

廃棄物処分における安定化と汚染の評価のための
指標に関する研究

2008年3月

埼玉大学大学院理工学研究科（博士後期課程）
環境制御工学専攻（主指導教員 河村清史）

長 森 正 尚

廃棄物処分における安定化と汚染の評価のための指標に関する研究

目次

第1章 緒論	1
1.1 研究の背景	1
1.2 研究の目的と論文構成	2
1.2.1 研究の目的	2
1.2.2 論文構成	4
第1章の参考文献	5
第2章 廃棄物処分の現状と課題	6
2.1 はじめに	6
2.2 処分場の安定化評価の基準の現状と課題	7
2.2.1 処分場の分類	7
2.2.2 処分場の廃止基準	10
2.2.3 処分場における埋立廃棄物の安定化過程	15
2.2.3.1 生物化学反応と安定化ステージ	15
2.2.3.2 物理化学反応	19
2.2.3.3 移動現象	20
2.2.4 処分場の安定化評価の現状と課題	20
2.2.5 処分場における廃止基準の考え方	28
2.3 不法投棄事例での基準と調査方法の現状と課題	29
2.3.1 不法投棄事例における適用法規と調査方法	30
2.3.2 不法投棄事例での調査方法の現状と課題	38
2.3.3 不法投棄事例での調査方法の考え方	40
第2章の参考文献	40

第3章 浸出水質からみた安定化の評価とモニタリング指標の選定	46
3.1 はじめに	46
3.2 調査方法	47
3.2.1 処分場の概要	47
3.2.2 分析項目と分析方法	49
3.3 結果及び考察	50
3.3.1 分析結果の概要	50
3.3.2 浸出水質から見た処分場の分類	53
3.4 処分場の安定化評価	58
3.4.1 EC値及びBOD濃度の経年変化	58
3.4.2 有害物質濃度とEC値の関係	62
3.5 まとめ	66
第3章の参考文献	66
第4章 処分場安定化の評価における微量ガス成分の活用	73
4.1 はじめに	73
4.2 調査方法	74
4.2.1 調査対象処分場の概要	74
4.2.2 分析項目と分析方法	76
4.2.2.1 ガス採取方法	76
4.2.2.2 ガス分析方法	77
4.3 結果及び考察	82
4.3.1 多量ガス成分	82
4.3.2 NMHC濃度	84
4.3.3 メタン濃度とT-NMHC濃度の関係	87
4.3.4 NMHCの炭素数構成割合の変化	88
4.3.5 NMHCの異性体構成割合	89

4. 3. 6	NMHCに関する指標の総括	91
4. 4	まとめ	93
	第4章の参考文献	93
第5章	廃棄物由来の汚染範囲の決定におけるECの活用	96
5. 1	はじめに	96
5. 2	実験方法及び調査方法	97
5. 2. 1	廃棄物の溶出液のEC値と有害物質濃度との関係の把握	97
5. 2. 2	汚染土壌における土壌EC値の推定式の設定	97
5. 2. 3	土壌EC値を用いた汚染範囲の絞り込み	98
5. 3	結果及び考察	99
5. 3. 1	廃棄物の溶出液のEC値と有害物質濃度との関係の把握	99
5. 3. 1. 1	EC値からみた廃棄物の分類	99
5. 3. 1. 2	EC値による有害物質含有の評価の可能性	99
5. 3. 2	汚染土壌における土壌EC値の推定式の設定	102
5. 3. 3	現場調査における土壌EC適用事例	104
5. 3. 3. 1	産業廃棄物焼却処理施設周辺	104
5. 3. 3. 2	産業廃棄物中間処理施設周辺	109
5. 4	まとめ	115
	第5章の参考文献	115
第6章	総括と今後の課題、展望	117
6. 1	本研究の目的と主要内容	117
6. 2	今後の課題と展望	123
	謝辞	125
	関連論文	126

第1章 緒論

1. 1 研究の背景

廃棄物の適正な処理・処分は、衛生性や安心・安全性等の確保という廃棄物管理の面からだけでなく、発生抑制と相まって、環境負荷の低減や埋立跡地の有効活用等を通してなされる循環型社会形成の推進の面からも重要である。処理については、バイオマスの有効活用等で見られるように、社会システムの改変の困難さ等からスムーズな進展が難しい場合もあるが、焼却に伴うダイオキシン類の発生抑制やリサイクルの推進等の進展が著しい場合もある。これらに対して、処分については、不法投棄のような不適正処分事案への適正な対応のほか、広く運用されている廃棄物最終処分場（以下、処分場）における埋立廃棄物の安定化の評価や二次汚染の防止等に係る課題がある。

前者については、簡便・迅速な汚染範囲の適正な絞り込みが、また、後者については、安定化の意味づけの明確化並びに安定化の把握や有害化学物質のエミッションにおける適正でかつ可能な簡便なモニタリングが重要となる。

処分場については、我が国では、1970年制定当時の「廃棄物の処理及び清掃に関する法律¹⁾（以下、廃棄物処理法）」に「浸出液による公共水域及び地下水を汚染してはならない」と記され、「一般廃棄物の最終処分及び産業廃棄物の最終処分に係る技術上の基準を定める省令²⁾（以下、基準省令）」により、「構造基準」と「維持管理基準」が示された。近年では、1998年に「一般廃棄物の最終処分及び産業廃棄物の最終処分に係る技術上の基準を定める命令の一部を改正する命令³⁾（以下、改正共同命令）」により、「構造基準」と「維持管理基準」が改正されるとともに、「廃止基準」が定められた。

この廃止基準には、保有水等（浸出水や内部保有水）、ガス及び温度が対象として示されており、処分場の廃止に向けての調査が義務付けられている。これらの項目は埋立廃棄物の性質や状態の変化（いわゆる安定化）を反映するものと考えられており、適正管理にはこれらの把握が必須事項となっている。しかし、処分場の特性は処分場ごとに異なっているといても過言でないことや埋立層内は不均質であることなどから、安定化の評価・判定方法は未だ定式化されていない。特に、ガスについては、サンプリング方法も確立されていないのが現状である。

不適正処分については、現状では環境汚染の影響を評価するための法令・基準あるいは調査手法が定められていない。そのため、各々の現場対応により、地下水・河川水水質調査、廃棄物調査、大気環境・悪臭測定、土壌調査などを行い、その結果を基に住民とのリスクコミュニケーションを実施している。しかし、その初動調査において迅速に対応できない場合は公表が遅れるなどにより、住民との間にトラブルが生じることも少なくない。そのため、現場の汚染状況を迅速かつ精度良く把握することが

できれば、その後の環境汚染の防止対策を的確に進めることができる。

以上のように、処分場における廃止などの適正管理には、化学物質の挙動をモニタリングし安定化状況を把握する必要があるが、汚染物質の挙動をできれば簡易にかつ的確に把握することが求められている。他方、不適正処分現場を適正に管理するためにも、汚染物質の挙動を簡易にかつ的確に把握することが求められている。しかし、対象となる化学物質等の項目は一般に微量成分であり、これら微量汚染物質の挙動を直接把握することは困難な場合が多いのが現状であることから、多量成分の活用も視野に入れることが求められる。

本研究では、このような状況を踏まえ、不適正処分も視野に入れた廃棄物の処分について、多量成分と微量成分との関係を把握するとともに、それらをモニタリング指標として活用するための評価を行うことを目指した。

1. 2 研究の目的と論文構成

1. 2. 1 研究の目的

1. 1で示したように、処分場は廃棄物の処分のための施設という人工的な施設であり、様々な因子によって浸出水やガスといったエミッションの性状や、埋立廃棄物の安定化の進行は大きく異なる。そのため、安定化の進行を適正でかつ可能なら簡便に把握することが処分場ごとに必要となるが、安定化の評価・判断方法がまだ定式化されていないのが現状である。また、有害化学物質や有機汚濁成分を含んだ浸出水が系外に放出された場合は、公共水域が汚染される可能性も考えられるが、浸出水中に存在する高濃度の有害化学物質などを未然に確認する簡易モニタリング方法も確立されていない。特に、様々な処分場に対応できるモニタリング項目の選定とそれらによる判断基準がないことが問題であり、処分場管理者に判断をすべて委ねる要因となっている。

他方、不適正処分現場においては、生活環境保全上の支障の有無を確認するため周辺環境調査が必要となるが、環境汚染の調査結果の評価基準が定まっていない。そのため、都道府県知事は、複数の法令・基準と照らし合わせてモニタリングを実施し、生活環境保全上の支障が生じるか否かを判断する必要がある。特に、不適正処分現場を迅速・適切に管理するためには、効率的に概況を把握する初動調査の手法の開発が求められる。

このような状況を踏まえ、本研究では、不適正処分も視野に入れた廃棄物の処分について、図 1-1 に示す位置づけで多量成分と微量成分との関係を把握するとともに、それらのモニタリング指標としての活用性を評価した。

処分場については、安定化評価を目的として、廃止基準で設定されている浸出水及びガスを調査対象とした。なお、温度については、近年増加している有機物含有量の

少ない処分場では、通常、埋立終了から数年で廃止基準を満足するので問題ないと考えられる。これらのうち、浸出水については、多様な処分場に適用できる安定化の評価・判定方法がないことが問題点として挙げられる。また、浸出水に含まれる有害化学物質などによる公共用水域等への二次汚染を防止するための簡易モニタリング手法が欠如している。ガスについては、多量成分での評価に限界があることが分かっている。そこで、浸出水については、複数の処分場で得られた浸出水に含まれる化学物質中から共通項目を選定し、各処分場における安定化の評価や判断の材料とした。また、二次汚染防止の観点から、多量成分指標である電気伝導率（EC）による簡便で迅速な汚濁物質把握の可能性を評価した。ガスについても、安定化の評価・判断をより深めるため、微量ガス成分である脂肪族炭化水素の適用可能性について検討した。

不適正処分については、土壌や廃棄物を対象とした汚染（Hot spot）を把握する必要があるが、広範囲を効率よく把握する手法がないことが問題点として挙げられる。そこで、土壌間隙水の EC 値により微量有害成分の存在を予測し、的確かつ迅速な汚染範囲の絞り込みができる簡易調査手法を検討した。

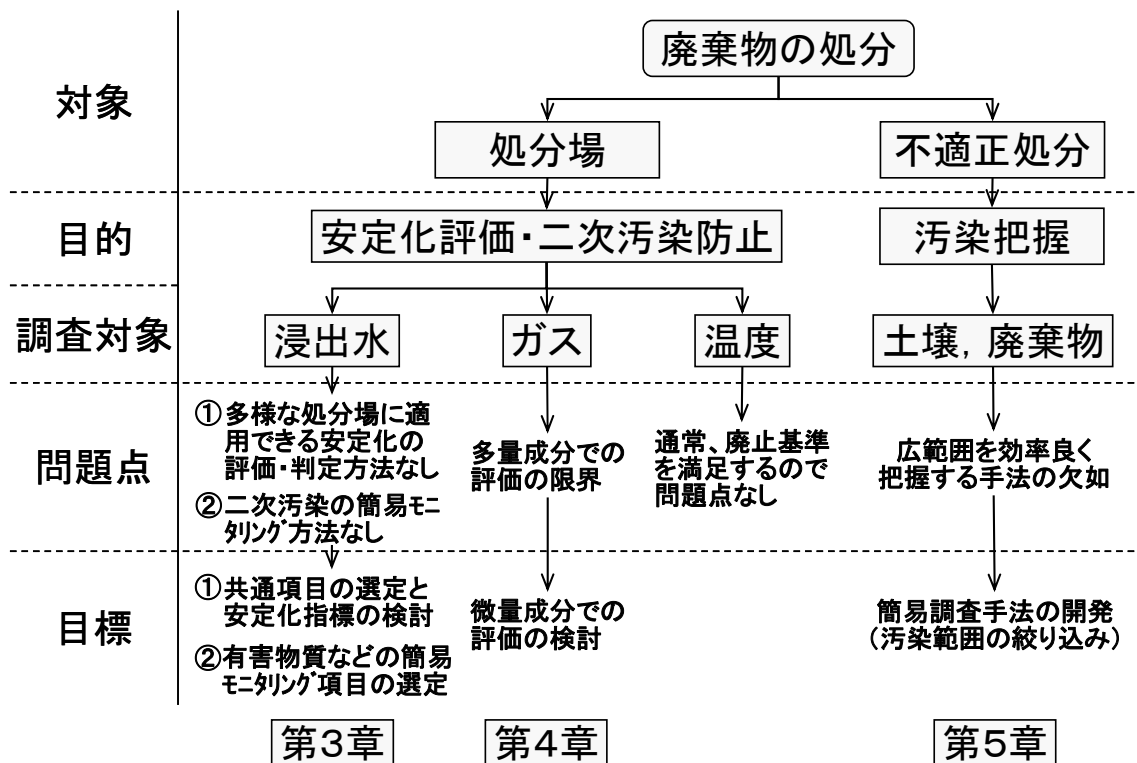


図 1-1 本研究で取り上げる検討内容

1. 2. 2 論文構成

本論文は、全 6 章から構成される。

第 1 章では、廃棄物処分の現状と本研究の目的を述べ、あわせて本論文の構成を概説した。

第 2 章では、処分場における埋立廃棄物の安定化評価の現状と課題、及び不適正処分現場での環境調査方法の現状と課題について概観するとともに、廃棄物処分における安定化と二次汚染の評価に関する問題点を抽出した。

第 3 章では、一般廃棄物処分場の浸出水中に含まれる化学物質の濃度などを明らかにするとともに、複数の浸出水質項目から全処分場に共通する項目を選定した。そして、これらを用いて処分場を類型化することにより、対象とする処分場が廃止を想定した場合に浸出水質から見てどのような位置にあるのかを判断できるようにした。また、浸出水中に有害化学物質などが含まれる場合に、簡易に分析できる項目でその出現を予測できる処分場の維持管理に有効な手段を提案した。

第 4 章においては、埋立地ガスについて安定化の判断材料として、メタンや二酸化炭素等の濃度に加え、廃棄物層内移動時に反応性が小さく、かつ埋立地ガス中に存在する脂肪族炭化水素 (NMHC) に焦点を当て検討した。処分場の深度及び経過時間における NMHC の組成変化を解析し、処分場が一般環境と隔離された埋立層内の状況にも関わらず、自然堆積物 (海底、湖沼など) における NMHC の深度分布と類似していることを示した。このことから、深度の違いや埋立後の経過時間により変化する、メタン/NMHC 比及び NMHC の組成比を新たな安定化指標として利用できる可能性があることを明示した。

第 5 章では、廃棄物の焼却処理残渣の不適正処分現場の迅速・適正な汚染範囲の絞り込みに、簡易に測定できる土壌 EC の活用可能性を提案した。はじめに、各種廃棄物等 506 試料について溶出試験を実施し、特に焼却残渣の溶出液において EC 値が高いほど有害物質が基準値 (環境基準、埋立判断基準) を超える濃度で含まれる可能性が高いことを示した。ついで、非汚染地域の土壌の EC 値から汚染土壌の EC 値を推定し、2 件の焼却残渣主体の汚染事例で検証した。

第 6 章は総括として本研究の成果をまとめ、廃棄物処分における安定化と二次汚染の評価のためのモニタリング指標の活用性について、その可能性を展望した。

第1章の参考文献

- 1) 廃棄物の処理及び清掃に関する法律（1970） <http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S45/S45HO137.html>
- 2) 総理府・厚生省：一般廃棄物の最終処分及び産業廃棄物の最終処分に係る技術上の基準を定める省令（1977） <http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S52/S52F03102004001.html>
- 3) 一般廃棄物の最終処分及び産業廃棄物の最終処分に係る技術上の基準を定める命令の一部を改正する命令（1998） <http://www.env.go.jp/hourei>

第2章 廃棄物処分の現状と課題

2.1 はじめに

我が国における廃棄物は廃棄物処理法で、家庭や事業所から排出される一般廃棄物、並びに工場や建築現場から排出される産業廃棄物に分類されている。これら廃棄物の処分の現状としては、図2-1に示すように一般廃棄物は年間約5,000万t、産業廃棄物は年間約4億t発生しており、これらは中間処理により質的変遷を経て、最終処分される。循環型社会形成に向けた法律の制定により、廃棄物の発生抑制、リサイクル率の上昇は図られているが、不要物はいずれ廃棄物として処分場に集まることになる。また、不法投棄や不適正処分されている産業廃棄物が2004年度で約41万t発生しており、徐々に減少しているが撲滅には至っていない。廃棄物は減少しても無くなることはないため、不適正処分を含めた廃棄物処分の問題点を解決することは、環境負荷低減の観点から極めて重要である。

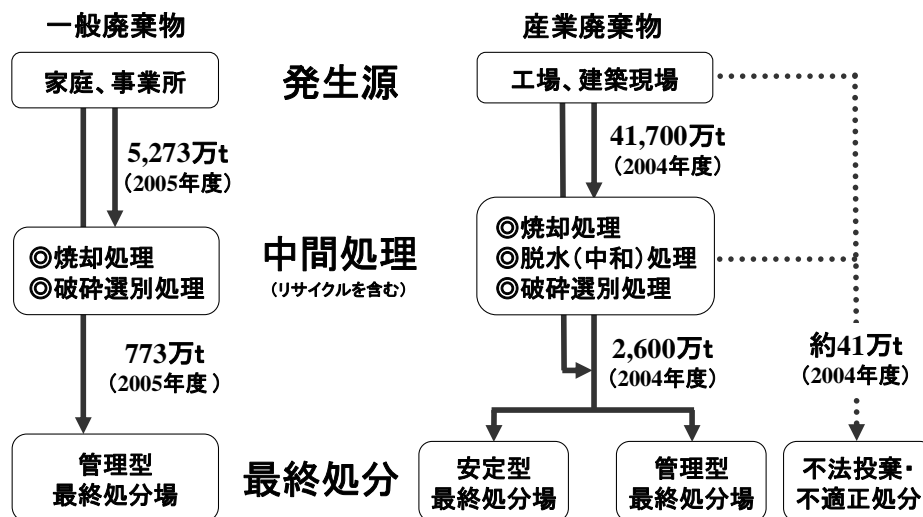


図2-1 廃棄物処分の現状¹⁾

本章では、廃棄物処分における安定化と汚染の評価のための指標を検討するにあたり、処分場及び不適正処分現場における法整備及び既往研究を精査しながら、その検討課題を整理した。

2. 2 処分場の安定化評価の基準の現状と課題

2. 2. 1 処分場の分類

廃棄物処理法において、廃棄物の適正な処理・処分による生活環境の保全に努めることが目的として掲げられており、廃棄物の最終処分の方法については埋立処分と海洋投入処分が規定されている。ただし、廃棄物の海洋投入処分は海洋汚染の一因となる可能性があるため、1972年の「廃棄物その他の物の投棄による海洋汚染の防止に関する条約（ロンドン条約）」により国際協調の下で厳格に管理されている。特に、「海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律」の改正により、廃棄物の海洋投入処分は許可制になった²⁾ことから、最終処分は埋立処分が大部分を占めている。この埋立処分の施設に関しては、表 2-1 に示した安定型処分場、管理型処分場及び遮断型処分場の3つに分類され、(廃棄物処理法施行令第7条第14号)それぞれの産業廃棄物について埋立処分基準が規定されている。処分場の構造については、図 2-2～図 2-4 に示す。

表 2-1 産業廃棄物における処分場の分類

安定型処分場	<p>有害物質や有機汚濁物質が溶出しないとされている安定型産業廃棄物（廃プラスチック、ゴムくず、金属くず、ガラスくず、陶磁器くず、建設廃材、その他）を対象とする。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・廃プラスチック類：自動車など破砕物、廃プリント配線板（鉛含有はんだ使用品、以下同じ）、廃容器包装（有害物質又は有機性の物質が混入、付着していないものを除く、以下同じ）を除くもの ・金属くず：自動車などの破砕物、廃プリント配線板、鉛電池の電極、鉛製の管又は板、廃容器包装を除くもの ・ガラスくず及び陶磁器くず：自動車など破砕物、廃ブラウン管（側面部）、廃石膏ボード、廃容器包装を除くもの ・建設廃材：工作物の除去に伴って生じたコンクリートの破片その他これに類する不要物 ・その他：環境大臣が指定する産業廃棄物を埋立処分するもの
管理型処分場	<p>安定型産業廃棄物以外の廃棄物で有害物質が環境庁告示13号試験で基準値以上溶出しない廃棄物（一般廃棄物はすべてこれに属する）を対象とし、遮水工、水処理施設等の設置が義務付けられている。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・廃油（タールピッチ類に限る。）、紙くず、繊維くず、動植物性残さ、動物のふん尿、動物の死体及び燃え殻、ばいじん、汚泥、鉱さい及びその廃棄物を処分するために処理したもの。
遮断型処分場	<p>下記の廃棄物を周辺環境と遮断して保管する。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・有害廃棄物：有害な燃え殻、ばいじん、汚泥等で廃棄物処理法施行令第6条第1項第3号ハ(1)～(5)に掲げる廃棄物 ・有害な特別管理産業廃棄物：廃棄物処理法施行令第6条の5第1項第3号イ(1)～(6)に掲げる廃棄物

安定型処分場は、崩壊を防止する擁壁や堰堤を設け、ガスや汚水が発生する恐れがない不活性な産業廃棄物が埋め立てられる。しかし、ガラスくずなどの安定廃棄物を埋め立てているはずの安定型処分場において、いくつかの処分場で高濃度の硫化水素が発生するという大きな社会問題が起こっている。そのため、平成10年の廃棄物処理法施行令の改正において、表 2-1 で示したように安定5品目に除外項目が規定された。そして、廃棄物を埋め立てる前には展開検査を行い、安定5品目以外の廃棄物の付着や混入がないかを確認することになっている。

管理型処分場は、安定型の構造に加えて、内部保有水が底部や側部から周辺地盤や

地下水へ漏出するのを防ぐ二重シート等の遮水工と、内部保有水を集める保有水等集排水設備（以下、集排水管）、集めた保有水（浸出水）を処理する浸出水処理施設が設けてある。処理水は、維持管理基準の水質基準を満足させてから、河川などに放流される。なお、一般廃棄物はすべてこのタイプの処分場に埋め立てられる。

遮断型処分場は、天蓋を設けて雨水の浸入を防ぎ、コンクリート枠で廃棄物が外部と完全に隔離される構造となっている。

その他、処分場には設置される場所（地形）によって、平地、山間及び海面処分場という分類もある。

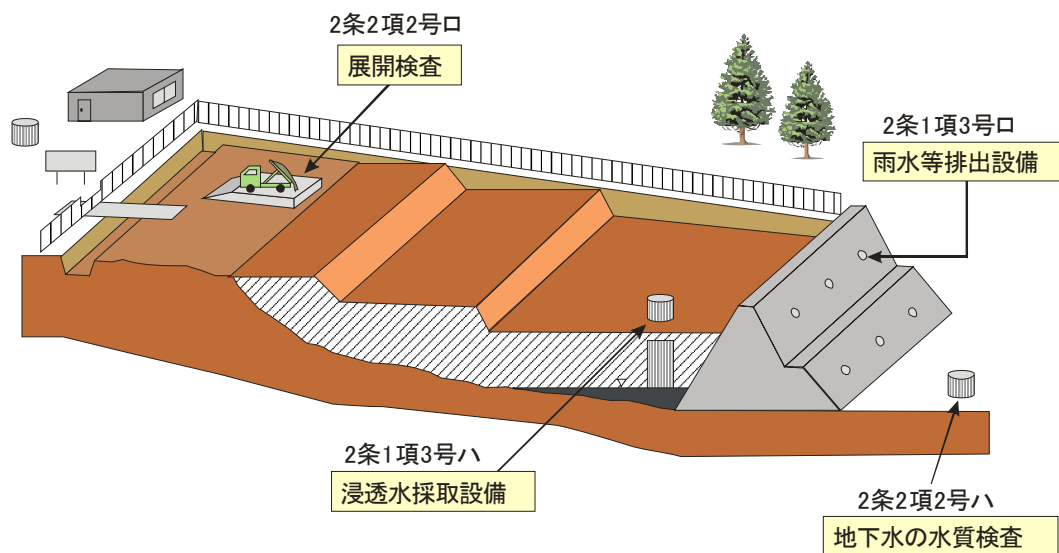


図 2-2 安定型処分場の概略図

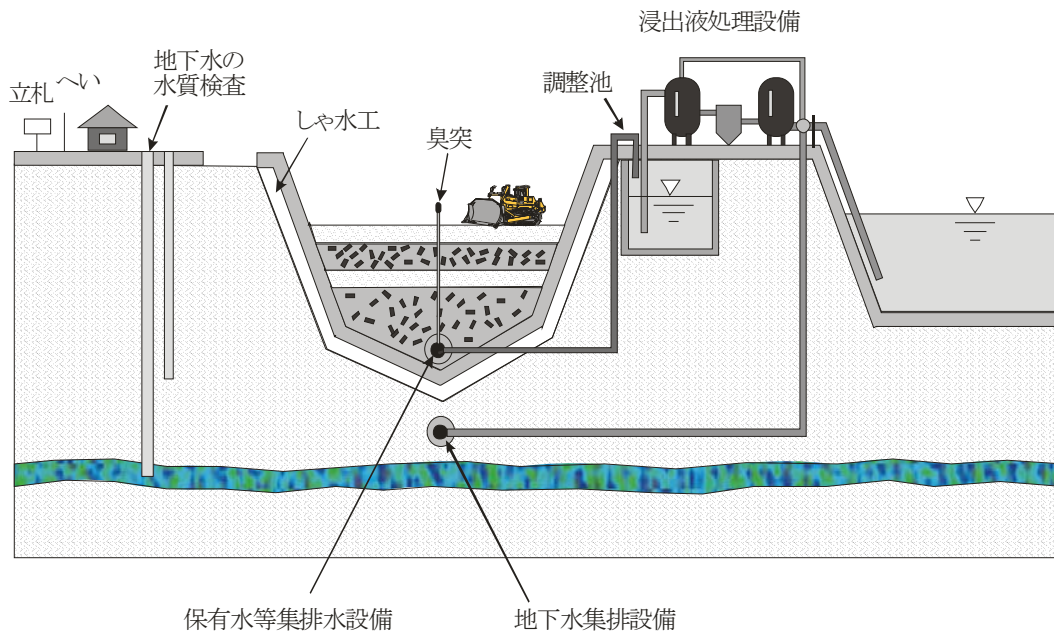


図 2-3 管理型処分場の概略図

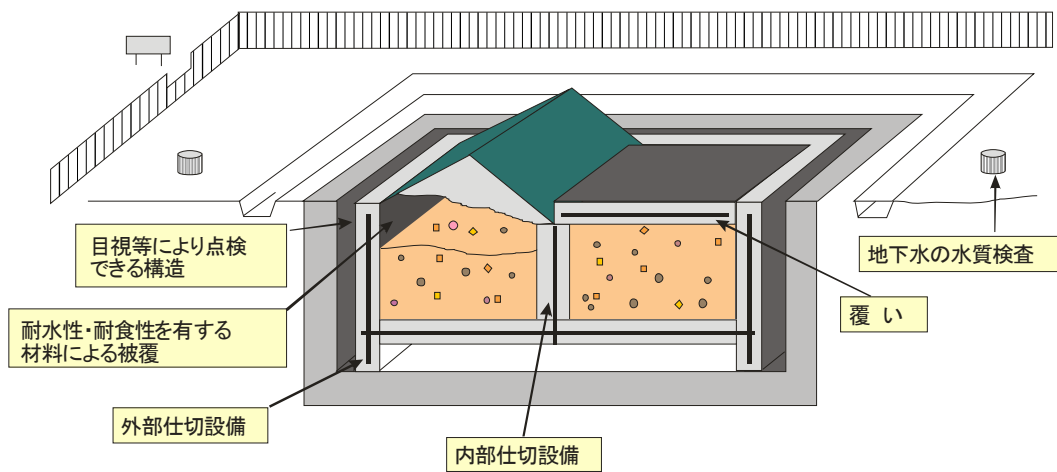


図 2-4 遮断型処分場の概略図

2. 2. 2 処分場の廃止基準

廃棄物の埋立終了後、処分場としての管理を停止することを、法的には「廃止」と呼んでいる。処分場を廃止するためには、表 2-2 に示す基準省令の廃止基準に適合しなければならない。ただし、廃止された処分場が廃止基準に適合したものであっても、土地の掘削やその他の形質変更が行われた場合、廃棄物層が攪乱され活性化して汚水やガスの発生が認められる事例が多い。すなわち、処分場の廃止とは、埋立廃棄物が土壌に近い状態まで安定化することではなく、より現実的な「廃棄物が土の中（処分場）にとどまっている限り外部に影響を与えるような変化を起こさない状態³⁾」であることを念頭において設定されたものである。この点については、「環境庁水質保全局長土壌農薬課長通知（1998年7月16日環水土第51号）」による「廃止後の処分場の跡地が引き続き一般環境から区別されている限り土壌汚染対策法の適用はない」とも関係してくる。なお、「廃棄物が地下にある土地の形質の変更（第15条の17～19）」については、2005年に改正された廃棄物処理法において加えられ、これに基づく「最終処分場跡地形質変更に係る施行ガイドライン」により、詳細な施行方法の基準に沿った事前調査や環境モニタリングが規定されている。

基準省令の廃止基準（表 2-2）は、処分場からの主なエミッションである排水、すなわち、管理型処分場における保有水等が2年間以上排水基準等（第1条第3項第6号）に、また安定型処分場における浸透水が地下水等検査項目等（第2条第3項第2号ハ）に適合していることが求められる。なお、浸透水の検査の頻度は維持管理基準（第2条第2項第2号ホ）に記載されており、地下水等検査項目を1年に1回以上、生物化学的酸素要求量（BOD）または化学的酸素要求量（COD）が1月に1回以上（埋立処分が終了した処分場においては3月に1回）測定しなければならない。

また、ガスや温度の測定も求められる。これらは、埋立廃棄物に含まれる有機物の微生物分解過程で生成されるガスや熱を測定し、安定化を判断しようとするものである。ガスについては、「埋立地からガスの発生がほとんど認められないこと、またはガスの発生量の増加が二年以上にわたり認められないこと」（第1条第3項第7号）とされている。また、温度は、「埋立地の内部が周辺の地中の温度に比して異常な高温になっていないこと」（第1条第3項第8号）とされており、異常な高温になっていないとは、「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令の運用に伴う留意事項について⁴⁾」において「埋立地の内部と周辺の地中の温度の差が摂氏20度未満である状態」と規定されている。

なお、環境上の支障が生じない状態で廃止するためには、埋立当初からのモニタリングにより安定化の進行を判断することが望ましい。廃止基準による2年以上の適合という規定のため、埋め立てが終了してからモニタリングする場合も多いが、それでは後述の安定化ステージを把握することは困難だからである。さらに、そのデータを基に安定化が進行しないと判断されたときには、安定化を促進する対策が必要になる

場合もある。

表 2-2 処分場の廃止基準⁵⁾

	安定型処分場	管理型処分場	遮断型処分場
共通基準	1. 処分場の外に悪臭が発散しないように必要な措置が講じられていること。 2. 火災の発生を防止するために必要な措置が講じられていること。 3. ねずみが生息し、はえその他の害虫が発生しないように必要な措置が講じられていること。 4. 地下水等の水質検査の結果、次のいずれにも該当していないこと。但し、水質の悪化が認められない場合はこの限りでない。 (1) 現に地下水質が基準に適合していないこと (2) 検査結果の傾向に照らし、基準に適合しなくなるおそれがあること 5. 現に生活環境保全上の支障が生じていないこと。		
個別基準	6. 埋立地からガスの発生がほとんど認められない、又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。 7. 埋立地の内部が周辺の地中温度に比して異常な高温になっていないこと。 8. おおむね50cm以上の覆いにより開口部が閉鎖されていること。		—
	9. 地滑り、沈下防止工、雨水等排出設備について、構造基準に適合していないと認められないこと。	11. 廃棄物最終処分場が囲い、立て札、調整池、浸出液処理設備を除き構造基準に適合していないと認められないこと。	14. 地滑り、沈下防止工及び外周仕切設備が構造基準に適合していないと認められないこと。
	10. 浸透水の水質が次の要件を満たすこと。 (1) 地下水等検査項目：基準に適合 (2) BOD:20mg/l以下	12. 保有水等の水質が、次に掲げる項目・頻度で2年以上にわたり排水基準等に適合していると認められること。 (1)排水基準等：6月に1回以上 (2)BOD、COD、SS：3月に1回以上	15. 外周仕切設備と同等の効力を有する覆いにより閉鎖されていること
	13. 雨水が入らず、腐敗せず保有水が生じない廃棄物のみを埋め立てる処分場の覆いについては、沈下、亀裂その他の変形が認められないこと。	16. 埋め立てられた廃棄物又は外周仕切設備について、環境庁長官及び厚生大臣の定める措置が講じられていること。	

また、廃止基準の制定に対して、廃棄物学会・廃棄物埋立処理処分研究部会は「廃棄物最終処分場廃止基準の調査評価方法⁶⁾」を2002年3月に公表した。そこでは、廃止基準という「廃棄物を攪乱しない状態での安定化」を保証するため、基準の適用を具体的で明確なものにすることを目指している。ここでは、廃止に向けた安定化要件の適合性調査として、①生活環境保全基準、②地下水汚染防止基準、③ガス発生非増加基準、④温度非異常基準、⑤浸出水の廃止水質基準の5項目について以下のように述べている。このうち、③、④、⑤が安定化を示す項目である。

①生活環境保全基準

この方法においては、処分場の廃止を「これまで生活環境保全に配慮しながら維持管理してきた処分場において、その一部の機能を停止するという新たな事業」と捉え、この事業に伴う生活環境影響評価を行うべきとしている。すなわち、処分場からの浸出水やガスなどによる周辺地域の生活環境保全上で支障が生じていないことを把握するため、地下水水質、周辺の作物や植生、苦情発生の調査を提案している。特に、都道府県知事等が処分場廃止を判断するときは、調査結果に対する住民の意見を踏まえることを主張している。

②地下水汚染防止基準

基準省令において、廃止に際して「地下水が基準に適合している。基準に適合しなくなる恐れがない。」ことの確認が求められている。これは、処分場の遮水工が破損等を起こすことにより、保有水の漏洩の有無を判断することを目的としている。地下水汚染防止基準の判定方法を図 2-5 に示す。

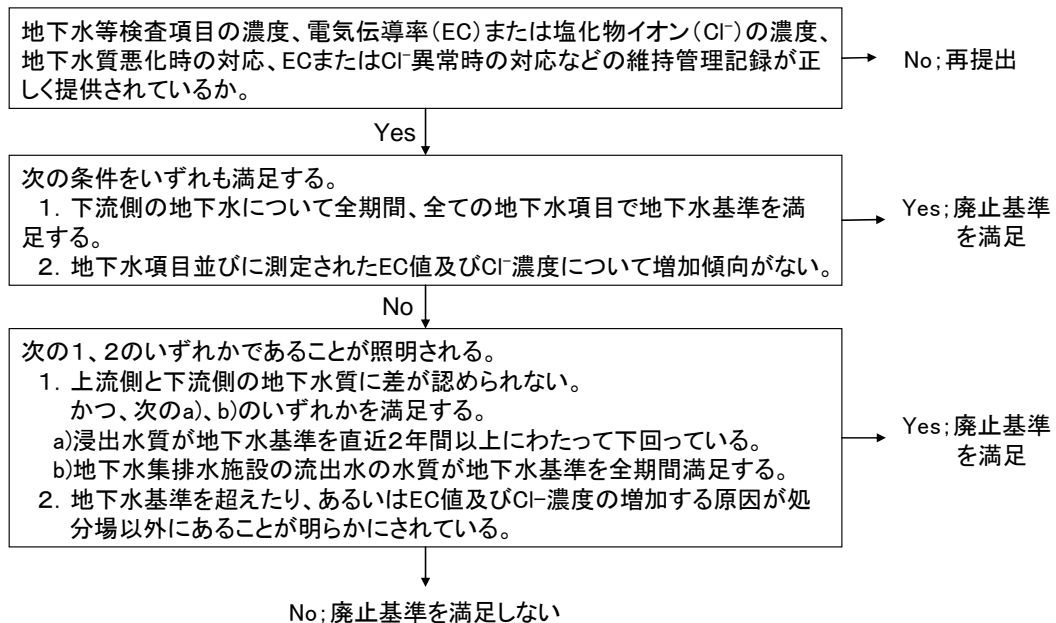


図 2-5 処分場の廃止における適合判定方法（地下水）⁶⁾

③ガス発生非増加基準

ガスについては、基準省令で具体的な事項はほとんど定められていないことから、ガスの判定基準及び測定方法を図 2-6 のように提案している。ここでは、ガス発生には好気性と嫌気性分解の両方があると考え、メタンガスと二酸化炭素ガスの合計量を対象とすることを推奨している。すなわち、「ガスの発生量が認められない」の判定基準は、ガス抜き管からの流量について「(メタンガス+二酸化炭素ガス)合計量」が観測できない(約 1 L/分)ことを目安としている。また、「ガスの発生量の増加が認められない」については、2 年以上計 8 回以上の測定結果が、測定時間に対するガス量の低下傾向が有意水準 5%としている。また、最終的な判断基準として、メタン濃度 5% (爆発下限値) を最終覆土の直下で満足することとしている。

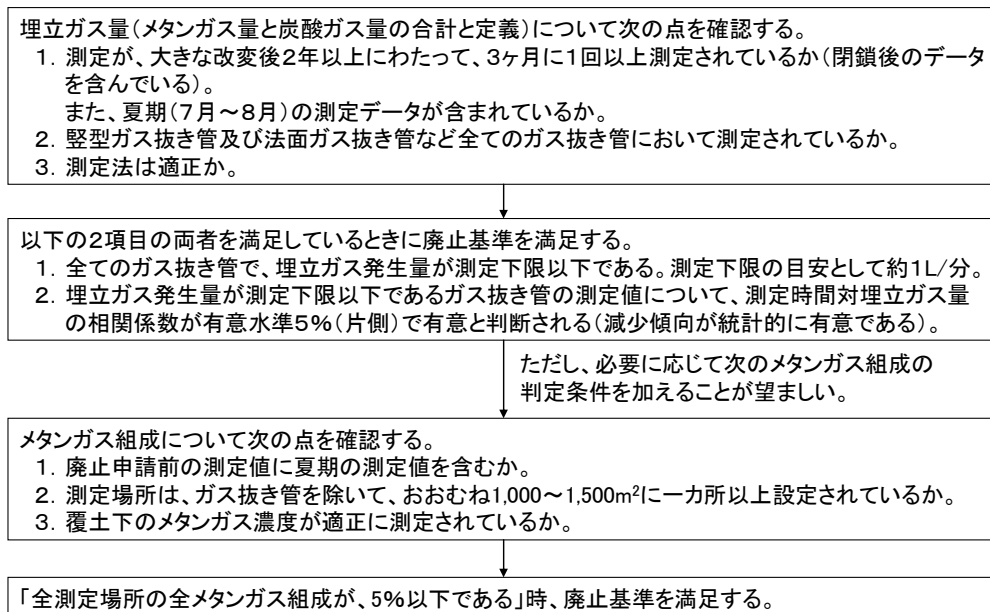


図 2-6 処分場の廃止における判定基準と測定方法 (ガス) ⁶⁾

④温度非異常基準

温度については、ガスや浸出水のような直接的な安定化指標と異なることから、基準省令の廃止基準において具体的な規定が初めて設定された。層内における異常な高温の原因には、i) 微生物反応に伴う熱、ii) 化学的反応熱(例えば、焼却灰と水との反応熱)、iii) 処分場内部での火災が考えられる。層内で火災が発生したときには異常な高温ゾーンがあると予測されるが、層内現象を可視化することができないことから、図 2-7 に示すような資料等の調査をまず行う評価法が提案されている。浸出水やガスと比べると温度の測定は簡便であり、ほとんどの場合の評価対象は埋立廃棄物の微生物分解の状態といえる。埋立廃棄物の無機化が進行している現状においては、「周辺の土中温度との差が 20℃」という基準は、埋立終了後数年で満足するくらい緩い基準といえる。

⑤浸出水の廃止水質基準

処分場への廃棄物の埋め立てが行われている間は、浸出水処理施設により排水基準及びダイオキシン類基準に適合した場合のみ放流できることになっている。しかし、処分場の廃止の際には、これら維持管理基準と同等の排水基準を満足しなければならない。廃止基準適合の判定方法を図 2-8 に示す。他の項目と比較すると、試料採取方法も判定方法も明確といえる。しかし、降雨が処分場の表層から浸み込み下方に浸透する保有水は不均一な廃棄物層内の透水性の高い地点を通過すると考えられるため、浸出水質により層内全域を評価できるかには疑問が残る。

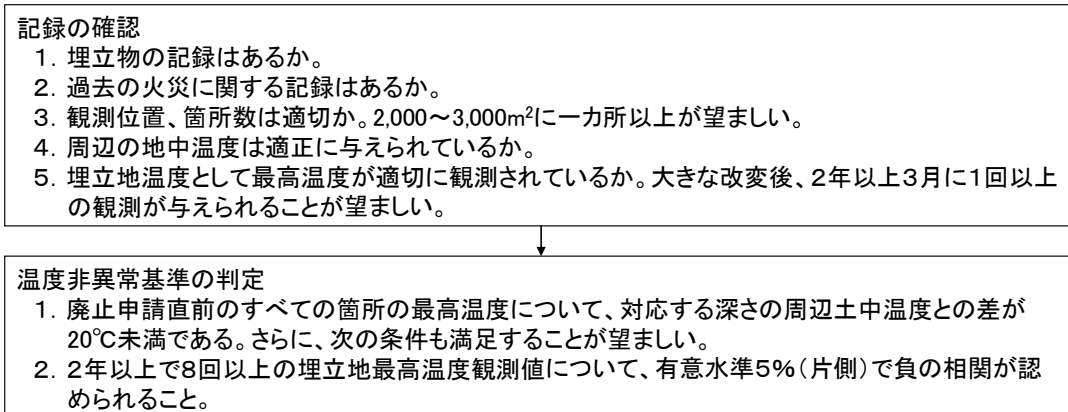


図 2-7 処分場の廃止における測定方法と評価方法（温度）⁶⁾

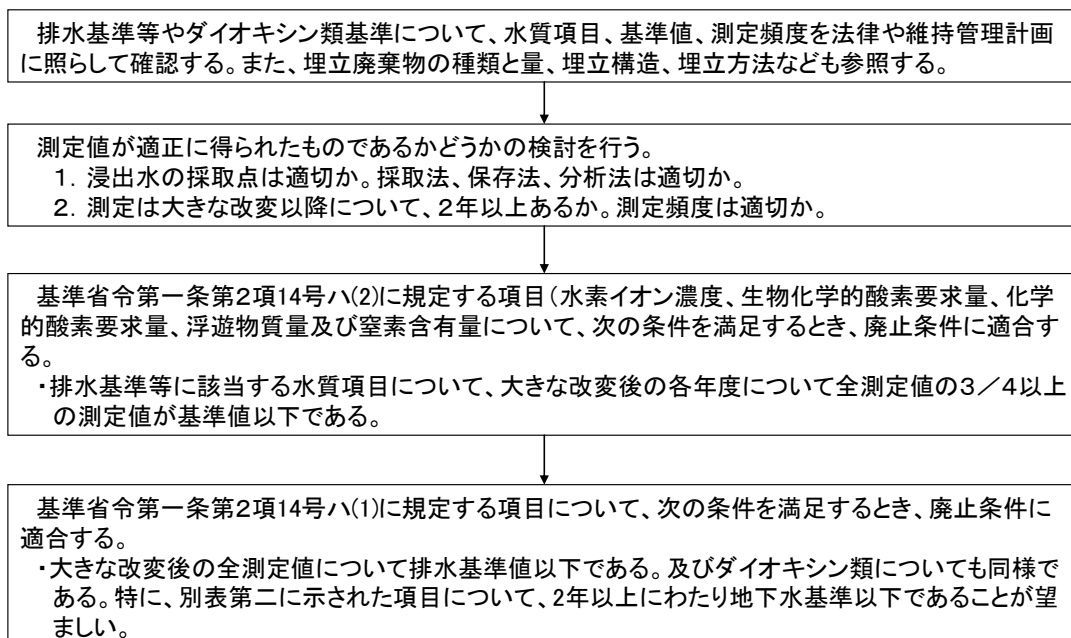


図 2-8 処分場の廃止における測定項目と適合の判定方法（浸出水）⁶⁾

また、民の立場からの政策提言を行っている構想日本の最終処分場のあり方研究会は、「提言「閉鎖後管理・廃止対応を包含した最終処分場のあり方」に関わる付属研究会報告書⁷⁾」を2003年4月に公にした。要点をまとめると以下のようになる。

①埋立終了後の管理及び廃止についての運用体系

処分場の建設時に作成する維持管理計画の中で、排水基準値を自主的に厳しく設定する場合が多い。このような場合には、排水基準値が廃止基準に組み入れられるため、半永久的管理を余儀なくされる処分場が出てくる可能性がある。

②閉鎖後管理の負担軽減や廃止の促進

廃止基準は環境制御のみを重視しており、閉鎖後管理の負担軽減や廃止の促進にも視点をおくことが有効かつ現実的である。

③閉鎖後管理・廃止後管理を視野に入れた処分場の運用体系の構築

- ・処分場の立地適正評価、閉鎖後管理や安定化促進を容易とする区画、深度方向の対応技術などを盛り込む。
- ・水質指標の中身について環境影響を具体化し、いたずらに廃止を延ばさない。
- ・埋立廃棄物の限定や前処理を行うことを前提に、立地認可に反映させる。
- ・閉鎖後管理、廃止までの責任履行を目的とした補完的仕組みをつくる。

この中で、全処分場への適用を念頭に入れた厳しい基準に対して、閉鎖後における浸出水処理の長期化を問題点として挙げている。たとえば、特定の水質指標については放流水系に係る自治体や関係住民の合意を前提に、廃止要件を緩和することができるなどの視点を組み込む必要があるとしている。しかし、化学的な信頼性を確保したうえでなくては、廃止要件を緩和することは無理である。そのような要件を取り入れるには、安定化の評価手法の研究をさらに進めて、安定化指標の選定や評価方法の確立が必須の要件となる。

なお、安定化の一般的な理論については種々述べられているため2. 2. 3で論ずるが、埋め立てが終了した処分場の実態に関しては報告されている例は少なく、一般的な知見を示すことは難しいのが現状である。

2. 2. 3 処分場における埋立廃棄物の安定化過程

埋立廃棄物の安定化とは、主に、廃棄物層内の有機物の分解を核とした生物化学反応、溶解や吸脱着等の物理化学反応と、物質を輸送する保有水及び埋立地ガスの移動によって支配される。生物化学反応は、廃棄物を構成する化学物質の形態を変化させるとともに、酸化還元電位、pH、温度等の物理化学反応を支配する雰囲気を形成し、熱により物質を相変化させる。物理化学反応は廃棄物に元々含まれていたり、生物化学反応で生じた物質の固体（廃棄物）・液体（内部保有水）・気体（埋立地ガス）間での交換を支配したりするプロセスであり、浸出水及び埋立地ガスの質を決める要因の一つである。

2. 2. 3. 1 生物化学反応と安定化ステージ

(1) 生物化学反応⁸⁾

廃棄物の主なエネルギー源は有機物であり、比較的長期にわたって微生物による代謝作用を受け、処分場の内部には熱と代謝産物が生ずる。廃棄物を埋め立てた当初、廃棄物層内に取り込まれた酸素が消費し尽くされるまでの短期間は好気性分解が支配

的である。好気性分解における主な代謝産物は二酸化炭素と水であるが、有機物に含まれている窒素などが無機化したり酸化を受けたりする。

処分場で長期にわたって支配的な代謝作用は嫌気性分解（図 2-9）である。嫌気性分解では、①加水分解による有機物の可溶化、②溶存態有機物の酸発酵、③酢酸の水素発酵、④二酸化炭素と水素または酢酸のメタン発酵が順次生じ、それぞれ、①ではBODやCOD、②では揮発性有機酸、アルコールと無機イオン、③では二酸化炭素と水素、④ではメタン、二酸化炭素と水が産物として生ずる⁹⁾。一般に、有機性高分子の可溶化と分解は、デンプン>脂肪>タンパク質>セルロース>リグニンの順で生ずる。最も分解速度が遅いリグニンは嫌気条件下では分解されず、一部が残存するタンパク質などと重縮合して安定な腐植物質となる。

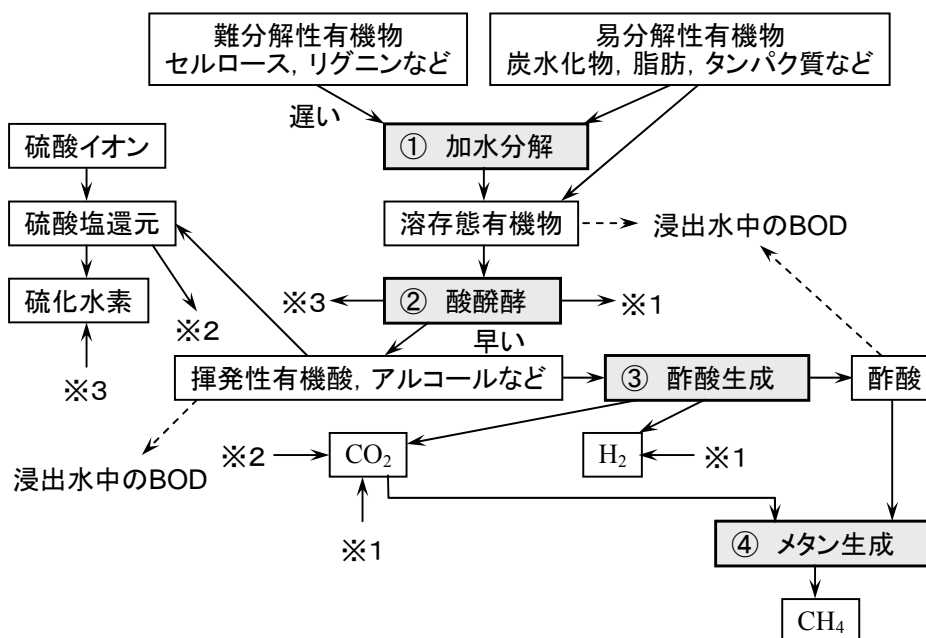


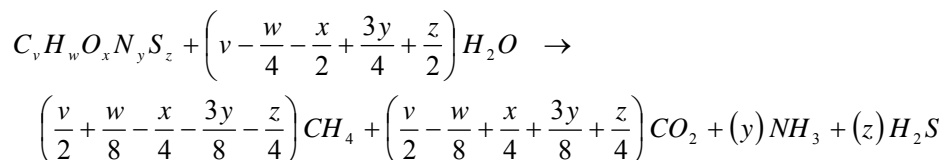
図 2-9 有機物の嫌気性分解過程⁹⁾

有機物分解で生ずる代謝熱によって、廃棄物層内の温度は通常 30～40℃、高いときには 70℃程度まで達することがある。実際に観測される温度は、発熱量と廃棄物層内の熱容量、熱伝導率並びに媒体による熱移動や蓄熱により変化する。また、埋立初期の発熱は、廃棄物に含まれていた無機成分が大気や水に触れて生ずる水和や酸化反応に起因する場合もある。

(2) 安定化ステージ

前述の有機物分解を軸とした処分場内反応プロセスは時系列的な段階に分けて考えることが多い。まず、微生物による分解作用を受ける廃棄物を、易分解性廃棄物（厨

芥類、焼却残渣中の未燃物などの有機質)、中分解性廃棄物(紙、繊維、草木類などのセルロース)、難分解性廃棄物(廃プラスチック類などの石油産物)などに分類する。これらの有機物を処分場内で代謝する微生物群は大きく、好気性微生物、嫌気性微生物、通性嫌気性微生物に分類される。もし、完全なメタン醗酵であれば、有機物を $C_vH_wO_xN_yS_z$ として、質量保存の法則により次の反応式が成り立つ¹⁰⁾。



しかし、これは完全なメタン醗酵のケースであり、実際の処分場では式どおりにならない。その理由は幾つかあるが、廃棄物に含まれる有機物の分解に伴う層内の酸素量の減少や時間経過に伴う有機物の分解過程の変化に起因する。処分場におけるガス組成などの変化パターンについては、表 2-3¹¹⁾ 及び図 2-10¹²⁾ に示すとおりであり、埋立後の経過時間(以下、埋立年齢)の違いで埋立地ガスも浸出水と同様に質が大きく異なる。

表 2-3 埋立地ガスの組成等のステージ分類(田中¹¹⁾をまとめたもの)

期	ステージ名	概要	備考
I	好気性分解期	廃棄物層中に残った、あるいは表層からの酸素による廃棄物の好気性分解。一部で嫌氣的になり、揮発性有機酸の生成。	数時間程度
II	嫌気性酸醗酵期	廃棄物層中の易生物分解性有機物の加水分解・酸醗酵により、揮発性有機酸、二酸化炭素および水素ガスが生成する。	数ヶ月から数年
III	メタン生成期	揮発性有機酸はメタンと炭酸ガスに変換される。	水素と二酸化炭素ガスからもメタン生成
IV	定常メタン生成期	揮発性有機酸が減少するが、難生物分解性有機物の分解により供給される有機物からメタンが生成する。	浸出水は低BOD値(～数十年)
V	安定化期	廃棄物中の有機物が少なくなり、ガス発生が微弱になり、空気が廃棄物層中に拡散侵入する。	～数百年?

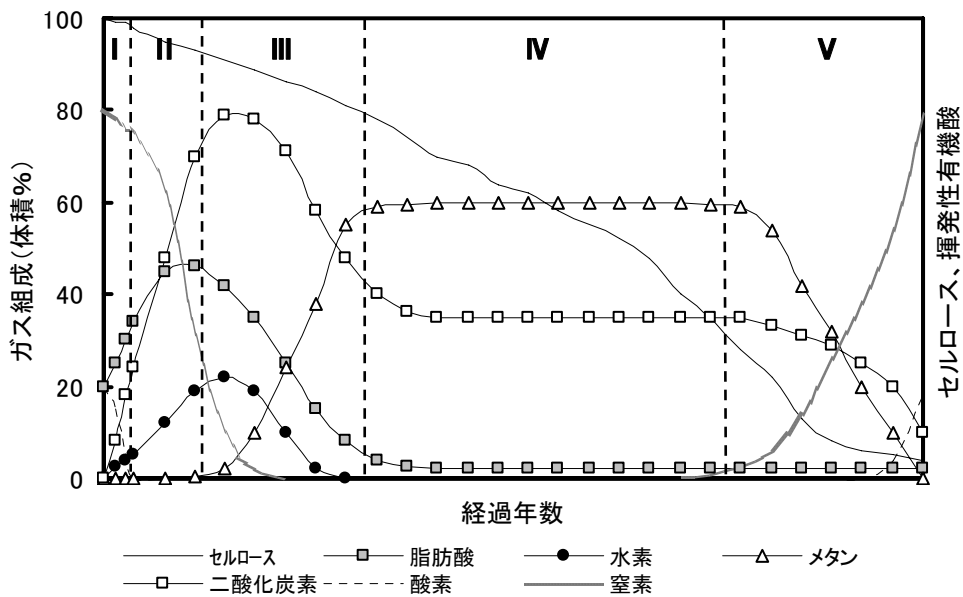


図 2-10 埋立地ガスの組成等の変化パターン (Reeら¹²⁾ を一部修正)

さらに、Stanforth¹³⁾ は浸出水とガス組成により処分場の分解ステージを酸化相、嫌気相、嫌気性消化相の3段階に分類し、各ステージをpH、ガス組成(酸素、二酸化炭素、メタン)、揮発性有機酸、電気伝導率、酸化還元電位で表現している(図 2-11)。初期の酸化相から、揮発性有機酸の生成によりpHが低下し、pHの低下により電気伝導率が上昇する。他方、好気性菌の消費により酸素濃度が低下して二酸化炭素濃度が上昇し、酸化還元電位が下がり、嫌気相になる。さらに嫌気性消化相では、嫌気性菌の代謝による揮発性有機酸の減少と共にpHが再び上昇して、揮発性有機酸の代謝産物であるメタン生成が始まり、メタン濃度が上昇して次第に低下する。

以上、理論的な安定化ステージについて簡単に述べたが、基準省令にある廃止基準や安定化期間は明確化されていない。おおまかに言えば、図 2-10 のステージIV~Vの境界周辺及び図 2-11 の嫌気性消化相の後半部が、ガスに関する廃止基準を指していると考えられる。また、真の安定化である、「廃棄物を掘り返して大気や雨に曝しても環境に影響を与えない状態³⁾」の段階は、図 2-10 のステージVの後半部にあたると考えられる。

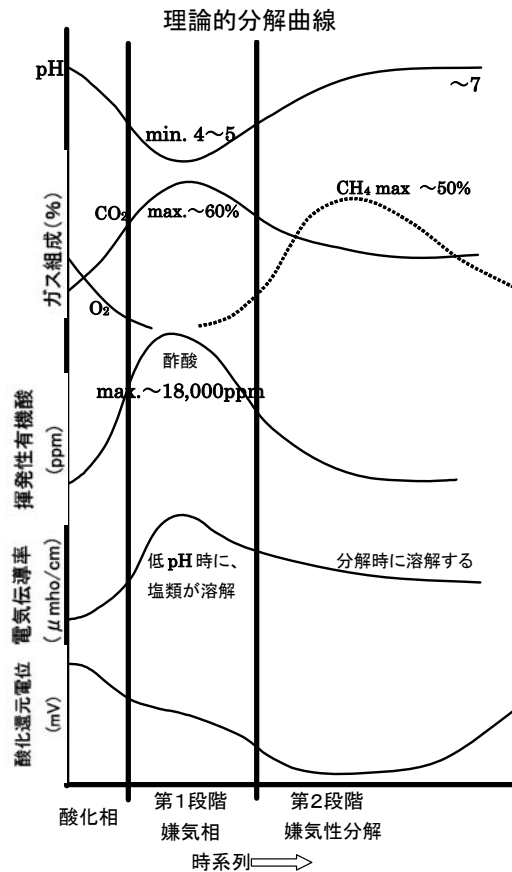


図 2-11 埋立地における理論的分解曲線¹³⁾

2. 2. 3. 2 物理化学反応

廃棄物層内においては、固相（廃棄物）、液相（内部保有水）及び気相（埋立地ガス）の間で、拡散、溶解・沈殿、吸着・収着、揮発などにより物質が交換される。これらの物理化学反応は媒体自体の特性に加え、層内の内圧、温度、酸化還元電位、pH といった雰囲気、塩類や腐植などの共存物質の質と量に支配される。

特に、埋立廃棄物に含まれていた酸性及びアルカリ性物質、有機物の分解産物である二酸化炭素、有機酸、無機態窒素、金属酸化物の加水分解で生成される水酸化物イオンなどのバランスで pH は決定される。その中でも、二酸化炭素は水に溶解して炭酸となり、日本の埋立廃棄物に多く含まれている Ca^{2+} と反応して炭酸塩を形成し、層内に沈殿蓄積されることが多い。 K^+ 、 Na^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} などは、埋立初期に雨水などの洗い出し作用により溶解してくる。

焼却灰や飛灰は、主成分としては、 SiO_2 、 CaO 、 Fe_2O_3 、 Al_2O_3 、 Na_2O_3 、 MgO 、 K_2O などを含み¹⁴⁾、¹⁵⁾、微量成分としては一般的には Zn 、 Mn 、 Cu 、 Pb 、 Cr 、 Ni 、 Cd 、 As 、 Hg などを、また、主成分及び微量成分元素の酸化物のほか、炭酸塩、硫酸塩、塩化物

などを含む。

しかし、これら微量金属成分が排水基準を超過して浸出水中に検出される事例は少ないことから、層内において溶解性物質の不溶化、化学変化による沈殿や収着が生じていると考えられる。すなわち、難溶あるいは不溶性化合物を形成しやすい OH^- 、 CO_3^{2-} 、 S^{2-} などの存在が挙動を支配するが、これらは廃棄物中に存在するか、有機物の微生物分解によって生成されるものである。また、焼却残渣中に多く含まれる Ca^{2+} が CO_3^{2-} と接触して CaCO_3 に変化する過程で、共沈により重金属類が取り込まれることも知られている^{16), 17)}。

すなわち、前述の生物化学反応により生ずる産物と雰囲気の変化に対応して、重金属類の物理化学的な挙動は変化する。また、腐植などの高分子有機化合物はCuやPbなどに対して錯体形成の配位子となる。金属錯体は水中でコロイドとして移動したり、粘土粒子と複合体を形成し不動化されたりして、液相での重金属濃度を変える。

2. 2. 3. 3 移動現象⁸⁾

保有水の移動には主に重力による下向きの流れと、毛管作用による上向きの流れがある。浸出水を形成するのは下向きの流れであり、その移動の大きさを左右するのは降水量、覆土の表面形状、廃棄物層内の透水係数である。廃棄物層内の透水性は、埋め立てた廃棄物の不均一さと中間覆土などとの層の違い、短絡（水みち）の存在などにより、空間的にきわめて不均一である。また、廃棄物は安定化が進行するとともに質の変化が生じるため、層内における透水性の空間分布も徐々に変わる。

保有水の移動は、廃棄物層内に存在する溶解性物質を溶かし込んで浸出水として系外に放出するとともに、水の存在は廃棄物層内における生物化学的反応に必須の栄養源を供給する。下向きに流れた内部保有水は最終的に集排水管に達するが、廃棄物層の途中に不透水層があると宙水が形成され、局所的に生物化学反応が極端に遅くなることもある。

埋立地ガスの流れは濃度差（拡散）、圧力差（移流）及び温度差（対流）で生ずる。生物化学反応により生成されたガス並びに水蒸気により、廃棄物層内の内圧と温度が上昇し、大気濃度、大気圧及び外気温との差が生ずることが流れの大きさを決める。廃棄物層内のガスの流れの方向は、廃棄物と水分の分布に起因する透気係数の空間分布に支配され、透水性と同様に不均一である。気体は液体ほど重力の影響を受けないことから四方に動くため、埋立地ガスはガス抜き管だけではなく、地表面並びに法面からも放出される。

2. 2. 4 処分場の安定化評価の現状と課題

処分場に関する安定化の理論（安定化過程、安定化ステージ）は、2. 2. 3で述べたとおりである。しかし、処分場は廃棄物の処分のための施設という人工的な施設

であるため、処分場と周辺環境を隔離する構造物（最終覆土、覆蓋、遮水工、堰堤など）の材料や構造、そして大きさにより浸出水やガスといったエミッションの性状は異なる。また、自然環境からの影響（降雨、気温、風など）も強く受けるため、処分場ごとに安定化の進行が大きく異なる。さらに、エミッションに与える最重要因子は埋立廃棄物の種類と量であるが、我が国では焼却残渣を中心とした埋立廃棄物の無機化が進行している。

現在の埋立廃棄物の溶出液は中性からアルカリ性を示すことから、処分場においても層内保有水がアルカリ化している現状がある。層内がアルカリ化すれば微生物による有機物の分解速度が遅くなることから、埋立廃棄物の安定化が遅延するとともに、ガスの発生が見られなくなる。また、層内保有水がアルカリ性を示したとしても、浸出水が廃止基準の8.6を超過しない場合も考えられるため、浸出水及びガスについて廃止基準に適合する場合もあり得る。

これらのことから、実際には、廃止基準項目をモニタリングするだけでは安定化の実態を理解することは難しく、廃止基準を超過するか否かを確認しているに過ぎない。

法令に則ったモニタリングにより、廃止基準を満たしている処分場もある。しかし、廃止基準が実施されてから基準適用により廃止措置がなされた事例はほとんどない。その原因の一つとして、基準を満足すれば廃止しても大丈夫かどうか不確定なため、廃止の判断を委ねられている都道府県が慎重になっていることが考えられる。ここで問題なのは、処分場を廃止できなければ、埋立終了後は浸出水やガスへの対応が残るため、特に水処理費用がかさむことになる。このように、安定化について明確化していないことが、処分場の適正な管理を難しくしていると考えられる。

安定化をモニタリングするために、「廃棄物最終処分場安定化監視マニュアル（環境庁）」¹⁸⁾において次の5つの指標が取り上げられている。

- ① 埋立廃棄物（直接指標）：処分場のボーリングにより採取された埋立廃棄物の分析・調査により、環境汚染ポテンシャルの程度を把握する。
- ② 浸出液（間接指標又は総合指標）：廃棄物の微生物分解過程や無機成分などの洗い出し過程といった処分場全体の状況を把握する。
- ③ 湧出ガス（間接指標又は総合指標）：湧出ガスは処分場内部で生成された発生ガスの成分とは異なるが、有機物分解によるガス生成速度などから埋立廃棄物の状況を判断する。
- ④ 内部温度（補足指標）：内部の微生物による分解反応の程度を知る。
- ⑤ 処分場表層（沈下量と植生又は補足指標）：廃棄物の分解や洗い出しによる廃棄物層の変化の程度を知る。

これら安定化指標に関しては様々な研究がなされている。

(1) 埋立廃棄物

埋立廃棄物については、物理組成、元素分析、溶出液分析などにより有機物分解の度合いなどを直接評価することができる。長野らは、組成分析及び熱灼減量について経過年数ごとに調査しており、有機物量の減少速度から安定化年数を推定している¹⁹⁾。また、筆者らや堤らは乾式ボーリングによる深度別調査を実施しており、塩類の洗い出し状況などを把握している^{20), 21)}。さらに、立藤らは、微生物が有機物を分解する際に発生する二酸化炭素の発生量が、物理化学的安定化指標を補完する指標になると提案している²²⁾。しかし、埋立廃棄物の調査では局所的情報しか得られないことから、全体を把握するためには掘削やボーリングを数多く必要とする短所がある。

(2) 浸出液

浸出液すなわち浸出水については、数多くの調査・研究が実施されており、廃棄物最終処分場安定化監視マニュアルでは安定化の状況を見る上での必須項目としてpH、BOD、COD、アンモニア態窒素（NH₄-N）、水温を挙げている¹⁸⁾。全窒素についても研究されており^{23), 24)}、窒素成分は長期にわたり可溶化、溶出、硝化及び脱窒などを受ける成分であることから、C/N比とともに調査することにより処分場内部での有機物の分解状況が把握可能となる。また、BOD/COD比からは生物易分解性有機物と生物難分解性有機物の割合が把握でき^{25), 26)}、安定化指標として用いられてきた。さらに、惣田らはBOD、Fe、Cl⁻で安定化状態を予測でき、浸出水中のFe濃度により処分場内の嫌気状態を推測可能としている²⁷⁾。その他、Cl⁻、TOC、UVが安定化指標として挙げられる。

これらのほか、重金属類が層内において不溶化することは、廃止基準を満足するとともに安定化を意味すると考えられる。2. 2. 3. 2で示したとおり、焼却残渣中に多く含まれるCa²⁺がCO₃²⁻と接触してCaCO₃に変化する過程で、共沈により重金属類が取り込まれることも安定化ととらえられる。逆に、金属錯体は水中でコロイドとして移動することから、浸出水中に重金属類が検出される場合はSS成分由来により、埋立初期に見られるといわれている^{28), 29)}。有機物分解による有機酸生成によるpH低下が原因で重金属類が溶出する可能性はあるが、焼却灰についてpH 4前後の1%酢酸溶液による溶出試験を行った結果、溶出液が中性付近に移行することにより重金属類がほとんど溶出しないことが分かっている³⁰⁾。以上のことから、浸出水中に含まれる重金属類の把握にはSSの測定による予測が考えられる。

しかし、以上の指標に係る知見は個々あるいは数箇所の処分場調査結果、並びに実験結果を基に得られたものであることから、様々な特性を持つ処分場に共通したものでないことが問題点として挙げられる。

(3) 湧出ガス

湧出ガスすなわち埋立地ガスの安定化や廃止基準については前述したが、ガス組成及びガス放出量がモニタリング項目となる。しかし、ガス抜き管の設置やガスのモニ

タリングについては、管理者などの裁量に任される部分が多いのが実状である。例えば、埼玉県では、「廃棄物最終処分場の廃止における発生ガス及び埋立地温度の測定に係る運用基準（1999年3月）」において「メタン濃度が0.5%以下」と行政指導しているが、メタンの爆発下限値5%に安全率として10倍を考慮しているに過ぎない。また、立菌らは、メタン濃度に比べて二酸化炭素濃度が高いほど好気性分解の占める割合が大きいことから、可燃ごみ主体の処分場においては CH_4/CO_2 比を安定化指標としている³¹⁾。しかし、廃棄物層が湿っていたり、内部保有水がアルカリ性に偏ったりすると、埋立地ガス中の二酸化炭素は吸収され、相対的にメタンの割合が増加する傾向にあることから³²⁾、特に焼却残渣の多い処分場での現状評価が困難となってきている。

焼却残渣への二酸化炭素の吸収については、筆者らによるGas Fluxカラム装置を用いた実験（図2-12）により明らかになっている^{33), 34)}。試料を充填した土壌カラム内（ $\phi 10\text{mm} \times 5\text{cm}$ ）に混合ガス（ $\text{CH}_4 : \text{CO}_2 \doteq 1 : 1$ ）を流速約0.5 mL/分で通気させ、カラム通過ガスの組成から表2-4に示した二酸化炭素の捕捉量を概算している。これによると、試料に含まれる1割程度の Ca^{2+} が二酸化炭素ガスと反応し、 CaCO_3 として固相内に捕捉される結果となっている。ガスの移動速度によっては、これ以上の二酸化炭素ガスの捕捉量が見込まれる。

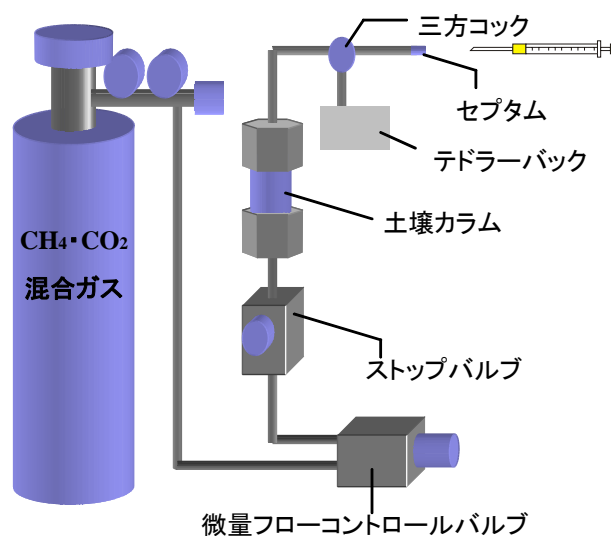


図 2-12 Gas Fluxカラム装置³³⁾

表 2-4 二酸化炭素の捕捉量³⁴⁾

試料	含水比 (%)	CO_2 捕捉量 (mmol)	換算 Ca^{2+} 量 (mmol)
黒ボク土+ $\text{Ca}(\text{OH})_2$	30	0.33	3.0
焼却飛灰(一廃)	33	0.21	1.8

層内におけるガスの移動現象に関してはMutasemらの総説³⁵⁾に詳しいが、廃棄物の浸透性と水分量がいくつかのパラメータのうち最も重要であるとしている。不均一な廃棄物層内におけるガスの移動は複雑なため、サンプリング位置によってデータが全く異なることが予測できる。さらに、気象条件もガスの放出量に影響し、季節変動や気圧の変化に伴い放出ガス量が大きく異なる³⁶⁻³⁸⁾。廃止基準では年4回2年間のモニタリングと規定しているが、日変動が多いことを加味すると、1回について24時間モニタリングが望ましいと思われる。可能であれば、自動計測の手法を確立する必要がある。

このほか、廃止基準に規定はないが、ガスモニタリングには処分場の地表面からの放出もある。地表面からのメタン放出量については、ほとんどが静置式チャンバー法を用いて測定されている^{39), 40)}が、ガス放出が不均一であるために地表面全体からの放出量の測定には手間と時間を要する。処分場全体からのメタン放出量の推定については、静置式チャンバー^{41), 42)}、トレーサー法⁴³⁾、並びに微気象学的手法^{43), 44)}を用いて測定されており、放出速度は約5~100 gCH₄/m²/日の範囲と推定されている。山田らは、静置式チャンバー法と地表面温度分布を掛け合わせた改良法やレーザーメタン計を用いた方法を提案しており、冬期と夏期でメタンフラックスが異なることを示している⁴⁵⁾。

前述した内部保有水のアルカリ化に伴い、多量ガス成分の組成比からの安定化評価が困難な場合があり、微量ガス成分も含めた安定化の予測も可能性が考えられる。微量ガス成分には一部に有害あるいは悪臭物質が含まれており、硫化水素、アンモニアなどが通常調査されている。これら成分も二酸化炭素と同様に水溶性ガス成分であるため、安定化指標としては適さないと思われる。これら以外で調査されている項目は、炭化水素類^{46), 47)}、揮発性有機化合物など^{48), 49)}であり、二硫化炭素を指標にしている例もある⁵⁰⁾。この二硫化炭素は、飛灰処理の硫黄系キレート剤由来でもあることが知られている⁵¹⁾。

しかし、微量ガス成分により安定化を評価した事例はほとんどなく、炭化水素類について経年的な変化あるいは処分場間の比較による安定化評価が行われている^{47), 52)}。本田は炭素数2及び3の炭化水素類について調査し、飽和炭化水素に比べ不飽和炭化水素が経年的に減少傾向にあることを示唆した。また、Ikeguchiらは、埋立時期の異なる3つの処分場について炭素数6までの炭化水素類を調査し、埋立年齢が長いほど、エチレン、アセチレン及びペンタンの濃度が減少するとともに、エタン/エチレン比が上昇することを示した⁴⁷⁾。

これらの結果は、微生物反応によって解釈できるほどの知見が得られていないが、処分場のほかに自然堆積物（海底、湖沼など）で深度方向の調査がなされている。その中でも、Emeryらが調査した海底堆積物の結果は、図2-13に示す⁵³⁾ように微生物由来の炭化水素類について深度方向での明確な傾向を示している。調査結果によれば、

深度 3,730mのサンタバーバラ海盆においてもメタン発酵が進行し、下層堆積物ほどメタン濃度の炭化水素類（炭素数 2~6、以下、NMHC）の合計濃度（T-NMHC）に対する比が増加するなどの時間経過に伴う変化を示している。他方、NMHCの炭素数（以下、炭素数 2 はC2 のように記す）については、堆積物の表層から 100cmまではC2 のエタンの割合が徐々に増加し、100cmから 148cmにおいてC6 以上の割合が増加した。さらに、NMHCの飽和炭化水素（以下、アルカン類）と不飽和炭化水素（以下、アルケン類）の関係や異性体比を見ると、表層コア（4~28cm）を除いて、深層ほどエタン／エチレン比が上昇し、iso-ブタン／n-ブタン比は下降する傾向にあった。

このほか、Devaiら⁵⁴⁾ は、酸化還元電位によるメタン及びNMHCの発生影響を淡水沼土壌で培養実験しており、嫌気性条件下ほどメタン／T-NMHC比が大きいことを示した。

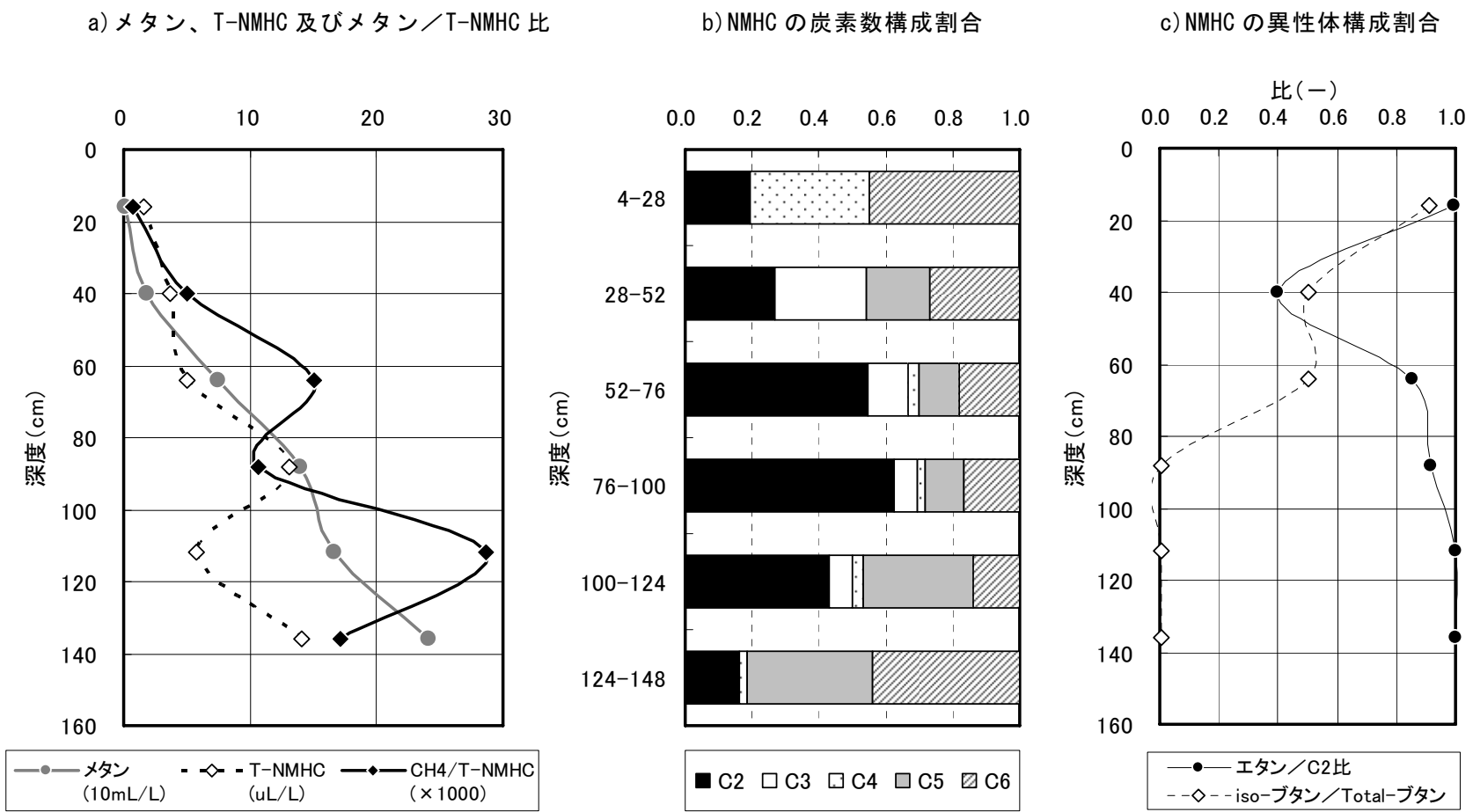


図 2-13 海底堆積物中における炭化水素の深度調査結果⁵³⁾

(4) 内部温度

内部温度すなわち地温については、サーミスターや熱電対を層内に埋め込みモニタリングする方法、ガス抜き管や場内観測井による深度方向の測定³⁸⁾が一般的である。温度については、東京都海面処分場のような易分解性廃棄物を埋め立てる場合は、廃止基準を満足するには埋立終了後 20～25 年を要するといわれている⁶⁾。しかし、筆者らの調査によれば、産業廃棄物処分場の埋立終了後 1.5 年で廃止基準を満足している³⁸⁾。このほか、「廃棄物最終処分場廃止基準の調査評価方法⁶⁾」において、処分場から流出した直後の浸出水の温度測定を検討する必要性が示されている。浸出水の温度測定は簡易であることから検討の余地があり、柳瀬らは雨水（流入）から浸出水（放出）への累積熱変化量から安定化を評価している⁵⁵⁾。

(5) 処分場表層

処分場表層については、有機物の分解により生じる埋立廃棄物の容積の減少、あるいは埋立廃棄物自体の重さによる空隙の減少により、処分場全体あるいは局所的な沈下が起こる。沈下速度が徐々に減少することが安定化に直接つながることから、多くの処分場で沈下板によるモニタリングが行われている⁵⁶⁾。このほか、植生については、我が国における処分場表面の土壌硬度や塩類濃度が高いという特異的な条件から、経過年数に比して植生遷移の進行は遅いが、埋立終了後の年数や管理状態により変化する可能性があることが示唆されている⁵⁷⁾。

以上の 5 項目について様々な調査・研究が実施されてきた。その中で、①埋立廃棄物は、廃止基準との比較が難しいという問題はあるが、最も安定化を評価できる調査方法である。④地温については、処分場内部の温度と周辺の地中温度の差が 20℃以下になることが廃止の条件であるが、易分解性有機物の量が少ない近年の処分場においては、閉鎖後数年でこの条件はほぼ満たしていると考えられる。

これらに対して、③埋立地ガスについては、まず流量測定や試料採取などの現場調査手法を確立することから始めなければならない。次に、多量ガス成分のみによる安定化評価に限界があることから、これらを補完するものが必要となっている。

②浸出水については、廃止基準を満足することが大前提であるが、処分場内は不均一層であることから浸出水が層内すべてを反映しているとは限らない。浸出水質が基準以下の期間が続いても、大雨などによる水ミチの変化などによる汚濁水の流出も考えられるという問題がある。このようなことから、廃止後に周辺に影響を与える可能性があることから、廃止に慎重になっている自治体なども存在する。廃止を一つの事業として考えると、確かに慎重になることは重要であるが、必要以上に過敏になることは維持管理や跡地利用の観点からは無駄な場合がある。しかし、それぞれの現場での対応が求められる現状において、廃止基準を満足すること以外に何を判断基準としたら良いかは難しい問題である。

できるだけ多くの処分場を比較・検討して共通の指標を用いることにより、処分場

間の相対的な安定化評価をすることもひとつの考え方である。このとき、安定化の進行が遅いと判断できる処分場に対しては、欧米で実施されてきた処分場の早期安定化手法（浸出水の循環、強制通気、受動通気、埋立廃棄物の前処理）を取り入れるといった対策の必要性が迫られる。

2. 2. 5 処分場における廃止基準の考え方

最終的には、個々で処分場の廃止を判断するのであるが、様々な処分場に対応できるモニタリング項目の選定とそれらによる判断基準の設定が急務となっている。また、閉鎖までの浸出水の測定は義務付けられていないことから、埋立開始から閉鎖までの変化（図 2-10 のステージ I～III、IV）が把握できていない処分場も少なくない。埋立跡地の施設は処分場が分解産物を生成している間は維持管理されなければならないが、層内環境により埋立廃棄物の分解速度は個々で異なるために、閉鎖後の管理期間も極端に処分場ごとに異なる。米国においては、連邦政府及び州政府の規制は埋立跡地の管理期間を最短期間で設定しているが、ほとんどの規制において管理期間を 20～30 年としている^{58), 59)}。ただし、埋立終了からの跡地管理を計画するうえでも、安定化がどこまで進行しているか把握していなければならない。このようなことから、埋立当初からモニタリングすべき項目の選定が必要であり、可能であれば簡易測定できる項目であることが望ましい。

他方、処分場建設時に住民との協定により、浸出水処理排水の維持管理基準を廃止基準の 5/10～1/10 にまで厳しくすることも多い。この場合には、維持管理基準が廃止基準として用いられるため、安定化したとしても半永久的に廃止できない処分場が存在する可能性があることも重大な問題である。

以上のような現状を踏まえて、廃止における望ましい安定化の定義を以下のように考えた。なお、③及び④については、指標の選定が必要である。

- ① まず、「廃棄物が処分場にとどまっている限り、外部の環境に影響を与えない状態」であり、「浸出水の pH が中性付近（5.8 以上 8.6 以下）にある状態」と定義される廃止基準の安定化を確保する。
- ② pH に関しては、浸出水よりも内部保有水で確認することが望ましい。
- ③ 浸出水質における共通の指標を選定し、処分場間の相対的な安定化評価をする。（安全性の担保や早期安定化などの判断材料）
- ④ 埋立地ガスに関しては、多量ガス成分に補完する指標を選定し、安定化評価をさらに向上させる。
- ⑤ 廃止基準を満足した後は、ボーリングなどにより、「内部保有水」、「層内ガス」、「埋立廃棄物」の確認作業を終えてから廃止とする。

2. 3 不法投棄事例での基準と調査方法の現状と課題

廃棄物の不適正処理や不法投棄（以下、不適正処分）は後を絶たない。不適正処分は産業廃棄物で多く、環境省の発表によれば、2003年度で894件（745千t）、2004年度で673件（411千t）、2005年度で558件（172千t）と徐々に減少傾向にある⁶⁰⁾が、不適正処分を撲滅するには至っていない。なお、2005年度の集計には硫酸ピッチ事案とフェロシルト事案が除外されている。

不適正処分による問題の一つとして現場周辺への環境汚染があり、管理されている処分場とは大きく異なる。そのため、廃棄物中の有害物質等が周辺土壌や地下水などを汚染し、場所によっては飲料水源の汚染を引き起こす。不適正処分現場で発生する生活環境保全上の支障については、図2-14に示すような種類がある⁶¹⁾。谷地、空き地あるいは中間処理の保管施設などに廃棄物を堆積させた場合は、有害性廃棄物からの汚染物質の溶出に加えて、有機物の微生物分解により硫化水素ガスやメタンガスが発生することがあり、悪臭、堆積廃棄物の崩落、火災等のリスクが問題である。運転管理が不十分な場合には、排ガスや排水といった排出媒体中の有害化学物質により周辺環境を汚染することがある。

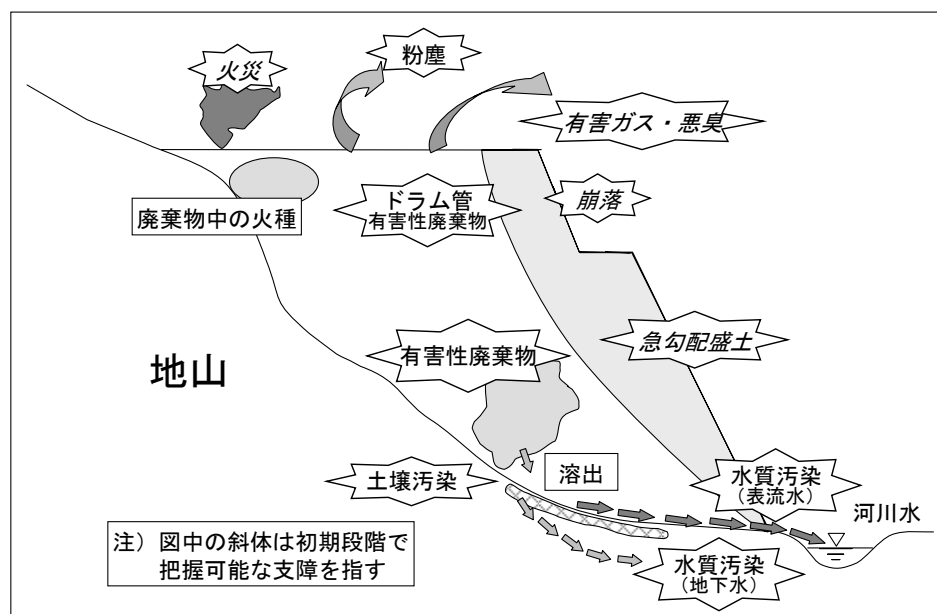


図2-14 主な支障概念図⁶¹⁾

一般に、土壌は長期的な保持機能があるが、生活空間の近傍にある土壌の直接的な摂取や、蒸散、最飛散など様々な人に至る暴露経路が考えられる。また、地下水が一度汚染されると、修復するのに多大な費用と時間を要することになる。

しかし、不適正処分現場における環境汚染の影響を評価するための法令や基準が欠如しており、具体的な調査手法が設定されていないのが現状である。そのため、各々の現場対応により、地下水・河川水水質調査、廃棄物ボーリング調査、大気環境・悪臭

測定、土壌調査などを実施するとともに、現場修復に向けての調査手順の検討や、住民対応が行われているのが現状である。このような初動調査が迅速に進行しない場合は、公表が遅れるなどによる住民とのトラブルが生じることも少なくない。

2. 3. 1 不法投棄事例における適用法規と調査方法

不適正処分現場においては、大気環境、土壌、地下水や河川水のモニタリングが必要となるが、上述のように、不適正処分に起因する環境汚染を調査する際の評価基準は定まっていない。2003年10月に通知された環境省告示第104号「二 特定支障除去等事業その他の特定産業廃棄物に起因する支障の除去等の内容に関する事項」では調査について、①30m×30m×30m 格子調査（最低でも3箇所）、②格子の中心点で試料採取、などが定められているが、具体的な調査手法については述べられていない。

他方、廃棄物由来の汚染物質は同一汚染サイトにおいても重金属類、有機塩素化合物類、ダイオキシン類などが混在している場合が多い。そのため、対象物質及び目的に応じた調査法を選択することが必要であるとともに、場合によっては全てを網羅した調査が求められる。また、分析結果の評価にどのような基準を用いるべきかが問題となる。特に、土壌に関しては、表2-5に示した変遷で関係法令等が定められており、それぞれの調査方法が対象物質などによって異なっている場合もある。ここでは、土壌に関する調査手法について詳述するとともに、その他の調査媒体に関連する法令・基準について整理した。

表 2-5 土壌及び不法投棄関係の法整備等の変遷

年月日	法 律 等
1970/12/25	公害関係14法律公布 (廃棄物の処理及び清掃に関する法律、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律 など)
1972/10/17	「農用地土壌汚染防止法施行令の一部を改正する政令」公布(銅に係る指定要件の設定)
1975/04/04	「農用地土壌汚染防止法施行令の一部を改正する政令」公布(砒素に係る指定要件の設定)
1984/11/08	「農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準」環境庁設定
1990/08/10	「有害物質が蓄積した市街地等の土壌を処理する際の処理目標について」環境庁通知
1991/08/23	「土壌の汚染に係る環境基準について」環境庁告示
1994/02/01	「土壌の汚染に係る環境基準を定める件の一部を改正する件」告示
1994/02/21	「土壌の汚染に係る環境基準を定める件の一部を改正する件」告示
1994/11/11	「土壌・地下水汚染の調査・対策指針」策定
1998/04/24	「土壌汚染に係る環境基準の一部を改正する件」告示
1999/01/29	「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針」及び「同運用基準」策定
1999/12/27	「ダイオキシン類による大気の汚染、水質の汚染及び土壌の汚染に係る環境基準について」告示
2001/03/28	「土壌の汚染に係る環境基準を定める件の一部を改正する件」告示
2002/05/29	「土壌汚染対策法」公布
2002/11/13	「土壌汚染対策法施行令」及び「土壌汚染対策法の施行期日を定める政令」公布
2003/02/15	「土壌汚染対策法」施行
2003/06/18	「特定産業廃棄物に起因する支障の除去等に関する特別措置法」公布
2003/06/18	「廃棄物の処理及び清掃に関する法律の一部を改正する法律」公布(不法投棄未然防止)

(1) 土壤汚染対策法

国民の健康の保護を図るために、土壤汚染の状況の把握及び土壤汚染による人の健康被害の防止に関する措置等の土壤汚染対策を実施することを内容とする「土壤汚染対策法」⁶²⁾が2002年5月22日に成立し、同月29日に公布された(2003年2月15日に施行)。その後、11月13日公布の「土壤汚染対策法施行令」⁶³⁾により、①特定有害物質の規定、②土壤汚染状況調査の対象となる土地の規準、③汚染の除去に係る措置命令の対象となる土地の基準等を定めた。2002年12月26日には、「土壤汚染対策法施行規則」⁶⁴⁾を公布し、①土壤汚染状況調査の方法、②指定区域の指定基準、③汚染の除去等の措置の技術的基準を定めた。

土壤汚染対策法施行令で定められた特定有害物質25項目について、基準値と併せて表2-6に示す。人の健康に係るリスクとして、地下水等の摂取及び土壤の直接摂取によるリスクが考慮されている。地下水等の摂取によるリスクに係る基準は現行の土壤環境基準(溶出基準)、直接摂取によるリスクは表層土壤に長期間蓄積する可能性の高い重金属等の含有量試験が適用される。これら25項目は化学物質の性質の違いにより、第一種から第三種特定有害物質の3つに分類され、試料採取等の調査方法が異なる。なお、汚染の可能性のある土地について、一定の契機をとらえて調査を行い、土壤汚染の状況を把握することとなっている。すなわち、土壤汚染状況調査の対象となる場合は次の2通りとなり、不適正処分現場では主に、2)法第4条調査が適用される。

- 1) 法第3条調査：使用が廃止された有害物質使用施設(以下、特定施設)に係る工場又は事業場の敷地のすべての土地の調査
- 2) 法第4条調査：都道府県知事が当該土地もしくはその周辺の土地の土壤汚染の状態、地下水の特定有害物質による汚染の状態を勘案し、人の健康に係る被害を防止するため必要な限度において定めた土地の調査

また、調査試料の採取地点と採取深度についても規定されている。試料採取等の概要を表2-7に示す。土壤含有量調査、土壤溶出量調査、土壤ガス調査の各調査ともに100m²に1地点の割合で調査地点を均等に選定することを基本としている。すなわち、10m四方の格子状に区画して1地点から土壤やガスを採取する。汚染の可能性の高い地点は必ず採取地点とし、汚染の可能性の高い場所を含まない場合は区画の中央点となる。資料等調査により汚染が存在する可能性が低い部分は900m²(9区画分)で1試料となる。

土壤の採取深度は、表層以下50cmを対象とするが、表層以下5cmの部分と5cm～50cmの部分等を等量混合したものを試料とする。第一種特定化学物質における土壤ガス調査は、表層から概ね1mの地中ガスを採取し、検出された場合は深度方向に土壤を採取し溶出量試験を行う。

表 2-6 特定有害物質及び指定区域の指定基準（土壌汚染対策法施行規則）

分類	特定有害物質の種類	指定基準		地下水基準
		土壌溶出量基準	土壌含有量基準	
第一種特定有害物質	四塩化炭素	0.002 mg/L	—	0.002 mg/L
	1,2-ジクロロエタン	0.004 mg/L	—	0.004 mg/L
	1,1-ジクロロエチレン	0.02 mg/L	—	0.02 mg/L
	シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04 mg/L	—	0.04 mg/L
	1,3-ジクロロプロペン	0.002 mg/L	—	0.002 mg/L
	ジクロロメタン	0.02 mg/L	—	0.02 mg/L
	テトラクロロエチレン	0.01 mg/L	—	0.01 mg/L
	1,1,1-トリクロロエタン	1 mg/L	—	1 mg/L
	1,1,2-トリクロロエタン	0.006 mg/L	—	0.006 mg/L
	トリクロロエチレン	0.03 mg/L	—	0.03 mg/L
	ベンゼン	0.01 mg/L	—	0.01 mg/L
第二種特定有害物質	カドミウム及びその化合物	0.01 mg/L	150 mg/kg	0.01 mg/L
	六価クロム化合物	0.05 mg/L	250 mg/kg	0.05 mg/L
	シアン化合物	検出されないこと	50 mg/kg	検出されないこと
	水銀及びその化合物	0.0005 mg/L	15 mg/L	0.0005 mg/L
	アルキル水銀化合物	検出されないこと	—	検出されないこと
	セレン及びその化合物	0.01 mg/L	150 mg/kg	0.01 mg/L
	鉛及びその化合物	0.01 mg/L	150 mg/kg	0.01 mg/L
	砒(ひ)素及びその化合物	0.01 mg/L	150 mg/kg	0.01 mg/L
第三種特定有害物質	ふっ素及びその化合物	0.8 mg/L	4,000 mg/kg	0.8 mg/L
	ほう素及びその化合物	1 mg/L	4,000 mg/kg	1 mg/L
	シマジン	0.003 mg/L	—	0.003 mg/L
	チオベンカルブ	0.02 mg/L	—	0.02 mg/L
	チウラム	0.006 mg/L	—	0.006 mg/L
第三種特定有害物質	ポリ塩化ビフェニル	検出されないこと	—	検出されないこと
	有機りん化合物	検出されないこと	—	検出されないこと

表 2-7 試料採取等の概要（土壌汚染対策法施行規則）

特定有害物質の種類		第一種特定有害物質 (揮発性有機化合物)	第二種特定有害物質 (重金属等)	第三種特定有害物質 (農薬等)
試料採取の考え方	汚染の恐れがある土地	10m格子内の1地点	10m格子内の1地点	10m格子内の1地点
	汚染の恐れが少ない土地	30m格子内の1地点	30m格子内の10m格子区画で複数点均等混合	30m格子内の10m格子区画で複数点均等混合
	汚染の恐れがない土地	調査の必要なし	調査の必要なし	調査の必要なし
調査方法		土壌ガス調査 ↓ 深層部土壌溶出量調査	表層部土壌溶出量調査 表層部土壌含有量調査	表層部土壌溶出量調査

(2) ダイオキシン類対策特別措置法

国民の健康の保護を図るために、ダイオキシン類による環境の汚染の防止及びその除去等の対策を実施することを内容とする「ダイオキシン類対策特別措置法」⁶⁵⁾が1999年7月16日に公布された(2001年1月6日に施行)。その第7条の規定に基づき、1999年12月27日に「ダイオキシン類による大気汚染、水質汚濁及び土壌汚染に係る環境基準について」⁶⁶⁾が公布され、土壌についての環境基準が1,000 pg-TEQ/g以下に設定された。これを受け、土壌中のダイオキシン類調査の進め方と、試料採取等の技術的手法について、「ダイオキシン類に係る土壌調査測定マニュアル」⁶⁷⁾が作成された。

ダイオキシン類に係る土壌の調査の進め方を図2-15に示す。まず土壌中のダイオキシン類の概況を地域概況調査により把握し、調査の結果を環境基準に照らして評価し、その結果に応じてさらに必要な調査を実施する。地域概況調査は、調査の目的に応じて次のように分類され、不適正処分現場では主に、3)対象地状況把握調査が適用される。

- 1) 一般環境把握調査 : 一般環境における土壌中のダイオキシン類濃度を把握する調査
- 2) 発生源周辺把握調査 : ダイオキシン類を排出する施設が一般環境の土壌に及ぼす影響を把握するため、発生源の周辺において実施する調査
- 3) 対象地状況把握調査 : 既存資料等の調査によりダイオキシン類による汚染の恐れが示唆される対象地における土壌中のダイオキシン類濃度を把握する調査

地域概況調査の結果、250 pg-TEQ/gの調査指標値以上のダイオキシン類濃度を示す地点の存在が判明した場合には、周辺の土壌中のダイオキシン類濃度が環境基準を超える恐れがあるので、資料等調査の結果や周辺の状況に応じて土壌の追加調査を行う。また、汚染原因を推定するとともに、環境基準を超える土壌の平面範囲及び深度を確定(範囲確定調査)する。環境基準を超える土壌について対策を実施した場合に、その効果を確認する(対策効果確認調査)。このとき、調査指標値以上のダイオキシン類濃度を示す地点の存在が判明した場合には、必要に応じて、土壌中のダイオキシン類の濃度の推移を把握するため、3～5年の期間をおいた後に継続モニタリング調査を実施する。

試料の採取地点と採取深度についても規定されている。1,000 m²(約33 m四方の格子状に区画)に1地点の割合で調査地点を選定することを基本としている。汚染の可能性の高い範囲及びその周辺地域においては重点的に調査地点を設定する。

土壌試料の採取は、調査地点において、原則として、表層 5 cm の土壌について 5 地点混合方式で行う。なお、範囲確定調査で深度範囲の確定を行う場合には 1 地点の柱状試料を採取する。また、採取した試料の性状として、含水率、強熱減量、土性等を調査する。

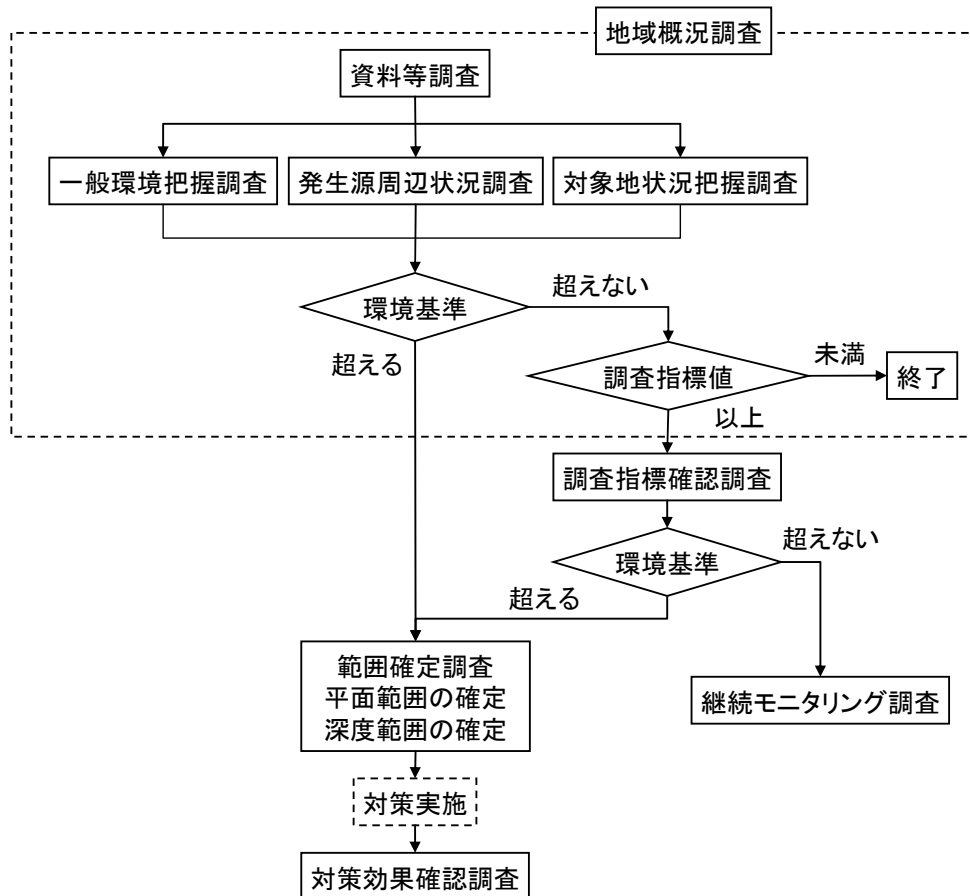


図 2-15 土壌中ダイオキシン類の調査の進め方

(3) 県条例

都道府県には、独自に生活環境保全条例を制定しているところが多い。例えば、埼玉県では、県民の健康の保護及び安全かつ快適な生活の確保を図るために、生活環境の保全に関し、県、事業者及び県民の責務を明らかにするとともに、環境への負荷の低減を図るための措置及び公害の発生源についての規制を定める「埼玉県生活環境保全条例」⁶⁸⁾ が定められている。その第 76 条で、「土壌及び地下水の汚染の調査及び対策に関する指針」⁶⁹⁾ を定めている。

土壌汚染の調査の進め方は、まず土地の改変時における過去の特定有害物質の使用状況や土地の利用履歴を調査し、汚染の概況調査（表層調査）、詳細調査（汚染の深さ及び

横への広がり調査)を実施する。概況調査は、「埼玉県生活環境保全条例施行規則」⁷⁰⁾で定める「重金属等」と「揮発性有機化合物」に区分して以下の方法で調査する。なお、「重金属等」は、土壤汚染対策法の第二及び第三種特定有害物質にあたり、「揮発性有機化合物」は第一種特定有害物質にあたる。

a) 「重金属等」

調査地点は、対象地 1,000 m²につき概ね 1 試料とし、汚染の可能性の高い区域については密度を高めて調査する。試料採取方法は、調査区画 1 箇所につき、中心 1 地点及び周辺四方各 1 地点（中心地点から 5 m～10 m までの範囲）の合計 5 地点の土壤（原則、地表面下 15 cm）を採取し、等量混合することとなっている。分析は、土壤溶出量分析とし、土壤が飛散又は流出する恐れのある場合には、カドミウム及びその化合物、鉛及びその化合物、砒素及びその化合物並びに水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物に限り、「底質調査方法」⁷¹⁾に示す方法に準拠して、含有量分析も実施しなければならない。

b) 「揮発性有機化合物」

調査地点は、対象地内に 20 m 程度の間隔でメッシュを設定し、その交点で土壤ガスの調査を行い、汚染の可能性が高い区域又は調査により相対的に高い濃度が検出された区域については、更に細かなメッシュで調査を実施する。試料採取方法は、表土に穴を開けて、30cm～100cm までの適切な深度の土壤ガスを吸引して採取する。

そして、概況調査の結果、次に掲げる地点が存在することが判明したら、汚染の詳細調査を実施する。詳細調査については、汚染が判明した区域又は汚染の可能性が高い区域及びその周辺を、20 m 程度の間隔でメッシュを設定した交点（必要に応じて、調査地点を追加）で、①特定有害物質の土壤からの溶出量、②地層及び土質を調べるとしている。

- ・ 土壤の汚染の状況が、表 2-8 の土壤汚染基準を超える地点
- ・ 土壤ガスの濃度が、他の地点より有意な高濃度を示す地点
- ・ 地下水の汚染の状況が、表 2-8 の地下水汚染基準を超える地点
- ・ カドミウム及びその化合物、鉛及びその化合物、砒素及びその化合物並びに水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物が、「土壤・地下水汚染に係る調査・対策指針運用基準について」⁷²⁾に定める含有参考値を超える地点

表 2-8 土壌汚染基準及び地下水汚染基準（埼玉県生活環境保全条例施行規則）

	特定有害物質の種類	土壌汚染基準 (溶出量試験*)	地下水汚染基準 (含有量試験**)
1	カドミウム及びその化合物	0.01 mg/L	0.01 mg/L
2	シアン化合物	検出されないこと	検出されないこと
3	有機りん化合物	検出されないこと	検出されないこと
4	鉛及びその化合物	0.01 mg/L	0.01 mg/L
5	六価クロム化合物	0.05 mg/L	0.05 mg/L
6	砒(ひ)素及びその化合物	0.01 mg/L	0.01 mg/L
7	水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物	0.0005 mg/L	0.0005 mg/L
8	アルキル水銀化合物	検出されないこと	検出されないこと
9	ポリ塩化ビフェニル	検出されないこと	検出されないこと
10	トリクロロエチレン	0.03 mg/L	0.03 mg/L
11	テトラクロロエチレン	0.01 mg/L	0.01 mg/L
12	ジクロロメタン	0.02 mg/L	0.02 mg/L
13	四塩化炭素	0.002 mg/L	0.002 mg/L
14	1,2-ジクロロエタン	0.004 mg/L	0.004 mg/L
15	1,1-ジクロロエチレン	0.02 mg/L	0.02 mg/L
16	シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04 mg/L	0.04 mg/L
17	1,1,1-トリクロロエタン	1 mg/L	1 mg/L
18	1,1,2-トリクロロエタン	0.006 mg/L	0.006 mg/L
19	1,3-ジクロロプロペン	0.002 mg/L	0.002 mg/L
20	チウラム	0.006 mg/L	0.006 mg/L
21	シマジン	0.003 mg/L	0.003 mg/L
22	チオベンカルブ	0.02 mg/L	0.02 mg/L
23	ベンゼン	0.01 mg/L	0.01 mg/L
24	セレン及びその化合物	0.01 mg/L	0.01 mg/L
25	ほう素及びその化合物	1 mg/L	1 mg/L
26	ふっ素及びその化合物	0.8 mg/L	0.8 mg/L

* 検液の作成方法は、平成3年環境庁告示46号による。

** 検定方法は、平成8年環境庁告示55号による。

(4) 不適正処分に起因するその他の各種基準

不適正処分に起因する環境調査は、①どこで、②何を、③何を評価基準に、という大きな3つの組立要素により決定する⁷³⁾。不適正処分現場における調査媒体の対象ごとに関係する法令・基準等をまとめたものを表 2-9 から表 2-12 に示す。これら列挙した各種基準とその基準の意味などを考慮し、調査を実施する必要がある。環境調査の評価基準をまとめると表 2-13 のようになる。

表 2-9 水質関係の基準一覧

各種基準等名	法律名	対象施設等	概要
水質環境基準	環境基本法(「水質汚濁に係る環境基準」S46.12.28環告59)	公共用水域	水質汚濁の環境条件につき人の健康保護・生活環境保全のための維持基準
水質環境基準	ダイオキシン類対策特別措置法(「ダイオキシン類による大気汚染、水質汚濁及び土壌汚染に係る環境基準」H11.12.27環告68)	公共用水域及び地下水	水質汚濁の環境条件につき人の健康保護・生活環境保全のための維持基準
排水基準	水質汚濁防止法(「排水基準を定める総理府令」S46.6.21総令35)	特定事業場	排水による公共用水域の水質汚濁を防止するための基準(水質環境基準の10倍)
地下水環境基準	環境基本法(「地下水の水質汚濁に係る環境基準」H9.3.13環告10)	全ての地下水	地下水水質汚濁の環境条件につき人の健康保護のための維持基準(水質環境基準の健康項目)
地下浸透基準	水質汚濁防止法(「同法施行規則第6条の2の規定に基づく環境庁長官が定める検定方法」H1.8.21環告39)	有害物使用特定事業場	有害物質を含む特定地下浸透水の浸透を禁止(水質環境基準の1/10)
地下水浄化基準	水質汚濁防止法(「同法施行規則別表」)	汚染原因者である特定事業場	健康被害防止に必要な限度において地下水の水質浄化措置を必要とする基準(水質環境基準と同レベル)
管理型処分場放流基準	廃棄物処理法(「共同命令」S52.3.14令1)	管理型処分場の浸出液処理施設	放流水の排水基準(排水基準と同レベル)
安定型処分場浸透水水質基準	廃棄物処理法(「共同命令」S52.3.14令1)	安定型処分場内採取設備	埋立廃棄物の内容の担保(水質環境基準と同レベル)
水質基準	水道法(「水質基準に関する省令」H4.12.21厚令69)	水道法に規定する水道施設から供給される水	TDIからの算定健康項目と水道水が有すべき性状の二本立ての基準(水質環境基準と同レベル)
農業用水基準	農林水産技術会議(S46.10.4)	灌漑用水	水稻の正常な生育に望ましい指標

表 2-10 土壌関係の基準一覧

各種基準等名	法律名	対象施設等	概要
土壌環境基準	環境基本法(「土壌汚染に係る環境基準」H3.8.23環告46)	土壌	土壌汚染に係る環境上の維持基準
土壌環境基準	ダイオキシン類対策特別措置法(「ダイオキシン類による大気汚染、水質汚濁及び土壌汚染に係る環境基準」H11.12.27環告68)	土壌	土壌汚染に係る環境上の維持基準
土壌汚染判断基準	土壌汚染対策法(「同法施行規則」H14.12.26環令29)	土壌	土壌汚染対策の実施につき人の健康保護のための汚染判断の基準
土壌汚染農地指定要件	農用地土壌汚染防止(「同法施行令」S46.6.24政令204)	土壌(農用地)	特定有害物質(カドミウム、銅、砒素の3種)食品衛生法の規格基準、生育阻害の根拠
普通肥料公定規格	肥料取締法(「同法の一部を改正する法律附則第2条に規定する普通肥料に該当する肥料の公定規格を定める件」H12.1.27農水告97)	普通肥料	肥料品質保全のための基準含有が許される有害成分の最大値を規定

表 2-11 硫化水素関係の基準一覧

各種基準等名	法律名	対象施設等	概要
敷地境界規制基準 気体排出口規制基準 排水水中規制基準	悪臭防止法(「同法施行規則」S47.5.30総令39)	指定地域	用途地域別に定めた濃度基準 排出口の高さによる排出量規制基準 排水中の濃度基準
土壌汚染農地指定要件	温泉法(「温泉の利用基準」S50.7.12環自企424)	温泉利用浴室	浴室内の維持管理基準
酸素欠乏症等予防基準	労働安全衛生法(「酸素欠乏症等予防規則」S47.9.30労働令42)	酸素欠乏危険作業場	作用場内の維持管理基準

表 2-12 廃棄物関係の基準一覧

各種基準等名	法律名	対象施設等	概要
埋立判定基準	廃棄物処理法(「金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める省令」S48.2.17府令5)	産業廃棄物 (汚泥、もえがら、ばいじん、鉱さい、処理物)	廃棄物に含まれる有害物質が雨水等に溶出する濃度を溶出試験で判定。(排水基準に同じ。重金属の一部は土壤吸着を考慮し、排水基準の3倍)
海洋投入基準		水溶性汚泥 廃酸・廃アルカリ	廃棄物中の有害物質のほとんどが海水中に溶けるか分散するため、廃棄物に含まれる有害物質を含有量試験で判定。
		非水溶性汚泥	比重1.2以上で沈降しやすく、沈降過程で廃棄物から有害物質が環境水中に溶け出す度合いを試験するため溶出試験で判定。

表 2-13 環境調査の評価基準

場所	媒体	水質			土壌	臭気・大気
		地下水	表流水	浸出水		
農地	地下水環境基準 + 農業用水基準 → 地下水浄化基準	水質環境基準 + 農業用水基準	管理型処分場放流基準 あるいは排水基準	土壌環境基準+ 土壌汚染判断基準+ 土壌汚染農地指定要件	敷地境界基準 (作業環境基準)	
山林	地下水環境基準 → 地下水浄化基準	水質環境基準		土壌環境基準+ 土壌汚染判断基準	作業環境基準	
宅地周辺					敷地境界基準 (作業環境基準)	
水源	水道水質基準			作業環境基準		

2. 3. 2 不法投棄事例での調査方法の現状と課題

廃棄物の不法投棄による汚染には、通常の人為的活動・産業活動などに起因する環境汚染とは異なる特徴がある。全国的に知られている不法投棄としては、1990年香川県豊島⁷⁴⁾、2002年青森・岩手県境⁷⁵⁾、⁷⁶⁾及び2004年岐阜県椿洞⁷⁷⁾といった大規模な事例が報告されている。また、処分場の不適正管理による火災後に大規模に調査された事例として、沖縄県宮古島安定型処分場⁷⁸⁾がある。

これらの事例において、廃棄物、土壌、地下水などの環境調査を行っているが、原則としては基準のある全項目を分析している。香川県豊島における調査結果の一部を平均値で図 2-16 に示した。とくに鉛濃度が高い傾向にあり、たとえば廃棄物直下の土壌については 30 試料中 10 試料が土壌環境基準を超過した。このほかの調査対象としては、底泥、生物、間隙水、地下水、溜り水、井戸水、海水と多岐にわたり、廃棄物、土壌及び水の総分析項目は 3,600 を超えている。

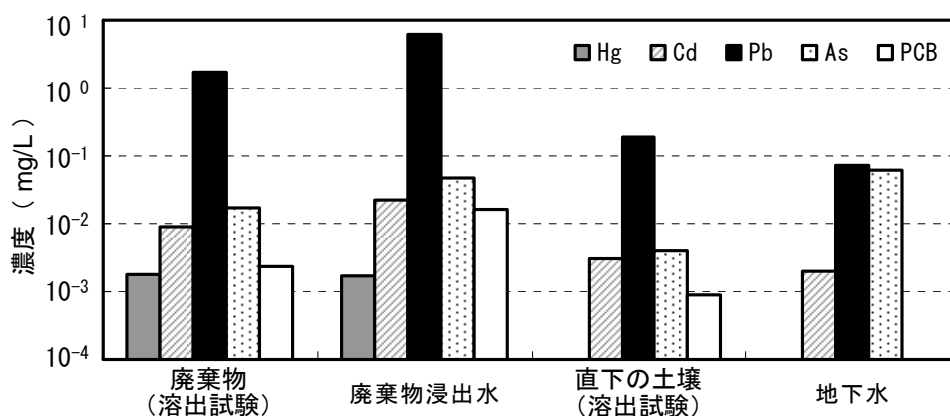


図 2-16 環境調査結果の一例（香川県豊島）⁷⁴⁾

このほかの不法投棄調査の事例についての文献は少ないが、不適正に処分された廃棄物は行政代執行をしてでも撤去する必要があるのかどうかを決定するため、各自治体においては環境影響を評価するための調査が実施されている。(財)産業廃棄物処理事業振興財団は、2005年5月に都道府県が過去5年間に実施した産業廃棄物不法投棄等の現場調査に関するアンケートを実施している⁶¹⁾。現場調査が行われた投棄場所別の規模及び調査費用について表 2-14 に示す。これによると、主な不法投棄場所は山地、谷地、河川敷、空き地等であり、調査費用の平均値は1,400万円に達している。

表 2-14 現地調査が行われた投棄場所別の規模及び調査費用⁶¹⁾

投棄場所	件数	平均規模(投棄量) (t)	平均調査費用 (万円)
最終処分場	15	380,000	2,200
中間処理施設	16	4,500	750
廃棄物関連施設	17	25,000	1,700
山地、谷地	39	49,000	1,800
河川敷、空き地等	32	11,500	1,800
その他	21	1,000	25
不明	5	1,200	80
全体値	123	25,000	1,400

上記のような多岐にわたる環境調査をすべて公定法で実施するには、サンプリングから分析に至るまで多大なコストや時間を要するため、可能であれば無用な検査は省略されるべきである。特に、煩雑な検査項目はコストを引き上げるとともに、結果を得るまでに長時間を要し、全体の検査結果の公表を遅らせることとなる。そこで、効

率的な環境管理を可能にするには、簡易測定法を公定法と組み合わせることが重要と考える。

簡易測定法については、水中汚染物質が約 100 項目、排ガスや大気については約 280 項目が可能と言われている⁷⁹⁾。前述のレーザーメタン計を用いた簡易調査方法⁴⁵⁾は作業性及び感度が良いことから、メタンガスの検知や濃度分布の把握に非常に役立つ。他方、土壌や廃棄物などの固体の媒体については直接測定することが困難であることから、溶液試料への抽出時間の短縮方法が検討されている⁸⁰⁾。

2. 3. 3 不法投棄事例での調査方法の考え方

このほかに、汚染の現況を把握しその汚染範囲を推定するには、上述の土壌汚染対策法と県条例（場合によっては、ダイオキシン類特別措置法）に係る調査法を併用するため、資料等調査に基づいた概況調査を行う事例が多い。また、土壌のサンプリングは土壌汚染が推定された範囲では重点的に調査するが、それ以外はおおむね 900～1,000 m²に 1 地点と定められているため、分析結果から推定できる汚染範囲も粗くならざるを得ない。多くの情報を得て調査精度を向上させるためには、迅速かつ容易に調査地点数を飛躍的に増やすことができる簡易調査手法の開発が望まれる。

第 2 章の参考文献

- 1) 環境省：廃棄物処理に関する統計・状況（2007）http://www.env.go.jp/recycle/waste/wastetoukei_index.html
- 2) 海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律（1970）<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S45/S45HO136.html>
- 3) 田中信壽：循環型社会に向けた埋立処分研究の展望—今、どんな埋立技術研究が必要か—、土木学会論文集、VII-25、1-14（2002）
- 4) 一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令の運用に伴う留意事項について（1998）<http://www.env.go.jp/hourei>
- 5) 総理府・厚生省：一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令（1977）<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S52/S52F03102004001.html>
- 6) 廃棄物最終処分場廃止基準の調査評価方法、廃棄物埋立処分研究部会（2002）<http://wastegr2-er.eng.hokudai.ac.jp/umetate/siryo/200104/H11-13report001.pdf>
- 7) 提言「閉鎖後管理・廃止対応を包含した最終処分場のあり方」に関わる附属研究会報告書、最終処分場のあり方研究会（2003）
- 8) 山田正人：埋立廃棄物の安定化プロセス、生活と環境、Vol. 52、No. 12、80-84（2007）

- 9) T. H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann: Landfilling of Waste: Biogas, *E&FN SPON*, 28 (1996)
- 10) Norbert B.S.: Municipal Solid Waste Generated Gas and Leachate, EPA/600/2-84/164, PB85-127504.EPA, 91-121 (1984)
- 11) 田中信壽：環境安全な廃棄物埋立処分場の建設と管理、技法堂出版、123-135 (2000)
- 12) J. F. Rees: The Fate of Carbon Compounds in the Landfill Disposal of Carbon Matter, *J.Chem.Tech.Biotech*, 30, 161 (1980)
- 13) R. Stanforth, R. Ham, M. Anderson and R. Stegmann: Development of a synthetic municipal landfill leachate, *J. WPCF*, Vol.51, No.7, 1965-1975 (1979)
- 14) 寺島泰：都市廃棄物埋立地における汚濁物の挙動、廃棄物学会誌、Vol. 7、No. 2、148-167 (1996)
- 15) 臼井敏紀、佐藤眞：都市ごみ焼却灰より作成した水熱固化体からの鉛の溶出挙動（その1）、第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集、894-896 (2003)
- 16) 黒川岳司、小松登志子、福島武彦：廃棄物埋立地層内における重金属の溶出性の評価、廃棄物学会論文誌、Vol. 12、No. 5、209-218 (2001)
- 17) 島岡隆行、宮脇健太郎、花嶋正孝、内田敏仁、伊藤一郎：焼却飛灰の水混練に伴う鉛の不溶化現象について（その2）、第8回廃棄物学会研究発表会講演論文集、692-694 (1997)
- 18) 環境庁：廃棄物最終処分場安定化監視マニュアル (1992)
- 19) 長野修治、花嶋正孝、松藤康司、柳瀬龍二：埋立跡地の安定化指標に関する研究、第8回全国都市清掃研究発表会講演論文集、191-193 (1987)
- 20) 長森正尚、川寄幹生、成岡朋弘、小野雄策、山田正人、石垣智基、井上雄三：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察（3）、第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1249-1251 (2004)
- 21) 堤克裕、香村一夫、根本久志：最終処分場埋立汚泥の調査、千葉県廃棄物情報技術センター年報、Vol. 2、143-144 (2004)
- 22) 立藤綾子、松藤康司：廃棄物埋立地の安定化指標に関する研究（1）、第25回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集、81-83 (2004)
- 23) 島岡隆行、栗谷陽一、花嶋正孝、松藤康司：廃棄物埋立層における窒素の分解過程に関する研究（3）、廃棄物処理対策全国協議会第36回全国大会講演集、97-102 (1985)
- 24) 西尾孝之、芳倉太郎、藤原康博、福山丈二：海面埋立廃棄物処分地下保有水質の経年変化と安定化指標、大阪市立環境科学研究報告、第68集、37-42 (2006)
- 25) 石川宗孝、周良輝、寺島 泰：廃棄物埋立地浸出水の難分解性物質について、PPM、20-24 (1988)

- 26) 福井博、横山尚秀：最終処分場浸出液の水質の経年変化、全国環境研会誌、Vol. 29、No. 3、162-166 (2004)
- 27) 惣田昱夫、福井博、吉野秀吉、坂本広美、淡路宣男：一般廃棄物埋立て最終処分場浸出水の性状と将来予測、用水と排水、Vol. 33、No. 7、569-575 (1991)
- 28) 於保繁、柳瀬龍二、松藤康司、花嶋正孝：焼却残渣埋立における浸出水質の流出特性、第 6 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、568-570 (1995)
- 29) P. Kjeldsen, M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin and T. H. Christensen: Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336 (2002)
- 30) 廃棄物処分場の有害物質の安全・安心保障 平成 17 年度中間成果報告書、文部科学省 科学技術振興調整費 重要課題解決型研究 (2006)
- 31) 立藺邦人、船造俊一、鹿田幸雄：ごみ埋立地における発生ガスの調査、昭和 50 年度東京都清掃研究所報告、42-54 (1977)
- 32) 福山丈二、山田浩一、本多淳裕：埋立処分地におけるガス発生状況の評価、大阪市立環境科学研究報告、第 44 集、36-46 (1981)
- 33) 長森正尚、木持謙、小野雄策：埋立終了後における発生ガスの移動メカニズム、埼玉県環境科学国際センター報、Vol. 3、95 (2003)
- 34) 長森正尚、小野雄策：埋立終了後における発生ガスの移動メカニズム、埼玉県環境科学国際センター報、Vol. 4、85 (2004)
- 35) Mutasem El-Fadel, Angelos N. Findikakis and James O. Leckie: Gas Simulation Model for Solid Waste Landfills, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 27, No. 3, 237-283 (1997)
- 36) 細見正明、佐々木祐治、臼井規善、井上元、小林守：廃棄物埋立処分地からのメタン放出量と気象条件との関係、廃棄物学会論文誌、Vol. 3、No. 4、71-77 (1992)
- 37) Christophersen M., Kjeldsen P., Holst H. and Chanton J.: Lateral Gas Transport in Soil Adjacent to an Old Landfill: Factors Governing Emissions and Methane Oxidation, *Waste Management & Research*, Vol. 19, 126-143 (2001)
- 38) 長森正尚、渡辺洋一、木持謙、小野雄策、河村清史、山田正人、石垣智基、井上雄三：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察 (1)、第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、972-974 (2002)
- 39) J.E. Bogner et al.: Fluxes of methane between landfills and the atmosphere, natural and engineered controls., *Soil Use and Management*, 13, 268-277 (1997)
- 40) J. E. Bogner, E. Matthews, A. Katzenstein, D. Blake and M. Carolan: Greenhouse gas emissions from landfills, what we know and what we don't know, *ISWA world congress*, 421-430 (2000)

- 41) Czepiel P. M., Mosher B., Harriss R. C., Shorter J. H., Mcmanus J. B., Kolb C. E., Allwine E., Lamb B. K.: Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods, *J. of Geophys. Res.*, D101, 16711-16719 (1996)
- 42) Mosher B. W., Czepiel P. M., Harriss R. C., Shorter J. H., Kolb C. E., Mcmanus J. B., Allwine E. and Lamb B. K., *Environmental Science and Technology*, 33, 2088-2094 (1999)
- 43) A. Trégourès, A. Beneito, P. Berne, M.A. Gonze, J.C. Sabroux, D. Savanne, Z. Pokryszka, C. Tauziède, P. Cellier, P. Laville, R. Milward, A. Arnaud, F. Levy and R. Burkhalter: Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site, *Waste Management & Research*, 17, 453-458 (1999)
- 44) Hovde D. C., Stanton A. C., Meyers T. P. and Matt D. R.: Methane emission from a landfill measured by eddy correlation using a fast-response diode laser sensor., *J. of Atmospheric Chemistry*, 20, 141-162 (1995)
- 45) M. Yamada, T. Ishigaki, K. Endo, Y. Inoue, M. Nagamori, Y. Ono and Y. Ono: Distribution of temperature and methane flux on landfill surface, *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium* (2005)
- 46) Heidi Hellen, Hannele Hakola and Tuomas Laurila: Atmospheric Environment Determination of source contributions of NMOCs in Helsinki (60N,25E) using chemical mass balance and the Unmix multivariate receptor models, *Atmospheric Environment*, 37, 1413-1424 (2003)
- 47) T. Ikeguchi and I. Watanabe: Behavior of trace components in gases generated from municipal solid waste landfills, *Environmental Technology*, Vol.12, 947-952 (1991)
- 48) R. S. Ward, G. M. Williams and C. C. Hills: Changes in major and trace components of landfill gas during subsurface migration, *Waste Management & Research*, Vol.14, 243-261 (1996)
- 49) J. Brosseau and M. Heitz: Trace gas compound emissions from municipal landfill sanitary sites, *Atmospheric Environment*, Vol.28, No.2, 285-293 (1994)
- 50) P. Giess, A. Bush and M. Dye: Trace gas measurements in landfill gas from closed landfill sites, *Intern. J. Environ. Studies*, Vol.57, 65-77 (1999)
- 51) 田嶋広、臼井暁子、久保倉宏一、山崎誠：福岡市保健環境研究所報、No. 27、189-191 (2002)
- 52) 本田富義：廃棄物最終処分場からの湧出ガス成分の経年変化、愛知県環境センター所報、Vol. 31、55-58 (2003)
- 53) K. O. Emery and D. Hogan: Gases in marine sediments, *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists*, Vol.42, No.9, 2174-2188 (1958)

- 54) Istvan Devai and R. D. Delaune: Light hydrocarbon production in freshwater marsh soil as influenced by soil redox conditions, *Water, Air & Soil Pollution*, Vol.88, 39-46 (1996)
- 55) 柳瀬龍二、平野文昭、松藤康司、山崎哲司、小山田謙二、北島保彦、竹中英之：最終処分場の廃止基準の温度判定に関する研究、*都市清掃*、第 55 巻、第 247 号、286-291 (2002)
- 56) 清水恵助、蝦名晋吉、斎藤征剛、大神孝明、佐藤弘：東京港におけるごみ埋立地盤の土質工学的研究 その 17 ごみ埋立地盤の沈下と地中温度について、第 13 回地盤工学研究発表会発表講演集、475-476 (1996)
- 57) 山田正人、石垣智基、井上雄三、小野雄策、谷川俊治、草加速太：廃棄物最終処分場における植物・土壌動物の特性について、第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1011-1012 (2002)
- 58) Example: Solid & Infectious Waste Regulations, Post-closure care of sanitary landfill facilities, OAC Chapter 3745-27-14, State of Ohio Environmental Protection Agency (2003) http://www.epa.state.oh.us/dsiwm/document/currentrule/3745-27-14_current.pdf
- 59) Example: Comparison of Municipal, Industrial, and Residual Solid Waste Programs, DSIWM Guidance 0540, State of Ohio Environmental Protection Agency (2004) http://www.epa.state.oh.us/dsiwm/document/guidance/gd_540.pdf
- 60) 環境省：産業廃棄物の不法投棄等の状況(平成 17 年度)について(2006) http://www.env.go.jp/recycle/ill_dum/santouki/index.html
- 61) 支障除去のための不法投棄現場等現地調査マニュアル、(財) 産業廃棄物処理事業振興財団、大成出版社 (2006)
- 62) 土壌汚染対策法 (2002) <http://www.env.go.jp/water/dojo/honbun.pdf>
- 63) 土壌汚染対策法施行令 (2002) <http://www.env.go.jp/water/dojo/law/02.pdf>
- 64) 環境省：土壌汚染対策法施行規則 (2002) <http://www.env.go.jp/water/dojo/law/03.pdf>
- 65) ダイオキシン類対策特別措置法 (1999) <http://www.law.e-gov.go.jp/htmldata/H11/H11HO105.html>
- 66) 環境庁：ダイオキシン類による大気汚染、水質汚濁及び土壌汚染に係る環境基準について (1999) <http://www.env.go.jp/hourei>
- 67) 環境省：ダイオキシン類に係る土壌調査測定マニュアル (2000) <http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/manual/dojo-manual.pdf>
- 68) 埼玉県：埼玉県生活環境保全条例 (1999) https://www3.e-reikinet.jp/cgi-bin/saitama-ken/D1W_login.exe
- 69) 埼玉県：土壌及び地下水の汚染の調査及び対策に関する指針 (1999) <http://www.pref.saitama.lg.jp/A09/BG00/soil/Taro-indicator.pdf>
- 70) 埼玉県：埼玉県生活環境保全条例施行規則 (1999) https://www3.e-reikinet.jp/cgi-bin/saitama-ken/D1W_login.exe

- 71) (社) 日本環境測定分析協会：底質調査方法とその解説 (1993)
- 72) 環境庁：土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針運用基準について (1999)
<http://www.env.go.jp/hourei>
- 73) 中村秀悦、西尾文雄、長森正尚、松下裕、神谷康祐：廃棄物不法投棄現場周辺の環境汚染調査について、いんだすと、Vol. 16、No. 2、67-77 (2001)
- 74) 花島正孝、高月紘、中杉修身：廃棄物の不法投棄による環境汚染、廃棄物学会誌、Vol. 7、No. 3、208-219 (1996)
- 75) 鎌田啓一：廃棄物の不法投棄対策と環境再生 青森・岩手県境不法投棄事案に対する青森県の取組み－汚染拡散防止対策を最優先－、廃棄物学会誌、Vol. 18、No. 2、90-96 (2007)
- 76) 滝川義明：廃棄物の不法投棄対策と環境再生 青森・岩手県境廃棄物不法投棄事案への岩手県の取組み－早期全量撤去による環境再生と再発防止に向けて－、廃棄物学会誌、Vol. 18、No. 2、97-102 (2007)
- 77) 安田宝賢：自治体の取組み 岐阜県における産業廃棄物処理の適正化策について、建設マネジメント技術、No. 322、47-51 (2005)
- 78) 宮城俊彦、玉城不二美、吉田直史、大城洋平、与儀和夫、普天間朝好、上原隆、嘉数江美子：廃棄物研究 産業廃棄物処分場火災事故に係る環境調査について、全国環境研会誌、Vol. 29、No. 3、156-161 (2004)
- 79) 浦野紘平：環境試料の簡易測定法の活用効果と現状及び今後、ぶんせき、No. 6、255-259 (2006)
- 80) 石山高、高橋基之、長森正尚、佐坂公規、八戸昭一：表層地盤の物理化学特性に着目した汚染解析と評価に関する研究、埼玉県環境科学国際センター報、No. 5、83 (2005)

第3章 浸出水質からみた安定化の評価とモニタリング指標の選定

3.1 はじめに

処分場から排出される浸出水には、埋立廃棄物あるいはその付着物や微生物分解産物などが降雨によって洗出された成分が含まれている。その大部分は塩化物イオンを代表とする塩類及びBODやCODで表される有機物であるが、それ以外にビスフェノールA等のフェノール類やフタル酸エステル類などの微量有機化学物質が含まれていることが知られている^{1), 2)}。これら浸出水に含まれる成分の中で、埋立層内の安定化を表す指標として従来からBODやCODが用いられてきた³⁾。例えば、図3-1に示す処分場からの浸出水のBOD濃度及びCOD濃度⁴⁾は、埋立開始から急激に上昇する期間（第1段階）、急激に下降する期間（第2段階）、BOD濃度とCOD濃度が逆転する期間（第3段階）及びBOD濃度及びCOD濃度がわずかずつ低減する期間（第4段階）というような変化をするが、このことが安定化と結び付けられている。

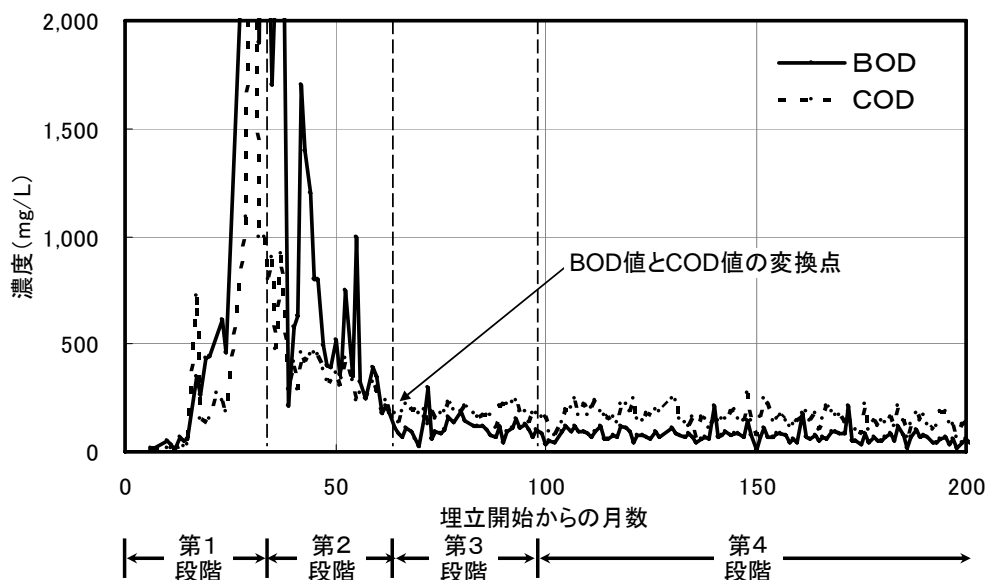


図3-1 産業廃棄物処分場の浸出水における有機汚濁指標値の時系列変化と区間設定⁴⁾

しかし、近年では、処分場に厨芥類等の可燃物をそのまま埋め立てることが少なくなり、焼却残渣の占める割合が大きくなっている。そのため、浸出水中に含まれる有機物濃度が減少傾向にあるとともに、塩類濃度が増加する傾向にある。また、浸出水質は埋立廃棄物の違いに加え、埋立年数、降雨量、中間覆土の質などの諸条件によって異なることから、その特性は処分場ごとに異なったものとなる。

このようなことから、浸出水の漏洩による周辺環境汚染の未然防止や処分場の維持管理の廃止に向けた対応は、それぞれの現場に応じたものが求められるのが現状であ

る。さらに、一般廃棄物処分場は全て管理型処分場に位置づけられているにもかかわらず、浸出水の汚濁度（有機成分及び無機成分濃度）に大きな違いがあり、これら性質の異なる処分場を同じ基準で規制することには問題があると筆者は考えてきた。しかしながら、安定化などの観点から数多くの処分場を分類することを比較検討した論文はほとんどないのが現状である。そこで、浸出水質に応じて処分場を類型化し、維持管理や廃止などへの対応策をとることも一つの方向であると考えられる。このような場合、既設の処分場では、廃止を想定した場合に浸出水質から見てどのような位置にあるのか、浸出水のモニタリング項目に過不足はないかなど、また、新規の処分場では、埋立廃棄物の質の管理をどうすればいいか、埋立廃棄物に対応して遮土工や覆土にどのような工夫が必要かなどが検討対象となる。さらに、浸出水中に有害化学物質が含まれる場合に、簡易に分析できる項目でその出現を予測できるならば、処分場の維持管理において有効な手段となると考えられる。

本章では、2000年及び2005年の2回にわたって、埼玉県内で稼働している一般廃棄物処分場のほぼ全体を占める22箇所において浸出水を採取し、その水質から有害性の有無を確認するとともに、浸出水に含まれる各種化学物質等の分析値を統計処理した。全処分場に共通する項目を選定するために相関分析、総量あるいは特性により浸出水の汚濁度を評価するために主成分分析、処分場を類型化してそれらの特徴を把握するためにクラスター分析を行った。また、処分場の安定化評価や重金属類の高濃度出現の予測における浸出水の電気伝導率（EC）の意義について考察した。

3. 2 調査方法

3. 2. 1 処分場の概要

調査対象とした一般廃棄物処分場の概要を表3-1に示す。調査対象は、埼玉県内の廃止届けが行われていない22箇所であり、埋立の途中あるいは埋立が終了している処分場であった。埋立開始年は1979～1998年と様々であり、埋立容量も6,900～370,000m³と範囲が広がった。

浸出水の採取は、1回目は2000年5～6月、2回目は2005年5月～7月に実施した。表3-1では埋立開始から1回目の採水までの経過年数を埋立期間としたが、3.2～21.1年であった。なお、各処分場はその期間の順に記載した。埋立廃棄物の種類は、焼却残渣（ここでは焼却灰と飛灰固化物及び熔融スラグをいう）、破碎残渣、不燃物の3つに分けて表記した。焼却残渣を埋め立てていない処分場は少なく、破碎残渣または不燃物を単独あるいは複合して投入している処分場はH、I及びNの3箇所であった。これら3箇所の特徴は、中間処理施設における廃棄物の分別システムが構築されており、最終的にはガラスくず・陶磁器くずに分類される汚濁成分の少ない廃棄物が埋め立てられていた。また、焼却残渣のみを埋め立てている処分場はC、E、F、G、J、R及びTの7箇所（熔融スラグのみのTを含む）であった。ただし、埋立物割合は不明なケースが多く記載しなかった。

表 3-1 調査対象処分場の概要

処分場 No.	埋立廃棄物					埋立容量 (m ³)	埋立期間 (年)*	埋立終了年
	焼却残渣			破碎残渣	不燃物			
	焼却灰	飛灰固化物	溶融スラグ					
A	○	○**	×	○	×	140,000	3.2	
B	○	×	×	○	×	55,000	3.9	
C	×	○	○	×	×	210,000	4.2	
D	○	○	×	×	○	33,000	4.9	
E	○	×	×	×	×	8,000	5.2	2000
F	○	×	×	×	×	32,000	5.2	2005
G	○	×	×	×	×	7,000	5.7	1998
H	×	×	×	○	×	29,000	5.7	
I	×	×	×	○	×	51,000	6.2	
J	○	×	×	×	×	7,000	6.3	1995
K	○	×	×	○	×	16,000	7.1	2003
L	○	×	○	○	×	64,000	7.8	
M	○	○	×	○	×	120,000	7.8	
N	×	×	×	○	○	38,000	8.3	
O	○	×	×	○	×	130,000	9.7	
P	○	×	×	○	○	190,000	9.9	
Q	○	×	×	○	×	210,000	11.1	
R	○	×	○***	×	×	200,000	11.2	
S	○	×	×	○	×	370,000	12.1	
T	×	×	○	×	×	61,000	15.2	2002
U	○	×	×	○	×	150,000	15.2	1997
V	○	×	×	×	○	200,000	21.1	1997

* 埋立開始から第1回サンプリング日までの期間

** A 処分場は 2001 年から飛灰固化物を埋立開始

*** R 処分場は 2003 年から溶融スラグを埋立開始

3. 2. 2 分析項目と分析方法

採取した浸出水について、表 3-2 に示した 46 項目を分析した。対象項目は、旧総理府と旧厚生省が 1977 年に出した「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令（以下、共同命令）⁵⁾」において定められている管理型処分場の放流水質基準に含まれる 18 項目とこれら以外の無機成分及び有機成分である。基準項目以外については、EC（イオン類の総合指標）や TOC 等（有機物の総合指標）、並びに重金属類及び揮発性有機酸（Volatile fatty acids。以下、VFA）を選択した。さらに、微量化学物質として、日本において処分場の浸出水に多く含まれている成分⁶⁾ から選定したフェノール類（フェノール、クレゾール類、ビスフェノール A）を対象とした。

表 3-2 浸出水の分析項目

共同命令 基準	pH, T-Hg, Cd, Pb, Cr ⁶⁺ , As, Se, B, F, Cu, Zn, T-Cr, SS, BOD, Fe, Mn, T-N, T-P
その他の 項目	電気伝導率 (EC), Cl ⁻ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na, K, Ca, Mg, Ni, Al, Mo, Si, COD, TOC, 揮発性有機酸 (VFA; 酢酸 (C ₂), プロピオン酸 (C ₃), 酪酸 (iso-C ₄ 及び n-C ₄), 吉草酸 (iso-C ₅ 及び n-C ₅), カブロン酸 (iso-C ₆ 及び n-C ₆)), フェノール, クレゾール (o-, m-, p-), ビスフェノール A

* 一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令

分析法は JIS K 0102 に準拠したが、全水銀は還元気化原子吸光法（平沼産業製 MERCURY ANALYZER HG-150）、As と Se は水素化合物発生原子吸光法（PERKIN ELMER 製 AAnalyst 800）、Cd と Pb は ICP-MS（PERKIN ELMER 製 ELAN 6100 DRC）、その他は ICP-AES（SHI 製 SPS 3000）で測定した。また、イオン類はイオンクロマトグラフィー（横河アナリティカルシステムズ製 IC7000 SERIES II）、TOC は TOC 計（島津製作所製 TOC-5000）で測定した。フェノール類は、JIS K 0450-20-10（2002）付属書 1 をベースとし、無水酢酸により誘導体化した後に、溶媒抽出、脱水、濃縮を経て、GC/MS（TermoQuest 製 TRACE GC 2000 SERIES 及び Finnigan 製 TRACE MS）により測定した（別添 3-1）。VFA は下水道試験法に準拠し、GC/FID（Agilent 製 HP 6890 Series）で測定した。

3. 3 結果及び考察

3. 3. 1 分析結果の概要

採取した 44 検体の浸出水質の濃度等の四分位数（25%、中央値、75%）と範囲を図 3-2 に示す。なお、ND の場合、定量下限値の 1/10 を仮定し、以下の解析でもこの値を用いた。また、VFA 及びクレゾール類については総量で示した。放流水の共同命令基準値を超過した項目は、pH（基準値：5.8～8.6。以下、同じ）、Cd（0.1 mg/L）、Pb（0.1 mg/L）、BOD（60 mg/L）及び Fe（10 mg/L）の 5 項目であった。ただし、全ての処分場で浸出水処理を行っており、放流水は基準値を達成していた。

pHについては、基準値の上限 8.6 を超過していた処分場が 7 箇所（A、C、G、L、S、T、U）あり、内訳は 2000 年 3 検体、2005 年 7 検体であった。これらは焼却残渣を埋め立てた処分場であり、溶出試験液がアルカリ性を示す廃棄物を埋め立てている処分場では、浸出水の pH に注意を払う必要がある。Cd の超過は 1 箇所（D）1 検体であり、埋立開始から 5 年目（埋立容量の約 3% を埋立）に採取したものであった。筆者らの調査⁴⁾によれば、埋立層が薄い時期に浸出水中で Cd などが一時的に検出されることが多いため、今回の結果も踏まえると、埋立廃棄物にもよるが埋立層の深度が浅い場合には注意が必要である。また、浸出水の Pb が 2.7 mg/L と基準値を大きく超過した検体があったが、これは焼却残渣によるもので、飛灰固化物を投入している処分場で採取されたものであった。

有機成分指標である BOD について、無機成分指標である EC とともに濃度のヒストグラムを図 3-3 に示す。BOD では、基準値の 60 mg/L を超える処分場が 4 箇所 7 検体あり、埋立廃棄物が焼却灰と破碎残渣の混合理立が 2 箇所（L、U）、焼却灰のみの埋立が 1 箇所（G）、ほとんどが飛灰固化物である埋立が 1 箇所（C）であった。BOD は埋立廃棄物に含まれる有機汚濁成分や埋立年数に依存するが、小野によると焼却灰中の BOD 成分はアルカリ抽出物質に由来する可能性が指摘されており⁷⁾、これら 7 検体のうち 1 検体では pH が 6.1 であったが、他の 6 検体では pH が 10.8～12.3 と高かった。また、これら 7 検体において、酸性物質であるフェノールの平均濃度が 0.63 mg/L（0.028～2.4 mg/L）で他の検体の平均値 0.0018 mg/L より高かったことから、埋立層内で有機物のアルカリ抽出が起こっていた可能性がある。なお、全試料の pH と BOD の関係を図 3-4 に示すが、pH が中性付近の浸出水の BOD 濃度は低く、pH が 10 以上になると BOD 濃度が高くなる傾向にあった。

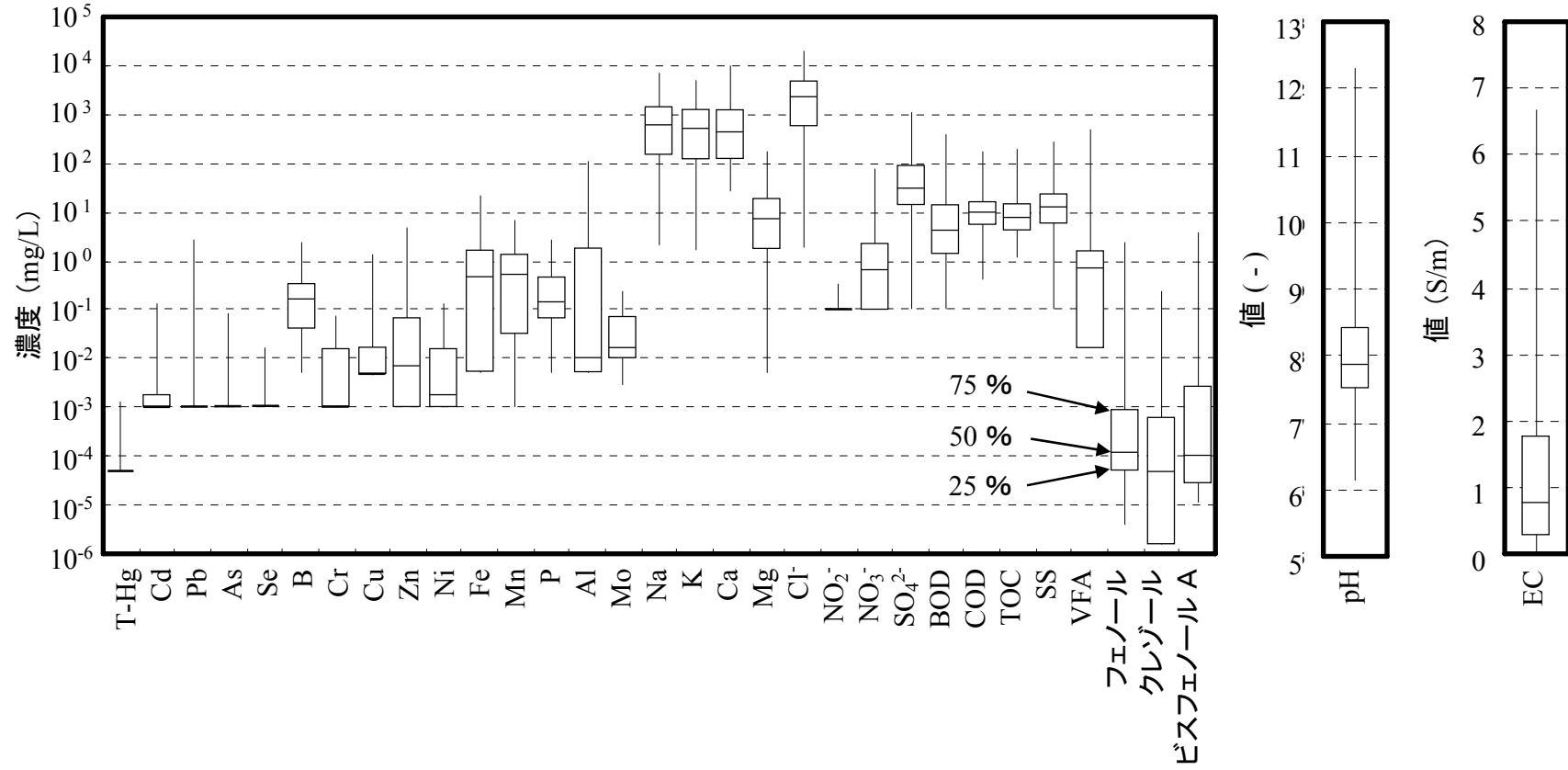


図 3-2 浸出水質の濃度範囲 (ND は定量下限値の 1/10 と仮定した。)

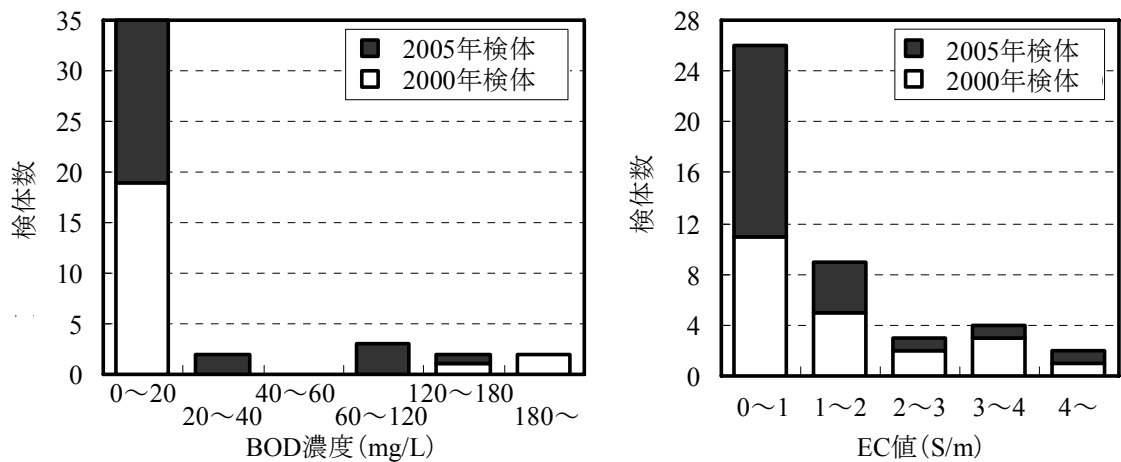


図 3-3 浸出水 44 検体の BOD 濃度と EC 値のヒストグラム

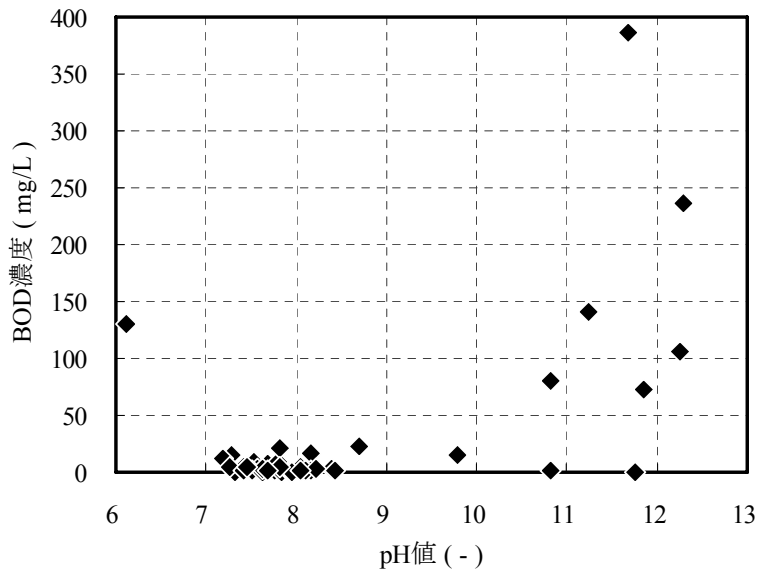


図 3-4 浸出水 44 検体の pH と BOD 濃度の関係

さらに、層内が高 pH の環境では微生物活性が低下し、VFA などの微生物代謝副産物の濃度は低下するが、VFA の平均濃度も 350 mg/L (88~1,600 mg/L) と比較的高かった。一般に、日本の一般廃棄物処分場は埋立廃棄物中の有機物含有量が少なく、層内が中性だと早い時期に酸生成時期が過ぎてしまうが、pH の高い処分場は微生物分解能が低下しているため、諸外国に比べて低濃度ではあるが VFA の溶出が続くためと推察される。

EC は 0.02~6.7 S/m と範囲が広く、1.0 S/m を超える検体は全て埋立廃棄物中に焼却残渣が含まれている処分場で採取したものがあった。

Feに関しては、覆土に遊離酸化鉄を多く含む火山灰土壌（関東ローム層土壌）を使用している処分場での超過であり、廃棄物由来ではなく、土壌中に含まれるFe成分が溶解したためと考えられる。なお、含鉄土壌が中間あるいは底部覆土に利用されたとき、重金属類、硫化物イオンあるいはBOD成分などを捕捉するとともに、BOD成分を分解するなど、保有水を浄化する機能を有していることが知られている⁸⁾。

このように、近年埋立廃棄物中に大きな割合を占めるようになった焼却残渣を埋め立てる場合、保有水のpH値やEC値で代表される塩類濃度が高くなることに伴う浸出水質に特段の注意が必要であることが結論される。なお、産業廃棄物処分場の浸出水においてほう素が基準値（50 mg/L）付近を示すことがある⁹⁾が、一般廃棄物処分場においては問題ないレベルであった。

3. 3. 2 浸出水質から見た処分場の分類

(1) 相関図

分析した46項目間における相関関係を見るため、2ヶ年で取得した44検体について全項目間の相関係数を求め、相関係数が高い組み合わせを対象に有機性及び無機性を考慮し、相関図を作成した。相関係数一覧を別添3-2に示し、相関図を図3-5に示す。なお、VFA 8項目については、図中の8項目との相関関係が類似している場合が多かったため総量を対象とした。

BOD、COD、TOC及びVFAの有機性項目間、EC、Cl⁻、K、Na及びCaの無機性項目間で高い相関係数が見られる組合せが多かった。相関係数が0.9を越える項目として、有機性ではBOD-TOC、COD-TOC及びCOD-VFAの組合せ、無機性ではK-Cl⁻、EC-Na、K-EC、K-Na、Cl⁻-EC、Cl⁻-Na及びCa-Naの組合せがあり、EC-Na及びCa-Naの組合せが0.99と最も高かった。これら9項目は、様々な特性を持つ処分場における浸出水の共通的な水質項目であることが分かった。

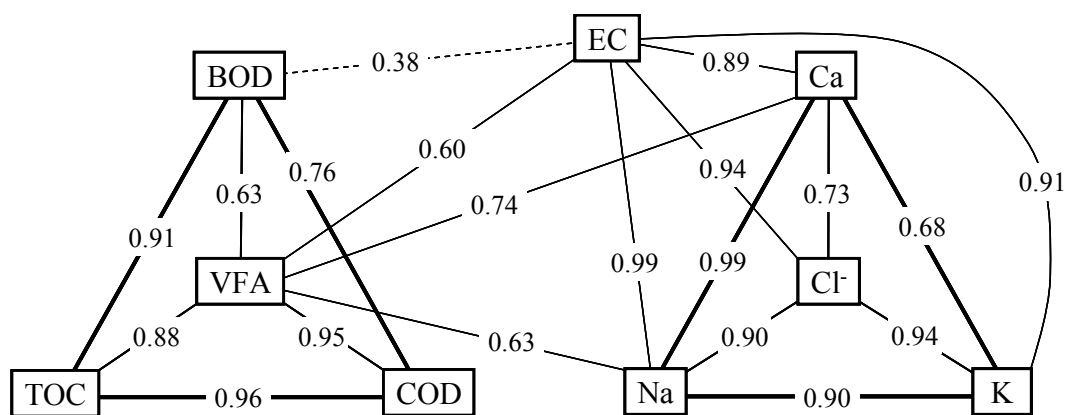


図 3-5 浸出水質 9 項目の相関図 (n=44、p<0.01)

(2) 主成分分析

前項で作成した相関図で対象となったBOD、COD、TOC及びVFAの有機性4項目とEC、Cl⁻、Na、K及びCaの無機性5項目を様々な特性を持つ処分場における浸出水の共通的水質項目とみなし、これらについて相関行列を用いて主成分分析を行った。その結果、第1主成分（寄与率 67.8%）及び第2主成分（寄与率 22.6%）の累積寄与率が 90.4%と比較的高かったため、浸出水の水質特性を第1主成分及び第2主成分によって評価した。

第1主成分及び第2主成分の固有ベクトルを図3-6に示す。第1主成分では、全ての項目がプラス側の固有ベクトルとなっており、化学物質の総量的な指標と考えられる。このため、第1主成分スコアが大きいほど浸出水中の化学物質総量が多いと考えられた。第2主成分では、アルカリ土類金属、アルカリ金属及び塩化物イオンの無機物質とECが正の値を示し、COD、TOC、BOD及びVFAは負の値を示していた。このことから、第2主成分スコアがプラス側になるほど無機成分の濃度が高いことを示し、反対にマイナス側になるほど有機成分の濃度が高いことを示すと考えられた。

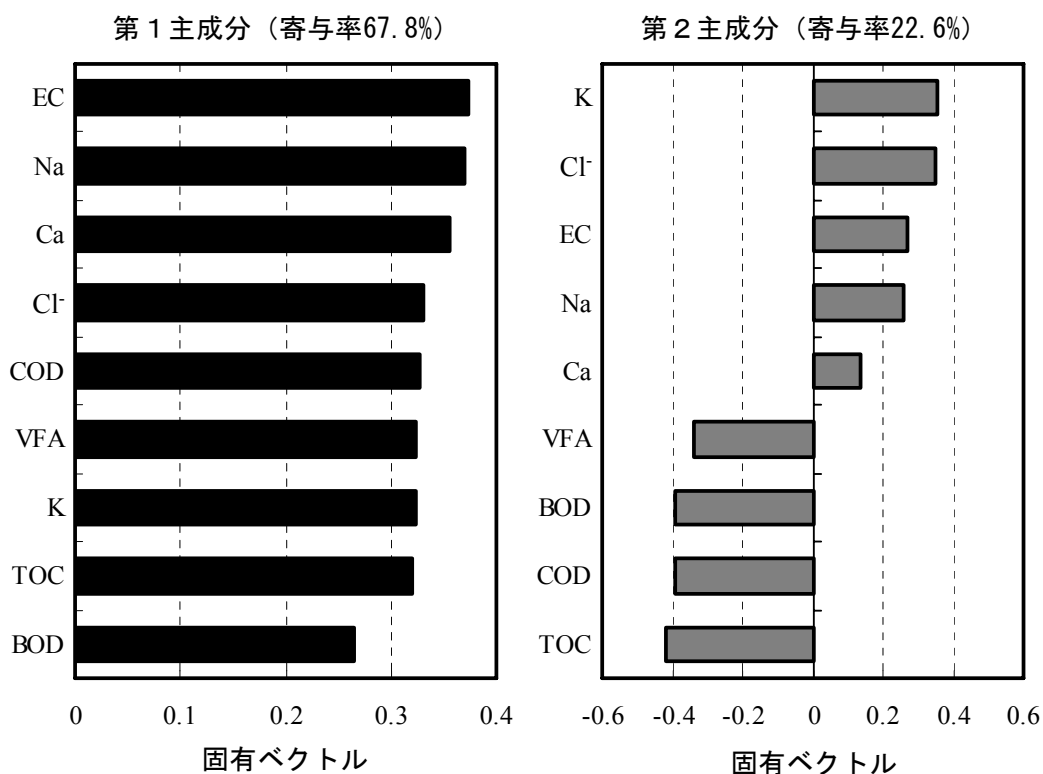


図 3-6 主成分分析による第1及び第2主成分の固有ベクトル

さらに、各処分場について第1主成分スコアと第2主成分スコアの関係プロットすると図3-7が得られる。

(3) クラスタ分析

前項の主成分分析で得られた第1主成分スコア及び第2主成分スコアに基づいてクラスタ分析を行い、浸出水質による処分場の類型化を試みた。その結果、処分場はI～IVの4つのグループに分類することができた。図3-7にこのグループ分類を示した。

熔融スラグのみを埋め立てている処分場1箇所(T)及び破碎残渣または不燃物(ガラスくず・陶磁器くず)を単独あるいは複合して投入している処分場3箇所(H、I、N)のプロットが第1主成分スコア及び第2主成分スコアの小さい同じような位置にあった。これらのプロット付近にある処分場はかなり安定化が進んでいるか、あるいは元々埋立廃棄物の汚濁性が極端に少ないことを示しており、安定化の進行における最終到着点となる可能性がある。これら4箇所の処分場は全てIグループに含まれていたため、Iグループをこれら(以下、I-1グループ)と焼却残渣を埋立対象を含む処分場(以下、I-2グループ)の2つに分類した。

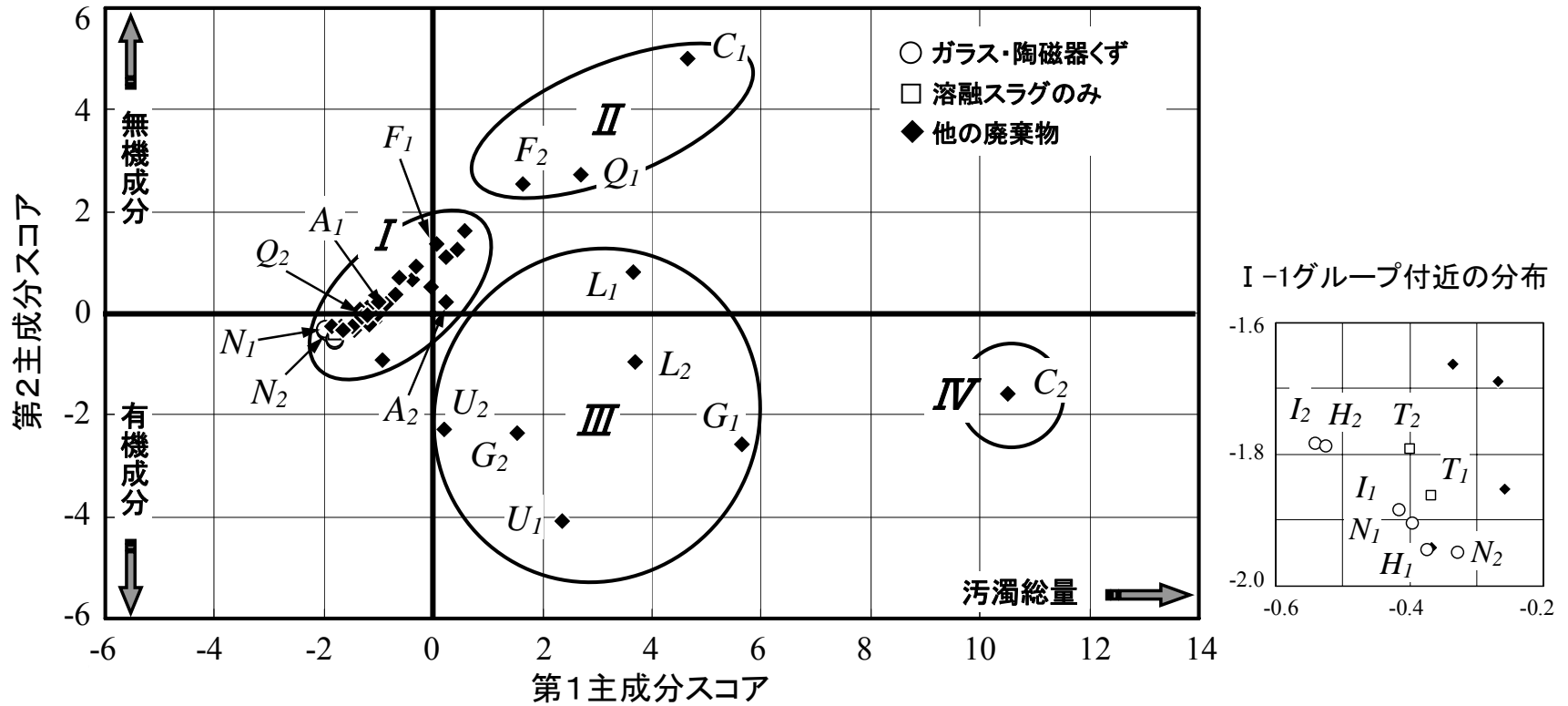


図 3-7 主成分分析による処分場の分布とクラスター分析による類型化
 (1と2はサンプリング年；1は2000年を示し、2は2005年を示す。)

(4) 類型化した最終処分場の特徴

各グループの平均スコア及び埋立廃棄物の種類を表 3-3 に示す。なお、2 回の調査でグループが異なる処分場は両方のグループに含まれる。また、クラスター分析で分類された各グループの9項目における平均濃度を全44検体の平均濃度で除して指標化すると図 3-8 のようになる。I-1 グループは BOD 濃度の小さい有機成分溶出型、I-2 グループ及びIVグループは濃度レベルは大きく異なるが共に有機・無機両成分溶出型、II グループは無機成分溶出型、III グループは有機成分溶出型に分類できる。なお、I-1 グループと I-2 グループの比較から、焼却灰の有無により、浸出水の塩類濃度が大きく異なっていることがわかる。

図 3-8 の結果と表 3-3 に示した埋立廃棄物の種類の関係について見てみると、I グループについては前述したとおりである。他のグループについては、共に焼却残渣に由来すると考えられる無機成分の比が大きい、III グループ及びIVグループでは、BOD 等の有機物指標値と VFA 濃度が共に高い傾向にあった。これらに含まれる 4 箇所の処分場 (C、G、L、U) の 6 検体は 2. 3. 1 で示した BOD 濃度が基準値 60 mg/L を超過した事例と対応しており、2. 3. 1 で示した理由が想定される。また、II グループの特色としては、調査した両年のうちどちらかは I-2 またはIVグループに属しており、塩類の割合が極端に大きい II グループに属する期間は短いと考えられる。

次に、2000 年から 2005 年にかけてのスコアの変化から処分場内の安定化状況を推察したところ、ほとんどの処分場で第 1 主成分スコアまたは第 2 主成分スコアあるいは両方の絶対値は減少傾向にあった。幾つかの処分場については、図 3-7 に両年を明示した (下付の 1 は 2000 年を 2 は 2005 年を意味する)。比較的埋立年数の短い A、C 及び F の第 1 主成分のスコアはそれぞれ 1.3、5.9 及び 1.6 ポイント上昇するが、比較的埋立年数の長い G、Q、U の第 1 主成分のスコアはそれぞれ 4.1、4.0 及び 2.2 ポイント低下していた。ポイントが上昇する処分場は図 3-1 に示した「第 1 段階」にあり、ポイントが低下する処分場は「第 2 段階」以降あるいは埋立終了後と考えられる。なお、埋め立てが終了して 5 年経ってもグループ I に属さない処分場に関しては、安定化促進技術を導入するなどの対策が必要な可能性があると考えている。

表 3-3 各グループの第 1 主成分及び第 2 主成分の平均スコア及び埋立廃棄物

グループ名	試料数	第1主成分スコア (平均値)	第2主成分スコア (平均値)	埋立廃棄物
I-1 (H, I, N, T)	8 (4)*	-1.86	-0.42	ガラスくず、陶磁器くずのみ 溶融スラグのみ
I-2 (その他)	26 (13)	-0.84	0.23	焼却灰 焼却灰 + 破碎残渣 焼却灰 + 不燃物
II (C, F, Q)	3 (3)	3.00	3.43	焼却灰 焼却灰 + 破碎残渣 飛灰固化物
III (G, L, U)	6 (3)	2.86	-1.90	焼却灰 + 破碎残渣
IV (C)	1 (1)	10.5	-1.58	飛灰固化物

* (): 処分場の数

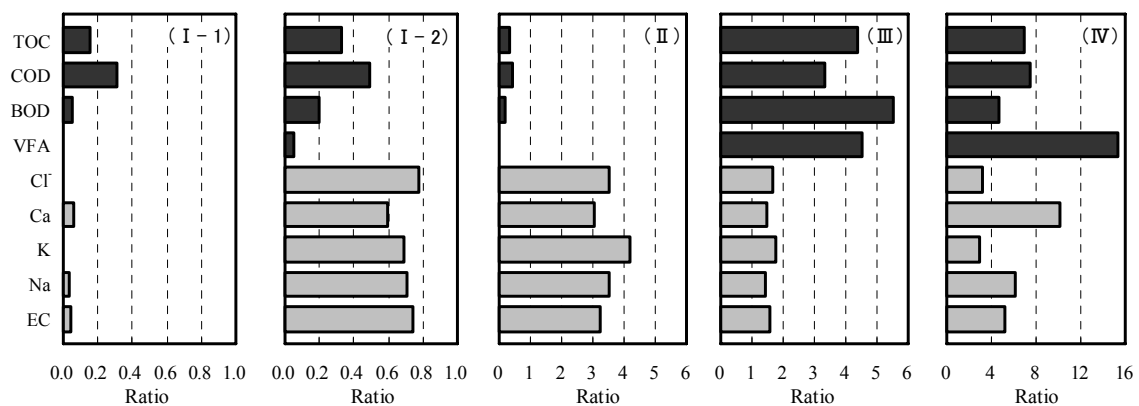


図 3-8 各グループにおける主要項目の平均値の全検体平均値に対する比

3. 4 処分場の安定化評価

3. 4. 1 EC 値及び BOD 濃度の経年変化

図 3-5 に示したように、一般廃棄物最終処分場の浸出水質の相関図から、浸出水において EC を無機成分、BOD 等を有機成分の総量的指標とすることが妥当であると考えられたが、スポット的に得たデータを基にしているためもあってか EC と BOD 等との間には強い相関はなかった。そこで、EC 及び BOD が継続的に測定されている数少ない最終処分場のうち 5 箇所について、EC 値の経年変化を図 3-9、BOD 濃度の経年変化を図 3-10 に図示した。対象の最終処分場は、I-1 グループの N、I-2 グループの A、III グループの U 及び L、さらに 2000 年に II グループであったが 2005 年に IV グループに移動した C である。なお、U は埋立が終了していた。本研究で測定した 2000 年及び 2005 年における EC 値及び BOD 濃度もプロットしたが、経年変化と大きな差はなかった。

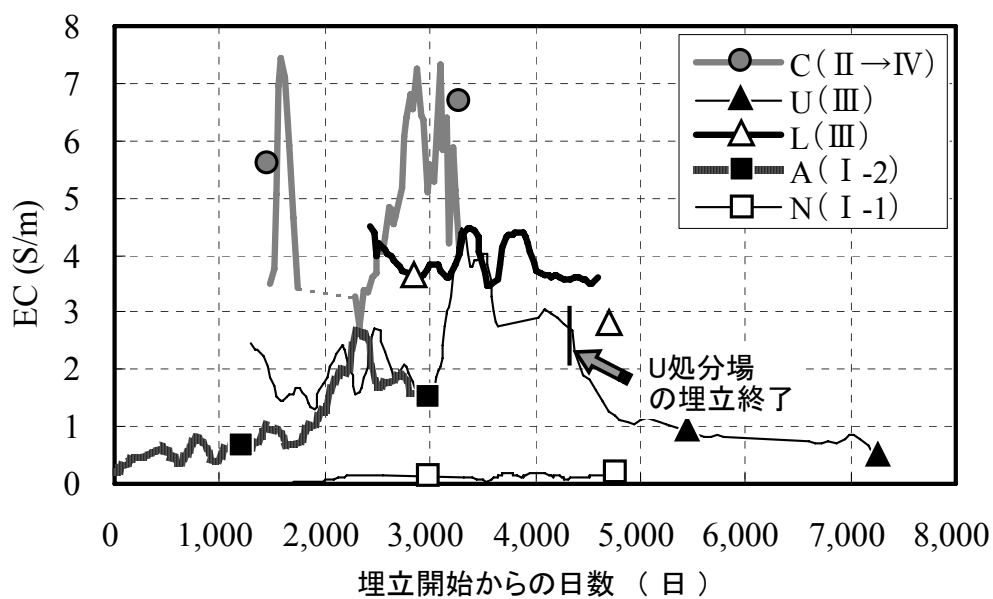


図 3-9 5 処分場における EC 値の経年変化（プロットは本研究で得たデータ）

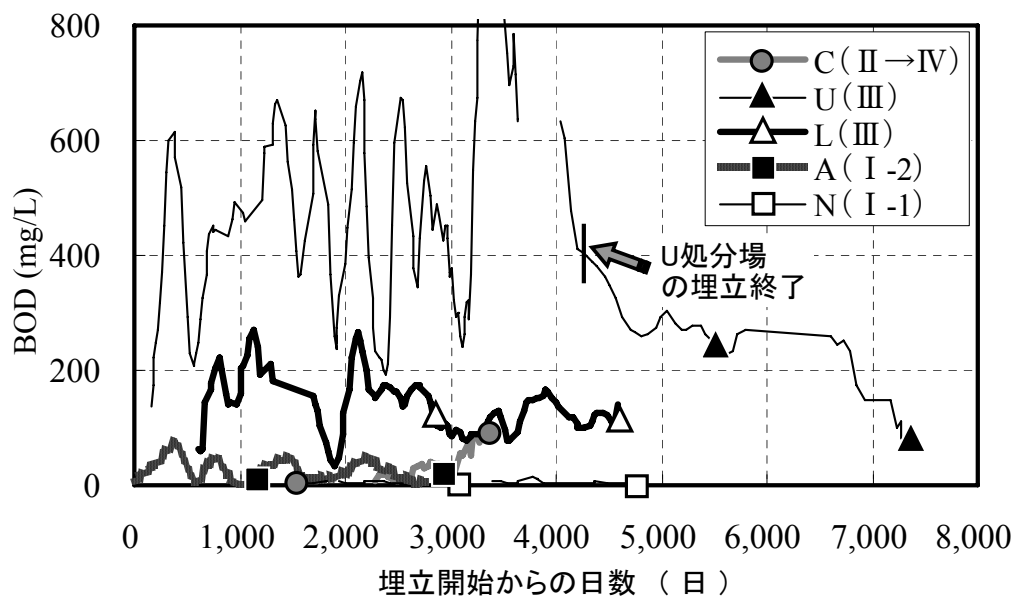


図 3-10 5 処分場における BOD 濃度の経年変化（プロットは本研究で得たデータ）

ECに関しては、破碎残渣のみを埋め立てているNでは、埋立当初から非常に小さい値で推移し、最高値が 0.18 S/m、最低値が 0.02 S/mであり、平均値が 0.13 S/mであった。EC値が当初から低く変動も小さいことが I-1 グループの特徴であった。その他の 4 箇所においては、最高値がCで 7.4 S/m、Uで 4.4 S/m、Lで 4.5 S/m、Aで 2.6 S/mであり、焼却残渣を埋め立てた処分場では高い値となっていた。特に、飛灰固化物を埋め立てているCで極端に高く、Aについても、2001 年から飛灰固化物を埋め立て始めて 4~5 ヶ月後からEC値が急上昇していた。その他、埋立が継続している処分場では増減を繰り返すが、埋立が終了したUでは、埋立終了後にEC値が明らかに減少していた。このような傾向は一般的に言われていること¹⁰⁾と整合し、また、埋立の中断によってもEC値は一時的に減少することも知られている⁴⁾。

BOD に関しては、埋立途中では濃度変動が非常に大きかったが、埋立が終了した U と II グループから IV グループに推移した C を除くと、平均的には時間経過に伴う大きな変化はなかった。これら 5 箇所の処分場は A を除けば全て平地に位置しており、埋立深度が 4.2~6.5m (埋立終了時) であることから、埋立地層内で保有水が鉛直方向に移動する間における有機物分解が少なく、溶出した有機物が浸出水として出てきたためと思われる。全体的には、III 及び IV グループに位置する浸出水の BOD 濃度は高く、それ以外の 18 処分場では基準値 60 mg/L を上回る処分場はなかった。なお、埋立が終了した U では、BOD 濃度も EC 値と同様に減少傾向にあった。

ついで、埋め立てが終了した 8 箇所のうち E、G、J、U 及び V の処分場について、埋立終了からの経過年数と EC 値との関係及び BOD 濃度との関係をそれぞれ図 3-11 及び図 3-12 に図示する。EC 値は埋立終了から漸減的に減少する傾向があり、2 S/m 以上のものでも約 10 年で 1 S/m 以下まで進行する可能性が示唆された。他方、BOD に関しては、埋立中から値の小さい I グループは埋立終了後の変化はほとんどないが、III グループについては、急激な BOD 濃度の減少がみられた。すなわち、BOD についても埋め立てが終了した処分場では経過年数の増加に対応して低下する傾向があった。

以上のことから、廃棄物埋立中においては、EC 値と BOD 濃度は相関のあるような挙動を示さなかったが、U で見られるように埋立終了後においては共に漸減する傾向があった。この場合、図 3-13 に示すように、埋立終了前後での EC 値と BOD 濃度との相関係数は、埋立前 0.37 (n = 30) と埋立後 0.60 (n = 30) を示し、埋立終了後ではこれらの項目の挙動が類似した。

今後さらなるデータの積み重ねは必要であるが、無機成分溶出型の処分場ではもちろん、有機成分溶出型の処分場であっても、埋立終了後の処分場において浸出水質の継続的評価に活用できると考えられる。なお、埋立終了前においては、EC 値で BOD 濃度の挙動を把握することは困難であるため、EC の測定とともに BOD 及び TOC などの測定が必要である。

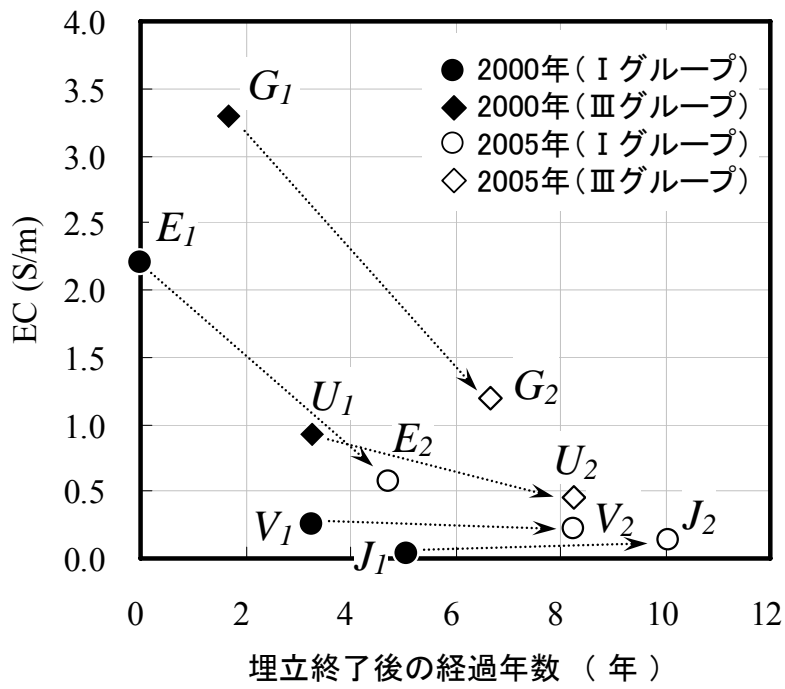


図 3-11 埋立終了後の経過年数と EC 値の関係

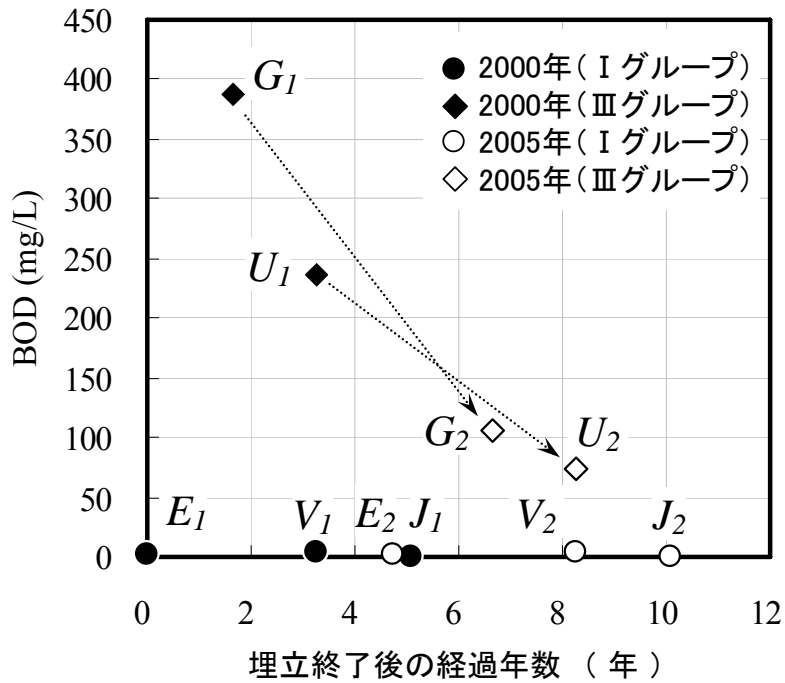


図 3-12 埋立終了後の経過年数と BOD 濃度との関係

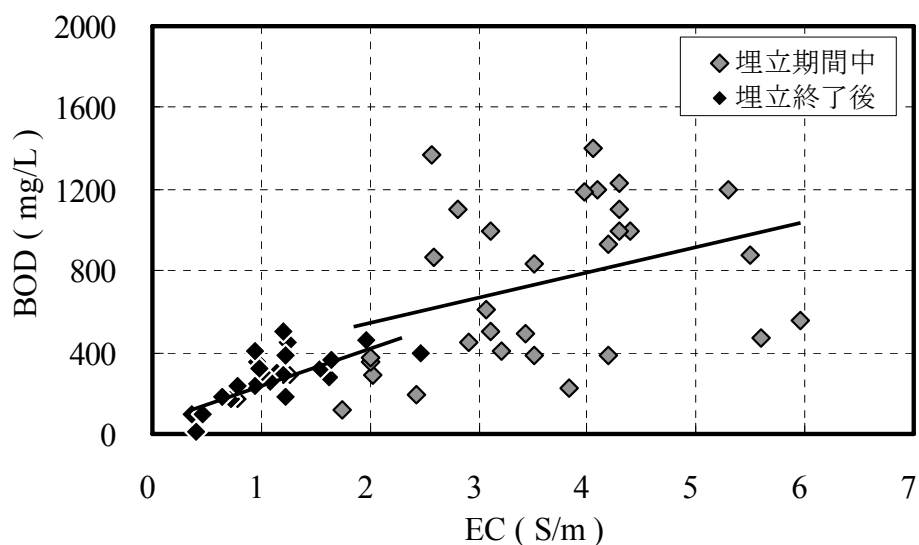


図 3-13 U 処分場の埋立終了前後における EC 値と BOD 濃度の関係

3. 4. 2 有害物質濃度と EC 値の関係

一般廃棄物処分場の浸出水においては、重金属類等の規制項目が基準値を超過することは稀であり、多量成分である図 3-5 中の 9 項目との相関が低かった。しかし、安全面から見れば稀であっても基準値超過は望ましくなく、異常値の出現の可能性を簡易に把握できれば、迅速な対応が可能になる。

そこで、今回基準値を超過した事例のあった Cd、Pb 及び Fe について、総量的指標である EC 値及び BOD 濃度、重金属類を把握できる可能性のある pH 値及び SS 濃度とこれら重金属類の濃度との関係（44 検体）を図 3-14 に示した。この結果、EC 値等と重金属類の濃度には相関関係はないが、基準値を超過した検体は EC 値が 1 S/m、SS 濃度が 40 mg/L よりも高かった。特に Pb が基準値を超過したときの EC 値は 5.6 S/m 以上、SS 濃度が 140 mg/L 以上であった。なお、これらの処分場は、前述の分類による II グループと IV グループ、あるいは埋立層の浅い埋立初期のものであった。Fe の超過については 3. 3. 1 で示したとおり、埋立廃棄物由来でないことが推測されるが、Cd 及び Pb の超過した処分場では飛灰固化物を埋め立てていた。飛灰のキレート処理物からの鉛の再溶出が懸念されていることから^{11), 12)}、環境リスクや廃止などの処分場管理を考えたとき、飛灰固化物の埋め立てに関しては注意する必要があることが示唆された。

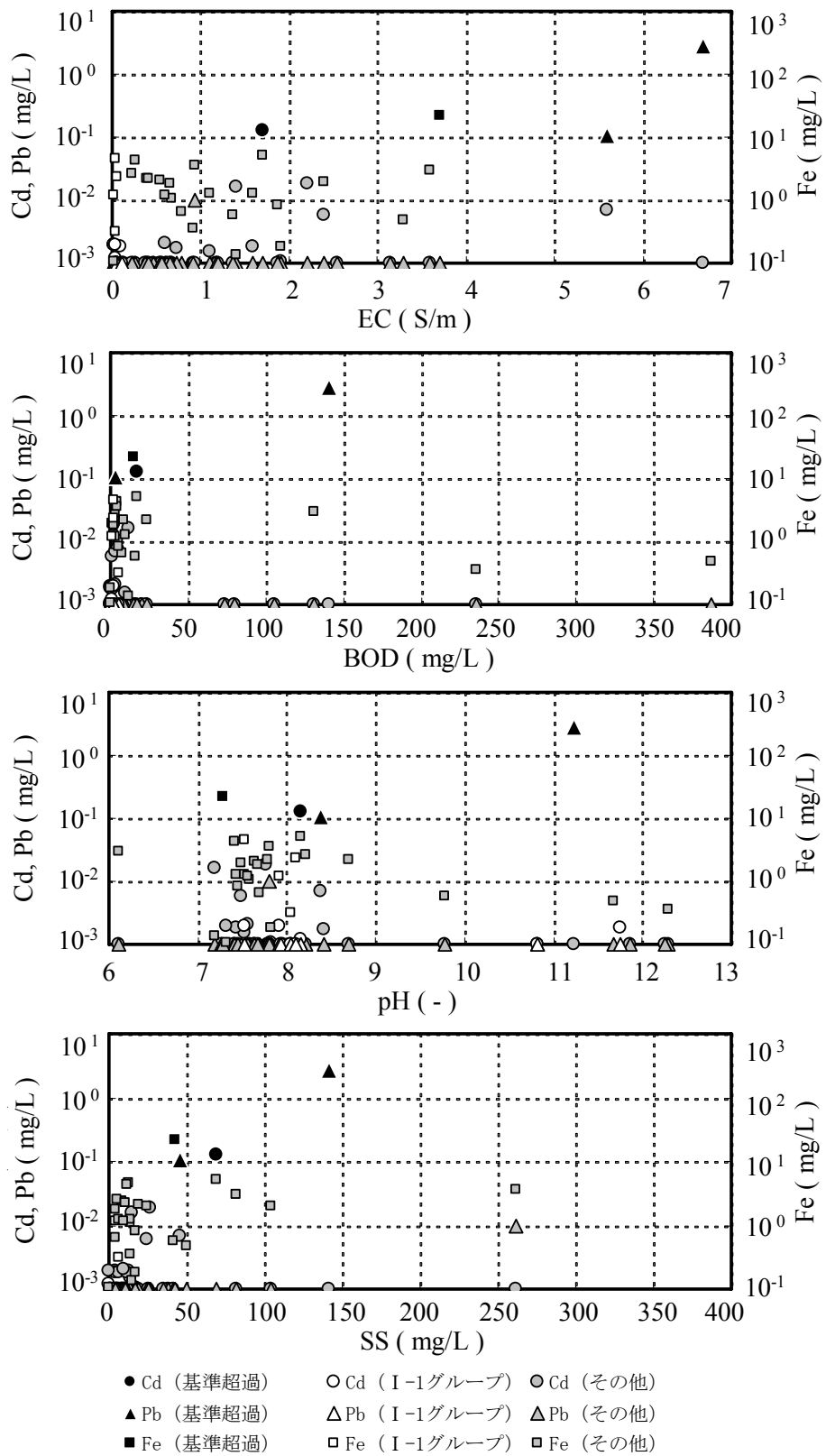


図 3-14 モニタリング項目と重金属濃度の関係

浸出水のPb濃度が基準値を超えた飛灰固化物を埋め立てているCについて、約2年間にわたって採取された30検体のPb濃度と相関関係にあった項目のプロットしたものを図3-15に示す。EC値、BOD濃度、pH値及びSS濃度の増加に伴いPb濃度が高くなる傾向があるが、EC値とPb濃度との間で相関係数が0.63と最も高く、本処分場ではPb濃度の基準超過したケースはEC 6 S/m以上の浸出水がほとんどであった。両性物質であるPbはアルカリ性に偏るほど溶出しやすくなることからpHが影響しており、金属錯体が水中でコロイドとして移動することから、埋立初期に見られるSS成分由来¹³⁾、¹⁴⁾と考えられる。これら以外の原因として、焼却残渣中に多く含まれるCa²⁺とCO₃²⁻が結合して固結化し水分の通りやすい空隙（水みち）が形成されるとき、その近傍では廃棄物と水分の接触が高まるためPbなどの化学物質が洗い出される可能性が考えられる。

このように、浸出水のEC値など簡易に測定できる項目をモニタリングすることにより、その値が高い場合は有害物質が含まれている可能性が高い場合もあり、有害物質の詳細調査を行うとともに、その結果を水処理などの維持管理に反映する必要があると考えられる。

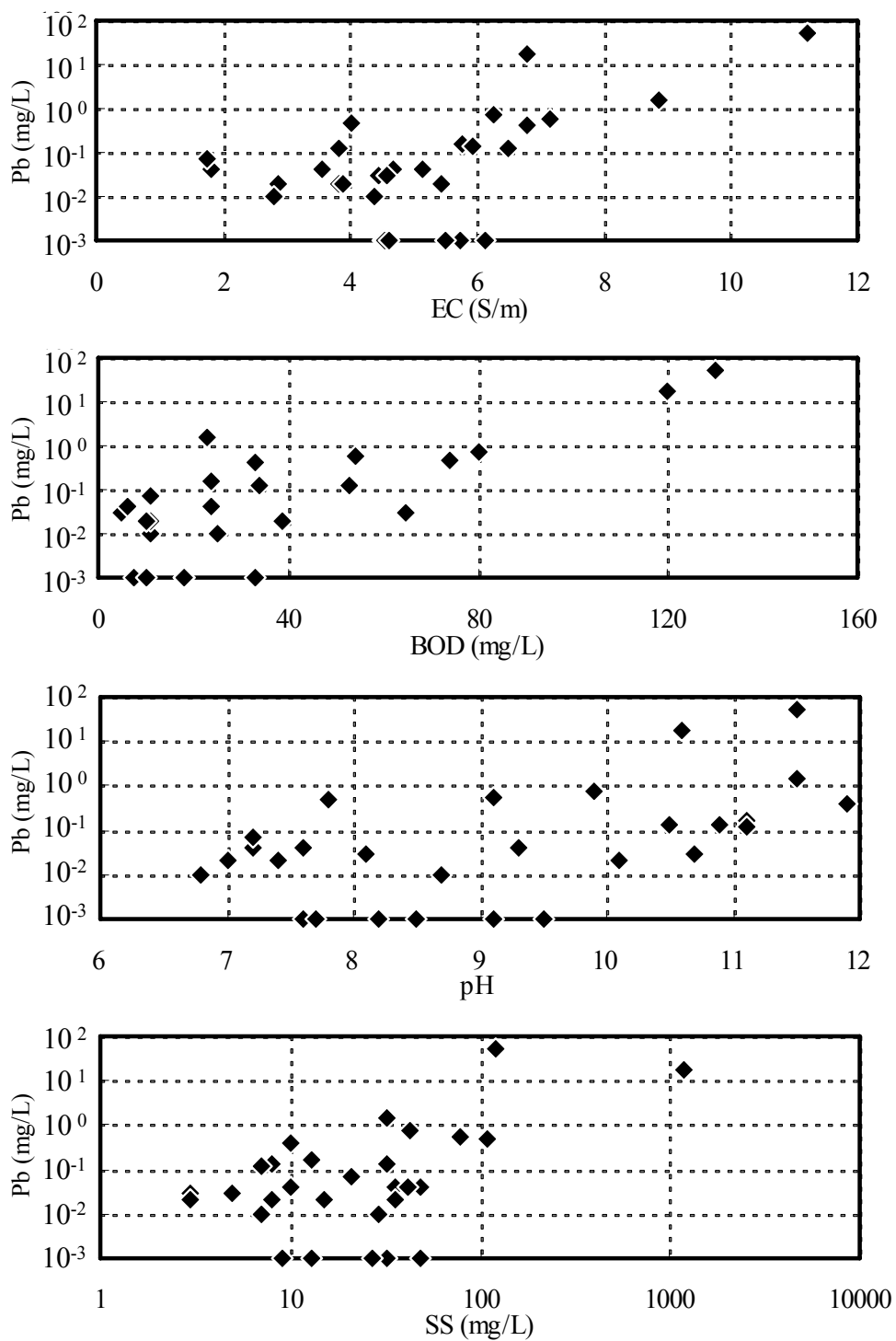


図 3-15 C 処分場における Pb 濃度とモニタリング項目の関係

3. 5 まとめ

埋立廃棄物が焼却残渣（焼却灰、飛灰固化物及び熔融スラグ）主体である近年の一般廃棄物処分場から排出される浸出水の水質の実態を把握するとともに、浸出水質の統計処理による処分場の類型化を試みた。さらに、安定化状況の把握や有害化学物質の異常値出現をモニターするための指標として EC の評価を行った。得られた成果を以下に示す。

- (1) 埼玉県内 22 箇所的一般廃棄物処分場における 2 ヶ年の浸出水について 46 項目の分析を行ったところ、放流水の共同命令基準値を超過した項目は pH、Cd、Pb、BOD 及び Fe の 5 項目であった。ただし、全ての処分場で浸出水処理を行っており、放流水は基準値を達成していた。特に、焼却残渣による高 pH の保有水と埋立廃棄物の接触により、アルカリ抽出物質由来の有機汚濁成分の溶出が高くなる可能性が示唆された。
- (2) 浸出水質 46 項目中、BOD、COD、TOC及びVFAの有機性項目間、EC、Na、K、Ca及びCl⁻の無機性項目間で相関が強かった。さらに、得られた 9 項目の主成分分析により、汚濁総量を示すと考えられた第 1 主成分、有機成分量あるいは無機成分量を示すと考えられた第 2 主成分で処分場の類型化がある程度可能であり、そのスコアの大きさが安定化の一つの目安となることが示唆された。なお、統計処理で得られたスコアの同一処分場における 5 年間の変化は基本的には小さく、これが大きく上昇する処分場は埋立開始後の時間経過が短いものであった。
- (3) 焼却残渣主体の一般廃棄物処分場においては、有機成分溶出型の処分場であっても、簡易に計測できる EC 値が埋立終了後の BOD 濃度の挙動を簡便にモニタリングするのに活用できることが示唆された。また、EC 値や SS 濃度は特定の処分場における浸出水中の Pb の高濃度出現を予測できる可能性があることが示唆された。

第 3 章の参考文献

- 1) H. Asakura, T. Matsumoto and N. Tanaka: Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan, *Waste Management*, Vol.24, No.6, 613-622 (2004)
- 2) Y. Hasegawa and K. Takahashi: Analysis of the stabilization index in the waste materials landfill ground, *Proceedings of the 9th Annual Conference of the Japan Society of Waste Management Experts*, 913-915 (1998)
- 3) 石川宗孝、周 良輝：廃棄物埋立地の難分解性物質について、PPM、第 19 巻、第 8 号、20-24 (1988)

- 4) 長森正尚、小野雄策：浸出水の水質経年変化－管理型産業廃棄物最終処分場－、埼玉県公害センター研究報告、No. 22、49-65 (1995)
- 5) 総理府・厚生省：一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令 (1977) <http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S52/S52F03102004001.html>
- 6) 安原昭夫、宇野由利子、中杉修身：廃棄物埋立地浸出水中の化学成分 (第3報)、環境化学、Vol. 3、No. 3、539-547 (1993)
- 7) 小野雄策：産業廃棄物埋立地における土壌の浄化能力を利用した中間覆土材に関する研究、北海道大学学位論文 (2005)
- 8) T. Naruoka, Y. Ono, M. Matsuyama and S. Sato: Control Measures against Hydrogen Sulfide Production in Landfill Sites. *Modern Landfill Technology and Management, Proceedings of the Third Asian-Pacific Landfill Symposium*, pp.395-402 (2004)
- 9) J. Yoshinaga, A. Kida and O. Nakasugi: Statistical approach for the source identification of boron in leachates from industrial landfills, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Vol.3, No.1, 60-65 (2001)
- 10) 福井博、横山尚秀：最終処分場浸出液の水質の経年変化について、全国環境研究会誌、Vol. 29、No. 3、22-26 (2004)
- 11) 野馬幸生、貴田晶子、高延堅三、兒玉学：EP 灰キレート処理物の長期安定性について、第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集、173-175 (1990)
- 12) 肴倉宏史、田中信壽、松藤敏彦：キレート処理した一般廃棄物焼却飛灰からの鉛の再溶出挙動に関する研究、廃棄物学会論文誌、Vol. 16、No. 3、214-222 (2005)
- 13) 於保繁、柳瀬龍二、松藤康司、花嶋正孝：焼却残渣埋立における浸出水質の流出特性、第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集、568-570 (1995)
- 14) P. Kjeldsen, M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin and T. H. Christensen: Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336 (2002)

別添 3-1 フェノール類の分析方法

【分析法概要】

本分析方法は、JIS K0450-20-10 (2002) 付属書 1 をベースにした方法である。この方法では水中のフェノール類を無水酢酸により誘導体化し、その後に溶媒抽出する。抽出液は脱水・濃縮後に GC/MS により測定する。

【試料調製手順】

- ① 500 mL の水試料を 1 L 容のガラス容器に取り、80 mg のアスコルビン酸を加え、さらに 2.5 g の炭酸カリウムを加える。攪拌子により攪拌しながら 5 mL の無水酢酸をすばやく加えて 20 分間放置する。
- ② 1 L 容の分液ロートに試料を移し、塩化ナトリウムを 15 g 加える。100 mL のヘキサンで 2 回抽出し、抽出液を合わせる。無水硫酸ナトリウムで脱水した後にロータリーエバポレーターで 5 mL まで濃縮する。
- ③ 濃縮液の半量を分取し、一定量の内標準物質を加えてから 0.25 mL まで窒素気流下で濃縮する。本試料を GC/MS 測定用試料とする。別の半量は希釈試料が必要な場合に使用する。

【検量線作成手順】

- ① 対象とするフェノール類の混合標準アセトン溶液を調製する (20 mg/L の濃度とするが、ノニルフェノールは 200 mg/L とする)。これの一定量をアセトンで希釈する。
- ② 操作検量線は 5 点検量線とする。1 L 容のガラス容器にフェノール類フリーの精製水 0.5 L を入れ、アスコルビン酸 80 mg を添加する。次に 2.5 g の炭酸カリウムを加える。これを 5 セット用意する。この溶液を攪拌しながらそれぞれに異なる一定量の希釈したフェノール類混合アセトン溶液を加える。続いて、それぞれに 5 mL の無水酢酸をすばやく加えて 20 分間放置する。
- ③ 【試料調製手順】 の②、③により測定試料を調製する。

【GC/MS 測定】

キャピラリーカラムは J&W DB-5ms (30m×0.25mm i.d.×0.25µm film thickness) を使用し、SIM 測定により定量を行う。

別添 3-2(1) 浸出水 44 検体の相関係数

	EC	Na	K	Ca	Mg	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	BOD	COD	TOC
Na	0.99											
K	0.91	0.90										
Ca	0.89	0.89	0.68									
Mg	0.11	0.10	0.08	-0.03								
Cl ⁻	0.94	0.90	0.94	0.73	0.15							
NO ₃ ⁻	0.20	0.20	0.23	0.10	0.42	0.11						
NO ₂ ⁻	-0.13	-0.12	-0.12	-0.09	-0.07	-0.13	-0.09					
SO ₄ ²⁻	0.11	0.11	0.10	-0.01	0.81	0.11	0.50	-0.03				
BOD	0.38	0.36	0.35	0.28	-0.21	0.37	-0.19	-0.06	-0.17			
COD	0.53	0.54	0.34	0.65	-0.20	0.35	-0.13	-0.08	-0.16	0.76		
TOC	0.49	0.49	0.37	0.52	-0.22	0.38	-0.17	-0.07	-0.18	0.91	0.96	
SS	0.41	0.37	0.28	0.48	0.01	0.33	0.11	-0.10	0.02	0.18	0.31	0.25
pH	0.12	0.14	0.05	0.18	-0.27	0.02	-0.25	-0.03	-0.09	0.60	0.69	0.71
T-Hg	-0.13	-0.12	-0.12	-0.09	-0.05	-0.13	-0.12	-0.02	-0.05	-0.06	-0.08	-0.08
Cd	0.08	0.03	0.01	0.05	0.33	0.09	0.21	-0.03	0.39	-0.06	-0.05	-0.06
Pb	0.58	0.33	0.25	0.83	-0.09	0.31	0.02	-0.02	-0.06	0.23	0.27	0.51
Cr	0.37	0.33	0.42	0.07	0.19	0.50	0.03	-0.02	0.11	0.48	0.10	0.26
As	0.19	0.26	0.09	0.31	-0.07	0.09	-0.05	-0.02	-0.06	0.05	0.27	0.19
B	-0.21	-0.21	-0.23	-0.18	0.13	-0.18	-0.08	0.06	0.00	-0.16	-0.14	-0.17
Se	0.48	0.49	0.56	0.30	0.20	0.59	0.01	-0.07	0.08	-0.04	-0.07	-0.06
Cu	-0.02	-0.01	-0.04	-0.01	0.07	-0.03	0.04	-0.04	-0.02	0.07	0.03	0.04
Zn	0.11	0.06	0.03	0.08	0.34	0.12	0.22	-0.04	0.39	-0.04	-0.02	-0.04
Ni	0.15	0.09	0.10	0.01	0.34	0.20	0.12	-0.06	0.33	0.30	0.10	0.19
Fe	0.18	0.14	0.21	0.11	-0.01	0.26	-0.18	-0.07	-0.05	-0.08	-0.07	-0.09
Mn	0.27	0.23	0.25	0.13	0.34	0.35	0.15	-0.10	0.24	-0.17	-0.17	-0.19
Al	-0.09	-0.08	-0.10	-0.03	-0.17	-0.12	-0.15	-0.04	-0.06	0.06	0.07	0.07
V	0.16	0.15	0.11	0.04	0.10	0.19	0.41	-0.04	0.01	-0.15	-0.11	-0.13
Mo	0.48	0.46	0.63	0.18	0.12	0.58	0.10	-0.07	0.23	0.61	0.33	0.47
Co	0.30	0.23	0.26	0.27	-0.07	0.36	0.06	-0.17	-0.02	0.10	0.06	0.07
Be	0.59	0.54	0.59	0.32	0.30	0.59	0.07	-0.10	0.22	0.21	-0.01	0.08
Sn	0.40	0.36	0.46	0.10	0.18	0.54	-0.03	-0.02	0.09	0.58	0.18	0.35
T-P	0.27	0.23	0.24	0.14	0.24	0.32	0.07	-0.08	0.36	0.13	0.03	0.06
VFA	0.60	0.63	0.31	0.74	-0.22	0.33	-0.09	-0.06	-0.16	0.63	0.95	0.88
C2	0.61	0.64	0.27	0.83	-0.14	0.31	-0.00	-0.03	-0.09	0.36	0.78	0.64
C3	0.31	0.28	0.24	0.36	-0.26	0.22	-0.16	-0.07	-0.19	0.69	0.82	0.84
iso-C4	0.24	0.22	0.17	0.26	-0.24	0.17	-0.18	-0.06	-0.18	0.75	0.77	0.83
n-C4	0.50	0.48	0.36	0.53	-0.26	0.38	-0.18	-0.07	-0.20	0.86	0.92	0.91
iso-C5	0.18	0.16	0.15	0.17	-0.24	0.14	-0.19	-0.06	-0.18	0.75	0.70	0.79
n-C5	0.54	0.53	0.44	0.55	-0.25	0.42	-0.14	-0.06	-0.19	0.83	0.91	0.94
iso-C6	0.23	0.22	0.13	0.25	-0.22	0.15	-0.17	-0.06	-0.16	0.76	0.80	0.85
n-C6	0.46	0.42	0.42	0.37	-0.22	0.41	-0.15	-0.06	-0.17	0.89	0.78	0.88
Phenol	0.02	0.00	0.02	0.00	-0.17	0.02	-0.17	-0.04	-0.12	0.56	0.46	0.56
Cresols	0.10	0.07	0.06	0.09	-0.18	0.08	-0.18	-0.05	-0.14	0.59	0.52	0.59
o-	0.18	0.13	0.20	0.05	-0.22	0.22	-0.23	-0.06	-0.18	0.89	0.62	0.76
m-	0.11	0.08	0.12	0.10	-0.20	0.11	-0.18	-0.05	-0.15	0.61	0.54	0.61
p-	0.09	0.07	0.05	0.09	-0.18	0.07	-0.18	-0.05	-0.14	0.57	0.51	0.57
BPA	-0.11	0.12	-0.14	-0.11	-0.12	-0.13	-0.17	-0.05	-0.13	0.31	0.34	0.37

□内はp<0.05、ゴシック体はp<0.01

別添 3-2(2) 浸出水 44 検体の相関係数

	SS	pH	T-Hg	Cd	Pb	Cr	As	B	Se	Cu	Zn	Ni
Na												
K												
Ca												
Mg												
Cl ⁻												
NO ₃ ⁻												
NO ₂ ⁻												
SO ₄ ²⁻												
BOD												
COD												
TOC												
SS												
pH	0.02											
T-Hg	-0.05	-0.09										
Cd	0.13	-0.06	-0.02									
Pb	0.38	0.27	-0.02	-0.03								
Cr	0.02	0.05	0.06	0.21	-0.10							
As	0.12	0.09	-0.03	-0.03	0.45	-0.14						
B	-0.05	-0.19	-0.02	0.32	-0.11	-0.04	0.10					
Se	0.08	0.01	-0.07	-0.01	0.03	0.20	-0.02	-0.10				
Cu	0.04	0.02	-0.01	0.10	0.05	0.03	-0.01	-0.01	-0.00			
Zn	0.14	-0.04	0.00	0.59	-0.01	0.21	-0.03	0.32	0.02	0.10		
Ni	0.06	0.02	0.24	0.59	-0.08	0.52	-0.11	0.22	-0.06	0.07	0.78	
Fe	0.17	-0.25	0.14	0.14	-0.07	0.13	-0.09	0.13	-0.12	0.06	0.13	0.18
Mn	0.27	-0.33	-0.01	0.46	-0.09	0.29	-0.13	0.19	0.11	-0.04	0.46	0.42
Al	-0.06	0.50	-0.04	-0.05	0.03	0.05	-0.02	-0.11	-0.09	-0.06	-0.07	-0.05
V	-0.02	-0.18	-0.02	0.31	-0.02	0.25	-0.07	0.05	0.15	-0.02	0.32	0.38
Mo	0.05	0.37	-0.03	0.00	-0.10	0.59	-0.15	-0.24	0.26	-0.02	0.00	0.30
Co	0.27	-0.11	-0.12	0.42	0.03	0.22	0.03	0.14	0.22	0.09	0.41	0.22
Be	0.13	-0.22	-0.09	0.25	-0.07	0.59	-0.13	0.00	0.48	-0.02	0.27	0.45
Sn	0.05	0.09	-0.03	0.12	-0.09	0.59	-0.13	-0.06	0.21	0.04	0.13	0.47
T-P	0.13	0.15	-0.06	0.59	0.01	0.53	0.01	0.14	0.08	0.03	0.71	0.69
VFA	0.32	0.63	-0.06	-0.08	0.55	-0.03	0.33	-0.21	-0.04	0.02	-0.05	0.02
C2	0.38	0.38	-0.03	-0.05	0.59	-0.08	0.43	-0.14	-0.02	0.04	-0.03	-0.06
C3	0.13	0.71	-0.07	-0.09	0.27	-0.03	0.07	-0.22	-0.07	-0.04	-0.06	0.09
iso-C4	0.09	0.71	-0.06	-0.09	0.22	0.01	0.05	-0.18	-0.07	-0.03	-0.06	0.20
n-C4	0.25	0.67	-0.07	-0.10	0.46	0.18	0.15	-0.23	-0.06	0.01	-0.07	0.14
iso-C5	0.05	0.70	-0.06	-0.09	0.12	0.04	0.00	-0.18	-0.07	-0.03	-0.07	0.21
n-C5	0.26	0.63	-0.06	-0.09	0.46	0.25	0.16	-0.24	-0.04	0.03	-0.07	0.10
iso-C6	0.08	0.80	-0.06	-0.08	0.30	0.08	0.09	-0.19	-0.04	0.00	-0.04	0.16
n-C6	0.20	0.60	-0.06	-0.08	0.27	0.44	0.07	-0.22	-0.02	0.06	-0.05	0.14
Phenol	-0.03	0.51	-0.04	-0.07	-0.03	-0.05	-0.05	-0.09	-0.08	-0.05	-0.06	0.26
Cresols	0.02	0.50	-0.05	-0.07	0.05	-0.03	-0.02	-0.11	-0.08	-0.05	-0.07	0.24
o-	0.03	0.63	-0.06	-0.09	-0.04	0.32	-0.07	-0.16	-0.06	0.01	-0.06	0.27
m-	0.02	0.51	-0.05	-0.08	0.00	-0.01	-0.04	-0.13	-0.09	-0.05	-0.07	0.23
p-	0.02	0.49	-0.05	-0.07	0.06	-0.05	-0.01	-0.11	-0.08	-0.05	-0.07	0.24
BPA	-0.11	0.45	-0.05	-0.07	-0.05	-0.13	-0.07	0.00	-0.07	-0.08	-0.08	0.05

内はp<0.05、マシク体はp<0.01

別添 3-2(3) 浸出水 44 検体の相関係数

	Fe	Mn	Al	V	Mo	Co	Be	Sn	T-P	VFA	C2	C3
Na												
K												
Ca												
Mg												
Cl ⁻												
NO ₃ ⁻												
NO ₂ ⁻												
SO ₄ ²⁻												
BOD												
COD												
TOC												
SS												
pH												
T-Hg												
Cd												
Pb												
Cr												
As												
B												
Se												
Cu												
Zn												
Ni												
Fe												
Mn	0.64											
Al	-0.11	-0.16										
V	-0.02	0.31	-0.08									
Mo	-0.01	0.05	0.13	0.19								
Co	-0.07	0.16	-0.19	-0.12	0.13							
Be	0.36	0.49	-0.15	0.32	0.49	0.36						
Sn	0.13	0.22	-0.03	0.24	0.59	0.22	0.59					
T-P	0.25	0.44	0.41	0.29	0.35	0.26	0.51	0.44				
VFA	-0.13	-0.21	0.09	-0.12	0.16	0.06	-0.04	0.03	-0.02			
C2	-0.09	-0.13	0.05	-0.05	-0.03	0.04	-0.08	-0.06	0.00	0.90		
C3	-0.14	-0.23	0.12	-0.16	0.32	0.09	0.02	0.05	-0.06	0.78	0.43	
iso-C4	-0.13	-0.22	0.13	-0.15	0.33	-0.01	0.03	0.11	-0.04	0.72	0.38	0.94
n-C4	-0.13	-0.23	0.09	-0.16	0.44	0.17	0.12	0.27	0.02	0.87	0.60	0.92
iso-C5	-0.13	-0.22	0.14	-0.15	0.34	0.01	0.05	0.14	-0.04	0.65	0.28	0.92
n-C5	-0.13	-0.22	0.07	-0.16	0.52	0.16	0.09	0.33	0.03	0.83	0.59	0.83
iso-C6	-0.15	-0.23	0.09	-0.14	0.30	-0.08	-0.05	0.17	-0.05	0.73	0.43	0.92
n-C6	-0.11	-0.20	0.04	-0.15	0.62	0.16	0.14	0.51	0.07	0.65	0.39	0.70
Phenol	-0.08	-0.15	0.14	-0.11	0.22	-0.07	0.06	0.04	-0.03	0.43	0.10	0.74
Cresols	-0.08	-0.16	0.14	-0.12	0.22	0.01	0.10	0.06	-0.02	0.50	0.18	0.78
o-	-0.05	-0.17	0.09	-0.16	0.50	0.06	0.19	0.42	0.05	0.50	0.11	0.80
m-	-0.07	-0.16	0.14	-0.13	0.28	0.04	0.12	0.09	-0.01	0.50	0.15	0.83
p-	-0.08	-0.16	0.14	-0.11	0.19	0.00	0.10	0.05	-0.02	0.50	0.19	0.77
BPA	-0.07	-0.13	0.12	-0.09	-0.01	-0.05	-0.09	-0.08	-0.12	0.30	0.05	0.54

■内はp<0.05、ゴシック体はp<0.01

別添 3-2(4) 浸出水 44 検体の相関係数

	iso-C4	n-C4	iso-C5	n-C5	iso-C6	n-C6	Phenol	Cresols	o-	m-	p-
Na											
K											
Ca											
Mg											
Cl ⁻											
NO ₃ ⁻											
NO ₂ ⁻											
SO ₄ ²⁻											
BOD											
COD											
TOC											
SS											
pH											
T-Hg											
Cd											
Pb											
Cr											
As											
B											
Se											
Cu											
Zn											
Ni											
Fe											
Mn											
Al											
V											
Mo											
Co											
Be											
Sn											
T-P											
VFA											
C2											
C3											
iso-C4											
n-C4	0.87										
iso-C5	0.99	0.84									
n-C5	0.73	0.95	0.69								
iso-C6	0.91	0.86	0.88	0.78							
n-C6	0.61	0.86	0.59	0.94	0.71						
Phenol	0.90	0.61	0.92	0.41	0.70	0.28					
Cresols	0.91	0.67	0.93	0.47	0.67	0.32	0.97				
o-	0.87	0.81	0.90	0.69	0.84	0.74	0.77	0.78			
m-	0.91	0.70	0.94	0.54	0.66	0.40	0.77	0.98	0.79		
p-	0.90	0.65	0.92	0.44	0.66	0.29	0.97	1.00	0.76	0.98	
BPA	0.60	0.35	0.69	0.19	0.44	0.10	0.67	0.74	0.54	0.72	0.75

■内はp<0.05、ゴシック体はp<0.01

第4章 処分場安定化の評価における微量ガス成分の活用

4.1 はじめに

処分場から放出される埋立地ガスには、廃棄物層内での微生物作用により発生する成分が多く含まれている。その大部分はメタン及び二酸化炭素であるが、硫化水素や亜酸化窒素などの無機ガス成分と芳香族やメタン以外の脂肪族炭化水素をはじめとする各種の微量有機ガス成分が含まれていることが知られている¹⁻⁶⁾。

通常、処分場では埋立廃棄物の安定化の進行状況を判断する目的で、浸出水とともに埋立地ガスの長期的な挙動が観測されている。このうち埋立地ガスについては、多量に含まれるガス成分であるメタン及び二酸化炭素の経年変化が調査されているが、その調査方法や評価方法は確立されていないのが現状である。特に、近年の日本では、アルカリ化した層内保有水中に二酸化炭素が吸収され、相対的にメタンの割合が増加する傾向にあるため、処分場の現状評価が困難となってきた。従って、安定化指標の一つとして廃棄物層内移動時に比較的变化の少ないガス成分の検索とその挙動の評価が必要である。

そこで、反応性が小さく、かつ埋立地ガス中に存在するメタン以外のガスとして、炭素数が2~6の脂肪族炭化水素（以下、NMHC）に着目した。NMHCには、炭素数が異なるものや異性体があり、それらの相互の割合は層内環境や埋立後の経過時間によって変化する可能性があるため、メタンや二酸化炭素などの多量成分との関係を含めてその特性を明らかにすることは、今後の処分場の安定化を議論する上で有用な情報になると考えられる。

NMHCに関する研究は1930年代の海底堆積物調査に始まり、1954年にSmith⁷⁾は現世堆積物中のNMHCの組成が原油中の熱分解起源のガスによるのではなく、生物起源のガスに由来することを明らかにした。生物起源のガスの特徴は、エタンとプロパンの合計量に対するメタン量の比が一般に1,000以上であり、熱分解起源のガスはこれが50以下であるというのが目安と言われている⁸⁾。なお、生物起源のNMHCをもたらず有機物については各種アミノ酸が提起されている^{9), 10)}が、それを実験的に証明したものはないのが現状である。さらに、現世における自然堆積物に含まれる鉛直方向のメタン及びNMHCについて、海底堆積物¹¹⁾、化石貝¹⁰⁾、湖の底質¹²⁾、泥炭地堆積物¹³⁾などが調査されている。この中で傾向が明確であった海底堆積物¹¹⁾の調査結果については2.2.4で示したが、メタン及びNMHCの組成の垂直分布は堆積年数の違いを反映しており、安定化指標となる可能性がある。NMHCの組成について、自然堆積物と処分場を直接比較することはできないが、自然堆積物での情報が処分場におけるNMHCの生成や挙動の理解の手がかりになる可能性がある。

処分場におけるNMHCについては、2.2.4で示した本田¹⁴⁾やIkeguchiら¹⁵⁾の調査結果がある。このほか、Davisら¹⁶⁾が窒素ばっ気により酸素を除去した蒸留水中に

塩類と紙 (Nu-wipe tissue) を接種し、数週間の嫌気性培養実験を試みている。ガス濃度の測定は2回と少ないが、時間経過に伴ってプロパン/プロピレン比の変化は明らかでなく、エタン/エチレン比が増加しており、このことは本田¹⁴⁾ やIkeguchiら¹⁵⁾ の調査結果と同じであった。一方で、同じ処分場内であっても深度の違いで、廃棄物の埋立時期や空気の流入量が異なると想定されるが、埋立地ガスの垂直分布の調査事例は乏しい。

本研究では、埋立を終了した産業廃棄物管理型処分場における埋立地ガス中のメタン及びNMHCを主な対象として、埋立地層内の深度方向における組成の違いやそれらの経年変化について実態を把握し、上記の自然界における堆積物や処分場の調査結果と比較した。

4. 2 調査方法

4. 2. 1 調査対象処分場の概要

調査対象とした処分場は、埋立を終了した産業廃棄物管理型処分場 (WS処分場) であり、その概要を表4-1に示す。汚泥や廃プラスチック類などの多様な産業廃棄物を約19年間かけて埋め立てており、埋立深度は最大で約45 mに達していた。

表4-1 調査対象としたWS処分場の概要

埋立面積 (m ²)	埋立容量 (m ³)	埋立深度 (m)	埋立期間 (年)	埋立廃棄物
34,000	1,455,000	35~45	1982~2000	汚泥、スラグ、廃プラスチック、建設廃棄物、ガラスくず、陶磁器くず、焼却残渣、金属くず

処分場におけるガス抜き装置の位置関係と概要を図4-1に示す。底部に集排水管を張り巡らし、底部と地表下20 m付近までの間に数多くのガス抜き管を設け、深層から集めたガスを2箇所の簡易ガス燃焼炉 (D#1及びD#2) で燃焼している。地表下20 mより上部には、法面にのみ複数のガス抜き管があり (未図示)、また、埋立終了後に場内観測井S#3 (深さ約7 m) 及びS#4 (深さ約5 m) が設置された。なお、S#3とS#4を設置した地表面の高低差は約8 mである。

さらに、埋立終了後1年6ヶ月を経た2002年2月に、表層から深さ約3 mまでバックホーにより埋立層を掘削し、深度40 cm、120 cm、130 cm、220 cm、295 cmに特製のガス採取器を横方向に設置し、廃棄物と覆土を埋戻した。このガス採取器は、φ4.5 mmの穴を20個有する塩ビ管 (φ18 mm×200 mm) の中にテフロンチューブを挿入したものである¹⁷⁾。本研究では深度130 cmと295 cmを対象とし、それぞれの地点名をSS2及びSS5とした。なお、ガス採取器の設置時には保有水は存在しなかった。

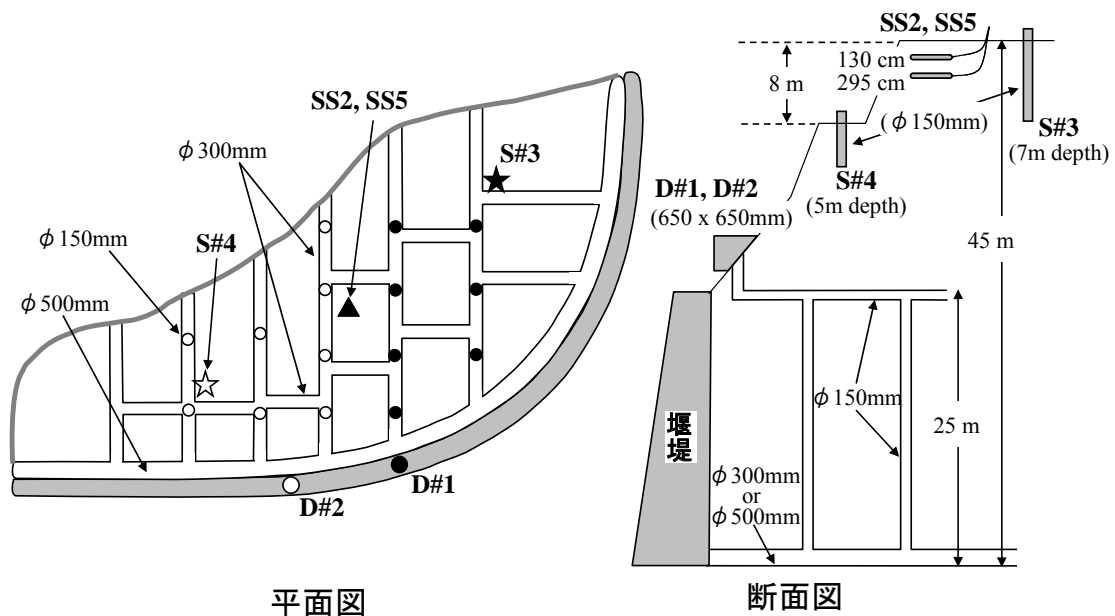


図4-1 WS処分場におけるガス抜き装置の位置関係と概要

- D#1及び○D#2: 深層から集められたガスを燃焼させるガス燃焼炉
- ★S#3及び☆S#4: 浅層部に設置した場内観測井
- ▲SS2及びSS5: 浅層部に設置したガス採取装置(PVC製の有孔管)
- 及び ○ : 深層部に設置された鉛直方向のガス収集管

これら簡易ガス燃焼炉、場内観測井及び特製のガス採取器について、埋立終了後10ヶ月を経た2001年6月から2006年7月までガス調査を実施した。このとき、図4-2に示すように、調査開始時には埋立後の経過時間(以下、埋立年数)が異なっており、深層ほど長かった。なお、層内保有水位は、近年の測定では底部から約6m(地表面から約39m)であった。また、深さ約7mのS#3では、埋立終了後1,127日目までは観測井内水がほとんど観測されなかったが、1,309日目の観測以降、地表下6.6~5.8mの範囲で水位(宙水)が観察された。他方、深さ約5mのS#4は降雨後に水が溜りやすく、約3m³の揚水を行っても水位の変動が見られないときもあった。このように、S#4側(D#2及びS#4)はS#3側(D#1及びS#3)に比べて湿潤状態にあると考えられた。

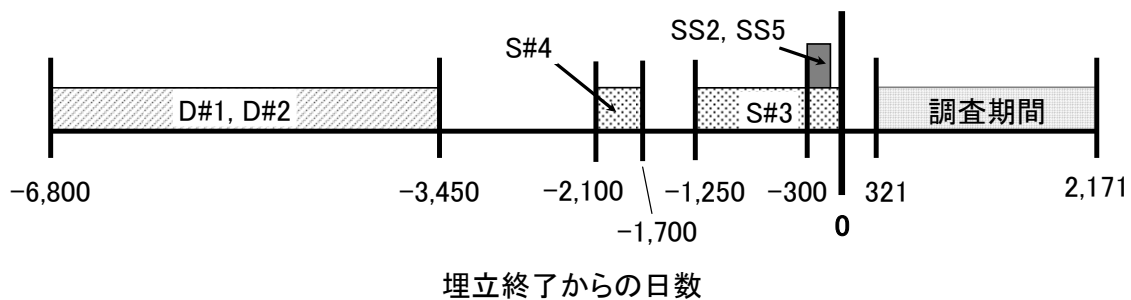


図4-2 各層における埋立期間と調査期間の関係

4. 2. 2 分析項目と分析方法

4. 2. 2. 1 ガス採取方法

ガス採取容器は、通常は GL サイエンス製のテドラバッグを用いたが、採取後 1 週間以内に分析できないときは、外気の透過防止のため GL サイエンス製のアルミバッグを用いた。また、ガス採取にポンプを用いた場合は柴田科学製 MP-15CF を使用し、採取流量を 0.5~1.0 L/min とした。タイプごとのガス採取方法は以下のようにした。

(i) 簡易ガス燃焼炉（深層ガス、写真 4-1）

対象とした D#1 及び D#2 は採取孔が 650 mm×650 mm と大きいため、テフロンチューブ付ビニール袋で採取孔を覆い、外気の混入を最小限に抑えた。その後、ビニール内の酸素濃度が安定したことを簡易ガスモニターで確認し、テフロンチューブ内のガスを置換した後に採取した。なお、ビニール袋は完全にはシールしておらず、ガス圧に応じて排気や吸気があった。

(ii) 場内観測井（浅層ガス、写真 4-2）

場内観測井は開放系であることから、外気の混入を極力避けるため、深度 5 m より下部までテフロンチューブあるいはシリコンチューブを垂らして¹⁸⁾、チューブ内のガスを置換した後に採取した。S#4 については、表層から約 5 m で浅いことと、水が溜りやすくガスが出にくいことから、採取したガスが空気に近い場合がほとんどであったため、本研究の対象とはしなかった。

(iii) 特製ガス採取器（極浅層ガス、図 4-3）

ガス採取器に繋がっているテフロンチューブに容量 50 mL のプラスチック製シリンジを装着し、50~100 mL のガスを捨てた後に採取したガス約 50 mL を試料とした。ガス採取器は、極表層部のガスを採取することを目的とした。



写真4-1 簡易ガス燃焼炉 (深層 : D#1、D#2) 写真4-2 場内観測井 (浅層 : S#3、S#4)

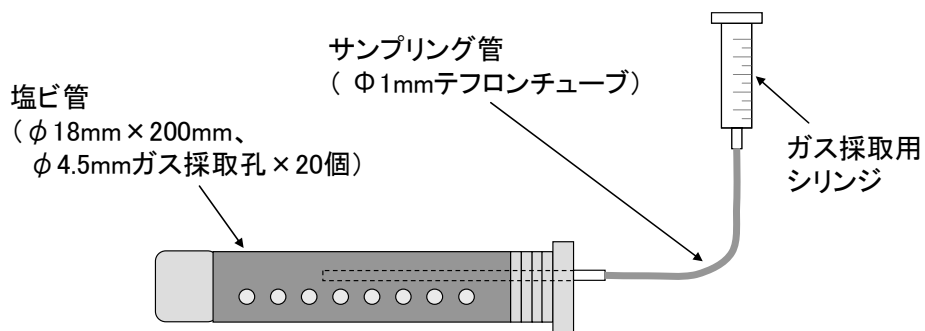


図4-3 特製ガス採取器

4. 2. 2. 2 ガス分析方法

(1) 分析項目及び標準ガス

ガスの分析項目は、窒素、酸素、二酸化炭素、メタンの4種類の多量成分及び表 4-2 に示す炭素数 2 から 6 (以下、C2~C6) の 16 種類の NMHC の計 20 種類とした。本研究における T-NMHC は、これらの 16 種の NMHC の合計とした。NMHC については、標準試薬が入手可能なものを対象とし、n-ヘキサンは和光純薬製 (水質試験用) を用い、それ以外は GL サイエンス製の標準ガスを使用した。なお、実際の埋立地ガスは水蒸気を含んでいるが、検討対象は水蒸気を除いた乾燥ガスとした。また、neo-ペンタンは途中から測定を行った。

(2) 分析装置及び分析条件

分析対象とした 20 種類のガスの分析は、表 4-3 に示した操作条件によりガスクロマトグラフィーを用いて実施した。ただし、酸素とアルゴンは分離が不可能なため、酸素濃度値はアルゴンを含む値とした。各測定で得られたガスクロマトグラフは、図 4-4 ~ 図 4-7 に示す

表4-2 対象としたNMHCとこれらの比の略称

炭素数	アルカン		アルケン	アルカン／ アルケン比*	iso-／n- アルカン比**
	n-アルカン	iso-アルカン			
2 (C2)	エタン	—	エチレン, アセチレン	C2比	—
3 (C3)	プロパン	—	プロピレン	C3比	—
4 (C4)	n-ブタン	iso-ブタン	iso-ブテン、1-ブテン、trans-2-ブテン、 cis-2-ブテン、1,3-ブタジエン	C4比	iso-C4比
5 (C5)	n-ペンタン	iso-ペンタン neo-ペンタン	—	—	iso-C5比
6 (C6)	n-ヘキサン	—	—	—	—

* 炭素数が同じNMHCについて、アルカン類濃度の各炭素数成分の合計濃度に対する比
「アルカン／(アルカン+アルケン)」

** アルカン類の中でイソ体の濃度の各炭素成分の合計濃度に対する比
「iso-アルカン／(iso-アルカン+n-アルカン)」

表 4-3 埋立地ガス測定の GC 条件

	酸素(アルゴン含む)、窒素	メタン、二酸化炭素	エチレン、エタン	他のNMHCs
ガスクロマト グラフ	Shimadzu 14A	Agilent 6890 series	Agilent 5890 series II	Agilent 6890 series
検出器	TCD (190 °C)	TCD (225°C) リファレンスガス流量 :20mL/分 メークアップガス流量 :2.0mL/分	FID (200°C) 水素ガス流量:40mL/分 空気ガス流量:450mL/分 メークアップガス流量 :45mL/分	FID (200°C) 水素ガス流量:40mL/分 空気ガス流量:450mL/分 メークアップガス流量 :45mL/分
カラム	Molecular sieve 13X 60/80 (2m×内径3mm)	SPELCO Carboxene-1010 (30m×内径0.53mm)	SPELCO Carboxene-1006 (30m×内径0.53mm)	J&W DB-Alumina (30m×内径0.53mm)
カラム温度	45°C (4分) ~ 35°C/分 ~185°C	35°C (4分) ~ 22°C/分 ~225°C	35°C (2分) ~ 10°C/分 ~220°C	35°C (2.5分) ~ 5°C/分 ~180°C
キャリアーガス	He (定圧モード:17psi)	He (定流量モード:10mL/分)	He (定圧モード:4psi)	He (定圧モード:2.8psi)
試料導入方法		スプリットレス	スプリットレス	スプリットレス

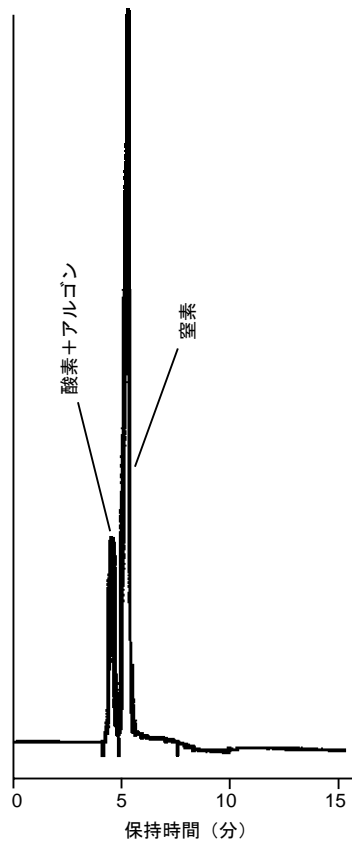


図 4-4 埋立地ガス測定のカクロマトグラフ (酸素、窒素)

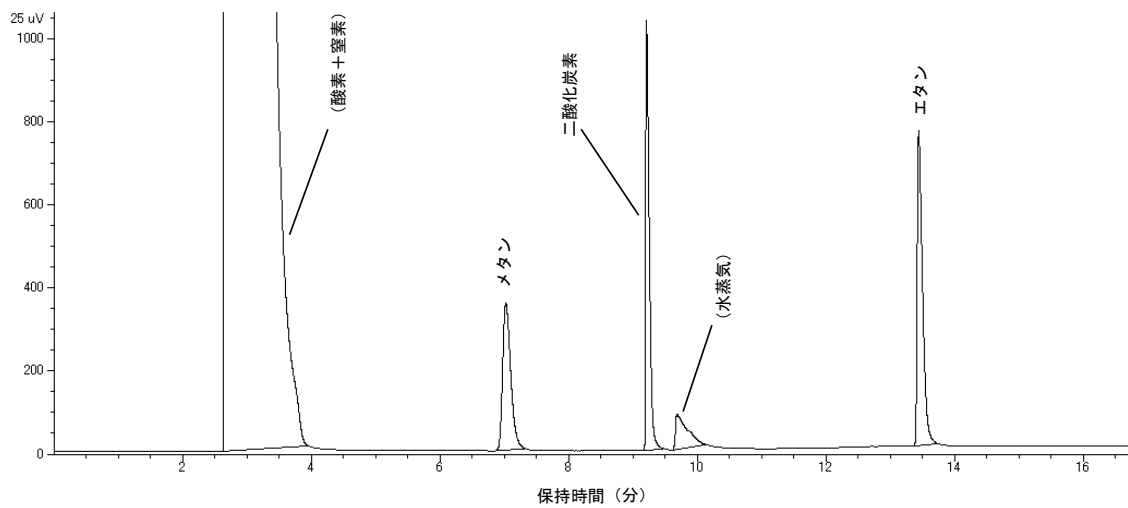


図 4-5 埋立地ガス測定のカクロマトグラフ (メタン、二酸化炭素)

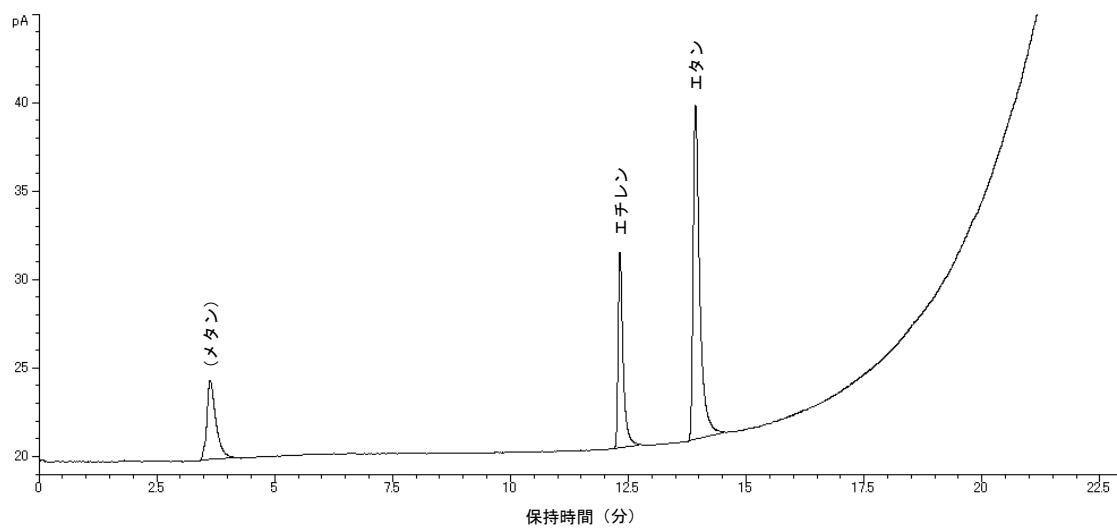


図 4-6 埋立地ガス測定のガスクロマトグラフ (エタン、エチレン)

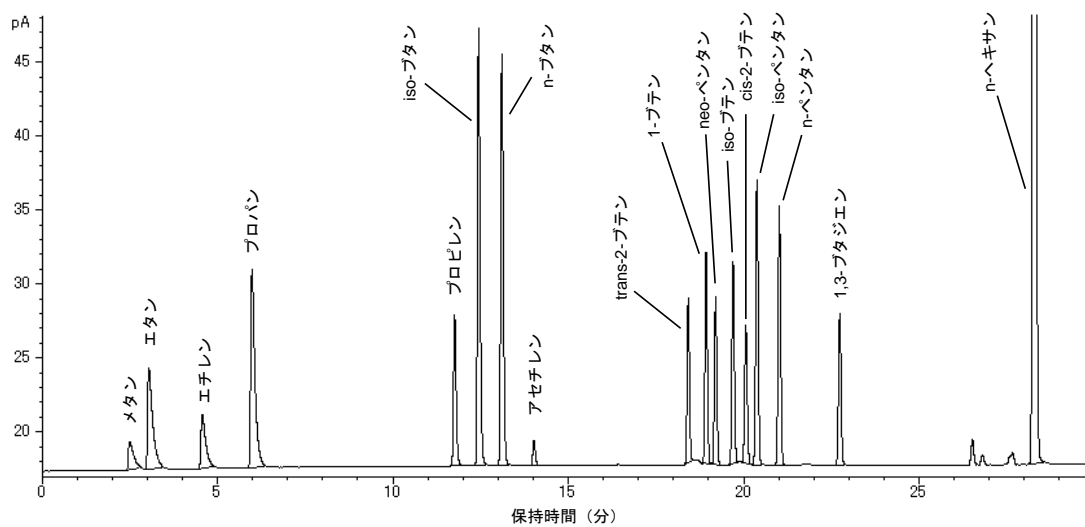


図 4-7 埋立地ガス測定のガスクロマトグラフ (エタン、エチレン以外の NMHC)

4. 3 結果及び考察

4. 3. 1 多量ガス成分

簡易ガス燃焼炉（D#1 及び D#2）、場内観測井（S#3）及びガス採取器（SS2）におけるガス成分濃度の経時変化を、最寄りの地域気象観測所で測定された日平均気温、層内温度、日平均気圧、1 週間あたりの降雨強度及び層内保有水位とともに図 4-8 に示す。図の横軸は埋立終了後の経過日数である。なお、SS5（ガス採取器）の経時変化は、詳細は異なるが SS2 に類似していたため省略した。

簡易ガス燃焼炉では複数のガス抜き管からのガスを集めていることから、ガス流量が安定して多く、また、採取時に空気の影響を少なくすることができたことから、D#1 及び D#2 においては酸素と窒素の濃度が低い傾向にあった。一方、浅層部に位置する S#3 の窒素は D#1 や D#2 に比べ高濃度であり、酸素濃度の変動も大きいため、空気の流入が推察された。

廃棄物層内において有機物の嫌気性微生物分解により発生するガスの大部分はメタンと二酸化炭素であるが、簡易ガス燃焼炉のメタン濃度が D#1 で 50～81 %、D#2 で 28～71 % であり、D#2 の 28 % を除くと高い傾向にあった。簡易ガス燃焼炉は深層部のガスを集めていることから、深層部が嫌気性環境下にあると推察された。メタンガス濃度は、S#3 では 19～60 %、SS2 では 30～60 % であり、とくに S#3 で低く、かつ、変動が大きかった。他方、二酸化炭素の濃度は D#1 で 6.0～12 %、D#2 で 5.1～10 % であるなどメタン濃度に比べて低い傾向にあった。特に、S#3 で 0.2～2.7 %、SS2 で 0.04～0.2 % と極端に低かった。焼却灰主体の処分場では、浸透水や保有水がアルカリ性に偏り、酸性ガスである二酸化炭素が層内に捕捉されるケースが増えてきている¹⁹⁾ が、WS 処分場の埋立地ガスについても焼却灰が含まれる浅層部でこの傾向にあった。

ガス濃度の推移を見ると、簡易ガス燃焼炉（D#1 及び D#2）ではメタンが変動しながら減少する傾向にあるのに対して、S#3 では明らかな増減傾向はなく、また、変動が大きかった。空気の進入しやすい構造の S#3 については、観測井内への外気の流入の多少により、メタン濃度が大きく変動したと考えられる。SS2 では 1,400 日目付近でメタン濃度の減少が認められたが、長期的には変動がなかった。

なお、外気の直接の影響が少ないと思われる D#1 と D#2 については、概ね気圧が低く気温が高い時期にメタン濃度が高くなる傾向にあった。一般に、ガス流量の変動は処分場内の温度と気圧が影響していると考えられている^{18), 20-22)} が、深層におけるガス濃度は季節変動する可能性が示唆された。また、S#3 におけるメタン濃度は 100 mm/週以上の降雨後に減少する傾向があり、D#1 及び D#2 においてはさらに時間をおいて減少する傾向があった。このことから、多量の降雨が層内に浸透することにより、空気が供給されたと推察された。

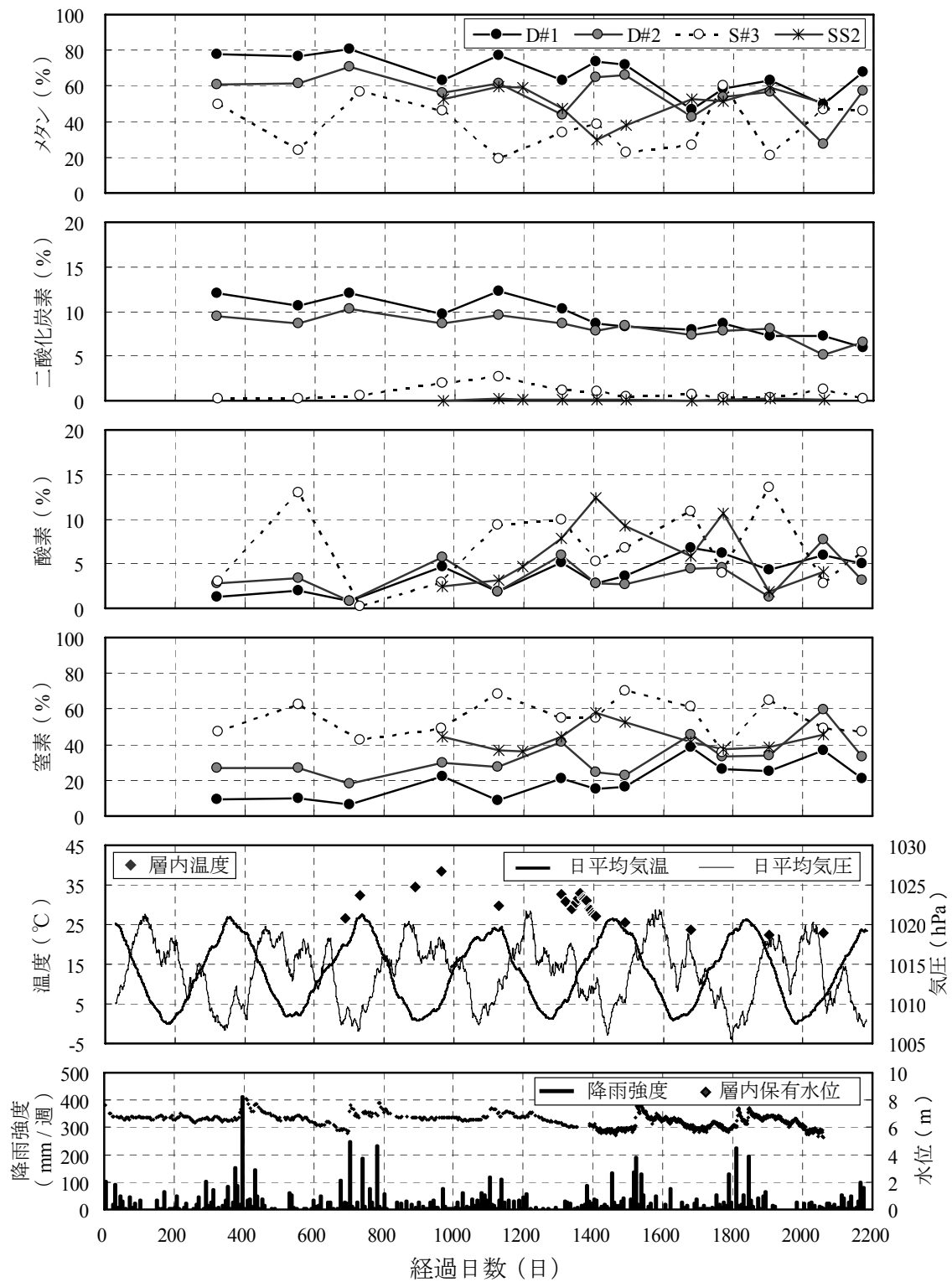


図4-8 多量ガス成分濃度、日平均気温、層内温度、日平均気圧、1週間あたりの降雨強度及び層内保有水位の経時変化

二酸化炭素については、パーセントオーダーで検出された D#1 及び D#2 では、メタンの増減と同調しながら徐々に減少した。他方、S#3 では 1,126 日目の 2.7 %がピークであった。S#3 の観測井内における深度 5 m 付近の温度は、965 日目に 36.5°C に達していたが、2,200 日目を過ぎると 20.4°C にまで下がっていた。この二酸化炭素濃度のピークを示す 1,126 日目のメタン濃度は逆に下降しており、観測井内に流入した空気による局所的な好気性分解があったと思われる。また、SS2 では、非常に低濃度で推移した。

酸素については、深層部の D#1 で 0.8~6.7 %、D#2 で 0.8~7.8 %と変動しながら上昇傾向にあり、浅層部の S#3 で 0.2~13.6 %、SS2 で 1.9~12.4 %と変動が大きく、空気の混入が表層で多いことが示唆された。

以上のことから、複数の採取深度や採取法で実施した埋立地ガスのモニタリングによって、多量成分の濃度は、埋立終了後の経過時間のみならず、廃棄物の埋立時期、空気の混入状況、間隙水の液性などに影響され、これだけで処分場の安定化を議論することには限界があることが再確認された。また、深層ほど埋立年齢が長いことに加え、浅層に比べて嫌気性状態にあるということが判明した。

4. 3. 2 NMHC 濃度

NMHC 成分と T-NMHC の濃度範囲を表 4-4 に示す。また、T-NMHC、エタン、エチレン、プロパン及びプロピレンの濃度の経時変化を図 4-9 に示す。

T-NMHC 濃度は概ね 100~300 ppmv の範囲にあり、SS2 で高かった。NMHC の組成は採取位置によって異なっていたが、共通して最も多いものはエタンであり、最高値は SS2 での 220 ppmv であった。その他については、D#1 ではプロピレン≒プロパン>n-ブタン、D#2 ではプロパン>n-ブタン≒プロピレンであり、D#2 で検出された NMHC 濃度は D#1 でと比べると、C3 のプロピレンを含め、C4 の trans-2-ブテン、cis-2-ブテン及び 1-ブテンというアルケン類が少ない傾向にあって、同じ簡易ガス燃焼炉タイプであっても組成が異なっていた。S#3 ではプロパン≒プロピレン≒iso-ブタン>エチレン≒n-ブタン、SS2 ではエチレン≫iso-ブタン>プロパン>プロピレン>n-ブタンの順であった。SS5 では SS2 と同様であった。

濃度推移を見ると、エチレン、プロパン、プロピレンは減少傾向にあり、特に SS2 のエチレン、D#1 のプロピレン、S#3 の C3 以上の NMHC は顕著な減少傾向を示した。D#1 のプロピレンのようなメタンに同調して長期的に漸減する成分については、安定化指標として利用できる可能性があると思われる。他方、T-NMHC 濃度はメタン濃度の変動に同調する傾向にあったが、長期的な増減傾向は明確ではなかった。また、エタンは、メタン濃度が低下傾向にあった D#1 や D#2 も含めて、いずれの地点でも減少傾向は認められなかった。

表 4-4 NMHC の濃度範囲

単位 : ppmv

	D#1		D#2		S#3		SS2	
	最大値	最小値	最大値	最小値	最大値	最小値	最大値	最小値
T-NMHC	240	150	160	84	320	63	400	220
エタン	130	32	97	29	130	23	220	120
エチレン	6.7	1.9	2.5	0.40	24	4.8	62	40
アセチレン	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.11	< 0.05
プロパン	38	18	29	16	37	8.1	30	7.1
プロピレン	48	14	12	2.4	30	5.0	21	4.0
n-ブタン	16	7.5	12	5.6	26	3.1	14	1.2
iso-ブタン	6.3	2.2	3.9	1.8	37	5.9	38	8.4
1-ブテン	1.4	0.42	0.56	< 0.05	1.9	< 0.05	1.9	0.10
trans-2-ブテン	0.91	0.23	0.78	< 0.05	0.30	< 0.05	0.11	< 0.05
cis-2-ブテン	0.74	0.14	0.50	< 0.05	0.59	< 0.05	0.85	< 0.05
iso-ブテン	4.6	1.6	4.0	0.98	11	1.5	11	0.59
1,3-ブタジエン	0.29	< 0.05	0.39	< 0.05	1.3	< 0.05	0.76	< 0.05
n-ペンタン	4.8	1.9	3.6	1.6	7.5	0.20	1.7	0.25
iso-ペンタン	3.3	1.6	2.8	1.3	17	0.60	8.9	0.80
neo-ペンタン	0.05	< 0.05	0.06	< 0.05	0.14	0.04	0.29	0.20
n-ヘキサン	9.2	1.6	5.8	0.99	8.0	< 0.05	0.83	0.11

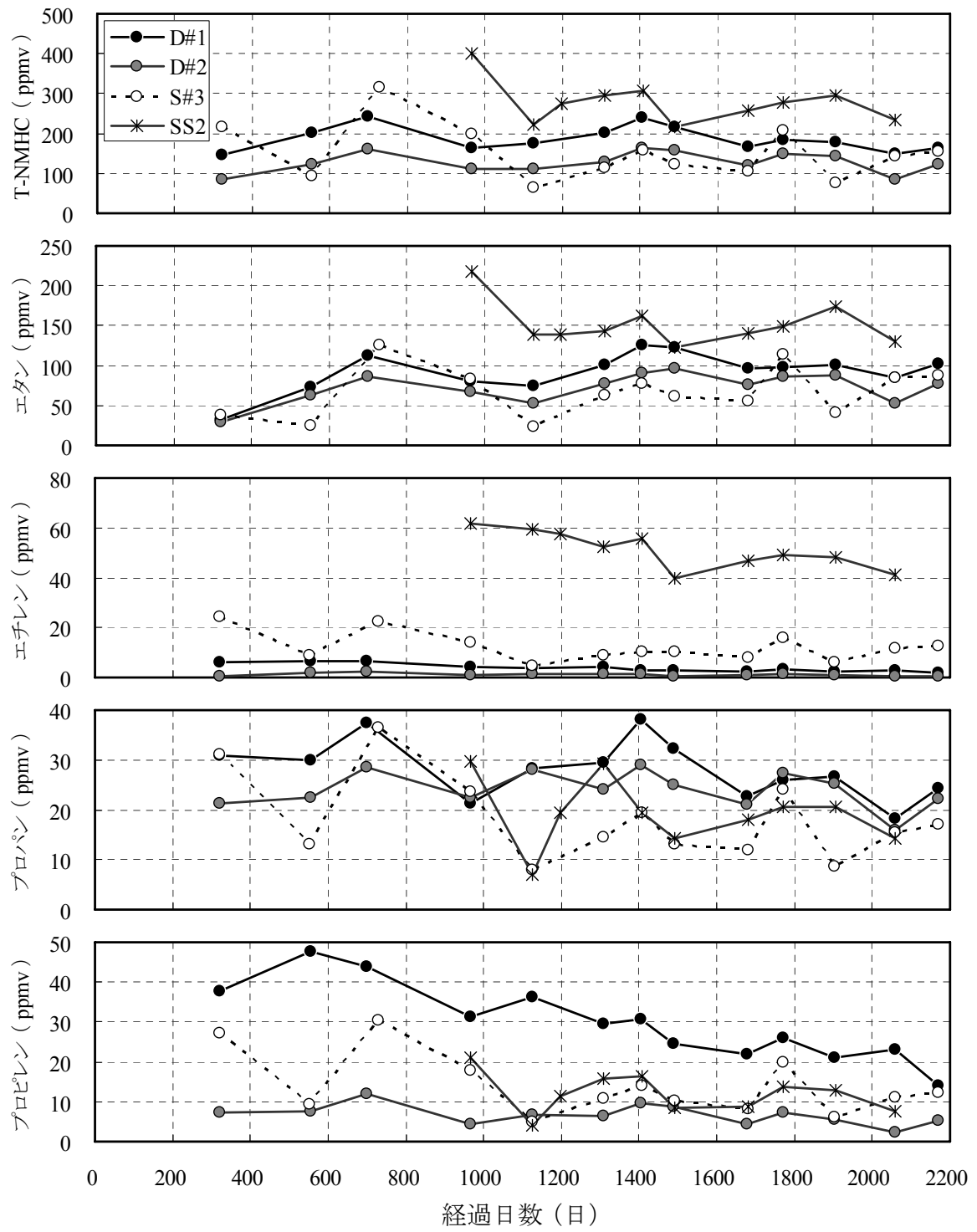


図4-9 NMHC濃度の経時変化

4. 3. 3 メタン濃度と T-NMHC 濃度の関係

メタン濃度のT-NMHC濃度に対する比（以下、メタン/T-NMHC比）をガス採取管ごとに時系列で図 4-10 に示す。ただし、時間幅の長短は考慮していない。メタン/T-NMHC比は地点ごとにばらつきがあるものの、D#1 で 2,800～5,300(平均値:3,600)、D#2 で 3,300～7,200 (平均値 : 4,400)、S#3 で 1,800～3,200 (平均値 : 2,600)、SS2 とSS5 グループで 970～2,800 (平均値 : 2,000) であり、深層ほど大きくなった。この結果は、生物起源の場合にメタン/NMHC比が 1,000 以上を示すとするBernard⁸⁾の報告から、メタン及びNMHCが生物起源であることを示している。また、Emeryら¹¹⁾の調査によるサンタバーバラ海盆、米谷ら¹³⁾の調査による泥炭地（宮床及び尾瀬）の堆積物中のメタン/T-NMHCが深層ほど高いことと一致する。さらに、Ikeguchiら¹⁵⁾が調査した 3 処分場のメタン/T-NMHC比は、埋立終了後からの時間が長いほど大きく、深層ほど埋立終了後の経過時間が長いことを考慮すると、今回の結果は他の処分場での傾向と一致した。なお、各地点におけるメタン/T-NMHC比の時系列変化を見ると、浅層部のSS2 とSS5 及びS#3 ではわずかに増加しているが、深層部のD#1 及びD#2 では減少傾向にあった。

これらのことから、WS 処分場においては、メタン/T-NMHC 比は埋立層が深いほど大きいのが、埋立年数が長い、かつ嫌気性状態にある深度では、メタン濃度の減少が大きく影響して時系列的に減少した。

Devaiら²³⁾は、酸化還元電位によるメタン及びNMHCの発生影響をみるため淡水沼土壌での培養実験をしており、嫌気性が強いほどメタン/T-NMHC比が大きいことを示した。このことは、WS処分場の深度によるメタン及びNMHCの生成の差に層内の酸化還元電位が影響していることが示唆された。

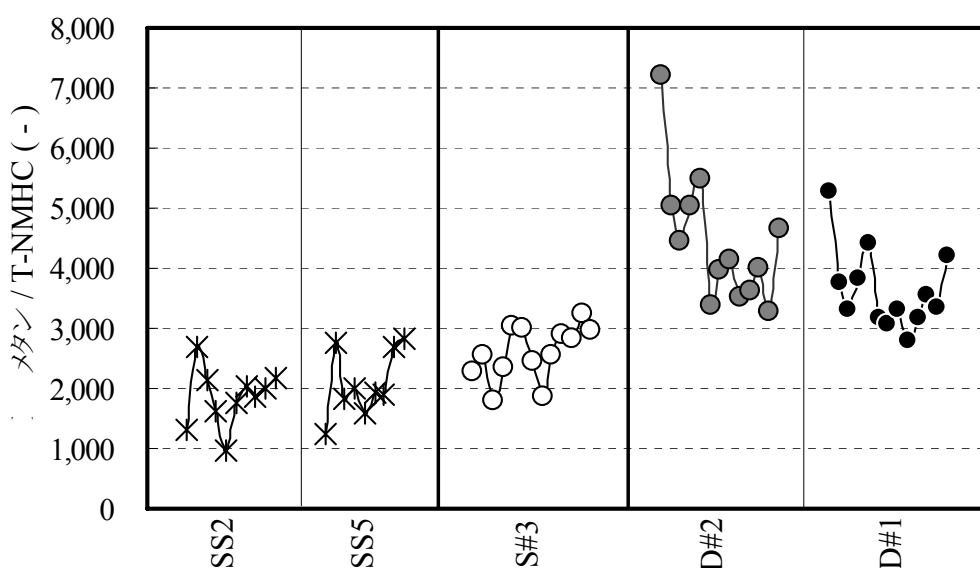


図 4-10 メタン/T-NMHC 比の経年変化

4. 3. 4 NMHC の炭素数構成割合の変化

NMHC の C2~C6 の構成割合の経時変化を図 4-11 に示す。横軸は埋立終了後の経過日数である。なお、SS2 と SS5 はほぼ同様であるため SS5 は省略した。

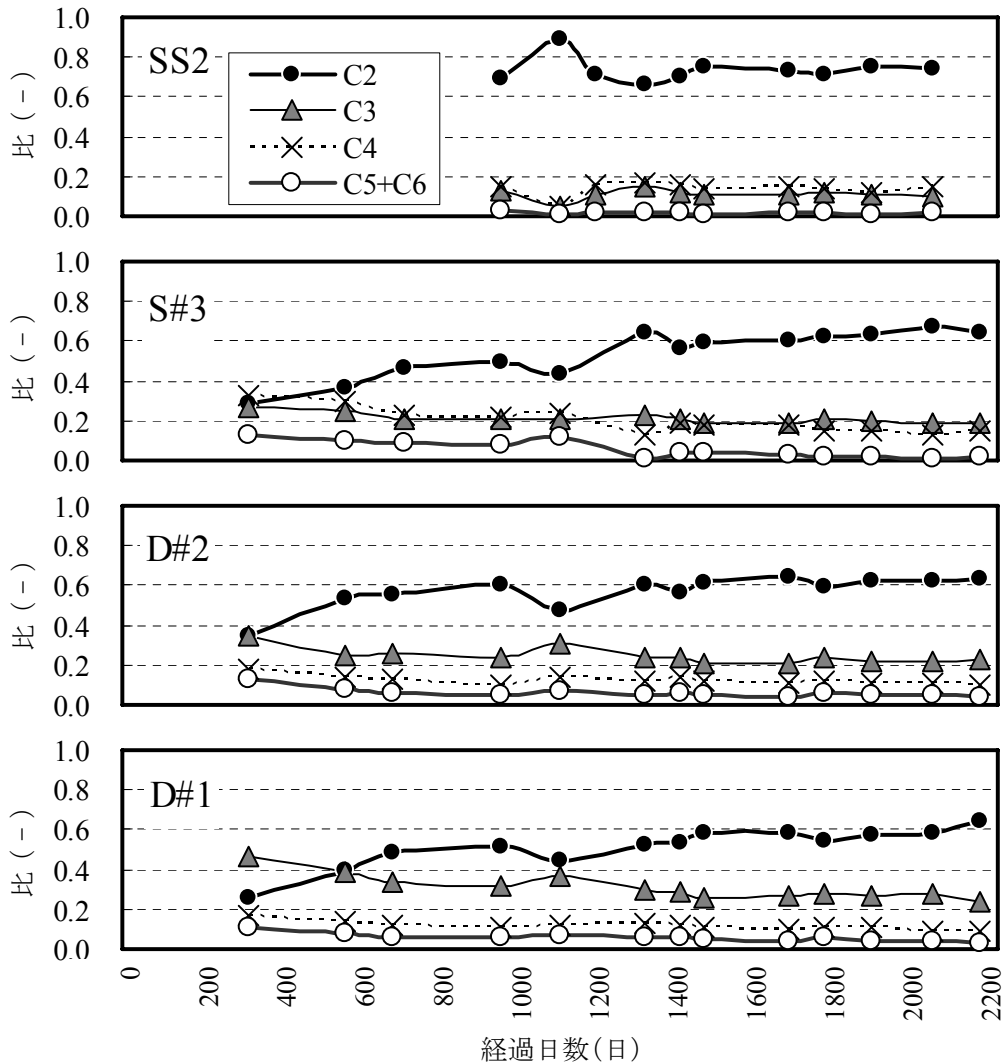


図 4-11 炭素数別 NMHC 組成の経月変化

D#1 では、調査期間を通じて C4 以上の NMHC の割合が小さく、また、1,126 日目までは C3 の占める割合が 32 %以上と大きかったものの、時間経過と共に C2 の占める割合が大きくなっていった。D#2 では、プロピレン濃度が調査期間すべてで低かったため、C2 の占める割合が D#1 と比較して相対的に大きくなっていったものの、時間経過とともに増加する傾向が認められた。また、S#3 では、モニタリング当初では C2、C3 及び C4 の割合がほぼ同じであったが、D#1 や D#2 と同様に、時間経過と共に C2

の占める割合が大きくなっていった。D#1、D#2 及び S#3 においては、図 4-9 で示したように、高い濃度のエタンに減少傾向がなかったが他の NMHC で濃度の減少があったためである。これらに対して、SS2 では、モニタリング当初から C2 の割合が大きく、炭素数割合の変化も小さかった。SS2 や SS5 においては、エタンのみならずエチレンの濃度も高く、また、他の NMHC 濃度に減少傾向がなかったことによる。

成分濃度変化を考慮すると、埋立年齢が小さい間は、エタンと共にエチレンの発生量が多く C2 の割合が大きかった (SS2) が、埋立年齢が大きくなると (SS2 以外)、エタンの発生は変わらないがエチレンの発生が低下して C2 の割合が低減し (モニタリング開始前に生じていたと推察)、その後は C3 以上の発生が低下し相対的に C2 の割合が増加したと解釈できる。

WS 処分場における NMHC の炭素数の構成割合によれば、埋立年数の短い、エチレン発生量の多い時期を除けば、C2 の割合の増加により安定化の進行を把握できた。

4. 3. 5 NMHC の異性体構成割合

炭素数が同じ NMHC について、C2~4 ではアルカン類濃度の各炭素数成分の合計濃度に対する比、C4 と C5 ではアルカン類の中で分枝状構造 (イソ体) の濃度の各炭素数成分の合計濃度に対する比を図 4-12 に示す。前者を C2 比、C3 比及び C4 比とし、後者を iso-C4 比及び iso-C5 比とし (表 4-2)、全ての比が 0~1 の範囲になるようにした。なお、C5 の neo 体についてはモニタリングの前半では測定していなかったため含めていない。

C2 比については、深層になるほどエタンの割合が大きくなり、D#1 では大半が 0.9 以上、D#2 では 0.96 以上であった。これは、本田¹⁴⁾ 及び Ikeguchi ら¹⁵⁾ が報告したエタン濃度/エチレン濃度比が埋立年数が長いほど大きいことと整合し、Emery ら¹¹⁾ や米谷ら¹³⁾ が報告した自然界の堆積物中の深層ほどエチレンに比べてエタン濃度が高いこととも整合した。C3 比については、D#1 で 0.4~0.6、S#3 で 0.55 前後、SS2 と SS5 のグループで 0.6 前後であり、浅層になるにつれ若干大きくなる傾向にあったが大差はなく、Ikeguchi ら¹⁵⁾ が報告したプロパン濃度/プロピレン濃度比は埋立時期によって大きく異なることと整合した。しかし、ガス収集タイプや埋立時期がほとんど同じである D#1 と D#2 で C3 比が大きく異なっており、埋立年数よりも局地的な環境条件に左右されると推察された。C4 比については、SS2 と SS5 のグループでばらついたが、どの層でも 0.7 以上の大きな値であった。

iso-C4 比については、D#1 で 0.2~0.3 の小さな値であったが、浅層になるにつれて大きな値を示し、iso-ブタンの割合が大きくなっていった。これは、Emery ら¹¹⁾ が報告した海底堆積物の深度分布の傾向と一致していた。iso-C5 比については、S#3 及び SS2 と SS5 のグループでは大半が 0.7~0.9 にあり、iso-ペンタンの割合は大半が 0.4~0.5 であった D#1 及び D#2 よりはるかに大きくなっていった。これは、Thompson ら¹⁰⁾ の調査と一致している。

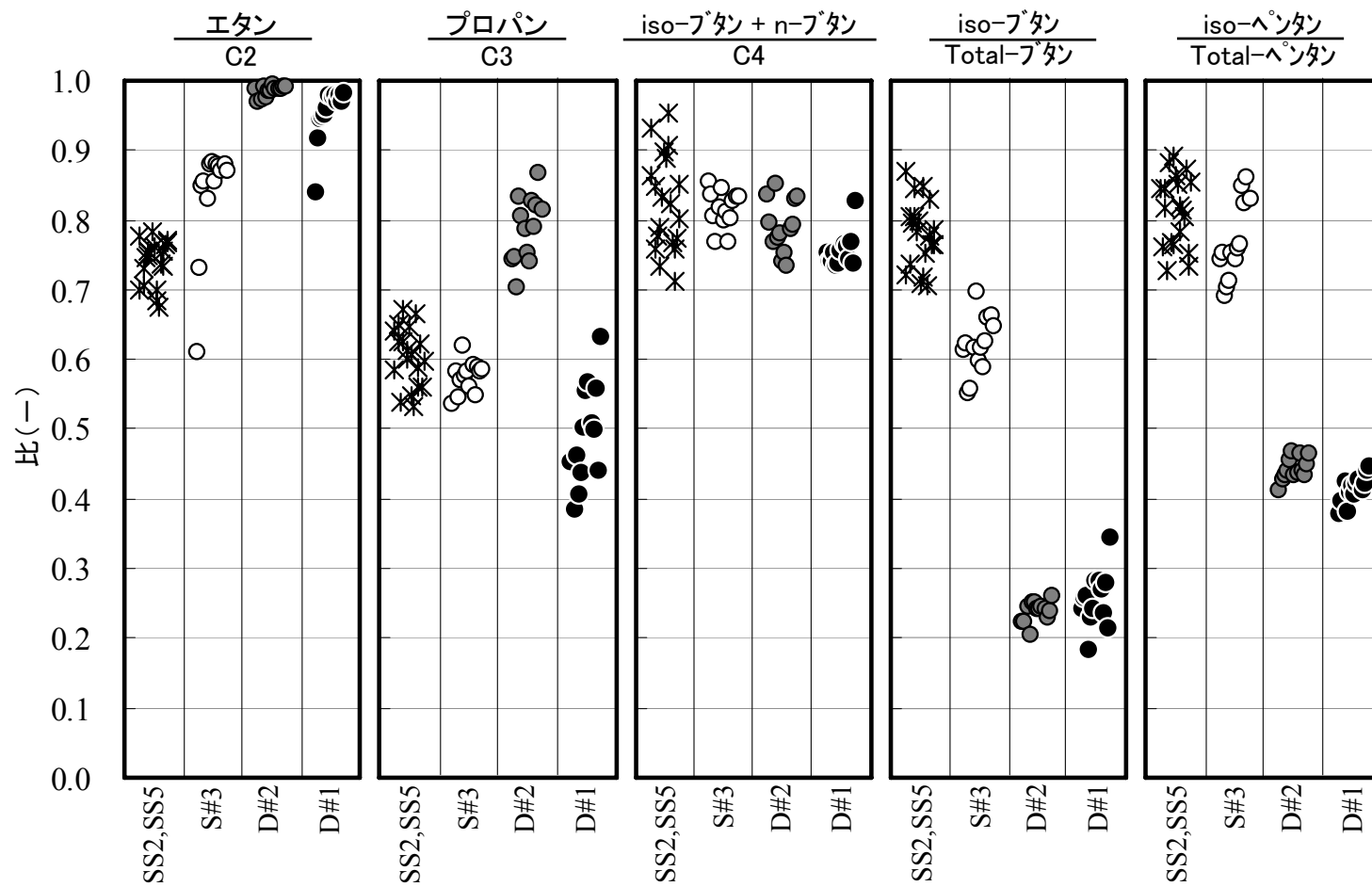


図 4-12 NMHC 異性体の濃度比

これらの深度別の結果は安定化の進行と層内環境の違いを同時に示している。安定化の進行は主に分解対象の有機物量の減少を示し、層内環境の違いは空気混入度による有機物の微生物分解機構の差を示すと考えられた。

WS 処分場における C3 比と C4 比で見ると、アルカン類とアルケン類の比は深度に大きく影響されないが、iso-C4 比と iso-C5 比で明らかのように、深層ほど直鎖状構造の成分が多くなる傾向にあった。これに対して、C2 比は深度に伴って不飽和結合がないエタンが優占するようになった。

4. 3. 6 NMHC に関する指標の総括

4. 3. 2～4. 3. 5 で示した WS 処分場の調査結果から、NMHC 組成の時系列変化と深度との関係について図 4-13 に概要を示す。なお、C2 比では主成分がエタン及びエチレン、iso-C5 比では主成分が iso-ペンタン及び n-ペンタンであったため、ここでは主成分以外の項目であるアセチレン及び neo-ペンタンを省略した。

時系列変化については、各層における安定化の進行を示しており、エタンとエチレン、C2 と C3～6、プロパンとプロピレンの比が安定化指標になる可能性が示唆された。一方、エタンとエチレン、iso-ブタンと n-ブタン、iso-ペンタンと n-ペンタン、メタンと T-NMHC の比は、埋立年数の差による安定化の進行に加え、酸素供給の差による層内環境の違いを表していると考えられる。特に、深度による違いについては、自然堆積物と傾向が類似する結果となった。

なお、現在のところ、4. 3. 2～4. 3. 5 で示した結果について微生物反応によって解釈できるほどには知見が集積されておらず、その点を含めた NMHC 生成要因についての検討は今後の課題である。

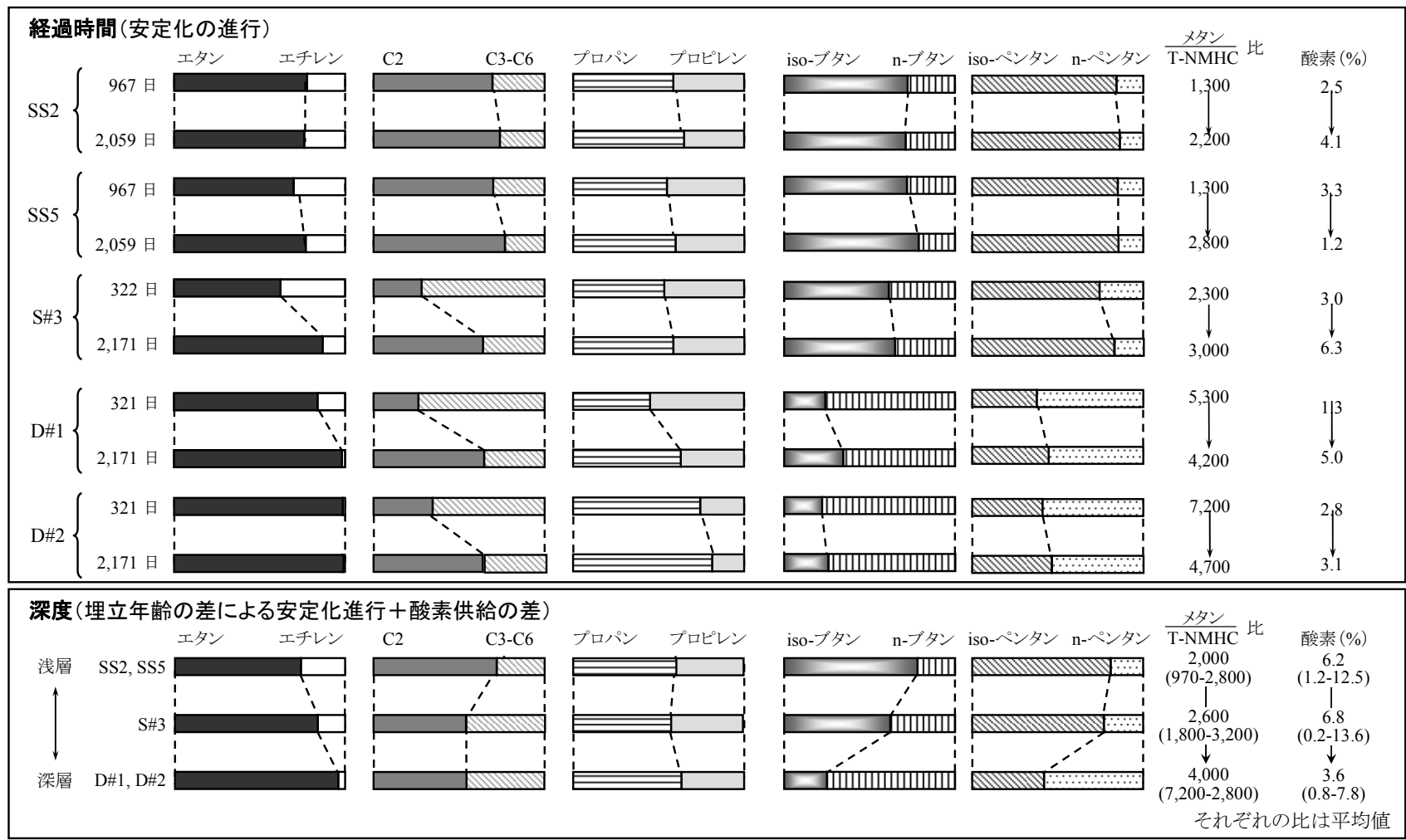


図 4-13 WS 処分場内で観察された NMHC 生成の概略

4. 4 まとめ

処分場の安定化の評価に資する情報を得るため、これまであまり検討されてこなかった NMHC に焦点を当て、埋立が終了した産業廃棄物管理型最終処分場において、埋立地ガス中のメタン等の多量成分と C2~6 の NMHC について調査を行った。得られた知見を要約すると、以下ようになる。

- (1) メタン濃度は埋立終了後の経過時間のみならず、気圧変動や降雨による外気の流入の多少により影響され、特に今回対象とした開放系の場内観測井では顕著であった。また、深層におけるメタン濃度は、概ね気圧が低く気温が高い時期に高くなる傾向にあった。
- (2) T-NMHC 濃度はメタン濃度に概ね連動するような形で変動したが、優占成分や各成分の割合は地点で異なった。しかし、WS 処分場では、いずれの場所でもエタンが優占していた。
- (3) メタン濃度と T-NMHC 濃度の関係は埋立終了後の経過時間と深度により異なっていたが、深層ほどメタン濃度/T-NMHC 濃度比が大きい傾向にあった。
- (4) NMHC の炭素数の構成割合は、埋立終了後ある程度の時間が経過した後では C2 の割合が増加する傾向があり、同一場所での安定化の進行を炭素数の構成で把握できる可能性が示唆された。
- (5) NMHC の異性体比については、埋立年数が長い深層ほど C4 及び C5 で分枝状構造（イソ体）の割合が小さかった。また、安定化が進行すると、エタン濃度/C2 の NMHC 濃度比が大きくなるが、ブタン濃度/C4 の NMHC 濃度比は顕著ではなかった。
- (6) 時系列変化に伴う安定化プロセスの判断材料として、①エタンとエチレン、②炭素数 2 と炭素数 3~6、③プロパンとプロピレンという組み合わせでの NMHC の濃度比が示唆された。他方、①iso-ブタンと n-ブタン、②iso-ペンタンと n-ペンタン、③メタンと T-NMHC という組み合わせでの NMHC の濃度比は、埋立年齢の差による安定化の進行や酸素供給の差による層内環境の違いを反映していると考えられた。

第 4 章の参考文献

- 1) C. Schetz, J. Bogner, J. Chanton, M. Morcet and P. Kjeldsen: Comparative oxidation and net emissions of methane and selected non-methane organic compounds in landfill cover soils, Environmental Science and Technology, Vol.37, 5150-5158 (2003)

- 2) B. Eklund, E. P. Anderson, B. L. Walker and D. B. Burrows: Characterization of landfill gas composition at the Fresh Kills municipal solid waste landfill, *Environmental Science & Technology*, Vol.32, No.15, 2233-2237 (1998)
- 3) R. S. Ward, G. M. Williams and C. C. Hills: Changes in major and trace components of landfill gas during subsurface migration, *Waste Management & Research*, Vol.14, 243-261 (1996)
- 4) U. S. EPA, Emission factor documentation for AP-42 section 2.4, Municipal solid waste landfills revised (1997)
- 5) J. Brosseau and M. Heitz: Trace gas compound emissions from municipal landfill sanitary sites, *Atmospheric Environment*, Vol.28, No.2, 285-293 (1994)
- 6) U. S. EPA: Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfills-Background Information for Proposed Standards and Guidelines, EPA-450/3-90-011a (1991)
- 7) Smith, P. V. Jr.: Studies on origin of petroleum – occurrence of hydrocarbons in recent sediments, *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists*, Vol.38, No.3, 377-404 (1954)
- 8) B. B. Bernard: Light hydrocarbons in marine sediments, Ph.D. dissertation, Texas A&M Univ. College Station, TX (1978)
- 9) J. G. Erdman: Some chemical aspects of petroleum genesis as related to the problem of source bed recognition, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.22, 16-36 (1961)
- 10) R. R. Thompson and W. B. Creath: Low molecular weight hydrocarbons in recent and fossil shells, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.30, 1137-1152 (1966)
- 11) K. O. Emery and D. Hogan: Gases in marine sediments, *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists*, Vol.42, No.9, 2174-2188 (1958)
- 12) 米谷宏: 湖水及び底質中のガス成分、地質調査所月報、Vol. 18、No. 11、13-39 (1967)
- 13) 米谷宏、大場信雄、永田松三、狛武: 尾瀬ヶ原及び宮床泥炭地地下水の有機地球化学的研究 – とくに、堆積環境と炭化水素の生成に関して –、地質調査所月報、Vol. 31、No. 9、411-436 (1980)
- 14) 本田富義: 廃棄物最終処分場からの湧出ガス成分の経年変化、愛知県環境センター所報、Vol. 31、55-58 (2003)
- 15) T. Ikeguchi and I. Watanabe: Behavior of trace components in gases generated from municipal solid waste landfills, *Environmental Technology*, Vol.12, 947-952 (1991)
- 16) Davis, J. B. and Squires, R. M.: Detection of Microbially Produced Gaseous Hydrocarbons Other than Methane, *Science*, Vol.119, 381-382 (1954)
- 17) 長森正尚、小野雄策、山田正人、石垣智基、井上雄三: 管理型最終処分場の廃止基準に関する考察 (2)、第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1085-1087 (2003)

- 18) 長森正尚、渡辺洋一、木持謙、小野雄策、河村清史、山田正人、石垣智基、井上雄三：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察（1）、第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集、972-974（2002）
- 19) 長森正尚、小野雄策：埋立終了後における発生ガスの移動メカニズム、埼玉県環境科学国際センター報、Vol. 4、85（2004）
- 20) 細見正明、佐々木祐治、臼井規善、小林守、井上元：廃棄物埋立処分地からのメタン放出量と気象条件との関係、廃棄物学会論文誌、Vol. 3、No. 4、71-77（1992）
- 21) M. Christophersen, P. Kjeldsen, H. Holst and J. Chanton: Lateral Gas Transport in Soil Adjacent to an Old Landfill: Factors Governing Emissions and Methane Oxidation, Waste Management & Research, Vol.19, 126-143 (2001)
- 22) T. G. Poulsen, M. Christophersen, P. Moldrup and P. Kjeldsen: Relating landfill gas emissions to atmospheric pressure using numerical modeling and state-space analysis, Waste Management & Research, Vol.21, No.4, 356-366 (2003)
- 23) Istvan Devai and R. D. Delaune: Light hydrocarbon production in freshwater marsh soil as influenced by soil redox conditions, Water, Air & Soil Pollution, Vol.88, 39-46 (1996)

第5章 廃棄物由来の汚染範囲の決定における EC の活用

5.1 はじめに

日本における土壌汚染の状況は、環境省の集計によると、2005年3月までの調査事例数が3,677件に対して基準超過事例数が1,906件であった¹⁾。基準が追加されるにつれて調査事例数、超過事例数ともに増加する傾向にあり、特に1998年度に調査・対策方法が提示されたことに伴い、行政機関及び土地所有者による調査が増加した。さらに、2002年5月には土壌汚染対策法²⁾が施行され、今後とも土壌汚染調査は増加するものと思われる。ただし、土壌汚染対策法の第3条調査は汚染範囲の確定を要求していないことから、土壌汚染調査は極端に簡素化されたものとなっている。しかしながら、自治体では、ダイオキシン類対策特別措置法及び県条例等を合わせた複合型の調査が求められており、調査が複雑化しているのが現状である。このような状況において、土壌汚染の範囲を迅速かつ確実に把握することは、その後の調査に非常に有効である。

土壌の調査については、以前より航空写真を時系列で比較することにより廃棄物の投棄された時期や範囲を把握するなどの簡易解析手法が取り入れられている³⁾。2006年12月には、概ね5,000t以上の比較的大きな規模の不法投棄事案を想定して、(財)産業廃棄物処理事業振興財団が「支障除去のための不法投棄現場等現地調査マニュアル⁴⁾」を作成した。しかし、概略調査段階で行う調査方法としては、測量、試掘、物理探査、地温調査、熱赤外線調査、表層土壌ガス調査及び表層土壌調査が列記されているだけで、具体的な調査事例については触れられていない。

実務レベルにおいては、土壌間隙水中のEC（以下、土壌EC）値が測定できる土壌電気伝導度計（以下、土壌EC計：写真5-1）を用いることによって、非破壊かつ短時間で土壌汚染調査が可能であることが明らかになってきた⁵⁾。これは、土壌汚染が引



写真5-1 土壌EC計

き起こされる場合、廃棄物由来の有機物質や塩類が土壌に混入し、土壌におけるこれらの値が上昇するケースが多いことから、対象となる微量化学物質を測定する前にこれら多量成分を指標とした簡易調査を実施しようとするものである。

土壌EC計は、従来農業サイドで塩類障害の回避を目的として、土壌の塩類集積状況、施肥量の決定等のために利用されてきたものである。ごみ処理を目的とした土壌EC計を用いた調査事例としては、J. N. Shawら⁶⁾による不耕起圃場の調査が挙げられる。彼らによれば、トウモロコシなどの作物の残さを放置した地区と残さを除去した地区の土壌EC値間には有意差が僅少であり、土壌EC値には粘土含有量の違いによる土質の影響の方が大きいことを示した。この事例以外では、廃棄物に由来する土壌汚染を評価した試みはなされていない。

本章では、焼却残渣由来の土壌汚染範囲の絞込みを目的として、土壌 EC 計を用いた簡易調査手法について検討した。最初に、各種廃棄物の溶出試験で得られた溶出液を検査し、EC 値による有害物質含有の推定可能性を検討する。次いで、非汚染土壌の土壌 EC 値を把握するとともに、土壌汚染の可能性のある EC レベルの設定を試みる。最後に、焼却残渣由来のダイオキシン類等による汚染土壌調査の具体事例を紹介し、土壌 EC 値の有用性を示す。

5. 2 実験方法及び調査方法

5. 2. 1 廃棄物の溶出液の EC 値と有害物質濃度との関係の把握

埼玉県内で1991年～2000年に採取した11種506検体の廃棄物及び堆肥試料について溶出試験を実施した。溶出試験方法は「産業廃棄物に含まれる金属類の検定方法(昭和48年環境庁告示第13号)」⁷⁾の陸上埋立処分の方法であり、試料と溶媒(塩酸でpH 5.8-6.3に調整した精製水)を1:10(w:v)で混合し、室温(約20℃)で6時間振とうした。そして、1 μm GFPでろ過し、検液についてEC及びT-Hg、Cd、Pb、Cr⁶⁺の重金属類4項目とAsの5項目(以下、有害物質)を測定した。これら5項目を選定した理由は、日本において当初から土壌環境基準であった項目であるという理由からである。

5. 2. 2 汚染土壌における土壌 EC 値の推定式の設定

はじめに、土壌 EC 計の繰り返し精度を調べるため、20 mL ビーカーに約 20 g の非汚染土壌(3 試料)を入れ、50 mL のプラスチック製シリンジのプランジャーで締め固め、土壌 EC 計の電極を約 5 cm 挿入して土壌 EC 値を測定した。

次に、非汚染土壌の EC レベルを把握するため、埼玉県内の 5 地域 19 箇所の非汚染土壌について、土壌汚染対策法で示された土壌汚染状況調査法に準拠して土壌 EC 値

を5点ずつ測定した。この方法によると、1箇所の調査領域につき、中心及び周辺の4方位の合計5点について土壌ECを測定することとなる。これら19箇所は、長期間にわたり人為的改変が行われていない田舎の地域であり、立入制限されていることを確認した上で選定した。また、非汚染土壌の土壌EC値について同一地域のばらつきを把握するため、60点（約10 m×6 m、1 m 間隔）の土壌EC値を測定した。この地域は、少なくとも1944年以来、人為的改変が行われていない神社の裏庭であった。

土壌EC値の測定にはSigma Probe（type EC1、Delta-T社）を用いた。土壌挿入式のプローブは、長さが約10 cmで先端に一对の電極が装備されている。その電極により、主に土壌間隙水中の誘電率を測定してEC値に換算するが、間隙水に含まれるイオン濃度と温度がパラメータになっている。また、土壌水分や土壌の接触の程度による補正がなされる。プローブの差し込みに問題がない場合で、1点の測定時間は約10秒である。なお、土壌EC値は、溶出試験で得られたEC値とは直接比較できないので注意が必要である。

5. 2. 3 土壌EC値を用いた汚染範囲の絞り込み

廃棄物由来の汚染範囲の絞り込みにおける土壌EC値利用の可能性を確認するため、焼却処理施設周辺及び産業廃棄物中間処理施設周辺の現場調査を行った。

現場調査においては、土壌等について重金属類等の溶出試験及びダイオキシン類の含有量試験を行った。サンプリング地点は、土壌EC値の高い領域のみならず低い領域も含まれていた。土壌は、原則として表層5cmで1区画当たり5地点を採取し混合した。溶出試験は、廃棄物については4. 2. 1の方法により、土壌については「土壌の汚染に係る環境基準について（平成3年環境庁告示第46号）」⁸⁾による方法を用い、分析項目はEC及びT-Hg、Cd、Pb、Cr⁶⁺（焼却処理施設周辺調査のみ）及びAsの有害物質とした。また、ダイオキシン類の含有量分析は、「ダイオキシン類による大気汚染、水質の汚濁及び土壌の汚染に係る環境基準について（平成11年環境庁告示第68号）」⁹⁾による方法を用いた。

有害物質等の含有量試験方法は酸分解法（硝酸－過塩素酸分解）を用い、分解後塩酸を用いて溶解した¹⁰⁾。なお、産業廃棄物中間処理施設周辺調査では、汚染原因究明のため、有害物質以外にNa、K、Ca、Fe、Mn等についても分析した。

5. 3 結果及び考察

5. 3. 1 廃棄物の溶出液の EC 値と有害物質濃度との関係の把握

5. 3. 1. 1 EC 値からみた廃棄物の分類

各種廃棄物及び堆肥の溶出試験で得られた溶出液の EC 値を整理して表 5-1 に示す。EC 値は 1~7,140 mS/m と非常に幅が大きかった。平均値及び中央値から判断して、飛灰、焼却灰、堆肥等の中間処理により減容化されたものが上位を占めており、特に飛灰は、一般廃棄物と産業廃棄物の両者について平均値が約 3,000 mS/m 以上と高かった。また、汚泥については、平均値は低かったが、試料により違いが大きく、電解剥離汚泥 (4,350 mS/m)、めっき汚泥 (1,880 mS/m) のように非常に高いものが存在していた。その他、スラグ、アスファルト、鋳物廃砂ではかなり低かった。

表5-1 廃棄物の溶出試験による溶出液のEC値

	n	最大値	最小値	標準偏差	中央値	平均値
産業廃棄物						
アスファルト	5	948	6	376	8	196
鋳物砂	12	380	10	121	60	113
コンクリート	10	286	125	50	168	183
汚泥	111	4,350	4	500	86	253
粉じん	9	1,040	63	304	107	245
焼却灰	34	1,510	12	442	260	458
飛灰	12	7,140	128	2,930	2,020	3,400
一般廃棄物						
コンポスト(資材は産廃含む)	37	885	26	256	477	426
溶融スラグ	79	95	1	18	12	18
焼却灰	53	3,680	8	576	353	547
混合灰(焼却灰+飛灰)	11	3,830	207	1,250	770	1,360
飛灰	133	6,680	91	1,420	3,220	3,050
計	506					

1) EC値の単位:mS/m

2) 溶出試験方法:「産業廃棄物に含まれる金属類の検定方法(昭和48年環境庁告示第13号)」

5. 3. 1. 2 EC 値による有害物質含有の評価の可能性

(1) 有害物質濃度による試料のスコア算定

溶出液の有害物質の濃度は土壤環境基準値以下が圧倒的に多かった。また、これらと EC 値との間には単相関がなかったが、環境調査においては基準を超過するか否かが重要であることから、廃棄物中の有害物質と EC 値との関係を調べるため、図 5-1 に示すスコア算定手順に従い、有害物質 5 項目の濃度の点数化を行った。

まず、有害物質 5 項目の濃度をそれぞれの土壤環境基準値及び廃棄物の埋立判定基準値¹¹⁾により 3 クラス（土壤環境基準値未満、土壤環境基準値以上埋立判定基準値未満、埋立判定基準値以上）に分けて、それぞれに 0、1、2 のポイントを与えた。ついで、重金属類等 5 項目のポイントを合計してスコアとした。

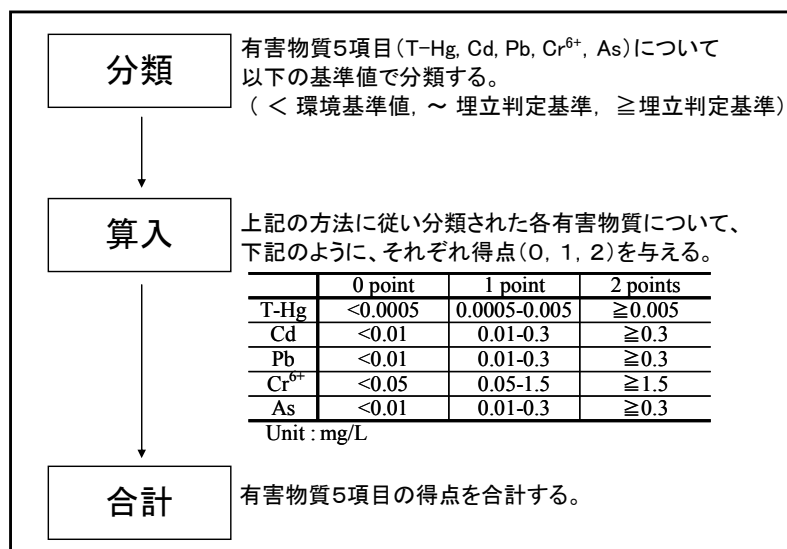


図 5-1 有害物質の分類方法とスコアリング

(2) 有害物質含有の評価

EC 値とスコアとの関係を図 5-2 に示す。アスファルト、鋳物廃砂及びコンクリートは 1 つの試料を除いて EC 値が 400 mS/m 以下であり、スコアは 2 であった 1 試料を除いてスコアが 0 か 1 であり、毒性が低いことを示した。スラグもまた EC 値が低く、スコアも低い廃棄物であった。粉じんの大部分は 400 mS/m 未満の EC 値であったが、1 つの試料を除きスコアが 2 か 3 であった。ほとんどの汚泥と堆肥は、EC 値が広範囲であるが、スコアは 0 または 1 であった。

焼却残渣に関しては、EC 値は広く分布し、焼却灰は主に 1,000 mS/m 未満で、飛灰は 1,000 mS/m 以上であった。両方のケースで、スコアが 2 以上の試料が多く、特に産業廃棄物の焼却残渣はスコアが 3 以上の試料があることが判明した。

これらの結果から、廃棄物が土壤中に投棄された場合、焼却処理により発生する廃棄物が土壤 EC 値と有害物質濃度を大幅に上げる可能性が示唆された。したがって、焼却残渣による土壤汚染が疑われるときは、土壤 EC の測定が土壤汚染の確認や有害物質の存在の推定に有用であることが分かった。他方、投棄された廃棄物が堆肥や汚泥であるときは、土壤 EC 値が高くても、有害物質による汚染に対応しない場合が多いと考えられる。さらに、汚染土壤が調査前に降雨により激しく洗われた場合や、対象地の土質が砂であった場合、土壤 EC 測定の有用性は小さいと思われる。

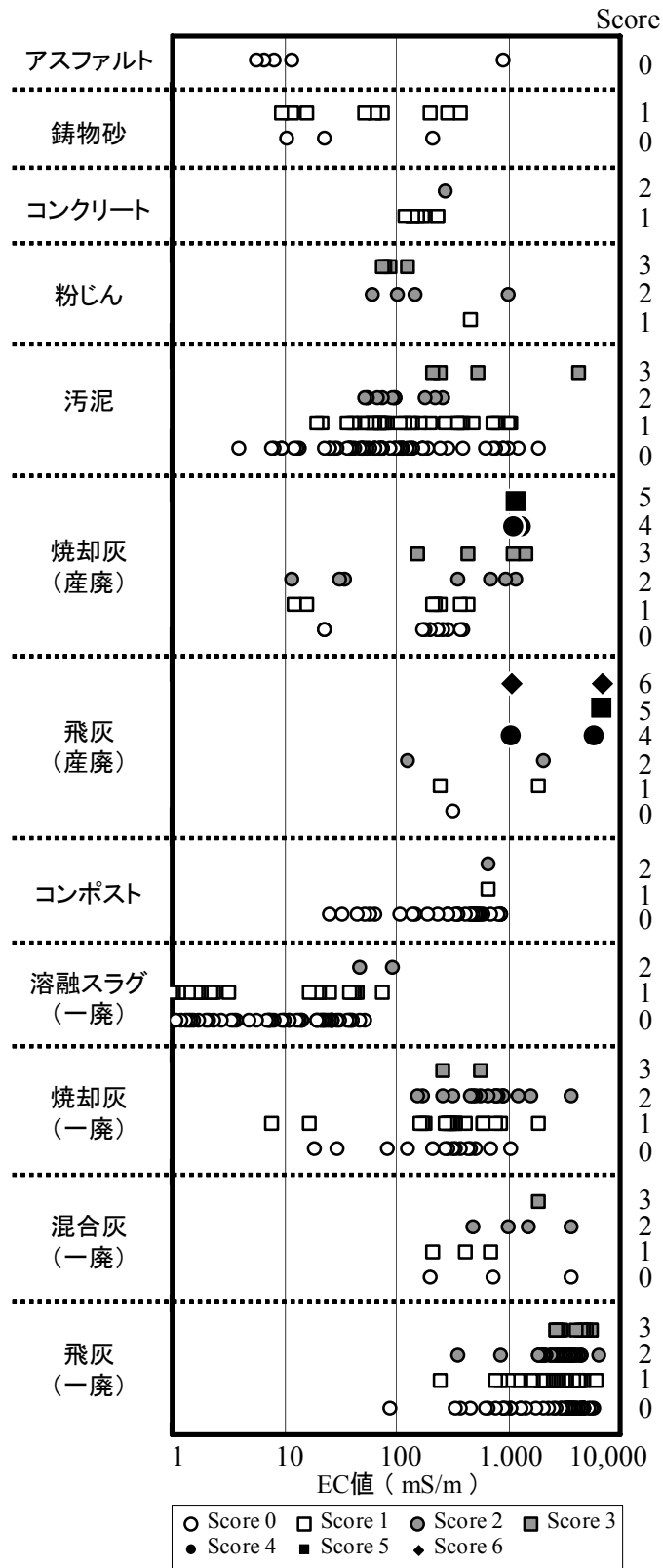


図 5-2 EC 値とスコアの関係

5. 3. 2 汚染土壌における土壌 EC 値の推定式の設定

非汚染土壌 3 試料の土壌 EC 値及び標準偏差を表 5-2 に示す。これらの土壌 EC 値は 29.4~36.3 mS/m の範囲にあり、標準偏差が 0.43~0.67 mS/m と繰り返し精度が高いことが分かった。また、本試料は同一箇所において層ごとに採取した土壌であるが、最も安定した地層である C 層土壌の土壌 EC 値のばらつきが小さいことが分かった。

表 5-2 非汚染土壌の土壌 EC 値及び標準偏差

単位:mS/m				
	A層(腐植土:黒色)	B層(腐植土:黒褐色)	C層(ローム:赤褐色)	
土 壌 EC 値	1回目	29.7	35.7	36.4
	2回目	29.4	35.3	36.1
	3回目	29.2	36.3	35.6
	4回目	28.5	37.1	36.9
	5回目	30.4	35.4	36.4
平均値	29.4	36.0	36.3	
標準偏差	0.62	0.67	0.43	

現場調査では、汚染の可能性のある土壌 EC 値を予測することが重要であり、非汚染土壌と汚染土壌の明確な差を求めることが必要になる。対象とした 19 箇所の非汚染土壌の EC 平均値 (ECa) は 26.6~106.6 mS/m と範囲が広く、土壌の種類や含水率等により異なったものと考えられた。また、同じ測定地点においても 5 点の標準偏差は 2.3~9.4 mS/m と大きく、プローブ挿入位置が数 cm 離れると土壌 EC 値に違いがある場合があることが分かった。

他方、非汚染土壌の土壌 EC 値が正規分布していると仮定すると、土壌 EC の平均値及び標準偏差から異常値を推定することが可能となる。非汚染土壌 (約 10 m×6 m) を 1 m メッシュで区切った中心 60 点について土壌 EC 値を測定し、そのヒストグラムを図 5-3 に示す。ヒストグラムは正規分布に近いパターンを示し、平均値が 59.8 mS/m、最大値が 77.4 mS/m、標準偏差が 6.1 mS/m であった。この結果から、同一地域の非汚染土壌の土壌 EC 値の分布は正規分布であると仮定でき、土壌 EC 値の平均値及び標準偏差から異常値を推定することが可能であると考えられた。そこで、各土壌について、式 (1) で示される土壌 EC 値 (ECb) を非汚染土壌 EC 値と汚染土壌 EC 値の境界値であると仮定した。

$$ECb = ECa + SD \times 5 \quad (1)$$

なお、SD は同じ領域の非汚染土壌で測定した 5 点の土壌 EC 値の標準偏差である。上記の 19 箇所の非汚染土壌についてそれぞれの ECb を求め、ECa と ECb の関係を求

めると図 5-4 が得られ、式 (2) で示される直線回帰式が得られる。

$$ECb = 1.16 \times ECa + 19.8 \quad (2)$$

なお、非汚染土壌の測定はより多い方が精度が上がると考え、5箇所を追加したが、式 (2) への影響がほとんどないことが確認されたので、以降では式 (2) を用いた。式 (2) を適用して行う簡易調査手法の手順は以下のとおりであり、次節の適用事例において有用性を示す。

- ① 調査対象の非汚染土壌において、土壌 EC 値を測定し ECa を求める。
- ② ECa を式 (2) に代入し、得られた値を ECb' とする。
- ③ 土壌 EC による汚染範囲絞り込み調査により、ECb' を超過した領域について詳細調査を実施する。

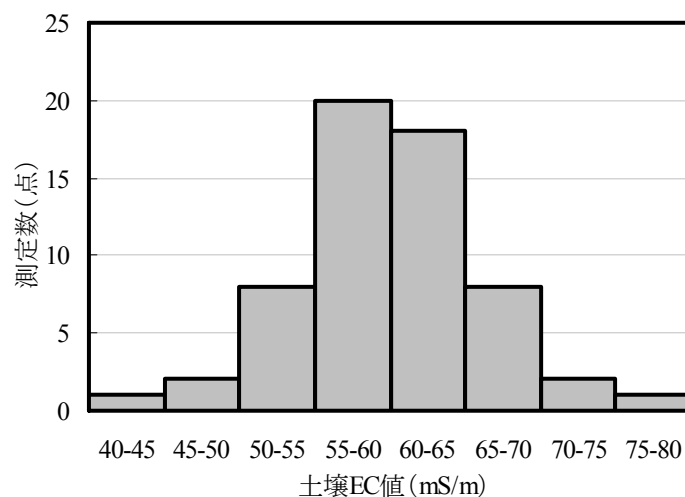


図 5-3 非汚染土壌の土壌 EC 値のヒストグラム

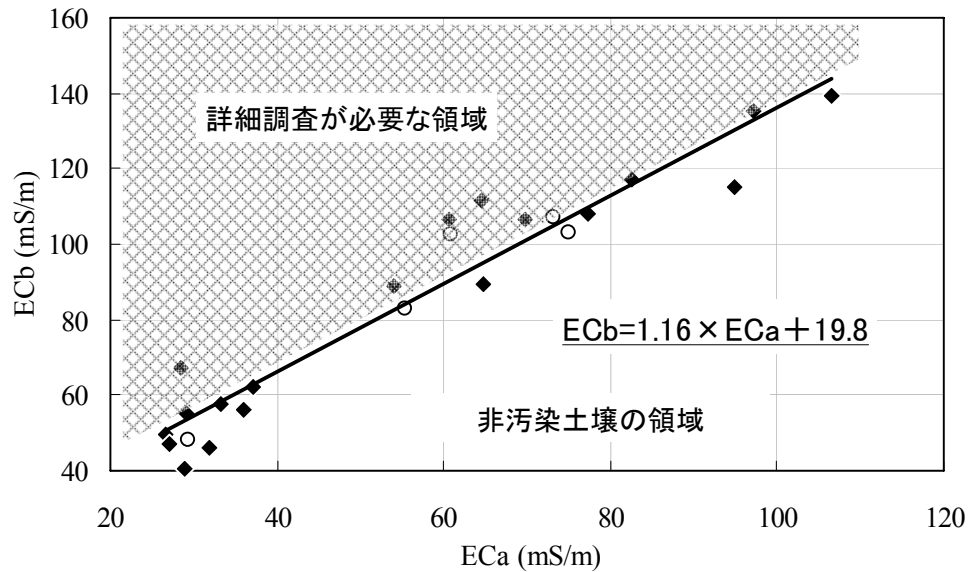


図 5-4 非汚染土壌の EC 値 (ECa) と汚染が想定される土壌の EC 値 (ECb) の関係
(n=19、p<0.01、○は追加箇所)

5. 3. 3 現場調査における土壌 EC 適用事例

5. 3. 3. 1 産業廃棄物焼却処理施設周辺

操業を停止している産業廃棄物焼却処理施設敷地内に不適正に堆積放置された焼却灰について、周辺土壌への流出及び飛散の影響を調査した。調査場所の概略を図 5-5 に示す。施設内には、焼却灰 (約 10,000 m³)、木くず等が縦 200 m、横 50 m の範囲に山積みになっていた。調査は、施設内の焼却灰堆積、施設外周及び周辺環境を対象として実施した。

焼却灰堆積は、目視により、草地化が進行していない区域 (新焼却灰堆積、W1)、草地化が進行している区域 (旧焼却灰堆積、W2) 及び炉出口付近 (W3) に大きく 3 つに分類し、C-C' に沿って 10 m 間隔で土壌 EC 値を測定した。周辺環境の調査は、焼却炉からの降下飛灰や山積焼却灰の風による飛散の影響を把握することを目的とした。周辺環境調査の範囲は、有害物質が吸着する粒子状物質が沈降すると予想される地点までとした。すなわち、ガス状物質の最大着地濃度と推定される 350 m までとし、A8/B5 地点を中心に主風向である南北方向 (A-A') 及び東西方向 (B-B') に沿って、原則として 50 m おきに土壌 EC 値を測定した。なお、高い土壌 EC 値の地点周辺については、さらに多くの測定を実施した。施設外周の調査は、焼却灰の飛散及び溶解物の漏洩等の影響を把握することを目的とし、A-A' 上及び B-B' 上の関連測点に加え、T1 ~ T9 を測点とした。

(1) 土壌 EC 値による汚染概要の把握

焼却処理施設敷地内に不適正保管された焼却灰について、南北方向（C-C'）に測定した土壌 EC 値並びに土壌採取地点の土壌 EC 値を表 5-3 に示す。W2 は比較的低い値を示しており、降雨による塩類等の洗い出しが進行していると考えられる。他方、W1 及び W3 は値が高く、特に W3 で 651 mS/m と極端に高い値が検出された。

次に、保管領域の境界（T1～T9）、及び周辺環境の調査として測定した A-A' 及び B-B' の土壌 EC 値を図 5-6 に示す。最高値 451 mS/m を示したのは A9 地点であったが、A9 地点の南北方向に 10～15 m の比較的狭い領域のみが高く、降下ばいじんの飛散の影響は広範囲に及ばなかったことが示唆された。また、東西方向の地形及び地質は、処理施設を挟んで洪積台地と沖積低地に分かれており、土壌 EC 値は処理施設のある洪積台地で低く、沖積低地（B6～B13 地点）で高い値を示した。洪積台地（B1～B5 地点）の土壌 EC の平均値は 73.8 mS/m であり、沖積低地（B6～B13 地点）における土壌 EC の平均値は 90.7 mS/m であった。この結果から、土壌 EC 値は洪積台地で低く、沖積低地で高いことが示された。他方、B6 から B13 を除いた調査地点が洪積台地であることから、洪積台地の非汚染と思われる土壌について土壌 EC 値を調べたところ 46～62 mS/m であり、平均値の ECa を 55 mS/m と仮定すると、式（2）から ECb' が 83.6 mS/m となった。

また、処理施設外周の調査においては、A10～A12、T2 及び T9 が比較的高い傾向にあった。このことから、W1 及び W3 からの焼却灰の飛散及び溶解物の漏洩等が保管場所外にあったことが判明した。

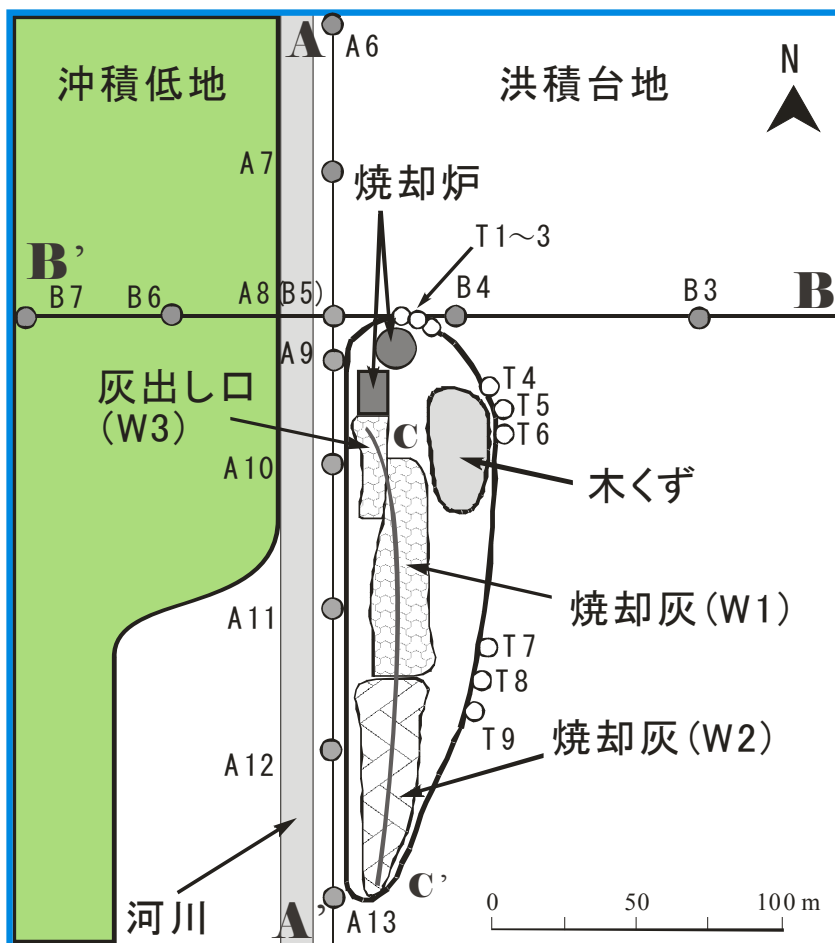


図5-5 調査地点の概要

施設外周調査 (○: T1-9, ●: A8-13)

周辺環境の調査 (●: A1-16, ●: B1-11)

表5-3 C-C' ラインの土壌EC値及び地点数の概要

単位: mS/m					
	n	平均値	最大値	最小値	地点数
W1	5	948	6	376	196
W2	12	380	10	121	113
W3	10	286	125	50	183

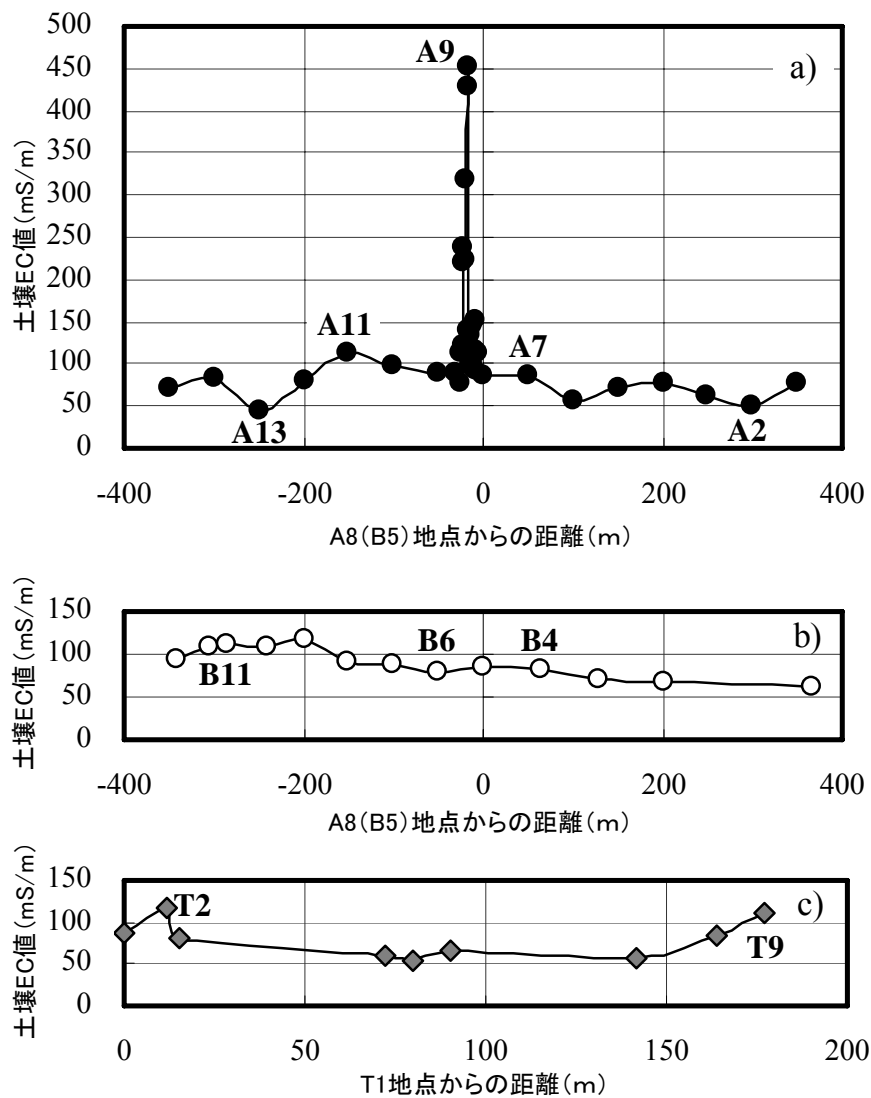


図 5-6 A-A' ライン、B-B' ライン、T1-T9 ラインにおける土壌 EC 値の詳細調査

(2) 土壌 EC 値と有害物質汚染との関係

処理施設周辺各地点の土壌及び廃棄物の溶出試験において、重金属類等は全て土壌環境基準値以下であった。しかし、ダイオキシン類については環境基準 (1,000 pgTEQ/g) を超過している試料が 3 検体あり、要調査の 250 pgTEQ/g を超過する試料が 1 検体あった。これらの検体は施設外周の土壌及び施設内の焼却灰であった。

土壌 EC 値とダイオキシン類濃度の関係を図 5-7 に示す。図示した全地点のうち B6 (81 mS/m、230 pgTEQ/g)、B11 (111 mS/m、37 pgTEQ/g) の 2 地点以外は全て処理施設の位置する洪積台地にあった。EC_b'は 83.6 mS/m であり、高濃度のダイオキシン

類が存在していた 4 検体はこれを超過していた。

これらの結果、焼却施設から発生する排ガス、降下ばいじん及び焼却灰によるダイオキシン類の汚染について、式（2）を利用することにより汚染地域の絞込みが可能であることが分かった。

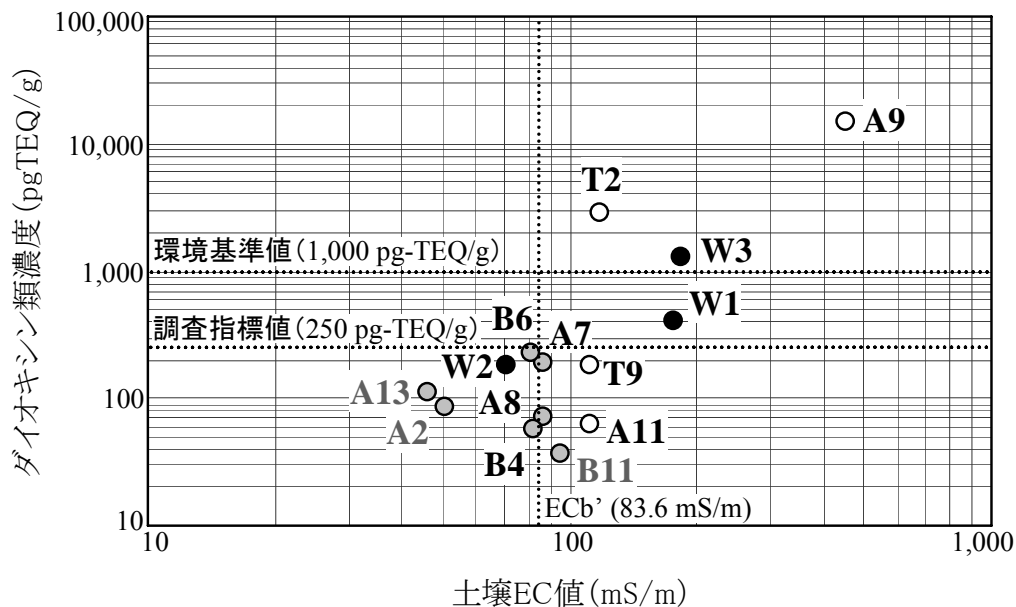


図 5-7 土壤 EC 値とダイオキシン類濃度の関係

- : 焼却灰堆積 (W1-3)
 - : 施設外周調査 (T2, 9)
 - : 周辺環境の調査 (A-A', B-B')
- ECb' = 83.6mS/m

5. 3. 3. 2 産業廃棄物中間処理施設周辺¹²⁾

焼却施設等を有する産業廃棄物の中間処理事業所近隣の土壌において、ダイオキシン類が環境基準値 1,000 pgTEQ/g を超過する濃度で検出された。そこで、汚染地域や汚染原因を把握するため、事業所周辺及び事業所内について、土壌 EC 計を用いた簡易調査をしたうえで詳細な調査を実施した。図 5-8 に調査対象域の概略図を示すが、問題となった地点は⑫-X であった。

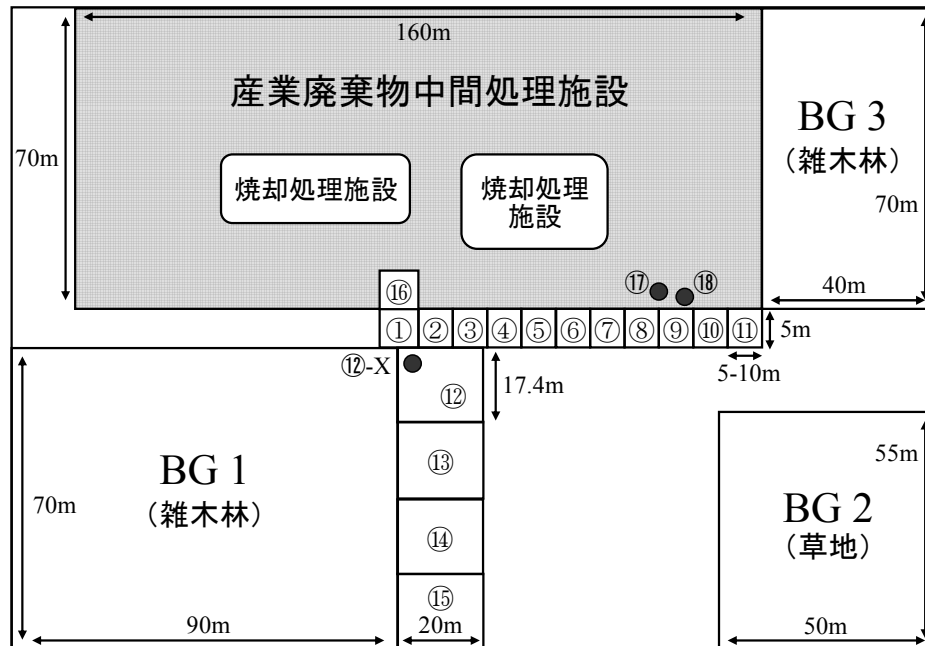


図5-8 調査地点の概要

(1) 土壌 EC 値による汚染地域の絞り込み

調査場所は図 5-8 のように分割した。まず、汚染地域の絞り込みを目的として、事業所周辺の①～⑪地区について土壌 EC を測定し、5 点の平均値を求めた。結果を図 5-9 に示す。図における深度方向の調査は、10.5 cm が①～④地区のみ、②～⑪地区については 2 cm 及び 5 cm で実施した。土壌 EC 値は、深度に関係なく傾向は類似していた。ダイオキシン類汚染が発見された⑫-X 地点に近い①地区に加え、⑨地区が高い値を示した。そのため、①及び⑨地区をさらに上下の二つの地区に分割し、それぞれ「-1」及び「-2」とした。

次に、ECb'を算出するにあたり、あまり人為的改変がなされていないと思われる樹林地及び草地 (BG1、BG2、BG3) の 3 地域の土壌 EC 値の平均を ECa とした。3 地域の土壌 EC 値は、BG1、BG2、BG3 の順に 37、40、28 mS/m であり、ECa は 35.2 mS/m と計算され、式 (2) から ECb'は 60.6 mS/m となった。

表 5-4 に土壌 EC 調査の結果及び有害物質の分析結果を示す。斜体太字は、土壌 EC

値が EC b' 以上であり、有害物質濃度が環境基準値を超過していることを示している。EC b' を超えた地区は①-1、①-2、③、④、⑨-1、⑨-2 の 6 地区と⑫-X、⑯、⑰、⑱の 4 地点の計 10 箇所であった。高い土壌 EC 値が検出された地区・地点のうちダイオキシン類濃度が環境基準を超過したのは、①-1[11,000 pgTEQ/g]、⑫-X[12,000 pgTEQ/g]、⑯[11,000 pgTEQ/g] であった。土壌 EC 値の高い地域全てで高濃度のダイオキシン類が検出されたわけではなかったが、ダイオキシン類濃度が高い地区・地点は土壌 EC 値が高い傾向にあった。さらに、重金属類等についても②地区の Cd 以外は同様な結果であり、ECb' を用いた評価の妥当性が示された。なお、②地区の結果を見ると、土壌 EC 値を 5 点だけで求めることに幾分の課題があるかもしれない。

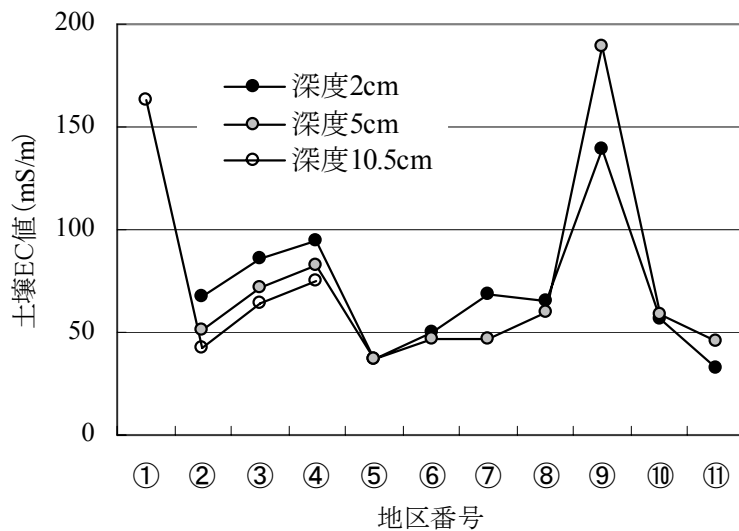


図 5-9 ①～⑪地区の土壌 EC 値の分布

(2) 汚染原因究明のため元素のパターン解析

土壌汚染の範囲が明らかになったため、原因究明のために元素のパターン解析を実施した。土壌及び廃棄物中の重金属類等の含有量試験値について、バックグラウンド値を 1 として計算したレーダーチャートを作成した。その一例を図 5-10 に示す。これは、①地区付近の土壌汚染原因を推定するためのものであり、左図に①-1、①-2、⑯及び⑫-X の 4 箇所の結果を示した。事業所から排出される廃棄物と比較したところ、焼却炉のスクラバー汚泥のパターンが最も類似していた。パターン解析では、Cd、Pb、As に加え、Cr、Ni、Zn 等の遷移金属の傾向が廃棄物により大きく異なるため、比較検討が可能であった。なお、本調査はダイオキシン類による汚染を対象としたものであり、通常であればダイオキシン類のデータを得るだけで、汚染原因の推定にあたってはその異性体や同属体パターンを利用するしかないが、重金属類などのデータを用いることによって汚染原因を容易に究明できた。

表 5-4 土壌 EC 値及び溶出試験結果（ダイオキシン類、有害物質）

試料 No.	土壌EC値 (mS/m)	ダイオキシン類濃度 (pg-TEQ/g)	溶出試験の有害物質濃度 (mg/L)			
			T-Hg	Cd	Pb	As
		1000*	0.0005**	0.01**	0.01**	0.01**
①-1	211	11,000	0.0003	<0.001	2.74	0.020
①-2	115		0.0006	<0.001	7.88	<0.001
②	51		<0.0001	0.010	<0.001	<0.001
③	72		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
④	83		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑤	37		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑥	47		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑦	47		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑧	59		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑨-1	211		0.0010	<0.001	0.010	<0.001
⑨-2	189	190	<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑩	59		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑪	45		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑫	34		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑫-X	101	12,000	0.0002	<0.001	2.87	<0.001
⑬	84		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑭	38		<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑮	43	140	<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑯	229	11,000	<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
⑰	238	480	0.0007	<0.001	0.012	0.022
⑱	67		0.0003	<0.001	<0.001	<0.001
BG1	37	100	<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
BG2	40	61	<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001
BG3	28	170	<0.0001	<0.001	<0.001	<0.001

※ ダイオキシン類対策特別措置法における土壌環境基準値

※※ 土壌環境基準及び土壌汚染対策法の指定基準

斜字体のEC値は、ECb' を超過したことを示す。

斜字体のダイオキシン類及び有害物質濃度は、環境基準値を超過したことを示す。

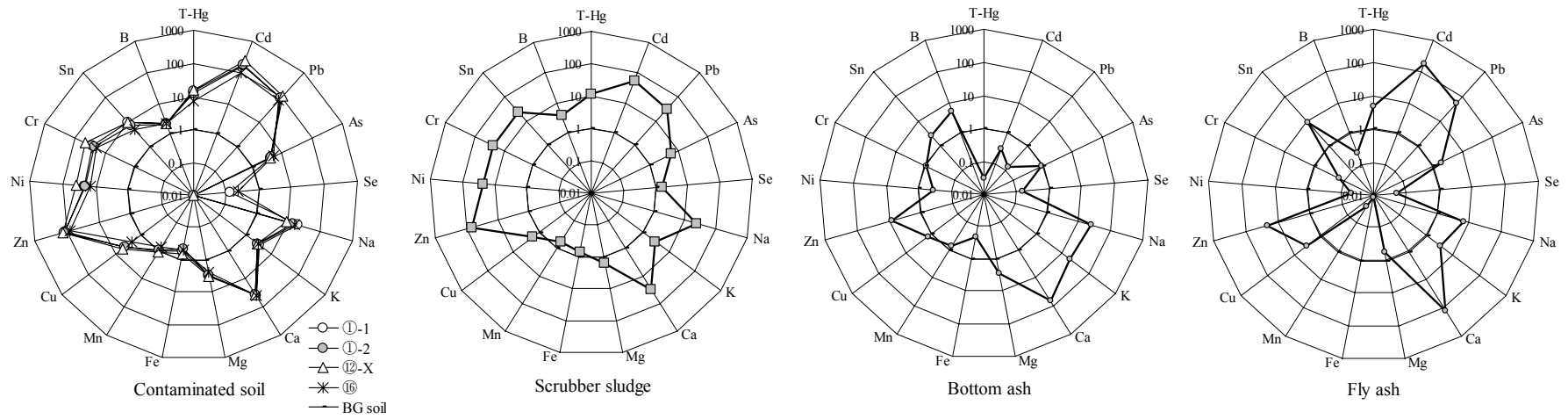


図 5-10 領域①周辺の汚染土壌と排出廃棄物中の化学物質のレーダーチャート（含有量試験値；バックグラウンド土壌を1とした場合）

(3) 修復作業

ダイオキシン類が高濃度で検出された①地区付近の土壌について掘削除去作業を行った。ダイオキシン類濃度を測定しながらの除去作業は不可能なため、土壌 EC 値を測定しながら掘削作業を行った。その結果、深いところでは 50 cm 程度の土壌を掘削除去した。土壌掘削前後の EC 値を図 5-11 に示す。掘削した地域は①、②、⑫、⑯地区にわたる図中の枠の範囲で、ほとんどの地域で 100 mS/m 以下まで掘削し汚染地域の土壌を撤去することができた。一部で EC 値の高いところが存在するが、ダイオキシン類は表層部で収着している可能性が高いため掘削作業を終了した。

修復後の確認のためダイオキシン類を除く重金属類等について分析を行った結果、全ての地点で重金属類は環境基準値を下回った。その後、対策効果確認調査として①地区周辺土壌 4 箇所（図中の①～②地区、⑫地区、⑯地区、掘削地域周辺）についてダイオキシン類を測定したところ、掘削地域周辺で環境基準を超過した。そこで、土壌 EC 値の測定を再び実施したところ、ECb' (60.6 mS/m) を超過する範囲が多少広がっていた。このことから、バックホーなどの重機を用いた掘削作業時には、掘削した土壌による周辺汚染の可能性に細心の注意が必要であることが再確認された。また、人為的行為である土壌掘削後の土壌 EC 測定については、掘削地域周辺で測定地点を増やすなどして精度を上げる工夫が必要と考えられた。なお、ECb' を超過した範囲は、さらに取り除いた後に確認調査を実施し、修復は完了している。

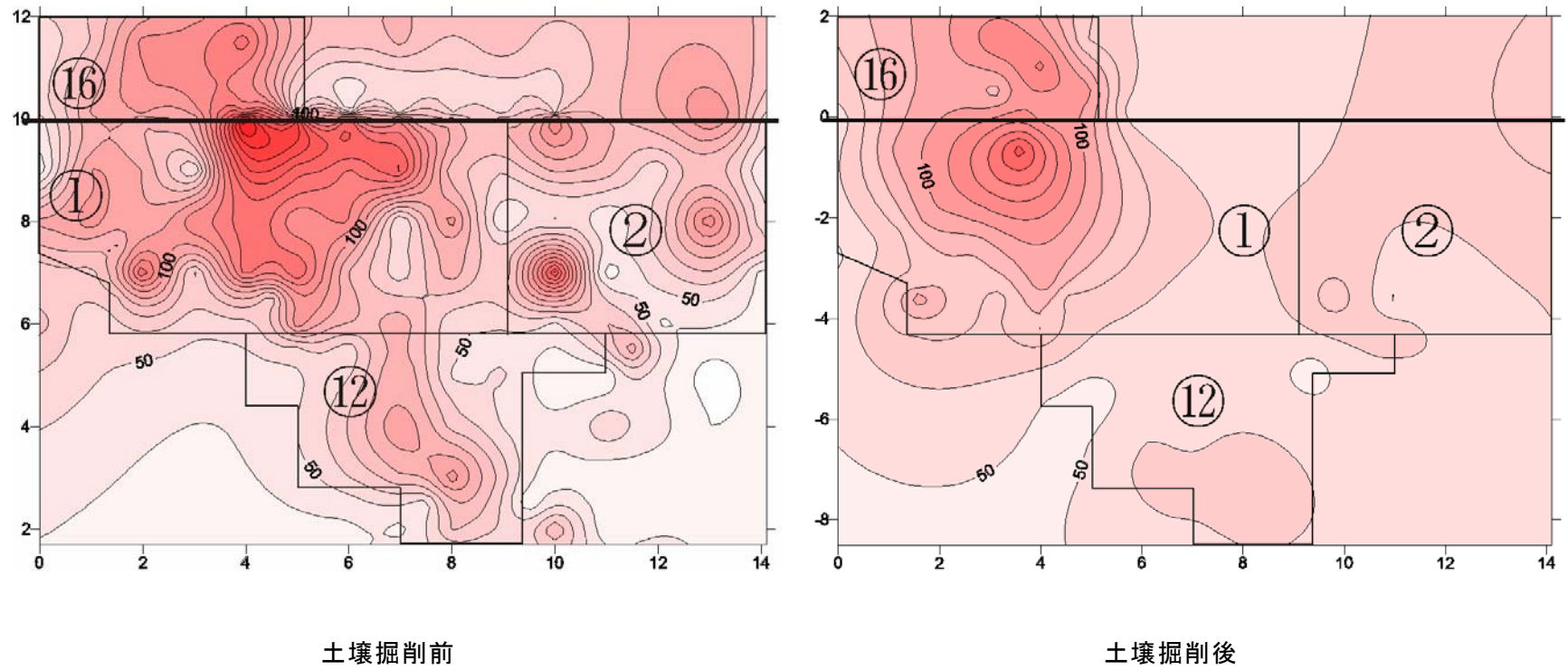


図 5-11 土壌掘削除去前後における土壌 EC 値のコンタマップ (①地区付近)

5. 4 まとめ

土壤汚染の調査や対策において、その汚染範囲を迅速かつ確実に把握することは非常に重要である。特に、汚染が廃棄物の投棄に由来する場合、微量な汚染物質は塩類等の多量成分と共存していることから、多量成分を評価することが汚染物質の評価につながる場合が多い。この意味で、簡易調査手法として土壤 EC を利用することを検討した。得られた成果を要約する。

- (1) 11 種類の廃棄物と堆肥について計 506 検体を溶出試験したところ、中間処理により減容化された焼却残渣及び堆肥等で溶出液等の EC 値が高かった。
- (2) T-Hg、Cd、Pb、Cr⁶⁺及びAsの有害物質 5 項目について土壤環境基準及び廃棄物埋立判定基準でスコア算定したところ、EC値が高い廃棄物はスコアが高くなり、有害物質が多く含まれていた。
- (3) 調査領域における非汚染土壤の土壤 EC 値から、廃棄物由来の汚染を示す土壤 EC 値を推定する式を提示し、その実用性を 2 件の簡易調査により検証したところ、迅速に、精度よく汚染範囲を絞り込むことが可能であった。
- (4) 上記の有害物質 (T-Hg、Cd、Pb 及び As) に Cr、Ni、Zn、Na、K、Ca、Fe、Mn を加えた元素のパターン解析を行ったところ、汚染原因を容易に究明できた。

本章で述べた簡易調査手法は、万能でないことには注意を要する。例えば、多量の雨水が廃棄物に浸透して汚染物質を溶出・移動させたとき、土壤 EC 値と有害物質の濃度の間には違いが生じる可能性がある。また、IC 産業から排出される廃棄物や廃水のように、塩類が微量で重金属類等が大量に含まれている可能性がある場合、EC 値では汚染を把握できないことになる。

第 5 章の参考文献

- 1) 環境省 水・大気環境局：平成 16 年度 土壤汚染対策法の施行状況及び土壤汚染調査・対策事例等に関する調査結果 (2006)
- 2) 土壤汚染対策法 (2002) <http://www.env.go.jp/water/dojo/honbun.pdf>
- 3) 小野雄策：埋立地における汚濁物質の調査とその防止技術、環境と測定技術、Vol. 24、No. 7、45-61 (1997)
- 4) 支障除去のための不法投棄現場等現地調査マニュアル、(財) 産業廃棄物処理事業振興財団、大成出版社 (2006)
- 5) 長森正尚：土壤汚染の簡易調査手法 - 汚染土壤を見つけるには - 、平成 14 年度埼玉県環境科学国際センター講演会講演要旨集、12-15 (2003)
- 6) Shaw J N, Mask P L: Crop Residue Effects on Electrical Conductivity of Tennessee Valley Soils., Commun Soil Sci Plant Anal, Vol.34, No.5-6, 747-763 (2003)

- 7) 環境庁：産業廃棄物に含まれる金属類の検定方法（1973） <http://www.env.go.jp/hourei>
- 8) 環境庁：土壌の汚染に係る環境基準について（1991） <http://www.env.go.jp/hourei>
- 9) 環境庁：ダイオキシン類による大気汚染、水質汚濁及び土壌汚染に係る環境基準について（1999） <http://www.env.go.jp/hourei>
- 10) U. S. EPA: Test Methods for the Evaluation of Solid Waste, Physical/Chemical Methods (1996) <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>
- 11) 金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める省令（1973） <http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S48/S48F03101000005.html>
- 12) 長森正尚、小野雄策、杉崎三男：ダイオキシン類汚染地における土壌間隙水用電導度計による簡易調査手法、第 12 回廃棄物学会研究発表会要旨集、1094-1096（2001）

第6章 総括と今後の課題、展望

6.1 本研究の目的と主要内容

本研究では、廃棄物の処分に関して、広く運用されている処分場における埋立廃棄物の安定化の評価並びに汚濁物質や有害物質による汚染の評価のため、また、不適正処分事案への適正な対応のためのモニタリング指標について検討した。特に、化学物質について多量成分と微量成分との関係を把握することによって、それらのモニタリング指標としての活用性を評価した。具体的には、処分場における埋立廃棄物の安定化並びに有害物質のエミッションの評価については浸出水及び埋立地ガスのモニタリング指標を提案し、不適正処分現場については土壌 EC 値をモニタリング指標として用いた簡便・迅速な汚染範囲の適正な絞り込み手法を提案した。

本章では、以下に本論文のとりまとめを行った。本論文の構成は、第3章及び第4章が処分場からのエミッション物質に関する研究で、第5章が不適正処分現場における環境調査に関する研究である。

第1章では、廃棄物処分の現状を概観するとともに課題を整理し、その後に本研究の目的を述べ、あわせて本論文の構成を示した。

第2章では、処分場における埋立廃棄物の安定化評価と維持管理の現状と課題、及び不適正処分現場での環境調査方法の現状と課題を整理し、廃棄物の処分におけるモニタリング指標について総説した。

管理型処分場の廃止に関しては、1998年の改正共同命令によって、保有水等（浸出水や内部保有水）、ガス及び温度が基準項目として設定された。しかしながら、安定化の評価・判定方法が構築されていないことから、廃止の判定が困難となっているのが現状であった。

不適正処分事案については、廃棄物に由来する環境汚染の影響を評価する手法が構築されていないことから、調査の目的に応じて法令・基準並びに調査手法が異なることが対応を困難にしていた。また、環境調査にかかる費用及び時間がかかることから、簡易測定法の導入が必要であることが分かった。

第3章においては、埋立廃棄物が焼却残渣主体である近年の一般廃棄物処分場から排出される浸出水中に含まれる化学物質の濃度などの実態を把握するとともに、様々な処分場に共通する層内環境を把握するための浸出水のモニタリング項目を選定した。また、浸出水質の統計処理による処分場の類型化を試み、廃止を想定した場合に浸出水質から見てどのような位置にあるのかを判断できるようにした。さらに、安定

化状況の把握や有害化学物質の異常値出現をモニターするための指標として簡易に分析できる EC の評価を行い、処分場の維持管理の有効な手段として提案した。得られた成果を以下に示す。

- ① 埼玉県内 22 箇所的一般廃棄物処分場について調査を行ったところ、焼却残渣を埋め立てていない処分場は少なく、破碎残渣または不燃物を単独あるいは複合して投入している処分場は 3 箇所であった。これら 3 箇所の特徴は、中間処理施設における廃棄物の分別システムが構築されており、最終的にはガラスくず・陶磁器くずに分類される汚濁成分の少ない廃棄物が埋め立てられていた。
- ② 埼玉県内 22 箇所的一般廃棄物処分場における 2 ヶ年の浸出水について 46 項目の分析を行ったところ、放流水の共同命令基準値を超過した項目は pH、Cd、Pb、BOD 及び Fe の 5 項目であった。ただし、全ての処分場で浸出水処理を行っており、放流水は基準値を達成していた。特に、焼却残渣による高 pH の保有水と埋立廃棄物の接触により、アルカリ抽出物質由来の有機汚濁成分の溶出が高くなる可能性が示唆された。
- ③ 近年埋立廃棄物中に大きな割合を占めるようになった焼却残渣を埋め立てる場合、保有水の pH 値や EC 値で代表される塩類濃度が高くなることに伴う浸出水質に特段の注意が必要であることを示した。また、浸出水の Pb が 2.7 mg/L と基準値を大きく超過した検体があったが、これは飛灰固化物を投入している処分場で採取されたものであった。
- ④ 浸出水 44 検体 46 項目において、BOD、COD、TOC 及び VFA の有機性項目間、EC、Na、K、Ca 及び Cl の無機性項目間で相関が強く、これら 9 項目が様々な特性を持つ処分場における浸出水の共通的な水質項目であることが分かった。さらに、得られた 9 項目の主成分分析により、汚濁総量を示すと考えられた第 1 主成分及び有機成分量あるいは無機成分量を示すと考えられた第 2 主成分で累積寄与率の 90% 強を占めた。
- ⑤ 前項の主成分分析で得られた第 1 主成分スコア及び第 2 主成分スコアに基づいてクラスター分析を行い、浸出水質による処分場の類型化を試みた。その結果、処分場は I～IV の 4 つのグループに分類することができた。熔融スラグのみを埋め立てている処分場 1 箇所及び破碎残渣または不燃物（ガラスくず・陶磁器くず）を単独あるいは複合して投入している処分場 3 箇所のプロットが第 1 主成分スコア及び第 2 主成分スコアの小さい同じような位置にあった。これらのプロット付近にある処分場はかなり安定化が進んでいるか、あるいは元々埋立廃棄物の汚濁性が極端に少ないことを示しており、安定化の進行における到着点となる可能性がある。

- ⑥ 2000年から2005年にかけてのスコアの変化から処分場内の安定化状況を推察したところ、ほとんどの処分場で第1主成分スコアまたは第2主成分スコアあるいは両方の絶対値は減少傾向にあった。しかし、比較的埋立年数の少ない処分場の第1主成分スコアは上昇するが、比較的埋立年数の多い処分場の第1主成分スコアは低下していた。
- ⑦ 有機成分溶出型のU処分場におけるEC値とBOD濃度の解析事例を紹介した。EC値は埋立終了から漸減的に減少する傾向があり、2 S/m以上のものでも約10年で1 S/m以下まで進行する可能性が示唆された。他方、BODについても埋立が終了した処分場では経過年数の増加に対応して低下する傾向はあった。この場合、埋立終了前後でのECとBODとの相関係数は、埋立前0.37 (n=30)と埋立後0.60 (n=30)を示し、埋立終了後ではこれらの項目の挙動が類似した。このようにECは埋立終了後であればBODなどの有機汚濁成分を簡便にモニタリングできる項目となる可能性が示唆された。
- ⑧ Pb濃度が基準値を超えた飛灰固化物を埋め立てているC処分場の解析事例を紹介した。EC値の増加に伴いPb濃度が高くなる傾向があり(相関係数0.63)、本処分場ではPb濃度の基準超過したケースはECが6 S/m以上の浸出水がほとんどであった。このように、EC値やSS濃度は特定の処分場における浸出水中のPbの高濃度出現を予測できる可能性が示唆された。

第4章においては、埋立地ガスについて安定化の判断材料として、メタンや二酸化炭素等の濃度に加え、廃棄物層内移動時に反応性が小さく、かつ埋立地ガス中に存在する脂肪族炭化水素(NMHC)に焦点をあてて解析を行った。その結果、メタン/NMHC比やNMHCの組成比が異なる深度や埋立後の経過時間により変化することから、新たな安定化指標になる可能性を提示した。

- ① 深層部において複数のガス抜き管からのガスを集めている簡易ガス燃焼炉(D#1及びD#2)ではガス流量が安定して多く、また、採取時に空気の影響を少なくすることができたことから、酸素と窒素の濃度が低い傾向にあった。一方、浅層部に位置するS#3の窒素はD#1やD#2に比べ高濃度であり、酸素濃度の変動も大きいため、空気の流入が推察された。
- ② 廃棄物層内において有機物の嫌気性微生物分解により発生するガスの大部分はメタンと二酸化炭素であるが、簡易ガス燃焼炉のメタン濃度がD#1で50~81%、D#2で28~71%であり、D#2の28%を除くと高い傾向にあった。簡易ガス燃焼炉は深層部のガスを集めていることから、深層部が嫌気性環境下にあると推察された。メタンガス濃度は、S#3では19~60%、SS2では30~60%であり、とくにS#3で低く、かつ、変動が大きかった。他方、二酸化炭素の濃度はD#1で6.0~12%、D#2

で 5.1～10 % であるなどメタン濃度に比べて低い傾向にあった。特に、S#3 で 0.2～2.7 %、SS2 で 0.04～0.2 % と極端に低かった。

- ③ ガス濃度の推移を見ると、簡易ガス燃焼炉 (D#1 及び D#2) ではメタンが変動しながら減少する傾向にあるのに対して、S#3 では明らかな増減傾向はなく、また、変動が大きかった。空気の進入しやすい構造の S#3 については、観測井内への外気の流入の多少により、メタン濃度が大きく変動したと考えられる。
- ④ メタン濃度は埋立終了後の経過時間のみならず、気圧変動や降雨による外気の流入の多少により影響され、特に今回対象とした開放系の場内観測井では顕著であった。また、深層におけるメタン濃度は、概ね気圧が低く気温が高い時期に高くなる傾向にあった。
- ⑤ 二酸化炭素については、パーセントオーダーで検出された D#1 及び D#2 では、メタンの増減と同調しながら徐々に減少した。他方、S#3 では 1,126 日目の 2.7 % がピークであった。S#3 の観測井内における深度 5 m 付近の温度は、965 日目に 36.5℃ に達していたが 2,200 日目を過ぎると 20.4℃ にまで下がっていた。この二酸化炭素濃度のピークを示す 1,126 日目のメタン濃度は逆に下降しており、観測井内に流入した空気による局所的な好気性分解があったと思われる。また、SS2 では、非常に低濃度で推移した。
- ⑥ T-NMHC 濃度は概ね 100～300 ppmv の範囲にあり、SS2 で高かった。NMHC の組成は採取位置によって異なっていたが、共通して最も多いものはエタンであり、最高値は SS2 での 220 ppmv であった。その他については、D#1 ではプロピレン≒プロパン>n-ブタン、D#2 ではプロパン>n-ブタン≒プロピレンであり、D#2 で検出された NMHC 濃度は D#1 でと比べると、C3 のプロピレンを含め、C4 の trans-2-ブテン、cis-2-ブテン及び 1-ブテンというアルケン類が少ない傾向にあって、同じ簡易ガス燃焼炉タイプであっても組成が異なっていた。S#3 ではプロパン≒プロピレン≒iso-ブタン>エチレン≒n-ブタン、SS2 ではエチレン≫iso-ブタン>プロパン>プロピレン>n-ブタンの順であった。SS5 では SS2 と同様であった。
- ⑦ 濃度推移を見ると、エチレン、プロパン、プロピレンは減少傾向にあり、SS2 のエチレン、D#1 のプロピレン、S#3 の C3 以上の NMHC は顕著な減少傾向を示した。D#1 のプロピレンのようなメタンに同調して長期的に漸減する成分は、安定化指標として利用できる可能性があると思われる。他方、T-NMHC 濃度はメタン濃度の変動に同調する傾向にあったが、長期的な増減傾向は明確ではなかった。エタンは、メタン濃度が低下傾向にあった D#1 や D#2 も含めて、いずれの地点でも減少傾向は認められなかった。
- ⑧ メタン/T-NMHC 比は地点ごとにばらつきがあるものの、D#1 で 2,800～5,300、D#2 で 3,300～7,200、S#3 で 1,800～3,200、SS2 と SS5 グループで 970～2,800 であり、深層ほど大きくなった。なお、各地点におけるメタン/T-NMHC 比の時系

列変化を見ると、浅層部の SS2 と SS5 及び S#3 ではわずかに増加しているが、深層部の D#1 及び D#2 では減少傾向にあった。これらのことから、WS 処分場においては、メタン/T-NMHC 比は埋立深度が深いほど大きい、埋立年齢が長い、かつ嫌気性状態にある深度では、時系列的に減少しながら収束する可能性が示唆された。WS 処分場の深度によるメタン及び NMHC の生成の差に層内の酸化還元電位が影響している可能性が示唆された。

- ⑨ D#1 では、調査期間を通じて C4 以上の NMHC の割合が小さく、また、1,126 日目までは C3 の占める割合が 32%以上と大きかったものの、時間経過と共に C2 の占める割合が大きくなっていった。D#2 では、プロピレン濃度が低かったため、C2 の占める割合が相対的に大きくなっていった。また、S#3 では、モニタリング当初では C2、C3 及び C4 の割合がほぼ同じであったが、D#1 や D#2 と同様に、時間経過と共に C2 の占める割合が大きくなっていった。これらに対して、SS2 では、モニタリング当初から C2 の割合が大きく、炭素数割合の変化も小さかった。SS2 や SS5 においては、エタンのみならずエチレンの濃度も高く、また、他の NMHC 濃度に減少傾向がなかったことによる。WS 処分場における NMHC の炭素数の構成割合によれば、埋立年数の短い、エチレン発生量の多い時期を除けば、C2 の割合の増加により安定化の進行を把握できた。
- ⑩ C2 比については、深層になるほどエタンの割合が大きくなり、D#1 では大半が 0.9 以上、D#2 では 0.96 以上であった。C3 比については、D#1 で 0.4~0.6、S#3 で 0.55 前後、SS2 と SS5 のグループで 0.6 前後であり、浅層になるにつれ若干大きくなる傾向にあったが大差はなかった。しかし、ガス収集タイプや埋立時期がほとんど同じである D#1 と D#2 で C3 比が大きく異なっており、埋立年数よりも局地的な環境条件に左右されると推察された。C4 比については、SS2 と SS5 のグループでばらついたが、どの層でも 0.7 以上の大きな値であった。
- ⑪ iso-C4 比については、D#1 で 0.2~0.3 の小さな値であったが、浅層になるにつれて大きな値を示し、iso-ブタンの割合が大きくなっていった。iso-C5 比については、S#3 及び SS2 と SS5 のグループでは大半が 0.7~0.9 にあり、iso-ペンタンの割合は大半が 0.4~0.5 であった D#1 及び D#2 よりはるかに大きくなっていった。
- ⑫ 上記の深度別の結果は安定化の進行と層内環境の違いを同時に示し、層内環境の違いは空気混入度による有機物の微生物分解機構の差を示すと考えられた。WS 処分場における C3 比と C4 比で見ると、アルカン類とアルケン類の比は深度に大きく影響されないが、iso-C4 比と iso-C5 比で明らかのように、深層ほど直鎖状構造の成分が多くなる傾向にあった。これに対して、C2 比は深度に伴って不飽和結合がないエタンが優占するようになった。
- ⑬ 時系列変化については、各層における安定化の進行を示しており、エタンとエチレン、C2 と C3~6、プロパンとプロピレンの比が安定化指標になる可能性が示唆

された。一方、iso-ブタンと n-ブタン、iso-ペンタンと n-ペンタン、メタンと T-NMHC の比は、埋立年齢の差による安定化の進行に加え、酸素供給の差による層内環境の違いを表していると考えられた。

第5章では、廃棄物から溶出する塩類及び有害物質の関係を基準値でランキングしたところ、特に焼却残渣で EC 値が高いほど有害物質のスコアが上昇する傾向を示した。一方、非汚染土壌の土壌 EC 値から土壌汚染の可能性がある EC 値を設定し、その実用性を2件の簡易調査により実証した。これらから、廃棄物の焼却処理残渣の不適正処分現場の迅速・適正な汚染範囲の絞り込みのための、土壌 EC 値をモニタリング指標とした簡易調査手法を提案した。

① 各種廃棄物及び堆肥の溶出試験で得られた溶出液の EC 値は 1~7, 140 mS/m と非常に幅が大きかった。平均値及び中央値から判断して、飛灰、焼却灰、堆肥等の中間処理により減容化されたものが上位を占めており、特に飛灰は、一般廃棄物と産業廃棄物の両者について平均値が約 3, 000 mS/m 以上と高かった。また、汚泥については、平均値は低かったが、試料により違いが大きく、電解剥離汚泥 (4, 350 mS/m)、めっき汚泥 (1, 880 mS/m) のように非常に高いものが存在していた。その他、スラグ、アスファルト、鋳物廃砂ではかなり低かった。11 種類の廃棄物と堆肥について計 506 検体を溶出試験したところ、中間処理により減容化された焼却残渣及び堆肥等で溶出液等の EC 値が高かった。

② 各種廃棄物の溶出試験で得られた溶出液の有害物質5項目の濃度は土壌環境基準値以下が圧倒的に多く、EC 値との間には単相関がなかった。そこで、環境調査で重要な基準（土壌環境基準及び廃棄物の埋立判定基準）により有害物質5項目の濃度を3クラスに分けてスコア化して、廃棄物中の有害物質と EC 値との関係を調べた。

その結果、アスファルト、鋳物廃砂、コンクリート及びスラグの EC 値と毒性が低く、粉じんは EC 値が低いが高スコアは比較的高い傾向にあった。また、汚泥及び堆肥は、EC 値が広範囲であるが高スコアは低い傾向にあった。焼却残渣に関しては、EC 値は広く分布し、スコアが2以上の試料が多く、特に産業廃棄物の焼却残渣はスコアが3以上の試料があることが判明した。これらの結果から、焼却処理により発生する廃棄物が EC 値と有害物質濃度を大幅に上げる可能性が示唆された。

したがって、焼却残渣による土壌汚染が疑われるときは、土壌 EC の測定が土壌汚染の確認や有害物質の存在の推定に有用であることが分かった。他方、投棄された廃棄物が堆肥や汚泥であるときは、土壌 EC 値が高くても、有害物質による汚染に対応しない場合が多いと考えられた。

③ 非汚染土壌の EC レベルを把握するため、埼玉県内の5地域19箇所の非汚染土壌について土壌 EC 値を測定したところ、19箇所の非汚染土壌の EC 平均値 (ECa)

は 26.6～106.6 mS/m と範囲が広く、土壌の種類や含水率等により異なったものと考えられた。また、同じ測定地点においても 5 点の標準偏差は 2.3～9.4 mS/m と大きく、プローブ挿入位置が数 cm 離れると土壌 EC 値に違いがある場合があることが分かった。

- ④ 非汚染土壌の土壌 EC 値は正規分布しており、土壌 EC の平均値及び標準偏差から異常値を推定することが可能であった。すなわち、汚染土壌の土壌 EC 値 (ECb) を以下のように仮定した。

$$ECb = ECa + SD \times 5 \quad (1)$$

ここで得られる ECb は、各 ECa の土壌 EC 値から得られた詳細調査を必要とする閾値であり、19 箇所全データの回帰直線は式 (2) で表された。

$$ECb = 1.16 \times ECa + 19.8 \quad (2)$$

- ⑤ 土壌 EC 値から汚染土壌を探索するにあたり、2 件の簡易調査を実施したところ、迅速に、精度よく汚染範囲を絞り込むことが可能であった。これらの調査から、それぞれの調査場所での非汚染土壌の土壌 EC 値を測定することにより、各領域特有の ECa を得て式 (2) を使うことにより、廃棄物由来の汚染を示す土壌 EC 値を推定することが妥当であると結論することができた。
- ⑤ 上記の有害項目 (T-Hg、Cd、Pb 及び As) に Cr、Ni、Zn、Na、K、Ca、Fe、Mn を加えた元素のパターン解析を行ったところ、汚染原因が焼却炉のスクラバー汚泥であることを容易に究明できた。

最後に、第 6 章において、本研究をとりまとめた。

6. 2 今後の課題と展望

今後の課題としては、第 3 章と第 4 章で提案したモニタリング指標について数多くの処分場での適用性を確認する必要がある。特に、浸出水質による統計解析結果は Excell 解析を用いて簡易に得ることができるため、迅速に、安価に、誰でも利用することができる。また、二次汚染の簡易モニタリング手法については事例を増やす必要があるが、EC などの簡易項目を各処分場の管理者に測定していただけるよう呼びかけていきたい。さらに、放出ガス中の NMHC 組成については他の処分場での事例も積み重ねるとともに、処分場における NMHC の挙動についてメカニズムの把握に向けた検討が必要である。そして、処分場における埋立廃棄物の安定化を明確に定義するために、保有水（あるいは浸出水）と埋立地ガスの組成並びにフラックスの両面から明らかにすることが次のステップとなる。現在、WS 処分場を含む 6 つの処分場において場内観測井を設置してモニタリングを開始しており、層内の保有水とガスの関係から総合的に評価できるシステムの構築を目指している。併せて、大型の模擬処分場における層内保有水及びガスの解析も進めており、より具体的なモニタリング指標を確

立できると考えている。

一方、廃棄物由来（特に焼却残渣）の土壤汚染における初動調査として、土壤 EC 計を用いた簡易調査手法が一般化できた。本手法が多くの現場で活用されるためには、本手法の有用性と簡易性を広く知らしめる必要がある。なお、土壤汚染の可能性のある土壤 EC 値の設定にあたり、埼玉県内の 19 箇所の子汚染土壤の土壤 EC 値を調査し、埼玉県内の子汚染土壤の土壤 EC 値をさらに 5 箇所測定し、合計 24 箇所についての EC_a と EC_b の関係を確認した結果から、埼玉県内の土壤については、提案した方法(式)が妥当であることが裏づけられた。さらなる精度向上のためには、埼玉県外で調査を行う必要がある。他方、初動調査と概況調査をあわせ持った解析手法として、土壤 EC 計を用いた本手法及びストリップングボルタンメトリーを用いた重金属類分析を組み合わせた簡易調査を実施し始めている。簡易手法はオールマイティーではないため、幾つかの手法を組み合わせることにより、さらなる精度向上を図ってきたい。

本研究で得られたこれらの知見は、今後の廃棄物処分における安定化と汚染の評価に貢献するものと期待される。特に、EC などの簡易測定可能な項目を活用することにより、迅速な対応が可能になると考えられる。そして、廃棄物の処分における安定化と汚染の最終的な評価は、「生活環境保全上の支障の有無」という考え方の原点に戻ることが重要である。

謝辞

本論文をまとめるにあたり、終始懇切なるご指導、ご鞭撻を賜りました埼玉大学大学院理工学研究科客員教授（埼玉県環境科学国際センター研究所長）河村清史先生に謹んで深甚の謝意を表します。

本論文の副査を担当していただきました埼玉大学大学院理工学研究科教授 坂本和彦先生、同 准教授 王青躍先生には、ご多忙の中、有益なご示唆をいただきましたことに謹んで感謝の意を表します。また、本論文の審査にあたり懇切なご助言を賜りました埼玉大学大学院理工学研究科准教授 藤野毅先生に厚く御礼申し上げます。

本研究を行うにあたり、埼玉大学大学院理工学研究科客員准教授（埼玉県環境科学国際センター自然環境担当）三輪誠先生、同 客員准教授（埼玉県環境科学国際センター水環境担当）石山高先生には、多くのご助言とご支援をいただきました。厚く感謝申し上げます。

（独）岡山大学大学院環境学研究科教授 小野芳朗先生、（独）国立環境研究所循環型社会・廃棄物研究センター主任研究員 山田正人先生、龍谷大学理工学部環境ソリューション工学科講師 石垣智基先生には、本論文の主課題である処分場の安定化評価に関する多くのご教示をいただきました。埼玉県環境科学国際センター研究企画室副室長兼廃棄物管理担当部長 小野雄策先生には、本論文を作成するにあたり、懇切なるご指導とご助言を賜り、励ましをいただきました。ここに深く感謝申し上げます。

本研究を遂行するにあたって、埼玉県環境科学国際センター総長 須藤隆一先生、同 水環境担当 高橋基之氏、同 化学物質担当 茂木守氏、財団法人日本環境整備センター調査研究部 加藤裕之氏には数々の貴重なご意見をいただきました。厚く御礼申し上げます。また、多忙な業務を軽減するよう配慮いただいた、埼玉県環境科学国際センター廃棄物管理担当の倉田泰人氏、渡辺洋一氏、川寄幹生氏、長谷隆仁氏、磯部友護氏に心より感謝いたします。

最後に、ここでお礼を申し上げることのできなかつた大勢の方々に感謝するとともに、私が博士後期課程に進学することを快く承知してくれた妻 長森明美、精神面で支えてくれた父 長森國修、母 長森信江に心より深く感謝いたします。

関連論文

1. Masanao Nagamori, Youichi Watanabe, Takahito Hase, Yasundo Kurata, Yusaku Ono, Kiyoshi Kawamura: A simple and convenient empirical survey method with a soil electrical conductivity meter for incineration residues-derived soil contamination, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Vol.9, No.1, 90-98 (2007)
(第5章関連)
2. 長森正尚、小野雄策、河村清史、山田正人、小野芳朗：浸出水質による一般廃棄物最終処分場の評価－その類型化とEC測定の有用性－、*廃棄物学会論文誌*、Vol. 18、No. 5、324-334 (2007)
(第3章関連)
3. 長森正尚、小野雄策、河村清史、山田正人、石垣智基、小野芳朗：最終処分場における埋立地ガス組成の経年変化－多量成分と脂肪族炭化水素(C2-C6)－、*廃棄物学会論文誌* (受理済)
(第4章関連)
4. Masanao Nagamori, Tomohiro. Naruoka, Youichi Watanabe, Yasundo Kurata, Yusaku Ono, Kiyoshi Kawamura and Yoshiro Ono: Chemical characteristics of leachates in landfill sites of municipal solid wastes, *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium 2005* (2005)
(第3章関連)
5. 長森正尚、渡辺洋一、木持謙、小野雄策、河村清史、山田正人、石垣智基、井上雄三：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察(1)、第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集、972-974 (2002)
(第4章関連)
6. 長森正尚：土壌汚染の簡易調査手法－汚染土壌を見つけるには－、*埼玉県環境科学国際センター講演会講演要旨集*、12-15 (2003)
(第5章関連)
7. 長森正尚、小野雄策、山田正人、石垣智基、井上雄三：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察(2)、第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1085-1087 (2003)
(第4章関連)
8. 長森正尚、川寄幹生、成岡朋弘、小野雄策、山田正人、石垣智基、井上雄三：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察(3)、第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1249-1251 (2004)
(第4章関連)
9. 長森正尚：埋立地ガスの測り方、第15回廃棄物学会研究発表会小集会「埋立地の安定化を調査する」(2004)
(第4章関連)
10. 長森正尚：最終処分場からの化学物質エミッションの現状(2)－埋立地ガス－、(社)環境科学会化学物質管理戦略研究会主催セミナー「最終処分場と化学物質」(2005)
(第4章関連)
11. 長森正尚、川寄幹生、小野雄策、河村清史、山田正人、井上雄三、石垣智基、小野芳朗：管理型最終処分場の廃止基準に関する考察(4)、第16回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1001-1003 (2005)
(第3章、第4章関連)

12. 長森正尚、渡辺洋一、小野雄策、河村清史、山田正人、遠藤和人、石垣智基、小野芳朗：最終処分場の層内保有水及びガスモニタリング手法の検討、第 17 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1042-1044 (2006)
(第 3 章、第 4 章関連)
13. 長森正尚、小野雄策：浸出水の水質経年変化－管理型産業廃棄物最終処分場－、埼玉県公害センター研究報告、No. 22、49-65 (1995) (第 3 章関連)
14. 長森正尚、木持譲、小野雄策：埋立終了後における発生ガスの移動メカニズム、埼玉県環境科学国際センター報、Vol. 3、94 (2003) (第 4 章関連)
15. 長森正尚、小野雄策：埋立終了後における発生ガスの移動メカニズム、埼玉県環境科学国際センター報、Vol. 4、85 (2004) (第 4 章関連)
16. 長森正尚、川寄幹生、長谷隆仁、磯部友護、渡辺洋一、倉田泰人、小野雄策：埼玉の廃棄物管理と研究支援、埼玉県環境科学国際センター報、Vol. 6、87-104 (2006) (第 3 章、第 4 章、第 5 章関連)
17. 長森正尚、山田正人、石垣智基：維持管理及び安定化評価のためのモニタリング事例、生活と環境、Vol. 53、No. 2、66-72 (2008) (第 3 章、第 4 章関連)