報 文

都市ごみ焼却飛灰中の放射性核種のモニタリングと 模擬焼却飛灰溶出液中 Cs の黒ボク土への吸着

岩鼻 雄基¹, 小池 裕也¹, 中村 利廣^{®1}

2012年に九州北部で採集した都市ごみ焼却飛灰中の放射性核種を月別に測定した。また、焼却灰の埋立てを想定して、改定13号試験による放射性Csの溶出試験を行った。溶出した放射性Csが埋立て地周辺の土壌へ保持されるか否かを知るために、安定Cs⁺を用いて火山灰風化土壌（黒ボク土）のCs吸着能を求めた。放射性核種のモニタリングの結果、焼却飛灰中の放射能濃度は、福島第一原子力発電所事故前と同程度であった。また¹³⁴Cs/¹³⁷Cs比は1を下回ったが、事故以前から存在する¹³⁷Csを減じてから減衰補正するとその比は 1.11 ± 0.10 となった。改定13号試験を行ったところ、焼却飛灰中の¹³⁷Csの溶出率は40%であり、その溶出液を模した溶液を黒ボク土に吸着させたところ、Cs⁺の初期濃度が $5000 \mu\text{g L}^{-1}$ 以上で吸着率は90%以上であった。さらに飛灰溶出液や雨水を想定した5種類の溶液を用いて脱着試験を行ったところ、Cs⁺の脱着率は1~4%で、ほとんど溶け出さなかった。したがって、黒ボク土は埋立て地からの放射性Cs漏出を抑止する効果をもつことが明らかになった。

1 緒 言

都市ごみ焼却飛灰は、排ガス中に含まれていた低沸点の重金属化合物やダイオキシン、排ガス中和剤由来の塩基性化合物を多量に含んでいるので、環境への負荷が大きく、特別管理産業廃棄物に指定されている¹⁾。その大部分は国の定めた処理を経て埋め立てられるが、近年では無機系材料としての再利用も試みられている。埋立て処分、再利用のいずれの場合でも都市ごみ焼却灰中の元素組成や化学形態を知ったうえで適切な管理を行うことが重要である。現在まで、都市ごみ焼却飛灰中の有害物質の定量^{2)~4)}や結晶相の分析⁵⁾は盛んに行われている。焼却灰を埋め立てる場合は、塩基性化合物や重金属類が溶出して埋立て地周辺の土壌や水を汚染することが懸念されている。溶出試験は、このような埋立て後の焼却灰の環境影響を把握し、適切な処理が行われているか否かを判定する手法で、各国でその方法が定められている⁶⁾。日本では廃棄物から発生する有害物質の公共用水への汚染を管理し、溶出量を規制することを目的として、環境庁告示第13号試験が1973年に定められている。この13号試験は新たに溶出手法の一部に改定が加えられ、改定13号試験として2013年6月1日から施行された。

2011年3月に発生した東日本大地震とそれに伴う津波で

福島第一原子力発電所事故がおこった。この事故後、広範囲に放射能汚染が発生した。2011年8月、日本政府は焼却灰埋立て処分場の跡地の利用制限による一般公衆の被ばく防止や作業員の被ばく対策、放射性Csによる公共用水域や地下水の汚染防止及び長期的な管理を行うことを目的として、焼却灰中の放射性Cs放射能濃度を 8000 Bq kg^{-1} 以下とする方針を示した⁷⁾。都市ごみ焼却灰中の放射性物質の分析はあまり行われておらず、Iwahanaら⁸⁾の焼却飛灰中の放射性物質の化学形態別分析の例があるのみである。ここでは焼却飛灰中の放射性Csが水によって容易に溶出することが明らかにされている。したがって、焼却飛灰を埋め立てて処分した場合、適切な前処理が施されていないと雨水や地下水との接触により、処分場近辺が放射性Csで汚染されてしまう可能性も考えられる。また、前出の方針⁷⁾では $8000 \sim 100000 \text{ Bq kg}^{-1}$ の焼却灰は一時保管することが望ましいとされている。侵入水の接触・溶出を抑制するための焼却灰のセメント固化、雨水の侵入を防止する透水性の低い隔離層や、溶出液を吸着する中間覆土を含めた土壌層の設置といった厳重な対策を施すことで埋立て処分が可能であるとしている。土壌や土質材料を重金属類の吸着剤として利用する研究は以前から行われていて、例えば金谷ら⁹⁾は浸出液中のZn, Cd, Pbを覆土に吸着させる際に浸出液のpHが吸着に与える影響を調査し、酸性から弱塩基性領域で重金属の吸着量が増加することを見いだした。溶液中の放射性Csを土質材料に吸着させる研究も行われている。石川ら¹⁰⁾は種々の水田土壌を¹³⁷Csの吸着剤と

[®] E-mail: toshina@meiji.ac.jp

¹ 明治大学理工学部応用化学科: 214-8571 神奈川県川崎市多摩区東三田 1-1-1

して用いて、 ^{137}Cs の吸着量が土壌中の Illite 含有量や粘土含有量・全炭素含有量・土壌 pH から計算される係数と良好な相関が得られたと報告している。しかしながら、都市ごみ焼却灰溶出液のような Na^+ , K^+ , Cl^- を高濃度を含む塩基性溶液下で Cs を吸着させた報告はいまだない。

この論文では、まず 2012 年 1 月から 12 月に採取した焼却飛灰中の放射性 Cs を含めた放射性核種の放射能濃度を定量した。また焼却飛灰に対して改定 13 号試験を行い、飛灰からの放射性 Cs の溶出量を求めた。さらに溶出した放射性 Cs が埋立て地周囲に拡散するおそれがあることから、安定 Cs を添加した焼却飛灰模擬溶出液と黒ボク土を用いて Cs^+ の吸着及び脱着試験を行い、黒ボク土に Cs^+ を保持することができるかどうかを調べた。

2 実験

2.1 都市ごみ焼却飛灰

都市ごみ焼却飛灰は九州北部の中小規模の都市ごみ焼却場で 2012 年 1 月から 12 月に採取したものをを用いた。一般のごみ焼却場で発生する焼却飛灰は、ばいじんと、焼却時に発生した排ガスと消石灰との反応生成物を同時に捕集している。今回分析対象にした焼却場では飛灰を 2 段階のバグフィルターで捕集していて、発生したばいじんのみを最初のフィルターで捕集し（第一飛灰）、その後、排ガス中に消石灰を噴霧して中和し、生成した塩類と最初のフィルターを通過したばいじんを次のフィルターで捕集している（第二飛灰）。この研究では放射性 Cs 濃度が高かった⁸⁾ 第一飛灰を用いて試験した。

2.2 黒ボク土

黒ボク土は火山灰を母材とする風化土壌で、有機腐植物質に富んだ黒色土壌である。日本では広範囲に分布し、主に耕作地に用いられていて粘土に比べて透水性が高い¹¹⁾。この実験で用いた黒ボク土は 2013 年 4 月に神奈川県川崎市明治大学生田校舎内で土壌の表層 5 cm の部分を採取したのから水ひ法で精製した。まず 1 日風乾させた黒ボク土約 300 g を 3 L ビーカーに入れ、脱イオン水 1.5 L を注ぎ 1 日静置した。この液体をガラス棒で混合してから 30 分間放置し、上澄み液をデカンテーションで除去した。残った土を 1 日風乾してから、目開き 250 μm のステンレス製ふるいを通過したものを黒ボク土として吸着実験に用いた。水ひ後の黒ボク土は石英と斜長石を含む火山灰風化黒ボク土と呼ばれるものである。また、変水位法で測定したこの黒ボク土の透水係数 k_{15} は 15.0 $^{\circ}\text{C}$ で $1.97 \times 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$ であった。

2.3 試薬

塩化セシウム、水酸化ナトリウム、硝酸は純正化学製の

特級試薬を、塩化カリウムは関東化学製の特級試薬を用いた。脱イオン水は栗田工業製デミエース DX-15 型カートリッジ純水器で、超純水は日本ミリポア製 Milli-Q で精製したもの（比抵抗 18.2 M Ω m）をそれぞれ用いた。

雨水は神奈川県川崎市の明治大学生田校舎第 2 校舎 D 館横（35 $^{\circ}$ 36'N, 139 $^{\circ}$ 31'E）で採取した。雨水試料はブリキ製コンテナ（直径、10.2 cm; 高さ、4.3 cm）を複数用いて 1.5 h 採取した。雨水のうち、半分は汙過してから脱着操作と pH 測定に用い、残りの半分は汉過せずにそのまま用いた。

2.4 装置

ガンマ線は Princeton Gamma Tech Inc. 製の高純度 Ge 半導体検出器 IGC-10200 を備えたガンマ線スペクトロメーターで測定した。日本アイソトープ協会発行の 401 タイプ ^{152}Eu 標準線源で装置のエネルギーを校正し、JSAC 0471 放射能分析用土壌標準物質（日本分析化学会製）で検出効率曲線を作成した。数え落しやサム効果を抑制するために標準線源を検出器から 5 cm 離して測定した。さらに、測定容器に合わせて密に充填した KCl 中の ^{40}K を測定して検出効率を補正した。

原子吸光光度分析装置は Analytik Jena AAS ZEEnit 600S に固体用オートサンプラー Analytik Jena SSA 61Z を組み合わせたものをを用いた。光源は浜松ホトニクス製 Cs 中空陰極ランプを、キャリアー不活性ガスには Ar を用いた。乾燥温度 90 $\sim$ 110 $^{\circ}\text{C}$ 、70 s、灰化温度 700 $^{\circ}\text{C}$ 、20 s、原子化温度 1900 $^{\circ}\text{C}$ 、4 s で原子化し、積分吸光度を測定した。CsCl を溶解して 1000 mg L $^{-1}$ 溶液を調製し、この溶液を 10, 20, 50, 100, 200, 500 mg L $^{-1}$ になるように希釈して検量線作成用溶液にした。この溶液は 0.13 M 硝酸酸性にしてある。また、マトリクスマッチングと検量線の直線性を向上¹²⁾ させるため、測定時に検量線作成用溶液 10 μL に対してマトリクスマッチング用溶液 10 μL を添加した。この溶液は、都市ごみ焼却飛灰の溶出液を想定し、脱イオン水 100 mL に KCl 1.00 g と NaOH 0.60 g を加えたものである（pH 12.9、以降模擬溶出液と呼ぶ）。作成した検量線は Cs^+ が 0 $\sim$ 2.0 ng の間で良好な直線性を示し、検量線から求めた検出下限（3 σ , $n = 10$ ）は 0.02 ng であった。相関係数は $r = 1.00$ だった。

改定 13 号試験の振とう操作には Advantec TBK602DA 恒温振とう槽を用いた。

遠心分離機は Hitachi H/imac CT 4i を用いた。

雨水の pH 測定は Horiba pH メーター F-52 を用いた。

2.5 改定 13 号試験

改定 13 号試験には新たに振とう方法や汉過方法が指定されていて、誤差を低減させている。改定 13 号試験では液

Fig. 1 Gamma-ray spectrum of incinerator fly ash of municipal solid waste sampled at Northern Kyushu, Japan

量を 500 mL 以上使用して溶出試験を行っているが、汙過やその後の手順が煩雑になるため、この実験では溶出量を 150 mL にした。そのほかの条件は改定 13 号試験に従った。

250 mL 三角フラスコ中の超純水 150 mL に、都市ごみ焼却飛灰 15.0 g を 10 mg まで秤量してから加え、恒温振とう槽で 25 °C、6 h 水平振とうで溶出操作を行った。振とう幅 5.0 cm、振とう速度 200 回 min^{-1} である。3000 rpm で遠心分離後、孔径 0.5 μm の親水性 PTFE メンブランフィルター (Advantec 製) で汙過し、溶出液に濃硝酸 5.0 mL を加えてからテフロン皿上で蒸発乾固した。乾固物と遠心分離後の残渣はそれぞれオープンで 100 °C で 24 h 乾燥してから質量を測定した。

2・6 ガンマ線スペクトロメトリー

焼却灰試料 3.00 g を 0.1 mg まで正確に秤量し、プリキ製コンテナ (内径, 3.8 cm; 高さ, 1.1 cm) に密に充填し、周囲をエポキシ樹脂接着剤で密封した。 ^{229}Rn - ^{218}Po 間が放射平衡に達するまで 3 週間以上放置してから測定に供した。溶出液乾固物、溶出残渣も焼却灰試料と同様に測定した。

2・7 模擬 13 号試験溶出液中の安定 Cs^+ の黒ボク土への吸着

30 mL ポリプロピレン製ボトルに黒ボク土 0.200 g を 0.1 mg まで正確にわけとり、模擬溶出液 20.0 mL を加えたものに、 Cs^+ の初期濃度が 100, 200, 500, 1000, 2000, 5000, 10000, 20000, 50000 $\mu\text{g L}^{-1}$ となるように CsCl 溶液を添加した。マグネチックスターラーで 20 °C、5.5 h 攪拌後、3000 rpm、30 min で遠心分離した。遠心分離後の上澄み液を 10 μL マイクロピペットでわけ取って原子吸光光度分析に供

した。 Cs^+ の初期濃度が 2000 $\mu\text{g mL}^{-1}$ 以上の溶液の場合は測定前に 10 ~ 100 倍に定容希釈した。測定は各濃度につき 3 回ずつ行った。

2・8 Cs^+ 吸着黒ボク土からの Cs^+ の脱着

黒ボク土 1.00 g に Cs^+ 濃度が 1000, 2000 $\mu\text{g L}^{-1}$ の模擬溶出液 100 mL を加えて 2・7 と同様の条件で Cs^+ を吸着させた。遠心分離後の黒ボク土を 110 °C、24 h で乾燥してから脱着実験に用いた。脱着用溶液には脱イオン水と Cs^+ 無添加模擬溶出液、弱い酸性雨を想定した 0.1 M 酢酸-酢酸ナトリウム緩衝溶液 (pH 5.0, 以降は酢酸緩衝液と呼ぶ)、雨水試料 (pH 6.85, 24.3 °C) を用いた。0.1 mg まで秤量した黒ボク土 0.200 g と脱着溶液 20.0 mL で 2・7 と同様の条件で脱着操作を行った。

3 結果と考察

3・1 都市ごみ焼却飛灰中の放射性核種のモニタリング

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故以来、放射性 Cs の測定例は多く、多くの場所・種々の物質中で検出されている。2012 年に採集された焼却飛灰のガンマ線スペクトルを Fig. 1 に、この試料中の放射性 Cs の放射能濃度の年間の変化を Fig. 2 に示す。都市ごみ焼却飛灰中からは ^{40}K 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{212}Pb 、 ^{214}Pb 、 ^{214}Bi を検出した。また ^{228}Ac が同定できた焼却灰もいくつかあった。各核種の放射能濃度を焼却灰が採取された日に減衰補正したところ ^{40}K 、445 ~ 2600 Bq kg^{-1} ; ^{134}Cs 、0 ~ 14.4 Bq kg^{-1} ; ^{137}Cs 、4.23 ~ 19.9 Bq kg^{-1} ; ^{226}Ra 、8.29 ~ 21.7 Bq kg^{-1} ; ^{228}Ra 、0 ~ 50.1 Bq kg^{-1} ; ^{228}Th 、10.7 ~ 33.3 Bq kg^{-1} の値を得た。放射能濃度は大きく変化していた。同一焼却場であっても、廃棄物の性状が日によって異なることで、採取した日時で焼却灰中の鉛濃度が異なること¹³⁾が報告されていて、焼却飛灰中の放射性核種でも同様の変動が起こる可能性もあるものと考えられる。また、2012 年の焼却飛灰中の放射能濃度を、同じ焼却場で 2006, 2007, 2011 年に採取された焼却飛灰の放射能濃度⁸⁾と比べたところ、天然放射性核種 (^{40}K 、 ^{226}Ra 、 ^{228}Ra 、 ^{228}Th) の放射能濃度レベルは事故前の 2006 ~ 2011 年と同程度であった。 ^{134}Cs は原発事故前 (~ 2011 年 2 月) と事故直後の 2011 年 3 月は検出されなかったが、2011 年 4 月以降検出されるようになった。このときの ^{134}Cs 放射能濃度は 2.1 ~ 7.3 Bq kg^{-1} であった。2012 年の試料では ^{134}Cs は 12 か月中 8 か月の試料で検出されなかったが、検出できた場合の放射能濃度は 4.04 ~ 14.4 Bq kg^{-1} であった。一方、 ^{137}Cs の放射能濃度は、事故前は 2.0 ~ 6.7 Bq kg^{-1} 、2011 年 3 ~ 12 月は 6.6 ~ 16.6 Bq kg^{-1} であった。今回の測定で得た ^{137}Cs 放射能濃度は 2011 年 3 ~ 12 月の放射能濃度の範囲内であった。また、この焼却飛灰中の放射性 Cs 濃度は 8000 Bq kg^{-1} を下回っていて、一般廃棄物として埋め立てるこ

Fig. 2 Monthly variations of radioactive nuclides in incinerator fly ash of municipal solid waste sampled in 2012

(A) ⁴⁰K (○); (B) ¹³⁴Cs (●) and ¹³⁷Cs (△); (C) ²²⁶Ra (▲), ²²⁸Ra (□) and ²²⁸Th (■).

とが可能である。さらに、今回検出した ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs が原発事故由来かどうかを調べるために ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比を求めた。このときの焼却飛灰の ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比は 0.81 ± 0.07 (4 か月分) であった。また、事故前から存在する

Fig. 3 Gamma-ray spectrum of dried salt for a fly ash eluate sampled at January, 2012, after a modified No. 13 elution test

¹³⁷Cs の影響を補正するため、2006 年 7, 10, 12 月、2007 年 1 月の ¹³⁷Cs 放射能⁸⁾をそれぞれ差し引いてから、2011 年 3 月 15 日に合わせて ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs の放射能濃度を減衰補正すると¹⁴⁾、その比は 1.11 ± 0.10 になり、依然として福島第一原子力発電所事故の影響下にあることが分かる。

3・2 改定 13 号試験による放射性 Cs の溶出

改定 13 号試験で溶出した放射性 Cs と ⁴⁰K の溶出量を算出した。焼却飛灰は 15.0 g 当たり 2.16~5.89 g、平均 4.06 g の質量減を示した。このときの溶出液乾固物のガンマ線スペクトルを Fig. 3 に示す。溶出液からは ⁴⁰K, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs のみが検出できた。¹³⁴Cs は 1 月のみ検出した。溶出率は ⁴⁰K は 45.6~59.0 % で平均 51.1 %, ¹³⁷Cs は 34.4~52.0 % で平均 39.9 % であった。この溶出率をもとに溶出液中 ¹³⁷Cs の放射能濃度を試算したところ、¹³⁷Cs を 8000 Bq kg⁻¹ 含む焼却飛灰 1 kg を脱イオン水 10 L で溶出した場合の ¹³⁷Cs の放射能濃度は 275~416 Bq L⁻¹ となる。

3・3 安定 Cs の黒ボク土への吸着と黒ボク土からの脱着

安定 Cs⁺ を含む模擬溶出液と黒ボク土を用いて吸着等温線を作成したところ、得られた関係線は Freundlich 式での近似が可能であった。吸着等温線を Fig. 4 に示す。このときの Freundlich 式は $q^* = 1.459 \times 10^{-3} C^{1.977}$ で、相関係数 $r = 0.976$ であった。また、Cs⁺ の初期濃度の対数を横軸に、黒ボク土への吸着率を縦軸にプロットしたものを Fig. 5 に示す。溶液中の Cs⁺ 初期濃度が 100 μg L⁻¹ で 48 % の吸着率を示した。Cs⁺ 初期濃度が高くなるにしたがって吸着率は増加し 5000 μg L⁻¹ で 90 % に到った。

また、脱イオン水と Cs⁺ 無添加模擬溶出液、酢酸緩衝溶液、雨水試料を用いて、黒ボク土に吸着した Cs⁺ の脱着 (脱着回数 $n = 1$) を試みた。脱着率を Table 1 に示す。Cs⁺

Fig. 4 Freundlich plot of the adsorption isotherm for Cs^+ in a simulated eluate on andosol

の初期濃度 $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ で脱着溶媒に脱イオン水を用いた場合と、酢酸緩衝液を用いた場合 Cs^+ の脱着が認められた。しかし、脱着率は1～4 % で、黒ボク土に吸着した Cs^+ の大部分は溶出しなかった。この実験で用いた黒ボク土は焼却飛灰から溶出した Cs^+ を吸着し、雨水や焼却飛灰浸出液によって脱着しないことが明らかである。実験で用いた黒ボク土は、環境省が定める管理型埋立て地の隔離層（厚さ 30 cm）⁷⁾ として用いた場合、焼却灰から溶出した放射性 Cs は隔離層に留まり、埋立て地外へ拡散する可能性が低くなる可能性がある。

4 結 言

2012 年に月ごとに採取された焼却飛灰中の放射性 Cs を含めた放射性核種の放射能濃度を定量した。焼却飛灰中の放射能濃度を事故以前・事故直後と比較したところ、どの核種でも放射能濃度レベルに変化は見られなかった。また、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を計算すると 0.81 ± 0.07 で、事故前の ^{137}Cs 放射能を減じた後に減衰補正すると 1.11 ± 0.10 となり、事故以前から存在しているバックグラウンドレベルの ^{137}Cs の影響を受けている。

改定 13 号試験では飛灰 15.0 g のうち 2.16～5.89 g、平均 4.06 g が溶出し、溶出液からは ^{40}K , ^{134}Cs , ^{137}Cs が検出されたが、 ^{134}Cs は 1 月の試料からのみ検出された。改定 13 号試験で溶出した焼却飛灰中 ^{137}Cs は 34.4～52.0 % で平均 39.9 % であった。

Cs^+ の吸着及び脱着実験から黒ボク土は吸着した水溶性 Cs^+ をある程度保持する能力を持ち、焼却飛灰から溶出した放射性セシウムの埋立て地外への拡散抑止効果が期待できる。

Fig. 5 Variation in the adsorption ratio of Cs^+ in a simulated eluate with primary concentration of Cs^+ in the solvent

Table 1 Desorption ratio (%) of Cs^+ from andosol ($n = 1$)

Desorption solvent	Concentration of Cs^+ / $\mu\text{g L}^{-1}$	
	1000	2000
Deionized water	1.3	—
Acetate buffer (pH 5.0) ^{a)}	3.4	3.6
Cs^+ -free simulated eluate ^{b)}	—	—
Raw rain water (pH 6.85)	No data	—
Filtrated rain water (pH 6.85)	No data	—

—: Not desorbed. a) 0.1 M sodium acetate-acetic acid buffer solution (pH 5.0). b) Aqueous solution of 1.00 g of KCl and 0.60 g of NaOH in 100 mL deionized water.

文 献

- 1) 岩田聖子, 皆本和亮, 藤森英治, 千葉光一, 原口紘丞: 分析化学 (*Bunseki Kagaku*), **50**, 837 (2001).
- 2) 大淵敦司, 北野 大, 中村利廣: 分析化学 (*Bunseki Kagaku*), **58**, 249 (2009).
- 3) Z. Mester, M. Angelone, C. Brunori, C. Crenisini, H. Muntau, R. Morabito: *Anal. Chim. Acta*, **35**, 157 (1999).
- 4) J. J. Rowe, E. Steinnes: *Talanta*, **24**, 433 (1977).
- 5) A. Ohbuchi, M. Kitano, T. Nakamura: *X-Ray Spectrom.*, **37**, 237 (2008).
- 6) 酒井伸一, 水谷 聡, 高月 紘: 廃棄物学会誌, **7**, 383 (1996).
- 7) 環境省: 8,000 Bq/kg を超え 100,000 Bq/kg 以下の焼却灰等の処分方法に関する方針について (2013), available from <<http://www.env.go.jp/jishin/attach/no110831001.pdf>>, (accessed 2013-9-26).
- 8) Y. Iwahana, A. Ohbuchi, Y. Koike, M. Kitano, T. Nakamura: *Anal. Sci.*, **29**, 61 (2013).

- 9) 金谷 健, 天野 猛, 寺島 泰: 環境技術, **23**, 216 (1994).
10) 石川奈緒, 内田滋夫, 田上恵子: *Radioisotopes*, **56**, 519 (2007).
11) 庄子貞雄: 化学と生物, **22**, 242 (1984).
12) 三浦和代, 山本和子, 米谷 明, 白崎俊浩: 分析化学 (*Bunseki Kagaku*), **62**, 37 (2013).
13) 貴田晶子: 廃棄物学会誌, **11**, 417 (2000).
14) A. Ioannidou, E. Giannakaki, M. Manolopoulou, S. Stoulos, E. Vagena, C. Papastefanou, L. Gini, S. Manenti, F. Groppi: *Atmos. Environ.*, **75**, 163 (2013).

Monitoring of Radioactive Nuclides in Incinerator Fly Ash and Adsorption of Cs in Simulated and Actual Eluate of the Fly Ash onto Clay and Soil

Yuki IWAHANA¹, Yuya KOIKE¹ and Toshihiro NAKAMURA^{®1}

[®] E-mail: toshina@meiji.ac.jp

¹ Department of Applied Chemistry, Meiji University, 1-1-1, Higashimita, Tama-ku, Kawasaki-shi, Kanagawa 214-8571

(Received July 16, 2014; Accepted September 9, 2014)

Radioactive nuclides in the incinerator fly ash of municipal solid waste was determined and monitored. For leaching radioactive Cs from incinerating fly ash in reclaimed land, a modified No. 13 elution test and adsorption with stable Cs onto andosol were performed. The activity concentration of radioactive nuclides in incinerator fly ash was constant within the range of the activity concentration before the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. The $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ activity concentration ratio was almost equal to 1, corresponding to ^{137}Cs existing in environment before the accident. 40 % of ^{137}Cs in incinerator fly ash eluted with the modified No. 13 elution test, and adsorption ratio of Cs^+ onto the andosol showed 90 % as being the primary concentration was equal to or more than $5000 \mu\text{g L}^{-1}$. In addition, the desorption results used for 5 types of solvent showed that desorption ratio of adsorbed Cs^+ from the soil was 3.6 % at the maximum. Hence, it is anticipated that using a soil that is similar in composition to the andosol suppresses the leaching out of radioactive Cs from reclaimed land.

Keywords: incinerator fly ash; modified notification No. 13 elution test; radioactive Cs; andosol; Cs adsorption.