

都市廃棄物処理における焼却灰安定化に関する 国内外の技術・研究開発調査

1. はじめに
2. 国内外の研究開発・実用化の動向
3. 海外の研究開発の動向
4. まとめ

浅 古 豊*
森 棟 隆 昭**
平 山 直 道***

要 約

近年の急速な技術革新や社会経済構造の変化に伴い、都市廃棄物の処理・処分問題は、廃棄物排出量の激増、質の複雑・多様化による処理困難物の増加、アメニティ環境に対する地域社会の関心の高まりなどによって構造的に変化しつつある。このような状況および地球環境保全、資源保全の観点から、本研究では都市廃棄物の適性処理・処分のみならず、資源化・再利用を含めたシステムの確立をはかることを最終目的としている。

都市廃棄物の処理は、日本の国土が狭く人口密度が高いことから、都市ごみの80%近くが焼却処理されている。とくに大都市圏においては、狭く限られた地域において膨大な生産と消費が行われており、これに伴って発生するごみの焼却処理はさらに増加する傾向にあって、全量焼却も計画される現状にある。このように、都市廃棄物の処理・処分方法として現在だけでなく、将来にわたっても主流となると考えられる焼却処理に関しては、(a) 安定燃焼技術、(b) 排ガス・飛灰中の有害成分の防除法、(c) 焼却残さの処理・処分、資源化・再利用技術、などについての検討が必要である。本研究ではこの中で都市ごみ焼却灰の適性処理・処分、資源化・再利用に関する国内外の技術、研究開発、実用化の現状について考察した。

1. はじめに

都市ごみの焼却灰処理には従来よりセメント固化、アスファルト固化、溶融固化などの技術が適用されてきたが、この固化法による灰中の有害物

質の安定化、固化物の強度および埋立て後の有害物浸出、経年変化などは未だ不明の部分も多く、現在検討の段階にある。処分場での有害物質溶出については、西欧諸国では酸性雨による森林被害もあって酸性ガスの規制は厳しく、これより有害成

* 都市研究センター・工学部

** 都市研究センター（現 湘南工科大学）

*** 千葉工業大学（都市研究センター・非常勤研究員）

分は焼却灰等に移行することになり、処分地での溶出防止の検討が進んでいる。これに伴って溶出試験法も確立されつつあり、酸性雨や埋立て地から発生するCO₂を考慮して、酸性溶液を用いて固化物からの有害物質溶出試験を行うようになっていいる。一方、日本では環境庁の告示に従い、固化物を粉碎後、中性の溶液を用いて溶出試験をすることとなっており、最近の酸性雨の降雨状況を考慮すると、酸性液での溶出試験を検討する必要があると考えられる。表1-1に、各国における溶出試験方法を示す。また、灰の固化技術についても、固化のガイドラインを有するスイスなどとも比較すると、日本は諸外国から立ち遅れている面が

多々あると考えられる。

これらの現状を踏まえて、国内技術に関しては、灰の処理・処分における無害化技術、固化物の有効利用法などの研究開発技術や、すでに商業ベースにある実用技術の文献調査、現地調査を行った。また、海外の灰安定化処理技術等の動向については、1989年に開催されたIRC (International Recycling Congress, Berlin)、MWC (Municipal Waste Congress, Florida) において発表された関連論文41編を中心として、焼却灰の固化・溶融・資源化など各国の灰処理の現状や開発技術の動向をまとめた。

表1-1 各国における溶出試験方法の比較

国名	廃棄物量 (g)	水/廃棄物量 (ml/g)	溶媒	攪拌時間 (h)	抽出温度 (°C)	抽出法概論
米 国	100	16	DI水, 0.5N 酢酸でpHを定温保持	24	20-40	固液を分離, 固形分を0.5mm以下に粉碎, 水と混合し酢酸でpH±0.3に調整しながら抽出し固液分離, 液に最初に分離した液を混合し, 水を追加して全体を2ℓとして分析 濾過は0.45μフィルタ使用
日 本	50	10	DI水	6	室温	5mm以下に粉碎, 0.5mm以下をカットし水で抽出 初期pHを塩酸にて5.8~6.3に調整
フランス	100	10	DI水にCO ₂ と空気を飽和	16	18-25	DI水に18-25°CでCO ₂ と空気を(Cl, SO ₄ , NO ₃ イオンを含む)飽和させpH4.5, 抵抗率0.2-0.4MΩの水を溶媒とする。24h攪拌後固液分離し, 液中濃度a ₁ を測定, 分離した固形分を更に24h攪拌し, 液濃度a ₂ を測定, 更にもう一度抽出して液濃度a ₃ を測定 抽出量LM (mg/kg) = 10 × (a ₁ + a ₂ + a ₃)
西 独	100	10	DI水	24	18-25	溶媒は水であるが抽出方法はフランスとはほぼ同じ
イタリア	100	16	DI水CO ₂ 飽和	24	15-30	溶媒は異なるが溶出操作は日本に準ず
	100	16	DI水酢酸飽和	24	15-30	抽出温度が異なるが他は米国方式に同じ
英 国	400	20	DI水	5	室温	米国方式を改良したものと説明されているが詳細は不明
オーストラリア	350	4	DI水	48	室温	西独の方式にかなり似ているとされているが詳細は不明
南 ア	150	10	DI水	1	23	同上
オーストリー	100	10	DI水			H ₂ SO ₄ にてpH4を保持
ス イ ス			DI水にCO ₂ を連続吹込み	24, 48		CO ₂ を100ml/minで連続吹き込み(開始時pH4.5) 溶出濃度は2つの溶出値(24,48)の平均

(注) DI水…蒸留水

2. 国内の研究開発・実用化の動向

2. 1 安定化技術

ア) セメント固化

セメント固化は焼却灰、とくに飛灰中の重金属を安定化させる目的で開発され、固化された製品は取り扱いが容易である。固化処理方法はコンクリートの製造法と類似しており、飛灰については、10～15%程度のセメントを混ぜて造粒物やブロック、ペレット状の加圧成型品が製造される。セメントの種類、配合比によって固化強度、重金属の溶出防止の度合いは異なる。飛灰固化物はセメントの配合比を増すことで強度は増加するが、最適の配合比、添加剤の種類、量を選定することが重要である。飛灰中にZn, Alなどの化合物があると、固化物強度は低下するといわれている。

セメント固化により重金属の溶出はかなり防止される。これはアルカリ成分による重金属の水酸化物化や重金属との化学結合などによる。

イ) アスファルト固化

アスファルト固化の特徴は、結合剤としての接着性のほかに、透水性が低く耐水性、耐薬品性にもすぐれていることにある。飛灰とアスファルトの混練により粒子表面にアスファルトの皮膜を形成して、重金属と環境水との接触を防止し、溶出を抑制する。固化の方法は焼却灰の場合、破碎、選別などの前処理後に固化し、同時に鉄屑などの資源を回収する。集塵灰の場合は直接固化する。アスファルト固化の特長としては、加熱により流動性が良くなり混練性がよい。即ち、成型品の均質化にもつながる。成型後の時間の経過に伴い、強度は増加するので成型品の歩留まり率が高い。また、成型品の内部に浸水しにくいので、埋立て地でも長期の強度を有する。しかし、成型品強度はセメント固化物とほぼ同じである一方、ランニングコストはセメント固化の場合の1.5～2倍であり、取り扱いもアスファルトはやっかいであることより、現在はセメント固化方式が主流であり、ア

スファルト固化成型品の路盤材などへの転用は実現していない。

ウ) 溶融固化

焼却残さの中には有害重金属類、未燃物質などが含まれており、これを無害化、減容化、有効利用する目的で溶融固化する。焼却灰を1200～1500℃に加熱して溶融することで灰中の有機物は熱分解、燃焼し、無機物は溶融してスラグ化される。重金属のうち低沸点物質はガス中に揮散するが、それ以外はスラグ中に移行して溶出を防止する。とくにシリカ(SiO₂)が溶融した場合は網目構造中に重金属を包みこんで固化することで、安定なガラス質となり重金属は溶出しにくくなる。なお、灰中に鉄分があると溶融に必要なエネルギーが増加し、また、成型品中の鉄分が酸化膨出するので鉄分は磁選機により除去される。溶融炉としては、燃料式溶融炉(フィルム溶融炉、内部溶融炉、コークス炉)、電気溶融炉(アーク炉、抵抗炉、マイクロ波炉、プラズマ溶融炉)の2型式が現在稼動実績がある。表2-1に例として、フィルム溶融炉を使用した場合の結果を示すが、容積は焼却灰の約1/3となり、スラグはガラス質で重金属の溶出は基準値以下であり、路盤材やブロック材として再利用可能である。各溶融炉の概念図例を図2-1～2-7に示す。

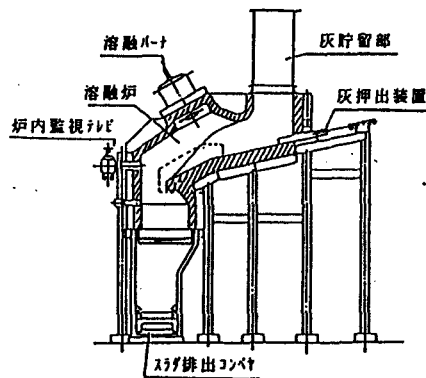


図2-1 フィルム溶融炉(型式-2)概念図

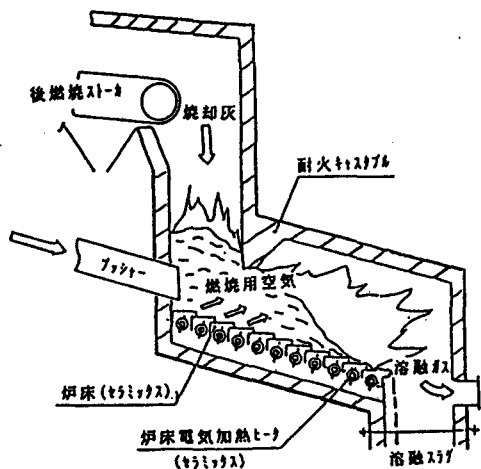


図2-2 内部溶融式(型式-3)概念図

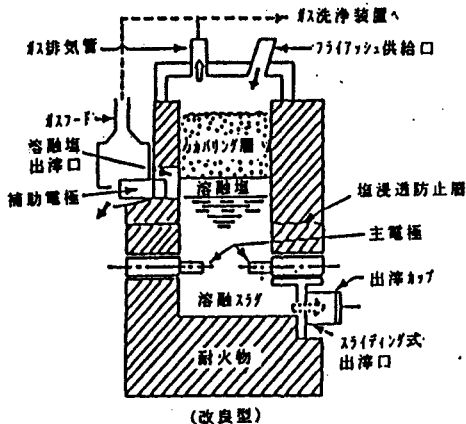


図2-5 電気抵抗炉の概念図(型式-2)

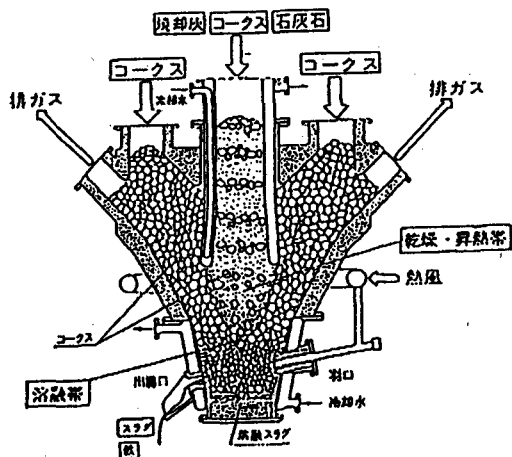


図2-3 コークベッド溶融炉炉内断面図

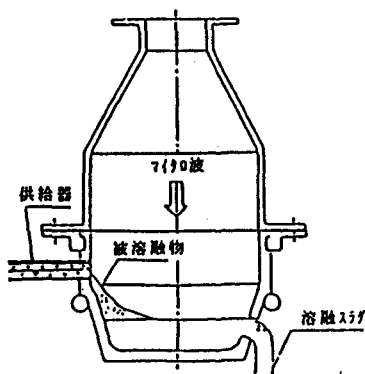


図2-6 マイクロ波溶融炉概念図

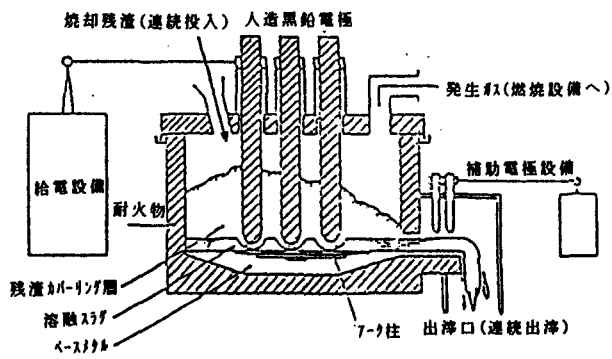


図2-4 電気アーク溶融炉概念図

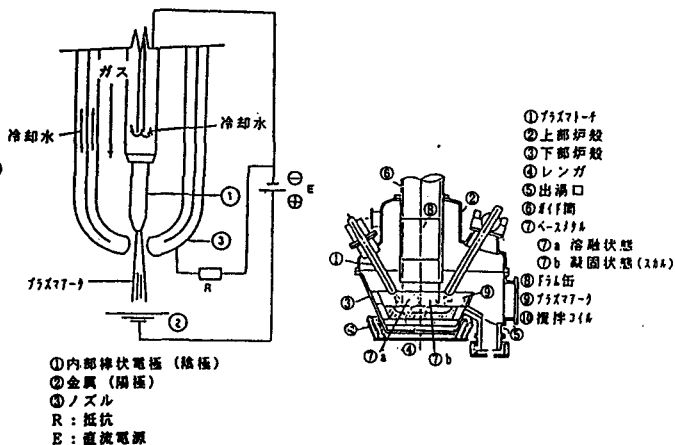


図2-7 プラズマ溶融炉概念図

表2-1 飛溶融物（焼却灰と飛灰）とスラグの組成

	飛溶融物		スラグ		スラグ溶出試験 (環境庁告示13号)	
	焼却灰	飛灰	スラグ	溶融塩スラグ		
(発生比率)	(76)	(24)	(89)	(11)		
熱灼減量 (%)	2.1~2.2	7~8	ND	ND		
融点 (°C)	1200	1300	-	-		
SiO ₂ (%)	22.5	16.7	30.4	3.6		
CaO	24.9	24.0	33.3	2.4		
Al ₂ O ₃	9.5	9	15.6	1.3		
Fe	2.4	1.9	2.6	0.3		
Mg	1.4	2.5	2.3	6.4		
Na	3.8	4.7	1.2	20.3		
K	2.4	5.2	0.5	27.5		
Cl ⁻	3.0	12.0	5.4	37.4	(埋立判 定基準)	
S	0.3	0.8	0.3	1.5		
Pb (mg/kg)	550	990	26	16.700	< 0.1	3
T - Cr	510	2100	650	110	(Cr ⁺⁶) < 0.02	1.5
Cd	8.3	42	0.2	180	< 0.01	0.3
As	3.9	0.6	1.3	32	< 0.01	1.5
T - Hg	0.25	2.0	0.01	0.04	(R-Hg)不検出	不検出
CN	0.1	0.2	-	0.4	< 0.01	1
PCB	-	-	-	-	不検出	不検出

※但し溶融塩スラグのPb, Cd, Asの溶出試験値は埋立判断基準に近い。

エ) 焼結法

流動床炉の飛灰を100~1200°Cで焼結させて透水タイルを製造する例があるが、灰中の低融点の金属や塩類が溶融法と同様にガス側に揮散しやすいことが指摘されており、今後、二次公害のないように処理方法を確立する必要がある。なお、透水タイルの中性域の溶出試験では有害重金属はすべて不検出であった。

オ) 排ガスによる中和安定化

灰汚水で溶解した飛灰を中和槽で燃焼排気ガスと接触させて、飛灰中の未反応アルカリ分をガス中の炭酸ガスで中和安定化させる方法である。この方法により、不溶性の炭酸塩である炭酸カルシウムが生成されるので、重金属の溶出が抑制される。また、中和により灰汚水中のCd, Pb, Zn, T-Hgの濃度は著しく減少する。

カ) 飛灰の薬品添加・混練による安定化

飛灰を加湿混練する際に重金属固定剤、凝集剤やpH調整剤を添加し安定化させて、重金属の溶出を防止する方法である。溶出試験結果例を表2-2に示すが、鉛、カドミウムを主な対象とした溶出防止効果が考察される。

表2-2 運転結果 (溶出試験結果)

項目	処理前溶出量(mg/ℓ)	処理後溶出量(mg/ℓ)
T - Hg	0.0049	検出されず
Pb	7.9	0.65
Cd	35	0.11
Zn	1300	0.25

注 1) 重金属固定剤添加量: 0.1%
 2) 塩化第2鉄添加量: 0.3%
 3) pH調整剤は添加せず

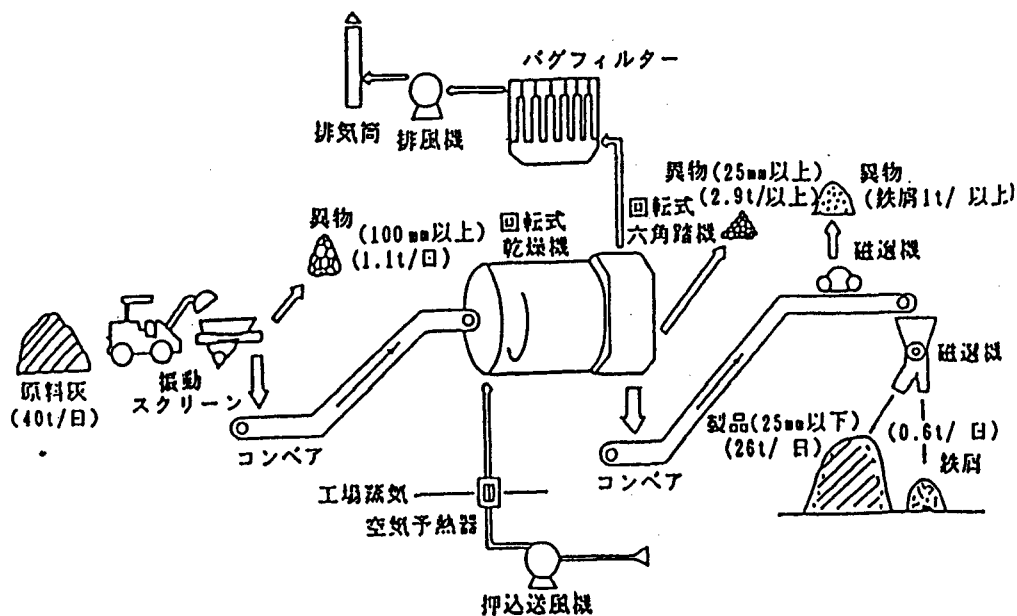


図2-8 焼却残灰再生施設フロー

2. 2 資源化技術

ア) 焼却灰の再利用

横浜市では灰から砂、砂利状物を製造し、舗装廃材から別途生産しているセメントコンクリート再生砕石材と混合して、道路の路盤剤に利用している。土木材料試験結果では、混合路盤剤はアスファルト舗装要綱の規格値の範囲内にある。図2-8に焼却残灰再生施設のフローを示す。

イ) 溶融スラグの再利用

溶融処理により得られたスラグは物理的、化学的に安定しており、再利用は十分可能であり用途先が広く検討されている。都市ごみ焼却灰のスラグ再利用の主な検討例は、コンクリート細骨材、土壌改良材・地盤改良材、路盤材であり、二次製品としては、透水性ブロック、ヒューム管などが考えられている。しかし現状では稼働溶融設備は少ないのでスラグ発生量も少なく、大部分は埋立処分されている。

ウ) 焼結固化物の再利用

再利用の検討例はイ)の場合とほぼ同様である。

石炭灰、下水汚泥焼却灰においては人工軽量骨材、レンガなどが製造されている例があるが、これも施設数は少ない。

2. 3 回収技術

ア) 重金属回収技術

焼却残さ、ダストなどに含まれる多種類の重金属を分離回収して資源化する方法は多分野で研究されている。たとえば、石炭灰中に含まれているSi, Al, Fe, Tiなどの有価物の回収技術の開発と、これらの回収残さ物の用途開発が行われている。これより、実用化プラントの可能性が調査され、経済性の評価が行われている。しかし、都市ごみ焼却灰のような低濃度重金属の分離回収例は見られない。

イ) 焼却灰からの金属類の回収

焼却灰に含まれている金属の最も簡単な回収例は、磁選機による方法である。また、灰の破碎・乾燥工程において、金属回収を行い高純度の鉄、アルミを回収するシステムも研究開発されている。

3. 海外の研究開発の動向

3.1 焼却灰の溶出特性

排ガス処理が高度となると除去された有害成分は飛灰、スラッジに移行・蓄積されるので、灰に含まれる塩類の除去と重金属の溶出に対する対策を行って、安定に処理する技術を開発することが重要である。また、焼却灰や灰固化物を埋立てる場合、重金属溶出を最小限にするためのpHコントロール、可溶性物質の不溶化、固化物の反応表面積の減少や圧縮強度、耐久性をもたせるなどについての検討が必要である⁽¹⁾。

焼却灰の最終処分場では、焼却灰と水との接触によって多種の物理、化学、微生物学的反応が生じ、この反応は少なくとも数週間続くと見られる。処分場での酸化反応が灰中の重金属の挙動に重要な役割をはたす。処分場における焼却灰の長時間の挙動を評価するために、(1) 焼却灰の成分分析、微量成分の濃度、アルカリ度の確認、(2) 焼却灰と水の反応の研究、(3) 可能な限りの長期間のプロセスの準備と溶出成分の時間的変化を求めることなどが必要である。これより、焼却灰は定性基準を達成するために前処理を行わなければ、最終処分場に廃棄される物質としては好ましくないといえる⁽²⁾。時間の経過とともに焼却灰から溶出するイオンが増加する状況を図3-1 (a), (b) に示す。

Environmento Canadaが異なる焼却システムをもつ都市廃棄物処理施設から発生する焼却灰の重金属含有量と溶出条件の調査結果を述べている。これより、灰の化学的性状は前処理として粗大物の破碎、磁選をするか、石灰噴霧を行うかなど焼却システムに依存することがわかった⁽³⁾。

スウェーデンでは、都市ごみ焼却炉の4種類の排ガス処理方式の違いによる集塵ダストの性状、Ca, Cd, Cu, Ni, Pb, Znなどの溶出特性および安定化処理後の溶出特性が調査されている⁽⁴⁾。これらのダストは、半乾式(消石灰スラリー噴霧)の集塵ダストSD、湿式洗浄スラッジC、半乾式集塵ダストと湿式洗浄スラッジの混合物SDC、RDF流動床炉のバグフィルタ集塵ダストFCであり、重金属の溶出割合は、SD, SDCがFC, Cの場合より高い結果が得られた。

また、通常の焼却処理をした場合の静電式フィルターダスト(A)と、鉄、有機物を分離した後のごみを焼却した場合の静電式フィルターと酸吸着カラムからのダスト(B)の溶出試験を行い、ダスト(A)は錫を除く他の金属の溶出がイタリア法の許容限度を超えること、したがって埋立て地への投棄には処理が必要ながわかった。ダスト(B)に水硬化剤を加えて安定・固化処理試験を行った結果、この無害化工程が有害金属の安定化に極めて効果的であることがわかった⁽⁵⁾。ダイオキシンとフロンについてはダスト(A)(B)とも分析データは検出限界以下であった。

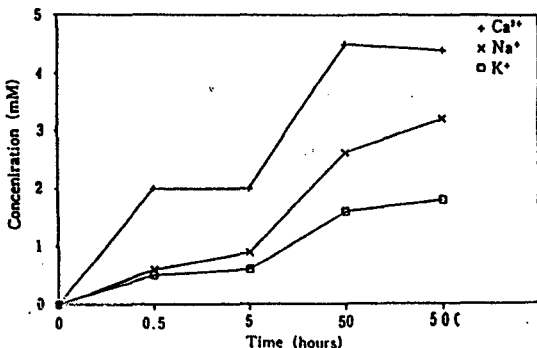


図3-1 (a) 焼却灰からの陽イオンの溶出特性⁽²⁾

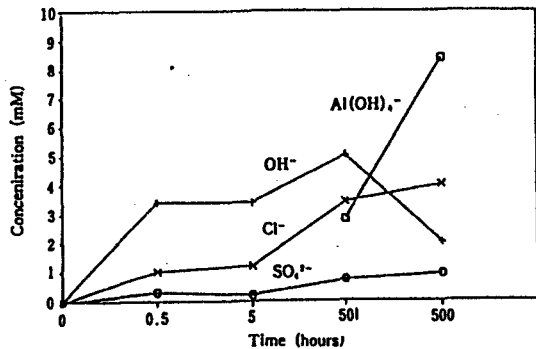


図3-1 (b) 焼却灰からの陰イオンの溶出特性⁽²⁾

焼却灰からの浸出水について、米国EPAでは浸出水の水質評価法として、抽出法(EP)、有毒物質溶出法(TCLP)を採用しているが、この方法は特定の廃棄物の単独投棄場の浸出水評価にはあまり適していない。そこでEPAとOSW(廃棄物局)では多種の廃棄物の浸出水評価法開発するために長期的プログラムに着手している。ここでは都市ごみ焼却炉飛灰の浸出水を予測するためのパラメータを評価する実験室テストについて報告しており、フライアッシュから浸出水への溶出はアルカリの度合に支配されることなどが考察⁽⁶⁾された。一方、コペンハーゲンでは近郊にある埋立て地における都市ごみ焼却灰の浸出水の排出量、性状等の経年変化を調査したところ、浸出水の排出量は降雨量の約30%、表面をカバー後は9~14%となる結果を得ている。浸出水の性状については経年毎に調査しており、浸出水はほぼ中性で、Cl⁻、SO₄²⁻、Na⁺、K⁺の溶出が多く、重金属類については低い値を示した⁽⁷⁾。

3. 2 溶出液による重金属の溶出特性

都市ごみ焼却灰の溶出の研究は、灰からの重金属を分離・除去するための溶出液を見つけることにある。ここでは電気化学メッキ技術を利用して重金属とくに鉛の回収を行った。溶出試験ではpH3の溶出液が十分効果のあることが実証された。(溶出試験は諸外国では酸性雨や埋立地でのCO₂の発生を考慮して酸性の溶液で行われる)電気化学的方法による鉛の回収では、数分後に溶出液中の鉛濃度は減少し、さらに電解時間を延長すれば濃度は減少する⁽⁸⁾。

化学平衡モデルをベースにしたコンピュータプログラムを用いて、pH(4~10)、酸化還元電位の影響をシミュレートしたところ、pHの増加は溶出性を低下、酸化還元電位の溶出性への影響は選択的であるが重要であることなどがわかった⁽⁹⁾。また、焼却灰中の重金属の抽出について、酸性域における抽出効率の高いこと、多段抽出、キレート抽出は効率40~60%と高いこと、抽出除去される重金属は10%以下であること、pH4における一段抽出が最も実用的であることなどが得られてい

る⁽¹⁰⁾。この実現可能な重金属抽出プラントにおいては、抽出に要する全費用は30オランダfl/ton程度となる。

さらに、金属の溶出を最小に抑制するpH安全範囲は8~10で、石灰の添加によりpH10以上とするとPb、Zn、Cuの溶出性が增大すること、pH7以下にすると金属成分の溶出性が著しく増大すること、スラグ、フライアッシュを投棄処分する際にはpH7以下とならないように留意することなどの結果も得られている⁽¹¹⁾。いずれにしても重金属の溶出は溶出媒体のpHコントロールに依存する⁽¹²⁾。

3. 3 灰の資源化と有効利用

都市ごみ焼却炉から排出される焼却残さの資源化・再利用について、有効利用がさかんになる前に焼却灰を資源として回収することに関する一般の意識や理解が必要となる。これには、政府のリーダーシップや地域レベルでの協力、社会教育が最も効果的である⁽¹³⁾。

米国ハリスブルグ市では、都市ごみ焼却灰中の有害成分を固定する方式として、化学方式と熔融・固化方式を研究している。この研究プロジェクトでは焼却灰の利用プロセスの数種のpatentを合わせて利用して、環境的に問題なく再利用できる固化物の検討を行っている。また、灰や固化物中の重金属の溶出の挙動を定量し、固化物の強度も測定した。米国では、廃棄物焼却施設からの焼却灰の排出量は1992年には1460万トンとなる見込みである。灰の固化物を道路建設などに用いるとしても、従来の建設材料市場に影響するような量ではない。焼却灰安定化に要するコストは40~65\$/tであり、最終の固化物の質は問題ないが、天然の材料とは競争できない。今日の経済から考えると灰の固化製品は少なくとも65\$/tの価値があることが必要である。レンガの価格は24~96\$/tであるが、焼却灰から作ったレンガについてはさらに研究が必要である⁽¹⁴⁾。

オランダでの都市ごみ焼却灰の処理についていくつかのプロジェクトの経験によると、主灰の土地道路建設用としての利用には技術的、環境的に特別な問題はない、灰と砂とセメントの混合物は

砂-セメントの強度に匹敵する、フライアッシュは技術的、環境的に特別な問題なくアスファルト用材料に使用できる、有効利用のための規制と調達方法の標準化が必要である、焼却残さ利用のために国際レベルでの政治的協力が望まれる、などの結果⁽¹⁵⁾が得られた。

一方、焼却灰に含まれる有害成分の不溶化を向上させるための処理プロセスがいろいろあるが研究段階であるので、灰の洗浄および玉石状の固化・埋め立て、岩塩抗における地下貯蔵が最も望ましい方法であるとする考え⁽¹⁶⁾や、フライアッシュやダストの中には水溶性塩、重金属などの含有量が高いので建築材料としては利用できず廃棄すべきであること、埋立てについては多くのプラントから1つの大規模埋立て地に輸送することが推奨されること、この埋立てには、焼却残さを石炭焼却灰で薄めてセメントで安定化する方式や、焼却残さを原料としたアライナイトセメントを水性固化剤として用いる安定化法などがあり、これは埋立て地スペースの利用率を高めるのに効果がある、などの考え⁽¹⁷⁾もある。

固化物を土木・建築材料などに有効に利用した例としては、火格子式焼却炉のボトムアッシュを砂利の代替品として有効利用するために、フィルドで堤防を試作・評価した例がある。これよりフレッシュなものより、1年以上貯蔵養生したものが圧密層の強度が大きい、道路材、埋め戻し材としても利用結果は良好であることなどがわかった⁽¹⁸⁾。また、スラグ、フライアッシュの溶融固化物は土木・建築材料に再使用できる、鉄、非鉄金属は資源として再利用可能、溶融炉排ガスから回収した重金属は精練原料に戻す、塩類は貯蔵し、ダイオキシン、フランなどは完全に分解されるという結果⁽¹⁹⁾もある。

3. 4 灰固化技術と固化物の特性（強度、溶出）

灰固化の方法として、セメント固化、石灰による固化および熱可塑性バインダーや空隙充填密閉剤による固化などが行われている。

焼却プラントから排出されるフライアッシュの埋立て地での圧密処理について、ダストの成分、採

用可能な固化技術として水生バインダー（セメント）による固化や熱可塑性バインダー（廃プラスチックなど）による固化、また、ハルスバインダー（空隙充填密閉剤）による固化について紹介している。これらの固化プロセスは各種のダスト、スラッジに対しても幅広い利用が可能であり、コスト的にも大きな利点がある（埋立て：DM75/ton, セメント固化埋立て：DM105/ton, Huls AGバインダー固化：DM55/tonダスト⁽²⁰⁾）。また、高炉スラグをセメント固化する場合、固化物の機械的強度を増加するためにふり分けされた灰の重量分率を決めて混入する方法⁽²¹⁾もある。

次に固化物の特性について、セメントや石灰で固化した火格子式焼却炉の混合灰（ボトム、フライアッシュ）に圧壊テスト、溶出テスト（埋立て地を模擬した充填層にpH4の合成酸性雨を散布）を行った結果⁽²²⁾がある。サンプルは17%セメント固化物、5%石灰固化物、原料灰などである。テスト期間は80~130日で、セメント量の増加により強度は直線的に増加し、石灰固化物はセメント固化の1/10の強度であるが養生期間を270日とすることで強度は5倍となることや、重金属の溶出については、セメント固化ではAl, Pb, Ni以外、石灰固化ではMn, Zn以外の金属は封じ込め可能な結果が得られている。

石灰と5~10%のRDFの混焼実験を発電所で行い、フライアッシュを安定化、再利用のためにポルトランドセメントで固化する場合と、石炭専焼の場合のフライアッシュの場合を比較した。これより、混焼フライアッシュの化学成分、物理性状はカドミウムや鉛の多いことを除けばそのコンクリートにおける使用については従来の石炭専焼の場合のフライアッシュとほぼ比較しうること、混焼フライアッシュの圧縮強度はポルトランドセメントと比較して28日放置後の場合弱く、15週間後では同程度であること、また、混焼フライアッシュを入れたコンクリートを合成酸性雨で溶出させたが、カドミウム、鉛の溶出はあまり見られないなどの結果が得られており⁽²³⁾、10%以下のRDF混焼の飛灰はコンクリートに混入して有効に利用できることがわかる。以上、セメント固化、石灰固

化で一部の金属は封じ込め可能であること⁽²⁴⁾、固化物の水の浸透性は低いこと⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾、固化物の養生期間の増加で強度も増加すること⁽²⁷⁾などが明らかにされている。

3. 5 3Rプロセスについて

Dr. VOGGとドイツバブコックによって開発された3Rプロセス（Rauchgas Reinigung Reucksland Sbehandling = 排ガス洗浄プロセス）を用いた場合の重金属の抽出や、残留固形物の炉へのリサイクリングなどについて研究が進められている。

湿式ガス洗浄システムをもつ都市ごみ焼却炉のフライアッシュを、洗浄システムからの酸性の水と反応させ、重金属を抽出して、残留固形物はバインダーを添加して固化されて焼却炉へ戻され、付着した有機物も分解する3Rプロセス（図3-2）のパイロットテストの結果、固形物中のダイオキシンは2.5ng/g以下であり問題ないこと、重金属

の溶出量はフライアッシュをガラス溶融固化したものと同程度に低減できることなどがわかっている⁽²⁸⁾ また、3Rプロセスのパイロットプラントでは、Cd 90%、Zn 60~70%、Pb、Cuは20%の達成抽出率が得られている⁽²⁹⁾。さらにDr. VOGGは3Rプロセスにより処理したフライアッシュを実炉へリサイクリングして、ダスト中のダイオキシンの増加は顕著でないとの結果⁽³⁰⁾も得ている。

3. 6 灰中のダイオキシンの分解

TCR方式（Total Cleaning and Recycling）やMRプロセスを用いることで灰中のダイオキシンの分解が可能なが明らかにされており、低温処理によるダイオキシンの分解について研究が進んでいる。都市ごみ焼却炉のEPのフィルタアッシュ中には、250~400℃で酸素過剰雰囲気中でde nova合成によりダイオキシンが生成される。これを低酸素雰囲気とすると、塩素結合が抑制されてダイオキシン生成が制限され、フィルタアッシュ

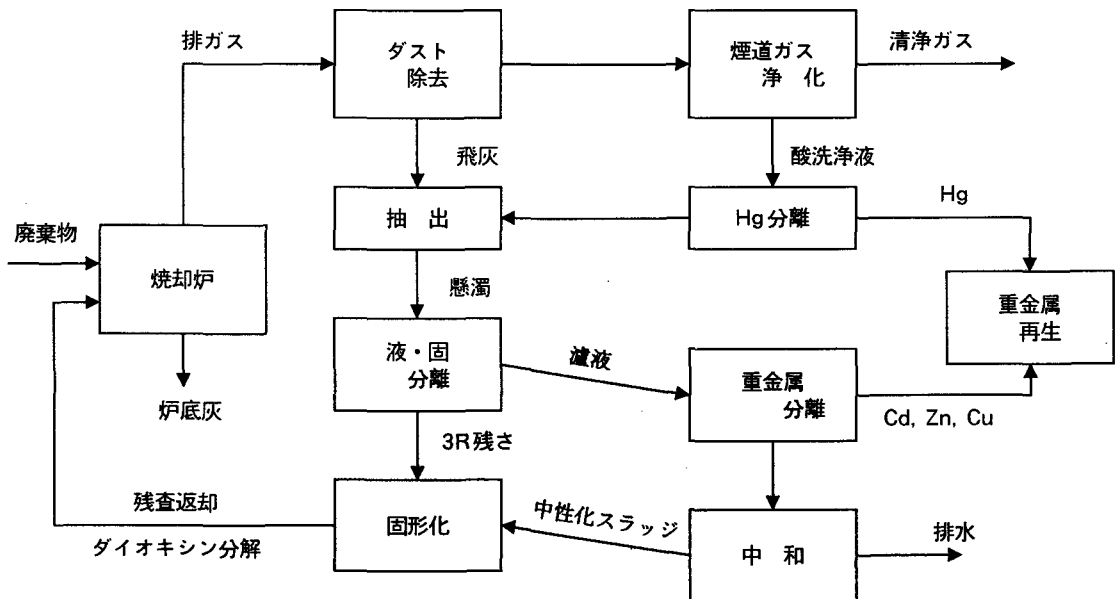


図3-2 3Rプロセスのフローシート⁽²⁶⁾

の300~400℃の低温処理でダイオキシンは飛躍的に減少できることになる。この可能性をパイロットプラントで試験し、熱処理によってPCDD/PCDFが最大99.9%減少する結果を確認している⁽³¹⁾。図3-3にフライアッシュの熱処理の有無によるPCDD/PCDFの比較を示す。

フライアッシュに含まれる重金属の溶出行程とダイオキシン、フランの分解を行う2段階処理方式をもつMRプロセスを用いて処理する方式⁽³²⁾もある。このプロセスの特長は、中和剤の量を減らせることや埋立てコストを削減できることにある。さらに、廃棄物焼却プラントにTCR方式を適用した場合、バグフィルターでダストの99%が集塵されて、ダイオキシンも99%吸着される⁽³³⁾。フライアッシュは1200℃以上でガラス溶融固化され、最終的に建設材料となる。なお、排ガスの半乾式浄化プロセスCDASを使用するとダイオキシンの総量は変化しないが灰へ集約する傾向がある⁽³⁴⁾。

3.7 プラズマ、電気溶融炉、酸素燃焼炉による灰の溶融燃焼

プラズマや電気溶融炉、酸素燃焼炉を用いて炉内を1200℃以上にして、焼却灰中のダイオキシンを分解し、固化物と重金属、塩の濃縮物として処理する方式が研究されている^{(35)~(39)}。スイスでは、

集塵灰を1200℃に加熱して有害な重金属を高濃度の塊と大量のバラスト物質に変換するプロセスを用いたABB製灰溶融装置⁽³⁵⁾（図3-4）が開発され、処理能力100kg/hのパイロットプラントが焼却プラントに建設されている。熱処理無害法においては、灰の再加熱によって重金属化合物のほとんどが蒸発して高濃度のガスとなり、灰は無害化される。ダイオキシンの熱分解は約600℃から始まり、900℃で沸点となり1000℃では99.9%が1秒間で消滅する。灰の固着問題を避けるために1300℃まで加熱され、その結果、灰は溶融状態で連続的に炉から排出される。高沸点で蒸発の不完全な酸化亜鉛などが存在してもガラス状のマトリックス中に固定されている（表3-1）。この固定化は鉛ガラス中の鉛と同様に化合物を溶出させない。固化された溶融物の量は処理前と比べて少なく十分な減溶化が可能である。また、プラズマ溶融炉^{(37) (38)} 酸素燃焼炉⁽³⁹⁾ を用い、焼却灰を1300~1600℃で処理して安定・無害化、再利用する例もある。

表3-1 溶出試験結果（イオン濃度mg/l）

	Cu	Pb	Cd	Zn
規制値	0.5	0.5	0.1	2
未処理灰	41	16	50	3600
熱処理灰	< 0.09	< 0.09	< 0.08	0.25

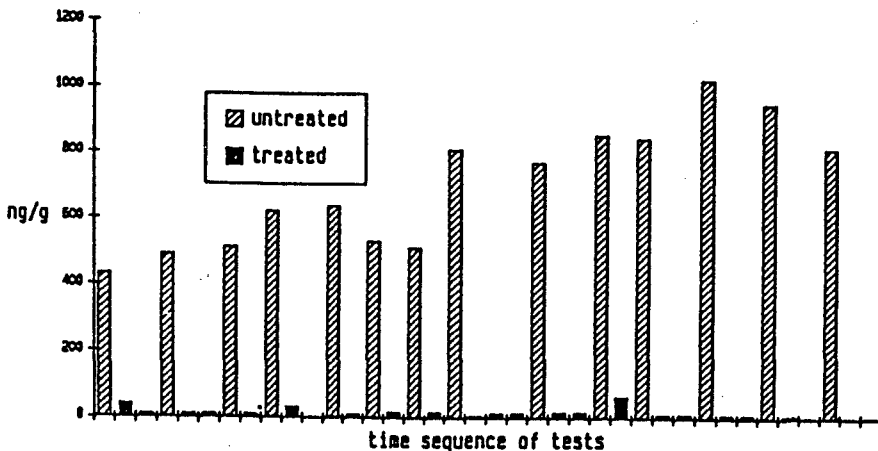


図3-3 EP灰の熱処理（400℃、1h）の有無によるPCDD/PCDF濃度の違い⁽³¹⁾

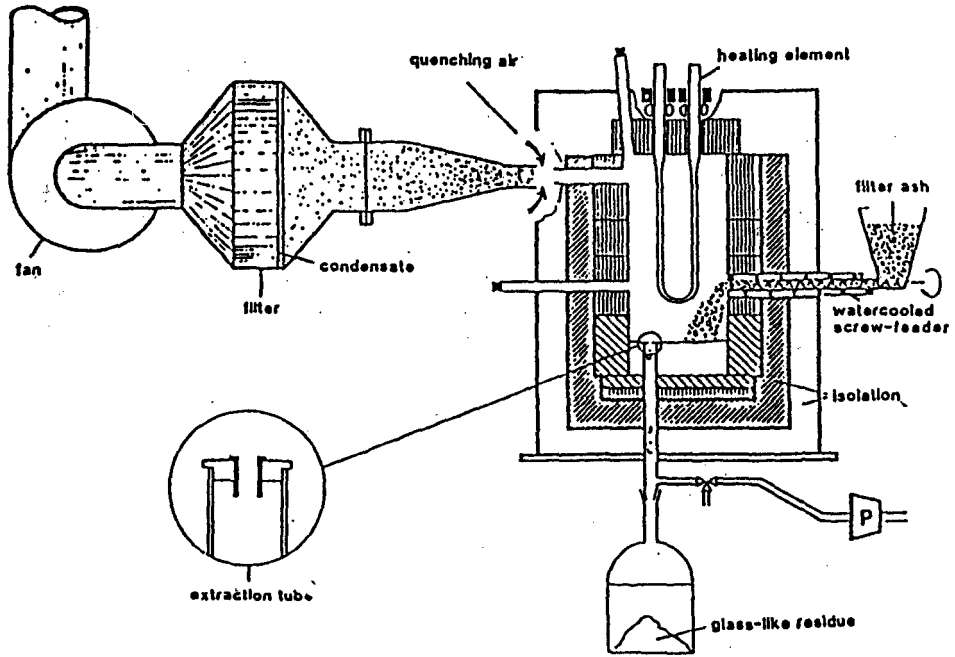
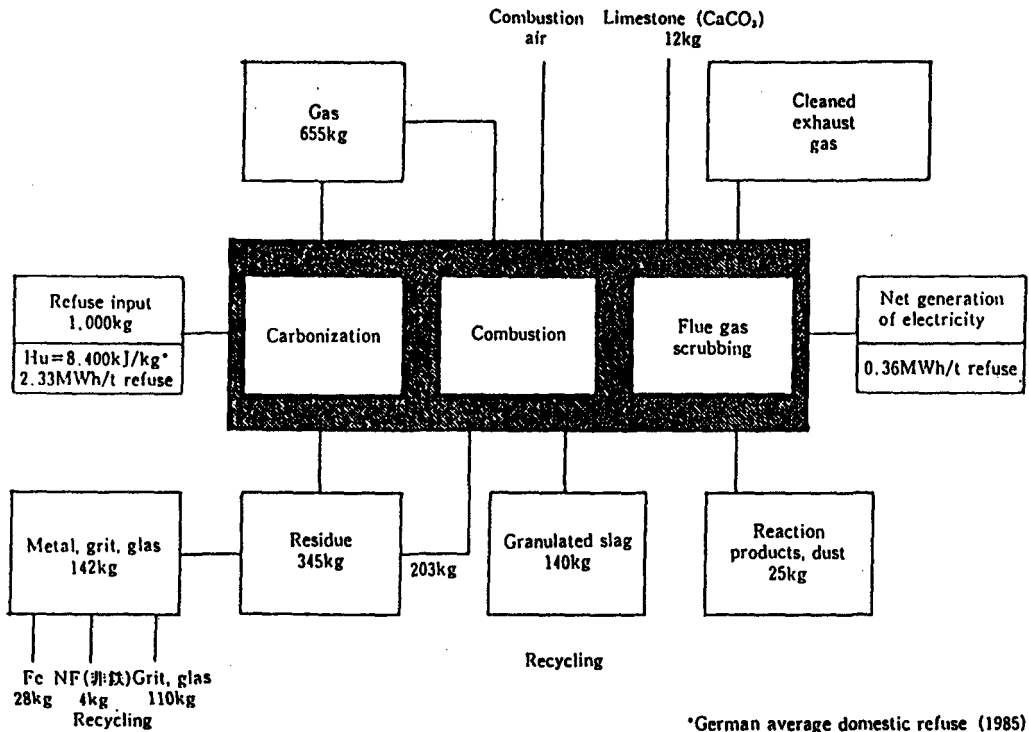


図3-4 ラボ炉の構成



*German average domestic refuse (1985)

図3-5 S 社溶融燃焼方式と物質バランス

図3-5に示すS社の溶融燃焼方式のプラントが稼働されているが、このプロセスは、西独の加熱管内蔵ロータリーキルンによる熱分解プロセスより発生する可燃ガスと熱分解から分離したカーボン含有灰を1300℃以上で溶融燃焼させてスラッジとして、鉄や電力を回収する設備である。また、K社は年間の灰処理量9000トンの実用に近いプラズマ溶融炉のパイロットプラントを開発し、コスト解析をしている。これによると、設備費と運転費の合計は5万円/灰トンであるが、プロセス中に生じる凝縮物の処理など残された問題がある。

以上、諸外国における灰安定化処理技術の研究開発動向について、関連する国際会議の発表論文等を抄録したが、内容を分けると、焼却灰からの溶出・浸出特性に関する論文が7編、溶出液のpHコントロールに関する論文5編、以下、資源化・有効利用7編、固化技術・固化物特性8編、3Rプロセス3編、ダイオキシン4編、溶融燃焼6編、である。

灰の溶出・浸出については、最終処分場における灰の長期的安定性の検討の必要性、排ガス処理方式の違いによるダストの溶出特性の違い、浸出水の性状などが研究されている。溶出液のpHコントロールに関しては、pH3、4程度で重金属の抽出効率が高い。一方、灰、固化物の有効利用としては、ボトムアッシュを砂利の代替品とする例や、レンガ、土地・道路建設に利用する例がある。固化法については、セメント固化が多く、養生期間を長くすることで強度も増加するが、焼却灰には多くの塩類や重金属が含まれており、単にセメント固化、石灰固化するだけではこれらの封じ込めに問題があること、これより灰、固化物は再利用すべきでないとする論文も2編ある。なお、セメント固化によって総量は増加することも考慮しておく必要がある。灰中のダイオキシンについては、MRプロセスやTCR方式を用いる場合の分解性能について研究されている。

Dr. VOGGらの開発した3Rプロセスは、湿式ガス洗浄システムを有する焼却プラントから出る飛灰を、酸と反応させ熱処理することでこれを不活性化させる方式であるが、パイロットプラントでの研究が進行しており、高濃度の有機物、重金属

を含むダストの処理を解決する一つの方法であると考えられる。溶融燃焼においては電気エネルギーなどを膨大に必要とするための経済性の問題と、揮散する重金属の処理を考えなければならない。

4. まとめ

現在我国で行われている焼却灰の3種の固化方法、セメント固化、アスファルト固化、溶融固化に関する研究開発および実用化の状況を整理して、在来技術の現状とその特質を調査した。また、最近開発された重要な関連技術のうち、プラズマ溶融法、排ガスによる中和安定化法、固化時の安定剤の使用、さらに、焼却灰の利用、焼結による焼却灰の利用、溶融スラグの利用などの資源化技術についても調査した。海外の研究開発、実用化の動向については、国際会議において発表された論文を主として調査して、灰安定化処理技術（固化、溶融、資源化等）や、焼却灰の直接利用技術、安定化のための電気プラズマ溶融あるいは溶融燃焼技術などについて検討した。

以上、都市廃棄物の焼却灰の処理・処分には多種の方法があり、それぞれ問題点はあるが、資源化・再利用の方向に向かいつつ、将来的にも持続できるプロセスとする方向に研究開発が進行しているものと考えられる。

文献一覧

- (1) K.J.Thome Kozmiensky, Measures to reduce incinerator emissions, IRC '89.
- (2) H. Belevi & P. Baccini, Long-term assessment of bottom ash monofill leachates, MWC '89.
- (3) S. E. Sawell & T. W. Constable, The National incinerator testing and evaluation program: characterization of residues from a RDF combustion system and a modular municipal waste incinerator, MWC '89.
- (4) S.Kullberg & A. M. Fallman, Leaching properties of natural and stabilized flue gas cleaning residues from waste, MWC '89.

- (5) P. Berbenni, F. Nobili, A. Farneti 他, Detoxification of dusts derived from urban solid wastes incineration plants, IRC '89.
- (6) C. M. Northeim, A. Gaskill, & G. A. Hansen, Development of a laboratory test method for estimating leachate quality from municipal incinerator ash monofills, MWC '89.
- (7) O. Hielmar, Characterization of leachate from landfilled WSWI ash, MWC '89.
- (8) I. A. Legiel, C. A. Hayes, D. S. Koson, Laboratory pilot scale evaluation of lead recovery from municipal solid waste incinerator ash, MWC '89.
- (9) M. R. Collins, et al, Evaluation of pH and Oxidation - reduction potential on leachability of municipal solid waste incinerator residues, MWC '89.
- (10) H. S. Buijtenhek, J. H. de Zeeuw, J. J. Steketee 他, Improving the quality MSW slags using extraction processes, IRC '89.
- (11) H. A. Sloot et. al, Leaching characteristics of incinerator residues and potential for modification of leaching, MWC '89.
- (12) L. Bonomo, S. Cernuschi, M. Giugliano, I. de Paoli, Environmental behaviour of residues from coal and municipal solid waste combustion, IRC '89.
- (13) D. Sussman, Municipal waste combustion ash : testing method, constituents and potential, MWC '89.
- (14) W. Strauss, Stabilization of heavy metals in incinerator ash and potential reuse of hardened material, MWC '89.
- (15) P. Leenders, Management of solid waste incinerator residues in the Netherlands, IRC '89.
- (16) K. Kautz, O. Eickelmann, Evaluation of processing procedures for residues from precipitators and flue gas cleaning following waste incineration, IRC '89.
- (17) A. Roeder, R. Oberste-padtberg, Multi-stage concept for the dumping compacted waste incinerator residues on a mono waste dump, IRC '89.
- (18) J. Hartlen 他, Sorted incinerator slag used fill material, MWC '89.
- (19) M. Faulstich, Fundamentals of the thermal treatment of incineration residues, IRC '89.
- (20) J. Fischer, H. Hass, Disposal of fine dust waste from incineration plants by consolidation on landfill sites, IRC '89.
- (21) R. Gavasci, P. Sirini, A. Misiti, Study and reutilization of slag from municipal solid waste incineration plants, IRC '89.
- (22) P. J. Holland 他, Evaluation of leachate properties and assessment of heavy metal immobilization from cement and lime amended incinerator residues, MWC '89.
- (23) A. Mohamad & D. Gress, The physical, chemical and environmental properties of coal-RDF fly ash, MWC '89.
- (24) K. Fichtel, Solidification of slag and filter dust from municipal waste incineration plants, IRC '89.
- (25) W. D. Kempf, J. Demmich, The practice of solidification of washed fly ashes and neutralization sludges, IRC '89.
- (26) Keith E., Richard W., Engineering management of MSW ashes : field empirical observations concrete-like characteristics, MWC '89.
- (27) P. T. Ruggenthaler, Options and limits of the joint processing of flue dust and filter cakes from garbage incineration plants for the purpose of recycling and disposal, IRC '89.
- (28) J. Vehlouw, H. Braun, K. Horsh, A. Merz 他, Semi-technical demonstration of the 3R process, IRC '89.
- (29) J. Vehlouw, H. Braun, K. Horsh 他, Semi-industrial testing of the 3R-process (Heavy

- metal extraction, product quality), MWC '89.
- (30) H. Vogg 他, Thermal destruction of PCDD /PCDF compounds by 3R product recycling into the solid waste incineration furnace, MWC '89.
- (31) Haganmaier, Kraft Haag and Brunner, Low temperature treatment of filter ash from municipal solid waste incinerators for reduction of dioxins and related compounds, MWC '89.
- (32) J. Stubenvoll, The MR process treatment of MSW residues with reclamation of heavy metals.
- (33) H. Mosch, K. Kothe, TCR-process for flue gas cleaning and residue utilization, IRC '89.
- (34) G. Sierig, Effect of dioxin reduction strategies on quality of residues from municipal waste incinerators, IRC '89.
- (35) J. Jochun, H. Jodeit, M. Hirth, C. Wieckert, A thermal process for the detoxification of filter ash from waste incinerator, IRC '89.
- (36) H. Klein, K. Tschechlok, Thermal processing of flue and filter dusts from waste incineration plants by three-phase current plasma-technique IRC '89.
- (37) K. Horch, H. Schug, Inductive melting of residues from waste incineration, IRC '89.
- (38) G. M. Schwinning, H. Merlet, H. Pieper, Vitrification process for the immobilization of residues produced on cleaning the waste gases from refuse incineration plants, IRC '89.
- (39) R. Fischer, Waste combustion with oxygen, IRC '89.
- (40) D. A. Kellermeyer 他, Public health associated with disposal of MSW incineration ash, MWC '89.
- (41) R. J. Alvarez, Current status of ash disposal and energy generation from municipal solid waste in the U. S. A-1989, IRC '89.

Key Words (キー・ワード)

Municipal Solid Waste (都市廃棄物), Incinerator Ash Disposal (焼却灰処理・処分), Recycling (資源化・再利用), Solidification (固化), Cementbound (セメント固化) Thermal Treatment (熱処理), Inductive Melting Slag (電気溶融スラグ), Landfill Leachate (埋立て浸出), Acid Rain (酸性雨), Stabilization of Heavy Metals (重金属安定化), Public Health Risk (公衆衛生リスク), Dioxin (ダイオキシン)

Disposal of Ashes from Municipal Solid Waste Incineration
- Investigation on Treatment Technology, Research Development
in Japan and Western Countries -

Y. ASAKO*, T. MORIMUNE**, and N. HIRAYAMA***

* Tokyo Metropolitan University

** Shonan Institute of Technology

*** Chiba Institute of Technology

Comprehensive Urban Studies, No.49, 1993 pp.123-138

The changes in social and economical structures and the innovation of technologies increases total amount of the municipal solid waste (MSW), and have brought changes in the MSW treatment in recent years. It is important to establish the proper waste disposal system and the recycling system from a stand point of the environment and the resource preservations.

In Japan where land is limited and many people are concentrated in metropolitan areas, up to 80 % of the MSW is incinerated. Especially, an enormous amount of production and consumption is made in the metropolitan areas. Therefore, the MSW incineration tends to increase with increasing the production. This concern has generated 100% MSW incineration plan. Thus, the incineration treatment will remain the main treatment of the MSW in future. Then, the research works for (a) a stabilized incineration technology, (b) a reduction technology in harmful ingredients, and (c) MSW incinerator ash disposal and waste and recycling technologies are urged.

This report describes the present situation and the technical legislative trends for the proper MSW incinerator ash disposal and waste recycling technologies.