

焼却灰の安定化に伴う溶出特性と陽イオン交換能の変化

九州大学大学院 学生会員 ○原口 崇 正会員 島岡 隆行
九州大学大学院 学生会員 張 瑞娜 学生会員 本幡 照文

1. はじめに 我が国では、持続可能な循環型社会の育成に向けて、廃棄物の発生抑制、再使用、リサイクル等の取組みが行なわれているが、廃棄物の最終処分場は残余容量、残余年数とともに逼迫した状況となっている。最終処分場を取り巻く問題としては、上述の残余容量、残余年数の逼迫の問題とともに、廃棄物の埋立が終了した既存の最終処分場の、早期の廃止と跡地の有効利用の問題が挙げられる。最終処分場からは、重金属に代表される様々な有害物質が浸出水とともに排出され、最終的な跡地有効利用までには長期間の年月、莫大な費用が必要である。最近では、地方自治体に代表される処分場管理団体の財源不足が指摘されており、より早い最終処分場の廃止が求められるが、これには埋立処分される廃棄物の約半分を占める焼却灰の早期安定化が必要不可欠である。

2. 実験目的および概要 この研究では、焼却灰が風化作用によって安定化されることに注目した。風化作用は「物理的風化作用」、「化学的風化作用」に分けられる。風化作用の過程では、母材の組成・温度・湿度・水分量・母材を含む地盤の形状・微生物の存在が要因として大きく影響を与える。この風化作用により、溶出液の化学的性状をはじめ、CEC(陽イオン交換容量)、母材中の元素含有量、溶出液中に含まれる元素別イオンの含有量等の変化が予想される。この研究では、焼却灰の風化作用に伴う安定化に向けた性状の変化の解明を目的とし、鉱物学的・化学的視点から検討した。実験ではアメリカ合衆国New Hampshire州のフランクリン最終処分場で採取した埋立焼却灰試料を使用し、セミクロ Schollenberger 法で試料中の置換基を NH_4^+ で飽和した後、10%KCl溶液にて置換溶出し、この溶出液中の NH_4^+ をインドフェノール青吸光光度法で定量することでCECに換算

表 - 1 採取試料

埋立年	採取深度(m)	計
1989年	0, 1, 2, 2.5	4試料
1994年	0, 1, 2, 3	4試料
2001年	0, 1, 2, 3, 4	5試料
2003年	0, 0.5, 1, 2, 3, 4	6試料

した。さらに試料を溶出試験(環境省告示第46号試験準拠)に供し、溶出液のpH、EC、ORPを測定するとともに、溶出液中の元素濃度をICP発光分析装置を用いて測定した。

表 - 2 H焼却灰の性状

元素	含有量 mg/kg	溶出濃度 mg/L	元素	含有量 mg/kg	溶出濃度 mg/L
Ca	244000	2100	Na	9950	200
Cl	97600	1400	K	7480	230
Al	26700	0.57	Pb	3860	5.14
Fe	16000	0.11	Cu	1670	0.10
Mg	13600	0.03	Mn	624	0.04
Zn	11800	1.99	Cr	379	0.01

3. 試料採取と埋立前焼却残渣の性状

3 - 1 採取状況 試料には、アメリカ合衆国New Hampshire州のフランクリン最終処分場で採取した埋立焼却灰を使用した。フランクリン最終処分場はNew Hampshire州の州都コンコード市の郊外に位置しており、埋立てられている廃棄物は近接の清掃工場(ストーカ炉)から搬出された焼却残渣(飛灰と焼却灰の混合物)である。最終処分場での埋立位置は各年代ごとに決まっており、試料の採取は各年代ごとに深度別に行われた。採取した試料の一覧を表 - 1 に示す。本文では1989年に埋立てられた焼却灰の採取地点をFL89、同様にFL94、FL01、FL03と表す。

表 - 3 O焼却灰の性状

元素	含有量 (mg/kg)	元素	含有量 (mg/kg)
Ca	200000	Mg	17400
Al	85200	Zn	3080
Fe	34400	Pb	1400
Na	32700	Cu	1400
Cl	24500	Cr	738
K	19200	Mn	700

3 - 2 焼却灰の性状 上記の焼却灰(以下H焼却灰)の元素含有量および溶出試験の結果を表 - 2 に、我が国のO町の清掃工場から搬出された焼却灰(以下O焼却灰)の元素含有量を表 - 3 に示す。両者を比較すると、H焼却灰のCa、Cl、Pbの含有量がO焼却灰よりも特に多い傾向を示し、Al、Na、Kの含有量は少ない傾向を示した。

4. 実験結果および考察

4 - 1 溶出試験(環境省告示第46号試験準拠)

図 - 1 に溶出試験のECの結果を示す。深さ0 ~ 1 mの表層に近い焼却灰層ではECは約5mS/cmとなり、全ての試料においてほぼ等しかった。FL89を除く試料では、深いほどECは増加する傾向を示し、FL01ではその傾向が特に顕著だった。

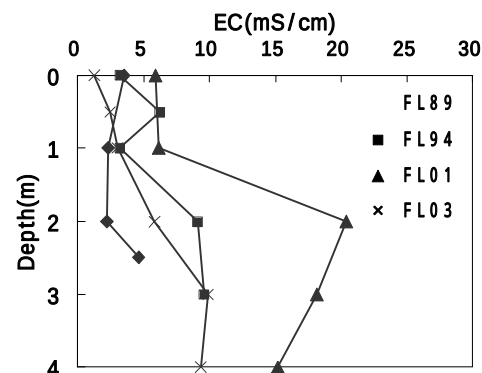


図 - 1 深さ方向のECの変化

図 - 2 にCa、Na、K、Clの溶出濃度の深さ方向の変化を埋立年度別に示す。全ての埋立年における試料においてCa、Clの溶出濃度が他の元素と比べて大きいことが認められた。各試料の深さ2mにおけるCa、Clの溶出濃度を比較すると、FL89以外の試料の溶出濃度はFL89よりも大きい傾向を示した。これより、雨水による焼却灰中に含まれている元素の溶脱は、FL89で深さ2～3mの間の焼却灰層まで及んでいることが示唆された。全ての試料における深さ0～1mの表層における溶出濃度は、深さ1m以上の焼却灰層の濃度と比較して低い傾向を示していることから、FL89を除く試料では、深さ0～1mの表層近くの焼却灰層までしか元素の溶脱が進んでいないことが示された。図 - 2 における溶出濃度変化と、図 - 1 に示す各試料の溶出試験のECの結果を比較すると、FL89以外の試料における深さ方向のECの増加は、主にCa、Clの溶出量の深さ方向の増加に起因するものと推測される。

4 - 2 CEC分析

焼却灰は風化に伴う安定化作用を受けると、CECが増加するという報告がなされている。図 - 3 にCECの深さ方向における変化を示す。埋立前焼却残渣のCECは7.68c-mol/kgであった。深さ0mの焼却灰層では、経過年数が長いほどCECは大きい傾向を示した。表層では雨水や乾湿の繰り返しによる風化作用を、埋立年数の経過とともに大きく受けていることが示唆された。FL01やFL03などの最近の埋立地点では、深くなるにつれて若干増加する傾向を示したが、FL89やFL94などの古い埋立地点においては、著しく増加する傾向を示した。腐植のCECは100～600c-mol/kgであり、焼却灰のCECは、含まれている有機物含有量の影響を受ける可能性が推測される。ここで強熱減量による有機物含有量測定を行なったが、CECとの相関は認められなかった。表 - 4 にFL01とFL03の埋立地点における深さ方向の地中温度変化を示す。これらの地点では、深くなるにつれて高温(50～70℃)であったことから、深い層で活発な化学反応が起きていることが推測された。一方FL89やFL94の古い埋立地点の地中温度は、層全体で常温(10～30℃)を推移したことから、層全体で化学反応は静穏である考えられるが、過去に深い層で、活発な化学反応が同様に起きていたことが推測される。以上から、図 - 3 に示された深さ方向におけるCECの増加する傾向が、過去の活発な化学反応に起因している可能性が考えられる。

5. まとめ 本研究では、風化作用に伴う焼却灰の安定化に向けた性状の変化について検討し、溶出試験とCECの分析を行なった。その結果、全ての埋立年における試料でのCa、Clの溶出濃度が他の元素と比べて大きいことが認められ、古い埋立地点ほど、より深くまで溶出が進んでいることが認められた。CEC測定の結果、深さ0mの表層で、古い埋立地点ほどCECの増加する傾向が示された。さらに全ての埋立地点において、CECは深さ方向で増加する傾向が認められ、古い埋立地点の傾向は新しい埋立地点よりも大きかった。

【参考文献】 1) 久馬一剛:最新土壌学,朝倉書店,1997

2) 一國雅巳,岡垣正規,松本聡,三枝正彦:化学総説 土の化学,学会出版センター,1989

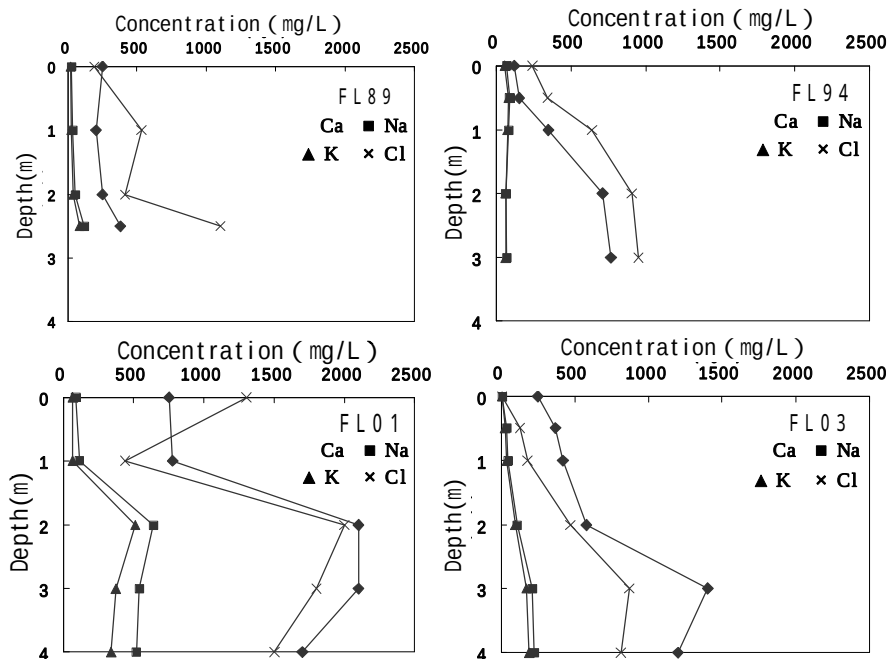


図 - 2 各埋立年の溶出濃度の変化

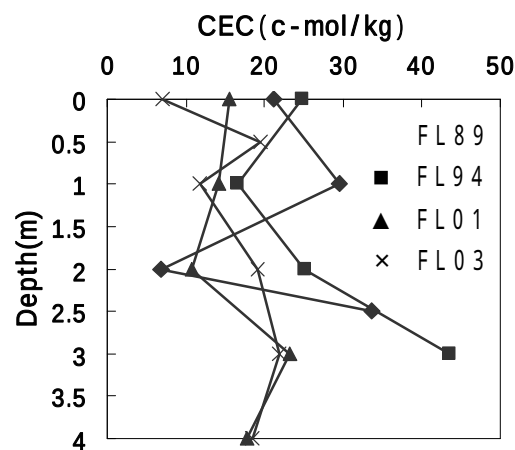


図 - 3 各試料のCECの変化

表 - 4 焼却灰層の温度変化

FL01		FL03	
深さ(m)	温度(℃)	深さ(m)	温度(℃)
0	32.6	0	32.2
0.5	-	0.5	43.2
1	36.3	1	47.8
2	49.1	2	57.5
3	55.7	3	69.9
4	53.1	4	69.4