

社会システムとして持続可能な最終処分：高規格最終処分とは 研究全体の枠組み

国立環境研究所 井上雄三

1. はじめに

廃棄物処理の最後に位置する最終処分場は、来たものを受け入れる「受身的立場」であった。そのため、構造、設備の高度化によって環境リスクを小さくする努力がされてきた。しかし、エンドオブパイプ技術のみの戦略では結果的には不適正処分場も生じて、それを修復するための技術開発を必死で行うという望ましくないスパイラルに陥った。一方、埋立処分場では埋め立てられた廃棄物がそこに存在している限り、子々孫々まで有害物質の漏洩リスクに不安を抱くという“安心に対する疑念”も存在する。中には地域住民の反対があって埋立処分場の建設が非常に困難になり、地域社会の廃棄物管理行政が行き詰まる事態が起こりかねない状況もあった。

このような背景から今日、埋立処分についても循環型社会に相応しい持続可能な埋立処分のあり方が議論されはじめ、より環境に配慮した廃棄物管理のあり方が世界的に問われている。

本研究は、埋立処分を①入れる物（廃棄物）、②入れもの（施設・構造）、③入れ方（埋立工法や維持管理方法・概念）の3要素から捕らえ、受け入れる廃棄物の選択や前処理などの上流側対策も含めたトータルシステムとしての「高規格最終処分場システム」の考え方と構成要素、およびそれらの連携について発表するものである。本報告は、平成15年度から平成19年度の4年間に渡って国立環境研究所等を中心に実施された研究プロジェクト「埋立廃棄物の品質並びに埋立構造改善による高規格最終処分システムに関する研究」の成果である。

2. 研究と発表の構成

まず最初に研究の構成を図1に時系列的に示す。研究は、①循環型社会における最終処分場の役割、②埋立廃棄物の量及び物性評価、③前処理技術等による埋立廃棄物の品質改善、④選定された初期品質埋立廃棄物の埋立層内での長期挙動、⑤埋立処分場の安定化とその評価、⑥高規格最終処分システムの設計と循環型社会への適合性評価、の6つのサブテーマで構成され、井上（国環研）を研究代表として4年間の研究費の総計78百万円で実施された。最終的な研究成果書は、本年度10月に環境保全研究として環境省から発行されるので参考にされたい。本日は時間の関係上全てを発表できないので図2の発表の構成にしたがい主な成果を発表する。なお、5番目に発表をいただく、福大の田中綾子準教授には本討論会企画に賛同頂き、参画の協力をいただいたものである。

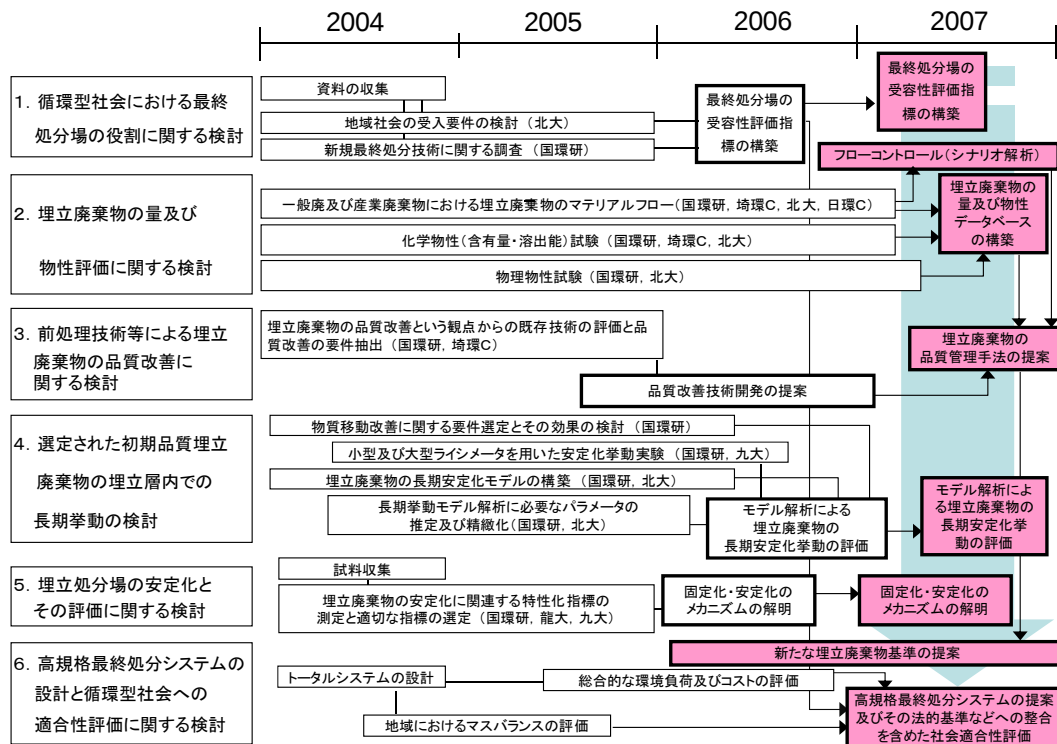


図 1 高規格最終処分システム研究の構成と研究計画

キーファクター	サブタイトル課題名	研究発表課題	発表者氏名(所属)
入れる物の制御	埋立廃棄物の量及び物性評価	・産業廃棄物フローのデータベース化と制御方法の検討	山田正人(国環研)
	前処理技術等による埋立廃棄物の品質改善	・前処理技術による埋立廃棄物の品質改善	渡辺洋一(埼環C)
入れ方・容れ物の制御	選定された初期品質埋立廃棄物の埋立層内での長期挙動	・安定化促進のための埋立地構造	朝倉宏(国環研)
安定化評価	埋立処分場の安定化とその評価	・安定化促進のための埋立方法(有機物混合, 塩素挙動)	島岡隆行(九大)
		・埋立地の機能と土壌還元化	田中綾子(福大)
社会的評価	循環型社会における最終処分場の役割	・埋立地に対する住民意識, 技術レベルに対する意識	松籐敏彦(北大)
総合検討	高規格最終処分システムの設計と循環型社会への適合性評価	・持続可能な処分場―「高規格処分場」の提案	井上雄三(国環研)

表 1 研究の構成と発表

3. 高規格最終処分とは

高規格最終処分場のことを国立環境研究所の研究情報誌環境儀 No.24 (21 世紀の廃棄物最終処分場—高規格最終処分システムの研究)¹⁾では「“入れる物”(廃棄物の質を制御する), “入れ(埋め)方”や“容れ物”(処分場)を工夫し, なるべく自然のパワーを使って安定化する, 双方向対話によって地域と共生する)」と定義している。つまり, 近年しばしば使われている持続可能型最終処分システムのことで

ある。英訳すると Sustainable Landfilling System あるいはもう少し具体的なイメージで表現すると Integrated Landfilling System ということになるだろう。未来の処分場のあり方に関して新たな発信をするものである。

廃棄物の埋立処分が地域社会の不信感や不安を払拭できない状況は決して望ましい状態ではない。かといって今後数十年の近未来において完全閉鎖型埋立や埋立ゼロがよいとも思われない。本討論会では、6名の専門家に高規格最終処分システムの各サブテーマ、すなわち入れる物（上流側での質制御と前処理）と入れ方や容れ物に関して、また安定化の評価、処分場の社会的評価について論じていただき、最後に私から持続可能な処分場として“高規格埋立処分システム”を提案させて頂き、わが国の埋立処分のあり方の議論を展開させていただくものである。

4. おわりに

本研究を進めるに当たり、最終処分研究を精力的に進めている大学や地方環境研究所の共同研究あるいは研究協力や助言をいただいた。お陰で大きな研究の進展をみることができた。本日発表をいただく方々はその関係者をお願いをしたものである。発表者と関係者の皆様に心からお礼を述べ、謝意を表すものである。また、本討論会の課題の議論をとおしてわが国の廃棄物埋立処分の今後のあり方を地域社会が受け入れ可能な技術システムとして高め、わが国だけでなく世界に貢献できることを願っている。

参考文献

- 1) 21世紀の廃棄物最終処分場－高規格最終処分システムの研究、国立環境研究所の環境情報誌、環境儀 No.24, p.3 (2007)

産業廃棄物フローのデータベース化と制御方法の検討

○(正) 山田正人¹⁾、(正) 東條安匡²⁾、(正) 朝倉宏¹⁾、(正) 立尾浩一³⁾、(正) 小野雄策⁴⁾
1)(独)国立環境研究所、2)北海道大学、3)日本環境衛生センター、4)埼玉県環境科学国際センター

1. はじめに

循環型社会は、最終処分される廃棄物の量の削減を担う主体を、物質フローの end of pipe（末端）側から、front-end（上流）側にシフトさせた社会である。その施策の基軸である発生抑制、再利用、再資源化という取り組みにより、ごみとなるもの（＝生産物）を変化させる景気や消費の動向だけではなく、再利用の選択肢を規定する循環技術の進展や循環資源の市況によって、最終処分される不要物の量および質が変化することが予想される。これに対応して、最終処分技術は、遮水工や浸出液処理等の end-of-pipe の技術で環境安全を確保するだけではなく、埋め立てる廃棄物の質を将来にわたって予測・制御して、早期に新たな土地利用価値をもたらす機能を併せ持つ必要がある。

そこで、埋め立てる廃棄物の質変化を予測するために、産業廃棄物各品目の発生源から再利用または埋立処分に至るストリームを排出者ならびに廃棄物処理業者に対するアンケート調査より把握することにより、廃棄物の質的情報を解析できるデータベースを作成し、中間処理技術の循環技術としての現況を評価した。またこの物流データベースを用いて、物流の終点における産出品目の有機物・金属類含有量等の物性データベースの情報を発生源側に積み上げることで、産業廃棄物ストリームにおける廃棄物の物量と物性の変化を表すサブスタンスフローモデルを構築した。

2. 方法

2. 1 物流データベース

関東圏の廃棄物ストリームにおいて中間処理施設が集中する埼玉県を研究の対象とし、埼玉県環境部との協力・共同の元、以下の調査を行った。まず、埼玉県環境部が排出事業者に対して行った行政調査（平成 15 年度埼玉県産業廃棄物実態調査¹⁾：アンケート総数約 8,000 社、回答率 46%）の結果を、2004 年度の各種経済指標を用いて埼玉県全体に拡大推計し、産業廃棄物の資源化または最終処分に向かうフローの総体を把握した。次に、埼玉県内の全ての中間処理業者に、中間処理施設における品目別および処理方法別の減量化量、資源化量および最終処分量を尋ねるアンケート調査（アンケート総数約 1,000 社：回答率 60%）を実施した。以上の情報を統合し、産業廃棄物の発生から処分までの過程及び業種別、品目別、処理方法の廃棄物ストリームのフローを示すことができるデータベースを作成した。さらに、把握したフローの中で最終処分量及び資源化量が多い汚泥、がれき類、廃プラスチック、ガラスおよび陶磁器くず等の代表的な品目を取り扱い、破碎、選別、焼却、脱水等の代表的な処理方法にある施設を抽出し（10 社）、アンケート調査と現地調査を行って、受入れ廃棄物の範囲、処理工程、物質収支、処理後の物性について調べた。

2. 2 サブスタンスフローモデル

モデルの基本構造を図 1 に示す。このモデルにおいて廃棄物の発生時の物性は、最終処分、焼却等による減量、回収資源における有機物および金属量の和（ $F0+D1+R1+F1+D2+R2+F2$ ）で表される。

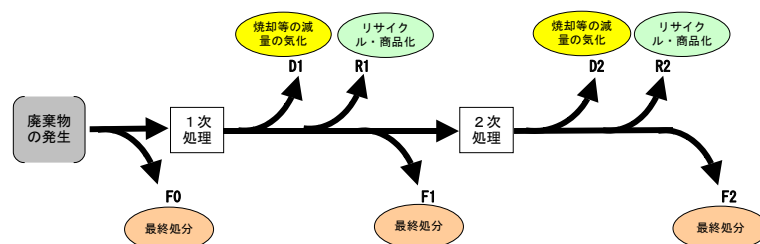


図1 サブスタンスフローモデルの基本構造

中間処理施設における産出物で測定した物性（三成分〔水分、可燃分、灰分〕、有機分、金属含有量〔Pb, Sb,

【連絡先】 〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2 独立行政法人国立環境研究所 循環型社会・廃棄物研究センター

山田正人 Tel : 029-850-2837 FAX : 029-850-2016 e-mail : myamada@nies.go.jp

【キーワード】 産業廃棄物、物流データベース、中間処理、サブスタンスフロー、埋立廃棄物

Cr, Cd, Zn, Fe, Al, Cu, Mn, Mg, Ca, Na, K])
 2)を、物流データベースにおける産出物(36種類)、技術
 (9種類)、投入物(28種類)(表1)で整理し、物性デ
 タベースを構築した。採取時における処理施設での処
 理品目、産出品目および分析結果から特徴的な品目(汚
 泥、廃プラスチック、木くず等)は、例えば廃プラス
 チックの投入物における「汚れあり」、「汚れなし」、また
 産出物における「フィルム」、「発泡」、「その他」など
 に細区分化した。廃コンクリート及び廃アスファルト
 のうち、破碎処理後に金属及び可燃物等の処理残さが
 比較的多量に産出される品目については、廃棄物処理
 法で一般的に用いられる「がれき類」とした。さらに、
 実測データが無い産出物×技術×投入物の組み合わせ
 については、例えば「焼却灰」×「焼却」×「廃プラ(汚
 れなし)」を「焼却灰」×「焼却」×「廃プラ(汚れあ
 り)」になど、産出物の性状が最も近いと考えられるも
 ので代替した。なお、汚泥、動植物残渣、燃え殻、鉍
 滓、ばいじんについては、発生業種によって組成が著
 しく異なると考えられるが、物性データベースが全て
 の発生業種をカバーできていないため、以降の解析に
 は用いなかった。

表1 物性データベースの区分

産出物	技術	投入物
0111:焼却灰	A:焼却	0111:燃え殻
0210:有機汚泥	B:脱水(乾燥を含む)	0210:有機汚泥
0212:有機汚泥(下水)	G:破碎	0212:有機汚泥(下水)
0213:有機汚泥(製紙)	J:溶融	0213:有機汚泥(製紙)
0220:無機汚泥	L:焼成	0220:無機汚泥
0222:無機汚泥(建設)	M:堆肥化	0222:無機汚泥(建設)
0223:無機汚泥(上水)	O:コンクリート固化	0223:無機汚泥(上水)
0610:廃プラ	X:選別(破碎を含む)	0610:廃プラ
0620:タイヤ	XA:選別・焼却	0620:タイヤ
0631:プラ(フィルム)		0623:タイヤ(ホイ付)
0641:プラ(発泡)		0641:プラ(発泡)
0642:プラ(塩ビ管)		0680:プラ(混合)
0680:プラ(混合)		0700:紙くず
0700:紙		0800:木くず
0710:紙(ダンボール)		0840:木くず(建設系)
0800:木		0900:繊維
0840:木くず(建設系)		0905:繊維(畳)
0900:繊維		1000:動植物
0905:繊維(畳)		1200:金属
1000:動植物		1300:金属製品
1200:金属	1700:コンクリート固化	1300:ガラス陶磁器
1300:ガラス陶磁器	3800:スラグ	1330:石膏ボード
1330:石膏ボード	3950:建設混合廃棄物	1400:鉍さい
1400:鉍さい	D000:減量(気化分等)	1500:がれき類
1500:がれき類	M101:セメント製品	1510:コンクリート
1510:コンクリート	M401:堆肥	1520:アスファルト
1520:アスファルト	M700:骨材等	1600:ばいじん
1600:ばいじん	S000:選別・破碎残さ	3950:建設混合廃棄物

3. 結果と考察

3. 1 産業廃棄物の物流

埼玉県では、2004年度で年間10,524千トンの産業廃棄物が発生しており、最終処分量は排出量の2.2%に当
 たる232千トンである。最終処分量232千トンのうち、
 11.6%に当たる27千トンが何ら中間処理されずに最終処分
 されており、88.4%に当たる205千トンが排出事業者また
 は産業廃棄物処理業者で中間処理された後の処理残さとし
 て最終処分される。

埼玉県における中間処理は約1,000万トンで、約6割が
 自己処理、約4割が委託処理であり、委託処理では、がれ
 き類の破碎、その他廃棄物の焼却、焼成(セメント化)が
 多い。埼玉県の品目別の最終処分量では混合廃棄物等(主
 に建設系混合廃棄物)が22%で最も多い。委託処理におい
 て、最終処分および資源化目的の処理技術は共に破碎系が
 それぞれ41%、64%で最も多い。埼玉県の産業廃棄物スト
 リームでは、建設業から発生するがれき類、混合廃棄物、
 廃プラスチック類等の破碎・選別等を行う中間処理施設が
 多く、これら施設の資源化率が高いこと、また、焼却灰や
 汚泥等が県内に立地するセメント産業に向かい、資源化さ
 れることが特徴である。

破碎系中間処理に向かう主な品目である、がれき類、建
 設系混合廃棄物、廃プラスチック類、紙くず、木くず、金属くず、ガラス陶磁器くず、鉍さい、繊維くず(破碎
 選別系産業廃棄物)について、破碎(・選別)処理後の資源化と最終処分の割合を図2に示す。がれき類、紙
 くず、木くず、金属くず、鉍さい、ガラス陶磁器くずといった比較的組成が均質で、再生用途が確立されてい
 る品目では資源化率が9割程度であるが、建設系混合廃棄物、廃プラスチック、繊維くずといった組成が多様
 または不純物が混在する品目においても、半分以上は資源化されている。すなわち、破碎選別技術は、含水率
 が低く、サイズが大きく、組成が多様である産業廃棄物に対して、資源化と最終処分の量、ならびに最終処分
 される処理残渣の質を決める、熱処理・資源化と両軸を為す中間処理技術である。また、中間処理業者から生
 じた処理残渣が、別の中間処理業者にて中間処理されるなど、廃棄物の処理が完結するまでに複数の投入と産
 出が存在すること、中間処理によって、例えば木くずが焼却され燃え殻になるなど品目名が変化すること、

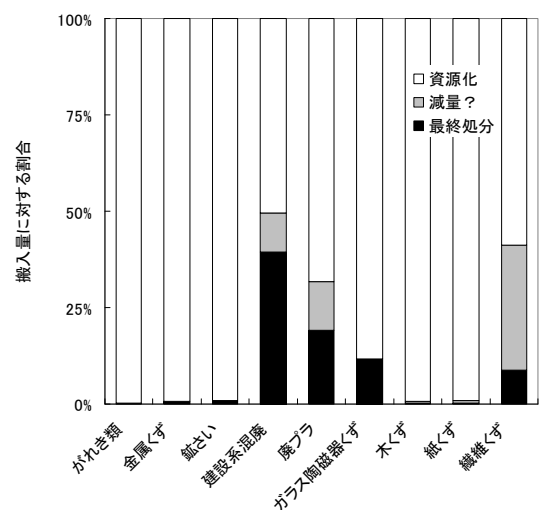


図2 破碎系中間処理における資源化と最終処分

特に破碎・選別系の中間処理においては、投入される品目数よりも多種類の資源（および残渣）が産出される、すなわち、投入物には品目名以外の多様な素材が混合していることが産業廃棄物の物流の特徴である。

3. 2 サブスタンスフローモデル

破碎・選別系廃棄物である約 560 万トン、モデルで評価した。なお、物流量には、県外で排出した産業廃棄物が、埼玉県内の中間処理業者で処理された廃棄物量を含む。破碎・選別系廃棄物全体の廃棄物量ならびに含有成分の行き先を図 3 に示す。

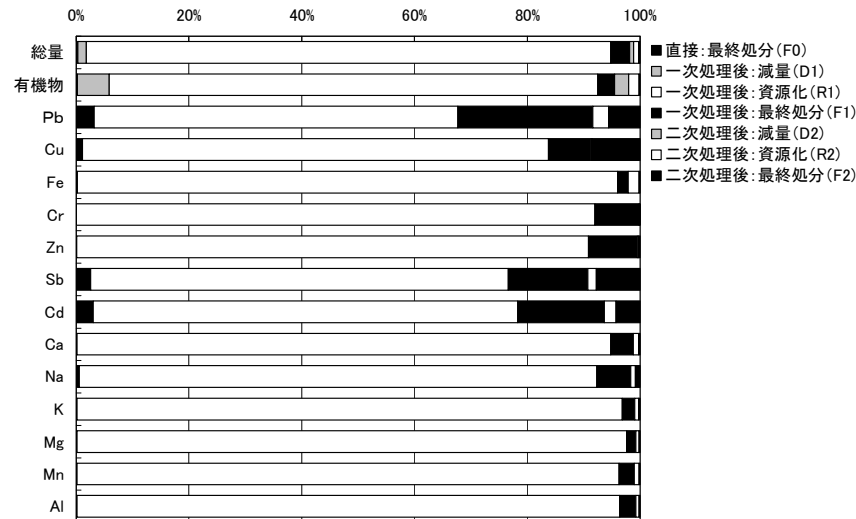


図3 破碎・選別系廃棄物のサブスタンスフロー

以上で構築されたモデルを用い、処理産物の性状から遡及して、建設混合廃棄物のような複数品目の混合物の平均的な物性を表すことが出来る（図 4）。産業廃棄物処理過程への新たな資源回収または処理技術導入による残渣等の物性変化を予測するためには、このような発生源における代表的な物性値が必須であり、現場では計測不可能な廃棄物の物性を、処理産出品目より推定する手段として本モデルは有効である。

4. まとめ

埼玉県における産業廃棄物の物流データベースと中間処理施設における産出物で測定した物性データを用いて、物流の終点における産出品目の有機物・金属類含有量等の物性データベースの情報を発生源側に積み上げることで、産業廃棄物ストリームにおける廃棄物の物量と物性の変化を表すモデルを構築した。カバーできていない発生源の業種や品目、また中間処理における大気や水への移行量を物性データベースに拡充してゆくことにより、より広範かつ正確な産業廃棄物のマテリアルならびにサブスタンスフローが構築でき、産業廃棄物の資源性と有害性また埋立廃棄物の安定性を、廃棄物ストリーム全体で制御することが可能となると考えられる。本研究は、平成 16～19 年度地球環境保全等試験研究費（公害防止等試験研究費）の助成を受けて行われたものである。

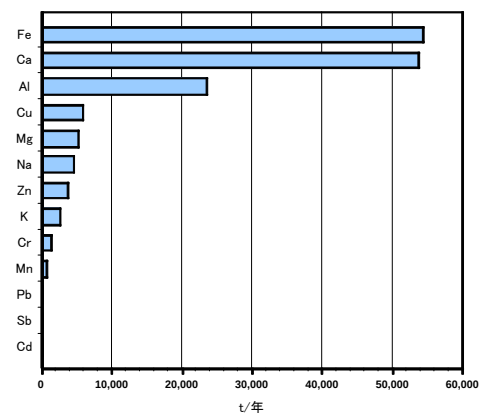


図4 建設混合廃棄物の金属組成

参考文献

- 1) 埼玉県：埼玉県産業廃棄物実態調査報告書（平成 15 年度実績）（2005）
- 2) 埋立廃棄物の品質並びに埋立構造改善による高規格最終処分システムに関する研究－3-2 産業廃棄物中間処理施設フロー調査（東條安国 執筆担当節）－，平成 18 年度地球環境保全等試験研究費（公害防止等試験研究費）成果報告書，課題番号 49, pp.11-16（2006）

1. はじめに

前処理技術による埋立廃棄物の品質改善の検討対象として、品質の安定しない埋立廃棄物として、建設廃棄物、一般廃棄物の混合廃棄物破碎選別処理施設から発生する処理残渣を取り上げた。

建設廃棄物は年間 7700 万 t 発生しており、建設混合廃棄物は 300 万 t(4%)、建設廃木材が 500 万 t(6%) である (H17 年度、国土交通省、建設副産物実態調査) が、埋立処分される建設廃棄物に占める建設混合廃棄物の割合は 34%と著しく高い (廃木材は 7%)。これらの廃棄物の前処理技術を確立することにより、リサイクル素材としての品質向上を図るとともに、最終的に埋立廃棄物となる選別残渣についても質の管理、量の削減を行うことを目的として検討を行った。

一般廃棄物については、焼却残渣と不燃ごみ、粗大ごみの破碎選別残渣が主な埋立廃棄物になりつつあるため、一般廃棄物破碎処理残渣についても併せて検討を行った。

品質向上の評価項目としては、浸出水への汚濁成分の溶出、ガスの発生などの原因となる生分解性有機物の指標として溶出試験液の BOD, COD, TOC 濃度及び熱しゃく減量値、炭素含有量を用い、環境汚染の可能性のある有害金属類の含有量、溶出量を加えた。

2. 混合廃棄物破碎選別施設から発生する埋立廃棄物の現状

2. 1 建設混合廃棄物破碎選別施設

(1) 調査結果

埼玉県内の混合廃棄物破碎選別施設 6 施設を調査し、混合廃棄物の選別に用いられている技術、選別品の品質等を確認した。図 1 に処理の流れと各工程から発生する選別品を示した。ただし、実際の処理ラインは複雑であり、各事業所により異なるため、各事業所に共通している主要な流れを示したものである。

使用されている技術は、手選別、磁気選別、ふるい分け (振動ふるい、回転ふるい)、風力選別、比重差選別、インクライン等であり、これらの複合機を導入している場合もある。

これらの技術を組み合わせて、再生原料として利用可能な碎石、木材、金属などを選別しているが、選別困難な細かい重量物が発生し、主に埋立処分されている。ここでは、各工程残渣を区別するため、一次ふるい分けで発生するふるい下残渣を「残土」、比重差選別等の後のふるい分けにより発生するふるい下残渣を「重量物小」、ふるい上選別品を「重量物大」と表記する。

各工程の選別品及び残渣の品質を調査するため、各選別工程の廃棄物を採取した。なお、参考のため、現場分別されたコンクリート、廃石こうボードの破碎物、廃プラスチックについても採取した。

採取した試料の有機物指標分析結果を図 2 に示す。廃石こうボードおよび廃コンクリートの専用ライン

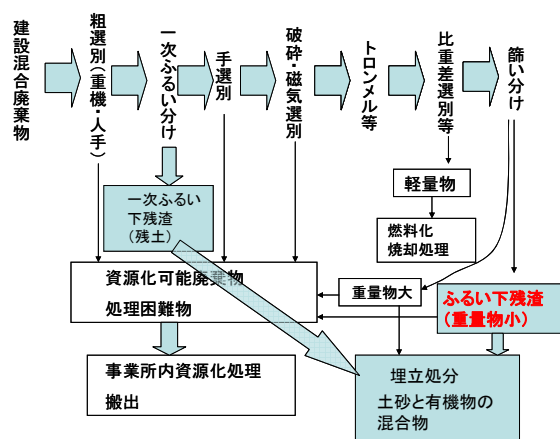


図1 建設混合廃棄物処理と選別品

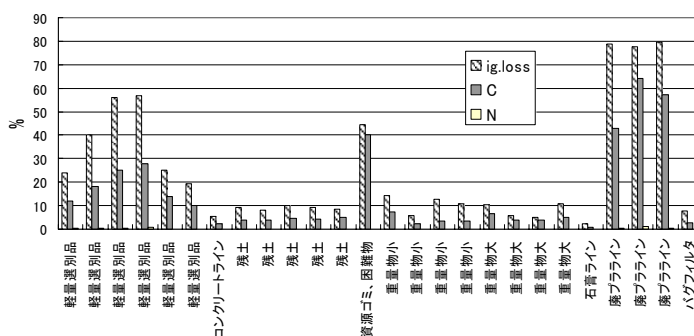


図2 選別品の熱しゃく減量、及びC, N含有量

で製造されている石こうおよび砕石は、熱しゃく減量、炭素含有量ともに、混合廃棄物処理ラインからの選別品に比べて低く、有機物の混入が少ないと考えられる。

残土は熱しゃく減量値が8～10%、炭素含有量が4%前後で、いずれの施設で選別されたものも、ほぼ一定である。廃プラ単品の処理ラインから採取した廃プラについても、熱しゃく減量は77.5～79.6%でほぼ一定であり、施設ごとに違いは認められない。この残土の選別に用いられている設備はいずれも振動ふるいである。

他方、手選別、破碎、磁気選別、比重差選別等を経て選別される重量物大・小、軽量選別品については、施設ごとに違いが認められた。

重量物の熱しゃく減量値は5.7～14.4%、炭素含有量は2.2～7.2%であり、軽量選別品の熱しゃく減量値は19.5～71.1%、炭素含有量は10～40%である。これらの選別効果の違いは、投入廃棄物の組成、処理施設、処理条件等に起因すると考えられる。重量物小で最も熱しゃく減量値と炭素含有量が低かった施設の直前の選別設備は風力選別+振動ふるいであった。一方で、軽量選別品の熱しゃく減量値が最も低いのも風力選別によるものであった。このことから、可燃性の軽量物を風力選別により大量に取り除くと、重量物の熱しゃく減量値を減少できるものと考えられる。

次に、各選別品の化学組成を推定するために、蛍光X線による定性分析を行った。

含有量の多い元素について図3にまとめた。残土および重量物の主成分は、Ca, S, Si, Fe, Al, Tiであると推定される。廃プラや軽量選別品については、これらの元素の他にClの含有量が多く、ポリ塩化ビニル等の塩素系プラスチックの混入の可能性がある。

その他の検出率の高い元素としては、Na, Mg, P, K, Ti, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Br(15/16), Sr, Ba, Pb (Br以外は100%検出)が挙げられる。

建設混合廃棄物選別品の組成

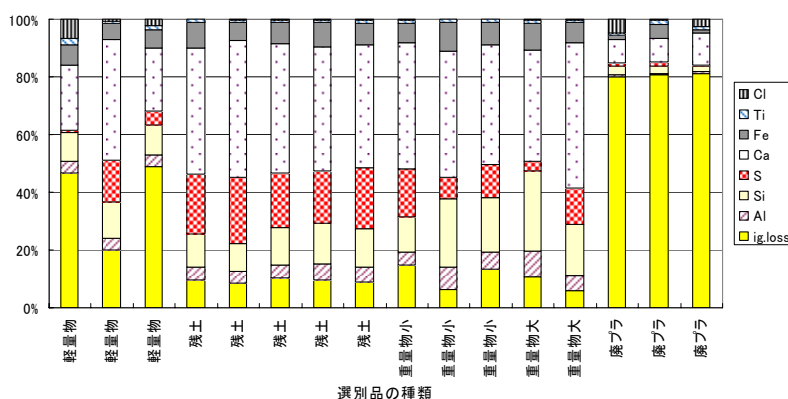


図3 建設混合廃棄物選別品の化学組成(主要成分)

(2) 選別技術の評価

現在の処理施設において行われている建設混合廃棄物の選別は一定の効果を上げているが、主な埋立廃棄物である重量選別品の問題点としては、有機物の残留、多量の硫黄分や鉛等の有害金属が含まれることなどが課題として挙げられる。重量選別品の有機物を削減しようとする、燃料化あるいは焼却している軽量選別品に無機物が多く含まれるというジレンマに陥っている。これらの成分を効率よく分離する技術の確立が埋立廃棄物の削減と質の向上につながるものと考えられる。

また、重量選別品と軽量選別品に分けて比較してみると、残土および重量物では、廃プラや軽量選別品と比較して、熱しゃく減量値に対して炭素含有量が少ない傾向が認められる。このことは、残土・重量物の熱しゃく減量値に炭素化合物以外の物質が寄与している可能性を示唆している。

2. 2 一般廃棄物破碎施設

(1) 調査結果

埼玉県内の11施設から排出された埋立廃棄物（一般廃棄物の破碎処理物）を採取し、分析するとともに、各施設の処理方法、ごみの分別方法等について調査を行った。

各施設において使用されている技術、投入廃棄物の種類、選別残渣の処理方法等について表1に示す。

多くの破碎選別処理施設における主な工程は、手選別→粉碎→磁気選別→トロンメル（回転ふるい）であり、不燃残渣が埋立廃棄物となる。

11 施設から排出された破碎選別残渣を埋立地において採取し、含有量分析及び溶出試験（環境庁告示第13号）を行った。

ごみの分別方法の違いと残渣の処理方法による埋立物の質の違いは目視によっても明らかであり、プラスチックを含めて焼却処理主体で処理している施設の破碎選別残渣はガラス・陶磁器の破碎物が主体となり（写真右）、埋立中心にしている施設の残渣はプラスチックや木くずの破碎物を多量に含む（写真左）。焼却処理されるごみの比率と破碎選別残渣の熱しゃく減量値、炭素含有量の間には負の相関が認められた（図4）。

破碎処理後にその全てを埋立処分している施設Kの試料と比較することで、破碎選別施設における選別方法の有効性を検討した。

全量埋立処分している施設と比較するといずれの処理方法で選別した不燃残渣も溶出する有機物が大幅に低減されている。不燃物と可燃物の選別をした場合の不燃残渣溶出液のCODの平均値は、全量埋立処分した場合の溶出液のCOD値の約8分の1であり、特にトロンメル+比重差選別で処理した残渣では100分の1以下である。

有害金属等に関しては、粗大ゴミを投入していない施設Bの不燃残渣はCu、Cd、Ni、Pbの濃度が他の施設より極めて低いことから、これらの金属に対する粗大ゴミの負荷が高いことが示唆されたが、選別処理による明確な削減効果は認められなかった。

表1 各施設の処理方法

施設No.	残渣の処理方法	投入廃棄物組成		処理方法
		種類	特徴	
A	埋立中心	不燃、粗大		不燃、可燃選別装置
B	埋立、焼却	びん、缶、不燃		トロンメル
C	埋立、焼却	不燃、粗大		振動スクリーン
D	埋立、焼却	不燃、粗大	プラは可燃	トロンメル+比重差選別
E	焼却中心	不燃、粗大	プラは不燃	不明
F	焼却中心	粗大		トロンメル
G	焼却中心	不燃、粗大、資源		サイクロン
H	埋立、焼却	不燃、粗大		
I	埋立、焼却	不燃、粗大		トロンメル
J	埋立、焼却	不燃、粗大	プラは可燃	トロンメル
K	埋立中心	不燃、粗大	プラは不燃	全量埋立

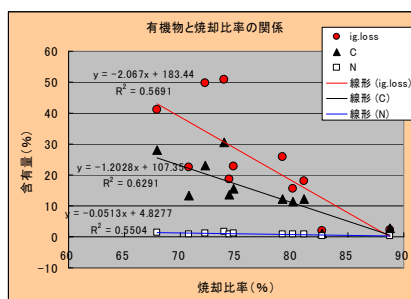


図4 焼却比率と有機物含有量の関係

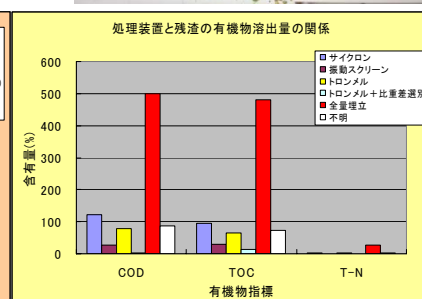
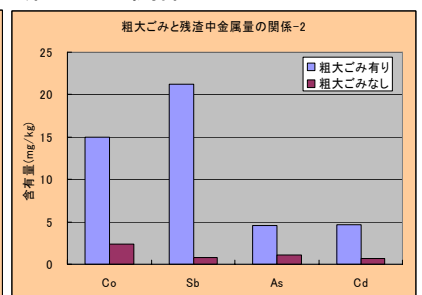
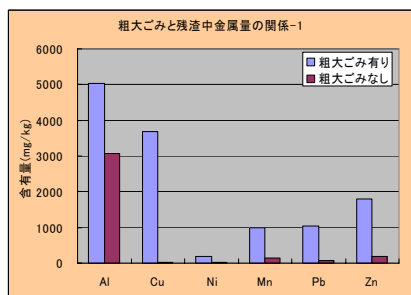


図5 処理方法と残渣から有機物溶出量の関係



(2) 評価

破碎物を全量埋め立てる場合と比べて、現状の選別方法はいずれも有機汚濁成分の溶出量削減には有効であると考えられる。ただし、金属類については、選別処理による明確な削減効果は認められなかった。

2. 3 建設廃木材破碎チップ化施設

建設廃木材の発生量の大部分を占める建築物の解体木くずには、土台部分や水回りの防腐剤として使用されていたCCA処理木材等が混入している。CCA処理木材は、現在ではほとんど使用されていないが、現在解体されている建築物が建設された20～30年前には主要な木材防腐剤であった。このCCA処理木材は高濃度の砒素、クロム、銅を含んでおり、リサイクル資材としての安全性確保のため、選別除去する必要がある。同様に、塗料顔料等にも鉛、クロム等が高濃度に含まれている。

当センターで 2001・2002 年度に調査した埼玉県内の建設木くず破砕施設における物質収支は図 8 のとおりである。図中の数値は調査した事業所の合計量を表している（調査事業所は処理能力ベースで埼玉県内の建設木くず再生チップ製造事業所の 85%）。

建築物解体木くずが大部分を占めており、破砕施設において再生チップの用途ごとに選別されてチップが製造されている。この用途ごとの選別は、有害金属等を考慮したものではなく、再生製品の製造に妨害となる合板等の選別が主である。「合板や汚れの著しいもの」が燃料用として選別され、製紙用にはきれいな角材、パーティクルボード原料用には板材と角材が使用される。

これらの用途別に金属の含有量を分析し、発生量データ等から埼玉県内の木くず破砕施設全体としての年間の金属の収支を推定した。

その結果、

- ・再生チップ中に有害金属等が含有されるが、燃料用として選別される廃木材中に多くの有害金属類含まれること。
 - ・製品チップにならないダスト（規格外小）中に特に有害金属の含有量が多いこと。
- などが判明し、破砕前の選別の有用性とダストへの金属の濃縮が確認された¹⁾。

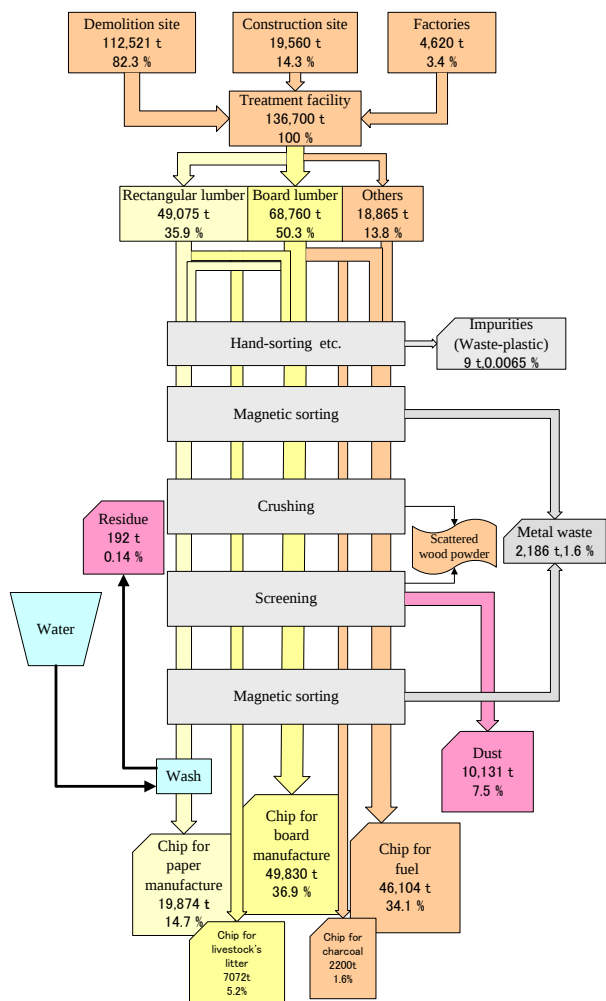


図8 埼玉県内の建設木くず破砕施設における物質収支

3. 前処理技術による埋立廃棄物の品質改善

3. 1 建設混合廃棄物破砕選別残渣

現在一般的に使用されている技術を用いて、破砕選別残渣の品質向上を図るため、ふるい分けと風力選別を併用した実験（図 9）を行い、有機物と金属類の選別可能性について検討した。

この実験の目的は、軽量物と微細粒子をダストとして重量物から取り除くことによる有機物と有害金属の削減である。選別効果に影響を与える操作因子として、試料の水分含量、および風力選別における風速が挙げられる。この手法による有機物の削減についてはすでに実験を行っており、残土と重量物小については水分含量を約 10% 未満にすると篩い効率が安定し、風力選別の効率も向上する。また、風力選別の風速を上げると重量物からの有機物削減効果が上がることが明らかとなっている⁴⁾。

さらに、試料を追加して、有機物の分離について確認するとともに、金属類の分離についても検討した。

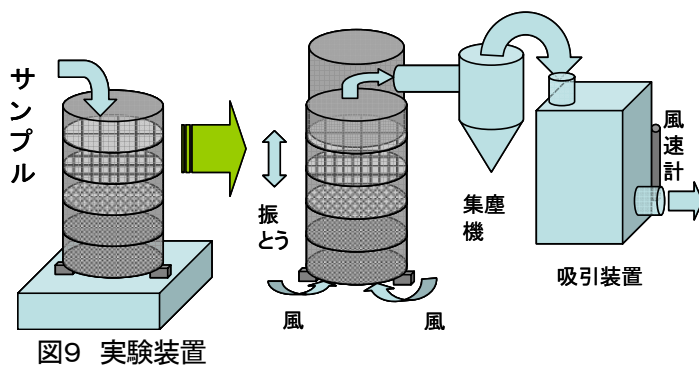


図9 実験装置

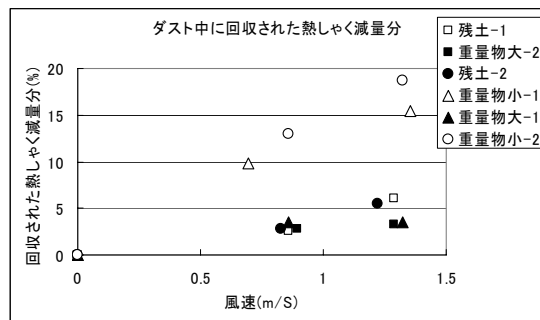


図 10 熱しゃく減量成分のダストへの回収

有機物については、選別品の種類によって風速の増加とともに削減効果が上がるものと効果が変わらないものがあることが確認された（図 10）。残土と重量物小では、風速の増加とともにダストへの回収量が増加するが、重量物大については、風速を挙げても効果は変わらない。

有害金属類のうち鉛、ヒ素、ホウ素の実験前後の粒径ごとの含有量を図 11 に示す。ダストを回収することにより、微細粒径分の含有量が減少し、全体として濃度が低下した（表 2）。

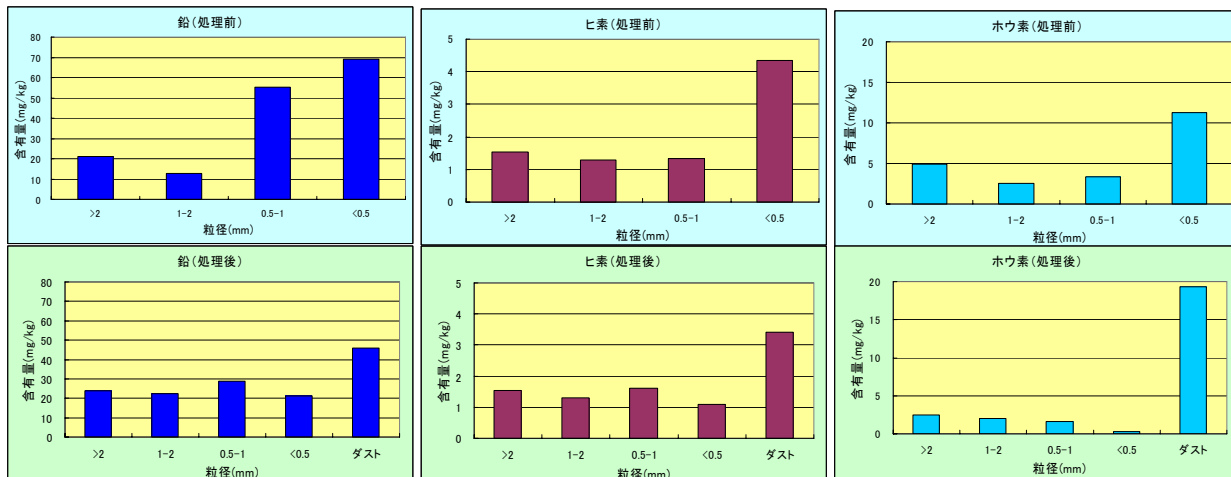


図 11 風力選別実験による鉛、ヒ素、ホウ素の粒径別含有量の変化

しかし、風力選別において風速を上げ過ぎると軽量選別品に微細な砂等の無機物が混入しやすくなり、軽量選別品の熱しゃく減量の低下と量の増大を招くため、用途や処理方法に応じて操作条件を設定する必要がある。

表2 風力選別による有害金属等の削減

	鉛	クロム	砒素	セレン	ホウ素	カドミウム	銅	亜鉛	ニッケル
風力選別なし(n=5)	160	36	8.5	<0.5	22	<0.5	58	430	56
ダスト除去後(n=5)	96	25	5.6	<0.5	6.4	<0.5	35	190	37
土壤汚染対策法含有量基準	150	250	150	150	4000	150	—	—	—

単位:mg/kg

3. 2 一般廃棄物破碎施設

一般廃棄物破碎選別残渣に含まれる有害金属類の由来の推定と選別可能性の検討を行うため、粒径別の金属類含有量を調査した。2. 2の調査で採取した試料をふるい分けして、金属類の分析を行った。粒径別に含有濃度を比較すると、Al, Mn, Zn, Pb, Co, Cd, Hg については2mm 未満の細かい粒分で濃度が高く（ただし、例外施設もある）、Sb では2mm 以上の粒分で濃度が高い傾向があった。Cu, Ni, As については施設により濃度の高い粒分が異なった。Hg 濃度は粒径が細かくなるに従い高く、粒径別の Hg 量を比較すると、0.5mm 未満の粒径画分にほとんどの施設で 70～80%が含まれることが分かった。ゆえに、0.5mm 未満の粒径画分を除くことができるならば、埋立地に対する Hg 負荷を著しく低減することが可能であることが分かった（図 12）。

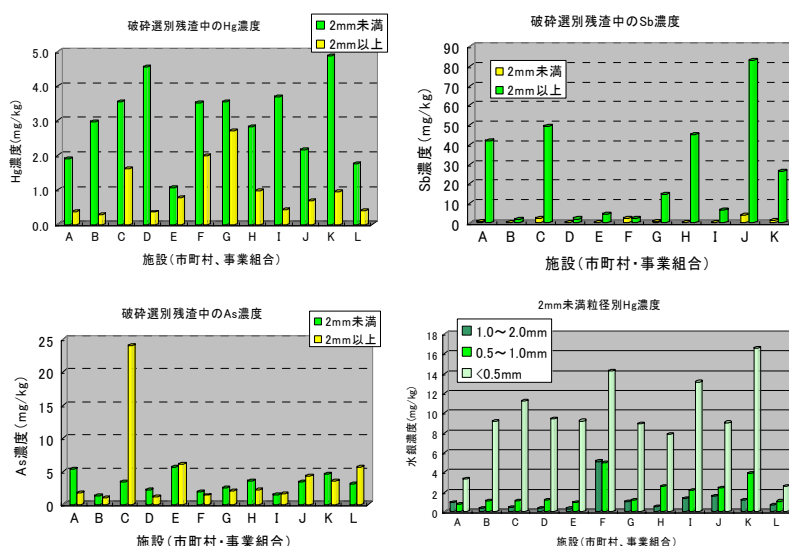


図 12 粒径別金属含有量(Hg, Sb, As)

2mm 未満の濃度と 2mm 以上の濃度の比率を表 3 に示す。
Sb は 2mm 以上の粒径に存在が偏っている傾向があるが、使用用途が樹脂や繊維の助燃剤やプラスチックの添加剤であるため、破碎による小径化が難しいためと考えられる。

3. 3 建設廃木材破碎チップ化施設

現状の建築物解体現場、あるいは建設廃木材破碎チップ化施設において適用可能な有害金属含有廃木材の判定方法として、目視による判定、簡易分析キットを用いた判定法について検討した。目視による判定法として、廃木材表面の色相を標準色票と比較して有害金属含有廃木材の色相を特定し、表面処理の有無と併せて評価する方法について検討した。市販の水質分析用キットを CCA 処理木材に適用する方法についても検討を行った。

その結果、目視による木くず表面の色相等による判定と市販簡易分析キットによる判定法を建築物解体現場、あるいは建設木くず破碎施設で破碎前に適用することにより、有害金属を高濃度で含有する木くずを選別することが可能であり^{2),3)}、選別された木くずについて適した利用法、処理・処分法を選択できる可能性が示唆された (図 13)。

実際の建設木くず破碎施設において、簡易色票を用いて有害金属含有廃木材の目視判定実験を行ったところ、木材と類似した色相の塗料の塗布された廃木材 (鉛含有) について誤判定されたが、その他の有害金属含有廃木材は正しく判定することができた。

廃木材の溶出試験を行ったところ、CCA 処理木材から高濃度のヒ素、クロム、銅が溶出し、塗装廃木材の一部から鉛、クロムが溶出した。また、溶出濃度は木材の表面部分の方が高いことが判明した (表 4)。

表3 粒径による金属濃度の比較

(2mm 未満の濃度/2mm 以上の濃度)

	AVG	MAX	MIN
Al	2.7	7.1	0.3
Cu	2.2	5.4	0.1
Co	7.9	66.2	0.6
Ni	1.3	5.8	0.2
Mn	5.6	20.1	1.8
Pb	2.9	8.9	0.3
Sb	0.1	1.0	0.0
As	1.3	3.1	0.1
Zn	3.4	8.0	0.9
Cd	3.3	10.9	0.5

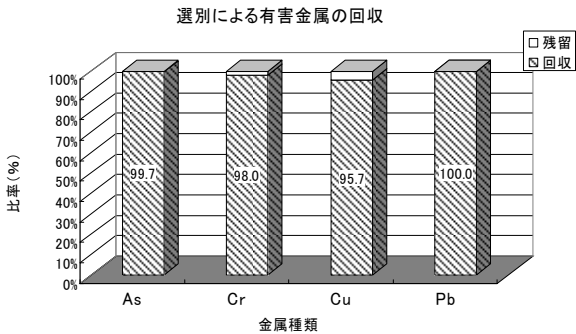


図 13 目視による有害金属含有廃木材の判定

表4 建設廃木材の種類別溶出試験結果

廃木材の溶出試験 (表面から10mmまでの部分)														mg/L	
	Be	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	V	As	Se		
防腐処理 (Cu)	0	0	0	0	0	71	5	0	0	0	0	0	0		
CCA	0	0	0	0	10	16	2	0	0	0	0	14	0		
Brown coated	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Green colored	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0		
Red colored	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		
Painted	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	1	0		
cement	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Particle board	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
Plywood	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
natural	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
Painted	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0		

廃木材の溶出試験 (表面から中心に向かって10mm~20mmの部分)														mg/L	
	Be	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	V	As	Se		
防腐処理 (Cu)	0	0	0	0	0	12	2	0	0	0	0	0	0		
CCA	0	0	0	0	2	4	5	0	0	0	0	6	0		
Green colored	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Red colored	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
natural	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
Painted	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

参考文献

- 1) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 細見正明, 建設廃木材破碎施設における有害金属等の収支, 廃棄物学会論文誌, 14(6),343-352(2003)
- 2) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 細見正明, 建設廃木材中の金属－外観によるスクリーニング及び表面と内部の濃度分布－, 環境科学会誌, 投稿中
- 3) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 細見正明, 市販簡易分析キットによる廃木材中の砒素, クロム, 銅のスクリーニング法, 環境化学, 14(3), 661-669 (2004)
- 4) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 河村清史, 細見正明, 破碎選別施設から排出される残土中有機物の削減 (第2報), 第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集, 470-472(2003)

安定化促進のための埋立方法改変の検討

九州大学大学院工学研究院 島岡隆行 江藤次郎

1. 背景と目的

現在、地域住民の反対等により最終処分場の新たな確保が非常に困難な状況に陥っている。主な理由は、遮水システムの担保期間と埋立廃棄物中に含まれる有害物質の安定化期間の差異にあると考えられる。この問題を解消するためには、社会に受け入れられる最終処分場の形態を提案することが急務であり、これは従来型の末端制御方式(遮水構造および浸出水処理施設の高度化)ではなく、上流制御方式(埋立廃棄物の品質を洗浄や選別等の前所により改善)を導入することによって可能である。

著者らは、これまでに焼却灰と有機物を混合して埋立てることで脱塩が促進され、早期に安定化する現象を見出している¹⁾。そこで本研究では、現在の処分場により近い状態での検討を行うため、焼却灰と飛灰の混合物である焼却残渣を有機物に混合して埋立てることにより、焼却残渣の安定化を促進させる手法の評価を行った。混合することは埋立廃棄物の品質改善にあたり、上流制御方式にあたる。本報告では、焼却残渣の安定化指標の一つとしてその脱塩現象に着目し、焼却残渣に有機物を加え、埋立構造を変えたときの脱塩効果を検証したので、以下に結果を報告する。

2. 実験方法

実験に用いたカラムを図1に示す。焼却灰と飛灰を3:1(湿潤重量比)で混合した試料(No.1、3、5、7)およびこの混合物(3:1)に生ごみコンポストを9:1(湿潤重量比)で混合した試料(No.2、4、6、8)のそれぞれ約7,500gを充填高さ800mm(充填密度:約1.2g/cm³)になるように充填した。また、生ごみコンポストには、微生物の分解性が高いペレット状のものをを用いた。充填試料の採取口を表層より100、300、500および700mmの4深度に設けた。カラムは、準好気性および嫌気性、さらに好気化による脱塩の効率化を検証するため、管径約7mmの網目状の通気管を通した好気性のカラムを追加した。実験条件を表1に示す。カラムは室内に設置し、1週間毎に946ml(No.1~4、7、8)、2,838ml(No.5、6)の蒸留水をそれぞれ散水した。充填試料は、1週間後、4週間後、それ以降は、4週間毎に採取し、全塩素含有量、可溶性塩素含有量の測定(JIS A 1154)、およびXRDによる塩素化合物の同定を行った。散水日の翌日に浸出水を採取し、水量、塩素イオン濃度の測定を行った。

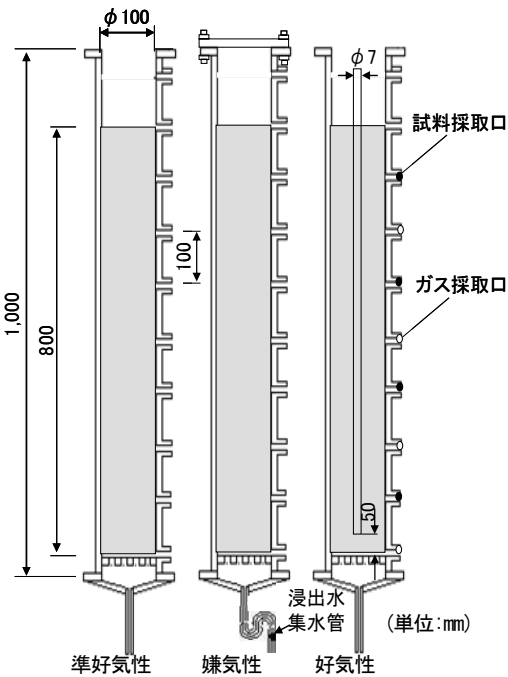


図1. カラム実験装置

3. 試料

表2に試料の性状を示す。試料中の全塩素、可溶性塩素および難溶性塩素量は表に示す通りである。XRD分析の結果、試料中の塩素化合物として、焼却灰では難溶性塩素化合物のフリーデル氏塩($3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)、飛灰では可溶性塩素化合物のKCl、NaClおよび難溶性塩素化合物と

表1. 実験条件

カラム	充填試料	散水強度(mm/週)	カラム内雰囲気
No. 1	焼却灰+飛灰 (= 焼却残渣)	120	嫌気性
No. 2	焼却灰+飛灰+生ごみコンポスト	120	嫌気性
No. 3	焼却灰+飛灰	120	準好気性
No. 4	焼却灰+飛灰+生ごみコンポスト	120	準好気性
No. 5	焼却灰+飛灰	360	準好気性
No. 6	焼却灰+飛灰+生ごみコンポスト	360	準好気性
No. 7	焼却灰+飛灰	120	好気性
No. 8	焼却灰+飛灰+生ごみコンポスト	120	好気性

表 2. 試料の塩素含有量等の性状

充填試料	JIS A 1154			JLT 46				含水率 (%)	強熱減量 (%)
	全塩素 (%)	可溶性塩素 (%)	難溶性塩素 (%)	pH (-)	Cl ⁻ (mg/L)	TOC (mg/L)	T-N (mg/L)		
焼却灰	0.92	0.65	0.27	11.6	400	98	9.1	24.7	3.2
飛灰	26.35	20.70	5.65	12.2	21700	34	16	0.7	1.7
生ごみコンポスト	1.30	1.29	0.01	8.2	1200	3083	638	19.1	19.2
焼却灰 + 飛灰	6.94	5.98	0.96	12.4	5300	71	7.9	18.3	2.4
焼却灰+飛灰+生ごみコンポスト	5.90	4.93	0.97	12.4	4800	202	49	17.5	3.3

表 3. 試料の化学組成

充填試料	(単位: %)											(単位: ppm)				
	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	FeO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	S	Cl	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
焼却灰	39.1	2.0	14.5	6.4	3.9	23.9	3.9	1.7	2.0	0.4	0.6	527	4000	1400	4800	57
飛灰	14.8	1.1	3.9	1.0	2.4	44.2	7.2	5.1	0.8	3.1	14.8	155	740	1700	9000	200
生ごみコンポスト	4.3	0.2	1.8	2.5	2.3	66.9	4.1	5.7	4.5	4.8	2.5	0	140	0	1500	0
焼却灰 + 飛灰	34.8	1.9	13.5	5.4	3.8	27.1	4.2	2.3	1.9	0.8	2.7	465	4100	1200	6000	65
焼却灰+飛灰+生ごみコンポスト	33.2	1.9	12.6	5.5	3.6	28.9	4.2	2.4	2.1	1.1	2.7	468	3700	1300	5900	76

される CaCl(OH) が同定された。また、表 3 には波長分散型蛍光 X 線分析装置(XRF)による試料の化学組成を示す。焼却灰は珪素とカルシウムに富み、飛灰はカルシウムに富んでいた。

4. 結果および考察

4.1. 浸出水中の塩素挙動

浸出水の pH を図 2 に、塩素濃度を図 3 に、累積塩素溶脱量を図 4 に示す。図 2 より、6 週間目以降、好気性カラムにおいて pH の著しい低下が見られた。また、図 3 より、好気性カラムにおいて塩素濃度は高濃度を保ち、準好気性カラムおよび嫌気性カラムでは塩素濃度が徐々に低下した。図 4 より、嫌気性カラム (No. 1) のカラムから最も多く塩素が溶出していたことが分かる。生ごみコンポストを添加したカラムおよび好気性カラムにおいては、溶出が遅れているように見える。これは、初期の段階で保水性の高い焼却残渣のみのカラムの方が保水性の低いコンポスト添加のカラムよりも水に接触している時間が長かったために、より多くの塩素が溶出したためと考えられる。また、好気性のカラムでは、散水した水の一部が通気管を通り充填試料に接触せずに浸出水として排出されたために塩素溶出が少なかったと考えられる。また、蒸発により、浸出水量が他に比べ少なかったことも考えられる。

4.2. 塩素含有量の変化

実験開始より 12 週間後における準好気性カラムの充填試料中の全塩素含有量の変化を図 5 に、嫌気性および好気性カラムの全塩素含有量の変化を図 6 に示す。図 5 より、準好気性カラムにおいて、散水強度 120mm/週のカラムよりも散水強度 360mm/週のカラムの方が、塩素が減少した。また、散水強度 360mm/週の方がよりカラム深部まで脱塩が進行した。図 6 より、嫌気性カラムにおいても準好気性カラムと同様な脱塩の傾向を示した。好気性 (No. 7) を除くいずれの

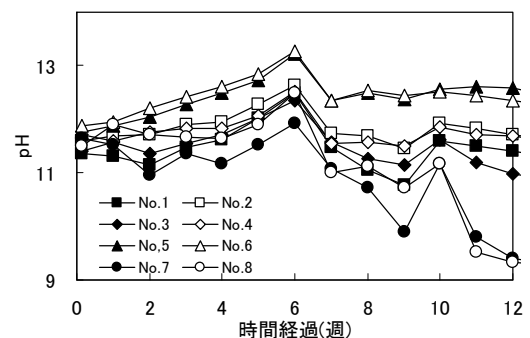


図 2. 浸出水の pH の経時変化

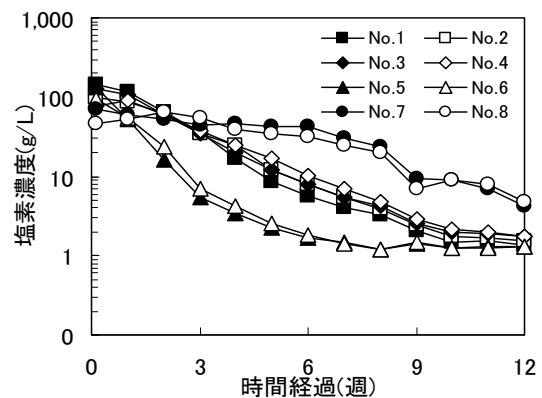


図 3. 浸出水の塩素濃度の経時変化

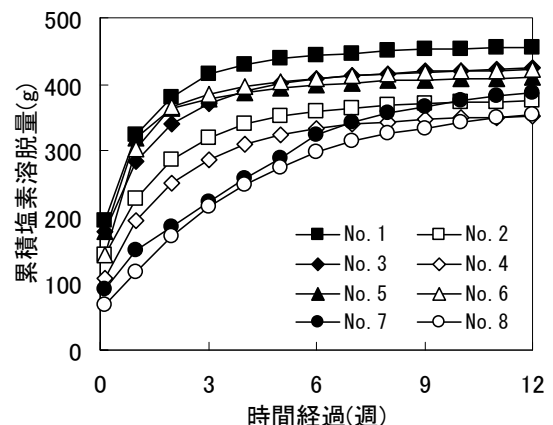


図 4. 累積塩素溶脱量の経時変化

カラムも表層ほど脱塩の進行が活発であり、下層ほど脱塩が遅延する傾向が見られた。これは、上層より塩素イオン等が大量に溶け込んだ平衡濃度に近い浸出水が下層へ流下してくるため塩素が溶脱しにくいことや、塩素が下層へ移動したことが考えられる。コンポストを添加したカラムの方の脱塩が遅延しているのは、保水性が低いために水との接触時間が短かったことが影響したと考えられる。しかし、pH の低下が大きく見られた(図2)ことから、難溶性塩素の溶解が促進されていると考えられる。好気性カラムでは時間が経過するとともに塩素溶脱が著しく増加しており(図4)、今後さらに脱塩が進むことが期待できる。

図7に嫌気性および好気性カラムにおける可溶性および難溶性塩素量の経時変化を示す。また、図8に代表的な難溶性塩素であるフリーデル氏塩の12週間後の状態を示す。嫌気性カラム浅部では速やかに可溶性塩素の溶脱が進み、難溶性塩素の分解も進行しているが、深部においては難溶性塩素が生成、残留している。好気性カラムでは1週目に多くの難溶性塩素が生成するとともに、全体に脱塩の進行の遅れが目立つ。しかし、12週目には難溶性塩素がほぼ全量分解されており、今後の可溶性塩素の溶脱により効率的に脱塩されることが期待される。

4.3. 難溶性塩素分解の諸要因

フリーデル氏塩はpH低下、二酸化炭素および硫酸イオンとの反応により分解することが知られている。特に、硫酸イオンとの反応では、アルカリ性環境においても分解する²⁾。

浸出水中のpHは好気性カラムにおいて10週目以降に大きく低下し

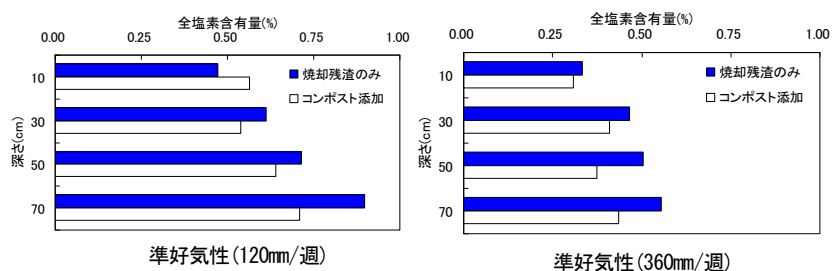


図5. 準好気性カラムの全塩素含有量(12週間後)

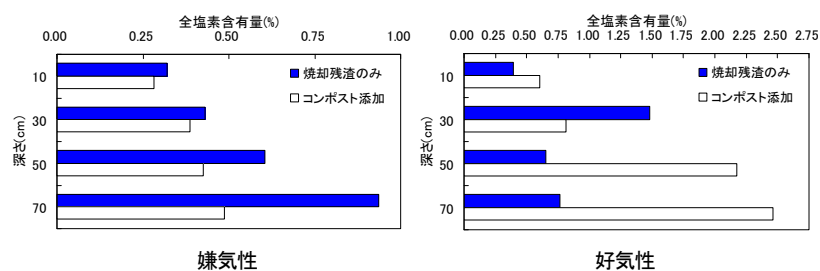


図6. 嫌気性および好気性カラムの塩素含有量(12週間後)

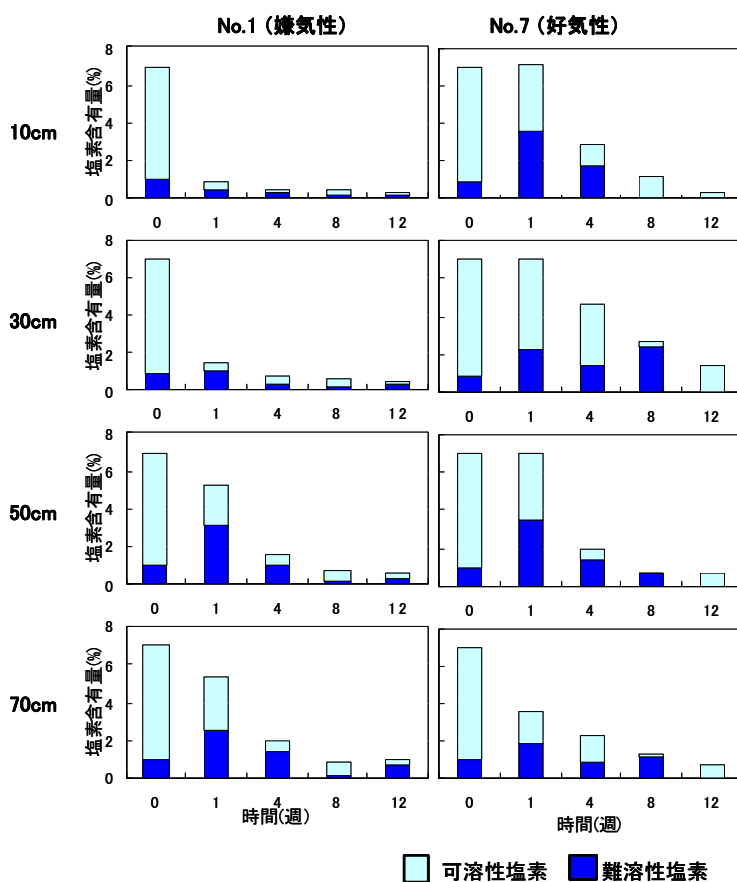


図7. 嫌気性および好気性カラムの塩素含有量の経時変化

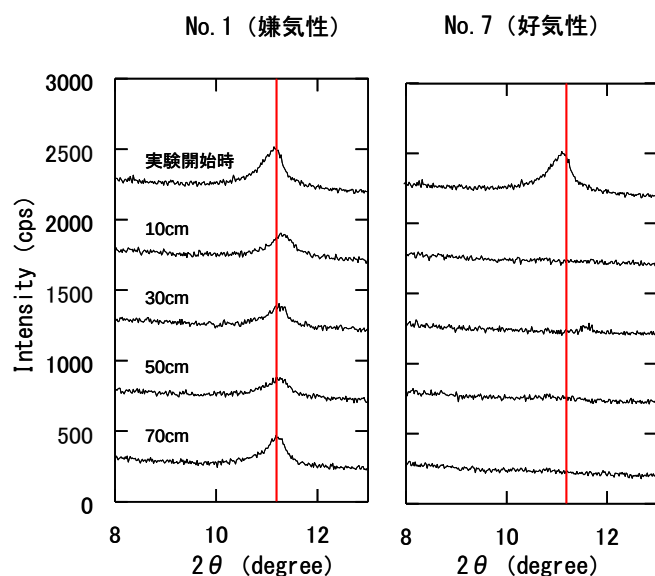


図 8. フリーデル氏塩の消長(12 週間後)

ている(図 2)。また、ガス中の二酸化炭素濃度(図 9)も好気性カラムにおいて 12 週目に大きく上昇している。さらに、浸出水中の硫酸イオン濃度(図 9)も好気性カラムにおいて高い値を示している。好気性カラムには代表的な難溶性塩素であるフリーデル氏塩を分解するための主要な要因が揃っていることが分かる。

充填試料中の硫黄の濃度に着目すると飛灰と生ごみコンポスト中の濃度が高く(表 3)、好氣的条件下において硫酸イオンとなり、フリーデル氏塩の分解に関与したものと推定される。コンポストを混合に伴う硫酸イオン濃度の変化は小さいことから、主に飛灰中の硫黄の関与が大きいものと考えられる。さらに、硫酸イオンの存在が pH の低下と炭酸塩の分解による二酸化炭素の発生をもたらし、フリーデル氏塩の分解を加速したことも推測される。

5. 結論

- (1) 埋立条件によらず、表層で 6~7%存在した塩素は、0.3~0.6%まで減少した。生ごみコンポストを添加したカラムにおいて、わずかに焼却灰のみのカラムよりも脱塩が進行したが大きな差は見られなかった。飛灰の混合により、pH は上昇し、実験期間が 12 週間と短期間であったことから微生物分解が進まなかったため、コンポスト混合の効果が明確に認められなかったと考えられる。また、充填試料の保水性の影響を大きく受け、脱塩が遅れたことも考えられる。
- (2) 好氣的条件下では、実験初期に脱塩の遅れが見られたが、時間の経過に伴い脱塩が促進される傾向が見られ、中層および下層における脱塩も生じていたことが認められた。また、散水量の多いほど深部まで脱塩が生じることが分かった。
- (3) 好氣的条件下では、実験開始から 12 週間が経過した時点で、難溶性塩素のほぼ全量が分解されていた。これは、飛灰中の硫黄が硫酸イオン化し、フリーデル氏塩の分解に関与したためであると推測される。

以上、埋立てられた焼却残渣を好氣的な環境に保持できるよう埋立構造を改変することにより、焼却残渣中の塩素は迅速に溶脱され、最終処分場の早期廃止や埋立廃棄物の有効利用を促進できる可能性が示唆された。また、焼却灰のみの埋立を想定した過去の実験では、有機物の混合が脱塩の促進に有効であったが、焼却灰と

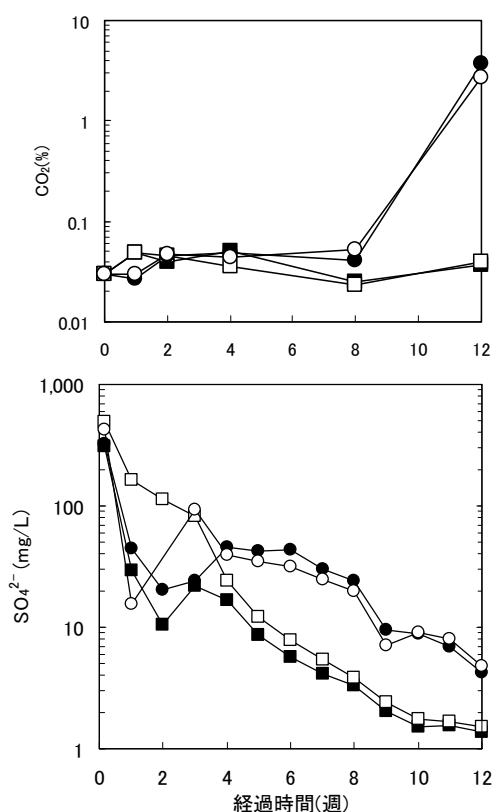


図 9. ガス中の CO_2 濃度と浸出水中の硫酸イオン濃度

飛灰を混合しての埋立を想定した今回の実験では、混合された有機物の脱塩促進への寄与は明確には認められなかった。

参考文献

- 1) 竹本智典, 島岡隆行, 江藤次郎, 成岡朋弘: 焼却灰中の塩素挙動に有機物の及ぼす影響, 環境工学研究論文集, Vol. 43, pp. 279-288 (2006)
- 2) 竹本智典, 江藤次郎, 成岡朋弘, 島岡隆行: 都市ごみ焼却灰中の不溶性塩素の消長メカニズムに関する基礎的研究, 廃棄物学会論文誌, 投稿中

覆土と廃棄物層の透水性が埋立廃棄物の安定化に与える影響

(独) 国立環境研究所 正会員 朝倉 宏

1. はじめに

最終処分場における遮水工の老朽化による漏水の危険性や埋立廃棄物の安定化遅延による水処理コストの増大などの問題点を解決するためには、埋立層内の安定化を促進し、管理期間を短縮できる最終処分システムを構築する必要がある。そのためには、埋立物の品質（入れる物）の選定と、層内の安定化反応を活性化させる埋立工法（入れ物、入れ方）を改善することが有効と考えられる。

現在、日本の最終処分場は自然通気に期待できる準好気性埋立構造を基本としている。準好気性埋立構造では、好気および嫌氣的領域が共存しており、埋立層底部の浸出水集排水管およびガス抜き管の近傍では酸素侵入による好氣的領域が確保できるが、その部分の酸素消費によって埋立層中心部では嫌氣的領域となる。さらに、透水性の低い部分があると、水分が飽和して酸素侵入が制限される。島岡ら(1997)は、覆土層に挟まれた領域では、より嫌氣的な領域が形成されるため、覆土の材質を検討する必要があると述べている。

また、覆土だけでなく、汚泥等の低透水性の廃棄物自体の流体移動特性を改善することが、好氣的領域の確保のために必要である。日本では、2004 年度に埋立処分される産業廃棄物の 36 % (湿重量) が汚泥であり(環境省)、汚泥はいまだに主要な埋立物である。汚泥の埋立量を減少させると同時に、他の廃棄物を混合して流体移動特性を改善する方法が考えられる。

本研究では、覆土の透水係数を変化させることによって層内への空気（酸素）と水分の供給を高めたときの安定化傾向を比較評価した。また、汚泥と他の廃棄物の混合物の特性、特に流体移動特性を評価し、好氣的領域を確保するために許容できる汚泥の埋立割合を提案した。最後にモデル計算により、廃棄物品質と透気性などが早期安定化に及ぼす影響を評価した。

2. 覆土の透水係数

2 - 1. 実験方法

廃棄物試料

10 年程度の近い将来において、量的に主要となりうる埋立産業廃棄物を試料として選定した。現在の埋立量が多い品目より、有機物・重金属含有量や層内の閉塞を引き起こす点から直接埋立に適さず、中間処理によって無害化・減量化すべきと考えられる品目（汚泥、動物のふん尿およびばいじんなど）を除外した。ただし、汚泥の許容埋立量については後述する。結果として、建設系混合廃棄物のふるい下残渣（C&D）、鉄鋼スラグ（Slag）、産業廃棄物可燃物燃え殻および廃プラスチックが主流になるものと考えた。これらを体積割合で 40:20:20:20 となるように混合し、充填混合廃棄物試料として調製した。

実験方法

2 本の模擬埋立実験槽（以後、ライシメータと呼ぶ）の、最下端にガラスビーズ（5 mm 径と 10 mm 径の等重量混合）、その上に覆土、さらにその上に混合廃棄物試料を充填し、最上部に下部と同じ覆土を設置した。図 1 にライシメータ概要を示す。

2 本のライシメータの覆土には異なる透水係数を与えた。覆土の透水性が高い実験条件（ライシメータ 1、以後 LM1）の透水係数は 10^{-2} cm/s 以上に、透水性が低い実験条件（ライシメータ 2、以後 LM2）の透水係数は 10^{-4} cm/s 程度に設定した。

水分添加量は日本の平均年間降水量 1700 mm とし、3 日に 1 度、14 mm 相当を 4 分間程度で散水した。

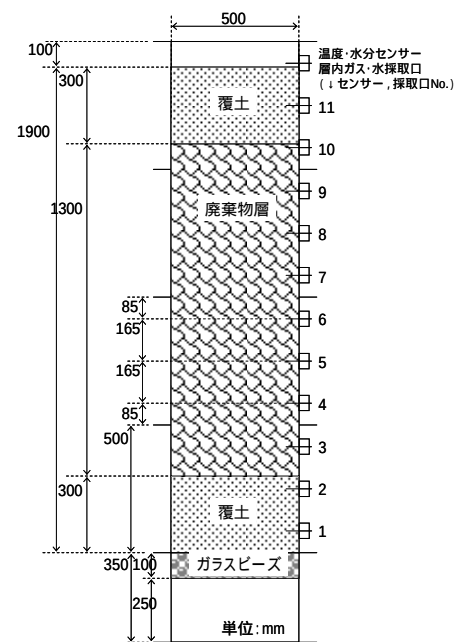


図 1. ライシメータ概要

上下の空洞(チャンバー:49L)には通気量は1 L/minで空気を流した。

実際の処分場内部では、微生物反応などによって層内温度が上昇し、高温状態が持続される傾向が見られる。微生物活性は温度による影響を受けるため、微生物による分解反応を実態に合わせて評価するためには、壁面等からの放熱を防ぎ、上昇した温度を保持する必要がある。ライシメータに取り付けた温度センサーとヒーターおよび保温ジャケットによって、層内の発熱による温度上昇を自動的に追跡加温することによって温度を維持した。

層内への空気進入量を把握するために、下部チャン

バーに1 vol%ヘリウム混合空気を1 L/minで流し(一部が埋立層内に入し、残りは下部チャンバー流出口から排出される)、上部チャンバー流出ヘリウム濃度を測定した。

層内の可溶性成分の移動と分解を評価するために、ライシメータ層内水および浸出水成分と、層内ガスの O_2 を測定した。層内温度と含水率は、層内に差し込んだセンサーによって自動的にモニタリングした。

2 - 2 . 結果と考察

図2に、累積降水量および累積採水量(=層内水+浸出水)と層内温度

の変化を示す。層内温度は、LM1は実験開始後に温度が上昇し、30日経過後に最高で55 程度となった。温度センサーとヒーターの誤作動の可能性を考え、35日経過後に追跡加温の自動運転を停止し、層内温度が室温まで低下した後に再び温度制御を自動運転としたところ、55日経過後に再び層内温度が上昇した。同様の確認を200日および250日経過後に行ったが、再び層内温度が上昇した。これに比べて、LM2では層内温度は室温(25)とほぼ等しく、変化が見られなかった。LM2に比べてLM1は、好気的な条件であり(図5を参照)かつ後で示すように有機物の分解速度も比較して大きく算出されたため、層内温度の上昇は微生物分解による反応熱によるものであると考えられる。

図3に層内含水率、図4に層内温度の高さ方向の分布(100日目)を示す。覆土の間隙率を真密度と充填密度から計算すると、LM1では0.4程度、LM2では0.3程度である。下部覆土は、LM1では水分が排除され、LM2では水分で飽和していると考えられる。層内温度は、廃棄物層の高さ方向の中間付近が最も高かった。これは、廃棄物層内で微生物活動によって生じた熱が、温度が低い上下端方向に逃げるためと考えられる。もっとも高いところの温度は40程度であり、中温菌の発育可能域である。

図5に、層内 O_2 濃度の測定結果(100日目)について鉛直方向の分布を示す。LM2の廃棄物層は1~3%とやや嫌気的であったが、LM1ではほぼ大気中の濃度と等しく、 O_2 の進入速度が内部の消費速度を十分に上回

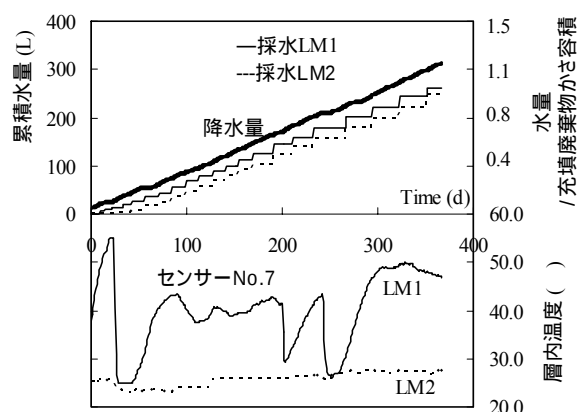


図2. 降水・採水条件と層内温度

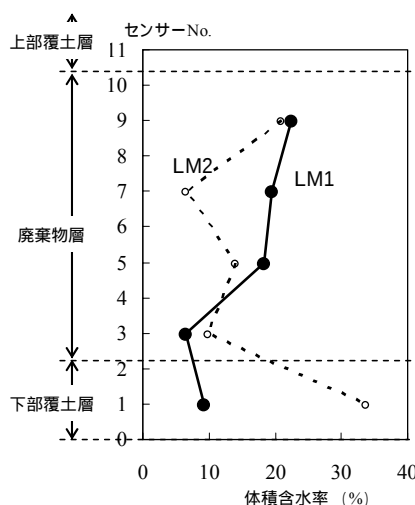


図3. 層内体積含水率(100日目)

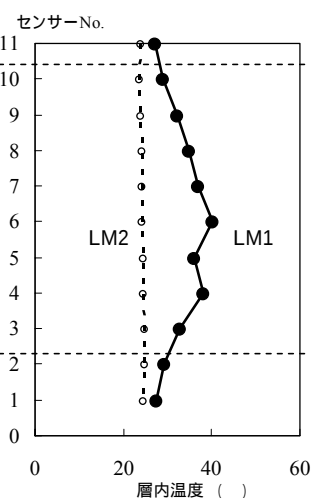


図4. 層内温度(100日目)

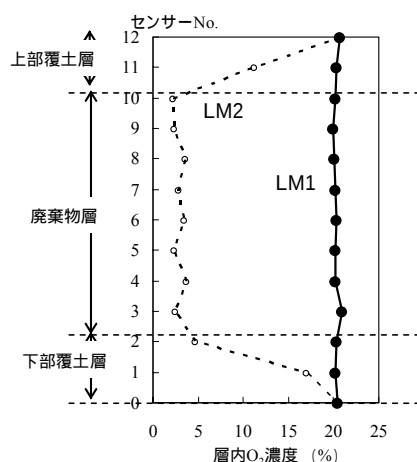


図5. 層内 O_2 濃度(%)

っていることが分かる。

ヘリウムをトレーサーとして使用し、層内への空気の進入量を求めた。空塔速度は LM1 で 3.0×10^{-6} m/s であり、これは焼却灰層の層内温度 32（外気温 20）によってもたらされる上昇流の文献値 1.7×10^{-6} m/s と近く(田中ら, 1986), 妥当であるといえる。LM2 は、下流側からヘリウムが検出されず、検出下限値と実験時間から判断すると、空塔速度は LM1 の 1/1000 以下である。

埋立廃棄物中の有機物の減少は主に洗い出しと生物分解で生ずる。そこで、層内の非反応性溶解性成分の指標として電気伝導度を用い、田中ら(1987)が提案した洗い出しのモデルによって、各降水採水操作毎の洗い出し率（≡洗い出し流出成分重量 / 洗い出し直前の層内残留成分重量）の平均値 α を求め、これを用いて洗い出し作用を除外した反応性成分 TOC の正味の反応速度 R （≡生成速度 - 消滅速度）[mg-C/(d·L)] を算出した。図 6 に、TOC の廃棄物層からの累積減少量（a：洗い出し，b：生成・消滅，a+b：合計）と $-R$ （減少量を正の方向とするためにマイナスを付けた）について経時変化をまとめた。TOC の反応速度 $-R$ は、LM1 では減少側で推移するのに比べて、LM2 では生成側で推移している。すなわち、LM1 では有機成分が廃棄物層から溶出する速度よりも、微生物分解によって減少する速度が卓越するのに対し、LM2 では微生物分解が遅く、可溶化した有機成分が流出する割合が大きいことを示している。LM1 はより好氣的であり、層内温度もより高いため、LM2 より微生物活性が高いと考えられることから、上記仮定によって算出された R は妥当であると考えられる。

以上は、透水性の覆土によってもたらされる層内への酸素の供給が、層内の分解による安定化を促していることを示唆するものである。

3．覆土の透水係数

3 - 1．実験方法

試料

この研究では、透気・透水性の悪い試料として汚泥を、良い試料としてスラグ（Slag）と建設混合廃棄物（C&D）を対象とした。スラグは比較的粒子の粗い、建設混合廃棄物は比較的粒子の細かい廃棄物の代表として想定している。汚泥として、有機性の下水汚泥等を用いると実験中に腐敗する恐れがあることから、無機性の建設汚泥を対象とした。採取場所は、汚泥の中間処理施設を持つ最終処分場であり、重力脱水および天日乾燥後に埋め立てられたものを掘り返して採取した（Sludge）。

Sludge に対し、Slag もしくは C&D の混合みかけ体積割合を 5 段階に変化させたものをサンプルとした。Slag もしくは C&D の混合体積割合は、0（Sludge と呼ぶ）、62、75、90（Sludge+Slag: SS-1～3，Sludge+C&D: SC-1～3 と呼ぶ）、および 100 %（Slag，C&D と呼ぶ）である。

105 °C で一日乾燥させたサンプルの粒径分布を測定した（図 7）。Slag は 2 mm 以上の大粒径の部分が多く、MW-ash、MW-slag および MW-SW の粒径分布と似ている。C&D は、これらと比べると粒径が細かいことが分

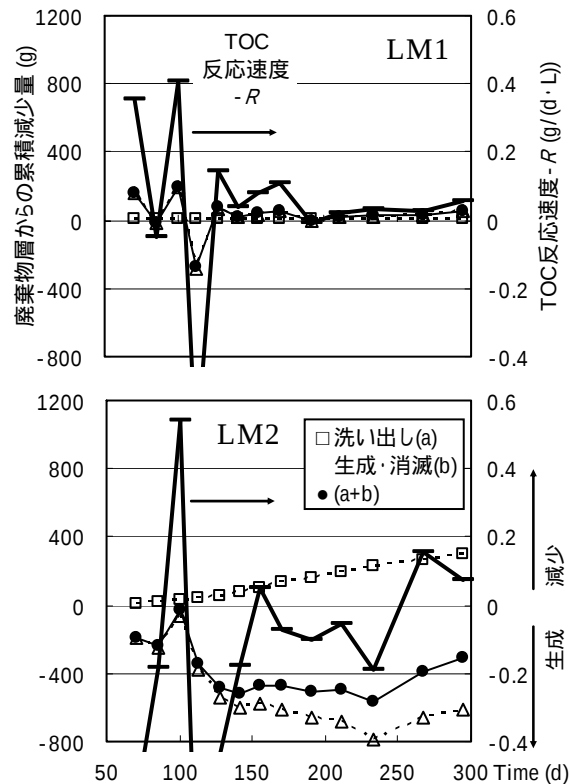


図 6. 層内の累積 TOC 減少量と TOC 反応速

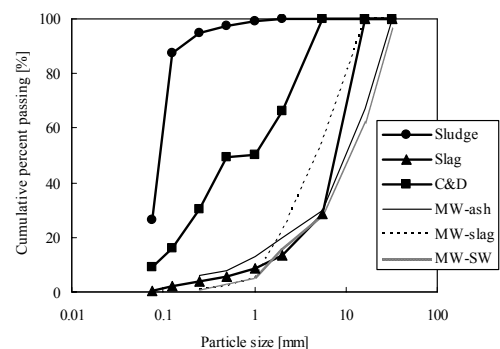


図 7. He 混合ガス通気と下流からの流出濃度

かる。

実験方法

透気係数、屈曲係数および間隙代表径についての測定方法は、Kallel ら(2004)による報告を参考とした。これらのパラメータは含水率によって変化するが、本研究では埋立層内の水分が重力脱水された状態を想定し、含水率を圃場用水量（field capacity）とした。あらかじめ求めた圃場容量量となるように試料に水分を加え、内径 15 cm のカラムに加湿サンプルを 5 cm 程度ずつ突き固めながら 50 cm 高さまで充填した。カラムを横向きに設置し、窒素ガスを定圧でカラム内に流し、原圧と距離ごとの圧力を測定して透気係数 k_g [$\text{m}^2/(\text{Pa}\cdot\text{s})$]を得た。透気係数に窒素ガス粘性係数（gas viscosity: 1.77×10^{-5} Pa·s, 20 °C）を掛けて固有透気係数 k [m^2]とした。

窒素ガスで置換されたカラムの下端を閉じ、上流から Ar ガスを拡散侵入させることで屈曲係数 ζ [-]と間隙代表径 r [-]を得た。

屈曲係数と間隙代表径の実験を行ったカラムを垂直に設置し、定水位もしくは変水位法（JIS A 1218）によって透水係数 k_H [cm/s]を得た。

3 - 2 . 結果と考察

Slag もしくは C&D 混合量と透水係数および透気係数の関係を図 8 に示した。Sludge および SC-1 では透水性および透気性が低く、実験時間および器具の耐圧性から測定が出来なかったため、想定される上限値が記入されている。Slag および C&D とともに、体積混合率を 62 %から 75 %程度まで増加させると、透水係数が 10 倍（C&D）～200 倍（Slag）程度、透気係数が 100 倍以上（C&D）

～400 倍程度（Slag）増加した。また、Slag および C&D そのものよりも、Sludge を体積割合で 10～25 %程度混合（SS-2,3 および SC-2,3）した方が飽和度 S_r が高いにもかかわらず透気係数が高かった。Slag および C&D の充填時には小粒径のものが目立ち、大粒径同士の空隙をふさいでいるように見えた。しかし SS-2,3 および SC-2,3 では、汚泥の添加によって小粒径のものが団粒化してまとまり、空隙が目立った。このように、少量の汚泥の添加は、空隙を保つために有効であると考えられる。この現象を模式的にあらわしたものを図 9 に示した。

以上で述べた Sludge への Slag もしくは C&D の混合による透気性の向上が、埋立層内の好氣的領域を拡大するのにどれだけの影響を及ぼすのかを考察した。

埋立層最下部(深さ L [m])が外気と接しており(浸出水で飽和していない浸出水集排水管などの直上を想定)、外気が下から上へ流れ、層内で好氣的分解によって酸素が消費されるとき、酸素の侵入距離(深さ A [m])までを求めた。田中ら(1986)は、層内と外気の温度差による移流に拡散フラックスが伴う場合の酸素侵入距離を考え、関係式(1)を導出した。

$$(A-L) - (1/\alpha) [1 - \exp \{-\alpha(A-L)\}] = 0.21\alpha / \beta \cdots (1)$$

ここで、

$$\alpha \equiv (\zeta / \varepsilon) (RT / P) (1 / D_{kl} + 0.21 / D_{l2} + 0.79 / D_{l3}) (-F) \cdots (2)$$

$$\beta \equiv (\zeta / \varepsilon) (RT / P) (1 / D_{kl} + 0.21 / D_{l2} + 0.79 / D_{l3}) (-R_l) \cdots (3)$$

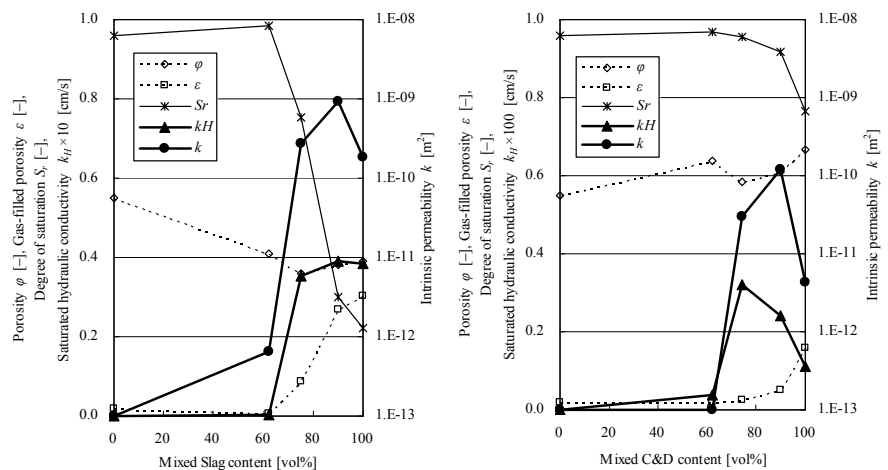


図 8. 混合量と透水係数および透気係数の関係

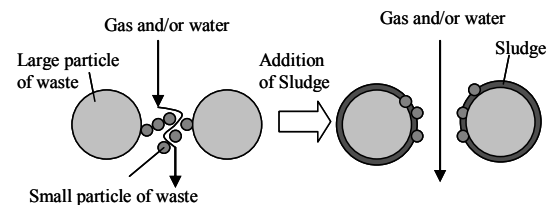


図 9. 汚泥添加による団粒化

ここで、 ε : 気相率 [-], P : 全圧 [Pa], R : 気体定数=8.314 [$\text{m}^3\cdot\text{Pa}/(\text{mol}\cdot\text{K})$], T : 温度 [K], D_{ij} : 2成分分子拡散係数 [m^2/s], D_{ki} : クヌーセン拡散係数 [m^2/s], F : 移流ガスフラックス [$\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$], $-R_i$: 酸素消費速度 [$\text{mol}/(\text{m}^3\cdot\text{s})$], 下添え字 1: O_2 , 2: CO_2 , 3: N_2+Ar である。

式(1)を満足する $(A-L)$ が酸素の侵入深さであり、 $(A-L)(-R_i)$ が酸素侵入フラックスである。 $\Delta T=0$ の場合は、拡散フラックスのみが存在する。本実験で得られたパラメータと、筆者らの別の実験による 35°C における試料の酸素消費速度の測定値 $-R_i$ (朝倉ら 2007)を用いて $(A-L)$ を計算したものを図 10 に示す。 $-R_i$ は Sludge: 3.9×10^{-1} , Slag: 1.7×10^{-2} , C&D: $5.4\times 10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ であり、C&D が比較的大きい。 $-R_i$ の測定例はあまりないが、焼却灰で 10^0 , 厨芥で $10^1 \sim 10^2$ (田中ら, 1986), 有機汚泥コンポスト化で $10^3 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ (Yamada and Kawase, 2006) 程度である。また、埋立層内はかなりの高温になることが知られており (Collins and Muennich, 1993; Houi et al., 1997; 東京都, 1996), フランスの都市ごみ埋立地の層内の温度は、0~5 m 深さで、 $33\pm 4^\circ\text{C}$, 5~15 m 深さで $55\pm 5^\circ\text{C}$, 日本の東京湾の埋立地では 20 m 深さにおいて $30\sim 65^\circ\text{C}$ であったと報告されている。図 10 では、埋立層内と大気との温度差 $\Delta T=0$ および $-R_i \times 1$ の条件に加えて、層内が高温となった場合や、 $-R_i$ を変化させた条件でも計算した。

Sludge+Slag では、Slag の体積混合割合が 62 % では $(A-L)$ が 1 m 未満であったが、75 % 以上の場合は 5 m 以上となった。 $-R_i$ が比較的小さいために ΔT による移流の影響が大きく、混合割合 75 % の時 ($-R_i = 1.3\times 10^{-1} \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$), $\Delta T=20$ で 70 m となる。 $-R_i$ が 10 倍 ($10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度) であっても、2 m 程度 ($\Delta T=0$) から 7 m 程度 ($\Delta T=20$) 確保できる。しかし、 $-R_i$ が 100 倍となると、 $\Delta T=20$ であっても 1 m 未満となる。

Sludge+C&D では、混合割合を 75 % 以上としても $-R_i$ が $5\times 10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度と比較的大きいために、 $\Delta T=20$ であっても $(A-L)$ が 1 m 未満であった。 $-R_i$ を 1/100 にすると $\Delta T=0$ では 2 m 程度だが、移流の影響が大きくなり、 $\Delta T=20$ で 20 m 程度となる。

以上から、酸素の侵入深さは $-R_i$ の影響が大きい、体積割合 25 % の汚泥を粒子の粗い Slag と混合し、 $-R_i$ を $10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度に出来るならば、酸素侵入深さを 2~7 m 程度確保することが出来る。

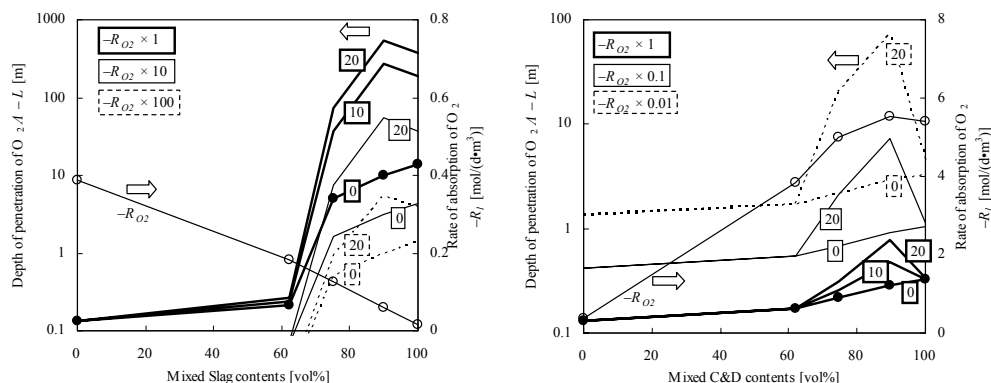


図 10. 混合量と酸素侵入深さ

4. モデル計算による早期安定化に及ぼす影響評価

洗い出しや分解などの層内反応を表す既存モデルに対し、上下の覆土層からの外気の交換を表すモデルを組み込んだ。前述のライシメータ実験から得られた透気係数や安定化傾向から得られたパラメータを組み込んだが、いまだ実測値と計算値の整合性が不十分である。ここでは、初期廃棄物含有有機物量や覆土の透気性を変化させ、安定化に必要な時間の変化を比較評価した。計算値は、浸出水中の TOC のみである。仮に、TOC の値が 50 $\text{mg}\cdot\text{C}/\text{L}$ 程度まで減少するのに必要な年数を比較した (図 11)。覆土の拡散係数を 1000 倍 (粘土→砂程度) にすると 1/10 以下に、初期有機物量を 1/4 倍 (4 倍量→

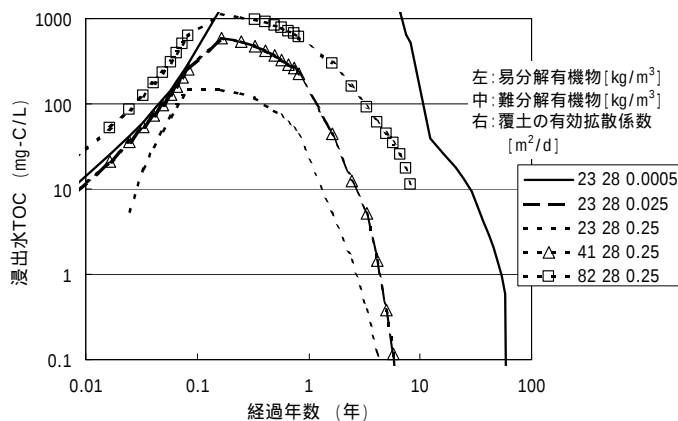


図 11. モデル計算による TOC 濃度の経時変化

標準の埋立一般廃棄物程度)にすると 1/5 以下になり、覆土の透気性による影響が比較的大きいことが分かった。

5. まとめ

主要な埋立産業廃棄物を充填したライシメータ (LM) の覆土に異なる透水係数を与え (LM1: 高透水性, LM2: 低透水性), 人工降水を加えて、発生ガスと溶出成分を分析して、内部の安定化 (有機物減少) 傾向の差を比較した結果、次の知見が得られた。

透水性の高い覆土 (LM1) によって速やかに空気が進入し、LM1 では、実験開始後、速やかに層内温度が上昇し、かつ、 O_2 が大気中の濃度とほぼ等しくなり、好気的な生物分解反応が進行していることが伺われ、層内が好気的な条件では、TOC の溶出速度よりも微生物分解が卓越し、逆に嫌気的な条件では分解速度よりも溶出速度が卓越することが分かった。以上から、覆土の透水性を高めることによって層内の安定化が促されることが示唆された。

また、汚泥と他の廃棄物 (スラグ: Slag, および建設混合廃棄物破碎選別残さ: C&D) の混合物の特性、特に流体移動特性を評価し、以下の知見を得た。

Slag および C&D とともに、体積混合率を 62 %から 75 %程度まで増加させると、透水係数が 10 倍 (C&D) ~ 200 倍 (Slag) 程度、透気係数が 100 倍以上 (C&D) ~ 400 倍程度 (Slag) 増加する、Slag および C&D そのものよりも、Sludge を体積割合で 10 ~ 25 %程度混合した方が、飽和度が高くなるにもかかわらず透気係数がより高くなる、温度差による移流と濃度差による拡散による酸素の侵入深さのモデル計算を行った結果、酸素の侵入深さは廃棄物層の酸素消費速度の影響を大きく受けること、酸素消費速度を $10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度に出来るならば、体積割合 25 %の汚泥を粒子の粗い Slag と混合することで、酸素侵入深さを 2 ~ 7 m 程度確保することが出来る、ことがわかった。以上から、層内の流体移動特性を向上させ、好気的領域を確保するためには、埋立汚泥の体積割合を 25 %までとし、Slag などの粒径の粗い廃棄物と混合し、また酸素消費速度を $10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度に抑えるべきである。

安定化を表すモデル計算から、覆土の透気性による安定化への影響が比較的大きいことが分かった。

本研究は、平成 16 ~ 19 年度環境省地球環境保全等試験研究費 (公害防止等試験研究費) で行われた。

参考文献

- 朝倉 宏, 井上雄三, 山田正人, 遠藤和人, 小野雄策, 小野芳朗: 廃棄物埋立層の安定化を阻害する要因の評価, 第 28 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.203-205 (2007)
- 環境省: 平成 18 年度事業 産業廃棄物排出・処理状況調査報告書 平成 16 年度実績 (2007)
- 田中信壽, 高畑恒志, 神山桂一: 廃棄物埋立処分場における大気中酸素の廃棄物層への進入深さとフラックスについて, 衛生工学研究論文集, Vol.22, pp.37-47, 1986
- 田中信壽, 神山桂一: 都市廃棄物嫌気性埋立層内の可溶性汚濁物生成過程に関する研究, 土木学会論文集, Vol.381, - 7, pp.217-225, 1987
- 東京都, 東京湾埋立地調査, (1993)
- 東條安匡: 廃棄物埋立地における水分移動現象とその制御法に関する基礎的研究, 北海道大学博士後期過程論文 (2002)
- H.J. Collins, K. Muennich: Temperaturen in Siedlungsabfalldeponien und deren Auswirkung auf die Basisabdichtung. Muell Abfall, Vol.25, No.4, pp.275-282 (1993)
- D. Houi, E. Paul, C. Couturier: Heat and mass transfer in landfills and biogas recovery, Sardinia 97, Vol.I, pp.101-108 (1997)
- A. Kallel, N. Tanaka, T. Matsuto: Gas permeability and tortuosity for packed layers of processed municipal solid wastes and incinerator residue, Waste Management & Research, Vol.22, pp.186-194 (2004)
- T. Shimaoka, K. Miyawaki, M. Hanashima, H. Tsuji, H. Ito: Impact of daily cover soil on the stabilization of a landfill, Sardinia 97, Vol.I, pp.341-350 (1997)
- Y. Yamada, Y. Kawase: Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption, Waste Management, Vol.26, pp.49-61 (2006)

堆肥化物の覆土利用による焼却灰主体の埋立地の土壤還元化

福岡大学 正会員 田中綾子 松藤康司

1.はじめに

平成 10 年 6 月に最終処分場の廃止基準が定められて以来、その基準を早期に達成するための安定化促進技術が求められている。しかし、最近の埋立地は、可燃ごみのほぼ 100%焼却処理を達成し、埋立廃棄物の主体は焼却残渣主体となっており、埋立廃棄物中の有機汚濁物の総量は減少している。このため、ガスの発生がほとんどないばかりでなく、浸出水中の有機汚濁物質濃度は低濃度となっており、廃止基準を満足できる状況にある。しかし、最終処分場の安定化の最終目標である土壤還元状態への安定化(これを「土壤還元化」と呼ぶ)を一般の土壌のように生物が生育できる状態に改変することと位置づけると、高アルカリ性及び高塩濃度状態である焼却残渣主体の埋立地は生物が生育しにくい火山灰土壌のような荒廃土壌に近く、これら荒廃土壌の修復技術の導入が必要である。松藤ら(1980.10)¹⁾は、焼却残渣主体の埋立地の浸出水汚濁負荷が熱灼減量を 10%程度にすることにより低減されると報告している。これは、有機物により微生物活性が上昇することに起因している。また、最近では地球の創世記(テラフォーミング)における微生物の役割に注目し、微生物を利用した砂漠化土壌の修復技術が提案され、土壌分野においても生物作用が重要視されている。本研究は、焼却残渣主体の埋立地の土壤還元化を目的として、微生物の餌となる適切な有機源を適量供給する事の有効性について検討しているものである。

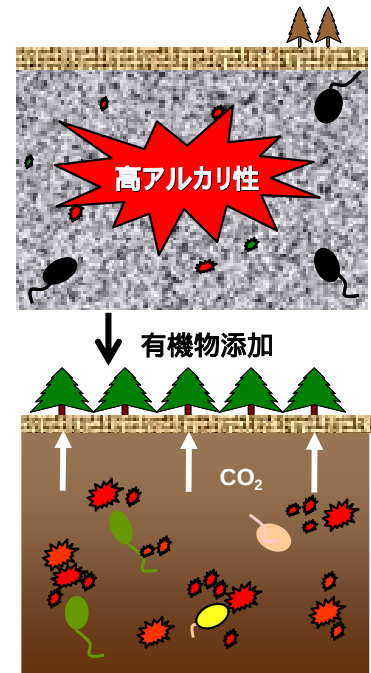


図1 土壤還元化の概念図

2.焼却灰の土壤還元化のプロセス

焼却残渣の土壤還元化は、塩類濃度の低下、pH の低下、腐植の形成の 3 つのプロセスによって達成されると考えられる。及びのプロセスは、降雨の洗い出しなどの物理化学的作用によって起きるため、埋立地を自然環境下に放置することによって徐々に進行する。しかし、のプロセスは生物作用によるものであり、生物の活性を高める手法の導入が必要である。また、生物作用によりのプロセスも促進される。

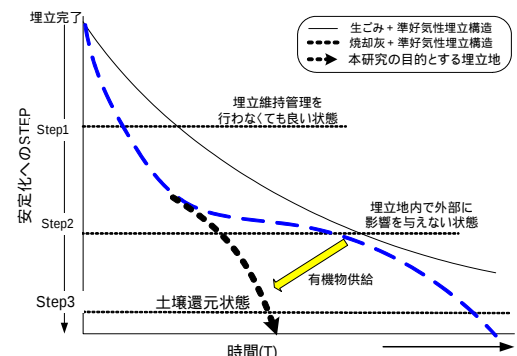


図2 廃棄物の安定化における土壤還元化の位置

3. 土壤還元化への有機物供給の効果に関する検討

3.1 実験装置及び方法

実験には直径 30cm、高さ 100cm の円筒カラムを 3 基用いた。このうち 2 基には、それぞれ 10 mmふるいを通過した焼却灰(強熱減量 3%)を 57kg ずつ充填した(焼却灰槽及び有機溶液槽)。残りの 1 基には、充填物の強熱減量が 15%となるように、焼却灰 44.3kg と下水汚泥コンポスト 12.5kg を混合し、充填した(有機堆肥槽)。焼却灰を充填した有機溶液槽には 10 年間の有機物添加累積量が焼却灰量の 15%になるように有機物濃度(IL 濃度)が 12 g / L の Nutrient Broth 液を降雨の代わりに散水した。この槽以外の槽は水道水を降雨として散水した。散水量は、2002 年福岡県年間降水量(1632mm)をもとに、実

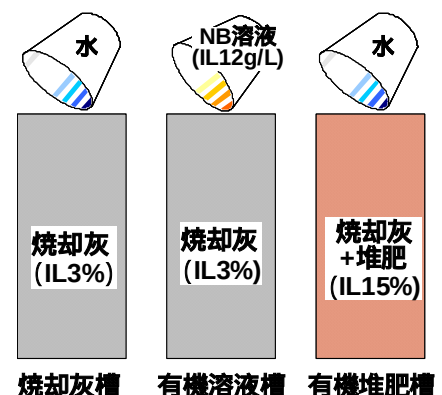


図3 実験装置及び実験条件

験装置の上部面積から算出した降水量 2200mm の水道水を降雨として、一週間に二回散水した。各装置は、生物の生育への影響を小さくするために、20℃ に保った室内に設置した。

3.2 微生物学的指標による微生物活性評価

(1) 細菌数の経時変化

焼却灰槽及び有機溶液槽の一般細菌数は、実験開始直後 10^3 cells/g の非常に少ない菌数であったが、上層では時間の経過と共に上昇が見られ、6 ヶ月を経過した時点で一般土壌の菌数レベルである 10^7 cells/g に達した。有機溶液槽は焼却灰槽に比べて菌数の増加が早く、1 年経過時点で 10^9 cells/g と、焼却灰槽の 100 倍の菌数となった。一方、有機堆肥槽、細菌類を豊富に含む堆肥を添加したため、充填物の一般細菌数は実験開始時より 10^7 cells/g レベルであり、他の 2 つの槽に比べて多かったが、菌数の上昇は緩慢であり、3 ヶ月目以降は有機溶液槽とほぼどうレベルで推移した(図 4)。下層では焼却灰槽、有機溶液槽の菌数は、15 ヶ月間 $10^{1\sim3}$ cells/g の低い菌数レベルを推移し、ほとんど増加しなかった。一方、有機堆肥槽は実験開始後 1 ヶ月～6 ヶ月において 10^6 cells/g の実験開始直後の 1/10 に減少したが、その後増加し、実験開始直後とほぼ同菌数を維持し、他 2 つの槽に比べて微生物活性が高かった。以上のことから、微生物を含む有機物を添加することによって一般土壌レベルの細菌数を維持することができることがわかった。

(2) 微生物群集の経時変化

基質利用特性に基づき、各槽の充填試料の微生物群集を解析し、一般土壌との比較を行った(図 5)。実験後 1 ヶ月目においては、いずれの槽も充填前の焼却灰の微生物群集に類似した微生物群集であった。また、焼却灰槽は実験後 6 ヶ月目においても大きな変化はなく、1 ヶ月目とほぼ同じ微生物群集を示した。これに対して、有機溶液槽及び有機堆肥槽の 6 ヶ月の微生物群集は 1 ヶ月目では焼却灰とほぼ同じグループに属していたが、6 ヶ月目は焼却灰の微生物群集から離れ、比較的土壌に近い微生物群集へと移行した。このことから、有機物を添加することによって土壌に類似した微生物群集へ変化させることが可能であることがわかった。

(3) pH の経時変化

充填物の pH の経時変化についてみると、実験開始時の pH はいずれも 12 前後と各槽間に違いは見られなかったが、上層の pH は、焼却灰槽及び有機溶液槽において一般細菌数に上昇が見られ 3 ヶ月目に低下が見られ、特に一般細菌数が 10^7 cells/g まで増加した有機溶液槽の pH は 12 ヶ月目には 8 前後の弱アルカリ性になった(図 6)。しかし、焼却灰槽は 3 ヶ月目に pH 10.5 に低下したものの、その後低下は見られず 12 日月目まで 11 前後で推移した。一方、有機堆肥槽は上記 2 つの槽と異なり、実験開始直後から pH の低下が見られ、3 ヶ月目に pH 11、6 ヶ月目に pH 9 と他の層に No.5 は上層から下層のいずれの部位においても 6 ヶ月目には細菌の生育が可能な pH 9 前後の弱アルカリ性域に達していた。充填時の廃棄物の pH はいずれも 12 前後であったことと塩化物イオンの濃度の減少傾向もほぼ等しかったことから、各槽間の pH の違いは 6 ヶ月間における生物分解作用の違いが一因と考えられる。

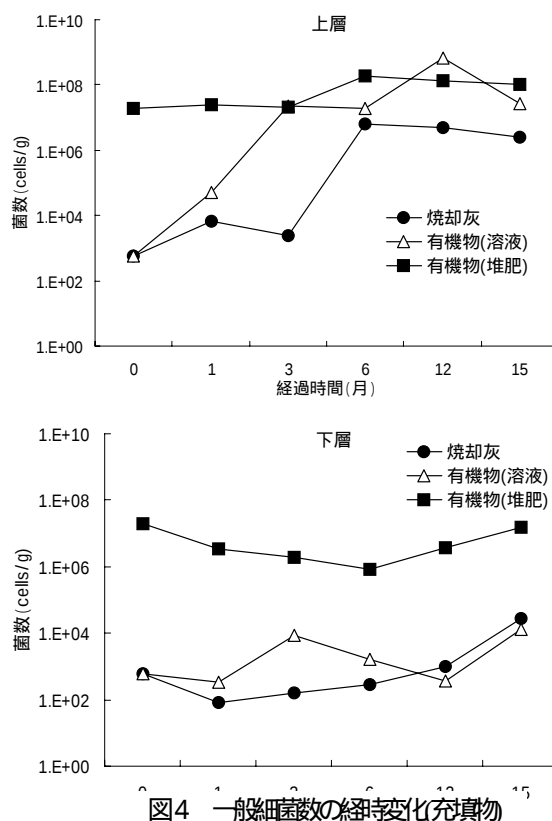


図4 一般細菌数の経時変化(充填物)

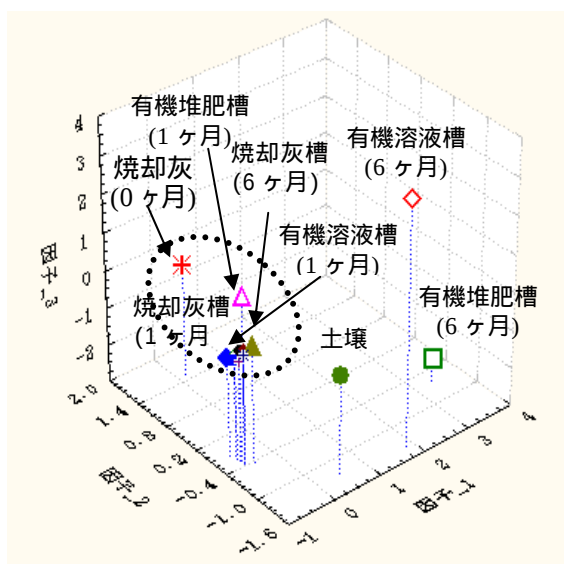


図5 微生物群集の経時変化

(4)植物の生育評価

15 ヶ月経過後に各槽より採取した上層及び下層の充填試料を 11cm、長さ 25cm、深さ 8cm のプランターに充填した後、小松菜の種子を 24 粒播種し、発芽率(播種後 1 週間目)及び生長状況(3 週間)について調査した。植物の生育試験は日本バーク堆肥協会のコマツナによる幼植物検定法を参考に行った。播種したプランターは屋外に設置し、7 日に一回散水をした。コマツナの生育試験の結果(発芽率、長さ、葉の数、重量)を図 6 に示す。また、各槽の上層と下層の比較をすると、いずれの槽も明らかに上層が下層に比べて発芽率が高く、長さ・葉の数・重量の全項目で成長が良いことがわかった(図 7、図 8)。各槽ごとに比較してみると、有機堆肥槽上層の長さ・葉の数・重量がそれぞれ 8.1cm、5.2 枚、8.5 g と最も発育状態が良く、それに次いで有機溶液槽上層が 4.2cm、4.4 枚、3.1 g で発育が良かった。焼却灰槽上層が 2.8cm、2.8 枚、0.6 g で生育が最も悪かった。これら 3 つの槽の有機物含有量に大きな差がなかったことから、小松菜の生育の違いは試料の pH の違いに起因するものと考えられる。

4.まとめ

実験結果をまとめると以下の通りである。

- (1) pH の低下は土壌の植物生産能を高める要因である。
- (2) 有機物の供給は焼却残渣中の微生物数及び多様性を増加させ、その結果として土壌還元化の第一段階である pH の低下を促進する。
- (3) 有機物資材として微生物を含むコンポスト等を用いた方が微生物活性が早期に上昇する。

以上の知見から、焼却残渣主体の埋立地への有機物の供給は、埋立地の土壌還元化を促す有効な安定化促進技術であることがわかった。

【参考文献】

- 1) 松藤康司ら：熱灼減量の違いによる焼却灰の埋立特性、土木学会第 35 回年次学術講演会，p.826-827，1980
- 2) 田中信壽：環境安全な廃棄物埋立処分場の建設と管理，技術堂出版，p.62~63
- 3) 尾木ら：廃棄物埋立地における微生物機能の評価に関する研究(1)，第 14 回廃棄物学会研究発表会，p.1094-1096,2003
- 4) 谷村ら：有機循環資源のバックアップシステムとしての環境調和型覆土助材化，第 16 回廃棄物学会研究発表会，p.733-735，2005
- 5) 谷村ら：焼却残渣の土壌還元化への有機資材の適用方法に関する研究，第 18 回廃棄物学会研究発表会，p.830-832，2007

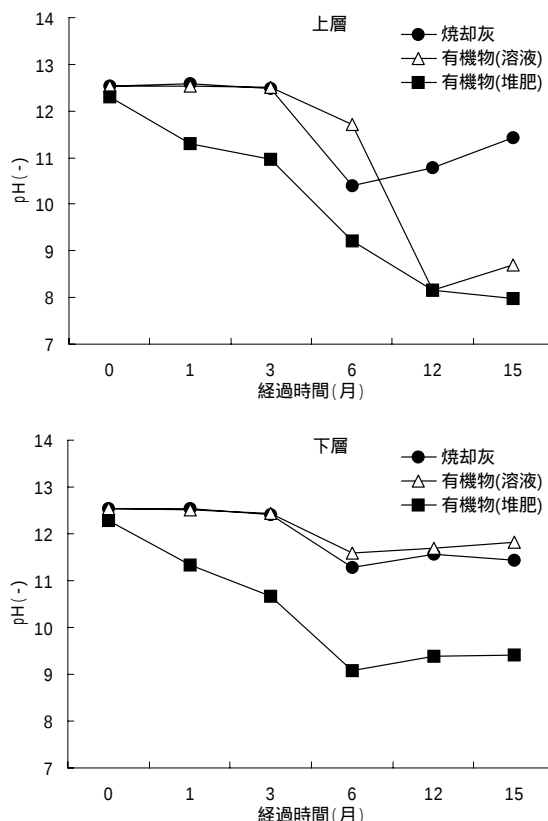


図6 pHの経時変化(充填物)

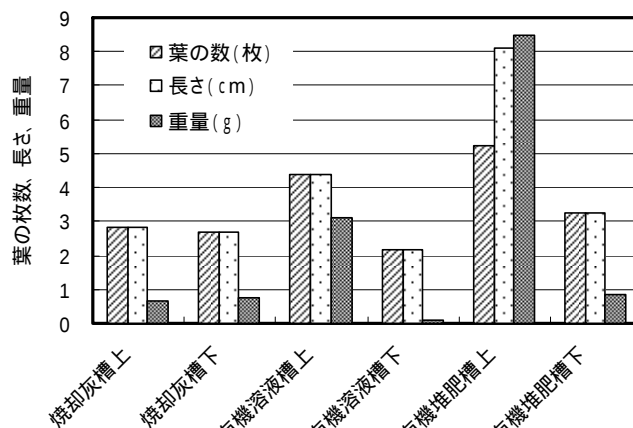


図7 小松菜の生育試験結果

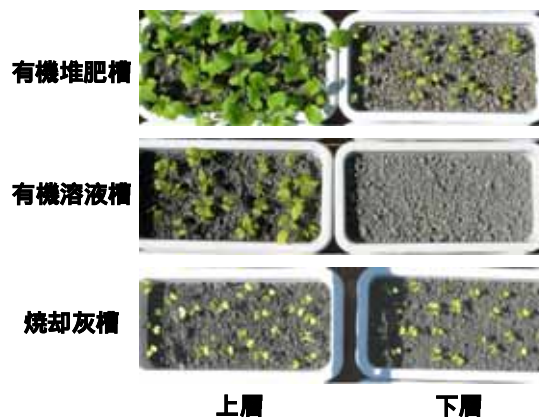


図8 播種15週目の小松菜の生育状況

最終処分場に対する周辺住民意識の分析

北海道大学大学院工学研究科 松藤敏彦

1. 研究の背景

我が国では、廃棄物処理施設の用地確保が、住民の反対のために困難さを増している。建設自体、生活環境影響調査の実施、整地などを含めて 10 年程度の年数が必要であるが、それ以前に住民の合意を得るために多大な時間と費用が必要である。立地剪定後、すみやかに建設に取り掛かるには、計画段階での住民参加が必要とされている。

本研究は、「住民はどのような理由で建設に反対するのか、施設が受容されるための条件は何か」について、処理施設の周辺住民、あるいは施設建設予定地の周辺住民に対してヒアリング調査を実施した。

2. 調査方法

2.1 施設および対象者の選定

住民の意識は、処理施設の種類や対象廃棄物によって異なる可能性がある。そこで

- 施設種類(焼却施設 / 埋立地 / 中間処理施設)
- 処理対象 (一般廃棄物 / 産業廃棄物)
- 建設時期(建設前 / 建設後)

を考慮して 10 の処理施設を調査対象とした。

対象施設の概要を表 1 に示す。埋立地 LM1 は、中間処理施設 TM の近隣に計画されている。その他、焼却施設 II と埋立地 LI2、埋立地 LI2 と中間処理施設 TI1 が同一地区だが、それ以外は地域が異なっている。

2.2 ヒアリング調査の実施

各地域の自治体又は業者に依頼し、各対象施設に対して意見を強く持っている周辺住民を 5 名程度選定した。各地域を訪れ、各回答者の自宅又は近くの会館や施設の会議室を使用し、各回答者一名ずつ約 30 分以内のヒアリング調査を実施した。質問項目は特に用意せず「対象となる処理施設に対し、日頃感じている事や考えていることなどを自由に述べて下さい。」とし、回答者に自由に答えてもらった。尚、ヒアリング内容は、回答者の了解を得て録音を行った。回答者の大部分の方は 50 歳以上であり、居住年数も長い。

施設に対する態度を反対、賛成(受容)に分類すると、全員反対、賛否が分かれる、全員受容の施設に分けられた。以下では、まず反対の理由についてまとめ、次に受容している住民の考え方を整理する。

表 1 調査対象

2.3 回答の構造化

以下の手順で各回答者の結果を構造化した。

ヒアリング結果の文章化。

重要と思われる単語(項目)の抽出。

各回答者ごとの意識構造図の作成。

各処理施設に対して、全回答者が挙げた項目を一つに整理し、シート上にプロットする。

類似した項目を統合し、施設ごとの意識構造図を作成する。

種類	施設記号	処理対象	地域	稼働開始 年度	人数(人)	
					反対	賛成
焼却	IM	一廃	A市	2003	5	0
	II	産廃	B市	計画中	5	0
埋立	LM1	一廃	C市	計画中	2	4
	LM2	一廃	D市	2003	3	2
	LI1	産廃	B市	1992	2	3
	LI2	産廃	E県	1989	0	5
	LI3	産廃	F市	2000	0	4
中間	TM*	一廃	C市	1995	2	4
	TI1**	産廃	E県	1980	4	0
	TI2**	産廃	G郡	計画中	6	0

* 10の資源化施設があるリサイクル団地

** 破碎施設

3. 反対する住民の意識構造

3.1 反対理由の大分類

一般廃棄物処理施設 IM の分析結果を図 1 に示す。この施設はキルン式ガス化溶融施設(105 t/日×二機)であり、2003 年に運転を開始した。排ガスはバグフィルタを用い、飛灰は薬剤処理後、セメント固化され、埋め立てられている。回答者 5 名全員が施設に反対であり、全員の回答をひとつの図にまとめた。

施設に対し反対するのは、運転トラブル発生や、ダイオキシンによる健康影響等、「施設からの影響」と、住民の意向を無視した建設計画や搬入品目外の産廃の持込などの「行政の対応に関するもの」の二つに大きく分けることができた。後者の場合、産廃処理施設に対しては「処理業者の対応に関するもの」が加わる。他の施設についても、ごみの種類に関係なくこの構造、すなわち施設からの影響と行政(事業者)の対応に 2 分できることがわかった。

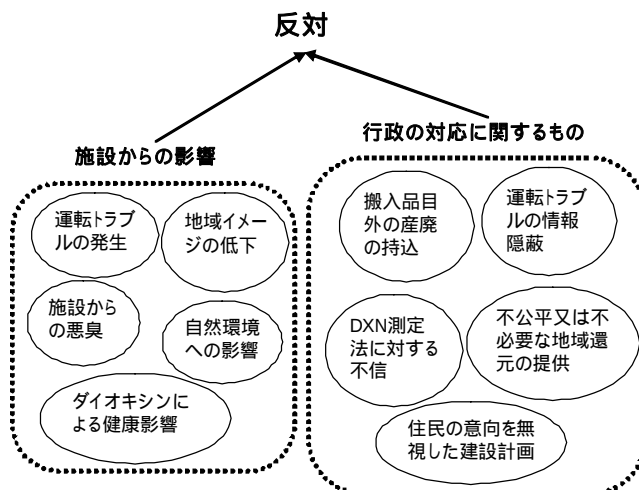


図 1 焼却施設 IM に対する意識構造

3.2 施設からの影響

「施設からの影響」の内容を、全施設についてまとめると表 2 のようになる。大きく内容を 6 つに分類し、埋立地に対して挙げられたものを網掛けで示した。

「住民の生活環境への影響」の多くは実際の影響であり、焼却施設と埋立地に対して悪臭が、中間処理施設に対しては粉塵及び騒音が挙げられている。「健康影響」では、めまいや咳といった実際の影響は産廃処理施設に対して挙げられており、想像によるものは一廃、産廃に関係なく挙げられている。また想像によるものでは、焼却施設では DXN による影響、中間処理施設ではアスベストや鉛等の影響が挙げられている。「社会・経済的影響」は施設の種類等には関係無く挙げられており、特に農作物への風評被害が多い。「自然環境への影響」では、「健康影響」と同様に実際の影響は産廃処理施設からのものであり、想像からのものも含め、埋立地及び中間処理施設で挙げられている。「事故等」では、焼却施設では炉の運転トラブル、埋立地ではシート破損による漏水が挙げられた。また施設に対する「嫌悪感」は、施設の種類や搬入物の種類に関係なく挙げられている。以上のことは各施設の状況や過去の経緯などを含めて分析する必要がある、一般的な結論とは断定できない。

表 2 施設からの影響

住民生活環境への影響	施設からの悪臭(焼IM,埋LM1)
	施設からの粉塵・騒音(中間TM,中間TI2)
	トラックの増加(埋LM1,中間TM,中間TI2)
健康影響	めまい等の症状(埋・中間II)
	咳の症状(焼TI1)
	DXN等による健康影響(焼IM,焼II)
	病原菌の伝染(焼II,埋LM2,中間TM)
社会・経済的影響	アスベスト、鉛等の健康影響(中間TI1,中間TI2)
	地域イメージの低下(埋・中間II)
	カラスによる農作物の被害(埋LM2)
自然環境への影響	農作物の風評被害(埋LM2,焼IM,埋LM1,中間TI2)
	河川の汚染(埋・中間II)
	粉塵による施設周辺の林の変化(中間TI1)
	有害物質による環境汚染(中間TI2)
事故等	生態系への影響(埋LM1,埋LM2)
	運転トラブルの発生(焼IM)
	シート破損の事故発生(埋LM2)
嫌悪感	漏水の心配(埋LM1)
	不快、嫌だ(焼IM,焼II,埋LM1,埋LM2,中間TI2)

3.3 行政/事業者の対応

行政/業者の対応に関するものについて、全対象施設で挙げられた項目を整理したところ、表 3 のように、5 つのグループに分けられた。「建設・運転計画」、「過去の対応」は一廃/産廃、施設の種類によらず挙げられている。前者は「知らない間に建設が決定した」ことが中心だが、いずれも建設・運転を開始する以前である。「地域還元」が不十分あるいは不公平ということも運転に直接関係する

ものではないので、建設前の対応の悪さが行政／業者に対する不信を増大させていることがわかる。一方建設後は、産廃施設の不法投棄、一廃施設の搬入品目外である産廃の搬入（「不適正処理」）施設見学の不許可や情報の隠蔽など「情報の不透明性」が挙げられている。

4．施設を受容している住民の意識構造

回答者の中には処理施設に対して反対をせず、受容している住民もいる(表 2-1-1 参照)。5つの埋立地について、受容している住民の考えを、表4に示す。網掛け部分は、施設からの影響については、悪い影響を網掛けし、行政/業者の対応も悪いものを網掛けで示した。

LI1 は、業者の対応には問題があるが、施設からの影響がないと考えられている。したがって、施設は反対されていない。

LM2 は、施設の影響がある（あるいは心配されている）が、行政の対応はよいと評価されている。過去には問題があったが、現在の対応のよさによって受容されている。

LI2, LI3 は、業者の対応に対する評価がよい。また施設からの影響の心配はあるが、水質調査結果が基準を満足している、臭いがないなど、運転状態のよさが安心感につながっている。

LM1 は計画中の施設だが、やはり行政の対応がよいと評価されている。

産業廃棄物埋立地 LI3 に対しては施設に対する心配はいくつか挙げられているが、水質検査結果の町内会への連絡、多数回の話し合いの開催、施設見学者への対応、苦情に対する迅速な対応、町内会との交流、地域活動に対する参加など、さまざまな取り組みを行っていることがわかる。

5．まとめ

施設に対する態度を決定する要因は、「施設からの影響」と「行政／業者の対応に関するもの」に大別できる。施設からの影響がまったくなければ、住民は反対しない。しかしそれよりも、行政／業者の対応が、住民が反対するかどうかを大きく左右している。施設からの影響、過去の対応の悪さがあったとしても、現在の住民に対する十分な説明、情報公開、事故等に対する迅速な対応、地域への貢献などによって、住民に受容されていることがわかった。

（本報告は、廃棄物学会論文誌（18巻6号，pp.400-409，2007年）に発表した内容を要約した。）

表3 行政/業者の対応

建設、運転計画等	地域住民の意向を無視した建設計画(焼IM,焼II,埋LM2,中間TI1,中間TI2) 予定よりも早い埋立地満期の到来(埋LI1) 書面のみによる施設更新許可の審査(中間TI1) 生ごみの搬入許可(埋LM2) 果樹園の側という立地場所(中間TI2)
不適正処理	施設周辺での不法投棄(埋立LI1,中間TI1、中間TI2) 実績報告書の実在しない地名の記載(中間TI1) 搬入品目外の産廃の焼却(焼IM) DXN測定方法(測定時のごみ量調整等)に対する不信(焼IM) 産廃業者の監視不足(焼却II,中間TI1)
情報の不透明性	施設見学の不許可(中間TI1) トラブルの情報隠蔽(焼IM) 不十分な説明(焼IM、中間TI2) 窓に紙が貼られ事務所の中が見えない(中間TI2)
地域還元	住民の健康に対する配慮不足(焼却II) 不公平又は不必要な地域還元の提供(焼IM) 地域還元の不十分さ(中間TM)
過去の対応	苦情を受けた改善の欠如(中間TI1) 旧埋立地での運転管理の悪さ(埋LM2) 野焼き等、焼却を行っていた頃の運転管理の悪さ(中間TI1) 倒産経験があるとの情報(中間TI2) 住民の不安感に対する配慮の無い言動(焼却II)

表4 受容されている埋立地の住民意識

	施設からの影響	行政／業者の対応
LI1		施設周辺での不法投棄 予定よりも早い埋立地満期の到来 産廃業者の監視不足
LM2	カラスによる農作物の被害 シート破損事故の発生 病気伝染の心配	旧埋立地での運転管理の悪さ 施設の管理に関する条例の制定 苦情を受けたカラス対策の実施
LI2	シート破損の事故 未知の害による健康影響 無事故 十分な施設設備	十分な公害防止協定の制定 搬入基準の遵守 十分な地域環境整備 施設見学の許可
LI3	施設からの騒音 子孫への健康影響 井戸水の汚染 臭いが無い 一定値の水質調査結果 施設の必要性の理解	施設建設前の十分な話し合い 建設前の業者の既存施設の見学 十分な公害防止協定の制定 建設後の公害防止協定の厳守 施設見学の許可 苦情への迅速な対応 十分な地域環境整備 地域行事への協力及び参加
LM1	カラスによる被害 悪臭 埋立後地の利用経験 施設の必要性の理解	十分な地域環境整備及び行事協力 施設の設備に関する十分な説明 旧埋立地での水質調査の実施

網掛け：施設からの影響 網掛け：対応の悪さ

持続可能な処分場－「高規格処分場 Integrated Waste Landfill Site」の提案

国立環境研究所 井上雄三

1. はじめに

持続可能な社会（循環型社会）を構築するという課題は、21世紀の人類に課せられた最も重要な課題である。わが国も大量生産・消費・廃棄の社会システムから廃棄物の発生抑制、再使用、再資源化を基軸とした循環型社会形成に向けて大きく踏み出しており、官・産・民一体となってそのための技術やシステム開発が行われている。この3Rの基軸には、末端 end-of-pipe からではなく、上流側 front-end からの取り組みの重要性が指摘されて、最終処分量が2010年には1996年の1/2に、そして2050年には1/10にするという長期ビジョンが出されている。一般廃棄物は13百万トンから6.4百万トンに、産業廃棄物は60百万トンから31百万トンに、そして最終的にはそれぞれ1.3百万トン、6百万トンが1年間に最終処分される。嵩密度を1とすると毎年併せて東京ドーム（1.24百万m³）の約6杯分の処分容量が必要になる。最終処分場が社会基盤施設として重要な理由がここにある。加えて地震等災害廃棄物の緊急受入施設として必要不可欠の施設である。ところが今日、地域住民の反対により最終処分場の新たな確保が将来的に大きな不安要素となっている。その理由の主なものは、遮水システムの担保期間と埋立廃棄物中に含まれる有害物質の安定化期間のギャップであると考えられる。その結果、地域住民の子孫に対する健康不安を払拭することができなくなり、負の遺産の烙印を押され、今日のような持続可能性に対する不安が発生したものと思われる。

このような事態を解消するためには、社会に受入られる埋立処分場の形態を提案することが急務である。従来型の end-of-pipe 方式では既に限界に来ていることは明らかである。それは、循環型社会に相応しい新しい制御概念－埋立られる廃棄物の品質を洗浄や選別等の前処理により改善するといった上流側制御方式 front-end control approach を導入することによって可能である。そこで本プロジェクトでは、この入口制御システムに加えて、覆土材料の見直しや埋立廃棄物の品質改善による埋立層内の物理・化学・生物学的環境の改善や層内均一性の増加によって安定化をより促進させ、かつ信頼性を高めるための埋立施設構造の高度化を導入したダブル制御システムを取り入れ、その効果をカラム充填実験と埋立層の反応モデルを構築・解析することにより埋立廃棄物の長期安定化現象を予測し、比較評価する。入口制御システムとは、早期安定化のための埋立廃棄物の品質を規定、或いは選定することで、いわば新たな埋立廃棄物の基準を定める情報を提供するものである。また、社会が受入可能な最終処分場の新しい形態を提案する場合、評価指標として埋立廃棄物や浸出水の安定化状況、安定化に必要な時間（維持管理時間）、埋立廃棄物の品質選定（前処理）等及び維持管理等の総コストを総合的に評価して提案を行うものである。本研究では最終目標である総合的表評価を具体化するまでには達しなかったが、多くの重要な成果を得ることができた。本討論会でその概要を報告し、循環型社会に相応しいわが国の廃棄物管理や埋立処分のあり方を探るものである。

2. 持続可能な処分場とは

埋立処分に関して住民の不信感と不安からその持続性に大きな課題が生まれ、持続可能な埋立処分場の概念が世界的に議論されている。田中¹⁾は持続的な廃棄物処分戦略研究会の中で埋立処分における持続可能性を「次の世代に負の遺産を残さない」ことと定義し、具体的には 1)埋立地を汚染地にしない、2)跡地

の適正利用による埋立地の非空間消費化が埋立地の継続的建設をかのとする、3)資源・エネルギーの保全に寄与する（省資源型の、長時間使用型の、生態系機能を利用した）安全で安心な埋立処分を行う）、4)埋立地を人々の生活に不可欠な基盤施設（都市計画法で定める「都市施設」として位置づけられる）と位置づける、の4項目を挙げている。また、1世代を30年以内としている。

持続可能な埋立 Sustainable landfill に関しては、EU を中心に UN Bruntland 委員会による持続可能性(1987)²⁾ に対応して活発な議論が行われている。その主なものを見ると、Stegmann(2003)³⁾はエミッションポテンシャルが環境に影響を及ぼさないレベルになれば維持管理を終えることができるとし、イギリスでは持続可能な埋立を2つの要素；エンドポイント（final storage quality; FSQ）とその期間で定義される必要があるとし、各世代で埋立廃棄物を FSQ の状態になるよう管理すべきだとしている⁴⁾。また、Completion（維持管理の完了：わが国の廃止に類似）を埋立地が乱されない限り周辺環境に悪影響を及ぼさないレベルに物理・化学・生物学的に安定化したと定義し、維持管理（浸出水とガス）を終了可能としている⁵⁾。同様に Hjelmar(2005)ら⁶⁾も FSQ に達した廃棄物はもはや維持管理は必要ないとし、浸出水は周辺環境に放流可能になると述べている。さらには Sharf(2007)ら⁷⁾は持続可能埋立処分の実現性について言及し、全てのタイプの埋立廃棄物は分解、固定化やセメント化、洗い出しが起こり、無機物埋立への道を辿るとし、そのゴールは completion 維持管理の完了であり、有機物の分解が最も重要なプロセスであるとした。その上で、inert 廃棄物埋立地の EU 基準を遵守する埋立が可能と述べている。また、Scharf ら⁸⁾は無機物の埋立処分と FSQ について言及し、持続可能埋立処分と FSQ の関係を Knox⁴⁾と同様に、維持管理の終了または完了のエンドポイントを FSQ とし、埋立地が攪乱されない限り周辺環境に影響を及ぼさない状態にまで達する期間が1世代内となる埋立処分が可能だと結論付け、これを持続可能埋立地と定義した。

3. 高規格埋立処分システムの提案

私は先に高規格埋立処分を持続可能型埋立処分 Sustainable landfill と同義だと述べた⁹⁾。すなわち、1世代内に維持管理を完了（廃止）可能な埋立処分である。本稿では4年間の研究で得られた成果の概要を述べ、高規格埋立処分システムを提案し、皆様からの議論をいただき、わが国の埋立処分のあり方を明確にしたい。

図1に高規格最終処分システムの概要を示す。高規格処分システムでは安定化の促進、すなわち維持管理期間を1世代以内とするために二つの方法、初期埋立廃棄物の質を制御するインプット制御と埋立層内に浸透する大気の進入や雨水の透水性を高めるとにより生じる反応速度の増加（促進効果）を検討した。また、総合的な評価をおこなうために地域社会が埋立処分場を受け入れるため

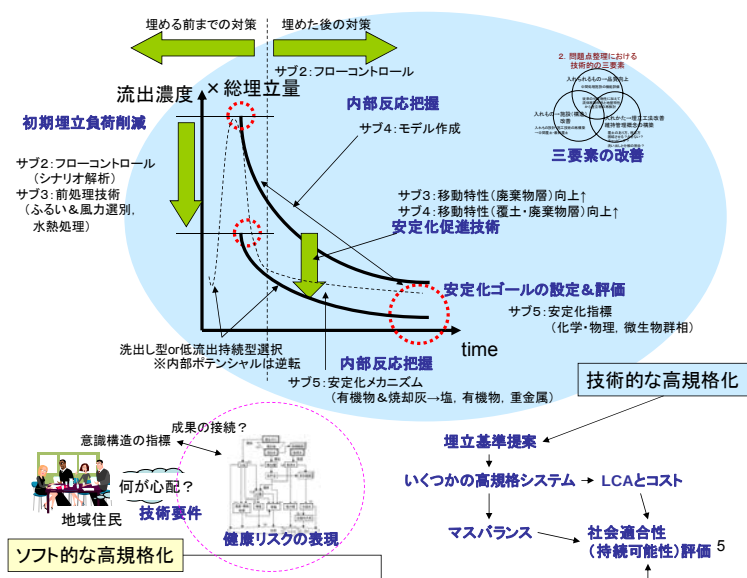


図1 高規格埋立処分システムの概要

の条件や住民の意識構造を調査するとともにコストや LCA による評価も検討した。詳細な議論は各課題発表者の発表に譲るとして、本稿では高規格化のための基本的なシナリオを述べることにする。

廃棄物は中間処理施設での資源化や減容化により最終処分量は一般廃棄物で約 1/5 に、産業廃棄物では約 1/10 にまで削減される。これらの埋立廃棄物の中で特に産業廃棄物に関して中間処理施設（破碎選別施設）での資源化および残さ（埋立物）のマスバランスをとり、分配特性と残さ品質のプロセス別（施設別）の特性を明らかにすることによって埋立物の品質を定性的に予測することが可能となった¹⁰⁾。一方、建設混合廃棄物の破碎選別施設の資源化残さの風力選別により重金属を分離することが可能なことも明らかになり、埋立廃棄物の品質向上への技術的展望を明らかにした¹¹⁾。結論的には破碎選別等の中間処理施設により埋立される資源化残さの品質を制御できる可能性が示されている。

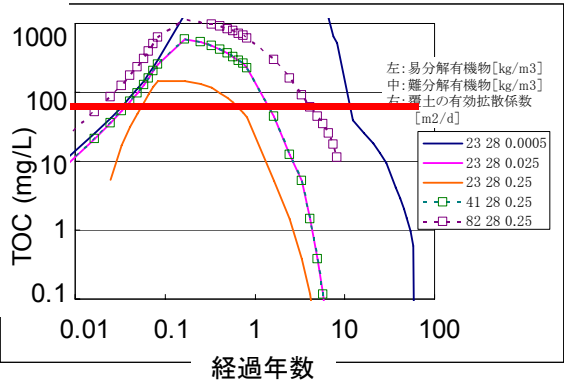


図 2 数値解析モデルによる埋立処分場の安定化促進構造説明
安定化に要する年数（TOC が 60 mg-C/L 以下：赤実線）

表 1 覆土の透気性と初期有機物含有量の安定化に及ぼす影響

		拡散係数		
		1/1000	1/10	標準(砂)
有機物量	標準	12.3	1.6	0.8
	×2			1.6
	×4			4.9

また、焼却灰を中心とした埋立物中の塩類の溶出¹²⁾や中性化¹³⁾が添加されたコンポストのような有機物の好氣的生物化学的分解により著しく促進されること、特に不溶性のフィリーデル氏塩の形成抑制効果が高いことが示され、今後焼却灰を中心としたモノフィル埋立のセメント資材利用（例えば備蓄型埋立）への重要な成果である。

本研究では前処理による埋立物の品質制御と埋立層の物質移動特性改良による生物分解性の向上による安定化時間の効果をモデル解析によって検討した。得られた結果は既に朝倉¹⁴⁾によって報告されているように、初期有機物含有量を 1/4 にすると必要な安定化（維持管理）期間が 1/5 に、また覆土の拡散係数を 1000 倍（粘土→砂）に変えると 1/10 以下になる。但し、本結果はモデルや利用している速度パラメータ等の精度に問題があるので、安定化期間は定性的である。今後さらにモデルの改良とパラメータの精査が必要であるが、安定化期間の変化はおおよそ捉えているといえる。

ところで、田中（2005）は 20 世紀末からの世界的な埋立概念論の発展に対応して表 2 のような現状概

表 2 埋立地概念のいろいろ

- ① 蓄保管型埋立地
- ② 恒久土中保管型埋立地（完全封じ込め型）
- ③ 積極的安定化・前処理型
 - ・微生物反応器型埋立地（埋立地内での安定化）
 - ・機械的・生物学的の前処理型埋立地（ドイツ型）
 - ・低負荷物(準安定化物)反応器型埋立地
 - ・焼却+資源化残さ埋立（日本、スイス型）
- ④ 安定化物埋立型
- ⑤ No-landfill 埋立地不要

念を整理している¹⁵⁾。近年わが国の性能指針に取り入れられた超低リスク埋立地¹⁶⁾である覆蓋型埋立処分場（クローズド処分場とも言われている）は、①の備蓄保管型でもあり、また②の恒久土中保管型ともいえる。本研究で取り扱っている埋立物は、基本的には管理型を対象とした生物分解性で非有害性の埋立廃棄物であり、埋立地の概念からは③の焼却＋資源化残さ埋立に該当し、前処理によって有機物含量を減らすとともに埋立方や埋立構造改善により反応速度を著しく高めたバイオリアクターランドフィルである。従来、埋立処分場の覆土は設計パラメータではなく、衛生的概念からの覆いであり、むしろ降水浸透を防止（浸出水抑制）から厚さ等が定められていたものである。しかし、バイオリアクターランドフィルとして持続可能埋立処分の概念を積極的に導入し、循環型社会に相応しい埋立処分システムを構築するには、埋立廃棄物の品質改善と同時に安定化速度に著しく影響を与える覆土の流動特性改善の設計を導入する新たな埋立構造の改善を提案する。

5. おわりに

循環型社会が受け入れ可能な埋立処分システムとして持続型埋立処分の一形態である高規格埋立処分システムを提案した。それは埋立物すなわち入り口制御と安定化を促進する新たな構造設計の提案である。その結果として定性的ではあるが、既存の安定化期間を著しく短縮できることを確認した。モデルの脆弱性や速度パラメータの精度など課題もあるが、バイオリアクターランドフィルの持続性に関する研究ターゲットが明確になったことは断言できる。

本討論会の課題「持続可能な処分場－“高規格処分場 Integrated Waste Landfill Site”の提案」は、環境省地球環境保全等試験研究費（公害一括）の研究成果の一部を発表したものである。記して関係者に謝意を表したい。

参考文献

- 1) 田中信壽：第2章持続可能な埋立戦略とは、in 持続可能な埋立処分戦略—21世紀の廃棄物最終処分を提案する！—（持続可能な最終処分戦略研究会未発表資料）（2005,1,30）
- 2) Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development, <http://www.worldinbalance.net/agreements/1987-brundtland.html>
- 3) Stegmann, R., K.-U. Heyer, K. Hupe, M. Ritzkowski; Discussion of criteria for the completion of landfill after care, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, 6-10 October 2003, Sardinia, Italy.
- H. SCHARFF, B. KOK, A.H. KROM
- 4) Keith Knox; Sustainable Landfill in the UK: A Review of Current Knowledge and Outstanding R & D Needs, NORLANDS Foundation and ESART (2000)
- 5) Environment Agency (2005), Guidance on Landfill Completion and Surrender, Report:LFTGN09, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, BS32 4UD Bristol, United Kingdom.
- 6) Hjelmar, O., J.B. Hansen (2005); Sustainable landfill: the role of final storage quality. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 3-7 October 2005, Sardinia, Italy.
- 7) H. Scharff, B. Kok, and A.H. Krom; The Role of Sustainable Landfill In Future Waste Management Systems, *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007*
- 8) H. Scharff, J. Jacobs, H.A. van der Sloot, and A. van Zomeren; Inorganic waste landfill and final storage quality, *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007*
- 9) 井上雄三：社会システムとして持続可能な最終処分：高規格最終処分とは－研究全体の枠組み、平成

20 年度廃棄物学会研究討論会，2008, 6, 12（学士会館）

10) 山田正人：産業廃棄物フローのデータベース化と制御方法の検討，平成 20 年度廃棄物学会研究討論会，2008, 6, 12（学士会館）

12) 渡辺洋一：前処理技術による埋立廃棄物の品質改善，平成 20 年度廃棄物学会研究討論会，2008, 6, 12（学士会館）

13) 朝倉宏：覆土と廃棄物層の透水性が埋立廃棄物の安定化に与える影響，平成 20 年度廃棄物学会研究討論会，2008, 6, 12（学士会館）

14) 島岡隆行：安定化促進のための埋立方法（有機物混合，塩素挙動），平成 20 年度廃棄物学会研究討論会，2008, 6, 12（学士会館）

15) 田中綾子：堆肥化物の覆土利用による焼却灰主体の埋立地の土壌還元化，平成 20 年度廃棄物学会研究討論会，2008, 6, 12（学士会館）

16) 井上雄三：廃棄物埋立処分場の未来形，科学，Vol.78，No.2，188-190（2007）