

一般廃棄物焼却場のバグフィルターにおける消石灰噴霧が 飛灰中重金属類の溶出特性に及ぼす影響

西尾孝之、高倉晃人

Effects of calcium hydroxide sprayed at bug-filter on metal elution profile of
fly-ash from municipal wastes incineration plants

Takayuki NISHIO and Akito TAKAKURA

Abstract

Elution profiles of amphoteric metals and mercury of fly-ash from municipal wastes incineration plants (MWIP) were compared to evaluate the effects of calcium hydroxide sprayed at bug-filter as the dry scrubbing process for acidic gas. Fly-ash collected from MWIP which adopt dry scrubbing process contained ca. 2 times higher calcium than that which do not adopt such dry scrubbing process. Excess calcium that did not react with acidic gas raised pH in the eluate over 11 resulted in the elution of amphoteric metals e.g. Al, Zn, Pb. Calcium apparently suppressed adsorption of mercury on to fly-ash.

Key words: calcium hydroxide, fly-ash, solid waste, solid waste disposal site

I 緒言

ごみの埋立最終処分に関わり、埋立廃棄物層を通過した雨水等により発生する浸透水に含まれるカルシウムや塩化物(以下 Ca、Cl)などの高濃度の塩類が、排水処理設備の配管閉塞や腐食を生じさせることや浸出液の高 pH が問題となっている[1, 2]。これは以下の原因が考えられる。まず、最終処分場に搬入される可燃性廃棄物が、近年焼却によって中間処理されるようになり、埋立廃棄物に占める焼却灰の割合が高くなってきたことがあげられる。焼却施設において、ごみ燃焼時に発生する酸性ガスを捕捉することを目的としてバグフィルター(以下 BF)において消石灰が噴霧される結果、焼却灰に Ca が高濃度に含有されるようになった。また、燃焼温度の上昇により揮散塩素量が増えたことがある[1]。堀井らの概算によると、ごみに含まれる塩素の約 85%が飛灰に捕捉されること、ごみ中 Ca と BF において噴霧される Ca の合わせて約 49%が飛灰に捕捉される[1]。焼却処理により発生する飛灰の重量は主灰重量の約 5 分の 1 に過ぎないが、最終処分場に搬入される塩類重量としては飛灰の比率が高いと考えられる。飛灰は、重金属の溶出対策としてキレート処理されることがあり、この場合は pH も調整されることから高 pH による問題は生じ難いと考えられるが、キレート処理されない飛灰や主灰の場合は、Ca 含有比率が高いことにより浸透水の pH が高くなることが考えられ、その場合には鉛(以下 Pb)など両性金属類の溶出挙動に

も影響すると考えられる。

そこで、予め飛灰を水洗処理することにより埋立地における高濃度塩類の影響を低減することを想定し、溶出試験を行い水洗による物質の挙動について調べた。水洗処理を行うと高濃度塩類含有排水を処理する必要性が新たに生じることになるが、少量の高濃度排水を処理する方が、大量の希薄溶液を扱うよりも効率が高いので、最終処分場における排水処理対策にもなると考えられる[3]。

また、捕集された飛灰は、ダイオキシン類の処理法として還元的環境で加熱されることがあるが、この加熱脱塩素化処理により、飛灰に捕捉された重金属類が単体金属あるいは塩化物として揮散する可能性があり、その場合は浸出液の排水処理工程への負荷軽減が期待されるので、実態について調べた。

II 調査方法

1) 飛灰試料

BF で消石灰噴霧を行っている施設として N 工場、Y 工場、消石灰噴霧を行っていない施設として M 工場、H 工場を調査対象とし、BF 直後の飛灰(以下 BF 灰)を 2~5 回/日、2007 年 11 月から 2008 年 1 月に掛けて、それぞれの工場について 4 日間採取した。また、M、H 工場において飛灰の加熱脱塩素化を行う処理装置前後の飛灰を 2 回/日、3~4 日間採取して加熱前(BH)、加熱後(AH)試料とした(Fig. 1a)。Y 工場では薬剤混練処理前の飛灰

(BM)も採取した(Fig. 1b)。BH および BM には、BF に加えて減温塔からの飛灰が混入しているが、両者に本質的な違いはないと考えられるため、分析結果は一緒にして平均値などの計算を行った。採取した飛灰は恒温器で 105°C、2 時間加熱して乾燥重量を求めた。

BF で消石灰噴霧を行っている施設として N 工場、Y 工場、消石灰噴霧を行っていない施設として M 工場、H 工場を調査対象とし、BF 直後の飛灰(以下 BF 灰)を 2~5 回/日、2007 年 11 月から 2008 年 1 月に掛けて、それぞれの工場について 4 日間採取した。また、M、H 工場において飛灰の加熱脱塩素化を行う処理装置前後の飛灰を 2 回/日、3~4 日間採取して加熱前(BH)、加熱後(AH)試料とした(Fig. 1a)。Y 工場では薬剤混練処理前の飛灰(BM)も採取した(Fig. 1b)。BH および BM には、BF に加えて減温塔からの飛灰が混入しているが、両者に本質

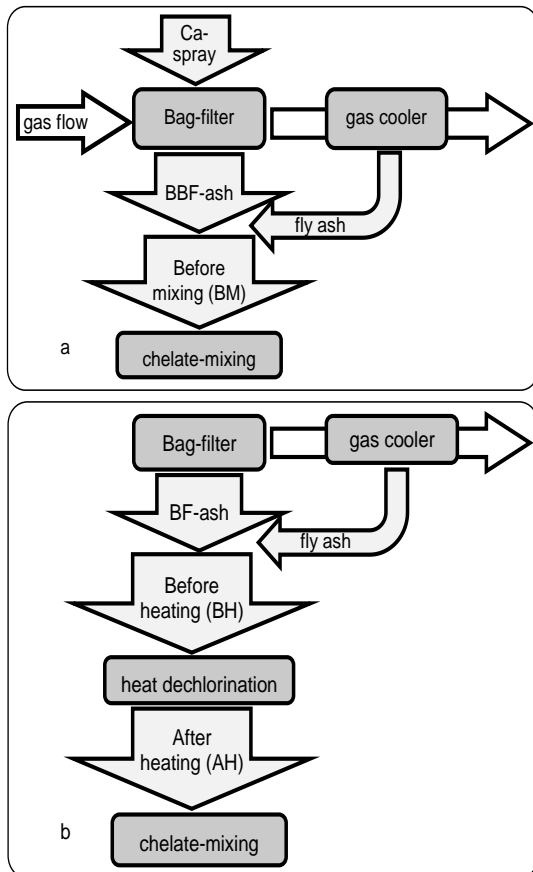


Fig. 1 Flow diagrams of fly-ash in municipal wastes incineration plants.

Lime powder is sprayed at bag-filter to scrub acidic gas and the fly-ash is mixed with chelate together with fly-ash from gas cooler in incineration plants N and Y (a).

Fly-ash from bag-filter is dechlorinated by heating with steam together with fly-ash from gas cooler, and then mixed with chelate to fix heavy metals in incineration plants M and H (b).

的な違いはないと考えられるため、分析結果は一緒にして平均値などの計算を行った。採取した飛灰は恒温器で 105°C、2 時間加熱して乾燥重量を求めた。

2) 含有量試験

飛灰の分解方法は、平成 13 年版底質調査方法[4]に準じて行った。金属類含有量分析においてはカドミウム分析用湿式分解方法 5.1(4)a、水銀(Hg)は 5.14.1.2、フッ素(F)は 4.12(4)に準拠した。

3) 溶出量試験

昭和 48 年環境省告示 13 号に基づく溶出試験では、溶媒(pH7.8~8.3 の蒸留水 500mL 以上)と試料を液固(L/S)比 10:1 で混合し 6 時間振盪を行うこととなっている。しかし、飛灰中に高濃度に含まれる塩類の場合、この混合比率では十分洗い出すことが出来ないと報告されている[5, 6]。そこで飛灰約 0.20 g を 50 mL 容の遠心管にとり、蒸留水を 30 mL 加えて振幅 5 cm、毎分 200 回の往復振盪を 10 分間行った後、3000 rpm の遠心上清を回収した。沈渣に蒸留水を 30 mL 加えて同じ操作を更に 2 回繰り返し、上清を集めて液量を 100 mL に調整したので溶出操作の固液比(S/L 比)は 450:1 であり分析用試験液の S/L 比は 500:1 である。その後、ガラス繊維ろ紙(アドバンテック製 GS25)でろ過したものを重金属の分析用試料液とし、メンブレンフィルター(Whatman 製 孔径 0.22 μ m)でろ過したものをフッ素イオン、塩化物イオン、硫酸イオン(以下 F⁻、Cl⁻、SO₄²⁻)の分析用試料液とした。

焼却灰を埋立処分する際に溶出試験における Pb 濃度が高くなり問題になることが多いが、今回の実験では L/S 比が 500 倍と希釈率が高く、ICP-OES では低濃度の Pb を正確に測定できなかつたと判断し、検討は行わなかつた。

4) 分析

Hg の測定にはフレイムレス原子吸光分析装置 Perkin Elmer AAnalyst100 を用いた。Hg 以外の金属類の測定には ICP 発光分析装置 IRIS 1000(日本ジャーレルアッシュ製)を用いた。溶出液の F⁻、Cl⁻、SO₄²⁻の測定にはイオンクロマトグラフ IC-2001(TOSOH 製)を用いた。溶出液の F 測定は、イオン選択性電極(Orion 社製 ion meter EA940, JIS K 0102 34.2)およびアルフッソソを用いた比色法(JIS K 0102 34.1)を併用した。

定量下限値を 10 μ g/g dry、水銀については 0.1 μ g/g dry とし、定量下限値未満を非検出(n.d.: not detected)とした。統計処理を行う際は n.d.を 0 として計算した。

III 結果および考察

1) BF 灰中の金属類等含有量

全 BF 灰試料中の金属類等含有量平均値が高いもの

から8元素とHgについてTable 1に示した。

いずれのBF灰においてもCaの含有量が金属類のなかでもっとも多く、消石灰噴霧を行っているN工場とY工場ではそれぞれ平均値が約7.6および約7.1 mmol/g dryであり、BF灰重量のそれぞれ約30%および約28%を占めた。一方、消石灰噴霧を行っていないM工場のBF灰中Ca含有量平均値は約3.4 mmol/g dry、H工場では約5.2 mmol/g dryであり、測定したBF灰重量のそれぞれ14%および21%を占めた。H工場は、消石灰噴霧を行っていないにもかかわらずCa含有量が比較的高く、搬入ごみ質の影響を受けていると考えられた。

消石灰噴霧の有無にかかわらず、Caの含有量が最も高く、次いでアルミニウム、ナトリウム、カリウム、亜鉛 (Al, Na, K, Zn)の含有量が高かった。また、消石灰を噴霧しているNとY工場の飛灰中のCa含有量はMとH工場に比べて高く、Al, K, Na, Zn、マグネシウム(Mg)の含有率が低い傾向が認められた。酒井らによる調査の結果、大阪市焼却工場搬入ごみ中の金属類濃度は工場毎に大きく異なり[7]、その結果として焼却灰中金属類濃度も差が大きいことが判っているが[8]、調査日におけるNおよびY工場における消石灰噴霧量の平均値は、約190および約140 kg/hであり、BF捕集飛灰量はそれぞれ約400および約370 kg/hであったことから、ごみ質の変動によるものではなく消石灰により約2.1~2.6倍に希釈されたことによると考えられる。

M焼却工場飛灰(BF灰+加熱前飛灰)中の水銀濃度は、同一日であっても採取時刻により11から76 nmol/g dryまで大きく変動した(Table 1)。併設されている粗大ご

み破碎処理施設由来搬入ごみ質の影響の可能性があると考えられる。H焼却工場飛灰(BF灰+加熱前飛灰)中の水銀濃度は比較的安定していた。

燃焼排ガス中水銀の7~9割を占めるとされるHgCl₂は、飛灰に捕集されやすいが、飛灰中で何らかの触媒作用によりHg₂Cl₂を経てHg⁰に還元され脱着すると考えられている[14-17]。

消石灰噴霧を行っていないMとH焼却工場の飛灰中Hg濃度の平均値は、消石灰噴霧を行っているNとY焼却工場の飛灰中Hg濃度の平均値に比べて3から5倍程度高かった(Table 1)。各工場への搬入ごみ質の差は大きいと考えられるが、消石灰噴霧の有無により明確に差があることに加えて、消石灰によるおよそ2倍の希釈率以上に差があることから、消石灰がばいじんへのHgの吸着を阻害している可能性がある。この現象は、次式のようにCa(OH)₂がHgCl₂からHg⁰への還元を促進しているとも見られるので検証が必要である。



2) BF灰中の陰イオンおよびアルカリ・アルカリ土類金属類の溶出量

F⁻、Cl⁻、SO₄²⁻、Na⁺、K⁺、Ca²⁺の金属類の溶出量および抽出液のpH測定結果をTable 2に示した。これら以外にNO₃⁻も検出されたが、他の陰イオンに比べて濃度が低かったため今回は検討しなかった。

K⁺、Na⁺、Ca²⁺の溶出量を飛灰中Ca含有量と比較した(Figs. 2, 3, 4)。KやNaの塩類は易溶解性の化合物が多

Table 1 Contents of major elements in BF-ash of municipal waste incineration plants.

plant	N		Y		M		H	
	BF		BF + BM		BF + BH		BF + BH	
sample n	12		13 + 4		14 + 8		11 + 6	
mmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Ca	7.6	1.1	7.1	0.84	3.4	0.66	5.2	0.39
Al	1.7	0.76	1.5	0.62	1.9	0.31	2.8	0.40
Na	0.68	0.22	1.1	0.23	2.0	0.40	1.4	0.20
K	0.54	0.15	0.69	0.12	1.6	0.32	0.93	0.12
Mg	0.44	0.15	0.45	0.088	0.57	0.10	0.85	0.069
Zn	0.17	0.064	0.24	0.063	0.49	0.12	0.23	0.046
Fe	0.14	0.074	0.22	0.11	0.20	0.035	0.38	0.071
Pb	0.007	0.005	0.016	0.006	0.047	0.023	0.018	0.005
F	0.14	0.054	0.16	0.035	0.31	0.056	0.18	0.038
nmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Hg	4.9	2.0	9.2	2.8	33	20	27	8.1

BF: fly-ash at bug filter

BM: fly-ash collected before mixing with chelating agents

BH: fly-ash collected before heat treatment for dechlorination

く、水洗により容易に溶出された。Na⁺と K⁺の含有量-溶出量相関図の直線性は非常に高かったが、溶出率は85%程度であり、貴田ら[5]の報告よりも低かった。

飛灰に多量に含まれる Ca の塩類は、K や Na の塩類

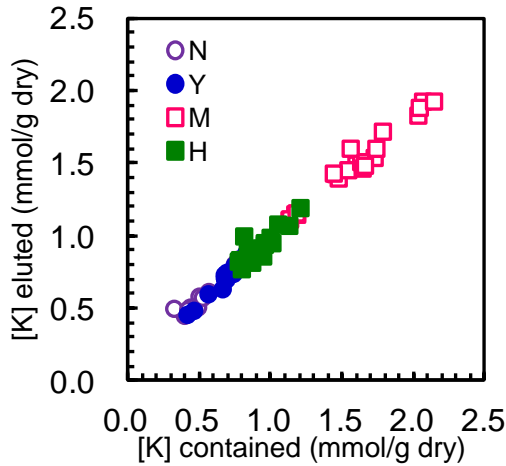


Fig. 2 Relations of K contents in BF-ash and amounts of K eluted from the BF-ash

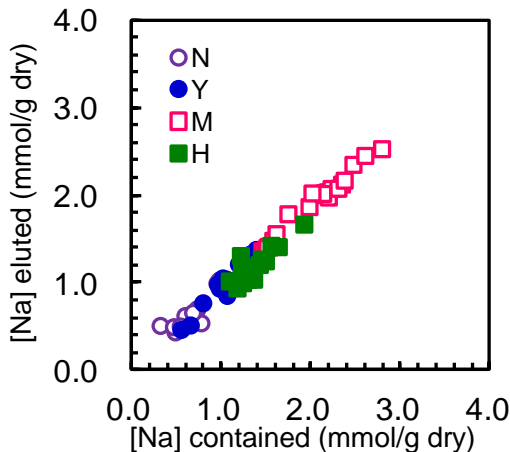


Fig. 3 Relations of Na contents in BF-ash and amounts of Na eluted from the BF-ash

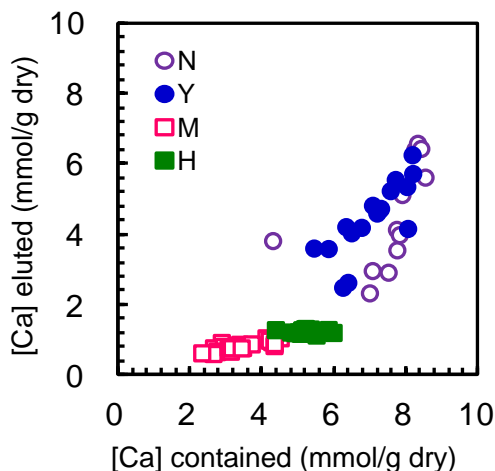


Fig. 4 Relations of Ca contents in BF-ash and amounts of Ca eluted from the BF-ash

に比べて溶解度が低いため、十分洗い出すためには飛灰の 200 倍量の水が必要である[5]。今回の実験では 150 倍の水を用いて 3 回繰り返し溶出試験を行ったので、合計 450 倍の水で溶出したことになるが、N および Y 工場では Ca 含有量の 40~70 % 程度、M および H 工場では 20% 程度しか溶出しなかった(Fig. 3)。溶出された Ca²⁺ は比較的溶解性の高い塩化カルシウム(CaCl₂, S_{20°C}: 450-800 g/L)や硫酸カルシウム(CaSO₄, S_{20°C}: 2.4 g/L)などの消石灰と燃焼ガス中の酸性ガスの反応産物や、未反応の消石灰(Ca(OH)₂, S_{25°C}: 1.7 g/L)として存在していたと考えられる。

一方、比較的溶解性の低い Ca 化合物として、フッ化カルシウム(CaF₂, S_{20°C}: 7.8 mg-F/L)や炭酸カルシウム(CaCO₃, S_{25°C}: 15 mg/L)などが知られるが、これらはその溶解度から、今回の溶出条件で溶出可能であったと考えられ、より難溶解性であるジメタホウ酸カルシウム(Ca₃B₂O₆)、Friedel's salt (3CaO·Al₂O₃·CaCl₂·10H₂O) [9, 10]、ettringite (Ca₆[Al(OH)₆]₂(SO₄)₃·26H₂O)[11]やアルミノケイ酸塩などの化合物として存在していたものと考えられる。

M および H 工場の飛灰に含まれる Ca の約 7 割は溶出試験において溶出されず、その残渣量は含有量に比例した。この 2 施設では消石灰噴霧を行っていないことから、BF 灰中 Ca はごみ由来であり、燃焼過程で排ガス中の成分と一定の割合で Ca と反応して難溶解性の Ca 化合物が生成したと考えられる。消石灰を噴霧している N 工場と Y 工場においてもこれら難溶解性 Ca 化合物の捕捉率は M、H 工場と同程度であったと考えられるが、N と Y 工場の BF 灰では含有量から溶出量を差し引いた溶出残渣の含有量に対する比率に規則性が認められなかった。N 工場と Y 工場において Ca²⁺ 溶出量が多かったのは、排ガス中酸性ガスと反応して生成した CaCl₂ や CaSO₄ は、今回の溶出条件では全量が溶解してしまうためであると考えられる。

SO₄²⁻は、消石灰噴霧を行っている N、Y 工場では他の 2 工場よりも低くなる傾向が認められたが、Cl⁻は消石灰噴霧の有無による顕著な差は認められなかった。これらの陰イオンと金属イオンとの正塩は、溶解しても溶解液の pH に影響を及ぼさないと考えられるが、未反応消石灰含有量が多かったと考えられる N 工場と Y 工場の溶出液中の Ca が高く、pH も他の 2 施設に比べて高かった(Fig. 5)。BF 灰溶出液中の主要なアルカリ成分である Ca、K、Na、Al と燃焼ガスの酸性ガス由来と考えられる主要な酸成分である Cl、F および SO₄ とのイオン濃度の差から余剰のアルカリ濃度を求め、余剰アルカリ化合物が完全に解離していると仮定して pH を計算したところ、N、Y 工場では実測値の傾向をある程度説明することができた(Fig. 6)。

N 工場と Y 工場では BF における消石灰噴霧により塩

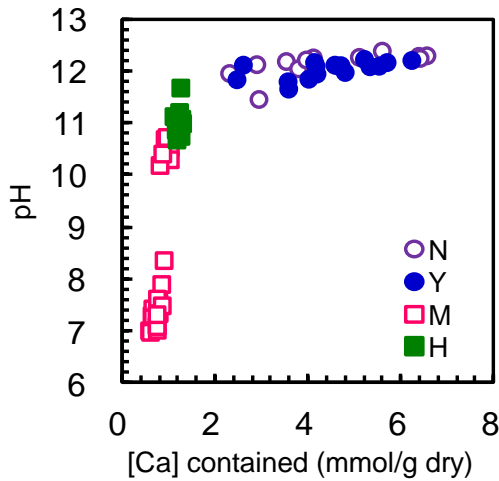


Fig. 5 Ca in the eluate of elution test for fly-ash and pH of the eluate

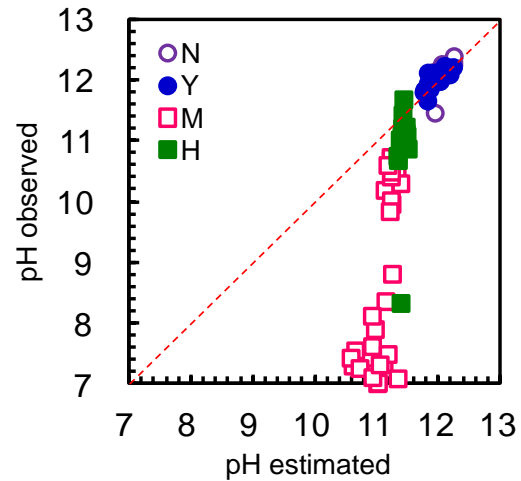


Fig. 6 Relation of pH calculated from concentrations of major cation and anion balance and that observed in the elution test of BF-ash

化水素、窒素酸化物、硫黄酸化物(HCl, NO_x, SO_x)などの酸性ガスが捕捉され、その結果としてこれら酸性ガスの陰イオン類(Cl⁻, F⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻)の溶出量が多くなることが予想された。N 工場では何れの陰イオンも今回調査を行った 4 焼却工場の中で最も低かったが、N と Y 工場において、消石灰噴霧により 2 倍程度希釈されていることを考慮に入れるなら、Cl⁻や SO₄²⁻の溶出量は消石灰噴霧を行っていない M や H 工場よりも多く、消石灰を噴霧したことによる酸性ガスの飛灰への移行率が向上したことが確認された(**Table 2**)。

一方、M と H 工場では溶出 Ca の 2 倍等量以上の Cl が検出された。Ca に捕捉できなかった Cl は他の金属酸化物などにより捕捉されたものと考えられるが、溶出液の

pH も他の工場に比べて低かった(**Table 2**, **Fig. 5, 6**)。

3) 両性金属の挙動

今回調査を行った金属類の内 Al、Pb、Zn は、酸性およびアルカリ性の両方の領域において溶解する両性金属である。今回用いた飛灰の溶出試験における溶出液の pH は 7 以上あったので、酸性域での挙動については不明である。また、今回の溶出試験は、L/S 比が 450 倍もあるので、告示法による溶出試験よりも多く溶出していると考えられる。

Al は 1-3 mmol/g dry と飛灰中に比較的多く含まれ、同じ工場でも採取日により変動が大きかったが、溶出量は非常に少なく(**Fig. 7**)、pH11 以上の領域で高々 0.15

Table 2 Amounts of major elements eluted from BF-ash of municipal waste incineration plants

plant	N		Y		M		H	
	BF		BF + BM		BF + BH		BF + BH	
sample n	12		13 + 4		14 + 8		11 + 6	
mmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Ca	4.5	1.5	4.4	1.0	0.80	0.13	1.2	0.050
Al	0.25	0.014	0.025	0.044	N.D.	N.D.	0.059	0.030
Na	0.66	0.22	0.99	0.26	1.9	0.36	1.2	0.19
K	0.60	0.14	0.71	0.12	1.5	0.27	0.93	0.11
Cl	3.4	1.4	5.1	1.3	4.0	0.72	3.0	0.31
SO ₄	0.064	0.033	0.11	0.044	0.25	0.049	0.17	0.027
F	0.050	0.013	0.079	0.032	0.066	0.008	0.07	0.009
μmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Zn	N.D.	N.D.	6.8	5.2	97	100	7.2	20
Pb	8.4	2.9	7.9	3.3	8.4	3.8	7.6	3.9
pH	12.1	0.2	12.0	0.2	8.2	1.4	11.0	0.2

BF: fly-ash at bag filter

BM: fly-ash collected before mixing with chelating agents

BH: fly-ash collected before heat treatment for dechlorination

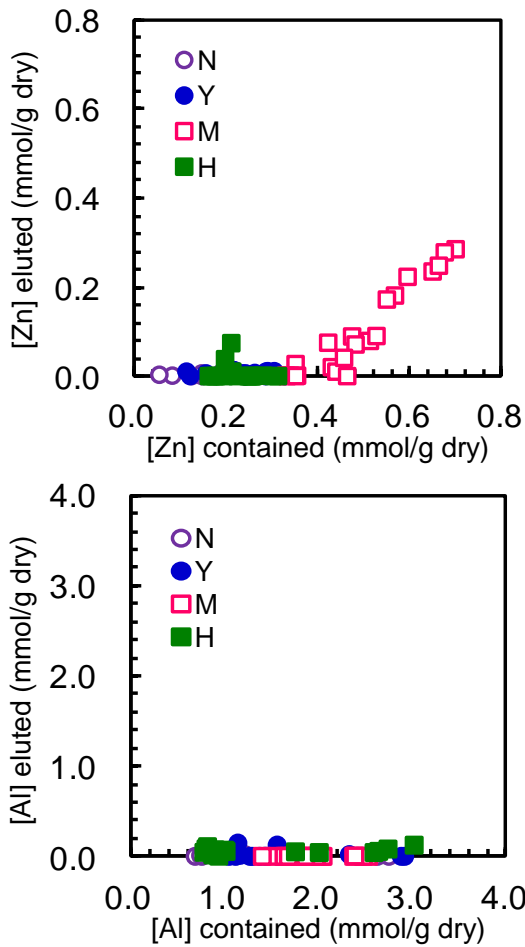


Fig. 7 Relations between amounts of amphoteric metals contained in BF-ash and those eluted from BF-ash

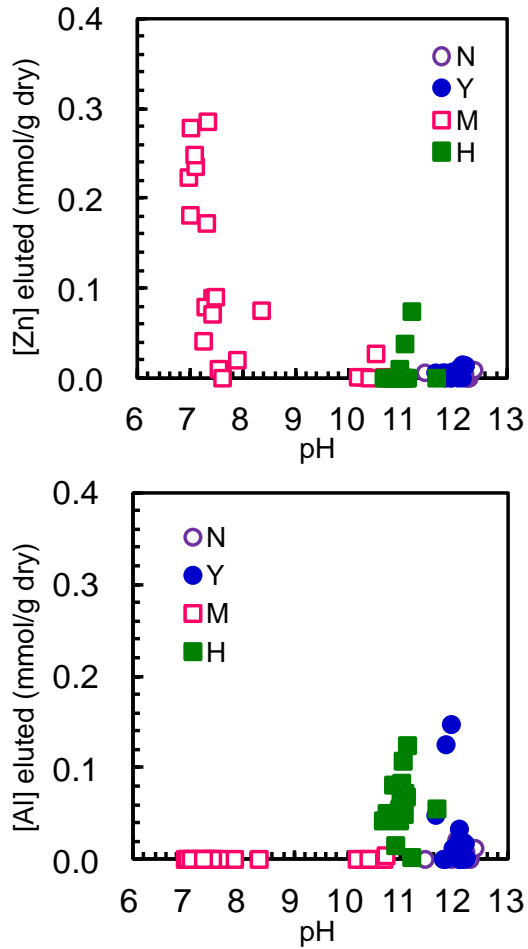


Fig. 8 Elution profiles of amphoteric metals in relation to pH in the eluate

mmol/g dry 程度であった(Fig. 8)。

Zn は 0.1-0.7 mmol/g dry 程度含まれた(Fig. 7)。pH 8 以下の領域と pH 11 以上の領域で溶出が認められたが、N および Y 工場の飛灰は溶出液の pH が 12 以上と高かったにもかかわらずほとんど溶出しなかった(Fig. 8)。

未反応消石灰の影響で溶出液の pH が 12 以上であっ

た N および Y 工場由来飛灰からの Zn、Al の溶出量は、消石灰噴霧を行っていない M、H 工場に比べて顕著に高くなることはなかった(Table 2, Fig. 7, 8)。工場毎、試料毎に共存する元素組成が異なるので、pH による溶出特性が明瞭に現れなかったと考え、N 工場の BF 灰を用いて、蒸留水に NaOH または HCl を添加することにより pH

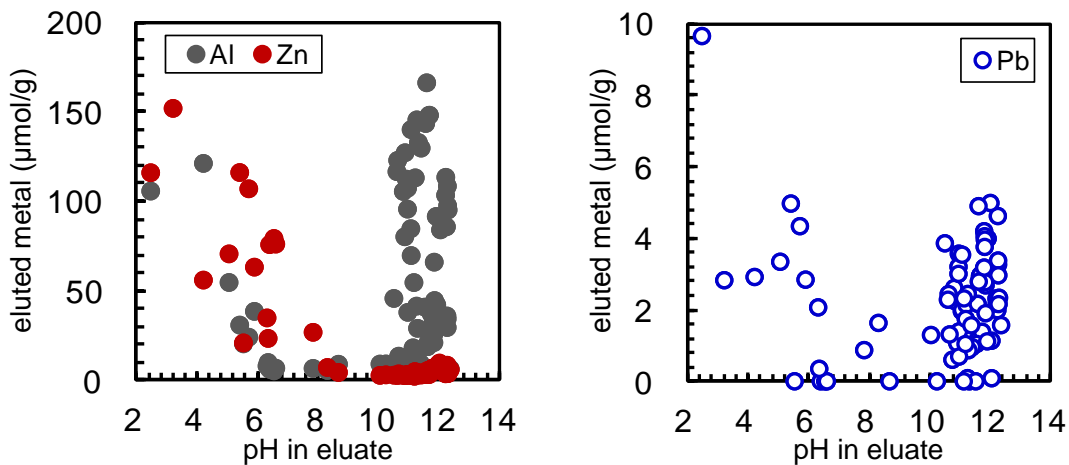


Fig. 9 pH dependent elution profiles of Al, Zn, and Pb in BF-ash from N municipal waste incineration plant (n=78)

を調整した溶媒を用いて溶出実験を行った結果、M、H工場由来のBF灰を用いた溶出実験結果のように、11以上の高pHでAlやZnの溶解性が高くなること、PbもAlやZnと同様の挙動を示すことが確認できた(Fig. 9)。即ち、AlはpH 11以上で溶解が著しくなるのに比べて酸性領域における溶解は比較的緩慢であり、Znは高pH領域における溶解の程度は酸性領域に比べて非常に少なかった。高pH域におけるAlの溶解性がFig. 8に比べてFig. 9では高くなっていった。Friedel's saltは炭酸により分解することがわかっており[9, 10, 13]、Fig. 8の実験は試料採取直後に行ったのに対して、Fig. 9の再現実験は採取後3年経ってから行ったもので、この間に空気中の二酸化炭素を吸収し、それのできた炭酸により難溶解性

のFriedel's saltが分解され、同じpHでも溶出されやすくなったためと考えられる[12]。もし、この仮説が正しければ、埋立時に溶出試験を行う際には難溶解性であったものが、埋立完了後に時間経過とともに埋立層が好氣的雰囲気になると、これらの金属が溶出してくる可能性があると考えられる。

4) 脱塩素化処理装置におけるフッ素および水銀の挙動

加熱脱塩素化処理の前後で、飛灰中F含有量にほとんど減少は認められなかったが(Table 3)、加熱脱塩素化処理後は処理前に比べてF溶出量が40~60%減少することが判った(Table 4)。BF灰中のFはCaF₂として存在する割合が高いと考えられるが、この化合物の沸点は約

Table 3 Comparison of contents of major elements in BF-ash from municipal waste incineration plants before and after heat treatment for dechlorination

plant	M				H			
	BH		AH		BH		AH	
sample n	8		8		6		6	
mmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Ca	4.1	0.37	4.0	0.23	5.0	0.37	5.3	0.16
Al	2.2	0.26	2.3	0.20	2.5	0.48	3.1	0.12
Na	1.6	0.091	1.9	0.058	1.5	0.23	1.4	0.12
K	1.2	0.16	1.3	0.041	1.0	0.15	0.83	0.088
Mg	0.63	0.093	0.65	0.043	0.82	0.047	0.80	0.049
Zn	0.39	0.091	0.38	0.021	0.25	0.051	0.19	0.020
Fe	0.24	0.028	0.25	0.022	0.37	0.080	0.39	0.042
Pb	0.034	0.020	0.028	0.006	0.021	0.006	0.016	0.002
F	0.26	0.062	0.30	0.025	0.18	0.056	0.14	0.014
nmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Hg	28	24	2.3	0.49	29	8.2	4.0	2.0

Table 4 Comparison of amounts of major elements in eluate of BF-ash from municipal waste incineration plants before and after heat treatment for dechlorination

plant	M				H			
	BH		AH		BH		AH	
sample n	8		8		6		6	
mmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Ca	0.91	0.10	0.87	0.13	1.2	0.059	1.1	0.038
Al	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.066	0.032	0.069	0.015
Na	1.5	0.14	1.5	0.062	1.3	0.22	1.0	0.10
K	1.2	0.18	1.2	0.067	1.0	0.13	0.83	0.060
Cl	3.2	0.42	3.2	0.13	3.1	0.40	2.6	0.24
SO ₄	0.24	0.031	0.23	0.036	0.19	0.037	0.14	0.016
F	0.063	0.007	0.019	0.006	0.073	0.014	0.029	0.002
mmol/g dry	avg	sd	avg	sd	avg	sd	avg	sd
Zn	36	63	2.4	3.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pb	10	3.1	8.6	3.5	6.2	3.2	11	6.8
pH	9.7	1.4	9.8	0.9	11.0	0.4	10.7	1.2

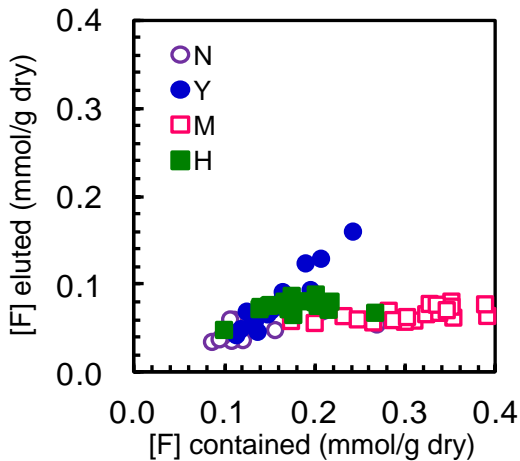


Fig. 10 Relations of F contents in BF-ash and amounts of F eluted from the BF-ash

2500°Cであり加熱温度の約400°Cより大幅に高いため、装置内でBF灰から揮散したとは考えにくい。今回の溶出条件では2gのBF灰を1ℓの水で振り出したと考えられるので、CaF₂の溶解度(7.8 mg-F/ℓ、20°C)から考えると3.9 mg/g (0.21 mmol/g)までは溶出する可能性があると考えられるが、溶出量はこれよりも低く抑えられていることから、400°Cの加熱処理によってCaF₂よりも難溶解性の化合物に変化した可能性がある(Fig. 9)。

MおよびH工場の飛灰中水銀含有量は、約400°Cの加熱脱塩素化処理により共に2-4 nmol/g dryまで減少し、消石灰噴霧を行っているNおよびY工場の飛灰含有量と同程度になった(Table 3)。加熱脱塩素化処理装置において400°Cの水蒸気雰囲気中で更にHg⁰にまで還元され、飛灰から脱着したと考えられる[14-17]。なお、加熱処理により気化した水銀は、加熱脱塩素化処理装置の水銀捕集装置に金属水銀として回収されているが、捕集量の収支は検討されていない。

IV まとめ

バグフィルターにおける消石灰噴霧が燃焼排ガス中の金属類の挙動に及ぼす影響について、実施の飛灰中金属類の含有量および溶出量を比較検討し、以下の事実を認めた。

噴霧された消石灰の一部は、燃焼排ガス中の酸性ガスおよびAlなどと難溶解性の塩を形成すると考えられたが、空気中の二酸化炭素と反応して溶解性が高まる可能性が示唆され、その場合には埋立処分後に浸出液に溶出してくることが考えられた。

酸性ガスと未反応の消石灰が存在することにより、溶出液のpHが11以上の高アルカリになり、両性金属であるAl、Zn、Pbの溶解が進むことから、埋立処分後の浸出液への負荷が高くなると予想される。

消石灰噴霧により、燃焼排ガス中Hgの飛灰への吸着を阻害、または飛灰に吸着したHgの脱着を促進すると

考えられた。飛灰中に捕捉されたHgは、加熱脱塩素化処理によりHg⁰として脱着し、Fは易溶解性の化合物に変化すると考えられ、埋立処分後の浸出液への負荷が軽減することが期待される。

以上のことから、飛灰を埋め立て処分する前に水洗することにより、埋立処分場における浸出水への負荷軽減が期待されることが判った。

謝辞 本研究は、環境局施設部建設企画課からの受託研究の一部として行いました。本研究を実施するに当たり、環境局施設部建設企画課の方々にご多大のお世話になりましたことを深謝します。本研究をまとめるに当たり、当研究所の西谷博士、酒井博士、加田平博士に貴重なご意見を頂きましたことを深謝いたします。

参考文献

- 堀井安雄, 田中信寿. 焼却残渣埋立率の高いごみ埋立地の浸出水処理における最近の技術課題. 廃棄物学会誌 1997; 8(1): 64-75.
- 高野美美子, 庄司岳志, 小松利充. 仙台市における最終処分場の維持管理と高塩類問題. 廃棄物学会誌 1997; 8(7): 523-528.
- 古賀大三郎, 島岡隆行, 宮脇健太郎, 戸田泰和, 花嶋正孝. 海面埋立処分場における焼却灰の溶脱・分級埋立工法に関する基礎的研究. 廃棄物学会論文誌 2003; 14(6): 334-342.
- 環境省環境管理局水環境部, 底質調査法. 2001年版, <http://db-out.nies.go.jp/emdb/pdfs/water/teisitutyousa/0103teisitutyousahouhou.pdf>
- 貴田晶子, 野馬幸生. 焼却残渣中の易溶性元素の溶出特性. 廃棄物学会誌 1997; 8(7): 500-509.
- 野馬幸生, 貴田晶子. カルシウムスケールの生成におよぼす埋立焼却残渣の影響. 廃棄物学会論文誌 1998; 9(7): 287-295.
- 酒井 護, 西尾孝之, 西谷隆司, 北野雅昭. 焼却工場搬入ごみの金属含有量調査. 第21回廃棄物資源循環学会講演論文集 2010; P1-A1-9.
- 酒井 護, 西尾孝之, 西谷隆司, 北野雅昭. 都市ごみ焼却工場焼却灰中の金属含有量調査. 第23回廃棄物資源循環学会講演論文集 2012; A2-9_Poster1.
- 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 2008; 19(5): 293-302.
- 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生成メカニズム. 廃棄物学会論文

- 誌 2008 ; 19(2) : 131-140.
- 11) R.B. Perkins, and C.D. Palmer. Solubility of ettringite ($\text{Ca}_6[\text{Al}(\text{OH})_6]_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 26\text{H}_2\text{O}$) at 5-75°C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1999 ; 63(13-14) : 1969-1980.
 - 12) 野馬幸生, 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 1997 ; 8(4) : 129-137.
 - 13) 岡田敬志, 松藤敏彦, 東條安匡. 溶媒洗浄による溶融飛灰中塩素の除去特性に関する研究. 廃棄物学会論文誌 2007 ; 18(6) : 357-366.
 - 14) 高岡昌輝, 武田信生, 岡島重伸. 飛灰等の粉粒体による排ガス中の水銀除去に関する基礎的研究. 廃棄物学会論文誌 1995 ; 6(6) : 235-244.
 - 15) 西谷隆司, 福永 勲, 伊藤尚夫, 野邑奉弘. ごみ焼却飛灰の金属水銀除去能と除去機構. 廃棄物学会論文誌 1996 ; 7(2) : 78-87.
 - 16) 西谷隆司, 福永 勲, 伊藤尚夫, 野邑奉弘. 飛灰を利用したごみ焼却排ガス中水銀の除去方法に関する実験. 廃棄物学会論文誌 1999 ; 10(6) : 321-330.
 - 17) 高岡昌輝, 武田信生. 飛灰構成物質の排ガス中の水銀除去能に関する研究. 廃棄物学会論文誌 1999 ; 10(6) : 341-350.