

福島汚染土壌の除染と再利用のためのセシウムフリー鉱化法の開発

下山巖¹, 本田充紀¹, 小暮敏博², 馬場祐治³, 平尾法恵¹, 岡本芳浩¹, 矢板毅¹, 鈴木伸一¹

¹日本原子力研究開発機構物質科学研究センター, ²東京大学大学院理学系研究科

³日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門

Development of cesium-free mineralization for decontamination and reuse of radioactive contaminated soil in Fukushima

Iwao SHIMOYAMA¹, Mitsunori HONDA¹, Toshihiro KOGURE², Yuji BABA³,
Norie HIRAO¹, Yoshihiro OKAMOTO¹, Tsuyoshi YAITA¹, Shinichi SUZUKI¹

¹Materials Science Research Center, ³Fukushima Environmental Safety Center, Japan Atomic Energy Agency

²Graduate School of Science, The University of Tokyo

Abstract

福島の放射性汚染土壌廃棄物の減容化のため、我々は非放射性 Cs を吸着した風化黒雲母に対してアルカリ塩を添加して低圧加熱処理を行い、従来よりも 300°C ほど低い 650 ~ 700°C で 100% の Cs 除去と普通輝石 (augite) への相変化が生じることを見いだした。これらの結果に基づいてセシウムフリー鉱化法という新たな除染法を提案すると共に、PF での放射光実験で明らかになった反応初期過程における Cl の化学結合状態について報告する。

1. はじめに

福島第一原発 (1F) 事故以降、福島の実環境回復を妨げている最大の問題の一つとして 2200 万 m³ を超える放射性汚染土壌廃棄物をどのように管理するかという汚染土壌問題がある。無数のフレコンバッグが連なる報道写真 [1] に有無を言わせない圧迫感を感じた方も多いだろう。現在、仮置き場等から中間貯蔵施設へのパイロット輸送が始められているが、その減容化計画については議論が続けられており、具体的な方針は定まっていない。特に、30 年後福島県外に設置が予定されている最終処分場の選定には大変な困難があることが容易に予想できるため、その負担を小さくするためにも減容化を加速しなければならないが、汚染土壌は量の多さもさることながら除染の難しさも解決を阻む要因となっている。1F から放出された様々な放射性物質のうち土壌汚染の主な原因となっているのは半減期約 30 年の ¹³⁷Cs である。土壌には層状のアルミノケイ酸塩である粘土鉱物が主要成分として含まれているが、このうち阿武隈山地の花崗岩に由来し黒雲母とパーミキュライトの混合層からなる風化黒雲母 (weathered biotite: WB) と呼ばれる粘土鉱物に対して Cs が強い吸着特性を示すことが報告されている [2]。粘土鉱物と Cs との相互作用については過去多くの研究が行われており [3, 4]、最近でも山口らの解説記事 [5] があるので本稿で詳しくは述べないが、一旦 WB 中に取り込まれた Cs は簡単には脱着せず、イオン交換のような従来の方法では除去しにくいことが指摘されている [6]。

このため現在も様々な土壌除染法が開発が進められているが、中でも加熱処理は分級・化学処理と共にその主要技術として注目されている [7]。Spalding [8] は放射性 Cs 汚染土壌に石灰石と NaCl を加えて 1000°C 以上に加熱すると Cs が揮発し、99% 以上の放射能減衰が生じたことを報告している。国内でも太平洋セメント、クボタ、神鋼環境ソリューションなど幾つかの企業により同様の手法の開発が進められており、1000 ~ 1400°C の加熱処理で 99% 以上の Cs 除去率が報告されている [9-11]。これらの手法に共通するのはケイ酸塩鉱物を融解させて土壌から Cs を塩化物として昇華させるという考え方であり、高い Cs 除去率の反面、高温に要するコストが課題として挙げられている。処理温度を下げて効率的に Cs 除去するためには Cs 脱離メカニズム解明が必要不可欠であるのは論を待たないが、現状はまだ未解明の部分が多いと言わざるを得ない。

我々は数年前よりこの課題に取り組み、それにより得られた知見に基づいてセシウムフリー鉱化法 (CFM) という新たな除染法を提案している。CFM では物理的な融解ではなく化学反応を利用することで従来よりも処理温度を下げ、Cs 除染と共に土壌を有用な材料に変換することで土壌廃棄物を再利用することを目指している。そこで本稿では CFM の着想に至った結果と今後の狙いについて紹介することを主眼とする。PF ニュースにおいて放射光に関係ない話が半分以上になるのは恐縮だが、最後に PF で実施している放射光実験についても触れ、その有効性についても述べたい。

2. 低圧環境を利用したらどうなる

処理温度低下のために我々が最初に考えたのは、低圧環境の利用だった。融解を利用する手法では NaCl や CaCl₂ などの塩化物を Cs の昇華促進剤として用いているが、それに加えて低圧で昇華点を下げようという単純なアイデアだ。そこで最初に大気中と低圧環境での加熱処理による熱重量分析 (TG) を行った。対象としたのは非放射性 Cs を 0.8 wt% 吸着させた福島県小野町産 WB である。Fig. 1 に TG とその微分変化 (DTG) を示す。大気加熱 (上) で観測された 50°C と 480°C 付近の大きな重量減少は WB の表面に吸着した水と水酸基の脱離によるもので、250 ~ 300°C の小さな成分は WB 層間のカチオンと水和した水に起因している。500 ~ 900°C の領域では大きな重量変化はなく、このことは Cs の脱離がほとんど生じていないことを示している。実は福島の汚染土壌を 600 ~ 1300°C で加熱してもほとんど放射能が変化しないことが報告されており [12]、高温での構造相転移で Cs が安定なケイ酸塩鉱物として固定されてしまうためと考えられている。つまり単純な熱処理だけで土壌を除染できるわけではない。一方、低圧加熱 (下) では上記の成分の低温側へのシフトと共に 800°C 付近に新たな重量減少が観測された。この成分は K を飽和吸着させた WB では観測されないため、Cs の脱離に起因する成分と考えられる [13]。従って、低圧環境には Cs 脱離促進の効果が期待できる。我々はさらに昇温脱離法により WB からの Cs 脱離挙動を調べた。実験の詳細は文献 [13] に記すが、10⁻⁶ Pa 台の真空で四重極質量分析器 (QMS) を用いて ¹³³Cs の脱離強度を観測したところ、Fig. 2 に示すように 780°C 付近に脱離ピークが観測された。この結果は Fig. 1 で観測された質量減少が Cs 脱離によるものであることを裏付けている (文献 [13] との温度差は温度較正によるもの)。この試料に対してさらにモル比 1:1 の NaCl-CaCl₂ 混合塩を重量比 1:1 で添加すると脱離ピークは約 180°C 低温側にシフトした。

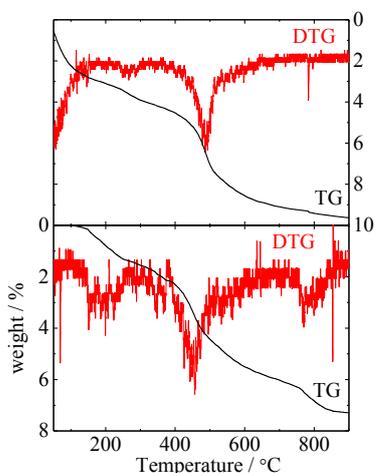


Figure 1 TG (black) and DTG (red) curves of a Cs-sorbed WB. Top and bottom panels correspond to the results obtained in air and under low-pressure conditions, respectively.

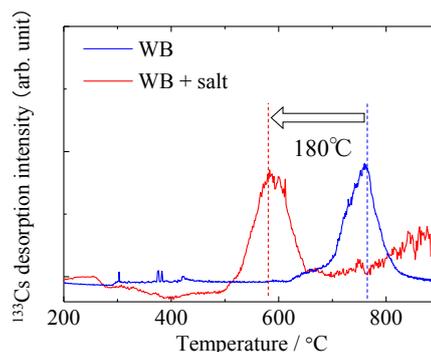


Figure 2 TDS spectra of ¹³³Cs of the Cs-sorbed WB. Blue and red curves correspond to the results without and with NaCl-CaCl₂ mixed salt, respectively.

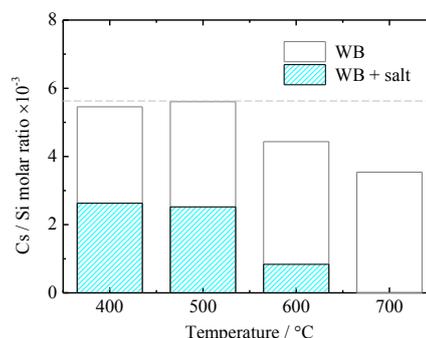


Figure 3 Cs/Si molar ratio of the Cs-sorbed WB after heating treatments from 400 to 700°C and rinsing with water. White and blue bars correspond to the results for the heating treatments without and with the mixed salt, respectively.

QMS はしばしば微量分析に用いられるように高感度なので、Fig. 2 の結果はマイナーな現象を見ているだけではないと考える方もいるかもしれない。確かに重要なのは試料の組成変化なので、次に蛍光 X 線分析 (XRF) の結果について見ることにしよう。試料は上記の Cs 吸着 WB を用い、NaCl-CaCl₂ 混合塩を添加した場合と無添加の場合についてそれぞれ 400, 500, 600, 700°C の各温度で 2 時間低圧加熱 (14 Pa) した後、余剰の塩を水洗浄で除去し、遠心分離で得られた沈殿物を XRF で分析した。Cs/Si モル比を Fig. 3 に示す。WB のみの場合、400, 500°C でほとんど変化がなく大部分の Cs は WB 中に残ったが、700°C では図中の破線を基準にすると約 6 割まで減少した。一方、塩添加時は 400, 500°C でも約半分の Cs が除去され、600°C で約 1 割、700°C で検出限界以下の Cs しか観測されなかった。我々は X 線光電子分光法 (XPS) でも 650°C の低圧加熱処理で Cs 3d 光電子ピークの消滅を観測しており [13]、おそらくこの温度付近でほとんどの Cs が除去されたと考えている。

3. 加熱処理で生じた変化

これらの結果は粘土鉱物の融解温度に比べてかなり低温で粘土鉱物からの Cs 除去が可能であることを示しているが、特に塩添加時の高い Cs 除去率 (~ 100%) は何に起因しているのだろうか? これを調べるために我々は X 線回

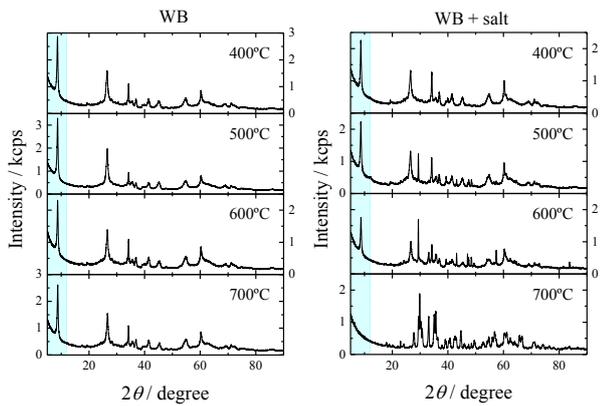


Figure 4 XRD patterns of the Cs-sorbed WB after the heating treatments and rinsing with water. Right and left panels show the results for the heating treatments without and with the mixed salt, respectively.

折 (XRD) を用いて構造変化を測定した。Fig. 4 に Cu K α 線 で得られた XRD パターンを示す。左右のパネルは WB のみと塩添加時の結果に対応し、上から 400 ~ 700°C の結果を示す。WB のみの場合、XRD パターンはどの温度でも基本的に似ており大きな構造変化は見られなかった。水色のハイライトで示した成分は黒雲母の [001] 底面反射ピークであり、このピークは高温で 0.08° 広角側にシフトしたが、これは層間水の脱離によるものであって、粘土鉱物の構造がほぼ保たれていることを示している。ところが塩添加の場合、400°C ではほとんど同様の XRD パターンが観測されているが、500°C では新たなピークが出現し、高温になるにつれ大きく変化した。注目すべきは底面反射ピークが 700°C で完全に消滅したことであり、左の XRD パターンと明瞭な対比をなしている。

塩添加の場合は組成も大きく変化した。Fig. 5 に XRF から得られた K, Na, Ca, Cl の Si とのモル組成比を示す。K は Cs と似た挙動を示し 700°C では 99% が除去された。また塩由来の Na は 400°C で一旦増加し、温度と共に減少する傾向を示した。Ca と Cl は温度と共に増加し、Ca に至っては Si よりも多い主成分となることがわかった。ここで示した元素以外にも Al, Mg, Fe, Ti などほとんど組成比が変化しない元素も含まれるが XRD と XRF の結果はどちらも塩添加・700°C 低圧加熱により粘土鉱物が全く異なるケイ酸塩鉱物に相変化した事を示唆している。

加熱処理により変化した XRD パターンは複数種類の生成物に関与する複雑な形状を持つため、その解釈が難しい。そこで我々は透過型電子顕微鏡 (TEM) を用いて生成物の同定を行った。Fig. 6 に示すように TEM 像 (a) で観測された 100 nm 程度の微結晶に対し収束電子線を照射し、エネルギー分散型 X 線分光法 (EDS) による組成分析 (b) を行うと共に、制限視野電子回折により得られた局所的な回折パターン (c) をシミュレーション結果 (d) と比較することで、微結晶ごとに生成物の同定を行った。Fig. 6 で示したのは最も多かった普通輝石 (augite, Ca (Mg, Fe³⁺, Al) (Si, Al)₂O₆) の一例であり、得られた結果を基に XRD パ

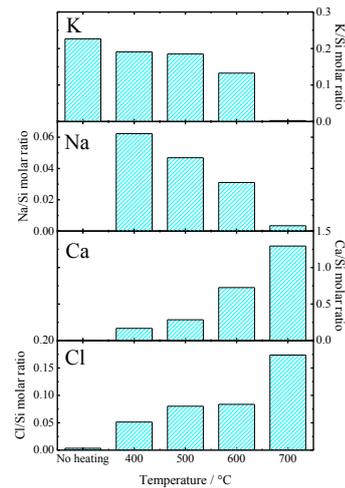


Figure 5 Composition changes of the Cs-sorbed WB caused by the heating treatments with the mixed salt. From top to bottom, panels show results of K/Si, Na/Si, Ca/Si, and Cl/Si molar ratio, respectively.

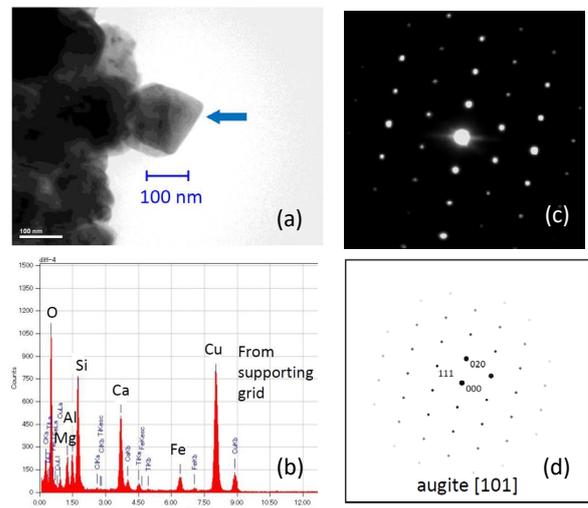


Figure 6 (a) TEM image of a microcrystal formed after the heating treatment with the mixed salt at 700°C under low-pressure condition. (b) X-ray fluorescence spectrum of the microcrystal measured by TEM-EDS. (c) Selected area electron diffraction pattern of the microcrystal. (d) Simulated diffraction pattern of augite in terms of [101] plane.

ターンを解釈すると、500°C では方解石 (CaCO₃)、600°C では赤鉄鉱 (Fe₂O₃) と和田石 (wadalite, (Ca, Mg)₆(Al, Fe³⁺)₄((Si, Al)O₄)₃O₄Cl₃)、そして 700°C では普通輝石が主に形成されたことがわかった。

ここで、Cs が完全に除去された 700°C において主要成分であった普通輝石の構造について少し詳しく見ることにしよう。Fig. 7 左に結晶構造の模式図を示すように、普通輝石はシリカ (もしくはアルミナ) 四面体が二つの頂点を繋げて直線上に連なった単鎖のイノケイ酸塩鉱物に属し、シリカ単鎖の間に酸素 6 配位の M1 サイト (黄) と酸素 8 配位の M2 サイト (緑) が存在する。M1 サイトは Al³⁺, Fe³⁺, Mg²⁺ といったイオン半径の小さいカチオンが占めるのに対し、M2 サイトは Fe²⁺, Na⁺, Ca²⁺ といったイオン半

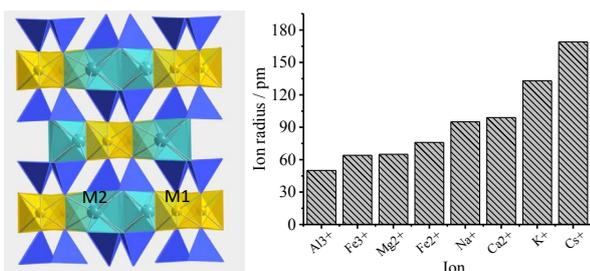


Figure 7 Left shows schematic crystal structure of augite in terms of [001] plane, and right shows Pauling ionic radii of various cations.

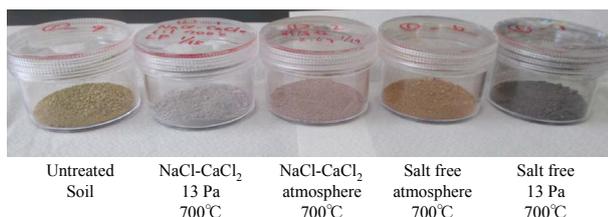


Figure 8 Color difference of contaminated soil before and after heating treatments at 700°C. The left sample shows untreated soil. The second and third from the left show samples heated with the mixed salt under low-pressure condition and in air, respectively. The fourth and fifth show samples heated without the mixed salt in air and under low-pressure condition, respectively.

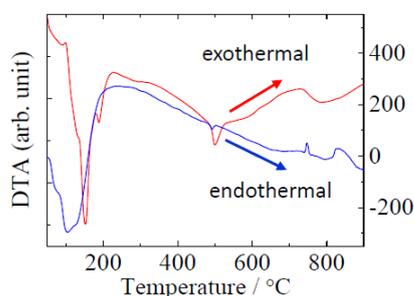


Figure 9 Result of differential thermal analysis of the Cs-sorbed WB with the mixed salt. Red and blue curves show the results obtained in air and under low-pressure condition, respectively.

径の大きいカチオンが占める。ところが、Fig. 7 右に示すように K^+ と Cs^+ はイオン半径が大きすぎるため M1, M2 どちらのサイトにも入ることができず、普通輝石形成と共に排出されることになる。Cs と K の組成比が似た挙動を示した理由はこれにより説明する事ができる。

NaCl-CaCl₂ 混合塩と WB との化学反応により普通輝石が形成され、それに伴い Cs が除去されるのであれば、同様の現象は他の試薬との反応によっても生じる可能性がある。このようにして得られた化合物（鉱物）は除染により再利用のハードルが下がることで土壤廃棄物の減容化を加速することが期待できる。我々はこれらの結果に基づき、CFM の着想に至った。この手法では試薬や反応条件により生成物を制御できるため、産業利用のニーズに合わせて生成物を調整することも考えられる。面白いのは低圧と大気圧で加熱処理を行った場合、同じ試薬を用いても全く生

成物が異なることだ。Fig. 8 に示すように、出発物質の土壌（未処理）に対して低圧加熱処理を施すことで灰色の生成物が得られるのに対し、大気加熱では薄桃色の生成物が得られ、明らかに生成物が異なることを窺わせる。Fig. 9 に示した混合塩添加時の示差熱分析（DTA）において、大気加熱と低圧加熱では XRD の変化が生じる 500 ~ 700°C の領域では発熱と吸熱で全く化学反応が異なっていることが示されており、試薬だけでなく圧力も生成物制御の重要な因子であることを示している。

4. 放射光実験によるアプローチ

Ca 源となる試薬との化学反応で普通輝石が形成され、その結果 Cs が除去されるというモデルが正しいとしても反応全体のメカニズムはまだ不明な点が多い。前述の低圧環境の効果もその一つだが、XRD の変化がほとんど見られない 400°C において Cs が約半分除去されたことを同じモデルでは説明できない。例えば Fig. 5 の Na/Si 比の挙動は粘土鉱物からのイオン交換による Cs 脱離過程を示唆しており、それ以外にもまだ隠れた反応過程が存在するかも知れない。結晶構造変化が小さい反応の初期過程を調べるには元素選択的な分析が有効であり、放射光の出番ということになるだろう。我々は SPring-8 において Cs K 端広域 X 線吸収微細構造（EXAFS）を用いた加熱中のその場観察を行い、600°C 付近を境にした高温・低温領域で異なる Cs 脱離過程が存在する可能性について言及しているが [14]、これに関しては紙幅の都合上別の機会に説明を譲るとして、最後に PF で実施している放射光実験について述べることにする。

ここで我々が注目したのは Cl である。添加した塩のうち Ca が重要なのであれば炭酸塩を用いてもよさそうなものだが、実は CaCO₃ を様々な粘土鉱物に添加しても CaCO₃ の分解温度（825°C）付近までほとんど反応が生じない。ところが CaCO₃ に NH₄Cl を加えると反応温度が 200°C ほど下がり、600°C でも様々なケイ酸塩鉱物が形成されるようになることが報告されている [15]。このことから Cl は反応温度の低下に寄与していると考えられるが、その詳細はよくわかっていない。そこで我々は前述の WB に対して NaCl-CaCl₂ 混合塩を添加させて低圧加熱を行った試料の Cl K 端吸収端近傍 X 線吸収微細構造（NEXAFS）スペクトルを BL-27A において測定した。Fig. 10 左に全電子収量法により測定した結果を示す。2835 eV 付近の構造は入射光強度 I_0 で割り切れなかった artificial な成分だが、2830 eV 以下の領域に複数成分からなるブロードなピークが観測された。これらの成分を幾つかの塩素オキソ酸のスペクトル（Fig. 10 右）と比較すると、2830 eV 付近の成分は NaClO₃ のピークと良く一致した。Fig. 10 左では処理温度と共に 2830 eV 付近の相対強度が減少しているが、過塩素酸、塩素酸、亜塩素酸の Cl の価数はそれぞれ +7, +5, +3 価であり、最初は価数の高い Cl⁷⁺ の状態で粘土鉱物表面の酸素と結合し、塩素含有量が増えるにつれ価数の低い結合状態に変化していると考えられる。さらに我々は 10 ×

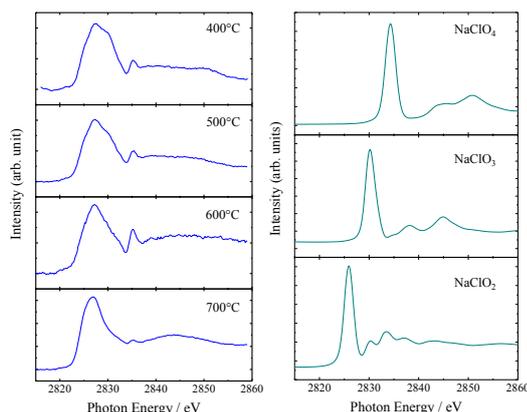


Figure 10 Left shows Cl K-edge NEXAFS spectra of the Cs-sorbed WB after the heating treatments with the mixed salt. Treatment temperature is shown as graph legend. Right shows Cl K-edge NEXAFS spectra of three chlorine oxoacids. Molecular formulas of the standard samples are shown as graph legend.

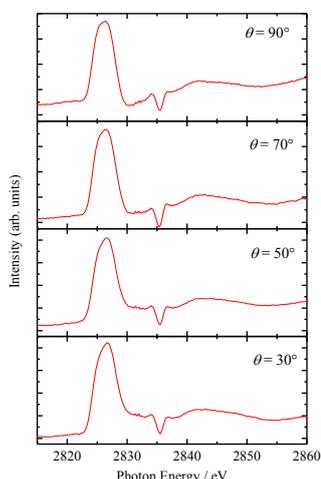


Figure 11 Polarization dependence of Cl K-edge NEXAFS spectra of artificially synthesized phlogopite single crystal (10×10 mm) after heating treatment with CaCl₂ at 650°C under low-pressure condition. Incidence angles θ of X-ray, defined as the angle between surface normal and polarization vector of the X-ray, are shown as graph legend.

10 mmの単結晶マイカ基板を粘土鉱物のモデル表面とみなし、CaCl₂を650°Cで反応させたときのCl K端 NEXAFS スペクトルの偏光依存性を測定した。すると Fig. 11 に示すように 2830 eV 付近の成分が斜入射において強められる偏光依存性が観測され、+5 価の Cl が表面に立った方向に Cl-O 結合を形成しながらマイカ表面に取り付いていることがわかった。おそらく反応の初期過程において粘土鉱物表面に Cl-O 結合が形成されることで Si-O 間の共有結合が弱められ、その結果低温での反応が促進されるのだろう。詳細な解析はこれからだが、放射光の重要な特性の一つである偏光 X 線は本研究においても有効なツールであることを示している。なお、BL-27 は RI 測定可能なビームラインであるため、今後の実汚染土壌を対象とした分析においても重要な役割を担うことが予想される。

5. まとめ

我々は WB を模擬土壌とした非放射性 Cs の脱離過程の研究を通じて CFM という新たな除染法のアイデアを得た。現状でも 650 ~ 700°C という従来よりも低い処理温度に到達してはいるが、さらに低温での効率的な除染と生成物のバリエーション拡張のためには、試薬・圧力・雰囲気など様々なパラメーターについて系統的なデータを積み重ねる必要があるだろう。また、NaCl-CaCl₂ のような複数種の試薬の組み合わせによる相乗効果も重要な検討課題であるため、現状でようやく研究のとば口に立った状態だ。30 年後のデッドラインを前にすべきことは山積しているが、福島環境回復のためできる限り貢献していきたいと考えている。

6. 謝辞

本研究は JAEA-NIMS 共同研究プロジェクト「粘土鉱物に対する放射性物質の吸脱着機構解明と減容法の開発」において実施した。また放射光実験に関しては PF 共同利用実験課題 2013G679, 2014G118 及び 2016G110 において実施した。宇佐美徳子博士を始め PF スタッフの皆様に感謝します。本研究は JSPS 科研費 16H02437 及び 16K06965 の助成を受けたものである。

引用文献

- [1] 土江洋範, 森田剛史, 「積み上がる除染廃棄物」毎日新聞 2015 年 12 月 10 日夕刊
- [2] H. Mukai, A. Hirose, S. Motai, R. Kikuchi, K. Tanoi, T. M. Nakanishi, T. Yaita, and T. Kogure, *Sci. Rep.* **6**, 21543 (2016).
- [3] B. L. Sawhney, *Clays Clay Miner.* **20**, 93 (1972).
- [4] R. K. Schulz, R. Overstreet, and I. Barshad, *Soil Sci.* **89**, 16 (1960).
- [5] 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川覚, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 朝田景, 和穎朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平館俊太郎, *農環研報* **31**, 75 (2012).
- [6] 小暮敏博, 向井広樹, 饗聡子, *地球化学* **49**, 195 (2015).
- [7] 環境省中間貯蔵施設情報サイト「最終処分に向けた取り組み」(<http://josen.env.go.jp/chukanchozou/facility/effort/>)
- [8] B. P. Spalding, *Environ. Sci. Tech.* **28**, 1116 (1994).
- [9] 本間健一, 高野博幸, 三浦啓一, 佐々木忠志, 木村武, 万福祐造, *粘土科学* **52**, 71 (2014).
- [10] 釜田陽介, 阿部清一, 川本克也, 由井和子, 倉持秀敏, 大迫政浩, *環境放射能除染学会誌* **3**, 49-64 (2015).
- [11] 竹田尚弘, 小倉正裕, 藤原大, 倉持秀敏, 大迫政浩, *環境放射能除染学会誌* **4**, 303 (2016).
- [12] 時澤孝之, 長沼正喜, 青木勝巳, 長安孝明, 佐藤和彦, 山下照雄, 小林秀和, 横沢拓磨, 永井崇之, 藤田博喜, 菊池政昭, 横山裕也, JAEA-Research 2016-026.

- [13] I. Shimoyama, N. Hirao, Y. Baba, T. Izumi, Y. Okamoto, T. Yaita, S. Suzuki, Clay Sci. **18**, 71 (2014).
 [14] M. Honda, Y. Okamoto, I. Shimoyama, H. Shiwaku, S. Suzuki, T. Yaita, ACS Omega **2**, 721 (2017).
 [15] S. Iwamoto and T. Sudo, Am. Mineral. **50**, 886 (1965).
 (原稿提出日：2017年3月22日)

著者紹介

下山巖 Iwao SHIMOYAMA



日本原子力研究開発機構 主任研究員
 〒 319-1195
 茨城県那珂郡東海村字白方 2-4
 TEL: 029-284-3929
 e-mail: shimoyama.iwao@jaea.go.jp

略歴：1999年神戸大学自然科学研究科博士課程終了，1999年日本原子力研究所博士研究員，2002年同研究所研究員。2006年スタンフォード大学留学，2014年日本原子力研究開発機構主任研究員。理学博士。

最近の研究：福島汚染土壌の減容化と再利用を促進するため手法開発，放射光軟X線を用いた分光法や分子軌道計算を利用した固体や表面の電子状態の研究。

本田充紀 Mitsunori HONDA



日本原子力研究開発機構 研究員
 〒 319-1195
 茨城県那珂郡東海村字白方 2-4
 TEL: 029-284-3928
 e-mail: honda.mitsunori@jaea.go.jp
 略歴：2006年奈良先端科学技術大学院大学物質科学研究科博士課程修了，同

年日本原子力研究開発機構博士研究員，2011年物質材料研究機構，2013年日本原子力研究開発機構任期付研究員を経て2017年同所研究員。理学博士。

最近の研究：放射光その場観察を用いた粘土鉱物からのセシウム除去とその構造解析，熔融塩電解法による分離回収技術の開発。

小暮敏博 Toshihiro KOGURE



東京大学大学院理学研究科 教授
 〒 113-0033 東京都文京区本郷 7-3-1
 TEL: 03-5841-4548
 e-mail: kogure@eps.s.u-tokyo.ac.jp

略歴：1983年東京大学大学院理学系研究科修士課程修了，1983年日本板硝子株式会社入社，1996年東京大学大学院理学系研究科助手，1998年同研究科助教授，2016年同研究科教授。理学博士。

最近の研究：電子顕微鏡等を用いた粘土鉱物とそれに関連する物質の微細構造や形成機構の研究，及びそれを応用した福島地方における放射能汚染の実態の解明。

馬場祐治 Yuji BABA



日本原子力研究開発機構 嘱託
 〒 970-8026
 福島県いわき市平字大町 7-1
 TEL: 0246-35-7807
 e-mail: baba.yuji@jaea.go.jp

略歴：1978年日本原子力研究所研究員，1989年ミュンヘン工科大学留学，1995年日本原子力研究所主任研究員，2005年-2009年兵庫県立大学客員教授，2005年日本原子力研究開発機構研究主幹，2014年日本原子力研究開発機構嘱託。
 最近の研究：X線などを使った表面化学。

平尾法恵 Norie HIRAO

日本原燃株式会社
 〒 039-3212 青森県上北郡六ヶ所村大字尾駸字沖付 4-108
 e-mail: norie.hirao@jfnl.co.jp

岡本芳浩 Yoshihiro OKAMOTO



日本原子力研究開発機構 主任研究員
 〒 319-1195 茨城県那珂郡東海村字白方 2-4
 TEL: 029-284-3769
 e-mail: yokamoto@spring8.or.jp

略歴：1991年東京工業大学大学院原子核工学専攻博士後期課程修了，1991年日本原子力研究所研究員，2010年度より千葉大学工学部非常勤講師。工学博士。

最近の研究：放射光を利用したガラス固化技術高度化の研究。

矢板毅 Tsuyoshi YAITA

日本原子力研究開発機構 主任研究員
 〒 679-5148 兵庫県佐用郡佐用町光都 1-1-1
 TEL: 0791-58-2603
 e-mail: yaita@spring8.or.jp

鈴木伸一 Shinichi SUZUKI

日本原子力研究開発機構 主任研究員
 〒 319-1195 茨城県那珂郡東海村字白方 2-4
 TEL: 029-282-6483
 e-mail: suzuki.shinichi@jaea.go.jp