

一般廃棄物焼却灰の散水・通気処理による
安定化促進技術と土木資材化に関する研究

2020年3月

久保田 洋

一般廃棄物焼却灰の散水・通気処理による安定化促進技術と 土木資材化に関する研究

目次

第1章 序論

1.1 本研究の背景	1
1.2 本研究の目的	2
1.3 本論文の構成及び内容	3
1.4 用語の定義	6
参考文献	7

第2章 焼却灰の安定化技術及びリサイクルに関する既往の研究

2.1 概説	9
2.2 一般廃棄物を取り巻く現状	11
2.2.1 一般廃棄物の排出・処理状況	11
2.2.2 ごみ焼却施設と焼却残渣	13
2.2.3 最終処分場	16
2.2.4 海外の状況	17
2.3 焼却残渣のリサイクル	20
2.3.1 焼却残渣リサイクルの現状	20
2.3.2 混合材料化	21
2.3.3 熔融処理	21
2.3.4 セメント原料化	22
2.4 焼却灰の安定化技術	23
2.4.1 エージング	23
2.4.2 洗浄処理	25
2.4.3 薬剤処理	26
2.4.4 炭酸化処理	29
2.5 本研究の着眼点	34
参考文献	37

第3章 散水・通気処理が焼却灰の溶出特性に与える影響

3.1 概説	43
3.2 試験概要	44
3.2.1 供試焼却灰	44
3.2.2 試験方法	44

3.2.3	分析方法	47
3.3	供試試料諸元と溶出特性	47
3.3.1	組成及び粒度分布	47
3.3.2	シリアルバッチ試験	49
3.4	散水・通気処理条件が及ぼす変化	52
3.4.1	浸出水の挙動	52
3.4.2	処理後焼却灰の溶出特性	56
3.4.3	処理後焼却灰の組成評価	58
3.5	散水による影響	61
3.6	通気による影響	63
3.7	本章のまとめ	65
	参考文献	66

第4章 散水処理と鉛不溶化処理の組み合わせ検討

4.1	概説	67
4.2	試験概要	68
4.2.1	供試試料	68
4.2.2	試験方法	68
4.2.3	分析方法	71
4.3	供試試料諸元と溶出特性	72
4.4	鉛不溶化処理の効果	73
4.4.1	薬液散布処理	73
4.4.2	CO ₂ ガスを用いた通気処理	76
4.5	薬剤を用いた安定化処理	81
4.6	CO ₂ を用いた安定化処理	83
4.7	散水処理と不溶化処理の組み合わせの効果	85
4.8	本章のまとめ	86
	参考文献	88

第5章 オンサイト安定化促進処理の実証と長期溶出特性

5.1	概説	89
5.2	試験概要	90
5.2.1	供試試料	90
5.2.2	試験方法	90
5.2.3	分析方法	92
5.3	供試試料諸元と溶出特性	92
5.4	コンテナ型処理装置の実証	93
5.4.1	浸出水の挙動	93

5.4.2	各採取点における溶出液濃度	94
5.4.3	Cl 収支	95
5.4.4	炭酸化による効果	95
5.5	処理後焼却灰の長期溶出特性	97
5.6	本章のまとめ	100
	参考文献	101
第6章 安定化促進処理を施した焼却灰の力学・溶出特性と土木資材化検討		
6.1	概説	103
6.2	試験概要	104
6.2.1	供試試料	104
6.2.2	試験方法1（散水・炭酸化処理の影響）	104
6.2.3	試験方法2（混合材料の検討）	105
6.2.4	分析方法	106
6.3	供試焼却灰の化学・物理特性	107
6.3.1	化学特性	107
6.3.2	物理特性	107
6.4	散水・炭酸化処理の焼却灰への影響	109
6.4.1	溶出特性への影響	109
6.4.2	力学特性への影響	111
6.5	混合材料の検討	113
6.5.1	鉄剤によるCr(VI)溶出対策	113
6.5.2	副資材による強度改善効果	114
6.6	改質灰の利用用途と基準の考え方	115
6.7	本章のまとめ	117
	参考文献	118
第7章 低環境負荷型土木資材化技術の提案		
7.1	低環境負荷型土木資材化技術のプロセス	119
7.2	焼却灰の状態及び安定化促進条件ごとのフロー	121
	参考文献	125
第8章 結論		
8.1	各章の総括	127
8.2	今後の課題	129
	謝辞	131

第1章 序論

1.1 本研究の背景

我が国における一般廃棄物は、リサイクル意識の高まり等から一人当たりごみ排出量は低下しており、2000年の5,483万t(1,185g/人日)を最大として、以降減少傾向が続いている。2011年以降は微減傾向で推移しており、2017年発生量は4,289万t(920g/人日)である。また最終処分場への埋立量も減少しており、2008年に553万tだった最終処分量は、2017年には386万tと10年で150万t以上減少している¹⁻¹⁾。ただし近年、住民の環境意識の高まり等から最終処分場の新規建設が難しくなっており、処分場の残余容量も減少傾向にある。最終処分場の残余年数は埋立量の減少から微増傾向ではあるが、処分場の立地は地域的な偏りが大きく、処分場を有していない市区町村は、関東や中部圏を中心に全国の自治体の17%にもものぼる。また近年頻発している自然災害による災害廃棄物大量発生リスクは全国で常に存在している。災害廃棄物は、一般廃棄物に分類されているが、一般廃棄物の最終処分場の計画段階で、災害廃棄物等の処分容量は見込まれていない¹⁻²⁾。一方で発災時は既存最終処分場を最大限活用することが求められており¹⁻³⁾、平時からの備えが重要である。そのため最終処分量を可能な限り減らし、処分場の延命化を図っていく、「最終処分場を大切に使う」ことの重要性は依然として変わらない。また現在、我が国では一般廃棄物の総処理量の80%は直接焼却されており、その焼却残渣(焼却主灰及び焼却飛灰)が最終処分量に占める割合も8割近くに達している。焼却残渣は最終処分場の維持管理の上で課題となっている浸出水の高塩濃度化の主要因¹⁻⁴⁾であり、この焼却残渣の取り扱いが、最終処分場の安定化や延命化につながる、持続可能な廃棄物処理システムの構築における最大の関門とされている。そのため焼却残渣の資源化技術の選択肢を増やすことが社会的に渴望されている¹⁻⁵⁾。

このような背景のもと、焼却施設から発生する焼却残渣の早期安定化は「安全・安心」な最終処分場の実現や循環型社会構築という観点からも極めて重要な役割を担っている。焼却残渣の早期安定化のためには、有機物、塩類、重金属類が着目すべき重要な要素として挙げられている¹⁻⁶⁾。塩類や重金属を含有する焼却残渣の安定化処理技術としては大きく2つに分けられる。ひとつは水により塩類などの洗い出しを行う洗浄処理と、熱や薬剤等を用いて重金属類の溶出を抑制する不溶化処理である。現在、我が国では焼却残渣リサイクルのための安定化処理方法としては、熔融・焼成処理といった熱処理が主流である。一方、欧州では焼却主灰(以降、焼却灰とする)を屋外に保管し、自然の降雨による塩類の洗い出しと、大気中の二酸化炭素との炭酸化反応による重金属類の難溶化を主として、安定化を図るエージング処理が主流である。エージング処理はコストやエネルギーを抑えながら焼却残渣の安定化を促進することができる有効な技術であるが、処理に3ヶ月以上と比較的長い時間を要する¹⁻⁷⁾ため、敷地の確保が必要となる。そのため国土の狭い我が国では実施可能なエリアが限定されてしまうという大きな課題がある。

1.2 本研究の目的

本研究では、このエージング処理の洗い出しと炭酸化の機能に着目し、これらを適切にコントロールすることにより、短い時間で実施可能な焼却残渣のオンサイト安定化促進処理技術として確立することを目指した。本研究では対象を、一般廃棄物焼却残渣の中でも発生量が多く、欧州でも土木資材として利活用されている焼却灰に限定した。また洗浄方法についても、浸出水（洗浄排水）の発生量を抑制し、夾雑物を含んだ状態でも実施可能な観点から「散水处理」を選択した。散水处理と通気処理による二酸化炭素（CO₂）との反応（炭酸化）について、焼却灰の溶出特性に対する影響を明らかにするとともに、安定化促進処理として、散水处理と組み合わせることが可能な処理方法という観点から、通気処理に加えて、薬液散布処理についてもその効果を評価した。また安定化促進処理後の焼却灰の力学・溶出特性について調査し、混合材料も含めた最適な土木資材化フローについて検討した。

本研究でのオンサイトとは、焼却残渣の発生現場である焼却施設はもちろんのこと、排水処理施設など既設施設のある場所を想定している。オンサイト安定化促進処理のイメージを図1-2-1に示す。オンサイトで散水处理や通気処理を行うことが可能となれば、処理に伴い発生する排水の処理や、CO₂ガス供給に既設処理施設を活用することができるなど、焼却残渣の安定化に要するコストを大きく削減できる社会システムを構築できる可能性があると考えられる。本研究の目的を以下にまとめる。

- (1) 散水・通気処理による焼却灰の溶出特性へ及ぼす影響の解明
- (2) 焼却灰のオンサイト安定化促進処理技術の開発
- (3) 安定化促進処理後焼却灰の土木資材化技術の開発とフローの提案

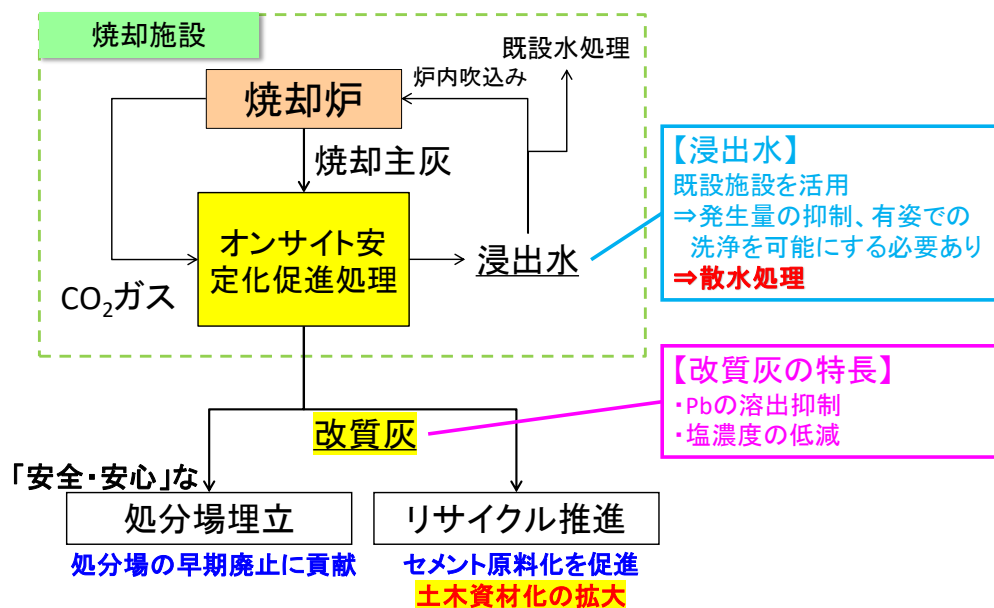


図1-2-1 オンサイト安定化促進処理のイメージ

1.3 本論文の構成及び内容

本論文は、全部で次の8章から構成されている。また、本論文のフローチャートを図1-3-1に示す。

第1章 序論

第2章 焼却灰の安定化技術及びリサイクルに関する既往の研究

第3章 散水・通気処理が焼却灰の溶出特性に与える影響

第4章 散水処理と鉛不溶化処理の組み合わせ検討

第5章 オンサイト安定化促進処理の実証と長期溶出特性

第6章 安定化促進処理を施した焼却灰の力学・溶出特性と土木資材化検討

第7章 低環境負荷型土木資材化技術の提案

第8章 結論

第1章では、本論文の背景と目的及び構成についてまとめている。また用語の定義を行っている。

第2章では、一般廃棄物焼却灰についての現在の排出・リサイクル状況について調査するとともに、その安定化技術として、エージング、洗浄、薬剤、炭酸化について、既往の研究の分析と課題を整理し、本論文の着眼点及び新規性を示している。

第3章では、焼却灰の安定化技術であるエージング処理に着目し、適切にコントロールされた散水・通気処理を施すことにより、易溶出性の塩類や有機物は洗い出し、重金属類については難溶化を促進することを目指し、その基礎的検討を行った。試験は、異なる地域の4種類の一般廃棄物等焼却灰を用いてカラム試験を行った。同じ液固比で異なる処理時間(1日、40～50日)の処理区をそれぞれ設け、それぞれの溶出特性や結晶構造の変化について調査した。

第4章では、前章での散水・通気処理の基礎的特性を踏まえて、焼却灰をオンサイトで安定化促進処理ができる方法の開発を目的として、散水処理による塩類等の洗い出しと組み合わせることが可能な鉛不溶化処理の検討を行った。検討した不溶化処理方法として、不溶化効果が期待される3種類の薬剤(炭酸水素ナトリウム、リン酸、有機系キレート)の水溶液を散布する「薬液散布処理」ならびにCO₂ガスを用いた「促進炭酸化処理」について、それぞれカラム試験によりその効果を評価した。

第5章では、オンサイトで実施可能な安定化促進処理技術の実装化を目指し、焼却施設において焼却残渣の運搬で用いられる脱着式コンテナを活用した安定化促進処理(散水・炭酸

化処理)技術の実規模での実証試験を行った。また実証試験(安定化促進処理)後の焼却灰(以降、改質灰とする)を土木資材等として埋め立てた場合を想定して、小型ライシメータ試験を400日間以上行うことで、長期溶出特性を調査した。

第6章では、第4章、第5章で明らかになった散水・炭酸化処理の安定化促進効果について、さらなる知見の蓄積を目的として、全国6カ所の一般廃棄物焼却施設の焼却灰について、安定化促進処理として、散水・炭酸化処理を施した際の影響について調査を行った。6種類の焼却灰についてカラム試験により溶出特性を調べるとともに、そのうち1種類の焼却灰については、力学特性への影響についても、修正CBR試験により評価を行った。その結果得られた炭酸化処理に起因すると考えられる、六価クロム溶出や強度低下への対策として、混合材料についても検討を行った。また既往の文献を参考として、改質灰の利用用途と品質基準の考え方を整理した。

第7章では、第5章、第6章での試験結果を踏まえて、オンサイト安定化促進処理を活用した低環境負荷型土木資材化技術について、フローの提案を行った。

第8章では、本論文の各章で得られた結果を要約し、総括するとともに、今後の課題について示した。

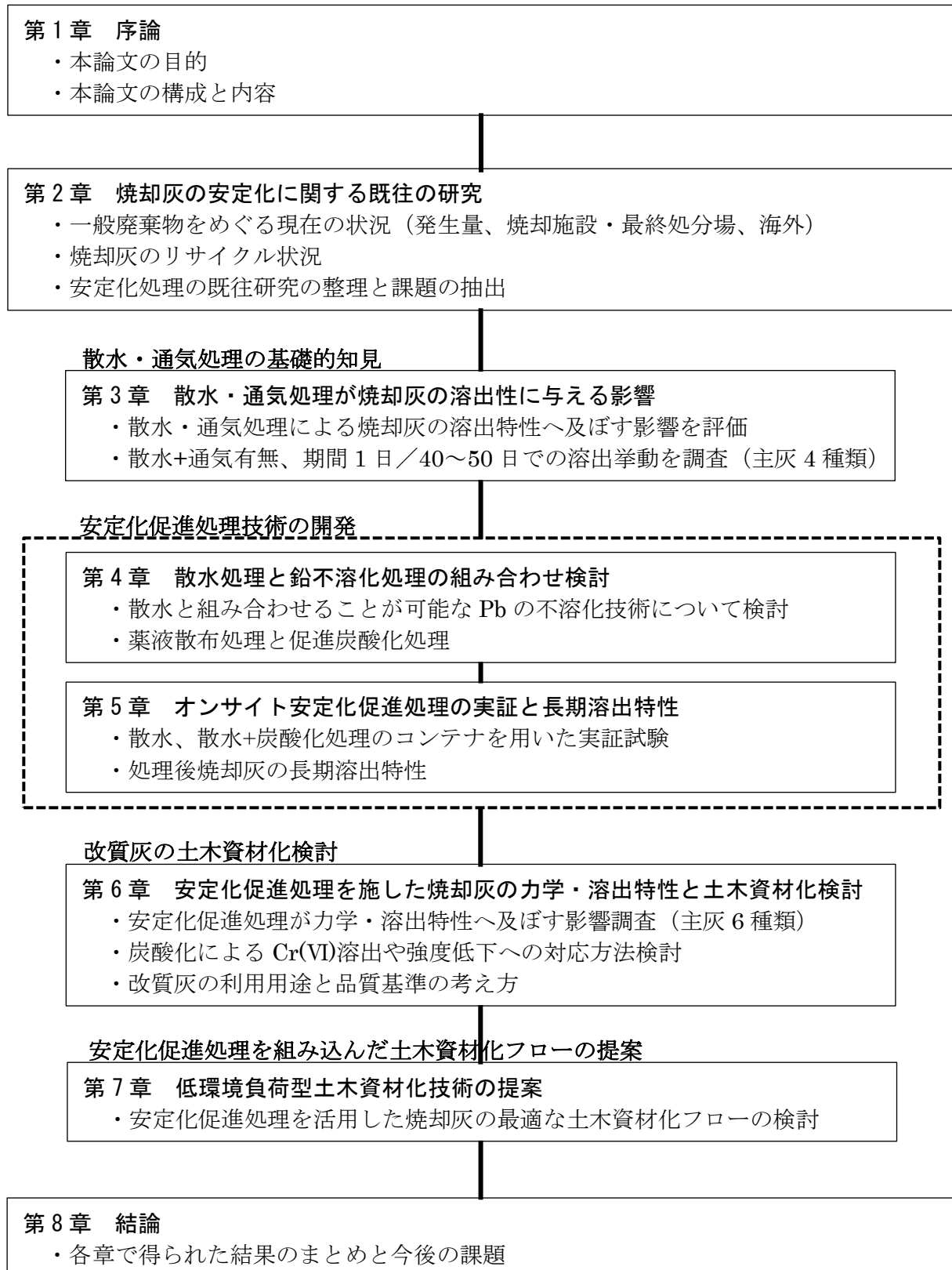


図1-3-1 本論文の構成フローチャート

1.4 用語の定義

本論文で使用している用語の定義を表 1-4-1 に示す。

表 1-4-1 本論文で用いている用語の定義

用語	説明
焼却残渣	焼却主灰及び焼却飛灰
焼却灰	焼却主灰
改質灰	安定化促進処理を施した焼却灰
改質灰由来土木資材	改質灰単独、副資材等と混合した改質灰混合材料
浸出水	散水処理により焼却灰層を通過し、カラムやコンテナ等の下部排水口より得られる排水（洗浄排水）
液固比 (L/S)	$L/S = \text{累積浸出水量 (mL)} / \text{処理前焼却灰重量 (g)}$
JLT13 法	昭和 48 年環境庁告示第 13 号（平成 25 年改正）に準拠した溶出試験法
溶出液	JLT13 法で得られた検液
JLT19 法	環境省告示第 19 号土壌含有量調査法
基準溶出量	JLT13 法で洗い出した焼却灰重量あたりの溶出重量 (mg/kgDW)
累積溶出（洗い出し）量	カラム（コンテナ）試験において、浸出水採取時の浸出水量と濃度の積の和であり、散水処理により浸出水中に洗い出された総量 (mg/kgDW)
溶出率	基準溶出量を 1 としたときの各処理区の累積溶出量の値 $\text{溶出率} = \frac{\text{灰重量あたり各処理区累積溶出量}}{\text{灰重量あたり JLT13 法での溶出量}}$
濃度比	濃度比 = 処理灰の溶出濃度 / 未処理灰の溶出濃度 (4.4.2 参照)
シリアルバッチ試験	焼却灰などの溶出特性を調べることを目的として、同じ試料に対して JLT13 法を繰り返し行う試験法 (3.2.2 参照)
カラム試験	φ104×400 H mm の樹脂製カラムを用いて、散水・通気処理を行う試験 (3.2.2 参照)
コンテナ試験	二重床に改造した 4 t・8 m ³ 水密式コンテナ (3,600×1,910×1,170 H mm) を用いて、散水・通気処理を行う試験 (5.2.2 参照)

参考文献

- 1-1) 環境省, 一般廃棄物の排出及び処理状況等 (平成 29 年度) について, 2019
- 1-2) 西川貴則, 日比野直彦, 森地茂, 災害廃棄物等の処理に関する課題と対応, 土木学会論文集 D3, Vol.72, No.5, I_103-I_110, 2016
- 1-3) 環境省, 大規模災害発生時における災害廃棄物対策行動指針, 2015
- 1-4) 松藤敏彦, データから見た高塩類問題の原因と将来, 廃棄物学会誌, Vol.8, No.7, pp.493-499, 1997
- 1-5) 肴倉宏史, 都市ごみ焼却残渣の資源化の現状と課題, 廃棄物資源循環学会誌, Vol.29, No.5, pp.339-348, 2018
- 1-6) 東条安匡, 安全・安心な埋立地の要件, 廃棄物資源循環学会誌, Vol.27, No.1, pp.10-17, 2016
- 1-7) J.M.Chimenes, A.I.Fernandez, R.Nadal, F.Espiell, Short-term natural weathering of MSWI bottom ash, Journal of Hazardous Materials, B79, pp.287-299, 2000

第2章 焼却灰の安定化技術及びリサイクルに関する既往の研究

2.1 概説

我が国では、戦後の経済発展や都市への人口集中により、ごみ問題への対応が必要となると、1954年に「清掃法」を制定し、ごみの収集・処分の体制の整備を進めた。1963年に制定された「生活環境施設整備緊急措置法」内の計画にて、ごみ焼却施設等の整備指針を定めたことを契機に、各都市でごみ焼却施設が導入された。その後の高度経済成長期のごみ排出量の増加と公害問題の顕在化を受けて、1970年に廃棄物処理法が制定され、続いて一般廃棄物処理施設に関する構造基準、一般廃棄物及び産業廃棄物の最終処分場に係る構造基準が明確に定められた。1991年の廃棄物処理法の改正において、廃棄物の排出抑制と再資源化が法律の目的に加わると、2000年に3R (Reduce, Reuse, Recycle) の実施と廃棄物の適正処分の確保される循環型社会の形成を目指す「循環型社会形成推進基本法」が制定され²⁻¹⁾、現在の循環型社会構築へ向けた流れへとつながっていく(表2-1-1)。

このような社会背景のもと、近年一人当たりのごみ排出量は減少しているが、依然として廃棄物に関連する施設は、社会にとって必要不可欠なインフラであることに変わりはない。しかし人々の環境や健康への意識の高まりやNIMBY (Not in my backyard) 感情から、これら施設は迷惑施設と捉えられることが多い。特に最終処分場はその建設や運営に関して住民紛争が起りやすく、新規建設が難しくなっており、立地の偏在化も進んでいる^{2-1,2-2)}。可燃性廃棄物の処理として焼却処理が主流である我が国において、一般廃棄物最終処分場の主要埋立物は焼却残渣である。安全・安心な最終処分場の運営や、既存処分場の延命化につながる焼却残渣のリサイクルにおいて、焼却残渣の安定化*は極めて重要である。

国内に最も多く整備されているストーカ式焼却施設においては、焼却残渣のうち焼却灰(焼却主灰)が7~8割、焼却飛灰が2~3割程度となっている¹⁻⁵⁾。焼却灰の安定化技術として、国内においては、熔融や焼成といった熱エネルギーを用いた重金属類の除去や不溶化技術が主流であるのに対して、日本同様に一般廃棄物の焼却処理が多く行われている欧州では、エージング(ウェザリング)と呼ばれる雨水による塩類の洗い出しと、大気中の二酸化炭素(CO₂)による炭酸化を主とした処理が主流である。特にデンマークやオランダでは山が少なく土木資材が不足しがちであるという社会背景から、安定化処理を施した焼却灰については、90%以上のリサイクルが行われている。人類の化石燃料消費による大気中のCO₂濃度増加が原因とされる地球温暖化により、自然災害が深刻化する現在において、我が国においても熱エネルギーによる安定化だけでなく、欧州のように環境への負荷を抑えた形での焼却灰の安定化技術の普及が望まれる。

本研究では、エージング処理の要素である洗浄や炭酸化の機能に着目し、コントロールされた環境下でそれらを効率的に組み合わせて実施する安定化促進処理技術として、オンサイト型の散水・通気処理を検討し、処理後の焼却灰の土木資材化フローについて提案している。

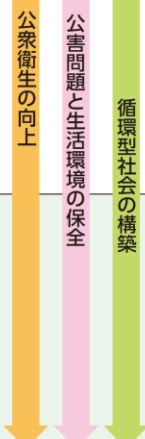
本章では、焼却灰の排出・リサイクルの現状と焼却灰の安定化技術に関するこれまでの文献を調査し、まとめている。2.2 節では、一般廃棄物を取り巻く現状について、一般廃棄物の排出状況、焼却施設、焼却残渣、また最終処分場について説明している。加えて海外における一般廃棄物処理の状況についても調査を行っている。2.3 節では焼却残渣のリサイクルの現状ということで、国内の混合材料化、熔融処理、セメント原料化について調べると共に、また 2.4 節では、焼却灰の安定化技術として、エージングに加えて、本研究でも実験を行っている洗浄処理、薬剤処理、炭酸化処理について、既往の研究について調査し、課題を整理している。

最後に、これらの現状を踏まえ、2.5 節にて、本研究の着眼点について述べている。

※ここでの安定化とは「もうそれ以上何の変化も起こさない状態」で、広義には「環境に影響を与えない状態」もしくは「維持管理を行わなくても環境に与える影響を無視できる状態」をいう²⁻³⁾。

表 2-1-1 循環型社会に関わる法制度の歴史²⁻¹⁾

年代	主な課題	法律の制定
戦後～1950年代	<ul style="list-style-type: none"> 環境衛生対策としての廃棄物処理 衛生的で、快適な生活環境の保持 	<ul style="list-style-type: none"> 清掃法 (1954)
1960年代～1970年代	<ul style="list-style-type: none"> 高度成長に伴う産業廃棄物等の増大と「公害」の顕在化 環境保全対策としての廃棄物処理 	<ul style="list-style-type: none"> 生活環境施設整備緊急措置法 (1963) 廃棄物処理法 (1970) 廃棄物処理法改正 (1976)
1980年代	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物処理施設整備の推進 廃棄物処理に伴う環境保全 	<ul style="list-style-type: none"> 広域臨海環境整備センター法 (1981) 浄化槽法 (1983)
1990年代	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物の排出抑制、再生利用 各種リサイクル制度の構築 有害物質（ダイオキシン類含む）対策 廃棄物の種類・性状の多様化に応じた適正処理の仕組みの導入 	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物処理法改正 (1991) 産業廃棄物処理特定施設整備法 (1992) パーゼル法 (1992) 環境基本法 (1993) 容器包装リサイクル法 (1995) 廃棄物処理法改正 (1997) 家電リサイクル法 (1998) ダイオキシン類対策特別措置法 (1999)
2000年～	<ul style="list-style-type: none"> 循環型社会形成を目指した3Rの推進 産業廃棄物処理対策の強化 不法投棄対策の強化 	<ul style="list-style-type: none"> 循環型社会形成推進基本法 (2000) 建設リサイクル法 (2000) 食品リサイクル法 (2000) 廃棄物処理法改正 (2000) PCB特別措置法 (2001) 自動車リサイクル法 (2002) 産廃特措法 (2003) 廃棄物処理法改正 (2003～06、10) 小型家電リサイクル法 (2013)



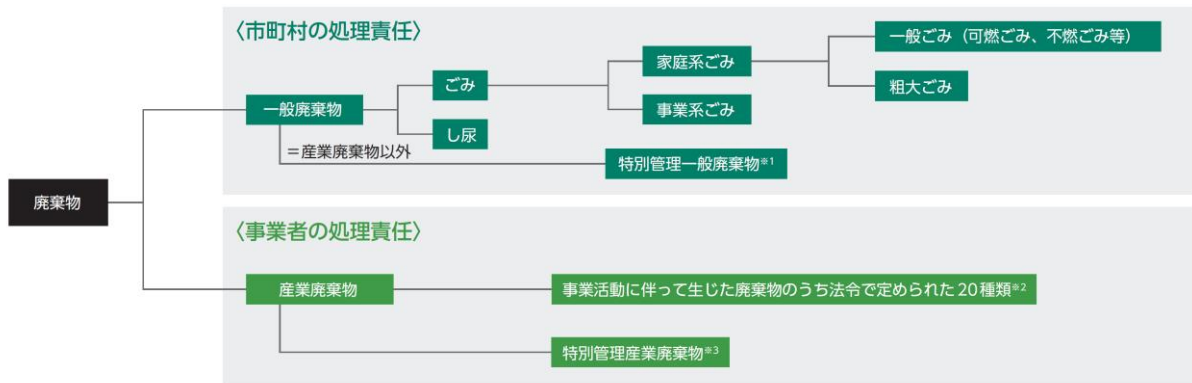
2.2 一般廃棄物を取り巻く現状

2.2.1 一般廃棄物の排出・処理状況

我が国における廃棄物は大きく産業廃棄物と一般廃棄物の2つに分類されている。図2-2-1に示すように産業廃棄物は、事業活動に伴って発生した廃棄物のうち、法令で定める20種類を指し、それ以外は一般廃棄物とされる^{2,4)}。産業廃棄物は排出事業者が自ら処理するのに対して、一般廃棄物は区市町村が処理について責任を持ち、処理することが原則とされている。

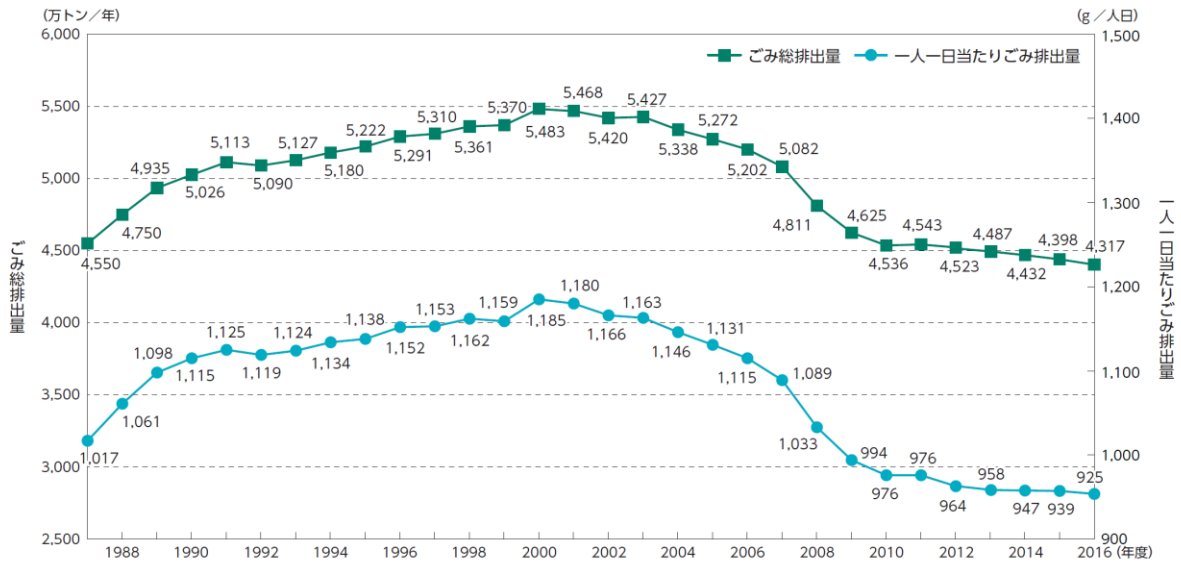
一般廃棄物の発生量の推移を図2-2-2に示す。一般廃棄物は2000年の5,483万t(1,185g/人日)を最大として、以降減少傾向が続いている。2011年以降は微減傾向で推移しており、直近のデータとして公表された2017年発生量は4,289万t(920g/人日)である。

一般廃棄物の処理状況としては、2017年度実績としては、総処理量4,085万tに対して、直接資源化と中間処理で99%を占めており、最終処分場への直接埋立は全体の1%しかない。中間処理の内訳を図2-2-3に示す^{1,1)}。中間処理のうち直接焼却された量は3,280万tであり、これはごみの総処理量の80%にも相当する。直接焼却の割合は2008年以降、ほぼ80%近くで推移している。このことから、国土の狭い我が国において一般廃棄物処理の中心は焼却処理であると言える。そのため焼却処理に伴い発生する残渣の取扱が一般廃棄物処理において重要となってくる。



※1：一般廃棄物のうち、爆発性、毒性、感染性その他の人の健康又は生活環境に係る被害を生ずるおそれのあるもの。
 ※2：燃え殻、汚泥、廃油、廃酸、廃アルカリ、廃プラスチック類、紙くず、木くず、繊維くず、動植物性残渣(さ)、動物系固形不要物、ゴムくず、金属くず、ガラスくず、コンクリートくず及び陶磁器くず、鉱さい、がれき類、動物のふん尿、動物の死体、ばいじん、輸入された廃棄物、上記の産業廃棄物を処分するために処理したもの。
 ※3：産業廃棄物のうち、爆発性、毒性、感染性その他の人の健康又は生活環境に係る被害を生ずるおそれのあるもの。
 資料：環境省

図2-2-1 廃棄物の区分²⁻⁴⁾



注1：2005年度実績の取りまとめより「ごみ総排出量」は、廃棄物処理法に基づく「廃棄物の減量その他その適正な処理に関する施策の総合的かつ計画的な推進を図るための基本的な方針」における、「一般廃棄物の排出量（計画収集量+直接搬入量+資源ごみの集団回収量）」と同様とした。

注2：一人一日あたりごみ排出量は総排出量を総人口×365日又は366日でそれぞれ除した値である。

注3：2012年度以降の総人口には、外国人口を含んでいる。

資料：環境省

図 2-2-2 ごみ総排出量と1人1日あたりごみ排出量の推移²⁻⁴⁾

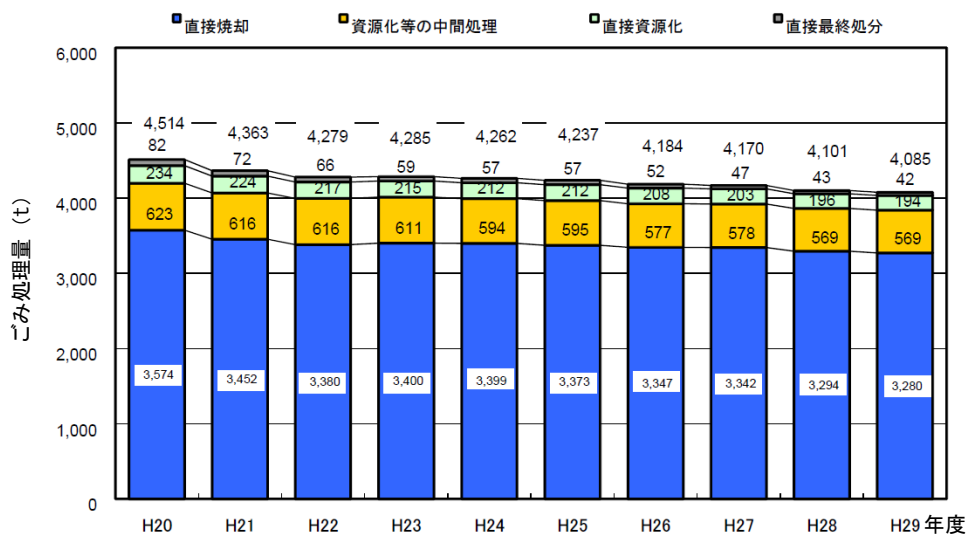


図 2-2-3 ごみ総処理量の推移¹⁻¹⁾

2.2.2 ごみ焼却施設と焼却残渣

(1) 一般廃棄物焼却施設

全国にある一般廃棄物のごみ焼却施設の数は、2017年度末時点で1,103施設であり、その処理能力は約18万t/日である。全体の内訳としては、ガス化溶融や炭化施設が1割程度を占め、残り9割は焼却施設である。ごみ焼却施設の特徴と整備実績を表2-2-1に示す。施設建設費や用役費の観点からは、ストーカ式や流動床式焼却施設が優位であるのに対して、ガス化溶融施設は焼却残渣物処分やリサイクルの観点から導入が進んでいると考えられる。施設数としては、ストーカ式が最も多く、次いで流動床式であるが、2008年以降では、ガス化溶融施設（シャフト式、流動床式）が流動床式よりも多い状況である。

焼却施設の規模としては、100～300t/日が全体の3割以上、300t以下が8割以上を占めており、我が国の焼却施設は中小規模の施設が多いことが分かる（図2-2-4）。ごみ焼却施設のエネルギー回収としては、2000年には、循環型社会形成推進基本法の施行により、3Rに次ぐ施策として熱回収が法的に位置づけられ、2005年の循環型社会形成推進交付金の設立、2009年の高効率ごみ発電施設整備マニュアル等により、温水プールや地域熱供給等の熱利用や高効率な廃棄物発電の導入加速が進められるとともに、民間施設においても2010年の廃棄物処理法の改正により熱回収施設設置者認定制度がスタートしている。こうした施策により、一般廃棄物の廃棄物発電施設（総発電能力843MW）は1997年度に190施設（全施設の1割）であったが、2009年度には300施設を超え、2015年度時点では、348施設（全施設の3割）で総発電能力1,934MWにまで達している。また、発電以外の熱利用についても、全施設の7割で熱利用が行われている²⁻⁷⁾。

表 2-2-1 焼却処理方式と整備実績数 ^{2-5, 2-6)}

処理方式	ストーカ式	流動床式	シャフト炉式ガス化溶融炉	流動床式ガス化溶融炉
概要	<ul style="list-style-type: none"> ・焼却炉はごみの移送と攪拌の機能を有する火格子床面と耐火物で覆われた炉壁からなり、燃焼用空気を火格子下部から供給する。 ・投入されたごみは、乾燥→燃焼→後燃焼の過程を経た後、灰となって炉より排出される。 	<ul style="list-style-type: none"> ・焼却炉下部に充填した砂を空気により流動させて流動層を形成する。 ・投入されたごみは、加熱状態の流動砂と攪拌され、短時間で乾燥→着火→燃焼する。 ・灰の大部分は燃焼ガスに随伴して集じん装置で捕集され、焼却炉下部から不燃物を排出する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・高炉の原理を応用してごみを直接溶融する技術。ごみは焼却炉上部から投入され、下部に向かい乾燥→燃焼→溶融の過程を経た後、不燃物は溶融状態で炉底部から排出される。 ・ごみとともにコークスや石灰石を投入するもの、炉底部に高濃度酸素やLPGを吹き込むもの等がある。 ・炉上部から出る熱分解ガスは、後段の燃焼室で燃焼する。 	<ul style="list-style-type: none"> ごみは流動床式のガス化炉に投入され、乾燥→ガス化の過程を経る。 ・ガス化炉排出ガスは熱分解ガスや炭化物を多く含んだ状態で溶融炉に送られ、溶融スラグ化する。 ・ガス化炉下部から排出された不燃物からは有価物を回収する。
燃焼温度	850～950℃	850～950℃	1,700～1,800℃(溶融)	1,300～1,500℃(溶融)
建設費	○ (平均 39 百万/規模 t)	○ (平均 39 百万/規模 t)	△ (平均 41 百万/規模 t)	△ (平均 44 百万/規模 t)
用役費	○	△	△	△
エネルギー消費量	○	○	△	△
残渣	焼却灰 飛灰処理物	焼却灰(不燃物) 飛灰処理物	飛灰処理物	不燃物 飛灰処理物
リサイクル資材	焼却灰(セメント)		スラグ 溶融メタル	スラグ アルミ・鉄
導入実績(全体)	823	158	52	38
(2008-2016)	92	5	18	13

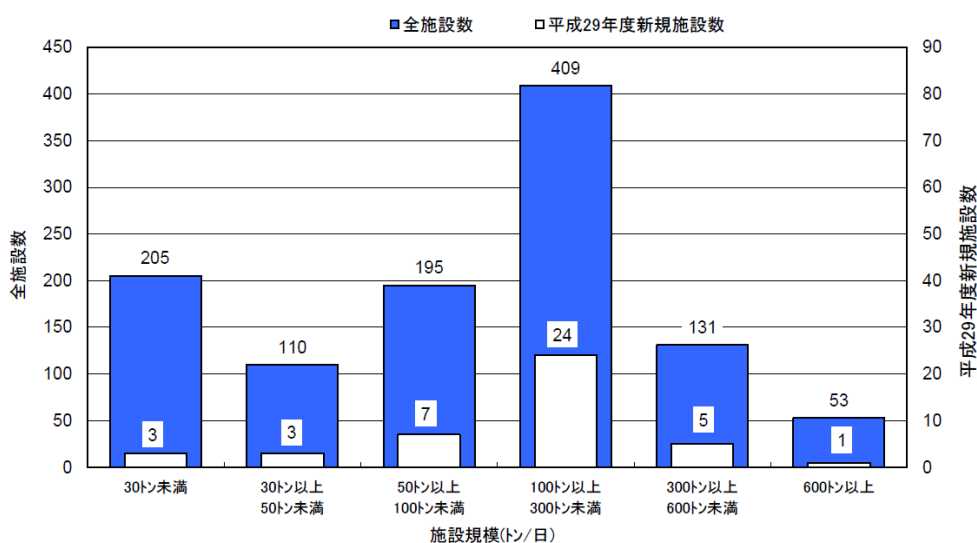


図 2-2-4 ごみ焼却施設の規模別施設数 ¹⁻¹⁾

(2) 一般廃棄物焼却残渣

焼却残渣の発生量は、焼却ごみのおよそ10%であり、大きく焼却灰（焼却主灰）と焼却飛灰に分類される。表2-2-2に焼却灰、焼却飛灰の特徴について示す。導入施設数が最も多いストーカ炉では、発生割合は焼却灰が7～8割、焼却飛灰が2～3割となっている。ただし流動床式は焼却飛灰が4割近くを占めるなど、焼却方式によってこの割合は異なる。焼却灰は炉底の残留物のため、金属類など多くの夾雑物が含まれるのに対して、焼却飛灰は集じん機で回収されたばいじんのため細かい粉体となっている。成分についても、焼却灰はシリカ（Si）やアルミニウム（Al）成分が多く含まれ、塩類や重金属濃度が低いのに対して、焼却飛灰は塩類や重金属濃度が高く、水への溶出性も高いため、キレート等の薬剤やセメントでの処理が法律的に義務付けられている。焼却飛灰に比べると重金属類の溶出濃度が低い焼却灰であるが、鉛（Pb）の溶出濃度が他の重金属類に比べて高いことが知られている²⁻⁸⁾。

表 2-2-2 焼却残渣の種類と特徴^{1-5, 2-9, 2-10)}

	焼却灰（焼却主灰）	焼却飛灰
外観		
発生源	焼却炉の炉底から排出される残留物。落じん灰、焼却炉底灰が含まれる。	集じん灰及びボイラ、ガス冷却室などで捕集されたばいじんの総称。ごみ由来の灰粒子と中和目的で噴霧された消石灰等の中和剤との反応生成物からなる。
発生割合 （ストーカ炉）	70～80 %	20～30 %
形態	全体的な粒度分布（75 μm以下～10 mm） 金属片などの夾雑物が多く含まれる	粉体（75 μm以下が8割以上） 夾雑物はなし
組成	Si, Al の含有量高い、塩類（Na, K, Cl）・重金属（Pb）の含有量低い 溶出性は低い	塩類（Na, K, Cl）、重金属（Pb）の含有量高い 溶出性高い 特別管理一般廃棄物に指定されているため キレート等による処理が必要

2.2.3 最終処分場

2017年度の最終処分量は386万t(83g/人・日)であり、減少傾向は続いている。一般廃棄物の最終処分場は全国に1,651施設(2017年度末時点)、残余容量としては約1億m³であり、減少傾向にあるとされている。処分場の新規建設が進まない中、残余容量は減少しているが、最終処分量が減少しているため残余年数は微増している(図2-2-5)。ただし最終処分場は地域的な偏りが大きく、最終処分場を有していない市区町村は全国の自治体の17.1%に相当する297にもものぼる。平成29年度に自区外の施設へ最終処分を目的に搬出された一般廃棄物の合計は25.8万tであり、特に関東・中部圏で多く、埼玉県、千葉県、神奈川県、栃木県、長野県、山梨県、茨城県の7県で19.1万tと全体の74%を占めている(図2-2-6)¹⁻¹⁾。

我が国の最終処分場は準好気性埋立により、埋立地内に空気を供給する構造とすることで埋立物の安定化を促進する方法が主流である^{2-11,2-12)}。この方法は埋立物中の有機物の分解を主目的としている。しかし一般廃棄物の処理方法が焼却処理になるにつれて、処分場の埋立物は焼却残渣と不燃物がほぼ全てであり、これからの最終処分場では、無機物主体となる埋立に対する技術が求められる。

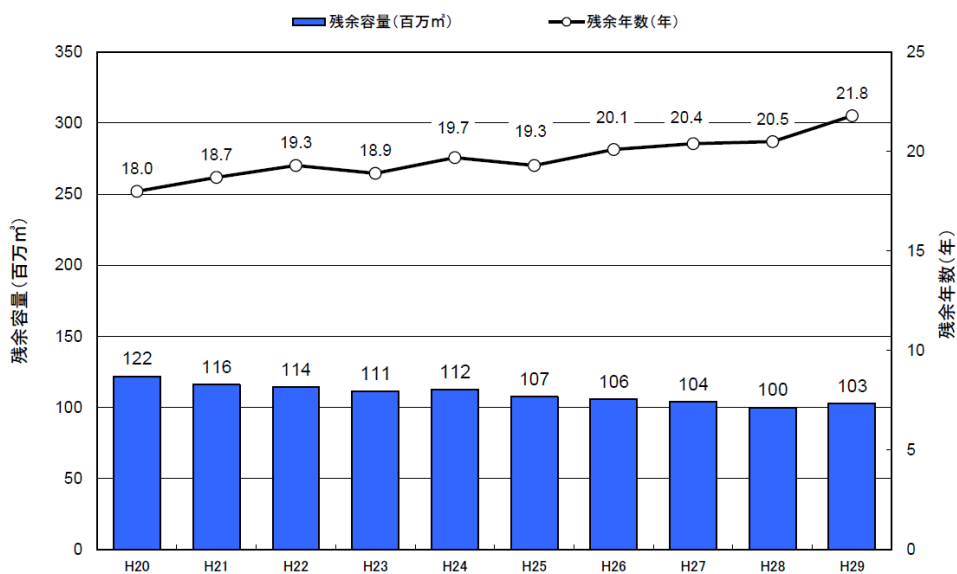


図2-2-5 一般廃棄物最終処分場の残余容量と残余年数の推移¹⁻¹⁾

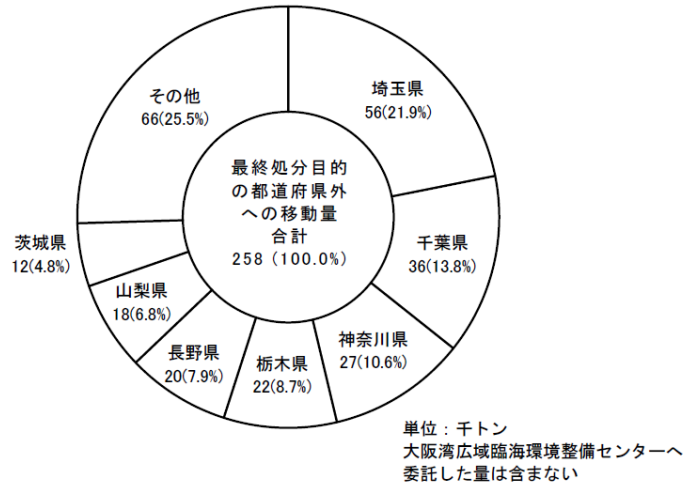


図 2-2-6 最終処分を目的とした一般廃棄物の広域移動の状況¹⁻¹⁾

2.2.4 海外の状況

(1) 一般廃棄物の発生状況と処理方法

世界の一般廃棄物 (MSW) の発生量は人口の増加と経済成長に従って増加することが分かっている。図 2-2-7 に 2050 年までの廃棄物発生量予測した結果²⁻¹³⁾を示す。世界の 1 年あたりの廃棄物発生量は 2010 年の 105 億 t (内 MSW : 18.4 億 t) から 2050 年には 223 億 t (内 MSW : 30.9 億 t) にまで増加すると予測されており、特にアジアは人口増加と共に、廃棄物発生量が 2050 年には世界の 4 割を占める等大幅な増加が見込まれている²⁻¹⁴⁾。

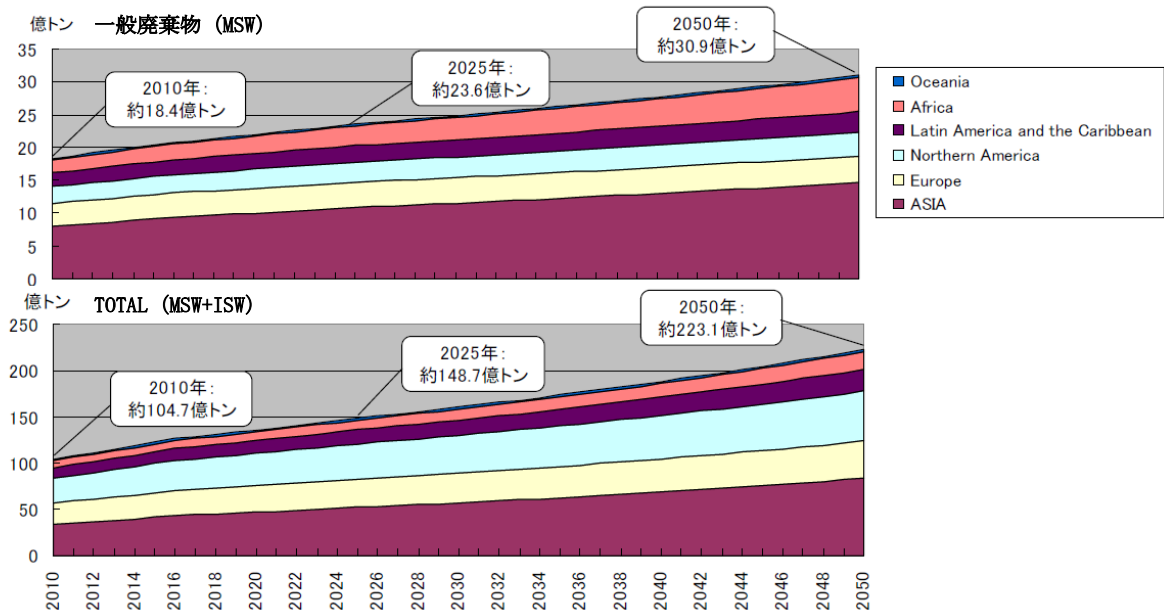


図 2-2-7 世界の一般廃棄物と廃棄物合計の予測 (2010-2050)²⁻¹³⁾

表 2-2-3 に世界の主要 20 か国のリサイクル, 焼却処理, 埋立処分の割合比較を示す。各国の埋立率をみると, 日本は 1.4 % とスイス (0.0 %), ドイツ (0.2 %), スウェーデン (0.7 %), ベルギー (0.9 %) に次いで 5 番目であり, 中間処理を進め, 埋立回避の努力がなされていることが分かる。中間処理方法について見てみると, 日本は焼却率が 82.9 % と高いのに対して, 他の国々は 9.0~57.5 % と低いが, コンポストやメタン発酵等の割合が 5.0~36.5 % (日本 0.5 %) と高いことが分かる。また焼却施設規模に着目してみると, 日本は平均 250 t/日程度であるのに対して, 他の 19 か国全て日本より大きく, 特にオランダやポルトガルでは 1,800 t/日と非常に大きい施設が設置されている。これらの国々と比較すると日本の焼却施設は, 施設規模が小さく, 数が多いのが特徴であることが分かる。

表 2-2-3 世界の主要国のリサイクル, 焼却処理, 埋立処分の割合の比較²⁻¹⁴⁾

NO.	国名	集計対象焼却施設		廃棄物処理方法の比率(2013実績)			
		施設数	施設規模 (t/日) 平均	焼却	リサイクル	コンポスト・ メタン発酵 その他	埋立
1	オーストリア	12	696	34.9%	24.6%	36.5%	4.0%
2	ベルギー	16	416	44.4%	34.4%	20.3%	0.9%
3	チェコ	3	864	19.5%	21.2%	2.9%	56.4%
4	デンマーク	29	487	54.2%	27.7%	16.5%	1.6%
5	フィンランド	6	480	42.4%	19.1%	13.4%	25.2%
6	フランス	128	370	34.0%	20.8%	17.0%	28.3%
7	ドイツ	79	992	35.3%	47.0%	17.5%	0.2%
8	ハンガリー	1	1,440	9.0%	21.4%	5.0%	64.6%
9	アイルランド	1	648	15.9%	30.7%	15.4%	38.1%
10	イタリア	55	358	20.2%	24.8%	18.1%	36.9%
11	オランダ	13	1,754	48.7%	24.0%	25.9%	1.5%
12	ノルウェー	15	347	57.5%	23.4%	17.1%	2.0%
13	ポルトガル	3	1,867	23.6%	13.0%	13.0%	50.5%
14	スロバキア	2		10.5%	3.3%	16.1%	70.1%
15	スペイン	11	587	9.8%	19.6%	10.5%	60.1%
16	スウェーデン	34	550	50.3%	33.8%	15.2%	0.7%
17	スイス	31	380	49.0%	33.6%	17.4%	0.0%
18	イギリス	31	564	21.2%	27.6%	17.0%	34.2%
19	アメリカ	86	1,076	11.7%	34.5%		53.8%
	全体	556	771				
20	日本	658	248	82.9%	15.2%	0.5%	1.4%

(2) 欧州の状況

表 2-2-3 に見られるような欧州の一部の国では、焼却灰については日本のような熱処理ではなく、エージングにより安定化を図り、土木資材等として利活用されている。特にオランダ、デンマーク、ドイツ等の天然資材が乏しいエリアでは焼却灰の利用率が 90%以上と高い^{2-15,2-16)}。欧州では、焼却灰からの金属回収技術が進んでおり、鉄やアルミを選別するだけでなく、10 mm 以下に含まれる金や銀といった貴金属についてエアテーブル等を用いて選別回収する施設が近年、急速に普及してきている。金属回収後の残渣 (Mineral と呼ばれる) は路盤材、覆土材などの土木資材として活用されている²⁻¹⁶⁾。またこれらの国では、焼却灰利用のための試験方法と基準が定められている²⁻¹⁷⁾。図 2-2-8 は著者がオランダにてヒアリング調査を行った大型の焼却灰高度選別施設 (処理量 65 万 t/年) である。



図 2-2-8 焼却灰高度選別施設 (オランダ)

(3) 中国の状況

中国は 1978 年の改革開放政策を実施してから、経済的に急速な発展を遂げてきた。2011 年には日本を抜き、国内総生産 (GDP) でアメリカに次いで世界第 2 位の経済大国となっている。一人当たり名目 GDP も 2000 年から 2015 年にかけて 8 倍以上に増加している²⁻¹⁸⁾。

中国経済の急成長は国民の所得や消費の増加を促し、急激な都市化を加速させている。都市化に伴い、都市における廃棄物問題が深刻化しており、対策が急がれている。2015 年の中国における都市ごみの収集・運搬量は約 2 億 t と日本の 5 倍近くにも上る。これら一般廃棄物の処理現況としては、最も多いのは埋立施設であり、全国 70%以上 (640 カ所) を占めている。一方、焼却施設は確実に増えているものの、2015 年では、全体の約 25% (220 カ所)、処理量としては全体の 38% (約 22 万 t/日) である²⁻¹⁹⁾。発生する焼却残渣の取扱については、焼却灰については、建設資材利用が行われる一方、焼却飛灰の処分が問題になっている²⁻²⁰⁾。

(4) 東南アジア

東南アジアのほとんどの都市では、可燃物を焼却処理しているシンガポールを除くと、都市廃棄物を分別せずに収集し、処分場に持ち込んで直接埋立を行っている。大都市周辺では地域住民の反対により、処分場は都市から離れた場所に建設せざるを得なくなっている。また多くの都市で、オープンダンプ方式の処分場を衛生理立方式に置き換えていく計画となっている²⁻²¹⁾。日本からも JICA が専門家を派遣し、廃棄物埋立技術指針案（準好気性埋立構造）、環境教育計画策定等の貢献をしている²⁻²²⁾。

焼却施設については、現在、ベトナム、タイ、マレーシア、ミャンマーに数カ所設置されている程度であるが、今後の経済成長に伴い、衛生問題や処分場の逼迫が問題になることが予想され、焼却需要のマーケットが拡大すると見込まれている²⁻²³⁾。

2.3 焼却残渣のリサイクル

2.3.1 焼却残渣リサイクルの現状

焼却残渣の多くは最終処分されてきたが、循環型社会の構築を目指して、様々なリサイクル方法が実現されてきた。三上ら²⁻²⁴⁾は、国内の焼却残渣リサイクル施設の整備状況及び NETIS（新技術情報提供システム）や都道府県のリサイクル製品認定制度への登録状況を調査、整理している。表 2-3-1 から、国内において一般廃棄物のリサイクルはセメント原料化が主流であること、地盤材料や路盤材等の土木資材としての混合材料化が少数であることが分かる。

表 2-3-1 焼却残渣リサイクル施設の整備状況など²⁻²⁴⁾

	リサイクル	NETIS	登録なし	施設数	
混合材料化	○	○		4	36 (3)
	○			16	
		○		2(1)	
			○	14(2)	
焼成	○	○		0	2 (2)
	○			0	
		○		1(1)	
			○	1(1)	
セメント原料化	○	○		0	27 (11)
	○			3	
		○		0	
			○	24(11)	
溶融	○	○		0	7 (5)
	○			0	
		○		1(1)	
			○	6(4)	

○登録されている制度を示す。
()内は一般廃棄物を処理している施設を示す。

2.3.2 混合材料化

表 2-3-1 の混合材料化では、三上らの調査からも製紙会社や石炭火力発電所から排出されるような安定した産業廃棄物由来の焼却残渣が主流であることが分かっており、一般廃棄物焼却残渣のリサイクルが進んでいないことが示されている。一方で、一般廃棄物焼却灰を用いた混合材料化による技術開発や適用はこれまでも行われてきており²⁻²⁵⁾、平尾ら²⁻²⁶⁾は、一般廃棄物焼却灰を物理選別後、リン酸系重金属固定剤で不溶化処理を行った処理灰を作製し、それを道路の下層路盤材とし 1999 年に施工している。またその 17 年後に路盤材として使用した焼却灰を掘り出し調査した結果、重金属類の溶出等は認められず、路盤材としての品質を確保できていることを報告している。また 2011 年の東日本大震災で発生した災害廃棄物由来の焼却灰は物理選別後、高炉セメントやマグネシウム系及び硫酸鉄系不溶化材を混合し、造粒固化された後²⁻²⁷⁾、海面埋立や防潮堤の一部にリサイクルされている。また災害廃棄物については、地盤工学会より 2012 年に災害廃棄物焼却灰を原料とする再生資材（焼却主灰再生資材という）の地盤材料としての用途、ならびに各用途における要求品質等の考え方が提示されている²⁻²⁸⁾。

混合材料化は 2.3.3 の溶融等の熱処理比べて、投入エネルギーが少なく、環境への負荷が低い有望な技術であるが、国内においては、環境安全性についての規定や管理基準が明確でないこともあり、一般廃棄物において普及が進んでいない。一般廃棄物焼却灰は、物理・力学特性的には下層路盤材の強度を満たすことが報告されている²⁻²⁹⁾。このことから、本技術の普及のためには、環境安全性の規定の整備に加えて、より安全性を高める技術を開発していくことが求められている。

2.3.3 溶融処理

焼却残渣の溶融技術は、最終処分場の埋立量削減、ダイオキシン類の排出削減、循環型社会形成などの社会的な背景をもとに、1970～80 年代の技術開発が行われた草創期からはじまり、特別管理一般廃棄物の処理技術（1991 年以降）やダイオキシン類の削減技術（1997 年以降）として、普及が進んだ。1996 年以降はガス化溶融炉も登場し、相当数の施設が稼働を開始した²⁻³⁰⁾。現在国内ではガス化溶融・改質として 100 施設程度が稼働している¹⁻¹⁾。

焼却残渣の溶融技術とは、油、ガス等の燃料や電気から得られた熱エネルギーにより、焼却灰などの廃棄物を高温（約 1,200℃以上）に加熱し、無機物を溶融した後に冷却して固化物を生産する技術である。溶融施設としては、ストーカ式や流動床式の焼却施設に溶融施設を併設する灰溶融方式と廃棄物をガス化し直接溶融するガス化溶融方式の 2 つがある²⁻³¹⁾。溶融処理のメリットとしては、溶融スラグを砂や碎石の代替資源として活用できることや、最終処分量の削減に伴う延命化や安全性向上が図られる。また有用金属がメタルや溶融飛灰の形で分離濃縮されるため、再資源化が容易になるとされている。一方でデメリットとしては、設備の建設・維持管理コストが高むこと、追加のエネルギー投入を必要とし、CO₂ 発生

量も増加する点である²⁻³⁰⁾。

近年、2.2.2 で述べたようにガス化溶融施設は微増傾向ではあるが、既設の灰溶融施設については、発生スラグの利活用が進まない場合やその経済性等から溶融を停止する自治体が増加している²⁻³²⁾。

2.3.4 セメント原料化

セメントは「ポルトランドセメント」「混合セメント」「特殊セメント」3つに大別される。市場の約7割は普通ポルトランドセメントであり、次いで高炉スラグが混合された高炉セメントが2割程度である。ポルトランドセメントの原料としては石灰石、粘土、珪石、酸化鉄原料、石膏であり、石膏以外の原料をロータリーキルンで1,450℃以上の高温で焼成し、クリンカを製造している。このクリンカを粉砕し、硬化速度を調整する石膏と混合しセメントを製造する(図2-3-1)。

建築や土木工事に不可欠な材料であるセメントであるが、その製造において廃棄物や副産物をクリンカや熱エネルギー代替として有効利用する技術を開発し、我が国の資源循環において重要な役割を果たしている。セメント自体の生産量は1996年度の約9,900万tをピークに減少傾向を続けているが、廃棄物・副産物の利用量は逆に増加している。2017年度のセメント製造量は約6,000万tであり、そのうち廃棄物等を約2,800万t、セメント1tあたりにすると471kg活用している(図2-3-2)²⁻³³⁾。

焼却残渣のリサイクル先として、セメント原料化は現在国内において主要な方法であり、年間およそ150万tが利用されている。特に一般廃棄物焼却残渣については受入施設数は11施設ともっとも多い(表2-3-1)。一方で図2-3-2にあるように、セメントにおける焼却残渣等の原料系の受入量は限界に近づいており、廃プラスチック等の燃料系を少しでも取り込んでいく傾向にあるとも言われている²⁻³⁴⁾。

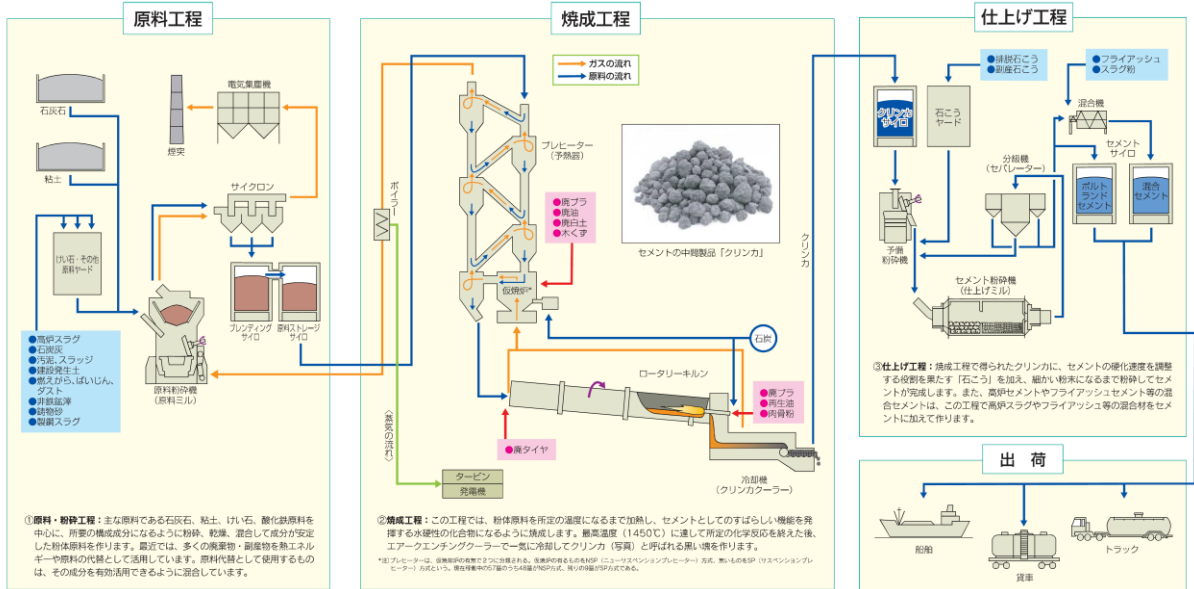


図 2-3-1 セメント製造工程²⁻³³⁾

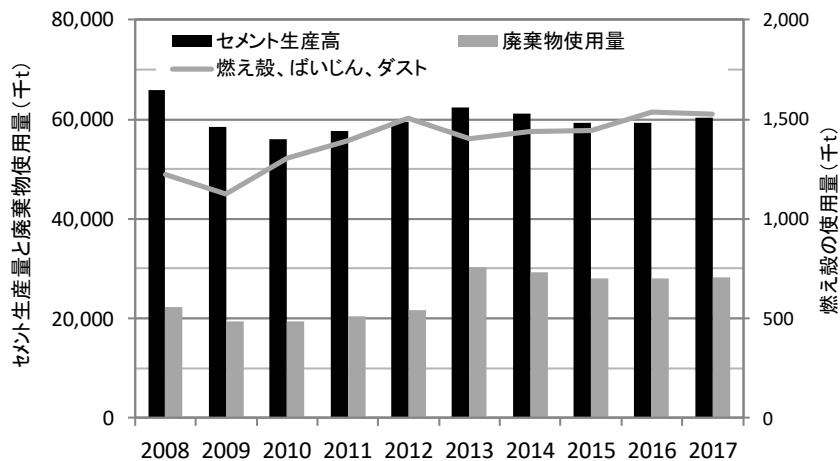


図 2-3-2 セメント生産高と廃棄物・副産物使用量・燃え殻等の推移[※]

※2-33)より作成

2.4 焼却灰の安定化技術

2.4.1 エージング（ウェザリング）

エージングとは、欧州を中心として行われている安定化手法であり、焼却灰を湿潤状態で屋外に静置することにより、降水による塩類の洗い出しと、大気中のCO₂と反応させることにより炭酸化を進め、重金属類の難溶化を図る処理である。降水や大気中のCO₂との反応のため、処理に時間を要するのも特徴であり、欧州では数か月から1年間ほどヤードに山積みされている²⁻¹⁵⁾。また欧州では焼却灰のリサイクルにおいて、分級・選別技術が進んでおり、エージングすることにより乾燥が進み焼却灰の含水率を下げることができ、それら処理を行いやすくするという効果もある。

またこのエージング期間については、Chimenos ら¹⁷⁾が9か月間にわたり調査した研究では、最初の3ヶ月間で大きく変化しており、Pb, Cu, Znの溶出が低減したことが報告されている。成岡ら²⁻³⁵⁾は最終処分場内に設置した試験区画(1区画:7×30×1.5 m)を用いて実証試験を行っており、200日程度のエージングにより、土壤環境基準(環告46号)の基準値をクリアすることを確認している。

エージングによる焼却灰の安定化のメカニズムとして、Steketee ら²⁻³⁶⁾は、炭酸化、pH低下や新しい結晶生成による粒子表面構造の変化、有機物の微生物酸化といった複合反応であると述べている。



図 2-4-1 欧州における焼却灰のエージング状況 (フィンランド)

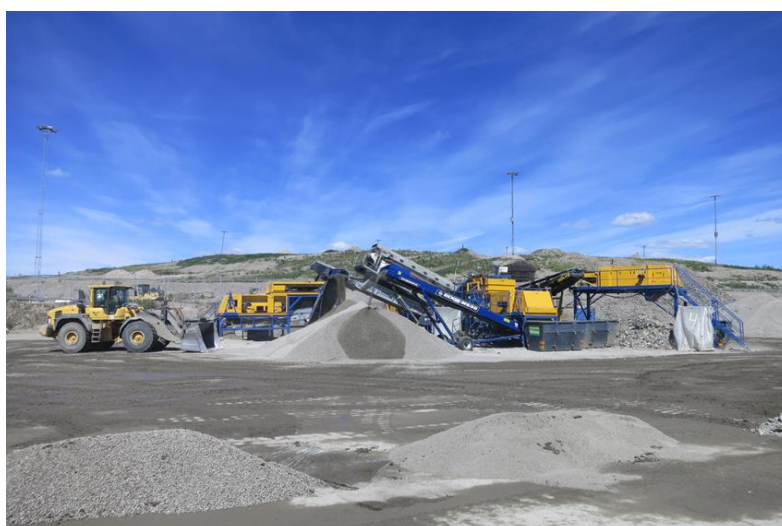


図 2-4-2 エージング後焼却灰の分級・選別状況 (フィンランド)

2.4.2 洗浄処理

焼却灰の早期安定化において着目すべき重要な要素である有機物、塩類、重金属類のうち、特に塩類や有機物は水溶性の画分も多く水により洗い出すことが可能であることが知られている。一方で重金属類は、溶出に時間や液固比を要することから、難溶態に変換させることが有効であるとされている^{1-6,2-37)}。Steketeeら²⁻³⁸⁾も塩化物や臭化物の塩類の除去に洗浄は有効であるとしている。

焼却灰洗浄方法の検討として、花嶋・樋口ら^{2-39,40,41)}は最終処分場の早期安定化や洗浄後廃棄物からの資源回収等（山元還元、セメント原料化、回収塩の有効利用）を目的として、廃棄物洗浄型埋立処理システム（WOWシステム）を提案している。このWOWシステム研究会や福岡大学では、イジェクター式、スパイラル式、回転ドラム式、浸漬洗浄方式など様々な焼却灰の洗浄方法について検討している^{2-42,43,44,45)}。さらに三角ら^{2-46,2-47)}はイジェクター洗浄、スパイラル洗浄処理を行った焼却灰が、埋め立てられた後の浸出水の挙動を800日以上にわたり調査し、洗浄処理により浸出水は早期に低下し、埋立から廃止までの期間の短縮や維持管理コストの削減が可能であることを報告している。またセメント分野においても、セメント原料に焼却残渣を用いる場合は、塩素含有量を減らす脱塩処理が必要であるため、焼却灰や飛灰の洗浄について研究が行われている。高橋ら²⁻⁴⁸⁾や重田ら²⁻⁴⁹⁾は難水溶性のフリーデル氏塩の溶解を目的として、二酸化炭素ガスを懸濁液に吹き込む方法について検討し、その効果を示している。

焼却灰の洗浄において、使用水量はコストに大きく寄与する要素のひとつであり、焼却灰あたりの使用水量（液固比 L/S）は少なくすることが望ましい²⁻³⁸⁾。山下ら²⁻⁵⁰⁾は上向流のカラム試験により液固比、溶出回数を変化させ洗浄効果を評価した結果、溶出時間や液固比を増やすよりも、洗浄回数を増やすことが有効であることを報告している。これは重田ら²⁻⁴⁹⁾、橋本ら²⁻⁵¹⁾の報告でも、脱塩性能に与える影響としては洗浄回数を多くすることが有効であることが示されている。使用水量を低減する洗浄方法として、散水法は有効である。散水法は対象物を上部より順次洗い出しを進めていくため、溶解度の高い塩類は少ない水量で洗い出しを行うことが可能となる。また有機物についても、志賀ら²⁻⁵²⁾はカラム試験での散水によるCODの洗い出し効率として、低流量で間欠的に散水をした方が良いと報告している。矢島ら²⁻⁵³⁾は焼却灰の早期安定化を目指し、散水による前処理条件の検討を1.3 t/基クラスの実験槽を用いて確認している（図 2-4-3）。その結果、分割散水によりTOCの洗い出し効率が向上し、累積溶出量が増加することを報告している（図 2-4-4）。



図 2-4-3 焼却灰散水処理試験²⁻⁵³⁾

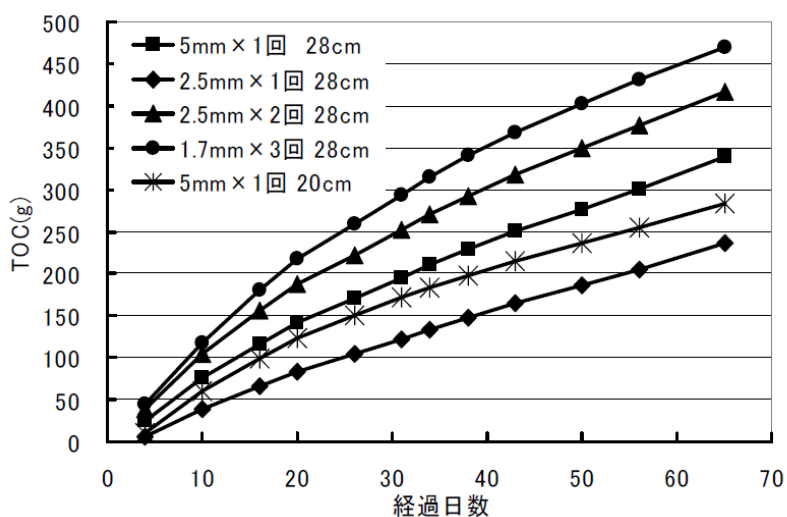


図 2-4-4 TOC 累積溶出量の経時変化²⁻⁵³⁾

2.4.3 薬剤処理

焼却残渣中に含まれる重金属類の不溶化技術として、薬剤により重金属類を固定化する薬剤処理がある。特に焼却飛灰は特別管理一般廃棄物に指定されており、環境大臣の指定する方法に従って安定化処理することが法律により定められている²⁻⁵⁴⁾。焼却灰についても、Pb 溶出濃度が埋立判定基準よりも高くなる可能性があることから、一部で使用されている。環境省のデータから、全体の 14% 程度の焼却施設において、薬剤処理が行われていると推定される²⁻⁵⁾。

薬剤処理に使用される薬剤としては、大きく有機系と無機系の 2 種類に分けられる。それぞれの特徴を表 2-4-1 に示す。有機系キレートのうちジチオカルバミン酸系については、条

件により二硫化炭素の発生が生じることからピペラジン系が普及しつつあると言われている²⁻⁶⁰⁾。無機系薬剤としては、リン系²⁻⁵⁸⁾と鉄系²⁻⁵⁹⁾が主流である。有機系キレートは経済性に優れていることから、多くの焼却施設において使用されているが、余剰のキレートが有機物や窒素負荷として高濃度に発生することも示されている。近年、有機系キレートは、最終処分場において排水処理施設への負荷が懸念されている。樋口・内田ら²⁻⁶¹⁾は各薬剤のPb溶出特性を調べる(図2-4-5)とともに、排水処理時への影響を評価するための硝化阻害実験(図2-4-6)を行っている。その結果、有機キレートが高いPb不溶化効果を示す一方で、無機系薬剤に比べると顕著な硝化抑制が生じていたことを報告している。

表 2-4-1 焼却残渣に使用される主な薬剤^{2-54,55,56,57,58,59)}

種類	有機系		無機系	
	ジチオカルバミン酸系	ピペラジン系	リン系	鉄系
原理	不溶性のキレート錯体を形成	不溶性のキレート錯体を形成	リン酸イオンとアパタイト化合物を形成	酸化鉄への物理・化学吸着
pH	アルカリ性 (>13)	アルカリ性 (>13)	酸性 (<1)	アルカリ性 (>13)
COD	高 (>30%)	高 (>30%)	低 (<1%)	中 (>1%)
硫黄	高 (>10%)	高 (>10%)	低 (<1%)	低 (<1%)
TN	高 (>3%)	高 (>3%)	低 (<0.01%)	低 (<0.01%)

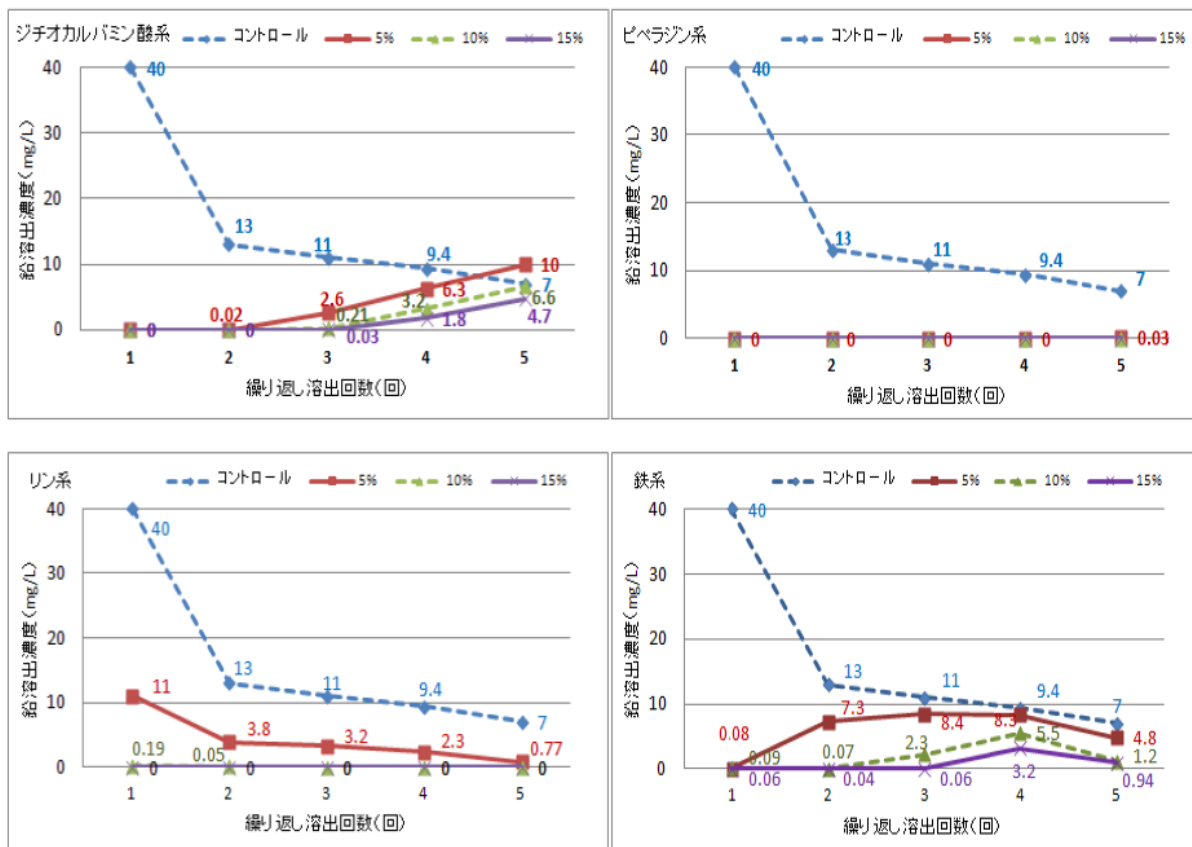


図 2-4-5 キレート別の鉛溶出特性²⁻⁶¹⁾

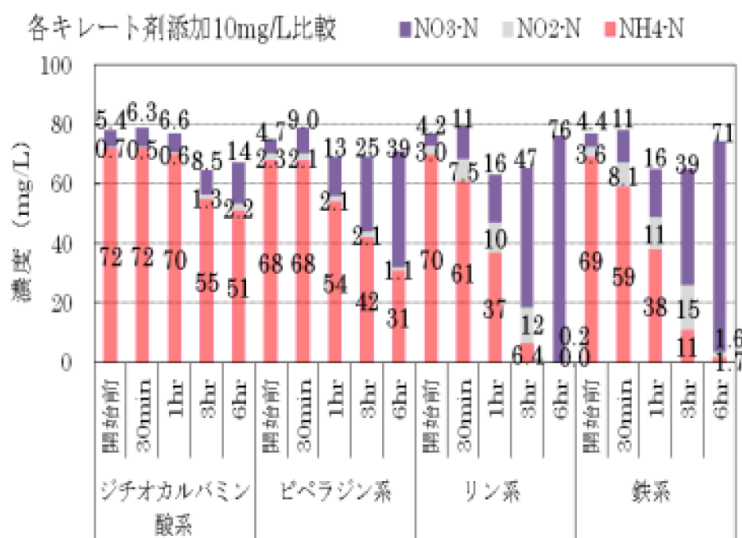


図 2-4-6 キレート別の硝化状況²⁻⁶¹⁾

2.4.4 炭酸化処理

焼却灰がエージング処理により、Pb等の不溶化が進む要因としてCO₂との反応による炭酸化によることを2.4.1で述べた。最終処分場においては、1980年代に炭酸化によるカルシウムスケール問題について対応が検討されている^{2-62,63,64,65}。CO₂を強制的に通気や曝気を行う処理を炭酸化処理（Carbonation）と呼ぶ。炭酸化処理としてはアルカリ性排水の中和処理について、1970年代に報告が行われ^{2-66,2-67}、東京都では灰汚水の中和処理として1980年代に実用化されている²⁻⁶⁸。

固体系の炭酸化としては、コンクリートの分野において研究が古くから行われており、1920年代には内田・濱田²⁻⁶⁹により鉄筋コンクリートの炭酸化について報告がされている。1960年代には岸谷²⁻⁷⁰が鉄筋コンクリート造建物の耐久性において問題となる、コンクリートの中性化と鉄筋腐食について、大気曝露・CO₂曝露研究データから、水セメント比と中性化深さの関係式を提案している。また小林²⁻⁷¹は炭酸化による反応により、エトリンガイトやフリーデル氏塩もCO₂の作用によって分解することや、分解によって生じたCaSO₄やCaCl₂は水溶性であるのでそれぞれ硫酸イオンや塩化物イオンを解離することを報告している。

一方で、焼却残渣の炭酸化処理としては、国内においては1990年代より多くの研究が行われてきている^{2-72,73,74,75,76}。例えば、島岡ら²⁻⁷²は水を30%添加した焼却飛灰をカラムに充填し、上向流でCO₂と反応させる試験を行い、Pb不溶化効果を確認している。清野ら²⁻⁷³は焼却灰に対して同様に上向流でのCO₂と反応させ、焼却灰のPb不溶化効果と埋立後の溶出挙動について報告している。野間ら²⁻⁷⁴はカルシウムスケール対策として、炭酸化が有効であることを、土手ら²⁻⁷⁵はセメント固化した飛灰について、炭酸化を行い、セメント添加量削減の可能性について示している。本幡ら²⁻⁷⁶は、焼却灰の炭酸化について、含水率や通気流量の影響を調査し、最適な含水率は10~20%（図2-4-7）であることや、炭酸ガス通気流量が高いと焼却灰深部までPb不溶化が進みにくいことを報告している（図2-4-8）。

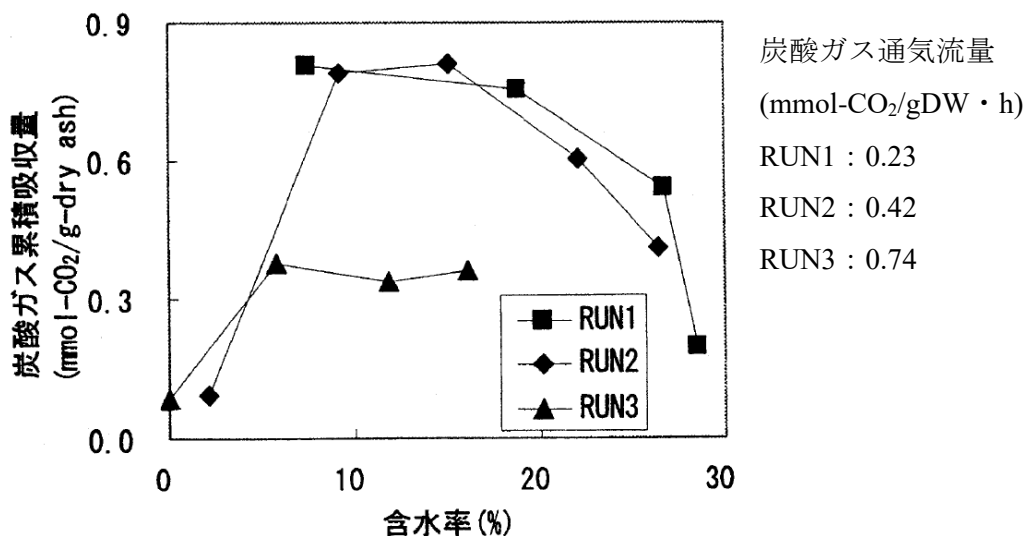


図2-4-7 含水率と炭酸ガス累積吸収量の関係²⁻⁷⁶

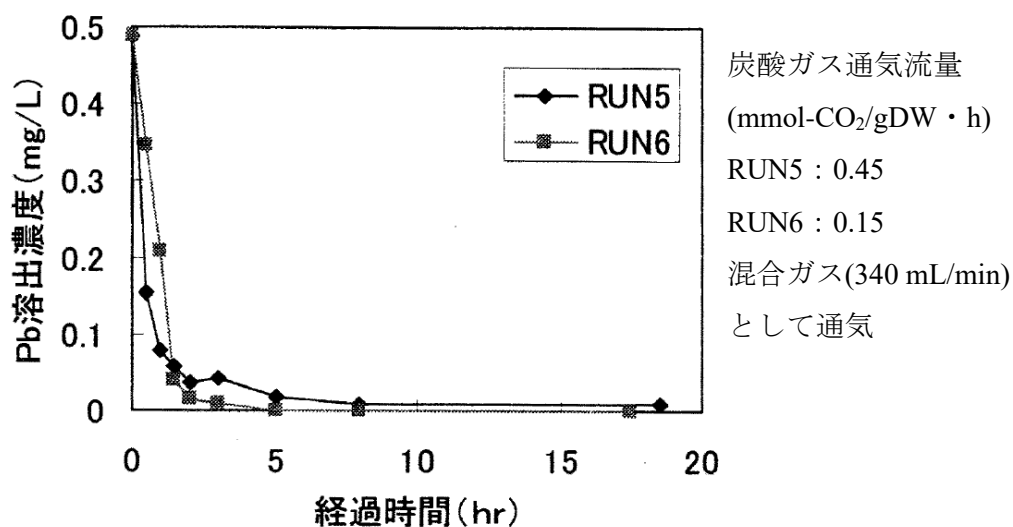


図 2-4-8 Pb 溶出濃度の経時変化²⁻⁷⁶⁾

海外において、特にヨーロッパでは焼却灰の路盤材等へのリサイクルが進んでおり²⁻¹⁵⁾、炭酸化処理の研究については、1990年代より活発に行われている。廃棄物の処理技術として、促進炭酸化技術 (Accelerated Carbonation Technology) を焼却残渣処理とともに CO₂ 排出削減のための、有望な最終ステップ処理と考えている^{2-77,2-79)}。

Bertos ら²⁻⁷⁷⁾は、廃棄物や汚染土壌処理としての炭酸化について、これまでの研究のレビューを行い、処理におけるパラメータを整理している。炭酸化プロセスに影響与える主な因子として CO₂ の反応性と拡散性であるとしている (図 2-4-9)。また表 2-4-2 に炭酸化における物理・化学特性の影響を、表 2-4-3 に炭酸化による各元素の挙動についてまとめている。Costa ら²⁻⁷⁸⁾は、一般廃棄物焼却灰や飛灰の促進炭酸化条件について、これまで行われている研究について調査している。その中において、炭酸化により、特に Pb や Zn といった特定の金属を不溶化することができるとする一方、Cr や Sb を含むオキソアニオンの可溶化の可能性が示されている。ただし炭酸化による金属溶出については、対象物の鉱物学的特徴や炭酸化程度と強く関係しているため、溶出性に関して一般的かつ明白な結論を導くことはできないとも述べている。

Arickx ら²⁻⁷⁹⁾はエージングと促進炭酸化による有機物の溶出性について研究を行い、浸出水中の有機物がエージングで 40 %、促進炭酸化で 25 % 低減することを確認した。この要因としてフルボ酸が炭酸化の pH 低下により生じた Fe/Al 酸化物に吸着されることを報告している。

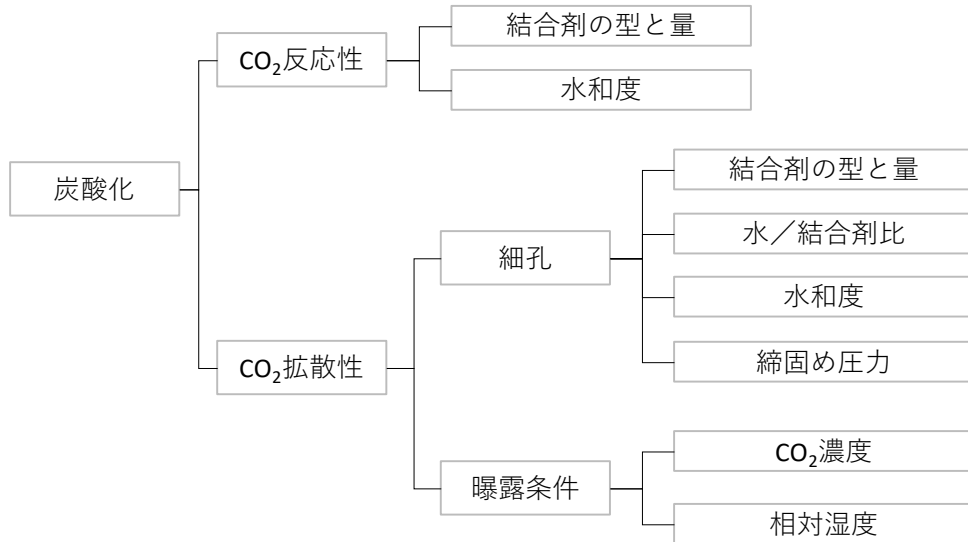


図 2-4-9 炭酸化反応に影響を及ぼす因子²⁻⁷⁷⁾

表 2-4-2 物理・化学特性及び曝露条件の炭酸化への影響²⁻⁷⁷⁾

項目	炭酸化への影響	
物理特性	サイズ	細かい粒径ほど良い。
	表面積	大きいほど炭酸化は進行。
	多孔性	低い場合、粒子間のCO ₂ 拡散を阻害、充填と強い関係性あり。
化学特性	組成	Ca/Si 塩を含む無機物である必要あり。
	pH	アルカリ条件で良好。
	Ca 含有量	反応する Ca が多いほど良い。
	有機物, 陰イオン	影響あり。
	重金属 (Pb, Cd, Ni)	セメント質の材料の炭酸化を促進。
	水分	一定の水量必要だが、過剰は炭酸化の効率を低下させる。
曝露条件	CO ₂ 分圧	ガス状態でのCO ₂ 量が多いほど、炭酸化効率は上昇する。過剰なCO ₂ は強度増加にはつながらない。
	相対湿度	炭酸化は50~70 %RHでより早く進行する。
	温度	60℃まではCO ₂ 吸収は増加する。水中のCO ₂ 溶解度は温度が高いほど減少する。
	圧力	低い陽圧は反応効率や強度増加へ寄与する。

表 2-4-3 炭酸化による各元素の動態²⁻⁷⁷⁾

各元素	動態
Cu	炭酸化により Cu 溶出性は増加する。pH 低下による金属化合物の溶出性増加、一部溶出低下の報告もあり。
Zn, Pb	他の金属に比べ、よく溶出を抑制できる。難溶性の PbCO ₃ が形成されることにより、Pb の両性金属の性質が減少し、溶出が低減することが報告されている。 Zn は pH 低下による炭酸塩の溶出による溶出増加が一部報告あり。
Mn	炭酸化により溶出が増加する。
Ni, Cd, Co	これらの金属は pH 低下により移動しやすくなる。
Ba	溶出は低下。BaCO ₃ やエトリンガイト分解による BaSO ₄ の形成。
Cr	pH 低下や C-S-H ポリマーにより炭酸化が溶出増加に寄与する報告あり。 一部溶出性は低下する報告もある。
Hg	酸化物のため、保持されにくい。HgO はセメントと反応しない。
Sr	炭酸化により溶出性は低下する。
As	最初に前処理しない限り、炭酸化により保持されにくい。
NO ₃ ⁻	速やかに放出される。
Cl ⁻	部分的にのみ難溶化するが、主にフリーデル氏塩の分解により溶出増加。
SO ₄ ²⁻	エトリンガイトの分解により溶出は増加する

炭酸化のひとつの効果として、温暖化ガスである CO₂ の固定化による排出削減効果が挙げられる。焼却灰の CO₂ 固定量としては、Rendek ら²⁻⁸⁰⁾は有姿の焼却灰が 12.5 L/kgDM に対して、4 mm 以下では 24 L/kg 固定されたと報告している。Namil ら²⁻⁸¹⁾は 0.15 mm 以下の焼却灰に対して 120 分間の炭酸化により 34 g/kg の CO₂ が固定されたとしている。Costa ら²⁻⁷⁸⁾は焼却灰の CO₂ 吸収ポテンシャルとしては、これまでの文献調査から一般廃棄物焼却施設の CO₂ 排出量の 0.4~1.0 %程度であると報告している。CO₂ 固定能力としては、それほど大きくはないが、焼却灰の炭酸化処理として、焼却施設の排ガスを有効活用する意義は大きい。Lombardi ら²⁻⁸²⁾は焼却施設の排ガスを想定した試験を行い、コンテナを使って焼却灰を安定化する方式の経済性を試算した結果、19~22 ユーロ/t であったと報告している。

Steketee ら²⁻³⁸⁾はエージング処理の加速化に早くから取り組んでおり、洗浄とエージング（ここでは CO₂ 含有ガス（4~8 %）の通気）を組み合わせる効果についても検討を行っている（表 2-4-4）。通気処理を先に行うことにより、排水中の重金属濃度が低減できることや、洗浄と通気の組み合わせは、Cl や Br を除去することに効果的であることを報告している。また最近では、オランダにおいて進められている焼却灰を建設資材として利用を図る「Green Deal プログラム」²⁻⁸³⁾へ対応する安定化処理技術として、炭酸化と洗浄を組み合わせた EQUI-ASH process を発表している²⁻⁸⁴⁾。

表 2-4-4 洗浄とエージングの処理順序と洗浄排水負荷の関係²⁻³⁸⁾

MSWI	MSWI 1			MSWI 2		
	W(L/S 5)/ A(6 w.)	A(3 w.)/W(L/S 5)/A(3 w.)	A(6 w.)/ W(L/S 1)	W(L/S 5)/ A(6 w.)	A(3 w.)/W(L/S 5)/A(3 w.)	A (6w.)/ W(L/S 1)
Salts						
Chloride	1000	1175	940	1325	1175	1450
Sulphate	4500	4700	1950	6250	6250	2350
Metals						
Antimony	0.28	0.07	0.05	1.30	0.11	0.11
Copper	1.65	0.65	0.19	5.50	2.15	1.30
Molybdenum	1.35	0.11	0.09	0.85	0.11	0.14
Zinc	0.25	1.6	0.85	0.75	1.20	0.83

(1) W = Washing at stated L/S value; A = aging at stated residence time

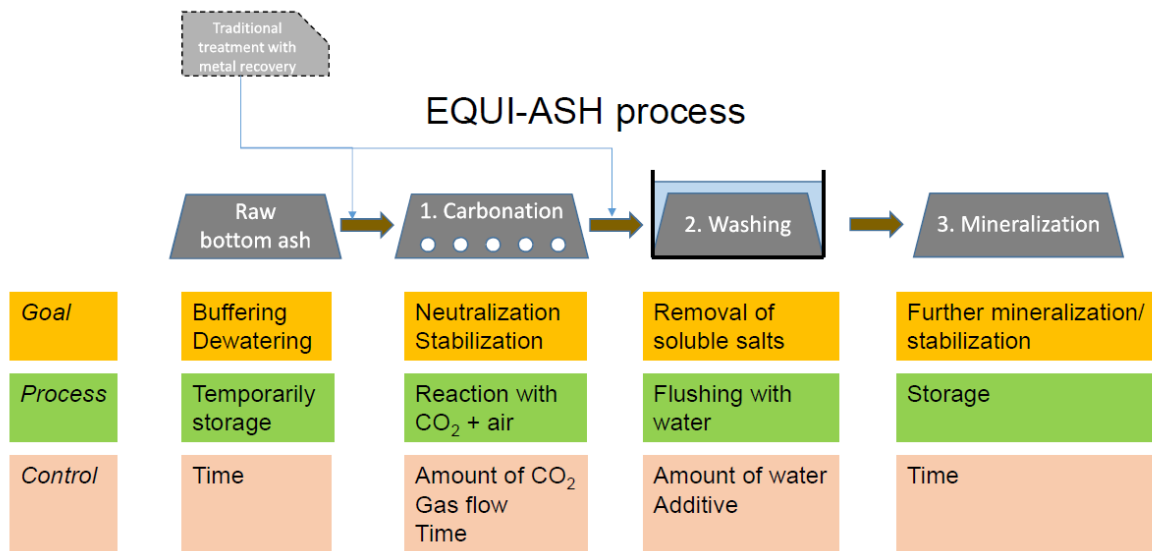


図 2-4-10 EQUI-ASH process の概要²⁻⁸⁴⁾

2.5 本研究の着眼点

本章では、我が国における一般廃棄物を取り巻く状況について、焼却施設や最終処分場の現状について述べている。リサイクル意識の高まり等から一人当たりごみ排出量の低下に伴い、一般廃棄物の排出量は近年減少している。一方で、一般廃棄物の処理方法として80%を焼却処理が占める我が国において、焼却処理により発生する焼却残渣が最終処分場に占める割合は8割近くまで上昇している。そのため安全・安心な最終処分場の維持管理を実現するうえで、焼却残渣の安定化技術の必要性はさらに高まっている。また全国の約2割の自治体は最終処分場を有しておらず、このような自治体においては、一般廃棄物焼却残渣の資源化技術の選択肢を増やすことが強く望まれている。また海外における一般廃棄物処理の現状についても調べ、国内では減少傾向にある一般廃棄物であるが、世界では人口増加や経済成長に伴い年々増加していることを示している。2010年の世界の一般廃棄物発生量は18億tにも上るが、2050年には31億tにまで増加すると試算されている。特にアジア圏での増加が予想されており、近年、中国や東南アジアでは焼却施設の建設が増えており、焼却残渣の発生量も今後増加すると考えられる。

そこで本章では、焼却残渣のリサイクルの現状として、国内における混合材料化、熔融、セメント原料化についてのそれぞれの現状の取組について調査した。混合材料化では、災害廃棄物において焼却灰リサイクルとしての実績を積んでいるが、通常の一般廃棄物ではなかなか普及が進んでいない。熔融処理については、近年ガス化熔融施設の建設は増加傾向ではあるが、灰熔融施設はエネルギーやコストの懸念から、停止する施設も出てきている。また年間約150万tもの焼却残渣を原料として受け入れているセメント原料化においては、近年原料としての受入量が横ばいとなっていることを示した。

焼却残渣の安定化技術としては、熔融・焼成といった熱処理以外に、キレート等の薬剤処理や欧州等で行われているエージング処理がある。エージング処理は、屋外に一定期間静置し、降水による塩類の洗い出しと、大気中のCO₂と反応させることにより炭酸化を進め、重金属類の難溶化を図ることを主とした処理である。欧州では焼却灰について、屋外でのエージングを行った後に、高度選別処理を行い金属類の回収・資源化を行うとともに、選別処理後の焼却灰残渣を土木資材としてリサイクルが進んでいる。本章では、エージング処理に加えて、エージングの要素である洗浄処理と炭酸化処理とともに、薬剤処理についても文献調査を行い、これまでの研究や技術開発内容について整理を行った。その中で、それぞれの処理については多くの研究が行われているが、それらを組み合わせた処理についての研究は少ないことが明らかになった。

焼却残渣の安定化技術は、安全・安心な最終処分場の実現や、焼却残渣のリサイクルにおいて極めて重要な役割を担っている。加えて近年の地球温暖化問題を鑑みると、今後世界的に増加すると予想される焼却残渣について、多くのエネルギーを消費する熱処理ではなく、環境への負荷を抑えながら安定化を促進する欧州のようなエージング処理が普及することが

望ましい。ただし従来のエージング処理は3ヶ月以上という長い時間を要するため、エージングの要素である洗浄や炭酸化の機能に着目し、コントロールされた環境下でコストとエネルギーを抑えながら、それらを効率的に組み合わせて実施する技術の開発が求められている。

同様の考え方のもと、既に報告されているオランダのSteketeeら²⁻⁸⁴⁾のプロセス(図2-4-10)でも3週間程度は要するため、一定規模の敷地が必要である。オランダのようにエージング処理による焼却灰リサイクルが既に実施されており、大規模な灰処理施設(図2-2-8)が設置されている地域であれば、敷地は確保できるが、例えば我が国のように、エージング処理による焼却灰リサイクルがほぼ行われていない地域では、焼却灰の安定化処理のために、新たに広大な敷地を確保することは容易ではない。またゲリラ豪雨のような極端な自然現象が多くなっている昨今において、屋外での長期間の安定化処理はリスクとなる可能性を抱えている。

そこで本研究では、我が国のような地域において、焼却灰の安定化処理を社会実装するための方法のひとつとして、塩類等の洗い出しと重金属の難溶化の処理期間をより短くすることにより、焼却灰の発生源であるオンサイトで安定化を促進させることを可能とする技術に着眼し、その開発を目指した。表2-5-1に本研究の目標とするオンサイト安定化処理技術を含めた焼却灰の各安定化技術の特徴を整理した。既往の技術では、エージングを除くと塩類の溶出低減と重金属溶出抑制はどちらかの機能のみが主であり、またエージングを含めてコスト・場所において制約を受ける可能性が高い。一方で、本研究で開発を目指すオンサイト安定化促進処理技術は、各要素に対して網羅的に対応できる点と、特に場所・設備における優位性が高いことが特長と考えられる。安定化技術に関する既往の研究と本研究の位置づけを図2-5-1に示した。促進エージングという点で同じ考え方であるSteketeeら²⁻⁸⁴⁾の研究に対して、本研究はオンサイトで実施することを想定するため、さらに短い期間での安定化促進処理を目指している。加えて本研究では、安定化促進処理後の焼却灰の特性を評価し、最適な土木資材化方法についても検討を行っている点において、新規性が高い研究といえる。

表 2-5-1 焼却残渣の安定化技術

技術	処理方法	塩類溶出低減	重金属類溶出抑制	処理による環境負荷	コスト	場所・設備
熱処理 (熔融・焼成)	高温状態 (1, 100 °C以上) で処理, スラグ・焼成物化と重金属類を揮散	△	◎ 溶出・含有量低減	× エネルギー消費大	× 燃料費, 維持管理費等	× 処理施設限定
薬剤処理	有機系キレート・無機系薬剤を使用	× 塩類添加	◎ 高い不溶化効果	×~△ 排水処理負荷増	△ 薬剤費高い	△~○ 分級必要 (混練時)
炭酸化	CO ₂ との反応により Pb 等を難溶化	×~△ Cl, SO ₄ 溶出促進	△~○ 一部溶出	△~○ CCUを期待	△~○ 液化ガス~排ガス	× 処理施設限定(大規模)
洗浄	機械式洗浄, 散水洗浄など	◎ 高い洗い出し効果	△ 水溶性洗い出し	△~○ 排水処理施設	△ 洗浄プラント必要	△ 洗浄プラント必要
エージング	欧州を中心に実施, 3ヶ月以上屋外に堆積・保管	○ 雨水洗い出し	○ 大気中 CO ₂ 反応	◎ エネルギー消費小	◎ 動力なし	× 広大な敷地が必要
オンサイト安定化促進処理	コンテナを用いた散水・炭酸化処理	○ 散水洗浄	△~○ 一部溶出	○ 既存施設を活用	○ 既存施設を活用	◎ 可搬・オンサイトで可能

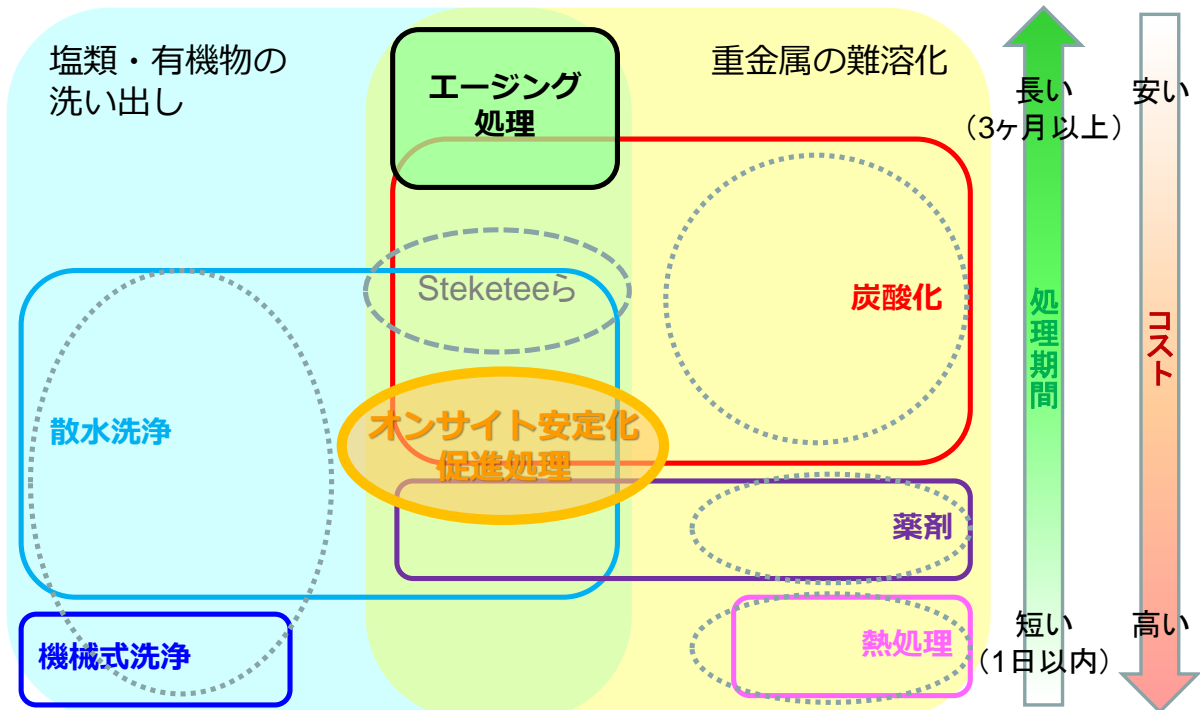


図 2-5-1 本研究の位置づけ (点線は既往研究エリア)

参考文献

- 2-1) 環境省, 日本の廃棄物処理の歴史と現状, 2014
- 2-2) 石村雄一, 竹内憲司, 産業廃棄物最終処分場の立地に関するパネルデータ分析, 廃棄物資源循環学会誌, Vol.29, pp.59-71, 2018
- 2-3) 田中信寿, 環境安全な廃棄物埋立処分技術, 廃棄物学会誌, Vol.10, No.2, pp.118-127, 1997
- 2-4) 環境省, 平成30年度環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書, 2018
- 2-5) 環境省, 平成28年焼却施設整備状況一覧, 2018
- 2-6) 恵庭市, 恵庭市焼却施設検討専門部会資料, 2015
- 2-7) 環境省, 廃棄物エネルギー利用高度化マニュアル, 2017
- 2-8) 大迫政浩, 山田正人, 井上雄三, 金容珍, 朴政九, 李東勲, 吉田恵男, 野村稔郎, 日韓の都市ごみ焼却主灰からの重金属類溶出特性に関する比較考察, 廃棄物学会論文誌, Vol.12, No.6, pp.256-265, 2001
- 2-9) 矢島達哉, 一般廃棄物の焼却残さの発生量評価, 第27回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.177-178, 2016
- 2-10) 柳茂, 菅原隆一, 斎藤善則, 一般廃棄物最終処分場浸出水及び一般廃棄物焼却灰の塩類調査, 宮城県保健環境センター年報, 第24号, pp.79-83, 2006
- 2-11) 花嶋正孝, 山崎惟義, 松藤康司, 廃棄物埋立構造に関する実験的研究, 土木学会論文報告集, 第310号, pp.69-76, 1981
- 2-12) 石垣智基, ニッポンの埋立地「準好気性埋立地」, 国立環境研究所 HP, <http://www-cycle.nies.go.jp/magazine/kisokouza/201202.html>
- 2-13) 株廃棄物工学研究所, 2050年の世界の廃棄物発生量の推計は220億t, プレスリリース資料, 2011
- 2-14) 田中勝, 世界の廃棄物処理が目指す方向, 環境技術, Vol.46, No.6, pp.4-12, 2017
- 2-15) 西野順也, 欧州における都市ごみ焼却灰の利用状況, 環境浄化技術, Vol.4, pp.27-33, 2005
- 2-16) 肴倉宏史, 欧州における都市ごみ焼却残渣の発生と金属回収・残渣有効利用の現状, JEFMA, No.66, pp.15-20, 2018
- 2-17) ISWA, Management of Bottom ash from WTE plants, 2006
- 2-18) GLOBALNOTE, https://www.globalnote.jp/p-cotime/?dno=20&c_code=156&post_no=12796
- 2-19) 張紀南, 中国における廃棄物処理の動向分析, 環境技術, Vol.46, No.6, pp.27-33, 2017
- 2-20) 藤吉秀昭, 高岡昌輝, 中国におけるごみ焼却飛灰管理の現状と課題, 廃棄物資源循環学会誌, Vol.29, No.5, pp.349-356, 2018
- 2-21) 藤原健史, 東南アジアにおける廃棄物マネジメントの最近の動向, 環境技術, Vol.46,

- No.6, pp.34-39, 2017
- 2-22) 松藤康司, マレーシアにおける廃棄物の処理処分の現状, 環境技術, Vol.32, No.8, pp.606-610, 2003
- 2-23) JFEエンジニアリング, 東南アジアにおける廃棄物処理事業の取組, 環境省シンポジウム, https://www.env.go.jp/recycle/circul/venous_industry/symposium/index.html
- 2-24) 三上貴士, 縄田大輔, 井上陽仁, 肴倉宏史, 焼却残渣リサイクル施設の受入基準と製品品質基準の実態調査, 第26回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.189-190, 2015
- 2-25) 花嶋正孝, 島岡隆行, 福田貞夫, 矢代武基, 平尾孝典, 物理選別処理による一般廃棄物焼却灰の有効利用について, 第9回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.410-412, 1998
- 2-26) 平尾孝典, 内田敏仁, 島岡隆行, 一般廃棄物焼却灰を有効利用した道路路盤材の長期安定性, 第12回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, pp.173-176, 2017
- 2-27) 佐藤毅, 川端淳一, 岡本道孝, 皆川浩, 焼却灰造粒固化物の地盤材料への適用にあたっての長期安定性評価-石巻災害廃棄物の事例-, 地盤工学会誌, Vol.6, No.11-12, pp.12-15, 2015
- 2-28) 地盤工学会, 災害廃棄物焼却主灰を原料とする再生資材の地盤材料利用を対象とした物性評価スキーム 第一版, 2012
- 2-29) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史, 宮田省吾, 一般廃棄物主灰のエイジング日数が力学特性に及ぼす影響, 土木学会第70回年次学術講演会概要集, pp.391-392, 2015
- 2-30) 藤吉秀昭, 都市ごみ焼却灰等の溶融処理の経緯と課題, 廃棄物学会誌, Vol.16, No.2, pp.98-110, 2005
- 2-31) 糸魚川市, 各処理方式の比較, ごみ処理施設あり方検討会第3回資料, 2012
<http://www.city.itoigawa.lg.jp/dd.aspx?menuid=5260>
- 2-32) 東京二十三区清掃一部事務組合, 今後の焼却灰溶融処理施設の運営について, 2012
<http://www.union.tokyo23-seisou.lg.jp/kikaku/kikaku/iken/ikenkokan/5kekka.html>
- 2-33) 一般社団法人セメント協会 HP, <http://www.jcassoc.or.jp/cement/1jpn/jc.html>
- 2-34) 循環経済新聞 (2017.7.10), セメント業界の廃棄物・副産物利用廃プラなどの受入増加
- 2-35) 成岡 朋弘, 門木 秀幸, エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その3)-実証試験, 鳥取県衛生環境研究所所報, No.55, pp.9-13, 2014
- 2-36) J.J. Steketee, L.G.C.M. Urlings, Enhanced Natural Stabilization of MSW Bottom Ash: a Method for Minimization of Leaching, Studies in Environmental Science, Volume 60, pp.233-238, 1994
- 2-37) 貴田晶子, 野間幸生, 焼却灰の溶出特性, 都市清掃, 第41巻, 第164号, pp.17-22, 1988
- 2-38) Steketee, J.J, Duzijn, R.F., Born, J.G.P., Quality improvement of MSWI bottom ash by enhanced aging, washing and combination processes, Studies in Environmental

Science, Volume 71, pp.13-23, 1997

2-39) 花嶋正孝, 樋口壯太郎, 廃棄物洗浄型埋立処理システムの開発, 第9回廃棄物学会研究発表会講演論文集, p.947, 1998

2-40) 桂健治, 水上俊一, 牛越健一, WOW システムの基礎的検討, 神鋼パンテック技報, Vol.42, No.2, pp.67-73, 1999

2-41) 樋口壯太郎, 古田秀雄, 牛越健一, 高畑恒志, 松本真, 廃棄物洗浄型埋立処理 (WOW) システムの導入, 第25回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.294-296, 2004

2-42) 広瀬洋一郎, 堀井安雄, 勝倉昇, 牛越健一, 三角文彦, 樋口壯太郎, 花嶋正孝, 埋立前処理としての廃棄物洗浄, 第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1184-1186, 2000

2-43) 谷岡隆, 吉田忠広, 堀井安雄, 広瀬洋一郎, 樋口壯太郎, 花嶋正孝, スパイラル式湿式洗浄設備による廃棄物洗浄, 第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.978-980, 2002

2-44) 皆方護, 堀井安雄, 広瀬洋一郎, 船橋勇, 中村寿実, 小林哲男, 三角文彦, 樋口壯太郎, 花嶋正孝, イジェクター式洗浄装置による廃棄物洗浄, 第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.503-505, 2003

2-45) 為田一雄, 趙銀娥, 樋口壯太郎, 大和竹史, 花嶋正孝, 李南勳, 張延熹, 廃棄物洗浄による焼却飛灰資源化技術開発, 第18回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.914-916, 2007

2-46) 三角文彦, 村山彰宏, 堀井安雄, 古田秀雄, 樋口壯太郎, 花嶋正孝, 埋立前処理としての洗浄操作が浸出水に及ぼす影響調査, 第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1211-1213, 2004

2-47) 三角文彦, 中村寿実, 堀井安雄, 古田秀雄, 樋口壯太郎, 花嶋正孝 他, 埋立前処理としての洗浄操作が浸出水に及ぼす影響調査 (第2報), 第16回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1099-1101, 2005

2-48) 高橋寛昭, 丸田俊久, 栄一雅, 笠原勝, ごみ焼却飛灰の水洗によるセメント原料化, 無機マテリアル, Vol.5, pp.200-207, 1998

2-49) 重田道正, 山野元, 城安市, 繁富吉幸, 各種ごみ焼却灰の水洗脱塩素, 第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.531-534, 1999

2-50) 山下泰志, 水谷聡, 貫上佳則, 焼却灰の洗浄処理と金属類の挙動, 環境工学研究論文集, 第45巻, pp.251-257, 2008

2-51) 橋本瞳, 高岡昌輝, 武田信生, 松本忠生, 大下和徹, 都市ごみ焼却灰中塩素の低減に関する検討, 第17回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.586-588, 2006

2-52) 志賀光洋, 古市徹, 石井一英, クローズドシステム処分場における散水による安定化促進の検討～焼却灰中COD洗い出し条件の考察～, 第12回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.974-976, 2001

2-53) 矢島聡, 佐竹英樹, 久保田洋, 酒向信一, 山田裕己, 岡本太郎, 金子和己, 高度管理型最終処分場における埋立物安定化に関する研究, フジタ技術研究報告, 第40号, pp.63-68,

2004

- 2-54) 肴倉宏史, 菅野一敏, 松尾孝之, 松藤敏彦, 田中信寿, ジチオカルバミン酸基を有するキレート剤による都市ごみ焼却炉集じん灰中重金属固定の影響因子, 廃棄物学会論文誌, Vol.6, No.4, pp.187-195, 1999
- 2-55) 樋口壯太郎, 武下俊宏, 焼却排ガス処理薬剤や飛灰処理キレートが埋立管理に与える影響と対策研究, 環境省 HP ネット de 研究成果報告会, 平成 27 年度研究成果報告会 3K133007, https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/special/houkoku/index_h27.html, 2015
- 2-56) 樋口壯太郎, 最終処分場技術,
http://www.sanpainet.or.jp/jukunet/archives/20141002_02.pdf, 2014
- 2-57) 小菅博明, 伊熊信男, 西山寛, 焼却灰の重金属不溶化処理技術の開発, 横浜市環境科学研究所所報第 31 号, 2007
- 2-58) 樋口壯太郎, 内田正信, 為田一雄, 宗雨霖, 飛灰処理に用いるリン系薬剤の特徴, 第 40 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, II-5-89, pp.268-270, 2019
- 2-59) 田尻雄大, 落合英俊, 大嶺聖, 足立真一, フェライト法と磁気分離を用いた重金属汚染土の不溶化効果及び浄化効果, 土木学会西部支部研究発表会, III-062, pp.455-456, 2008
- 2-60) 鈴木紳正, 榊孝, ジチオカルバミン酸系重金属処理剤の特性, 東ソー研究・技術報告, 第 48 巻, pp.55-58, 2004
- 2-61) 内田正信, 為田一雄, 樋口壯太郎, 西尾宗馬, 濱崎義浩, 柚田恭志, 楠田哲也, キレート処理飛灰が埋立管理に与える影響 (3), 第 23 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.491-492, 2012
- 2-62) 松藤康司, 花嶋正孝, 柳瀬龍二, 田中勝, 池口孝, 島岡隆行, 焼却灰の埋め立て処分に伴う微量重金属の挙動に関する実験的研究, 都市清掃, Vol.39, No.150, pp.37-49, 1986
- 2-63) 樋口壯太郎, 高橋富男, 古田秀雄, 焼却残渣埋立に伴う Ca^{2+} , Cl^{-} の溶出特性について (その 1), 第 10 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp.204-206, 1989
- 2-64) 樋口壯太郎, 山口隆三, 花嶋正孝, 島岡隆行, 焼却残渣埋立に伴う Ca^{2+} , Cl^{-} の溶出特性について (その 2), 第 11 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp.162-164, 1990
- 2-65) 花嶋正孝, 島岡隆行, 樋口壯太郎, 山口隆三, 堀井安雄, 長岡英明, 埋立地における高濃度無機塩類に関する研究, 第 1 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.337-340, 1990
- 2-66) 丸山俊朗, 炭酸ガスによるアルカリ性排水の中和に関する研究 (I), 下水道協会誌, Vol.15, No.168, pp.45-55, 1978
- 2-67) 丸山俊朗, 炭酸ガスによるアルカリ性排水の中和に関する研究 (II), 下水道協会誌, Vol.15, No.169, pp.58-69, 1978
- 2-68) 四阿秀雄, 木下政孝, 排ガスによる灰汚水, 飛灰等の処理について, 清掃技報, No.8, pp.27-36, 1983
- 2-69) 内田祥三, 濱田稔, 鋼及コンクリートの耐久試験, 建築雑誌第 516 号, pp.1287-1303,

1928

- 2-70) 岸谷孝一, 鉄筋コンクリート造建物の耐久性向上に関する考察, 日本建築学会論文報告集, 第 65 号, pp.9-16, 1960
- 2-71) 小林一輔, コンクリートの炭酸化に関する研究, 土木学会論文集, 第 433 巻, 第 15 号, pp.1-14, 1991
- 2-72) 島岡隆行, 宮脇健太郎, 花嶋正孝, 内田敏仁, 伊藤一, 焼却灰の水混練に伴う鉛の不溶化現象について, 第 8 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.692-694, 1997
- 2-73) 清野昭則, 金相烈, 田中信壽, 松藤敏彦, 炭酸ガス中和前処理による焼却灰からの重金属抑制に関する研究, 第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.497-499, 1999
- 2-74) 野間幸生, 貴田晶子, 高アルカリ飛灰の炭酸化と処理飛灰の溶出特性, 廃棄物学会論文誌, Vol.8, No.4, pp.129-137, 1997
- 2-75) 土手裕, 丸山俊郎, セメント固化の前処理としての飛灰炭酸化効果, 第 12 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.869-871, 2001
- 2-76) 本幡照文, 李政準, 張瑞娜, 崎田省吾, 島岡隆行, 焼却灰有効利用のための炭酸化による重金属の不溶化に関する基礎的研究, 環境工学研究論文集, 第 41 巻, pp.459-467, 2004
- 2-77) M.Fernandez Bertos, S.J.R.Simons, C.D.Hills, P.J. Carey, A review of accelerated carbonation technology in the treatment of cement-based materials and sequestration of CO₂, Journal of Hazardous Materials, B112, pp.193-205, 2004
- 2-78) G.Costa, R.Bacocchi, A.Polettini, R.Pomi, C.D.Hills, P.J.Carey, Current status and perspectives of accelerated carbonation processes on municipal waste combustion residues, Environ Monit Assess, 135, pp55-75, 2007
- 2-79) S.Arickx, V.De Borger, T.Van Gerven, C.Vandecasteele, Effect of carbonation on the leaching of organic carbon and copper from MSWI bottom ash, Waste management, 30, pp1296-1302, 2010
- 2-80) E.Rendek, G.Ducom, P.Germain, Carbonation dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash, Journal of Hazardous Materials, B128, pp.73-79, 2006
- 2-81) Namil Um, Seong-Young Nam, Ji-Whan Ahn, Effect of accelerated carbonation on the leaching behavior of Cr in MSWI BA and carbonation kinetics, Material Transactions, Vol.54, No.8, pp.1510-1516, 2013
- 2-82) L.Lombardi, E.Carnevale, A.Paradisi, Bottom ash treatment at the site of producing plant for reutilization, Waste biomass valor, Volume7, pp.965-974, 2016
- 2-83) AEB Amsterdam 社 HP,
<https://www.aebamsterdam.com/about/news/2015/green-deal-bottom-ash-programme-a-success/>

2-84) J.Steketee, M.Langevoort, Production of a stable building material by treatment of MSWI bottom ash with the Tauw EquiASH process, Wascon 2018, pp.111-115, 2018

第3章 散水・通気処理が焼却灰の溶出特性に与える影響

3.1 概説

第2章において、欧州を中心に実施されている焼却灰を自然の降雨による洗い出しや大気中の二酸化炭素(CO₂)と反応させるエージング処理について、コストやエネルギーを抑えながら安定化を進めることができる有望な技術であることを述べた。本章では、安定化促進処理技術の開発に向けて、このエージングの水による洗い出しと空気中のCO₂との炭酸化反応の機能に着目し、焼却灰に対して、適切にコントロールされた散水・通気(空気)処理を施すことにより、易溶出性の塩類や有機物は洗い出し、重金属類については難溶化を促進することができるかについて検討を行った。

試験にあたり焼却灰の溶出特性はごみ質、焼却方式などにより大きく変動することが知られており³⁻¹⁾、適切な処理条件を抽出するためには、焼却灰の処理条件に応じた溶出特性の知見を集積することが重要である。Costaら²⁻⁷⁸⁾はエージングの効果について、焼却残渣の初期化学組成や鉱物学的特性、CO₂吸収の影響を挙げている。

そこで本章では、3.3節で異なる地域の4種類の一般廃棄物等焼却灰を用いて、それらの物理・化学特性を調べると共に、3.4節にて散水・通気(空気)処理がそれぞれの焼却灰の溶出特性に及ぼす影響についてのカラム試験による基礎的な検討を行った。試験では散水強度や通気量が焼却灰の安定化に及ぼす影響についても評価するため、同じ液固比で異なる処理時間(1日、40~50日)の処理区をそれぞれ設けた。溶出特性の評価として、浸出水や溶出液中の塩類、有機物やPb、また焼却灰の塩素含有量や結晶構造の変化について解析を行った。

3.2 試験概要

3.2.1 供試焼却灰

試験には一般廃棄物等（一部廃木材等の可燃性産業廃棄物混合）由来の4種類の焼却灰 A, B, C, D を使用した。焼却炉の形式としては、焼却灰 A のみ前段にキルン炉を有するが、全てストーカ式であった。焼却灰 A は民間施設のため、焼却廃棄物の情報は公開されていないが、焼却灰 B, C, D については、自治体管理の施設であり、環境省の公開データ³⁻²⁾によれば、廃棄物の組成として、紙・布類、ビニール・ゴム類で全体の50%以上を占めること、焼却灰への薬剤の添加は行われていないことが確認されている。本試験では、各焼却灰は有姿の状態で木枠ふるい（目開き 9.5 mm）によりふるい分けを行い、ふるい下を供試焼却灰とした。

3.2.2 試験方法

(1) シリアルバッチ試験

実験に使用した4種類の焼却灰の溶出特性を調べるため、シリアルバッチ試験を行った。

シリアルバッチ試験として、昭和48年環境庁告示第13号（平成25年改正）に準拠した溶出試験法（以降、JLT13法とする）を3回繰返し行った。本研究では2回目以降の溶出試験繰返し時に、ろ紙上残渣物は戻さず、上澄水除去後の焼却灰にイオン交換水を添加し、繰返し溶出試験を行った。2回目以降の添加水量については、供試焼却灰が湿灰であること、ろ紙上残渣物量は少量であったことから、1回目と同様の水量（初期重量に対して液固比10）とした。試料としては1回目の溶出試験を3連で開始し、溶出試験終了毎に含有量分析用として洗浄後残渣を1試料採取した。そのため2回目は2連、3回目は1連で溶出試験を行った。シリアルバッチ試験のフローを図3-2-1に示す。

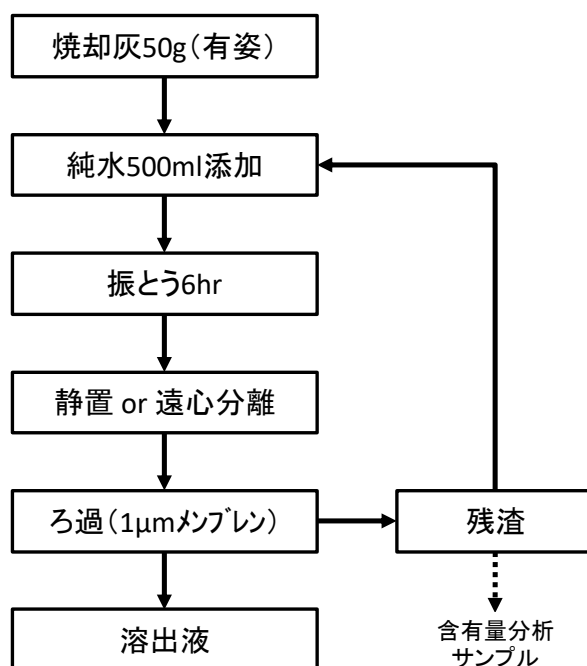


図 3-2-1 シリアルバッチ試験フロー

(2) カラム試験

本試験では矢島ら³⁻³⁾が実施したカラム試験法を基として、諸条件を決定している。試験装置の主な構成を図 3-2-2 に示す。試験装置は円筒型の透明塩化ビニル製カラム(φ104×400 mm)を用い、充填高さ 300 mm もしくは重量 3.2 kg となるように焼却灰を充填した。充填後、散水処理としてチュービングポンプを用い、カラム上部からタイマー制御により間欠運転にて 1 回あたり 1.3 mm を所定の散水量になるまで複数回、点滴状に焼却灰上面中心に給水を行った。通気処理はカラム下部よりブローにて行い、バルブ付面積式流量計による流量調整を行った。カラム充填後に、浸出水が得られるまで、供試焼却灰に給水した。浸出水はカラム下部に設けた受器に貯め、一定期間ごとに採取し水量を記録した。実験は 25 °C 恒温室内で行った (図 3-2-3)。

本章では、累積浸出水量を試験前の初期焼却灰重量で除した値を液固比と定義し、試験は液固比約 0.5 となるよう散水強度および散水期間を設定した。散水期間は 1 日および約 50 日の 2 通りとし、それぞれ通気処理区、無通気処理区を設けることで、一つの焼却灰について 4 処理区を設定した。50 日の通気処理区のみ、通気による乾燥を避けるため、加湿器を通気ラインの途中に設けた。試験条件を表 3-2-1 に示す。

試験終了後、カラム内の処理済み焼却灰は垂直方向に 3 等分に分割し、それぞれ上・中・下層として分析用試料として採取した。

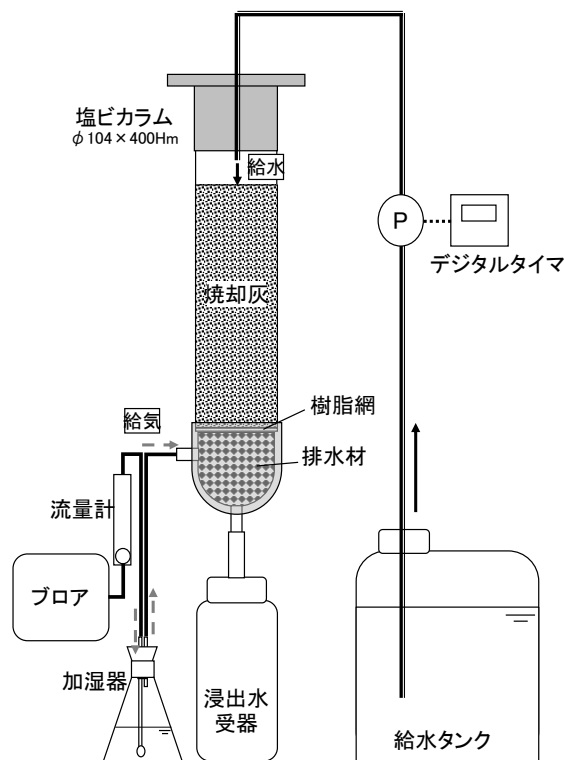


図 3-2-2 カラム試験装置

表 3-2-1 カラム試験条件

焼却灰	処理区名	処理期間 d	散水強度 mm/d	通気 L/min	焼却灰量 g	充填高 mm	充填密度 g/cm	累積浸出水量 mL	液固比 mL/g
A	1d_Non	1	210	0.0	3,200	28	1.4	1,700	0.53
	1d_Air	1	210	1.0	3,200	26	1.5	1,600	0.50
	50d_Non	56	4	0.0	3,200	28	1.4	1,600	0.50
	50d_Air	49	4	1.0	3,200	27	1.4	1,600	0.50
B	1d_Non	1	190	0.0	2,900	32	1.1	1,600	0.55
	1d_Air	1	190	1.0	2,900	32	1.1	1,500	0.52
	50d_Non	44	4	0.0	2,900	31	1.1	1,300	0.45
	50d_Air	44	4	1.0	2,900	32	1.1	1,500	0.52
C	1d_Non	1	190	0.0	2,900	29	1.2	1,600	0.55
	1d_Air	1	190	1.0	2,900	29	1.2	1,500	0.52
	50d_Non	43	4	0.0	2,900	30	1.1	1,500	0.52
	50d_Air	43	4	1.0	2,900	29	1.2	1,500	0.52
D	1d_Non	1	210	0.0	3,200	30	1.3	1,700	0.53
	1d_Air	1	210	1.0	3,200	30	1.3	1,600	0.50
	50d_Non	48	4	0.0	3,200	29	1.3	1,600	0.50
	50d_Air	48	4	1.0	3,200	30	1.3	1,800	0.56



図 3-2-3 カラム試験実施状況

3.2.3 分析方法

(1) 焼却灰

供試焼却灰ごとの諸元として、蛍光 X 線分析 (MagixPRO, 旧日本フィリップス(株), 現 PANalytical B.V.Spectris Co.,Ltd) により化学組成を, JIS A1204 土の粒度試験で粒度分布をそれぞれ測定した。またカラム試験で処理を行った上・中・下層の焼却灰は JLT13 法 (液固比 10, 6 時間振とう, 東洋濾紙(株)1 μm メンブレンフィルター) で溶出試験を行った。焼却灰については, 処理前後の含水率, 熱しゃく減量, 全炭素含有量 (TC), 無機炭素含有量 (IC), 塩素含有量を測定した。含水率, 熱しゃく減量は環整第 95 号別紙 2(昭和 52 年厚生省)に準拠し, TC, IC は燃焼触媒酸化法 (TOC-SSM, (株)島津製作所), 塩素含有量は JIS R5202 チオシアン酸水銀(II)による吸光光度法により測定した。また焼却灰中の鉍物組成の変化について X 線回折 (MultiFlex, (株)リガク) を用いて調べた。

(2) 浸出水及び溶出液

カラムからの浸出水および JLT13 法による溶出液について, 電極法にて pH, 電気伝導度 (EC) を, イオンロマトグラフ法 (ICS-2000/ICS-1500, サーモフィッシャー・サイエンティフィック(株)) にて各種イオン濃度 (Na, K, Ca, Cl) を, 全有機炭素濃度 (TOC) と全窒素濃度 (TN) を燃焼触媒酸化法および化学発光法 (TOC-Vcph, (株)島津製作所) にて分析を行った。また ICP 質量分析法 (7900 ICP-MS, アジレント・テクノロジー(株)) により Pb の分析を行った。

3.3 供試試料諸元と溶出特性

3.3.1 組成及び粒度分布

供試焼却灰の化学組成を表 3-3-1 に, 粒度分布を図 3-3-1 に示す。都市ごみの焼却灰の化学組成については, 報告されている文献^{3,4)}値と比べて焼却灰 A の Al_2O_3 や焼却灰 C, D の CaO でやや高い傾向がみられたが, 概ね報告されている値の範囲内であった。供試焼却灰 4 種の中では, 焼却灰 D において Cl が 1.0%, Fe_2O_3 が 12% と最も高く, 最も低い焼却灰との差は Cl で 5 倍, Fe_2O_3 で 3.6 倍と焼却灰によって大きく異なっていた。粒度分布については, 焼却灰 A のみ 0.85 mm 以下が 32% と, 他の 3 種類の焼却灰 47~48% に比べて少なく, 粗粒分の多い傾向が示された。

表 3-3-1 各焼却灰の化学組成

項目	単位	焼却灰 A	焼却灰 B	焼却灰 C	焼却灰 D
含水率	%	24	19	32	34
熱しやく減量	%	3.6	4.4	5.3	3.4
TC	wt%-dry	1.4	3.9	3.7	3.2
IC	wt%-dry	1.3	1.7	3.2	3.1
TOC	wt%-dry	0.1	2.2	0.5	0.1
Cl	wt%-dry	0.2	0.8	0.8	1.0
Na ₂ O	wt%-dry	5.6	5.7	4.1	1.6
MgO	wt%-dry	2.3	1.7	1.9	1.8
Al ₂ O ₃	wt%-dry	24	14	17	11
SiO ₂	wt%-dry	31	47	27	28
P ₂ O ₅	wt%-dry	3.3	2.5	3.6	3.3
SO ₃	wt%-dry	0.2	1.1	0.6	0.7
K ₂ O	wt%-dry	0.5	3.7	1.7	2
CaO	wt%-dry	26	18	36	34
TiO ₂	wt%-dry	1.1	0.8	1.2	2.4
MnO	wt%-dry	0.2	0.1	0.4	0.2
Fe ₂ O ₃	wt%-dry	3.5	4.0	3.3	12
CuO	wt%-dry	0.3	—	0.2	0.3
ZnO	wt%-dry	0.3	0.2	0.4	0.6

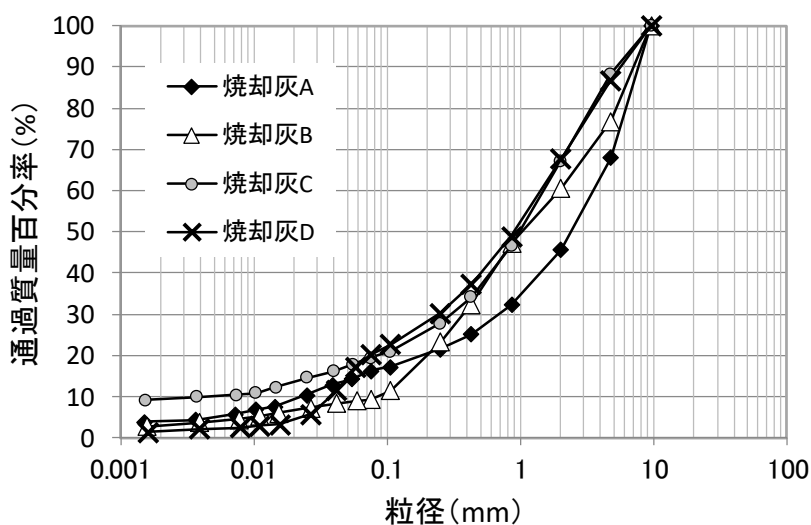


図 3-3-1 各焼却灰の粒度分布

3.3.2 シリアルバッチ試験

各焼却灰について3回繰り返し行ったシリアルバッチ試験の溶出液中 pH, ナトリウムイオン (Na), 塩化物イオン (Cl), カルシウムイオン (Ca), TOC, Pb の結果を図 3-3-2 に示す。

pH は繰り返し溶出による大きな変動はみられなかった。焼却灰 A で pH11.5 が3回目で pH10.9 に下がったものが最大であった。Na, Cl, TOC は2回目の溶出濃度で各焼却灰とも1回目の値からおよそ 80~90 %値を下げており, 1回目の溶出で易溶出性成分の多くが洗い出されることが確認された。一方, Ca, Pb では各焼却灰とも繰り返し溶出の2回目までは顕著な濃度低下はみられず, 3回目でも大幅な減少を示す焼却灰は少なかった。

図 3-3-3 に各焼却灰について, 表 3-3-1 の初期含有量を 100 %として, 各シリアルバッチ試験での溶出量の占める割合を示した。初期含有量から3回の溶出量の合計値を減じた値を難溶出性画分とした。Na, TOC では, 初期含有量の低かった焼却灰 D の Na 以外は, 初期含有量に対して難溶出性画分が 8 割以上であり, 含有量に対する溶出量が非常に低いことが明らかになった。一方, Cl については焼却灰 B, D では3回の合計値が初期含有量を超えており, ほぼすべての Cl が溶出したと考えられた。特に焼却灰 D では, 1回目の溶出で 8 割近い Cl 溶出がみられ, 溶出性の高い Cl が多いことが示された。ただし焼却灰 A では1回目の溶出割合が含有量の 24 %と, 他の3種の焼却灰が 5 割以上だったのに対して低い値を示した。また難溶出性画分の割合も 6 割以上と高い値を示した。この結果から焼却灰 A 中の Cl は他の3種の灰に比べて, 初期含有量も低い而易溶出性 Cl の割合も少ないことが明らかになった。

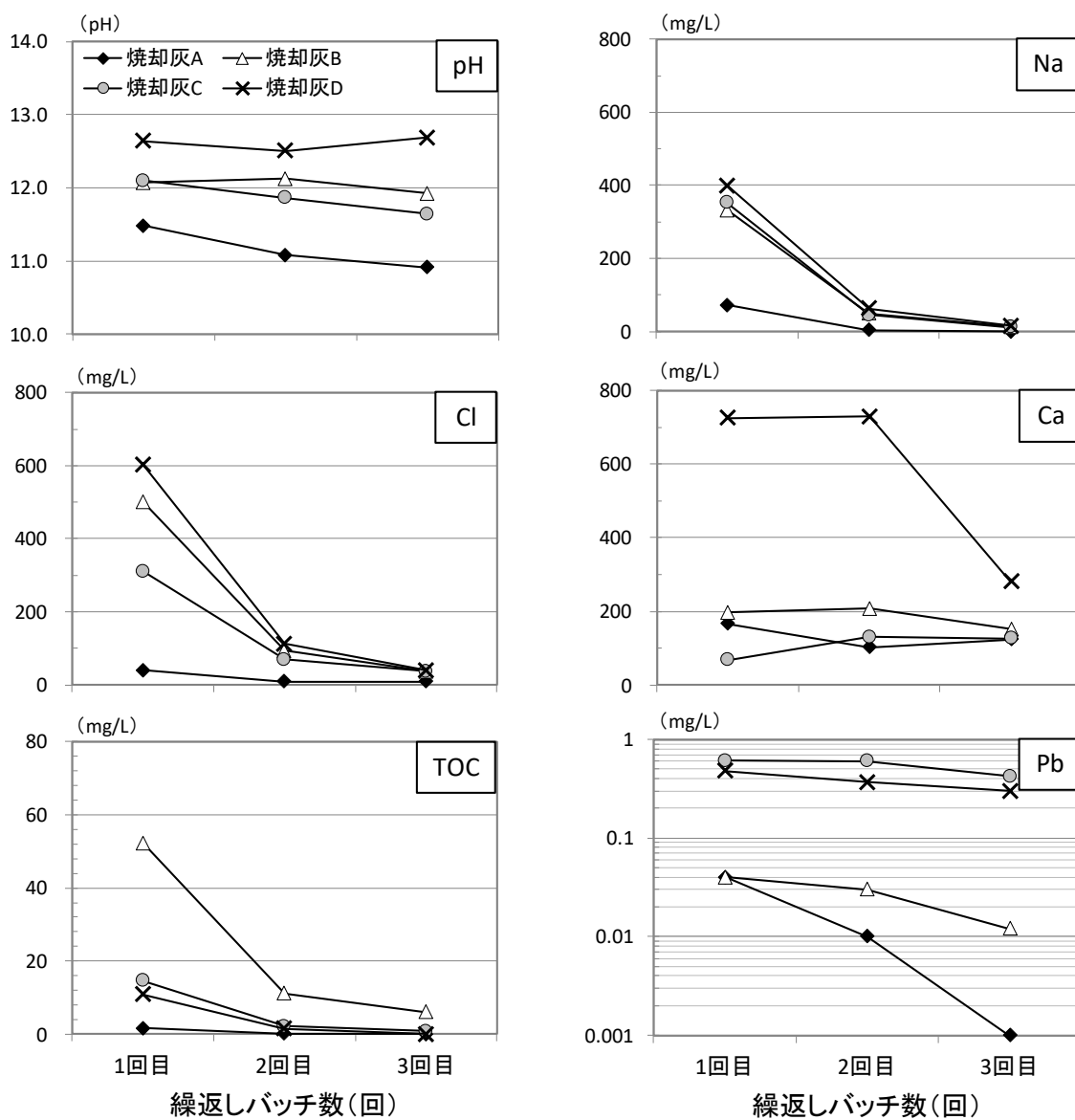


図 3-3-2 シリアルバッチ試験結果

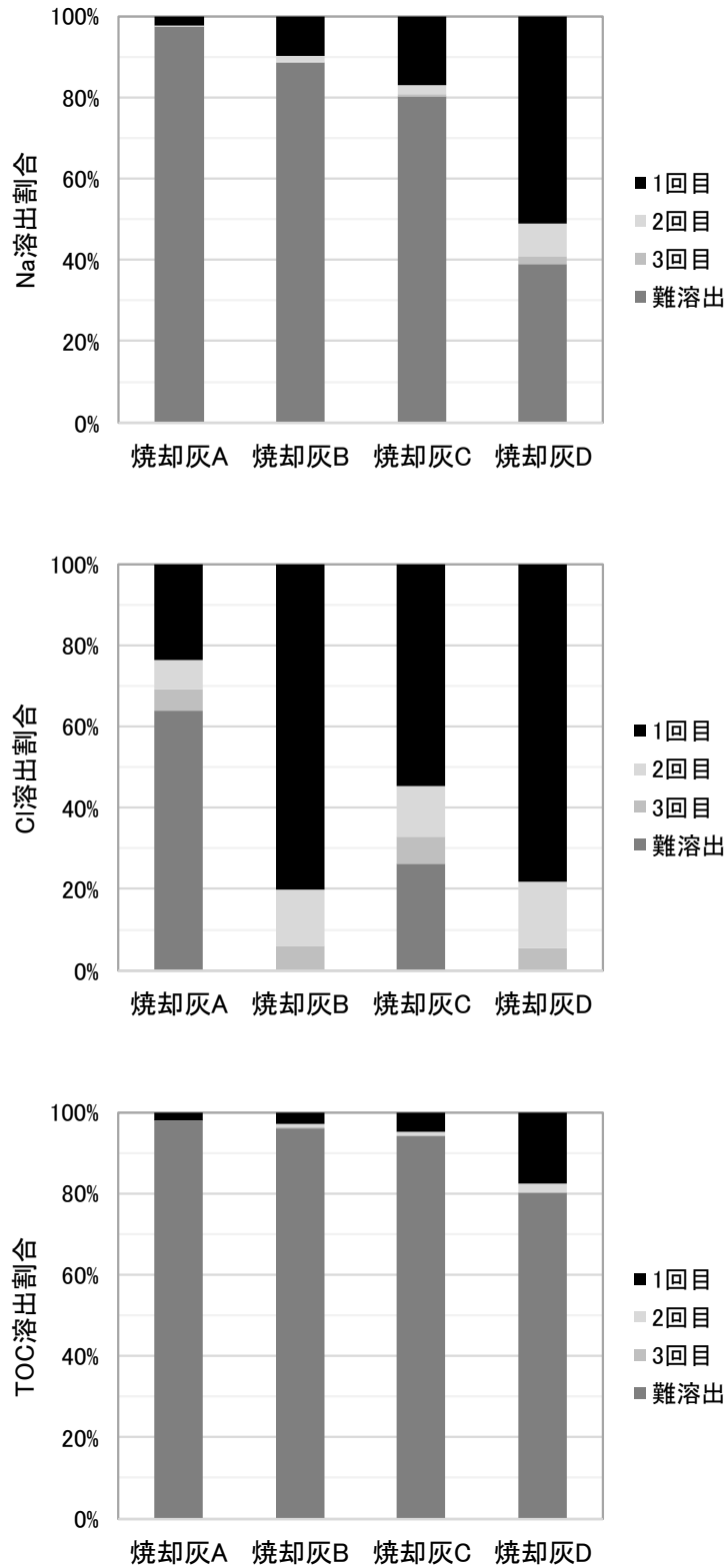


図 3-3-3 シリアルバッチ試験における各回数 Na, Cl, TOC 溶出割合

※難溶出 (難溶出性画分) = (初期含有量 - 3回目までの溶出量合計) / 初期含有量

3.4 散水・通気処理条件が及ぼす変化

3.4.1 浸出水の挙動

(1) pHの推移

浸出水中 pH の推移を図 3-4-1 に示す。全ての焼却灰において処理時間が 1 日の 1d 区では通気の有無にかかわらず、pH は 12~13 で処理期間中ほぼ一定であった。一方、処理時間が約 50 日の 50d 区では特に通気処理区 (50d_Air) で処理開始から pH10 以下まで低下した。pH10 に達するまでの日数は最短で 8 日 (焼却灰 B)、最長で 26 日 (焼却灰 A) であった。焼却灰中の CaO, Ca(OH)₂ が pH を高くする要因と考えられており²⁻⁸⁾、本試験の pH 低下は通気により空気中の二酸化炭素 (CO₂) が溶解し、H⁺が発生したためと考えられる。pH の低下速度は焼却灰によって差があることも本試験で示唆された。また焼却灰 A, B においては通気を行っていない 50d_Non でも pH の低下が確認されており、これは時間をかけて間欠散水を行うことで空気中の CO₂ と反応し、焼却灰中の浸出水の pH が低下することを示している。ただし焼却灰 C, D の pH には大きな変化がみられないことから、焼却灰中の化学組成や粒径等が関連していると推定される。

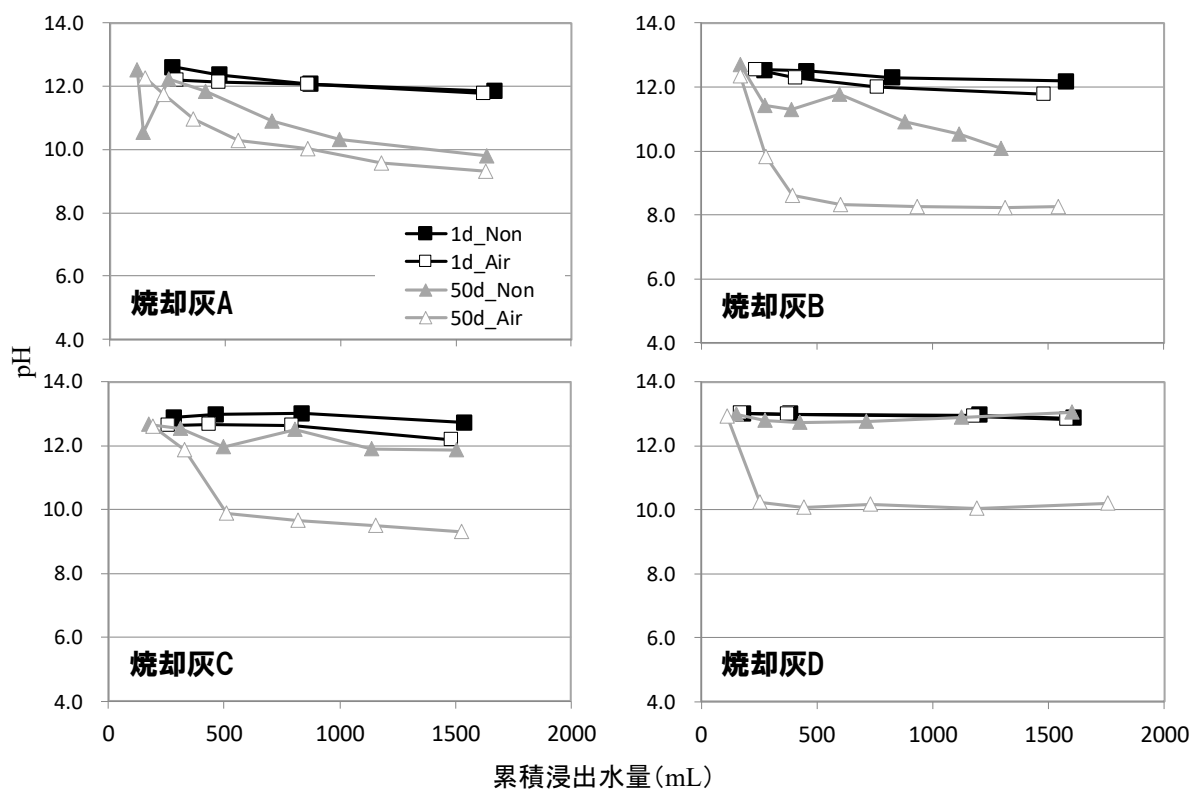


図 3-4-1 浸出水中の pH の推移

(2) 焼却灰あたりの累積溶出量 (Na, Cl, TOC)

浸出水中 Na, Cl, TOC 濃度と浸出水量の積の和より求めた累積溶出量 (焼却灰からの Na, Cl, TOC の洗い出し量) を、各処理区の焼却灰乾燥重量で除した値を図 3-4-2, 図 3-4-3, 図

3-4-4 に示す。また図中の点線は JLT13 法の 1 回目での焼却灰乾燥重量あたりの溶出重量（以降、基準溶出量とする）を表している。累積 Na 溶出量では焼却灰 A, B において、50d 区は 1d 区よりも累積溶出量が 1.5 倍以上高く、基準溶出量よりも高い結果となった。一方、焼却灰 C, D では両区間に顕著な差は認められず、逆に焼却灰 D では 50d 区が低くなる傾向を示した。また全ての焼却灰において通気の有無によって溶出量に差は認められなかった。

Cl の溶出量では、初期含有量（表 3-3-1）およびシリアルバッチ試験により易溶出性 Cl の割合も少ない（図 3-3-3）ことが示された焼却灰 A は、他の 3 種に比べカラム試験における溶出量も低く、その差は 50d_Air 区で 7 倍以上であった。処理区間では、焼却灰 A, B, C は 50d_Air 区で最も高い値を示した。これは基準溶出量を上回る値であった。焼却灰 D では 1d 区のほうが 50d 区よりも高い値となり、Cl 洗い出しにおいて焼却灰によって処理区により異なる挙動を示すことが明らかになった。各焼却灰の Cl の挙動について、詳しくは 3.5, 3.6 において検討する。

TOC 溶出量は最も高い値を示した焼却灰 B と最も低い値の焼却灰 A で 36 倍もの差があり、焼却灰間でのばらつきが大きい傾向がみられた。各焼却灰において 50d_Air 区での累積溶出量の増加は抑制され、総溶出量も他の処理区より低い値を示した。これは矢島ら³⁻³⁾が報告している結果と同じ結果を示している。一方、50d_Non 区では焼却灰 A, B, C について最も高い溶出量を示し、基準溶出量を上回った。1d 区では通気の有無による溶出量にほとんど差は認められなかった。

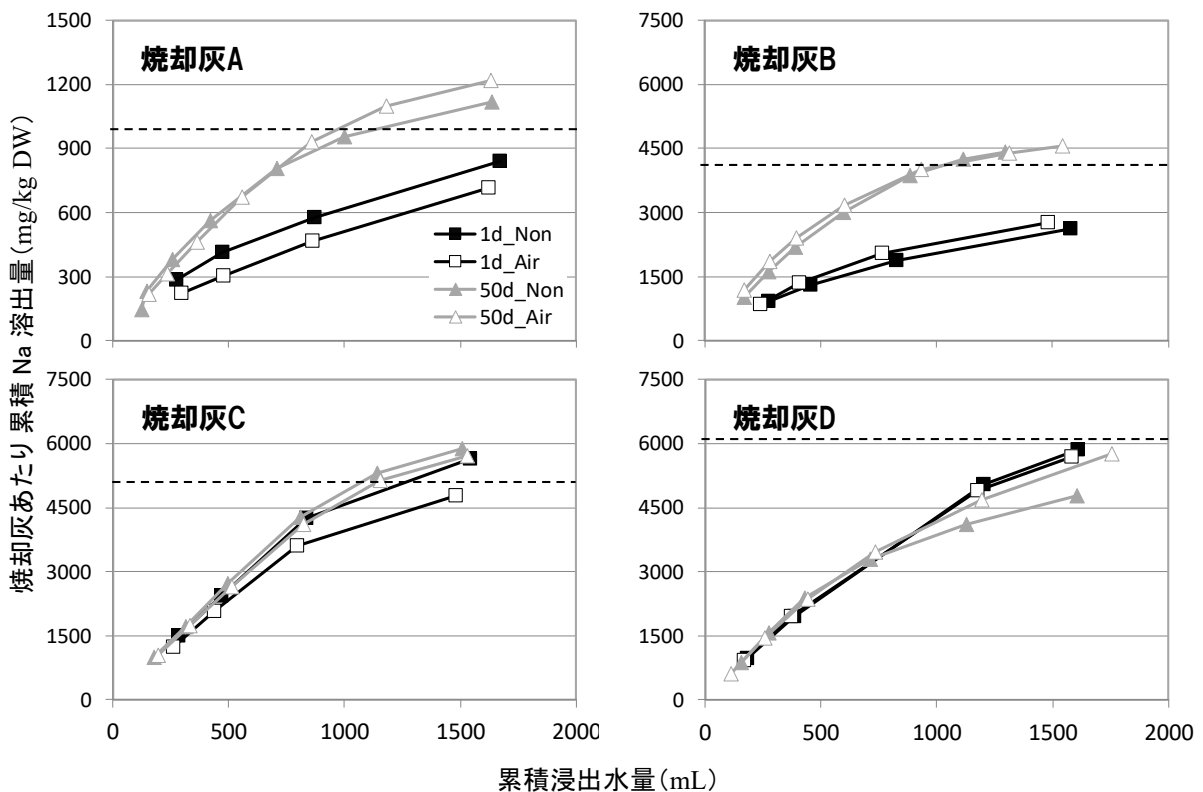


図 3-4-2 焼却灰あたりの累積 Na 溶出量

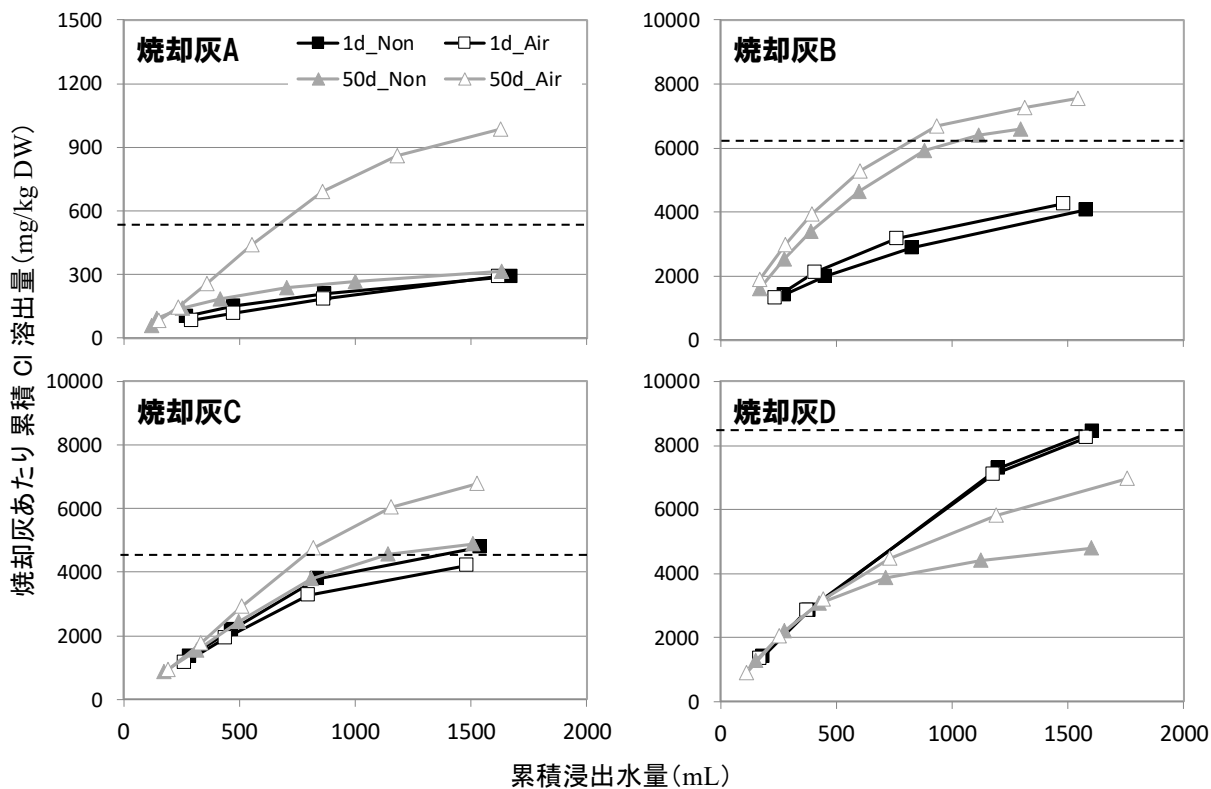


図 3-4-3 焼却灰あたりの累積 Cl 溶出量

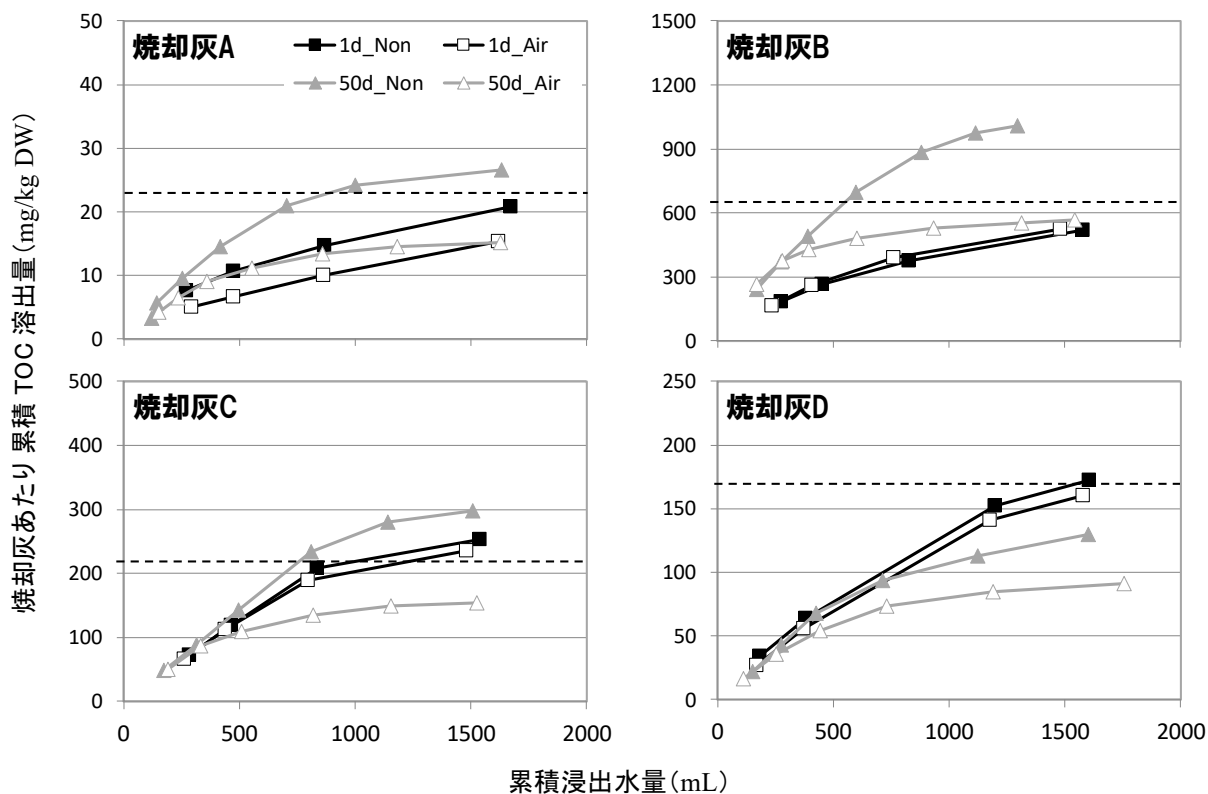
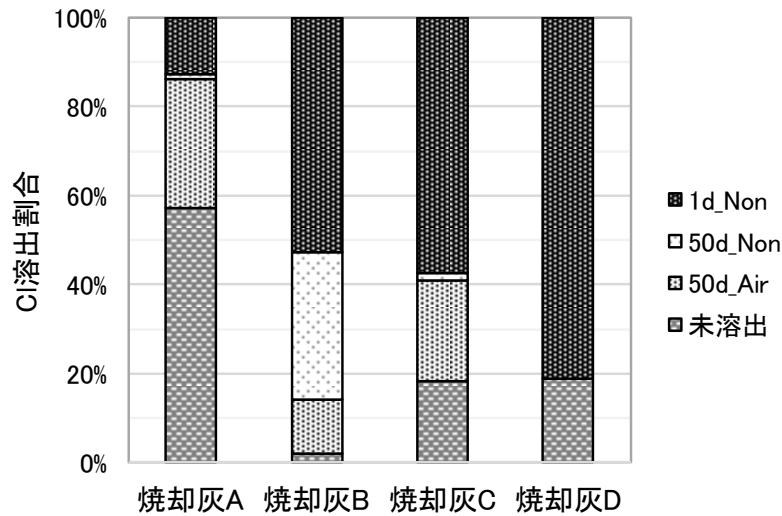


図 3-4-4 焼却灰あたりの累積 TOC 溶出量

(3) 初期塩素含有量に対する各処理区の溶出割合

シリアルバッチ試験において易溶出性画分の割合が多いことが示された Cl (図 3-3-3) について、初期塩素含有量 (表 3-3-1) に対する各処理区の溶出割合を図 3-4-5 に示す。図 3-4-5 は累積 Cl 溶出量について、50d_Air > 50d_Non > 1d_Non (=1d_Air) という仮定のもとで各処理区の差分を求め作成した。差分がマイナス値になった場合はゼロとした。初期含有量を 100% として、3 処理区 (50d_Air, 50d_Non, 1d_Non) の溶出割合の合計値を減じた値を未溶出性画分とした。

シリアルバッチ試験の Cl 溶出割合 (図 3-3-3) と比較した場合に、シリアルバッチ試験の 1 回目とカラム試験の 50d_Air までの合計値 (未溶出性画分を除いた割合) が同等もしくはカラム試験のほうが高いことから、Cl に関しては散水・通気処理を行うことにより、液固比 0.5 程度であっても JLT13 法 (液固比 10, 6 時間振とう) と同等の洗い出し効果を得ることが可能であることが明らかになった。また焼却灰間の違いとして、焼却灰 B では 50d_Non の溶出割合が他の灰よりも高く、接触時間が洗い出しに寄与する傾向の強いことが推察された。一方、焼却灰 D では 1d_Non の溶出量が 50d_Air よりも大きく、1d_Non 以外は未溶出画分となったが、シリアルバッチ試験では 2 回目、3 回目の溶出により、この未溶出画分に相当する量が洗い出されており、液固比が Cl 溶出に寄与する傾向の強いことが示唆された。



凡例の値の求め方は以下のとおり

$$1d_Non = 1d_Non \text{ 累積溶出量} / \text{初期含有量} \quad \dots \text{①}$$

$$50d_Non = (50d_Non \text{ 累積溶出量} - 1d_Non \text{ 累積溶出量}) / \text{初期含有量} \quad \dots \text{②}$$

$$50d_Air = (50d_Air \text{ 累積溶出量} - 50d_Non \text{ 累積溶出量}) / \text{初期含有量} \quad \dots \text{③}$$

$$\text{未溶出} = 1 - (\text{①} + \text{②} + \text{③})$$

図 3-4-5 各処理区の Cl 溶出割合

3.4.2 処理後焼却灰の溶出特性

カラム試験終了後、焼却灰を上・中・下の3層に等分し、それぞれについてJLT13法に準拠して溶出試験を行った。また溶出液中の各成分の濃度（溶出濃度）の比較としてシリアルバッチ試験（JLT13法）の繰り返し溶出濃度を併記した。

(1) TOC

処理後焼却灰の溶出液中 TOC 濃度を図 3-4-6 に示す。50d_Non 区については、累積溶出量の高かった焼却灰 A, B, C で 1d 区よりも溶出濃度は同等もしくは低い値を示し、溶出量の低かった焼却灰 D では溶出濃度は高くなった。これは TOC の溶出量の結果が反映されたと考えられた。それに対して 50d_Air 区では累積溶出量が少ない（図 3-4-4）にもかかわらず、液固比 10 で機械的に洗浄した焼却灰の溶出濃度に相当する値（JLT13 法の 2 回目）まで、TOC の溶出濃度が低下する結果を示した。50d_Air 区の溶出濃度の低減については、通気が原因と考えられ、洗い出しとは別のメカニズムにより溶出が抑制された可能性が示唆された。詳しくは 3.6 で検討する。

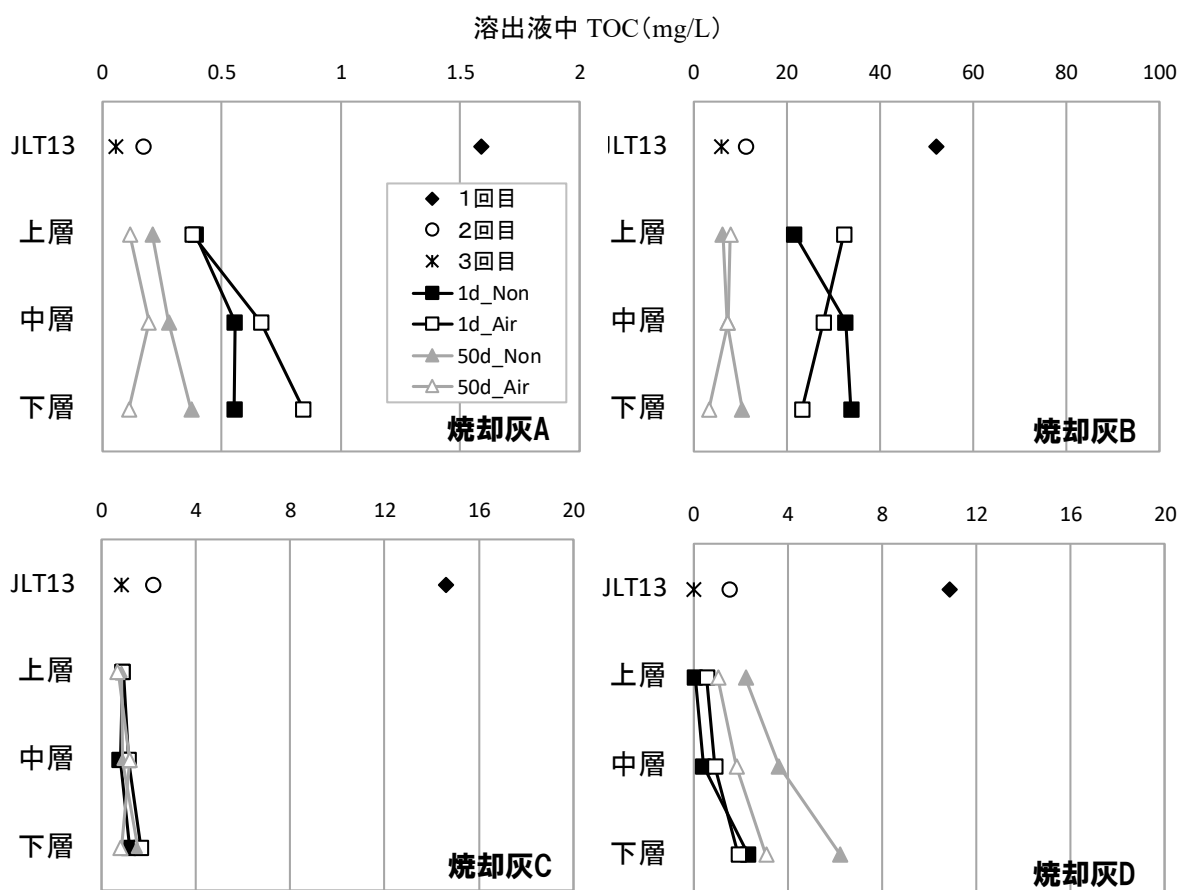


図 3-4-6 処理後焼却灰の TOC 溶出濃度

(2) Pb

処理後焼却灰の溶出液中 Pb 濃度を図 3-4-7 に示す。1d 区では通気有無の差は認められなかったが、50d 区では通気処理区では明らかな低下が確認され、中・下層では 0.01 mg/L 以下まで低下した。これはカラム下部より通気を行ったことにより、下層から空気中の CO₂ と反応し、炭酸化が進んだ結果、Pb の溶出抑制が生じたと考えられた。このことから Pb の難溶化のための通気時間として、本試験条件では 1 日では不十分であり、50 日以上必要である可能性が示された。

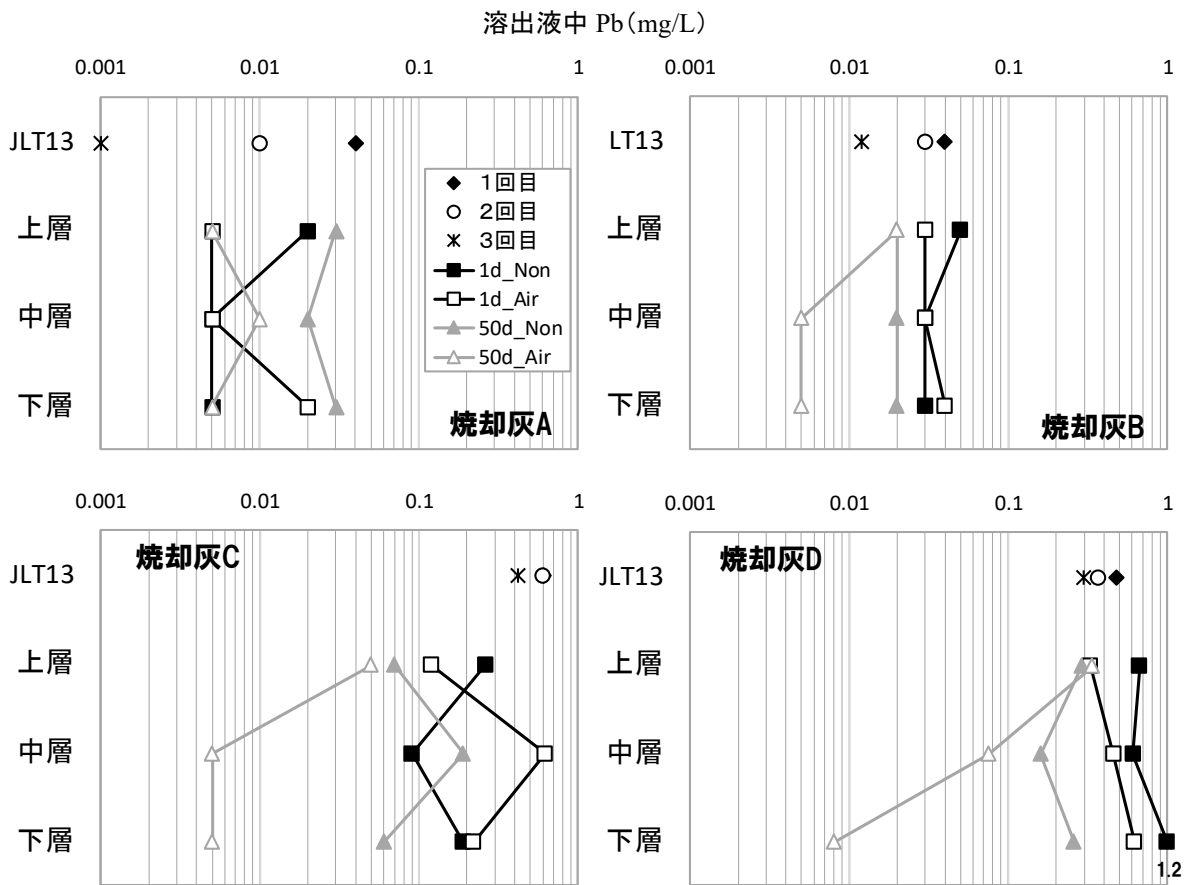


図 3-4-7 処理後焼却灰の Pb 溶出濃度

3.4.3 処理後焼却灰の組成評価

(1) 焼却灰中の炭素含有量

焼却灰中の炭素含有量について、TOC 含有量が最も高かった焼却灰 B と溶出挙動が他の灰と異なっていた焼却灰 D の結果を図 3-4-8 に示す。ここでの全有機炭素含有量 (TOC) は全炭素含有量 (TC) から無機炭素含有量 (IC) を差し引いた値である。TOC の値は焼却灰によって大きく異なっており、処理区によって顕著な増減は確認されなかった。一方、IC は 50d_Air 区の炭素含有量が他の処理区の 2 倍まで上昇しており、明らかな増加が確認された。これは空気中の CO₂ による炭酸化によって炭酸カルシウム等の炭酸塩が増えたことが原因と考えられ、焼却灰の炭酸化が確認された。一方、1d_Air 区では顕著な増加は確認されず、1 日処理では炭酸化が十分ではないことが明らかになった。TOC については、散水処理により洗い出した累積溶出量 (図 3-4-4) は焼却灰中 TOC の焼却灰 B で 5%、焼却灰 D で 18% と 1~2 割程度に過ぎず、あくまでも易溶出性の TOC 分の低減としての効果に限定されることが明らかになった。

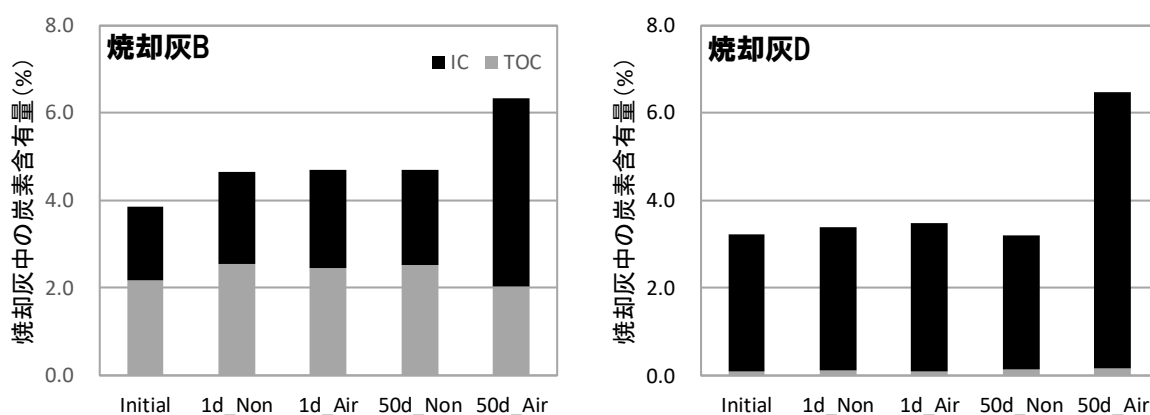


図 3-4-8 焼却灰中の炭素含有量

(2) 焼却灰中の塩素含有量

各焼却灰の塩素含有量を図 3-4-9 に示す。処理後の灰中塩素含有量として JLT13 法、1d_Non、50d_Air の 3 つについて分析を行った。処理後焼却灰の塩素含有量は焼却灰 A, B, C では 1d_Non > JLT13 > 50d_Air であったのに対して、焼却灰 D のみ 50d_Air > 1d_Non > JLT13 と異なる結果になった。これは累積 Cl 溶出量 (図 3-4-3) や溶出割合 (図 3-4-5) と同じ傾向を示す結果となった。焼却灰 D では液固比 10 で 6 時間振とうを行う JLT13 法が最も低いことから、水のみによる洗浄が有効であったのに対して、焼却灰 A, B, C においては JLT13 法よりも 50d_Air の塩素含有量が低い結果となり、通気処理が加わることにより水による洗い出し以上の効果の可能性が示された。

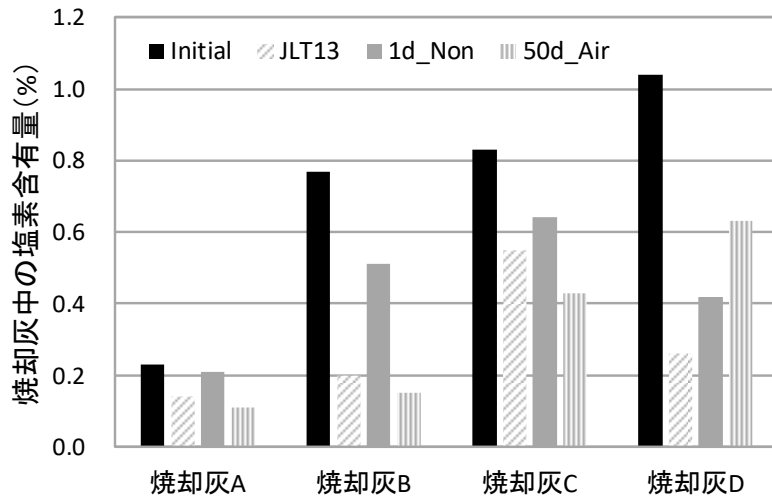


図 3-4-9 焼却灰中の塩素含有量

(3) X線回折

焼却灰 B および D の未処理, 1d_Non 区 (焼却灰 B のみ), 50d_Air 区の X 線回折 (XRD) の結果を図 3-4-10, 3-4-11 に示す。焼却灰 B の未処理区のカルシウム塩類としては, $[\text{Ca}_8\text{Al}_2\text{Fe}_2\text{O}_{12}\text{CO}_3(\text{OH})_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}]$ (以下 CAFC³⁻⁵⁾とする), ハイドロカルマイト $[\text{Ca}_4\text{Al}_2\text{O}_6\text{Cl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}]$ (フリーデル氏塩) が確認された。また炭酸カルシウムのカルサイト $[\text{CaCO}_3]$, 水酸化カルシウムのポートルランドイト $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ のピークも検出された。1d_Non では未処理区と顕著なピーク形状の変化は認められないが, シルビン $[\text{KCl}]$ のピーク強度の低下が確認され, 散水処理による洗い出しの効果が示唆された。50d_Air 区においては, カルシウム塩類の CAFC とハイドロカルマイトのピークが無くなることを確認された。

焼却灰 D では未処理区で CAFC およびハイドロカルマイトが焼却灰 B よりもピーク強度が大きく, 明らかに含有量が多いことが示された。表 3-3-1 の化学組成において焼却灰 D は CAFC に含まれる Fe や, ハイドロカルマイトに含まれる Cl が他の焼却灰よりも含有量が高いことも本結果と合致する。これらの鉱物は 50d_Air 区において CAFC のピーク強度は大きく減少したが, ハイドロカルマイトに大きな変化はみられなかった。

また 2 つの焼却灰に共通して, 50d_Air 区において炭酸化によるポートルランドイトのピーク消失とカルサイトのピーク強度の増加が確認された。

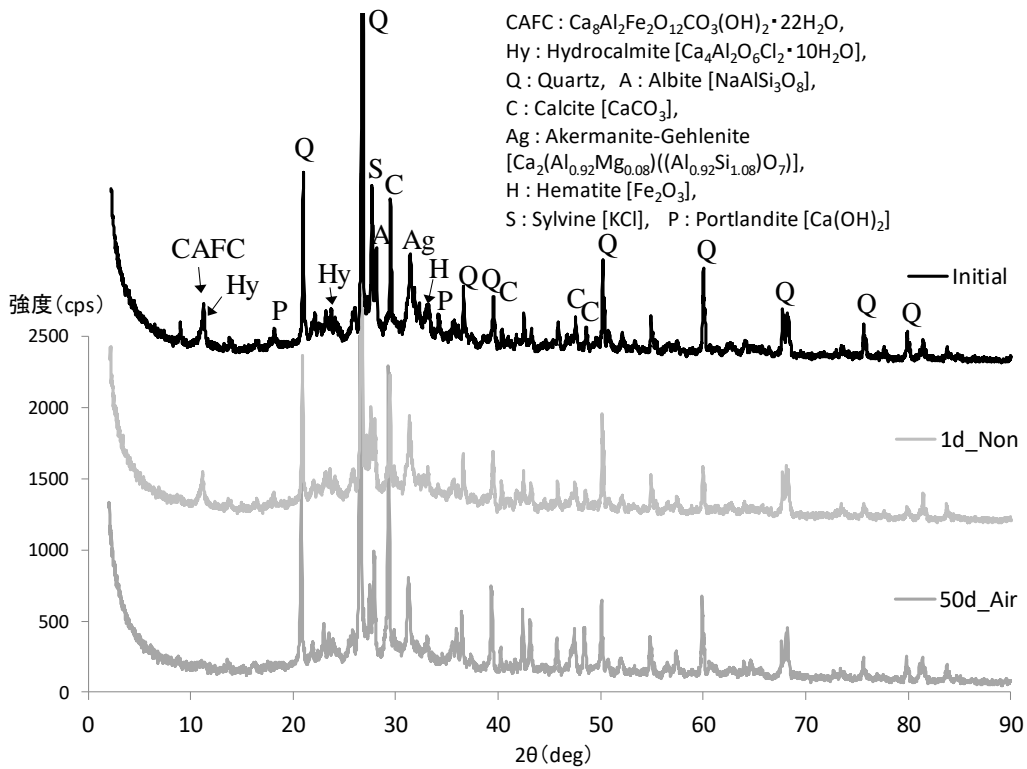


図 3-4-10 焼却灰 B の XRD 結果

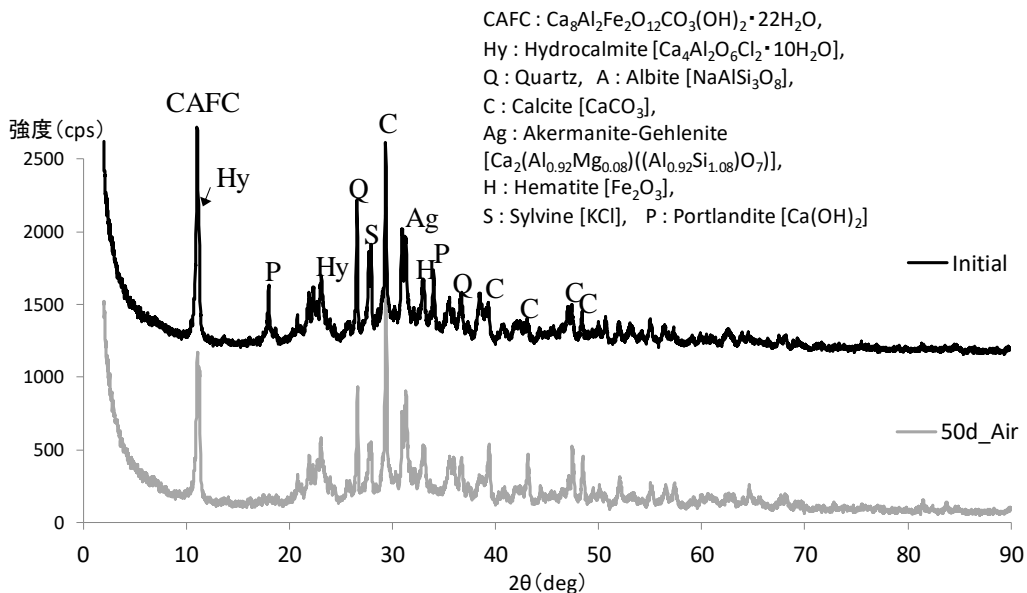


図 3-4-11 焼却灰 D の XRD 結果

3.5 散水による影響

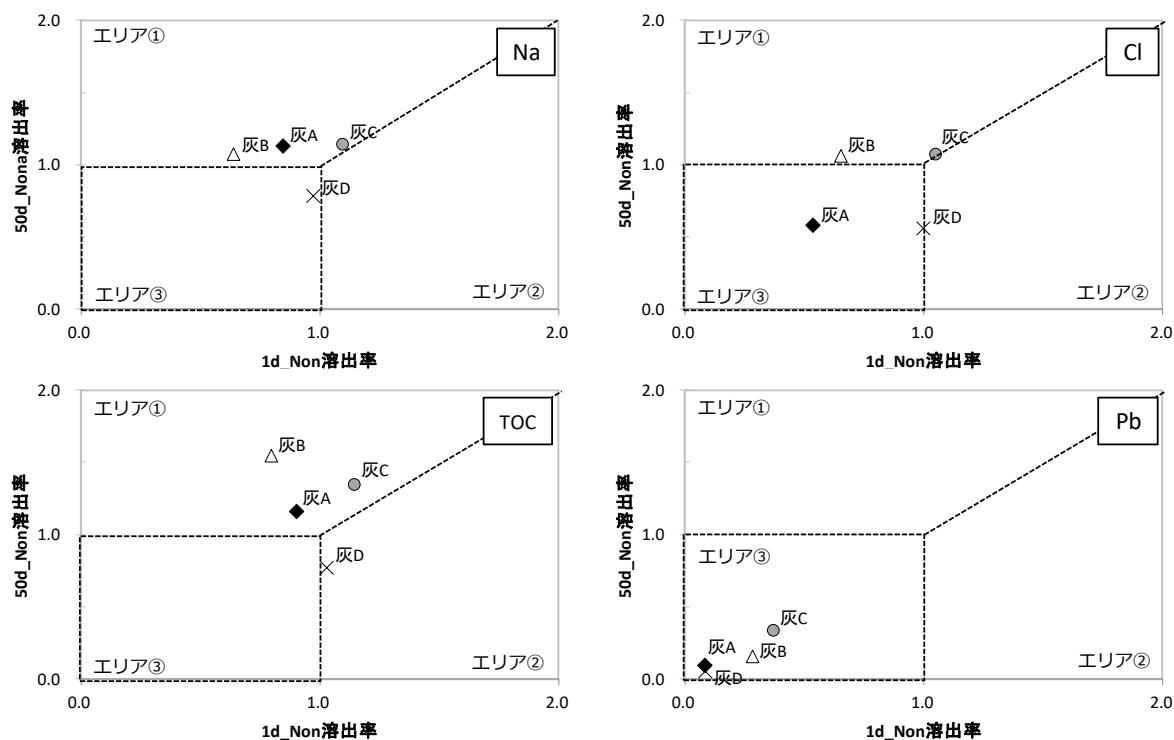
本章では焼却灰の洗浄を行うにあたり、少ない水量での効率的な洗い出しを目的として、上部からの散水という方法で試験（液固比 0.5～0.6）を行った。図 3-5-1 に本章の供試焼却灰について、Na, Cl, TOC, Pb それぞれについて 1d_Non 区の溶出率を X 軸に、50d_Non 区の溶出率を Y 軸にプロットした。溶出率とは液固比 10, 6 時間振とうを行う JLT13 法で洗い出した焼却灰重量あたりの溶出重量（基準溶出量）を 1 とし、各処理区の累積溶出量をそれぞれの焼却灰の基準溶出量で除した値である。溶出率が 1 より高ければ、JLT13 法よりも洗い出し量が多いことを、1 より低ければ洗い出し量が少ないことを意味している。図 3-5-1 では溶出率を 3 つのエリアに分けている。エリア①は 50d_Non の溶出率が 1 以上であり、1d_Non 区よりも値が高いエリアである。これは散水処理でも散水強度を低くすることで効率的に洗い出しが進むことを示している。エリア②は 1d_Non 区の溶出率が 1 以上であり、50d_Non 区よりも値が高いエリアである。これは散水処理でも散水強度を高くすることで効率的に洗い出しが進む特徴を示している。エリア③は 1d_Non, 50d_Non ともに溶出率が 1 より低い値を示すエリアであり、散水処理（液固比 0.5）よりも JLT13 法のように高い液固比でかつ物理的攪拌（振とう）により洗い出しが進むことを示している。

Na, Cl, TOC については 4 種の焼却灰において、焼却灰 A の Cl を除いて液固比 0.5～0.6 の散水処理で溶出率 1 以上が得られることが示された。これは焼却灰を洗浄するのに必要な水量あたりに換算すると、JLT13 法のおよそ 1/20 に相当し、少ない水で効率的な洗い出しが行われたことを示している。焼却灰ごとの特徴としては、焼却灰 A（Cl 除く）、B, C はエリア①に分布しており、低散水強度で良好な洗い出しが得られていた。これは散水強度を低くすることで焼却灰粒子と水の接触時間が長くなり、散水－洗い出しモデル³⁶⁾で示される汚濁成分の移動が進み、洗い出しの効率が上昇した結果と推察される。

一方、焼却灰 D はエリア②にほぼ分布しており、高散水強度で良好な洗い出しを示す傾向が示唆された。この原因として 2 つの可能性が考えられる。一つは、焼却灰 D は他の焼却灰に比べて Ca の溶出濃度が高いため（図 3-3-2）、特に低散水強度の 50d 区において、浸出水中の Ca が析出しやすく、焼却灰表面や灰粒子間に Ca 塩を形成したことで、洗浄効率が低下したというものである。もう一つは、焼却灰 D は図 3-4-5 において 1d_Non の Cl 溶出量が最も大きく、1d_Non 以外は未溶出画分となったが、シリアルバッチ試験では 2 回目、3 回目の溶出により、この未溶出画分に相当する量が洗い出されており（図 3-3-3）、液固比が Cl 溶出に最も寄与する傾向の強いことが示唆されている。この結果から全体の液固比は同じであっても、単位時間あたりの液固比が少ない 50d 区の溶出量が 1d 区よりも少なくなった可能性も考えられた。焼却灰 D では高い散水強度で良好な洗い出しが行われたが、散水法においては、散水強度を上げることによる洗い出し効率の低下の報告³⁷⁾もあり、1d 区の散水強度 190-210 mm/日以上以上の散水を行った場合、焼却灰によっては、水みちが形成され、洗い出し効率が低下する可能性は否定できない。

焼却灰 A の Cl については他の灰や成分と異なりエリア③に分布した。シリアルバッチ試験の結果（図 3-3-3）において焼却灰 A では 1 回目の溶出割合が低く、難溶出性画分の割合も 6 割以上と他の灰の 2 倍以上高い値を示した。このことから焼却灰 A 中の Cl は溶解度の低い形態の割合が多いため、他の 3 種の灰に比べて、液固比が大きい JLT13 法の溶出量が散水処理よりも多くなったと考えられる。また図 3-4-2, 図 3-4-3, 図 3-4-4 の焼却灰 A の 50d_Air 区の累積溶出量を比較すると Cl のみ溶出量が高く、Na, TOC は他の処理区と同等もしくは低くなっている。このことから焼却灰 A 中において、Cl は Na, TOC と異なる溶出特性を有していることも推察された。

Pb の溶出量は各処理区とも基準溶出量と比較して明らかに低い結果となった。各焼却灰とも傾き 1 の線上付近に分布していることから、溶解平衡に近い状態であることが推察された。貴田ら²⁻³⁷⁾によれば、Pb や Ca は緩やかな速度で溶出し、洗い出しに多くの液固比を必要とすることが報告されており、本章のシリアルバッチ試験結果（図 3-3-2）においても同様の結果を示している。これらのことから、散水処理のように少ない水量で Pb, Ca を洗い出し、低減することは難しいことが確認された。



エリア①：散水法（液固比 0.5～0.6、散水強度低_4mm/d）で良好な洗い出しが可能
 エリア②：散水法（液固比 0.5～0.6、散水強度高_190～210mm/d）で良好な洗い出しが可能
 エリア③：JLT13 法（液固比 10）の方が散水法よりも良好な洗い出し
 ※エリア①、②は散水法 > JLT13 法

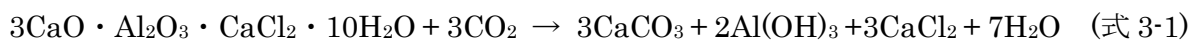
図 3-5-1 散水処理による浸出水中 Na, Cl, TOC, Pb の溶出傾向

3.6 通気による影響

通気の及ぼす影響について評価するため、明らかな炭酸化が確認された 50d 区を用いて考察を行った。図 3-6-1 に本章の供試焼却灰について、Na, Cl, TOC, Pb それぞれについて 50d_Non 区の溶出率を X 軸に、50d_Air 区の溶出率を Y 軸にプロットした。グラフは溶出率を 2 つのエリア④, ⑤に分けている。エリア④は 50d_Air 区の溶出率が 50d_Non 区よりも高い値を示すエリアであり、通気による溶出促進の傾向を示している。エリア⑤は逆に 50d_Air 区の溶出率が 50d_Non 区よりも低い値を示すエリアであり、通気による溶出抑制の傾向を示している。

Na については 4 種の焼却灰ともにエリア④, ⑤の境界線付近に分布しており、Na の洗い出しについては通気による影響を受けないことが本章で示唆された。

Cl については、4 種の焼却灰ともにエリア④に分布し、通気による溶出促進の傾向のあることが示された。その中で基準溶出量に対する溶出率においては、焼却灰 A, B, C は 1 を大きく上回り、加えて焼却灰中の塩素含有量でも JLT13 法を上回る低減率を示した (図 3-4-9)。X 線回折の結果において、焼却灰 B ではカルシウム塩の CAFC や Cl を構造に含むヒドロカルマイトの結晶構造の消失が確認されており (図 3-4-10)、これら焼却灰の通気処理区では結晶構造が変化し、Cl の洗い出しが進んだ可能性が示された。ヒドロカルマイト (フリーデル氏塩) の炭酸化による分解は以下の反応式(式 3-1)が知られている^{2-71, 3-8)}。

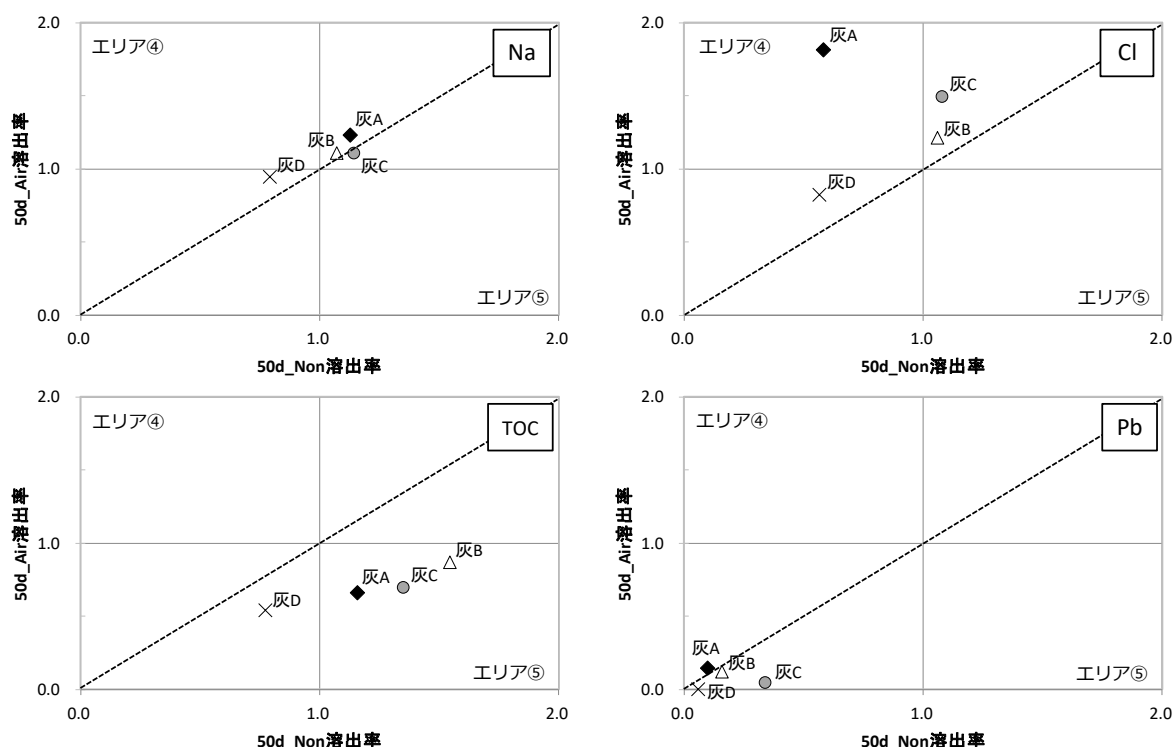


一方、焼却灰 D では通気による溶出促進効果はみられたが、溶出率は 1 より低い値となった。これは 3.5 で述べたように、散水による洗い出しが Ca 塩の形成もしくは液固比の影響により進まなかったことが要因の一つとして考えられる。また Cl の累積溶出量が少なくなった焼却灰 D では、処理前の状態で焼却灰 B よりも CAFC やヒドロカルマイトの含有量の高いことが示されており、通気処理によって CAFC の低減はみられたが、ヒドロカルマイトはほとんど減少が確認されなかった (表 3-3-1, 図 3-4-10, 図 3-4-11)。またポータランドイトの消失とカルサイトの増加は両焼却灰で確認された。これらのことから、CO₂ による炭酸化の結晶構造への影響については、初期の化学組成や鉱物組成が関係し、優先順位が生じている可能性が示唆された。つまり焼却灰 D ではカルサイトの生成や含有量が高い CAFC の分解に CO₂ が消費された結果、Cl を含有するヒドロカルマイトを減少させるまでの CO₂ が不足し、結果として Cl の洗い出し量が増加しなかった可能性が推察された。これは、焼却灰 A, B, C では 50d_Air 区までの溶出割合 (図 3-4-5) がシリアルバッチ試験 3 回目までの溶出割合 (図 3-3-3) と同等もしくは高くなるのに対して、焼却灰 D では逆にシリアルバッチ試験 3 回目までの割合のほうが高くなったことから、50d_Air 区ではさらなる炭酸化による Cl 溶出量の増加余地があった可能性を示唆している。

TOC の溶出率では 4 種の焼却灰ともにエリア⑤に分布し、通気により溶出が抑制する傾向

を示した。加えてこれらの焼却灰は処理後の溶出濃度も低い結果となった（図 3-4-6）。このことから焼却灰中の TOC の分解の可能性が推察されたが、焼却灰中の全有機炭素含有量は大きく減少していない結果を示したことから（図 3-4-8）、50d_Air 区では焼却灰中の TOC 分の一部である易溶出性 TOC 分の分解、もしくは炭酸化に伴い形成されたサイトによる TOC 分の固定・吸着の生じた可能性が示唆された。Arickx ら²⁻⁷⁹⁾は炭酸化により浸出水中のフルボ酸の Fe/Al (水) 酸化物への吸着が促進されることを報告しており、本章においても吸着が生じた結果、TOC 溶出濃度が低くなった可能性が考えられる。

Pb の溶出率に関しては、図 3-5-1 同様に処理区に関係なく 4 種の焼却灰で低い値を示した。ただし処理後焼却灰の溶出濃度については、他の処理区では初期値とほとんど変わらない値を示したのに対して、50d_Air 区の溶出濃度は低い値を示した（図 3-4-7）。これは Ca についても同様の結果がみられた。これらの結果から水による洗い出し効率の悪い Pb や Ca については、その溶出抑制方法として、通気による炭酸化が有効であることが示された。またこれらの溶出濃度は層別に差が現れており、下層ほど低下していた結果から、下部より通気された空気中の CO₂ が下から順に反応が進んでおり、その反応性の高いことが推察された。本章においては CO₂ としての供給量は、空気中 CO₂ 濃度 (400 ppm) × 1 min/L × 50 日なのでおよそ 8.6 mL/g-灰 (約 20 g/kgDW) となるが、焼却灰厚さ 30 cm の層をしっかりと反応させるためには、本章以上の CO₂ ガスを焼却灰に供給する必要があることが示された。



エリア④：通気処理により洗い出しが促進
 エリア⑤：通気処理により洗い出しが抑制

図 3-6-1 通気処理による浸出水中 Na, Cl, TOC, Pb の溶出傾向

3.7 本章のまとめ

本章では、4種類の一般廃棄物等由来の焼却灰を用いて、散水・通気（空気）処理により焼却灰の早期安定化の要素として挙げられている有機物、塩類、重金属類について、それぞれに対する以下の効果を明らかにした。

- (1) 散水処理により、Na, Cl, TOC については少ない水量（液固比 0.5-0.6）で、JLT13 法（液固比 10）と同等の効率的な洗い出しが可能であることが示された。ただし焼却灰によって最適な散水強度は異なっていた。一方で Pb, Ca は少ない水量では洗い出しが難しいことも確認された。
- (2) 約 50 日間かけて、散水に加えて通気処理を行った処理区（50d_Air 区）において、通気処理による炭酸化反応によって、散水処理により洗い出しが難しい Pb や Ca を難溶化させる効果が確認された。ただしカラムの全層まで反応が至っていない焼却灰もあり、通気による CO₂ の供給量が十分ではなかった可能性が示唆された。
- (3) 通気処理により、Cl については、洗い出しが促進される効果が、TOC については吸着による溶出抑制効果が示唆された。ただし Cl については、焼却灰 A, B, C では 50d_Air 区で良好な洗い出し結果が得られたのに対して、焼却灰 D では 1 日で散水処理を行った（1d_Non 区）のほうが良い結果となった。
- (4) 焼却灰 B, D の X 線回折の結果、初期の鉱物組成が異なっており、約 50 日間の散水・通気処理の結果、焼却灰 B では組成に Cl を含有するハイドロカルマイトのピーク減少がみられたが、焼却灰 D では大きな変化はみられず、Cl 溶出の結果が異なる要因の一つとして考えられた。

最終処分場の早期安定化の観点からは、本章で得られた Cl, TOC の溶出濃度低減結果は、これまでの報告^{2-46,3-9)}から埋立後の浸出水負荷軽減に十分寄与すると推察される。一方で、焼却灰のリサイクル化の観点からは、Pb の溶出濃度が、土壤環境基準値である 0.01mg/L を参考基準（試験方法が環告第 13 号と環告第 46 号で異なるため、直接的な比較はできない）にした場合、焼却灰によってはカラムの上・中層において達成できておらず、安定化処理として十分とは言えない。また本試験で効果が得られた約 50 日間という期間ではオンサイト処理は難しいため、さらに処理期間を短縮する手法の開発が必要であることが示された。

参考文献

- 3-1) 貴田晶子, 野間幸生, 廃棄物の溶出特性, 廃棄物学会誌, Vol.7, No.5, pp.410-421, 1996
- 3-2) 環境省, 平成 26 年焼却施設整備状況一覧, 2016
- 3-3) 矢島聡, 佐竹英樹, 久保田洋, 久芳良則, 森一樹, 手嶋豊, 焼却灰の埋立管理における前処理の効果, 第 16 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1102-1104, 2005
- 3-4) 森浩文, 田野崎隆雄, 中村和史, 都市ごみ焼却残渣の化学成分調査, 第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.488-490, 1999
- 3-5) D.H.Moon, M.Wazne, Impact of brownmillerite hydration on Cr(VI) sequestration in chromite ore processing residue, Geosciences Journal, Vol.15, No.3, pp287-296, 2011
- 3-6) 築取優丞, 古市徹, 石井一英, 谷川昇, クローズドシステム処分場の安定化促進のための散水-洗い出しモデルの実験的検討, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1067-1069, 2003
- 3-7) 久保田洋, 山田裕己, 木村健一, 野口俊太郎, 散水・通気法による焼却飛灰中放射性セシウムの高効率洗い出し技術の実証, 第 25 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.481-482, 2014
- 3-8) 竹本智典, 江藤次郎, 成岡朋弘, 島岡隆行, 都市ごみ焼却灰中の不溶性塩素の消長メカニズムに関する基礎的研究, 廃棄物学会論文誌, Vol.19, No.5, 2008
- 3-9) 久保田洋, 矢島聡, 岡本太郎, 酒向信一, 山田裕己, 焼却灰の埋立管理における前処理の効果 (2), 第 18 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.842-844, 2007

第4章 散水処理と鉛不溶化処理の組み合わせ検討

4.1 概説

焼却残渣の約 70～80 %を占める焼却灰は高アルカリ性になりやすく、重金属類として、両性金属の鉛 (Pb) が溶出しやすいことが知られている²⁻⁸⁾。焼却残渣中の Pb の起源としては、ビニール・樹脂類の寄与が報告されている⁴⁻¹⁾が、現状においては、焼却処理前に取り除くことは難しく、焼却残渣において Pb の不溶化処理を行うことが必要になっている。

第3章では、散水・通気処理により焼却灰の溶出特性へ与える影響について評価を行い、散水処理によって、少ない水量で効率的に塩類や有機物の洗い出しが可能であることや、空気による通気処理によって炭酸化を進め、Pb を難溶化させることが可能であることを報告した。一方で、空気による通気処理では、リサイクル資材の基準として援用されることが多い土壤環境基準を下回るためには、50 日間以上の日数を要することが示唆され、敷地が限られるわが国においては安定化処理を促進し、期間を短縮する必要性も課題として挙げられた。

そこで本章では、焼却灰の安定化において重要な指標である有機物、塩類、重金属類の溶出濃度を、短期間に安定的に低減する安定化促進処理方法の開発を目的として、塩類や有機物の洗い出しに有効な散水処理と組み合わせることが可能な重金属類 (本章では Pb) の不溶化処理方法の検討をカラム試験にて行った。散水処理と組み合わせる安定化促進処理方法の一つとして、安定化促進用の薬剤を含む薬液を散布する方法を試みた。本章では、無機系の不溶化剤として炭酸水素ナトリウムとリン酸⁴⁻²⁾、有機系としてジチオカルバミン酸系のキレート剤²⁻⁵⁴⁾の3種類について、それぞれ溶液を散水処理と組み合わせた。炭酸水素ナトリウムは、Pb の難溶化効果のある炭酸化反応が炭酸イオンとして反応していると考えられている²⁻⁷⁷⁾ことから使用した。これら薬剤の不溶化効果を検証する場合、通常であれば焼却残渣と混練し溶出試験を行うのが一般的であるが、本章ではオンサイトでの実施を想定し、焼却灰表面への散布からの下向流による薬液供給を試みた。加えて本章では薬液供給の後に、清水による洗浄処理も行うことで塩類等の洗い出しにも同時に着目している点において、従来の不溶化処理方法とは大きく異なっている。

また2つ目の安定化促進方法として、CO₂濃度 100 %のガスを用いた通気処理 (促進炭酸化) について試験を行った。促進炭酸化については、その最適条件や効果についてこれまでに多くの研究^{2-73,2-77,2-78,4-3)}がなされているが、散水処理との組み合わせについて検討しているものは少ない。特に本章では、オンサイト処理を想定するため、24 時間以内の処理実施を目指しており、これほど短期間に散水と炭酸化の組み合わせを検討した事例はほとんどない。本章では、散水処理と炭酸化処理を組み合わせた場合の CO₂供給量、CO₂濃度についてその効果の検証を行った。また組み合わせの順番についても検討を行い、散水による塩類等の洗い出しと炭酸化による Pb の不溶化効果を両立する最適条件の検討を行った。本章における安定化促進処理の Pb 不溶化の目標値としては、土壤環境基準である 0.01 mg/L とした。

4.2 試験概要

4.2.1 供試試料

第4章及び第5章の試験では、第3章で使用した焼却灰Dを採取した一般廃棄物焼却施設（ストーカ炉）より異なる6つの時期に採取した試料をそれぞれ単独で使用している（BA1～6）。本章ではBA1～4を供試焼却灰として用い、4.2.2に示すカラム試験に使用するため、木枠ふるい（目開き9.5 mm）でふるい分けを行い、粗大物を除去した。

4.2.2 試験方法

本章では、薬液散布処理試験及び促進炭酸化処理について、それぞれカラム試験でその効果を評価している。カラム試験装置の基本的な構成は3.2.2と同様であり、試験も25℃恒温室内で行った。

（1）薬液散布処理試験

Pbの不溶化を目的として、本実験では散布処理用の薬剤として、炭酸水素ナトリウム（試薬特級）（SHC）を溶解させた溶液、リン酸（試薬特級、濃度85%）（PA）、ジチオカルバミン酸基を有する市販の液体キレート剤（OC）の3種を用いた。

薬液処理区の試験装置を図4-2-1に示す。薬液は事前に設定した薬剤濃度に希釈調整した溶液をタンクに貯め、散水処理に用いた。本処理区では、処理時間は24時間とし薬液散布を18時間（1,240 mL）行った後に、残存薬液を洗い出すために清水（水道水）による洗浄（以降、リンス）を6時間（410 mL）行った。また薬液は散布せず清水のみを24時間散水したコントロール区（Ctl）も設けた。試験条件を表4-2-1に示す。

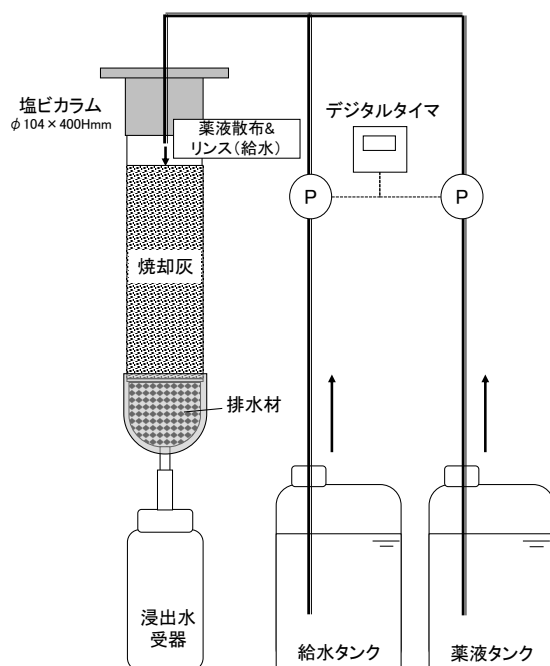


図 4-2-1 薬液散布処理のカラム試験

表 4-2-1 薬液散布処理の試験条件

処理区	BA サンプル	充填高 (密度) cm(g/cm ³)	処理 時間 [※] h	散水強度 mm/d	薬剤	薬剤添加率 %(w/wDW)	液固比 mL/g
Ctl	BA1	30 (1.3)	0-24	210	-	-	0.51
SHC05	BA1	34 (1.1)	18-6		NaHCO ₃	0.5	0.50
SHC20	BA1	33 (1.2)				2.4	0.50
PA10	BA1	36 (1.1)			H ₃ PO ₄	0.8	0.49
PA40	BA1	34 (1.1)				4.2	0.43
OC05	BA1	35 (1.1)			Dithiocar- bamic group	0.4	0.49
OC20	BA1	35 (1.1)				1.8	0.47

※ 薬液散布時間－リンス時間（散水）

(2) 炭酸ガス通気処理（促進炭酸化処理）

炭酸ガス（CO₂）通気処理区の試験装置を図 4-2-2 に示す。液化 CO₂（一般用，純度 99.9% 以上）を通気処理用として，ヒーター付圧力調整器を設置したボンベより供給した。本章では，CO₂ の供給方法として，カラム下部から上向流で連続的に行った。処理区として通気時間，通気速度を変え，焼却灰あたりの供給 CO₂ 量を変化させた（CO₂-03, 10, 30, 40, 60 区）。また CO₂ 濃度を 10% に変更した処理区（CO₂/10-40 区）も設けた。比較として空気による通気を行う処理区（Air-01 区）も設けた。CO₂/10-40 区では N₂ ガスと事前に混合し，濃度を調整したガスを用いた。CO₂-40 区と CO₂/10-40 区については，発熱反応である焼却灰と CO₂ の反応をモニタリングするために，サーモグラフィカメラ（FLIR E4, FLIR Systems, Inc.）を用いて，カラム表面温度を撮影した。通気処理試験では，全体処理時間は原則 24 時間とし，通気を行う前に清水による散水処理を 18 時間行った後，散水を停止し，通気処理を行った。ただし通気時間の長い処理区では，散水を継続しながら，通気を行った。試験条件を表 4-2-2 に示す。

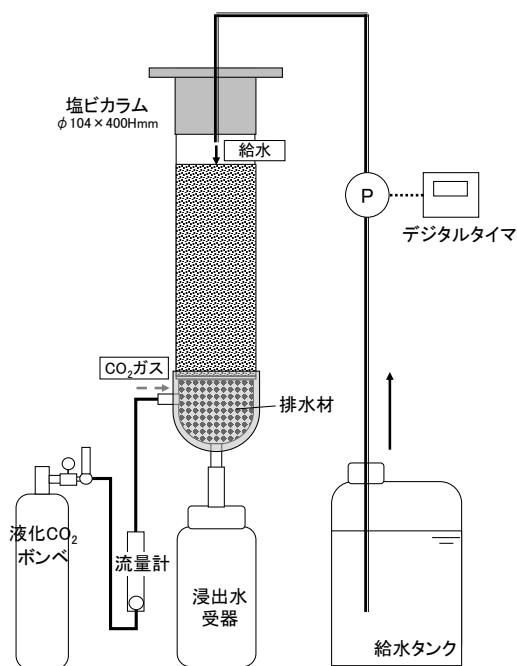


図 4-2-2 炭酸ガス通気処理のカラム試験

表 4-2-2 炭酸ガス通気処理の試験条件

処理区	BA サンプル	充填高 (密度) cm(g/cm ³)	処理時間* h	通気速度 L/min	ガス種	CO ₂ 供給量 g/kgDW	液固比 mL/g
Ctl	BA1	30 (1.3)	24-(0)	-	-	0.0	0.51
Air-01	BA1	35 (1.1)	24-(24)	3.0	Air	1.5	0.48
CO ₂ -03	BA1	34 (1.1)	18- <u>6</u>	0.01	CO ₂ 100%	3.0	0.55
CO ₂ -10	BA1	35 (1.1)	24-(<u>18</u>)	0.01		10	0.46
CO ₂ -30	BA1	38 (1.0)	18- <u>6</u>	0.09		29	0.54
CO ₂ -40	BA2	37 (1.0)	18- <u>2.5</u>	0.30		38	0.53
CO ₂ -60	BA3	38 (1.0)	18- <u>6</u>	0.20		62	0.53
CO ₂ /10-40	BA2	37 (1.0)	18- <u>6</u>	1.2		CO ₂ _10%+ N ₂ _90%	37

* 散水時間-通気時間 (散水しながら行った通気時間)

(3) 散水処理と通気処理の組み合わせの検討

散水処理と CO₂ 通気処理の順番が及ぼす影響について検証を行うため、散水後に通気を行う処理区 (散水+通気区: W+C), 通気後に散水を行う (通気+散水区: C+W) をそれぞれ設け、異なる CO₂ 量でそれぞれ 2 回試験を行った。試験条件を表 4-2-3 に示す。

表 4-2-3 散水と通気処理の組み合わせ試験の試験条件

処理区	BA サンプル	処理時間※ h	CO ₂ 供給量 g/kgDW	液固比 mL/g
W+C-40	BA2	18- <u>8</u>	40	0.52
W+C-60	BA4	18- <u>6</u>	62	0.44
C+W-30	BA2	<u>6</u> -18	30	0.52
C+W-60	BA4	<u>6</u> -18	61	0.47

※ 散水時間-通気時間

4.2.3 分析方法

(1) 処理前後の焼却灰

カラム試験終了後、カラム内の処理済み焼却灰は垂直方向に 3 等分に分割し、それぞれ上・中・下層として分析用試料として採取した。処理前および処理後の各焼却灰試料について JLT13 法 (液固比 10, 6 時間振とう) で溶出試験を行い、溶出液を検液とした。処理前焼却灰については 3.2.2 に記したシリアルバッチ試験の方法に準拠し、溶出試験を 2 回繰り返した。含水率、熱しゃく減量は環整第 95 号別紙 2(昭和 52 年厚生省)に、Pb 含有量は環境省告示第 19 号に定める土壌含有量調査法 (以降、JLT19 法) に準拠し測定した。

(2) 浸出水および溶出液

カラムからの浸出水および JLT13 法による溶出液について、電極法にて pH, 電気伝導度 (EC) を、イオンロマトグラフ法 (ICS-2000/ICS-1500, サーモフィッシャー・サイエンティフィック(株)) にて各種イオン濃度 (Na, Ca, Cl, PO₄) を、TOC と TN を燃焼触媒酸化法および化学発光法 (TOC-Vcph, (株)島津製作所) にて行った。また ICP 質量分析法 (7900 ICP-MS, アジレント・テクノロジー(株)) により Pb を、ジフェニルカルバジド吸光光度法で六価クロム (Cr(VI)) の分析を行った。

4.3 供試試料諸元と溶出特性

第4章、第5章では、同じ炉から異なる6つの時期に採取した供試焼却灰（BA1～6）それぞれの含水率や熱しゃく減量、Pb含有量およびJLT13法による溶出濃度を表4-3-1に示す。本章では、BA1～4を使用した。

供試試料BA1～6について比べてみると、最大濃度と最小濃度の差は、Na, Ca, Cl, TOCは1～5倍程度であったが、Pbは約8倍、Cr(VI)は10倍と採取時期による変動が大きい傾向が示された。報告されている文献^{3,4)}値と比べて、Na, Clといった塩類の濃度がやや高い傾向が示された。Pb濃度は文献値より高い値を示し、採取日によっては管理型最終処分場の受入基準である0.3 mg/Lを超過した。

表 4-3-1 供試焼却灰の諸元（第4章：BA1-4, 第5章：BA5-6）

サンプル名称			BA1	BA2	BA3	BA4	BA5	BA6
試料状態			湿灰	湿灰	湿灰	湿灰	湿灰	湿灰
含水率	%		34	32	34	32	32	32
熱しゃく減量	%		3.4	7.9	4.1	6.3	3.3	4.7
含有	Cl	%	—	—	—	—	1.4	1.3
	Pb_JLT19	mg/kg	170	370	410	410	—	—
溶出濃度	pH		12.6	12.4	12.3	12.8	12.7	12.5
	EC	S/m	1.1	0.68	1.0	0.95	1.0	0.9
	TOC	mg/L	11	46	23	8.6	40	30
	Na	mg/L	400	480	410	310	440	340
	Ca	mg/L	730	230	730	640	630	590
	Cl	mg/L	560	400	540	290	880	430
	Pb	mg/L	0.53	0.22	0.91	0.16	0.29	0.12
Cr(VI)	mg/L	0.20	0.02	0.04	0.12	0.02	<0.02	

4.4 鉛不溶化処理の効果

4.4.1 薬液散布処理

(1) 浸出水

図4-4-1に薬液散布処理区の浸出水中のpH, EC, Na, リン酸イオン (PO_4), TOC, Pbの濃度推移を示す。図中の破線は焼却灰中の含水率より求めた保水量 ($3,200 \text{ g} \times \text{BA1}$ の含水率 $34\% = 1,088 \text{ mL}$)、点線は薬液の散布量 ($1,240 \text{ mL}$) を示している。また Na, PO_4 , TOC のグラフについては供給した薬液に高濃度に含まれるため、図中に各処理区の供給溶液濃度を記載した。

pHのグラフでは、PA40区以外はpH12.9~13.4で推移したが、PA40区のみpH7以下まで急激な低下を示した(図右軸)。これは添加したリン酸が浸出水へそのまま溶出したためと考えられる。同様の傾向が PO_4 グラフでも確認されている。EC, Naのグラフでは、薬液中のNa濃度の高いSHC20区以外の処理区では、浸出水量の増加とともに濃度が低下する傾向を示し、塩類の洗い出しが進んでいることが明らかになった。洗い出しを評価する指標の溶出率(JLT13法で洗い出した焼却灰重量あたりの溶出重量を1としたときの各処理区の累積溶出量の値²⁻³⁷⁾)としては、今回の試験で用いた焼却灰BA1のCtl区のNa溶出率は0.97であり、カラム全体の洗い出しが行われていたことが確認されている。

散水処理では焼却灰上層から下向流により、順次洗い出しが行われているとすると、理論上、図4-4-1に示した保水量以降に灰中の薬液が浸出水へ移行してくると考えられる。その観点でグラフを見ると、キレート処理区であるOC20区はTOCのグラフにおいて、保水量までは濃度は低く、保水量以降に大幅に濃度増加 ($3,700 \text{ mg/L}$) が確認された。このことからOC20区ではキレートを含んだ水が下向流により、カラム全体に順次広がっていたことが確認された。一方で、リン酸処理区であるPA40区では、前述したとおり、pH, PO_4 グラフにおいて、保水量以前にピークが見られた。同区では浸出水中に多くの白色沈殿物が発生しており、排水口の閉塞による、浸出水の一時滞水も生じた。これらのことから、PA40区では発生した沈殿物が焼却灰の粒子間の空隙を閉塞させ、水みちを形成しやすくしたことが、散水した薬液の短絡を招き、 PO_4 ピークの早期出現に繋がったと推察された。PA40区で最後に採取した浸出水中の PO_4 濃度が低下した要因としては、薬液散布後のリンス水が短絡して混入したためと考えられる。同じリン酸処理区の溶液濃度が低いPA10区 ($14,000 \text{ mg/L}$) では浸出水中の PO_4 濃度は低く、ほぼすべてのリン酸が反応したことが示唆された。

浸出水中のPb濃度は、Ctl区と比べて、終了時の浸出水中濃度がリン酸、キレート処理区では低くなったのに対して、SHC20区ではCtl区よりも高い値となった。これは添加薬液のpHが高いため、浸出水中pHも高い状態が維持されたことが原因と考えられる。

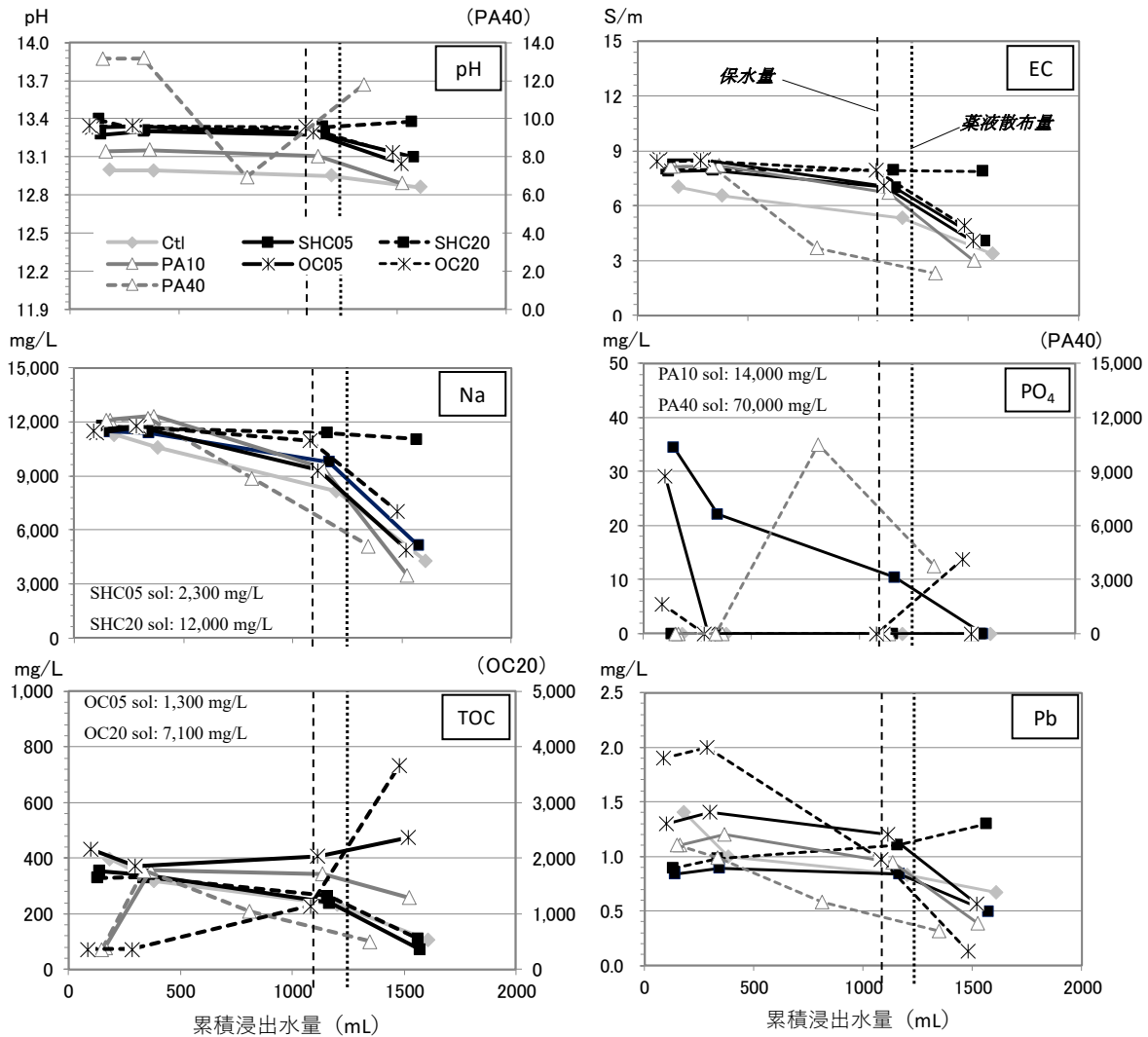


図 4-4-1 薬液散布処理区の浸出水中各濃度の推移

(2) 溶出液

図 4-4-2 に薬液散布処理後のカラム内焼却灰の上・中・下層それぞれの溶出濃度を示す。濃度の比較として、未処理の焼却灰を JLT13 法で 2 回繰り返し溶出試験を行った際の濃度も示す。図中の JLT13 の 1st は未処理焼却灰の初期溶出濃度を示している。繰り返し溶出試験の 2 回目 (JLT13 2nd) の結果は、液固比 10 で機械的に洗浄を行った際の溶出濃度の低減効果を示している。

pH は PA40 区の上層ではやや低くなっているが、各処理区で大きな差は見られず、初期濃度と同様の pH12~13 で推移していた。EC 及び Ca は SHC20 区、PA40 区の上層で明らかな低下が認められた。これは 4.5 でも述べるが、上層に含まれる Ca が薬液と反応し、炭酸塩、リン酸塩になったためであると推察される。Na については、SHC20 区以外は初期溶出濃度より低下しており、洗い出しの効果が確認された。SHC20 区は薬液 (炭酸水素ナトリウム) の影響で高い濃度になったと考えられる。TOC でも同様に OC20 区で高い濃度を示した。一方、PO₄ は PA40 区でもほとんど溶出が確認されなかった。これは焼却灰中に残存した PO₄

はカラム試験もしくは溶出試験中に他の陽イオンを結合したためと推察される。

不溶化効果を示す溶出液中の Pb 濃度は、各薬液ともに低濃度区よりも高濃度区で Pb 濃度は低下し、薬液の供給側である上層が下層よりも濃度が低くなる傾向が見られた。薬剤の効果としては、SHC20>PA40>OC20 の順に Pb 濃度は低く、OC20 区で上・中・下層ともに 0.01 mg/L 以下と最も低い値を示した。Cr(VI)についても水溶性の画分については、洗い出しにより低減されると共に、OC 区でより溶出濃度が低くなる傾向が見られた。

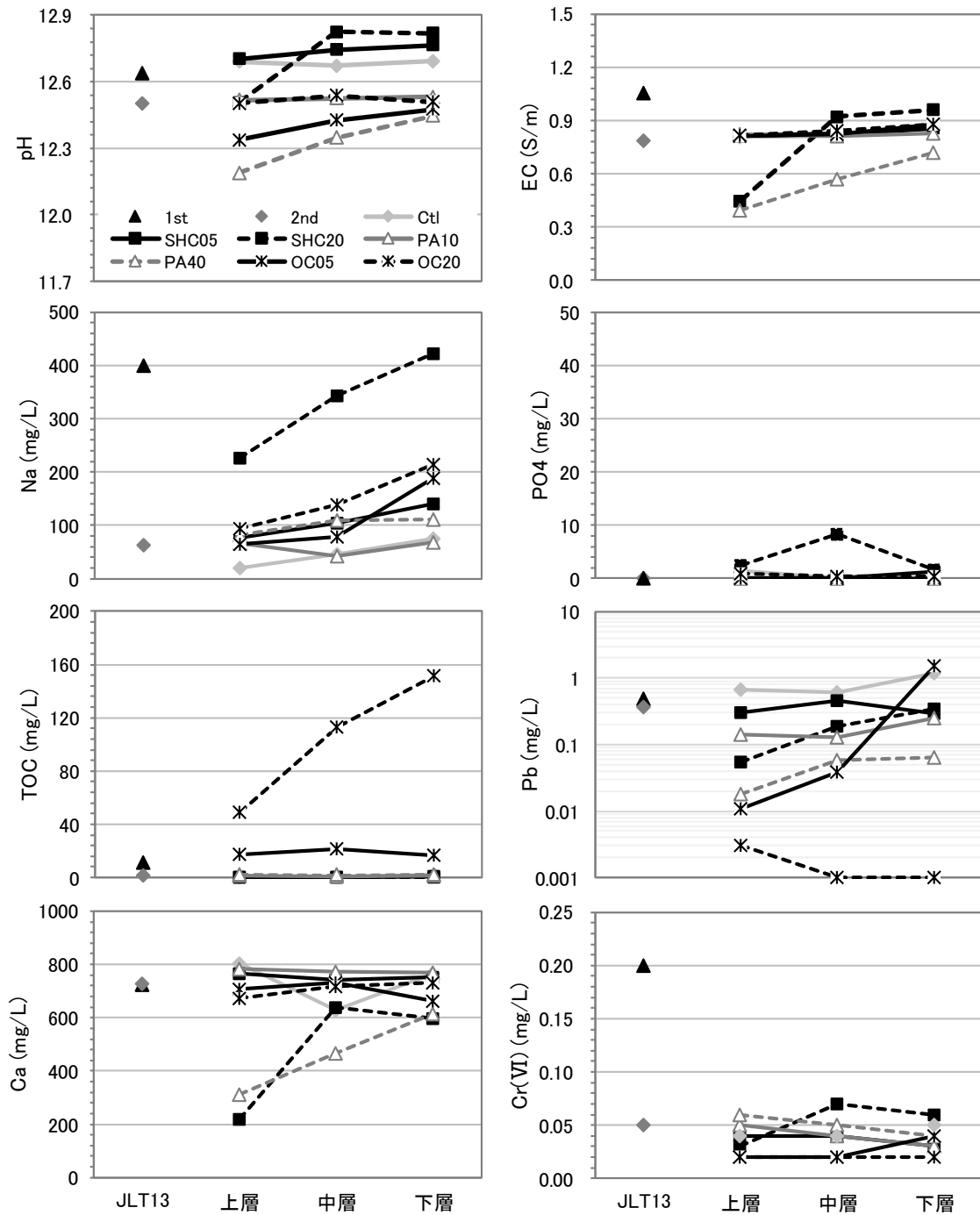
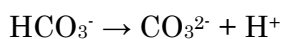
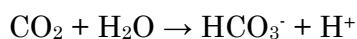


図 4-4-2 薬液散布処理区の溶出濃度

4.4.2 CO₂ ガスを用いた通気処理

(1) CO₂ 量と溶出濃度

表 4-2-2 の CO₂ 通気処理区にて得られた実験データをもとに、図 4-4-3 に乾燥焼却灰重量あたりの CO₂ 供給量と溶出液 pH の変化を示す。溶出液は処理後の焼却灰について JLT13 法により作製したものである。図中の凡例はカラム試験における上・中・下層のサンプルを示している。溶出液 pH は焼却灰あたり CO₂ 供給量 10 g/kgDW (CO₂-10 区) では大きな変化は示さず、全層ともに 12.5 程度であったが、29 g/kgDW (CO₂-30 区) で最初に CO₂ ガスに接触する下層の pH が 12.1 程度まで低下し、その後、各層とも低下し始めた。62 g/kgDW (CO₂-60 区) では pH10 程度まで各層とも低下していた。これらは(式 4-1)に示されるような CO₂ ガスと水との反応により水素イオン (H⁺) が発生したためと考えられる。



(式 4-1)

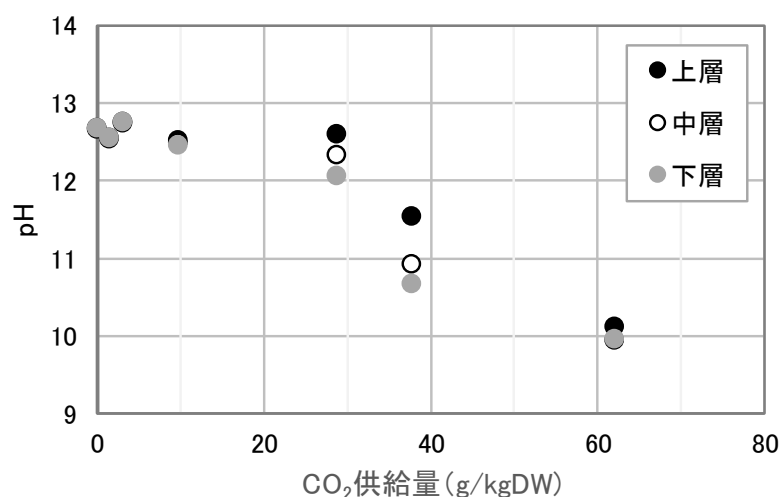


図 4-4-3 供給 CO₂ 量と溶出液中 pH の関係

図 4-4-4 に CO₂ 供給量と Na, Cl, Ca, Pb の溶出濃度比を示す。溶出液は試験に使用した焼却灰の採取日が異なる (BA1~3) ことを考慮し、処理後焼却灰の溶出濃度を未処理焼却灰溶出濃度で除した値 (濃度比) を用いた。

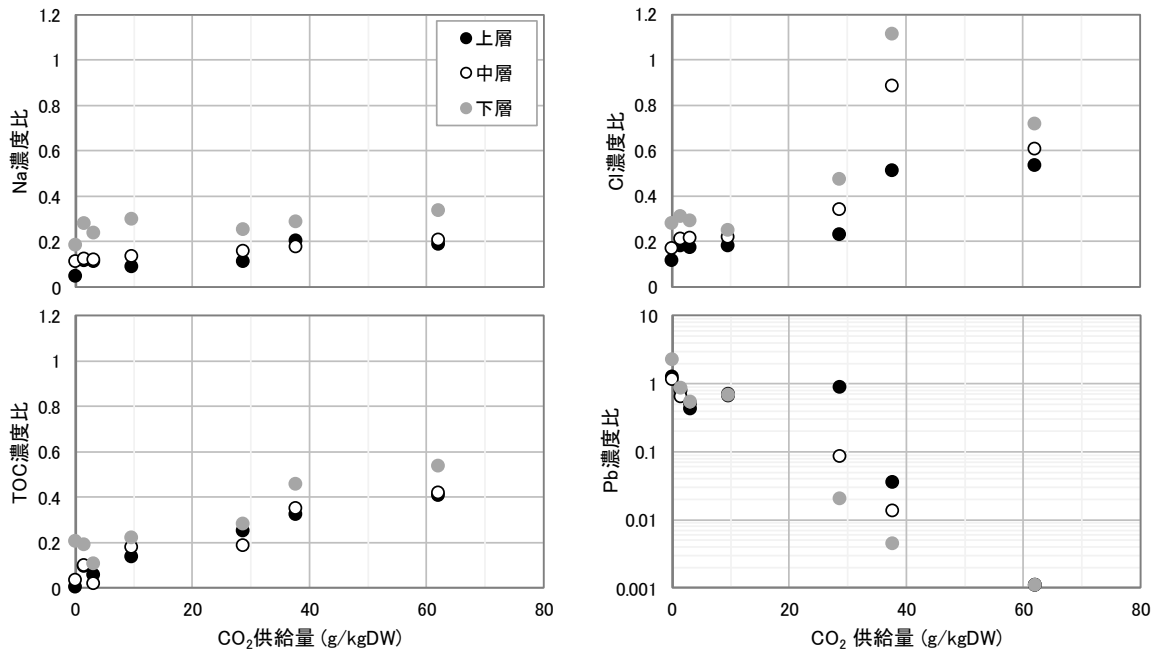
Na は第 3 章と同様に CO₂ 供給量と関係なく一定の濃度比となる傾向を示した。下層が上、中層よりも全ての処理区で高くなったが、これは散水処理に特有の不飽和状態での下向流による、洗い出し成分の残存の影響と考えられる。

Cl も Na 同様に散水処理による洗い出し成分の残存の影響から、下層が高くなる傾向は見られるが、その一方で CO₂ 量の増加と共に各層の溶出濃度が上昇した。濃度比は CO₂ が供給

されている下層が最も高く、次いで中層、上層と小さくなっていた。これは第3章の結果(図3-6-1)や既往の報告^{2-71,44)}でもあるように、炭酸化によりフリーデル氏塩等の難溶性塩の分解が下層より進んだ結果、各層の溶出量が増加したと推察される。

TOCでも、Cl同様にCO₂量の増加とともに濃度比が高くなる傾向が見られるが、Clほど層間の差が顕著に表れていない。なお第3章にあるように、通気処理により溶出濃度が低下する傾向は本章では確認されておらず、今後さらなる検討が必要である。

Pbの溶出濃度はCO₂供給量の増加とともに明らかに低下する傾向を示した。CO₂供給量10 g/kgDWまでは溶出液中濃度は0.2~0.4 mg/L(濃度比0.4~0.9)と初期濃度からやや低下したが、29 g/kgDW時において、下層で0.01 mg/L(濃度比0.02)まで濃度が大きく低下した。62 g/kgDW時には層間に差はなくなり、実際の溶出濃度で0.001 mg/L、濃度比で0.1%まで低下した。



$$\text{濃度比} = \text{処理灰の溶出濃度} / \text{未処理灰の溶出濃度}$$

図 4-4-4 供給 CO₂ 量と溶出液中濃度の関係

(2) CO₂濃度と溶出濃度

図4-4-5にCO₂濃度を100% (CO₂-40区)と10% (CO₂/10-40区)で変えた場合のCa, Pb溶出濃度の結果を示す。焼却灰BA2の繰り返し溶出試験の結果から、Ca, Pbともに液固比10のJLT13法で洗浄しても溶出濃度は低下せず、ほぼ変わらなかった(JLT13 2nd)。一方、炭酸化処理を行ったCO₂-40, CO₂/10-40区では溶出液中のPb濃度は大きく低下し、0.01 mg/L以下となった。N₂ガスによりCO₂濃度10%まで希釈したCO₂/10-40区と、100% CO₂ガスを用いたCO₂-40区の2処理区間において、溶出液中のCa濃度についてはほぼ差は見られなかった。Pbについては、CO₂/10-40区では各層に差があまりなかったが、CO₂-40区ではCO₂ガス供給側の下の層ほど炭酸化が進み、上層と下層で8倍の差があった。

図4-4-6, 図4-4-7に両処理区の表面温度について、通気開始0.5時間後、2.5時間後の状態をそれぞれ示している。全体の通気時間が異なるため(表4-2-2)、CO₂供給量はCO₂-40区では0.5時間時点で23 g/kgDW, 2.5時間時点で38 g/kgDWなのに対して、CO₂/10-40区は0.5時間時点で3 g/kgDW, 2.5時間時点で15 g/kgDWである。CO₂-40区は下層より順次発熱反応が進み、0.5時間時点で未反応部分との温度差が顕著であり、終了時点の2.5時間後によろやくカラム上部の温度が上昇した。一方、CO₂/10-40区では発熱温度は低いが、2.5時間後には既にカラム全体で反応が生じており、その状態が終了の6時間後まで続いた。

これらの結果から、CO₂濃度は低くても通気時間や通気速度を調整し、CO₂量として同量程度を供給することにより、Pb不溶化の効果が期待できることが示唆された。またCO₂濃度が低く、通気量が多くなることにより、炭酸化の反応が緩やかに進む一方で、各層間の反応時間の差が小さくなる、つまりは炭酸化の反応が均一化される傾向が示唆された。

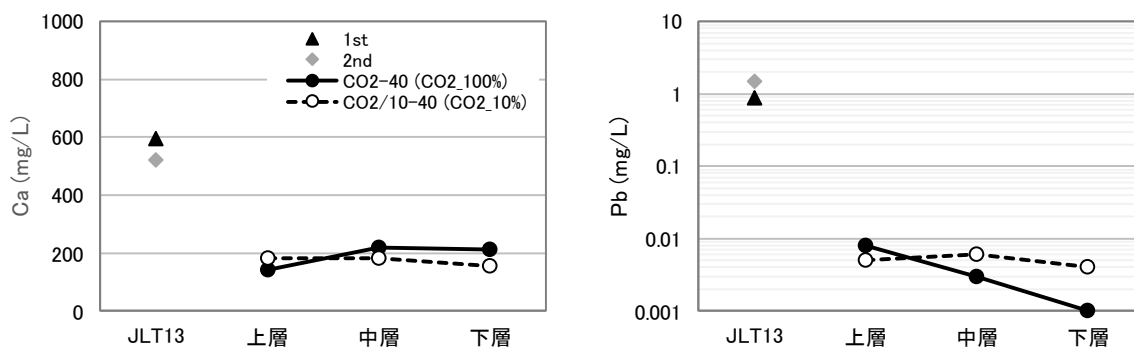


図4-4-5 溶出液中Pb, CaへCO₂濃度が与える影響

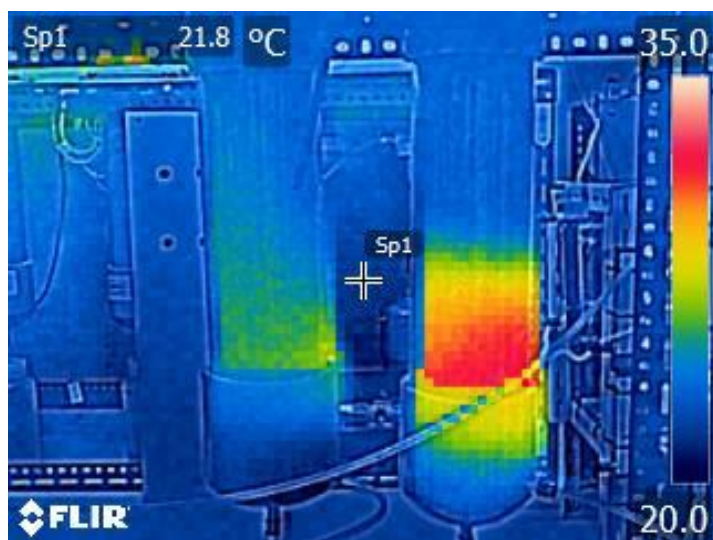


図 4-4-6 CO₂通気開始から 0.5 時間後のカラム試験の赤外線画像
(左:CO₂/10-40, 右:CO₂-40)

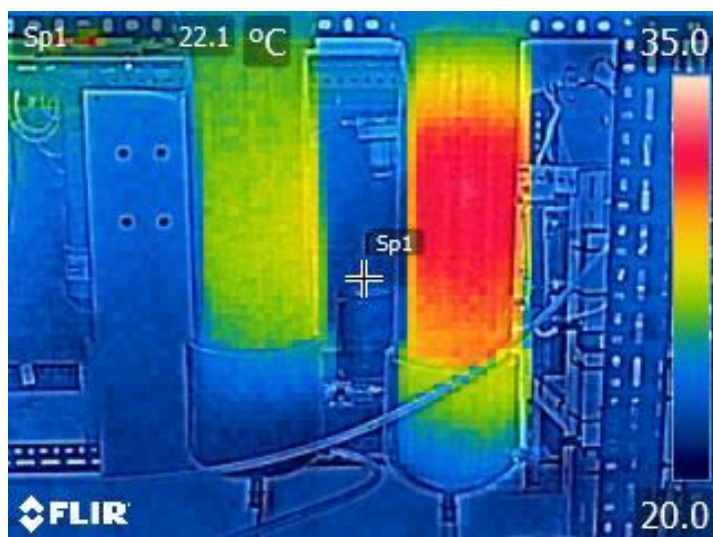


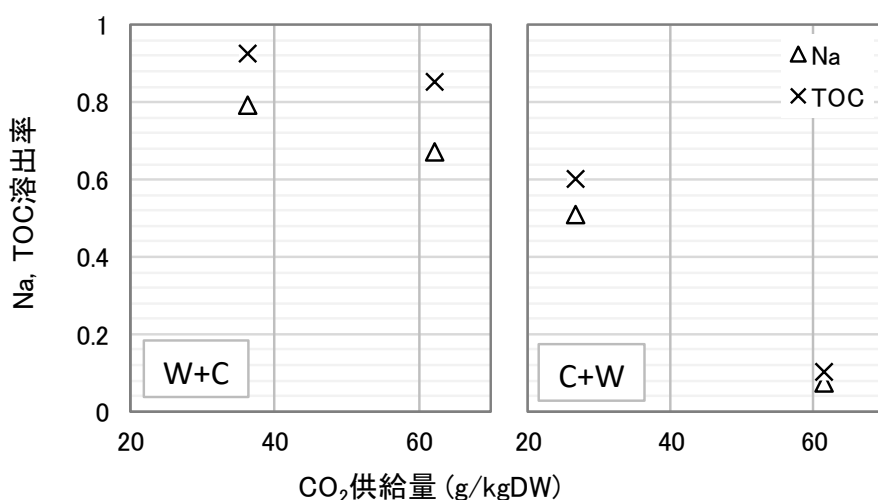
図 4-4-7 CO₂通気開始から 2.5 時間後のカラム試験の赤外線画像
(左:CO₂/10-40, 右:CO₂-40)

(3) 散水・通気処理の組み合わせと溶出濃度

図 4-4-8 に散水・通気処理の順番を変えた処理区と、その Na と TOC の溶出率を示す。Na は通気の影響を受けない指標であることが第 3 章で報告されており、洗い出し効率の指標として有効である。散水後に通気処理を行った処理区(W+C 区)では、供給 CO₂ 量の増加(40→62 g/kgDW)により Na 溶出率は 0.8 から 0.7 とわずかな減少であったが、通気後に散水を行った処理区(C+W 区)では、CO₂ 量が増加(30→61 g/kgDW)すると溶出率は 0.5 から 0.1 と大幅に減少する結果となった。これは TOC でも同様であり、W+C 区では CO₂ 量増加で溶出

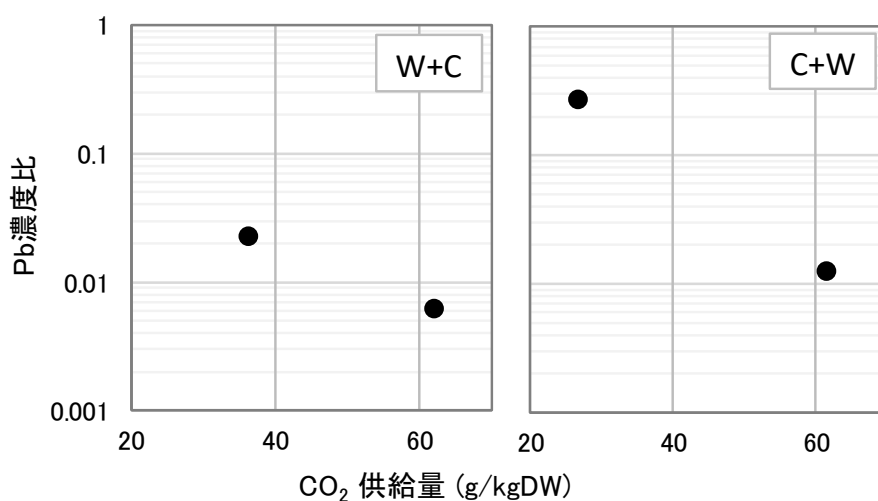
率は0.9でほとんど変わらなかったが、C+W区では0.6から0.1に減少した。またCO₂供給量に関わらずNa, TOC溶出率は(W+C区) > (C+W区)となった。この結果から、C+W区ではNa, TOCの洗い出し阻害が生じていることが示唆された。

図4-4-9に同処理区での溶出液中のPb濃度比を示す。図は各層の平均値を示している。W+C-40区のほうがC+W-30区よりも濃度比が低く、高いPb不溶化効果を示したが、これはCO₂の供給量の差による影響が大きいと考えられる。CO₂供給量が約60g/kgDWのW+C-60, C+W-60区では濃度比が0.01前後であり大きな差は見られなかった。図4-4-4のCO₂-60区では濃度比は0.001まで低下しているが、これは初期Pb濃度の差(表4-3-1のBA3とBA4)によるものである。これらの結果から、散水・通気処理の組み合わせの順番は、Pb不溶化効果への影響は少ないことが示唆された。



溶出率 = 灰重量あたり各処理区累積溶出量 / 灰重量あたりJLT13法での溶出量

図4-4-8 散水・通気処理の組み合わせがNa, TOC溶出率に与える影響



濃度比 = 処理灰の溶出濃度 / 未処理灰の溶出濃度

図4-4-9 散水・通気処理の組み合わせがPb濃度比に与える影響

4.5 薬剤を用いた安定化促進処理

本章では、散水処理と組み合わせることが可能な安定化促進処理として、散水による薬液供給を検討した。焼却灰に対する薬剤の添加は本来、混練で行うことが一般的であるが、本章では散水による洗い出しと組み合わせる行うことにより、オンサイトでの安定化促進処理の可能性について検討を行った。

Pbの不溶化剤として検討を行った炭酸水素ナトリウム (SHC)、リン酸 (PA)、ジチオカルバミン酸系キレート剤 (OC) の3種類について、溶出液中のPb濃度の低減率((処理前濃度-処理後濃度)/処理前濃度)はOC>PA>SHCの順番であり、最高値はOC20区の99.8%であった。

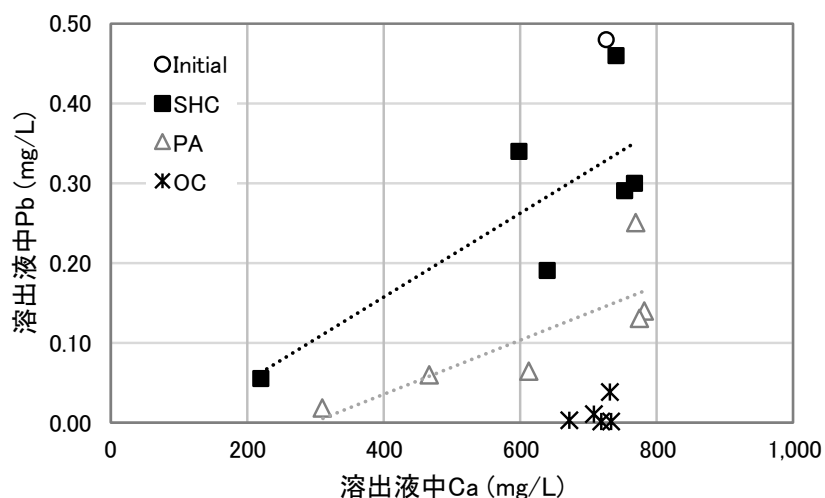
SHCは3種の中では安全性も高く、重量あたりの価格も安い、使いやすい薬剤であるが、Pb濃度の低減率が最も高かったSHC20区の上層でも89%(図4-4-2)と、Pb不溶化効果としては高くない結果となった。また同区の中、下層では低減率は60%、29%と下に行くほど大きく低下した。同様の傾向はPA区でも確認されている。

図4-5-1(a)に各薬剤の溶出液中のCa濃度とPb濃度の関係を示す。SHC区とPA区はCaとPbが正の相関を示す傾向が見られた。Pb濃度が低い場合はCa濃度も低くなっており、各薬剤がPbの不溶化とともに難溶性のカルシウム塩を形成することに消費されていることが示唆された。これはSHC区では炭酸カルシウムが、PA区ではリン酸カルシウムが生成する反応が生じた結果と考えられる。焼却灰中には10%以上のCaを含有する^{3,4)}ことから、これら2種の薬剤については、散水法により添加を行うには、今回の処理区よりもさらに高濃度、もしくは多量の溶液でなければ、下層のPbの不溶化は難しいことが示唆された。また図4-5-1(b)に各薬剤の溶出液中pHとPb濃度の関係を示す。各区ともpHは12.2~12.8と変動幅は小さいが、PA区ではpHとPb濃度に正の相関を示す傾向が見られた。この結果から既往の報告^{4,5)}にもあるようにリン酸処理はリン酸カルシウムの形成とともに、pH低下もPb溶出抑制に寄与した可能性が考えられた。

一方、OC区ではCaやpHとの関係性は認められず、Pbのみ不溶化が進んでいる傾向が見られた(図4-5-1(a), (b))。現在も多く焼却施設で使用されている有機系キレートを使った処理は、OC20区で唯一、上・中・下層とも溶出液中Pb濃度が0.01 mg/L以下を示すなど散水処理による添加であっても不溶化効果を発揮することが可能であることが確認された(図4-4-2)。ただし有機系キレートは図4-4-1(TOC)にあるように、余剰のキレートが有機物や窒素負荷として高濃度に発生することも示されている。近年、有機系キレートについては、最終処分場において排水処理施設への負荷が懸念されている^{2,6)}ことを考慮すると、本章で行ったように、薬液添加後にリンス用の散水を行い、余剰キレートを洗い出すことが有効であると考えられる。本章ではリンス水量が液固比で0.13程度であったが、OC20区の溶出液中TOC濃度(図4-4-2)において、下層150 mg/Lなのに対して、上層は49 mg/Lまで低下することが確認されている。これはリンス用の散水により上層のTOC成分が洗い出さ

れたことを示している。欧州のリサイクル資材の基準に溶存有機炭素 DOC 500 mg/kg (液固比 10) という値が示されている⁴⁶⁾が、仮にこの値を基準とするのであれば、下層の溶出濃度は 1,500 mg/kg と大きく超過するが、上層は 490 mg/kg であり、基準内となる。このことから、上・中・下の 3 層中の TOC 成分を洗い出すために必要なリンスの最低量としては $0.13 \times 3 = 0.39$ と試算される。ただし実際は、焼却灰中の TOC 成分の変動や低濃度域での洗い出し効率の低下が考えられるため、液固比はさらに必要になると考えられる。

(a) Pb-Ca



(b) Pb-pH

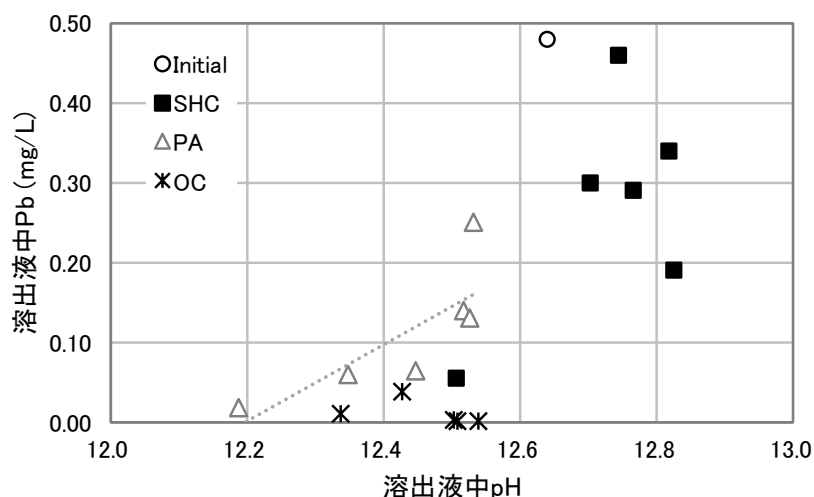


図 4-5-1 薬液散布処理区における溶出液中 Pb 濃度との関係

4.6 CO₂を用いた安定化促進処理

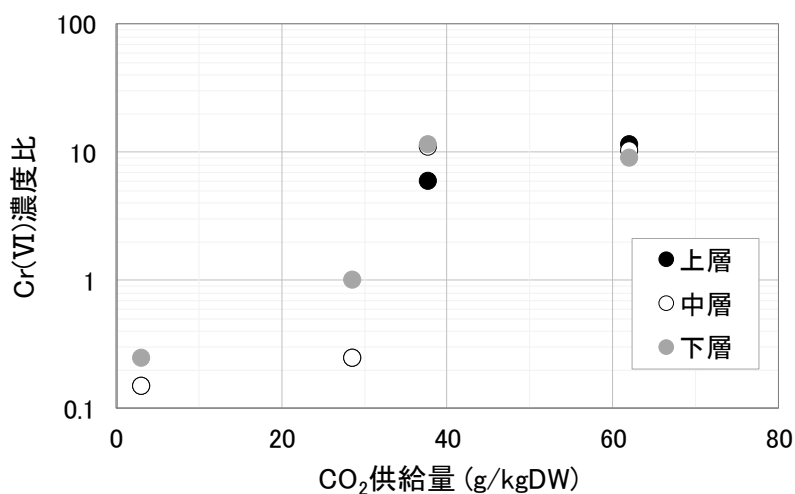
本章において、供給する CO₂ 量によって焼却灰中の溶出濃度に変化が見られた（図 4-4-3, 4）。Na は CO₂ 供給量に関わらず一定であったが、Cl 濃度は上昇、Pb 濃度は低下する傾向を示した。これは第 3 章にて空気を用いて通気処理を行った結果と同様であった。溶出液中 pH や Pb 濃度の大きな低下が確認される CO₂ 「供給量」としては、本章では乾燥焼却灰 1kg あたり 30～40 g 程度が閾値と推定された。これは焼却灰の炭酸化条件を検討している既往の研究^{2-38,2-78,4-7)}で示されている焼却灰の 1 kg あたりの CO₂ 「吸収量」 30～60 g/kgDW と比べても同等程度であった。Van ら⁴⁻⁷⁾は焼却灰と CO₂ の反応は最初の 6 時間で劇的に進行し、24 時間で主要な反応が起こることを示している。図 4-4-7 に示した通気処理終了時点（2.5 時間）の CO₂-40 区でも、カラム表面温度は高い状態のままであった。これらのことから本章で行った上向流での CO₂ 供給方法は 40 g/kgDW 程度までは、ほぼすべての CO₂ が焼却灰に吸収されていたと考えられる。

炭酸化処理における CO₂ 濃度について、その影響を調べた結果、CO₂ 濃度 10 %でも、CO₂ 供給量を同様にすることで 100 %ガスと同様に Pb 不溶化効果が得られることが確認された（図 4-4-5）。100 % CO₂ ガスの場合、カラムの層間で炭酸化程度に差が見られたが、10 %ガス時には差がほとんど見られなかった。カラム表面温度の結果（図 4-4-6, 7）においても、その反応性の違いは明らかであった。100 % CO₂ ガスの処理区では通気量が少なく（0.3 L/min）反応性が高いため、反応が終わるまで CO₂ ガスは上層へ供給されないのに対して、10 %ガスでは通気量が 4 倍（1.2 L/min）と多いため未反応 CO₂ が上の層へ供給される割合が多くなり、炭酸化の反応が均一化されたのではと推察された。これらの結果から、CO₂ 濃度が 10 %程度である焼却施設の排ガス中の CO₂ 等も、本章で行った供給方法により活用できる可能性が確認された。ただし、通気量が増えることにより、供給 CO₂ 量に対する焼却灰との反応効率は低下すると考えられる。

このように、本章でも確認された炭酸化による Pb 不溶化の主なメカニズムとしては、①難溶性の PbCO₃ の生成、②pH 低下による鉛塩の溶解度低下、③新たに形成された鉱物表面への吸着が報告^{2-76,2-77,4-8)}されている。本研究における Pb 不溶化についても、Pb と pH の挙動（図 4-4-3, 4）に高い同調性が見られることや、炭酸化によりヒドロカルマイトの消失等の鉱物組成変化が確認されている（図 3-4-10, 11）ことから、不溶化メカニズムとして、②や③の影響は大きいと考えられる。

一方で、炭酸化により Cr, Mo, Sb といった重金属類の溶出が増加することも報告されている⁴⁻⁹⁾。特に六価クロム（Cr(VI)）は有害重金属であり、その挙動は注意が必要である。図 4-6-1 に本章の CO₂ 通気処理区（表 4-2-2, 図 4-4-3, 4）の Cr(VI)の溶出濃度比の挙動を示す。本章で用いた焼却灰では炭酸化の進行とともに、Cr(VI)の溶出が進むことが示された。図 4-6-2 に溶出液中の Pb と Cr(VI)濃度の関係を示す。図中の破線は環境基準、点線は管理型最終処分場の受入基準を示している。また凡例の白丸は未処理灰を、黒丸は処理灰の値を明示し

ている。Pb濃度が0.01 mg/L以下になるあたりで、Cr(VI)が大きく上昇していることが分かる。その一方で、それまではPb濃度は低下するが、Cr(VI)はほぼ一定である。この結果から、炭酸化を行う場合、受入基準をクリアすることは可能であるが、環境基準を満足させるためには、Cr(VI)対策を検討する必要があることが示唆された。炭酸化によるCr(VI)の溶出量増加のメカニズムとしては、沈殿や吸着において炭酸イオンとオキソアニオンとの競合が起きることや、エトリンガイト様結晶に固定されていたCr(VI)が炭酸化による結晶の溶解により溶出してくる可能性が報告されている^{4-7,4-10}。Cr(VI)溶出はそのままでは負の効果であるが、一方で将来的なリスクを早期に顕在化させることができるとも考えられ、適切な対策と組み合わせることにより、より安心・安定のリサイクル資材にできる可能性もある。



濃度比 = 処理灰の溶出濃度 / 未処理灰の溶出濃度

図 4-6-1 供給 CO₂ 量と溶出液中 Cr (VI) 濃度の関係

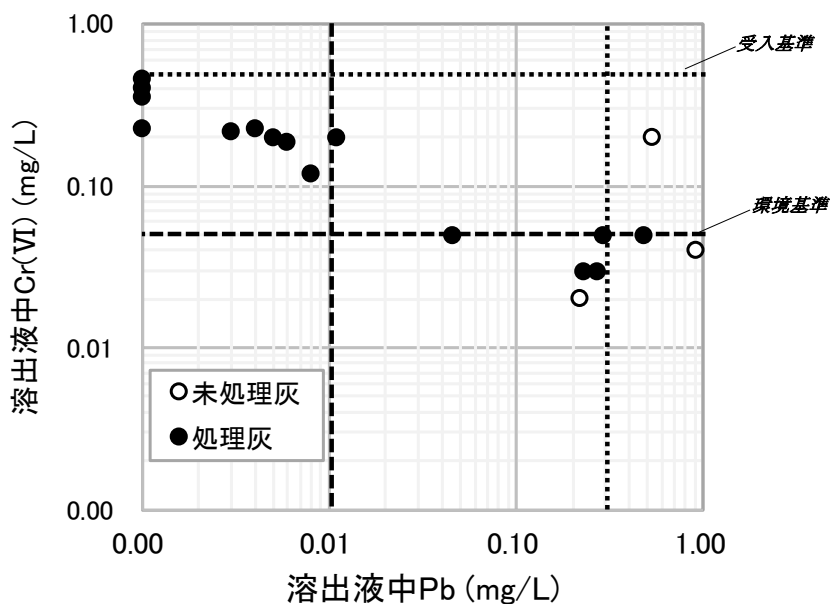


図 4-6-2 溶出液中 Pb と Cr (VI) 濃度の関係

4.7 散水処理と不溶化処理の組み合わせの効果

散水処理と薬剤処理を組み合わせる場合、余剰の薬剤は大きな課題である。本章ではオンサイトで安定化促進処理を目標としており、焼却施設へ設置することも可能である。例えば有機系キレートと焼却灰を反応させた後に、リンス用の散水を行うことで、余剰のキレートを装置底部からの浸出水へ洗い出すことができる。図 4-4-2 (TOC) の OC20 区は上層<中層<下層となっており、リンスによる上層部でのキレートの洗い出しが行われたことを示している。一方で上層の Pb 濃度は下層よりもわずかに高いが 0.01 mg/L 以下であり、十分に低い結果となっている (図 4-4-2)。このキレート含有排水は排水処理負荷としては大きい (図 4-4-1) が、焼却炉内へ吹き込みを行うことができれば、効率的に処理を行うことができる。例えば全ての排水を炉内に吹き込むのではなく、4.5 で試算したようにキレート排水が高濃度に含まれるリンス排水を時間によって分離採取し、液固比 0.5 程度にすることにより、焼却への影響を抑えながら排水処理を行うことが可能となる。オンサイトで安定化促進処理を行うことで、焼却灰中の Pb の不溶化だけでなく、最終処分場搬入後のキレート剤による負荷軽減も可能である。一方で、炭酸水素ナトリウムやリン酸といった焼却灰中の Ca と反応してしまう薬剤の場合は、散水処理で添加すると上層で消費してしまうため効果的ではない。これらの薬剤については混練処理等で攪拌しながら添加する方法が有効と考えられる。ただし、それでも Ca と反応してしまう分だけ、添加量は多くなるというデメリットは残る。本章の SHC20 区の炭酸イオン添加量は 0.6 mol 相当であり、これは CO₂ 通気処理の 13 g/kgDW に相当する。仮に飽和溶液とした場合でも 1.4 mol(29 g/kgDW)であり、通気処理 CO₂-60 区と同等量を供給するためには、飽和溶液かつ今回の 2 倍量の溶液が必要になってしまう。このことから分かるように、炭酸イオンの供給方法として、溶液では限界があり、気体として供給することに大きなメリットがあると考えられる。

Steketee らは洗浄とエージングを組み合わせる効果について報告²⁻³⁸⁾しており、その中で洗浄と炭酸化の組み合わせの順番についても検証している。Steketee らの報告では炭酸化を先に行った後に洗浄を行う (炭酸化+洗浄) 処理が、有害物質を含む排水が発生しにくい、硫酸イオンがより可溶化し洗い出しやすくなる等の理由から有効であるとしている。ただし本章の結果では、炭酸化+洗浄処理は、洗浄+炭酸化処理比べて、塩類や有機物の洗い出し量が少なくなることが示唆された (図 4-4-8)。この結果の差の要因としては、Steketee らでは炭酸化期間が長い (1 週間以上) のに対して、本章では 6 時間と短時間で急激に炭酸化を進めており、加えて炭酸化後に焼却灰の移動や攪拌を行わないため、焼却灰粒子表面に被膜を形成・保持しやすい条件であったためと考えられる。そのため先に炭酸化処理を行う処理区では、後の洗い出しが阻害された可能性が考えられる。洗浄と炭酸化の順番については、処理方法や排水処理の受入条件等により最適な方法を選択することが必要であることが明らかになった。また本章では、炭酸化については溶出液中の Cr(VI)濃度が上昇することが分かっており、こちらについての対応は必要である。

4.8 本章のまとめ

本章では、オンサイトでの安定化促進処理の確立を目指して、少ない水量で効率的に塩類の洗い出しができる散水処理と組み合わせることが可能なPbの不溶化処理の検討を行った。不溶化処理方法として散水による薬液散布および炭酸ガスによる通気処理の2つについてコラム試験を行った。薬液散布処理については、炭酸水素ナトリウム (SHC)、リン酸 (PA)、ジチオカルバミン酸系キレート剤 (OC) の3種類について、高濃度・低濃度の2処理区を設け、CO₂通気処理では、CO₂供給量及び濃度についてその効果を検証した。以下、本章で得られた結果をまとめる。

- (1) 薬液散布処理の3種類の薬剤ともにPb不溶化の効果は確認されたが、SHC区、PA区は上層で最もPb濃度は低く、中・下層の濃度が高くなる傾向が見られた。同様にpHやCa濃度も上層は低く、中・下層で高くなる傾向を示した。このことから上層の焼却灰と薬液が反応することで消費され、中・下層へ十分な薬液中の成分が供給されなかったため、Pbの不溶化効果は低くなったことが示唆された。
- (2) 薬液散布のOC区では上・中・下層ともに環境基準である0.01 mg/Lを下回ることが可能であった。ただし、散水処理で発生する浸出水中に残存のキレート剤が溶出することから、薬液散布後のリンス用の散水が有効であると考えられた。
- (3) CO₂通気処理では、本章で用いた焼却灰の場合、Pbの不溶化等の溶出濃度に変化が現れるCO₂供給量の閾値としては、30~40 g/kgDW程度と推定された。これは他の文献で示されている焼却灰のCO₂吸収量の報告値30~60 g/kgDWと比べても近い値であった。またCO₂濃度10%でも、CO₂供給量を同様にすることで、反応性は異なるが、100%と同程度のPb不溶化の効果が確認された。
- (4) 炭酸化と洗浄の組み合わせ検討では、炭酸化(通気処理)+洗浄処理(散水処理)は、洗浄+炭酸化処理と比べて、塩類や有機物の洗い出し量が少なくなることが示唆された。これは短時間で急激に炭酸化を進めているため、焼却灰粒子表面に被膜等の影響により洗い出しを阻害した可能性が考えられた。洗浄と炭酸化の順番については、その特性を把握し、最適な方法を選択することが必要であることが示された。
- (5) 炭酸化の効果が確認される一方で、溶出液中のPb濃度が0.01 mg/L以下になる供給CO₂量あたりで、Cr(VI)が大きく上昇することも確認された。

本章により散水処理と組み合わせる Pb 不溶化方法としては、薬液散布処理であれば有機系キレート剤も有効であるが、浸出水中に有機物が高濃度に溶出するため、コストを削減するためには、炉内吹込みを検討する必要があると考えられる。一方で促進炭酸化 (CO₂ 通気) 処理は、焼却施設等の排ガスを有効活用できれば、コスト削減だけでなく、CO₂ 発生削減にも貢献できるシステムとなるため、本研究では、オンサイト安定化促進処理方法として、散水・炭酸化処理についてさらなる検討を行うこととした。

参考文献

- 4-1) 肴倉宏史, 成岡朋弘, 一般廃棄物焼却残渣の元素含有量に対する各可燃物の寄与率の推定, 第28回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.275-276, 2017
- 4-2) 山崎武志, 吉田恒行, 松本克美, 伊藤一郎, 内田敏仁, 無機薬剤によるごみ溶融スラッグの鉛溶出量の低減, 第16回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.651-653, 2005
- 4-3) 島岡隆行, 崎田省吾, 小畑博一, 田中朝都, 西垣正秀, 焼却炉実排ガスを用いた炭酸化処理による焼却灰中重金属類の不溶化, 第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.494-496, 2003
- 4-4) 今井敏夫, 高野博之, 朝倉宏, 遠藤和人, 井上雄三, 都市ごみ焼却主灰の固化の経時観察と炭酸化, 第18回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.821-823, 2007
- 4-5) 島岡隆行, 於久弘治, 宮脇健太郎, 花嶋正孝, 堀好弘, 松本克美, 古川清治, 内田敏仁, 廃棄物埋立地における薬剤処理灰の有害金属安定性に関する研究, 廃棄物資源循環学会論文誌, Vol.9, No.6, pp.264-273, 1998
- 4-6) European commission, Study on methodological aspects regarding limit values for pollutants in aggregates in the context of the possible development of end-of-waste criteria under the EU Waste Framework Directive, JRC technical reports, 2014
- 4-7) T.Van Gerven, E.Van Keer, S.Aricks, M.Jaspers, G.Wauters, C.Vandecasteele, Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling, Waste management, Vol.25, pp.291-300, 2005
- 4-8) F.Marchese, G.Genon, Full Scale Tests of Short-Term Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash Weathering Before Landfill Disposal, American Journal of Environmental Sciences 5 (4), pp.570-577, 2009
- 4-9) T.Wieser, H.Weigand., Stabilization of heavy metals in MSWI bottom ash by enhanced carbonation, Geo-congress2014, Technical papers, Geotechnical Special Publication, Vol.3, No.234, pp.2226-2234, 2014
- 4-10) 黒田泰弘, 輿石直幸, セメントコンクリートからの六価クロム溶出に及ぼす各種要因の影響, 日本建築学会構造系論文集, Vol.75, No.650, pp.715-722, 2010

第5章 オンサイト安定化促進処理の実証と長期溶出特性

5.1 概説

第4章では、オンサイトでの安定化促進処理の実施を目指して、短期間に安定的に有機物、塩類、重金属類（主にPb）の溶出濃度を低減する必要があるため、散水処理と組み合わせることが可能なPbの不溶化処理方法の検討を行った。薬液散布処理とCO₂ガスを通気する促進炭酸化処理について検討を行い、排水処理等の観点から炭酸化処理が有効であることが示された。CO₂ガスは焼却施設から排出される排ガス中にも多く含まれていることから、炭酸化処理はコスト削減だけでなく、CO₂発生削減にも貢献できるシステムとなることも期待される。

そこで本章では、焼却灰のオンサイト安定化促進処理の実用化を目指して、焼却灰の運搬で用いられる脱着式コンテナを活用した散水・炭酸化処理技術の開発を行った。具体的には、一般廃棄物焼却灰を用いて行った実規模での実証試験（図5-1-1）と、実証試験後の焼却灰を埋立てた場合を想定して行った長期的な溶出特性試験（小型ライシメータ試験）を行った。



図 5-1-1 実証試験装置外観

5.2 試験概要

5.2.1 供試試料

第4章及び第5章の試験では、第3章で使用した焼却灰Dを採取した一般廃棄物焼却施設（ストーカ炉）より異なる6つの時期に採取した試料をそれぞれ単独で使用している（BA1～6）。本章ではBA5, BA6を供試焼却灰として用いた。

5.2.2 試験方法

(1) コンテナ型処理装置実証試験

試験装置の構成を図5-2-1に示す。装置は4 t-8 m³水密式コンテナ（3,600×1,910×1,170 H mm）を改造し、焼却灰と発生する浸出水を分離できる二重床構造とした。二重床は清掃等が容易にできるよう取り外し可能となっている。コンテナへの焼却灰充填可能量は運搬車両の積載重量の制約から2.5 tであった。散水は散水用ノズルを3連で灰直上から約1 mの位置に設置し、タイマー制御の間欠運転で行った。通気は散水停止後、一度排水し、床下の浸出水上部の空間から上向流で焼却灰に給気した。給気には液化CO₂ガスを用いた。

焼却灰は事前のふるい分けを行わず本装置に焼却施設にて直接充填し、有姿で試験に用いた。小型バックホウ等を用いて焼却灰の敷均しを行った後、散水・通気装置を設置した。期間中の風雨や直射の影響を排除するため、試験はテント内にて行った（図5-2-2）。試験により発生する浸出水はコンテナ下部に設置した排水口より回収・貯留し、3, 6, 18, 24時間後にサンプルを採取した。散水量、通気量は流量計で、排水量は水位計を用いて記録管理を行った。

試験終了後、処理済み焼却灰については複数箇所から採取した個別サンプルと全体から採取混合した全体サンプルをそれぞれ分析した。

試験条件を表5-2-1に示す。本試験では1回目の試験Ex1で散水洗浄の効果を、2回目の試験Ex2で散水+炭酸化（CO₂）によるPb等の難溶化効果について、それぞれ実規模にて検証を行った。

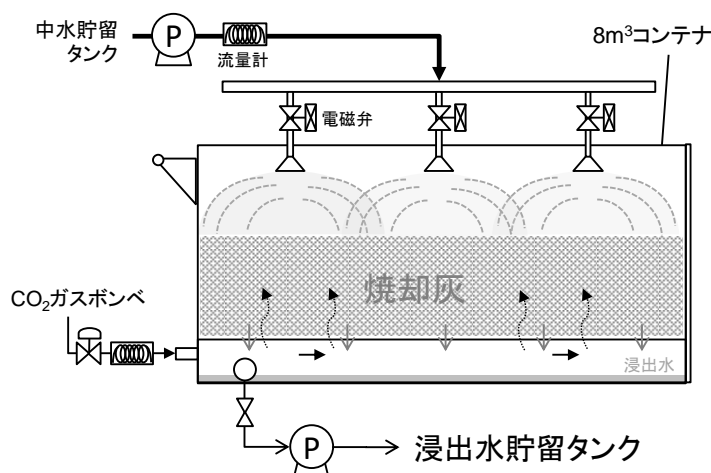


図 5-2-1 実証試験装置概要



図 5-2-2 実証試験散水状況

表 5-2-1 実証試験条件

処理区名	処理内容	BA サンプル	処理時間※ h	灰量 t	充填高 cm	充填密度 g/cm ³	散水強度 mm/d	通気 L/min	液固比(計画) L/kg	排水量/給水量 %	液固比(実績) L/kg
Ex1	散水	BA5	23-0	2.2	24-27	1.2-1.4	280	—	0.74	97%	0.74
Ex2	散水+CO ₂	BA6	18-6	2.3	24-29	1.2-1.4	280	70	0.58	96%	0.61

※散水時間-CO₂通気時間

(2) 小型ライシメータ試験

実証試験後の焼却灰を埋め立てた場合の溶出特性を調べることを目的として小型ライシメータ試験を行った。試験は未処理の焼却灰と実証試験終了後の焼却灰を木枠ふるい（目開き 9.5mm）でふるいい分けを行い，ふるい下を円筒型の透明塩ビ製カラム（φ104×400 mm）にそれぞれ 30cm 厚にランマーによる締固め充填した。カラムは 25℃の恒温室に設置し，4 mm/日の散水を行い 400 日間以上にわたり定期的に浸出水を採取した。試験条件を表 5-2-2 に示す。試験期間中，Ly-Ex2_W+C 区以外は全てカラム上部に滞水が発生した。Ly-Ex1 の両区については滞水により浸出水量が少なくなったため，350 日前後で終了した。

表 5-2-2 小型ライシメータ試験条件

処理区	前処理方法	日数 d	焼却灰量 kg	充填高 cm	充填密度 g/m ³	散水強度 mm/d	最終液固比 mL/g
Ly-Ex1_UN	未処理	325	4.5	31	1.7	4	0.9
Ly-Ex1_W	散水	385	4.5	30	1.8	4	1.7
Ly-Ex2_UN	未処理	485	4.5	32	1.7	4	2.4
Ly-Ex2_W+C	散水+CO ₂	476	4.5	31	1.7	4	2.2

5.2.3 分析方法

(1) 処理前後の焼却灰

図 5-2-3 にコンテナ実証試験における試験装置の散水ノズル位置と処理後焼却灰のサンプリング位置を示す。サンプリングは散水範囲を把握するため、装置の中心だけでなく、四隅も含めるように水平方向で 5 箇所設けた (P1~P5)。各サンプリングポイントで垂直方向についても約 9cm ずつ 3 つに等分 (上・中・下層) して採取することで、合計 15 箇所 (約 2kg/箇所) の個別サンプリングを行った。加えて装置内の焼却灰の複数箇所から採取、混合した全体サンプルも Ex1, Ex2 でそれぞれ 1 サンプル作製した。また試験における実際の洗い出し量を処理後の浸出水中の濃度と浸出水量の積より算出した。

処理前および処理後の各焼却灰試料については JLT13 法 (液固比 10, 6 時間振とう) で溶出試験を行い、溶出液を検液とした。洗い出し効果の比較として、処理前焼却灰については 3.2.2 に記したシリアルバッチ試験の方法に準拠し、溶出試験を 2 回繰り返した。

処理前後の焼却灰について、含水率、熱しゃく減量、塩素含有量を測定した。含水率、熱しゃく減量は環整第 95 号別紙 2 に準拠し、塩素含有量は JIS R5202 に基づいて測定した。

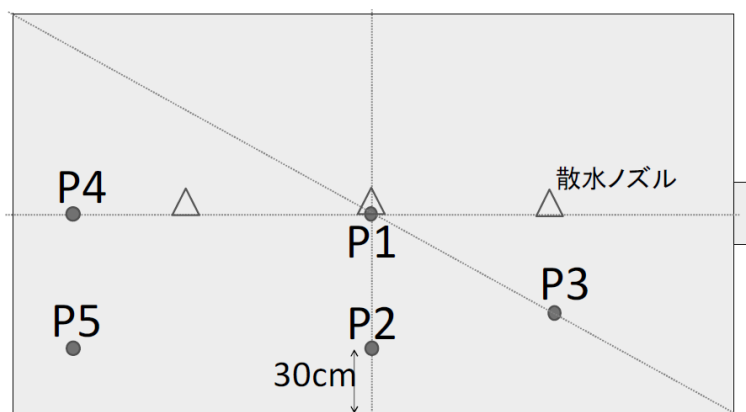


図 5-2-3 焼却灰サンプリング位置 (コンテナ寸法: 3,600 × 1,910 mm)

(2) 浸出水および溶出液

コンテナ実証試験や小型ライシメータ試験の浸出水および JLT13 法による溶出液について、pH, EC, 各種イオン濃度 (Na, Ca, Cl, PO₄), TOC, Pb, Cr(VI) の測定を行った。測定方法は 4.2.3 を参照。

5.3 供試焼却灰諸元と溶出特性

実証試験に用いた焼却灰 BA5, BA6 の含水率、熱しゃく減量、塩素含有量および JLT13 法による溶出濃度は表 4-3-1 に示している。BA5 と BA6 は採取時期としては、数日異なっている程度であるが、Cl や Pb の溶出濃度に差が見られた。

5.4 コンテナ型処理装置の実証

5.4.1 浸出水の挙動

実証試験の浸出水の pH, Cl 濃度の推移を示す (図 5-4-1)。Ex2 区では散水停止後に CO₂ ガス通気を行っている。Ex1 区では pH は散水を行っている間はほぼ変化はなく, pH13 程度で推移していた。Ex2 区において, CO₂ ガスを通気後, pH7 以下まで低下した。浸出水中の Cl は両区ともに散水量とともに低下しており, 塩類の洗い出しが進んでいることが示された。初期 Cl 濃度は Ex1 で 26,000 mg/L, Ex2 で 12,000 mg/L と 2 倍以上の差があったが, 散水停止時の濃度は Ex1 で 2,900 mg/L, Ex2 で 1,900 mg/L と共に大きく減少し, その差も小さくなった。

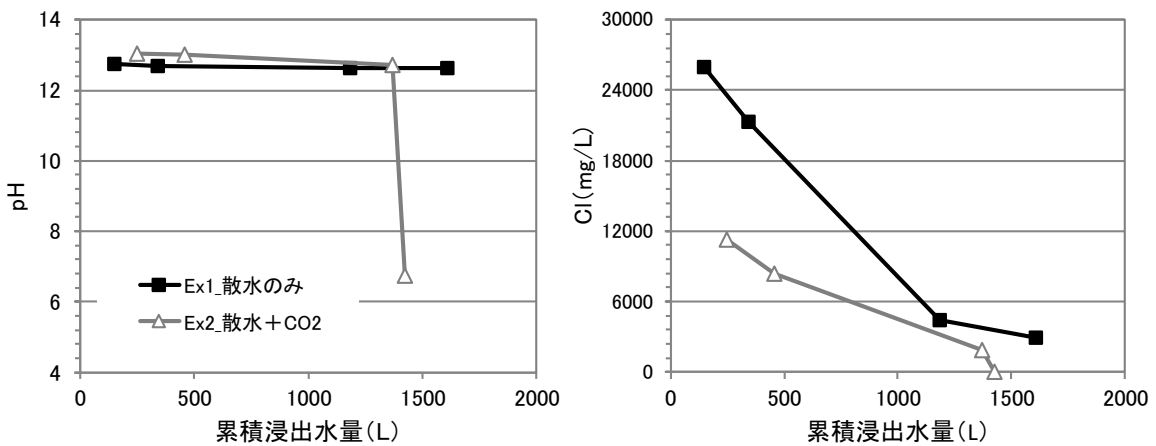


図 5-4-1 浸出水中の pH, Cl 濃度の推移

5.4.2 各採取点における溶出濃度

図 5-4-2 に Ex1 区各サンプリング位置で採取した個別・全体サンプルの溶出濃度 (Cl, Na, Ca, TOC) を示す。溶出濃度の比較として液固比 10 の JLT13 法での繰返し溶出濃度も明示した。Cl, Na については全体サンプルの値は JLT13 法の 2 回目とほぼ同等の値を示しており、全体として洗い出しが進んだことが示唆された。個別サンプルでも P5 の下層は高い値を示したが、それ以外のポイントでは全体サンプル同様の低い値を示していた。P5 は今回用いた散水ノズルの特徴から散水量が平均ポイントよりも 1/3 程度少なくなることが想定されていたため、散水量の不足により Cl, Na 溶出濃度が高くなったと考えられた。

Ca は全体サンプル、個別サンプル共に溶出濃度は JLT13 法の 1 回目 (焼却灰の初期値) とほぼ同等の値を示しており、洗い出しがほとんど進んでいないことが示唆された。Ca の洗い出しは液固比が必要であることが報告²⁻³⁷⁾されており、本試験も同様の結果が示された。TOC では JLT13 法が 1 mg/L 以下なのに対して、全体サンプルは 10 mg/L とやや高い結果となった。個別サンプルでも P4, P5 の下層で高い値が見られた。P5 については初期値よりも高い値となっており、焼却灰内でのバラツキの可能性もあるが、P4, P5 と散水量が平均より少なくなる箇所が高い値を示したことから、TOC は Cl, Na に比べ、液固比が必要なこと、洗い出しまでに時間を要することが推察された。

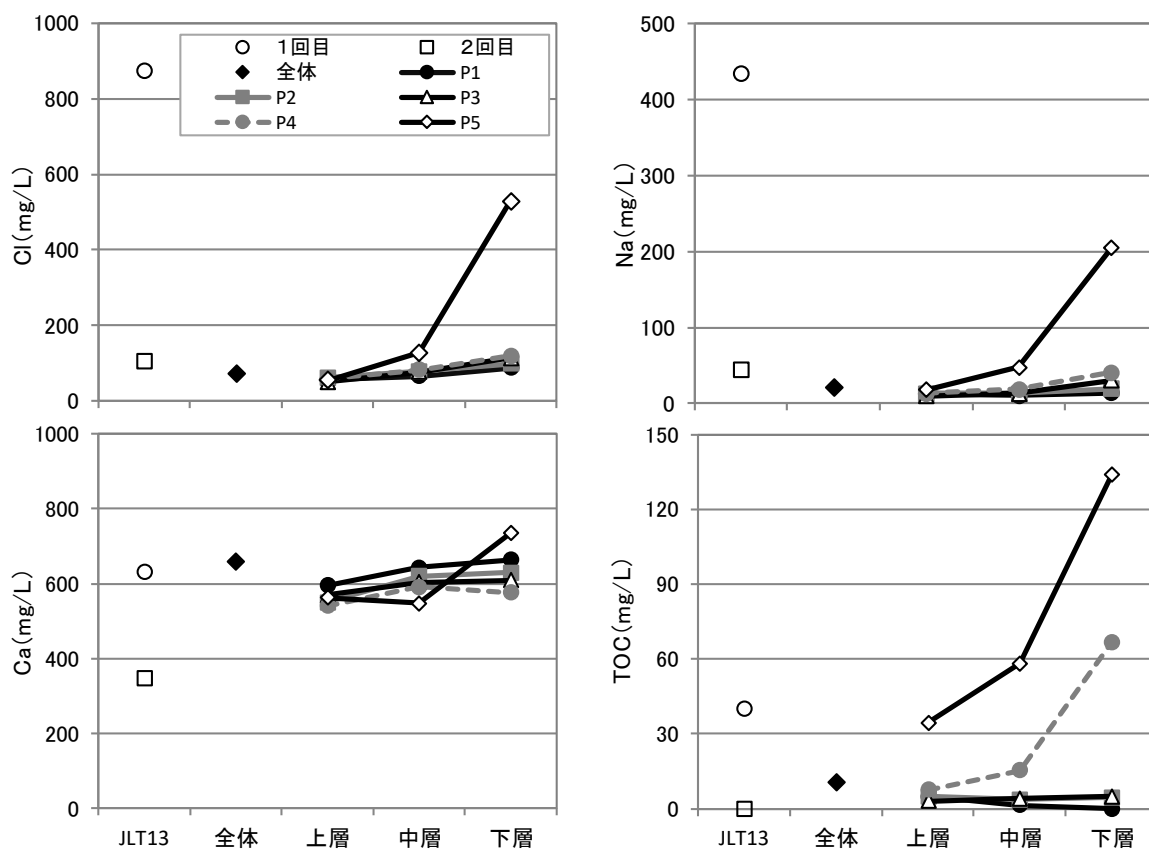


図 5-4-2 個別・全体サンプルの溶出液中 Cl, Na, Ca, TOC 濃度 (Ex1)

5.4.3 Cl 収支

図 5-4-3 に Ex1 区 (散水のみ) の焼却灰あたりの Cl 収支を示す。焼却灰の塩素含有量 (JIS R5202) は処理前後で 14,000 mg/kg から 4,000 mg/kg へ減少し、その低減率は 72%であった。焼却灰あたりの累積洗い出し量は試験後の浸出水総量に浸出水中 Cl 濃度を乗じたものを焼却灰量 (乾燥重量) で除して算出した。Ex1 区での灰あたり累積洗い出し量は 11,000 mg/kg であった。これらの結果から、本試験における Cl の収支がほぼとれていることが確認され、散水処理による Cl の洗い出し効果が示された。

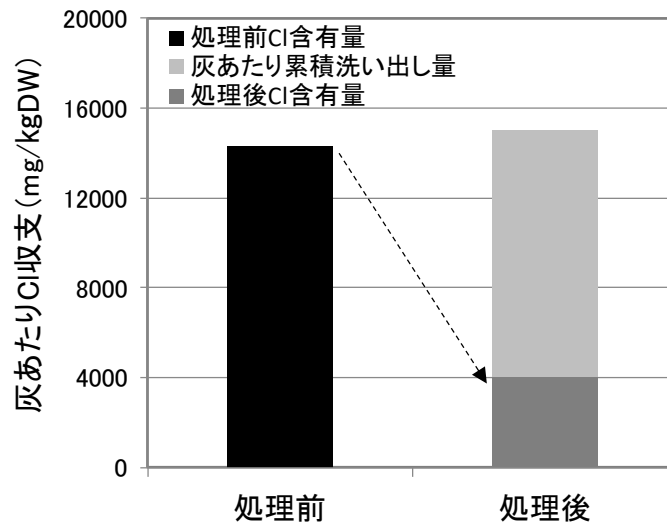


図 5-4-3 Ex1 の Cl 収支

5.4.4 炭酸化による効果

Ex2 区 (散水+CO₂) では散水処理後に CO₂ ガスを通気する処理を行った。図 5-4-4 に JLT13 法での洗浄後と Ex2 区の炭酸化が確認された個別サンプルの溶出液中の Pb, Ca 濃度を示す。個別サンプルの分析の結果、採取位置 P3, P4, P5 (図 5-2-3) では炭酸化が進んでいるが、P1, P2 ではほとんど進んでおらず、場所によって炭酸化反応に顕著な差が認められた。炭酸化が進んだ P3, P4, P5 においては、Pb 濃度が初期値 0.12 mg/L から 0.0082 mg/L まで低減されており、炭酸化による Pb の難溶化効果が確認された。また洗い出しには高い液固比が必要であるとされている Ca についても溶出濃度が低下しており、炭酸化カルシウムの形成による難溶化が示唆された。

コンテナ内での炭酸化反応のばらつきの要因としては、CO₂ 供給量やコンテナ構造が考えられる。本試験での CO₂ 供給量は 32 g/kgDW 相当であり、第 4 章の結果 (図 4-4-4) を鑑みると全体を反応させるためには不足していた可能性が高い。また焼却灰の炭酸化が発熱反応であることを利用し、炭酸化反応をサーモカメラで可視化した再現試験 (300L 槽) において、P1, P2 に相当する中心付近の反応が遅いことが確認されており (図 5-4-5)、コンテナ構造の改良が必要であることが示唆されている。

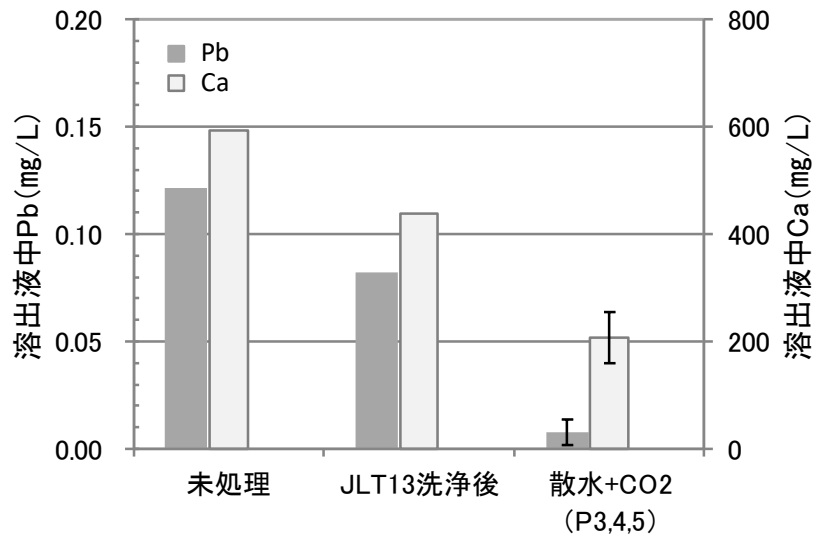


図 5-4-4 溶出液中 Pb, Ca 濃度 (Ex2)

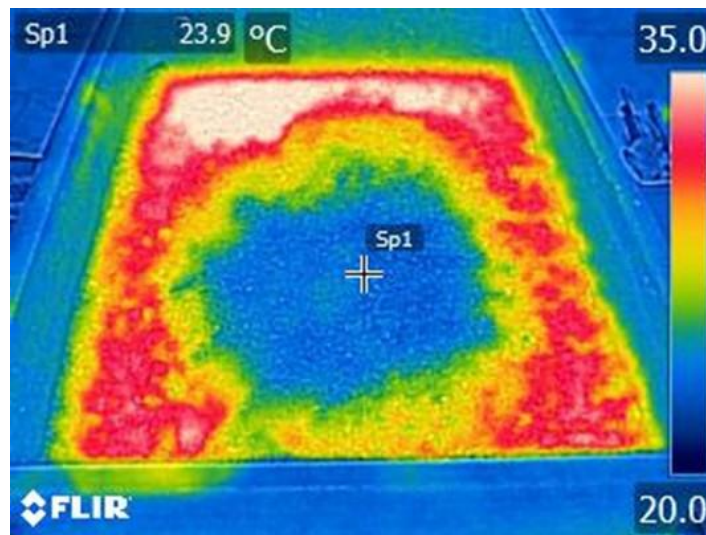


図 5-4-5 炭酸化による発熱状況の再現試験
(コンテナと同構造を有する 300L 槽に焼却灰を充填し CO₂ ガス通気)

5.5 処理後焼却灰の長期溶出特性

図5-5-1に小型ライシメータ試験における累積液固比の推移を示す。Ly-Ex1_UN(未処理)では170日頃からカラム内の焼却灰直上に滞水が発生し、浸出水量が大幅に減少した。Ly-Ex1_W(散水処理済み)においても300日経過後より急速に浸出水量が減少した。両処理区ともに最終的に浸出水が得られなくなったため試験を終了した。Ly-Ex2_UN(未処理)では1回目の充填から30日後には滞水が発生し、浸出水が得られなくなった。そのため再度、新しいカラムに焼却灰を充填し、他の3処理区から100日程度遅れて再開した結果が図5-5-1の値である。2回目のカラムでは、滞水は発生したが浸出水は期間を通して得られた。一方、Ly-Ex2_W+C(散水+CO₂処理済み)では唯一、滞水は発生せず安定して浸出水が得られた。

今井らは焼却灰の固化の要因として、エトリンガイトやカルシウムシリケートの水和物などの水和反応生成物と炭酸化による炭酸カルシウムであることを報告している⁵⁻¹⁾。本試験では、焼却灰は締めて充填していることから、炭酸化反応の進行速度はゆるやかであると予想されるため、Ly-Ex1_UNやLy-Ex2_UNの1回目で発生した滞水は、水和反応生成物による固化が原因であると推察される。炭酸化処理を行ったLy-Ex2_W+Cではエトリンガイト等は溶解されており、また新たな炭酸化反応は起きにくいため、固化反応は生じにくく、滞水が発生しなかった可能性が推察される。

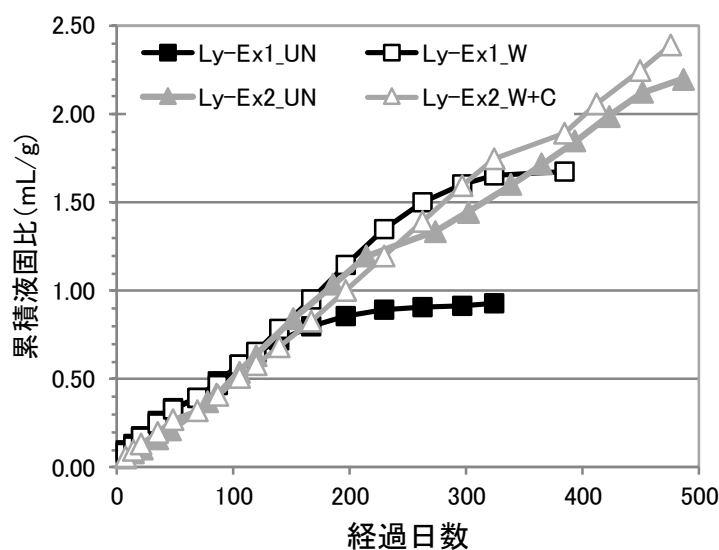


図 5-5-1 累積液固比

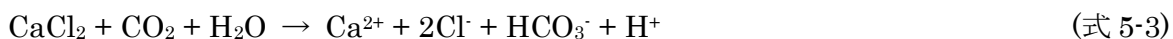
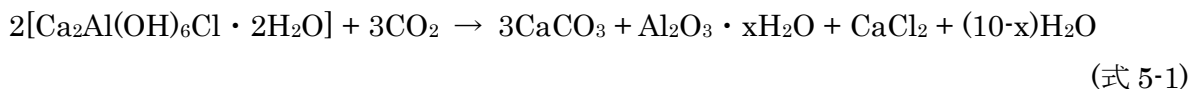
図5-5-2(a)～(h)に小型ライシメータ試験における浸出水中のpH、EC、Cl、Ca、TOC、TN、Pb、Cr(VI)の推移を示す。Cl、Ca、TOC、TNは累積溶出量の推移を示した。Pb、Cr(VI)は濃度の推移を示し、排水基準を図中に破線により明示した。

初期pH12-13の未処理灰を充填したLy-Ex1_UN、Ly-Ex2_UN(以降、未処理区)はpH10まで低下するのに200日程度要したのに対して、Ly-Ex1_W(以降、散水済区)およびLy-Ex2_W+C(以降、CO₂済区)では開始直後からpH10程度であり、CO₂済区では200日経過後にはpH9以下となった(図5-5-2(a))。ECは未処理区では初期に高いピークが現れたの

に対して処理済区（散水済区，CO₂済区）では低く推移した(図 5-5-2 (b))。

累積 Cl の溶出量は，未処理区では初期に高濃度の浸出水が発生したが，100 日程度経過すると未処理区でも溶出量の増加は抑えられる傾向が確認された。処理済区は初期より低い濃度で推移した。CO₂ 済区では散水済区よりも多くなる傾向が示唆された(図 5-5-2 (c))。この要因のひとつとして，第 3 章や第 4 章でも確認された炭酸化によるヒドロカルマイト等の溶解による影響が考えられる。

累積 Ca 量は，Ly-Ex1 では処理区間の差は認められなかった。Ly-Ex2 では，試験開始時は未処理区に比べ，CO₂ 済区の Ca 量は少ないが，250 日前後に逆転している。特に，200 日以降に直線的に増加する傾向が見られた(図 5-5-2 (d))。CO₂ 済区の Ca 量増加の原因として，ヒドロカルマイトの溶解 (式 5-1) ²⁻⁸¹⁾，炭酸化カルシウム形成 (式 5-2) が，pH 低下により阻害されることによる塩化カルシウム等の溶出 (式 5-3)，炭酸カルシウムの再溶解 (式 5-4) の可能性が考えられた。



柳瀬 ⁵⁻²⁾は焼却残渣の埋立試験槽から 18 年間にわたり採取した浸出水データにおいて，埋立初期から 9 年間までは，pH13→9 と高く Ca 濃度が低い (50 mg/L 以下) のに対して，9 年以降は pH8～9 まで低下し，Ca 濃度が上昇する (200 mg/L 以下) ことを報告している。これは前半においては Ca スケールを形成しやすく，後半はスケールを形成しにくい条件であるためと考えられており，本試験においても，同様の事象が生じている可能性が示唆された。

TOC，TN については，Ex1，Ex2 とともに TOC は未処理区では初期濃度は高く，その後溶出量は抑えられたのに対して，処理済区においては，初期濃度は低いながら TOC が上昇する傾向が見られた(図 5-5-2 (e))。TN では処理済区の上昇は TOC よりも少なかった(図 5-5-2 (f))。

Pb では未処理区は初期濃度では排水基準 (0.1 mg/L) を超過していたが，処理済区では十分に低い濃度まで低下していた。ただし散水済区において 260 日ぐらいより値が上昇した。これは Ca，Cr(VI)でも同様の傾向が見られており，浸出水量の減少によるイオン濃度の変化による影響の可能性が推察された。一方で CO₂ 済区では Pb 濃度は低く安定して推移していた(図 5-5-2 (g))。

Cr(VI)は炭酸化により溶出性が上昇することが第 4 章 (図 4-6-1) のカラム試験にて報告されているが，本試験でも CO₂ 済区において開始から 35 日程度まで上昇する傾向を示した。

その後、浸出水中濃度は低下しはじめ、90日で排水基準（0.5 mg/L）を下回り、200日以降は0.1 mg/L以下で推移した(図 5-5-2(h))。

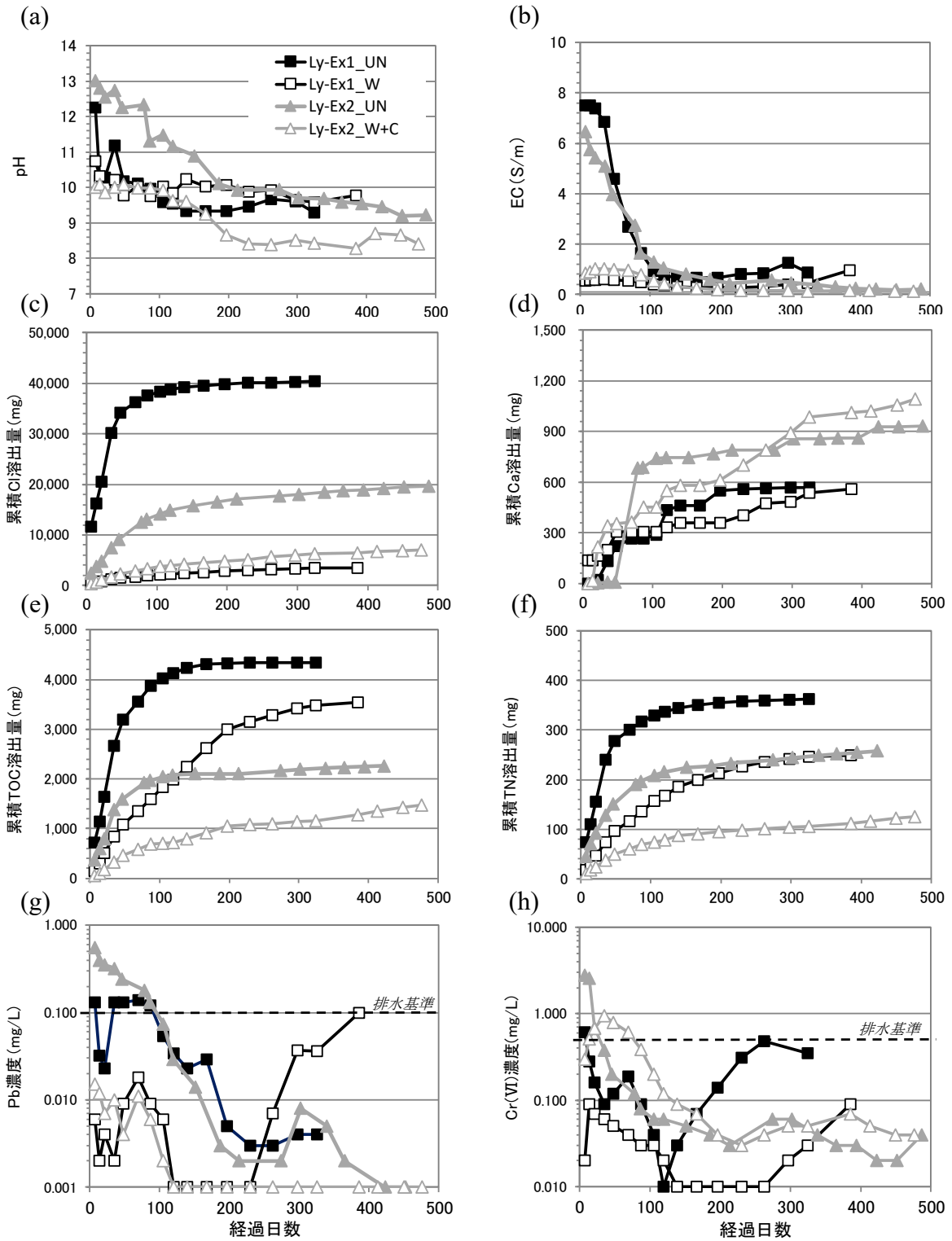


図 5-5-2 小型ライシメータ試験の浸出水濃度の推移

5.6 本章のまとめ

本章では脱着式コンテナ（8m³）を改造した焼却灰オンサイト安定化促進装置を開発し、一般廃棄物焼却灰を用いて散水・通気処理による実証試験（約 2.2t/回）を行い、処理後焼却灰の長期溶出特性について小型ライシメータ試験で調査した。以下、本章で得られた結果をまとめる。

- (1) 散水処理による実証試験後に、コンテナ内の複数地点で採取した個別サンプルの溶出液中 Cl, Na 濃度の結果から、散水範囲としては良好な洗い出しが行われていたことが確認された。
- (2) 散水処理による洗い出しは Ca については難しく、TOC についても散水の量や強度の調整が必要であることが示唆された。Cl の洗い出し量としては、本供試灰では処理前の塩素含有量に対して約 7 割の低減が確認された。
- (3) CO₂ ガスによる通気処理（炭酸化）により、Pb や Ca の難溶化効果が確認された。Pb では初期値の 1/10 以下まで溶出濃度が低減することが確認された。ただし未反応部分も確認されており、CO₂ 供給量や装置構造の改良が必要であることが示された。
- (4) 実証試験後のサンプルの長期溶出特性の評価として、400 日間以上行っている小型ライシメータ試験では、散水+炭酸化処理を行った処理区のみ滞水が発生せず、浸出水量は安定していた。
- (5) 散水+炭酸化処理では、散水により EC, Cl, TOC, TN の初期濃度のピーク抑制が確認されると共に、炭酸化による pH 低下、Cl 及び Ca 濃度の上昇が明らかになった。Pb については、400 日経過後も低く安定して推移し、Cr(VI)についても初期濃度上昇が見られたが、浸出水量が安定しているため、その後の濃度は低下し、安定して推移した。

本章により、オンサイト安定化促進処理として、脱着式コンテナを用いた散水・炭酸化処理技術の有効性が実証された。また処理後の焼却灰の長期溶出特性も調査し、浸出水の塩類濃度の初期ピーク抑制だけでなく、pH や Pb 濃度の低下に効果があることが示された。

参考文献

- 5-1) 今井敏夫, 高野博之, 朝倉宏, 遠藤和人, 井上雄三, 都市ごみ焼却主灰の固化の径時観察と炭酸化, 第18回廃棄物学会研究発表会講演論文集, D6-1, 2007
- 5-2) 柳瀬龍二, 自然に帰る最善の最終処分場のために焼却技術に期待すること, 廃棄物資源循環学会セミナー (2019年11月14日) 講演資料集, pp.32-41, 2019

第6章 安定化促進処理を施した焼却灰の力学・溶出特性と土木資材化検討

6.1 概説

焼却残渣のうち発生割合の多い焼却灰のリサイクル方法として、国内ではセメント原料化や溶融・焼成処理によるスラグ等の土木資材化が主流である(表 2-3-1)。しかし、近隣に施設が無い場合、輸送にかかるエネルギーやコストが増えることや、熱処理に伴うCO₂排出量の増加といった課題もある。また、最も受入量の多いセメント原料化については、焼却残渣の受入量は横ばい状態が続いている(図 2-3-2)。そのため、国内においても欧州で行われているような焼却灰自体の土木資材化が求められており、エージング処理や不溶化剤等との混合処理による土木資材化が検討され、一部で実施されている^{1-5,2-26,2-35})。これらはリサイクルの受入選択肢を増やす観点からも、重要な取り組みであるが、事例として少ないのが現状である。

本研究では、焼却灰の発生現場である焼却施設等のオンサイトで安定化促進処理する技術の開発を目指し、第5章では8m³コンテナを用いて散水・炭酸化処理の実規模での実証試験を行い、その効果を検証するとともに、小型ライシメータによる長期溶出特性まで調査を行った。その結果、コンテナを用いた散水・炭酸化処理が可能であること、長期溶出特性としてもPbが400日経過しても低く安定して推移していることが明らかになった。

一方で第4章、第5章の散水・炭酸化処理の安定化促進効果については、1カ所の焼却施設からの焼却灰(第3章焼却灰D)でしか試験を行っていない。焼却残渣は一般廃棄物組成、焼却施設、焼却方法等によりその性状が異なる可能性が指摘されている³⁻¹)ことから、さらなる知見の蓄積が必要である。そこで本章では、全国6カ所の一般廃棄物焼却施設の焼却灰について、安定化促進処理として、散水・炭酸化処理を施した際の影響について調査を行った。6種類の焼却灰についてカラム試験により溶出特性を調べるとともに、そのうち1種類の焼却灰については、力学特性への影響についても、修正CBR試験により評価を行った。

その結果、安定化促進処理を行った焼却灰(以降、改質灰)について、土木資材化の課題となりうる以下の特徴が示された。これらは主に炭酸化処理に起因すると考えられる。

- 1) 六価クロム(Cr(VI))溶出濃度増加
- 2) 力学強度の低下

そこで本章では、これらの課題に対応する方法として、1)へは鉄系不溶化剤を、2)については副資材を、それぞれ改質灰への混合材料として、その効果の検討も行った。これらの結果を踏まえて、改質灰を土木資材として使用する場合の利用用途と、利用にあたっての基準について、環境と材料の品質の観点で整理した。

6.2 試験概要

6.2.1 供試試料

(1) 焼却灰

本章では一般廃棄物等(一部廃木材等の可燃性産業廃棄物混合)由来の6種類の焼却灰 DR-1, DR-2, WR-1, WR-2, WR-3, WN-1 を使用した。焼却炉の形式としては、全てストーカ式であった。環境省の公開データ⁶⁻¹⁾によれば、廃棄物の組成として、紙・布類、ビニール・ゴム類で全体の50%以上を占めること、焼却灰への薬剤の添加は行われていないことが示されている。各焼却灰は有姿の状態ですり分け(目開き9.5 mm もしくは13.2 mm)を行い、ふるい下を供試焼却灰とした。WR-1については同施設で採取日が異なる試料を使用しており、それぞれ WR-1a, 1b, 1c とした。以下に本章の各試験で使用した焼却灰を示す。

- ・カラム試験：DR-1, DR-2, WR-1a, WR-2, WR-3, WN-1
- ・修正 CBR 試験：焼却灰 WR-1a, WR-1c
- ・不溶化剤試験：焼却灰 WR-1a, WR-1b
- ・副資材試験：焼却灰 WR-1a, WR-1b

(2) 副資材

焼却灰と混合する副資材としては赤土、黒土、浄水汚泥、コンクリートガラ of 粉砕物(以降、再生砂)を用いた。

6.2.2 試験方法1 (散水・炭酸化処理の影響)

(1) カラム試験

散水・炭酸化処理の焼却灰の溶出特性への影響を調べる目的でカラム試験を行った。試験方法については4.2.2 試験方法(2)を参照、試験条件を表6-2-1に示す。カラム試験の洗い出し効果の比較として、液固比10、6時間振とうを行うJLT13法を3回繰り返すシリアルバッチ試験(3.2.2)を行った。

表 6-2-1 カラム試験条件

処理区	充填重量	充填高	充填密度	液固比	通気量	処理時間
	kg	mm	g/cm ³	mL/g	gCO ₂ /kg	hr
散水	2.9	280-410	0.9-1.2	0.50-0.65	—	24
散水+炭酸化(CO ₂)					60	散水 18+通気 6
炭酸化(CO ₂)				—		6

(2) 修正 CBR 試験

散水・炭酸化処理の焼却灰の力学特性への影響を調べる目的で、修正 CBR 試験を行った。修正 CBR 試験 (JIS A1211) は路盤材としての適性を評価する試験である。供試焼却灰 WR-1c について、散水+炭酸化処理、炭酸化処理のみを施した試料 (WR1c-W+CO₂, WR1c-CO₂) をそれぞれ作製し、未処理灰を含めて 3 種類の焼却灰について測定を行った。修正 CBR の試験条件を表 6-2-2 に示す。供試体作製は E-b 法で求めた最適含水比で試料の含水比調整を行い、各層それぞれ 17, 42, 92 回突き固めを行った。その後、吸水膨張試験と貫入試験を行い、修正 CBR 値を求めた。

表 6-2-2 修正 CBR 試験条件

試料名称	処理条件	E-b 法	
		最適含水比 W _{opt} (%)	最大乾燥密度 ρ _{dmax} (g/cm ³)
WR-1c	未処理	24.0	1.397
WR1c-W+CO ₂	散水+炭酸化	24.7	1.375
WR1c-CO ₂	炭酸化	24.1	1.379

6.2.3 試験方法 2 (混合材料の検討)

(1) 不溶化剤試験

Cr(VI)の不溶化剤として、硫酸第一鉄 (以降、鉄剤) の効果は水処理や土壤汚染の分野において報告⁶⁻²⁾されている。試験では、焼却灰 WR-1b について、散水+炭酸化処理を施した後に、焼却灰 0.2 kg に対して鉄剤 (0, 1, 3, 5 wt%) を添加し、モルタル用ミキサーで攪拌したものを、密封し室温で 72 時間養生した後に溶出試験 (JLT13 法) を行い、その効果を検証した。

(2) コーン指数試験

焼却灰と 4 種類の副資材 (赤土, 黒土, 浄水汚泥, 再生砂) との混合による力学特性の変化をコーン指数試験 (JIS A 1228) により検討を行った。試験は供試焼却灰 WR-1b について、散水+炭酸化処理を行った焼却灰 (WR1b-W+CO₂) に対して、副資材配合率を変更し実施した (配合率 50 %で乾燥重量あたり焼却灰 : 副資材 = 1 : 1)。供試体は、A-a 法より得られた最適含水比に調整し、3 層 25 回突き固めて作製した。表 6-2-3 に実験条件として、最適含水比 (W_{opt}) および最大乾燥密度 (ρ_{dmax}) を示す。

表 6-2-3 コーン指数試験条件

試料	副資材	副資材 配合率	A-a 法	
			最適含水比 $W_{opt}(\%)$	最大乾燥密度 $\rho_{dmax}(g/cm^3)$
焼却灰	—	0%	29.6	1.272
	赤土	33%	42.7	1.169
		50%	47.0	1.070
	黒土	33%	36.6	1.215
		50%	36.4	1.173
	浄水汚 泥	33%	50.1	1.048
		50%	57.4	0.949
	再生砂	33%	21.3	1.535
50%		18.2	1.627	
赤土	—	—	72.3	0.879
黒土	—	—	46.4	1.058
浄水汚泥	—	—	77.6	0.768
再生砂	—	—	12.3	1.971

6.2.4 分析方法

(1) 焼却灰

6.2.2 (1) カラム試験終了後、カラム内の処理済み焼却灰は垂直方向に 3 等分に分割し、それぞれ上・中・下層として分析用試料として採取した。カラム試験および 6.2.3 (1) 不溶化剤試験で採取した焼却灰サンプルについては JLT13 法で溶出液を作製・測定を行った。含水率、熱しゃく減量を環整第 95 号別紙 2 により、Na, Cl, Ca, Pb, Cr 含有量は蛍光 X 線分析法により分析を行った。さらに環境省告示第 19 号土壌含有量調査法（以降、JLT19 法）により Pb 含有量、Cr(VI)含有量を測定した。TC は熱触媒酸化法によって測定した。

また焼却灰の物理特性として、JIS A1204 土の粒度試験で粒度分布を、JIS A1202 土粒子の密度試験に準じて焼却灰の粒子密度をそれぞれ測定した。密度試験においては、熱による焼却灰の変化を考慮し、脱気について、従来の湯せん法ではなく、真空脱気法を採用した。

(2) 浸出水および溶出液

カラムからの浸出水および JLT13 法による溶出液について、pH, EC, 各種イオン濃度 (Na, Ca, Cl), Pb, Cr(VI)の測定を行った。測定方法は 4.2.3 を参照。

6.3 供試焼却灰の化学・物理特性

6.3.1 化学特性

カラム試験に用いた6種の供試焼却灰の含水率、熱しゃく減量、含有量、溶出濃度を表6-3-1に示す。含水率は乾灰ではほぼ0%、湿灰は26~33%の範囲で推移していた。含有量では、Na, Cl, Caについては6種の灰間で大きな差は無かった。Pb含有量はDR-1が他より10倍以上高い値を示したが、JLT19法のPb含有量では他の2~3倍程度であった。JLT19法のCr(VI)含有量はDR-1, WR-1で他より高い値を示した。JLT13法による溶出濃度では、WR-3が他の灰よりもClで最大6倍、Caで22倍も高い値を示し、Pbについては乾灰DR-1, DR-2で高い傾向が確認された。またCr(VI)では含有量が高いDR-1, WR-1が他よりも高い値を示した。

表6-3-1 カラム試験焼却灰の含水率、熱しゃく減量、含有量および溶出濃度

サンプル名称*			DR-1	DR-2	WR-1	WR-2	WR-3	WN-1
試料状態			乾灰	乾灰	湿灰	湿灰	湿灰	湿灰
含水率 (含水比)	%		0.0(0.0)	0.2(0.1)	33(49)	28(38)	26(35)	26(35)
熱しゃく減量	%		0.0	0.0	5.2	4.1	2.1	5.5
含有量	Na	%	3.0	2.8	2.1	3.1	1.6	2.2
	Cl	%	1.1	1.1	1.5	1.1	1.9	1.0
	Ca	%	17	14	22	17	17	22
	Pb	mg/kg	2,500	200	250	340	260	380
	Cr	mg/kg	630	270	380	370	180	330
	Pb含有	mg/kg	670	200	600	270	380	340
	Cr(VI)含有	mg/kg	7	<5	28	<5	<5	<5
溶出濃度	Na	mg/L	650	550	360	390	470	370
	Cl	mg/L	630	590	190	300	1,200	270
	Ca	mg/L	410	770	590	69	900	41
	Pb	mg/L	25	4.0	0.74	0.07	1.2	0.21
	Cr(VI)	mg/L	0.06	0.02	0.06	0.01	0.02	0.01

*試料名中のDは乾灰を、Wは湿灰を示す。また、Rは焼却対象ごみに破碎可燃残渣を含み、Nは含まないことを示す。

6.3.2 物理特性

修正 CBR 及びコーン試験に使用した供試焼却灰 WR-1 の処理前後の粒子密度を表6-3-2に、粒径加積曲線を図6-3-1に示す。あわせて副資材の値も示す。粒子密度について、焼却灰 WR-1 は処理に関わらず 2.36~2.60 g/cm³ の範囲であった。副資材では浄水汚泥が最も低

く、再生砂が最も高い値を示した。粒度分布では、焼却灰は 0.1 mm 以下の細かい粒子から 10 mm 以下の比較的大きい粒子まで全体的に分布しており、締固め特性が良い材料であることが確認された。同焼却施設から異なる時期に採取した WR-1a と WR-1c について、0.02 mm 以上の粒度分布にほとんど差は認められなかった。また散水+炭酸化処理 (WR1c-W+CO₂)、炭酸化処理 (WR1c-CO₂) した焼却灰についても、これら物理特性について未処理 (WR-1c) の焼却灰と大きな差が無いことが明らかになった。副資材に用いた試料のうち、赤土、黒土、浄水汚泥は 0.1 mm 以下の粘土・シルト分が 8 割以上と細かい粒子が非常に多いのに対して、再生砂は 0.1~10 mm と大きい粒子で構成されていた。

表 6-3-2 焼却灰及び副資材の粒子密度

試料名称	試験	処理方法	粒子密度 $\rho_s(\text{g/cm}^3)$
WR-1a	カラム試験	未処理	2.358
WR-1c	修正 CBR	未処理	2.490
WR1c-W+CO ₂	修正 CBR	散水+炭酸化	2.482
WR1c-CO ₂	修正 CBR	炭酸化	2.484
WR1b-W+CO ₂	コーン試験	散水+炭酸化	2.596
赤土	コーン試験	-	2.567
黒土	コーン試験	-	2.427
浄水汚泥	コーン試験	-	2.152
再生砂	コーン試験	-	2.731

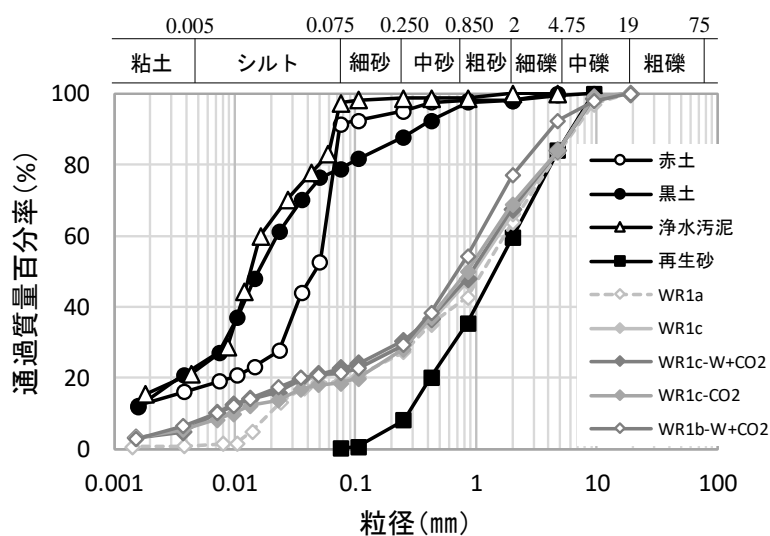


図 6-3-1 焼却灰及び副資材の粒度分布

6.4 散水・炭酸化処理の焼却灰への影響

6.4.1 溶出特性への影響

図 6-4-1 にカラム試験における各焼却灰の散水処理区の Na, Cl 溶出率を示す。溶出率とは、液固比 10 で 6 時間振とうを行う JLT13 法で洗い出した焼却灰重量あたりの溶出重量（基準溶出量）を 1 とし、各処理区の累積溶出量をそれぞれの焼却灰の基準溶出量で除した値である。溶出率は、散水処理により、カラム内の焼却灰中の塩類をどれだけ洗い出すことができたかを測る指標となる値である。Na については、溶出率は 0.83~1.0 と高い値を示したのに対して、Cl は 0.56~0.91 と焼却灰によって大きくばらつく結果となった。Cl については、フリーデル氏塩のような難溶性塩が少ない乾灰の基準溶出量は高くなりやすいため、散水処理の溶出率としては低くなったと考えられる。ただし本章で実施したカラム試験での液固比は 0.50~0.65 であり、JLT13 法の 1/20 程度であることを鑑みると、全体として効率的な洗い出しが行われていたことが確認された。

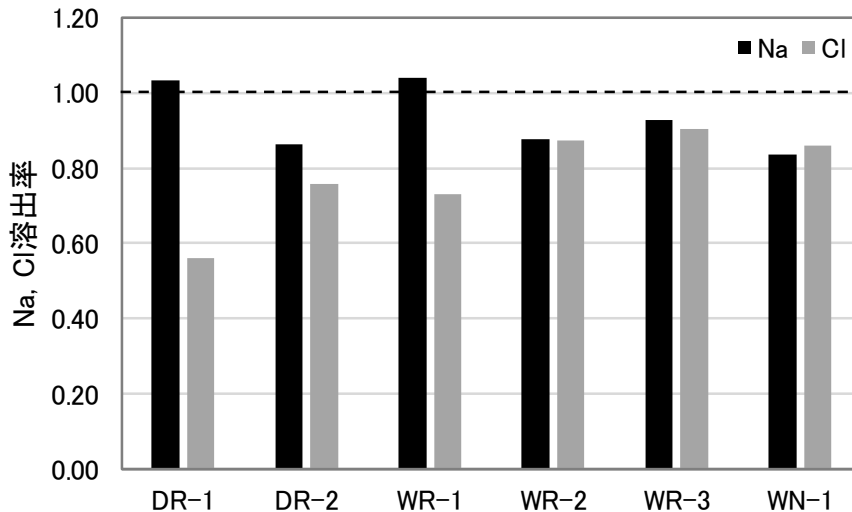


図 6-4-1 溶出液中 Cl 濃度

カラム試験前後の TC の変化を図 6-4-2 に示す。処理前 (Initial) と散水処理区の TC がほとんど変わらないのに対して、CO₂ ガスの通気を行った散水+CO₂ 区、CO₂ 区で明らかな TC 増加がみられた。増加量に差はあるが、全ての焼却灰で TC 増加が確認された。

各層の焼却灰の溶出液中 Pb 濃度を図 6-4-3 示す。図中の Initial (1, 2, 3 回目) はシリアルバッチ試験の溶出濃度を示している。炭酸化による焼却灰の Pb 溶出抑制は第 4 章、第 5 章でも報告しており、本章でも同様にすべての焼却灰で Pb 濃度の低下は確認された。DR-1 は初期濃度が 20 mg/L 以上と高く、JLT13 法による繰り返し溶出や散水処理でも 1~9 mg/L 程度までしか低下しなかったが、炭酸化処理を行うことにより、0.01 mg/L 以下まで低下することが確認された。WN-1 については、初期濃度が 0.2 mg/L と低いが、炭酸化処理により 0.001 mg/L まで低下した。一方で、WR-3 については、他の灰種に比べて明らかに Pb 濃度

の低下幅が小さい結果となった。図6-4-2よりWR-3はTCの増加量が他の灰に比べ少なく、焼却灰の炭酸化反応が不十分であることが示唆された。WR-3の初期含水率は他の灰と大きく変わらなかった(表6-3-1)が、処理前の状態として、他の灰に比べ表面水が多く、またCa溶出量が他の焼却灰よりも高かった(表6-3-1)。このことから、焼却灰粒子間に多く存在していた表面水中に、高濃度のCaが溶解しており、それらが炭酸化することにより、CaCO₃の被膜が焼却灰粒子表面に形成しやすく、炭酸化の進行を阻害した可能性が推察された。

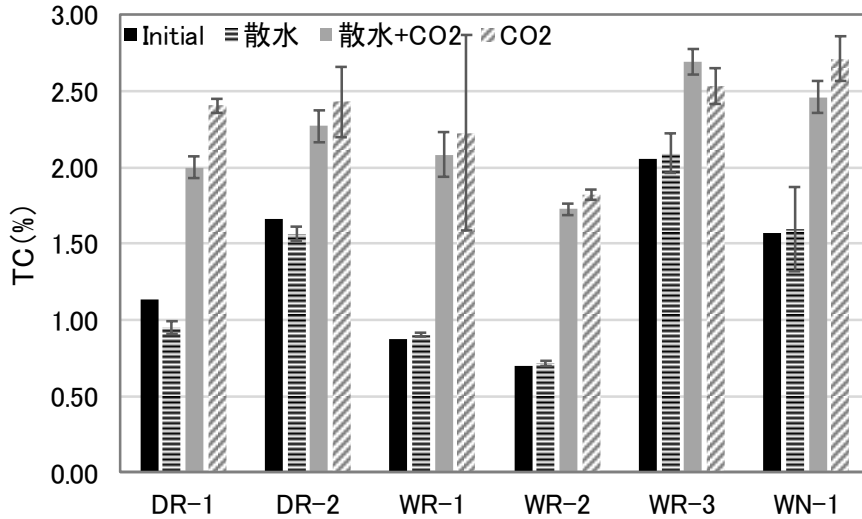


図6-4-2 全炭素量 (TC) の変化

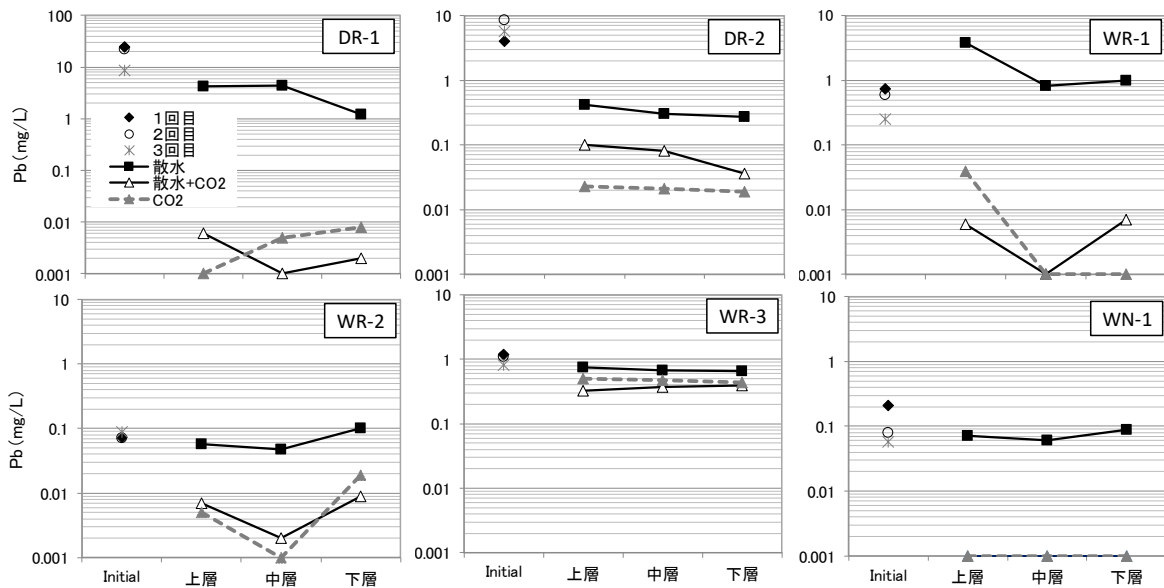


図6-4-3 溶出液中Pb濃度

図 6-4-4 に溶出液中の Cr(VI)濃度を示す。第 4 章において、炭酸化により Cr(VI)の溶出が促進されることが報告されている(図 4-6-1)。本章では、JLT19 法で Cr(VI)含有量が高かった WR-1 で炭酸化による Cr(VI)溶出増加が顕著であった。ただしその増加幅は灰によって異なっており、WN-1 はほとんど増加しなかった。また炭酸化が不十分と考えられた WR-3 の溶出濃度もほとんど増加しなかった。これらの結果から炭酸化による Cr(VI)溶出増加について確認されるとともに、その程度は焼却灰自体の特性と炭酸化の程度によって異なることが明らかになった。

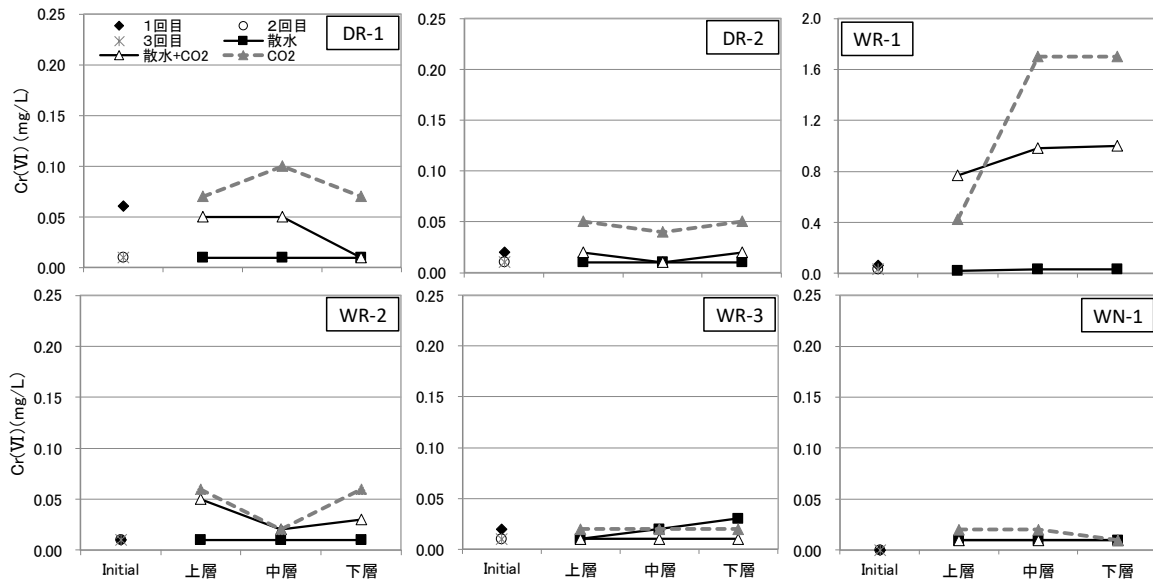


図 6-4-4 溶出液中 Cr(VI) 濃度

6.4.2 力学特性への影響

図 6-4-5 に含水比-CBR 値-乾燥密度の関係を示す。締固め曲線に着目すると、いずれの処理条件においても最適含水比 (W_{opt}) 及び最大乾燥密度 (ρ_{dmax}) に変化を及ぼさないことが分かる。これは、図 6-3-1 に示す粒径加積曲線からも分かるように、処理前後で粒度分布に与える影響が少ないためであると考えられる。図 6-4-6 に修正 CBR 試験結果を示す。修正 CBR は未処理 (WR-1c) で最も高い値を示し、安定化促進処理に伴い低下する傾向を示した。これは久保田ら⁶⁻³⁾の報告と同様の傾向を示しており、本報告では炭酸化のみの処理区 (WR1c-CO₂) と散水+炭酸化処理区 (WR1c-W+CO₂) に大きな差が見られないことから、炭酸化が修正 CBR 値低下の要因として寄与している可能性が示唆された。藤川ら⁶⁻⁴⁾は、焼却灰が 1 年間のエイジングの進行とともに、修正 CBR 値が低下する傾向にあることを報告しており、その原因として焼却灰の固化・解砕による粘着力低下の可能性を挙げている。本研究における炭酸化においても固化は確認されており、同様のメカニズムが考えられる。このように炭酸化により、修正 CBR 値の低下が確認されたが、一方で、その値は舗装材料の規定

6.5)における下層路盤材の品質基準である30%は、締固め度90%において、いずれも上回る結果となった。未処理区(WR-1c)では、締固め度95%において、上層路盤材の品質基準である80%を超える結果となった。

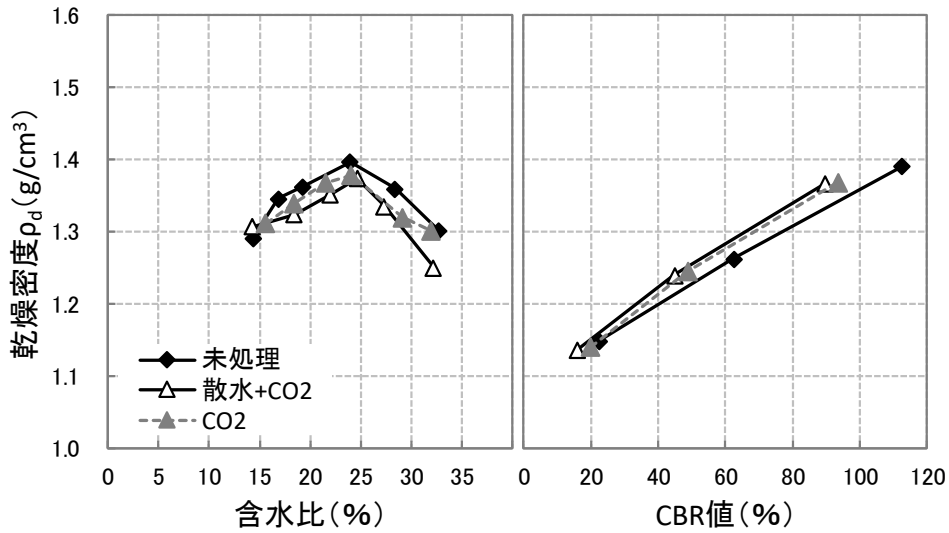


図 6-4-5 含水比-CBR 値-乾燥密度の関係

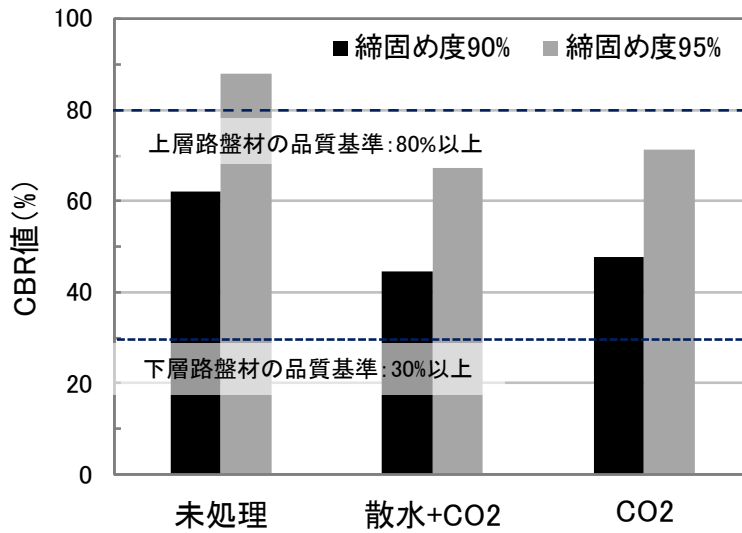


図 6-4-6 修正 CBR 値

6.5 混合材料の検討

6.5.1 鉄剤によるCr(VI)溶出対策

炭酸化によるCr(VI)溶出濃度の増加をうけて、散水+炭酸化処理を施した焼却灰(WR1b-W+CO₂)に対して、鉄剤を添加し、混練・養生後にJLT13法による溶出試験を行った結果を図6-5-1に示す。鉄剤添加前のWR1b-W+CO₂は図6-4-4のWR-1(WR-1a)の結果同様、Cr(VI)濃度は0.69 mg/Lと高い値を示した。鉄剤の添加濃度の増加とともにCr(VI)の溶出濃度は低下し、3%添加で0.05 mg/L、5%添加で0.02 mg/L以下まで低下した。Pb濃度は薬剤添加前が0.008 mg/Lであったのに対して、添加により0.001 mg/L以下まで低下した。これは炭酸化の難溶化効果に加えて、薬剤によるpH低下が影響していると考えられる(薬剤添加前pH11.5→5%添加pH9.5)。鉄剤の添加により、PbとCr(VI)の難溶化が可能であることが明らかになった。

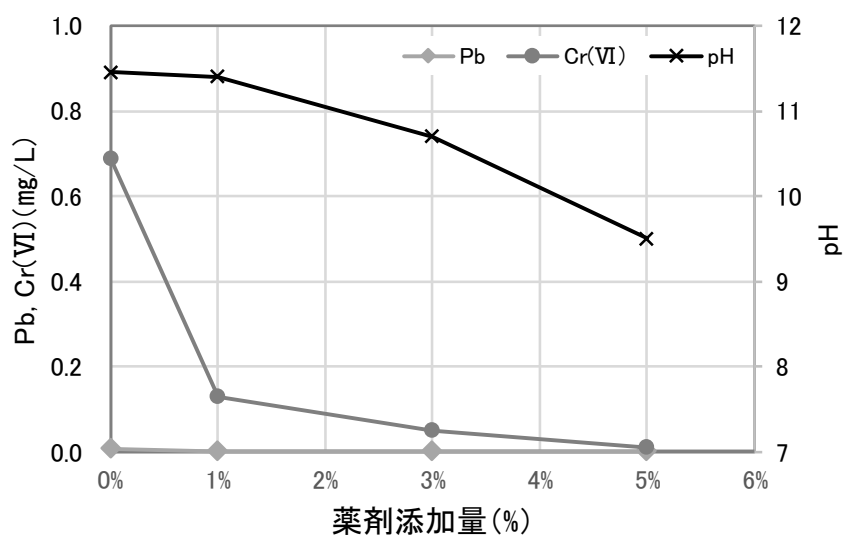


図6-5-1 鉄剤添加量と溶出液中Pb, Cr(VI)濃度の関係

6.5.2 副資材による強度改善効果

炭酸化による力学強度の低下をうけて、図 6-5-2 に散水+炭酸化処理を施した焼却灰 (WR1b-W+CO₂) に副資材を混合した際のコーン指数試験結果を示す。副資材単独のコーン指数は点線でそれぞれ図中に明示した。

副資材配合率の増加に伴いコーン指数が減少傾向を示す赤土、黒土、浄水汚泥とは異なり、再生砂は、焼却灰に混合したことでコーン指数が増加する結果となった。これは、図 6-3-1 の粒径加積曲線にも示すように、再生砂が赤土等とは異なり、焼却灰に比べて細粒分含有率が低いため締固め特性が増加したと考えられる。また、再生砂はコンクリート塊を破碎したものであり、硬度の高い材質であることもコーン指数の増加につながったと考えられる。

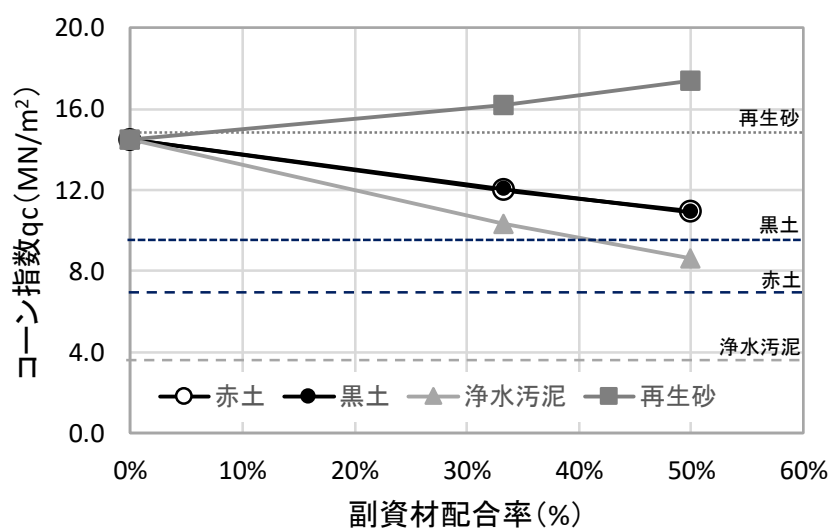


図 6-5-2 副資材配合率とコーン指数

6.6 改質灰の利用用途と基準の考え方

改質灰を土木資材として利用するにあたっては、その特徴を十分に考慮して、用途を定めるとともに、利用にあたっての基準を設定する必要がある。重金属を含有する焼却灰については、特に環境安全面の品質が最も懸念される場所である。図 6-6-1 に石炭灰混合材料における環境安全品質の判断のフローチャートを示す⁶⁻⁶⁾。環境安全品質基準は、「最も配慮すべき暴露環境」において、石炭灰混合材料を取り囲む環境媒体（石炭灰混合材料と接する土壌や地下水等）が環境基準等を満足できるように規定されている。試験方法は、土壌汚染対策法の適用可能性（もしくは土壌汚染対策法と同等の環境安全品質の必要性）、直接摂取の可能性、および、溶出経路に基づき設定される。本研究の改質灰をもとに作製する改質灰由来土木資材においても、同様の考え方で用途と基準を規定する必要があると考えられる。

第5章、第6章で明らかになった改質灰の土木資材としての特徴は以下のとおりである。

- ・土等に比べて粒度が全体的に分布しており、締固め特性が良好
- ・炭酸化処理により、未処理灰に比べて透水性が良好
- ・散水・炭酸化処理により塩類、有機物、Pb 溶出濃度が低下
- ・炭酸化処理により、力学強度が低下する傾向あり
- ・Pb の重金属含有量（JLT19）が土壌含有量基準（150 mg/kg）を超過する可能性が高い

これらの特徴を踏まえて、災害廃棄物焼却灰²⁻²⁸⁾や石炭灰⁶⁻⁶⁾の再生資材化において示されている利用基準や土木資材基準^{6-7,6-8)}を参考に、改質灰由来土木資材の利用用途と基準案を表 6-6-1 に作成した。改質灰は安定化促進処理が施されているため、未処理の焼却灰に比べて、塩類濃度低減、pH 低下、Pb 溶出抑制の効果が得られる。一方で焼却灰を土と同等の塩類濃度や重金属含有量まで低減することは容易ではなく、覆土材や盛土材等の土として利用が求められる用途に適用することは難しいことが予想される。そこで改質灰単独で使用する場合は、資材が雨水などによっても表面に露出する恐れが無い状態として、盛土材や埋戻し材の内部材料として利用する。また路盤材・路床材に用いる場合は、再利用の可能性も踏まえ基準を設定した。路盤材として改質灰を利用する場合は、副資材と混合した改質灰混合材料にすることにより、粒度や強度を調整することが望ましい。改質灰の利用にあたっては、市町村道ではなく、高速自動車道や自動車専用道路など管理者が変わらず、トレーサビリティがとれる場所で使用することが望ましい。また将来、改質灰由来土木資材を再掘削する場合には、再掘削時点で掘削物の性状を確認し、再利用できないものであれば産業廃棄物として適切に処分する必要がある。

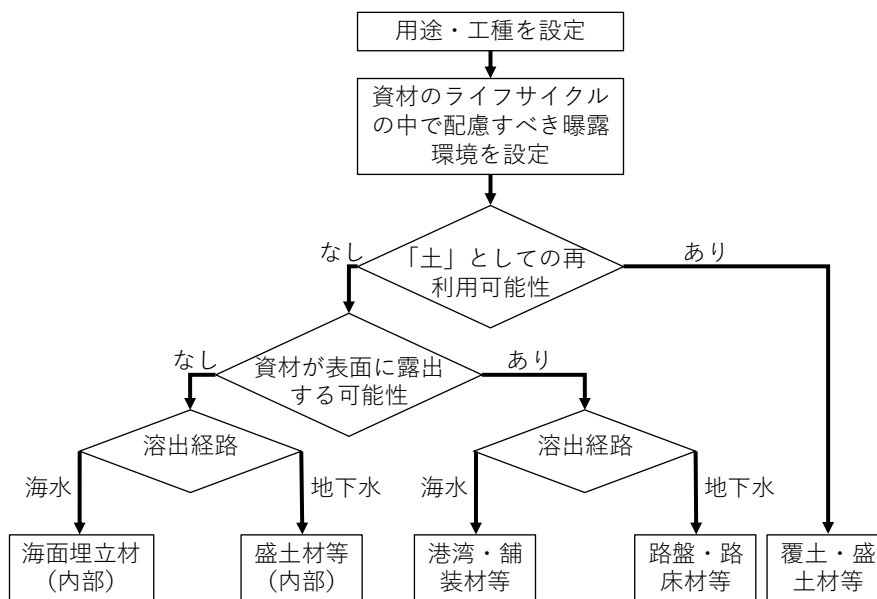


図 6-6-1 環境安全性の判断フローチャート⁶⁻⁶⁾

表 6-6-1 改質灰由来土木資材の利用用途と基準案

用途	環境安全品質基準		材料品質基準
	溶出 [*]	含有 [*]	
盛土材、埋戻材 (内部)	土壌溶出量基準	なし	最大粒度<300mm q _c ≥800kN/m ² (第2種)
路盤材、路床材	土壌溶出量基準	土壌含有量基準	粒度: JIS A5001, 修正 CBR, すりへり減量, 塑性指数
海面埋立材料 (内部)	港湾用途溶出量 基準 (土壌×3倍)	なし	各工事で定められた 要求品質に従う

※溶出試験としては利用有姿による試験 JIS K0058 の 5、含有量試験は JIS K0058-2

6.7 本章のまとめ

本章では、全国6カ所の一般廃棄物焼却施設の焼却灰について、カラム試験により散水・炭酸化処理を施し、その溶出特性・力学特性への影響について調査を行った。また安定化促進処理を施した改質灰の土木資材化を目指し、より良質な資材とするため、混合材料の検討も行うと共に、改質灰由来土木資材としての利用用途・基準の考え方を示した。それら結果を以下にまとめる。

- (1) 6種の焼却灰で炭酸化によるPbの溶出抑制効果が確認されたが、WR-3のみ表面水による炭酸化阻害が推察された。
- (2) 炭酸化によりCr(VI)の溶出濃度については、WR-1aで顕著に増加したが、一方でWN-1ではほとんど増加しなかった。このことから炭酸化によるCr(VI)溶出増加の程度は焼却灰によって異なることが明らかになった。
- (3) 力学特性への影響として、炭酸化が修正CBR値低下の要因として寄与している可能性が示唆された。ただし締固め度90%においては、いずれも下層路盤材の品質基準である30%を上回る結果となった。
- (4) 混合材料として、鉄剤によるCr(VI)の溶出抑制効果を検証した結果、炭酸化したWR-1の焼却灰に対して、鉄剤添加量3%以上で0.05 mg/L以下まで低下することが確認された。
- (5) 混合材料として、副資材による強度改善効果を検証した結果、コンクリートガラ由来の再生砂は、赤土、黒土、浄水汚泥とは異なり、配合率を増やすことで強度（コーン指数）が増加することが明らかになった。
- (6) 改質灰由来土木資材の利用用途として、盛土材等の内部材料や路盤材を選定するとともに、適用する環境安全・材料品質基準についても考え方を提示した。

参考文献

- 6-1) 環境省, 平成 29 年焼却施設整備状況一覧, 2019
- 6-2) 福田誠・木村智博・釜本英一・田口洋治, 土壤重金属の不溶化技術, 地盤工学会, 地盤工学会誌, Vol.58, No.9 ser, No.632, pp.52-53, 2010
- 6-3) 久保田洋・繁泉恒河・増田圭司・山田裕己・野口俊太郎・藤川拓朗・古賀千佳嗣・佐藤研一, 焼却灰のオンサイト安定化促進処理と土木資材化の検討, 第 12 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, pp.177-182, 2017
- 6-4) Takuro Fujikawa, Kenichi Sato, Chikashi Koga, Hirofumi Sakanakura, Effective utilization of incineration bottom ash from municipal solid waste using aging method, Geo-Environmental Engineering 2017, pp.1-6, 2017
- 6-5) 公益社団法人地盤工学会, 地盤材料試験の方法と解説, p402, 2009
- 6-6) 一般財団法人石炭エネルギーセンター (JCOAL), 石炭灰混合材料有効利用ガイドライン (統合改訂版), 2018
- 6-7) 国土交通省, 発生土利用基準について (国官技第 112 号), 2006
- 6-8) 国土交通省九州地方整備局, 土木資材品質管理基準及び規格値, 2012

第7章 焼却灰の低環境負荷型土木資材化技術の提案

7.1 低環境負荷型土木資材化技術のプロセス

第3, 4, 5章で得られた安定化促進処理の試験結果に, 第6章で得られた土木資材化の検討結果を加え, 安定化促進処理を前提とした低環境負荷型土木資材化技術の流れについて図7-1-1に示す。ここでの「低環境負荷型」とは, 原料となる焼却灰について, 熔融や焼成といった熱処理等と比べ, 環境負荷の小さい散水や炭酸化処理で安定化を促進することで, 将来的な塩類や重金属等の溶出リスク(環境リスク)を低減した土木資材を製造することを意図している。肴倉ら⁷⁻¹⁾はコンテナエージングと物理選別を組み合わせた処理を, グリーン改質処理として, 熔融処理や埋立処分よりも温室効果ガス排出量を削減できる可能性を示している。

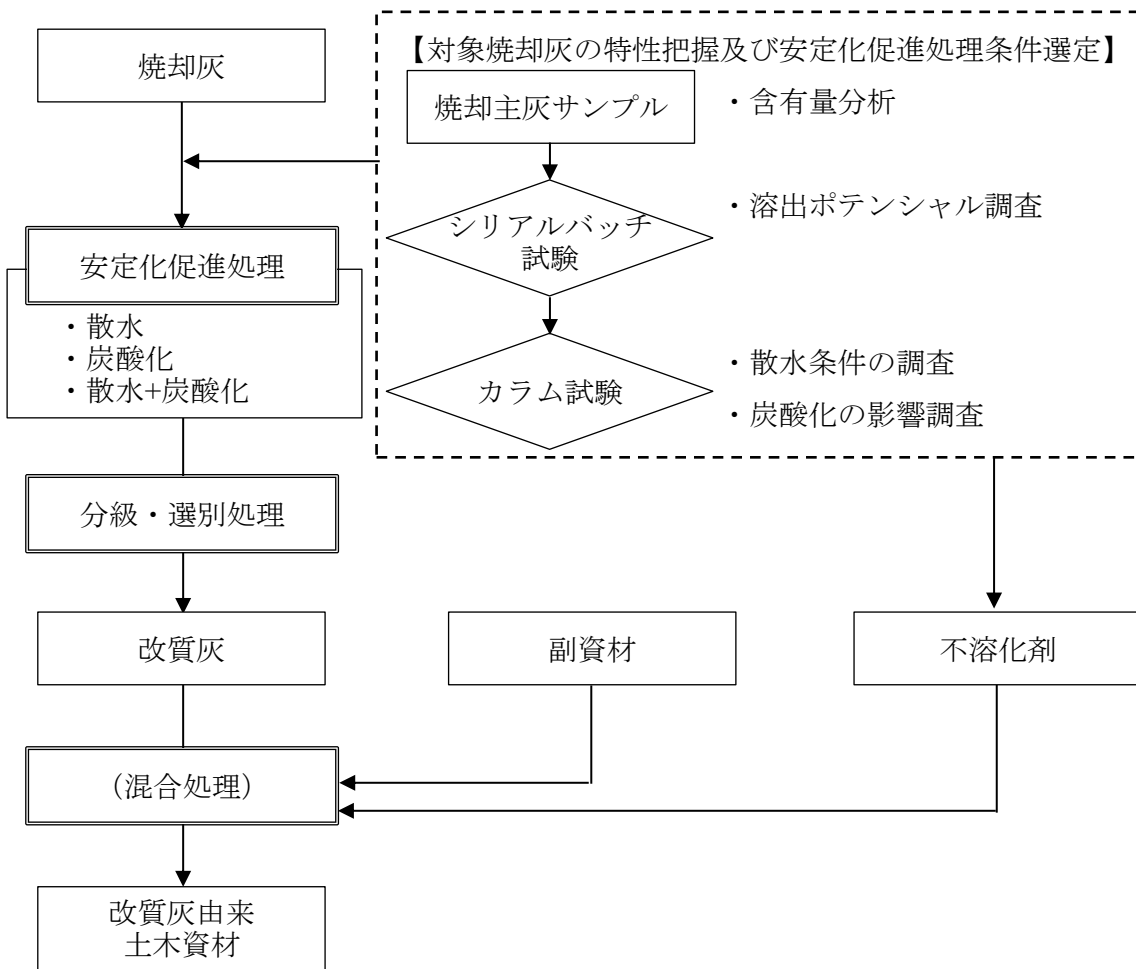


図 7-1-1 焼却灰の低環境負荷型土木資材化技術の流れ

低環境負荷型土木資材化技術の基本プロセスとして、

① 対象焼却灰の特性把握

シリアルバッチ試験等を通じて、対象焼却灰の塩類・重金属の含有量や溶出ポテンシャルを調査する。またカラム試験により、散水処理による洗い出し効果、炭酸化による Pb 溶出抑制効果や Cr(VI)の溶出リスクの評価を行う。

② 安定化促進処理の選択

①の結果を受けて、既存施設の設備や必要となるコストを鑑み、オンサイトで行う安定化促進処理を選択する。例えば、排水処理が難しい場所では、排水の発生しない炭酸化処理のみを行う等である。

③ 分級・選別処理

本研究では詳細な検討を行っていないが、実際の土木資材化処理フローでは安定化促進処理の前後で、分級や磁選・非鉄選別といった処理を行う。これら処理により粗大物が除かれ、粒度が調整しやすくなるとともに、鉄や非鉄金属といった有価の金属回収も可能となる。また本技術には含まれないが、ストーカ式焼却炉の落じん灰には Cu, Zn, Pb 等の重金属類が含まれており、これを分別回収することは、資源循環だけでなく焼却灰の環境負荷低減への効果が期待できる⁷⁻²⁾。

④ 混合処理

安定化促進処理を行った改質灰については、本来であればそのまま土木資材化できることが望ましい。しかし第6章でも報告したように、炭酸化による Cr(VI)溶出や強度低下等の影響も想定されることから、利用用途に応じて、副資材や不溶化剤と混合材料化する。副資材の目的としては、焼却灰の粒度を調整し、強度向上を図ることである。焼却灰は細粒分も多く含まれることから、コンクリートガラ由来の再生砂のような細粒分の少ない副資材が適していると考えられる。不溶化剤は、本章で供試試料として使用した6施設の焼却灰の溶出特性を踏まえると、未処理状態では Pb が、炭酸化処理により Cr(VI)の溶出が土壤環境基準を超過する傾向が見られた。炭酸化により Cr(VI)が溶出する事象については、安定化の観点からは負の事象のように見えるが、これらの焼却灰は潜在的な溶出リスクとして抱えていたものを早期に顕在化させていることになり、そこに対して必要な薬剤処理を行うことになるため、将来的なリスク低減に寄与すると考えられる。また副資材として有効な再生砂のようなコンクリートガラは、原料として Cr(VI)の溶出リスクがあるため⁷⁻³⁾、炭酸化処理後の焼却灰と混合時に鉄剤を添加することで、焼却灰と副資材の不溶化をあわせて図ることも期待できる。

7.2 焼却灰の状態及び安定化促進処理条件ごとのフロー

基本プロセスを踏まえて、具体的なフローを検討するにあたり、「焼却灰の有姿状態」および安定化促進処理として「塩類の洗い出しの要否」が大きく影響を与える。

焼却灰の有姿状態としては、乾灰であるか湿灰であるかに分類される。それぞれの特徴を表 7-2-1 に示す。湿灰は灰冷却槽にて一度加水されているため、反応性は低下しているが、一方で分級・選別処理は焼却灰の水分条件が大きく影響するため、収率等は低下してしまう。乾灰では、乾燥しているため分級・選別処理においては有利であるが、一方で生石灰が残存しており、加水により発熱することや、CO₂ ガスとの炭酸化反応も湿灰よりも高温になることが確認されている。

表 7-2-1 焼却灰の有姿状態の特徴

焼却灰の状態	湿灰	乾灰
含水率	30%前後 散水処理によりほとんど変化せず	ほぼ 0% 散水処理により 30%程度まで上昇
処理との反応性	[散水] 低：灰冷却槽で反応済み [炭酸化] 中：一部エージングが進行	[散水] 高：生石灰も残存 [炭酸化] 高：100℃近くまで上昇
メリット・ デメリット	反応性が低い 分級・選別しにくい	分級・選別しやすい 反応性が高い

また塩類の洗い出しの要否については、塩類の洗い出しは洗浄排水の発生を伴うため、排水をどこで処理するかがフローに大きく影響を与える。例えば焼却施設でオンサイト安定化促進処理を行う場合、散水処理により発生した洗浄排水を焼却炉内吹込みや既設の排水処理施設で処理が可能であれば良いが、これら処理が難しい場合、散水処理を現地で行うことは難しくなってしまう。これらを踏まえて低環境負荷型土木資材化技術の具体的フローとして以下の4つのパターンを作成した（図 7-2-1, 2）。

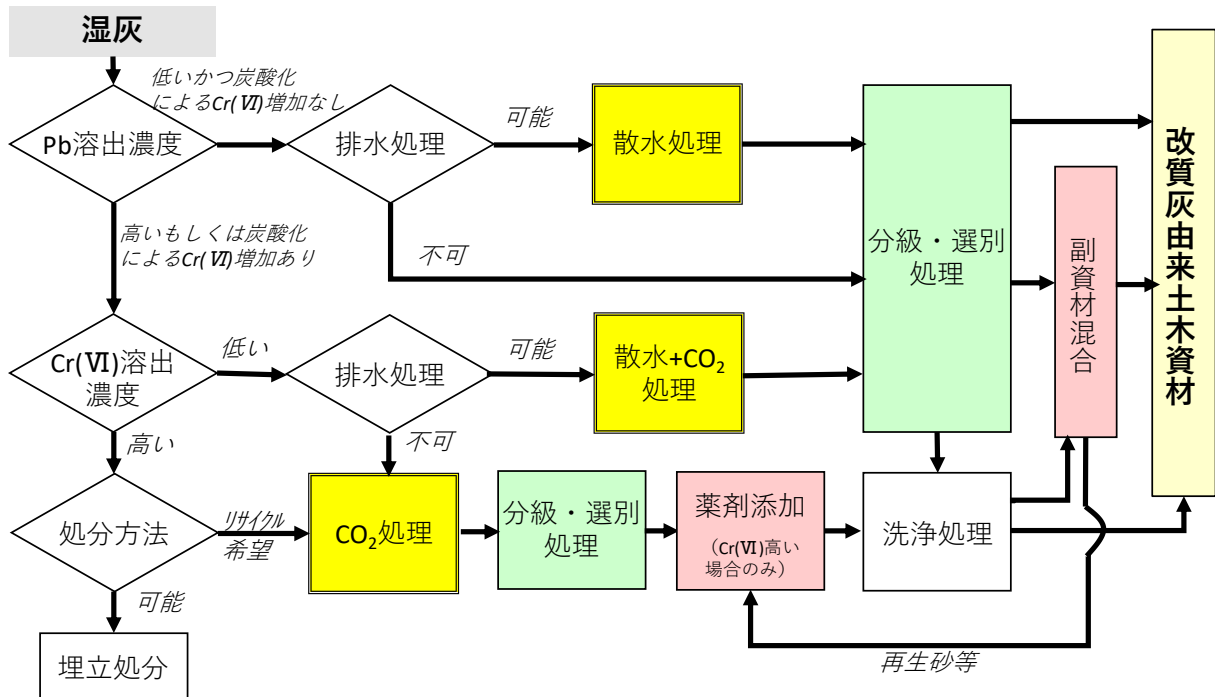
- (a) 湿灰／塩類洗い出し・重金属不溶化
- (b) 湿灰／重金属不溶化
- (c) 乾灰／塩類洗い出し・重金属不溶化
- (d) 乾灰／重金属不溶化

湿灰のフロー（図 7-2-1 (a), (b)）の判断基準として、対象焼却灰の Pb 溶出濃度と炭酸化処理後の Cr(VI)溶出濃度が土壤溶出量基準より、高いか低いかを設けた。また現地での排水処理の可否についても加えている。仮に両溶出濃度が高い場合であっても、リサイクルを希望する場合は、薬剤添加を加えることで、土木資材化ができるフローとなっている。副資材として、再生砂等の Cr(VI)の溶出可能性がある資材を用いる場合は、薬剤添加時に混合するフ

ローが有効である。一方で薬剤添加は、焼却灰に新たな塩類を添加することになるため、塩類洗い出しを行う場合は、薬剤添加後に洗浄処理（この場合は専用施設を想定）を行うことにより、排水への重金属類の溶出を抑制しながら、洗い出しが行えるという点からも有効であると考えた。

乾灰のフロー（図 7-2-2(c), (d)）では、湿灰のフローに加えて、現地での分級・選別を判断基準に加えている。安定化促進処理で行う散水処理も炭酸化処理も加水するため、可能であればこれらの処理の前に分級・選別処理を行うことが望ましい。最近では実際の清掃工場においても、乾灰を分級・選別する施設が見られる⁷⁴⁾。また乾灰は湿灰に比べて、反応性が高いという特徴があるため、土木資材の長期安定性の観点から、本フローでは炭酸化を必ず行うこととした。

(a) 湿灰／塩類洗い出し・重金属不溶化



(b) 湿灰／重金属不溶化

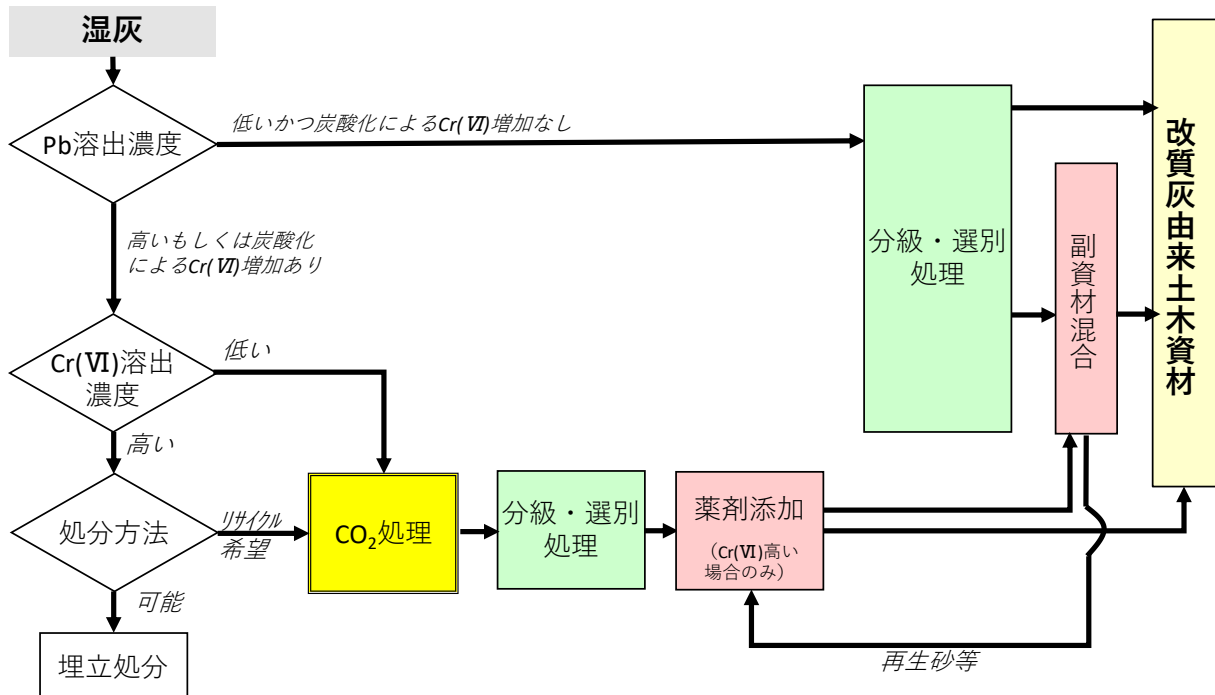
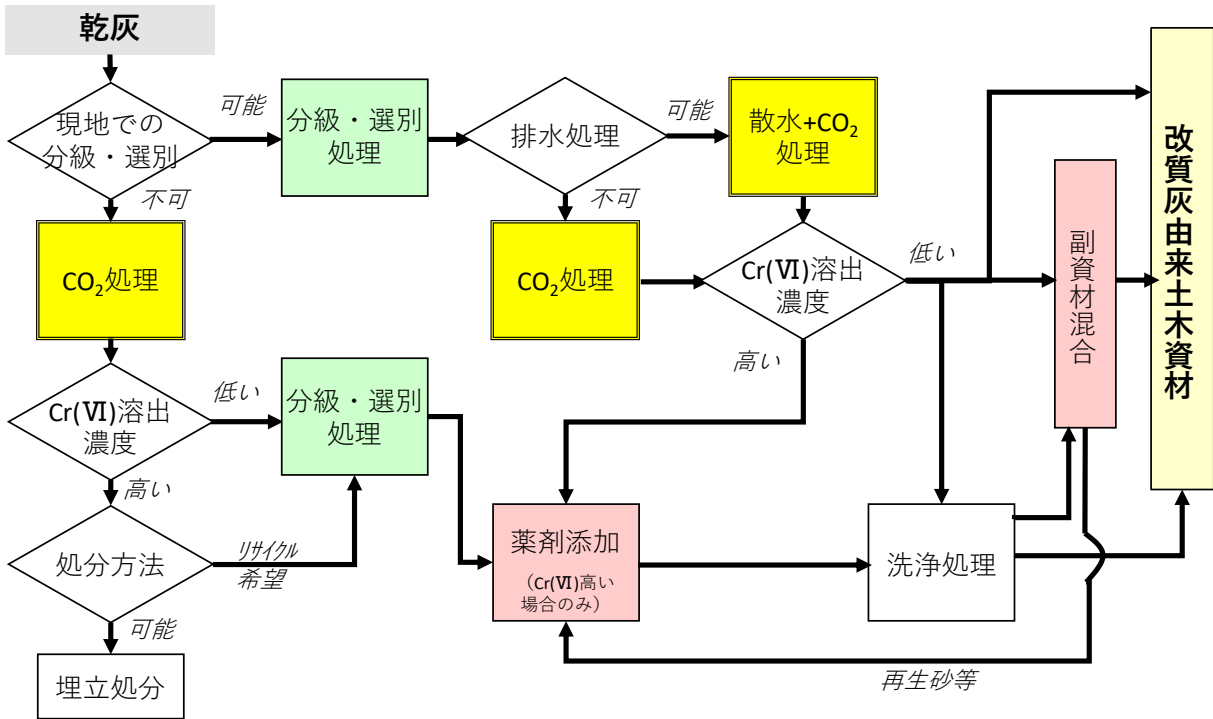


図 7-2-1 低環境負荷型土木資材化技術のフロー（湿灰）

(c) 乾灰／塩類洗い出し・重金属不溶化



(d) 乾灰／重金属不溶化

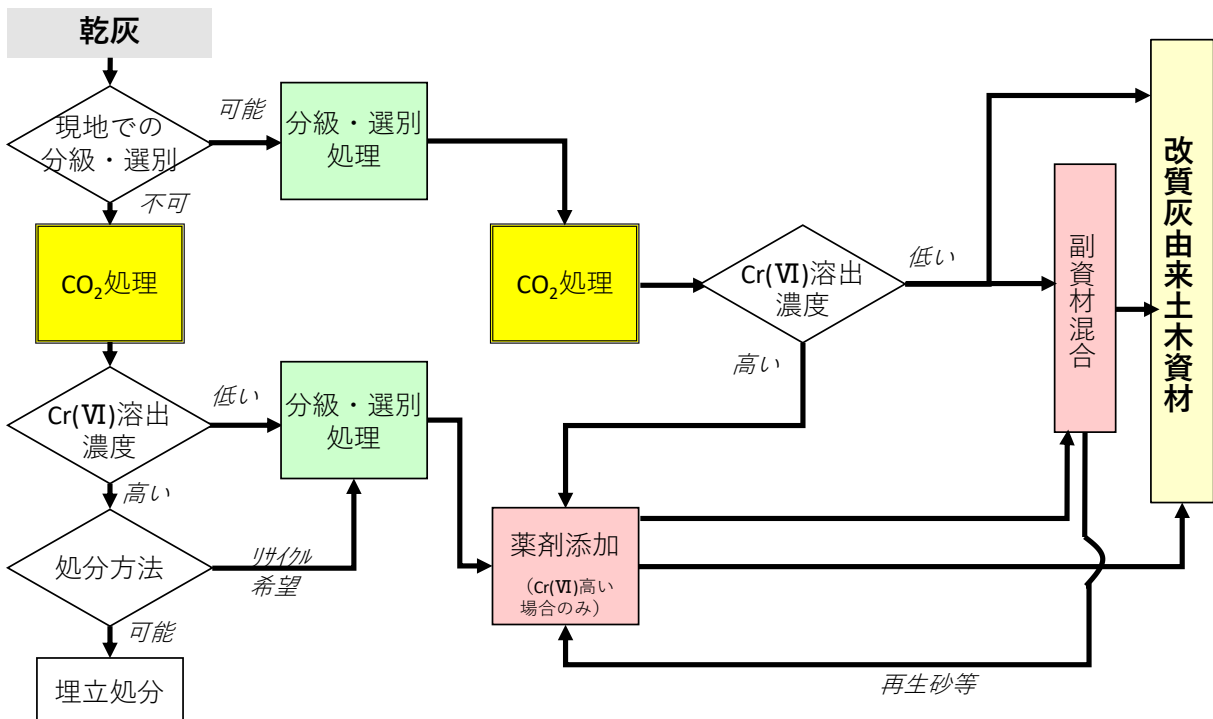


図 7-2-2 低環境負荷型土木資材化技術のフロー（乾灰）

参考文献

- 7-1) 肴倉宏史, 物理選別とエージングを組み合わせた「焼却主灰グリーン改質技術」の確立 (3-1804), 環境研究総合推進費中間研究成果報告書, 2019
- 7-2) 山本浩・横山隆・大下和徹・高岡昌輝・武田信生, 一般廃棄物焼却プロセスにおける有価金属の落じん灰への移行挙動の解明, 廃棄物学会論文誌, Vol.18, No.5, pp.314-324, 2007
- 7-3) 黒田泰弘・興石直幸, 解体コンクリートからの六価クロム溶出に関する研究, 日本建築学会構造系論文集, Vol.74, No.646, pp.2155-2161, 2009
- 7-4) 武蔵野クリーンセンターHP, <http://mues-ebara.com/tecnology/inflammable.php>

第8章 結論

8.1 各章の総括

本論文は、一般廃棄物焼却灰を散水処理による洗い出しと、CO₂ ガスの通気処理による炭酸化により、オンサイトで実施可能な安定化促進処理技術を開発するとともに、その効果について検証している。また安定化促進処理後の焼却灰の物理・力学特性についても評価を行い、土木資材化のためのフロー案を提示している。得られた成果は各章ごとにまとめられているが、各章を総括すると以下のとおりである。

第1章 序論

本章では、研究の目的と位置づけについて述べた。また本論文の内容と構成を紹介し、各章の相互関係をフローにて示した。

第2章 焼却灰の安定化に関する既往の研究

本章では、一般廃棄物を取り巻く現在の状況や一般廃棄物焼却残渣のリサイクルの実態に関して国内外の文献を調査し、整理を行った。また焼却灰の安定化技術について、エージング、洗浄、薬剤、炭酸化について既往の研究の分析と課題の抽出を行った。その結果、エージングの主な機能である洗浄と炭酸化に着目し、我が国のように敷地の確保が容易でない地域において、コントロールされた環境下で洗浄と炭酸化を組み合わせ、より短期間で効率的に安定化を促進する技術に着眼し、開発が必要であることを述べた。

第3章 散水・通気処理が焼却灰の溶出特性に与える影響

本章では、焼却灰に対して適切にコントロールされた散水・通気（空気）処理を施すことにより、エージング処理と同様に、易溶出性の塩類や有機物の洗い出しや重金属類の難溶化を促進する効果について、異なる地域の4種類の焼却灰を用いて評価した。同じ液固比で異なる処理時間（1日、40～50日）のカラム試験を行った結果、散水処理によりNa, TOCについては少ない水量で洗い出すことが可能であること、通気処理によりPb, Caの難溶化を進めると同時にClについては洗い出しを促進する効果が確認された。また焼却灰の鉍物組成がCl溶出に影響を及ぼす可能性が示唆された。

第4章 散水処理と鉛不溶化処理の組み合わせ検討

本章では、第3章での散水・通気処理の基礎的特性を踏まえて、焼却灰をオンサイトで安定化促進処理ができる方法の開発を目的として、散水処理と組み合わせることが可能な「薬液散布処理」ならびに「促進炭酸化処理」のカラム試験での検討結果について報告した。薬液散布処理では、有機系キレートがカラム上部からの給液でも焼却灰下層まで反応し、Pbの

不溶化が可能であることが明らかになった。促進炭酸化処理では、Pbの不溶化効果が現れるCO₂供給量の閾値としては、30~40 g/kgDW程度と推定された。炭酸化の効果が確認される一方で、Cr(VI)濃度が上昇することも確認された。

第5章 オンサイト安定化促進処理の実証と長期溶出特性

本章では、第4章にてその効果が確認された散水・CO₂通気（炭酸化）処理の実規模での検証を目的として、コンテナ試験を実施した。コンテナ試験により、実規模で散水・炭酸化処理が可能であることを実証するとともに、試験後の焼却灰を用いて、小型ライシメータ試験を400日間以上行い、長期溶出特性を調査した。小型ライシメータ試験により、安定化促進処理を施した焼却灰の浸出水中のClやPb等が低く安定して推移することが明らかになった。

第6章 安定化促進処理を施した焼却灰の力学・溶出特性と土木資材化検討

本章では、第4章、第5章で明らかになった散水・炭酸化処理の安定化促進効果について、新たに6種類の焼却灰についてカラム試験により溶出特性の知見の蓄積を図るとともに、そのうち1種類の焼却灰については、力学特性への影響についても、修正CBR試験により評価を行った。その結果、炭酸化によるCr(VI)溶出と強度低下の影響が確認されたため、それらに対応する混合材料として、鉄剤によるCr(VI)溶出抑制効果、副資材（再生砂等）の強度改善効果について評価した。

第7章 低環境負荷型土木資材化技術の提案

本章では、各章で得られた結果を踏まえて、オンサイト安定化促進処理を活用した低環境負荷型土木資材化フローの提案を行った。対象焼却灰の有姿状態や塩類洗い出しの可否毎に4つのパターンを示した。

8.2 今後の課題

本研究は、欧州においては既に長い実績を有する、エージング処理を基にした焼却灰の安定化とリサイクルについて、国内において実施するためのひとつの方法として、「オンサイト安定化促進処理」という考え方を取り入れることで、これまでにはない新たな焼却灰の土木資材化技術について、検証を行いそのフローを提案している。本技術の社会実装化に向けて、今後取り組むべき課題としては、以下の点が挙げられる。

(1) 効率的な分級・選別技術の選定

本研究において、分級・選別技術の検討は行っていないが、第7章でも触れているように焼却灰リサイクルにおいて重要な技術である。焼却灰の性状や有価物回収の有無等に応じて、最適な装置の組み合わせが求められる。

(2) 改質灰由来土木資材の長期溶出性評価

第5章において、改質灰（散水+炭酸化処理等）の長期溶出特性を示したが、混合材料化後の改質灰由来土木資材についても今後評価が必要である。

(3) 含有量削減方法及び利活用ガイドラインの作成

焼却灰の重金属含有量については、第7章で提示したように土壌含有量基準を適用する場合、特にPb含有量基準（150 mg/kg）が課題となる可能性が高い。含有量を削減する技術開発は進めながらも、適用する場所やトレーサビリティ確保を定めることにより、利活用を進めるガイドラインの制定が期待される。

(4) 実施例の積み上げ

一般廃棄物焼却灰のリサイクルは自治体が主体となることが想定されるため、実証試験のような形で実施例を多く積み上げていくことが、今後の普及においては重要であると考えられる。

一般廃棄物より発生する焼却灰は、現在の経済活動において必ず発生する最終産物のひとつである。一方で地球温暖化等の影響により、自然災害の激甚化が危惧される今後において、焼却灰が環境へのリスクではなく、人間活動にとって有効な資材として活用が進むことが求められる。本研究がその一助となれば幸いである。

謝 辞

本論文は、著者が株式会社フジタ技術センターに在籍中、福岡大学大学院の社会人博士課程に在学し、その間に実施した研究成果をとりまとめたものです。

著者が本研究に取り組み、研究成果をまとめることができたのは、在学中に多くの指導を頂きました本論文主査の福岡大学工学部社会デザイン工学科教授 佐藤研一博士のおかげであり、心より感謝の意を表します。佐藤先生には、フジタ OB というご縁にも恵まれ、共同研究から始まり、研究室に在籍させて頂く中で、研究に取り組む姿勢や視点を指導いただいたことは、今後の大きな糧となりました。また、本論文の副主査を引き受けてくださった九州大学工学部教授 島岡隆行博士、福岡大学工学部教授 樋口壮太郎博士、村上哲博士には、温かくも鋭いご指摘、ご意見を賜り、深く感謝いたします。本論文の核となる焼却灰の安定化やリサイクル分野において、著名な先生方にご指導いただいた機会は、緊張とともに大きな喜びでした。また国立環境研究所資源循環・廃棄物研究センター室長 肴倉宏史博士には、本論文の作成にあたり、貴重なご意見、データを賜り、心より御礼申し上げます。

著者が株式会社フジタ技術センターに在籍しながらも、社会人博士課程へ入学する機会を得ることができたのは、当時の直属の上司であった環境研究部長の増田圭司博士及び技術センター長の組田良則氏のおかげであります。また入社直後の何の知識もない著者に、焼却灰安定化の分野に携わる機会を与え、本論文の基礎となる早期安定化の考え方やカラム試験方法を指導してくださったのは、当時の環境研究部長 岡本太郎氏、矢島聡氏、佐竹英樹氏であります。さらに、本論文の目的でもあるオンサイト安定化促進処理について、環境省の除染技術実証より、共に技術開発に取り組みながら、著者の博士課程を応援してくださったのは、土木本部の土壤環境部長 野口俊太郎氏、同部主席コンサルタント 山田裕己氏、本論文作成に多大な貢献をしてくれた技術センターの繁泉恒河氏であります。また著者が社会人博士課程に入学後、多忙な業務との調整に関して、多方面でご助言・支援いただいたのは袋昭太氏、笹谷輝勝氏、北島信行博士であります。諸先輩・後輩の皆様にご心より感謝申し上げます。

本論文の研究活動にご協力いただき、社会人入学の著者を温かく受け入れてくれた福岡大学工学部社会デザイン工学科道路・土質研究室の皆様、助教 藤川拓朗博士、助手 古賀千佳嗣氏に深謝の意を表します。また本研究で使用した焼却灰の試料提供に快く応じてくださり、ご協力いただいた各自治体の担当者様、ここに記載できなかった社内外の関係者の皆様に心より御礼申し上げます。

最後に、本論文を締めくくるにあたり、学生時代より著者を応援してくれている両親、兄弟に深く感謝いたします。そして、本論文をとりまとめるにあたり、3年間にわたり温かく支えてくれた妻 美能と子供たちに心より感謝いたします。

