

平成22年度
「廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究費助成制度」
成果発表会(プログラム)

日時：平成23年7月26日(火) 10:00 ～ 16:10

場所：メルパルク大阪 4階「ソレイユ」(大阪市淀川区宮原4-2-1 TEL 06-6350-2111)

※敬称略

- | | | |
|---------------|---|----------------|
| 9:30 | 開場 | |
| 10:00 | 開会挨拶
大阪湾広域臨海環境整備センター 常務理事 | 矢野 久志 |
| 10:10 | 基調講演「瀬戸内海の最大流域河川”淀川”と桂・宇治・木津川の汚濁負荷流出特性」
摂南大学 理工学部都市環境工学科 教授 | 海老瀬 潜一 |
| 10:50 | フェニックス事業の紹介「センター事業における環境対策と課題」
大阪湾広域臨海環境整備センター 環境課長 | 樋口 進 |
| — 研 究 者 発 表 — | | |
| 11:10 | 1. 費用対効果比を考慮した飛散性アスベストの除去・運搬・廃棄・埋め立て処分の
リスク低減方策の提案(その2)
大阪府立大学工業高等専門学校 総合工学システム学科 都市環境コース 准教授 | 藤長 愛一郎 |
| 11:35 | 2. 廃棄物焼却炉からの微小粒子状物質の排出実態把握とキャラクターゼーション(その2)
京都大学大学院 工学研究科 都市環境工学専攻 教授
(代理発表者) 京都大学大学院 工学研究科 都市環境工学専攻 技術職員 | 高岡 昌輝
塩田 憲司 |
| 12:00 | — 休 憩 — | |
| 13:15 | 3. ごみ減量・リサイクルを促す廃棄物処理料金政策の現状・評価・制度設計に関する研究
京都大学大学院 経済学研究科 非常勤講師 | 芳賀 普隆 |
| 13:40 | 4. 霧状酸化剤を利用した最終処分場の環境改善および早期安定化に関する調査研究
福岡大学 資源循環・環境制御システム研究所 准教授 | 武下 俊宏 |
| 14:05 | 5. 亜臨界水熱処理による生物系水産廃棄物からの液肥抽出に関する研究
北海道大学大学院工学研究院 環境創生工学部門 環境管理工学分野
廃棄物処分工学研究室 特任助教 | 黄 仁 姫 |
| 14:30 | — 休 憩 — | |
| 14:45 | 6. 海面最終処分場の安定化指標の現場調査及び安定化シミュレーションに関する研究(その3)
室蘭工業大学大学院工学研究科 くらし環境系領域社会基盤ユニット 准教授 | 吉田 英樹 |
| 15:10 | 7. 埋立地底部地盤の沈下を模擬した遮水シートの変形挙動実験と評価モデルの研究(その3)
特定非営利活動法人 最終処分場技術システム研究協会 処分場研究グループ | 額 額 卓也 |
| 15:35 | 8. 家庭ごみの2Rによるごみ減量可能性評価のためのごみ組成調査手法の開発
京都府立大学大学院 生命環境科学研究科 環境科学専攻 准教授 | 山川 肇 |
| 16:00 | 閉会挨拶
財団法人廃棄物研究財団専務理事 | 八木 美雄 |

費用対効果比を考慮した飛散性アスベストの除去・運搬・廃棄・埋め立て処分のリスク低減方策の提案(その2)

○藤長愛一郎(大阪府立大学工業高等専門学校)

1. はじめに

2005年6月末、アスベスト製品製造所の周辺に住んでいた住民が中皮腫を発症したことを契機として、石綿の毒性が改めて認識され、環境省のマニュアルに従った石綿除去工事の実施、溶融処理の推進などが行われてきたところである。しかし、費用の面もあって、作業員の教育だけでは安全性を確保できない事例が現場では増えている。また、除去後の石綿の溶融処理も実態としては進んでいない。

本研究では、上述のような石綿除去工事現場の実態にかんがみて、石綿の除去・運搬・廃棄作業の安全性向上およびその埋立処分後の環境リスク削減を、昨年度の研究成果に基づいて、新たに実験装置を修正した落下実験と、袋詰めにしたアスベストなどを落下させるために内径を太くした実験、および現場での実態調査を実施した。また、それらの結果に基づいて、実際の処分場でアスベストの袋が落下した場合の周辺濃度予測、およびリスク評価を実施した。

実施した研究の報告書の章および内容を表1に示す。

表1 平成22年度研究報告書目次

章・タイトル	内 容
1章 序論	背景と目的
2章 落下実験 1	昨年度実施した落下発じん実験装置を改良した実験を実施し、信頼性の高い発じん量および繊維数の結果
3章 深傷試験	落下によるセメント固化体の損傷度を測定した試験結果
4章 落下試験 2	2章の実験を発展させて、袋詰めにしたアスベストなどを落下させるために内径を太くした実験装置を製作し、落下発じん実験
5章 吹付けアスベスト除去状況調査	実際の現場の発じん状況、および飛散防止剤散布後の除去物中の含水量などを調査した結果
6章 アスベストの毒性	アスベストの毒性と許容できるリスクを示した。
7章 飛散アスベスト発生源周辺の濃度予測およびリスク評価	2章と4章で示した実験結果に基づいて、実際の廃棄物処分場で廃石綿や固化体入りの袋が落下した場合の周辺濃度を予測し、リスク評価を行った。

2. 落下実験1

石綿含有廃棄物等への機械的衝撃によって発生する粉じん量および繊維量を把握するために、ステンレス製の円筒に給排気孔3箇所をもうけた装置を製作した(図1参照)。実験では、固化体を円筒内の底に置き、1m 上から鋼製の錘(1kg)を落として、デジタル粉じん計で粉じん量を測定し、アスベストサンプラーで捕集した粉じんを顕微鏡で計数して繊維量を算出した。

その結果、セメント固化体の A と B (混和剤使用) から発生した粉じん数に有意差(有意水準 5%)はなかった。しかし、錘落下回数を問わない場合については、固化体 A と B の間で

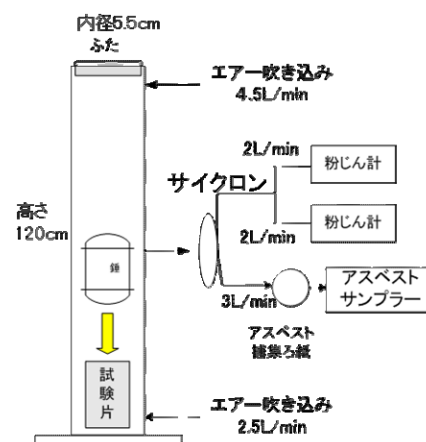


図1 落下実験1の実験装置

粉じん数に有意差があるという結果になった。また、セメント固化体に対してスレートからの繊維飛散が著しく多いことが判った。一方、飛散した繊維数については、セメント固化体 A と B とで有意差はなかった。また、スレートがセメント固化体に比して、飛散粉じん数の割に飛散繊維数が多い傾向があった。さらに、固化体の粉じん数と繊維数の間には弱いながら正の相関があった。

3. 深傷試験

落下によるセメント固化体の損傷度を測定した。その結果、固化体 A と B とでは、混和剤を使用しない A のほうで、初期状態においてもより凹凸が多く、平滑でない傾向が認められた。これは混和剤を加えた方がセメントを混練しやすく滑らかな固化体が出来やすいためと推察される。

4. 落下試験2

4章では2章の実験を発展させて、袋詰めにしたアスベストなどを落下させるために内径を5.5cmから20cmに太くした実験装置を製作し、落下実験2を実施した。得られた結果より、図2に試料別の石綿量あたりの総石綿繊維数を示す。この結果より、落下実験1も2も、EPAの値 7.4×10^{-5} kg/kg-石綿に対し3桁から5桁程度低い排出係数が得られた。ただし、EPAの排出係数は吹き付け石綿のある建築物の解体・処分時の目安であり、本研究との設定場面が異なる。本邦では吹き付け石綿については養生区域の中で除去を行い、二重袋に入れて持ち出して処分することになっていることを勘案するとEPAの排出係数を一律に用いることで、吹き付け石綿のリスクは過大評価される可能性もあることが推察される。

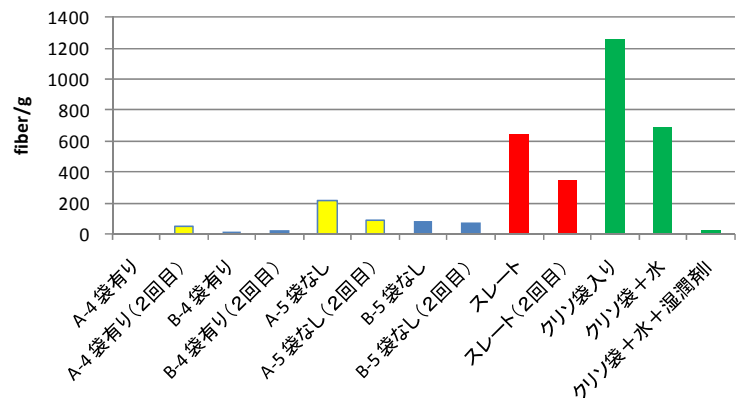


図2 試料別の総石綿繊維数(f)/石綿量(g)

5. 吹付けアスベスト除去状況調査

実際の吹付けアスベスト除去工事現場の発じん状況、および飛散防止剤散布後の除去物中の含水量などを調査した。その結果、現場では最大12,000カウント程度の粉じんが観測されており、これはある時間帯には、140,000 f/L程度の石綿繊維が常時浮遊する環境であった可能性を示す。特に床面掃除の時の繊維飛散がもっとも多いと推察される。そのため、作業する作業員の適切な作業服・マスクの着用が不可欠であると共に、例えば搬出される袋の外面上についた石綿繊維等による二次的な環境汚染について考慮が必要であると考ええる。一方、現場で観測された石綿除去物の含水率は、4章で供試した検体(50%に湿潤)より大幅に小さく、しかも検体により含水率にバラつきがあった。これは、良心的に運営されている現場においても、廃棄物の均等かつ十分な湿潤が容易でないことを示している。

6. アスベストの毒性

日本では、1989年の大気汚染防止法の改正でアスベストが「特定粉じん」に指定され、アスベストを取り扱う事業所の敷地境界における大気中濃度の規制基準は10 f/Lと定められた。その後、米国環境保護庁(U.S.EPA)は1993年に0.1 f/Lに対する生涯曝露した場合の肺がんと中皮腫の総合の生涯過剰発症リスクを 2.3×10^{-5} と評価し(非喫煙者)、WHOも2000年に喫煙者 4×10^{-5} 、非喫煙者 2.2×10^{-5} と評価した。許容される生涯発がんリスクを日本の環境基準でも使用されてい

る 10^{-5} とすると、アスベスト濃度は 0.04 f/L となり、本論文ではこの値を基準に考察することとする。

7. 飛散アスベスト発生源周辺の濃度予測およびリスク評価

今回行った 2 種類の実験の結果を使用して、廃棄物処分場でダンプトラックから固化体や開口した二重袋が 1 m 落下させた場合、その周辺ではどのような濃度になるかを、移流・拡散による濃度変化を試算する。

落下実験 1 と 2 より得られた、実験結果で今回の解析で使用する特徴的な発生量と発生濃度を表 2 に示す。発生量は、全てのポンプの和をとった全繊維本数(f)とし、繊維濃度(f/L)は全繊維本数を円筒容量で除したものとした。

落下実験 1 について、発生量（発生速度） $Q(f/L)$ については、今回の錘落下実験の通常のセメント固化（試料 A）の全繊維数（総繊維数に流量比を乗じたもの）3581 f を使い、これが毎秒連続的に起こるとした($Q=3581$ f/s)。また、容器の容積 2.839L で除した濃度 1261 f/L を初期濃度として用いた。

7.1 解析方法

7.1.1 連続的にアスベストが発生する場合(解析 1)

1 秒間に実験で発生したアスベスト量が連続的に発生するとする。この場合は、式(1)を有風時、微風時、無風時と区別して、それぞれ、移流・拡散方程式の解析解が得られている¹⁾²⁾。

(1) 有風時の濃度予測式

風速を日本の気象台 143 箇所の 1971 年から 2000 年の平均値 3.2m/s を使用して周辺の石綿濃度を予測した。発生源周辺の石綿濃度を予測するために、連続的に放出される煙流（プルーム）の大気移流・拡散モデル式を用いて、風下の直下における濃度予測式を用いる。この式は、導出の過程で風に沿った方向の大気拡散は移流に比べ無視できるとした式であり、風速 1.0 m/s 以上の有風時に使用される²⁾。

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \left\{ \exp\left(-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad (1)$$

$$\sigma_x = \sqrt{2K_x(x/u)} \quad \sigma_y = \sqrt{2K_y(y/u)} \quad \sigma_z = \sqrt{2K_z(z/u)} \quad (2)$$

ここで、 C ：アスベスト大気中濃度(f/L), u ：風速(m/s), Q ：アスベスト放出量 (f/s)（発生源の敷地境界での濃度 Co (f/m³) と側面 1m² からの風量($1 \times u$) (m³/s) との積)、 σ_y , σ_z ：横方向および高さ方向の大気拡散パラメータ²⁾、 H ：アスベストの発生源の高さ（実験高さの 1.0m を使用）、 z ：計算点の高さ（曝露高さ、人の高さの 1.5m を使用）

本研究では、上記の 3 つの安定度階級、それぞれに対して大気中濃度を予測した。アスベスト発生源からの距離には、家や工場などの敷地を想定した 10～20m と埋立処分場内を想定した発生源から数百 m の敷地境界までの距離を含めるため、0m から 200m の値を計算した。

表2 周辺濃度予測の対象とした落下実験1と2の全繊維数(f)と繊維濃度 (f/L)

	試料名	全繊維数 (f)	繊維濃度 (f/L)
実験 1	セメント固化(A-2-3)	3581	1261
	スレート	9574	3372
実験 2	セメント固化(袋なし)(A-5-1)	1344	39.5
	セメント固化(開封袋入り)(A-4-2)	228	8.47
	クリソタイル袋入り50g	3408	100
	クリソタイル袋入り50g+水50g	1859	54.7
	クリソタイル袋入り50g+水50g + 湿潤剤10ml	77	2.26
	スレート	7436	219

7.1.2 瞬時に飛散アスベストが発生する場合(解析 2)

アスベストが瞬時に発生する場合の解析を行う。これは、パフモデルとよばれており、汚染が広がりながら移動していくことになる。現場では落下による飛散アスベストの発生が1回きり起こる場合を想定する。この場合に高さ $z=0$ の濃度 C の解析解を使用した¹⁾。

7.2 解析結果

7.2.1 解析 1(連続発生源)の結果

まず、現場における連続発生源を想定した解析 1 を実験 1 の結果を用いておこなった風速が平均値の場合の大気中アスベスト濃度予測を図 3 に示す。

発生源の風下直下から、初期濃度 1261 f/L が移流・拡散により急激に減少し、10m 離れで安定度が標準状態で 0.21 f/L となっている。リスク許容濃度 0.04 f/L 未満になるのは、標準で 50m、最大でも 50m 以遠であれば、許容リスクを満たすことになる。

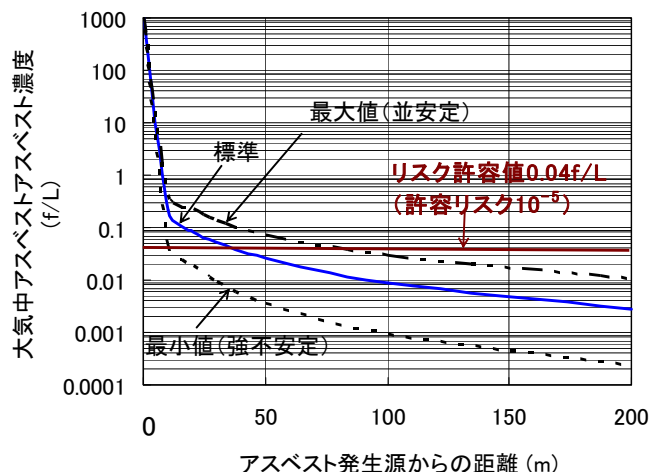


図 3 落下実験1の結果に基づく解析1(連続発生源)による大気中アスベスト濃度予測, 風速 3.2m/s
He=1.0m, $z=1.5$ m, $Q=3581$ f/s, $C_0=1261$ f/L

7.2.2 解析 2(瞬間発生源)の結果

落下実験 1 の結果を用いて、発生量の最大(3581 f)を用いても、発生源から 10m 離れた場所ですでに 1.8 f/L とかなりの低濃度になり、50m ではリスク許容値の 0.04 f/L を下回った。そのため、落下物が 100 個ある場合を想定した計算結果は、発生源から 100m 離れのピーク濃度は 0.7f/L とリスク許容値は超過した。ただし、この濃度が続くのは 10 秒程度であった。

7.3 まとめ

7 章では 2 章と 4 章で示した実験結果に基づいて、実際の廃棄物処分場で廃石綿や固化体入りの袋が落下した場合の周辺濃度を予測し、リスク評価を行った。その結果、今回の計算で設定した不適切なダンプアップなどのアスベスト廃棄物の落下による発じんは、単発的なものでは曝露量としてもほとんど問題にならず、排出が連続しておこる場合についてのみ、問題になることが示唆された。この結果は、適正に処理している処分場で、処分時に不注意で袋に穴を開けてしまったレベルでは、健康リスクに影響を与えることはないといえる。一方で、継続的に不適切な処理をした場合には、限られた範囲ではあるが、周辺住民の影響が危惧される。

8. おわりに

今後の課題として、実際の処分場または運搬中に起こりえる状況を具体的に想定し、実用的なリスク評価をすることによって、現場におけるリスクを信頼性のあるものにすることが必要である。また、全国的な影響を考えるために、排出される廃石綿や石綿含有廃棄物を分類して排出量を算出し、総合的なリスクを評価することが求められる。

謝辞 本調査研究は環境技術学会のアスベスト研究会のメンバー協力の下、実施することができました。ここに感謝を表します。

参考文献

- 1) Robert A.Fjeld, Norman A.Eisenberg, Keith L. Compton (2007): Quantitative Environmental Risk Analysis For Human Health, A John Willey & Sons, Inc.
- 2) 環境庁大気保全局大気規制課監修(1997): 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル, 東洋館出版社, pp.198-203.

廃棄物焼却炉からの微小粒子状物質の
 排出実態把握とキャラクターゼーション（その2）

○高岡昌輝¹⁾、塩田憲司¹⁾、今井玄哉¹⁾、山口修史¹⁾、木本成²⁾、松井康人¹⁾、大下和徹¹⁾、水野忠雄¹⁾、森澤眞輔¹⁾
 1)京都大学大学院工学研究科、2)株式会社島津製作所

1. 研究背景および目的

平成 21 年度の大気中微小粒子状物質(PM_{2.5})の環境基準制定により、大気中浮遊粒子状物質(SPM)と併せて、粒子状物質発生源のなかでも排出実態の知見が乏しい固定発生源の情報が重要となっている。固定発生源の中では、廃棄物焼却炉は平成 17 年度ばいじん排出量が 4,842 トン/年¹⁾と推計され、施設種別ばいじん排出量全体の 8.4%を占めており、SPM や PM_{2.5} に関して主要な発生源のひとつであると考えられる。

本研究では、現在の廃棄物焼却炉から発生するばいじんの粒径別性状を詳細に調査し大気中 SPM、PM_{2.5} などを与える影響や微粒子の有害性を明らかにすることが目的である。1 年目において、実際に稼働している廃棄物焼却炉における排ガス中のばいじんを集塵機(バグフィルター、BF)入口と煙突入口で粒径別に捕集し、ばいじん量の変化を測定することで現在の集塵設備評価および粒径別元素組成分析を行った。また平成 10 年の調査結果²⁾との比較から新旧集塵設備の評価を行い、ばいじん対策およびダイオキシン類対策強化施策前後の廃棄物焼却炉からの大気中へのばいじん排出量、その組成変化および SPM、PM_{2.5} の割合を検討し、結果を報告した³⁾⁴⁾。

2 年目である本報告では、廃棄物焼却炉から排出されるばいじん濃度および元素濃度測定精度を高め、廃棄物焼却炉からの PM_{2.5} と廃棄物焼却炉周辺大気中の PM_{2.5} を四季ごとの同時期に採取し関係を調査した。また、固定発生源として下水汚泥焼却炉を対象に排ガス中ばいじん濃度の調査を行った。さらに、粒径別ばいじんに放射光を用いた化学状態分析を行い、元素の化学状態によるばいじんの有害性の評価を行った。

2. 試料採取および分析方法

廃棄物焼却炉排ガス中ばいじんの粒径別捕集および周辺大気中 PM_{2.5} の捕集は、都市ごみ焼却 3 施設の排ガス処理設備煙道中煙突入口および施設屋外敷地内において四季ごとに行われた。煙突入口排ガス中ばいじんは 1 年目に約 2 日間捕集したが、極めて捕集量が少なく今回は約 7 日間捕集を行った。大気中 PM_{2.5} は同期間に 1 日ごと、7 日間の捕集を行った。下水汚泥焼却炉の排ガス中ばいじんの粒径別捕集は、集塵機の異なる 3 施設の排ガス処理設備煙道中において行われた。表 1 に各施設の概要を、表 2 に A～C のサンプリング実施時期を示す。排ガス中ばいじんの粒径別捕集には、多段多孔型カスケードインパクター(アンダーセンスタックサンプラー AS-500、東京ダイレック)を用いた⁵⁾⁶⁾。大気中 PM_{2.5} は、PM_{2.5} ローボリウムエアサンプラー(東京ダイレック製、大気用ローボリウムサンプラー FRM2000)を用い、環境大気常時監視マニュアルのフィルター捕集-質量法⁷⁾に従ってサンプリングを行った。ばいじんおよび PM_{2.5} は捕集前後の捕集紙およびフィルターの質量差を捕集質量とした。ただし、都市ごみ焼却施設の煙突入口の捕集ばいじん量は前年度よりも秤量精度の高い大気中 PM_{2.5} の秤量条件⁷⁾で測定された。

ばいじん、ガス成分、PM_{2.5} 試料の元素分析、イオン分析には ICP 質量分析装置(ICP-MS；横河アナリティカルシステムズ株式会社製、HP4500)およびイオンクロマトグラフ(IC；島津製作所製、HIC-20A SUPER)を用いた。詳細な分析前処理手順は 1 年目の報告に記載のとおりである³⁾。今回はばいじん捕集紙 1 枚を超純水 60mL で超音波抽出、ろ過後超純水で 100mL にメスアップした 2 倍希釈液を ICP-MS および IC 分析に供した。残渣は酸分解し最終的にメスアップした 20 倍希釈液を ICP-MS 分析に供した。ICP-MS の分析には内標準試料としてイットリウムを用いた。

1 年目に廃棄物焼却施設 BF 入口で粒径別捕集されたばいじん試料の放射光を用いた化学状態分析は、X 線吸収微細構造(XAFS)分析法により行った。XAFS 測

表1 施設A～C、X～Zの焼却能力および排ガス処理設備

施設	A	B	C
焼却能力	700t/day(350t/24h×2)	400t/day(200t/24h×2)	600t/day(300t/24h×2)
火床面積	68m ²	38.7m ² ×2	67.8m ²
排ガス処理方式	ガス急冷、バグフィルター、 湿式ガス洗浄、 活性炭吸着、触媒脱硝	ガス急冷、バグフィルター、 湿式ガス洗浄、活性炭吸着、 触媒脱硝	急冷塔、バグフィルター、 ガス洗浄塔、 触媒脱硝
捕集時の 煙突入口 排ガス温度 (平均値)	夏季 221℃ 秋季 226℃ 冬季 223℃ 春季 225℃	214℃	186℃

施設	X	Y	Z
焼却能力	72t/day サイクロン	130t/day サイクロン、乾式電気集塵機、 排煙処理塔、湿式電気集塵機	150t/day セラミックフィルター 排煙処理塔、
排ガス処理方式	乾式電気集塵機 排煙処理塔、 触媒脱硝	サイクロン、乾式電気集塵機、 排煙処理塔、湿式電気集塵機 触媒脱硝	セラミックフィルター 排煙処理塔、
集塵機入口排ガス温度	276℃	296℃(乾式電気集塵機前)	316℃
煙突入口排ガス温度	30～35℃	69～80℃	186～202℃

表2 施設A～Cのサンプリング実施時期

		煙突ダスト			周辺PM2.5		
	実施日	施設A	施設B	施設C	施設A	施設B	施設C
夏季	2010.8.24-31	○	-	-	○	○	○
秋季	2010.10.23-30	△	○	-	○	○	○
冬季	2010.12.11-18	○	-	○	○	○	○
春季	2011.3.23-30	○	-	-	○	○	○
サンプル数		同時捕集2回ずつ			1日1枚、計7枚ずつ		

△：秋季施設Aの煙突ダストは捕集量がゼロであった

【連絡先】〒615-8540 京都府京都市西京区京都大学桂 4 C1-3-461
 高岡 昌輝 Tel：075-383-3335 FAX：075-383-3338
 e-mail：takaoka.masaki.4w@kyoto-u.ac.jp
 【キーワード】廃棄物焼却、微小粒子状物質、SPM、PM_{2.5}、XAFS

定は KEK-PF の BL-12C および SPring-8 の BL01B1 において、クロム (Cr)K 吸収端および鉛(Pb)L_{III} 吸収端を対象に行った。標準物質は透過法、ばいじん試料は多素子検出器を用いた蛍光法により測定した。XAFS スペクトルの解析は、化学状態の変化に敏感な XANES と呼ばれるスペクトル領域について、XAFS 解析用ソフト REX-2000 Ver.2.5 (株式会社リガク製)を用いて行った。

3. 結果と考察

3.1 廃棄物焼却施設排ガス処理設備煙突入口捕集ばいじんの粒径分析

廃棄物焼却施設排ガスの煙突入口ばいじん濃度を表 3 に示す。ばいじん質量が確認できなかった施設 A 秋季のデータを除くと煙突入口排ガス中ばいじん濃度は 3.9 ～ 125μg/m³_N であった。廃棄物焼却炉のばいじん排出基準は新設で 40mg/m³_N であるが⁸⁾、基準値の 1/100 以下とはるかに下回っており、1 年目と同等の結果を示した³⁾。頻度分布は各施設とも 1 年目と同様の傾向であり³⁾、再現性および施設により分布に特徴を持つことが確認された。

排ガス中 PM_{2.5}、SPM の濃度を表 3 に示す。大気中 SPM、PM_{2.5} 環境基準^{9),10)}と比較すると、SPM は施設 A および B で 1 日平均値(0.10mg/m³)をすでに下回り、施設 C は 116μg/m³ であり基準値に近かった。PM_{2.5} も施設 A および B で 1 年平均値(15μg/m³)を下回り、精度を高めた分析の結果 PM_{2.5} 等濃度は 1 年目と同等³⁾か、より低濃度であった。

施設 A 煙突入口排ガス元素分析結果の一例として、大気汚染防止法の有害大気汚染物質¹¹⁾で特に優先的に対策に取り組むべき物質(優先取組物質)22 種類¹²⁾から 4 元素および鉛(Pb)とカドミウム(Cd)を表 4 に示す。各元素のうち Ti,V,Co,Se,Mo,Cd,Sn,Sb は総排出量がいずれも 0.1μg/m³_N を下回った。1 サンプルングでも総排出量が 0.1μg/m³_N を上回った元素のうち Na,K,Ca,Ni,Cu,Zn,W はガス成分が、Mg,As は固体成分が多い傾向であった。Al,Cr,Mn,Fe,Pb はばらつきがあり一定の傾向を示さなかった。Na,Al,K,Ti,Mn,Co,Zn,As,Sn,は全粒径に対し PM_{2.5} に 50%以上含まれていた。

3.2 施設周辺大気中 PM_{2.5} への影響

施設周辺大気中 PM_{2.5} 濃度を表 5 に示す。濃度はいずれの時期も施設 C>B>A で、煙突入口排ガス中 PM_{2.5} 濃度の大小と同様の傾向を示していたが直接の関連性は不明である。施設 A の排ガス中 PM_{2.5} 濃度は夏季 1 日目を除き大気中 PM_{2.5} 濃度を下回っていた。サンプルング期間中最大濃度は施設 B 夏季の 26.5μg/m³ であり、PM_{2.5} 環境基準の 1 日平均値 35μg/m³ を下回っていた。全ての施設で 7 日間の平均値ではあるが 1 年平均値 15μg/m³ を下回った。

3.3 下水汚泥焼却施設排ガス中ばいじんの粒径別分析

排ガス中ばいじん濃度を表 6 に示す。集塵機前および煙突前ともに X、Y の 2 施設は 3 回、施設 Z は 2 回の平均値である。施設 X 煙突前のバックアップフィルタはサンプルング中に滞れており、乾燥後も排ガス中成分捕集と考えられる顕著な質量増加がみられた。ばいじん濃度は施設 X、Y、Z で集塵機前が 1500～4400mg/m³_N、煙突前では 0.04～4.99mg/ m³_N となり、どの施設においても廃棄物焼却施設ばいじん排出基準である 40mg/ m³_N 以下⁸⁾をクリアしていた。施設 X ではバックアップフィルタを除いた煙突前ダスト濃度で集塵機前の約 0.05%、施設 B、C はそれぞれ約 0.002%、約 0.001%

表3 施設A～Cの煙突入口ばいじん濃度およびSPM、PM_{2.5}濃度 (μg/m³N)

施設 時季	A		B		C	
	夏季	秋季	冬季	秋季	冬季	
吸引ガス量(m ³ _N)	96.5	98.1	99.8	103.5	125.4	
stage1	1.1	0.00	0.21	0.59	3.2	
stage2	1.2	0.00	0.66	0.44	5.7	
stage3	1.2	0.00	0.40	1.7	4.5	
stage4	0.77	0.00	0.84	1.2	4.5	
stage5	0.36	0.00	0.07	3.1	4.6	
stage6	0.39	0.00	0.51	4.0	28	
stage7	0.15	0.00	0.17	1.8	31	
stage8	0.00	0.00	1.0	0.88	25	
backup filter	-	-	-	2.8	18	
total	5.2	0.00	3.9	17	125	
PM2.5 (<2.5μm)	0.61	-	1.7	10	104	
SPM (<7.0μm)	2.5	-	2.9	15	116	

表4 施設A～Cの煙突入口排ガス中元素濃度結果(抜粋)

時季	N濃度(μg/m ³ _N)			As濃度(μg/m ³ _N)			Mn濃度(μg/m ³ _N)		
	2010夏季	2010秋季	2009	2010夏季	2010秋季	2009	2010夏季	2010秋季	2009
particles	(all size)	0.032	0.016	0.074	0.24	0.24	0.56	0.068	0.00011
	(PM2.5)	0.025	0.0040	0.031	0.18	0.15	0.34	0.0037	0.0000074
gas		0.12	0.053	1.7	0.24	0.013	0.0013	0.0056	0.014
total		0.15	0.069	1.8	0.48	0.25	0.56	0.074	0.014

時季	Cr濃度(μg/m ³ _N)			Pb濃度(μg/m ³ _N)			Cd濃度(μg/m ³ _N)		
	2010夏季	2010秋季	2009	2010夏季	2010秋季	2009	2010夏季	2010秋季	2009
particles	(all size)	0.049	0.038	0.051	0.042	0.0094	0.035	0.0028	0.0022
	(PM2.5)	0.032	0.0022	0.029	0.010	0.0070	0.017	0.00086	0.00025
gas		0	0.0067	4.9	0.072	0.050	0.041	0.0030	0.0059
total		0.049	0.045	5.0	0.11	0.059	0.076	0.0058	0.0081

表5 廃棄物焼却施設周辺大気中 PM_{2.5}濃度 (μg/m³)

時季	施設		
	A	B	C
夏季	1日目	0.0	23.3
	2日目	8.8	14.7
	3日目	7.6	5.4
	4日目	7.4	5.3
	5日目	4.0	13.7
	6日目	3.5	3.0
	7日目	3.5	3.1
	Average	5.0	9.8
秋季	1日目	14.4	11.9
	2日目	8.8	8.3
	3日目	5.5	4.7
	4日目	3.1	2.7
	5日目	5.5	5.4
	6日目	2.5	2.4
	7日目	5.7	6.0
	Average	6.5	5.9
冬季	1日目	11.4	13.9
	2日目	4.9	6.3
	3日目	2.9	2.6
	4日目	5.9	6.4
	5日目	6.7	6.9
	6日目	9.4	10.0
	7日目	11.9	12.3
	Average	7.6	8.3

表6 施設X～Zの排ガス中ばいじん濃度およびSPM、PM_{2.5}濃度 (mg/m³N)

施設	X		Y		Z	
	EP入口	煙突入口	EP入口	煙突入口	CF入口	煙突入口
吸引ガス量(m ³ _N)	0.0626	30.6	0.0443	28.8	0.0305	38.9
stage1	77.2	0.02	528.20	0.01	942.0	0.00
stage2	76.1	0.02	379.20	0.04	663.3	0.00
stage3	190.6	0.03	574.90	0.00	761.0	0.00
stage4	192.7	0.04	711.80	0.00	505.2	0.00
stage5	290.2	0.06	796.80	0.00	350.8	0.00
stage6	302.3	0.12	791.60	0.02	325.4	0.02
stage7	252.8	0.23	505.60	0.00	230.7	0.02
stage8	101.1	0.27	111.4	0.02	57.2	0.01
backup filter	62.8	4.19	8.30	0.04	85.6	0.00
total	1545.9	4.99	4407.8	0.13	3921.1	0.04
PM2.5 (<2.5μm)	432	4.80	1780	0.056	864	0.042
SPM (<7.0μm)	1040	4.95	3860	0.067	3240	0.042

まで低下し、集塵機による違いが見られた(X:乾式電気集塵機、EP、Y:湿式電気集塵機、WEP、Z:セラミックフィルター、CF)。

頻度分布は施設 X、Y の集塵機前で粒径 2.5 μm 付近、施設 Z で 6 μm 付近に最大値を取った。また 1 山型の分布は廃棄物焼却施設^{2),3)}と異なり下水汚泥焼却施設の特徴と考えられる。煙突入口ではばらつきや施設 X のバックアップフィルターの問題があるが、小粒径側にピークがあると考えられた。

煙突入口の PM_{2.5}、SPM の排ガス中濃度を表 6 に示した。SPM は施設 Y、Z ですでに環境基準の一日平均値 0.10mg/m³ を下回っていたが、PM_{2.5} はいずれの施設も環境基準の一年平均値 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の値であった。

捕集効率は施設 X で 99.68%、施設 Y、Z で 99.99% 以上であり、集塵能力は EP<WEP、CF であった。

3.4 XAFS による化学状態分析

Pb の XAFS 測定は 1 年目に施設 A および C の BF 前で粒径別に捕集された 18 種類のばいじんそれぞれについて行われた。使用した標準物質および施設 A の XANES スペクトルを図 1 に、標準物質を用いた化学状態解析(LCF)を行った結果を図 2 に示す。PbCl₂(40~78mol%Pb)および PbSiO₃(5~60mol%Pb)が主な化学状態となった。その他、Pb、PbCO₃、PbS、PbSO₄ が 5~20mol% となった。Takaoka ら¹³⁾のバルクばいじんの報告と類似の傾向がみられた。粒径別にみると、PbCl₂ は小粒径範囲にやや多く PbSiO₃ は大粒径範囲に多い傾向であった。これは PbCl₂ は Pb 化合物中低融点(501℃)で揮発性がやや高く小粒径範囲に多くなり、PbSiO₃ は高融点で低揮発性のため大粒径範囲に多くなったと考えられる。また、PbCO₃ および PbSO₄ は粒径の小さい範囲で見られた。

Cr の XAFS 測定は 1 年目に捕集された施設 C の BF 入口の 8 種類、煙突入口のうち 8 段目のダストについて行われた。使用した標準物質および各ダストの XANES スペクトルを図 3 に、LCF 結果を図 4 に示す。C-1~C-5 において、小さいが 5987eV 付近に Cr(VI)¹⁴⁾特有のプレエッジピークを確認できた。C-6 より後段は滑らかな形状となっ

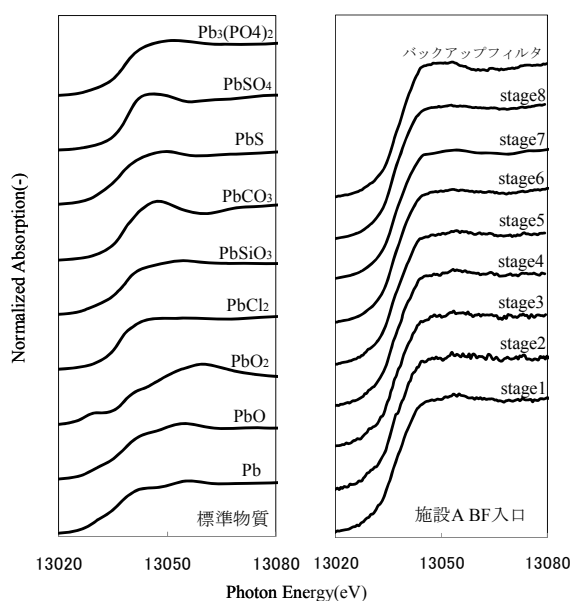


図1 標準物質と施設A-BF前ばいじんの Pb-L_{III} XANESスペクトル

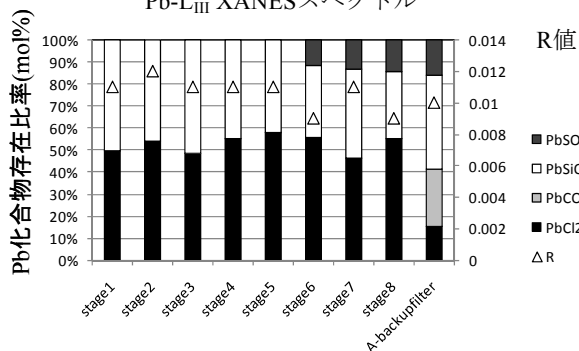


図2 施設A-BF前ばいじんの化学状態解析結果

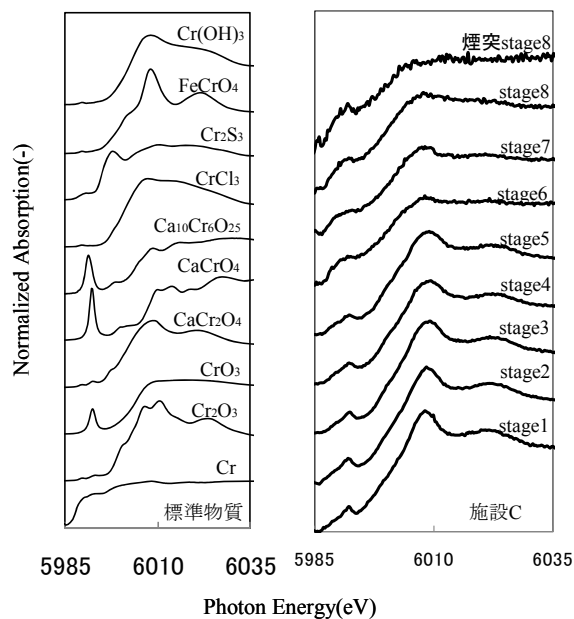


図3 標準物質と施設Cばいじんの Cr-K XANESスペクトル

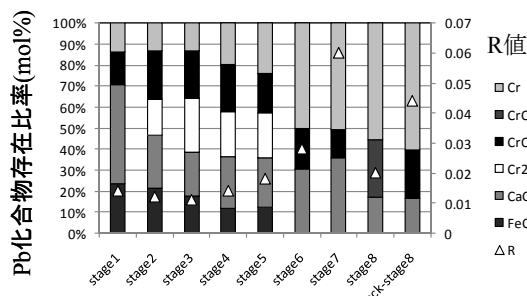


図4 施設Cばいじんの化学状態解析結果

た。以上から、粒径が小さくなるほど高酸化数クロム化合物は減少し、金属成分が増加していると考えられた。LCFからはCr(13~60mol%Cr)、CaCr₂O₄(17~47mol%Cr)、FeCr₂O₄(12~24mol%Cr)、Cr₂O₃(17~26mol%Cr)、CrO₃(13~23mol%Cr)が主な化学状態となった。粒径別にみるとCaCr₂O₄、FeCr₂O₄、Cr₂O₃(以上Cr(III))、およびCrO₃(以上Cr(VI))が大粒径範囲に比較的多く、小粒径範囲で金属Crの割合が増加する結果となった。

4. 結論および今後の課題

廃棄物焼却施設煙突入口排ガス中ばいじん測定の精度を高めた結果、濃度は3.9～125μg/m³_Nとなった。廃棄物焼却施設のばいじん排出基準値と比べ1/100以下であり1年目の結果と同様であった。粒径頻度分布は、1年目と本報告の同一施設間で傾向が類似し施設固有の特徴があると考えられた。煙突入口SPMおよびPM_{2.5}濃度は、大気中環境基準値と比較して施設A、Bは共に排ガス中でその値を下回っており、昨年度の結果と一致した。PM_{2.5}のSPMに占める割合は全体の排出量が大きいほど増し、施設Aでは20-60%、施設B、Cでは65-90%であった。

廃棄物焼却施設煙突入口ばいじんのICP-MS分析結果から以下の知見が得られた。総排出量(ばいじんと気体の合計値)がいずれの試料も0.1μg/m³_Nを下回ったものはTi,V,Co,Se,Mo,Cd,Sn,Sbであった。1試料でも総排出量が0.1μg/m³_Nを上回った元素のうちNa,K,Ca,Ni,Cu,Zn,Wは主に気体中に存在し、Mg,Asはばいじん中存在する割合が大きかった。Al,Cr,Mn,Fe,Pbは明確な傾向が現れなかった。捕集ばいじん全体に対しPM_{2.5}中濃度が平均で50%を超えた元素はNa,Al,K,Ti,Mn,Co,Zn,As,Snであった。

廃棄物焼却施設周辺大気中PM_{2.5}は全サンプリング期間で煙突入口PM_{2.5}濃度が大きい施設ほど濃度が大きかった。また、全サンプリングでPM_{2.5}環境基準の1日平均値を、7日間の平均濃度は環境基準の1年平均値を共に下回った。

下水污泥焼却施設ばいじん濃度は集塵機入口が1500～4400mg/m³_N、煙突入口が0.04～4.99mg/m³_Nでいずれの施設も煙突入口で廃棄物焼却施設ばいじん排出基準未達であった。頻度分布は1山型で集塵機入口は施設A、Bで粒径2.5μm付近、施設Cで6μm付近に最大値を取った。煙突入口は特定の傾向がみられなかった。煙突入口の排ガス中SPM濃度は施設BおよびCですでにSPM環境基準の1日平均値未達だが、PM_{2.5}濃度はいずれの施設もPM_{2.5}環境基準の1年平均値以上であった。捕集効率率は施設Aは99.68%、施設BおよびCは99.99%以上であった。

廃棄物焼却施設集塵機入口ばいじんのXAFSの結果から以下の知見が得られた。粒径別ダスト中のPbの化学状態は主にPbCl₂およびPbSiO₃であった。粒径の大きなダストにPbSiO₃が、粒径の小さなダストにPbCl₂が多く存在していた。粒径別ダスト中のCrの化学形態は、CaCr₂O₄、FeCr₂O₄、Cr₂O₃(以上Cr(III))、およびCrO₃(以上Cr(VI))が粒径の大きい範囲に比較的多く存在した。CaCrO₄は少ないものの中程度の粒径範囲に存在した。粒径が小さくなるにつれて金属Crの存在比が増加する結果であった。

今後の課題として、廃棄物焼却施設煙突入口ばいじんは7日間の捕集でも捕集質量は微量であり、分析には細心の注意を払う必要がある。元素分析が本報告に間に合わなかった試料について順次分析を行う予定であるが、正確なデータを提供するために各種分析値の定量限界に近い値およびそれ以下の値を慎重に取り扱わなくてはならない。また施設周辺大気中PM_{2.5}についても元素分析や化学状態を調べ、排出源との関係性を調べる予定である。

参考文献

- 1)環境省：平成22年度版環境統計集 <http://www.env.go.jp/doc/toukei/contents/index.html>
- 2)中塚大輔：ごみ焼却飛灰の粒径別特性、京都大学大学院工学研究科修士論文(1998)
- 3)高岡昌輝：平成21年度「大阪湾における廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究費助成事業」調査研究報告書
- 4)塩田憲司、今井玄哉、高岡昌輝、木本成、松井康人、大下和徹、水野忠雄、森澤眞輔：都市ごみ焼却施設から排出される微小粒子のダイオキシン類除去対策強化による効果、大気環境学会誌、vol.46(4)、(2011) 印刷中
- 5)日本工業規格 JIS Z8808 排ガス中のダスト濃度測定方法
- 6)日本工業規格 JIS K0302 排ガス中のダスト粒径分布の測定方法
- 7)環境省：環境大気常時監視マニュアル第6版、pp.106-120 (2010)
- 8)環境省：ばいじんとNO_xの排出基準値一覧 <http://www.env.go.jp/air/osenset/law/t-kise-6.html> (2011.3.3 閲覧)
- 9)環境省：大気の汚染に係る環境基準について(1973)
- 10)環境省：微小粒子状物質による大気の汚染に係る環境基準について、(2009)
- 11)環境省：大気汚染防止法、第二条第十三項 (最終改正 2010.5.10)
- 12)環境省：大気汚染防止法の概要 (2009)、<http://www.env.go.jp/air/osenset/law/index.html> (2011.3.7 閲覧)
- 13) Takaoka, M.; Yamamoto, T.; Tanaka, T.; Takeda, N.; Oshita, K.; Uruga, T. Direct speciation of lead, zinc and antimony in fly ash from waste treatment facilities by XAFS spectroscopy. *Physica Scripta*, T115, pp.94.4-94.6,(2005)
- 14) Iztok Arcon, Breda Mirtic, Alojz Kodre Determination of Valence States of Chromium in Calcium by Using X-ray Absorption Near-Edge Structure (XANES) Spectroscopy, *J. Am. Ceram. Soc.*, Vol.81, No.1, pp.222-224 (1998)

ごみ減量・リサイクルを促す廃棄物処理料金政策の現状・評価・制度設計に関する研究

担当：○芳賀 普隆（京都大学大学院経済学研究科非常勤講師）

1. はじめに

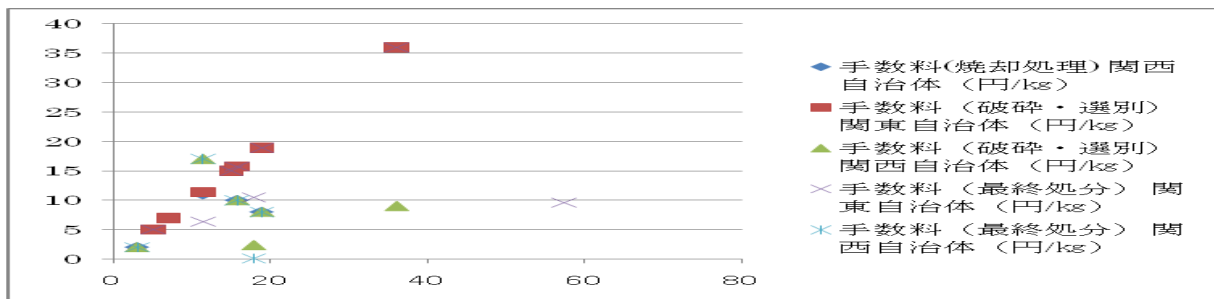
本研究では、関東地域及び関西地域における地方自治体を対象としたアンケート調査に基づきながら、廃棄物処理原価や廃棄物処理料金における最近の状況について把握するとともに、関東地域及び関西地域の自治体間の相違、及び廃棄物処理料金に関して地方自治体が抱える課題について整理したので、報告するものである。

2. 調査の概要

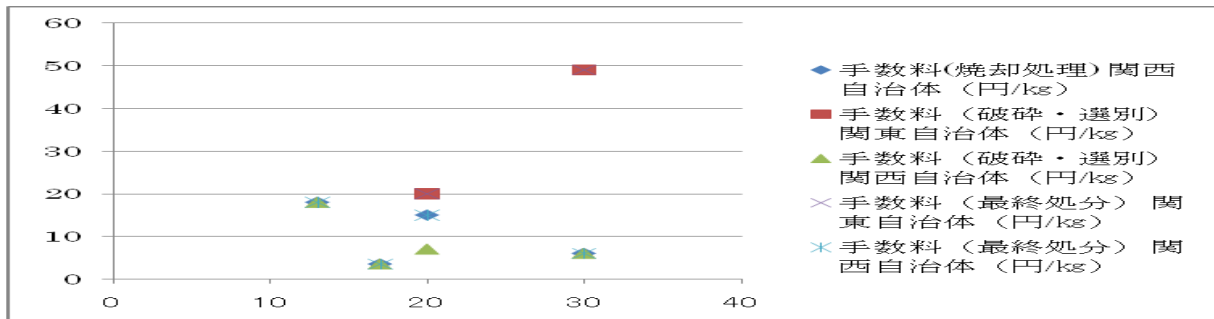
2011年2～3月に関東及び関西にある100の自治体（東京都特別区23区を含む）及び一部事務組合5団体、計105の行政機関を対象に、対象自治体・団体全てに調査用紙を郵送にて送付した上、電子メールによる送付・回答も行いながら廃棄物処理料金及び廃棄物処理原価に関するアンケート調査を実施した。回収結果は、回収率でみると、関東地域の自治体58.00%、関西地域の自治体42.00%、一部事務組合20.00%、全体としては49.52%であった。

3. 廃棄物処理料金に関するアンケート調査結果—関東地域と関西地域自治体との比較—

【図1】家庭系一般廃棄物における各処理・処分部門手数料の分布(単位:円/kg)



【図2】事業系一般廃棄物における各処理・各部門手数料の分布(単位:円/kg)



芳賀 普隆 606-8501 京都市左京区吉田本町 36-1 京都大学大学院経済学研究科 植田和弘研究室

電話番号 075-753-3439 E-mail : AND11994@nifty.com

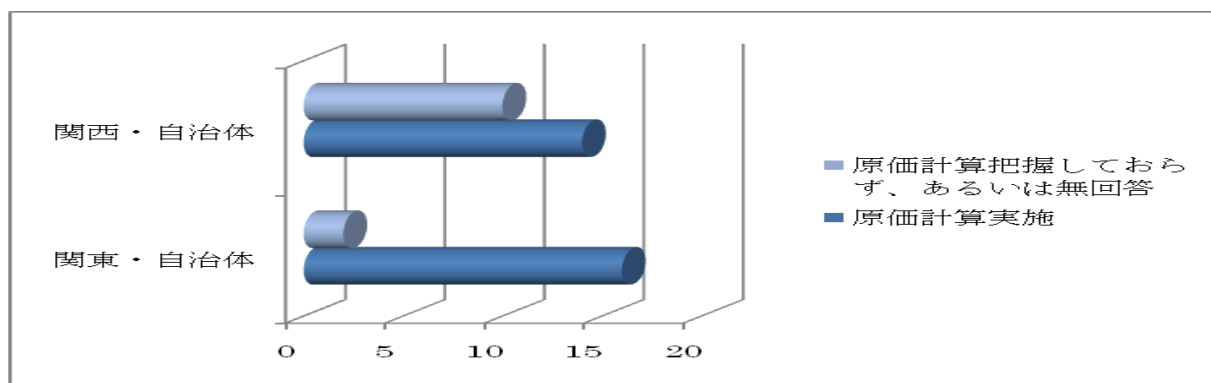
キーワード：廃棄物処理料金、原価計算、地方自治体、家庭系一般廃棄物、事業系一般廃棄物

家庭系一般廃棄物の手数料に関しては、総じて一部自治体を除き、関東の自治体の手数料分布が固まっていることに対し、関西自治体に関しては、散らばり具合が大きいこと、また料金設定に関しては、関東自治体の方が関西自治体より高めに設定されていると思われる。

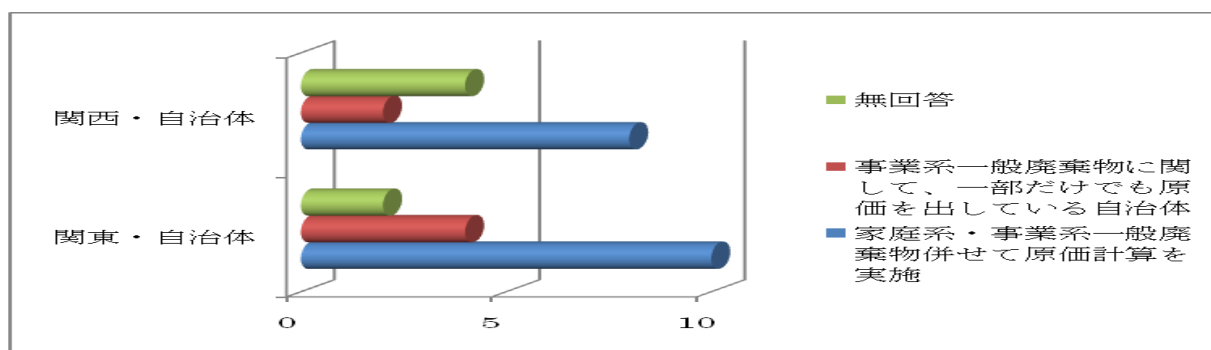
一方、事業系一般廃棄物における手数料に関しては、家庭系一般廃棄物の処理・処分手数料よりばらつきがある上、家庭系以上にデータ数が少ないことから一定の傾向を見出すのは困難である。

4. 廃棄物処理原価に関するアンケート調査結果—関西地域と関東地域自治体との比較—

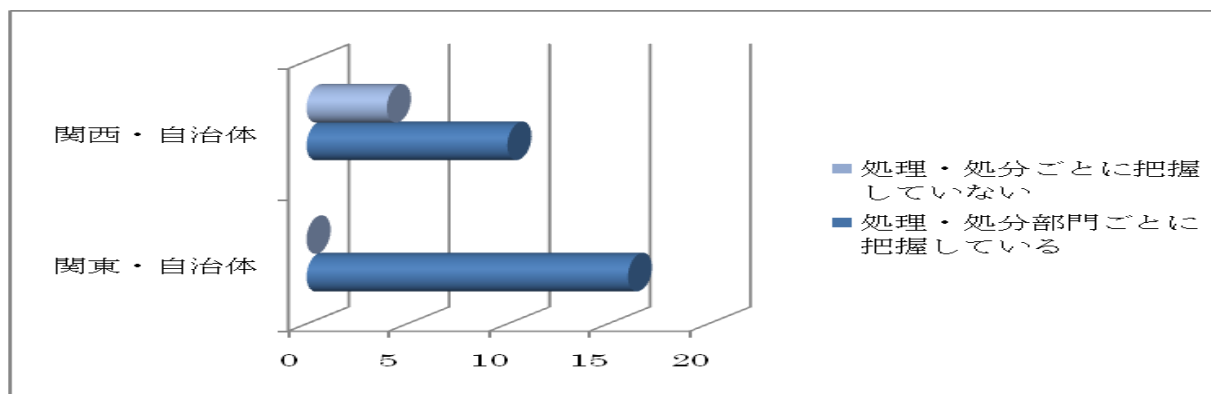
【図 3】関東及び関西地域自治体における原価計算の実施状況(自治体数ベース)



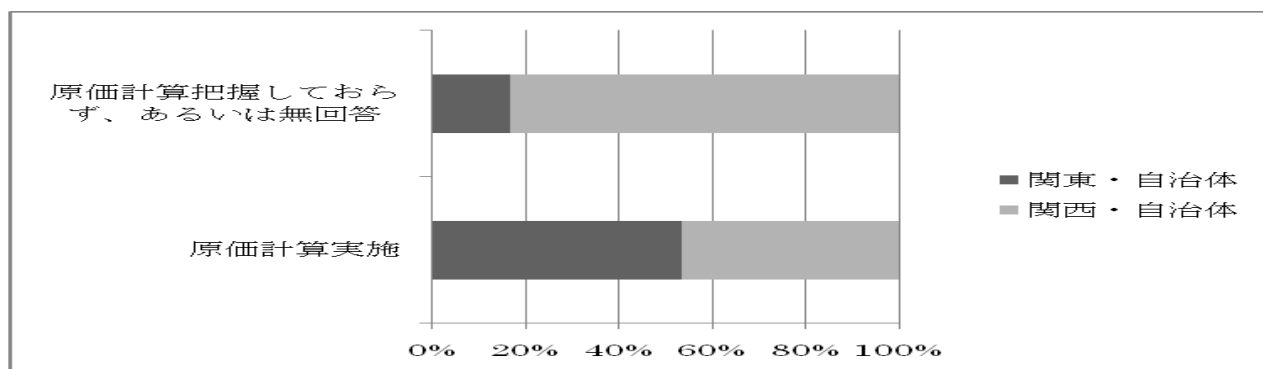
【図 4】関東及び関西地域自治体における事業系一般廃棄物原価計算把握の比較(自治体数ベース)



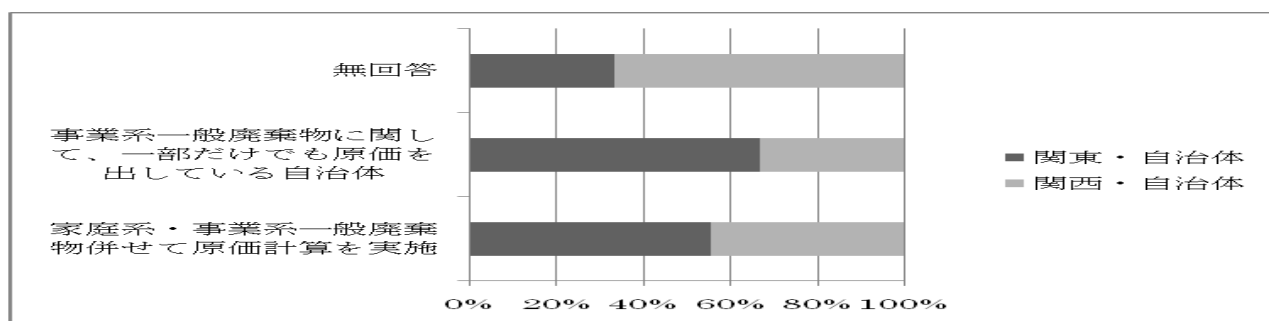
【図 5】関東及び関西地域自治体における処理・処分毎の原価計算の実施状況(自治体数ベース)



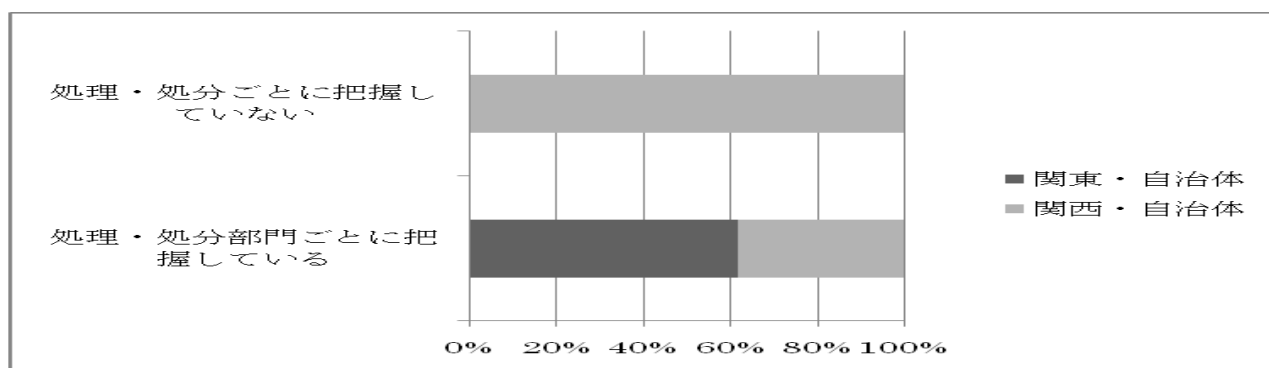
【図 6】関東及び関西地域自治体における原価計算の実施状況(割合ベース)



【図 7】関東及び関西地域自治体における事業系一般廃棄物の原価計算把握の比較(割合ベース)



【図 8】関東及び関西地域自治体における処理・処分毎の原価計算の実施状況(割合ベース)



原価計算の実施状況に関しては、関東地域自治体では 18 自治体中 16 自治体、全体の 88.89%が原価計算を実施していたのに対し、関西地域自治体では、24 自治体中 14 自治体、58.33%にとどまった。また、原価計算に関して回答した自治体のうち、家庭系・事業系一般廃棄物を併せて原価計算を実施していた自治体が関東の場合 10 自治体、関西では 8 自治体、それぞれ全体の 62.57%、57.14%であり、約 6 割の自治体が家庭系・事業系一般廃棄物を併せた原価計算を実施していたことになる。事業系一般廃棄物を一部だけでも原価として出している自治体は関東地域の自治体が関西地域を上回った。さらに、処理処分毎の原価計算の把握については、関東地域の自治体は原価計算を実施している所は全て処理・処分毎の原価を出していた。それに対し、関西地域では 14 自治体中 10 自治体、割合にして 71.43%にとどまった。一方、同じ項目を関東地域の自治体と関西地域の自治体との割合比較でみると、【図 6】～【図 8】より、原価計算実施状況、処理・処分部門での把握、事業系一般廃棄物における原価計算の把握、いずれの項目も関東地域の自治体が関西地域を割合でも上回っている。これらのことから、原価計算に関して関東地域の自治体が関西地域よりも積極的に導入していること

が傾向としてうかがえる。また、総じていえるのは、事業系一般廃棄物と家庭系一般廃棄物を併せて処理していることから事業系一般廃棄物にかかる把握が経費面において難しいことを表している。

5 調査結果の考察

5.1 既存研究からみる事業系一般廃棄物及び廃棄物処理料金制度の問題点

また、この廃棄物処理料金問題は古くからある一方、今も各自治体が頭を悩ませる困難で新しい問題でもある。この廃棄物処理問題を古くて新しい問題という理由がある。第1に、近年処理原価と手数料の乖離を縮減し、なるべく実際の処理コストを清掃工場の搬入手数料に反映させようと、料金改定に踏み切る自治体が増えてきたことである。第2には、全国の自治体で家庭ごみの有料化を検討する動きが加速化し、ごみ処理経費について住民の目がシビアになっていることが、料金改定の動きを後押ししている面がある。また、事業系一般廃棄物の管理を難しくしている要因に関しては、第1に事業系ごみの量と質の管理の問題、第2に市町村の手数料設定及び越境移動排出問題との関連、第3にごみ減量化、再資源化へのインセンティブ不足の問題の3つに整理した。

5.2 関東地域と関西地域との相違に関する背景

関東地域と関西地域における事業系一般廃棄物の相違に関しては、以前から関東より関西地域の方が、処理単価が安いということが言われていた。このことに関して、「大阪府下市町村の事業系一般廃棄物の減量・リサイクルの指導体制の実態調査」の報告書が2003年末にまとめられている。

このうち、関西地域の自治体において焼却処理中心になっている背景として、既存研究レベルの見解では、2つの要因がある。第1には、関東と比べてリサイクルが進まない大きな要因として、廃棄物処理業者の保護のための「減免制度」の存在がある。第2には、また、手数料の定め方は条例で決められるが、定め方に統一された原則がなく、各自治体の権限に任されているため、各自治体の額が大きく違ってくる。その上、条例で首長の自由裁量で減免できるようにしている自治体が多いため、処理単価と事業系一般廃棄物処理手数料との差額の違いが拡大する。その意味では、自治体による地域事情や地域に根付く事業者との関係に配慮しつつも、ごみ処理事業側とリサイクル側といった事業間の相互調整や市町村を超えた地域単位での制度設計が都市廃棄物管理を自治体経営的観点から捉えた場合、今後具体化されていくべき課題であるといえよう。

6 今後の課題

6.1 アンケート調査から得られた自治体現場の声

一般廃棄物処理料金に関して感じている課題について聴いた所、家庭系、事業系一般廃棄物処理料金ともに、受益者負担を求める手数料改定の必要性、手数料改定に伴う料金の安い自治体へのごみの不正持ち込みへの懸念及び近隣自治体との協力・連携の重要性、に関するコメントが多くみられた。

6.2 今後の課題

今回の「地方自治体廃棄物処理料金及び廃棄物処理原価に関する実態調査」では、関東地域及び関西地域における一部の自治体が調査の対象であったことから、データ集計結果に限界があることも指摘しておかなければならない。今後は、廃棄物原価計算と廃棄物処理料金との相関関係や地域ごとの特性の解明に関して、さらに研究を深めることが重要である。

〔謝辞〕 本研究にあたり、アンケート調査にご協力いただいた関係自治体・団体に対し深く感謝の意を表します。

霧状酸化剤を利用した最終処分場の環境改善および早期安定化に関する調査研究

○武下 俊宏 福岡大学 資源循環・環境制御システム研究所

樋口 壮太郎 福岡大学 資源循環・環境制御システム研究所

山川 雅弘 三重県環境森林部廃棄物対策室

西山 了 三重県保健環境研究所

内田 正信 西日本環境リサーチ株式会社

米村 孝介 有限会社ジェイ環境

為田 一雄 有限会社ジェーハック

1. 研究開発の背景と目的

最終処分場の維持管理において、浸出水の T-N 成分や COD 成分が減少することなく長期間排出され続ける問題は、水処理や維持管理コストを増大させる原因となっている。また、最終処分場から発生するアンモニアや硫化水素等の臭気ガス、メタンや水素などの可燃性ガスの問題は、悪臭問題や火災の危険性を高める原因となる。これらの問題は、廃棄物層内を通気によって好気性に維持する従来法ではなかなか解決できない問題である。

ここで提案する方法は、霧状の微細粒子にしたオゾン水や過酸化水素水などの酸化剤を埋立処分場の廃棄物層に埋設された通気管から供給する方法である。これにより、廃棄物層が滞水していない管理型処分場ばかりでなく、水処理施設のない安定型処分場や閉鎖区域で廃棄物が水没し水質の悪化が顕著な海面埋立処分場での臭気対策や浸透水水質の改善等への応用が期待できる。酸化剤を霧状に供給し、最終処分場で問題となっている硫化水素やアンモニア等の悪臭物質の分解と発生抑制、浸出水の T-N 成分や COD 成分等の難分解性有機物質の酸化分解および早期低減、埋立廃棄物の早期安定化を達成することが本研究の目的である。

2. 研究開発の内容

三重県不法投棄現場の既存ボーリング孔を利用して霧状酸化剤の注入実験を行い、発生ガスの測定を行い、酸化剤注入前後のガス組成の変化を調査して効果を確認する。ガス測定はポータブル型のガス測定器および検知管により行う。またガス圧が高いボーリング孔については霧状酸化剤注入部をボーリング孔下部まで挿入し、上昇気流中で気液接触させ臭気成分の酸化分解を行う。酸化剤は過酸化水素水を用いる。また、浸透水が採水可能な場合は酸化剤注入前後における浸透水の水質分析を行い、効果を確認する。

3. 分析方法

屋外実験のガス試料の分析には検知管(CO₂, H₂S)、ガスモニターGX-2003(CH₄, O₂, CO)、石けん膜流量計、ガス温度計等を用いた。また、地下水水質は JIS K0102 等により分析を行う。必要に応じて酸化還元電位や水温の測定を行う。

調査地区周辺地図を図 1 に示す。図中の点線で囲んだ部分は三重県 Y 市安定型処分場における不法投棄現場の範囲を示しており、さらに実線楕円で囲った標高 114-115m の部分に今回霧状酸化剤による修復を試みた調査井戸が所在している。調査地区内の調査井戸（注入井戸（○）と観測井戸（●））の位置関係を示す。

霧状酸化剤の注入井戸は H22-5（井戸 H22-5）で、そこから 3m 北側に観測井戸 b-4（井戸 b-4）が位置している。また、井戸 H22-5 から西側 2m の位置に観測井戸 I（井戸 I）が位置しており、井戸 I からさらに西側 3m の位置に観測井戸 J（井戸 J）が位置している。井戸 H22-5 と井戸 b-4 はそれぞれ深度 47m（管孔から 6m まで無孔管、それ以下は有孔管）と 50m（管孔から 15m まで無孔管、それ以下は有孔管）の深井戸である。井戸 H22-5 は管孔から約 20m の位置に地下水位があ

連絡先；武下俊宏，〒808-0002 福岡県北九州市若松区向洋町 10 番地，093-751-9975，
takesita@fukuoka-u.ac.jp

キーワード；安定化，過酸化水素，霧状酸化剤，メタン，硫化水素

る．一方，井戸 b-4 は管孔から約 20～25m の位置に地下水位があり，この地下水位は変動幅が 5m 近いことが確認されている．井戸 I および井戸 J は共に深度 10m（管孔から 1m まで無孔管，以下有孔管）の浅井戸で，再深部には滞水が確認されている．酸化剤噴霧ノズルの位置は井戸 H22-5 の管孔部から 19m 下にあり，噴霧速度は 50 ml/min とした．注入した過酸化水素濃度と注入期間を図 2 に示す．

4. 結果と考察

井戸 H22-5 の結果を図 3 に示す．メタン濃度は深度が深くなるほど高くなり，霧状酸化剤供給後一端メタン濃度の減少がみられたが，その後濃度上昇がみられた（図 3 左）．発生ガス流量については 12 月 20 日の霧状酸化剤供給停止後に一気に上昇した．硫化水素濃度は井戸深度が深くなるほど高濃度化する傾向が見られ，特に深度 20m で高濃度となっていた（図 3 右）．しかし霧状酸化剤（0.1%）添加後，硫化水素濃度は激減し全深度でほぼゼロとなった．しかし深度 20m 位置ではその後若干の濃度上昇がみられるようになった．12 月 20 日から霧状酸化剤の噴霧を 20 日間停止したところ，硫化水素濃度は噴霧開始前の濃度に急上昇した．そこで 1 月 11 日に噴霧再開し，その 10 日後に調査を行ったところ，再び濃度が低下していた．

霧状酸化剤を噴霧している注入井戸 H22-5 から北側に 3m 離れた観測井戸 b-4 は深さ 47m の深井戸で，硫化水素濃度が高い地点である．9 月 28 日の注入井戸への酸化剤注入開始後，観測井戸 b-4 の酸素濃度が一時高まったもののその後は

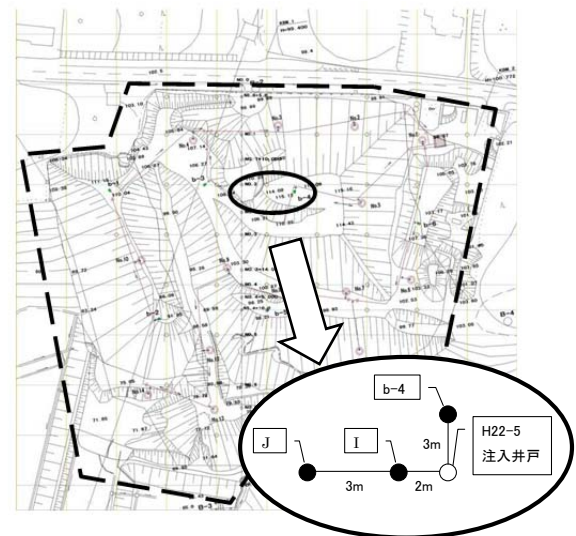


図1 Y市安定型処分場不法投棄現場

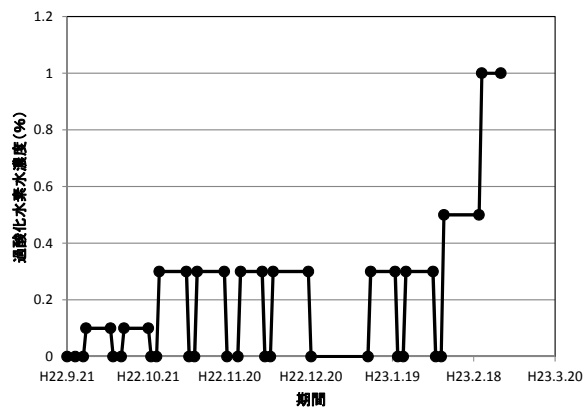


図2 過酸化水素濃度と注入期間

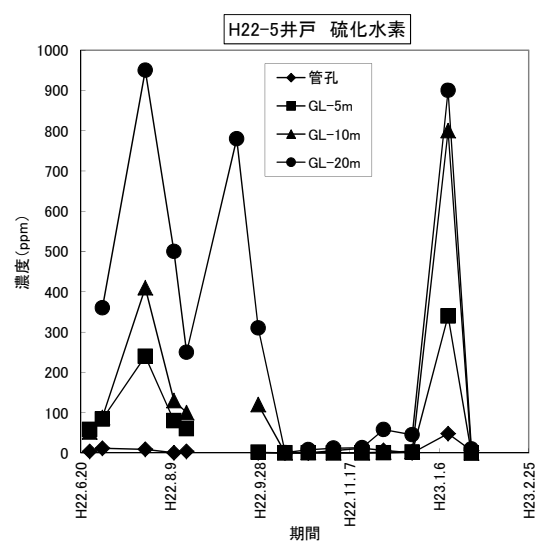
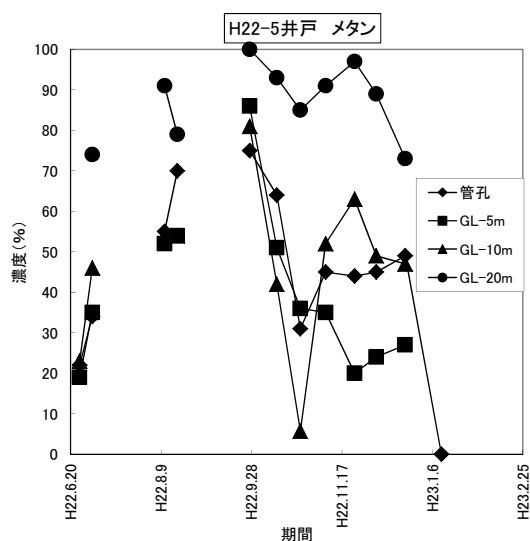


図3 霧状酸化剤注入井戸 H22-5 のガスの状況

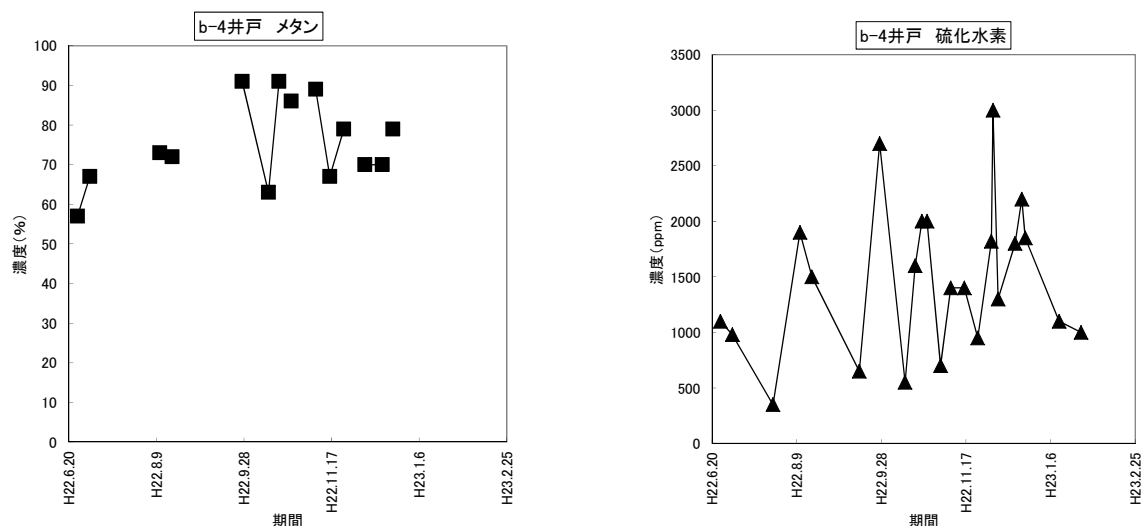


図4 観測井戸 b-4 のガスの状況

低濃度で推移した。一方、メタン濃度は非常に高く、酸化剤注入開始後もガス濃度の低下は確認されなかった(図4左)。ガス流速は速く、内部の嫌気環境によるメタンガス生成が活発であることが示された。硫化水素濃度についても変動が大きいものの依然高濃度に推移しており、注入井戸(H22-5)への酸化剤注入の効果は3m離れた観測井戸b-4へは及んでいないと考えられた(図4右)。管孔から噴霧圧入することができれば、H22-5と交互に噴霧することも考えられ、内部環境が好気性化されることでメタン発生が抑制され発生ガス流速も低減できるのではないかと考えられた。しかし、注入井戸H22-5では発生するガスの流速低減の効果は得られていない。

霧状酸化剤を噴霧している注入井戸H22-5から西側に2m離れた観測井戸Iは深さ10mの浅井戸である。9月28日の注入井戸への酸化剤注入開始後、一時的に酸素濃度が上昇した。しかしその後は酸化剤を注入しているにも関わらず酸素濃度は低下した。一方、メタン濃度は酸化剤注入開始後に酸素濃度が一時高まった時期に減少したが、その後酸素濃度が減少に転じると酸化剤注入開始前の濃度まで回復した(図5左)。ガス流速は酸化剤の添加開始時期より徐々に上昇傾向を示していた。硫化水素濃度についても注入開始後に一端減少したが、その後は酸化剤注入開始以前より濃度が増加する傾向を示した(図5右)。これらのガス濃度とガス流速の経時変化から、霧状酸化剤の注入による影響は観測井戸Iまで到達していない可能性がある。

霧状酸化剤を噴霧している注入井戸H22-5から西側に5m離れた観測井戸Jは深さ10mの浅井戸であ

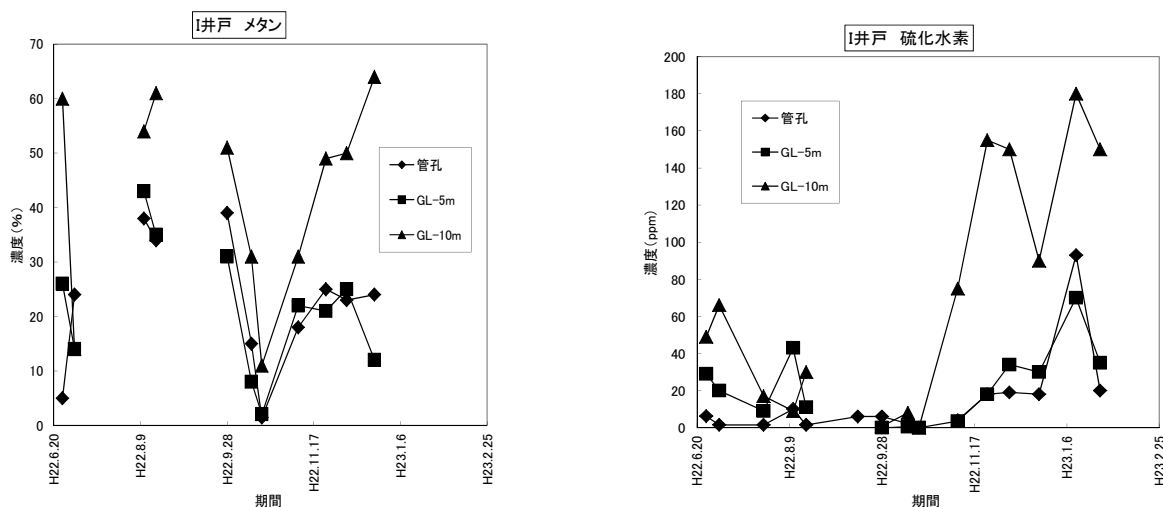


図5 観測井戸 I のガスの状況

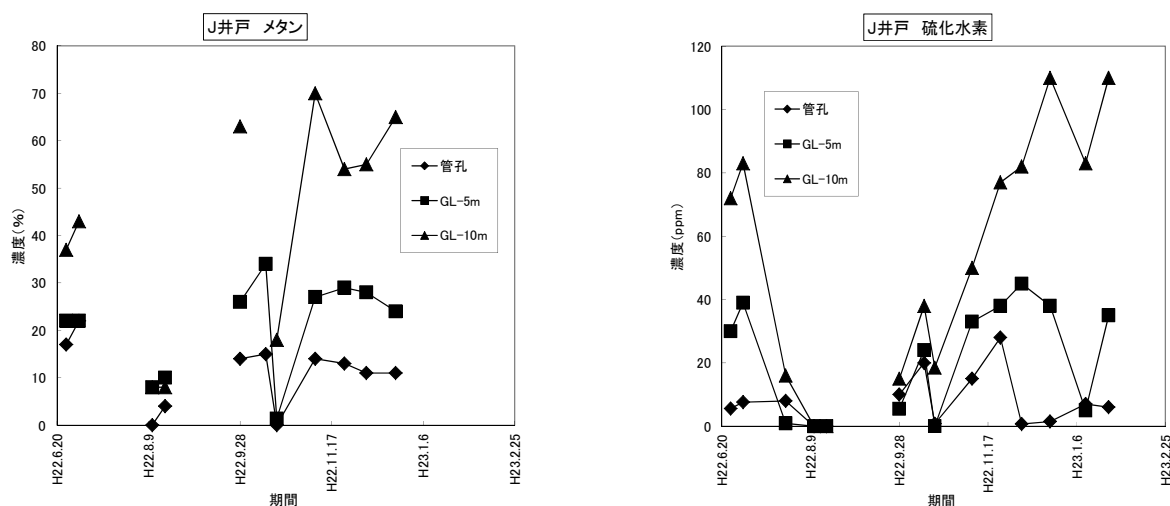


図6 観測井戸 J のガスの状況

る。9月28日の注入井戸への酸化剤注入開始後、一時的に酸素濃度が上昇した。しかしその後は酸化剤を注入しているにも関わらず酸素濃度は低下した。一方、メタン濃度は酸化剤注入開始後に酸素濃度が一時高まった時期に減少したが、その後酸素濃度が減少に転じると酸化剤投入開始前の濃度まで回復した（図6左）。ガス流速は酸化剤の添加時期よりわずかに上昇傾向にある。硫化水素濃度も注入開始時に一端減少したがその後は酸化剤注入開始以前より濃度が増加する傾向を示した（図6右）。これらのガス濃度とガス流速の経時変化から、霧状酸化剤の注入による影響は観測井戸Jまで到達していない可能性がある。

5. 研究成果

調査地区には霧状酸化剤注入井戸 H22-5、観測井戸 b-4、I、J が位置している。霧状酸化剤注入による注入井戸 H22-5 への影響調査の結果、ガス濃度とガス流速の経時変化から判断すると、発生する硫化水素ガスを分解するには十分な濃度 (0.1~0.3%) と噴霧速度 (50mL/min) であったが、内部環境を改善するには不十分であった可能性がある。また、周辺井戸についても霧状酸化剤注入による観測井戸 b-4 への影響調査の結果、ガス濃度とガス流速の経時変化から判断すると、注入井戸 H22-5 への酸化剤注入の効果は北側へ 3m 離れた観測井戸 b-4 へは及んでいないと考えられた。さらに、観測井戸 I、J のガス濃度とガス流速の経時変化から、注入井戸 H22-5 への霧状酸化剤の注入による効果は西側へ 2m 離れた観測井戸 I および観測井戸 I からさらに西側へ 3m 離れた観測井戸 J まで到達していない可能性が示唆された。一方、注入井戸の水質は現状の過酸化水素水の添加濃度 (0.1~0.3%) では地下水水質を改善できるまでに至っていない。

6. 今後の課題

今回の調査では屋外実験を開始してまだ日が浅いこともあり、安全に配慮して過酸化水素水の噴霧濃度を低くして供給したため意図した結果が得られていない可能性がある。今後も引き続き噴霧する過酸化水素濃度を段階的に高めて供給する計画だが、廃棄物層内温度の監視期間と濃度上昇のタイミングをどのように設定するかは今回の調査地区での実験を継続して得られる実験結果でのみ得られる知見である。

また、今回の調査は内陸部の安定型処分場不法投棄現場が調査対象となっているが、霧状酸化剤を用いる本方法は、理論上廃棄物が水没している海面埋立処分場の様な従来法では廃棄物の安定化や水質改善、ガス発生抑制が見込めない様な場所でも適用可能と考えられる。しかし、本方法を海面埋立処分場で試験した事例はほとんどなく調査が実現できれば貴重な知見が得られると期待される。

亜臨界水熱処理による生物系水産廃棄物からの液肥抽出に関する研究

○ 黄 仁姫（北海道大学）

1. 調査研究目的

生物系水産廃棄物であるホタテ加工残渣は、含水率が高く腐敗しやすいため、処理困難な有機性廃棄物の一つであるが、栄養成分が多く含まれている未利用バイオマスでもあり、資源としての有効利用が求められている。しかし、ホタテウロに蓄積しているカドミウムなどの重金属の問題があり、まだ適切な有効利用方法が確立されていない。本研究では、臨界点（374℃、22.1MPa）以下の亜臨界水を用い、特定成分の可溶化・抽出することで、ホタテ加工残さから液肥を回収することを目的とする。そのため、水熱処理の温度・圧力、滞留時間、固液比などの条件を変化させ、ホタテ加工残さ中の栄養成分とミネラルを液中に効果的に抽出しながら、カドミウム等の重金属の溶出を固体中に抑える最適条件を探る。得られた液体生成物については、市販の液肥と品質を比較し、その利用可能性を検討する。

2. 調査研究方法

ホタテ貝柱と貝殻以外に廃棄物として排出されるホタテウロ、えら、ひも、生殖巣をホタテ加工残渣としてサンプリングした。試料の均質化のため、全てのサンプルをミキサーでひき、ペースト状にして組成分析および亜臨界水熱処理に用いた。図1に示した実験装置の反応容器に均質化したホタテ加工残渣200g(湿重量)と水を入れ密閉し、設定した亜臨界水熱処理条件下で加熱・加圧を行う。本研究での亜臨界水熱処理条件を表1に示す。主に温度・圧力、滞留時間、固液比を変化させる。設定温度・圧力に達してからの経過時間を滞留時間とし、固液比は、ホタテ加工残渣の乾重量当たり水分量である。反応終了後、反応容器内を減圧・冷却させ、反応容器、空冷瓶、吸引瓶に凝縮した液体生成物を回収する。ホタテ加工残渣の水熱処理によって得られる液体生成物の液肥利用の観点から、肥料成分として窒素、リン、カリウム、マグネシウム、カルシウム、マンガン濃度を、阻害成分としてカドミウム、クロム、鉛、ニッケル、亜鉛、銅、ナトリウムの濃度を測定した。各成分測定は、堆肥取締法の分析方法に基づいて行った。堆肥成分と阻害成分の液体生成物への移行率は以下の式から求め、各水熱処理条件における液体生成物の特性と品質を評価した。また、その結果からホタテ加工残渣の最適亜臨界水熱処理条件として温度、滞留時間、固液比を求めた。

$$\text{液体生成物へ移行率(一)} = \frac{\text{水熱処理後の液体生成物中に含まれた成分量(mg)}}{\text{投入したホタテ加工残渣中の成分量(mg)}}$$

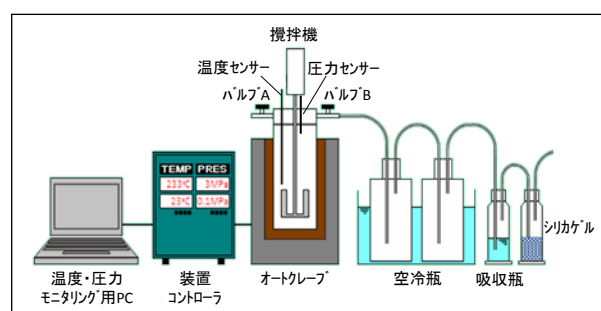


図1 亜臨界水熱処理のラボスケール実験装置

表1 亜臨界水熱処理条件

温度 (℃)	170、190、200、210、234、290
圧力 (MPa)	0.63、1.1、1.35、1.75、2.8、7.35
滞留時間 (分)	10、20、40
固液比 (一)	5、10、20

黄 仁姫（ファン インヒー）

【連絡先】〒060-8628 札幌市北区北13条西8丁目北海道大学大学院 環境創生工学部門 廃棄物処分工学研究室
Tel./fax: 011-706-0828, E-mail: hwang@eng.hokudai.ac.jp

【キーワード】ホタテ加工残渣、亜臨界水熱処理、液肥、肥料成分、カドミウム

3. 研究結果と考察

3.1 ホタテ加工残さの組成

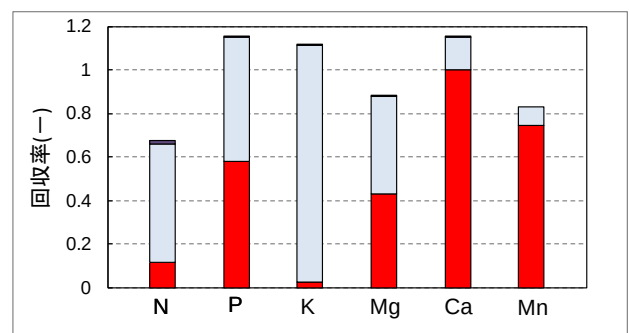
ホタテ加工残さの組成を表2に示す。含水率は、約83%で水産廃棄物という特性もあり、厨芥と比較するとやや高かった。肥料成分である窒素とカリウムの乾重量 1kg 当たりの含有量は、各々92,400mg/kg と 14,150mg/kg であり、多く含まれていることがわかった。しかし、リンの含有量は、7,531mg/kg であり、窒素とカリウムに比べて量が少ないことがわかった。阻害成分であるカドミウムは、一般的にホタテウロ乾重量 1kg 当たり数十 mg 程度であると報告されている。本研究では、ウロ以外にえら、ひも、生殖巣を含んだものを試料として用いたため、カドミウムの含有量は 2mg/kg 程度である。

表2 ホタテ加工残渣の組成

肥料成分 (mg/kg、乾ベース)		阻害成分 (mg/kg、乾ベース)	
窒素	92,400	カドミウム	2.1
リン	7,531	クロム	3.7
カリウム	14,150	鉛	1.0
マグネシウム	5,643	ニッケル	8.8
カルシウム	3,355	亜鉛	282
マンガン	19.5	銅	19.4
		ナトリウム	47,738

3.2 亜臨界水熱処理における物質収支・再現性の確認

本研究の水熱処理における実験手順と分析の信頼性を確認するため、温度 190℃、滞留時間 20 分、固液比=10 の条件で行った水熱処理の生成物に対して物質収支を調べた。図2にホタテ加工残渣中の各肥料成分を1とした場合、液体生成物と固体生成物として得られた各成分の回収率を示した。肥料成分である窒素、リン、カリウム、マグネシウム、カルシウム、マンガンは、概ね 0.7~1.1 の範囲で物質収支を取ることができた。窒素の回収率が他の肥料成分に比べ低くなった理由として、本実験で捕集・測定をしなかったアンモニアガスの排出による窒素分のロスが考えられる。



■：固体生成物、■：反応容器内抽出液、■：凝縮液・吸収液

図2 水熱処理による原料中肥料成分の回収率

一方、上記の同じ条件で水熱処理をもう一度行い、肥料成分の液体への移行率を比較することで実験の再現性を確認した。図3に示した2回の実験結果をみると、主な肥料成分である窒素、リン、カリウムの液体生成物への移行率が概ね一定である。図2に示した物質収支の結果で窒素の物質収支が他の成分より低いことを懸念したが、液体生成物への窒素移行率が約 10%程度の誤差範囲で収まることから実験の信頼性と再現性が確認できた。

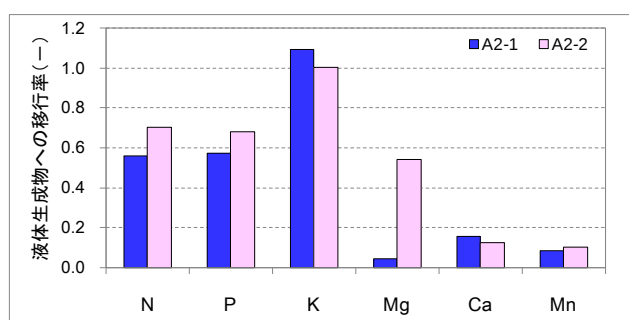


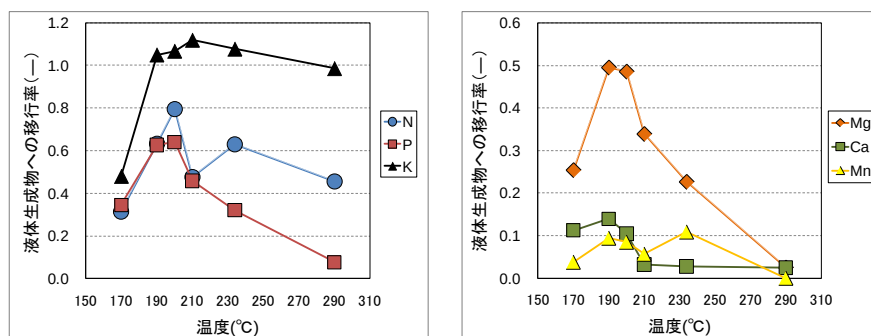
図3 水熱処理による原料中肥料成分の液体生成物への移行率と再現性

3.3 温度条件変化による液体生成物への各成分の移行率

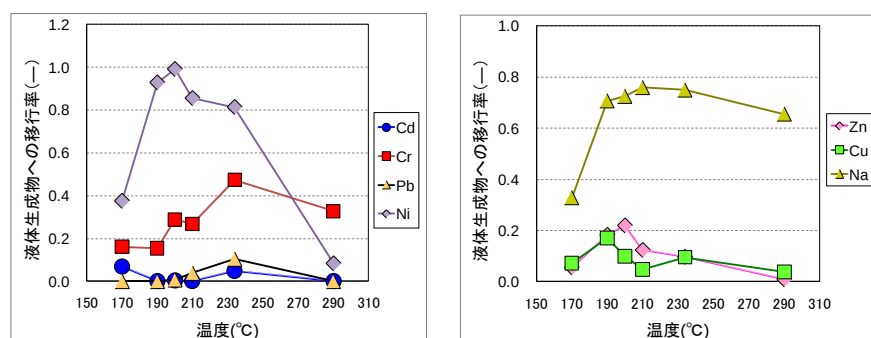
各温度条件における堆肥成分と阻害成分の液体生成物への移行率を図4に示す。主な肥料成分である窒素とリンは、190~200℃で液体生成物への移行率が最大になった後、210~290℃の範囲では、処理温度が高

くなるほど液体への移行率が減少することがわかった。カリウムについては、190℃以上の条件で原料中に含まれているほとんどの量が液体生成物に移行することがわかる。カドミウム、鉛の液体生成物への移行率は、1割り以下であり、肥料成分が最も抽出できる190~200℃の範囲では、ほぼゼロに近い。なお、この温度範囲では、クロムの液体生成物への移行率も約3割以下である。

これらの結果から、水熱処理の温度条件においては、190~200℃で肥料成分が多く液体生成物に抽出され、阻害成分であるカドミウム、クロム、鉛などの重金属は、液体生成物中にあまり移行しないことがわかった。



(a) 堆肥成分



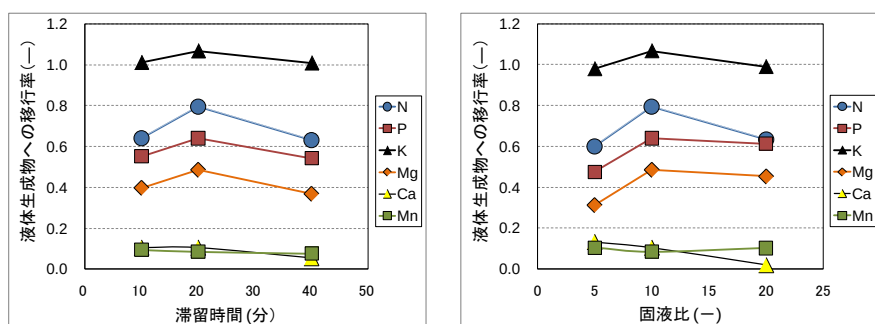
(b) 阻害成分

図4 各温度条件における堆肥成分と阻害成分の液体生成物への移行率

3.4 滞留時間と固液比変化による液体生成物への各成分の移行率

図5に滞留時間と固液比条件における堆肥成分のみ液体生成物への移行率を示す。水熱処理の温度、圧力、固液比を200℃、1.35MPa、10に設定し、滞留時間を10~40分に変化させ、実験を行った。その結果、肥料成分は滞留時間20分で最も多く抽出される。

温度・圧力条件の変化の場合と比較すると、滞留時間による液体生成物への移行率は大きく変わらない。なお、温度、圧力、滞留時間を200℃、1.35MPa、20分と設定し、固液比を5~20に変化させた結果でも固液比=10の条件で堆肥成分が多く抽出されたものの、固液比による液体生成物への移行率は大きく変わらなかった。阻害成分においても堆肥成分と同じように滞留時間と固液比の変化による移行率への大きな影響は見られなかった。



(a) 滞留時間の変化

(b) 固液比の変化

図5 滞留時間と固液比条件における堆肥成分の液体生成物への移行率

3.5 液体生成物中の窒素とリンの存在形態

液体生成物中の窒素形態をみると、有機窒素とアンモニア窒素がほとんどであり、硝酸窒素は全体的に少ない。170~200℃では、有機窒素の割合が高く、200℃では、アンモニア窒素：有機窒素の比が1：3となり、速効性のある有機質肥料として利用できると考えられる。なお、190℃ではアミノ酸が有機窒素の半分を占め、210℃では有機窒素のすべてがアミノ酸形態として存在することがわかった。アミノ酸は、植物の栄養成分として使われることではなく、土壌生物の種類や量を増やし、土壌生態系を活性化することで間接的に植物成長に望ましい環境をもたらす成分として考えられる。一方、液体生成物中のリンの形態は、全リンとリン酸の濃度がほぼ同じであり、ほとんど速効性のあるリン酸として存在することが確認できた。

3.6 亜臨界水熱処理で得られた液体生成物の液肥としての検討

200℃、滞留時間 20 分、固液比=10 条件で得られた液体生成物中の堆肥成分と阻害成分の濃度を表 3 に示す。なお、肥料成分は市販のストレート液肥と、阻害成分は肥料取締法で定められている汚泥肥料の最大含有許容量と比較した。肥料成分である窒素とカリウムの濃度は、市販の液肥以上あるいは同程度に含まれていることがわかる。阻害成分であるカドミウム、クロム、鉛、ニッケル等の重金属は、最大含有許容量を大きく下回り、施肥による土壌環境への安全性は確保されると判断される。

表 3 200℃、滞留時間 20 分、固液比=10 で得られた液体生成物の肥料成分と阻害成分濃度（単位：mg/L）

堆肥成分	本研究で 得られた 液体生成物	市販 ストレート 液肥	阻害成分	本研究で 得られた 液体生成物	汚泥肥料の 最大含有 許容量
窒素 (T-N)	4,985	1,000~2,000	カドミウム	0.0007	5
リン (P ₂ O ₅)	748	1,000~2,000	クロム	0.07	500
カリウム (K ₂ O)	1,236	1,000	鉛	0.0005 以下	100
マグネシウム (MgO)	308	-	ニッケル	0.59	300
カルシウム (CaO)	34	-	亜鉛	4	-
マンガン (MnO)	0.14	-	銅	0.13	-
			ナトリウム	2,352	-

注：液体生成物を 500ml にメスアップした場合の濃度。市販ストレート液肥との比較のため、リン、カリウム、マグネシウム、カルシウム、マンガン濃度を P₂O₅、K₂O、MgO、CaO、MnO 濃度として換算。

4. 結論

本研究では、肥料成分が最も多く液中に抽出され、阻害成分の抽出が抑えられる亜臨界水熱条件として 190~200℃（圧力 1.1~1.35MPa）、滞留時間 20 分、固液比=10 が求められた。この条件で得られた液体生成物の組成を市販の液肥成分と肥料取締法に定められている重金属の含有許容最大量に比較した。その結果、窒素とカリウムの堆肥濃度は、市販の液肥と同程度あるいはそれ以上含まれており、阻害成分であるカドミウム、クロム、鉛、ニッケルなど重金属においては含有許容最大量を大きく下回ることから、液肥として品質と安全性が確認できた。本研究で求められた亜臨界水熱処理条件でホタテ加工残渣から液肥回収し、漁業地域周辺の山林緑化等に利用できると豊かな山づくりができる。また、豊かな山のミネラル成分が河川に流れ海に循環されると、豊かな海づくりにもつながると期待される。

今後の課題として液体生成物への移行率が他の肥料成分より低いリン成分の抽出率を向上できる条件の検討、なおかつ、ホタテ加工残渣液肥の実用化のための具体的な施肥基準と手法等について調査を行う必要性がある。

海面最終処分場の安定化指標の現場調査及び 安定化シミュレーションに関する研究（その3）

○吉田英樹・室蘭工業大学大学院

1 本調査研究の目的

本調査研究では海面最終処分場において、廃止基準指標である埋立ガス成分と温度について現場で調査を行い、安定化の進行状況を把握するとともに、集水暗渠設置による安定化促進効果を明らかにすることを目的とした。まず、埋立ガス成分と温度をマンホール、水位測定管、集水暗渠内で測定することで、安定化進行度を把握した。測定された埋立ガス成分がどのようなメカニズムで形成され、それが安定化とどのような関係にあるのかを検討した。

2. 海面陸上処分場における調査研究結果と考察

2.1 調査概要

調査対象は、大阪湾内に位置する海面廃棄物最終処分場（以下、処分場）である。埋め立て期間は平成2年1月から14年3月の12年間で埋立面積28ha、埋立容量470万 m^3 、主な廃棄物は一般廃棄物焼却灰、汚泥焼却灰、陸上残土、浚渫土砂などである。海面処分場では、内水位が海面水位とほぼ同じに管理され、廃棄物層の大半が水没しているため、表層からの空気の侵入が限られ、嫌気性分解反応により、埋立ガス発生や汚濁水の発生が長期間継続すると言われている。この処分場では、2001年に海水面位置に相当する深さに集水暗渠を埋め立て後に設置し、処分場内にたまった保有水を集水暗渠から内水ポンドへと排水し、安定化促進を図っている。集水暗渠には一定区間ごとにマンホールが設置され、各ライン（ラインⅠ～Ⅲ）には観測孔が設置されている。観測孔はガス抜き管として、廃棄物層内への空気の流入と廃棄物層内で発生した埋立ガスを大気中へ排出する機能を有している。マンホールと観測孔の模式図を図-1に示す。また、処分場内には管口に蓋のついた観測孔（08G1～4や、H18-1など）も設置されており、埋立ガス発生のポテンシャルを観測することができる。

2.2 廃棄物処分場の安定化基準

埋立地内部が周辺地中温度に比べ、異常な高温になっていないこと（埋立地内部温度と周辺地中温度が20℃未満）と定められている。ここで、周辺地中の温度は実地で測定するほかに、既存の測定値を活用しても良いと定められている。対象処分場において地中温度を測定していないことから、対象処分場がある地域の2000年から2010年までの年平均気温17.1℃に、異常な高温でない状態を示す20℃を加えた37.1℃を安定化基準として設定した。埋立地からのガスの発生がほとんど認められない、またはガスの発生量の増加が2年以上にわたり認められないことと定められている。しかし、具体的な値は定められていないため、本研究では、メタン-空気混合物の大気圧・20℃における爆発・発火下限¹⁾は約5%であることから、安定化基準としてメタン濃度5%未満を設定した。

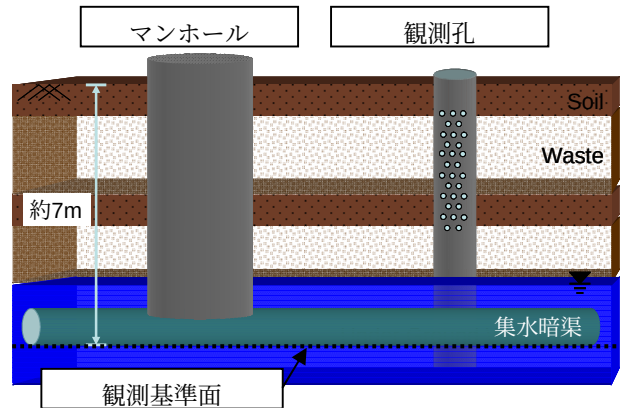


図-1 マンホール、観測孔および集水暗渠模式図

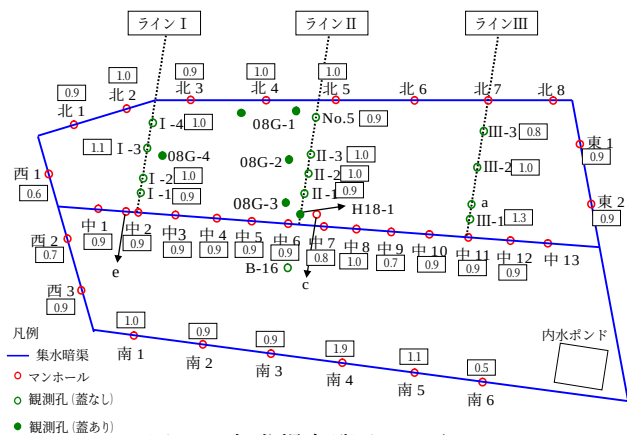


図-2 処分場鳥瞰図および

観測基準面からの水位（測定日2010年11月18日）

【連絡先】 〒050-8585 北海道室蘭市水元町27-1 室蘭工業大学大学院くらし環境系領域社会基盤ユニット

吉田英樹 TEL&FAX 0143-46-5278 Email: gomigomi@mmm.muroran-it.ac.jp

【キーワード】 最終処分場、埋立ガス、好気性反応、安定化、モニタリング

2.3 調査結果

2.3.1 内部水位観測結果 マンホールと観測孔の内部水位の結果を図-2に示した。内部水位は海水面の観測基準面(DL)を 0m として示している。集水暗渠の管底は平均干潮位 (L.W.L) +0.5m に設置されている。調査結果から、内部水位は DL+0.5~1.9m (2010/11 時点) と集水暗渠は水没している状態であり、集水暗渠から廃棄物層内部への空气の侵入あるいは廃棄物層内で発生した埋立ガスの排出が妨げられている状態である。

また、集水暗渠が設置されていない区域の内部水位が高いため嫌気性状態になり、後述するように観測孔内のメタンガス濃度が高くなっていると思われる。安定化促進の面から見て、これらの集水暗渠内の排水能力を高める必要があると思われる。

管内水位と降水量の関係を検討した結果、水位は降雨の影響を強く受けて 0.5~1.9m で推移し、上昇傾向にあることがわかった。水位が 0m か 0.5m の位置に集水暗渠が設置されていることから、2003 年から長期間にわたって水没状態が続いていることになる。

水位が低下せず集水暗渠が水没してガス抜き管として機能していない理由として、排水処理施設の処理能力が十分でないため(特に窒素分について)、汚濁度の高い保有水を集水暗渠から内水ポンドへ導入する水量が大幅に制限されていること理由であることがわかっており、改善の必要がある。

2.3.2 埋立ガス観測結果

観測孔出口でのガス成分測定結果を図-3 (2010 年 9 月測定) に示した。観測したガス成分はメタン、二酸化炭素、酸素、窒素である。先述の通り、二酸化炭素が検出されないのは、埋め立てられた焼却灰のアルカリ成分が二酸化炭素を吸収しているからと考えられている。

マンホールは測定した 19 管全管で空気組成となっていた。これは集水暗渠が水没しており、ガス抜き管として機能していないためと考えられる。

開口部に蓋がある観測孔 (08G~4, H18-1) は、メタン濃度が約 5%~60% を占め、残りは窒素であった。メタンは空气中に割合で 5% 以上を占めると爆発する可能性があるため、跡地利用において表面のガスの透気性を低下させるような覆土や舗装面を施工すると、施工面下でメタンが上昇する可能性があると思われる。また、蓋のない観測孔については I-1 のようにエリアによってはメタンが検出される管が存在していることがわかっている。測定した 14 管中メタン濃度が 5% を上回ったのは 1 管のみであった。

図-4 に III-3 の管について深さ方向へ 1m 間隔でガス測定を行った結果を示す。III-1 は 6m 地点で 3.8% のメタンを検出しており弱い嫌気性状態であるといえる。5m 以深ではメタン濃度を上回る二酸化炭素が検出されていることから、部分的に好気性反応が起きていたと考えられる。III-3 では 0m~5m 一様に高い濃度のメタンを検出しており、このエリアは強い嫌気性状態であることがわかる。また、他のエリアよりも微生物分解反応が顕著に見られるため、有機物が多く埋め立てられている可能性が考えられる。III-2 は 0m

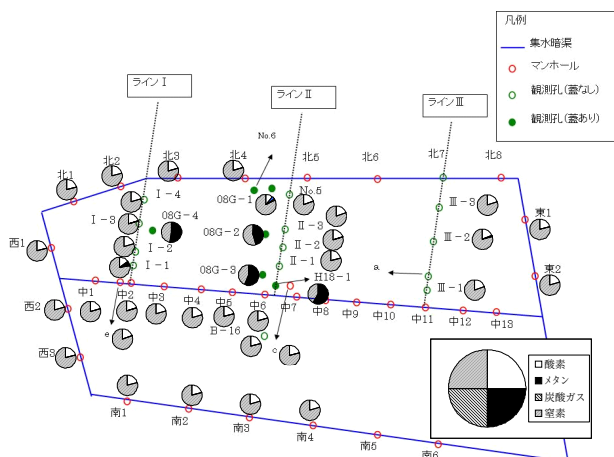


図-3 管出口のガス成分測定結果

(2010 年 9 月測定)

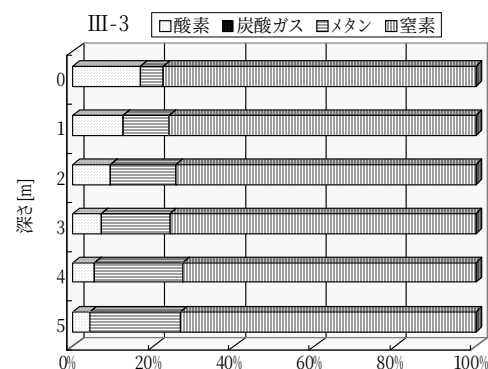
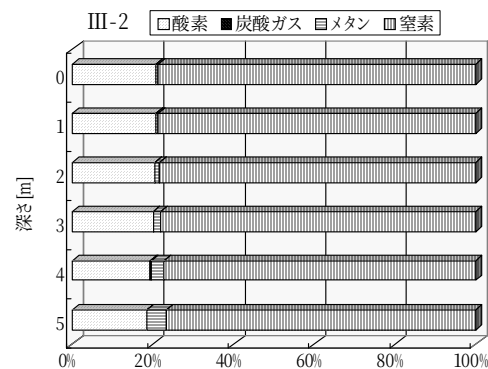
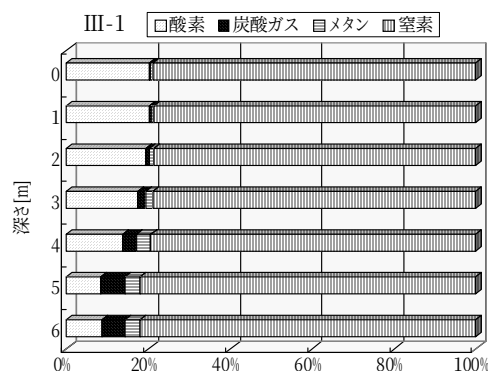


図-4 III-1,2,3 深さ方向ガス成分(%)測定結果
(2010 年 11 月測定)

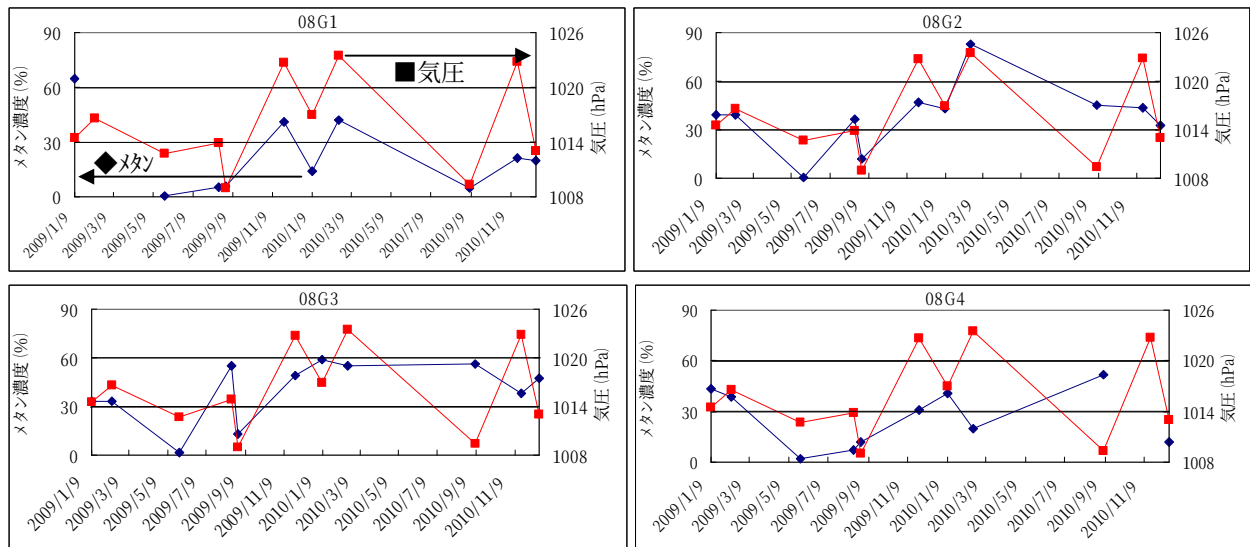


図-5 蓋付観測孔と気圧の関係

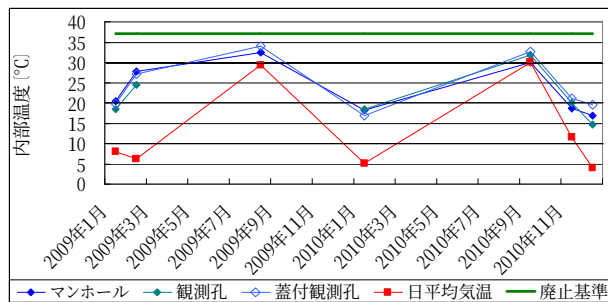


図-6 管内部最高温度

地点ではほぼ空気組成であるが、5m 地点で 4.8%のメタンを検出していることから、底部でメタンが滞留しているケースもあり、ガス成分測定は出口付近のみの測定ではなく、深部まで測定を行うことが必要であると考えられる。

2.3.3 観測孔のメタン濃度と気圧の関係

図-5 に蓋付観測孔のメタン濃度と気圧の関係を時系列で並べたグラフを示す。08G1 と 08G2 の管において、メタン濃度と気圧の増減に追従していることが見て取れることから、検出されるメタン濃度と気圧による影響を受け、一定の相関があると考えられる。よって、メタンガス濃度の増減を比較するには、毎度同じ気象条件下での測定が望ましいといえる。

2.3.4 内部温度測定結果

図-6 に管の種類別に測定日毎の内部最高温度の平均を取ったグラフを示す。夏季は日平均気温に追従しており、冬季は日平均気温との差がひらいていることから、夏季は外気温の影響を強く受け、冬季は廃棄物層内での微生物反応熱による影響が強いものと考えられる。いずれの測定日においても 37.1℃を上回ることにはないことから、廃棄物層内は異常な高温を示しておらず、温度廃止基準は満たしていると言える。また、測定を開始した 2009 年 1 月から 2010 年 12 月まで季節ごとに比較すると低下傾向であることがわかる。

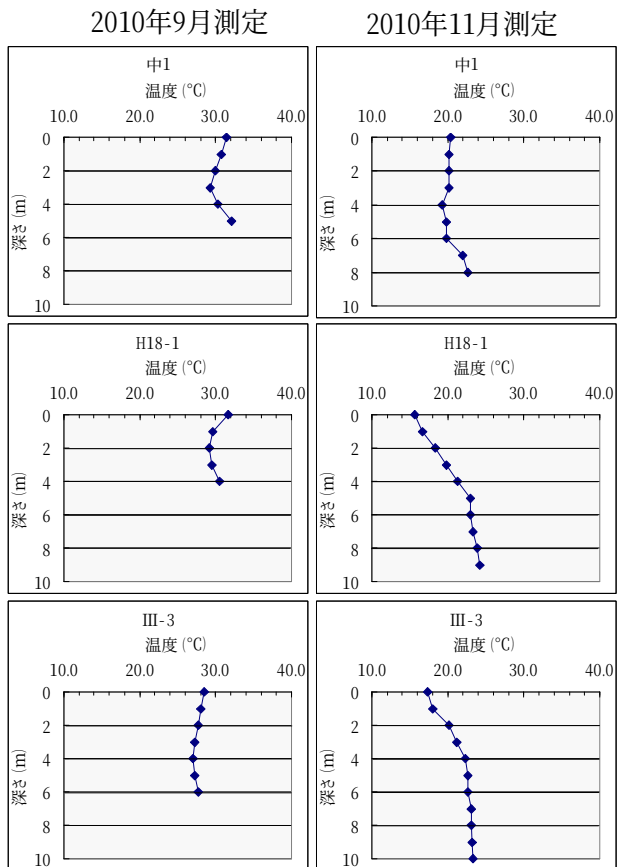


図-7 管内部温度分布

図-7 にマンホール、蓋付観測孔、観測孔の内部温度を地表面から深さ方向へ 1m 間隔で測定した結果を示す。2010 年 9 月の測定ではほぼ日平均気温に追従して内部温度が推移しており、微生物反応の影響は受けていないものと考えられる。2010 年 11 月の測定では、マンホール中 1 は深部まで一様な温度を示しているが、蓋付観測孔 H18-1 と観測孔Ⅲ-1 は深部にいくにつれ、温度が上昇していることがわかる。これは多孔管であるため、廃棄物層内での微生物反応熱によるものだと考えられる。いずれの測定日においても廃止基準を上回ることなく、異常な高温は確認されなかった。

2.3.5 跡地利用に係る実証実験

現在処分場では跡地利用に向けた舗装を伴う実証実験が行われている。25×25m の実証実験エリアには遮水工事がなされ、舗装面中央にはモニタリングのための観測孔が設置された。模式図を図-8 に示す。

図-9 には観測孔設置直後の 2010 年 12 月と約一ヵ月後の 2011 年 1 月の深さ方向ガス成分測定結果を示す。設置から初回の測定までは管口に蓋がついていたため、この間廃棄物層内への空気の流入はなかったものといえる。その結果、深部まで一様に 10% から 20% の高濃度メタンを検出し、メタンの爆発限界濃度である 5% を上回っていた。これは、先述の通り、管口に蓋がついており、覆土下に滞留したメタンが検出されたと考えられる。

2011 年 1 月のガス成分測定結果を見ると、酸素の割合が増加している。蓋が取り除かれたことにより、廃棄物層内へ空気の流入が確認されるようになった。一方メタンは 0~2m 地点では減少し、0m 地点では 5.2% と爆発限界を上回るものの 12 月の測定結果と比較すると検出量は減少した。しかし、3m 以深では増加しており、5m 地点では 28.3% と高濃度のメタンが検出された。舗装面下への酸素の供給量が少ないため廃棄物層内は嫌氣的となっているものと考えられる。このことから、舗装を伴う跡地利用を行うためには地中に溜まったガスを排出するための設備を設置する必要があるといえる。対策として、ガス抜き管の増設や、横引き管の設置が考えられる。また、実証実験のデータ数がまだ少なく、検出されるメタン濃度は気象条件による影響を受けることから、傾向を掴むためには継続的な調査が必要であるといえる。

3 結論

本研究を通して以下のような結論を得た。

- ① 処分場に設置された集水暗渠は長期間にわたって水没状態が続いており、集水暗渠から廃棄物層内への空気の流入は見込めない。また、処分場内の内部保有水水位は降雨による影響を強く受けていると考えられる。
- ② 保有水水温はマンホール、観測孔ともに温度差はなく 2009 年 1 月から 2010 年 12 月までに約 5℃低下した。
- ③ 内部温度測定結果から、夏季は外気温の影響を受け、冬季は層内の微生物反応による影響が強いと考えられる。暫定廃止基準を 37.1℃ とするといずれの測定日においても暫定廃止基準を上回る温度は確認されず、処分場内部は異常な高温を示していないと考えられる。
- ④ メタンの爆発限界から 5% 未満を達成基準として達成率を算出したところ、蓋付観測孔においての達成率が低く、閉鎖的な環境下においてはメタンガスの発生が顕著に見られることがわかった。
- ⑤ ラインⅢでは嫌気性反応が顕著に見られ、他のエリアと比較すると有機物が多く埋め立てられている可能性があると考えられ、安定化には未だ時間を要するものと考えられる。
- ⑥ 跡地利用に向けた実証実験において、設置された観測孔のガス成分を測定した結果、5% を上回るメタンが検出された。舗装を伴う跡地利用では地中にメタンが滞留するため、対策工事が必要であることが考えられる。

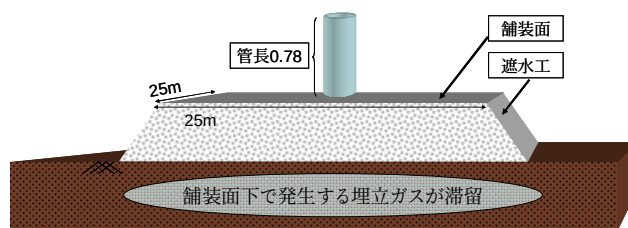


図-8 実証実験模式図

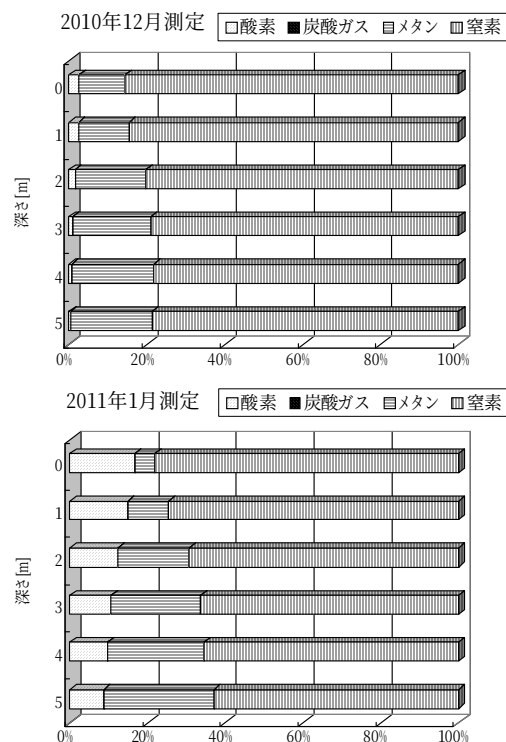


図-9 実証実験エリアガス成分(%)分布

埋立地底部地盤の沈下を模擬した遮水シートの変形挙動実験と

評価モデルの研究（その3）

○瀬瀬卓也 今泉繁良 宇佐見貞彦 特定非営利活動法人 最終処分場技術システム研究協会

1. はじめに

埋立地底部地盤全体が沈下するような水面埋立地における遮水工の挙動については、十分な研究例がない。そこで、本研究では、水面埋立地における遮水工の適正設計法を確立することを目指して、大型土槽を用いた模擬地盤の沈下と遮水シートの挙動に関する実験を行い、遮水シートに生じるひずみの評価式を提案することを目的とする。

2. 研究フロー

本研究のフローを図1に示す。

本研究は、平成19年度に既存研究成果等の文献調査を行い、その結果、水面埋立地に適用できる遮水工の適正な設計法が存在しないことが明らかになった。そこで、平成20年度から大型土槽を用いた模擬実験を実施し、この結果より水面埋立地における地盤沈下に伴う遮水シートの安全性評価モデルの提案を行う。

3. 大型土槽を用いた模型基盤の沈下実験

陸上埋立地における局所沈下に伴う遮水工の変形挙動に対しては、宇都宮大学やLS研等の研究成果があり、許容局所沈下量は遮水工の材質にもよるが数cm程度であることが明らかとなっており、沈下・応力解析モデルも提案されている。しかし、埋立地底部地盤全体が沈下するような場合の遮水工の挙動については、十分な研究例がない。

本研究では、水面埋立地における遮水工の適正設計法を確立することを目指して、図2に示す大規模な沈下モデル実験を行った(22年度は延長2.5m)。実験に用いた遮水シートはLLDPE及びPVC(3mm)でありその表裏にひずみゲージを貼り、基盤の沈下により遮水シートに生じるひずみや固定端に働く張力等を計測した。

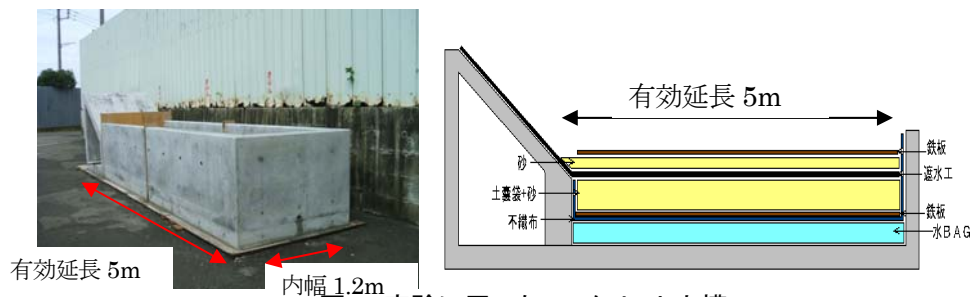


図2 実験に用いたコンクリート土槽

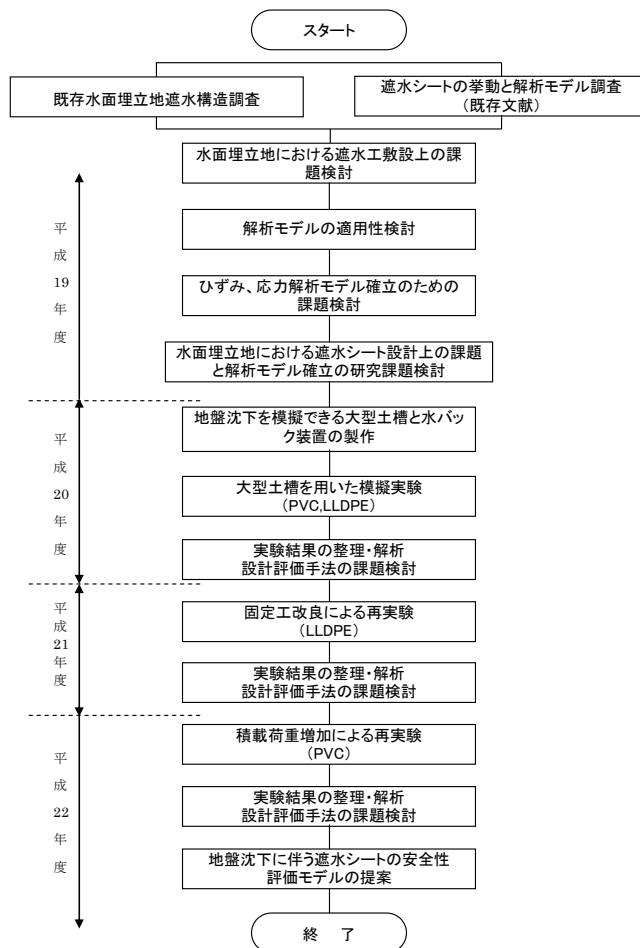


図1 研究フロー(全体)

〒164-8601 東京都中野区本町 5-33-11 (株)エイト日本技術開発 東京支社

地球環境・エネルギー部瀬瀬卓也 TEL(03)5341-5147kouketsu-ta@ej-hds.co.jp

キーワード: 水面埋立地、遮水シート、PVC、変形挙動、ひずみ

4. 計測ひずみの補正

計測したひずみは、①リード線の感度補正、②温度変化による熱応力補正、③ひずみゲージ貼付による拘束効果補正を行った。

LLDPE では実ひずみはひずみゲージ値のおよそ 1.4 倍、PVC では実ひずみはひずみゲージ値のおよそ 6 倍となった。

5. 実験結果の概要と考察

平成 20 年度～22 年度まで、以下の実験を行った。

○平成 20 年度 LLDPE 及び PVC 平坦部荷重 20.4kPa、斜面部荷重 5.4kPa

*LLDPE で固定工に大きな変形が発生、荷重計容量不足

○平成 21 年度 LLDPE 平坦部荷重 23.9kPa、斜面部荷重 5.4kPa(水中埋立高さ 5m 相当)

*固定工を強化して再実験、上部保護マットに働く荷重も追加計測

○平成 22 年度 PVC 荷重 平坦部荷重 122.5kPa、斜面部荷重 72.0kPa(水深 10m 埋立高 15m 相当)

*敷鉄板使用による載荷重増加、固定工再強化、土槽 1/2 長、沈下計測点追加



図 4 平成 20,21 年度実験状況



図 5 平成 22 年度実験状況(左:平坦部荷重、右:斜面部荷重)

平成 22 年度における主要な実験結果は、以下のとおりである。

①遮水シートの下部の基盤は、水枕により支持しており、内水を排除することにより沈下を模擬したが、荷重が均一に積載できなかったことから、不同沈下を生じた。そのため、鉛直沈下計で測定した沈下量は、沈下の境界部のレベル測定結果を用いて補正して使用した(図 6)。

②基盤の沈下に伴う遮水シートの軸ひずみは、沈下の境界部から両側に 500mm 程度以内で大きく生じており、沈下の境界部から底版側に 1.0m も離れた場所では、ほとんどひずみが発生しない(図 7)。

③载荷ならびに基盤の沈下により遮水シート斜面端に働く引張力は、遮水シートの弾性係数の二乗根に比例している可能性が高い。すなわち、斜面部固定工に働く荷重の評価モデルは、弾性係数の二乗根に比例するような弾性モデル等の妥当性を示唆している。

④斜面部の固定端に働く引張力は、斜面部積載荷重 72kPa の場合、沈下量 164mm 時点で上部保護マットは約 800N、PVC シートは約 290N であり、上部保護マットに働く引張力が大きく、PVC シートに働く引張力は上部保護マットの 36%である。斜面部積載荷重 5.4kPa の場合は沈下量 150mm 時点で PVC シート端に働く引張力は 1,600N と 5 倍以上を示すことから、斜面部荷重の増加に応じてシートの拔出しが抑制され、固定端張力は減少することがわかる。

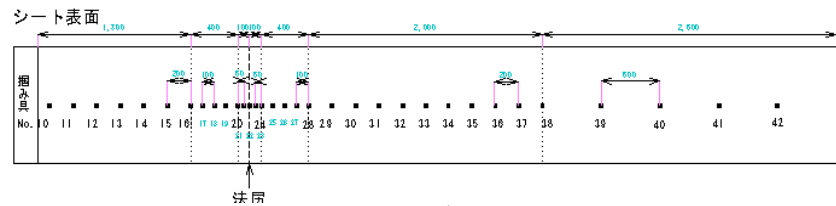


図 3 遮水シートのひずみゲージ貼付け位置

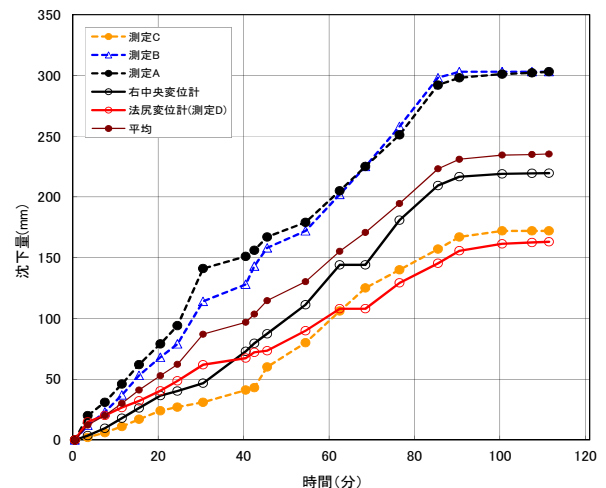


図 6 各測定点の沈下量

⑤基盤の沈下量と遮水シートのひずみの積分値(=伸び量)は、計測の不具合を除くと、ほぼ近似していると評価でき、本実験で得られたひずみ値の妥当性を示唆している。

⑥また、軸ひずみは斜面部に集中し、全ひずみ量の 90%程度を斜面部が占める(図 8)。

⑦この軸ひずみの分布は、弾性係数が大きい LLDPE より、小さい PVC の方が狭い範囲にピーク値が現れている。遮水シートは、均一に伸びていない。

⑧また、軸ひずみのピーク値は、積載荷重によるが、平坦部荷重 24kPa、斜面部荷重 5.4kPa の場合、沈下量 100mm 程度において、LLDPE で 1.9%、PVC で 6%程度である。平坦部荷重 122.5kPa、斜面部荷重 72kPa の場合、PVC は沈下量 100mm で 9%、沈下量 150mm で 13%である(図 9)。軸ひずみのピーク値は、固定工に働く荷重と同様に、遮水シートの弾性係数の二乗根に逆比例の関係が見られる。

⑨以上のように、基盤の大規模沈下に伴い生じる遮水シートのひずみは、均一ではなく、沈下の境界部付近に集中する。したがって、遮水シートの応力・ひずみ計算等のモデルは、均一伸張を仮定したモデルでは危険側に評価することとなり、不均一なひずみ現象を再現するモデルを使用しなければならないといえる。

6. 斜面部荷重を考慮した弾性モデルの誘導と評価

一方、斜面部荷重を考慮した場合は、図 10 に示すように、遮水シートを斜面尻で平坦部(右側)と法面部(左側)に分け、斜面尻で仮想の力 T_0 で引っ張っていると仮定した。ここに、固定端

張力を T_{ro} 、法面部と平坦部に働く載荷圧をそれぞれ σ_{nL} 、 σ_{nR} 、遮水シートの上面、下面と不織布との間に作用するせん断抵抗応力を τ_L 、 τ_R としている。

平坦部の伸び量 D_R と法面部の伸び量 D_L は、以下のように求められる。

$$D_R = \frac{T_0^2}{2Et\sigma_{nR}(\mu_u + \mu_l)} \quad (1)$$

$$D_L = \frac{T_0^2}{2Et\sigma_{nL}(\mu_u + \mu_l)} \quad (2)$$

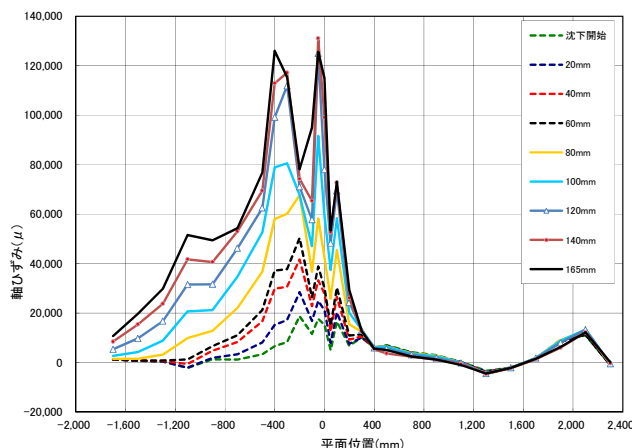


図 7 軸ひずみの平面的分布

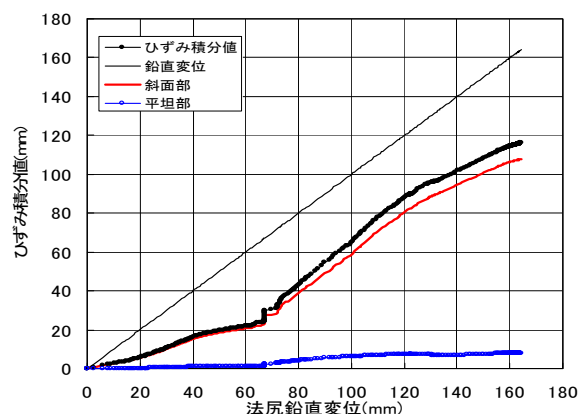


図 8 法尻沈下量と各部位のひずみ積分値

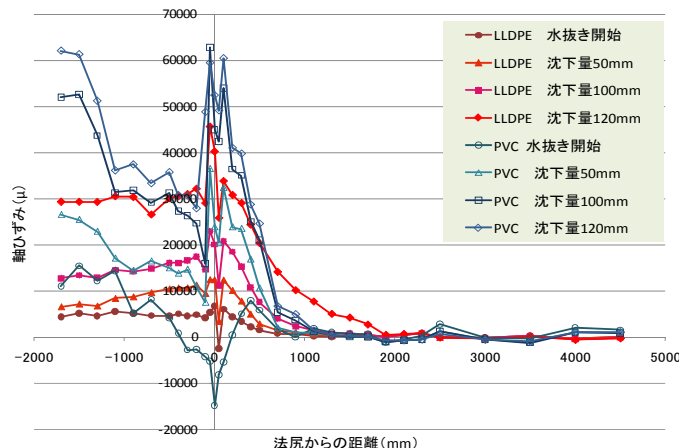


図 9 軸ひずみ分布比較(平坦部荷重 20~24kPa)

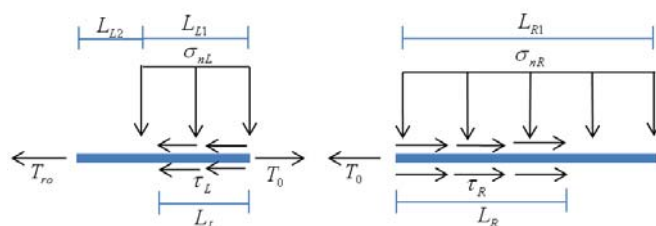


図 10 遮水シートに働く力の概念図

ただし、(2)式は法面部において上載圧が加えられている範囲 L_{L1} とシートの伸びが生じている範囲

$L_L \left(= \frac{T_0}{\sigma_{nL}(\mu_u + \mu_l)} \right)$ が、以下の関係を満たしている場合(図 11)において用いることができる。

張力 T_0 が大きくなり、シートの伸びる範囲 L_L も大きくなって上載圧がない範囲(L_{L2})にも伸びが生じる場合(図 10)、すなわち $L_L \geq L_{L1}$ となる場合は、法面部の上載圧が存在する範囲での伸び量を D_{L1} 、上載圧の存在しない範囲での伸び量を D_{L2} とすると、伸び量は以下のように求められる。

$$D_{L1} = \int_0^{L_{L1}} ds = \int_0^{L_{L1}} \frac{T_0 - \sigma_{nL}(\mu_u + \mu_l)x}{Et} \cdot dx = \frac{T_0 L_{L1} - \sigma_{nL}(\mu_u + \mu_l) \frac{L_{L1}^2}{2}}{Et} \quad (3)$$

$$D_{L2} = \frac{\sigma_{L1}}{E} \cdot L_{L2} = \frac{T_0 - \sigma_{nL}(\mu_u + \mu_l)L_{L1}}{Et} \cdot L_{L2} \quad (4)$$

ここで、 σ_{L1} は $x = L_{L1}$ における引張応力である。遮水シート全体の伸び量 D は、 $D = D_R + D_L$ あるいは $D = D_R + D_{L1} + D_{L2}$ と表すことができる。(1)式～(4)式から伸び量 D は張力 T_0 を変数とする 2 次方程式として得られる。これらの式に D =法尻沈下量を与え、諸量を代入することで T_0 を求めることができる。この T_0 から最大ひずみ $\varepsilon_{\max}$ 、平坦部の伸びが生じる範囲 L_R 、斜面固定端張力 T_{ro} が以下のように求められる。

$$\varepsilon_{\max} = \frac{T_0}{E \cdot t} \quad (5) \quad L_R = \frac{T_0}{\sigma_{nR}(\mu_u + \mu_l)} \quad (6) \quad T_{ro} = T_0 - \sigma_{nL}(\mu_u + \mu_l)L_{L1} \quad (7)$$

最大ひずみ $\varepsilon_{\max}$ 、平坦部の伸びる範囲 L_R 、斜面固定端張力 T_{ro} を測定値と比較したのが表 1 である。これを見ると、LLDPE(載荷重 23.9kPa)の最大ひずみ計算値は測定値の 0.9～2.8 倍であり、従来の弾性モデルよりは適合性が高い。平坦部のシートが伸びる範囲の計算値は測定値の 2 倍程度である。PVC(載荷重 122.5kPa)の最大ひずみ計算値は測定値の 5～8 倍を示し、特にひずみが小さい場合の較差が大きく、適合性が低下する。

PVC の適合性が低い原因は、①平坦部と斜面部境界に無載荷部があり、その評価

ができていないこと、②斜面部のシートの沈下に応じた移動を考慮できていないこと、③不織布も伸びているが、それを考慮した摩擦係数となっていないこと等が考えられる。

7. まとめと今後の課題

基盤が大規模に沈下するような地盤に遮水シートを施工する場合、遮水シートが均一にひずむと仮定して設計することは危険であり、斜面部荷重を考慮した弾性モデルで求めた最大ひずみは、LLDPE シートの場合は測定値の 0.9～2.8 倍とより適合性が高く安全側に評価されることが確認された。

したがって、遮水シートに生じるひずみは弾性モデル等を用いて評価することがより望ましいと考える。

なお、PVC シートの適合性が低いことから、今後とも研究を継続し、より適用性の高い評価手法の確立に努める所存である。

以上

表 1 斜面部荷重考慮弾性モデルの適合性(下段 PVC)

総伸び量 D	LLDPE						
	T_0	計算値 $\varepsilon_{\max}$	測定値 $\varepsilon_{\max}$	計算値 L_R	測定値 L_R	計算値 T_{ro}	測定値 T_{ro}
(m)	(kN)			(m)	(m)	(kN)	(kN)
0.025	5.44	0.017	0.006	0.31	0.7		0.62
0.050	8.25	0.028	0.018	0.47	1.1	2.27	2.16
0.075	9.33	0.033	0.037	0.53	1.5	3.35	3.58
0.100	11.44	0.045	0.039	0.65	1.7	5.46	4.59
0.120	13.00	0.053	0.040	0.74	1.9	7.02	5.15

総伸び量 D	T_0	計算値 $\varepsilon_{\max}$	測定値 $\varepsilon_{\max}$	計算値 L_R	測定値 L_R	計算値 L_L	計算値 T_{ro}	測定値 T_{ro}
m	kN			m	m	m	N	N
0.025	8.52	0.255	0.031	0.073	0.000	0.124	-	0.00
0.050	11.08	0.392	0.047	0.094	0.001	0.161	-	0.00
0.075	13.56	0.480	0.064	0.116	0.003	0.197	-	2.45
0.100	15.06	0.576	0.092	0.129	0.006	0.219	-	34.25
0.125	16.84	0.644	0.130	0.144	0.007	0.244	-	141.93
0.150	18.23	0.714	0.129	0.156	0.007	0.265	-	291.20

家庭ごみの 2R によるごみ減量可能性評価のための ごみ組成調査手法の開発

○山川肇・青木結実（京都府立大学）

1. 調査研究の背景と目的

循環型社会形成において 2R（リデュース・リユース。以下同様）は重要であるが、いまだ十分進んでおらず、その研究すら十分行われていない。その背景には 2R の分析・評価手法が未確立という問題があると考えられる。

ごみ組成調査はごみの中身を把握する上で有効な手法であり、2R によるごみ減量可能性評価手法として潜在的な可能性がある。しかし従来、焼却施設の運転管理等を目的として手法開発されてきており、京都市等で実施されているごみ細組成調査などの例はあるものの^{1,2)}、2R によるごみ減量可能性を評価するという観点から十分検討されているとは言い難い。

本研究では、2R による発生抑制可能性の評価の観点から、従来のごみ組成調査の成果と課題を明らかにするとともに、2R による発生抑制可能性評価を中心的目的とするごみ組成調査の手法を提案することを目的とした。特に本研究では、組成分類表に焦点を当てた。

2. 調査・研究の方法

(1) ごみ組成調査に関する既存文献調査・ヒアリング調査

既存文献を収集し、ごみ組成調査手法を 2R によるごみ減量可能性の観点から検討した。また京都市において用途別詳細組成調査が開始された当時の考え方、特に組成分類表の考え方等について関係者に対するヒアリング調査を行った。ただし今回は紙数の関係で割愛した。

(2) ごみ組成調査における組成分類表の提案と実施可能性の検討

2R 行動の対象となる品目の識別可能性について、事例的に予備調査を行った。調査は 2010 年 9 月に八尾市にて、可燃ごみ、容器包装プラスチックを用いて実施した。検討項目は以下の識別可能性である。①容器包装ラップと家庭用ラップ、②小売店付与容器、③主に生ごみ、ペット関係、衛生関係が入れられたレジ袋、④手付かず食品の調理前のものと調理後のもの。

さらに上記予備調査を踏まえて、食品容器包装を事例として組成分類表を提案し、その組成分類表に基づいてごみ組成調査を実施、その実施可能性について検討を行うとともに、食品容器包装ごみの組成について検討を行った。調査は 2010 年 10 月に京都市にて、家庭ごみ（燃やすごみ）、缶・びん・ペットボトル、プラスチック製容器包装を対象として実施した。

(3) 2R によるごみ減量が可能な商品の観察・実測調査

上記組成調査の分類項目に該当する商品の中からコーヒー、しょうゆ、レトルトカレーを事例として抽出し、それぞれ各種商品の中身重量と容器包装重量を測定することで容器包装の少ない商品形態・容器包装形態を特定、容器包装の少ない形態に変えることによる発生抑制可能性率、または最小容器包装重量を推定した。そしてこの結果と(2)の結果を用いて発生抑制可能量を推定した。推

表 1 商品実測調査対象品目

コーヒー	インスタントコーヒー(詰替用紙筒、びん、プラ袋詰替用) コーヒーミックス(プラ個包装9袋+紙箱)、 レギュラーコーヒー(プラ袋、簡易ドリップ・個包装8袋+プラ袋)
しょうゆ	びん、ペットボトル、プラ大袋、プラ個包装
レトルトカレー	箱入りカレー、袋入りカレー

【連絡先】〒606-8522 京都市左京区下鴨半木町 1-5 京都府立大学大学院生命環境科学研究科
山川肇 Tel : 075-703-5431 FAX : 075-703-5431 e-mail : yamakawa@kpu.ac.jp

【キーワード】2R（リデュース・リユース）、発生抑制効果、用途別詳細組成調査、食品容器包装

定に用いた調査サンプルの概要を表 1 に示す。

3. 調査・研究の結果と考察

(1) 従来のごみ組成調査の成果と課題

既存研究では，2 R 行動による発生抑制が可能な品目に焦点を当てて，それがどの程度ごみとして発生しているかを調査する研究はあるものの^{2,3)}，2 R 行動による削減率を転換増・減まで考慮して評価している研究はほとんどなく，今回の調査の範囲ではレジ袋のみであった¹⁾。一方，2 R 行動による削減率を，転換増・減を考慮して検討している研究はあるが，その研究ではその品目のごみ中にどの程度あるかについては必ずしも評価されていなかった^{3,4)}。

上記を踏まえると，2 R 行動による発生抑制が可能な品目に焦点を当てたごみ組成調査と，その2 R 行動による「転換増・減」を考慮した削減率推定のための商品購入調査を組み合わせることで，「転換増・減」を考慮した発生抑制可能性が評価できると考えられた。

(2) 発生抑制可能性評価を主目的とするごみ組成調査の組成分類の提案

本研究では，2 R 行動による発生抑制が可能な品目に焦点を当てたごみ組成調査のための組成分類表を，食品容器包装を事例として検討した。予備調査の段階では食品，レジ袋等も検討したが，調査時間の制約を踏まえて，今回は食品容器包装に限定した。

検討した結果，提案した組成分類表を表 2 に示す。発生抑制を考える時には，消費者の行動別に分けて考える必要がある。そこで，消費者の食事を飲む／調味する／食べるに区分し，それに対応する商品を飲料／調味料／（飲料と調味料以外の）その他の食品に分類した。飲料，調味料については，発生抑制可能性も考慮したうえで，さらに内容物の形態によって分類した。加えて不必要性と識別可能性を検討して，個包装／個包装でなく最も内／個包装でなく最も内以外、または直接中身に触れるかどうかという分類区分を作成した。その他の食品については，内容物により，生鮮の肉・魚・卵・野菜・果物，菓子・デザート・ヨーグルト，調理冷凍食品，レトルト食品，その他加工食品に分類した。内容物で分類するのは，「転換増・減」を相殺してモニタリングする際には，内容物で分類することが必要と考えたことによる。なお容器包装の付加段階による区別については，予備調査に基づき困難と考えて実施しなかった。

なお上記の分類項目のうち，ティーバッグ飲料とは，販売時に既にティーバッグに入っている茶葉や簡易ドリップ式のレギュラーコーヒーなどをさす。また茶葉飲料とは販売時にはティーバッグに入っていない茶葉やコーヒー豆などをさす。ただし，残さの出ないイ

表 2 発生抑制可能量推計のための分類表

食品容器包装	飲料	直接飲料※			
		粉末飲料	個包装※ 個包装以外－最も内※ 個包装以外－その他※		
			濃縮・希釈飲料 （液体）	個包装※ 個包装以外－最も内※ 個包装以外－その他※	
				ティーバッグ飲料 （飲料かすが発生 するもの）	個包装※ 個包装以外－最も内※ 個包装以外－その他※
		茶葉飲料（飲料か すが発生するも の）			個包装※ 個包装以外－最も内※ 個包装以外－その他※
			分類不能		
			調味料	液体調味料	個包装※ 個包装以外－最も内※ 個包装以外－その他※
		液体調味料（濃 縮・希釈）			個包装※ 個包装以外－最も内※ 個包装以外－その他※
					固形・粉末調味料
	分類不能				
	その他食品	生鮮の肉・魚・卵・野菜・果物			
		菓子・デザート・ ヨーグルト		商品と直接触れる※ 商品と直接は触れない※	
			調理冷凍食品		
		レトルト食品（外箱※）			
		その他加工食品	主食系 その他（分類不能も）		
	特殊容器包装	ポリロール			
	関連系 商品	家庭用ラップ			
		ストロー			
		コップ			

インスタントコーヒー等は粉末飲料としている。

これらの組成分類表に基づき調査を実施したところ、おおむね実施可能であった。ただし、「生鮮の肉・魚・卵・野菜・果物」の包装については、惣菜類等との区別がつかないこともあるので、「その他加工食品」との区別があいまいとなり、その点に課題が残った。

(3) 食品容器包装ごみの組成

本研究で提案した組成分類表に基づいて調査した結果、京都市の食品容器包装ごみの組成は表 3 のように推定された。推定の際には京都市の 2009 年度の収集区分別のごみ収集量に、本調査で得た各収集区分別の組成割合を乗じた。推計対象は家庭ごみ（燃やすごみ）、缶・びん・ペットボトル、プラスチック製容器包装のごみ中の食品容器包装等である。

これらの分別種別のごみ収集量における食品容器包装量の割合は全体の 15.7%と推定された。食品容器包装の中の割合を計算すると、飲料系 39%, 調味料系 13%, 菓子・デザート・ヨーグルト類 16%, 生鮮食品類 8%, 冷凍食品系 1%, レトルト食品系 1%, その他加工食品等 22%となった。

表 3 食品容器包装ごみの組成

(2009 年度京都市全体における発生量の推定値)

分類	分類項目	重量(t)	割合(%)
食品 容器包装	飲料	直接飲料	13400.99
		粉末飲料	937.35
		濃縮・希釈飲料(液体)	0.81
		ティーバッグ飲料	104.30
		茶葉飲料	64.16
		分類不能	0.00
	調味料	液体調味料	2609.91
		液体調味料(濃縮・希釈)	371.24
		固形・粉末調味料	1973.83
		分類不能	0.48
	その他 食品	生鮮の肉・魚・卵・野菜・果物	2862.27
		菓子・デザート・ヨーグルト	5983.96
		調理冷凍食品	312.33
		レトルト食品	263.34
		その他加工食品	8201.37
	食品容器包装合計		37086.35
	特殊容器包装	ポリロール	1314.12
	容器包装以外	家庭用ラップ	1298.93
		ストロー	54.47
		使い捨てコップ	3.56

(4) 発生抑制可能性評価に関する事例的検討

飲料系、調味料系、レトルト食品系の容器包装から 1 品目ずつ（コーヒー飲料容器、飲料・調味料の個包装、レトルト食品の外函）を選んで発生抑制可能割合を試算した。

コーヒー飲料容器の削減可能量は次式により求めた。

削減可能量(t) = 市全体のコーヒー飲料（直接飲料）の容器の重量(t)－（市全体のコーヒー飲料（直接飲料）の容器の個数（個）×コーヒー容器包装最少重量（g）×10⁻⁶）

コーヒー飲料には多様な容器が存在するため、ここでは組成調査で得た個数のデータを利用して、上記のように概算する方法を試みた。各タイプの商品の容器包装を測定した結果、粉末飲料（インスタントコーヒー）の詰替用袋入りの商品がコーヒー一杯あたりの容器包装重量が 0.2g と最も少なかった。そこでこのデータをコーヒー容器包装最少重量として試算した。

その結果、コーヒー飲料（直接飲料）の容器 356.93t のうち最大で 354.80t（約 99.4%）が削減できると考えられた。

飲料・調味料の個包装については、以下のような推定式により削減可能量を求めた。

削減可能量(t) = 市全体の飲料と調味料の個包装の重量(t) ×（しょうゆの個包装重量(g)－しょうゆの容器包装最少重量(g)）÷ しょうゆの個包装重量(g)

ここではしょうゆを代表例として、個包装から容器包装重量が最少となる容器包装形態への転換による削減率を求めて、市全体で発生している個包装重量に掛けることで試算した。

その結果、しょうゆの個包装は 1L 入り PET ボトルまたは 500ml パウチの製品で代替することで 73.3%の削減となった。これを京都市全体の飲料と調味料の個包装の重量(609.18 t)に

掛けたところ、最大で 446.73 t 削減できると考えられた。

レトルト食品の外函についても、飲料と調味料の個包装と同様の考え方で、レトルトカレーを代表例として推計した。レトルト食品の外箱については、そのままなくすことも可能で、そのような商品も出ているが、ここでは袋入り 3 個パックで代替した場合について推計した。その結果、レトルト食品の外箱の 94% の削減が可能だと推定され、63 t /年が最大で発生抑制可能だと推計された。

以上のように、中身に基づく分類と商品購入調査により、発生抑制可能な割合の推計がある程度可能であることがわかった。

なお今回作成した分類表は食品容器包装についてのみであり、発生抑制可能量の評価は各 1 品目ずつの事例的評価に過ぎない。また転換増減は考慮したものの、その行動の受容性については評価していない。これらの点は、今後さらに検討する必要がある。

4. 結論

本研究では、2 R による発生抑制可能性の評価の観点から、ごみ組成調査の手法を提案、検討した。得られた結論は、以下の通りである。

- ・食品容器包装を事例として、商品の内容、商品形態・容器包装形態、発生抑制可能性、識別可能性等を踏まえた組成分類表を提案し、これに基づきごみ組成調査を実施した。一部、課題は残るものの、このような調査が可能だと考えられた。
- ・上記の組成分類表に基づき、京都市の食品容器包装ごみの内訳を推定したところ、食品系容器包装の割合は全体の 16% と推定された。そのうち飲料系の割合は 39%、調味料系 13%、菓子・デザート・ヨーグルト類 16%、生鮮食品類 8%、冷凍食品系 1%、レトルト食品系 1%、その他加工食品等 22% となった。
- ・さらに上記の組成から 3 つの事例を抽出して、2 R による発生抑制可能量を試算した。その結果、コーヒー飲料を袋入りインスタントコーヒーで代替することで 99% の削減、しょうゆの個包装は 1L 入り PET ボトルまたは 500ml パウチの製品で代替することで 73% の削減、レトルトカレーの箱入りを袋入り 3 個パックで代替することで外箱の 94% の削減が可能だと推定された。これを京都市全体に適用したところ、コーヒー容器で 355 t /年、飲料・調味料の個包装で 447 t /年、レトルト食品の外函で 63 t /年が発生抑制可能だと推計された。
- ・以上のように、提案した組成分類表と商品購入調査により、発生抑制可能な割合・量の推計がある程度可能であることがわかった。

なお本調査研究にあたり、八尾市経済環境部、京都市環境局、廃棄物調査検討会、地域計画都市研究所の方々をはじめ多くの方々にご協力を頂きました。記して感謝いたします。

【引用文献】

- 1) 福岡雅子：「家庭系ごみの発生制御のための用途別詳細組成に関する研究」博士論文(2005)
- 2) 寝屋川市（2003）『分別収集効果調査結果概要』，
<http://www.city.neyagawa.osaka.jp/index/soshiki/gomigen/bunbetsu-chousa01.html> >（閲覧日 2011 年 1 月 25 日）
- 3) Stefan Salhofer, Gudrun Obersteiner, Felicitas Schneider, Sandra Lebersorger ” Potentials for the prevention of municipal solid waste ” ,
<http://www.aseanenvironment.info/Abstract/41016648.pdf>（閲覧日 2011 年 3 月 4 日）
- 4) 大橋可奈子，梶川崇，山川肇(2009)「容器包装の発生抑制デザインの可能性：飲料と米菓の事例」，第 20 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集，pp.13-14