

焼却灰埋立てにおける微量有害物質の流出特性

福岡大学 ○永井恵子 花嶋正孝 柳瀬龍二

1. はじめに

現在我が国では、可燃性廃棄物は焼却処理され、その残渣は最終処分として埋立て処分される傾向にあり、近年その量が増加する傾向にある。一方、焼却灰の埋立て特性、特に焼却灰中に含有される重金属等の埋立て地内部での挙動や、流出特性は殆ど解明されておらず、環境保全上重大な問題となっている。こうした中で、本研究では小型埋立て模型槽を使用して、焼却灰の準好気性埋立て構造における重金属の挙動と流出特性を調査する実験を行ない、重金属流出のメカニズムとスケール発生による影響に關して若干の知見を得たので、ここに報告する。

2. 実験方法

(1) 埋立て実験

図-1に示すような小型埋立て模型槽を3基用いた。埋立て構造は、準好気性埋立てで、充填組成は表-1に示す通りである。実験槽No.3は、底部に真砂土を置いたもので、真砂土層を通過する過程に

おける戸過吸着効果を調べるためのものである。焼却灰は共に、10mm以下の灰分である。これらの埋立て模型槽は、屋内に設置され、散水条件は、平均日降雨量5mmとして週2回に分けて散水した。表-2に、充填した焼却灰と真砂土中の重金属濃度を表す。

(2) スケール形成の基礎実験

廃棄物焼却場の灰ピット水を戸過したものに、各種重金属の水溶液を標準添加し、エアレーションし、スケールを生成させた。この時エアレーション時間を変化させてpHの変化と重金属の挙動を調査した。

表-1 実験槽充填組成

項目	焼却灰 A	焼却灰 B	真砂土	充填量	見掛け比重 (t/m^3)
実験槽	92.3 (100)	0 (0)	0 (0)	92.3	1.50
No.1	0 (0)	87.5 (100)	0 (0)	87.5	1.42
No.2	82.7 (88.5)	0 (0)	10.7 (11.5)	93.4	1.52

単位: kg ()は充填割合(%)

 充填容積 No.1,2,3=0.0615 m^3 , No.4=0.058 m^3

焼却灰 A: 連焼炉, 焼却灰 B: 機械化パッチ

図-1 充填方法

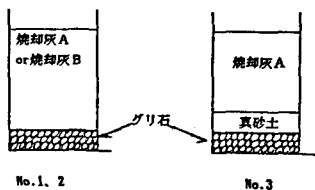


表-2 焼却灰及び真砂土中の重金属

重金属	焼却灰 A	焼却灰 B	真砂土
Hg (ppm)	0.340	0.101	0.041
As (ppm)	4.20	9.17	1.18
Cd (ppm)	12.7	2.78	0
Cu (ppm)	3910	1350	0.90
Pb (ppm)	749	330	6.75
Zn (ppm)	3100	2900	0
Cr (ppm)	694	539	0.58
Fe (ppm)	92600	21600	8470
Mn (ppm)	1860	1150	443
Na (ppm)	8860	11400	3120
Ca (ppm)	102000	12300	90.0
K (ppm)	16900	19700	4580

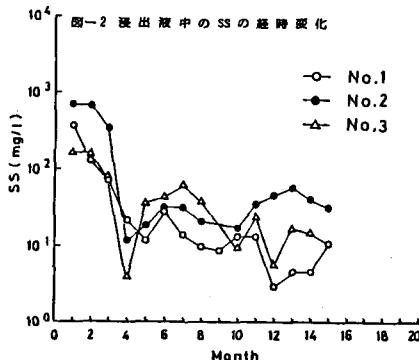
試料: 焼却灰は10mm以下の灰分(未燃分を含む)

3. 結果及び考察

(1) SSの経時変化

小型埋立て模型槽の浸出液のSSの経時変化は、図-2の通りである。No.1~3槽共に埋立て後4~5ヶ月は、SS量は一時的に減少するがその後は再び増加していく傾向を示すが、これはスケールが形成され始めた時期と一致している。

次に浸出液中の重金属を戸過前と戸過後に分けて調査すると各槽共、同じような流出傾向を示した。参考としてNo.1槽の経時変化を図-3に示す。No.1,2槽は埋立て初期の半年前後、特に2ヶ月目までは、戸過後の重金属濃度が減少するという傾向を示すが、



№3槽は浮遊前後の濃度差は殆ど見られなかった。この事と図一SのSSの経時変化から考えると、埋立て初期では重金属がSS由来で流出しているものと考えられ、底部に真砂土を置いている№3槽は埋立て初期では流出するSS量が他の槽より小さいため濃度差は殆ど見られず溶解性の状態で流出していると予想された。№1と3槽を比較して底部の真砂土の浮遊機能の有無について調べた結果、CuとPb、Znは埋立てから5ヶ月頃までは、真砂土層での流出防止効果が認められたが、Cd、Hgは半年程度の間むしろ№3槽の方が流出濃度が高く、流出防止効果は認められなかった。

(2)スケール形成に伴う重金属の挙動

エアレーションによる灰ピット水の濁度の経時変化を図-4に示す。

エアレーションによってスケールの形成がなされ、一定の時間が経過すると生成したスケールが再溶解する事がわかる。これはエアレーションによって灰ピット水中の炭酸ガスが増加するが、スケールの主成分であるCaCO₃は、水中に多量の炭酸ガスが存在するとこれと反応し、可溶性の塩に変化するためである。同時に炭酸ガスのため、灰ピット水のpHが低下するので、pHが低くなると再溶解が起こり易く考える。一方、スケール中の重金属濃度を分析すると表-3のように、各重金属共高濃度に含有されている。以上の事より、スケール形成に伴う重金属流出のメカニズムは、図-6の模式図のようなプロセスが想定される。

スケールの主な成分は、CaCO₃、CaやKの硫酸塩、Al(OH)₃等である。埋立て初期のSS由来の重金属の流出がピークを過ぎた後、埋立て槽内部でスケール形成が開始されるが、このCaCO₃が形成する際に水中に存在する微量の重金属が捕集され、同時に求殻して主成膜物の表面に吸着された上に、更に求殻層が生成されていくため、主成膜物の内部に包み込まれる。この反応の中で硫酸塩は、炭酸塩と反応した金属を奪い、金属塩の濃縮が生じる。つまり焼却灰に存在するスケールの構成成分による共沈捕集の結果、重金属のスケールによる流出が生じているものと考えられる。ところで、スケール形成にはpHの影響が大きく、pH9~12域の高アルカリで生成し易い。しかし形成されたスケールは、長期的には酸性雨等の影響によってスケールの再溶解が予想され、何らかの方法でこの高濃度の重金属を含有するスケールを、再溶解する前に隔離埋立てしたり、再溶解を防止する事が必要である。

4.まとめ

以上、実験結果と考察を述べたが、まだ実験は継続中であり、特にスケール形成に伴う、重金属の微量イオンを共沈捕集するメカニズムは複雑であり、まだ解明されるべき点も多く、今後も実験を進め如幸のよい共沈分離法を利用した環境保全対策を検討していく必要がある。

〈謝辞〉 本研究は、環境庁委託「廃棄物の処理処分に伴う微量有害物質の挙動に関する研究」の一部である。

図-3 浸出液中のSS由来の重金属 (No. 1槽)

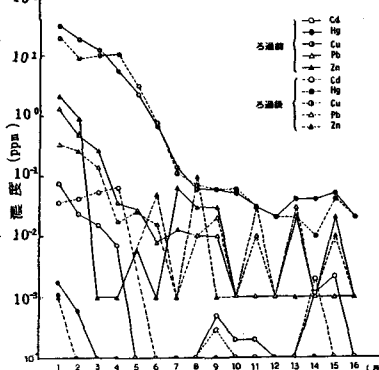


図-4 エアレーションによる濁度の経時変化

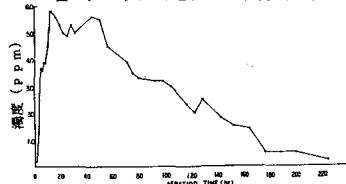


図-5 灰ピット水を用いたエアレーションによる重金属除去

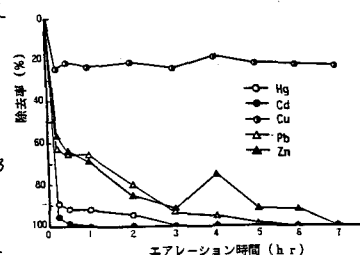


表-3 スケール中の重金属含有量

	No.1	No.2	No.3	No.4
Hg (mg)	3.19×10^{-4}	2.84×10^{-4}	0.02×10^{-4}	2.78×10^{-4}
Cd (μ)	0.017	0.004	0.003	3.47
Cu (μ)	17.3	12.2	0.112	0.019
Pb (μ)	1.81	22.1	0	1.87
Zn (μ)	15.7	22.0	0.027	0.454

図-6 スケール形成と重金属
埋立て初期 (3~6) はSS由来で
重金属が流出する。

