

科学研究費助成事業 研究成果報告書

平成 29 年 6 月 9 日現在

機関番号：82110

研究種目：若手研究(B)

研究期間：2014～2016

課題番号：26740021

研究課題名(和文) 地下水中ラジウムによる内部被ばく線量評価及び低塩分領域におけるラジウム挙動の解明

研究課題名(英文) Estimation of internal exposure from ingestion of radium isotopes in the groundwater sample and investigation of radium isotope behavior in the low-salinity groundwater environment

研究代表者

富田 純平 (TOMITA, Jumpei)

国立研究開発法人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 放射線管理部・研究職

研究者番号：70637280

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 3,100,000円

研究成果の概要(和文)：本研究では、大容量の淡水試料(-170 L)を用いたガンマ線スペクトロメトリーによる低濃度Ra同位体分析法を開発した。また、北海道(幌延地区)、茨城県、岐阜県(瑞浪市)及び岡山県(人形峠)において地下水試料を採取し、測定データがほとんど無かった国内の淡水系地下水中Ra同位体(^{226}Ra 、 ^{228}Ra)濃度を明らかにした。得られた結果を用いて、これら地下水を仮に飲料水として摂取(Ra同位体の経口摂取)した場合の内部被ばく線量評価及び低塩分領域における地下水中Ra同位体挙動の支配要因(岩石の種類、塩分、酸化還元環境)に関する考察を行った。

研究成果の概要(英文)：An analytical method of low-level radium isotopes in freshwater sample by gamma-ray spectrometry using large volume of samples (-170 L) was developed. Fresh groundwater samples were collected from Hokkaido, Ibaraki, Gifu and Okayama prefectures, and their Ra activities (^{226}Ra and ^{228}Ra) were shown, which had rarely been measured in Japan. The committed effective dose of internal exposure due to Ra isotopes assuming drinking water consumption was estimated using the their activities obtained in this study. The constraining factors of Ra isotope behavior in the low-salinity groundwater systems such as rock type, salinity and redox, were also discussed.

研究分野：環境放射能, 放射化学分析

キーワード：ラジウム同位体 淡水系地下水 塩分 吸着 酸化還元 内部被ばく

1. 研究開始当初の背景

天然には、4つのラジウム (Ra) 同位体 (^{226}Ra (ウラン系列), ^{228}Ra ・ ^{224}Ra (トリウム系列), ^{223}Ra (アクチニウム系列)) が存在している。放射性廃棄物処分と関連した核種移行研究や地下水を生活用水として利用する地域における Ra 経口摂取による内部被ばく等の放射性防護研究の観点から、地下水中 Ra 同位体濃度及びその挙動について研究されてきた。

地下水中の Ra 濃度は、通常、塩分依存性の吸着・脱離反応により支配されている場合が多く、塩分が増加するほど ^{226}Ra 濃度が高くなる傾向がある。例えば、油田・ガス田付随水のような海水よりも濃い塩分を有する地下水では、 ^{226}Ra を 10^5 mBq L^{-1} 以上含むことが知られている¹⁾。

近年、放射線防護研究と関連して、地下水中 Ra 同位体の測定結果が報告されるようになり、幾つかの地域において、世界保健機関 (WHO) やアメリカ環境保護庁 (USEPA) の飲料水中の Ra 最大汚染レベルを超える淡水系地下水が存在することが明らかとなった^{2), 3)}。これらの結果は、塩分依存性の吸着・脱離反応以外の要因も低塩分領域である淡水系地下水中の Ra 濃度及び挙動を支配する要因として重要であることを示唆しており、その挙動は複雑で、未だ不明な点が多い。

日本においては、温鉱泉水をはじめとする汽水～塩水系地下水中の Ra 同位体は多数測定されてきた。地下汽水～塩水環境における Ra 同位体挙動については、近年、研究代表者らにより、包括的な議論がなされた⁴⁾。しかしながら、国内の淡水系地下水中の Ra 同位体濃度の測定例はほとんどなく、低塩分領域における Ra 同位体挙動に関する知見もほとんどない状況であった。

2. 研究の目的

本研究では、ほとんど測定データがない国内の淡水系地下水中の Ra 同位体 (^{226}Ra , ^{228}Ra) 濃度の把握、これら地下水を仮に飲料水として摂取 (Ra 同位体の経口摂取) した場合の内部被ばく線量評価及び低塩分領域における地下水中の Ra 同位体挙動の解明を目的とした。また、Ra が低濃度 ($\sim 1 \text{ mBq L}^{-1}$) の淡水系地下水が多数存在することが予想されたため、大容量の淡水試料を用いた低濃度 Ra 同位体分析法の開発も実施した。

3. 研究の方法

(1) 大容量淡水試料中の低濃度 Ra 同位体分析法の開発

淡水試料中の低濃度 Ra 同位体を測定する手法として、検出下限値の低い α 線スペクトロメトリー又は地下に検出器を設置し、宇宙線由来のバックグラウンドを低減した極低バックグラウンド γ 線スペクトロメトリーが考えられる。しかしながら、前者は高度な分析技術と化学収率補正用トレーサーとし

て放射性物質 (^{225}Ra 等) を使用するため管理区域内作業等が必要であること、後者は利用できる地下測定室が制限されるなど汎用性に乏しい。そこで、汎用性を確保するために、大容量 (100 L 以上) の淡水試料から化学収率補正用の放射性物質を使用することなく Ra を回収し、通常の γ 線スペクトロメトリーにより低濃度の Ra 同位体を測定する分析法の開発を目指した。

大容量の水試料から分析する場合、輸送する試料量が多くなり、多数の試料分析が困難となる。研究代表者らは、先の研究において、現地で毒劇物等を使用することなく、イオン交換樹脂 (Graver Technologies 社製 Powdex 樹脂) を用いたバッチ法によりストロンチウム (Sr) を回収する前処理法を考案した⁵⁾。この方法の最大の特徴は、水試料の電気伝導度 (EC) 測定のみで水中 Sr の回収に必要な樹脂量の見積もりが可能なことである。そこで、本研究では、Ra 及び他のアルカリ土類元素 (カルシウム (Ca), Sr, バリウム (Ba)) の Powdex 樹脂への吸着特性を検討し、図 1 に示す分析法の妥当性 (硫酸バリウム (BaSO_4) 共沈による ^{40}K の除去、化学収率補正法等) を検証した。

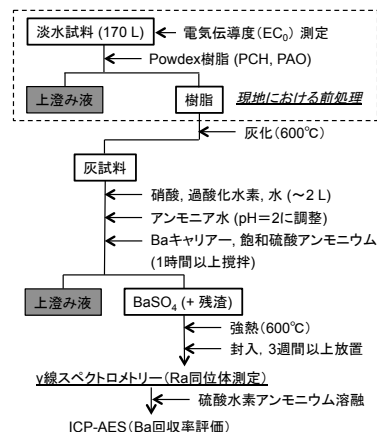


図1 Ra分析法の実験スキーム

①Powdex 樹脂への Ca・Sr・Ba・Ra 吸着特性
実験で用いたアルカリ土類元素を含む溶液は、長野県で採取した高塩分の地下水から作成した (EC の異なる溶液 A1, A2)。これらの溶液中の Ca, Sr, Ba 濃度は ICP-AES, ^{228}Ra 濃度は γ 線スペクトロメトリーにより定量した。

ビーカーに溶液 A1 及び A2 を 1.5~2 L 分取し、EC (EC_0) を測定後、異なる [陽イオン交換樹脂 (PCH) 量]/[水量] 比になるように樹脂を加えた。この際、上澄み液の pH を中性に保つために陰イオン交換樹脂 (PAO) を PCH の 1.2 倍量加えた。1 時間攪拌後、一晚放置し、上澄み液の pH 及び EC (EC_{sup}) を測定した。その後、ろ過により樹脂と上澄み液を分離し、上澄み液中の Ca, Sr, Ba, Ra 濃度を測定し、樹脂への吸着率を求めた。

②分析法の妥当性の検証

分析法の妥当性評価に用いる Ra を含む溶

液B及びCは、①同様に、それぞれ長野県及び茨城県で採取した地下水を用いて作成した。分析法の妥当性を評価するために、170 Lの純水が入った200 L容器を6つ用意し、溶液B又はCを添加した(試料B1, B2, B3, C1, C2, C3)。また、BaSO₄共沈による⁴⁰Kの除去率を検討するために、試料B1, B2, B3には、異なる量の塩化カリウムを加えた。塩酸及び水酸化ナトリウムでpHを中性に調整し、溶液のEC₀を測定後、樹脂(PCH及びPA0)を必要量加え、1時間攪拌後、一晚放置した。これ以降の分析方法は図1に示す通りである。

(2) 淡水系地下水中の Ra 同位体濃度の把握、地下水 Ra 同位体の経口摂取による内部被ばく線量評価

上記(1)と並行して、地下水及び岩石試料を採取した。地下水中の Ra 同位体は、岩石、水質(塩分, pH, 酸化還元環境, 共沈)等に依存すると考えられることから、以下に示す4つの地域を研究対象とした。

- ・茨城県(図2): 茨城県には種々の岩石、湧水が存在している。茨城県では、湧水及び家庭用井戸水を計15地点で採取した。また、路頭から岩石6試料を採取した。

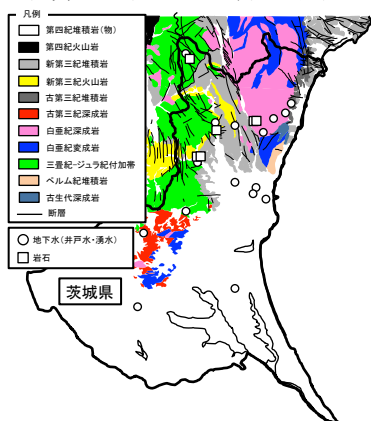


図2 茨城県の地質図⁶⁾及び試料採取地点

- ・岐阜県瑞浪市: JAEA 瑞浪超深地層研究所研究坑道内観測孔で得られる地下水を計19試料採取した。これらの地下水は、白亜紀の土岐花崗岩に胚胎し、放射性炭素(¹⁴C)を用いた年代測定により、約1万数千年滞留状態にあると推測されている⁷⁾。岩石は9試料採取した。
- ・北海道幌延地区: 幌延地圏環境研究所所有の観測孔で淡水系地下水を4試料, JAEA 幌延深地層研究センター研究坑道内観測孔等で淡水系地下水を1試料, 比較のために汽水系地下水を7試料採取した。これらの地下水は第四紀~新第三紀の堆積岩に胚胎している。淡水系地下水のうち3試料は最終氷河期以前の地下水⁸⁾, 汽水系地下水は放射性塩素(³⁶Cl)測定により約150万年程度の滞留時間が得られている⁹⁾。また、岩石は6試料採取した。
- ・岡山県人形峠地区: JAEA 人形峠環境技術センター内の風化花崗岩に胚胎する地下水5試料及びウラン坑道湧水2試料を採取した。

地下水試料中の Ra 同位体 (²²⁶Ra, ²²⁸Ra) は、BaSO₄共沈により回収・封入後、娘核種と放射平衡にして、γ線スペクトロメトリーにより定量した。Raが低濃度の場合は、金沢大学低レベル放射能実験施設の尾小屋地下測定室による極低バックグラウンドγ線スペクトロメトリーにより定量した。また、得られた淡水系地下水中の Ra 同位体濃度を用いて、仮に成人が採取した地下水を毎日飲用した場合の Ra 経口摂取による内部被ばく線量(預託実効線量)を以下の式により算出した。

$$\text{線量(Sv)} = \text{Ra 濃度(Bq L}^{-1}\text{)} \times \text{線量係数(Sv Bq}^{-1}\text{)} \times \text{消費量(L)}$$

ここで、²²⁶Ra 及び ²²⁸Ra の線量係数は、それぞれ 2.8×10^{-7} 及び 6.9×10^{-7} Sv Bq⁻¹を用いた¹⁰⁾。水の消費量は730 L(1日2 L)とした。

(3) 低塩分領域における地下水中の Ra 同位体の挙動

低塩分領域における地下水中の Ra 同位体挙動を考察するために、地下水試料のpH, 水温, 酸化還元電位, 電気伝導度, 溶存酸素濃度は、現地において直ちに測定した。Ra 同位体の存在形態を把握するために、茨城県で採取した地下水のうち5試料(A~E)については、試料採取後直ちに0.45 μm孔フィルターでろ過した。Ra 同位体以外の水中陽イオン濃度はICP-AES又はICP-MS, 陰イオンはイオンクロマトグラフィー, アルカリ度は滴定により測定した。水中の Ra 同位体を共沈し得る鉱物の飽和指数は、計算ソフト(Geochemist's Workbench)を用いて求めた。岩石試料については、フッ化水素酸, 硝酸, 過塩素酸による分解及び炭酸ナトリウム溶融後, ICP-MSによりウラン(²³⁸U)及びトリウム(²³²Th)濃度を定量した。岩石中の²²⁶Ra及び²²⁸Ra濃度は、γ線スペクトロメトリーにより定量した。これら得られた結果を用いて、低塩分領域における地下水中の Ra 同位体挙動を考察した。

4. 研究成果

(1) 大容量淡水試料中の低濃度 Ra 同位体分析法の開発

①Powdex樹脂へのCa・Sr・Ba・Ra吸着特性
図3にCa・Sr・Ba・RaのPCHへの吸着割合を示す。溶液A1とA2のPCHへの吸着特性を比較可能にするため、横軸はEC₀で規格化している。図3に示すように、Ra, Ba, Sr, Caの順に吸着割合が高く、また、いずれの元素においても[PCH量]/[水量]/[EC₀]比の増加に伴い、吸着割合が高くなった。Raの吸着割合はBaと概ね等しく、これはRaとBaの化学的性質の類似性によると考えられた。つまりBaが定量的に回収されている場合は、Raも回収されることから、水中のRaを回収するためにはBaの定量的な回収が期待できるPCH量の推定法を確立すればいいことを意味している。

図4にEC_{sup.}と[PCH量]/[水量]の関係を示

す. 図4に示すように, EC_{sup} は EC_0 を切片として $[PCH \text{ 量}]/[\text{水量}]$ が大きくなるとともに直線的に減少し, その傾きは溶液 A1 と A2 で等しく, 以下の式で近似することができる.

$$EC_{sup} = EC_0 - 23 \times ([PCH \text{ 量}]/[\text{水量}])$$

この関係は研究代表者らの先の研究⁵⁾で得られた結果と誤差範囲内で等しい. 全ての元素が吸着した場合, $EC_{sup} = 0$ と仮定すると, 上式は以下のように書き換えることができる.

$$[PCH \text{ 量}] = EC_0 \times [\text{水量}] / 23$$

先の研究では, この式で得られた $[PCH \text{ 量}]$ を加えれば, 水中の Sr を定量的に回収できること示した. 図3に示すように Ba の吸着割合は Sr よりも大きいことから, 上式で求められた $[PCH \text{ 量}]$ で水中の Ba 及び Ra も定量的に回収可能であることが分かった. また, 上澄み液の pH は概ね中性であるため, 現地で廃棄可能であり, 試料の運搬量を効率的に低減できる前処理法を確立することが出来た.

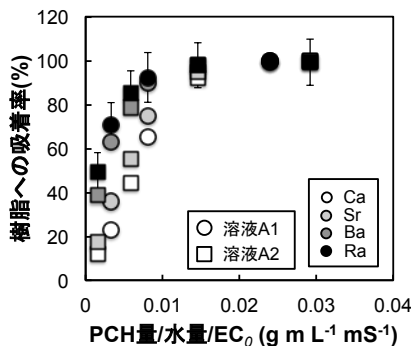


図3 PCH量/水量/ EC_0 とアルカリ度類元素の樹脂への吸着率との関係

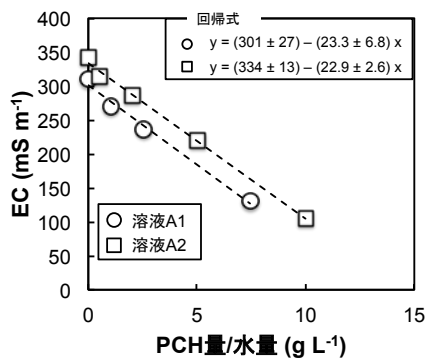


図4 PCH量/水量と溶液のECとの関係

②分析法の妥当性の検証

PCH投入後の試料 (B1, B2, B3, C1, C2, C3) 上澄み液中の Sr 及び Ba 濃度を測定したところ, 共に 99%以上 PCH に回収されており, 上記前処理法が 170 L のスケールでも適用可能であることがわかった. また, 試料 B1, B2, B3 中の ^{40}K 濃度測定から, γ 線スペクトロメーターによる Ra 同位体測定時のバックグラウンドを上昇させる K は, BaSO_4 共沈により 96%以上除去出来た. 通常, BaSO_4 共沈による Ra の回収率は BaSO_4 の回収率と等しいと見なし, 重量法で評価される場合が多いが, 本手法では, 灰化した樹脂を硝酸で溶解した際の残渣も含めているため, BaSO_4 の回収率を重量法では評価できない. そこで, Ra の回収率を Ba

の回収率で評価することとし, 得られた沈殿を硫酸水素アンモニウム溶融法¹¹⁾により分解し, Ba の回収率を求めた. その結果, Ba の回収率は, 平均 98% (95-100%) であった.

本研究で提案した分析法により得られた ^{226}Ra 及び ^{228}Ra 放射能は, 添加したそれらの放射能と統計誤差 (1σ) 範囲内で一致し, 分析法の妥当性が確認された (図5). 淡水試料 170 L を用いて, この手法により分析し, 試料を約 9 万秒, バックグラウンドを約 33 万秒測定した場合の ^{226}Ra 及び ^{228}Ra の検出下限値は, それぞれ約 0.3 及び 0.5 mBq L^{-1} であった.

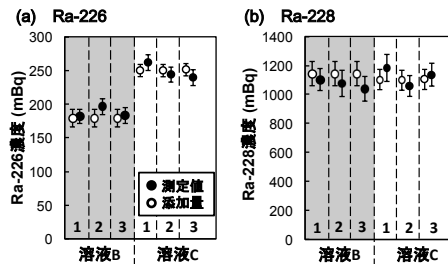


図5 分析法の妥当性評価

(2) 淡水系地下水中の Ra 同位体濃度の把握及び地下水 Ra 同位体の経口摂取による内部被ばく線量評価

得られた地下水中の ^{226}Ra 及び ^{228}Ra 濃度を図6に示す. 採取した淡水系地下水の ^{226}Ra 及び ^{228}Ra 濃度は, それぞれ 0.07~1289 及び検出下限値以下 (< 0.15) ~220 mBq L^{-1} であった. 日本においては, 淡水系地下水中の Ra 同位体測定データがほとんどなかったが, 本研究により, 淡水系地下水中の Ra 濃度は非常に幅広い濃度分布を有するとともに, WHO 及び USEPA の飲料水中 Ra の最大汚染レベルを超える淡水系地下水も存在することが明らかとなった.

得られた淡水系地下水中の ^{226}Ra 及び ^{228}Ra 濃度を用いて, 仮に採取した地下水を成人が 1日 2L ずつ毎日飲用した場合の Ra 経口摂取による内部被ばく線量の地域毎の幾何平均値は, 茨城県, 瑞浪, 幌延及び人形峠で, それぞれ 0.4, 30, 3.4 及び 38 μSv であった.

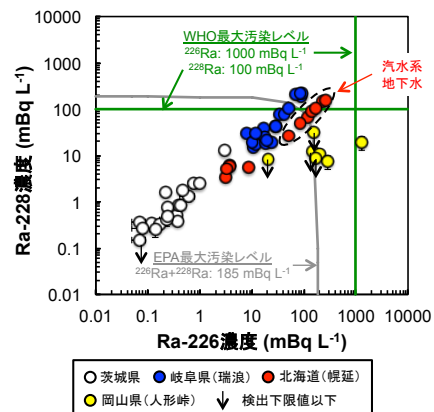


図6 地下水中のRa同位体 (^{226}Ra , ^{228}Ra) 濃度

(3) 低塩分領域における地下水中の Ra 同位体

の挙動

①地下水の水質

瑞浪の地下水は海水起源水質を表す非重炭酸ナトリウム型であったが、その他の淡水系地下水の大部分は流動性地下水（重炭酸カルシウム型）又はそれに近い水質であった。

②地下水中の Ra の存在形態

茨城県で採取した地下水のうち、ろ過の有無により水中 Ra の存在形態を検討した。その結果、ろ過試料の Ra 濃度は、無ろ過のものと同程度で一致し（図 7）、水中の Ra 同位体は主として溶存態として存在していることが確認された。

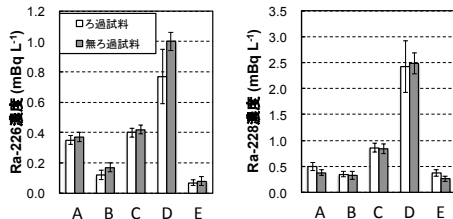


図7 ろ過及び無ろ過試料のRa同位体濃度

地下水中の ^{226}Ra 濃度と $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 放射能比の関係及び岩石の U 系列濃度及び Th/U 系列 U 系列放射能比の関係を図 8 に示す。岩石の測定データのない人形峠を除き、地下水中の $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 放射能比は岩石の Th/U 系列放射能比と同程度から高い傾向があり、地下水中の Ra 同位体が概ね周辺岩石から供給されていることが示唆された。また、人形峠の地下水については、岩石データがないため詳細な議論はできないが、Th 系列の ^{228}Ra 濃度が低濃度であり、U 系列に富む岩石が水中 Ra の供給源となっている可能性が考えられた。

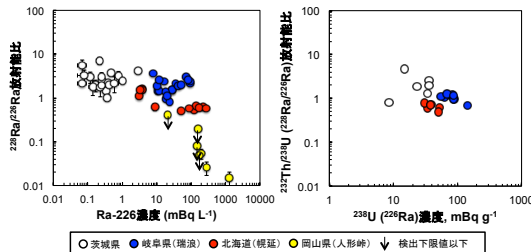


図8 地下水中の ^{226}Ra 濃度と $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 放射能比及び岩石のU系列濃度とTh系列/U系列放射能比の関係

Langmuir and Riese (1985)¹²⁾ の Ra 熱力学データ (25°C) を用いて、水中 Ra の溶存化学種を試算 (水温を 25°C と仮定) したところ、水中の Ra は主に Ra^{2+} として存在 (77-100%) していると評価された。

地下水中の ^{226}Ra 濃度と塩分 (TDS) の関係を図 9 に示す。なお、図 9 には、これまで報告されている日本及び諸外国の地下水データもプロットしている。幌延、瑞浪及び人形峠の地下水では、サイト毎に塩分が増加すると ^{226}Ra 濃度が増加する傾向が見られ、塩分依存性の吸着・脱離反応が ^{226}Ra 濃度を支配する要因であることが示唆された。茨城県の地下水では塩分との間に明瞭な関係は見られなかったが、より低塩分であるがゆえに Ra が低濃度であることが予想された。また、茨城

県の地下水では、地質 (岩石) との間に明瞭な関係が見られなかった。岩石の U 系列がより高濃度であった花崗岩地帯の瑞浪の地下水は、堆積岩地域である幌延の地下水よりも上方にプロットされた。風化花崗岩及びウラン坑道で採取した人形峠の地下水は、更に上方にプロットされ、淡水であるにも関わらず ^{226}Ra 濃度が非常に高濃度であった (図 9)。また、人形峠の地下水では、酸化還元電位 (Eh) が低くなると水中の ^{226}Ra 濃度が増加する傾向が見られ (図 10)、酸化還元環境 (Ra を吸着する Mn 酸化物等の有無) も水中の Ra 濃度を支配する要因であることが示唆された。

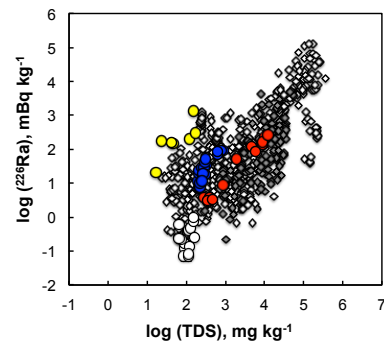


図9 地下水中の ^{226}Ra 濃度と塩分 (TDS) の関係

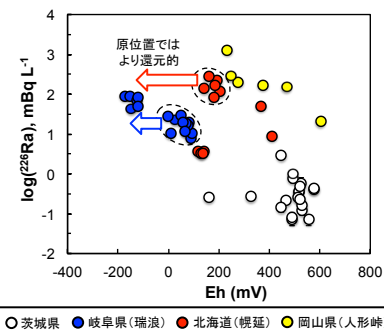


図10 地下水中の ^{226}Ra 濃度と酸化還元電位 (Eh) の関係

共沈による水中の Ra 除去プロセスも地下水中の Ra 濃度の支配要因として重要であるが、Ra を共沈する鉱物として代表的な重晶石及びカルサイトが飽和している場合においても、水中の ^{226}Ra 濃度が低いわけではなく、水中の ^{226}Ra 濃度と飽和指数の間に明瞭な関係は見られなかった (図 11)。

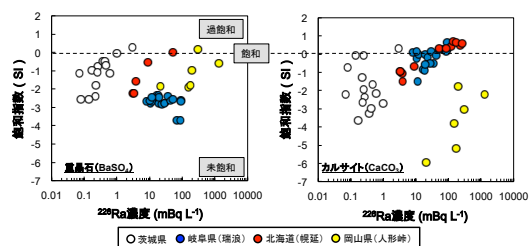


図11 地下水中の ^{226}Ra 濃度と飽和指数 (SI) の関係

以上、本研究では、淡水試料中の低濃度 Ra 同位体分析法を開発すると共に、国内の

淡水系地下水中の Ra 同位体 (^{226}Ra , ^{228}Ra) 濃度を明らかにし、仮に飲料水として摂取した場合の内部被ばく線量評価及び低塩分領域における地下水中 Ra 同位体の挙動及び支配要因 (岩石, 塩分, 酸化還元環境等) に関する重要な知見を得ることが出来た。今後、非常に高濃度の ^{226}Ra を含む人形峠の淡水系地下水の成因について、さらに研究を進める予定である。

<引用文献>

- 1) Sturchio et al. (2001), Appl. Geochem., 16, 109-122.
- 2) Vengosh et al. (2009), Environ. Sci. Technol., 43, 1769-1775.
- 3) Vinson et al. (2009), Chem. Geol., 260, 159-171.
- 4) Tomita et al. (2014), J. Environ. Radioact., 137, 204-212.
- 5) Tomita et al. (2015), J. Environ. Radioact., 146, 88-93.
- 6) 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2015), 20 万分の 1 日本シームレス地質図
(<https://gbank.gsj.jp/seamless/download/downloadIndex.html>)
- 7) 萩原ほか (2015), 日本水文科学会誌, 45, 21-38.
- 8) Iwaka et al. (2014), Hydrogeol. Jour., 22, 987-1002.
- 9) Hama et al. (2007), Phys. Chem. Earth, 32, 170-180.
- 10) ICRP (2012), ICRP Publication 119.
- 11) 松本・小浦 (2001), 分析化学, 50, 807-811.
- 12) Langmuir and Riese (1985), Geochim. Cosmochim. Act., 49, 1593-1601.
- 13) 富田ほか (2016), 温泉科学, 66, 107-123.

5. 主な発表論文等

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者には下線)

[雑誌論文] (計 1 件)

- ① 富田 純平, 阿部 琢也: γ 線スペクトロメトリーによる淡水中の低濃度ラジウム (Ra) 同位体分析法 - Powdex 樹脂を用いた現地における大容量水試料の前処理及び硫酸バリウム共沈法の適用一, JAEA-REASERCH, 査読有, 2017. (DOI:10.11484/jaea-research-2016-026)

[学会発表] (計 2 件)

- ① 富田 純平, 宮田 佳樹, 濱 克宏, 坂口 綾, 長尾 誠也, 山本 政儀: 淡水系地下水中の Ra 同位体, 第 60 回放射化学討論会, 2016 年 9 月 10-12 日, 新潟大学五十嵐キャンパス (新潟県新潟市).
- ② 富田 純平: 大容量淡水試料中のラジウム同位体分析法の検討, 第 59 回放射化学討論会, 2015 年 9 月 25-27 日, 東北大学川内

北キャンパス (宮城県仙台市).

6. 研究組織

(1) 研究代表者

富田 純平 (TOMITA, Jumpei)
国立研究開発法人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放射線管理部・研究職
研究者番号: 70637280

(2) 研究協力者

- ・阿部 琢也 (ABE, Takuya)
国立研究開発法人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放射線管理部・技術職
- ・小原 義之 (OHARA, Yoshiyuki)
国立研究開発法人日本原子力研究開発機構・バックエンド研究開発部門人形峠環境技術センター環境保全技術開発部・技術主幹
- ・坂口 綾 (SAKAGUCHI, Aya)
筑波大学・アイソトープ環境動態研究センター・准教授
- ・笹本 広 (SASAMOTO, Hiroshi)
国立研究開発法人日本原子力研究開発機構・バックエンド研究開発部門幌延深地層研究センター深地層研究部・研究副主幹
- ・玉村 修司 (TAMAMURA, Shuji)
公益財団法人北海道科学技術総合振興センター幌延地圏環境研究所・研究員
- ・田中 万也 (TANAKA, Kazuya)
国立研究開発法人日本原子力研究開発機構・原子力科学研究部門先端基礎研究センター・研究副主幹
- ・長尾 誠也 (NAGAO, Seiya)
金沢大学環日本海域環境研究センター・教授
- ・濱 克宏 (HAMA, Katsuhiko)
国立研究開発法人日本原子力研究開発機構・バックエンド研究開発部門東濃地科学センター地層科学研究部・研究主幹
- ・宮川 和也 (MIYAKAWA, Kazuya)
国立研究開発法人日本原子力研究開発機構・バックエンド研究開発部門幌延深地層研究センター深地層研究部・研究員
- ・宮田 佳樹 (MIYATA, Yoshiki)
金沢大学・先端科学・イノベーション推進機構・博士研究員
- ・村上 拓馬 (MURAKAMI, Takuma)
公益財団法人北海道科学技術総合振興センター幌延地圏環境研究所・研究員
- ・山本 政儀 (YAMAMOTO, Masayoshi)
金沢大学・自然科学研究科・特任教授