

第14回廃棄物学会研究発表会
小集会発表資料

都市ごみ処理における焼却処理と埋立処分の
インターフェイス（それぞれの役割）を考える

2003年10月

廃棄物学会研究委員会 廃棄物焼却研究部会・埋立処分研究部会

埋立処分研究部会 委員名簿

☆	四阿 秀雄	東京都環境科学研究所
☆	大迫 政浩	(独) 国立環境研究所
	石井 一英	北海道大学
	稲葉 郁夫	(株)未来開発コンサルタント
	太田 博三	福岡大学
	岡 重男	大成管理開発(株)
	小川 人土	玉川大学
	鍵谷 司	環境計画センター
	熊野 秀明	エヌエス環境(株)
	額 卓也	日本技術開発(株)
	崎田 省吾	九州大学
	島岡 隆行	九州大学
	鈴木 慎也	福岡大学
	関戸 知雄	宮崎大学
◎◎	田中 信壽	北海道大学
	谷川 昇	北海道大学
	立藤 綾子	福岡大学
	東條 安匡	北海道大学
	土手 裕	宮崎大学
	土橋 弘	土橋技術士事務所
	友田 啓二郎	東和科学(株)
	長野 修治	福岡大学
	中平 徹也	(財) 岡山県環境保全事業団
	中山 裕文	九州大学
	根本 康雄	八千代エンジニアリング(株)
	樋口 正一	(株)鴻池組
	樋口 壯太郎	福岡大学
	平野 文昭	福岡大学
	福永 勲	大阪人間科学大学
	古田 秀雄	日本技術開発(株)
	堀井 安雄	(株)クボタ
	前田 章	(株)大林組
	前田 伊瑞実	応用地質(株)
	松藤 敏彦	北海道大学
	松藤 康司	福岡大学
	宮脇 健太郎	九州大学
	柳瀬 龍二	福岡大学
	山口 直久	(株)エックス都市研究所
	矢本 真人	環境コンサルタント
	吉田 英樹	室蘭工業大学
	吉田 充夫	国際協力事業団

☆ 本小集会のための特別招聘講演者 , ◎ 代表 , ○ 幹事

廃棄物焼却研究部会 委員名簿

	浅田 信二	ユニチカ(株)
	上島 賢郎	川崎重工業(株)
	河端 博昭	(株)神鋼環境ソリューション
	木村 哲雄	(株)クボタ
	澁谷 榮一	日本鋼管(株)
	瀬川 道信	環境省
	高木 泰	物故
◎	武田 信生	京都大学
	谷川 昇	北海道大学
	谷口 渡	(財)日本環境衛生センター
○	手島 肇	(株)タクマ
	土井 亨	三菱重工業(株)
	西谷 隆司	大阪市立環境科学研究所
	藤田 泰行	(株)タクマ
	三野 禎男	日立造船(株)
	安田 憲二	神奈川県
	山内 淳行	中日本建設コンサルタント(株)
	山口 尚夫	(株)クボタ

◎ 代 表 , ○ 幹 事

高木泰さんを偲ぶ

高木泰さんは昭和47年東京大学工学部都市工学科を卒業され、(株)日建技術コンサルタントの代表取締役社長を長くつとめられた後、応用地質(株)へ転進され技術本部環境技術センター 技師長として活躍されておりましたが、平成15年6月20日、五十五歳の若さで逝去されました。

勤務先でのご活躍に加え、廃棄物学会においては設立当初から多くの委員会に参画され、とりわけ学会誌の編集幹事会では長く中心的な役割を果たされました。高木さんの慧眼、洞察力の鋭さは学会誌において担当された数編の書評にもよくあらわれています。

研究委員会の中に設置された廃棄物焼却研究部会でも、当初からの主要メンバーであり、技術者として、時には一般市民の視点から今後のあるべき姿についてのするどい考察をされました。メーカーからのメンバーが多い中、ソフト面での論客としてその存在感には絶大なるものがありました。斯界を支えていくリーダーとして、また若手のよき指導者として囑望されていた矢先、このような方を失いましたことはまことに残念でなりません。

平成14年12月下旬に当部会メンバーで京都市内の木材、プラスチックのリサイクル工場を視察しました。その時が高木さんのあの人なつつこい笑顔と機知に富んだコメントに接した最後となりました。これまでの数々のご功績を偲ぶとともに、廃棄物焼却研究部会一同心よりご冥福をお祈りいたします。

平成15年10月

廃棄物学会研究委員会廃棄物焼却研究部会一同

第14回廃棄物学会研究発表会
小集会発表プログラム

都市ごみ処理における焼却処理と埋立処分のインターフェイス（それぞれの役割）を考える

廃棄物学会研究委員会 <廃棄物焼却研究部会・埋立処分研究部会>

- ① 日時： 平成15年10月22日（水）18：30～20：30
- ② 場所： 第1会場、つくば国際会議場（エポカルつくば）、中ホール300
- ③ 趣旨

都市ごみ処理は極めて高い安全安心を求めて高度化・高コスト化し、知恵を働かせて環境安全性・合理性・経済性を追求する姿勢を欠いている。どのような生産・消費社会になっても、可能な限りの再生利用を行ないつつも焼却と埋立は最終で不可欠な廃棄物自然還元方法である。この小集会では、焼却と埋立の関係を議論することで、資源と環境が有限な社会において、生産から廃棄に至る過程の改善も含めて都市ごみ処理はどうあるべきかを考える場にしたい。そのため、埋立部会側から埋立処分の現状から見た、焼却処理への課題・注文を提起し、焼却部会側がそれを受けて議論する形で行う。

④ プログラム

司会進行：(株)神鋼環境ソリューション 河端博昭

司会挨拶	18：30～ (約5分)	(株)神戸製鋼所 河端博昭
埋立部会 講演	18：35～ (約60分)	I-1 歴史的及び各国の埋立処分技術動向からみた廃棄物処分の将来像と 焼却処理の役割を質す 北海道大学大学院工学研究科 田中信壽 I-2 焼却残渣埋立処分における問題と対策から焼却処理に望むこと 福岡大学大学院工学研究科 樋口壯太郎 I-3 焼却残渣埋立地の安定化・土壌化からみた焼却処理の課題 (独)国立環境研究所 大迫政浩 I-4 焼却を主体とする都市ごみ処理の功罪と埋立処分 東京都環境科学研究所 四阿秀雄
焼却部会 講演	19：35～ (約40分)	II-1 焼却施設への投入ごみの変化が埋立物へ及ぼす影響について インプット制御による埋立物管理の可能性 大阪市立環境科学研究所 西谷隆司 II-2 廃棄物の燃焼過程における重金属及びダイオキシン類の挙動 について JFEエンジニアリング(株) 澁谷榮一 II-3 排ガス処理による焼却残渣中のCa、Cl、重金属類、有害物質の 制御の可能性 Hitz 日立造船(株) 三野禎男 II-4 焼却残渣の処理・処分 一恒久的な安全・安心に向けて一 神奈川県横須賀三浦地区行政センター 安田憲二
質疑応答 及び総括	20：15～ (約15分)	京都大学大学院工学研究科 武田信生

目 次

I 埋立処分研究部会論文

- I-1 歴史的及び各国の埋立処分技術動向からみた廃棄物処分の将来像と焼却処理の役割を質す
北海道大学大学院工学研究科 田中信壽 …………… 1
- I-2 焼却残渣埋立処分における問題と対策から焼却処理に望むこと
福岡大学大学院工学研究科 樋口壯太郎 …………… 7
- I-3 焼却残渣埋立地の安定化・土壌化からみた焼却処理の課題
(独)国立環境研究所 大迫政浩 …………… 13
- I-4 焼却を主体とする都市ごみ処理の功罪と埋立処分
東京都環境科学研究所 四阿秀雄 …………… 23

II 廃棄物焼却研究部会論文

- II-1 焼却施設への投入ごみの変化が埋立物へ及ぼす影響について
インプット制御による埋立物管理の可能性
大阪市立環境科学研究所 西谷隆司 …………… 31
- II-2 廃棄物の燃焼過程における重金属及びダイオキシン類の挙動について
J F Eエンジニアリング(株) 澁谷榮一 …………… 37
- II-3 排ガス処理による焼却残渣中のCa、Cl、重金属類、有害物質の制御の可能性
Hitz 日立造船(株) 三野禎男 …………… 43
- II-4 焼却残渣の処理・処分 ―恒久的な安全・安心に向けて―
神奈川県横須賀三浦地区行政センター 安田憲二 …………… 49

歴史的及び各国の埋立処分技術動向からみた廃棄物処分の将来像と焼却処理の役割を質す

北海道大学大学院工学研究科 田中信壽

1. はじめに

日本の都市ごみ処理は、ポストモダン（環境有限・省資源）の時代においてどのような姿にあるべきか。ダイオキシンや不法投棄の問題に象徴される今の混乱の時代に、随分と無理をしているのではないだろうか。科学的に検証される時がきたのではないか。

日本が推進している、（焼却＋埋立）あるいは（焼却＋溶融／セメント化＋no埋立）の道を、焼却と埋立の関係を議論することで考えたいと思った。

2. 米国の都市ごみ処理

2.1 Municipal Refuse disposal by American Public Works Association, 1966 から

1960年頃のごみ処理について次のように記述している。米国でごみ管理と言えるものは20世紀の始めにニューヨークで島の湿地の背後を埋め立てることから始まった。1960年頃は労働集約的な収集と処分が行われており、1965年にSolid Waste Disposal Actが成立した。都市ごみ処理の目標は、住民の健康と安全を守り、清潔で魅力的な町を作ることであり、人が都会に集まり、生活のレベルが高くなり、より良いごみ処理が求められた。

そして、この図書は次のような章から構成されている。

Chap.1 Sanitary landfill 衛生埋立は1940年に始まった。

Chap.2 Central incineration 1900年以降数が増え、1960年には近代的な炉。

Chap.3 On-site incineration

Chap.4 Grinding food wastes

Chap.5 Composting 1960年頃米国に1,2の施設

Chap.6 Salvage and reclamation 40年前から不振に陥っている。

Chap.7 Dumping

2.2 Solid Wastes Engineering Principles and Management Issues by G. Tchobanoglous, et al., 1977, McGRAW-HILL から

1975年頃のごみ処理について次のように記述している。住民を無視した従来の方法は無用となった。公衆衛生と経済が主要な課題であるが、環境保全や資源消費も重要な課題になった。

そして、この図書は次のような章から構成されている。

Chap.1 Generation

Chap.2 Onsite handling, storage, and processing ダストシュート、ごみ容器

Chap.3 Collection

Chap.4 Transfer and transport

Chap.5 Processing(減容、焼却、破碎、成分分離、乾燥・脱水), and recovery of resources, conversion products and energy; material recovery, recovery of chemical conversion product, heat recovery

2.3 Waste Management and Resource Recovery by C.R. Rhyner, 1995 から

1995 年頃のごみ処理について次のように記述している。どんなタイプの廃棄物であれ、廃棄物発生を最小化し、有害な廃棄物放出を制御し、廃棄物から物質やエネルギーを回収し、人間の健康を守り、かつ環境悪化を最小化するように処分される。

そして、階層的選択構造を次のように記述している。1)廃棄物の量や毒性を減少すること、2)物質を再使用する(Reusing materials)、3)リサイクル(Recycling)、4)堆肥化(Composting)、5)熱回収を伴う焼却、6)埋立(Landfilling)、7)熱回収のない焼却。

3 . 日本のごみ処理

明治以後の日本のごみ処理の変遷は次の3つの側面から見ることができる。

3.1 焼却処理と全区域収集を目指したごみ処理

1900年の汚物掃除法では、既に「一定の場所に運搬し、なるべく之を焼却すべし」とあり、この頃には各地に自然通風式の焼却炉が建設されていた。また、1930年には伝染病予防のために「之を焼却すべし」の通達が出た。1937年には既に全国の焼却率は50%に達していたと言われるが、その一方で焼却炉周辺では煙地獄と表現されるほどの酷さだった。戦後、1945年の厚生省の文書では、埋立地は用地難、焼却が適当、国の補助が必要と述べ、1960年以降のごみ急増を受けて、1963年にはごみ焼却炉に対する国庫補助が始まり、いざなぎ景気などの景気の良さも反映して各地で可燃ごみ100%を目指して焼却施設が建設され、(1952年562炉から)1975年には1964炉へ急増した。また、1968年に東京都はごみ処理サービスはシビルミニマムであるとして、定期収集と無料化が全国的に進行していった。比較的早い時期に、ごみ収集区域100%化はほぼ達成された。

3.2 化学製品を含むごみの処理、公害・環境汚染対策に苦闘したごみ処理

1960年代は、廃プラスチックの増加によって焼却炉内温度が高温化し、排ガス中のHClや排水中のCdの対策に苦しんだし、産業廃棄物が社会問題化し1970年の廃棄物処理法で対策が定められた。その後も、1983年には乾電池の水銀問題、1991年には、ばいじんが特別管理廃棄物に指定されたし、1996年にはシュレッダーダストの埋立処分先が安定型から管理型に変更された。1997年にはダイオキシン新ガイドラインが公表された。このように、ごみ焼却は有害な化学物質の対策に苦闘し、埋立地の問題と共に、より良い環境を求める人々の要求に応えることができなかった。その頂点にダイオキシンや不法投棄の問題があった。

3.3 資源化への取り組みが求められたごみ処理

一方で、1973年の「成長の限界」公表、1973年のオイルショック、スターダスト'80研究開始など資源の有限性が意識される時代になり、1975年には沼津市で資源収集が始まり、「混ぜればごみ、分ければ資源」が全国に広がった。1991年には廃棄物処理法の改正で、「排出抑制と資源化」が法律文に書き込まれ、再生資源利用促進法が制定された。1992年のリオの地球サミットで有限な資源と環境への世界的な取り組みが提唱された。日本でも1993年の水俣市の20分別など各地で資源分別が取り組まれ、1997年には容器包装リサイクル法が制定された。現在ではほとんど自治体で資源物回収が取り組まれている。

以上のような、廃棄物処理の行き詰まりと効率的な資源利用の必要性から、循環型社会作り

が希求されることとなった。

4. 埋立地概念の歴史の変遷

一方、埋立地に求められる構造や機能から、都市ごみ処理の未来の姿を考える。

- 1) 水中への投棄(Discard into river)、投棄と野焼き(Open dumping and Open burning)の時代 今でも続いている地域が世界にはある。
- 2) 覆土を行う埋立地(Sanitary landfill with soil cover)、つまり衛生埋立地(Sanitary landfill)の始まり、1910年代から。
- 3) 封じ込め型埋立地(Containment type landfill)、あるいは工学化埋立地(Engineered landfill)が始まる、1970年代から
- 4) 高度工学化埋立地(Highly containment type landfill)への強化、1990年代

この伝統的な埋立地の基本的な考え方は、ISWA(International Solid Waste Association, 1992)によると、埋立地とは環境への汚染や害が防止され、他の目的に使用される土地が再生されるような方法で陸上又は土中に廃棄物を堆積する工学施設である。そして封じ込め型埋立地は浸出水の環境への放出速度が非常に遅い埋立地であり、廃棄物中の汚染成分は微生物分解や減衰プロセスが起こるほど十分長い時間、埋立地内に保持され、受容できない濃度で汚染物質が漏出することがないものである。

また、現状の世界と日本の埋立地概念を整理すると次のようになる。

- 1) 備蓄保管型埋立地 一時的な保管や、将来の利用のための保管場所。
- 2) 長期土中保管型埋立地(Conventional) 土中に保管する限り環境に影響しない。
- 3) 反応器型埋立地 埋立地内で微生物反応を進行させて早期安定化する。
機械的 / 生物学的前処理・反応器型埋立地 前処理で有機物を減らす。
低負荷型(焼却残渣)反応器型埋立地 焼却により有機物を減らす。有害物の量も減らす。
- 4) 安定化物埋立地 安定化したものを埋める。
- 5) 埋立地不要

このように、埋立地の環境安全を確保するために、早期安定化が重要な課題となっている。その一方、日本では、浸出水中の有害物質の流出や遮水工の健全性が重要な課題となり、それに対する強力な取組が行われている。

5. 埋立地の問題と都市ごみ処理の変化

埋立地の安定化(水処理しないで浸出水を放流できる状態になること)に、数百年かかるといふ論文は既に、1989年に発表されている。その理由としては、埋立地がトップカバーで被覆されるために埋立層内が乾燥したり、酸発酵により pH が低くなることでメタン発酵が進まないことなどが理由として上げられている。これを解決するために、反応器型埋立地、つまり埋立地を反応器(Bio-reactor landfill)と考え、水を注入したり、pH 調整材を投入したり、好気化したりして微生物反応を促進する考え方と、前処理を行い有機物量を減らして埋める MBP(Mechanical-Biological Pretreatment)埋立地が研究されている。

また、一方で、最終安定化物埋立地(Landfill of final storage quality)の概念が 1988 年

に提案されているし、持続型埋立地(Sustainable landfill)が1997年に提案されている。

ドイツの Stegmann(2002)は、図1に示すように、まず、発生抑制を行い、分別収集により資源物を集めた後の

都市ごみ(家庭系廃棄物と類似の商業系残渣)を対象に、焼却処理の流れと、MBP処理+埋立(埋立終了から10~15年たってガス発生量が少なくなったら2年程度現場通気して生物分解性成分が無くなったら、トップキャップ、自然通気などを行い、浸出水処理を止めて、自然減衰

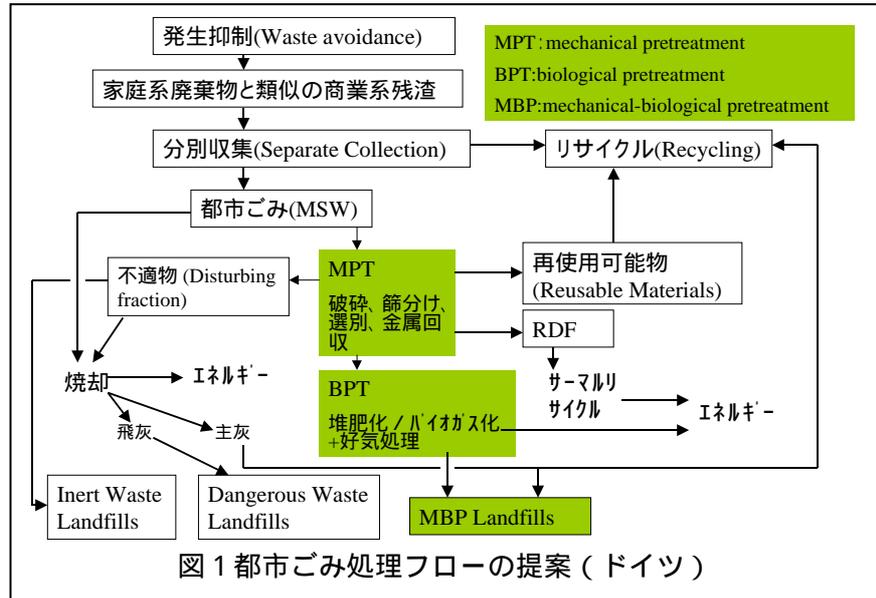


図1 都市ごみ処理フローの提案(ドイツ)

を待つ)の流れを提案している。都市ごみの一部は焼却処理されエネルギーが回収され、飛灰は有害廃棄物埋立地(Dangerous waste landfill)へ、主灰はMBP埋立地に投入するか、リサイクルされる。他の都市ごみは機械的処理により再利用可能物回収やRDF化され、生物学的処理(堆肥化/バイオガス化+好気処理)されるが、これに適さないごみは焼却処理されるか、安定廃棄物埋立地(Inert waste landfill)に投入される。機械的・生物学的の前処理(MBP)後埋立処分される。

また、スイスでは1986年に図2に示すような廃棄物管理ガイドラインが提案されている(現在も議論が進行中という)。廃棄物処理システムとは廃棄物から2つの種類の廃棄物、つまり、

リサイクルできるものと、最終処分に適したものを作るものである。埋立地とは環境(大気、水、土壌)中への物質の流れが、更なる処理をしなくても、短期・長期にわたって環境と共存できる場である。このよう

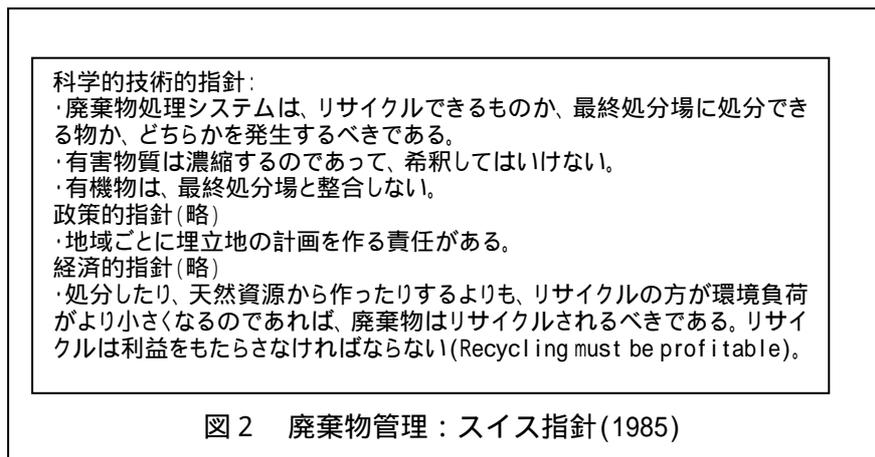


図2 廃棄物管理: スイス指針(1985)

にして廃棄物はリサイクルされるか、環境的に持続可能な方法(例えば、炭酸ガスは大気へ、塩素は川に)で消散させることができる。つまり、それぞれの物質に対して適切な行き先を定義することである。(C. Ludwig, etc.: Municipal Solid Management Strategies and Technologies for Sustainable Solutions, 2003, SPRINGER)

6. 日本での埋立地 NIMBY 対応と都市ごみ処理

日本の廃棄物問題が行き詰まった要因の一つは最終処分場の立地難にある。地域によっては埋立地用地はないと考えている自治体もある。それに対して、2つの対応が考えられている。

- 1) 超低リスク型処分場作り：遮水工を強化することやモニタリングを強化し、情報公開すること、
- 2) 埋立ごみゼロ化：溶融スラグやセメント作り、溶融飛灰の山元還元することで埋立物を無くす

である。

そして、私は都市ごみ処理全体では図3に示すような物質流れが想定されていると考えている。

発生源分別により、分別資源、有機性ごみ（可燃ごみ）、無機性ごみ（不燃ごみ）、粗大使用済み製品、有害使用済み製品に分けられる。後者2つは生産者の責任に委ねられるのが基本である。どんな資源化処理がなされても処理残渣が発生するので、熱処理により減量化・安定化され、埋立処分され

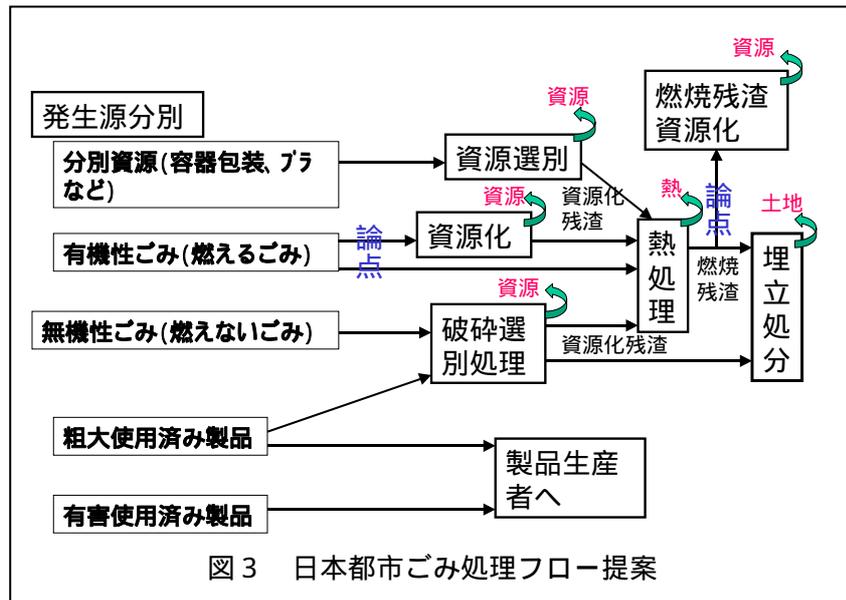


図3 日本都市ごみ処理フロー提案

る。このとき2つの論点がある。

- 1) 焼却処理の中間処理における役割を巡って、つまり、どのような条件の下で直接焼却が必要なのかという論点である。
- 2) 焼却灰を溶かしたりすることが Sustainable な解であるかということである。

7. 論点はどこにあるか

焼却と埋立のインターフェイスを考える上で議論されるべきことは、次のようなことであると考えている。

- 1) 焼却残渣埋立地は、埋立地が持つべき機能として、環境汚染を起こさない、早期安定化する、有効な跡地の提供を全うできているか。
- 2) 焼却処理では、埋立処分を前提とした埋立前処理としてどのようなことが議論され、実現しているか。
- 3) 都市ごみ処理や埋立処分は、有害化学物質問題をどのように克服するつもりなのか。
- 4) 焼却残渣埋立は、埋立地への有機物最小化 + 早期安定化を目指す欧米のごみ処理モデル、つまり世界モデルになるか。

- 5) 焼却残渣の溶融やセメント化は、果たしてリサイクルなのか、最終安定化処理なのか。
そして、人々の埋立地に対する安全・安心の最終到達点となるか。

焼却残渣埋立処分における問題と対策から焼却処理に望むこと

福岡大学大学院工学研究科 樋口壯太郎

1. はじめに

わが国は国土が狭く最終処分場用地の確保が極めて困難なことから、焼却による減量化、無害化、安定化を図った後、残渣を埋立処分することをごみ処理の基本としてきた。このため現在では一般廃棄物の約80%が焼却され埋立ごみの大半が焼却残渣で占められるようになった。さらに排ガス規制の強化や焼却技術の進歩等により埋立ごみ質も変化してきた。このような中で最終処分場は収集運搬から始まるごみ処理システムの最下流の場として位置づけられてきた。しかしこれまで埋立地は受動的施設であり上流側より流れてきた埋立ごみの変化に対して対症的、事後処理的対応しかできなかった。逆にいえば焼却側は焼却効率の向上や排ガス高度処理対策を行った時点で目的は終了し、後は埋立側に任されたともいえる。筆者の経験では昭和50年ころまでは埋立ごみ質を考慮した埋立地の計画要素はただ単に焼却残渣、不燃ごみ、可燃ごみ別有機物含有量と単位体積質量程度であった。HCLガス規制により埋立地に CaCl_2 が多量に埋め立てられ浸出水中のカルシウムイオンや塩素イオン濃度が上昇しカルシウムスケールや塩害が生じることは全く予想できなかった。このことは処理処分システムが機能していなかったことを意味するが現在においてもこのことが改善されたとはいえない。このようなことから焼却と埋立双方に処理処分システムの概念が必要である。このような背景下、最下流の埋立地から見た上流側の焼却処理への要望等を整理したので紹介する。

2. 焼却残渣埋立による問題

(1) 焼却残渣中の無機塩類の増加

図-1、図-2はストーカー炉の焼却灰(bottom ash)と飛灰(fly ash)中の塩素(以下Clと記述する。)及びカルシウム(以下Caと記述する)の含有率の経年変化を示したものである¹⁾。飛灰中のClは1975年に7%前後であったものが、近年においては平均で15%前後、中には20%を示す飛灰も見られ、この25年間で急激に増えている。焼却灰にはガス化せずに残留しているClが2~3%含まれている。また、Clの増加に併行してCaの含有率も同様の傾向を示している。焼却灰と飛灰のCa含有率には大差ないものの、焼却灰に比べて飛灰の方が若干高い傾向にある。焼却残渣中のClの含有率が経年的に増加している理由は、焼却対象ごみへのプラスチック混入率が年々増加し、その中でも焼却対象ごみ中の塩化ビニル樹脂に由来するClの含有率が増加してきている¹⁾ためと考えられる。

Caも増加傾向を示しているのは、プラスチックの焼却に伴い発生するHClガスを排出基準値以下にするために加えられた消石灰(以下 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ と記述する)を含む反応灰や未反応灰が焼却残渣に混入しているためと考えられる。

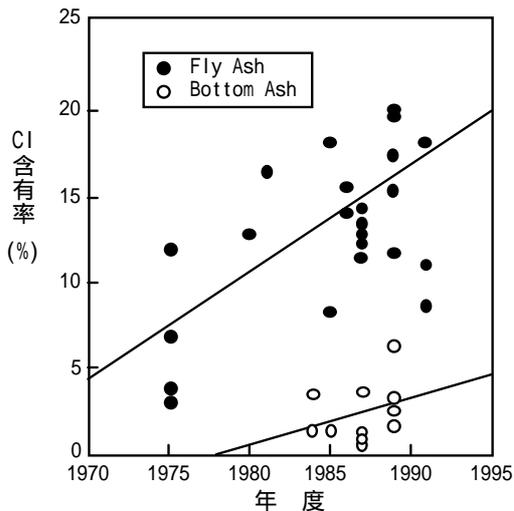


図 - 1 Cl 含有率の経年変化 1)

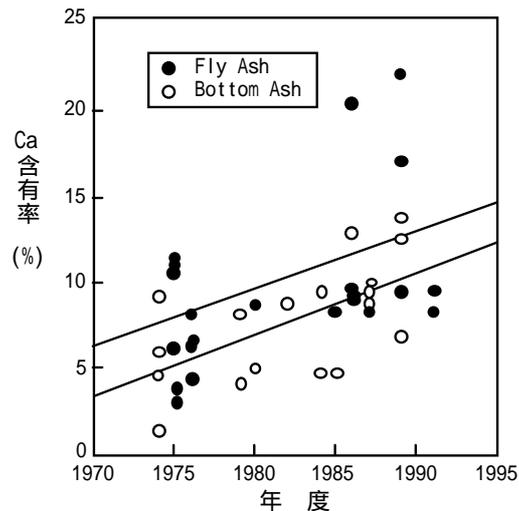


図 - 2 Ca 含有率の経年変化 1)

(2) 無機塩類が埋立地に及ぼす影響

Ca: 焼却残渣と不燃物を中心とした埋立地では浸出水中のカルシウムイオン濃度が 8,000 [mg/l] に達した例が報告されている。集じん灰中のカルシウム形態は CaCl_2 、 CaO 、 Ca(OH)_2 、 CaCO_3 、 CaSO_4 等であり、浸出水中のカルシウムの大部分は溶解性である。高カルシウム濃度浸出水が処理施設に流入した場合には、カルシウムイオンが水中や空気中の CO_2 と反応して CaCO_3 等を生成・析出する。排水処理施設の設備の機器類に付着し(写真 1 参照) センサー測定能力の低下、配管やポンプ等の閉塞による物理的な障害をもたらす、特に回転円板法などの生物膜法を採用している場合は回転円板が閉塞して生物処理に支障をきたす事例が起きている。

Cl: 塩素の大半は浸出水中に溶出し、浸出水中の塩濃度が 20,000 [mg/l] に達した例が報告されている。このような場合、配管や機器類の腐食が心配されるほかに、放流先の利水条件によっては



写真 1 攪拌機に付着したスケール

塩除去考慮しなければならないことがある。農水省農林水産技術会議の報告によると塩濃度の影響については、水稻等の作物に対する被害発生濃度を 500 [mg/l] としている。(写真 2、3 参照) 排水処理施設においては、塩濃度の上昇により、金属腐食が起こり、耐塩性の材質を使う必要性が生じている。(写真 4 参照) また生物処理の硝化過程で塩濃度が 15,000 [mg/l] に達すると、化障害を起こし、希釈等により塩濃度調整を行わなければ硝化反応が行えないケースもある。



写真 2 正常な水稲



写真 3 塩害を受けた水稲

(3) 埋立地における無機塩類対策

炭酸ナトリウム添加埋立：炭酸ナトリウム（ソーダ灰）を添加することにより、埋立地で雨水の浸透により炭酸カルシウムとして反応を行わせ対応する方法。この場合、埋立地内に炭酸カルシウム層が形成され空気流通や降水浸透を妨げ、埋立層内が嫌気的狀態になり BOD や COD 濃度が上昇したり、埋立地の安定化を阻害する可能性があるため、炭酸ナトリウムの添加量や添加方法については慎重な検討を要する。（写真 5 参照）

積み増し埋立工法：浸出水の無機塩類濃度と埋立層高はほぼ比例関係にあり埋立高が大きいほど無機塩類濃度は高くなる。また降水により無機塩類が流出した埋立層の上に積み増し埋立を行うと下部の埋立層がバッファーとなり無機塩類濃度を低下させることが可能である。この性状を利用して1層の厚さを小さくして積み増しを繰り返すことにより無機塩類の濃度を低減化かつ平滑化させる埋立工法で1層の厚みを1m程度とする場合が多い。

(4) 浸出水処理施設での対応策

浸出水処理施設においては従来の処理プロセスに、カルシウム除去や塩除去を導入するケースが増加している。また水処理設備の材料や材質を耐塩使用とすることで対処している。

カルシウム除去

浸出水処理施設のスケール成分はそのほとんどが炭酸カルシウムである。炭酸カルシウムの生成防止方法としては、カルシウム生成を除去することによりスケール生成を防止するカルシウム除去法、カルシウム成分を除去せずスケール防止剤を添加しスケール析出、成長を抑制する（スケール抑制法）の2方式がある。カルシウム除去法としては、炭酸ソーダ添加凝集沈殿法（ライムソーダ法）が、スケール防止の確実さ、重金属類の除去が同時にできる等のメリットから実績が最も多い。一方、スケール抑制は、スケール防止剤を浸出水中に5~10ppm程度添加してスケール



写真 4 塩害による金属腐蝕



写真 5 炭酸ナトリウム添加埋立

の発生を防止する方法である。スケール防止剤は炭酸カルシウムの析出抑制、析出粒子の分散、析出結晶の晶析化防止という機能を有し、スケール抑制に効果を顕わすものである。一般に錯塩生成能の大きいものが適しているとされ、現在ではアクリル酸、マレイン酸等ポリマー系の防止剤が多く使用されている。2)

脱塩処理

脱塩技術としては、電気透析法、逆浸透法等が実用化されている。

ア 電気透析法

電気透析法は電流によるイオン溶液の分離を行う単位操作であり、イオン交換膜をイオンが透過することにより脱塩を行うものであり、処理水の回収率が高いことが特徴である

イ 逆浸透法

逆浸透法は、原水に機械的な圧力エネルギーを加えることにより膜を水分子が通過することにより脱塩を行うものであり、機器構成が少ないのが特徴である。

ウ 濃縮水の処分

脱塩処理によって処理水が得られるが、それに伴い濃縮水が発生する。

濃縮水の処分方法として、各種の蒸発乾燥により固化・減溶する方式の他に酸・アルカリの原材料として水処理に利用したり、工業用塩としてリサイクルする技術が開発されている。濃縮水を埋立処分した場合、塩素イオンは浸出水中に再び含まれ、循環しているために塩素イオン濃度が上昇してしまい、根本的解決とならない。そのため濃縮塩は埋立処分地系外に取り出す方式で計画されることが多い。

設備障害対策

塩類障害のうち設備障害対策として、水処理施設の機器、水槽について耐腐食性を有する性質、材料を選定し、防食施工をする方法がある。例えば SUS、SCS、HIVP、FRP 等の機器類への採用や水槽の耐食ライニングや塗装が挙げられる。また、埋立地内に設置するコンクリート構造物についても鉄筋の腐食を防ぐため、鉄筋の被りを 100mm 以上確保³⁾したり、腐食塗装等を行うことが多い。カルシウムスケールは取水導水設備や浸出水調整設備で生成することが多いため、ポンプや配管類は補修や交換を前提として設置するなどの配慮を行っている。

3. 焼却処理に望むこと

最終処分場においては埋立地の早期安定化を最大の課題として、ごみ層が有する浄化能力を最大限に引き出すために、ごみ中の有機物を早期に無機化させるための埋立構造の改良や埋立工法の工夫がなされてきた。しかし、焼却残渣等の無機物を中心とした埋立ごみには、有機物を中心としたごみを対象として開発された埋立技術では対処し難いのが現状である。さらに、埋立地における諸現象の把握には、ごみの分解過程など時間を要し、埋立ごみ質の急速な変化に即応した埋立技術の開発を困難にするとともに最終処分場の管理に支障をきたしている。この原因としてごみの処理処分システムが機能していなかったことが挙げられる。ごみ処理処分システムは冒頭で述べた、減量化、無害化、安定化を図った後、残渣を埋立処分するごみ処理の基本原則を達成することが目的であり、その目的達成のためには、排出、収集運搬、中間処理、資源化、最終処分のそれぞれのプロセスが有機的に結合する必要がある。焼却残渣埋立による無機塩類問題は焼却、最終処分それぞれのプロセスが単独でそれぞれの個々の機能を追求したため生じたものであ

り、今後、焼却、最終処分、双方向からそれぞれの機能評価を行うことが望まれる。ひいては排出から最終処分までの一貫したトータルシステムにより検討評価することが望まれる。例えば最終処分場においては無機塩類対策としてスクーリング対策や脱塩処理装置の開発が行われたが、廃棄物処理トータルとして見直すと塩素を巡ってナトリウムとカルシウムの置き換えを非効率に行っており、熱エネルギー等を有する焼却側でもっと効率的に行える可能性があったと考えられる。また最近、焼却残渣のセメント利用を行うケースが増えているがセメント材料規格の塩素基準を満たすため、洗浄等により脱塩を行うこともある。これについても熱エネルギー等を有する発生源（焼却施設）で洗浄するほうがはるかに合理的である。

こうした点から焼却は残渣という生産物を埋立処分や資源化したらどのような影響がでるのかLCA 的評価が必要である。

4．おわりに

今回、焼却残渣の埋立に伴う問題点と対策を述べ焼却処理に望むことを整理し、処理処分システムの必要性を述べた。処理処分システムの形成のためにはこれまで焼却と最終処分技術の間にあったコミュニケーションギャップを解消する必要があり、焼却と埋立の情報交換が必要と考えられる。

参考文献

- 1． 花嶋正孝、島岡隆行、樋口壯太郎、山口隆三、堀井安雄、長岡英明：埋立地における高濃度無機塩類に関する研究，第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集，pp.337-340（1990）
- 2． 堀井安雄、樋口壯太郎、島岡隆行、花嶋正孝：高塩類浸出水の処理技術、廃棄物学会誌、Vol.8，No.7，pp.529-538（1997）
- 3． 土木学会：平成8年度制定コンクリート標準示方書設計論，pp.105-107（1996）

焼却残渣埋立地の安定化・土壌化からみた焼却処理の課題

(独)国立環境研究所 大迫政浩 金 容珍

1. はじめに

昨年の10月に米国のAshevilleで開催された第2回国際埋立研究シンポジウムに参加して感じたことは、欧州、米国、日本の三極に分かれた埋立コンセプトの違いであった。米国においては、広大な処分スペースを背景として、総体としては雑多な混合系の廃棄物をまずは受け入れて、有機物リッチな埋立層からのメタンガス回収と早期安定化の矛盾した問題についての解を探していた。欧州、特にドイツでは、物質循環化を進める中で埋立地については無機質の不活性な廃棄物のみを受け入れる政策をとったが、無機化の手段である焼却処理への忌避感もあり、代替として機械的・生物的处理(MBP)を押し進めようとしている。米国の技術者からは、欧州の徹底した選別物の循環と残渣物の生物学的安定化処理に対して、理想を追い過ぎるとの懐疑的なコメントが多かった。一方日本(一部の欧州の国々)は、狭い国土条件から減量化のための焼却無機化を前提とした「焼却残渣埋立」を主流としてきた。どちらかという、焼却処理による必然的かつ受動的な結果として現在の状況があり、「焼却処理-残渣埋立」という日本型システムに対する意味づけの作業は行われてこなかった。その結果、確かに欧州と米国、日本の状況は三極化しているが、日本自身には確固たるコンセプトは見えない。コンセプトがないと循環・廃棄物管理の将来像を描くことはできないのである。

本集会の究極的な目的は、日本型システムに対する意味づけを様々な観点から科学的に行うことであろう。発表者らの意図は、「焼却処理-残渣埋立」を前提とした場合に、「安定化」「土壌化」という機能からみた「焼却処理」に求められる要件を明らかにすることである。

2. 「安定化」と「土壌化」の状態

一般的な概念・定義と異なっているかもしれないが、筆者らは埋立処分過程における「安定化」と「土壌化」を概念的に図-1のように定義している。「安定化」は、環境安全面からの汚染ポテンシャルの十分な低減化と土地利用面からの地盤の十分な安定化を意味している。前者については、「汚染ポテンシャル」の定義付けがさらに必要であり、科学的には汚染事象の形態や想定する環境条件によって様々な定義付けが可能である。一方、後者については、土地利用の方法によって求められる物理的な地盤の条件が異なることから、一義的に安定化された状態・レベルが決まるものではない。

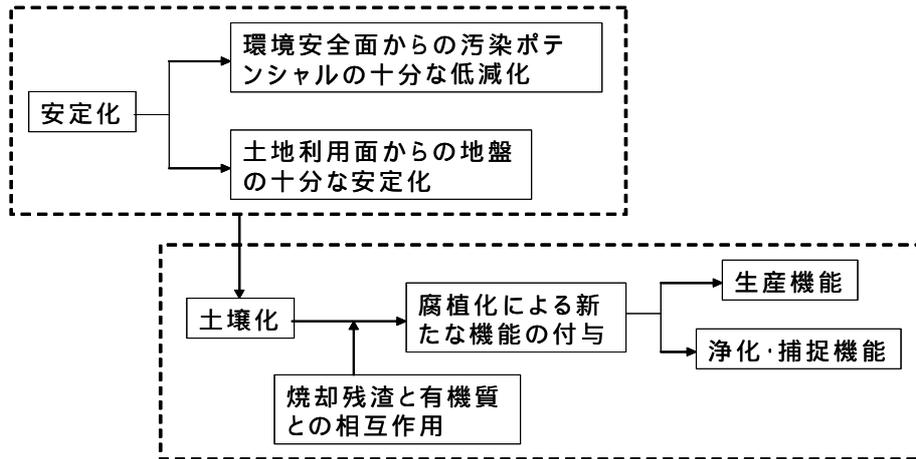


図 - 1 埋立処分過程における焼却残渣の「安定化」と「土壌化」の意味

土壌学における土壌の定義¹では、土壌 (soil) とは、「地殻の表層において岩石・気候・生物・地形ならびに土地の年代といった土壌生成因子の総合的な相互作用によって生成する岩石圏の変化生成物であり、多少とも腐植・水・空気・生きている生物を含みかつ肥沃度をもった、独立の有機 - 無機自然体である」としている。それを踏まえ、筆者らは焼却残渣の土壌化を、焼却残渣と有機質との相互作用の過程で、有機質の腐植化による焼却残渣への新たな機能の付与と考えている。新たな機能としては、動植物の生産機能や有害物質に対する浄化・捕捉機能が考えられる。

このように、筆者らの考える「安定化」と「土壌化」は同義ではなく、土壌化は腐植化反応を伴う安定化現象の一側面として位置づけている。

3. 残渣の土壌化

3.1 有機質と焼却残渣固体マトリックスとの相互作用

それでは焼却残渣の土壌化は本当に可能なのであろうか？また、土壌化の主反応現象である腐植化反応は、有害物質の浄化・捕捉機能にどの程度寄与するのであろうか？この問いに対しては、長期的なスパンで現象の説明が必要である。腐植物質は一部の重金属類と錯結合しやすい。また、ダイオキシン類や PCB、PAH などの疎水性有機汚染物質とも結合（収着）しやすい性質を持っている。したがって、焼却残渣固体マトリックスに存在する腐植物質は、有機性・無機性汚染物質に対する捕捉機能を有している。しかし、腐植物質のなかでもフミン酸やフルボ酸は溶解性物質なので、重金属類や疎水性有機汚染物質との複合体（コンプレックス）が溶解性として存在する場合もあり、特にアルカリ側で溶解性が高まる。焼却残渣は初期にはアルカリ性を呈することから、有害物質との複合体は不安定な状態で存在することになる。また、焼却残渣固体マトリックスの吸着能力を超えてフミン酸やフルボ酸が存在すると、吸着しきれず残存する溶解性のフミン酸・フルボ酸との複合体をつくり汚染物質も同時に溶解する。さらに、これらの物質は天然の界面活性物質であり、ある臨界濃度を超えて存在するとミセルを形成し、多量の汚染物質が溶解してくる可能性がある²。以上のようなメカニズムについて、ダイオキシン類を例として概念的に図 - 2 に示した。

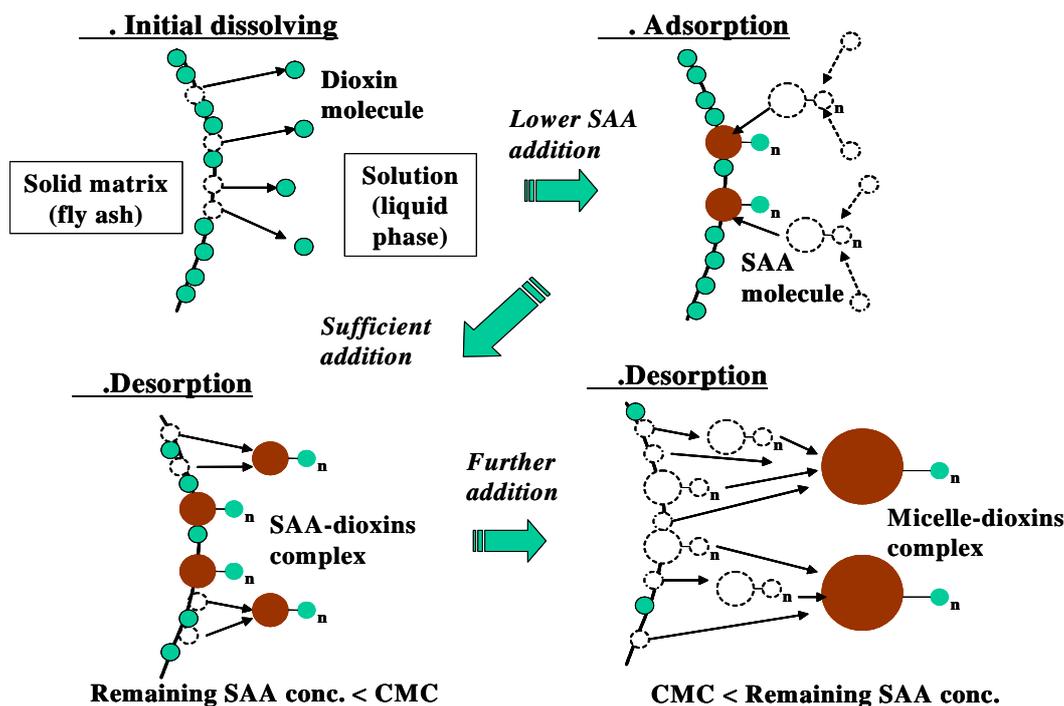


図 - 2 界面活性作用をもつ物質（フミン酸等）とダイオキシン類との相互作用²

3.2 土壌化における安定化の条件

3.1 で述べた腐植物質との相互作用における汚染物質の捕捉・溶解メカニズムを基にすれば、焼却残渣の土壌化による安定化の条件として、

有機質の腐植化を進行させ、汚染物質との結合能を高めること

焼却残渣固体マトリックスの腐植物質に対する吸着能を高めること

吸着能力を超える過剰の溶解性腐植物質との共存・接触を避けること

が、考えられる。土壌学や農学では、フミン酸およびフルボ酸のような腐植物質に対する金属イオンの蓄積・移動性および土壌や粘土などへの吸着に関する研究が多く行われている。例えば、Rashid^{3,4}および Ong ら⁵の腐植物質に対する金属イオンの蓄積量は、イオン価およびイオンの半径、溶液のイオン強度によって異なると述べている。ただし、腐植化の進行と汚染物質の蓄積・移動量についての研究は少なく、コンポスト化における腐熟の進行によって農薬が強く固定化され移動性が小さくなったとする報告などが若干ある。腐植物質の土壌や粘土などへの吸着量は、固体質の有機物質の含量、aluminum oxide、gibbsite、goethite、hematite の鉱物^{6,7,8}、塩酸抽出性 Fe および Al⁹、dithionite extractable Fe¹⁰、表面の非結晶質の Al や Si の含量¹⁰によるとしている。したがって、焼却残渣の土壌化による安定化には、このようなメカニズムを有効に機能させることが重要である。図 - 3 に土壌化に伴う汚染物質の安定化のイメージを示した。

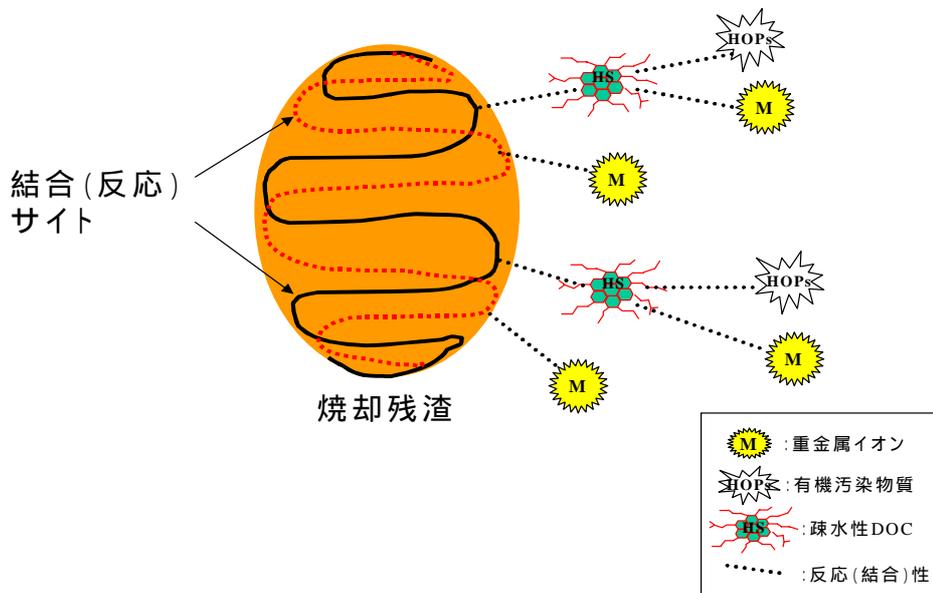


図 - 3 腐植物質存在下での無機性・有機性汚染物質と焼却残渣の相互作用に伴う安定化

4 . 安定化からみた焼却残渣性状の制御要件

ここでは土壌化だけでなく、広く安定化を促進させるための焼却残渣の制御要件を考えてみたい。

1) 土壌化(腐植化)反応による重金属類・HOPs 制御の点からみて有利な残渣性状は?

焼却残渣の土壌化を考える場合に、腐植化する有機物の由来としては、残渣中に存在する未燃分の有機物と外部から供給される有機物が考えられる。未燃分の有機物は長期的には腐植化・安定化に寄与すると考えられるが、短期的には重金属類を不安定化させ、溶出能を高める可能性が高い。図 - 4¹¹⁾は溶出試験に関するデータベースを用いて、主灰からの鉛の溶出量と熱灼減量との関係を見たものである。熱灼減量が低い領域と高い領域で溶出濃度が高く、前者では無機化による pH 上昇が影響し、後者では未燃有機物と複合体を形成した鉛が焼却残渣のアルカリ性の条件の下で溶出していると推測している¹¹⁾。このような現象は、外部から供給された多量の溶存性有機物との接触によっても起こりうるであろう。

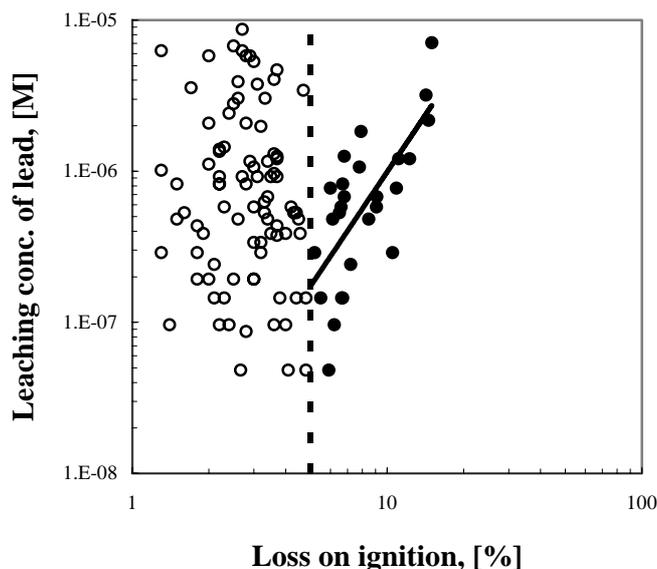


図 - 4 主灰の熱灼減量と鉛の溶出濃度の関係（異なる施設の溶出試験データベースに基づく）

11

いずれにしても、焼却プロセスの目的は完全無機化であるし、ダイオキシン類低減のためには完全燃焼に近づけていかななくてはならない。その前提の下で土壌化による安定化を進めるためには、新たに有機物を添加しなくてはならない。そこで筆者らが提案しているのは、図 - 5¹² 促進土壌化技術の概念である。促進エージングにより焼却残渣を洗浄・中和させ、重金属類の鉱物学的安定化と腐植物質に対する吸着能を高め、そこに腐植化が進行したコンポスト様の有機物残渣（質が悪くリサイクルできないもの）をごく少量の割合混ぜて埋め立て、埋立地を土壌化・安定化反応器と考えて早期に安定化を図るものである。安定化の後に掘り起こして利用し、埋立スペースをリニューアルすることも可能である。これまで、焼却残渣に5%のコンポストを混ぜて7年間置いた場合の安定化の状態などを観察・検討した^{13,14}。このようなアプローチは、欧州におけるMBPによって生じた処理物と焼却残渣のco-disposalという現実的な問題の科学的解釈にも通じるものである。

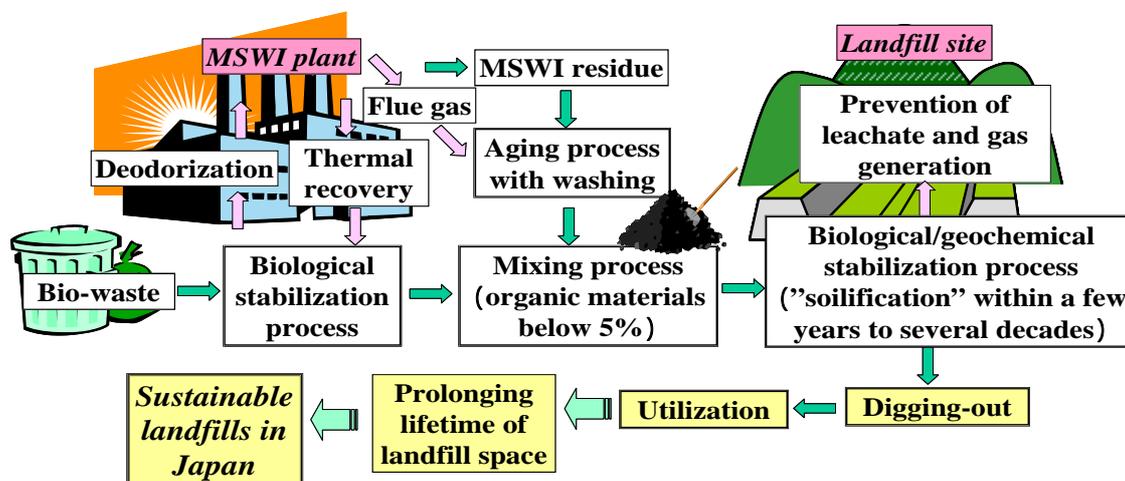


図 - 5 焼却施設の機能を活用した埋立地再生のための促進土壌化技術の概念¹²

焼却残渣の腐植化・安定化を進行させるために前提となる焼却残渣の要件は、腐植物質に対する十分な吸着能力をもつことである。その意味から最も重要な制御因子は、焼却残渣の pH である。筆者らは、焼却残渣の高 pH に強く影響しているのは Ca の含有割合であると推測している^{11,15}。したがって、初期に示す pH を制御し中性化させるためには、Ca の含有割合を制御する必要がある。次に制御可能な因子は、残渣表面で分布する Al、Fe および Si などの含量およびそれらの元素の鉱物学的形態であろう。ただし、これらの元素含量や化学組成をどのように制御すれば腐植化にとって有利なのかについては十分明らかになっていない。

2) 重金属類の鉱物学的安定化からみて有利な残渣性状は？

焼却残渣中の重金属類の長期的な鉱物学的安定化からみて、有利な残渣の初期性状については、筆者らはまだ十分理解していない。現在、北海道大学・田中(寿)研究室との間で、初期性状の異なる残渣として、洗浄処理後、エージング(炭酸化)後、水熱処理後の3タイプを仮定し、それらの処理物を埋め立てた際の300年スケールの重金属類の浸出シミュレーションを検討している¹⁴。現段階では、まだ現象の傾向を理解する目的で活用できるレベルであり、十分な精度を確保していない。長期的な変化も含めた形での理解はきわめて不足しているため、ここでは初期段階での鉛の溶出制御について筆者らの検討成果を紹介したい。図-6¹¹は先に紹介したデータベースを用いた解析結果の中で、鉛の溶出率と Fe、Mn、Si の含有量との関係である。これらの元素が形成する鉱物との吸着・結合によって、溶出率が減少している可能性がある。また、図-7¹¹は元素組成を制御するという意味から、いくつかの元素含有量を説明変数として鉛の溶出濃度を予測するための重回帰式から得た予測値と実測値の比較である。Ca 含有量は pH を規定し影響を与える。Pb 含有量も影響を与えており、6時間では平衡に達していない、溶解度支配になっていない、などの要因が考えられる。Si の寄与については先に述べたとおりであり、データ数が少なく変数として使えなかった Fe や Mn も考慮できれば、さらに予測精度は高くなったかもしれない。このように、Pb の溶出濃度は、Ca、Pb 自身、Si や Fe、Mn などの元素の含有量を制御することで低減できる可能性がある。

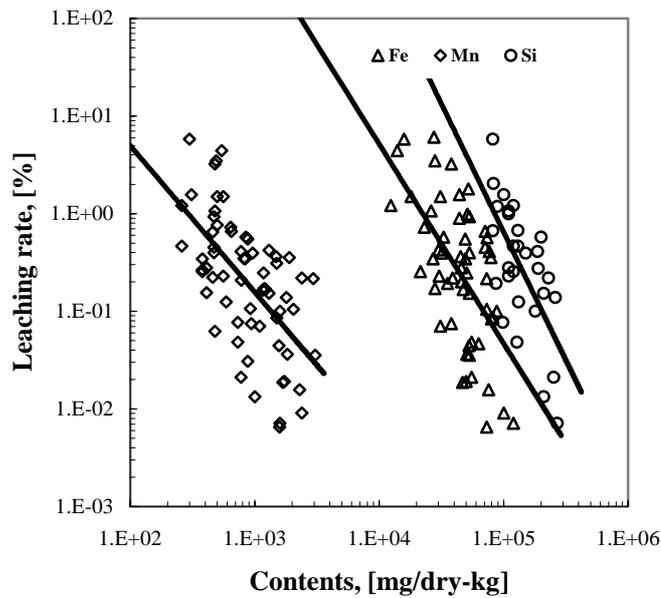


図 - 6 主灰中の Fe、Mn、Si の含有量と Pb 溶出率との関係¹¹

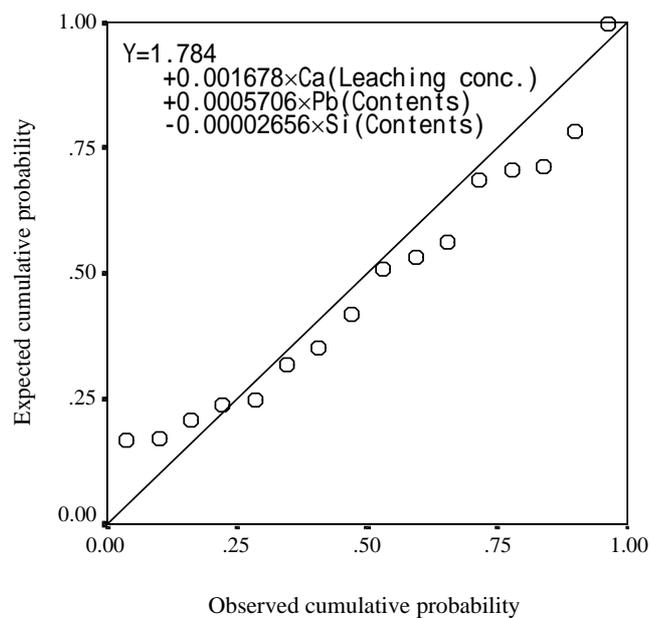


図 - 7 主灰からの Pb 溶出濃度の各元素含有量を変数とした重回帰分析による予測結果¹¹

【焼却部会への問題提起 1】

上記の解説のように、残渣中のいくつかのキーとなる元素含有量を制御することによって、重金属類の溶出を低減できる可能性があるが、焼却プロセスにおいてこのような元素含有量を制御する方法として、どのようなオプションが考えられるか？

5. 焼却残渣中の含有量の制御可能性 - 汚染ポテンシャルの究極的低減 -

これまで、安定化における汚染ポテンシャルの低減を溶出性の長期的な低減と解釈し、焼却残渣の制御要件を整理した。しかし一方で、汚染ポテンシャルの究極的な低減は、含有量自体を低減することであるとの主張がある。その背景には、土壤汚染対策法において設定された含有基準が強い影響を与えている。図 - 8 に、埋立地 - 土壤環境系における埋立管理要件の不整合の問題を指摘した。

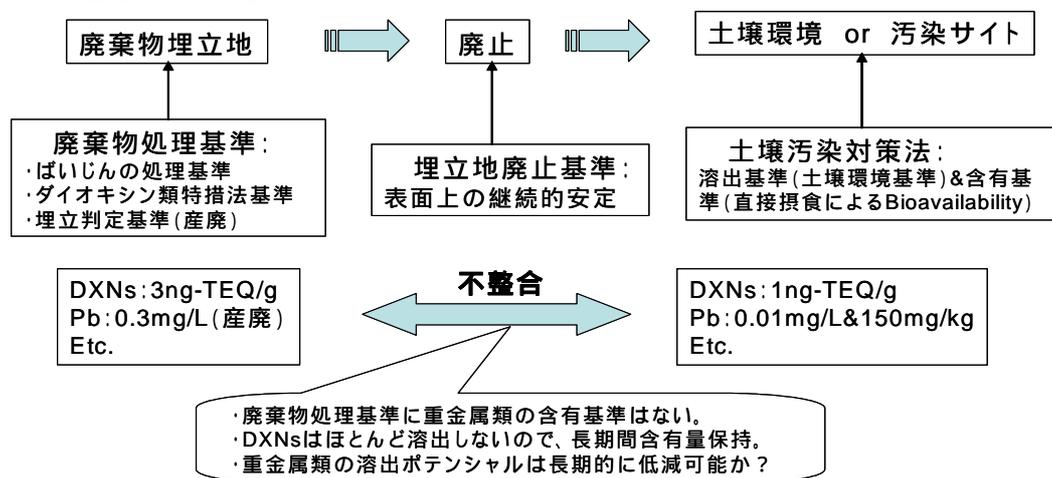


図 - 8 廃棄物埋立地 - 土壤環境系における埋立管理要件の不整合問題

すなわち、土壤汚染対策法においては、土壤環境基準における溶出基準と直接摂食によるバイオアベイラビリティを踏まえた含有基準が設定されており、廃棄物の埋立の際の基準とはギャップがあり、現行の表面上安定であれば廃止できるとする廃止基準を適用した場合、不整合が生じる可能性が高い。すなわち、埋立判定基準における溶出基準よりも厳しい土壤環境基準を廃止段階で満足できるか？ 埋立基準には重金属類の含有基準はないが、洗い出しなどの効果によって、廃止までの期間に土壤汚染対策法の含有基準を満足するまでに含有量を低減可能か？ 特にばいじんについて、埋立の際のダイオキシン類の含有量基準 (3ng-TEQ/g) を満足したとしても、廃止段階で土壤の環境基準である 1ng-TEQ/g を満足できるか？ という問いに対して、yes と回答できるのは のみで、他の と は yes と回答できる可能性はほとんどない。仮に廃止段階で土壤汚染対策法の要件を満たすことができれば、汚染サイトとして何らかの管理を求めるのが合理的な判断であろう。

このような不整合の問題を指摘された場合、埋立の際に最初から土壤汚染対策法の含有基準を満足するような性状にする、すなわち汚染ポテンシャルの究極的な低減方法として、含有量自体を低減する方向性に進むとの発想は、当然出てきてもおかしくない。

このような背景から、ここでは焼却残渣性状として汚染物質の含有量自体の制御可能性として、特に洗浄などによる前処理でも低減が難しい重金属類の含有量制御可能性について、次のような問題提起をしたい。

【焼却部会への問題提起 2】

フリー鉛はんだ化などの製品管理、分別・リサイクルによるフロー変化などによる焼却対象物の源流管理によって、焼却残渣中の重金属類の含有量削減はどの程度可能か？また、燃焼管理による主灰と飛灰への分配制御や飛灰分離等により、埋立対象の焼却残渣中の含有量をどの程度まで削減可能か？特に、鉛を土壌含有基準の 150mg/kg 以下まで低減可能か？

参考文献

- 1 . 大羽裕、永塚鎮男、“土壌生成分類学”、株式会社養賢堂、東京、p. 11-12、1988
- 2 . Masahiro Osako and Yongjin Kim: Influence of coexisting surface-active agents on leachability of dioxins in raw and treated fly ash from an MSW incinerator, *Chemosphere*, in press.
- 3 . Rashid, M.A., Role of humic acids of marine origin and their different molecular weight fractions in complexing di- and tri- valent metals, *Soil Sci.* 111: 298-306. 1971.
- 4 . Rashid, M.A., Absorption of metals on sedimentary and peat humic acids, *Chemical Geology*, 13: 115-123, 1974.
- 5 . Ong, L.H., Bisque, R.E., Coagulation of humic colloids by metal ions. *Soil Sci.* 106: 220-224, 1968.
- 6 . Davis, J.A., Adsorption of natural dissolved organic matter at the oxide/water interface, *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 46: 2381-2393, 1982.
- 7 . Sibanda, H.M., Young, S.D., Competitive adsorption of humus acids and phosphate on goethite, gibbsite, and two tropical soils, *J. Soil Sci.*, 37: 197-204, 1986.
- 8 . Tipping, E., The adsorption of aquatic humic substances by iron oxides, *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 45: 191-199, 1982.
- 9 . McDowell, W.H., Wood, T., Podzolization: Soil processes control dissolved organic carbon concentrations in stream water, *Soil Sci.*, 137: 23-32, 1984.
- 10 . Jardine, P.M., Weber, N.L., McCarthy, J.F., Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1378-1385, 1989.
- 11 . Jeong, S-M., Osako, M. and Kim, Y-J., Interpretation of leaching characteristics of lead from bottom ashes of municipal solid waste incinerators using database, *Waste Management*, submitted.
- 12 . Osako, M. and Kim, Y-J., Accelerated soilification technology of MSW incineration residue for landfill site renewal, *The 2nd ICLRS*, pp.192-193, 2002
- 13 . Kim, Y-J. and Osako, M., Investigation on the humification of municipal solid waste incineration residue and its effect on the leaching behavior of dioxins, *Waste Management*, submitted.

14. 大迫政浩 他，廃棄物最終処分場における微量汚染物質の長期的挙動とその制御方策に関する研究，環境保全研究成果集（環境省公害一括計上研究）印刷中
15. 大迫政浩 他，日韓の都市ごみ焼却主灰からの重金属類溶出特性に関する比較考察，廃棄物学会論文誌，12(6)，pp.256-265，2001

焼却を主体とする都市ごみ処理の功罪と埋立処分

東京都環境科学研究所 四阿秀雄

1. はじめに

我が国では焼却処理を中間処理、埋立処分を最終処分と呼ぶことが定着している。しかし、廃掃法上の区分では焼却と埋立は共に「処分」であり、海外においても landfill は final disposal とは同義語ではなく処理・処分の選択肢のひとつとして捉えられている。

廃棄物処理について「量」から「質」に目を転ずれば、単なる処理順序ではなく機能に応じた「焼却」と「埋立」の役割が見えてこよう。焼却と埋立は、それぞれの長・短、得手・不得手を相互に補完し、合理的で効率的な処分システムを形成すべきものである。さらに、多様な化学物質で溢れる今日の消費社会において、都市ごみの流れの中から自然還元されない物質を回収し無害化することが、今日の廃棄物の処理・処分システムが備えるべき機能であろう。このような需要に対し、焼却と埋立の技術はどのように貢献し、役割分担できるのであろうか。

これまでの都市ごみ処理は、環境問題が顕在化した後に対症療法的に緊急対策を講ずる例が多く、根本原因を把握した措置がとられてきたとは言い難い。また、費用対効果を度外視した対策がごみ処理経費を大きく増加させ、自治体の財政を圧迫している。ごみ焼却の建設費、運転・維持管理費は著しく上昇し、未反応の排ガス処理アルカリ薬剤は飛灰の性状を変え、焼却率向上とあいまって埋立地の水処理に深刻な影響を及ぼしている。焼却灰・飛灰の資源化にはなお技術的・経済的な課題が残されている。また、本来安価な筈の埋立処分も、適地の不足に加え、埋立物性状の変化と環境対策によって建設・管理費は増大の一途である。経済的で安全かつ確実な処理技術と俯瞰的な処理技術体系が求められる。

2. 焼却炉と埋立地の特性と機能

(1) 反応装置としての特性

都市ごみ分解・安定化装置としての焼却炉と埋立地の特性を、浅学を恐れず概観すれば、表1のようになろう。焼却炉は化学反応装置であり、狭い反応容器内で非可逆な急速反応が進行する。投入熱量、炉温、酸素濃度等の反応条件は化学工学的な制御が可能である。しかし操作を誤れば直ちに生産物（排ガス、飛灰・焼却灰）に反映され、排ガスは一時も貯留ができない。焼却により腐敗性物質はもとより、合成有機物も炭酸ガスと水に分解される。さらに、非意図的なダイオキシン類の生成とは表裏の関係で、高温燃焼による難分解性有機物や VOCs の分解も可能である。しかし、焼却灰は必ずしも無害な無機物になるとはいえず、製品中で安定な重金属類や塩素・硫黄等も、酸化、塩化物・硫酸塩化して活性化（揮発・水溶性化）してしまう。

一方、埋立地は大気開放型の容器で、土壌・大気との交流による緩慢な分解・安定化反応により、分解生成物は発生ガス、浸出水として大気、水系へ排出される。化学工学的な制御は困難であり、生物分解や土壌吸着等の反応によって有害物質の溶出・放出は抑制されても、難分解性物質の分解は期待できない。浸出水中の難分解性物質は浸出水処理設備で除去できるが、廃棄物中の VOCs 等は大気放出され、POPs の一部も大気へ移動すると考えられる。埋立物が焼却灰で占め

られると生物分解から大気、降雨による物理化学的な反応に移行する。なお、安定化ではないが埋立地の隔離・貯留機能は、俯瞰的な廃棄物処理システムにおいて重要な機能である。

表1 焼却炉・埋立地の反応装置特性

	焼 却	埋 立
反応原理	空気による高温急速酸化	自然還元（微生物分解、雨水洗浄、空気酸化、発生ガス反応、その他）
（非反応機能）	-	（隔離/封じ込め/貯留）
反応物	全ての有機物（可燃物） 酸化される物質	腐食性有機物 水溶性物、その他
反応生成物	排ガス（CO ₂ 、H ₂ O、NO _x 、SO _x 、HCl、その他、[熱]）、排水（灰溶出水） 固形残渣（焼却灰、飛灰）	発生ガス（CO ₂ 、H ₂ O、CH ₄ 、N ₂ O、H ₂ S、その他）、浸出水 固形残渣
反応速度	2-3秒（1）	30年以上（>10 ⁹ ）
減量効果（質量）	1/20	有機物分解分+浸出水溶出分
大気とのインターフェイス	燃焼空気利用	好気性分解、大気中CO ₂ の吸収
付帯装置	排ガス処理、焼却灰・飛灰固化 廃熱利用、灰溶融	公害防止（浸出水処理設備） 希にガス発電設備

(2) 機能とパフォーマンス

次に、処理施設の機能を本来のごみ処理機能の「衛生化、減量化、無害化」と循環型社会に貢献する3R機能に分け、そのパフォーマンスを比較してみた（表2）。ごみ処理需要の原点を示す清掃サービスが未整備の開発途上国の状況と、今後あるべき施設の提案として「貯留型処分場」と「有害廃棄物分解・資源化炉」を掲げた。

表2 埋立と焼却の機能分類とパフォーマンス

区分	処理方式	環境対策		処理パフォーマンス			3Rパフォーマンス		
		水	大気	衛生化	減量化 無機化	無害化	エネルギー回収	物質回収	備蓄
清掃サービス未整備		水路閉塞・衛生害虫蔓延		××	-	-	-	スバジャ	-
埋立	投棄埋立	なし	なし	×		×	×	×	×
	衛生理立	酸化池	ガス抜管			×	×	×	
	安定型処分場	(なし)	(ガス抜管)			×	×	×	
	管理型処分場	遮水工 浸出水処理	ガス抜管				×()	×()	
	遮断型処分場	密閉構造			×	- (隔離)	-	-	-
	(貯留型処分場)	+スベ-ス活用 発生ガス対策/利用							
焼却	野焼き	×	×	×		×	×	×	なし
	パッチ炉	酸化池	スクラバ-				×	×	
	半ボイラ炉								
	発電炉	廃水処理 加ズド化	EP・バグ 排ガス処理					×()	
	溶融炉付炉				+		()		
	(有害廃棄物分解・資源化炉)	+高温燃焼の徹底 炉機能の見直し				+			

3. 都市ごみ・焼却灰の基本的性状と無害化処理

都市ごみの基本組成と特性を承知しておくことは、焼却・埋立を安全で効率的に行うために不可欠である。また、焼却主灰・飛灰の基本的性状とその挙動の把握は、埋立地における諸対策と焼却灰の資源化、飛灰の山元還元等を促進する上で重要である。

(1) 都市ごみ

ア 都市ごみの組成と変動要因

消費財の最終形態である家庭ごみの組成は、時代・経済を反映して経年変化する（文化のバロメータ）。また、市町村が採用する分別方法により大きく変化する。なお、都市ごみとは、量の多少はあれ、必ず零細・小規模事業者（店舗、工場）から生活系廃棄物とともに排出される事業系廃棄物を含むものであり、地域によるごみ組成の変化をもたらしている。

$$\begin{aligned} \text{都市ごみ} &= \text{家庭ごみ（生活系ごみ）} + \text{ポスト・コンシューマ廃棄物} \\ &+ \text{事業系廃棄物} = \text{事業者からの生活系ごみ} + \text{事業活動に伴う廃棄物} \end{aligned}$$

図1 都市ごみの構成

イ 都市ごみ中の有害物質と無害化

家庭から排出される塗料・溶剤、殺虫剤、バッテリー等を、欧米では家庭系有害廃棄物（household hazardous waste）として分別回収している。わが国では乾電池等を分別収集する自治体もあるが、多くは適正処理困難物とされ市町村による回収は行われていないが、ごみ中には欧米の報告例と同レベルの0.5-1%程度混入していると見込まれる¹⁾。EUの家庭系有害廃棄物/化学物質の調査報告では、焼却施設と埋立処分場の排出インベントリーから表3に示す14物質を優先有害物質とし、塗料類、農薬類、ヒ素処理木材、蛍光管等を問題のある家庭用品としている²⁾。

表3 EU家庭系有害廃棄物/化学物質調査における優先有害物質

無機物	ヒ素、鉛、カドミ、クロム、銅、ニッケル、水銀、亜鉛
有機物	PCB、ベンゼン、テトラクロロエレン、トリクロロエレン、テトラクロロメタン、シアニ化ナトリウム

また、印刷インキやプラスチック等には顔料・添加剤が使用されており、その中の重金属類や環境ホルモンを疑われる物質がごみとなった場合、焼却施設や埋立地の処理能力が不十分ならば大気・水系に排出されるが、ほとんどは分解・無害化されていると考えられる。このようなごみ中の有害化学物質を焼却・埋立で無害化する機能について、期待を表4に掲げた。

表4 焼却・埋立による有害化学物質の無害化（期待する機能）

	焼却	埋立
腐敗性有機物質		
難分解性有機物質	(高温焼却)	×
廃油・有機溶剤を含む固体廃棄物		×
環境ホルモン等(有機物)		×
重金属類(プラスチック添加剤、顔料等中)	×(活性化) (後処理)	(隔離)
電池・蛍光管	×(活性化) (後処理)	
液体、ガス状廃棄物	(+専用設備)	×

り ごみの燃料・燃焼特性と無害化プロセス

ごみは「サイズ・組成が不均一」、「燃料比(固定炭素/揮発分)が小」の低質の固形燃料である。したがって、ごみ焼却炉は必然的に「ガス燃焼炉+固体燃焼炉」のハイブリッドとなり、安定運手には大型化が有利となる。ストーカ炉では図2のような反応フローとなり、図3のようなプロセスで焼却灰と排ガス、排ガスと飛灰が分離し、生成する。

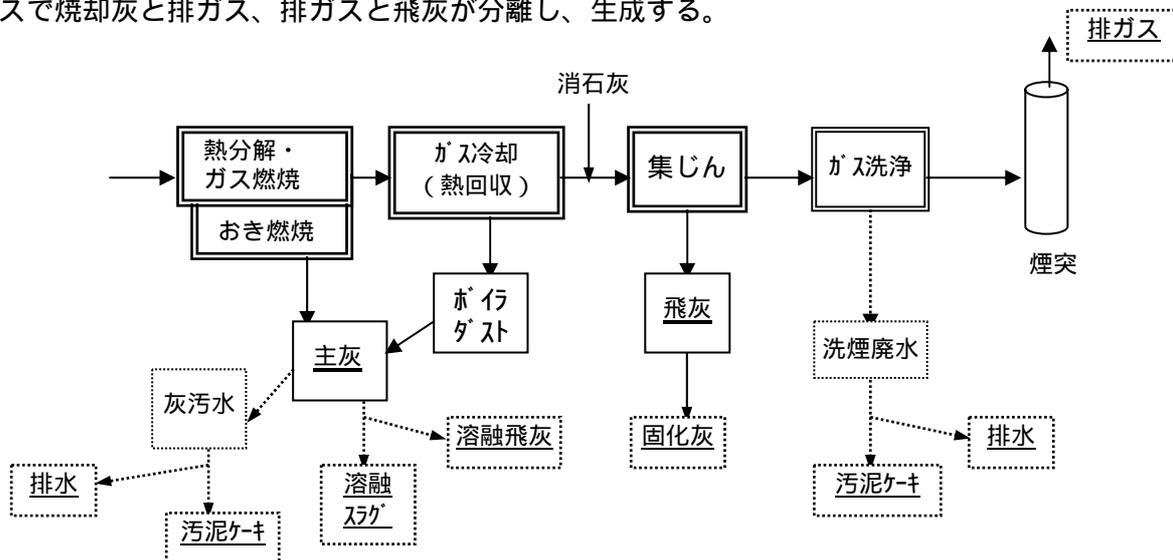


図2 ごみ焼却炉(ストーカ炉)の反応プロセス

乾燥段で熱分解・ガス化、低融点成分の揮発
 燃焼室(再燃焼室)で二次燃焼 ----- 高温維持には輻射断熱構造が必要
 排ガス冷却プロセス(集じん機、煙道の高温腐食防止)
 熱回収・利用(水噴射 廃熱ボイラ)
 揮発成分の凝縮・中和 ⇨ 飛灰の生成(濃縮・精製)
 <乾式/半乾式処理> ----- 消石灰等の使用 ⇨ 飛灰の強アルカリ化
 集じんプロセス ----- 飛灰(Na, K, Pb, Cd等の酸化/塩化物・硫酸塩)の捕集
 <湿式洗浄> ----- 苛性ソーダの使用 ⇨ 洗煙廃水の生成
 後処理<触媒脱硝、排ガス再加熱・水蒸気白煙防止>

図3 ごみ焼却の燃焼ガスの流れ(熱分解・燃焼・揮発・凝縮フロー)

有害物質処理の観点から重要な反応は、「高温燃焼過程の有機物分解・低融点成分揮発」及び「排ガス冷却過程の低融点成分の中和・凝縮」である。中和・凝縮反応は高温ガス状の塩素、硫黄、アルカリ金属、低融点重金属が固体の飛灰として濃縮するプロセスである。このプロセスで添加される塩化水素除去用アルカリ粉体は、気固反応で反応効率が低いいため、当量以上大量に使用されることが多く、飛灰のアルカリ度を著しく上昇させている。

一方、おき燃焼は燃焼・後燃焼段で進行し、分解性・低融点の物質が揮発する。したがって、燃焼・後燃焼段の温度・滞留時間の制御により有害有機物の分解と低融点重金属の追い出しが可能になると考えられる。これに加えて半飛灰であるボイラダストが分離排出できれば、焼却主灰の重金属等の濃度は大幅に低減すると予想され、空気中の炭酸ガスとの反応による炭酸塩化等による不溶化現象(エージング効果)と併せ、焼却灰の直接資源化が期待できることになる。

(2) 焼却灰・飛灰

A 焼却灰・飛灰の水溶液の特徴

焼却灰・飛灰の相当部分は水溶性成分である。焼却灰はナトリウム、カリウム、シリカ、アルミニウム、及び鉄等の高融点金属類の酸化物であり、飛灰は排ガス流で運ばれた焼却灰粒子、燃焼揮発分の凝縮・中和物、及び排ガス処理用アルカリ薬剤の混合物である。焼却灰・飛灰を水で冷却するとアルカリ成分が溶出し、通常 pH12 以上の高アルカリ性を示す。

表 5 は灰冷却水槽から出る灰汚水（焼却灰 + 飛灰）のイオン濃度組成例である。陽イオンとして Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、陰イオンとして Cl^- 、 SO_4^{2-} 、加えて CO_3^{2-} 、 OH^- が主成分である。

表 5 灰汚水のイオン濃度例

イオン種	濃度	
	(mg/l)	(mM/l)
Na^+	572	24.9
K^+	830	21.2
Ca^{2+}	473	11.8
Cl^-	1,260	35.5
SO_4^{2-}	785	8.2
計	3,920	101.6
pH	12.2	-

I 灰冷却水槽と灰押出装置

ごみ焼却炉の灰冷却設備として現在は灰押出装置が主流である。灰冷却水槽では大部分の塩類は灰汚水に移行し、排水処理においても塩類除去は行われず下水・河川へ放流される。しかし、排水処理不要とした灰押出装置では、塩類は焼却灰と共に埋立地に搬入される。なお、キレート処理では重金属は除去されるが、溶解性塩類・アルカリ分の溶出は抑止できない。灰溶融処理を行っても、塩類と低融点重金属は固定されずに再び揮発し、溶融飛灰として凝縮・回収される。

II 灰汚水の挙動

表 5 のイオン組成を持つ高アルカリ性の灰汚水は、 $[\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CaCl}_2 + (\text{Na}, \text{K} \text{ の塩化物} \cdot \text{硫酸塩})]$ の混合液とみなせる³⁾。このような溶液系は、発生ガスあるいは大気中の CO_2 を吸収して炭酸カルシウム（カルサイト）を析出する。低 CO_2 分圧では、結晶は大きく硬いものとなる。

CO_2 による中和では、溶液中の消石灰分のみが炭酸カルシウムとなって沈殿し、中和が完了する。一方、カルシウム除去のために Na_2CO_3 を用いると CaCl_2 分までの Ca^{2+} が除去され、その結果 Na^+ が

表 6 浸出水の硬度除去・中和方法と塩類濃度の増減

浸出液の状態	Na_2CO_3 による硬度除去 硫酸による中和		CO_2 による中和・硬度除去	
[$\text{Ca}(\text{OH})_2$ 懸濁液] $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Ca^{2+} OH^-	$[\text{Na}_2\text{CO}_3 \quad 2\text{Na}^+ + \text{CO}_3^{2-}]$ $\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{CaCO}_3$ ($\text{Na}^+ + \text{OH}^- = \text{NaOH}$)	除去	$[\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \quad 2\text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}]$ $\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{CaCO}_3$ $2\text{H}^+ + 2\text{OH}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	除去
[CaCl_2 溶液] Ca^{2+} Cl^-	($\text{CaCl}_2 + 2\text{NaOH}$ $2\text{NaCl} + \text{Ca}(\text{OH})_2$) $\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{CaCO}_3$ <u>Na^+ の増加</u>	Ca^{2+} Na^+	Ca^{2+} Cl^-	変化なし
[その他塩類] Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、	Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、	変化なし	Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、	変化なし
	<u>SO_4^{2-} の増加</u> $[\text{H}_2\text{SO}_4 \quad 2\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-}]$ $\text{OH}^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{H}_2\text{O}$	SO_4^{2-}		

増加することになる（表6）。

また、アルカリ度が増加するので、これを中和するのに酸が必要になり、 SO_4^{2-} や Cl^- 濃度を増加させることになる³⁾。また、硫酸を用いると、炭酸カルシウムスケール障害に加え、一層やっかいな石膏スケールを発生させることになる（表7）。

表7 Ca系高pH懸濁液の中和反応とスケール生成

当量点とスケールの種類		硫酸による中和	CO_2 による中和
中和 反応	P ₁ 当量点 (pH 約 10)	$\text{Ca(OH)}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	$\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$
	P ₂ 当量点 (pH7-8)	$2\text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 2\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{HCO}_3^-$ (炭酸カルシウム粒子が懸濁している場合)	$\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$ (再溶解反応: CO_2 分圧が高い場合)
	M 当量点 (pH4-8)	$\text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + \text{CO}_2$	なし (過剰に入れても酸性にならない)
スケール 生成	種類	硫酸カルシウム (石膏) の助長	炭酸カルシウム
	特徴	析出速度 小 硬いスケール	空気・発生ガス吸収の場合は析出速度 小

I 炭酸塩化による重金属類の安定化

このように、高アルカリ性のカルシウム系溶液では、炭酸ガスを用いることにより塩濃度を増加させることなく中和処理ができる。炭酸塩化法による重金属類の除去は多くの場合水酸化物法よりも効果的であり、pH制御の省略も可能である⁴⁾。

4. おわりに

(1) 焼却炉の性能指標と生成物

都市ごみ焼却炉の性能とは何であろうか。「熱しゃく減量」は今も健在だが、適正処理・無害化指標について、次の点を指摘したい。

A 焼却灰

熱しゃく減量がごみ中の有機炭素分の分解効率指標であるならば、ごみ中の有害物質等についても分解効率を炉の性能基準、生成物の安全指標として考えたらどうか。欧米では焼却灰をスラグと呼び、利用基準を設けて路盤材、埋戻し材に使用している実績がある。わが国においても、ボイラダストの分離、後燃焼段の改善、水洗浄による塩類の溶出等を行うことにより、あるいは分別収集の改善により、焼却灰の直接利用が可能となるのではないかと。

イ 排ガス

焼却とはごみ中の固形炭素分を炭酸ガスとして大気放出し、可視固形物を減ずる処理に他ならない。しかし、高温酸化では難分解性有機物も分解でき、構造・維持管理を有害廃棄物燃焼炉に近づければ、ごみ焼却炉は有害化学物質を少量含む⁵⁾ストリクスマ廃棄物の処理施設の役割が与えられる。有機物の燃焼効率「 $= [\text{CO}_2] / ([\text{CO}_2] + [\text{CO}])$ 」に準じた有害物質の分解効率、非意図的物質の生成率の指標があつてよい。

ウ 飛灰

飛灰についてはダイオキシン類含有量が指標となった感がある。しかし、焼却炉が必然的に保有する低沸点重金属類の精製プロセスを最大限に利用しない手はない。灰溶融飛灰は再精製するプロセスと見ることができる。資源となる重金属の濃縮率・回収率を性能指標とすれば、炉の再

資源化施設評価に使用できよう。なお、排ガス処理の消石灰等の大量使用は資源浪費が疑われ、飛灰量の増加と高アルカリ化を招き、灰処理費用等を増加させ、埋立地の管理にまで影響を及ぼしていることを考えれば、埋立地搬入基準としての飛灰の溶解性塩類濃度・アルカリ含有量についても考える必要がある。

(2) 埋立地のカルシウム・塩類問題について

灰の高アルカリ・カルシウム化が埋立地に悪影響を及ぼし、灌漑用水への塩害が顕在化している。この現象はごみ焼却炉の公害・環境対策が埋立地の不得手部分を考慮せずなされて生じた典型例といえよう。高アルカリ・カルシウム化は焼却施設における過剰の消石灰の使用に端を発するが、埋立地における問題の発生は、焼却施設が排水のクロード化を選択して排水処理を回避し、内陸の埋立地に付回ししたことが直接の原因となっている。

現在の灰処理方法では塩類の溶出速度を遅くすることはできず、物理化学的な排水処理で水溶性塩類を不溶化することは不可能である。埋立地の本来機能では、吸着・吸収以外に水溶性塩類を阻止することはできない。したがって、内陸にある処分場に塩類を多量に含む焼却灰を搬入することを回避すべきで、河川下流域に配置した焼却施設で放流処理すべきものとする。カルシウムスケール障害は炭酸ガスを用いた急速中和処理で緩和できる可能性が高い。しかし、このような対策は、再び「対症療法」となってしまうのではないか。

遮断型処分場でない限り、隔離されている筈の物質は埋立地から浸出水・発生ガスとして環境に排出され続ける。埋立地の環境への排出速度が極めて小さく、放流基準を満たしつつ流出し最終的に海に行くならば、環境上の問題はないとすべきであり、そのための排出基準が必要である。

参考文献

- 1) 四阿秀雄、及川智：小口・家庭系有害廃棄物の管理システムに関する検討、2002 東京都環境科学研究所年報、pp174-181
- 2) “Study on Hazardous Household Waste with a Main Emphasis on Hazardous Chemicals”: EU Study Report, July 2002
- 3) 四阿ら：灰汚水の基本的性状に関する考察、清掃技報(東京都清掃局)、No.6, pp19-27(1991)
- 4) 四阿ら：排ガスによる灰汚水・飛灰等の処理について、清掃技報(東京都清掃局)、No.8, pp27-36(1993)

[連絡先] 〒135-0064 東京都江東区青海二丁目地先 東京都環境科学研究所応用研究部廃棄物分室
四阿秀雄 Tel (03)5531-3722 Fax (03)5531-3725 E-mail: hazuman@kankyo.metro.tokyo.jp

焼却施設への投入ごみの変化が埋立物へ及ぼす影響について

インプット制御による埋立物管理の可能性

大阪市立環境科学研究所 西谷隆司

1. はじめに

衛生的な廃棄物処理体制の保持と埋立物減量化のため、焼却処理は廃棄物処理体系の中で重要な位置を占めてきた。焼却施設は、腐敗性有機物の処理によって汚濁物質を低減するとともに、可燃物処理による減量化によって、焼却処理の後に続く埋立処分への環境負荷を抑制する役目を担ってきた。しかし、新しい素材や製品が次々と生み出され大量消費されていく中で、量だけでなく質においても様々な物質が焼却施設へ押し寄せてくるようになった。当然、それらの物質は焼却後の焼却灰や飛灰等の埋立物にも影響を与えることとなる。これら新たに生じてきた課題に対して、焼却施設としての対策を進めつつも、対応しきれない部分については、廃棄物の終着点である埋立処分場へツケを回す状況にもつながることとなる。

一方、廃棄物の「処理」から、廃棄物・資源の「管理」という観点への転換の重要性が社会的にも強く意識されてきている。各種リサイクル法も整備もされ、再資源化の取り組みが少しずつ進み、焼却施設へ持ち込まれるごみの質や量にも変化が出始めている。ここでは、これらごみ質等の変化が、焼却処理を通じて、焼却灰や飛灰などの埋立物にどの様に影響してきているのかを各種資料から得られたデータにより整理するとともに、さらに、焼却施設へ持ち込まれるごみの質をコントロールするインプット制御によって、焼却灰や飛灰の質をどの程度管理することが可能なのか概観してみる。

2. 焼却施設へのインプット制御の対象と制御の手段

図1に焼却施設へ持ち込まれる消費・廃棄の流れとそれに対してインプット制御が関与するポイントを示す。

検討すべき対象となる物質としては、焼却灰・飛灰を受け入れる際に埋立処分の側における課題となっている重金属等の有害物質、塩類の溶出につながる塩素、スケール等の問題を起こすカルシウムが考えられる。また、灰の発生量については3成分中の灰分が関係してくる。なお、ダイオキシン類等の非意図的有害物質については、燃焼条件等が支配的でありインプット制御としては、間接的な関与にとどまる。今回は、それらのうちデータが比較的揃っている重金属と塩素を中心に検討した。

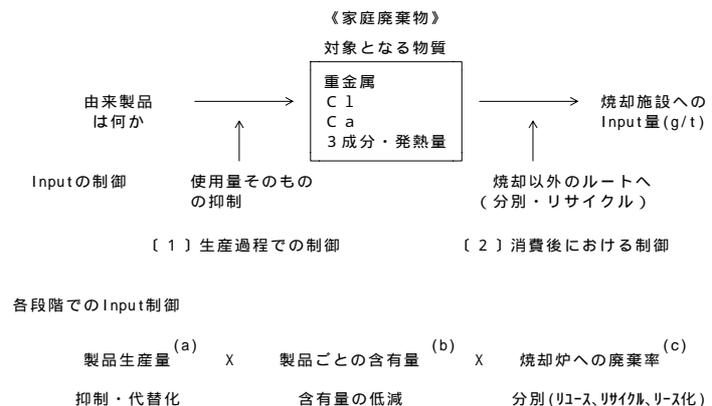


図1 焼却施設へ至る消費・廃棄フローと各段階でのインプット制御

(a),(b),(c)の抑制・管理による制御について、その可能性を検討する。
Input制御後の焼却・埋め立ての役割のあり方について考える。

図1のフローにおけるインプット制御の段階は2つある。消費以前の生産段階において対象物質の製品への使用量そのものを抑制する方法と、消費後の廃棄時において焼却処理以外のルートへつなげていく方法とである。前者は、重金属顔料の有機顔料への転換や乾電池中水銀の段階的削減など、代替物質によって対象物質を使わない製品に変えたり、対象物質の使用量を削減して製品中の含有量を抑制するなどによる。後者は、ニカド電池やリサイクル家電など、分別回収によってリユースやリサイクルのルートへ乗せたり、製品のリース化によって生産者が直接引き取るような場合がある。焼却施設へのインプット量は、これら2段階のインプット制御の効果を積算した結果となる。

まず、フローの終端である焼却施設への対象物質のインプット量を整理する。そのインプット量の経年変化を、これまで実施されてきたインプット制御の内容と照らし合わせて、その実績についてみる。その際、紙やプラスチックなどごみ組成ごとの対象物質の含有量変化や、対象物質の国内需要の推移なども参考にしながらインプット制御の効果と影響をみる。最後に、今後、インプット制御を進めていくことによって廃棄物・資源管理の中での焼却・埋立の役割がどの様になるか、その可能性を考えてみる。

3. 焼却施設へのインプット量の把握

対象とした重金属の焼却施設へのインプット量を把握する方法としては、焼却施設搬入ごみを直接分析した結果を使う方法と、焼却灰と飛灰における含有量を分析した結果から、ごみ中の対象物質含有量を計算によって得る方法がある。前者の方法は、分析前処理等が大変煩雑であるため実施例はあまりない。

それに対して、焼却灰および飛灰の金属濃度とそれらの排出量から計算する方法は、データも比較的多い。ただし、水銀のように排ガスへの移行率が高い金属は、焼却灰と飛灰のデータだけからでは、ごみ中含量を反映したもとはならない。まず、飛灰と焼却灰中の金属含有量についてのデータを調査された年順に整理したものを表1、表2に示す。飛灰は、消石灰噴霧のあるなしに注意しながら比較する必要がある。年代の近い、と、のそれぞれの値を見比べながら、代表的な値を示していると考えられた左と左のデータをそれぞれの年代の代表値として選んだ。これらの金属含有量と表3に示した焼却灰・飛灰のごみトン当たりの原単位を使ってごみ中の金属含有量を計算した結果を表4に示す。

表4にはごみ中の金属量を直接分析した文献値も合わせて記している。Cd, Zn, Cuについては、順次低下してきている傾向が見てとれる。Pb, Crについては、明確な減少傾向は見られない。左にもとづく推計値を現状のごみ中金属含有量とみなして、最近の含有量レベルとして表中に書き入れている。顕著な減少傾向が見られなかったPb, Crと以前より含有量が高かったZnが高いレベルを示している。なお、塩素含有量は3,000 mg/kg程度となる。

表1 飛灰中の金属等含有量分析例 (mg / kg・DB)

資料No. 調査・発表年	1982	1988		1988	1988～	2002	
	飛灰	飛灰	バグ灰	ばいじん	EP灰	飛灰	飛灰
Cd	104	187	15.6	121.91	330	37	60
Pb	3,140	3,280	513	2,835	2,455	960	2,245
Cr	833	270	180	442	---	178	233
Hg	5.68	3.07	2.4	4.88	4.6	1.35	14
Zn	13,100	16,900	2,770	12,245	---	3,940	---
Cu	939	820	700	---	---	360	---
Cl	124,000	59,700	105,000	---	---	133,400	214,000
消石灰噴霧	---	無	有	混在	無	有	有

表2 焼却灰中の金属等含有量分析例 (mg / kg・DB)

資料No. 調査・発表年	1982	1988		1988	1988～	2001	2002	
	焼却残灰	焼却灰	焼却灰	焼却灰	燃さい	主灰	焼却灰	焼却灰
Cd	21.3	51.8	2.0	9.56	2.5	13.55	2.1	3.6
Pb	1,570	730	510	948	1,459	1,150	1,207	932
Cr	291	300	240	253		400	733	339
Hg	1.33	0.74	0.05	0.39	0.055	0.68	<0.005	0.25
Zn	4,230	2,730	1,620	3,305	---	4,778	---	---
Cu	2,720	950	1,040	---	---	3,985	---	---
Cl	11,200	2,100	5,400	---	---	13,476	---	14,400

飛灰含む

東京都(1982年度調査):秋山ら,昭和58年度東京都清掃研究所報告,34-54
 スリムウエイスト推進研究H3年度報告書
 廃棄物研究財団(1988年度調査)全国的調査の平均値。流動床炉も混在。
 廃棄物学会誌,Vol.5, No.1, 18-31(1995)
 京都市,1988～1992年度の平均値。:中村,廃棄物学会誌,Vol.5, No.1, 60-68(1994)
 大迫, n=71～203の平均値。第12回廃棄物学会講演論文集(2001)
 第23回全国都市清掃研究発表会講演論文集(2002)より。

表3 焼却灰・飛灰の原単位(kg/t・DB)

焼却灰	消石灰噴霧なし		消石灰噴霧あり	
	飛灰	噴霧消石灰	飛灰	噴霧消石灰
71.4	12.8	8.3	23.8	

焼却研究部会第12回廃棄物学会小集会発表資料(2001)より

表4 ごみ中の金属含有量(mg/kg)

調査・発表年 資料No.	1988 左 推計値	1997 文献値	2002 左 推計値	最近の含 有量レベル (DB)
Cd	6.09	0.094	1.03	1
Pb	94.1	3.4	109.0	100
Cr	24.9	---	56.6	50
Hg	(0.09)	0.016	(0.03)	0.5
Zn	411	---	94	100
Cu	78	---	9	10
Cl	914	---	3,175	3,000

推計値：焼却灰と飛灰に含まれる重金属の合計(DB)。(表1・表2・表3)

水銀は排ガスへの移行率高いので、ごみ中の金属量より低くなる。

文献値：ごみ中金属の分析結果(WB)。

谷川ら：第20回全国都市清掃研究発表会講演論文集(1999)

4. インプット量の経年変化

いくつかの金属では経年的な減少傾向が見られたが、具体的に何が減少したためにそのような結果になったのかを調べるため、ごみ組成ごとのPbとCd含有量分析結果のデータを図2-1と図2-2に示す。Pbは減少傾向にあるようにも見られるが、変動が大きい。プラスチック等の焼却不適物が特に大きな変動を示している。これは、様々な用途に使われると同時に、個々の製品中含有量も高いレベルであるため、変動が大きくなり減少傾向が明確にならなかったとも考えられる。Cdについては、いずれの組成においても明確な減少傾向が見られる。特にプラスチック等の焼却不適物や紙において減少が著しい。

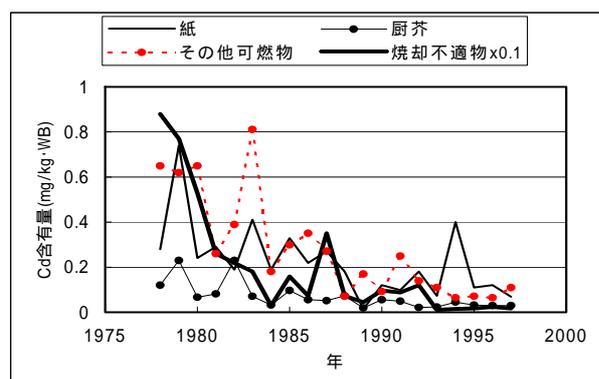
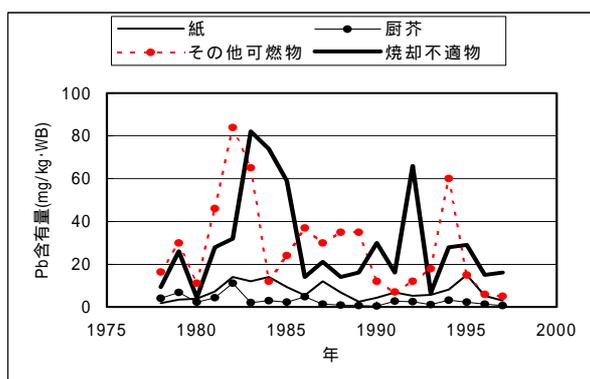


図2-1 組成別Pb含有量の経年変化(東京都・可燃ごみ) 図2-2 組成別Cd含有量の経年変化(東京都・可燃ごみ)
(その他可燃物 = 繊維・木草等、焼却不適物 = プラスチック・ゴム・皮革)

谷川ら：平成10年度東京都清掃研究所報告,第28号

表5には、家庭ごみとして排出される可能性のあるどのような製品に各重金属が含まれているかを整理した。めっき、顔料、印刷インク、ステンレス等合金製品など広範囲に汎用品などに利用されたりする用途のものは、原料製造段階でのインプット制御が現実的といえる。図3には、各重金属の用途別需要の推移を示す。Pbでは無機薬品(リサーチ、顔料等)、はんだ、Cdでは顔料、塩ビ安定剤、Crでは化学用(めっき、顔料等)、Hgでは電池材料など、家庭用製品に利用される重金属を中心に、ここ10年ほどで需要が着実に減少していることがわかる。これ

らの原材料段階でのインプット制御が、ごみ中の重金属含有量減少傾向にも反映していると思われる。リサイクル等を通じてのインプット制御については、家電リサイクルやニカド電池回収などが、ごみ中重金属含有量に影響を与えているとみられる。

表5 各金属の用途とごみ中での排出形態

金属	家庭製品関連の用途	ごみ中での形態
Cd	ニカド電池(電気器具)、半導体、めっき、顔料、塩化ビニルの安定剤、陶磁器	電気製品、文具・玩具、食器類、容器・包装
Pb	はんだ、ガラス製品、ブラウン管、蛍光管、電球、塩化ビニル安定剤、顔料(さび止め塗料、陶磁器、塗料、プラスチック着色、印刷インキ、絵具、クレヨン)	電気製品、文具・玩具、食器類、容器・包装
Cr	ステンレス製品、めっき・クロメート処理製品、顔料、陶磁器、印刷インキ	食器類、容器・包装
Hg	電池、電機機器(蛍光灯、スイッチ、リレー)、計量器(体温計)	電気製品
Zn	めっき(鋼板、器具・工具類)、亜鉛ダイカスト(おもちゃ)、黄銅(電子器具、ねじ)、ゴム製品、塗料、陶磁器	電気製品、文具・玩具、食器類
Cu	電線、電子機器・基板、半導体、黄銅製品(機械器具部品、金具)、装飾品、調理器具	電気製品、文具・玩具、雑貨類

乾電池など高濃度に重金属を含み特定しやすい製品や顔料など素材メーカー側で代替化対策を進めている原料を使用している製品については、着実にごみ中の重金属含有量を低減させる効果につながっている。一方、紙などでは、印刷インキ等原料側での対策が可能なもの以外に、再生過程などを通じて非意図的に混入

してくる重金属に対する対応が難しい面がある。

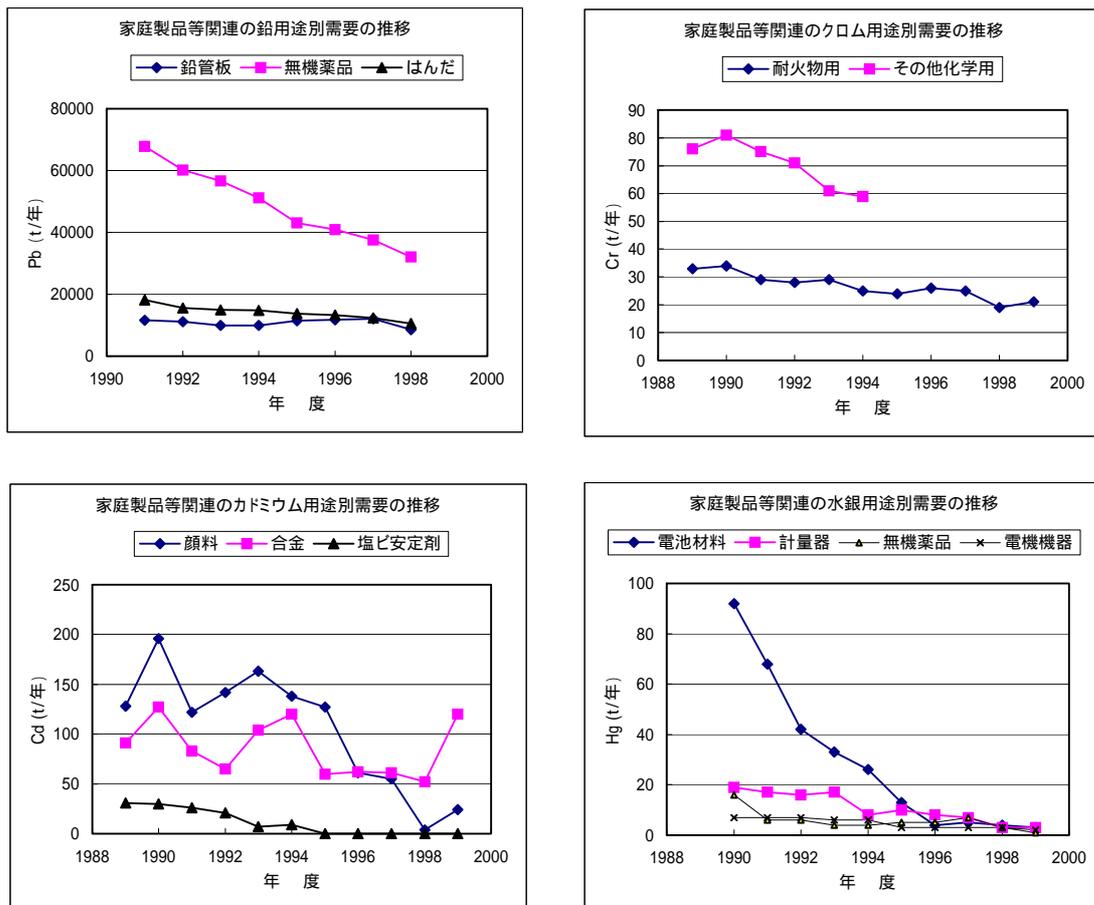


図3 鉛、カドミウム、クロム、水銀に関する家庭製品関連の用途需要の推移

(廃棄物研究財団：平成13年度 廃棄物処理等科学研究総合研究報告書、化学物質の循環・廃棄家庭における制御方策に関する研究より)

今後、重金属のインプット制御が進められると、どの程度ごみ中の重金属量を低減することが可能なのか、Pb を例にして簡単な試算を行ったのが、表 6 である。まず、現状の組成別のごみ中 Pb 含有量を見ると、紙、プラスチック、金属の値が高いことがわかる。紙は、重金属含有量が総じて低いが、ごみ中での組成比率が高くなってきているため、ごみ中での金属含有量においては一定の寄与をしているといえる。

表 6 製品中Pbの抑制策によるごみ中Pbの低減効果試算(DB)

組成項目	組成重量比 (%)	現 状 ¹⁾		製品中Pb抑制対策後	
		各組成別Pb含有量 (mg/kg)	ごみ中Pb含有量 (mg/kg)	各組成別Pb含有量 (mg/kg)	ごみ中Pb含有量 (mg/kg)
紙	36.2	7.7	2.8	7.7	2.8
プラスチック	18.2	17	3.1	8	1.5
繊維	5.8	5.8	0.34	5.8	0.34
ゴム	0.2	21	0.04	21	0.04
皮革	1.0	140	1.4	20	0.20
ガラス	8.9	1.0	0.09	1	0.09
金属	4.0	75	3.0	20	0.8
草木	4.2	19	0.80	19	0.80
陶磁器	0.3	120	0.36	20	0.06
厨芥	17.3	4.5	0.78	4.5	0.78
その他不燃物	2.1	6.0	0.13	6.0	0.13
その他可燃物	1.8	20	0.36	20	0.36
合計	100		13.2		7.8

1) 中村：廃棄物学会誌, Vol.5, No.1(1994)
太字がPb含有量抑制対象項目

顔料の有機化やはんだフリー化などで、製品中の Pb 含有量を生産段階において抑制することによって、ごみ中のプラスチック、皮革、金属、陶磁器における Pb 含有量が削減されたとしたときのごみ中 Pb 含有量は、表に示すとおり 9 mg/kg 程度と試算される。生産段階のインプット制御で 10 mg/kg レベルのごみ中 Pb 含有量にできる可能性がある。この例では、現状においても 13 mg/kg と低い値であったため減少効果としてはわずかであるが、Pb は変動が大きいため、高い値の現状からであれば相応の効果が期待できる。また、逆に徹底したインプット制御を行っても、10 mg/kg 程度の Pb 含有量への対応は行わなければならないこととなる。

消費後におけるインプット制御では、家電リサイクル法やパソコンリサイクルの推進によって、電機製品由来の Pb も削減されることとなる。ただし、この場合はリサイクル後のシュレッダーダスト等の処理をどう行うかによって、埋立処理への負荷抑制の効果は影響を受ける。

塩素に関するインプット制御については、厨芥の分別回収によるメタン発酵リサイクルへのルートができれば、焼却施設への塩素負荷は低減されることとなる。仮に、現状のごみ中塩素含有量を 3,000 mg/kg とし、塩素含有量 0.7 %で、ごみ中組成比 10 %の厨芥がすべて分別回収されれば、ごみ中塩素含有量は 2,300 mg/kg のに低減されることとなる。

5 . インプット制御の展開と焼却・埋立の役割

今後、焼却施設へ持ち込まれるごみがコントロールされる動きが出てくると、廃棄物・資源管理の観点に立って、生産の段階から含めた総合的に最適なシステムを検討する必要が出てくる。まだ現状の焼却施設は再資源化できるものだけを除いた後のものを処理する出口の受け身のシステムでしかない。焼却処理を資源化へつなげるための灰への濃縮操作と位置づける可能性や、搬入されるごみのモニタリングにより生産側への課題提起を行うモニタリング機関として役割（乾電池水銀の例）、薄く広く使用されているため資源回収が現実的でない物質のみを対象として環境負荷を与えないように安定化させる施設（溶融処理など）とするのかなど、いくつかの選択が存在しうる。

社会全体での資源管理フローの中で、焼却・埋立を資源化や安定化の手段の一つとして、どう位置づけるのが、最適でかつ経済的にも現実的な選択になるのかを検討する必要がある。

廃棄物の燃焼過程における重金属類及びダイオキシン類の挙動について

J F E エンジニアリング (株) 澁谷 榮一

1. はじめに

焼却炉に投入された廃棄物を乾燥・ガス化、焼却し、灰化による減容、高熱による殺菌や臭気の分解、腐敗する有機物の熱分解消滅を目的とした過程が燃焼である。

その燃焼管理の中で、重金属やダイオキシン類に及ぼす影響因子として、焼却方式や燃焼条件がある。

主な焼却方式として、ストーカ燃焼方式（キルン式を含む）と流動床燃焼方式に大別される。一方、燃焼条件で重金属やダイオキシン類に影響が大きいものとして、燃焼場の燃焼温度、酸素濃度、滞留時間、混合接触などがある。

これらと種々雑多なごみの性状や成分（S、Cl、Si、Ca など）が化学反応論的に絡み合っ、重金属やダイオキシン類は、煙突から排ガスに含まれ排出されるもの、主灰や飛灰への分配がなされている。

2. 重金属

2.1 燃焼方式

ごみから灰への滞留時間が時間オーダーのストーカ炉では、乾燥ガス化ゾーンの低温・中温域、燃焼ゾーンの高温域、後燃焼ゾーンの高温・中温域において、ごみ中の重金属はガス中に揮散し飛灰へ移行するが、完全には揮散せず、また低温域でストーカから落下するなどして、炉から排出される主灰へも若干残存する。一方、流動床炉はごみの乾燥・ガス化・一部燃焼が砂層の中温域で比較的短時間で行われ、砂層上部のフリーボードで高温のガス化燃焼がなされるの特徴であるが、ストーカ炉と同様ごみ中の重金属の一部はガス中に揮散し飛灰へ移行する。炉内に残された不燃物は流動砂と共に、排出、分離される。主灰（不燃物）と飛灰の炉から出る所での比率は、およそストーカ炉で 5 : 1 ~ 10 : 1、流動床炉では飛灰が多目となり 4 : 6 ~ 6 : 4 程度である。しかし、表 1 に当焼却部会メバ¹-で収集した¹主灰中及び飛灰中の重金属含有量（データ群数、主灰 41、飛灰；66）を示すが、ごみ中の含有重金属の変動等を考えると燃焼方式の影響はほとんど無いと言える。ストーカ炉で後燃焼として回転キルンを有する炉では、比較的主灰中の鉛Pb濃度が低く含有量で 70 ~ 380 mg/kg、平均 170 mg/kg 程度といったデータがあり、回転キルン内での主灰の 800 前後の高温保持かつ十分な滞留時間（30分 ~ 1時間）や混合攪拌の影響とも考えられる。一方、同様に当焼却部会メバ¹-収集の主灰及び飛灰の重金属溶出量（溶出試験 13号法によるデータ群数、主灰 15、飛灰；53、溶融飛灰；9）を表 2 に示す。主灰ではクロムCrがストーカ炉に比べ流動床炉が多く、鉛Pbは流動床炉に比べストーカ炉が多い、また飛灰では鉛PbやカドミウムCdが流動床炉に比べストーカ炉が多いと言った特徴が見られる。

表-1 主灰及び飛灰の重金属、ダイオキシン類含有量

主灰			ストーカ平均(n=37)			流動平均(n=4)			全平均(n=41)		
			最少	平均	最大	最少	平均	最大	最少	平均	最大
Pb	鉛	mg/kg	22	1491	12000	180	2588	5800	22	1596	12000
Cr	クロム	mg/kg	137	388	960	670	1028	1400	137	469	1400
Cd	カドミウム	mg/kg	0.30	6.21	55	1.00	2.58	6.6	0.30	5.79	55
T-Hg	水銀	mg/kg	0.01	0.13	1.2	0.01	0.02	0.03	0.01	0.12	1.2
Se	セレン	mg/kg	0.10	1.11	5	0.50	2.05	5.7	0.10	1.21	5.7
As	砒素	mg/kg	0.14	3.52	11	6.80	10.20	16	0.14	4.22	16
Zn	亜鉛	mg/kg	884	4797	16000	4000	6700	12000	884	5090	16000
ダイオキシン		ng-TEQ/g	2.6E-07	0.031	0.18	0.00077	0.012	0.027	2.6E-07	0.028	0.18

飛灰			ストーカ平均(n=46)			流動平均(n=20)			全平均(n=66)		
			最少	平均	最大	最少	平均	最大	最少	平均	最大
Pb	鉛	mg/kg	170	2880	10000	440	2424	8000	170	2742	10000
Cr	クロム	mg/kg	31	195	1000	29	113	520	29	170	1000
Cd	カドミウム	mg/kg	8.3	134.1	480	6.6	21.7	57.0	6.6	100	480
T-Hg	水銀	mg/kg	0.00	8.66	44	0.07	1.32	6.60	0.00	6.44	44
Se	セレン	mg/kg	0.10	2.04	5	0.50	0.82	1.30	0.10	1.67	5
As	砒素	mg/kg	3.6	14.2	70	1.3	7.3	15.0	1.3	12.1	70
Zn	亜鉛	mg/kg	2732	12553	50000	2195	5061	10000	2195	10232	50000
ダイオキシン		ng-TEQ/g	0.5	1.17	2.200	1.700	2.287	2.8	0.45	1.5	2.8

表-2 主灰及び飛灰の重金属、ダイオキシン類溶出量

			主灰 ストーカ(n11) 13号			主灰 流動(n4) 13号		
			最少	平均	最大	最少	平均	最大
Cr6+	六価クロム	mg/l	<0.02	0.026	0.06	0.11	0.250	0.38
CN	シアン	mg/l	<0.025			<0.025		
Pb	鉛	mg/l	0.09	4.83	36	<0.01	0.603	2.3
Cd	カドミウム	mg/l	<0.005		<0.01	<0.005		
As	砒素	mg/l	<0.01			<0.01		
T-Hg	水銀	mg/l	<0.0005			<0.0005		
Se	セレン	mg/l	<0.002		<0.01	<0.002		
Sb	アンチモン	mg/l	0.005	0.0587	0.18	<0.002	0.006	0.014
PCB		mg/l	<0.0005			<0.0005		
pH		-	11.2	12.5	13.6	11.4	11.73	12.3
ダイオキシン		ng-TEQ/l	0(<0.008)			0(<0.008)		

			飛灰 ストーカ(n28) 13号			飛灰 流動(n25) 13号		
			最少	平均	最大	最少	平均	最大
Cr6+	六価クロム	mg/l	<0.01	0.07	0.48	<0.01	0.05	0.12
CN	シアン	mg/l	<0.01		<0.1			
Pb	鉛	mg/l	0.8	15.79	34	<0.01	0.65	4.2
Cd	カドミウム	mg/l	0.001	6.82	30	<0.005	0.013	<0.01
As	砒素	mg/l	<0.002		<0.01	<0.002	0.0062	0.01
T-Hg	水銀	mg/l	<0.0005	0.0012	0.005	<0.0005		<0.005
Se	セレン	mg/l	<0.005	0.0098	0.015	<0.005	0.008	0.015
Sb	アンチモン	mg/l	<0.005		0.007		0.005	
PCB		mg/l	<0.0005					
pH		-	6.7	10.75	13.4	9.6	10.96	13.3
ダイオキシン		ng-TEQ/l	0(<0.008)			0(<0.008)		

			熔融飛灰(n9) 13号		
			最少	平均	最大
Cr6+	六価クロム	mg/l	<0.01	2.27	15
CN	シアン	mg/l	<0.01		
Pb	鉛	mg/l	56	196	380
Cd	カドミウム	mg/l	0.0004	8.226	38
As	砒素	mg/l	<0.003	0.0057	0.01
T-Hg	水銀	mg/l	<0.0005	0.1834	1.5
Se	セレン	mg/l	<0.003	0.0326	0.18
Sb	アンチモン	mg/l			
PCB		mg/l	<0.0005		
pH		-	5.3	10.71	12.6

一方、表 3 に表 - 1 のデータより推定した主灰と飛灰の重金属排出量比を示す。主灰と飛灰の排出量比は消石灰噴霧無しのスーカ炉で主灰：飛灰で 3：1～4：1（75%～80%：25%～20%）、消石灰噴霧有りのスーカ炉で 1：1～2：1（50%～67%：50%～33%）、また消石灰噴霧有りの流動床炉で 1：2～1：3（33%～25%：67%～75%）とした。いずれの方式にしる、溶融温度以下の現行の燃焼温度の範囲内では、重金属の主灰と飛灰の分配に大きな差は無い。

表-3 主灰と飛灰の重金属等分配

		スーカ全平均		流動全平均	
		主灰	飛灰	主灰	飛灰
Pb	鉛	51%	49%	30%	70%
Cr	クロム	79%	21%	79%	21%
Cd	カドミウム	9%	91%	5%	95%
T-Hg	水銀	4%	96%	0.48%	99.52%
Se	セレン	56%	44%	51%	49%
As	砒素	36%	64%	36%	64%
Zn	亜鉛	44%	56%	35%	65%
ダイオキシン類		5%	95%	0.21%	99.79%

2.2 燃焼条件

燃焼過程の温度が、溶融温度（1200 から1400 以上）となれば、揮発しやすい重金属の揮散割合が増加し、主灰側よりも飛灰側へ重金属が濃縮される。この究極が灰溶融における溶融飛灰中の重金属含有量であり、当焼却部会メバ-収集の重金属含有量（データ群数、69）を表 4 に示す。この溶融領域では酸素リッチな酸化雰囲気と酸素のほとんど無い還元雰囲気での重金属の揮散に差が出るはずである。表 4 は両雰囲気データの含むが、蒸気圧の高い金属（亜鉛 Zn やカドミニウム Cd 等）や金属化合物（塩化鉛 $PbCl_2$ 等）は、化学反応論の理論通り溶融飛灰側へ濃縮されている。

表-4 溶融飛灰の重金属、ダイオキシン類含有量

溶融飛灰			灰溶融全平均 (n=69)		
			最少	平均	最大
Pb	鉛	mg/kg	835	23396	110000
Cr	クロム	mg/kg	3	240	3000
Cd	カドミウム	mg/kg	10	1585	47401
T-Hg	水銀	mg/kg	0.19	9.6	48
Se	セレン	mg/kg	0.03	3.01	19
As	砒素	mg/kg	1.3	44.5	450
Zn	亜鉛	mg/kg	2300	63530	214000
ダイオキシン		ng-TEQ/g	0.000	0.165	2.1

溶融温度に至らぬ焼却炉内に於いても、同じような傾向が考えられ無くは無い。酸素リッチ燃焼による実機試験の一例²⁾では通常運転時の炉温 877 °C に対し酸素リッチ運転(一次空気酸素濃度約 27%、及び排ガス再循環)時は 1016 °C となり、主灰の重金属溶出は図 - 1 で示すように大幅に減少した結果がある。また、通常の燃焼空気比約 1.5 ~ 2 に比べ、近年開発の進む低空気比燃焼の約 1.3 ~ 1.5 での高温燃焼では、主灰中の重金属含有量が減り、飛灰への重金属揮散が促進されると推定される。

キルン式や流動式などのガス化溶融炉の重金属は、溶融部が酸化雰囲気なので、焼却炉と酸化雰囲気灰溶融炉との中間的な重金属の挙動を示すと考えられる。

表 1 主灰の熱しゃく減量、重金属溶出
Ignition loss and leaching test results of heavy metals

	単 位	通常運転	酸素富化運転	土壤環境基準 環境庁告示第 46 号
熱しゃく減量	%	3	1	—
カドミウム, Cd	mg/l	<0.001	<0.001	≤0.01
クロム全体	mg/l	0.02	<0.01	—
六価クロム, Cr ⁶⁺	mg/l	0.02	0.01	≤0.05
銅, Cu	mg/l	0.17	0.05	—
水銀, Hg	mg/l	0.0005	0.0002	≤0.0005
鉛, Pb	mg/l	0.05	0.01	≤0.01
亜鉛, Zn	mg/l	0.07	0.03	—

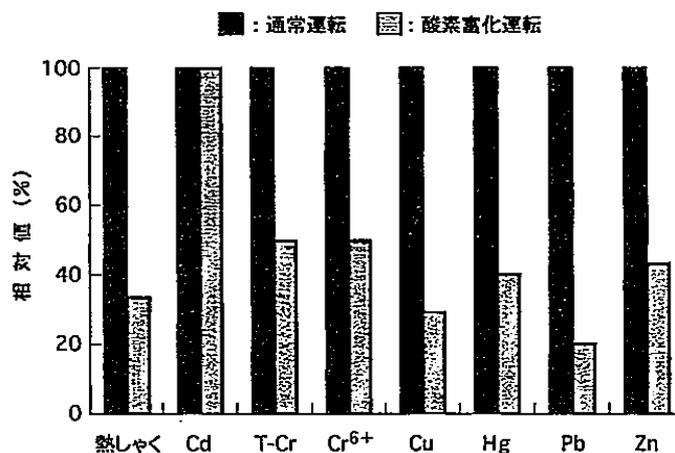


図 9 主灰の熱しゃく減量、重金属溶出 酸素富化の場合に、通常に比べて熱しゃく減量は 1/3 に、重金属類溶出も大幅に減少する。

Ignition loss reduces to 1/3 and leaching of heavy metals remarkably reduces

図 - 1 酸素リッチ燃焼実機試験時の主灰の重金属溶出

3. ダイオキシン類

廃棄物に含まれるダイオキシン類は元々少なく、燃焼過程で炭化水素や塩素などから生成される場合もあれば熱分解される場合もある。排ガス中のダイオキシン類はその後の排ガス冷却過程でのいわゆるデノボ合成により生成され、集じん灰（飛灰）中のダイオキシン類に影響を及ぼす。主灰中のダイオキシン類も、炉内の火炎や高温ガスによる熱分解（減少）と低・中温部での生成（増加）の複合効果を受けると考えられる。

3.1 燃焼方式

燃焼方式は前述のような特徴があるが、表 1 に併せ示す主灰のダイオキシン類に示すように、ストーカ炉と流動床炉とでどちらの含有ダイオキシン類も土壤環境基準の 1000 pg-TEQ/g に比べ十分低い。

3.2 燃焼条件

ストーカ炉で後燃焼として回転キルンを有する炉では、表 5 に示すように重金属と同様の効果で比較的的主灰中のダイオキシン類が低い傾向を示す例もある。また、低空気比燃焼（トータル空気比約 1.3）による高温燃焼による主灰中のダイオキシン類への効果³⁾は表 - 6 に示すが、従来時とほとんど差は見られないが元々低いと言える。とは言え、燃焼条件をあれこれ変えずとも通常の安定燃焼が維持されていれば、土壤環境基準に比べ十分低い値である。

表 - 5 後燃焼回転キルン付きストーカ炉の主灰ダイオキシン類実績

（単位：ng-TEQ/g）

最少	平均	最大
0.000012	0.0077	0.042

表 - 6 低空気比燃焼実証試験時のダイオキシン類測定結果³⁾

PCDD _s +PCDF _s +Co - PCB _s			実証試験			従来運転		
			2号炉			1号炉		
			H13.9.20	H13.9.21	H13.10.11	H13.9.20	H13.9.21	H13.10.11
排ガス	ホウ出口	ng-TEQ/m ³ _N	0.42	0.40	0.37		2.7	0.89
	BF出口		0.00022	0.00023	0.00032		0.0024	0.0039
焼却灰		ng-TEQ/m ³ _N	0.0033	0.0099	0.0048	0.0032	0.0041	0.0017
BFダスト			0.28	0.03	0.23	1.0	0.53	0.45

炉出口以降の排ガス中や飛灰中のダイオキシン類は合成によるところが大きいですが、新ダイオキシンガイドラインの燃焼管理を徹底することで、飛灰中のダイオキシン類に起因する排ガス中のダイオキシン類の原因物質を減らすことは可能である。表 - 6 に併せ示す飛灰中のダイオキシン類は低空気比燃焼による高温燃焼の方が、従来時に比べ低減されている。また、ガス化熔融炉では灰熔融温度領域を炉内に有することから、排ガスや飛灰のダイオキシン類をさらに低下させることが期待され、表 4 に併せ示す熔融飛灰のダイオキシン類のデータから明らかである。

参考文献

- 1) 平成8年度 環境保全対策調査報告書、大阪湾臨海環境整備センター、平成9年3月ほか
- 2) 酸素リッチ燃焼による次世代ストーカ式ごみ焼却炉の開発、三菱重工技報、Vol. 38、No.1、(2001-1)
- 3) 還流式ごみ燃焼技術実証実験、(株)タクマ、第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集、P636～

排ガス処理による焼却残渣中の Ca、Cl、重金属類、有害物質の制御の可能性

Hitz 日立造船(株) 三野 禎男

1. はじめに

ごみの焼却処理過程から発生する排ガス、及び、処理排ガスの性状は、次のような要素により変動する。

廃棄物の種類とその成分（地域や季節変動）

焼却炉の形式、操作条件や運転状況

排ガスの排出基準値

また、排ガスの排出基準に応じて、ばいじん、HCl、SO_x、NO_x、重金属類、及びダイオキシン類等を除去あるいは分解するために、焼却設備の後流にはその目的に応じた排ガス処理設備が設けられるが、この排ガス処理設備の方式によって、排出される焼却残渣(ばいじん)の性状は大きく異なる。

本章では、排ガス処理設備による焼却残渣(ばいじん)の性状制御の可能性について検討する。

2. 排ガス処理設備の概要

図 - 1 に排ガス処理設備のフローの一例を示す。

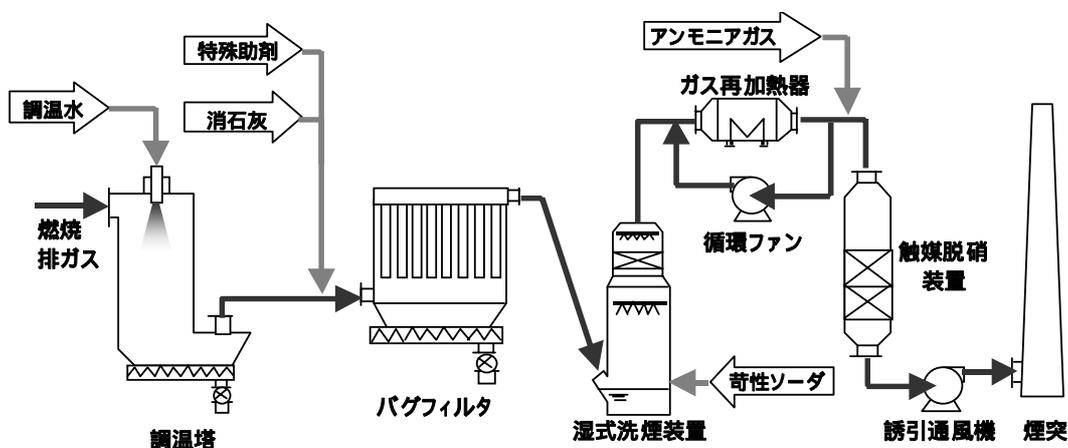


図 - 1 排ガス処理設備のフロー例

2.1 ばいじん除去

燃焼過程からのばいじん及び酸性ガス除去過程からの反応生成物や未反応薬剤などを集じんするためにバグフィルタが一般的に用いられている。

集じん器により捕集されたばいじんは特別管理一般廃棄物として環境大臣の定める5種の処理のいずれかで処理しなければならない。また、ばいじんは溶融あるいは焼成処理する場合を除き主灰と分離し貯留、搬出する必要がある。

2.2 酸性ガス除去

燃焼排ガス中に含まれる塩化水素や硫酸化物は、アルカリ剤を用いて中和・除去される。処理方式には、以下のとおり、乾式・半乾式・湿式がある。

- 乾式 : アルカリ粉末(消石灰や重曹などの薬剤)を炉内や煙道に吹込み、反応物質及び未反応薬剤を集じん器で捕集する。生成物や未反応物などで飛灰が増加する。
- 半乾式 : 消石灰などをアルカリスラリーとして反応塔内へノズル等で噴霧する。乾式と同様、反応物質及び未反応薬剤を集じん器で捕集するので、飛灰が増加する。
- 湿式 : 排ガス洗浄塔で噴霧される冷却吸収循環液に吸収された酸性ガスを苛性ソーダや消石灰スラリーを添加注入し中和する。酸性ガスは循環液中に塩類として存在する。高効率除去(99%以上)が可能であるが、腐食(酸露点や塩水による)や排水処理が必要となる。

以上の方式を性能で比較すると、湿式 > 半乾式 > 乾式の順となる。

2.3 窒素酸化物(NO_x)除去

ごみ焼却施設では、燃焼制御や排ガス再循環による発生抑制と共に、排ガス処理において発生した窒素酸化物を分解除去するために無触媒脱硝や触媒脱硝が設置される。燃焼制御による窒素酸化物の発生抑制はダイオキシン類の生成とトレードオフの関係になる場合がある。

無触媒脱硝と触媒脱硝の概要は以下のとおりである。

無触媒脱硝 : 炉内燃焼室出口の高温部にアンモニアや尿素液を噴霧し、NO_xを窒素と水分に分解除去する。経済性やリークアンモニアの影響を考慮して、除去率は最大35%程度で設計される。簡易な装置で窒素酸化物の除去が可能で設置コストは安価である。

触媒脱硝 : 排ガス中にアンモニアを吹込み、触媒の作用で窒素と水に分解する。設置する触媒量により所定の除去率を得ることが可能である。酸化活性金属を含む触媒はガス状ダイオキシン類の分解にも寄与する。

窒素酸化物の除去性能を比較すると、触媒方式 > 無触媒方式となる。

2.4 重金属類除去

低沸点の水銀を除く重金属類は、排ガス中では塩化物、硫酸塩、酸化物の形態でばいじん中に微細粒子として存在しており、集じん器でばいじんと同時に捕捉できる。

ガス状の水銀も活性炭などにて吸着し、集じん除去することが可能であるが、吸着剤の添加量分飛灰量が増える。

一方、集じん後に排ガス洗浄を行う場合は、冷却吸収循環液に液体キレートを追加することで水銀の高度な除去が可能である。また、集じんを行わず直接湿式洗浄を行う方式では、排ガス中の酸性ガスを利用してばいじん中の重金属類を酸抽出することが可能である。⁽¹⁾

2.5 ダイオキシン類除去

ダイオキシン類は分析上、粒子状とガス状に区別できる。また、除去方式には、集じん・吸着などによる除去と触媒などによる分解がある。

集じん・吸着：粒子状ダイオキシン類は集じん器でばいじんと共に、ガス状ダイオキシン類は吸着剤（活性炭粉末）にて吸着し除去する。この方式では、集じん灰中にダイオキシン類が移行することになる。集じん灰中のダイオキシン類の分解には還元加熱分解（約 350 以上）が有効とされている。高度に吸着除去する場合は、充填層または循環層をもつ活性炭吸着塔が用いられた事例がある。

分 解：ダイオキシン類は酸化触媒によって脱塩素化や低塩素化が起こり分解除去できる。その他、電子ビーム、オゾン、紫外線による分解が検討されている。

3. 残渣中の Ca、Cl、重金属類、その他有害物質の制御

3.1 Ca

アルカリ金属の Ca はごみ中にも含まれており、主灰やばいじん成分として存在する。酸性ガス処理のため消石灰を使用することは、集じん灰中のカルシウム量を増加させることとなる。

乾式処理では、集じん灰中の Ca 量を消石灰の供給量で制御できるが、通常は酸性ガス濃度で消石灰供給量が制御されるため、酸性ガス濃度の変動が Ca 量の変動となる。中和剤として重曹などナトリウム系薬剤の使用すれば、集じん灰中の Ca 量をブランク値（ごみに起因する Ca 量）まで下げることができるが、集じん灰中の Na 塩（NaCl や Na_2SO_4 など）は増加する。

一方、湿式処理で酸性ガス除去を行えば、集じん灰中の Ca や Na はごみ由来の Ca、Na 量にまで低減することができる。

3.2 Cl

ごみ中に含まれる塩素化合物により HCl が発生し、乾式処理を行えば、その結果飛灰中に Cl が増加する。一方、湿式処理であれば、塩類は排水中に溶解した形で排出される。ごみ焼却施設では、塩排水からの固形塩回収や電気分解による塩酸回収等により最終的に排出される残渣中の Cl 量を制御することができる。

最終的に海水までの放流が確定されている場合は、放流先の状況に応じて希釈する必要があるが、放流水側へ溶解塩として排出することが望ましいと考えられる。

3.3 重金属類

重金属類は主にばいじん中に含まれる。また、その量はごみに由来する。各種重金属を取捨選択して捕集することはできないが、湿式処理にて濃縮（溶解・沈殿ろ過処理）することが可能である。また、集じん灰の有効利用として、金属類の山元還元や無機化合物の原材料化が検討されている。具体的には、加熱脱塩素化によるダイオキシン類分解処理後水洗浄や酸抽出を行い金属濃縮・回収やセメント原材料化が検討されている。（詳細は 4 章参照。）

3.4 その他の有害物質

その他、NOx、ダイオキシン類等についても可能な限り除去する対応が求められている。

脱硝は薬剤の量により除去効果を制御でき、生成物や反応物が固形物として残らない。但し、無触媒脱硝では NH₃ のリークによる匂いの問題や飛灰処理での問題が起こらないように薬剤（尿素やアンモニア）の過剰供給に注意すべきである。

尚、酸化剤（次亜塩素酸ソーダ）等による湿式脱硝も可能であり、更に検討が進むと思われる。

ダイオキシン類については、燃焼技術が向上し発生抑制が図られたことにより、残渣中の濃度は排出基準の 3 ng-TEQ/g 以下となる場合が多い。一方、焼却施設からのダイオキシン類総排出量を低減させるため、集じん灰の加熱脱塩素化や溶融処理等を行うケースも増加している。今後、最終処分場の跡地利用を考慮して、土壌環境基準の 1 ng-TEQ/g、あるいは、調査を開始する指針値の 250pg-TEQ/g を満足する残渣として排出することは技術的に十分可能である。⁽²⁾

3.5 排ガス処理における Ca, Cl 排出量制御の可能性（試算例）

ごみ由来のばいじんの組成分析データを表 - 1 に示す。また、図 - 2 に乾式排ガス処理設備、図 - 3 に集じん + 湿式排ガス処理設備 + 塩回収を用いた場合の、ごみ焼却施設からの Ca、Cl の排出状況について試算した結果を示す。

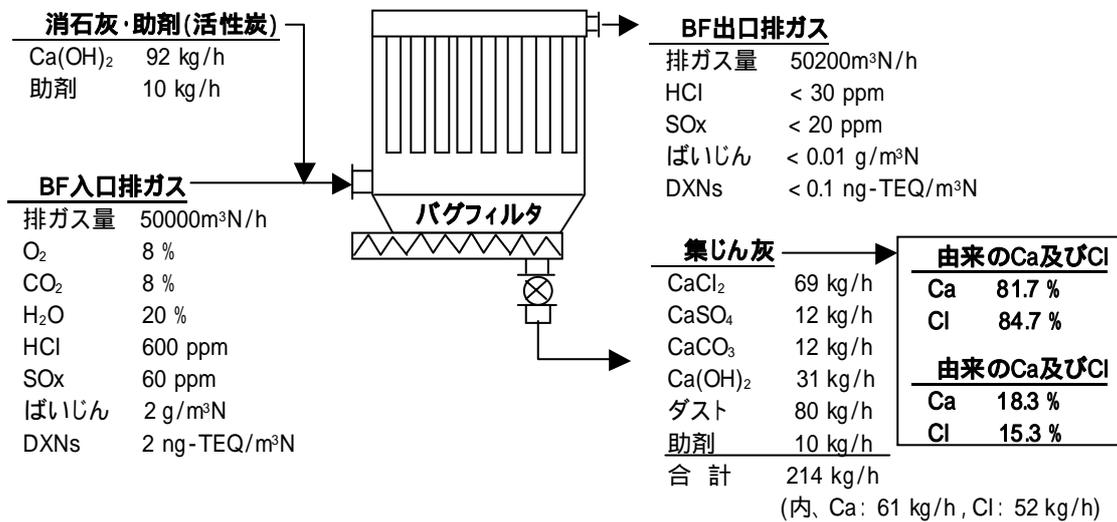


図 - 2 ごみ焼却施設からの Ca、Cl の排出状況（乾式排ガス処理設備）

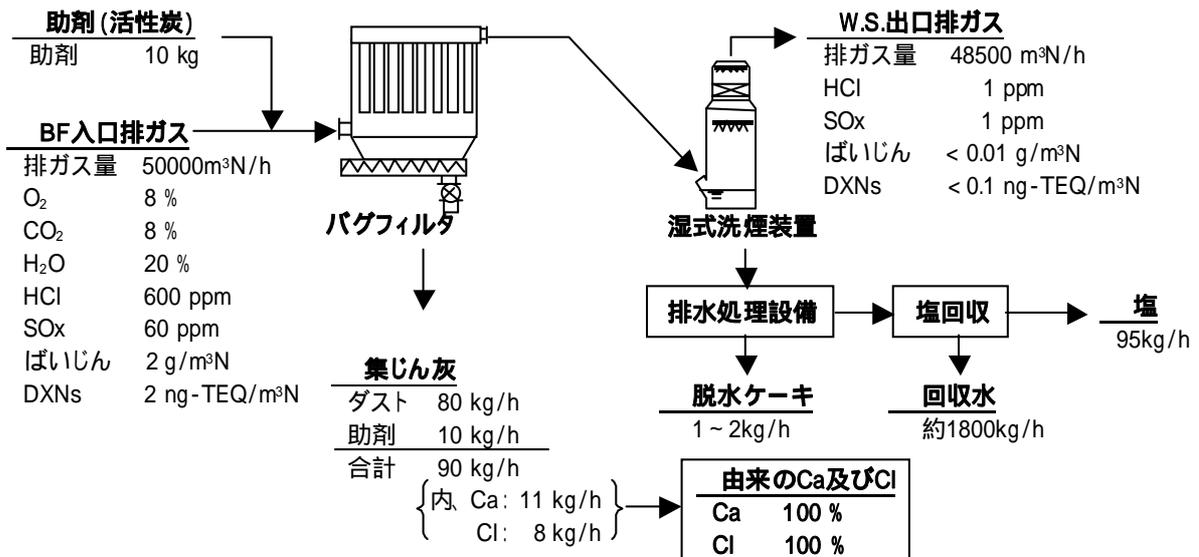


図 - 3 ごみ焼却施設からの Ca、Cl の排出状況(集じん + 湿式排ガス処理設備、塩回収)

この試算結果から、乾式排ガス処理設備では、集じん灰中に含まれる Ca、Cl は、ばいじん由来が 15 ~ 20% であり、薬剤及び HCl 除去による反応生成物由来が 80 ~ 85% となっている。つまり、消石灰の吹込みにより集じん灰中の Ca 量、Cl 量は、ばいじん由来の Ca、Cl 量の約 6 倍に増加する。一方、集じん + 湿式排ガス処理設備を用いれば、集じん灰中の Ca、Cl 量は、焼却過程から発生するばいじんに含まれる Ca、Cl 量とすることができる。さらに、集じん灰を水洗浄すれば、一般的に集じん灰中の 50 ~ 80% の Ca、Cl を水側へ移行させることができ、最終処分場に持込む Ca、Cl 量をより一層低減することができる。

表 - 1 ごみ由来のばいじん組成 (一例)⁽³⁾

分析項目	単位	分析値
Si	%	16.0
Al	%	9.9
Fe	%	2.8
Ca	%	14.0
Mg	%	2.7
Na	%	5.6
K	%	5.0
Cl	%	8.6
SO ₄	%	5.1

(平成 9 年度環境保全対策調査報告書より抜粋)

湿式排ガス処理設備や集じん灰の洗浄処理によって塩排水が発生するが、塩排水は重金属類等の有害物質を処理後希釈し放流している事例や、水・塩を分離・回収し利用している事例がある。

4. おわりに

今回、埋立処分側から問題提起された残渣中の Ca、Cl、重金属類、ダイオキシン類の制御について、排ガス処理では以下のように対応が可能である。

酸性ガスの乾式処理に伴い発生している未反応消石灰や Ca 系反応生成物は、集じん灰中の Ca、Cl 量を大幅に増加させるが、Na 系薬剤を用いた湿式処理で制御することが可能である。(Ca 量は Na 系薬剤を用いた乾式処理でも制御可能。)

塩化物として固定した Cl は塩として回収あるいは放流することで処分場の負荷を低減することができる。

集じん灰に含まれる重金属類については濃縮・山元還元が検討されている。

ダイオキシン類については、加熱脱塩素化や溶融処理を行うことで十分制御可能である。1例として、Ca、Cl、重金属類等を制御するために、湿式・酸抽出処理方式を採用し、無害化された脱水ケーキは埋立て、塩水は塩回収あるいは放流、沈降分離された金属化合物は山元還元する方式が提案できる。

現状の排ガス処理は、様々な有害物質を除去するために添加された薬剤や反応生成物による残渣の増加と残渣処理のための新たな対策が必要とされている。今後は、物理化学的分解や回収・有効利用を優先させると共に、下流側との有機的な連携を図り、総合的に廃棄物処理を検討する必要がある。

以上

参考文献

- (1) 村川忠夫他：EDV を用いた高性能排ガス処理装置の開発、日立造船技報 Vol.56, No.3、PP62-68(1995)
- (2) 佐々木加津也他：新型飛灰ダイオキシン熱分解装置の開発、日立造船技報、Vol.62, No.2、PP21-25(2001)
- (3) 平成9年度環境保全対策調査報告書、大阪湾広域臨海環境整備センター、廃棄物研究財団へ委託

焼却残渣の処理・処分 恒久的な安全・安心に向けて

神奈川県横須賀三浦地区行政センター 安田憲二

1. はじめに

わが国は国土が狭く、高温、高湿度であることから、公衆衛生の面で有効な廃棄物の焼却処理が1900年頃から行われてきた。現在、一般廃棄物は年間で約5,200万トンを排出されているが、このうち約80%が焼却されており、焼却量の約15%が焼却灰、飛灰などの焼却残渣として最終処分場で埋立処分されている。

焼却残渣は、埋立処分に際して前処理を含めた中間処理が行われている。焼却残渣にはダイオキシン類などの有機性有害物質のほかに、重金属類等の無機性物質も高濃度に含有されているので、長期間にわたる最終処分場の安全性を担保する意味から、現在行われている焼却残渣の中間処理で十分であるか否かについて、議論されている。

ここでは、中間処理の現状と課題を整理するとともに、資源リサイクル性を含めて、恒久的な安全・安心に向けた焼却残渣の前処理、中間処理方法について検討した結果を報告する。

2. 焼却灰、飛灰の発生量と性状

2.1 焼却灰、飛灰の発生量

現在、国内で使用されている焼却炉の炉形式は大部分がストーカ炉と流動床炉であることから、これらの焼却炉から発生する焼却残渣の量を表1に示す。

表1 一般廃棄物の焼却量と主灰、飛灰の発生量¹⁾ 単位：百万トン/年

	一般廃棄物の焼却量	主 灰	飛 灰	焼却残渣合計
ストーカ炉	34.20	4.62	1.03	5.65
流動床炉	2.90	0.38	0.13	0.51
合 計	37.10	5.00	1.16	6.16

2.2 焼却残渣の主要な構成元素

焼却残渣に含有されている主な元素組成を表2に示す。

2.3 焼却残渣における重金属類等の溶出挙動

重金属類の溶出は、主に鉛(Pb)、カドミウム(Cd)が問題となるが、これらの評価は溶出試験の方法によって異なる。現在、日本では特定条件下での溶出量を評価する方法として環告13号法が適用されている。この場合、Pb、Cdの溶出はpHへの依存性が強く、飛灰の場合にPbは0~260mg/Lと分布³⁻⁵⁾、Cdは0~30mg/Lと分布^{4,5)}している。主灰の場合にPbは0~3mg/L程度に分布しているが、Cdの溶出はほとんど報告されていない。

最近、土壤汚染対策法の関係から環告 46 号法による溶出試験も行われている。この場合、重金属類の種類によって溶出値が高くなるものもあるが、規制上問題となるのは環告 13 号法と同様に Pb の溶出値である。

表 2 一般廃棄物焼却残渣の元素組成 (IAWG 報告より)^{1,2)}

単位 : mg/kg

元素	主 灰	飛 灰	乾式/湿式 APC 残渣	湿式 APC 残渣
Al	22,000 ~ 73,300	49,000 ~ 90,000	12,000 ~ 83,000	21,000 ~ 39,000
Ca	3,900 ~ 120,000	74,000 ~ 130,000	110,000 ~ 350,000	87,000 ~ 200,000
Cd	0.3 ~ 61	50 ~ 450	140 ~ 300	150 ~ 1,400
Cl	800 ~ 4,200	29,000 ~ 210,000	62,000 ~ 380,000	17,000 ~ 51,000
K	750 ~ 16,000	22,000 ~ 62,000	5,900 ~ 40,000	810 ~ 8,600
Mg	400 ~ 26,000	11,000 ~ 19,000	5,100 ~ 14,000	1,900 ~ 17,000
Na	2,900 ~ 42,000	15,000 ~ 57,000	7,600 ~ 29,000	720 ~ 3,400
Pb	98 ~ 6,500	5,300 ~ 26,000	2,500 ~ 10,000	20 ~ 310
S	1,000 ~ 5,000	11,000 ~ 45,000	1,400 ~ 25,000	2,700 ~ 6,000
Si	91,000 ~ 310,000	95,000 ~ 210,000	36,000 ~ 120,000	78,000

3 . 焼却残渣の中間処理

3.1 溶融固化法^{6,7)}

溶融固化は、燃料の燃焼熱や電気から得られた熱エネルギーまたは他のエネルギーにより主灰や飛灰を加熱し、1,200 ~ 1,400 の高温条件下で有機物を燃焼、ガス化させ、無機物を溶融してガラス質のslagとして回収するものである。飛灰などに含まれる低沸点の重金属類は排ガス中に揮散した後、排ガス処理装置で捕集される溶融飛灰中に濃縮される。また、主灰や飛灰中のダイオキシン類の多くは高温条件下で分解される。

3.2 セメント固化法⁸⁻¹¹⁾

セメントは高アルカリ性の生石灰分が主成分であり、固化の際のセメント添加量が通常は安定化すべき灰重量の 15 ~ 25% であるため、飛灰に水硬性を付与したのみに近い形になるため、通常 of セメントによる固化と基本的に大きく変わらない。Pb のような両性金属では溶出抑制効果が少ない場合があるため、予め硫化物を作用させる方法、セメントを改良したセメント系固化剤を用いる方法、pH 調整剤の添加などが提案されている。

3.3 薬剤混練法^{12,13)}

薬剤混練法は、セメント固化の設備と同様の設備が使用でき、少量の添加混練で効果的に重金属類を固定できる。現在、キレート系では性能の改良とともにコストも低下してきたため、灰の事前処理を減少しつつあり、pH 調整剤を使用しない薬剤少量添加の方法が主流になっている。

3.4 酸抽出法¹⁴⁻¹⁶⁾

この処理技術は、主として主灰や飛灰に鉱酸を作用させ、有害物を溶出させ灰から除去する方法であり、溶出した有害物を水酸化物、硫化物あるいはキレート薬剤で廃液処理を行う設備も必要となる。この方法では有害物質の溶出に関しては問題ないが、維持管理がやや複雑でコストもかかるため、運転実績が少ない。

4．焼却残渣の埋立処分における課題

4.1 最終処分場に対する有害物質等汚染負荷の軽減

焼却残渣にはダイオキシン類などの有機性有害物質のほかに、重金属類等の無機性物質も高濃度に含有されているので、これらを埋立処分した場合には最終処分場に対する有害物質等の汚染負荷がきわめて大きい。焼却残渣の中間処理は、これらの汚染負荷を軽減するために行われている。中間処理による負荷低減の効果を判定するため、例として焼却残渣の溶融固化を行った場合と行わない場合における焼却残渣の性状について比較した結果を表3に示す。

表3 溶融の有無による残渣性状の比較 単位：重金属類 mg/kg ダイオキシン類 ngTEQ/g

残渣の種類	溶融なし		溶融あり	
	主灰	飛灰	スラグ	溶融飛灰
Pb	1600 (22～12000)	2740 (170～10000)	108 (7.8～520)	23400 (840～111000)
Cr	469 (137～1400)	170 (29～1000)	629 (65～1400)	240(3～3000)
Cd	5.79 (0.30～55)	100 (6.6～480)	7.4 (0.10～90)	1580 (10～47000)
T-Hg	0.12 (0.01～1.2)	6.44 (0.00～44)	0.019 (0～0.076)	9.6 (0.19～48)
Se	1.21 (0.10～5.7)	1.67 (0.10～5.0)	2.7 (0.10～38)	3.01 (0.03～19)
As	4.22 (0.14～16)	12.1 (1.3～70)	2.3 (0.25～9.0)	44.5 (1.3～450)
Zn	5090 (880～16000)	10300 (2200～50000)	1980 (15～8600)	63500 (2300～214000)
ダイオキシン類	0.028 (<0.001～0.18)	1.5 (0.45～2.8)	ND	0.16 (<0.001～2.1)
出典				

注) 1) 上表中の各数値は平均値を示し、()内は最小～最大を示す。

2) 出典： 焼却部会メンバー持ち寄り資料

スラグの有効利用マニュアル(財団法人 廃棄物研究財団 平成11年11月)

また、表3を基に、残渣別における汚染負荷の試算例を表4に示す。

表4 残渣別の汚染負荷試算例

残渣の種類	単 位	溶融なし		溶融あり		出典
		主灰	飛灰	スラグ	溶融飛灰	
発生残渣量	kg/ごみ t	71	36	75	5	21)
Pb	g/ごみ t	114	99	8	117	
ダイオキシン類	μgTEQ/ごみ t	2.0	54	0.0	0.7	
Pb 分配率	%	54	46	6	94	

表4から明らかなように、溶融固化によりスラグ中の汚染物質負荷は溶融前と比べて低減されている。ただし溶融飛灰は、発生量は少ないが汚染物質の濃縮度が高いので、溶融前の飛灰に比べてPbの汚染負荷量が大きくなっている。

4.2 最終処分場における跡地利用の推進

現在、焼却残渣は管理型最終処分場で埋立処分されている。循環型社会では、埋立が終了した最終処分場における跡地利用の推進は重要な検討課題の一つである。管理型最終処分場は法規制により遮水工の設備が完備しているが、跡地利用は数百年以上の長期にわたることから、埋立処分される焼却残渣の性状にも一定の条件が求められる。この場合、焼却残渣にはダイオキシン類などの有機性有害物質がほとんど含まれていないことのほかに、重金属類等の無機性物質が土壌環境基準を満たしている必要がある。これらの条件を満たすものとして、がれき類、ガラスくず等の不燃物の残渣や長期間にわたって重金属類の溶出が抑制できる溶融スラグなどがあげられる。

5．焼却残渣の中間処理における課題

5.1 溶融固化

溶融コスト、エネルギーの多消費

灰溶融炉は、焼却炉に比べて高温で運転するため、耐火物の損耗が大きいなど処理コストが高くなる。また、燃料等を多量に消費するため、省エネルギーの面も含めて検討を要する。

溶融飛灰対策

灰溶融炉から排出される溶融飛灰は、焼却飛灰に比べて重金属類の含有割合が高い。これは主灰や飛灰中の低沸点重金属類が選択的に揮散した後、ダストとして集じん装置で捕集されるためである。有害な重金属類が高濃度で含まれていることから、安全性や有効利用の面などからの検討が必要である。

溶融飛灰は、灰溶融を実施する過程で絶えず再生産される。したがって、その有害性が高い点と併せて、恒久的な安全・安心を考慮してセメント固化や薬剤混練処理等による埋立処分ではなく、鉱物資源の一部として製錬元に還元する山元還元が望ましいと考えられる。このためには、焼却から山元還元への一連の流れにおいて、環境負荷の最小化と省資源、省エネルギー化が適切な経済的負担の中で達成できるようなシステムを構築する必要がある。また検討にあたっては、技術的な課題だけでなく、社会的システムとしての法規制、制度的にも信頼性と持続性のあるシステムの構築が不可欠となる。

5.2 セメント固化法

自治体による使用実績は最も多いが、長期的な安全性の試験では、セメントの中性化による崩壊、重金属成分等の溶出が危惧されている。

5.3 薬剤混練法

薬剤混練法による安定化では、セメント固化法ほど長期的な追跡試験は行われていない。無機系の薬剤を使用した条件では、最適 pH 条件で混練した場合、長期安定性は高いと言われている。ただし、使用する薬剤の価格が高いため、セメント固化に比べて高コストとなる。

5.4 酸抽出法

現在行われている消石灰吹き込みによる排ガス処理では、酸抽出法を利用した塩化ナトリウム回収は行えず、また重金属類の回収においても濃度が低いため実施されていない。このため、現状では灰溶融の補完的な位置づけであり、新たな技術の開発が必要とされている。

5.5 資源エネルギー性

現在行われている焼却残渣の中間処理法について資源のリサイクル性を比較すると、セメント固化法や薬剤混練法は資源リサイクル性が全くないといえる。溶融固化法はスラグ、鉄粒とも資源化可能である。溶融飛灰は、コスト面を含めた技術開発が必要であるが、山元還元等による資源化が可能である。酸抽出においても、重金属汚泥には重金属類が濃縮されているので、溶融飛灰と同じ扱いが可能である。

6．循環型社会形成に向けての焼却残渣処分のあり方

ここでは、最終処分場の容量が常に不足している現状の解決に向けて、焼却残渣の中で資源化が可能なものは最大限資源化し、最終処分場の負荷を低減することを主目的に検討した。

6.1 主灰のセメント原料化

主灰のセメント原料化については、ポルトランドセメント原材料化、エコセメント原材料化がある。このうちエコセメントについては新たな施設の建設が必要となるケースが多く、高コストとなる。また、セメント構造物は解体後に再資源化される割合が90%以上と高いので、再資源化を念頭に置いた利用方法が求められる。そこで、ここでは既存のポルトランドセメント製造施設を利用する方法について検討した。

主灰の重金属類含有量¹⁷⁾については、環境省から示されている土壌・地下水汚染の調査・対策方針での含有量参考値と比較すると、主灰中のCdの一部のデータ、Pbについては参考値を上回っているが、As、Hgについては、参考値を下回っている。主灰中の重金属含有量については、表5に一例を示したように、粒径により大きく異なっており、特に微小粒子ほどCd、Pbなどの低沸点金属類の含有量が高くなる。このことから、主灰の前処理として磁選と異物処理後に粒度選別を行い、Cd、Pbの含有量が比較的多い微小粒子は飛灰と一緒に処理することで、恒久的な安全性を確保する。

重金属類の溶出量については、燃え殻埋立判定基準および土壌環境基準と比較すると、アルキル水銀、Hg、Cd、Cr⁶⁺、As、Seについては、いずれも土壌環境基準を下回るレベルであった。一方、Pbについては土壌環境基準を上回っているデータもあった。

ダイオキシン類濃度は、いずれの施設でも0.01ng-TEQ/gであり、土壌環境基準の1ng-TEQ/gを大きく下回っている。

セメント協会調べ¹⁸⁾では、1999年度実績においてポルトランドセメントは8,200万ト_ン製造されており、ポルトランドセメントの原材料に主灰をした場合、添加率を3%とすると、主灰は約250万ト_ン使用することが可能である。表1に示したように、主灰の発生量は年間500万ト_ンであることから、計算上ではあるが50%の主灰が資源化できる。

表5 主灰の粒径別における重金属類含有量

項目	単位	全粒径	5~2mm	2~0.5mm	0.5mm以下
Si	%	19	19	19	16
Al	%	9.9	10	10	10
Fe	%	14	19	16	8.8
Ca	%	19	16	17	24
Mg	%	1.8	1.9	2.0	1.7
Na	%	1.9	2.3	2.1	1.7
K	%	0.84	0.81	0.91	0.90
Mn	mg/kg	3,900	1,300	1,400	15,000
Cu	mg/kg	4,800	7,600	3,800	4,100
Ni	mg/kg	390	1,600	250	270
Zn	mg/kg	4,500	2,300	3,200	8,800
Cr	%	530	560	710	560
Cl	%	0.87	0.84	0.82	1.4
SO ₄	%	0.87	0.45	0.76	1.2
S	%	0.29	0.15	0.25	0.4
PO ₄	%	2.5	2.1	2.4	2.4
C	%	1.5	0.79	1.2	2.5
Pb	mg/kg	5,200	5,900	5,800	6,500
Cd	mg/kg	14	<1	<1	20
As	mg/kg	7.5	6.2	6.2	6.5
T-Hg	mg/kg	0.043	<0.005	0.012	0.033
Se	mg/kg	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Sb	mg/kg	120	70	120	98
PCDD	pg-TEQ/g	5.54	0.45	3.46	19.8
PCDF	pg-TEQ/g	13.2	3.23	7.58	46.1
DXN	pg-TEQ/g	19	3.7	11	66
Co-PCB	pg-TEQ/g	0.55	0.22	0.22	1.8

6.2 主灰の道路路盤材等への有効利用¹⁷⁾

この資源化は欧州で早くから行われているが、エージングにより主灰を安定化する方法である。欧州における主灰のエージングは、灰を前処理（磁選・粒度選別）し、ヤードに野積みにして数ヶ月から1年間寝かせるのが一般的で、酸化するものは十分酸化させて、道路などに使用後に膨張することがないようにしている。また、エージングにより主灰中の重金属類の溶出は大幅に減少している。

欧州各国における主灰のリサイクル率¹⁹⁾は、オランダ(100%)、デンマーク(90%)、フィンランド(80%)、ドイツ(69%)、フランス(50%)であり、これらの国々では法制度をはじめ、安全性等について検討されている。東京都清掃研究所の研究発表論文²⁰⁾によると、焼却灰に適度な水分を与えエージングすると、1週間後から12週間後と時間の経過とともに、Al以外の重金属類の溶出が減少することが分かった。

道路路盤材としての需要量は欧州に比べて少ないと思われるが、土壌改良材として利用できれば、用途を拡大できる。この際、セメント原料化と同様に、粒度選別後に微小粒径を分けて飛灰と一緒に処理すれば、恒久的な安全性を高めることができる。

6.3 飛灰の溶融固化とスラグの有効利用

飛灰を溶融固化するシステムとして、焼却炉 + 溶融炉の組み合わせと、焼却炉と溶融炉が一体化したガス化溶融炉がある。これらの2つを比較²¹⁾すると、サーマルリサイクルである熱回収率では焼却炉 + 溶融炉の組み合わせのケースの方が大きい。ただし、廃熱発電からの余剰電力は灰溶融でのエネルギー消費量が少ないガス化溶融炉の方が大きい。ただし、ガス化溶融炉は施設の大型化に限界があり、処理の対象となるごみ質により適正な炉形式の組み合わせが制約されるため、条件を吟味して選択したほうがよい。

溶融スラグの有効利用については、これまで安全性を含めた検討が数多くなされており、JISに準ずるテクニカルレポートが出されたことから、有効利用の割合が増加しつつある。市場規模等を考慮すると全量の有効利用は難しいが、1, 2年後と思われるJIS化により、さらに用途が拡大されることが期待されている。

7. おわりに

将来における焼却残渣の処理については、最終処分場への負荷を減らすため、恒久的な安全・安心を目的とした資源化を最大限進めるべきであると考えられる。用途別の資源化可能量から判断して、条件を満たすためには単独の方法だけでは十分ではないので、複数の技術の組み合わせが必要になる。さらに、製品としての上流側に加えて、焼却および排ガス処理技術の改善も必要になる。

これらの努力を継続することで、循環社会に向けた埋立処分の可能性も開けるものと思われる。

参考文献

1. 酒井伸一：一般廃棄物焼却残渣の性状と溶出特性、都市清掃、Vol.48, pp.438-444 (1995)
2. International Ash Working Group : An international perspective on characterization and management of residues from solid waste incineration (1994)
3. 手島 肇：焼却飛灰の循環処理技術に関するセミナー予稿集、(財)廃棄物研究財団 (1995)
4. 勝浦英雄、網本博孝、堀田義照：環境技術会誌、Vol.83, pp.95-104 (1996)
5. 石田拓郎：焼却飛灰の循環処理技術に関するセミナー予稿集、(財)廃棄物研究財団 (1995)
6. (財)廃棄物研究財団編：特別管理一般廃棄物ばいじん処理マニュアル、pp.101 (1993)
7. 講習会テキスト TIC：廃棄物の溶融処理技術とスラグの有効利用、pp.88-97 (1996)
8. 日本化学会編：化学便覧、応用化学 K 材料編、pp.930 (1986)
9. 阿部雄二：セメント固化法による飛灰処理技術と実際例、PPM, pp.18-25 (1994)
10. 小野田セメント：セメント固化システムカタログ
11. 古角雅行：東京都の飛灰対策の現状、廃棄物学会誌、Vol.5, pp.46-59 (1994)
12. T. T. Eighmy: 焼却飛灰の循環処理技術に関するセミナー予稿集、(財)廃棄物研究財団 (1995)
13. ユニチカ：薬剤混練法技術資料
14. 勝浦英雄、井上 卓：酸抽出処理法による飛灰安定化処理技術実際例、PPM, pp.49-55 (1994)
15. 澤地 実、福永 勲：PPM, pp.17-23 (1995)
16. 勝浦英雄、井上卓、平岡正勝、酒井伸一：酸抽出法による飛灰処理の運転結果、廃棄物焼却残渣の循環処理技術に関するセミナー、pp.114-124 (1996)

17. (財) 廃棄物研究財団：廃棄物処理残渣物に係わるダイオキシン類の分解・安定化技術に関する研究、平成 13 年度報告書、pp.22, pp.74-79 (2002.3)
18. (社) 全国都市清掃会議：一般廃棄物に係わる新基準策定調査報告書、pp.7 (2002.3)
19. エネルギー・環境フォーラム：第 10 回エネルギー・環境問題研究欧州調査報告、pp.69-72, (2001)
20. 篠崎かおり、白子定治、恩田啓一：エージングによる焼却灰の改質について、第 9 回廃棄物学会研究発表講演論文集、pp.785-787 (1998)
21. 廃棄物学会焼却研究部会：ごみの中間処理におけるマスバーンの再評価、pp.24-27 (2001)