

溶融に伴う都市ごみ及び下水汚泥焼却灰中セシウムの揮散特性に関する基礎研究

釜田 陽介*、佐藤 淳、上林 史朗、阿部 清一

株式会社クボタ 水・環境総合研究所 (〒661-8567 兵庫県尼崎市浜1-1-1)

Experimental Study on Thermal Chemical Separation of Cesium by Melting from Municipal Solid Waste Incineration Ash, Sewage Sludge Incineration Ash and Soil

Yosuke KAMATA*, Makoto SATO, Fumiaki KAMBAYASHI, and Seiichi ABE

KUBOTA Corporation Water & Environment R & D (1-1 Hama 1, Amagasaki, Hyogo 661-8567 Japan)

Summary

Due to the occurrence of the Great East Japan Earthquake, large amount of radioactive cesium (Cs) diffused around the Fukushima area, and the treatment of solids to which Cs was transferred has become a pressing issue. Melting technology can volatilize alkali metals and heavy metals with the addition of chlorides or combustibles by reduction or chlorination reaction and separate those metals into molten fly ash. Because Cs is also a kind of alkali metal element, it is thought to be capable of separation by a similar mechanism. So, in this study, for the purpose of investigating the volatilization characteristics of Cs, laboratory melting test was performed for municipal waste incineration ash, sewage sludge incineration ash and soil doped with non-radioactive Cs. When CaCl_2 was added as a chloride, volatilization of alkali metals and heavy metals was promoted for all kinds of solids, so CaCl_2 was found to have Cs volatilization promoting effect. Alkali metal element which had larger atomic number got higher volatilization rate. The higher the basicity of molten slag was, the higher volatilization rate was. When activated carbon was added as a combustible, volatilization of heavy metals was promoted, but that of alkali metals was not promoted. However, by the co-addition with CaCl_2 , activated carbon expressed volatilization promoting effect also for the alkali metals, and Cs volatilization rate of more than 99% was obtained. Further, when PVC waste was added as a volatilization promoter, because it contained both chlorides and combustibles, volatilization of alkali metals and heavy metals was promoted to the same extent as in the case of CaCl_2 addition, so PVC waste was found to have sufficient Cs volatilization promoting effect.

Key Words: Cesium, Melting, Separation, Municipal solid waste incineration ash, Sewage sludge incineration ash

1. はじめに

東日本大震災の発生により、福島第一原発から大量の放射性セシウム (Cs) が周辺地域に飛散し、Cs が集約された都市ごみ焼却灰、飛灰、下水汚泥及びその焼却灰、除染廃棄物 (土壌、農林系バイオマス) など固形物の処理が喫緊の課題となっている。Cs の処理方法としては、①埋立処分による貯留保管、②セメント原料などへの有効利用、③焼却などによる減容 (濃縮) 化と集中管理、④分離濃縮による減容化と高度集中管理などが考えられるが、溶融技術は④の分離濃縮が可能な熱処理技術である。

溶融技術は、処理物に塩化物や可燃物を共存させることにより、アルカリ金属や重金属を 1300 ~ 1400 °C の炉内で塩素

化または還元して低沸点で揮散させ (塩化揮発、還元揮発)、溶融飛灰に分離濃縮することができる技術である¹⁾。都市ごみの焼却灰、飛灰は Cl を数~数十%含有するため、都市ごみ焼却灰、飛灰の溶融施設では、特段の薬剤添加なしにアルカリ金属、重金属の大部分を溶融飛灰中に分離濃縮できており、それを活用して、溶融飛灰を Zn、Pb などの非鉄製錬原料としてリサイクルする動きが推進されている²⁾。また、都市ごみ焼却灰、飛灰を廃プラスチックなど可燃物と混合溶融処理することで、重金属の分離濃縮効率を高めることができることも分かっている³⁾。

Cs もアルカリ金属の一種であるため、同様の機構による溶融飛灰への分離濃縮が可能であると考えられる。しかし、Cs に関し

*Corresponding author: E-mail: yosuke.kamata@kubota.com

て溶融炉内での揮散挙動を系統的に調査した研究は少なく⁴⁾、未解明な部分が多い。そこで、本研究では、非放射性 Cs を加えた都市ごみ焼却灰、下水汚泥焼却灰、土壌を試験対象とし、揮散促進剤として塩化物、可燃物を添加した各種条件についてラボスケールでの溶融試験を行い、Cs の揮散特性を調査した。また、塩化物と可燃物の双方を含有する廃塩化ビニルについて、揮散促進剤としての効果を検証した。

2. 試験方法

(1) Cs 分離対象 (基材)

Cs 分離対象である基材は、都市ごみ焼却灰 (以下、ごみ灰と略記)、下水汚泥焼却灰 (以下、下水灰と略記) 及び土壌の三種とした。ごみ灰にはストーカ式都市ごみ焼却炉から排出された焼却主灰、下水灰には流動床式下水汚泥焼却炉から排出された流動灰、土壌には水田表層から採取した作土層土壌をそれぞれ用いた。いずれも、乳鉢で粗粒分を粉碎して 2 mm 未満とした後、非放射性 Cs₂CO₃ 試薬(シグマアルドリッチジャパン (株)、特級) を内数の重量ベースで 0.5% 添加し (以下、添加条件はすべて内数)、葉さじで十分に攪拌混合して基材とした。Cs₂CO₃ 添加濃度 0.5% については、放射性 Cs (¹³⁷Cs) に換算すると 13.1 兆 Bq/kg に相当し、実際の処理対象物の Cs 含有濃度と比べると高いが、溶融炉内での Cs 気固分配比は Cs 含有濃度に依存しないと考え、本研究では添加した Cs の 99.9% が揮散しても定量可能な濃度として設定した。

表 1 に、基材の組成を示す。Si は JIS K 0101 (1998) に準拠して分析を行った。試料を硝酸、過塩素酸で加熱分解し SiO₂、Al₂O₃ 以外を溶解した後、懸濁液を 5 B ろ紙でろ過して固液分離を行った。得られた固体をろ紙ごと 1000 °C で 1 時間燃焼した後、フッ化水素酸で SiO₂ のみを加熱揮散させ、その減少重量から濃度を算出した。Ca、Al、Fe、P、Na、K、Zn、Pb は底質調査方法 (H24 環水大発 120725002 号) に準拠して分析を行った。試料を硝酸、過塩素酸、フッ化水素酸で加

熱分解 (Al のみ更にピロ硫酸ナトリウムで加熱融解) し、P 以外については ICP 発光分光分析計 ((株) リガク、CIROS-120) により、P については吸光度計 ((株) 日立製作所、U-1500) により定量した。Cs は硝酸、過塩素酸、フッ化水素酸により加熱分解し、ICP-MS (エスアイアイ・ナノテクノロジー (株)、SPQ9500) により定量した。Cl は JIS R 5202 21 (1996) に準拠し、硝酸、過酸化水素で加熱分解し、吸光度計 (同上) により定量した。未燃 C は試料 0.1 g を塩酸 (1 + 1) 20 mL 中で 1 h 加熱して炭酸塩を除去し、固液分離、乾燥を行った後、炭素・硫黄分析装置 (LECO ジャパン(株)、CS230) により定量した。

主要組成は基材種により異なった。ごみ灰は CaO 濃度が高く、下水灰は FeO 及び P₂O₅ 濃度が高く、土壌は SiO₂ 濃度が高かった。アルカリ金属及び重金属の濃度は、どの基材も同程度であった。Cs 濃度は、ほぼ添加量通りであった。Cl 濃度はごみ灰のみ 1.9% と高かったが、下水灰、土壌は数百 mg/kg レベルで低かった。未燃 C 濃度は、土壌が稲藁の鋤こみ、堆肥の施用、生物の死骸、糞などにより供給される有機分を含むため、焼却処理を経ているごみ灰、下水灰よりも高かった。比較参考のために都市ごみ焼却 10 施設のごみ灰組成平均値、下水汚泥焼却 3 施設の下水灰組成平均値、真砂土 (風化花崗岩) の組成を併記した。微量元素の Pb については、地域、季節によるばらつきが見られ、本研究で用いたごみ灰基材の濃度は 10 施設平均値よりも低く、土壌基材の濃度は真砂土よりも高かったが、主要組成については同程度の値であった。

(2) 揮散促進剤

Cs 揮散促進のための添加薬剤には、塩化揮発を促進する塩化物と還元揮発を促進する可燃物の二種を用いた。塩化物としては、非鉄製錬業で一般的に塩化揮発剤として使用されている CaCl₂ 試薬 (シグマアルドリッチジャパン (株)、特級)

表 1 基材の組成

名 称	SiO ₂	CaO	Al ₂ O ₃	FeO	P ₂ O ₅	Na	K	Cs	Zn	Pb	Cl	未燃 C	
	% (dry)							mg/kg (dry)			% (dry)		
都市ごみ焼却灰	31.2	27.2	13.1	2.4	3.3	3.0	1.7	4,000	2,700	120	1.9	0.43	
下水汚泥焼却灰	27.2	7.2	13.0	13.9	22.2	1.2	2.1	3,700	5,600	230	0.05	0.14	
土壌	62.3	2.2	13.4	4.6	0.2	1.2	1.1	3,900	130	140	0.04	1.39	
参考	都市ごみ焼却灰 (10施設平均値)	35.5	23.0	17.6	4.7	2.9	1.4	-	2,800	550	1.2	0.51	
	下水汚泥焼却灰 (3施設平均値)	24.2	10.6	9.8	18.7	23.8	0.8	1.9	-	4,000	230	0.03	-
	土壌 (真砂土)	67.8	2.5	11.7	3.6	0.1	2.1	2.0	-	110	60	0.03	-

表2 廃塩化ビニルの組成

名称	水分	灰分	可燃分	C	H	N	O	T-S	T-Cl
	%	% (dry)		% (dry)					
廃塩ビ	0.4	1.1	98.9	38.5	4.7	0.03	1.4	0.04	54.2

を用いた。可燃物としては、固定炭素が多く、還元効果が高い活性炭試薬（シグマアルドリッチジャパン（株）、特級）を用いた。

また、一部条件では揮散促進剤として廃塩化ビニルを用いた。塩化ビニルは上水道用パイプや農業用フィルムなど国内向けに年間 103 万 t (2012 年) 出荷されているが⁵⁾、廃塩化ビニルのリサイクルは進んでおらず、早急な有効利用法の確立が望まれている。廃塩化ビニルは、塩化物と可燃物の双方を含有する材料であり、本熔融システムにおいて揮散促進剤の代替として活用可能であると考えられたため、本研究では、上水道用パイプの市中リサイクル品 (2 mm 未満に切断したもの) を用い、その揮散促進剤としての効果を検証した。組成を表 2 に示す。水分は 105 °C、2 h の乾燥前後の重量変化から、可燃分及び灰分は 815 °C、2 h の焼却前後の重量変化からそれぞれ算出した。C、H、N は CHN コーダ ((株) パーキンエルマー、2400 II) により定量した。S、Cl は JIS M 8813 (2004) に準拠し、エシユカ合剤 (MgO と Na₂CO₃ の混合物) で加熱融解し、S については ICP 発光分光分析計 (同上) により、Cl については吸光光度計 (同上) により定量した。O は可燃分から C、H、N、S、Cl を差し引いて算出した。

(3) 試験条件

表 3 に試験条件を示す。ごみ灰、下水灰、土壌の各基材について CaCl₂、活性炭を数水準で単独添加または混合添加した条件で試験を実施し、それらの Cs 揮散促進効果を調査した。また、ごみ灰と下水灰については、廃塩化ビニルを 10%、20% 添加した条件で試験を実施し、廃塩化ビニルの揮散促進効果についても検証した。加熱温度、加熱時間は回転式表面熔融炉を模擬し、それぞれ 1350 °C、15 min で共通とした。回転式表面熔融炉では、耐火物の保護と燃料削減のために、融点が高い処理物に対しては、熔融処理温度が 1250 ~ 1350 °C となるように塩基度調整剤を添加して処理を行っている⁶⁾。

(4) 試験方法

図 1 に示す通り、試料を舟形の磁性アルミナボート (W 20 mm × L 150 mm × H 12 mm) に長さ 120 mm で充填し、1350 °C に調整した電気マッフル炉 ((株) 共栄電気炉製作所、SiC ヒータ、炉室空間 W 300 mm × D 400 mm × H 300 mm) に挿入し、15 min 保持して熔融した。炉内雰囲気は、炉下部からの流入空気による自然対流で概ね空気雰囲気に保持

表3 試験条件

(A)(B)(C) いずれも、温度:1350 °C 時間:15 min で試験

(A) ごみ灰

No.	区分	試料配合 (重量ベース)
1-1	塩化物 添加	基材 100%
1-2		基材 95% + CaCl ₂ 5%
1-3		基材 90% + CaCl ₂ 10%
1-4		基材 80% + CaCl ₂ 20%
1-5	可燃物 添加	基材 95% + 活性炭 5%
1-6		基材 90% + 活性炭 10%
1-7		基材 80% + 活性炭 20%
1-8	混合添加	基材 80% + CaCl ₂ 10% + 活性炭 10%
1-9		基材 60% + CaCl ₂ 20% + 活性炭 20%
1-10	廃塩化 ビニル	基材 90% + 廃塩化ビニル 10%
1-11		基材 80% + 廃塩化ビニル 20%

(B) 下水灰

No.	区分	試料配合 (重量ベース)
2-1	塩化物 添加	基材 100%
2-2		基材 95% + CaCl ₂ 5%
2-3		基材 90% + CaCl ₂ 10%
2-4		基材 80% + CaCl ₂ 20%
2-5		基材 70% + CaCl ₂ 30%
2-6	可燃物 添加	基材 95% + 活性炭 5%
2-7		基材 90% + 活性炭 10%
2-8	混合添加	基材 60% + CaCl ₂ 30% + 活性炭 10%
2-9		基材 50% + CaCl ₂ 30% + 活性炭 20%
2-10	廃塩化 ビニル	基材 90% + 廃塩化ビニル 10%
2-11		基材 80% + 廃塩化ビニル 20%

(C) 土壌

No.	区分	試料配合 (重量ベース)
3-1	塩化物 添加	基材 100%
3-2		基材 90% + CaCl ₂ 10%
3-3		基材 80% + CaCl ₂ 20%
3-4		基材 70% + CaCl ₂ 30%

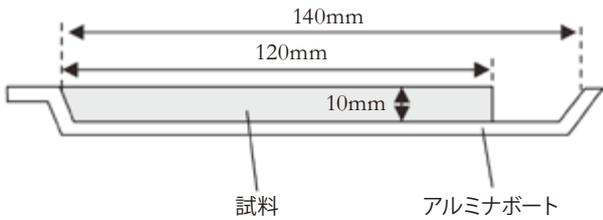


図1 試料の充填状態

されていた。15 min 経過後、アルミナボートを炉内から取出し、空气中で自然冷却した後、スラグをアルミナボートから分離し、各元素の含有濃度を分析した。分析方法は、基材の分析方法と同一とした。熔融前後の重量及び含有濃度から、(1)式により各元素の揮散率を算出した。

$$\text{揮散率}(\%) = \left(1 - \frac{\text{スラグ重量} \times \text{スラグ中含有濃度}}{\text{試料重量} \times \text{試料中含有濃度}} \right) \times 100 \dots (1)$$

3. 結果と考察

(1) 揮散促進剤未添加条件での揮散率

図2に、ごみ灰、下水灰、土壌の各基材における揮散促進剤未添加条件での各元素の揮散率を示す。揮散率が負値になっている元素があるが、揮散率がゼロに近い条件では試験前後の元素含有濃度がほぼ同程度であり、両者のわずかな差が揮散率の値に影響してしまうため、手分析における±5%程度の分析誤差で試験前後の含有濃度がわずかに逆転してしまい、負の揮散率になったと考えられる。

鉍物元素(Si, Ca, Al, Fe)については、いずれの基材においても揮散は見られなかった。Csを含むアルカリ金属元素(Cs, K, Na)については、ごみ灰においてのみ有意な揮散が見られ、Cs揮散率は83.7%と高い値を示した。ごみ灰はClをNaCl, KClなどの形態で1.9%含んでいるため⁷⁾、薬剤未添加条件でもごみ灰中のNaCl, KClが揮散促進剤として作用してHCl, Cl₂などのガスを生成し、Csを塩素化、揮散させたと考えられる。重金属元素(Zn, Pb)については、土壌においてのみ有意な揮散が見られた。土壌は未燃C濃度が1.39%と他基材よりも高かったことから、その有機分によりZn, Pbの一部が還元され、揮散したのではないかと考えられる。

(2) CaCl₂ 添加によるCs揮散の促進

図3に、各基材にCaCl₂を10%添加した条件での各元素の揮散率を示す。鉍物元素はCaCl₂を添加しても揮散率が低いままだしたが、アルカリ金属元素、重金属元素はCaCl₂添加により揮散率が増加した。図4に、試料中Cl濃度とアルカリ金属元素の揮散率との関係を示す。ごみ灰、下水灰、土壌

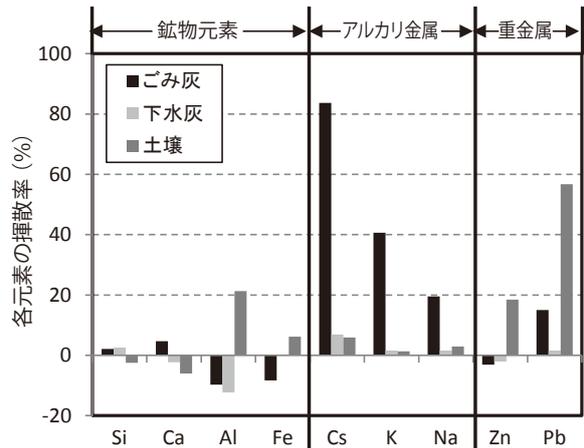


図2 揮散促進剤未添加条件での各元素揮散率

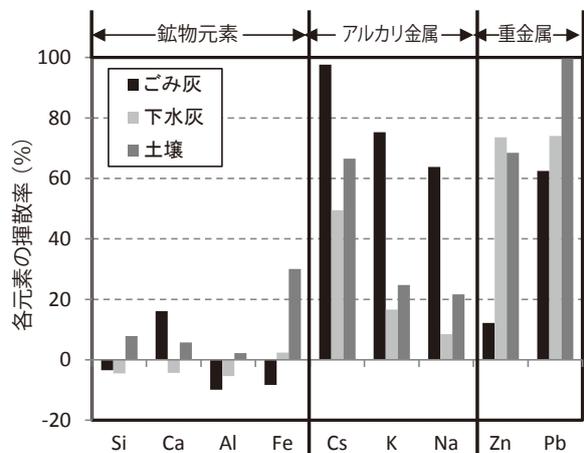


図3 CaCl₂ 10%添加条件での各元素揮散率

いずれの基材においてもCaCl₂添加濃度が高いほどアルカリ金属元素の揮散率は高かったことから、CaCl₂はCs揮散促進効果を有することが分かった。Cs揮散率を90%以上とするための必要添加量は、ごみ灰でCaCl₂ 5% (=試料中Cl濃度4.5%)、下水灰でCaCl₂ 30% (=試料中Cl濃度19.2%)、土壌でCaCl₂ 20% (=試料中Cl濃度12.8%)であった。重金属元素についても、図5に示す通り、アルカリ金属元素と同様に揮散促進効果が見られた。試料中Cl濃度が5%以下の領域ではZn揮散促進の程度が緩やかであったが、揮散率が低い条件では、前項で述べた通り手分析誤差により揮散率のばらつきが見られるため、その影響が大きかったと考えられる。

アルカリ金属の揮散率を元素別に比較すると、原子番号が大きい元素ほど高くCs > K > Naの序列が見られた。表4に、各元素の塩化物の融点を示す。揮散率が高かった高原子量の元素ほど塩化物の融点が低いことから、熔融温度における各アルカリ金属塩化物の蒸気圧の違いに起因した序列であったと考えられる。

また、試料中Cl濃度が同程度の条件における各基材の結

表4 アルカリ金属塩化物の融点、沸点

物質名	分子量	融点	沸点
CsCl	168.4	645°C	1295°C
KCl	74.6	776°C	1500°C
NaCl	58.4	800°C	1413°C

果を比較すると、基材種によりアルカリ金属元素の揮散率が異なり、ごみ > 下水 ≒ 土壌 の序列が見られた。試験における試料形状、加熱温度、加熱時間の条件は一定であり、また熔融により均質な融体とするため加熱前存在形態の違いの影響は小さいと思われたことから、この序列の主因はスラグ塩基性の違いであると考えた。熔融スラグは多成分系の酸化物ガラスであり、構成酸化物は SiO₂、P₂O₅ などの酸性酸化物（酸素と架橋して強固な結合でガラスの網目を形成）と CaO、Cs₂O、K₂O、Na₂O などの塩基性酸化物（酸素と架橋せずに電気的中和によりガラスの網目を修飾）に大別される⁸⁾。酸性酸化物に含まれる架橋酸素は電子供与性（有効電荷）が低く、塩基性酸化物に含まれる非架橋酸素は電子供与性が高い。塩基度は、酸性酸化物に対する塩基性酸化物の量比を反映した指標であり、塩基度が増加して塩基性酸化物の比率が増えると、非架橋酸素の比率が増加して非架橋酸素1個当たりの電子供与性が低下するため、Cs などアルカリ金属原子は相対的に酸素との結合力が低下し、揮散しやすくなると考えられる。

そこで、薬剤未添加条件で溶かした各基材のスラグについて塩基度を算出、比較した。塩基度としては、通常、CaO/SiO₂ 重量比を用いるが、ここでは SiO₂、CaO 以外の成分の影響も評価可能な光学的塩基度を用いた。光学的塩基度とは、Duffy と Ingram が、紫外光吸収ピークがガラス組成に対して敏感に変化することに注目し、多成分系酸化物ガラスについて、ガラスの組成とそれらを構成するカチオンの電気陰性度とから(2)式により導き出した塩基度である⁹⁾。幅広い元素の影響を加味できるのが特長であり、通常の塩基度と同様、値が大きいほど塩基性が高いことを示す指標である。

$$\text{光学的塩基度 } \Lambda = 1 - \sum \frac{z_i r_i}{2} \left(1 - \frac{1}{\gamma_i}\right) \dots\dots\dots (2)$$

ただし、 $\gamma_i = 1.36(\chi_i - 0.26)$

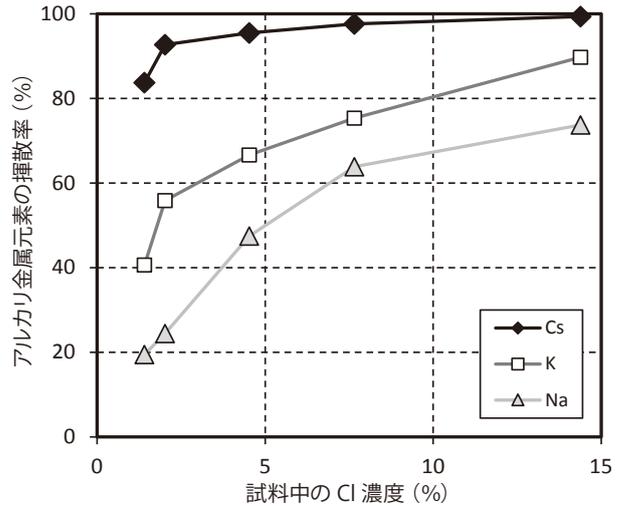
z_i : i 種カチオンの原子価

r_i : 酸素1個当たりの i 種カチオン数

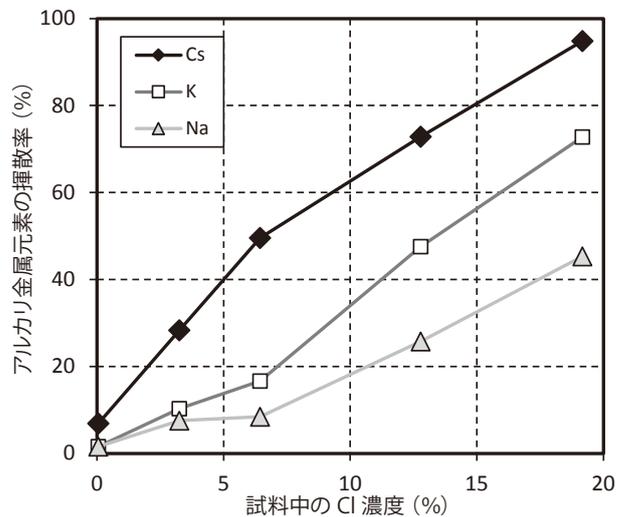
χ_i : i 種カチオンの電気陰性度

その結果、ごみ灰スラグの光学的塩基度が 0.63、下水灰スラグ、土壌スラグの光学的塩基度がどちらも 0.51 と算出され、揮散率の序列と符合した。さらに、検証のためにごみ灰に SiO₂ 試薬（シグマアルドリッチジャパン（株）、特級）を 20%、

(A) ごみ灰



(B) 下水灰



(C) 土壌

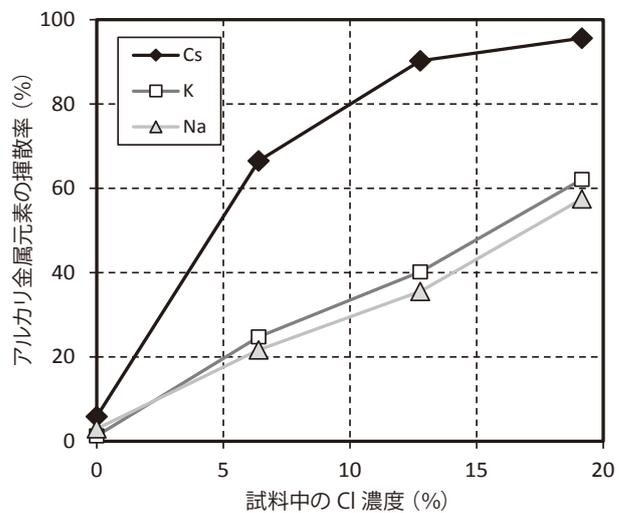


図4 試料中 Cl 濃度とアルカリ金属揮散率との関係

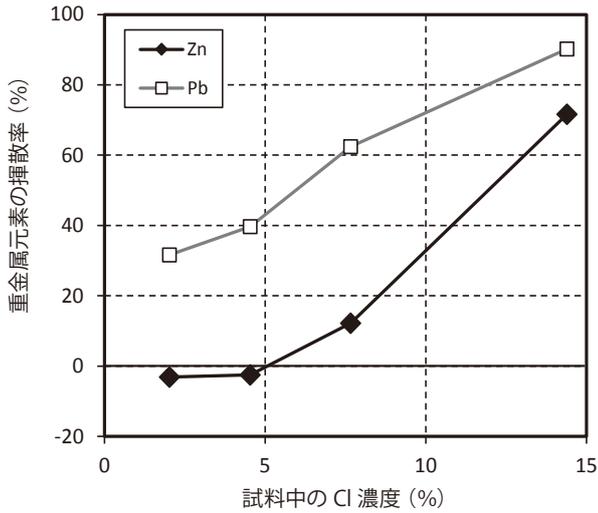


図5 試料中Cl濃度と重金属揮散率との関係(ごみ灰)

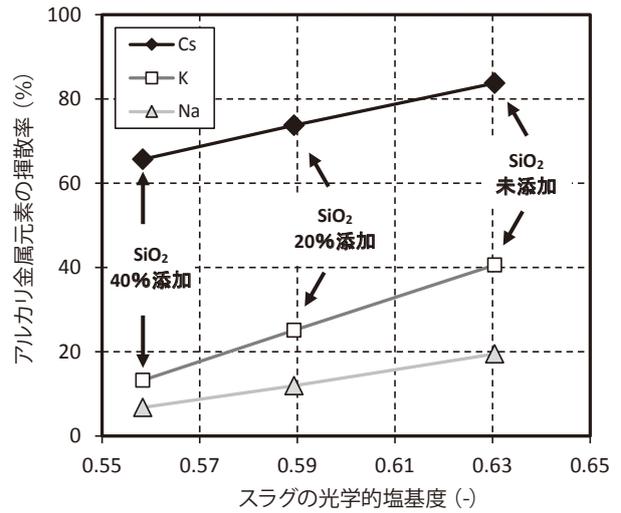


図6 スラグの塩基度とアルカリ金属揮散率との関係(ごみ灰)

40%添加し、意図的に塩基度を下げた下水灰、土壌に近付けた条件で試験を実施した。結果を図6に示すが、スラグの塩基度低下に伴いアルカリ金属元素の揮散率も低下する結果となった。したがって、Cl濃度が同一条件下での基材間の揮散率の違いの主因は、スラグ塩基度の違いであると考えられる。

(3) 活性炭添加によるCs揮散の促進

ごみ灰、下水灰に活性炭を添加した条件での試料中C濃度とアルカリ金属元素の揮散率との関係を図7に、重金属元素の揮散率との関係(ごみ灰のみ)を図8にそれぞれ示す。アルカリ金属元素については、活性炭を添加しても揮散率は増加しなかったのに対し、重金属元素については、活性炭添加率の増加と共に揮散率も増加し、明確な揮散促進効果が見ら

れた。重金属元素は活性炭添加により比較的容易に金属単体に還元されるため揮散が促進されたが、アルカリ金属は一価形態が安定で金属単体への還元が起こりにくいため、揮散が促進されなかったと考えられる。

(4) CaCl₂と活性炭の混合添加によるCs揮散の促進

ごみ灰、下水灰にCaCl₂と活性炭を混合添加した条件でのCs揮散率を図9に、Zn揮散率を図10にそれぞれ示す。Csについては、前項で述べた通り活性炭の単独添加では揮散は促進されなかったが、CaCl₂と混合添加することにより、揮散促進効果が発現する結果となった。還元揮発が起こらなかったことを考慮すると、活性炭添加により試料近傍の酸素分圧が低下し、塩化物への移行が相対的に進み、塩化揮発が促進さ

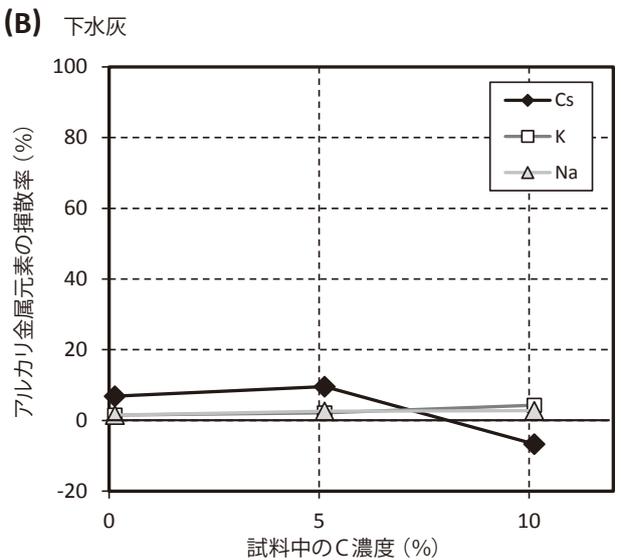
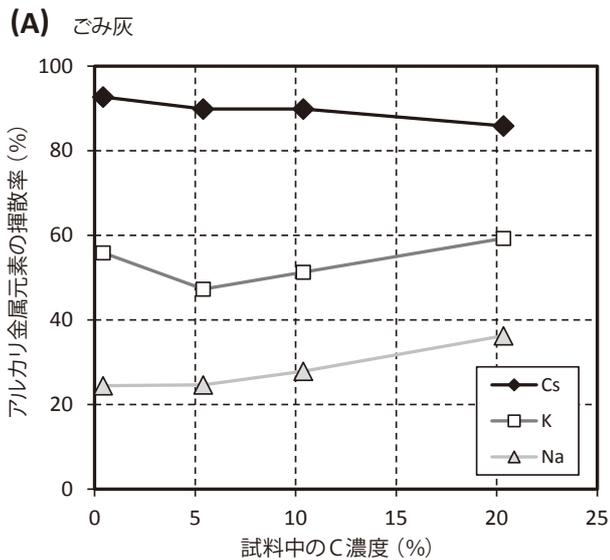


図7 試料中C濃度とアルカリ金属揮散率との関係

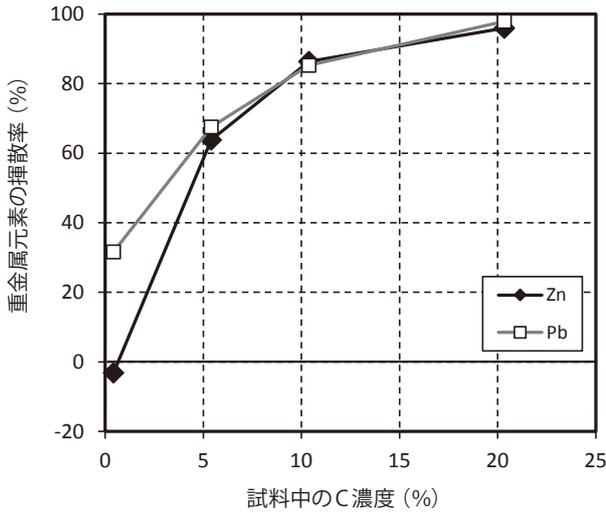


図8 試料中C濃度と重金属揮散率との関係(ごみ灰)

れたためと考えられる。混合添加の結果として高いCs揮散率が得られ、ごみ灰でCaCl₂ 10%+活性炭10%添加、下水灰でCaCl₂ 30%+活性炭20%添加の条件で99%以上の揮散率となった。Znについても、活性炭をCaCl₂と混合添加することにより更に揮散率が増加した。

(5) 廃塩化ビニルの揮散促進剤としての適用

ごみ灰、下水灰に廃塩化ビニルを添加した条件での試料中Cl濃度とCs揮散率との関係を図11に、Zn揮散率との関係を図12にそれぞれ示す。CaCl₂添加条件の結果と併記する。廃塩化ビニルは、CaCl₂と異なり200~300℃の低温で分解ガス化するため、Cs揮散促進への寄与はCaCl₂よりも低いと予想したが、Cs揮散率はCaCl₂添加条件とほぼ同程度に高

かった。Zn揮散率も、下水灰ではCaCl₂添加条件と同程度であり、ごみ灰においてはむしろ廃塩化ビニル添加条件の方が高い結果であった。廃塩化ビニルはClだけでなくCも含有しているため、ごみ灰においてはその混合添加効果が表れたのではないかと考えられる。したがって、廃塩化ビニルはCaCl₂と同程度の十分なCs揮散促進効果を有しており、CaCl₂の代替薬剤として活用可能であることが分かった。

4. 結論

都市ごみ焼却灰、下水汚泥焼却灰、土壌を基材とし、揮散促進剤として塩化物、可燃物を添加した各種条件についてラボスケールでの熔融試験を行い、Csの揮散特性について以下の結果を得た。

薬剤未添加条件においては、Clを含有する都市ごみ焼却灰ではCsの揮散が起こったが、Clを含有しない下水汚泥焼却灰、土壌においては揮散が起こらなかった。

CaCl₂の添加により、全基材ともアルカリ金属(Cs, K, Na)、重金属(Zn, Pb)の揮散率は一様に増加し、CaCl₂は塩化揮発促進によるCs揮散促進効果を有することが分かった。

アルカリ金属の元素別揮散率は、原子番号が大きい元素ほど高く、Cs > K > Naの序列となり、塩化物融点の序列と符合した。

基材種によりCs揮散率は異なり、ごみ灰 > 下水灰 ≒ 土壌の序列となった。スラグ塩基度の違いが主因であり、ごみ灰は他基材に比べてスラグ塩基度が高かったため、Cs揮散率が高かったと考えられる。

活性炭の添加により、重金属は揮散率が増加したが、アルカリ金属については揮散促進効果が見られなかった。アルカリ金属は金属単体への還元が起こりにくく、還元揮発が促進されなかったためと考えられる。

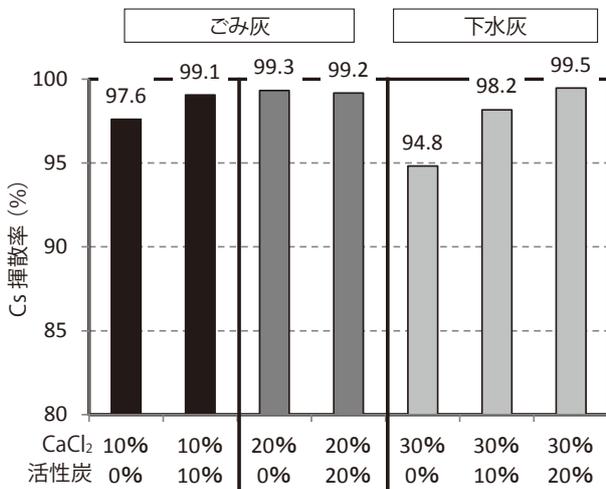


図9 CaCl₂と活性炭の混合添加がCs揮散率に及ぼす影響

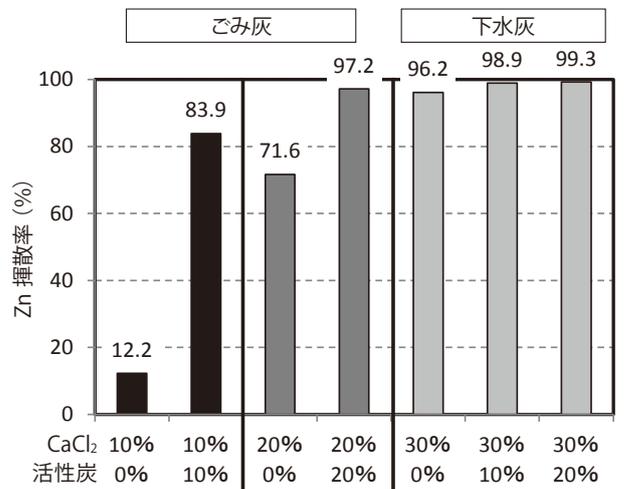


図10 CaCl₂と活性炭の混合添加がZn揮散率に及ぼす影響

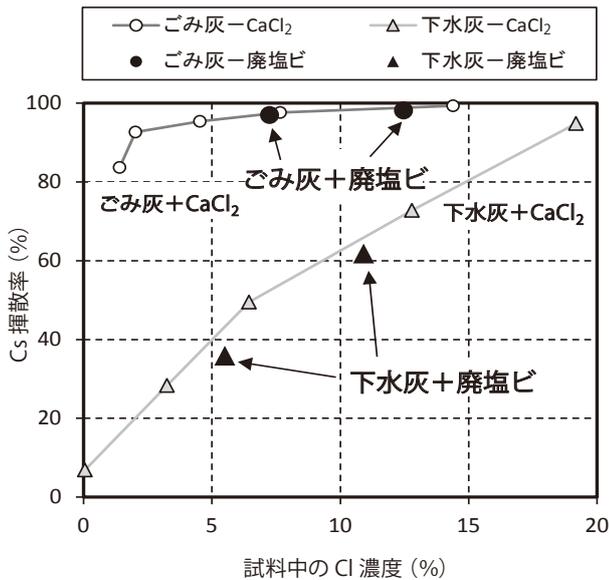


図11 廃塩ビ添加時の試料中 Cl 濃度と Cs 揮散率との関係

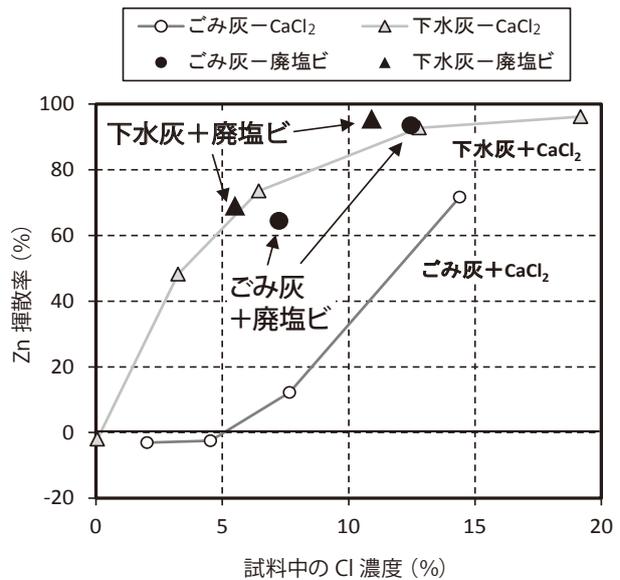


図12 廃塩ビ添加時の試料中 Cl 濃度と Zn 揮散率との関係

活性炭を CaCl_2 と混合添加することにより、アルカリ金属についても揮散促進効果が発現し、99%以上の Cs 揮散率が得られた。活性炭添加により試料近傍の酸素分圧が低下し、塩化物への移行率が上がったためと考えられる。

廃塩ビ添加は揮散促進効果が CaCl_2 と同程度であり、揮散促進剤として有効であることが分かった。

参考文献

- 1) 釜田陽介、立道隆幸、佐藤淳、上林史朗、阿部清一：溶融炉内における処理物中塩化物、可燃物濃度と重金属揮散率との関係。第 21 回廃棄物資源循環学会研究発表会論文集、411-412 (2010)
- 2) 小西洋紀、胡浩、小野田弘士、永田勝也：溶融飛灰資源化の現状と展望。第 20 回廃棄物資源循環学会研究発表会論文集、361-362 (2009)
- 3) 佐藤淳、釜田陽介、立道隆幸、渡邊敬一：焼却残渣溶融における廃プラスチックのケミカルリサイクル効果の実

証調査。第 15 回廃棄物学会研究発表会論文集、1012-1014 (2004)

- 4) 安井晋示、天川正士：低レベル放射性雑固体廃棄物のプラズマ溶融時のセシウム蒸発挙動。電力中央研究所報告、W98016 (1999)
- 5) 塩ビ工業・環境協会 HP：塩ビ樹脂生産出荷実績表。http://www.vec.gr.jp/lib/lib2_1.html、参照 2014-1-14
- 6) 佐藤淳、釜田陽介：豊島不法投棄廃棄物資源化システム。産業機械、660, 7-11 (2005)
- 7) 江藤次郎、津留真哉、崎田省吾、張瑞娜、島岡隆行：一般廃棄物焼却残渣埋立地における不溶性塩素の挙動とメカニズム。廃棄物学会論文集、19, 2, 131-140 (2008)
- 8) 山根正之：はじめてガラスを作る人のために。内田老鶴園 (1989)
- 9) 難波徳郎：ガラスにおける化学結合状態と塩基度。日本セラミック協会ガラス部会若手セミナー、1-7 (2008)

2013 年 11 月 15 日受付

2014 年 1 月 29 日受理

和 文 要 約

東日本大震災の発生により大量の放射性セシウム (Cs) が福島周辺地域に飛散し、Cs が集約された固形物の処理が喫緊の課題となっている。熔融技術は、処理物に塩化物や可燃物を共存させることにより、アルカリ金属や重金属を炉内で塩素化または還元して揮散させ、熔融飛灰として分離濃縮することができる。Cs もアルカリ金属の一種であり、同様の機構による分離濃縮が可能であると考えられたため、本研究では、非放射性 Cs を加えた都市ごみ焼却灰、下水汚泥焼却灰、土壌を試験対象としたラボスケールでの熔融試験を行い、Cs の揮散特性を調査した。その結果、塩化物として CaCl_2 を添加すると、全対象物においてアルカリ金属、重金属は揮散が促進され、 CaCl_2 は塩化揮発による Cs 揮散促進効果を有することが分かった。アルカリ金属の揮散率は原子番号が大きい元素ほど高く、スラグの塩基度が高い対象物ほど高かった。また、可燃物として活性炭を添加すると、重金属は揮散が促進されたが、アルカリ金属は揮散が促進されなかった。しかし、活性炭を CaCl_2 と混合添加することにより、アルカリ金属についても揮散促進効果が発現し、99%以上の Cs 揮散率が得られた。活性炭添加により試料近傍の酸素分圧が低下し、塩化物への移行率が上がったためと考えられる。さらに、塩化物と可燃物の双方を含有する廃塩化ビニルについて、揮散促進剤としての効果を検証したところ、廃塩化ビニルの効果は CaCl_2 と同程度であり、揮散促進剤として十分に有効であることが分かった。

