



JAEA-Technology

2024-006

DOI:10.11484/jaea-technology-2024-006

JPDR から発生した低レベルコンクリート廃棄物に 対する放射能濃度評価方法の検討

Study on the Evaluation Methodology of the Radioactivity Concentration in
Low-level Radioactive Concrete Wastes Generated from JPDR

青野 竜士 原賀 智子 亀尾 裕

Ryuji AONO, Tomoko HARAGA and Yutaka KAMEO

原子力科学研究部門

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 Nuclear Science Research

June 2024

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。本レポートはクリエイティブ・コモンズ表示 4.0 国際 ライセンスの下に提供されています。本レポートの成果（データを含む）に著作権が発生しない場合でも、同ライセンスと同様の条件で利用してください。（<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.ja>）
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ウェブサイト（<https://www.jaea.go.jp>）より発信されています。本レポートに関しては下記までお問合せください。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究開発推進部 科学技術情報課
〒319-1112 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
E-mail: ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency.
This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>).
Even if the results of this report (including data) are not copyrighted, they must be used under the same terms and conditions as CC-BY.
For inquiries regarding this report, please contact Library, Institutional Repository and INIS Section, Research and Development Promotion Department, Japan Atomic Energy Agency.
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1112, Japan
E-mail: ird-support@jaea.go.jp

JPDR から発生した低レベルコンクリート廃棄物に対する放射能濃度評価方法の検討

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

青野 竜士、原賀 智子、亀尾 裕

(2024年3月26日受理)

日本原子力研究開発機構より発生した研究施設等廃棄物は、将来的に浅地中埋設処分する予定であり、処分を実施するまでには、廃棄物の放射能濃度を評価する方法を構築しなければならない。本報告では、動力試験炉（JPDR）から発生したコンクリート廃棄物に対する放射能濃度評価法を検討した。

放射能濃度評価法の構築に当たっては、理論計算を主体として、放射化学分析による核種分析値を用いることで、評価の妥当性を確認した。評価対象として予備選定された核種において、核種分析値を用いて理論計算の結果を適切に補正することで、放射能濃度評価を行うことができる見通しを得た。

Study on the Evaluation Methodology of the Radioactivity Concentration in Low-level
Radioactive Concrete Wastes Generated from JPDR

Ryuji AONO, Tomoko HARAGA and Yutaka KAMEO

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

(Received March 26, 2024)

In the future, radioactive waste which generated from nuclear research facilities in Japan Atomic Energy Agency are planning to be buried for the near surface disposal. It is necessary to establish the method to evaluate the radioactivity concentrations of the radioactive wastes. In this work, we studied the evaluation methodology of the radioactivity concentrations in concrete waste generated from JPDR.

In order to construct the evaluation methodology of the radioactivity concentration, the validity of the evaluation methods was confirmed by mainly theoretical calculation and using the result of radiochemical analysis. Correcting the theoretical calculations using results of nuclide analysis, it is possible to evaluate the radioactivity concentrations of nuclides preliminary selected.

Keywords: Low-level Radioactive Wastes, Near-surface Disposal Facility, Trench Type and Concrete Pit Type Disposal Facilities

目 次

1. はじめに	1
2. 検討手順	1
3. JPDR 保管廃棄物	2
4. 放射能濃度評価法の検討	3
4.1 検討を実施した核種	3
4.2 放射化計算	3
4.3 放射化計算と放射化学分析結果の比較	4
4.4 放射性核種の生成機構の検討	4
4.5 放射化学分析値の考察	6
4.6 核種組成比の設定	7
4.6.1 放射化試料	7
4.6.2 汚染試料	9
4.6.3 放射化と汚染が混在する試料	10
4.6.4 核種組成比の考察	10
4.7 処分区分の模擬評価結果	10
4.8 放射化と汚染が混在する廃棄物に適用する放射能濃度評価法の検討	10
5. まとめ	11
6. JRR-2、JRR-3 及び JRR-4 のコンクリート廃棄物の処分に向けて	12
謝 辞.....	12
参考文献.....	13
付録.....	44

Contents

1. Introduction	1
2. Outline of procedure	1
3. Radioactive wastes generated from JPDR	2
4. Study on evaluation method to determine radioactivity concentration	3
4.1 Nuclides to be evaluated	3
4.2 Activation calculation	3
4.3 Comparison between activation calculation and radiochemical analysis	4
4.4 Generation mechanism of radionuclide	4
4.5 Consideration for results of radiochemical analysis	6
4.6 Study on nuclide composition ratio	7
4.6.1 Activated samples	7
4.6.2 Contaminated samples	9
4.6.3 Samples containing both activated and contaminated radionuclides	10
4.6.4 Consideration for nuclide composition ratio	10
4.7 Simulated evaluation of the radioactive wastes for disposal classification	10
4.8 Study on evaluation method to determine radioactivity concentrations for the waste mixed with activated and contaminated samples	10
5. Conclusion	11
6. Future work for the disposal of radioactive concrete wastes generated from JRR-2, JRR-3 and JRR-4	12
Acknowledgments	12
References	13
Appendix	44

1. はじめに

廃棄物埋設事業者は、放射性廃棄物の埋設処分に当たって、埋設対象となる廃棄体一体ごとに法令で定められている技術上の基準に適合していることについて、規制当局による確認を受けなければならない。埋設対象となる廃棄体の技術上の基準は「核燃料物質又は核燃料物質によつて汚染された物の第二種廃棄物埋設の事業に関する規則」に定められており、放射能濃度に係る項目では、埋設対象となる廃棄体に含まれる放射性物質の種類ごとに埋設事業許可申請書に記載された最大放射能濃度を超えないこととされている。

埋設処分を実施している原子力発電所では、運転保守に伴って発生する均質・均一固化体及び充填固化体の放射能濃度について、廃棄体一体ごとに、スケーリングファクタ法、または平均放射能濃度法のような簡便な評価方法により評価している¹⁾。日本原子力研究開発機構（以下「原子力機構」という。）の研究施設から発生する放射性廃棄物（以下「研究施設等廃棄物」という。）についても、将来的に浅地中埋設処分の実施が予定されており、合理的な埋設処分を実施するためには、原子力発電所と同様に簡便に廃棄体の放射能濃度を評価する方法を構築する必要がある。これまでに原子力科学研究所で発生したアスファルト固化体及び動力試験炉 JPDR 施設の解体に伴って発生した放射性廃棄物のうち金属廃棄物を対象としたスケーリングファクタ法等の適用性についての検討^{2,3,4)} や、JRR-2 及び JRR-3 の金属廃棄物をモデルとした放射能濃度評価法の検討を行ってきた⁵⁾。

本報告では、JPDR から発生した廃棄物に対して放射化学分析を実施した放射能濃度データ^{6,7,8,9)} に基づき、コンクリート廃棄物を対象とした放射能濃度評価法について検討を行った。

2. 検討手順

原子炉施設より発生した廃棄物に残存する放射能は大きく二つに分けられる。一つは原子炉内及び原子炉近傍の構造物等が炉心からの中性子により放射化して生成するもの（放射化物）、もう一つは、原子炉燃料に由来する核分裂生成物や冷却系内に生成した腐食生成物が表面に付着して生じるものである（汚染物）。汚染については、運転履歴等より過去の汚染事象や使用履歴等を調べた上で、体系的な放射能測定により評価する。一方で放射化放射エネルギーは、中性子輸送コードや放射化計算コードによる理論計算で求めることが可能である。施設の放射能濃度は、原子炉施設の複雑な構造、運転履歴等諸般の問題を踏まえ、理論計算で算出された放射能濃度と放射化学分析で得られた放射能データを組み合わせることで、保守的に評価できると推測される。

そこで、検討手順として、発生施設ごとに放射化・燃焼計算コードを使用し、照射時間及び照射期間中の平均出力、中性子束及び燃焼度、炉内構造物等の材料、元素組成等をもとに算出した

放射化計算、燃料被覆管の損傷履歴に基づき、当該燃料の元素組成、燃料被覆管の損傷時の運転条件を設定して燃焼計算を行った汚染の核種組成比をそれぞれ算出する。算出した放射化及び汚染の組成比に対して、核種分析値を用いて理論計算による結果を補正することとした。その際、放射化、汚染に分けて設定し、非破壊外部測定法によって得られる放射性核種（以下「Key 核種」という。）の放射能濃度とかけ合わせて間接的に廃棄体の放射能濃度を決定することとした。放射能濃度評価方法の検討フローを図 2.1 に示す。

3. JPDR 保管廃棄物

JPDR は原子力発電所の建設、運転及び保守の経験を得ること、各種試験、研究を通じて発電炉の特性を把握することを目的として建設された試験炉である。JPDR の主要諸元¹⁰⁾を表 3.1 に示した。JPDR は昭和 38 年に発電を開始し、昭和 61 年からは原子炉解体実地試験として解体作業が実施された。

JPDR 施設の解体に当たっては、将来の商業用発電炉の廃止措置に備えた原子炉施設の解体撤去に必要な技術の開発と、開発した技術を用いた解体実地試験が昭和 61 年から平成 7 年度（平成 8 年 3 月終了）にかけて行われ、原子炉施設が安全に解体撤去できることが実証されるとともに、原子炉施設の解体撤去に係る作業時間、作業者の被ばく線量、放射性廃棄物の発生量等、多くのデータが体系的に収集・整備された。

JPDR 施設の解体に伴って発生した放射性廃棄物は、廃棄物の種類（金属、コンクリート等）、放射能特性（放射化または放射性核種による汚染）、発生系統、放射能レベル等に基づいて区分され、所定の容器に収納・保管された。これらの放射性廃棄物のうち炉心部周辺の機器・構造物を除いた金属、コンクリート、使用済樹脂、解体に使用した機器等、大部分の放射性廃棄物は 200 リットルドラム缶に、大型のポンプ、タンク、コンクリートブロックは角型鋼製容器（内容積：1 m³ 及び 3 m³）に、スラッジ等の水分を含む放射性廃棄物は 200 リットル多重構造ドラム缶に収納された。一方、原子炉圧力容器、炉内構造物、生体遮蔽体等、中性子照射により高度に放射化された放射性廃棄物（以下「放射化廃棄物」という。）については、放射エネルギー、形状、寸法に合わせて製作された専用の遮蔽容器に収納された。

容器に収納・保管された放射性廃棄物は、収納物名称、廃棄物の種類、放射能特性、発生系統、発生建家、収納容器等の情報が収集・整備され、データベース化された。解体実地試験時における放射性廃棄物の放射能レベル区分を表 3.2 に、レベル別のコンクリート廃棄物の発生量を表 3.3 に示した¹⁰⁾。約 2,140 t のコンクリート廃棄物のうち、約 1,670 t は既に埋設処分済であり、本検討では保管中のコンクリート廃棄物約 470 t（放射化物：約 270 t、汚染物：約 200 t）を評価対象とした。原子炉施設は、原子炉圧力容器、炉内構造物、炉心及び制御棒、その駆動機構等から構

されており、原子炉压力容器の周りは放射線被ばく低減のための生体遮蔽コンクリートで覆われている。JPDRの生体遮蔽コンクリートの概要を図3.1に示す¹⁰⁾。本検討で対象となるコンクリート廃棄物は、主体が生体遮蔽コンクリートであり、放射性核種の生成機構は放射化が支配的であると推測される。一方で、解体実地試験の際には、系統機器等から漏洩する放射性液体による二次的汚染が表面に存在するコンクリートも確認されている。そのため、放射化だけでなく汚染の寄与も考慮しつつ検討を行う必要がある。

4. 放射能濃度評価法の検討

4.1 検討を実施した核種

原子力機構では研究施設等廃棄物の埋設処分において安全評価上重要とされる放射性核種（以下「重要核種」という。）の予備的評価を行っている¹¹⁾。その中でJPDRコンクリート廃棄物における重要核種は、ピット処分で12核種（ ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{59}Ni 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{94}Nb 、 ^{99}Tc 、 ^{234}U 、 ^{238}U 、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{241}Am ）、トレンチ処分で14核種（ ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{41}Ca 、 ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{94}Nb 、 ^{137}Cs 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu 、 ^{234}U 、 ^{239}Pu 、 ^{241}Am ）が選定されている。これらのうち17核種（ ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{41}Ca 、 ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{94}Nb 、 ^{99}Tc 、 ^{137}Cs 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu 、 ^{234}U 、 ^{238}U 、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{241}Am ）を対象とした放射化学分析を実施し、放射能データを取得した。ただし、スペクトル上分離が困難な ^{239}Pu と ^{240}Pu に関しては、 $^{239+240}\text{Pu}$ とした。表4.1に選定した重要核種と分析核種の一覧を示す。

4.2 放射化計算

放射化計算については、残存するJPDRコンクリート廃棄物を対象とした再評価を河内山ら¹²⁾が行っている。この報告書においては原子炉施設における放射化放射能の評価は2段階に分けて実施している。1段階目は、対象領域における中性子束の分布及びエネルギースペクトルを評価し、2段階目は、1段階目に中性子の照射を受けた構造材中の起源元素の組成と断面積より放射化放射能濃度を評価している。JPDRの生体遮蔽コンクリートを対象とし、2次元の離散座標Sn法に基づく中性子/光子輸送計算コードDORT¹³⁾を用いて中性子束及びエネルギースペクトルを評価したのち、SCALE6.0¹⁴⁾付属の核種生成消滅コードORIGEN-S¹⁵⁾を用いて放射化放射能を評価した。本報告では、放射化放射能の評価における検討データを使用して放射化計算の結果とした。また、坂井ら¹¹⁾は、被覆管の損傷履歴等から計算によって求めた汚染組成比についても評価されている。本報告では、この結果を引用して汚染組成比の結果とした。

4.3 放射化計算と放射化学分析結果の比較

JPDR 保管廃棄物のうちコンクリート等廃棄物は、JPDR の解体に伴って発生した放射能が極低レベルのコンクリート等廃棄物の簡易埋設処分（トレンチ処分）実証試験の際に、放射化計算を主体とした放射能濃度評価を実施している。このとき定量した核種は ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{41}Ca 、 ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu であった。生体遮蔽コンクリートの異なる高さの位置から、水平方向にコアボーリングにより試料を採取し、ダイヤモンドカッターを用いて約 2 cm の厚さの円盤状試料に加工し、Ge 半導体検出器を用いて深さ方向の放射能濃度分布を取得した上で、取得した放射能濃度をもとに放射化計算の結果が保守的になるように補正を行っている¹⁶⁾。補正に当たっては、測定値が多数ある ^{60}Co 、 ^{152}Eu 及び ^{154}Eu は埋設対象部内表面における測定値を基準に、一定の比率を乗じて補正している。 ^3H については、これらの核種にほぼ比例した分布が得られていることから ^{152}Eu との放射能濃度の比率（10 倍）を乗じて濃度分布とし、その他の核種においては、埋設対象部では全て検出下限値以下であるので各計算値に ^{152}Eu と同じ比率を乗じて濃度分布としている。

本検討に当たり、これらのボーリングコア試料のうち、放射化による放射能濃度が最も高い場所と推定された、高さ 340 cm、深さ 8 cm の位置から採取された試料（D-73）の放射化学分析を行った⁸⁾。JPDR コンクリートにおいて安全評価上重要核種として予備評価された 7 核種（ ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{41}Ca 、 ^{90}Sr 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu ）に、 ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{137}Cs 、 ^{234}U 、 ^{238}U 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am を加えた 15 核種を対象として D-73 の放射化学分析を行った結果を放射化計算の結果と比較した。結果を表 4.2 に示す。なお、いずれの放射能濃度も令和 5 年 3 月 31 日現在に減衰補正した値を用いた。

比較の結果、 ^{36}Cl 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu 、 ^{234}U 、 $^{239+240}\text{Pu}$ は計算値と測定値がおおむね一致するとともに、 ^{36}Cl 及び ^{234}U 以外の核種については放射化計算の結果が保守的であることが分かった。放射化計算による実測値の評価において妥当性が確認された。

4.4 放射性核種の生成機構の検討

4.1 項に記載した放射性核種について、生成機構及び移行挙動を以下のとおりまとめた。

・ ^3H について

燃料である U 及びその放射化生成物である Pu の三体核分裂により生成し、冷却水中では生成量と放出量が一定となり存在すると想定される。一方、コンクリート中では微量に含まれる Li の放射化により生成する。コンクリートの放射化において核種の移行をほとんど無視できると想定されるが、 ^3H においては比較的移行しやすいため解体時や廃棄物の保管の状況により、濃度比がばらついたと考えられる。

・ ^{14}C について

主に冷却水中に含まれる O の放射化により生成する。冷却水中では生成した大部分がオフガス系に放出され、さらに廃棄物処理系においては炭酸塩として溶液中に残存するため、 ^{60}Co との濃

度比の変動は少ないと考えられる。一方、コンクリート中ではNの放射化により生成する。コンクリートの放射化において核種の移行をほとんど無視できると想定されるが、 ^{14}C においては比較的移行しやすいため解体時や廃棄物の保管の状況により、濃度比がばらついたと考えられる。

・ ^{36}Cl について

原子炉水やコンクリート中に不純物として含まれるClの放射化により生成する。コンクリートの放射化においては核種の移行をほとんど無視できるため、 ^{60}Co をKey核種とした際にある一定の比を示すと考えられる。

・ ^{41}Ca 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu について

^{41}Ca 、 ^{152}Eu 及び ^{154}Eu は、コンクリート等に含まれるCa及びEuの放射化により生成する。コンクリートの放射化においては核種の移行をほとんど無視できるため、 ^{60}Co をKey核種とした際にある一定の比を示すと考えられる。そのため、放射化特有の核種と考えられ、汚染試料についてはほとんど存在しない。

・ ^{59}Ni 、 ^{63}Ni について

^{59}Ni 、 ^{63}Ni は、原子炉構成材料中に使用されているステンレス鋼やコンクリート中に含まれるNiの放射化により生成する。NiはCoと同じ遷移金属であり、移行挙動が類似するものと想定されるため、放射化と汚染それぞれ ^{60}Co をKey核種とした際にある一定の比を示すと考えられる。なお、汚染の場合には炉内構造物としてジルカロイ等のNiを含有する金属が存在するため、放射化よりも濃度比が高くなると推定される。また、 ^{59}Ni と ^{63}Ni の移行挙動は同様であるため、 ^{59}Ni は ^{63}Ni の評価をもとに理論計算により評価ができる。

・ ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am について

^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 及び ^{241}Am は、Uの中性子多重捕獲や核分裂により生成する。 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am はKey核種である ^{137}Cs とほとんど一定の核種組成比を示すと考えられる。一方、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 及び ^{241}Am は、コンクリート中でもUの中性子多重捕獲や核分裂により生成する。コンクリート中では核種の移行をほとんど無視できると想定されるため、一定の比を示すと考えられる。

・ ^{94}Nb 、 ^{99}Tc について

^{94}Nb 及び ^{99}Tc は、原子炉構成材中のNbやMoの熱中性子捕獲により生成する。その他、UやPuの核分裂により生成すると考えられる。廃棄物処理系への移行は、 ^{60}Co と類似すると考えられる。

・ ^{234}U 、 ^{238}U について

^{234}U 及び ^{238}U は、原子炉燃料に含まれるUやコンクリート中に含まれる天然ウランによるものと考えられる。

JPDRから発生したコンクリート廃棄物は、将来の埋設処分に向けた有害物除去を目的として、

すでに分別され、採取場所等の情報をトレースできないため、個々の保管廃棄物を放射化と汚染の分類ができない。しかし、放射化と汚染が分類できない場合には非常に保守的な評価となることが想定されるため、放射化学分析の結果をもとに放射化と汚染を区別することを検討した。放射化コンクリート中では、いずれの核種においてもほぼ一定の比になると考えられるため、放射化核種である ^{60}Co を Key 核種としてそれぞれの試料の分析で得られた放射能濃度を相関図として図 4.1～4.15 に示した。その他、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ については、それぞれ、材料中の ^{235}U の核分裂及び ^{238}U の中性子捕獲によって生成するため、同じ ^{235}U の核分裂を生成起源とする ^{137}Cs を Key 核種としてそれぞれの試料の分析で得られた放射能濃度を相関図として図 4.16～4.17 に示した。合わせて 4.2 項で計算された汚染組成比及び 4.3 項で計算された D-73 放射化計算値を図に示した。なお、いずれの放射能濃度も令和 5 年 3 月 31 日現在に減衰補正した値を用いた。

図 4.5 (^{63}Ni と ^{60}Co) 及び図 4.10 (^{152}Eu と ^{60}Co) は、放射化試料と汚染試料の違いが明確に表れていると推測されるため、本結果をもとに分析した試料を放射化試料と汚染試料に区別して、それぞれ相関図を作成した。放射化試料の相関図と汚染試料の相関図を図 4.18～図 4.37 に示した。加えて、それぞれ放射化学分析における検出値をもとに標準偏差 σ を算出して 95%信頼区間となる 2σ の線を示した。標準偏差 σ の算出方法を次式に示す。

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (\text{式 4.1})$$

x_i : 難測定核種の放射能濃度の対数値

\bar{x} : 難測定核種の放射能濃度の対数値の算術平均値

なお、汚染と放射化を区別した相関図において、 ^{94}Nb 、 ^{99}Tc 及び ^{241}Am についてはすべて検出下限値であることから、 ^{234}U と ^{238}U については一定の濃度で存在していることから割愛する。

4.5 放射化学分析値の考察

^{94}Nb 、 ^{99}Tc 及び ^{241}Am は、核種分析の結果、有意な検出点が得られなかった。これらの核種は、現時点では有意なデータがないため、検出下限値の最大となる値または理論計算値で評価を行う方針とする。

^{234}U 及び ^{238}U の放射能濃度比は、おおよそ 1 (0.89) で一定の濃度で存在していた。すなわち、検出されたウランは天然ウランに由来するものであり、廃棄物中に一定の濃度で分布していると推測される。 ^{234}U の平均放射能濃度は令和 5 年 3 月 31 日現在で $(1.12 \pm 0.53) \times 10^{-2} \text{ Bq/g}$ 、 ^{238}U の平均放射能濃度は令和 5 年 3 月 31 日現在で $(9.77 \pm 5.35) \times 10^{-3} \text{ Bq/g}$ であった。

分析した試料のうち、放射化試料は 11 試料、汚染試料は 4 試料と区別することができた。な

お、 ^{152}Eu が汚染に区別した試料で非検出となっており、放射化に区分した試料でよい相関を示していたことから、今回、調査対象とした廃棄物では、汚染と放射化が混在する試料はなかった。

放射化試料においては、 ^3H が 10 試料、 ^{14}C が 11 試料、 ^{36}Cl が 7 試料、 ^{41}Ca が 2 試料、 ^{60}Co が 11 試料、 ^{63}Ni が 6 試料、 ^{90}Sr が 3 試料、 ^{137}Cs が 4 試料、 ^{152}Eu が 11 試料、 ^{154}Eu が 11 試料、 $^{239+240}\text{Pu}$ が 4 試料で検出となった。 ^3H と ^{14}C においては、比較的移行しやすいため、コンクリートの放射化であっても解体時や廃棄物の保管の状況により、濃度比がばらついたと考えられる。

汚染試料においては、 ^3H が 1 試料、 ^{14}C が 1 試料、 ^{36}Cl が 1 試料、 ^{60}Co が 4 試料、 ^{63}Ni が 4 試料、 ^{137}Cs が 4 試料で検出となり、 ^{41}Ca 、 ^{90}Sr 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu 、 $^{239+240}\text{Pu}$ は非検出となった。 ^{137}Cs が検出となっているものの、 ^{90}Sr と $^{239+240}\text{Pu}$ は非検出となっており、 ^{137}Cs の放射能濃度を考えると、理論計算上、 ^{90}Sr と $^{239+240}\text{Pu}$ は検出となる見込みであったため、その理由は今後考察する必要がある。

^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl においては、 ^{60}Co を Key 核種として汚染試料と放射化試料で明確な差異が確認できなかった。また、 ^{90}Sr と $^{239+240}\text{Pu}$ においても、 ^{137}Cs を Key 核種として汚染試料と放射化試料で明確な差異が確認できなかった。一方で、放射化試料及び汚染試料それぞれにおいて、 ^{60}Co と ^{63}Ni はよい相関を示した。

参考として ^{137}Cs を Key 核種とした場合の各核種の放射能濃度の相関図を示した。付録 A 参照。

4.6 核種組成比の設定

4.6.1 放射化試料

放射化廃棄物の場合には、非破壊外部測定装置により放射化コンクリートで特有の ^{152}Eu が確認できるとともに、比較的汚染による寄与の大きい ^{137}Cs の放射能濃度（ほとんどの放射化において ^{137}Cs は非検出になると想定される）により判別することができる。

(1) スケーリングファクタ法

スケーリングファクタ法を適用するにあたり、コンクリート中の放射性核種の生成機構、移行挙動を考慮して、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{41}Ca 、 ^{63}Ni 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu については ^{60}Co を Key 核種として、 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ については ^{137}Cs を Key 核種として、有意な放射化学分析結果に基づいて、相関係数の確認、t 検定による確認を行った。このうち、相関係数の算出において有意な放射化学分析結果が得られた ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu 、 $^{239+240}\text{Pu}$ について検討を行った。

a) 相関係数の確認

相関係数は式 4.2 で算出した。

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum(y_i - \bar{y})^2}} \quad (\text{式 4.2})$$

ここで、 r ：相関係数

x_i ：難測定核種の放射能濃度の対数値

\bar{x} ：難測定核種の放射能濃度の対数値の算術平均値

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

y_i ：Key 核種の放射能濃度の対数値

\bar{y} ：Key 核種の放射能濃度の対数値の算術平均値

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$$

相関係数の確認結果を表 4.3 に示す。その結果、 ${}^3\text{H}$ 、 ${}^{63}\text{Ni}$ 、 ${}^{152}\text{Eu}$ 、 ${}^{154}\text{Eu}$ については ${}^{60}\text{Co}$ と強い正の相関があり、 ${}^{239+240}\text{Pu}$ は ${}^{137}\text{Cs}$ と強い正の相関があることが分かった。

t 検定は、評価対象核種と Key 核種との放射能濃度に相関関係が成立しないという仮説を立てて検定するものである。危険率 1% で検定する場合、式 4.3 に示す t_0 値が t 分布表の $t(n-2, 1\%)$ に対して $t_0 \geq t(n-2, 1\%)$ となるときに評価対象核種と Key 核種との放射能濃度に相関関係が成立しないとする仮説が棄却され、相関関係が成立すると判定される。

$$t_0 = \frac{|r|\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}} \quad (\text{式 4.3})$$

相関関係の確認の結果、 ${}^{63}\text{Ni}$ 、 ${}^{152}\text{Eu}$ 、 ${}^{154}\text{Eu}$ と ${}^{60}\text{Co}$ の組み合わせにおいて相関関係が成立すると判定した。

b) スケーリングファクタの算出及びスケーリングファクタ法の適用

スケーリングファクタの算出は、a) において相関関係を確認した核種の組み合わせにおいて、算術平均を用いて算出した。スケーリングファクタの算出結果を表 4.4 にまとめた。

(2) 相関関係の成立が判断できない核種の組成比の設定

(1) により相関関係が判断できずスケーリングファクタ法を適用できなかった核種の組み合わせについて、放射化コンクリートにおいては核種の移行はほとんど無視できると考えられる。すなわち、基本的には放射化コンクリートにおいては相関関係が成り立つと考えられるため、核種分析結果をもとに核種組成比を検討した。相関関係の成立が判断できない核種の組成比の設定結果を表 4.5 にまとめた。

① 2σ の上限値

核種分析結果に対して、対数平均と分散 σ を算出し、95%信頼区間である 2σ の上限値を

核種組成比として使用する。2 σ の上限値はやや過剰であるものの、種々の平均により核種組成比を算出する方法よりも、保守的に評価することができる。

②算術平均値

核種分析値に対して、算術平均を算出し、核種組成比として使用する。算術平均は、対数平均や幾何平均と比較して核種組成比を保守的に評価することができる。

(3) 有効な核種分析データが2点以下の組成比の設定

(1)、(2)により核種組成比が設定できなかった核種の組み合わせについて、放射化計算または核種分析値による組成比が最大となる値を使用して、核種組成比を算出した。算出した組成比を表4.6に示す。

4.6.2 汚染試料

汚染の場合には、非破壊外部測定装置により放射化コンクリート特有の ^{152}Eu が非検出であること、 ^{137}Cs の放射能が確認できることにより判別することができる。

(1) スケーリングファクタ法

スケーリングファクタ法を適用するに当たり、汚染の生成機構、移行挙動を考慮して、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl 、 ^{63}Ni については ^{60}Co をKey核種として、 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ については ^{137}Cs をKey核種として、有意な検出点が得られた放射化学分析の結果に基づいて、相関係数の確認、t検定による確認を行った。このうち、放射化学分析において有意な検出点が得られた ^{63}Ni について、相関係数の算出を行った。

a) 相関係数の確認

相関係数の確認結果を表4.7に示す。その結果、 ^{63}Ni については ^{60}Co と強い正の相関があることが分かった。

b) スケーリングファクタの算出及びスケーリングファクタ法の適用

スケーリングファクタの算出は、a)において相関関係を確認した核種の組み合わせについて、算術平均を用いて算出した。スケーリングファクタの算出結果を表4.8にまとめた。

(2) 有効な核種分析データが2点以下の組成比の設定

(1)による評価の他、汚染コンクリートにおいて、 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ と ^{137}Cs の核種組成比は、生成機構が同じUによる中性子捕獲や核分裂生成物（以下「FP」という。）であることを考えると、基本的には放射化と同じような核種組成比になることが考えられる。そこで、 ^{90}Sr 、 $^{239+240}\text{Pu}$ については、放射化コンクリートの核種組成比を適用することとした。その他の核種の組み合わせについて、有効な核種分析データが2点以下であるため、汚染の組成比計算または核種分析値による濃度比が最も大きい点を使用して、核種組成比を算出した。求めた核種組

成比を表 4.9 に示す。

4.6.3 放射化と汚染が混在する試料

放射化と汚染が混在する場合または判別できない場合には、核種の組み合わせごとに放射化、汚染のそれぞれで算出した核種組成比のうち、保守的となる核種組成比を適用することとした。

4.6.4 核種組成比の考察

4.6.1 項～4.6.3 項において核種組成比を求めた。放射化試料において、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl は ^{60}Co を Key 核種とした濃度比がばらついたため、 2σ 上限値による評価が過剰に保守的となっている可能性がある。算術平均により評価をする場合には、比較的過大評価にはなりにくいものの、十分に不確実性を考慮する必要がある。汚染試料において、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl は、検出点が少なかったが、放射化廃棄物と明確な差異がないため、保守的となる放射化の組成比で評価できる可能性がある。 ^{137}Cs を非破壊外部測定により測定する場合には、FP や TRU 核種は ^{137}Cs に対する組成比が放射化と汚染で変わらないため、汚染と放射化を区別なく評価できる可能性がある。

4.7 処分区分の模擬評価結果

本検討において使用した核種分析試料に対して、処分区分の模擬評価を行った。トレンチ処分の可能性の判断は、評価対象廃棄物における全ての核種からの線量の合計が基準線量以下となることとし、分析した試料の放射能濃度 (D_i) を「研究施設等廃棄物の浅地中処分のための基準線量相当濃度の検討 (その 2) (JAEA-Technology 2022-013)」¹⁷⁾ で評価された最小となる基準線量相当濃度 (C_{i,s_min}) で除して求めた相対重要度 (D_i/C_i) の総和 $\Sigma (D/C)$ が 0.3 以下になることで判断することとした。相対重要度が 1 以下の場合には、処分可能であると判断できるものの、埋設施設の安全評価への裕度を考えて相対重要度が 0.3 以下を基準として評価した。

重要核種に対する 0 でない最小のシナリオの基準線量相当濃度 (C_{i,s_min}) 及び「4.6 核種組成比の設定」において設定した核種組成比を用いて、核種分析に使用した試料の Key 核種の放射能濃度から処分区分を模擬評価した。なお、分析した試料については放射化と汚染で区分して適切な組成比を使用した。トレンチ処分及びピット処分における重要核種に対する 0 でない最小のシナリオの基準線量相当濃度を表 4.10 に、分析した試料に対する模擬評価結果を表 4.11 に示す。

分析試料は、廃棄物の中で比較的線量の高いものから採取・選定を行っている。そのため、本検討で用いた分析試料のほとんどがピット処分相当のものであるものの、廃棄物全体としてはトレンチ処分に区分される廃棄物が多く存在していることが想定される。

4.8 放射化と汚染が混在する廃棄物に適用する放射能濃度評価法の検討

実際の廃棄物は、放射化と汚染廃棄物が混在する可能性がある。そこで代表する γ 線放出核種

における放射化による組成比と汚染による組成比が十分に異なっている場合、それぞれの組成比について放射化または汚染による寄与が 100%として仮定して、混合比を算出することを検討した。JPDR コンクリート廃棄物の場合には、分析データのうち、非破壊外部放射能測定が可能である ^{152}Eu と ^{60}Co の組成比を基準として汚染と放射化の割合を算出した。このとき ^{60}Co を基準にした際に、 ^{152}Eu は汚染による組成比が極めて低いため、 ^{152}Eu は汚染による影響を無視できると推定される。図 4.38 に放射化及び汚染による寄与の混合比を 10%ずつ変化させた場合の概念図を示した。

$^{152}\text{Eu}/^{60}\text{Co}$ 比が放射化と汚染の相関から外れた場合に放射化と汚染が混在していると考えられ、汚染が混在すると核種組成比は小さい側にずれることが想定される。本検討の結果、汚染の寄与が十分に大きい場合には、混合比の割合を算出することは容易であると考えられるが、汚染の寄与が少ない場合、例えば 10%程度であっても $^{152}\text{Eu}/^{60}\text{Co}$ 比としては大きく影響を受けるため、混合比の算出は汚染の寄与が大きい ^{137}Cs の放射能濃度を考慮に加える等、慎重に判断する必要がある。しかし、混合比の算出を行うことで、汚染と放射化が混在するような廃棄物に対しても、合理的な放射能評価を行うことが可能となるため、重要となる。

5. まとめ

本報告書は、これまで放射化学分析によって得られた核種分析値をもとに廃棄物の処分に向けた放射能濃度評価法を検討した。現在、保管されている JPDR のコンクリート廃棄物のうち、線量が高いものは分析を実施済みであり、更なる分析データの蓄積を行っても廃棄物処分の合理的な手法構築には結びつかないことが予測される。そのため、過去の JPDR 解体廃棄物の埋設処分時と同様の手法で放射化計算を適用し、核種分析値をもとに放射能濃度比を補正する手法を検討した。一部の核種においてはスケーリングファクタ法を適用することができた。実際の処分の際には JPDR のコンクリートの廃棄体ごとに非破壊外部測定法を適用し、 ^{60}Co 、 ^{137}Cs 、 ^{152}Eu の放射能濃度を測定することで廃棄物の放射能濃度を評価できる見通しを得た。ただし、汚染と放射化の区別については根拠等を十分に精査する必要があるとともに、今後、合理的な非破壊外部測定法の開発が重要となる。他に考えられる手法として、廃棄体ごとのサーベイメータ等を用いて線量測定を行い、得られた線量から本検討で補正した計算値をもとに核種組成比を算出できると考えられる。この手法では、線量換算の妥当性を示すために廃棄体の一部をサンプリングして、Ge 半導体検出器の測定による基準核種等の放射能濃度確認を行うプロセスが必要となると考えられる。また、この場合には核種組成比の 2σ の値を採用する等の保守的ではあるものの測定手法の不確実性を考慮した評価法を開発する必要がある。いずれのコンクリート廃棄物であっても解体当時の記録や廃棄物の分別の記録等を十分に精査することで、廃棄物の発生場所等を特定し、放

射能濃度評価法を最適化できる可能性は残すものの、分別時に同一保管体内に表面汚染の影響のある廃棄物と放射化のみの影響の廃棄物が混在した可能性もあることから、記録を精査することによる最適化した放射能濃度評価は困難な状況となっている。そのため、今後解体を実施する施設においては最適化した放射能濃度評価法の構築をするために、十分な事前調査を実施し、汚染物と放射化の区画を分けて解体・保管することが極めて重要である。

6. JRR-2、JRR-3 及び JRR-4 のコンクリート廃棄物の処分に向けて

JRR-2、JRR-3 及び JRR-4 のコンクリートについては、これまで核種分析の実績がわずかしかないが、現在保管されている廃棄物の線量が極めて低いことから、理論計算を主体とした放射能濃度評価法を用いて検討する必要があると考えられる。また、理論計算による組成比と核種分析値による組成比を比較した際に、十分な検討ができない可能性があるものの、有意な核種分析値が得られるような保管時の線量が高い廃棄物試料の採取の促進や解体施設から直接分析試料を採取する等し、分析データを収集していく必要がある。

謝 辞

本報告書を執筆するに当たり、分析用試料を採取していただいたバックエンド技術部高減容処理技術課の石原圭輔氏、黒澤剛史氏に感謝の意を表す。また、本報告書をまとめるに当たり有益な助言をいただいたバックエンド統括本部埋設事業センターの坂井章浩氏、敦賀廃止措置実証本部廃止措置推進室廃棄物処分計画グループの林宏一氏に感謝の意を表す。

参考文献

- 1) 原子力規制庁, 廃棄物確認に関する運用要領 (平成 26 年 3 月), 2014.
- 2) 辻智之, 亀尾裕, 坂井章浩他, 研究施設等から発生する均質・均一固化体に対する放射能濃度評価方法の検討, JAEA-Technology 2011-028, 2011, 66p.
- 3) 辻智之, 亀尾裕, 坂井章浩他, JPDR 保管廃棄物に対する放射能濃度評価方法の検討(1), JAEA-Technology 2012-045, 2013, 37p.
- 4) 辻智之, 坂井章浩, 出雲沙理他, JPDR 保管廃棄物に対する放射能濃度評価方法の検討(2), JAEA-Technology 2015-009, 2015, 46p.
- 5) 林宏一, 出雲沙里, 仲田久和他, JRR-2 及び JRR-3 保管廃棄物に対する放射能濃度評価方法の検討, JAEA-Technology 2018-001, 2018, 66p.
- 6) 青野竜士, 水飼秋菜, 原賀智子他, JPDR 及び JRR-4 から発生した放射性廃棄物に対する放射化学分析, JAEA-Data/Code 2020-006, 2020, 70p.
- 7) 土田大貴, 原賀智子, 飛田実他, JRR-3 及び JPDR から発生した放射性廃棄物に対する放射化学分析, JAEA-Data/Code 2020-022, 2021, 34p.
- 8) 飛田実, 原賀智子, 遠藤翼他, JPDR から発生した放射性廃棄物に対する放射化学分析, JAEA-Data/Code 2021-013, 2021, 30p.
- 9) 土田大貴, 水飼秋菜, 青野竜士他, JPDR、JRR-3 及び JRR-4 から発生した放射性廃棄物に対する放射化学分析, JAEA-Data/Code 2022-004, 2022, 87p.
- 10) 白石邦生, 助川武則, 柳原敏, 動力試験炉 (JPDR) の解体廃棄物データの分析 (受託研究), JAERI-Data/Code 99-050, 2000, 113p.
- 11) 坂井章浩, 天澤弘也, 仲田久和他, 研究施設等廃棄物の埋設処分における安全評価上重要核種の選定 (その 3) - RI・研究所等廃棄物に係る主要放射性廃棄物発生施設毎の重要核種の予備評価 -, JAEA-Technology 2010-021, 2010, 152p.
- 12) 河内山真美, 岡田翔太, 坂井章浩, 浅地中処分のための JPDR 生体遮蔽コンクリートの放射能評価手法の検討, JAEA-Technology 2021-010, 2021, 61p.
- 13) M.B. Emmett et al., A User's Manual for MASH 1.0 - A Monte Carlo Adjoint Shielding Code System, ORNL/TM-11778, 1992, 438p.
- 14) Oak Ridge National Laboratory, SCALE: A Modular Code System for Performing Standardized Computer Analyses for Licensing Evaluation., ORNL/TM-2005/39, Version 6, Vols.I-III, 2009, 31p.
- 15) I. C. Gauld et al., ORIGEN-S: Scale System Module to Calculate Fuel Depletion, Actinide Transmutation, Fission Product Buildup and Decay, and Associated Radiation Source Terms, ORNL/TM-2005/39 Version 6 Vol. II, Sect.F7, 2009.

- 16) 日本原子力研究所東海研究所, 廃棄物埋設確認申請書 (非固型化コンクリート等廃棄物用)
(平成 7 年 8 月 10 日) , 1995.
- 17) 佐久間康太, 阿部大智, 岡田翔太他, 研究施設等廃棄物の浅地中処分のための基準線量相当濃度の検討 (その 2) , JAEA-Technology 2022-013, 2022, 200p.

表 3.1 JPDR の主要諸元

原子炉形式	沸騰水型
原子炉熱出力	90MW (当初 45MW)
電気出力	12.5MW
熱中性子束	$3.8 \times 10^{13} \text{n/cm}^2 \cdot \text{s}$ (平均)
燃料	2.6%UO ₂ (装荷量: 4.2t)
原子炉運転時間	約 17,000 時間
積算熱出力量	約 137,000 MWh

表 3.2 汚染レベルによる分類

放射化・汚染コンクリート	
レベルI	$4 \times 10^3 \text{Bq/g}$ 以上
レベルII	$4 \times 10^1 \text{Bq/g} \sim 4 \times 10^3 \text{Bq/g}$
レベルIII	$4 \times 10^{-1} \text{Bq/g} \sim 4 \times 10^1 \text{Bq/g}$
レベルIV	$4 \times 10^{-1} \text{Bq/g}$ 未満

表 3.3 放射能レベル別廃棄物発生量の集計

	保管中		埋設済	
	放射化	汚染	放射化	汚染
レベルI	59.72	-	-	-
レベルII	83.00	-	-	-
レベルIII	122.84	37.67	134.50	-
レベルIV	8.85	163.66	1,172.78	360.41
合計	475.74		1667.69	

表 4.1 予備評価で選定された重要核種及び分析数

No	放射性核種	分析核種	検出数/分析数	予備選定された重要核種				備考
				トレンチ処分		ピット処分		
				汚染	放射化	汚染	放射化	
1	³ H	○	11/15	○	○	-		
2	¹⁴ C	○	12/15	○	○	○		
3	³⁶ Cl	○	8/15	-	○	○		
4	⁴¹ Ca	○	2/7	-	○	-		
5	⁶⁰ Co	○	15/15	○	-	-		
6	⁵⁹ Ni	-	-	-	-	○		⁶³ Ni との生成比の理論計算により評価が可能
7	⁶³ Ni	○	10/10	○	-	○		
8	⁹⁰ Sr	○	3/15	○	○	○		
9	⁹⁴ Nb	○	0/15	-	-	○		
10	⁹⁹ Tc	○	0/8	-	-	○		
11	¹³⁷ Cs	○	8/15	○	-	-		
12	¹⁵² Eu	○	11/15	-	○	-		
13	¹⁵⁴ Eu	○	11/15	-	○	-		
14	²³⁴ U	○	15/15	○	-	○		
15	²³⁸ U	○	15/15	-	-	○		
16	²³⁹ Pu	○	4/15	○	-	○		²³⁹ Pu と ²⁴⁰ Pu を ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu として評価
17	²⁴⁰ Pu	○	4/15	-	-	○		
18	²⁴¹ Am	○	0/15	○	-	○		

表 4.2 D-73 の核種分析値と計算値の比較

(評価日：令和 5 年 3 月 31 日)

放射性核種	核種分析値 (Bq/g)	計算値 (Bq/g)	核種分析値 /計算値
³ H	1.62E+03	5.46E+03	2.96E-01
¹⁴ C	1.10E+01	3.29E+01	3.34E-01
³⁶ Cl	6.20E-01	6.05E-01	1.03E+00
⁴¹ Ca	2.90E+01	6.78E+01	4.28E-01
⁶⁰ Co	2.83E+00	6.58E+00	4.30E-01
⁶³ Ni	4.28E+00	7.46E+00	5.73E-01
⁹⁰ Sr	4.27E-02	2.43E-01	1.75E-01
¹³⁷ Cs	6.72E-02	2.63E-01	2.55E-01
¹⁵² Eu	2.27E+02	4.08E+02	5.56E-01
¹⁵⁴ Eu	5.85E+00	1.01E+01	5.81E-01
²³⁴ U	1.50E-02	1.17E-02	1.28E+00
²³⁸ U	8.90E-03	3.34E-02	2.67E-01
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	1.90E-02	2.00E-02	9.50E-01
²⁴¹ Am	<3.97E-04	2.25E-08	<1.77E+04

表 4.3 相関係数の確認結果（放射化試料）

放射性核種	Key 核種	相関係数*	
³ H	⁶⁰ Co	0.75	強い相関がある。
¹⁴ C		0.49	中程度の相関がある。
³⁶ Cl		0.63	中程度の相関がある。
⁶³ Ni		0.99	強い相関がある。
¹⁵² Eu		0.99	強い相関がある。
¹⁵⁴ Eu		0.99	強い相関がある。
⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	0.23	弱い相関がある。
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		0.99	強い相関がある。

*相関係数は以下の区分とする。

- +0.7 から+1.0 強い相関がある。
- +0.4 から+0.7 中程度の相関がある。
- +0.2 から+0.4 弱い相関がある。
- +0.0 から+0.2 ほとんど相関がない。

表 4.4 t 検定による確認結果（放射化試料）

放射性核種	Key 核種	t ₀ 値	t 値 (t(n-2,1%))	確認結果*	組成比
³ H	⁶⁰ Co	3.17	3.36	不合格	—
¹⁴ C		1.67	3.25	不合格	—
³⁶ Cl		1.84	4.03	不合格	—
⁶³ Ni		17.69	4.60	合格	1.56E+00
¹⁵² Eu		24.69	3.25	合格	7.25E+01
¹⁵⁴ Eu		20.86	3.25	合格	1.62E+00
⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	0.24	63.66	不合格	—
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		57.20	63.66	不合格	—

* 判定基準は $t_0 \geq t(n-2,1\%)$ であれば相関関係を有する（合格）とした。

表 4.5 相関関係の成立が判断できない核種の組成比（放射化試料）

（評価日：令和5年3月31日）

放射性核種	Key 核種	①2σ 上限値	②算術平均
³ H	⁶⁰ Co	1.27E+03	2.79E+02
¹⁴ C		4.70E+01	1.80E+01
³⁶ Cl		9.64E-01	4.65E-01
⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	7.58E-01	4.45E-01
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		7.55E-01	2.07E-01

表 4.6 有効な核種分析データが2点以下の組成比（放射化試料）

（評価日：令和5年3月31日）

放射性核種	Key 核種	組成比	備考
⁴¹ Ca	⁶⁰ Co	1.03E+01	放射化計算

表 4.7 相関係数の確認結果（汚染試料）

（評価日：令和5年3月31日）

放射性核種	Key 核種	相関係数*	
⁶³ Ni	⁶⁰ Co	0.99	強い相関がある。

*相関係数は以下の区分とする。

- +0.7 から+1.0 強い相関がある。
- +0.4 から+0.7 中程度の相関がある。
- +0.2 から+0.4 弱い相関がある。
- +0.0 から+0.2 ほとんど相関がない。

表 4.8 t 検定による確認結果（汚染試料）

（評価日：令和5年3月31日）

放射性核種	Key 核種	t ₀ 値	t 値 (t(n-2,1%))	確認結果*	組成比
⁶³ Ni	⁶⁰ Co	10.03	9.92	合格	6.12E+01

* 判定基準は t₀ ≥ t(n-2,1%)であれば相関関係を有する（合格）とした。

表 4.9 有効な核種分析データが 2 点以下の組成比（汚染試料）

（評価日：令和 5 年 3 月 31 日）

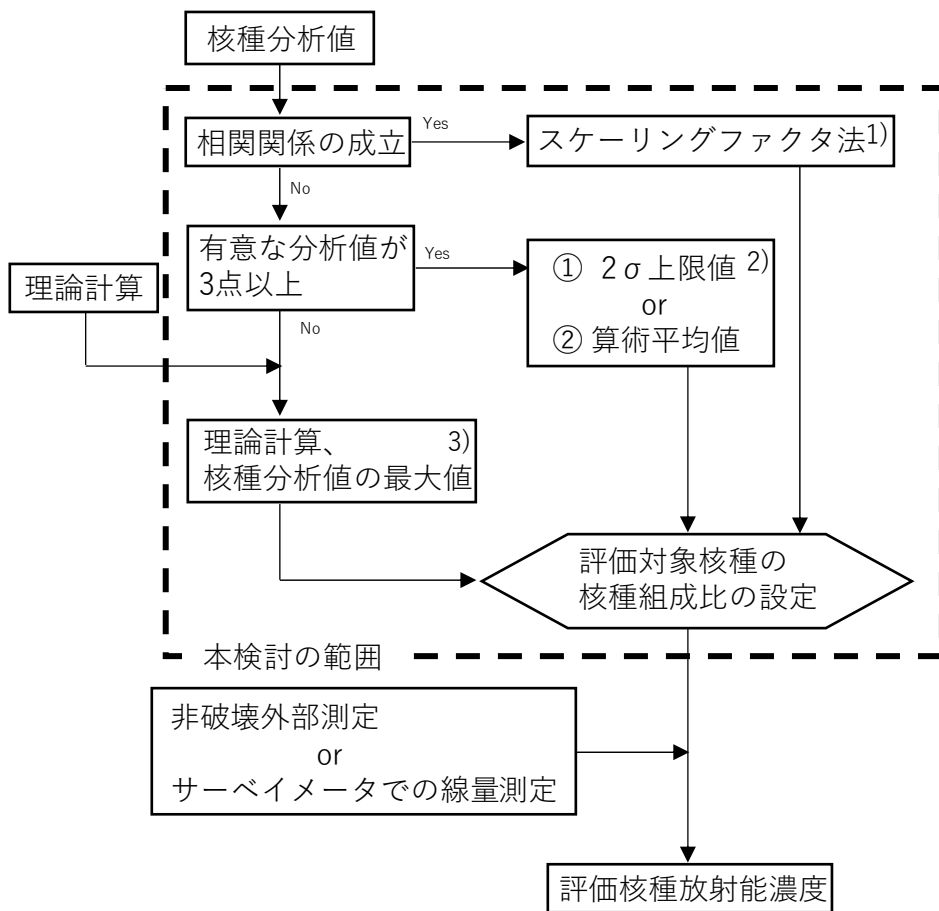
放射性核種	Key 核種	組成比		備考
		①2σ 上限値	②算術平均	
³ H	⁶⁰ Co	3.40E+00		汚染計算
¹⁴ C		6.33E-02		測定最大値
³⁶ Cl		7.48E-03		測定最大値
⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	7.58E-01	4.45E-01	放射化試料と共通
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		7.55E-01	2.07E-01	放射化試料と共通

表 4.10 トレンチ及びピット処分における基準線量相当濃度の最小値

放射性核種	トレンチ処分の 基準線量相当濃度 の最小値 [Bq/g]	ピット処分の 基準線量相当濃度 の最小値 [Bq/g]
³ H	5.20E+02	2.40E+05
¹⁴ C	1.00E+01	6.80E+02
³⁶ Cl	1.80E+00	2.40E+01
⁴¹ Ca	8.90E+01	1.20E+03
⁶⁰ Co	9.50E+02	-
⁵⁹ Ni	3.40E+03	6.00E+04
⁶³ Ni	2.00E+03	2.20E+05
⁹⁰ Sr	5.30E-01	7.10E+04
⁹⁴ Nb	2.10E+00	1.30E+02
⁹⁹ Tc	1.40E+00	1.80E+01
¹³⁷ Cs	1.90E+01	3.70E+05
¹⁵² Eu	4.00E+01	1.10E+09
¹⁵⁴ Eu	1.50E+02	7.20E+12
²³⁴ U	7.30E-01	1.00E+01
²³⁸ U	4.30E-01	6.10E+00
²⁴¹ Am	3.00E+01	9.30E+02
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	5.00E+01	9.30E+02

表 4.11 放射能濃度決定の模擬評価結果

	試料名	トレンチ処分の $\Sigma D/C$		ピット処分の $\Sigma D/C$	
		2σ 上限値	算術平均	2σ 上限値	算術平均
放射 化 試 料	NY-925-476	1.60	0.86	0.02	0.01
	NY-917-116	0.78	0.43	0.01	0.01
	NY-91X-487	1.49	0.73	0.02	0.01
	NY-912-391	1.64	0.85	0.02	0.01
	NY-917-115	0.86	0.47	0.01	0.01
	NY-925-473	1.47	0.75	0.02	0.01
	NY-917-116B	0.64	0.37	0.01	0.01
	NY-912-475	17.70	8.43	0.23	0.10
	NY-912-519	2.43	1.17	0.03	0.02
	NY-925-469	3.10	1.55	0.04	0.02
	D-73	27.57	13.10	0.35	0.16
汚 染 試 料	NY-924-92	0.20	0.16	0.004	0.004
	NY-924-108	0.10	0.08	0.003	0.003
	NY-923-2255	5.90	3.48	0.007	0.004
	NY-932-1911	1.23	0.74	0.004	0.003



1) 4.6.1(1), 4.6.2(1)参照

2) 4.6.1(2)参照

3) 4.6.1(3), 4.6.2(2)参照

図 2.1 放射能濃度評価方法構築の考え方

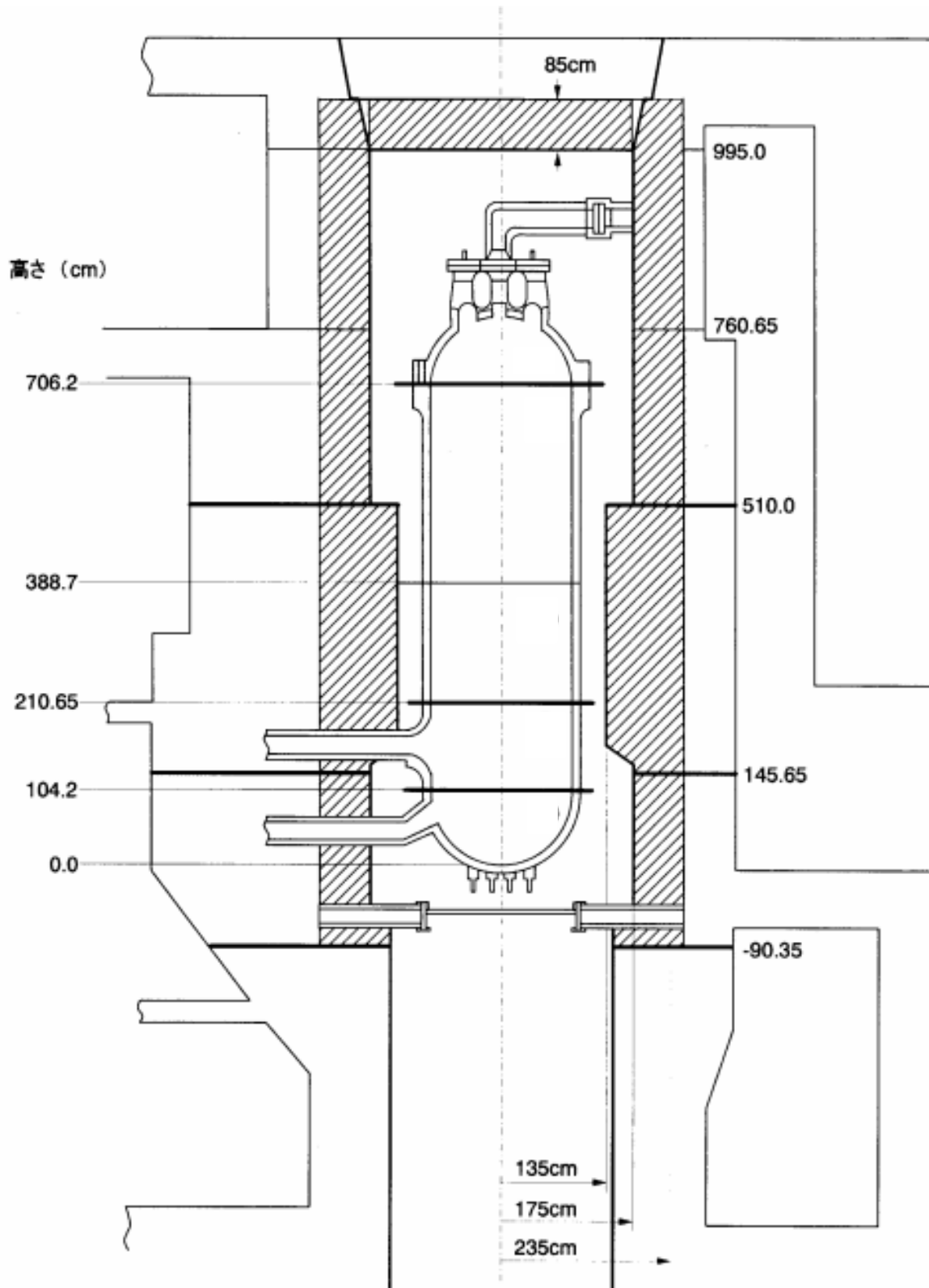


図 3.1 JPDR 生体遮蔽コンクリートの概要

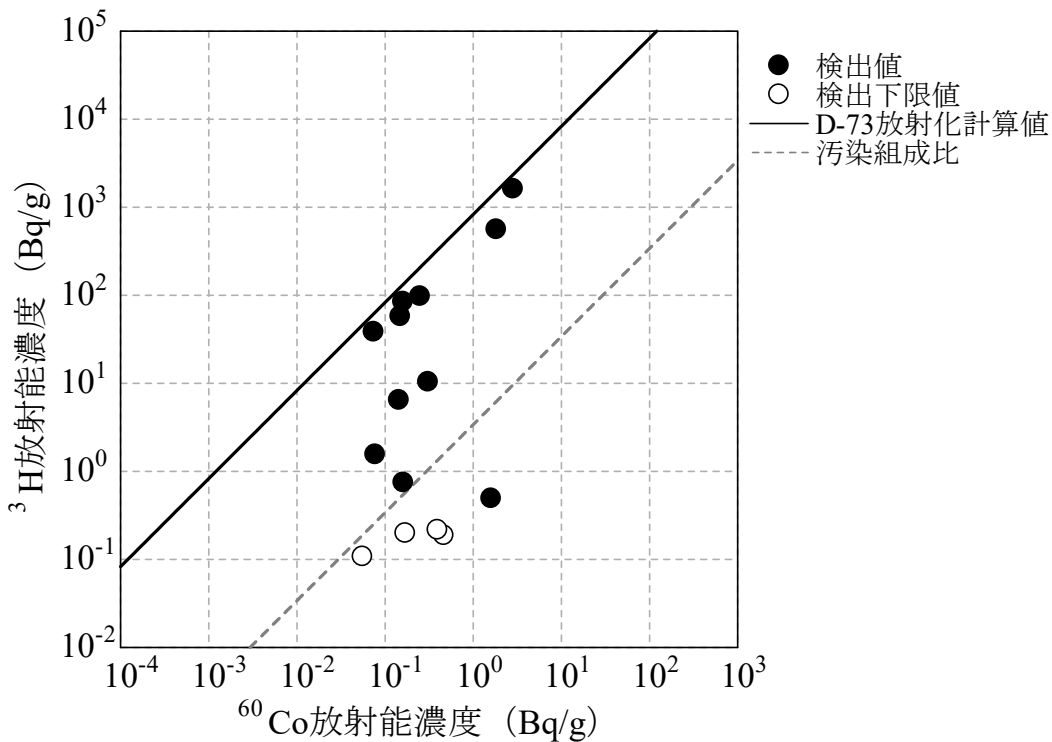


図 4.1 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^3H 放射能濃度

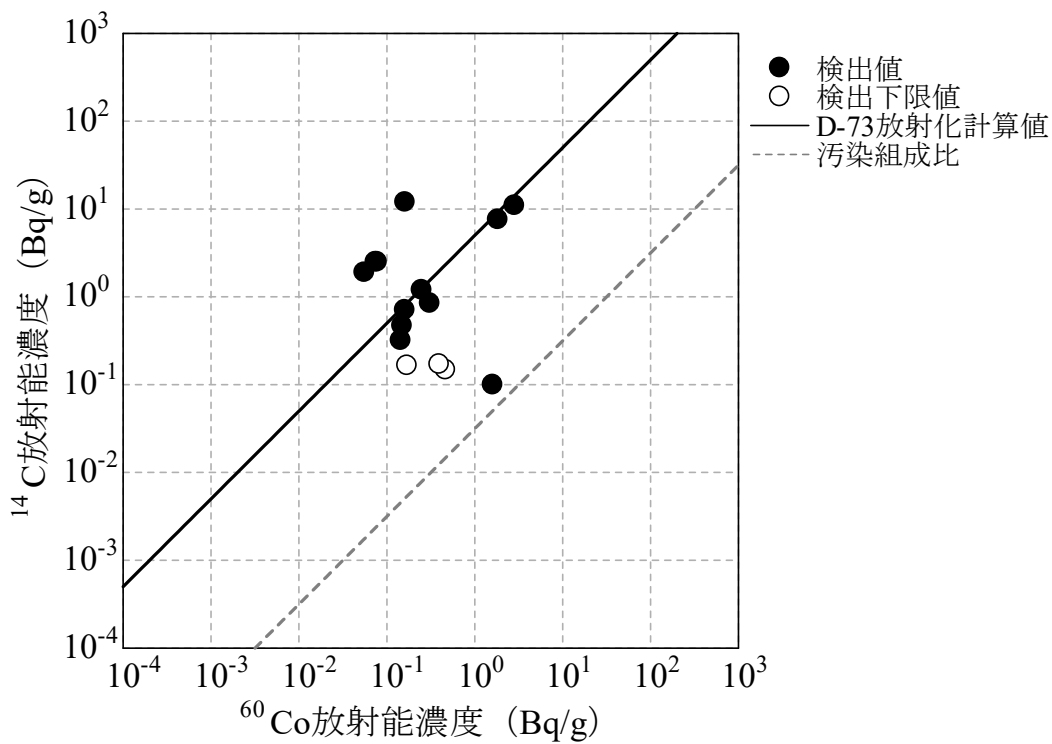


図 4.2 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{14}C 放射能濃度

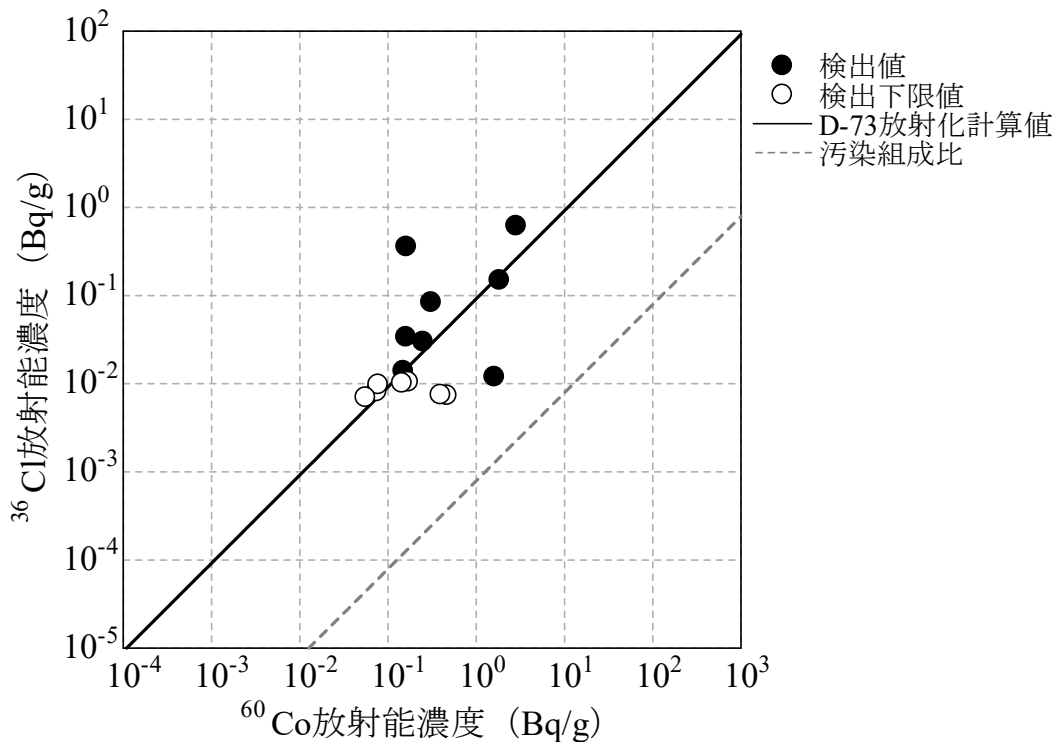


図 4.3 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{36}Cl 放射能濃度

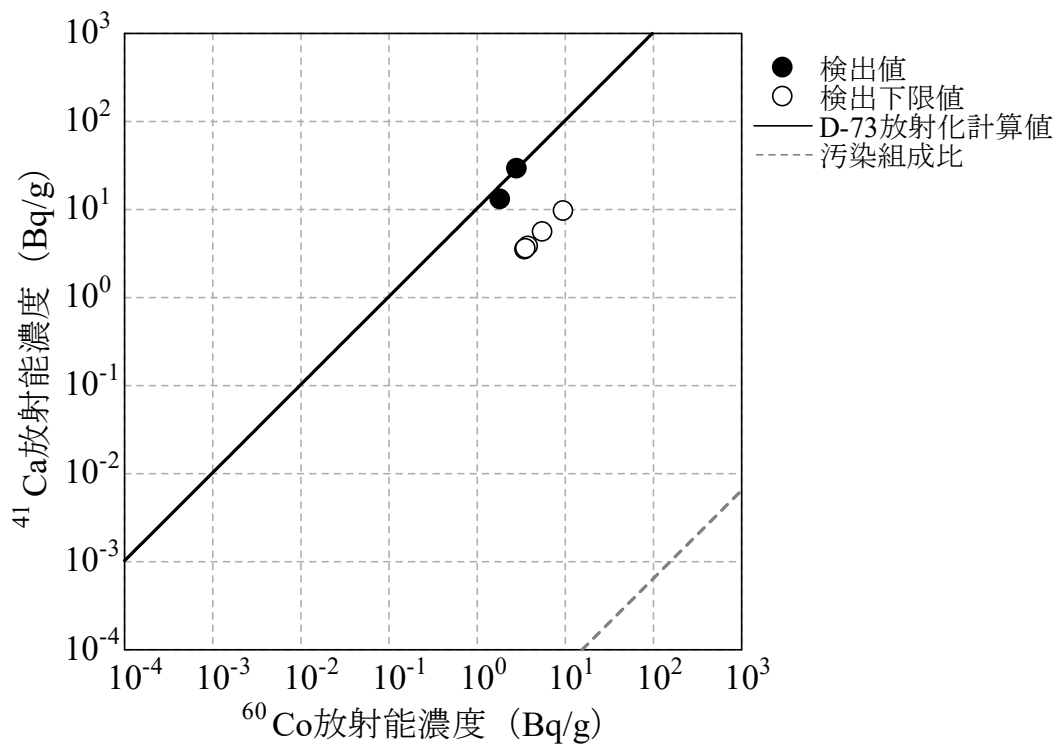


図 4.4 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{41}Ca 放射能濃度

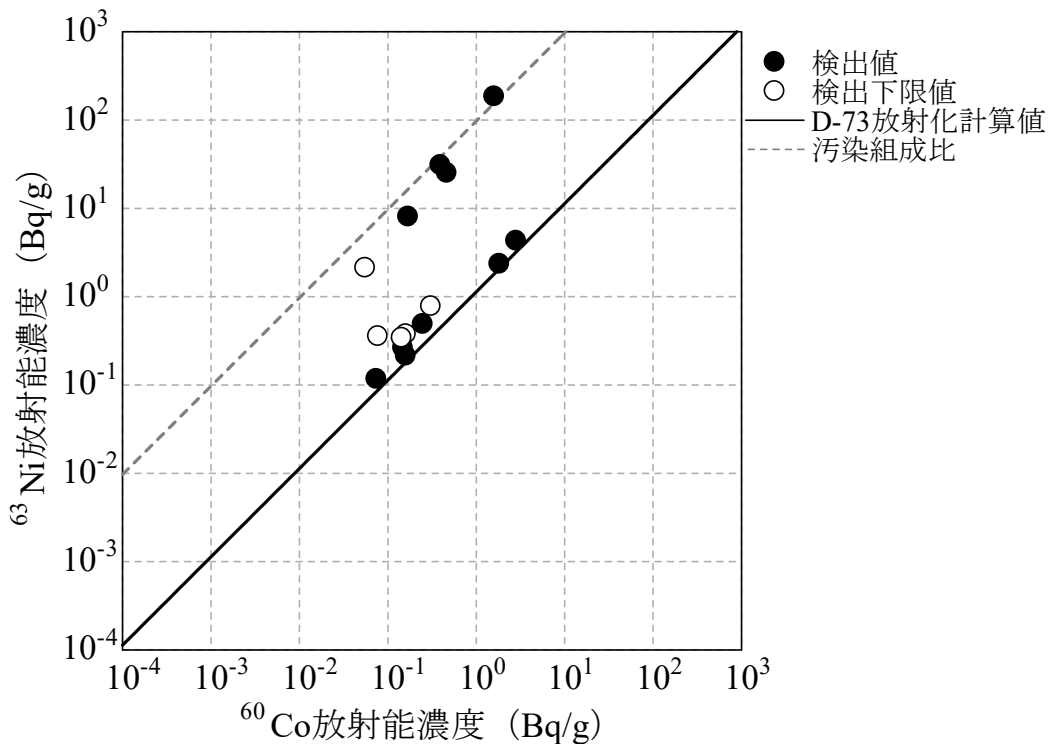


図 4.5 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{63}Ni 放射能濃度

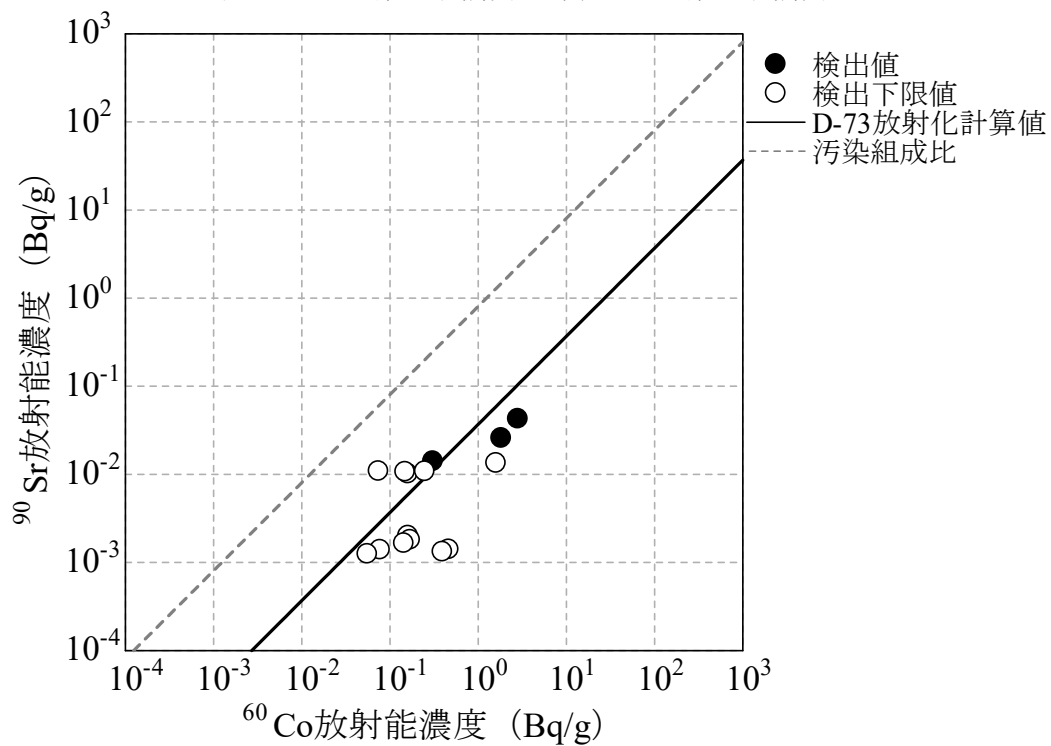


図 4.6 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{90}Sr 放射能濃度

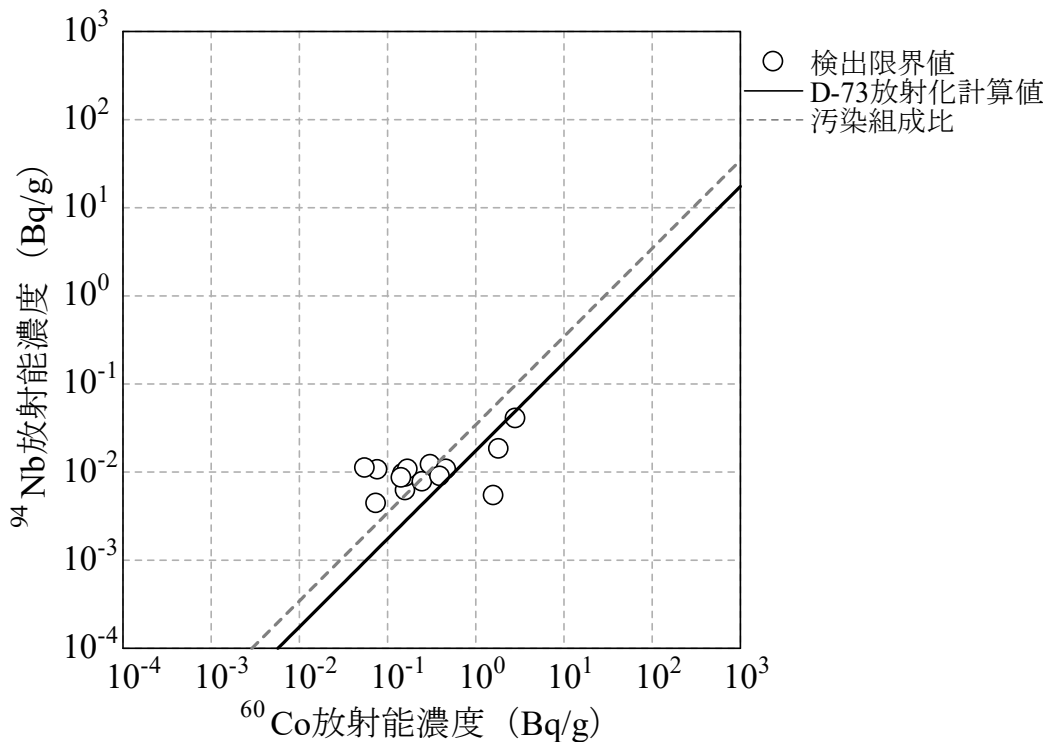


図 4.7 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{94}Nb 放射能濃度

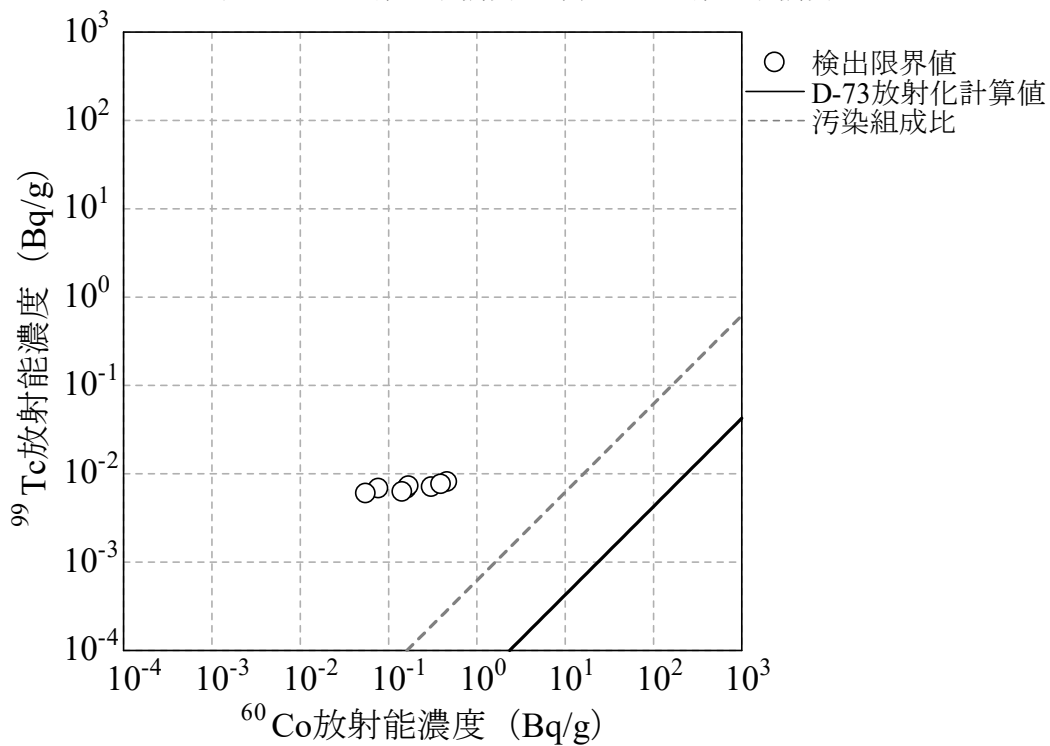


図 4.8 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{99}Tc 放射能濃度

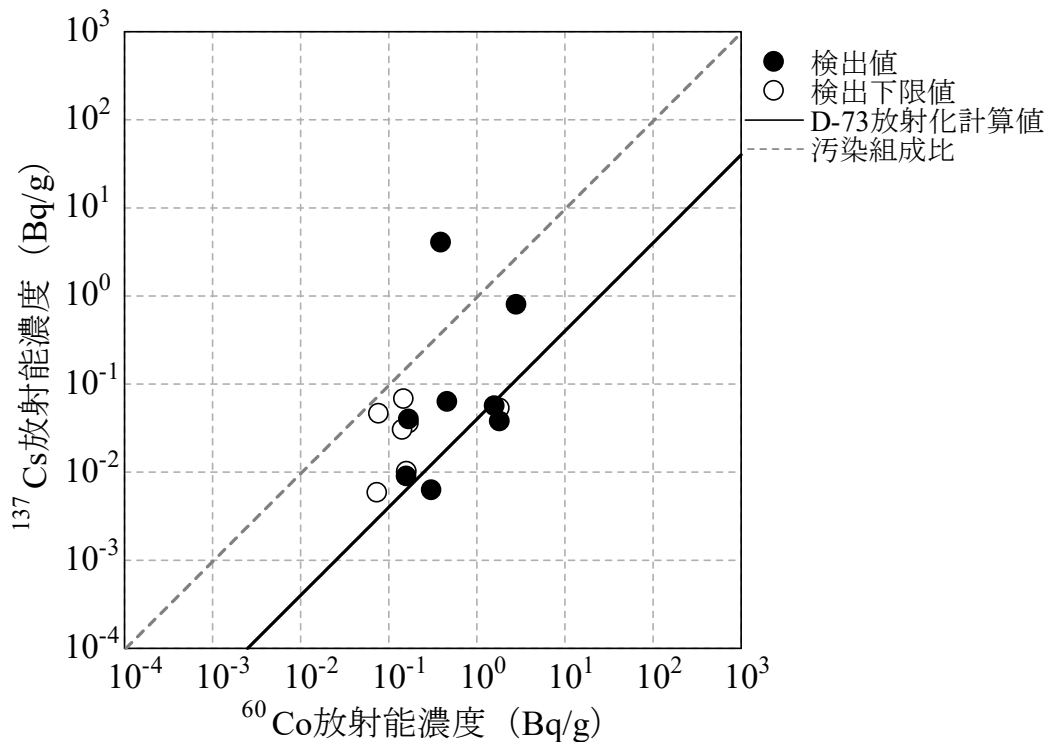


図 4.9 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{137}Cs 放射能濃度

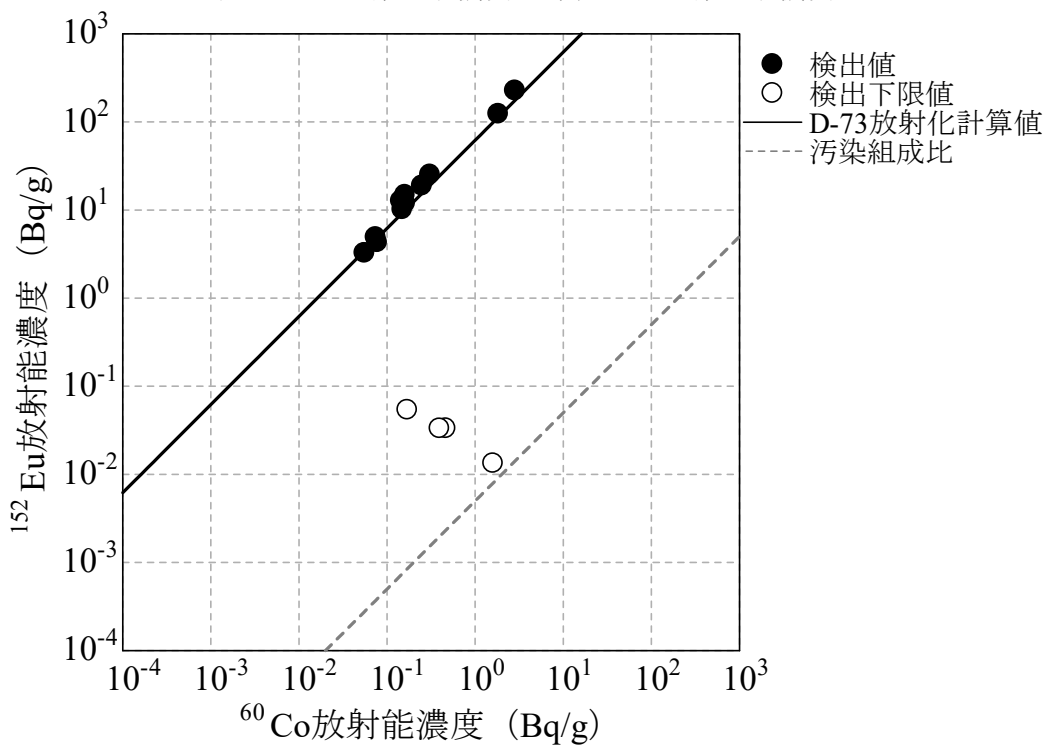


図 4.10 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{152}Eu 放射能濃度

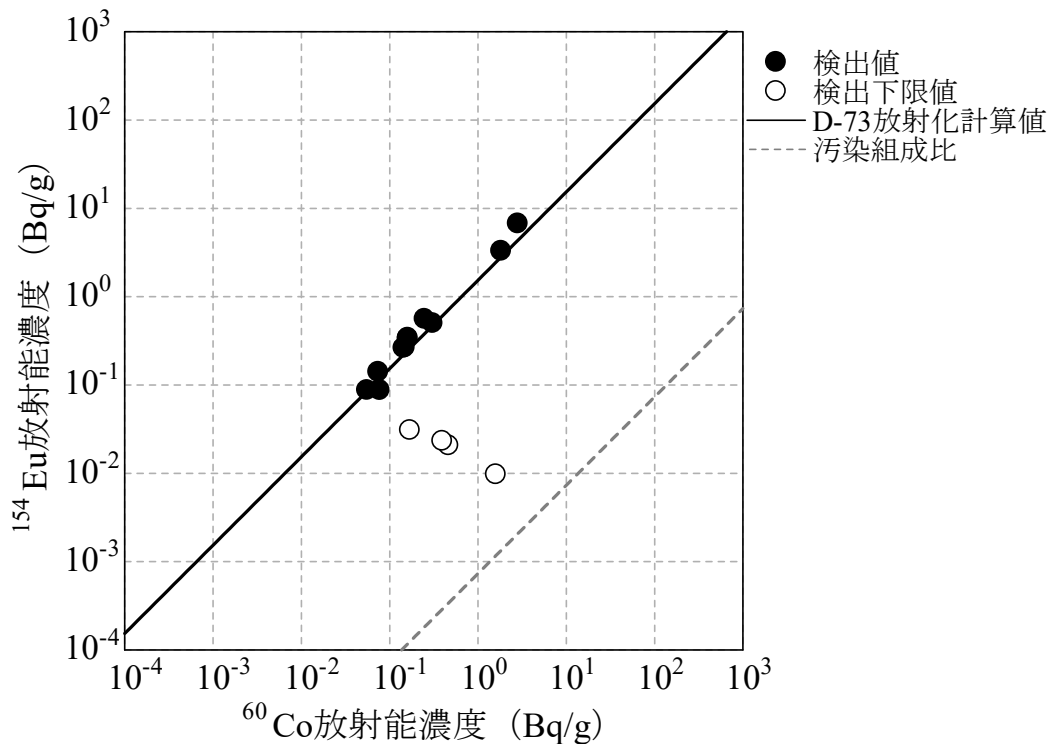


図 4.11 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{154}Eu 放射能濃度

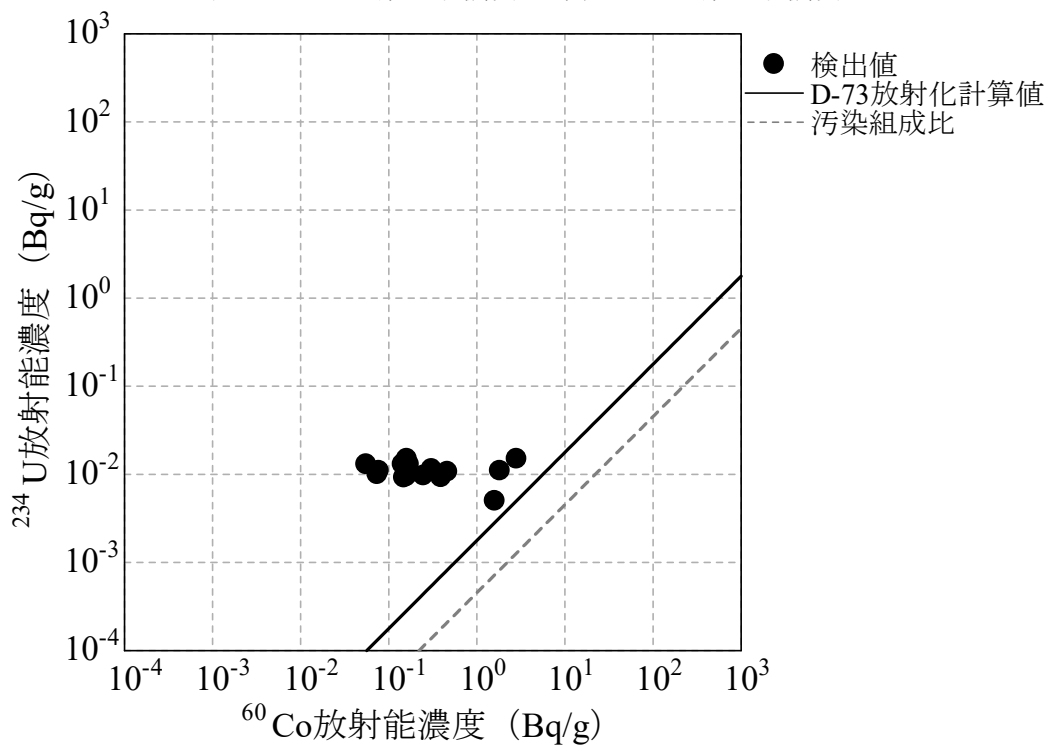


図 4.12 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{234}U 放射能濃度

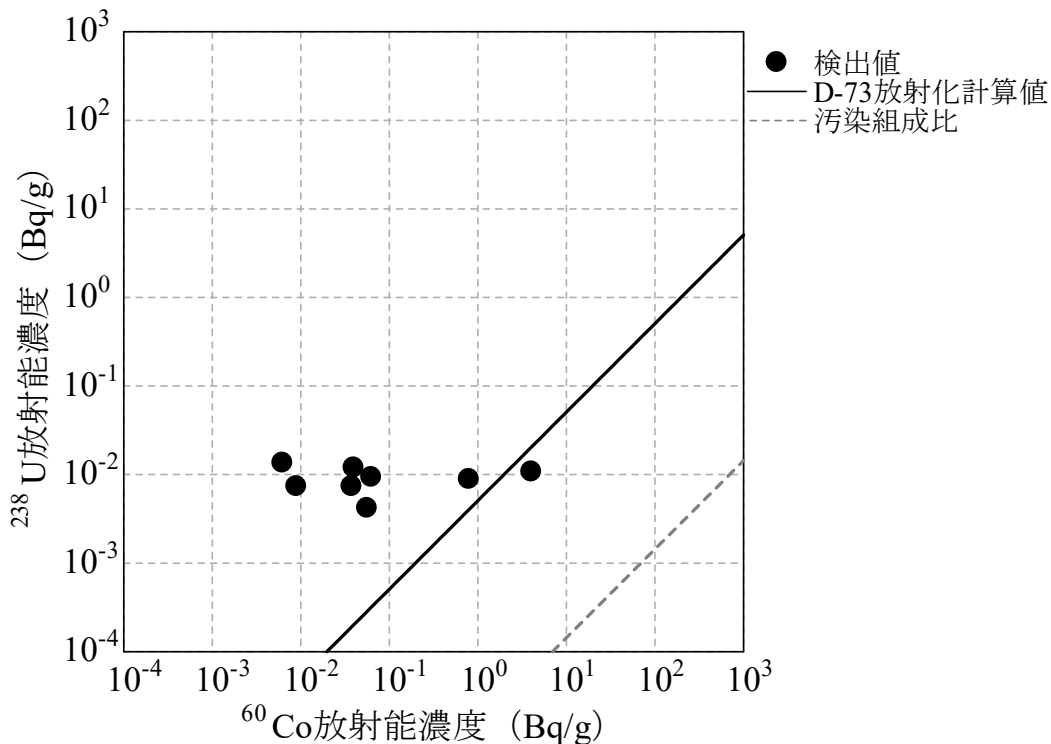


図 4.13 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{238}U 放射能濃度

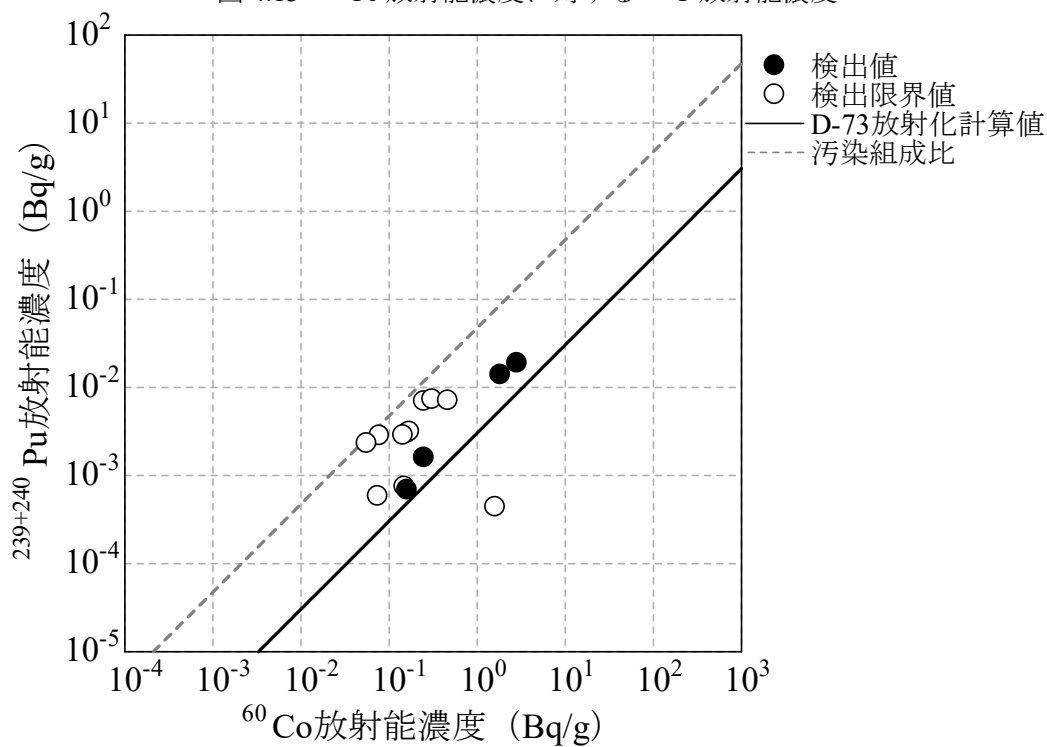


図 4.14 ^{60}Co 放射能濃度に対する $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度

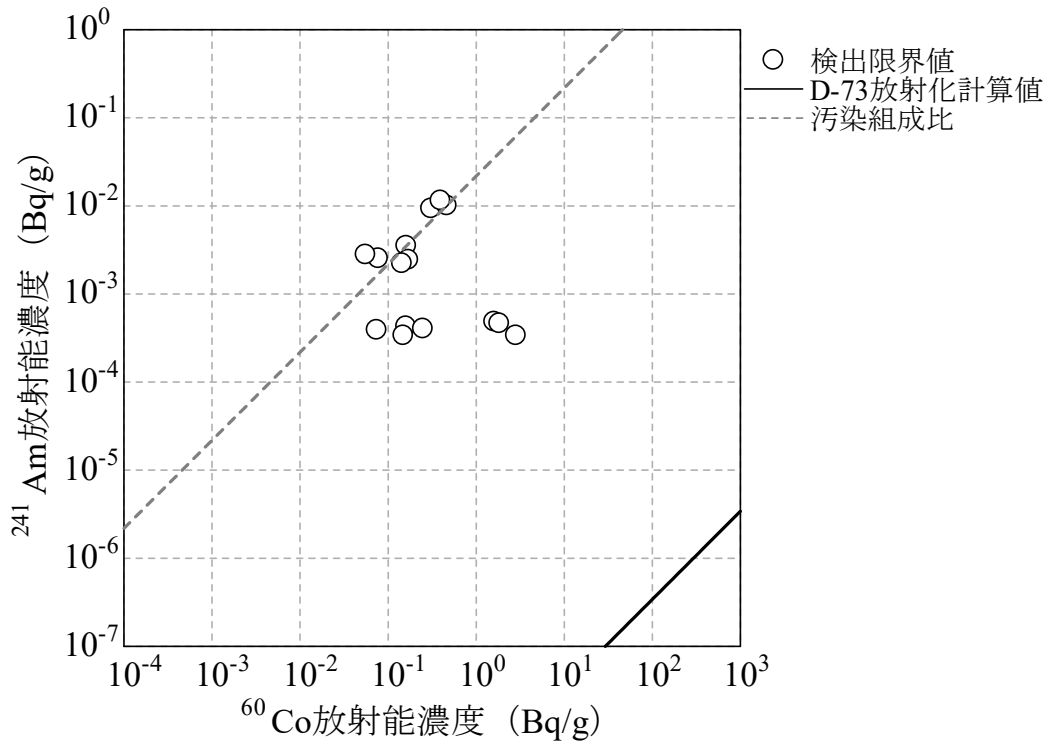


図 4.15 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{241}Am 放射能濃度

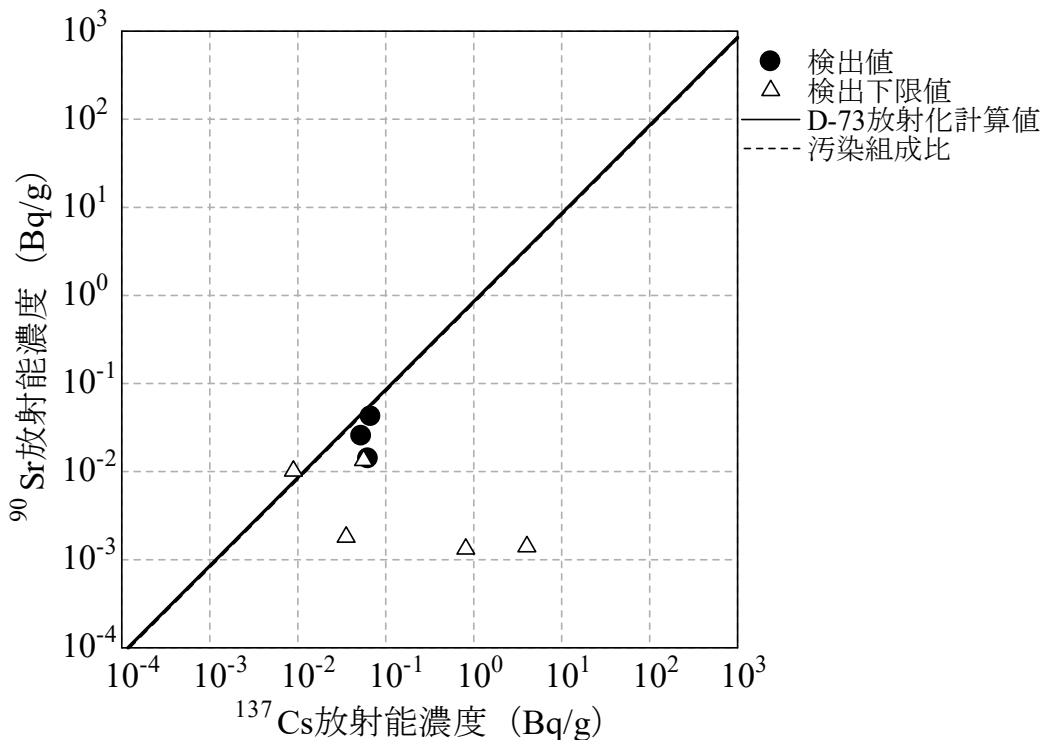


図 4.16 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{90}Sr 放射能濃度

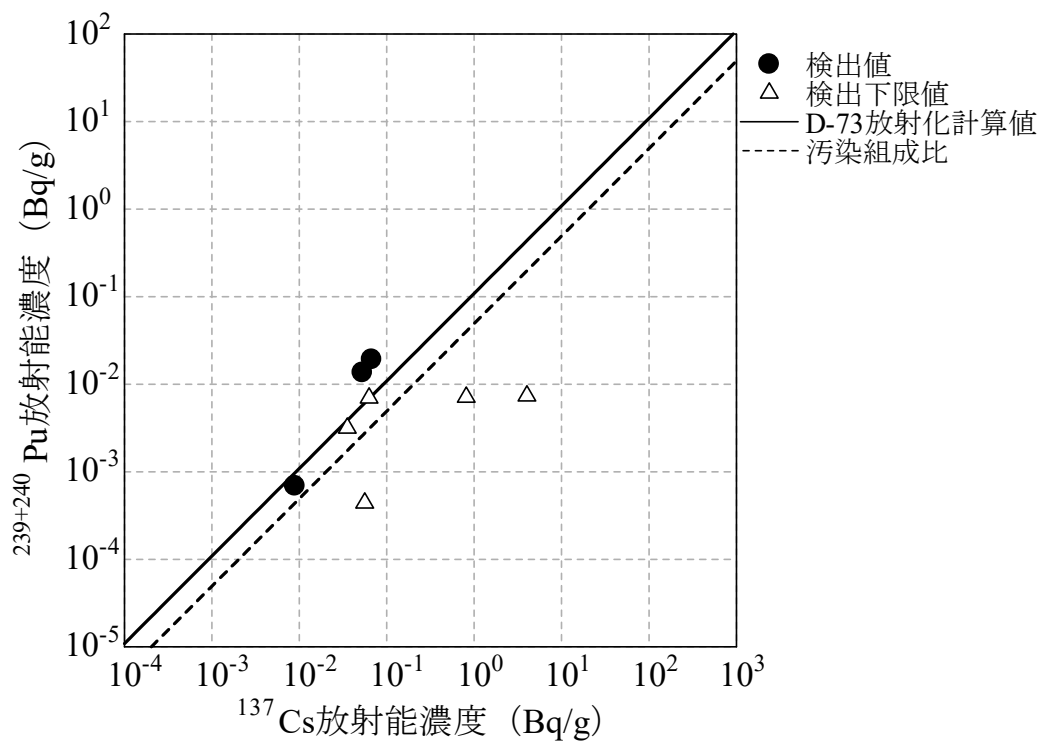


図 4.17 ^{137}Cs 放射能濃度に対する $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度

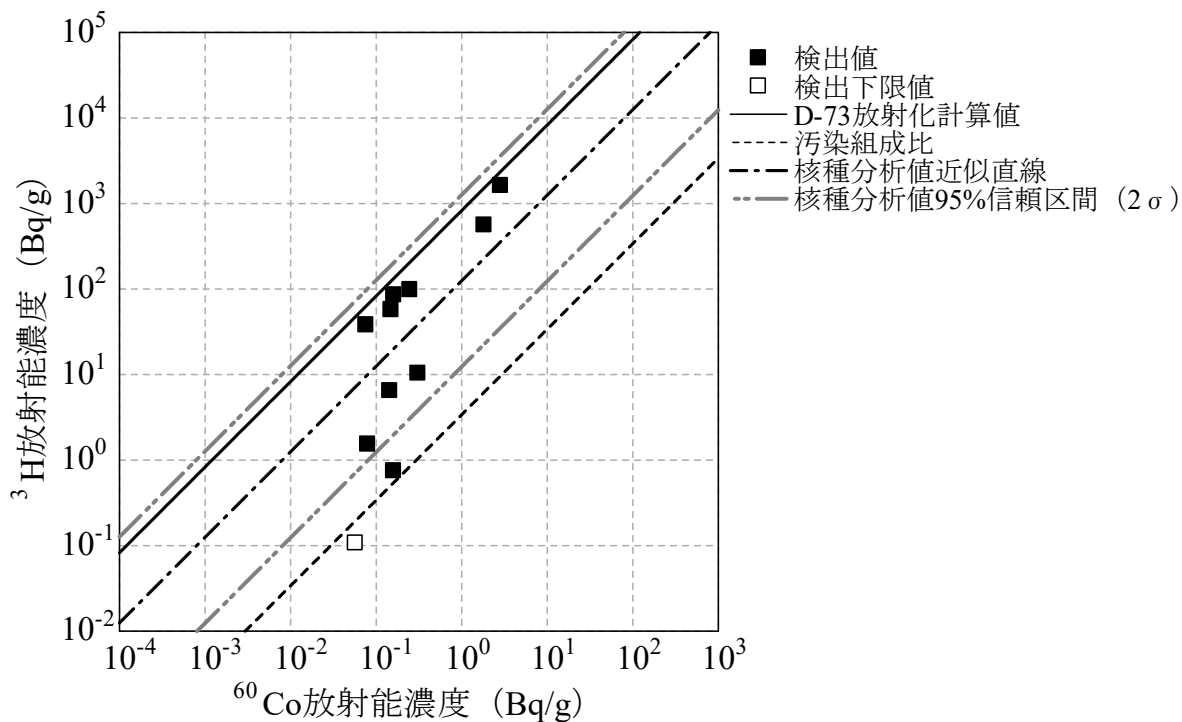


図 4.18 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^3H 放射能濃度 (放射化試料)

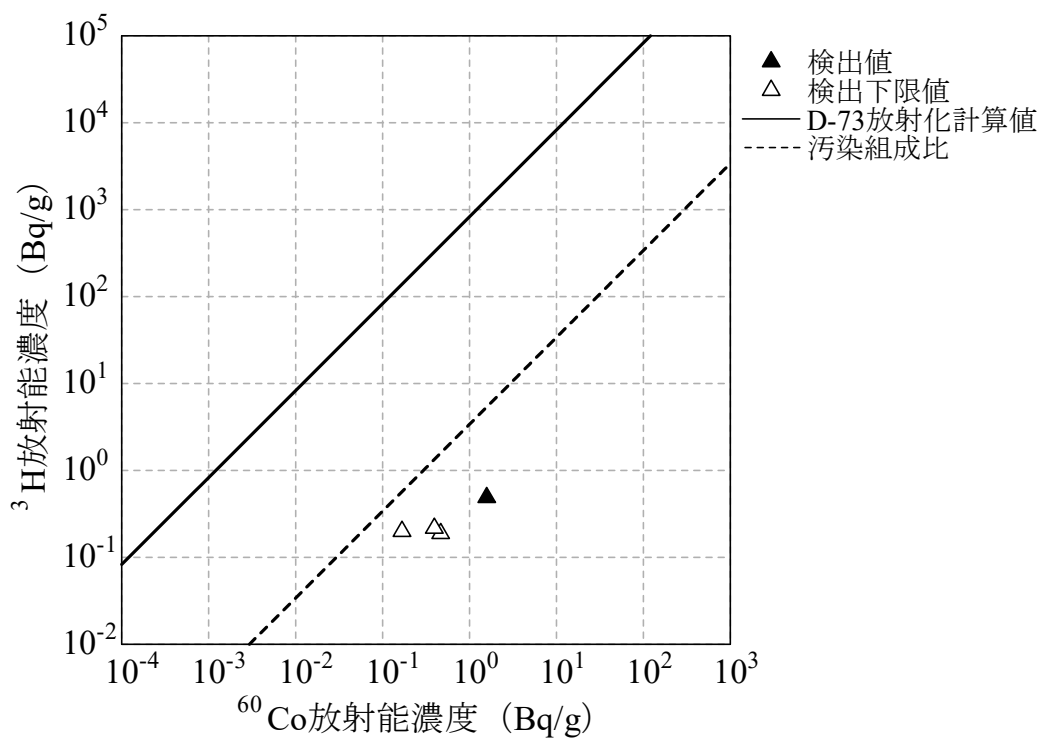


図 4.19 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^3H 放射能濃度 (汚染試料)

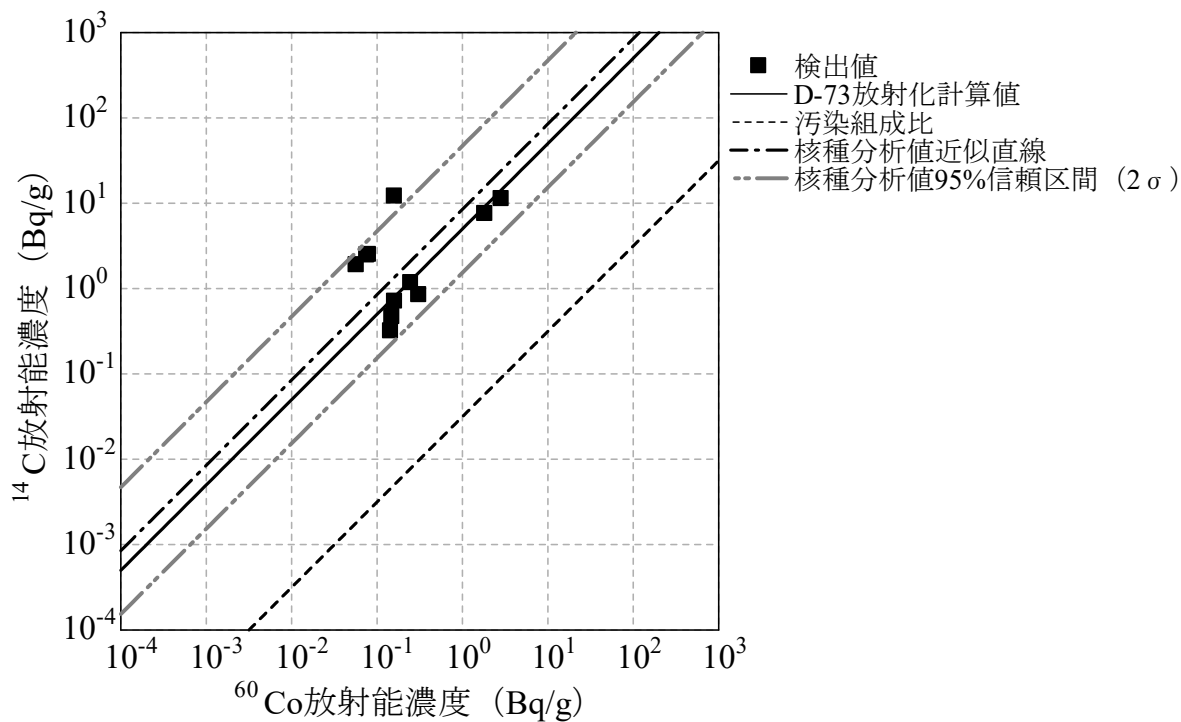


図 4.20 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{14}C 放射能濃度 (放射化試料)

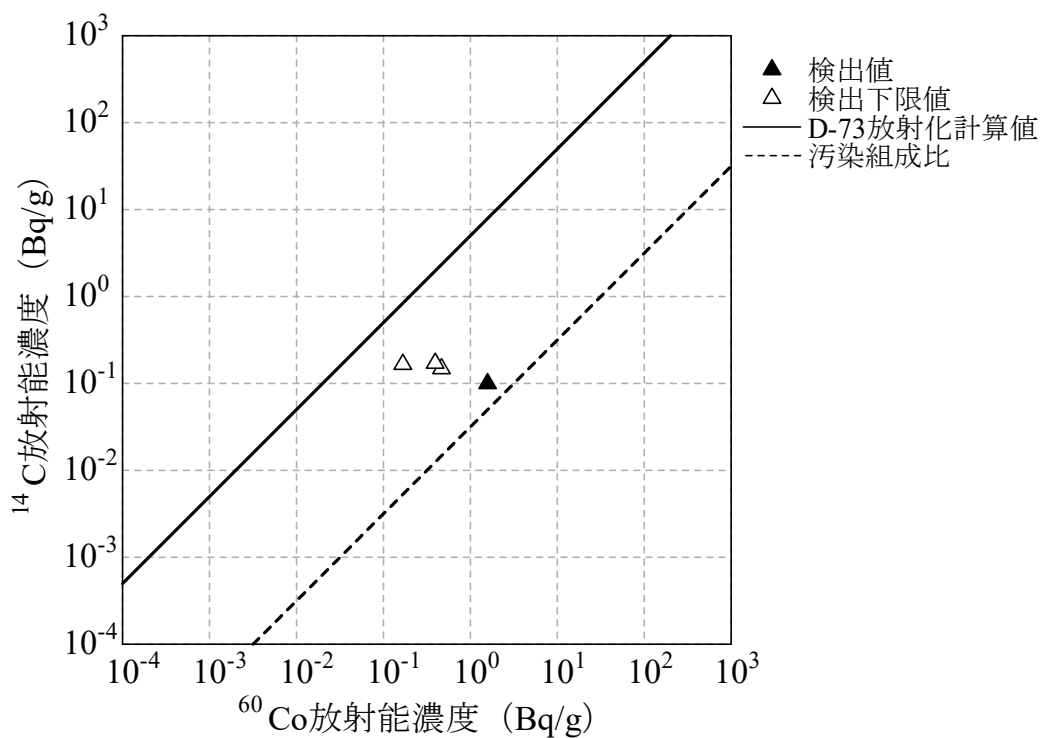


図 4.21 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{14}C 放射能濃度 (汚染試料)

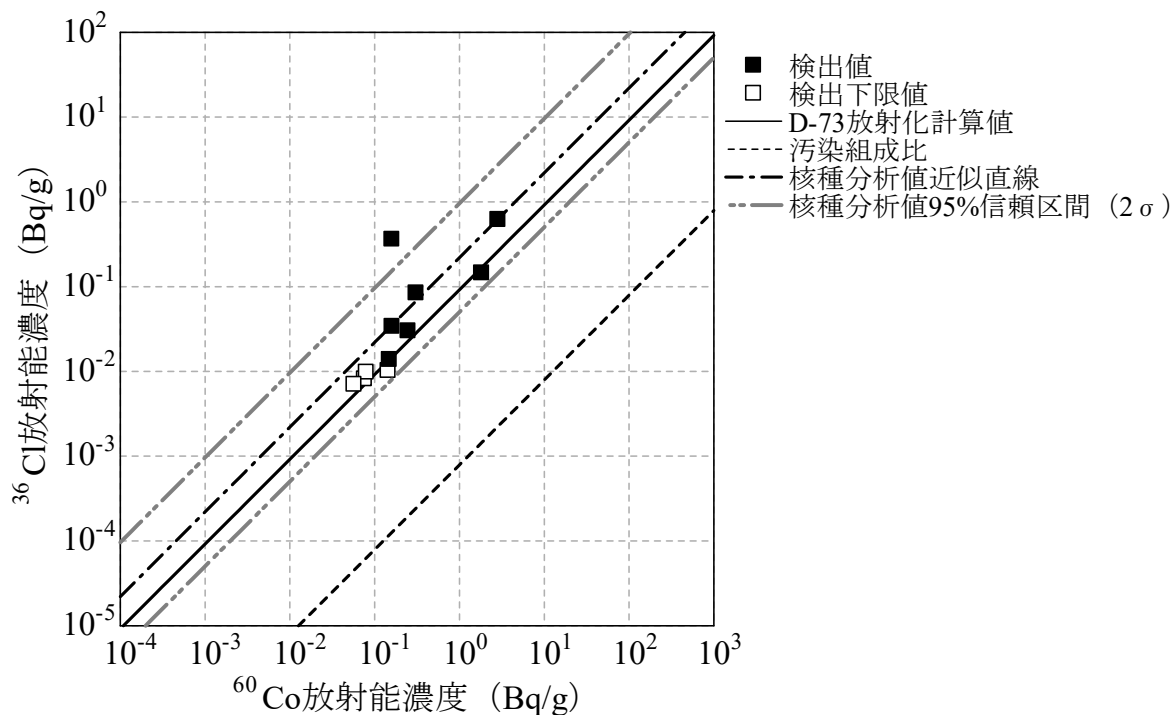


図 4.22 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{36}Cl 放射能濃度 (放射化試料)

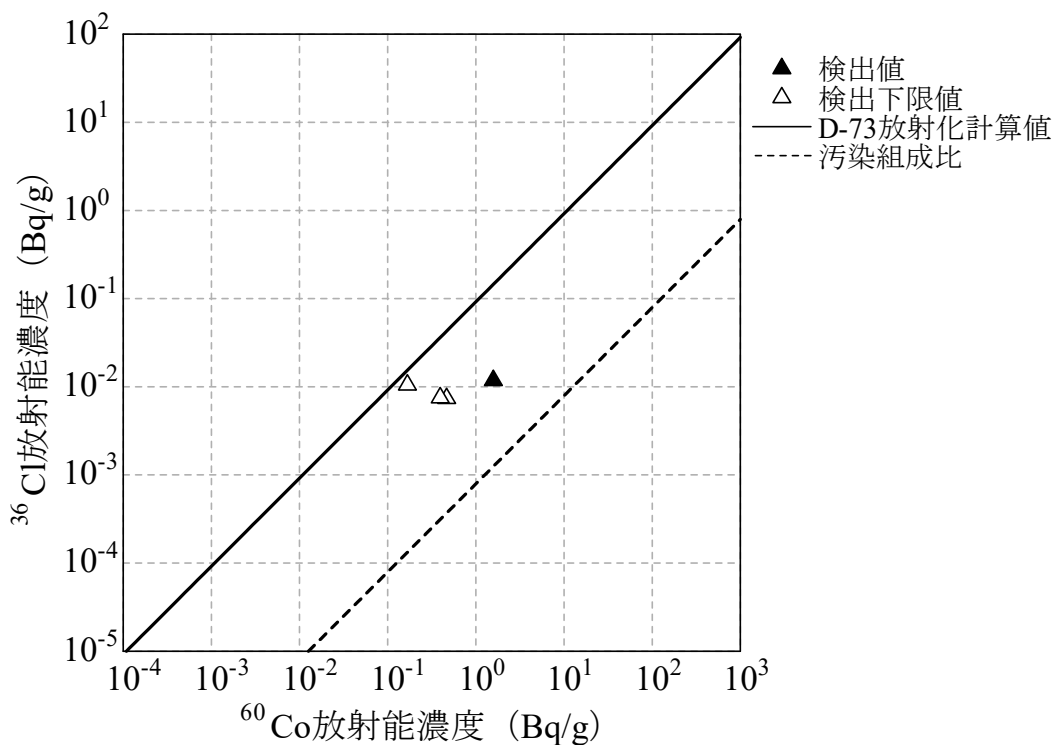


図 4.23 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{36}Cl 放射能濃度 (汚染試料)

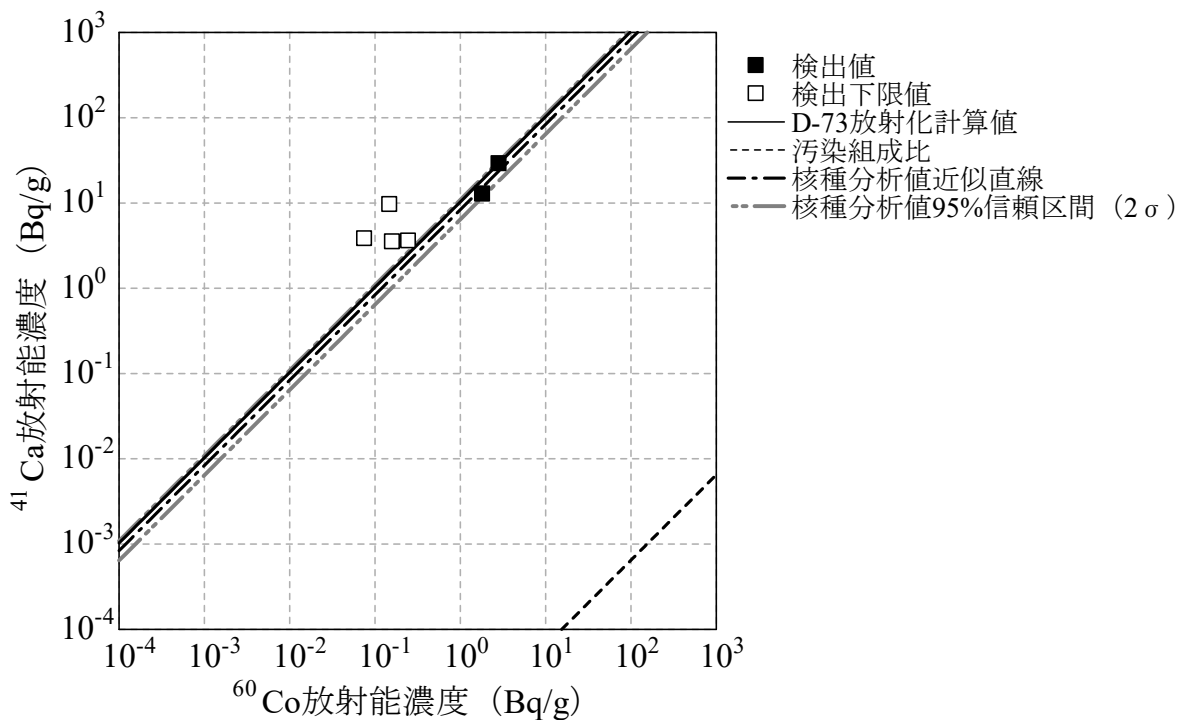


図 4.24 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{41}Ca 放射能濃度 (放射化試料)

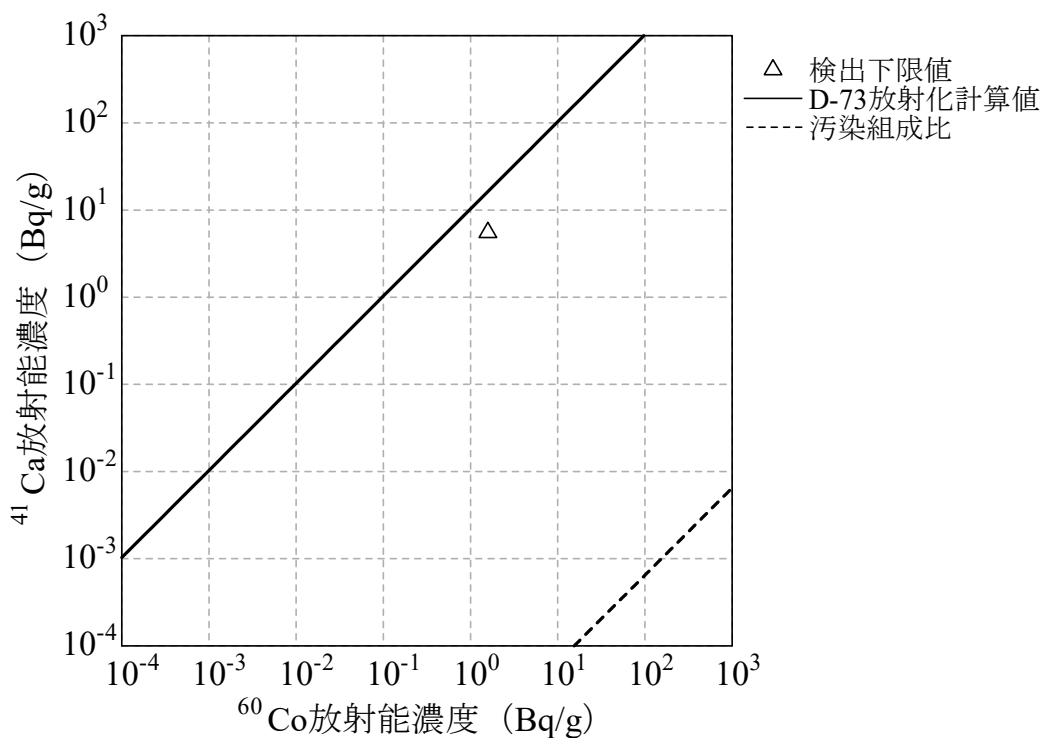


図 4.25 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{41}Ca 放射能濃度 (汚染試料)

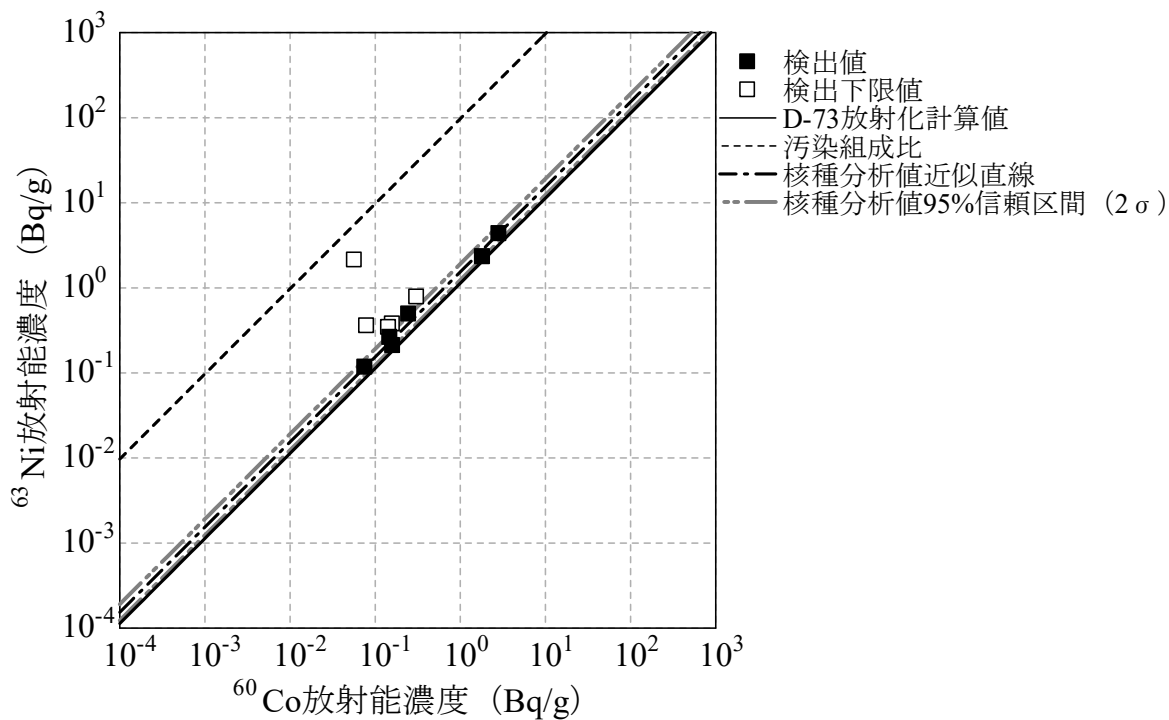


図 4.26 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{63}Ni 放射能濃度 (放射化試料)

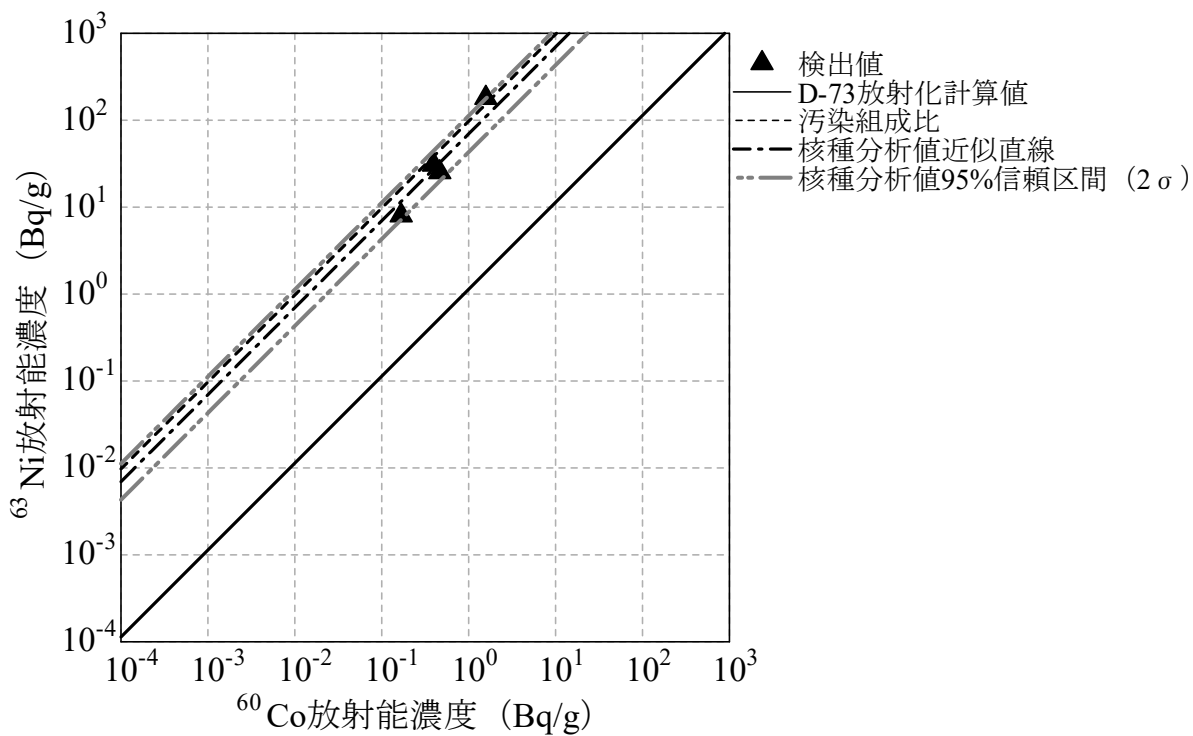


図 4.27 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{63}Ni 放射能濃度 (汚染試料)

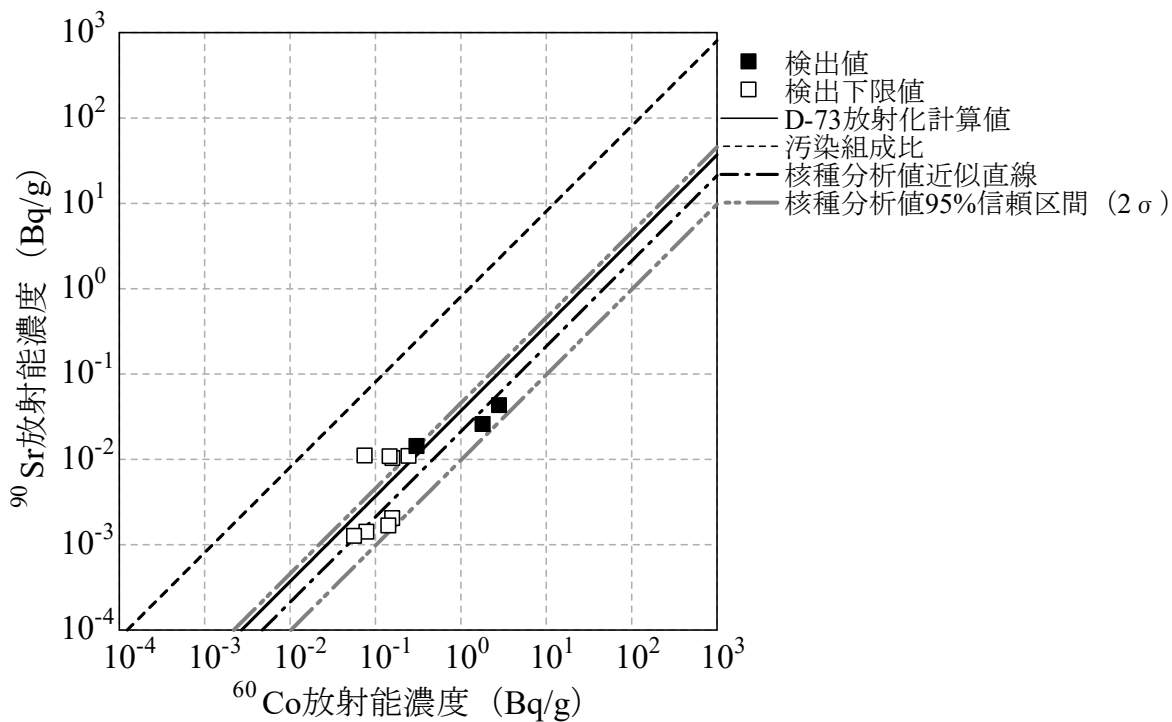


図 4.28 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{90}Sr 放射能濃度 (放射化試料)

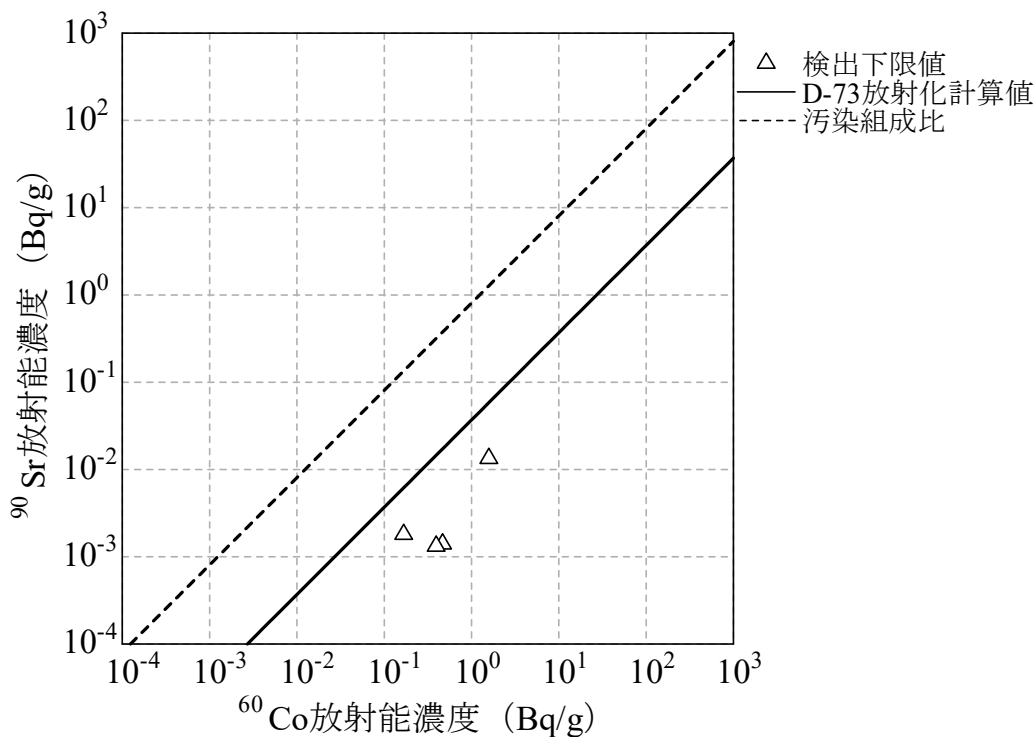


図 4.29 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{90}Sr 放射能濃度 (汚染試料)

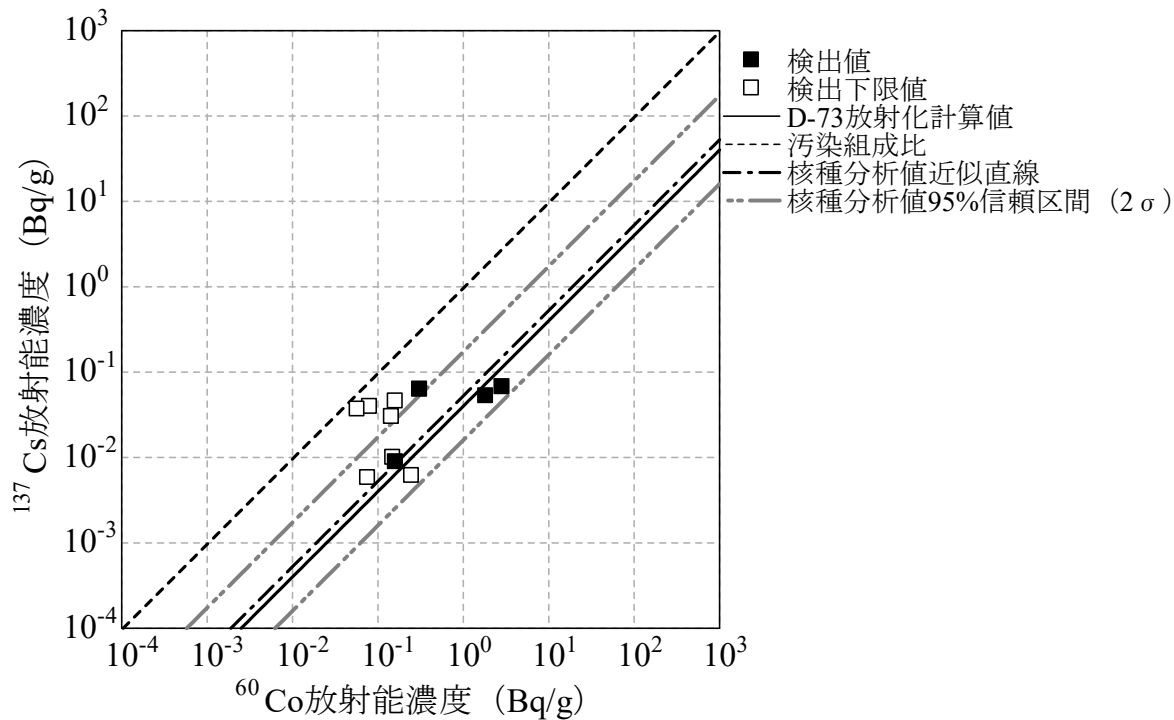


図 4.30 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{137}Cs 放射能濃度 (放射化試料)

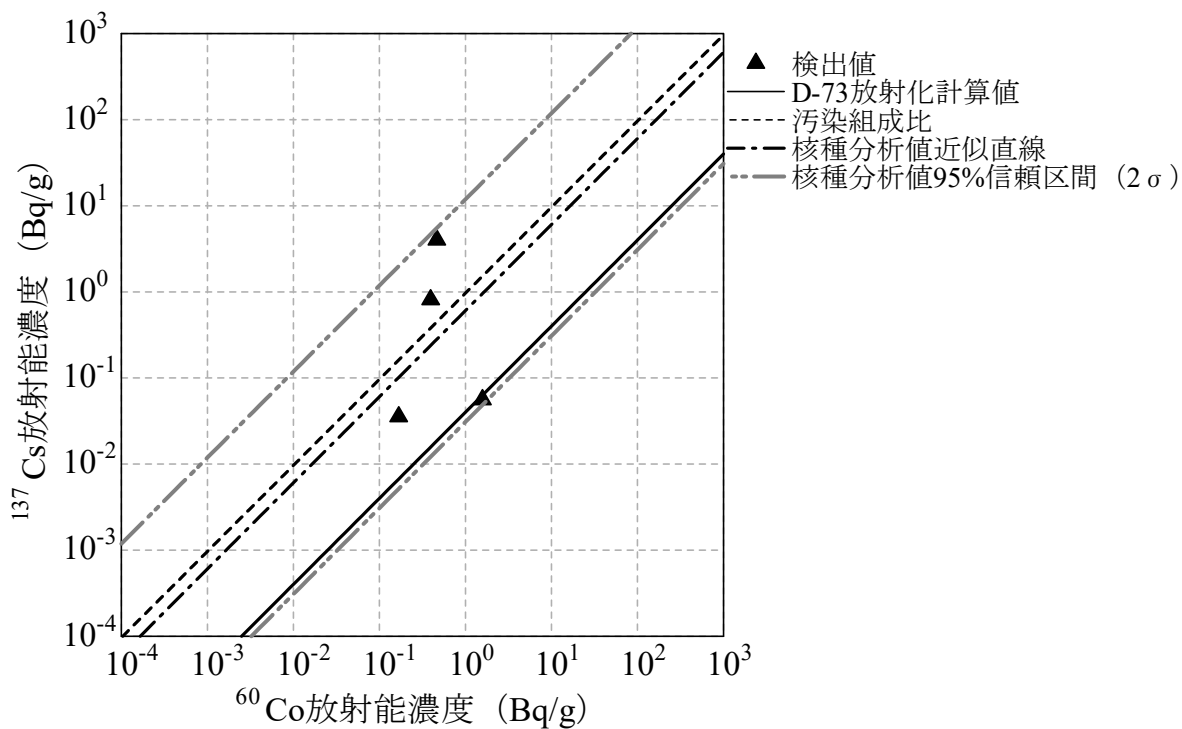


図 4.31 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{137}Cs 放射能濃度 (汚染試料)

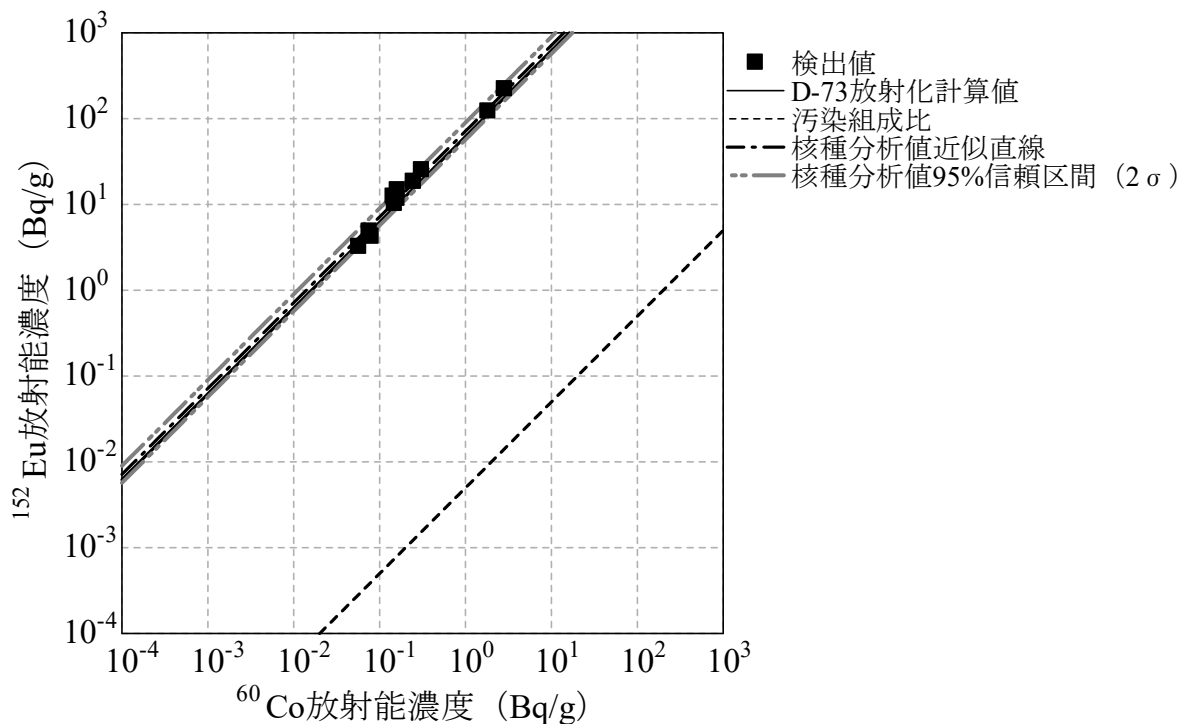


図 4.32 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{152}Eu 放射能濃度 (放射化試料)

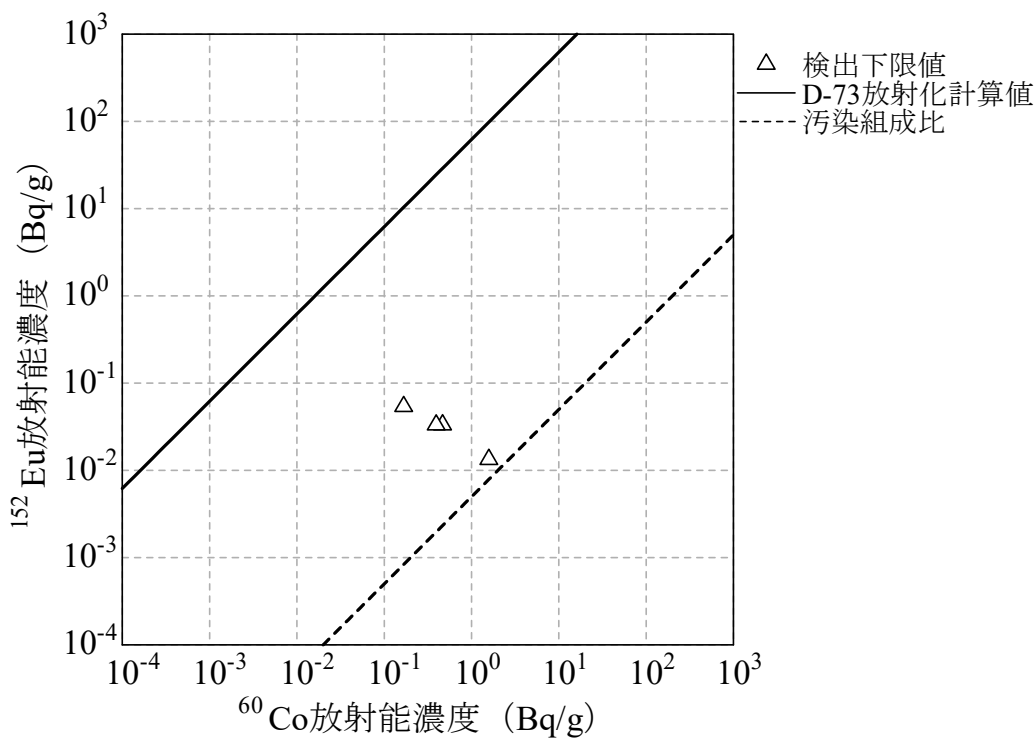


図 4.33 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{152}Eu 放射能濃度 (汚染試料)

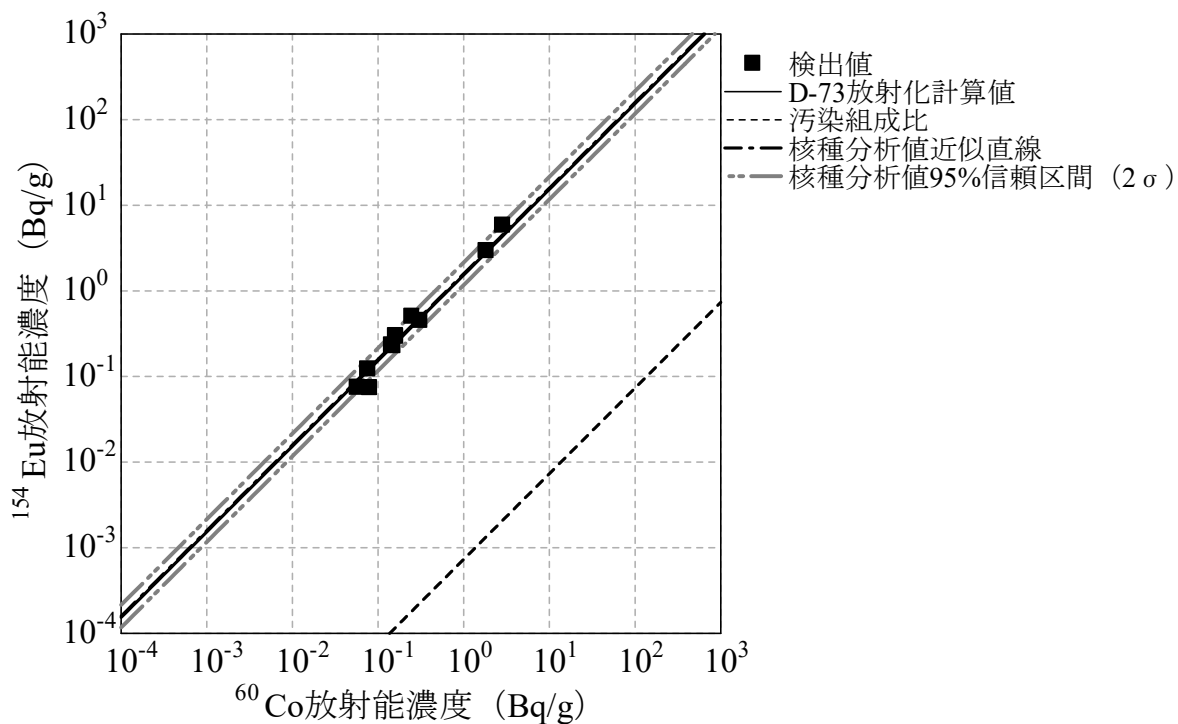


図 4.34 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{154}Eu 放射能濃度 (放射化試料)

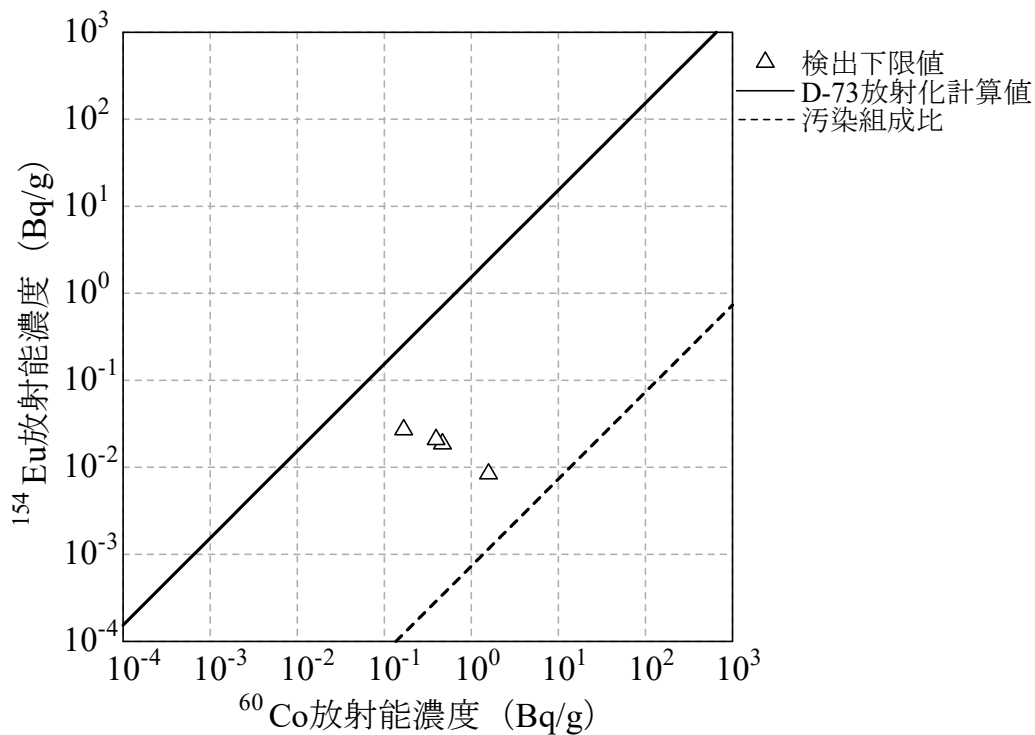


図 4.35 ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{154}Eu 放射能濃度 (汚染試料)

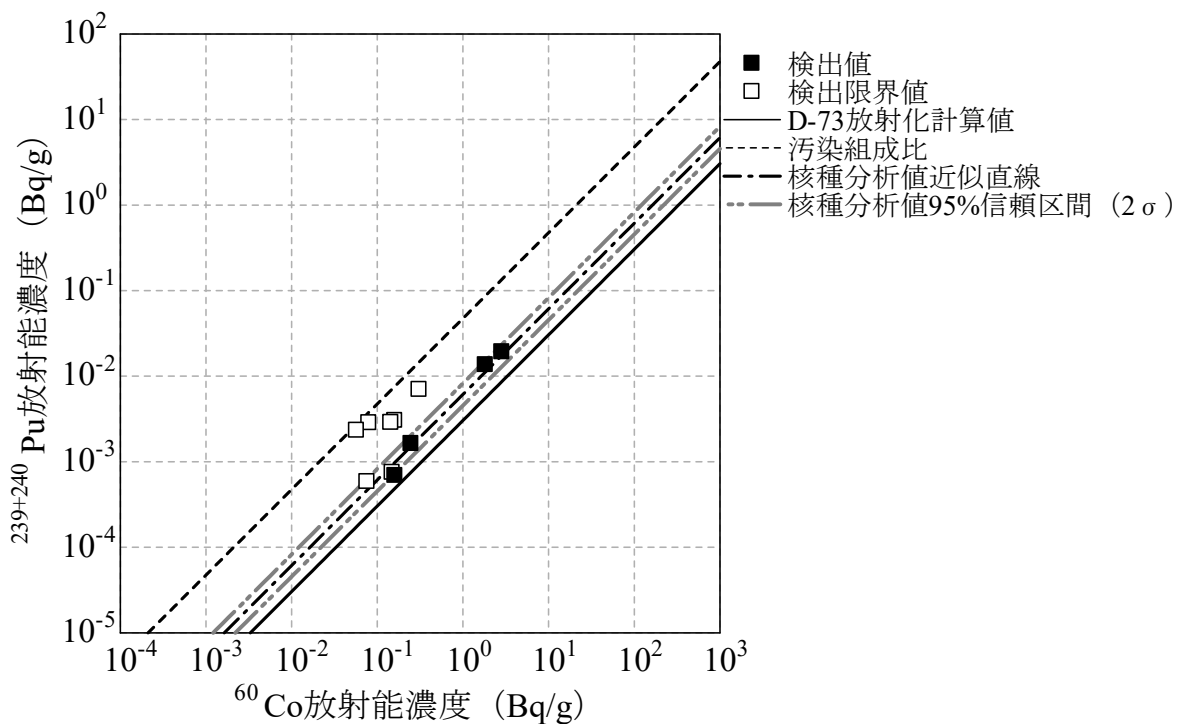


図 4.36 ^{60}Co 放射能濃度に対する $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度 (放射化試料)

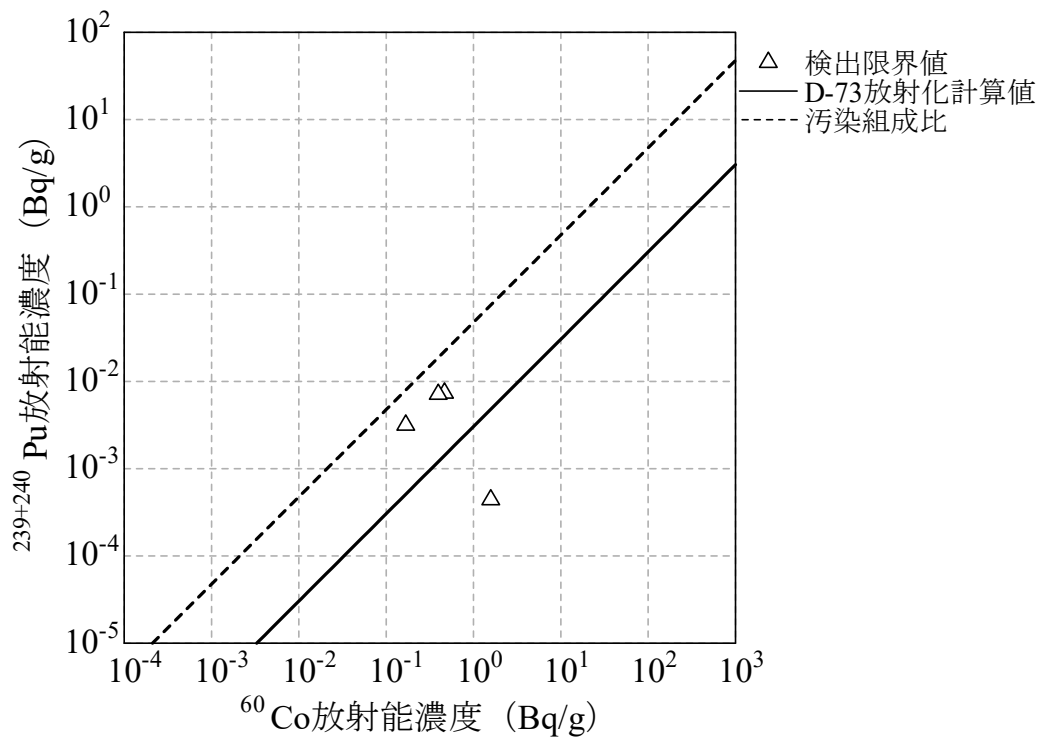


図 4.37 ^{60}Co 放射能濃度に対する $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度 (汚染試料)

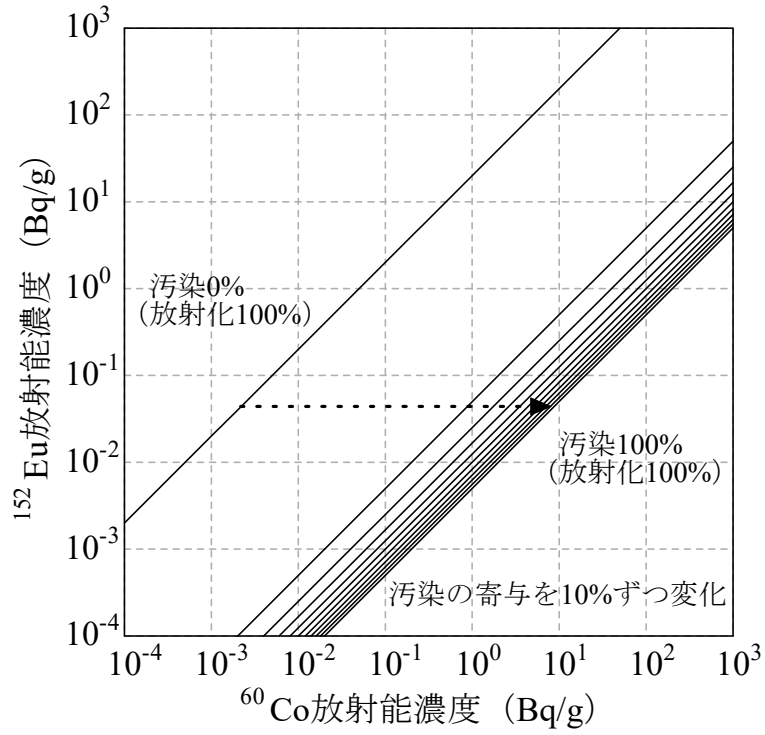


図 4.38 汚染の寄与を変化させたときの ^{60}Co 放射能濃度に対する ^{152}Eu 放射能濃度の変化

付 録

付録 A ^{137}Cs 放射能濃度に対する各核種の放射能濃度

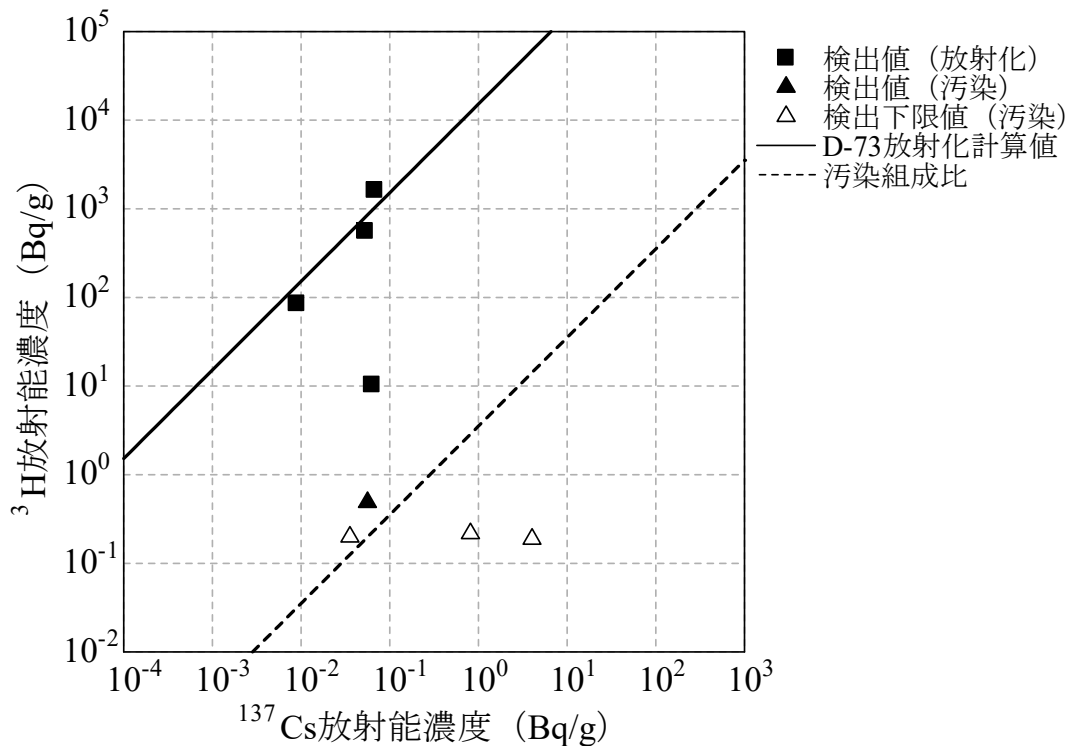


図 A.1 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^3H 放射能濃度

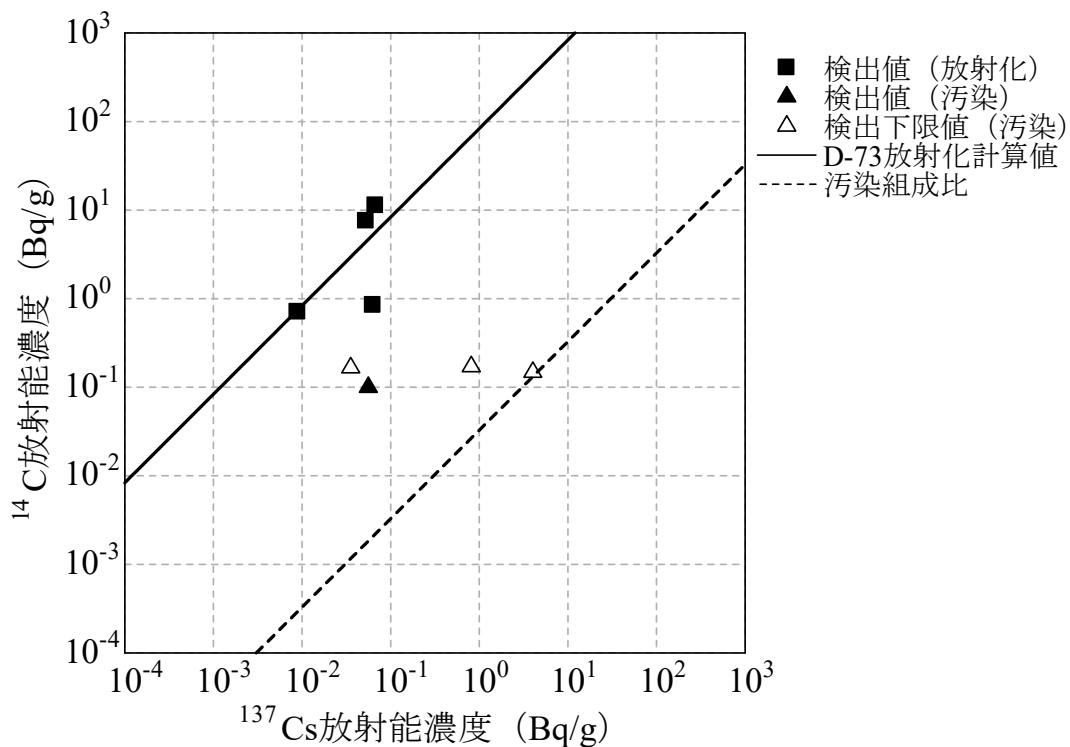


図 A.2 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{14}C 放射能濃度

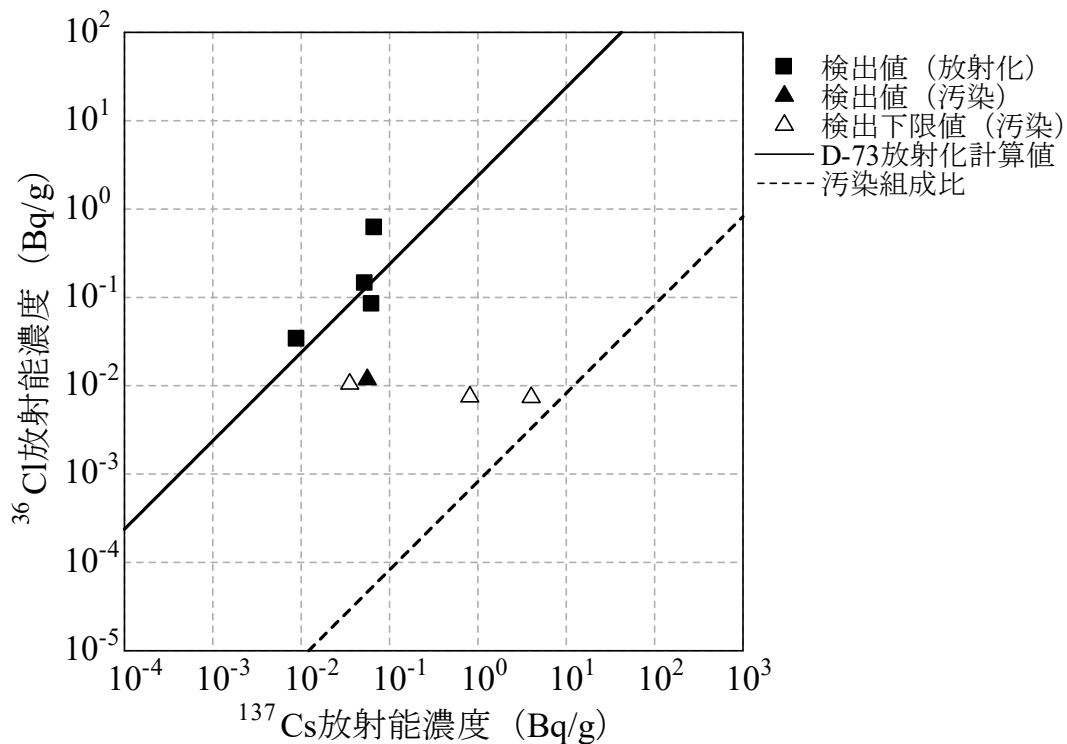


図 A.3 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{36}Cl 放射能濃度

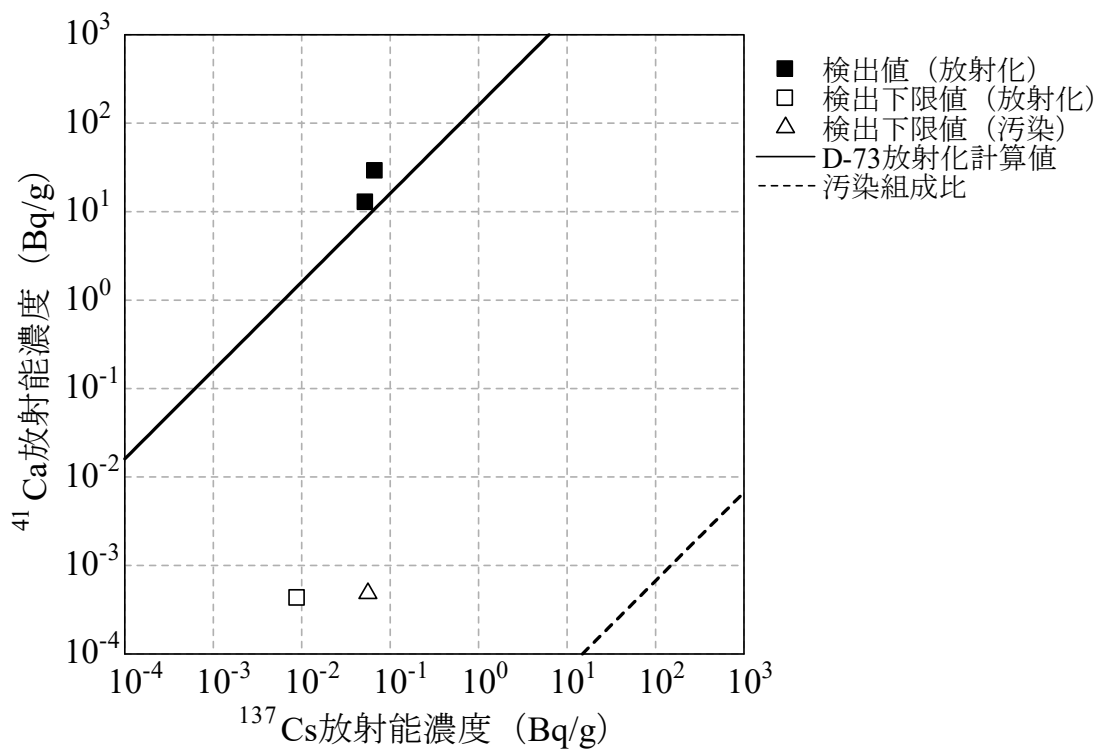


図 A.4 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{41}Ca 放射能濃度

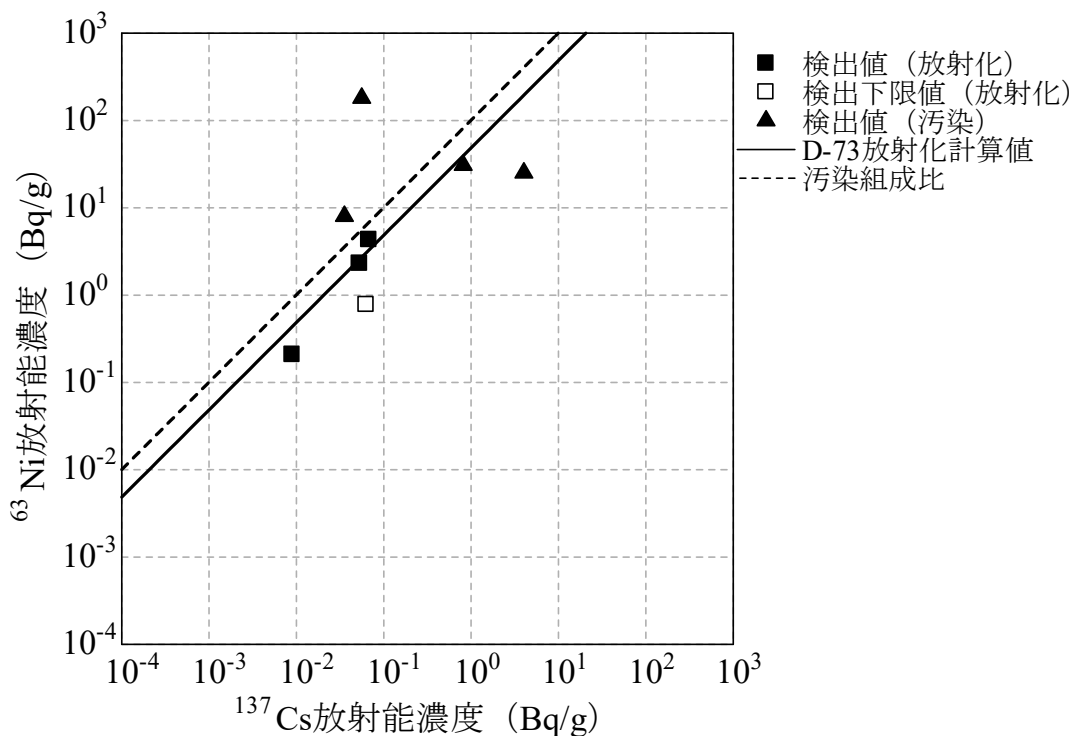


図 A.5 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{63}Ni 放射能濃度

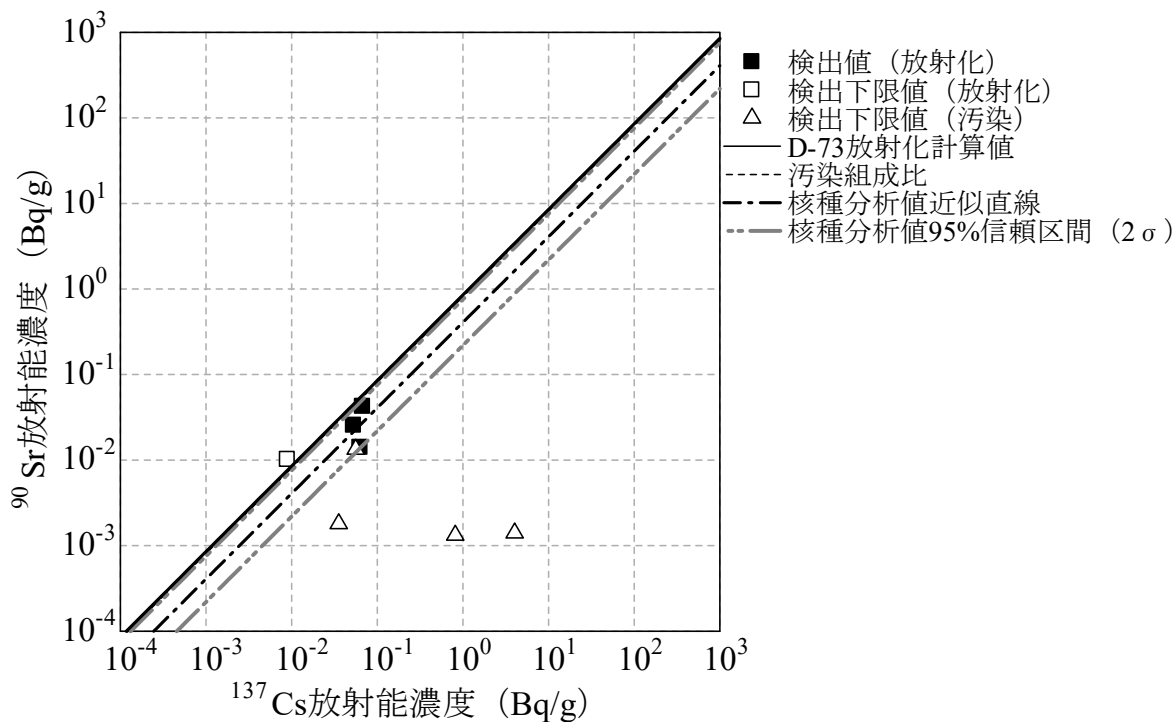


図 A.6 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{90}Sr 放射能濃度

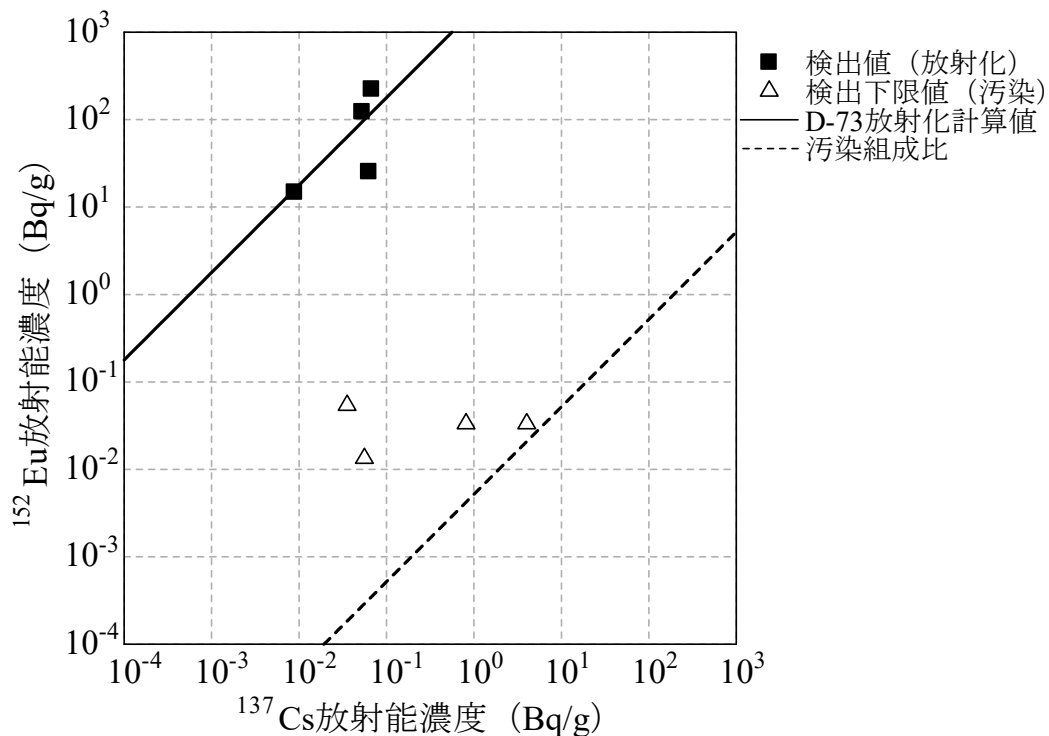


図 A.7 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{152}Eu 放射能濃度

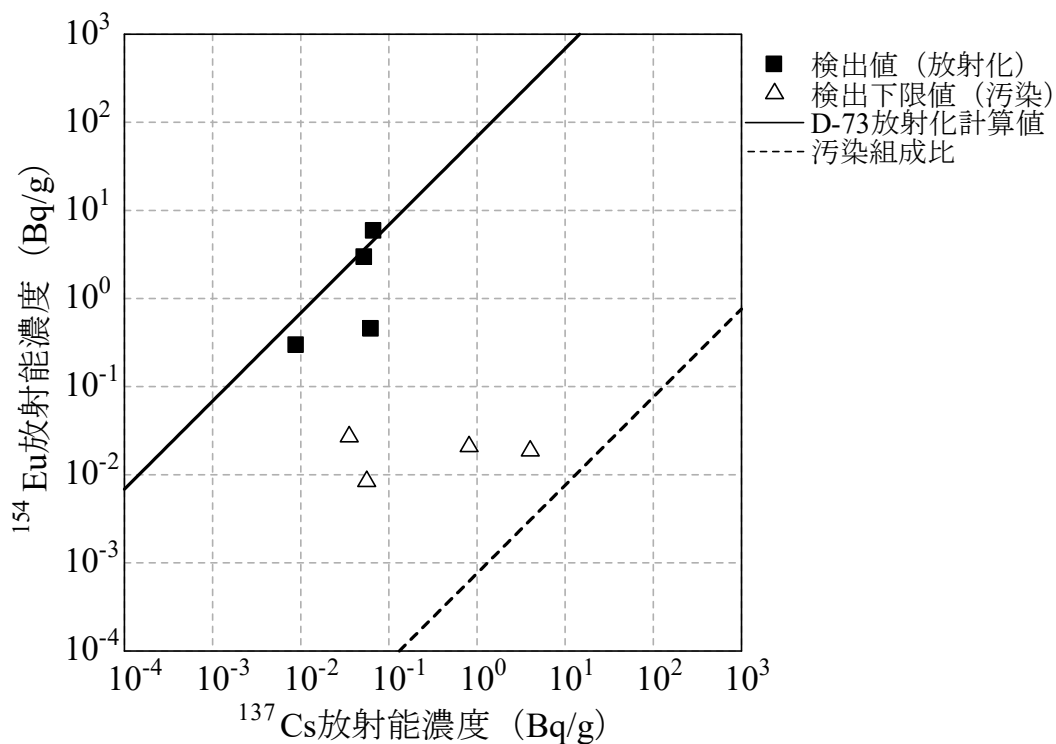


図 A.8 ^{137}Cs 放射能濃度に対する ^{154}Eu 放射能濃度

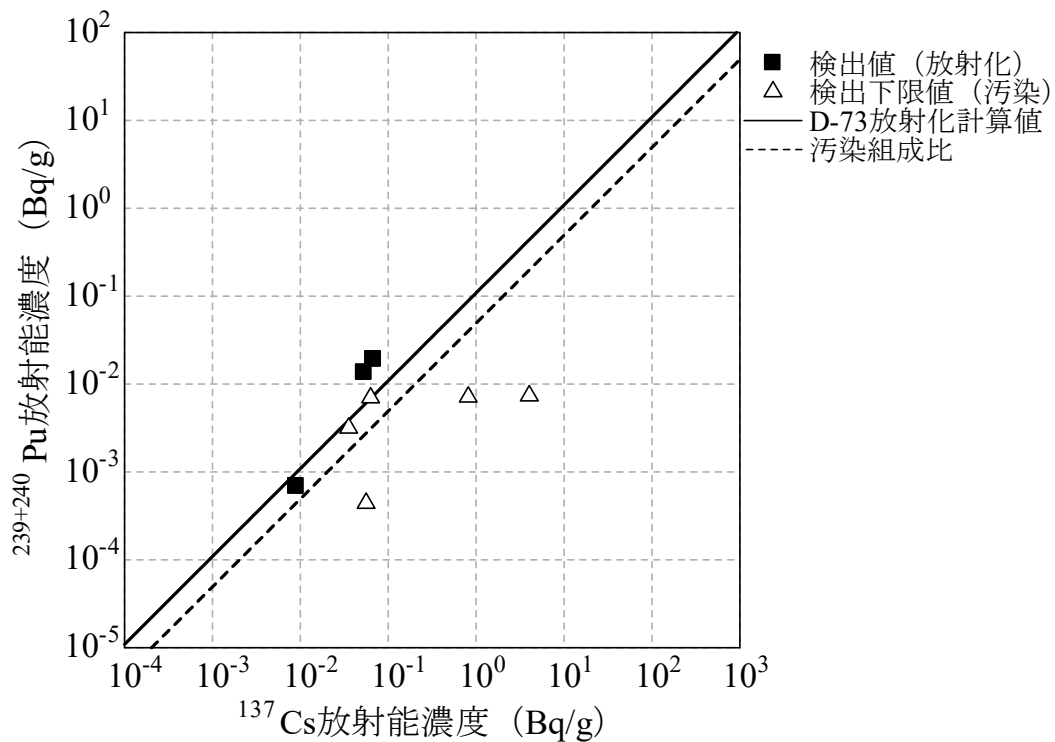


図 A.9 ^{137}Cs 放射能濃度に対する $^{239+240}\text{Pu}$ 放射能濃度

