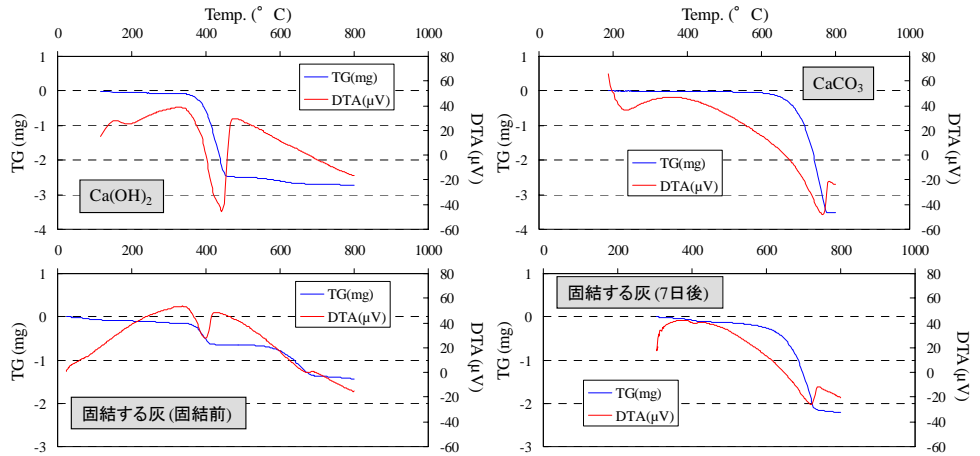


図 9 固結前後での熱重量分析の結果

これらの結果から、焼却灰の固結は $\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ の反応によって炭酸カルシウムが増加することにより進行するものと考えられた。なお、図 9 中に示すとおり、炭酸カルシウムへの変質は 7 日程度で十分に進行する。

結果は割愛するが、固結する灰の固結回避には、未反応の Ca 化合物の炭酸化を促進する湿潤・乾燥操作の繰り返しが効果的であった。一方、固結しない灰を固結化するには、900 による脱炭酸化もしくは $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の添加が有効であった。

固結の制御方法を確立したため、重金属の溶出に関しては、元々固結する性状を有する灰を用いて固結状態と未固結状態を作りだし、大気雰囲気下あるいは CO_2 雰囲気下でカラム溶出試験に供した。元々固結しない性状

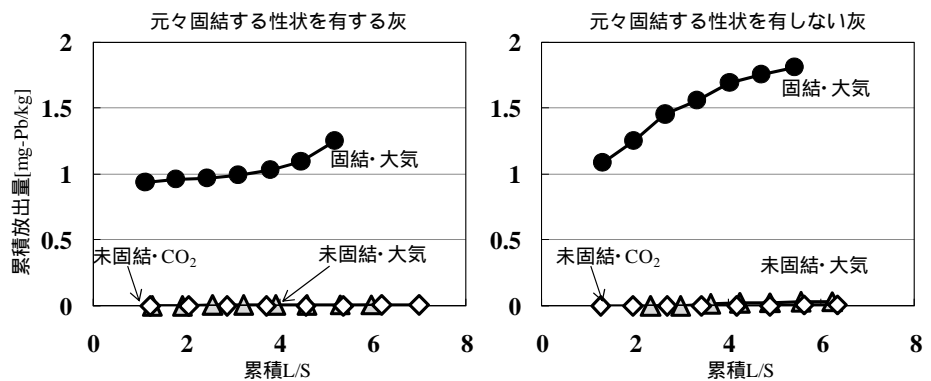


図 10 固結が Pb の放出に与える影響

の灰も同様に固結状態と未固結状態として同様の試験に供した。Pb の累積溶出量の結果を例として図 10 に示す。いずれの灰においても固結した場合には、塩類の洗い出しが進まず、高 pH の状態が維持され、Pb などの両性金属の溶出が進んだ。一方、結果は示さないが、固結の有無に関わらず、極端な炭酸化等（炭酸ガス雰囲気下）で pH が中性付近に落ちると Ca や Zn の放出が増大した。重金属の溶出回避に、最も望ましい状態は、固結を回避した状態で大気雰囲気下にあることである。理由は、焼却灰層内の炭酸カルシウムによって層内の pH が支配され、pH が 9 前後に保たれるからである。すなわち、オランダ等で採用されている焼却灰の埋立前のエイジングは、炭酸塩形成に有効であり（ CaO や $\text{Ca}(\text{OH})_2$ を CaCO_3 に変化させることで、固結を回避し、pH を 9 程度に維持できる）重金属の放出抑制にも寄与

すると言える。

b) 廃棄物の混合による通水性・通気性の確保

透気性の悪い焼却灰に対し不燃破碎残渣の混合割合を変化させ、透気係数と屈曲率を測定した結果、透気係数は40%の破碎残渣添加で2桁程度まで向上した。酸素消費速度と混合時の透気係数と屈曲率の測定値を基に、内部で酸素消費が起こる場合の移流拡散モデルから埋立地内部への酸素進入をシミュレーションした。結果を図11に示す。焼却灰と不燃破碎残渣廃棄物の混合で、埋立層への酸素の侵入深さは向上することがわかる。また、濃度勾配による酸素進入（拡散侵入）よりも、温度差による酸素進入（移流）が重要であり、図中に示すとおり、内外温度差が30℃の場合には、40%程度の破碎残渣の混合で5m程度の酸素進入深さが得ることがわかった。

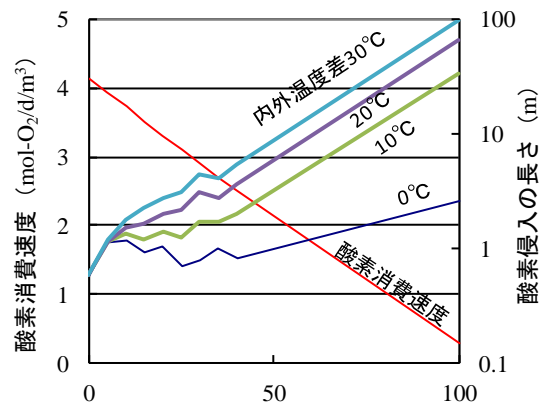


図11 不燃残渣混合による酸素進入の改善

3) 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化

a) 機能性覆土層による有機汚濁物質の吸着特性

鶴ヶ島土壌を機能性覆土の材料とし、大規模埋立層からの実浸出水を用いたカラム試験を実施して有機汚濁成分の吸着能を評価した結果、鶴ヶ島土壌はTOC吸着量4.1g/kg、分配係数 $K_d=5.15\text{mL/kg}$ と高い吸着能力を示し、浸出水を酸性に調整した条件でも高いTOC吸着能が得られた。

b) 粘土鉱物と天然土壌による1価/2価の金属類の吸着/脱着

移動性の高い1価/2価の陽イオンの機能性覆土での捕捉能を、鶴ヶ島土壌（表土、心土）、ゼオライト単体、ベントナイトと鶴ヶ島土壌の混合土を用いたカラム通水試験から検討した結果、機能性覆土の母材とする鶴ヶ島土壌単体ではNa、Kが2~3mL/gの通水量で破過し、十分な捕捉能は期待できないことがわかった。添加剤としてゼオライトを用いれば、CsやKの破過は遅くなる。但し、飛灰の抽出溶液では、いずれの材料でも競合吸着のために吸着量は1/10にまで低下した。一方、Caは鶴ヶ島土壌にベントナイトを添加することで吸着量を上昇させることが可能であることを確認した。

c) 機能性覆土による放射性物質の捕捉可能性

焼却残渣から放射性Cs放出の抑止に機能性覆土が有効か否かを検討した。本研究では機能性覆土にCs捕捉性能向上のためにゼオライト、カオリン、ベントナイトを添加することを想定し、各鉱物を吸着剤とした吸脱着試験を行い、基礎特性を把握した。各粘土鉱物におけるCsの吸着量はゼオライト>ベントナイト>カオリンの順であった。但し、ゼオライトのCs吸着に対して一価の陽イオンであるNaおよびKの阻害が大きく、特に塩濃度の高い焼却飛灰溶出液での吸着阻害が大きかった。

d) テストセルに用いた機能性覆土の有効性の検証

テストセルにおいて、中間覆土や底部覆土に使用されていた機能性覆土の重金属捕捉機構を検証するため、テストセル中の中間覆土と底部覆土のコア試料について逐次抽出法により重金属類の存在形態を検討した。機能性覆土中の重金属類(Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pb)の含有量は、設置時から明らかに上昇しており、機能性覆土が重金属捕捉に寄与したことは明らかであった。主要成分であるAl・Si・Feの存在形態は、残留物態>>炭酸塩態>>水溶性画分の順であり、Ca・Mgの捕捉形態は主にイオン交換態であった。一方、重金属類の形態は、残留物態>>炭酸塩態>イオン交換態>>>水溶性画分の順位であり、残留物態が主であった。これは、AlやFeの化合形態が埋立期間中に変化し（鉱物等の生成）、それに重金属類

が固定化されたものと推察された。

e) 鉄粉添加による機能性覆土の有害物捕捉能力向上

機能性覆土の有害物捕捉能力を向上することを目的に、鶴ヶ島土壌を母材とした機能性覆土に鉄粉やゼオライトを混合して捕捉能向上を試みた。鶴ヶ島心土は単独使用であっても高い pH 緩衝能力の示したほか、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、DOC、TN、P、Ni、Cu、Pb などの放出量を削減した。鶴ヶ島心土に鉄粉を添加すると、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、DOC、TN、P、Ni、Cu の放出量は単独使用時に比べて更に減少した。鶴ヶ島心土にゼオライトと鉄粉の両方を添加すると、特に P の削減効果が大きくなったが、ゼオライト単独添加では、際立った効果は認められなかった。測定成分 15 項目の総放出量は、鶴ヶ島心土に鉄粉を添加した系が最も低く、放出量の 47% が削減され、鉄粉添加の効果が大きいことが分かった。

環境政策への貢献

1. 中間処理残渣主体埋立地の安定化遅延の実態と原因、および対策について

従来型の埋立工法（搬入された後ただ無造作に埋め立て、重機で転圧する、さらに厚く密実な覆土を敷設する工法）は、中間処理残渣の早期安定化には望ましくないことを実埋立地とテストセルの比較から示した。同じ時期に同じ埋立物が埋め立てられているにも関わらず、従来型の埋立が行われた実処分場の廃棄物は、埋立時期と変わらない溶出ポテンシャルを有していた一方で、埋立前に廃棄物を混合して均質化し、低密度で埋め立て、さらに高透水性の覆土を採用したテストセルでは、廃止基準を満たす程度にまで安定化が進行していた。まず、従来、厚く密実で通水性や通気性の低い覆土は、生ごみ埋立のような状況で、悪臭や衛生病害虫に対処するために必要だったものである。あまりに低透水性の覆土は埋立層内を乾燥させ、空気侵入も防ぐことから、有機物の分解においても望ましくないことは欧米の Sustainable landfill の研究からも明らかであるが、特に無機化が進んだ中間処理残渣では、その必要性は極めて低く、易溶性塩類の洗い出しや内部での金属類の変質（残留物態への変化）を促進するには、通水性、透気性に優れた覆土を採用すべきであることが本研究の結果から示された。また、廃棄物の過度の転圧は、埋立容量の延命化のために実施されてきたものであると思われるが、バルクな廃棄物であれば効果はあると言えるが、中間処理残渣においては、テストセルで実施されたような埋立前に混合・均質化し、低密度で埋め立てる方が、安定化には望ましいといえる。

2. 焼却灰の固結機構と安定化に及ぼす影響、および埋立物の物理特性改善について

焼却灰の固結化は、調査対象とした処分場でも実際に確認され、数値計算から塩類洗いだしを遅延することを示した。さらに実験的に固結によって、透水性が 1/10 程度にまで低下し、塩類等の洗い出しが制限されること、重金属では逆に溶出する傾向が高まること（高 pH 持続による両性金属の溶出）を示した。すなわち、早期安定化には固結は回避されるべきである。焼却灰の固結は、主要成分である Ca の形態の変化によるものであり、反応性の高い CaO や $Ca(OH)_2$ から $CaCO_3$ への変化であることを機器分析から証明した。したがって、乾湿繰り返しによって埋立前に $CaCO_3$ への変化を促せば、固結が回避可能なことを示した。この操作は、埋立前に大気や降雨に曝す場を設けることで可能である。反応は 1 週間程度で進行する。また、テストセルで採用された焼却灰と不燃残渣の混合埋立では固結は確認されなかった。混合により焼却灰が分散し、固結層の形成に至らなかったと考えられる。混合の場合の混合率については、40% 程度の破碎残渣混合率で透気係数は 2 桁程度上昇することを実験的に確認した。大気の侵入深さは測定値と理論計算から求めたが、酸素消費がある場合でも 40% の混合で 5m 程度まで侵入深さが広がることがわかった。

3. 機能性覆土による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化について

覆土に、重金属等の捕捉能を有する土壌（鉄分含有量が多い関東ローム）を母材とし、それに粘土鉱物や鉄を混合して調整する機能性覆土を覆土材として用いれば、浸出水として流下してくる有害重金属等を捕捉できることを示した。また、添加物の配合が捕捉能に与える影響についても示した。

研究成果の実現可能性

1. 埋立工法や覆土材は埋立物の特性に応じて適用されるべきである。中間処理残渣の早期安定化には、埋立前混合、均質化、低密度埋立が、覆土材には高透水性・高通気性の覆土材を用いることが望ましい。前者はいずれも埋立作業として実現は可能である。後者についても熔融スラグや建設廃棄物などの利用で実現可能性は十分にある。
2. 焼却灰の固結は安定化を遅延するので望ましくない。本研究は埋立前の乾湿繰り返し（風雨にさらすことによって実現可能）を固結回避法として提案した。これは既にエージングとしてオランダ等で実現されている。本研究から1週間程度で反応は進行することを示した。また、埋立前の破碎残渣等との混合による物性改善も埋立作業として実現可能である。問題はその作業の手間のみである。
3. 機能性覆土は鉄分を多く含有する自然土壌であり、周辺地域から調達可能である。また、有害物捕捉能の向上は、鉄粉（産業廃棄物のグラインダーダストなど）で可能であり実現可能性は高い。

結論

1. 埋立工法は、中間処理残渣埋立地の早期安定化に大きな影響を及ぼす。従来型の埋立工法（搬入物を無造作に埋め、重機で転圧し、さらに厚い密実な覆土を敷設）を採用した場合、埋立物は埋立後7年経過しても埋立時と同様の放出ポテンシャルを有していたが、埋立前混合、均質化、低密度埋立と高透水性覆土を採用したテストセルでは、同時期に埋めた廃棄物が廃止基準を満たす程度に安定化していた。これは、テストセルに採用されていた埋立工法が、層内の易溶性成分の洗い出し、金属類の不動化に寄与していたためであることがわかった。中間処理残渣の早期安定化には、後者の埋立工法が明らかに有効である。
2. 焼却灰の固結により、透水性が低下し、塩類の洗い出しが送れる一方、重金属の放出は促されることがわかった。固結機構は、主要成分であるCaの炭酸塩化であることを示した。そのため、炭酸塩化を埋立前に進行させること（乾湿繰り返し）が固結回避には有効である。Caの炭酸塩形成促進はpH緩衝作用を付与し、結果的に重金属類の溶出も抑制される。焼却灰の物理特性改善のために破碎残渣を混合すれば通気性は上昇し、40Vol%程度の混合で5m程度の酸素進入深さを得ることができる。
3. 鉄分の多い自然土壌（本研究では鶴ヶ島土壌）を母材とした機能性覆土は、TOCの吸着能を有していたが、移動性の高い1価/2価の陽イオンの捕捉能は十分ではなかった。但し、ゼオライトやベントナイトの添加により捕捉能の改善が期待できた。一方、重金属については、高い捕捉能を有し、特に、鉄粉の混合によって捕捉能力は大幅に改善されることがわかった。実際にテストセルに採用されていた機能性覆土での重金属類の捕捉形態は、主に土壌中の主要成分Al、Si等の変質（鉱物化）によって生成した新生鉱物中に取り込まれて不動化しているというものであった。

第1章 研究目的

1.1 研究の背景

封じ込め型埋立地(Containment landfill)を採用してきた欧米では、1980年代後半から、その長期的な管理の問題が盛んに議論されるようになった。環境を保全するために外部への漏洩(放出)を徹底的に阻止するように設計された封じ込め型埋立地は、一方で、低透水性の覆土や遮水工の採用により大気や降雨の侵入をも阻む構造であったために、その帰結として埋立地内部の廃棄物に起こるべき反応もが抑制され、安定化は遅延し(Dry Tombと称される)、浸出水の処理等の維持管理が不要になるまでには世代を越えた管理が必要なものと認識されるようになった。こうした埋立地は、当時 Brundtland Report により提唱された Sustainable development の概念に対して、確実に次世代の負の遺産となることが予見されるものであった。上記した議論は、封じ込め型の埋立地から一世代で安定化を完了する Sustainable landfill への転換を模索するものであったと言える。1990年代に行われた Sustainable landfill の概念の議論、1999年のEUによる埋立指令を経て、今日では、欧米の多くの国々で埋立前処理、バイオリクター、強制エアレーション等の技術が盛んに研究され、安定化を促進するための取り組みが続いている。Stegmann の報告によれば、彼らが主に問題視していた維持管理の長期化とは、有機物の分解の遅延により COD やアンモニア等の濃度が100年から300年に渡って排水基準より高く維持されることであった。すなわち、直接的な問題は、埋立層内の有機物にあり、それがEU指令で生物分解性有機物の削減が謳われた根拠でもある。

一方、我が国では、焼却を中心とした処理および昨今の資源化の進展から、一般廃棄物埋立物の88%強を焼却灰および破碎残渣等の中間処理残渣が占める(図1.1)。産業廃棄物も直接埋立と中間処理後残渣の埋立量がほぼ同量(各1千万t程度)となっている。結果的に、埋立物は有機物の減少によって無機化が進むと共に、様々な資源化で有用物が抜き出される結果、各種有害物が濃縮した劣悪な性状を呈するようになったと言われる。

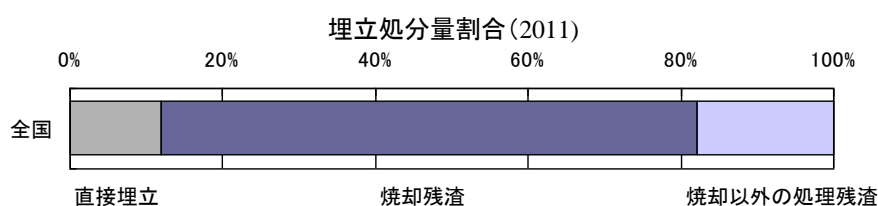


図1.1 近年の我が国での埋立物の割合

従来、埋立廃棄物の安定化は主に有機物分解の沈静化に主眼がおかれ、それを早期に実現するための方法(例:準好気性埋立)が開発・導入されてきた。有機物の安定化であるならば、生物分解性有機物の活発な分解が完了し、ガスの放出や浸出水の有機汚濁が十分に低減すれば、最終的には土壌と類似の性状の土地に還元されうる。しかし、中間処理残渣では、例えば焼却残渣等では、処理濃縮物であるが故に土壌環境基準を越える重金属濃度を有し、また易溶出性の塩類も多く、さらに微量の有機物を含有する。そのため、安定化の判断に際して、焼却灰のような有機物の少ない中間処理残渣に対しても、これまでの有機物主体埋立地と同様の判断基準が適用できるのか否かについては議論の余地がある。当然、僅かに含まれる有機物については、分解性を有し、埋立ガス生成や浸出水汚濁の原因となるものであれ

ば、従来どおり、その分解の完了・放出の終了が安定化と見なされる。塩類についても基本的には移動性が高いことから、その放出の完了をもって、安定化と見なすことができる。しかし、重金属について同様に考えることは困難である。例えば、焼却灰中の鉛含有量は、土壤汚染対策法の含有量基準である 150mg/kg を超えることが一般的である。そのため、埋立地内部に鉛が存在し続ければ、土壤還元（通常の土壤に戻ることはあり得ない。一方、系外に鉛を放出させ、土壤と同等の含有量まで濃度を下げたことを考えた場合、系外への放出には排水基準を充足する必要があるため、常にその濃度以下に水処理施設によって制御し、水処理施設で分離した過剰の鉛は、再び埋立地に戻さなければならない。この操作について単純な計算を試みてみると次のようになる。例えば、Pb の埋立地からの放出を排出基準である 0.1mg/L に押さえて Pb 含有量 150mg/kg の灰をクラーク数相当の 15mg/kg にすると仮定する。必要な L/S は、 $L/S = 135(\text{mg/kg}) / 0.1(\text{mg/L}) = 1350 \text{L/kg} = 1.5 \text{m}^3/\text{kg}$ となる。深さ 20m の焼却灰単独埋立層（密度 1）の場合、年間の浸透水量 1000mm/年とすれば、1 年間の L/S は 1/20 となるから、L/S=1350 に達するには 27000 年が必要となる。すなわち、埋立地から排水基準以下で鉛を放出し続けて土壤と同等にするという考えは非現実的であるということがわかる。換言すれば、焼却灰主体の埋立地は、そこに重金属類は存在し続け、半永久に通常の土壤と同等にはならないということである。こうした土地に還元し得ない廃棄物を埋め立てた処分場の安定化とは何か。あくまでも自然の土地に近づけるべく何らかの恣意的な努力をすべきなのか、異質であることを容認し、外部への悪影響さえ阻止すればよいのか、十分な議論が尽くされているとは言えない。

著者らの現段階での見解は、内部に有害物が存在していても、環境や人に有害な影響を与える放出が無い状態にすることが、こうした廃棄物における安定化ではないかというものである。容器構造によってそれを実現しようとした封じ込め型埋立は、容器構造の信頼性を永久には保障できないために破堤している。本質的に実現すべきは、埋立物そのものからの放出ポテンシャルを最小化する、或いは、そのような形態へと埋立物そのものを変化させることであろう。熔融処理によるスラグ化等は、前処理によってそれを実現しようとするものである。但し、高温で処理されたものは、生成直後から不安定であり、一般環境中に晒されることで変質して行き、徐々にその環境の中で最も安定(stable)な状態へ移行する。焼却灰も同様であり、如何にして、この安定(stable)な状態に迅速に近づけるかが重要になる。

かつて有機物主体の埋立地については、安定化を速やかに実現するために、準好気性構造やバイオリクター埋立といった技術が開発されてきた。焼却灰を中心とした中間処理残渣の埋立についても同様に、どのような埋立技術が望ましいのかを明確にし、安定化を促進する技術を開発する必要がある。そのためには、現状の埋立地が中間処理残渣の安定化にどのような機能を有しているのか、あるいは、安定化を阻害している要因は何かを把握し、安定化を促進させるためには何をすべきかを明確にし、最終的に、具体的な技術を構築しなければならない。

図 1.2 は、欧米と我が国における埋立物と対応する埋立構造を時系列的にイメージ化したものである。いずれもかつては、混合ごみの直接埋立であり、有機物負荷は高く、嫌気性埋立から嫌気性衛生埋立で対応してきた。欧米は、直接埋立を継続し、それに封じ込め埋立地で対応し、我が国は、焼却処理の進展により、焼却残渣の埋立に準好気性構造で対応した。近年では資源化の進展と直接埋立の削減方針から我が国の埋立物の大半は処理残渣となり、欧米も埋立指令により前処理無しでは埋立処分ができなくなったことから、将来は中間処理残渣埋立に移行すると予想される。即ち、日本は世界に先んじて中間処理物主体の埋立地の管理を経験するという点からも、中間処理物主体埋立地の管理戦略ならびに安定化を促進する手段について十分な知見を確立する必要がある。

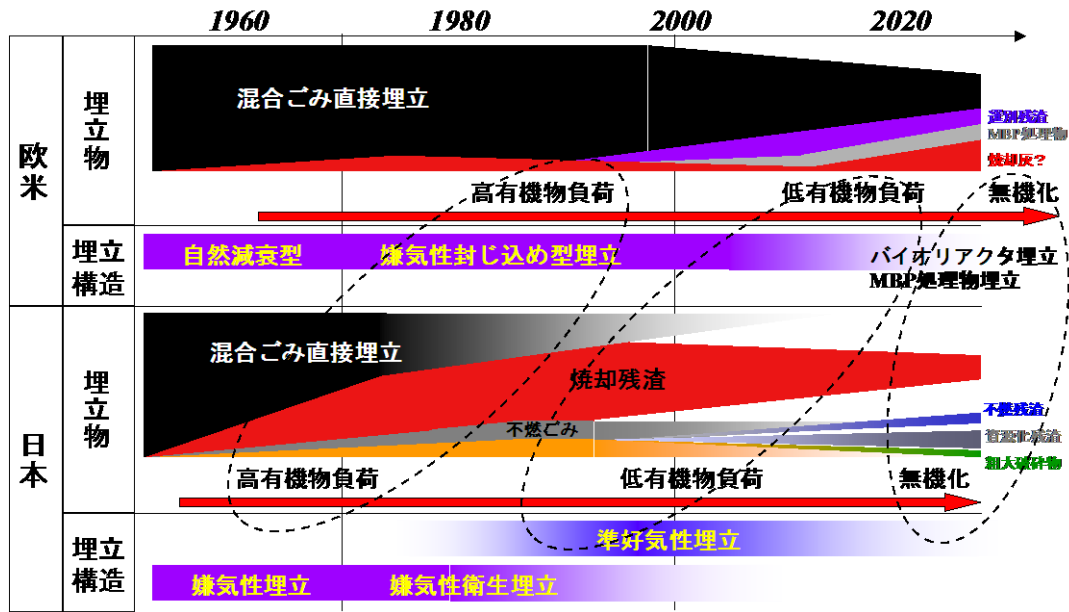


図 1.2 我が国と欧米における埋立物と埋立構造の変遷

1.2 現状の中間処理残渣埋立が抱える課題

具体的にどのような問題を中間処理残渣埋立が抱えているかを整理する必要がある。図 1.3 はこれまで埋立現場や研究者らの間で問題として認識されている事項をまとめたものである。

多くの埋立地で確認されている事象は、焼却灰が固結し、①低透水性・低透気性層を形成することで、焼却灰の pH が低下せず、微生物活動が阻害されるために僅かに含まれる有機物の分解が進まないこと、また②低透水性層の存在が、一部の極端な水みち流れを引き起こし、それらが時間的に変化することで、洗い出しの遅れている層からの新たな溶出が起こり、廃止基準レベルまで低下した浸出水の濃度が再度変動を生じること、また、③それは層内の一部の洗い出しであるにも関わらず、擬似的な安定化の様相

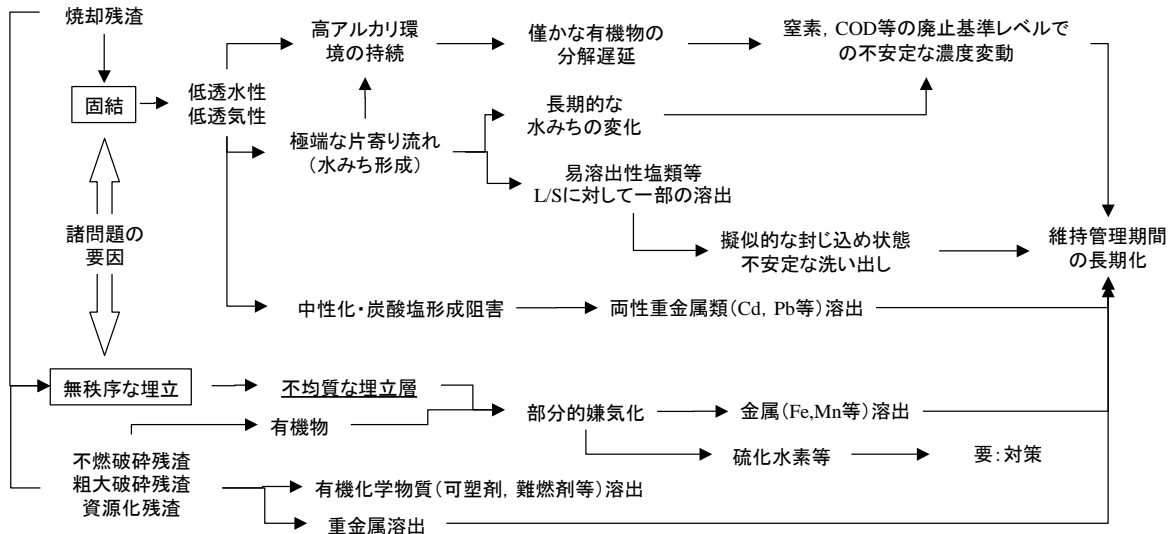


図 1.3 中間処理残渣の埋立処分において顕在化している問題

を呈し、誤った判断を招くおそれがあること、④焼却灰の安定化とされる中性化や炭酸塩形成が阻害されることが、重金属の溶出が起りやすい条件の長期化を招いていることなどであるとされる。さらに加えて、他の中間処理残渣と共に無秩序に埋め立てられることが、不均質な埋立層を形成し、一部の有機物含有量の高い廃棄物層からの有機物供給により嫌氣的な部位を形成し、鉄、マンガン等の溶出を招くこと、あるいは硫化水素が生成されることが上げられている。また、資源化残渣等は重金属・有機化学物質含有量が高いものが一部含まれ、こうした廃棄物からの溶出が継続することも問題とされている。これらの事象は、いずれも、維持管理期間の長期化を招く結果となっている。

従来の直接埋立に比べ、中間処理残渣は粒径も小さく、単体では比較的均質と見なせるものが多い。すなわち、上記の様々な事象は、埋立管理手法が確立していないことに直接的な原因があるとも言える。本来、比較的均質な中間処理残渣であればこそ、手段によっては、均質化、安定化の促進がより容易に実現できる可能性もあるはずである。

1.3 研究の目的

本研究では、以上、記述してきた中間処理残渣埋立で顕在化している各種問題（焼却灰の固結による通気/通水性の悪化と高アルカリ条件の持続、極端な偏り流れとその時間的变化による洗い出しの遅れと浸出水の濃度変動、さらには焼却灰や破碎残渣等によってもたらされる重金属や有機汚染物質の長期的溶出）を、埋立工法と埋立構造の改善によって解決することを目指す。具体的目的は以下の3つである。

1) 中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明

中間処理残渣の安定化過程に関し、現場調査から実態と課題を明確にする。特に実処分場と、過去に建設された大型埋立層（テストセル）の比較から、安定化の遅延に影響する因子を検討する。

2) 中間処理残渣の早期安定化に関する検討

安定化の促進を目指して、焼却灰の固結化が安定化に与える影響を明らかにすると共に、廃棄物や土壌との混合による埋立物の物理特性の改善から安定化促進効果を検証する。

3) 有害物流出に対応したバックアップ技術として機能性覆土に着目し、機構解明と設計手法確立を目指す。

以上より、早期に良好な土壌化を達成する新しい日本型の埋立処分技術を確立する。

第2章 研究方法の概略

前章で述べたとおり、本研究では、焼却灰を中心とする中間処理残渣の埋立に関して、早期安定化を実現することを目的に3つの点から研究を行った。具体的な実施項目は以下の通りである。

2.1 中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明

- ① まず、中間処理残渣を主体に埋め立てている調査対象埋立地を選定した。埋立工法が廃棄物の安定化に与える影響を検討するためには、埋立物の搬入時期、埋立物が同じで、埋立工法が異なる比較対象が必要であった。共同研究者らは、過去にA処分場内でテストセルを設置しており、そのテストセルと実埋立地で埋立工法が異なっていたことから、A処分場を対象とした。
- ② 調査対象としたA処分場の内部構造を把握するために、比抵抗探査とEM探査を実施した。
- ③ 次に、テストセルへの廃棄物の埋立が2005年であったことから、同時期に埋め立てられている場所を特定するために埋立履歴調査を行った。埋立時期が概ね同一と考えられた3地点においてSTREX工法により3深度の廃棄物コアサンプルを採取した。
- ④ ボーリングによる試料採取と同時に、埋立地表面、覆土の敷設状況を確認するために表面掘削調査を行い、表面付近の試料の物理特性把握を行った。また、表面掘削時に各種の廃棄物が不均質に存在していることを確認したことから、それぞれ特徴的な部位を対象に実埋立物の溶出特性について検討した。
- ⑤ 4基のテストセルは、中間処理残渣が主体の埋立物であり、安定化の促進を狙って、覆土や埋立方法に工夫がなされており、また、当研究の時点で浸出水濃度が廃止基準を下回る程度にまで低下していたことから、本研究では中間処理残渣の埋立における早期安定化工法のベストプラクティスになると考えた。そこで、廃棄物自体の安定化を検証するために、テストセルにおいてボーリングを行い内部の廃棄物や覆土を採取し、採取試料について、溶出試験を実施し、深度方向の安定化の状況を調べた。さらに、比抵抗トモグラフィーを行って、内部の経時的な比抵抗の変化から、廃棄物の安定化の状況について議論した。
- ⑥ 同じ時期にほぼ同じ廃棄物が埋め立てられたA処分場とテストセルについて、埋立物性状が同じであることを含有量から確認し、次いで、13号溶出試験を行い、溶出量および溶出率について比較した。また、採取試料の物理特性（密度、粒度、透水係数、透気係数等）についても比較を行った。
- ⑦ 調査対象処分場とテストセルの比較以外にも、中間処理残渣主体の埋立地で起こり得る安定化阻害要因を検討するために、中間処理残渣主体の埋立物と従来の混合埋立物を複数採取し、生物分解性有機物量、ガス化ポテンシャル、ガス化速度の測定し、有機物分解における中間処理残渣の特殊性を議論した。
- ⑧ 焼却灰の固結層が埋立地の安定化に与える影響を明らかにするために、固結層を設定した埋立地内の水分流動シミュレーションを実施した。特に、埋立層内の宙水の形成と溶解性成分の洗い出しに及ぼす影響について検討した。

2.2 中間処理残渣の早期安定化に関する検討

- ① 主要な中間処理残渣埋立物である焼却灰の固結が安定化遅延を引き起こしていると考えられたことから、複数の焼却灰を対象に固結の生起を確認した。固結の生起は、強度の発現と透水性の低下から評価した。
- ② 顕著に固結する灰と固結しない灰が存在したことから、これら両者について、透水係数の低下がどのような時間スケールでどこまで低下するのかを長期、短期の透水試験から確認した。
- ③ 固結による洗い出し遅延を評価するために、顕著に固結する灰と固結しない灰を対象に含有量試験、13号溶出試験を行って溶出ポテンシャルを把握した後、カラム試験に供し、塩類放出を追跡した。最終的に、13号試験における溶出量と比較し、固結による溶出の抑制率を評価した。
- ④ 焼却灰が固結する機構を明らかにするために、未固結の状態と固結後の状態で、X線回折分析、TG/DTA分析を行い、固結前後での焼却灰層内の化合物が変化して行く状況を調査した。
- ⑤ 上記の固結機構の分析から、固結がカルシウム化合物の炭酸化によるものと判明したことから、固結する灰については固結を回避する方法を、固結しない灰については固結を生起させる方法を、乾湿繰り返しや、加熱による脱炭酸化から明らかにした。また、固結が重金属の溶出に与える影響を、同一の灰で「固結状態」と「非固結状態」を作りだし、カラム実験から検討した。
- ⑥ 焼却灰の物性改善（透気性の改善）のために、破碎残渣を混合する場合の効果について検討し、酸素浸入深さを確保するために必要な混合率を数値計算から求めた。
- ⑦ 上記の検討は、早期安定化（塩類の早期洗いだし、重金属の早期放出抑制、有機物の安定化）を目指した検討であるが、全く逆の観点について、欧米の文献調査を行った。結果、周辺環境に受容可能な放出フラックスとする概念が存在する事を確認したことから、ケーススタディとして焼却灰のセメント固形化による放出フラックスの低減効果について実験的に検討した。

2.3 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化

- ① 埋立層からの汚濁物質捕捉のバックアップとして機能性覆土（鉄分の多い自然土壌）の有機汚濁物質捕捉能を、1次元カラムと浸出水を用いた吸着実験から検討した。
- ② 移動性の高い1価/2価の塩類の機能性覆土の捕捉能をカラム試験から検討した。捕捉能を高めるために機能性覆土にゼオライトやベントナイトを添加した場合の塩類の捕捉能についても測定した。
- ③ 焼却残渣中のCsが問題となっていたことから、機能性覆土に添加可能な材料（ゼオライト、カオリン、ベントナイト）のCsの吸脱着基礎特性をバッチ実験から検討した。また吸脱着におよぼす浸出水中の塩類の影響についても検討した。
- ④ 調査対象としたテストセルには機能性覆土が用いられていたことからボーリングによって採取したコアの覆土部分を抜き出し、内部に捕捉されている金属類の量、および各種金属類の存在形態を逐次抽出法によって検討した。機能性覆土内での金属の存在形態から機能性覆土の効果を評価した。
- ⑤ 機能性覆土内での水分流れと物質捕捉を再現するモデルを作成し、機能性覆土内での吸着による汚濁物質の放出遅延現象を再現と可視化を試みた。
- ⑥ 機能性覆土の設計方法を検討するために、飛灰と下水汚泥からなる廃棄物層から放出される有害物について、鉄粉とゼオライトを様々な混合率で添加して捕捉能を強化した機能性覆土での捕捉をカラム試験から検討した。

第3章 研究手法および結果と考察

3.1 中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明

3.1.1 はじめに

中間処理残渣が主に埋め立てられる処分場において、早期安定化（ここでは、維持管理期間を短縮するという意味で用いる）のためには、どのような埋立技術が相応しいのか。そのためには、まず、実際の埋立現場において、安定化の遅延が生じていることを明確にする必要がある。安定化の遅延とは、埋め立てられた焼却灰等の中間処理残渣が、長期間、埋め立てられた時点とほぼ同じ状態、同じ放出ポテンシャルを有したままである状態を理解される。そこで、本研究においては、従来型の埋立方法で中間処理残渣を埋め立てた実処分場を対象として、物理探査を行い当該埋立地の埋立状況や内部構造を把握すると共に、表面掘削により表層部の覆土、廃棄物の状況を把握した。また、ボーリングによって内部の埋立廃棄物コア試料を採取し、各種の分析を行って安定化の程度を評価し、安定化遅延要因について検討した。

同処分場内には、過去のプロジェクトで共同研究者らが設置した大型埋立層（テストセル）が4基存在していた。実埋立地でボーリングを実施した廃棄物層と埋立時期、埋立物がほぼ同じであるが、当該テストセルの浸出水は設置後6年で浸出水中の汚濁物濃度が大きく低減し、排水基準を下回るレベルになっていた。埋立廃棄物は埋立前に混合し、低密度で埋め立てが行われていたほか、覆土に溶融スラグが用いられるなど、実埋立地とかなり異なる埋立工法が採用されていたことが浸出水濃度低減に寄与したものと考えられる。そこで、このテストセルを比較対象として選定し、実埋立地と同様にボーリングを行ってコアサンプルを採取し、埋立物の安定化を評価した。また、物理探査により内部の物理特性の経時的な変化を調査を行った。

最後に、焼却灰等の中間処理残渣の安定化遅延要因の検討として、生物分解性有機物の分解遅延要因の観点からガス化ポテンシャルを、易溶出性成分の洗い出しの観点から、固結化層の存在が洗い出しに与える影響について検討した。具体的に実施した検討項目を以下に列記する。

3.1.2 では、調査対象処分場の概要と比較対照とするテストセルの概要を示した。

3.1.3 では、実処分場の内部状況把握のために実施した物理探査について示した。

3.1.4 では、実処分場で実施したボーリングと表面掘削による試料採取と採取試料性状について示した。

3.1.5 では、テストセルからの試料採取状況について示した。

3.1.6 では、テストセルのボーリングコアの溶出特性と比抵抗トモグラフィの結果を示した。

3.1.7 では、実処分場およびテストセルの安定化の比較として、無機塩類と金属の溶出量の比較、物理特性の比較を行った。

3.1.8 では、安定化遅延機構の検討として、中間処理残渣のメタン生成ポテンシャルからの検討と、固結化層による安定化の偏りに関するシミュレーションを実施した。

3.1.2 調査対象処分場の概要と比較対照とするテストセルの概要

本節では、中間処理残渣を主体としている埋立地において、1)安定化が遅延しているのか、2)またその要因は何か、を明らかにするために調査を行った実際の処分場について説明し、次に、同様に中間処理残渣を埋め立てたものの、安定化を促進するために埋め立て工法に工夫をした大規模埋立実験槽（テストセル）（本研究で比較対照とした）の概要について説明する。

(1) 調査対象埋立地

本研究では、埋立量や埋立時期、埋立位置などの履歴が記録されており、過去に筆者らが実施した開削調査等の調査実績がある A 埋立地を調査対象とした。A 埋立地の概要を表 3.1.2-1 に、示す。

表 3.1.2-1 A 埋立地の概要

埋立時期	2001～2006 年度 2013 年度現在はメガソーラー施設として跡地利用している
埋立地面積	約 47,000m ²
埋立量（実績）	約 516,000 トン（覆土含む）
埋立工法	サンドイッチ・セル工法 廃棄物層 2.5m、中間覆土層 0.5m
廃棄物層	6 層
深さ	約 21m（最終覆土層からの深さ）
主な埋立廃棄物	一般廃棄物：焼却灰、不燃物 産業廃棄物：燃え殻、安定五品目、鉍さい



写真 3.1.2-1 A 埋立地における固結した焼却灰



写真 3.1.2-2 A 埋立地における固結した焼却灰

本処分場では、2004 年度に最下層から 3 層目の開削調査を行った際、写真 3.1.2-1、3.1.2-2 に示すように埋め立てられた焼却灰が固結している状況が確認されている。このような固結層は埋立地内部で不透水層を形成して水分の内部貯留を誘発する可能性があり、安定化遅延の一因となると考えられることから、本研究の対象として相応しいと考え、詳細な調査を実施することとした。

なお、こうした固結相による内部水貯留を抑制することを目的に、4 層目以降は、搬入された廃棄物はすぐに転圧せず、バックホーで混合作業を行ったのちに転圧・整形を行いながら埋め立て、その日の搬入が終了した後に即日覆土を行う工法に変更されている。さらに翌日の作業開始前には、即日覆土の

法面下部とそれに連結する底部の中間覆土の一部をバックホーで開口し、各セルが連結するようにしてから埋め立て作業を行っている。したがって、A埋立地では3層目までと4層目以降で埋立工法が異なっている。

本処分場においては、ボーリングによる試料採取とその分析、表面掘削試料の採取と分析、物理探査（比抵抗探査、EM探査）による内部状況の把握を実施した。

(2) 比較対象とした大規模埋立実験槽

比較対象サイトとしたのは、過去に筆者らが建設した大規模埋立実験槽である。本稿ではこの大規模埋立実験槽をテストセルと称する。なお、本テストセルは文部科学省の科学技術振興調整費事業「廃棄物最終処分場の有害物質の安全・安心保障」（平成16～18年度）において設置されたものである。同事業において、4基のテストセル（テストセル1～4）が2005年にA埋立地内に建設された。層厚は、A埋立地と同じとなるように設計され、廃棄物自体もA埋立地の搬入物から構成されている。浸出水や内部温度、発生ガス濃度などの長期モニタリングは現在も実施されている。

これまでの浸出水濃度モニタリング結果より、モニタリング開始から約7年で水質が排水基準レベルまで低下していることから、安定化が十分に進行していると考えられ、本研究ではテストセルを安定化促進埋立工法のベストプラクティスと位置づけている。

このテストセルにおいて、ボーリングによる試料採取とその分析、物理探査として比抵抗トモグラフィを実施した。廃棄物の性状変化や洗い出しの進行状況等については本節の3.1で、中間覆土や底部覆土に用いられている機能性覆土層（PRB）による固相浄化の状況については、3.3.5節で詳述する。

テストセルの構造を図3.1.2-1に示す。それぞれの層厚は、埋立廃棄物層で2.5m、底部覆土、中間覆土は0.5m、最終覆土は1.0mとなっている。この4基のテストセルにはそれぞれ異なる種類の廃棄物、覆土を用い、各セルの比較検討ができるような仕様となっている。形状は直径5m、深さ7mの円筒型ライシメーターであり、外壁の躯体は鋼板のライナープレートを用い、水分の壁面流出を防止するために内側はベントナイトで止水施工されている。底部はコンクリート製で中央には浸出水の集水枡が設けられ、テストセルの外側に設置された観測井戸を通じて浸出水が採取できる構造となっている。

充填に用いられた廃棄物は表3.1.2-2に示すとおり、2種類である。一般廃棄物の焼却灰および粗大ごみの破砕物と、自販機や家電製品およびOA機器等の産業廃棄物の破砕物を混合したものをWaste A（無機性廃棄物）、さらに有機物の分解特性を把握するため、このWaste Aにコンポストを5%添加し混合したものがWaste Bとなっている。各廃棄物は表3.1.2-2のとおり混合され、また降雨水の浸透や大気侵入を促進するために比較的低密度で充填し、透水係数も 10^{-3} cm/s程度を確保されている。

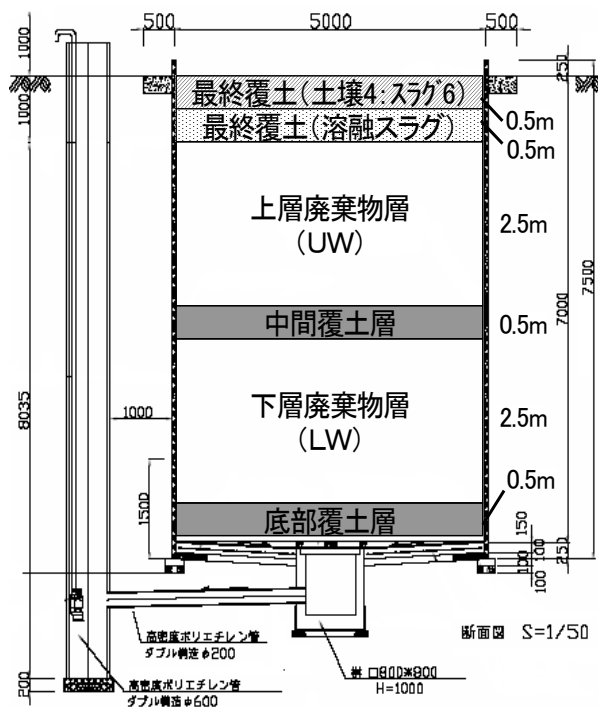


図 3.1.2-1 テストセルの構造概略図

表 3.1.2-2 テストセルの埋立廃棄物の配合率と物性

埋立廃棄物層		単位	Waste A (無機性廃棄物)	Waste B (無機性廃棄物+コンポスト)
深さ		m	2.5m×2層	2.5m×2層
配合率	焼却灰 (一般廃棄物可燃物)	V%	50	47.6
	粗大ごみ破砕物 (一般廃棄物)	V%	20	19.0
	産業廃棄物破砕物(自販機等破砕物)	V%	30	28.6
	コンポスト (し尿：厨芥類：食品汚泥 =40:20:40)	V%	-	4.8
透水係数 (摂氏 15°C換算)		cm/s	4.13x10 ⁻³	3.05x10 ⁻³
間隙率		-	0.50	0.44
見かけ比重 (テストセル平均値)		t/m3	1.24	1.23

本テストセルの特徴は、覆土層に密実な土壌を用いずに、透水性の高い溶融スラグや、有害物の捕捉・分解機能を有する機能性覆土 (PRB) を用いている点である。採用された覆土材の仕様を表 3.1.2-3 に示した。最終覆土層には、毛細管現象による表層部での塩類の蓄積を防止し、雨水等の浸透量を制御するために、最終覆土の上部には関東ローム土壌と溶融スラグの混合物が敷設され、下部には溶融スラグのみが敷設されている。PRB は中間覆土と底部覆土に採用されており、PRB 資材には、埼玉県に多く産出する関東ローム土壌 (鶴ヶ島土壌) を母材として鋳鉄管のグラインダーダストである粉状の酸化鉄 (産業廃棄物) が化学物質捕捉強化材として添加され、透水性を調整するため産業廃棄物の溶融スラグが混合されている。なお、PRB における各材料の配合率と物性は表 3.1.2-3 に示したとおりである。なお、資材の性状と選択理由は表 3.1.2-4 に示した。4 基のテストセルのそれぞれに用いられた廃棄物種と覆土材の種類は表 3.1.2-5 に示したとおりである。

表 3.1.2-3 覆土材の配合率と物性

覆 土		単位	最終覆土		中間・底部覆土	
			上層	下層	PRB	Slag
深さ		m	0.5	0.5	0.5	0.5
配合率	関東ローム土壌 (鶴ヶ島土壌)	V%	40	-	19	-
	鉄粉 (グラインダーダスト)	V%	-	-	1	-
	溶融スラグ (産業廃棄物)	V%	60	100	80	100
透水係数 (摂氏 15°C換算)		cm/s	1.0×10 ⁻⁴	7.7×10 ⁻¹	6.19×10 ⁻³	7.7×10 ⁻¹
間隙率		-	-	0.31	0.42	0.31
見かけ比重 (テストセル平均値)		t/m3	1.65	1.77	1.73	1.69

表 3.1.2-4 PRB 資材の選択

材料名	性状	期待される効果
鶴ヶ島土壌	関東地方に広く分布する関東ローム層の含鉄火山灰土壌 (遊離酸化鉄を多く含む土壌)	(1) 硫化水素の発生抑制効果がある。 (2) 重金属類等の捕捉効果がある。 (3) 有機汚濁成分の捕捉効果がある。
グラインダーダスト	鋳鉄管製造の際に発生する酸化鉄の研磨くず (鉄粉産業廃棄物)	(1) 硫化水素の発生抑制効果がある。 (2) 還元鉄は、USEPA において PRB の主たる資材で、様々な汚染物質の固定化材として利用されている。
溶融スラグ	廃棄物を高温(1,100~1,400°C)で溶融処理し、冷却し破砕した熔融固化物	(1) 透水性を確保するために利用する。 (2) 利用方法の確立が不十分であるため、有効利用方法のひとつとして検証できる。

表 3.1.2-5 各テストセルの廃棄物種と覆土材

		覆土材の種類	
		Slag 層	PRB 層
廃棄物の種類	Waste A	TC2	TC1
	Waste B	TC4	TC3

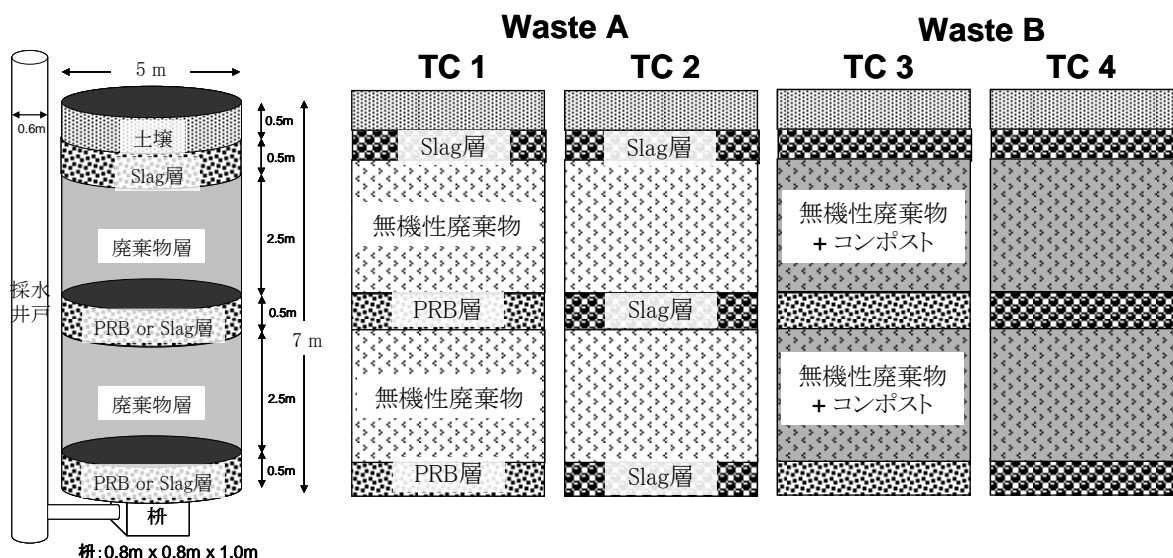


図 3.1.2-2 テストセルの配置とその構造

4 基のテストセルの具体的な構造を図 3.1.2-2 に示した。TC1 と TC2 には、無機性廃棄物の WasteA を、TC3 と TC4 にはコンポストを添加した有機性廃棄物が充填されている。また、中間覆土、底部覆土層に機能性覆土(PRB)が用いられているのは、TC1 と TC3 であり、TC2 と TC4 の中間覆土、底部覆土層は、透水性の高い Slag 層が採用されている。上部覆土層は、いずれも下層に 0.5m の Slag 層、上部に 0.5m の土壌層が敷設されている。

本テストセルにおける浸出水の水質の推移を図 3.1.2-3 に示した(埼玉県環境科学国際センター 渡辺氏より提供)。2000 日経過(約 5.5 年)で、COD、BOD、Cl 等の濃度は低減し、排水基準を下回る程度にまで低下していることを確認できる。なお、Pb は試験開始時より極めて低い。平成 22~23 年度の浸出水の BOD の濃度はテストセルが 9mg/L、実埋立地が 64mg/L となっている。COD の濃度はテストセルが 56mg/L、実埋立地 118mg/L となっており、同種の埋立物が埋められているにもかかわらずテストセルの濃度低下が顕著である。すなわち、本テストセルで採用されている埋立工法(埋立前混合、低密度埋立、透水性、透気性確保、高透水性覆土、PRB の採用)は、明らかに浸出水の早期低減に効果があると言える。

本テストセルに採用した PRB の効果については浸出水のモニタリング等において評価・検証されている。表 3.1.2-6 に示した結果(379 日間)によると、無機性廃棄物の TC1 と TC2 では 230 項目に及ぶ化学物質の総排出量は、廃棄物 1t あたり TC1 が 11.2g/t-waste で TC2 が 22.7g/t-waste であり、PRB 層を持つ TC1 の方が TC2 に比べ約 49.5%しか排出されていない。他方、有機性廃棄物の TC3 と TC4 では TC3 が 17.4g/t-waste で TC4 が 50.3g/t-waste で、PRB 層を持つ TC3 の方が TC4 に比べ 34.5%しか化学物質が排出されていないと報告されている。浸出水中に一定濃度以上に検出された 60 項目のうち、ほとんどで PRB 層による削減効果が認められており、効果が認められなかった物質は、Ca²⁺、Mg²⁺、NO₃⁻、Zn、1,4-Dichlorobenzne のみであったとされる。本テストセルを設置した事業の実験結果から、Ca²⁺、Mg²⁺ については PRB 層と Slag 層の組み合わせが、また Zn については PRB 層へのコンポストなど有機物の添加が流出削減対策として示唆されている。但し、NO₃⁻ と 1,4-Dichlorobenzne の削減については今後の課題とされている。

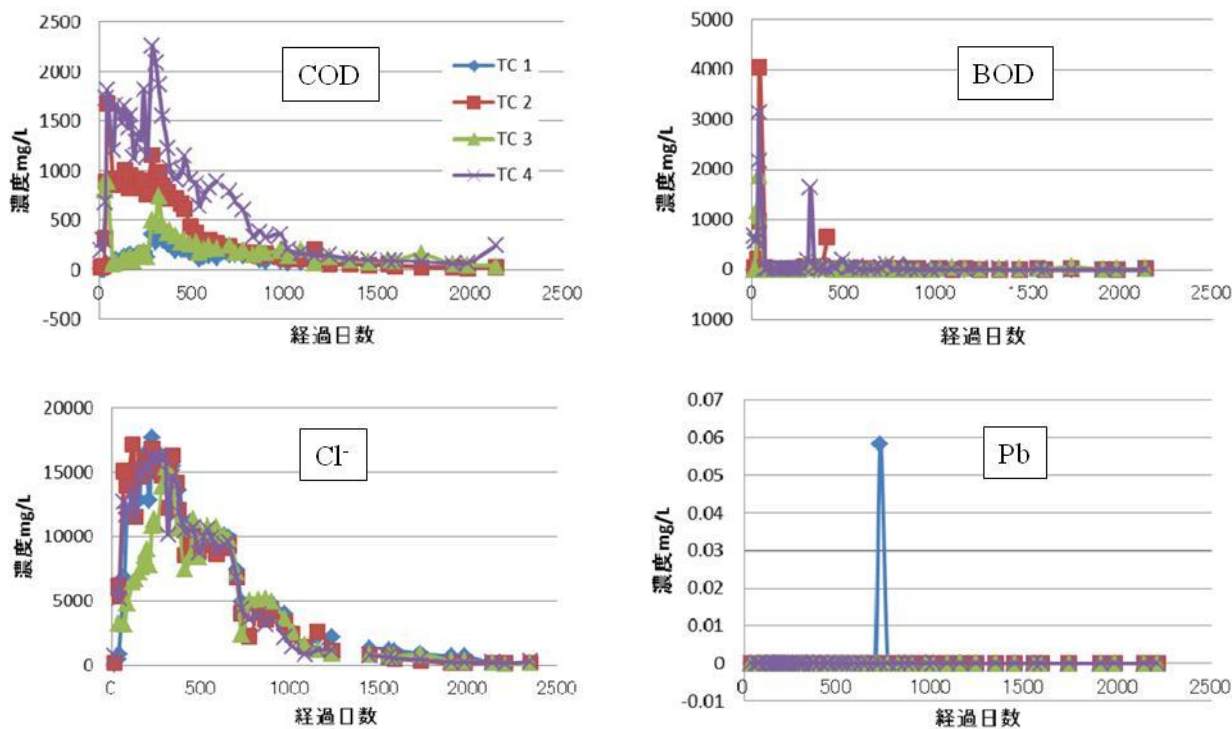


図 3.1.2-3 テストセルの水質の推移 (埼玉県環境科学国際センター 渡辺氏より提供)

表 3.1.2-6 モニタリング結果

項目	単位	TC 1	TC 2	PRBによる除去率 (%)	TC 3	TC 4	PRBによる除去率 (%)	PRB主効果	Compost主効果
TOC	mg/waste-t	3,622	11,638	69	5,401	22,780	76	-12,698	6,461
Inorganic Carbon		1,147	2,500	54	1,365	3,244	58	-1,616	481
TN		5,286	5,461	3	9,394	14,311	34	-2,546	6,479
SS		429	462	7	395	971	59	-304	237
Ions (11)		574	569	-1	466	619	25	-74	-30
Valitile Fatty Acids (8)		73	1,699	96	224	7,972	97	-4,687	3,212
Metals (13)		111	387	71	111	327	66	-246	-30
Phenols (11)		0.2	11.5	98	0.6	29.8	98	-20.3	9.4
1,4-Dioxane (1)		0.1	0.5	80	0.2	0.6	74	-0.4	0.1
PAHs (8)		0.000	0.001	61	0.000	0.006	92	-0.003	0.002
Chlorobenzens (4)		0.000	0.001	52	0.001	0.007	83	-0.003	0.004
Total		11,243	22,729	51	17,356	50,254	65	-22,192	16,819

3.1.3 物理探査による実処分場の内部状況把握

(1)探査手法の選定と探査エリア

実埋立地 A において内部の状況を把握するために物理探査を実施した。物理探査には重力探査、電磁探査、電気探査、弾性波探査、地熱探査など複数の手法があるが、中間処理残渣を主体的に埋め立てている処分場においては塩類濃度が高く、浸出水の電気伝導率は 4 S/m を超過することもあり、一般的な地質に比べ電氣的な相違を有していることから、電気探査および電磁探査を探査手法として選定した。電気探査は直流電流を地中に通電した際の電位応答から深度方向に対する比抵抗分布を求めることができる比抵抗探査、さらに平面方向の電気伝導率分布を求めることができる電磁 (EM) 探査の 2 手法を用いることとした。

(2)手法

a)比抵抗探査

比抵抗探査は、SYSCAL Pro (IRIS 社) を用いた。この機器は 48 本の電極を直線状に等間隔で打設しケーブルで接続し測定を行う。ある 2 本の電極間に通電した際に他の 2 本の電極間に生じる電位差を測定し、多数の電極間の組み合わせでこの通電と電位測定を行うことにより、探査測線に対する地下鉛直方向の 2 次元比抵抗分布 (比抵抗断面図) を求める手法である。本調査ではダイポール・ダイポール法と呼ばれる通電配列を用い測定を行った。A 処分場の長尺方向に複数の探査測線を 20m 間隔で平行に 6 本 (Line1~6) 設置した (図 3.1.3-1)。各測線の電極間隔は 5m、測線長は 235m である。得られた測定値 (見掛け比抵抗値) 群をコンピュータによる逆解析を行い、比抵抗構造断面図を求めた。解析深度は約 30m である。

b)EM 探査

電磁探査法の一つである EM 探査は、EMP-400 (GSSI 社) を用いた。この機器はおよそ 1m の幅で受信コイルと送信コイルを両端に内蔵しており、送信コイルに通電した際に地中で発生した電磁場に由来する誘導磁場を受信コイルで受信することにより、地中の電気伝導率や帯磁率を測定できる。本来は、不発弾や不法投棄されたドラム缶などの探索手法として用いられているが、電氣的感度が高いと思われる処分場でも適用可能性は高いと考えられる。オペレーターが地表面から一定の高さで機器を持ち測定対象エリアを走査することにより、エリア内における測定データの平面分布が求まる。さらに通電周波数を低くすることにより電磁場はより深い深度で発生することから、複数の周波数による通電を行い、複数深度での測定が可能である。比抵抗探査測線を設置した全域をカバーするようにエリア (100m×235m) を設定し、2.5m または 5m 間隔で長尺方向に走査しデータ収集を行った。

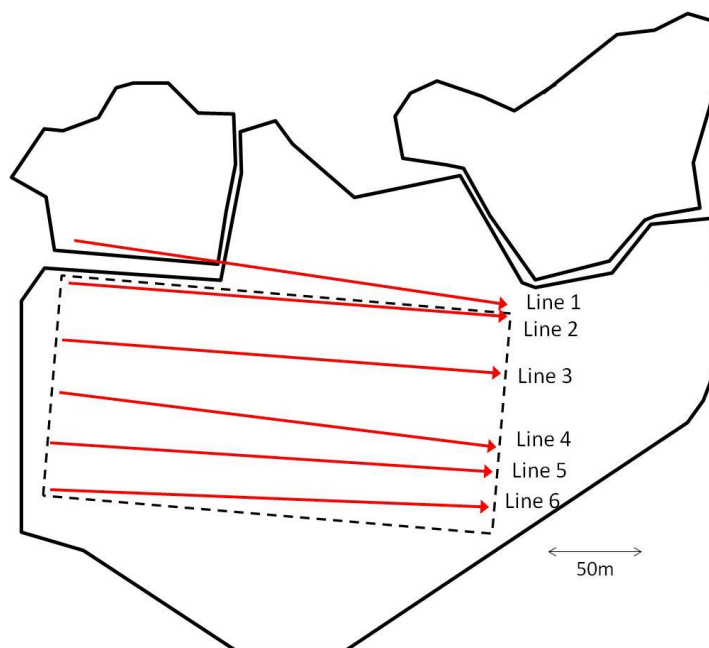


図 3.1.3-1 処分場平面図と探査エリア (矢印は比抵抗探査測線、四角は EM 探査エリア)

(3)結果と考察

a)比抵抗探査

各測線における2次元比抵抗断面図を図3.1.3-2に示す。

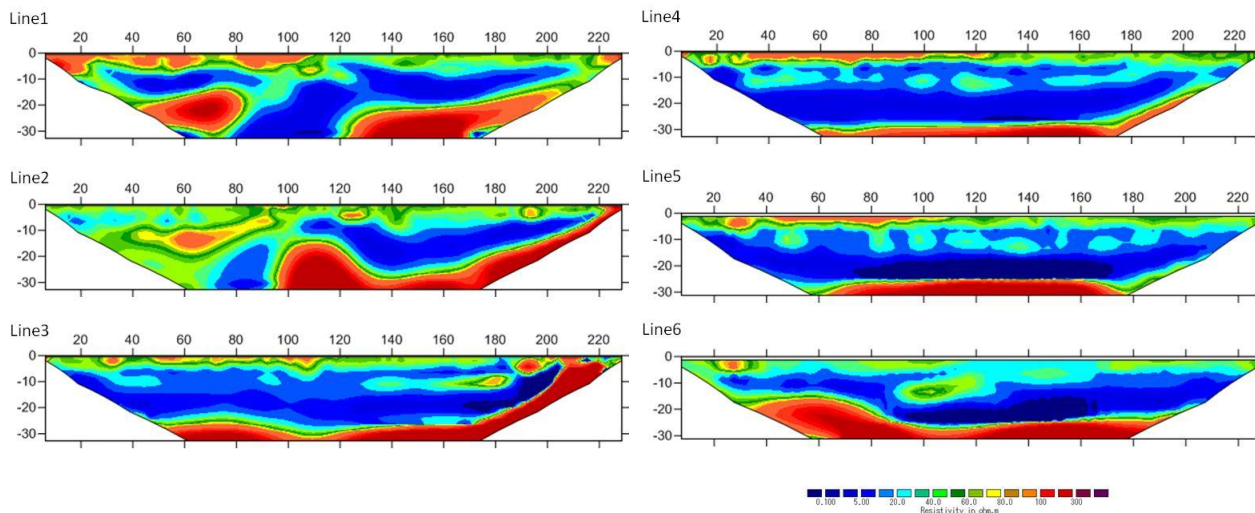


図 3.1.3-2 比抵抗探査結果

横軸は地表面を表し、縦軸は深さを表している。すなわち、探査測線の地下鉛直方向に対する比抵抗値の等高線分布であり、比抵抗値が高いほど赤色系、比抵抗値が低いほど青色系で描写されている。各測線において共通する結果として、地表面より深度3m程度(浅層)までは50Ω-m以上の高い値を示し、また最深部である深度25mにおいて急激に比抵抗値が上昇し300Ω-m以上の高比抵抗領域が層状に分布していた。過去に行われたボーリング調査結果から表層の高比抵抗領域は最終覆土層を反映したものであり、処分場の設計図面から最深部の高比抵抗領域は底部の遮水シートを反映しているものと考えられた。ただし、先述したようにA処分場の深さは地表面から約21mであり、比抵抗探査結果から推察される遮水シート深さと約4mの相違が見られるが、これは比抵抗探査の測定原理から深部方向に対して測定感度が低下することによる誤差や、測線の電極間隔が5mと大きくしていることに由来する誤差などが考えられる。これより、比抵抗探査結果の解釈を行う場合、図面との照合や電極間隔や解析に伴う誤差の認識が必要であることが確認された。また、処分場の端部に近い測線では法面の遮水シートに由来すると思われる高比抵抗領域が確認されている(例えばLine3やLine6)。また、Line1、2の左側にある高比抵抗領域は、調査対象の処分場に隣接する別の処分場との境界に由来するものと考えられる。この処分場では遮水シートはゴムシートと保護マットを用いたダブルライナー構造を有しており、ゴムが絶縁体であることから遮水シートより深い位置には通電されないため高比抵抗領域が生じたと考えられた。一方、表層、最深部と比較して中層の廃棄物層では全域に低い比抵抗領域が存在しており深度3~15m(中層)までは10~30Ω-mの比較的低い比抵抗領域が分布しており、その中で30~50Ω-mの比較的高い領域が斑状に点在していた。また、深度15~25m(深層)では10Ω-m以下の比抵抗領域が全体的に分布している結果となった。降雨によって処分場内部に浸透した水分は、マクロ的には廃棄物表面の洗い出しを行いながら深部方向に移動していくため、浅層部分から洗い出しが進行し、深部では洗い出しが不十分かつ含水率も高くなると考えられる。これより深層に比べ中層では洗い出しが進行しているため比抵抗値が高くなり、また斑状の不均一性は洗い出しの進行度合いの不均一性に起因

しているものと考えられた。比抵抗探査によって深度方向における比抵抗値変化を求められることが明らかにされ、中長期的なモニタリングを行うことで洗い出しの進行状況を評価できる可能性が示された。さらに最終覆土、廃棄物層、底部および法面遮水シートという処分場の全体構造を可視化できることが明らかとなり、比抵抗探査が処分場の構造把握手法としても有効であることが示された。また、モニタリングにより処分場の安定化状況を非破壊的に把握できると考えられた。

他方、今回の探査結果からは、焼却灰の固結や水みちを反映したような比抵抗分布を判断することはできておらず、今後の課題として、電極間隔の狭小化による探査精度の向上や、継続的なモニタリングの実施による評価の必要性が考えられた。

b)EM 探査

EM 探査によって得られた各周波数の測定における伝導度の平面分布を図 3.1.3-3 に示す。

測定原理上、絶対的な深度情報は得られないものの、先述の通り、周波数が低くなるほどより深部での誘導磁場を測定していることになる。これを見ると、伝導度の高い領域と低い領域が存在していることが示された。この傾向は比抵抗構造断面図における表層の比抵抗値の分布と調和的であったことから、EM 探査が表面方向における伝導度マッピング手法として有効であることを確認した。

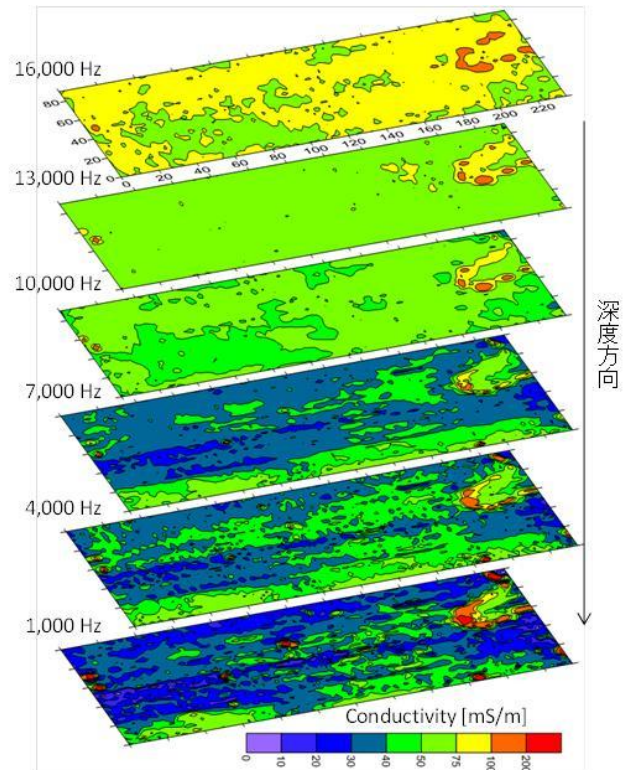


図 3.1.3-3 EM 探査結果

(4)まとめ

- ① 比抵抗探査によって処分場内部の最終覆土層、廃棄物層、底部遮水工といった構造が可視化できた。
- ② EM 探査によって処分場表面の伝導率分布を求めることができ、比抵抗探査とも調和的であった。
- ③ 比抵抗探査、EM 探査が処分場の非破壊安定化モニタリング手法として有効である可能性が示された。

3.1.4 実処分場からの試料採取と安定化の評価

(1)埋立履歴調査

A 処分場においてボーリングおよび表面掘削を行うにあたり埋立履歴調査を行った。比抵抗探査の結果から、廃棄物層では中層と深層で比抵抗分布が異なり、深層でより比抵抗値が低い傾向が得られていたことを踏まえ、深層までのボーリングを行うこととした。十分なボーリング深度を確保するために、集排水管が敷設されている最深部を調査エリアとした。A 処分場の設計図面、ガス抜き管や沈下版の設置箇所、および地表面の利用状況を考慮したうえで2箇所の調査候補エリア（エリア1、2）を選定した。A 処分場では、埋め立て中の管理において、埋め立て場所と埋立時期、埋立物の量と種類を紙面、およびコンピュータ上に記録していたことから、調査候補エリアにおける各層の埋立履歴の調査を行った。各エリアにおける埋立層毎の埋立廃棄物の種類を一覧にしたものを表3.1.4-1に示す。埋立廃棄物の種類別割合は、各エリアで埋立時期が新しいほうが焼却灰の割合が低下し不燃物の割合が増加する傾向にあった。現場踏査による地表面の状況、およびボーリングマシンやバックホーの作業範囲や、作業の効率性を踏まえ、ボーリングおよび表面掘削調査はエリア1で行うこととした。

表 3.1.4-1 各調査エリアにおける埋立廃棄物の種類による割合

エリア	層番号	ごみ焼却灰	し尿処理場 焼却灰	熔融スラグ	不燃物	燃え殻	廃プラスチック類	ガラス・陶磁器くず
1	1,2	67.2	0.7	2.5	22.1	2.9	11.8	0.6
	3	48.7	0.8	4.9	23.7	3.2	21.0	0.6
	4	54.8	1.1	7.4	24.0	3.3	16.0	0.6
	5	57.0	1.1	-	25.5	4.6	15.6	0.9
	6	51.3	0.9	6.8	26.5	3.3	17.6	0.7
2	1,2	72.9	1.1	0.8	23.7	2.4	0.4	0.6
	3	69.5	0.8	0.6	20.4	1.9	9.5	0.6
	5	47.4	0.7	6.3	25.0	2.9	23.2	-
	6	48.6	1.2	6.9	27.8	3.8	17.8	0.4

単位[%]

(2)ボーリングによる廃棄物試料採取調査

上記のとおり選定したA 処分場のエリア1においてボーリングにより廃棄物試料を採取した。採取箇所は10m 間隔で3 箇所行った。廃棄物試料採取は無水・無排土で削孔が可能な先端着脱式鋼管ケーシング工法（STREX 工法）により行った。STREX 工法は、先端部分が着脱可能な鋼管ケーシングを用いて、無水・無排土で地中を削孔する工法である。本工法は主に廃棄物埋め立て地盤にガス抜きや空気注入を行うための多目的井戸管を設置する工法であるが、任意の削孔深度において廃棄物試料を採取できる特徴がある。STREX 工法の特徴は、以下の通りである。

- ・ 無排土で削孔することが可能であるため、作業環境が従来のボーリング工法よりも改善される。
- ・ 無水で削孔が可能である。（通常ボーリングで使用する孔壁保護のための循環水が必要ない。）
- ・ ロータリーボーリング工法のような従来の工法に比べ、短時間で削孔が可能である。

具体的には、次の手順で廃棄物試料を採取した。

- ① 処分場の地盤上部から先端部が尖った鋼管ケーシング管（内空直径270mm 程度）を自走式削孔機械で無水・無排土で削孔・挿入する。

- ② 鋼管ケーシング管は筒状鋼管、ダミー鋼管で構成されており、試料採取深度まで達した時点でダミー管を取り除き、試料採取管をセットする。
- ③ 試料採取管を 1m 程度廃棄物層に圧入し、廃棄物試料を採取する。

廃棄物試料を採取する深度は埋立履歴調査、処分場の設備配置平面図、断面図より 3 箇所、3 深度の 9 試料採取した。試料採取深度は、処分場地表面より、5.0～5.8m、11.0～11.8m、16.0～16.8m の地点で採取した。

採取試料のコアスケッチ図を図 3.1.4-1 に示す。

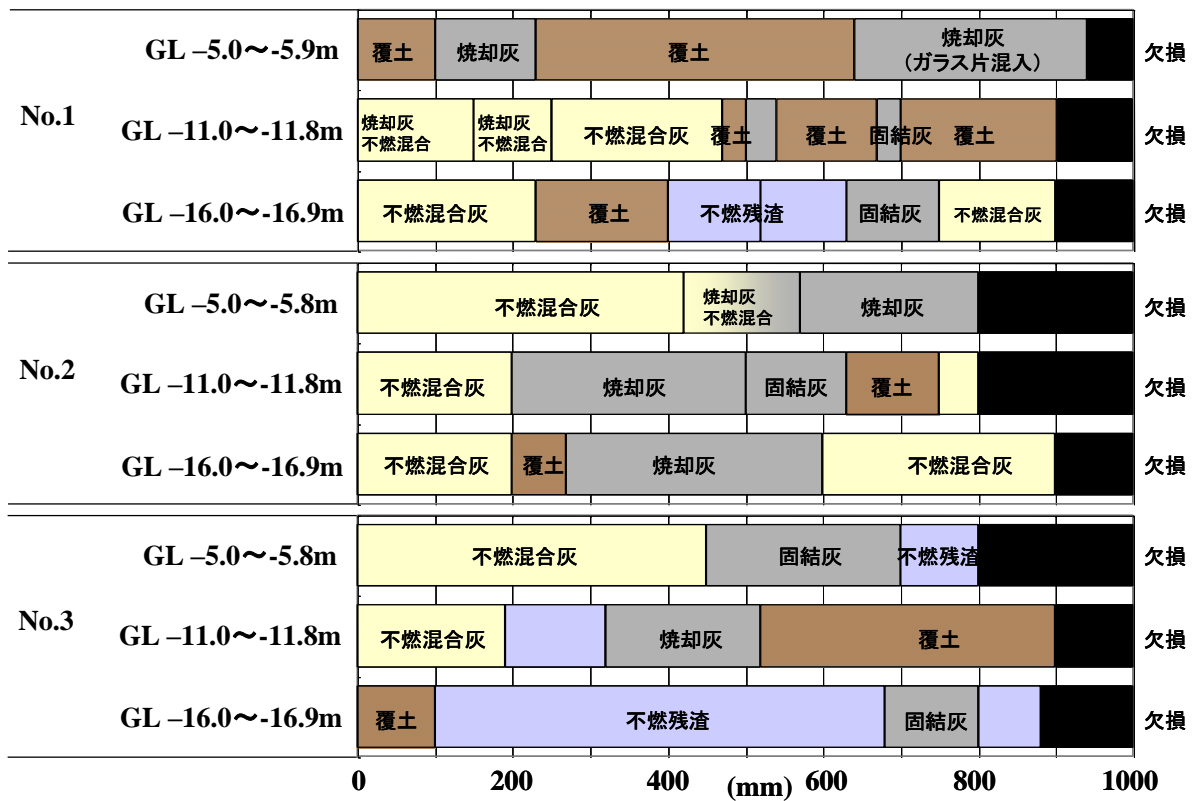


図 3.1.4-1 ボーリングコアのコアスケッチ図

3 地点で 3 深度採取したが、コア内に焼却灰部位、不燃残渣部位、不燃残渣と焼却灰の混合部位が確認された。また、焼却灰は図中に示したとおり、固結している部位と固結していない部位が確認された。

(3)表面掘削調査

ボーリング実施箇所に隣接する場所で、バックホーによる表面掘削を行った。掘削エリアは約 3m×5m、最終的な掘削深度は約 4m とし、最終覆土層と廃棄物の最上層である第 6 層までの断面観察を可能とした。断面観察時には調査者の安全性を確保するため、予め送風機で十分に送気し、ポータブルガスモニターで酸素濃度が一般大気レベルと同等であることを確認した後に断面観察を行った。

A 処分場の計画図面では最終覆土層が 2m となっていたが、断面観察より実際の最終覆土厚は 2.5m 程度であった。廃棄物層は、焼却灰と不燃残渣の混合部位、焼却灰主体部位、不燃残渣主体部位が無秩序に存在していたが、概ね層状であった（写真 3.1.4-1）。A 処分場では、搬入された廃棄物はバックホーによって混合しているが、受入れ状況によっては必ずしも均質に混合されているわけではなく、かつ、日常管理においても一定量の廃棄物が搬入された時点で転圧していくため、このような層状の不均質性が生じたものと考えられた。焼却灰主体部位を見ると固結していることが確認された。断面全体は不飽和であり一見すると乾燥しているようであった。

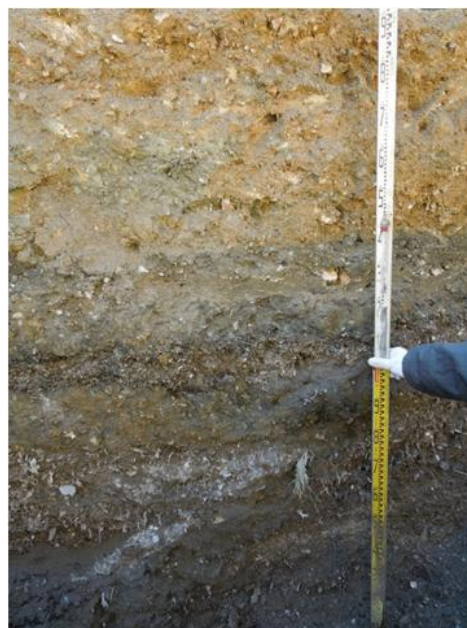


写真 3.1.4-1 廃棄物層断面状況

表面掘削時に排出された廃棄物の中から、前述した焼却灰と不燃残渣の混合部位、焼却灰主体部位、不燃残渣主体部位の 3 種類をそれぞれ採取した（写真 3.1.4-2）。採取試料において、焼却灰と不燃残渣の混合部位では焼却灰の固結が確認されず、混合理立によって焼却灰の固結が抑制されていた可能性が示唆された。



写真 3.1.4-2 廃棄物採取状況

(4) 表面掘削試料の実容積分析

掘削断面から、物性測定のための試料採取を行った。試料採取には採土器を用いて 100mL のステンレス製円筒管（50mmφ×51mm）に採取した。試料は最終覆土層で 1 箇所、また廃棄物層のうち焼却灰の固結部位 2 箇所それぞれ採取した。採取した試料は水分変化がないようにラッピングし、直ちに実験室に持ち帰り、重量測定と実容積測定を行った。実容積はデジタル実容積測定装置（DIK-1150、大起理化工業）を用いた。測定後の試料は 105℃で 48 時間乾燥させた後、再度重量測定を行った。これらの測定結果より各種物理量を計算した。計算結果を表 3.1.4-2 に示す。

最終覆土層は孔隙率、含水率ともに低い値を示した。A 処分場では最終覆土の施工後に十分な転圧が実施されており、降雨浸透しにくい状況であると考えられた。廃棄物層でも含水率は約 21%と高くはなかった。掘削断面観察時には廃棄物層も固く固結していたが、間隙率を見ると約 57%であり、最終復土層の 27%に比べ高い値を示した。これは焼却灰だけでなく廃プラや不燃破碎残渣などが含まれていることに起因すると考えられた。比抵抗探索においても最終覆土層と廃棄物層では比抵

表 3.1.4-2 実容積分析による物性値

	単位	①	②	③
		廃棄物(表層)	廃棄物(表層)	最終覆土層
空気容積Va		29.1	26.7	10.8
固相容積Vs		44.8	41.8	73.4
水分容積Vl		26.1	31.5	15.8
孔隙率P	%	55.2	58.2	26.6
含水率Mm		19.5	22.4	7.5
含水比Mo		24.2	28.8	8.1
飽湿度H		47.3	54.1	59.3
容気度U		52.7	45.9	40.7
水分、固相率Ls		0.58	0.75	0.22
真比重d	g/cm ³	2.41	2.61	2.64
実比重dm		1.89	1.92	2.35

抗値の大きなコントラストが得られており、この要因として含水率や間隙率が寄与していると考えられた。これは比抵抗値を表す経験式であるアーチー式が、比抵抗値は間隙水の電気伝導率、間隙率、飽和度（含水率）の関数として表されることと一致した結果であり、物性値データの蓄積により、比抵抗値変化の定量的な評価につながられると考えられる。

(5)ボーリング試料の EC の深度方向分布

ボーリングコアの採取深度は処分場地表面より 5.0～5.8m、11.0～11.8m、16.0～16.8m の 3 深度である。目視検査から、1 m のボーリングコア中には、覆土や廃棄物など、目視で明確に判別できる特徴的な部位があり、廃棄物の部位については、大まかに焼却灰主体部位、不燃残渣と焼却灰の混合部位、不燃残渣主体部位が存在していることが確認された。そのため、各深度別コアから、目視で廃棄物の種類が明確な特徴的部位を選択し、各部位において EC を測定した。測定は、コア試料を乱すことなく測定が可能な貫入式の土壤 EC 計

(2265FS、Spectrum Technologies 社) を用い、各深度別コアにおいて、廃棄物の種類毎に測定した。なお、焼却灰主体部位においては焼却灰の固結が確認されたものの、混合部位では固結は見られなかった。

深度方向に対する覆土層を除く各部位の EC 値を図 3.1.4-2 に示す。焼却灰主体部位、不燃残渣主体部位、混合部位の 3 つの部位のうち、焼却灰主体部位で 100mS/m 以上の EC 値を示し、不燃残渣主体部位では大部分で 50mS/m 以下となった。EC は、塩類等の溶出を反映することから、溶出ポテンシャルは焼却灰による影響が高いと言える。深度別には、焼却灰主体部位において深部ほど EC 値が大きくなる傾向が確認でき、洗い出しが上層から下層へと進行していることに起因するものと推定された。

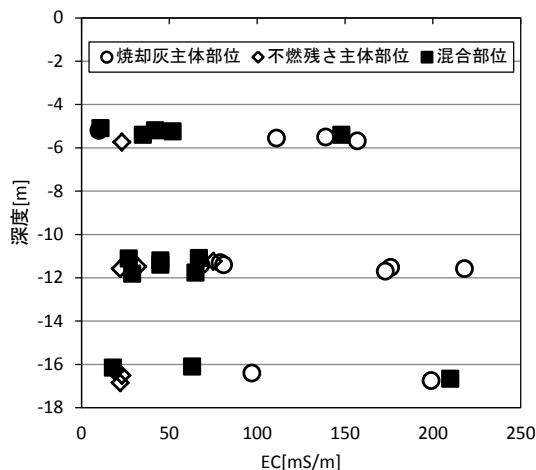


図 3.1.4-2 ボーリングコアの深度別 EC

(6)表面掘削試料の溶出特性

表面掘削試料についても、目視で不燃残渣主体、混合物主体に区分可能であったことから、これら 2 つの廃棄物種に分け、さらに粒径別に区分して溶出試験を行った。

試料は、風乾後、振動篩い機により篩い分けし、各粒径区分 (>5、2～5、1～2、0.5～1、<0.5mm) の重量を測定し粒度分布を求めた。次に、各粒径区分 (>5mm の区分を除く) において溶出試験 (環境省告示 13 号) を行い、pH、EC、イオン類、有機物、および金属類の溶出濃度を測定した。

表面掘削試料の粒度分布を図 3.1.4-3 に示す。少粒径側 (<0.5mm) では混合物でより高い値を示したものの、5mm 以上の大粒径側では逆に不燃残渣主体物

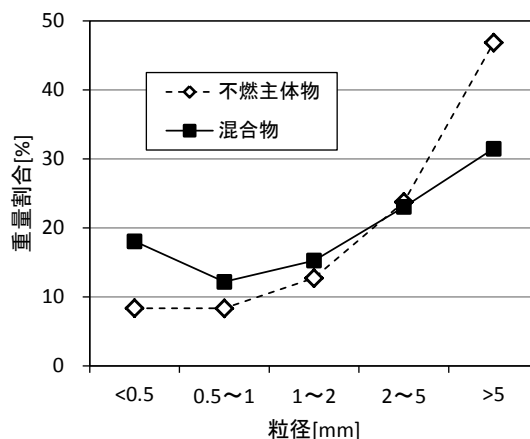


図 3.1.4-3 表面掘削試料の粒度分布

が高い結果となった。これは不燃残渣主体物では粒度の大きい廃プラやガラス・陶磁器類の破砕物などを多く含んでいるのに対し、混合物では不燃残渣よりも粒径が小さい焼却灰が含まれており、かつ、前述の通り混合物では焼却灰が固結していないことに起因していると考えられた。

表面掘削試料の溶出試験の結果を図 3.1.4-4 に示す。紙面の都合上、金属濃度については割愛する。粒径による pH の変動は小さく、不燃残渣主体部位では pH8.1~9.0 であったのに対し混合部位では 10.1 ~10.6 と高く焼却灰の混合の影響が見られた。また、EC を見ると、pH と同様に焼却灰混合によって高い値を示し、また、小粒径側でより濃度が高くなる傾向が見られた。この変動パターンは Na イオン、Cl イオン、TOC、T-N でも同様であった。溶出濃度に粒度分布を乗じた値を溶出ポテンシャルとして算出したところ、不燃残渣主体物に比べ混合物で総じて

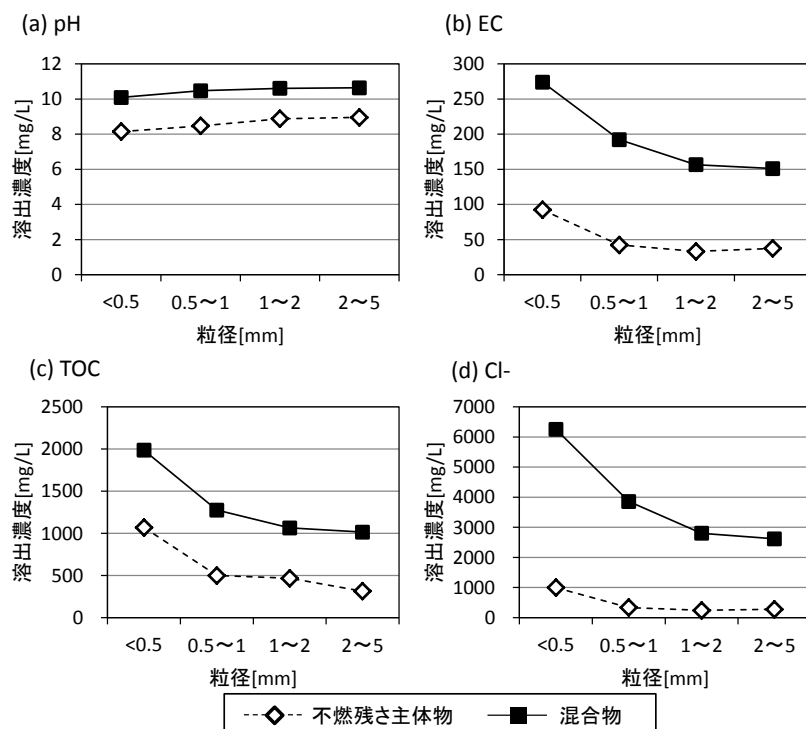


図 3.1.4-4 表面掘削試料の溶出濃度

高い結果となり、かつ混合物の粒径の最小区分で最も高い溶出ポテンシャルを有することがわかった。

(7)まとめ

本節での検討から、以下の結果が得られた。

- ① STREX 工法を用いたボーリングにより、迅速に所定深度でのボーリングコア採取が達成された。
- ② ボーリング調査、表面掘削調査より、焼却灰主体部位では固結が見られたものの、不燃残渣との混合部位では見られなかった。
- ③ 不燃残渣主体物と比較して、焼却灰との混合物ではイオン類等の溶出濃度が高く、特に小粒径側で高い溶出ポテンシャルを有していた。
- ④ 以上から、不燃残渣と焼却灰の混合理立によって焼却灰の固結が抑制され、さらに溶出ポテンシャルが増加することから、洗い出しの終了期間が短縮され、中間処理残渣主体処分場の安定化が促進される可能性が示された。

3.1.5 テストセルからの試料採取

(1) 目的

前節で示したとおり、安定化の遅延を明らかにするために中間処理残渣主体の埋立地である A 処分場において、廃棄物試料を STREX 工法で採取した。採取したコア試料は、表層覆土が厚く、且つ密な状態で、透水性が低く廃棄物の含水率も低く、降雨浸透、洗い出し等が進行していない様子うかがえた。

本節では、A 処分場内に設置され、廃棄物もほぼ同じである大規模埋立実験装置（テストセル）からの廃棄物試料を採取について述べる。本テストセルにおける試料採取の目的は、化学分析等により両者の差異を比較することである。前節で示した A 処分場のコア試料と本テストセルの埋立物は埋立年代、埋立構成が同等であり、両者の差異を比較することは早期安定化を目的とした埋立方法を検討する上で有効であると考えられる。テストセル埋め立て物の特徴は、透水性、透気性を高めた埋立と覆土、および機能性覆土であり、実験開始から約 7 年程度で、浸出水水質が排水基準レベルまで低減しており、早期安定化に有効な埋立工法であると見なせる。

(2) 方法

a) ボーリングによる廃棄物試料採取

廃棄物試料の採取に当たっては、一般に廃棄物埋立層は、空隙が多く掘削用泥水の循環が困難であり、泥水が廃棄物埋立層に浸入することにより細粒分が洗い出されるおそれがあるため、本調査では泥水を使用しない無水ボーリング（ロータリーボーリング）で削孔を実施した。廃棄物コア試料採取は次の 4 箇所である。①テストセル No.1：削孔長 7m×2 か所、②テストセル No.2：削孔長 7m、③テストセル No.3：削孔長 7m、④テストセル No.4：削孔長 7m。採取した廃棄物コア試料は、プラスチックフィルムで包んだ状態でさらにアクリルパイプに収納した上でコア箱（1m×3 本）に収めた。コア箱は、化学分析を実施するまで冷蔵保管した。ボーリング調査の状況を写真 3.1.5-1～2 に示す。

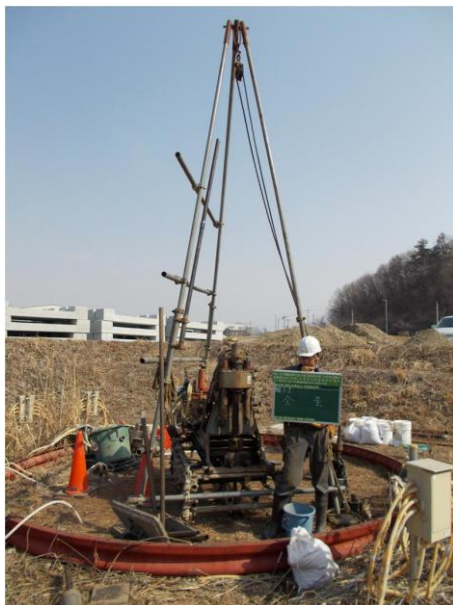


写真 3.1.5-1 掘削状況



写真 3.1.5-2 試料採取状況

3.1.6 テストセルにおける安定化の評価

(1)ボーリングコアの化学的特性

テストセルでは3.1.5節で述べたとおり、ボーリング調査を実施し、コア試料を採取している。本研究ではテストセル内部の洗い出し状況を把握するために、採取したコアから深さ250mmごとに一部を分取し、溶出試験（環境庁告示13号）を行った。溶出液のpH、EC、TOC、イオン類濃度をそれぞれ測定した。結果の一例としてTC1、3のボーリングコアの溶出試験より得られたpH、EC、TOCと塩化物イオン（Cl⁻）濃度の深度分布を図3.1.6-1に示す。

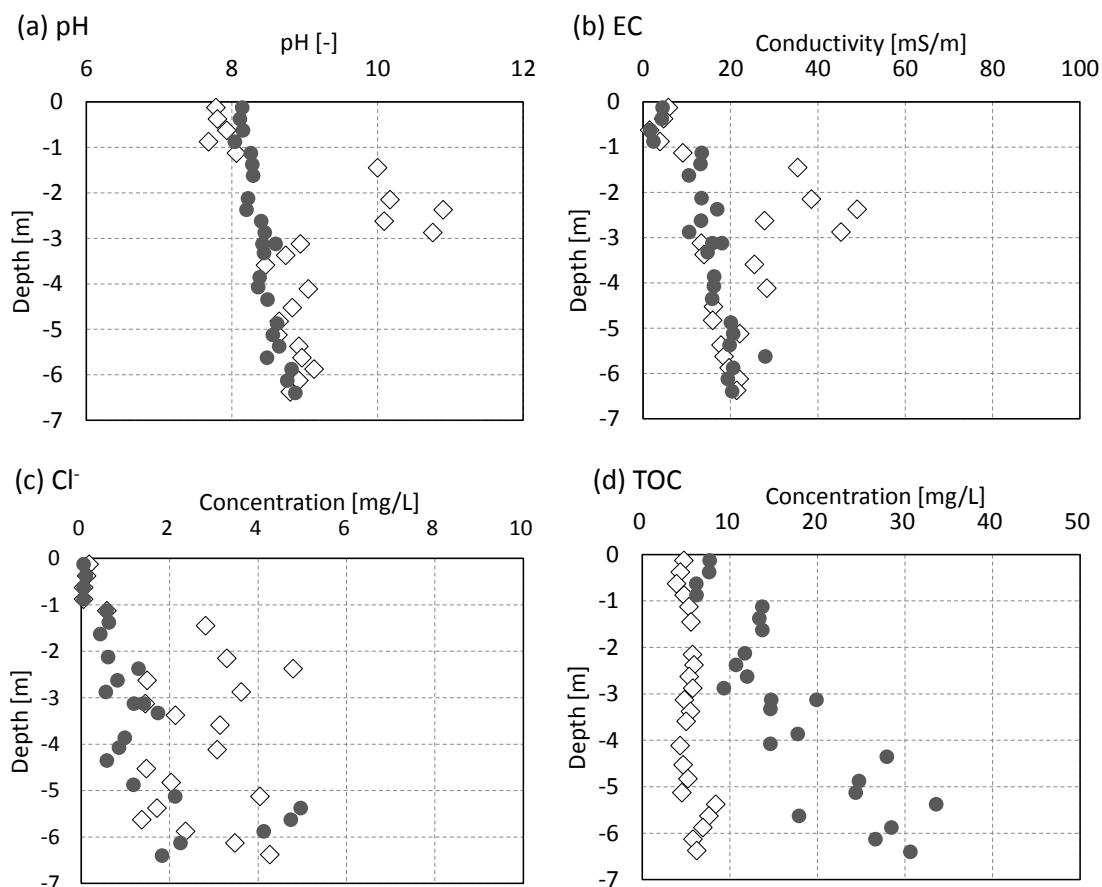


図 3.1.6-1 ボーリングコア試料の溶出試験結果 ◇ : TC1 ● : TC3

また、埋立廃棄物の溶出濃度を溶出初期値と定義し、テストセル建設に用いた廃棄物Aと廃棄物Bの溶出濃度を表3.1.6-1に示す。

表 3.1.6-1 テストセル埋立廃棄物の溶出初期値

項目	pH	EC	TOC	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
単位	-	mS/m	mg/L						
廃棄物 A	10.57	124	20.7	153	66.8	115	0.14	270	65.9
廃棄物 B	9.79	142	38.0	137	86.4	94.1	4.15	314	154

ボーリングコア試料のpHの深度分布を見ると概ね9以下であり、アルカリ性を示した初期値と比較して中性化が進行していた。TC1の上層廃棄物において高いpHを示したのは、本稿では示していない

がカルシウムイオン (Ca²⁺) 濃度が高かったことに起因している。また、電気伝導率 (EC) は初期値と比較して約 60~80%以上も低下していることが示された。この傾向は TOC やイオン濃度においても同様であり、特に廃棄物層中での移動性が高い Cl 濃度については初期値から 95%以上も低下していることが確認された。さらに、深度方向に対し濃度が増加しており、洗い出しが上層でより進行している状況が明らかとなった。

(2)比抵抗トモグラフィ

テストセルには、内部の比抵抗分布を測定するための電極ケーブルが埋設されており、これまでも比抵抗トモグラフィ測定が行われてきた。本研究では、安定化が進行した長時間経過後における変化を把握するために、2013年10月に比抵抗トモグラフィ測定を行った。本研究における測定を含めるとテストセルのモニタリングを開始してから8回の比抵抗トモグラフィが行われており、それぞれの測定回における経過日数を表3.1.6-2に示す。

測定用の電極ケーブルは150mm間隔、46チャンネルで構成されており、一つのセルに2mの間隔で2本(上流側、下流側)のケーブルが鉛直に設置されている(図3.1.6-2)。

測定は4極法で行い、電極組み合わせはウェンナーのインライン測定ならびにダイポールダイポール配置、平行ダイポール測定の種類を組み合わせで実施した。1セルあたりのデータ数は電極の接地不良による欠測を除くと概ね500程度であった。測定には電気探査装置(Terrameter LS, ABEM社)を用い、データ収集を行った。3次元解析を行うために、テストセルの形状に合わせたFEM

表 3.1.6-2 比抵抗トモグラフィ測定時の経過日数

測定回	経過日数*
第1回	39
第2回	137
第3回	279
第4回	412
第5回	488
第6回	775
第7回	867
第8回**	2939

*テストセルのモニタリング開始日から起算した日数

**本研究における測定回



図 3.1.6-2 比抵抗トモグラフィ用のケーブル(設置状況)

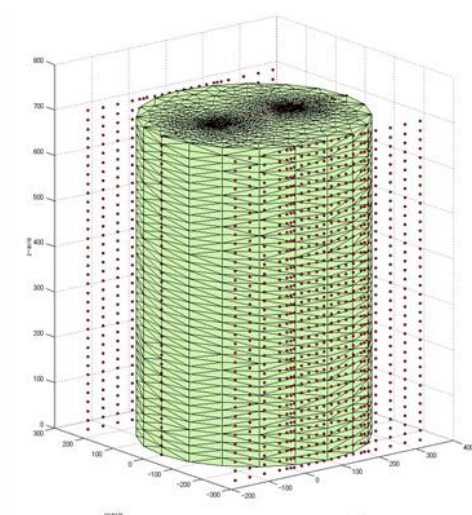


図 3.1.6-3 テストセルの FEM モデル

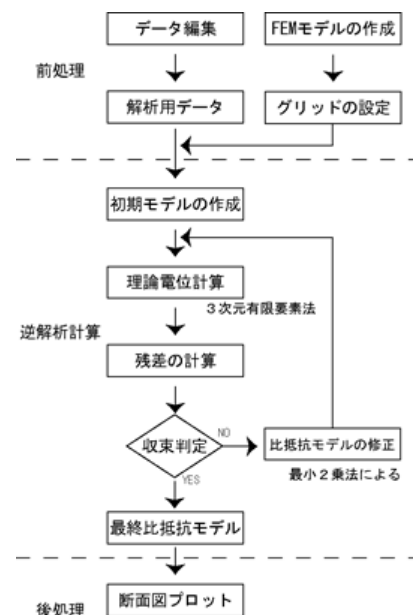


図 3.1.6-4 解析フロー

(Finite Element Method :有限要素法) メッシュを作成し (図 3.1.6-3)、図 3.1.6-4 に示す解析フローにより比抵抗モデルを求めた。逆解析には E-tomo(ダイヤコンサルタント社)を用いた。

(3)比抵抗トモグラフィにおける結果と考察

解析によって得られた比抵抗モデルから、2本のケーブル間における鉛直方向の比抵抗断面図(xz面)を本研究の最終的な結果とした。時間経過に伴う比抵抗値の変化を把握するため、本研究で実施した第8回(2939日後)の結果に加え、第1回(39日後)、第7回(867日後)の結果もあわせて図3.1.6-5に示す。

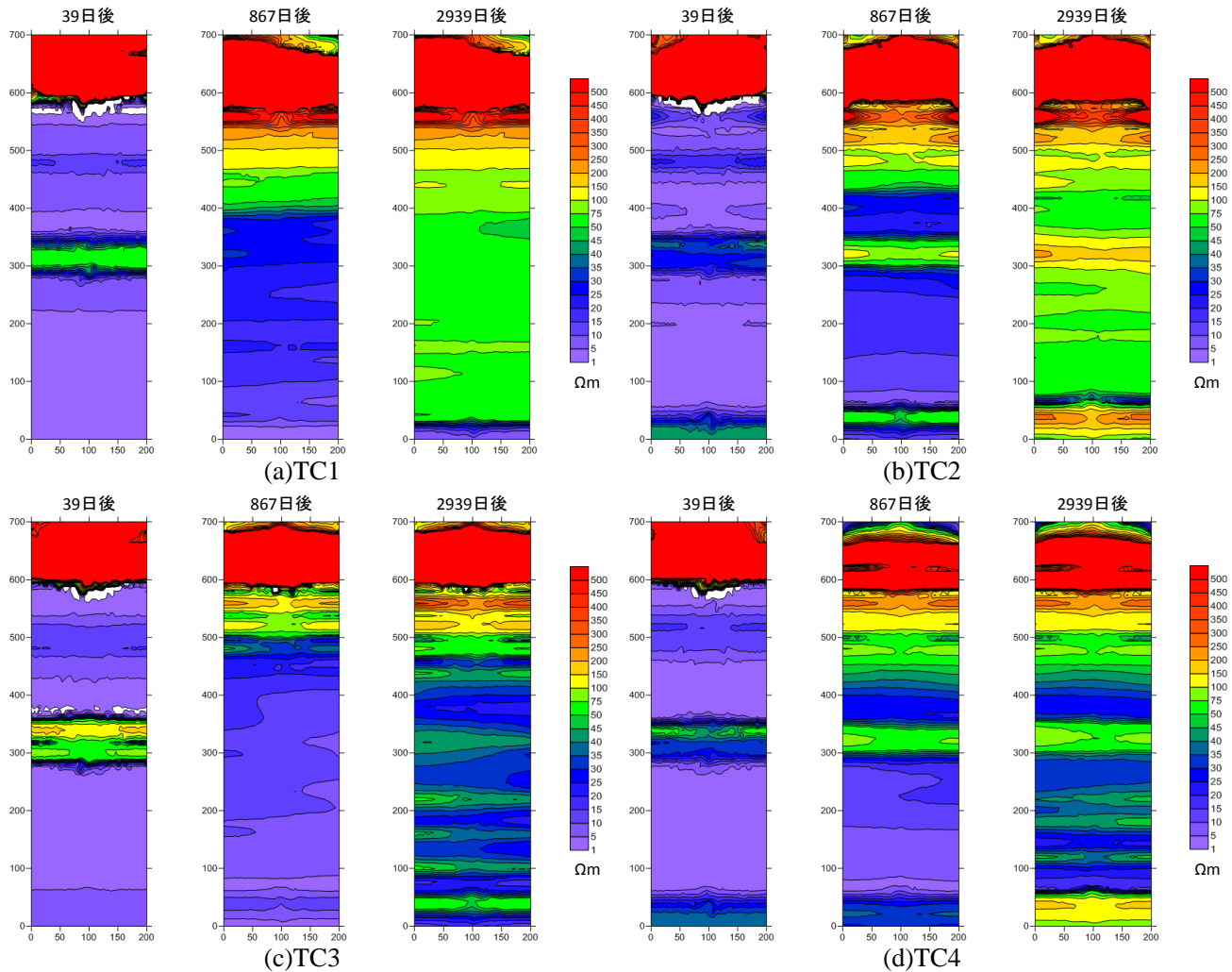


図 3.1.6-5 比抵抗トモグラフィにおける比抵抗断面図

上端横軸はテストセルの地表面、縦軸は深度を表している。橙色～赤色は比抵抗値が高い(電気伝導率が低い)、青色～紫色は比抵抗値が低い(電気伝導率が高い)ことを表している。

全てのテストセル(TC1～4)において以下の共通する傾向が認められる。

- ・ 表層の最終覆土層は $500 \Omega m$ 以上の高い比抵抗値を示したのに対し、その下層にある廃棄物層ではより低い比抵抗値を示し、両層の質的相違を明瞭な比抵抗コントラストとして可視化することができた。
- ・ モニタリング開始初期である 39 日後では上層廃棄物、中間覆土、下層廃棄物においても上記のようなコントラストが示されており、内部の層構造を可視化することができた。

- ・ 経時経過に伴う比抵抗値変化を見ると、最終覆土層の比抵抗値は高いままで推移していたのに対し、廃棄物層では比抵抗値が高くなっていった。
- ・ 廃棄物層の経時変化に伴う比抵抗値の上昇は、浅層でより顕著であった。

なお、底部覆土に起因する比抵抗コントラストは可視化されているものの、浸出水を排水するためのポンプの稼働状況や故障にともなう底部覆土部分の一時的な水没期間は各テストセルで大きく異なっており、各テストセルの比抵抗値の時間変化が洗い出しによるものなのか不明瞭であった。このことを考慮して、本節では底部覆土については考察の対象から除外することとした。

さらに各テストセルの比抵抗断面図から以下の結果が示された。

TC1

- ・ 39日後：上層廃棄物層、下層廃棄物層ともに $10\ \Omega\text{m}$ 以下の非常に低い比抵抗値であったのに対し、中間覆土（PRB）層は $50\sim 75\ \Omega\text{m}$ という高い値を示した。
- ・ 867日後：上層廃棄物層で $50\sim 150\ \Omega\text{m}$ 、下層廃棄物層で $5\sim 30\ \Omega\text{m}$ の比抵抗値を示し、時間変化とともに廃棄物層の比抵抗値が上昇していた。他方、中間覆土層に起因する比抵抗コントラストは消失していた。
- ・ 2939日後：上層廃棄物層、下層廃棄物層、中間覆土層の全域で $50\sim 100\ \Omega\text{m}$ まで比抵抗値が上昇していた。

TC2

- ・ 39日後：上層廃棄物層、下層廃棄物層ともに $10\ \Omega\text{m}$ 以下の非常に低い比抵抗値であったのに対し、中間覆土（スラグ）層は $20\sim 30\ \Omega\text{m}$ というやや高い値を示した。
- ・ 867日後：上層廃棄物層で $20\sim 150\ \Omega\text{m}$ 、下層廃棄物層で $5\sim 30\ \Omega\text{m}$ 、中間覆土層で $50\sim 150\ \Omega\text{m}$ の比抵抗値を示し、時間変化とともに廃棄物層の比抵抗値が上昇していた。
- ・ 2939日後：上層廃棄物層、下層廃棄物層で $50\sim 150\ \Omega\text{m}$ 、中間覆土層で $100\sim 200\ \Omega\text{m}$ まで比抵抗値が上昇していた。

TC3

- ・ 39日後：上層廃棄物層、下層廃棄物層ともに $10\ \Omega\text{m}$ 以下の非常に低い比抵抗値であったのに対し、中間覆土（PRB）層は $50\sim 150\ \Omega\text{m}$ という高い値を示した。
- ・ 867日後：上層廃棄物層で $20\sim 150\ \Omega\text{m}$ 、下層廃棄物層で $20\ \Omega\text{m}$ 以下の比抵抗値を示し、時間変化とともに廃棄物層の比抵抗値が上昇していた。他方、中間覆土層に起因する比抵抗コントラストは消失していた。
- ・ 2939日後：上層廃棄物層で $25\sim 250\ \Omega\text{m}$ 、下層廃棄物層で $25\sim 75\ \Omega\text{m}$ まで比抵抗値が上昇していた。

TC4

- ・ 39日後：上層廃棄物層、下層廃棄物層ともに $10\ \Omega\text{m}$ 以下の非常に低い比抵抗値であったのに対し、中間覆土（スラグ）層は $20\sim 75\ \Omega\text{m}$ というやや高い値を示した。
- ・ 867日後：上層廃棄物層で $20\sim 150\ \Omega\text{m}$ 、下層廃棄物層で $5\sim 30\ \Omega\text{m}$ 、中間覆土層で $50\sim 75\ \Omega\text{m}$ の比抵抗値を示し、時間変化とともに廃棄物層の比抵抗値が上昇していた。
- ・ 2939日後：上層廃棄物層で $20\sim 150\ \Omega\text{m}$ 、下層廃棄物層で $20\sim 50\ \Omega\text{m}$ 、中間覆土層で $50\sim 75\ \Omega\text{m}$ まで比抵抗値が上昇していた。

これらの結果から考察すると以下のことが示唆された。

- ① 比抵抗トモグラフィにより比抵抗構造とその時間変動が明瞭に可視化され、テストセルの内部構造

や安定化の進行状況を把握することができる。

- ② 経時変化に伴い、廃棄物層の比抵抗値が上昇（電気伝導率の低下）しており、さらに上層から進行していることから、降雨浸透に伴う廃棄物層中の化学物質の洗い出しに伴う安定化が進行している。
- ③ 中間覆土の比抵抗値を見ると TC1、TC3 の PRB 層では時間経過に伴い廃棄物層とのコントラストが消失したのに対し、TC2、TC4 のスラグ層では常に廃棄物層よりも高い値を示していたことから、PRB 層では廃棄物層由来の溶出化学物質が補足された可能性がある。
- ④ 埋立廃棄物の種類の相違を見ると無機性の廃棄物 A が埋め立てられている TC1、TC2 に比べ、有機性の廃棄物 B が埋め立てられている TC3、TC4 では、比抵抗値が高くなっていたことから、有機物を含まない廃棄物 A のほうがより洗い出しが進行しやすい。

(4)まとめ

本研究より、建設から約 8 年が経過したテストセルにおいて、ボーリング調査によるコア試料の科学分析を行ったところ、埋立廃棄物の EC やイオン類の溶出濃度が大きく低下していた。さらに、比抵抗トモグラフィを実施し、過去の結果と比較を行ったところ、比抵抗値も大きく上昇していた。このことから、テストセルで用いた廃棄物は安定化が十分に進行していることが明らかとなり、廃棄物を十分に混合し埋め立てるとともに、透水性がコントロールされた覆土を用いることにより、埋め立て廃棄物の早期安定化が実現できる可能性が示された。

3.1.7 実処分場およびテストセルの安定化の比較

(1) 無機塩類と金属の溶出量の比較

ボーリングにより採取した実埋立地(A 処分場)の廃棄物と同処分場内設置のテストセルの廃棄物は、埋立時期が同じであり、同一の処分場搬入物であるため組成も概ね等しいはずである。一方で、埋立工法は大きく異なる。実埋立地では、埋立層の下層では搬入後そのまま埋立・転圧が行われ、上層では搬入廃棄物の混合が行われているものの、3.1.4 節で示したとおり不均質であり、焼却灰には固結部位が認められる。覆土は3m と厚く、密実に転圧されており低透水性である。一方、テストセルは、3.1.2 節で示したとおり、廃棄物層は十分な通水性・通気性を有するように埋め立てられ、覆土層も高い透水性の溶融スラグが採用されているほか、一部のテストセルには機能性覆土層が導入されている。

本研究の大きな目的は、中間処理残渣に適した埋立工法を明らかにすることであることから、これら異なる埋立工法を採用した実埋立地とテストセルを対象に、廃棄物の安定化の状況を比較することは極めて重要となる。一般に埋立廃棄物中の元素は、移動性や反応性に富む成分と非反応性で埋立地内に残留する成分とに分けられる。既往の研究で、処分場からの浸出水中成分や埋立ガス放出に寄与するのは前者の部分であるとされている。これらの移動性・反応性成分は、例えば、Baccini(1987)等の報告では、初期含有量の約 20%(TOC)、5%(Cl)、1%(Pb)程度である。安定化とはこうした移動性・反応性成分が埋立地から消失することを意味することから、これらの成分がどの程度残留しているかを確認することが有効である。そのため、本研究では、易溶出性の成分に着目し、溶出量から安定化の程度を評価することとした。

前記したとおり、実埋立地とテストセルでは記録上同じ搬入物が埋立られているが、実埋立地では搬入順に埋立が行われて内部は不均質になっており、テストセルは混合したのちに埋立を行っていることから場所によって異なったものが埋立られている可能性がある。そのため、両者における安定化の程度を比較するために、まず①実埋立地とテストセルの埋立物が同じものであることを確認し、次いで②溶出してくる物質はどちらが多いかを比べることとした。廃棄物が同種のであるか否かの評価は含有量で行った。

a) 試料

ア) 実埋立地のコア試料

3.1.4 節に示したとおり、実埋立地では、3 地点で 3 深度 (5.0 m～5.8 m、11.0 m～11.8 m、16.0～16.8m) のコア試料を採取した。本研究では、2 地点分の試料を分析対象とした。各コアから、目視で確認できる特徴的な部位 (焼却灰部位と不燃残渣部位) を選択し、個別に分析を行った。これは、覆土の混入した部位等では廃棄物の安定化の評価に妥当でないと判断したからである。

表 3.1.7-1 実埋立地のコアから抽出した分析対象試料

試料名	深度 [m]	試料性状	固結
LF1 1	5.58～5.74	焼却灰様	固結有り
LF1 2	11.1～11.2	不燃残渣 & 焼却灰	未固結
LF1 3	11.3～11.42	不燃主体	未固結
LF1 4	11.6～11.7	土壌様物 & 焼却灰混入	未固結
LF1 5	16.2～16.3	土壌様物 & 焼却灰混入	未固結
LF1 6	16.5～16.65	破碎残渣様 (粗大物多い)	未固結
LF1 7	16.65～16.77	焼却灰様	固結有り
LF2 1	5.1～5.2	破碎残渣	未固結
LF2 2	5.5～5.6	焼却灰様	一部固結
LF2 3	11.3～11.4	焼却灰様	一部固結 (団粒)
LF2 4	11.6～11.72	焼却灰様 & 土壌様物	固結
LF2 5	16.2～16.25	土壌様物 & 焼却灰混入	一部固結
LF2 6	16.6～16.68	焼却灰様	固結有り

分析を行った試料を表 3.1.7-1 に示す。採取した試料は水分量に変化しないようにラッピングし直ちに実験室に持ち帰った。

1) テストセルのコア試料

テストセルの試料採取は各テストセルで1箇所、最深部（0～7m）までボーリングが行われており、全深度の試料が存在する。アクリルパイプに収納された全深度の試料から、25cm おきに採取を行った。

今回の分析では覆土に PRB 層が用いられている TC1、TC3 について試料の分析を行った。25cm 毎に採取した全ての各サンプルから深度の近いものからでコンポジット試料を作成し、それらについて分析をおこなった。表 3.1.7-2 に作成したコンポジットの試料採取部位を示す。

表 3.1.7-2 テストセルコンポジット表

試料名	深度[m]	コンポジット内容
TC1 C1	1.0～1.65	1.00～1.25m;50g 1.25～1.65m;80g
TC1 C2	2.05～3.0	2.05～2.25m;40g 2.25～2.5m;50g 2.5～2.75m; 50g 2.75～3.0m;50g
TC1 C3	3.0～3.68	3.0～3.25m;50g 3.25～3.5m;50g 3.5～3.68m; 36g
TC1 C4	4.45～5.5	4.45～4.65m;40g 4.65～5.0m;70g 5.0～5.25m; 50g 5.25～6.0m;50g
TC1 C5	5.5～6.61	5.5～5.75m;50g 5.75～6.0m;50g 6.0～6.25m; 50g 6.25～6.61m;72g
TC3 C1	1.0～1.75	1.00～1.25m;50g 1.25～1.5m;50g 1.5～1.75m;50g
TC3 C2	2.05～3.0	2.05～2.25m;40g 2.25～2.5m;50g 2.5～2.75m; 50g 2.75～3.0m;50g
TC3 C4	4.5～5.5	4.45～4.65m;40g 4.65～5.0m;70g 5.0～5.25m; 50g 5.25～6.0m;50g
TC3 C5	5.5～6.6	5.5～5.75m;50g 5.75～6.0m;50g 6.0～6.25m; 50g 6.25～6.6m;70g

b) 分析項目

分析項目は、含水率、熱灼減量、CHN、塩素含有量、固体 TOC、金属含有量、溶出試験（金属、TOC、塩素）とした。

c) 結果

1) 熱灼減量

実埋立地・テストセルの深度ごとの熱灼減量を図 3.1.7-1 に示す。実埋立地の試料は、各深度から特徴的な部位を抽出して分析しているため、測定結果は 5m、11m、16m の各深度での平均として示した。

安定化の評価として、熱灼減量に関しては、例えば、安定型最終処分場における建設混合廃棄物埋立の目安として熱灼減量 5%以下という値がある。今回の試験では試料中のプラスチックを前もって取り除かずに測定したためいずれの試料も 5%よりも大きい。日本の焼却灰主体埋立地における熱灼減量の平均値と標準偏差の値は、例えば Jeong(2005) によれば、4.4%、3.7%であり、不燃残渣の熱灼減量の平均値と標準偏差は、関戸(2001)によれば、28%、13%である。これらの値と比較すると実埋立地とテストセルは、いずれも焼却灰が主体であり、少量の不燃残渣が混入していると推察される。

それぞれの試料の平均値、標準偏差は、実埋立地で LF1:8.0% (1.3%)、LF2:8.3% (2.3%)、テストセルで、TC1:5.8% (1.1%)、TC3:6.9% (1.1%) であり、若干テストセルの値が実埋立物の値より低い。テストセルでは有機物の分解が進んだ可能性も考えられるが、データ数から有意な差があるとは言い難い。ただし、両者の埋立物の有機物量は概ね同等であるとは言える。

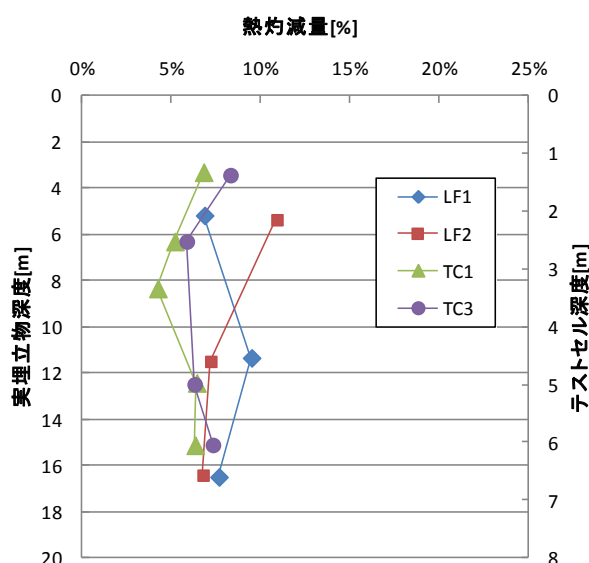


図 3.1.7-1 熱灼減量

イ) 固体 TOC

図 3.1.7-2 に実埋立地・テストセルの深度別固体 TOC を示す。実埋立地は熱灼減量と同様 5m、11m、16m の深度ごとの平均として示した。それぞれの試料の平均値 (標準偏差) は、実埋立地で LF1:2.2% (1.3%)、LF2:2.7% (1.3%)、テストセルで、TC1:2.7% (0.3%)、TC3:3.4% (0.5%) でありほぼ同程度である。

固体 TOC の安定化の評価に関しては、日本では目安となる値は存在しない。一方、欧米では、安定な廃棄物が埋められる Inert Waste landfill の受入基準 (廃棄物学会廃棄物埋立処理処分研究部会、2002) として、ドイツでは 1%以下、イギリスでは 3%以下、オーストリアでは 2%以下が指定されている。テストセル・実埋立地はいずれも管理型最終処分場であるため、Inert Waste の受入基準よりは高いがこうした基準値に近い。結果としてテストセルと実埋立地の有機性炭素量は概ね同じ値と言える。

ロ) 重金属含有量

図 3.1.7-3 に Na、K、Ca、Cd、Cu、Fe、Ni、Pb、Zn に関する実埋立地とテストセルの金属含有量および、Jeong (2005)らの我が国の焼却灰の平均値と標準偏差を示す。Na、K、Ca、Fe、Pb、Zn では、実埋立地とテストセルの平均値はほぼ等しい、Cd と Ni でテストセルがやや小さく、Cu はテストセルでやや大きかった。深度方向別の分布は示さないが、Na、K、Ca、Fe、

Pb、Zn では、ほぼ同程度の含有量であった。Cd、Ni、Cu については、深度方向のばらつきが大きく、それが影響していると思われる。実埋立地とテストセルの金属含有量平均値は日本の焼却灰主体埋立地における平均値の値に近く、いずれも日本の焼却灰主体埋立地における平均値±標準偏差の範囲内に入った。以上より実埋立地・テストセルの試料中の金属含有量は一般的な焼却灰と概ね同じ性状を有し、両者は同じ廃棄物であると見なせると考えられる。

ハ) 溶出特性

使用した原子吸光光度計の検出濃度が 0.01ppm 程度と低感度であったため、Cd、Fe、Ni、Pb、Zn は検出限界以下であった。検出可能であった元素について図 3.1.7-4 に実埋立地・テストセルの深度ごとの溶出率 (以下の式で算出) を示した。実埋立地はすべてのサンプルのばらつきを示すため深度ごとの平均ではなく各サンプルの値をそのまま表記した。

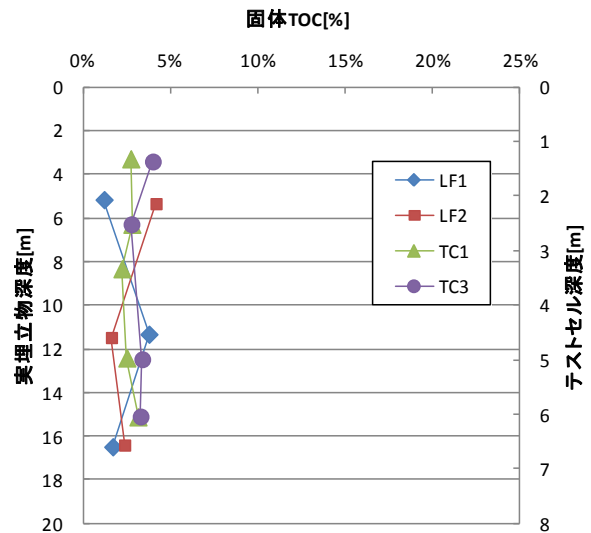


図 3.1.7-2 固体 TOC

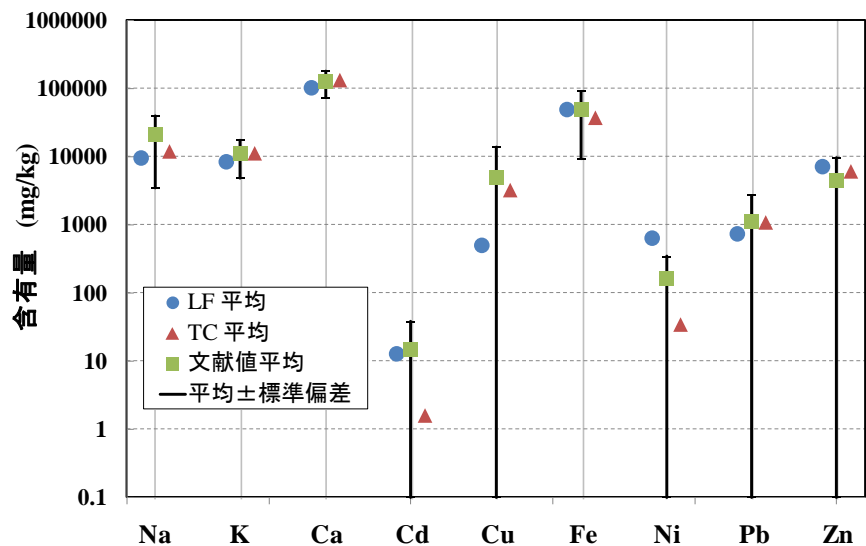


図 3.1.7-3 金属含有量の比較

$$\text{溶出率}(\text{mg - released}/\text{mg - contained}) = \frac{\text{溶出濃度}(\text{mg - released}/\text{L}) \times \text{溶媒量}(\text{L}/\text{kg - sample})}{\text{含有量}(\text{mg - contained}/\text{kg - sample})}$$

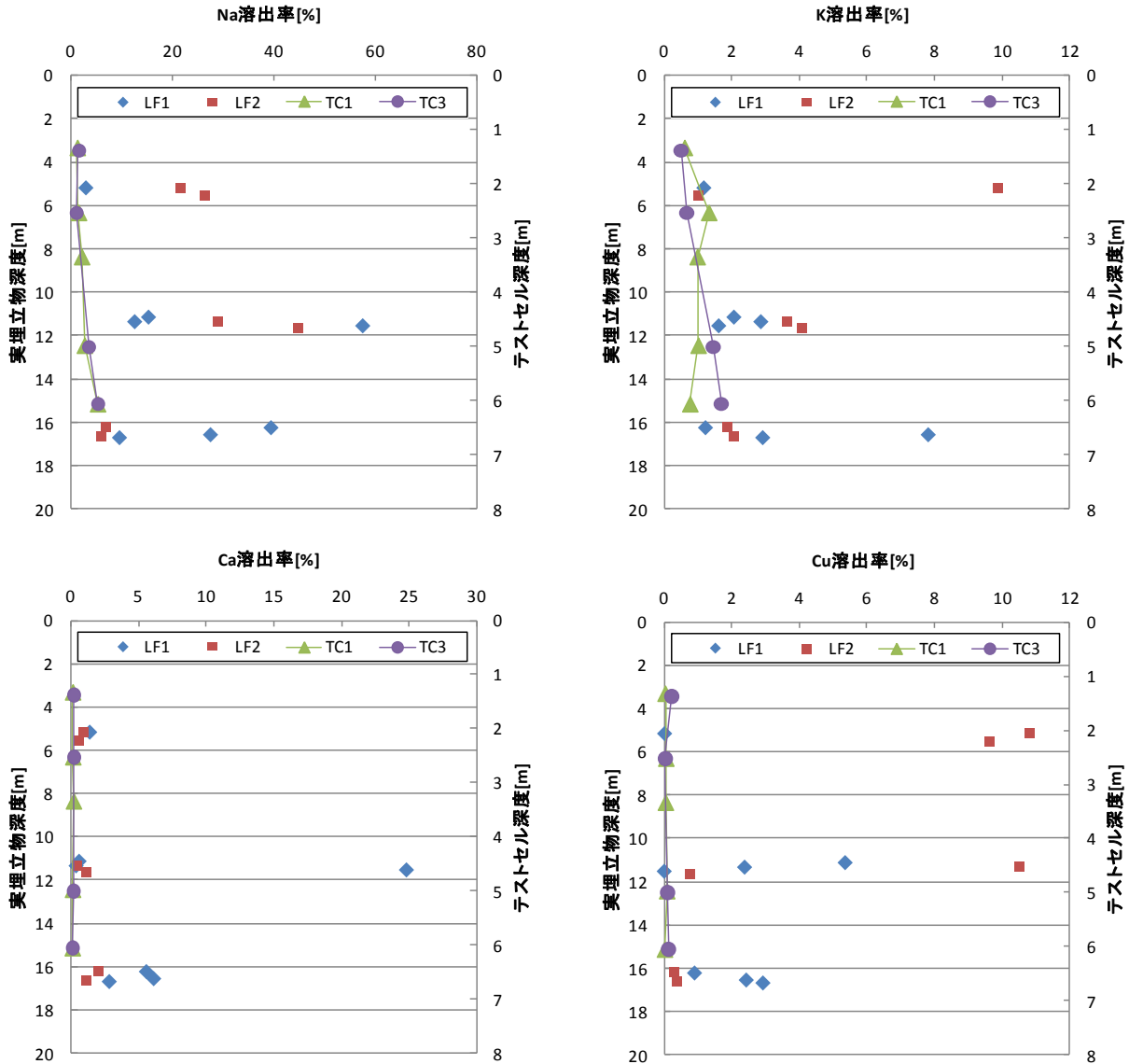


図 3.1.7-4 金属溶出率

いずれの元素も、点で示す実埋立地の溶出率が大きい。ばらつきが大きいとため深度に関する議論はできないが、溶出率で比較した場合、実埋立地の値は文献地よりもかなり高くなっている。表 3.1.7-3 に検出できた 4 元素の平均溶出率を示す。同表中には、Jeong ら(2005)の我が国の焼却灰の 13 号試験での溶出率も示した。この値は、日本の多数の焼却灰の溶出試験結果を整理したもので、埋立前の焼却灰の結果である。元素毎に特徴が異なるのは、文献値は焼却灰であり、今回対象とした実埋立地とテストセルの廃棄物は焼却灰

と破碎不燃残渣の混合物であることに依ると思われる。

まず、Na は実埋立地と文献値はほ

表 3.1.7-3 実埋立地、テストセルの廃棄物の金属溶出率 (平均値%)

	Na	K	Ca	Cu
LF1	23.50	2.82	5.93	2.01
LF2	22.40	3.77	1.02	5.41
TC1	2.42	0.94	0.08	0.04
TC3	2.70	1.07	0.12	0.11
文献地 (Jeong, 2005)	17.05	25.41	3.65	0.003

ば同程度であるのに対し、テストセルは約 1/10 の溶出率であり、洗い出しが進行していることを伺わせる。K は、文献値のデータが 1 桁高く 25% であるが、実埋立地とテストセルを比較するとテストセルからの溶出は実埋立地の 1/3 である。Ca も、実埋立地とテストセルの溶出率に比較し、一桁低い。Ca は、焼却灰を代表する無機元素の一つであり、埋立前もしくは初期は、比較的易溶性の CaO 或いは Ca(OH)₂ として存在すると言われている。3.2.2 節で詳述するが、こうした Ca 化合物は、安定化の進行と共に難溶性の CaCO₃ に変化する。テストセルにおいて Ca の溶出率が極めて低くなっているのは、Ca が CaCO₃ に変化したことを示唆している。Cu については、実埋立地、テストセル共に文献値より高いが、埋立廃棄物中に不燃破砕残渣が混入していることが要因と思われる。実埋立地の試料は、採取コアから、焼却灰、不燃残渣部位を個別に選択して試験に供しているため、この不燃残渣の溶出試験結果が、平均値を引き上げている。

明らかに言えることは、易溶出性の Na、K はテストセルにおいて洗い出しが進み溶出率が極めて低くなっている一方、実埋立地ではこれらがほぼ埋立前の状態と同じレベルで存在しているということである。これは、実埋立地の覆土が厚く、低透水性であることに起因している。さらに、Ca の溶出率がテストセルで 1/10 以下にまで低下していることは、テストセル内では、通気性が高いために、Ca の風化が進み炭酸塩に変化しているということである。すなわち、テストセルでは、透水性が高くなるように埋立が行われているため空気や水との接触時間が長くなり、水に溶けやすい形態の部分が洗い出され、外部に放出されている、または、空気や水との接触によって易溶性であった物質が難溶性への形態変化している。

図 3.1.7-5、図 3.1.7-6 に TOC と塩類の溶出試験結果を示す。

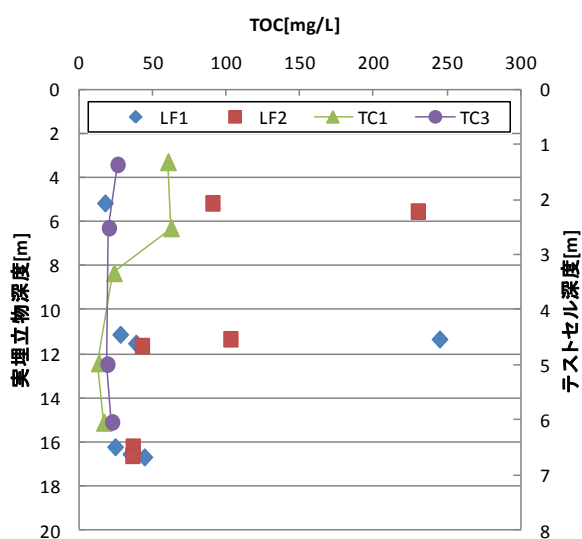


図 3.1.7-5 TOC の溶出量

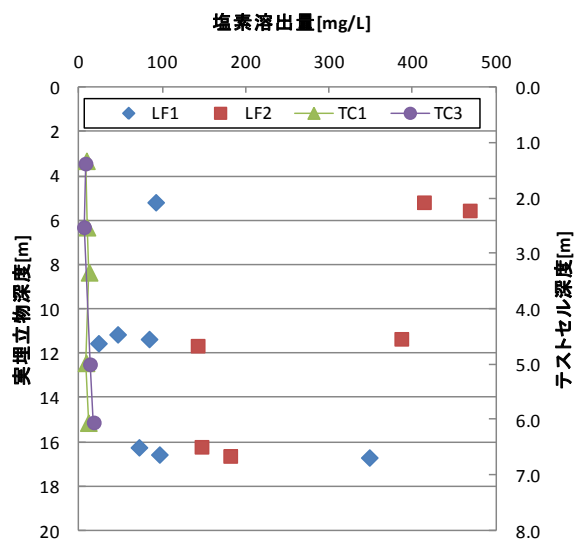


図 3.1.7-6 塩素溶出量

TOC についても、実埋立地で 100~250mg/L が検出されているのに対し、テストセルの試料からの溶出濃度は、最大で 50mg/L、平均値では 20~30mg/L で極めて低い。廃止基準では BOD が 60mg/L、COD が 90mg/L と定められている。TOC を直接比べることはできないが、テストセルからの溶出量は概ね廃止基準を満たすレベルにまで低減していると言える。欧州における Inert Waste Landfill の受入基準として、ドイツでは 5mg/L、イギリスでは 50mg/L 以下、オーストリアでは 20mg/L 以下という値が存在するが、概ね同等のレベルである。実埋立地の溶出濃度は、こうした値に比べても遙かに高く、安定化が進んでおらず、実埋立地の工法では、高い溶出ポテンシャルを持っている。塩素の溶出濃度も実埋立地ではばらつきが大きく、最大で 500mg/L 程度の濃度となっている。一方、テストセルでは極めて低

く、平均の溶出濃度は TC1 で 10mg/L、TC3 で 11mg/L であった。TOC 同様、我が国では基準値が存在しないため、欧州の Inert Waste landfill の受入基準と比較すると、イギリスで 80mg /L 以下、オーストリアでは 200mg /L 以下であり、テストセルはどの国の基準よりも低くなっている。

以上より、テストセルの埋立工法は、塩類の濃度を早期に低下させ、また Ca 等については難溶性へと変化させている可能性が示唆され、実埋立地のような高密度転圧、低透水性覆土といった工法よりも、中間処理残渣の早期に安定化できることが分かった。

参考文献

Baccini, P., Henseler, G., Figi, R. and Belevi, H. (1987) Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills, Waste Management & Research, Vol.5, pp.483-399.

Jeong, S-M., Osako, M., Kim, Y-J. (2005) Utilizing a database to interpret leaching characteristics of lead from bottom ashes of municipal solid waste incinerators, Waste Management, Vol.25, pp.694-701.

関戸知雄 (2001) 自治体における粗大ごみ処理に関する研究, 北海道大学博士論文.

廃棄物学会廃棄物埋立処理処分研究部会 (2002) 廃棄物最終処分場廃止基準の調査評価方法

(2) 物理特性の比較

a) 試験試料

実処分場において無水オールコアボーリングで採取した試料 (コア 2)、ならびにテストセル (上から最終覆土、調整廃棄物層、中間覆土層、調整廃棄物層、中間覆土層の全 6 m 程度) から掘削した無水オールコアボーリング試料 (コア 1) を供試体として用いた。攪乱ならびに不攪乱試料としてコア 1 ならびにコア 2 より、

- ・コア 1 廃棄物上・・・(深度 2.00~3.00 m)
- ・コア 1 中間覆土・・・(深度 3.65~4.00 m)
- ・コア 1 廃棄物下・・・(深度 5.00~6.00 m)
- ・コア 2 廃棄物・・・(深度 11.00~12.00 m)

の 4 種類の試料を分析に供した。コア 1 の廃棄物上と廃棄物下は、基本的には同じ廃棄物であり、均一になるように調整した廃棄物である。コア 1 廃棄物上ならびにコア 2 廃棄物の写真を、写真 3.1.7-1~3.1.7-2 に示す。

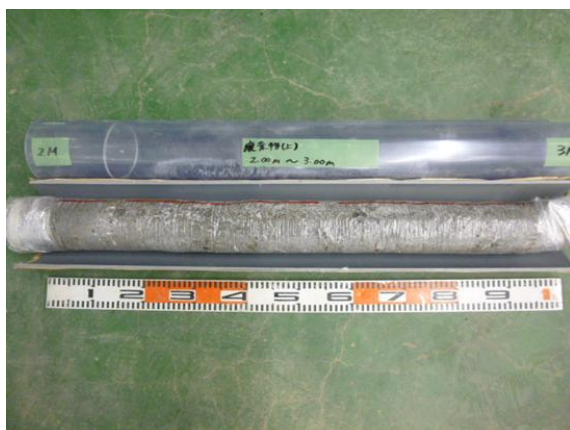


写真 3.1.7-1 コア 1 廃棄物上



写真 3.1.7-2 コア 2 廃棄物

b) 試験方法

7) 物理試験

4種類の試料の一部を攪乱試料として用い、土粒子の密度試験 (JIS A 1202)、土の含水比試験 (JIS A 1203)、土の粒度試験 (JIS A 1204) を行い、不攪乱試料を用いて土の湿潤密度試験 (ノギス法) (JIS A 1225) を行った。

1) 透水・透気試験

4種類の不攪乱試料を自然含水比のまま直径 100 mm×高さ 100 mm に整形して図 3.1.7-7 に示す透気試験装置を用いて透気係数の算定を行った。上部を大気開放とし、下部の上昇圧力と通気量を測定することでダルシー則に基づき透気係数を決定した。供試体に側圧をかけると崩壊する恐れがあるため、側壁の不透気には高粘度エポキシ系接着剤を用いた。廃棄物試料の場合、不均一性が大きいから、透気試験と透水試験において同一の試料を用いて試験を実施することが望ましいことから、透気試験を実施したアクリルカラムをそのまま用いて飽和作業を行い、定水位透水試験 (JIS A 1218) を実施して透水係数を求めた。

2) 不飽和透水試験

4種類の不攪乱試料を直径 50 mm×高さ 51 mm に整形して図 3.1.7-8 に示す不飽和透水試験装置を用いて不飽和透水係数の測定を行った。マリOTT管とドリップポイントの高さを変化させて、供試体の上端と下端のサクシオン圧を変えながら、供試体内部のサクシオンをテンシオメーターを用いて測定し、ドリップポイントから排水される量を通水量を測定することで不飽和透水係数を求めた。

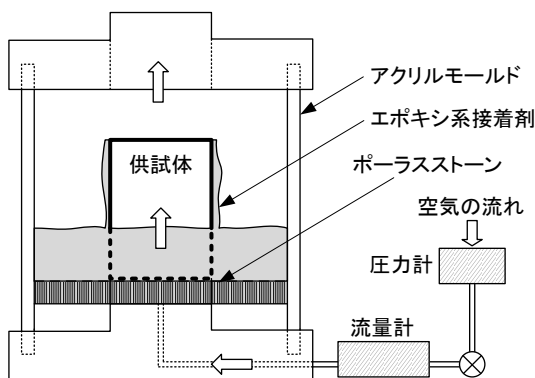


図 3.1.7-7 透気試験装置概要

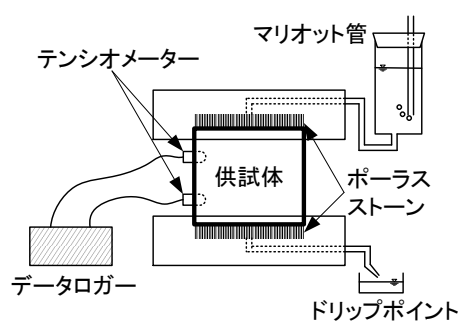


図 3.1.7-8 不飽和透水試験器

3) 保水性試験

不飽和透水試験で用いた供試体をそのまま使用して保水性試験 (JGS 0151) を実施した。JGS 0151 に準拠し、対象とする土中水のサクシオンに応じて、吸引法 (水頭法)、遠心法を実施した。吸引法ではサクシオンを 5 段階、遠心法では 4 段階として試験を実施した。

4) 比表面積試験

未攪乱試料をさらに切断して供試体を作製した。試験装置は Quantachrome 社製の NOVA-200e を用い、窒素ガスによる BET 多点法で比表面積を求めた。前処理は、真空加熱 (110°C で 6 時間以上) を行った。

c) 試験結果と考察

7) 物理試験

物理試験結果の一覧を表 3.1.7-4 に示す。

表 3.1.7-4 物理試験結果の一覧

試料名称				コア1廃棄物上	コア1中間覆土	コア1廃棄物下	コア2廃棄物
一般物理特性	土粒子密度	ρ_s	Mg/m ³	2.710	2.859	2.549	2.557
	自然含水比	wt	%	10.6	12.9	20.9	20.9
	湿潤密度	ρ_t	Mg/m ³	1.304	1.807	1.400	1.398
	乾燥密度	ρ_d	Mg/m ³	1.179	1.600	1.158	1.157
	間隙比	e	—	1.297	0.786	1.201	1.211
	間隙率	n	%	56.5	44.0	54.6	54.8
	飽和度	Sw	%	22.1	46.9	44.3	44.1
粒度分布	礫分	2~75 mm	%	28	20	49	53
	砂分	0.075~2 mm	%	58	75	39	36
	シルト分	0.005~0.075 mm	%	10	3	8	7
	粘土分	0.005 mm 未満	%	4	2	4	4
	最大粒径	D _{max}	mm	9.50	9.50	9.50	9.50
	均等係数	U _c	—	47.4	5.65	59.1	53.5
	曲率係数	U _c '	—	5.76	1.82	3.31	2.43
	50%粒径	D ₅₀	mm	1.09	1.18	1.95	2.35
	20%粒径	D ₂₀	mm	0.229	0.530	0.301	0.319
分類	地盤材料の分類名			細粒分まじり礫質砂	細粒分まじり礫質砂	細粒分まじり砂質礫	細粒分まじり砂質礫
	分類記号			SG-F	SG-F	GS-F	GS-F

廃棄物層の土粒子密度は2.55~2.71 Mg/m³程度であり、一般的な土壌と変わりが無い結果となった。含水比はコア1廃棄物下とコア2廃棄物がやや大きく20%を超えていたが、コア1廃棄物上は約半分の10%程度あった。乾燥密度や間隙率等を見ても、コア1廃棄物下とコア2廃棄物は比較的似通った値となっていることがわかる。廃棄物自体は、コア1が調整した廃棄物であり、コア2は通常の埋立地から採取したものであるため、全く異なる種類の廃棄物であるが、比較的深部の廃棄物であるためか、物理性状は類似の結果となった。地盤材料も細粒分まじり砂質礫（GS-F）となっており、コア1廃棄物上とは異なる粒度分布であった。

1) 透水・透気試験結果

透水ならびに透気係数の試験結果を図3.1.7-9に示す。透水係数は水分飽和状態のため、飽和度Sw = 100%で実

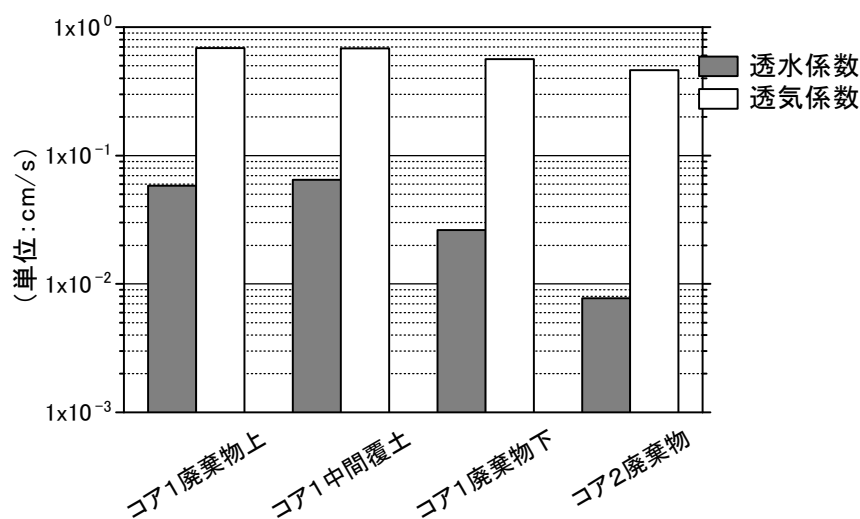


図 3.1.7-9 透水係数と透気係数の測定結果

施しているが、透気係数は自然含水比で実施しているため、試料毎に飽和度が異なっている。コア1 廃棄物上とコア1 中間覆土の透水係数 (k_w) ならびに透気係数 (k_a) はほぼ同じ値となり、 $k_w = 6.0 \times 10^{-2}$ cm/s 程度、 $k_a = 6.9 \times 10^{-1}$ cm/s という結果であった。コア1 廃棄物下はコア1 廃棄物上よりもやや小さく、コア2 廃棄物では $k_w = 7.7 \times 10^{-3}$ cm/s、 $k_a = 4.6 \times 10^{-1}$ cm/s であった。コア1 廃棄物下やコア1 中間覆土、コア2 廃棄物では $S_w = 45\%$ 前後であり、コア1 廃棄物上は $S_w = 22\%$ であることを考えると、透気係数の違いも説明できるが、その差は微小であり、飽和度による影響は小さい（もしくは、影響の小さい飽和度の領域で測定している）といえる。透水係数は、飽和状態の値であることから、廃棄物層自体のマトリックスを反映していると考えられ、10 m を超える深度からサンプリングしたコア2 廃棄物試料の透水係数が小さいことも説明付けられるが、粒度分布を考慮するとコア2 廃棄物は細粒分まじり砂質礫であり、透水係数がやや大きい分類に入るため、説明が食い違ってくる。さらに、完全乾燥状態（つまり、空気で飽和されている状態）の透気係数は、今回の測定結果よりも大きくなるのが容易に想像されるが、一般的に、透水係数の方が透気係数よりも大きな値になるため、今回の測定結果は真逆となっており、試験方法自体に改善が必要である可能性がある。一般的に、理論的な透水係数と透気係数の関係は、多孔質体マトリックス自体の透過度を表す固有透過度 K (intrinsic permeability) を用いて

$$k_w = \frac{K\rho_w g}{\mu_w}, \quad k_a = \frac{K\rho_a g}{\mu_a}$$

によって説明できる。水と空気の密度、水と空気の粘性係数の違いより k_w は k_a の約 17.3 倍の値となる。

ウ) 不飽和透水試験結果

不飽和透水試験の結果を図

3.1.7-10 に示す。横軸には、テンシオメーターで測定した供試体内の間隙水圧（サクション）を示している。サクションの増加に伴って不飽和透水係数が減少していることが確認できる。これは、サクションの増加に伴って含水率が低下し、水分浸透の有効断面積が減少していくことに起因していると考えられる。特に、コア2 廃棄物の不飽和透水係数の減少が大きく、

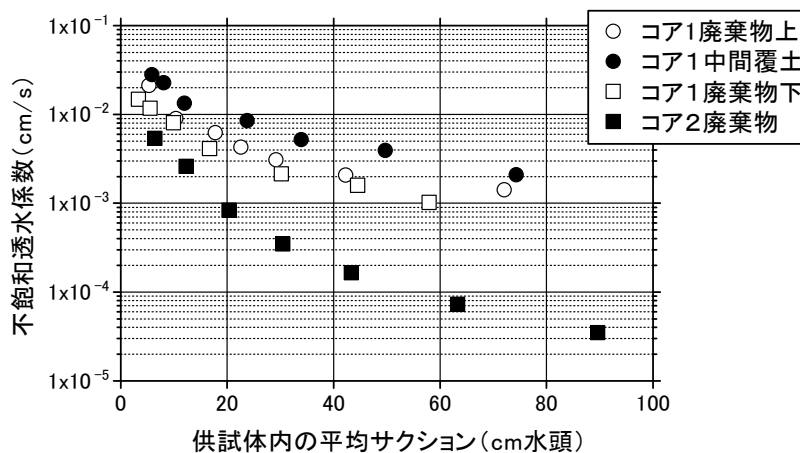


図 3.1.7-10 不飽和透水試験結果

サクションが 60 cm 水頭を超えると不飽和透水係数が 10^{-4} cm/s よりも小さくなっている。これは、コア1 のいずれの試料よりも約 1 オーダー程度低い結果となっており、通常の埋立環境である不飽和条件下での水の流れが遅くなり、洗い出し効果等に影響するものと考えられる。

エ) 保水性試験結果

保水性試験結果を図 3.1.7-11 に示す。横軸は水飽和度、縦軸はサクション（毛管圧力水頭）を示している。本曲線は水分保持曲線もしくは S-P 曲線と呼ばれるものである。図中には実験値を白丸で、van Genuchten 式（以下、VG とする。）、ならびに Brooks and Corey 式（以下、BC とする。）によるフィッテ

イング結果をそれぞれ実線、破線で示した。VG モデルならびに BC モデルは以下の式で表される。

$$\text{VG モデル: } h_c = \frac{1}{\alpha} (Se^{-1/m} - 1)^{1/n}, \quad \text{BC モデル: } h_c = h_d Se^{-1/\lambda}$$

ここに、 h_c はサクション（毛管圧力水頭）、 α 、 n はフィッティングパラメーターであり α は $1/L$ の次元を有する。 m は $1-1/n$ によって表現されるパラメーターである。 h_d ならびに λ もフィッティングパラメーターであり、 h_d は L の次元を有する。水飽和状態の多孔質体に空気を注入する際に使われる空気侵入圧という用語は、この h_d を意味している。また、 Se は有効飽和度であり、 $Se = \frac{S_w - S_r}{1 - S_r}$ によって表現される。ここで、 S_w は水飽和度、 S_r は残留水飽和度を表している。まず、VG モデルについて、 S_r 、 α 、 n を未知数として最小二乗法でフィッティングを行い、次いで、 S_r を既知数として BC モデルの h_d 、 λ を未知数として計算した。計算結果を表 3.1.7-5 に示す。

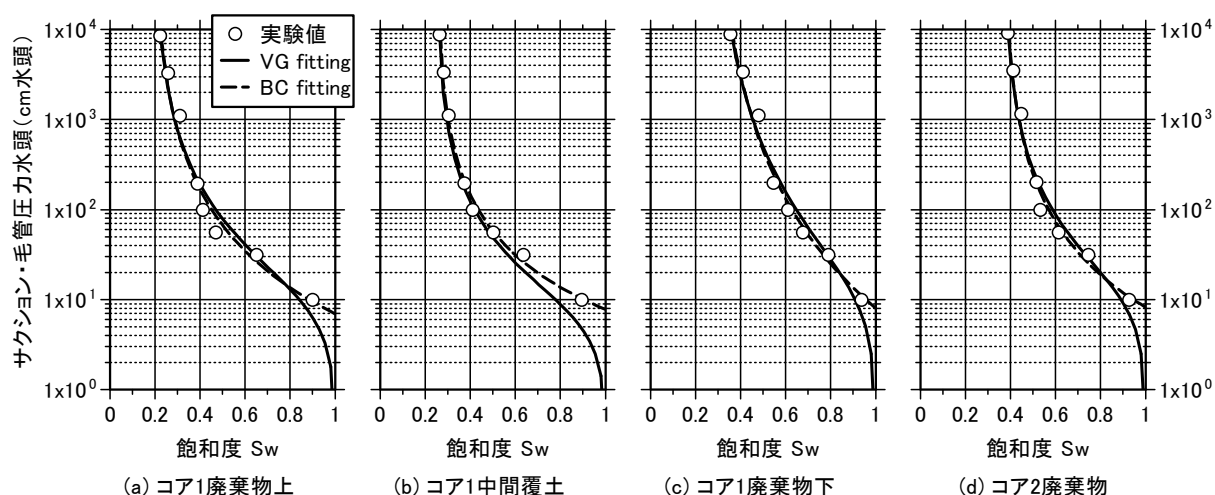


図 3.1.7-11 保水性試験結果

表 3.1.7-5 フィッティングパラメーターの一覧

モデル	パラメーター	コア1廃棄物上	コア1中間覆土	コア1廃棄物下	コア2廃棄物
共通	S_r	0.186	0.248	0.257	0.364
VG モデル	α	0.101 m ⁻¹	0.137 m ⁻¹	0.081 m ⁻¹	0.084 m ⁻¹
	n	1.451	1.564	1.301	1.488
	m	0.311	0.361	0.231	0.328
BC モデル	h_d	6.956 m	7.775 m	8.051 m	8.190 m
	λ	0.420	0.545	0.276	0.452

VG モデルの α の次元が $1/L$ になっていることから、 α の逆数をとると、ほぼ BC モデルの h_d になるが、このフィッティング結果ではやや一致しない結果となった。いずれの廃棄物層、中間覆土層のフィッティングパラメーターをみても、際だって大きな隔たりはなく、ほぼ近い値となっている。残留飽和度 S_r の値については大きく異なっており、コア1廃棄物上の値がやや小さく、コア1中間覆土とコア1廃棄物下が 0.25 程度、コア2廃棄物は 0.364 という結果となった。コア2廃棄物の不飽和透水係数が小さく、残留飽和度も大きいことから、水の移動がしにくい廃棄物層といえる。

わ) 比表面積測定結果

比表面積測定結果について表 3.1.7-6 に示す。窒素吸着による BET 多点法での比表面積測定はマイクロポア $0.002 \mu\text{m}$ ～メソポア $0.050 \mu\text{m}$ の範囲であり、メソポアよりも大きなマクロポア領域については測定できないことから、微細細孔径の比表面積を測定していることになる。よって、この比表面積は廃

棄物マトリックスの全体の比表面積ではないことに注意が必要である。

表 3.1.7-6 窒素吸着 BET 多点法による比表面積測定結果

資料名称	コア 1 廃棄物上	コア 1 中間覆土	コア 1 廃棄物下	コア 2 廃棄物
比表面積 (m ² /g)	7.806	10.237	17.737	9.379

コア 1 廃棄物上とコア 1 廃棄物下は、人工的に調整した実験用廃棄物であることから、本来であれば同じ比表面積となるはずであるが、コア 1 廃棄物下の比表面積はコア 1 廃棄物上の比表面積の約 2 倍の値となっている。この要因として、比表面積測定用のサンプル量が 2~3 g 程度と小さく、廃棄物の不均一性が現れた可能性もある。粒度が比較的大きい廃棄物層であったことも、不均一性を助長したと考えられる。しかしながら、透水係数や粒度区分等、廃棄物上と廃棄物下の組成は異なっており、長期にわたる溶脱や析出によって組成自体が変性した可能性も否定できない。コア 1 廃棄物下を除外すれば、比表面積の値は 10 m²/g 程度であり、一般的な土壌等と同様の値となった。

d) まとめ

テストセルに埋め立てられた調整廃棄物試料、中間覆土層、ならびに実処分場においてサンプリングした廃棄物層を対象に、物理的一般特性として密度や粒度、透水係数、透気係数、不飽和透水係数、保水性を測定した。深部にいくにしたがって、含水比が高くなっており、実廃棄物試料では保水性試験における残留水飽和度の値が大きい結果となった。焼却灰ならびに破碎残渣主体埋立層の安定化では、洗い出し効果が重要な要因となるが、そのためには間隙水が動かなければならない。その観点からすると、残留水飽和度が小さく、不飽和透水係数が大きな廃棄物の方が有利となる。テストセルの廃棄物試料と比較して、実処分場の廃棄物試料で洗い出しが遅いことは、これらの物性試験結果からも推測可能であった。

3.1.8 安定化遅延機構の検討

(1) 生物化学的メタン生成ポテンシャルから判断される安定化遅延要因

(a)目的

廃棄物最終処分場の維持管理期間を予測するには、埋立廃棄物の安定化の進行度を評価し、安定化が終了するまでの残存期間を推定することが必要である。安定化の過程において、埋立層内における微生物反応が化学反応、物理的反応、および物質移動などに重要な役割を果たしていることは広く知られている。特に、有機物および無機物の生物学的変換にともなう埋立物の変成、物質移動性に与える影響、ならびに埋立層内の雰囲気を与える影響などが、生物反応の重要性として挙げられる。そのため、生物反応の活性、ならびに生物変換を受ける固形物成分を対象として安定化の評価を行うことで、安定化メカニズムの詳細な解明と、安定化に要する期間の推定が可能になると期待される。特に、埋立地の安全性および跡地利用を考える上で、埋立地廃棄物の分解活性の低下と、それに伴うガス発生量の減衰を評価することはきわめて重要な意義を有する。

本章では、生物学的な物質変換のエンドポイントであるガス発生挙動を対象として、中間処理残渣の埋立物のガス発生ポテンシャルを評価するとともに、安定化の進行状況について考察した。

(b)方法

(ア)測定対象試料

ガス発生ポテンシャルを評価する試料としては、廃棄物処分場（旧処分場含む）において、廃棄物層を掘削した試料を対象とした。(a)中間処理残渣（焼却灰、不燃物等）が埋め立てられた A 処分場で掘削採取された不燃物主体試料(Y-uncom)、焼却灰試料(Y-ash)、両者の混合された状態の試料(Y-mix)。(b)中間処理残渣（焼却灰、不燃物等）が埋め立てられた A 処分場で掘削採取された試料。(c)不燃残渣の埋立地として供用されてきた旧処分場 K（平成 3 年～供用中）における掘削試料として、土壌様の細粒分を主体とする試料（K-S）ならびに廃建材様の木くずを含む試料(K-W)。(d)木くず、汚泥、金属くず、鋳さい等が混合して埋め立てられた産業廃棄物処分場 S で得られた試料(S-1109)。(e)燃えがら、汚泥、木くず、建設廃材等が混合して埋め立てられた産業廃棄物処分場 O で得られた試料(汚泥混じり土壌様)。

(イ)固形物三成分の評価

白磁皿に一定量の試料をはかり取り、110℃で4時間乾燥し、デシケーターで放冷した後、質量を測定し、水分率を求めた。また、白磁皿に一定量の試料をはかり取り、800℃で2時間燃焼させ、デシケーターで放冷した後、質量を測定し、灰分率を求めた。可燃分率は固形物全体量から水分率および灰分率を差し引いて算出した。

(ウ)元素組成の評価

乾燥、破碎した測定試料を元素分析計 vario(エレメンタル社製)を用いて、アセトアニリドを標準試薬として試料中の元素組成を得た。

(エ)固形廃棄物の酸素消費に伴う生物分解可能な有機物量の評価

圧力式 BOD センサーシステム(アクタック)を用いて行った。500 ml 容褐色ビンに、あらかじめ酸素飽和状態にした無機塩培地を 225 ml 分注入した上で、ミキサーで粉碎し粒径 1 mm 以下のものを選別した測定試料を適量添加した。植種に際しては活性汚泥 25 ml を採取し、8000×g、10 分間遠心分離した上で上澄液を捨て、滅菌水 25 ml を加える洗浄操作を 2 回繰り返し行い、最終的に MLSS 濃度で 20 mg/L

となるよう調整して添加した。さらに、硝化阻害剤として、N-アシルチオ尿素を 10 ml/L 加え、20 °C で培養を開始した。褐色ビン内には、二酸化炭素の吸収剤として 45 % 水酸化カリウムを気相部で保持し、培養期間中における有機物の生物分解に伴って生成される二酸化炭素が吸収されることで生じる圧力の変化を付属の圧力センサーで感知することで酸素消費量を測定した。培養に際しては無植種コントロールおよび試料を加えないブランク試験を用意し、同時に実験を行った。

(b) 嫌気条件下における固形廃棄物の安定度評価

500 ml 容セパラブルフラスコにイオン交換水 250 ml を入れ、121 °C、20 分のオートクレーブで滅菌した上で測定対象試料 10 g を加え、植種菌を加えた。植種菌としては生活排水で培養した嫌気消化汚泥を用いた。50 ml 遠沈管に必要量を取り、3500×g で 5 分間遠心分離した上で上澄液を捨て、最終的に MLSS 濃度で 60 g/L になるよう滅菌水で調整した上で添加した。ガス採集用ステンレス管を 2 本刺したシリコン栓で密栓し、窒素ガスで置換した上で 37 °C で培養を行った。発生したガスはガス採集管からガスバッグに採取し分析に供した。発生ガス中メタンおよび二酸化炭素濃度の測定には、水素炎イオン化検出器およびメタナイザーの付随した GC を用いて行った。有機物の嫌気性分解による分解性有機物量については、以下の Buswell のメタン発酵の理論式を用いてメタンと二酸化炭素の発生量から、嫌氣的に分解された有機物量を求め、試料の分解性有機物量中に占める割合から理論的分解率を求めた。

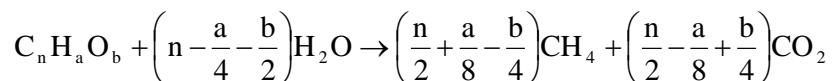


表 3.1.8-1 処分場掘削試料の三成分および元素組成

	水分	可燃分	灰分	C(%)	H(%)	N(%)	S(%)	O(%)
Y-mix	20%	14%	66%	10.4	1.83	0.28	0.38	29
Y-ash	17%	9.7%	74%	6.93	1.23	0.20	0.34	23
Y-uncom	11%	16%	73%	12.7	1.58	0.35	0.20	43
S-1109	43%	9.9%	47%	8.37	1.45	0.24	1.86	5.0
A1-3	33%	5.2%	62%	3.3	0.96	0.06	0.10	4.2
K-S	21%	5.5%	74%	1.3	0.87	0.07	-	48
K-W	18%	5.1%	77%	1.2	0.88	0.07	0.012	49
O1-3	69%	16%	14%	30.5	5.0	2.6	-	25

(c) 結果

試料の三成分および元素組成の一覧を表 3.1.8-1 に示す。また、嫌氣的ガス発生挙動の一例を図 3.1.8-1 に示す。得られた物理化学性状および分解挙動から算出された分解性有機物含有量、嫌氣的ガス化可能量、およびガス化速度定数を図

3.1.8-2 に示す。

生物分解性有機物の含有量は、混合ごみの埋め立てられた S 処分場 (S-1109) で最も高かったが、それでも 1.2% 程度であり、総じて生物分解性有機物の含有量は少ないことが示唆された。同処分場については、埋立から 30 年程度が経過しており、ある程度安定化が進行した後であることが推測される。

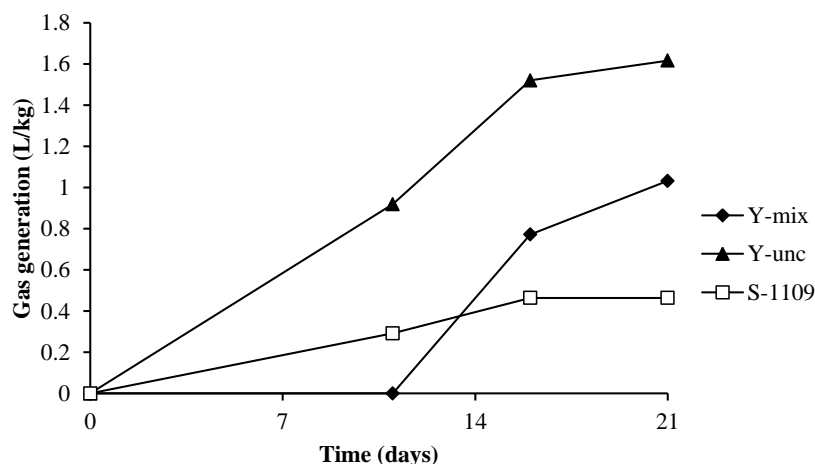


図 3.1.8-1 嫌氣的ガス発生挙動の一例

一方、Y 処分場の試料はさらに低く、焼却灰主体の試料(Y-ash)では 0.80 mg/g(0.08%)とほとんど生物分解性成分は含まれていないことが示された。同様に不燃物・焼却灰主体の A 処分場試料(A1-3)についても、0.98 mg/g と生分解性成分がきわめて少ないことが示された。

不燃残渣主体の K 処分場については、10 mg/g 前後の生分解性有機物含有量が検出された。同試料は埋め立て後 20 年程度経過しているが、分解性有機物が依然として残存していることが示された。なお、汚泥様の O 処分場試料は 113 mg/g(11.3%)と多量の生分解性有機物の含有が確認された。

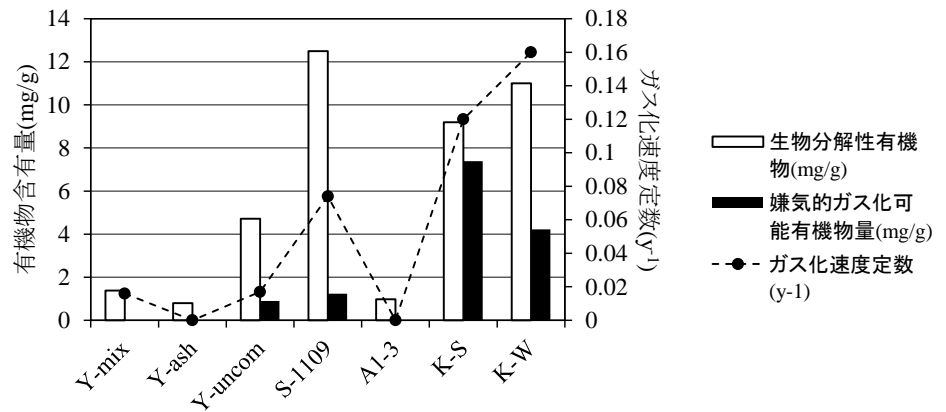


図 3.1.8-2 生物学的分解試験より得られた試料パラメータ

嫌氣的ガス化可能有機物量については、Y 処分場の不燃物・焼却灰混合試料(Y-mix)および焼却灰試料(Y-ash)、ならびに A 処分場試料(A1-3)ではほとんど検出されなかった。不燃物主体試料(Y-uncom)および S 処分場試料は、それぞれ 20%および 16%が嫌氣的ガス化可能な成分であることが示された。一方、K 処分場で採取された K-S および K-W 試料は生分解性有機物量の 80%および 38%がガス化可能な成分であることが示された。埋め立て後、長期間が経過している同試料中には、緩やかにガス化可能な成分が主要な成分として残存していることが推測された。

ガス化が一次反応に従うと仮定した場合の速度定数は K 処分場試料では 10^{-1} (y⁻¹)オーダーであったが、その他の試料ではさらに 1 オーダー低いことが示された。

以上のことから、焼却灰を含む中間処理残渣を中心に埋め立てられた処分場では、そもそも埋立有機物量が少なく、ガス発生ポテンシャルは低いと考えられるが、残存する生物分解性有機物のガス化速度はきわめて遅いことが明らかにされた。一方で、焼却灰を含有しない K 処分場試料では反応速度はやや高めであった。なお、K-S および K-W 試料に、Y-ash 試料を乾重量比で 10%添加させたうえで同様の試験を行った結果、嫌氣的なガス発生は確認されなかった。以上の結果からも、嫌氣的ガス化反応に対する焼却灰由来成分による阻害的影響が示唆された。

(d) 結論

廃棄物最終処分場の掘削試料を対象とした、生物分解性有機物含有量およびガス化試験を行い、試料の生物化学特性から安定化進行度を評価した。中間処理残渣主体の処分場では、そもそも埋め立てられた有機物量が少なく、ガス化ポテンシャルは総じて低いものの、残存する有機物成分のガス化速度は遅く、焼却灰由来成分の影響による反応遅延が示唆された。

(2) 数値計算による層内の不均質性が安定化の偏りに及ぼす影響の評価

(a) 目的

焼却灰のような中間処理残渣を埋め立てた場合、乾湿の繰り返しや反応生成物の発生によって埋め立

てられた焼却灰が固結化することが観察されている。焼却灰の固結化は、焼却履歴の違いによって生じる可能性があり、その履歴によって固結化の度合いが変化するとされており、C-S-H 相水和反応生成物の生成核であるベーライトやエトリンガイト、フリーデル氏塩の生成核である C₃A、Mayenite などの水硬性鉱物の生成度合いによって固結化度が異なるとされている（今井ら、2006）。焼却灰の固結化が焼却履歴や埋め立てられるまでの水和履歴で変化するとすれば、固結化は均一に発生せず、埋立側の意図とは関係なく不均一に固結化することになる。焼却灰が不均一に固結化すれば、透水係数が減少し、保有水の流れに偏りが生じ、固結化した領域の下部の洗い出し等が遅延する可能性があり、結果的に、埋立地の安定化が遅れることも想定される。また、浸出液水質が、一見、安定化したように見えていても、固結化した領域にクラックが入ると、新たな水みちが作られて浸出液の濃度が再上昇することも考えられる。

本研究では、固結化した埋立焼却灰を模擬し、降雨浸透（涵養）によって保有水がどのように移動し、処分場内の汚濁物質がどのように洗い出されるかについて数値計算を用いて評価した。また、埋立地内の水分移動は不飽和浸透として評価される場合が多い。不飽和浸透では、間隙水の圧力と飽和度（もしくは体積含水率）との関係を表現した S-P 曲線という構成則が用いられる。非線形構成式を表現するモデルとして、van Genuchten（1980）によって提案された構成式（以下、VG モデルとする。）と、Brooks and Corey（1964）による構成式（以下、BC モデルとする。）の比較も行った。

(b) 方法

7) 数値解析

数値解析には COMSOL ver. 4.3 を用いた。不飽和浸透にはリチャーズ方程式を用い、物質移動には移流分散方程式を用いた。物質移動では、溶出や吸着、減衰効果は無視した。

1) 解析断面とパラメーター

埋立焼却灰の固結化を模擬した二次元解析断面図を図 3.1.8-3 に示す。幅 10.0 m × 高さ 5.0 m の廃棄物層を解析領域とし、地表面から 1.5 m の深さから厚さ 0.5 m の焼却灰固結層が生成された断面を想定した。焼却灰固結層には幅 0.01 m のクラックが生じていることを表現した。底部境界に水位が存在することを想定して圧力水頭 0 cmAq をディリクレ条件として与え、左右の境界は不透水境界、上部は、一定降雨浸透フラックスとして 1 mm/day をノイマン境界として与えた。初期条件は、負圧位置水頭とした。移流分散解析の境界条件は、左右と上部境界はゼロフラックス境界、下部は流出境界として取り扱った。初期条件は、解析断面全域に初期濃度 1.0 を与え、湧出吸込項と減衰項はともにゼロとして計算した。したがって、初期濃度 1.0 に対して、降雨浸透によって下部境界へと流出する希釈現象を表現した。解

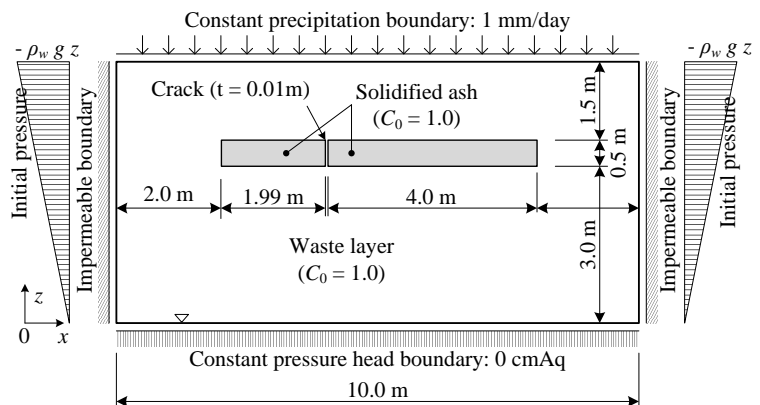


図 3.1.8-3 二次元解析断面図

表 3.1.8-2 解析に用いたパラメーター

パラメーター	記号	単位	廃棄物層	焼却灰固結層
固有等過度	K_{im}	m ²	1.0×10^{-13}	1.0×10^{-17}
間隙率	θ	—	0.40	0.20
残留体積含水率	θ_r	—	0.10	0.05
縦分散長	α_L	m	0.50	0.025
横分散長	α_T	m	0.05	0.0025
分子拡散係数	D_0	m ² /s	1.0×10^{-9}	1.0×10^{-9}
VG モデル	α	1/m	1.0	0.01
VG モデル	n	—	2.0	3.0
BC モデル	h_d	1/m	1.11	0.0111

析に用いたパラメーター群を表 3.1.8-2 に示す。

カ) VG モデルと BC モデル

VG モデルのパラメーターは式 3.1.8-1 に示される通り 2 つあり、VG_α については、廃棄物層の毛管上昇高さ 1 m を想定して VG_α を 1.0 とした。式中の Se は有効飽和度を、hc は毛管圧力水頭を示している。VG_n については、数値発散を避ける観点から 2.0 を与えた。BC モデルは式 3.1.8-2 に示される方程式を用いた。VG_α と BC_hd には $VG_α = 0.90(BC_hd)^{-1}$ の関係 (Kamon et al., 2001) があることから、VG_α から算出し、BC_hd を固定した状態で、フィッティングによって BC_λ を決定した。

$$\text{VG モデル: } Se = \frac{1}{[1 + |\alpha \cdot hc|^n]^{(1-1/n)}} \quad (3.1.8-1), \quad \text{BC モデル: } Se = \frac{1}{|hd \cdot hc|^\lambda} \quad (3.1.8-2)$$

(c) 結果

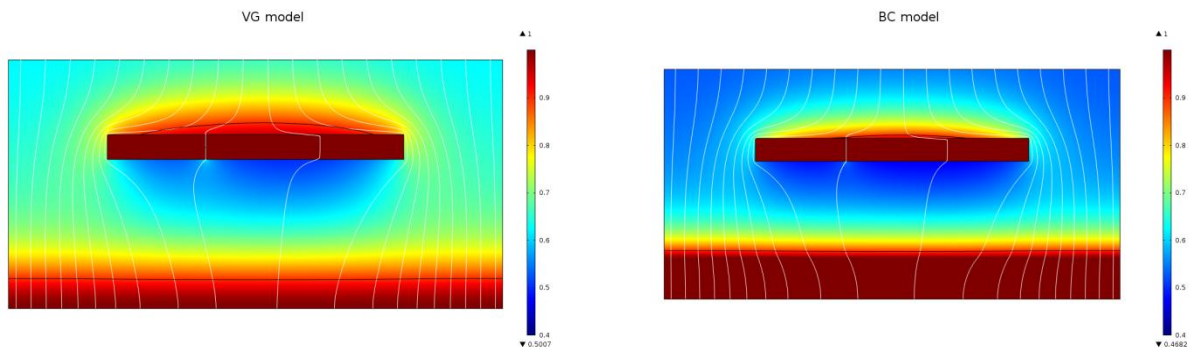


図 3.1.8-4 飽和度分布の計算結果 (左 : VG モデル、右 : BC モデル)

不飽和浸透計算の結果として水飽和度分布 (20 年後) を図 3.1.8-4 に示す。BC モデルに比較して VG モデルの方が全体的に飽和度の値が高くなっていることが確認できる。これは、VG モデル自体が数値解析における数値発散を抑制することを想定しており、飽和度が 1 に近い領域で実現象とは異なる構成則を用いていることが原因である。数値計算を収束させるためには VG モデルの方が優れているが、実

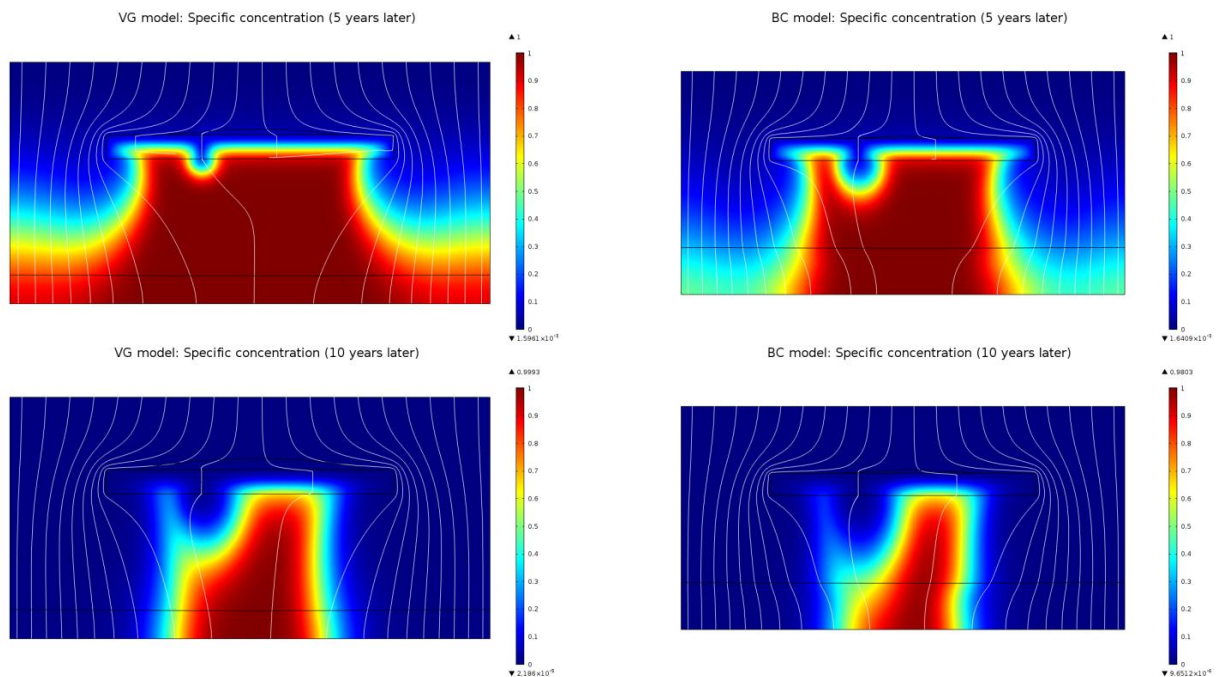


図 3.1.8-5 比濃度分布の計算結果 (左 : VG モデル、右 : BC モデル、上段 : 5 年経過後、下段 : 10 年経過後)

際の飽和度分布に近い計算結果が得られるのはBCモデルと推察しており、特に、廃棄物層等の不均一性が激しい材料を解析対象とする場合はBCモデルの方が良いと考えられる。図中の黒線は飽和度0.90の線であり、ほぼ飽和とみなされる飽和度のラインとして描いた。焼却灰固結層上部に宙水が発生していることが確認でき、幅1cmのクラックがあったとしても宙水は発生するものと考えられる。

図3.1.8-5に濃度分布の計算結果(5年後と10年後)を示す。初期濃度1.0としているので、図中の濃度は初期濃度に対する比濃度として表現していることになる。希釈のみを解析したため濃度の低下が早い、実際は、固相から液相への溶出があることから、このように迅速に洗い出される可能性は低い。先述の飽和度分布ではあまり表現されていなかったクラックの影響が大きく出ていることが確認される。焼却灰固結層の下部の洗い出しについては、VGモデル、BCモデルも同様の傾向が表現されているが、全体として、VGモデルに比較して、BCモデルの洗い出しが早いことが確認でき、解析手法によって安定化傾向が異なることがわかる。

(d) 結論

不飽和領域を解析する場合、数値解析における構成則の選び方によって、飽和度分布、濃度分布ともに結果が異なることが確認され、現象論に即した解析手法を選定する必要性が明らかとなった。焼却灰固結層の上部には宙水が発生する可能性が高く、その下部では洗い出しが遅延する可能性が示唆された。

参考文献

今井敏夫, 朝倉 宏, 遠藤和人, 井上雄三 (2006) 埋立処分された都市ごみ焼却主灰の固化メカニズム, 第17回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp. 971-973.

Van Genuchten, M. Th. (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 44, pp. 892-898.

Brooks, R. H. and Corey, A. T. (1964) Hydraulic properties of porous media, in Hydrology Paper no.3, Colorado State University, Fort Collins, pp. 1-27.

Kamon, M., Endo, K., and Katsumi, T. (2001) Influence of dense non-aqueous phase liquids properties and geotechnical condition on the migration processes in sandy media, Annuals of Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University, No. 44 B-2, pp. 171-184.

3.1.9 まとめ

本節では、中間処理残渣主体の埋立地における廃棄物の安定化を、実処分場の調査、テストセルとの比較から検討し、さらに中間処理残渣固有の安定化阻害要因について検討した。

1)実埋立地の埋立状況と廃棄物の安定化の把握

焼却残渣と破砕残渣が主に埋め立てられる A 処分場で、物理探査、ボーリングによる試料採取と試料の分析、表面掘削による試料採取と物性把握を行った。比抵抗探査によって当該処分場内部の最終覆土層、廃棄物層、底部遮水工といった内部構造を可視化し、EM 探査によって求めた処分場表面の伝導率分布は、比抵抗探査と調和的であったことから、比抵抗探査、EM 探査が処分場の非破壊安定化モニタリング手法として有効である可能性が示された。

STREX 工法を用いたボーリングにより、迅速に所定深度でのボーリングコア採取を達成したが、ボーリングコアの状況から、最終覆土が厚く密実に転圧されており、廃棄物層への雨水の浸透は極めて困難な様相を呈していた他、焼却灰層には固結も確認された。また、表面掘削より得られた試料の観察結果からも、焼却灰の固結が確認された。

採取した廃棄物試料は、焼却灰主体、不燃残渣主体、およびそれらの混合部、の3種に大別され、焼却灰主体部においてのみ固結が確認された。ボーリングコアの EC は、焼却灰主体部位で高く、以前、高い溶出ポテンシャルを有していることが伺われた。掘削試料の溶出試験から、不燃残渣主体部位に比べ焼却灰の混入している部位で pH、EC、塩化物イオン等の塩類や TOC の溶出が増加することが確認された。

2)テストセルの埋立物の安定化状況の把握

2005 年に A 処分場内に設置されたテストセルは、実埋立地と埋立時期、埋立廃棄物がほぼ同じであるが、浸出水濃度が排水基準を下回る程度にまで低下していることから、その原因を明らかにすることを目的に、ボーリングによる試料採取と分析、比抵抗トモグラフィによる内部の状況把握を行った

掘削したテストセルは覆土に溶融スラグが用いられており、雨水は速やかに浸透していると推察された。廃棄物層は焼却灰と不燃残渣が混合されて低密度で充填されており、ボーリング時にコア内に試料を確保することが難しいほど緩い状態であった。

ボーリングコア試料の pH は 9 以下で、強アルカリ性を示していた初期値と比較して中性化が進行していた。溶出試験から、EC は初期値と比較して約 60~80% 以上も低下しており、特に移動性が高い Cl⁻ 濃度については初期値から 95% 以上も低下していることが確認され、洗い出しの進行は顕著であった。比抵抗トモグラフィにより、過去の結果と比較を行ったところ、比抵抗値も大きく上昇していた。

以上の結果から、テストセル内の廃棄物は安定化が十分に進行していることが明らかとなり、廃棄物を十分に混合し埋め立てるとともに、透水性の高い覆土を用いることにより、埋め立て廃棄物の早期安定化が実現できる可能性が示された。

3)実埋立地とテストセルの比較による中間処理残渣の早期安定化に望ましい埋立工法の評価

実埋立地とテストセルのそれぞれで採用されている異なる埋立工法が埋立廃棄物の安定化に及ぼす影響を議論するためには、まず埋立物が同じものであることを確認する必要がある。埋立年代は同じであり、同じ処分場であるため、搬入物としては同じである。ただし、実埋立物は不均質に埋め立てら

れており、場所毎に組成がかなり違う可能性があったからである。そのため、それぞれボーリングにより採取したコアの含有量を比較した。実埋立地から採取した試料はばらつきが大きかったことから、特徴的な廃棄物の部位を取り出し分析し、平均値を算出した。テストセルは全コアからコンポジットを作成して分析した。結果、熱灼減量、固体 TOC、重金属含有量に大きな差はなく、実埋立物とテストセルは同種の廃棄物であると判断することができた。

次に、安定化の違いを評価するために溶出試験を実施した。元素によって特徴は異なったが、Na、K、Ca、Cu いずれもテストセルの廃棄物からの溶出率は実埋立物と比べて遙かに低かった。易溶性の元素は洗い出しが進み、Ca などは難溶性態へ変化したことが推察された。TOC や Cl の溶出濃度は、実埋立地の試料では、埋立前の焼却灰と同等の濃度も確認されたが、テストセルの試料は、廃止基準や欧州の Inert Waste Landfill の受け入れ基準に相当する濃度で極めて低く、安定化が進んでいた。すなわち、テストセルで採用された低密度埋立・高透水性確保という埋立工法は、塩類の濃度を早期に低下させ、また Ca 等については早期に難溶性へと変化させている可能性が示唆され、実埋立地のような高密度転圧、低透水性覆土といった工法よりも、中間処理残渣が早期に安定化できることが分かった。

テストセルの廃棄物と実処分場の廃棄物を対象に物理特性を比較した結果、テストセルの廃棄物に比較して、実処分場の廃棄物は不飽和透水係数が一桁小さく、洗い出しが遅れていることはこれらの物性試験結果からも推測可能であった。

4) 中間処理残渣の安定化遅延要因の検討

中間処理残渣を含む複数の試料を対象にガス発生ポテンシャル試験を実施し、生物分解性有機物量と分解の阻害要因について検討した。中間処理残渣中の生物分解性有機物の含有量は低く、焼却灰主体の試料では 0.8 mg/g とほとんど生物分解性成分が含まれていなかった。ガス化可能有機物量については、混合ごみ埋立物では、15-20% 程度がガス化可能成分であったが、中間処理主体埋立物（不燃物・焼却灰混合試料および焼却灰試料）ではほとんど検出されなかった。ガス化速度定数は、有機物量の多い混合ごみ埋立物では 0.22 (年⁻¹) となったが、中間処理残渣埋立物では 1 オーダー低い定数が示された。以上から、中間処理残渣埋立地では、そもそも生物分解性有機物量自体が少なく、ガス発生ポテンシャルも低いと考えられるが、残存する生物分解性有機物のガス化速度もきわめて遅いことが明らかにされた。

一方、焼却灰等の固結などにより層内に低透水性層が形成された場合の浸出水の片寄り流れと、それが洗い出しの遅延に与える影響を数値計算により検討した。固結化した焼却灰層の存在を模擬した数値計算から、固結層が存在すると、その上部には宙水が発生することが計算された。また、固結層に幅 1 cm 程度のクラックがあったとしても、宙水の形成に与える影響は小さかった。宙水の発生に対するクラックの影響は小さいものの、廃棄物層からの汚濁成分の洗い出しに及ぼす影響は大きく、クラック下部は選択的に洗い出される様子が計算された。ただし、固結層の下部領域は、通常の埋立廃棄物層に比較すると洗い出しが著しく遅延したことから、層内の均質な安定化には、固結化は回避されるべきである。

3.2 中間処理残渣の早期安定化に関する検討

3.2.1 目的

代表的な中間処理残渣である焼却灰であっても数%の有機物を含み、埋立初期には数100～数1000ppmのTOCが発生する。同時に易溶出性の塩類の洗い出しが起こり、pHも高い状態となることから、僅かに存在する有機物の安定化は速やかには進行しない。したがって、たとえ中間処理残渣の埋立であっても、こうした有機物の分解や溶出性成分の洗い出し等を促進し、安定化を早めることが維持管理の長期化を回避するために必要である。

1.2節で述べたとおり、これまでに中間処理残渣埋立地で確認されていることは、焼却灰が固結して低透水性・低透気性層を形成すること、焼却灰のpHが低下せず、微生物活動が阻害されて有機物の分解が進まないこと、固結した低透水性層が水みち流れを引き起こし、それらが時間的に変化することで、安定化や洗い出しの遅れている層からの新たな溶出が起こり、一旦低下したように見えた浸出水の濃度が再度上昇すること、焼却灰の中性化や炭酸塩形成が阻害され、重金属の溶出が起こりやすい条件が長期にわたって続いてしまうこと等である。

実際に、3.1節で示したとおり、実埋立地では焼却灰の固結が確認され、また、覆土や廃棄物層の過度な転圧によって通水性・通気性が低いために、水分侵入が阻害され、洗い出しや有機物の安定化が遅れていた。一方、比較対照としたテストセルでは、埋立前に中間処理残渣（焼却灰、破碎残渣等）を混合し、低密度で埋立を行った結果、十分な通水性・通気性が確保され、有機物の溶出、塩類溶出は7年程度という極めて短い期間で大幅に低減していた。

すなわち、中間処理残渣の埋立地では、焼却灰等の固結を抑制すること、廃棄物層の通水性・通気性を高めて、降雨水の洗い出しを進め、大気への侵入を促すことが有効である可能性は大いにある。そこで、本節では、まず、焼却灰の固結について、それが安定化に及ぼす影響について検討し、固結のメカニズムおよび固結回避手段について検討した。次に、廃棄物層の通気性・通水性を高めるために、異なる廃棄物を混合することを試み、廃棄物の混合が安定化に寄与しうるのか検討した。

一方、全く逆の考え方として、中間処理残渣の安定化に関しては、有機物の少ないことに着眼すれば、完全な封じ込めという可能性もあり得る。上記した埋立地内での焼却灰の固結化は自然に生起する制御不可能な固結化であるため、部分的な片寄り流れ等を引き起こし、結果的に不規則な放出に繋がる。しかし、有機物が少なく、主要な管理対象が易溶性塩類や重金属の放出であるならば、信頼できる超長期的な封じ込めにより、放出フラックスを小さくできれば、環境へのインパクトは小さくできる。そこで、まず、焼却残渣を対象とした安定化の概念に関して、欧米を中心に既往の研究を調査し、整理した。その上で、易溶性塩類に対しても確実な放出抑制効果を有すると考えられる焼却残渣のセメント固形化埋立について、その可能性について検討した。

3.2.2 焼却灰の固結化が安定化に与える影響

焼却灰主体の埋立処分場では、埋め立てた焼却灰が固結化し、掘削も困難な程に固い層が形成されていることが確認されている。例えば、花嶋(1988)は、焼却灰を充填した大型カラムの解体時に強固な固結層が形成されており、それが焼却灰中のセメント成分が長期養生される形で生成したものと推察している。

しかし、前記したような固結が焼却灰層に起これば、通水性、通気性の低下により、層内への大気の侵入は阻まれ、降雨水の浸透も亀裂や水みちといった埋立層の一部でのみしか起こらず、分解の遅延、偏った洗い出しが起こる。結果的に廃止ができない、あるいは廃止基準程度にまで浸出水濃度が減衰しても、何らかのイベントによって層内の状況に変化が与えられることで再度濃度上昇が起こるといったことが起こりうる。したがって、焼却灰埋立層の早期安定化のためには、可能な限り層内を一様に、かつ均質に安定化が起こるようにすることが肝要であり、そのためには焼却灰の固結についての十分な知見が必要である。

そこで、本研究では、①焼却灰の固結が安定化にどのような影響を与えるのか、②焼却灰の固結はいかなる機構によって引き起こされるのか、を明らかにすることを目的として設定した。

具体的には、まず、固結する焼却灰が存在することを確認するために、複数の焼却施設から焼却灰を採取し、固結現象の発現と、それによる透水係数の低下が起こりうるのかを確認した。また固結と焼却灰の特性の関係を明らかにするために、焼却灰の基礎特性を把握し、固結に関連する因子について検討した。次に、顕著に固結する灰と固結しない灰を対象に、長期・短期の透水試験を行い、固化と透水係数の低下がどのような時間スケールで起こるのかを検討した。また、固結が塩類洗い出しにどの程度影響を与えるのかを把握するために、カラム実験と13号溶出試験を行い、洗い出し特性を比較した。また、固結機構を検討するために、X線回折、熱重量分析を行い、鉱物組成の変化から固結機構の解明を試みた。その後、顕著に固結する灰に対しては、固結回避法を、固結しない灰については固結を生じさせる方法について検討した後、固結化が重金属の溶出に及ぼす影響についてカラム実験から検討した。

(1) 焼却灰固結による透水性の低下

本研究では、まず始めに、複数の焼却施設から焼却主灰を採取し、実際に固結化および透水性の低下が起こるか否かを確認した。使用した焼却灰の採取施設を表3.2.2-1に示す。

表 3.2.2-1 焼却灰試料を採取した施設

試料名	施設能力 (t/d)	処理対象物 ^{a)}	採取地点	状態	採取日
SH	900	C, R1	Ash conveyer	Dry	2008 ^{b)}
HA	600	C, R1, R2	Ash bunker	wet	2008 ^{b)}
ASA	280	C	Ash bunker	wet	2008 ^{b)}
KUC	44	C, R1, R2, R3	Ash bunker	wet	2008 ^{b)}
KI	180	C, R1, R2, R3	Ash bunker	wet	2011

a)C: 可燃ごみ, R1: 資源選別可燃残渣, R2: 粗大ごみ破碎選別可燃残渣, R3: し尿処理残渣

b)2008年採取の試料は、室温で密閉容器中に保管

SH, HA, ASA, KUC は2008年に採取され、約3年間ステンレス缶の中で保管されていたものである。SHのみが乾燥した状態で採取され、HA, ASA, KUC は焼却直後に冷却用の灰ピットに浸漬され、湿潤状態で採取されたものである。KIは2011年度に上記3試料と同様に浸漬後の湿潤状態のものを採取した。

a) 試料の基礎特性の把握

採取試料の基礎特性として粒度分布、比重、熱灼減量を測定し、次に元素分析を行った。元素分析は大まかな元素構成を把握するために蛍光 X 線分析装置(XRF)を用いて元素割合、酸化物割合を定量した。元素組成結果を表 3.2.2-2 に示す。主要な元素のみを表記した。

表 3.2.2-2 元素、化合物含有率

		SH1	SH2	SH3	HA1	HA2	HA3	ASA1	ASA2	ASA3	KUC1	KUC2	KUC3	KI1	KI2	KI3
		Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%	Wt%
元素	Ca	73.6	77.62	75.43	58.64	56.81	55.41	59.67	60.37	60.69	52.5	59.02	57.14	56.97	53.38	53.86
	Si	8.01	6.66	7.2	12.45	12.32	12.1	15.83	16.25	15.45	16.24	13.39	13.82	16.17	15.57	14.92
	Al	5.33	5.03	5.77	7.75	8.15	8.12	8.28	8.84	8.07	10.12	10.42	10.42	3.39	11.75	11.16
	Fe	3.87	2.5	3.74	6.17	6.63	7.13	5.77	6.08	6.54	7.16	6.09	5.74	8.42	6.19	7.29
化合物	CaO	65.74	70.45	68.13	49.14	47.23	46.04	48.82	49.02	49.86	42.86	48.95	47.18	48.64	43.81	44.68
	SiO ₂	13.51	11.40	12.24	19.73	19.33	18.93	24.68	25.29	24.22	24.96	20.99	21.59	25.74	24.02	23.11
	Al ₂ O ₃	8.10	7.75	8.85	11.19	11.66	11.44	11.82	12.63	11.58	14.28	14.98	14.93	14.87	16.71	15.86
	Fe ₂ O ₃	3.23	2.13	3.16	4.79	5.09	5.48	4.35	4.54	4.96	5.39	4.65	4.37	6.70	4.68	5.58

いずれの灰においても Ca、Si、Al、Fe が主要な元素であった。XRF による測定結果であるため相対値とみなすべきものであるが、固化の要因と考えられる Ca の含有率に関しては、SH が 73.6~77.62% と他の焼却灰に比べ高く、CaO も他の焼却灰に比べ高い。一方で SH はその他の元素、化合物に関しては他の焼却灰に比べ低い傾向にあった。

熱灼減量は表 3.2.2-3 に示すとおり、KUC の値が 10.4% と最も高く、未燃分を多く含んでいると考えられた。他は、ASA と KI が 5% 前後、SH と HA は 3% 以下で、未燃分が少ない。

表 3.2.2-3 熱灼減量

	熱灼減量
SH	2.2%
HA	3.5%
ASA	5.1%
KUC	10.4%
KI	6.3%

b) 固結の生起と透水性の確認

固結発生の有無と透水性の低下を確認するために、透水試験を行った。試験は、次の通り 2 段階に分けて行った。

1) 試験 1 : 灰種の違いによる固結と透水係数の変化の確認

まず、いずれの試料において固結化が生ずるかを確認するために 4 種の灰試料 (SH, HA, ASA, KUC) を用いて透水試験を実施した。試験には、定水位透水試験を採用した。試料は、各灰を 16mm 篩で篩分け、その通過分を使用した。湿潤状態で保管されていた試料に関しては、80°C で一日乾燥し、装置充填時に再度水を加えて浸潤状態として用いた。装置の試料充填部 (カラムと称する) に、湿潤状態にした試料を締め固めながら充填し、各灰毎に 1 検体を作成した。カラムの直径は 8.3cm であり、この円柱状のカラムに約 10cm の高さになるように充填した。透水試験は上向流で実施した。これは、焼却灰が水と接した際に水素ガスが発生するため、上向流とすることで発生したガスを上方に排出されるようにした。カラムを装置にセットして、下端から試料を水分飽和させ、設定した水位差となるようにした後、測定を開始した。測定は、流出した水の重量を経時的に計測することで流量を求めた。測定は 1 日当たり 1 回とし、1 日目は充填後直ちに行った。各日の測定が終了した後は、試料の下端が浸る程度に水を張ったトレイにカラムごと浸し、1 日 1mL/g 程度の水を上部より供給し湿潤状態を保った状態として保管し、1 週間後に再び同様の測定を行った。その後は同様の状態で週に 1 度水を供給して保管し、1 ヶ月後に再び測定した。

透水係数の変化を図 3.2.2-1 に示す。SH と ASA は透水係数の低下が確認されたが、桁が変化するほ

どの低下ではなかった。HA と KUC に関しては透水係数の低下は認められない。SH はカラムから脱型した際に形を維持し、固化している様相を呈していた。但し、脱型した SH を観察したところ、充填部に目視で確認できる大きな空隙が形成されており、水みちが発達していた可能性が伺われた。本実験では、16mm 篩通過試料を用いたために、充填カラムの大きさ（直径 8.3cm）に対して、相対的に大きな石やガラス片が多く存在しており、空隙はこれら粒径の大きな粒子の周りに形成されている模様であった。HA も固化の様相を呈していたが、カラムより脱型する際に崩壊した。ASA と KUC は、充填時と変わらず砂質状で、手で容易に崩すことができた。

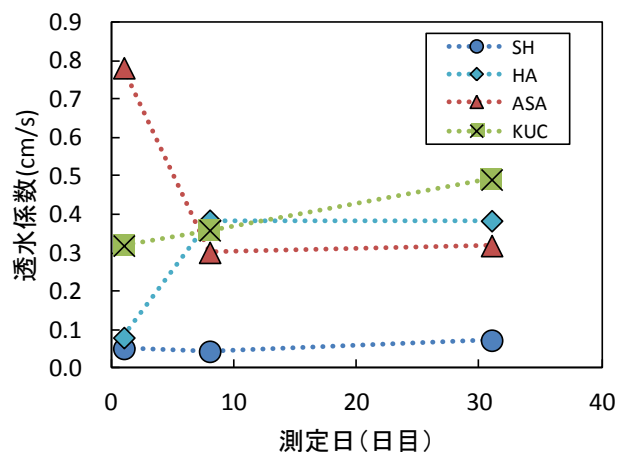


図 3.2.2-1 透水係数の変化

焼却灰の固結は水和物生成のためという報告があり(今井、2006)、本実験で使用した焼却灰のうち HA、ASA、KUC に関しては、湿潤状態で採取され、そのままの状態ですべて約 3 年保管されていたためすでに水和反応が進行していた可能性がある。SH に関しては乾燥状態で採取されており、水和反応が進行していなかったと考えられる。また本実験でのカラムへの充填密度は $0.8 \sim 1.0 \text{ g/cm}^3$ であった。著者の既往の研究(東條、2002)では、本実験と同様の焼却灰の透水試験を行った際の充填密度は 1.2 g/cm^3 程度であったことから、本実験での充填密度が低かった可能性も固結が進行し難かった原因として上げられる。固結および透水性の低下は、水和反応により生成したゲル状物質が空隙を埋めていくことによって進行していくという報告がある。すなわち、本研究では、充填密度が低いために、空隙率が高く、粗大な空隙が多数存在したために空隙を埋め難く、固結が進行せず明確な透水性の減少が確認できなかったものと想像される。

1) 試験 2：長期保管等の水和反応の進行要素がない灰を用いた透水係数の確認

上記の試験 1 の検討から、浸潤状態で長期保管された灰では、水和反応が進行していた可能性があり、その結果、固結や透水係数の低下が認められなかったと推察されたことから、水和反応の進行する要素のない灰を用いて再度、固結と透水係数の経時的な変化に関する検討を行うこととした。試料は、乾燥状態で採取され、そのままの状態ですべて保管されていた灰 SH、そして新たに採取し、採取直後に乾燥前処理を施して保管した灰 KI を用いた。

試験 1 では、カラムに対して粒径が大きく十分な充填密度を確保できなかったため、本試験では、5.6mm の篩で篩い分けを行い篩を通過した試料を用い、湿潤状態としてカラムに充填した。SH、KI 各 1 検体用意した。充填密度は、SH : 1.22 g/cm^3 、KI : 1.02 g/cm^3 となった。試験 1 と同様に定水位法を用い、上向流で透水試験を行った。試験期間は 1 カ月とした。

SH は、充填直後で透水係数が 0.0001 (cm/s) となり、定水位試験では透水性が低すぎ、測定が困難となったため 7 日後、30 日後に関しては測定できなかった。KI も充填時より透水係数が比較的小さかったために、水頭差を上げて試験を行ったが、大きな水頭差により、水圧がかかり試験中に充填層に亀裂が入り、測定不可能となった。

固化状態を確認するため、SH、KI とともに透水試験後カラムに充填したまま一週間ほど放置し、乾燥

させた後に脱型した。SH は、試験 1 での状態と同様に、手では容易に解砕できない程に固化していた。粗大な粒子の周辺には空隙が発達していたが、試験 1 に比較して小さく、少なくなっていた。これは充填密度を増大させた結果によるものであると考えられた。一方、KI は砂質状で、人手によって容易に解砕可能であった。KI は新たに採取した灰であることから、水和が進行しているとは考え難い。充填密度は 1.02g/cm^3 であり、試験 1 における SH が同程度の充填密度で固化したので、固化する性状を有していれば十分に固化可能な密度であったと考えられる（粒度分布には大きな差異は無いため）。KI に認められた透水性の減少は、水和物による固結化ではなく、密度の上昇による空隙の閉塞によって起きたと考える。

以上の結果を整理する。充填密度、空隙率と固化の有無について表 3.2.2-4 に示す。HA、ASA、KUC に関しては充填密度が 0.8g/cm^3 程度と極めて低く、長期間保管による水和反応の進行が固化しなかった原因と考えたが、KI は採取後の時間経過が無く、また充填密度が 1.0g/cm^3 以上にも関わらず固化しなかった。このことから、固化の生起は、充填密度のみによるものではない。しかしながら、SH については、充填密度を上げた試験 2の方がより強固な固結傾向にあったことから、固化する性状を有する灰では、充填密度が高い方が固化を起こしやすい条件であると言える。充填密度を上げるには、本研究で使用した実験系では、粒度を 5.6mm 以下に調節することが有効であった。

表 3.2.2-4 に示したとおり Ca 含有率は、SH が 75% で突出して高く、他の灰では 50~60% であった。すなわち、SH のみが固結が顕著に認められたのは Ca 含有率の多いことに関連しているものと考えられる。

表 3.2.2-4 各灰の固結の有無と基礎特性の関係

試料名	実験条件と固結の有無			試料基礎特性 ^a		
	密度 (g/cm^3) ^b	空隙率 (-)	固結 ^c	CaO (%)	SiO ₂ (%)	IL (%)
SH	1.09	0.65	Completely solidify	65.7	13.5	2.2
HA	0.82	0.78	Partially solidify	49.1	19.1	3.5
ASA	0.77	0.75	not solidify	48.8	24.7	5.1
KUC	0.89	0.64	not solidify	42.9	25	10.4
KI	1.02	0.66	not solidify	48.6	25.7	6.3

a) CaO と SiO₂ は共に XRF による分析値、IL は熱灼減量

b) 密度はカラム充填時の充填密度

c) 固結の判断は次の通り；もしカラムから脱型時に完全に形状を維持する場合は“completely solidify”；部分的に崩壊がある場合 “partially solidify”；脱型時に形状を維持できず崩壊する場合 “not solidify”。

また、熱灼減量との関係では表 3.2.2-4 に示すとおり、固化が確認された SH の熱灼減量が最も低く、比較的有機物が少ない焼却灰であると考えられる。今井(2007))は、有機物の混入が焼却灰の固結を抑制する可能性があるとしており、SH は、有機物含有量が少なかったことも固化しやすかった一因と考えられる。

c) 固結による強度発現の確認

上記した透水係数の追跡実験から、顕著に固化したのは灰 SH のみであった。そこで、固化による強度発現を確認するために、一軸圧縮試験を実施した。

灰 SH を 5.6mm のふるいで粒度を調節したのち、透水試験に用いたカラムに湿潤状態で充填し、一昼夜放置した。その後 40°C の乾燥器で約 1 日乾燥させた後、カラムより取り出し、上下を平らになるよう

に成形した（これを供試体と称する）。供試体は3本用意し、充填密度は $1.04\sim 1.15\text{g/cm}^3$ であった。一軸圧縮装置に供試体をセットし、上下方向から徐々に荷重を加え、破壊が生じた時点での荷重を圧縮応力とした。

結果を表 3.2.2-5 に示す。一軸圧縮応力は3検体の平均で約 $0.98\text{[N/mm}^2\text{]}$ であった。ポルトランドセメントの一日養生後の圧縮強度は $6.37\text{[N/mm}^2\text{]}$ （JIS R 5210-1979）、固化処理土の圧縮強さはおよそ $0.1\sim 1.0\text{[N/mm}^2\text{]}$ である。したがって、SH は、セメントには及ばないものの1日の養生で固化処理土と同程度の強度を発現していることが確認できた。

複数の焼却灰を対象にした固結化および透水性の確認から、灰 SH は顕著に固結し、透水性が低下する灰であることが確認できた。そのため、以降においては、SH を固結する焼却灰として使用することとした。また、比較対象として、固結しなかった焼却灰の中で、新たに採取し、乾燥状態で保管した灰 KI を固結しない焼却灰として使用することとした。

d) 固結による透水性の低下

前節において、複数の灰を対象に、水分と間欠的に接触させ、経時的な透水係数の変化を追跡した。その結果、明瞭に固結する灰と、固結しない灰が存在することを確認した。但し、前節の検討は、固結の発現あるいは透水性の低下傾向を知ることのみが目的であり、実験期間は短く、また測定間隔も疎であった。そこで本節では、固結する灰（SH）、固結しない灰（KI）の2種の灰について、より詳細に透水係数の低下傾向について検討することとした。まず、実験1として前節の試験に比してより長期となる2ヶ月間継続の試験を行い透水性の長期的な変化を調べた。次に、実験2として、初期に起こる急激な透水性の低下を明確に捉えるために、試験期間2週間で、より短い間隔で透水係数の測定を行うこととした。

f) 長期的な透水係数の低下傾向 [実験1] (2ヶ月試験)

試料は5.6mm 篩で篩い分け、篩通過試料を湿潤状態としてカラムに充填した。SH、KI それぞれ3検体とした。充填密度はSH： $1.10\sim 1.12\text{[g/cm}^3\text{]}$ 、KI： $1.10\sim 1.14\text{[g/cm}^3\text{]}$ 、空隙率はSH： $0.59\sim 0.61$ 、KI： $0.60\sim 0.61$ であった。試験方法は変水位法とし、SH は発生するガスを排出するため上向流で行い、KI は水圧で充填層が崩壊することを避けるために下降流で行った。試験は2ヶ月間継続した。

結果を図 3.2.2-2 に示す。横軸は実験を開始してからの経過週として表示した。SH、KI ともに初期の2週間で急激な低下を示し、それ以降は透水係数にあまり変化は見られない。SH は最終的に全てのカラムにおいて透水係数が 10^{-6}cm/s のオーダーにまで低下した。3検体用意したが、ばらつきは大きく、充填密度等の影響により固結の発現にも差が現れたものと推察される。KI も初期の2週間で透水係数の低下が認められるが、固化している様子はない

表 3.2.2-5 一軸圧縮応力

試料	SH			
Sample No.	1	2	3	平均
圧縮応力(N/mm ²)	0.66	1.09	1.18	0.98

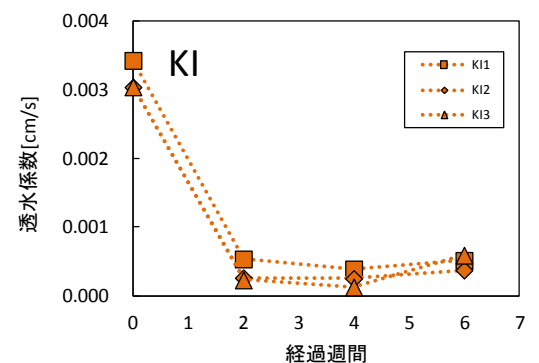
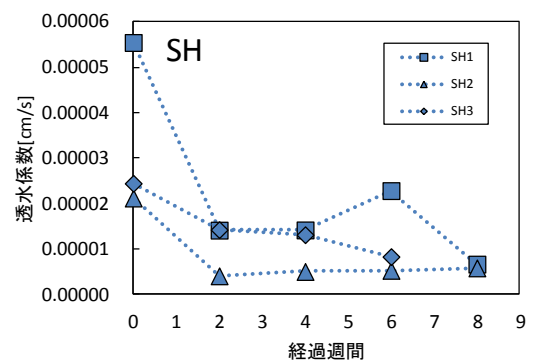


図 3.2.2-2 透水係数の変化 (2ヶ月)

く、固結化が透水性低下の原因とは考え難い。KI は下向流で実施しており、充填層の高さが透水試験の低下に伴い低下する傾向にあった。すなわち、水圧の負荷により、充填層が圧縮され、粒子が間隙を埋めることで空隙が減少したことが原因であると推察された。KI の最終的な透水係数は $3.7\sim 6.0 \times 10^{-4}$ [cm/s] であった。KI には SH で認められたような検体間のばらつきは大きくなかった。最終的な透水係数は、SH で 10^{-6} cm/s、KI で 10^{-4} cm/s まで低下した。同様の充填密度であるにもかかわらず両者の間には 100 倍の違いがみられた。この透水性の差は、固結する焼却灰 SH においては固結しない焼却灰 KI に比べ、同じ L/S に到達するのに 100 倍の時間がかかることを意味する。

4) 初期の固結化と透水係数の低下 [実験 2] (2 週間試験)

乾燥した焼却灰を 5.6mm の篩で調節した後、湿潤状態でカラムに充填した。充填密度は 1.1g/cm^3 、空隙率は 0.6 程度であった。ばらつきを考慮し各 3 検体ずつ用意した (SH1,2,3、KI1,2,3)。試験は 2 週間継続し、充填日 1 日目、2 日目、3 日目、7 日目、14 日目に、1 検体につき 1 日に 3 回の測定を実施した。KI に関しては、測定終了後の排水時に充填層に圧力がかかって密度が上昇し、それによって空隙率が低下して透水性が減少することが懸念されたため、1 回の測定が終了する毎に、装置から水を抜き、次に測定する際は新たに水を入れなおして測定した。また、測定毎に充填層高さを測り、密度を確認した。充填高さに変化が見られなくなった後は、測定時の排水は行わず連続で測定した。

透水試験結果を図 3.2.2-3 に示す。SH1、SH3 において測定 2 日目に著しい透水係数の減少がみられる。SH1 は 1 日目から 2 日目の間で透水係数が 81% 減少した。しかし、それ以降にはあまり変化は見られなかった。SH3 は 1 日目 から 2 日目で 58%、14 日目では 1 日目より 92% 減少した。SH2 では 3 日目までは著しい透水係数の減少はみられなかったが、1 日目から 14 日目で 80% の減少となった。各カラムの充填層高さに変化はみられなかったことから、充填層の圧縮は起こっておらず、透水性の低下は KI とは異なり固結によるものであると推察された。すなわち、SH は固結によって 80~90% の透水係数の減少を生じたといえる。KI は 1 日目のうちに大幅な透水性の減少がみられるが、充填層高さに減少がみられ、1 日目、2 日目にかけて前記した圧縮が生じ、空隙率が減少したものと考えられる。充填層高さが安定してからの透水係数にあまり変化はみられず、 $10^{-4}\sim 10^{-3}$ cm/s で安定した。

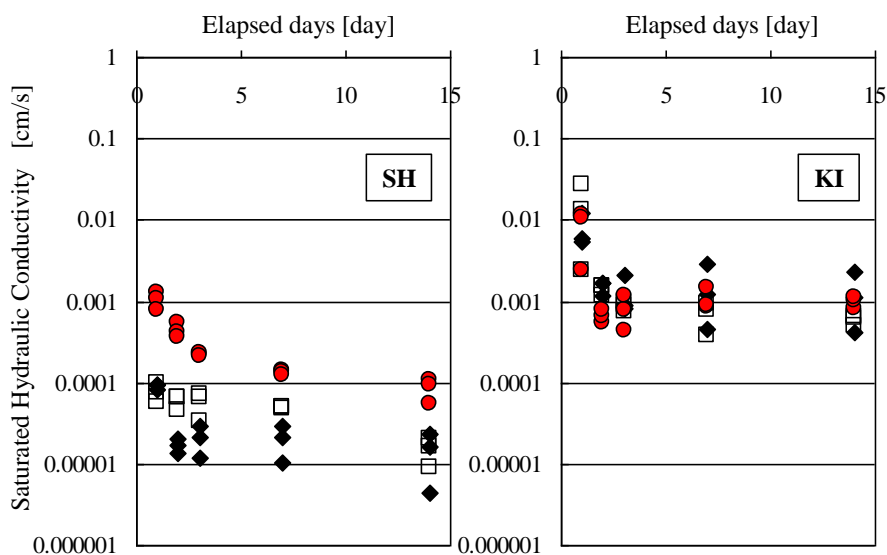


図 3.2.2-3 固結する灰(SH)と固結しない灰 (KI) における 2 週間での透水係数の変化

e) 固結による透水係数低下の評価

今回試験に供した試料では、固結する焼却灰の透水係数は充填時に比べて約 1/10 に低下した。また、その低下はほぼ 1 週間以内に急激に生じた。2 ヶ月後で SH の透水係数は 10^{-6} cm/s であった。透水係数

は、灰の種類、充填状態、空隙により桁を変えて変化するものである。そのため、焼却灰の透水係数も、報告によって非常に広い範囲の値がある。例えば、花嶋ら(1986)は、焼却灰の透水性について詳細な文献調査を行い、透水係数が $10^{-1}\text{cm/s} \sim 10^{-6}\text{cm/s}$ と非常に広範囲の値で報告されていることに着目し、その原因を実験カラムの大きさおよび試料の粒度調整にあると仮定して、粒度調整を行うケースと行わないケースとに分けて透水試験を行っている。その結果、試料の篩い分けを行った場合(30mm 通過試料)で $10^{-2} \sim 10^{-3}\text{cm/s}$ 、行わない場合(粒径 100mm 以上のみを除去)で 10^{-1}cm/s という値を得ている。また、廃棄物の種々の土質工学的特性を測定した研究(花嶋、1988)では、焼却灰(4.76mm 通過分: $2.6 \times 10^{-6} \sim 1.93 \times 10^{-3}\text{cm/s}$ 、9.52mm or 19.1mm 通過分: $7.35 \times 10^{-6} \sim 1.88 \times 10^{-3}\text{cm/s}$ 、無篩い分け: $1.46 \times 10^{-3} \sim 2.69 \times 10^{-2}\text{cm/s}$)という飽和透水係数が報告されている。さらに、焼却灰層はその充填特性によっても透水性が大きく変化することが報告されており、平田ら(1987)は、焼却灰の最大乾燥密度(ρ_d^{max})と最適含水比(ω_{opt})の関係を実験的に $\rho_d^{\text{max}} = 1.913 - 0.02\omega_{\text{opt}}$ と求めた上で、充填密度を変化させた実験を行い、密詰め試料(ρ_d^{max})で $1.83 \times 10^{-6} \sim 4.21 \times 10^{-4}\text{cm/s}$ 、緩詰め($0.8\rho_d^{\text{max}}$)で $8.67 \times 10^{-5} \sim 1.46 \times 10^{-3}\text{cm/s}$ という結果が得られている。

これらの値と比べて、本研究で得られた値は、花嶋らの 4.76mm 通過もしくは 9.52 通過試料の透水係数、平田らの密詰め試料の透水係数と同等である。これらの研究において低い透水性を示している灰に固結機構が生じていたかは不明であるが、焼却灰の特性の多様さを鑑みると、その可能性は多分にある。また本研究においても、固結しない灰では、 10^{-4}cm/s 程度の透水係数が確認されており、固結により透水性が低下し、 10^{-6}cm/s 程度にまで達するという結果は、決して非現実的なものではないと思われる。

加えて、土居ら(2000)は、焼却灰層の土質工学的性質の経時的変化を追跡した研究の中で、充填時に $8 \times 10^{-6}\text{cm/s}$ の透水係数を示した灰が、3ヶ月後には固結により $4.6 \times 10^{-8}\text{cm/s}$ にまで低下し、さらに半年後には測定不能な不透水になると報告している。これらの結果とも本研究で得られた透水係数は調和的である。

透水係数 10^{-6}cm/s が持つ意味を考えるために、例として、埋立層高さ 10m、密度 1.1g/cm^3 の埋立地を想定し、単位面積当たりの L/S について考える。我が国における年平均降水量を 1800mm/year とすると、仮想埋立地での 1 年間での L/S は $0.16 \text{ [m}^3/\text{ton/year]}$ となる。1 年以内にこの L/S に到達することが可能であれば、年間の降雨が全て浸透し廃棄物層を通過する。SH の 2ヶ月試験における 8 週目の透水係数の平均は $6.25 \times 10^{-6}\text{[cm/s]}$ であった。これは 1.97[m/year] であり、年間の L/S は $0.18\text{[m}^3/\text{ton/year]}$ である。これは L/S 0.16 を越えるので、一年以内に年間での降雨は全て浸透可能である。しかしながら、2ヶ月試験で観測された最小の透水係数 $4.09 \times 10^{-6}\text{[cm/s]}$ (SH2、2 週目)で同様の計算を行うと、年間の L/S は $0.12\text{[m}^3/\text{ton/year]}$ となり、年間の降雨は浸透できないということになる。換言すれば L/S 0.16 に到達するには 1.3 年かかるといえる。埋立地の安定化を促進するために、洗い出しや内部の反応を進めることが重要であるならば、固結により透水性が低下することは、L/S の低下に繋がり、短期間での安定化はより困難になるといえる。

f) 本節のまとめ

焼却灰 SH は、2ヶ月の試験期間で固結によって透水性が 80~90%減少した (1/10 となった)。固結しない焼却灰 KI も透水性の減少がみられたが、空隙率の減少によるものであった。既往の研究における透水性と比較して、本研究で確認された透水係数の低下は合理的であった。SH のような透水係数に陥ることは、埋立廃棄物の洗い出しや安定化が困難なものとなる可能性がある。

(2) 焼却灰の固結による塩類洗い出し遅延

前節で、固結が顕著に生ずる灰では、透水係数は 10^{-6}cm/s にまで低下する事が確認された。そこで、本節では、固結する灰と固結しない灰とで、塩類の洗い出しにどのような違いがあるかを明らかにすることを目的とした。具体的には、まず王水分解により各焼却灰の金属含有量を調べ、次いで、環境庁告示 13 号溶出試験を行い易溶出性の無機元素（特に塩類）の量を把握した。そして約 1 ヶ月間通水実験を行って焼却灰からの元素の洗い出し特性を追跡した。

a) 金属含有量と溶出量

試料は前記した固結する灰(SH)と固結しない灰(KI)を用いた。金属含有量は、王水分解により焼却灰から分析対象元素を抽出し、それを原子吸光分析法により分析した。溶出試験は、環境庁告示 13 号溶出試験により行った。試料は 2mm の篩で篩い、その通過試料を用いた。500mL のポリビンに蒸留水 200mL と試料 20g を入れて混合し、常温常圧で、振とう強度 200 回/min、振幅およそ 4~5cm で 6 時間連続振とうを行った。その後、 $0.45\mu\text{m}$ のろ紙でろ過し、得られた炉液について、Ca, Na, K, Zn, Cu, Fe, Mn, Cs 濃度（フレイム原子吸光光度計 (HITACHI Z-8200)）、Pb, Cd 濃度（グラフアイト原子吸光光度計 (HITACHI Z-8200)）、pH（pH メーター (pH/COND METER D-24)）、EC（電気伝導度計 (pH/COND METER D-24)）、TOC、TN、IC（TOC 計 (Shimazu TOC-V)）、Cl⁻（陰イオンクロマトグラフ）

SH と KI の金属含有量を表 3.2.2-6 に示す。固結に深く関与していると考えられる Ca は、両焼却灰共に主要な構成元素の一つであるが、KI が 15% に対し、SH は 23% とより多く含まれており、固結しやすいことが予想される。

表 3.2.2-6 金属含有量 (mg/kg)

試料	Ca	Na	K	Zn	Cu	Pb	Fe	Mn	Cd	Cs
SH	228444	26778	12467	2089	779	445	17178	647	1.11	120
KI	150333	17222	8289	3889	3300	578	29283	709	3.44	77

表 3.2.2-7 に溶出量、溶出率を示す。なお、Fe、Mn、Cr、Cd については、定量下限値以下であった。

表 3.2.2-7 溶出試験の結果

試料名	Ca	Na	K	Cs	TOC	Cl ⁻	pH
SH	溶出量(mg/kg)	9447	7767	3783	18.8	176	12.8
	溶出率	4.14%	29.0%	30.3%	15.8%		
KI	溶出量(mg/kg)	1150	5833	1497	15.1	511	11.8
	溶出率	0.76%	33.9%	18.1%	19.8%		

溶出率は Na、K が高い。Na では、SH において約 29%、KI において約 34%、K については SH で約 30%、KI において約 18% であった。溶出液の pH は、SH が約 13、KI が 12 で SH が KI よりも僅かに高い。Cl も SH の方が KI の 2 倍程度であった。逆に、TOC に関しては KI の方が高い値となり、SH よりも有機物が多く含まれていると言える。

b) カラム実験による塩類洗い出し特性の把握

乾燥した焼却灰を 5.6mm の篩で篩い分け、篩通過試料を実験に供した。蒸留水で湿潤状態として充填密度が $1.1[\text{g}/\text{cm}^3]$ 程度になるように、カラムに充填した。一般環境を想定し、上部のゴム栓は大気を開

放した。浸出水を回収する下部のフラスコには、浸出水の流出を促すために空気を排出するチューブを取り付けた。本カラムをばらつきを考慮して各試料につき3本ずつ用意し、それぞれSH1、SH2、SH3、KI1、KI2、KI3とした。1日毎にカラム上部から1日で通水可能な最大量の蒸留水（約10mL）を注入した。週に一度、浸出液を回収しCa, Na, K, Cs, Cl⁻, TOCの測定を行った。

K, Cs, Cl⁻の累積溶出量を図3.2.2-4に示す。通過水量の増大に伴う、図中の線は、それぞれ各灰における含有量および13号試験における溶出量である。すなわち、13号溶出の線に達すれば13号試験の条件で溶出した量は、本カラムからも同様に洗い出されたことを、また含有量にもし達すれば、灰に含まれる全ての当該元素が洗い出されたことを意味する。まず、明確に解るのは、灰KIにおいて、K, Cs, Cl⁻が、累積L/Sが6程度になると、ほぼ13号溶出量に達しているという点である。これら3元素はみな1価のイオンで、反応性や吸着性に乏しく、カラム試験等において洗い出し曲線の確認にしばしば使われるものである。すなわち、KIにおいては、溶出すべきものは順調に洗い出されていると言える。一方、SHにおいては、K, Cs, Cl⁻は、すべて13号試験の溶出量に達していない。その放出傾向は、L/Sが多くなるほど緩慢になり、L/S=6程度でほぼ溶出が停止しているように見える。これは、固結により、本来溶出性であったものが（13号試験では溶出するようなものが）、灰中に拘束されて溶出できなくなっていることを示すものであると思われる。累積の放出量は、概ね13号溶出量の3~6割程度で停止している。

固結する焼却灰SHは、充填による差異が出やすく、またそれが起因して固結状況も異なると考えら

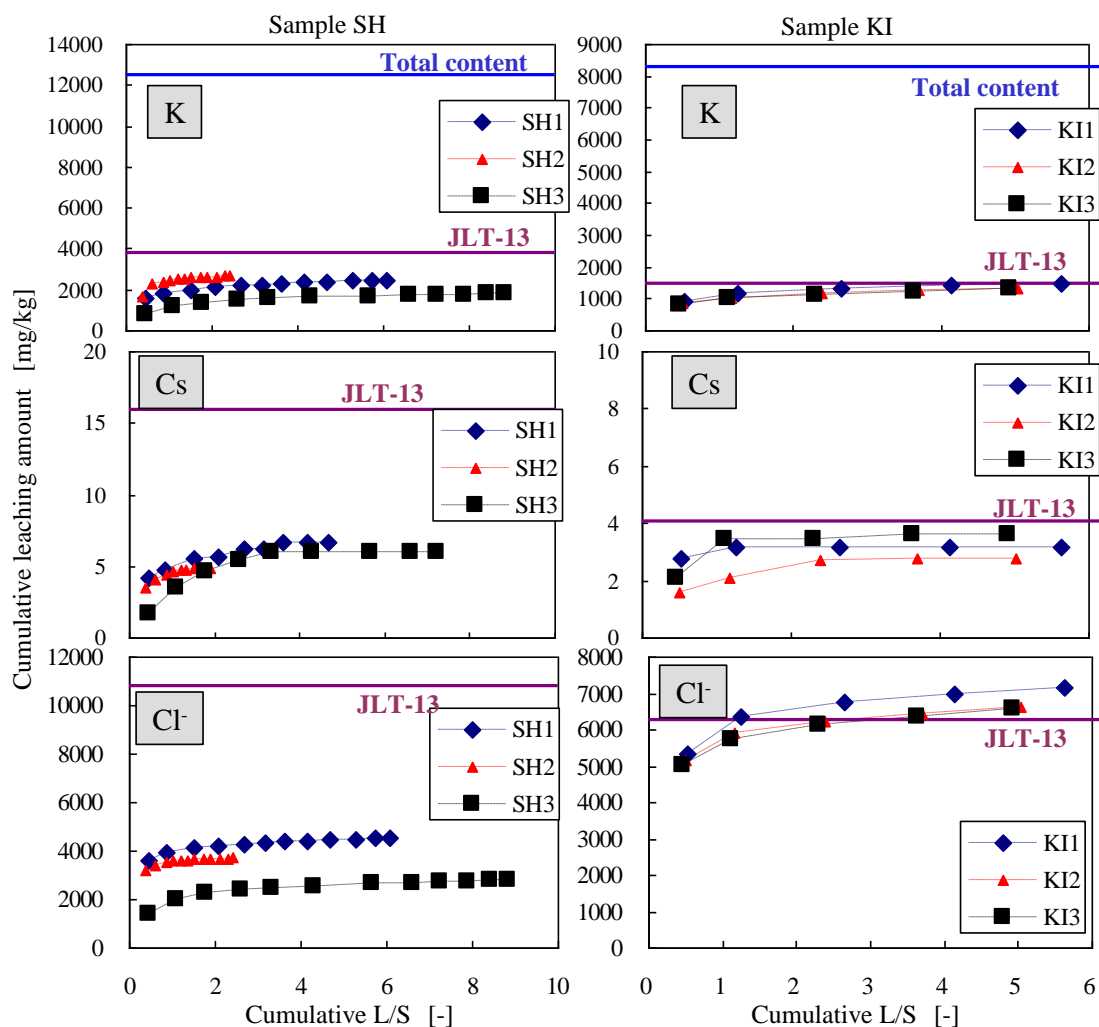


図3.2.2-4 カラム試験での固結する灰(SH)と固結しない灰(KI)の累積溶出

れ充填試料毎に通水性に大きなばらつきがあった。そのため、同じ経過日数においても L/S は大きく異なった。さらに、塩類の洗い出しは、本来、一価で移動性の高い Cs、K、Cl⁻ できさえも 13 号溶出試験における溶出量の 6 割程度にしか達せず、溶出が抑制される傾向にあった。これらの溶出は L/S=6 程度で停止する傾向にあり、13 号試験での溶出量に達する可能性は極めて低かった。一方、固結しない焼却灰 KI は、通水性のばらつきも少なく、洗い出しも順調に進行し、累積の溶出量は 13 号試験の溶出量に到達した。すなわち、固結が生じなければ、13 号試験で溶出する量のものは確実に洗い出されるといえる。

(3) 固結機構の検討

固化した灰 SH では、固化しない灰 KI と比べて、これまでの透水試験、洗い出し試験のように、水分と接触することで何らかの反応が生じていたと考えられる。そこで、固結による鉱物組成の変化を明らかにすることを目的に、X 線回折分析と熱重量分析を実施した。

a) X 線回折

試料は、SH、KI それぞれについて水との接触履歴のないもの（0 日）と透水試験に一ヶ月使用したものの（30 日）を対象とした。試料は、80℃で乾燥し、乳鉢で粉碎した後、125 μm の篩でふるい、さらにプレートで保持できるほどに乳鉢で細かくすりつぶした。測定は、リガク製 RINT-2000 を用いた。測定条件は X 線源 Cu-K α、管電圧 40kV、管電流 40mA、走査範囲 5.000~80.000°、サンプリング幅 0.020°、スキャンスピード 4.000°/min で行った。同定ソフトには MATCH! (CRYSTAL IMPACT) を用いた。結果を図 3.2.2-5 に示す。

左図に示す SH では、0 日の回折線図に Ca(OH)₂ のピークが存在する。これは、既往の研究で報告されるとおり、焼却炉から排出時に CaO であったものが、水中の水蒸気と反応し、生成したものと考えら

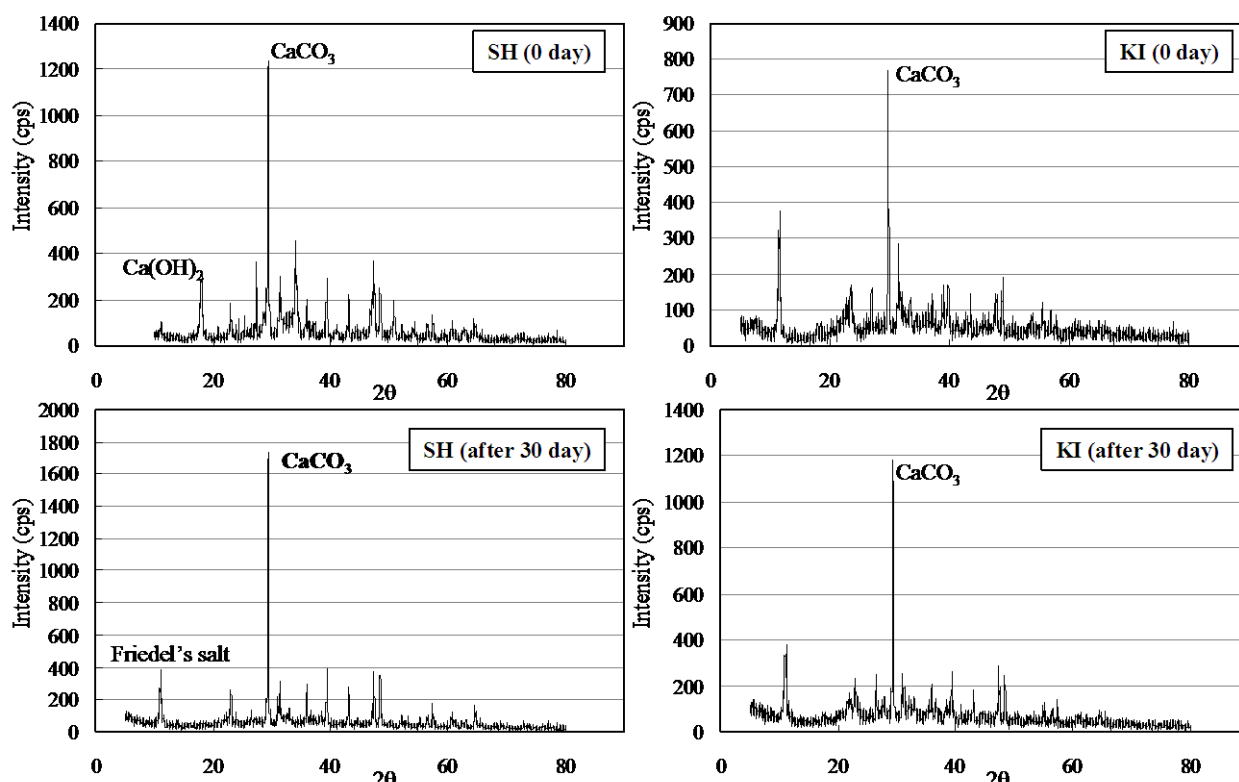
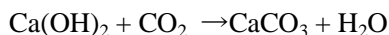


図 3.2.2-5 X 線回折分析による各灰の回折強度

れる。しかし、水分接触後 30 日放置した試料（同左図下段）には、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ のピークはみられない。一方で、図中央の著明な CaCO_3 のピークに増加がみられる。これは、水分接触により、焼却灰粒子表面に吸着した水、あるいは間隙水の pH が高いために、大気中の CO_2 を積極的に取り込み、



の反応が起きたためと考えられる。また、0 日後と比べ 1 ヶ月後は、よりピークが鋭くなっており、結晶構造が発達したと考えられる。

一方、右図の KI には、 $2\theta=18^\circ$ 付近に CaOH_2 の明瞭なピークは確認されない。また CaCO_3 のピークは 0 日後と 1 ヶ月後いずれにも認められる。全体として、回折線図に大きな変化は認められない。

b) 熱重量分析

XRD 分析と同様に、固結した焼却灰中でどのような変化が起こったのかを明らかにするために熱重量示差熱分析 (TG/DTA) 分析を行った。試料は、SH と KI の水に接触していない試料、および水分と接触後 7 日放置した試料である。また、挙動の同一性を確認するために、水酸化カルシウムと炭酸カルシウムの試薬についても分析に供した。

結果を図 3.2.2-6 に示す。上段の 2 つのグラフは、それぞれ水酸化カルシウムと炭酸カルシウムの加温

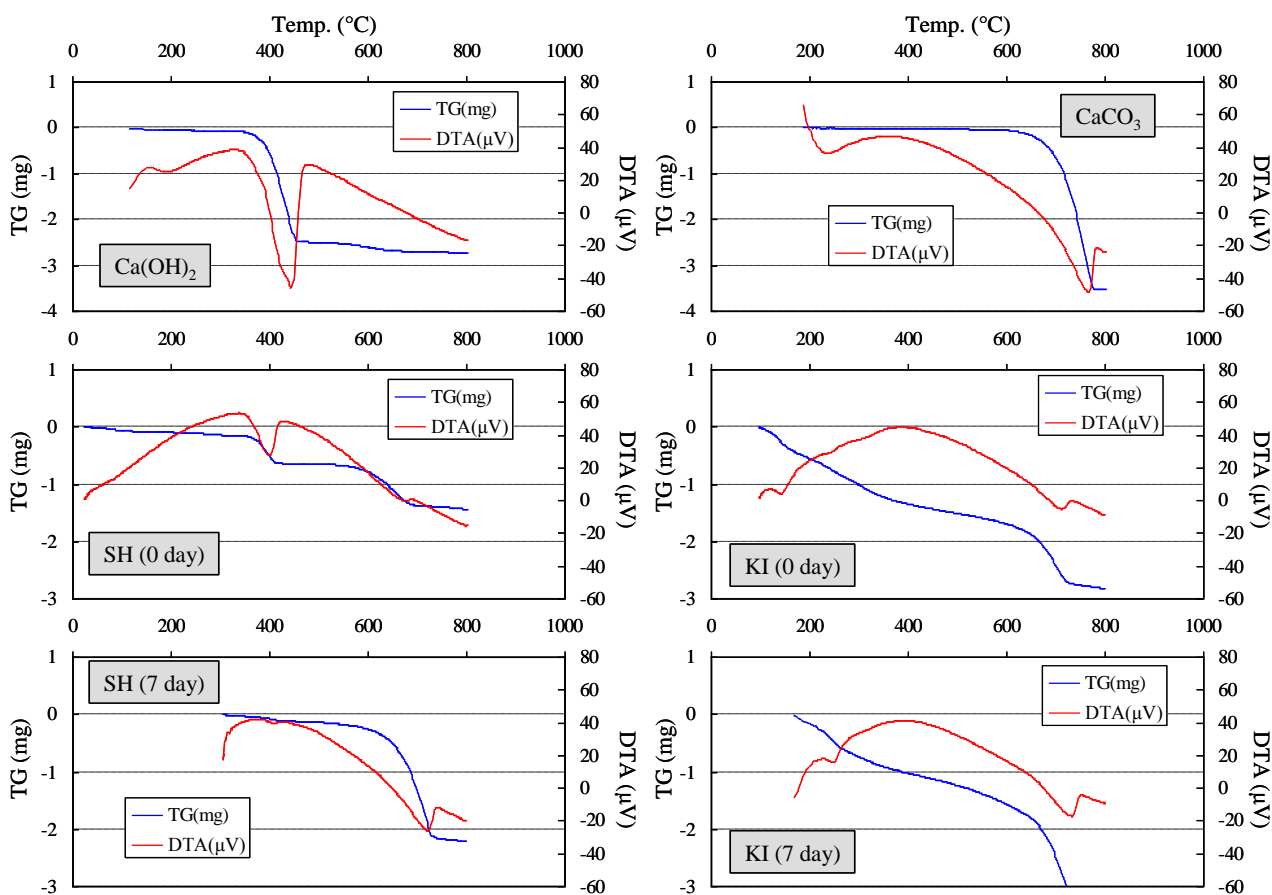


図 3.2.2-6 TG/DTA の結果

に伴う重量減少と DTA 線図である。左の水酸化カルシウムでは、 400°C 付近で急激な重量減少と大きな吸熱反応が確認できる。これは、水酸化カルシウムの脱水によるものと考えられる。一方、上段右図の炭酸カルシウムでは、 $700\sim 800^\circ\text{C}$ の領域で急激な重量減少がおこっており、こちらは、炭酸の脱離によるものと考えられる。これらと SH の TG/DTA 曲線を比較すると、水分接触履歴のない 0 日の灰では、

水酸化カルシウムと同じ温度域で、重量減少と吸熱反応が認められる。これは、0日の灰には水酸化カルシウムが存在していることを意味する。但し、600°C以降での緩やかな重量減少も認められ、炭酸カルシウムが存在していることも示唆される。一方、水分接触後7日経過した灰では、吸熱反応は確認できなくなり、600°C以降での重量減少は明らかに大きくなっている。これらの結果からも、固結化に伴って起こっているのは、水酸化カルシウムから炭酸カルシウムへの変化であると言える。

以上、X線回折、熱重量分析の結果から、焼却灰の固結は $\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ の反応によって炭酸カルシウムが増加することにより進行すると考える。

(4) 固結回避手段の検討と固結が重金属溶出に与える影響の検討

前記した検討からは、焼却灰の中には顕著に固結する傾向を有する灰が存在し、そのような灰は、酸化カルシウムもしくは水酸化カルシウムを含んでいるということが判明した。また、固結化は急速に進行し、3日以内に固結により通水性が低下して透水係数は1オーダー低下すること。そして、固結しない灰での易溶出性塩類の溶出は、環境省告示13号で得られる溶出量と同等のレベルに速やかに達するが、固結する灰では、13号法での溶出量の3~6割程度で収束することなどが明らかになった。しかし、焼却灰の安定化においてより重要であるのは、重金属等の放出である。したがって、ここでは、重金属の放出に焼却灰の固結化がどのような影響を与えるかについて検討した。

a)方法

1)試料

前節で使用した「固結する焼却灰 SH」と「固結しない焼却灰 KI」を使用した(表3.2.2-8)。

表 3.2.2-8 使用した焼却灰の概要

焼却灰	固結化	採取段階	Ca存在形態	焼却灰対象廃棄物
SH	○	水冷前	Ca(OH) ₂ を含む	可燃ごみ,ごみ処理残渣
KI	×	水冷後	Ca(OH) ₂ を含まない	可燃ごみ,粗大ごみ,ごみ処理残渣,し尿処理残渣

1)固結焼却灰における水分との接触条件の変化が塩類放出に与える影響の確認

前節で実施した焼却灰 SH と KI に関するカラム溶出試験では、充填層内は不飽和として毎日所定量の蒸留水を上部から供給し、1週間毎に底部に溜まった浸出水を回収して、塩類(Na, K, Ca, Cs, Cl)、TOCを測定する実験を約14週間継続した。その後は、水を供給せず、大気雰囲気下で放置した。いずれの試料においてもCaを除いて放出は収束していた。懸念される点は、固結した灰 SH での溶出の収束が水みちの形成により一部のみの洗い出しが完了したためであるというものであった。そのため、放置していたカラムに底部から蒸留水を供給して飽和状態とし、水分との接触状態を変え、その状態で1週間放置した後、底部から排水し、浸出液を回収した。回収した浸出液については昨年と同様の元素についての分析を行い、溶出量の上昇が確認されるのかを調べた。

2)固結しない灰の固結化の検討

ここでの検討課題は、同一の灰において「固結する状態」と「固結しない状態」を作りだし、長期のカラム試験から、重金属の溶出特性の差異を明らかにするというものである。そこで、まず、固結傾向を全く示さなかった灰 KI について、固結させる方法について検討した。固結化する灰 SH との違いは、CaO もしくは Ca(OH)₂ の存在であると考えられたことから、1)900°Cで加熱して CaCO₃ を脱炭酸化し CaO とする。2)Ca(OH)₂ を添加する。という2つの方法を試みた。評価は、これら2方法で前処理した灰を

湿潤状態で内径 83mm のカラムに充填し、1 週間大気環境・常温下で放置し、1 週間後に脱型した時に形状を維持するか否かで定性的に行ったほか、土壌硬度計により強度を測定した。またカラム充填後、1 週間の透水係数の変化を追跡した。

エ) 固結する灰の固結回避法の検討

固結する灰 SH について、固結化させない方法について検討した。固結しない灰 KI との違いは、SH が採取時にクエンチングされていないことである。そのため、CaO あるいは Ca(OH)₂ が未反応で残存することが固結に寄与していると考え、クエンチング（湿潤－乾燥）過程を繰り返すことを試みた。灰 SH を 2mm 以下に粒度調整し、試料からの成分の流出を許さないように L/S=0.3 程度になるように水を供給して湿潤状態にした。その試料を型に充填して 30℃ で乾燥し、その後型から取り出して固結状況の確認をした。これを 1 回の操作とし、この操作を繰り返し行った。固結化の評価は強度で行った。

カ) 同一の灰での「固結化」と「非固結化」が重金属溶出に与える影響

上記の検討から、固結化する灰 SH の固結回避法、固結しない灰 KI を固結化する方法を確立したので、両方の灰それぞれで「固結する状況」と「固結しない状況」を作り出し、カラムに充填した試料からの重金属類の溶出特性を追跡した。実験系列は表 3.2.2-9 に示す 6 つとした。固結する焼却灰 SH と固結しない焼却灰 KI においてそれぞれ「固結する状態」と「固結しない状態」で系列を分け、「固結する状態」は大気雰囲気下で実験を行った。また「固結しない状態」は大気雰囲気と CO₂ 雰囲気と系列を分けた。CO₂ 雰囲気とする理由としては、長い年月をかけて進行するエージングを加速して短時間で炭酸化させるためである。各系列につきカラムを 2 つずつ用意し、試験の実施期間は 8 週間とした。

表 3.2.2-9 カラム実験系列

系列名	固結	雰囲気	系列名	固結	雰囲気
SH-S-Air	有り	大気	KI-S-Air	有り	大気
SH-U-Air	無し	大気	KI-U-Air	無し	大気
SH-U-CO ₂	無し	CO ₂	KI-U-CO ₂	無し	CO ₂

それぞれのカラムに充填した試料は、焼却灰 SH の「固結する状態」の系には前処理なしの SH-S、「固結しない状態」の系にはクエンチングを繰り返し 5 回行った SH-U、焼却灰 KI の「固結する状態」の系には Ca(OH)₂ を質量割合で 10% 添加した KI-S、「固結しない状態」の系には前処理なしの KI-U である。それぞれの試料を粒度調整して 2mm 以下とした。乾燥状態の試料に対して蒸留水を加えて湿潤状態とし、それぞれカラム（内径 50mm）に高さ 50mm となるように充填した。大気雰囲気の系については大気下で実験を行い、CO₂ 雰囲気の系については密閉状態、湿度 100% の状態として、1 日に 1 回 CO₂ パージするデシケータ内で実験を行った。

1 日に一定量の蒸留水をカラム上部から供給して、流出した浸出水を下部に設けたポリ瓶で捕集した。週に 1 度浸出水を回収し、元素の分析を行った。分析した元素は Ca、Na、Pb、Cu、Zn の 5 つである。Ca、Na、Zn はフレイム原子吸光光度計を用いて分析を行った。Pb、Cu はフレイム原子吸光光度計では検出限界値以下となったため、グラフアイト原子吸光光度計で分析した。カラム試験の開始から 8 週間後にカラムを解体し、形態分析用の試料を回収した。

カ) 固結した状態と非固結の状態における時間経過にともなう金属の存在形態の変化

試験に供する試料は、カラム試験実施前の元試料として、固結する灰 SH-S、クエンチングの繰り返しのよって固結を抑制した SH-U、固結しない灰 KI-U、Ca(OH)₂ を質量割合で 10% 添加することで固結を促進させた KI-S とし、ばらつきを考慮してそれぞれ 3 検体で試験を行った。また、前記したカラム

試験実施後の8週経過後の試料も分析対象とした。すなわち、各系列別にSH-S-Air、SH-U-Air、SH-U-CO₂、KI-S-Air、KI-U-Air、KI-U-CO₂である。これらの各試料に対してはそれぞれ1検体ずつ試験を行った。化合形態の推定は、改良BCR逐次抽出法により行った。得られた検液の分析は原子吸光光度計で行った。Ca、Na、Znについては、フレーム原子吸光光度計にて分析した。Cu、Pbはグラファイト原子吸光光度計で分析した。

b)結果

7)固結焼却灰における水分との接触条件の変化が塩類放出に与える影響の確認

飽和状態とした後に排水した浸出液によって放出したカリウムと塩素の量を、前節の累積溶出量に加えて図

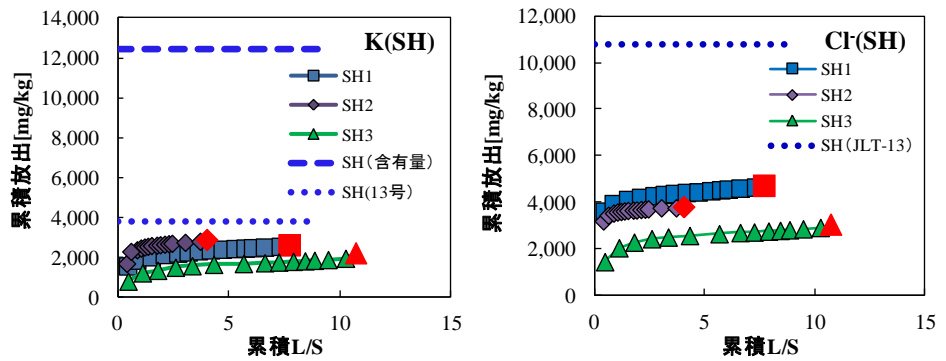


図 3.2.2-7 固結焼却灰で放出が収束した後に水分接触条件が変わった時(不飽和→飽和)のKとCl-の放出量の変化(図中の赤い点が飽和排水時)

3.2.2-7に示した。図か

ら判るように、カラム溶出試験では固結の激しい灰SHではカリウムも塩素イオンも放出が収束しており、13号溶出量にも達していない。今回、飽和排水させることで放出された量は赤い点で示したが、収束の傾向から外れることはなかった。すなわち、固結状態では特定の水みちのみを水分が移動しており、流れ場が変われば、新たな流出が起こるといふ予測はあたっていなかった。より詳細な検討が必要であるが、今回の結果からは、固結化によって水分の流れない死空間となった領域は、新たな水分の浸入によってたとえ飽和状態となっても依然として死空間で有り続け、そこからの溶出は起こらないと言える。

1) 固結しない灰の固結化の検討

900°C加熱、Ca(OH)₂添加、および未処理のKIでの大気環境下放置1週間後の発現強度を図3.2.2-8に示す。900°C加熱により脱炭酸し、CaCO₃→CaOとなったことが強度の増大につながっている。型枠からの脱型時においても崩壊することなく、形状を維持した。すなわち、脱炭酸は固結しない灰を、固結する性状に変化させる効果がある。Ca(OH)₂添加も同様に、脱型時に崩壊することなく、形状を維持すると共に、強度発現も起こっている。これらより、未反応のCaO、Ca(OH)₂が焼却灰の固結化に強く関与していることがわかる。

次に、両者について透水試験を実施し、固結化に伴う透水係数を追跡した。結果は示さないが、900°C加熱試料では、透水係数測定実験の初期段階の上向流による飽和時に、表面にカルシウムが析出し、固結強度の低下が起こった。これは、CaOが極めて易溶性であるために、水分との接触で溶解し、固結化に寄与できなくなったためであると考えられる。そのため、透水係数の低下は確認されず、未処理と同等となった。

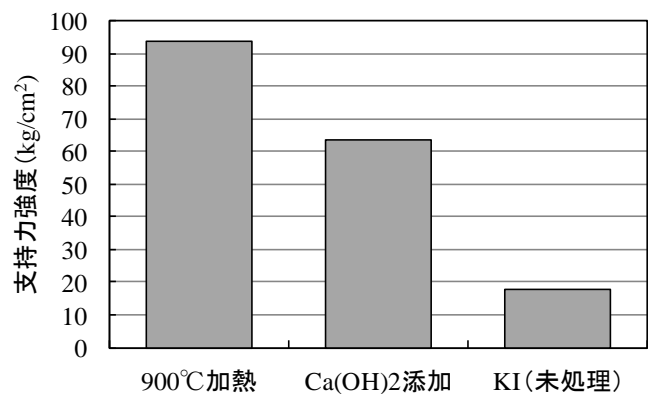


図 3.2.2-8 固結しない焼却灰の固結促進化(900°C加熱、Ca(OH)₂添加による固結促進条件での強度発現)

一方、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加した灰では、そのような Ca の流亡は起こらず、固結状態を維持すると共に、透水係数の低下も確認された。そのため、重金属溶出を追跡するカラム実験の際には、KI の固結化の手段として、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加の方法を選択することとした。

ウ) 固結する灰の固結回避法の検討

クエンチング操作（湿潤－乾燥）の繰り返し回数と SH の発現強度を図 3.2.2-9 に示す。図より、1 回程度の操作では、以前として $200\text{kg}/\text{cm}^2$ 程度の強度を呈しているが、その後、急激に強度は低下し、型枠から取り出す際も崩れるようになった。図中には固結しない灰 KI の支持力も示したが、2 回以上の繰り返しで SH の強度は KI と同等となった。以上より、重金属溶出について検討する際の、SH の固結しない状況は、5 回の湿潤－乾燥工程を繰り返して作り出すこととした。

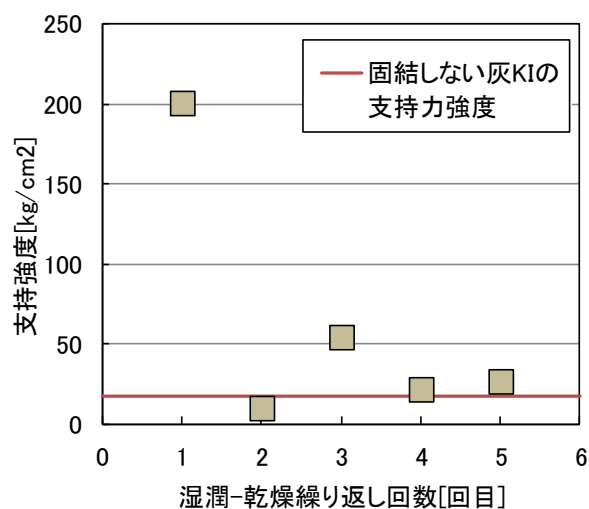


図 3.2.2-9 固結する灰 SH の湿潤乾燥繰り返しによる固結回避（発現強度の低下）

エ) 同一の灰での「固結化」と「非固結化」が重金属溶出に与える影響

8 週間継続したカラム試験における pH、Ca、Pb、Zn の累積溶出量を図 3.2.2-10、図 3.2.2-11、図 3.2.2-12、図 3.2.2-13 に示す。

まず、pH は、両灰とも、固結すると pH は初期に 13.5 以上と極めて高く、その後若干低下するものの 12 以上を維持した。固結を回避した系では、大気雰囲気下では 10～11 程度とやや低下する傾向にあり、 CO_2 雰囲気下では 7 まで低下した。

Ca の累積溶出は、固結系の一部では、抑制されたが、固結しない灰 KI に $\text{Ca}(\text{OH})_2$ を添加して固結化を促進させ KI-S-Air で上昇傾向にあった。最も顕著な溶出が起こったのは、固結を回避した系での CO_2 雰囲気である。これは、SH においては浸潤乾燥の繰り返しにより生成された calcite が、また KI においては元々存在していた calcite が pH の低下により溶出しているためであると考えられる。すなわち、固結回避をしても、本研究で設定したような極端な CO_2 暴露環境下は、浸透水中の炭酸濃度上昇による pH の低下で、含有金属の溶出につながる恐れがあると言える。

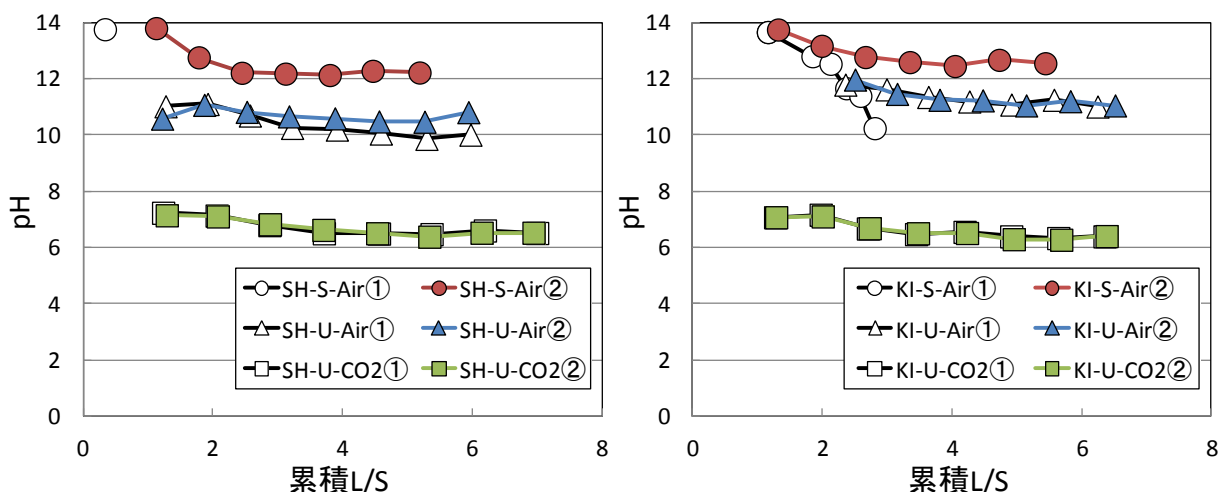


図 3.2.2-10 長期カラム試験における pH の変化（左：灰 SH、右：灰 KI）

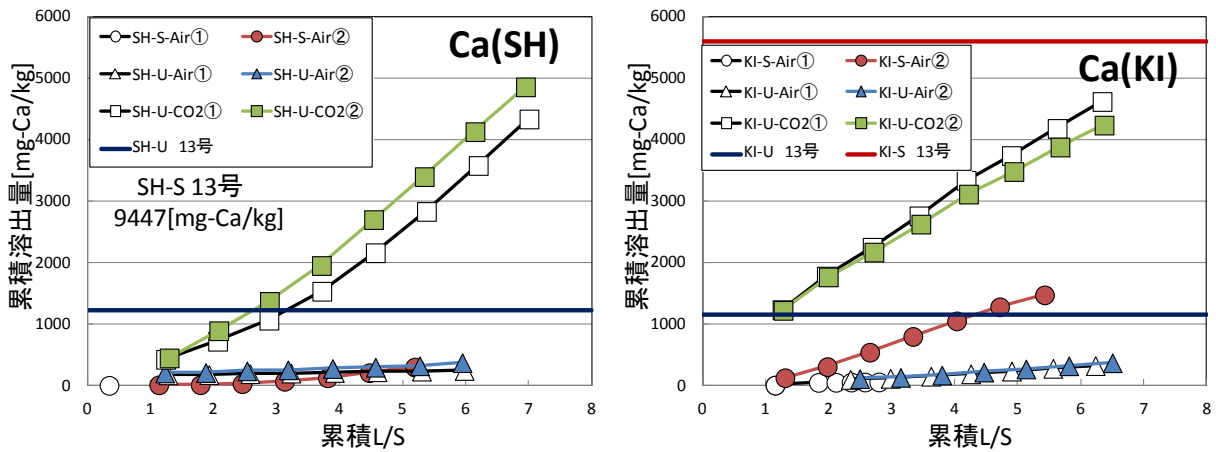


図 3.2.2-11 長期カラム試験における Ca の累積溶出 (左：灰 SH、右：灰 KI)

重金属に関しては、Pb の溶出が顕著に起こったのは、いずれの灰においても固結させた系 (SH-S-Air、KI-S-Air) であり、いずれにおいても溶出は継続傾向にあった。これは、図 3.2.2-10 に示したとおり、固結系では、通気性や透水性の低下で炭酸化が阻害され、高 pH の上昇が続くために、両性金属である Pb の溶出が促進されたものと考えられる。この点から、固結は強アルカリで溶出する重金属の放出抑制には機能しないと言える。一方、Zn については、Pb 同様に固結系では、SH において pH の高い初期に著しい溶出が確認されたが、以降の溶出は微量であった。ただし、Ca と同様に pH が 7 付近にまで低下した CO₂ 暴露系では、図 3.2.2-13 に示すとおり溶出は継続し、13 号溶出試験の値を遙かに上回るものとなった。Ca の溶出と同様の原因であると考えられる。

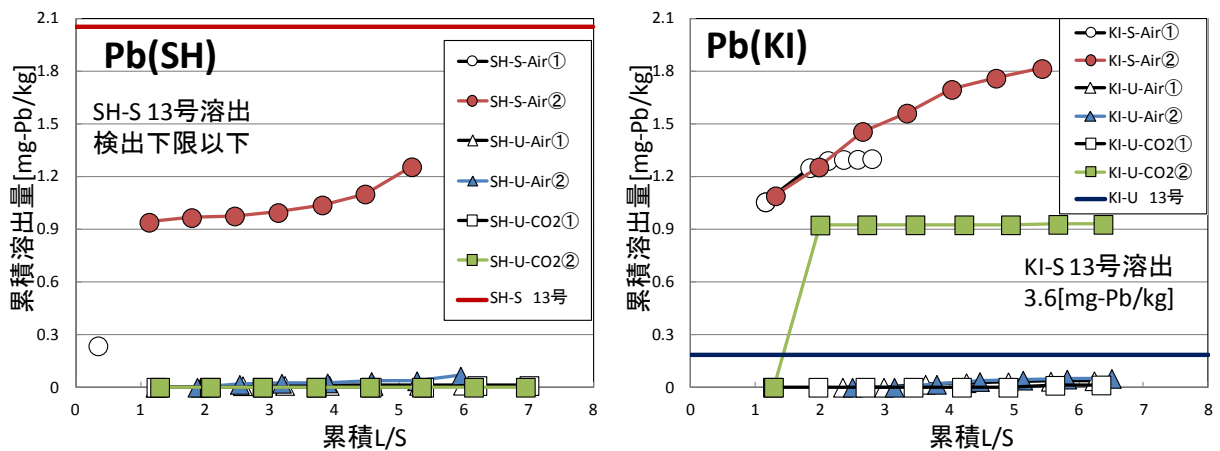


図 3.2.2-12 長期カラム試験における Pb の累積溶出 (左：灰 SH、右：灰 KI)

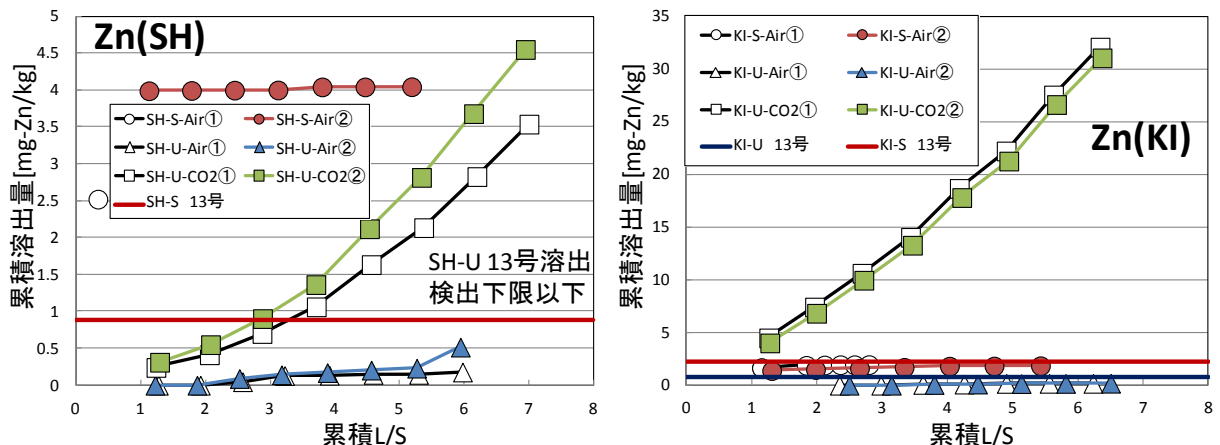


図 3.2.2-13 長期カラム試験における Zn の累積溶出 (左：灰 SH、右：灰 KI)

以上の長期カラム溶出試験からわかることは、焼却灰の固結化は、塩類の放出抑制には貢献するものの、内部の高 pH 状態の継続に繋がり、両性金属の溶出を促すこととなる。したがって、重金属放出の観点からは固結化は回避されるべきである。一方、極端な CO₂ 暴露等により、焼却灰の pH が 7 程度にまで低下することは、calcite や Zn 等の溶解を促進することから、これもまた避けられるべきである。今回、最も溶出が抑制されたのは、固結化を回避した状態で、大気環境下におかれたものであった。これらについては、pH は 10~11 であり、多くの金属の溶解度曲線が最も低くなる pH に近いレンジであり、このような状態が維持されることが重金属類の放出抑制に繋がるものであると思われる。固結抑制は、未反応の Ca を CaCO₃ に変化させる事である。CaCO₃ が以降の層内環境における pH の緩衝剤となれば、例えば、水中の calcite の平衡 pH は 9.9、大気環境下で 350ppm の CO₂ が存在する場合の calcite の平衡 pH は 8.3 である。したがって、焼却灰中に存在する Ca が calcite に変化し、それが長期的に存在し続ければ、極端な重金属類の溶出は起こらないことが期待される。すなわち、焼却灰中の Ca を炭酸化させ、固結を防ぐことは、重金属類の溶出抑制に有効である。

e) 固結した状態と非固結の状態における時間経過にともなう金属の存在形態の変化

図 3.2.2-14 と図 3.2.2-15 に、各灰の固結可能状態の固結前(-S)、固結可能状態の固結後(-S-Air)、元々

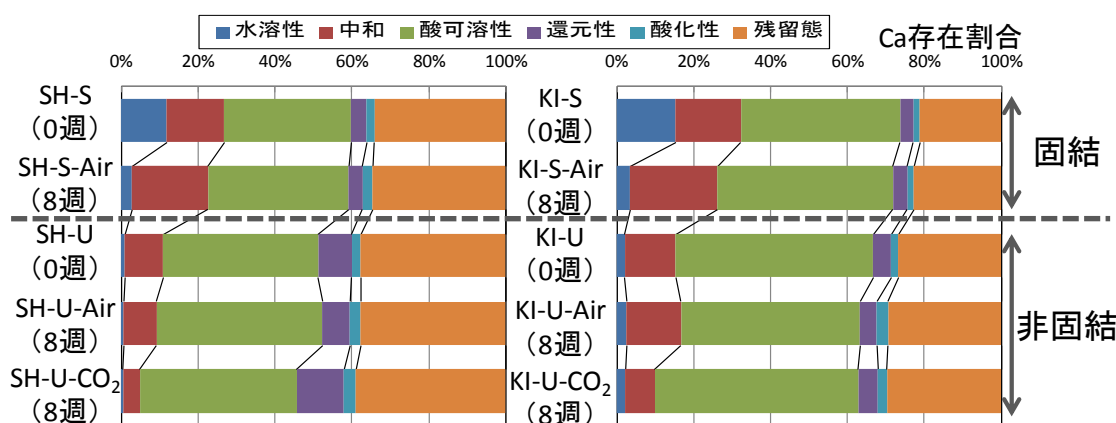


図 3.2.2-14 Ca の存在形態の変化 (左 : 灰 SH、右 : 灰 KI)

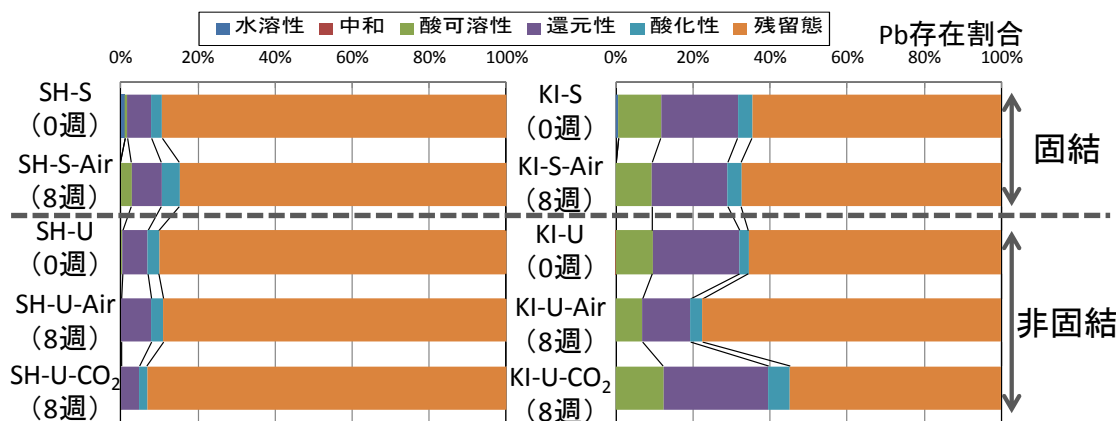


図 3.2.2-15 Pb の存在形態の変化 (左 : 灰 SH、右 : 灰 KI)

固結しない状態、もしくは固結回避状態(-U)、固結回避状態での 8 週の実験後(-U-Air もしくは-U-CO₂) の Ca と Pb の形態を示した。Ca は、いずれの灰においても固結する系では、元々は水溶性と酸中和画分が多いが、固結を回避する系ではそれら易溶成分が無くなり、酸可溶性の割合が多くなる。これはすなわち、CaO や Ca(OH)₂ から CaCO₃ への変化を示している。相対的な割合であるが、8 週経過することで、酸可溶性以降の難溶性割合が増える傾向にある。一方、Pb においては、元々から酸可溶性あるいは還元性画分が大半を占め、実験によって大きくは変化しなかった。

(5) まとめ

焼却灰の固結が透水係数低下、塩類溶出、重金属放出に与える影響を検討した。以下の成果を得た。

- 複数の焼却灰を対象にした固結化および透水性の確認から、顕著に固結し、透水性が低下する灰が存在することが確認できた。
- 焼却灰 SH は、2ヶ月の試験期間で固結によって透水性が 80~90%減少した (1/10 となった)。固結しない焼却灰 KI も透水性の減少がみられたが、空隙率の減少によるものであった。
- 固結する焼却灰 SH の塩類の洗い出しは、本来、一価で移動性の高い Cs、K、Cl⁻も 13 号溶出試験における溶出量の 6 割程度にしか達せず、溶出が抑制される傾向にあった。これらの溶出は L/S=6 程度で停止する傾向にあり、13 号試験での溶出量に達する可能性は極めて低かった。
- 一方、固結しない焼却灰 KI は、洗い出しは順調に進行し、累積溶出量は 13 号試験の溶出量に到達した。すなわち固結が生じなければ、13 号試験で溶出する量のものは確実に洗い出されるといえる。
- これらの結果から、固結が透水性を低下させ、結果的に洗い出されるはずであったものを焼却灰層に閉じこめる作用を持つことが解った。
- X 線回折、熱重量分析の結果から、焼却灰の固結は $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ の反応によって炭酸カルシウムが増加することにより進行すると考えられた。
- 焼却灰の固結により抑制された塩類の放出は、水の流れ場が変わっても抑制され続けた。
- 固結する灰の固結回避には湿潤・乾燥操作の繰り返しが効果的であった。理由は、未反応の Ca 化合物の炭酸化を促進したためと考えられた。
- 固結しない灰を固結化するには、900°Cによる脱炭酸化もしくは Ca(OH)_2 の添加が有効であった。
- 固結により高 pH の状態が維持されることは、Pb などの両性金属の溶出を促した。一方、極端な炭酸化等で pH が中性付近に落ちること Ca や Zn の放出を増大させた。固結を回避した状態で、calcite によって層内の pH が緩衝され続ければ重金属の溶出リスクは小さい。

参考文献

花嶋正孝 (1998) 今後の廃棄物埋立研究の手法, LS 研ニューズレター, Vol.4, No.6.

今井敏夫, 朝倉 宏, 遠藤和人, 井上雄三 (2006) 埋立処分された都市ごみ焼却主灰の固化メカニズム, 第 17 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.971-973.

東條安匡, 田中信壽, 松藤敏彦, 松尾孝之 (2002) 焼却灰層内の不飽和水分移動に関する実験的研究, 土木学会論文集, No.720/VII-25, pp.77-88.

今井敏夫, 朝倉 宏, 遠藤和人, 井上雄三 (2007) 混合埋立による都市ごみ焼却主灰の固化抑制, 第 18 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.827-829.

花嶋正孝, 松藤康司 (1986) 「焼却灰」の埋立特性と今後の課題, 都市清掃, Vol.39, No.150, pp.15-23.

花嶋正孝 他 (1988) 廃棄物の土質工学的特性への取り組みと課題, 都市清掃, Vol.41, No.163, pp.148-167.

平田登基男 他 (1987) プラスチック混入率が土質力学特性に及ぼす影響, 第 8 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp.187-190.

土居洋一, 今泉繁良, 山田充彦 (2000) 一般廃棄物焼却灰の土質特性の経時変化, 土木学会論文集, No.659/III-52, pp.203-112.

3.2.3 廃棄物の混合による物性改善効果の評価

(1)はじめに

日本は国土が狭く最終処分場用地の確保が極めて困難なことから、焼却による減量化、無害化、安定化を図った後、残渣を管理型処分場に埋立処理することを廃棄物処理の基本としてきた。このため現在では、一般廃棄物の約80%が焼却され埋立ごみの大半が焼却残渣で占められるようになった(樋口、2003)。

一般廃棄物処分場の主要な埋立物である焼却灰には、未燃分等からなる有機物が含まれている。早期安定化のためには、こうした有機物は速やかに分解される必要があるが、粒子が細かいために通気性が悪く、好氣的分解に必要な大気中の酸素の進入を防げるため、有機物の分解に長い期間が必要となる。早期安定化を目指すために、経済的かつ安全的かつ確実な埋立処理技術が求められる。現在までに多くの研究で、好氣的な雰囲気は廃棄物の早期安定化に良い影響を及ぼすことが示されているが、具体的に埋立廃棄物内部の好氣的な雰囲気を高める研究は少ない。そこで本研究では、実際の埋立地で実現可能で、好氣的な雰囲気を高める手法について検討した。

好氣的な雰囲気を作り出す方法の一つとして、埋立層内部の通気性を上げ、外気の内部進入を向上させ、有機物の好氣性分解を促進する方法が考えられる。主要な埋立物である焼却灰の通気性が悪く、好氣的分解に必要な大気中酸素の進入を妨げている原因は、粒子が細かいためである。すなわち、通気性を向上させるためには、大きな粒子を持つ他の廃棄物を混合してから埋め立てるといった手段が考えられる。そこで、本研究では、混合する廃棄物として、焼却灰以外の主要な埋立物である不燃破碎残渣を選定し、通気性の向上、大気侵入の向上が可能かを検討した。

外気の内部進入の駆動力は、内外温度差(移流)と濃度勾配(拡散)である。有機物の分解により内部が高温となるため、ガスの上昇流が生じる。また、分解によって内部の酸素濃度が低下するため、外気中の酸素が拡散進入する。そのため、大気侵入を評価するためには、これらの流れ(移流と拡散)に寄与する物理特性が重要となる。そこで、移流分を評価するために透気係数、拡散分を評価するために屈曲率を測定対象とした。具体的には、通気性を向上させると考えられる不燃破碎残渣を焼却灰へ混合し、その割合を変化させて、その時の透気係数と屈曲率を測定した。

(2)理論

外気の内部進入の駆動力は、分解反応熱に伴う気体の上昇などによる内外温度差(移流)と分解反応によって生じる濃度勾配(拡散)二通りである。移流は透気係数で評価する。拡散は屈曲率で評価する。

a) 多孔体中のガスの流れ

1) 透気係数

透気係数は、総気圧勾配に応じて多孔質体におけるガスの対流を制御する。ダルシー則に基づいて、式(1)によって表される以下の関係によって透気係数を測定することができる。固有透気係数 K (ガス存在下の多孔質体だけに依存) は、式(2)を使用して推定できる。

$$K_g = \frac{vL}{P_0 - P_L} \quad \dots\dots \quad \text{式(1)}$$

$$K = \varepsilon K_g \quad \dots\dots \quad \text{式 (2)}$$

K_g はガスの透気性 ($\text{m}^2\text{Pa}^{-1}\text{s}^{-1}$)、 v はダルシーのガス流速 (m/s)、 L は起点からの距離、 P_0 は起点の圧力 (Pa)、 P_L は距離 L での圧力 (Pa)、 K は固有透気係数 (m^2) そして ε はガス粘性 (Pas) である。

1) 屈曲率

多孔質体の構造は毛管モデルで表わせる。毛管モデルでは、定半径のチューブの集合で細孔径を表現する。廃棄物層内は気相、液相、固相に分類できる。ガス種が二つ以上ある系の中で濃度差が生じると、濃度を均等に保つために成分分子の移動が生じる。圧力が一定の条件で、拡散について Stephan-Maxwell 方程式が成り立つ (Kallel, 2004)。

$$-\frac{P}{RT} \frac{\partial x_1}{\partial z} = \left(\frac{N^D_1 x_2 - N^D_2 x_1}{D^0_{12}} \right) \frac{\xi}{\varepsilon} \quad \dots\dots \quad \text{式 (3)}$$

P は全圧 (Pa)、 R は気体定数 ($\text{m}^3\text{Pa mol}^{-1}\text{K}^{-1}$)、 T は温度 (K)、 i, j はガスの種類、 x_i は組成 i のモル分率、 D^0_{ij} は混合気体 i, j の気体拡散係数 (m^2s^{-1})、 N^D_i は構成要素 i の拡散流 ($\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)、 z は空間座標 (m) である。

二つの気体のうち一つは当初存在し、そして二つ目の気体が導入されたとき、以下が成り立つ。

$$x_1 + x_2 = 1 \quad \dots\dots \quad \text{式 (4)}$$

$$N^D_1 + N^D_2 = 0 \quad \dots\dots \quad \text{式 (5)}$$

式 (3) を変形し

$$-\frac{P}{RT} \frac{\partial x_1}{\partial z} = \frac{N^D_1}{D^0_{12}} \frac{\xi}{\varepsilon} \quad \dots\dots \quad \text{式 (6)}$$

物質保存則と気体が反応しない条件で、次式が成り立つ。

$$-\varepsilon \frac{P}{RT} \frac{\partial x_1}{\partial t} = \frac{\partial N^D_1}{\partial z} \quad \dots\dots \quad \text{式 (7)}$$

式 (7) が式(6)の解として、下記の式が得られる。

$$\frac{\partial^2 x_1}{\partial z^2} = \left(\frac{\xi}{D^0_{12}} \right) \frac{\partial x_1}{\partial t} \quad \dots\dots \quad \text{式 (8)}$$

実験している間に濃度の変化がカラムの底部に届かないと仮定する。式 (8) の解として、下記のように書ける。erf は誤差関数である。

$$x_1(z, t) = 1 - \text{erf} \left(\frac{1}{2} \frac{\sqrt{\xi}}{\sqrt{D^0_{12}}} \frac{z}{\sqrt{t}} \right) \quad \dots\dots \quad \text{式 (9)}$$

b) 埋立地下部からの酸素消費速度

田中ら(1986)によると、気相による酸素が埋立地下部から進入の機構は、分解反応熱などによる内外の温度差と濃度差によって、廃棄物層下部の大気開放されている集排水管から空気が流入することによる。層内と外気の温度差による移流と濃度勾配による拡散フラックスが伴うとき酸素進入距離に関する以下の関係式が成立する。

$$(\lambda - L) - \left(\frac{1}{\alpha} \right) [1 - \exp\{-\alpha(\lambda - L)\}] = 0.21 \frac{\alpha}{\beta} \quad \dots\dots \quad \text{式 (10)}$$

ここで、

$$\alpha = \frac{\xi}{\varepsilon} \frac{RT}{P} \left(\frac{1}{DK_1} + \frac{0.21}{D_{12}} + \frac{0.79}{D_{13}} \right) (-F)$$

$$\beta = \frac{\xi}{\varepsilon} \frac{RT}{P} \left(\frac{1}{DK_1} + \frac{0.21}{D_{12}} + \frac{0.79}{D_{13}} \right) (-R)$$

ここで、 $(\wedge - L)$ は酸素の進入深さ (m) であり、 P は全圧 (Pa)、 R は気体定数 ($8.314 \text{ m}^3 \cdot \text{Pa}/\text{mol}/\text{K}$)、 T は温度 (K)、 D_{ij} は混合ガスのガス拡散係数 (m^2/s) (下添えは 1: 酸素 (以下 O_2)、2: 二酸化炭素 (以下 CO_2)、3: 窒素 (以下 N_2) + アルゴン (以下 Ar))、 D_{kl} は酸素のクヌーセン拡散係数 (-)、 ξ は屈曲度係数 (-)、 ε は空隙率 (-) は F は移流ガスフラックス ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)、 $-R$ は酸素消費速度 ($\text{mol}/\text{m}^3/\text{s}$) である。

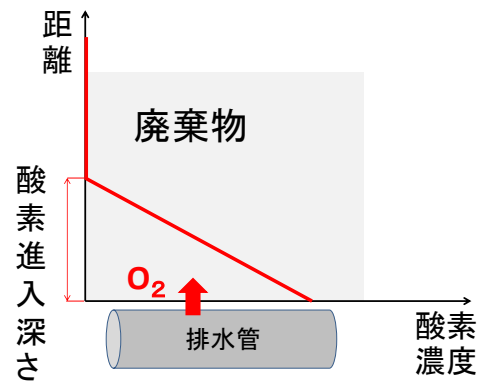


図 3.2.3-1 酸素進入深さの概略図

廃棄物層内酸素進入深さの概略を図 3.2.3-1 に示した。廃棄物層内の酸素消費が進むと層内が嫌気状態になり、酸素が廃棄物層下部の排水管から進入する。酸素が存在する層内の高さが酸素進入深さとなる。

c) 廃棄物の酸素消費速度

有機物好気性生物分解は、好気性菌または通性嫌気性菌が酸素を消費することで、炭酸ガスと水に分解する。つまり一定重量の廃棄物において発生した炭酸ガスの濃度を測定することで、その廃棄物の酸素消費量を知ることができる。

本研究では、WTW 社製オキシトップ (以下 Oxitop) を使用した。この器具は、密封容器内において廃棄物の好氣的分解を行い、容器内で発生した炭酸ガスを水酸化ナトリウム (以下 NaOH) に吸着させることで起こる容器内圧力減少を経時的に測定することで酸素消費量を測定する。経時変化によって圧力差が生じることは、容器内の CO_2 が NaOH に吸収されたことを示している。また密閉された容器内に CO_2 が無限に存在することはないため、容器内の圧力が減少し続けることは、微生物が廃棄物を分解した結果、 O_2 を CO_2 に変換したと考えられる。測定された圧力の差を酸素消費量に変換する式は、理想気体の方程式から導かれる (Baumann, 1990)。

$$n = \frac{P \cdot V}{R \cdot T} \quad \dots\dots \text{式 (11)}$$

ここで、 n : 吸収された CO_2 モル数 (mol)、 p : 圧力差 (Pa)、 V : 容器体積 (m^3)、 R : 気体定数 ($8314 \text{ J}/\text{mol}/\text{K}$)、 T 培養温度 (K) である。

本研究では、 p を hPa、体積を mL、培養温度を $35.0 \text{ }^\circ\text{C}$ の条件で実験を行ったため、気体定数を導入し、式 (11) を変換すると

$$n = P \cdot V \cdot 3930 \cdot 10^{-8} \quad \dots\dots \text{式 (12)}$$

となる。 n : 吸収された CO_2 モル数 (mol)、 p : 圧力差 (hPa)、 V : 容器体積 (mL) である。ここで算出された CO_2 モル数は有機物好気性分解の略式により分解される O_2 のモル数と等しいといえる。さらに、この値を実験時間 t と試料 M の質量で割ると、廃棄物の単位体積、単位時間当たりの酸素消費量が算出される。

$$\theta \text{ (廃棄物の酸素消費量)} = n/t/M \quad (\text{mol-O}_2/\text{g/h})$$

(3) 試料と実験方法

a) 試料採取

本研究では、埋立廃棄物として一般廃棄物焼却主灰、不燃破碎残渣を用いて実験した。焼却灰は2012年10月18日に国内の一般廃棄物清掃工場（焼却、ストーカ式）にて採取、破碎残渣は2013年10月9日に国内の一般廃棄物最終処分場にて採取した。また、これらを9.5 mmのふるいにかけてものを用意した（図3.2.3-2）。

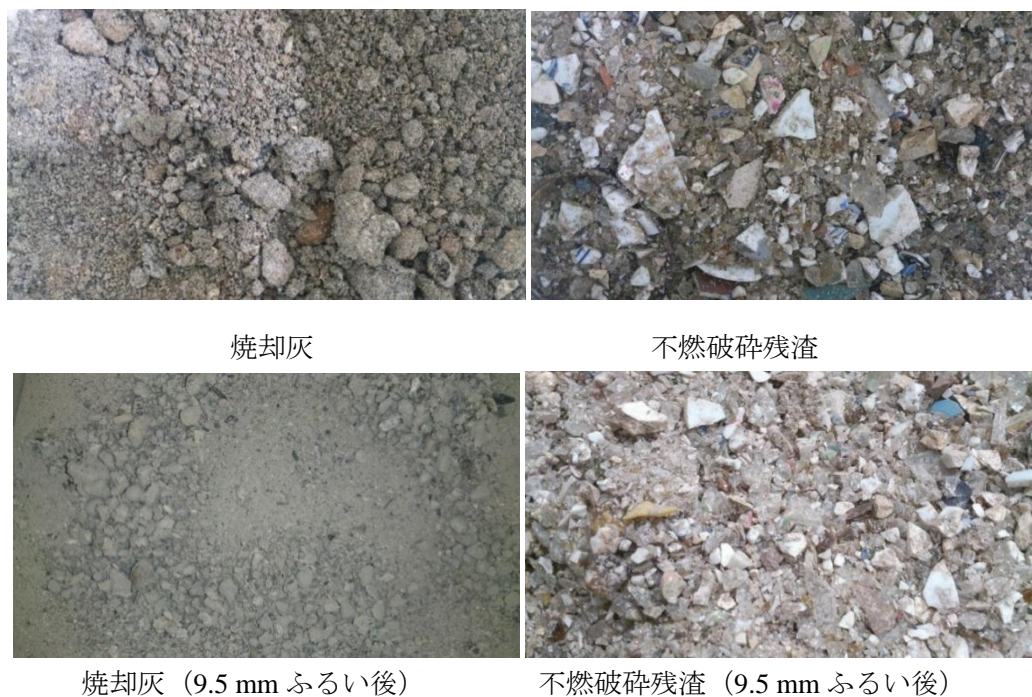


図 3. 2. 3-2 試料の写真

b) 試料の基礎特性

試料の基礎特性として、密度、粒度、含水率を測定した。

c) 透気係数

本実験で使用する試料は、あらかじめ9.5 mmのふるいにかけてものを用いた。試料をカラム（図3.2.3-3）に充填した。この時、試料間の空隙を減らすために、時々試料をプラスチック製ランマーを用いて叩き、充填した。

蛇口付の1.0Lのポリ瓶とカラムの下部をつなぎ、ポリ瓶から蒸留水を注ぎカラム内を蒸留水で満たした。この時、ポリ瓶をカラムよりも高い設置することで、水圧によりカラム内を蒸留水で満たした。12~24時間放置した後、カラムを横に倒し、通

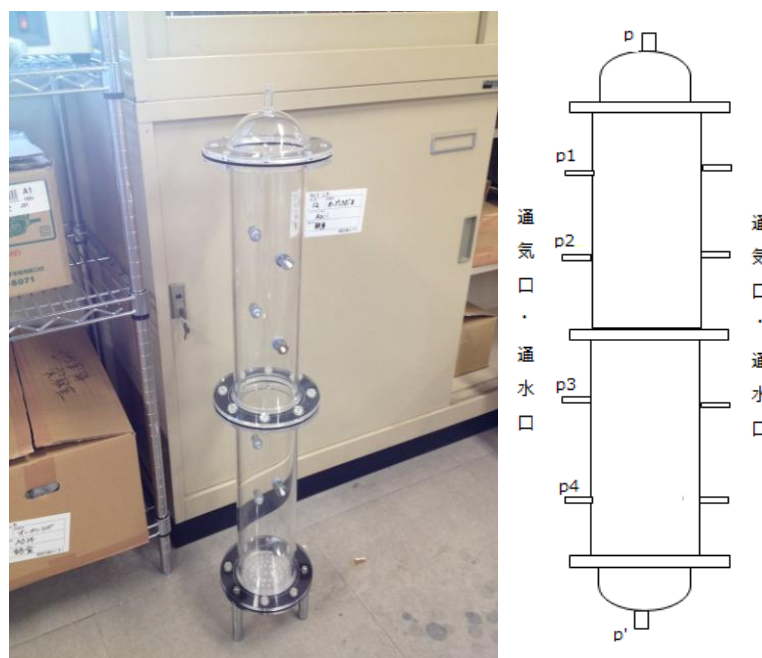


図 3. 2. 3-3 カラムの写真と概念図

気口、通水口、 p 、 p' をすべて空け、24時間重力脱水を行った。

通気口、通水口をすべて塞ぎ、 p と流量計、 N_2 ガスボンベをつなぎ、 p_1 と p_2 を差圧計でつないだ。ガスボンベの栓を開け、カラム内に N_2 を流入させたときの p_1 と p_2 の差圧と流量を測定した。同じように p_1 と p_3 、 p_1 と p_4 の差圧と流量を測定した。測定した記録より以下の式を用いて透気係数を求めた(図3.2.3-4)。これを3回行い、平均をとった。

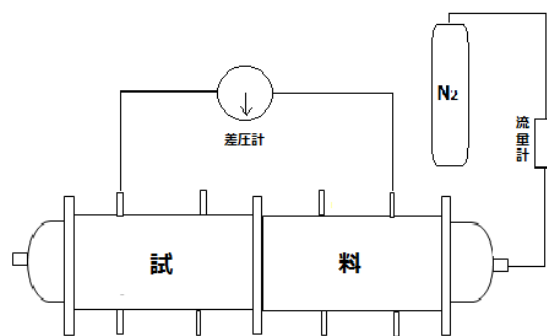


図 3. 2. 3-4 透気係数の測定

d) 屈曲率

透気係数の測定が終了した後、そのまま N_2 を流し続けカラム内を N_2 で満たした。その後、 p 、 p' をふさぎ N_2 を止めた。 p から Ar を注入し始めるとともにストップウォッチで時間の計測を開始した。この時、 Ar 注入用のチューブは針状となっており、注入量はカラムの反形状の空隙に Ar が満たされる程度を少量とした。また、 Ar の流量を統一するために、ガスボンベと Ar 注入用のチューブの間に流量計をつなぎ、流量を2 mLとした。

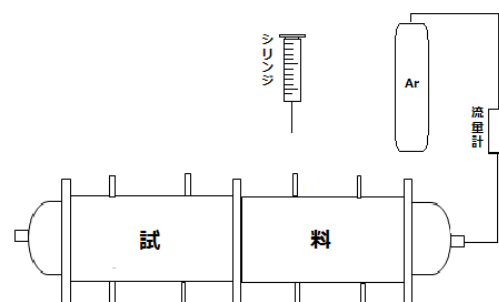


図 3. 2. 3-5 屈曲率の測定

1.0 mLのシリンジを用いて p_1 からガスを0.6 mL採取し、ガスクロに注入して分析し、採取時の時間を記録した。この時、ガスクロでの分析時間は5分間とした。同じように p_2 、 p_3 、 p_4 からガスを0.6 mL採取し分析した(図3.2.3-5)。これを4回繰り返した。測定した記録を用いて、カラム内の Ar 気体のモル分率を求めた。その後、誤差関数を用いて屈曲率を求めた。 z : P からガス採取口の距離(m)、 t :ガス採取した時の時間(s)、 ξ :屈曲率、 D_{12}^0 :拡散係数($1.87 \times 10^{-5} m^2/s$)である。これを3回行い、平均をとった。

e) 酸素消費速度

本実験で使用する試料は、あらかじめ9.5 mmのふるいにかけた試料を用いた。植種溶液は、土壤抽出水を採用した。質量体積比10% (w/v)の土壤抽出水を植種溶液とした。500 mlのポリ瓶にBOD栄養緩衝液ピロー6 mLサイズ(HACH)を1000倍希釈したものを入れ、これを栄養塩類含有緩衝液とした。OxiTop容器に試料20 g、蒸留水18 mLを入れた。この時、溶解液がアルカリ性を示す場合があり、アルカリ性環境下では水素が発生することが報告されていることから(鈴木和将, 2009)、試料の測定時に、圧力に影響を及ぼし、正しい値を測定できない可能性があった。そのため、試料の測定時には塩酸(1+2)溶液で適宜中和を施し、およそpH7.0の値に調整した。その後、栄養塩類含有緩衝液0.5 mLと土壤植種溶液1 mLを測り取り、OxiTop容器に入れ、かき混ぜた。容器上部にあるゴム管内に CO_2 吸収用の水酸化ナトリウムを3 gずつ顆粒状のまま入れ、測定ヘッドを閉めた。これを3つ作り、試料容器をインキュベーター内へ移し、35.0 °Cで管理を行った。OxiTopコントローラーを取扱書に従って操作し、圧力測定を開始した。各試料につき3つずつ測定し、14日間の経時変化を記録した。

f) 焼却灰への不燃破碎残渣混合による透気性の向上

本実験は、焼却灰の通気性を上げるため、不燃破碎残渣を用いて焼却灰と表 3.2.3-1 の割合で混合した。試料混合した後、透気係数と屈曲率、水分特性曲線を求めた。

表 3.2.3-1 焼却灰に対する不燃破碎残渣の割合

	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
焼却灰 (vol%)	100	95	90	85	80
不燃破碎残渣 (vol%)	0	5	10	15	20
	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10
焼却灰 (vol%)	75	70	65	60	0
不燃破碎残渣 (vol%)	25	30	35	40	100

(4)実験結果

a)試料の基礎特性

各試料についての特性値を表 3.2.3-2 に、各試料の粒径分布を図 3.2.3-6 に示した。

表 3.2.3-2 試料の基礎特性

	密度 (g/cm ³)	含水率 (元の試料) (%)	含水率 (9.5mm 以上) (%)	含水率 (9.5mm 以下) (%)
焼却灰	2.13	46.93	19.20	47.19
不燃破碎残渣	2.32	3.01	1.90	0.13

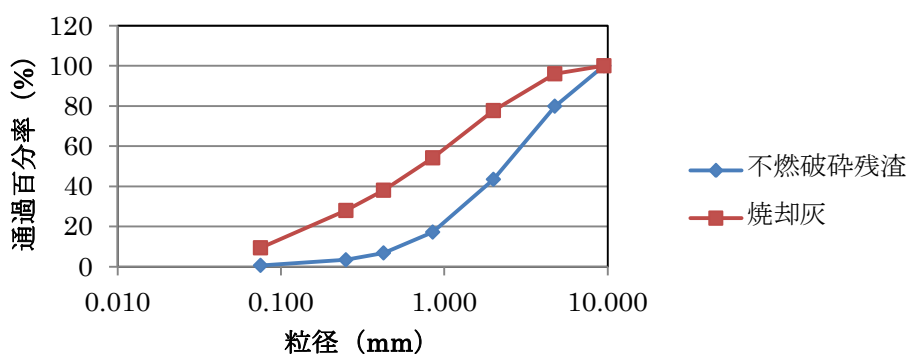


図 3.2.3-6 試料の粒径分布

b)透気係数、屈曲率、酸素消費速度

焼却灰と不燃破碎残渣の混合物に対する透気係数を以下の表 3.2.3-3、図 3.2.3-7 に示した。

表 3.2.3-3 焼却灰と不燃破碎残渣の混合物に対する透気係数

	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
透気係数 (m ²)	6.10E-12	1.40E-11	9.03E-11	1.42E-10	1.67E-10
	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10
透気係数 (m ²)	1.88E-10	2.57E-10	2.10E-10	2.68E-10	5.49E-10

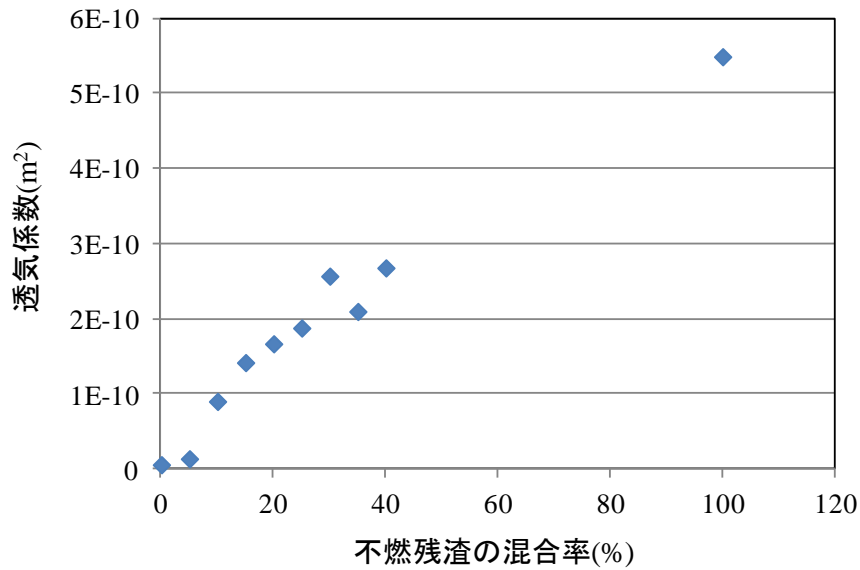


図 3. 2. 3-7 焼却灰と不燃破碎残渣の混合物に対する透気係数

透気係数は、混合率が上がるごとに上昇し、40%の添加で約 2 桁改善した。焼却灰と不燃破碎残渣の混合物に対する屈曲率を以下の表 3.2.3-4、図 3.2.3-8 示した。

表 3. 2. 3-4 焼却灰と不燃破碎残渣の混合物に対する屈曲率

	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
屈曲率 (-)	2.49	0.83	0.81	1.43	1.98
	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10
屈曲率 (-)	3.28	2.61	1.19	2.30	2.33

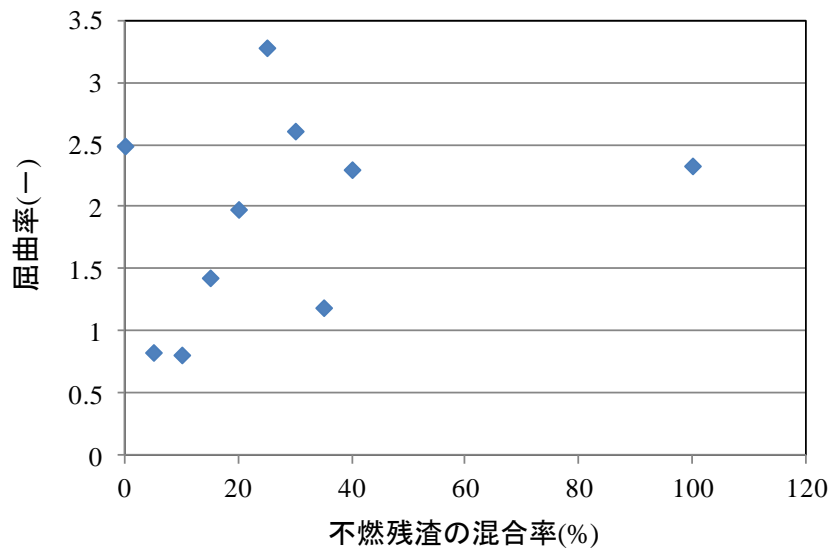


図 3. 2. 3-8 焼却灰と不燃破碎残渣の混合物に対する屈曲率

経過時間に対する焼却灰と不燃破碎残渣の容器内圧力変化を、図 3.2.3-9、図 3.2.3-10 に示した。容器内の圧力が減少していることから、容器中の CO₂ が NaOH に吸収されていることがわかる。圧力の減少より求めた酸素消費速度を表 3.2.3-5 に示す。

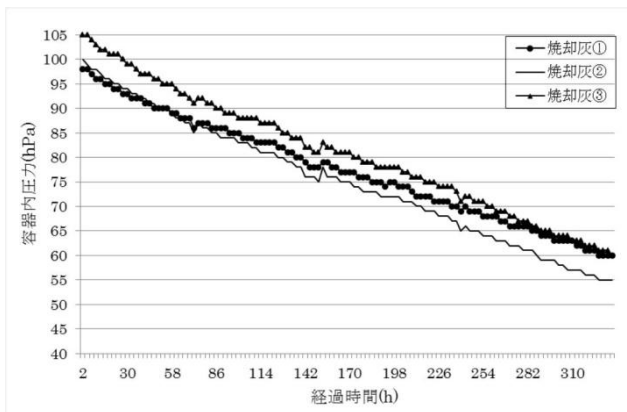


図 3.2.3-9 経過時間に対する焼却灰の容器内圧力変化

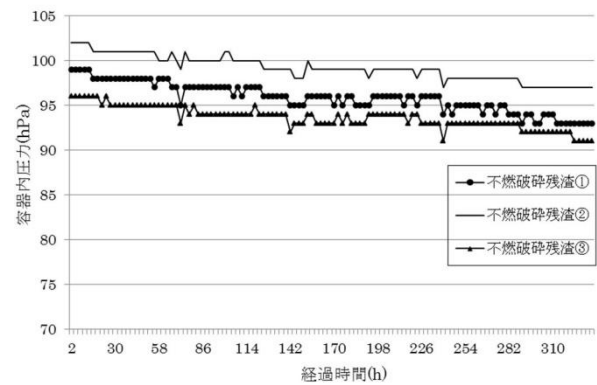


図 3.2.3-10 経過時間に対する不燃破碎残渣の容器内圧力変化

表 3.2.3-5 焼却灰と不燃破碎残渣の酸素諸費速度

	酸素諸費速度 (mmol-O ₂ /d/kg)
焼却灰	1.55
不燃破碎残渣	0.17

(5)考察

a) 焼却灰への不燃破碎残渣混合による埋立地下部からの酸素進入

得られた透気係数と屈曲率から、外気に含まれる酸素が埋立層内に進入する深さをシミュレーション計算し。その結果を図 3.2.3-11 に示す。

温度差が無い場合は、内外の酸素濃度勾配のみ拡散で進入する。内外温度差が 0 °C ($\Delta T=0$) の時は、不燃破碎残渣を約 40 vol% 混合しても 1 m 程度までしか酸素進入しなかった。しかしながら、図 3.2.3-11 が示したデータから、内外温度差が 30 °C の場合には、移流による酸素進入が発生するため、40% 程度の混合で 5 m 程度の酸素進入深さが得られた。ただし、埋立地の平均的な深さは一般的に 10 m 程度であるため、内外温度差 30 °C、不燃物残渣混合率 40vol% の環境下では嫌気ゾーンができてしまうと考えられる。しかしながら、今回のシミュレーションは下部からの酸素進入（準好気性構造）だけを考慮しており、埋立層上部からも多少の酸素進入が見込めることから、実際には酸素侵入深さはより深くなると予想される。

b) 今後の展望

濃度勾配による酸素進入よりも温度差による酸素進入の方が、酸素が進入できる深度が大きく、温度差が重要であることがわかった。内外温度差 30 °C、不燃物残渣混合率 40vol% の環境下ではいまだに嫌気ゾーンができてしまうため、さらに透気性の向上が必要である。また、好気的環境を確保したときの安定化の速度が不明である。今後の展望として、好気的環境を確保したときの利点を評価するために、通気量と安定化の速度との関係を把握することが必要である。

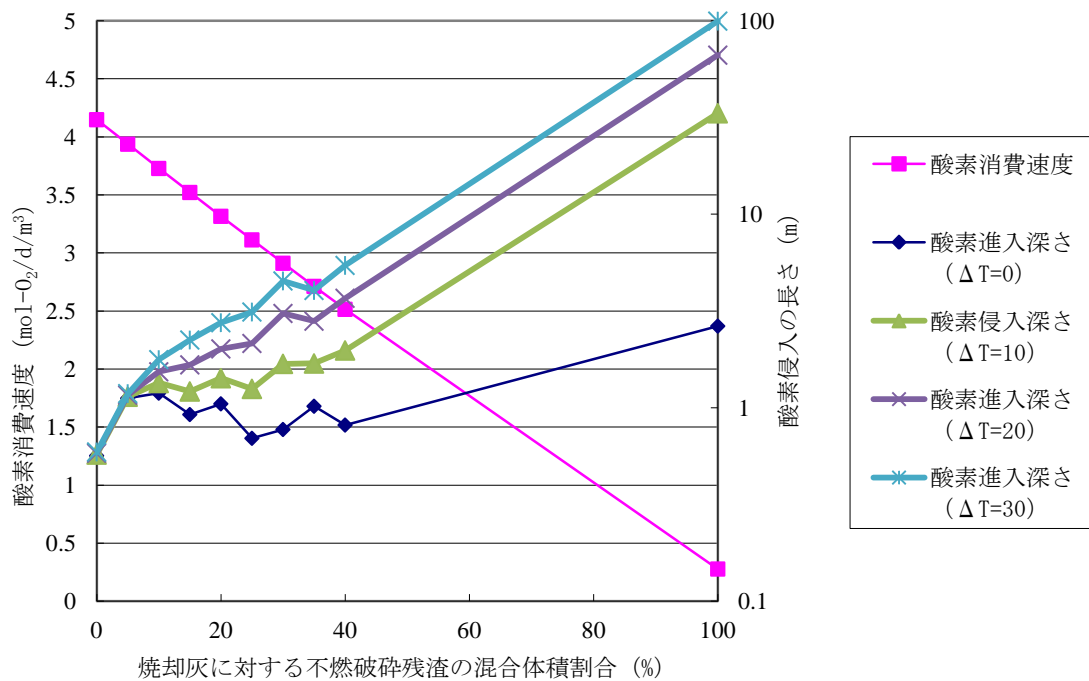


図 3.2.3-11 不燃破碎残渣の混合による酸素進入の改善

(6)結論

本研究では、埋立られた焼却灰中の有機物の安定化を促進するために、大きな粒度を持つ他の廃棄物を混合して通気性を改善し、好気性領域の拡大が可能か否かを検討した。具体的には、透気性の悪い焼却灰に対し、透気性を向上させると考えられる不燃破碎残渣の混合割合を変化させ、その時の透気係数と屈曲率を測定した。また、焼却灰と不燃破碎残渣の酸素消費速度を測定し、透気係数と屈曲率の測定結果と共に、内部で酸素消費が起こる場合の移流拡散モデル作成し、埋立地内部への酸素進入をシミュレーションした。

結果として、焼却灰と不燃破碎残渣廃棄物の混合で、透気性は向上することが明らかになった。また、濃度勾配による酸素進入（拡散侵入）よりも、温度差による酸素進入（移流）が重要であった。内外温度差が 30℃ の場合には、移流による酸素進入が発生するため、40%程度の混合で 5 m 程度の酸素進入深さが得られた。

参考文献

樋口壮太郎 (2003) 焼却残渣埋立処分における問題対策から焼却処理に望むこと, 第 14 回廃棄物学会研究発表会小集会発表資料, pp.7-11.

Kallel, A., Tanaka, N., Matsuto, T. (2004) Gas permeability and tortuosity for packed layers of processed municipal solid wastes and incinerator residue, Waste Management & Research, Vol. 22, pp.186-194.

田中信壽・高畑恒志・神山桂一 (1986) 廃棄物埋立処分場における大気中酸素の廃棄物層への侵入深さとフラックスについて, 衛生工学研究論文集, 第 22 巻.

Baumann, U., Schefer, W. (1990) Textilveredelung, No.25, 7/8, pp248-251.

鈴木和将 (2009) セメント系材料を用いた都市ごみ焼却飛灰の固化技術に関する研究, 廃棄物資源循環学会論文誌, Vol. 20, No. 5, pp. 320-331.

3.2.4 中間処理残渣の埋立戦略

(1) 既往研究による中間処理残渣の埋立戦略

わが国の準好気性埋立や欧米のバイオリクター型埋立等の従来の埋立処分技術は、大気や水を導入することにより、廃棄物に含まれる「有機物」の早期安定化を指向した技術である。焼却残渣や不燃物破碎残渣等の中間処理残渣中の有機物は少なく、「有機物」という点では、埋め立てる前にほぼ安定化していると見なせる。ただし、福島第一原子力発電所事故に伴って東日本の広域で生じた一般廃棄物焼却残渣等の放射性セシウム汚染は、従前の技術で、水溶性の無機物（塩類）を埋立地内に封じ込める、あるいは浸出水としての排出を制御することの困難さを露呈させた（山田・遠藤, 2012）。こうした問題は、中間処理残渣の埋立処分に関し、埋立地の安定化や長期的な環境安全性とは何かを問い直し、新たな埋立戦略を示す必要性を誘起したものと言える。そこで、本研究では我が国や欧米、主に焼却残渣の埋立処分に関する論考をレビューし、新たな戦略について議論した。

a)方法

埋立地 (landfill) + {dry tomb、焼却残渣 (MSWI ash)、重金属 (heavy metal)、バイオリクター (Bioreactor) または Final Storage Quality} をキーワードに文献検索を行った。

b)結果と考察

現在、主な埋立処分技術として、廃棄物を遮水層で囲って降水の浸透と浸出水の漏出を防止する Dry Tomb（乾燥墓場）型埋立（Lee and Jones Lee, 1996）、廃棄物の生物学的な安定化を促進するために水や空気を注入する等の操作を行う Bioreactor 型埋立地（Reinhart et al. 2002）、埋立地内外の温度差による対流でガス抜き管と集排水管を通じて内部に大気を導入する準好気性埋立（Hanashima et al., 1981）がある。これら埋立技術は、廃棄物に含まれる有機物に起因する、主に浸出水経路での汚濁物質の環境への放出を抑制しようとするものである。

一方、底灰と飛灰（排ガス処理残渣）から成る焼却残渣に含まれる主な成分は無機物であり、底灰では多くは酸化物として、飛灰では塩として存在する。重金属類では Cr が底灰と飛灰の両方に、Cu が底灰に、揮発性の Cd、Hg、Pb、Zn が飛灰に多く含まれる。初期には比較的高い濃度の無機塩と中低濃度の重金属類が浸出水に溶出する。溶出が進むと、pH と酸化還元電位に依存するが、次第に低濃度となる。一方、浸出水中の有機物は僅かである（Hjelmar, 1996）。したがって、焼却残渣が主体である埋立地において制御しなければならないのは、有機物の分解ではなく無機物、特に重金属類の流出である。

Hjelmar（1996）は、都市ごみ焼却残渣埋立のオプションとして表 3.2.4-1 を挙げている。

表 3.2.4-1 都市ごみ焼却残渣埋め立てのオプション（Hjelmar, 1996）

埋め立てオプション	底灰	排ガス処理残渣	混合灰
完全隔離／Dry Tomb	No	Possible	No
浸出水隔離・集水	Yes ^a	Yes ^a	Yes ^a
制御汚染放出	Yes ^b	May be ^b	May be ^b
非制御汚染放出	No ^c	No ^c	No ^c

a 制御された汚染放出への要件が満たされない場合（例えば埋立初期）。

b 要件が満たされた場合。残渣の前処理・現位置処理後、または埋立後期。

c 最終保管基準（Final Storage Criteria）を満たした場合のみ

「完全隔離」は、埋立地に全ての面を不透水性のバリアーで囲み、降水の侵入を完全に遮断するものである。埋立物が有するリスクが長期に渡って最大のまま維持されるため、封じ込め機能が損なわれた時点で環境汚染が生ずる。後の処理や再利用を前提とした短期的な保管の方法として適当である。「浸出水隔離・集水」は埋立地の底面を遮水して、動的に、浸出水を集排水し処理する方法である。隔離機能の耐用年数以上の維持管理は不適當であり、溶出促進対策等と組み合わせて埋立初期に用いることが提案されている。「制御汚染放出」は、静的な、地質学的に安定な覆土等により浸透水量、すなわち浸出水フラックスを制御し、周囲環境に受容可能な程度の漏出を許すものである。排ガス処理残渣（飛灰やスクラバー処理残渣）に対しては、埋立前処理による汚染物の溶出性や廃棄物の透水性の改善が必要である。特に対策をとらない「非制御汚染放出」は焼却残渣の場合は適用できないとしている。

埋立地の終点は「非制御汚染放出」で環境に影響を与えない状態であり、Final Storage Quality (FSQ) と呼ぶ (Belevi and Baccini, 1989)。Hjelmar et al. (2011)は FSQ の定義を表 3.2.4-2 のように分類している。

表 3.2.4-2 様々な FSQ の定義 (Hjelmar et al., 2011)

タイプ	持続可能性	土壌、水（および大気）への エミッション	静的な環境保全システム に必要な地盤安定性
A	周囲環境と平衡	埋立地と周囲環境の間の汚染物の濃 度勾配なし	重要ではない
B	（濃度を）周囲環境が 受け入れられる	汚染物の間隙水／間隙濃度レベルを 周囲環境が受け入れられる	あまり重要ではない
C	（フラックスを）周囲環 境が受け入れられる	埋立地からの汚染フラックスを周囲 環境が受け入れられる	長期安定性が必要

汚染物を含有する廃棄物の埋立に際して、どのような人工的な隔離 (containment) を行なっても、将来それが崩壊して含有物が移動することは避けられない。少なくとも埋立地の管理を終えた後には、過度ではない自然地盤環境程度の浸透水フラックスに曝されることを想定する必要がある。(汚れていない) 石やガラスのような本質的に不活性な廃棄物以外は、含有される重金属類等の化学形態の長期変化が予想できないことを考慮すると、タイプ C の FSQ を想定しなければ何も処分することができない。よって焼却残渣の埋立では、立地に依存する周囲環境が受容可能な汚染フラックスの設定が最大の課題である。

具体的な焼却残渣の埋立処分戦略としては、埋め立てる前の汚染物除去・固定化がある。灰洗浄 (Higuchi and Hanashima, 1999)、熔融スラグ化 (Jung et al., 2005)、セメント等による固型化 (LaGrega et al., 1994) などが挙げられる。灰洗浄と、特に熔融スラグ化には専用の施設設置と追加の費用の問題がある。セメント固型化は比較的安価な方法であるが、耐久性と汚染フラックスの関係 (Kosson et al., 1993) を明らかにする必要がある。一方で、埋立後に廃棄物層に積極的に通水して洗浄する方法がある。デンマークでは廃棄物からの洗い出しを促進するために透水性がある覆土を用いている (Hjelmar et al., 2011)。わが国の処分場においても同様の運用をしている事例が多い。この方法に対しては、本研究チームで取り組んでいる通水量の設定、均質に通水する方法、焼却残渣の固結化防止が課題である。埋め立てられている廃棄物全体に対して洗浄の終点、すなわち FSQ を達成する時間とそれを評価する方法を明らかにしなければならない。上記のどの方法においても（無機性の）汚染物は洗浄汚泥や熔融飛灰等の残渣に転化・濃縮される。山元還元によって重金属類を再利用する方法もあるが、性状や費用によって全てが

利用可能ではない。

これらの課題を解決する戦略として、廃棄物自体に埋立初期に構造体としての **containment** の機能を、また長期的に汚染フラックス制御（低透水性と低溶出性）の機能を持たせたセメント固型化埋立が考えられる。これは、低レベル放射性廃棄物の埋設処分や放射性セシウム汚染廃棄物の最終処分に倣ったものであり、焼却残渣埋立の早期安定化の方法として既に実施も稼働している（山田ら, 2013）。この方法では、また、セメント固型化物により強固な地盤が形成されるため、埋立後の跡地に価値が付加される。

c)結論

中間処理残渣、特に焼却残渣について内外の研究をレビューした。焼却残渣が主体である埋立地において制御しなければならないのは無機物、特に重金属類の流出である。汚染物を含有する廃棄物の埋立に際して、どのような人工的な **containment** を施しても、長期的にはそれが破損して浸透水フラックスに曝されることを想定する必要がある、立地に依存する周囲環境が受容可能な汚染フラックスの設定が埋立戦略において最大の課題である。受容可能性評価や処理残渣の問題を解決する方法として、廃棄物自体に構造体としての **containment** の機能と汚染フラックス制御（低透水性と低溶出性）の機能を持たせたセメント固型化埋立が考えられる。

参考文献

- Belevi, H. and Baccini, P. (1989) Long term assessment of leachates from municipal solid waste landfills. Sardinia 89: Second International Landfill Symposium, Porto Conte, Italy. VolII: XXXIV.
- Kosson, D. S., Kosson, T. T., van der Sloot, H. A (1993) Evaluation of solidification/stabilization treatment processes for municipal waste combustion residues, EPA/600/R-93/167.
- Hanashima, M., Onishi, K., Kuroki, T., Yamasaki, K. (1981) Heat and Gas Flow Analysis in Semiarobic Landfill. Journal of the Environmental Engineering Division-Asce, 107(1), pp.1-9.
- Higuchi, S., Hanashima, M. (1999) Wash-out solid waste landfill system, Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. 1. CISA Publisher, Italy, pp. 337-344.
- Hjelmar, O. (1996) Disposal strategies for municipal solid waste incineration residues. Jour. Hazardous Materials 47, pp.345-368.
- Hjelmar, O., Hansen, JB., Mohr, M., Nedenskov, J., Shceutz, C., Stentsoe, S. (2011) Sustainable Landfilling: Some Conceptual and Practical Issues, Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Jung, C-H, Matsuto, T., Tanaka, N. (2005) Behavior of metals in ash melting and gasification-melting of municipal solid waste (MSW), Waste Management, Vol.25, pp.301-310.
- LaGrega, M.D., Buckingham, P.L., Evans, J.C. (1994) Hazardous Waste Management, McGraw-Hill.
- Lee, G. F., Jones-Lee, A. (1996) Dry Tomb Landfills, MSW Management, Vol.6(1), pp.82-89.
- Reinhart, D.R., McCreanor, P. T., Townsend, T. (2002) The bioreactor landfill: Its status and future, Waste Management and Research, Vol.20, pp.172-186.
- 山田正人, 遠藤和人 (2012) 一時保管と最終処分, 都市清掃, Vol.65 (305), pp.28-34.
- 山田正人, 山口藤吉郎, 佐藤昌宏, 小保方 聡 (2013) 圧縮成型コンクリート固型化による放射性セシウム溶出抑制効果の評価, 第 24 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.308-309.

(2) ケーススタディ：セメント固形化埋立の可能性

焼却残渣など汚染物を含有する廃棄物の埋立に際して、どのような人工的な封じ込め（containment）を行っても、将来それが崩壊して含有物が移動することは避けられない。溶融や洗浄などの汚染物除去・固定化を行ったとしても、汚染物が転化・濃縮された溶融飛灰や洗浄汚泥の再利用や処分の問題が残る。もう一つの戦略として、廃棄物自体に埋立初期に構造体としての封じ込め機能を、また長期的に汚染フラックスの制御の機能を持たせたセメント固型化埋立が考えられ、焼却残渣の早期安定化の方法として既に実施も稼働している（山田ら 2013）。本研究では、セメント固型化埋立の埋設構造体および汚染物封じ込めの機能を評価するため、実処分場を模擬した条件下で、重金属類等を添加した焼却残渣をセメント固型化した供試体（テストピース）を作成し、重金属類等の溶出特性や強度等を調べた。

a) 方法

1) 試料と材料

固型化する試料には流動床炉による都市ごみ焼却飛灰を用いた。固型化材には、高炉セメント（B種）を用いた。

表 3.2.4-3 に示す重金属類等を純水で希釈して 50%溶液としたものを、供試体作成の 24 時間前に飛灰に表 3.2.4-3 に示す添加量になるように加えて攪拌した。

表 3.2.4-3 重金属類等の添加量

化合物	CdCl ₂	PbCl ₂	As ₂ O ₃	HgCl ₂	NaF	B	CsCl
添加量(g/kg)	0.41 as Cd	0.50 as Pb	1.3 as As	0.018 as Hg	0.51 as F	0.675 as B	2.1 as Cs

なお、あらかじめ試験に用いた飛灰と高炉セメント（B種）に対して溶出試験（昭和 48 年環境庁告示第 13 号法）を行ったところ、溶出液に添加した重金属類は検出されなかった。

1) 固型化供試体の作成

高炉セメント（B種）と重金属類を添加した飛灰を電動式小型ミキサーに投入して、約 15 分間無水の状態で攪拌した。攪拌した試料に水を噴霧しながら鋼製モールド（φ 110 mm×高さ 100 mm）に投入し、層厚 5cm ごとに油圧ジャッキで上部より鉛直方向から 0.03、3 および 25 t/m² で転圧しながら圧縮成型を行った。その後、固型化供試体は鋼製モールド（以下、型枠）で 7 日間日陰で養生した後、型枠より脱型して、7、21 および 28 日間室内で養生した。材料の最終的な配合量は表 3.2.4-4 の通りで、水セメント比は 37.5%である。

表 3.2.4-4 固型化における配合量

材料	重量(kg)	重量比率(%)
飛灰	4.0	42
高炉セメント（B）	4.0	42
水	1.5	16

1) 溶出試験

0.03、3 および 25 t/m² で圧縮成形し、計 28 日間の養生を行った固型化供試体 1 検体ずつをタンクリーチング試験に供した。溶媒には蒸留水を用い、液固比（重量比）は 10 として、供試体を静置にて浸漬

後、2日、8日、32日間後に溶媒中の重金属類等の濃度を測定した。なお、検液の採取時に溶媒の入れ替えは行わなかった。

エ) 一軸圧縮強度試験

25 t/m²で圧縮し、養生期間計14日、28日、35日の固型化供試体、それぞれ1検体、6検体、3検体について、地盤工学会基準（岩石の一軸圧縮試験方法：JGS2521）に準じて一軸圧縮強度を測定した。

カ) 透水試験

25 t/m²で圧縮し、養生期間計28日の固型化供試体について、技術書院発行『コンクリート総覧「11.コンクリートの物理的性質」、「11.3 水密性 (2)透水性のインプット法②浸透水量法」に準じて透水試験を行った。試験前に供試体の側面に不透水性の樹脂を塗布した。供試体の質量を測定した後に透水試験装置に設置し、試料中心部（直径5cmの範囲）に約5 kgf/cm²の水圧を30日、50日、100日間加えた。それぞれの加圧日数について3検体ずつ供試体を用いた。試験後に装置から取り外し、試験後の試料質量を測定した。質量測定後、試料を割裂し、加圧した範囲の表面から水の浸透深さをノギスで測定した。浸透深さは、2つに割裂した双方の試料で端部から約35mmの位置から約10mm毎に5点計測した。

b) 結果

ア) タンクリーチング試験

添加した重金属類等のうち、32日間の試験で溶媒中に検出されたのは図3.2.4-1に示す総水銀とセシウムのみであった。総水銀は浸漬32日目に転圧力0.003および3 t/m²の供試体において添加量の約0.002%に相当する量が溶出した。セシウムでは、転圧力0.003 t/m²の供試体において、浸漬8日目に添加量の約0.1%、32日目に約0.4%に相当する量が、また転圧力3 t/m²および25 t/m²の供試体で、浸漬32日目にそれぞれ約0.04%と約0.03%に相当する量が溶出した。

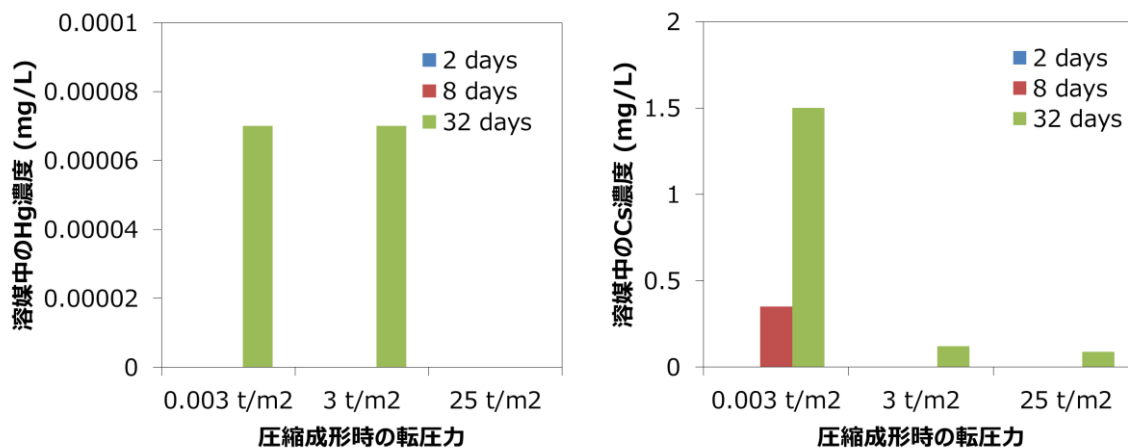


図 3.2.4-1 タンクリーチング試験結果

イ) 一軸圧縮強度試験

固型化供試体に対して行った一軸圧縮強度試験結果を表3.2.4-5に示す。養生日数が長くなると供試体の湿潤密度は若干低下したが、一軸圧縮強度は50~71 N/mm²の範囲で、養生日数および湿潤密度との明確な関係は見られなかった。

表 3. 2. 4-5 一軸圧縮強度試験結果

試料 No.	養生日数 (day)	質 量 (g)	湿潤密度 (g/cm ³)	一軸圧縮強度 (N/mm ²)
D14-1	14	2,429	2.225	50.1
D28-1	28	2,458	2.240	52.0
D28-2	28	2,432	2.201	52.7
D28-3	28	2,450	2.241	58.0
D28-4	28	2,479	2.243	71.0
D28-5	28	2,415	2.185	52.7
D28-6	28	2,498	2.225	66.2
D35-1	35	2,448	2.200	62.5
D35-2	35	2,426	2.187	62.4
D35-3	35	2,447	2.197	58.1

ウ) 透水試験

5 気圧の水圧を与えた透水試験の結果を表 3.2.4-6 に示す。加圧日数 50 日の供試体で水の浸透が観察されたが、透水係数は 10^{-12} ~ 10^{-13} cm/sec のオーダーにあり、水密性は極めて高いといえる。

表 3. 2. 4-6 5 気圧下における透水試験結果

試料 No.	加圧日数 (day)	平均浸透深さ (cm)	圧入水量 (cm ³)	透水係数 (cm/sec)
D30-1	30	0	0	0
D30-2	30	0	0	0
D30-3	30	0	0	0
D50-1	50	0.12	2.0	5.66×10^{-13}
D50-2	50	0.13	5.2	1.59×10^{-12}
D50-3	50	0.08	2.7	5.09×10^{-13}
D100-1	100	0	0	0
D100-2	100	0	0	0
D100-3	100	0	0	0

c) 考察

今回固型化供試体の作成に用いた配合比および転圧等の条件は、実際に焼却残渣をセメント固型化して埋め立てている最終処分場の方法を模擬したものである。水セメント比 40%以下、転圧力 25 t/m^2 という条件下で、金属等を含む廃棄物の固型化に関する基準（昭和 52 年環境庁告示 5 号）で求められているコンクリート固型化物の一次圧縮強度 0.98 MPa ($=\text{N/mm}^2$) をはるかに超える、 50 N/mm^2 という、無筋コンクリート構造物として十分な、密で強固な固型化体が形成された。透水係数では最大 10^{-12} cm/sec という最終処分場における遮水シート以上 (10^{-9} cm/sec、遮水工協会 2007) の水密性を有していた。すなわち、本法で作成したセメント固型化体は、少なくとも短期的には、単体で最終処分場構造に求められる要件を満たしている。

タンクリーチング試験では、転圧力 25 t/m^2 の固型化供試体においてはセシウムのみが溶出が観察された。透水試験より高気圧下における平均浸透厚さが 0.1 mm であったことを考えると、溶出は主に表面で生じたと考えられる。その他の重金属類等は、セメント水和物との相互作用、難溶塩としての沈殿（川戸 2010）などにより、固型化体内に保持されていたものと考えられる。また、転圧力 25 t/m^2 より小さい固型化供試体で総水銀の溶出が観察されたことは、強い転圧による空隙の減少が溶出抑制に効果的であることを示している。放射性廃棄物のセメント固化体に関する研究（寺島ら 1972）では、セメント水和物との相互作用がないセシウム等の物質は、固化体内空隙の拡散で溶出しうること示している。

100年以上使用されたコンクリート構造物の劣化を調べた研究（横関ら 1998）では、総体としての強度には問題はないものの、水分の影響により表面から 70mm 程度までセメント分の溶出にともなう劣化が観察されている。すなわち、骨材がほとんど含まれない焼却残渣のセメント固型化体を、中性化が起こりにくい地下に埋設する条件でも、有害物質等の封じ込めを長期的に維持するためには、むきだしの固型化体と水との接触を避ける方策が重要となる。

その方策としては、埋設地表面のキャッピング、固型化体の容器への収納、固型化体のセメントや樹脂などによる被覆などが考えられるが、これら方策の長期的な安定性を含めたセメント固型化による Containment 機能の評価については今後の検討課題としたい。

d) まとめ

焼却残渣のセメント固型化体の埋設構造物および汚染物封じ込めの機能を評価するため、実処分場を模擬した条件下で、重金属類等を添加した飛灰をセメント固型化した供試体（テストピース）を作成し、重金属類等の溶出特性や強度等を調べた。

水セメント比 37.5%以下、転圧力 25 t/m² という条件下で作成した φ110 mm×高さ 100 mm の固型化供試体は、一時圧縮強度および透水係数が最終処分場の構造に求められる要件を満たしていた。また、タンクリーチング試験では強い転圧が溶出抑制に効果的であることを示唆された。有害物質等の封じ込めを長期的に維持するためには、むき出しの固型化体と水との接触を避ける方策が重要となると考えられた。

本研究の実施に多大なご協力をいただいた（株）フジコーポレーションに感謝いたします。

参考文献

川戸ら (2010) 焼却灰のセメント固化試験 I-模擬焼却灰の基本的固化特性-, JAEA-Technology 2010-13.

遮水工協会 (2007) 遮水シート日本遮水工協会自主基準, <http://www.nisshakyo.gr.jp/pdf/sheet.pdf>

寺島ら (1972) セメント固化体中 ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁶⁰Co の溶出機構について, 土木学会論文報告集, Vol.201, pp.51-60.

横関ら (1998) 100年以上経過した地下コンクリート構造物の耐久性について, コンクリート工学年次論文報告集, Vol.20(1), pp.251-256.

山田ら (2013) 圧縮成型コンクリート固型化による放射性セシウム溶出抑制効果の評価, 第 24 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.308-309.

3.2.5 まとめ

本節では、中間処理残渣の早期安定化について、焼却灰の固結の生起とそれが塩類洗い出しや重金属溶出に与える影響を実験的に検討した。また、廃棄物層の通水性、通気性確保のために、廃棄物を埋立前に混合して埋め立てることを提案し、それが酸素侵入深さに及ぼす影響を明らかにした。最後に、焼却残渣の埋立戦略について既往の研究をレビューし、ケーススタディとしてセメント固形化埋立の可能性について議論した。以下に、具体的な結論を示す。

(1) 焼却灰の固結が安定化に与える影響

複数の焼却灰を対象にした固結化および透水性の確認から、顕著に固結し、透水性が低下する灰が存在することを確認した。顕著に固結する灰では、2ヶ月の試験期間で固結によって透水性が1/10にまで低下した。固結しない焼却灰での洗い出しは順調に進行し、累積の溶出量は13号試験の溶出量に到達したが、固結する焼却灰では、一価で移動性の高いCs、K、Cl⁻でさえも13号溶出試験における溶出量の6割程度にしか達せず、溶出が抑制された。これらの結果から、焼却灰の固結は、透水性を低下させ、結果的に易溶出性、易移動性元素も焼却灰層内に閉じこめてしまうことが解った。

X線回折、熱重量分析の結果から、焼却灰の固結は $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ の反応によって炭酸カルシウムが増加することにより進行することが判明した。そのため、固結する灰の固結回避には、未反応のCa化合物の炭酸化を促進する湿潤・乾燥操作の繰り返しが効果的であった。一方、固結しない灰を固結化するには、900℃による脱炭酸化もしくは Ca(OH)_2 の添加が有効であった。

重金属の溶出に関しては、固結により高pHの状態が維持されることがPbなどの両性金属の溶出を促した。一方、固結の有無に関わらず、極端な炭酸化等でpHが中性付近に落ちることがCaやZnの放出を増大させた。重金属の溶出回避に、最も望ましい状態は、固結を回避した状態で、焼却灰層内の炭酸カルシウムによって層内のpHが支配される状態であった。

(2) 廃棄物の混合による通水性・通気性の確保

埋立られた焼却灰中の有機物の安定化を促進するために、大きな粒度を持つ他の廃棄物を混合して通気性を改善し、好気性領域の拡大が可能か否かを検討した。本稿では、透気性の悪い焼却灰に対し、透気性を向上させると考えられる不燃破碎残渣の混合割合を変化させ、その時の透気係数と屈曲率を測定した。焼却灰と不燃破碎残渣の酸素消費速度、測定した混合時の透気係数と屈曲率を基に、内部で酸素消費が起こる場合の移流拡散モデルから埋立地内部への酸素進入をシミュレーションした。その結果、焼却灰と不燃破碎残渣廃棄物の混合で、透気性は向上することが明らかになった。また、濃度勾配による酸素進入（拡散侵入）よりも、温度差による酸素進入（移流）が重要であった。内外温度差が30℃の場合には、移流による酸素進入が発生するため、40%程度の混合で5m程度の酸素進入深さが得られた。なお、本稿では示さなかったが、初年度に、汚泥に他の廃棄物（スラグ、建設混合廃棄物破碎選別残渣）を混合した場合の流体移動特性の改善効果を、昨年度は、焼却灰へ粗粒径物として石を混合し、通気性の改善を試みた。これらの検討からは、極めて通気性・通水性の悪い汚泥に粗粒径物であるスラグや破碎残渣を体積割合で62%から75%程度混合すると、透水係数が10~200倍、透気係数が100~400倍程度まで向上すること、焼却灰に石を混合した場合には、透気係数は混合率45%程度の混入で急激に上昇する傾向を呈し、その混合率で屈曲率は約半分となること等が明らかになった。

(3)焼却灰安定化の戦略とセメント固形化埋立のケーススタディ

上記した2つの検討は、焼却灰等の安定化を促進する（洗い出しを促進し、存在する有機物の分解も促進する）という前提での検討であったが、ここでは、あらためて焼却灰にはどのような埋立戦略が可能かを整理した。既往の文献から、焼却残渣が主体の埋立地において制御しなければならないのは無機物（特に重金属類）の流出であり、その制御のためには、どのような人工的な容器構造を施しても長期的にはそれが破損して放出が起こることを想定する必要があることから、最も重要な戦略は、周囲環境が受容可能な汚染フラックスの設定であるとされていることがわかった。周辺環境が受容可能なフラックスとは、環境に影響しない程度であれば放出は許されるということである。そこで、安定化促進とは逆の概念であるが、容器構造に頼らずに汚染フラックスを極小化できるセメント固形化埋立についてケーススタディを行った。重金属類を添加し高濃度化したキレート処理飛灰をセメント固形化し、タンクリーチング試験に供した結果、ほとんどの重金属は溶出が抑制されたが、易溶性のCsのみ表面からの溶出が起こった。長期的な放出フラックスの低減を保証するためには、固化体の劣化を防ぎ、内部への水分の浸透を抑制することが重要であることがわかった。

3.3 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化

3.3.1 目的

本研究の3つの柱は、3.1節の中間処理残渣主体埋立地での現場調査による安定化遅延要因の解明と、3.2節で述べた中間処理残渣の早期安定化手法の検討、そして、本節で検討する機能性覆土による有害物の捕捉である。中間処理残渣の場合、様々な前処理を経て発生する残渣であるため、有害物が濃縮し、劣悪な性状を呈する傾向にある。焼却灰の場合は、特に無機物（重金属類）が濃縮しており、土壌の含有量を大きく上回る。他の選別残渣等も有用資源が回収された残渣であるため、結果として無用なあるいは望ましくない物質が残留している。

3.1節では、テストセルのような廃棄物の埋立前混合・均質化と高透水性覆土を採用すれば、易溶性塩類の洗い出しや無機元素の難溶性態への変化が早期に可能であることが示された。3.2節では、焼却灰の固結が、易溶性塩類の洗い出しを阻害し、逆に両性金属の溶出を促進することを示し、その回避手法が、焼却灰中のカルシウムを早期に炭酸塩に変換することであることを示した。さらに、焼却灰への不燃破碎残渣の混合が、有機物分解に必要な酸素侵入を促すことを示した。加えて、特に移動性が高いCs等に対応するには、全く逆の概念としてセメント固形化のような手段で放出フラックスを最小化する事も示した。

しかし、こうした対策を講じたとしても、埋立後の比較的早い時期に各種の不安定な有害物質が、埋立層から放出されることは回避できない。また、長期的な観点からも、不測の放出を防ぐためのバックアップ技術が必要である。そこで、本節では、こうした放出にも対応できるバックアップとして機能性覆土について検討した。なお、機能性覆土は3.1節で説明したテストセル内に採用されている有害物を捕捉する能力を有する覆土であり、鉄分の多い関東ローム層を母材として、鉄粉や粘土を添加することで作成される。

本節では、機能性覆土によって各種の汚濁物質や有害物質の埋立外への放出を抑止するために、始めに機能性覆土層による有機汚濁物質の吸着特性をカラム試験から評価した。次に、複数の粘土鉱物と天然土壌による1価/2価の金属類の吸着/脱着特性をバッチ型の吸脱着試験により把握し、さらに2011年以降、東日本において焼却灰中のCsが問題となっていたことから、ゼオライト、カオリン、ベントナイト等の単独での吸脱着特性を評価し、機能性覆土への添加による捕捉能力向上の可能性を検討した。

一方、3.1節で述べたテストセルにおいて使用された機能性覆土が実際に汚濁物捕捉にどのような機能を果たしていたのかを解明するために、テストセルのボーリングコアから機能性覆土部分を取り出し、機能性覆土内の元素の捕捉量を明らかにすると共に、内部に捕捉されている元素について、その存在形態を調査した。本検討は、機能性覆土による有害物捕捉が強固で、長期的に安定なものかを検証するために実施したものである。次に、機能性覆土内での有害物の捕捉と放出抑制機構を再現するシミュレーションモデルを作成し、内部での放出抑制機構の再現を試みた。最後に、機能性覆土の設計手法を検討するために、添加剤として鉄粉やゼオライトを用い、溶出抑制機構に対するそれぞれの寄与について検討した。

3.3.2 機能性覆土層による有機汚濁物質の吸着特性

(1) 目的

廃棄物最終処分場の廃棄物層から流出してくる有機汚濁物質等を捕捉固定化する機能性覆土（中間あるいは底部覆土）を開発することを目的として、機能性覆土のベース材料として、吸着能力の高い鶴ヶ島土壌を選定し、カラム試験を行い、鶴ヶ島土壌による有機汚濁物質の吸着特性を評価した。また、機能性覆土の設計諸元を得ることを目的として、土壌の吸着量および分配係数を把握した。

(2) 実験方法

鶴ヶ島土壌による有機汚濁物質の吸着特性を解明するためにカラム吸着試験を行った。カラム吸着試験において、大型模擬処分場の浸出水を供与液として用いて通液を行った。

a) 実験材料等

本試験で用いた吸着材は、埼玉県鶴ヶ島市の洪積台地から採取した火山灰土壌で、風乾した後、篩分けを行い、0.5-1.0mmに粒径を調整した土壌材料を実験に用いた。表 3.3.2-1 に実験に用いた土壌の基本的性質を示す。

本実験では、より実際の最終処分場を模擬するために、供与液に大型の模擬処分場（ライシメーター）の浸出水を用いた。大型の模擬処分場は、直径 5m、高さ 7m の鋼板製で、埋立物として、一般廃棄物の焼却灰および粗大ごみの破砕物と自販機や家電製品および OA 機器等の産業廃棄物の破砕物等が埋め立てられている。このライシメーターから初期に流出した浸出水を採取してカラム試験に用いた。表 3.3.2-2 に供与液として用いた浸出水の主要な項目の分析結果を示す。

b) カラム試験

図 3.3.2-1 にカラム試験装置の写真を示す。使用したカラムは、直径 50mm、高さ 100mm の Gneral 社製のガラスカラムである。カラム下部にガラスフィルターを設置し、ガラスビーズ 70g を詰め、その上に 0.5-1.0mm に粒度調整した鶴ヶ島土壌を厚さ 70mm になるように充填した。さらに、その上にガラスビーズ 70g を詰めた後、ガラスフィルターをカラム上部にも設置し蓋をして、カラム下部から上部に向けて蒸留水を上向流で通水させてカラム内を飽和させた。

カラム準備終了後、東京理化学器械株式会社製の定量送液ポンプを用いて、カラムに上向流で大型ライシメーターの浸出水を通水した。カラム内に通水させた流量は、0.1mL/min に設定した。カラム上部から流出してきた液は、フラクションコレクターによって 10mL 程度毎に分画採取した。分画した流出液

表 3.3.2-1 カラム試験に用いた鶴ヶ島土壌の基本的性質

	単位	数値
土の種類		0.5-1.0mm に粒度を調整した鶴ヶ島土壌
土粒子密度	kg/m ³	2,530
土の乾燥密度	kg/m ³	2,500
間隙率	---	0.746
通水流量	mL/min	0.1
ダルシー流速	mm/year	27,000

表 3.3.2-2 カラム試験に用いた浸出水の化学分析結果

	単位	数値
pH		8.8
EC	S/m	2.62
TOC	mg/L	803
T-N	mg/L	373

は、pH および導電率を測定した。さらに、島津製作所株式会社製 TOC 分析装置 (TOC-VCSH) を用いて、流出液中の TOC 濃度の測定を行った。

カラム試験は、再現性の確認のために通常の同一条件で 3 回実験を行った (C1, C2, C3)。また、カラム試験の通水速度の影響を確認するために、通常の条件より 5 倍速い 0.5mL/min に設定して実験を行った。さらに、土壌による吸着の pH の影響を明らかにするために、塩酸を用いて pH を 4 にした浸出水を調整し、この浸出水を通水したカラム実験を行った。

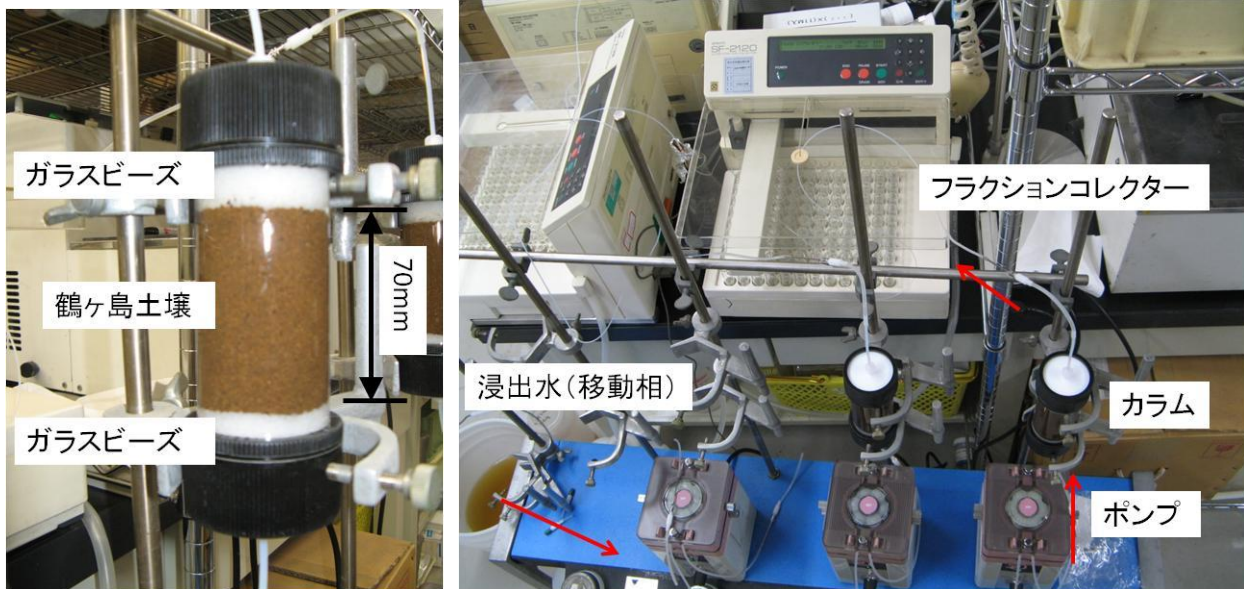


図 3.3.2-1 カラム試験装置の写真

(3) 結果および考察

a) 鶴ヶ島土壌充填カラム試験

鶴ヶ島土壌充填カラムにおける TOC の破過曲線を図 3.3.2-2 に示す。縦軸は、流出水の TOC 濃度 (C) を流入水の TOC 濃度 (C₀) で除した値 (C/C₀) を表す。また、横軸は、流出間隙体積 (Pore Volumes: PV) を示し、PV は、カラムからの積算流出水量を土壌の間隙体積で除した値である。通水速度による影響をみてみると、通水速度 0.1mL/min の時 (C1, C2, C3) と通水速度 0.5mL/min

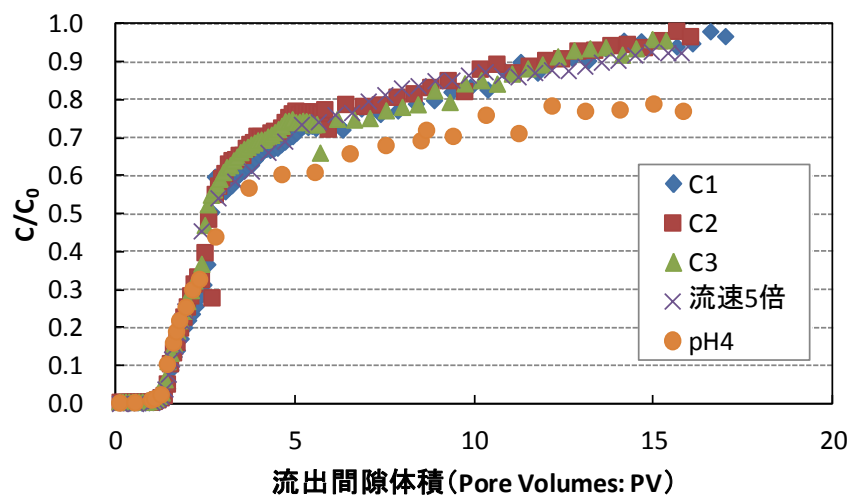


図 3.3.2-2 鶴ヶ島土壌充填カラムにおける TOC の破過曲線

(流速 5 倍) の破過曲線は、ほぼ同じであり、今回設定した実験条件では、通水速度の影響は認められなかった。次に、導入した浸出水の pH の影響についてみてみると、C/C₀=75%時に、pH を調整しない浸出水 (pH8.8, C1,C2,C3) では PV が 5 であり、pH を 4 に調整した浸出水でそれよりも大きく PV が 10

であった。流出液の pH 測定の結果、pH を調整しない浸出水では、pH7-7.5 で推移しており、pH4 に調整した浸出水では、pH が 6 程度に推移していた。pH4 に調整した浸出水を用いた実験系では、土壌の表面または有機汚濁物質の表面荷電状態が変わり、吸着量が増加したと考えられる。

カラム試験により、吸着した TOC 量を下記の式(1)により計算した。

$$S_{tot} = \phi V \int_1^{\infty} (c_0 - c) dPV \quad (1)$$

ここで、 S_{tot} :カラム内の土壌に吸着した TOC 総量、 ϕ :間隙率、 V :土壌層体積を表す。さらに、分配係数 K_d を式(2)により算出した。

$$K_d = \frac{1}{c} \cdot \frac{S_{tot}}{\rho_d V} \quad (2)$$

ここで、 ρ_d :土の乾燥密度を表す。

カラム試験の結果を上記の式(1)、(2)で解析した結果、鶴ヶ島土壌の TOC 吸着量は、4.1g/kg であり、分配係数 K_d は 5.15mL/g であった。

今回の鶴ヶ島土壌を材料とした機能性覆土を、大型模擬埋立処分場 (テストセル) に導入した場合の効果について、本試験結果による TOC 吸着量とテストセルの TOC 放出量から計算した。底部および中間覆土層に鶴ヶ島土壌を母材とした機能性覆土層を適用した場合を仮定して TOC 吸着量を算出した。なお、テストセルの初期 1 年分の TOC 総排出量は、2.75kg である。試算結果を図 3.3.2-3 に示す。鶴ヶ島土壌の配合率が 100% の場合、予測 TOC 吸着量は、51.5kg であり、流出してくる TOC 実測値 2.75kg と比較すると極めて大きく、機能性覆土は流出する TOC を吸着するのに十分な容量を有している。計算結果から、機能性覆土の鶴ヶ島土壌の配合率が 5% 以上なら、予測吸着量は、実測流出値を上回っていた。このことから、鶴ヶ島土壌をベース材料として用いた機能性覆土を実際の最終処分場に導入すれば、廃棄物層内部から溶出してくる有機汚濁物質を埋立地内部で効率的に捕捉することができるといえる。

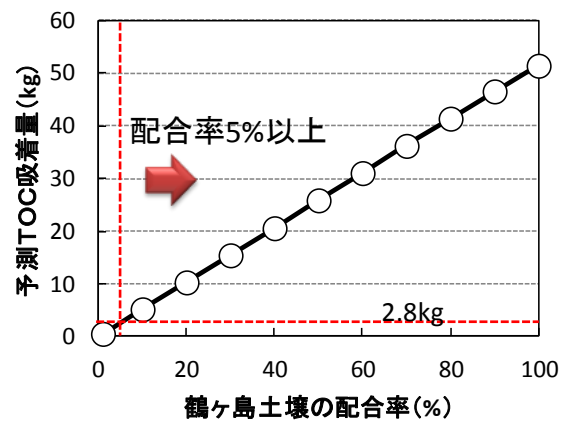


図 3.3.2-3 機能性覆土の吸着量の計算結果

(4) 結論

大型ライシメーターの浸出水中には、有機汚濁物質だけではなく、各種のイオンが多量に共存しており、そのような浸出水を通水させたカラム試験においても、鶴ヶ島土壌は、TOC 吸着量 4.1g/kg、分配係数 $K_d=5.15\text{mL/kg}$ と高い吸着能力を示した。また、種々の影響因子の検討を行った結果、浸出水を酸性に調整した条件でも、通常より高い TOC 吸着能が得られ、最終処分場の様々な条件下で、鶴ヶ島土壌が機能性覆土のベース材料として適用可能であることが示された。ただし、今回は、有機汚濁物質を TOC のみで評価しているため、今後は、他の有機汚濁物質についても評価を行っていく必要がある。

3.3.3 粘土鉱物と天然土壌による 1 価/ 2 価の金属類の吸着/脱着

(1) 目的

本研究の目的は、埋立廃棄物層から溶出してくる有害物質の反応性覆土（中間あるいは底部覆土）による捕捉・固定化機構を解明し、機能性覆土の設計手法を確立することである。

本節では、カラム試験を用いて粘土鉱物や土壌による 1 価もしくは 2 価の陽イオンの捕捉・固定機能について検討した。

(2) 実験方法

粘土鉱物と土壌による 1 価/2 価カチオンのカラム吸着試験を行った。

a) 実験材料等

本試験で用いた吸着材は、ゼオライト（新東北化学工業製ゼオフィルを 212 μm の篩に通したものの）、ベントナイト（立花マテリアル製 TB-S）、カオリン（竹原化学工業製カオリンクレイ）および土壌としては、埼玉県鶴ヶ島市の洪積台地から採取した火山灰土壌で腐植質の多い表土と無機質の心土を風乾し 2mm 以下に篩別して使用した。

吸着質としては、CsCl と SrCl₂ をカラム試験溶液とした。また、A 焼却施設から飛灰を採取し、L/S=10 で 6 時間溶出後、1 μm メンブレンフィルターで過後、この溶液に粉体の CsCl や SrCl₂ を溶解して飛灰溶液とした。

b) カラム試験

カラム試験は、図 3.3.3-1 のようなシバタ科学社製の高圧ガラスカラムを使用し HPLC ポンプにて低流量で溶出液をカラムに流し、フラクションコレクターにて 5mL ずつ採水した。また、表 3.3.3-1 に示した条件で土壌カラムを作製した。

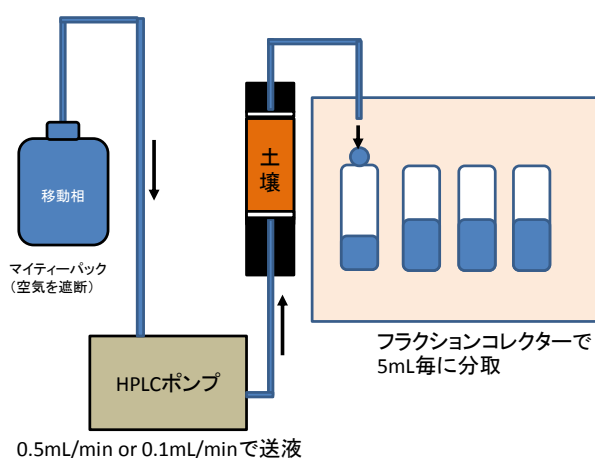


図 3.3.3-1 カラム試験装置

表 3.3.3-1 土壌カラムの設定条件

吸着材の種類	①Cs 溶液と Sr 溶液のケース				②飛灰溶液に Cs と Sr を添加したケース			溶離液流速 (mL/min)
	吸着材 (g)	ガラスビーズ (g)	カラム		吸着材(g)	カラム		
			内径 (mm)	ベッド高さ (mm)			内径 (mm)	ベッド高さ (mm)
ゼオライト	1	4	10	42.1	10	20	41.3	0.5
カオリン	4	16	20	47.4	10	20	21.7	0.5
鶴ヶ島表土	4	—	10	56.1	10	20	42.5	0.5
鶴ヶ島心土	4	—	10	65.3	10	20	41.2	0.5
鶴ヶ島心土 と ベントナイトを 混合	10 0.5	—	20	41.2	10 0.5	20	41.2	0.1

ただし、①の Cs 溶液と Sr 溶液のカラム実験時には、カラムとポンプを接続するチューブ継手が耐圧性でなかったため、通水性を確保するためにガラスビーズ（口径 0.11-0.13mm）を土壌や粘土鉱物に混合した。②の飛灰溶液使用時にはカラムとポンプの継手に耐圧ジョイントを使用したため、ガラスビーズは

使用しなかった。

ア) Cs 溶液と Sr 溶液のカラム試験

1 価と 2 価のカチオン溶液による粘土鉱物や土壌のカラム吸着量を把握するため 2.28 $\mu\text{eq/mL}$ の Cs 溶液および Sr 溶液を表 3.3.3-1 の条件でカラムに通水した。また、カラム試験における Cs および Sr の吸着現象は、溶出率 C/C_0 (C : 各カチオンの溶出濃度、 C_0 : 溶液の初期濃度) と粘土鉱物や土壌 100g におけるカチオンの吸着量(ミリ当量 : meq/100g-ads.)で示した。

表 3.3.3-2 飛灰溶液中の主なカチオン

元素	濃度 (mg/L)	当量濃度 (meq/L)
Na	2110	91.8
K	4660	119
Ca	3060	153
Sr	100	2.28
Cs	303	2.28

イ) 飛灰溶液中に溶解した Cs 溶液と Sr 溶液のカラム試験

表 3.3.3-2 に示した主成分カチオンを有する飛灰溶液に粉体の CsCl や SrCl₂ を溶解し、土壌カラムや粘土鉱物カラムに通水して Cs および Sr の吸着量を求めた。

(3) 結果および考察

a) Cs 溶液と Sr 溶液のカラム試験

1 価カチオンの Cs 溶液の粘土鉱物および土壌への吸着は、図 3.3.3-2 に示したようにゼオライト以外の粘土鉱物や土壌は急速に破過したが、ゼオライトはゆっくり破過した。 $C/Co=75\%$ 時における吸着材 100g 当たりの吸着量は、ゼオライトで最も多く 79.0meq/100g であった。ゼオライトの吸着量が多いのは、ゼオライトの鉱物結晶における多孔質中に Cs イオンが固定されたためである。同様に $C/Co=75\%$ 時におけるその他の土壌や粘土鉱物は、鶴ヶ島心土(2.2meq/100g-ads.) > 鶴ヶ島表土(2.0meq/100g-ads.) > カオリン(1.6meq/100g-ads.) であり、特にカオリンは直ぐに破過した。

次に、2 価カチオンの Sr 溶液の粘土鉱物および土壌への吸着は、図 3.3.3-3 に示したように $C/Co=75\%$

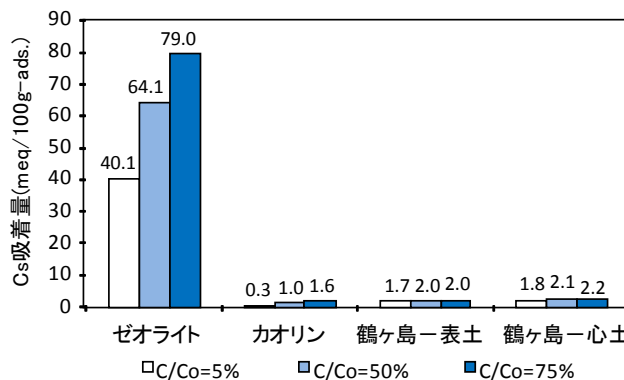
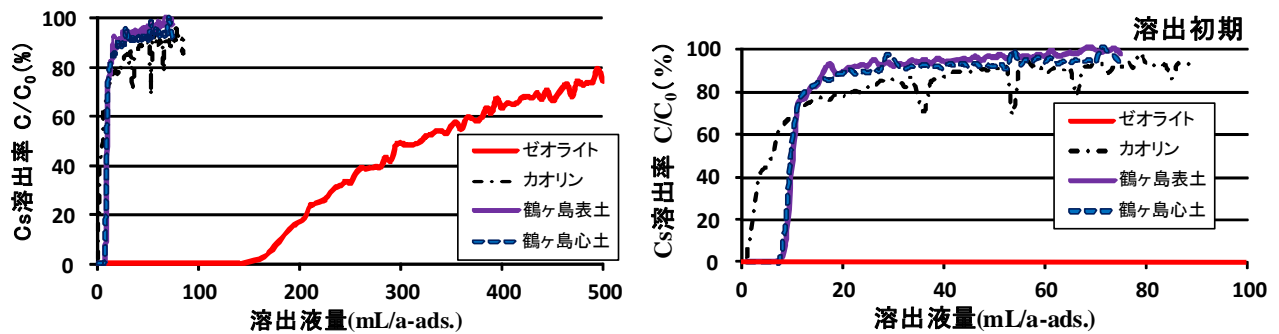


図 3.3.3-2 粘土鉱物および土壌の Cs の溶出率と吸着量

時における吸着材 100g 当たりの吸着量は、ゼオライトで最も多く 12.6meq/100g であった。同様に C/Co=75%時におけるその他の土壌や粘土鉱物は、鶴ヶ島表土(5.7meq/100g-ads.) \geq 鶴ヶ島心土+ベントナイト>鶴ヶ島心土(4.0meq/100g-ads.)>カオリン(1.2meq/100g-ads.)であり、Cs と同じくカオリンは直ぐに破過した。さらに、鶴ヶ島心土 10g にベントナイト 0.5g を添加した実験区では、C/Co=75%は測定できなかったが、ほぼ表土と同じような吸着量と予想された。

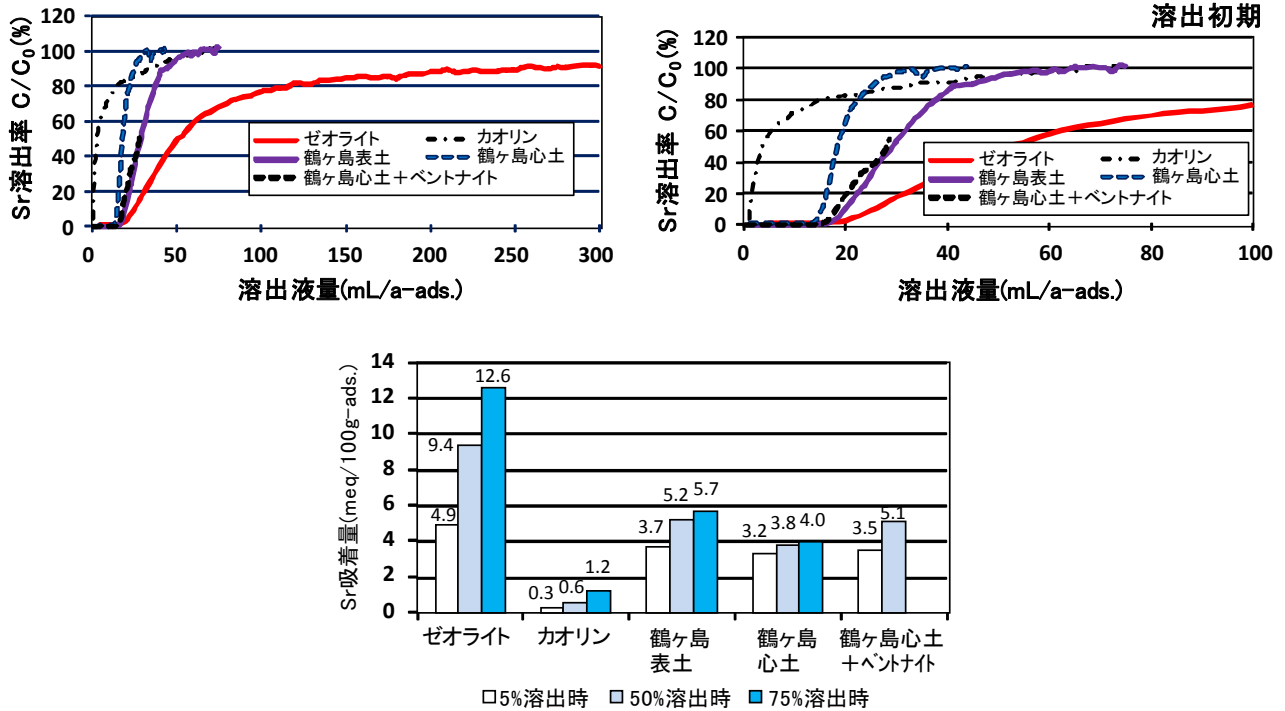


図 3.3.3-3 粘土鉱物および土壌の Sr の溶出率と吸着量

b) 飛灰溶液を用いたカラム試験

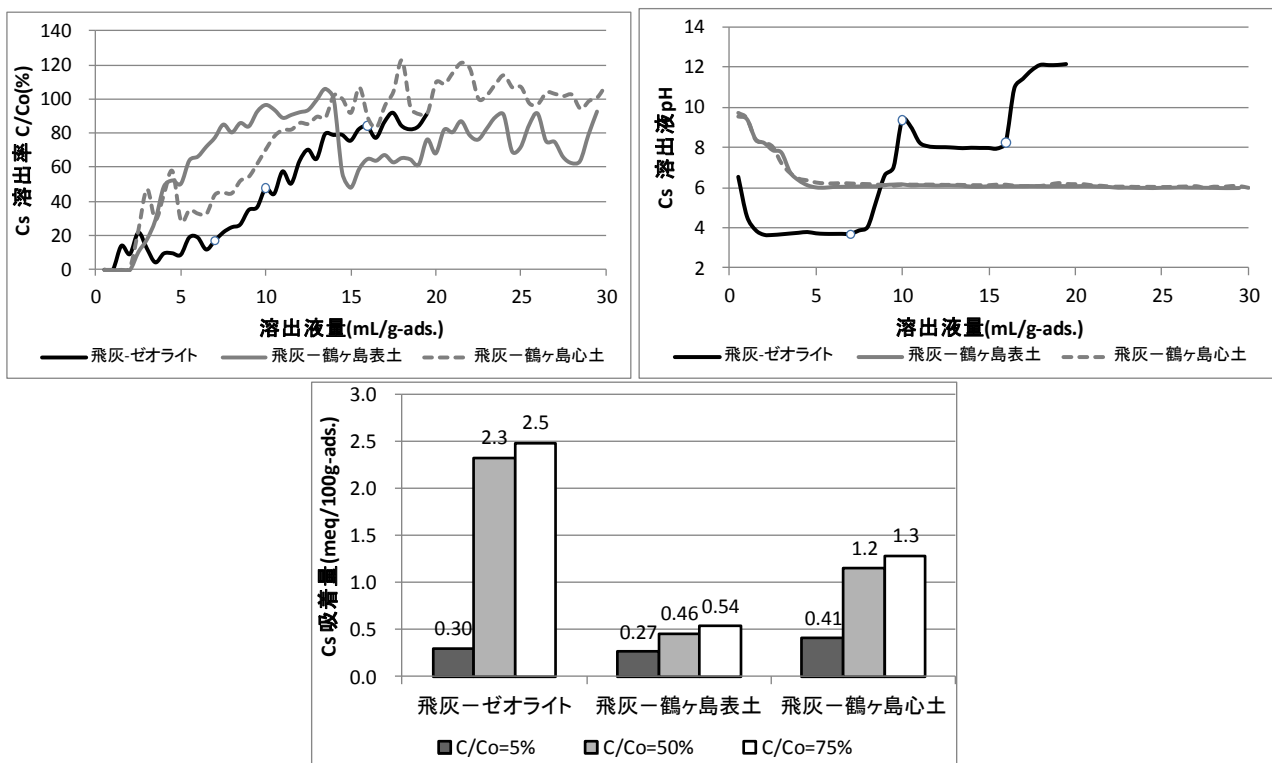


図 3.3.3-4 飛灰溶液中の Cs の溶出率と吸着量

飛灰溶液に CsCl を添加してカラム実験を行った結果を図 3.3.3-4 に示した。Cs 溶出率 $C/Co=75\%$ 時における吸着量は、ゼオライト(2.5meq/100g-ads.)>鶴ヶ島心土(1.3meq/100g-ads.)>鶴ヶ島表土(0.54meq/100g-ads.)であった。飛灰溶出液中の Cs の吸着量は、Cs 溶液のみの場合に比べ 1 オーダー以上減少し、特にゼオライトの溶出液 pH は 4、8、12 と 3 段階に変化した。pH12 は飛灰原液の pH であり、このゼオライトの Cs の固定あるいは吸着機構は pH4 と pH8 の 2 つに分かれている可能性が示唆された。

次に、飛灰溶液に含まれる K, Na, Ca および SrCl₂ として添加した Sr の吸着についてカラム実験により検討をおこなった結果を図 3.3.3-5 に示した。吸着材 1g に対して飛灰溶液 15mL をカラムに通水した場合、2 価の Ca はゼオライトを除きほぼ 60%が溶出し、2 価の Sr は 85~100%が溶出し、1 価の K および Na はほぼ 100%が溶出した。ただし、K において、吸着による固定能が大きいゼオライトでは 7mL/g-ads. までは破過しなかった。また、2 価の Ca と Sr では、Ca より Sr の方が溶出率が高く、Ca の吸着は平衡に達せずまだ吸着が続いていた。

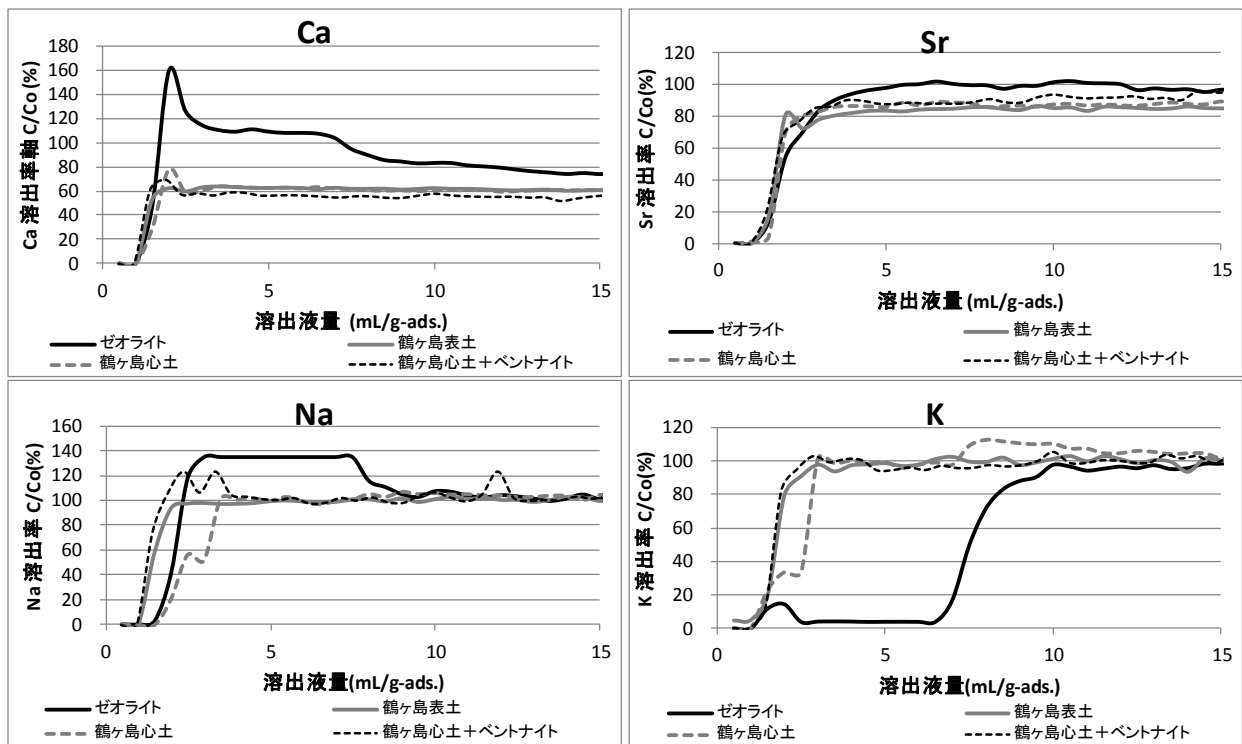


図 3.3.3-5 飛灰溶液中の K, Na, Ca, Sr の溶出率

ゼオライトを除き、Ca の溶出率が 60%前後で推移した。特に鶴ヶ島心土 10g にベントナイト 0.5g を添加した実験区が最も大きな吸着能を示した。使用した鶴ヶ島土壌から Ca が完全に溶出しないことから、土壌中の粘土粒子における反応は電気的な吸着機構以外の反応と考えられる。

(4) 結論

1 価カチオンの中でも K や Cs は土壌に固定されるため、ゼオライトの効果が大きく、鶴ヶ島表土より腐植の少ない心土の方が K の固定能が幾分大きいこと分かった。また、飛灰溶液のような塩類濃度が大きくかつ強アルカリ性の溶液では、Cs や Sr の吸着量が 1 オーダー以上低下するが、2 価の Ca の吸着は永続的に吸着量が増加する傾向がみられた。特にベントナイトによる Ca の吸着能が大きくなることから、適度に自然土壌とベントナイトを混合することにより Ca の吸着増加材として使用可能であることが判明した。

3.3.4 機能性覆土による放射性物質の捕捉可能性

(1)目的

前2節で、機能性覆土による有機物の捕捉、移動性の高い1価と2価の陽イオンの捕捉可能性について検討した。本節では、東日本大震災による原発事故により放出された放射性Csが混入した焼却残渣が管理型最終処分場に埋め立てられた場合を想定して、Csが機能性覆土層で捕捉可能かを検討した。特に、これまでゼオライトのような鉱物がCsの吸着・捕捉能に秀でるといわれていることから、こうした鉱物を覆土土壌に混合して機能性覆土を作ることを目的に、鉱物単体による基礎的な吸脱着実験を行い、覆土材への混合が効果的か否かを検証した。

(2)方法

a) 高濃度セシウムの粘土鉱物による吸脱着試験

本試験で用いた吸着材は、ゼオライト（新東北化学工業製ゼオフィルを212 μ mの篩に通したもの）、ベントナイト（立花マテリアル製TB-S）、カオリン（竹原化学工業製カオリンクレー）の3種である。吸着質としては本来、放射性Csを使用すべきであるが、科学的挙動がほぼ同一であり、取扱いの容易さから、安定同位体の塩化セシウム（CsCl）を使用した。

ア) 吸着実験

容量250mLのポリエチレン容器内にゼオライト、カオリンは10g（液固比:L/S=10）、ベントナイトは1g（液固比:L/S=100）をそれぞれ取り、Csとして0.1から20,000ppmまでに調整したCsCl溶液100mL添加した。その後振とう機で3時間振とうを行い、振とう後遠心分離（3500rpmで30分間）して、液相を孔径0.45 μ mのメンブレンフィルターでろ過し、ろ液をICP/AESにてCs濃度を測定した。また、同時にpHとECも測定した。

イ) 脱着試験

Csを吸着したゼオライトを用いて、NaCl溶液による脱着試験を行った。はじめにCs溶液濃度0.075meq/mL（10,000ppm）を50mLとし、ゼオライト5gに吸着させた。脱着液にはCsと同当量のNaCl溶液0.075meq/mL（Na - 1730ppm）と2倍量の0.15meq/mL（Na - 3460ppm）を用いた。脱着実験は、遠心分離に用いた遠沈管内とろ過膜（メンブレンフィルター）に残る固相を、純水を用いてポリエチレン容器に戻し、30分間振とう洗浄しろ過した。この操作を2回行い、ろ液中のCs濃度を算出した。その後、NaCl溶液と混合し振とう後ろ過して、ろ液中のCs濃度を求め、脱着率等求めた。

b) 低濃度セシウムのゼオライトによる吸脱着試験

本試験では、吸着材としてゼオライト（新東北化学工業製ゼオフィルを212 μ mの篩に通したもの）、セシウムは塩化セシウムを用いた。吸着実験については、50mLの遠沈管にセシウム濃度を調整した溶液30mLを加えた後、ゼオライトを添加し、振とう機で3時間振とうを行った。振とう後、遠心分離（3000rpm、10分間）を行い、液相と固相を分離し、溶液を孔径0.45 μ mのメンブレンフィルターでろ過を行った。ろ液中のセシウム濃度はICP-MS（パーキンエルマー社製、Elan6100DRC）を用いて定量を行った。脱着実験については、セシウム吸着後のゼオライトが入った遠沈管に溶液30mLを加えた後、振とう機で3時間振とうを行った。振とう後、吸着実験と同様の方法で、固液層を分離後、ろ液中のセシウム濃度は、ICP-MSで定量を行った。

(3)結果と考察

a) 粘土鉱物による高濃度 Cs の吸脱着試験

ゼオライトとカオリンの固液比(L/S 比)は 10で行ったが、ベントナイトのみろ過できなかったため L/S=100で行った (Cs 溶液 100mL 中に粘土鉱物を添加し、振とう後粘土鉱物 1g 当りに吸着された Cs 含有量を求めた)。

平衡時の Cs 濃度を C*、吸着剤による平衡吸着量を Q*として吸着等温線により吸着能力を検討した。吸着等温線は、Langmuir 式と Freundlich 式で適合性を検討した。用いた式は以下のとおりである。

[Langmuir 式]

$$Q = Q_0 K_L C^* / (1 + K_L C^*)$$

次式は吸着剤量当りに直した。

$$C^*/Q^* = (1/K_L Q_0) + (1/Q_0)C^*$$

K_L : 平衡定数、 Q : 平衡時の吸着量(μg/g or mg/g)、 Q_0 : すべての吸着座がみたされたとときの吸着量(μg/g or mg/g)、 C^* : 平衡時濃度(ug/mL)

[Freundlich 式]

$$Q^* = K_F C^{*1/n}$$

対数変換すると直線式になる。

$$\log Q^* = 1/n \log K_F C^* = 1/n \log C^* + \log K_F$$

ここで、 K_F : Freundlich の定数、 n : Freundlich 指数

ゼオライト、カオリン、ベントナイトそれぞれの吸着実験の結果を図 3.3.4-1 に示した。

ゼオライトの吸着等温線は Langmuir 式によく一致した。Langmuir 式より、ゼオライト 1g

当たりにおける Cs の最大吸着量は、約 110mg/g であった。カオリンは Freundlich 式によく一致し、ベントナイトは Langmuir 式によく一致した。ベントナイト 1g 当たり最大吸着量は 241mg/g となり、かなり吸着量大きいことが分かった。

Langmuir 式の Q_0 は最大吸着量を示し、この値で各粘土鉱物を比較すると、最大吸着量はベントナイト > ゼオライト > カオリンの順であった。また、Freundlich 式では $1/n$ の値が大きいほど吸着量大きいので、この値で吸着量を比較するとカオリン > ゼオライト > ベントナイトの順であった。そこで、Cs の初期濃度を 1mg/g-吸着剤として、カオリンは Freundlich 式で、ゼオライトとベントナイトは Langmuir 式に当てはめて比較すると、吸着量は次のように推定された。

ゼオライト(1.0mg/g) > ベントナイト(0.93mg/g) > カオリン(0.77mg/g)

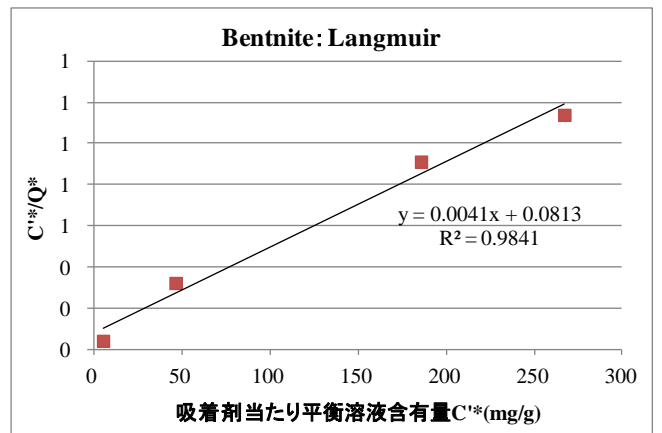
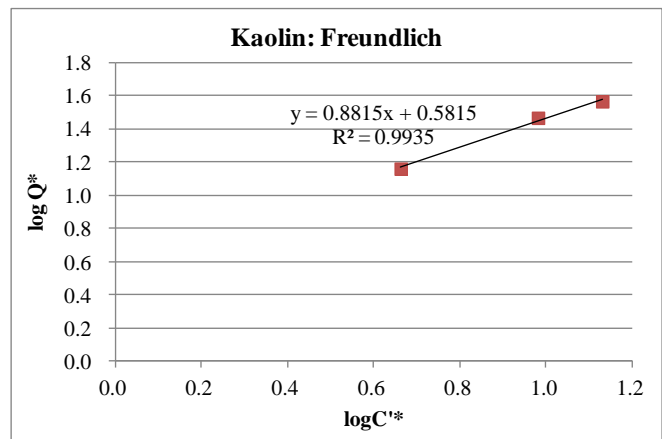
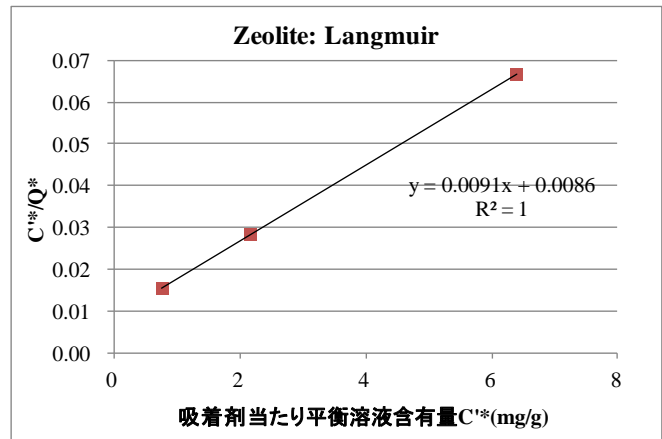


図 3.3.4-1 各粘土鉱物の試験結果と吸着等温式

このことから、吸着力がもっとも大きい粘土はゼオライトで、吸着量ではベントナイトであることが分かった。

ゼオライト 5g に対して 10.8mg/mL の Cs 溶液 50mL を添加して吸着させた後、NaCl 溶液によって脱着させた試験の結果を図 3.3.4-2 に示した。

吸着前の Cs の系内の初期存在量は 108mg/g であったが、平衡時の吸着量はゼオライト 1g 当たり 100mg であった。これを水で 2 回洗浄すると約 1.3% の Cs が溶脱した。さらに NaCl 溶液でゼオライトに吸

着されている Cs の脱着を検討した結果、ゼオライトに吸着されている Cs の吸着量(0.075meq/g)と同当量の Na イオン 1730ppm (Na^+ :0.075meq/mL) では、約 3.1%が、また吸着量の 2 倍当量の Na イオン溶液 3460ppm(0.150meq/mL) では約 8.1%が溶脱した。粘土表面のイオン吸着であれば、NaCl 溶液により相当量溶脱すべきであるが、ゼオライトの Cs の吸着は単なるイオン吸着ではなく、粘土結晶格子への固定反応であるため溶脱率が少ないと考えられる。最終処分場の中間覆土あるいは底部覆土として Cs を吸着固定させるためには、ゼオライトで Cs を固定し、不透水性粘土であるベントナイトにより下層への溶脱を遅らせることにより地下への浸透を防止できるものと考えられる。

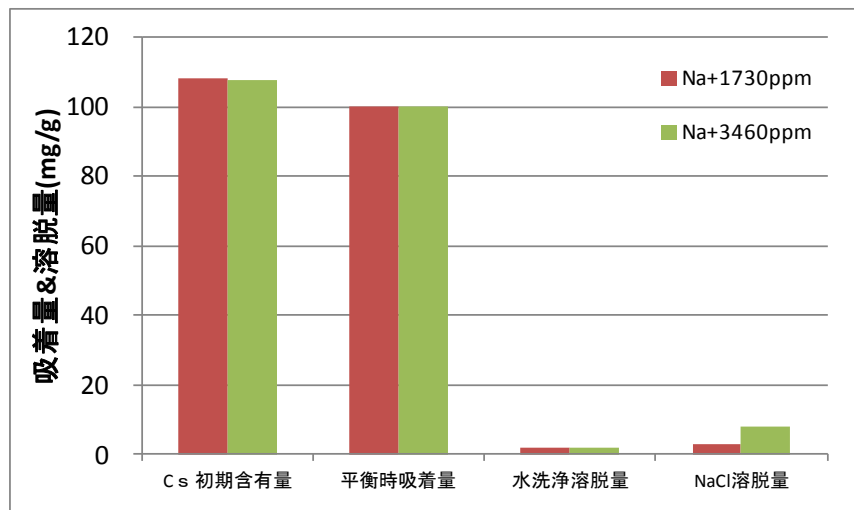


図 3.3.4-2 ゼオライトの Cs 吸着量と脱着量

b)ゼオライトによる低濃度 Cs の吸脱着試験

ゼオライトに対するセシウムの吸着等温線(25°C)を図 3.3.4-3 に示す。セシウムのゼオライトへの吸着は、Freundlich 型および Langmuir 型の吸着式で表すことができた。しかしながら、図 3.3.4-3 に見られるとおり、本実験の濃度範囲では、濃度が増加するにしたがい、吸着量も増加しているので、まだ飽和には達していない。そこで、以降の解析においては、Freundlich 吸着式で表し解析する事とした。

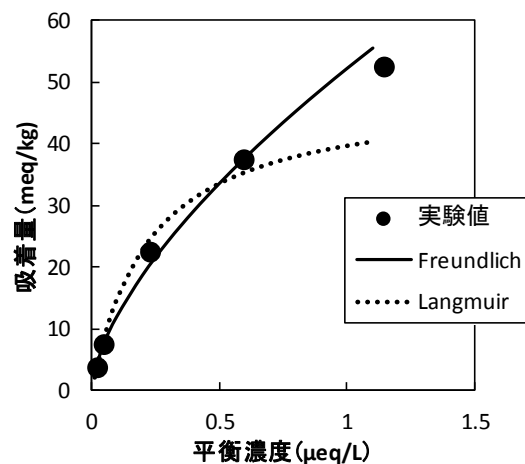


図 3.3.4-3 低濃度 Cs のゼオライトへの吸着

ア)塩類の影響

ゼオライトによるセシウムの吸着に及ぼす共存塩類の影響を明らかにするために、まず塩の種類を変

えて吸着実験を行った。NaCl, KCl および CaCl₂ 試薬の 3 種類を用いて、各 Na, K および Ca 濃度が 15meq/L になるように溶液を調整した。吸着実験の結果を図 3.3.4-4 に示す。塩無添加の場合と Ca を添加した場合を比較すると、Cs 吸着量の変化は小さかった。しかし、K, Na を添加した系で、大幅にセシウムの吸着が阻害された。これは、セシウムと同じ一価の陽イオンである Na, K がセシウムと同様の挙動を示し、競合吸着したものと考えられる。そこで、次に塩濃度の影響についてみるために、Na 添加濃度を変化させて吸着実験を行った。結果を図 3.3.4-5 に示す。吸着結果を Freundlich 吸着式で整理すると、Na

濃度 0, 0.4, 4.3, 15 および 43meq/L で K_F 値は、52.2, 53.7, 42.7, 21.4 および 15.6 であった。Na 濃度が上昇するにしたがい、 K_F 値が減少し、セシウム吸着が阻害された。Na 濃度と K_F との関係式を以下に示す。

$$K_F = 47.566e^{-0.029 \times \text{Na濃度}} \quad (R^2 = 0.86) \quad (1)$$

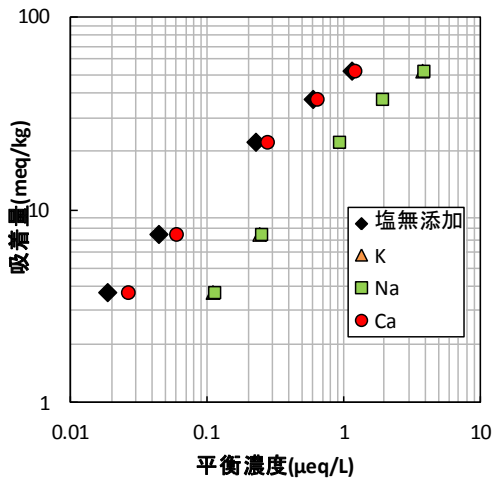


図 3.3.4-4 塩類が Cs の吸着に与える影響

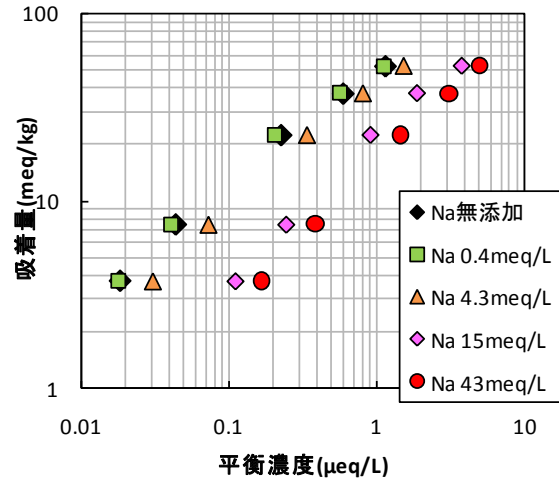


図 3.3.4-5 Na が Cs の吸着に与える影響

4) 温度の影響

温度を 25°C~70°C まで変化させてセシウムの吸着実験を行った。その吸着実験の結果に対して、Dubinin-Radushkevich (D-R 式) 式を適用して、ゼオライトに対するセシウムの吸着エネルギーの推定を行った。D-R 式を以下に示す。

$$W = X_m \exp(-K\varepsilon^2) \quad (2)$$

$$\varepsilon : \text{Polany potential} \left(= RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \right)$$

ここで、 W は吸着量、 X_m は吸着容量 (mol/g)、 K は吸着エネルギーに関する定数、 R はガス定数 (8.3145J/mol・K)、 T は温度 (K)、 C_e は平衡濃度を表す。

式(2)は、以下のように変形することができる

$$\ln W = \ln X_m - K\varepsilon^2 \quad (3)$$

吸着実験結果の $\ln W$ と Polany potential ε^2 をプロットしてその傾きから吸着エネルギーに関する定数である K を求めた。吸着実験結果を図 3.3.4-6 に示す。

さらに、吸着の自由エネルギー変化は以下の式(4)から推定を行った。

$$\Delta G = E = (-2K)^{-0.5} \quad (4)$$

ゼオライトに対するセシウムの吸着エネルギーは、25°C で 15.4 kJ/mol、40°C で 15.8 kJ/mol、55°C で 17.1 kJ/mol、70°C で 17.7 kJ/mol

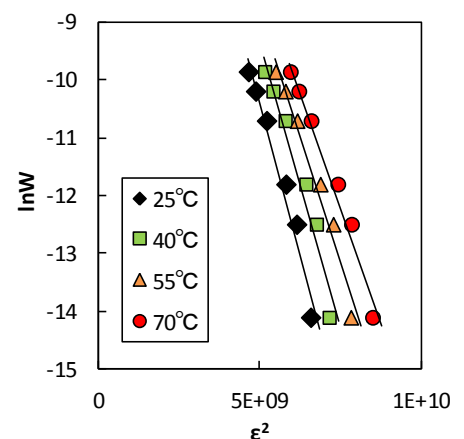


図 3.3.4-6 $\ln W$ を ε^2 との関係図

であった。イオン交換の吸着エネルギーが8~16kJ/molといわれており、本実験で得られた結果で推定した吸着エネルギーは、それと同程度もしくは若干高いものであった。これは、ゼオライトのセシウム吸着が、リバーシブルなイオン交換よりも強固に吸着されていることを示している

㌘) 焼却灰および焼却飛灰溶出液を用いたセシウム吸着実験

焼却灰 A、焼却飛灰 B および焼却飛灰 C の3種類の灰を実験に用いた。これらの灰試料に対して環境庁告示13号法に準じて溶出試験を行い、溶出液を作成した。これら溶出液の主要な陽イオン濃度を表3.3.4-1に示す

表 3.3.4-1 焼却灰および焼却飛灰溶出液中の主要陽イオン濃度(mg/L)

	Na	K	Ca
A 焼却灰溶出液	160	36	69
B 焼却飛灰溶出液	1374	2070	4910
C 焼却飛灰溶出液	1730	2700	342

実際の埋立処分場において、機能性覆土層を適用した時の影響を明らかにするために、これら各溶出液を液相として用いて、ゼオライトによるセシウム吸着実験を行った。吸着実験の結果を図3.3.4-7に示す。塩濃度の高いBおよびC焼却飛灰溶出液を用いた場合、A焼却灰溶出液を用いた場合より阻害効果が大きかった。これらの阻害効果が塩濃度によるものなのか、その他の要因によるものなのかを明らかにするために、表3.3.4-1に示すイオン濃度(NaCl、KClおよびCaCl₂試薬を用いた)に調整した模擬水(A施設模擬溶出液、B施設模擬溶出液、C施設模擬溶出液)を作成し、ゼオライトによるセシウム吸着実験を行った。結果を図

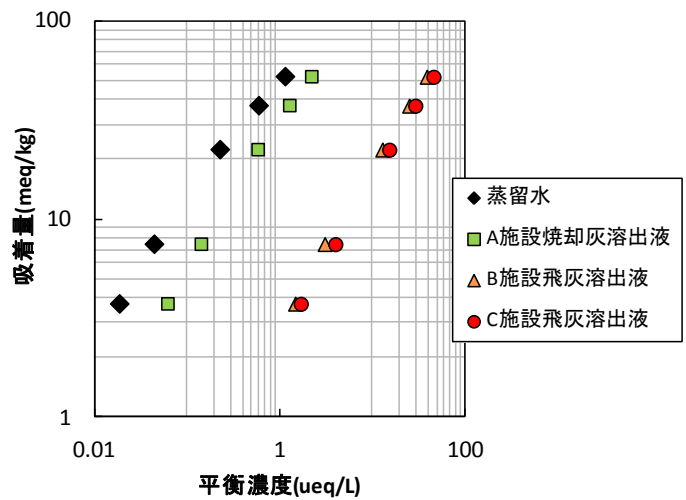


図 3.3.4-7 焼却灰および焼却飛灰溶出液を用いたセシウム吸着実験

3.3.4-8に示す。実際の灰および焼却灰の溶出液と模擬溶出液とを比較すると、ほぼ同程度の阻害効果であった。模擬溶出液は、実際の灰溶出液とpHが全く異なっていたことから、焼却灰および飛灰溶出液の阻害効果は、pH等の要因によるものではなく、NaやK等の塩の影響が主要因であると推察された。

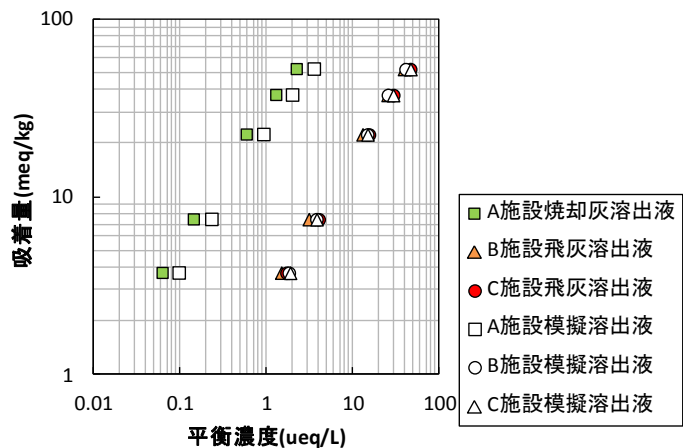


図 3.3.4-8 模擬溶出液を用いたセシウム吸着実験

㌙) セシウムの脱着

ゼオライトによるセシウムの脱着試験を蒸留水、NaCl溶液(Na:15meq/L)、KCl溶液(K:15meq/L)、CaCl₂溶液(Ca:15meq/L)を用いて行った。

結果は示さないが、NaCl溶液およびKCl溶液において脱着効果が大きかった。Csと同一価の陽イオンであるNaおよびKはCsと同様の挙動を示すため、脱着効果を促進したものと考えられる。脱着率は塩濃度が高くなるに従い増加したが、脱着率は0.1%以下と低かった。これまでの結果から、ゼオライトのセシウムの脱着は、塩により促進されるものの、脱着量は小さく、ゼオライトにCsは強固に捕捉されていることが分かった。

3.3.5 テストセルに用いた機能性覆土の有効性の検証

(1) 研究の目的

地域土壌をベースとした中間・底部覆土層を、水平の透水性反応層 (Permeable Reactive Barrier : PRB) として処分場内部に埋設することで、処分場内部で内部水質を改善する技術の確立を目指し、3.1.2 節で概要を説明した大型の埋立実験層 (テストセル、直径 5m×深さ 7m) にて、PRB の化学物質の捕捉浄化効果について長期的な評価を行ってきた (小野他、2008)。これまで、pH、有機汚濁成分、イオン類、VFAs、重金属類 (非金属類含む)、有機化学物質 (フェノール、PAHs、クロロベンゼン類) など複数の化学物質の浸出水濃度をモニタリングしてきた結果、多種の化学物質に対して、PRB の捕捉効果が確認された。しかしながら、埋立実験に用いた火山灰土壌 (関東ローム層土壌) や酸化鉄 (産業廃棄物) 等の PRB 資材によってこれらの化学物質がどのように捕捉されているかといった詳細なメカニズムは明らかにされていない。

そこで、本研究では、重金属類 (非金属類を含む) に焦点を当て、PRB に重金属がどのように捕捉されているかを明らかにするため、埋立から 8 年が経過したテストセルから採取したボーリング掘削コア試料を用いて逐次抽出法を実施し、PRB 内部での重金属の化学形態の推定を行った。金属の化学形態は、それらの金属が長期的に移動していくかどうかの重要な情報を提供することができると考えられる。

(2) 研究の方法

a) ボーリングコア試料

2005 年 9 月に設置されたテストセル (3.1.2 節) に用いられている中間覆土や底部覆土は、機能性覆土として PRB (浸透性反応壁) を模した固相浄化層が設けられており、現在もモニタリング中のテストセルである。

このテストセルは、図 3.3.5-1 に示した大型ライシメーター (直径 5m×高さ 7m の鋼板円柱) が管理型最終処分場内 (3.1 節で述べた A 処分場) に 4 基埋設されており、0.5m の中間覆土を挟んで 2.5m の廃棄物層が 2 層設けられている。また、底部には 0.5m の覆土層と上部には 1.0m の最終覆土層が設けられ

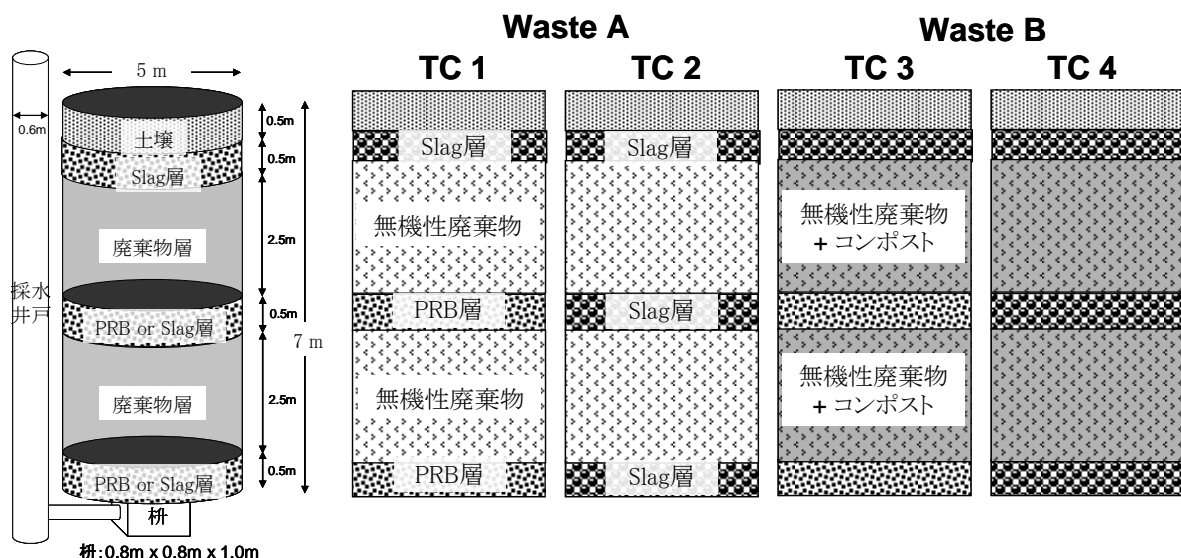


図 3.3.5-1 テストセルの配置とその構造

ている。以上の覆土ならびに廃棄物層の深さは、実規模の最終処分場に倣って設定されている。また、Waste Aは無機性廃棄物が、Waste Bは無機性廃棄物にコンポストを混合したものが埋め立てられている(表3.1.2-2)。さらに、図3.3.5-1に示した覆土層のPRB層とSlag層の配合率と物性は3.1.2節の表3.1.2-3に示されている。機能性覆土として用いたPRB資材の母材は、埼玉県に多く産出する関東ローム土壌(鶴ヶ島土壌)で、水質浄化能力の高い土壌である。その土壌に鋳鉄管のグラインダーダストである粉状の酸化鉄(産業廃棄物)を添加し、透水性を調整するために溶融スラグを混合した。さらに、最終覆土層には、毛細管現象による表層部での塩類の蓄積を防止し、雨水等の浸透量を制御するために、最終覆土層の上部には前述の関東ローム土壌と溶融スラグの混合物を敷設した。PRB層と比較するため対照区には中間覆土と底部覆土にSlags層を敷設した。試料は、これら4基のテストセルで実施されたボーリングのコア試料のうち、中間・底部覆土層を分析に用いた。

b) 逐次抽出法

コア試料は、60°Cで一日乾燥した後に、振動カップミルで20分間粉碎した試料3gを逐次抽出法の分析に用いた。この試料について、表3.3.5-1に示すTessierら(1979)の提案した逐次抽出法の変法(武田、1999)を用いて、各元素の水可溶性態画分(F1)、イオン交換態画分(F2)、炭酸塩態画分(F3)、酸化物態画分(F4)、有機物態画分(F5)、残留物態画分(F6)の6つのフラクションに分画した。この分画された試料に対してイオンクロマトグラフ又はICP-発光分析装置を用いて金属含有率の測定を行った。測定元素は、Mg、Ca、Al、Si、Ni、Fe、Cd、Mn、Cu、Zn、Pb、Cr、Snである。この中で、CdとSnに関してはどのサンプルにおいても検出限界以下であった。

表3.3.5-1 逐次抽出法

分画	溶媒	容量	時間	温度	
F1	水可溶性態	蒸留水	30ml	6h	室温
F2	イオン交換態	1M NH ₄ OAc	30ml	6h	室温
F3	炭酸塩態	1M NaOAc (pH5.0 with HOAc)	24ml	6h	室温
F4	酸化物態	0.2M NH ₂ OH HCl (in 25%HOAc)	30ml	6h	85°C
F5	有機物態 (硫化物)	30% H ₂ O ₂ (pH2.0 with 0.13M HNO ₃) →1.78M NH ₄ OAc (11.1% HNO ₃)	15ml 30ml	2h 0.5h	85°C 室温
F6	残留物態	HCl 7.5ml + HNO ₃ 2.5ml	加熱分解		

(3) 結果および考察

a) 全画分の抽出量

Waste A(無機性廃棄物)とWaste B(有機性廃棄物)における覆土中の全画分中の土壌成分であるSi・Al・Feと塩類のCa・Mgの抽出量を図3.3.5-2に示した。両廃棄物ともこれら成分の含有量の順位はAl>Fe>Ca>Si>>Mgであった。PRB層をもつTC1とTC3の中間・底部覆土試料において、残留物態(F6)の割合が最も高く、Feでは65-71%、Cuで44-53%、Pbで72-75%、Znで59-71%、Crで74-80%、Mnで61-72%およびNiで58-69%であった。これらの結果は、未利用のPRB中の残留物態(F6)と比較すると、Feで52%、Cuで35%、Pbで58%、Znで41%、Crで62%、Mnで43%およびNiで48%となっており、残留物態(F6)に占める割合がPRB層で増加していることが分かった。

これらの抽出含有量をBlankと比較すると、Waste AではBlankより多かったが、Waste BではTC3の中間覆土を除いてBlankより少なかった。抽出量の差が明らかでないため、土壌成分と塩類を除いた

重金属類(Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb)を図 3.3.5-3 に示した。両廃棄物とも PRB 層を持つ TC1 と TC3 で Blank より多くの量が捕捉されていた。

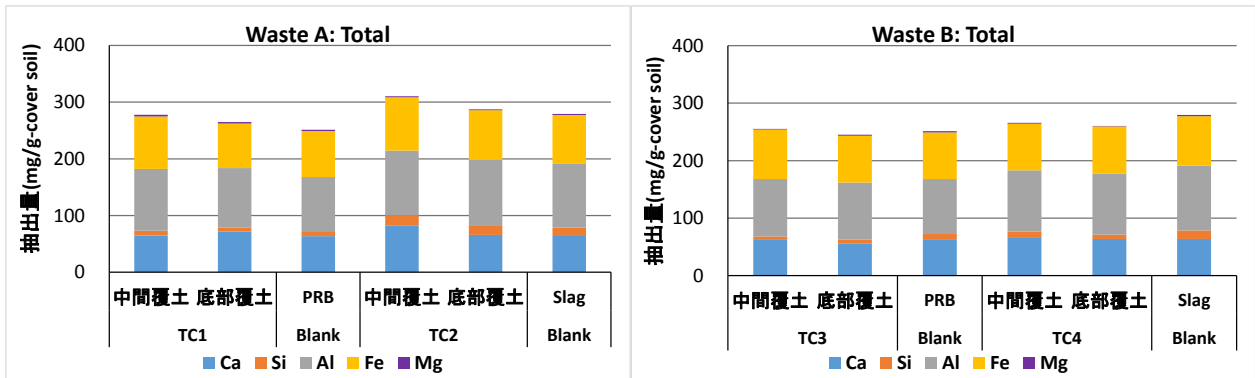


図 3.3.5-2 覆土中の全画分の土壌・塩類成分抽出量(Fe, Al, Si, Ca, Mg)

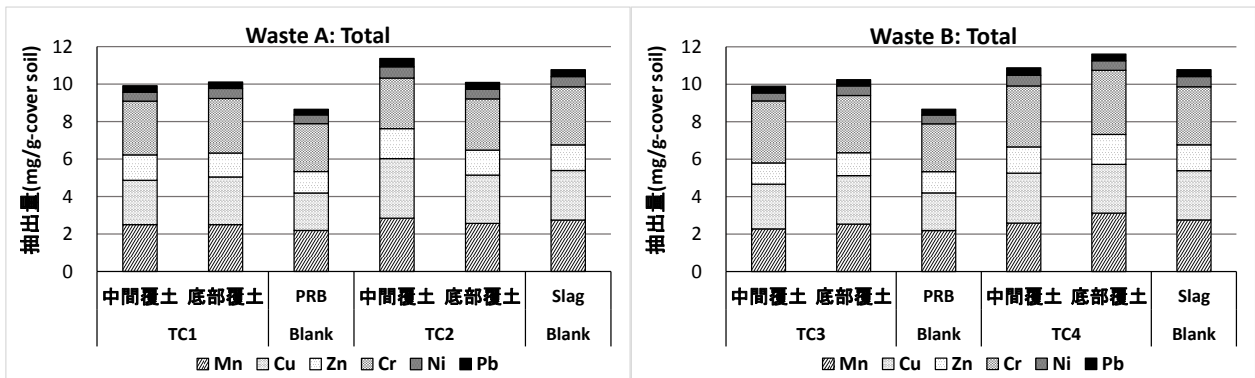


図 3.3.5-3 覆土中の重金属類の全画分抽出量(Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb)

さらに、各実験区の間中覆土と底部覆土から Blank の画分量を減じて、合算した重金属類のみの画分量を図 3.3.5-4 に示した。Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pb などの重金属類は、明らかに PRB 層をもつ TC1 と TC3 で多くの重金属類を捕捉していることが判明した。

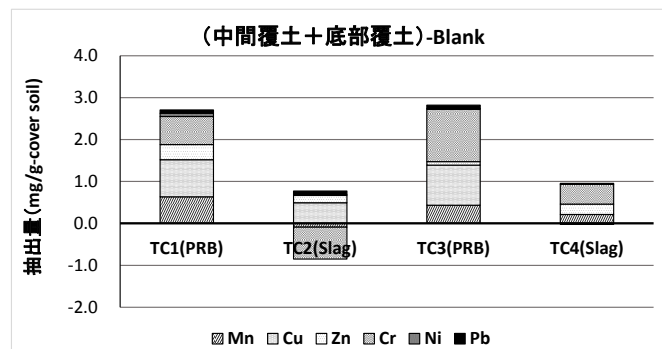


図 3.3.5-4 重金属類の抽出画分量

b)形態別抽出量

ここでは、Waste A および Waste B の実験区各画分の抽出量について詳述する。ただし、各実験区の Blank 減じた値で論じる。

① Fraction 1 (水可溶性態)

水可溶性態は直ぐに溶出しやすい成分で、土壌成分(Al, Si, Fe)と塩類(Ca, Mg)の抽出量を図 3.3.5-5 に示した。また、重金属類の抽出量を図 3.3.5-6 に示した。Waste A および B において、Slag 層に比べて

PRB 層で Si・Al・Fe が溶出しやすかった。また、重金属類では、PRB 層(TC1, TC3)で Mn・Ni・Pb が溶出しやすかった。

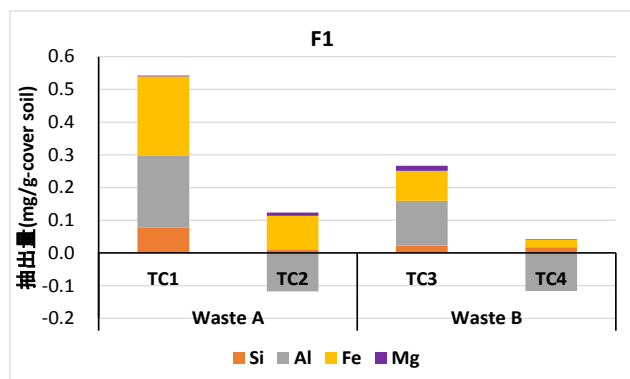


図 3.3.5-5 F1 画分の土壌・塩類成分抽出量

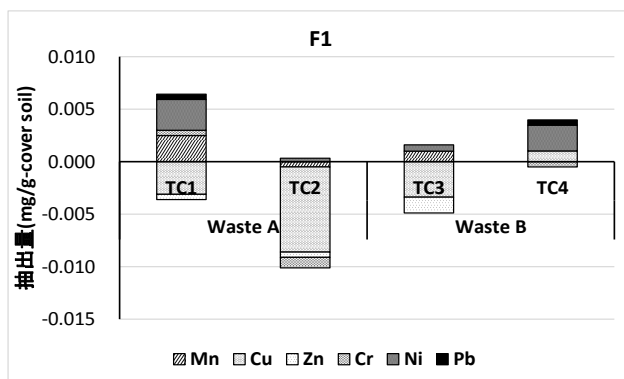


図 3.3.5-6 F1 画分の重金属類の抽出量

② Fraction 2 (イオン交換態)

イオン交換態画分は土壌や Slag 表面あるいは微細孔隙内の吸着基によるもので、各実験区の土壌成分と塩類の抽出量を図 3.3.5-7 に示した。また、重金属類の抽出量を図 3.3.5-8 に示した。

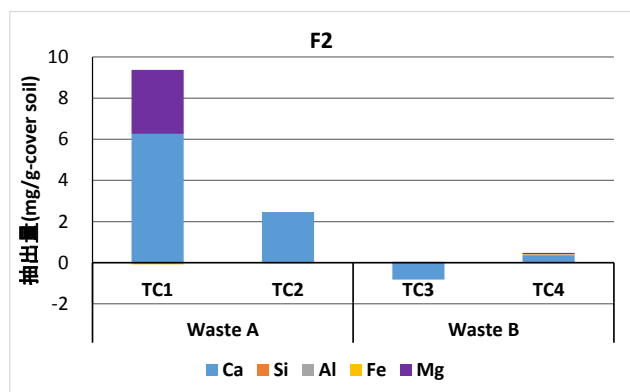


図 3.3.5-7 F2 画分の土壌・塩類成分抽出量

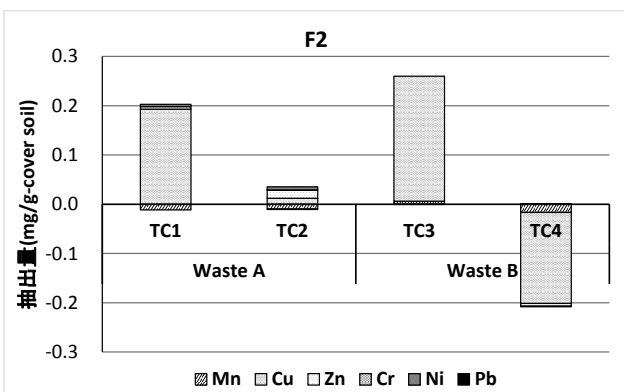


図 3.3.5-8 F2 画分の重金属類の抽出量

主な吸着成分は Ca と Mg で、また重金属類では Cu であった。Ca と Mg の吸着量は無機性廃棄物の Waste A で顕著であった。他方、重金属類では Cu が PRB 層(TC, TC3)で顕著に吸着されており、Slag 層(TC2, TC4)ではほとんど吸着されなかった。

③ Fraction 3 (炭酸塩態)

炭酸塩態画分の抽出量について、各実験区の土壌・塩類の抽出量を図 3.3.5-9 に示した。また、重金属類の抽出量を図 3.3.5-10 に示した。ある種の金属類は炭酸塩の沈殿物として固定されている。

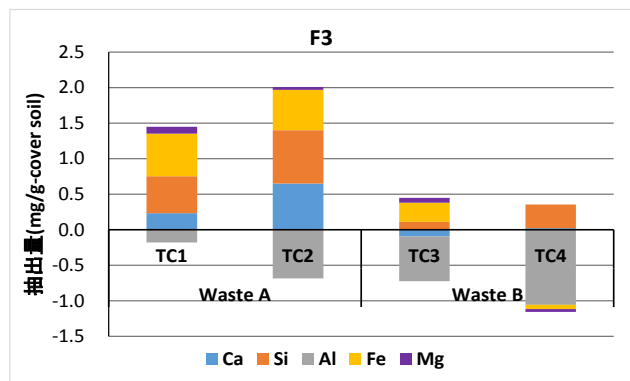


図 3.3.5-9 F3 画分の土壌・塩類抽出量

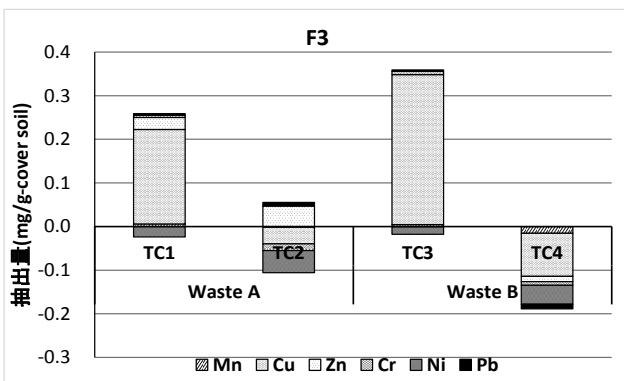


図 3.3.5-10 F3 画分の重金属類の抽出量

Waste A では、PRB 層および Slag 層ともに Ca・Si・Fe が炭酸塩として固定されており、炭酸塩と

しては不安定な Al は溶出していた。また、重金属類では Cu が PRB 層で顕著に固定されていた。他方、Waste B では炭酸塩として固定されている量が Waste A より少なかったが、PRB 層で Fe・Cu が顕著に捕捉されていた。

④ Fraction 4 (酸化物態)

酸化物態の抽出量について、各実験区の土壌・塩類の抽出量を図 3.3.5-11 に示した。また、重金属類の抽出量を図 3.3.5-12 に示した。

Waste A の TC2 だけ、Ca と Cu の酸化物態が抽出された。その他の実験区および成分は、すべ Blank 以下であり、特に、酸化物態の Al・Fe・Mn・Zn・Cr・Cu はすでに溶脱しているものと考えられる。よって、酸化物態による捕捉はあまり期待できない。

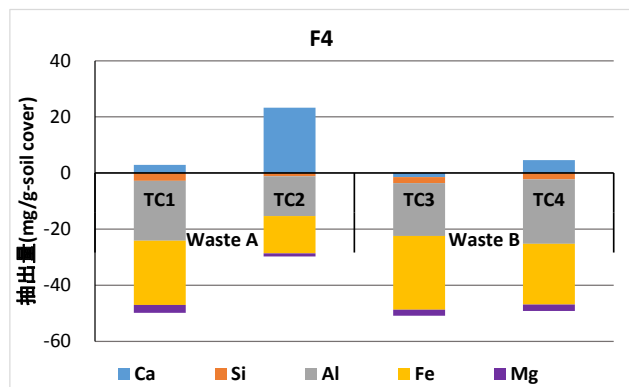


図 3.3.5-11 F4 画分の土壌・塩類抽出量

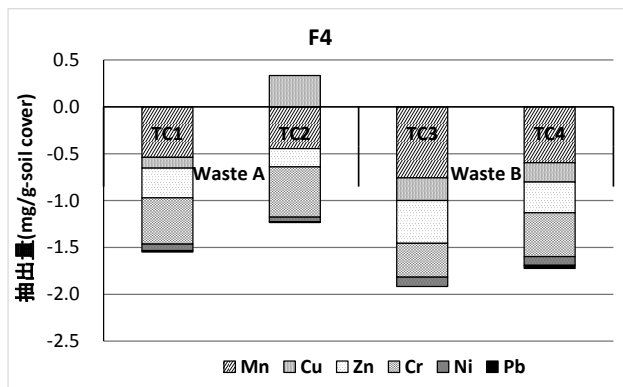


図 3.3.5-12 F4 画分の重金属類の抽出量

⑤ Fraction 5 (有機物態 (硫化物態含む))

有機物態の抽出量について、各実験区の土壌・塩類の抽出量を図 3.3.5-13 に示した。また、重金属類の抽出量を図 3.3.5-14 に示した。有機物態の微量金属類は、生きた生物、有機堆積物、無機粒子状物と結合した有機物等に取り込まれたもので、有機物が分解され溶解性金属となって放出される。

有機物態 (硫化物態含む) の金属は Waste A の TC2 で、Ca・Si・Al・Fe・Mn・Zn などが固定されていた。Waste A の PRB 層では、Al・Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pb が溶脱しており、他方 Waste B の PRB 層では Si・Al・Fe・Mn・Cu・Zn・Ni・Pb が溶脱し、Cr のみ捕捉されていた。一般に、PRB 層における有機物態の捕捉効果は期待できず、未使用の PRB 中の重金属類が溶出しやすいことも分かった。

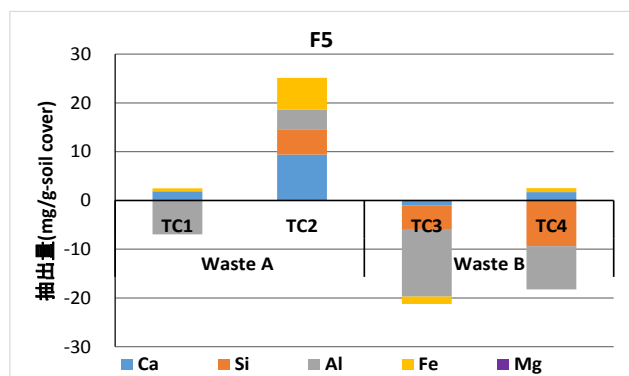


図 3.3.5-13 F5 画分の土壌・塩類抽出量

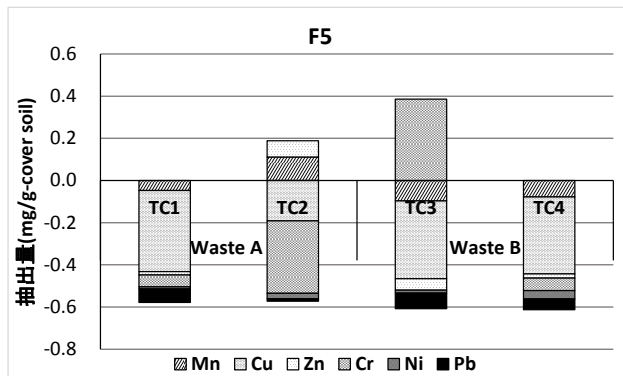


図 3.3.5-14 F5 画分の重金属類の抽出量

⑥ Fraction 6 (残留物態)

残留物態の抽出量について、各実験区の土壌成分と塩類の抽出量を図 3.3.5-15 に示した。また、重金属類の抽出量を図 3.3.5-16 に示した。残留物態中は、主に結晶構造に金属類が捕捉されているか、或いは、新生の粘土鉱物に金属類が取り込まれこともある。これらは溶出し難い状態で保持されている。

残留物態中には、Al・Fe・Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pbなどの金属類が捕捉されており、両廃棄物において、特にPRB層に多くの金属類は捕捉されていることが分かった。これらはおそらく捕捉されたものが、溶出し難い状態に保持されているものと推測される。

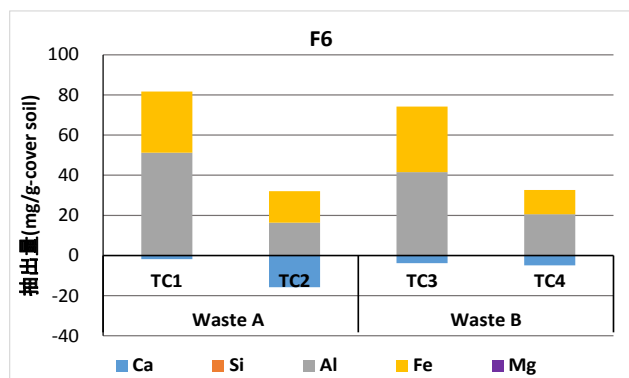


図 3.3.5-15 F6 画分の土壌・塩類抽出量

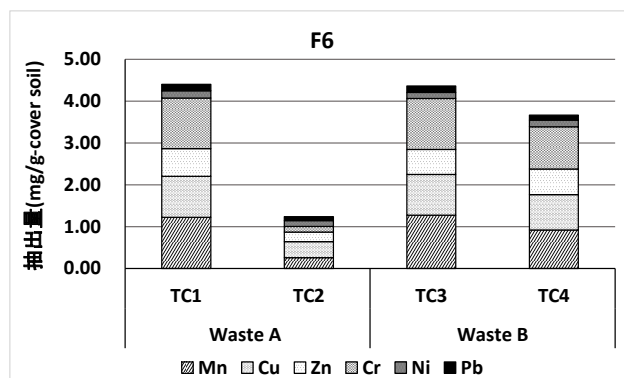


図 3.3.5-16 F6 画分の重金属類の抽出量

(4)まとめ

機能性覆土の有効性を検証するため、テストセル中の中間覆土と底部覆土を採取し、逐次抽出法により覆土中の重金属類がどのような化学形態で存在しているかを検討した。主に、PRB層について次にまとめた。

- ① Waste A (無機性廃棄物) および Waste B (有機性廃棄物) の埋立における重金属類(Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pb)の捕捉効果は、機能性覆土であるPRB層で大きかった。
- ② PRB層での捕捉された重金属の存在形態は、残留物態(F6)が主であった。おそらくAlやFeの鉱物化により重金属類が同時に固定化されたものと思われる。
- ③ PRB層において、土壌成分(Al・Si・Fe)が捕捉されているのは、残留物態(F6)>>炭酸塩態(F3)>>水溶性画分(F1)の順位であった。有機物態(F5)と酸化物態(F4)にはほとんど捕捉されず、溶脱している可能性が高かった。イオン交換態(F2)は無機性廃棄物(Waste A)でのみ捕捉されていた。
- ④ PRB層において、塩類(Ca・Mg)が捕捉されているのは主にイオン交換態であった。
- ⑤ PRB層において、重金属類が捕捉されているのは、残留物態(F6)>>炭酸塩態(F3)>イオン交換態(F2)>>>水溶性画分(F1)の順位であった。酸化物態(F4)と有機物態(F5)は溶脱しており、これらは残留物態となるときにその他の重金属類を抱合し残留物態となった可能性が高かった。

参考文献

小野雄策, 川寄幹生, 渡辺洋一, 山田正人, 遠藤和人, 小野芳朗 (2008) 最終処分場内部保有水質制御のための浸透性反応層 (HPRB) 技術の開発, 廃棄物学会論文誌, Vol. 19, No. 3, pp. 197-211.

A.Tessier, P.G.C.Campbell, M.Bisson (1979) Sequential Extractuin Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals, ANALYTICAL CHEMISTRY, Vol.51, No.7.

武田信生, ばいじん中の化学形態に関する研究, 平成8年度～平成10年度科学研究費補助金基盤(C)研究成果報告書 (1999) .

3.3.6 機能性覆土における有害物捕捉機構のモデル化

(1) 研究の目的

機能性覆土層は、ベース材料となる火山灰土壌（関東ローム層土壌）に浸透性を確保するために熔融スラグを混ぜて配合している。この機能性覆土層の間隙を内部保有水が浸透する。このような多孔性媒質内の流れの解析については、古くから多くの研究が行われており、支配方程式として飽和・不飽和浸透流方程式と呼ばれるものが用いられていることが多い。これは、より一般的に流れの解析で用いられている Navier-Stokes 方程式を簡略化したものと考えることができ、土壌中のように流速が非常に遅いところでは妥当なモデルだと考えられている。しかしながら、この解析法の問題点として、Navier-Stokes 方程式の中で重要な役割を果たしている移流項（非線形項）が無視された形になっている等、問題設定によっては対象とする現象を正しく記述していないと思われる状況もある。そこで本研究では、機能性覆土層内部の内部保有水の流れを解析するにあたり、Navier-Stokes 方程式を用いて、より信頼性の高い解析手法の構築を目指した。さらに覆土層の上部の廃棄物層から溶出してきた有害物質は、内部保有水によって機能性覆土層まで運ばれ、覆土層内部で、土壌や鉄粉といった材料に有害物質が吸着し、有機物質については、微生物反応によって分解され、これらの汚濁ポテンシャルが減少していく。本研究は、これらの現象が複雑にからみあった機能性覆土層内部における反応メカニズムを網羅的に繋ぎ合せて、その現象を数値解析的に表現しようとするものであり、内部保有水の流れ、溶質の移動、反応モデルの構築を行った。具体的な手順は以下のとおりである。

- ①マイクロフォーカス X 線 CT スキャナ装置を用いて、テストセルのボーリングコア試料の撮影を行う。
- ②3次元 CT 画像に対して画像処理ソフトウェア ScanIP を用い、機能性覆土層のモデル形状を作成する。
- ③作成した機能性覆土層のモデル形状に対して、+FE Module ソフトウェアを用いて機能性覆土層を表す特性関数の分布を作成する。
- ④使用するいくつかの偏微分方程式系を差分法によって離散化する。
- ⑤離散化された方程式を数値計算するためのプログラムを作成し、計算機上で実行する。
- ⑥計算結果を可視化し、物理的妥当性の検証を行う。

(2) 研究の方法

a) マイクロフォーカス X 線 CT による機能性覆土層内部の可視化

試料には、テストセルのボーリングコア試料を用いて、アクリル製のモールドに試料を数回に分けて締め固めながら供試体を作成した。この供試体を試料テーブルに載せてマイクロフォーカス X 線 CT スキャナ装置（TOSCANER-32251 μ hd）を用いて撮影を行った。

撮影結果を図 3.3.6-1 に示す。撮影した 3 次元の CT 画像を STL 形式のファイルに変換を行った（図 3.3.6-2）。この STL 形式のファイルを画像処理ソフトウェア ScanIP に読み込み、マスクの作成を行った（図 3.3.6-3）。さらに、+FE Module ソフトウェアを用いて、このマスクを六面体にメッシュに分割した（図 3.3.6-4）。これらのデータでノードデータのみを抽出して、csv 形式に保存し、このデータを独自に作成した特性関数のプログラムに読み込んだ。

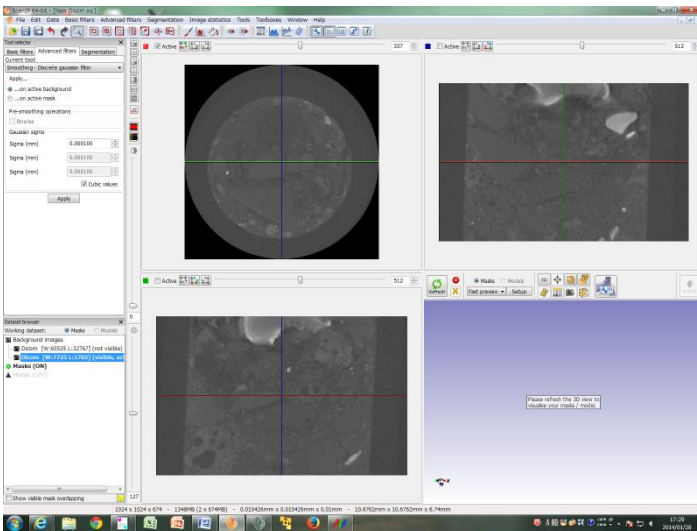


図 3.3.6-1 マイクロフォーカス CT 画像

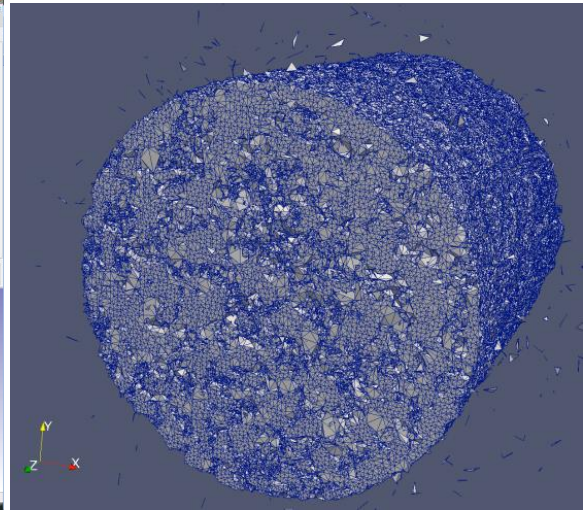


図 3.3.6-2 STL ファイル形式のデータ

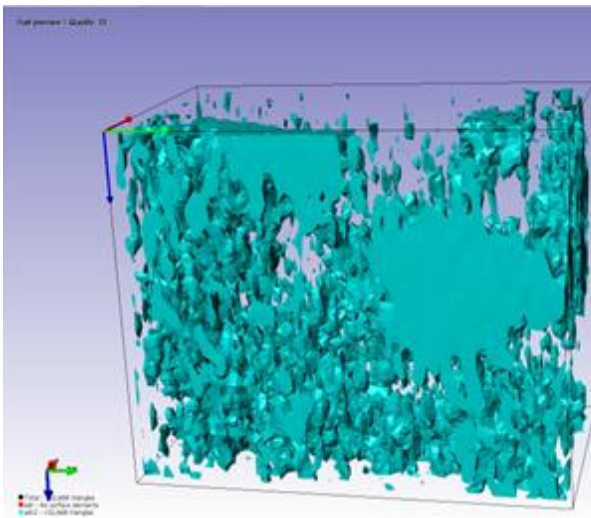


図 3.3.6-3 マスクの作成

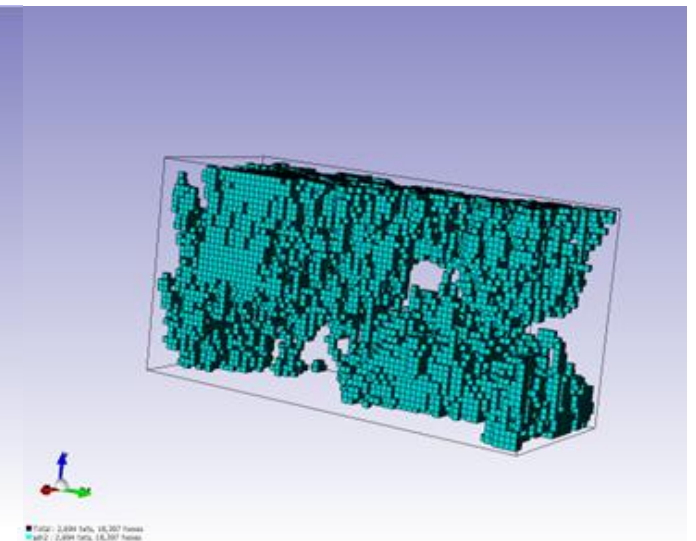


図 3.3.6-4 六面体メッシュの作成

b) 特性関数の設定

本研究では、デカルト座標 (x, y, z) を採用し、その中で、機能性覆土層のモデル形状を作成するために、特性関数 χ_f を用いる。

$$\chi_f(x, y, z) = \begin{cases} 1 & (x, y, z) \in \Omega_f \\ 0 & (x, y, z) \notin \Omega_f \end{cases}$$

この特性関数の分布が空間的に不連続であると計算が不安定になる可能性があるため、下記の熱方程式を用いて、分布を計算領域内で滑らかにする。

$$\frac{\partial \chi_f}{\partial \tau} = \kappa \left(\frac{\partial^2 \chi_f}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \chi_f}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \chi_f}{\partial z^2} \right)$$

ここで、左辺の τ は仮想的な時間であり、右辺の κ は仮想的な伝導率である。

c) 支配方程式

支配方程式には、Navier-Stokes 方程式、連続の式、有害物質の移流分散の式を用いた。

$$\frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + \left(\frac{\mathbf{u}}{\varepsilon} \cdot \nabla \right) \mathbf{u} = -\frac{1}{\rho} \nabla p + \nu \nabla^2 \mathbf{u} - \frac{|\mathbf{g}|}{K} \mathbf{u} - \mathbf{g} - a(1 - \chi_f) \mathbf{u}$$

$$\nabla \cdot \mathbf{u} = 0$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \nabla^2 c - \nabla \cdot c \mathbf{u} - \frac{1}{n} \rho_b \frac{\partial s}{\partial t} - kc$$

ただし、 \mathbf{u} はダルシー流速、 c は有害物質の濃度、 p は圧力、 ν は動粘性係数、 \mathbf{g} は重力、 K は透水係数、 D は分散係数テンソル、 s は有害物質の吸着量、 k は反応速度定数である。Navier-Stokes 方程式の右辺第五項は、速度 \mathbf{u} に比例する抵抗（抵抗定数 a ）を与える項である。また、有害物質の移流分散の式において、右辺の第二項は吸着反応を表し、第三項は、有機物質の微生物分解を一次反応式で表している。吸着反応には、下記の Henry 型、Freundlich 型または Langmuir 型の吸着等温式のどれかを用いる。

$$s = K_p c$$

$$s = K_F c^{1/n}$$

$$s = s_m \frac{K_L c}{1 + K_L c}$$

これらの方程式を差分法によって離散化し、初期条件と適切な境界条件の下に解いた。対流項の差分近似には、以下のように三次精度の風上差分を用いた。

$$u \frac{\partial u}{\partial x} \cong u_{i,j,k} \frac{-u_{i+2,j,k} + 8u_{i+1,j,k} - 8u_{i-1,j,k} + u_{i-2,j,k}}{12\Delta x} + |u_{i,j,k}| \frac{u_{i+2,j,k} - 4u_{i+1,j,k} + 6u_{i,j,k} - 4u_{i-1,j,k} + u_{i-2,j,k}}{4\Delta x}$$

$$v \frac{\partial u}{\partial y} \cong v_{i,j,k} \frac{-u_{i,j+2,k} + 8u_{i,j+1,k} - 8u_{i,j-1,k} + u_{i,j-2,k}}{12\Delta y} + |v_{i,j,k}| \frac{u_{i,j+2,k} - 4u_{i,j+1,k} + 6u_{i,j,k} - 4u_{i,j-1,k} + u_{i,j-2,k}}{4\Delta y}$$

$$w \frac{\partial u}{\partial z} \cong w_{i,j,k} \frac{-u_{i,j,k+2} + 8u_{i,j,k+1} - 8u_{i,j,k-1} + u_{i,j,k-2}}{12\Delta z} + |w_{i,j,k}| \frac{u_{i,j,k+2} - 4u_{i,j,k+1} + 6u_{i,j,k} - 4u_{i,j,k-1} + u_{i,j,k-2}}{4\Delta z}$$

また、圧力 Poisson 方程式は GP-BiCG 法を用いて解いた。

(3) 研究の結果と考察

コアサンプル内部（機能性覆土層）の保有水の移動をシミュレーション解析した。結果を速度ベクトル図として示す（図 3.3.6-5）。図の白い部分がコアサンプルの固体部分を表し、矢印が内部保有水の速度ベクトルを表している。上面から流れてきた内部保有水は、固体部分を避けて、機能性覆土層の間隙中を浸透していき、下面から流れ出ることが示された。そこで次に、内部保有水の移動に関連する式と有害物質の移流分散方程式を連成してシミュレーションを行った。有害物質が上面から放出された場合を仮定した汚染水の移流シミュレーションの結果を図 3.3.6-6 に示す。図は、汚染物質の濃度コンター図として示す。上図は、汚染物質の移流分散方式の吸着項を入れておらず、下図は、Freundlich 式 ($K_F=0.001$, $n_F=1.0$) を吸着項に組み込んだ形の機能性覆土層を導入した例である。汚染物質が時間の経過により、内部保有水の流れに運ばれ移流拡散している様子が観察された。また、機能性覆土層を施工した場合（下図）、施工しない場合（上図）と比較すると、 K_F が 0.001 と低い吸着能力の材料であっても、機能性覆土により有害物の移流拡散が抑えられていることが分かった。

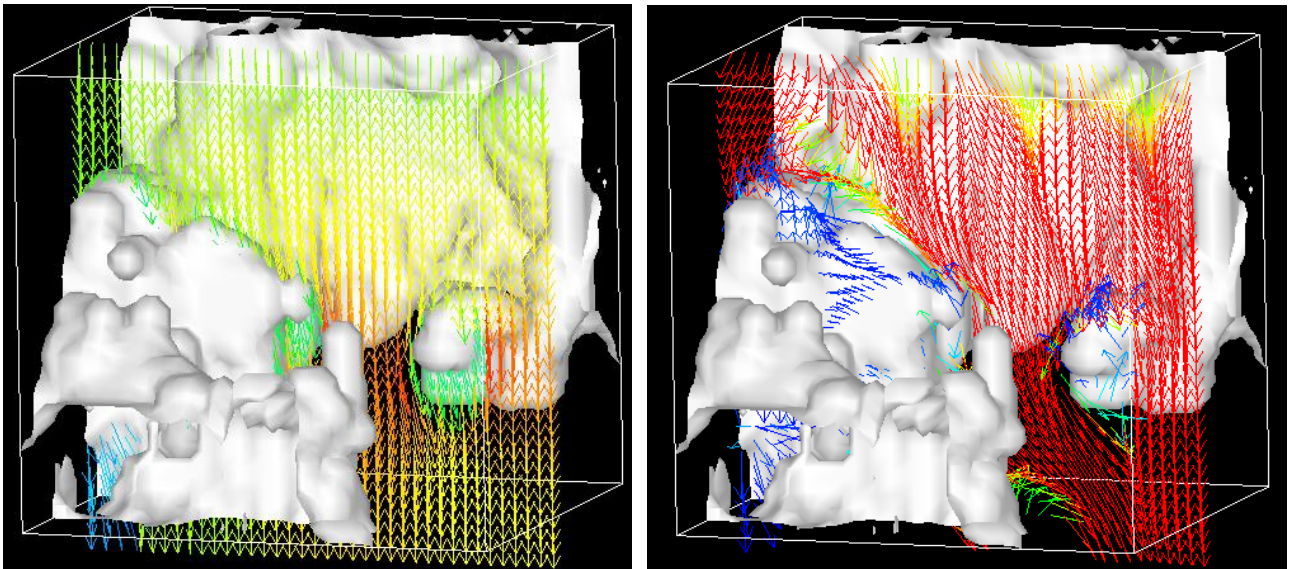


図 3. 3. 6-5 機能性覆土層内における速度ベクトル図

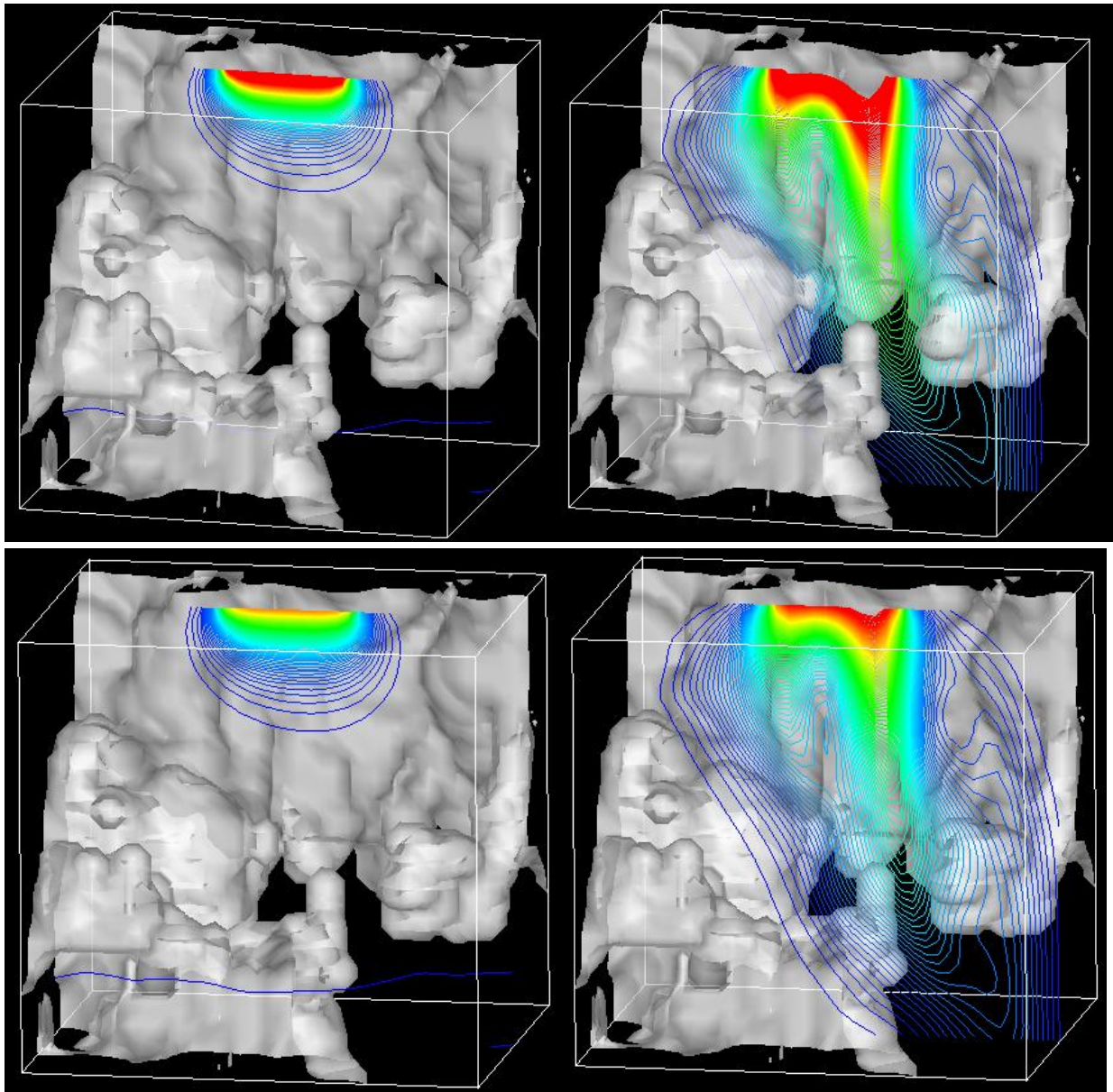


図 3. 3. 6-6 機能性覆土層内における汚染物質の濃度コンター図（上図：PRB なし、下図：PRB 施工）

3.3.7 鉄粉添加による機能性覆土の有害物捕捉能力向上

(1) 目的

機能性覆土の有害物捕捉能力を向上することを目的に、天然土壌を母材とした機能性覆土に鉄粉や粘土を混合し、機能性覆土が有害物捕捉に有効か、またどのような反応を経て固相浄化がなされるかを検討した。実験は、下水汚泥（下水濃縮汚泥をそのまま乾燥した物）と一般廃棄物焼却飛灰の混合埋立を想定したカラム試験により行い、中間覆土と底部覆土に機能性覆土を適用した場合に、廃棄物から溶出してくる重金属類がこの覆土により補足可能かを検証した。なお、実験条件は、雨水等による内部貯留が起こり、有害物の放出がもっとも生じやすい状況を想定し、嫌気性条件とした。

(2) 実験方法

a) カラムの設計

実際の一般の最終処分場の廃棄物層厚と覆土層厚（廃棄物の処理および清掃に関する法律施行令3条3号ハによる規定）を参考に、ほぼ1/10スケールのものを作製した（図3.3.7-1）。内訳は25cmの廃棄物層を、10cmの底部覆土と最終覆土で挟み込むものとした。また、本試験では劣悪な環境にある最終処分場を想定し、連通管を用いて廃棄物層上部まで常に水で満たされるように設計し、採水も空気に暴露されないように輸液パックを用い、カラム内を常に嫌気性に保つようにした。

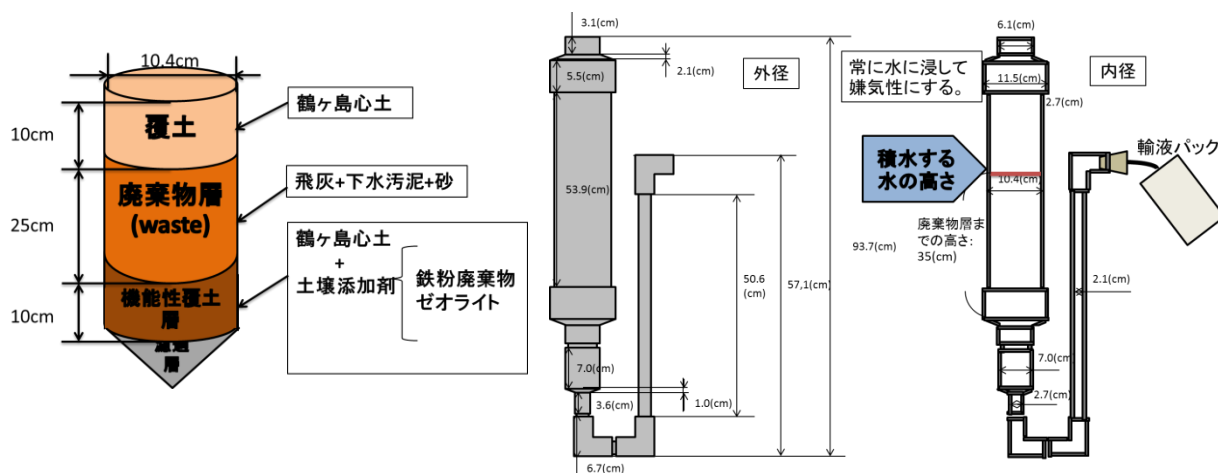


図 3.3.7-1 カラム設計図

b) 埋立廃棄物

廃棄物層は、飛灰をベースに重金属の溶出を促進するため下水濃縮汚泥の乾燥物を混合し、さらに透水性を高くするために砂を混合した。混合比率は飛灰 50% に対し乾燥汚泥を 10%、砂 40% とした。

c) 機能性覆土の作製

覆土材には、火山灰土壌（埼玉県鶴ヶ島畑土壌の心土：以後鶴ヶ島心土と記す）を母材とし、ゼオライト・鉄粉廃棄物〔鉄管製造工場から排出されるグラインダーダスト（GD）〕を添加したものを機能性覆土として用いた。さらに、通水性を確保するために砂を混合した。

50mL 容量のカラム（テルモシリンジ）に各覆土材の混合試料 30g を湿潤状態で充填して通水試験を

行い、通水速度 0.27mL/min の 85% 程度の流出速度となるような配合比を求めた。その結果、すべてを混合した場合は、「鶴ヶ島心土 (50%) + 鉄粉 (5%) + ゼオライト (10%) + 砂 (35%)」となることが分かった。この配合率を基準に機能性覆土を作成した。

d) カラムへの通水量

日本の年間降水量平均は 1981 年から 2010 年の間で 1610.6mm となる。これより、本カラムの表面面積 (5.2cm×5.2cm×π) に対する 1 年間分の降水量を計算すると 13.67L となる。これを元に、1.14L のイオン交換水を週一回 (1 か月の降雨量に相当) 通水し、3 ヶ月で 1 年間分の通水が行えるように設定した。実験では 11 か月分を通水させた。

e) 実験計画

機能性覆土の配合比と実験区を表 3.3.7-1 に示した。機能性覆土は鶴ヶ島心土を母材として、鉄粉廃棄物(G)、ゼオライト(Z)の 2 因子の有無 (2 水準) とし、対照区には、覆土に砂だけの実験区を設けた。

表 3.3.7-1 各実験区における廃棄物と覆土の配合比

No.	実験区	配合比 (%)						
		機能性覆土層				廃棄物層		
		鶴ヶ島心土	鉄粉 (GD)	ゼオライト	砂	飛灰	汚泥	砂
1	G ₀ Z ₀	50	0	0	50	50	10	40
2	G ₀ Z ₁	50	0	10	40	50	10	40
3	G ₁ Z ₀	50	5	0	45	50	10	40
4	G ₁ Z ₁	50	5	10	35	50	10	40
5	対照区	0	0	0	100	50	10	40

f) 測定項目

採水した浸出水の pH、EC は、採水後すぐに測定した。また、採水試料を 0.45(μm) のメンブレンフィルターを用いてろ過し、そのろ液中のイオン類をイオンクロマトグラフを用いて測定し、さらに DOC 計を用いて DOC、TN の分析を行った。次に、採水試料の全量を酸分解し、ICP-AES を用いてアルカリ塩類 (K、Na、Ca、Mg)、重金属類 (Fe、Mn、Cu、Zn、Ni、Pb、Sn) 並びに P の分析を行った。各分析から得た濃度を廃棄物 1kg あたりの浸出量に換算した。

(3) 結果および考察

a) pH・EC および塩類

pH と電気伝導率 (EC) の経時変化を図 3.3.7-2 と図 3.3.7-3 に示した。

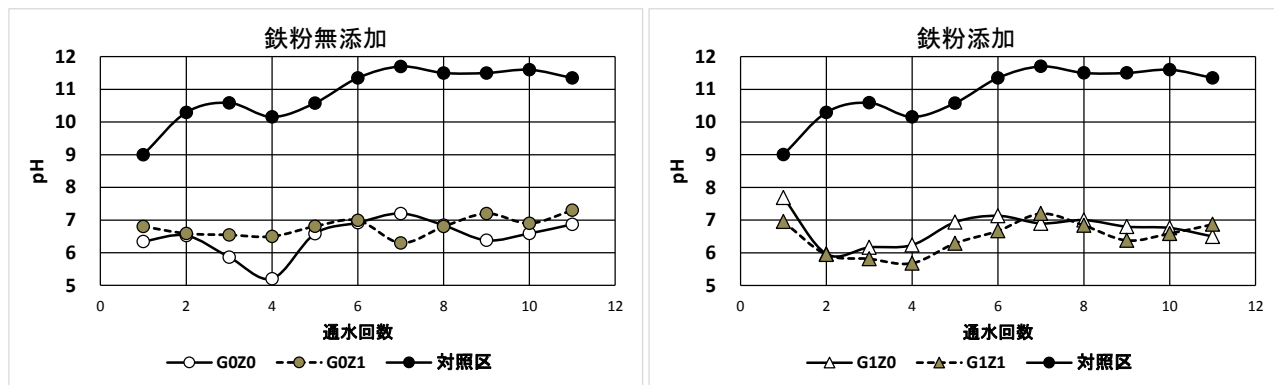


図 3.3.7-2 浸出水の pH の経時変化

pH は対照区のみアルカリに傾き、通水初期は pH9 前後で徐々に pH11 を超える結果となった。土壌を用いた実験区では、土壌の緩衝作用により中性を保っていた。特に、鉄粉を添加した実験区は、2~5 回

目で弱酸性に移行し、その後中性化した。この pH の低下は有機酸の可能性が大きい。鶴ヶ島土壌の pH の中性化 (Buffer) 効果は非常に高いものと考えられる。

他方、EC は 2 回目に 10,000mS/cm 以上の最大値を示したが、徐々に低くなる傾向を示し、6 回目の通水時点で全実験区が数百 mS/cm まで減少した。特に、2 回目通水時の EC 値は鉄粉添加区で高い。これは pH が酸性側に偏ったため、イオン類が溶出してきたためと考えられる。

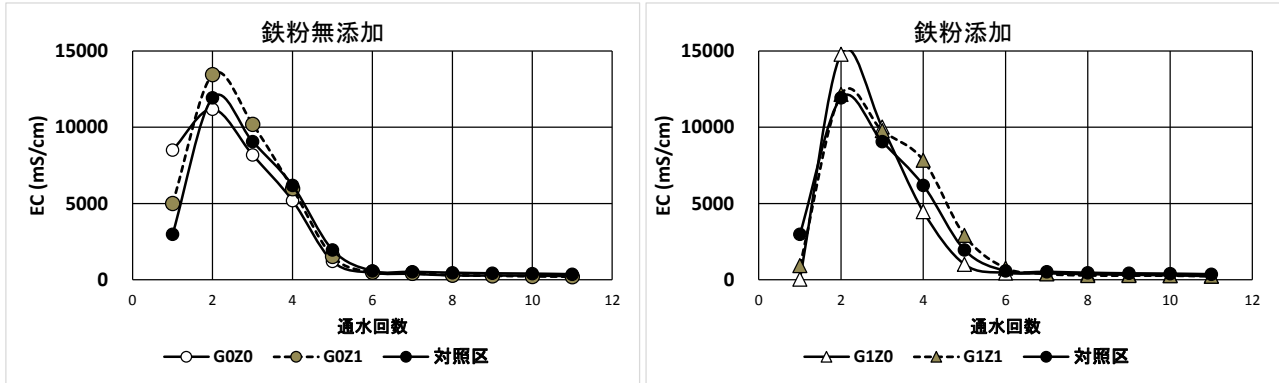


図 3.3.7-3 浸出水の EC の経時変化

b) 陽イオン (K, Na, Ca, Mg)

陽イオン(K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})の累積浸出量を図 3.3.7-4 に示した。陽イオンとして K, Na, Ca, Mg を分析したところ、Mg の累積浸出量のみ mg/kg-waste 単位で、その他は g/kg-waste のレベルで浸出した。 K^+ と Mg^{2+} は、対照区に比べて鶴ヶ島心土 G₀Z₀ 区による削減効果が大きく、 K^+ で 8%、 Mg^{2+} で 5% 浸出量が削減された。 Na^+ 、 Ca^{2+} は鉄粉の添加効果があり、G₁Z₀ 区は対照区に比べ Na^+ で 20%、 Ca^{2+} で 18% の浸出量の削減効果が認められた。一方、鉄粉無添加区においてゼオライトを添加した G₀Z₁ 区で、 Na^+ で 14%、 Ca^{2+} で 18% の浸出量削減効果が認められた。しかし、鉄粉添加区にゼオライトを添加した G₁Z₁

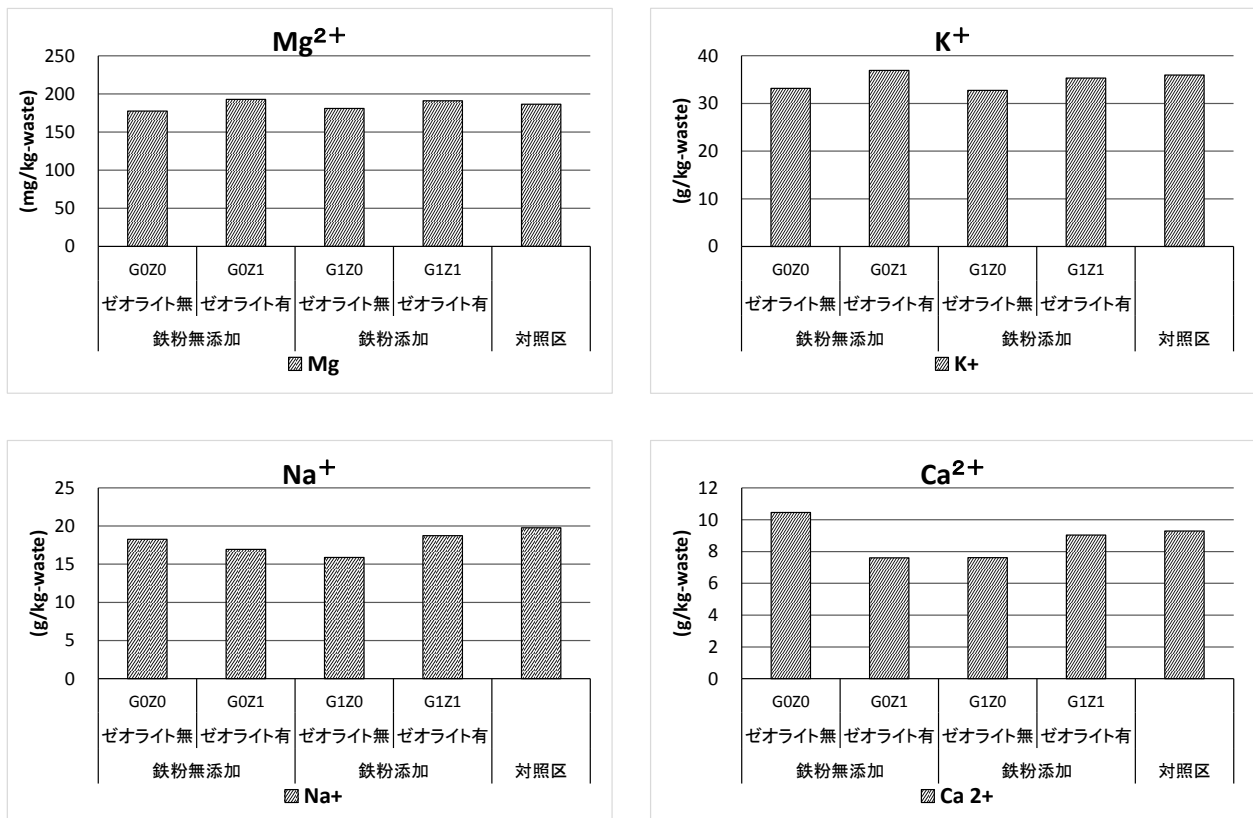


図 3.3.7-4 陽イオン(K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})の累積浸出量

区では負の相乗効果により、削減効果は Na^+ で 2%、 Ca^{2+} で 3% までに留まった。

c) 陰イオン (Cl^- , SO_4^{2-})

陰イオンとして検出されたのは Cl^- と SO_4^{2-} で、11 回目までの累積浸出量を図 3.3.7-5 に示した。

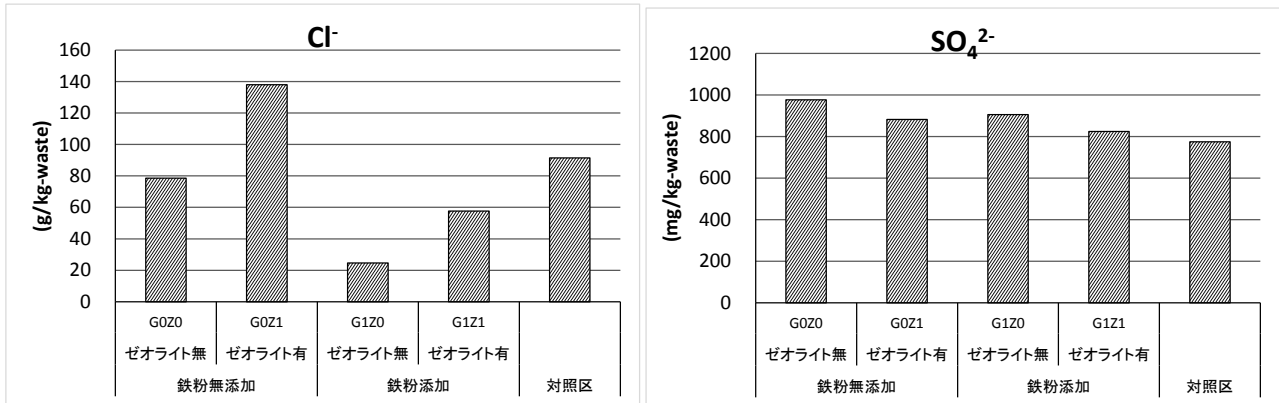


図 3.3.7-5 陰イオン (Cl^- と SO_4^{2-}) の累積浸出量

図からも明らかなように、 Cl^- は鶴ヶ島心土に鉄粉を添加した実験区 G_1Z_0 で 73%、 G_1Z_1 で 37% の削減交換がみられた。一方、 SO_4^{2-} は対照区より鶴ヶ島土壌で多く浸出したが、鉄粉とゼオライトを添加した実験区 G_1Z_1 が最も浸出量が少なく、対照区の 6% しか増加しなかった。鉄粉無添加区のゼオライトでも SO_4^{2-} の溶出が抑えられていることから、ゼオライトによる SO_4^{2-} の削減効果が幾分あるようである。これらのことから、 SO_4^{2-} の溶出を抑えるには鉄粉とゼオライトの混合効果が期待できそうである。

d) 有機汚濁成分 (DOC, TN, P)

有機汚濁成分である DOC (溶存性有機体炭素)、TN (全窒素) および P の 11 回目までの累積用溶出量を図 3.3.7-6 に示した。DOC、TN および P は鶴ヶ島心土による削減効果が大きく、それぞれ 31%、36%、55% であった。DOC では鉄粉やゼオライトの添加に関係なく約 30% (31~27%) の削減効果が見られた。TN では鉄粉添加で若干削減効果が小さくなるようである。P は、鉄粉添加による削減効果が大きく、ゼオライトとの混合 G_1Z_1 区は対照区に比べ 85% まで削減できた。

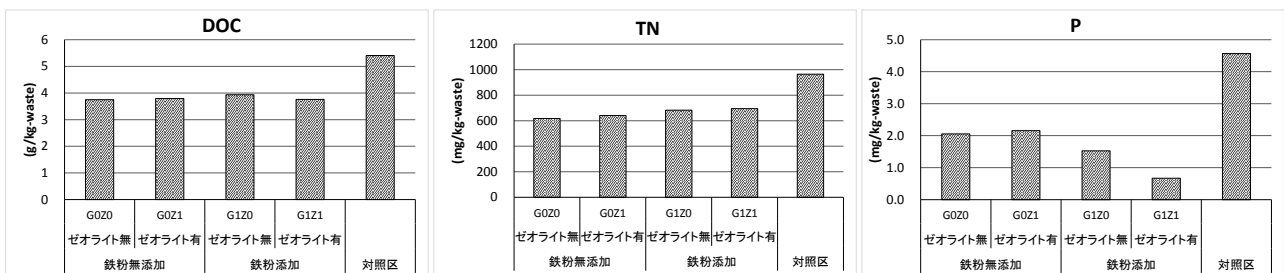


図 3.3.7-6 DOC、TN および P の累積浸出量

e) 重金属類 1 (Fe, Mn, Zn)

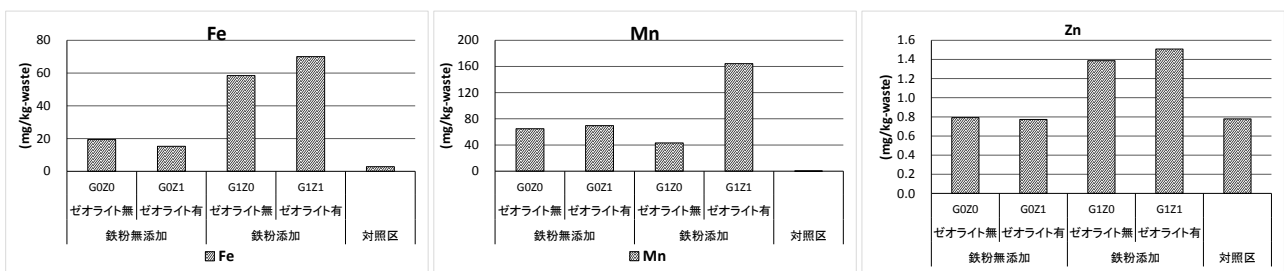


図 3.3.7-7 Fe、Mn、Zn の累積浸出量

重金属類のなかで機能性覆土による削減効果が低い元素は Fe、Mn、Zn で、これら重金属類の 11 回

目までの累積浸出量を図 3.3.7-7 に示した。

Fe と Mn は対照区でほとんど浸出してこない。また、Fe と Mn において、鉄粉無添加区 (G_0Z_0 、 G_0Z_1) に比べ鉄粉添加区 (G_1Z_0 、 G_1Z_1) の方が高い浸出量を示した。他方 Mn は、鉄粉添加にゼオライトを添加した G_1Z_1 区でかなり多く浸出してこることが分かった。特に、鶴ヶ島心土に鉄粉を添加し、さらにゼオライトを添加した G_1Z_1 区は、Fe、Mn、Zn の浸出量が増加する傾向にあり、鉄粉とゼオライトの相乗効果が認められた。

f) 重金属類 2 (Ni、Cu、Pb)

重金属類の Ni、Cu、Pb の 11 回目までの累積浸出量を図 3.3.7-8 に示した。

Ni は、対照区に比べ明らかに鶴ヶ島心土による削減効果が大きく、鶴ヶ島心土のみの G_0Z_0 区で 72% の削減効果があり、ゼオライト添加の G_0Z_1 区で 79% 削減され、さらに鉄粉添加より削減効果が大きくなり、 G_1Z_0 区で 86%、 G_1Z_1 区で 85% の削減効果が認められた。

Cu は、対照区に比べ鶴ヶ島土壌のみの G_0Z_0 区で 16% しか削減できなかったが、ゼオライトや鉄粉の添加により 79~86% まで浸出量を削減できるようになった。

Pb は、鶴ヶ島土壌による削減効果が一番大きく 56% 削減できた。しかし、ゼオライトや鉄粉の添加による削減効果の向上は大きくなく、約 50% 前後 (51~47%) の削減効果となった。Pb はおそらく鶴ヶ島土壌による削減効果が大きいものと推察される。

(4) まとめ

機能性覆土の有害物捕捉能力向上を目指して、鉄粉やゼオライトを添加した機能性覆土を調製し、下水汚泥と一般廃棄物焼却飛灰の埋立層に適用し、廃棄物層から溶出してくる重金属類の補足性能を検討した。この機能性覆土の効果について次にまとめた。

- ① 用いた鶴ヶ島心土は浄化能力の高い土壌であり、単独使用であっても浸出水の pH の中性化能力が高く、陽イオンの K^+ と Mg^{2+} 、陰イオンの Cl^- 、有機汚濁成分の DOC、TN あるいは P や重金属類の Ni、Cu、Pb などの削減効果が大きかった。
- ② 鶴ヶ島心土に鉄粉を添加すると、特に Na^+ と Ca^{2+} 、 Cl^- 、有機汚濁成分の DOC、TN あるいは P や重金属類の Ni、Cu などの削減効果が鶴ヶ島心土より大きくなった。
- ③ 鶴ヶ島心土にゼオライトと鉄粉を添加効果すると、特に P の削減効果が大きくなることが認めら

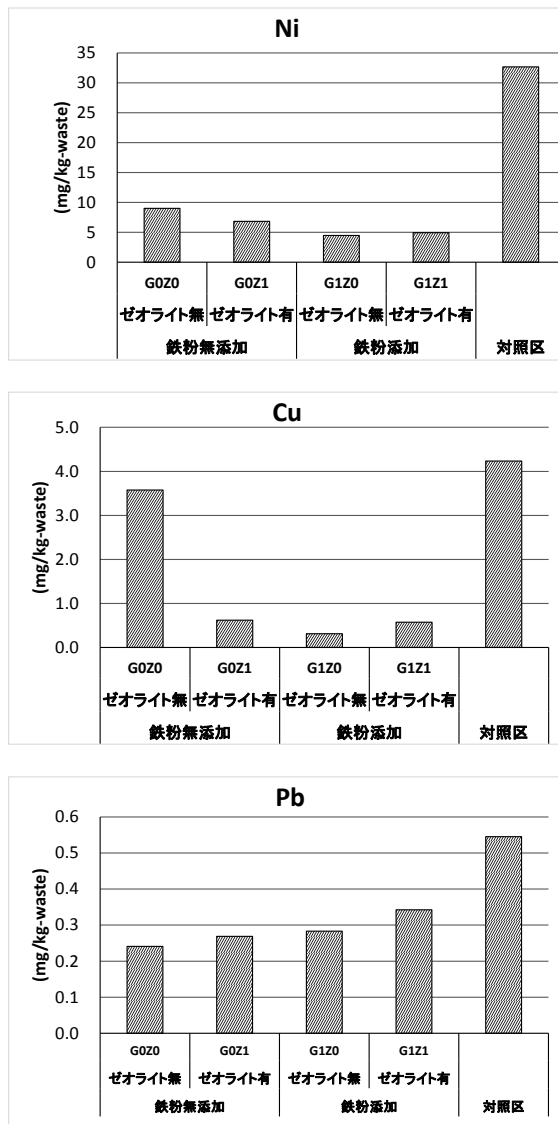


図 3.3.7-8 Ni、Cu、Pb の累積浸出量

れた。

- ④ 鶴ヶ島心土にゼオライトを添加した実験区では、あまり際立った効果は認められなかった。
- ⑤ 測定成分 15 項目の累積浸出量を比べると（図 3.3.7-9）、鶴ヶ島心土に鉄粉を添加した G₁Z₀ 区が最も浸出量が低く、対照区の浸出量の 47% が削減されており、鉄粉の効果が大きいことが分かった。

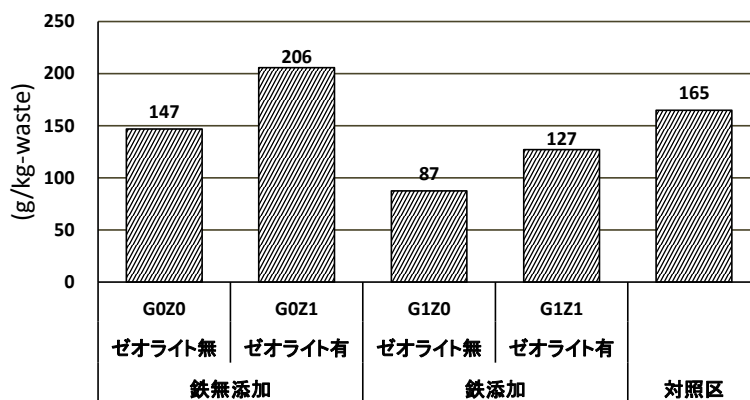


図 3.3.7-9 測定全成分(15 項目)の累積浸出量

- ⑥ 鶴ヶ島心土については本実験で明らかにしていないが、鉄分が多く、微細な孔隙量が多い火山灰土壌であり、今後は土壌のどのような特性が浸出水中の成分を浄化捕捉するのかを明らかにする必要がありと考えられる。

3.3.8 まとめ

本節で得られた結果を以下に整理する。

1) 機能性覆土層による有機汚濁物質の吸着特性

鶴ヶ島土壌（鉄分が多い関東地方で採取される関東ローム層）を機能性覆土の材料として評価するために、大規模埋立層からの実浸出水を用いたカラム試験を実施し、有機汚濁成分の吸着能を評価した。鶴ヶ島土壌は、TOC 吸着量 4.1g/kg、分配係数 $K_d=5.15\text{mL/kg}$ と高い吸着能力を示し、浸出水を酸性に調整した条件でも、通常より高い TOC 吸着能が得られた。

2) 粘土鉱物と天然土壌による 1 価/2 価の金属類の吸着/脱着

埋立層内で比較的移動性の高い 1 価/2 価の陽イオンの機能性覆土での捕捉特性を評価するために、鶴ヶ島土壌（表土、心土）、ゼオライト単体、ベントナイトと鶴ヶ島土壌の混合土を用いたカラム通水試験を行った。一般廃棄物焼却飛灰抽出液に加え、昨今問題となっている Cs、Sr も評価対象として加えた。1 価の陽イオンである Na、K は鶴ヶ島土壌であっても 2~3mL/g の通水量で破過した。Cs や K は、これまで多くの研究で報告されるとおり、ゼオライトで破過は遅くなった。但し、飛灰の抽出溶液では、吸着量は 1/10 にまで低下した。Ca の溶出は、鶴ヶ島土壌にベントナイトを添加すると吸着量が向上した。

3) 機能性覆土による放射性物質の捕捉可能性

福島原発以降、焼却残渣中の Cs が問題となっていたことから、機能性覆土による Cs の捕捉可能性について検討した。機能性覆土に捕捉性能向上のためにゼオライト、カオリン、ベントナイトを添加することを想定し、各鉱物を吸着剤とした吸脱着試験を行い、基礎特性を把握した。各粘土鉱物における Cs の吸着量はゼオライト>ベントナイト>カオリンの順であった。また、ゼオライトの Cs 吸着に対する阻害要因として Na、K および Ca の影響を検討した結果、一価の陽イオンである Na および K の阻害効果が大きかった。特に塩濃度の高い焼却飛灰溶出液の吸着阻害効果が大きく、焼却灰溶出液の阻害効果は、Na、K 等の塩濃度で説明できるものであることが示唆された。

4) テストセルに用いた機能性覆土の有効性の検証

過去のプロジェクトにより設置され、モニタリングを継続している大型埋立実験層（テストセル）において、中間覆土や底部覆土に使用されていた機能性覆土の重金属捕捉機構を検証するため、テストセル中の中間覆土と底部覆土を採取し、逐次抽出法により覆土中の重金属類の存在形態を検討した。

重金属類(Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pb)の捕捉量は、スラグ層よりも機能性覆土層で大きかった。機能性覆土層で捕捉された重金属の形態は、残留物態が主であった。おそらく Al や Fe の鉱物化により重金属類が同時に固定化されたものと思われた。土壌成分(Al・Si・Fe)の存在形態は、残留物態>>炭酸塩態>>水溶性画分の順位であり、塩類(Ca・Mg)の捕捉形態は主にイオン交換態であった。機能性覆土に捕捉されていた重金属類の形態は、残留物態>>炭酸塩態>イオン交換態>>>水溶性画分の順位であり、土壌成分が残留態に変質した際に、これらの重金属類が抱合され、残留物態となった可能性が考えられた。

5) 機能性覆土における有害物捕捉機構のモデル化

機能性覆土層内部の内部保有水の流れを、Navier-Stokes 方程式を用いて解析した。マイクロフォーカス X 線 CT スキャナ装置を用いて、機能性覆土のコア試料の撮影を行い、機能性覆土層のモデル形状を作成した後、機能性覆土層を表す特性関数の分布を作成した。支配方程式を離散化し、作成したモデル形状の場に対し適用し、機能性覆土内の水分移動現象、および吸着反応を伴う汚濁物質の移動を計算し、結果を可視化した。計算の結果、機能性覆土内の水分移動と吸着反応による汚濁物質の移動遅延を表現

することができた。

6) 鉄粉添加による機能性覆土の有害物捕捉能力向上

機能性覆土の有害物捕捉能力を向上することを目的に、鶴ヶ島土壌を母材とした機能性覆土に鉄粉や粘土を混合し、機能向上の可能性を検討した。

鶴ヶ島心土は単独使用であっても高い pH 緩衝能力の示した他、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、DOC、TN、P、Ni、Cu、Pb などの放出量を削減した。鶴ヶ島心土に鉄粉を添加すると、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、DOC、TN、P、Ni、Cu の累積放出量は単独使用時に比べて更に減少した。鶴ヶ島心土にゼオライトと鉄粉を添加効果すると、特に P の削減効果が大きくなったが、ゼオライト単独添加では、際立った効果は認められなかった。測定成分 15 項目の累積放出量では、鶴ヶ島心土に鉄粉を添加した系が最も浸出量が低く、放出量の 47% が削減され、鉄粉添加の効果が大きいことが分かった。

第4章 結論

本研究は、我が国に特有な中間処理残渣主体埋立について、その早期安定化の実現と適正な管理手法の確立を目指し、以下の3点を対象に検討を実施した。

- 1) 中間処理残渣主体埋立地の安定化に関し、実処分場における現場調査から、安定化遅延の実態を明らかにすると共に、その原因について、早期安定化を実現したテストセルの分析、比較から解明する。
- 2) 中間処理残渣埋立の安定化促進を目指して、焼却灰の固結化が安定化に与える影響を明らかにすると共に固結回避手法を探求する。さらに廃棄物の混合による焼却残渣の物理・化学特性の改善から安定化促進効果を検証する。
- 3) 有害物流出に対応したバックアップ技術として機能性覆土に着目し、有害物の捕捉機構の解明と設計手法確立を目指す。

以下、本年度得られた成果について3課題別に結論をまとめる。

1) 中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明

a) 実埋立地の埋立状況と廃棄物の安定化の把握

焼却残渣と破碎残渣が主に埋め立てられるA処分場で、物理探査、ボーリングによる試料採取と試料の分析、表面掘削による試料採取と物性把握を行った。

比抵抗探査によって当該処分場内部の最終覆土層、廃棄物層、底部遮土工といった内部構造を可視化した。STREX工法を用いたボーリングにより、内部の廃棄物を採取した結果、ボーリングコアの状況から、最終覆土が厚く密実に転圧されており、廃棄物層への雨水の浸透は極めて困難な様相を呈していた他、焼却灰層には固結も確認された。また、表面掘削より得られた試料の観察結果からも、焼却灰の固結を確認した。採取した廃棄物試料は、焼却灰主体、不燃残渣主体、およびそれらの混合部、の3種に大別され、焼却灰主体部においてのみ固結が確認された。ボーリングコアのECは、焼却灰主体部位で高く、以前、高い溶出ポテンシャルを有していた。掘削試料の溶出試験から、不燃残渣主体部位に比べ焼却灰の混入している部位でpH、EC、塩化物イオン等の塩類やTOCの溶出が増加することが確認された。

b) テストセルの埋立物の安定化状況の把握

実埋立地と埋立時期、埋立廃棄物がほぼ同じA処分場内に設置されたテストセルは、浸出水濃度が排水基準を下回る程度にまで低下していた。無水オールコアでボーリングを行ったところ、掘削したテストセルは覆土に熔融スラグが用いられており、雨水は速やかに浸透していると推察された。廃棄物層は焼却灰と不燃残渣が混合されて低密度で充填されており、ボーリング時にコア内に試料を確保することが難しいほど緩い状態であった。ボーリングコア試料のpHは9以下で、強アルカリ性を示していた初期値と比較して中性化が進行していた。溶出試験から、ECは初期値と比較して約60~80%以上も低下しており、特に移動性が高いCl⁻濃度については初期値から95%以上も低下していることが確認され、洗い出しの進行は顕著であった。比抵抗トモグラフィにより、過去の結果と比較を行ったところ、比抵抗値も大きく上昇していた。以上の結果から、テストセル内の廃棄物は安定化が十分に進行していることが明らかとなり、廃棄物を十分に混合し埋め立てるとともに、透水性の高い覆土を用いることにより、埋め立て廃棄物の早期安定化が実現できる可能性が示された。

c) 実埋立地とテストセルの比較による中間処理残渣の早期安定化に望ましい埋立工法の評価

実埋立地とテストセルのそれぞれで採用されている異なる埋立工法が廃棄物の安定化に及ぼす影響を議論するためには、まず埋立物が同じものであることを確認する必要があった。そのため、それぞれボーリングにより採取したコアの含有量を比較した結果、熱灼減量、固体 TOC、重金属含有量に大きな差はなく、実埋立物とテストセルは同種の廃棄物であると判断した。安定化の違いを評価するために溶出試験を実施した結果、元素によって特徴は異なったが、Na、K、Ca、Cu いずれもテストセルの廃棄物からの溶出率は実埋立物と比べて遙かに低かった。易溶性の元素は洗い出しが進み、Ca などは難溶性態へ変化したことが推察された。TOC や Cl の溶出濃度は、実埋立地の試料では、埋立前の焼却灰と同等の濃度も確認されたが、テストセルの試料は、廃止基準や欧州の **Inert Waste Landfill** の受け入れ基準に相当する濃度で極めて低く、安定化が進んでいた。すなわち、テストセルで採用された低密度埋立・高透水性確保という埋立工法は、塩類の濃度を早期に低下させ、また Ca 等については早期に難溶性へと変化させている可能性が示唆され、実埋立地のような高密度転圧、低透水性覆土といった工法よりも、中間処理残渣の早期に安定化できることが分かった。物理特性を比較した結果、テストセルの廃棄物に比較して、実処分場の廃棄物は不飽和透水係数が一桁小さく、洗い出しが遅れていることはこれらの物性試験結果からも推測可能であった。

d) 中間処理残渣の安定化遅延要因の検討

中間処理残渣を含む複数の試料を対象にガス発生ポテンシャル試験を実施し、生物分解性有機物量と分解の阻害要因について検討した。中間処理残渣中の生物分解性有機物の含有量は総じて低く、焼却灰主体の試料では 0.8 mg/g とほとんど生物分解性成分が含まれていなかった。ガス化可能有機物量についても、中間処理主体埋立物（不燃物・焼却灰混合試料および焼却灰試料）ではほとんど検出されなかった。ガス化速度定数は、中間処理残渣埋立物では混合ごみ埋立物よりも 1 オーダー低かった。中間処理残渣埋立地では、そもそも生物分解性有機物量自体が少なく、ガス発生ポテンシャルも低いと考えられるが、残存する生物分解性有機物のガス化速度もきわめて遅いことが明らかにされた。

焼却灰等の固結などにより層内に低透水性層が形成された場合の浸出水の片寄り流れと、それが洗い出しの遅延に与える影響を数値計算により検討した結果、固結層が存在すると、その上部には宙水が発生する結果が得られた。固結層に幅 1 cm 程度のクラックがあったとしても、宙水の形成に与える影響は小さかった。宙水の発生に対するクラックの影響は小さいものの、廃棄物層からの汚濁成分の洗い出しに及ぼす影響は大きく、クラック下部は選択的に洗い出される様子が計算された。ただし、固結層の下部領域は、通常の埋立廃棄物層に比較すると洗い出しが著しく遅延したことから、層内の均質な安定化には、固結化は回避されるべきであることが示された。

2) 中間処理残渣の早期安定化に関する検討

a) 焼却灰の固結が安定化に与える影響

複数の焼却灰を対象にした固結化および透水性の確認から、顕著に固結し、透水性が低下する灰が存在することを確認した。顕著に固結する灰では、2 ヶ月の試験期間で固結によって透水性が 1/10 にまで低下した。固結しない焼却灰での洗い出しは順調に進行し、累積の溶出量は 13 号試験の溶出量に到達したが、固結する焼却灰では、一価で移動性の高い Cs、K、Cl⁻ でさえも 13 号溶出試験における溶出量の 6 割程度にしか達せず、溶出が抑制された。これらの結果から、焼却灰の固結は、透水性を低下させ、結果的に易溶出性、易移動性元素も焼却灰層内に閉じこめてしまうことが解った。X 線回折、熱重量分析の結果から、焼却灰の固結は $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ の反応によって炭酸カルシウムが増加することにより進行することが判明した。そのため、固結する灰の固結回避には、未反応の Ca 化合物の

炭酸化を促進する湿潤・乾燥操作の繰り返しが効果的であった。一方、固結しない灰を固結化するには、900℃による脱炭酸化もしくは $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の添加が有効であった。重金属の溶出に関しては、固結により高 pH の状態が維持されることが Pb などの両性金属の溶出を促した。一方、固結の有無に関わらず、極端な炭酸化等で pH が中性付近に落ちることが Ca や Zn の放出を増大させた。重金属の溶出回避に、最も望ましい状態は、固結を回避した状態で、焼却灰層内の炭酸カルシウムによって層内の pH が支配される状態であった。

b) 廃棄物の混合による通水性・通気性の確保

埋立られた焼却灰中の有機物の安定化を促進するために、大きな粒度を持つ他の廃棄物を混合して通気性を改善し、好気性領域の拡大が可能か否かを検討した。透気性の悪い焼却灰に対し、透気性を向上させると考えられる不燃破碎残渣の混合割合を変化させ、その時の透気係数と屈曲率を測定した。焼却灰と不燃破碎残渣の酸素消費速度、測定した混合時の透気係数と屈曲率を基に、内部で酸素消費が起こる場合の移流拡散モデルから埋立地内部への酸素進入をシミュレーションした。その結果、焼却灰と不燃破碎残渣廃棄物の混合で、透気性は向上することが明らかになった。また、濃度勾配による酸素進入（拡散侵入）よりも、温度差による酸素進入（移流）が重要であった。内外温度差が 30℃ の場合には、移流による酸素進入が発生するため、40% 程度の混合で 5 m 程度の酸素進入深さが得られた。なお、本稿では示さなかったが、汚泥に他の廃棄物（スラグ、建設混合廃棄物破碎選別残渣）を混合した場合の流体移動特性の改善、焼却灰へ粗粒径物として石を混合し通気性の改善を試みた検討も実施した。これらの検討からは、極めて通気性・通水性の悪い汚泥に粗粒径物であるスラグや破碎残渣を体積割合で 62% から 75% 程度混合すると、透水係数が 10~200 倍、透気係数が 100~400 倍程度まで向上すること、焼却灰に石を混合した場合には、透気係数は混合率 45% 程度の混入で急激に上昇する傾向を呈し、その混合率で屈曲率は約半分となること等が明らかになった。

c) 焼却灰安定化の戦略とセメント固形化埋立のケーススタディ

ここでは、あらためて焼却灰にはどのような埋立戦略が可能かを整理した。既往の文献から、焼却残渣が主体の埋立地において制御しなければならないのは無機物（特に重金属類）の流出であり、その制御のためには、どのような人工的な容器構造を施しても長期的にはそれが破損して放出が起こることを想定する必要があることから、最も重要な戦略は、周囲環境が受容可能な汚染フラックスの設定であるとされていることがわかった。周辺環境が受容可能なフラックスとは、環境に影響しない程度であれば放出は許されるということである。そこで、安定化促進とは逆の概念であるが、容器構造に頼らずに汚染フラックスを極小化できるセメント固形化埋立についてケーススタディを行った。重金属類を添加し高濃度化したキレート処理飛灰をセメント固形化し、タンクリーチング試験に供した結果、ほとんどの重金属は溶出が抑制されたが、易溶性の Cs のみ表面からの溶出が起こった。長期的な放出フラックスの低減を保証するためには、固化体の劣化を防ぎ、内部への水分の浸透を抑制することが重要であることがわかった。

3) 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化

a) 機能性覆土層による有機汚濁物質の吸着特性

鶴ヶ島土壌を機能性覆土の材料とし、大規模埋立層からの実浸出水を用いたカラム試験を実施して有機汚濁成分の吸着能を評価した結果、鶴ヶ島土壌は TOC 吸着量 4.1g/kg、分配係数 $K_d=5.15\text{mL/kg}$ と高い吸着能力を示し、浸出水を酸性に調整した条件でも高い TOC 吸着能が得られた。

b) 粘土鉱物と天然土壌による 1 価/2 価の金属類の吸着/脱着

移動性の高い1価/2価の陽イオンの機能性覆土での捕捉を、鶴ヶ島土壌（表土、心土）、ゼオライト単体、ベントナイトと鶴ヶ島土壌の混合土を用いたカラム通水試験から検討した結果、1価の陽イオンであるNa、Kは鶴ヶ島土壌であっても2~3mL/gの通水量で破過し、CsやKはゼオライトで破過は遅くなった。但し、飛灰の抽出溶液では、いずれの材料でも吸着量は1/10にまで低下した。Caの溶出は、鶴ヶ島土壌にベントナイトを添加することで吸着量を上昇させることができることを確認した。

c) 機能性覆土による放射性物質の捕捉可能性

焼却残渣からCs放出の抑止に機能性覆土が有効か否かを検討した。本研究では機能性覆土に捕捉性能向上のためにゼオライト、カオリン、ベントナイトを添加することを想定し、各鉱物を吸着剤とした吸脱着試験を行い、基礎特性を把握した。各粘土鉱物におけるCsの吸着量はゼオライト>ベントナイト>カオリンの順であった。ゼオライトのCs吸着に対して一価の陽イオンであるNaおよびKの阻害が大きく、特に塩濃度の高い焼却飛灰溶出液での吸着阻害が大きかった。

d) テストセルに用いた機能性覆土の有効性の検証

テストセルにおいて、中間覆土や底部覆土に使用されていた機能性覆土の重金属捕捉機構を検証するため、テストセル中の中間覆土と底部覆土を採取し、逐次抽出法により覆土中の重金属類の存在形態を検討した。重金属類(Mn・Cu・Zn・Cr・Ni・Pb)の捕捉量は、スラグ層よりも機能性覆土層で明らかに大きかった。機能性覆土層で捕捉された重金属の形態は、残留物態が主であった。AlやFeの鉱物化により重金属類が同時に固定化されたものと推察された。Al・Si・Feの存在形態は、残留物態>>炭酸塩態>>水溶性画分の順位であり、Ca・Mgの捕捉形態は主にイオン交換態であった。機能性覆土に捕捉されていた重金属類の形態は、残留物態>>炭酸塩態>イオン交換態>>>水溶性画分の順位であり、土壌成分が残留態に変質した際に、これらの重金属類が抱合され、残留物態となった可能性が考えられた。

e) 鉄粉添加による機能性覆土の有害物捕捉能力向上

機能性覆土の有害物捕捉能力を向上することを目的に、鶴ヶ島土壌を母材とした機能性覆土に鉄粉や粘土を混合し、機能向上の可能性を検討した。鶴ヶ島心土は単独使用であっても高いpH緩衝能力の示したほか、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、DOC、TN、P、Ni、Cu、Pbなどの放出量を削減した。鶴ヶ島心土に鉄粉を添加すると、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、DOC、TN、P、Ni、Cuの累積放出量は単独使用時に比べて更に減少した。鶴ヶ島心土にゼオライトと鉄粉を添加効果すると、特にPの削減効果が大きくなったが、ゼオライト単独添加では、際立った効果は認められなかった。測定成分15項目の累積放出量では、鶴ヶ島心土に鉄粉を添加した系が最も浸出量が低く、放出量の47%が削減され、鉄粉添加の効果が大きいことが分かった。

研究発表

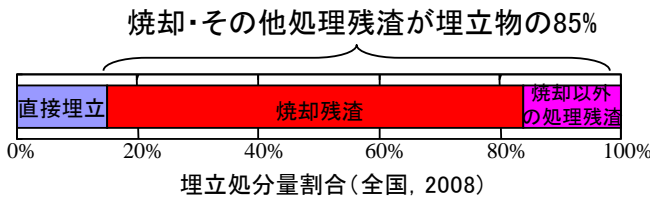
- ・ Mikako Ishii, Yasumasa Tojo, Takayuki Matsuo, In-Hee Hwang, Toshihiko Matsuto, Investigation on the solidification process of MSW bottom ash and their effect on the wash out, The 2012 Spring Conference of the Korea Society of Waste Management, 2012.
- ・ 鈴木和将, 川寄幹生, 渡辺洋一, 加古賢一郎, 小野雄策, 遠藤和人, 山田正人, 東條安匡: 廃棄物最終処分場におけるセシウムの吸脱着特性の評価, 第33回全国都市清掃研究・事例発表会, 2012.
- ・ 小口正弘, 森朋子, 大迫政浩, 山田正人, 一般廃棄物焼却灰の放射性セシウム汚染の経時変化と地域的特性の分析, 環境放射能除染学会, 2012.5
- ・ 石井三香子, 東條安匡, 松尾孝之, 黄仁姫, 松藤敏彦: 埋立地における焼却灰固結機構の解明および洗い出し効果に与える影響, 第20回衛生工学シンポジウム, pp.36, 2012.
- ・ 東條安匡, 石井美香子, 松尾孝之, 松藤敏彦: 焼却主灰の固結化が塩類洗い出しに与える影響に関する基礎的検討, 第23回廃棄物学会研究発表会講演論文集(CD-ROM), 2012.
- ・ 加古賢一郎, 鈴木和将, 川寄幹生, 東條安匡, 小野雄策: 各種粘土鉱物および自然土壌を用いたセシウム・ストロンチウムの吸脱着反応, 第23回廃棄物資源循環学会研究発表会, pp.175-176, 2012.
- ・ 加古賢一郎, 村上大, 小野雄策, 鈴木和将, 東條安匡: 最終処分場の中間覆土におけるセシウム・ストロンチウム吸脱着, 第34回全国都市清掃研究・事例発表会抄録集, pp.316-318, 2012.
- ・ 磯部友護, 椿雅俊, 東條安匡: 安定化から見た管理型最終処分場の内部性状に関する研究, 第34回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.235-237, 2013.
- ・ 程 月, 朝倉 宏: 埋立層内の有機物分解促進のための透気性の向上, 第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.499-500, 2013.
- ・ Nguyen Nhu Sang, Satoshi Soda, Tomonori Ishigaki, Michihiko Ike, Microorganisms in landfill bioreactors for accelerated stabilization of solid wastes, Journal of Bioscience and Bioengineering, 114(3), pp.243-250, 2012.
- ・ Ishigaki T., Hirata O., Tachifuji A., Matsufuji Y., Yamada M., Development of leachate/gas emission model regarding with carbon and nitrogen balance, 14th International Waste Management and Landfill Symposium, 2013.
- ・ 野村 弘, 東條安匡, 松尾孝之, 黄仁姫, 松藤敏彦: 焼却灰の固結が重金属類の放出に与える影響, 第24回廃棄物学会研究発表会講演論文集, 2013.
- ・ Hiroshi Nomura, Yasumasa Tojo, Takayuki Matsuo, In-Hee Hwang, Toshihiko Matsuto: Influence of bottom ash solidification on leaching behavior of heavy metals, The 2013 Spring Conference of the Korea Society of Waste Management, May 8-10, 2013.
- ・ Yasumasa Tojo, Mikako Ishii, Toshihiko Matsuto, Takayuki Matsuo, Study on the influence of solidification of MSWI bottom ash on the emission of easily mobile elements, 2nd International Conference on Final Sinks, May 16-18, 2013.
- ・ 磯部友護, 渡辺洋一, 椿 雅俊, 小野雄策, 東條安匡: 大規模埋立実験槽の安定化に関する研究, 第35回全国都市清掃研究・事例発表会, pp.224-226, 2014

知的財産権の取得状況

特になし

中間処理残さ主体埋立地に対応した安定化促進技術の開発(3K113015)

我が国における昨今の埋立廃棄物



安定化の遅延, Dry Tomb化, 維持管理長期化

従来の有機物対策を主眼とした埋立処分技術では対応できない、「焼却灰の固結による通水/通気性の低下」、「極端な水みちの形成」、「高アルカリ状態の持続」、「重金属等の蓄積とその不規則な流出」等の問題が顕在化

→ 維持管理期間の長期化

研究課題1

中間処理残渣埋立における安定化遅延要因の解明

1. 実埋立地で安定化を支配する層内構造と水分移動状況を物理探査により把握
2. 特徴的な位置でボーリング, 試料分析
→ 有機物, 無機物の安定化を評価
3. 均質化・低密度埋立・高透水性覆土の埋立工法(テストセル)との安定化の比較

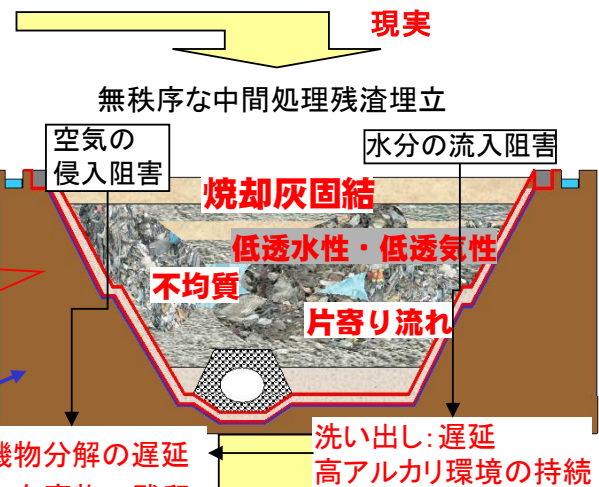
研究課題2

中間処理残渣の早期安定化に関する検討

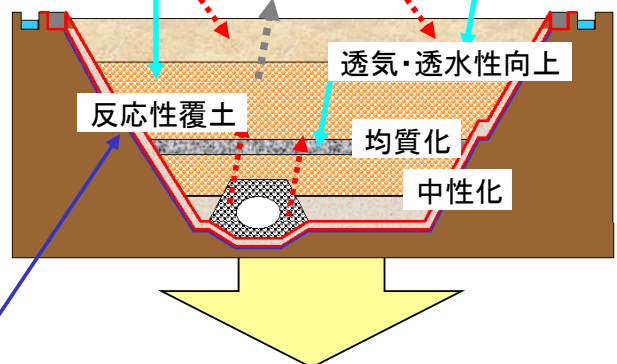
- 焼却灰の固結対策, 不均質な層内の改善
- (1) 固結メカニズム解明, 固結回避方法の確立、
 - (2) 固結が塩類、重金属溶出に与える影響
 - (3) 通水性, 通気性を改善する組合せと混合比
 - (4) 混合埋立が早期安定化に及ぼす効果把握
- 中間処理残渣の埋立方法に関する概念整理
- (1) 安定化促進と封じ込めに関する検討

研究課題3: 機能性覆土層による有害物質の捕捉と層内浄化能力の強化

- 埋立物混合による層内条件の改善で対応できない有害物の流出を制御する反応性覆土
- ・有機物、塩類、重金属の捕捉性能
 - ・機構の解明と構成材料の検討 → 設計手法



「埋立工法」と「埋立構造」の改善によって解決できる可能性あり



世界に先んじた我が国独自の中間処理残渣埋立処分技術の構築

持続可能な埋立地(一世代で維持管理不要な土地に還元する)技術の確立

英文概要

In Japan, the treatment residues such as the incineration ashes and the shredded residues from recycling facility account for 88% or more of the municipal solid waste disposed of into landfill due to MSW treatment which mainly relies on incineration and also the progress of resource recovery. As for the stabilization of the landfilled waste, the principal object is chiefly put on the settling down of degradation of the organic matter, and the methods for achieving it at the early stage were developed and have been introduced so far. However, regarding the treatment residues such as incineration ash, besides the stabilization of the organic matter, the stabilization of the inorganic substances that have the reactivity and high mobility such as salts and immobilization of the toxic substance such as heavy metals etc. are demanded. Therefore, creating new concept of stabilization that differs from conventional one and developing the technology that is able to achieve it early have become significant. Then, in this research, the following three themes were set in order to realize early stabilization of the treatment residue in landfill.

1. To elucidate factor causing stabilization delay in the landfill that mainly accepts treatment residues; the stabilization delay factor is clarified from the site survey and the sample analysis in actual landfill. Moreover, from the comparison on the level of stabilization of wastes that are obtained from both actual site and large-scale test cell where a different landfill method was adopted, a suitable landfill method for the early stabilization is clarified.

2. Examination on the method to promote stabilization of treatment residue; As for the hardening of incineration residue that is thought to be the one factor for stabilization delay, the occurrence is confirmed, the influence of hardening on the wash off of salts and on emission of heavy metals is elucidated, mechanism of hardening is clarified, and how to prevent hardening is provided. Moreover, influence of mixing of different kind of residue before landfilling is examined in terms of the permeability. And how it is effective for early stabilization is evaluated.

3. Investigation of performance of horizontal permeable reactive barrier (HPRB) for capturing hazardous substance; In order to add multiple safeties to landfill, adoption of permeable reactive barrier as cover soil is proposed. It is applied as the backup technology that can correspond to unexpected emission of hazardous substance. And performance on capturing of organic matter, salts, and heavy metals is investigated. Moreover, how to design PRB is examined.

As consequences, the following results were obtained.

1) The landfill method influences significantly the stabilization of the residue in landfill. When conventional landfill method such as dumping without care, high compaction by heavy equipment, and placement of thick and low permeable soil cover, etc. is applied, landfilled waste has high emission potential even after 7 years of its disposal. But at the test cell where another landfill method such as mixing of some kinds of waste before dumping, low compaction, and high permeable soil cover are applied, the wastes were almost stabilized. Landfill method applied to the test cell contributes to the wash-out of salts and immobilization of heavy metals.

2) Solidification of incineration ash in landfill decreases permeability, obstructs the salts wash out, and increase heavy metal emission. Predominant solidification mechanism was the transformation of calcium from oxides/hydroxides to carbonates. Thus, to promote the transformation before disposal by repetition of wetting and drying is effective to avoid solidification. In addition, mixing of incineration ash and shredded residue drastically improves permeability.

3) HPRB comprised of the Fe-rich natural soil has high adsorption capacity on TOC although its performance of capturing on monovalent/bivalent ion wasn't satisfactory. However, it can be improved by addition of zeolite or bentonite. On the other hand, the HPRB has high ability of capturing heavy metals. Especially, its performance can be improved by adding iron powder. Actually, HPRB adopted in test cell captured much heavy metal. Most of heavy metals captured by HPRB were hardly-soluble form. It implies that heavy metals that were originally mobile were ingested to the newly formed compound that is mainly comprised of major soil element such as Al and Si.