

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-16-'94

有害廃棄物のモニタリングに関する研究

Studies on Monitoring Systems for Risk Management of Hazardous Wastes

平成 2～4 年度

FY 1990~1992

NIES

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan
国立環境研究所特別研究報告

SR-16-'94

有害廃棄物のモニタリングに関する研究

Studies on Monitoring Systems for Risk Management of Hazardous Wastes

平成2～4年度
FY 1990~1992

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「有害廃棄物のモニタリングに関する研究」

(期間 平成2～4年度)

特別研究責任者：内藤正明

特別研究幹事：中杉修身

報告書編集担当：中杉修身

序

本報告書は平成2年度から4年度にかけて実施した特別研究「有害廃棄物のモニタリングに関する研究」をとりまとめたものである。

有害化学物質による環境汚染として、質的、量的に大きく変化している廃棄物処理が注目を集めており、国際的にも国内的にも有害廃棄物の適性管理を求める動きが急になっている。この中で、これまで不十分であった有害廃棄物の処理・処分に伴う環境汚染の実態把握を進めるとともに、モニタリングを中心とした適性管理システムを確立することが求められている。

このような認識のもとに、有害廃棄物の処理・処分に伴う環境リスクをモニタリングする方法の確立に向けて本プロジェクト研究が開始された。本研究では、有害廃棄物の環境リスクを同定するとともに、わが国のリスクの潜在可能性を検討するとともに、リスク管理の重要な要素であるモニタリングについて新たな手法の開発を試みたものである。

わが国における有害廃棄物の処理・処分に伴う環境汚染の実態把握は、これまでほとんど行われておらず、本研究においても必ずしも全体像を明らかにできたとは言いがたいが、侵出水の調査結果を踏まえていくつかのリスクの存在を指摘できた。また、新たなモニタリング手法について有害廃棄物のリスク管理への適用可能性を示すことができた。本研究では有害廃棄物の環境リスクの適正管理手法の確立を目指して第一歩となる知見を整理できたと考えている。本研究成果について様々な評価と批判をいただき、有害廃棄物のリスク管理の確立に向けての今後の研究に役立てていきたいと考えている。

研究を推進する上で、研究所外の多くの方々にご協力とご助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表したい。

平成6年3月

国立環境研究所

所長 市川 惇 信

目 次

1 研究の目的と経緯	1
1.1 研究の目的	1
1.2 研究の構成	1
2 研究の成果	3
2.1 有害廃棄物のリスク評価	3
2.1.1 有害廃棄物のリスクの同定	3
2.1.2 廃棄物処理に伴う有害物質汚染の可能性	4
2.2 焼却処理における有害物質の挙動に関する研究	6
2.2.1 室内での熱分解実験	8
2.2.2 実施設を用いた燃焼実験	10
2.2.3 塩素系廃溶剤と廃プラスチックの焼却処理における有機塩素化合物の挙動	18
2.2.4 焼却施設周辺的环境汚染調査	18
2.3 埋立処分に伴う有害物質汚染に関する研究	19
2.3.1 浸出水中の無機成分の分析	20
2.3.2 浸出水中の有機成分の分析	20
2.4 有害廃棄物のモニタリング手法に関する研究	23
2.4.1 廃棄物中の有機物質のモニタリング手法の検討	23
2.4.2 排ガス中の塩素化ベンゼン類のモニタリングシステムの開発	24
2.4.3 浸出水に対するバイオアッセイ手法の適用	24
2.5 有害廃棄物にかかわるリスク管理の方向と課題	30
2.6 まとめ	32
[資料]	
I 研究の組織と研究課題の構成	37
1 研究の組織	37
2 研究課題と担当者	37
II 研究成果発表一覧	38
1 誌上发表	38
2 口頭発表	39

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の目的

廃棄物処理は排ガスや排水の処理と並んで、人間活動に伴い発生する不要物による環境汚染を防止するための環境保全対策の一つであるが、適正に行われないと逆に深刻な環境汚染を引き起こす源となる。この環境汚染に対する懸念が、処理施設の建設に対する反対運動を起こし、その用地の確保を困難にする大きな理由となっている。

廃棄物は質的、量的に急速に変化しており、適正処理の確保が困難になっている。廃棄物の中には科学技術の進歩が産み出す多様な化学物質が入ってくるが、その中には適正処理が困難なものも少なくない。また、処理するときに新たな有害物質が生成するものも少なくない。一方、量が増えたことによって、処理施設の能力が不足し、施設の適正な運転が困難になるとともに、質的な変化に対応した高度な処理が可能な施設への改築を遅らせることになる。このように、質的、量的な変化は、廃棄物の適正処理を難しくしており、それに伴う環境汚染の可能性を高くしている。今後は、有害物質による環境汚染源として、廃棄物、特に有害廃棄物の処理・処分が重要な位置を占めてくると考えられ、適正な廃棄物処理の推進は今後の環境保全にとって最も重要な課題の一つといえる。有害廃棄物の適正処理を推進するためには、廃棄物処理に伴うリスクを適正に評価し、問題となるリスクを的確に同定し、適切な対策を実施していくことが必要となる。

米国等では有害廃棄物の不適正な処分による環境汚染が数多く見いだされ、ばく大な費用をかけて修復作業が行われている。また、有害廃棄物の越境移動が国際的な問題となり、その規制に関して条約が採択されたり、廃棄物の海洋投入処分を禁止する方向で国際条約の見直しが進められるなど、有害廃棄物の処理・処分が国内的にも国際的にも大きな関心を集めるようになってきた。

我が国においては、これまで廃棄物の処理・処分に伴う大規模な環境汚染は顕在化していないが、焼却灰中のダイオキシン、廃乾電池中の水銀など、一般廃棄物の処理・処分に伴う汚染の可能性が議論されたり、廃油などの有害物質を含む可能性を有する産業廃棄物の不法投棄

が数多く見られるなど、有害廃棄物に起因する環境汚染が潜在化していることが予想される。一方、都市再開発が盛んになっているが、その対象である工場跡地の土壌が有害物質によって汚染され、有害廃棄物として掘り出されたり、過去の埋立処分地がそれと知らずに開発され、有害物質を含む廃棄物が大量に掘り出される恐れがある。これら都市再開発が産み出す廃棄物を適切に処理しないと、有害物質による環境汚染を拡散させる恐れがある。諸外国や国際条約の中では我が国での規制対象をはるかに上回る廃棄物が有害廃棄物とされており、国内的にも特別な管理が求められる有害廃棄物が今後ますます増えていくものと予想される。

このように、有害廃棄物の処理・処分に伴う環境汚染のリスクを管理するためのシステムを確立していくことは、今後の環境行政の推進にとって解決すべき課題の一つである。有害廃棄物のリスクを管理するためには、まずその発生から処理・処分に至るまでのリスクを正確にモニタリングすることが不可欠であるが、そのための手法はほとんど確立されていない。そこで、本特別研究では、廃棄物の流れに沿って有害廃棄物のリスクを管理するためのモニタリング手法の開発を行うとともに、我が国における有害廃棄物による環境汚染の可能性について検討を行った。

1.2 研究の構成

本特別研究では、①有害廃棄物の処理・処分に伴うリスク評価・リスク管理の考え方を明らかにし、②焼却処理及び③埋立処分にかかわる環境汚染の可能性を検討し、これらの結果を合わせて、④そのリスク評価を実施するためのモニタリング手法を開発することを目的として、以下の研究課題を実施した。

(1) 有害廃棄物のリスク評価に関する研究

有害廃棄物の処理・処分による環境汚染は、廃棄物の収集・輸送・処理・処分の各過程で発生する恐れがあること、有害物質も排出時に廃棄物に含まれているものだけでなく、廃棄物処理に伴う非意図的な生成が懸念されることなど、多種多様な形態の汚染が考えられる。それ

ゆえ、有害廃棄物の環境汚染に伴うリスクを管理するには、多様な形態の汚染リスクを総合的に評価する必要がある。本研究では、有害廃棄物の発生動向を把握するとともに、有害廃棄物のリスク管理の考え方を明らかにし、そのリスクを評価するための手法の検討を行った。

(2) 焼却処理における有害物質の挙動に関する研究

焼却処理では、廃棄物を高温で処理するため、それに含まれる有害物質の多くは分解されるが、一方で非意図的に有害物質が生成することが考えられる。有害廃棄物のリスクを評価する上で、このような焼却処理にかかわる有害物質の挙動を把握することが重要となる。そこで、本特別研究では、室内分解実験や実施設を用いた焼却・焼却実験によって、塩素系廃溶剤や廃プラスチックの焼却にかかわる有害物質の分解と非意図的な生成を調べた。また、これらの実験と併せて、有害廃棄物処理施設周辺における大気や土壌などの汚染状況を調査・解析することにより、有害廃棄物の焼却処理にかかわる有害物質の挙動の解明を試みた。

(3) 埋立処分に伴う有害物質汚染に関する研究

埋立処分地はその跡地を含めて、有害廃棄物にかかわる環境汚染源として重要な位置を占めており、その汚染

可能性の把握は、有害廃棄物のリスク評価を行う上で不可欠である。しかし、我が国では有害物質による埋立処分地や跡地の周辺環境の汚染状況はほとんど把握されていない。そこで、本特別研究では、有害廃棄物の埋立処分地や不法投棄場所の浸出水などの汚染状況を調査することにより、有害廃棄物の処分にかかわる環境汚染の可能性を検討した。

(4) 有害廃棄物のモニタリング手法に関する研究

有害廃棄物の処理・処分に伴うリスクを管理していくために、有害廃棄物とその処理・処分に伴う環境汚染を監視していくことが必要となる。有害廃棄物とその性状に合わせて適切な方法で処理するためには、廃棄物の有害性を判定することが必要である。また、汚染の存在を検知し、必要な対策を実施していくためには、廃棄物処理・処分施設からの排出物や周辺環境の汚染状況を監視する必要がある。有害廃棄物の処理・処分に関しては多様な汚染物質が考えられ、それらのリスクを総合的に監視する必要がある。そこで、本特別研究では、廃棄物の有害性とその処理・処分にかかわる環境汚染のリスクを総合的にモニタリングする技術を検討した。

各研究課題の相互の関係及び年次計画を図1に示す。

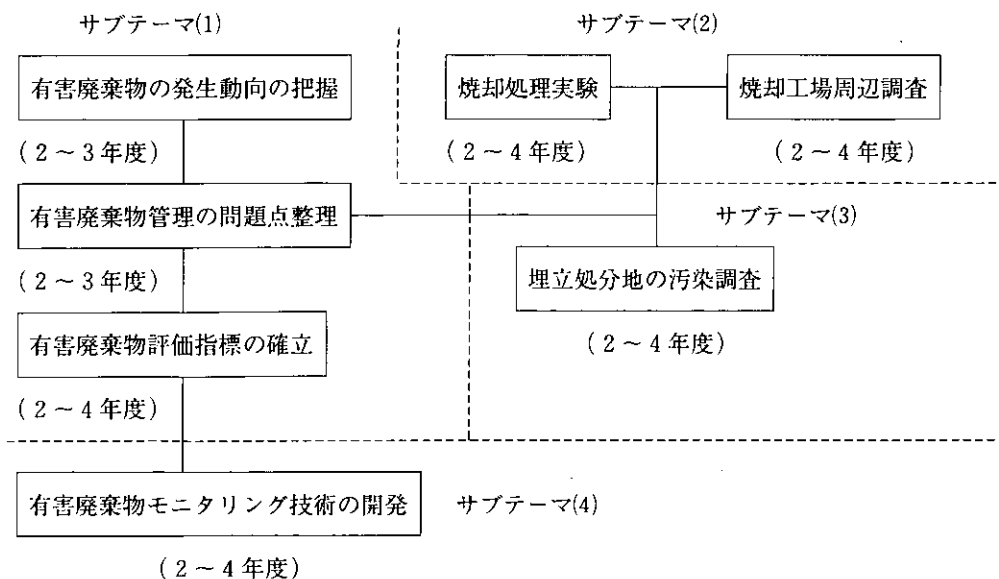


図1 本特別研究の全体構成

2 研究の成果

2.1 有害廃棄物のリスク評価

本特別研究のサブテーマ1では、有害廃棄物のリスク評価の手法を検討した。まず、廃棄物の処理・処分によって、どのようなリスクが考えられるかを、処理・処分の流れに沿って検討した。次に、その中でもリスクの高い要因と考えられる廃棄物の不法投棄と処理にかかる事故について、事例の収集を行い、我が国において廃棄物処理に伴う有害物質汚染の可能性を検討した。

2.1.1 有害廃棄物のリスクの同定

(1) 廃棄物中に集積する有害物質

廃棄物処理に伴うリスクには、①事故等によって生ずる直接的な人や物の被害と、②漏出した有害物質が汚染した環境を通して暴露されることによって人や生態系が受ける被害が考えられる。改正された廃棄物処理法では、直接的な被害を生ずる爆発性、引火性、感染性等の有害性も、特別な管理を必要とする廃棄物の特性の中にも含むこととしたが、本報告では従来から対象とされている環境汚染に伴うリスクについて考えた。

廃棄物の中には、何らかの目的で意図的に製造・使用されたものと処理過程等で非意図的に生成してくるものの2種類の有害物質が含まれる(図2)。工業的に製造・使用されている化学物質の数は十万を超えているといわれているが、その中には人の健康や生態系に対して悪影響を及ぼす恐れを有する有害物質も数多く含まれている。それらは、製造・使用の過程で分解されなければ、いずれは排ガス、排水あるいは廃棄物に含まれることになる。

排ガス、排水及び廃棄物は、処理を行い、有害物質を分解・無害化するか除去してから、環境中に排出されるが、処理によっても分解・無害化されない有害物質は廃棄物に集積することになる(図3)。排ガスから除かれたものは排水か廃棄物に、排水から除かれたものは排ガスか廃棄物に、廃棄物から除かれたものは排ガスか排水に含まれることになる。排ガス中の重金属は粉じんに着着して存在しているが、電気集じん機などによって除かれると、集じん灰として廃棄物に移行する。また、洗煙によって除かれたものは排水に移行する。一方、凝集沈殿などで排水から除かれた重金属は、汚泥として廃棄物に移行

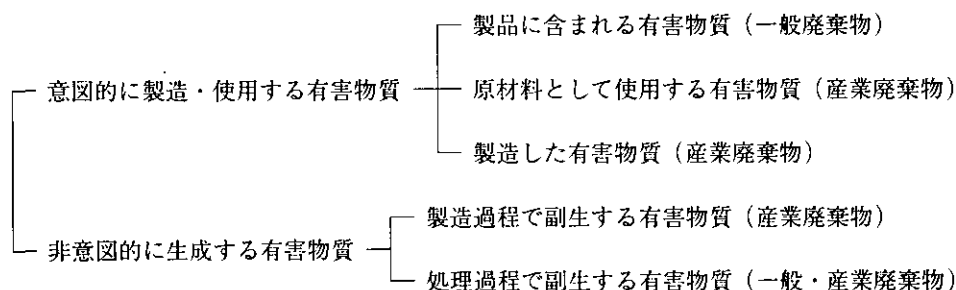


図2 廃棄物中に含まれる有害物質

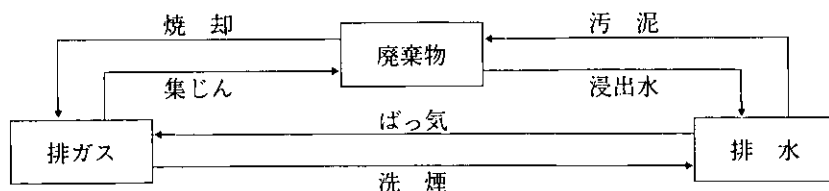


図3 人間活動から排出される有害物質の行方

する。廃棄物の焼却では、鉛などの揮発性の低い重金属は大部分が焼却残渣の中に残るが、水銀やカドミウムなど揮発性の高いものは排ガスに移行する。また、埋立処分地では、廃棄物中の有害物質が浸出水に溶け出すことになる。排水処理や廃棄物処理の過程で非意図的に生成する有害物質も、同様に排ガスや排水処理を徹底すればするほど、廃棄物に集積してくることになる。

しかし、排ガスや排水はいったん環境中に排出されると、それに含まれる有害物質は拡散してしまい、回収することができない。これに対し、廃棄物は主に埋立処分という形で環境中に排出されるが、その性状に応じて有害物質の拡散を防ぐような方法で処分することが義務づけられている。それゆえ、適正な方法で処分され、埋立処分地が適正に管理されていれば、有害物質の拡散を防ぐことができる。分解・無害化できない有害物質は廃棄物の中に集積させ、埋立処分して管理することが、合理的な選択といえる。しかし、有害物質が集積することは、廃棄物処理・処分が適正に行われないと、かえって深刻な環境汚染を引き起こす恐れがあることを意味する。このため、有害物質による環境汚染を防ぐために、廃棄物の適正処理が特に重要な役割を果たすことになる。

(2) 廃棄物処理にかかわるリスク

廃棄物処理にかかわるリスクには、①処理作業環境で廃棄物中の有害物質に直接接触したり、爆発・火災等の事故によって作業員が受けるリスクと②環境汚染を通じて住民の健康や生態系が受けるリスクが考えられる(図4)。本特別研究では、このうち環境汚染を通じて及ぼされるリスクを対象に検討した。

排出から保管、収集・輸送、中間処理を経て最終処分に至る廃棄物処理の過程のそれぞれで不適正な処理が多様な環境汚染を引き起こす要因となる(表1)。

排出段階での大きなリスク要因は、不法投棄である。廃棄物の不法投棄は公害事犯の中で最も多いものであり、約2/3を占めている。廃棄物が不法投棄されると、汚染を防ぐ措置が全く取られない形で環境中に放置されることになり、それに含まれる有害物質が周辺環境を汚染する恐れが極めて高い。

保管や輸送段階では、輸送・保管容器の破損や交通事故等が起こると、廃棄物が散乱したり、液状の廃棄物が流れ出し、含まれる有害物質が周辺環境へ漏出し、汚染を引き起こす恐れがある。また事故の際に火災が発生し

たり、廃棄物中の成分が化学反応を起こすと、新たな有害物質が非意図的に生成する恐れがある。

廃棄物の中間処理は様々な方法で行われているが、処理によって分解・無害化されないと、それに含まれる有害物質は排ガスや排水に含まれて周辺環境に排出される恐れがある。また、中間処理が適切に実施されないと、新たな有害物質が生成する恐れがあるが、それらも排ガスや排水に含まれて排出され、周辺環境を汚染する恐れがある。一方、多様な性状を有する廃棄物の中間処理では事故が起こりやすいが、保管・輸送段階での事故と同様なリスクを生ずることになる。この場合、通常の処理では微量しか生成しない有害物質を大量に生成する恐れがある。また、事故は、通常の排ガスや排水に比べ、一時に大量の有害物質を環境中に排出する恐れが高い。

最終処分は海洋投入と埋立処分によって行われているが、有害物質を含む廃棄物が海洋投入されると、水溶性の有害物質が溶け出し、海水を汚染する恐れがある。一方、埋立処分は、廃棄物のもつリスクを防ぐ方法で行うことが義務づけられているが、適切な方法で埋め立てられなかったり、外部への有害物質の漏出を防ぐ遮水機能が十分でなかったり、破壊されると、浸出水が漏出し、周辺の水域や地下水を汚染する恐れがある。また、揮発性の有害物質を含む廃棄物が埋め立てられると、それらが埋立地表面から揮発し、大気汚染を引き起こす恐れがある。生産活動に比べると排出量は少なく、広域の大気汚染への寄与は小さいが、局所的な大気汚染を引き起こす恐れがあり、跡地利用の方法によっては人の健康や植物等に影響を及ぼす恐れがある。

埋立跡地については、リスクのないことが十分に確認されないまま埋立処分地が閉鎖され、管理が行われなくなると、有害物質が周辺に漏出する恐れがある。また、跡地利用に伴って有害物質を含む廃棄物を掘り出すと、周辺環境に有害物質がまき散らされたり、それを移した先で環境汚染を引き起こす恐れがある。

2.1.2 廃棄物処理に伴う有害物質汚染の可能性

欧米先進国では、廃棄物の不適正な処理に伴う環境汚染が数多く明らかとなり、それに伴うリスクを防ぐために多額の費用をかけて環境修復が行われている。米国では、スーパーファンドと呼ばれる基金を設けて、汚染地点の修復を行っているが、全国で1,000を超える汚染地点が修復対策のリストに上げられている。しかし、我が国

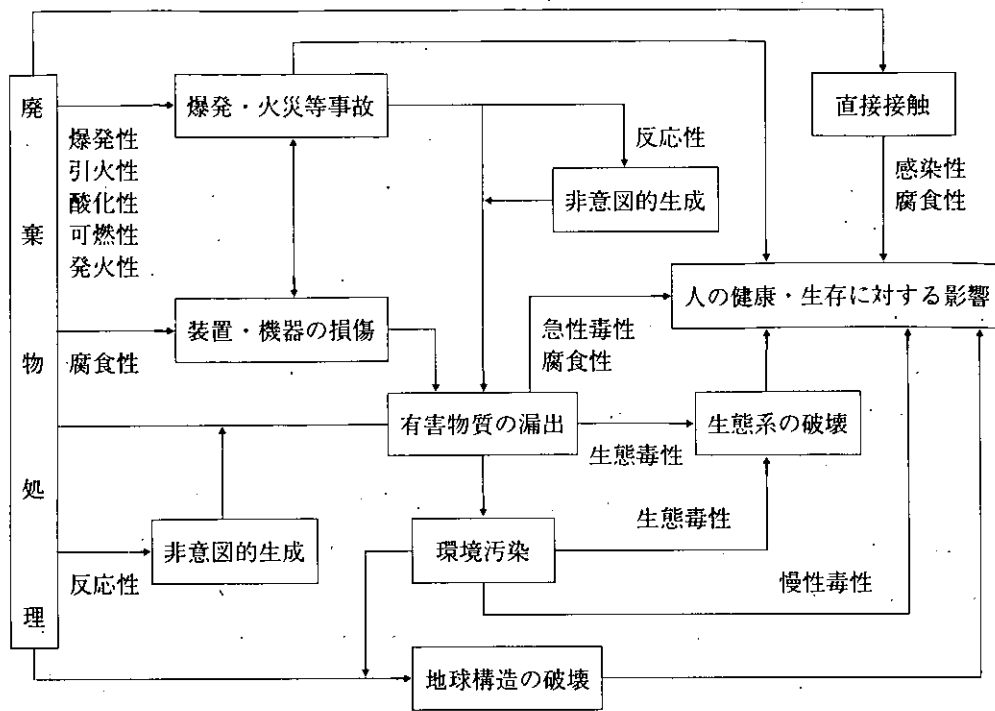


図4 廃棄物処理に伴うリスクの因果関連

表1 廃棄物処理の流れに沿ったリスク要因

廃棄物の流れ	リ ス ク 要 因	
排 出	不 法 投 棄	投棄廃棄物からの有害物質の流出
収集・輸送・保管	事 故	交通事故による内容物の流出 混合輸送による異常反応 輸送・保管容器の腐食による内容物流出 火災等による非意図的有害物質の生成
		不完全な排ガス・排水処理による漏出 未規制有害物質の流出 処理に伴う非意図的有害物質の生成
最 終 処 分 (埋立処分)	浸出水の排出・漏出	混合処理による異常反応 装置・機器の腐食破損による内容物の流出 非意図的有害物質の大量生成
		不適切な遮水・排水処理による有害物質の流出 安定型廃棄物からの有害物質の漏出 未規制有害物質の漏出
	埋立表面からの揮散	揮発性有害物質の漏出
	事 故	遮水機能の破壊による有害物質の流出 火災による非意図的有害物質の生成
	跡地からの流出	閉鎖埋立地からの流出 跡地利用に伴う有害物質のかく乱

では、廃棄物処理に伴う環境汚染の実態は十分に調査されておらず、それに伴うリスクも明らかになっていない。過去に米国等で行われていた環境を汚染しやすい液状廃棄物の投棄が、我が国では早くから禁止されてきたなど、米国等と同様なレベルで環境汚染を生じているとは限らないが、リスクを的確に把握・評価し、適切に管理していくことが求められる。

有害廃棄物の処理・処分に伴う環境汚染経路のうち、排ガスと排水については排出基準が定められ、廃棄物の性状に応じた埋立処分の方法の指定も行われている。このため、リスクが高く、規制されている項目については、適正に管理されていれば、通常の廃棄物処理によって有害物質汚染が引き起こされる可能性は高くない。一方、不法投棄や事故は、いったん起こってしまうと、環境汚染を防ぐ措置が取りにくい。そこで、本特別研究では、新聞記事や環境庁のアンケート調査結果を用いて、これらの実態把握を試みた。

警察庁の調べによれば、検挙された不法投棄の事例は、減少しているものの、投棄量は増加し、1992年には210万トンに及んでいる。不法投棄された廃棄物の大部分は建設廃材であり、有害物質を含む可能性のあるものは必ずしも多くない。しかし、表2に主なものを示すように、有害物質を含む可能性がある廃棄物の不法投棄も数多く報道されている。

液状の廃油や廃溶剤には、揮発性有機塩素化合物等の有害物質が含まれている可能性があり、地下浸透しやすいところに不法投棄されると、地下水汚染を引き起こす可能性が高い。液状廃棄物の不法投棄としては、表2にあげた廃液に加えて、廃アルカリや廃酸の不法投棄事例も数多く報告されている。これらの液状廃棄物の不法投棄は、地下水汚染を引き起こす可能性があるとともに、周辺の表流水をも汚染する恐れがある。

一方、鉱さいや汚泥等の固形廃棄物が不法投棄された場合は、それらに含まれる有害物質が降雨等に溶け出して周辺環境を汚染する恐れがある。また、表2にはあげなかったが、大量の廃タイヤの不法投棄が数多く報告されているが、火災等が発生すると、大気汚染を引き起こすだけでなく、タイヤが熱によって分解され、地下に浸透したり、表流水へ流れ出していく恐れがある。

一方、環境庁が地方自治体に対して実施した化学物質事故のアンケート調査の中にも、廃棄物処理にかかわる

ものが多く見られ、保管あるいは輸送中の容器の破損、交通事故、異常反応による爆発・火災など、多様な事故が報告されている(表3)。表3にあげられている汚染物質は、元の廃棄物に含まれていたものであり、実際に環境中に漏出したものが何かは不明の場合が多い。また、汚染媒体も事故の内容から想定されたものであり、必ずしも汚染調査を行って把握されたものではなく、事故に伴う環境汚染の状況が正確に調査されている例は少ない。

新聞記事に取り上げられたものは、社会的に問題となった事例であり、また事故事例もたまたま環境部に連絡があったものだけで、不法投棄も事故も実際にはこれよりもはるかに多い事例が潜在化していると考えられる。また、有害物質を含まないと考えられる建設廃材等の中にも、有害廃棄物が混入している可能性がある。廃棄物の不法投棄や事故に伴う環境汚染の実態はほとんど把握されていないのが実状であり、早急に体系的な実態把握が必要と考えられる。

2.2 焼却処理における有害物質の挙動に関する研究

廃棄物の中間処理で最も広く行われているのは、焼却処理である。廃棄物の焼却処理は、最終処分しなければならない廃棄物の量を減らすことと、有機成分を分解することにより廃棄物を安定化・無害化することを目的として行われる。一般廃棄物の7割が焼却処理されており、また可燃性産業廃棄物の多くも焼却されている。しかし、廃棄物の質が変化し、焼却によっても分解・無害化されにくいものや非意図的に新たな有害物質が生成する恐れがあるものが、廃棄物中に多く含まれるようになってきた。廃棄物処理に伴うリスクを防ぐ上で、このような焼却処理における有害物質の挙動を的確に把握することが不可欠である。

トリクロロエチレン等の不燃性かつ揮発性の塩素系溶剤は十分な温度と時間をかけて焼却しないと、分解されずに排ガスとともに環境中に放出される恐れがある一方で、多様な有機塩素化合物を非意図的に生成する恐れがある。また、塩素系プラスチックを含む廃プラスチックの焼却では、ダイオキシンを始めとする毒性の高い有機塩素化合物の生成が問題となっている。そこで、本特別研究のサブテーマ2では、室内実験と実際の焼却施設を用いて、塩素系廃溶剤と廃プラスチックの焼却・熱分解実験を行った。

表2 有害物質汚染を引き起こす可能性のある廃棄物の不法投棄事例

年 月	廃棄物種類	不法投棄場所	有害物質	不法投棄量
67	汚染土壌		水銀, P C B	ドラム缶10000 本
75. 7	鉱さい	45ヶ所	六価クロム	240000 m ³ 以上
75. 7	鉱さい	工場敷地	六価クロム	189000 トン
77. 8	鉱さい・建設廃材	畑		10000 トン
81. 2	浚渫汚泥	河川	シアン	
81	廃液・汚泥	敷地内	カドミウム等	1500 トン/年
82.11	廃油	建設廃材処理場		1800 l
84. 4	有機廃液	山林	フェノール他	
84. 6	廃液	海洋	有機塩素化合物	60 トン
84. 6	廃油・廃酸	河川		750 トン
84. 6	廃液	敷地内	シアン	3000 トン
84. 9	汚泥	海域	P C B	14 トン
84.11	汚泥・廃プラスチック	海洋	油分	12 トン
85.12	廃薬品	河川		
85.12	廃油	埋立処分場		240 トン
86. 9	廃油	海域		1560 トン
86.10	アスベスト	道路, 産廃処分場	アスベスト	
86.10	廃溶剤	河川		ドラム缶50 本
86	廃液	海域	シアン	5000 kl
87. 6	廃油	自社敷地		ドラム缶86 本
87.10	廃溶剤		テトラクロロエチレン	ドラム缶12 本
88. 2	廃油	炭鉱跡		ドラム缶4500 本
88. 4	汚染土壌・建設廃材	宅地造成地	カドミウム	10トントラック63台
88. 6	廃溶剤	牧場跡地		ドラム缶4300本
88. 8	有機廃液	材木置場	フェノール	1 本/月数回
88.10	汚泥	水田, 山林		23000 トン
88.10	廃液	海域	鉛,カドミウム 等	
88.11	廃溶剤		テトラクロロエチレン	1500 kg
88	廃油	炭鉱跡		ドラム缶1800 本
89. 1	鉱さい	山林		893 トン
89. 5	廃油			ドラム缶30本
89. 5	廃溶剤		テトラクロロエチレン	ドラム缶50本
89.12	廃油	河川	ガンソリン	300 l
89	廃油			ドラム缶436本
89	廃油			ドラム缶2400本
90. 5	廃油	河川敷	トリクロロエチレン	1100 l
90.10	廃溶剤	河川敷		ドラム缶600 本
90.12	廃油	埠頭		ドラム缶15000 本
90.12	廃油・廃溶剤	産廃処分場		18 l缶144 本
91	廃油	空き地	シンナー	18 l缶400 本
92. 4	汚泥等	無許可処分場		50 トン
92. 9	廃油	河川		5500 l
92.11	廃溶剤	残土捨て場	トリクロロエチレン	
92.12	ドラム缶	採石場		20 本
93. 1	廃油	海域		4000 l
93. 3	汚染土壌	海面埋立	P C B	
93. 4	廃油	処理業者敷地		ドラム缶50 本
93. 4	汚泥・ドラム缶	処理業者敷地	カドミウム, 鉛	30000 トン, 6000本
93. 5	廃塗料	空き地		18 l缶数十本
93. 5	廃油			5000 l
	廃溶剤・廃油	私有地	トリクロロエチレン	ドラム缶20 本
	廃溶剤	工場敷地	トリクロロエチレン	

表3 廃棄物処理に伴う事故事例

年 月	汚染物質	流出量	汚染媒体	事故内容
79.12	硫化水素		大気	中和処理中に異常反応
80. 9	塩化第二銅		河川	廃液タンクの破損により流出
83. 2	廃油	680 l	土壌・水路	輸送中運搬容器が破損
83.10	廃酸	2870 kg	土壌・河川	輸送中タンクが腐食破損
84. 6	フッ化水素・フッ素	24 kg	大気	敷地内焼却炉でテフロン焼却
85.12	過硫酸アンモン	800 l	大気	輸送中に反応によりタンク破裂
86. 4	硫化水素		大気	埋立中廃棄物が地下水で加水分解
86.12	廃酸	250 l	土壌	廃酸保管用ポリタンクに亀裂
87. 8	硝酸	1600 l	大気	車両整備不良で、輸送中に破損
88. 2	汚泥	10000 m ³	土壌・河川	汚泥貯留場の土手が決壊
89. 4	廃油		大気	廃油タンクが爆発・炎上
89. 4	廃油		大気	密閉した廃油ドラム缶が爆発
89. 5	ばいじん		水田	焼却再開時にばいじんが飛散
89. 7	汚泥・廃酸		道路	交通事故により積荷飛散
89. 8	塩素ガス		大気	回収した塩素ボンベが腐食
89. 9	サラン粉		—	廃棄物積込中に爆発
90. 2	廃油		大気	廃油を移し替え中に火災
90. 5	廃油		大気	廃油タンクに引火・爆発
90.12	廃液		大気・河川	輸送中に漏出

2.2.1 室内での熱分解実験

焼却処理に伴う有害物質の分解と生成を調べるため、非意図的な有害物質の生成源となる恐れがある塩素系溶剤と塩素系プラスチックについて、まず室内実験で分解特性を調べた。

(1) 塩素系溶剤の分解実験

広範な地下水汚染が見いだされたトリクロロエチレンやテトラクロロエチレン等の廃溶剤は、廃油に分類され、直接埋め立てることはできず、焼却処理することが義務づけられている。しかし、不燃性であり、揮発性であることから、焼却によっても分解されにくいことが考えられる。そこで、一定の温度に加熱した石英管にこれらのガスを通して分解実験を行い、分解及び非意図的な有害物質の生成状況を調べた。

電気炉で加熱した石英管の中に、窒素と酸素の4:1の混合ガスとともに、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンをそれぞれ通して分解実験を行い、分解ガスの成分をインピンジャーに入れた塩化メチレンに捕集した(図5)。濃縮した後、GC/MS(ガスクロ/質量)分析で同定を行い、GC(ガスクロ)で定量した。石英管は内径21mm、長さ40cmで、加熱ゾーンの長さは20cmである。300~940℃の間で温度を変えて分解を行った。分解時間

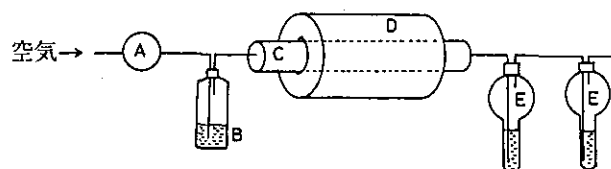


図5 塩素系溶剤の熱分解実験装置

A:流量調節器, B:テトラクロロエチレン,
C:石英管, D:電気炉, E:インピンジャー

は、トリクロロエチレンの実験では23~43秒、テトラクロロエチレンの実験では5~10秒であった。

テトラクロロエチレンについては2度実験を行ったが、ほぼ同じ結果を得た。いずれも温度が高くなると、分解率は急激に高くなる(表4)。分解時間の長いトリクロロエチレンの方が分解率が高く、300℃でも1/3が分解され、600℃ではほぼ完全に分解された。分解時間の短いテトラクロロエチレンは600℃付近から分解が始まり、800℃ではほぼ完全に分解された。

テトラクロロエチレンの分解実験では、分解生成物としてホスゲンと塩化水素を調べているが、300℃でも生成しており、温度が高くなると生成量が増加した。分解温度が低く、分解率が低い場合は、テトラクロロエチレンの分解量にほぼ見合った塩化水素とホスゲンが生成して

表4 塩素系溶剤の熱分解による残存率

分解温度 (°C)	トリクロロエチレン残存率 (%)	テトラクロロエチレン残存率 (%)
300	65.5	98.3
400	31.0	95.7
500	0.2	92.6
600	0	87.2
700	0	31.5
800	0	0

表5 塩素系溶剤の熱分解により副生する主な有機塩素化合物(原料に対する重量%)

T C E (トリクロロエチレン)分解温度	300°C	400°C	500°C	600°C	700°C	800°C	—
P C E (テトラクロロエチレン)分解温度	310°C	440°C	—	630°C	—	810°C	940°C
四塩化炭素	T C E 0.047	1.78	8.37	15.9	10.5	6.72	—
テトラクロロエチレン	T C E 0.37	8.76	14.9	17.6	5.90	0.038	—
メチルトリクロロアセテート	T C E 0.75	1.97	nd	nd	nd	nd	—
	P C E 0.030	0.022	—	0.008	—	0.003	0.002
ペンタクロロシクロプロパン	T C E 0.40	0.50	0.036	nd	nd	nd	—
ペンタクロロプロペン	T C E 0.085	0.60	nd	nd	nd	nd	—
	P C E 0.0016	0.0015	—	0.0002	—	0.0010	0.0018
ヘキサクロロエタン	T C E 0.31	3.49	0.49	0.10	0.068	nd	—
	P C E 0.0005	0.022	—	0.012	—	0.010	0.0004
ヘキサクロロブタジエン	T C E 0.43	0.93	0.90	0.18	nd	nd	—
	P C E nd	0.0004	—	0.0019	—	0.0012	0.0015
ヘキサクロロプロペン	T C E 0.020	0.18	nd	nd	nd	nd	—
	P C E 0.0013	0.0016	—	0.0006	—	0.0010	0.0018
ヘキサクロロベンゼン	T C E nd	0.18	0.31	0.063	0.0093	nd	—

いるが、テトラクロロエチレンの分解が進むと、分解量に比べて生成量が低くなっており、テトラクロロエチレン中の塩素の行方は明らかになっていない。

一方、非意図的な有機塩素化合物の生成には、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンで大きな違いが見られた。表5は、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンの熱分解実験での主な生成物の重量比を分解温度

ごとに示したものである。トリクロロエチレンからは、多量の四塩化炭素やテトラクロロエチレンが副生する。500~700°Cで生成率が高く、トリクロロエチレンに対して重量比で10%を超える四塩化炭素やテトラクロロエチレンが生成している。四塩化炭素は800°Cでも塩素換算で7.7%も生成する。ヘキサクロロエタンは400°Cでのトリクロロエチレンの分解で塩素換算で3.8%も生成した。ま

た、第1種特定化学物質に指定されているヘキサクロロベンゼンも生成した。このほかにも、多様な高塩素化炭化水素類が生成したが、温度が高くなるにつれ、生成量は少なくなり、800℃では、四塩化炭素とテトラクロロエチレンを除いて検出されなかった。

一方、テトラクロロエチレンの熱分解でも多様な高塩素化炭化水素が生成したが、トリクロロエチレンと比べて生成量ははるかに低かった。特に、既存の報告で生成すると報告されている芳香族塩素化合物は全く検出されなかった。

(2) 廃プラスチックの熱分解実験

廃棄物の焼却灰から検出される塩化ダイオキシンの非意図的な生成源の一つとして、塩化ビニル等の塩素系プラスチックの熱分解があげられている。そこで、塩化ビニル樹脂の燃焼実験を行い、分解生成物を調べた。細かくした塩化ビニル製手袋と食品用ラップを入れた石英製のボートを石英管に挿入し、酸素と窒素の1：4混合ガスを流しながら、300～800℃の温度で加熱して燃焼分解した。燃焼時間はそれぞれ15分である。燃焼排ガスを塩化メチレンを入れたインピンジャーに通して分解生成物を捕集し、分析した。また、燃焼残渣を塩化メチレンに浸して、1日間放置した後、ろ液を濃縮して分析した。

廃棄物の焼却で生成するダイオキシン類は複雑な異性

体パターンを示すことが知られているが、塩化ビニル樹脂の燃焼実験でも、ダイオキシンやジベンゾフランの多様な異性体が検出された。しかし、生成量は既報に比べると少なく、特に毒性の高いとされる4塩化ダイオキシンの生成は認められなかった。全体として見ると、ダイオキシンに比べてジベンゾフランの生成量が多かった(表6)。ジベンゾフランは4塩化物(T_4 CDF)と5塩化物(P_5 CDF)が、ダイオキシンは7塩化物(H_7 CDD)と8塩化物(O_8 CDD)の生成が多かった。ダイオキシン、ジベンゾフランとも、全体としては600℃の分解温度で最も生成量が多いが、異性体ごとに違いがみられる。4塩化及び8塩化ジベンゾフラン(O_8 CDF)と5塩化ダイオキシン(P_5 CDD)は700℃で最も多く生成し、8塩化ダイオキシンは800℃での生成量が最も多い。同じ塩素数の異性体でも、塩素の位置によって生成状況に違いが見られる。食品用ラップでは8塩化ジベンゾフランの生成量が総体的に多いのが特徴である。

GC/MSの分析では、ダイオキシンやジベンゾフラン以外にも、有機塩素化合物、芳香族炭化水素、多環芳香族炭化水素、ケトン、アルデヒド、フェノール、有機酸など、多様な化学物質が検出されたが、未同定のピークも多く残っている。しかし、有機塩素化合物の生成は塩化ビニリデン樹脂の熱分解実験に比べてはるかに少なかった。

表6 焼却した塩化ビニル樹脂1g当たりのダイオキシンとジベンゾフランの生成量 (ng)

燃焼温度℃	300	400	500	600	700	800
T_4 CDF	0.64	1.29	3.35	5.74	8.32	3.25
P_5 CDF	0.41	1.16	2.85	4.55	3.49	3.41
H_6 CDF	nd	0.28	0.57	0.75	0.60	0.54
H_7 CDF	0.80	0.98	1.62	3.55	0.86	0.86
O_8 CDF	0.82	1.01	0.86	1.07	1.19	0.43
P_5 CDD	nd	0.10	0.27	0.52	0.55	0.41
H_6 CDD	nd	0.10	0.95	0.46	0.29	0.22
H_7 CDD	0.35	0.43	0.66	2.24	1.24	1.44
O_8 CDD	0.21	0.40	1.08	1.58	1.09	1.72

2.2.2 実施設を用いた燃焼実験

室内実験では、加熱した石英管内での純粋な塩素系溶剤やプラスチックの熱分解を調べているが、実際の焼却処理では、廃溶剤は塩素系溶剤だけが焼却されるわけではなく、廃プラスチックにも多様な成分が含まれており、

焼却装置の構造も異なる。そこで、実施設を用いて、廃溶剤及び廃プラスチックの焼却実験を行った。

(1) クリーニング廃棄物の焼却実験

テトラクロロエチレンを用いたドライクリーニング業

から排出された廃棄物を、4.6×2.5×2.6mの燃焼室と11.7m³の二次燃焼室を備えた施設A（図6）で焼却する実験を行った。ロータリー・バーナーで重油を燃焼し、ドラム缶に入れた廃溶剤を焼却した。焼却した廃棄物は、廃溶剤、溶剤再生に用いたフィルター・カートリッジと溶剤再生によって発生する汚泥の混合物である。次の2つの条件で実験を行い、二次燃焼室出口と煙道の2点で排ガスをサンプリングし、塩化水素、ホスゲン、塩素と

揮発性有機塩素化合物の分析を行った（表7）。二次燃焼室と煙道の間では湿式スクラバーによって排ガス処理が行われている。

排ガス中の未分解テトラクロロエチレンの濃度は、ケース1では1.3ppmであり、ケース2では0.046ppmにまで減少した。ケース1では、二次燃焼室出口ガスには9,300ppmと高濃度の塩化水素が含まれており、また微量ながらホスゲンも検出されたが、ケース2では塩化水素、ホ

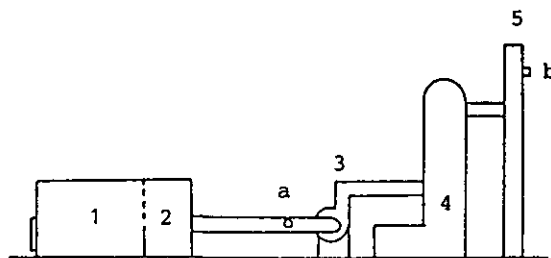


図6 実施施設での実験に用いた廃棄物焼却施設Aのフロー

- 1：主燃焼室，2：二次燃焼室，3：排気ファン
- 4：湿気スクラバー，5：煙突，a：アフターバーナー・サンプリング位置，b：煙道サンプリング位置

表7 クリーニング廃棄物焼却排ガス中の塩素化合物濃度（ppmv）

焼却条件	ケース1		ケース2
	二次燃焼室出口	煙道	二次燃焼室出口
塩化水素	9300	110	420
塩素	<0.2	<0.2	<0.005
ホスゲン	1.0	<0.01	<0.005
クロロホルム			<0.005
四塩化炭素			<0.005
テトラクロロエチレン	1.3	0.34	0.046

ケース1：

廃棄物組成 廃溶剤 50%，
カートリッジ 30%，汚泥 20%
投入方法 1000kgの廃棄物を一度に投入，
1時間40分かけて焼却
焼却速度 590kg/hr
燃焼室温度 696℃
二次燃焼室温度 749℃
滞留時間 3.1秒

ケース2：

廃棄物組成 廃溶剤 50%，汚泥 50%
投入方法 5分間隔で20kgの廃棄物を投入
焼却速度 280kg/hr
燃焼室温度 853℃
二次燃焼室温度 915℃
滞留時間 2.4秒

スゲンとも検出されなかった。焼却温度の高いケース2では、図7にクロマトグラムを示すように、クロロホルム、四塩化炭素やトリクロロエチレンは検出されなかった。ケース1に比べ、ケース2では燃焼室及び二次燃焼室の温度が高く、また廃棄物の焼却量も少ないため、分解がよく進んだものと考えられる。排ガス中の一酸化炭素濃度も、ケース1の0.039%からケース2では<0.001%と低下している。しかし、無機塩素化合物もほとんど見られず、テトラクロロエチレン中の塩素の行方は明らかでない。

一方、10%カセイソーダ水溶液で洗浄した後の煙道では、塩化水素やホスゲン等の無機塩素化合物はよく除かれているが、未分解テトラクロロエチレンの除去率は必ずしも高くなかった。

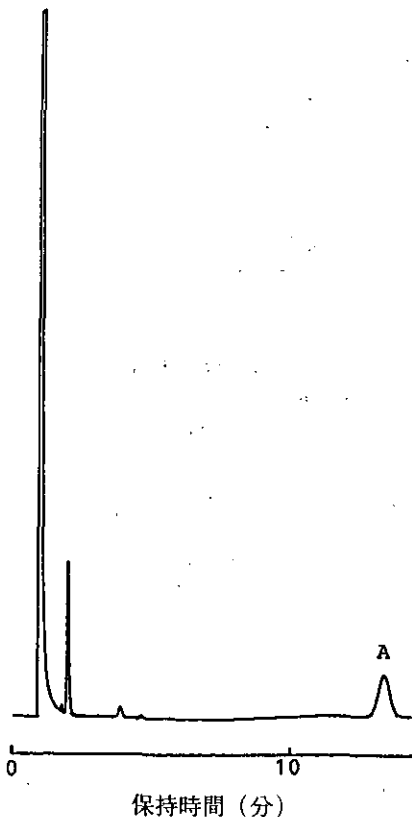


図7 クリーニング廃棄物を850℃で焼却した時の排ガスのガスクロマトグラム
A: テトラクロロエチレン

(2) 廃プラスチックの焼却実験

ドライクリーニング廃棄物の焼却実験を行った施設A(図6)を用いて、塩化ビニル樹脂を含む廃プラスチックの焼却実験を行った。30kgの廃プラスチックを10分間隔で燃焼室に投入し、表8に示す2つの条件で焼却した。燃焼温度の高いケース2の方が排ガス中の一酸化炭素濃度は低く、燃焼がよく進んでいると考えられる。

表8 廃プラスチック焼却の実験条件

燃焼条件	ケース1	ケース2
廃プラスチック焼却量 (kg/hr)	180	180
燃焼室温度 (℃)	624-661	774-820
二次燃焼室温度 (℃)	654-682	905-940
* 滞留時間 (秒)	1.8	1.8
湿り排ガス量 (Nm ³ /hr)	23000	23500
排ガス温度 (℃)	178-196	221-233
排ガス組成 (%)		
二酸化炭素	1.4-1.7	2.4-2.6
酸素	18.6-19.2	17.9-18.2
一酸化炭素	0.008-0.014	<0.001

FIDあるいはECD検出器による典型的なガスクロマトグラムを図8~11に示すが、GCの保持時間やGC/MS分析に基づいて同定した結果、6~10mg/Nm³の塩化水素とともに、表9に示すような多様な成分が検出された。塩化水素濃度は湿式スクラバーで処理した後は3~4mg/Nm³に低下した。

揮発性有機塩素化合物では、1,1,1-トリクロロエタンが最も高濃度で検出され、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンも検出されたが、クロロホルムや四塩化炭素は検出されなかった。燃焼温度をあげると、これらの揮発性有機塩素化合物の生成量は明らかに減少した。

また、多様な脂肪族炭化水素、芳香族炭化水素が検出された。脂肪族炭化水素の中では1-ブテンが高く、芳香族炭化水素の中ではドルエンが高かったが、それでも数百μg/Nm³と高い濃度ではなかった。脂肪族炭化水素は揮発性有機塩素化合物と同様に、焼却温度をあげると、生成量が低くなるが、芳香族炭化水素は逆に温度をあげると、排ガス濃度が高くなっている。

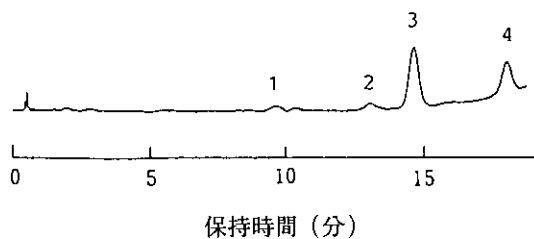


図8 廃プラスチック焼却排ガスの脂肪族炭化水素の
ガスクロマトグラム
1：プロピレン， 2：イソブテン，
3：1-ブテン， 4：n-ヘキサン

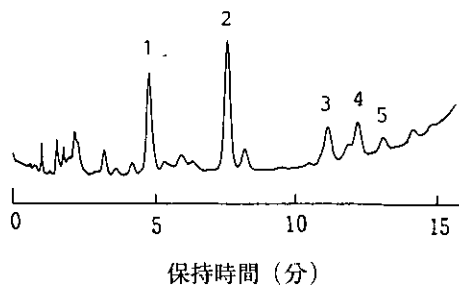


図9 廃プラスチック焼却排ガスの芳香族炭化水素の
ガスクロマトグラム
1：ベンゼン， 2：トルエン， 3：エチルベンゼン，
4：p-及びm-キシレン， 5：o-キシレン

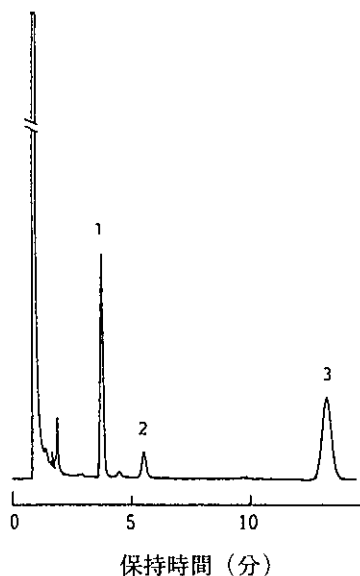


図10 廃プラスチック焼却排ガスの有機塩素化合物のガスクロマトグラム
1：1,1,1-トリクロロエタン， 2：トリクロロエチレン， 3：テトラクロロエチレン

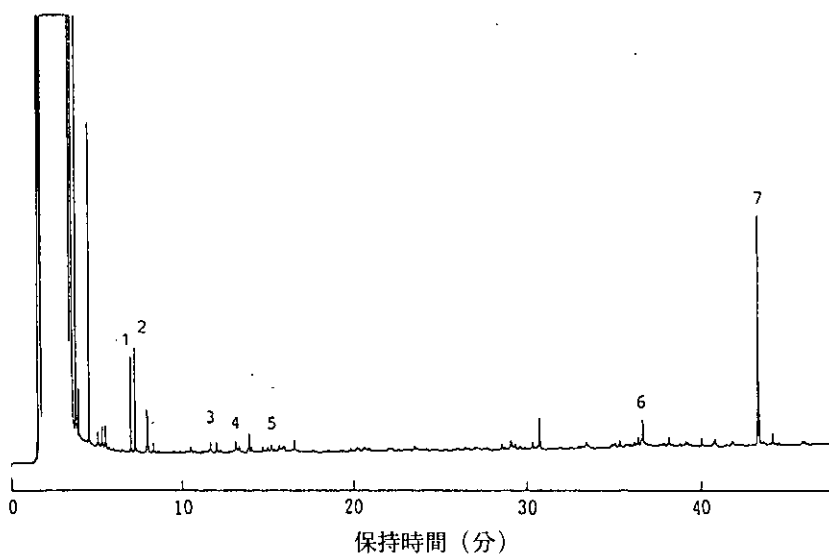


図11 廃プラスチック焼却排ガスの有機化合物のガスクロマトグラム
1：エチルベンゼン， 2：キシレン， 3：2-エチルヘキサノール， 4：メチルドデカン，
5：メチルウンデカン， 6：安息香酸ペンチル， 7：フタル酸ジブチル

表9 廃プラスチック焼却施設排ガス中の有機化合物濃度 ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)

排ガス中の有機成分	ケース1	ケース2
脂肪族炭化水素		
エチレン	20	<5
プロピレン	<5	14
イソブタン	95	<5
イソブテン	60	28
1-ブテン	360	250
n-ヘキサン	57	8
2-メチルヘプタン	15	<5
メチルドデカン	8	68
メチルウンデカン	<5	21
芳香族炭化水素		
ベンゼン	83	17
トルエン	130	240
エチルベンゼン	38	85
キシレン	42	84
有機塩素化合物		
クロロホルム	<1	<1
四塩化炭素	<0.5	<0.5
1,1,1-トリクロロエタン	210	140
トリクロロエチレン	82	47
テトラクロロエチレン	170	22
その他の有機化合物		
2-エチルヘキサノール	11	43
安息香酸ベンチル	28	<5
フタル酸ジブチル	260	120

その他の有機化合物としては、フタル酸ジブチルが相対的に高い濃度で検出されている。この化合物はプラスチックに可塑剤として含まれており、その一部が焼却によっても分解されずに、排ガス中に出てきたものと考えられる。2-エチルヘキサノールは、可塑剤としての使用量がフタル酸ジブチルよりも多いフタル酸ジエチルヘキシルのアルコール部分に相当しており、焼却による分解生成物が排ガス中に出てきたものと考えられる。焼却温度があがると、2-エチルヘキサノール濃度が上昇するのは、フタル酸ジエチルヘキシルの分解が進むためと考えられる。

(3) 廃溶剤と廃プラスチックの焼却実験

廃プラスチック焼却炉と廃液焼却炉が排ガス処理装置を共用している施設B(図12)で、廃プラスチック及び塩素系廃溶剤の焼却実験を行った。廃プラスチック焼却炉は、塩化第二鉄溶液を熱分解して、酸化鉄と塩化水素を生成するための熱を供給するためのもので、排ガスを熱分解装置に導入した後、冷却塔を通してから、湿式洗

浄塔とミストコットレルで塩酸を回収する。塩酸を除いた排ガスは脱硫塔を経て煙突から排出している。ミストコットレルから工業用水を供給し、洗浄塔、冷却塔を経て塩酸として回収している。一方、廃液焼却炉の排ガスは、廃プラスチック焼却施設とは別の冷却塔を通した後、廃プラスチック焼却炉の排ガスと一緒にされ、一連の処理を受けてから排出される。

実施設を利用しているため、廃プラスチックの焼却は通常条件で連続運転し、廃液の焼却条件だけを変えて実験を行った。廃液焼却炉では、アルカリ廃液と塩素系廃溶剤を焼却した。回収塩酸、煙突排ガス、燃料、アルカリ廃液、塩素系廃溶剤と工業用水の分析を行った(表10)。塩素系廃溶剤は脱脂に使われたもので、主成分はトリクロロエチレンと塩化メチレンであった。また、廃液の焼却に用いられる燃料中にも1%を超えるトリクロロエチレンと1,1,1-トリクロロエタンが含まれていた。工業用水からも塩化メチレンやトリクロロエチレンが検出されたが、微量であった。なお、廃プラスチック焼却炉の二次燃焼装置は実験中は稼働させなかった。表11に示す4

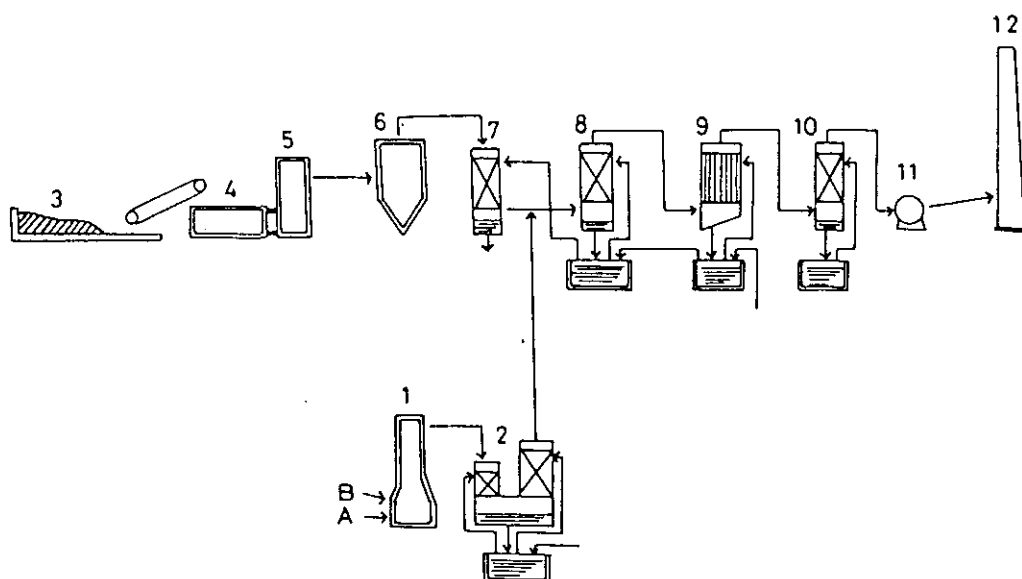


図12 実施設での実験に用いた廃棄物焼却施設Bのフロー

A：燃料投入口，B：廃液投入口，1：廃液焼却炉，2：冷却塔，3：廃プラスチック，4：固形廃棄物焼却炉，5：二次燃焼室（本実験では使用せず），6：塩化第二鉄分解反応器，7：塩酸回収冷却塔，8：湿式スクラバー，9：電気集じん機，10：脱硫酸，11：排気ファン，12：煙突

表10 燃料，アルカリ廃液，塩素系廃溶剤及び工業用水の分析結果

化合物名	燃料 g/l	アルカリ廃液 mg/l	塩素系廃溶剤 g/l	工業用水 μg/l
塩化メチレン	0.072	12.5	449	8.53
クロロホルム	0.199	11.5	0.002	0.879
四塩化炭素	0.104	61.0	0.003	<0.5
1,2-ジクロロエタン	0.148	<0.1	1.57	<0.5
1,1,1-トリクロロエタン	19.2	0.136	0.110	<0.5
1,2-ジクロロプロパン	0.061	<0.1	<0.002	<0.5
1,1-ジクロロエチレン	<0.003	<0.1	0.032	<0.5
cis-1,2-ジクロロエチレン	<0.003	<0.1	0.056	<0.5
trans-1,2-ジクロロエチレン	<0.003	<0.1	0.004	<0.5
トリクロロエチレン	47.1	2.73	613	2.82
テトラクロロエチレン	0.342	0.293	0.002	<0.5

つの条件で実験を行った。

洗浄液は循環使用しており，その一部を抜き出しているため，回収塩酸の中には，実験前の焼却による影響が残っていることが考えられる。このため，回収塩酸の分析は，ケース1の実験前にも行った。表12に示すように，回収塩酸からは，塩化メチレンとクロロホルム以外の揮発性有機塩素化合物は検出されなかった。また，ケース1の実験前を含めて，各ケース実験後の濃度はほとんど変化がなかった。

一方，煙突排ガスからは，多様な揮発性有機塩素化合物が検出された（表13）。特に，クロロホルムや四塩化炭素は $100\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ を超えて検出された。投入した塩素系廃溶剤の主成分である塩化メチレンも，燃焼温度が低い場合には $100\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ を超えていた。また，テトラクロロエチレンも一部の条件で $100\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ を超えていた。

燃焼温度や塩素系廃溶剤の投入の違いによる排ガス濃度の変化は，揮発性有機塩素化合物の種類によっていくつかのパターンに分類され，構造の類似したものが似た

表11 廃溶剤・廃プラスチック焼却処理の実験条件

燃焼条件	ケース1	ケース2	ケース3	ケース4
廃プラスチック焼却炉				
廃棄物投入量 (kg/hr)	770	550	605	660
燃焼温度 (°C)	850	863	820	850
廃液焼却炉				
燃料供給量 (l/hr)	138	138	138	138
アルカリ廃液投入量 (l/hr)	1140	1160	1230	1490
塩素系廃溶剤投入量 (l/hr)	89	0	89	0
燃焼温度 (°C)	950	930	849	847
塩化鉄溶液				
反応器投入量 (l/hr)	863	863	1040	1040
冷却塔塩酸回収量 (l/hr)	3300	3300	3000	3000
工業用水供給量 (l/hr)	3200	3200	3200	3200
煙突排ガス				
湿り排ガス量 (10 ³ Nm ³ /hr)	60.7	60.5	60.7	60.5
排ガス温度 (°C)	50	50	50	50
湿度 (%)	15	15	13	13
乾き排ガス量 (10 ³ Nm ³ /hr)	51.6	51.4	52.7	52.5

表12 回収塩酸中の揮発性有機塩素化合物濃度 (μg/l)

化合物名	ケース1 前	ケース1 後	ケース2 後	ケース3 後	ケース4 後
塩化メチレン	3.97	2.40	2.64	2.01	2.48
クロロホルム	5.18	4.68	3.67	2.65	3.47
四塩化炭素	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1,2-ジクロロエタン	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1,1,1-トリクロロエタン	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1,2-ジクロロプロパン	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
1,1-ジクロロエチレン	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
cis-1,2-ジクロロエチレン	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
trans-1,2-ジクロロエチレン	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
トリクロロエチレン	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
テトラクロロエチレン	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5

パターンを示している。1,2-ジクロロエタン、1,1,1-トリクロロエタンや1,2-ジクロロプロパンといった飽和有機塩素化合物はいずれのケースもほぼ似た濃度を示す。ただ、1,2-ジクロロエタンは燃焼温度が低く、塩素系廃溶剤を投入しない場合に濃度が若干高くなる。3種類のジクロロエチレンやトリクロロエチレンは、塩素系廃溶剤の投入の有無による差は少なく、燃焼温度が低いと生成量が多くなる。塩化メチレン、クロロホルムや四塩化炭素もこれに近いが、燃焼温度が低い場合に、塩素系廃溶剤を投入した場合の方が若干濃度が高くなる。テトラクロロエチレンは他の化合物とは異なるパターンを示し、燃焼温度が高く、塩素系廃溶剤を投入しないときに最も

濃度が高く、燃焼温度が高く、塩素系溶剤を投入したときに最も濃度が低くなっている。

排ガス及び回収塩酸中の揮発性有機塩素化合物の合計量を、塩素系廃溶剤、燃料、アルカリ廃液等に含まれて廃液焼却炉に投入された量と比較すると(表14)、塩素系廃溶剤が投入されたケースでは、その主成分である塩化メチレンやトリクロロエチレンは99.99%近い分解率が得られている。また、燃料に含まれて大量に投入される1,1,1-トリクロロエタンは、塩素系廃溶剤の投入の有無にかかわらず、99.9%以上の分解率が得られている。しかし、投入量の少ない化合物は、廃プラスチックも含めて分解による生成があるため、投入量の1割以上が排出

表13 煙突排ガス中の揮発性有機塩素化合物濃度 ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)

燃焼条件と化合物名	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
廃プラスチック燃焼温度 ($^{\circ}\text{C}$)	850	863	820	850
廃液・廃溶剤燃焼温度 ($^{\circ}\text{C}$)	950	930	849	847
塩素系廃溶剤投入量 (l/hr)	89	0	89	0
塩化メチレン	85.2	91.8	132	107
クロロホルム	146	155	209	186
四塩化炭素	301	373	528	457
1,2-ジクロロエタン	3.61	4.09	4.91	7.46
1,1,1-トリクロロエタン	18.9	24.2	19.3	22.0
1,2-ジクロロプロパン	4.98	3.96	3.80	3.82
1,1-ジクロロエチレン	7.51	9.16	12.4	11.4
cis-1,2-ジクロロエチレン	4.71	7.96	33.5	28.0
trans-1,2-ジクロロエチレン	5.54	9.73	38.8	33.7
トリクロロエチレン	20.2	33.8	83.1	87.6
テトラクロロエチレン	49.7	137	104	75.4

表14 廃液・廃プラスチック焼却炉での揮発性有機塩素化合物の排出/投入比率 (%)

燃焼条件と化合物名	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
廃プラスチック燃焼温度 ($^{\circ}\text{C}$)	850	863	820	850
廃液・廃溶剤燃焼温度 ($^{\circ}\text{C}$)	950	930	849	847
塩素系廃溶剤投入量 (l/hr)	89	0	89	0
塩化メチレン	0.011	19.4	0.017	19.7
クロロホルム	18.5	19.6	26.4	22.0
四塩化炭素	18.4	22.6	31.1	22.9
1,2-ジクロロエタン	0.12	1.0	0.16	1.9
1,1,1-トリクロロエタン	0.037	0.047	0.038	0.044
1,2-ジクロロプロパン	3.1	2.4	2.4	2.4
1,1-ジクロロエチレン	13.9	—	23.3	—
cis-1,2-ジクロロエチレン	4.9	—	35.2	—
trans-1,2-ジクロロエチレン	71.5	—	510	—
トリクロロエチレン	0.002	0.027	0.007	0.071
テトラクロロエチレン	5.4	14.9	11.5	8.3

される計算になる。特に、燃料や廃溶剤にもほとんど含まれていないtrans-1,2-ジクロロエチレンは、燃焼温度の低い場合に投入量の5倍が排ガスから検出された。

塩素系廃溶剤を投入したときとしないときで、生成量に大きな差がみられないことから、排ガス中の揮発性有機塩素化合物は、塩素系溶剤から生成したものではなく、廃プラスチックの焼却によって生成したものであると考えることもできる。しかし、廃液の燃焼温度を下げると、

多くの化合物は生成量が増加している。廃プラスチックのみを起源としているのであれば、廃液の燃焼温度によって差がでないはずであり、廃プラスチックのみを起源と考えることはできない。

燃焼温度が低い場合、クロロホルム、四塩化炭素やテトラクロロエチレンは、塩素系廃溶剤を投入した方が濃度が高くなっている。このことは、塩素系廃溶剤の分解によってこれらの化合物が生成しているが、燃焼温度が

高いと生成したものが分解されてしまうため、塩素系廃溶剤投入の有無にかかわらず、揮発性有機塩素化合物濃度が変わらないと考えることができる。しかし、燃焼温度の高い場合には、塩素系廃溶剤を投入しない場合の方が濃度が高いものが多く、詳細な機構についてはさらに検討が必要である。

一方、廃液及び廃プラスチックのそれぞれの系統の冷却塔と脱硫塔（図12）の循環水のGC/MS分析を行って、高沸点有機化合物の生成を調べた。廃液焼却系の冷却塔の循環水はススもなく、高沸点塩素化合物濃度も低かった。しかし、脱硫塔の循環水には不完全燃焼によると思われるススが存在しており、ポリクロロベンゼン、ポリクロロフェノール、ポリクロロナフタレン等の有機塩素化合物、多環芳香族炭化水素及びその酸化物やキノリン等の窒素化合物が検出された。検出濃度レベルは、クロロベンゼン類で数十 $\mu\text{g/l}$ 、クロロフェノール類で数百 $\mu\text{g/l}$ であった。これら高沸点成分はススに吸着されており、分配平衡により固相と水相の間で異性体ごとに特徴的な分布パターンを示している（図13）。

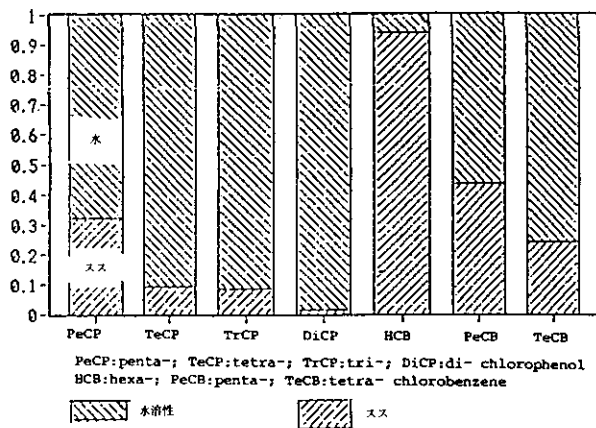


図13 脱硫塔循環水中の多塩素化フェノールと多塩素化ベンゼンの分配

2.2.3 塩素系廃溶剤と廃プラスチックの焼却処理における有機塩素化合物の挙動

塩素系廃溶剤と廃プラスチックについて室内での分解実験と実施設での焼却実験を行ったが、その結果から、焼却処理における有機塩素化合物の挙動についていくつかの点が明らかになった。

塩素系溶剤については、まず、十分な温度が保たれば、高い分解率が得られることが分かった。有機塩素化合物の非意図的な生成についても、室内実験、実施設の実験

とも類似した結果が得られた。テトラクロロエチレンは、いずれの実験でも有機塩素化合物の生成は少なかった。トリクロロエチレンは、燃焼温度が低い場合に四塩化炭素やテトラクロロエチレンが副生するが、温度を900℃近くまであげれば、生成量はわずかになった。分析方法の制約から検出できない有害物質が非意図的に生成している可能性はないわけではないが、十分な温度と滞留時間が確保できれば、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの廃溶剤の焼却は適切に行うことができると考えられる。

一方、塩素系のもを含む廃プラスチックの焼却では、多様な有機塩素化合物が非意図的に生成することが分かった。塩化ビニル樹脂の熱分解実験でも、塩化ビニリデン樹脂に比べて有機塩素化合物の生成は少ないものの、ダイオキシンやジベンゾフランを始め、多様な化学物質の生成が認められている。実施設での燃焼実験でも、排ガスあるいはその洗浄液から、有機塩素化合物を始めとする多様な化学物質が検出されている。また、塩素系溶剤の場合と違って廃プラスチックの非意図的な生成物質の中には、焼却温度を高くしても必ずしも生成率が低くないものもあり、排ガスの管理が必要と考えられる。

しかし、いずれにせよ、廃棄物の焼却処理に伴う有害物質の排出は、燃焼条件の制御と排ガス処理によって防ぐことが技術的には可能と考えられる。

2.2.4 焼却施設周辺の環境汚染調査

焼却処理によっても分解されない有害物質は、排ガス及び排水を通じて処理施設の周辺環境を汚染する恐れがある。そこで、廃棄物処理施設周辺で大気及び土壌中の有害物質濃度の測定を試みた。

2つの産業廃棄物処理施設（主に汚泥と廃油を焼却している1,000kg/hrのロータリーキルン炉と主に有機溶剤や廃薬品を焼却している700kg/hrの固定炉を有するC施設と、医療系廃棄物、廃プラスチック、廃油を主に焼却している700kg/hrの固定炉を有するD施設）から、それぞれ南側に約640mと南東側に約890m離れたビルの屋上（高さ15.8m）で大気中のガス状金属水銀、ヘキサクロロベンゼン、ベンゼン及びトルエン濃度を調べた（図14）。また、廃棄物処理施設Cから四方に約100mごとに土壌サンプルを採取して水銀の分析を行った。

風向別ガス状水銀濃度は表15に示すとおりで、焼却施設から風が吹いているときに高い傾向がみられた。また、

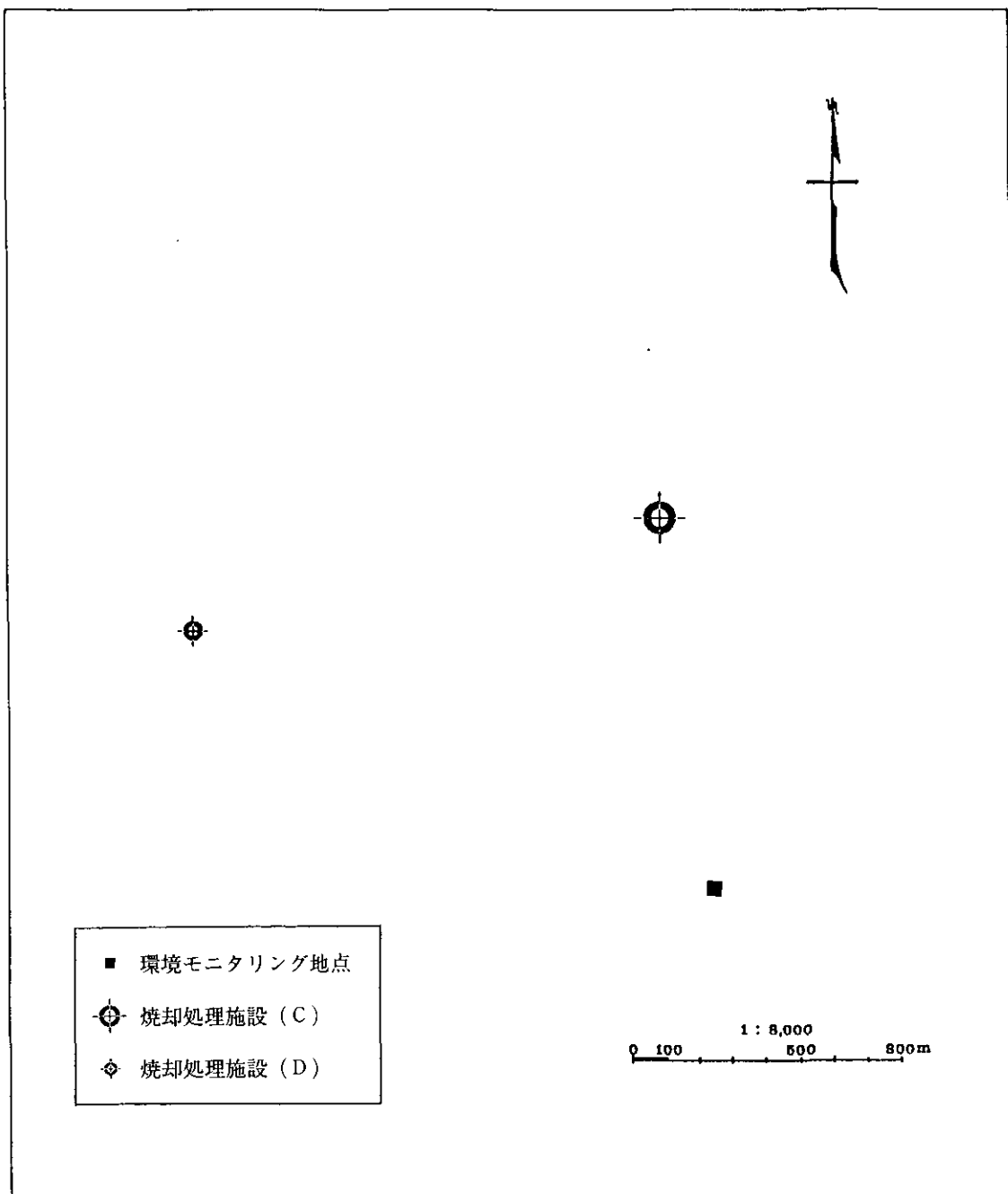


図14 焼却処理施設とモニタリング地点の位置関係

ヘキサクロロベンゼンも、焼却施設のある北から北西の風のときに検出された。しかし、風向による傾向は一定ではなく、また、当該施設の稼働状況が明らかでないため、大気濃度に対する廃棄物焼却施設の寄与率は明らかにできなかった。また、土壌中の水銀濃度にも一定の傾向を見いだすことはできなかった。

2.3 埋立処分に伴う有害物質汚染に関する研究

廃棄物に集積した有害物質は最終的には埋立処分地に入ってくるが、重金属のように分解しないものや難分解性の有害物質は長期にわたって残留し、適切な管理がなされないと、周辺環境を汚染することになる。

廃棄物中の水分や雨水が廃棄物層を通過してにじみ出

表15 風向別の焼却施設周辺大気中ガス状水銀濃度

風 向	平均風速 (m/s)	平均気温 (℃)	データ数	水銀濃度 (ng/Nm ³)		
				最大値	最小値	平均値
N	1.6	12.0	13	12.0	2.8	7.4
NNE	3.4	13.5	21	12.9	2.5	6.1
NE	2.6	13.8	7	6.3	2.5	4.3
ENE	2.0	14.0	8	6.7	3.1	4.4
E	1.8	14.0	7	5.3	2.8	4.0
ESE	2.3	14.9	5	7.6	4.3	5.8
SE	2.5	16.3	8	11.6	4.7	6.9
SSE	3.3	15.3	1			5.2
SSW	3.7	16.7	1			7.7
WSW	1.1	14.2	2	8.9	3.1	6.0
W	2.7	6.9	3	3.1	2.8	2.7
WNW	2.6	9.6	14	5.6	1.7	3.5
NW	2.2	8.8	57	7.7	1.0	3.8
NNW	1.7	10.3	15	11.3	1.4	5.5

してくる浸出水には、廃棄物中の有害物質が溶出してくる恐れがあり、有害物質を含んだまま外部へ漏出すると、周辺の水域や地下水に侵入し、汚染することになる。現行の廃棄物処理法では、有害物質の溶出試験の結果に基づいて埋立処分方法を定めており、適正に管理されていれば、規制されている有害物質が周辺環境を汚染する恐れは少ない。しかし、必ずしも未規制物質のすべてについて有害性が評価されてから処分方法が決められているわけではない。米国では埋立処分地周辺の地下水から多様な有害物質が検出されているが、我が国では埋立処分地周辺の有害物質汚染の実態について調査した例は少ない。そこで、本特別研究のサブテーマ3では、埋立処分地の浸出水に含まれる化学物質を調べ、埋立処分に伴う有害物質汚染の可能性を検討した。産業廃棄物や一般廃棄物を埋め立てている管理型処分地と、浸出水中に有害物質が溶け出す恐れのないものを埋め立てるとして、浸出水の漏出を防ぐための遮水や水処理等を不要としている安定型処分地から採取した浸出水を分析した。

2.3.1 浸出水中の無機成分の分析

一般廃棄物と産業廃棄物を合わせて埋立処分している2つの管理型処分地の浸出水について、無機元素の分析を行った。採取した浸出水をガラスファイバーでろ過した後、そのままあるいは硝酸+フッ酸+過塩素酸によって酸分解した後、ICP発光分析を行った。濃度の高い元

素は蒸留水で希釈して測定した。

測定結果は表16に示すとおりであるが、そのままの分析値と酸分解後の分析値はおおむね一致している。浸出水ごとに値の大きく異なる項目もあるが、有害性の高いと考えられる項目は比較的良好に一致している。水質環境基準の健康項目や要監視項目に設定されているものをみると、基準値を超えているものが多く見られる。鉛とヒ素は、従来の基準値は超過していないが、今回の水質環境基準の見直しで厳しくなった基準値を超えている。また、新たに基準項目や要監視項目に加えられたものは、ホウ素、モリブデン、ニッケル、セレンと分析したものがすべて基準値あるいは指針値を超えていた。これらの浸出水は処理を行ってから排出されるものであり、また環境水に侵入すると希釈されるため、直ちに問題となることはないが、ホウ素は指針値をはるかに上回っており、要監視項目についての早急な実態把握が必要である。

2.3.2 浸出水中の有機成分の分析

有機成分はGC/MSを用いて分析した。一般廃棄物と産業廃棄物を合わせて埋立処分している4つの管理型処分地(A~D)、廃プラスチックを中心に埋立処分している1つの安定型処分地と、建設廃材を中心とした廃棄物の不法投棄場所1ヵ所の浸出水の分析を行った。管理型処分地の浸出水と不法投棄場所から採取した浸出水はよく振り混ぜてから一定量を取り出し、-20℃で凍結させ

表16 浸出水中の無機元素の分析結果 (mg/l)

無機元素名	浸出水 1		浸出水 2		水質環境基準値 (指針値)
	未処理	酸分解	未処理	酸分解	
アルミニウム	0.032	0.045	0.068	0.085	
ヒ素	0.17	—	0.19	—	0.01
ホウ素	2.8	—	22	—	0.2
バリウム	0.009	0.016	1.17	1.5	
ベリリウム	—	0.009	—	—	
カルシウム	22.1	24.5	142	166	
カドミウム	0.0085	0.0029	0.022	0.003	0.01
コバルト	0.0098	0.01	0.02	0.014	
クロム	0.026	0.023	0.012	0.005	0.05
銅	0.003	0.017	0.014	0.009	
鉄	0.16	0.23	1.3	1.73	
カリウム	428	428	155	150	
マグネシウム	39.5	40.0	93.8	91	
マンガン	0.097	0.10	5.65	10.7	
モリブデン	0.071	0.061	0.025	0.018	0.07
ナトリウム	1727	1738	897	877	
ニッケル	0.30	0.32	0.045	0.063	0.01
リン	2.35	2.2	0.50	0.73	
鉛	0.04	—	0.08	0.027	0.01
セレン	1.14	—	1.14	—	0.01
ケイ素	8.75	—	9.57	—	
ストロンチウム	0.32	0.34	0.90	0.94	
チタン	0.003	0.002	0.013	0.005	
バナジウム	0.0075	—	0.05	—	
亜鉛	0.004	0.017	0.007	0.022	

た後、6～7日間かけて凍結真空蒸留を行い、 -100°C で捕集した留出液をエチルエーテルあるいは塩化メチレンで抽出した後、濃縮してGC/MS分析を行った。管理型処分地のうち、2つのサンプルについては、凍結蒸留残渣をクロロホルム/エタノール(3:1)で抽出、濃縮した後、再度、塩化メチレンで抽出して分析した。安定型処分地の浸出水はそのまま塩化メチレンで抽出した後、濃縮して分析した。

図15及び16に管理型処分地Cと安定型処分地の浸出水中の揮発成分のガスクロマトグラムを示す。安定型処分地のガスクロマトグラムは比較的単純であるが、管理型処分地のガスクロマトグラムは複雑で、浸出水中には多様な成分が含まれていることを示している。しかし、GC/MS分析によって同定できたのは、その一部だけである。同定できた主な化合物の濃度を表17に示す。

埋立処分地ごとに検出された化学物質の種類も濃度も異なったが、複数の浸出水から共通して検出されたもの

もあった。同定できたものの中では有機酸やアルコールなどの含酸素化合物が数多く、また高濃度で検出された。特に有機酸は最高で吉草酸やイソ吉草酸が 14mg/l を超えて検出された。廃棄物中の紙や厨芥などが埋立処分地で分解されると有機酸が生成することが知られており、浸出水中の有機酸の起源も廃棄物中の高分子有機物が埋立処分地で微生物によって分解されたものと考えられることができるが、他の化学物質の検出状況から考えると、埋立処分された下水汚泥に由来している可能性もある。

同定できたものも大部分はその起源が明らかでない。しかし、その中でフタル酸エステルやリン酸エステルなどのプラスチック添加剤が広く検出されることが注目される。廃プラスチックは有害物質が溶出することはないとして、遮水機能のない安定型処分地への処分が認められている廃棄物である。水質環境基準の要監視項目に指定されたフタル酸ジエチルヘキシルが定量できたのは安定型処分地の浸出水だけであるが、フタル酸ジブチルや

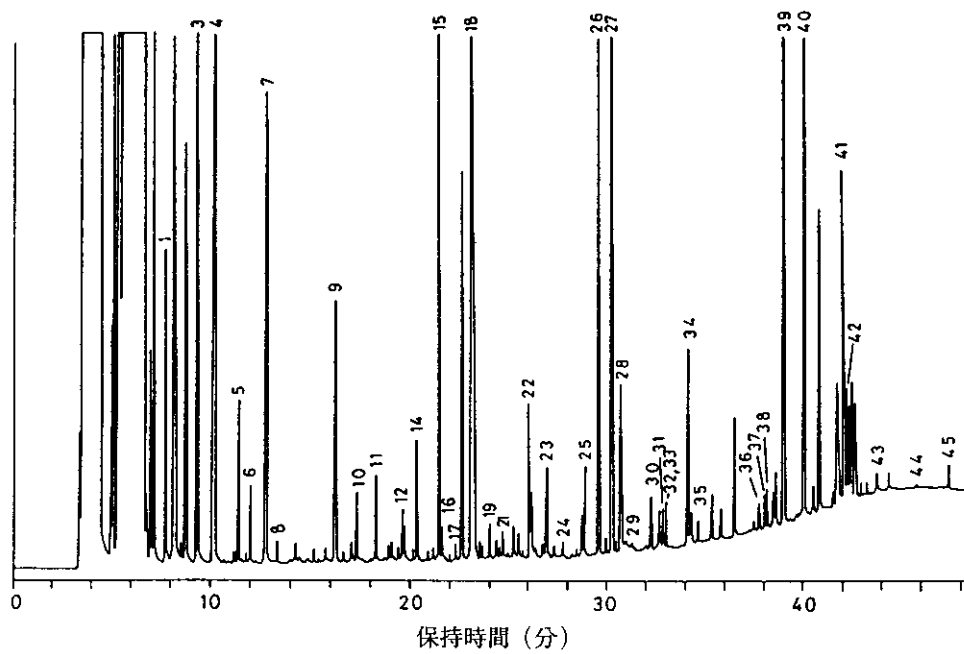


図15 管理型処分地Cの浸出水のガスクロマトグラム

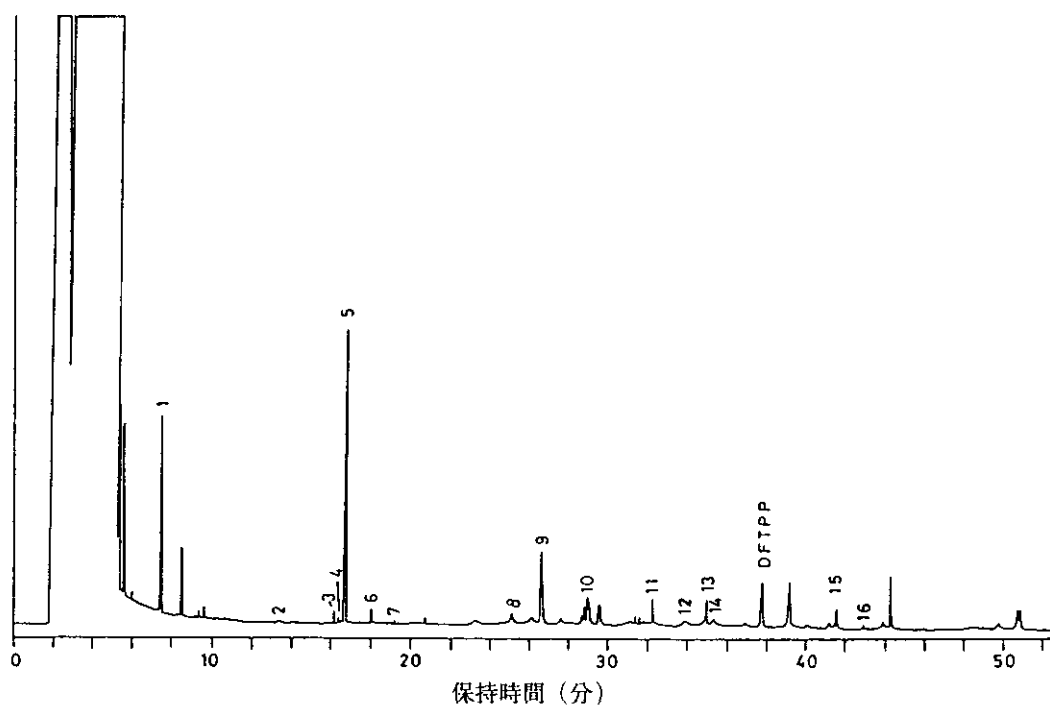


図16 安定型処分地浸出水のガスクロマトグラム

表17 浸出水から検出される主な未規制物質

化合物名	検出濃度範囲 μg/l	毒性評価 μg/l
2-ヘキサノール	42~625	5000 (排水基準：フェノール類) 70 (10 ⁻⁵ 発がんリスク) 60 (水質環境基準要監視項目指針値)
1-フェニルエタノール	18~52	
フェノール	15~1100	
2-t-ブトキシエタノール	0.8~344	
1,4-ジオキサン	20~1370	
プロピオン酸	303~6930	
酪酸	180~10100	
イソ酪酸	180~5280	
吉草酸	105~14400	
イソ吉草酸	1020~14200	
イソカプロン酸	387~5960	
フタル酸ジエチルヘキシル	2.0	
フタル酸ジブチル	8.5~20	
N,N'-ジメチルアセトアミド	1.2~24	
1,3-ジクロロ-2-プロパノール	14~78	
リン酸トリス-(2-クロロエチル)	0.4~4.1	

リン酸トリス-(2-クロロエチル)は管理型処分地からも安定型処分地からも検出された。フタル酸ジエチルヘキシルの浸出水中の濃度は0.002mg/lで要監視項目の指針値0.06mg/lと比べると十分に低く、既に埋め立てられている廃プラスチックを安定型処分地から直ちに除去する必要はないと考えられるが、安定型処分地についても周辺水域や地下水を監視することが望ましく、将来的には廃プラスチックの安定型処分地への処分を見直すのが望ましい。

このほかでは、指定化学物質である1,4-ジオキサンが複数の浸出水から検出されたことが注目される。検出濃度は高いもので1mg/lを超えており、米国環境保護庁の毒性評価で10⁻⁵の発がんリスクに対応するとされている0.07mg/lをかなり上回っている。用途から考えて、製造・使用されたものが廃棄物として捨てられ、浸出水中に溶け出したとは考えにくく、浸出水中の1,4-ジオキサンの起源は明らかでない。1,4-ジオキサンは河川、海域や地下水からも検出されており、今後それらの汚染に対する埋立処分地の寄与を見積もるとともに、その起源を明らかにし、適切な管理を行っていく必要がある。

2.4 有害廃棄物のモニタリング手法に関する研究

有害廃棄物のリスクを管理していくには、2.5節で述べるように、廃棄物そのものと廃棄物処理施設の両方をモニタリングしていく必要がある。現行の有害廃棄物管理

の中でも、これら2種類のモニタリングが行われているが、廃棄物の質が変化し、多様な有害物質が混入してくるようになり、適切なモニタリングが困難になってきている。このような状況に鑑み、本特別研究のサブテーマ4では、廃棄物中の多様な有害物質をモニタリングする方法を検討した。

2.4.1 廃棄物中の有機物質のモニタリング手法の検討

廃棄物そのものについては、溶出試験による有害性のモニタリングが義務づけられており、試験方法も定められているが、法規制物質のみを対象としている。しかし、廃棄物中には未規制の多様な有害物質が含まれている。そこで、廃棄物中の未規制の有機物質を検索し、分析する方法を検討した。表18に示すものなど、11種類の産業廃棄物を対象に、含有量分析と溶出試験を行った。含有量は図17の方法にしたがって分離・分析した。溶出試験は、純水、塩酸でpH4に調整した溶媒、及びカセイソーダでpH11に調整した溶媒を用いて行った。

これらの廃棄物からは表18に示す有機物質が検出された。3つの上水汚泥のサンプル間には共通性がみられたが、3つの汚泥、5つの鉱さい及び2つの鋳物砂については同じ種類の廃棄物でも検出された物質に共通性はみられなかった。濃度的には、アルカン類や多環芳香族炭化水素類の濃度が高かった。検出された化学物質の数は、炭化水素類が48.5~56.2%、含酸素化合物が27.6~

表18 産業廃棄物中の化学物質

廃棄物種類	同定された化学物質
汚泥	アルカン類, フタル酸エステル類
上水汚泥	アルカン類, ステロイド類, アルコール類, ケトン類, フタル酸エステル類, ベンチオカーブ, 分子状イオウ
燃えがら	コロネン, フェノール類, ベンゾキノン類
ダスト	多環芳香族炭化水素, フェノール類, ケトン類, アルデヒド類, フラン類, フタル酸エステル類, 分子状イオウ, ニトリル化合物, アクリジン類, クロルデン類, ノナクロル類
鋳物砂	アルカン類, フェノール, フタル酸エステル類
ガラス・陶磁器くず	アルカン類, アミノアニソール
レンガくず	アルカン類, 多環芳香族炭化水素, フェノール類, ケトン類, フラン類, チオフェン類, 分子状イオウ, ピリジン類, キノリン類, インドール類, カルバゾール類, アゼピン類, アクリジン類
絞り土	ステロイド類, フタル酸エステル類
政令13号廃棄物	多環芳香族炭化水素, ステロイド類, フタル酸エステル類

39.5%, 含硫黄化合物が1.7~5.9%, 含窒素化合物が3.9~18.5%, 含ハロゲン化合物が0.6~5.3%であり, 含有量の多かった上水汚泥では脂肪族化合物やステロイド類, ダストでは芳香族化合物やステロイド類, レンガくずでは芳香族化合物の割合が相対的に高く, 含窒素化合物の割合はレンガくずで高く, 含ハロゲン化合物はダストで高かった(図18)。

溶出試験は緩衝能力の低い溶媒を用いたため, 最終的にはpHが同じになってしまい, 溶媒による違いはみられなかったが, 廃棄物と化学物質の種類によって溶出挙動は大きく異なった。上水汚泥などからの溶出はわずかであった。汚泥からはアルカン類が溶出したが, 濃度はいずれも0.05mg/l以下であった。

2.4.2 排ガス中の塩素化ベンゼン類のモニタリングシステムの開発

廃棄物の焼却排ガスには多様な塩素化ベンゼン類が含まれており, 大気汚染を通じて人の健康に悪影響を及ぼす恐れがある。ガス中の微量有機成分を捕集する方法として活性炭に吸着させる方法が用いられているが, 捕集した成分を抽出し, 分析する方法は確立されていない。

そこで, 吸着成分を溶媒で超音波抽出し, GCあるいはGC/MSで分析する方法を検討した。抽出時に空気を通じる方法についても検討を加えた。

空気を通じない抽出では, 抽出溶媒にベンゼン, アセトニトリルとアセトンを用いた(表19)。アセトンはクロロベンゼン類の抽出率は比較的高いが, 活性炭から種々の汚れを抽出してしまう。一方, アセトニトリルは, ペンタクロロベンゼンやヘキサクロロベンゼンの回収率が低い。ベンゼンが回収率も比較的高く, 最も適していた。表19の結果は1回の抽出によるものであるが, 3回繰り返して抽出することによりクロロベンゼン類はほぼ完全に回収された。

2.4.3 浸出水に対するバイオアッセイ手法の適用

浸出水中には多様な有害物質が含まれているが, そのリスクを総合的に評価するには, 含まれる有害物質を一つ一つ分析していく必要がある。しかし, 数多い有害物質を分析するには, 多大な経費と労力を必要とし, 未規制の有害物質も含めた総合的なリスク評価を行うには, 個々の有害物質の濃度を測定する方法では対応できなくなる。そこで, リスクを総合的にモニタリングする手法

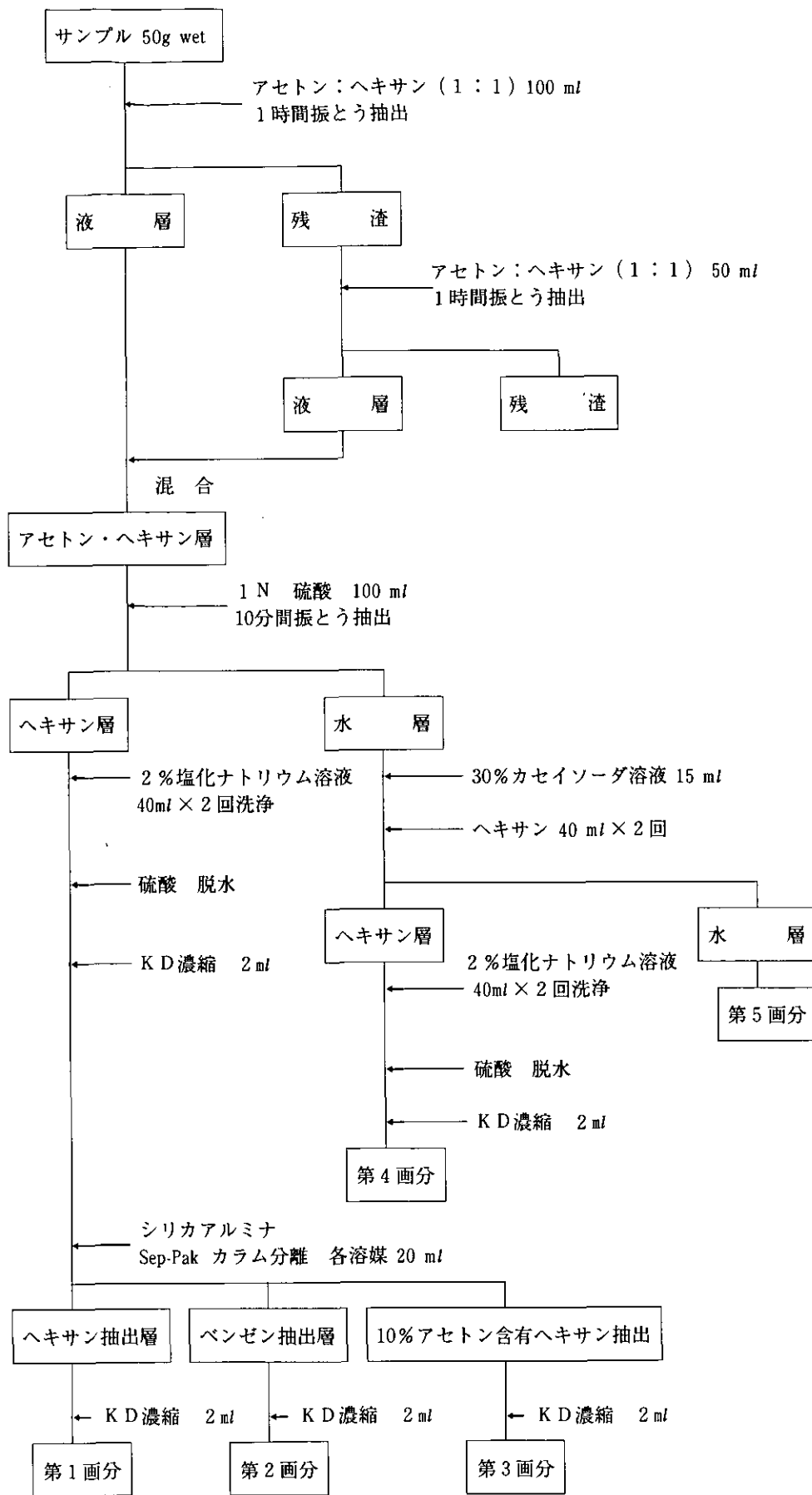


図17 産業廃棄物中の化学物質の分離・分析法

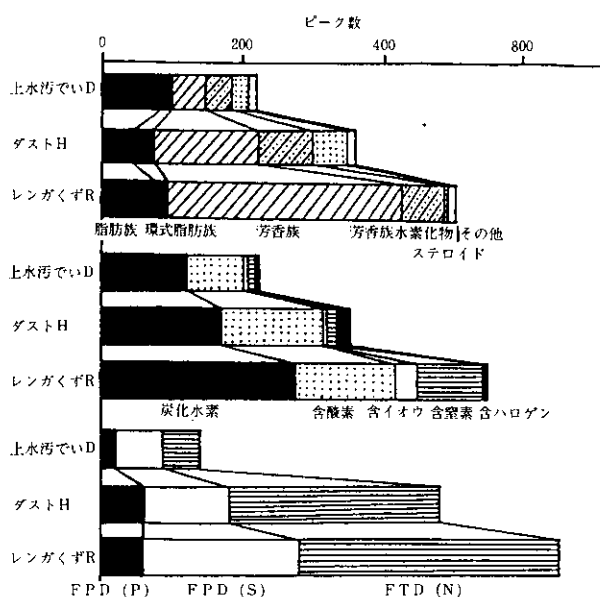


図18 産業廃棄物中から検出された化学物質の数

表19 活性炭に吸着されたクロロベンゼン類の回収率 (%)

抽出溶媒 化合物名	ベンゼン		アセトニトリル		アセトン	
	平均	範囲	平均	範囲	平均	範囲
クロロベンゼン	85.9	78.5-93.7	86.1	79.9-92.8	99.7	96.3-106.1
1,2-ジクロロベンゼン	80.3	73.3-86.0	69.9	60.9-74.6	92.1	89.6- 96.5
1,3-ジクロロベンゼン	80.8	73.1-88.0	68.2	56.3-76.5	91.8	89.3- 96.3
1,4-ジクロロベンゼン	81.5	73.7-88.7	70.5	68.3-74.1	91.7	89.4- 96.1
1,2,3-トリクロロベンゼン	72.4	65.7-78.6	45.3	38.8-49.7	72.6	71.2- 74.6
1,2,4-トリクロロベンゼン	73.7	66.8-80.2	44.5	38.1-48.5	73.1	71.9- 75.1
1,3,5-トリクロロベンゼン	73.7	66.7-80.3	47.7	41.3-51.0	75.3	73.9- 77.3
1,2,3,4-テトラクロロベンゼン	81.8	76.7-84.5	25.4	14.4-34.5	—	—
1,2,3,5-テトラクロロベンゼン	85.0	79.8-87.9	31.8	28.9-36.0	—	—
ペンタクロロベンゼン	74.2	75.9-69.9	14.9	13.4-16.5	—	—
ヘキサクロロベンゼン	64.8	60.9-67.8	6.7	5.8- 7.6	—	—

として、浸出水に対してバイオアッセイ手法の適用を試みた。急性毒性を評価する方法として、マイクロトックスと動物細胞を利用した試験法を、慢性毒性を評価する方法として、変異原性試験を検討した。

(1) マイクロトックス試験

マイクロトックス試験は、発光細菌が死ぬと発光しなくなることを利用して、発光量を測定することにより急性毒性を調べる方法である。発光細菌 *P. phosphoreum* の培養細胞を凍結乾燥したものが市販されており、これを

融解再生液（超純水）で懸濁させ、これに適当量（100 μ l前後）のサンプルを加えて、5分及び15分後の発光量を測定し、対照の発光量と比較する。そして、光が半分減少したときの濃度 EC_{50} を求め、サンプルの毒性を評価する。

米国では一部で既に有害廃棄物の判定試験に用いられているが、この方法を浸出水に適用してみた。不法投棄場所からの浸出水のマイクロトックス試験では、浸出源の浸出水は EC_{50} を超える高い毒性を示したが、流下するに従い毒性が減少することが観察された。また、産業廃

表20 埋立処理地浸出水のEC₅₀と化学成分濃度

試料	EC ₅₀	TOC	Na	Mg	Ca	V	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Sr	Be	Pb
1	>1	29	460	34	93	nd	nd	0.6	0.1	<0.1	0.6	0.6	0.3	<0.1
2	>1	42	420	150	69	nd	nd	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
3	>1	94	1030	290	72	nd	nd	0.1	0.2	0.4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
4	>1	150	2100	180	30	nd	nd	<0.1	0.3	0.5	0.1	<0.1	0.1	<0.1
5	>1	89	3150	150	17	0.5	nd	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.1	<0.1
6	>1	130	3260	75	12	0.9	nd	<0.1	0.4	0.3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
7	>1	160	3300	370	100	0.4	nd	<0.1	0.3	<0.1	<0.1	0.7	0.2	<0.1
8	1/50	5200	7000	<1	8600	0.2	0.03	0.1	0.7	33	5.1	19	2.9	7.1
9	1/50	3800	4600	<1	6800	0.2	0.03	0.4	1.8	7.6	5.7	15	2.7	2.6
10	1/60	6000	7800	<1	10800	0.2	0.03	0.1	0.9	33	6.9	24	3.5	8.0

棄物埋立処分地の浸出水に適用したところ、明らかに重金属濃度の高い浸出水には、50～60倍希釈したものがEC₅₀濃度に相当する程のかなり強い毒性影響が認められた(表20)。

また、2ヵ所の管理型処分地(A及びB)の浸出水を、そのままあるいはメンブレンフィルターでろ過して、マイクロトックスを用いて調べた。B処分地の浸出水は全く影響が認められなかった。A処分地の浸出水は、浸出水をそのまま試験したときは懸濁物の影響で、発光量の減少を示すΓ値(t時間後の光の残留量に対するt時間に消失した光の量)は希釈率に対して明確な回帰直線を示さず、毒性評価に用いることができなかったが、ろ過

したものはΓ値が希釈率に比例して変化して、毒性影響が認められた(図19)。しかし、影響のみられた浸出水も半数致死量に相当するのは5.5倍に希釈したときであり、高い毒性ではなかった。

(2) ほ乳動物細胞を用いた試験

環境水の毒性を簡便に高感度で検出する系として、ほ乳動物の培養細胞を用いたバイオアッセイ系を管理型埋立処分地(C及びD)の浸出水に適用してみた。浸出水そのままと、図20の手順で分画した成分について試験を行った。試料水をフィルターでろ過、滅菌し、浸透圧、pHを測定した後、培地で培養した細胞に暴露した。3種類のは乳動物培養細胞(ラット小脳初代培養細胞(神経系)、ラットクrom親和性細胞腫細胞PC12h(神経系)、ラット腎臓上皮細胞NRK52E(非神経系))を用い、48時間ばく露後の細胞の生存率に対する影響を、色素染色法によって解析した。図21に示すように、原水濃度が7～30%で、各細胞の10%程度が死に、かなり強い毒性が認められた。しかし、神経細胞にだけ特異的な影響がみられることはなかった。

分画した試料の毒性は、いずれの分画も未分画の原水に比べて毒性が弱く、すべてを足し合わせても原水の毒性には及ばなかった(図22)。これは、原水中の毒性を示す有害物質が分画の過程で失われたか、不活性化したことを示すものと考えられる。

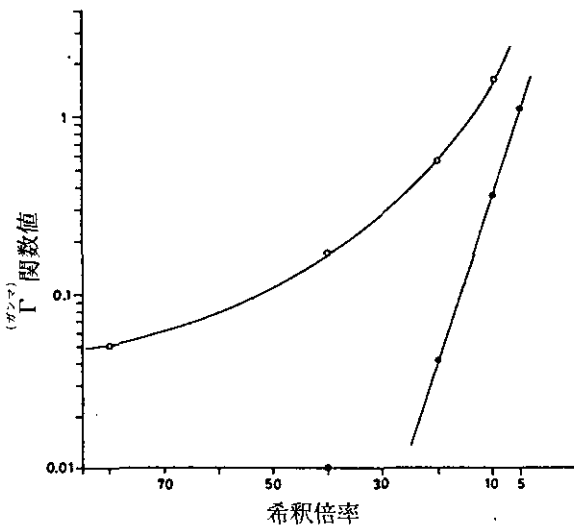


図19 管理型処分地浸出水のマイクロトックスによる急性毒性と希釈率の関係

- ：懸濁粒子を含む浸出水全体
- ：0.45 μm フィルターでろ過した浸出水

(3) 変異原性試験

マイクロトックス試験もほ乳細胞を用いた試験も基本的には急性毒性を調べる試験法である。一方、有害物質

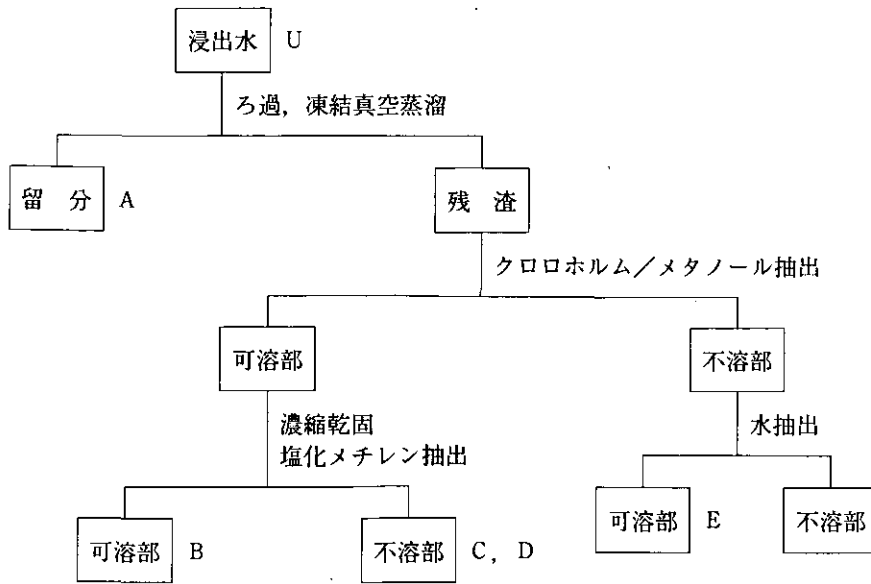


図20 ほ乳動物細胞を用いたバイオアッセイ試験における浸出水の分画手順

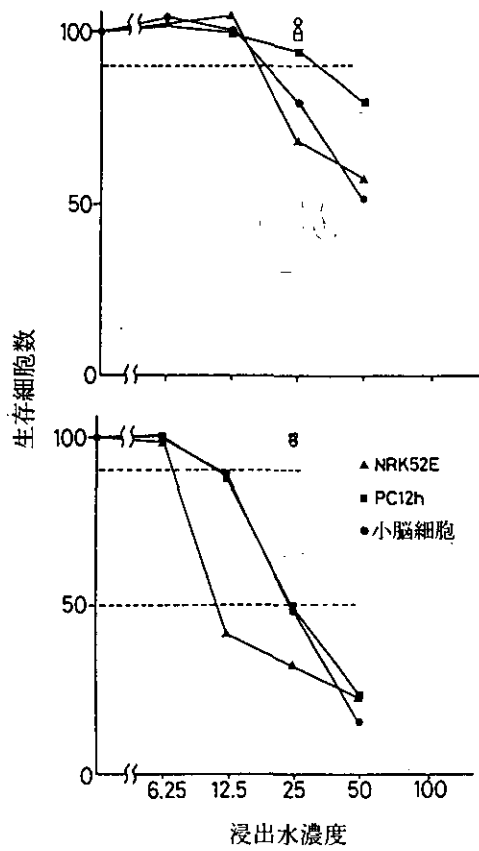


図21 ほ乳動物細胞を用いたバイオアッセイ試験における生存細胞数と浸出水濃度の関係

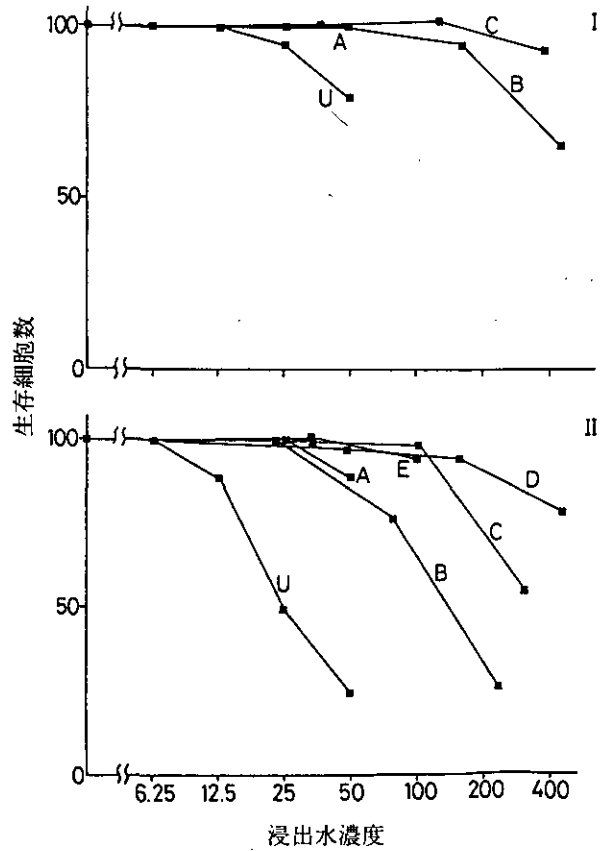


図22 分画した成分ごとのバイオアッセイ試験における生存細胞数と浸出水濃度の関係

表21 管理型処分地Aの浸出水のエームス試験結果

DMSO可溶部				
作用量	復帰株数/プレート			
	TA98		TA100	
	S9 (+)	S9 (-)	S9 (+)	S9 (-)
対照	28	20	140	196
10倍希釈	28	24	145	117
4倍希釈	43	10	155	120
2倍希釈	47	11	176	128
原液	97	26	217	128
DMSO不溶部				
作用量	復帰株数/プレート			
	TA98		TA100	
	S9 (+)	S9 (-)	S9 (+)	S9 (-)
対照	46	33	143	151
6倍希釈	28	27	158	153
4倍希釈	38	26	167	170
2倍希釈	41	20	154	161
原液	36	25	192	140

2つのプレートの平均値

による環境汚染では慢性毒性が懸念されるものも少なくない。そこで、慢性毒性の1つである変異原性の試験を埋立処分地の浸出水に適用してみた。変異原性を調べる試験法として最も広く用いられているのはエームス法であり、廃棄物の浸出水に適用された例も報告されている。本特別研究でも、このエームス法を用いて浸出水の変異原性を調べた。

2ヶ所の管理型処分地（A及びD）の浸出水を対象とした。A処分地の浸出水は、凍結真空蒸留した残渣をクロロホルム：メタノール（2：1）混合溶媒で抽出し、乾燥して得た白色固体をDMSOに溶かして取り出したものとその不溶部を水に溶かしたものについて、菌株として *Salmonella typhimurium* のTA98及びTA100を用い、プレートインキュベーション法によりエームス試験を行った。試験結果を表21に示すが、DMSO可溶部だけがT98に対して弱い変異原性を示した。水可溶部はいずれの菌株にも変異原性は見られなかった。DMSO可溶部の変異原性は代謝物を生成させるS9の存在下で見られるものであ

り、代謝活性化に依存するフレームシフト型の変異原物質に起因すると考えられる。

D処分地の浸出水については、図23に示すような分画を行い、すべての分画を対象に同様にエームス試験を行った。急性影響のために菌株が死んでしまう影響が一部の分画で見られたが、いくつかの分画で変異原性が認められた（表22）。第1分画ではS9が存在しないときにTA98に変異原性が認められた。第2及び3分画は毒性、変異原性ともに示さなかった。第4分画はS9の存在するときにいずれの菌株にも変異原性が認められたが、S9が存在しないときには急性毒性が認められた。第5分画は変異原性について明確な結論を出せなかった。

（4）バイオアッセイ手法の適用可能性

管理型処分地の浸出水に、3つのバイオアッセイ手法を適用してみた結果、いずれの試験法によっても何らかの毒性を検知することができた。このことは、浸出水の毒性モニタリングにバイオアッセイ試験が適用可能であ

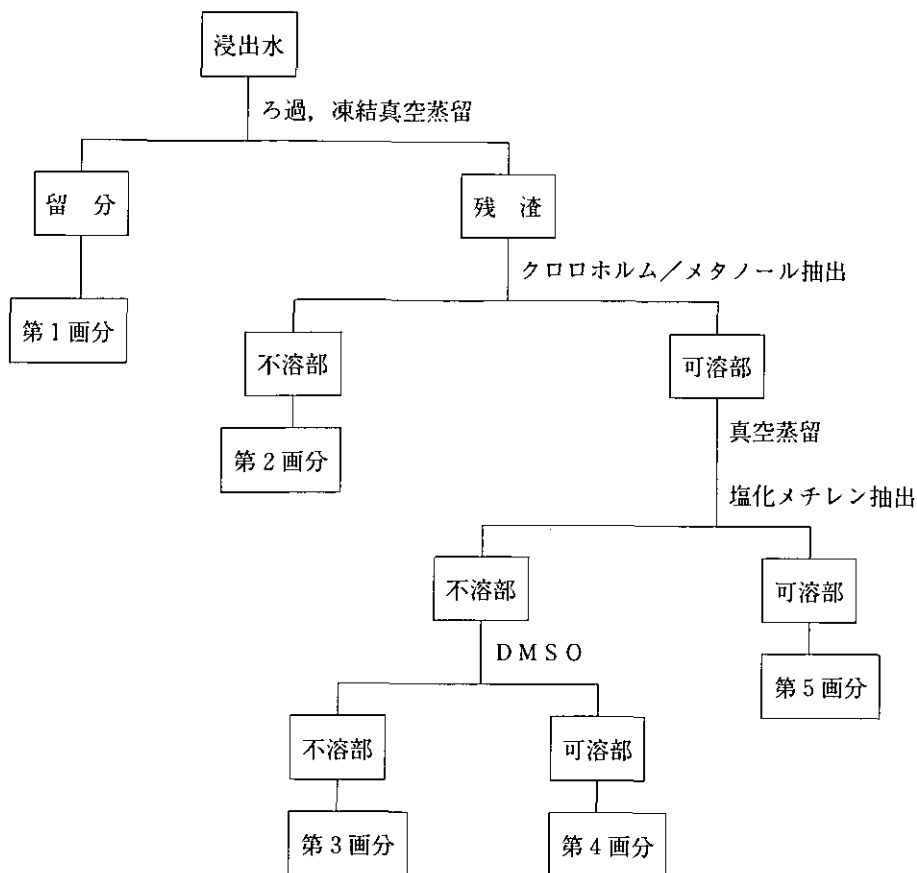


図23 エームス試験における管理型処分地Dの浸出水の分画手順

ることを示している。しかし、検出された毒性が人の健康や生態系にどのような影響を及ぼすかは明らかでない。これらの方法で検知された毒性が許容できないものであれば、早急に何らかの措置をとる必要があるが、許容できるレベルのものであれば、対応を必要としない、あるいはモニタリングだけを行えばよいことになる。

バイオアッセイ手法を適用した浸出水については、GC/MSを用いた化学成分の分析も行っているが、必ずしも同一の分画について行っていないこと、未同定の成分が数多く残されていることから、これらの毒性がどのような成分に起因するのかを明らかにすることはできなかった。

バイオアッセイ手法を実用化するためには、検出された毒性と人の健康や生態系に対する影響の関連を明らかにするとともに、検出された毒性をなくすための処理技術を開発する必要がある。また、人の健康や生態系に対する多様な影響を総合的に評価できるバイオアッセイ手法の開発が不可欠である。今回適用した方法も急性毒性あるいは慢性毒性のいずれかを検知する方法であるが、

1つのバイオアッセイ手法で検知できる毒性の数が限られれば、数多いバイオアッセイ手法を組み合わせる必要があるとなり、化学分析によるモニタリングの問題点を解決できないことになる。

2.5 有害廃棄物にかかわるリスク管理の方向と課題

本特別研究のサブテーマ1では、他のサブテーマの成果を合わせて、有害廃棄物にかかわるリスクを適切に管理する方法について検討を加え、その実現に向けての課題を整理した。

有害物質による環境汚染源としての廃棄物処理の重要性を考えると、そのリスクは、①廃棄物のもつリスクを評価し、その結果に基づき適切な方法で処理・処分すること、②廃棄物処理・処分施設についてリスクを評価し、その結果を踏まえて適切に施設を運転していくことで、二重に管理していく必要があると考えられる。

現行の有害廃棄物の管理も基本的にはこの考え方ののっとって行われている。廃棄物そのもののリスク評価は、現在は主に埋立処分地の周辺水域や地下水を汚染す

表22 管理型処分地Dの浸出水のエームス試験結果

第 1 画 分	作用量	復帰株数/プレート			
		TA98		TA100	
		S9(+)	S9(-)	S9(+)	S9(-)
対照		38	23	166	138
2倍希釈		46	44	164	159
原液		59	68	199	151
第 2 画 分	作用量	復帰株数/プレート			
		TA98		TA100	
		S9(+)	S9(-)	S9(+)	S9(-)
対照		30	22	195	161
2倍希釈		34	20	191	151
原液		36	31	181	179
第 3 画 分	作用量	復帰株数/プレート			
		TA98		TA100	
		S9(+)	S9(-)	S9(+)	S9(-)
対照		30	22	195	161
2倍希釈		43	36	211	157
原液		38	22	217	189
第 4 画 分	作用量	復帰株数/プレート			
		TA98		TA100	
		S9(+)	S9(-)	S9(+)	S9(-)
対照		38	23	166	138
2倍希釈		91	34	394	141
原液		109	41	302	99
第 5 画 分	作用量	復帰株数/プレート			
		TA98		TA100	
		S9(+)	S9(-)	S9(+)	S9(-)
対照		38	23	166	138
2倍希釈		65	27	173	149
原液		80	14	232	137

2つのプレートの平均値

るリスクを評価する溶出試験で行われている。この試験方法については、pH調整を行わないため、有害物質が溶け出しにくい状態で試験していることになり、環境条件を反映したものとはなっていないとの指摘があり、試験方法の検討が行われている。

しかし、現行の試験方法は水質汚染を通じてのリスクのみを評価しており、大気汚染を引き起こすことによるリスクを評価してはいない。揮発性の有害物質は埋立処分地表面から揮散し、局地的な大気汚染を引き起こす恐れがある。このようなリスクの評価は今後の課題であるが、浸出水と同様に高いリスクが懸念される場合には、その面からリスク評価を行い、リスクの高い廃棄物は地表面からの揮散を防止した埋立処分地への処分を義務づける等の対応が求められることになる。また、中間処理では廃棄物の種類によって一律に処理方法を定める場合が多いが、性状の大きく異なる産業廃棄物については含有成分の分析を行い、処理方法を決定することが必要となる。さらに、廃棄物中の有害物質の分解や非意図的な有害物質の生成可能性を評価する方法が開発されれば、適切な中間処理方法の選択に大きな役割を果たすことが期待される。

一方、廃棄物処理・処分施設のリスク管理は、施設の立地と運転の2つの場面で考えることができる。現行のリスク管理は処理・処分施設の排ガスや排水をモニタリングすることで行われている。しかし、埋立処分地からの湧出ガスのモニタリングは行われておらず、また、有害物質が漏出する可能性が残されている安定型処分地のモニタリングも行われていない。もし監視を行わないのであれば、埋立処分する廃棄物について安全性を確認する試験を実施する必要がある。

このような施設の運転状況をモニタリングするだけでなく、施設の立地に先立って、埋立処分する廃棄物の性状と立地を予定している地域の自然・社会条件からその施設の運転に伴うリスク評価を行い、リスクの高い地域への立地を避けることができれば、運転時における処理・処分施設のリスク管理が容易になると期待される。この立地段階では、定量的な評価を行えるだけの情報を得られないため、評点法などの半定量的方法でリスク評価が行うことになると考えられるが、住民感情をも考慮した評価方法の開発が求められる。

2.6 まとめ

本特別研究では、まず有害廃棄物の処理・処分に伴う環境リスクの分類・整理を行った。次に主要な廃棄物処理技術である焼却処理と埋立処分の環境リスクについて、室内実験、実施設を用いた実験及び現場調査等によって検討を加えた。

焼却処理については、多様な廃棄物のすべてについて検討を加えることはできなかったが、リスクの高いと考えられる廃溶剤と廃プラスチックについて検討した。実施設における焼却実験の結果をみると、十分な温度と滞留時間を確保して適正に焼却すれば、塩素系廃溶剤はほぼ完全に分解され、非意図的な有害物質の生成も抑制することが可能と考えられる。また、廃プラスチックの焼却では多くの非意図的な有害物質の生成が見られるが、この場合も、十分な温度と滞留時間をかけて焼却することと適切な排ガス処理を行えば、有害物質の漏出を抑制することは可能と考えられる。焼却処理で生成する毒性の高いダイオキシンについても、運転制御による発生抑制とバクフィルターなどを用いる排ガス処理などの検討が進んでいる。非意図的に生成する有害物質のすべてが把握できているとは限らず、廃棄物の質がさらに変化すると、新たな有害物質が生成することが考えられるなど、廃棄物の焼却に伴うリスクは必ずしも小さくはないが、環境への漏出経路が限られているため、技術開発が進めば対応は可能と考えられる。

一方、埋立処分については浸出水中の有害物質の分析を行ったが、浸出水には規制されているもの以外にも多様な化学物質が含まれていた。特に、遮水施設を持たない安定型処分地の浸出水から検出されるプラスチック添加剤等の有害物質は周辺環境を汚染する可能性が高い。管理型処分地の浸出水には水から容易に除くことができない1,4-ジオキサンが含まれていた。浸出水中の化学物質の中で同定できているものは一部に過ぎず、未同定の化学物質の中に毒性の高い有害物質が含まれていると、現行の埋立処分地の管理体制ではリスクを十分に防ぐことができない恐れがある。また、これら有害物質の埋立処分地での挙動もほとんど解明されていない。焼却処理施設と異なり、環境中への侵入経路が必ずしも特定できない埋立処分に伴うリスクについては、さらに十分な解明が必要と考えられる。

次にこれらのリスクを総合的に評価する手法として、バイオアッセイ手法を浸出水に適用してみた。急性毒性

と慢性毒性を検出する3つの方法を試みた。いずれの方法でも何らかの毒性を検出することができたが、その毒性と有害物質の関係は明らかにできておらず、またこれらの方法でどの程度の毒性が検出されたら、どのようなリスク管理を行えばよいかは明らかにできていない。廃棄物処理に伴うリスク評価にバイオアッセイを活用できるかどうかは、さらに検討が必要である。

有害廃棄物は有害物質による環境汚染源としてますます重要な位置を占めてくると考えられ、その適正処理の確保は、今後の環境行政の推進にとって最重要課題の1つである。本特別研究は、有害廃棄物のリスク管理の方

向を考える上で必要となる知見の整備と手法の開発を試みた。時間的、人的な制約の中ですべての課題についての回答を得ることはできなかったが、リスクの概略が把握でき、リスク管理手法についても方向性を示すことができたと考える。しかし、有害廃棄物の処理・処分にかかわるリスクの中には、今回十分に検討できなかったものも残されており、また管理手法についても実用化に向けて解決していくべき多くの課題が残されている。本特別研究の成果を踏まえて、有害廃棄物のリスク管理に向けてさらなる研究が必要と考えられる。

[資料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

地域環境研究グループ 統括研究官	内藤正明
有害廃棄物対策研究チーム	中杉修身・平田健正・西川雅高
社会環境システム部 部長	後藤典弘
資源管理研究室	天野耕二
化学環境部	
計測管理研究室	安原昭夫・伊藤裕康
化学毒性研究室	宇野由利子
環境健康部	
保健指標研究室	国本 学
水土壤圏環境部	
土壤環境研究室	細見正明*1

* 現在の所属 1)東京農工大学工学部

[B 客員研究員]

石川 精一	(北九州市環境衛生研究所)	(平成4年度)
内海 英雄	(昭和大学)	(平成4年度)
小田 淳子	(岡山県保健環境センター)	(平成3年度)
沖 典男	(兵庫県立公害研究所)	(平成2年度)
形見 武男	(岐阜県公害研究所)	(平成3年度)
劔持 堅志	(岡山県保健環境センター)	(平成2～3年度)
中野 武	(兵庫県立公害研究所)	(平成2年度)
西川 治光	(岐阜県公害研究所)	(平成3年度)
花嶋 正孝	(福岡大学)	(平成4年度)
細見 正明	(東京農工大学)	(平成4年度)
松藤 康司	(福岡大学)	(平成4年度)
安田 憲二	(神奈川県環境科学センター)	(平成2～3年度)

[C 共同研究員]

池田 良一	(徳島大学)	(平成2年度)
-------	--------	---------

2 研究課題と担当者 (* 客員研究員,**共同研究員)

(1) 有害廃棄物のリスク評価に関する研究

中杉修身・後藤典弘・天野耕二・細見正明

(2) 焼却処理による有害物質の挙動に関する研究

中杉修身・安原昭夫・伊藤裕康・沖 典男*・形見武男*・中野 武*・西川治光*・安田憲二*

(3) 埋立処分に伴う有害物質汚染に関する研究

中杉修身・安原昭夫・平田健正・西川雅高・花嶋正孝*・松藤康司*・池田良一**

(4) 有害廃棄物のモニタリング手法に関する研究

中杉修身・安原昭夫・平田健正・西川雅高・伊藤裕康・宇野由利子・国本 学・細見正明・石川精一*・内海英雄*・小田淳子*・劔持堅志*・中野 武*・松藤康司*

Ⅱ 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
A. Yasuhara, M. Morita	Formation of chlorinated compounds in pyrolysis of trichloroethylene	Chemos.	21	479-486	1990
N. Oki, T. Nakano, T. Okuno, M. Tsuji, A. Yasuhara	Emission of volatile chlorinated organic compounds by combustion of waste organochlorine material	Chemos.	21	761-770	1990
中杉修身	微量有害物質の環境中への排出と汚染リスク評価	安全工学	29	468-475	1990
中杉修身	有害廃棄物問題の展望	廃棄物学会誌	2	21-28	1991
沖 典男, 中野 武, 辻 正彦, 奥野年秀, 安原昭夫	廃棄物の焼却に伴う有機塩素化合物の排出	環境化学	1	292-298	1991
A. Yasuhara, H. Ito	Combustion products of poly(vinyl chloride)	環境化学	1	525-528	1991
中野 武, 沖 典男, 辻 正彦, 奥野年秀, 安原昭夫	廃棄物の焼却に伴う有機塩素化合物の生成	環境化学	2	833-844	1992
T. Katami, H. Nishikawa, A. Yasuhara	Emission of organic compounds by combustion of waste dry-cleaning materials	Chemos.	24	343-349	1992
H. Nishikawa, T. Katami, Y. Takahara, H. Sumida, A. Yasuhara	Emission of organic compounds by combustion of waste plastics involving vinyl chloride polymer	Chemos.	25	1953-1960	1992
安原昭夫, 中杉修身	廃棄物埋立地浸出水中の化学成分(第1報)	環境化学	2	25-30	1992
安原昭夫, 宇野由利子, 中杉修身, 細見正明	廃棄物埋立地浸出水中の化学成分(第2報)	環境化学	2	541-546	1992
中杉修身	廃プラスチックと環境汚染	化学工業	43	869-873	1992
安原昭夫	浸出液中の未規制物質	都市清掃	45	36-42	1992
中杉修身	埋立処分地に係わる未規制物質のリスク管理	廃棄物学会誌	4	10-16	1993
A. Yasuhara	Thermal decomposition of tetrachloroethylene	Chemos.	26	1507-1512	1993
A. Yasuhara	A monitoring system for chlorinated benzenes in exhaust gas from waste incinerators.	Chemos.	26	1071-1078	1993
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	3	539-547	1993
H. Nishikawa, T. Katami, A. Yasuhara	Contribution of an industrial waste incinerator to the atmospheric concentrations of volatile chlorinated organic compound.	Chemos.	27	1425-1432	1993

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
沖 典男, 中野 武, 辻 正彦, 奥野年秀, 安原昭夫	産業廃棄物焼却処理施設における塩素化炭化水素の分解と生成	第31回大気汚染学会	金 沢	2.11
中杉修身, 細見正明	廃棄物処理の安全性評価	第21回安全工学シンポジウム	東 京	3.6
安原昭夫	廃棄物の焼却処理における有害化学物質の生と死	第 3 回環境化学研究会	つくば	3.9
安原昭夫, 伊藤裕康	塩化ビニル樹脂の熱分解生成物の分析	廃棄物学会第 2 回研究発表会	東 京	3.10
安原昭夫, 中杉修身	廃棄物埋立地浸出水中の有機成分の分析	廃棄物学会第 2 回研究発表会	東 京	3.10
中野 武, 沖 典男, 辻 正彦, 奥野年秀, 安原昭夫	固形および液体廃棄物の燃焼による有機塩素化合物の生成	第32回大気汚染学会	北九州	3.10
中杉修身	廃棄物処理と有害危険性	第22回安全工学シンポジウム	東 京	4.6
形見武男, 西川治光, 角田 寛, 高原康光, 安原昭夫	廃溶剤及び廃プラスチック焼却における有機塩素化合物の排出	第 1 回環境化学討論会	つくば	4.6
細見正明	バイオアッセイ法による廃棄物の有害性試験	廃棄物学会第 3 回研究発表会	東 京	4.10
安原昭夫	テトラクロロエチレンの熱分解	廃棄物学会第 3 回研究発表会	東 京	4.10
安原昭夫	未規制物質の分析と検出状況	廃棄物学会第 3 回研究発表会	東 京	4.10
西川治光, 高原康光, 角田 寛, 安原昭夫	廃プラスチックの焼却に伴う各種有機化合物の排出実態	第33回大気汚染学会	大 阪	4.12
中杉修身	添加剤からみたプラスチック廃棄物の評価	第14回全国都市清掃研究発表会	京 都	5.2
国本 学	ほ乳類細胞を用いた化学物質評価の試み	第27回日本水環境学会年会	静 岡	5.3
安原昭夫, 宇野由利子, 国本 学, 中杉修身	廃棄物埋立地浸出水中の有機成分 (第 2 報)	第 2 回環境化学討論会	東 京	5.6
宇野由利子, 安原昭夫	廃棄物埋立地浸出水の変異原性	第 2 回環境化学討論会	東 京	5.6
石川精一, 中村悦子, 末富良次, 城戸浩三, 中杉修身	産業廃棄物中の化学物質の検索	第 2 回環境化学討論会	東 京	5.6
安原昭夫	水試料中のリン酸トリス (2-クロロエチル) の分析	第54回分析化学討論会	水 戸	5.6
石川精一, 末富良次, 中村悦子, 城戸浩三, 江口芳夫, 中杉修身	産業廃棄物中の化学物質の検索	廃棄物学会第 4 回研究発表会	大 阪	5.10
安原昭夫	廃棄物埋立地浸出水中の揮発性有機成分	廃棄物学会第 4 回研究発表会	大 阪	5.10
中野 武, 高石 豊, 藤森一男, 梅田弘志, 安原昭夫	固形および液体廃棄物の燃焼によるポリ塩化ナフタレンの生成	第34回大気汚染学会	千 葉	5.12

平成4年度 編集小委員会

委員長	近藤 矩郎	委員	瀬山 春彦
委員長代理	松本 幸雄	〃	鈴木 明
委員	栗原 崇	〃	杉本 伸夫
〃	山下 洋一	〃	海老瀬 潜一
〃	原島 省	〃	田中 浄
〃	酒卷 史郎	〃	古田 直紀
〃	高橋 慎司	事務局	松井 文子
〃	須賀 伸介		

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-16-'94

平成6年3月16日発行

編集 国立環境研究所 編集小委員会

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-51-6111(代表)

印刷 朝日印刷株式会社

〒308 茨城県下館市中館186

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan

March 1994

本報告書は再生紙を使用しています。