

本資料は 年 月 日付けで登録区分、
変更する。 01.10.-4 [技術情報室]

自然環境汚染の影響と評価に関する調査研究(I)

(動力炉・核燃料開発事業団 委託研究成果報告書)

1994年3月

財団法人 原子力安全研究協会

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

この資料は、動燃事業団社内における検討を目的とする社内資料です。ついては、複製、転載、引用等を行わないよう、また第三者への開示又は内容漏洩がないよう管理して下さい。また今回の開示目的以外のことには使用しないよう注意して下さい。

本資料についての問い合わせは下記に願います。

〒107 東京都港区赤坂1-9-13

動力炉・核燃料開発事業団

技術協力部 技術管理室



社内資料

PNC IJ 1533 94-002

1994年3月

自然環境汚染の影響と評価に関する調査研究（I）

松本史朗※

要旨

本調査研究の目的は、既に広域スケールでの環境影響評価に関する研究が進んでいる、地球温暖化、オゾン層破壊、酸性雨等、自然環境汚染の評価手法を調査し、原子力分野への応用の可能性を検討することである。

このため、本年度は上記目的達成のための第一段階として以下の調査を実施した。

(1)地球規模の自然環境問題に関する調査

地球温暖化、酸性雨、都市域の大気汚染に関する調査を行った。

(2)自然環境汚染に対するアセスメントの調査

土壌汚染、植物汚染、汚染土壌修復技術に関する検討を行うとともに、表層土壌における無機態元素の分布と動態について検討するため、多元素同時分析手法による土壌中無機元素の測定について検討を行った。

本報告書は、(財)原子力安全研究協会が動力炉・核燃料開発事業団の委託により実施した研究の成果である。

契約番号 050D0150

事業団担当者 浅野 智宏（本社 安全部安全管理課主査）

飛田 和則（東海事業所 安全管理部環境安全課課長代理）

片桐 裕実（東海事業所 安全管理部環境安全課観測係長）

森田 重光（東海事業所 安全管理部環境安全課）

※環境安全総合評価専門委員会委員長（埼玉大学教授）



OFFICIAL USE ONLY

PNC TJ 1533 94-002

March 1994

Study on Evaluation Method and Present Status for Environmental Pollution(I)

Shiro Matsumoto ※

Abstract

It has been paid strong attention to the environmental problem in global scale, such as acid rain, ozone hole and greenhouse effect.

Many studies have been performed to evaluate environmental pollution and its assessment methods.

The object of this study is to identify the assessment methods applied to such problems, and to evaluate its availability into nuclear field.

The following items have been studied in this year.

(1)Environmental problems in global scale

- Greenhouse effect, Acid rain, Air pollution in urban area.

(2)Present status environmental pollution and its assessment methods.

- Soil pollution in Japan, migration to plant, and remediation of soil.
- Application of the simultaneous multi-element analysis to the valuation of distribution and bioavailability of inorganic element in surface soils.

Work performed by Nuclear Safety Research Association under contracts with Power Reactor and Nuclear Development Corporation.

PNC Liaison: Tomohiro Asano, Safety Division, Head Office.

Kazunori Tobita, Health and Safety Division, Tokai Works.

Hiroki Katagari, Health and Safety Division, Tokai Works.

Shigemitsu Morita, Health and Safety Division, Tokai Works.

※Chairman of Expert Committee on Approaches of Environmental Safety Evaluation for Radiactive Effluents.

環境安全総合評価専門委員会

委員構成

平成6年3月現在

(敬称略, 五十音順)

委員長	松本 史朗	埼玉大学工学部教授
委員	市川 陽一	(財)電力中央研究所狛江研究所大気物理部 環境大気グループリーダー
〃	稲葉 敦	工業技術院資源環境技術総合研究所 エネルギー資源部燃料物性研究室主任研究官
〃	大貫 敏彦	日本原子力研究所東海研究所安全性試験研究センター 環境安全研究部地質環境研究室副主任研究員
〃	大橋 弘士	北海道大学工学部教授
〃	大原 利眞	(財)計量計画研究所環境資源研究室副主任研究員
〃	小野 哲也	東北大学医学部教授
〃	甲斐 倫明	東京大学医学部助手
〃	熊谷 幹郎	(財)産業創造研究所原子力化学工学センター化学工学部長
〃	小佐古敏荘	東京大学原子力研究総合センター助教授
〃	鈴木 正昭	東京工業大学原子炉工学研究所助教授
〃	福井 正美	京都大学原子炉実験所助手
〃	本間 俊充	日本原子力研究所東海研究所安全性試験研究センター 環境安全研究部環境影響解析研究室
〃	村松 康行	放射線医学総合研究所那珂湊支所 環境放射生態学研究部環境放射生態学第二研究室長
顧問	浜田 達二	(財)日本アイソトープ協会常務理事

目 次

まえがき	1
第1章 地球規模の自然環境問題に関する調査	2
1.1 総論（環境問題－大気汚染の分類例）	2
1.2 地球温暖化	7
1.3 酸性雨	12
1.4 都市スケールの大気汚染	30
1.4.1 大気汚染物質	30
1.4.2 我が国の大気汚染の経緯	31
1.4.3 発生源	34
1.4.4 汚染濃度の評価基準	35
1.4.5 世界の主要都市における汚染状況	36
第2章 自然環境汚染に対するアセスメントの調査	42
2.1 自然環境の汚染状況について	42
2.1.1 日本における土壌汚染	42
2.1.2 植物汚染とその経路	65
2.2 表層土壌における無機態元素の分布と動態	
－多元素同時分析手法による土壌中無機元素の測定－	81
2.2.1 はじめに	81
2.2.2 研究の背景	81
2.2.3 土壌中元素の機器分析	86
2.2.4 まとめと今後の方向	93
第3章 環境保全技術	122
3.1 再処理工場に係る環境モニタリングについて	122
3.1.1 概要	122
3.1.2 環境モニタリングの目標	122

3.1.3	放出放射性物質の管理	123
3.1.4	環境モニタリングの実際	123
3.2	原位置ガラス固化技術による環境修復	139
3.2.1	原位置ガラス固化技術	139
3.2.2	原位置ガラス固化システムの概要	140
3.2.3	原位置ガラス固化プロセスの適用実績	142
3.2.4	原位置ガラス固化プロセスの改良	143
3.2.5	環境保全技術としての将来性	144
	あとがき	150
	文献リスト	151

諸表リスト

- 表1.1.1 大気汚染の分類例
- 表1.1.2 大気汚染現象のスケールと気象との関係
- 表1.2.1 NCARにおけるGCM/RCMネステッドモデルシステムの研究
- 表1.4.1 大気汚染物質の形態
- 表1.4.2 環境基準および指針値
- 表1.4.3 緊急時の措置のための汚染濃度基準
- 表1.4.4 環境基準の諸外国との比較
- 表2.1.1 特定有害物質とその基準値
- 表2.1.2 土壌および水質環境基準
- 表2.1.3 農用地土壌汚染対策の進捗状況
- 表2.1.4 重金属類による土壌汚染の概況
- 表2.1.5 各種元素の自然賦存量
- 表2.1.6 神通川水系イタイイタイ病発生地域における農業被害
- 表2.1.7 鉱山・製錬所周辺のカドミウム
- 表2.1.8 米中の水銀含量
- 表2.1.9 降下粉塵中の重金属に起因する土壌汚染の推定
- 表2.1.10 日本の主要都市における大気中の重金属濃度
- 表2.1.11 土壌汚染防止法に基づく調査
- 表2.1.12 市街地汚染の監視
- 表2.1.13 土壌-植物移行係数
- 表2.1.14 米への移行係数
- 表2.1.15 ヨウ素の大気から植物への沈着速度
- 表2.1.16 植物、人、地殻中の元素濃度
- 表2.2.1 主要無機元素と環境
- 表2.2.2 土壌の酸中和能と土壌の酸性化
- 表2.2.3 酸性雨の土壌化学性への影響
- 表2.2.4 電磁波と物質の相互作用を利用した機器分析

- 表 2.2.5 元素分析手法の比較
- 表 2.2.6 固体試料の酸分解時におこる元素の損失
- 表 2.2.7 INAA, XRF, ICP-AES, GFAASにより測定可能な無機元素一覧
- 表 3.1.1 陸上環境放射能監視計画の測定対象, 測定項目
- 表 3.1.2 海洋環境放射能監視計画の測定対象, 測定項目
- 表 3.2.1 無機物質の除去・固定化
- 表 3.2.2 有機物質の分解・無害化
- 表 3.2.3 疑似核種保持率およびガラス固化体の TCLP 溶出試験
- 表 3.2.4 疑似核種保持率およびガラス固化体の TCLP 溶出試験
- 表 3.2.5 実証試験に用いた土壌の組成

諸図リスト

- 図1.1.1 3つの基軸による環境問題の整理
- 図1.2.1 地域気候モデルの概念図
- 図1.2.2 東アジア地域気候モデルの特性評価
- 図1.3.1 東アジア地域におけるSO₂発生量の推計結果
- 図1.3.2 日本列島における火山からのSO₂放出量の推計値
- 図1.3.3 アジア地域におけるSO₂の排出量分布
- 図1.3.4 長距離輸送モデルの概念
- 図1.3.5 バックトラジェクトリーの解析例
- 図1.3.6 硫酸イオンの湿性沈着量の観測値と計算値の比較
- 図1.3.7 降水中の硫酸イオン濃度の観測値と計算値の比較
- 図1.3.8 降水中のpHの年平均値と出現頻度
- 図1.3.9 年間の降水量と硫酸イオンの湿性沈着量の関係
- 図1.3.10 土壌の酸中和能
- 図1.3.11 クリティカルロードの分析
- 図1.3.12 流域内の陸水のpHとアルカリ度の鉛直的な変化
- 図1.3.14 関東・甲信地方におけるスギ林の平均衰退度の分布
- 図1.3.13 スギ衰退度の判定基準
- 図1.4.1 継続15測定局の二酸化硫黄年平均値の単純平均値の年度別推移
- 図1.4.2 継続15測定局の二酸化窒素年平均値の単純平均値の年度別推移
- 図1.4.3 継続40測定局の浮遊粒子状物質年平均値の単純平均値の年度別推移
- 図1.4.4 継続14測定局における一酸化炭素年平均値の経年変化
- 図1.4.5 光化学オキシダント注意報等発令延日数、被害届出人数の推移
- 図1.4.6 非メタン炭化水素6～9時における年平均値の濃度分布
- 図1.4.7 総量規制地域における発生源別窒素酸化物排出負荷の割合
- 図1.4.8 世界の主要都市の硫酸化物濃度
- 図2.1.1 農用地土壌汚染対策進捗状況図
- 図2.1.2 農用地土壌汚染対策地域位置図

- 図2.1.3 足尾における粗銅生産量の推移
- 図2.1.4 東京の大気中鉛濃度の年次変化
- 図2.1.5 平均1日交通量8,10台の高速道路沿の土壤中鉛濃度の実測値と予測値
- 図2.1.6 土壌と重金属の研究に占める汚泥の比率
- 図2.1.7 汚染水田の重金属分布
- 図2.1.8 土壌中におけるマンガン, 亜鉛および銅の形態別存在割合
-10種類の土壌の平均値-
- 図2.1.9 開田後の経過年数と酸可溶態および有機態の溶出率との関係
- 図2.1.10 土壌pHと植物養分の有効度の関係の模式図
- 図2.1.11 土壌の酸化還元電位とカドミウム溶出割合
- 図2.1.12 水管理による玄米中のカドミウム含量の変化
- 図2.1.13 土壌中のヒ素濃度, 水管理と収量
- 図2.1.14 土壌改良資材によるカドミウム吸収抑制効果
- 図2.1.15 様々な客土の方法
- 図2.1.16 ヒ素汚染程度と客土の効果
- 図2.1.17 客土によるカドミウムの吸収抑制効果
- 図2.1.18 各種植物による土壌中カドミウムの年間平均除去率(1974)
- 図2.1.19 移行係数(Tf)に及ぼすpHの影響
- 図2.1.20 モミの中での放射性核種の分布
- 図2.1.21 葉菜中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度変化
- 図2.1.22 茶の葉中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度変化
- 図2.1.23 植物および土壌中のCr, Mn, Co, Znの頻度分布
- 図2.1.24 精錬所周辺に生育する桑の葉中のCd, Zn, Pb
- 図2.1.25 キノコ中の ^{137}Cs と ^{40}K の頻度分布
- 図2.1.26 キノコの菌糸の生息場所
- 図2.2.1 地殻および土壌の平均的組成
- 図2.2.2 土壌の化学的特性の経年変化
- 図2.2.3 溶液pHとケイ酸塩鉱物の溶解速度
- 図2.2.4 酸化物・水酸化物の溶解の律速段階

- 図2.2.5 溶液pHおよび有機配位子濃度と酸化物・水酸化物の溶解速度
- 図2.2.6 還元的溶解における表面反応
- 図2.2.7 還元的溶解の速度とpH
- 図2.2.8 風化と微量元素の挙動
- 図2.2.9 微量元素の収着保持機構と収着期間
- 図2.2.10 蒸留水およびフミン酸溶液による土壤中元素の抽出
- 図2.2.11 各種分析法の適用濃度範囲と分析精度
- 図2.2.12 ICP-AESの概念図
- 図2.2.13 ICP-AESにおけるマトリクス効果
- 図2.2.14 ICP-AESにおける物理干渉
- 図2.2.15 ICP-MSの概念図
- 図2.2.16 ICP-MSにおけるマトリクス効果
- 図2.2.17 通常の分析法と放射化分析法の違い
- 図2.2.18 蛍光x線法の概念図
- 図2.2.19 有害元素の水質基準
- 図2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (a) 蛍光x線法
- 図2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (b) ICP発光分光分析法
- 図2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (c) グラファイト炉原子吸光法
- 図2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (d) 熱中性子放射化分析法
- 図2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (e) ICP質量分析法
- 図2.2.21 NAAにおける岩石標準試料の検量線
- 図2.2.22 蛍光x線法における岩石標準試料の検量線
- 図2.2.23 固体試料分解容器
- 図2.2.24 標準試料の酸分解結果
- 図2.2.25 ICP-AES, GFAAS, NAA, XRFによる黒ボク土(茨城)測定結果の比較
- 図3.1.1 東海事業所再処理施設における使用済燃料の処理量
- 図3.1.2 再処理施設からのトリチウムの大気放出量の経年変化
- 図3.1.3 再処理施設からのKr-85の大気放出量の経年変化

- 図3.1.4 再処理施設からのヨウ素-129の大気放出量の経年変化
- 図3.1.5 再処理施設からの全βの海洋放出量の経年変化
- 図3.1.6 再処理施設からのトリチウムの海洋放出量の経年変化
- 図3.1.7 再処理施設からのCs-137の海洋放出量の経年変化
- 図3.1.8 再処理施設からのPu(α)の海洋放出量の経年変化
- 図3.1.9 陸上環境モニタリングに係る試料採取場所
- 図3.1.10 海洋環境モニタリングに係る試料採取場所
- 図3.1.11 表土中のSr-90濃度
- 図3.1.12 表土中のCs-137濃度
- 図3.1.13 表土中のPu-239濃度
- 図3.1.14 海水中のPu-239, 240濃度
- 図3.1.15 海底土中のPu-239, 240濃度
- 図3.1.16 海藻(ワカメ)中のPu-239, 240濃度
- 図3.1.17 ラ・アーク近辺の海水中のSr-90濃度(1989年)
- 図3.1.18 ラ・アーク近辺の海水中のCs-137濃度(1989年)
- 図3.1.19 ラ・アーク近辺の海藻(ヒバマタ)中のCo-60濃度(1989年)
- 図3.1.20 ラ・アーク近辺の海藻(ヒバマタ)中のCs-137濃度(1989年)
- 図3.1.21 ラ・アーク近辺の西洋カサ貝中のCo-60濃度(1989年)
- 図3.1.22 ラ・アーク近辺の西洋カサ貝中のCs-137濃度(1989年)
- 図3.2.1 原位置ガラス固化技術の基本原理
- 図3.2.2 原位置ガラス固化システムの概要
- 図3.2.3 疑似核種を含有した土壌を対象とした試験の構成
- 図3.2.4 疑似核種のセメント・アスファルト固化体を対象とした試験構成
- 図3.2.5 第1回実証試験の構成
- 図3.2.6 第2回実証試験の構成

ま え が き

核燃料サイクル諸施設から放出される放射性物質の環境へ与える影響に関する研究については、原子力安全委員会において取りまとめられている環境放射能安全研究年次計画に示されるように、環境・線量研究、生物影響研究、内部被ばく研究、安全評価研究等の各分野ごとに各研究機関が独立する形で実施され、それぞれの分野において研究の成果が蓄積されている。しかし、これらの研究は、核燃料再処理、廃棄物の処理・処分等、個々のプロジェクト中での局地的な評価が主であり、地球規模という広域なスケールでの評価は、国連科学委員会等においては行われているが、国内ではほとんど研究されていない。

旧ソ連チェルノブイリ原子力発電所事故以来、原子力およびその環境に対する問題については関心が高くなっていると同時により広域なものとなっている。一方、自然環境汚染に関しても広域的な酸性雨問題やフロン、炭酸ガス、地球温暖化現象等の生態系も含めた地球規模での環境問題へと変化してきている。

これらの背景を考慮し、既に広域スケールでの環境影響評価に関する研究が進んでいる、地球温暖化、オゾン層破壊、酸性雨等、自然環境汚染の評価手法を調査し、原子力分野への応用の可能性を調査検討することは意義あることである。

このような観点からここでは以下の項目について基礎的検討を行った。

- ①地球規模の自然環境問題に関する調査
- ②自然環境汚染に対するアセスメント手法の調査

検討に当たっては、地球環境の大まかな区分を大気圏、地圏、水圏の3区分とし、今年度においては主として大気圏と地圏に関して以下のような検討を行った。

第1章では、大気汚染現象による自然環境問題として地球温暖化、酸性雨、都市域での大気汚染について調査を行った。

第2章では、実際の汚染状況について日本における土壌汚染、植物の汚染状況の調査を行った。また、関連して表層土壌における無機態元素の分布と動態について検討するため、多元素同時分析手法による土壌中無機元素の測定を行った。

第3章では、これらの検討を進める上での環境保全技術としての再処理工場に係る環境モニタリングについてと汚染土壌の環境修復技術の一つである原位置ガラス固化技術の現状についての調査結果を取りまとめた。

また、今年度の調査項目の関連文献リスト整理を行った。

第1章 地球規模の自然環境問題に関する調査

1.1 総論（環境問題－大気汚染の分類例）

一般に、環境は自然環境と社会環境に分けることができる。自然環境は地球とそれを囲む構成物質の状態によって地圏、水圏および大気圏に分けられる。人間はこの自然環境中で絶えず活動をし続け、社会環境を形成してきた。ここでは、自然環境における環境問題の一つである大気圏における環境問題－大気汚染を例に、環境問題の分類例について取り上げる。

さて、大気圏を構成する物質は空気である。人間は空気を呼吸するほか、燃焼過程に伴う排ガスやフロンのような物質を大気へ放出することにより、本来の大気中の微量成分の組成を徐々に改変してきた。このように、人為的作用（場合によっては自然的作用によるものも含む）で大気中に存在する物質が過剰に集中することにより、人間環境の快適さ、安全性および健康を害する状態が大気汚染であると言えよう。

ところで、大気汚染は関与する物質の種類や性状が多岐にわたり、かつその挙動を支配する大気の状態も時間的、空間的に変動するため極めて複雑な様相を呈する。逆に言えば、大気汚染は着目する立場によって様々に分類することができる。その一例を表1.1.1に示す。

まず、大気汚染は、その原因となる「物質」によって分類される。大気汚染の原因物質としては、自然界にもともと存在するものと、人工的に作り出されたものとに大別される。前者は、大地からの塵埃、草原や森林の火事などによって発生する二酸化炭素等の燃焼生成物、火山の爆発や間欠泉から吹き上がる二酸化硫黄や硫化水素、海水の飛沫の蒸発、動植物の腐敗によって発生する硫化水素やアンモニア、自然の放射性物質等その種類は多い。しかし、大気汚染として問題となるのは主として後者で、工場やビル、自動車からの排煙等の人工的汚染物質である。また、この人工的汚染物質としては、生産行程などから直接排出される一次汚染物質と、それが大気中で変質して生じる二次汚染物質（例えば光化学オキシダントや酸性雨）がある。さらに、大気汚染物質は、その存在形態によりガス状物質と粒子状物質に分類することもできる。

「影響」に着目した場合、最も深刻な影響は人間の健康への影響であり、物質や濃度によって特異的な疾患（例えばCO）をもたらしたり、呼吸器系の非特異的な疾患（例えば慢性気管支炎）をもたらすケースに分類される。さらに、急性・慢性といった異なる様相が存在する。影響という点で、その他、周知の分類として考えられるのは、生態系（土壌、水、植物・動物

を含む広い系)への影響、構造物・器物への影響、あるいは、地球環境系へのインパクトとしての気候変化のような影響である。一方、影響と対策の間をつなぐ論理として大気汚染による経済的損失に着目する立場があり、そこでは人間の健康影響も含めた社会的費用を計量することを目指す、そのためには上記の各種の影響について、ある程度確かな知見が必要とされる。

「原因・対策」に着目すると、例えば発生源の種類によって分類される。我が国の昭和30年代における主要な発生源は、重化学工場や石油コンビナートなどの産業型・固定型発生源であり、対策も大規模発生源に対する排出規制を中心とする。これに対して、高度経済成長を通して進行してきた都市化の過程で、都市活動の集積による都市型の大気汚染が進行してきた。都市型大気汚染の発生源は多種多様であり、工場・事業所・家庭のような固定型と自動車・船舶のような移動型の発生源が混在しており、産業型発生源とは異なった対策を必要とする。一方、二酸化炭素はあらゆる人間活動がその発生源となりうるため、その対策も従来の地域型汚染に対するものとは全く異なる考え方に基づくものにならざるを得ない。なお、「対策」は、影響が明解な時も、必ずしも明解ではないが取り返しのつかない事態を避けるために手段を講じなければならない時もあり、現実世界的な二酸化炭素排出抑制の動きは、不確実な科学的知見に対して安全側から立論するという原則を反映している。

「大気中過程」は、基本的に、輸送（拡散）・変質・除去の3つの過程（プロセス）からなり、影響過程を含む総合的なモデリングに際しては各プロセスの定式化が中心となる。また、これらのプロセスの寄与は現象のスケールと深く関係しており、表1.1.2のようなスケールに基づく整理ができる。一般に、対象とするスケールが小さければ、輸送（拡散）過程が変質過程や除去過程よりも重要となるが、大きなスケールの現象では変質過程や除去過程が相対的に重要となる。すなわち、輸送（拡散）・変質・除去の各過程の相対的重要性がスケールによって異なる。例えば、都市内の自動車や工場等から排出される窒素酸化物（ NO_2 と NO ）は、汚染源のごく近傍では拡散過程のみにほぼ支配されて一次汚染物質としての NO_2 が問題となるが、風下に輸送されるにしたがって、 NO と大気中の O_3 等が反応して生成される二次汚染物質としての NO_2 が問題となる。また、太陽光が強く、炭化水素類が共存している場合には、この過程において光化学スモッグが反応により生成される。さらに汚染物質が風下に輸送されると、雲や降水に取り込まれ酸性雨となって地上に落下したり、地表面に乾性沈着することにより大気中から除去される。

最後に、複数の分類軸により大気汚染問題を含め地球・地域環境問題を整理した例として内

藤(1992)による結果を図1.1.1に示す。ここでは、環境問題を、次の3つの軸によって整理している。

- ①原因となる行為の広がり
- ②影響の時間的な広がり
- ③影響の空間的な広がり

図1.1.1において大気汚染問題のみについて概説すると次のとおりである。最近の都市における大気汚染の主因は自動車交通であり道路沿道での汚染が著しいが、本来的には交通規制等の比較的狭域的な対策により汚染緩和が図られる性格のものである。しかし、対策が不十分であると、空間的により大きなスケールの現象である光化学スモッグ等の問題をひきおこす。次に、酸性雨やオゾン層破壊のような問題は、先進国の技術がもたらしたという意味で、原因から見ると地域の公害問題と共通する。しかし、オゾン層破壊は、空間的には地球全体、時間的には将来にわたって深刻な事態が予想され、また、酸性雨も、広域的な生態系破壊をもたらし、時間的にも影響が継続する恐れが強い。一方、地球温暖化問題の原因は極めて根源的であり、人間のあらゆる活動は多かれ少なかれ温暖化を引き起こすとも言える。そして、その影響は空間的には全地球規模にまで及び、また時間的にも将来世代に影響を及ぼすことが懸念されている。

以上、大気汚染における分類例について概括してきたが、その方法は多種多様である。いずれにしても、分類する目的・視点に応じて適当な分類軸を選択することが重要であることは言うまでもない。

参考資料 (1.1節)

- (1) 森口実, 千秋鋭夫, 小川弘: 環境汚染と気象 大気環境アセスメントの技術, 現代の気象テクノロジー2, 朝倉書店, 1992年4月.
- (2) 河村武: 大気環境論, 気候と人間シリーズ5, 朝倉書店, 1987年9月.
- (3) 内藤正明: 地球時代の新しい環境観と社会像, エッソ石油株式会社, 1992年11月.

表 1.1.1 大気汚染の分類例

分類軸		分類の視点
物質	生成要因 生成過程 存在形態	自然起源, 人工起源 一次汚染物質, 二次汚染物質 ガス状物質, 粒子状物質
影響	人間の健康 生態系 構造物・器物 気候変化 経済的損失	特異的・非特異的疾患 急性・慢性影響 土壌・水系等への移行による一次影響 動植物影響 (直接影響, 土壌・水系等による二次影響) 気候変化そのもの 気候変化による諸影響
原因・対策	発生源区分 原因の性格 対策の種類	産業型・都市型 固定型・移動型 原因の根源性 (図1.1.1参照)
大気中の過程		輸送 (拡散) ・変質・除去 上記 3 過程の相対的重要性 (現象スケールによる)
スケール	現象スケール 影響スケール	グローバル・リージョナル・メソ・アーバン・ミクロ 空間的・時間的スケール

表 1.1.2 大気汚染現象のスケールと気象との関係 (河村)

スケール	汚染現象	観測所 (数)*	大気汚染の影響	汚染物質に対する気象の影響		
				輸送拡散	変形変質	沈着除去
グローバル 10 ³ ~10 ⁴ km	バックグラウンド 汚染	基準観測所 (地球 全体で 10~20)	気候変化(CO ₂ , 大気湿度の変化) 成層圏オゾン層 の破壊, 海洋への 汚染質の輸送	△	○	◎
リージョナル 10 ² ~ 10 ³ km	汚染物質 の長距離 輸送	地域観測所 (地球全 体で150 ~200)	酸性雨 (北欧・ 北米) 菌胞子の長距離 輸送 広域汚染	○ シノプティ ックスケ ールの気象 (流跡線)	◎ 雲物理・ 湿度気温	○ 降水 (wash- out, rain- snowout) 重力落下
広域 (メソ) 10 ¹ ~10 ² km	汚染物質 の中距離 輸送		広域高濃度大気 汚染 (光化学オ キシダント) 高煙突からの汚 染	◎ 局地風系 大気安定度	◎ 光化学反 応	○
局地(都市) (インパクト) 10 ¹ ~ 10 ⁴ km	高濃度大 気汚染	大気汚染 監視局 (1都市 当たり3 地点)	高濃度汚染 都市気候(気温, 降水, 霧などの 変化) 人体影響, 植物 被害	◎ ローカルス ケールの 風, 大気安 定度	○ (オキシ ダント)	△ 重力落下
局所 10 ¹ ~10 ² m	道路ぎわ 煙突の排 出口の周 辺の大気 汚染	(自動車 観測所) 特別観測	交叉点や道路ぎ わの人体, 動植 物その他の被害	◎ 周辺の地 物, 建物な どの影響 (微気象)	△	

(注) * SCOPE (1973) の勧告, ◎ 影響度大, ○ 影響度中, △ 影響度比較的小。

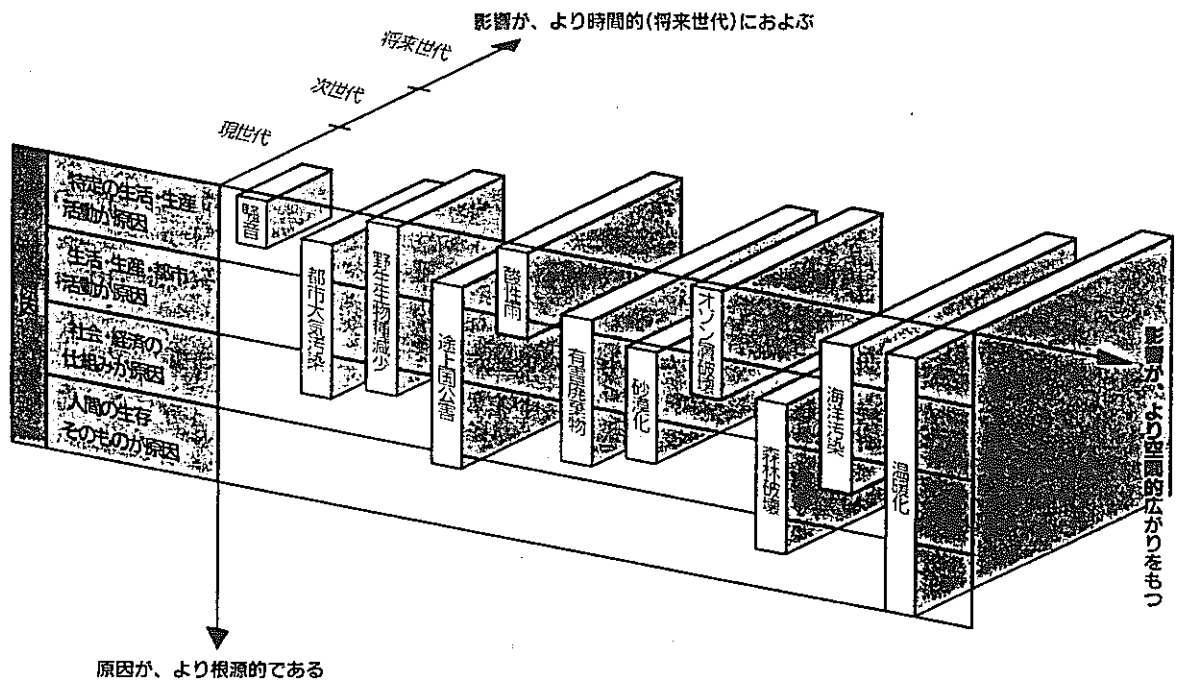


図1.1.1 3つの基軸による環境問題の整理（内藤）

1.2 地球温暖化

二酸化炭素、メタン、一酸化二窒素、フロン類など温室効果ガスの増大とともに、地球温暖化に伴う気候変化が懸念されている。現在、地球温暖化の影響予測は大気大循環モデル（GCM: General Circulation Model）により行われている。しかし、GCMは地球全体の気候予測が目的であるため、空間解像度が粗い。例えば、我が国の気候変化を詳細に予測することはできない。そこで、電力中央研究所では、GCMにより計算された大規模な気候場（風、気温、水蒸気など）を境界条件として、東アジア地域の気候を空間的に密に予測できる地域気候モデル（RCM: Regional Climate ModelあるいはLAM: Limited Area Model）の開発を米国大気研究センター（NCAR）と共同で進めている。本節では電力中央研究所の加藤がまとめた資料¹⁾や彼の試算結果を紹介する。

図1.2.1にRCMの概念を示す。この図は、約500kmのメッシュで計算したGCMの結果を境界条件として、約50kmメッシュで我が国を中心とする東アジアの気候を予測することを表している。表1.2.1はNCARにおけるRCMの研究状況である。NCARの研究は、高レベル放射性廃棄物貯蔵地点の将来における気候（主に降水量）や陸水状態を長期間にわたって予測することから始まっている。最近では、地球温暖化の影響評価など様々な方面での利用が念頭に置かれている。モデルの鉛直方向の領域は地上から1hPa等圧面までである。境界条件の欄で、CCMはNCAR-GCMの計算結果、ECMWFはヨーロッパセンターの観測データの解析結果を用いることを表している。NCARで開発している方法は、RCMで作出される風の場合がGCMにはフィードバックされないone-way nestingである。加藤らは、NCARのGCM/RCMを東アジアへ適用するにあたって、検討すべき課題として以下の事項を指摘している。

- ①風下境界付近で多量の降水を生じさせる計算スキームの改良
- ②夏季に単独のグリッド・ポイントで過大な降水を生じさせる計算スキームの改良
- ③風上境界付近に存在するヒマラヤ山脈などの複雑地形が計算結果におよぼす影響
- ④日本海の海面温度を予測する海洋モデルの開発
- ⑤RCMの中にさらに高い解像度のモデルを結合させるダブル・ネスティングの手法

図1.2.2は東アジア地域気候モデルの試算結果の例である。計算結果は観測結果と比較されている。この計算では、GCMの代わりに12時間ごとの観測データが境界条件として与えられている。気圧、気温の計算結果は概ね観測結果を再現しているが、降水量は必ずしも一致して

いない。

参考文献（1.2節）

- (1) 加藤央之, 平口博丸: 大気大循環モデル/地域気候モデル結合システムを用いた気候予測法の調査, 電力中央研究所報告調査報告T92043, 電力中央研究所, 1993.

表1.2.1 NCARにおけるGCM/RCMネステッドモデルシステムの研究

研究者 (年)	対象地域	解像度		境界条件 (解像度:緯度×経度,鉛直) (出力時間間隔)	解析対象・検討項目
		水平	鉛直		
Dickinson 他 (1989)	米国西部 東西 3000km 南北 3000km	60km	12層	CCM1.R15 (4.5×7.5度, 12層) (24時間毎)	CCM1(1CO ₂)の3年分の1月の 気候シミュレーション結果から降水パ ターン(合計20日間)
Giorgi and Bates (1989)	米国西部 東西 3000km 南北 3000km	60km	13層	ECMWF (1.875×1.875度, 15層) (12時間毎)	1979年1月の気候 ・地域気候パターンの特性検討
Giorgi (1990a)	米国西部 東西 3000km 南北 3000km	60km	13層	ECMWF (1.875×1.875度, 15層) (12時間毎)	1979年1月の気候 ・パターンの境界条件の感度解析
Giorgi (1990b)	米国西部 東西 3000km 南北 3000km	60km	16層	CCM1.R15(4.5×7.5度, 12層) CCM1.T42(2.89×2.89度, 12層) (12または24時間毎)	CCM1(1CO ₂)の6年分の1月の 気候シミュレーション結果 ・境界条件の粗さの影響
Giorgi (1991)	米国西部 東西 3000km 南北 3000km	60km	13層	ECMWF (1.875×1.875度)	1979年7月の気候 ・降水パターンの検討
Giorgi他 (1993a)	米国西部 東西 3300km 南北 3000km	60km	14層	ECMWF (2.8×2.8度, 15層) (12時間毎)	1982年1月から2年間の気候 1988年1月から16カ月の気候 ・長期間のシミュレーション
Giorgi他 (1993b)	米国全域 東西 6000km 南北 3700km	60km	16層	CCM.GENESIS.R15(+海洋パ ターン)(4.5×7.5度, 地表面のみ2.0 ×2.0度, 12層, 6時間毎)	CCM.GENESIS1(1CO ₂ , 2CO ₂)の 各4年分の気候シミュレーション結果 ・CO ₂ 増の地域気候シミュレーション
Giorgi and Brodeur (1993)	米国全域 東西 6000km 南北 3700km	60km	16層	CCM.GENESIS.R15(+海洋パ ターン)(4.5×7.5度, 地表面のみ2.0 ×2.0度, 12層, 6時間毎)	CCM.GENESIS1(1CO ₂ , 2CO ₂)の 各4年分の気候シミュレーション結果 ・CO ₂ 増の水文状態の変化
Giorgi他 (1990)	欧州 東西 3800km 南北 3500km	70km	16層	CCM1.R15 (4.5×7.5度, 12層) (12時間毎)	CCM1(1CO ₂)の10年分の1月の 気候シミュレーション結果 ・地域気候パターンの適用性検討
Giorgi and Marinucci (1991)	欧州 東西 4000km 南北 3700km	70km	16層	ECMWF (1.875×1.875度, 15層) (12時間毎)	1979年1月, 6月の気候 ・パターンの境界条件の感度解析
Marinucci and Giorgi (1992)	欧州 東西 4100km 南北 3600km	70km	16層	CCM(Washington & Meehl).R15 (+海洋パターンの)4.5×7.5度, 9層 , 12時間毎)	CCM(1CO ₂)の5年分の1, 4, 7, 10月の気候シミュレーション結果 ・ネステッドモデルシステムの評価
Giorgi他 (1992)	欧州 東西 4100km 南北 3600km	70km	16層	CCM(Washington & Meehl).R15 (+海洋パターンの)4.5×7.5度, 9層 , 12時間毎)	CCM(2CO ₂)の5年分の1, 4, 7, 10月の気候シミュレーション結果 ・CO ₂ 増の地域気候シミュレーション

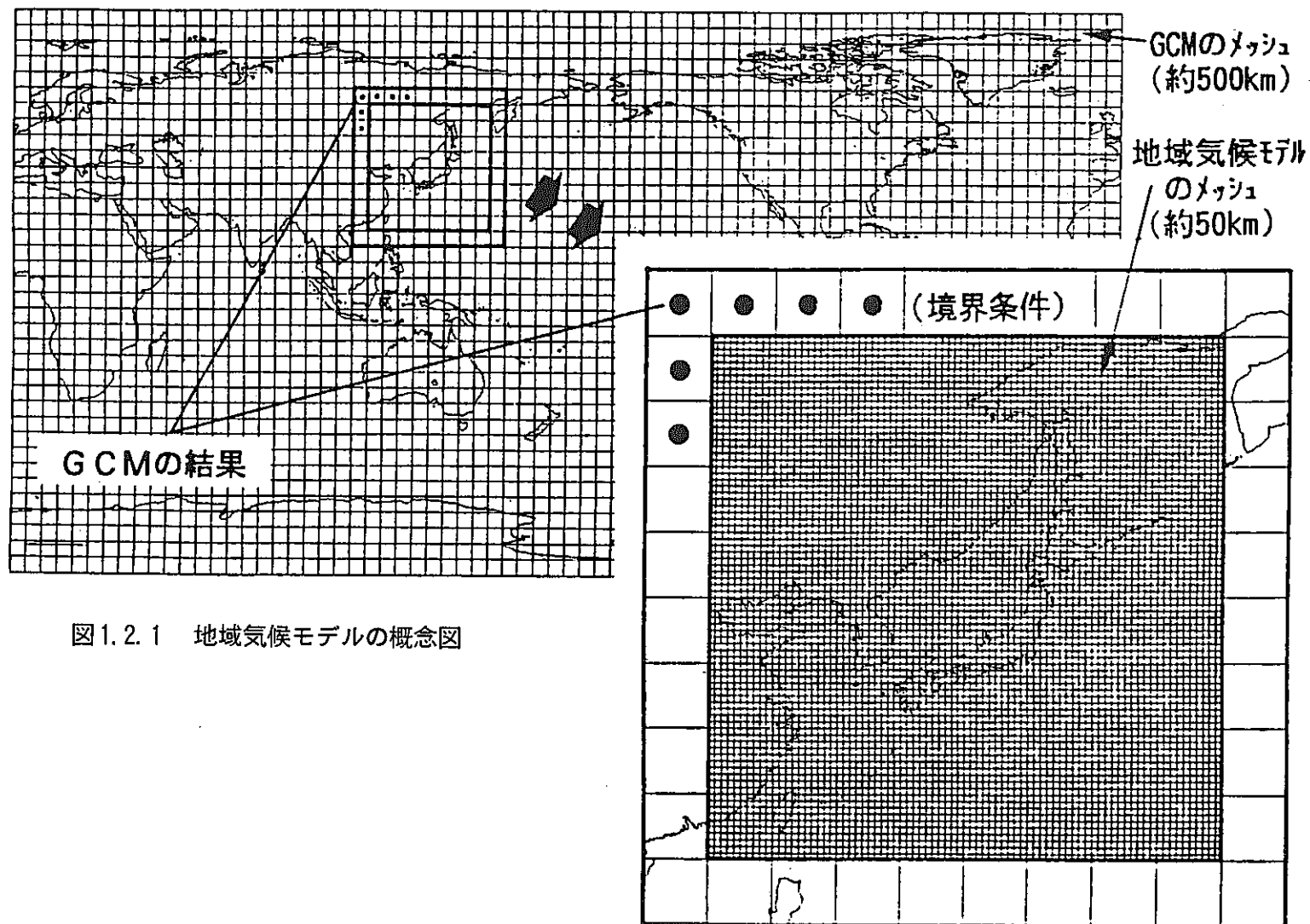
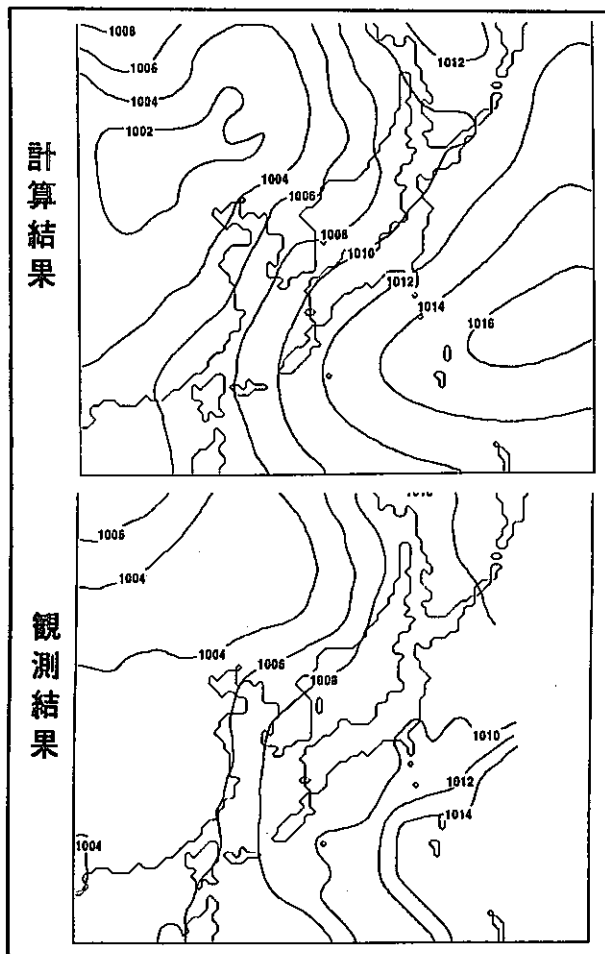
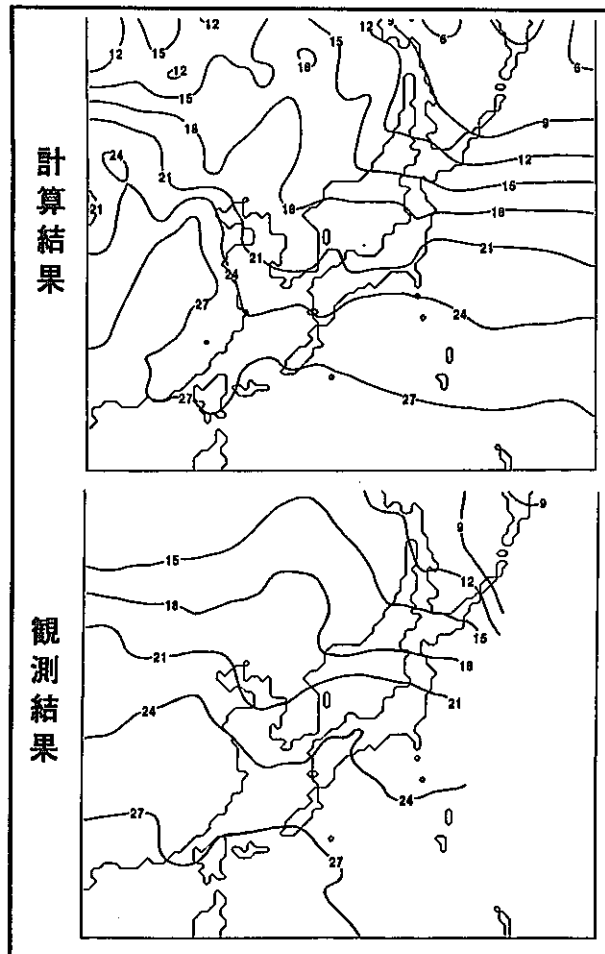


図 1.2.1 地域気候モデルの概念図

月平均気圧 (hPa)



月平均気温 (°C)



月合計降水量 (mm)

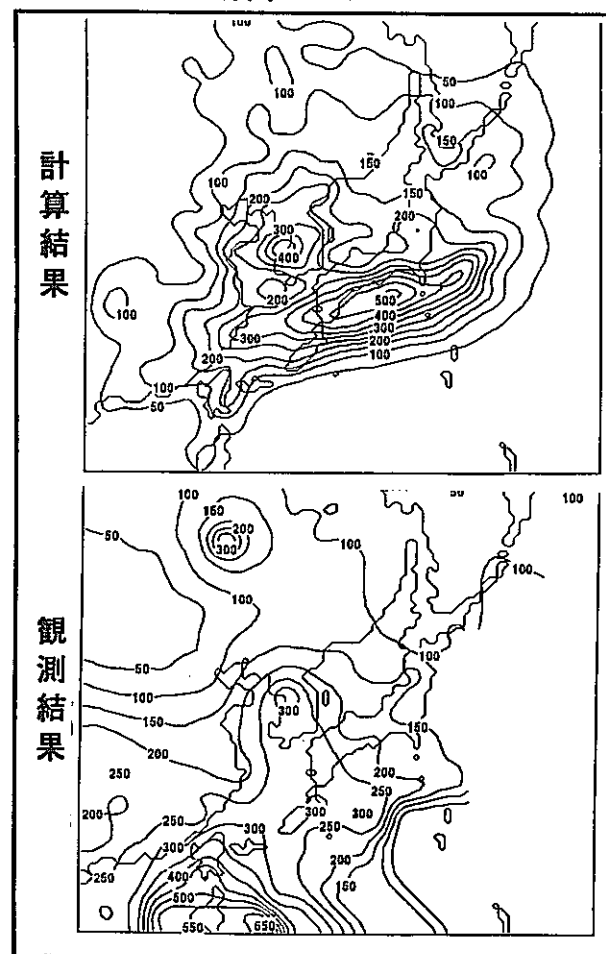


図1.2.2 東アジア地域気候モデルの特性評価

1.3 酸性雨

酸性雨は、欧州、北米においては既に1960年代から70年代にかけて大きな社会、環境問題となっていた。そして、現在、経済成長、人口増加に伴う大気汚染物質の増大を懸念して、第3の地域としてアジアが注目されている。酸性雨の問題では、二酸化硫黄や窒素酸化物などの先駆物質の発生、シノプティックスケール（数100～1,000km）における輸送、土壌への沈着、河川、湖沼への移行、生物などへの影響、環境対策について考えなければならない。環境対策については、我が国では、燃料転換や脱硫、脱硝装置の導入、省エネルギーやエネルギー利用効率向上のための新技術の開発が進められているが、ここではこれらの点には触れず、酸性雨の現象面に着目して述べる。電力中央研究所では、大気、陸水域、生物の各分野が協力して、主に我が国を対象に酸性雨に関する実態調査を総合的に実施し、一昨年報告書¹⁾をまとめた。本節では、この内容を中心に、最近の知見を加えて報告する。なお、文献(1)からは特に断らないで引用する。

大気中には様々の汚染物質が、工場や自動車などの人為起源や火山や生物などの自然起源から排出されている。その中で、硫黄酸化物と窒素酸化物が酸性雨の大きな原因となっている。すなわち、これらの物質から生じた硫酸と硝酸によって、降水の酸性化が生じる。降水の酸性化への寄与は硫酸が2に対して硝酸が1である。他にも塩化水素が酸性雨の原因となるが、先の2物質と比べると寄与は小さい。

硫黄酸化物の主な発生源は、化石燃料を燃やす工場と火山である。図1.3.1は東アジア地域（日本、中国、台湾、韓国、北朝鮮）の1986年における二酸化硫黄の発生量分布を示している。格子幅はほぼ80kmである。酸性物質の長距離輸送を解析するにあたっては、この程度の格子レベルの発生量分布が必要である。当該地域5カ国からの二酸化硫黄の発生量は、約2,100万tである。この内訳は、日本が約90万t、中国が約1,800万t、台湾が約30万t、韓国が約100万t、北朝鮮が約90万tである。科学技術庁の調査研究グループ²⁾はアジア各国の二酸化硫黄の排出量を見積もっている。彼らの報告によると、1986年の排出量は日本が約110万t、中国が約1,800万t、台湾が約70万t、韓国が約140万t、北朝鮮が約30万tである。中国の研究者は、自国からの排出量は1988年に1,600万tとしている。自国の排出量を台湾の研究者は1988年に60万t、韓国の研究者は1986年に120万tと見積もっている。報告者による推定値の違いは、石炭中に含まれる硫黄分や灰に残る硫黄分の割合など排出係数の設定の仕方が異なるためである。

図1.3.2は我が国の火山からの二酸化硫黄の排出量である。1989年には約150万tで、我が

国の人為起源の排出量を上回る。我が国には図1.3.1, 図1.3.2に示した排出源以外に, ロシア沿海州の人為起源, カムチャッカ半島, 千島列島, 択捉島の火山起源の二酸化硫黄が影響すると思われる。

窒素酸化物についても図1.3.1と同様の分布が得られている。おおまかなパターンは硫黄酸化物と似ている。窒素酸化物(二酸化窒素換算)の排出量は, 1986年に日本が約150万t, 中国が約760万t, 台湾が約30万t, 韓国が約80万t, 北朝鮮が約50万tで, 5カ国の合計は約1,100万tである。科学技術庁の報告では, 日本が約190万t, 中国が約680万t, 台湾が約30万t, 韓国が約50万t, 北朝鮮が約50万tである。自国からの排出量を中国の研究者は1988年に約780万t, 台湾の研究者は1988年に約40万t, 韓国の研究者は1986年に約80万tと見積もっている。窒素酸化物の発生源は, 主に化石燃料を燃やす工場などの固定源と自動車などの移動源である。日本の場合, 固定源と移動源の寄与は半々であるが, 中国では90%以上が固定源である。

図1.2.3は, 世界銀行のアジアの酸性雨に関するプロジェクトで開発中のRAINS-ASIAモデルで検討されているアジア地域の二酸化硫黄の排出量分布である。世界銀行のプロジェクトについては文献(3)で簡単な紹介がなされている。また, RAINS-ASIAに先だって欧州を対象に開発されたRAINSモデルの詳細は文献(4)にまとめられている。

人為起源や自然起源から発生した二酸化硫黄と窒素酸化物は, それぞれ酸化されてガス状の硫酸と硝酸になる。硫酸はほとんどが粒子化する。硝酸はガス状あるいは粒子状で存在する。粒子化したものは2次粒子と呼ばれる。硫酸や硝酸の一部は, 土壌粒子に含まれるCaイオンや大気中のNH₃とともに硫酸塩や硝酸塩をつくる。2次粒子は他の浮遊粒子状物質とともに雲の凝結核になり, 雨や霧に成長する。二酸化硫黄は光化学反応でできた過酸化水素やオゾンとともに大気中の水滴に溶け込んで硫酸になる。雨ができる前に汚染物質が雲や霧に取り込まれることをレインアウトという。大気中の二酸化硫黄や窒素酸化物, 2次粒子は落下する雨滴に取り込まれて地表面に沈着する。また, 降水がなくても地表面に沈降していく。前者はウォッシュアウト, 後者は乾性沈着と呼ばれる。レインアウトとウォッシュアウトによる汚染物質の除去を合わせて湿性沈着という。二酸化硫黄が硫酸になるには5~6日かかる。窒素酸化物は1~数日で硝酸になる。この間に, 酸性物質は数100~1,000km程度輸送される。以上述べた輸送, 変質, 雲や雨による除去過程は長距離輸送モデルによって解析される。図1.3.4は硫黄酸化物の長距離輸送モデルの概念を表している。

図1.3.5は長距離輸送モデルで計算した850hPa等圧面（およそ1,500mの高度）における空気塊の動きである。図の矢印は東京に到達する空気塊の軌跡を表しており、バックトラジェクトリーと呼ばれる。我が国の場合、夏季には東シナ海、日本海からの気流と日本の東および南の海上からの気流が見られる。冬季には中国東北部からの気流が卓越する。図1.3.6は、長距離輸送モデルで硫酸イオンの年間湿性沈着量（1988年10月～1989年9月）を予測した結果と観測値の比較を示している。図には電力中央研究所が通商産業省資源エネルギー庁からの受託研究で、1987年10月から1990年9月にかけて設置した酸性雨の観測網（地点21は電力中央研究所独自の観測地点）が示されており、これらの地点が予測の対象になっている。比較図の□に付属している数字は観測地点番号に対応している。用いた長距離輸送モデルはトラジェクトリー型であるが、評価地点で物質収支をとることにより、降水中の硫酸イオン濃度を予測できる点に特徴がある。モデルの予測結果はよいといえる。図1.3.7は、島根県出雲市（地点番号14）を対象にほぼ10日単位で降水中の硫酸イオン濃度を計算した結果と観測値を比較したものである。計算は人為起源と火山起源の二酸化硫黄を対象とした場合と人為起源だけを対象とした場合の2ケース行っている。出雲市における年間の湿性沈着量に占める火山起源の二酸化硫黄の寄与は13%である。しかし、短期的に見ると7月中旬のように、40%程度に達する場合もある。

次に酸性雨の観測結果について示す。図1.3.8の日本列島上の数値は、降水のpHの年平均値を示している。また、図には日本列島のほぼ中央に示される線で北東地域と南西地域に分けてpHの頻度分布を求めた結果が示されている。灰色の棒グラフが北東地域の頻度分布である。なお、この図は、20地点（図1.3.8の地点番号21を除く）に対して3年間、10日毎に降水を採取して得た試料がもとになっている。全地点におけるpHの平均値は4.8であり、全試料の約70%がpH4.5～5.5の範囲にある。南西地域のpHの平均は4.8、北東地域のpHの平均は5.1である。この違いを水素イオン濃度で見ると約2倍の差になる。さらに、我が国の降水量は北東地域で少なく、南西地域が多いため、水素イオンの湿性沈着量として見ると、数倍から1桁近く南西地域が多くなる。図1.3.9は、日本を日本海側、内陸、太平洋側、オホーツク海側に分けて、年間の降水量と硫酸イオンの湿性沈着量の関係を調べた結果である。図中の直線は、原点と日本の平均値を結んだものである。降水量が多いほど沈着量が多いこと、同一降水量でも日本海側の方が太平洋側より沈着量が多いことがわかる。

酸性物質が土壤に沈着し、土壤の酸性化が進行すると、植物や魚に有害なアルミニウムイオンが溶出する。土壤に酸が加えられて、アルミニウムイオンが溶出するまでに土壤が消費した

水素イオン量は酸中和能（ANC）と呼ばれる。単位は乾燥土壌100gあたりのミリ当量である。図1.3.10は我が国の表層土壌のANCの分布を示している。この図を作成するにあたって、全国500カ所から深さ約20cmの土壌がサンプリングされている。関東地方にANCの高い地域、関西から中国地方に低い地域が見られる。図1.3.11はRAINS-ASIAモデルで検討しているクリティカルロードのアジア地域の分布である。クリティカルロードは、これ以上の酸性物質の負荷があると陸域生態系に重大な悪影響をおよぼす臨界量である。この図は対象面積の1%に影響がでる量を表している。西日本や中国南部の土壌が酸性降下物に対して相対的に弱いことがわかる。

酸性降下物は土壌から陸水へと移行していく。図1.3.12は雨水が河川水へ移行するに伴って、pH、アルカリ度がどのように変化するかを測定した例である。中宮は石川県手取川水系、陣ヶ畑は長野県天竜川水系の流域である。pH4.5～5の雨水が土壌中を浸透し、土壌水、地下水となる過程でpHの上昇が見られ、河川水へ流出するときにはpHが7以上になっている。また、土壌から河川へ流出する過程でアルカリ度や図示はしなかったが Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度が上昇している。この現象は次のように解釈できる。植物の根や土壌微生物の呼吸によって放出された CO_2 が土壌水に溶けて、 H^+ と炭酸水素イオンを生じる。これによりアルカリ度が上昇する。呼吸で生成された H^+ と湿性沈着による H^+ は鉱物の風化や土壌中の Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などのイオン交換によって消費される。 H^+ が消費されることによってpHが上昇し、土壌粘土の表面に付着している Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などの塩基が H^+ と交換して土壌水中に流出することによってそれら塩基の濃度が上昇する。

最後に、図1.3.13にスギ衰退度の判定基準、図1.3.14に関東・甲信地方におけるスギ林の衰退度の分布を示す。スギ衰退の地域は標高が低く、衰退木は孤立木や突出木であることが多い。このような特徴を総合的に考えると、酸性雨が直接スギ衰退に影響している可能性は小さいようである。

参考文献（1.3節）

- (1) 酸性雨検討会：酸性雨の実態調査，電力中央研究所報告研究報告T91019，電力中央研究所，1992.
- (2) 科学技術庁科学技術政策研究所：アジア地域のエネルギー消費構造と地球環境影響物質（ SO_x 、 NO_x 、 CO_2 ）排出量の動態分析，1991.

- (3) 市川陽一：国際会議報告「アジアの酸性雨と原因物質の発生量に関する国際会議」，土木学会誌，78.3，1993.
- (4) Alcamo, J., Shaw, R., and Hordijk, L(Ed.) : The RAINS model of acidification, Science and strategies in Europe, Kluwer Academic Publishers, 1990.

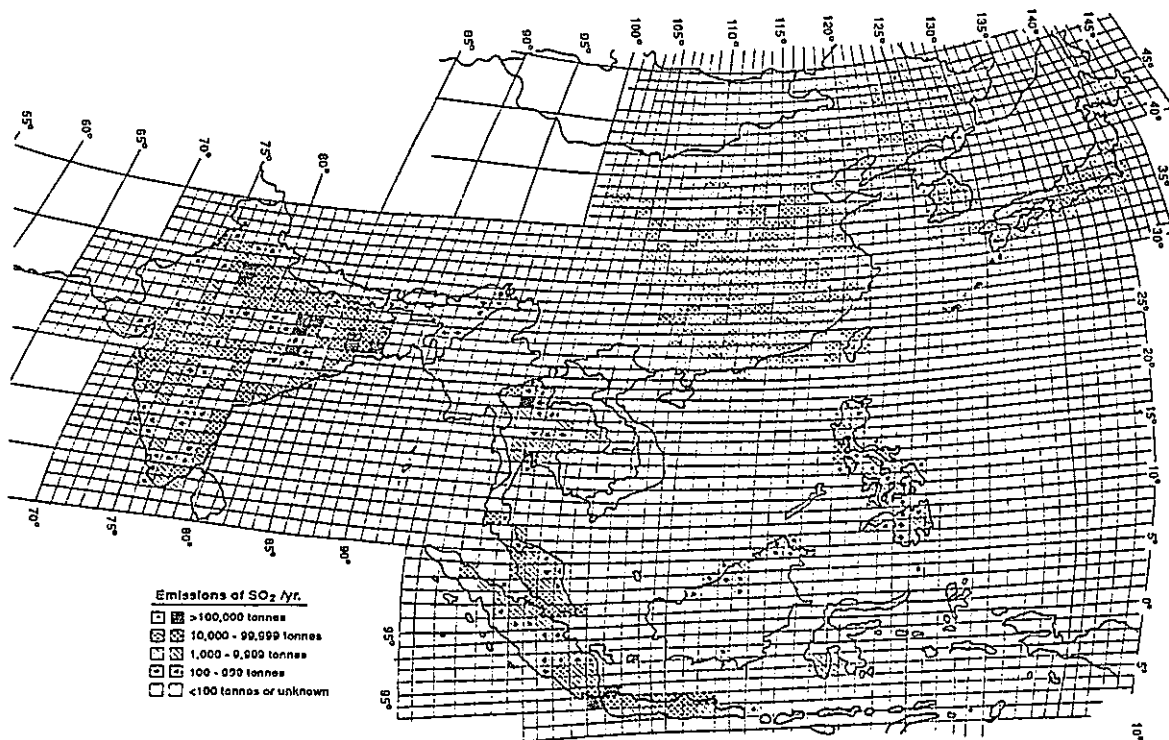


図 1.3.3 アジア地域における SO_2 の排出量分布

(Bhattiら：第3回アジアの酸性雨と原因物質の発生量に関する国際会議，1991)

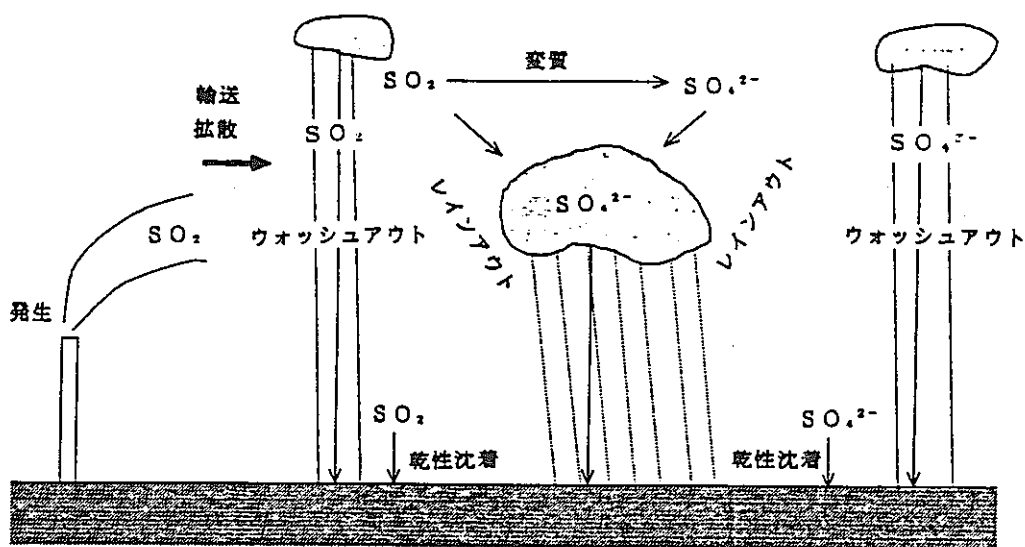


図 1.3.4 長距離輸送モデルの概念

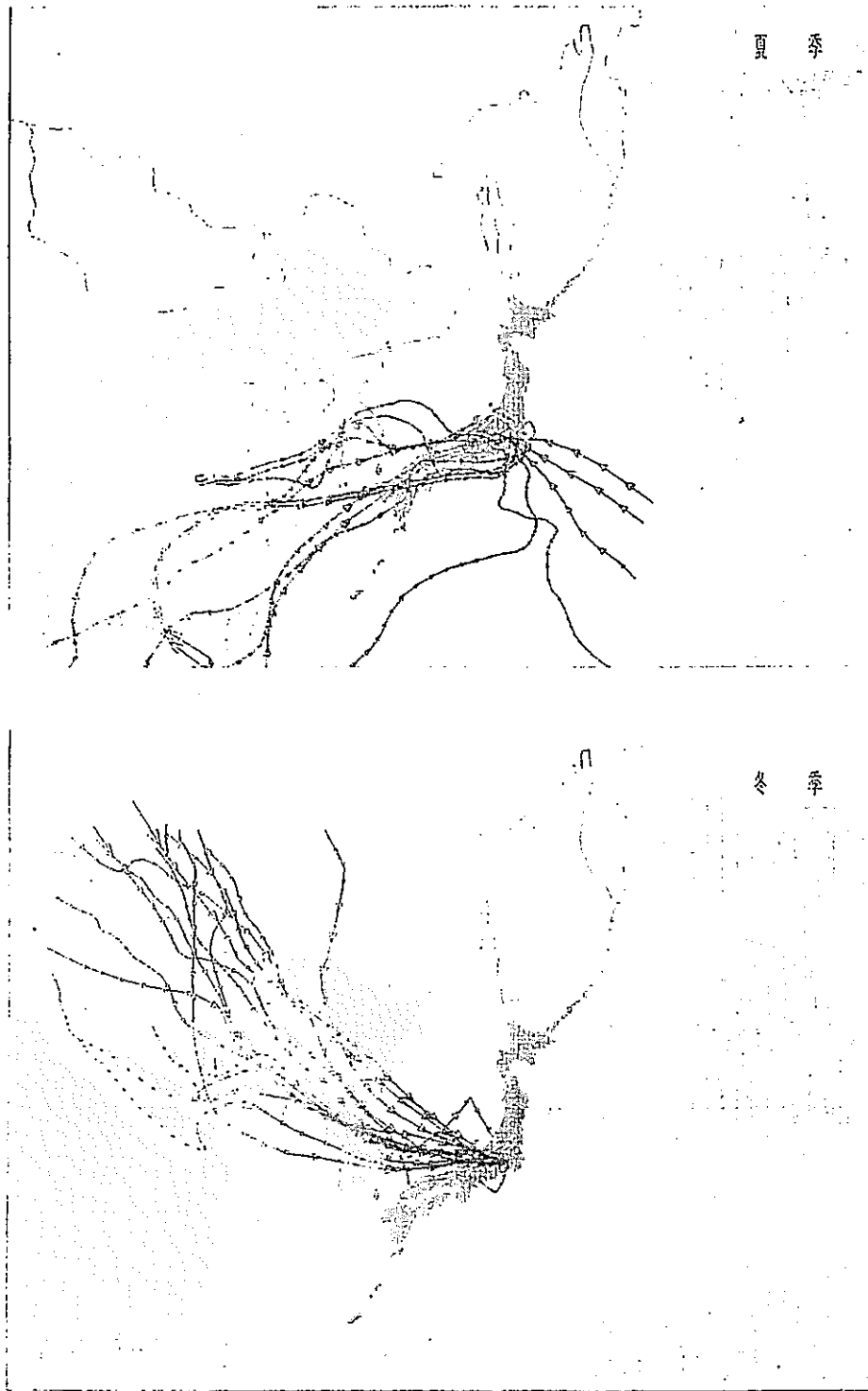


図1.3.5 バックトラジェクトリーの解析例

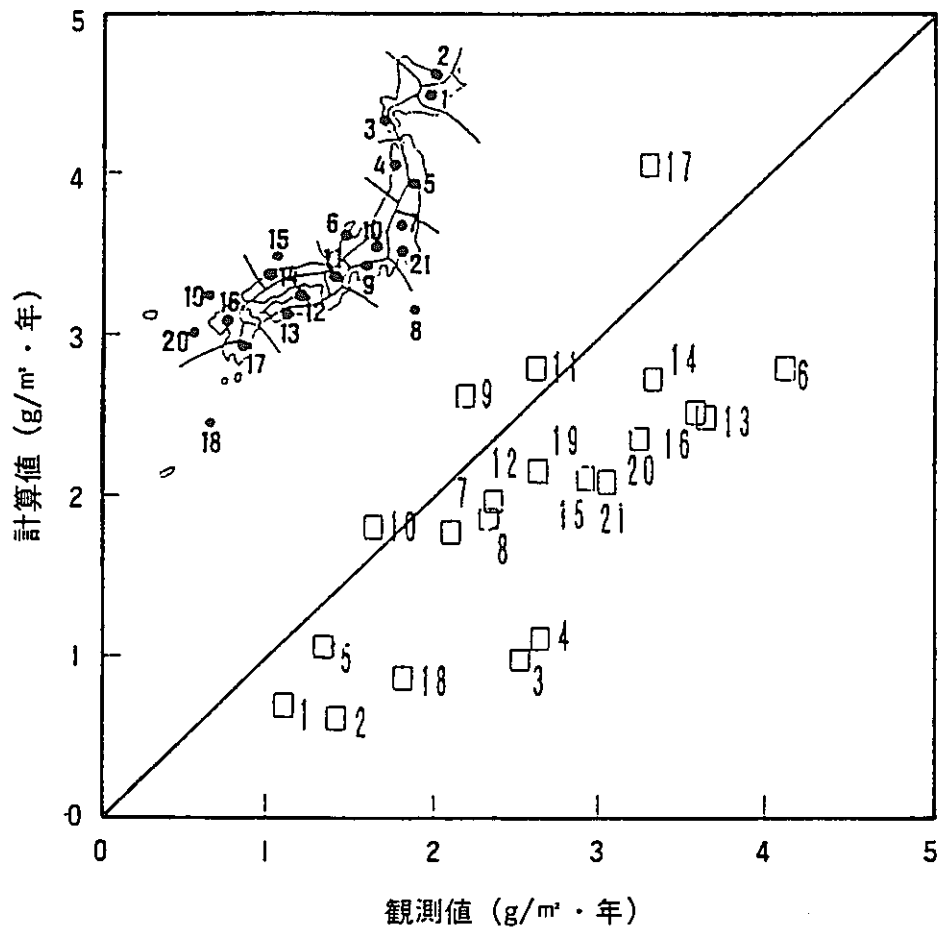


図 1.3.6 硫酸イオンの湿性沈着量の観測値と計算値の比較

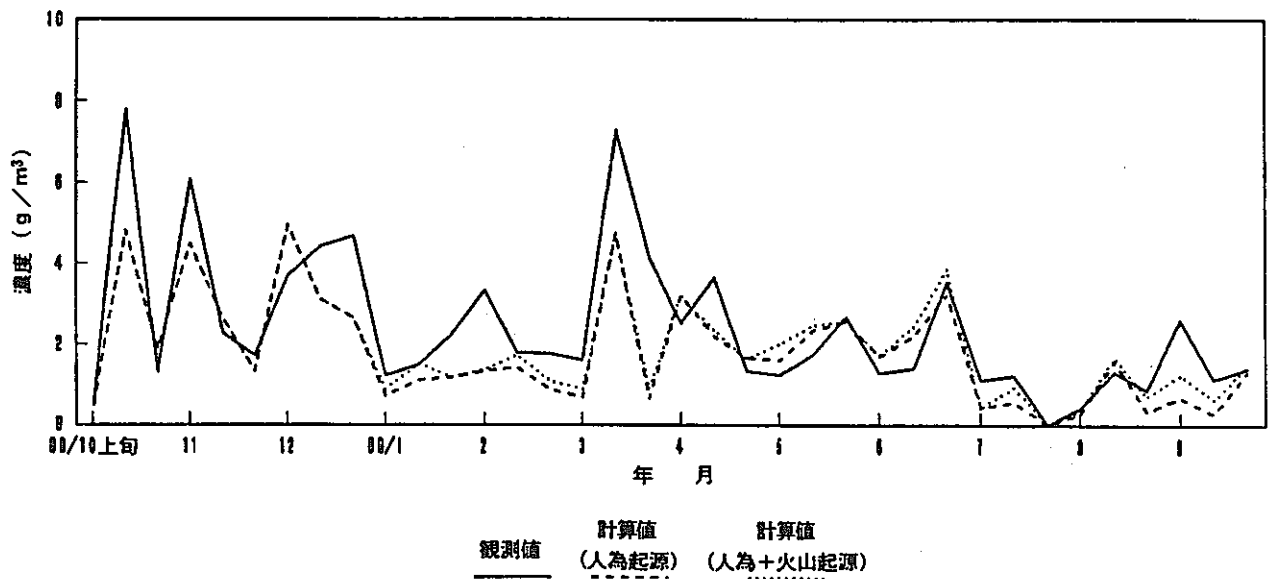


図 1.3.7 降水中の硫酸イオン濃度の観測値と計算値の比較 (島根県出雲市)

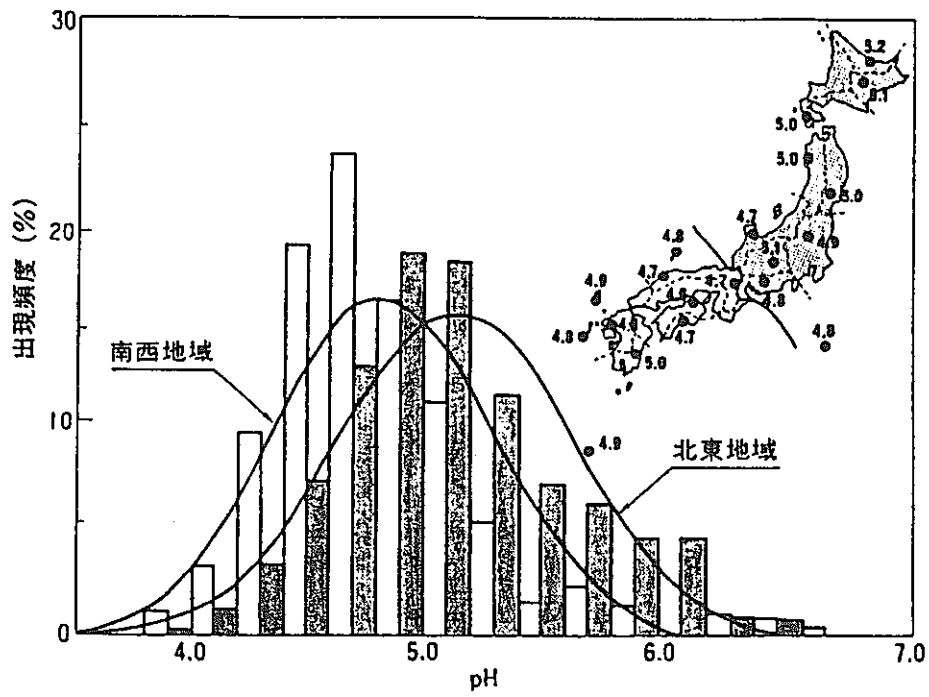


図 1.3.8 降水中の pH の年平均値と出現頻度

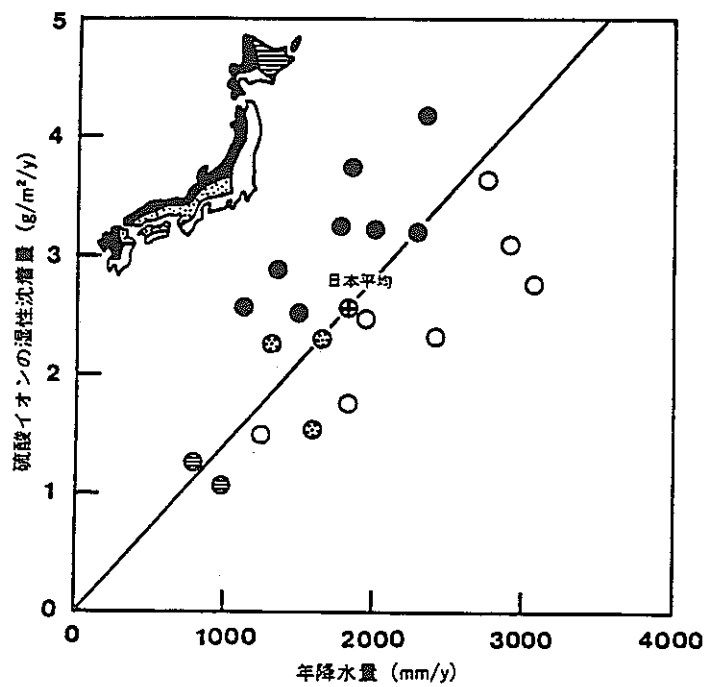


図 1.3.9 年間の降水量と硫酸イオンの湿性沈着量の関係

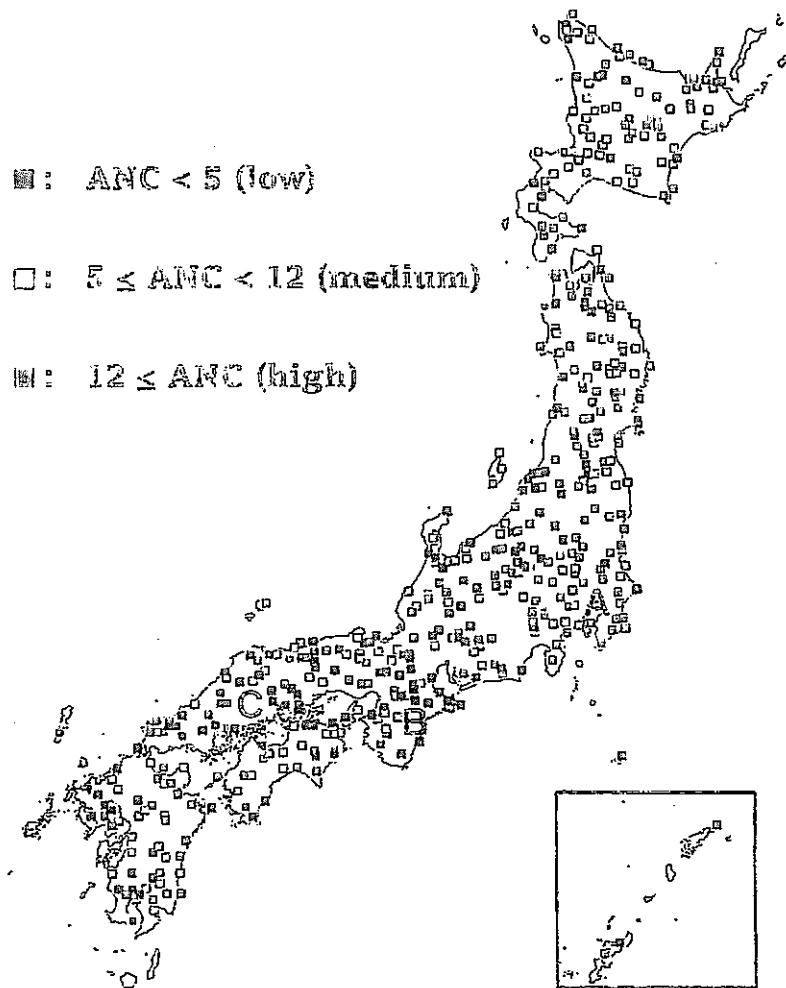


図1.3.10 土壌の酸中和能

1-Percentile Critical Load

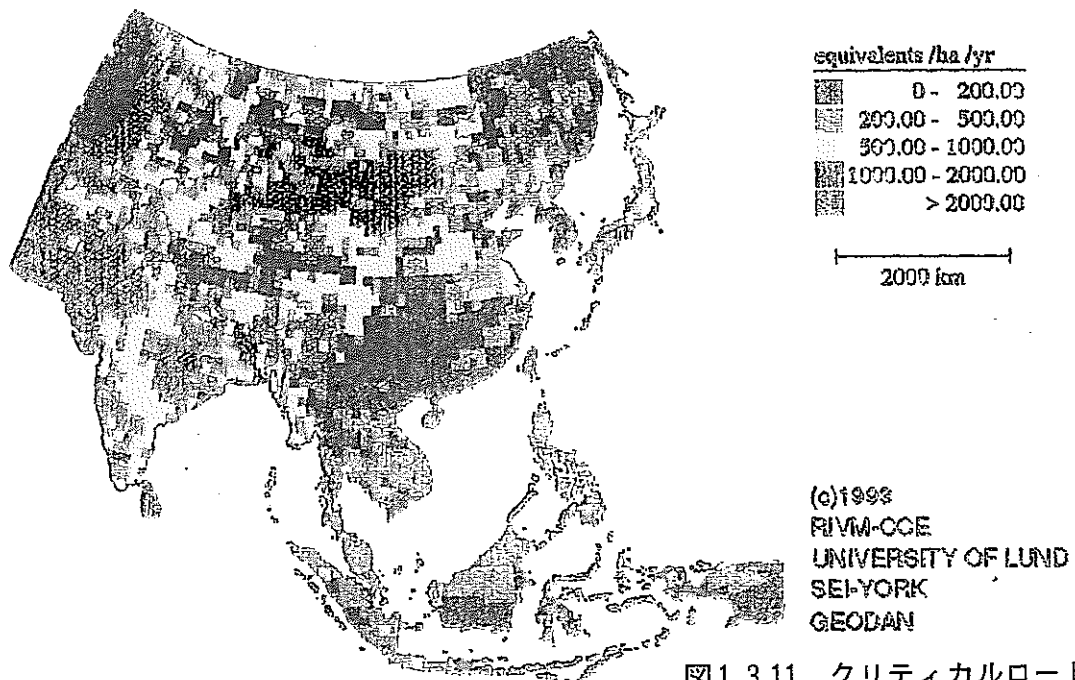


図1.3.11 クリティカルロードの分析

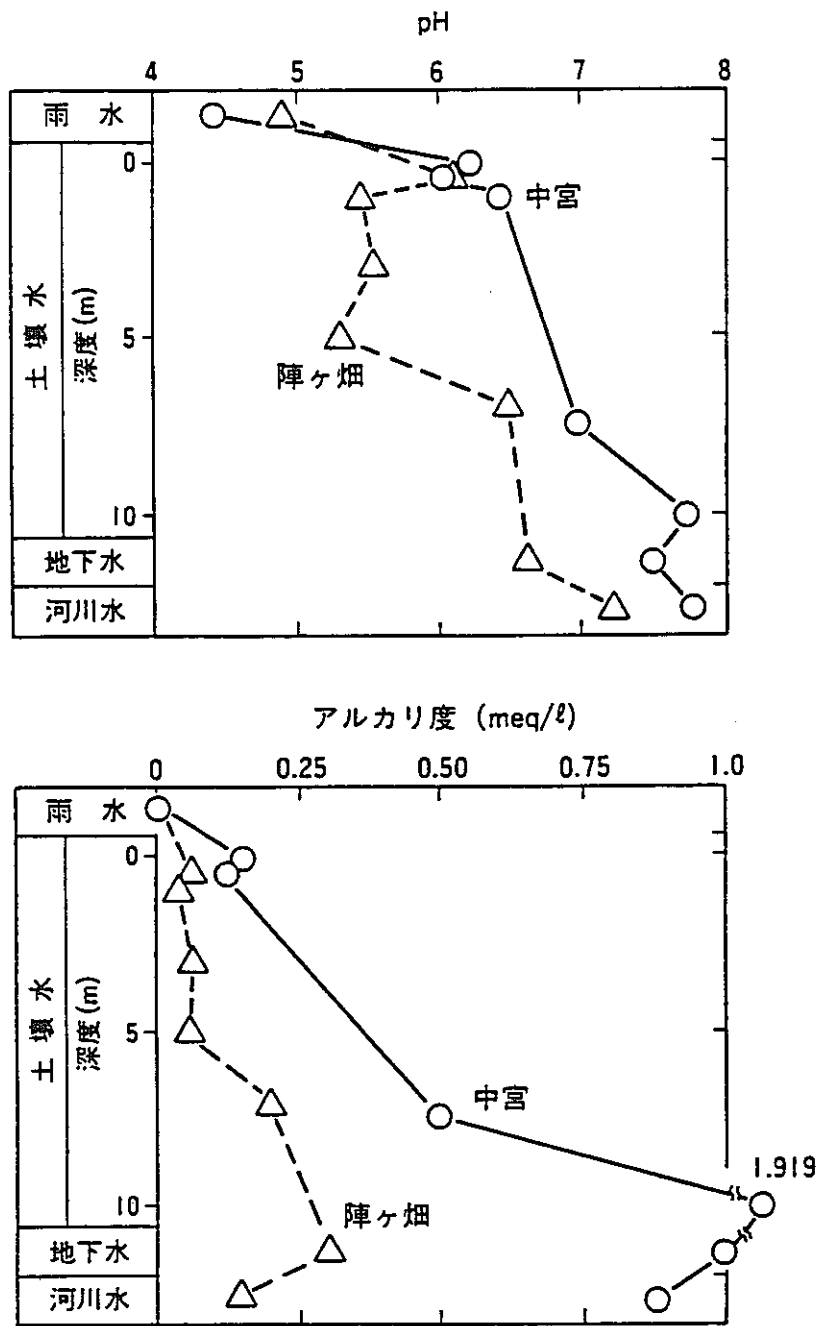


図1.3.12 流域内の陸水のpHとアルカリ度の鉛直的な変化（年平均値）



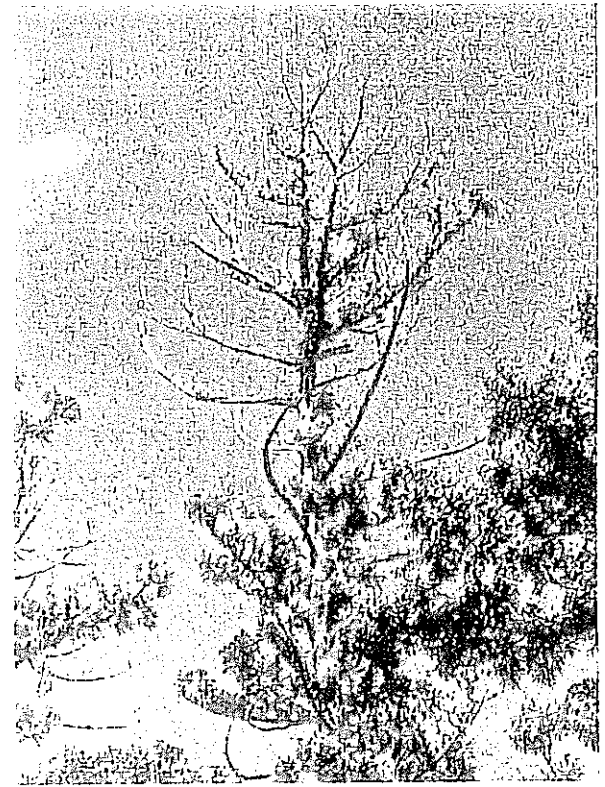
1. Healthy



2. More than 30% needle loss



3. Severe damage to the tree top



4. Tree top dead

図1.3.13 スギ衰退度の判定基準

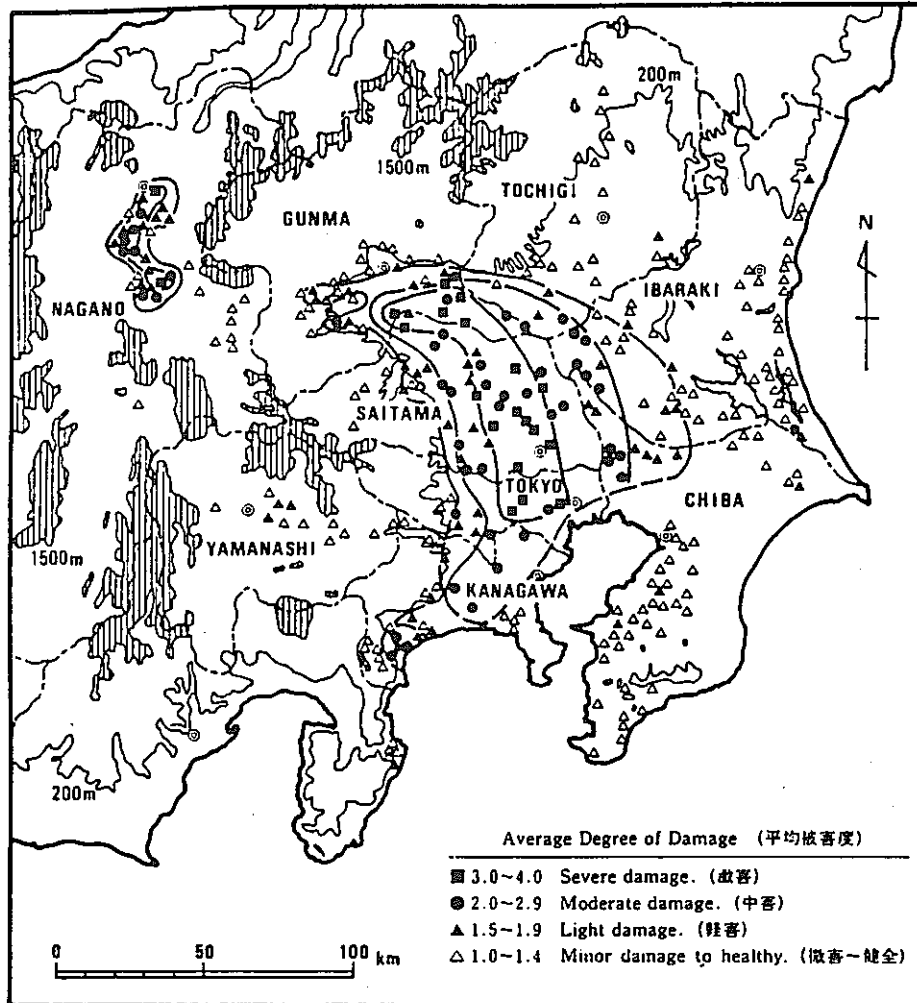


図1.3.14 関東・甲信地方におけるスギ林の平均衰退度の分布

1.4 都市スケールの大気汚染

1.4.1 大気汚染物質

都市スケールにおいて問題となる大気汚染物質について概説する。

大気汚染物質には、生産工程などから直接排出される一次汚染物質と、大気中で起こる化学反応により一次汚染物質からつくられる二次汚染物質がある。

大気汚染物質はガス状物質と粒子状物質とに分類される。ガス状物質としては、まず、二酸化硫黄 (SO_2) があげられるが、現在環境濃度測定用に広く用いられている導電率法による自動測定器では、無水硫酸 (SO_3) を同時に測定するので SO_2 と SO_3 との和を硫黄酸化物 (SO_x) と総称する。

次に、窒素酸化物では一酸化窒素 (NO) と二酸化窒素 (NO_2) が評価対象とされている。 NO と NO_2 は別々に測定しているが、窒素酸化物という場合は両者の和を指して NO_x と総称する。

一酸化炭素 (CO) は燃料の不完全燃焼により発生するものであるが、特に地上付近の濃度は自動車排ガスの影響が強い。一酸化炭素とともに自動車排ガスの影響が大きいガス状汚染物質としては、炭化水素やアルデヒドなどがある。

炭化水素は、炭素と水素だけをもつ有機化合物の総称である。一般に総炭化水素 (THC) として表示されるが、光化学反応にほとんど関与しないメタンガス (CH_4) を除いたいわゆる非メタン炭化水素 (NMHC) 濃度の測定も行われている。アルデヒドは、炭化水素が酸化されたもので、アルデヒド基 ($-\text{CHO}$) をもつ化合物をいう。

以上述べたガス状汚染物質のほか、アンモニア、硫化水素、フッ化水素、塩化水素など28種類が大気汚染防止法の特定物質として定められている。

二次汚染物質として最も代表的なものはオキシダント (O_x) であるが、これは酸化性物質の総称であって、オゾン (O_3)、PANなどが含まれている。

粒子状物質の具体的形態として、粉塵、ばい塵、フェーム、ミストなど種々のものがある(表1.4.1)。粒子状物質は、その粒径や化学的性質および濃度の三つの面から考える必要がある。まず粒径については、一般に大きな粒子は汚染質としてはあまり重要視されない。人の健康、特に呼吸器に影響をもつ粒径としては $10\mu\text{m}$ 以下のものが注目されるが、このような微粒子になると落下速度が小さく、空気の動きに比較的良好に追従するから、大気中ではガスと同じ挙動をするとみなせる。化学的性質からみると毒性の強い、カドミウム (Cd)、

鉛（Pb）、マンガン（Mn）などの重金属類が問題となる。また、濃度で表す場合には浮遊粒子状物質（SPM）総量の濃度を指標とすることが多い。この濃度は重量濃度（たとえば $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）で、上述したように通常 $10\mu\text{m}$ 以下の粒子を対象として測定される。

気象学の分野では大気中の粒子を粒径で分類し、 $0.1\mu\text{m}$ 以下をエイトケン粒子、 $0.1\mu\text{m}$ から $1\mu\text{m}$ を大粒子、 $1\mu\text{m}$ 以上を巨大粒子といている。大気現象として霧や煙霧があるが、これと煙の混在した状態をスモッグという。1950年前後、ロンドンで頻発した大気汚染は石炭系燃料によるスモッグ現象の典型といわれている。最近は石油系燃料に起因するロスアンゼルス型スモッグ（光化学スモッグ）が問題となることが多い。なお、エアロゾルとは気体の中に固体または液体の微細な粒子が浮遊している物質系をいう。代表的なものは煙、霧などで、その粒子直径は $0.01\sim 100\mu\text{m}$ の範囲にある。

1.4.2 我が国の大気汚染の経緯

大気汚染の問題は時代とともに変わり複雑化してきた。我が国の大気汚染問題は、大阪市において最も古いと考えられる記録があり、明治21年には、ばい煙対策のために旧市内の工場立地規制についての府令が出されている。また明治の中期に表面化した足尾銅山や別子銅山、四阪島製錬所などの鉱毒・煙害問題も同じく我が国工業化初期における大気汚染問題として知られている。以下、環境基準ないしは指針値が定められている物質（表1.4.2）の経年動向について述べる。

(1) 二酸化硫黄（ SO_2 ）

昭和30年代に、石油化学を中心とするいわゆるコンビナート形式の工業開発が進み、各地に大規模な臨海工業地帯が形成された。このころから京浜地区や阪神地区でのばい煙問題が急速に深刻化した。また四日市ぜん息で有名になった亜硫酸ガスや硫酸ミストによる汚染問題も生じた。

二酸化硫黄は、その大部分が石炭や石油などの化石燃料の燃焼によって発生する。すなわち、燃料中の硫黄（S）分が燃焼によって酸化し、 SO_2 となったもので、燃料中のS分と単位時間当りの燃料消費量がわかれば、単位時間当りの SO_2 排出量すなわち SO_2 排出強度が推定できる。このほかに、鉄・非鉄金属精錬の際に行う原料鉱石の燃焼・焼結や硫酸工業におけるパイライトの分解、製紙工場における黒液の燃焼などによっても発生する。

二酸化硫黄による汚染は、我が国の経済の高度成長に従って化石燃料消費の急増に伴い急速に拡大したが、昭和43年に制定された大気汚染防止法に伴う諸対策の推進により、大幅に改善されてきた。東京、大阪、名古屋、札幌等全国主要都市において昭和40年度から継続して測定を行っている一般環境大気測定局15局の二酸化硫黄年平均値の経年変化は図1.4.1のとおりで、昭和42年度の0.059ppmをピークに年々減少傾向を続け、平成3年度ではピーク時の約1/5の0.011ppmとなっている。また、環境基準の達成状況を長期的評価でみると、平成3年度の測定局の達成率は99.7%となっている。

(2) 二酸化窒素 (NO₂)

昭和30年代に入って加速度的に押し寄せてきたモータリゼーションの波は、東京都新宿柳町や世田谷区大原交差点付近で注目されたような沿道周辺の鉛公害、一酸化炭素並びに窒素酸化物汚染問題を引き起こし、さらに広域汚染として、炭化水素と窒素酸化物などによる光化学スモッグ問題へと質的な変化を示すようになってきた。

窒素酸化物は燃焼に起因して発生するが、高温燃焼の過程ではほとんど一酸化窒素 (NO) の形で生成される。この時、燃料中の窒素分が燃焼によって酸化されて発生するものと空気中の窒素が燃焼に伴って酸化されてできるものがある。このNOは大気中で酸化されて二酸化窒素 (NO₂) に変化する。

昭和45年度から継続して測定を行っている一般環境大気測定局15局の二酸化窒素年平均値の経年変化は図1.4.2のとおりである。全体的には横ばいの傾向にあるが、昭和60年度以降はやや増加傾向にあるともいえ、この主因は自動車排ガスの増大によると考えられている。

平成3年度における二酸化窒素濃度環境基準の達成状況を長期的評価でみると、日平均値の年間98%値が0.06ppm以下の基準達成局は、一般環境大気測定局(1,378局)中の1,297測定局(94.1%)である。

(3) 浮遊粒子状物質 (SPM)

浮遊粉塵のうち粒径10μm以下の粒子は沈降速度が小さく、大気中に比較的長時間滞留する。呼吸により人体に入ると気道または肺胞に沈着して呼吸器に影響を及ぼすことから、特にこれを浮遊粒子状物質として環境基準が設定されている。浮遊粒子状物質は、燃焼によって発生するばい塵、粉砕や自動車による巻き上げによって発生する粉塵、二次生成粒子等からなる。

平成3年度の一般環境大気測定局1,348局のうちで、長期的評価による環境基準を達成している測定局は670局(49.7%)であり、また、昭和49年度以降の継続測定局における年平均値の推移は図1.4.3のとおりである。

(4) 一酸化炭素(CO)

一酸化炭素は、燃料中の炭素が不完全燃焼して発生する。工場や事業所の場合には、同じ燃焼条件で連続稼働させることが多いので、不完全燃焼することはほとんどない。これに対して、自動車の内燃機関における燃焼は、加速・減速など稼働状態の変動が大きいため不完全燃焼を起こしやすい。このため、自動車排ガス中のCO濃度は、定常走行時に低くアイドリングや加減速時に高くなり、交差点付近で一酸化炭素の排出が多くなる。

一酸化炭素による大気汚染は、上述のように大部分が自動車の排出ガスによるものと考えられるため、その汚染の程度を把握するには、交通量の多い道路端や交差点付近などに設置されている自動車排出ガス測定局における一酸化炭素濃度の推移をみるのが適当である。昭和46年度から継続して測定を行っている自動車排出ガス測定局14局における年平均値の経年変化は図1.4.4のとおりで、年々減少していたが、昭和58年度以降は横ばい状態にある。

なお、一酸化炭素環境基準の達成状況を平成3年度の一般環境測定局186局についてみると、全測定局で環境基準を達成している。

(5) 光化学オキシダント(Ox)

光化学オキシダントは、大気中に共存する窒素酸化物と炭化水素が太陽光線中の紫外線を受け、光化学反応を起こして生成される酸化性物質をいう。光化学オキシダントは、対象地域が移動性高気圧や太平洋高気圧圏内に入り、午前中から晴天で日射量(紫外線量)が強く、日中、毎秒2~3mの弱い海風が続く時に発生しやすいといわれている。

図1.4.5には、昭和47年から平成2年における光化学オキシダント注意報等発令延べ日数と被害届出人数の推移を示す。平成2年における光化学オキシダント注意報(光化学オキシダント濃度の1時間値が0.12ppm以上で、気象条件から見てその状態が継続すると認められた場合に発令される。)の発令日数は延べ242日である。この注意報発令地域のほとんどは、東京湾地域と大阪湾地域である。また、平成2年の光化学大気汚染による被害届出人数は全国で延べ58人である。なお、光化学大気汚染の発生状況は気象状態に大きく左右されるため、図1.4.5に示されるように経年変動が極めて大きい。

(6) 非メタン炭化水素 (NMHC)

非メタン炭化水素の排出源は、主として、有機溶剤を使用する工場や石油タンクなどの蒸発固定発生源および自動車・船舶等の移動発生源である。

昭和51年8月中央公害対策審議会より「光化学オキシダントの生成防止のための大気中炭化水素濃度の指針について」の答申が出され、指針値として光化学オキシダントの日最高1時間値0.06ppmに対応する午前6時から9時までの非メタン炭化水素3時間平均値が0.30ppmC未満であることとされた。

平成2, 3年度一般環境測定局(340局)における非メタン炭化水素6~9時の年平均値の頻度分布を図1.4.6に示す。年平均値で見た場合に指針値を達成した測定局は全体の約50%である。

1.4.3 発生源

大気汚染の環境影響を評価し、必要な行政的施策を講じようとする場合、発生源を正確に把握することが極めて重要である。

工場・事業所の大気汚染物質排出量の算定にあたっては、発生源の規模、使用燃料の種類および使用量、燃焼方法、施設の稼働状態等を把握する必要がある。また、自動車や航空機、船舶等の移動発生源については、自動車を例にとれば走行量や走行状態等に関する情報を得る必要がある。これらの情報が整えば、排出原単位と活動量との積で大気汚染物質排出量を算出することができる。

発生源の歴史的変遷を大気汚染の変遷と併せて見ると、昭和30年代以前は単一煙源から発生した汚染物質による局地的な影響による問題が多い。その後の急激な重化学工業化、大規模化、エネルギー転換に伴う新規コンビナートの立地などが進行するなかで大気汚染問題は拡大した。このような大気汚染を産業型と呼んでいる。

一方、高度経済成長を通じて進行してきた都市化の過程で、都市活動の集積による都市型の大気汚染が問題化してきた。大都市では中小の建物や家庭などの生活面におけるエネルギーの使用、自動車などの交通機関の利用、日常使用する消費物質の廃棄に伴って発生する廃棄物の処理など、多くの過程から生ずる汚染がいまなお問題とされている。こうした都市の集中化に伴う大気汚染は発生源が家庭を含む不特定多数にわたることから、大規模発生源に対する排出規制の実施を中心とする産業型の大気汚染とは異なった対応策が必要となる。固

定発生源について総量規制制度が導入されている3地域における窒素酸化物の発生源種類別構成を図1.4.7に示す。東京都特別区等地域では自動車からの発生寄与が最も高く約70%を占め、以下、工場・事業場、群小（家庭等）、船舶・航空機の順となっている。

1.4.4 汚染濃度の評価基準

都市の大気汚染については行政的な監視と規制対策が行われており、汚染濃度の評価に基準が設けられている。そこでは二種類の基準が設定されている。

一つは、人の健康や生活環境の被害を未然に防止することを目的としたもので、緊急時の措置をとるためのものである。実際の措置としては、大量にばい煙を発生している汚染源の排出量の減少や、自動車の運行制限などが行われる。緊急時の措置をとるための汚染濃度の基準は法令によって定められている（表1.4.3）。緊急時の措置の実施にあたっては、さらに都道府県令によって、地域の実状をもとに注意報基準および警報基準が定められている。光化学オキシダントを例にとると、一般的に1時間値で0.12ppm および0.24ppm が採用されている。

緊急時の措置に対する基準のほか、もう一つの基準が環境基準（表1.4.2参照）として定められている。これは、人の健康の保護および生活環境の保全を目的として定められたものである。近い将来にこの基準を満たす環境をつくろうとする行政上の努力目標であると考えられることもできる。

大気汚染濃度の測定値は、測定時間の長短によって同じ数値でもその内容が大きく異なる。緊急時の措置や環境基準で評価する濃度は、いずれも1時間値をもとにしている。一方、生活環境への影響がより長い時間かかって現われる場合には、必要に応じて1時間値をもとにより長い時間の平均値が用いられる。例えば、光化学オキシダントは人体に与える影響の反応時間が短いので、環境基準も緊急時の措置に対する基準も、1時間値がある値を越えないことを目標に定められている。すなわち、たとえ短時間でも高濃度の状態が現われないことが重視される。汚染物質の人体への影響は、短時間に高濃度が現われる場合だけでなく、やや濃度は低い、汚染大気への暴露時間の積算が効果を高めることも多い。二酸化硫黄の場合は48時間の平均値に対して緊急時の措置を講ずる用意をしている。一酸化炭素については8時間の平均値が対象となっている。このように、汚染物質の種類とその濃度の変動の実態に応じて、基準濃度の平均時間が定められている。

都市の大気汚染を測定する時には、測定点の選定や分布が問題になる。環境基準などで評価する汚染濃度は、一般の生活環境におけるものを対象にしており、工業専用地域や交通量の多い道路のように、通常的生活地域でない場所の汚染濃度を対象としたものではない。自動車の排気ガスについては自動車排出ガス測定のために特別に測定点を設けるなどして、生活環境の汚染濃度の測定点とは区別されている。

大気環境の保全の必要性は日本に限ったことではなく、諸外国においても環境基準が設定され、大気環境の保全に努力が払われている。これら諸外国における環境基準を我が国のものと比較すると表1.4.4のとおりである。ただし、国によって測定法や環境基準の評価方法などに違いがあるため、可能な限り合理的な換算を行っている。これによると、我が国における環境基準は諸外国に比べてかなり厳しく設定されているといえる。

1.4.5 世界の主要都市における汚染状況

世界の主要都市における二酸化硫黄の汚染濃度を、UNEP/WHOのモニタリング・ネットワークをもとに見てみると図1.4.8のとおりである。開発途上国の都市では先進工業国と同程度かそれ以上の濃度となっており、上位10都市のうち7都市は開発途上国の都市である。なお、東京・大阪の濃度レベルは中位に位置する。

参考資料（1.4節）

- (1) 森口実, 千秋鋭夫, 小川弘 : 環境汚染と気象 大気環境アセスメントの技術, 現代の気象テクノロジー2, 朝倉書店, 1992年4月.
- (2) 河村武 : 大気環境論, 気候と人間シリーズ5, 朝倉書店, 1987年9月.
- (3) 原田朗 : 大気汚染と気候の変化—人間社会と気候の関係—, 気象学のプロムナード11, 東京堂出版, 昭和61年12月.
- (4) 環境庁大気保全局自動車公害課監修 : 道路周辺の大気汚染状況4, 株式会社 ぎょうせい, 平成5年3月.
- (5) 環境庁大気保全局大気規制課監修 : 平成4年版日本の大気汚染状況, 株式会社 ぎょうせい, 平成5年2月.
- (6) 環境庁編 : 平成3年版環境白書, 大蔵省印刷局, 平成3年5月.

表 1.4.1 大気汚染物質の形態

灰分 (fly ash)	燃料中の不燃性物質、二酸化珪素(SiO ₂)、アルミナ(Al ₂ O ₃)、酸化鉄(Fe ₂ O ₃)、酸化カルシウム(CaO)などからなる。
粉塵 (dust)	物の破碎、選別、その他の機械的処理などに伴い発生し、飛散する物質。
ばい塵 (dust)	燃料など物の燃焼に伴って生じる排煙に含まれるすす、その他の浮遊物質。
フューム (fume)	固体の蒸発や蒸気の昇華の後化学反応等により凝縮して粒子となったもの。たとえば金属の加熱溶解、溶接などによって生じる。空気中では酸化物となることが多い。粒径は1μm以下のものが多い。
ミスト (mist)	一般に微小な液体粒子の総称。液体が蒸発、凝縮したもの、液状物質の破碎や噴霧などにより大気中に分散したものを含む。粒径は10μm以下。
浮遊粉塵 (air-borne dust)	粉塵の中で空気中に浮遊しているもの。通常粒径10μm以下の微粒子からなる。
降下ばい塵 (dust fall)	ばい塵のうち、自重あるいは降雨の洗浄により地上に降下したものをいい、不溶性成分(灰分、炭素分等)と溶解成分とに分けられる。
ばい煙 (smoke)	大気汚染防止法の定義によれば燃料その他の燃焼に伴い発生する硫酸酸化物やばい塵、その他の人の健康または生活環境に被害を生じるおそれのある物質、となっており詳しくは制令(大気汚染防止法施行令)で定められている。
浮遊粒子状物質 (suspended particulate matter, S. P. M)	大気中に浮遊する粒子状物質で粒径10μm以下のものをいう(大気汚染防止法)。

表 1.4.2 環境基準および指針値

物質	環境基準等		測定方法	告示
	短期的評価	長期的評価		
二酸化硫黄	1時間値の1日平均値が0.04ppm以下であり、かつ1時間値が0.1ppm以下であること。 (環境基準)	1日平均値の2%除外値が0.04ppm以下であること。ただし、1日平均値につき0.04ppmを超える日が2日以上連続しないこと。	溶液導電率法	昭和44年2月12日 改訂48年5月8日
二酸化窒素	1時間値の1日平均値が0.04ppmから0.06ppmまでのゾーン内またはそれ以下であること。 (環境基準) 1時間値が0.1~0.2ppm以下であること。 (指針値)	1日平均値の年間98%値が0.06ppm以下であること。	ザルツマン試薬を用いる吸光光度法	昭和48年5月16日 改訂53年7月11日
浮遊粒子状物質	1時間値の1日平均値が0.10mg/m ³ 以下であり、かつ1時間値が0.20mg/m ³ 以下であること。 (環境基準)	1日平均値の2%除外値が0.10mg/m ³ 以下であること。ただし、1日平均値につき0.10mg/m ³ を超える日が2日以上連続しないこと。	ろ過捕集による重量濃度測定法(注) 圧電天びん法 β線吸収法	昭和47年1月11日 改訂48年5月8日
一酸化炭素	1時間値の1日平均値が10ppm以下であり、かつ1時間値の8時間平均値20ppm以下であること。 (環境基準)	1日平均値の2%除外値が10ppm以下であること。ただし、1日平均値につき10ppmを超える日が2日以上連続しないこと。	非分散型赤外分析計	昭和45年2月20日 改訂48年5月8日
光化学オキシダント	1時間値が0.06ppm以下であること。 (環境基準)	—	中性ヨウ化カリウム溶液を用いる吸光光度法または電量法	昭和48年5月8日
非メタン炭化水素	午前6時から9時までの3時間平均値が0.31ppmc以下の範囲。 (指針値)	—	水素炎イオン化検出器で検出する直接測定方式	昭和51年8月17日

備考 1. 浮遊粒子状物質とは、大気中に浮遊する粒子状物質であって、その粒径が10ミクロン以下のものをいう。

2. 光化学オキシダントとは、オゾン、パーオキシシアセチルナイトレートその他の光化学反応により生成される酸化性物質(中性ヨウ化カリウム溶液からヨウ素を遊離するもので、二酸化窒素を除く)をいう。

(注) 一般には光散乱法による測定値を重量濃度測定値(ローボリューム・エアースンプラ)より重量換算している。

表 1.4.3 緊急時の措置のための汚染濃度基準

物質	緊急時の基準
二酸化硫黄	1. 1時間値が 0.2 ppm である大気の汚染の状態が 3 時間継続した場合。 2. 1時間値が 0.3 ppm である大気の汚染の状態が 2 時間継続した場合。 3. 1時間値が 0.5 ppm 以上である大気の汚染の状態になった場合。 4. 1時間値の 48 時間平均値が 0.15 ppm 以上である大気の汚染の状態になった場合。
浮遊粒子状物質	1時間値が 2.0 mg m^{-3} 以上である大気の汚染の状態が 2 時間継続した場合。
一酸化炭素	1時間値が 30 ppm 以上である大気の汚染の状態になった場合。
二酸化窒素	1時間値が 0.5 ppm 以上である大気の汚染の状態になった場合。
光化学オキシダント	1時間値が 0.12 ppm 以上である大気の汚染の状態になった場合。

表 1.4.4 環境基準の諸外国との比較

(1) 二酸化硫黄に係わる各国環境基準の比較 (単位: ppm)				(3) 浮遊粒子状物質に係わる各国環境基準の比較 (単位: mg/m^3)					
国名	環境基準			備考	国名	環境基準			備考
	年平均値	日平均値	1時間値			年平均値	日平均値	1時間値	
日本	(0.02)	0.04	0.1		日本	(0.05)	0.10	0.20	
アメリカ	0.03	0.13	—	連邦第一大気環境基準 連邦第二大気環境基準 (3 時間値)	アメリカ	0.08	0.26	—	連邦第一大気環境基準 連邦第二大気環境基準
	—	—	0.5			0.06	0.15	—	
カナダ	0.02	0.11	0.32		カナダ	0.07	0.12	—	
西ドイツ	0.05	—	0.14	年平均値欄は長期値 1 時間値欄は短期値	西ドイツ	0.10	—	0.20	年平均値欄は長期値 1 時間値欄は短期値
欧州共同体	0.03	0.09	—	共存浮遊粒子状物質が高濃度の場合の基準 共存浮遊粒子状物質が低濃度の場合の基準	欧州共同体	0.08	0.25	—	
	0.04	0.12	—		W. H. O.	0.02	—	—	
W. H. O.	0.02	—	—		(4) 光化学オキシダントに係わる各国環境基準の比較 (単位: ppm)				
(2) 二酸化窒素に係わる各国環境基準の比較 (単位: ppm)									
国名	環境基準			備考	国名	環境基準			備考
	年平均値	日平均値	1時間値			年平均値	日平均値	1時間値	
日本	0.02 0.03	0.04 0.06	—		日本	—	—	0.06	
アメリカ	0.05	—	—		W. H. O.	—	—	0.06	
カナダ	0.05	0.10	0.19		備考: 1 外国の基準値は mg/m^3 または mg/m^3 を ppm に単位換算したものである。 2 () 内の数値は統計的解析等を参考として日平均値: 年平均値=2:1 により日平均値を年平均値に換算したものである。 3 アメリカの連邦第一大気環境基準は、公衆の健康を保護するレベル、連邦第二大気環境基準は、公衆の福祉を保護するレベルに設定される。 国際科学振興財団「大気汚染の生態影響に関する国際的医学評価」(昭和 57 年 12 月) により作成				
西ドイツ	0.05	—	0.15	年平均値欄は長期値 1 時間値欄は短期値					

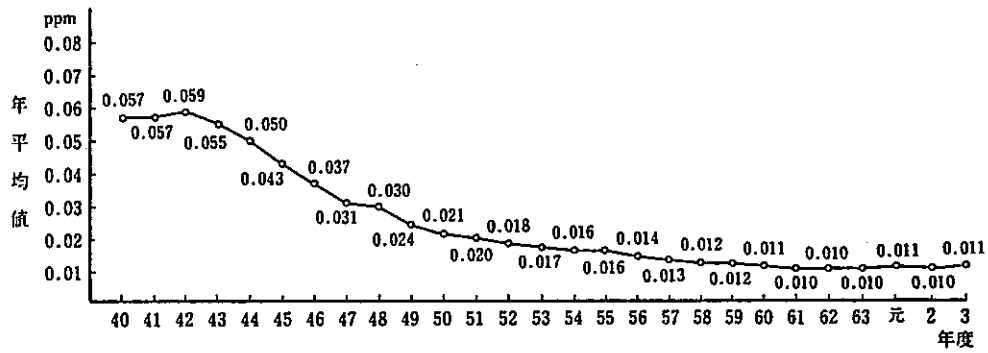


図 1.4.1 継続15測定局の二酸化硫黄年平均値の単純平均値の年度別推移

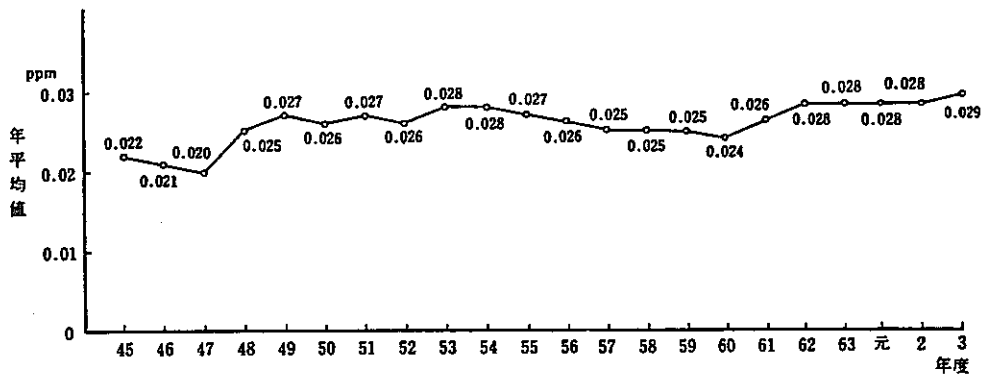


図 1.4.2 継続15測定局の二酸化窒素年平均値の単純平均値の年度別推移

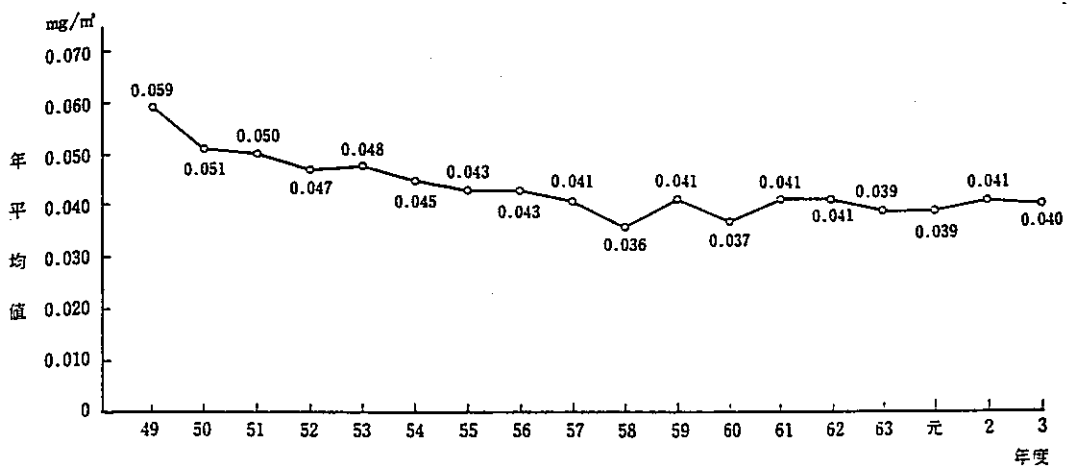


図 1.4.3 継続40測定局の浮遊粒子状物質年平均値の単純平均値の年度別推移

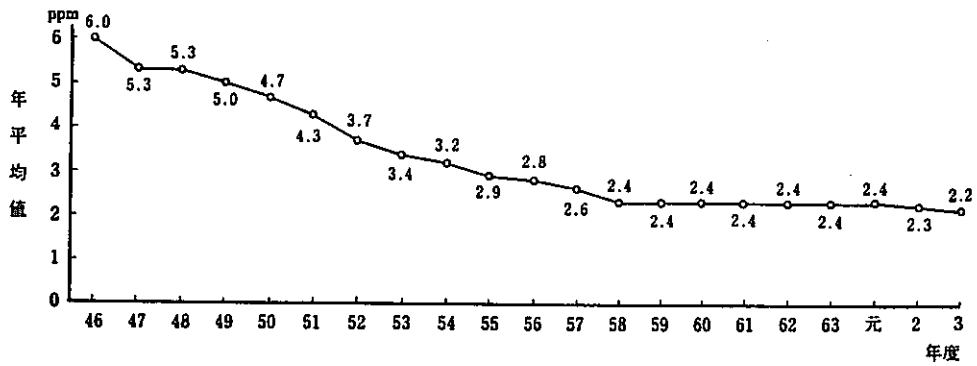


図1.4.4 継続14測定局における一酸化炭素年平均値の経年変化

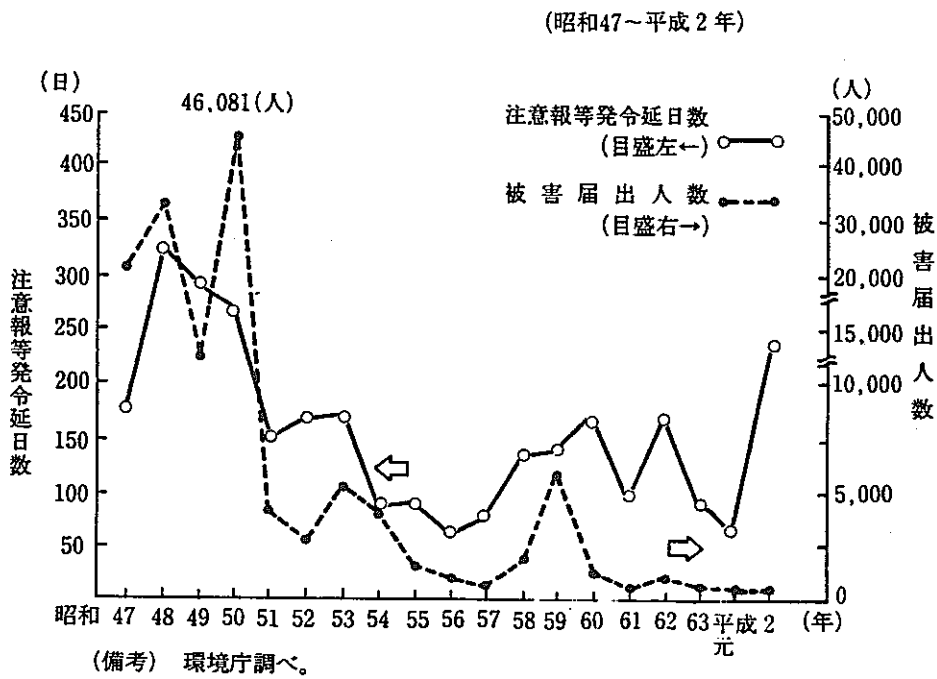


図1.4.5 光化学オキシダント注意報等発令延日数, 被害届出人数の推移

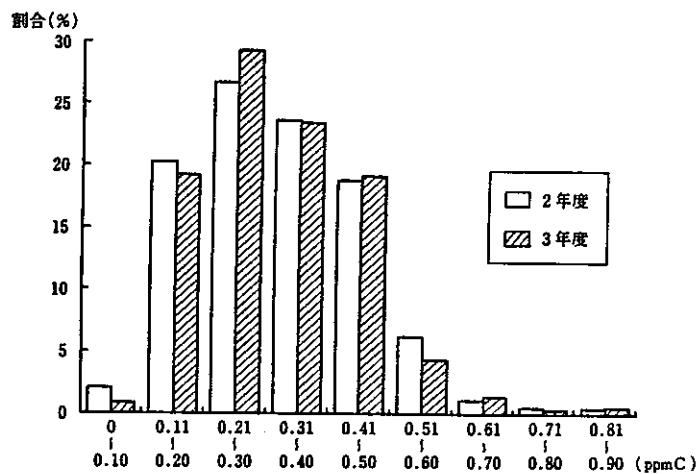


図1.4.6 非メタン炭化水素6～9時における年平均値の濃度分布

第2章 自然環境汚染に対するアセスメントの調査

2.1 自然環境の汚染状況について

2.1.1 日本における土壤汚染

(1) 土壤汚染の定義と基準値

公害対策基本法（1967年，1970年改正）は，「国民が健康で文化的な生活を確保するうえにおいて公害の防止がきわめて重要である」ことを明らかにし，「公害」を次の7つのものによって人の健康または生活環境に被害が生ずることとして定義している。すなわち①大気汚染，②水質汚濁（水以外の水の状態または水底の底質が悪化することを含む），③土壤汚染，④騒音，⑤振動，⑥地盤沈下（鉱物の採掘のための土地の掘削によるものを除く），⑦悪臭の7つを規定している。

土壤汚染については，「公害の一種であって事業活動その他の人の活動に伴って生ずる相当範囲にわたる土壤に係る汚染で，それによって人の健康または生活環境に係る被害が生ずること」と記されている。なお，公害対策基本法は，環境基本法（平成5年11月12日成立）の施行後廃止される。

公害対策基本法に基づき定められている「農用地の土壤の汚染防止等に関する法律」（「土壤汚染防止法」，1970年，1971年，1978年改正）の中では，土壤汚染を「事業活動その他，人の活動に伴って排出される有害汚染物質によって土壤が汚染され，その結果，人の健康を損なう恐れがある農畜産物が生産され，または，農作物などの生育が阻害されること」と定義している。

すなわち，公害対策基本法，「土壤汚染防止法」によれば“土壤汚染”とはもともと自然状態で汚染物質を多く含んでいるような土地についてではなく，農業関係の土地が人為的に汚染された状態をいい，被害については人数ではなく被害面積を一つの基準と考えている。

「土壤汚染防止法」では特定有害物質としてカドミウムおよびカドミウム化合物，銅および銅化合物，ヒ素およびヒ素化合物が指定されており，表2.1.1に示す基準が設定されている。基準値の設定根拠はカドミウムは人への健康影響濃度，銅とヒ素は作物への被害開始濃度である。

(2) 土壤環境基準の考え方

環境基準は，公害対策基本法第9条第1項に基づき「人の健康を保護し，及び生活環境

を保全する上で維持されることが望ましい基準」として定められており、土壌に関する環境基準も平成3年8月に告示された。具体的には既知の知見を基にカドミウム等10物質を定めており（表2.1.2参照）、土壌が汚染されているか否かを判断する基準として、また、汚染された土壌についてはその改善対策を講ずる際の目標となる基準として、活用されることを目指している。

なお、平成6年1月14日中央環境審議会は土壌環境基準に追加指定の答申を行った。

(3) 土壌汚染面積（農用地）

平成3年度までに行われた農用地土壌汚染防止対策細密調査等の結果、「土壌汚染防止法」に定められた特定有害物質が基準値（カドミウム：玄米1.0ppm、銅：土壌中125ppm、ヒ素：土壌中15ppm）以上検出された地域は128地域、計7,050haとなっている。特定有害物質別でみると、カドミウム関連地域は91地域、6,510ha、銅関連地域は37地域、1,430ha、ヒ素関連地域は14地域、390haとなっている。

これらの基準値以上の値が検出された地域のうち、「土壌汚染防止法」に基づく対策地域として指定された地域は、これまでの累計として63地域、6,150haであり、このうち対策計画の策定された地域は、累計で61地域、6,020haである。

対策計画の策定された61地域、6,020haのうち、これまでに対策事業の完了した地域は、4,120haであり、そのうち再汚染の汚染がないとして指定が解除された地域は、2,850haである。

以上から現時点における指定地域は3,300haで、このうち対策計画に基づき事業実施中が1,810ha、対策事業は完了しているが指定解除にいたっていない地域が1,360ha、対策計画を策定中の地域が130haとなっている。

基準値以上の値が検出された7,050haのうち、対策事業が完了している面積は、4,600ha（国庫補助事業：4,210ha、県単独事業等：390ha）であり、対策事業等の進捗率は65.2%である（表2.1.3、図2.1.1参照）。

農耕地が特定有害物質以外のものも含めて実際にどの程度汚染されているかを調査した例はなく、統計年度のばらつきがあり一概に論ずることはできないが過去のデータを整理すると以下のようにになっている。1970年頃にはまだカドミウムや銅などの基準はなく、1970年のデータでは汚染物質全般（重金属等に硝酸やリンなどを含んだもの）による農耕地の汚染は130,000ha、重金属全般では37,420haとなっている。先にもでてきた平成3年度

(1992年)までのデータからカドミウム・銅・ヒ素の複合するものでは7,050ha、カドミウムでは6,510ha、銅では1,430ha、ヒ素では390haとなっている。日本のすべての農耕地の面積は1980年の統計によると5,120,000haであり、全農耕地に対する汚染物質全般による汚染は約2.5%、重金属全般による汚染は約0.7%、カドミウム・銅・ヒ素による汚染は約0.1%となる。

(4) 汚染の発生場所と原因

これまで述べてきたように土壤汚染の調査は主として古くから社会問題となっていた農用地（水田、畑、樹園地）、特に水田について行われてきたが、農用地以外の土地すなわち市街地の土壤汚染問題の発生は比較的新しく、昭和50年の東京都における六価クロム鉍さい埋立による社会問題が発端といえる。しかし、有害物質の不適切な取扱い、過去の有害廃棄物の埋立等による土壤汚染が、市街地再開発の活発化に伴い顕在化している。

さらに、近年先端産業等で使用されているトリクロロエチレン等の有機塩素化合物による土壤を経由した地下水の汚染が問題になってきている。

発生源として過去に一番重要であったものは、鉍山（炭鉍や石灰石採石場を含む）あるいは鉍さいの堆積所である。工場・施設関係としては、金属製錬所、メッキ工場や火力・地熱発電所の周辺地域でかなりひどい農作物被害が起こった事例もある。また、地域的には狭いが、都市域では、病院、大学あるいは研究所などの施設が汚染源となることがあり、跡地の土壤の始末と併せて問題となっている。その他フィルム現像所、貯木場、クリーニング店、IC工場などが汚染の発生源となる。過去においては農薬による被害もあったが、現在ではほとんど問題になっていない。交通機関では自動車排ガスが問題になる。なお、土壤汚染の定義には当てはまらないが、もともと重金属の多い土地や土壤の酸性化に伴う重金属の溶出などもあげられる。

過去にあった汚染の地域別の概況を表2.1.4に示している。この表から東北の水田の汚染が群を抜いて高いことがわかる。水田と畑を比較した場合、水田に汚染が集中しており、水田では水を引くことによる水由来の汚染が多数を占めていることがわかる。また、畑では降下煤塵に由来する汚染であることもわかる。

図2.1.2は、これまでに「土壤汚染防止法」における対策地域として指定された場所を示している。この図からも秋田県は鉍山が多くそのため指定地域が集中しており、そのため東北地区の汚染面積が多くなっていることがわかる。また、県別の米のカドミウムの含

量もやはり秋田県は全般的に高い傾向がある。

製錬所由来の指定地域は、図中の(1)日曹金属(株)会津製錬所周辺、(2)碓氷川流域、(11)大牟田などがある。また、工場排水由来の指定地域は、図中の(30)小山・野木、(4)東芝電気太子分工場周辺などがある。

この図からカドミウム、銅、ヒ素に限ってしかも一定の面積以上の汚染があるところは、沖縄と四国を除いた日本全体に広がっていることもわかる。

法的に定められた汚染の基準値というのは、前述したとおり作物の被害状況を基準にしており、カドミウムについては人体への影響を勘案して定められている。もう一つの基準としては周辺環境に比較してどれだけ汚染しているかということで判断する方法がある。しかし、そのためには日本全体の状況を調査しなければならない。現在までのところ1984年に環境庁が特に汚染がないと思われる全国何千ヶ所で行った土壌種別の表層と下層の分析結果が、重金属関係の各種元素の自然賦存量調査としては試料数、調査領域を含めて一番重要なものである。その結果を表2.1.5に示す。

酸分解法の樹園地の銅の値は土壌全体の値に比べると非常に高い。その他の元素でも全般的に樹園地の値は高くなっている。また、林地に比較すると水田、畑、樹園地の値が全般的に高いことから、何らかの人為的な手が入った場所ではどの元素もだいたい高くなる傾向があることがわかる。

図2.1.3に足尾銅山における粗銅の生産量と被害の状況を示す。この図から渡良瀬川の流域では、銅の生産量に応じて被害が拡大してきたことがわかる。同様に表2.1.6に神通川の水系の農業被害を示している。この神通川流域はイタイイタイ病で有名なカドミウムによる被害地域だが、農業被害はカドミウムで起きているのではなく、主として亜鉛と鉛による作物被害が昔は激甚であったことを意味している。渡良瀬川、神通川のどちらについても被害が拡大したのは、浮遊選鉱法などにより特定のものを選別し、残りのものは流していた技術的な問題と鉱さいを堆積していた場所が大雨による決壊で一気に流れてしまったことによるものである。

鉱山・製錬所周辺のカドミウムの汚染の例を表2.1.7に示す。また、農薬による水銀の汚染について、表2.1.8に示す。

表2.1.9に1972年における都市域全般の大気中のダストの降下率から土壌の20cmの深さを想定して計算した値を示す。1972年では鉛は年間の土壌中の濃度を0.5ppmぐらい負荷さ

せ、カドミウムについては0.05ppmぐらい負荷させることが想定されることを示している。表2.1.10に、各都市の大気中の重金属の量を示す。

自動車による鉛汚染について図2.1.4に示す。この図は東京の大気中鉛濃度の経年変化を示したものであるが、1969年の濃度を100とした場合、有鉛ガソリンの規制直後の1976年には15まで下がっている。その後日本では自動車による鉛汚染はあまり問題にはなっていない。ハイウェイ沿いの鉛の濃度がハイウェイからの距離でどう推移していくかを調査した海外の例を図2.1.5に示す。この図から指数的に鉛濃度は減少していくことがわかる。

図2.1.6に土壌と重金属の研究に占める汚泥に関する研究の比率を示す。これは1987年に行った文献調査結果で、CABとAGRICOLAの文献ファイルの土壌と重金属の研究の中に汚泥が絡んでいるものの比率をとると1986年のAGRICOLAのファイルでは半分ぐらいが汚泥に関するものとなっており、汚泥中の重金属問題が近年では重要視されてきていることがわかる。

(5) 環境への影響

i) 汚染の拡散

汚染の拡散は、大気経由、水路経由の二通りが考えられる。水路経由のものについては、図2.1.7に示しているとおおり、亜鉛、鉛、カドミウム、銅、いずれについても水田では水の採り入れ口が高く次第に低くなっていく。

ii) 作物への影響

作物への影響について考える場合に非常に難解なのはいろいろな要因が絡んでくるためである。図2.1.8は土の中の重金属の分布をいろいろな部分に分けて評価したもので、亜鉛、銅、マンガン、いずれの場合にも土壌とイオン交換吸着している部分は全体のわずかにしかすぎない。また、同じ土壌であっても常に変化しているということがあげられる。図2.1.9には、渡良瀬川流域の田圃を開いてからの経過時間で銅がどのように変化していくかを調べた例で、次第に酸に溶けてくる銅の割合が少なくなって有機物と結合したものが増えてくることを示している。

図2.1.10は、植物にとっての銅と亜鉛の利用のされやすさを示したもので、土壌のpHによって植物がどのくらい元素を吸収しやすいかを示している。また、図2.1.11には土壌の酸化還元電位とカドミウムの溶出割合について示している。

(6) 対策技術

土壌汚染の対策技術としては大きく分けると6項目になる。第1に対策を立てる前のモニタリング, 第2に発生源への対策, 第3に経路対策, 以下汚染を軽減する対策, 汚染を取り除く対策, そして汚染の除去等をあきらかに影響のない土地利用に変える対策に分けられる。

表2.1.11に「土壌汚染防止法」に基づく, 概況調査, 細密調査, 対策地域調査の目的, 対象, 方法を示す。なお, 市街地汚染の監視としては, 概況調査, 詳細調査, 効果確認調査が行われる(表2.1.12参照)。

発生源の対策としては, 沈殿池, 防塵装置, 中和施設, 汚水処理施設の設置, および鉋さい封じ込めなどが考えられる。また, 経路対策としては, 水源転換(ダム, 揚水機, 水路), 水路への汚染水流入阻止, 底泥浚渫, 汚染水希釈があげられる。可給態金属量の減少は軽減対策に属するもので, 例えば田圃では湛水すれば土壌が還元的になり, 落水すれば酸化になる。それにともなって, カドミウムとヒ素は変化する。カドミウムの対策の一つである常時湛水管理は, 逆にヒ素の還元を促して被害を増大させるため, 複合汚染地の対策には注意を要する。図2.1.12に水管理による玄米中のカドミウムの変化を図2.1.13にヒ素濃度と水管理による収量を示す。

図2.1.14には, 土壌へのアルカリ性資材や有機質資材の投入によってカドミウムの吸収が抑制されることを示している。

除去対策としては, 掘り返しにより汚染された土壌を中に埋め込む, あるいは汚染土壌の上に客土をするような方法がとられる。主な排土, 客土の例を図2.1.15に示す。また, 図2.1.16には客土による収量の回復を, 図2.1.17には客土によるカドミウムの吸収抑制効果を示す。

重金属特異吸収植物による汚染土壌の浄化法は過去に環境庁によって検討されている。植物による土壌中のカドミウムの除去率を図2.1.18に示す。日本では植物による除去は, 効率が悪いために実用化されていないが, 物理的復元工事が困難である中国ではヤナギを使った除去が実用化されている。

参考文献 (2.1.1項)

- (1) 通商産業省環境立地局監修: 環境総覧1994, 通産資料調査会

表2.1.1 特定有害物質とその基準値

<p>カドミウム (Cd) および カドミウム化合物</p>	<p>その地域内の農用地において生産される米(玄米)に含まれるカドミウムの量が米1kgにつき1mg(1ppm)以上であると認められるか、もしくは1mg(1ppm)以上となる恐れが著しいと認められる地域</p>
<p>銅 (Cu) および銅化合物</p>	<p>その地域内の農用地(田に限る)の土壌に含まれる銅の量が土壌1kgにつき125mg(125ppm)(0.1規定塩酸抽出)以上であると認められる地域</p>
<p>ヒ素 (As) およびヒ素化合物</p>	<p>その地域内の農用地(田に限る)の土壌に含まれるヒ素の量が土壌1kgにつき15mg(15ppm)(1規定塩酸抽出)以上であると認められる地域(自然条件に特別の地域事情がある場合には知事が環境庁長官の承認を受けて10~20mg/kg(10~20ppm)の範囲内で定める別の値)</p>

表 2.1.2 土壌および水質環境基準

	土壌環境基準	水質環境基準
カドミウム (Cd)	検液 1 ℓ につき 0.01mg (0.01ppm) 以下であり、かつ、農用地においては、米 1 kg につき 1 mg (1 ppm) 未満であること	0.01mg/ℓ 以下
銅 (Cu)	農用地(田に限る)において、土壌 1 kg につき 125mg (125ppm) 未満であること	—
ヒ素 (As)	検液 1 ℓ につき 0.05mg (0.05ppm) 以下である、かつ、農用地(田に限る)においては、土壌 1 kg につき 15mg (15 ppm) 未満であること	0.01mg/ℓ 以下
鉛 (Pb)	検液 1 ℓ につき 0.1mg (0.1ppm) 以下であること	0.01mg/ℓ 以下
六価クロム (Cr ⁶⁺)	検液 1 ℓ につき 0.05mg (0.05ppm) 以下であること	0.05mg/ℓ 以下
総水銀 (T-Hg)	検液 1 ℓ につき 0.0005mg (0.0005ppm) 以下であること	0.0005mg/ℓ 以下
アルキル水銀 (A-Hg)	検液中に検出されないこと	検出されないこと
シアン (CN ⁻)	検液中に検出されないこと	検出されないこと
有機リン	検液中に検出されないこと	要監視項目
ポリ塩化ビフェニル (PCB)	検液中に検出されないこと	検出されないこと

※表右側のジクロロメタン以降のものは土壌環境基準の追加指定の答申が行われたもの

	土壌環境基準	水質環境基準
ジクロロメタン	検液 1 ℓ につき 0.02mg (0.02ppm) 以下であること	0.02mg/ℓ 以下
四塩化炭素	検液 1 ℓ につき 0.002mg (0.002ppm) 以下であること	0.002mg/ℓ 以下
1, 2-ジクロロエタン	検液 1 ℓ につき 0.004mg (0.004ppm) 以下であること	0.004mg/ℓ 以下
1, 1-ジクロロエチレン	検液 1 ℓ につき 0.02mg (0.02ppm) 以下であること	0.02mg/ℓ 以下
シス-1, 2-トリクロロエチレン	検液 1 ℓ につき 0.04mg (0.04ppm) 以下であること	0.04mg/ℓ 以下
1, 1, 1-トリクロロエタン	検液 1 ℓ につき 1 mg (1 ppm) 以下であること	1 mg/ℓ 以下
1, 1, 2-トリクロロエタン	検液 1 ℓ につき 0.006mg (0.006ppm) 以下であること	0.006mg/ℓ 以下
トリクロロエチレン	検液 1 ℓ につき 0.03mg (0.03ppm) 以下であること	0.03mg/ℓ 以下
テトラクロロエチレン	検液 1 ℓ につき 0.01mg (0.01ppm) 以下であること	0.01mg/ℓ 以下
1, 3-ジクロロプロペン	検液 1 ℓ につき 0.002mg (0.002ppm) 以下であること	0.002mg/ℓ 以下
チウラム	検液 1 ℓ につき 0.006mg (0.006ppm) 以下であること	0.006mg/ℓ 以下
シマジン	検液 1 ℓ につき 0.003mg (0.003ppm) 以下であること	0.003mg/ℓ 以下
チオベンカルブ	検液 1 ℓ につき 0.02mg (0.02ppm) 以下であること	0.02mg/ℓ 以下
ベンゼン	検液 1 ℓ につき 0.01mg (0.01ppm) 以下であること	0.01mg/ℓ 以下
セレン	検液 1 ℓ につき 0.01mg (0.01ppm) 以下であること	0.01mg/ℓ 以下

表2.1.3 農用地土壌汚染対策の進捗状況

(上段：面積，下段：地域数) (平成4年11月16日現在)

特定有害物質	①基準値以上検出地域											
			②指定地域					③対策計画策定地域		④対策計画未策定地域	⑤県単独事業等完了地域	⑥未指定地域
			③対策計画策定地域		④事業完了地域		⑦事業未完了地域					
	面積	地域数	面積	地域数	面積	地域数		面積	地域数	面積	地域数	
カドミウム	6,510ha (91)	6,000ha (54)	5,870ha (52)	4,070ha (50)	2,770ha (34)	1,300ha (21)	1,810ha (13)	130ha 2	310ha (31)	200ha (18)		
銅	1,430ha (37)	1,250ha (13)	1,250ha (13)	1,110ha (13)	840ha (9)	260ha (5)	140ha (2)	-ha -	50ha (15)	130ha (9)		
砒素	390ha (14)	160ha (7)	160ha (7)	160ha (7)	50ha (3)	120ha (4)	-ha (-)	-ha -	40ha (1)	190ha (6)		
計	7,050ha 128	6,150ha 63	6,020ha 61	4,210ha (59)	2,850ha (40)	1,360ha (24)	1,810ha (14)	130ha 2	390ha -	510ha -		

(注) (1)「基準値以上検出地域」は、平成3年度までの細密調査等の結果による。
 (2)各縦の欄の面積、地域数を加算したものが、合計欄のそれと一致しないのは、重複汚染があるためである。
 (3)横の欄の地域数を加算したものが、合計及び「基準値以上検出地域」と一致しないのは、分割指定した地域及び部分解除した地域があるためである。() の地域数は重複があるものである。
 (4)「対策計画策定地域の事業完了」及び「県単独事業等完了地域」には、他用途転用面積を含む。
 (5)「対策計画策定地域の事業完了」は、国の助成に係る対策事業の面工事が完了している(平成4年度未完了予定を含む)地域である。

表2.1.4 重金属類による土壌汚染の概況

(1)地域別の面積

(単位：ヘクタール)

地域 地目	北海道	東北	関東	北陸	東海	近畿	中四国	九州	計
水田	1,710	12,450	4,940	1,980	1,510	3,510	3,510	1,380	31,040
畑	1,070	1,500	880	-	260	560	70	2,040	6,380
計	2,780	13,950	5,820	1,980	1,770	4,120	3,580	3,420	37,420

(2)汚染源別(推定)の面積

(単位：ヘクタール)

汚染源 地目	排水	排煙	廃棄物	その他	備考
水田	29,180	2,870	1,230	310	実数合計が37,420ha(割合合計を100%)を超えるのは、重複汚染がその原因である。
畑	860	1,880	3,090	1,580	
計	30,040	4,750	3,320	1,890	
実数割合(%)	80	13	9	5	

(注) 1. 主要重金属類、銅・亜鉛・カドミウム・鉛およびヒ素による汚染のおそれのある農用地面積 農林省「地力保全基本調査成績」からの推計による。

2. 昭和45年9月30日現在

表2.1.5 各種元素の自然賦存量 (mg/kg土壌)

		C u		Z n		C d		P b		C r		M n		N i		A s	
		表層	下層	表層	下層	表層	下層	表層	下層	表層	下層	表層	下層	表層	下層	表層	下層
酸 分 解 法	水田	27.3	24.2	56.6	48.9	0.38	0.23	19.9	15.9	26.1	21.4	343.	392.	20.3	19.3	6.7	7.2
	畑	26.8	22.2	60.4	55.0	0.37	0.25	14.8	13.3	28.2	27.3	612.	588.	18.6	19.5	8.0	7.2
	樹園地	62.2	29.1	69.9	54.8	0.40	0.21	27.6	16.9	39.1	31.6	566.	445.	18.0	16.1	9.7	6.8
	林地	21.4	21.3	50.2	48.8	0.27	0.21	16.4	14.0	22.7	23.1	418.	409.	16.8	18.6	6.2	6.3
	全体	26.5	23.0	55.9	50.6	0.34	0.22	17.6	14.6	26.8	24.4	441.	438.	18.5	18.9	7.0	6.9
浸 出 法	水田	4.5	2.7	7.2	3.7	0.27	0.14	3.1	2.0	0.16	0.14	76.3	60.5	0.42	0.32	0.97	0.48
	畑	1.1	0.7	7.0	2.8	0.18	0.09	1.4	1.3	0.15	0.14	50.1	17.3	0.38	0.28	0.66	0.31
	樹園地	7.4	2.2	13.2	3.9	0.22	0.09	4.3	2.3	0.25	0.19	72.5	30.4	0.48	0.24	0.74	0.21
	林地	0.8	0.7	4.4	2.0	0.12	0.08	1.6	1.3	0.13	0.13	32.3	14.1	0.25	0.21	0.30	0.22
	全体	1.9	1.2	6.3	2.8	0.18	0.10	2.0	1.6	0.16	0.16	52.1	25.4	0.35	0.27	0.58	0.31

表2.1.6 神通川水系イタイイタイ病発生地域における農業被害

年次	昭和15年	昭和16年	昭和17年	昭和18年	昭和22年	昭和24年	昭和40年
被害総面積	964.2 ^{ha}	938.9 ^{ha}	1,214.2 ^{ha}	1,239.7 ^{ha}	688.4 ^{ha}	538 ^{ha}	2,702 ^{ha}
被害程度別面積	収獲皆無～7割	78.1	—	78.1	60.5	9.0	—
	7割～5割	123.1	11.7	123.1	99.5	185.8	—
	5割～3割	216.9	23.0	216.9	297.0	277.1	—
	3割以下	346.1	904.2	796.1	782.7	216.5	—
減収見込数量	—	—	972.6t	949.4t	—	—	—
被害農家戸数	—	—	1,779戸	1,613戸	2,066戸	—	—
被害地域全耕作面積	—	—	—	—	—	—	—
備考	神通川鉍毒対策協議会がとりまとめたもの					県農試 調査	水質汚濁 調査

表2.1.7 鉱山・製錬所周辺のカドミウム

	土壌	玄米
最高地点	68.3 (福島県磐梯地区)	3.22 (岩手県宮古地区)
地域平均の最高	15.2 (同)	0.75 (同)
全平均	3.0	0.23
非汚染地	0.27	0.06

表2.1.8 米中の水銀含量 (1963年産米)

	白米	玄米	ぬか	もみ
市販品	0.19	0.26	0.90	-
対象 (水銀性農薬無散布)	0.04	0.07	0.21	0.05

藤村 豊：日衛誌，18巻，402ページ(1964年)

表2.1.9 降下粉塵中の重金属に起因する土壤汚染の推定

Metal	Concentration in air ^{a)} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Falling speed (km/year)	Falling amount ^{a)} ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{year}$)	Weight of soil ^{b)} (kg/m^3)	Concentration in soil ^{c)} (ppm)
P b	0.992	118	109.2	200	0.55
F e	4.239	800	338.4	200	16.8
M n	0.183	540	98.4	200	0.49
C d	0.018	550	9.9	200	0.05

a) Actually determined values in 1972 (average). b) As $\rho=1$, $d=20\text{cm}$ and distributed.
c) Annual increment. (Asakuno et. al. (4))

表 2.1.10 日本の主要都市における大気中の重金属濃度

Site of determination (City)	TSP ^{a)}	Metals ^{b)} (μg/m ³)									
		C d	P b	Z n	C o	C u	F e	M n	N i	S n	V
Sapporo	238	0.005	0.32	0.8	0.00	0.05	4.4	0.09	0.031	0.0	0.031
Ichihara	119	0.006	0.03	0.9	0.00	0.04	3.4	0.16	0.032	0.0	0.062
Tokyo	117	0.016	0.67	1.6	0.00	0.10	3.0	0.09	0.059	0.0	0.071
Kawasaki	301	0.024	1.46	1.2	0.00	0.51	15.5	0.43	0.149	0.1	0.269
Nagoya	150	0.009	0.31	0.6	0.00	0.06	2.0	0.08	0.054	0.0	0.091
Osaka	224	0.030	1.05	2.0	0.00	0.14	4.5	0.21	0.085	0.1	0.150
Amagasaki	194	0.014	0.70	1.3	0.00	0.11	4.8	0.17	0.074	0.0	0.104
Kurashiki	175	0.009	0.38	0.4	0.00	0.17	2.7	0.08	0.030	0.0	0.041
Ube	217	0.005	0.37	1.0	0.00	0.07	3.0	0.10	0.063	0.0	0.053
Matsue	91	0.002	0.06	0.3	0.00	0.18	0.7	0.02	0.019	0.0	0.014
Kitakyusyu	310	0.009	0.46	1.5	0.00	0.08	7.1	0.19	0.052	0.0	0.095
Ave. of 11 sites ^{c)}	200	0.012	0.56	1.1	0.00	0.14	4.6	0.15	0.059	0.0	0.099
Sakai ^{d)}	255	-	0.97	1.6	-	0.14	6.6	0.23	-	-	-

a) Total suspended particles (μg/m³) collected by high volume air samplers.

b) Determined by X-ray fluorescence or emission spectrometric analysis.

c) Average values of samples taken semi-monthly in 1970 in the national network by the Environment Agency (Fujiwara)

d) Average values of two samples taken in 1968 near Univ. of Osaka Prefecture (Komai)

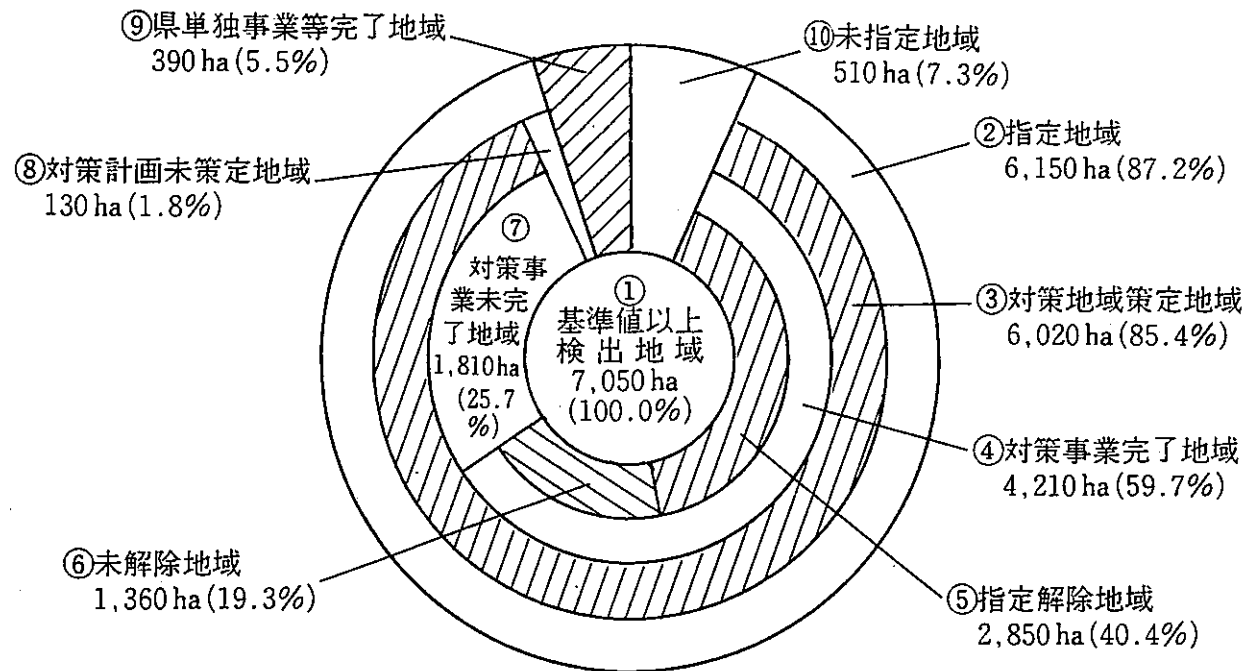
表 2.1.11 土壤汚染防止法に基づく調査

	概況調査	細密調査	対策地域調査
目的	汚染の有無	対策地域の指定	汚染進行度
対象	全農用地	汚染のおそれがある地域	対策地域
方法	水田：1点/1000ha 畑：1点/2000ha	1点/2.5ha	1点/25ha

分析：土壤・作物・（灌漑水）中 C d, C u, A s, (Z n, P b) 等

表 2.1.12 市街地汚染の監視

1. 概況調査	2. 詳細調査（汚染の可能性のある場合）
<ul style="list-style-type: none"> ・土地利用歴・事業活動歴 ・対象物質使用歴・保管方法 ・排水路・廃棄物発生経路 ・処理施設 ・埋立の有無 	<ul style="list-style-type: none"> ・1点/1,000ha; 5ヶ所/1点 ・表土調査 ・ボーリング調査 ・地下水調査
3. 効果確認調査	



(1) 指定面積の累計	②	6,150 ha (87.2%)	指定地域 指定解除地域	3,300 ha 2,850 ha	②—⑤ ⑤
(2) 対策計画策定面積の累計	③	6,020 ha (85.4%)	対策計画策定地域 指定解除地域	3,170 ha 2,850 ha	③—⑤ ⑤
(3) 対策事業等完了面積の累計	④+⑨	4,600 ha (65.2%)	対策事業完了地域 未解除地域 指定解除地域 県単独事業等完了地域	4,210 ha 1,360 ha 2,850 ha 390 ha	④ ⑥ ⑤ ⑨

図 2.1.1 農用地土壌汚染対策進捗状況図

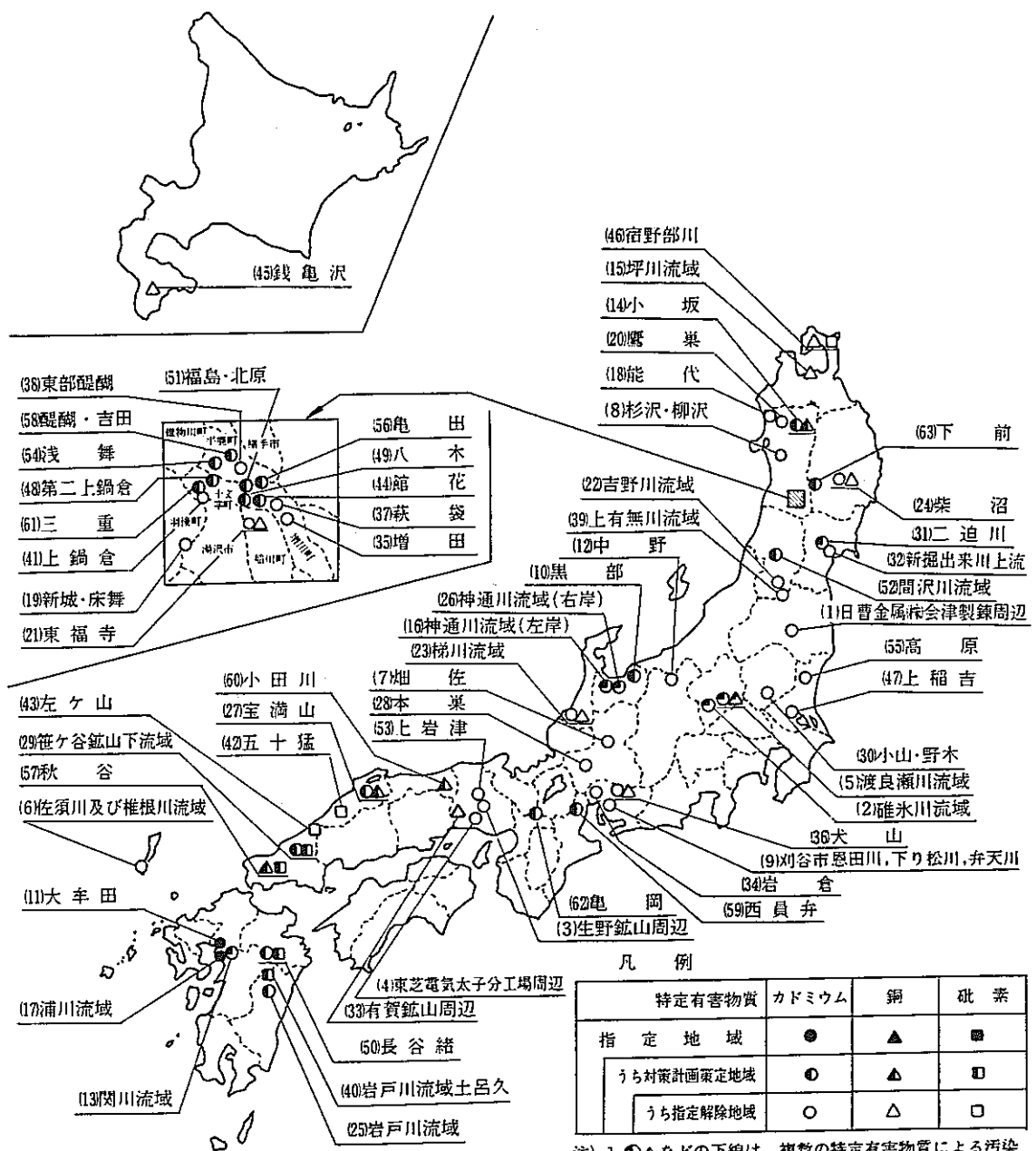


図 2. 1. 2 農用地土壌汚染対策地域位置図

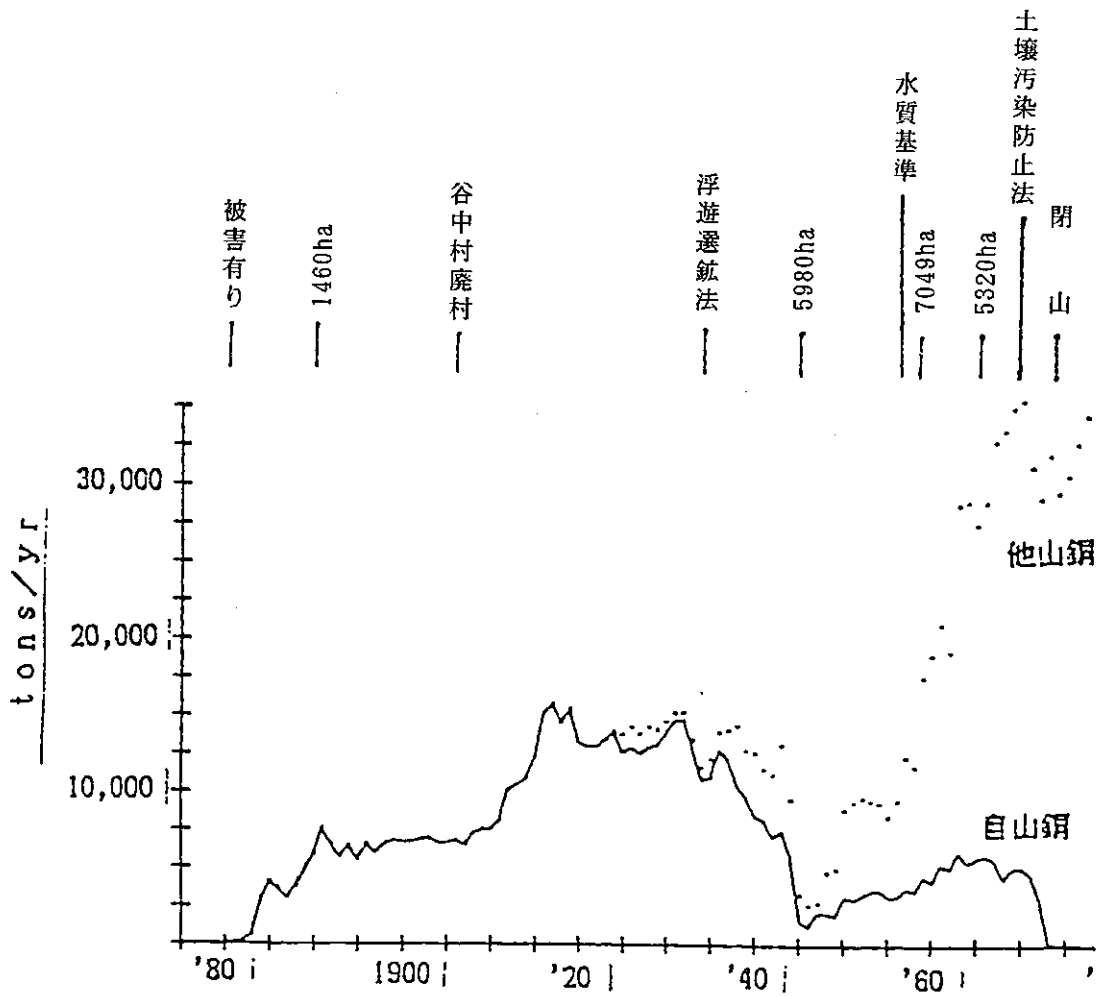


図2.1.3 足尾における粗銅生産量の推移

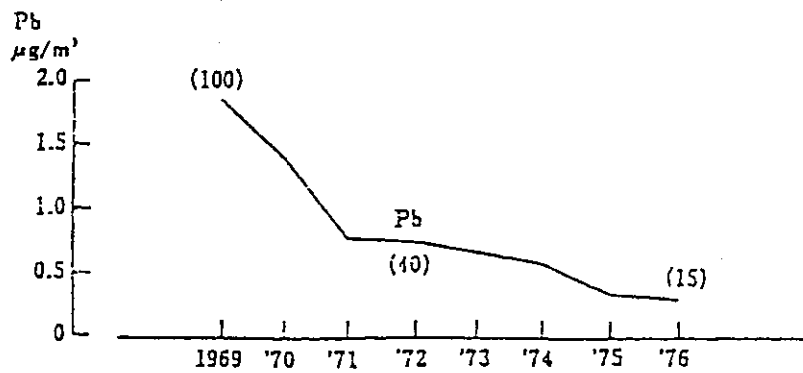


図2.1.4 東京の大気中鉛濃度の年次変化

() 内は1969年を100とした相対値

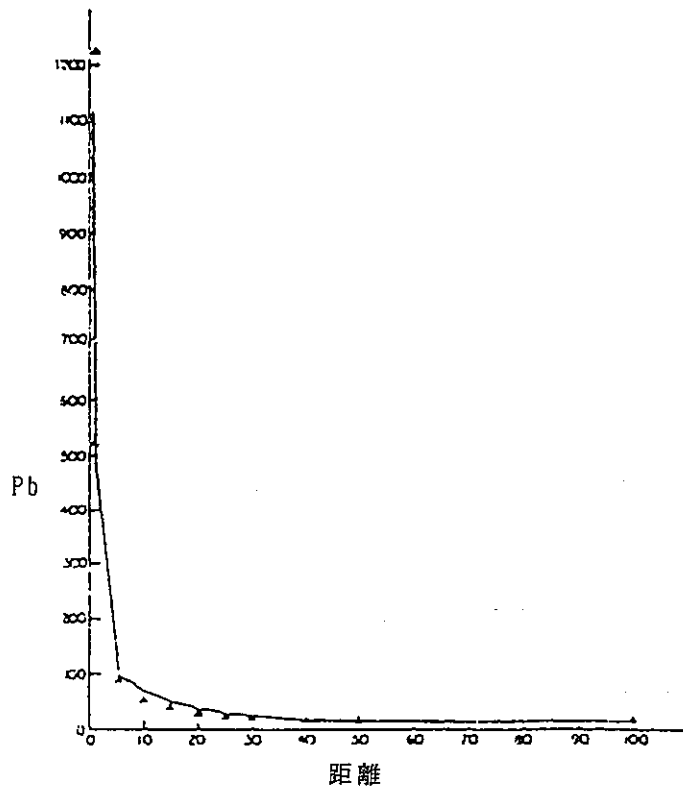


図2.1.5 平均1日交通量8,10台の高速道路沿の土壤中鉛濃度の実測値と予測値

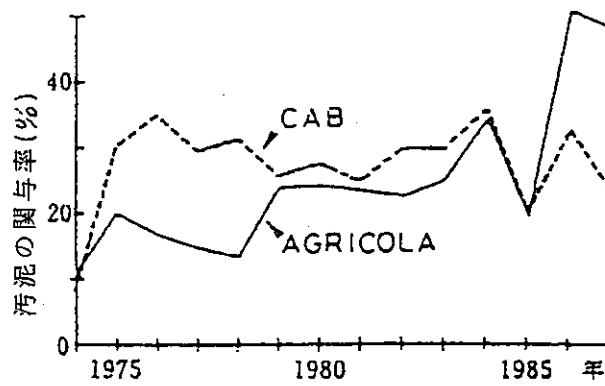


図2.1.6 土壤と重金属の研究に占める汚泥の比率

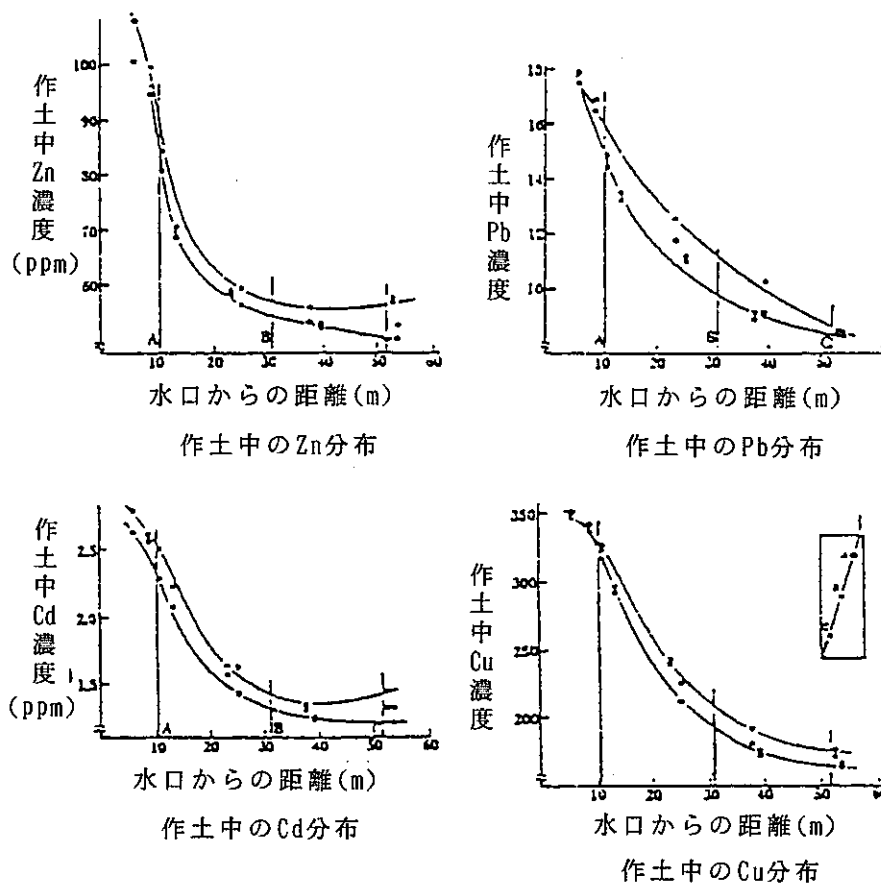


図 2. 1. 7 汚染水田の重金属分布

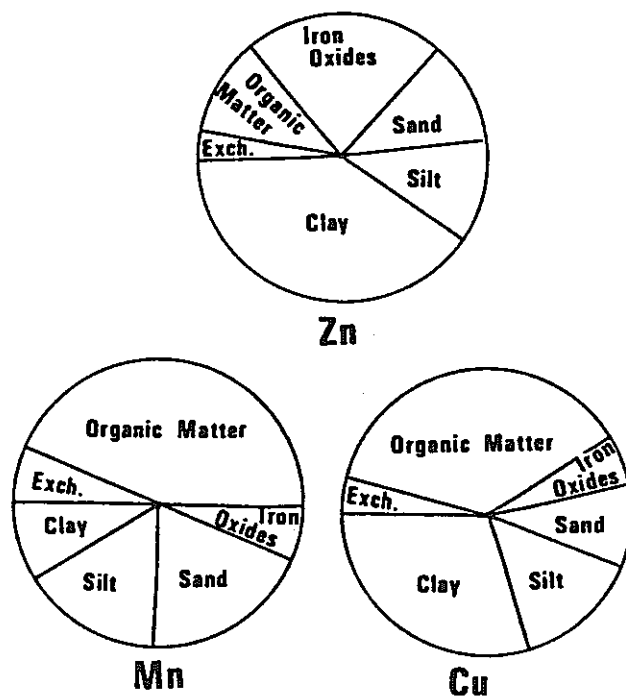


図 2. 1. 8 土壌中におけるマンガン、亜鉛および銅の形態別存在割合
—10種類の土壌の平均値—

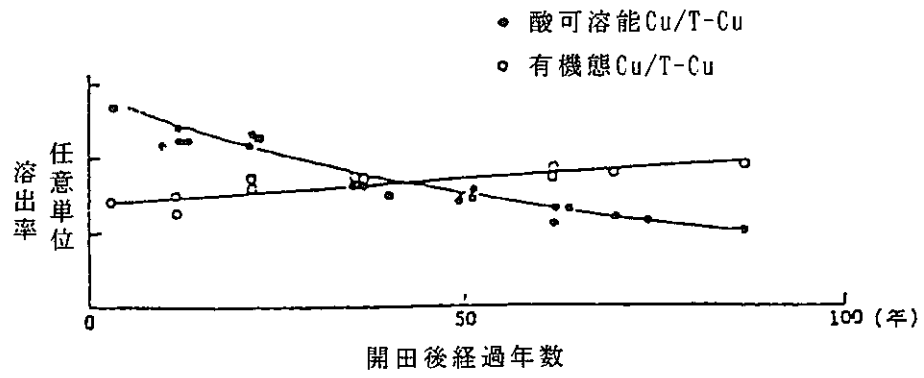


図 2.1.9 開田後の経過年数と酸可溶態および有機態の溶出率との関係

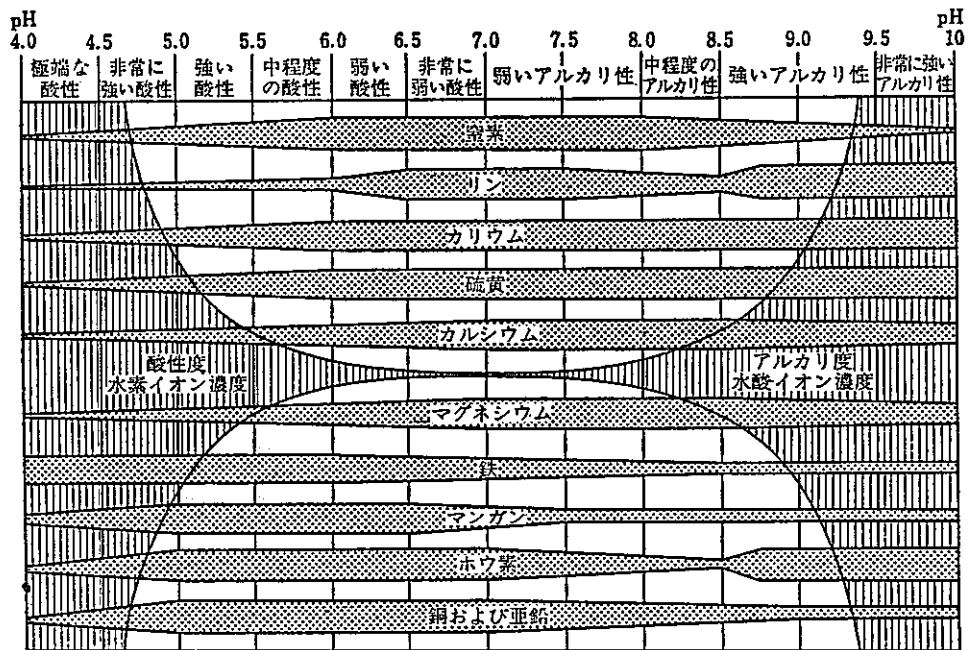


図 2.1.10 土壌 pH と植物養分の有効度の関係の模式図

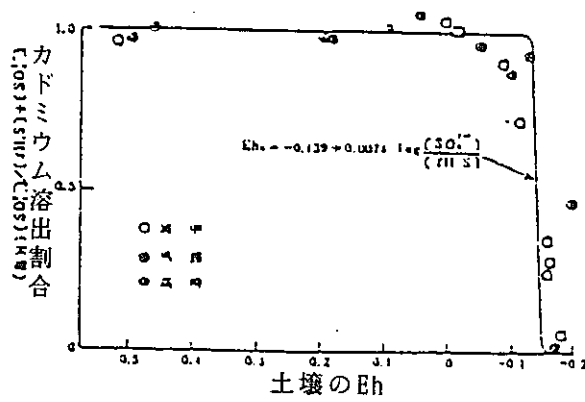


図2.1.11 土壌の酸化還元電位とカドミウム溶出割合

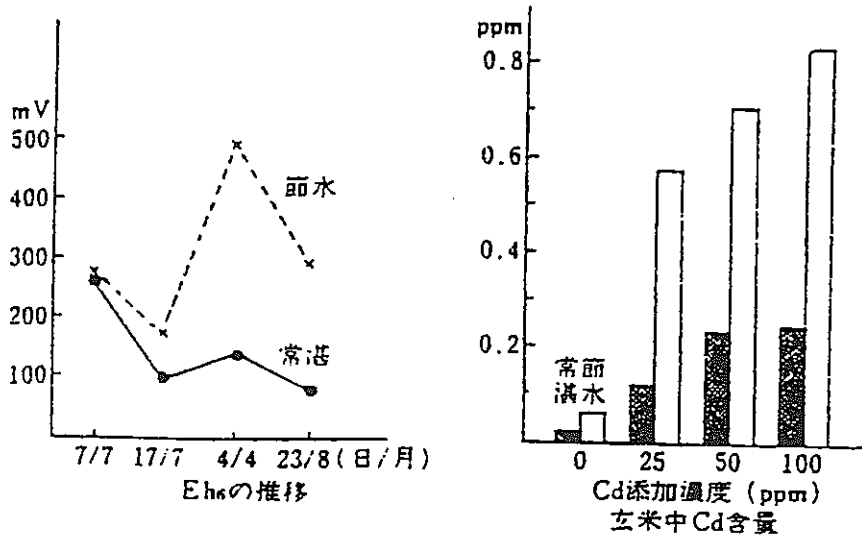


図2.1.12 水管理による玄米中のカドミウム含量の変化

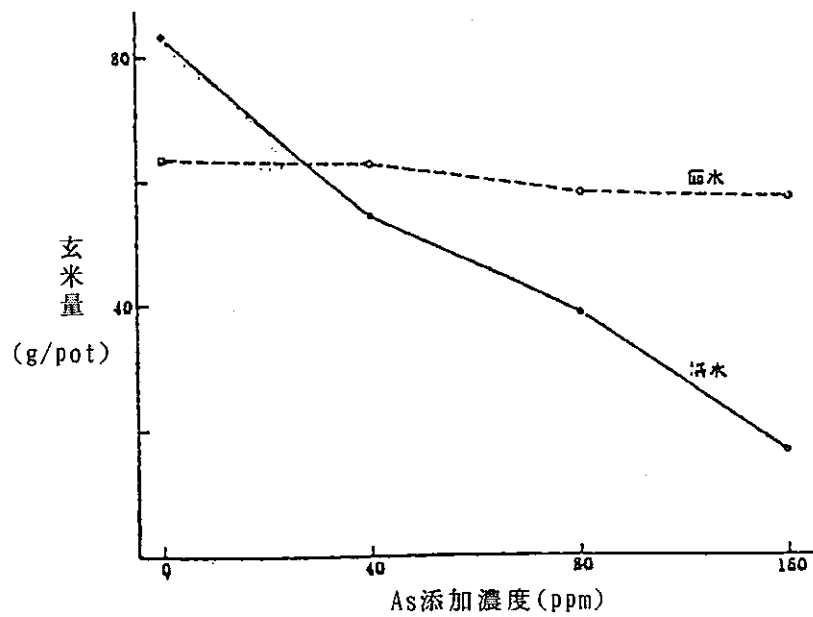


図 2.1.13 土壤中のヒ素濃度，水管理と収量

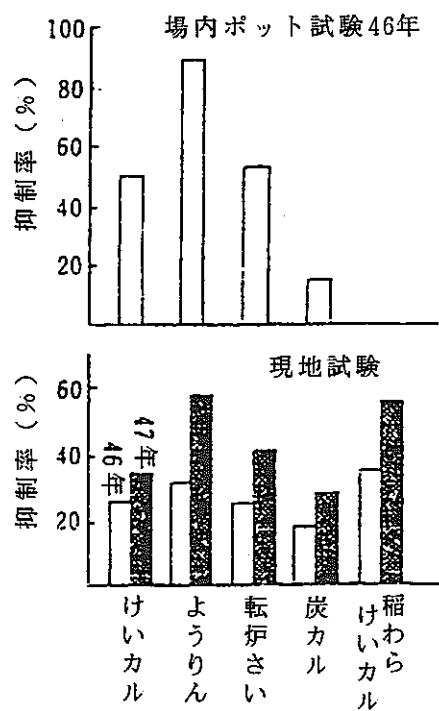
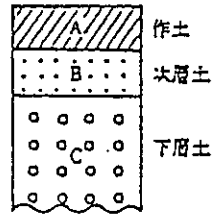


図 2.1.14 土壤改良資材によるカドミウム吸収抑制効果

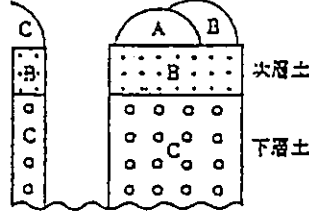
資材は pH に矯正するための必要量，稲わらは 500kg/10a

埋込客土 (1) 工事前

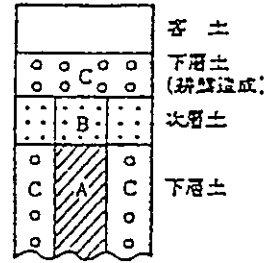


(2) 工事工程

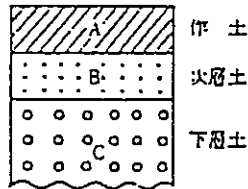
作土集積→埋込部掘削→作土埋込……
……耕盤造成→客土



(3) 工事後



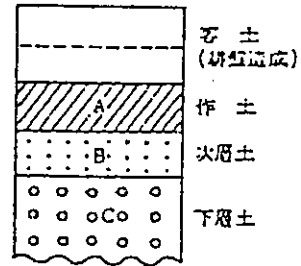
上乘せ客土 (1) 工事前



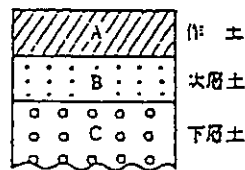
(2) 工事工程

整地→客土

(3) 工事後

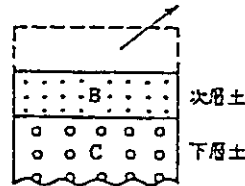


排土客土 (1) 工事前

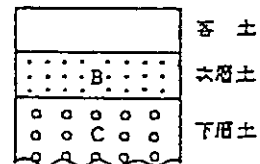


(2) 工事工程

作土排土→耕盤造成……
……客土

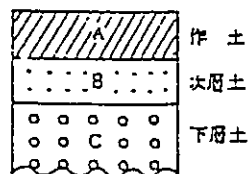


(3) 工事後



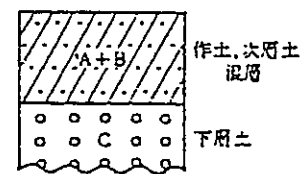
(1) 工事前

混層上乘せ客土

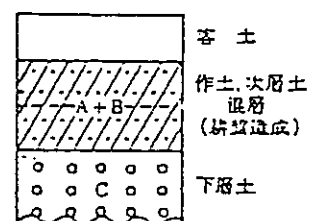


(2) 工事工程

作土、次層土混層→耕盤造成……
……客土

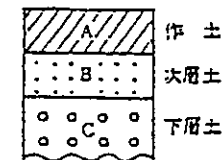


(3) 工事後



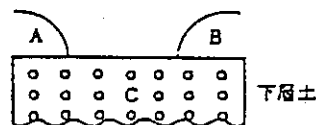
(1) 工事前

層位転換客土



(2) 工事工程

作土集積→次層土集積……
→土層入替→耕盤造成……
……客土



(3) 工事後

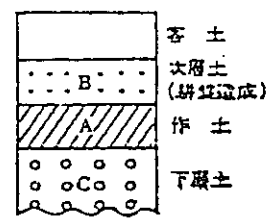


図 2.1.15 様々な客土の方法

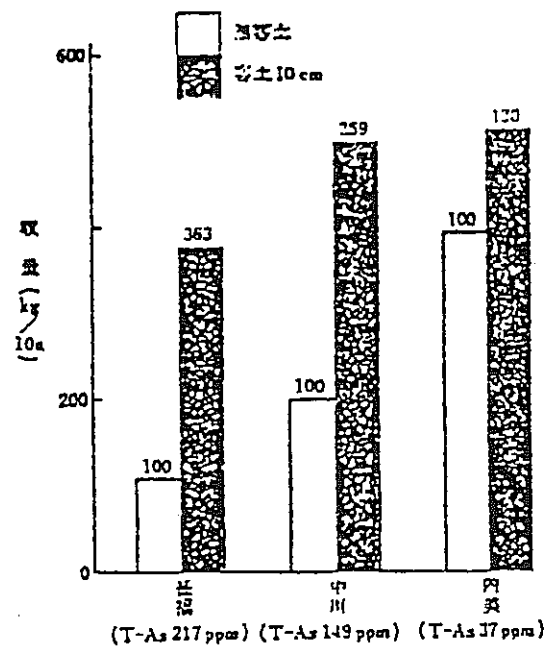


図2.1.16 ヒ素汚染程度と客土の効果

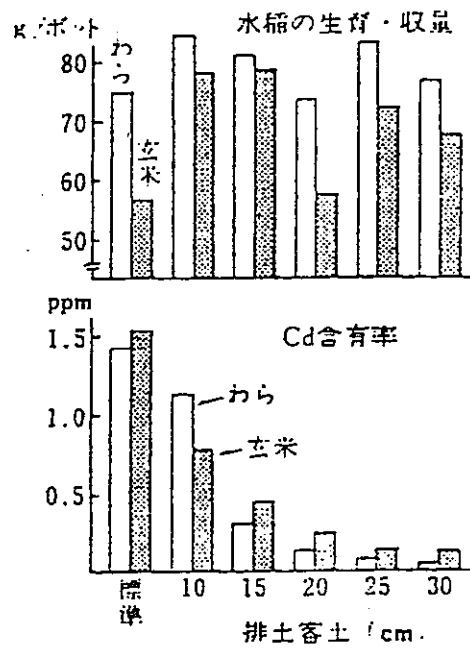


図2.1.17 客土によるカドミウムの吸収抑制効果

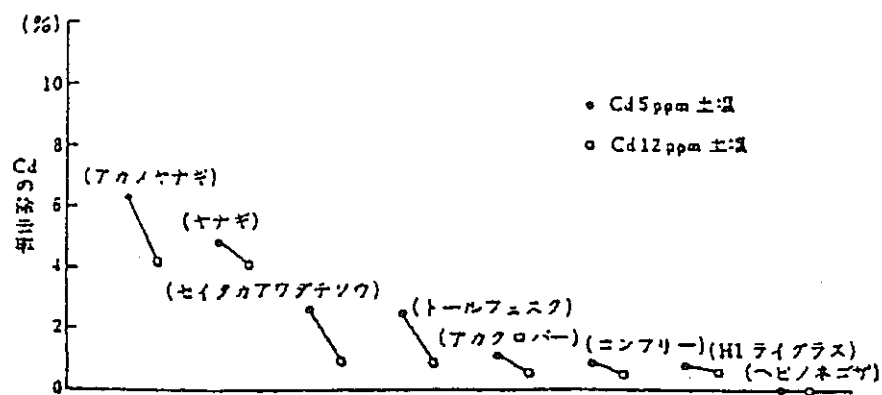


図 2.1.18 各種植物による土壤中カドミウムの年間平均除去率(1974)

2.1.2 植物汚染とその経路

(1) はじめに

環境安全の観点から、重金属や放射性物質による植物（農作物）汚染のレベルとメカニズムを調べることは大変重要である。ここでは、汚染物質が土壌や大気から植物へ移行する経路と移行量を推定するためのパラメータについて述べる。また、核実験のフォールアウトおよびチェルノブイリ事故による植物の放射能汚染や重金属元素による植物の汚染のレベルについても紹介する。

(2) 汚染物質の植物への移行経路と移行パラメータ

環境中に放出された放射性物質や重金属元素が植物へ移行する経路は次の2つに大別できる。

①土壌から植物への経根吸収経路

②大気から植物への沈着経路

ここでは、これら2つの経路における元素の植物への移行メカニズムとそのパラメータについて述べる。

i) 土壌から植物への経根吸収経路

大気中に放出された汚染物質は、地表面に直接沈着するか、雨などに溶けた形で土壌中に加わる。また、灌漑用水などが汚染された場合も土壌汚染の原因となる。土壌は多くの元素に対してそれを吸着する傾向にある。特に放射性セシウムなどは、土壌を構成する粘土鉱物に強く保持されることから、核実験等で放出された ^{137}Cs の多くは現在でも表層の土壌中に溜まっている。

土壌から植物への汚染物質移行を推定するためのパラメータとして最も重要なものは、土壌-植物移行係数 (Transfer factor) であり、通常「T f」と略す。これは、以下に示すように、土壌とそこで生育した植物中の元素の濃度比で表す。

$$T f = \frac{\text{植物中の元素濃度 (Bq}\cdot\text{g}^{-1}\text{またはmg}\cdot\text{g}^{-1})}{\text{風乾土壌中の元素濃度 (Bq}\cdot\text{g}^{-1}\text{またはmg}\cdot\text{g}^{-1})}$$

移行係数 (T f) は植物の種類により異なるが、例として、I A E A がまとめた種々の元素の農作物可食部への平均的な T f 値を表 2.1.13 に示す。この表からわかるように、T f 値が特に高い元素は T c で 5.0 であり、また、P, Mn, Zn, Sr が 0.3~1.0 と比較的高い値を示した。T f 値が低い元素としては、Pu, Th, Po 等で 0.0005 以下であった。しかし、これらの値は、あくまでも様々な種類の農作物可食部についての平

均値的な値であり、土壌や植物の種類、栽培条件（肥料など）、気象条件などが異なることによりT f 値は大きく変動することが考えられる。特に、土壌の性質、例えば、p H、粘土鉱物の量と種類、有機物含有量、イオン交換容量、共存元素濃度によってT f 値が左右される。p Hについては、土壌が酸性になるに従ってT f 値が高くなる傾向にある（図2.1.19）。これは、p Hが低下すると土壌粒子に吸着していた元素が土壌溶液中に溶解易くなり根に吸収される割合が高くなるためである。植物の種類によるT f 値は、元素により異なるが、一般に、ホウレン草などの葉菜で高く、穀類やイモ類では低い。また、ダイコンなどの根菜類も葉菜よりは低い傾向にある。同一土壌に生育した同種類の植物でも汚染されてから時間が経過することによりT f 値が低下する傾向にある。これは、汚染物質の土壌への吸着が時間と共に強くなることに起因するものであり、Ag ing効果と呼ばれる。

T f 値を求める方法として、①実際のフィールド（汚染したフィールドを含む）を用いる方法、②R Iをトレーサーとした植物栽培実験による方法がある。前者のほうが実際に即したデータが得られるが、汚染した土壌は限られており、また、その様な土地で育った植物が手に入った場合でも、舞い上がった汚染物質が植物表面に付着していることもあり、必ずしも経根吸収の寄与のみを知ることができない場合もある。また、後者のR Iトレーサー実験では、添加したR Iの化学形態と自然界の形態は異なっている可能性も考えられるので注意が必要である。

放射性物質により汚染されたフィールドで測定されたT f 値として、Pimplらがチェルノブイリ事故後に ^{237}Np 、 ^{238}Pu 、 ^{241}Am 、 ^{244}Cm のトウモロコシ、麦、トマト、人参、イモなど18種類の農作物への移行を調べた興味深い例がある。それによれば、ホウレン草や人参のT f が相対的に高く、穀類や果菜類のそれは低い傾向にある。上記の4種類の中では、 ^{237}Np のT f が高く（ $6 \times 10^{-1} \sim 10^{-3}$ ）、 ^{238}Pu のそれは低い（ $4 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-5}$ ）。

次に、放射性Cs、Sr、Co、Zn、Mn、I、TcについてR Iトレーサー実験法により水稲への移行係数を求めた研究の概要を紹介する。実験方法は、植物栽培用ワグネルポットに、R Iトレーサーを添加しよく混ぜ合わせた土壌を入れ、湛水状態にし水稲の苗を植える。放射性物質を添加していることから、野外での栽培はできないため、R I実験室内にあるバイオトロンに入れ、中の照度、温度、湿度、昼夜の時間を調整し

て、水稻を栽培した。収穫後、水稻諸器官（玄米、モミガラ、止め葉など）に移行した目的核種の濃度を測定し、土壤中の濃度との比から移行係数（ T_f ）値を求めた。それぞれの元素について、玄米および精白米への移行係数を表2.1.14に示す。また、比較として、前述したIAEAの農作可食部の推奨値も合わせて示してある。これからわかるように、精白米についての T_f 値は、Znで2.1と特に高く、I、Tc、Coでは0.005以下と低い値であった。Znについては、IAEAの値と比べても米の値のほうが5倍程度大きいことから、この元素は米に吸収され易いと言える。しかし、Znを除いた他の元素（Cs、Sr、Co、Mn、I）の T_f 値は、IAEAの値より約1桁低い値であった。Tcについては、米の値はIAEAの値の1,000分の1以下と大きな差があった。米のTcの T_f 値が特に低い理由として、水田の特殊性があげられる。つまり、Tcは、通常可溶性の TcO_4^- （過テクネチウム酸、7価）として存在し土壤中でも動き易いが、湛水されることで土壤の還元状態が進み、7価のTcが不溶性の4価のイオンに変化し、土壤に固定される。そのため、水田土壤ではTcは経根吸収され難くなり、 T_f 値が非常に低くなると推定される。

ヨウ素に関してはTcとは逆に、湛水条件で栽培することにより、土壤粒子に吸着していたIが土壤溶液中に溶け出易くなることが認められた。そのため、水稻の葉の部分の T_f 値は高かった。しかし、玄米（または白米）へのヨウ素の移行は低く、澱粉の蓄積とヨウ素の移行は関係しないことが分かった。放射性ヨウ素の同位体のうち、 ^{129}I は半減期が1600万年と非常に長いことから、長期にわたる環境移行を評価しなければならない。

図2.1.20にRI実験で得られた水稻モミ中のそれぞれの核種の分布を示してある。これからわかるように、精白米（polished rice）に分布する割合が大きいのはZn（約60%）であり、Sr、Mnでは約5%と低かった。Csはヌカ（bran）に多く、Sr、Mnはモミガラ（hull）に多く含まれていることが認められた。Iに関しては図に示さなかったが、玄米を精白米にする過程で約2/3のIが除かれた。これらの結果からも精米にすることによりより汚染物質の濃度を下げることができる。

ii) 大気から植物への沈着経路

大気中の汚染物質が植物に沈着する経路は、ガス状物質の①乾性沈着経路と雨水などに溶けたものが植物に付着する、②湿性沈着経路の2つに分けることができる。ヨウ素

の場合、通常は、乾性沈着のほうが湿性沈着に比べ主であると考えられている。そこで、ここでは、ガス状ヨウ素について著者らの実験結果を紹介する。ガス状ヨウ素の大気中の化学形態は、主として I_2 と CH_3I である。ヨウ素ガスをこれらの化学形態に調整して沈着速度を求めた。沈着速度 (Deposition Velocity, V_g) は、大気から植物表面への汚染物質の沈着量を推定する上で最も重要なパラメータであり、以下に示す式で表される。

$$V_g = \frac{\text{単位面積あたりに生育する作物への核種の総付着量}}{\text{大気中の核種の平均濃度} \times \text{曝露時間}}$$

V_g が速度のディメンジョン($cm \cdot s^{-1}$)であることから沈着速度と呼ばれ、この値が大きいかほど時間当たりの沈着量も多いことになる。また、単位植物重量当たりの沈着速度 $V_D (cm^3 g^{-1} s^{-1})$,あるいは、米については100粒当たりの沈着速度 $V_S (cm^3 (100粒)^{-1} s^{-1})$ として表すこともある。 I_2 と CH_3I について得られたハウレン草および水稻粳の値 (V_g または V_D)を表2.1.15に示す。これらの値および他の文献値から見ても、 I_2 では $0.1 \sim 1.0 cm \cdot s^{-1}$ であるが、 CH_3I では $10^{-3} \sim 10^{-4} cm \cdot s^{-1}$ 程度と2~3桁低い値である。大気中の化学形態により V_g の値が大きく異なることがわかる。ヨウ素以外の例として、Garlandらは、チェルノブイリ事故時に放出された放射性物質が英国上空を通過した時、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の牧草への沈着速度を測定し、 $5 \times 10^{-2} cm \cdot s^{-1}$ という値を得ている。

大気から植物地上部に沈着した放射性物質が、さまざまな原因(ただし物理学的半減期を除く)により時間の経過と共に減少してゆき、初期濃度の1/2になるに要する時間を環境半減期という。原因として、①生物の代謝作用、②風雨、③生物の成長などが考えられる。①による半減期を生物学的半減期(ただし③を含む場合もある)、②による半減期をweathering half-time,さらに生物学的半減期と物理学的半減期の組み合わせによる半減期を有効半減期と称する。Hoffmanらの実験によれば、ヨウ素の環境半減期はおおよそ7~15日程度であるという。中村らは I_2 の水稻茎葉部からの環境半減期(ただし雨の影響は含まれない)は約14日であるが、粳からのそれは極めて長いことを報告している。

(3) 放射性物質による植物の汚染

上では、汚染物質が植物に移行する経路について述べたが、ここでは、放射性物質による植物の汚染レベルについて紹介する。

1945年に米国がニューメキシコで初めて核実験を行い、その後、ソ連が1949年から核実験を開始し、年々環境中の放射性物質のレベルが上昇して、1960年代がピークに達した。核実験により放出される放射性核種の種類としては、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{95}Zr 、 ^{95}Nb 、 ^{103}Ru 、 ^{140}Ba 、 ^{141}Ce が主なものである。このうち ^{137}Cs （30年）と ^{90}Sr （29年）は核分裂生成量が多くまた半減期が比較的長いので現在でも環境中に残留している。また、これらの核種が人体に入ると、 Cs は筋肉、 Sr は骨に濃縮されることから注目されている。 ^{131}I は半減期が8日と比較的短い、ガス状で放出されることと、人体に入ると甲状腺に濃縮されることから重要な核種とみなされている。

日本で測定された、 ^{90}Sr および ^{137}Cs の葉菜および茶（葉）の濃度の経年変化をそれぞれ図2.1.21と図2.1.22に示す。これからわかるように、両核種とも1960年代に高い濃度を示し、時間経過とともに減少している。葉菜中の ^{90}Sr のレベルは1960年代で数Bq/kgであったが、現在では1/10程度になっている。また、葉菜中の ^{137}Cs も1960年代は1Bq/kg前後であったが、現在では0.1Bq/kg以下に下がった。1986年のチェルノブイリ事故によりその年に測定された葉菜中の ^{137}Cs が多少増加の傾向にあった。茶の葉中の両核種の濃度を見ると、乾燥率を考慮しても葉菜よりも高い値を示した。このことから、茶の葉へは ^{137}Cs と ^{90}Sr が移行し易いことが分かる。また、濃度の経年変化は葉菜と同様1960年代と現在を比べると1桁以下に低下している。特筆すべき点は、茶の葉において、チェルノブイリ事故による ^{137}Cs の目だった濃度増加が現れている点である。 ^{137}Cs による汚染が生じた場合、特に茶の葉は注目する必要がある。

(4) 重金属による植物の汚染レベル

植物を構成する主要元素は、O、C、H、N、P、Ca、K、Sである。そのほか、微量しか含まれていないが、必須元素と見なされているものとしては、Na、Mg、Fe、Mn、Zn、Cu、Co、B、Moなどが挙げられる。これ以外の元素も極微量だが植物に含まれており、その中には植物の生理機能に必要な元素も今後確認されるであろう。

植物中の元素濃度は、植物の種類と生育環境に左右される。特に、土壌および大気が汚染された場合、植物中の汚染物質の濃度は上昇する。しかし、重金属はもともと土壌中にも存在することから、汚染が生じたかを把握するためにも、植物中に含まれる元素のバックグラウンド濃度をおさえておくことが大切である。表2.1.16に植物中の元素濃度の例として、マメ科のムラサキウマゴヤシ中に含まれる28元素の値を示す（山県 1977）。表に

は同時に、地殻、人体の平均的要素濃度も示してある。これらの値はあくまでも一例であり、今後さらにデータを増やして行き、植物におけるバックグラウンド値を把握する必要があるだろう。

鳥取県の蛇紋岩地帯（クロム鉄鉱の鉱体近く）で集められた種々の植物と土壤に含まれるCr, Mn, Co, Znの濃度を山県（1977）が頻度分布としてまとめており、それを図2.1.23に示す。植物中のCr濃度は数10ppmあたりにピークがあり、Mnは1,000～10,000ppm, Coは1～10ppm, Znは数100ppm程度の濃度であった。植物中の濃度と土壤中の濃度を比べると、CrとCoは土壤中の濃度の方が高いが、Mnは幅があり植物中の方が高いものも多い。Znは植物と土壤では同程度の濃度を示した。Coについては、幾つかの試料中で特に高い値を示すものがあった。これはリョウブであり、土壤が汚染されている場合でなくとも、Coの値が他の植物よりも高いことが知られている。このため、リョウブはCoの指標植物として用いることが可能であろう。

次に、精錬工場周辺の汚染された地域に生育する植物中（桑の葉）の元素濃度の測定例を図2.1.24に示す（小林ら 1969）。工場から500m以内では、桑の葉中のCdの濃度は15ppm前後であり、Znは1,500ppm以上と高いレベルであった。また、精錬工場からの距離に従い、Cd, Pb, Znの濃度は明らかに減少することが分かる。

(5) 森林の汚染とキノコ中の ^{137}Cs

森林は樹冠が広がり表面積が広いため大気浮遊物を捕集する、いわゆるフィルター効果がある。そのため、森林土壤中での放射性物質の濃度は畑地などに比べ高い傾向にある。汚染物質が森林中に入ると、その中で循環するため系外には出にくく、また、ある特定の生物に濃縮されることがある。ここでは、キノコ中の ^{137}Cs について紹介する（キノコは植物ではなく菌類に属するが、食品としては山菜などの植物と同様に扱われることもあるのでここに述べることにする。）。

チェルノブイリ事故以後、ヨーロッパ各国を中心に森で採取されたキノコ中に放射性セシウムの高い値が報告されるようになった。 ^{137}Cs の高い値の例としては、オーストリア産の*Xerocomus badius*（アワタケ属ニセイログワリ）で142,000Bq/kg（乾）、また、スウェーデン産に*Hydnum rufescens*（ハツタケ属）で40,000Bq/kg（生）という値が報告されている。

我が国の124種類（284試料）のキノコについて行った ^{137}Cs の分析値は<3～16,300Bq

/kg (乾) という広い濃度範囲にあった (Muramatsu et al. 1991, Yoshida & Muramatsu 1994)。図 2.1.25 にキノコ中の ^{137}Cs と ^{40}K の頻度分布を示す。濃度の中央値は53Bq/kg (乾) であった。高い値は森林で採取した限られた種類のキノコだけである。一般的には菌根菌のほうが木材腐朽菌に比べ ^{137}Cs の値が高い傾向にあった。現在の日本の森で採れるキノコ中の ^{137}Cs の起源を調べたところ、主として核実験によるフォールアウトであり、チェルノブイリ事故の寄与は少ないことが分かった。一方、 ^{40}K の濃度範囲はそれほど広くなく1,000Bq/kg (乾) 前後の値であった。

キノコを食べることによる被ばく線量を推定するために代表的な食用キノコを分析し平均的な ^{137}Cs の濃度を求めたところ、3.5Bq/kg (生) または46Bq/kg (乾) という値を得た。この値とキノコの摂取量から被ばく線量 (effective dose equivalent) を計算すると $1.6 \times 10^{-7}\text{Sv}$ と非常に低い。このことから、キノコは野菜に比べ ^{137}Cs の濃度が高いが、日本の現在のレベルでは安全性には問題がないと結論できる。

森林中のキノコに ^{137}Cs の高い値が見られる原因として、すでに述べたように、森林は大気中の浮遊物の捕集効果があるため、森林土壌中に ^{137}Cs が蓄積し濃度が高い傾向にある。また、キノコの本体は地下や枯木の中に生息する菌糸であり、それを通じてセシウムを吸収する。培養実験からも、キノコは Cs を Sr などに比べ吸収し易いことが確かめられた。菌糸の位置を図 2.1.26 にまとめる。キノコの種類により菌糸が生育する場所が異なる。森林中の ^{137}Cs の濃度が高いところは表層土壌である。そこに菌糸をはっているキノコで特に高い値が見られ、落ち葉、枯木や土壌の下層部など ^{137}Cs 濃度の低いところに菌糸をはっているキノコでは、低い傾向にあった。このことから、菌糸がはっている場所とキノコ子実体中の ^{137}Cs 濃度が関係があると言えよう。また、表層土壌は有機物含量が多いため、 ^{137}Cs は粘土鉱物中に比べ移動し易いので、菌糸にも吸収され易いと推定される。キノコへの ^{137}Cs の移行経路として、大気からの直接沈着はほとんど無視できる。これは、キノコの子実体は短時間に大気中に出て、それほど長時間生育していないからである。

森林中の元素の循環を考えると、キノコ中の ^{137}Cs の濃度の近い将来における急激な減少は期待できないであろう。

(6) おわりに

以上、植物を中心に汚染経路とそれに関連するパラメータについて述べた。また、植物

およびキノコの汚染レベルについても紹介した。

今後、この分野で期待されることは、多くの研究者や機関で出している分析データをまとめデータベース化し、緊急時等における汚染物質の移行予測として利用し易い形にすることであろう。また、土壌や植物の種類、ならびに我が国の風土に即したパラメータ値についてもまだまだ不足しているので、今後整備していかなければならない。

参考文献 (2.1.2項)

- (1) IAEA: Safety Series No.57. IAEA (1982).
- (2) CHAMBERLAIN, A.C.: Atmos. Environ., 4, 57 (1970).
- (3) GARLAND, A., et al.: Proc.IVth Int. Symp. of Cadarache on the Impact of Nucl. Origin Accidents on Environ., Cadache, France, (1988).
- (4) HOFFMAN, F.O., et al.: ORNL-6542, (1989).
- (5) MURAMATSU, Y., et al.: Water Air and Soil Pollution, 45, 157 (1989).
- (6) MURAMATSU, Y., YOSHIDA, S. and SIMIYA, M: Science of the Total Environ., 105, 29 (1991).
- (7) MURAMATSU, Y.: in preparation (1994).
- (8) NAKAMURA, Y., et al.: J. Radiat. Res., 27, 171 (1986).
- (9) NAKAMURA, Y., et al.: Health Phys., 36, 307 (1980).
- (10) PIMPL, M. et al.: Proc.IVth Int. Symp. of Cadarache on the Impact of Nucl. Origin Accidents on Environ., Cadache, France, (1988).
- (11) SUMIYA, M., et al.: Hoken Butsuri, 22, 265 (1987).
- (12) UCHIDA, S., et al.: Health Phys., 55, 779 (1988).
- (13) YOHSIDA, S. and MURAMATSU, Y.: Environ. Sci., 7, 63 (1994).
- (14) 大桃, 内田, 住谷, 村松: 日本原子力学会誌, 34, 392 (1992).
- (15) 村松: ヨウ素 「大気の化学」, 化学総説 No.10, 日本化学会 (1990).
- (16) 山県: 微量元素, 産業図書 (1977)

表 2.1.13 土壤-植物移行係数 (I A E A 1982)

Element	Tf	Element	Tf	Element	Tf
N a	5×10^{-2}	T c	5×10^0	P b	1×10^{-2}
P	1×10^0	R	8×10^{-3}	B i	1×10^{-1}
S	6×10^{-1}	A g	2×10^{-1}	P o	2×10^{-4}
C r	8×10^{-4}	S b	1×10^{-2}	R a	4×10^{-2}
M n	5×10^{-1}	T e	6×10^{-1}	A c	1×10^{-3}
F e	7×10^{-4}	I	2×10^{-2}	T h	5×10^{-4}
C o	3×10^{-2}	C s	3×10^{-2}	P a	4×10^{-2}
N i	2×10^{-2}	B a	5×10^{-3}	U	2×10^{-3}
Z n	4×10^{-1}	L a	2×10^{-3}	N p	4×10^{-2}
S r	3×10^{-1}	C e	2×10^{-3}	P u	5×10^{-4}
Y	2×10^{-3}	P m	2×10^{-3}	A m	1×10^{-3}
Z r	5×10^{-3}	S m	2×10^{-3}	C m	1×10^{-3}
N b	1×10^{-2}	E u	2×10^{-3}		

*B q · g⁻¹ fresh food per B q · g⁻¹ dry soil.

表2.1.14 米への移行係数 (T f) [Muramatsu 1994]

	T f Brown rice(SD)	T f Polished rice	T f Food crops(IAEA)
C s	0.017 (0.002)	0.0075	0.03
S r	0.086 (0.016)	0.024	0.3
C o	0.0059 (0.0018)	0.0033	0.03
Z n	2.98 (0.51)	2.1	0.4
M n	0.296 (0.031)	0.089	0.5
I	0.006	0.089	0.02
T c	≤0.005	<0.005	5

表2.1.15 ヨウ素の大気から植物への沈着速度

ホウレン草

	I ₂	CH ₃ I
V _g (cm·s ⁻¹)	0.15	0.0017
V _D (cm ³ g ⁻¹ s ⁻¹)	0.93	0.01

水稻 (モミ)

	I ₂	CH ₃ I
V _D (cm ³ g ⁻¹ s ⁻¹)	0.15	0.00035
V _s (cm ³ (100粒) ⁻¹ s ⁻¹)	0.33	0.01

表2.1.16 植物, 人, 地殻中の元素濃度 [山県 1977]

元 素	地 殻 (ppm)	人 間 (ppm)	存 在 比	ムラサキウマ ゴヤシ(ppm)	存 在 比
O	466,000	628,100	1.35	779,000	1.67
Si	277,200	40	0.00014	93	0.00033
Al	81,300	0.5	0.000006	25	0.000307
Fe	50,000	50	0.001	27	0.00054
Ca	36,300	13,800	0.38	5,800	0.16
Na	28,300	2,600	0.09	200	0.007
K	25,900	2,200	0.09	1,700	0.07
Mg	20,900	400	0.02	810	0.04
Ti	4,400	—	—	1	0.0002
H	1,400	93,100	66.5	87,200	62.3
P	1,180	6,300	5.33	7,010	5.98
Mn	1,000	1	0.001	4	0.004
S	520	6,400	12.30	1,037	1.99
C	320	193,700	605.3	113,400	354.37
Cl	200	1,800	9.0	700	3.5
Rb	120	9	0.07	5	0.04
V	110	0.03	0.002	0.2	0.0018
Ni	80	0.03	0.00037	0.5	0.006
Zn	65	25	0.38	4	0.06
N	46	51,400	1,117	82,500	1,793
Cu	45	4	0.09	25	0.56
Co	23	0.04	0.0017	0.02	0.00087
Pb	15	0.5	0.03	0.5	0.03
Sn	3	2	0.67	1	0.33
Br	3	2	0.67	—	—
B	3	0.2	0.067	7	2.33
Mo	1	0.2	0.20	1	1.00
I	0.3	1	0.03	0.03	0.10

* Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Sciences.

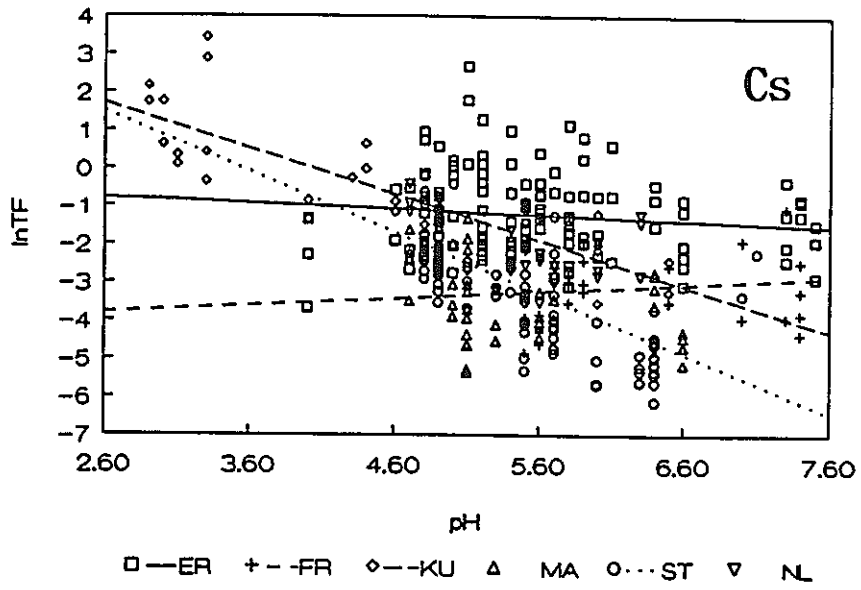


図2.1.19 移行係数 (T f) に及ぼす pH の影響

[Frissel et al. 1990]

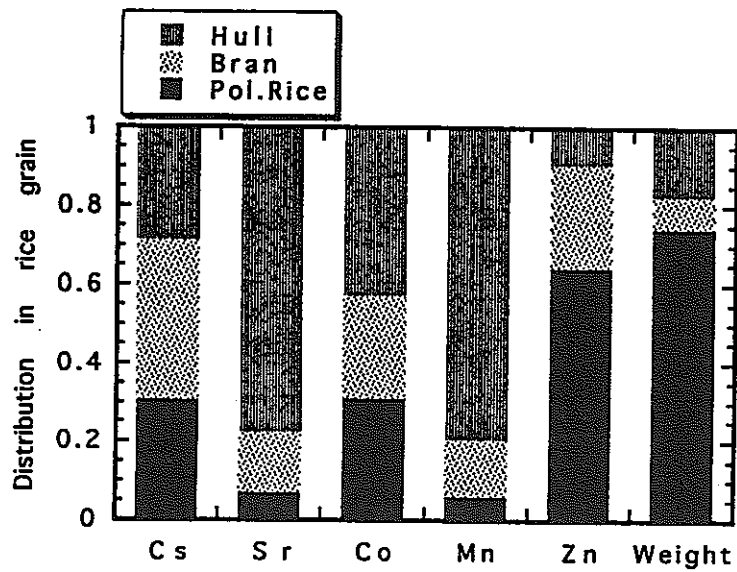
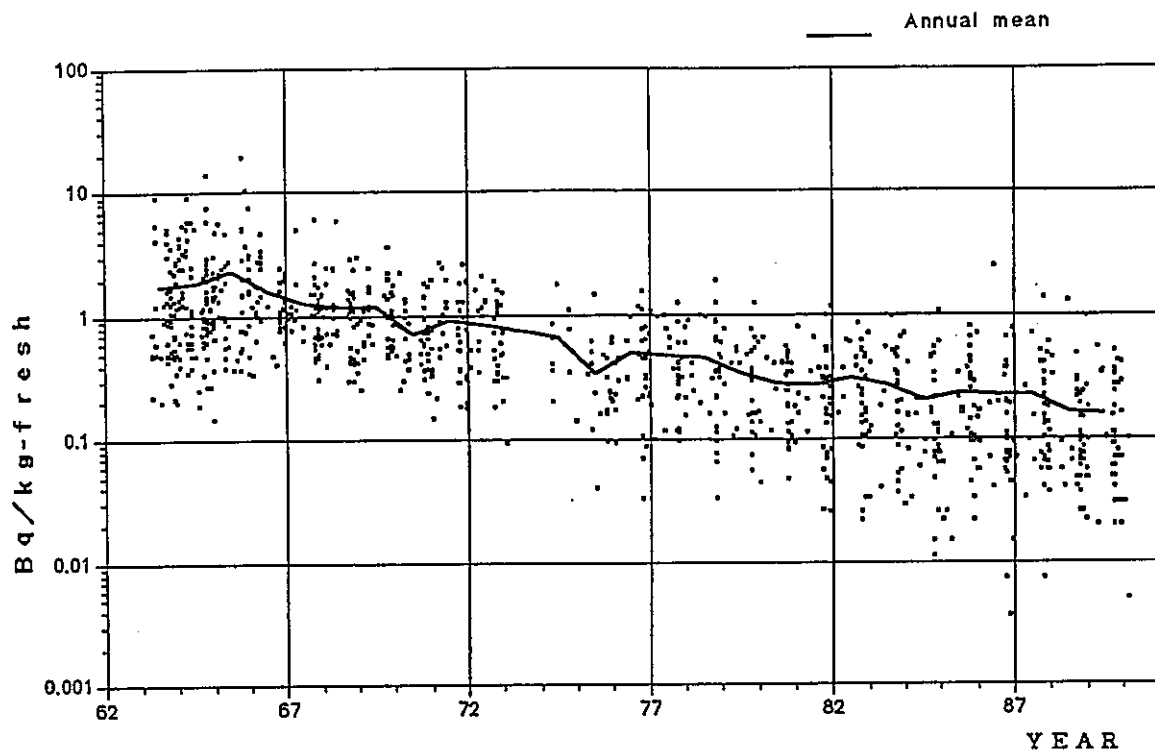
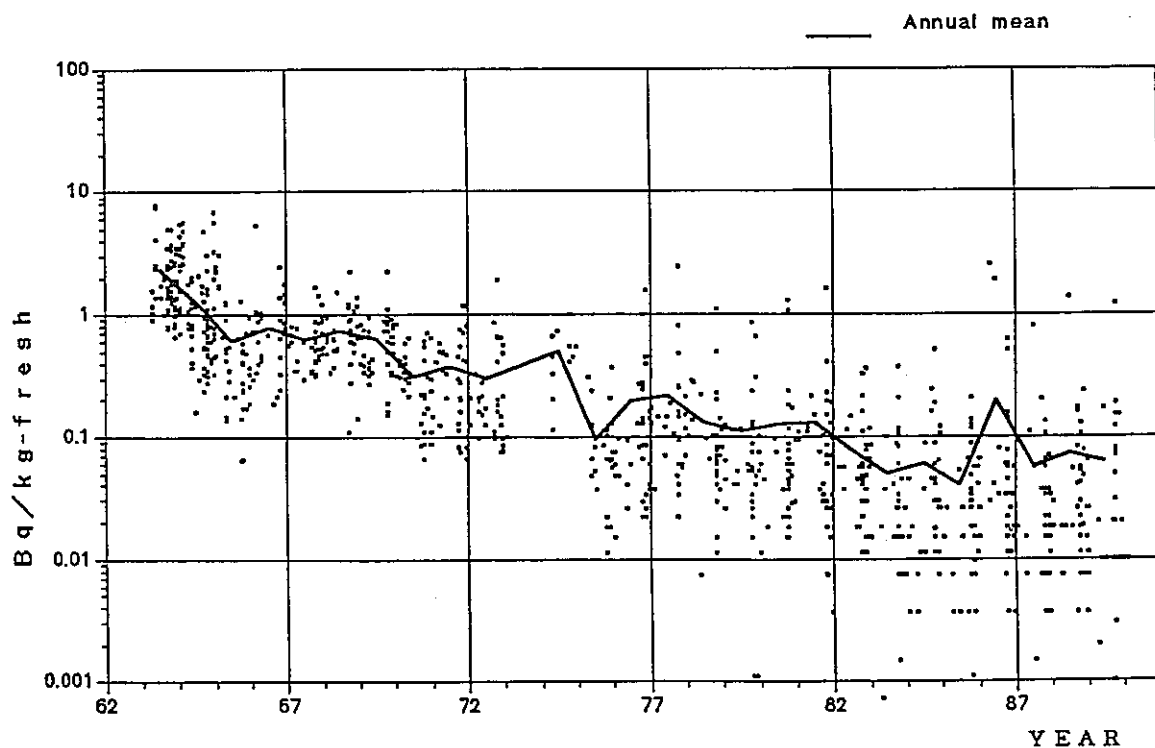


図2.1.20 モミの中での放射性核種の分布



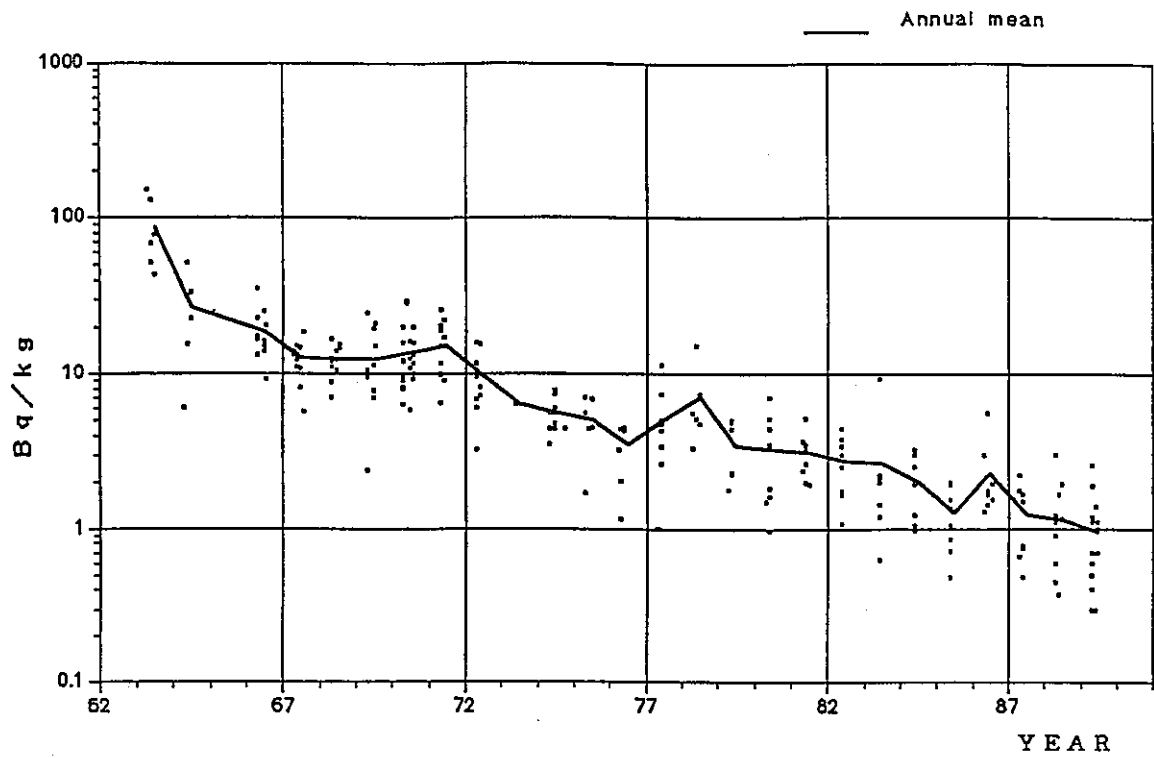
葉菜中の Sr-90 濃度の推移
Concentration of Sr-90 in Green Vegetables.



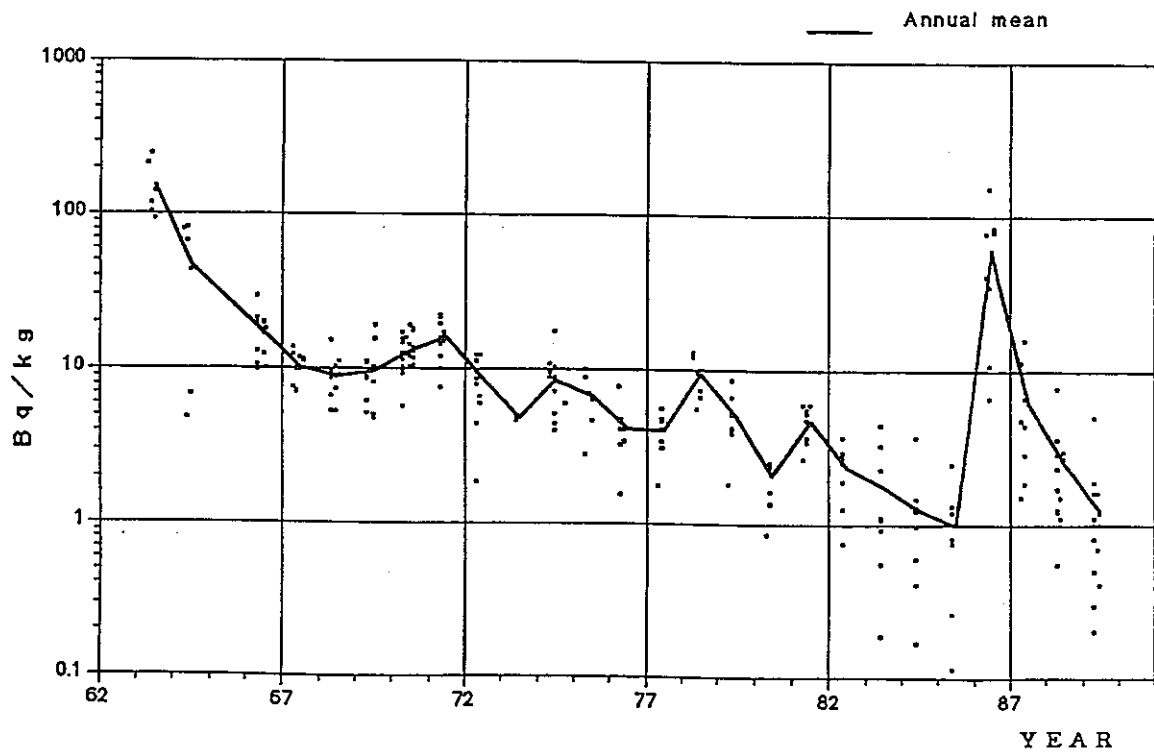
葉菜中の Cs-137 濃度の推移
Concentration of Cs-137 in Green Vegetables.

図 2.1.21 葉菜中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度変化

[JCAC M-9101]



茶中の Sr-90 濃度の推移
Concentration of Sr-90 in Tea.



茶中の Sr-90 濃度の推移
Concentration of Cs-137 in Tea.

図 2.1.22 茶の葉中の⁹⁰Sr および¹³⁷Cs の濃度変化

[JCAC M-9101]

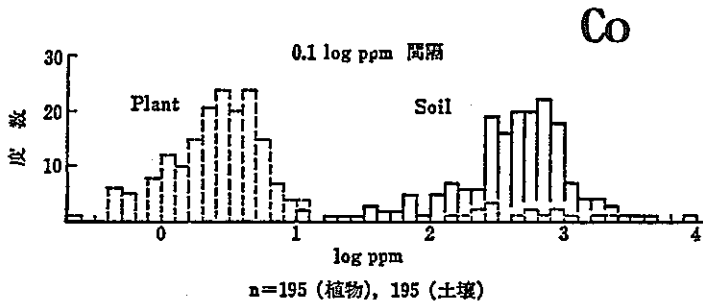
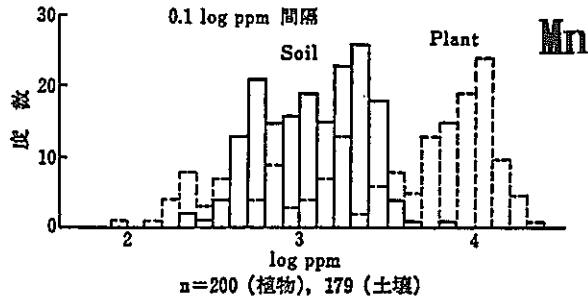
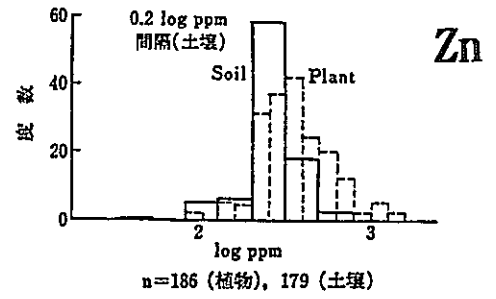
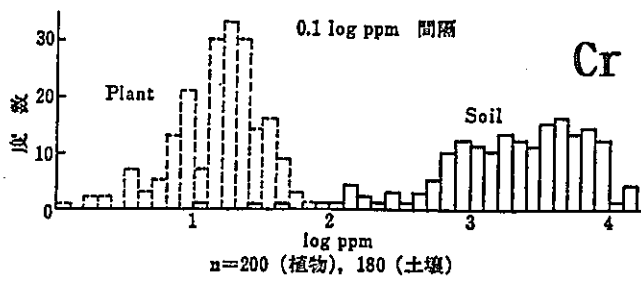


図 2.1.23 植物および土壌中の Cr, Mn, Co, Zn の頻度分布
[山県 1977]

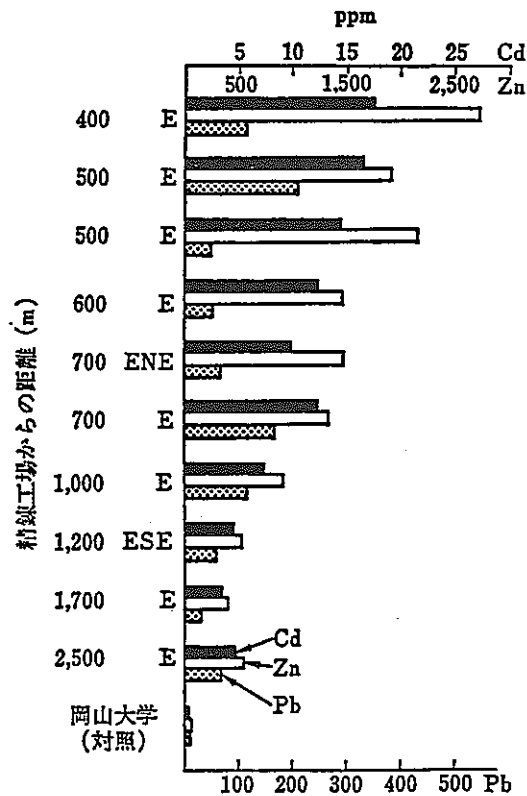


図 2.1.24 精錬所周辺に生育する桑の葉中の Cd, Zn, Pb

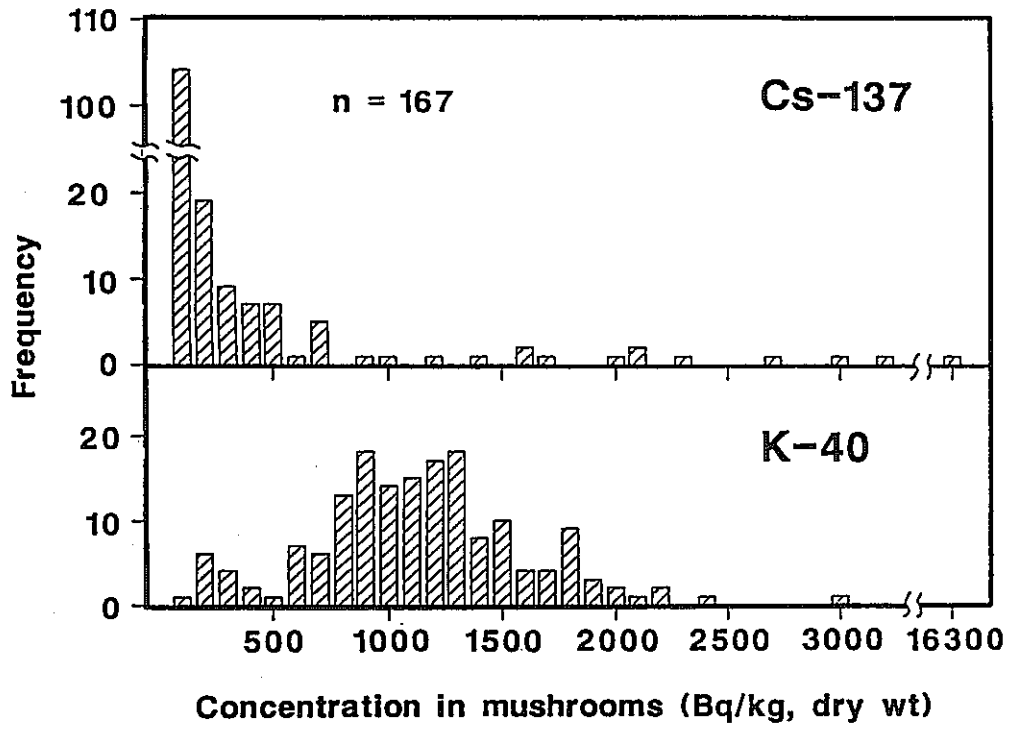


図2.1.25 キノコ中の ^{137}Cs と ^{40}K の頻度分布

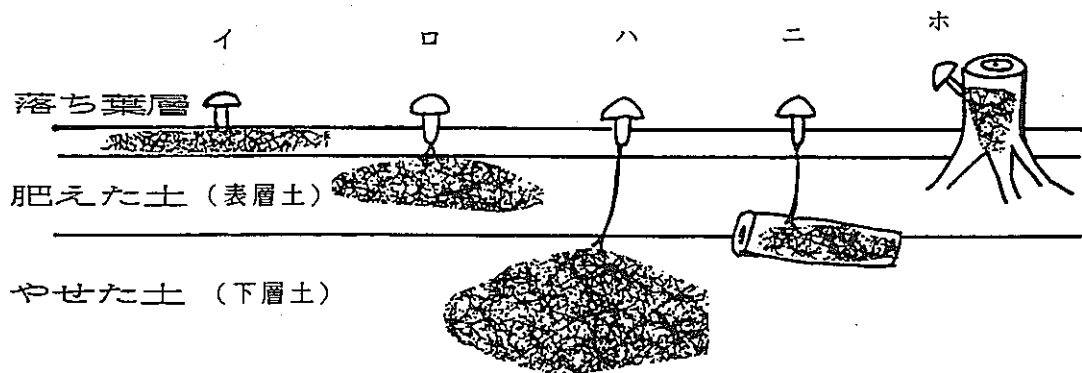


図2.1.26 キノコの菌糸の生息場所

2.2 表層土壌における無機態元素の分布と動態

－多元素同時分析手法による土壌中無機元素の測定－

2.2.1 はじめに

技術文明の進展により、人間環境中に廃水、廃棄物、排気等の経路により多種多様な無機元素が放出されている。また酸性雨に代表される基本的な環境条件の変化が、従来問題とならなかった環境中有害元素の易動性を高めている。これら微量・多種類の有害物質による健康リスクを複合的に評価・防止する観点から、環境試料について微量有害元素およびそれらの元素の動態に影響する成分元素を同時に分析測定する必要がある。ここでは多元素同時分析手法として蛍光x線分析(XRF)、ICP発光分光分析法(ICP-AES)、機器的中性子放射化分析法(INAAもしくはNAA)、および微量分析によく用いられるグラファイト炉原子吸光法を適用し、表層土壌中の無機元素を測定するとともに、その結果を比較し、精度、実用性、制約条件等を勘案して効率的な測定スキームを設定する。

2.2.2 研究の背景

(1) 新素材・新技術産業・エネルギー産業の発展と各種有害元素による環境負荷の増大

人間活動により環境中に放出される汚染物質のうち、重金属については、将来的に大きな環境影響が発生することが予測されている(Reiquam, 1972)。また、人間環境中に存在する無機元素の多くは、地殻構成物質に由来しており、酸性雨によりこれらの元素が環境中に放出される割合も増大している。図2.2.1に地殻および土壌の平均的組成を示すが、いわゆる有害重金属と目されるZn, Cr等が100ppm程度土壌に含まれており、近年その有害性が注目されているAlは、主成分元素の一つである。土壌中の無機元素が環境に対する潜在的な汚染源となることが示唆される。

一次生産の場である土壌-土壌溶液系や、地下水および表流水中に放出された元素は、農畜産物や飲料水を経由して、人体に摂取される。表2.2.1に主要無機元素の地殻中含量、産業利用の形態と環境への放出源、水中存在形態、人体・環境影響と環境基準を示す。これらの元素のうち、その環境中の挙動に未解明な点が多く、その毒性や生物濃縮等の観点から、将来的に環境汚染物質として問題となりそうな元素として、①酸性雨による易動化の大きいAl, Ba, ②大気中から地圏への沈着の大きいCd, Pb, ③有機物錯体の挙動の注目されるCr, ④生物濃縮の大きいSe, ⑤毒性の大きい有機化合物の挙動の注

目されるS n, ⑥挙動に不明な点が多く, 土壌由来の汚染の可能性のあるT 1, 等を挙げることができる。

(2) 酸性雨による元素の溶脱促進

酸性雨により土壌に付加された過剰の水素イオンは, 土壌中の各種の鉱物の溶解・鉱物表面におけるイオン交換反応等により, 消費される。これを表2.2.2に示すような土壌による酸中和過程とみなすことができる(吉田他, 1988)。表中のIの過程は,



により表される。日本では主に農耕地に施用した CaCO_3 がこの過程に関係する。表中のIIは, 土壌の陽イオン交換基に吸着した陽イオンが H^+ と交換する過程である。表面電荷として変異電荷を主とするカオリナイト等の1:1型粘土鉱物, アロフェン等の非晶質粘土鉱物の交換基における交換が初めに生じ, 続いて永久電荷を主とするパーミキュライト等の2:1型の鉱物における交換が生じる。永久電荷を起源とする負電荷と結合した H^+ は高い反応性を示し, 結晶末端部を破壊してAl等を溶出する。このAlは $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ 等の形で再度粘土に吸着されるため, 交換性水素イオンは次第にアルミニウムイオンに変化する(白水, 1988)。IIIの過程は, アロフェン, イモゴライト, 鉄およびアルミニウムの水和酸化物等の, 零電荷点がpH7から9付近の鉱物において, pH<7の領域で表面の荷電状態が正となり, SO_4^{2-} , NO_3^- 等を吸着する現象をさす。pHがさらに低下し4以下となれば, アルミニウムの水和酸化物の鉱物が溶解し, Al^{3+} が放出されることになる。表中IVの過程は, 岩石および造岩鉱物が風化し粘土鉱物を形成していく過程において H^+ が消費される現象をさす。以上, IからIIIは, H^+ の消費速度は大きいが中和容量は小さく, 一方, IVは H^+ の消費速度は小さいが中和容量は大きい現象である。

表2.2.3に土壌の化学性への酸性雨の影響を示す(Aber et al., 1982)。表中Aの塩基飽和度の低下や各種の元素の溶解性の増大などの現象は, 比較的よく知られているが, 表中Bの生物相への影響に係わる現象については, Aの現象との相互作用も含め, 未知の部分が多い。表中のCに示された NO_x のインプットの増加の植物生態圏への影響は, 窒素分の供給が植物生育上のlimiting factorである場合に予測される現象である。

図2.2.2に示すのは, スウェーデンにおいて1890年頃の土壌と1970年代末の土壌でその化学性の変化を調べた結果である(Sjostrom and Qvarfort, 1992)。横軸に両土壌の交換性塩基濃度の変化が, 縦軸に土壌層位が示されているが, 表層近傍の層において交換性

塩基濃度が時間と共に増加していることが注目される。これは、風化の進展により永久電荷をもつ粘土鉱物が増加した結果と推定される。酸性雨により表2.2.2のIVに示した過程が促進された場合に生じる現象の一端を示すものと考えられる。ちなみに、現在のスウェーデンの降雨のpHは4.3程度である。

(3) 鉱物の溶解速度

炭酸塩、鉄・アルミニウム酸化物、アルミノケイ酸塩等の鉱物の溶解（風化）は、土壤に付加された H^+ を消費することにより、土壤pHを緩衝する作用を持つと同時に、有害元素を含む無機元素を土壤溶液および地下水中に溶出する過程でもある。鉱物の溶解速度は、地下水中の水素・酸・塩基濃度に依存する。

鉱物の溶解速度の律速段階は、(1)溶出速度<輸送速度の場合、鉱物表面近傍から液相への溶出イオンの輸送過程（拡散律速）、(2)溶出速度>輸送速度の場合、鉱物の溶出に係わる表面化学反応（反応律速）のように分類される。

ケイ酸塩鉱物の溶解速度については、20年に及ぶ室内実験による検討がなされてきている。長石の溶解については、①初期の急速な溶解過程、②溶液中の元素濃度が時間の平方根に比例する parabolic kinetics過程、③溶出速度一定の定常的溶解過程、が観察される。これらの過程をどのように解釈するかについては、多くの説が提案されてきた(Velbel, 1986)。現在のところ、①から③の過程は、各々(a)アルカリおよびアルカリ土類元素と液相中水素イオンの迅速な交換による元素の溶出とアルミノケイ酸塩鉱物の水和物の形成、試料の準備段階で生じた微粒子の溶解、(b)溶出による鉱物表面の残留層の形成、(c)残留層表面の溶解速度と長石本体部からの溶出速度（残留層内の元素の拡散速度に依存する）のバランスにより説明され、長石の溶解過程全体は表面反応に律速されていると解釈されている(Chou and Wollast, 1984)。図2.2.3に、流動床型実験装置により連続的に液を供給しながら、曹長石の溶解を観測した実験例(Chou and Wollast, 1984)を示す。濃度が一定になる相は、定常的溶解過程に相当し、高い濃度は高い溶出速度に相当する。供給液のpHを低くすると、溶出速度が高くなるのは、残留層の組成が変化する(pHが低いほど、Si-richになる)ためと考えられている。

一方で、室内実験で観測されるケイ酸塩鉱物の溶解速度は実フィールドの研究から推定される溶解速度に比べて、1桁から3桁ほど高いことが指摘されている(Velbel, 1986)。この原因として、自然界と実験室における鉱物の有効表面積の差、鉱物表面積と表面状態

の違い、液相の違い等が考えられているが、今後の研究に待つ部分が多い。

鉄・アルミニウム等の水和酸化物の溶解については、表面錯体生成モデルに基づいて研究が進められている。図2.2.4に酸化物の溶解に係わる表面反応を示す。図中1)の過程においては、溶液中の水素イオンや各種の酸等の配位子が水和酸化物表面の水酸基と結合し、固体表面において錯体を形成する。この錯体形成によって金属-酸素間の結合が極性化されて切れやすくなり (Stumm et al., 1983), 図中の2)の過程によって酸化物中の金属は水和イオンないしは水和錯体として水中に溶出する。なお、アルカリ性の溶液中においては、酸化物表面の水酸基の水酸化等により O^- 基が形成され、金属原子のヒドロキソ錯体を形成して溶出する。2)の過程は1)に比べて緩慢であり、従って、図2.2.5に示すように酸化物の溶解速度は、表面の錯形成した基の濃度に依存することになる。 OH_2^+ 基の形成は液のpHに依存するため、溶解速度はpH依存性となる。

酸化物の還元的溶解も、pHに依存することが知られている。図2.2.6に還元的溶解における表面反応を模式的に示す (Stone, 1986)。配位子交換時に、還元剤によってinner sphere complex (金属原子中央に還元性の配位子が直接結合する) を生成するものと、outer sphere complex (金属原子と配位子が直接結合しない) を生成するものがあるが、実現象において両者を区別することは困難であるとも言われている。反応は、図2.2.6のA, B, Cに示すように、前駆的な錯体形成、錯体内での電子授受と金属の還元、金属のアコ錯体の溶出のように進行すると考えられる。酸化物表面の各種の錯体の存在形態と分布が、溶解速度に大きく影響する。例えば、カルシウムやリン酸等の吸着により生じた非活性な表面錯体は、還元剤分子と表面の基の反応を妨害し、溶解反応に対して抑制的に作用すると考えられている (Stone and Morgan, 1984)。図2.2.7に示すように、還元的溶解の速度は、pHの低いほど高くなる傾向がある。この原因として、①酸化物表面に前駆錯体 (図2.2.6の $Me^{III}A$) の多いほど、溶解は促進されるが、この前駆錯体の生成は、酸化物表面の水酸基の水素化 (低pHで生じやすい) により促進される、②前駆錯体の水素化 (低pHで生じやすい) により錯体内での電子授受が促進される、ためと考えられている (Stone, 1987)。

(4) 微量元素の溶脱挙動

地殻中の微量元素は、独立した鉱物を形成して存在するとは限らず、鉱物中の不純物として存在することも多い。後者の場合、微量元素の溶出は、その含まれている鉱物の風化速度に支配される。また、溶出しても、二次生成鉱物中に取り込まれて、再び固相中に移

行する場合もある。特に、鉄およびマンガンの酸化物は、土壤溶液および天然水中の遷移金属元素と、共沈、置換、表面吸着等の相互作用を持つことが知られている。図2.2.8に示すのは、花崗岩の風化物を粒径分画して、各画分について、元素濃度を調べた結果である(Koons et al., 1980)。鉄は、砂粒の被覆として、砂からシルト程度の風化物中では団塊として、粘土中では、雲母等の被覆または微粒子として存在しており、大部分が鉄酸化物であった。鉄と類似の分布を示す元素は、As, Co, Cr, Sc, Znであり、これらの元素は母岩から溶脱した後、鉄酸化物にその挙動を制御されると推定できる。

一方溶液中から収着により固相に移行した微量成分は、鉱物結晶格子への吸着元素の拡散や、酸化還元を伴う交換反応等により、固相中に固定化されることがある。図2.2.9に示すのは、A, B (チャート質ホルンフェルス), C (ややホルンフェルス化した頁岩), D (花崗閃緑岩), E, F (頁岩のホルンフェルス)の6種の岩石片(粒径2~3mm)と微量の放射性コバルトおよびセシウムを含む高塩分の溶液を接触させ、0.5ヶ月, 1ヶ月, 40ヶ月後に、核種の固相との収着機構を選択的抽出法により検討した結果である(Fujikawa and Fukui, 1991)。1ヶ月後の収着機構は、0.5ヶ月のそれと比べて、酢酸アンモニウム抽出性(イオン交換性)の成分が多く、この間に岩石微小孔隙内表面の交換性収着座への核種の収着が進展しているのを反映している。しかし、40ヶ月後には、どの岩石についても、1ヶ月後と比べて交換性収着成分の割合は大きく減少しており、非イオン交換性の収着核種が全体の半分以上を占めるようになっている。自然界においては、このように溶液中の微量元素が固相へ移行固定されていく現象と、固相からの溶出が常に拮抗していると考えられる。

多数の鉱物、有機物、生物の複合体である土壤からの微量元素の溶出は、主成分元素の溶出と連動して複雑な様相をとる。図2.2.10に示すのは、蒸留水および10ppmフミン酸溶液(和光純薬のものを精製して水酸化ナトリウム溶液に溶解, pH ca. 7)により、京都大学原子炉実験所敷地内(大阪府泉南郡熊取町)で採取した土壤を振とう抽出し、元素の抽出量の経時変化を測定した結果である。図から明らかなようにAlおよびFeは、固相から抽出された後、その一部が再度沈澱または収着する傾向が見られた。この実験の場合、有機物の固相からの溶出と沈澱ないし再吸着が観測されており、①Alおよび鉄も、有機物と挙動を共にしている、②好気性条件下の実験であるため、溶出後、鉄およびアルミニウムの酸化物が形成され沈澱した、等の可能性が考えられる。また、10ppmフミン酸によ

る土壌からの元素の抽出量は、蒸留水に比べて低かった。これには、多数の基を持つフミン酸と固相の間に polynuclear complex が形成され元素の溶出が起こりにくくなった (Ochs et al., 1993), 鉄については、鉄酸化物とフミン酸の間に疎水性の結合が形成され (Stumm and Wollast, 1990), 溶出が抑制される, 等の原因が考えられる。このように, 実土壌においては, 元素の溶出挙動は土壌中有機物, 鉄やアルミニウムの酸化物等の挙動に左右されることが予測される。

2.2.3 土壌中元素の機器分析

(1) 元素分析手法の概要

環境中の微量元素の挙動は, 他の元素の挙動に連動・支配されることが多く, 目的元素以外の元素の挙動も同時に観測することが必要である。そのため, 微量元素の挙動を追跡するにあたっては, 試料の分析においても, 多数の元素を同時に測定できる機器分析手法を適用することが望ましい。表 2.2.4 に, 電磁波と物質の相互作用を利用した機器分析法の一覧を示す。この表に示したものの以外に, 環境分析で重要なものとして, 質量分析法がある。無機元素の濃度の分析においてよく用いられている手法は, この表の中では, 放射化分析, 蛍光 x 線分析 (ただし表面分析), 発光分光分析, フレーム分光, 原子吸光, 吸光光度, 蛍光分析である。特に前の 3 者は多元素同時分析が可能である。表には含まれていないが, 誘導結合プラズマ質量分析法等も有力な多元素同時分析法である。

図 2.2.11 に各種の分析法の適用濃度範囲と分析精度の目安を示す。対象元素にもよるが, 概して蛍光 x 線分析法は高濃度成分の測定に適しており, 以下, 発光分光分析, 原子吸光, 放射化, 質量分析の順に, 低濃度が測定できるようになる。機器分析法は, 湿式化学分析に比べ簡単な操作で多数の元素が測れる代わりに, 概して分析精度は低くなりがちである。測定対象元素の濃度にもよるが, 例えば極微量成分を測定できる放射化分析では, 5~10% の誤差も珍しくない。ただし, 機器分析手法においても, 試料の性状に合わせて, 最適な条件設定や前処理を実施して測定すれば, 1% 内外の高精度を得ることが可能な場合もある。

表 2.2.5 に, 多元素同時分析手法として誘導結合プラズマ発光分光分析法 (ICP-AES), 誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS), 中性子放射化分析法 (NAA), 蛍光 x 線分析法 (XRF) を, またその補完的手法として重要と考えられる電気加熱式グ

ラファイト炉原子吸光法（GFAAS）をとりあげ、各手法の特長、分析時の制約条件、高感度化と高精度化の方策について検討した結果を示す。ICP-AES、ICP-MSおよびGFAASは、主に液状の試料の測定に用いられ、ICP-MSが最も高感度な分析法であるが、試料液の化学性により妨害スペクトルが発生しやすく、マトリクス効果も大きい等の欠点がある。ICP-AESは、測定ダイナミックレンジが大きく、試料液の化学性による妨害やマトリクス効果も少ないが、総塩濃度に制約があり、その分析感度はICP-MSに遠く及ばない。GFAASは、微量の試料液（ca. 20 μ l）で、ICP-MSには及ばないながら高感度の分析が行えるが、液の化学性により原子スペクトルに干渉を生じやすく、多元素同時分析も行えない。元素によりICP-AESより高感度をえられる場合があるので、ICP-AESの補完として適用するのが適当と考えられる。

図2.2.12にICP-AESの概念図を示す。試料液はネブライザーを通過してエアロゾル化された後、アルゴンガスとともに、アルゴンガス中で高周波により形成された最高10,000Kの高温のプラズマ中に導入されて、発光する。これを分光器でうけて発光スペクトルを得る。図2.2.13に、ICP-AESにおけるマトリクス効果を示す。横軸がマトリクス濃度、縦軸がZnの発光強度であるが、マトリクスの塩濃度が1,000ppmに達しても強度の低下は高々5%程度であり、マトリクス効果の影響の小さい方法であることがわかる。図2.2.14にICP-AESにおける物理干渉の例を示す。この図は、異なる液性（0.01N-HCl, 0.1N-HCl, 0.1N-酢酸ア）でCaとMnについて標準液を調製して検量線を引いた結果を示すが、例えば0.01N-HClと0.1N-HClでは、Ca, Mnいずれについても同一の濃度でも発光強度に10%程度の差が認められた。機種によりこの差は異なると推定されるが、ICP-AESにおいては標準液と試料液の粘性等の物理的性質を一致させることが重要であることがわかる。

図2.2.15にICP-MSの概念図を示す。試料の導入とプラズマ中のイオン化までは、ICP-AESと同様な装置構成であり、AESにおける分光器のかわりに質量分析計が組み込まれている。図2.2.16にICP-MSにおけるマトリクス効果の例を示す。目的元素の m/z （質量電荷比）がマトリクスの m/z に比べて小さいほど、マトリクス効果は大きくなる。

熱中性子放射化分析法は、ICP-MSと並ぶ超微量成分分析法である。図2.2.17に示すように、通常の多くの分析法では、電子配列の差による化学的性質の違いや、電子状態

の変化するときの諸現象を観測するが、放射化分析は原子の中心にある原子核を強制的に変化させておこる現象（放射性崩壊）を観測する（戸村，1988）。崩壊に際して起こるエネルギー変化は、ガンマ線エネルギーにして0.1MeVから数MeV程度と他の分析法と比べて大きく、実験条件のわずかの差や、元素の存在状態によって分析結果が左右されることが非常に少ない。

図2.2.18に蛍光x線法の概念図を示す。蛍光x線法は、試料にx線を照射し、試料から発生した固有x線スペクトルから試料中元素を同定・定量するものである。スペクトル測定に際し、分光器を用いて波長により分解する装置を波長分散型（WDS）、半導体検出器を用いてエネルギーにより分解する装置をエネルギー分散型（EDS）と言う。EDSでは、x線管から発生したx線を直接試料に照射せず、二次ターゲットに照射して発生するx線を試料に照射する方式がよくとられる。

図2.2.19に水質基準に関する省令（平成4年12月21日付厚生省令第26号）の、（有害）元素に関連する基準値を示す。基準値は、健康に関する項目（水銀、セレン、カドミウム、鉛、ヒ素、6価クロム等29項目）、水道水が有すべき性状に関連する項目（亜鉛、鉄、銅、ナトリウム、マンガン、カルシウム、マグネシウム等17項目）からなるが、ここでは水質基準を補完する項目として設定された快適水質項目（マンガン、アルミニウム、カルシウム、マグネシウム等13項目）、監視項目（ニッケル、アンチモン、ほう素、モリブデン等26項目）についてもあわせて示した。健康項目および監視項目の元素は、その有害性が問題となっていると考えてよい。

図2.2.20に各種分析法における有害元素の定量下限を示す。なお、定量下限値は、S/N比がほぼ10の時の値とした。図2.2.20(a)の蛍光x線法の下限值は、JIS G1256(1982)より引用した。(b)のICP-AESの下限值はICP2、ICP3、ICP4の各々、伊藤(1988)、安藤他(1993)、Potts(1987)より、(c)のグラファイト炉原子吸光法の下限值は、20 μ lの試料を注入したとして、GF-1とGF-3は、安藤他(1993)より、GF-2は分析機器のマニュアル（日立製作所）より引用した。(d)の熱中性子放射化分析法については、熱中性子束として 10^{13} [n/(cm²·s)]を仮定して、100mgの試料をNAA2については飽和時間照射、NAA3については1時間照射として計算している（日下，1980）。(e)のICP質量分析法の下限值は、伊藤(1988)より引用した。図2.2.20(b)~(e)の値は、蒸留水中で調製した目的元素の希薄な標準液や、単一元素化合物を用いて測定した

場合に得られる理想的な値であり、実際の測定に際しては、様々な妨害因子の存在を考慮する必要がある。

図2.2.19と図2.2.20を比較すると、蛍光x線法の定量下限は、水質基準値に定める濃度を上回っている。ICP-AES法の場合、As, Hg, SbおよびSeの定量下限が基準値を上回っているが、これらの元素は、試料導入時に水素化物発生法を用いることにより、定量下限を基準値以下に改善することができる。グラファイト炉原子吸光法の場合、定量下限値が水質基準値を上回るのは、As, Sb, Seであって、ICP-AESと同様に、試料導入時に水素化物発生法を用いることで、定量下限値を向上させる必要がある。熱中性子放射化分析法の場合、100mg相当の液体試料を照射するとして、As, Cd, Cr, Fe, Hg, Ni, Sb, Se, Znの定量下限値が基準値に達しない。従って、これらの元素をNAAで測る場合、液体試料については予め濃縮しておく必要がある。一方、ICP-MS法の場合、定量下限値が水質基準値を上回る元素はなかった。

また、図2.2.20で、各種の手法間で定量下限値を比較すると、例えばICP-AESとGFAASの場合、GFAASの方が下限値の低い元素は、Ag, Al, As, Cd, Cr, Hg, K, Na, Pb, Sb, Tlであった。GFAASおよびICP-AESをICP-MSと比較すると、Ca, K, SiのみがICP-MSより高感度であった。一方、土壌などの固体試料を測定する場合を想定し、ICP-MSとNAAの定量下限を以下に比較する。ICP-MSの場合、総塩濃度を100ppm以下におさえることが必要なので、試料100mgを酸などで溶解した場合、最低でも1,000ml(10⁶mg)にまで希釈しなければならないが、NAAの場合、そのまま照射測定が可能である。そこで、ICP-MSにおいては、図2.2.20(e)の縦軸に10⁴を乗じて図2.2.20(d)のNAAとの比較を行うならば、NAAはほとんどの元素においてICP-MSと同等以上の検出下限を有することになる。一方、ICP-AESで、総塩濃度を0.5%以下におさえることを条件として、溶液化した固体試料を測る場合を想定してICP-MSとの比較を行うと、Ca, BeについてはAESの方が低い定量下限値を与えた。

(2) 非破壊分析法の検量線

熱中性子放射化分析法および蛍光x線法は、共に固体試料を溶液化せずに分析できる利点がある。これらの方法では、元素濃度のわかっている標準物質を用いて、得られた放射線係数値を元素濃度値に変換することになる。標準物質としては、試料マトリクスの影響

を考慮して、できるだけ分析対象物質と類縁のものを選ぶ方が望ましい。標準物質に含まれる目的元素の濃度が、未知試料中の濃度以上であって、しかも大きくかけ離れていないことも必要である。

図2.2.21に、京大炉において、地質調査所の頒布している岩石標準試料の熱中性子放射化分析を行って得た検量線の例を示す。用いた標準試料は、50mgを1分間照射後、5～10分間の冷却期間をおいて測定する短寿命核種の場合は、JGb-1, JG-1a, JDo-1の3種類、100mgを1時間照射後に1週間から1ヶ月の冷却期間をおいて測定する中～長寿命核種の場合は、JB1, JSD2, JA2, JG1a, JG1, JD01, JB2, JGB1, JA1の9種類であった。短寿命のTi, Mg, Al, Ca, Mn, Vは、Fe, Cr, Sc等の長寿命核種に比べて、検量線の直線性が劣る傾向があり、その原因として主成分の1つであるAlの高い計数率下での測定であること、また冷却期間および測定の待ち時間の間の計数率の急激な減衰のあること、 ^{27}Mg および ^{28}Al 各々に対する ^{27}Al , ^{28}Al の(n, p)反応による妨害、同一照射カプセル内での中性子束の不均一性等により、誤差が大きいことが考えられた。中～長寿命核種として、As, Ba, La, U (^{237}Np), Sm, Yb, Zn, Rb, Eu, Co, Fe, Cr, Th (^{233}Pa), Hf, Sc, Ta, Ce, Cs等が検出されたが、U, Ybについては検量線の直線性が不良であった他、As, Ba, Sm, Zn, Rb, Hf等もばらつきが大きかった。原因としては、他核種と目的核種のピークの重なり、ピーク強度が小さい、標準試料の均一度が微量成分に関しては必ずしも十分でない、等をあげることができる。

図2.2.22に、エネルギー分散型の蛍光x線装置により、岩石標準試料JB1, JSD2, JA2, JG1a, JG1, JB2, JGB1, JA1を測定し、検量線を引いた例を示す。K, Ca, Ti, Mn, Fe, Si等の主成分元素について、良好な直線性が認められた。また、微量成分としては、Cu, Ba, Rb等も比較的検量線の直線性の高い元素であった。

(3) 地質試料の全量分解分析および非破壊分析との比較

土壌等の固体試料をICP-AES, ICP-MS, GFAASにかけるためには、試料を適当な試薬により分解する必要がある。試料の分解には、古くから用いられてきたアルカリ融解法等もあるが、この方法は試料が高塩分になるため、機器分析により分析しにくく、今回の研究では、テフロン密閉容器内で酸分解を行った。分解に用いた三愛科学(株)製の電子レンジ用試料分解容器P-25を図2.2.23に示す。

酸による分解操作は、開放系で実施した場合、元素により揮発し損失が生じることがある。表2.2.6に示すように、分解に用いる酸により、揮発損失する元素は異なるが、有害元素と目されるAs, Sb, Sn, Hg, Se, Cr等が操作により揮発する可能性があることに注意が必要である。

分解操作は、有機物を多量に含む黒ボク土（茨城県水戸）を用いた場合、以下の手順で行った。すなわち、土壌試料50mgをテフロンPFAの小容器に精秤し、硝酸0.5mlを加えて蓋を開放した状態で有機物を予備分解する。その後、0.2ml過塩素酸を加えてPFA容器を密閉し、外容器に封入後、電子レンジにより出力190Wで5分間の加熱操作を2回実施する。冷却後、0.4mlのフッ化水素酸を加え、出力500Wで1分間の加熱操作を3回繰返す。その後、ホウ酸によりフッ化水素酸を中和し、0.45 μ mフィルターでろ過し、蒸留水により50mlに希釈する。同様な操作を、岩石標準試料JA2についても実施し、黒ボク土（茨城県東海村）についても実施中である。

図2.2.24に、標準試料（JA2）についてICP-AES（図中ではICPと略称）およびGF AASで得られた値と、標準試料について得られている値を比較したものを示す。なお、縦軸は溶液化した時の液相中濃度を示す。主成分元素であるCa, Al, Mn, Si, Fe, Mg, Tiについては、ICP-AES（島津ICPS-1000TR）により標準添加法による測定を行った。SiおよびTiについては、保証値に比し測定値は低値となりPFA容器の開封時に四フッ化ケイ素等のハロゲン化物として揮発したものと考えられるが、室温で数時間以上の冷却を行っても十分な回収率が得られなかった。液体窒素温度での冷却について現在検討中である。Alについてもやや低値が見られ、酸抵抗性の鉱物の存在が考えられた。Ca, Fe, Mg, Mnについては、保証値と測定値は10%以内の精度で一致した。一方、Cr, Cu, Sr, Ba, Zn, Ni, Co, Pb等の微量成分については、ICP-AESの場合、Cr, Ba, Srについては、保証値とよく一致したが、CuおよびZnについては、ばらつきが大きく、Ni, Co, Pbについては、S/N比が2以下となり、測定できなかった。CuおよびZnの2元素については、溶液中濃度がICP-AESの定量下限値に近い値であることが、原因と考えられる。高塩用トーチを装着し、試料の希釈率を下げた測定することにより、測定精度の向上をはかれると考えられる。Cr, Cu, Ni, Co, Pbについては、希釈率を調整しながらGF AAS（日立偏光ゼーマン原子吸光光度計z-9100）による標準添加法による測定

を実施した。Znについては、GFAASの定量範囲では環境に起因する汚染が大きく測定が困難であった。Cu, Ni, Coについては、平均10%程度の精度で測定値が得られたが、Crについては低値となりICP-AESに比べて精度が悪かった。これは、検量線の直線範囲の狭いGFAASでは標準添加法による測定精度に問題があることの影響と考えられる。従って、定量限界内の濃度である限り、マトリクス濃度が高く、標準添加法が適当な試料についてはICP-AESを選択する方が測定精度を確保する観点から望ましい。Pbについては、標準添加法の検量線の直線性は良好であるにもかかわらず、測定値は標準値より高値を示し、試薬による汚染の可能性も含めて検討中である。

図2.2.25に、黒ボク土（茨城県水戸）について異なる分析手法で得た元素濃度値の比較を示す。Ti, Cr, Cu, Co, Mnについて20%以上に及ぶ差があった。Tiについては、先に述べたように酸分解時の損失と推定される低値が観察されており、INAAおよびXRFによる測定値はICP-AESによる測定値より信頼性が高いと考えられる。Crについては、検量線の直線性の良いINAAのデータが信頼性が高いと推定される。ICP-AESのデータは、酸分解溶液中のCrの定量下限値と近く、精度が低い可能性がある。Cuについては、黒ボク土中の濃度が100ppm未満で、蛍光x線法の定量下限に近いことから、GFAAS法によるデータが信頼性が高いと判断できる。Coに関しては、INAAで、固体試料中の濃度にして数ppmから相関の良い検量線が得られており、より信頼できるデータであると考えられる。ただし、INAA, GFAAS, ICP共に、50mgから100mgの試料について得られた値であるため、値の代表性については、前処理段階で試料の均質化等を十分注意して行なう必要がある。Mnについて、INAA, XRF, ICP-AES共に十分定量できる量であるにもかかわらず、INAAと他の手法間で値に差が生じたが、試料の均質化の不十分さが関連している可能性がある。マンガンは、INAAにおいては短寿命核種として測定・定量するため、値の誤差がやや大きい可能性もある。Ca, Al, Fe, Mg, Zn, Sr, Baでは、手法間での差は20%以内にとどまった。

表2.2.6に、黒ボク土（茨城県水戸）について、今回適用したINAA, XRF, ICP-AES, GFAASにより検出可能であった元素および検討の結果、検出限界以下であると判断した元素をまとめた。検出可能な元素は「OK」、原理的に検出困難または不可能であった元素は「困難」「不可能」、検出限界以下であった元素は「N.D.」として

いる。また、検出はされたが、標準試料の酸分解後の測定結果から精度的に不十分または継続的検討が必要であった元素は？とした。最も検出された元素が多かったのはINAAであった。ICPおよびXRFの検出可能元素は、XRFのSiを除いて、INAAと重複していた。一方、GFAASでは、INAAで検出されにくいCu、Pbが検出された他、またCdについても今後の検討により測定できる可能性があることがわかった。

2.2.4 まとめと今後の方向

1. ICP発光分光法（ICP）、グラファイト炉原子吸光法（GFAAS）、熱中性子放射化分析（NAA）、蛍光x線法（XRF）により茨城県において採取した黒ボク土を分析した結果を比較した。NAAによる分析が最も測定可能な元素が多かった。NAAにより測定不可能（困難）な元素のうち、①Cd、Cu、Pbについては、GFAAS、②SiについてはXRFにより測定が可能であった。INAAにより十分な測定精度の得られなかったAs、Seについては、土壌試料に適当な分解ないし抽出操作を施した後、水素化物発生-ICP法、もしくはICP-質量分析法（ICP-MS）を適用することが考えられる。B、Beについては高塩用トーチを装着したICP、もしくはGFAAS法の適用、Tlについては、NAA後化学分離、土壌試料分解後ICP-MSの適用等が考えられる。

2. 土壌中無機元素の測定スキームは、①多量成分については主に蛍光x線法、②微量成分についてはNAA法、ただしCd、Cu、Pb、As、Se、B、Be、TlについてはGFAAS、ICP、ICP-水素化物発生法、ICP-MS等を個別に使い分ける、のが適当と考えられる。

3. 大気からの沈着や廃棄物処分場の浸出液等として表層土壌中に放出された物質は鉄・マンガン・各種の有機物等、酸化・還元・錯形成・共沈作用のある物質に支配されながら、そのうちかなりの部分はいったんは土壌粒子や土壌有機物に固定されていくものと考えられる。一方、土壌中の元素は、賦与の成分・人間活動により付加された成分共に、短期的には浸透水との接触により、また長期的には鉱物の風化作用により、固相から溶脱し元素によっては二次生成物を形成して再沈着する等、複雑な挙動をとると予想される。環境・健康リスクとの関連では溶脱移行する成分が問題となるが、酸性雨によりこの風化溶脱傾向は一層加速されることになる。今後は固相から溶脱する成分に注目

し、場所別・層位別に採取した土壌について、元素濃度を測定し、実フィールドにおける濃度分布から元素の易動性を検討するとともに、室内実験により元素の易動性を支配する要因を解明することが必要と考えられる。

参考文献 (2.2節)

- (1) 安藤正典, 池淵秀治, 河淵克馬, 塚本浩康, 山垣浩司, 1993a. 水道水質基準新項目分析・指定講座, 第6回: 原子吸光光度法を用いた金属類の分析, 資源環境対策, 29, 1183-1192.
- (2) 安藤正典, 池淵秀治, 河淵克馬, 塚本浩康, 山垣浩司, 1993b. 水道水質基準新項目分析・指定講座, 第7回: 誘導結合高周波プラズマ (ICP) を用発光分光分析法を用いた金属類の分析, 資源環境対策, 29, 1273-1280.
- (3) 伊藤哲雅, 1988, 感度: ICP/AESかICP/MSか. 質量分析, 36: 263-272.
- (4) 大野勝美, 1986, 無機定性分析 - 機器分析 -, ぶんせき, 198-209, 化学ハンドブック, 1993, 朝倉書店.
- (5) 日下謙, 平井昭司, 1980. 放射化分析. 化学総説, 29: 43-62.
- (6) 白水晴雄, 1988, 粘土鉱物学, 朝倉書店.
- (7) 高橋務, 大道寺秀弘, 1984. ファーネス原子吸光分析, 学会出版センター, 200pp.
- (8) 戸村健児, 1988, 放射化分析法, ぶんせき, 218-228.
- (9) 日立製作所, ゼーマン原子吸光光度計 (グラファイト炉原子化法) 分析法概説書
- (10) 吉田稔, 川畑洋子, 1988, 酸性雨の土壌による中和機構, 日本土壌肥料学会誌, 59, 413-415.
- (11) Aber, J. D., Hendrey, G. R., Botkin, D. B., Francis, A. J. and Melillo, J. M., 1982. Potential effects of acid precipitation on soil nitrogen and productivity of forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 18: 405-412.
- (12) Chou, L. and Wollast, R., 1984. Study of the weathering of albite at room temperature and pressure with fluidized bed reactor. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 2205-2217.
- (13) Reiquam, H., 1972. Scientists show indexes of pollution. *Chem. Eng. News*, 33-34.

- (14) Fujikawa, Y. and Fukui, M., 1991. Variations in adsorption mechanisms of radioactive cobalt and cesium in rocks. *J. Contam. Hydrol.*, 8:43-69
- (15) Potts, P. J., 1987. *A Handbook of Silicate Rock Analysis*. Blackie, Glasgow.
JISG 1256, 1982. 鉄および鋼の蛍光x線分析手法
- (16) Koons, R. D., Helmke, P. A. and Jackson, M. L., 1980. Association of trace elements with iron oxides during rock weathering. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 155-159.
- (17) Ochs, M., Brunner, I., Stumm, W. and Cosovic, B., 1993. Effects of root exudates and humic substances on weathering kinetics. *Water, Air, Soil Poll.* 68: 213-229.
- (18) Sjoström, J. and Qvarfort, U., 1992. Long-term changes of soil chemistry in central
Sweden. *Soil Science*, 154: 450-457.
- (19) Stone, A. T. and Morgan, J. J., 1984. Reduction and dissolution of manganese (III) and manganese(IV) oxides by organics. 1. Reaction with hydroquinone. *Environ. Sci. Technol.*, 18:450-456
- (20) Stone, A. T., 1987. Reductive dissolution of manganese(III/IV) oxides by substituted phenols. *Environ. Sci. Technol.*, 21: 979-988
- (21) Stone, A. T., 1986. Adsorption of organic reductants and subsequent electron transfer on metal oxide surfaces. In: J. A. Davis and K. F. Hayes (Editors), *Geochemical processes at mineral surfaces*, ACS Symposium Series 323, Am. Chem. Soc., Washington, 446-461.
- (22) Stumm, W., 1986. Coordinative interactions between soil solids and water - An aquatic chemist's point of view. *Geoderma*, 38: 19-30.
- (23) Stumm, W. and Wollast, R., 1990. Coordination chemistry of weathering: Kinetics of the surface controlled dissolution of oxide minerals. *Reviews of Geophysics* 28: 53-69.
- (24) Stumm, W., Furrer, G., Kunz, B., 1983. The role of surface coordination in precipitation and dissolution of mineral phases. *Croat. Chem. Acta* 56: 593-611.
- (25) Stumm, W., Furrer, G., Wieland, E., and Zinder, B., 1985. The effects of complex

-forming ligands on the dissolution of oxides and aluminosilicates. in "The Chemistry of Weathering" (J. I. Drever ed.) pp.55-74, Reidel Publ., Dordrecht, The Netherlands.

(27) Stone, A. T., 1986. Influence of surface area, surface characteristics, and solution composition on feldspar weathering rates. In: J. A. Davis and K. F. Hayes (Editors),

(28) Geochemical processes at mineral surfaces, ACS Symposium Series 323, Am. Chem. Soc., Washington, 615-634.

表 2.2.1 主要無機元素と環境

元素名	地殻中存在量	産業利用 / 発生源	水中存在形態	生体・環境影響、環境基準
Ag	0.7mg/kg	写真 / 原鉱採掘粉砕 下水処理場	AgCl, Ag ₂ S, 有機錯体, 鉄酸化物・粘土等への吸着態	5g で銀中毒, 小魚のLD ₅₀ 16ppb(硝酸銀), 水道水 < 0.05ppm (各国)
Al	8 %	水処理場の汚泥, 表流水の酸性化による溶出	加水分解, 有機錯体	動植物に有害, 神経毒 (アルツハイマー病), 水道水中 < 0.2ppm (日本監視項目), 0.05ppm(USEPA)
As	2-5 mg/kg	殺虫剤/家庭排水, 一般廃棄物	(+5, +3, 0, -3) 価, 堆積物に吸着	急性・慢性毒性, 無機物は発ガン性 水道水中 < 0.01ppm (日本)
B	10mg/kg	セラミック, ガラス, 洗剤 / 下排水洗剤製造業	ホウ酸, 有機炭素錯体, 堆積物吸着	急性毒性, 慢性毒性 (乾燥肌, 消化器異常), 水道水中 < 0.2ppm (日本監視項目)
Ba	300-500ppm	掘削泥水	地殻構成物質由来, Ba ²⁺ , pH 低下で易動化	急性毒性, 慢性毒性
Be	2.5mg/kg	合金 (兵器) / 石炭・化石燃料の燃焼により発生	表層水中で不溶性水酸化物, 様々な物質と錯形成	急性影響、可溶性 Be で慢性影響 (接触性皮膚炎, 結膜炎, 肺の多発性肉芽腫)
Cd	0.2 mg/kg	電気メッキ/精鉱・廃水・大気沈着	Cd ²⁺ , (HA, CO ₃ ²⁻ , OH ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻) との錯体, 共沈	急性影響、慢性影響 (腎臓の障害等)、水道水 < 0.01ppm (日本), 0.003ppm (WHO)
Co	25 mg/kg	合金 / 化石燃料燃焼, 製造業関係廃棄物	Co ²⁺ , CoCO ₃ , Co(OH) ₃ , HA との錯形成, 堆積物・SS への吸着	急性および慢性影響あり, 水道水中 < 1.0ppm (ソビエト)
Cr	100 mg/kg	鉄クロム合金, 鋸の具, なめし革/廃水, 下水汚泥	3 価 (堆積物に吸着), 6 価 (水圏で易動性大), 有機物, Fe-Mn 水酸化物と錯生成	6 価に急性・慢性影響
Hg	0.08 mg/kg	薬剤製造業・電気器具製造業/石炭火力発電所等からのフォールアウト (規制強)	酸化数 (0, 1, 2), 有機物・塩素等と安定な錯体, メチル化, 堆積物と吸着	急性および慢性影響、水道水質 < 0.0005ppm
Mo	1.5 mg/kg	合金、触媒潤滑剤腐食抑制剤	MoO ₄ ²⁻	毒性低 水道水中 < 0.07ppm (日本監視項目)
Ni	75 mg/kg	合金 / 下排水および下水汚泥中	環境水中 Ni ²⁺ 、還元環境下で NiS、酸化的環境下で水酸化物有機錯体等 (pH ₄ 9 で沈殿)、Al, Mn 化合物, 堆積物と結合	経口摂取時の急性影響不明、突然変異原性の疑い 水道水中 < 0.01ppm (日本監視項目)
Pb	15 mg/kg	蓄電池/鉛入り燃料燃焼、焼却場、廃水	酸化数 (+2, +4), 不溶性沈殿物, HA, FA と結合, 粒径小の堆積物, 硫化物, 鉄・マンガ酸化物と結合, Cl 存在下で脱離	急性・慢性影響、微量で小児に影響、水道水中 < 0.05 ppm (日本)
Se	0.1 mg/kg	写真複写 / 石炭火力発電、精鉱、天然 Se	(-2, 0, +4, +6) 価, 非汚染・酸化的水圏で 6 価優勢, 生物起源の粒子と結合, メチル化, 還元的環境・酸性化の進んだ湖沼で 0 価に還元	急性・慢性影響、生物濃縮 水道水中 < 0.01ppm (日本)
Sn	2 mg/kg	スズめっき殺虫剤船底塗料 / 採掘製錬下排水下水汚泥	主に 4 価, 還元的環境で 2 価, 堆積物に吸着, メチル化 (FA の存在により抑制)	急性影響あり、有機スズの慢性影響
Tl	0.5 mg/kg	限られた用途/地殻構成物由来の汚染, 化石燃料燃焼	(0, +1, +3) 価, 環境水中 1 価粘土・水酸化物に吸着大還元雰囲気中で不溶性沈殿アルカリ性で HA と結合	急性および慢性影響 飲料水質 < 0.013 mg/L (US-EPA)
V	150 mg/kg	鋼に添加/化石燃料燃焼等によるフォールアウト, 下排水, 汚泥	(0, 1, 2, 3, 4, 5) 価、主に 5 価, HA とよく結合	可溶性成分の経口摂取時の毒性低い
Zn	70 mg/kg	金属の腐食保護剤, 合金, 青銅製品/製造業, 下排水	2 価アルカリ性で水酸化物形成堆積物中の硫化物, 鉄・マンガ酸化物に吸着有機配位子と結合	急性毒性あり、慢性毒性小 水道水中 < 1ppm (日本)

表 2.2.2 土壤の酸中和能と土壤の酸性化

(吉田, 土肥誌 1933)

種 類	酸中和能の要素	酸性化の要素
I	炭酸塩・重炭酸塩による中和	
II	交換性塩基による中和	
- 1	弱酸的な交換基の塩基	交換性 H の増加
- 2	強酸的な交換基の塩基	交換性 H・Al の増加
III	二次鉱物による中和	
- 1	酸吸着	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ の吸着
- 2	Al ₂ O ₃ の溶解	Al ³⁺ の溶出
IV	岩石および造岩鉱物の風化に伴う塩基の放出	

表 2.2.3 酸性雨の土壤化学性への影響

(Aber, Water, Air, Soil Poll., 1982)

A. H ⁺ 濃度の上昇の直接的影響
1. 塩基飽和度の低下
2. カチオンの有効性の減少
3. Al, Fe, 重金属, PO ₄ の溶解性の増加
B. H ⁺ 濃度の上昇の間接的影響
1. 分解速度の低下と土壤の微生物相や化学的性質の変化
2. 根の活性の低下
C. NO _x のインプットの増加の影響
1. N の有効性の増大
2. 分解速度の増加

表2.2.4 電磁波と物質の相互作用を利用した機器分析
(大野, ぶんせき, 1986)

分析法	電磁波の名称	エネルギー(eV)	作用対象	利用現象
<u>γ線スペクトロメトリー</u>				
放射化分析	γ線	10 ⁴ ~10 ⁷	原子核	放射壊変
メスbauer	γ線	10 ³ ~10 ⁵	原子核	共鳴吸収
<u>X線分光法</u>				
蛍光X線分析	X線	10 ³ ~10 ⁵	内殻電子	発光
EPMA	X線(電子線)	10 ³ ~10 ⁵	内殻電子	発光
PIXE	X線(粒子線)	10 ³ ~10 ⁵	内殻電子	発光
EXAFS	X線	10 ³ ~10 ⁵	内殻電子	吸収
<u>光電子分光法</u>				
XPS	光電子(X線)	10 ² ~10 ⁴	内殻電子	光電効果
UPS	光電子(紫外線)	10 ²	外殻電子	光電効果
Auger	オージェ電子(電子線)	10 ² ~10 ⁴	外殻電子	オージェ効果
<u>紫外~可視域分光法</u>				
発光分光分析	(プラズマ)	1~10	外殻電子	発光
フレイム分光	[フレイム]	1~10	外殻電子	発光
原子吸光	[フレイム, ジュール熱]	1~10	外殻電子	吸収
吸光光度		1~10	分子軌道電子	吸収
蛍光分析		1~10	分子軌道電子	発光
<u>赤外域の分光法</u>				
赤外吸収	赤外線	10 ⁻³ ~10 ⁰	分子	吸収
ラマン分光		1~10	分子軌道電子	ラマン散乱
<u>電波分光法</u>				
ESR	マイクロ波	10 ⁻⁶ ~10 ⁻³	不対電子	共鳴吸収
NMR	ラジオ波	<10 ⁻⁶	原子核の磁気モーメント	共鳴吸収

() は励起源を, [] は原子化のための熱源を示す

表2.2.5 元素分析手法の比較

手法名	特長	制約条件	高感度・高精度化の方策
誘導結合プラズマ発光分光法(ICP-AES)	多元素同時分析、広いダイナミックレンジ(標準添加法)、マトリクス効果小、微量分析可能、迅速	総塩濃度<0.5%(ネブライザーの目詰まり)、ピークの重なり、物理干渉、分光干渉	マトリクスマッチング、分析線の選択、超音波ネブライザ、高塩用トーチ、水素化物発生、固体試料の直接分析
誘導結合プラズマ質量分析法(ICP-MS)	多元素同時分析、超微量分析、同位体比測定可能、迅速	総塩濃度<100ppm、分子ピークの重なり、マトリクス効果、メモリ効果、コンタミネーション	加熱気化導入法、レーザー気化導入法、前処理によるマトリクス除去、硝酸酸性、高分解能二重収束型質量分析計
熱中性子放射化分析法(NAA)	多元素同時分析、超微量分析、元素存在形態および実験条件による熟練不要、固体試料直接分析	光電ピークの重なり、汎用性、妨害核反応、放射性物質の生成	前処理、放射化学的分離、照射時間および中性子束、中性子線質改良
蛍光X線分析法(XRF)	多元素同時分析、微量~主成分分析、固体試料直接分析(表面分析)、非破壊	マトリクス効果(吸収効果、励起効果)	前処理、全反射蛍光X線分析
グラファイト炉原子吸光法	(超)微量分析、試料量小	多元素同時不可能、干渉(化学、分光、物理)大、分析時間長	バックグラウンド補正、硝酸酸性、パイロカーボン・プラットフォーム付きグラファイト炉、matrix modifier、水素化物発生

その他荷電粒子励起X線分析法等

表 2.2.6 固体試料の酸分解時における元素の損失

(高橋他, ファーネス原子吸光分析, 学会出版センター, 1984)

酸	容 器	主 成 分	蒸発しやすい元素
HCl	石英または テフロン	Be, Al, Ga, In, Zn, Fe, V, Th, Cr, Se	As, Sb, Sn, Hg, B, Si, Ge, P, S, Se, Re
HBr	石英または テフロン	Tl, Cr	Hg, B, In, Si, Ge, Sn, As, Sb, Se, Re
HI+HCl+H ₃ PO ₄	石 英	多くの元素	S
HF+HClO ₄	テフロン	Ti, Zr, Hf, Cr, Nb, Ta, W	B, Si, Ge, As, Sb, Mn, Fe, Se, Cr
HF+H ₂ O ₂ (または HF+HNO ₃)	テフロン	Nb, Ta, Mo, W, Ti	B, Si, Ge, As, Sb, Mn, Fe, Se, Cr
HNO ₃	石 英	Cu, Ag, Pb, Bi, Hg, Tc, Ga, Tl, V, U, Cd	Se, Hg, Ru
HNO ₃ +HCl	石 英	Au, Pt, Mo, Ge	Se, Hg
HClO ₄ (または HClO ₄ +HNO ₃)	石 英	U, V	Se, Hg, Cr, Re, Ru, Os

表2.2.7 INAA, XRF, ICP-AES, GFAASにより測定可能な無機元素一覧

	INAA測定 茨城黒ボク データ	XRF測定 茨城黒ボク データ	ICP測定 茨城黒ボク データ	GFAAS 茨城黒ボク データ
Ag	N.D.			
Al	OK	?	?(分解困難)	
As	誤差大			
B	困難 (β)			
Ba	OK	OK	OK	
Be	不可能			
Ca	OK	OK	OK	
Cd	困難 (511keV近傍peak)			?(検討継続)
Co	OK			OK
Cr	OK		OK	OK
Cs	OK			
Cu	困難 (511keV近傍peak)		?(精度不良)	OK
Fe	OK	OK	OK	
Hg	N.D.			
K	OK	OK		
Mg	OK		OK	
Mn	OK	OK	OK	
Mo	N. D.			
Na	OK			
Ni	N.D.			N. D.
Pb	不可能			OK
Sb	N. D.			
Se	誤差大		?(抽出後水素化)	
Si	困難 (γ 放出小)	OK	?(揮発防止)	
Sn	N. D.			
Sr	OK		OK	
Th	OK			
Ti	OK	OK	OK	
Tl	困難 (β)			
U	OK			
V	OK			
Zn	OK		OK	

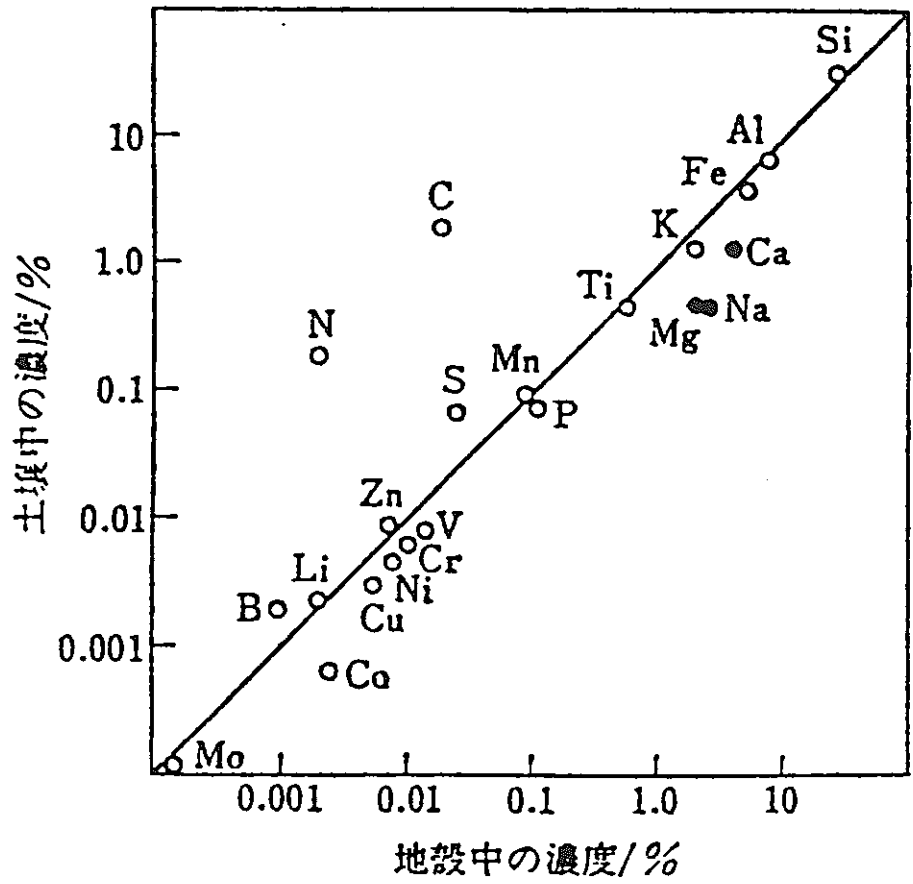


図2.2.1 地殻および土壌の平均的組成
 (明島, 化学環境概論, 共立出版, 1988)

Extractable concentrations

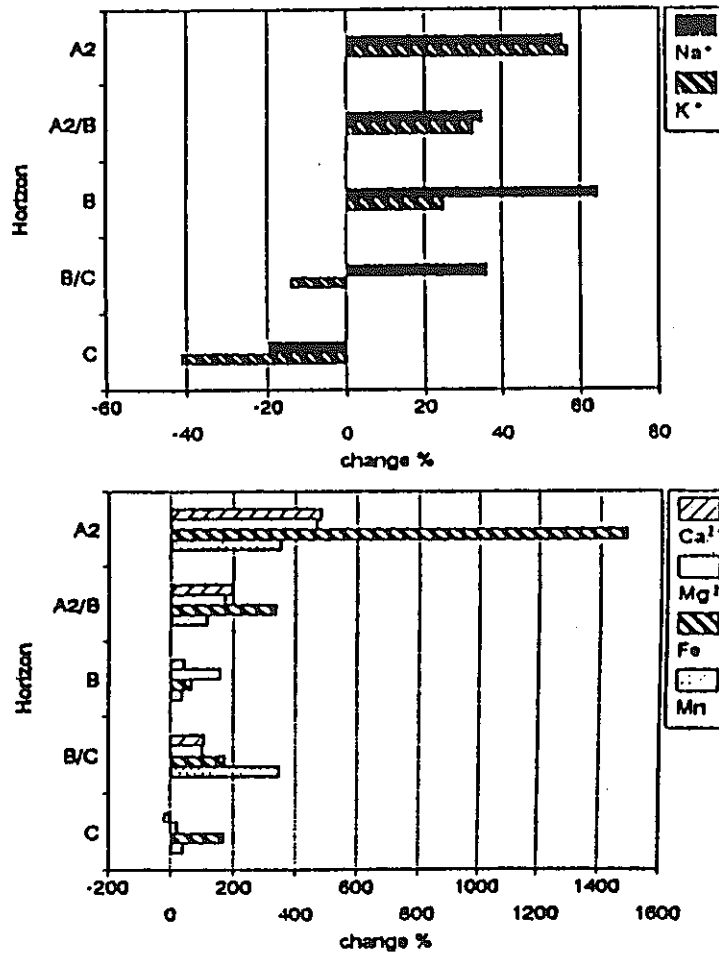


図 2.2.2 土壤の化学的特性の経年変化
(Sjostrom and Qvarfort, Soil Sci., 1992)

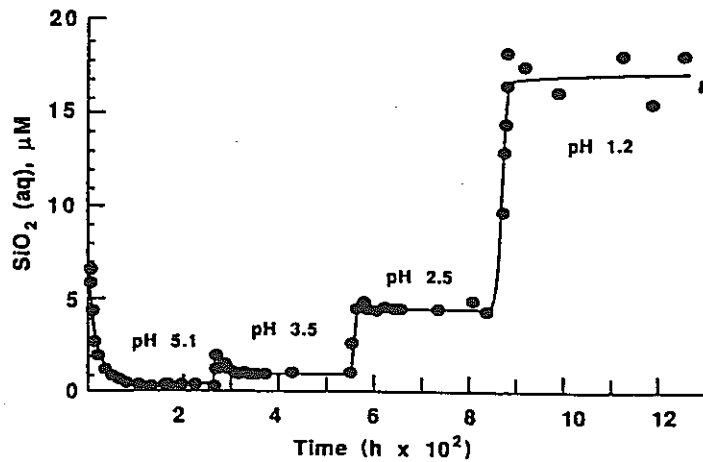
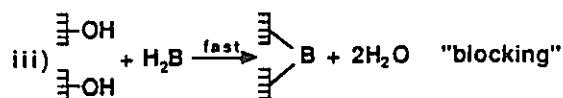
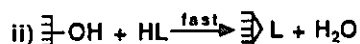
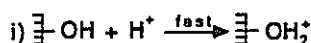


図 2.2.3 溶液 pH とケイ酸塩鉱物の溶解速度
(Chou and Wollast, Geochim. Cosmochim. Acta, 1984)

長石、輝石、角閃石等のケイ酸塩鉱物の場合、表面に二次生成物（アルミノケイ酸塩）の薄層が形成され拡散律速の溶出反応が起こる時期がある。この図では pH 変化と共に鉱物表面に新しい薄層が形成され、溶解速度が変化している。

1.) Surface coordination reactions



2.) Surface controlled dissolution reactions



Dissolution Rate

Related to $[\equiv\text{OH}_2^+]$, $[\equiv\text{LH}]$, $[\equiv\text{L}]$, $[\equiv\text{O}^-]$

図 2.2.4 酸化物・水酸化物の溶解の律速段階
(Stumm, Geoderma, 1986)

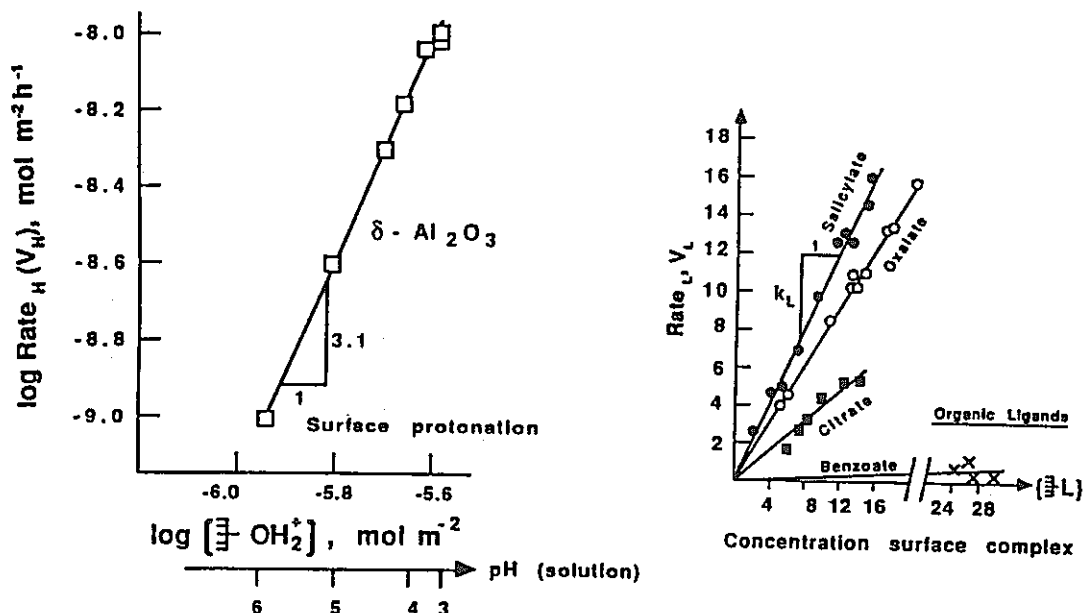


図 2.2.5 溶液 pH および有機配位子濃度と酸化物・水酸化物の溶解速度
(Stumm et al., "The Chemistry of Weathering", Reidel Publ., 1985)

	Inner Sphere	Outer Sphere
A Precursor Complex Formation	$\equiv\text{Me}^{\text{III}}\text{OH} + \text{HA} \xrightleftharpoons[k_{-1}]{k_1} \equiv\text{Me}^{\text{III}}\text{A} + \text{H}_2\text{O}$	$\equiv\text{Me}^{\text{III}}\text{OH} + \text{HA} \xrightleftharpoons[k_{-1}]{k_1} \equiv\text{Me}^{\text{III}}\text{OH} \cdot \text{HA}$
B Electron Transfer	$\equiv\text{Me}^{\text{III}}\text{A} \xrightleftharpoons[k_{-2}]{k_2} \equiv\text{Me}^{\text{II}}\text{A}$	$\equiv\text{Me}^{\text{III}}\text{OH} \cdot \text{HA} \xrightleftharpoons[k_{-2}]{k_2} \equiv\text{Me}^{\text{II}}\text{OH}' \cdot \text{A} \cdot \text{H}^+$
C Breakdown of Successor Complex	$\equiv\text{Me}^{\text{II}}\text{A} \xrightleftharpoons[k_{-3}]{k_3} \equiv\text{Me}^{\text{II}}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+} \cdot \text{A}$	$\equiv\text{Me}^{\text{II}}\text{OH}' \cdot \text{A} \cdot \xrightleftharpoons[k_{-3}]{k_3} \equiv\text{Me}^{\text{II}}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+} \cdot \text{A}$

図 2.2.6 還元的溶解における表面反応
(Stone, ACS Symp. Ser. 323, 1986)

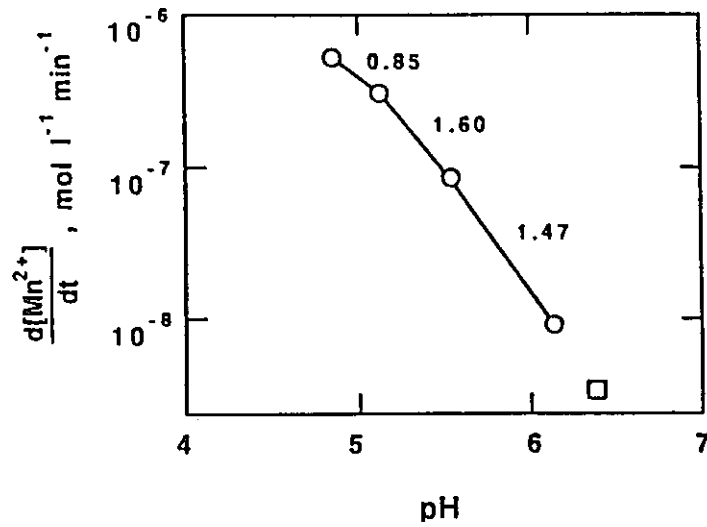


図 2.2.7 還元的溶解の速度と pH
(Stone, Geochim. Cosmochim. Acta, 1987)

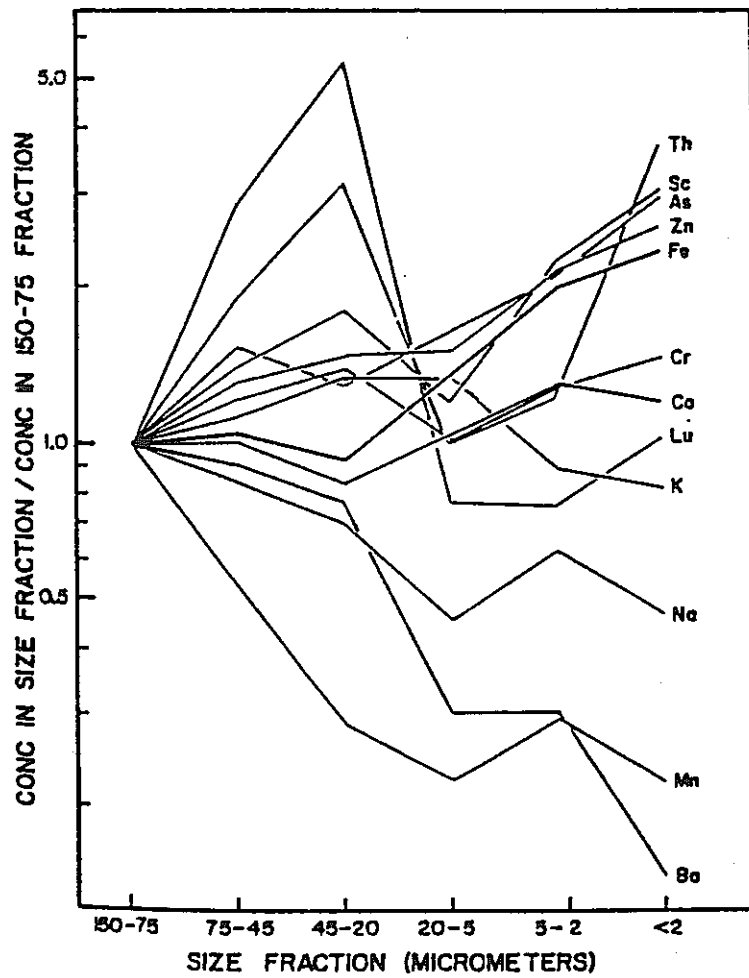


図 2.2.8 風化と微量元素の挙動
(Koons et al., Soil Sci. Soc. Am., 1980)

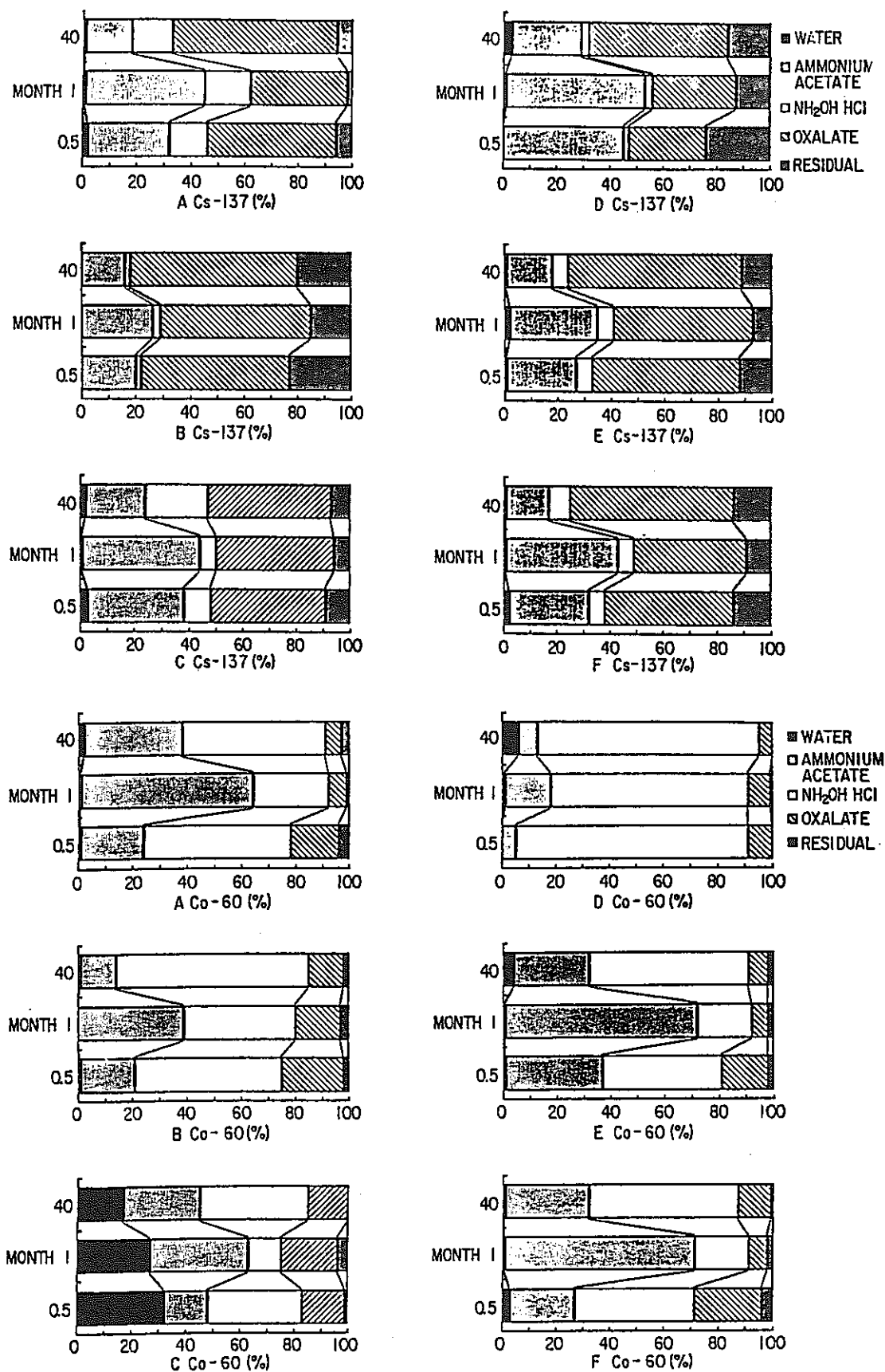


図 2.2.9 微量元素の収着保持機構と収着期間

(Fujikawa and Fukui, J. Contam. Hydrol., 1991)

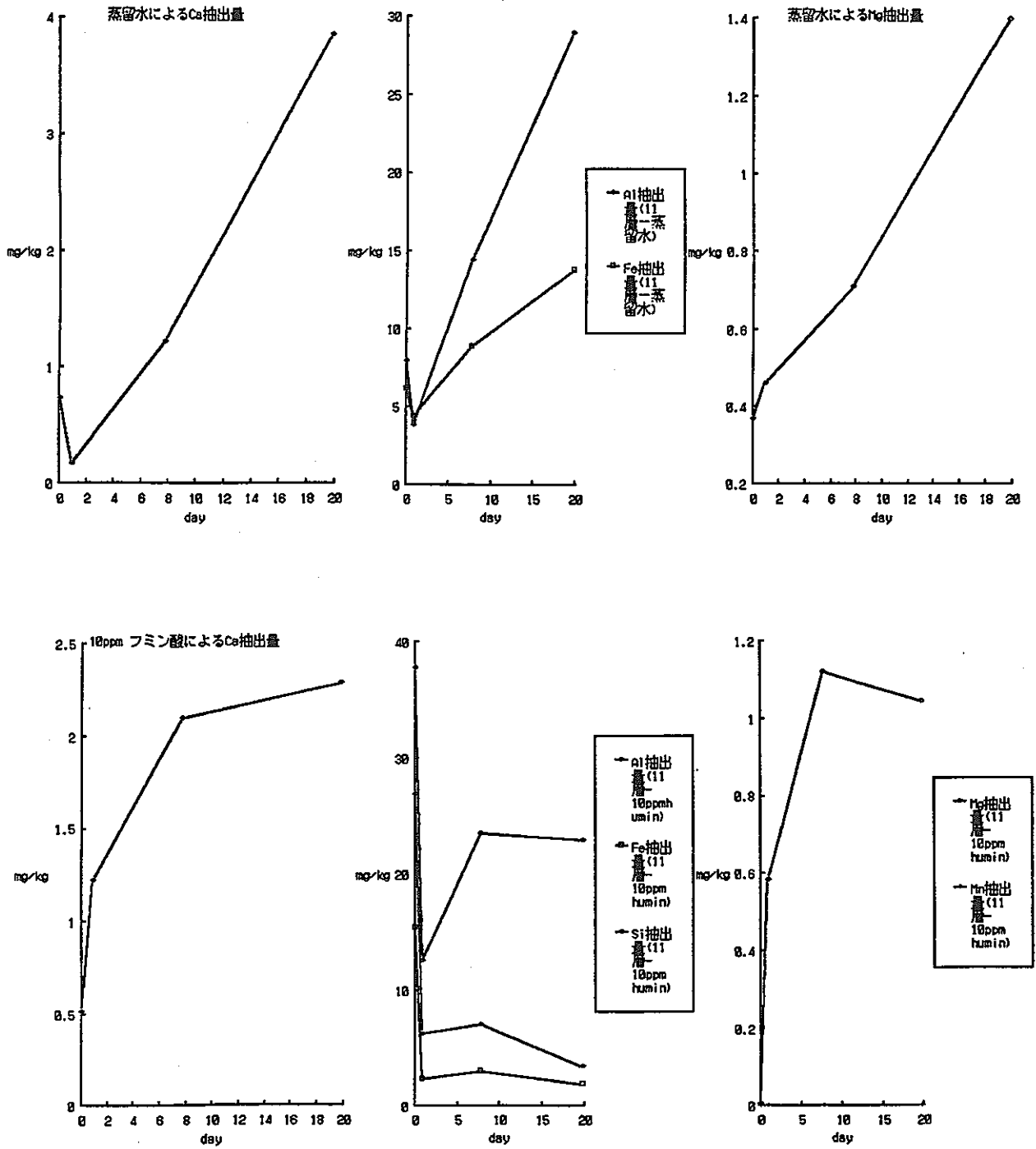


図2.2.10 蒸留水およびフミン酸溶液による土壤中元素の抽出

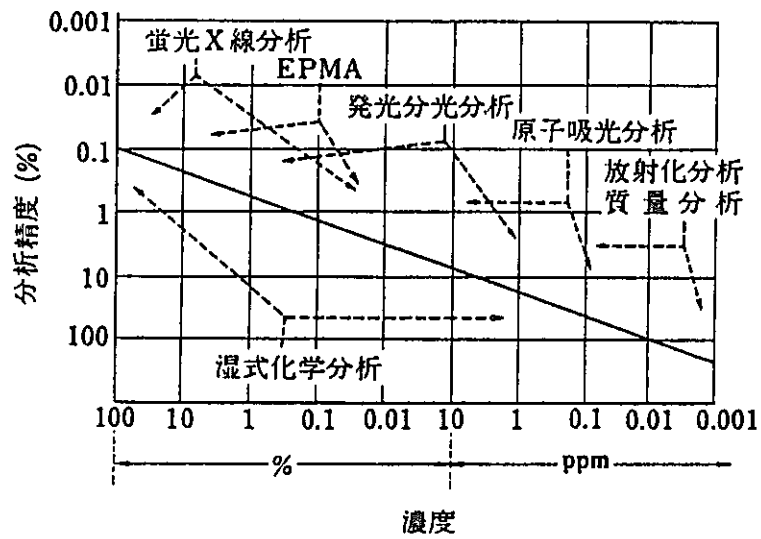


図2.2.11 各種分析法の適用濃度範囲と分析精度

(大野, ふんせき, 1986)

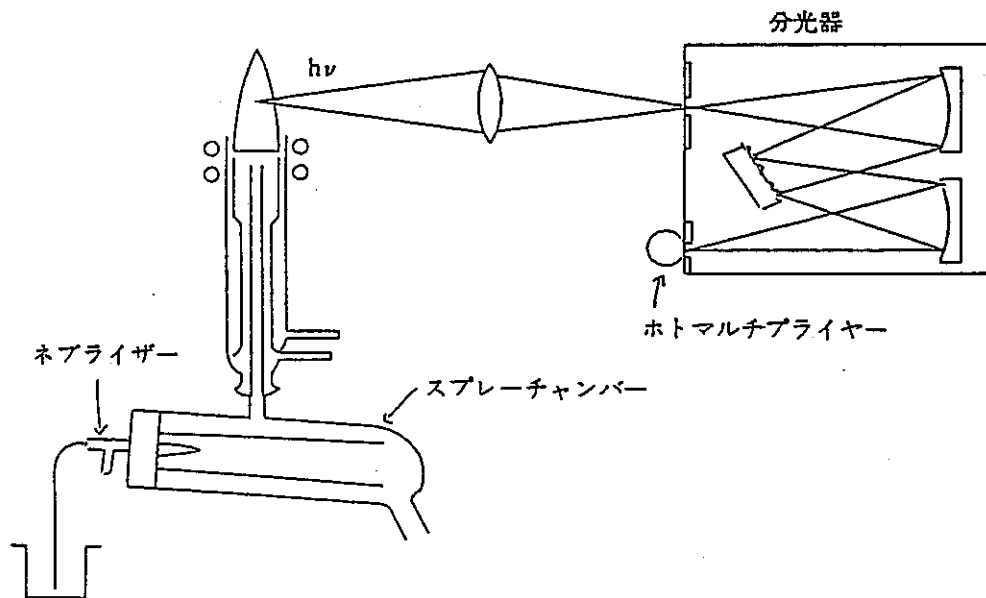


図2.2.12 ICP-AESの概念図

(伊藤, 質量分析, 1988)

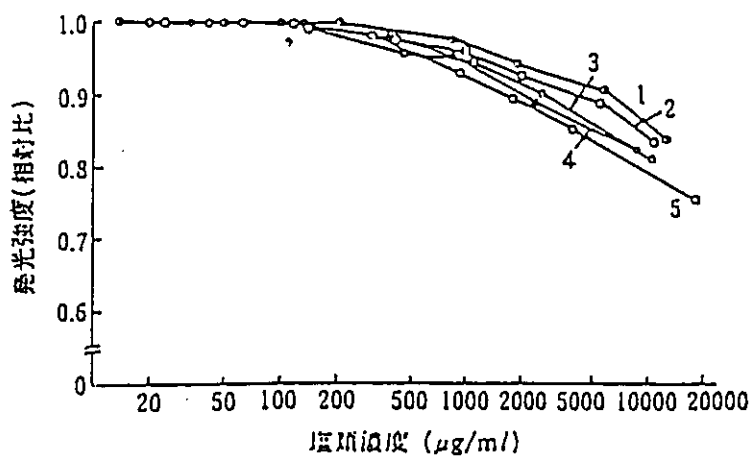


図2.2.13 ICP-AESにおけるマトリクス効果
(伊藤, 質量分析, 1988)

Znの発光強度に対する共存塩類の影響, 分析線:
Zn II 202.55nm, 観測高さ: 16mm (オイル上)

1: KCl, 2: CaCl₂, 3: FeCl₃, 4: MgCl₂, 5: NaCl

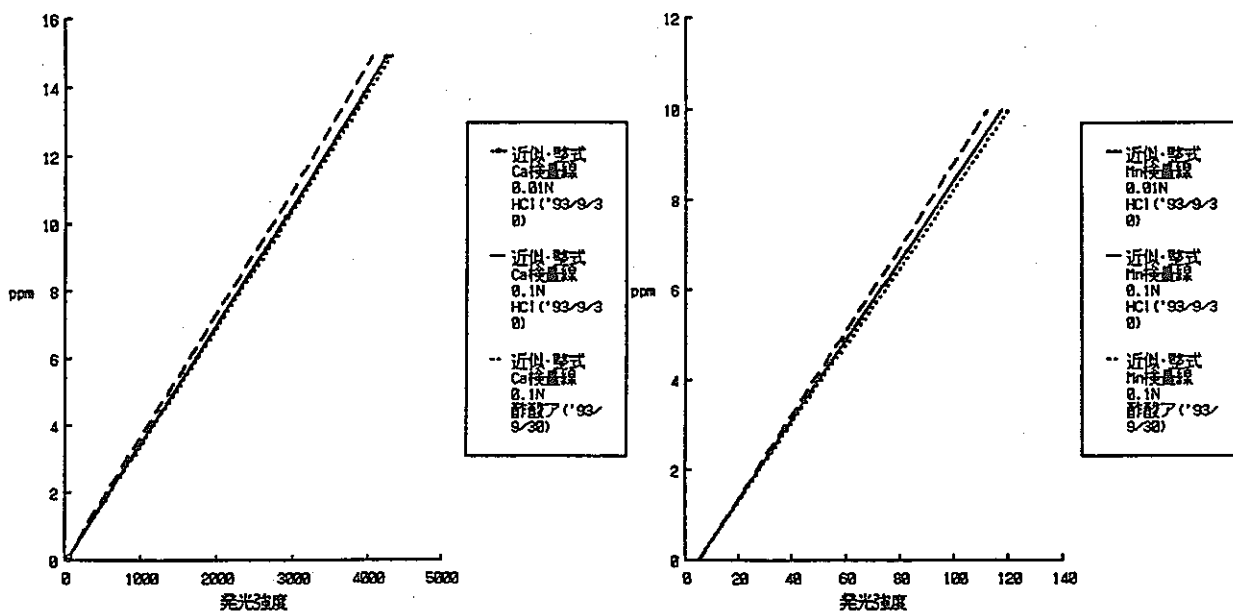


図2.2.14 ICP-AESにおける物理干渉 (藤川)

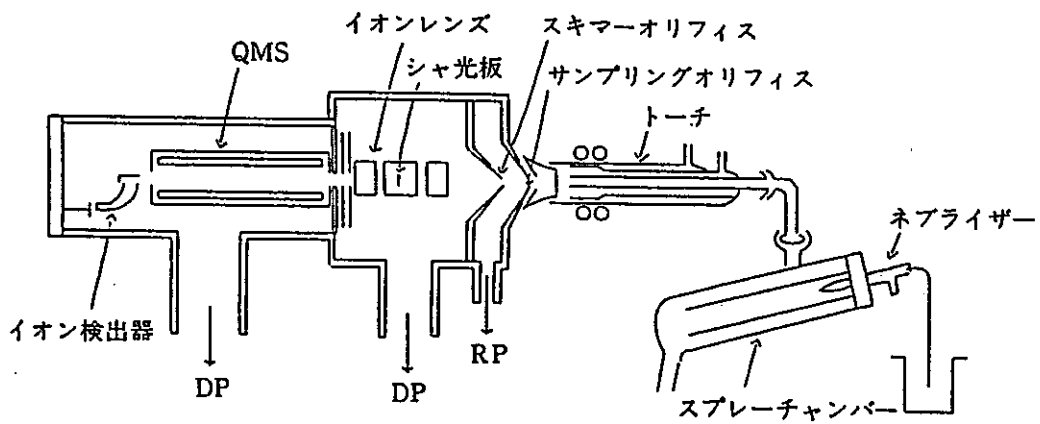


図 2.2.15 ICP-MS の概念図
(伊藤, 質量分析, 1988)

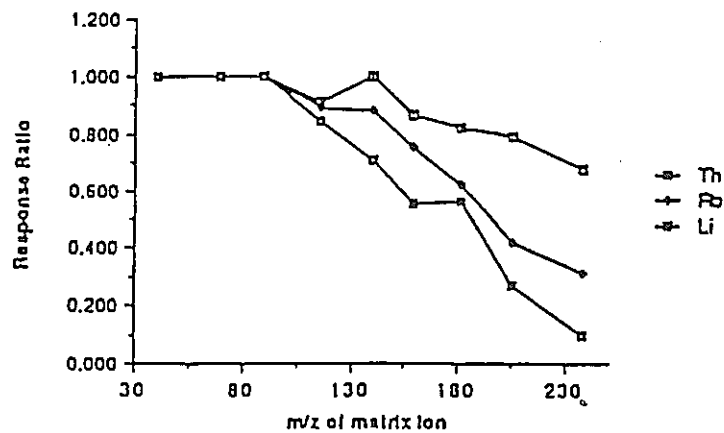


図 2.2.16 ICP-MS におけるマトリクス効果
(伊藤, 質量分析, 1988)

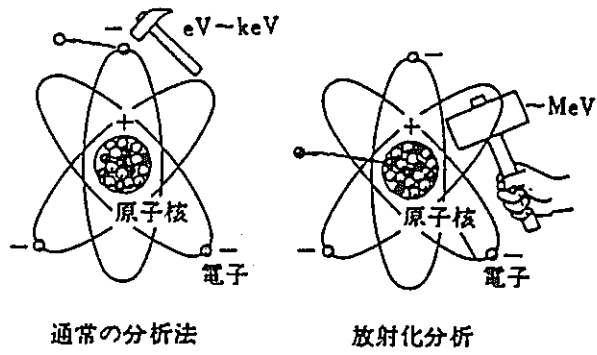


図2.2.17 通常の分析法と放射化分析法の違い
(戸村, ぶんせき, 1988)

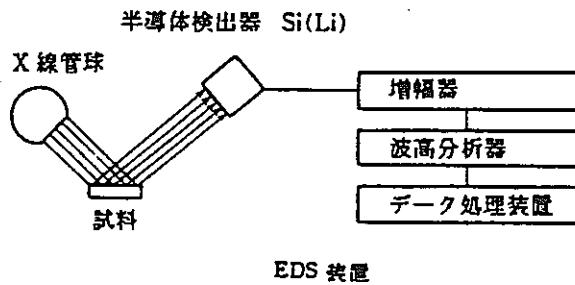
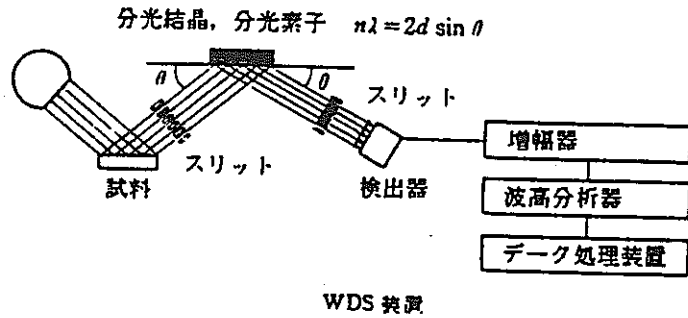


図2.2.18 蛍光x線法の概念図
(化学ハンドブック, 朝倉書店, 1993)

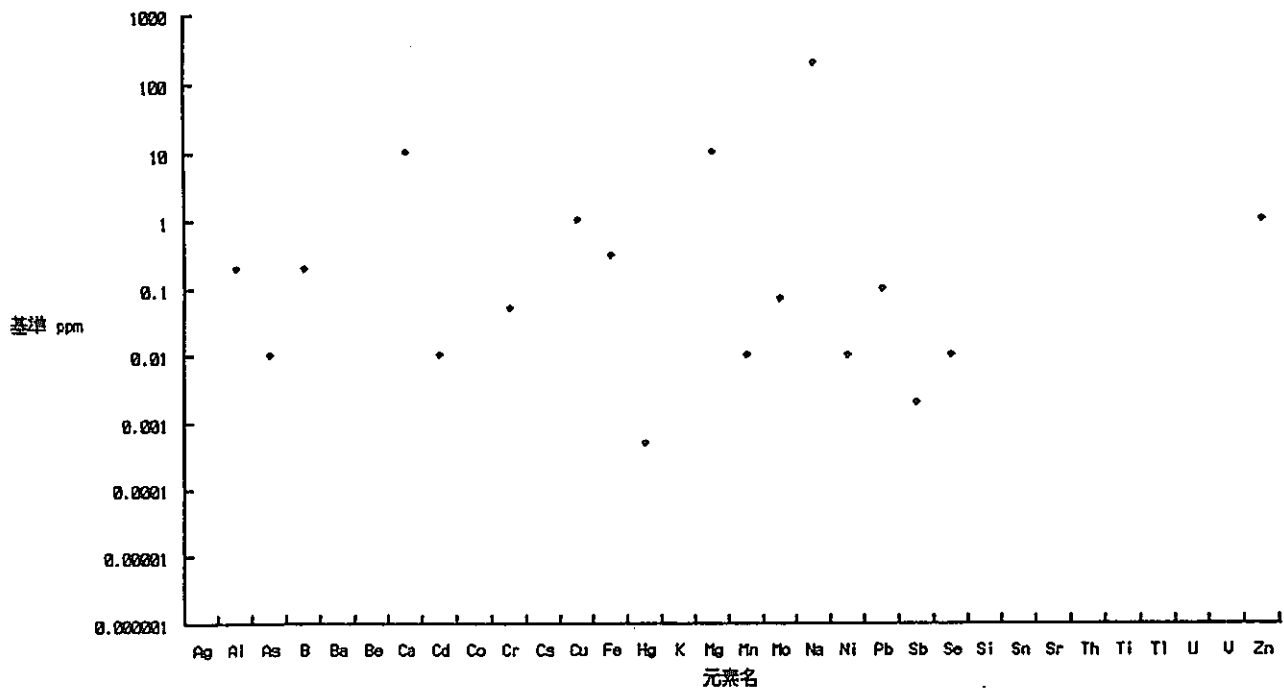


図 2.2.19 有害元素の水質基準

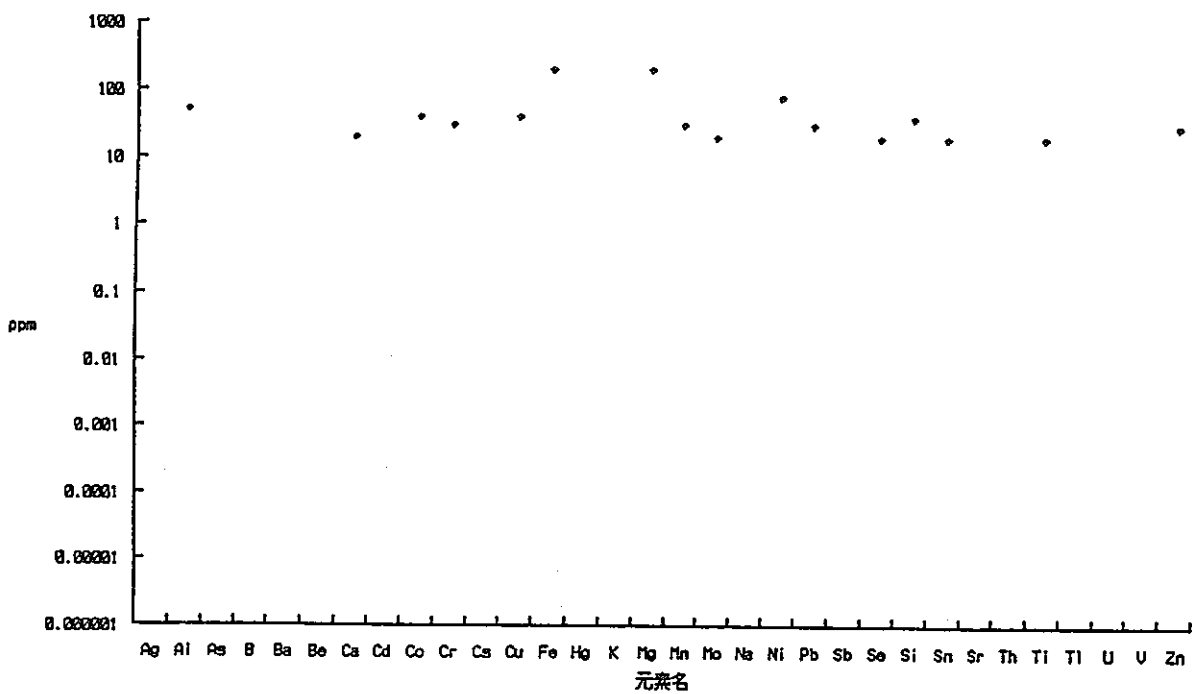


図 2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (a) 蛍光 X 線法

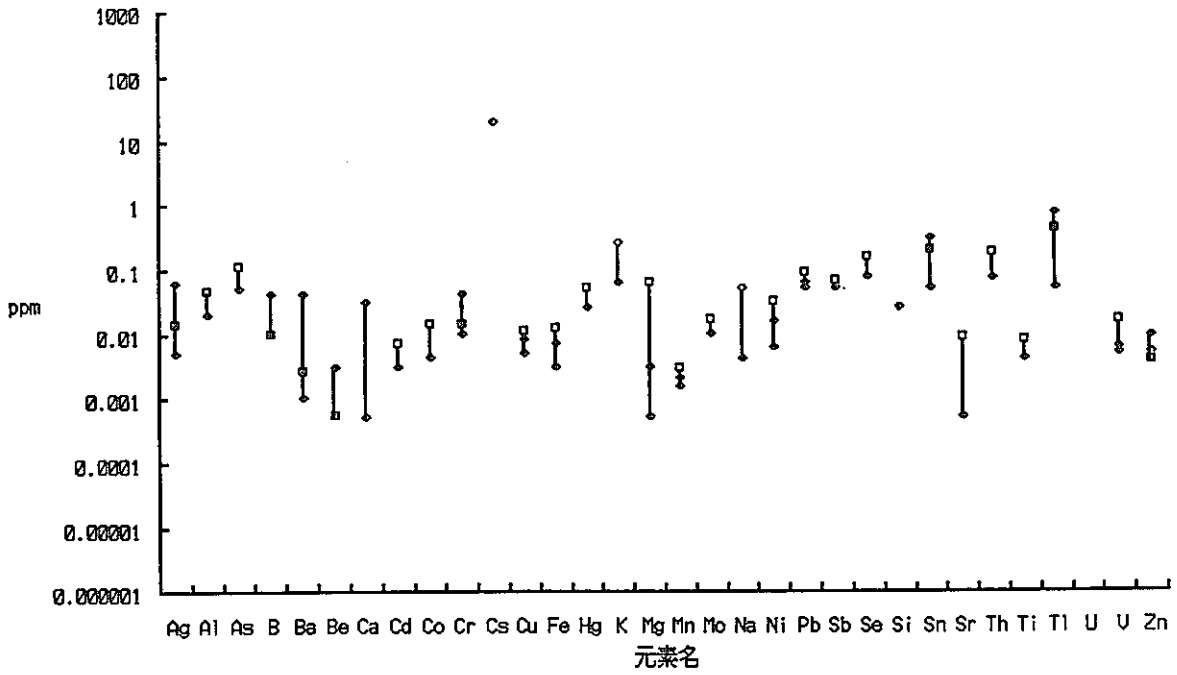


図 2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (b) ICP 発光分光分析法

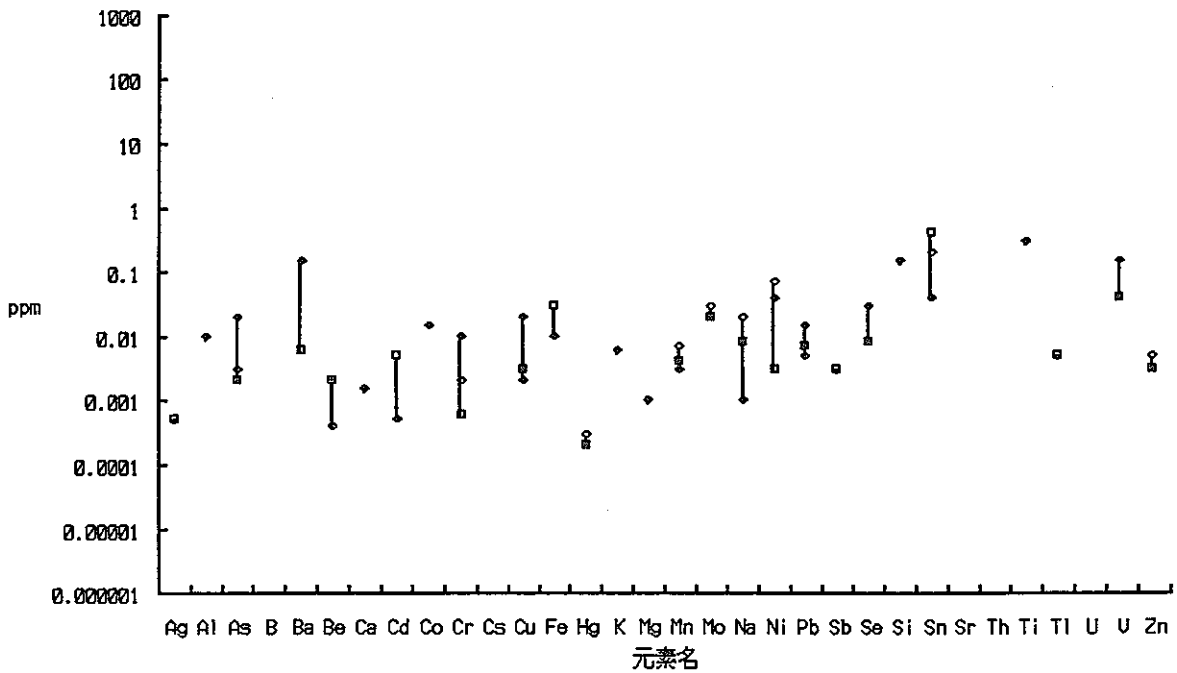
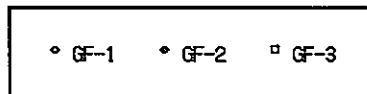


図 2.2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (c) グラファイト炉原子吸光法

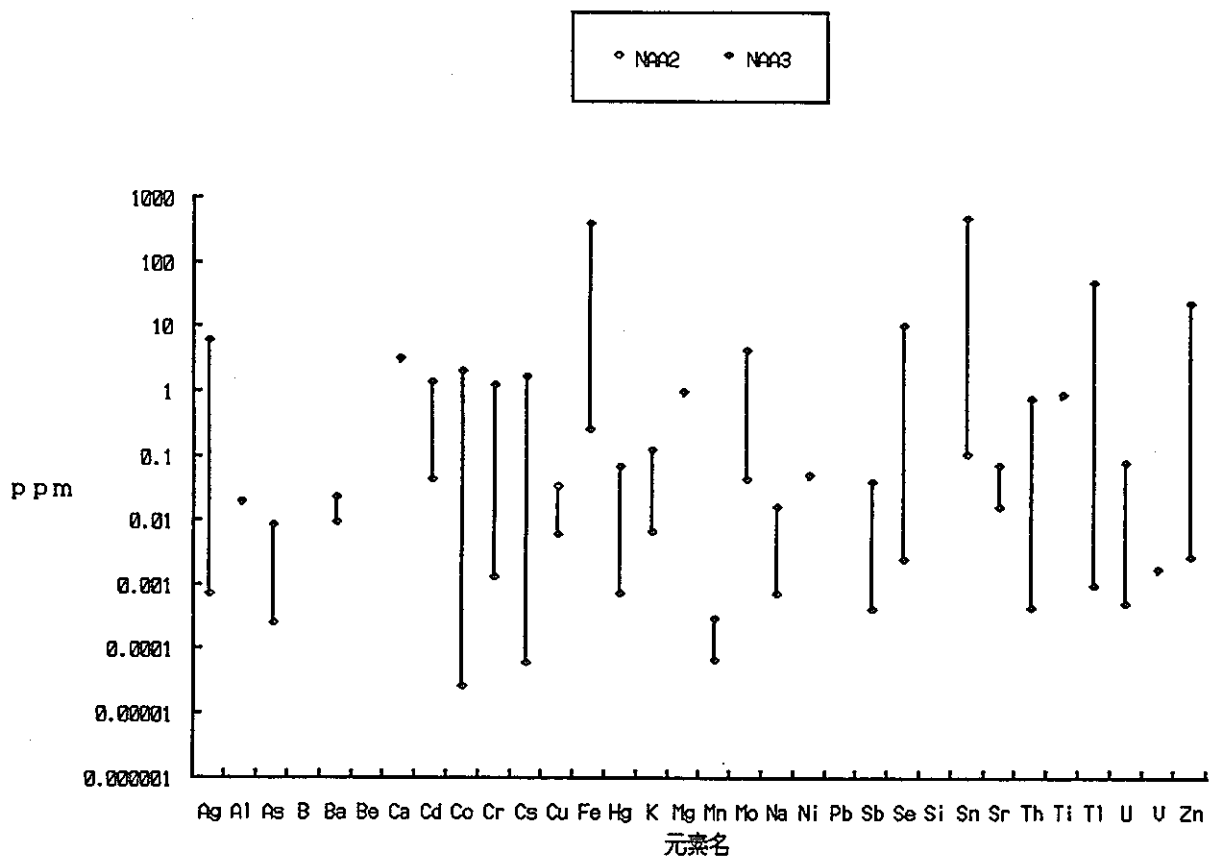


図 2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (d)熱中性子放射化分析法

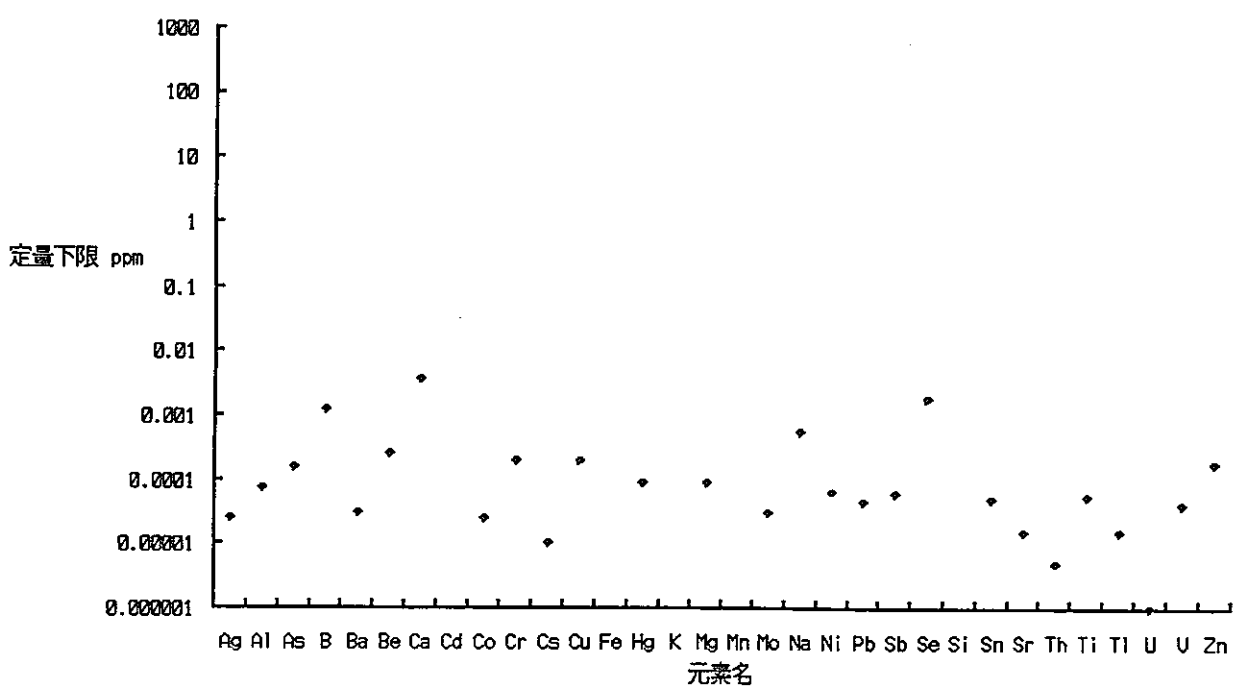


図 2.20 各種分析法における有害元素の定量下限 (e)ICP質量分析法

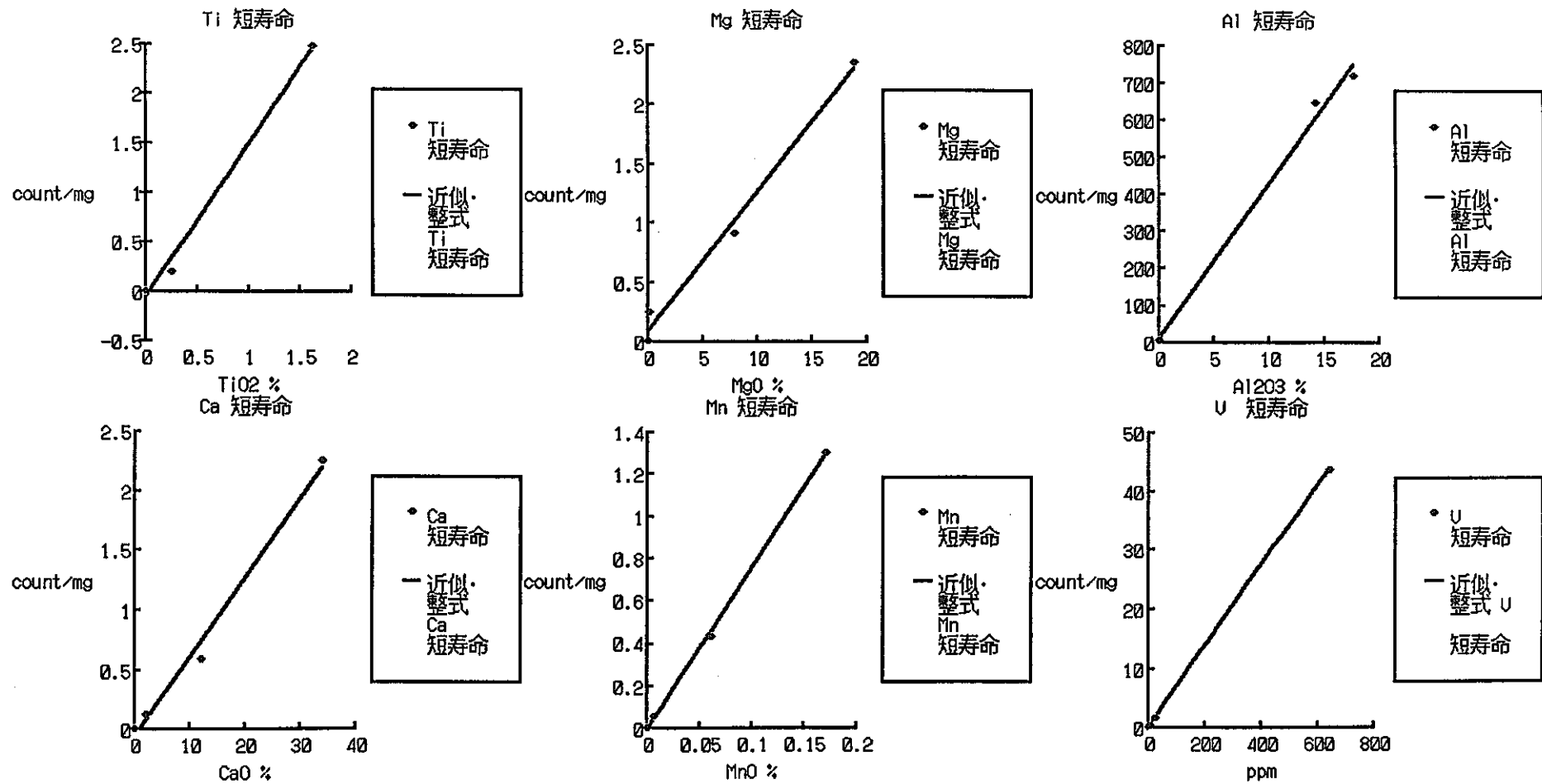


図 2.21 NAAにおける岩石標準試料の検量線

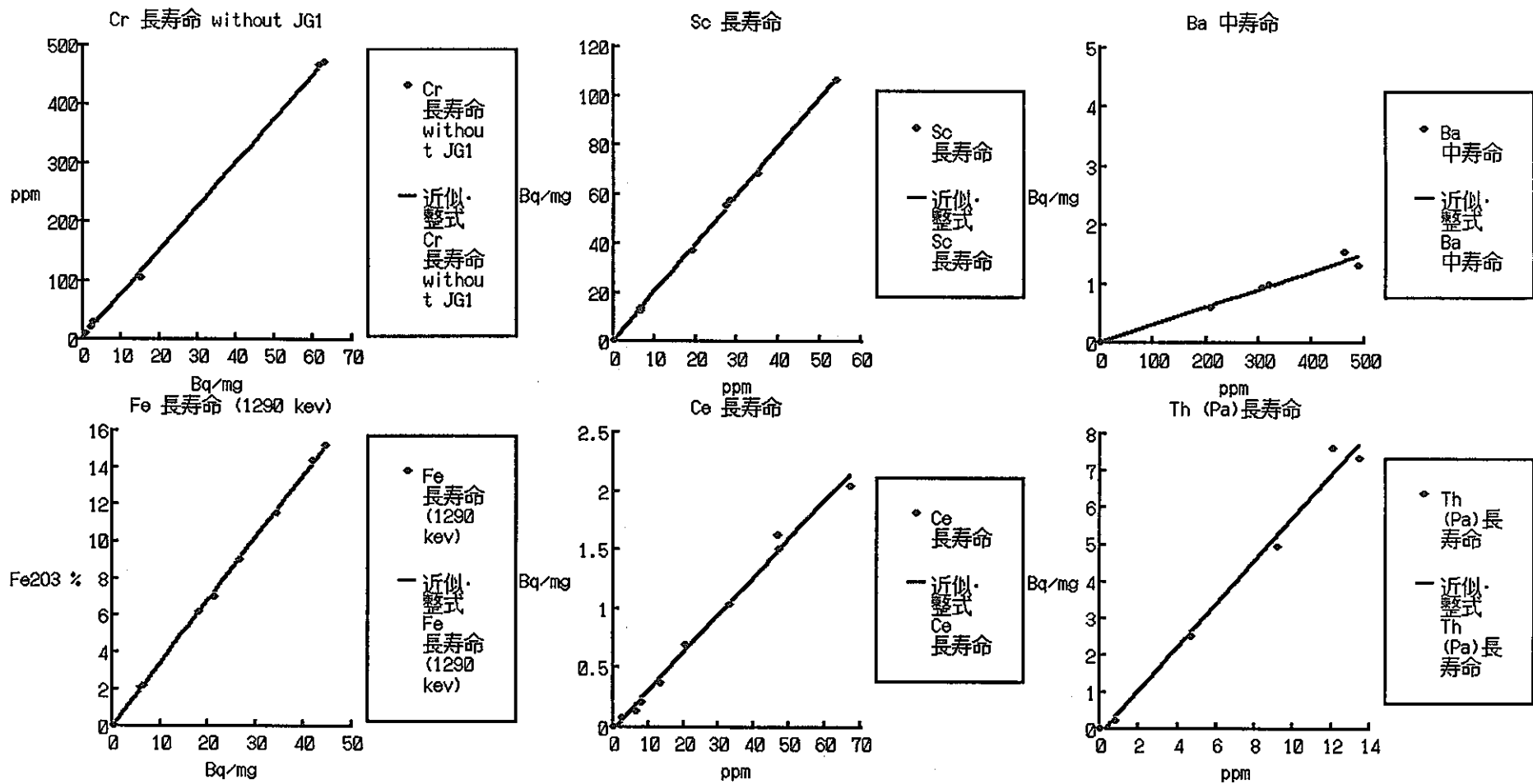


図 2.2.21 N A A における岩石標準試料の検量線

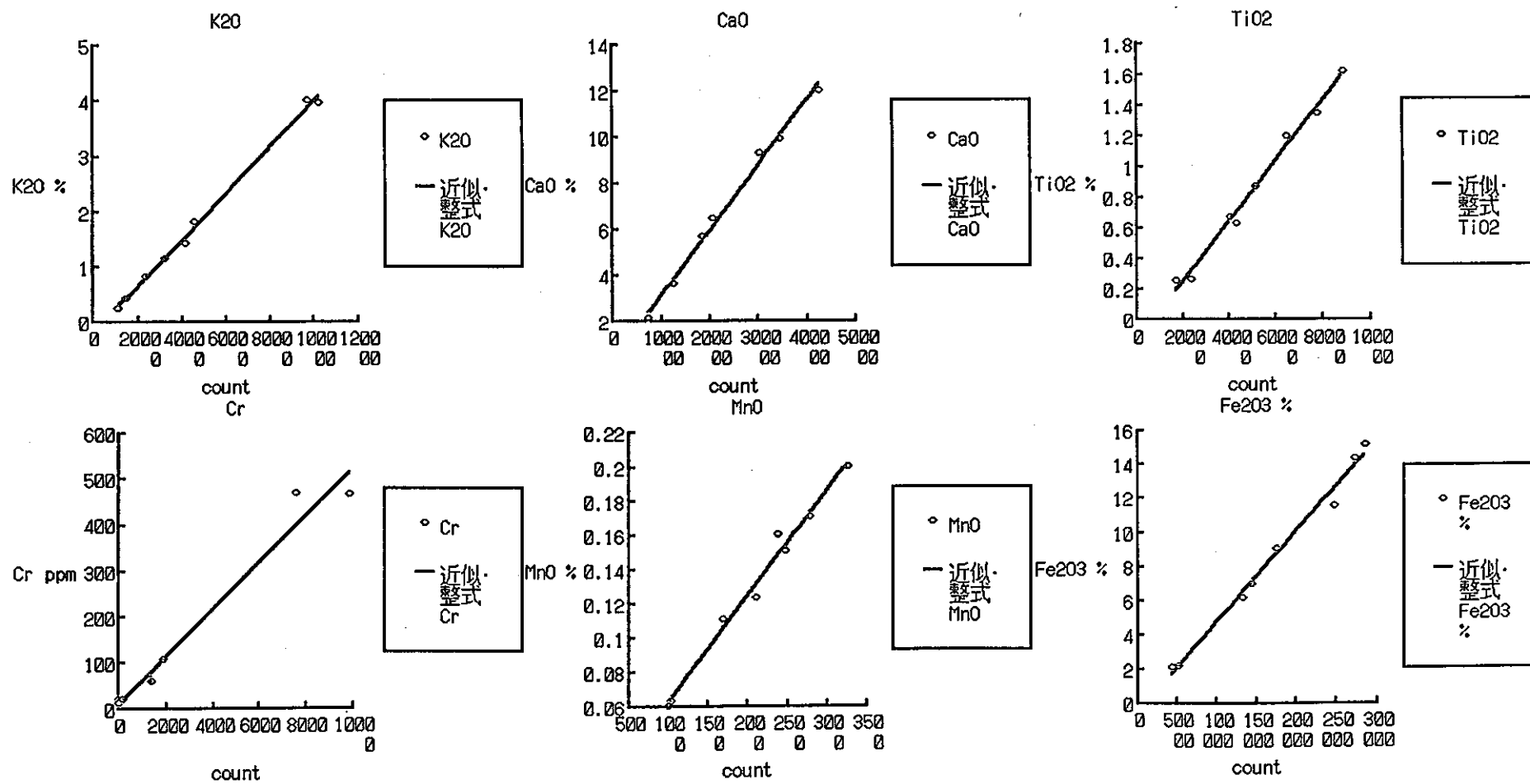


図 2. 22 蛍光 x 線法における岩石標準試料の検量線

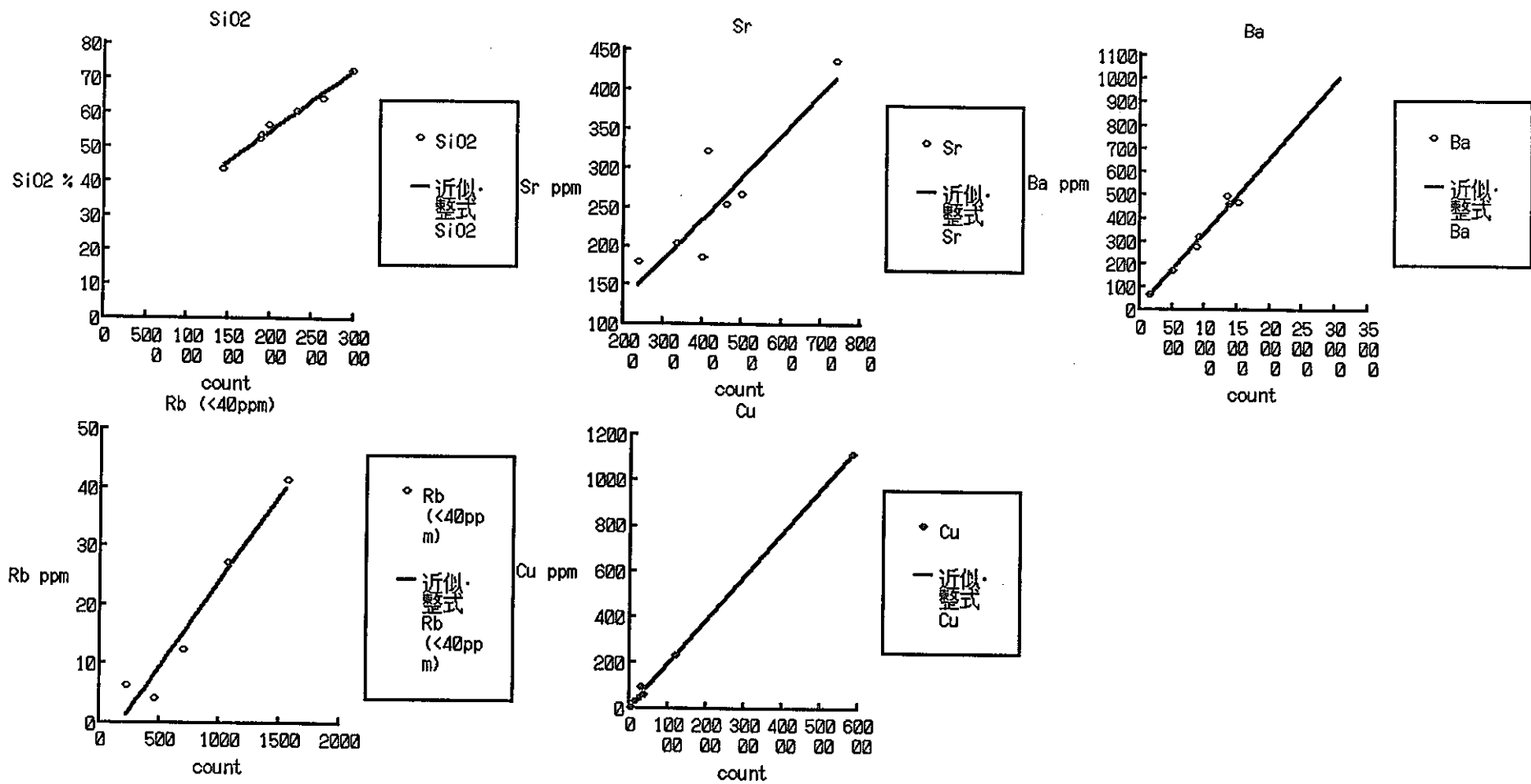
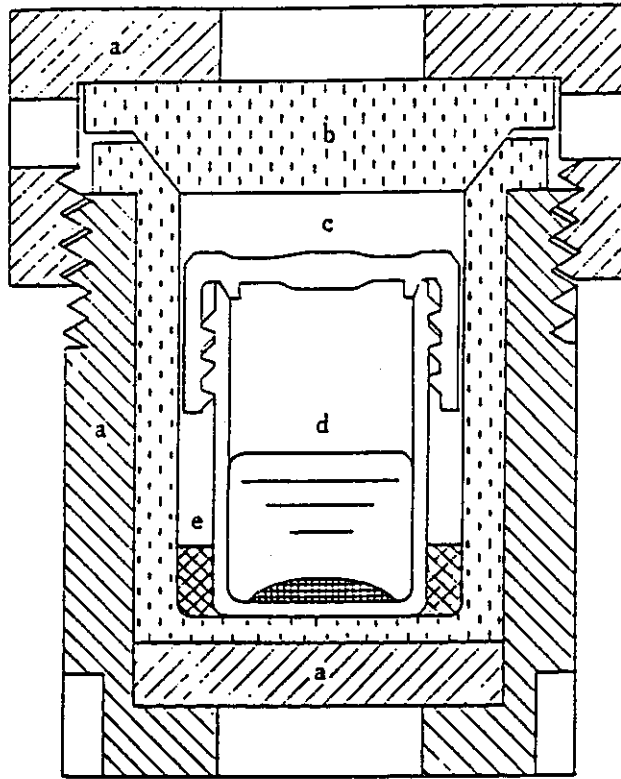


図 2. 22 蛍光 x 線法における岩石標準試料の検量線



0 5 cm

a : ポリプロピレン製外筒, b : テフロン容器 (内容量 23 ml), c : テフロン PFA 容器 (内容量 7 ml), d : 試料と分解用酸, e : 0.1 M 水酸化ナトリウム溶液

図 2. 2. 23 固体試料分解容器

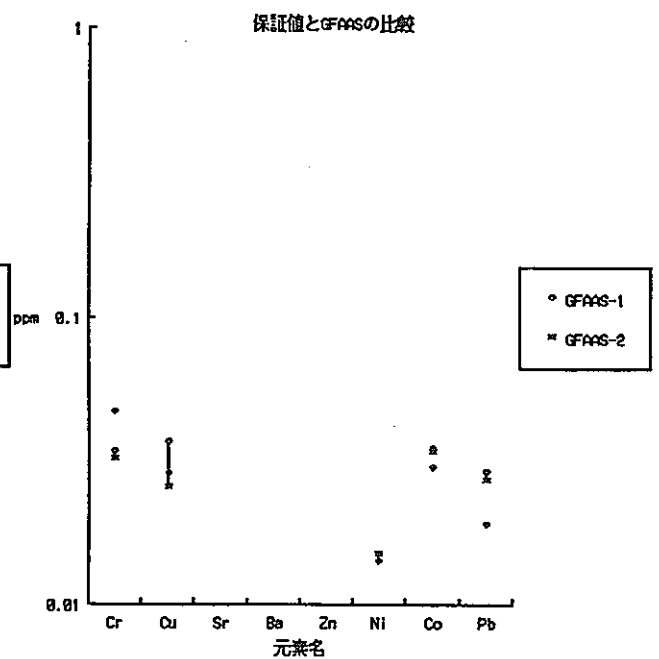
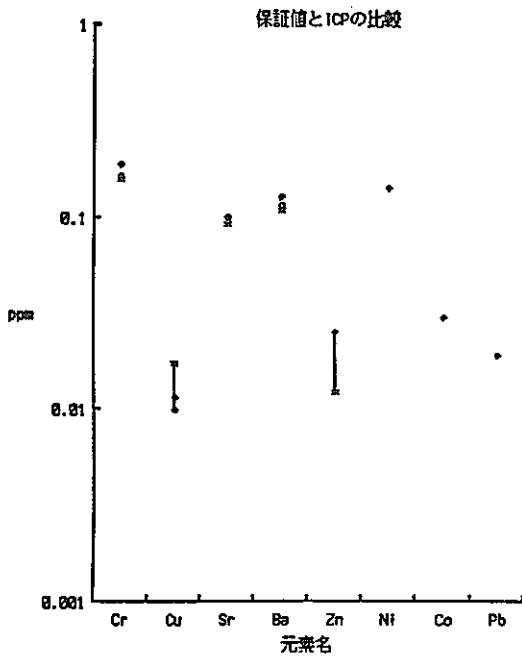
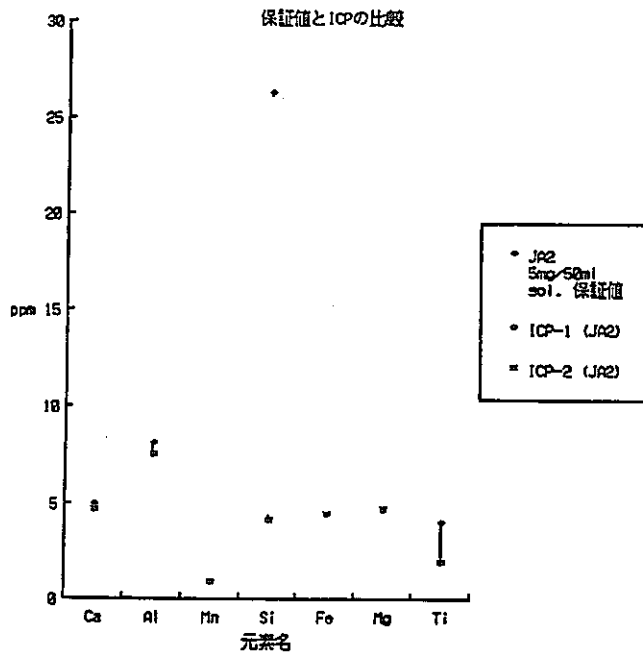


図 2.24 標準試料の酸分解結果

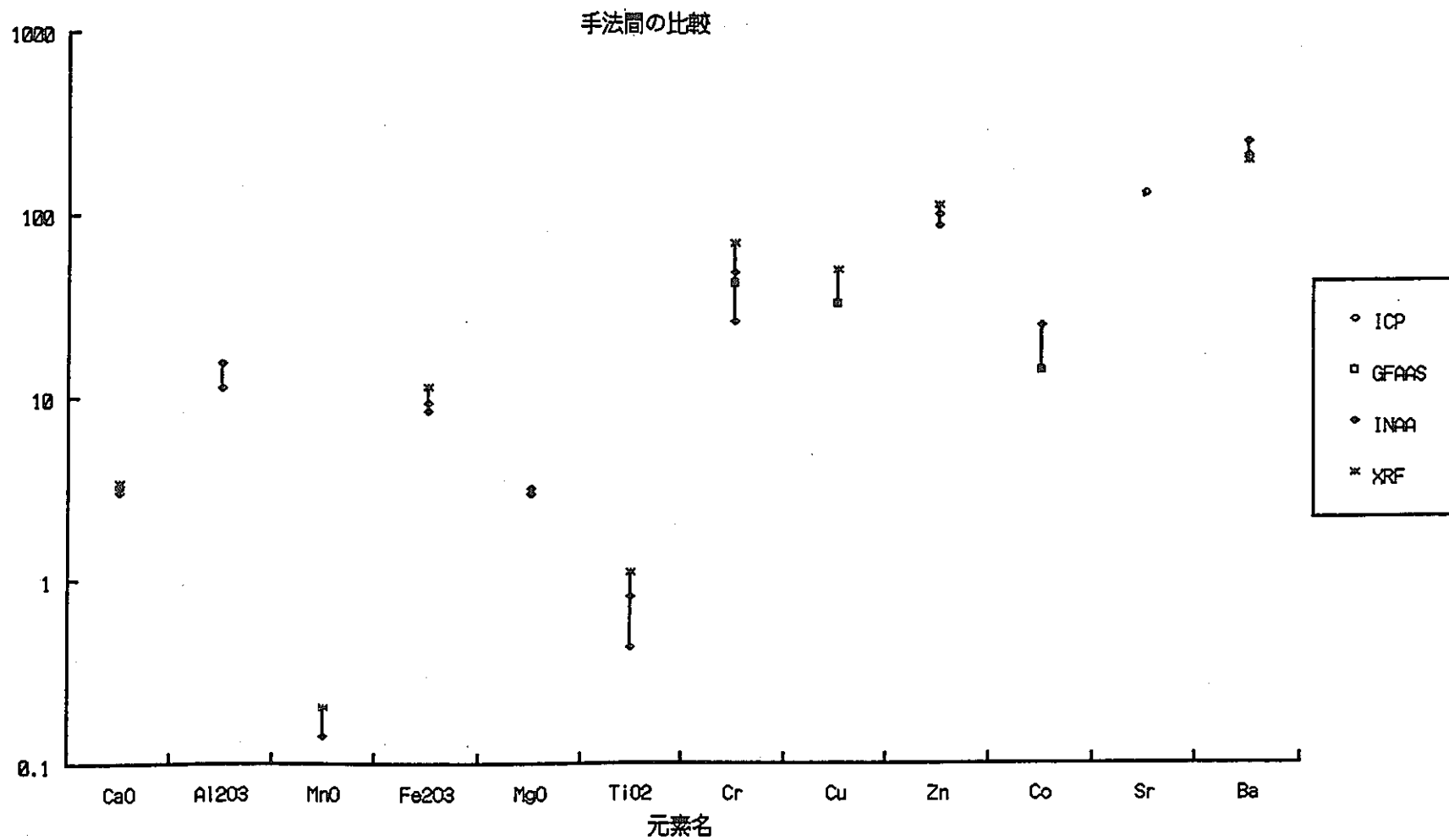


図2.2.25 ICP-AES, GFAAS, NAA, XRFによる黒ボク土(茨城)測定結果の比較

第3章 環境保全技術

3.1 再処理工場に係る環境モニタリングについて

3.1.1 概要

動力炉・核燃料開発事業団は、新型動力炉（FBR, ATR）、核燃料再処理、プルトニウム燃料製造および廃棄物処理・処分などの核燃料サイクル全般にわたる広範囲な研究開発を推進している。

東海事業所再処理施設は、昭和52年9月からホット試験を開始し、昭和56年1月から本格操業を開始した。以来、操業を継続し平成5年12月までの累積処理量は約700トンである（図3.1.1参照）。

東海事業所では、操業開始前から環境におけるバックグラウンド調査を開始し、約20年間継続して環境試料中の放射能レベル、気象情報等のモニタリングを実施している。この間、昭和50年には再処理施設保安規定が認可され、環境監視計画が定められた。以来適宜見直しが行われ、現在に至っている。

また、茨城県でも独自に環境監視計画を策定しており、その中で動燃東海の実施分担が定められている。

ここでは、東海事業所における環境放射線（能）モニタリングの概要と現在までに得られたモニタリングデータについて報告するとともに、海外の再処理施設の放出データおよび環境モニタリングについても紹介する。

3.1.2 環境モニタリングの目標

環境モニタリングの目標は、原子力施設周辺公衆の健康と安全を守るため、環境における原子力施設起因の放射線による線量当量が、国の定めた線量当量を十分下回っていることを確認することであり、具体的には、以下の3項目に要約される。

- ・公衆の受ける被ばく線量を推定、評価すること
- ・環境における放射線と放射性物質の蓄積状況を把握すること
- ・原子力施設からの予期しない放射性物質の放出による周辺環境への影響の評価に資するとともに、平常時のモニタリングを強化するか否かの判断に資すること

（環境放射線モニタリング指針から）

3.1.3 放出放射性物質の管理

再処理施設の平常運転に伴い、低濃度の放射性廃棄物が大気中および海洋に放出されるが、放出に際しては、規定等で定められた値を下回ることを確認している。東海再処理施設と海外（ラ・アーク、セラフィールド）の再処理施設における主な核種の放出量を図3.1.2～図3.1.8に示す。

3.1.4 環境モニタリングの実際

(1) 環境モニタリング計画

東海事業所では、再処理施設保安規定および茨城県環境放射線監視計画に基づいて、陸上環境監視、海洋環境監視および気象観測業務を実施している。再処理施設保安規定による環境監視計画を表3.1.1、表3.1.2に示す。

(2) 陸上環境モニタリング

東海事業所では、環境放射線のモニタリングとして、モニタリングステーション、ポストおよびモニタリングポイント（TLD）を事業所内外に配置し、連続測定を行っている。モニタリングステーション、ポストのデータはテレメータシステムにより安全管理棟監視室で連続収集されている。TLDは3カ月間の積算線量を測定している。

また、降下塵、土壌、農畜産物、飲料水等の環境試料を定期的に採取し、試料中の放射性物質濃度を測定している。

陸上環境モニタリングに係る測定、採取場所を図3.1.9に示す。

(3) 海洋環境モニタリング

東海事業所では、東海沖合の海水、海底土および海産生物を定期的に採取し、試料中の放射性物質濃度を測定している。

海洋環境モニタリングに係る試料採取場所を図3.1.10に示す。

(4) モニタリング結果

動燃東海事業所周辺環境のモニタリング結果について、図3.1.11～図3.1.16に示す。これらの結果から施設寄与分は検知されていない。また、ラ・アークにおける環境試料測定結果を図3.1.17～図3.1.22に示す。

周辺公衆の線量当量評価については、実測値を基に算出することを原則としているが、

再処理施設操業開始以来、施設寄与分が検知されていないため、放出源情報等を基に計算している。その結果は、法令で定められている周辺公衆の線量限度である1 mSvの約1/1000である。

(5) 結果の報告

東海事業所周辺の環境モニタリング結果は、国および県に四半期ごとに報告しているとともに、年間の環境モニタリング結果をまとめて、国に報告している。県報告については、東海地区環境放射線監視委員会で審議された後、監視季報として公開されている。また、年間の結果については、原子力安全委員会環境放射線中央評価専門部会で審議された後、原子力安全委員会月報にて公開されている。

表 3.1.1 陸上環境放射能監視計画の測定対象, 測定項目

測定対象	採 取		測 定		備 考	
	採 取 点	頻 度	項 目	頻 度		
空間 γ線	線量率	周辺監視区域内 8点 周辺監視区域外 3点	連 続	γ線	連 続	モニタリングポスト 7基 モニタリングステーション 4基
	積算 線量	周辺監視区域内 15点 周辺監視区域外 25点	連 続 (TLD使用)	γ線	1回/3か月	モニタリングポイント
空 じん	浮遊	周辺監視区域内 3点	連 続	全α放射能 全β放射能	1回/週	
	ヨウ素	周辺監視区域外 4点		⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu	1回/3か月	測定試料は採取点別混合
気	気体状 β放射 能濃度	周辺監視区域内 1点	連 続	¹³¹ I	1回/週	モニタリングステーション
		周辺監視区域外 3点				
	水分	周辺監視区域外 2点	1回/月	³ H	1回/月	モニタリングステーション (勝田市長砂公民館・高野小学校)
雨 水	周辺監視区域内 1点	連 続	³ H	1回/月	安全管理棟屋上	
降下じん	周辺監視区域内 1点	連 続	全β放射能	1回/月	安全管理棟屋上	
飲 料 水	周辺監視区域内 1点 周辺監視区域外 3点	1回/3か月	全β放射能 ³ H	1回/3か月	周辺監視区域外 3点： 東海村照沼, 勝田市長砂 西約10km点	
葉 菜	周辺監視区域外 3点	1回/3か月	¹³¹ I	1回/3か月	周辺監視区域外 3点： 東海村照沼, 勝田市長砂 西約10km点	
			⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu	1回/年	採取不能の場合はこの限りではない。	
精 米	周辺監視区域外 3点	1回/年	¹⁴ C, ⁹⁰ Sr	1回/年	周辺監視区域外 3点： 東海村照沼, 勝田市長砂 西約10km点 採取不能の場合はこの限りではない。	
牛 乳	周辺監視区域外 3点	1回/3か月	¹³¹ I	1回/3か月	周辺監視区域外 3点： 東海村船場, 勝田市長砂 西約10km点	
			⁹⁰ Sr	1回/年	採取不能の場合はこの限りではない。	
表 土	周辺監視区域内 2点 周辺監視区域外 3点	1回/年	⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu	1回/年		
河 川 水	新 川 3点 久慈川 上流 1点	1回/6か月	全β放射能 ³ H	1回/6か月		
河 底 土	新 川 3点 久慈川 上流 1点	1回/6か月	全β放射能	1回/6か月		

表 3.1.2 海洋環境放射能監視計画の測定対象, 測定項目

測定対象	採 取		測 定		備 考
	採 取 点	頻 度	項 目	頻 度	
海 水	放出口付近 5点	1回/3か月	全β放射能, ³ H	1回/3か月	5点混合試料につ いて測定
			核種分析	1回/年	
	久慈沖及び 磯崎沖 2点	1回/6か月	全β放射能, ³ H	1回/6か月	
	北約20km点 1点	1回/年	全β放射能, ³ H 核種分析	1回/年	
海 底 土	放出口付近 5点	1回/6か月	核種分析	1回/6か月	5点混合試料につ いて測定
	久慈沖及び 磯崎沖 2点	1回/6か月	核種分析	1回/6か月	
	北約20km点 1点	1回/6か月	核種分析	1回/6か月	
海 岸 水	久慈浜海岸 1点	1回/6か月	全β放射能, ³ H	1回/6か月	
	阿字ヶ浦海岸 1点		核種分析	1回/年	
	南北約20km点 各1点				
海 岸 砂	久慈浜海岸 1点	1回/3か月	表面線量	1回/3か月	
	阿字ヶ浦海岸 1点				
	南北約20km点 各1点				
海 産 生 物	シラス 東海村地先 1点	1回/3か月	核種分析	1回/3か月	採取不能の場合は この限りでない。
	約10km以遠 1点				
	カレイ 東海村地先 1点	1回/3か月	核種分析	1回/3か月	採取不能の場合は この限りでない。
	又は ヒラメ 約10km以遠 1点				
	貝 類 久慈浜地先 1点	1回/3か月	核種分析	1回/3か月	採取不能の場合は この限りでない。
約10km以遠 1点					
ワカメ 久慈浜地先 1点	1回/3か月	核種分析	1回/3か月	採取不能の場合は この限りでない。	
又は ヒジキ 磯崎地先 1点					
約10km以遠 1点					
漁 網	東海村地先に於いて 「せいかい」曳航の漁網	1回/3か月	表面線量	1回/3か月	
船 体	「せいかい」甲板	1回/3か月	表面線量	1回/3か月	

(注) 核種分析の対象核種は、⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce 及び ²³⁹Puとする。

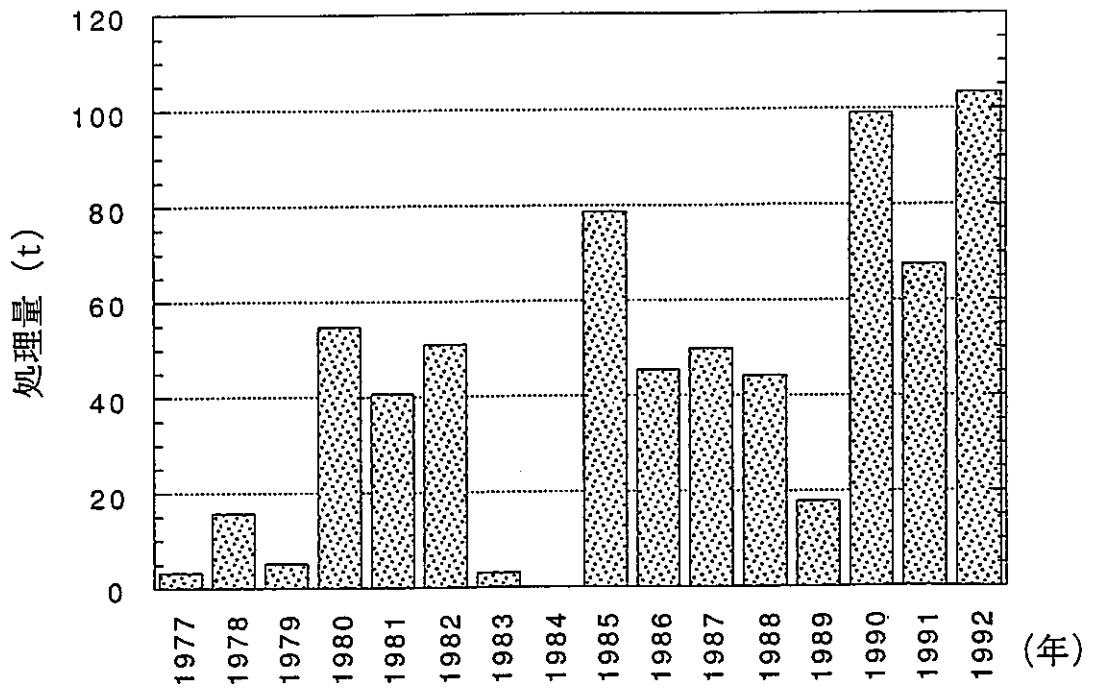


図3.1.1 東海事業所再処理施設における使用済燃料の処理量

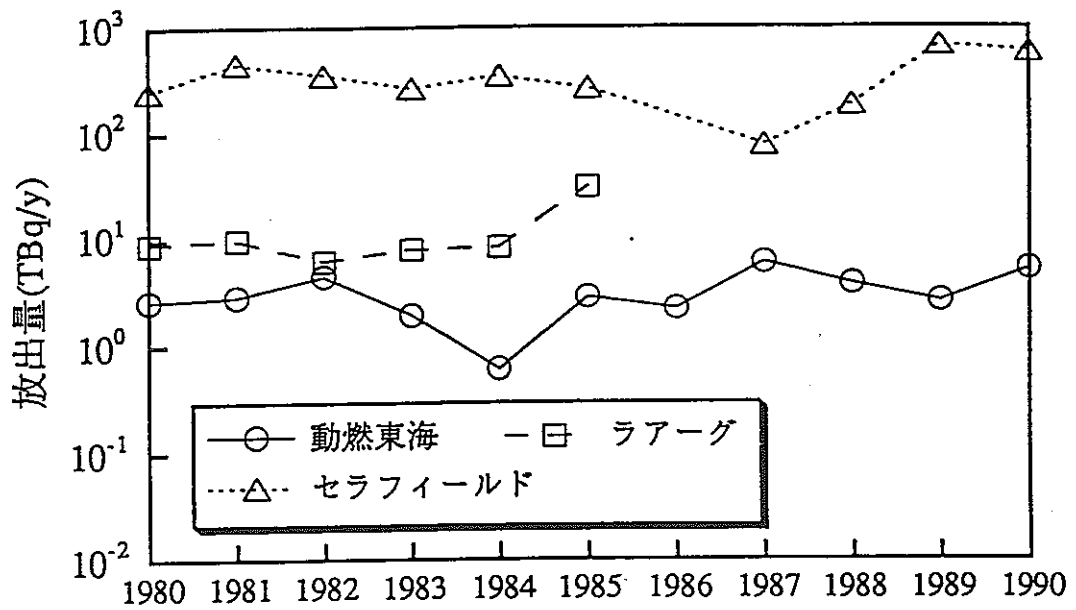


図3.1.2 再処理施設からのトリチウムの大気放出量の経年変化

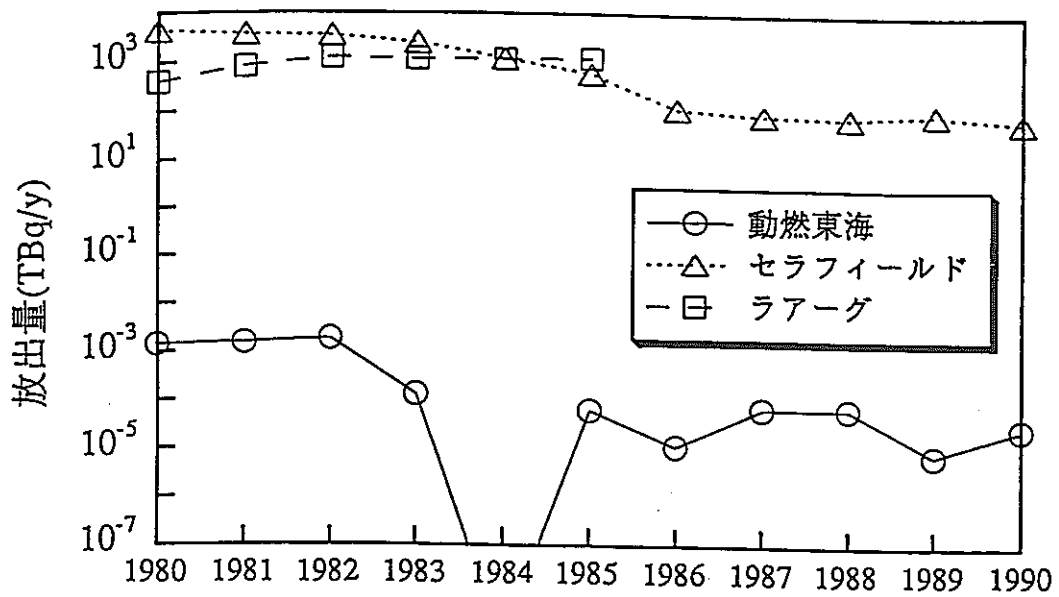


図3.1.3 再処理施設からのKr-85の大気放出量の経年変化

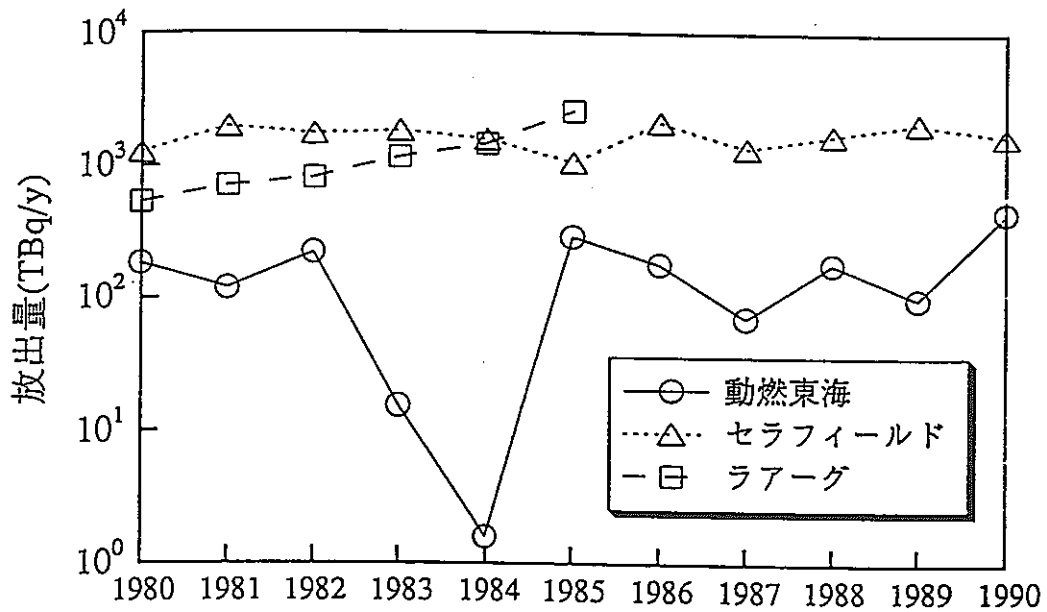


図3.1.4 再処理施設からのY-129の大気放出量の経年変化

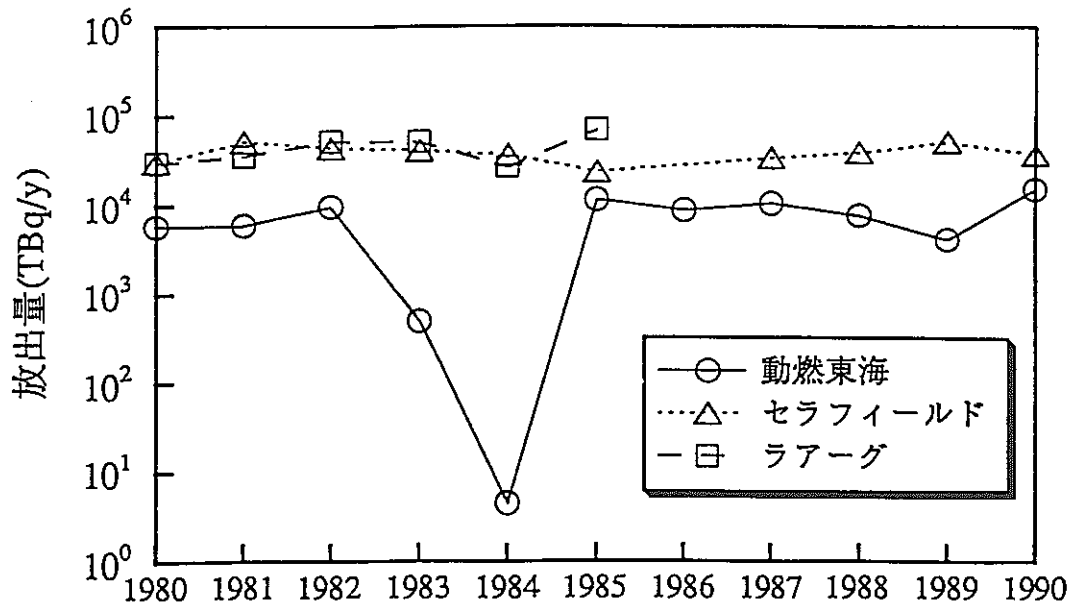


図3.1.5 再処理施設からの全βの海洋放出量の経年変化

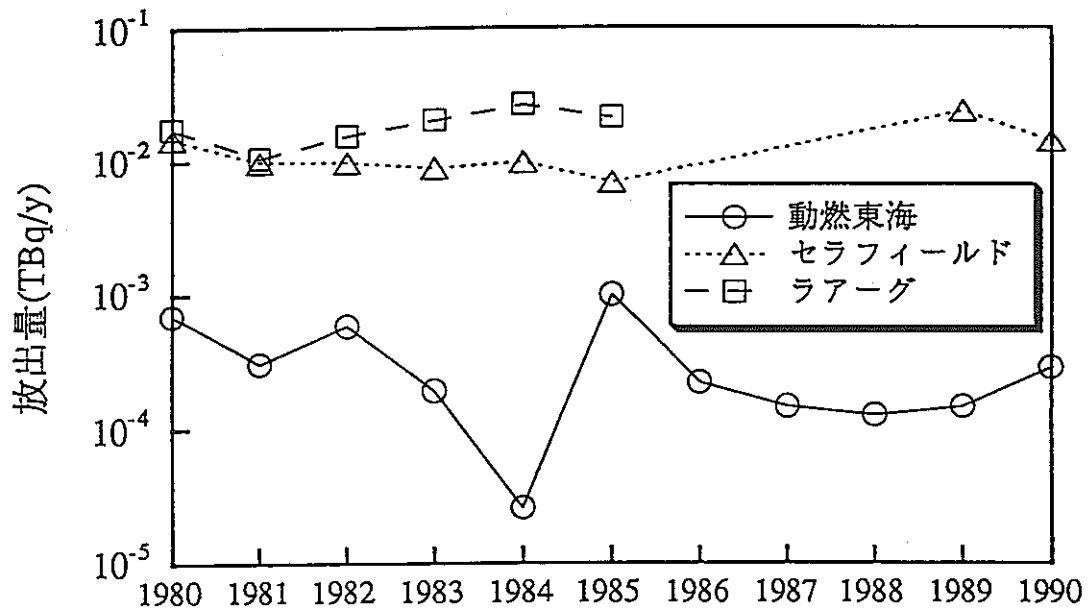


図3.1.6 再処理施設からのトリチウムの海洋放出量の経年変化

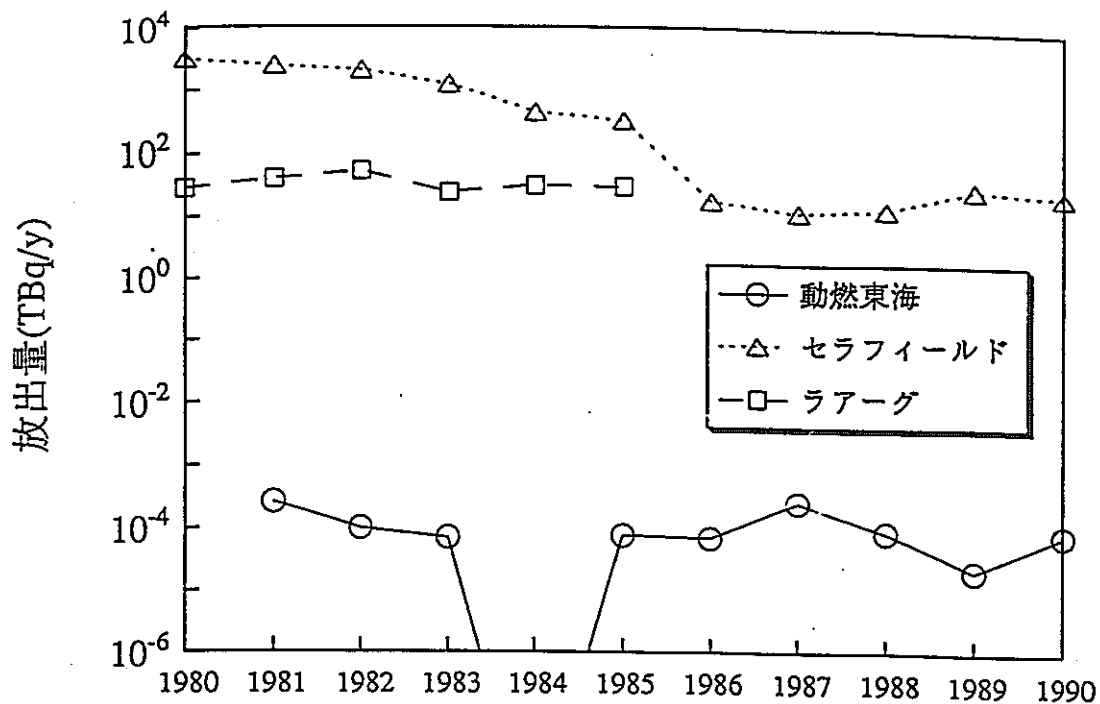


図3.1.7 再処理施設からのCs-137の海洋放出量の経年変化

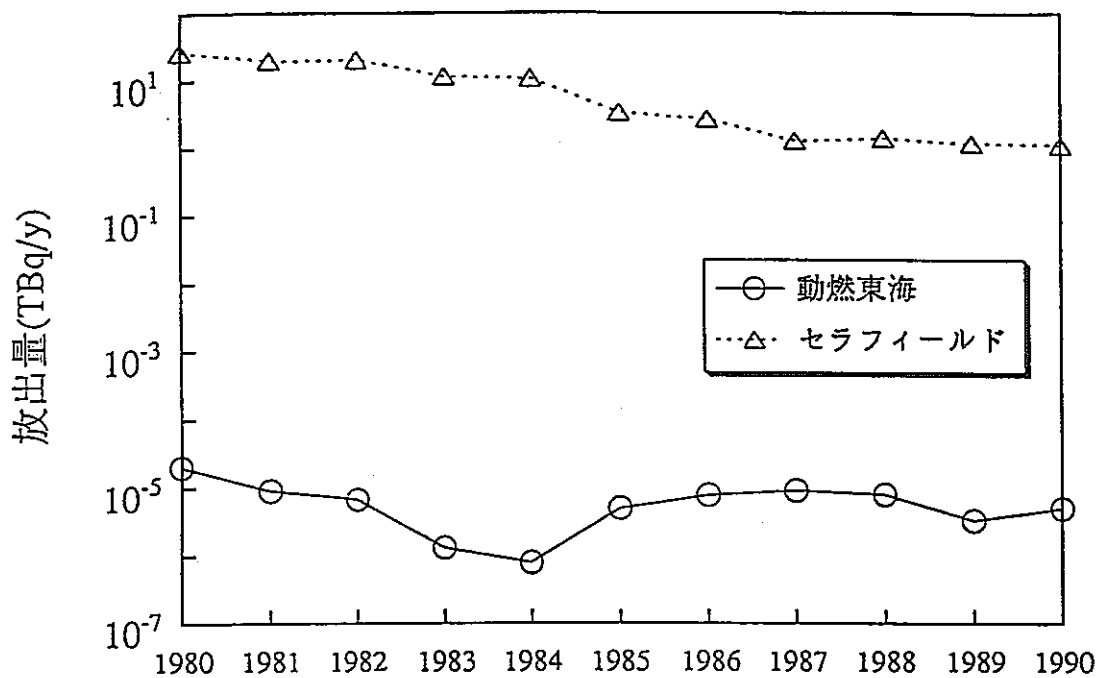


図3.1.8 再処理施設からのPu(α)の海洋放出量の経年変化

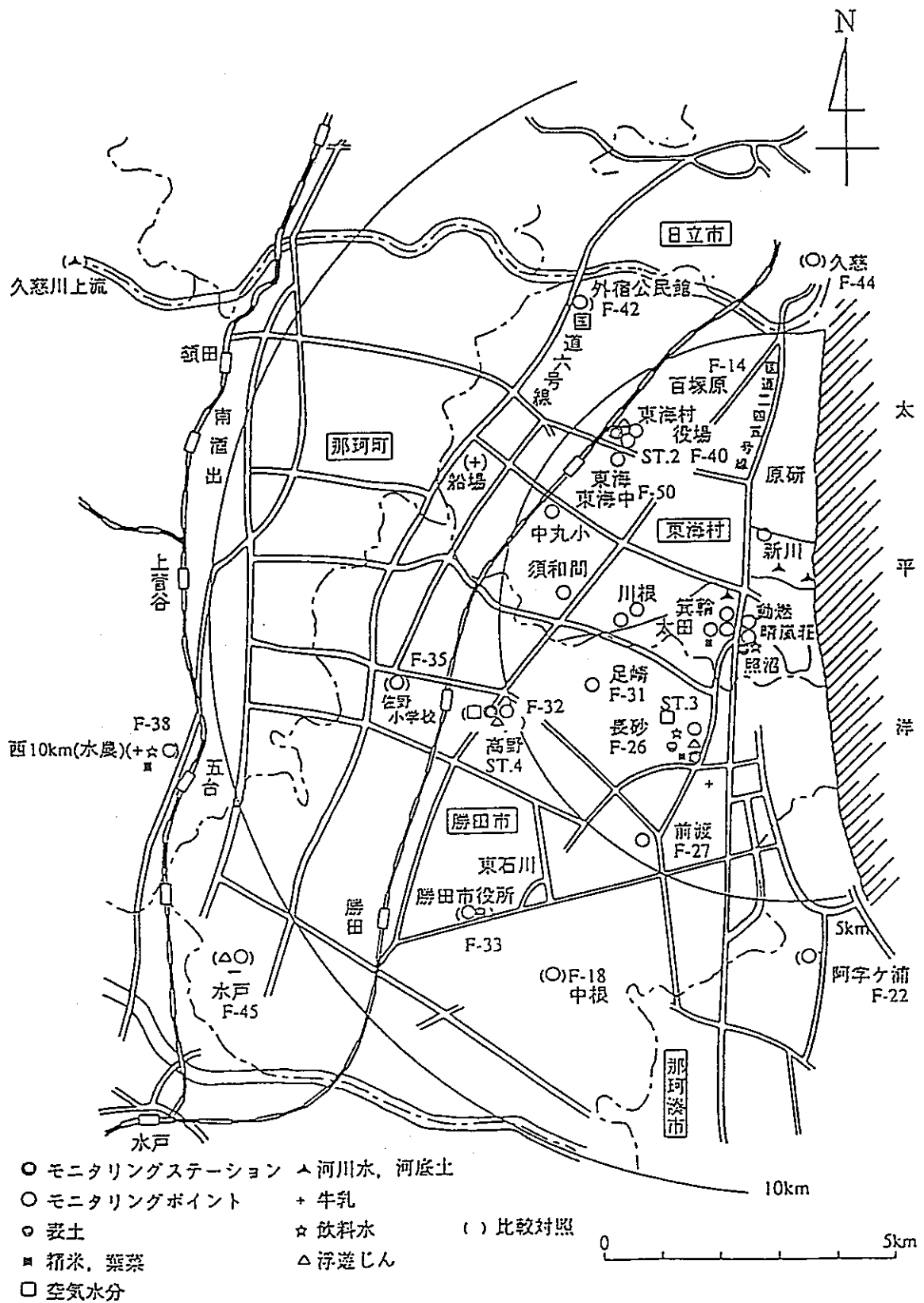


図3.1.9 陸上環境モニタリングに係る試料採取場所

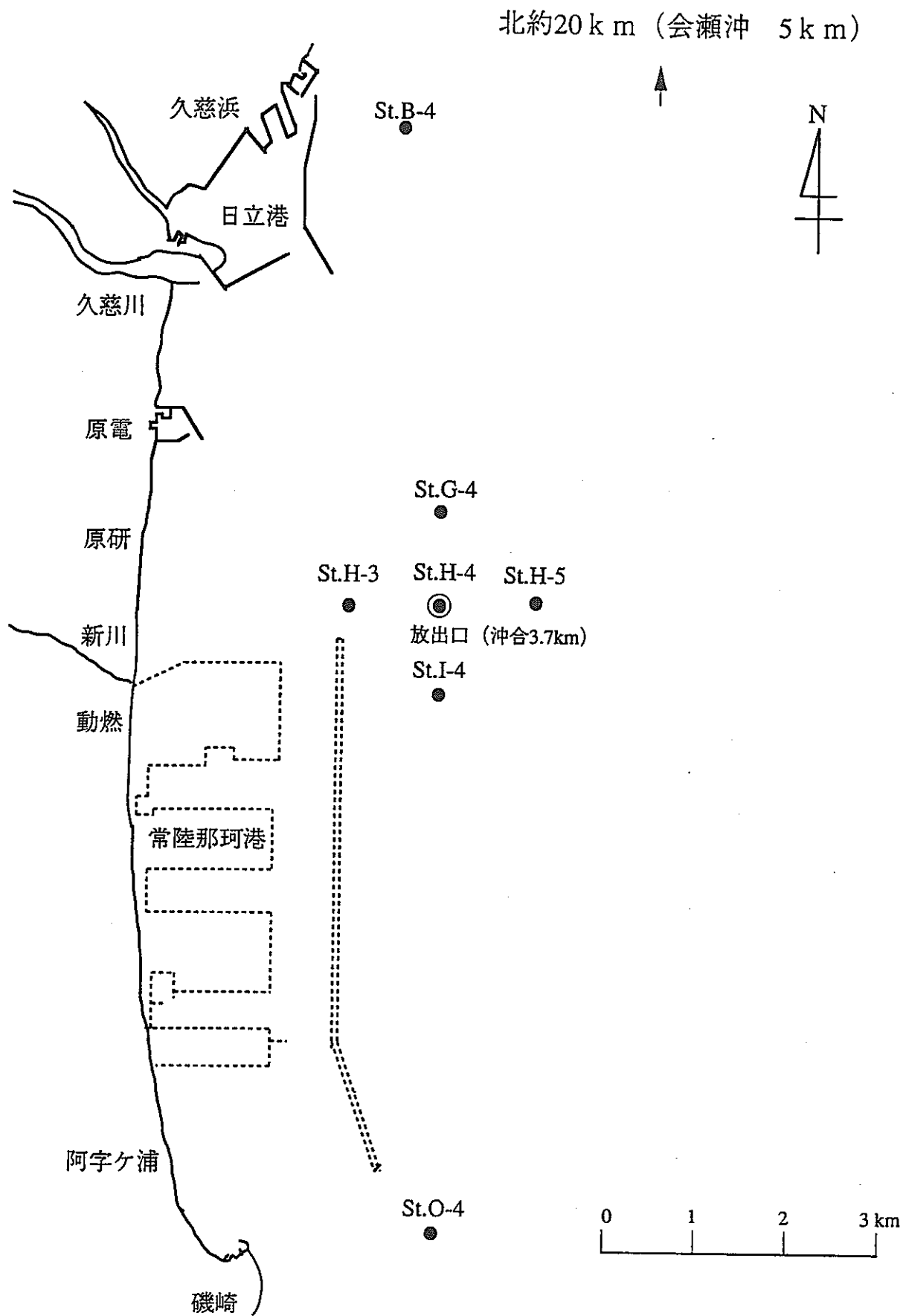


図3.1.10 海洋環境モニタリングに係る試料採取場所

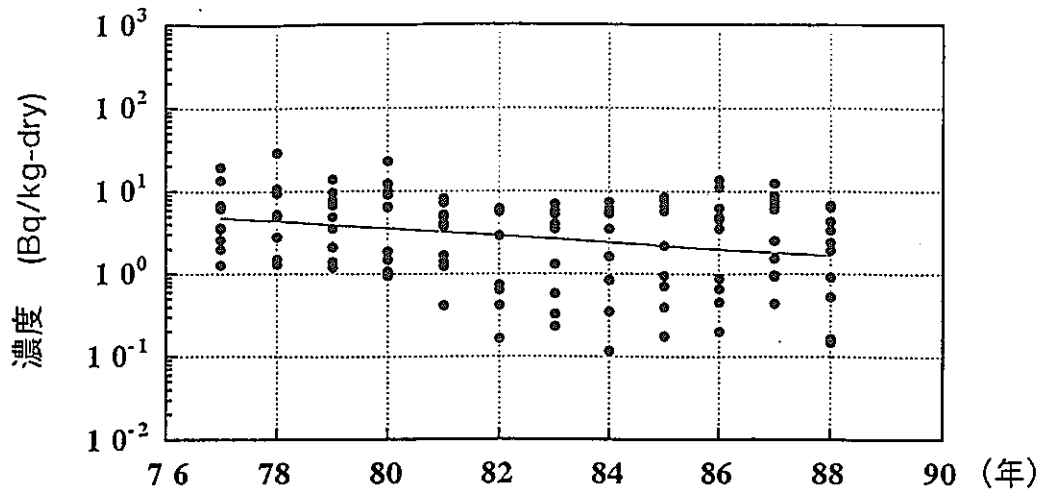


図3.1.11 表土中のSr-90濃度

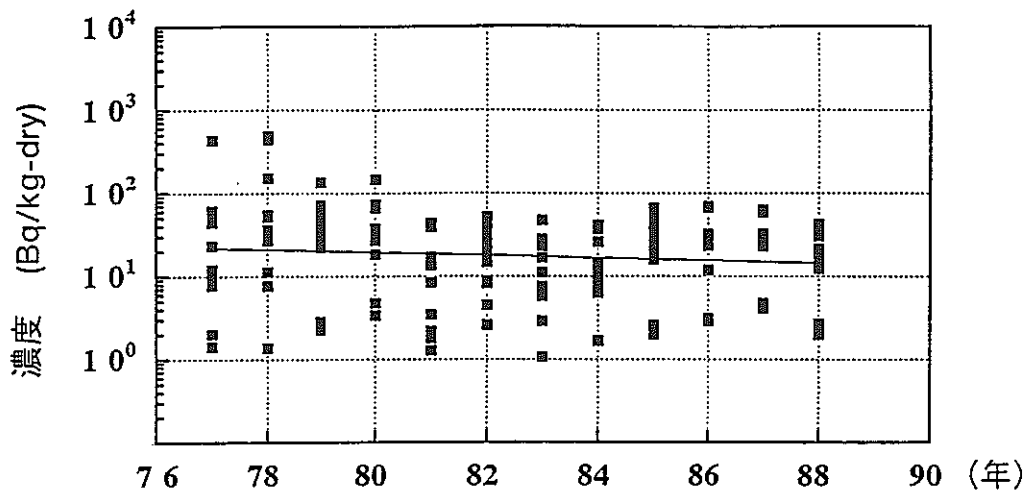


図3.1.12 表土中のCs-137濃度

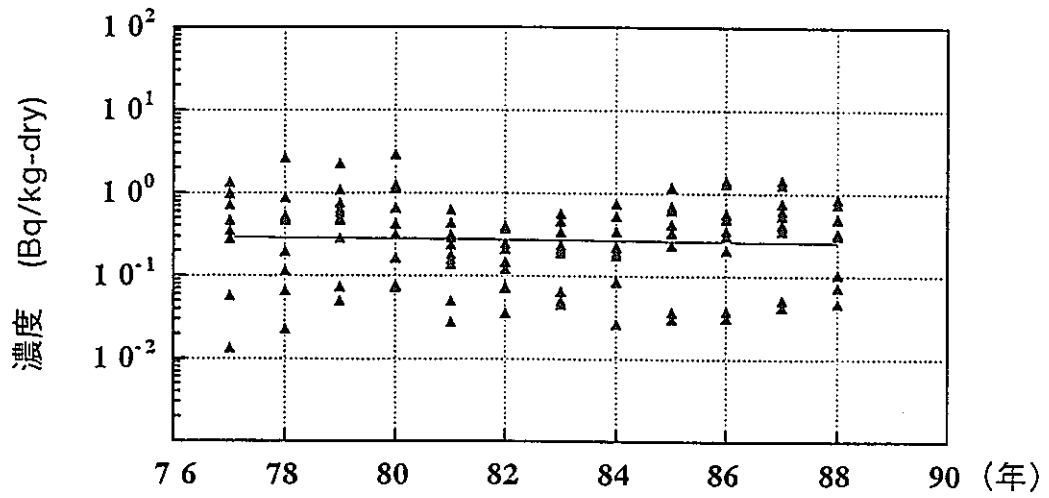


図3.1.13 表土中のP u - 2 3 9 濃度

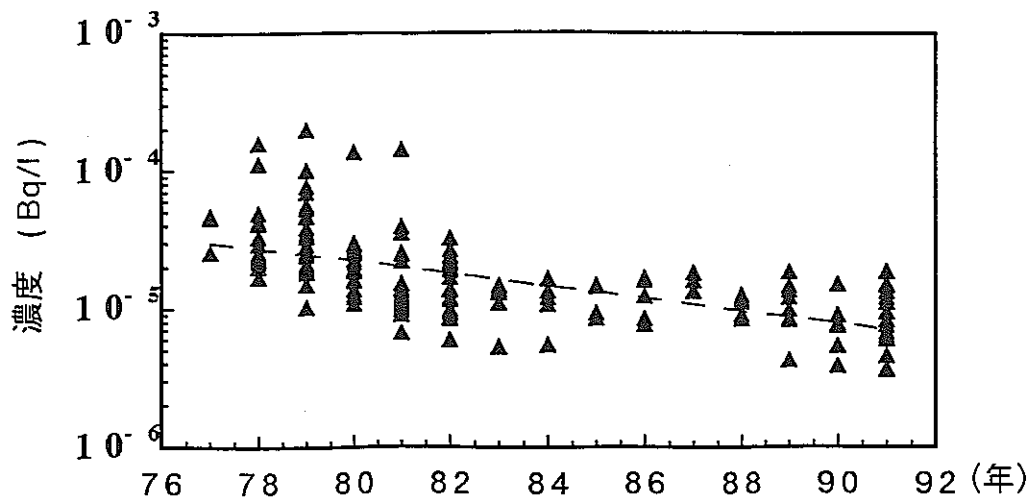


図3.1.14 海水中のP u - 2 3 9, 2 4 0 濃度

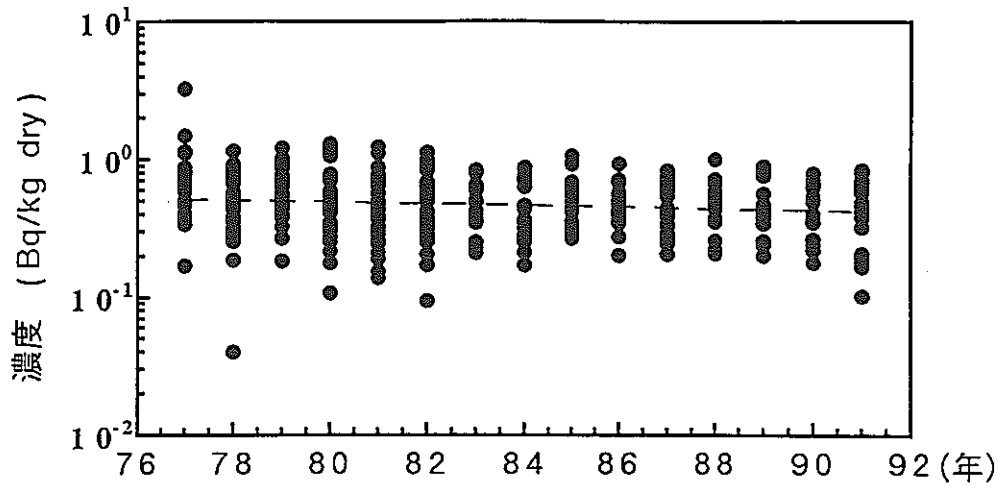


図3.1.15 海底土中のPu-239, 240濃度

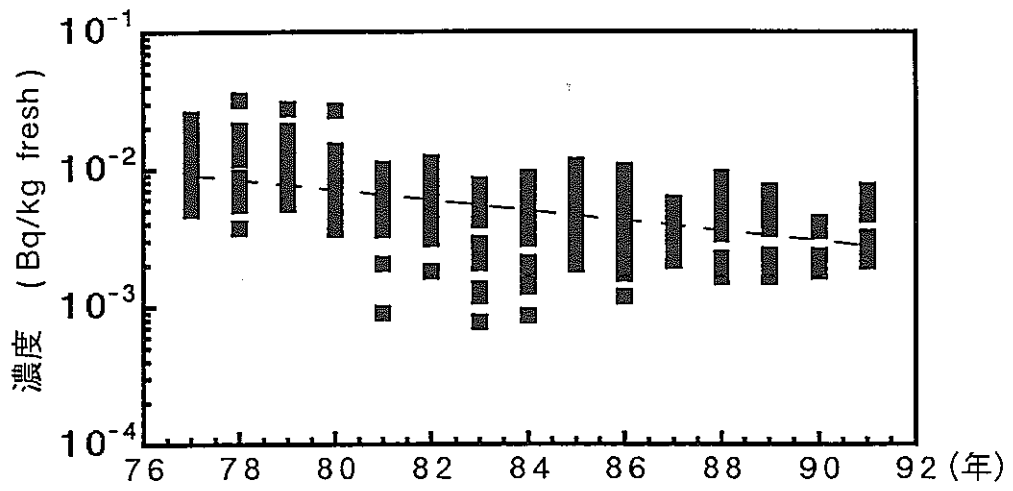


図3.1.16 海藻(ワカメ)中のPu-239, 240濃度

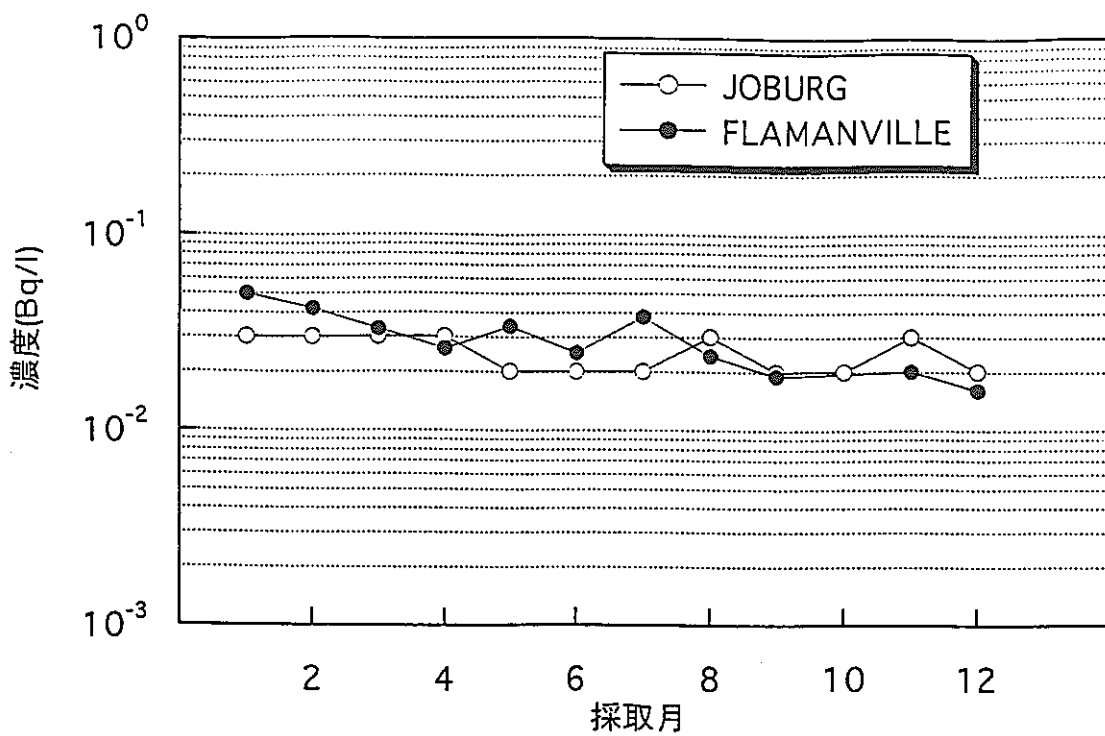


図 3.1.17 ラ・アーク近辺の海水中の Sr-90 濃度 (1989年)

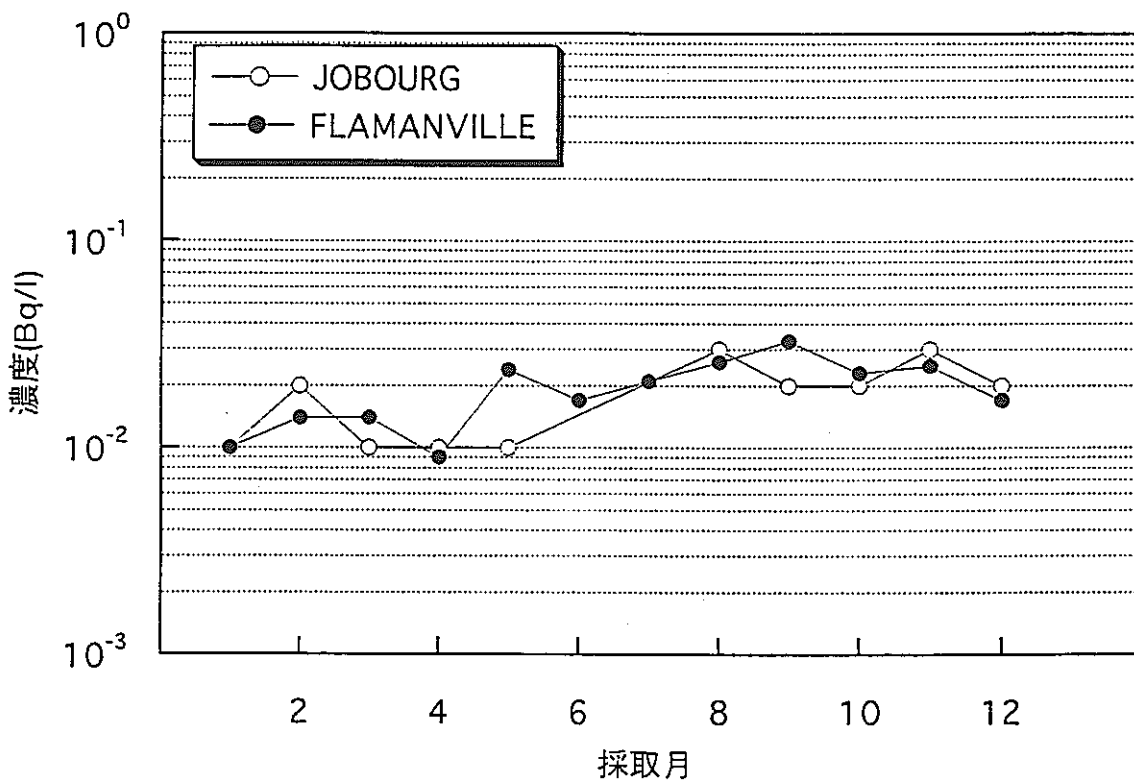


図 3.1.18 ラ・アーク近辺の海水中の Cs-137 濃度 (1989年)

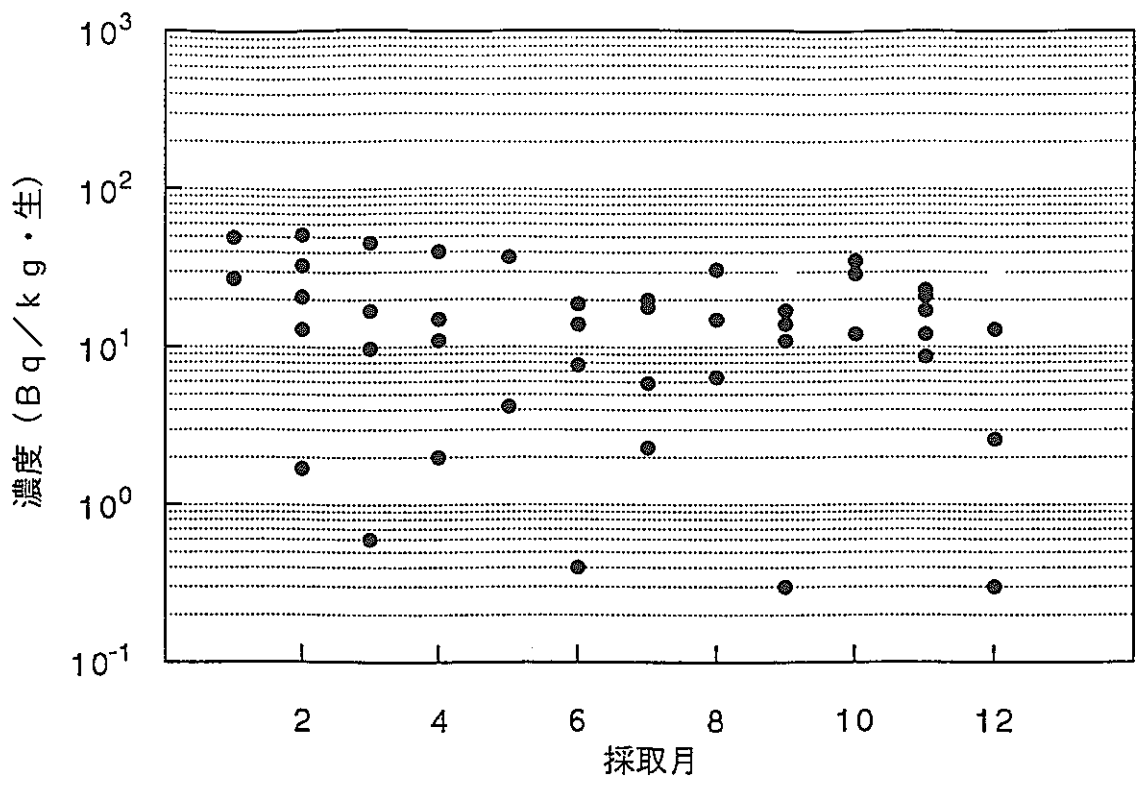


図3.1.19 ラ・アーグ近辺の海藻（ヒバマタ）中のC o - 6 0濃度（1989年）

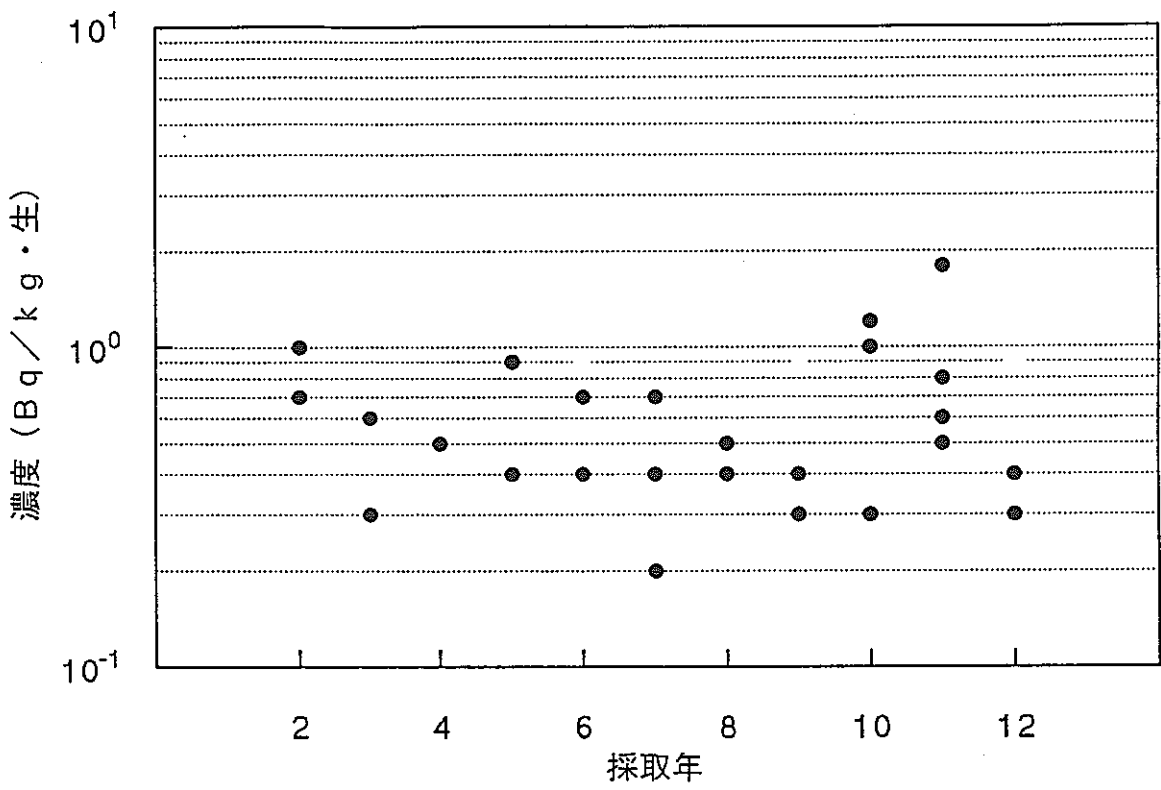


図3.1.20 ラ・アーグ近辺の海藻（ヒバマタ）中のC s - 1 3 7濃度（1989年）

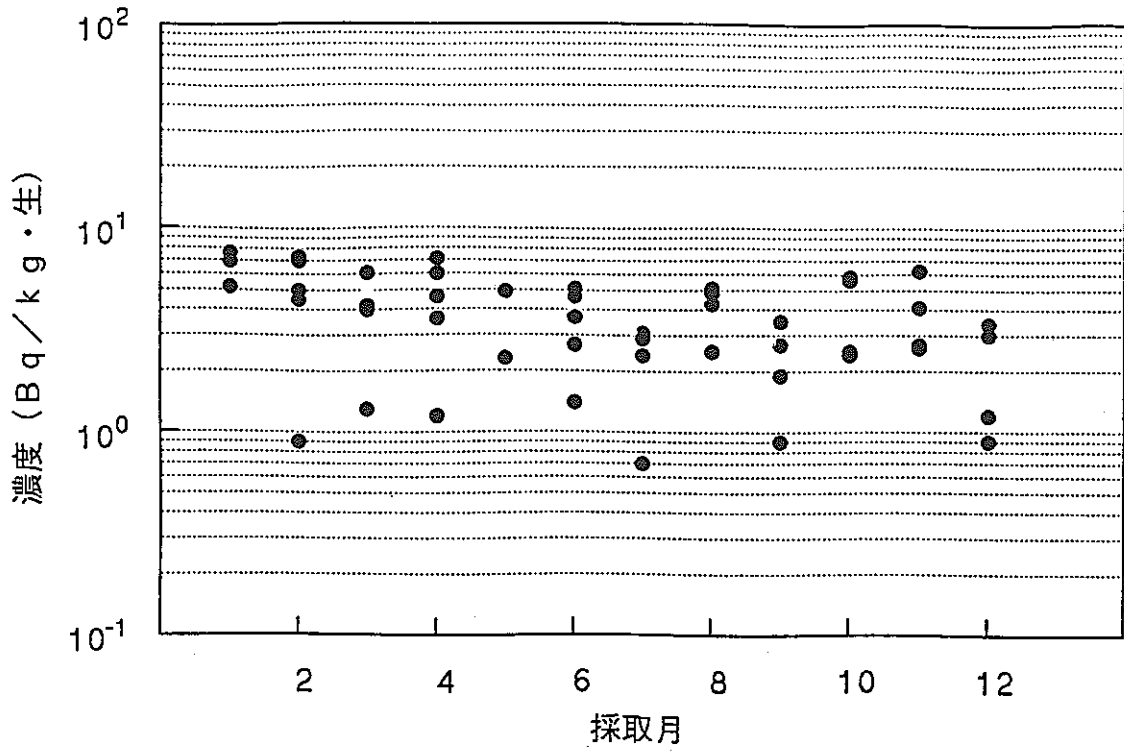


図3.1.21 ラ・アーク近辺の西洋カサ貝中のC₆₀濃度 (1989年)

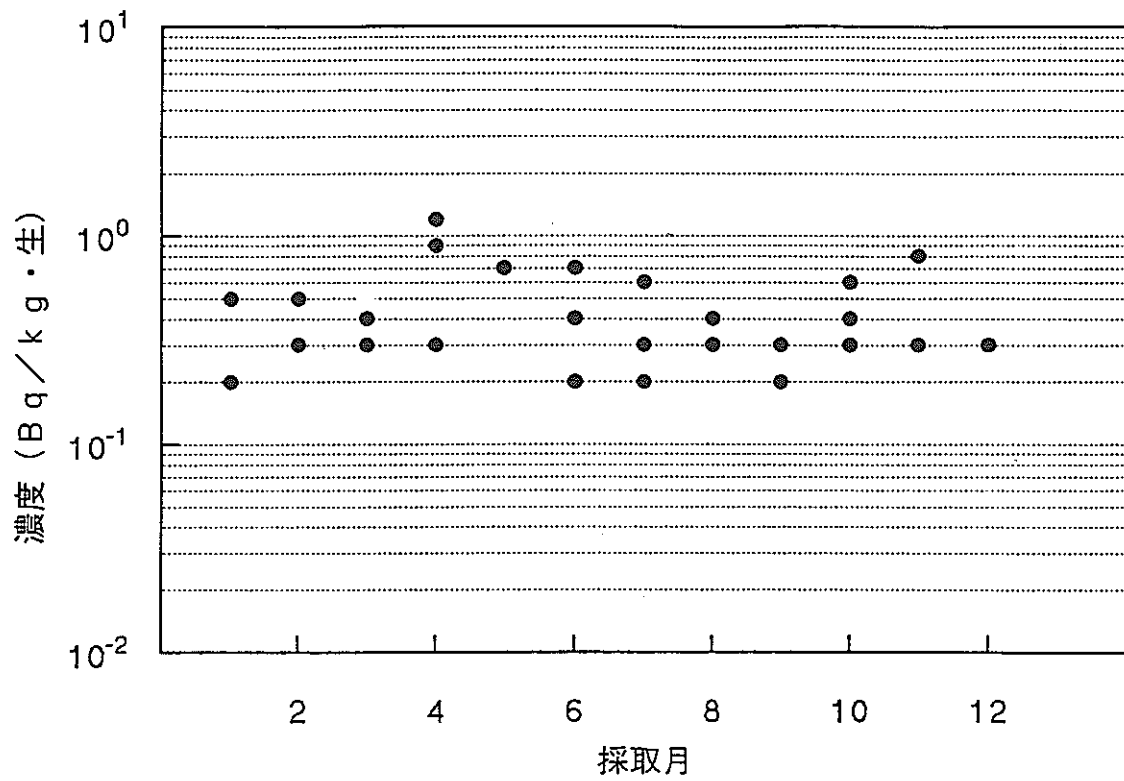


図3.1.22 ラ・アーク近辺の西洋カサ貝中のC_{s-137}濃度 (1989年)

3.2 原位置ガラス固化技術による環境修復

3.2.1 原位置ガラス固化技術

原位置ガラス固化技術(In-Situ Vitrification Technology)は、放射性物質により汚染された米国ハンフォードやアルゴンヌ等のサイト環境修復のために、バテルパシフィックノースウェスト国立研究所(Battelle Pacific Northwest Laboratories: PNL)が再処理のガラス固化プロセスをもとに開発した修復技術である。同時期に米国では、一般土壌が化学物質により汚染され周辺地域に奇形が発生する大きな社会問題が起きており、原子力による汚染土壌だけではなく、一般有害物質による汚染土壌の環境修復、有害廃棄物の処理処分技術としての原位置ガラス固化技術の適用について検討が開始された。

原位置ガラス固化技術の基本原理は、地中にグラファイト電極を挿入し、通電することによりジュール熱を発生させ、土壌を熔融するものである(図3.2.1)。一般に天然土壌は大量のケイ素を含有するため、熔融した土壌を冷却することにより、黒曜石に類似した極めて安定なガラス固化体を得ることができる。

熔融前の土壌は電気伝導度が小さいため、熔融プロセスを開始する際には、電極間にグラファイトとガラスフリットの混合粉を導電性抵抗路として設置する。いったん土壌の熔融が開始すると、熔融した土壌は含有するケイ素により導電性を示すようになる。そのため通電を継続するだけで熔融領域が順次周辺に拡大していく。熔融した土壌の中心温度は通常1,600~2,000°C(平均1,800°C程度)と非常に高くなるが、熔融している周囲の土壌が天然の障壁となり、熔融領域から少し離れた場所(約30cm程度)では土壌の温度が100°C以下に低下するため、熔融に伴う周辺土壌への熱的影響はほとんど生じないことが確認されている。

原位置ガラス固化技術はSiO₂などのガラス形成物質を主成分とする土壌を熔融固化することができる。砂質土壌から粘土質の土壌までの多岐にわたる適用性が実証されている。また、土壌だけではなく土壌中に含まれる金属、コンクリート塊、瓦礫なども同時に熔融固化することができる。固化の難易性は土壌の融点や電気伝導度により影響を受けるため、対象土壌の融点が高い場合にはケイ素を大量に含有する低融点の土壌を添加し、熔融を促進させる。また、電気伝導度が小さい土壌の場合には、アルカリ成分(Na, Kなど)を含む化合物を添加し、熔融を促進させる。原位置ガラス固化技術の標準的な適用範囲は以下の通りである。

①土壌組成: SiO₂の含有率60~90wt%

②金属：15wt%以下

1個あたりの容積4.2m³以下

1個の長さが電極間隔の90%以下

③瓦礫：含有率20wt%以下

④可燃性物質：10wt%以下

1個の容積0.8m³以下

⑤空隙：1個あたりの容積4.2m³以下

溶融時の土壌の温度が最高で約2,000℃まで上昇するため、土壌中の有害化学物質は熱分解により無害化され、有害重金属はガラス固化体中に保持される。原位置ガラス固化技術を用いることにより、土壌中の有害化学物質と有害重金属を同時に処理することができ、プロセス中に発生する水蒸気や分解ガスは、地表面に設置したオフガス処理システムにより回収・除去されるため、安全に処理することができる。

対象土壌に大量の空隙が存在していたり、地下タンクが敷設されている場合などは、あらかじめ空隙等に土壌を充填したのちプロセスを実施する。また、原位置ガラス固化技術は、水分を大量に含有する土壌にも適用可能であるが、対象の土壌が帯水層中に存在する場合は、水分除去に伴う電力消費増大の経済性からあらかじめ止水壁の設置などの措置をとることが望ましい。

汚染土壌の修復および有害廃棄物処理処分に関する、原位置ガラス固化技術の特長をまとめると以下のとおりである。

①原位置で廃棄物の処理処分や土壌汚染の修復を行うことができる。

②掘り起こしや運搬の必要がなく、汚染拡散の危険がない。

③土壌を高温で処理するため、有機物質を熱分解して無害化できる。

④得られるガラス固化体は極めて安定であり、有害物質を長期間安定に閉じ込めることができる。

⑤地中に埋設された金属やコンクリート等の廃棄物を併せて固化処理できる。

3.2.2 原位置ガラス固化システムの概要

米国ワシントン州のハンフォードサイトを中心に汚染土壌の修復を目的とした大規模の原位置ガラス固化処理システムが稼働している（図3.2.2）。ここでの処理システムは固化装

置のほか、電力供給、オフガスフード、オフガス処理、プロセス制御などのサブシステムから構成され、これらのサブシステムは、3台の可搬性のトレーラーに搭載されている。

電源供給システムとしては、周辺環境や経済性の観点から引き込み電源方式とディーゼル発電などを利用した個別電源方式のいずれかを選択することができる。大規模処理システムに用いられる標準的なオフガスフードの直径は約16mであり、電極間の距離は約5.5mである。大規模スケールの原位置ガラス固化プロセスの標準的なプロセスパラメータをまとめると以下の通りである。

①溶融面積：3.0m×3.0m～9.1m×9.1m

②溶融深さ：1.5m～9.1m

③溶融速度：4～6 t/h

④溶融量：800～1,000 t

⑤溶融温度：1,600～2,000℃

⑥装置出力：3.8MW

⑦電力消費量：0.9～1.1 kWh/kg

溶融固化に伴う密度変化により、通常25～45%の体積収縮が生じるため、地表面には陥没が形成される。一般的な汚染土壌修復の場合には、陥没部分に健全土壌を覆土する方法がとられることが多い。

また、固化された土壌は“釣鐘型”のガラス固化体となり、このまま回収・除去をすることも可能である。このガラス固化体の機械特性は圧縮強度が240～310MPa、引張り強度が28～55MPaの範囲にあり、通常のコンクリート固化体の約10倍の強度を有する。また、現在ガラス固化体を粉砕する技術についての研究開発も行われている。

プロセス中に発生する水蒸気や有機物の分解ガスは、地表面に設置されたオフガスフードにより回収され、オフガス処理システムに導入される。オフガスフード内は外部に対して常時負圧に維持されるため、発生ガスはすべてオフガス処理システムに導かれる。放射性核種による土壌汚染の場合では、 ^{137}Cs 、 ^{106}Ru などの核種が揮発してオフガスに含まれる可能性があるが、これらはスクラバ処理とフィルタ処理によって 10^8 以上の除染係数でクリーンアップされる。放出オフガス中の濃度は許容放出基準を十分に下回ることが実証されている。スクラバおよびフィルタによる標準的なオフガス処理効率は以下のとおりである。

①ハイドロソニック・ベンチュリ・スクラバ：

除去効率97% (対直径0.5 μ m 粒子)

②HEPAフィルタ :

除去効率99.97% (対直径0.3 μ m 粒子)

③活性炭フィルタ :

除去効率99.9% (ほとんどの有機物質)

ガラス固化体の放射性物質閉じ込め性能を示す一つの指標である浸出率については、ソックスレー法による測定で、すべての含有元素について $1 \times 10^{-5} \text{g/cm}^2 \cdot \text{d}$ 以下という値が得られており、その値はパイレックスガラスの浸出率と同程度である。

3.2.3 原位置ガラス固化プロセスの適用実績

今日までに多くの物質に対する原位置ガラス固化技術の無害化・固定化の効果が実証されている。米国における実証結果を表3.2.1, 表3.2.2に示す。

無機物質への応用としてはHg, As, Cd, Cr, Pb, Puなど種々の適用例を挙げることができる。中でもAsによる汚染土壌への適用結果は、得られるガラス固化体の高い閉じ込め性能から特に注目されている。

有機物質への応用例としては、殺虫剤のほか、トルエンやトリクロロエタンなどの揮発性溶剤に対しても適用された実績があり、またPCBやダイオキシンを対象に、99.9999%という高い除染率が報告されている。Pu, Th, Uといった放射性核種についても99.9999%という総合除染率が報告されている。

放射性核種に対する原位置ガラス固化技術の適用可能性を、疑似放射性核種を用いて評価した実験結果を以下に示す。図3.2.3は疑似放射性核種を含む土壌を原位置ガラス固化技術により固化したガラス固化体の閉じ込め性能を評価した試験の構成を示しており、表3.2.3に示すような核種の保持率および溶出試験結果が得られている。また、図3.2.4は疑似放射性核種のコンクリート固化体を密閉したブリキ缶および疑似放射性核種のアスファルト固化体を密閉したブリキ缶に原位置ガラス固化技術を適用した試験の構成を示しており、表3.2.4に示すような核種の保持率および溶出試験結果が得られている。これらの試験結果は、100kg規模のエンジニアリングスケールの固化試験により得られたデータであり、一般に固化試験の規模が大きくなるにつれ、閉じ込め性能はさらに向上することが確認されている。

我が国においても、原位置ガラス固化技術に関する研究開発が活発に進められており、2

度の実証試験が行われた。

第1回の実証試験は、1992年3月つくば市において行われた。エンジニアリングスケールの屋内固化試験装置を用い、約70kgの日本の土壌を固化することに成功した。試験においては、可燃物（アスファルト）、固形物（コンクリート塊）、金属（ブリキ缶）などの埋設物も同時に固化処理できることが確認された。試験で使用した土壌の成分を表3.2.5に、試験装置の構成を図3.2.5に示す。

第2回の実証試験は、1993年1月に初めて屋外での原位置ガラス固化試験を実施した。試験装置の構成を図3.2.6に示す。本実証試験の結果、約1トン規模のガラス固化体を得ることに成功するとともに、固化体周辺の電気計測、熱計測結果から、周辺への電氣的影響および熱的影響がほとんど存在しないことを確認し、プロセスの安全性を実証した。

3.2.4 原位置ガラス固化プロセスの改良

原位置ガラスプロセスの効率化を目的とした改良研究の中で注目すべき成果として「可動式電極」の開発がある。

従来用いられていた「固定式電極」の場合、事前に電極を埋設するための土木工事が必要であったが、可動式電極の開発によりこれらの土木工事の必要がなくなった。圧縮空気による駆動装置を用い、土壌溶融の進行に伴い電極を深さ方向に移動させるシステムであり、この可動式電極の開発により、以下のようなプロセスメリットが得られることも確認されている。

第1に電極寿命の向上があげられる。電極材料としては熱特性、経済性等の観点からグラファイト電極が最適とされているが、従来の固定式電極を用いた場合、地表面近傍において電極が局部的に酸化消耗するという問題があった（溶融土壌中は酸素が微量のため酸化消耗は起こらない）。可動式電極を用いた場合、電極を常に下方向に移動できるため地表面近傍の局部的な酸化が起こらず電極の消耗を解消できる。

第2は、埋設廃棄物に対する適用範囲の拡大である。前述のように、原位置ガラス固化技術は金属埋設物の処理処分にも適用可能であるが、溶融した金属は土壌溶融領域の下部に溶融プールを形成するため、固定式電極の場合、金属の埋設量が多くなると電極間のショートが発生するという問題があった。可動式電極を用いた場合、仮に電極間のショートが発生しても、電極を金属の溶融プールより上部に移動することにより、ショートを回避できる。実

際に、従来は埋設金属に対する適用範囲が15wt%以下であったのに対し、可動式電極導入により、金属を40wt%程度含有する土壌に対しても原位置ガラス固化技術が適用できるようになっている。

3.2.5 環境保全技術としての将来性

我が国では、公害という過去の苦い経験に学び、大気汚染や表流水の汚染については、解決のための技術が開発されてきた。その上で、昨今問題となっているのは土壌の汚染である。土壌汚染には既に発生してしまった汚染をいかに解決するかという「問題解決型」の側面とこれから新たに発生する土壌汚染をいかに防止するかという「未然防止型」の側面がある。原位置ガラス固化技術は既に発生してしまった土壌汚染に適用が可能であるばかりでなく、土壌汚染の原因の一つである「廃棄物」の安全な処理・処分にも適用可能である。例えば、種々の活動に伴って発生する「産業廃棄物」や「一般廃棄物」を処分する前に、原位置ガラス固化技術により処理することができる。このように、有害廃棄物の処理・処分技術や土壌汚染修復技術としての実用化が進む原位置ガラス固化技術であるが、新たな応用分野として原位置ガラス固化技術の土木分野への適用研究が開始されている。

ガラス固化体により地下構造物を構築しようという試みであり、長期耐久性を持つ地下水制御技術（止水壁、地下ダム構築など）、廃棄物処分場の人工バリア技術（斜面の地滑り防止、地盤強化など）などを対象に、地下壁や地中床構築のための研究開発が行われている。地中壁と地中床を接続する技術に関する研究も既に実施されている。

このように、原位置ガラス固化技術は廃棄物の閉じ込め技術や地下水制御技術、汚染の発生や拡散を防止する技術としても用いることが可能なため、地盤強化技術などを含め環境保全技術としての広範な応用が検討されている。

我が国においても、実証試験を契機に地方自治体や民間の土壌汚染サイトにおいて、原位置ガラス固化技術を適用するための具体的検討が始まっており、工場跡地や廃棄物処分場跡地における土壌汚染を中心に原位置ガラス固化技術を用いた新しい環境保全技術の開発が検討され始めている。

参考文献 (3.2節)

- (1) 金子, 村岡, 田坂 : 原位置ガラス固化技術の環境保全技術としての将来性, 日本原子力学会誌, Vol. 34, No. 9
- (2) 村岡, 飯田, 金子, 田坂 : 原位置ガラス固化技術のデコミッショニング廃棄物に対する適用可能性, デコミッショニング技報, 第 8 号, 1993年 6 月

表 3. 2. 1 無機物質の除去・固定化

汚染物質	初期濃度 (ppm)	保持率† (%)	除去率‡ (%)	総合除染率 (%)
揮発性物質				
Hg	5,360	0	97~>99	>97
半揮発性物質				
As	43,900	70~85	>99.9	99.98
Cd	37	67~75	>99.9	99.96
Co	17	99~99.9	>99	99.99
Cs	—	99~99.9	>99	99.99
Pb	1,550	90~99	>99.9	99.99
不揮発性物質				
Ba	185	99.9	>99.98	99.9999
Cr	290	99.9	>99.9	99.9999
Cu	65,000	90~99	>99.9	99.99
Ni	47	99.9	>99.9	99.9999
²²⁶ Ra	6,000pCi/g	99.9	>99.9	99.9999
Pu/Th/U	—	99.99	>99.9	99.99999
Zn	14,200	90~99	>99.9	99.99

†: ガラス固化体への保持率, ‡: オフガス処理装置による除去率

表 3. 2. 2 有機物質の分解・無害化

汚染物質	初期濃度 (ppb)	分解率 (%)	除去率† (%)	総合除染率 (%)
殺虫剤				
4,4 DDD/DDE/DDT	21~240,000	99.9~99.99	>99.9	99.9999
Aldrin	113	>97	>99.9	99.99
Chlordane	535,000	99.95	>99.9	99.9999
Dieldrin	24,000	98~99.9	>99.9	99.99
Heptachlor	61	98.7	>99.9	99.99
揮発性物質				
Fuel oil	230~110,000	>99	>99.9	99.999
MEK	6,000	>99	>99.9	99.999
Toluene	203,000	99.996	>99.9	99.99999
Trichloroethane	106,000	99.995	>99.9	99.99999
Xylenes	3,533,000	99.998	>99.9	99.99999
半揮発性物質				
PCP	>4,000,000	99.995	>99.9	99.99999
不揮発性物質				
Glycol	8,000	>98	>99.9	99.99
PCBs	19,400,000	99.9~99.99	>99.9	99.9999
Dioxins	>47,000	99.9~99.99	>99.9	99.9999
Furans	>9,400	99.9~99.99	>99.9	99.9999

†: 分解後オフガス処理装置による除去率

表 3.2.3 疑似核種保持率およびガラス固化体の T C L P 溶出試験

疑似放射性核種	疑似核種保持率(%)	溶出試験結果(mg/L)
コバルト	99.98	0.008
マンガン	99.98	0.069
ニッケル	99.97	0.100
カリウム	99.78	0.367
ストロンチウム	99.999	0.147
ジルコニウム	99.89	<0.05
よう素	79.0	<1.0

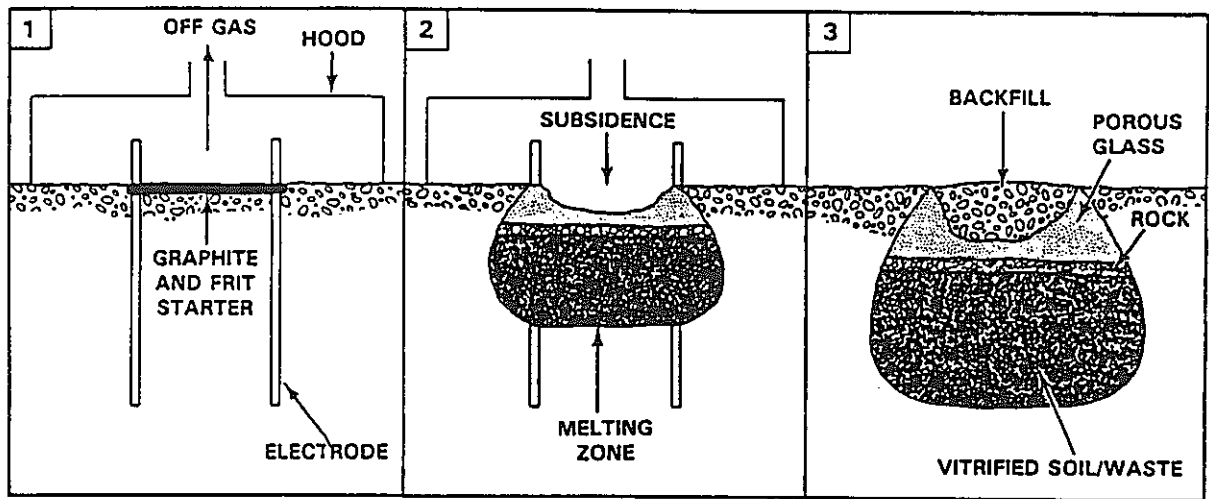
表 3.2.4 疑似核種保持率およびガラス固化体の T C L P 溶出試験

疑似放射性核種	疑似核種保持率(%)		溶出試験結果(mg/L)
	コンクリート	アスファルト	
コバルト	99.999	99.77	0.096
マンガン	99.95	99.999	0.080
ニッケル	99.996	99.75	0.157
カリウム	99.70	99.94	0.300
ストロンチウム	99.999	99.999	0.049
ジルコニウム	99.90	99.82	<0.05
よう素	74.2	82.7	<1.0

表 3.2.5 実証試験に用いた土壌の組成

成分	サンド	ベントナイト
SiO ₂	69.9	76.1
Al ₂ O ₃	12.8	14.3
Fe ₂ O ₃	4.8	1.3
MgO	3.3	2.0
CaO	4.1	2.1
K ₂ O	0.5	0.3
Na ₂ O	2.1	2.6
MnO	0.1	0.1
P ₂ O ₅	0.1	0.1
FeO	1.7	0.9

(*単位: wt%)



地中に電極を挿入する。 通電し、土壌を熔融する。 冷却後、ガラス固化体が得られる。

図 3. 2. 1 原位置ガラス固化技術の基本原理

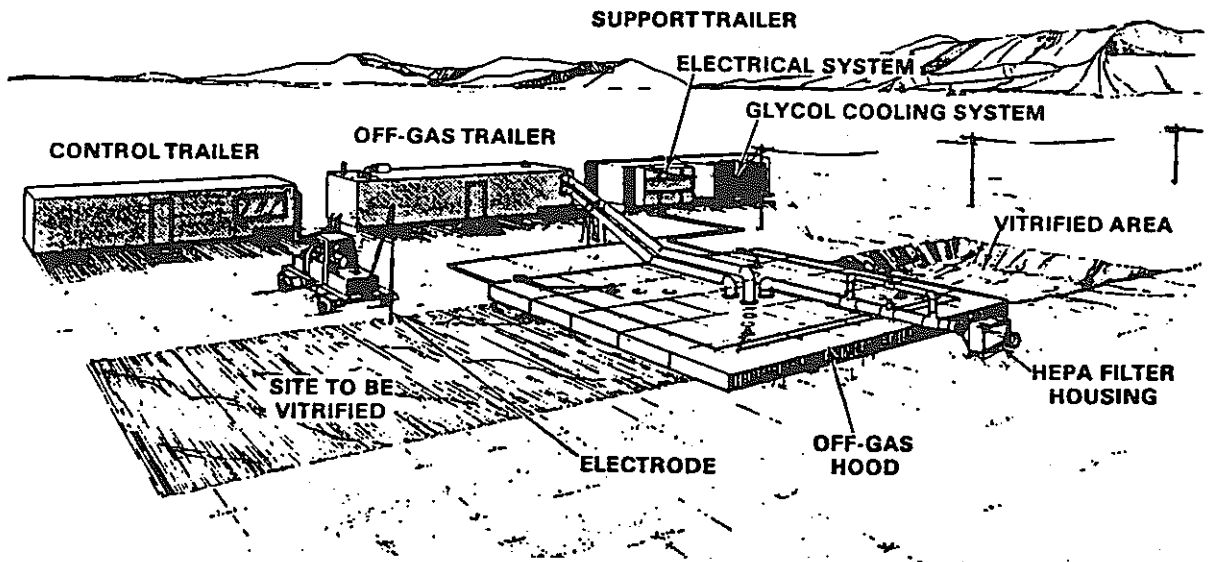


図 3. 2. 2 原位置ガラス固化システムの概要

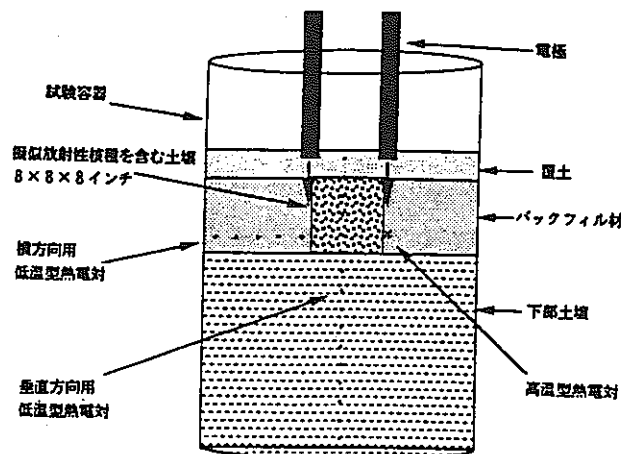


図 3. 2. 3 疑似核種を含有した土壌を対象とした試験の構成

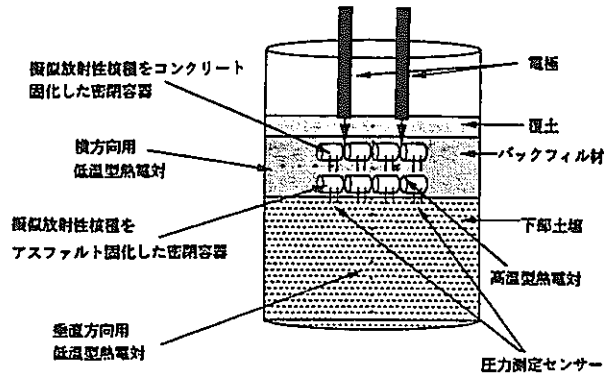


図 3. 2. 4 疑似核種のセメント・アスファルト固化体を対象とした試験構成

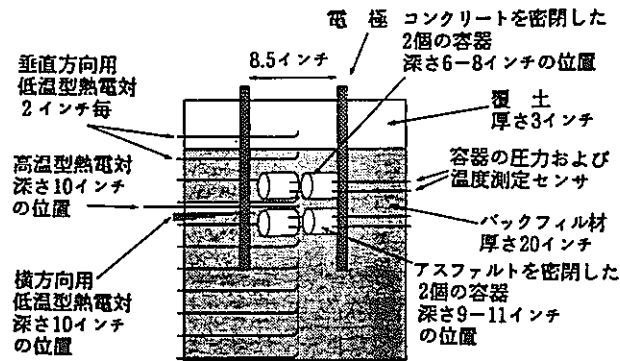


図 3. 2. 5 第 1 回実証試験の構成

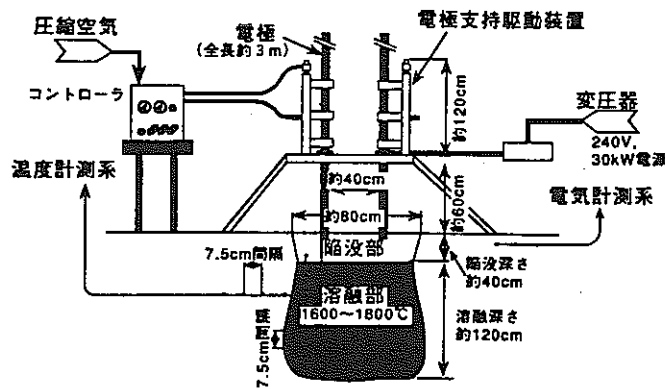


図 3. 2. 6 第 2 回実証試験の構成

あとがき

自然環境の影響と評価に関する調査として、地球規模の自然環境問題に関する調査および自然環境汚染に対する現状調査を行った。炭酸ガス等による地球温暖化現象、酸性雨問題については、現在までに、多種多様な予測評価事例が報告されている。特に、地球温暖化現象については、気候変動の科学的評価に関する総まとめとして、IPCC第一作業部会の報告書があり、また、総合的な予測評価モデルとしてのIMAGEモデルに関する資料等がある。これらはこの種の問題のとっかかりの資料等として参考になるものであるが、ここで、電力中央研究所と米国大気研究センターとの共同研究による地球気候モデルについてまとめた。一方、酸性雨問題についても、我が国を対象に酸性雨に関する実態調査を総合的に実施した結果を中心に検討した。両者とも地球規模と言えどもメソスケールの地域規模の自然環境汚染の影響と評価に関するもので、放射性廃棄物の排出に伴う自然環境の影響と評価に関するもので、放射性廃棄物の排出に伴う自然環境の影響を考える上で、現実的にも影響的にも類似した側面が多いと思われるからである。中でも酸性雨の予測評価モデルとしてのRAINSモデルは汚染物質の排出から生態系へのインパクトまで評価したモデルであり、参考になるものと思われる。しかしながら、地球規模の自然環境問題はその原因、現象、影響のどの側面を見ても問題が大きく、予測評価は非常に難しく、原子力分野への適用を考える場合には、予測評価の全体的枠組みおよび予測評価手法の道具立ての両面をよく認識して考えることが必要と思われる。

一方、実際の汚染状況とその後の対策も重要な課題となっており、化学物質等による土壌汚染、さらには植物の汚染状況について検討を行った。まだまだ、とっかかりの状況であり、環境修復を含めて今後の課題として取り組んでいく必要性を認識した次第である。

文 献 リ ス ト

文献リスト

以下の文献リストは、本年度検討を行った地球温暖化、酸性雨、土壤汚染、農作物の汚染に関し、J I C S T（日本科学技術情報センター）データベースで検索を行った結果である。

検索の際のキーワードおよび出力結果の見方を以下に示す。

1. 地球温暖化①：地球温暖化×温室効果×炭素循環
(1988～)
2. 地球温暖化②：地球温暖化×気候変動×気候モデル×大気大循環
(1988～)
3. 酸性雨①：酸性雨×(長距離輸送+乾性沈降+湿性沈降)×日本
(1988～)
4. 酸性雨②：酸性雨×(湖沼+河川+土)×日本
(1988～)
5. 土壤汚染：(有害物質+有害元素+重金属)×(土壤汚染+環境汚染×(農地+土))
(1988～)
6. 農作物：農作物×アクチニド同位体×(農地+土)
(1981～)

J I C S T 出力結果の見方

* JICST COPYRIGHT

CN

TI

ET

OT

AU () ; ……

JN () () ()

RP

VN VOL. , No. PAGE. -

CO ()

CI () () () () (写 入 表 参)

AB

CC ()

KW ; ;
 ;

FT []

SW () ; ()

文献リスト (地球温暖化①)

#000001* JICST COPYRIGHT
 CN 93A0940703
 TI 炭素貯蔵庫としての熱帯雨林
 ET Tropical rain forests as carbon sinks.
 AU SOEPADMO E (Univ. Malaya, Kuala Lumpur, MYS)
 JN E0843A (CMSHA) (0045-6535) Chemosphere
 VN VOL. 27, NO. 6 PAGE. 1025-1039 1993
 CI (A) (b2) (EN) (GBR) (表7, 参51)
 AB 熱帯林の生物相, 土壌及び落葉層中の炭素貯蔵量に関する公表データをレビューし、熱帯林は地球規模の炭素循環における重要な役割を演じており、世界の陸上生物の炭素の46%と土壌中炭素の11.55%を貯えている。したがって、この森林の破壊により大気中二酸化炭素濃度は確実に上昇する。森林の正確な現状把握が必要である。
 CC DD01030A, SB03020M (550.461, 614.71/.73:551.51)
 KW 大気汚染; 二酸化炭素; 温室効果; 地球温暖化; 熱帯多雨林; 炭素循環; 有機炭素; 地球化学

#000002* JICST COPYRIGHT
 CN 93A0940701
 TI 気候モデル 理論的解釈, 現状及び見込み
 ET Climate models: rationale, status, and promises.
 AU MARTIN P (CEC, Ispra (VA), ITA)
 JN E0843A (CMSHA) (0045-6535) Chemosphere
 VN VOL. 27, NO. 6 PAGE. 979-998 1993
 CI (A) (b2) (EN) (GBR) (写図1, 表4, 参25)
 AB 4つの気候モデル(エネルギーバランス, 放射-対流, 統計動力学的, 一般循環)の概要と, それらを地球規模の炭素循環における生物圏の役割を決定する際の適用に用いて得た結果を紹介した。また, 一般循環モデルの炭素循環とIPCC報告によりモデルの限界を解説した。さらに地球規模の変化の簡単な要約を示した。
 CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)
 KW 大気汚染; 温室効果; 地球温暖化; 気候モデル; 炭素循環

#000003* JICST COPYRIGHT
 CN 93A0940699
 TI 地球規模の生態系に基づく, 人間が支配する化石エネルギーの潜在的限界
 ET Potential limits of human dominated fossil energy based global ecosystems.
 AU HARGER J R E (ROSTSEA, UNESCO, Jakarta, IDN)
 JN E0843A (CMSHA) (0045-6535) Chemosphere
 VN VOL. 27, NO. 6 PAGE. 907-945 1993
 CI (A) (b2) (EN) (GBR) (写図6, 表1, 参81)
 AB 化石燃料消費の急激な増大による大量の二酸化炭素の発生と大規模な森林破壊による炭素固定能力の低下により, 地球大気中の二酸化炭素濃度は急速に上昇している。これに伴う温室効果による急速な平均気温や海面の上昇は植生の適応の範囲を越え, 生態系は危機に瀕している。大規模な植生や生態系工学も問題解決には不十分である。
 CC LE01000E, SA01020V (620.92(2), 614.7:628:009)
 KW 大気汚染; 二酸化炭素; 温室効果; 地球温暖化; 化石燃料; 炭素循環; 大気海洋間相互作用; 珊瑚礁; 光合成; モデリング; 環境モデル; 環境保全; 経済成長

#000004* JICST COPYRIGHT

CN 93A0854354

TI 農業によるCO₂放出 発生源と緩和の可能性

ET CO₂-emissions from agriculture:
Sources and mitigation potentials.

AU SAUERBECK DR (German Federal Research
Centre of Agriculture, Braunschweig,
DEU)

JN C0720A (0049-6979) Water Air Soil Pollut

VN VOL. 70, NO. 1/4 PAGE. 381-388 1993

CI (A) (a1) (EN) (NLD) (表1, 参28)

AB IPCC (気候変動に関する政府間パネル) の作業部会 III が 1992 年に発行した標題に関するレポートの概要を解説した。CO₂を主とした温室効果ガスの発生源に占める農業の寄与の大きさは僅かではあるが、農業面では森林伐採と処女地の耕作を制限すること、農作物の残さ等をリサイクルすること、耕うんを減らすこと、などを勧告した

CC DD01010E; SB03020M (550.4, 614.71/.73:551.51)

KW 農業; 気候変動; 二酸化炭素; 温室効果; 耕うん; 農地; 伐木; 森林; 作物残さ; 炭素循環; 地球温暖化; 公害対策; 大気汚染質; 炭素; 堆肥; 固定

#000005* JICST COPYRIGHT

CN 93A0717459

TI CO₂の海洋投棄の有効性評価

ET Assessing the effectiveness of marine
CO₂ disposal.

AU FLANNERY B P, KHESHGI H S (Exxon Research
and Engineering Co., New Jersey); HO
FFERT M I, LAPENIS A G (New York Univ.,
New York)

JN A0552A (0196-8904) Energy Convers Manag

VN VOL. 34, NO. 9/11 PAGE. 983-989 1993

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写真4, 表2, 参6)

AB CO₂の海洋投棄の実施の有無による大気中のCO₂濃度の経時変化を比較し、化石燃料火力発電所からのCO₂の海洋投棄の相対的有效性を検討した。海洋投棄は1000m以上の水深が望ましいが、CO₂の捕集と処理にエネルギーを消費し、これが新たにCO₂を発生する。最終的にはこれによる大気中のCO₂濃度が、海洋投棄しない場合を越す。本法を考える場合に必要となる時間尺度を決めるというむつかしい問題について論じた

CC SC04040S (628.52/.53)

KW 二酸化炭素; 地球温暖化; 温室効果; 海洋投棄; 有効性; 水深; 大気中; 濃度分布; 経時変化; 排ガス処理; 発電所; 炭素循環

FT [深海投棄]

#000006* JICST COPYRIGHT

CN 93A0717445

TI 人為生成二酸化炭素の海洋中の貯蔵

ET The storage of anthropogenic carbon
dioxide in the ocean.

AU WONG C S, MATEAR R (Inst. Ocean Science
s, British Columbia, CAN)

JN A0552A (0196-8904) Energy Convers Manag

VN VOL. 34, NO. 9/11 PAGE. 873-880 1993

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写真6, 参18)

AB 北太平洋の炭素サイクルモデルを用い、日本の沖合の600~5200mの水深に年間炭素1Gtの割合で排出するCO₂の点源についてシナリオを作った。北太平洋の表面は高度に成層化されているので、CO₂の表面への戻りが遅い。北太平洋の表面250mのCO₂の中和は、炭酸イオンの蓄積量が少ないために制限される。この蓄積量は今も年々減少している

CC SC04040S (628.52/.53)

KW 二酸化炭素; 地球温暖化; 温室効果; 海洋投棄; 海底貯蔵; 海洋循環; 水深; 北太平洋; 炭酸イオン; 計算機シミュレーション; 炭素循環

地球温暖化①-2

KW: 地球温暖化, 温室効果, 炭素循環

#000007* JICST COPYRIGHT
 CN 93A0717443
 TI 二酸化炭素の封鎖に及ぼす放出水深及び位置の影響
 ET The influence of discharge depth and location on the sequestration of
 AU STEGEN G R, COLE K H (Science Applications International Corp., WA, USA); BACA STOW R (Scripps Institution of Oceanography, CA, USA)
 JN A0552A (0196-8904) Energy Convers Manag
 VN VOL. 34, NO. 9/11 PAGE. 857 - 864 1993
 CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写図7, 参3)
 AB CO₂を直接深海で処分すれば, 理論的には大気中のCO₂濃度の短期的増加を相
 当減らすことはできる。CO₂の長期封鎖に必要な最適水深と位置に
 関して問題がある。モデルを用いて5か所でのCO₂の処分シミュレ
 ーションを行った。その結果, 注入位置及び水深はCO₂の長期蓄積をかなり向
 上できることが分かった
 CC SC04040S (628.52/.53)
 KW 二酸化炭素; 地球温暖化; 温室効果; 海洋投棄; 汚染防止; 水深; 海底; 計算機シ
 ミュレーション; 海洋循環; 炭素循環
 FT [深海投棄]

#000008* JICST COPYRIGHT
 CN 93A0717429
 TI CO₂と気候変化 科学的概観
 ET CO₂ and climatic change: an overview
 AU SMITH I M (IEA Coal Research, London, GBR)
 JN A0552A (0196-8904) Energy Convers Manag
 VN VOL. 34, NO. 9/11 PAGE. 729 - 735 1993
 CI (A) (b2) (EN) (GBR) (表4, 参29)
 AB 増大する温室効果に対処する, 国際的政策は科学的根拠に基づいて議論され
 ている。温室ガス放出の全影響はガスの大気中での寿命に依存する。CO₂以外
 の温室ガスの地球温暖化の可能性はCO₂と比較して表わすが, CO₂自体の
 寿命も複雑である。大気中のCO₂濃度は, その放出を削減するか, 地球
 的炭素サイクルの炭素シンクを増加すれば低下できる。これを達成するには,
 炭素貯蔵機構を更に詳細に理解することが必要である
 CC SA01020V, LE01000E (614.7:628:009, 620.92(2))
 KW 地球温暖化; 二酸化炭素; 排出量; 温室効果; 寿命; 大気循環; 炭素循環;
 気候モデル; 汚染防止; エネルギー政策; 気候変動
 FT [気候変化]

#000009* JICST COPYRIGHT
 CN 93A0197207, G93162249
 TI 全球温暖化ポテンシャル (GWP) の計算に用いたモデルによるアプローチ
 ET A model-based approach to the calculation of Global Warming
 AU ROTMANS J, DEN ELZEN M G J (National Inst. Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, NLD)
 JN E0905A (IJCLE) (0899-8418) Int J Climatol
 VN VOL. 12, NO. 8 PAGE. 865 - 874 1992
 CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写図2, 表5, 参19)
 AB オゾン減少ポテンシャルにとってまだ未定の温室効果を量る指数として, IMA
 GEを使った2方法により温室効果ガスのGWPを計算した。GWPは放射シナ
 リオスに強く影響される。得られた値はIPCC推定より高いが, これは炭
 素バランスモデルによる。GWPは限界はあるが種々のガスの直接・間接効果の推定に有用である
 CC DC05140T (551.58)
 KW 地球温暖化; 大気モデル; 大気オゾン; 温室効果; 大気微量成分; 放射伝達;
 気候変動; 数値計算; 脂肪族ふっ素化合物; 炭素循環
 FT [オゾン減少]

#000010* JICST COPYRIGHT

CN 93A0198162, G93142149, K93081322

TI 森林における炭素放出と除去 発展途上7箇国からの事例研究

ET Carbon emissions and sequestration in forests: Case studies from seven developing countries. Volume 3: India and China.

AU RAVI NDRANATH N H, SOMASHEKHAR B S, GADGIL M (Indian Inst. Science, Bangalore, IND); XU D (Chinese Academy of Forestry, Beijing, CHN); MAKUNDI W, SATHAYE J (Lawrence Berkeley Lab.)

JN P0998A US DOE Rep

RP LBL-32759

VN PAGE. 55 p 1992

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB 気候変動の原因となる二酸化炭素と他の主な温室効果ガスの発生源への理解をより深いために、EPAの後援によってSao Pauloの大発学、この熱帯林と全地球の気候変動研究ネットワーク(F-7)が設立されたが、これにはその第1段階プロジェクトの結果である。参加国はブラジル、中国、インド、インドネシア、メキシコ、タイ、米国である

CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)

KW 大気汚染; 二酸化炭素; インド; 熱帯多雨林; 炭素循環; 自然放出; 炭酸同化; 汚染防止; 大気管理; 温室効果; 地球温暖化; 発展途上国; 事例研究

#000011* JICST COPYRIGHT

CN 93A0178798, K93070050

TI 地球環境研究総合推進費研究成果報告集 1 平成3年度 (環境庁企画調整局S)

AU (環境庁 企画調整局)

JN N930184 地球環境研究総合推進費研究成果報告書1 平成3年度

VN PAGE. 518 p 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図201, 表76, 参222)

AB 本報告集の内容は以下の通り。1) オゾン層の破壊(オゾン層の時間的・空間的変層の動態解明に関する研究、新設レザレザン層の予測、他5の課題)の解明、2) 地球の温暖化(温室効果気体等組成・濃度の時間的・空間的変層の動態解明、室環の精密評価、温室効果気体等組成の解明、他の11課題) [1992.9]

CC SA01020V (614.7:628:009)

KW 地球環境; 研究開発; 報告書; オゾン層; 地球温暖化; オゾンゾンデ; フロン; 温室効果; 二酸化炭素; 対策; 酸化二室素; メタン

FT [公共資料; 環境庁企画調整局S; オゾン減少]

#000012* JICST COPYRIGHT

CN 93A0123180, G93092186, K93061255

TI フィードバック過程に関連している気候のモデル化

ET Modelling Climate Related Feedback Processes.

AU DEN ELZEN M G J, ROTMANS J, VLOEDBELD M (Rijksinst. Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven, NLD)

JN P0999A PB Rep

RP PB-92-209071

VN PAGE. 60 p 1991

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB フィードバック過程を統合温室効果評価モデルに編入し、特に炭素とメタンサイクルに焦点を合わせて研究した。この研究の主要原理は、過去と現在の炭素収支を二酸化炭素の予測はIPCC予測より低く、IPCCの“従来のやり方”シナリオに対して差は約9%であった

CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)

KW 炭素循環; 二酸化炭素; メタン; 温室効果; フィードバック; 排出量; 数学モデル; 地球温暖化; シミュレーション; 大気化学; 大気汚染

地球温暖化①-4

KW: 地球温暖化, 温室効果, 炭素循環

#000013* JICST COPYRIGHT

CN 93A0123181, G93082126, K93051510

TI 炭素サイクルにおけるフィードバックメカニズムのモデル化 炭素収支を釣り合わせる

ET Modelling Feedback Mechanisms in the Carbon Cycle: Balancing the Carbon budget.

AU DEN ELZEN M G J, ROTMANS J (Rijksinst. Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven, NLD)

JN P0999A PB Rep

RP PB-92-209089

VN PAGE. 35 p 1991

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB フィードバック過程を統合温室効果評価モデルに編入し、特に炭素とメタンサイクルに焦点を合わせて研究した。この研究の主要原理は、過去と現在の炭素収支を釣り合わせるためにモデル化されたフィードバックを使用することである。大気中二酸化炭素の予測はIPCC予測よりも低く、IPCCの“従来のやり方”シナリオに対して差は約9%であった

CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)

KW 炭素循環; フィードバック; 物質収支; 温室効果; 炭素; 二酸化炭素; メタン; 数学モデル; 地球温暖化; シミュレーション; 大気汚染; 大気化学

#000014* JICST COPYRIGHT

CN 92A0782887, K93050185, L93141491

TI 人工熱帯生態系における二酸化炭素上昇に対する反応

ET Responses to Elevated Carbon Dioxide in Artificial Tropical Ecosystems.

AU KOERNER C, ARNONE J A III (Univ. Basel, Basel, CHE)

JN E0078A (SCIEA) (0036-8075) Science

VN VOL. 257, NO. 5077 PAGE. 1672 - 1675 1992

CI (A) (a2) (EN) (USA) (写図2, 表4, 参36)

AB CO₂増加での主要な反応はキャノピーにおける大量の澱粉蓄積、細根生成の増加、土壌からのCO₂放出の倍加であった。根圏活動の促進は土壌炭素消失の増加と無機栄養物質漏出の増加を伴った。この研究は、構成成分間の相互作用を説明することなく、生理学的基線から生態系に規模を拡大するのは不十分であることを指摘した

CC EE02000E, SA01020V (581.5, 614.7:628:009)

KW 熱帯多雨林; 熱帯植物; 生態系; 環境モデル; 二酸化炭素; 地球温暖化; 温室効果; 炭素循環; 植物栄養素; 植物生理; バイオマス; 環境効果; 生息環境

#000015* JICST COPYRIGHT

CN 92A0606958, K93041247

TI 地球規模の土壌有機物プールに対する想定気候変化の影響の平衡論的解析

ET An equilibrium-analysis of projected climate change effects on the global soil organic matter pool.

AU TURNER D P, LEEMANS R (Nat'l Inst. Publ Health, Bilthoven, NLD)

JN P0999A PB Rep

RP PB-92-153022

VN PAGE. 14 p 1992

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB 土壌有機物の分解は、地球温暖化へのフィードバックとなる。その影響度評価の一環として、平衡論的解析を行った。代表的炭素プールは、植生の種類と関係させ、植生の種類分布の比較のためHoldridgeの植生/気候相関を利用した。現在の気候および4種の循環モデルによるCO₂濃度2倍の気候シナリオの条件下で検討した。結果概要の説明、考察を行った

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 大気汚染; 二酸化炭素; 微生物分解; 土壌微生物; 土壌有機物; 炭素循環; 全球規模; 温室効果; 地球温暖化; モデリング; 大気モデル; シナリオライティング法; 植生

地球温暖化① - 5

KW: 地球温暖化, 温室効果, 炭素循環

#000016* JICST COPYRIGHT
 CN 92A0568764, G92222514
 TI 北極海にみる地球環境変化
 ET Global Environmental Change in the Arctic.
 AU 小野延雄 (極地研)
 JN S0108A 海洋工学シンポジウム
 VN VOL. 11th PAGE. 21-28 1992
 CI (C) (a2) (JA) (JPN) (写図9, 参10)
 AB 地球規模の気候変化が極域にどう現われ、極域が地球規模の気候形成にどう関わっているかを、北極海の海氷と海洋を中心に述べた。また、炭素循環に対する極域の重要な役割についても言及した
 CC DC05140T (551.58)
 KW 北氷洋; 自然環境; 全球規模; 気候変動; 極地; 海氷; 炭素循環; 温室効果; 微量成分; 年変化; 大気微量成分; 地球温暖化
 FT [年々変動]

#000017* JICST COPYRIGHT
 CN 92A0501553, G92222520
 TI CO₂の自然沈下と発生源の理解が重要である理由: 政策解析の展望
 ET Why understanding the natural sinks and sources of CO₂ is important: A policy analysis perspective.
 AU EDMONDS J (Pacific Northwest Lab., Washington, D. C.)
 JN C0720A (0049-6979) Water Air Soil Pollut
 VN VOL. 64, NO. 1/2 PAGE. 11-21 1992
 CI (A) (d1) (EN) (NLD) (写図3, 表1, 参29)
 AB 現在のCサイクルの理解は将来の人類発生源論的放散と大気中のCO₂濃度の関係を論ずるのに適切である。最も重要な問題は自然科学的見解の欠陥があるのではなく、科学的に知られたCO₂の過剰な放散と大気中のCO₂蓄積が不確定なものとなり、また地球温暖化係数のような政策的解析手段の仕様が不確定なものとなる
 CC DC05140T (551.58)
 KW 炭素循環; 二酸化炭素; 沈降; 汚染源; 温室効果; 国家政策; 地球温暖化

#000018* JICST COPYRIGHT
 CN 92A0459826, C92333742, K92111101
 TI 植林と全球規模温暖化 自然科学と政策の結合
 ET Forestry and global warming: The physical and policy linkages.
 AU TREXLER M C (World Resources Inst., Washington D. C.)
 JN D0071C (0094-243X) AIP Conf Proc (Am Inst Phys)
 VN NO. 247 PAGE. 201-221 1992
 CI (C) (b2) (EN) (USA) (写図1, 表8, 参35)
 AB 政界ではCO₂対策上土地利用計画がエネルギー消費対策より実施し易いとしており、あるモデル作成者は陸上生態系のC貯蔵量は大きいと考えている。ほとんどの研究は土地の森林利用度推定に過ぎず、その実施上の不確定性に対する社会的経済的枠組の効果は理解が困難であり、モデル化でC循環機能を無視している。しかし土地利用計画を再構成する必要性がある
 CC SB03020M, FF01020X (614.71/.73:551.51, 634.0:35.078)
 KW 気候変動; 気温変化; 昇温; 二酸化炭素; 温室効果; 公害対策; 造林; 炭素循環; 物質収支; 林業; 経済性; 大気汚染; 全球規模; 地球温暖化

#000022* JICST COPYRIGHT

CN 92A0244521, K92081007, S92092161

TI 特集： 資源と環境 エネルギーと地球温暖化対策

ET Energy related technology for mitigating CO₂ emission.

AU 横山長之 (資源環境技総研)

JN F0339A (0009-4854) 地質ニュース

VN NO. 449 PAGE. 4-9 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図6, 表2, 参7)

AB 地球温暖化問題が顕在化して以来, 日本をはじめ世界各国で温暖化防止の対策が検討されている。海洋及び植物圏のCO₂吸収能の継続性, 大気中のCO₂濃度とCO₂の発生量の推移, 炭素循環, CO₂排出制御技術のうち, 特に省エネルギー率利用, 燃料の転換と改質, 再生可能エネルギー及び原子力エネルギーの使用, CO₂の処理と固定化技術について述べた

CC LE01000E, SB03020M (620.9:628.1/.8, 614.71/.73:551.51)

KW エネルギー消費; 省エネルギー; 温室効果; 二酸化炭素; 気候変動; 排出量; 抑制; 燃料転換; 再生エネルギー; 原子力エネルギー; ガス処理; 固定; 地球温暖化

#000023* JICST COPYRIGHT

CN 92A0109143, G92141997

TI エコロジーとリモートセンシング 日本における地球観測衛星の将来展望

AU 森山隆 (宇宙開発事業団 地球観測セ)

JN S0554B (0285-5348) センサ技術

VN VOL. 12, NO. 2 PAGE. 40-46 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図1, 表3, 参1)

AB 地球環境システム全体の概念を図示し, 地球環境の観測ミッションについて, 大気圏化学・オゾン層の変動と地球温暖化, 大気・海洋循環-大気と海洋の相互作用, 極域・雪氷圏・気候変動と氷床変化, 海洋生物過程-海洋と炭素循環, 水文過程-地球上の水の分布とその動態, 植生環境-森林破壊と砂漠の変動を述べ, 観測センサと地球観測衛星を説明

CC DC01000Q (550.3)

KW 自然環境; 人工衛星; リモートセンシング; 生態学; 観測; 地球物理学; 気候変動; 地球; 環境保全; 植生; 森林被害; 砂漠; センサ; 氷床; 海洋; 温室効果; 二酸化炭素; オゾン層; 水文学; アルベド

#000024* JICST COPYRIGHT

CN 91A0149939, K92070984

TI 大気CO₂に対する森林伐採の寄与とCO₂汚染防止策としての植林

ET Contribution of deforestation to atmospheric CO₂ and reforestation as an option to control CO₂.

AU KINSMAN J D (Edison Electric Inst. Washington, D. C.); MARLAND G (Oak Ridge National Lab., Tennessee)

JN A0377A (0193-9688) Proc A & WMA Annu Meet (Air Waste Manage Assoc)

VN VOL. 82nd, NO. Vol 9 PAGE. 89. 148. 5. 1-89. 148. 5. 29 1989

CI (C) (b2) (EN) (USA) (表2, 参69)

AB 地球温暖化と炭素循環との関連で熱帯多雨林が注目されている。この報告は, 地球規模気候変動と熱帯多雨林との関係を, 森林伐採速度, 生物燃料および土地利用(焼畑)の変化により発生するCO₂放出, および大気CO₂低減を目的とした植林について, ブラジルなどの事例をあげて説明し, 大気汚染防止のための国際協力, 提言および政策について論じた

CC SB03010B (614.71/.73)

KW 大気汚染; 二酸化炭素; 温室効果; 気候変動; 熱帯多雨林; 炭素循環; 発展途上国; 経済開発; 伐木; 焼畑; 汚染防止; 造林; 国際協力; 政策; 提案

#000025* JICST COPYRIGHT

CN 92A0089769, G92122147

TI 二酸化炭素濃度上昇と生物圏

ET Increase of Atmospheric CO₂ Concentration and Biosphere.

AU 及川武久 (筑波大 生物科学系)

JN X0731A (0021-8588) 農業気象

VN VOL. 47, NO. 3 PAGE. 191 - 194 1991

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図3, 表1, 参19)

AB 地球上における二酸化炭素の動態について、最近のIPCCレポートの推定値を紹
介し、論じたのち、内外の報告をもとに、地球温暖化気体の動向、考察し、平均した。土壌呼吸必
要と放熱との関係、二酸化炭素濃度上昇の生物圏への影響は、最近、測定法の問題が浮かび上がり、再検
討の必要と思われる。

CC DC05030Z, DD01010E (551.50, 550.4)

KW 二酸化炭素; 炭素循環; 物質収支; 温室効果; 農業気象; 濃度依存性; 土壌物質動
態; 土壌呼吸; 生物生産

#000026* JICST COPYRIGHT

CN 92A0078765, K92041556, S92041968

TI 地球環境と新エネルギー開発に関する研究

AU 稲葉敦 (公害資源研)

JN X0274A サンシャイン計画研究開発の概況. 総合研究

VN VOL. 1990 PAGE. 112 - 113 1991

CI (A) (a2) (JA) (JPN) (参4)

AB 地球温暖化の原因物質のCO₂濃度上昇は、産業活動に起因している。各産業部
門別の放出状況、長期エネルギー需給体制の将来予測モデルを作用し、た。各産業別
CO₂排出量は、電力26%、製造業37%、運輸18%、民生用11%。軽質化が
対策には、天然ガスへの移行、エネルギー利用効率の向上、化石燃料の軽質化が
対される。地球上の炭素循環における海洋の役割を検討した。

CC LE01000E, SB03020M (620.9:628.1/.8, 614.71/.73:551.51)

KW エネルギー消費; 二酸化炭素; 温室効果; 気候変動; 排出量; エネルギー需要; エ
ネルギー供給; シミュレーションモデル; 天然ガス; 燃料転換; 省エネルギー; 環
境保全; 地球温暖化

#000027* JICST COPYRIGHT

CN 91A0815728, G92051790

TI 地質調査所における地球温暖化問題への取り組み

AU 小川克郎 (地質調所)

JN Z0850A 日本産業技術振興協会技術資料

VN NO. 206 PAGE. 7 - 13 1991

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図2, 表1, 参7)

AB 大気中の炭酸ガスなどが温室効果をもたらし、科学的事実があるが、地球を構成する
気圏、水圏、地圏、生物圏には多くの正負のフィードバックがある。プ
要因がお互いに絡み合っている複雑なシステムで、振る舞う。現在の環
境の炭酸ガス固定能力の評価、海洋における炭酸ガスの循環に研究を
、対象を地圏に限定することなく、地球システムをマクロに研究を進める
方向である。

CC DC05140T (551.58)

KW 全球規模; 昇温; 二酸化炭素; 温室効果; フィードバック; 珊瑚礁; 固定; 海洋;
炭素循環; 気候変動; 地球温暖化

#000031* JICST COPYRIGHT

CN 91A0727897, G91232162

TI CO₂の大気施肥効果とその全球炭素サイクル及び最大温室効果昇温との関係

ET The Aerial Fertilization Effect of CO₂ and Its Implications for Global Carbon Cycling and Maximum Greenhouse Warming.

AU IDSO S B (U. S. Water Conservation Lab., AZ)

JN B0120A (BAMIA) (0003-0007) Bull Am Meteorol Soc

VN VOL. 72, NO. 7 PAGE. 962-965 1991

CI (A) (b2) (EN) (USA) (写図1, 参22)

AB 人間活動による大気中のCO₂レベルの増加の結果として、世界がどの位温暖化するのかを、植物の生態系から論じた。とくに、光合成の過程を介して有機物を作るのに植物が摂取するCO₂量に関して調べた。実際のCO₂の増加は植物の成長を促進し、大気中のCO₂の増加を吸収するので、CO₂増加による昇温はほとんど生じないと結論する

CC DC05140T (551.58)

KW 二酸化炭素; 全球規模; 炭素循環; 温室効果; 昇温; 生態系; 光合成; 大気中; 植物成長; 循環; 地球温暖化

FT [地球化学的循環]

#000032* JICST COPYRIGHT

CN 91A0624687, K91100833

TI 温室効果への石炭の影響

ET Coal's impact on the greenhouse effect.

AU SULLIVAN K M (Coal & Allied Operations Pty. Ltd., Sydney, AUS)

JN K910317 Conf Proc Clean Coal Conf 1988

VN PAGE. 94-100 1988

CO Clean Coal Conference; London

CI (C) (b2) (EN) (GBR) (写図2, 表1, 参14)

AB 放出ガスの温室効果への影響、地球上の炭素循環について説明し、石炭燃焼時のCO₂生成による石炭の温室効果への影響を評価。温室効果ガス排出および地球温暖化の抑制のための将来の可能な政策上の戦略を概観し、とくに信頼性のある予測のための研究の必要性を述べた

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 温室効果; 気候変動; 石炭; 地球; 炭素循環; 二酸化炭素; 汚染源; 全球規模; 予測; 政策; 昇温; 燃焼生成物; 汚染規制; 大気汚染質

#000033* JICST COPYRIGHT

CN 91A0418086, G91162482

TI 地球規模の炭素の沈み込みとしてのサンゴ礁の意義 温室効果に対する応答

ET The significance of coral reefs as global carbon sinks—response to Greenhouse.

AU KINSEY D W (Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, AUS); HOPLBY D (James Cook Univ. North Queensland, Townsville, AUS)

JN T0651A Glob Planet Chang

VN VOL. 3, NO. 4 PAGE. 363-377 1991

CI (A) (a1) (EN) (NLD) (写図1, 表4, 参45)

AB CaCO₃の形で集積するサンゴ礁に関する標記問題解明に最適の場として、オーストラリア沿岸のGreat Barrier Reef (GBR)を選び、サンゴ礁の場所による集積量の違いからGBRのC(炭素)の沈み込み総量と温室温暖化による海水位上昇の影響を算定し、全世界に拡げた。現在の人為起原CO₂から2%のC集積が4%程度になるなどのシナリオを吟味した

CC DC05140T (551.58)

KW 全球規模; 炭素循環; 珊瑚礁; 温室効果; オーストラリア; 炭酸カルシウム; 海面; 水位上昇; 昇温; 二酸化炭素; 気候変動; 地球温暖化

FT [シンク]

地球温暖化①-11

KW: 地球温暖化, 温室効果, 炭素循環

#000034* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0351082, K91070984
 TI CO₂の地球化学的循環と海洋への注入技術
 ET Geochemical cycle of carbon and deep-sea injections of fossil-fuel CO₂.
 AU 大隅多加志 (電力中研)
 JN F0217A (NENKA) (0369-3775) 燃料協会誌
 VN VOL. 70, NO. 3 PAGE. 225 - 229 1991
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図2, 参16)
 AB 炭素の地球化学的循環についてのべ、地球温暖化の原因となつていゝるCO₂を減少させるために海洋への注入に關して、検討した。海洋のCO₂吸収能についで、CO₂の海洋注入技術について述べた。つぎにCO₂の海底面で中和反のこまて記述した。CO₂を高圧で固体化して数百気圧下の海底に注入すれば、そのまて底にとどまり浮上することはないが、中和作用その他の海洋への諸影響についで分検討する必要がある。
 CC SC04040S (628.52/.53)
 KW 二酸化炭素; 地球化学; 炭素循環; 海洋; 温室効果; 吸収; 注入工法; 中和反応; 凝固; 海底

#000035* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0238122, K91070686
 TI 地球環境問題 その2 地球温暖化への対応
 AU 田中紀夫 (日本エネルギー経済研)
 JN F0130A (0285-5097) 動力
 VN VOL. 40, NO. 199 PAGE. 39 - 44 1990
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図5, 表1)
 AB 温室効果の問題は、CO₂を主体とする気体が地球上の対流圏内に滞留して、温室効果のガラスのような役割を果たし、地球の大気温度は徐々に上昇し、その結果として、地球の気候が変化する。CO₂の排出抑制対策として、CO₂の排出削減、エネルギー効率の向上、森林破壊の防止、エネルギー供給・利用システムの導入、森林破壊の防止と再生の促進などがある。
 CC SB03010B (614.71/.73)
 KW 地球; 全球規模; 環境汚染; 排ガス; 二酸化炭素; 濃度; 経時変化; 温室効果; 汚染防止; 炭素循環

#000036* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0014145, G91082397
 TI 地球温暖化と海洋
 AU 浅井富雄 (東大 海洋研)
 JN X0896A (0914-6105) Sci. & Tech.
 VN VOL. 3, NO. 4 PAGE. 3 - 5 1990
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図4)
 AB 世界人口は増加しエネルギー消費も大きく、化石燃料使用でCO₂濃度は21世紀中頃には約2倍に達する。放たれたCO₂は一部は科学の対象となるが、残りは大気中に残留して濃度を高める。地球環境は今に閉ざる政府間のパネル(I P C C)が舞台での外交・政治の課題である。気候変動に關する影響、その科学的知見、環境や社会・経済への影響、その対応・戦略などをまとめた作業をしている。
 CC DC05140T (551.58)
 KW 全球規模; 気温変化; 昇温; 海洋; エネルギー消費; 二酸化炭素; 濃度測定; 自然環境; 気候変動; 炭素循環; 温室効果; 地球温暖化

#000037* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0864435, G91062296, K91030957, L91071227
 TI 大気中二酸化炭素の平衡保持
 ET Balancing atmospheric carbon dioxide.
 AU GOREAU T J (Univ. West Indies, Discovery Bay, JAM)
 JN E0782A (0044-7447) AMBIO
 VN VOL. 19, NO. 5 PAGE. 230 - 236 1990
 CI (A) (b2) (EN) (SWE) (写図4, 参88)
 AB 大気中の二酸化炭素(I)濃度上昇および地球温暖化が問題となっている。I濃度を安定化させるためにはIの発生と吸収の平衡をとらなければならない。化石燃料を燃焼(I I)によるI発生/植物によるI吸収と大気中I濃度の関係について、熱帯林の再生などによるI濃度の増産を行うことによって、少ない費用でI Iに伴うI濃度上昇を抑制できることを示唆。
 CC SB03020M, DD01010E, EE05030G (614.71/.73:551.51, 550.4, 577.1:581.1.04)
 KW 大気汚染; 二酸化炭素; 温室効果; 温度変動; 地球化学; 炭素循環; 化石燃料; 炭酸同化; 大気海洋間相互作用; 大気管理; 造林

地球温暖化①-12 KW: 地球温暖化, 温室効果, 炭素循環

#000041* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0578574, G90202062, K90101204
 TI 地球温暖化問題の現状
 ET Present status of research on "global warming".
 AU 松野太郎 (東大理)
 JN Y0128A (0910-7851) 伝熱研究
 VN VOL. 29, NO. 113 PAGE. 33-43 1990
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図6)
 AB 標記に関する研究の現状と問題点について紹介。化石燃料消費と森林破壊によるCO₂放出と海洋中のCO₂循環ならびに循環を支配する海水の運動の観測におよびモデルによる解明、大気中の温室効果および地表気温上昇のメカニズム、放射平衡モデルによるエネルギーバランスと気温の鉛直分布、気温変化のフィードバック、温暖化への気候変化の推定などに言及
 CC DC05080C, SB03020M (551.52, 614.71/.73:551.51)
 KW 地球; 全球規模; 温室効果; 二酸化炭素; 炭素循環; 化石燃料; 森林被害; 地表温度; 昇温; 熱放射; 熱対流; 熱平衡; 熱収支; 気温; 垂直分布; 気候変動; フィードバック; 気候モデル

#000042* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0583001, K90090848
 TI 炭酸ガスと地球環境問題
 AU 佐波義友 (日本エネルギー経済研)
 JN F0199A (0544-5795) 三菱石油株式会社技術資料
 VN NO. 74 PAGE. 55-62 1990
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図13, 表2)
 AB 炭酸ガスと地球温暖化にかかわる科学的知見の現状, エネルギー消費と炭酸ガス排出量, 我が国の炭酸ガス排出の現状などについて述べた。CO₂は海洋, 森林, 大気中で吸収・放出が行われているが, 発生量の増加で炭素循環が影響を受けている。大気中のCO₂は, 人間活動・経済活動に伴い増加し, 地球を温暖化しているが, まだ解明されない所も多い
 CC SB03010B (614.71/.73)
 KW 二酸化炭素; 温室効果; 地球; エネルギー消費; 日本; 吸収; 放出; 経済性; 大気汚染

#000043* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0299117, G90122674, K90061283
 TI 特集 化学は地球を救う 二酸化炭素による地球の温暖化
 AU 小高正人 (化技研)
 JN F0095A (KAKYA) (0451-1964) 化学
 VN VOL. 45, NO. 2 PAGE. 78-79 1990
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図2)
 AB 地球上での炭素循環の概念図, ハワイ島マウナロワ観測所における二酸化炭素濃度の経年変化を示す図を掲げ, 地球温暖化の原因, 人為的な二酸化炭素の排出による破壊, 二酸化炭素による気温上昇のメカニズム, 地球温暖化防止のシナリオなどを解説した。最近, 二酸化炭素の固定化の一つとして, 人工光合成というものが注目されはじめているという
 CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)
 KW 大気汚染; 二酸化炭素; 温室効果; 全球規模; 経時変化; 汚染防止; 光合成; 固定; 炭素循環; レビュー; 気候変動; 気温変化

#000044* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0213244, G90102406
 TI 大気中二酸化炭素の制御
 ET Managing atmospheric CO₂.
 AU HARVEY L D D (Univ. Toronto, Toronto, CAN)
 JN A0095A (CLCHD) (0165-0009) Clim Change
 VN VOL. 15, NO. 3 PAGE. 343-381 1989
 CI (A) (a1) (EN) (NLD) (写図7, 表13, 参85)
 AB 森林や生物圏, 海洋の大循環によるCO₂シンクを考慮した炭素サイクルのモデルで, 化石燃料消費による大気中CO₂の増加と地球温暖化のシミュレーションを行なった。2020年以前に化石燃料からのCO₂放出を年1~2%減らし始めれば大気中CO₂は400~500ppmvで安定し, 1980年以降の地球平均温暖化は0.6~1.2℃程度に抑えられる結果となった
 CC DC05140T (551.58)
 KW 大気中; 二酸化炭素; 気候; 化石燃料; 昇温; 温室効果; 計算機シミュレーション; 森林; 海洋; 大気海洋間相互作用; 炭素循環; 気候変動; 数値計算; 気候モデル; 温暖化

地球温暖化①-14

KW: 地球温暖化, 温室効果, 炭素循環

#000048* JICST COPYRIGHT

CN 90A0061297, K90030718

TI 地球環境問題 その2 地球温暖化への対応

AU 田中紀夫 (日本エネルギー経済研)

JN F0130A (0285-5097) 動力

VN VOL. 39, NO. 195 PAGE. 9 - 14 1989

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写真5, 表1)

AB 地球温暖化問題の動きについて概要を説明。温室効果の問題というのは、CO₂を主体とする気体が地球上の対流圏内に滞留して、いわゆる温室効果の引き起こす役割を果たし、地球の大気温度を徐々に上昇させ、地球全体の気候を変化させるというものである。二酸化炭素、その他の温室効果ガス、炭素の循環について考察

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 地球; 環境; 温室効果; 昇温; 二酸化炭素; 濃度; 年変化; メタン; 酸化窒素; 脂肪族ふっ素化合物; オゾン; 炭素循環; 環境保全; 公害対策

#000049* JICST COPYRIGHT

CN 90A0013045, G90032132, K90010684

TI 温室経済学 地球資源と気候変化の政治経済学

ET Greenhouse economics global resources and the political economy of climate change.

AU QUESADA A U (Minister of Natural Resources, Energy and Mines, CRI)

JN A0749B (0378-777X) Environ Policy Law

VN VOL. 19, NO. 5 PAGE. 154 - 161 1989

CI (A) (b2) (EN) (NLD) (写真6)

AB 大気CO₂濃度が上昇して地球温暖化を招くと予想されているが、これは比較的単純なコンピュータモデルを用いた推論であり、大気と海洋の間の分配、炭素のサイクリングの地球科学的、生物学的関与も考慮する必要がある。地球の温暖化の原因にはCO₂の他にメタン、NO_x、クロロフルオロカーボンがある。大気CO₂問題を解決する経済的、技術的対策を詳述

CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)

KW 温室効果; 大気汚染; 二酸化炭素; メタン; 酸化窒素; フロン; 全球規模; 気候変動; 数学モデル; 大気; 海洋; 分配; 炭素循環; 経済学; 政策科学; 地球化学; 資源; 環境保全

#000050* JICST COPYRIGHT

CN 89A0618647

TI 地球温暖化問題に関する検討会分科会 第1回中間報告 (環境庁S)

ET Study Group on Earth Warming. The first interim report. (Sponsor: Environment Agency)

AU (環境庁)

JN N892297 地球温暖化問題に関する検討会分科会 第1回中間報告 平成1年

VN PAGE. 62 p 1989

CI (A) (a1) (JA) (JPN)

AB 気候変動に関する政府間パネル (IPCC) と同様の項目 (科学的知見, 環境的影響, 社会的影響) の検討, 1) 温室効果ガスの増加, 2) 気候変動の予測, 3) 気候変動の影響, 4) 気候変動の緩和策, 5) 気候変動の適応策, 6) 気候変動の政策, 7) 気候変動のモニタリング, 8) 気候変動のデータ, 9) 気候変動のモデル, 10) 気候変動のリスク, 11) 気候変動の脆弱性, 12) 気候変動の適応能力, 13) 気候変動の緩和能力, 14) 気候変動の政策評価, 15) 気候変動の政策実施, 16) 気候変動の政策効果, 17) 気候変動の政策影響, 18) 気候変動の政策評価, 19) 気候変動の政策実施, 20) 気候変動の政策効果, 21) 気候変動の政策影響, 22) 気候変動の政策評価, 23) 気候変動の政策実施, 24) 気候変動の政策効果, 25) 気候変動の政策影響, 26) 気候変動の政策評価, 27) 気候変動の政策実施, 28) 気候変動の政策効果, 29) 気候変動の政策影響, 30) 気候変動の政策評価, 31) 気候変動の政策実施, 32) 気候変動の政策効果, 33) 気候変動の政策影響, 34) 気候変動の政策評価, 35) 気候変動の政策実施, 36) 気候変動の政策効果, 37) 気候変動の政策影響, 38) 気候変動の政策評価, 39) 気候変動の政策実施, 40) 気候変動の政策効果, 41) 気候変動の政策影響, 42) 気候変動の政策評価, 43) 気候変動の政策実施, 44) 気候変動の政策効果, 45) 気候変動の政策影響, 46) 気候変動の政策評価, 47) 気候変動の政策実施, 48) 気候変動の政策効果, 49) 気候変動の政策影響, 50) 気候変動の政策評価, 51) 気候変動の政策実施, 52) 気候変動の政策効果, 53) 気候変動の政策影響, 54) 気候変動の政策評価, 55) 気候変動の政策実施, 56) 気候変動の政策効果, 57) 気候変動の政策影響, 58) 気候変動の政策評価, 59) 気候変動の政策実施, 60) 気候変動の政策効果, 61) 気候変動の政策影響, 62) 気候変動の政策評価, 63) 気候変動の政策実施, 64) 気候変動の政策効果, 65) 気候変動の政策影響, 66) 気候変動の政策評価, 67) 気候変動の政策実施, 68) 気候変動の政策効果, 69) 気候変動の政策影響, 70) 気候変動の政策評価, 71) 気候変動の政策実施, 72) 気候変動の政策効果, 73) 気候変動の政策影響, 74) 気候変動の政策評価, 75) 気候変動の政策実施, 76) 気候変動の政策効果, 77) 気候変動の政策影響, 78) 気候変動の政策評価, 79) 気候変動の政策実施, 80) 気候変動の政策効果, 81) 気候変動の政策影響, 82) 気候変動の政策評価, 83) 気候変動の政策実施, 84) 気候変動の政策効果, 85) 気候変動の政策影響, 86) 気候変動の政策評価, 87) 気候変動の政策実施, 88) 気候変動の政策効果, 89) 気候変動の政策影響, 90) 気候変動の政策評価, 91) 気候変動の政策実施, 92) 気候変動の政策効果, 93) 気候変動の政策影響, 94) 気候変動の政策評価, 95) 気候変動の政策実施, 96) 気候変動の政策効果, 97) 気候変動の政策影響, 98) 気候変動の政策評価, 99) 気候変動の政策実施, 100) 気候変動の政策効果

CC DC05080C (551.52)

KW 温度変動; 湿度分布; 地球; 気候変動; 省エネルギー; 光合成; 大気循環; 農業; 森林業; 排ガス; 温室効果; 二酸化炭素; 炭素; 自動車

FT [環境庁S]

#000051* JICST COPYRIGHT

CN 89A0618628

TI 地球温暖化問題に関する検討会 第1回中間報告(環境庁S)
ET Study Group on Earth Warming. The first interim report. (Sponsor: Environment Agency)

AU (環境庁)

JN N890840 地球温暖化問題に関する検討会 第1回中間報告 昭和63年

VN PAGE. 31p 1988

CI (A) (a1) (JA) (JPN)

AB 地球温暖化問題に関する国際動向及び温室効果ガスの削減に関する検討会(環境庁)の報告書。本報告は、地球温暖化問題の現状と将来の予測、その影響の調査、対策の検討、並びに国際的な取組の状況について、我が国の立場から、国際社会への貢献を期すべく、環境庁の調査結果を基に、関係機関との連携を図り、地球温暖化問題の解決に貢献することを目的として、本報告をまとめた。本報告は、地球温暖化問題の現状と将来の予測、その影響の調査、対策の検討、並びに国際的な取組の状況について、我が国の立場から、国際社会への貢献を期すべく、環境庁の調査結果を基に、関係機関との連携を図り、地球温暖化問題の解決に貢献することを目的として、本報告をまとめた。

CC DC05010D, SB03010B (551.51, 614.71/.73)

KW 温室効果; 炭素循環; 二酸化炭素/1; メタン/2; オゾン/3; 酸化窒素/4; クロロフルオロカーボン/5; 気候変動; 公害対策; 予測技術; 温室効果ガスの削減; 地球温暖化

FT [環境庁S]

#000052* JICST COPYRIGHT

CN 89A0537728, G89211610, K89111124

TI 地球温暖化問題への対応
ET Countermeasures for the global warming problem.

AU 唐沢正義(環境庁 大気保全局)

JN G0089A (0914-8981) バイオサイエンスとインダストリー

VN VOL. 47, NO. 9 PAGE. 955-957 1989

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図1)

AB 温室効果ガスの削減に関する国際的な取組の状況について、我が国の立場から、国際社会への貢献を期すべく、環境庁の調査結果を基に、関係機関との連携を図り、地球温暖化問題の解決に貢献することを目的として、本報告をまとめた。

CC DC05060G, SB03020M (551.513, 614.71/.73; 551.51)

KW 温室効果; 地球; エネルギー収支; メタン/1; 二酸化炭素/2; 気象要素; 国際機関; 炭素循環; 大気汚染; 大気大循環; 地球温暖化

#000053* JICST COPYRIGHT

CN 89A0447910, G89182012, K89090694

TI 「地球温暖化問題に関する検討会」の分科会第1回中間報告の概要
ET The first mid term report of the sub-committee of the "Meeting for global warming problems".

JN Y0029A (0285-3051) 環境と測定技術

VN VOL. 16, NO. 8 PAGE. 2-6 1989

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図6)

AB 地球規模の炭素循環、気候変動シナリオなどについて、我が国の立場から、国際社会への貢献を期すべく、環境庁の調査結果を基に、関係機関との連携を図り、地球温暖化問題の解決に貢献することを目的として、本報告をまとめた。

CC DC05040K, SB03010B (551.510, 614.71/.73)

KW 地球; 温室効果; 気体; 二酸化炭素/1; 炭素循環; 気候変動; 環境インパクト; 対策; 全球規模

文献リスト (地球温暖化②)

#000001* JICST COPYRIGHT

CN 93A0225810, G93122294

TI 過去40年間に北極海上には温室温暖化の証拠は無い

ET Absence of evidence for greenhouse warming over the Arctic Ocean in the past 40 years.

AU KAHL J D, CHARLEVOIX D J (Univ. Wisconsin-Milwaukee, Wisconsin, USA); ZAITSEVA N A (State Committee for Hydrometeorology, Moscow Region, SUN); SCHNELL R C (National Oceanic and Atmospheric Administration, Hawaii, USA); SERREZE M C (Univ. Colorado, Colorado, USA)

JN D0193B (0028-0836) Nature (Lond)

VN VOL. 361, NO. 6410 PAGE. 335 - 337 1993

CI (A) (a2) (EN) (GBR) (写図2, 表2, 参22)

AB GCMによると気温や氷域範囲などの相互作用により高緯度で温暖化を予測した。従来からの極域の気温傾向解析に用いた資料は北極海周辺の陸地基地の観測である。1950~90のロシアの漂流観測所や米国の天候偵察飛行の投下ゾンデの観測結果によると、北極の海西部上ではむしろ寒冷化が起っている。現行のモデルは極域の現象に対応できないのではないか

CC DC05140T (551.58)

KW 北氷洋; 温室効果; 地球温暖化; 大気大循環; 大気モデル; 気温変化; 海水; 相互作用; 気象観測; 気候モデル

#000002* JICST COPYRIGHT

CN 92A0459818, G92212516, R92111096

TI 地球気候モデル モデルとは何か, モデルを如何に構成するか

ET Global climate models: What and how.

AU RANDALL D A (Colorado State Univ., Colorado)

JN D0071C (0094-243X) AIP Conf Proc (Am Inst Phys)

VN NO. 247 PAGE. 24 - 45 1992

CI (C) (b1) (EN) (USA) (写図4, 参42)

AB 大気サブモデルに重点をおき, 気候モデルの物理的基盤を総説した。気候系の物理学の初歩的な議論, 数値計算法, 物理的因子作製につき記載した。各種の大気大循環モデル間で雲関連因子の差が最大である。また, モデルの分解能を向上させて, モデルの感度範囲を狭めることはできない。その結果計算機の性能向上がモデル計算の精度向上につながらない

CC SB03020M, DC05140T (614.71/.73:551.51, 551.58)

KW 気候モデル; 予測技法; 数学モデル; 数値計算; 大気大循環; 大気モデル; 雲モデル; 地球; 気候変動; 気温変化; 温室効果; 昇温; 二酸化炭素; 境界条件; 大気汚染; 全球規模; 地球温暖化

#000003* JICST COPYRIGHT

CN 92A0490524, G92192607

TI 温室効果に関する米エネルギー省と中国科学院の共同研究 1985-91年の研究成果

ET The U. S. Department of Energy and the People's Republic of China's Academy of Sciences Joint Research on the Greenhouse Effect: 1985-1991 Research Progress.

AU RICHES M R (Office of Health and Environmental Research, Dep. Energy, Washington, D. C.); ZHAO J (Bureau of Resources and Environment, Chinese Academy of Sciences, Beijing, CHN); WANG W-C (State Univ. New York, N. Y.); TAO S (Inst. Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing, CHN)

JN B0120A (BAMIA) (0003-0007) Bull Am Meteorol Soc

VN VOL. 73, NO. 5 PAGE. 585-594 1992

CI (A) (b2) (EN) (USA) (写図6, 表3, 参18)

AB 温室効果による地球温暖化の共同研究計画の協定は1987年8月19日調印され、地球気候システムの理解と地域気候予測の信頼性向上のための気候情報を共同使用する縮についた。GCMの解析、代理データ・測定データの解析、大規模な地域規模気候との関係の研究、中国の水田からのメタン発生量の測定と解析など同計画とする。1985年以後の研究成果を概説する

CC DC05140T (551.58)

KW 温室効果; アメリカ; 中国; 研究開発; 気候変動; 予測; 大気大循環; 大気モデル; データ解析; メタン; 気候モデル; 地球温暖化

#000004* JICST COPYRIGHT

CN 92A0251329, G92182691

TI 数値モデルによる地球温暖化研究

ET Research of global warming by use of numerical models.

AU 松野太郎 (東大 気候システム研セ)

JN G0643A (CGZAA) (0022-135X) 地学雑誌

VN VOL. 100, NO. 6 PAGE. 881-890 1991

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図9, 表1, 参6)

AB 数値天気予報と大気大循環モデルとの関係、大気大循環モデルを長期間にわたって積分し平均すると気候の特色が再現される。大気・海洋を結合した大気モデルの海洋・陸地・氷雪の相互影響を考慮した気候モデルによる大気大循環モデルによる気候変化の推定、気候変化予測について解説した

CC DC05140T (551.58)

KW 大気モデル; 昇温; 天気予報; 数値予報; 大気大循環; 気候モデル; 大気海洋間相互作用; 温室効果; 気候変動; 放射量; 二酸化炭素; 地球温暖化

#000005* JICST COPYRIGHT

CN 92A0310391, G92152413

TI CO₂と気候雲の変化の機構

ET Carbon Dioxide and Climate: Mechanisms of Changes in Cloud.

AU MITCHELL J F B, INGRAM W J (Hadley Centre for Climate Prediction and Research, Berkshire, GBR)

JN T0512A (0894-8755) J Clim

VN VOL. 5, NO. 1 PAGE. 5-21 1992

CI (A) (a1) (EN) (USA) (写図15, 表2, 参33)

AB 気象局の気候モデルのバージョンを用い、温暖化実験における雲の変化機構を考察した。雲分布の変化は気候変化に大きな影響を及ぼすが、実験によると気候相対湿度化する時には高い雲が上方にシフトし、一般に対流圏内の雲は減少する。対流圏下の雲の減少は温暖な気候と対応するが、鉛直方向の運動が深くなる必要はないためであると考えられる

CC DC05140T (551.58)

KW 二酸化炭素; 気候モデル; 雲分布; 大気構造; 気候変動; 昇温; 対流圏; 相対湿度; 大気大循環; 大気モデル; 計算機シミュレーション; 地球温暖化

#000006* JICST COPYRIGHT

CN 91A0806864, G92011974

TI 17の大循環モデルによる積雪-気候フィードバックの解釈
ET Interpretation of Snow-Climate
Feedback as Produced by 17 General
Circulation Models.

AU CESS R D (State Univ. New York, NY); POT
TER G L, TAYLOR K E (Lawrence Livermore
National Lab., CA); LACIS A A (National
Aeronautics and Space Administration
(NASA) Goddard Inst. Space Studies, N
Y); MAHFOUF J F (Centre National de Rech
erches Metallurgiques (CNRM), Toulous
e, FRA); RANDALL D A (Colorado State Uni
v., CO); SHEININ D A (Voeikov Main Geoph
ysical Observatory, Leningrad, SUN); WE
THERALD R T (Princeton Univ., NJ); YAGAI
I (Meteorological Research Inst., Iba
raki-ken, JPN)

JN E0078A (SCIEA) (0036-8075) Science

VN VOL. 253, NO. 5022 PAGE. 888-892 1991

CI (A) (a2) (EN) (USA) (写図3, 表2, 参11)

AB 積雪のフィードバックは大気中の温室効果ガスの濃度の増加による全球的な温暖化の増幅を考慮されることが、海面温度の変動とみなした表記モデルの相互比較によるとこの説明は単純過ぎる。付加的な増加と軽減は雲の相互作用と長波放射によって起る。こうした積雪の効果は、弱いフィードバックから強い正のフィードバックにわたっている

CC DC05140T (551.58)

KW 大気大循環; 大気モデル; 積雪; 気候変動; フィードバック; 温室効果; 昇温; 海面水温; 雲; 地球放射; 気候モデル; 地球温暖化

#000007* JICST COPYRIGHT

CN 91A0598721, G91232172

TI オーストラリア, ニュージーランドにおける2010, 2050年の気候シナリオ
ET Climate scenarios for 2010 and 2050
AD Australia and New Zealand.

AU SALINGER M J (New Zealand Meteorological
Serv., Wellington, NZL); PITTOCK A B
(CSIRO, Victoria, AUS)

JN A0095A (CLCHD) (0165-0009) Clim Change

VN VOL. 18, NO. 2/3 PAGE. 259-269 1991

CI (A) (a1) (EN) (NLD) (写図4, 参30)

AB 表題のシナリオの基礎知識を議論した。温室ガスの増加により2050年迄に今迄に予想のつかなくかった温暖化をもたらすが、本地域の降水変化は不明である。2010年迄に現在より0.5-1.5℃の温る。暖化は雨量変化は2050年には気温は2-3℃高く、無霜期間が長く、雪線が高くなる。雨雲は、大気流、低気圧経路、南方振動の状態に左右されるが、モデルの改善が期待される

CC DC05140T (551.58)

KW オーストラリア; ニュージーランド; 気候変動; 予測; 温室効果; 微量成分; 昇温; 降雨特性; 大気大循環; 南方振動; 気候モデル; 大気微量成分; 地球温暖化

#000008* JICST COPYRIGHT

CN 91A0295662, G91142456

TI 気候変動に関する情報と話題 (3) 気象モデルの現状 気候モデルは気候値を
どれだけ再現できるようになったか (1)

AU 古賀晴成 (気象研)

JN F0159A (0450-3325) 気象

VN NO. 407 PAGE. 11374-11375 1991

CI (A) (a2) (JA) (JPN)

AB 気候変動に関する政府間パネル(IPCC)では、温暖化予測に関して気候モデルがその潜在能力をもつ唯一のものとしており、気候の層の改善と併せて世界の気候が非常に膨大な計算機・高型・高速化を計っている。現在モデルで得た結果を中核に紹介しているか世界とも比較しながら気象研究所のモデルで得た結果を中核に紹介した

CC DC05140T (551.58)

KW 気候モデル; 気候変動; 昇温; 予測; データ処理; 降水量; 大気大循環; 降水分布; 地球温暖化; コンピュータ

FT [電子計算機; 気候値]

地球温暖化②-3

KW: 地球温暖化, 気候変動, 気候モデル, 大気大循環

#000009* JICST COPYRIGHT

CN 91A0230047, G91112461

TI 温室効果昇温 完新世中期はよい類似となるか?

ET Greenhouse warming: Is the mid-Holocene a good analogue?

AU MITCHELL J F B (Meteorological Office, Berk, GB)

JN T0512A (0894-8755) J Clim

VN VOL. 3, NO. 11 PAGE. 1177-1192 1990

CI (A) (a1) (EN) (USA) (写図11, 表2, 参53)

AB 完新世中期(9000~6000年前)は、温室温暖化とよく似ていると言われている。完新世期の地球軌道パラメータのモデルの結果の差異を示す。大気放射が異なっている。温室効果ガスは、完新世期の地球軌道パラメータのモデルの結果の差異を示す。完新世期の地球軌道パラメータのモデルの結果の差異を示す。

CC DC05140T (551.58)

KW 温室効果; 昇温; 完新世; 類似性; 大気放射; 気温変化; 気候モデル; 年変化; シミュレーションモデル; 数値計算; 二酸化炭素; 気候変動; 大気大循環; 地球温暖化

#000010* JICST COPYRIGHT

CN 90A0814574, G91041999

TI 気象庁気候問題懇談会 温室効果検討部会報告 I I

AU 椎野純一 (気象庁)

JN F0159A (0450-3325) 気象

VN NO. 401 PAGE. 11050-11053 1990

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図4, 表1)

AB 日本に影響を持つ地域的な気候変化の見通しと温室効果気体の濃度の動向、温暖化の徴候について、最新の検討結果をとりまとめた。気温・水・降水における影響を解析した。海面水位の上昇を評価し、2030年代の予測を試みた。温室効果気体増加による気候変化を気候モデルにより評価、2030年代に気温は1.5~3.5℃上昇との見解を示した。

CC DC05140T (551.58)

KW 気候; 気候変動; 温室効果; 昇温; 報告書; 全球規模; 海水準変動; 気候モデル; 大気大循環; 地球温暖化; 大気微量成分

#000011* JICST COPYRIGHT

CN 90A0745889, G90241738

TI 蒸発散位および将来の干ばつ公算

ET Potential evapotranspiration and the likelihood of future drought.

AU RIND D, HANSEN J (Goddard Space Flight Center, New York); GOLDBERG R, ROSENZWEIG C (Columbia Univ., New York); RUEDY R (Central Sigma Data Services Corp., New York)

JN C0294A (JJGRD) (0148-0227) J Geophys Res

VN VOL. 95, NO. D7 PAGE. 9983-10004 1990

CI (A) (a1) (EN) (USA) (写図6, 表7, 参70)

AB GISS大気大循環モデルのCO2倍増気候モデルから計算した2種の干ばつ指数によって、将来の干ばつ発生を公算した。指数はPDSIとSDDIであり、共に21世紀に米国の干ばつを増す。温室ガス放出が続けば、激しい干ばつが2050年代までの50%の期間発生する。予想される温度上昇がやってくれば干ばつは激的に増加する。

CC DC05140T (551.58)

KW 蒸発散; 干ばつ; 大気大循環; 大気モデル; 二酸化炭素; 気候モデル; 温室効果; ガス放出; 昇温; 予測; 気候変動; 地球温暖化

#000012* JICST COPYRIGHT

CN 90A0541919, G90211814

TI 温室効果の数値シミュレーション

ET Computer simulation of the greenhouse effect.

AU WASHINGTON W M, BETTGE T W (NCAR in Boulder, CO)

JN T0602A (CPHYE) (0894-1866) Comput Phys

VN VOL. 4, NO. 3 PAGE. 240 - 246 1990

CI (A) (b2) (EN) (USA) (写図8, 参7)

AB 温室効果現象による地球温暖化の数値シミュレーションの現状及び将来を展望する。現行の数値モデルは格子分解能が粗いが、大気大循環の大きな特徴はよく表現している。モデル研究者は次の10年間に、地域気候に及ぼす地球温暖化の影響のシミュレーションを得ようと考えている。大気・海洋を結合し、種々の物理過程・相互作用を含めた模図を示し、計算機の性能向上に伴い、生化学力学的も含めたシミュレーションの将来の課題を論ずる

CC DC05140T (551.58)

KW 温室効果; 計算機シミュレーション; 気温変化; 昇温; 気候モデル; 格子; 分解能; 大気大循環; 気候変動; 大気海洋間相互作用; 地球温暖化

#000013* JICST COPYRIGHT

CN 90A0340349, G90152567

TI 二酸化炭素の増大と気候変動

AU 林正康 (公害資源研)

JN F0416A (0285-5178) 建築設備

VN VOL. 41, NO. 4 PAGE. 59 - 63 1990

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図14, 表1)

AB 大気中CO₂の増大と地球温暖化についての数値実験による研究を概観した。一次元放射・対流平衡モデルによるCO₂増大の放射収支への影響研究では、対流圏で3温度上昇、成層圏で低下する。場所の違い、地表面状態、日射量を計算に入れた増次元大循環モデルでは、赤道付近と高緯度での温度上昇の地域的差異、CO₂倍増時の土壌水分量の変化が予測されている

CC DC05140T (551.58)

KW 二酸化炭素; 温室効果; 気候; 気候変動; 気候モデル; 数値計算; 計算機シミュレーション; 大気大循環; 大気モデル; 大気中; 微量成分; 昇温; 放射エネルギー; エネルギー収支; 地球温暖化

文献リスト（酸性雨①）

#000001* JICST COPYRIGHT

CN 93A0665143
 TI 横浜市における酸性雨・酸性降下物の実態 横浜市における酸性降下物の実態 (2) 酸性降下物の鉛直分布
 AU 加藤善徳, 矢本てるみ, 草野一 (横浜市環境科研)
 JN Y0066A 横浜市環境科学研究所資料
 VN NO. 107 PAGE. 51-62 1993
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図10, 表4, 参10)
 AB 1985~1988年, 横浜市, 臨海部の高層ビルで, 酸性降下物の鉛直調査, 及び市内の平面調査を行った。高層(地上から約100m)から地上30m付近まで, 5.16と急激に高くなり, 道路付近ダストを起源とするCa²⁺の影響と推測した。非水溶性成分, Ca²⁺, SO₄²⁻の降下量の地上付近/高層の比は1より大きかった
 CC SB03020M (614.71/.73:551.51)
 KW 大気汚染; 乾性沈降; 湿性沈降; 鉛直分布; 降水; 大気質試験; イオン組成; 汚染源; 地域差; カルシウム; 硫酸イオン; アンモニウムイオン; 水素イオン濃度; 神奈川; 汚染監視; 酸性雨
 FT [横浜市]

#000002* JICST COPYRIGHT

CN 93A0665142
 TI 横浜市における酸性雨・酸性降下物の実態 横浜市における酸性降下物の実態 (1) 酸性降下物の平面分布
 AU 加藤善徳 (横浜市環境科研)
 JN Y0066A 横浜市環境科学研究所資料
 VN NO. 107 PAGE. 41-50 1993
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図8, 表4, 参3)
 AB 1984~1989年, 横浜市において, 湿性・乾性降下物成分を調査し, 平面分布, 季節変化を検討した。SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Ca²⁺の降下量が多く, 臨海部の鶴見・横浜駅周辺等は関東の中で降下量の最も多い地域に属した
 CC SB03020M (614.71/.73:551.51)
 KW 大気汚染; 酸性雨; 降水; 大気質試験; 硫酸イオン; 硝酸塩; 水素イオン濃度; 季節的変動; 地域差; 神奈川; 関東地方; アンモニウムイオン; カルシウム; 汚染監視; 乾性沈降; 湿性沈降
 FT [横浜市]

#000003* JICST COPYRIGHT

CN 93A0665141
 TI 横浜市における酸性雨・酸性降下物の実態 横浜市における酸性雨の実態 (2) 市内臨海部・内陸部の特徴と他都市との比較
 AU 矢本てるみ, 加藤善徳, 草野一 (横浜市環境科研)
 JN Y0066A 横浜市環境科学研究所資料
 VN NO. 107 PAGE. 31-40 1993
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表4, 参13)
 AB 1987~1990年に横浜市の内陸部の湿性・乾性降下物を調査し, 臨海部と比較した。降水のpHは内陸部の方が低く, 特に夏期に差が大きくなった。臨海部に比べてNO₃⁻とCl⁻が多く, それが低pHの原因になっていると考えた。横浜の降水は, 酸性能力, 中和能力とも他都市と同レベルで, 際立った都市間の酸性雨の状況には大きな差はないといえる
 CC SB03020M (614.71/.73:551.51)
 KW 大気汚染; 酸性雨; 汚染監視; 乾性沈降; 湿性沈降; 降水; 大気汚染質; 地域差; 海塩核; イオン組成; 神奈川; 水素イオン濃度

#000004* JICST COPYRIGHT

CN 93A0665140

TI 横浜市における酸性雨・酸性降水物の実態 横浜市における酸性雨の実態 (1)
過去7年間における酸性雨の実態(1984~1990年)

AU 矢本てるみ, 加藤善徳, 草野一 (横浜市環境科研)

JN Y0066A 横浜市環境科学研究所資料

VN NO. 107 PAGE. 15-29 1993

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図12, 表8, 参9)

AB 横浜市内臨海部の磯子の自動雨水採取装置による酸性雨および乾性降水物の1984~1990年の調査結果を報告した。降水のpHの年変化は多岐にわたる。降水成分の約65%が酸性降水物成分の80%が人為汚染起源で、酸性雨が主因となつた。降り始め程pHが低く成分濃度が濃い傾向があった。

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 大気汚染; 汚染監視; 酸性雨; 降水; 乾性沈降; 湿性沈降; 降水量; 水素イオン濃度; 季節的変動; イオン組成; 神奈川; 年変化; 大気質試験

FT [横浜市]

#000005* JICST COPYRIGHT

CN 93A0648461

TI 乾式ガーゼ法により捕集された化学成分の特性

ET Characteristic components collected by dry gauze method.

AU 古明地哲人 (東京都環境科学研); 坂本和彦 (埼玉大工)

JN L0170A (0911-9566) Chem Express

VN VOL. 8, NO. 7 PAGE. 429-432 1993

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図5, 参6)

AB 東京都千代田, 福生, 奥多摩, 山梨県の一之瀬の4か所について, 乾式ガーゼ法により塩化物イオンおよび他の主要なイオンを分析し, その結果を降水および乾性降水物調査の結果と比較した。それによると乾式ガーゼ法は, 粒子よりも大気成分をより多く捕集することを確認し, 大気中無機ガス成分の乾性沈着の測定に利用できる。

CC SB03050T (614.72:543.27)

KW 大気質試験; 東京; 試料採取; 乾性沈降; 降水; 酸性雨; 綿布; アンモニア; 硝酸塩; マグネシウム; カルシウム; サワーガス; 医療用品

FT [ガーゼ]

#000006* JICST COPYRIGHT

CN 93A0378337, K93080227

TI 1979年長距離越境大気汚染に関する条約実施のための議定書

ET An Overview of Action taken for the Implementation of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

AU 井上秀典 (明星大 人文)

JN S0800A (0285-9769) 季刊環境研究

VN NO. 89 PAGE. 59-67 1993

CI (A) (b2) (JA) (JPN)

AB 酸性雨の被害防止のためヨーロッパ各国は, 1979年に長距離越境大気汚染に関する条約を締結した。ヨーロッパ地域の越境大気汚染防止のための努力が同条約以降どのように行われたかを明らかにし, 将来日本でも生じるであろう酸性雨による越境汚染問題防止のための法的措置の実施がいかに行われるべきかを述べた。

CC SA01020V (614.7:628:009)

KW 長距離輸送【大気】; 大気汚染; 条約; 酸性雨; ヨーロッパ; 日本; 汚染防止; 法規制

#000007* JICST COPYRIGHT

CN 93A0375116, K93081139

TI 市街地と後背地における酸性雨及びその降水成分に関する調査研究

AU 児玉仁, 井島辰也, 成田理, 久米均 (秋田県環境技セ)

JN Y0078A 秋田県環境技術センター年報

VN NO. 19 (1991) PAGE. 71 - 85 1993

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図19, 表8, 参4)

AB 秋田市街地における降水の酸性化機構を把握するため, 高所でかつ人為的影響の少ない地点で標題調査を行った。非海塩性成分量は夏期で $80.3 \sim 107.4 \mu\text{eq/l}$ であった。ウォッシュアウトによる取り込みは夏期には ns-s-SO_4^{2-} , ns-s-Mg^{2+} , ns-s-Ca^{2+} , NH_4^+ , 冬期では ns-s-SO_4^{2-} , NO_3^- , ns-s-Ca^{2+} , ns-s-Mg^{2+} , NH_4^+ と推測される

CC SB030401 (614.71/.73:543.27)

KW 酸性雨; 雨水; 大気質試験; 秋田; 市街地; 大気汚染質; 季節的変動; 水素イオン濃度; 硫酸イオン; 硝酸塩; カルシウム; アンモニウムイオン; 回帰分析; ウォッシュアウト; 後背地; 湿性沈降

FT [レインアウト]

#000008* JICST COPYRIGHT

CN 93A0244745, K93061139

TI 神戸市の酸性降水 (第1報)

AU 鈴木行夫, 長谷川明彦, 田中喜作, 今井佐金吾 (神戸市環境保健研); 菅原通直, 浦塘浩義 (神戸市環境局)

JN Y0084A (0910-7738) 神戸市環境保健研究所報

VN VOL. 20 PAGE. 47 - 57 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図9, 表4, 参8)

AB 神戸市の海上市域, 市街地, 山麓地域の3地域において降水を採取した。pHにおける地域差は認められなかったが, イオン成分濃度では市街地において Ca^{2+} 濃度が高く, 海上都市地域では海塩粒子成分の影響が強かった。イオン成分は Ca^{2+} 要素のpHに及ぼす影響を検討した。降雨の酸性化を中和するイオン成分は Ca^{2+} , NH_4^+ , 海塩粒子成分などであった。降雨強度が 1mm/h 以上ではpHは4~5に収束した

CC SB030401 (614.71/.73:543.27)

KW 酸性雨; 降水; 乾性沈降; 大気質試験; 水素イオン濃度; 地域差; 気象条件; 湿性沈降; 海塩核; 多重回帰分析; 大気汚染; イオン組成; 二酸化硫黄; ウォッシュアウト; 兵庫

FT [神戸]

#000009* JICST COPYRIGHT

CN 93A0226769, K93061307

TI 酸性雨をもたらす汚濁源に関する一考察

ET A Study on Pollution Source of Acid Rain.

AU 二階健, 大谷一夫 (和歌山県衛生公害研セ); 山中隆男 (和歌山県吉備高)

JN F0437C (0915-3179) 和歌山県衛生公害研究センター年報

VN NO. 38 (1991) PAGE. 80 - 88 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図29, 表3, 参1)

AB 1991年5月~1992年3月間, 和歌山県清水町において雨水の試料を採取した。雨水のpHは, SO_4^{2-} 濃度とは関連があるが, 他のイオン濃度とは相関はなく, 降雨量, 海塩, 気象パターン, に影響される。前記の種々の条件と雨水pH域との関係のデータを示した。この町の雨水の汚濁源は, 夏は長距離輸送による広域的影響, 冬は風向によってもたらされる地域的影響によると推定される

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 雨水; 水素イオン濃度; 硫酸イオン; 降雨量; 海塩核; 気象条件; 汚濁源; 和歌山; 夏; 長距離輸送 [大気]; 冬; 風向; 当量; 比率

FT [清水町]

#000010* JICST COPYRIGHT

CN 93A0152963, K93061293

TI 酸性雨自動測定結果について 第4報 一降水中のpH-ECpの経時変化

AU 百川和子, 加賀谷秀樹, 宮崎栄一郎 (宮城県保健環境セ)

JN G0006C (0910-9293) 宮城県保健環境センター年報

VN NO. 10 (1991) PAGE. 73-81 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図6, 表2, 参13)

AB 国設仙台, の岳 (宮城県) における降水を, 一降水中のpHの経時変化から, 六
つのタイプに分類し, タイプ別季節別の出現頻度, pH等成分の濃度を比較した。ら
季節別には, 梅雨期には雨局とも継続して低pHで推移する。降水の降水量が
他の季節には同じ日時の降水であってもpH変化のタイプは異なる。地域差が認めら
れた。原因として都市部の粉塵等のCa²⁺の影響と考へた

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 降雨; 大気質試験; 水素イオン濃度; 地域差; 電気伝導率; 経時変化; 大
気汚染; 湿性沈降; 季節的変動; 降水量; 自動計測; 塵あい; 観測所; 観測; 宮城;
北海道; 東北地方

#000011* JICST COPYRIGHT

CN 93A0215630, K93061239

TI 特集 酸性雨の影響—その最新事例 (2) 酸性雨等によるスギ衰退の原因を考
察する/酸性降下物・オキシダント説

ET Relation Between Decline of Japanese
Cedar and Dry Secondary Air
Pollutants.

AU 高橋啓二 (千葉大園芸); 梨本真 (電力中研)

JN S0048A (SKTAE) (0916-9172) 資源環境対策

VN VOL. 29, NO. 2 PAGE. 145-154 1993

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図12, 表1, 参29)

AB 野外生態の立場から新型のスギ衰退について 諸種の特徴, 原因について検討した。エ
O_x, 硝酸ガス等ガス状物質や, 硫酸ミスト, 硫酸塩, 硝酸塩, 一部が酸性的に影
一ロゾル等の乾性大気二次汚染物質が, 原因となることが認められた。スギの衰
汚染され, 降雨により洗い流されると森林土壌酸性化が起る

CC SB03080A (614.71/.73:63)

KW 森林被害; 大気汚染; スギ; 成長阻害; 植物成長; 枯死; 衰退; 光化学汚染物; 土
壤酸性度; 関東地方; 大気汚染質; 樹冠; 樹幹; 乾燥気候; 乾性沈降; 酸性雨

#000013* JICST COPYRIGHT

CN 93A0109082, K93041239

TI 特集 酸性雨 酸性雨の監視体制

ET Acid rain surveillance method and
system.

AU 押尾敏夫 (千葉県環境研)

JN G0779A (KUSEB) (0023-5032) 空気清浄

VN VOL. 30, NO. 4 PAGE. 317-321 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図1, 参41)

AB 日本の酸性雨の監視体制および採取, 分析方法を紹介した。監視目的は, 生態系へ汚
染の短・長期的影響と大気汚染物質の長・短距離輸送に伴う発生機構の解明, 環境汚
染の防止にある。短期では降水の性質を, 長期では量が重要である。基
目を示し, 降水以外には乾性沈着, 大気汚染の分析法, 気象観測, 精度管理を
紹介した

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 環境汚染; 環境モニタリング; 試料採取; 公害計測; 大気汚染質; 長距離
輸送【大気】; 降水; 日本; 乾性沈降; 沈着; 気象観測; 測定精度

#000014* JICST COPYRIGHT

CN 93A0039166, K93041186

TI 「酸性雨」のシミュレーションモデル (アメリカ)

AU 林正康 (資源環境技総研)

JN Z0850A 日本産業技術振興協会技術資料

VN NO. 224 PAGE. 15-24 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図3)

AB 国際共同研究により酸生雨の生成, 輸送, 変質過程に関する研究を行った。酸性雨
の研究では, 汚染物質の長距離輸送が重要である。開発された長距離輸送モデル (I)
による計算対象範囲は, 日本, 朝鮮半島, 中国の東アジアを流中し, 日本, 中国, 東アジア, 韓国, 気象条件
本格的な数値計算に先立ち, 東アジア地域における平均的な気流状態を調べた。大
気汚染と気象との関連性を示唆した

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 環境シミュレーション; 模型; 国際協力; 基礎研究; 自然発生; 長距離輸
送【大気】; 変質; 汚染物質; 日本; 中国; 東アジア; 韓国; 気象条件

酸性雨① - 4

KW: 酸性雨, 長距離輸送, 乾性沈降, 湿性沈降, 日本

#000021* JICST COPYRIGHT

CN 91A0498652, K92030973

TI 愛知県における湿性降下物について

ET On the wet deposition in Aichi Prefecture.

AU 都築崇之, 原浩子, 高梨俊治 (愛知県公害調査セ)

JN G0660A 愛知県公害調査センター所報

VN NO. 18 PAGE. 8-13 1990

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図7, 表5, 参5)

AB 昭和62年度から昭和63年度に実施した酸性降下物実態調査のうち, 湿性降下物実態調査(一降雨全量採取)について, 主に統計的手法を用い, 降水の成分特性, 雨水のpHに影響を及ぼす因子および湿性降下物量等の検討を行った。その結果, として, pH値に影響を与える主なイオン成分は, NO₃⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺の3成分である。また降水量と湿性降下物量との間に, 高い相関が見られた

CC SB03010B (614.71/.73)

KW 大気汚染; 愛知; 降雨量; 酸性雨; 水素イオン濃度; 硝酸塩; カルシウム化合物; 硫酸イオン; 多重回帰分析; カチオン; 湿性沈降; 乾性沈降

FT [酸性沈降]

#000022* JICST COPYRIGHT

CN 91A0498651, K92030972

TI 大気中の乾性降下物及び湿性降下物の各成分降下量について

ET On the dry and wet depositions in Aichi Prefecture.

AU 原浩子, 都築崇之, 高梨俊治 (愛知県公害調査セ)

JN G0660A 愛知県公害調査センター所報

VN NO. 18 PAGE. 1-7 1990

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図6, 表2, 参6)

AB 愛知県下における酸性降下物の実態を把握するため, 1987年から酸性降下物自動採取装置を用いて測定を行ってきた。湿性降下物及び乾性降下物を分別採取し, その結果から各水溶性成分降下量について, 量的比較, 季節変動, 各イオン別乾性沈着及び湿性沈着の寄与実態を示した

CC SB03010B, SB03060E (614.71/.73, 614.72:543)

KW 粒状物汚染; 酸性雨; 降下煤塵; 愛知; 季節的変動; 移流; 硫酸イオン; 硝酸塩; 塩化物; アンモニウムイオン; ナトリウム化合物; カリウム化合物; カルシウム化合物; マグネシウム化合物; アニオン; カチオン; 湿性沈降; 乾性沈降

FT [長距離輸送]

#000024* JICST COPYRIGHT

CN 91A0231367, G91182854, K91090962

TI 地上から見た日本の酸性雨 酸性雨調査・研究で得られた成果と今後の課題

ET The acid rain observed on ground level in Japan. A review of major recent issues and problems.

AU 玉置元則 (兵庫県公害研); 小山功 (東京都環境科学研)

JN S0850A (TOSGD) (0386-7064) 大気汚染学会誌

VN VOL. 26, NO. 1 PAGE. 1-22 1991

CI (A) (b1) (JA) (JPN) (写図13, 表8, 参166)

AB 日本では酸性雨の発端は, 73年の関東地方の湿性大気汚染で, '83年に環境庁の酸性雨調査が行われた。この間, 日本各地で降水が採取され, pH, 主成分濃度が測定され, 主な成分の沈着量も算出された。各地の降水pHの年平均値は4.6(4.5~4.7)で, 10年間に大きな変化はない。降水の酸性度の低下をもちいた成分は, SO₄²⁻とNO₃⁻である。NO₃⁻/SO₄²⁻当量比が大きいほどpHが低下する傾向は示されなかった。都市部ではCa²⁺, NH₄⁺の作用によりpHがやや高くなる地点がある

CC SB03020M, DD01020P (614.71/.73:551.51, 550.462)

KW 酸性雨; 水素イオン濃度; 永年変化; 硫酸イオン; 硝酸塩; アニオン; カルシウム; アンモニア; 日本; 降下煤塵; 汚染監視; 降雨特性; レビュー; 乾性沈降; 湿性沈降

#000025* JICST COPYRIGHT

CN 91A0357076, K91080897

TI 酸性物質による地球汚染とその防止

ET Global pollution by acidic pollutants and its prevention.

AU 池田有光 (京大工)

JN X0027A (0912-4683) 環境工学連合講演会講演論文集

VN VOL. 6th PAGE. 49-54 1990

CI (C) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表4, 参15)

AB 酸性物質による汚染の特徴を、日本及び近隣諸国について記述した。輸送モデルとすることで、長期間の酸性物質の蓄積を評価でき、発生源の制御にフィードバックできるプロジェクトリモデルを作成。このモデルを使って、日本、東南アジア地域の解析を行った

CC SB03020M, SB05040W (614.71/.73:551.51, 614.7 OTHERS)

KW 大気汚染; 降下煤塵; 酸性雨; 全球規模; 大気拡散; 流跡線; 気象条件; 日本; 東南アジア; 移流; 湿性沈降

FT [長距離輸送]

#000026* JICST COPYRIGHT

CN 90A0732122, K91030959

TI 日本・東アジア地域における酸性降下物汚染

ET Acid deposition in Japan and East Asia area.

AU 池田有光 (京大)

JN Y0901A 京都大学環境衛生工学研究会シンポジウム講演論文集

VN VOL. 12nd PAGE. 263-269 1990

CI (C) (b2) (JA) (JPN) (写図4, 表3, 参8)

AB 酸性降下物には、固体粒子状で地上に降下する乾性沈着と、雨、霧に取り込まれて降下する湿性沈着とがある。湿性沈着である酸性雨の主要成分は、硫酸、硝酸、塩化水素で成層圏にまでは及ぶことはないが、その長距離水平移動と地表面への沈着量が問題となる。そこで、これら酸性降下物の生成メカニズム、我国の汚染の状況、輸送過程、抑制対策等について述べた

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 日本; 大気汚染; 酸性雨; 降下煤塵; 硫酸; 硝酸; 塩化水素; 反応機構; 輸送現象; 汚染防止; 乾性沈降

#000027* JICST COPYRIGHT

CN 90A0721286, K90121191

TI 桜島付近の火山ガスや火山灰の湿性沈降

ET Wet deposition of volcanic gases and ash in the vicinity of Mount Sakurajima.

AU KAWARATANI R K, FUJITA S (Central Research Inst. Electric Power Industry, Tokyo, JPN)

JN C0382C (ATENB) (0004-6981) Atmos Environ Part A

VN VOL. 24, NO. 6 PAGE. 1487-1492 1990

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写図4, 表2, 参23)

AB 桜島火山の周辺で7か月間溶解性成分の湿性沈降量を観測した。桜島付近ではpH 4以下の降水をしばしば観測した。HCl, H₂SO₄, HFが主として降水の酸性度に寄与した。火山近傍ではexCl-/exSO₄比は火山灰中の比の数倍あり、火山からの距離と共に減少する。SO₂が火山発生Sの大半であるが、火山近傍ではSO₄の沈降はSO₄粒子の洗浄により説明される

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 火山ガス; 火山灰; 塩酸; 硫酸イオン; ふっ化水素; 鹿児島; 火山; 二酸化硫黄; 洗浄; 降水; 酸性度; 桜島

酸性雨① - 7

KW: 酸性雨, 長距離輸送, 乾性沈降, 湿性沈降, 日本

#000028* JICST COPYRIGHT

CN 90A0535161, K90090841

TI 九州北西海域における硫黄化合物の濃度と沈着量
ET Chemical composition of precipitation and wet and dry deposition of sulfur compounds around the Northwestern Kyushu region.

AU 藤田慎一 (電力中研 狛江研)

JN S0850A (TOSGD) (0386-7064) 大気汚染学会誌

VN VOL. 25, NO. 2 PAGE. 155 - 162 1990

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図6, 表1, 参26)

AB 標記領域 (対馬, 五島, 福岡) における降水のSO₂-濃度の年平均値は約1.9 mg/lであり, この値は瀬戸内陸での観測値より大きく, 瀬戸内地域の湿度性沈着量は大きい。領域の年降水量は瀬戸内地域の約1.5倍に及ぶため, 両地域の湿度性沈着量は異なる値を示す。寒候季に3地点を包絡する半径が約100kmの領域から発生する硫黄化合物の量 (×10⁹ g S / (0.5 y)) は人為: 7~19, 海塩: 1の程度である

CC SB03010B (614.71/.73)

KW 九州; 硫酸イオン; 硫黄化合物; 対馬; 五島列島; 福岡; 酸性雨; 雨水; 二酸化硫黄; 海塩核; 乾性沈降

#000029* JICST COPYRIGHT

CN 89A0455904, K89100630

TI 県内の酸性雨の現況について II

ET Present situation of acid rain in Mie Prefecture. 2.

AU 塚田進, 山本晃道, 渡辺将隆, 岩崎誠二, 高橋正昭, 長井喜久 (三重県環境科セ)

JN F0438C (0388-2640) 三重県環境科学センター研究報告

VN NO. 9 PAGE. 21 - 33 1989

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図9, 表8, 参10)

AB 昭和62年4月から1年間の測定結果に基づき, 標記について報告した。調査は, 気象観測所アメダスが設置されている地点を中心に三重県下15地点で行った。雨水採取は, 環境庁が実施しているろ過式採取装置によった。測定項目はpH, ECと等10項目と降水量, ろ紙残留物についてはFeなど5金属イオンである。pHと相関が高いのはECと硝酸イオンであった

CC SB03040I (614.71/.73:543)

KW 大気質試験; 酸性雨; 三重; 水素イオン濃度; 電気伝導率; 硫酸イオン/1; 硝酸塩/2; アニオン/2,3; 塩化物/3; アンモニウムイオン/4; 金属イオン/5; 降水量; データ解析; 地域差; 濃度分布; 相関; 湿度性沈降

#000030* JICST COPYRIGHT

CN 89A0282446, K89060921

TI 石川県における降水成分調査結果 昭和62年度

ET Survey of ionic components in rain water in Ishikawa prefecture, from April 1987 to March 1988.

AU 北村守次, 山岸善久, 桐元俊武 (石川県衛生公害研)

JN Z0330A 石川県衛生公害研究所年報

VN NO. 25 (1987) PAGE. 328 - 338 1989

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図9, 表7, 参8)

AB 金沢市三馬測定点における通年の1週間降水及び1降雨, 1mm降雨成分分析調査で次のことが分かった。1週間降水のpHは3.7~5.7の範囲で, 平均4.6であり, 昭和61年度より範囲は低目であるが平均値はわずかに高かった。1mmごとの降雨では, pH3.5以下の低pH値が3回出現し, 6月15日の1mm目降雨でのpH3.2が最低値であり, 1mm目に低pH値が多かった

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 大気汚染; 酸性雨; 石川; 汚染監視; 大気質試験; 降水; 水素イオン濃度; イオン組成; 季節的変動; 雨水; 乾性沈降; 湿度性沈降

#000031* JICST COPYRIGHT

CN 89A0164343, K89041129

TI 乾性及び湿性降下物中化学成分の性状と降下量

ET Characteristics of chemical components of atmospheric dry-wet deposition.

AU 古明地哲人, 青木一幸, 小山功 (東京都環境科学研)

JN S0679A 東京都環境科学研究所年報

VN VOL. 1989 PAGE. 51 - 58 1988

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表11, 参12)

AB 1979~1987年の東京都千代田区において標記調査を行った。試料の採取は雨水自動採取機を用い, 測定項目はpH, EC及び硫酸, 硝酸, 塩素, アンモニウムのNa, K, Ca, Mgの各イオン。乾性降下物のpHはCa, Na雨イオンの影響により湿性降下物pHより高い場合が多かった。また, 湿性降下物中の硫酸イオン濃度の年別推移は横ばい, 硝酸イオンは漸増の傾向であった

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 大気汚染; 酸性雨; 降下煤塵; 汚染監視; 大気質試験; 東京; イオン組成; イオン強度; 硫酸イオン; 硝酸塩; 水素イオン濃度; 永年変化; 乾性沈降; 湿性沈降

文献リスト (酸性雨②)

#000002* JICST COPYRIGHT

CN 93A0831586

TI 中部山岳地域河川上流域における河川・湖沼pHの経年的低下と酸性雨の関係について

ET Decrease of pH of River and Lake Water in Mountainous Region in Central Japan and Its Relation to Acid Rain.

AU 栗田秀実, 堀順一, 浜田安雄 (長野県松本保健所); 植田洋匡 (公害研)

JN S0850A (TOSGD) (0386-7064) 大気汚染学会誌

VN VOL. 28, NO. 5 PAGE. 308-315 1993

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図5, 表2, 参18)

AB 従来, 日本において確認されていなかっただが, 酸性雨の降下による河川・湖沼のpH低下が, 中部山岳地域に於いて顕著な傾向を示している。本研究は, 1972~1989年の間に中部山岳地域に於いて河川・湖沼のpHを定期的に測定し, その経年変化を調査した。結果, 河川・湖沼のpHは, 1972年の調査時から1989年の調査時まで, 平均して0.1~0.2程度低下した。これは, 酸性雨の降下によるものであると推定される。また, 河川・湖沼のpHは, 地域によって異なる傾向を示している。これは, 河川・湖沼の地形・地質・水文条件の違いによるものであると推定される。本研究の結果は, 酸性雨の降下による河川・湖沼のpH低下の経年変化を明らかにし, その地域差を明らかにした。本研究は, 酸性雨の降下による河川・湖沼のpH低下の経年変化を明らかにし, その地域差を明らかにした。本研究は, 酸性雨の降下による河川・湖沼のpH低下の経年変化を明らかにし, その地域差を明らかにした。

CC SB02020F, SB03020M (614.777:628.19:556.531, 614.71/.73:551.51)

KW 大気汚染; 酸性雨; 河川汚濁; 酸性化; 山地河川; 長野; 汚染監視; 水質試験; 水素イオン濃度; 永年変化; 湖沼汚濁

#000003* JICST COPYRIGHT

CN 93A0561750, J93113024, L93341054

TI 富士山麓におけるブナ林, ヒノキ林の雨水および土壌浸透水の水質とブナの酸性雨中和機能

ET Rain and Percolation Waters of Beech and Japanese Cypress Forests in the Foot of Mt. Fuji and Neutralization of Acid Rain by a Beech Tree.

AU 井上克弘, 横田紀雄 (岩手大農); 村井宏, 熊谷直敏, 望月純 (静岡大農)

JN G0156A (NIDHA) (0029-0610) 日本土壌肥料学雑誌

VN VOL. 64, NO. 3 PAGE. 265-274 1993

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図2, 表6, 参23)

AB 富士山麓の落葉広葉樹のブナ林および針葉樹のヒノキ人工林において, 樹種の違いが林内の各雨林の水質に及ぼす影響を明らかにする。本研究は, 林外雨, 林内雨, 樹幹流雨, および土壌浸透水の水質分析を行った。そして, 雨水の化学組成と林外雨量, 林内雨量, 樹幹流雨量, ブナ林に酸性雨中和機能が認められる。林相部分の養分収支について研究した。

CC FF02010T, SB03020M, EE05030G (630*12, 614.71/.73:551.51, 581.52.04)

KW ブナ; 広葉樹林; ヒノキ; 針葉樹林; 人工林; 林分; 酸性雨; 森林土; 山岳地; 静岡; 雨水; 浸透水; 水質試験; 樹幹; 土壌成分

#000004* JICST COPYRIGHT

CN 93A0523317, J93113028, L93341058

TI 千葉県のスギの衰退地と非衰退地における雨水の実態及び土壌の酸性化

ET The realities of rainwater and oxidization of soil at atrophy and non atrophy area of Sugi (Cryptomeria japonica) in Chiba Prefecture.

AU 岩井宏寿 (千葉県林試)

JN Y0714A (0913-8196) 千葉県林業試験場研究報告

VN NO. 7 PAGE. 26-35 1993

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図10, 表7, 参15)

AB スギ衰退地と非衰退地で酸性雨の降雨状況, 雨水の動態, 土壌の酸性化について調査した結果, 林外雨は各地ともpH5.1前後を示し, スギ衰退地との相関はなく, 酸性雨の降雨頻度は55~65%と他県より低かった。林外雨, 林内雨, 樹幹流のEC値はスギ衰退地ほど高く, 根元周辺土壌pHは根元近くほど低く, 衰退木周辺ほどその傾向が顕著であった。

CC FF02010T, FB04040C (630*12, 631.41/.43)

KW スギ; 林分; 植物成長; 酸性雨; 森林土; 土壌酸性度; 雨水; 酸性化; 千葉; 衰退; 水素イオン濃度; 電気伝導率; 樹幹; 降雨

酸性雨② - 1

KW: 酸性雨, 湖沼, 河川, 土壌(土), 日本

#000005* JICST COPYRIGHT

CN 93A0544305, J93101880, K93111373

TI 酸性雨の土壌への影響

ET Influences of Acid Precipitation on Japanese Soils.

AU 大羽裕 (筑波大 応用生物化学系)

JN S0048A (SKTAE) (0916-9172) 資源環境対策

VN VOL. 29, NO. 7 PAGE. 621 - 626 1993

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (表6, 参18)

AB 土壌の酸性化機構と酸性土壌について説明し, 酸性降水物の土壌への影響と, これまでの研究成果から, 日本の土壌特性を踏まえて考察した。酸性雨の原因物質の限界負荷量が主として土壌の性格によって規定されると, 日本の土壌に對する低い値と推定した。負荷量は欧州全体並みと考えられるが, 森林土壌に限定すればそれより低い値となる。

CC FB04100T (614.76)

KW 酸性雨; 土壌汚染; 環境インパクト; 酸性化; 酸性土; 汚染物質; 限界; 負荷容量; 日本; 土壌特性; 沈降

FT [酸性沈降]

#000006* JICST COPYRIGHT

CN 93A0533534, J93092096, K93100991

TI 福井県における酸性雨と生態系の実態について 第2報 土壌の酸性雨に対する緩衝性とその耐久容量について

ET Studies on the States of Acid Rain and Ecosystem in Fukui Prefecture (2). Evaluation of Soil Buffer Capacity and its Reaction to Acid Rain.

AU 前川勉, 荒井彦左エ門, 坪内彰, 落井勲, 植山洋一, 稲津悦朗 (福井県環境セ)

JN 20871A 福井県環境センター年報

VN VOL. 21 (1991) PAGE. 33 - 40 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図35, 表2, 参17)

AB 福井県内の性質の異なる土壌15地点を選び, 酸性雨に対する土壌の緩衝性と耐久容量を検討した。カラムに詰めた土壌のアルミニウム溶出曲線から求めた土壌耐久容量は数年~約300年と広く分布したが, スギ林林地は40~60年と比較的小さく, 将来の生育阻害を危くした。pH緩衝曲線は土壌により異なるが, pH5~6で急激に低下し, AIの溶出も急激に始まった。

CC SB03020M, FB04100T (614.71/.73:551.51, 614.76)

KW 酸性雨; 土壌緩衝能; 土壌酸性度; 溶出試験; アルミニウム; 黒ぼく土; 褐色森林土; 泥炭土; スギ; 福井

#000007* JICST COPYRIGHT

CN 93A0114855, K93071296

TI 小特集 酸性雨 4 神奈川県湘南地域における酸性雨の現状と降水物について

ET Present Situation of Acid Rain and Depositions in Kanagawa-Shonan Region.

AU 青木正雄 (日本大 農獣医); 安部征雄 (筑波大 農林工学系)

JN F0454A (0369-5123) 農業土木学会誌

VN VOL. 60, NO. 12 PAGE. 1111 - 1114, 1099 (1) 1992

CI (A) (a2) (JA) (JPN) (写図6, 表4, 参3)

AB 地球環境問題の中で酸性を取上げると, 酸性雨を中心に酸性霧や酸性雪までが対象とされる。しかし酸性問題を考えると, その他に酸性水や強酸性土までもが含まれる。降雨は, 神奈川県内(小田原, 藤沢, 厚木)の3カ所にて1週間おきに雨水採取を行い, pH, Ca²⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻の濃度を測定し, 濃度測定は, 濃度測定; 炭酸カルシウム; 神奈川県; 濃度測定; 炭酸カルシウム; 神奈川県; 濃度測定; 炭酸カルシウム; 神奈川県

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 水素イオン濃度; 降雨; 濃度測定; 炭酸カルシウム; 神奈川県

#000008* JICST COPYRIGHT

CN 93A0255780, K93071252

TI 酸性雨の陸水影響に関する研究 (第2報) 県内河川の水質と酸性雨による影響の可能性

ET Study on Effect of Acid Rain for the Quality of Fresh Water. (II). Fresh Water Quality in Gifu Pref. and Effect of Acid Rain.

AU 加藤邦夫 (岐阜県公害研)

JN G0350B (0385-1583) 岐阜県公害研究所年報

VN NO. 20 (1991) PAGE. 29-32 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表6, 参5)

AB 水質汚濁が進行していない1960年代の県下の広域的な水質調査データを利用して、1965年の岐阜県河川水質図の283地点の水質測定結果を検討した。pHの総平均値は前報より約0.4低かった。東濃地方の酸性岩分布地帯は、赤黄色未熟土の影響を受けやすいことが推測された。

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 酸性雨; 河川水; 水質調査; 環境インパクト; 可能性; 水素イオン濃度; 水文地質; 土壌型; 岐阜; 酸性岩

#000009* JICST COPYRIGHT

CN 93A0120918, J93063076, K93061244, L93171547

TI 酸性雨がスギ及びスギ林土壌に与える影響調査 (平3~5年)

AU 渡辺和男, 山口裕子 (栃木県林業セ)

JN L0541A 栃木県林業センター年報

VN NO. 23 (1991) PAGE. 21-25 1992

CI (A) (a2) (JA) (JPN) (写図8, 表2)

AB 定点観察によってスギ林樹勢を調査したところ、県南部において樹勢の衰退が依然と進行中であることが推察された。次に酸性雨がスギ苗木及び土壌に与える影響を調べたところ、pH2.0の区は葉の直接的被害を除けば、苗木の目視的な異常が生じる前に土壌の酸性化が進むことが予測され、酸性雨被害は土壌の酸性化に注意すること指摘した。

CC FF03040H, SB03080A, EE05030G (630*24, 614.71/.73:63. 581.52.04)

KW スギ; 林分; 森林土; 酸性雨; 栃木; 植物成長; 成長阻害; 衰退; 苗木; 散水; 硫酸; 希釈; 土壌酸性度; 葉; 褐変; 森林被害

#000011* JICST COPYRIGHT

CN 92A0821935, A93101727, K93050492

TI 降水による湖沼水質への影響 山梨県内の湖水のpHとアルカリ度

ET Influence of Rainfall on the Lake Water Quality. pH and Alkalinity of the Lake Water in Yamanashi Prefecture.

AU 小林規矩夫, 内田裕之, 堤充紀 (山梨県衛生公害研)

JN G0665A (0915-437X) 山梨県衛生公害研究所年報

VN NO. 35 (1991) PAGE. 42-45 1992

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表5, 参13)

AB 山梨県内の湖沼の水質について降水の影響を知るために既存の水質測定結果を用いてpHの経年変化を検討した。湖沼とその流入河川についての酸性雨に対する緩衝能の指標となるアルカリ度を中心に調査した。アルカリ度は試料を0.02N硫酸でpH4.3まで滴定して求めた。陰イオンはイオンクロマト法で、陽イオンは原子吸光法で測定した。

CC SB02030Q (614.777:628.19:556.551)

KW 湖沼水; 水素イオン濃度; 水質調査; 酸性雨; 山梨; 塩基性; 降雨; 湖沼汚濁

#000016* JICST COPYRIGHT

CN 92A0830226, K93021033

TI 我が国における酸性雨に係る実態調査について

AU 田中孝典 (資源エネルギー庁)

JN G0858A (HAGIB) (0385-9894) 配管技術

VN VOL. 34, NO. 13 PAGE. 51 - 54 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図7, 表1)

AB 欧米や中国では酸性雨によると思われる被害が相当深刻に発生している。日本には現在顕著な被害はないが、杉の木が一部で問題視されている。隣国では日本では日本の排ガスの数十倍の量を排出している。このような環境の下、日本では全国に観測網を設け、酸性雨の測定を行っているが、降水のpHは欧米の被害地の半分程度である。この実態を報告

CC SB03020M (614.71/.73:551.51)

KW 日本; 酸性雨; 二酸化硫黄; 酸化窒素; 硫酸; 硝酸; 水素イオン濃度; 土; 沈着; 中和反応; スギ; 衰退; 大気汚染

#000017* JICST COPYRIGHT

CN 92A0700237, J93023184, L93071395

TI 酸性雨と森林

AU 山田健四 (北海道林試)

JN Z0169C (0913-2430) 光珠内季報

VN NO. 88 PAGE. 18 - 21 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図4)

AB 酸性雨が森林に与える影響について解説し、北海道における酸性雨の現状について簡単に紹介した。酸性雨の定義、酸性雨の直接害、土壌を変化させて根系を通じての影響、虫や微生物など生態系全体の変化による影響を述べた。1982年から6年間の調査では北海道の全体の降雨の81%がpH5.6以下であるが、急激な影響が懸念される状況ではない

CC FF03040H, EE04030Z (630*24, 581.52.02/.03)

KW 森林; 酸性雨; 林木; 人工降雨; 葉; 褐変; pH依存性; 植物成長; 森林土; 土壌緩衝能; 土壌微生物; 土壌物質動態; 北海道; 森林被害

#000019* JICST COPYRIGHT

CN 92A0468859, A92201483, K92100390

TI 特集 湖沼の環境保全対策 スウェーデンの湖沼環境保全対策

ET Special Report. Countermeasures for

Water Quality Improvement of Lakes

and Marshes. Countermeasures for

Water Quality Improvement of Lakes

and Marshes in Sweden.

AU 小沢徳太郎 (スウェーデン大使館)

JN S0268A (0285-5992) 産業公害

VN VOL. 28, NO. 6 PAGE. 607 - 614 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図5)

AB まず、環境の酸性化に対する日本、スウェーデン間の認識の相違についてふれた。次に、環境モニタリングの経緯、モニタリングプログラム、1985年の全国湖沼性総合調査の要約(硫酸塩濃度、降水中の硫酸塩、pH、アルカリ度、回復の可能物質)、湖沼、河川への石灰散布、湖沼の酸性化と重金属などの有害物質、二酸化硫黄、窒素酸化物の総排出量および削減目標について述べた

CC SB02030Q (614.777(285))

KW 湖沼汚濁; 環境保全; 酸性化; 汚染監視; 湖沼調査; 硫酸塩; 酸性雨; 水素イオン濃度; スウェーデン; 日本; 塩基度; 石灰; 散布; 重金属汚染; 二酸化硫黄; 酸化窒素; 排出量; ヨーロッパ; 富栄養化; 年変化

#000020* JICST COPYRIGHT

CN 92A0213681, A92152034, K92080429

TI 酸性雨の陸水影響に関する研究 第1報 県内河川のpHの経年変化とその原因
ET Study on Effect of Acid Rain for the
Quality of Fresh Water. (I). The
Long-Term Variation of pH and Some
Factors related to pH of River Water
in Gifu Prefecture.

AU 加藤邦夫 (岐阜県公害研)

JN G0350B (0385-1583) 岐阜県公害研究所年報

VN NO. 19 (1990) PAGE. 32-36 1991

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図5, 表4, 参9)

AB 岐阜県下の河川, 湖沼の酸性化について1971年以降の県下の公共用水域測定結果のデータをもとに湖沼の酸性化, 土壌等の関係を検討した。pHの低い地域は木曾川, 長良川などの一部や岐阜市周辺の都市部河川に多く見られ, 帯の河川上流部, 土壌的には酸性に耐性の弱い土壌地帯に多かった

CC SB02060X (614.777:543)

KW 水質試験; 河川調査; 湖沼調査; 水素イオン濃度; pH測定; 水文地質; 酸性岩; 土壌酸性度; 岐阜; 酸性化; 河川; 永年変化

#000021* JICST COPYRIGHT

CN 91A0834787, K92070912, L92201743

TI 酸性雨の植物病理学 モデル実験系における病態と防除の試み

AU 宮田善雄, 本城尚正 (京都府大農)

JN G0527A (KASEA) (0453-073X) 化学と生物

VN VOL. 29, NO. 10 PAGE. 666-670 1991

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図5, 表2, 参8)

AB 日本での酸性雨についてみると, 今のところpH4.5を割る観測値がなく, 酸性土壌の樹木類に現時点ではほとんど影響を受けている状態にまで至っている。植物の生育に悪影響を及ぼす可能性がある。植物の生育に悪影響を及ぼす可能性がある。植物の生育に悪影響を及ぼす可能性がある。

CC SB03010B, FC04020J (614.71/.73, 632.11/.12)

KW 酸性雨; 日本; 樹木; 植物被害; 感受性; キュウリ; カボチャ; 植物病原菌; Phytophthora属; 粘土; 耐酸性; 作物育種; 植物病害; 病害防除; 大気汚染

#000022* JICST COPYRIGHT

CN 91A0895769, G92102498, K92051639

TI 特集 酸性雨対策 3. 固定発生源における酸性雨防止対策

ET Special Report: Control Measures for
Acid Rain. 3. Control Measures for
Stationary Sources.

AU 藤田慎一 (電力中研)

JN S0268A (0285-5992) 産業公害

VN VOL. 27, NO. 10 PAGE. 708-713 1991

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図4, 表2, 参12)

AB 二酸化硫黄 (I) と窒素酸化物 (II) の発生源について説明し, 州 (大陸) 別のIとIIの発生量を比較した。次に, 1985年へルシンのI発生量を1986年現在の日本のIとIIの発生量の構成, 火山の影響について述べる。次に, 東アジア地域におけるIの発生量分布, 特に中国本土のI発生量を1986年現在の日本のIとIIの発生量の構成, 火山の影響について述べる。

CC SB03020M, DD01020P (614.71/.73:551.51, 550.462)

KW 酸性雨; 固定汚染源; 汚染防止; 二酸化硫黄; 硫黄; 排出量; 国際協力; 国際会議; 凍結; 地理的分布; 濃度分布; 中国; 日本; 火力発電; 移動汚染源; 多重回帰分析; 韓国

#000023* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0796614, J92064384, L92141265
 TI 酸性雨による土壌影響
 AU 土居晃郎 (北海道中央農試)
 JN Y0115A (0388-8045) 北方林業
 VN VOL. 43, NO. 7 PAGE. 186-188 1991
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表5, 参1)
 AB 北海道の未耕地土壌で、酸性雨に対する耐性評価を検討した。イオンの季節変動で、夏期には土壌等の粉塵、冬期には海水の影響があるものと推定した。土壌pHに経年変化は認めず、他の化学性は判然としなかった。人工降雨による土壌への影響で、雨被害の顕在化していない酸性土壌を示し、植物では過剰害を認めなかった
 CC FF02010T (634.0.1/.2)
 KW 酸性雨; 季節変動; 酸性土; 森林被害; 北海道; 不整地; 土壌調査; 土壌酸性度; 土壌成分; 人工降雨

#000024* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0677752, A92102376, J92054549, K92050788, L92131488
 TI 福岡県の山間部における降水および渓流水のpHと数種の成分について
 ET Studies on pH Value and Some Mineral Concentrations of Precipitation and Stream Water in Mountain Regions of Fukuoka Prefecture.
 AU 佐々木重行, 高木潤治 (福岡県林試); 西尾敏 (福岡市森林公社)
 JN G0591A (0388-8673) 森林立地
 VN VOL. 33, NO. 1 PAGE. 1-7 1991
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図7, 表8, 参18)
 AB 降水, 渓流水のpH, 電気伝導度, K, Ca, Mgの含有量を, 2地点で定期的に測定した。降水のpHは2地点とも平均4.9前後で、いわゆる酸性雨であった。渓流水のpHは1988年以降低下傾向にあるが、原因は不明である。降水および渓流水のイオン含有量には、相互関係はなかった。また、複層林の渓流水pHは単層林に比べて高い値を示した
 CC FF02010T, SB02060X (634.0.1/.2, 614.777:543)
 KW 山地河川; 降水; 酸性雨; 土地; 水素イオン濃度; 電気伝導率; カリウム; カルシウム; マグネシウム; 森林; 福岡; 河川水; 水質試験
 FT [山間地]

#000025* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0852141, A92092556, G92092138, K92050486
 TI 特集 地球環境問題と水 酸性雨と水環境
 ET Acid Rain and Aquatic Environments.
 AU 坂本充 (名古屋大 理)
 JN Z0777A (0387-2025) 水質汚濁研究 (日本水環境学会)
 VN VOL. 14, NO. 9 PAGE. 599-606 1991
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図3, 表2, 参27)
 AB 日本および世界における酸性雨の現状を紹介すると共に、酸性雨が湖沼や河川などの陸水生態系に及ぼす影響につき述べた。特に、降水のpHの分布, SO₄²⁻等の降水中の主要イオンの濃度と汚染原因物質との関連性, 酸性雨による湖沼水の酸性化に影響する集水域-湖沼系の酸緩衝能, カナダ実験湖沼群の酸性化による生物要素の変化に関する実験結果につき解説した
 CC DC05120X, SB02030Q, SB03020M, SB02090E (551.577/.579, 614.777(285), 614.71/.73:551.51, 614.777:(581+591))
 KW 酸性雨; 水素イオン濃度; 降水; 硫酸; 硝酸; 陸水域; 湖沼汚濁; 酸性化; 緩衝作用; 水文学; 流域; 日本; アメリカ; カナダ; 植物プランクトン; 動物プランクトン; エビ; コイ科; サケ科

#000026* JICST COPYRIGHT
 CN 91A0807542, J92043151
 TI 酸性降下物と森林環境問題研究会報告 (6) 羊ヶ丘における降水のpHと土壌
 AU 真田勝 (森林総研)
 JN Y0115A (0388-8045) 北方林業
 VN VOL. 43, NO. 2 PAGE. 52-54 1991
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図4, 表3, 参3)
 AB 森林への酸性雨の影響を知る目的で行っている、羊ヶ丘実験林における1983年からの降水及び土壌のpH継続測定結果について経過報告した。降水のpH値は季節的には夏に低く、秋から春にかけて比較的高い傾向にあった。また経年的には徐々に低下傾向にあり、pH4以下の降水頻度が増加していた。一方土壌のpH値は、約6年半の測定期間を通じて明らかな経年変化の傾向を示さなかった
 CC FB04040C, FF01010M (631.41/.42, 634.0)
 KW 酸性雨; 森林土; 土壌酸性度; 水素イオン濃度; 降水; 北海道; pH測定; 季節変動; 経時変化; 砂質土; 土壌緩衝能

酸性雨②-7

KW: 酸性雨, 湖沼, 河川, 土壌(土), 日本

#000032* JICST COPYRIGHT

CN 91A0381426, A91161768, K91070890

TI 浄水場原水水質データの環境指標への利用 第2報 酸性雨(雪)の陸水への影響について

ET Utilization of water quality data in water supply plants as index of acid deposition on land water.

AU 加藤充哉, 北村守次, 矢田峯子, 西川幸蔵, 柿本均, 河端芳美 (石川県衛生公害研); 山口昭信 (石川県庁)

JN Z0330A 石川県衛生公害研究所年報

VN NO. 27 (1989) PAGE. 222-230 1991

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図3, 表7, 参11)

AB 人為的な汚濁負荷が極めて少ない集水域から取水している浄水場(石川県)での, 15年間にわたる原水水質データを用いて検討し, 次の結果を得た。この集水域の酸性雨に対する感受性は中程度であり, 陸水の酸性化は長期に見ても無視できない。pHとアルカリ度は経年変化は認められない。土壌や岩石の緩衝能により, 流下に伴いpHは7以上に回復する

CC SB03020M, SB02010U (614.71/.73:551.51, 614.777)

KW 酸性雨; 降雪; 陸水域; 浄水施設; 原水; 水質; 測定データ; 酸性化; 石川; 水素イオン濃度; 塩基性; 年変化; 土; 岩石; 緩衝作用

#000033* JICST COPYRIGHT

CN 91A0348583, K91070110

TI 酸性雨による被害の現状とわが国への影響

ET Acid rain damages in foreign countries and its effects to Japan.

AU 松井春夫 (名古屋工技試)

JN F0174A (SKYOA) (0010-180X) 色材協会誌

VN VOL. 64, NO. 3 PAGE. 164-171 1991

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図8)

AB 拡大する地球規模的環境問題と酸性雨の発生原因やメカニズム, 酸性雨による被害状況とその対策(建築物や各種施設の脆弱化, 湖沼や河川の生物の死, 森林樹木の枯死, 穀物の不作)を述べた。ついで酸性雨対策として研究を進めている土壌内の化学変化や植生保護の概要を紹介し, 地球の未来を考察した

CC SB01000C (614.7)

KW 酸性雨; 日本; 環境汚染; 機構; 災害調査; 建築物調査; 河川汚濁; 湖沼汚濁; 土; 化学反応; 植生; 自然保護

#000035* JICST COPYRIGHT

CN 91A0006321, J91092303, K91062364

TI 群馬県における酸性雨の土壌生態系への影響評価 第1報 カラム試験

ET Estimation of influence of acid rain on soil ecosystem in Gunma Prefecture. (1) Column experiment.

AU 山田正幸, 宮原克祐, 海老原武久 (群馬県農総試)

JN Z0332B (0289-4610) 群馬農業研究 A 総合

VN NO. 7 PAGE. 37-40 1990

CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図7, 表1, 参6)

AB 土壌から流出する塩基量は, 添加したH⁺が1me/l(100g soil)以下の弱場合に消費H⁺との間に等量関係がなく, 各土壌ともイオン交換水で流出した分だけ土壌pHは低下。更に添加H⁺が増加した土壌の塩基残量が少なくなる。消費H⁺は流出した塩基とAlイオンの合計量と等量となる

CC FB04040C, SB05040W (631.41/.42, 614.7 OTHERS)

KW 酸性雨; 土壌化学特性; 土壌成分; 土壌物質動態; 生態系; 屋内試験; 黒ぼく土; 褐色森林土; 硫酸; シミュレーション; 陽子; 土壌酸性度; アルミニウム; 群馬

#000040* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0808809, A91021963, K91010434
 TI 地球環境を考える 酸性雨の現状と今後の研究
 AU 瀬間徹 (電力中研)
 JN G0721A (0387-0758) 電気協会雑誌
 VN NO. 804 PAGE. 2-6 1990
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図5, 参1)
 AB 日本ではまだ欧米のような酸性雨による生態系への影響が見られていないが, 化石の燃料消費量の増加から見て, 近い将来被害発生の恐れがある。SO₂やNO_x等の発生から酸性降雨に至る輸送範囲は極めて広く, 日本は酸性雨問題は広く東アジア全般を含める必要がある。日本で河川や湖沼等への影響がまだ表われないのは土壌の酸中和能力によるものである
 CC SB02090E (614.777:((581+591)))
 KW 自然環境; 酸性雨; 二酸化硫黄; 酸化窒素; 土; 河川; 湖沼; 中和反応; 樹木; 農作物; 環境インパクト; 日本

#000048* JICST COPYRIGHT
 CN 89A0404427, L89232000
 TI 関東地方におけるスギの衰退と土壌の酸性化
 ET Relationship between decline of cryptomeria and soil acidity in Kanto Plain.
 AU 亀岡喜和子, 三沢彰, 高橋啓二 (千葉大 園芸)
 JN F0408A (0387-7248) 造園雑誌
 VN VOL. 52, NO. 5 PAGE. 115-120 1989
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図4, 表4, 参7)
 AB 関東地方の平野部でみられるスギの衰退, 枯死の原因と酸性降水物による土壌の酸性化との関連について研究した。衰退度の異なるスギと林分および個体よりの土壌のこの土壌をサンプリングし, PH等を測定した。その結果, 根元ほどこ低PHでAI可オニ量が多いことから幹を伝って酸性降水物が落下し, 土壌を酸性化していることがわかった。(同所抄録)
 CC FC04020J (632.11/.12)
 KW 植物被害; スギ; 土; 土壌酸性度; 酸性化; 関東地方; 酸性雨; 置換性塩基; 現地調査

#000049* JICST COPYRIGHT
 CN 88A0226785, A88101891, K88051094
 TI 酸性雨による河川及び湖沼の水質に及ぼす影響について
 ET Influence of acid rain on the water quality of rivers and lakes.
 AU 山本英夫, 武士末純夫, 新次美 (愛媛県公害技セ)
 JN F0170B (EKGSD) (0288-6901) 愛媛県公害技術センター所報
 VN NO. 9 PAGE. 1-7 1988
 CI (A) (a1) (JA) (JPN) (写図8, 表2, 参6)
 AB 昭和57~62年に採取した雨水, 河川水(9水系)及び湖沼水の化学成分を測定した。梅雨期(6~7月)及び秋雨期(9~10月)における酸性雨の出現率は95%であった。愛媛県内の河川水では最近の10年間に酸性化の徴候は認められず, 酸性降水物に対して十分な緩衝能を示した。Ca濃度とアルカリ度, SO₄²⁻濃度と(Ca+Mg)濃度の相関性について考察した
 CC SB03020M, SB02020F, SB02030Q (614.71/.73:551.51, 614.777(282), 614.777(285))
 KW 大気汚染; 酸性雨; 河川汚濁; 湖沼汚濁; 酸性化; 愛媛; 河川水; 湖沼水; 雨水; 水質調査; 化学組成

文献リスト (土壌汚染)

#000002* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)
 CN 93A0524140
 TI 下水汚泥からの重金属のミミズによる輸送 土壌科学におけるマイクロPIXEの
 応用
 ET Earthworm transport of heavy metals
 from sewage sludge: a micro-PIXE
 application in soil science.
 AU PROTZ R, TEESDALE W J, MAXWELL J A, CAMP
 BELL J L, DUKE C (Univ. Guelph, Ontario
 , CAN)
 JN H0899A (NIMBE) (0168-583X) Nucl Instrum Methods Phys
 Res Sect B
 VN VOL. 77, NO. 1/4 PAGE. 509-516 1993
 CI (A) (a1) (EN) (NLD) (写図7, 表5, 参8)
 AB 下水汚泥を捨てた土地の下のミミズの通路の内側及びミミズの排せつ物をマイクロ
 PIXEで分析した。汚泥中に存在する金属を両者で認めたが、その濃度は土中よ
 り遥かに高かった。ラスダ形式のPIXE元素データを画像解析時に分析し、ミミ
 ズが輸送する元素間の空間的相関を定量的に示した
 CC EE03010W, CC03012W, CC06100H (591.55, 543.42, 543.52:54+)
 KW 下水スラッジ; 重金属; ミミズ類; 輸送; 土壌学; 排せつ物; PIXE分析; 濃度
 測定; 生体試料固定; X線画像; 画像分析; 後方散乱; 土壌汚染

#000003* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)
 CN 93A0166298
 TI 放射線の応用 現状と今後の展望 Part I I 農業関連分野 農業環境保全へ
 の利用
 AU 小山雄生 (農業環境技研)
 JN F0044A (GKOGA) (0433-4035) 原子力工業
 VN VOL. 39, NO. 2 PAGE. 35-39 1993
 CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図4, 表1, 参5)
 AB 大気・土・水など農業環境の汚染の解明・防止にRIや放射化分析等の利用が成果
 をあげている。大気汚染源のトレーサによる調査, 土壌汚染における生育阻害物質
 の特定, 地下水中臭素含有量調査のための放射化分析, 家畜体内代謝による重金属
 ・放射性核種蓄積等の事例を紹介した
 CC MC02030N, CC06010J, FB01010A (621.039.85:[57/59+615], 543.52, 631)
 KW 農業; 放射化分析; 放射性トレーサ法; 大気汚染; 水質汚濁; 土壌汚染; 汚染物質;
 生体内蓄積; 重金属汚染

#000005* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)
 CN 92A0546724
 TI 土壌分析 有害成分
 ET Determination of Toxic Elements in
 Soils.
 AU 久保田正重 (茨城大 農)
 JN S0128B (0386-2178) ぶんせき
 VN NO. 7 PAGE. 544-548 1992
 CI (A) (b1) (JA) (JPN) (参68)
 AB 1988~1991年に発表された土壌分析についての報文のうち、特に有害成分
 に関するものを中心に次の項に従い、総説した。試料の前処理(土壌の全分解、抽
 出)、一般分析(原子吸光分析、吸光度法、同位体希釈質量分析、放射化分析、
 ICP-AES, X線分析法、クロマトグラフィー)、分画分析。土壌汚染防止法
 による特定有害物質は、Cd, Cu, Asであり、平成3年環境庁が発表した環境
 基準による金属、半金属はCd, Pb, Cr(VI), 総Hg, アルキルHg及び金
 属カルボニル、Be, Cr(VI), Cu, Zn, As, Se, Cd, Sb, Te
 , Hg, Tl及びPbである。簡便で高感度の分析法が望まれる
 CC CC06100H, FB04040C (543.52:54+, 631.41/.43)
 KW 土壌分析; 有害物質; 試料調製; 原子吸光分析; 吸光分光分析; 質量分析; 放射化
 分析; ICP-AES分析; X線分析; クロマトグラフィー; 土壌汚染; カドミウ
 ム; 銅; ひ素; 同位体希釈分析

#000006* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 92A0786427

TI その場ガラス固化における揮発性汚染物の成行きの定常状態分析
ET Steady-State Analysis of the Fate of Volatile Contaminants During In Situ Vitrification.

AU K U H N W L (Pacific Northwest Lab., Battelle)

JN P0998A US DOE Rep

RP PNL-8059

VN PAGE. 54 p 1992

CI (T) (a1) (EN) (USA) (写図3, 表2)

AB その場ガラス固化法において、土壌中での揮発性汚染物の移動を記述するため、布数学的なシミュレーションを行った。汚染物の移動状況は吊鐘の汚染物濃度分布、移動速度によって予想した。移動速度が遅ければ、成長するにつれて汚染物は排ガス系に排出される。アセトンの場合には結果は良好で、混和しにくい化学種を良く捕獲できる

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 環境放射線核種移動; ガラス固化; 土壌汚染; 放射能汚染; 計算機シミュレーション; 数学モデル; 土壌空気; 汚染物質; 濃度分布; 拡散速度; 予測技法; 四塩化炭素; ベンゼン; アセトン; 食品照射; 有害物質

FT [放射性毒素; 現位置ガラス固化]

#000007* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 92A0764318

TI Tims 支流堆積物中の重金属汚染
ET Heavy metal contamination in Tims Branch sediments.

AU C A R L T O N W H (Westinghouse Savannah River Co., South Carolina)

JN P0998A US DOE Rep

RP OPS-RMT-900200

VN PAGE. 12 p 1990

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB Savannah River プラント内のM区域放出物によるTims 支流と Steed's 池堆積物の重金属汚染の調査結果のメモルである。1967年Steed's 池のデータ、1975, 1985年間の放出量、Tims 支流、Steed's 池の1977年放射線調査と1984年のモニタリング調査、地す支流中の汚染物輸送、1985-86年のTims 支流の化学・生物学調査、地下水の重金属汚染の可能性についてのデータと若干のコメントを述べた

CC MB02030K, SB02070I (614.73:614.876, 614.777:543:546)

KW 堆積物; 放射能汚染; 放射線監視; 重金属汚染; 土壌汚染; 地下水; 原子力施設; 放射能放出

#000008* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 92A0740838

TI 原位置ガラス固化技術の環境保全技術としての将来性
ET Future of In-Situ Vitrification Technology Applicable to Environmental Preservation.

AU 金子直哉, 村岡元司, 田坂広志 (日本総合研)

JN G0154A (NGEGA) (0004-7120) 日本原子力学会誌

VN VOL. 34, NO. 9 PAGE. 838 - 843 1992

CI (A) (b2) (JA) (JPN) (写図5, 表2, 参9)

AB 原位置ガラス固化技術の原理、原位置ガラス固化システムの概要、適用実績、プロセス改良の開発、環境保全技術としての将来性について述べた。この技術は米国PNLにより開発されたが、日本でも民間企業のコンソーシアムが研究開発を行っている

CC MB05000Y, MB02030K (621.039.7, 614.73:614.876)

KW 放射性廃棄物; 浅地層処分; 放射能汚染; 土壌汚染; ガラス固化; 環境保全; 廃棄物処分施設; 技術開発; 有害物質; 復旧; 放射線防護

FT [原位置固化]

土壌汚染 - 2

KW : 環境汚染, 有害物質 (元素), 重金属, 土壌 (土)

#000010* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 92A0694735

TI システム設計の予備的研究 評価報告 VII サブシステムの概念
ET Preliminary systems design study
assessment report. Volume VII
Subsystem concepts.

AU MAYBERRY J L, FEIZOLLAHI F, DEL SIGNORE
J C (EG&G Idaho, Inc., Idaho)

JN P0998A US DOE Rep

RP EGG-WTD-9594-VOL-7

VN PAGE. 158 p 1992

CI (T) (a1) (EN) (USA) (写図 8, 表 24)

AB アイダホ国立工学研究所の放射性廃棄物地下処分場に貯蔵されている有害および超
ウラン廃棄物について、可能な処分方法をまとめた。第7巻では、金属除染と
理に関するシステム概念を評価した。第7巻では、金属除染と矯正、土壌処理、低
レベル廃棄物、回収の4サブシステムについて記述した

CC MB05000Y (621.039.7)

KW 低レベル廃棄物; 地中処分; 廃棄物処分施設; 超ウラン元素; 放射性物質取扱; 土
壌汚染; 放射能汚染; 放射能除染; システム評価; アルファ廃棄物; 食品照射; 有
害物質

FT [放射性毒素]

#000011* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 92A0588965

TI サバンナリバーサイトにおける有害廃棄物および混合廃棄物処理技術の展望
ET A perspective of hazardous waste and
mixed waste treatment technology at
the Savannah River Site.

AU ENGLAND J L, VENKATESH S, BAILEY L, LANG
TON C A, HAY M S, STEVENS C B, CARROLL S
J (Westinghouse Savannah River Co., S
C)

JN P0998A US DOE Rep

RP WSRC-MS-91-117

VN PAGE. 26 p 1991

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB 標記技術の対象はサバンナリバーサイトにおける重金属混合廃棄物汚染土壌および
混合水銀廃棄物の調製と処理である。提案した処理技術は規制要件、予想廃棄物容
積、現行技術、コスト効果およびプロジェクトスケジュールに基づいている

CC MB05000Y (621.039.7)

KW 土壌汚染; 水銀; 放射能汚染; 放射性廃棄物; 廃棄物処理; 廃棄物処理施設; 毒物;
重金属; 混合廃棄物

#000013* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 92A0183521

TI 放射性地下タンクのその場ガラス化
ET In situ vitrification of radioactive
underground tanks.

AU KOEGLER S S, GIBBY R D, THOMPSON L E (Pa
cific Northwest Lab., Washington)

JN P0998A US DOE Rep

RP PNL-SA-19225

VN PAGE. 10 p 1991

CI (T) (a1) (EN) (USA) (写図 4, 表 3, 参 5)

AB その場ガラス化 (ISV) は有害化学廃棄物と放射性廃棄物貯蔵用地下タンクを改
善するプロセスである。いくつかの規模の試験でこれらのタンクに関するISVの
有用性を実証した。工学規模試験では、疑似タンク沈殿物を含んだ埋設した直径3
0cmの鋼製およびコンクリート製タンクをガラス固化した

CC MB05000Y (621.039.7)

KW ガラス固化; 放射性廃棄物; 土壌汚染; 放射能汚染; 貯槽; 有害物質; 混合廃棄物

#000014* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0934848

TI 種々の金属を含む土壌の原位置固化

ET In situ vitrification of soils containing various metals.

AU BUELT J L, FARNSWORTH R K (Pacific Northwest Lab., Washington)

JN C0265B (NUTYB) (0029-5450) Nucl Technol

VN VOL. 96, NO. 2 PAGE. 178 - 184 1991

CI (A) (a1) (EN) (USA) (写図5, 表5, 参11)

AB 従来放射性物質による汚染土壌の固化用として開発された当ISV技術を, 高濃度の重金属を含む土壌へ適用した。固化しきれない過剰の金属による電流消費を防ぐため, 電極を従来の定置型から可動型へと改良した。ベンチ, 工学, パイロット規模試験を終え, 現在大規模試験が進行中で, 固化体の耐久性なども調べている

CC MB05000Y (621.039.7)

KW 低レベル廃棄物; 地上処分; 廃棄物処分施設; 放射能汚染; 土壌汚染; 重金属汚染; ガラス固化; 電極; 抵抗加熱; 可動型; 改良; パイロット試験; 技術開発; 現場試験; 敷地; 地電流; 電力消費; 試験装置; 耐久性

FT [原位置固化; ISV法]

#000016* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0412330

TI 大地の放射能汚染の地球化学的解析, 57Co, 54Mn, 59Fe, 125Iの移動度

OT Analisi geochimica della radiocontaminazione terrestre. La mobilita di: 57Co - 54Mn - 59Fe - 125I. Parte seconda.

AU PERSICANI D

JN E0783A (0001-4982) Inquinamento

VN VOL. 33, NO. 2 PAGE. 50 - 54 1991

CI (A) (a1) (IT) (ITA) (写図1, 表3, 参33)

AB 25種のイタリアの土壌をサンプルとし, そのpH, CSC, 有機物, 砂分, 泥分, 粘土分とともに57Co, 54Mn, 59Fe, 125Iを測定し, 土壌の吸着性と分配係数を求めた。粘質土壌での重金属の強い親和性が見出され, 反面放射性よう素の有機物への強い親和性も見出された。放射性物質の土壌への移動は計算上では認められなかった

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 放射能汚染; 土壌汚染; 土壌分析; コバルト; マンガン; 鉄; よう素125; 放射性同位体; 吸着; 粘質土; 土壌特性; 土壌塩類; 土壌物質動態; 移動度

#000017* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0348027

TI 地圏における放射性核種輸送の自然アナログ

ET Natural analogue aspects of radionuclide transport in the geosphere.

AU PETIT J - C (CEN - FAR, Fontenay aux Roses, FRA)

JN C0563A (RAACA) (0033-8230) Radiochim Acta

VN VOL. 52/53, NO. Pt 2 PAGE. 337 - 340 1991

CI (A) (b1) (EN) (DEU) (参24)

AB 地圏における放射性核種の移動機構に関する知見が自然アナログから得られる。自然アナログは流体経路, 水/岩石相互作用, 放射性核種の化学形, 元素的遅延および主な地球化学的パラメータに関する基本的問題に解答を与える。さらに, モデルの実証や核廃棄物の安全に対する科学的根拠を与える

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 環境放射性核種移動; 放射性廃棄物; 流体流; 地球モデル; 廃棄物処分; 循環; 岩石; 水; モデリング; 相互作用; 分子構造; プルトニウム; ネプツニウム; アメリカシウム; 地球化学的探査; 自然放射能; 放射能汚染; 土壌汚染; 食品照射; 有害物質

FT [放射性毒素]

土壌汚染 - 4

KW: 環境汚染, 有害物質 (元素), 重金属, 土壌 (土)

#000018* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0348024

TI 廃棄物中のウランの微生物的変換

ET Microbial transformations of uranium in wastes.

AU FRANCIS A J, DODGE C J, GILLOW J B (Brookhaven National Lab., New York); CLINE J E (Martin Marietta Energy Systems, Inc., TN)

JN C0563A (RAACA) (0033-8230) Radiochim Acta

VN VOL. 52/53, NO. Pt 2 PAGE. 311-316 1991

CI (A) (a1) (EN) (DEU) (写図4, 表5, 参26)

AB 放射性核種による土壌, 水および堆積物の汚染およびウラン加工廃棄物の処分からの毒性金属が主題である。ウランの物理化学的性質は良く知られているが, 廃棄物中のウランの移動および固定に及ぼす微生物の活動についてはほとんど知られていない。Oak Ridge Y-12プラントのウラン加工所から集めたスラッジ堆積物の微生物的効果を調べた

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 放射性廃棄物; 土壌微生物; 土壌汚染; 放射能汚染; 環境放射性核種移動; 微生物分解; 重金属汚染; ウラン; 核燃料再処理; 固定; スラッジ; 陸成堆積物; 細菌; 日変化; 土壌成分; 食品照射; 有害物質

FT [放射性毒素]

#000020* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0168763

TI 有害廃棄物サイト土壌の除染レベル目標値設定のための複数経路からのアプローチ

ET Multimedia approach to estimating target cleanup levels for soils at hazardous waste sites.

AU HWANG S T (Pacific Northwest Lab., Washington)

JN P0998A US DOE Rep

RP PNL-SA-18138

VN PAGE. 11 p 1990

CI (T) (b2) (EN) (USA) (参7)

AB 汚染土壌の除染レベルを, 人間に対するリスク許容値から逆算して推定する手法を示す。この手法においては汚染物質の摂取経路として, 空気, 地下水, 及び地表水を考え, それぞれの経路からの影響を, EPAのSuperfundリスク評価ガイドラインマニュアルに示された簡便な関係式に従って算出する。本報では手法の概要と計算例一例を示した

CC MB05000Y (621.039.7)

KW 放射性廃棄物; 有害物質; 廃棄物処分施設; 危険物; 放射能汚染; 土壌汚染; 放射能除染; リスク分析; 汚染物質; 健康被害; 取込; ヒト; ソースターム; 汚染監視; 浸出; 放射能放出; 地下水; 地表水

#000021* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0161864

TI Savannah Riverサイトの土の原位置ガラス固化

ET In situ vitrification of soil from the Savannah River Site.

AU CAMPBELL B E, BUELT J L (Pacific Northwest Lab., Washington)

JN P0998A US DOE Rep

RP PNL-7421

VN PAGE. 33 p 1990

CI (T) (b2) (EN) (USA) (写図12, 表7)

AB 汚染土や埋没廃棄物を現地でガラス固化し, 結晶塊とする。2つのベンチ規模の試験を行い, Savannah Riverのものについてのガラス浸出試験を行った。重金属, 有機汚染物及び安定放射体模擬物で試験した。その結果, これらはガラス閉込めが充分可能で, 有機物は大抵, 分解している事が判明した

CC MB05000Y (621.039.7)

KW 放射能汚染; 土壌汚染; 土; 放射性廃棄物; 埋設; ガラス固化; 浸出; シミュレーション

FT [原位置固化; Savannah Riverサイト]

土壌汚染 - 5

KW: 環境汚染, 有害物質 (元素), 重金属, 土壌 (土)

#000022* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 90A0757171

TI 重金属沈降および土壤中移動の環境的監視

ET Environmental monitoring for heavy metal deposition and soil migration.

AU KUMPT R L, DAVIS H A (E. I. Du Pont De Nemours & Co., Inc., Texas)

JN D0677A Am Chem Soc Natl Meet Div Environ Chem

VN VOL. 29, NO. 2 PAGE. 323 - 325 1989

CI (C) (a1) (EN) (USA) (写真1, 表1)

AB Savannah River 発電所の煙突より排出されるPuおよびUの土壤汚染と土壤中移動について調査した。気象条件を考慮して123の土壤試料を採取して分析した。PuおよびUの沈降速度(土壤濃度)は煙突より距離の反比例とし、Puは地表7.5cm以内に見出され、13年後もPuの70%は地表7.5cm以内に残留していた。Puによる地下水汚濁の恐れは小さいと判断した

CC MB02030K, FB04100T (614.73:614.876, 628.516:614.76)

KW 土壤汚染; 放射能汚染; 大気汚染; フォールアウト; プルトニウム; ウラン; 原子力発電; アメリカ; 汚染監視; 土壤分析; 地理的分布; 鉛直分布; 土壤物質動態; 固体内拡散; 移流; 残留性

#000023* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0168759

TI 乳牛による土壤の摂取

ET Soil ingestion by dairy cattle.

AU DARWIN R (Pacific Northwest Lab., Washington)

JN P0998A US DOE Rep

RP PNL-SA-17918-HEDR

VN PAGE. 7 p 1990

CI (T) (a1) (EN) (USA) (表4, 参5)

AB 牧草を乳牛が食する際に土壤も摂取することになるが、この土壤は、放射性核種や重金属や有機性毒物の源となると考えられる。大切なことは、牛乳の生成過程における摂取量が、摂取する土壤の多小、牧草の鉍物含有量、牛自体の消化能力に依存していることである。これまでの調査で、乳牛の一日当たりの土壤摂取量は0.1-1.5kgであったと分かっていた

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 牧草; 土; 放射能測定; 環境放射性核種移動; 牛乳; 摂食; 消化; 取込; 重金属汚染; 土壤汚染; 毒物; 乳牛; 放射能汚染

#000024* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 91A0078433

TI コロラド州, Grand JunctionにおけるUMTRA近くの土地

ET UMTRA vicinity properties in Grand Junction, Colorado.

AU MACDONALD D (UNC Geotech)

JN P0999A PB Rep

RP PB-90-227950

VN PAGE. 105 - 106 1990

CI (T) (a2) (EN) (USA)

AB Grand Junction近くの土地プログラムはUSDOE UMTRA計画の一部である。USDOEはこの計画の下で、3,500以上の土地を同定した。1985年以来、これらの2,500は除染されてきた。また、70の敷地はウラン工場の尾鉍に加えるに有害物質を含んでいる。これら全体について論じた

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 放射能汚染; 放射能除染; コロラド; ウラン鉍; 鉍石処理; 尾鉍; 有害物質; 土壤汚染; 廃棄物処理; 廃棄物処分

#000026* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 90A0565999

TI 原位置ガラス固化 汚染した土の溶融プロセスについての試験結果
ET In situ vitrification: Test results
for a contaminated soil-melting
process.

AU BUELT J L, TIMMERMAN C L, WESTSIK J H J
R (Pacific Northwest Lab., Washington)

JN P0998A US DOE Rep

RP PNL-SA-15767-SUPPL-1

VN PAGE. 36 p 1989

CI (T) (a1) (EN) (USA) (写図9, 表3)

AB 放射性廃棄物及び有害化学廃棄物で汚染した土や泥を安定化するために土を結晶性
のものにする。1987年6月にプロセスの大規模試験を汚染土について完了した
。最初の実規模の実証プラントが試験に入ったが、ここでは実際の廃棄物について
の試験結果を総括した

CC MB05000Y (621.039.7)

KW 放射性廃棄物; 有害物質; ガラス固化; 原位置試験; 放射能汚染; 土壌汚染; 土;
融解; スラッジ; 電気加熱; 電極

FT [原位置固化]

#000028* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 90A0634040

TI スーパーファンド放射線現場で汚染された土壌の修復に適用しうる技術
ET Technologies applicable for the
remediation of contaminated soil at
superfund radiation sites.

AU RAGHAVAN R, WOLF G (Foster Wheeler Envi
response, Inc., NJ); WILLIAMS D (USEPA R
REL, NJ)

JN P0999A PB Rep

RP PB-90-127200

VN PAGE. 59 - 66 1989

CI (T) (b2) (EN) (USA) (表1, 参14)

AB 放射性物質を含むスーパーファンド有害廃棄物現場で放射能汚染を除去したり安定
化するのに有用な技術を提示した。放射性汚染物は物理的、化学的には分解できず
自然崩壊のみで変化するので基本的に有害性をなくすのは不可能である。ここでは
使用しうる技術を、処分、現場での処理、化学的抽出、物理的分離、土壌洗浄の分
野に区分して示した。この技術の適用性は現場の特性によって左右される

CC FB04100T, MB02030K, MB05000Y, SC050300 (628.516:614.76, 614.73:614.876, 621
.039.7, 628.44+628.49)

KW 有害物質; 放射性廃棄物; 廃棄物処理; 地中処分; 土壌汚染; 放射能汚染; 浄化;
抽出; 分離; 洗浄; 復旧; テクノロジーアセスメント; 基金; 助成

#000030* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 90A0594948

TI ハンブルグ陽子マイクロプローブ 環境分析への応用
ET The Hamburg proton microprobe:
application in environmental
analysis.

AU GROSSMANN D, KOOPMANN J P, NIECKE M, SCH
OETTLER J (Univ. Hamburg, DEU); KHORASAN
I R (Fachhochschule Hamburg, DEU)

JN H0899A (NIMBE) (0168-583X) Nucl Instrum Methods Phy
s Res Sect B

VN VOL. 49, NO. 1/4 PAGE. 495 - 500 1990

CI (A) (a1) (EN) (NLD) (写図4, 表2, 参6)

AB ハンブルグ陽子マイクロプローブをハンブルグ港の固化した泥の微量元素分布の測
定に用いた。しゅんせつしたスラッジから選別した汚染泥を脱水、化学処理した。
安定化前後の化学抽出では、重金属の結合力の変化が見られた。PIXE測定の結果
によると、泥が固化中に、鉍物相に対する重金属の結合が形成されたことを示し
た

CC CC06090T, SB02040B (543.52/.53:549, 614.777(26))

KW マイクロプローブ; 泥土; 痕跡分析; 微量分析; 微量元素; 元素分析; 定量分析;
海底堆積物; しゅんせつ土; 重金属汚染; 濃度分布; 陽子ビーム; 陽子照射; 1-
10 MeV; X線検出; 固有X線; X線スペクトル; 原子スペクトル; エネルギー
分布; スペクトル解析; 凝固; PIXE分析

FT [陽子励起X線分析]

土壌汚染 - 7

KW: 環境汚染, 有害物質 (元素), 重金属, 土壌 (土)

#000035* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 90A0425958

TI DE CHEM UMTRAプロジェクトサイトにおける化学汚染物の特徴づけとその緩和のためのプログラム

ET DE CHEM: A program for characterizing and mitigating chemical contamination at UMTRA project sites.

AU REITH C C (Jacobs Engineering Group, NM); MEYER H R (Chem-Nuclear Systems, Inc., NM); TILL J E (Radiological Assessments Corp., SC); MATTHEWS M L, RICHEY R H (U. S. Dep. Energy, NM)

JN T0906A Waste Manage (Tuscon)

VN VOL. 1989, NO. Vol 2 PAGE. 585 - 591 1989

CI (A) (b2) (EN) (USA) (写図2, 表2, 参4)

AB DE CHEMと名づける方法は、ウラン工場の尾鉱の修復活動(UMTRA)のプロジェクト—これは土中の重金属汚染の特徴づけと修復計画の指針となるが—について開発したものだ。これはラジウム-226よりもっと移動し易い工場尾鉱の中にあるひ素、鉛、モリブデンなどがあるので必要である。結果はこれらのすべての非放射性有害物は除きにくいことが分かった

CC MD08040R (621.039.54:621.039.3)

KW 原子力施設; ウラン; 製造; ウラン 鉱; 尾 鉱; 土 壤 汚 染; 除 去; 計 画; 復 旧; 重 金 属 汚 染; ひ 素; 鉛; モリブデン; ラジウム同位体; 環境整備

#000036* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 90A0348848

TI Chernobyl 汚染によって影響を受けた有機質土およびハラタケ中の異常 137Cs/134Cs 比

ET 137Cs/134Cs anomalous ratios in organic soils and mushrooms affected by Chernobyl pollution.

AU BALDINI E, NYATEMU K, TUBERTINI O (Univ. Bologna, ITA)

JN C0563A (RAACA) (0033-8230) Radiochim Acta

VN VOL. 49, NO. 1 PAGE. 49 - 51 1990

CI (A) (a1) (EN) (DEU) (写図1, 表5, 参3)

AB 森林の有機質土およびハラタケ中に検出された異常137Cs/134Cs比(>2)の起源および放射線生態学上の意義を“古い”および“Chernobyl”フォールアウトの蓄積効果を考慮して考察した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 原子炉事故; 土 壤 汚 染; 汚 染 物 質; 放 射 能 汚 染; フォールアウト; 放射能測定; 有機質土; ハラタケ; 同位体存在比; セシウム137; 生体内蓄積; 放射線生態学; ガンマ線スペクトル; 食品照射; 有害物質

FT [放射性毒素; Chernobyl 事故; セシウム134]

#000039* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 89A0396831

TI 241Amによる土壌の放射能汚染が牧草地生態系のメゾファウナにあたえる影響
OT Влияние загрязнения почвы 241Am на мезофауну лугового биогеоценоза.

AU КРИВОЛУЦКИЙ Д А, УСАЧЕВ В Л, КОЖЕВНИКОВ А Т Л, БАКУРОВ А С

JN R0025A (DANKA) (0002-3264) Dokl Akad Nauk SSSR

VN VOL. 305, NO. 1 PAGE. 241 - 244 1989

CI (A) (a1) (RU) (SUN) (写図1, 表2, 参6)

AB 241Amは核燃料の再処理過程で放出されるが、その毒性は239Puに匹敵する。牧草地の自然条件のもとで生態系中における241Amの分布を実験的に調べた

CC MB02030K, EK02060K (614.73:614.876, 577.1:591.1.044:612.014.48)

KW 核燃料再処理; 放射能放出; アメリカウム同位体; 土; 放射能汚染; 牧草地; 生態系; 土 壤 汚 染; 毒 性; プルトニウム239; 自然環境; ファウナ; 生物学的放射線効果; 放射性核種動力学; 環境放射性核種移動; 放射線生態学; 生体内分布; 放射線防護; 食品照射; 有害物質

FT [放射性毒素; アメリカウム241]

土 壤 汚 染 - 8

KW : 環 境 汚 染, 有 害 物 質 (元 素), 重 金 属, 土 壤 (土)

#000045* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 88A0323633

TI 原位置ガラス固化 廃棄物改善のための新しいプロセス (film)
ET In situ vitrification - A new process
for waste remediation.

AU FITZPATRICK V F, TIMMERMAN C L, BUELT J
L (Pacific Northwest Lab., WA, USA)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. PNL-SA-14066 PAGE. 19p 1987

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB PNLは有害物質で汚染された土壌に対する改善プロセスを開発中である。本プロセスは原位置ガラス固化プロセスと称し、汚染土壌を化学的に安定なガラスまたは結晶体に変換するものである。はじめはTRU廃棄物処分に開発した技術であるが多くの化学的に有害な廃棄物に応用できる。本プロセスおよび設備の概要、固化体の性質、経済性を紹介する

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 放射能汚染; 土壌汚染; 土; ガラス固化; 有害物質; 凝固

#000049* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 87A0494204

TI PCBを含む土壌を除染するための現地ガラス化 (film)

ET In situ vitrification for
decontamination of PCB-containing
soils.

AU BATTEY R F (Bechtel National, Inc., CA,
USA); HARRSEN J T (General Electric Co
, NY, USA)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. CONF-870245 PAGE. 231-245 1987

CI (T) (b2) (EN) (USA) (写図4, 表6, 参6)

AB 標記は放射能で汚染したものを不動化するための開発である。固体及び液体の有機汚染物を分解し、放射性核種や重金属をガラスや結晶の形にするため、汚染土を電力で溶かし、オフガスを冷却するものである。ガラス化の推定コストは210~220\$/tonで、ほとんどは電力費と労賃である

CC MB03000K (621.039.5/.6:(614.87+.89))

KW 放射能汚染; 汚染物質; 有害物質; ガラス固化; 土壌汚染; 重金属汚染; 電気加熱; 環境放射性核種移動; 原価分析; 電気料金; ポリクロロビフェニル/1; 有機化合物/2

#000050* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 87A0356188

TI 210Pb年代測定による牧草地土砂を用いた南ベルギーMeuse川の重金属の起源

ET Origin of heavy metal fluxes to the
meuse river in southern belgium using
210Pb-dated water-meadow sediments.

AU PETIT D, THOMAS M, LAMBERTS L (Fac Notre
- Dame de la Paix, Namur, BEL)

JN D0031B (0265-931X) J Environ Radioact

VN VOL. 5, NO. 4 PAGE. 303-316 1987

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写図2, 表3, 参41)

AB 南ベルギー郊外の牧草地 (water-meadow) で採取した土砂及び牧草地に注ぐ川の懸濁物を試料とし、210Pb, 226Ra, 137Cs, 重金属 (Pb, Cd, Zn, Cu) を測定した。さらにPbの安定同位元素比 (206Pb/207Pb) を調べた。210Pb直線モデルによりこれら土砂の沈殿速度は0.151±0.015 g cm⁻² y⁻¹であり、重金属量, Al, Pb安定同位体比が土砂の深さによらず一定であることからこれらの起源が自然の風化によること、137Csの土砂中の分布からこの一帯の137Csは原子炉の稼働に関係していることがわかった

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 重金属; 環境汚染; 放射能汚染; 土; 懸濁物質; 鉛同位体; ラジウム同位体; セシウム137; カドミウム; 亜鉛; 銅; アルミニウム

FT [鉛210; ラジウム226; 鉛206; 鉛207]

#000051* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 87A0301127

TI in situ ガラス固化 - 危険廃棄物の in situ 破壊に対する候補処理法 (film)

ET In situ vitrification - a candidate process for in situ destruction of hazardous waste.

AU FITZPATRICK V F, TMMERMAN C L, BUELT J L (Pacific Northwest Lab., WA, USA)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. PNL - SA - 14065 PAGE. 22 p 1986

CI (T) (b2) (EN) (USA)

AB 過去に廃棄された放射性廃棄物のガラス固化法が、多くの危険な化学廃棄物の固化処理法として見直され、最近、2, 3の商業的保護業者に採用されつつある。この in situ ガラス固化法 (ISV) は熱処理法であり、汚染土壌を化学的に不活性で安定なガラスおよび結晶性物質に転換するものである

CC MB03000K (621.039.5/.6:((614.87+.89)))

KW 放射性廃棄物; 地中処分; 固形廃棄物; 現場; ガラス固化; 破壊; 有害物質; 汚染物質; 放射能汚染; 土壌汚染; 土壌改良; 熱化学的廃棄物処理; 不活性化; 結晶形

#000053* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 86A0505077

TI 原位置ガラス固化大規模運転受取り試験分析 (film)

ET In situ vitrification large-scale operational acceptance test analysis.

AU BUELT J L, CARTER J G (Pacific Northwest Lab., Washington)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. PNL - 5828 PAGE. 52 p 1986

CI (T) (a1) (EN) (USA) (写図2, 表5)

AB 超ウラン元素または化学的物質により汚染された土壌を持つサイトの現場安定化の改善のために、原位置ガラス固化 (ISV) と呼ばれる熱的処理プロセスを開発中である。大規模運転受取り試験 (LSOAT) を最近完了し、3種類の条件のおのおのについて180ton以上のガラス固化土壌を製造した。LSOATにより本プロセスが機能的設計基準を満足することを実証した

CC MB03000K, FB04070J (621.039.5/.6:((614.87+.89))), 631.4:626.8)

KW 超ウラン元素; 毒物; 土壌汚染; 汚染物質; 放射性廃棄物; 廃棄物固化; ガラス; 原位置試験; 土壌分析; 公害計測; 汚染規制; 凝固; 土壌改良; 土壌化学特性

#000056* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 86A0010322

TI 生物学的に特に作用する環境中の放射性核種の物理化学的性状に関する研究 (film)

OT Untersuchung des physikalischen und chemischen Verhaltens biologisch besonders wirksamer Radionuklide in der Umwelt.

AU SCHUETTE KOPF H, SCHMIDT W, LIESE T, PIMPL M, GAMER K, HEFNER G, HILLER J, SOLLICHT H T (Kernforschungszentrum Karlsruhe, FRG)

JN P0902A (0303-4003) Kernforschungszentrum Karlsruhe (Germany)

VN NO. KFK - 3550 PAGE. 4800.1 - 4800.25 1985

CI (T) (a1) (DE) (DEU) (写図4, 表8, 参7)

AB 有害物質の土壌及び地表水中の溶解度と移動度を研究し、移動の機構、特に土壌/植物移行を説明する必要がある。特に、Pu, Am, Cm, Np, Co, PbとC-139, Am-241とCm-244の土壌中の移行の様態について調査した。土壌のほかに、放射性核種の挙動とも重要な関係のある微量元素の定量を植物、土壌について、誘導結合プラズマ原子発光分析と原子吸光分析 (ICP-AESとAAS) により行った。またイオン交換法を応用し、植物/土壌中の元素の移行を調べた。さらに、Karlsruheをはじめとする各地の飲料水中の陰イオン、たとえば、F-, Cl-, NO3, SO4 2- の濃度を分析した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 原子発光分析; 原子吸光分析; 環境汚染; 放射能汚染; 環境放射性核種移動; 土; 地表水; 溶解度; 移動度; 植物; 飲用水; プルトニウム同位体; アメリカシウム同位体; キュリウム同位体; ネプツニウム同位体; コバルト同位体; 鉛同位体; クロム同位体; アニオン

土壌汚染 - 10

KW: 環境汚染, 有害物質 (元素), 重金属, 土壌 (土)

#000057* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 85A0033701

TI Savannah River 発電所の近辺における環境監視 1983年の最終報告 (film)

ET Environmental monitoring in the vicinity of the Savannah River Plant. Annual report for 1983.

AU (E. I. du Pont de Nemours & Co., South Carolina)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. DPSPU - 84 - 30 - 1 PAGE. 232p 1983

CI (T) (al) (EN) (USA)

AB 標題工場の周辺の大気、雨水、植生、土壌、食品、魚類、動物、川水と底質、飲用水などの放射能、Sr-90、トリチウム、ウラン、プルトニウムの含有量を測定。重金属、農薬、塩素化炭化水素などの非放射性汚染についても測定

CC MB02030K, NB03060Z (614.73:614.876, 621.311.25:621.039)

KW 環境汚染; 放射能汚染; 汚染監視; 原子力発電; サウスカロライナ; 大気汚染; 降雨; 植生; 土壌汚染; 食品汚染; 魚類; 飲用水; ストロントニウム90; 三重水素; ウラン; プルトニウム; 放射能測定; 農薬汚染; 重金属汚染; ポリクロロビフェニル/1

#000060* JICST COPYRIGHT (NUCLEN)

CN 82A0445538

TI 毒性効果の指標として可能性のある土壌中の水素の酸化

ET Hydrogen oxidation in soils as a possible toxic-effects indicator.

AU ROGERS R D (EG&G Idaho Inc.); Mc FARLANE J C (USEPA, OR)

JN B0495B (JEVQA) (0047-2425) J Environ Qual

VN VOL. 11, NO. 3 PAGE. 364 - 368 1982

CI (A) (al) (EN) (USA) (写図8, 表1, 参23)

AB トリチウムの浸透に対する土壌の役割を、研究中に、この過程が生物検査として利用できることを発見した。純粋または複雑な種々の化合物の毒性評価に用いられる。サウスの水素の消費は通常土壌微生物学的プロセスによって、トリチウムをトレースし、生物検査は24時間内に完了する。本検査法により、既知の毒性化学物質(重金属、除草剤、大気汚染物質など)、種々の環境中の疑わしい化合物(工業プロセスからの廃水、粒子状物質、スラッジなど)の影響を評価した。更に本法は他の土壌微生物学的試験において有毒と判明した濃度の化合物に対し確実に応答した

CC SB05040W, FB04100T, GZ02021E, MC02010R (614.7 OTHERS, 628.516:614.76, 615.916, 621.039.85)

KW 毒性; 三重水素; 土壌汚染; 地下浸透処理; バイオアッセイ; 相関; トレーサ法; 土壌成分; シンチレーション検出器; 重金属; 除草剤; 大気汚染物質; 土壌微生物

文献リスト (農作物)

#000004* JICST COPYRIGHT

CN 91A0097312, K91051921, N91051900

TI 核燃料施設近くのトウモロコシおよび他の穀粒生産の農業生態系におけるPuの大気沈着, 再浮遊, ならびに根からの取込み

ET Atmospheric deposition, resuspension, and root uptake of Pu in corn and other grain-producing agroecosystems near a nuclear fuel facility.

AU PINDER J E III, MCLEOD K W, ADRIANO D C, COREY J C, BONI A L (Savannah River Ecology Lab., SC)

JN B0373A (HLTPA) (0017-9078) Health Phys

VN VOL. 59, NO. 6 PAGE. 853 - 867 1990

CI (A) (a1) (EN) (USA) (写図4, 表8, 参48)

AB Savannah River siteの核燃料化学処理プラント近くで生育のトウモロコシについて大気中Puの葉による沈着と保持, 土壌から再浮遊のPuの植物付着, 根による取込み, 収穫時の葉より穀粒へのPuの移動などのパラメータを実験的に検討。これらの値を既報のサイズについて値と比較検討した。Pu沈着速度が小さいときには, コングリゲーション使用収穫時の葉から穀粒への再浮遊による穀粒付着が重要であると結論した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW サウスカロライナ; 核燃料再処理; 化学プラント; 穀粒; トウモロコシ; 農業地区; 生態系; 放射能放出; プルトニウム同位体; 葉; 沈着; 土; 浮遊; 保持容量; 付着; 根; 取込; 環境放射性核種移動; 放射性核種動力学; プロセスパラメータ; サイズ; 放射線遮蔽; 敷地

FT [Savannah Riverプラント; プルトニウム238]

#000006* JICST COPYRIGHT

CN 90A0850982, K91021901, N91021869

TI イギリス西Cumbria地域における土壌中の放射性核種保持容量に対する牧草地管理の影響

ET The influence of grassland management on the radionuclide inventory of soils in west Cumbria, UK.

AU HORRILL A D (Inst. Terrestrial Ecology, Cumbria, GBR); MUDGE S (Univ. Lancaster, Lancaster, GBR)

JN D0031B (0265-931X) J Environ Radioact

VN VOL. 12, NO. 2 PAGE. 143 - 165 1990

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写図5, 表3, 参23)

AB 標記地域土壌, 植生について137Cs, 239, 240Pu, 238Pu, 241Am, 40Kの放射能を測定。植生による放射性核種の摂取状況は牧草地の管理方法で大きく影響を受け, 土地の利用状況の高いところでは放射性核種濃度が減少し, 植物による摂取量も少なくなることを見いだした。この理由として, 土壌の混合, 添加物, 動物質による土壌汚染などについて考察。Exmoor地方土壌との比較で, Cumbria地域土壌の137Cs, 239, 240Puの濃縮についても示した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW イギリス; 土壌汚染; 放射能汚染; 土; セシウム137; プルトニウム239; アメリシウム同位体; カリウム同位体; 放射能測定; 牧草地; 植生; 取込; 放射性核種動力学; 生物濃縮; 土壌管理; 生体内蓄積; 地質試料; 試料採取; 牧草

FT [プルトニウム240; プルトニウム238; アメリシウム241; カリウム40]

#000007* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0671067, K90111873, N90111680
 TI 長崎西山地区における土壌および植物中の²³⁹Puの測定
 ET Measurement of ²³⁹Pu in soil and plants in the Nishiyama district of Nagasaki.
 AU OKAJIMA S, SHIMASAKI T, KUBO T (Nagasaki Univ. School of Medicine, Nagasaki, JPN)
 JN B0373A (HLTPA) (0017-9078) Health Phys
 VN VOL. 58, NO. 5 PAGE. 591-596 1990
 CI (A) (a1) (EN) (USA) (写図4, 表4, 参17)
 AB 標記地区未耕地土中の²³⁹+²⁴⁰Pu濃度分布, これらの核種の農作物への移動係数について評価した。標記地区未耕地土中の²³⁹+²⁴⁰Puは20Bq/kg-dry (17-33Bq/kg)程度で, 対象地区の約8倍の濃度であり, このPuの約90%は1945年の原子爆弾フールアウトによるものと推定。Puの植物への移動係数は10-4-10-3程度で, この値は137Csについての1/100-1/200であることを明らかにした
 CC MB02030K (614.73:614.876)
 KW 長崎; 核爆発; 放射線防護; 環境放射性核種移動; 未耕地; プルトニウム²³⁹; 放射能汚染; 濃度分布; フォールアウト; サツマイモ; ジャガイモ; カボチャ; サトイモ; ハツカダイコン; カラシナ; 物質移動係数; 放射能測定; 放射線監視
 FT [プルトニウム²⁴⁰]

#000008* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0281327, K90062097, N90062017
 TI ビキニ環礁における再浮遊
 ET Resuspension studies at Bikini Atoll.
 AU SHINN J H, HOMAN D N, ROBISON W L (Lawrence Livermore National Lab., California)
 JN P0998A US DOE Rep
 RP UCID-18538-REV-1
 VN PAGE. 29 p 1989
 CI (T) (b2) (EN) (USA)
 AB プルトニウム汚染したダストエアロゾルからの吸入被曝の評価のためのキーパラメータを求めたために標記実験を行った。²³⁹+²⁴⁰Puのバックグラウンド濃度はコナツツで60aCi/m³, 土壌で264aCi/m³であった。下部土壌中の放射能(pCi/g-1)に対するエアロゾル中のPu放射能濃度(pCi/g-1)の比で定義した増大係数EFを求め, 議論した
 CC MB02030K (614.73:614.876)
 KW 放射線被曝; 放射能汚染; プルトニウム²³⁹; 核爆発; 土壌汚染; バックグラウンド放射線; エアロゾル; 放射能; 放射能測定; 放射線監視; 土; ヤシ; 被曝線量
 FT [ビキニ環礁]

#000009* JICST COPYRIGHT
 CN 90A0248105, K90051661, L90151579, N90051402
 TI 土壌粒子の植物表面への質量負荷
 ET Mass loading of soil particles on plant surfaces.
 AU PINDER J E III, MCLEOD K W (Savannah River Ecology Lab., SC)
 JN B0373A (HLTPA) (0017-9078) Health Phys
 VN VOL. 57, NO. 6 PAGE. 935-942 1989
 CI (A) (b1) (EN) (USA) (写図1, 表2, 参42)
 AB アメリカ南東部の一般的収穫物についての質量負荷の評価, この値の土質との関係, 他の地域との比較, 実測値と放射性核種移動モデルによる計算値との比較を行った。実測には²³⁸Pu濃度を用いて評価。質量負荷はレタスの1.7mg/gからトウモロコシの260mg/gに分布, 収穫物の種類の方が土質差による。タ2よりはるかに大であった。地域差については明らかでなく, 計算モデルの値は一般に実験値に対し過少であった
 CC MB02030K, EK03030K, MC02030N (614.73:614.876, 581.13:612.014.48, 621.039.85 :((57/59+615)))
 KW アメリカ南東部; 放射線防護; 環境放射性核種移動; 土粒子; 放射能汚染; 測定データ; シミュレーションモデル; 生化学系モデル; プルトニウム同位体; 放射性トレーサ法; モロコシ; レタス; 表面; スラッジ負荷; 物質移動; 負荷容量; 濃度分布; 土壌特性; 畑地土; 地域差
 FT [質量負荷; プルトニウム²³⁸]

農作物 - 2

KW : 農作物, アクチニド同位体, 農地 (土)

#000010* JICST COPYRIGHT

CN 89A0570264, K89122146, N89122511

TI 土壌, 野菜, 穀類および果実中のトリウム

OT Thorium in Boeden, Gemuese, Getreide und Obst.

AU FRINDIK O (Bundesforschungsanstalt fuer Ernahrung, Karlsruhe, DEU)

JN E0437A (ZLUF) (0044-3026) Z Lebensm Unters Forsch

VN VOL. 189, NO. 3 PAGE. 236-240 1989

CI (A) (a1) (DE) (DEU) (表5, 参16)

AB 西独の同一地域で採取した上記の各試料を灰化後, α 線スペクトロメータにより Th-228, Th-230, Th-232を定量。農作物のTh含量は土壌粉末の再沈積による(農作物の比が表面積に比例)。Th-228の放射能は土壌中でTh-232と同程度であったが, 農作物では10~740倍に増加。土壌から農作物へのThの転移係数を算出した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW トリウム同位体; 土; 野菜; 果物; 放射能汚染; 試料採取; 灰化; アルファ線スペクトロメータ; 放射能測定; 食品汚染; 土壌汚染; 穀類; トリウム232; ドイツ

FT [西ドイツ; トリウム228; トリウム230]

#000011* JICST COPYRIGHT

CN 89A0566063, K89122141, N89122507

TI 環境物質中のバックグラウンド放射能

ET Background radioactivity in environmental materials.

AU MAULP R (Central Electricity Generating Board, London, UK); O'HARA J P (Associated Nuclear Serv. Surrey, UK)

JN D0031B (0265-931X) J Environ Radioact

VN VOL. 9, NO. 3 PAGE. 265-280 1989

CI (A) (b1) (EN) (GBR) (表5, 参44)

AB 文献調査による, 主としてイギリス国内におけるパン, 肉製品, 豆類などの31種類の食品, ビン詰水など6種類の水, 火成岩, 土壌など11種の鉱物質, ヒトの生体組織, フライアッシュ, 草本など11種類のその他の環境物質中の全 α , 全 β , および ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U などの α 核種. 40Kなど β/γ 核種のバックグラウンド放射能を表に示す。このデータと放射性の定義とを比較して意見を付記した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW イギリス; 資料調査; 肉製品; 豆類; パン; 鉱水; 火成岩; 土; ヒト; 生体組織; フライアッシュ; 草本; 地質試料; 水試料; 生体試料; 環境放射線; アルファ粒子; ベータ粒子; ガンマ線; 放射能汚染; ポロニウム同位体; ラジウム同位体; トリウム232; ウラン238; カリウム同位体; 自然放射能; バックグラウンド放射線

FT [ポロニウム210; ラジウム226; カリウム40]

#000012* JICST COPYRIGHT

CN 89A0087222, K89031981, N89021747

TI Np-237, Pu-238, Am-241およびCm-244の土壌から植物への移動

OT Untersuchungen zum Boden/Pflanzen-Transfer von Np-237, Pu-238, Am-241 und Cm-244.

AU PIMPL M (Kernforschungszentrum Karlsruhe, DEU)

JN P0902A (0303-4003) Kernforschzent Karlsruhe (Ger)

VN NO. KFK-4452 PAGE. 75p 1988

CI (T) (a1) (DE) (DEU) (写図11, 表27, 参51)

AB 5種類の土壌と19種類の作物植物を用いて標記放射性核種の根からの取込みについて温室で調べた。核種の放射能レベルは1-20Bq/gで7生育期間内において測定した。土壌からの取込みは放射性核種の物理的・化学的特性, 植物の種類, 土壌のタイプ, 土壌の利用期間や管理法により左右される。測定した移動係数を西ドイツ国民の汚染食物摂取による長期放射線被曝の計算に用いられているデータと比較した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 環境放射性核種移動; 土; 植物; 農作物; ネプツニウム同位体; プルトニウム同位体; アメリシウム同位体; キュリウム同位体; 取込; 放射性核種動力学; 生体吸収; 放射線監視; 放射能測定; 放射能汚染; 土壌汚染; 食物連鎖; 放射線被曝; 屋内環境; 試験; ドイツ

FT [西ドイツ; ネプツニウム237; プルトニウム238; アメリシウム241; キュリウム244]

農作物-3

KW: 農作物, アクチニド同位体, 農地(土)

#000013* JICST COPYRIGHT

CN 88A0601812, K88121558, N88121745

TI CaithnessとSutherlandの環境放射能 II 1980年の
農地土壌と農作物中の放射性核種

ET Environmental radioactivity in
Caithness and Sutherland. Part 2.
Radionuclides in arable soils and
crops in 1980.

AU CAWSE P A (UKAEA, Harwell, GBR)

JN C0273B (0140-4067) Nucl Energy; J Br Nucl Energy
Soc

VN VOL. 27, NO. 5 PAGE. 311 - 320 1988

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写 図 5, 表 9, 参 11)

AB 1980年の秋に、CaithnessとSutherlandの9か所の農場の
土壌と農作物中の¹³⁷Cs, ²³⁹+²⁴⁰Pu, ⁹⁰Srの濃度を測定した。
主目的はDounreay原子力施設の影響についての情報の取得、および将来の
測定のための基準値の確立である。Dounreay原子力施設付近と海岸の農作
物中の放射性核種のレベルはその他の地域に比べて高かった。²³⁸Pu/²³⁹
+²⁴⁰Puの比が土壌中に比べ農作物中で大きかったが海から陸へのPuの移動
によると考えられる。濃度比を検討した

CC MB02030K, MD08050C (614.73:614.876, 621.039.59)

KW 核燃料再処理; 原子力施設; 農地; 作土; 農作物; 放射能汚染; 環境放射線; 放射
能; 放射線監視; 放射能測定; 濃度測定; 地質試料; 試料採取; 生体試料; 海岸;
環境放射性核種移動; セシウム¹³⁷; ストロンチウム⁹⁰; プルトニウム²³⁹;
イギリス; 放射能放出; 放射線防護; 環境インパクト; 組織中濃度; 比率

FT [プルトニウム²³⁸; プルトニウム²⁴⁰]

#000014* JICST COPYRIGHT

CN 88A0448435, K88091987, N88091611

TI Enjebi島の線量評価 (film)

ET Enjebi Island dose assessment.

AU ROBINSON W L, CONRADO C L, PHILLIPS W A
(Univ. California, CA, USA)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. UCR L-53805 PAGE. 58 p 1987

CI (T) (b2) (EN) (USA)

AB 標記を食料用作物の分析からのデータで行った。1980年のアセスメントでは、
作物のデータはなかったので、今回の方がより正確であろう。これからの50年間
にわたる照射上の重要な核種は¹³⁷Csであった。年間最大の照射量は166 m
remの推定となった

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 放射線監視; 放射能測定; 放射能汚染; 放射線被曝; 放射線量; 線量測定; セシウ
ム¹³⁷; ミクロネシア; 穀類; 食物連鎖; 環境放射性核種移動; 核爆発; 飲用水;
水産物; 土; コバルト⁶⁰; ストロンチウム⁹⁰; プルトニウム²³⁹; アメリシ
ウム同位体; ビスマス同位体; ポロニウム同位体

FT [プルトニウム²⁴⁰; アメリシウム²⁴¹; ビスマス²⁰⁷]

#000015* JICST COPYRIGHT

CN 88A0395531, K88081971, N88081698

TI CaithnessとSutherlandの環境放射能 I 1979年における土、泥炭及び農作物中の放射性同位体

ET Environmental radioactivity in Caithness and Sutherland. Part 1. Radionuclides in soil, peat and crops in 1979.

AU CAWSE P A (UKAEA, Harwell, GBR)

JN C0273B (0140-4067) Nucl Energy; J Br Nucl Energy Soc

VN VOL. 27, NO. 3 PAGE. 193-213 1988

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (写図24, 表14, 参28)

AB UKAEAとDNPDEが1979年に北スコットランドのCaithnessとSutherlandの約30か所で測定した環境放射能強度を土、泥炭、農作物中の放射性同位体とその地理的分布を述べた。137Cs, 239+240Pu, 238Pu, 90Srの各測定点での標高、降雨量と放射能強度(Bg/m²)、ガンマ線強度(μ Sr/h)、水中のpHの分布、土の深さの影響について詳細な測定データを示した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW スコットランド; 環境汚染; 放射能汚染; 放射線監視; 放射能測定; 測定データ; 放射能; 土; 泥炭; 農作物; セシウム137; プルトニウム239; ストロンチウム90; 放射強度; ガンマ線検出; 標高点; 高さ; 降雨量; 深さ; 水素イオン濃度; 環境放射性核種移動; 地理的分布

FT [プルトニウム240; プルトニウム238]

#000016* JICST COPYRIGHT

CN 88A0139844, K88031798, N88032062

TI チェルノブイリ事故によるメインツでのフォールアウト

ET Fallout in the Mainz area from the Chernobyl reactor accident.

AU DENSCHLAG H O, DIEL A, GLAESEL K-H, HEIMANN R, KAFFRELL N, KNITZ U, MENKE H, TRAUTMANN N, WEBER M (Univ. Mainz, Mainz, DEU)

JN C0563A (RAACA) (0033-8230) Radiochim Acta

VN VOL. 41, NO. 4 PAGE. 163-172 1987

CI (A) (a1) (EN) (DEU) (写図6, 表6, 参15)

AB 大気、雨水、土壌および牧草中のチェルノブイリによるフォールアウト量を測定した。Nb, Mo, Ru, Sb, Te, I, Cs, BaおよびCeの16核種の濃度を γ 線スペクトロスコープで測定した。数種の試料では、 β -および α -放射体を9, 90Sr, 238, 239Puおよび242Cmを放射化学的方法で調べた。いくつかの同位体比から原子炉の状態を知ることが可能である。エーロゾル、土、環境および牧草中の核分裂生成物の相対濃度は同じであったが、雨水では、最初の1週間にはCsおよびBaに比してMo, Ru, TeおよびIは濃縮されていた。フォールアウトの組成を計算値および放出パターンと比較した

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 原子炉事故; フォールアウト; 大気; 雨水; 土; 牧草; ガンマ線スペクトル; ストロンチウム90; プルトニウム239; キュリウム同位体; 環境放射性核種移動; 環境汚染; ドイツ

FT [西ドイツ; チェルノブイリ原子炉; ストロンチウム89; プルトニウム238; キュリウム242]

#000017* JICST COPYRIGHT

CN 88A0087579, C88063053, K88021613, L88060776, N88021850

TI ウラン - 238 の作物収穫物への到達におよぼす灌がい水の敏化度の影響

OT Влияние степени минерализации поливной воды на поступление урана - 238 в урожай культуры.

AU ШЕВЧЕНКО В С, ИЩЕНКО Г С, ДЕРГУНОВ И Д, АФАНАСЬЕВА Т Ф

JN R0059C (AGKYA) (0002-1881) A g r o k h i m i y a

VN NO. 8 PAGE. 81 - 84 1987

CI (A) (a2) (RU) (SUN) (写図2, 表2, 参2)

AB 典型的シロゼム土壤のポット試験でトウモロコシとワタにつき、238Uは土壌に1kg当り5, 100と400mgを播種前と生育期間とに1回灌がい水によりに施用した。灌がい水は淡水とNa₂CO₃, CaCl₂, NaClなど塩類含有量が2g/lの敏化水を用い、塩類量が土壌量の0.7%となるまで灌がいした。硫酸-塩化物塩含有の灌がい水はウランの作物に対する害作用を認め、硫酸-塩化物塩含有の灌がい水はウランの集積はワタでは1.3~1.7倍、トウモロコシでは2倍増加することを認めた

CC E02060B, M02030K (581.13, 614.73:614.876)

KW 灰色土; トウモロコシ; ワタ; ウラン238; 灌がい; 敏水

#000018* JICST COPYRIGHT

CN 88A0056636, K88021525, N88021766

TI 酸化物, 硝酸塩形で土壌に添加されたプルトニウム239の植物への摂取量の比較 (film)

ET Comparative plant uptake of plutonium-239 added to soil in the oxide vs. the nitrate form.

AU CLINE J F, SCHRECKHISE R G (Pacific Northwest Lab., WA, USA)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. CONF-841142 PAGE. 73 - 81 1987

CI (T) (a1) (EN) (USA) (写図1, 表2, 参23)

AB えんどうと大麦による239Puの摂取を、Puの化学形が酸化物の場合と硝酸塩について、植物の成長期を追って測定。実験は13.2cm径、1m長さの土壌を充填し、屋外に放置して行った。添加Puが酸化物より大きく、生成した中の239Puの量は他の地上部分より大きかった

CC M02030K (614.73:614.876)

KW 土; プルトニウム239; オオムギ; エンドウ; 種子

#000019* JICST COPYRIGHT

CN 87A0542002, N87121735

TI テキサス州Palo Duro盆地内における天然放射能特性の定量 (film)

ET Determination of background radiological characteristics within the Palo Duro Basin, Texas.

AU (NUS Corp., USA)

JN P0998A US DOE Rep

VN NO. B M I - O N W I - 638 PAGE. 81 p 1987

CI (T) (a1) (EN) (USA)

AB 高レベル放射性廃棄物の投棄場所候補として考えられている同地域での天然放射能レベルの測定報告である。大気, 土壌, 野菜, 陸水等の試料からラドン, Cs137, Pb210, Po210, Th232, Am241, ウラン, プルトニウムを測定した。測定値には, 何ら異常値は認められず, 通常の天然レベルと同じであった

CC M020100 (614.876)

KW 放射線防護; 放射性廃棄物; 廃棄物処分; バックグラウンド; 大気; 土; 野菜; ラドン; セシウム137; 鉛同位体; ポロニウム同位体; トリウム232; アメリカンウラム同位体; ウラン同位体; プルトニウム同位体

FT [鉛210; ポロニウム210; アメリカンウラム241]

#000021* JICST COPYRIGHT

CN 87A0259389, C87163183, K87061715, N87061476

TI 中部アジアの諸土壌よりコムギ作物体内へのウラン - 238 およびトリウム - 232 の到達

OT Поступление урана - 238 и тория - 232 в растении пшеницы из почв Средней Азии.

AU ИШЕНКО Г С, БУТНИК А С, АФАНАСЬЕВА Т Ф, РАСТОПЧИНА В А, ОВЧИННИКОВА З Г

JN R0059C (AGKYA) (0002-1881) Агрохимия

VN NO. 1 PAGE. 86 - 88 1987

CI (A) (a2) (RU) (SUN) (表3, 参5)

AB 5型の土壌の自然状態の層別に金属製ライシメータで、表層近くに標記両元素溶液と肥料3要素を施用して調査した。両元素の集積は土壌中腐植、物理性に粘り、無機肥料成分含量と逆の相関関係にあった。種実中の両同位元素の集積量に從って土壌は砂漠 - 砂質 > 淡色の灰色土 > 典型的灰色土 > 低湿地土 > 低湿地土 - 湿原土の順に配列することができ

CC FC03033M, MB02030K (633.11+633.13/.14+633.16, 614.73:614.876)

KW コムギ; ウラン238; トリウム232; 放射能汚染; NPK肥料; 腐植; 粘性; 生体吸収; 生体内蓄積; 灰色土; 低湿地; 砂漠土; 砂質土; 湿潤土; ライシメータ

#000022* JICST COPYRIGHT

CN 85A0077231, K85021801, N85021922

TI ジャガイモによるプルトニウム - 238, 239, 240, アメリシウム - 241, スترونチウム - 90及びセシウム - 137の取込

ET The uptake of plutonium - 238, 239, americium - 241, strontium - 90 and caesium - 137 into potatoes.

AU POPPLEWELL D S, HAM G J, JOHNSON T E, STATHER J W, SUMNER S A (National Radiological Protection Board, United Kingdom)

JN C0501B (0048-9697) Sci Total Environ

VN VOL. 38 PAGE. 173 - 181 1984

CI (A) (a1) (EN) (NLD) (表5, 参12)

AB アイルランド海へ投棄した放射性廃棄物によって汚染されたシルトを普通畑土と混合した土壌でジャガイモを栽培し、239Pu+240Pu, 241Am, 90Sr及び137Csがジャガイモの皮及び果肉に取込まれる移動係数を測定した。実験は4年わたって行った。その結果に基づいて放射能の影響に関する予行調査は農地で栽培したジャガイモが消費されるがセシウム137は皮にも果肉にも均等に分布している。皮を廃棄すると、プルトニウム及びセシウム137は皮にも果肉にも均等に分布している。しかしジャガイモ総体で見ても一般化した限界値と比較して問題はない

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 放射能汚染; 放射性廃棄物; 海洋投棄; アイルランド; シルト; ジャガイモ; 取込; プルトニウム239; アメリシウム同位体; スترونチウム90; セシウム137; 農地; 植物被害; 生体吸収

#000023* JICST COPYRIGHT

CN 85A0002238, C85013257, K85011729, N85011659

TI 耕作地および作物の中の放射性核種

ET Radionuclides in arable soils and crops.

AU CAWSE P A

JN H0244B EUR Rep Comm Eur Commun

VN NO. EUR - 9088 PAGE. 394 - 395 1984

CI (T) (a1) (EN) (LUX) (写図1, 参2)

AB 放射性核種の地中から作物および人への移行に関する正確な評価を得るため、英国における土壌および作物(黒麦とクロ)の濃度とフォールアウトの濃度(雨をの測定で求めた)を比較。また、土壌から作物への移行に関する評価を得るため、土壌中の放射性物質の量と土壌の深さとの関係について評価した。評価は、放射性核種の移行に関する評価を得るため、英国における土壌および作物(黒麦とクロ)の濃度とフォールアウトの濃度(雨をの測定で求めた)を比較。また、土壌から作物への移行に関する評価を得るため、土壌中の放射性物質の量と土壌の深さとの関係について評価した。

CC MB02030K, FB04100T (614.73:614.876, 628.516:614.76)

KW 農地; 農作物; 環境放射性核種移動; 放射性同位体; イギリス; フォールアウト; 放射能汚染; アメリシウム同位体; プルトニウム239

FT [アメリシウム241]

農作物 - 7

KW: 農作物, アクチニド同位体, 農地 (土)

#000025* JICST COPYRIGHT

CN 84A0115195, L84061622, N84040647

TI 植物による²³⁹Pu及び²⁴¹Amの吸収に及ぼすキレート作用物質の影響
ET Influence of chelating agents on the
uptake of ²³⁹Pu and ²⁴¹Am by plants.
AU VYAS B N, MISTRY K B (Bhabha Atomic Res
earch Centre, India)

JN H0060A (PLSOA) (0032-079X) Plant Soil
VN VOL. 73, NO. 3 PAGE. 345-353 1983

CI (A) (a1) (EN) (NLD) (表5, 参27)

AB ²³⁹Pu及び²⁴¹Amが二つの対照的土壤(オキシソル, ペルスタート)にD
TPAやEDTAと前キレートの形態で加えられた場合, インゲンマメによるこれ
らの元素の吸収はそれらがイオンの形態(硝酸塩)で処理された場合に比較して有
意に増大した。^{Pu}あるいは^{Am}の地上部への転流率はDTPAとのキレート形態
の場合は硝酸塩の場合より6~50倍大きい

CC EK03030K (581.13:612.014.48)

KW プルトニウム²³⁹/1; アメリシウム同位体/2; 生体吸収; 取込; キレート化; 転
流【生体】; エチレンジアミン四酢酸/3; キレート剤; インゲンマメ; オキシソル;
パーティソル; 硝酸塩/1,2; 酢酸誘導体/4; 脂肪族アミン/4; 脂肪族カルボン酸/4
; ジエチレントリアミン五酢酸

FT [DTPA; アミノカルボン酸; ポリアミン; 第三アミン; アメリシウム²⁴¹]

#000026* JICST COPYRIGHT

CN 84A0077014, K84021675, N84031814

TI 特殊な生物学的効果を有する放射性核種Pu, Am, Cm, Npの物理的及び化学
的な環境中の挙動

OT Untersuchung des physikalischen und
chemischen Verhaltens von Pu, Am, Cm
und Np in der Umwelt.

AU PIMPL M, SCHUETTELEKOPF H, SCHMIDT W, HEF
NER G, HILLER J (Kernforschungszentrum
Karlsruhe GmbH, FRG)

JN P0902A (0303-4003) Kernforschungszentrum Karlsruhe
(Germany)

VN NO. KFK-3350 PAGE. 4800.1-4800.14 1983

CI (T) (a1) (DE) (DEU) (写図4, 表2, 参6)

AB Karlsruhe原子力研究所, センタの近傍で栽培されている20種類の農作物中
の^{Pu}, ^{Am}, ^{Cm}の分析方法を実証した。^{Np}の分析方法に関して文献調査を中
行い, 分析方法の開発に着手した。Karlsruhe再処理プラントからの気体及
び液体放出物中のプルトニウムを毎月測定した。土壤中のアクチニドの流動性を増
加させる実験を引続き行った

CC MB02030K (614.73:614.876)

KW 原子力施設; 放射能放出; 環境放射性核種移動; 土; プルトニウム同位体; アメリ
シウム同位体; キュリウム同位体; ネプツニウム同位体; 核燃料再処理; 実験; 排
ガス; 廃水; 放射能測定; 放射線監視; 空気監視; 農作物; 放射化学分析; 放射能
汚染; 移動度

#000027* JICST COPYRIGHT

CN 83A0181066, L83101928, N83050630

TI 植物による放射性核種取込 最近の文献に関する展望
ET The uptake of radionuclides by
plants: A review of recent
literature.

AU CAWSE P A, TURNER G S (United Kingdom A
tomic Energy Authority)

JN P0908A U K At Energy Auth
VN NO. AERE-R-9887 PAGE. 48p 1982

CI (T) (b1) (EN) (GBR) (写図7, 表5, 参130)

AB ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra, ²⁴⁴Cm, ²³⁷Np, ²³⁸Pu, ⁹⁰
Srなどの農産物を中心とする植物への取込を測定するための装置, 技法などに
関する文献を総括

CC EK03030K (581.13:612.014.48)

KW 植物; 放射性核種動力学; 環境放射性核種移動; 農作物; 取込; アメリシウム同位
体; セシウム¹³⁷; ラジウム同位体; キュリウム同位体; ネプツニウム同位体;
プルトニウム同位体; ストロンチウム⁹⁰; 土

FT [プルトニウム²³⁸; アメリシウム²⁴¹; キュリウム²⁴⁴; ラジウム²²⁶;
ネプツニウム²³⁷]

農作物 - 8

KW: 農作物, アクチニド同位体, 農地(土)

#000028* JICST COPYRIGHT

CN 81A0391313, C81331774, L81091362, N81110730

TI インドの土壌からのアメリカシウム241の吸収とその植物内での分布
ET Uptake of 241Am from major indian soils and its distribution in plants.
AU VYAS BAN, MISTRY KB (Bhabha Atomic Research Centre, India)

JN C0624A (0098-8472) Environ Exp Bot

VN VOL. 21, NO. 1 PAGE. 75 - 81 1981

CI (A) (a1) (EN) (GBR) (表5, 参20)

AB 中性黒色土と沖積土と比較した241Amの吸収率。インドの環境放射能核種移動; アメリカシウム同位体; 生体内分布; アズキ; 放射性核種動力学; トウモロコシ; ラテライト; 取込; 生物濃縮; イオン

CC EK03030K (581.13:612.014.48)

KW インド; 環境放射能核種移動; アメリカシウム同位体; 生体内分布; アズキ; 放射性核種動力学; トウモロコシ; ラテライト; 取込; 生物濃縮; イオン

#000029* JICST COPYRIGHT

CN 81A0233759, C81202106, K81071601, L81020752, N81071413

TI ユーゴスラビア中央部の山岳地域における生態学的サイクル中のウラン, 226Ra, 210Pb, 210Poの分布
ET Distribution of uranium, 226Ra, 210Pb and 210Po in the ecological cycle in mountain regions of central Yugoslavia.

AU MILOSEVIC Z, HORSI E, KLJAJI R, BAUMAN A

JN K800450 (0-08-025912-X) Radiat Prot Vol 2

VN PAGE. 1123 - 1126 1980

CI (C) (a2) (EN) (GBR) (表4, 参3)

AB ユーゴスラビア中央部山岳地域でのウラン崩壊系列の分布を調べた。この地域の土壌学の特徴は、伐採されていない、かつ高度1000-1500mの山々で生育している。生態学は、耕転されたことなく、牧場の草は人により妨害されずに生育している。世界の分布と差異はない

CC MB02030K, EE01020T, FB04100T (614.73:614.876, 577.1:577.476, 628.516:614.76)

KW ユーゴスラビア; 山岳; 山岳土; 森林土; 土壌汚染; 牧草; 家畜育種; 環境放射性核種移動; ウラン同位体; ラジウム同位体; ポロニウム同位体; 鉛同位体; 放射線生態学; 放射能汚染; 自然放射能; 放射能測定; 濃度測定; 汚染監視

