

熱プロセスにおける有機ハロゲン化合物と重金属の関係

藤森崇¹, 塩田憲司¹, 张梦玫¹, 板井啓明², 高岡昌輝¹

¹ 京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻, ² 東京大学大学院理学系研究科 地球惑星科学専攻

Relationship between Organohalogen Compounds and Heavy Metals during Thermal Processes

Takashi FUJIMORI¹, Kenji SHIOTA¹, Mengmei ZHANG¹, Takaaki ITAI², Masaki TAKAOKA¹

¹Department of Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Kyoto University,

²Department of Earth and Planetary Science, Graduate School of Science, The University of Tokyo

Abstract

熱プロセスから非意図的に発生する塩素化ダイオキシン類をはじめとする有機ハロゲン化合物は、銅などの重金属と密接な関係がある。X線吸収微細構造の「その場観察」による塩化第二銅による炭素の直接塩素化反応の解明と、廃電気・電子製品の野焼き土壌で得られた銅の化学形態と有機ハロゲン化合物との関係について得られた知見を紹介する。モデル系と実現場で得られた知見が結びつくことで、新たな考察や研究の進展につながる。

1. はじめに

廃棄物管理において、都市ごみ焼却処理場から発生する塩素化ダイオキシン類およびフラン類(PCDD/Fs)の制御は未だに今日的な課題である[1]。また、近年では廃電気・電子製品(e-waste)の野焼きによって臭素化ダイオキシン類およびフラン類(PBDD/Fs)の非意図的な生成も報告されている[2]。こうした熱プロセスから発生するハロゲン化ダイオキシン類およびフラン類以外にも、多くの芳香族・脂肪族の有機ハロゲン化合物が生成している。有機ハロゲン化合物のなかには、PCDD/Fs、ポリ塩化ビフェニル類(PCBs)、ヘキサクロロベンゼン(HCB)、ペンタクロロベンゼン(PeCBz)等のように残留性有機汚染物質(POPs: persistent organic pollutants)として「POPsに関するストックホルム条約」によって国際的に排出削減が求められる物質が含まれている[1]。また、PBDD/Fsについても世界保健機関(WHO)および国際化学物質安全性計画(IPCS)の専門家会合で毒性評価の高優先度物質として議論され、その後、PCDD/Fsと同等に国際的に管理すべきと提案されている[3,4]。

熱プロセスにおけるPCDD/Fsの生成に影響する因子は、燃焼の技術レベル、制御温度、反応時間、反応媒体中の化学組成などが挙げられる[1]。中でも銅や鉄といった重金属によってPCDD/Fs生成が促進されることがよく知られている。都市ごみ焼却飛灰を模した組成の試料(模擬飛灰)において再加熱実験を実施すると、添加する金属化合物の種類によってPCDD/Fs、PCBs、HCBおよびPeCBzを含むクロロベンゼン類(CBzs)の生成量が桁違いに異なることや、平均塩素数に違いがみられることが明らかになっている[5]。定量実験で得られる知見は、入力(金属化合物の種類)と出力(PCDD/Fs等の生成量)の関係性であり、

熱プロセス中で動的に生じている化学反応を知るには限界がある。筆者らは、X線吸収微細構造(XAFS)法による化学形態分析を適用し、重金属の熱化学的な変化を捉えることで、有機ハロゲン化合物の生成機構を詳細化することを研究テーマとして推進してきた。金属種として銅[6-11]、鉄[12]、亜鉛[13]、鉛[14]、クロム[15]、ハロゲン種としては塩素[16-19]だけでなく臭素[11]も対象として研究を展開してきた。本稿では、主に銅に関する結果とともに、e-wasteの野焼きのフィールド調査で得られた野焼き土壌試料を用い、重金属化学形態と有機ハロゲン化合物の関係を議論した実現場への応用例[20]について紹介する。

2. 実験方法

2-1. その場観察 XAFS

本テーマを進める上で核となる技術として、その場観察XAFS(*in situ* XAFS)法が挙げられる。これは、反応ガス流通下で温度を変化させながらXAFSスペクトルを測定する方法である。銅の研究では、模擬飛灰として塩化第二銅二水和物($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)、活性炭、窒化ホウ素(BN)を混合しディスク状に成型したものを使用した[7]。通常の都市ごみ焼却プロセスで一次燃焼後に発生する未燃分の粒子状物質(飛灰)に含まれる銅は、塩化物および酸化物の混合した状態で存在している[6]ことから、塩化物を想定した模擬飛灰を用いた。模擬飛灰ディスクを石英ガラス製のT型セル内に設置して密閉した。二次燃焼ゾーンの酸素が不足した雰囲気(残り窒素)を想定した10%酸素(残り窒素)の混合ガスを50 mL/minで流通させ、室温から400°Cまで段階的に昇温させながら銅のK端XAFSスペクトルを、SPRING-8のビームラインBL01B1で測定した[7]。昇温させながらの測定のため、できるかぎり短時間にXAFSスペクトル

を測定する必要があったことから、quick scan モードによる透過法で1スペクトル当たり2.5 minで測定した。

同様の模擬飛灰に対して、塩素のK端XAFSの測定も実施した。しかしながら、塩素の吸収端エネルギーが低いことから真空下での測定が必要であったため *in situ* XAFS法は適用できず、加熱後の模擬飛灰残渣を作成した [7]。ただし、これ以降の展開として、セル形状の改良、セルの測定ハッチ内レイアウト、および反応ガス組成の検討を加えることで塩素のK端を *in situ* XAFS法で測定することに成功した [15]。これらの塩素のK端XAFSの測定は、PFのビームラインBL-11BおよびBL-9Aにて実施した。

2-2. 廃電気・電子製品の野焼き土壌

e-wasteの野焼きフィールドとして、世界でも最大規模として知られるガーナのAgbogbloshie市場において、2010年8月に野焼き後の表層土壌（土壌と灰の混合物）を10地点から採取した [20]。現地の野焼き風景をFig. 1に示す。通常の廃棄物とは異なるe-wasteの野焼きは、ガーナに限った現象ではなくアジア圏でも広く実施されており、かつ、非常に粗雑な方法で処理が進められている。現在、e-waste野焼きによる有害性のある無機・有機化合物の発生状況について世界中の研究者が実態解明に乗り出している。本研究ではガーナで採取した野焼き土壌を、重金属を含む元素、PCDD/Fs、ダイオキシン様PCBs (DL-PCBs)、PBDD/Fs、一臭素化した塩素化ダイオキシン類およびフラン類 (MoB-PCDD/Fs) の定量分析に供した [21,22]。重金属とダイオキシン類塩化合物 (DRCs) との含有量の関係性について、統計的な解析 (相関分析、階層的クラスタ分析、主成分分析) を実施した。有意な関係性が見られた銅、鉛、亜鉛について化学形態を把握するために、それぞれの吸収端のXAFSを、PFのビームラインBL-9AおよびBL-12Cにて蛍光法で測定した [20]。



Figure 1 Open burning of electronic waste (e-waste) in Agbogbloshie market, Ghana.

3. 結果と考察

3-1. 塩化第二銅による炭素の直接塩素化機構

実際の都市ごみ焼却飛灰における有機塩素化合物の生成に銅がどのように関与しているかを、*in situ* XAFS法を用いたアプローチでその一端を解明した。上述の $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を含有した模擬飛灰を酸素10%雰囲気下で昇温した際の、広域XAFS (EXAFS) 振動のフーリエ変換、その解析によって得られた銅-塩素結合 (Cu-Cl) および銅-酸素結合 (Cu-O) の配位数の変化をFig. 2に示す [7]。EXAFS振動のフーリエ変換 (Fig. 2A) からは、中心の銅原子から一定距離に配位している原子の結合距離および配位数を定性的に知ることが可能である。詳細な解析手順は省くが、フーリエ変換スペクトルの解析の結果、塩化第二銅として存在していた初期状態から300°C前後および380-400°Cにかけて二段階の「脱塩素化」が生じていること、二段階目に銅は酸化され最終的に酸化銅 (CuO) として安定することが明らかとなった (Fig. 2B)。

他方、塩素のX線吸収端近傍構造 (XANES) の解析から、銅から脱塩素化した塩素が炭素に結合していることが明らかとなった (Fig. 3) [7]。XANESスペクトルから、昇温前は塩化第二銅に由来するプレッジ構造が昇温とともに小さくなり、最も吸収の大きいピーク (最大ピーク) 位置が300°Cで一度低エネルギー側にシフトし、それ以後

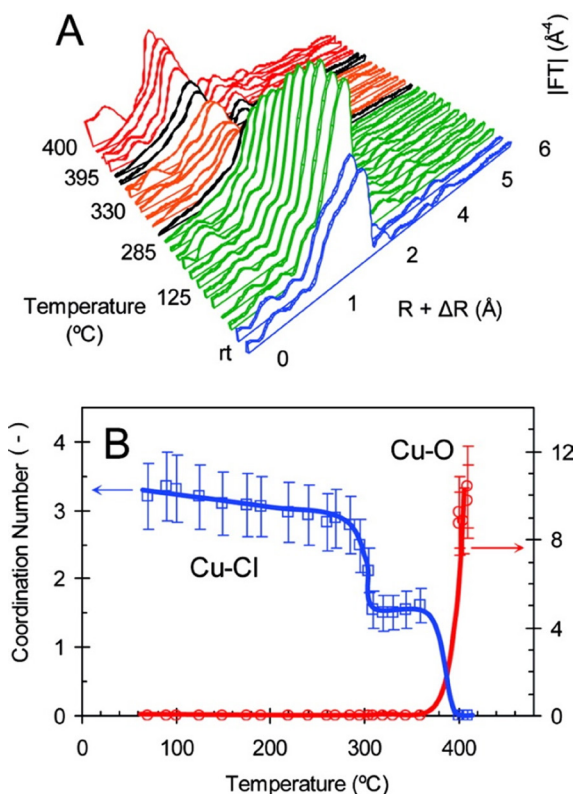


Figure 2 Fourier-transformed EXAFS (A) spectra of MFA upon heating from room temperature (rt) to about 400°C at a rate of 5°C/min under a 10% oxygen gas stream (50 mL/min). The coordination numbers of the Cu-Cl and Cu-O shells as a function of temperature are shown in (B) as fitted from the EXAFS spectra upon heating [7].

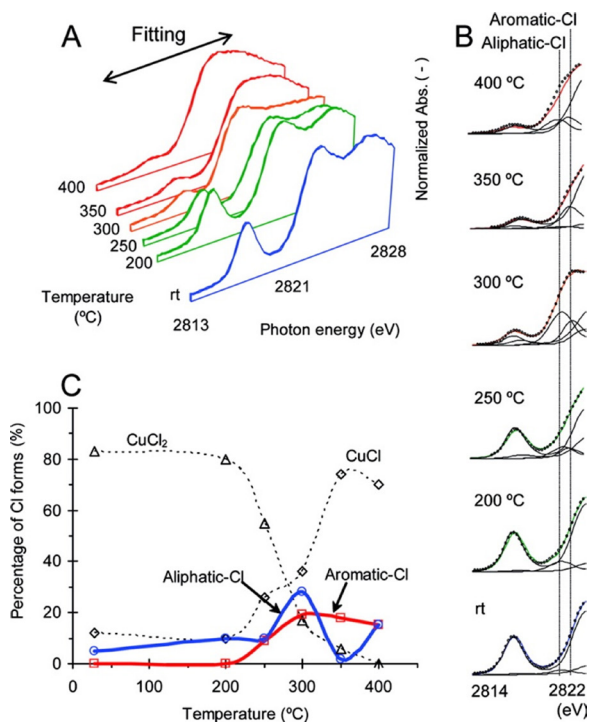


Figure 3 Cl K-edge XANES spectra (A) after MFA was heated for 30 min under a 10% oxygen gas stream (50 mL/min) at constant temperatures up to 400°C. Linear combination fit using reference materials of chlorine shown in (B). The calculated spectral fits (dotted line) and measurement spectra (bold line) at each temperature were good. The percentage of Cl-species as a function of temperature is shown in (C) [7].

上の温度で再度高エネルギー側にシフトする様子がみられた (Fig. 3A)。塩素を含有する構造既知の試薬を測定して得られた標準 XANES スペクトルのライブラリを丁寧に解析した結果、最大ピーク位置によって塩素の結合元素が脂肪族炭素 (2820.4 eV)、芳香族炭素 (2821.1 ± 0.1 eV)、無機元素 (約 2822-2824 eV) の別に分類できることが明らかとなった [7,16]。構造的な特徴を加味すると、300°C における低エネルギー側の最大ピークは塩素と芳香族炭素との結合 (Aromatic-Cl) に由来することが判明した (Fig. 3B)。塩素の結合対象別に存在割合の温度変化を調べると、Aromatic-Cl が 300°C で最大割合を示した (Fig. 3C)。

銅および塩素の XAFS スペクトルの解析により、分子レベルでの熱化学的な変化を理解することができ、その結果以下の直接塩素化反応 (R1) が有機塩素化合物の生成に寄与していることが明らかとなった：



ここで、R は有機炭素を意味する。この直接塩素化反応 (R1) は主に 300°C 前後で生じるが、380-400°C でも銅からの脱塩素化は進行している。この二段階目では酸化銅が生じ始め、これにより炭素の CO₂ や CO へのガス化が促進され、有機塩素化合物自体が分解される効果もあることが分かった [23]。炭素の塩素化とガス化の正味のバランスとして、300°C で有機塩素化合物の生成が最大となると考えられ、この傾向は実際の都市ごみ焼却飛灰からの PCDD/Fs

再合成生成量の温度プロファイルと一致した [24]。

3-2. 廃電気・電子製品の野焼き土壌

ガーナの Agbogbloshie 市場から採取した e-waste 野焼き土壌に対して種々の機器分析による定量を実施した結果、高濃度の重金属 (銅、鉛、亜鉛など) および PCDD/Fs および PBDD/Fs などの DRCs で汚染されていることが明らかとなった [20,21,22]。有機ハロゲン化合物では、特にフラン類である PCDFs および PBDFs が突出して高い濃度レベルを示し、それぞれ最大で 360 ng/g dw (Cl₄-Cl₈ の総和) および 3800 ng/g dw (Br₄-Br₈ の総和) であった [20]。

10 地点の重金属を含む元素および DRCs の濃度分布パターンを標準化し、階層的クラスター分析によるグループ化の結果を加味した主成分分析のプロットを Fig. 4 に示す。主成分 1 (PC1) および主成分 2 (PC2) で全データの 80.3% を表現しており、PC1 は「e-waste 野焼きの影響」を、PC2 は「特異的な汚染物質の排出」を意味するものと解釈された。DRCs と銅 (Cu) および鉛 (Pb) は PC1 が高い正の値かつ PC2 がゼロ付近の非常に近い位置に集中していることから、e-waste 野焼きの影響を顕著に受けている成分であり、それぞれに密接な関連性のあることが明らかとなった [20]。他方、重金属を含む元素と DRCs の相関関係を分析した結果、Cu および Pb に非常に強い有意な正の相関関係があることが示された (Fig. 5) [20]。Cu は PCDDs, PCDFs, PBDFs, MoB-PCDFs と有意な強相関 ($p < 0.001$), MoB-PCDDs および DL-PCBs はそれぞれ $p < 0.01$ および $p < 0.05$ の有意な相関関係が示された。特に Cu は、e-waste 野焼きでの発生が顕著なフラン類 (PCDFs, PBDFs, MoB-PCDFs) と強い関連性があるといえる。Pb も Cu 同様にフラン類や PCDDs との有意な相関関係が示された。亜鉛 (Zn) や臭素 (Br)、ストロンチウム (Sr) にも DRCs の一部との有意な相関がみられたが、鉄 (Fe) とコバルト (Co) では有意な相関はみられなかった。以上の統計解析を統合すると、e-waste 野焼きでは DRCs の生成に銅が特に強い影響を持っている可能性があると考えられた。

そこで、同じ e-waste 野焼き土壌の銅の K 端 XANES ス

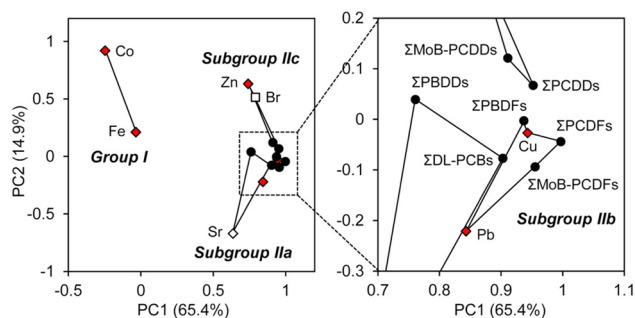


Figure 4 The principle component analysis of elements and dioxin-related compounds (DRCs) in soils of e-waste open burning sites (n = 10) [20].

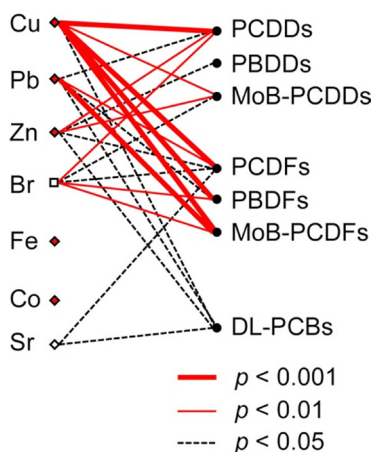


Figure 5 Pearson's correlation analyzes between elements (Cu, Pb, Zn, Br, Fe, Co, and Sr) and dioxin-related compounds (DRCs) using the dataset of soils of e-waste open burning sites (n = 10) [20].

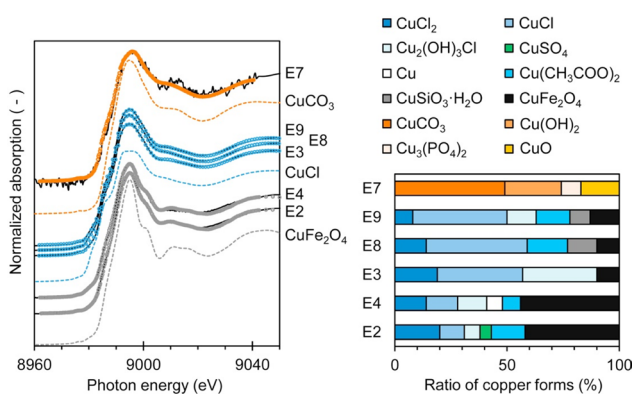


Figure 6 The chemical forms of copper in soils from six representative e-waste open burning sites. Measurement spectra of Cu K-edge XANES (left). Solid and dashed lines are measurement and reference spectra, respectively. Colored circle indicates fitting spectrum by the linear combination of references. Ratio of copper chemical forms (right) [20].

ペクトルを測定し、銅の化学形態を解析した。Fig. 6 に示すように、分析に供した 6 試料中 5 つにおいて、銅の塩化物である CuCl, CuCl₂, および Cu₂(OH)₃Cl が主要成分として同定された [20]。e-waste 野焼きの目的のひとつに、ケーブル・ワイヤー類に含まれる金属銅の回収がある。被覆材を焼くことで銅だけを回収する、非常にシンプルな方法である。また、被覆材として使用されるポリマーのひとつにポリ塩化ビニル (PVC) が使用されている。したがって、PVC の熱分解生成物と金属銅が反応することで銅の塩化物が生じ、最終的に野焼き土壤中に存在している可能性がある。現在、金属銅と PVC との熱化学反応について、銅だけでなく塩素に関する *in situ* XAFS 法を適用した機構研究を展開しており、上述の反応が生じていることを確認している [25]。

e-waste 野焼き土壤で見られた銅と有機塩素化合物の関係性と銅の化学形態から、既述の塩化第二銅による直接塩

素化反応 (R1) が生じている可能性が考えられる。e-waste の野焼きと都市ごみ焼却飛灰の加熱とでは、対象となる媒体、組成、燃焼状態などが大きく異なるにも関わらず、有機塩素化合物の生成機構には銅を介した共通性を見出すことができた。

4. まとめ

4-1. モデル系と実現場の架橋

本稿では、有機ハロゲン化合物と重金属の関係を探る研究テーマの内から、具体的なトピックとして有機塩素化合物と銅の関係について放射光を応用して得られた結果の一部を紹介した。塩化第二銅による直接塩素化反応 (R1) を解明した研究 [7] は、組成を単純化した模擬飛灰を用いて昇温プロセスや反応ガスを制御したセルを利用した *in situ* XAFS 法によるものであり、いわゆる「モデル系」の研究系といえる。他方、ガーナの Agbogboshie 市場は、現実に e-waste が野焼きされている「実現場」であり、そこから採取した野焼き土壤中の重金属を含む元素および DRCs の分析、統計解析、および XAFS 法による化学形態分析を実施した知見である [20]。

両者の研究成果を受けて、e-waste 野焼き土壤から得られた銅の化学形態と、銅と DRCs (特にフラン類) との有意な強相関から、モデル系で得られた直接塩素化反応 (R1) が寄与している可能性が示された [7,20]。さらに、実現場で得られた結果によって、金属銅と PVC の反応系という新たなモデル系を見出した [25]。このように、モデル系と実現場を架橋し、得られた知見を相互に行き来させることで新たな考察や進展につながるという。放射光施設で分子レベルの分析をし、現場に出て實際を目の当たりにする。この両面が研究への理解を相補的に駆動していくことを実感している。モデル系と実現場を両立させる研究展開には長期間を必要とする。本稿で紹介したモデル系 [7] と実現場 [20] の研究成果に横たわる 7 年間の隔たりが、その具体例である。そのため、短期的なテーマを有機的に連動させていく研究計画や、あるいは、それぞれの系の専門家同士の協働が求められる。

4-2. 共通機構への進展

有機塩素化合物と銅の関係について研究を深めていく中で、出発物質として銅、炭素、塩素の集合として捉えると見通しが良くなるのが分かってきた。以降の文章では、集合の概念を用いた記述を試みるが、厳密な数学的な意味で用いている訳ではなく、あくまで理解の補助となる表現として用いた。ここで、集合として (Cu, C, Cl) を考えたとき、部分集合である (Cu, Cl) と (C) を抜き出すと上記の塩化第二銅 (CuCl₂) と活性炭の組み合わせになる [7]。別の部分集合である (Cu) と (C, Cl) を抜き出すと金属銅と PVC の組み合わせになる [25]。どちらの組み合わせも、酸化雰囲気下で熱を加えると有機ハロゲン化合物が生成する [5,7,25]。(Cu, Cl) の候補には塩化第一銅 (CuCl)、(C) の候補にはプラスチック類などのポリマーも考えられる。この

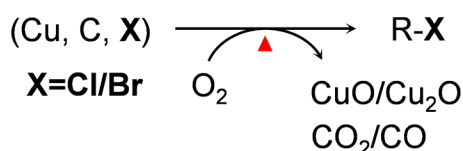


Figure 7 Conceptual reaction scheme on generation of organohalogen compounds (R-X) by thermochemical interaction among copper, carbon, and halogens.

発想に基づいて、塩素の項を臭素とした (Cu, C, Br) の場合でも、同様の反応が進む可能性がある。実際に (Cu, C, Br) の部分集合である (Cu, Br) と (C) を抜き出した臭化第二銅 (CuBr₂) と活性炭の系で、有機臭素化合物の生成を確認した研究例 [26] があり、筆者らも *in situ* XAFS 法により CuCl₂ と相似形の化学形態変化を CuBr₂ が起こしていることを明らかにしつつある [11]。また、(Cu) と (C, Br) を抜き出した系として金属銅と臭素系難燃剤 (BFRs) の反応系についても実験を進めている [27]。

以上の着想を概念図として Fig. 7 に示す。集合として (Cu, C, X) を考えたとき、酸化雰囲気下で熱化学的に有機ハロゲン化合物 (R-X) が生成する様子をイメージしたものである。銅を介在して、塩素だけではなく臭素においても共通した機構で有機ハロゲン化合物の熱化学的生成に関与していることが示唆される。本稿の「はじめに」で述べた銅以外の重金属 (鉄, 鉛, 亜鉛, クロム) について類似の考え方が適用可能かは不明であり、今後の研究展開次第と考える。

5. 謝辞

本研究課題を推進するにあたって、関連課題を研究して頂いた藤永泰佳様、谷野佑太様、西本芳洋様、中村まどか様、西村智椰様、小島雄祐様、向井康太様 (京都大学、当時) に感謝いたします。ガーナの研究においては後藤哲智博士、大塚将成様、高橋真教授、田辺信介教授 (愛媛大学)、Kwadwo A. Asante 博士 (CSIR Water Research Institute) に感謝いたします。放射光施設利用に関して、PF (BL-9A, BL-11B, BL-12C: 2007G069, 2009G632, 2016G029), SPring-8 (BL01B1: 2005B0439, 2015B1256, 2016B1207, 2018A1346) におけるビームタイムおよびビームラインスタッフの方々に感謝いたします。本成果の一部は、科研費若手 A (26701012, 17H04718) に基づくものです。

引用文献

- [1] 藤森崇, 川本克也, 廃棄物資源循環学会誌 **30**, 201 (2019).
- [2] M. Altarawneh, A. Saeed, M. Al-Harashsheh and B.Z. Dlugogorski, Prog. Energy Combust. Sci. **70**, 212 (2019).
- [3] M. Van den Berg *et al.*, Toxicol. Sci. **93**, 223 (2006).
- [4] M. Van den Berg *et al.*, Toxicol. Sci. **133**, 197 (2013).
- [5] T. Fujimori, M. Takaoka and N. Takeda, Environ. Sci. Technol. **43**, 8053 (2009).

- [6] M. Takaoka *et al.*, Environ. Sci. Technol. **39**, 5878 (2005).
- [7] T. Fujimori and M. Takaoka, Environ. Sci. Technol. **43**, 2241 (2009).
- [8] M. Takaoka *et al.*, Chemosphere **80**, 144 (2010).
- [9] T. Fujimori and M. Takaoka, J. Hazard. Mater. **197**, 345 (2011).
- [10] T. Fujimori, Y. Nishimoto, K. Shiota and M. Takaoka, Environ. Sci. Technol. **48**, 13644 (2014).
- [11] T. Fujimori and Y. Kojima, ISPTS 2018 in proceedings (2018).
- [12] T. Fujimori, M. Takaoka and S. Morisawa, Environ. Sci. Technol. **44**, 1974 (2010).
- [13] T. Fujimori, Y. Tanino and M. Takaoka, Environ. Sci. Technol. **45**, 7678 (2011).
- [14] T. Fujimori, Y. Tanino and M. Takaoka, Environ. Sci. Technol. **47**, 2169 (2013).
- [15] M. Zhang *et al.*, Organohalogen Compds. **80**, 49 (2018).
- [16] T. Fujimori, Y. Tanino, M. Takaoka and S. Morisawa, Anal. Sci. **26**, 1119 (2010).
- [17] T. Fujimori, H. Takigami and M. Takaoka, J. Phys. Conf. Ser. **430**, 012094 (2013).
- [18] K. Mukai *et al.*, ACS Omega **4**, 6126 (2019).
- [19] K. Mukai, T. Fujimori, K. Shiota and M. Takaoka, Chemosphere **233**, 493 (2019).
- [20] T. Fujimori *et al.*, Environ. Pollut. **209**, 155 (2016).
- [21] T. Itai *et al.*, Sci. Tot. Environ. **470-471**, 707 (2014).
- [22] N.M. Tue *et al.*, J. Hazard. Mater. **302**, 151 (2016).
- [23] D.W. McKee, Carbon **8**, 623 (1970).
- [24] K. Everaert and J. Baeyens, Chemosphere **46**, 439 (2002).
- [25] M. Zhang, T. Fujimori, X. Li, K. Shiota and M. Takaoka, Dioxin 2019 in proceedings (2019).
- [26] N. Ortuño, J.A. Conesa, J. Moltó and R. Font, Environ. Sci. Technol. **48**, 7959 (2014).
- [27] Y. Kojima *et al.*, Dioxin 2017 in proceedings (2017).

(原稿受付日: 2019年9月10日)

著者紹介

藤森崇 Takashi FUJIMORI



京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻 助教

〒615-8540

京都市西京区京都大学桂Cクラスター

TEL: 075-383-3339

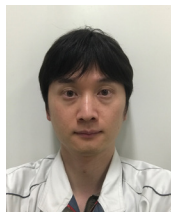
e-mail: fujimori.takashi.3e@kyoto-u.ac.jp

略歴: 2010年京都大学大学院工学研究科博士後期課程修了, 同年国立環境研究所特別研究員。2012年より現職。工学博士。

最近の研究: 有害物質の環境影響, 処理, および生成・抑制機構。

趣味: 研究と無関係な読書。

塩田憲司 Kenji SHIOTA



京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻 技術専門職員

〒 615-8540

京都市西京区京都大学桂 C クラスター

TEL: 075-383-7550

e-mail: shiota.kenji.4x@kyoto-u.ac.jp

略歴：2000年大阪大学理学部化学科卒業。2004年京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻技術職員。2015年より現職。

最近の研究：廃棄物熱処理残渣などの含有重金属類の定性、定量、化学状態分析。

趣味：ランニング。教科書収集。

张梦玫 Mengmei ZHANG



京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻 JSPS 外国人特別研究員

〒 615-8540

京都市西京区京都大学桂 C クラスター

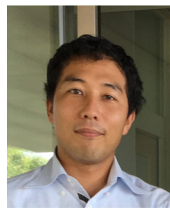
e-mail: zhang.mengmei.6n@kyoto-u.ac.jp

略歴：2019年浙江大学能源工程学院博士後期課程修了。同年より現職。工学博士。

最近の研究：有機ハロゲン化合物の熱化学的生成機構に関する研究。

趣味：研究。旅行。

板井啓明 Takaaki ITAI



東京大学大学院理学系研究科 地球惑星科学専攻 准教授

〒 113-0033 東京都文京区本郷 7-3-1

TEL: 03-5841-4553

e-mail: itai@eps.s.u-tokyo.ac.jp

略歴：2009年広島大学大学院理学系研究科博士課程修了，同年愛媛大学沿岸環境科学研究センター助教。2017年より現職。博士（理学）。最近の研究：水圏 - 土壌圏 - 生物圏における微量元素循環機構に関する地球化学的研究。

趣味：散歩。歴史。

高岡昌輝 Masaki TAKAOKA



京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻 教授

〒 615-8540

京都市西京区京都大学桂 C クラスター

TEL: 075-383-3335

e-mail: takaoka.masaki.4w@kyoto-u.ac.jp

略歴：1993年京都大学大学院工学研究科修士課程修了，同年京都大学工学部助手。2011年より現職。工学博士。

最近の研究：廃棄物の処理・処分・管理。

趣味：旅行。食べること。