JAEA-Technology
2016-013
DOI:10.11484/jaea-technology-2016-013

福島第一原子力発電所の廃止措置に向けた瓦礫・植物などの放射性核種分析手法に関する検討

Study on Radionuclide Analysis of Rubble and Plants for Decommissioning of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station

関 晃太郎　佐々木 誉幸　秋元 友寿　徳永 貴仁
田中 究　原賀 智子　上野 隆　石森 健一郎
星 亜紀子　亀尾 裕

Kotaro SEKI　Takayuki SASAKI　Yuji AKIMOTO　Takahito TOKUNAGA
Kiwamu TANAKA　Tomoko HARAGA　Takashi UENO　Ken-ichiro ISHIMORI
Akiko HOSHI and Yutaka KAMEO

バックエンド研究開発部門
原子力科学研究所
バックエンド技術部

Department of Decommissioning and Waste Management
Nuclear Science Research Institute
Sector of Decommissioning and Radioactive Waste Management

June 2016
Japan Atomic Energy Agency
日本原子力研究開発機構

JAEA-Technology

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ（http://www.jaea.go.jp）
より発信されています。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究連携成果展開部 研究成果管理課
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方 2 番地4
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency.
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Institutional Repository Section,
Intellectual Resources Management and R&D Collaboration Department,
Japan Atomic Energy Agency.
2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2016

JAEA-Technology 2016-013

福島第一原子力発電所の廃止措置に向けた
瓦礫・植物などの放射性核種分析手法に関する検討

日本原子力研究開発機構 バックエンド研究開発部門
原子力科学研究所 バックエンド技術部

関 晃太郎[※1]，佐々木 誉幸[*1]，秋元 友寿[*1]，徳永 貴仁[※2]，
田中 究，原賀 智子，上野 隆，石森 健一郎，
星 亜紀子，亀尾 裕

（2016年3月29日受理）

東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故により，放射性物質で汚染された瓦礫や植物などが発電所構内に多量に保管されている。これらの処理・処分を進めるためには，その中に含まれる放射性核種の種類や濃度を把握する必要がある。バックエンド研究開発部門では，研究施設等廃棄物の安全評価に必要な放射能データを効率的に収集することを目的に，簡易・迅速分析法を開発するとともに，実廃棄物への適用を進めてきた。

福島第一原子力発電所構内に保管されている瓦礫や植物などは，研究施設等廃棄物に比べて^{90}Srや^{137}Csなどの核分裂生成物が多く含まれているため，分析対象核種と，放射能測定において妨害となる核種とを十分に相互分離可能な分析手法を確立することが必要である。そこで，研究施設等廃棄物を対象に構築した簡易・迅速分析法にもとづき，事故により発生した瓦礫や植物などに適用可能な手法を作成した。新たに作成した手法について適用性を調べた結果，核分裂生成物の影響を受けることなく，種々の分析対象核種を定量することが可能であった。

原子力科学研究所：〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方2-4
※1 技術開発協力員（東京パワーテクノロジー株式会社）
※2 特定課題推進員（東京パワーテクノロジー株式会社）
*1 東京パワーテクノロジー株式会社

Study on Radionuclide Analysis of Rubble and Plants for Decommissioning of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station

Kotaro SEKI※1, Takayuki SASAKI*1, Yuji AKIMOTO*1,Takahito TOKUNAGA※2,
Kiwamu TANAKA, Tomoko HARAGA, Takashi UENO, Ken-ichiro ISHIMORI,
Akiko HOSHI and Yutaka KAMEO

Department of Decommissioning and Waste Management
Nuclear Science Research Institute
Sector of Decommissioning and Radioactive Waste Management
Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received March 29, 2016)

Large amounts of rubble and plants contaminated with radioactive materials are stored in Fukushima Daiichi Nuclear Power Station by the accident. To promote these processing and disposal, we need to know the type of radionuclides and radiation levels included in these. Department of Decommissioning and Radioactive Waste Management has been developed simple and rapid analytical method for safety assessment of disposal of wastes generated from research facilities for collecting radioactivity data efficiently, and has analyzed these samples.

Rubble and plants stored in Fukushima Daiichi Nuclear Power Station contain a high concentration of fission products such as ^{90}Sr and ^{137}Cs, than that of wastes generated from research facilities. As a result, we need to establish analytical method which can separate target radionuclides from fission products. In this study, based on the simple and rapid analytical method established from the wastes from research facilities, we created analytical scheme which is applicable to rubble and plants generated by the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Results of examining the applicability of the new methods was obtained, various nuclides quantifiability of radioactivity concentration without being affected by fission products.

Keywords: Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident

※1 Collaborating Engineer(from Tokyo Power Technology Ltd.)
※2 Special Topic Engineer(from Tokyo Power Technology Ltd.)
*1 Tokyo Power Technology Ltd.

目次

1. はじめに 1
2. 瓦礫・植物などを対象とする放射性核種分析手法の検討 1
2.1 試料粉砕 2
2.2 マイクロ波加熱酸分解 3
2.3 アルカリ融解 5
2.4 ^{3}H 分析法 6
2.5 ^{14}C 分析法 9
2.6 ^{36}Cl 分析法 11
2.7 ^{63}Ni 分析法 14
2.8 ^{79}Se 分析法 17
2.9 ^{90}Sr 分析法 20
2.10 ^{99}Tc 分析法 22
2.11 ^{129}I 分析法 25
2.12 プルトニウム分析法 28
2.13 アメリシウム，キュリウム分析法 31
2.14 γ線放出核種分析法 34
3. まとめ 36
謝辞 36
参考文献 37

Contents

1. Introduction 1

2. Study on radionuclide analysis of rubble and plants 1

2.1 Pulverization 2

2.2 Microwave-assisted dissolution 3

2.3 Alkali fusion 5

2.4 ^{3}H determination method 6

2.5 ^{14}C determination method 9

2.6 ^{36}Cl determination method 11

2.7 ^{63}Ni determination method 14

2.8 ^{79}Se determination method 17

2.9 ^{90}Sr determination method 20

2.10 ^{99}Tc determination method 22

2.11 ^{129}I determination method 25

2.12 Pu determination method 28

2.13 Am, Cm determination method 31

2.14 γ-ray emitting nuclides determination method 34

3. Conclusion 36

Acknowledgement 36

References 37

表リスト

表 2.4 ^{3}H の分析条件および適用結果 8
表 2.5 ^{14}C の分析条件および適用結果 10
表 2.6 ^{36}Cl の分析条件および適用結果 12
表 2.7 ^{63}Ni の分析条件および適用結果 15
表 2.8 ^{79}Se の分析条件および適用結果 18
表 2.9 ^{90}Sr の分析条件および適用結果 21
表 2.10 ^{99}Tc の分析条件および適用結果 24
表 2.11 ^{129}I の分析条件および適用結果 27
表 2.12 プルトニウムの分析条件および適用結果 30
表 2.13 アメリシウム，キュリウムの分析条件および適用結果 33
表 2.14 γ線放出核種の分析条件および適用結果 35

図リスト

図 2.1 試料粉砕スキーム 3
図 2.2 マイクロ波加熱酸分解スキーム 4
図 2.3 アルカリ融解スキーム 6
図 2.4-1 ^{3}H および ^{14}C 分析スキーム 8
図 2.4-2 ^{3}H および ^{14}C 分離装置概要図 9
図 2.5 ^{14}C 精製装置概要図 11
図 2.6 ^{36}Cl 分析スキーム 13
図 2.7 ^{63}Ni 分析スキーム 16
図 2.8 ^{79}Se 分析スキーム 19
図 2.9 ^{90}Sr 分析スキーム 22
図 2.10 ^{99}Tc 分析スキーム 25
図 2.11-1 ^{129}I 分析スキーム 27
図 2.11-2 ^{129}I 分離装置概要図 28
図 2.12 プルトニウム分析スキーム 31
図 2.13 アメリシウム，キュリウム分析スキーム 34
図 2.14 γ線放出核種分析スキーム 36

This is a blank page.

1. はじめに

東日本大震災に伴う東京電力株式会社 福島第一原子力発電所(以下「1F」という。)の事故により，多量の放射性物質が原子炉から放出された。1F 構内には放射性物質によって汚染された瓦礫や植物，原子炉の冷却水が汚染水として大量に保管されている。これらの処理・処分を進めるためには，その中に含まれる放射性核種の種類や濃度を把握する必要がある。

「研究施設等廃棄物に含まれる放射性核種の簡易・迅速分析法」[1)](以下「分析指針」という。)は，日本原子力研究開発機構の研究施設から発生する放射性廃棄物を対象に，処分安全評価上重要となる放射性核種を簡易・迅速に分析する手法として開発された。研究施設から発生する放射性廃棄物に比べて，1F 構内で保管されている瓦礫や植物には，^{90}Sr や ^{137}Cs などの核分裂生成物(以下「FP 核種」という。)が多く含まれることから，これらを除去できるように分析手法を改良する必要がある。本報告では，1F で採取され，原子力科学研究所に輸送された試料(瓦礫および植物)を使用して，^{3}H，^{14}C，^{36}Cl，^{63}Ni，^{79}Se，^{90}Sr，^{99}Tc，^{129}I，プルトニウム，アメリシウム，キュリウムおよびγ線放出核種(^{60}Co，^{94}Nb，^{137}Cs，^{152}Eu，^{154}Eu)の分析手法を構築するとともに，その適用性を確認した。

2. 瓦礫・植物などを対象とする放射性核種分析手法の検討

1F で採取され，原子力科学研究所に輸送された試料(瓦礫および植物)を用いて，FP 核種の影響を受けることなく，高い回収率で分析対象核種を回収できる手法について検討した。本報では，試料前処理法(試料粉砕，マイクロ波加熱酸分解，アルカリ融解)，β線放出核種分析法(^{3}H，^{14}C，^{36}Cl，^{63}Ni，^{79}Se，^{90}Sr，^{99}Tc，^{129}I)およびα線放出核種(^{238}Pu，^{239}Pu，^{240}Pu，^{241}Am，^{244}Cm)，γ線放出核種分析法(^{60}Co，^{94}Nb，^{137}Cs，^{152}Eu，^{154}Eu)について検討した結果を記述する。

分析手法は「分析指針」をもとに，以下の制約，要求事項を満足できるよう構築した。

- 1F で採取され，原子力科学研究所に運搬された試料は 5～50 g 程度に限られる。
- 目標とする検出限界放射能濃度は，α線放出核種で 0.002 Bq/g，β線放出核種で 0.05 Bq/g を目安とする。
- 人体に有害な有機溶剤や，取扱いに危険をともなう薬品は可能な限り使用しない。
- 試料の前処理による均一性および核種抽出の評価は，非破壊により測定可能で，かつ存在量が比較的多い ^{137}Cs により行う。

本検討で対象とした試料を以下に記載する。

- 瓦礫

  1F 構内に散乱または保管されている瓦礫類(コンクリート，砂礫などからなる)を対象とした。放射性核種による汚染形態は表面汚染が主体と考えられる。

- 植物

  1F 構内の立木および保管されている伐採木を対象とした。放射性核種による汚染形態は表面汚染が主体と考えられる。

2.1 試料粉砕

2.1.1 器具・装置

試料の粉砕には，以下の器具および装置を使用した。

・ステンレス製乳鉢(棒付き)
・遊星型ボールミル：フリッチュ製 Pulverisette7
・ステンレス製篩(500 μm，30mesh)
・ステンレス製剪定バサミ
・ミキサー：IKA 製 Tube-Mill

2.1.2 手順

試料粉砕スキームを図 2.1 に示す。瓦礫は，試料を乳鉢で粗粉砕した後，遊星型ボールミルにより微粉砕した[2)]。ボールミル用容器に粗粉砕した試料とボールを入れて，微粉砕(回転数および粉砕時間は試料性状に応じて設定)した。粉砕後の試料をステンレス製の篩にかけ，篩を通過しなかった試料(500 μm 以上)は，再度ボールミルで微粉砕した。植物は，ハサミを用いて試料を粗粉砕した後，ミキサーにより微粉砕した。粉砕した試料は，分析対象核種の数に応じて 5～15 試料程度に，小分け・重量測定し(1 g の場合±0.1 g)，Ge 半導体検出器でγ線を測定した。^{137}Cs の放射能濃度が平均値から±10%の範囲内のものを粉砕後試料とした。

2.1.3 適用結果

図 2.1 に示す試料粉砕スキームを適用した結果，15 試料程度に小分けした後の ^{137}Cs 放射能濃度の相対標準偏差は瓦礫では 2～7%，植物では 3～10%となった。乳鉢を用いて人力により瓦礫を粉砕し，15 試料程度に小分けした後の ^{137}Cs 放射能濃度の相対標準偏差は 3～33%であり，セメントや鉱物の粉砕に用いられるボールミルを，瓦礫の微粉砕に適用することの有効性が確認できた。一方，植物については，ハサミのみで切断及び混合した場合，相対標準偏差は 11～30%程度であり，ミキサーを用いることで均一な試料を容易に得ることができた。ボールミルやミキサーの使用は，均一性の向上のみならず省力化に対しても有効であった。また，密閉された容器内で粉砕を行うため，フード内の汚染防止および作業者の安全確保の観点からも有効と考えられる。

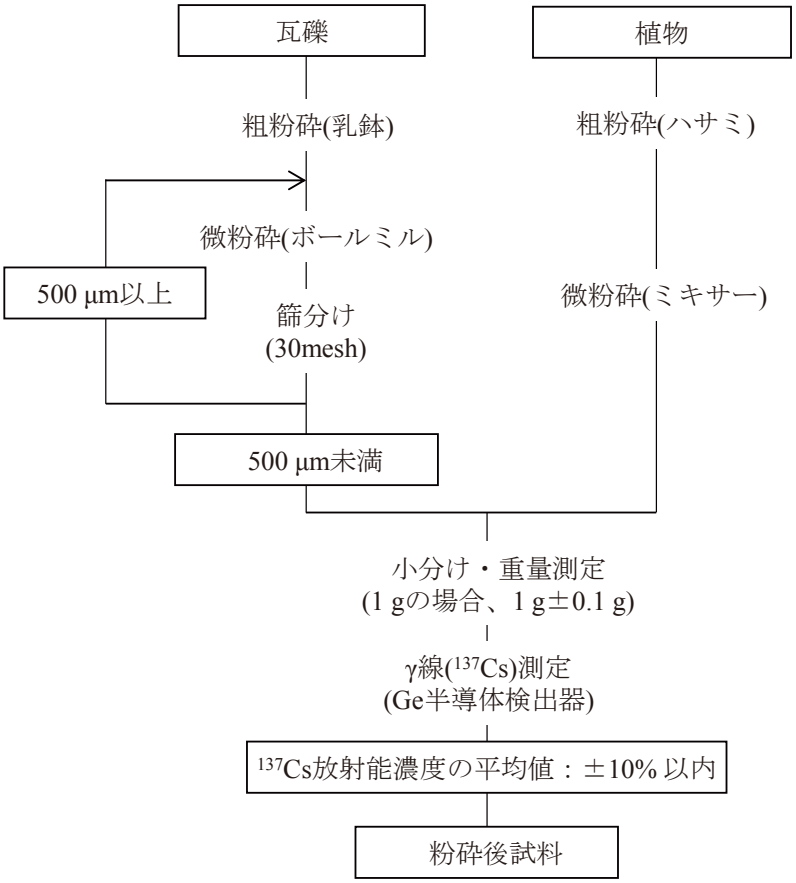

図 2.1 試料粉砕スキーム

2.2 マイクロ波加熱酸分解

2.2.1 器具・装置

- 硝酸
- 塩酸
- マイクロ波加熱装置：マイルストーンゼネラル製 ETHOS 900
- テフロン製高圧分解容器：マイルストーンゼネラル製 HPS-100
- メンブレンフィルター(孔径 0.45 μm)
- 減圧ろ過用フィルターホルダ
- ろ過鐘
- ホットプレート
- 真空ポンプ
- Ge 半導体検出器

2.2.2 手順

マイクロ波加熱酸分解スキームを図 2.2 に示す。粉砕後の試料(1 g)を電気炉で加熱(120～150℃ 60 分，500℃ 120 分)し，試料に含まれている有機物を灰化した。灰化した試料を専用のテフロン製高圧分解容器に入れて，王水(塩酸 12 ml，硝酸 4 ml)を加えた。マイクロ波加熱装置の出力

を 250 W(5 分)，450 W(5 分)，650 W(10 分)，400 W(10 分)と変化させて加熱した。放冷後，容器から試料を取り出し，メンブレンフィルターによりろ過を行った。ろ過残渣の ^{137}Cs 放射能濃度を Ge 半導体検出器で測定し，^{137}Cs 放射能量が処理前の 10 %未満になるまでマイクロ波加熱酸分解を繰り返した。ろ液を乾固し 1 M 硝酸で定容して各分析用試料とした。

2.2.3 適用結果

図 2.2 に示すマイクロ波加熱酸分解スキームを瓦礫および植物に適用した結果，砂礫など鉱物を含む試料は，マイクロ波加熱酸分解後の試料のろ過残渣が多い傾向にあったが，ろ過残渣に含まれる ^{137}Cs の放射濃量の残存率は 10%未満となった。

マイクロ波加熱酸分解法は，これまでに溶融固化体やセメント固化体および焼却灰試料について適用実績が報告されている [3]。「分析指針」では，硝酸とフッ化水素酸による混酸を使用しているが，瓦礫および植物の汚染形態は表面汚染が主体のため，王水を使用した。今回対象とした試料においては，試料を全溶解しなくとも ^{137}Cs を主体とする放射性核種が回収可能であることが確認された。また，^{60}Co，^{63}Ni，^{90}Sr，^{94}Nb，^{152}Eu の放射能標準を添加し，マイクロ波加熱酸分解前後で回収率を測定した結果，95%以上の高い回収率が得られることを確認した。

以上より，瓦礫および植物について，酸性溶液下で揮発しにくい ^{60}Co, ^{63}Ni, ^{90}Sr, ^{94}Nb, ^{152}Eu, ^{154}Eu，^{238}Pu，^{239}Pu，^{240}Pu，^{241}Am，^{244}Cm の各核種分析の前処理手法として，王水を用いたマイクロ波加熱酸分解が適用可能であることが確認された。

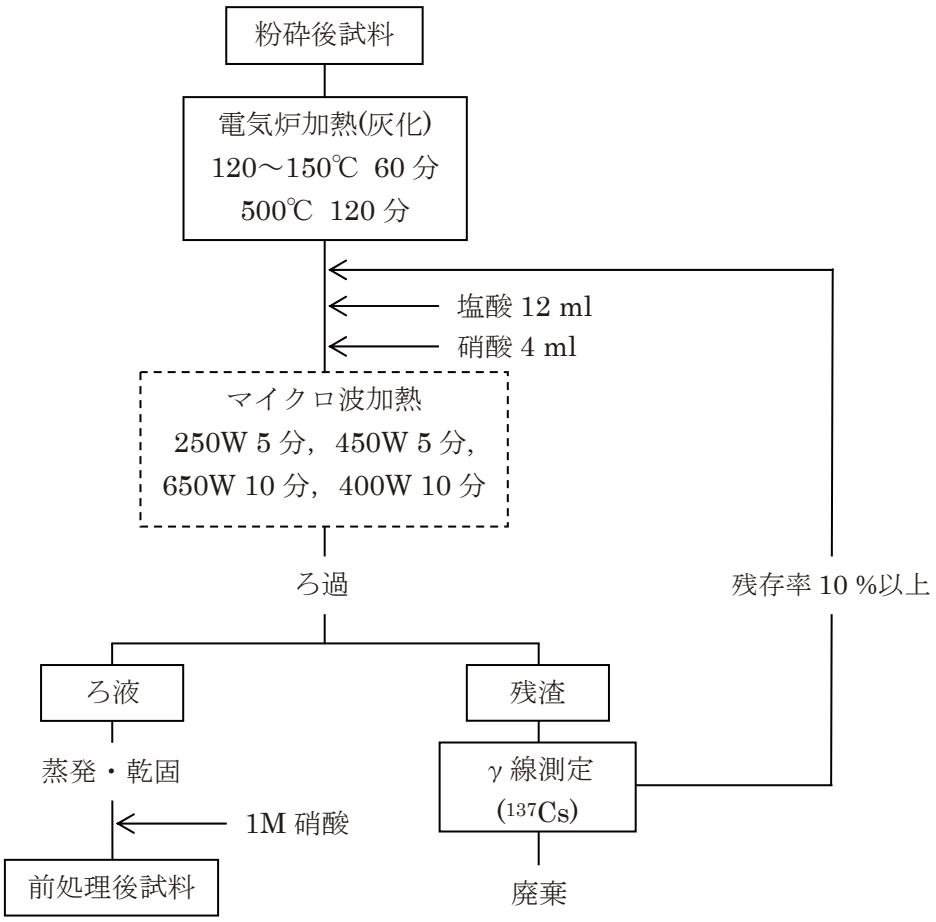

図 2.2 マイクロ波加熱酸分解スキーム

2.3 アルカリ融解

2.3.1 器具・装置

・水酸化ナトリウム(粉状)
・塩素担体(塩化ナトリウム溶液，1 mg/ml)
・セレン担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・レニウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・ニッケル坩堝
・電気炉：城田電気炉材製 GT-P2S
・メンブレンフィルター(孔径 0.45 μm)
・減圧ろ過用フィルターホルダ
・ろ過鐘
・ホットプレート
・真空ポンプ
・Ge 半導体検出器

2.3.2 手順

アルカリ融解スキームを図 2.3 に示す。ニッケル坩堝に粉砕後の試料 1 g を入れて，塩素 5 mg，セレン 20 mg および ^{99}Tc と化学的な性質が類似しているレニウム 1 mg を加えた。ホットプレートで緩やかに加熱し乾燥させた後に，試料を覆うように水酸化ナトリウム(粉状)10 g を加えた。ニッケル坩堝を電気炉に入れて昇温し，550℃で 30 分加熱した。放冷後，ニッケル坩堝に温水を加え，ホットプレートで加熱しながらニッケル坩堝内の融成物を溶解した。ろ過後，残渣中の ^{137}Cs 放射能量を Ge 半導体検出器で測定し，10%未満になるまでアルカリ融解を繰り返した。

2.3.3 適用結果

図 2.3 に示すアルカリ融解スキームを瓦礫および植物に適用した結果，アルカリ融解後に，融解液をろ過した残渣に含まれる ^{137}Cs の放射濃量の残存率は 10%未満となった。さらに，^{36}Cl，^{79}Se および ^{99}Tc の各分析における回収率は 90%以上と高い値を示し，アルカリ融解による対象核種の損失は確認されなかった。

アルカリ融解は，これまでにコンクリートや焼却灰の ^{36}Cl および ^{99}Tc 分析の前処理法として適用実績が報告されている [1)2)]。^{36}Cl，^{79}Se および ^{99}Tc 分析については，マイクロ波加熱酸分解を行うと揮発により損失する可能性があることから，アルカリ融解を用いた。検討当初では，アルカリ融解前に試料を乾燥させる操作を行わなかったが，アルカリ融解時に融成物がニッケル坩堝から外側のビーカー内に吹きこぼれ，各元素の回収率が低くなった。アルカリ融解前にホットプレートで緩やかに試料を加熱・乾燥する操作を追加したところ，融成物が坩堝外に吹きこぼれることなくアルカリ融解可能となり、試料を乾燥させる操作の有効性が確認された。

上記より，瓦礫および植物の ^{36}Cl，^{79}Se および ^{99}Tc 分析の試料前処理法として，アルカリ融解法が適用可能であることが確認された。

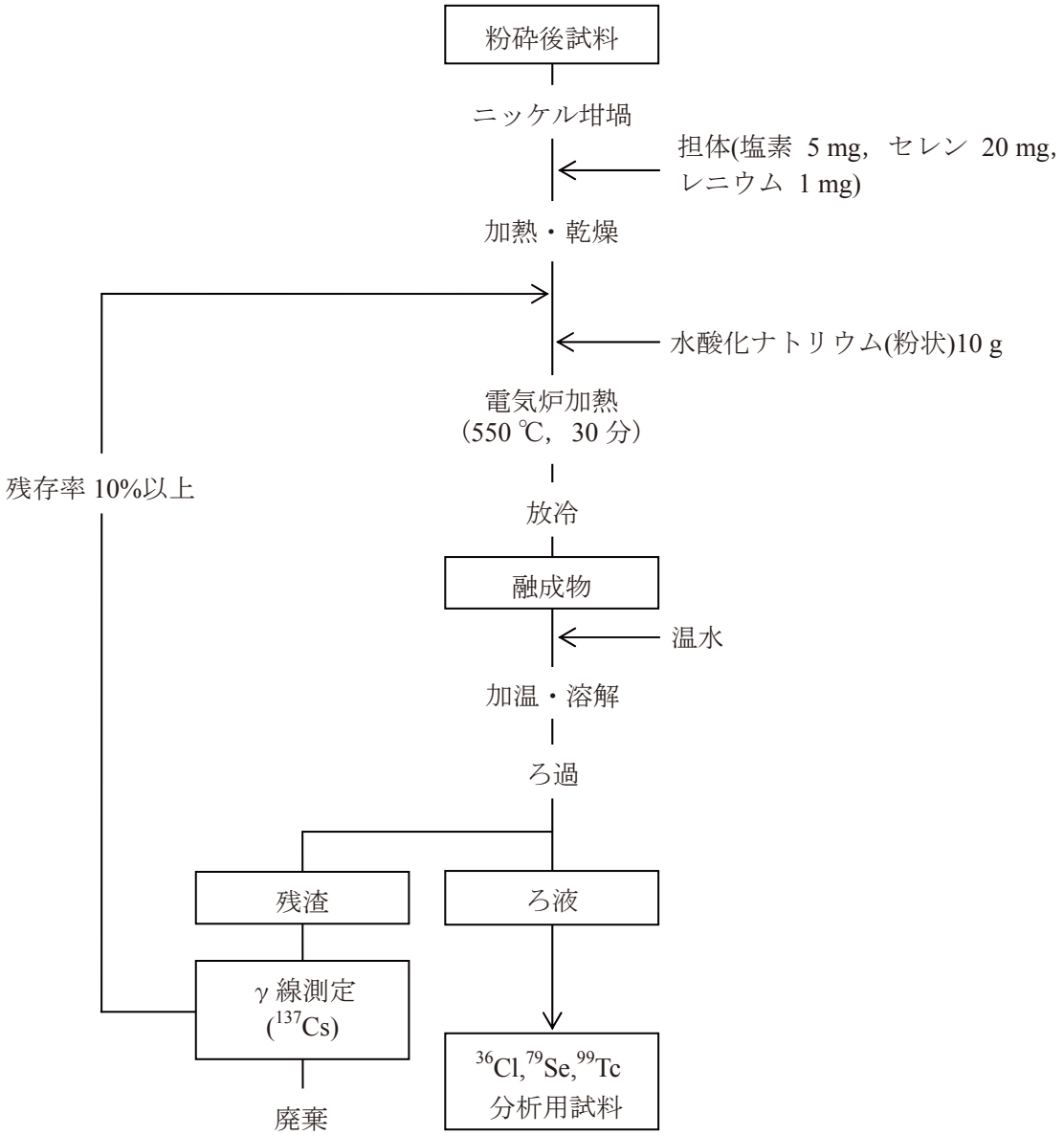

図 2.3 アルカリ融解スキーム

2.4 ^{3}H 分析法

2.4.1 器具・装置

(1)燃焼操作

・エタノール

・ドライアイス

・酸化触媒：キシダ化学製ホプカライト(Ⅰ)

・酸素ガス：純度 99.98%以上

・空気ガス：純度 O_2 21%±1%

・ガス流量計：コフロック製 RK1150

・ガラス製U字管

・ミゼットインピンジャー
・管状電気炉：アサヒ理化製作所製 ARF30KC
・石英製燃焼管
・セラミックボート
(2)蒸留操作
・ナス型フラスコ
・過酸化ナトリウム
・沸騰石
・リービッヒ冷却管
・マントルヒーター
(3)放射能測定
・^{3}H 放射能標準
・シンチレーションカクテル：PerkinElmer 製 Ultima Gold LLT
・液体シンチレーションカウンタ(以下「LSC」という。)

2.4.2 手順

本手法は ^{3}H 分析と ^{14}C 分析を同時に行う手法である。^{3}H および ^{14}C の分析スキームを図 2.4-1 に，分離装置の概要図を図 2.4-2 に示す。試料 1 g をセラミックボートにのせて管状電気炉 I 側の石英製燃焼管内に設置した。下流側管状電気炉 II の石英製燃焼管内にホプカライト I (瓦礫 4.1 g，植物 8.2 g)を詰め，^{3}H トラップ(ガラス製 U 字管をエタノール-ドライアイスで冷却)と接続した。加湿した酸素ガス(有機物を含む試料は空気ガス)を 150 ml/min で流し，管状電気炉 II を 100℃へ昇温しホプカライトを乾燥させ，500℃まで昇温した後，管状電気炉 I (試料側)を 100℃まで昇温し，試料を乾燥させた。さらに管状電気炉 I を昇温し，500℃で 60 分間，900℃で 60 分間保持した。植物など有機物を含む試料の場合は，500℃までの昇温過程で 150℃，200℃，225℃，250℃，275℃，300℃の温度で各 20 分間保持した。ガラス製 U 字管内に捕集した凝縮水はナス型フラスコに回収し，過酸化ナトリウム 5 mg および沸騰石を加えて，リービッヒ冷却管を用いて蒸留した。蒸留操作前後の凝縮水の重量から回収率を算出した。蒸留後の試料に Ultima Gold LLT を加えて混合し，LSC で放射能濃度を測定した。

2.4.3 適用結果

図 2.4-1 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.4 に示す。茨城県東海村で採取したコンクリートおよび松葉に ^{3}H の放射能標準を添加し，回収率試験を実施したところ，90%以上の高い回収率が得られることを確認した。実試料の測定においては，放射能標準のスペクトルと比較してスペクトル形状が類似していること，妨害核種の影響がないことを確認した。

瓦礫および植物のいずれの試料についても，「分析指針」に記載されている燃焼法により回収した凝縮水を，蒸留により精製する手法を用いた。植物について，検討当初は，瓦礫と同じく 500℃まで短時間のうちに昇温させたが，150～300℃付近で試料がセラミックボート外へ飛散し，ホプカライトは管状電気炉から下流側にずれてしまった。150～300℃の昇温を緩やかに行う手順に変更し，さらに酸素ガスを空気ガスに変更したところ，同様な事象は発生しなくなった。植物のような有機物を含む試料を燃焼する際には，150～300℃の昇温を緩やかにし，酸素濃度を下げて燃焼を行うことの有効性が確認された。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.4 ^{3}H の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	1 g	1 g
回収率	90～97%(n=3)※1	90～97%(n=3)※1
計数効率	30～40%(n=6)	30～40%(n=24)
検出限界※2	0.03～0.04 Bq/g(300 分測定時)	0.03～0.04 Bq/g(300 分測定時)
妨害核種の影響	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 20 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 10000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 100 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 1000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※1　茨城県東海村で採取したコンクリートおよび松葉に ^{3}H の放射能標準を添加した場合の回収率試験の値

※2　ブランク試料の計数誤差より算出

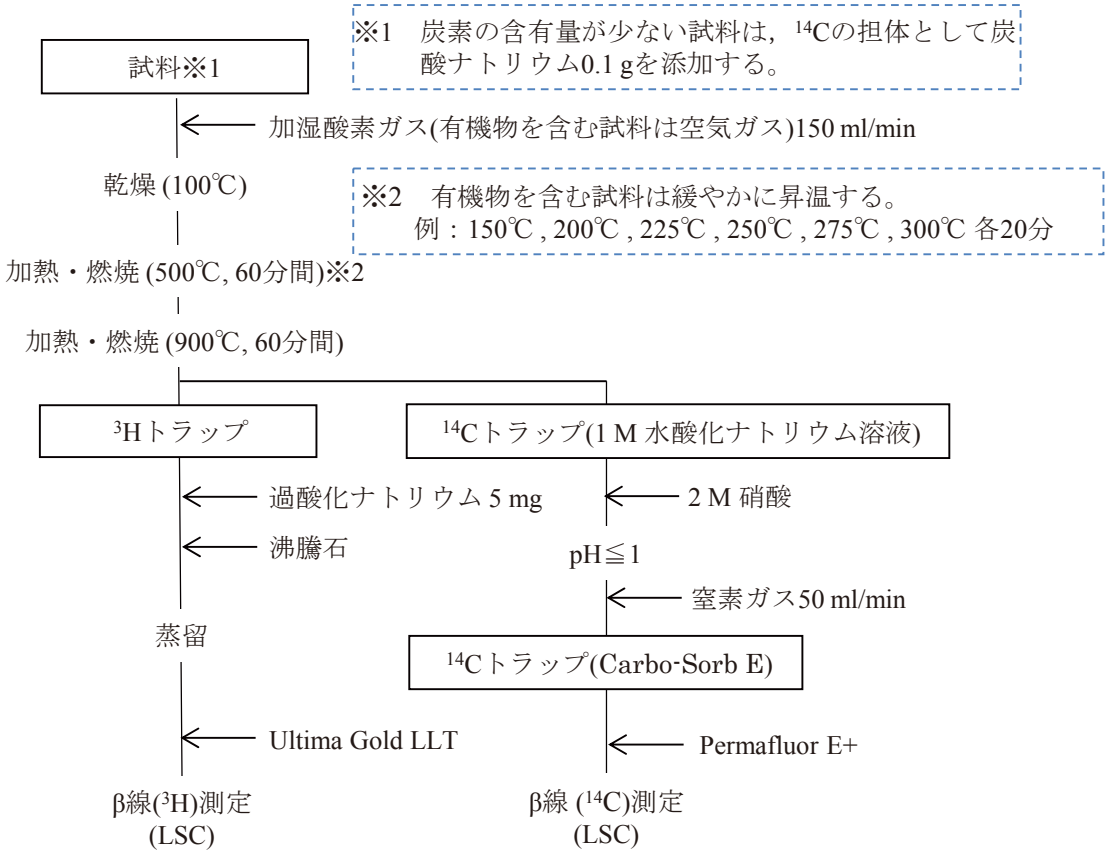

図 2.4-1 ^{3}H および ^{14}C 分析スキーム

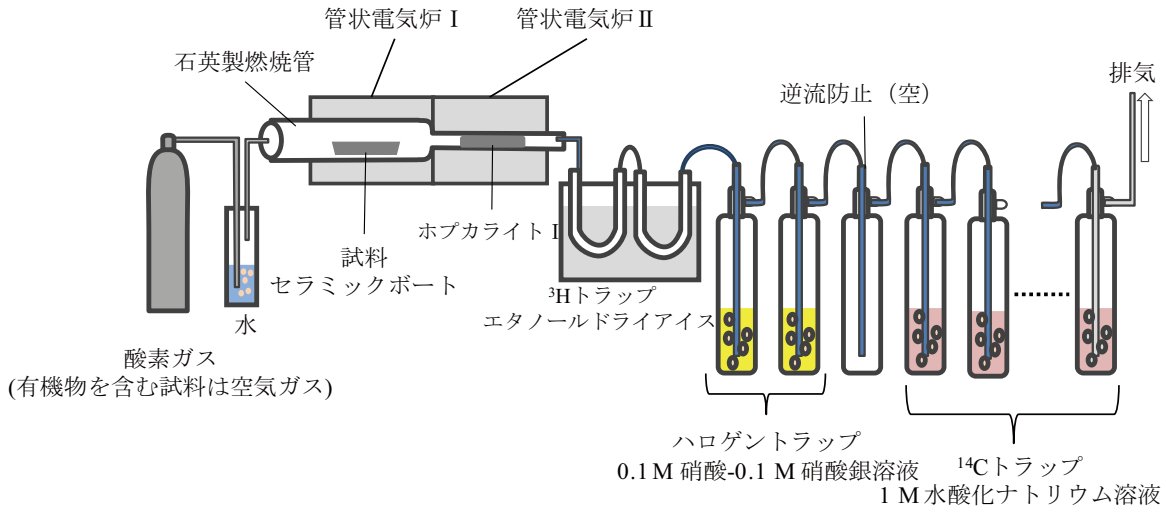

図 2.4-2 ^{3}H および ^{14}C 分離装置概要図

2.5 ^{14}C 分析法

2.5.1 器具・装置

(1)燃焼操作

・酸化触媒：キシダ化学製ホプカライト(Ⅰ)
・炭素担体：炭酸ナトリウム
・硝酸銀
・硝酸
・酸素ガス：純度 99.98%以上
・空気ガス：純度 O_2　21%±1%
・ガス流量計：コフロック製 RK1150
・ミゼットインピンジャー
・管状電気炉：アサヒ理化製作所製 ARF30KC
・石英製燃焼管
・セラミックボート

(2)精製操作

・窒素ガス：純度 99.99%以上
・ガス流量計：コフロック製 RK1150
・二酸化炭素吸収剤：PerkinElmer 製 Carbo-Sorb E
・三口丸底フラスコ

(3)放射能測定

・^{14}C 放射能標準
・シンチレーションカクテル：PerkinElmer 製 Permafluor E+
・LSC

2.5.2 手順

分析スキームを図 2.4-1 に，分離装置概要図を図 2.4-2 に示す。瓦礫など試料に有機物が含まれない場合は，炭素担体(炭酸ナトリウム 0.1 g)を試料に添加した。^{3}H トラップの後段にハロゲント

ラップおよび ^{14}C トラップ(1 M 水酸化ナトリウム溶液)を接続した。^{14}C トラップ内の 1 M 水酸化ナトリウム溶液を三口丸底フラスコに入れ，pH が 2 以下となるよう 2 M 硝酸を滴下した。三口丸底フラスコに窒素ガスを吹込み(3 時間)，発生した炭酸ガスを ^{14}C トラップ(Carbo-Sorb E 5 ml を入れたミゼットインピンジャー2 本)で回収した。精製装置概要図を図 2.5 に示す。^{14}C 精製後の試料(^{14}C トラップ)に Permafluor E+を加えて混合し，LSC で放射能濃度を測定した。

2.5.3 適用結果

図 2.4-1 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.5 に示す。茨城県東海村で採取したコンクリートおよび松葉に ^{14}C の放射能標準を添加し，回収率試験を実施したところ，95%以上の高い回収率が得られることを確認した。実試料の測定においては，放射能標準のスペクトルと比較しスペクトル形状が類似していること，妨害核種の影響がないことを確認した。

「分析指針」では，溶融固化体試料のような放射性核種の閉じ込め性能の高い試料を対象としてアルカリ融解法が用いられているが，瓦礫および植物の汚染形態は，表面汚染であることから，燃焼法を用いた[4)]。検討当初では，燃焼操作時の ^{14}C トラップとして Carbo-Sorb E を用い，^{14}C の精製操作は行わずにシンチレーションカクテル(Permafluor E+)を加えて放射能測定することを試みたが，試料によっては ^{137}Cs が検出され，^{14}C の放射能測定の妨害となった。そのため，燃焼操作時の ^{14}C トラップとして 1 M 水酸化ナトリウム溶液を用いた後に硝酸酸性とし，窒素通気により揮発した ^{14}C を Carbo-Sorb E で捕集する手順を追加したところ，^{14}C の放射能測定において ^{137}Cs による影響がなくなった。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.5 ^{14}C の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	1 g	1 g
回収率	95～100%(n=3) ※1	95～100%(n=3) ※1
計数効率	70～85%(n=6)	70～80%(n=24)
検出限界※2	0.04～0.05 Bq/g(180 分測定時)	0.04～0.05 Bq/g(180 分測定時)
妨害核種の影響	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 20 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 10000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 100 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 1000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※1　茨城県東海村で採取したコンクリートおよび松葉に ^{14}C の放射能標準を添加した場合の回収率試験の値

※2　ブランク試料の計数誤差より算出

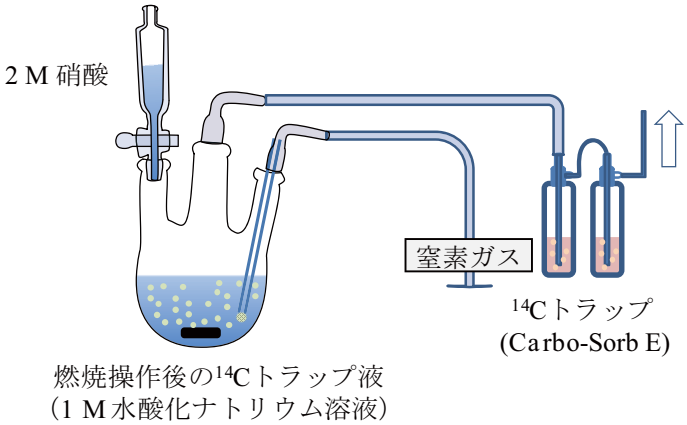

図 2.5 ^{14}C 精製装置概要図

2.6 ^{36}Cl 分析法

2.6.1 器具・装置

(1)分離操作

・硝酸
・硫酸
・ストロンチウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・イットリウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・セシウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・リンモリブデン酸アンモニウム三水和物
・硝酸銀
・ヨウ素担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・亜硫酸水素ナトリウム
・亜硝酸ナトリウム
・亜鉛粉末
・メタノール
・PVP(ポリビニルピロリドン)
・メンブレンフィルター(孔径 0.45 μm)
・ヨウ素除去用固相抽出ディスク：住友 3M 製 SDB-XD ディスク
・減圧濾過用フィルターホルダ
・ろ過鐘
・真空ポンプ
・GF-F ガラスフィルター(孔径 0.7 μm)
・イオンクロマトグラフ

(2)放射線測定

・^{36}Cl 放射能標準
・アクリルディスク
・マイラー膜
・テフロンリング
・ガスフローカウンタ(以下「LBC」という。)

2.6.2 手順

瓦礫および植物の分析スキームを図 2.6 に示す。瓦礫および植物は，アルカリ融解により試料を溶液化した。瓦礫の試料溶液には，ケイ酸が多く含まれているため，硝酸を加えて pH を中性に調整し，ケイ酸塩の沈殿を加温熟成させ，ろ過により除去した。試料溶液に，ストロンチウム，イットリウムおよびセシウムの各担体 1 mg を添加し，硝酸を加えて pH1 に調整した。リンモリブデン酸アンモニウム三水和物を 1 g 加えて，30 分以上放置した後に，試料溶液をろ過し，放射性セシウムを除去した(以下「AMP 処理」という。)。ろ液に 2wt%硝酸銀溶液を 5 ml 加えて塩化銀沈殿を生成させた。重量既知のガラスフィルターでろ過し，沈殿を 1 M 硝酸で洗浄後，乾燥させて沈殿重量から回収率を算出した。ガラスフィルターにマイラー膜を張り，LBC で放射能濃度を測定した。塩化銀沈殿に放射性ヨウ素などの混入が疑われた場合は，亜鉛粉末 1 g および 2 M 硫酸溶液 2 ml を加えて沈殿を溶解し，ろ過処理によりガラスフィルターを取り除いた。ろ液にヨウ素担体 1 mg，1wt%亜硫酸水素ナトリウム溶液 1 ml，5wt%亜硝酸ナトリウム溶液 1 ml および硝酸を加えて pH1 以下に調整し，10wt%PVP-50%メタノール水溶液を含浸させた SDB-XD ディスクへ通水し，放射性ヨウ素を除去した。PVP 含浸ディスクを 5wt%亜硝酸ナトリウム水溶液 1 ml で洗浄し，ディスク通過液と合わせて，0.1 M 硝酸 40 ml および 2wt%硝酸銀溶液を 5 ml 加えて再度塩化銀沈殿を生成させた。試料自体に含まれている塩素量は，塩素担体を添加しない条件でアルカリ融解を行い，イオンクロマトグラフ分析装置で測定した。

2.6.3 適用結果

図 2.6 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.6 に示す。塩素の回収率は概ね 70%以上と高い値を得ることができた。LBC 測定においては，全ての試料で ^{36}Cl の放射能濃度は検出限界値未満となり，^{90}Sr や ^{137}Cs などの FP 核種の影響がないことを確認した。

「分析指針」では，溶融固化体やコンクリートなどの固体試料を対象としてアルカリ融解により試料を溶液化し，塩化銀沈殿により塩素を精製する手法が用いられている。瓦礫について，検討当初は，アルカリ融解後の試料を純水で希釈し，塩化銀沈殿を生成させる操作を行った。しかし，塩化銀沈殿と共にケイ酸塩が沈殿し，回収率を正しく測定できなかった。アルカリ融解後に試料の中和を行い，ケイ酸塩沈殿を生成させ，ろ過処理により除去した後に塩化銀沈殿を生成させたところ，ケイ酸塩による共沈の影響なく回収率を測定できることがわかった。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.6 ^{36}Cl の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	1 g	1 g
回収率	84～100%(n=6)	67～88%(n=5)
計数効率	40～45%(n=6)	40～45%(n=5)
検出限界※	0.03～0.04 Bq/g(60 分測定時)	0.03～0.04 Bq/g(60 分測定時)
妨害核種の影響	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 20 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 10000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 0.3 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 1000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※ブランク試料の計数誤差より算出

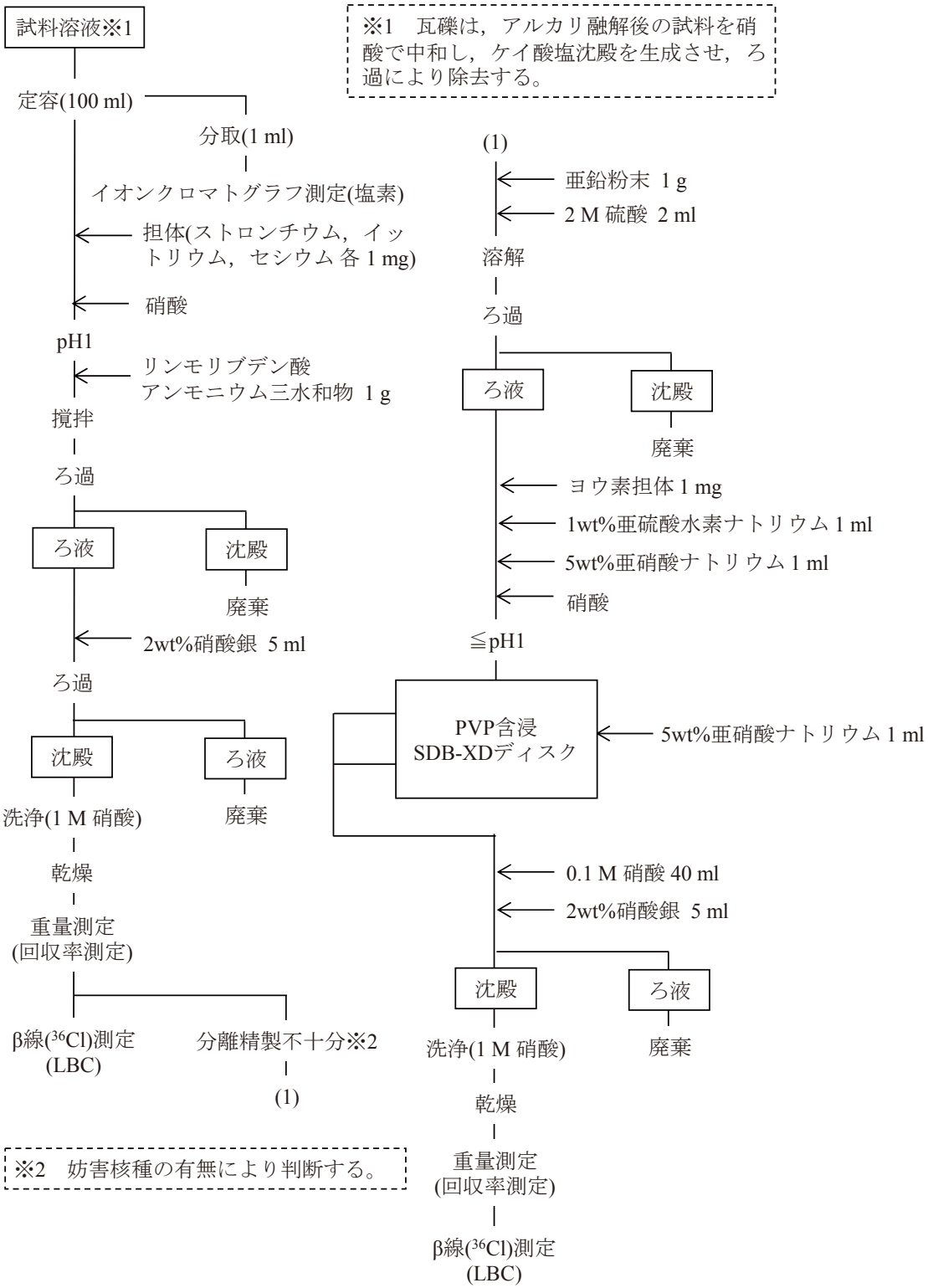

図 2.6 ^{36}Cl 分析スキーム

2.7 ^{63}Ni 分析法

2.7.1 器具・装置

(1)分離操作

・ニッケル担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・セシウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・鉄担体(塩酸溶液，20 mg/ml)
・イットリウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・塩酸
・硝酸
・塩化アンモニウム
・アンモニア水
・クエン酸水素二アンモニウム
・リンモリブデン酸アンモニウム三水和物
・陰イオン交換樹脂：Dowex 製強塩基性陰イオン交換樹脂 1-X8(100～200mesh)
・陽イオン交換樹脂：Dowex 製強酸性陽イオン交換樹脂 50W-X8(100～200mesh)
・固相抽出樹脂：Eichrom 製 Ni-Resin(100~150 μm)
・減圧濾過用フィルターホルダー
・ろ過鐘
・真空ポンプ
・ホットプレート
・誘導結合プラズマ発光分光分析装置(以下「ICP-AES」という。)
・Ge 半導体検出器

(2)放射能測定

・^{63}Ni 放射能標準
・シンチレーションカクテル：PerkinElmer 製 Ultima Gold LLT
・LSC

2.7.2 手順

分析スキームを図 2.7 に示す。瓦礫は，マイクロ波加熱酸分解により試料を溶液化し，蒸発乾固した後に 1 M 硝酸で溶解した試料を用いた。試料溶液にニッケル担体 2 mg とセシウム担体 1 mg を添加し，AMP 処理を行い ^{137}Cs の除去を行った。Ge 半導体検出器でγ線測定を行い，^{137}Cs 放射能量が 100 Bq 未満となるまで AMP 処理を繰り返した。^{137}Cs 放射能量が 100 Bq 未満となった場合は，試料溶液を 1 ml 程度まで加熱・濃縮し，放冷後に塩酸 1 ml を添加した。塩酸でコンディショニングした陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂の混床カラムに試料溶液，塩酸で洗浄した洗液 1 ml, 塩酸 1.5 ml を通液し, 合わせて回収液とした。回収液にイットリウム担体 5 mg, 鉄担体 20 mg を添加し，1 ml 程度まで加熱・濃縮した。純水 10 ml，塩化アンモニウム 0.1 g およびアンモニア水 5 ml を添加し，加熱・熟成したうえで，ろ過により ^{90}Sr の子孫核種である ^{90}Y を含む沈殿を除去した。ろ液を 1 ml 程度まで加熱・濃縮し，塩酸(1+23)10 ml，1 M クエン酸二水素アンモニウム溶液 1 ml，アンモニア水 2 ml を添加し，試料溶液とした。Ni-Resin に試料溶液を通液し，試料中のニッケルをニッケルジメチルグリオキシム(以下「Ni-DMG」という。)としてカラムに保持させた。洗浄のため 0.2 M クエン酸水素二アンモニウム-アンモニア溶液(pH10)20 ml およびアンモニア水(1+100) 5 ml を通液し， 3 M 硝酸 15 ml を通液して Ni-DMG

を溶解し，ニッケルを回収した。回収液を 1 ml 程度まで加熱・濃縮し，塩酸(1+23)で 5 ml に定容した。この溶液から 0.5 ml を分取し, ICP-AES で回収率を測定した。また, 4 ml を分取し Ultima Gold LLT を加えて混合し，LSC で放射能濃度を測定した。

2.7.3 適用結果

図 2.7 に示す分析スキームを瓦礫に適用した結果を表 2.7 に示す。ニッケルの回収率は 80%以上と高い値を得ることができた。LSC 測定においては，放射能標準のスペクトルと比較し，スペクトル形状が類似していること，妨害核種の影響がないことを確認した。

「分析指針」では，陽イオン交換樹脂と陰イオン交換樹脂の混床カラムを用いて ^{60}Co や ^{90}Sr を除去し，さらに Ni-Resin を用いてニッケルを分離精製している [5),6)]。本検討で対象とする試料は，研究施設等廃棄物に比べ，^{137}Cs，^{90}Sr とその子孫核種である ^{90}Y が多いことから，AMP 処理により放射性セシウムを，鉄共沈分離により ^{90}Y を除去する操作を追加した。

以上より，瓦礫について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.7 ^{63}Ni の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫
試料量	1 g
回収率	81～84%(n=3)
計数効率	60～65%(n=3)
検出限界※	0.04～0.05 Bq/g(480 分測定時)
妨害核種の影響	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 20 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 2000 Bq/g の試料に対して, LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※ブランク試料の計数誤差より算出

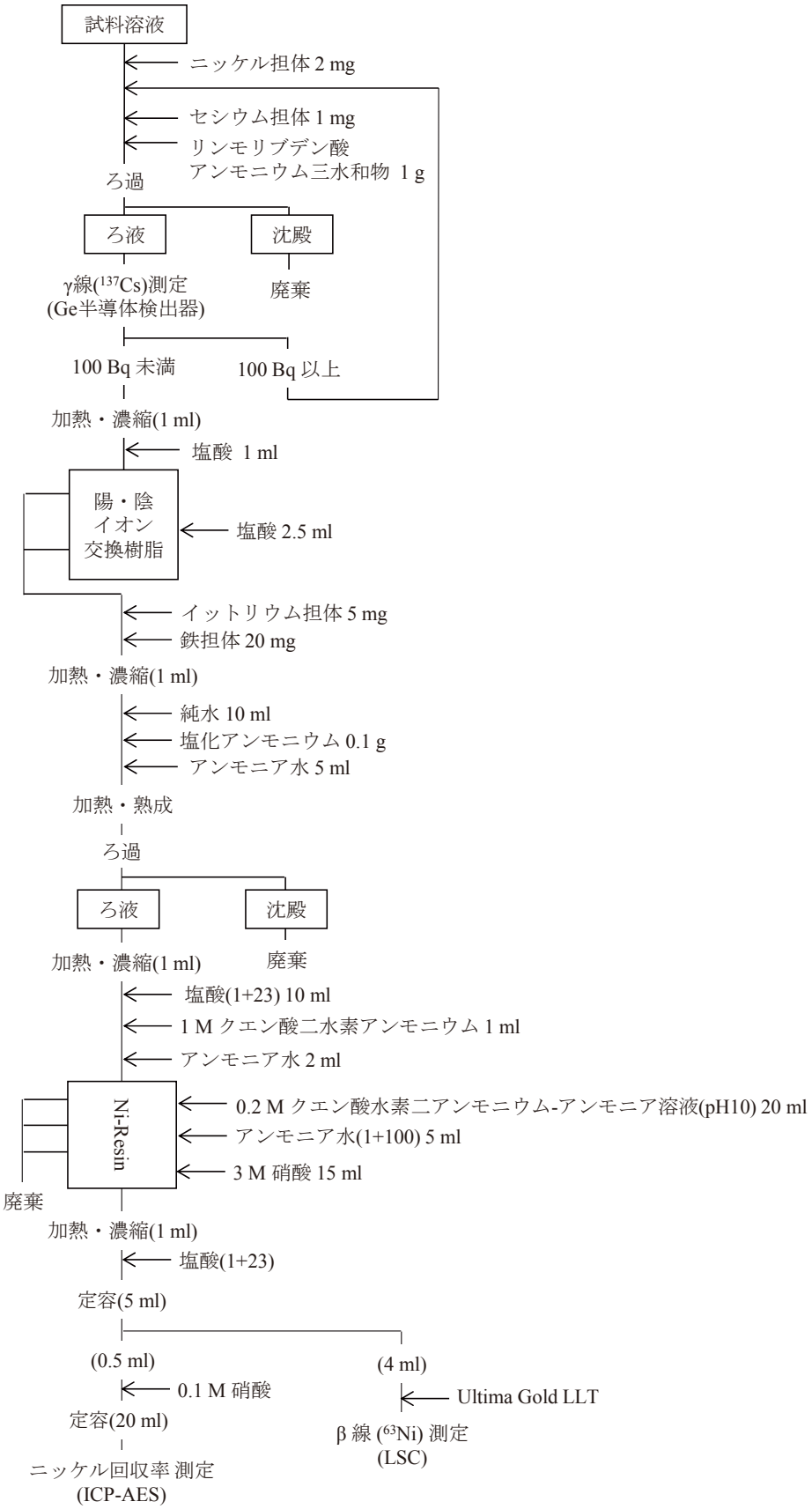

図 2.7 ^{63}Ni 分析スキーム

2.8 ^{79}Se 分析法

2.8.1 器具・装置

(1)分離操作

・ストロンチウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・イットリウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・セシウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・硝酸
・塩酸
・リンモリブデン酸アンモニウム三水和物
・臭化水素酸
・塩酸ヒドロキシルアミン
・エタノール
・GF-F ガラスフィルター(孔径 0.7 μm)
・減圧ろ過用フィルターホルダ
・ろ過鐘
・真空ポンプ
・ホットプレート

(2)放射線測定

・^{14}C 放射能標準
・シンチレーションカクテル：PerkinElmer 製 Hionic-Fluor
・アクリルディスク
・マイラー膜
・テフロンリング
・Ge 半導体検出器
・LSC
・β線スペクトロメータ

2.8.2 手順

分析スキームを図 2.8 に示す。瓦礫および植物は，アルカリ融解により試料を溶液化した。瓦礫の試料溶液には，ケイ酸が多く含まれているため，硝酸を加えて pH を中性に調整し，ケイ酸塩の沈殿を加温熟成させ，ろ過により除去した。試料溶液にストロンチウム，イットリウムおよびセシウムの各担体を 1 mg 添加し，1 M 硝酸溶液となるように硝酸を加えて，AMP 処理により放射性セシウムを除去した。ろ液に臭化水素酸 2 ml を加え 30 分以上放置した後，25%塩酸ヒドロキシルアミン 30 ml を加えて濃紫色になるまで加温・熟成を行い，放冷し，一晩放置した。重量既知のフィルターでろ過し，沈殿を 2 M 塩酸，純水およびエタノールで洗浄後，乾燥させて沈殿重量から回収率を算出した。Ge 半導体検出器によるγ線測定，またはβ線スペクトロメータによるβ線測定により妨害核種が検出された場合や，沈殿の生成状況により分離精製が不十分と判断された場合は，硝酸 1 ml を加えて加熱・溶解した後，セレン沈殿の生成操作を繰り返した。妨害核種が検出されなかった場合は，沈殿物を LSC 用ガラスバイアル瓶にフィルターごと移した。硝酸 0.7 ml を加えて加熱・溶解した後に，12.5 M 水酸化ナトリウム溶液を加えて中和した。Hionic Fluor を加えて混合し，LSC で放射能濃度を測定した。

2.8.3 適用結果

図 2.8 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.8 に示す。セレン沈殿を 2 回繰り返した場合においても，回収率は概ね 80%以上と高い値を得ることができた。LSC 測定においては，放射能標準のスペクトルと比較し，スペクトル形状が類似していること，妨害核種の影響がないことを確認した。

「分析指針」では，AMP 処理による放射性セシウムの除去に加えて，炭酸塩沈殿による ^{90}Sr の除去，水酸化物共沈による ^{90}Y 等の除去，さらには TEVA-Resin による ^{99}Tc の除去が行われているが，本分析手法ではセレン沈殿の生成と溶解を繰り返し行い，妨害核種からの分離する手法を試みた[7),8)]。瓦礫について，検討当初は，アルカリ融解後の試料を純水で希釈し，セレン沈殿を生成させる操作を行った。しかし，セレン沈殿と共にケイ酸塩が沈殿し，回収率を正しく測定できなかった。アルカリ融解後に試料の中和を行い，ケイ酸塩沈殿を生成させ，ろ過処理により除去した後，セレン沈殿を生成させたところ，ケイ酸塩による共沈の影響なく回収率を測定できることがわかった。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.8 ^{79}Se の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	1 g	1 g
回収率	79～89%(n=6)	85～98%(n=24)
計数効率	65～70%(n=6) (^{14}C の計数効率使用)	65～70%(n=24) (^{14}C の計数効率使用)
検出限界※	0.04～0.05 Bq/g(300 分測定時)	0.04～0.05 Bq/g(300 分測定時)
妨害核種の影響	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 20 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 10000 Bq/g の試料に対して, LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 100 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 1000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※ブランク試料の計数誤差より算出

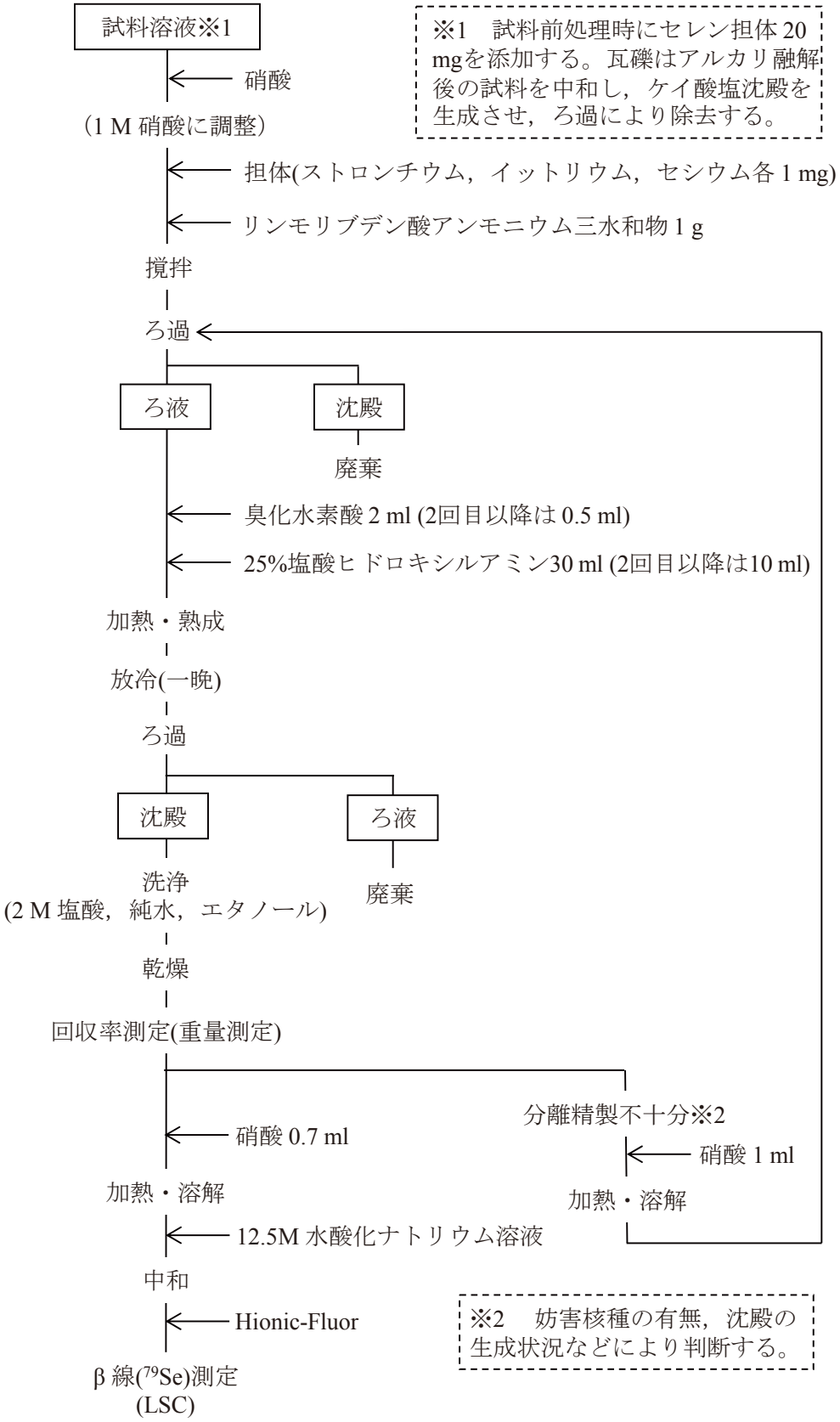

図 2.8 ^{79}Se 分析スキーム

2.9 ^{90}Sr 分析法

2.9.1 器具・装置

(1)分離操作

・ストロンチウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・セシウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・リンモリブデン酸アンモニウム三水和物
・硝酸
・シュウ酸二水和物
・固相抽出樹脂：Eichrom 製 Sr-Resin (100~150 μm)
・減圧ろ過用フィルターホルダ
・ろ過鐘
・真空ポンプ
・ホットプレート
・ICP-AES
・Ge 半導体検出器

(2)放射能測定

・^{90}Sr 放射能標準
・シンチレーションカクテル：PerkinElmer 製 Ultima Gold LLT
・LSC

2.9.2 手順

分析スキームを図 2.9 に示す。瓦礫および植物は，マイクロ波加熱酸分解により試料を分解・溶液化し，蒸発乾固した後に 1 M 硝酸で溶解した試料を用いた。試料溶液から適量を分取し，ストロンチウム担体 2 mg，セシウム担体 1 mg を加えて，AMP 処理により ^{137}Cs を除去した。Ge 半導体検出器でγ線測定を行い，^{137}Cs 放射能量が 100 Bq を超えた場合は再度 AMP 処理を行った。ろ過後の試料は乾固寸前まで加熱し，8 M 硝酸 10 ml を加えて溶解した。8 M 硝酸でコンディショニングした Sr-Resin に，試料溶液，8 M 硝酸 20 ml，3 M 硝酸-0.05 M シュウ酸 15 ml，8 M 硝酸 15 ml の順に通液し廃棄した。0.05 M 硝酸 20 ml を通液し，得られた溶液を Sr 回収液とした。Sr 回収液を 1 ml 程度まで加熱・濃縮後，0.1 M 硝酸で 5 ml に定容した。この溶液から 0.25 ml を分取し，ICP-AES で回収率を測定した。また，4.5 ml を分取し，^{90}Sr と ^{90}Y が放射平衡となる期間(2 週間)を待った後，Ultima Gold LLT と混合し LSC で放射能濃度を測定した。

2.9.3 適用結果

図 2.9 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.9 に示す。ストロンチウムの回収率は 90%以上と高い値を得ることができた。LSC 測定においては，放射能標準のスペクトルと比較し，スペクトル形状が類似していること，妨害核種の影響がないことを確認した。

「分析指針」では，固相抽出ディスク(Sr-Rad Disk)と Sr-Resin による方法が記載されている。Sr-Rad Disk は分離精製後の試料がディスク形状のため，回収率測定や追加の妨害核種除去操作が困難であることから，Sr-Resin を用いて分離精製を行う手法を用いた。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.9 ^{90}Sr の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	0.5 g※1	0.5 g※1
回収率	91～100%(n=6)	91～98%(n=24)
計数効率※2	190～200%(n=6)	190～200%(n=24)
検出限界※3	0.04～0.05 Bq/g(200 分測定時)	0.04～0.05 Bq/g(200 分測定時)
妨害核種の影響	^{137}Cs 放射能濃度が最大で 10000 Bq/g の試料に対して，LSC 測定により得られたスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。	^{137}Cs 放射能濃度が最大で 1000 Bq/g の試料に対して，LSC 測定により得られたスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※1　1 g の試料を前処理した後の溶解液から，50%分取し分析に用いた。

※2　^{90}Sr のクエンチングカーブは ^{90}Y との放射平衡の状態で測定しているため，計数効率は 100%以上となる。

※3　ブランク試料の計数誤差より算出

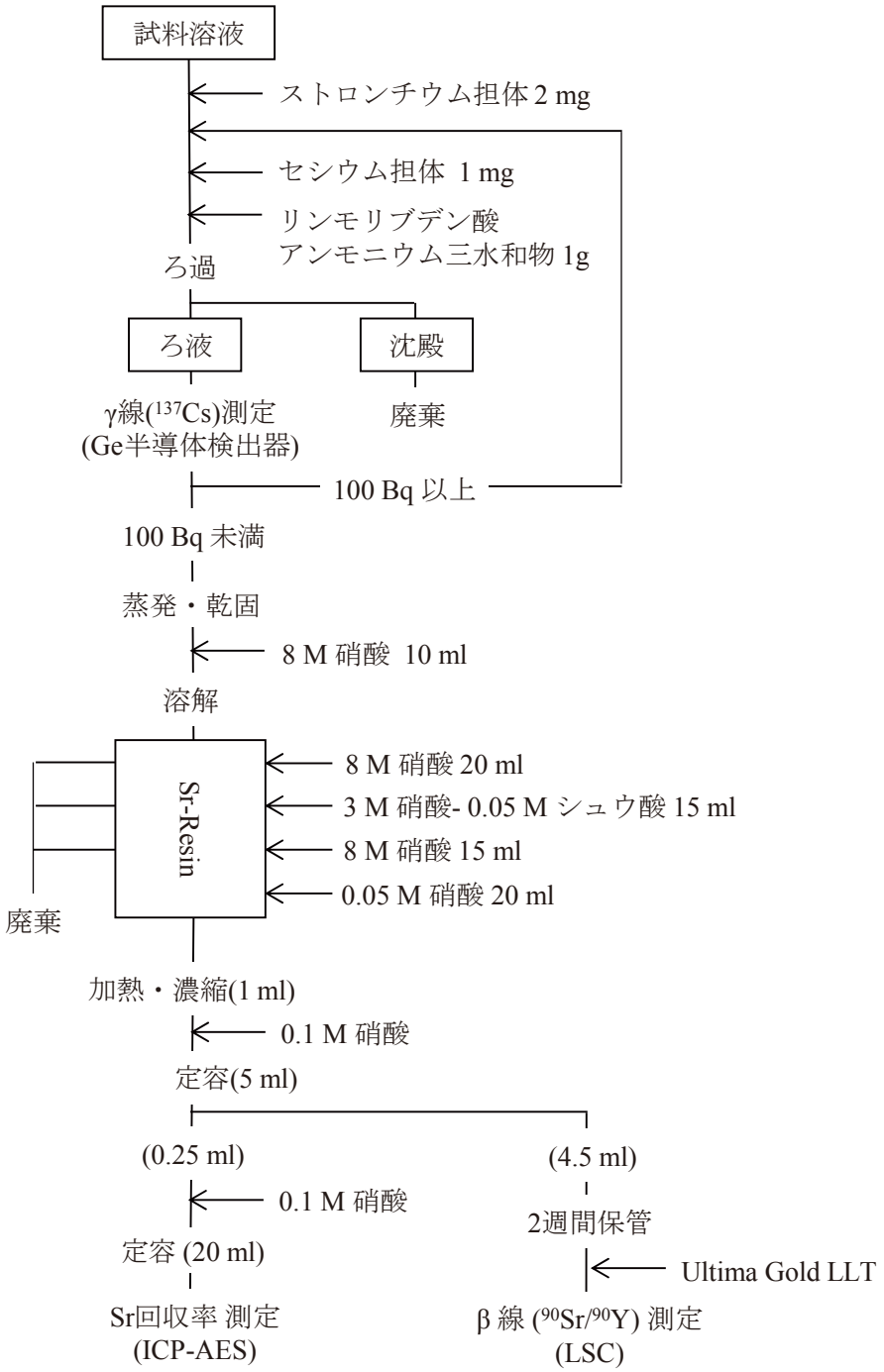

図 2.9 ^{90}Sr 分析スキーム

2.10 ^{99}Tc 分析法

2.10.1 器具・装置

(1)分離操作

・ストロンチウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・イットリウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・セシウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・鉄担体(塩酸溶液，5 mg/ml)

・硝酸
・リンモリブデン酸アンモニウム三水和物
・塩化カルシウム
・過酸化水素水
・水酸化ナトリウム
・炭酸アンモニウム
・固相抽出樹脂：Eichrom 製 TEVA-Resin(100~150 μm)
・メンブレンフィルター(孔径 0.45 μm)
・減圧ろ過用フィルターホルダ
・ろ過鐘
・真空ポンプ
・ホットプレート
・ICP-AES
・Ge 半導体検出器

(2)放射線測定

・^{99}Tc 放射能標準
・シンチレーションカクテル：PerkinElmer 製 Ultima Gold LLT
・LSC

2.10.2 手順

分析スキームを図 2.10 に示す。瓦礫および植物は，アルカリ融解により試料を溶液化した。瓦礫の試料溶液には，ケイ酸が多く含まれているため，硝酸を加えて pH を中性に調整し，ケイ酸塩の沈殿を加温熟成させ，ろ過により除去した。試料溶液に 1 M 硝酸溶液となるように硝酸を加えて，ストロンチウム，イットリウム，セシウムを各 1 mg，鉄 5 mg を添加し，AMP 処理により放射性セシウムを除去した。ろ液にカルシウム担体(塩化カルシウム 1 g)を添加し，過酸化水素水 2 ml を加えた。気泡の発生がなくなるまで加熱した後，水酸化ナトリウムで pH10 付近に調整し，2 M 炭酸アンモニウム溶液 10 ml を加えて，生成した沈殿をろ過し，鉄，ストロンチウム，イットリウム，カルシウムを除去した。ろ液に硝酸を加えて pH1 に調整し，撹拌しながら気泡がなくなるまで加熱して炭酸ガスを追い出した。0.1 M 硝酸溶液でコンディショニングした TEVA-Resin に試料溶液を通液し，0.1 M 硝酸溶液 30 ml で洗浄した後，8 M 硝酸溶液 20 ml を通液し ^{99}Tc の回収液とした。回収液を乾固寸前まで加熱・濃縮し，純水 5 ml を加え再度乾固寸前まで加熱・濃縮する操作を 2 回実施した。純水 5 ml で定容し，Ge 半導体検出器を用いて γ 線測定を行った。放射性セシウムが検出された場合は，再度 AMP 処理を行い，妨害核種が検出されなかった場合は，定容した溶液から 0.25 ml を分取し，ICP-AES で回収率を測定した。また，4.5 ml を分取し，Ultima Gold LLT と混合して LSC で放射能濃度を測定した。

2.10.3 適用結果

図 2.10 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.10 に示す。担体として添加したレニウムの回収率は概ね 60%以上と高い値を得ることができた。LSC 測定においては，^{99}Tc 放射能標準のスペクトルと比較し，スペクトル形状が類似していること，妨害核種の影響がないことを確認した。

「分析指針」では，鉄共沈と固相抽出ディスク(Tc Rad ディスク)の組合せによりテクネチウムをディスク上に分離精製し，LBC で測定する手法が記載されている。この手法は，分離精製後の試料がディスク形状のため，回収率測定や追加の妨害核種除去操作が困難なことから，TEVA-Resin によりテクネチウムの分離精製を行う手法を用いた[5),9)]。瓦礫について，検討当初は，アルカリ融解した後に多量に溶解したケイ酸を除去せずに，TEVA-Resin に試料溶液を通液したところ，カラムが閉塞することがあった。そこで，アルカリ融解後の溶解液を中和し，ケイ酸塩沈殿を生成させてろ過により除去する操作を追加した。^{99}Tc は，誘導結合プラズマ質量分析装置(以下「ICP-MS」という)を用いた測定も可能であるが，測定の都度 ^{99}Tc の非密封線源を用いて検量線を作成する必要があることから，LSC で測定する手法を用いた。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.10 ^{99}Tc の分析条件および適用結果

項目	瓦礫	植物
試料量	1 g	1 g
回収率	92～100%(n=6)	61～80%(n=24)
計数効率	85～90%(n=6)	70～90%(n=24)
検出限界※	0.03～0.05 Bq/g(600 分測定時)	0.03～0.05 Bq/g(600 分測定時)
妨害核種の影響	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 20 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 10000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。	^{90}Sr 放射能濃度が最大で 100 Bq/g、^{137}Cs 放射能濃度が最大で 1000 Bq/g の試料に対して，LSC のスペクトルに妨害核種の影響がないことを確認した。

※ブランク試料の計数誤差より算出

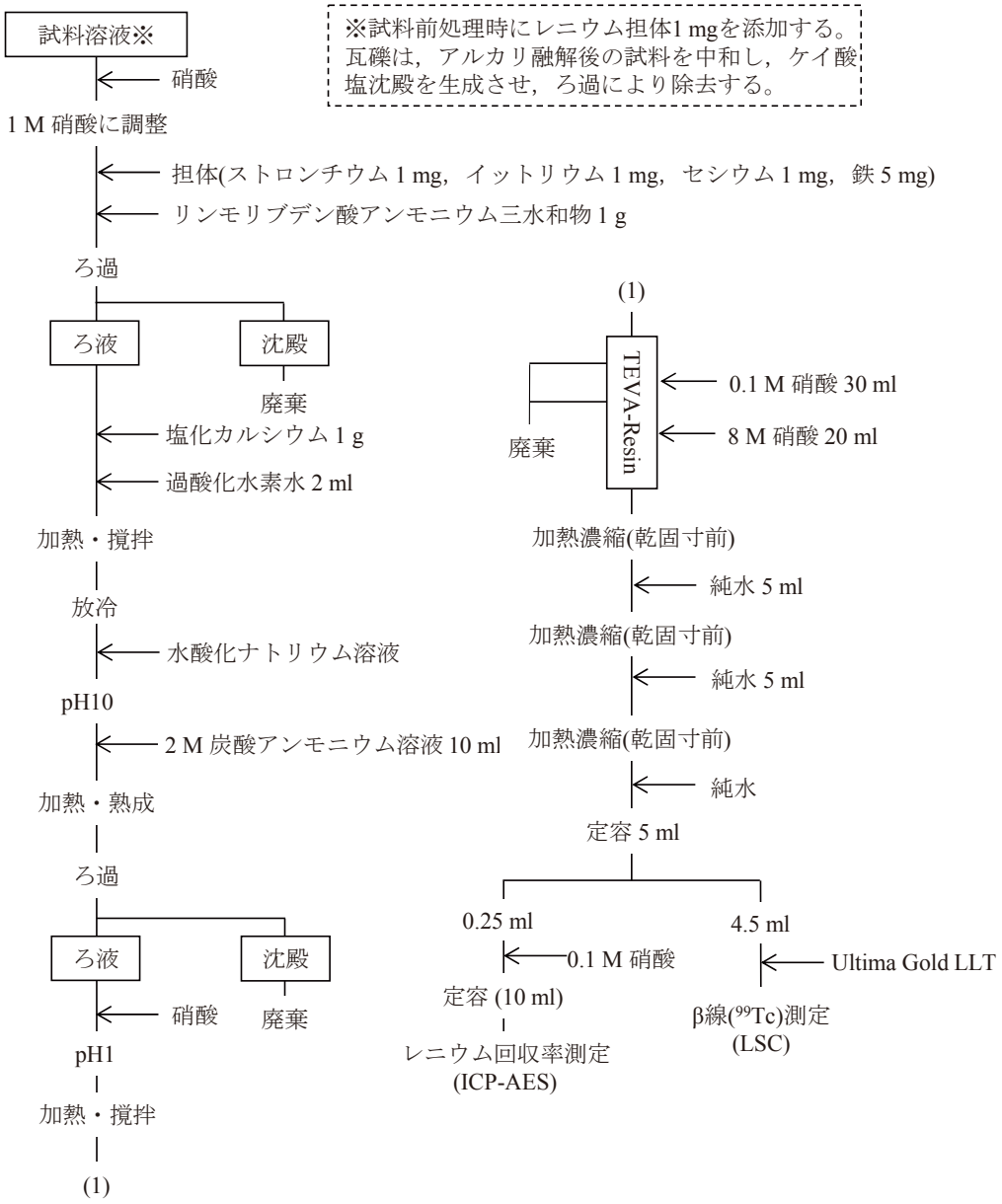

図 2.10 ^{99}Tc 分析スキーム

2.11 ^{129}I 分析法

2.11.1 器具・装置

(1)分離操作

・酸化触媒：キシダ化学製ホプカライト(Ⅱ)
・ヨウ素担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
・TMAH 溶液：多摩化学工業製 TAMAPURE-AA
・酸素ガス：純度 99.98%以上
・空気ガス：純度 O_2　21%±1%

・ガス流量計：0～200 ml/min の流量を測定できるもの
・ミゼットインピンジャー
・管状電気炉(500℃および 900℃で温度制御可能なもの)
・石英製燃焼管
・セラミックボート
(2)測定
・反応セル型 ICP-MS
・^{129}I 放射能標準
・硝酸(有害金属測定用)
・ロジウム標準溶液(原子吸光分析用)

2.11.2 手順

分析スキームを図 2.11-1 に，分離装置概要図を図 2.11-2 に示す。粉砕後の試料 1 g(ヨウ素担体有りの場合はヨウ素 10 μg を添加)をセラミックボートにのせて管状電気炉 I 側の石英製燃焼管内に設置した。下流側管状電気炉Ⅱの石英製燃焼管にホプカライトⅡ(瓦礫 4.1 g，植物 8.2 g)を充填し，ヨウ素トラップ(2%TMAH 溶液)と接続した。加湿した酸素ガス(有機物を含む試料は空気ガス)を 150 ml/min で流し，管状電気炉Ⅱ(ホプカライト側)を 100℃まで昇温し乾燥させた後，500℃まで昇温した。管状電気炉 I (試料側)を 100℃まで昇温し，試料を乾燥させた後，500℃で 60 分間，900℃で 60 分間加熱・燃焼した。有機物を含む試料の場合は，管状電気炉 I の 500℃までの昇温操作において，150℃，200℃，225℃，250℃，275℃，300℃の温度で各 20 分保持し，ゆっくりと昇温させた。試料燃焼後ヨウ素トラップを回収し，必要に応じて 2%TMAH で希釈した後，2ppm ロジウム溶液を 50 μl 添加し，10 ml に定容し，反応セル型 ICP-MS で質量数 127 よりヨウ素の回収率，質量数 129 より ^{129}I 濃度を測定した [11]。

2.11.3 適用結果

図 2.11-1 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.11 に示す。茨城県東海村で採取したコンクリートおよび松葉に ^{129}I の放射能標準を添加し，回収率試験を実施したところ，90%以上の高い回収率が得られることを確認した。ICP-MS 測定においては，質量数 129 の測定値に，多原子イオンや同重体イオンによる干渉がないことを，マススペクトルにより確認した。

「分析指針」では，セメントや焼却灰などを対象に，900℃まで短時間のうちに加熱し，ヨウ素を気化させている [2]。これに対し，瓦礫や植物は有機物を含むため，500℃で 1 時間加熱する操作を加えた。さらに，^{3}H 分析法の「2.4.3 適用結果」に記載したとおり，植物を 500℃まで短時間のうちに昇温させると，試料の急激な燃焼により試料がセラミックボート外へ飛散することから，150～300℃の昇温を緩やかに行い，酸素ガスを空気ガスに変更した。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.11 ^{129}I の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	1 g	1 g
回収率	90～100%(n=3) ※1	90～100%(n=3) ※1
検出限界	約 0.01 Bq/g※2	約 0.01 Bq/g※2
妨害核種の影響	質量数 129 の測定値に，多原子イオンや同重体イオンによる干渉がないことを，マススペクトルにより確認した。	

※1　茨城県東海村で採取したコンクリートおよび松葉に ^{129}I の放射能標準を添加した場合の回収率試験の値

※2　ブランク試料の ICP-MS 測定値の相対標準偏差より算出した。

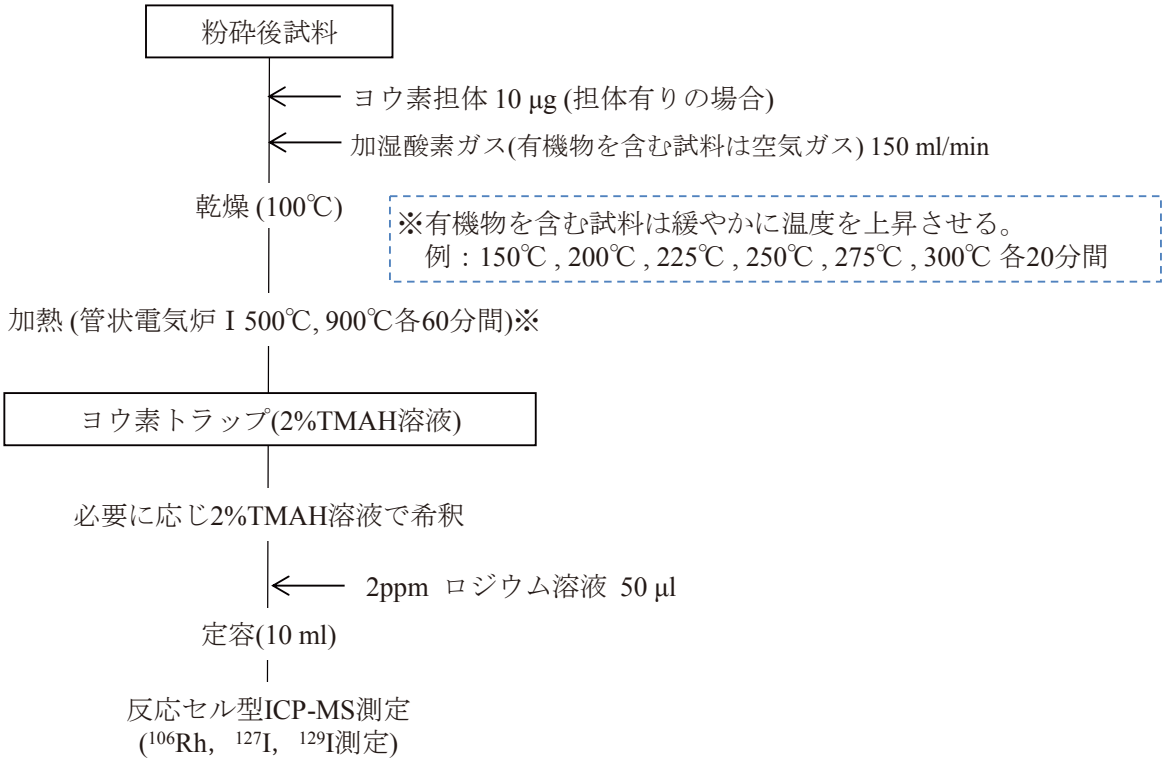

図 2.11-1 ^{129}I 分析スキーム

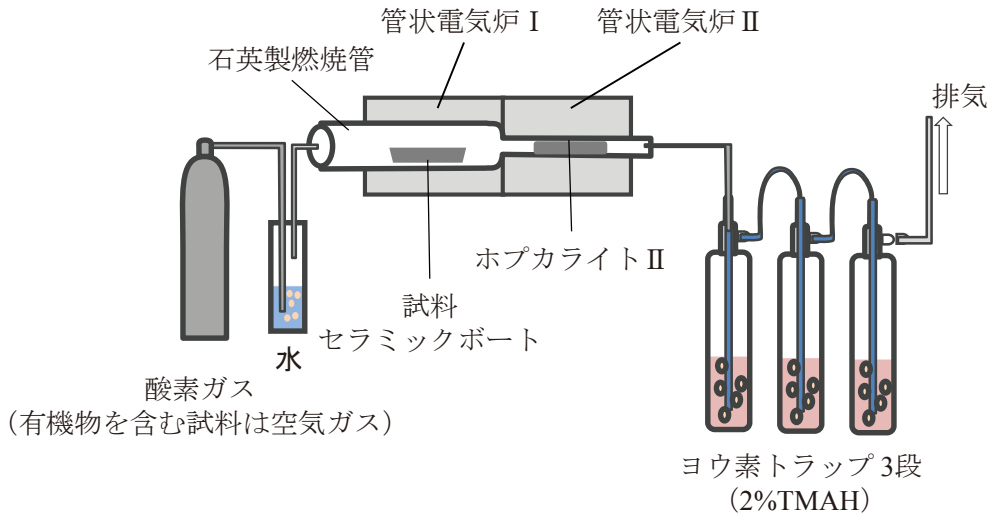

図 2.11-2 ^{129}I 分離装置概要図

2.12 プルトニウム分析法

2.12.1 器具・装置

(1)分離操作

・^{242}Pu 放射能標準
・鉄担体(塩酸溶液，5 mg/ml)
・硝酸
・過酸化水素
・塩酸
・ヒドロキシルアミン
・アスコルビン酸
・陰イオン交換樹脂：Dowex 製強塩基性陰イオン交換樹脂 1-X8(100～200mesh)
・固相抽出樹脂：Eichrom 製 UTEVA-Resin(50~100 μm)
・ホットプレート

(2)測定用試料作成

・テトラエチレングリコール
・塩酸
・タンタル板：レアメタリック製 24 mm φ×0.1 mm 厚
・ガスバーナー：プリンス製 GB-2001
・ホットプレート

(3)測定

・シリコン半導体検出器(以下「SSD」という。)

2.12.2 手順

分析スキームを図 2.12 に示す。瓦礫および植物は，マイクロ波加熱酸分解により試料を分解・溶液化し，蒸発乾固した後に 1 M 硝酸で溶解した試料を用いた。1 試料につき，放射能濃度分析用試料と回収率測定用試料(以下「スパイク試料」という。)を作成した。試料溶液に鉄担体 5 mg を添加し(スパイク試料には ^{242}Pu 標準液を 0.01 Bq 添加)，蒸発・乾固させた。硝酸 0.5 ml を加

えて，乾固寸前まで加熱する操作を行い，硝酸 0.5 ml を再度添加し，溶解した。さらに，純水 5 ml，硝酸 6.5 ml，過酸化水素水 120 μl を添加して，ホットプレート上で 30 分加熱した。この試料溶液を陰イオン交換樹脂 2 ml に通液し，洗浄のために硝酸(3+2)14 ml，塩酸(5+1)40 ml を通液した。1 M 塩酸 12 ml を通液し，プルトニウム回収液とした。プルトニウム回収液は蒸発・乾固し，1 M 塩酸 0.6 ml を加えて溶解し，必要量をタンタル板に滴下して蒸発・乾固させた。さらに，1 M 塩酸 50 μl およびテトラエチレングリコール 10 μl を添加し，蒸発・乾固させた後に，ガスバーナーでタンタル板を裏面から加熱し [13](以下「テトラエチレングリコール分散-高温加熱法」という。)，放冷した後 SSD で測定した。タンタル板に滴下した試料の自己吸収の恐れがある場合や，妨害核種の影響がある場合は，陰イオン交換樹脂で分離後に 1 M 塩酸 0.6 ml で溶解した試料から必要量を分取し，以下に示す UTEVA-Resin を用いる操作により精製した。分取した試料を蒸発・乾固寸前まで加熱し，硝酸 0.5 ml を加えた。この操作を 2 回行い，3 M 硝酸 8 ml を添加・溶解し，過酸化水素水を 30 μl 添加した。この試料溶液を UTEVA-Resin に通液し，洗浄のために 3 M 硝酸-0.1%過酸化水素水 14 ml を通液した。さらに，1 M 硝酸-0.1 M ヒドロキシルアミン-0.01 M アスコルビン酸溶液 16 ml を通液し，プルトニウム回収液とした。プルトニウム回収液を加熱・濃縮し，液量がおおよそ半分になったところで硝酸を少量加えた。プルトニウム回収液内の気泡の発生がなくなるまで，加熱と硝酸の添加を繰り返し，蒸発・乾固させた。硝酸を加えて再び乾固し，1 M 硝酸溶液で溶解した後にタンタル板上で少量ずつ乾固させて，テトラエチレングリコール分散-高温加熱法により測定用試料を作成し，SSD で放射能濃度を測定した。

2.12.3 適用結果

図 2.12 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.12 に示す。^{242}Pu の回収率は，瓦礫が 40～70%，植物が 60～80%となった。

「分析指針」では，溶融固化体や濃縮廃液を対象試料としているのに対し，本検討で対象とする試料は，天然のα線放出核種が妨害核種となることが想定されたため，環境試料中のプルトニウム分析法として実績のある陰イオン交換樹脂を用いる分離手法を用いた [12]。瓦礫について陰イオン交換樹脂のみでプルトニウムを分離精製した場合，^{228}Th 系列と思われるα線放出核種が検出され，エネルギーが近接する ^{238}Pu の測定の妨害となった。そこで，UTEVA-Resin を用いてプルトニウムの精製を行い，上記妨害核種を除去できることを確認した。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.12 プルトニウムの分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	0.5 g	0.5 g
回収率	40～70%(n=6)	60～80%(n=5)
測定時間	10 万～100 万秒 (目標検出限界および回収率に応じて設定)	10 万～100 万秒 (目標検出限界および回収率に応じて設定)
計数効率	30～40%(n=6)	30～40%(n=5)
試料焼付け時の分取率	0.2～0.5(タンタル板に焼付けた試料状況に応じて設定)	
検出限界※	^{238}Pu，^{239}Pu+^{240}Pu：概ね 0.002 Bq/g	
妨害核種の影響	α線スペクトルのピーク形状より妨害核種がないことを確認した。	

※ ブランク試料の計数誤差より算出。分析条件は，回収率 50%，測定時間を 50 万秒，試料焼付け時の分取率を 0.2 とした。

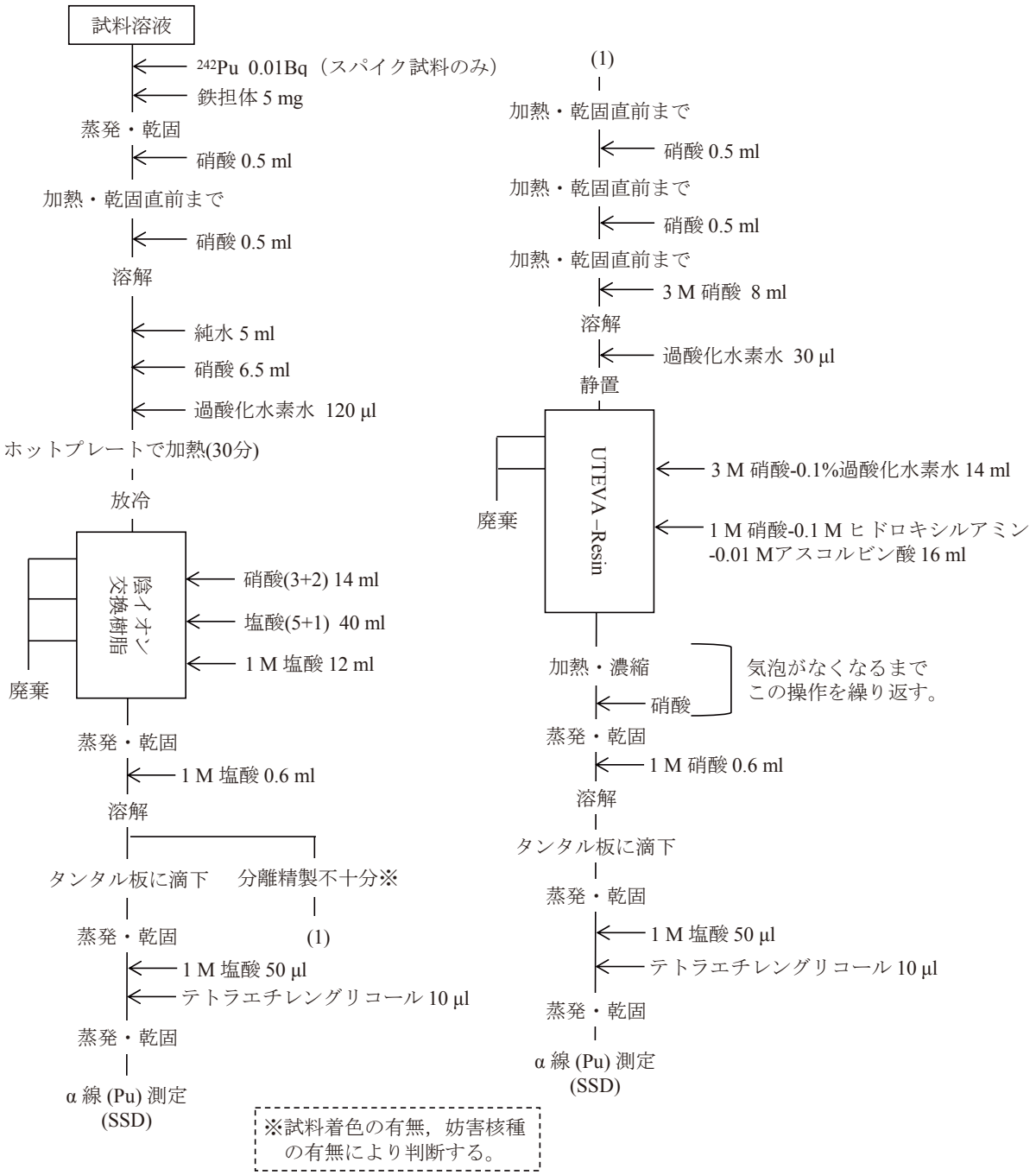

図 2.12 プルトニウム分析スキーム

2.13 アメリシウム，キュリウム分析法

2.13.1 器具・装置

(1)分離操作

- ^{243}Am 放射能標準
- 硝酸
- 過酸化水素
- シュウ酸

・固相抽出樹脂：Eichrom 製 TRU-Resin(50~100 μm)
・固相抽出樹脂：Eichrom 製 UTEVA-Resin(50~100 μm)
・ホットプレート
(2)測定用試料作成
・テトラエチレングリコール
・塩酸
・タンタル板：レアメタリック製 24 mm φ×0.1 mm 厚
・ガスバーナー：プリンス製 GB-2001
・ホットプレート
(3)測定
・SSD

2.13.2 手順

分析スキームを図 2.13 に示す。瓦礫および植物は，マイクロ波加熱酸分解により試料を分解・溶液化し，蒸発乾固した後に 1 M 硝酸で溶解した試料を用いた。1 試料につき，放射能濃度分析用試料とスパイク試料を作成し，試料溶液(スパイク試料には ^{243}Am 放射能標準を 0.05 Bq 添加)を加熱・濃縮し，3 M 硝酸 12 ml を加えた後，過酸化水素水 30 μl を添加した。この試料溶液を TRU-Resin に通液し，アメリシウム(Ⅲ)およびキュリウム(Ⅲ)を吸着させた。3 M 硝酸-0.1%過酸化水素水 4 ml，1 M 硝酸-0.1 M シュウ酸溶液 14 ml，1 M 硝酸 6 ml を通液して，プルトニウム(Ⅳ)を除去した後に，0.05 M 硝酸 16 ml を通液し，アメリシウム，キュリウム回収液とした。回収液は蒸発・乾固させて，硝酸 0.5 ml を加え蒸発・乾固する操作を計 3 回繰り返した。3 M 硝酸 0.6 ml で溶解した後に，試料をタンタル板上に滴下し蒸発・乾固させた。さらに，テトラエチレングリコール分散-高温加熱法により測定用試料を作成し，SSD で放射能濃度を測定した。タンタル板に滴下した試料の着色により自己吸収の恐れがある場合や，妨害核種の影響がある場合は，TRU-Resin で分離後に 3 M 硝酸 0.6 ml で溶解した試料から必要量を分取し，以下に示す UTEVA-Resin を用いた操作により精製した。分取した試料に 3 M 硝酸 2 ml を加え，UTEVA-Resin に通液した。洗浄のため 3 M 硝酸 8 ml を通液した。通過液に過酸化水素水 0.5 ml を添加し，蒸発・乾固させ，3 M 硝酸で溶解した後にタンタル板上で蒸発・乾固させた。さらに，テトラエチレングリコール分散-高温加熱法により測定用試料を作成し，SSD で放射能濃度を測定した。

2.13.3 適用結果

図 2.13 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.13 に示す。^{243}Am の回収率は，瓦礫が 50～70%，植物が 50～70%となった。

当該手法は，溶融固化体と濃縮廃液中のアメリシウムおよびキュリウムの分析手法として実績のある TRU-Resin を使った分離手法を用いた[14]。瓦礫について TRU-Resin のみでアメリシウムおよびキュリウムを分離精製した場合，天然に存在する Th 系列と思われる α 線放出核種が検出され，エネルギーが近接する ^{241}Am(5.486 MeV)の測定の妨害となった。そこで，UTEVA-Resin を用いてアメリシウムおよびキュリウムの精製を行い，上記妨害核種を除去できることを確認した。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.13 アメリシウム，キュリウムの分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫	植物
試料量	0.5 g	0.5 g
回収率	50～70%(n=6)	50～70%(n=5)
測定時間	10 万～100 万秒 (目標検出限界および回収率に応じて設定)	10 万～100 万秒 (目標検出限界および回収率に応じて設定)
計数効率	30～40%(n=6)	30～40%(n=5)
試料焼付け時の分取率	0.2～0.5(タンタル板に焼付けた試料状況に応じて設定)	
検出限界※1	^{241}Am，^{244}Cm：概ね 0.002 Bq/g	
妨害核種の影響	α線スペクトルのピーク形状より妨害核種がないことを確認した。	

※1 ブランク試料の計数誤差より算出。分析条件は，回収率 50%，測定時間を 50 万秒，試料焼付け時の分取率を 0.2 とした。

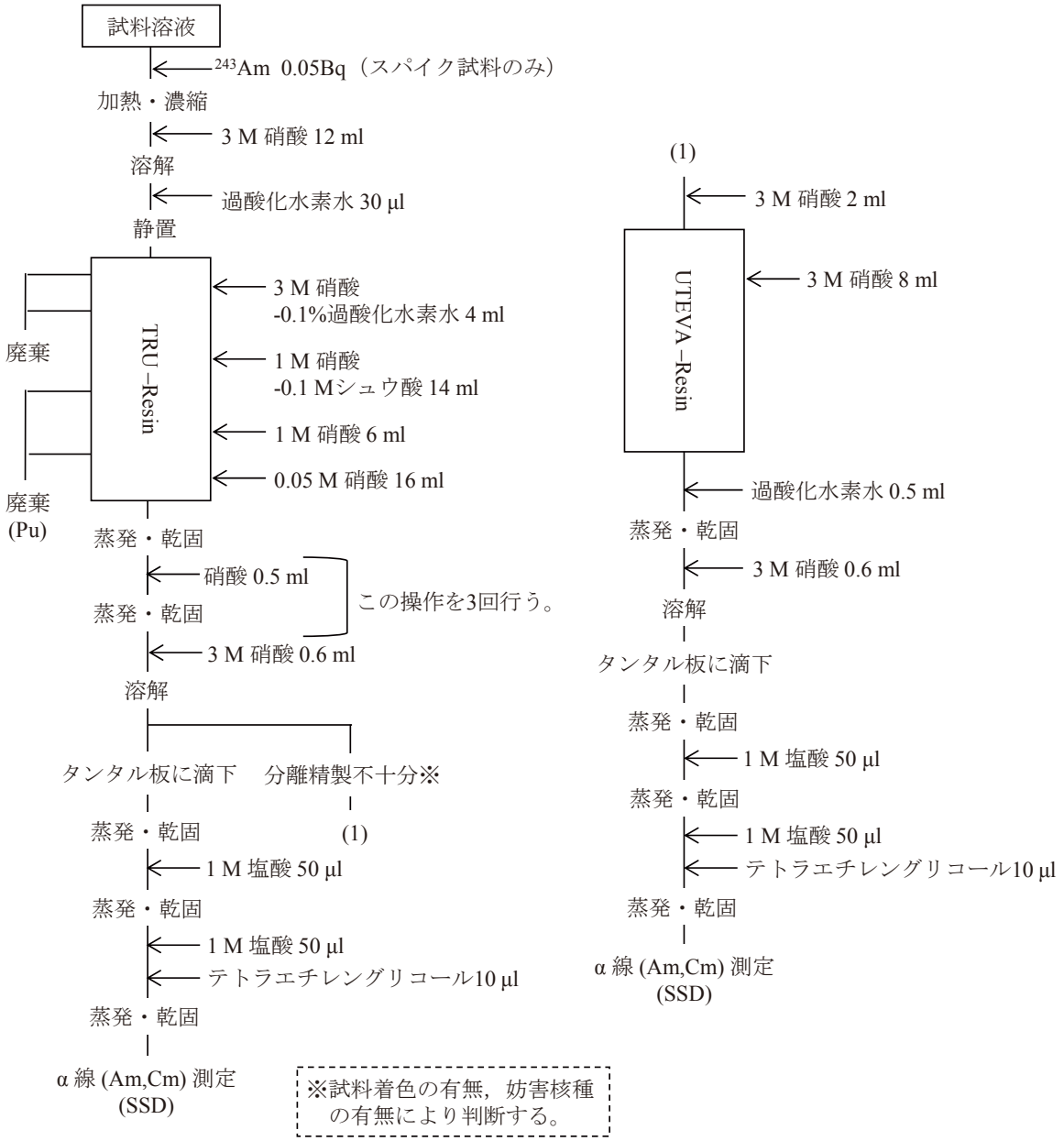

図 2.13 アメリシウム，キュリウム分析スキーム

2.14 γ線放出核種分析法

2.14.1 器具・装置

- セシウム担体(硝酸溶液，1 mg/ml)
- リンモリブデン酸アンモニウム三水和物
- メンブレンフィルター(孔径 0.45 µm)
- 減圧ろ過用フィルターホルダ
- ろ過鐘
- 真空ポンプ
- 硝酸
- Ge 半導体検出器

2.14.2 手順

γ線放出核種の分析スキームを図 2.14 に示す。^{60}Co，^{94}Nb，^{152}Eu，^{154}Eu については，瓦礫および植物はマイクロ波加熱酸分解により溶液化した試料を蒸発・乾固し，1 M 硝酸で溶解した試料を用いた。試料溶液にセシウム担体 1 mg を添加し，AMP 処理により放射性セシウムの除去を行った。ろ液を約 1 ml まで加熱・濃縮し，1 M 硝酸で溶解した後，効率校正時の試料形状に合わせるため，必要に応じて希釈や加熱・乾固を行い，Ge 半導体検出器により放射能濃度を測定した。^{137}Cs については，化学分離操作を行わず，粉砕小分け後の試料を Ge 半導体検出器により放射能濃度を測定した。

2.14.3 適用結果

^{60}Co，^{94}Nb および ^{152}Eu の放射能標準を用いた回収率試験を実施したところ，それぞれ 95 % 以上の高い回収率が得られることを確認した。図 2.14 に示す分析スキームを瓦礫および植物に適用した結果を表 2.14 に示す。Ge 半導体検出器による測定においては，γ線スペクトルのピーク形状および複数ピークより妨害核種がないことを確認した。

「分析指針」では，溶融固化体などの溶液化が困難でかつ ^{60}Co 放射能濃度が高い試料について，逆同時γ線スペクトロメータを使用して，^{60}Co のコンプトン散乱に起因するバックグラウンドを低減し，前処理を必要とせずにγ線放出核種を測定する手法が記載されている。本検討で対象とする試料は，試料の溶液化が比較的容易であること，バックグラウンドを高くしている主要因である放射性セシウムは AMP 処理により容易に除去可能であることから [5]，汎用性の高い Ge 半導体検出器でγ線測定を行う手法を用いた。

以上より，瓦礫および植物について，本分析手法が適用可能であることが確認された。

表 2.14 γ線放出核種の分析条件および適用結果

適用試料	瓦礫および植物
試料量	～1 g
回収率	^{60}Co，^{94}Nb，^{152}Eu，^{154}Eu：95～100%※1
測定時間	7～20 万秒
計数効率	1～3%
検出限界※2	^{60}Co：<0.07 Bq/g ^{94}Nb：<0.07 Bq/g ^{152}Eu：<0.5 Bq/g ^{154}Eu：<0.2 Bq/g
妨害核種の影響	γ線スペクトルのピーク形状および複数ピークより妨害核種がないことを確認した。

※1 ブランク試料に ^{60}Co，^{94}Nb および ^{152}Eu の放射能標準を添加した場合の回収率試験の値

※2 検出限界は Cooper の方法により算出した。

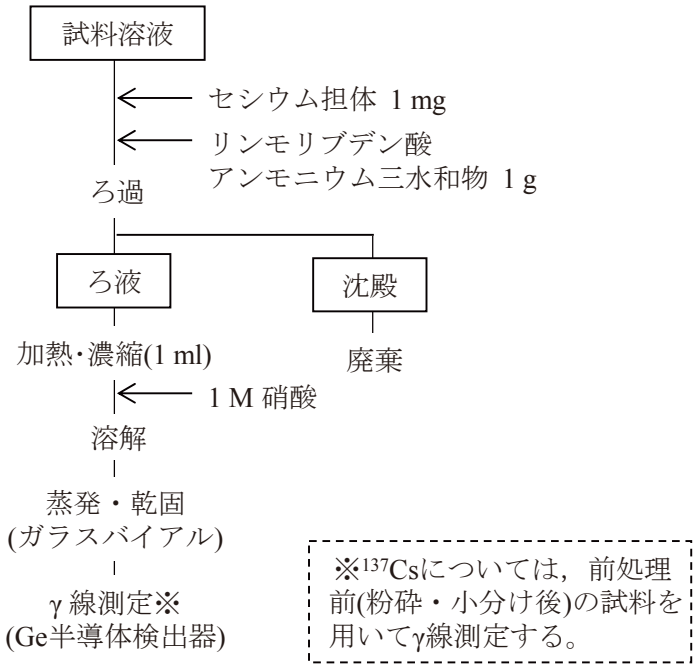

図 2.14 γ線放出核種分析スキーム

3. まとめ

1F 構内に保管されている瓦礫および植物などには，^{90}Sr や ^{137}Cs などの FP 核種が高濃度に含まれるため，これらの妨害核種と分析対象核種を十分に分離可能な分析手法を確立する必要がある。研究施設等廃棄物を対象に構築された「分析指針」にもとづき，1F 構内で採取し原子力科学研究所に輸送された瓦礫および植物に適用可能な分析手法を作成し，その適用性について検討した。瓦礫はボールミルにより，植物はミキサーにより粉砕することで，均一な試料を得られることが確認された。粉砕後の試料の溶液化については，マイクロ波加熱酸分解法，アルカリ融解法により対象核種を損失することなく，溶液化が可能であることが確認された。^{3}H, ^{14}C, ^{36}Cl, ^{63}Ni, ^{79}Se，^{90}Sr，^{129}I およびγ線放出核種(^{60}Co，^{94}Nb，^{137}Cs，^{152}Eu，^{154}Eu)は「分析指針」を基本とした手法，^{99}Tc は TEVA-Resin を用いた手法，プルトニウムについては陰イオン交換樹脂を用いた手法，アメリシウム，キュリウムについては TRU-Resin を用いた手法を適用した結果，^{90}Sr や ^{137}Cs などの FP 核種の影響を受けることなく，分析対象核種を高い回収率で，放射能濃度を定量することが可能であることが確認された。

謝辞

本検討を実施するにあたり，試料の前処理および放射化学分析にご協力いただいたバックエンド技術部放射性廃棄物管理技術課の諸氏に感謝の意を表する。

参考文献

1) 亀尾裕，島田亜佐子，石森健一郎，原賀智子，片山淳，星亜紀子，中島幹雄，研究施設等廃棄物に含まれる放射性核種の簡易・迅速分析法(分析指針)，JAEA-Technology 2009-051, 2009, 81p.
2) 石森健一郎，原賀智子，島田亜佐子，亀尾裕，高橋邦明，セメント固化体および焼却灰試料の放射化学分析と標準試料の作製，JAEA-Technology 2010-016，2010, 54p.
3) 原賀智子，石森健一郎，加藤健一，亀尾裕，高橋邦明，焼却灰およびセメント固化体の放射化学分析のためのマイクロ波加熱装置を用いる試料溶解法，分析化学 Vol. 60, No.1, pp.87-90, 2011.
4) Ishimori, K., Kameo, Y., Matsue, H., Ohki, Y., Nakashima, M., Takahashi, K., Carbon-14 analysis in solidified product of non-metallic solid waste by a combination of alkaline fusion and gaseous CO_2 trapping. Appl Radiat Isot 69: pp.506-510, 2011.
5) Tanaka, K., Shimada, A., Hoshi, A., Yasuda, M., Ozawa, M., Kameo, Y., Radiochemical analysis of rubble and trees collected from Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, Journal of Nuclear Science and Technology, 51, pp.1032-1043, 2014.
6) 田中究，安田麻里，渡辺幸一，星亜紀子，片山淳，樋口秀和，亀尾裕，福島第一原子力発電所の滞留水に対する分析フローの検討と適用, KEK Proceedings 2013-7, 2013, pp.17-26.
7) Dewberry, R.A. Procedure for separation of Se and determination of ^{79}Se by liquid scintillation Aikin, WSRC-RP-91-865, 1991.
8) Determination of Senium-79 in aqueous samples (RP530), DOE Method for evaluating environmental and waste management samples, DOE/EM-0089T, U. S. Department of Energy, 1994.
9) Kameo, Y., Katayama, A., Hoshi, A., Haraga, T., Nakashima, M., Simple determination of ^{99}Tc in radioactive waste using Tc extraction disk and imaging plates, Appl Radiat Isot; 68: pp.139-143, 2010.
10) Shimada, A., Sakatani, K., Kameo, Y., Takahashi, K., Determination of ^{129}I in the accumulated radioactive water and processed water of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, J Radioanal Nucl Chem 303: pp.1137-1140, 2015.
11) 亀尾裕，石森健一郎，島田亜佐子，高橋邦明，放射性廃液のアスファルト固化体中 ^{129}I の ICP-MS を用いる簡易分析法，分析化学 Vol. 61, No.10, pp.845-849, 2012.
12) 文部科学省，放射能測定シリーズ 28 環境試料中プルトニウム迅速分析法，2002.
13) Shinohara N, Kohno N. A Comparative Study of Alpha-spectromrtric Methods for Determination of Americium and Curium in Spent Fuel Radiat. Appl Radiat Isot, 40: pp.346-348, 1989.
14) 星亜紀子，渡辺幸一，藤原亜佐子，原賀智子，亀尾裕，中島幹雄，武部慎一，廃棄物に対する簡易・迅速なα核種分離手法の検討, 日本原子力学会和文論文誌 Vol.7, No.3, pp. 177-185, 2008.

This is a blank page.

国際単位系（SI）

表１．SI 基本単位

基本量	SI 基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質量	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表２．基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m^2
体積	立方メートル	m^3
速さ，速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s^2
波数	毎メートル	m^{-1}
密度，質量密度	キログラム毎立方メートル	kg/m^3
面積密度	キログラム毎平方メートル	kg/m^2
比体積	立方メートル毎キログラム	m^3/kg
電流密度	アンペア毎平方メートル	A/m^2
磁界の強さ	アンペア毎メートル	A/m
量濃度[a]，濃度	モル毎立方メートル	mol/m^3
質量濃度	キログラム毎立方メートル	kg/m^3
輝度	カンデラ毎平方メートル	cd/m^2
屈折率[b]	（数字の）　1	1
比透磁率[b]	（数字の）　1	1

(a) 量濃度（amount concentration）は臨床化学の分野では物質濃度（substance concentration）ともよばれる。
(b) これらは無次元量あるいは次元１をもつ量であるが、そのことを表す単位記号である数字の１は通常は表記しない。

表３．固有の名称と記号で表されるSI組立単位

組立量	SI 組立単位			
	名称	記号	他のSI単位による表し方	SI基本単位による表し方
平面角	ラジアン[b]	rad	1 [b]	m/m
立体角	ステラジアン[b]	sr[c]	1 [b]	m^2/m^2
周波数	ヘルツ[d]	Hz		s^{-1}
力	ニュートン	N		$m\ kg\ s^{-2}$
圧力，応力	パスカル	Pa	N/m^2	$m^{-1}\ kg\ s^{-2}$
エネルギー，仕事，熱量	ジュール	J	N m	$m^2\ kg\ s^{-2}$
仕事率，工率，放射束	ワット	W	J/s	$m^2\ kg\ s^{-3}$
電荷，電気量	クーロン	C		s A
電位差（電圧），起電力	ボルト	V	W/A	$m^2\ kg\ s^{-3}\ A^{-1}$
静電容量	ファラド	F	C/V	$m^{-2}\ kg^{-1}\ s^4\ A^2$
電気抵抗	オーム	Ω	V/A	$m^2\ kg\ s^{-3}\ A^{-2}$
コンダクタンス	ジーメンス	S	A/V	$m^{-2}\ kg^{-1}\ s^3\ A^2$
磁束	ウエーバ	Wb	Vs	$m^2\ kg\ s^{-2}\ A^{-1}$
磁束密度	テスラ	T	Wb/m^2	$kg\ s^{-2}\ A^{-1}$
インダクタンス	ヘンリー	H	Wb/A	$m^2\ kg\ s^{-2}\ A^{-2}$
セルシウス温度	セルシウス度[e]	℃		K
光束	ルーメン	lm	cd sr[c]	cd
照度	ルクス	lx	lm/m^2	$m^{-2}\ cd$
放射性核種の放射能[f]	ベクレル[d]	Bq		s^{-1}
吸収線量, 比エネルギー分与, カーマ	グレイ	Gy	J/kg	$m^2\ s^{-2}$
線量当量, 周辺線量当量, 方向性線量当量, 個人線量当量	シーベルト[g]	Sv	J/kg	$m^2\ s^{-2}$
酸素活性	カタール	kat		$s^{-1}\ mol$

(a)SI接頭語は固有の名称と記号を持つ組立単位と組み合わせても使用できる。しかし接頭語を付した単位はもはやコヒーレントではない。
(b)ラジアンとステラジアンは数字の１に対する単位の特別な名称で、量についての情報をつたえるために使われる。実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号である数字の１は明示されない。
(c)測光学ではステラジアンという名称と記号srを単位の表し方の中に、そのまま維持している。
(d)ヘルツは周期現象についてのみ、ベクレルは放射性核種の統計的過程についてのみ使用される。
(e)セルシウス度はケルビンの特別な名称で、セルシウス温度を表すために使用される。セルシウス度とケルビンの単位の大きさは同一である。したがって、温度差や温度間隔を表す数値はどちらの単位で表しても同じである。
(f)放射性核種の放射能（activity referred to a radionuclide）は、しばしば誤った用語で"radioactivity"と記される。
(g)単位シーベルト（PV,2002,70,205）についてはCIPM勧告2（CI-2002）を参照。

表４．単位の中に固有の名称と記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	SI 基本単位による表し方
粘度	パスカル秒	Pa s	$m^{-1}\ kg\ s^{-1}$
力のモーメント	ニュートンメートル	N m	$m^2\ kg\ s^{-2}$
表面張力	ニュートン毎メートル	N/m	$kg\ s^{-2}$
角速度	ラジアン毎秒	rad/s	$m\ m^{-1}\ s^{-1}=s^{-1}$
角加速度	ラジアン毎秒毎秒	rad/s^2	$m\ m^{-1}\ s^{-2}=s^{-2}$
熱流密度，放射照度	ワット毎平方メートル	W/m^2	$kg\ s^{-3}$
熱容量，エントロピー	ジュール毎ケルビン	J/K	$m^2\ kg\ s^{-2}\ K^{-1}$
比熱容量，比エントロピー	ジュール毎キログラム毎ケルビン	J/(kg K)	$m^2\ s^{-2}\ K^{-1}$
比エネルギー	ジュール毎キログラム	J/kg	$m^2\ s^{-2}$
熱伝導率	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m K)	$m\ kg\ s^{-3}\ K^{-1}$
体積エネルギー	ジュール毎立方メートル	J/m^3	$m^{-1}\ kg\ s^{-2}$
電界の強さ	ボルト毎メートル	V/m	$m\ kg\ s^{-3}\ A^{-1}$
電荷密度	クーロン毎立方メートル	C/m^3	$m^{-3}\ s\ A$
表面電荷	クーロン毎平方メートル	C/m^2	$m^{-2}\ s\ A$
電束密度，電気変位	クーロン毎平方メートル	C/m^2	$m^{-2}\ s\ A$
誘電率	ファラド毎メートル	F/m	$m^{-3}\ kg^{-1}\ s^4\ A^2$
透磁率	ヘンリー毎メートル	H/m	$m\ kg\ s^{-2}\ A^{-2}$
モルエネルギー	ジュール毎モル	J/mol	$m^2\ kg\ s^{-2}\ mol^{-1}$
モルエントロピー, モル熱容量	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol K)	$m^2\ kg\ s^{-2}\ K^{-1}\ mol^{-1}$
照射線量（X 線及びγ線）	クーロン毎キログラム	C/kg	$kg^{-1}\ s\ A$
吸収線量率	グレイ毎秒	Gy/s	$m^2\ s^{-3}$
放射強度	ワット毎ステラジアン	W/sr	$m^4\ m^{-2}\ kg\ s^{-3}=m^2\ kg\ s^{-3}$
放射輝度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	$W/(m^2\ sr)$	$m^2\ m^{-2}\ kg\ s^{-3}=kg\ s^{-3}$
酵素活性濃度	カタール毎立方メートル	kat/m^3	$m^{-3}\ s^{-1}\ mol$

表５．SI 接頭語

乗数	名称	記号	乗数	名称	記号
10^{24}	ヨタ	Y	10^{-1}	デシ	d
10^{21}	ゼタ	Z	10^{-2}	センチ	c
10^{18}	エクサ	E	10^{-3}	ミリ	m
10^{15}	ペタ	P	10^{-6}	マイクロ	μ
10^{12}	テラ	T	10^{-9}	ナノ	n
10^{9}	ギガ	G	10^{-12}	ピコ	p
10^{6}	メガ	M	10^{-15}	フェムト	f
10^{3}	キロ	k	10^{-18}	アト	a
10^{2}	ヘクト	h	10^{-21}	ゼプト	z
10^{1}	デカ	da	10^{-24}	ヨクト	y

表６．SIに属さないが、SIと併用される単位

名称	記号	SI 単位による値
分	min	1 min=60 s
時	h	1 h =60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86 400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	’	1’=(1/60)°=(π/10 800) rad
秒	”	1”=(1/60)’=(π/648 000) rad
ヘクタール	ha	1 ha=1 $hm^2=10^4m^2$
リットル	L, l	1 L=1 l=1 $dm^3=10^3cm^3=10^{-3}m^3$
トン	t	1 t=10^3 kg

表７．SIに属さないが、SIと併用される単位で、SI単位で表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI 単位で表される数値
電子ボルト	eV	1 eV=1.602 176 53(14)×10^{-19}J
ダルトン	Da	1 Da=1.660 538 86(28)×10^{-27}kg
統一原子質量単位	u	1 u=1 Da
天文単位	ua	1 ua=1.495 978 706 91(6)×10^{11}m

表８．SIに属さないが、SIと併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位で表される数値
バール	bar	1 bar=0.1MPa=100 kPa=10^5Pa
水銀柱ミリメートル	mmHg	1 mmHg≈133.322Pa
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=100pm=10^{-10}m
海里	M	1 M=1852m
バーン	b	1 b=100fm^2=$(10^{-12}cm)^2$=$10^{-28}m^2$
ノット	kn	1 kn=(1852/3600)m/s
ネーパ	Np	SI単位との数値的な関係は、対数量の定義に依存。
ベル	B	
デシベル	dB	

表９．固有の名称をもつCGS組立単位

名称	記号	SI 単位で表される数値
エルグ	erg	1 erg=10^{-7} J
ダイン	dyn	1 dyn=10^{-5}N
ポアズ	P	1 P=1 dyn s cm^{-2}=0.1Pa s
ストークス	St	1 St =$1cm^2\ s^{-1}$=$10^{-4}m^2\ s^{-1}$
スチルブ	sb	1 sb =1cd cm^{-2}=10^4cd m^{-2}
フォト	ph	1 ph=1cd sr cm^{-2} =10^4lx
ガル	Gal	1 Gal =1cm s^{-2}=$10^{-2}ms^{-2}$
マクスウエル	Mx	1 Mx = 1G cm^2=10^{-8}Wb
ガウス	G	1 G =1Mx cm^{-2} =10^{-4}T
エルステッド[a]	Oe	1 Oe ≙ $(10^3/4\pi)$A m^{-1}

(a) ３元系のCGS単位系とSIでは直接比較できないため、等号「 ≙ 」は対応関係を示すものである。

表10．SIに属さないその他の単位の例

名称	記号	SI 単位で表される数値
キュリー	Ci	1 Ci=3.7×10^{10}Bq
レントゲン	R	1 R = 2.58×10^{-4}C/kg
ラド	rad	1 rad=1cGy=10^{-2}Gy
レム	rem	1 rem=1 cSv=10^{-2}Sv
ガンマ	γ	1 γ=1 nT=10^{-9}T
フェルミ		1 フェルミ=1 fm=10^{-15}m
メートル系カラット		1 メートル系カラット= 0.2 g = 2×10^{-4}kg
トル	Torr	1 Torr = (101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm = 101 325 Pa
カロリー	cal	1 cal=4.1858J（「15℃」カロリー），4.1868J（「IT」カロリー），4.184J（「熱化学」カロリー）
ミクロン	μ	1 μ =1μm=10^{-6}m

（第8版，2006年）