

金沢大学理学部附属

低レベル放射能実験施設 研究概要・年次報告 1993.4 - 1994.3

Annual Progress Reports of
Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University

目 次

低レベル放射能実験施設の新たな飛躍を期待して	2
尾小屋計画の進捗状況と7.6 cmφx7.6cmNaI(Tl)検出器のバックグラウンド	3
尾小屋トンネル内の ²²² Rnの動態	4
天然放射性核種をプローブとする地下水挙動の研究 - 手取川扇状地 -	6
琵琶湖水中における天然放射性核種の動態 (I)	8
イギリス Ribble川河口における堆積物中の ²³⁷ Np濃度異常	10
HR-ICP-MSによる ⁹⁹ Tcの定量法の開発とその応用	12
Si 半導体検出器を用いた低バックグラウンドβ線測定器の特性 (II)	14
平成5年度 施設備品・運営人事関係諸資料・研究報告	15
平成5年度 会合・調査研究・見学来訪記録等	16

低レベル放射能実験施設の新たな飛躍を期待して

東京大学アイソトープ総合センター教授

低レベル放射能実験施設 客員教授 巻出 義紘

金沢大学理学部にLLRLが設置されてからはや20年近くになろうとしている。

日本学術会議による「環境放射能研究所」設立の提案、決議、要請を受けて、金沢大学が大学附置共同研究所として昭和45年から概算要求など設立に尽力されたが、なかなか実現せず、昭和50年になって規模を縮小して理学部附属「低レベル放射能実験施設」として設置された（このことの経緯は阪上先生が日本原子力学会誌 [35巻3号, 1993] に詳しく述べておられる。）

その後、理学部のご尽力により定員増や施設拡充も有ったが、運営委員会などで資料を見せていただくと、経費的には非常に厳しい状況にあり、よくこれで毎年この研究概要・年次報告に見られる多方面にわたる大きな成果をあげておられるものだと感心し、スタッフのご苦勞を想像している。しかし施設の将来を考えると、人員の新たな配分は極めて困難であろうし、設備の更新や大型設備の得取も容易ではなく、施設も次第に老朽化が進むことになる。私も、国立大学アイソトープ総合センターの世話人として、あるいは大学等放射線施設協議会の設立を目指して、全国のアイソトープ取り扱い施設の充実に多少とも支援できればと文部省などにもお願いしてきたが、現実には新施設の設立のみならず、現施設の拡充も極めて困難な状況にある。

以前よりLLRLでは、学術会議による施設設立要求の原点を目指して、全国共同利用施設として発展するよう努力され、最近「環境放射能研究センター」を概算要求されている。しかしこのような施設の実現には全国の関連研究者や学会の支援が欠かせない。計画の実現に向けての公報活動が非常に重要であろう。微力ながらも機会があれば計画を紹介し、支援や協力をお願いしているところであるが、まだ関連研究者による理解と支援には盛り上がり欠けるようである。

地球環境問題はますます重要な課題となっている。成層圏オゾン層破壊はハロカーボン類の国際的な生産消費規制によって解決の方向が示されてきたが、地球温暖化は二酸化炭素が生産活動に直接関係していることからその放出削減は容易ではない。私個人としては、将来も原子力エネルギーは不可欠であり、そのためにも放射性廃棄物の安全処理法の確立と、ラジオアイソトープの環境中における挙動の解明と対策が最も重要であると考えている。

辰口は、環境放射能研究のためには最適の立地条件や環境にあり、しかも小松空港に加えて新幹線小松駅も予定され、全国からのアクセスに極めて便利であり（角間より便利がよい！）、LLRLが1日も早く新たな施設として発展し、全国の環境放射能研究者のまさしくセンターとして実現することを心から期待したい。



琵琶湖研究所の「はっけん号」による湖水の採取

尾小屋計画の進捗状況と 7.6 cmφx7.6 cm NaI(Tl) 検出器のバックグラウンド

Present Status of Ogoya Project and Background of a 7.6 cmφ x 7.6 cm NaI(Tl) Detector

尾小屋計画の進捗状況

極低レベル放射能測定のための建設を目的とする尾小屋計画は、1993年5月にトンネル入り口から290mの最大土被り地点にプレハブ小屋（以下測定室）が設置されたことで大きく進展した。Fig.1 に示すように、小屋のサイズは1.8m x 5.4mと小さいが、将来の本格的地下測定室建設のための基礎データの収集や小型検出器による研究には十分使用できる。測定室の電源容量は100V・40Aであるが、100A程度までの増強は可能である。6月に測定室まで50mおきに照明灯を設置したが、その直後に70m地点の粘土化した部分が崩落して木枠が崩れ、一時通行不能となった。その後、土砂を1m程度掘り下げることで通行可能となったのでNaI(Tl) 検出器やラドンモニターによる基礎データの収集を行なっている。

小屋はビニールシートで2室に分け、前室には無停電源装置、測定回路、高分析器等を、奥室には検出器と除湿器を入れ湿度を常時60%以下に保っている。トンネル内の気温は厳冬での7℃から夏季の13℃までわずかに変化するが、室内温度は測定器の使用状況にもよるが20±4℃程度になる。すでに約1トンの古い鉄材、約500kgの通常鉛と200kgの極低バックグラウンド鉛を遮蔽材として持ち込んでいるが、測定の進行とともにこの3倍の遮蔽材を持ち込む計画である。地下測定室におけるNaI(Tl)検出器のバックグラウンドは、すでに報告した[LLRL-AR-17, p. 3]のように、入り口から290m地点の最大土被り地点の宇宙線ミューオンの強度は地上の1/200である。

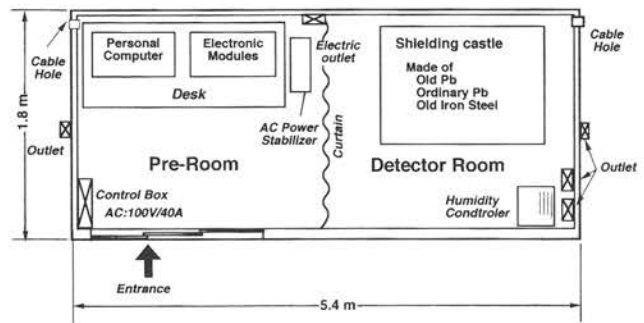


Fig. 1 Layout of Ogoya underground laboratory.

NaI(Tl)検出器のバックグラウンド

Ge 検出器のバックグラウンドレベルを知るため、低バックグラウンド仕様の 7.6cmφx7.6cm のNaI(Tl)検出器を用いてバックグラウンドを測定した。10cm厚の通常鉛による基本遮蔽の内側に5cm厚の極低バックグラウンド鉛で内部遮蔽を施し、様々な条件でスペクトル測定を行なったうち最も低いバックグラウンドを与えたスペクトルを遮蔽のない状態及び地上レベルで得られた遮蔽下でのスペクトルと共に Fig. 2 に示す。

0.1 - 2.7MeV 領域の計数は遮蔽なしの場合の15,700 cpm から地下測定室における遮蔽下での39.8cpm (1/380)まで低減した。この値は地上レベルでの78.6cpm の約1/2であるが、スペクトルから分かるように検出器構成材に含まれる K, U, Th の寄与が大きくて地下測定の効果が十分に現れないためである。

K, U, Th の標準線源を用いて検出器中の K, U, Th の寄与を評価したところ、控えめに見積っても約30cpm が自己汚染によるものと分かり、正味の計数は10cpm 以下と推定される。これらの結果から年度末に購入した相対効率93%の極低バックグラウンド仕様のGe検出器では数cpm程度のバックグラウンド計数になるものと予想され、これにより地上測定室より1桁低いレベルのγ線測定が可能になるものと期待される。

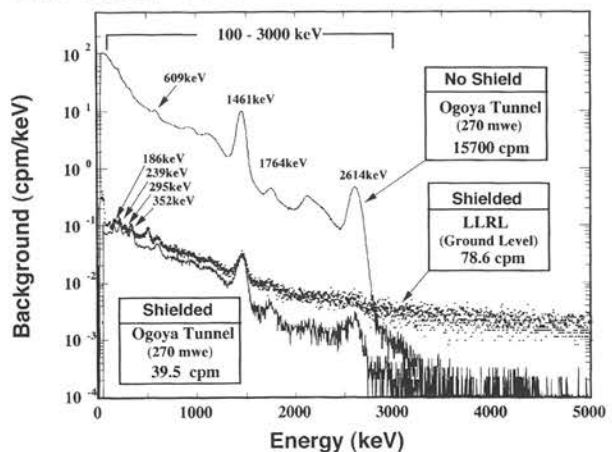


Fig. 2 Background spectra of 7.6cmφx7.6cm NaI(Tl) detector at ground level and Ogoya Tunnel (270mwe).

[トンネル内設置のプレハブ測定室は中島工務店(本社: 岐阜県加子母村)の寄贈により建設した。]

尾小屋トンネル内のラドン濃度の解析

Analysis of Radon Concentration in Ogoya Tunnel

トンネル内のラドン濃度とトンネル内の風速との間に強い相関があること (LLRL-AR-17, p. 3, 1993) から、円筒モデルによるラドン濃度の変動の解析を試みた。モデルの概念図をFig. 1に示す。このモデルではラドン濃度 (C) は岩壁からのラドンの散逸率 (E)、トンネルの半径 (r)、風速 (W)、入り口からの距離 (x) の関数として、散逸率と半径に支配される第1項、ラドンの壊変 (成長) に支配される第2項と風速に支配される第3項からなる微分式 (1) で表される。定常状態を仮定し、初期値を入れて積分することにより式 (3) が得られる。

ここで、 E_a は見かけの散逸率を表し、 $E_a = kE$ で与えられるものとする。

尾小屋トンネルの入り口から 300m 地点で観測されたラドン濃度の変動をシミュレートするにあたって、トンネルに入る空気中のラドンの初期濃度 $C(0)$ として辰口で定常観測している同時刻のラドン濃度を用い、トンネル内の風速観測値を用い、実測されたラドン濃度を最もよく再現する E_a を求めた。

93年3月から6月にかけて測定したラドンの観測結果にこのモデルを適用して解析した結果の例をFig. 2に示す。外気のラドン濃度 $C(0)$ (辰口での観測値) は、夜から朝方にかけて増加し、日中は減少し昼過ぎに極小を示す典型的な日変動をしており数 Bq m^{-3} から 20Bq m^{-3} の範囲の値になっているが、トンネル内のラドン濃度は外気の数倍の低いレベルから無風状態での 100Bq m^{-3} まで大きく変化し、外気の日変動よりもむしろ風速と強い逆相関がある。トンネル壁面からの見かけの散逸率 E_a の値として $0.008 - 0.01 \text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$ を用いるとかなり良い精度で観測値を再現することができた。ここで求められた E_a 値は他の方法による値とは矛盾しない。

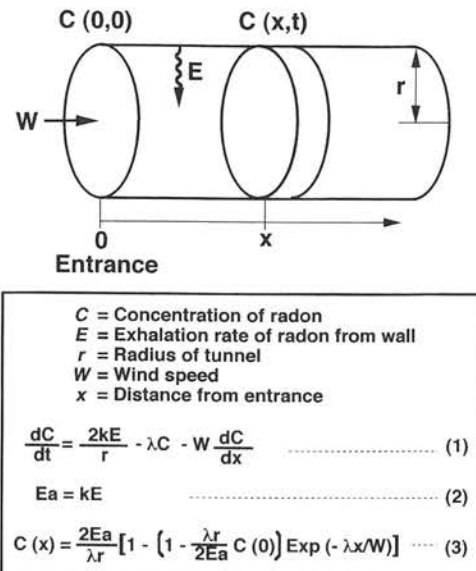


Fig. 1 Cylindrical model for the analysis of radon in tunnel.

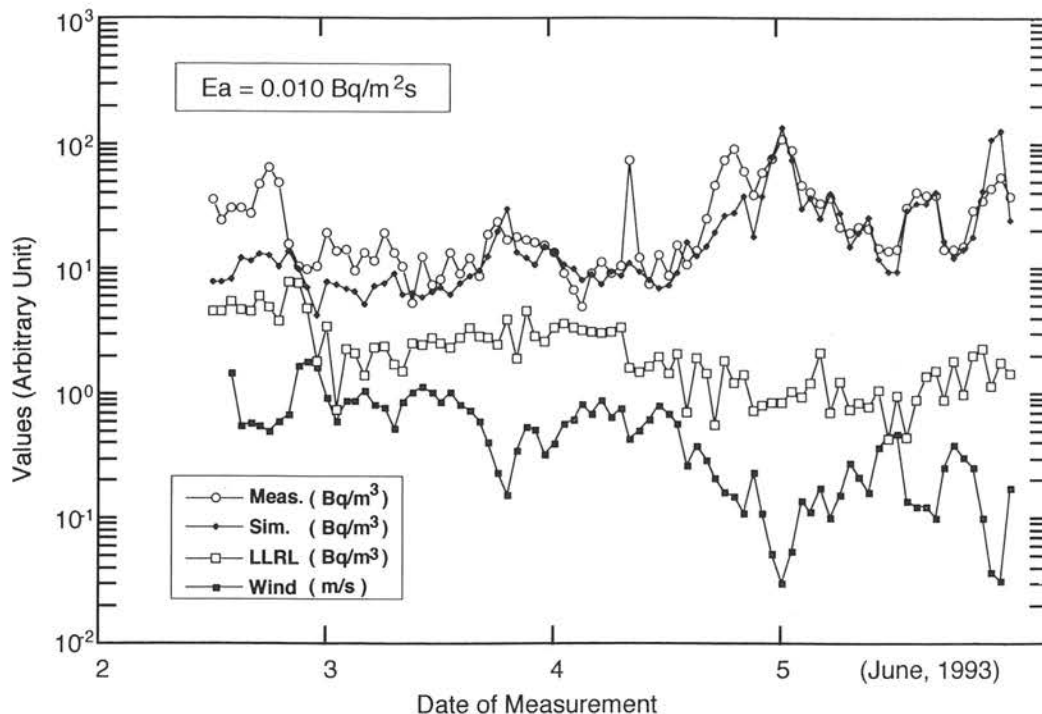


Fig. 2 Example of radon analysis in Ogoya tunnel.

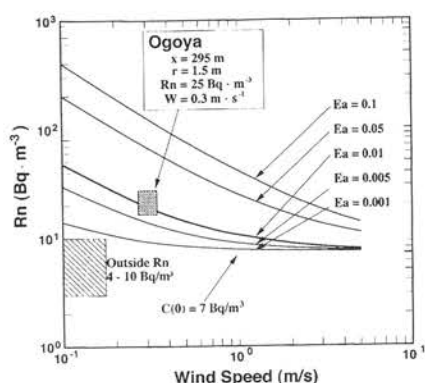


Fig. 3 Correlation of wind speed and radon concentration for various Ea values.

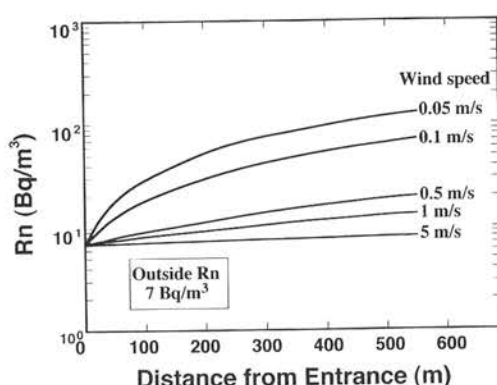


Fig. 4 Correlation of radon concentration and distance from entrance for various wind speed.

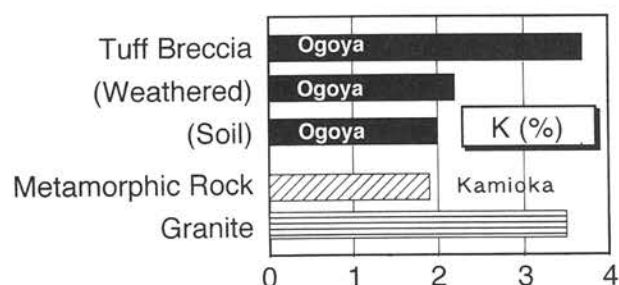
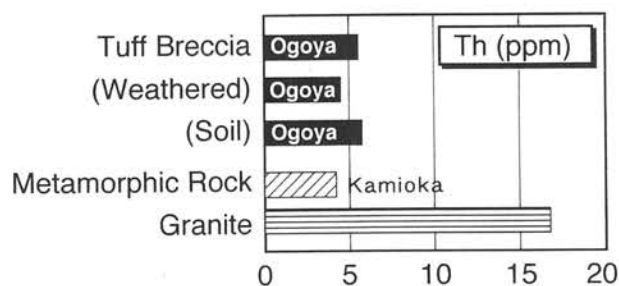
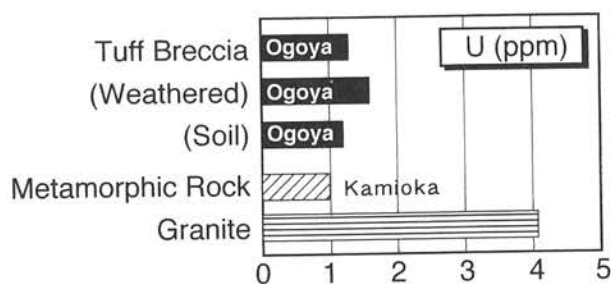


Fig. 5 Concentrations of U, Th and K in the rocks from Ogoya and Kamioka.

Fig. 3に風速とラドン濃度の関係を示す。尾小屋トンネル内の風速(10分間の平均)は無風状態から最大1.5m程度までの変動しており、平均約0.3mであった。トンネルの平均半径1.5m、入り口から295mの測定室付近のラドンの平均濃度 25Bq m^{-3} を用いると、図に示すようにラドンの散逸率として $0.01\text{Bq m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 前後の値が得られることが分かる。また、人為的に風速をコントロールすることによって任意のラドン濃度の空間を作り出せることになる。図には示していないが、トンネルの途中に仕切扉を付け長時間無風状態を作り出せば最大濃度数 1000Bq m^{-3} に達する計算となる。

トンネルに入ってくるラドンの初期濃度 $C(0)$ を外気平均濃度 7Bq m^{-3} とし散逸率を $0.01\text{Bq m}^{-2}\text{s}^{-1}$ とした時、入り口からの距離(x)とラドン濃度の関係はFig. 4に示すように入り口からの距離と共に増加することになる。トンネル内の2地点でラドン濃度と同時測定することによりモデルの妥当性の検証が可能となる。

ラドンの供給源となっているトンネル内の岩石と風化物及び粘土のU, Th, K濃度を、ニュートリノ観測で知られている神岡のKAMIOKANDE-IIの設置地点の岩石や花崗岩の代表値とともにFig. 5に示す。尾小屋の岩石(凝灰角礫岩)のU, Th濃度は花崗岩の数分の1程度で神岡のそれと大差ないが、ラドン濃度は神岡の約1/50であり地下測定室としての条件はずっと良い。

[本研究は大学院生 渡口 輝と卒研生 山崎誠二の協力の下で行われ、第37回放射化学討論会(1993年10月金沢)でその一部が発表されたほか、第29回保健物理学会(1994年5月敦賀)において発表された。]

天然放射性核種をプローブとする地下水の挙動研究 一手取川扇状地— Radiochemical Study on the Behavior of Groundwater in the Tedor Fan, Ishikawa

はじめに

地下水は古くから生活用水及び農業用水、そして近年は工業用水として広く利用されており、今後もその重要性は変わらない。しかし地下水の需要の増大による過剰な揚水、水田や農地の減少に伴う表層からの水の供給の低下などによって、今までの間保たれてきた地下水系のバランスが崩れることも考えられる。また有害物質による地下水の汚染、揚水地域での地盤沈下などが現実の問題となっている。このため地下水・環境保全という観点から、水量、水位、汚染、移動、滞留時間など地下水の挙動に関する研究が益々重要になってきている。

これまで Na^+ , K^+ , Cl^- などの溶存イオン物質、あるいは ^3H , ^{14}C , ^{222}Rn などの放射性核種を指標にした地下水の水文学的研究が報告されているが、特に放射性核種については ^3H または ^{222}Rn のみの断片的な研究がほとんどであり、他の放射性核種をも含めた包括的な研究は少ない (Table 1)。

手取川は全国的にみて中規模の河川 (流域面積 809 km^2 、全長 73.2 km) であり、典型的な扇状地を形成し豊富な地下水を涵養している一方、地下水の一部に塩水化の傾向 (左岸地域) が見られ、地球化学的にみて意義のある地域である。ここでは石川県も地下水の流動解析や継続的な水質の調査を実施しており、水質についての豊富なデータがある。

本研究では、手取川扇状地 (左岸) 地域をフィールドにして、地下水に存在する天然放射性核種 (^{238}U (^{234}U), ^{226}Ra (^{228}Ra), ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^3H) 濃度の分布の全体像を通して、地下水の挙動について考察することを目的とした。

実験

試料水の採水は、Fig. 1 に示す手取川河口 (左岸) 地域の●印 No. 1 ~ 16 の井戸から行った。これとは別に左岸地域の地下水の周辺からの寄与を考察するために、手取川、梯川の河川水、両河川の中流付近の井戸及び海水からも採水を行った。採水を行った井戸は、その大部分が深さ 30 ~ 60 m 付近の砂礫層内にストレーナ (地下水の取り入れ口) を持ち、同一の帯水層から揚水していると考えられる。

これらの試料中の放射性核種は以下のようにして定量した。 ^{222}Rn と ^3H はそれぞれトルエン抽出法、蒸留法により液体シンチレーションカウンターで、 ^{226}Ra (^{228}Ra) は BaSO_4 共沈法による分離精製後 1 ヶ月経ってから放射平衡となった娘核種を Ge 検出器で、 ^{238}U (^{234}U), ^{210}Po は化学分離後 α 線スペクトロメトリーで、 ^{210}Pb は他核種から分離 3 ヶ月後に成長した娘核種の ^{210}Po を α 線スペクトロメトリーでそれぞれ定量した。

Table 1 Chemical characteristics of natural radionuclides in the ground water.

核種	水に対する相対的な溶解性	特徴
^{238}U	高い	$\text{U}-238$ はウラン系列の親核種であり、娘核種の $\text{U}-234$ とは水中では非放射平衡となっていることが多い。特に還元雰囲気では濃度が低く $\text{U}-234 / \text{U}-238$ 放射能比は高い。地下水の酸化還元状態、混合程度、滞留時間の評価に利用。
^{234}U	高い	
^{226}Ra	高い	$\text{Ra}-226$ と $\text{Ra}-228$ は異なった壊変系列に属し、しかも半減期が約 6 年と 1600 年でかなり違う。比較的粒子に吸着しにくい。そのため $\text{Ra}-228 / \text{Ra}-226$ 放射能比から水の滞留時間に対する考察が可能。
^{228}Ra	高い	
^{222}Rn	高い	地層中の $\text{Ra}-226$ から生じる不活性ガスで、2~3週間と Ra と放射平衡。地下水の流動、表面水との混合、地層構造の解析に利用。
^{210}Pb	低い	$\text{Ra}-222$ から短半減期の核種を通して水に移行。土壌粒子に吸着しやすい。 $\text{Pb}-210$ から $\text{Bi}-210$ を通して成長し 3~4 年で $\text{Pb}-210$ と放射平衡。 $\text{Po}-210 / \text{Pb}-210$ 放射能比での検討が、地下水の滞留時間、起源及び Rn 起源の指標として有効。
^{210}Po	低い	
^3H	水そのもの (HTO)	宇宙線と大気圏との相互作用及び大気圏内核実験に由来。1975 年以降はほぼ自然の濃度に漸減。地下水の涵養時期や年代、混合、流動の評価に利用。

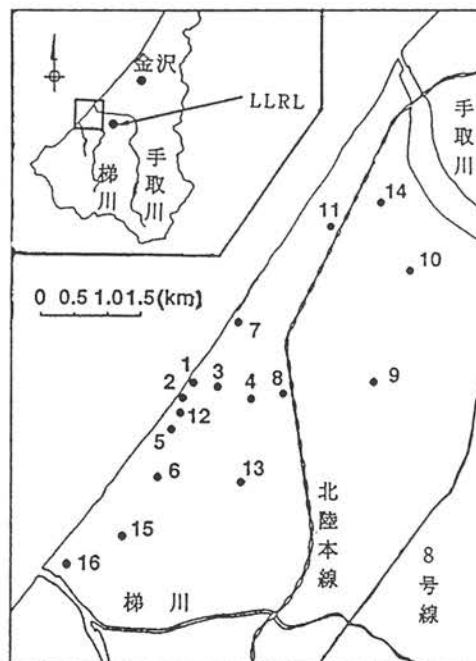


Fig. 1 Sampling locations of groundwater.

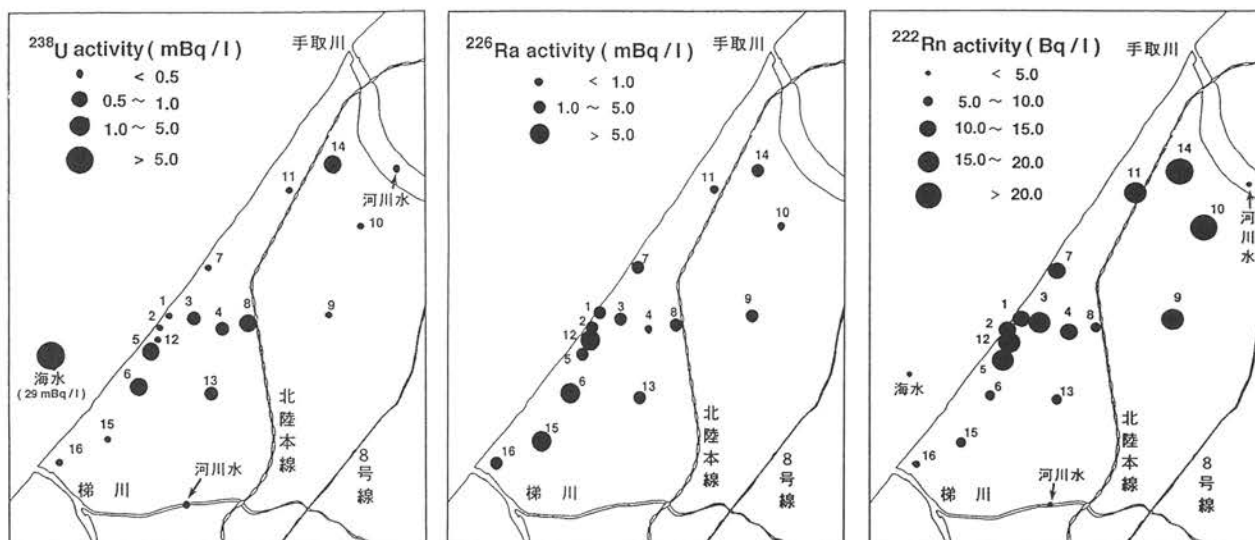


Fig. 2 Distribution of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{222}Rn contents in the groundwater in left side area of the mouth of Tetsu River.

結果と考察

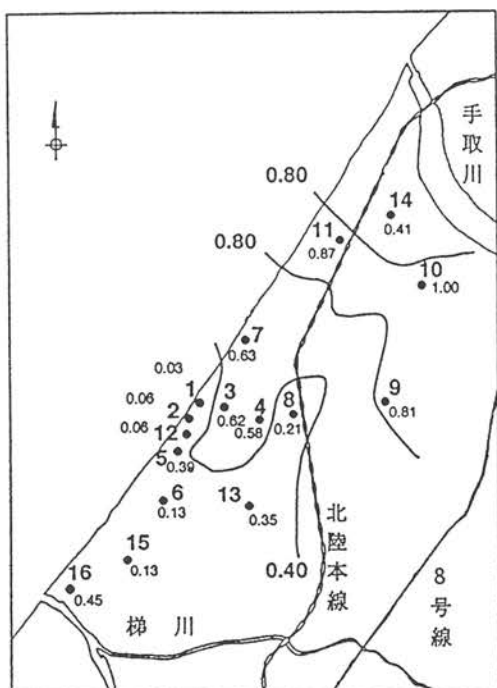


Fig. 3 Correlation index by patternal calculation method. (No. 10 = 1.0)

手取川河口（左岸）地域の ^{238}U 濃度は、手取川近傍では低く（約 0.1 mBq/l）、南にいくに従って高く（約 2 mBq/l）なる傾向がある。 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比は 1.1 ~ 1.7 であり ^{238}U 濃度のような顕著な傾向は見られなかった。一方、半減期 3.8 日の不活性ガスで地下水中に地表水の 100 倍以上存在する ^{222}Rn の濃度については、手取川の近傍では高く（約 25 Bq/l）、南にいくに従って低く（約 5 Bq/l）なる傾向を認めた。 ^{226}Ra 濃度は Cl 濃度にはほぼ比例しており、塩水化が進行している地域で高い値（約 10 mBq/l）を示した（Fig.2）。 ^{210}Po 、 ^{210}Pb 濃度は 0.1 mBq/l から 17 mBq/l であり、 $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 放射能比は手取川の近傍で 0.1 ~ 0.3 前後であった。得たデータを基に濃度ベクトル内積法を用いて、この地域の地下水の起源、流動、混合などの定量的な考察を試みた。その解析結果の一部を Fig. 3 に示す。濃度ベクトル内積法による解析結果より、手取川水系の影響力が左岸地域の北部で非常に強く、かなり南にまで勢力が及んでいることがわかった。これに対して梯川水系の影響力は南部では強いがそれより北では急に弱くなっており、両河川の間中部の地下水は手取川からの寄与のほうがかなり大きいことがわかった。この結果は石川県が行ってきた解析結果と矛盾しない。以上のことから、複数の天然放射性核種を組み合わせて地下水の挙動を解析するというアプローチが有効なことがわかった。

琵琶湖水中における天然放射性核種の動態 (I)

Dynamics of Natural Radionuclides in the Water of Lake Biwa (I)

海洋化学の分野では物質移動のトレーサとして天然放射性核種を用いた研究が数多く行なわれており多大な成果を挙げた。しかし湖沼学における適用例は少なく、国内ではわずかに ^{210}Pb による堆積速度の算出、 ^{222}Rn による地下水の寄与の研究等があるにすぎない。原因としては、トレーサとして頻繁に使用されているU系列核種濃度が海洋と比較して極めて低く測定が困難なこと、海洋のような定常状態の仮定が導入しにくいことが挙げられる。しかし、富栄養化、酸性化、化学物質による汚染等、湖沼が多くの問題をかかえる今日、物質移動に対して時間的情報が得られる放射性核種を用いた研究の重要性が増大してきている。そこで本研究では湖水中の物質循環のトレーサとして天然放射性核種を利用するための基礎研究として、琵琶湖及びその流入河川水中の、主としてウラン系列核種の分布及びその季節変動を調査してきた。

河川からのU, ^{210}Pb 負荷量

93年8月10日及び13日に琵琶湖流入河川及び瀬田川で採水を行なった。試料水は現場でただちに0.45 μm 孔径メンブランフィルターでろ過し、ろ液・ろ紙をそれぞれ溶存・懸濁成分として各フラクションの ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Pb , ^{210}Po 濃度を α 線スペクトロメトリーにより定量した。結果をTable 1に示す。それぞれの核種濃度の河川による違いは、 ^{210}Pb では溶存成分で3.4倍、懸濁成分でも懸濁物重量で規格化すると4.2倍であり、気象条件による変動を考慮すると有為な差異を見いだせないのに対し、溶存 ^{238}U は16倍、溶存 ^{234}U では24倍の差があり、Uは流域の地質的特徴を反映している。

Fig.1に示すように、U濃度は石灰岩地帯を水源とする琵琶湖北東部の河川で高く、粘板岩、チャート及び砂岩地帯を水源とする北西部で低いという傾向がある。これまで琵琶湖周辺で行なわれてきた研究によると琵琶湖流入河川水の Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , HCO_3^- 濃度は採取時期により2倍程度変動していることもあり、地質とU濃度の関係を明らかにするには、主要無機イオン濃度との同時調査を繰り返し行なう必要がある。1回のみのサンプリングであるため非常に大きな誤差を含むと考えられるが河川から琵琶湖への ^{238}U 負荷量は約1 GBq/y、湖面への直接降下が約0.3 GBq/yと見積ることができた。

しかし湧水による寄与が不明なので、現在のところ琵琶湖全体でU収支を求めることはできない。 ^{210}Pb 負荷量は河川から約4 GBq/yであるのに対し、湖面への直接降下が約166 GBq/yと大部分を占めており、 ^{210}Pb をトレーサとして使用するには降水中の濃度を季節変化を含めて正確に知る必要がある。

Table 1 ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Pb and ^{210}Po concentration of river waters flowing into Lake BIWA. (Aug.10 or Aug. 13, 1993)

River	SS (mg/L)	Dissolve Phase (mBq/L)				Particulate Phase (mBq/L)			
		U-238	U-234	Pb-210	Po-210	U-238	U-234	Pb-210	Po-210
Yogo	3.8	0.077 $\pm$ 0.004	0.104 $\pm$ 0.005	0.61 $\pm$ 0.05	0.24 $\pm$ 0.02	0.068 $\pm$ 0.006	0.082 $\pm$ 0.007	0.76 $\pm$ 0.06	0.49 $\pm$ 0.05
Ane	2.7	0.571 $\pm$ 0.031	0.732 $\pm$ 0.037	0.40 $\pm$ 0.03	0.21 $\pm$ 0.02	0.103 $\pm$ 0.005	0.102 $\pm$ 0.005	0.82 $\pm$ 0.06	0.44 $\pm$ 0.07
Amano	6.1	0.598 $\pm$ 0.025	0.962 $\pm$ 0.037	0.36 $\pm$ 0.03	0.21 $\pm$ 0.02	0.093 $\pm$ 0.005	0.107 $\pm$ 0.005	1.75 $\pm$ 0.10	0.95 $\pm$ 0.11
Seri	3.8	0.574 $\pm$ 0.024	1.281 $\pm$ 0.046	0.31 $\pm$ 0.03	0.25 $\pm$ 0.02	0.054 $\pm$ 0.005	0.074 $\pm$ 0.006	0.68 $\pm$ 0.06	0.56 $\pm$ 0.07
Inugami	3.9	0.120 $\pm$ 0.007	0.146 $\pm$ 0.008	0.35 $\pm$ 0.02	0.44 $\pm$ 0.03	0.070 $\pm$ 0.006	0.081 $\pm$ 0.007	0.93 $\pm$ 0.08	0.60 $\pm$ 0.06
Uso	6.2	0.228 $\pm$ 0.012	0.290 $\pm$ 0.014	0.26 $\pm$ 0.03	0.36 $\pm$ 0.03	0.145 $\pm$ 0.009	0.154 $\pm$ 0.010	1.07 $\pm$ 0.09	0.83 $\pm$ 0.07
Aichi	2.1	0.383 $\pm$ 0.016	0.619 $\pm$ 0.023	0.54 $\pm$ 0.04	0.41 $\pm$ 0.03	0.052 $\pm$ 0.004	0.057 $\pm$ 0.004	0.44 $\pm$ 0.03	0.31 $\pm$ 0.06
Chomyoji	18.3	0.222 $\pm$ 0.011	0.250 $\pm$ 0.012	0.25 $\pm$ 0.03	0.42 $\pm$ 0.03	0.573 $\pm$ 0.025	0.587 $\pm$ 0.025	2.61 $\pm$ 0.15	3.47 $\pm$ 0.21
Hiro	12.0	0.469 $\pm$ 0.022	0.498 $\pm$ 0.023	0.37 $\pm$ 0.03	0.49 $\pm$ 0.03	0.295 $\pm$ 0.015	0.302 $\pm$ 0.015	1.33 $\pm$ 0.11	1.15 $\pm$ 0.09
Yasu-1	179.7	0.225 $\pm$ 0.010	0.293 $\pm$ 0.013	0.41 $\pm$ 0.04	0.36 $\pm$ 0.03				
Yasu-2	15.4	0.247 $\pm$ 0.012	0.294 $\pm$ 0.013	0.20 $\pm$ 0.02	0.21 $\pm$ 0.02	0.595 $\pm$ 0.025	0.610 $\pm$ 0.025	1.32 $\pm$ 0.11	1.12 $\pm$ 0.05
Chinai	1.8	0.246 $\pm$ 0.014	0.336 $\pm$ 0.017	0.61 $\pm$ 0.05	0.32 $\pm$ 0.03	0.143 $\pm$ 0.013	0.163 $\pm$ 0.015	0.75 $\pm$ 0.04	0.78 $\pm$ 0.05
Ishida	2.0	0.037 $\pm$ 0.004	0.054 $\pm$ 0.005	0.28 $\pm$ 0.04	0.29 $\pm$ 0.02	0.061 $\pm$ 0.006	0.066 $\pm$ 0.007	0.77 $\pm$ 0.04	0.63 $\pm$ 0.03
Azumi	5.3	0.064 $\pm$ 0.005	0.081 $\pm$ 0.006	0.18 $\pm$ 0.02	0.24 $\pm$ 0.02	0.171 $\pm$ 0.023	0.185 $\pm$ 0.024	0.53 $\pm$ 0.04	0.54 $\pm$ 0.03
Kamo	6.6	0.535 $\pm$ 0.026	0.672 $\pm$ 0.031	0.36 $\pm$ 0.03	0.32 $\pm$ 0.03	0.528 $\pm$ 0.043	0.632 $\pm$ 0.050	1.16 $\pm$ 0.05	1.27 $\pm$ 0.07
Seta	3.8	0.360 $\pm$ 0.015	0.415 $\pm$ 0.016	0.18 $\pm$ 0.02	0.19 $\pm$ 0.02	0.083 $\pm$ 0.006	0.091 $\pm$ 0.006	0.70 $\pm$ 0.06	0.44 $\pm$ 0.03

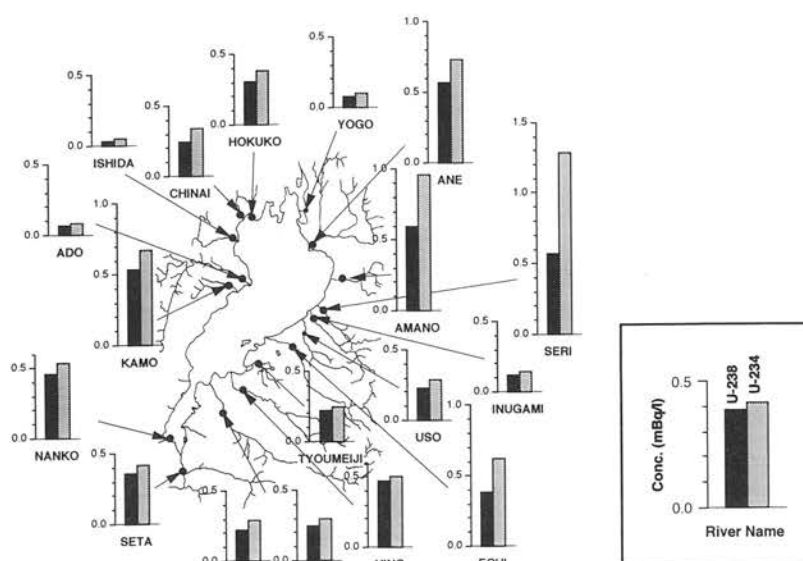


Fig. 1 Sampling points of river waters and concentrations of dissolved uranium.

湖内での U、 ^{210}Pb 、 ^{210}Po 分布と除去速度

湖水の採水には滋賀県琵琶湖研究所の実験調査船、“はっけん号”を使用した。93年11月11日に Fig.2 の St. 8 (水深54m), St. 9(20m), St. 11(4m) の3地点でロゼット式採水器を使用して数層ずつ深度別に採水した。濾過及び分析は河川水と同様に行なった。Fig. 2 に各地点の ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Pb , ^{210}Po 濃度を水柱中での平均値として成分別に示す。U は大部分が溶存成分として存在しているが、 ^{210}Pb , ^{210}Po は懸濁成分が大半を占めていた。また ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Pb , ^{210}Po いずれでも南ほど高くなっており、北湖から南湖への水の移動の過程におけるこれらの核種の新たな供給源の存在を示唆している。

Fig. 3 に St. 8 での水温構造及び ^{238}U , ^{210}Pb 濃度及び ^{234}U , ^{238}U , $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 放射能比の鉛直分布を示す。水温構造が成層しているこの時期、下層の溶存 ^{238}U は上層よりも低い。さらに河川水中の平均濃度(0.32mBq/l)よりも低いことから北湖下層ではUが堆積物へと除去されていることが示唆される。

また、懸濁物中の ^{210}Pb 濃度も深部ほど減少していく傾向にあった。北湖への ^{210}Pb 供給の約98%が大気から湖面への降下によるものであり、更に湖にもたらされた ^{210}Pb の約97%が堆積物へと除かれている。このことに加え下層では光束透過率で測定した水中の懸濁物濃度が上層よりも低いことから、 ^{210}Pb 濃度の減少は上下での沈降速度の差によるものと考えられる。

北湖をその時期成層していた水深25mで上層・下層に分け、各層で収支を求める2 Box model による計算から ^{210}Pb の湖底へのフラックスは $0.027\text{Bq}/\text{cm}^2\text{y}$ と算出した。この値を用いて計算すると、湖底の excess ^{210}Pb 蓄積量は $0.87\text{Bq}/\text{cm}^2$ と推定でき、これは北湖の尾上沖堆積物の実測値とよく一致する。一方、深度増加にともなう $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 放射能比の上昇からも沈降速度が算出できるがこれから得た値は ^{210}Pb 2 Box model で得たものの約1/5となり、この値は堆積物の実測値及び過去に行なわれたセジメントトラップ実験の結果と矛盾する。従って、 $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 放射能比の増加は堆積物の再浮遊による可能性が高い。主として懸濁成分の $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比が増加していることもこれを示唆している。

仮に、 $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb} = 1$ の堆積物が浮遊したとすると、下層中の ^{210}Pb の約30%は再浮遊によるものと推定される。

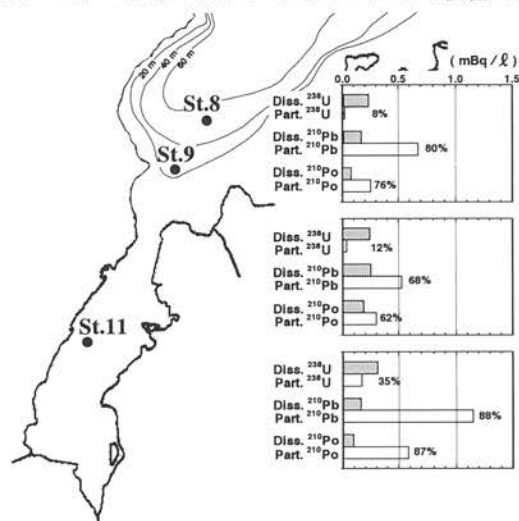


Fig. 2 Sampling points of lake waters and horizontal distributions of ^{238}U , ^{210}Pb and ^{210}Po in surface water.

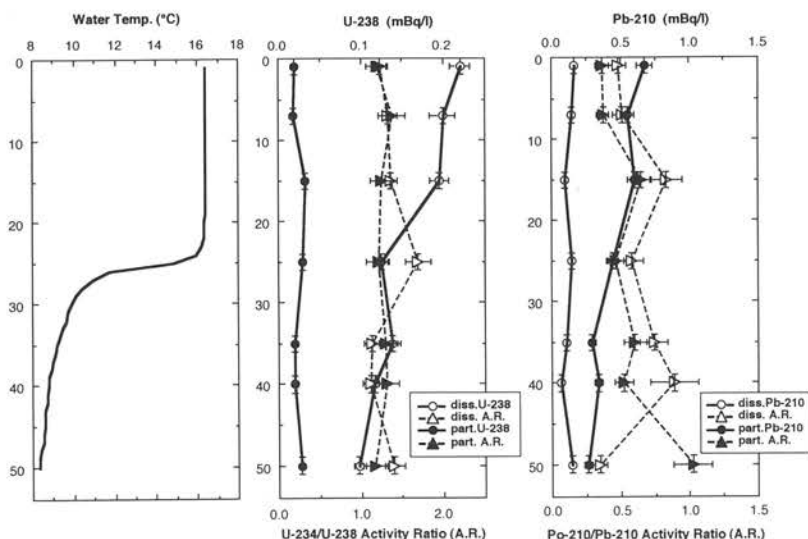


Fig. 3 Vertical profiles of ^{238}U , ^{210}Pb and ^{210}Po contents and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ activity ratios at St.8 on Nov.11,1993

[本研究は主として大学院生小藤久毅が滋賀県琵琶湖研究所の横田喜一郎氏との共同研究として行った。]

イギリスRibble川河口における堆積物中の ^{237}Np 濃度異常

Anomalously High ^{237}Np in Sediment from the Ribble Estuary in the Irish Sea, UK

はじめに

イギリスのIrish海はBNFL Sellafield核燃料再処理工場からの放射性廃液により比較的高濃度に汚染されており、海洋環境における放射性核種の挙動研究を行う上で非常に有用なフィールドとなっている。

以前[LLRL-AR-14, p. 10-11], Irish海沿岸24地点より採取した表層堆積物試料中の超ウラン元素諸核種の測定により、Sellafieldの南約100kmに位置するRibble川河口の堆積物試料中の ^{237}Np が他の試料と比較して特異的に高いことを見いだした。 $^{237}\text{Np}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比は他の地点の値 $(2.4) \times 10^{-2}$ より10-20倍高い $(33-87) \times 10^{-2}$ であり、Sellafield以外の ^{237}Np 放出源の存在が示唆され、Ribble川上流にあるSpringfieldsウラン加工工場が放出源であると推定した。本研究では、Springfields工場からの ^{237}Np 放出についてのより詳細な知見を得るためにRibble川河口より採取した3本の堆積物コア試料中の放射性核種を測定した。

試料及び測定

1989年8月3日に1本(Core-A)、1990年11月20日に2本(Core-B, Core-C)の長さ20cm前後の堆積物コアをRibble川河口より採取した(Fig.1)。1cm毎に切断・風乾した後粉碎・混合したものを試料とした。非破壊 γ 線スペクトロメトリーにより ^{137}Cs , ^{241}Am 及びその他の γ 線放射体を測定した。また、試料0.5-10gを用いネプツニウム及びプルトニウムを化学分離精製した後、ステンレス板に電着し α 線スペクトロメトリーにより ^{237}Np , ^{238}Pu 及び $^{239,240}\text{Pu}$ を定量した。一部 ^{237}Np の濃度が低い深部からの試料については精製したネプツニウムフラクションを高分解能ICP質量分析器により測定し ^{237}Np を定量した。

結果と考察

1) 深度分布

各コア中の ^{137}Cs , ^{237}Np , $^{239,240}\text{Pu}$ 及び ^{241}Am の濃度の深度分布をFig. 2に $^{239,240}\text{Pu}$ に対する放射能比をFig. 3示す。Core-A及びCore-C中の ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ 及び ^{241}Am の濃度はほぼ一定であり採取した深さより更に深くまで放射能が分布していると思われる。Core-Bについてもこれら核種の深度分布は上層約10cmまでは一定であり、深さ10-20cmの層で2-3桁の急激な濃度の減少がみられた。一方 ^{237}Np の深度分布は他の測定核種のそれとは異なり、ピークを持った特異な分布パターンを示しており、Sellafield以外の ^{237}Np 放出源の存在を強く示唆している。Springfieldsウラン加工工場に最も近いCore-Cは ^{237}Np 濃度が最も高くまたその変動も最も大きくSpringfieldsウラン加工工場からの ^{237}Np 放出を裏付けている。これらのことは、以前行ったRibble川河口の表層堆積物試料の測定結果とも矛盾しない[LLRL-AR-14, p 10-11]。

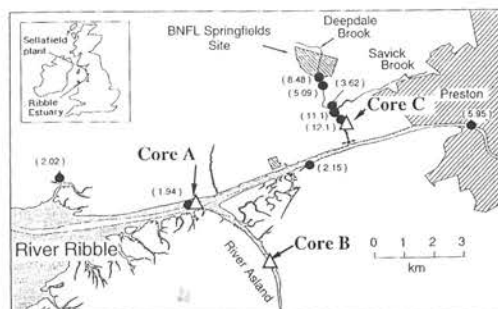


Fig. 1 Sampling locations of sediment cores in the Ribble Estuary. The value in parenthesis in the figure shows the ^{237}Np concentration (Bq/kg) in surface sediment obtained in the previous study.

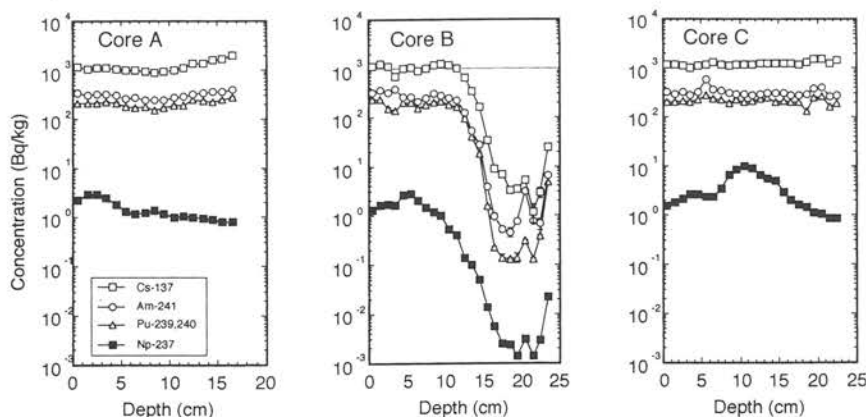


Fig. 2. Depth profiles of ^{237}Np , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in sediment cores from the Ribble Estuary.

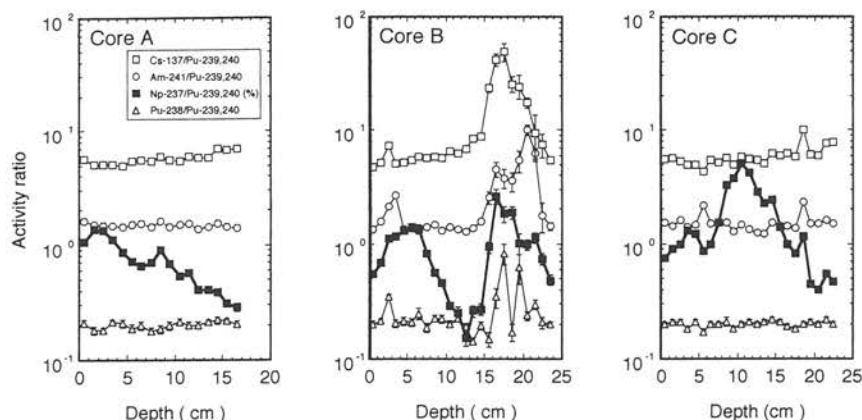


Fig. 3 Depth profiles of $^{237}\text{Np}/^{239,240}\text{Pu}$, $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$, $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ and $^{137}\text{Cs}/^{239,240}\text{Pu}$ in sediment cores from the Ribble Estuary.

ii) Springfields起源の寄与

Ribble川河口の堆積物中 ^{237}Np のSpringfields由来の ^{237}Np の割合を試みた。表層堆積物中のSellafield起源の $^{237}\text{Np}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比はRibble川河口以外ではIrish海沿岸全体にわたってほぼ一定であることから、一昨年報告したSellafieldプラントの南約10kmに位置するEsk川河口より採取した堆積物コア中の総蓄積量の $^{237}\text{Np}/^{239,240}\text{Pu}$ 比(平均0.0012) [LLRL-AR-16,p10-11]が、Ribble川河口の堆積物の総蓄積量についてのSellafield起源の $^{237}\text{Np}/^{239,240}\text{Pu}$ 比と等しく、またSpringfieldsウラン加工工場からは $^{239,240}\text{Pu}$ の放出はないと仮定し、Ribble川河口の堆積物コアにおける ^{237}Np 蓄積量中のSpringfields起源の ^{237}Np の割合を算出した。この結果、Ribble川河口の堆積物中の ^{237}Np の80-90%がSpringfields起源であると推定した。

iii) Ribble川河口全体の ^{237}Np の総蓄積量の推定

Springfieldsウラン加工工場からの ^{237}Np の総放出量を見積もるためのアプローチの一つとして、Ribble川河口の潮間帯の面積及び堆積物コア中の総蓄積量よりRibble川河口全体の ^{237}Np 総蓄積量を推定した。 ^{237}Np の総蓄積量はCore-A及びCore-Bではほぼ等しくCore-Cはこれらより高いことから、Ribble川本流及びAsland川(約14km²)をCore-AとCore-Bの平均値で、Savic川及びDeepdale川(約0.2km²)をCore-Cの値でそれぞれ代表させ計算した。この結果、Ribble川河口全体の ^{237}Np の総蓄積量を約5GBq、この内Springfields起源の ^{237}Np を約4GBqと推定した。この値はSpringfieldsウラン加工工場からの ^{237}Np 総放出量の下限值として与えることができる。

[本研究は主として大学院生・桑原 潤が行い、成果の一部を日本放射線影響学会第36回大会(於 広島)で報告した。]

HR-ICP-MSによる⁹⁹Tc定量法の開発とその応用

Development and Application of Analytical Method for Determination of Low-Level ⁹⁹Tc by HR-ICP-MS

Introduction

The main sources of ⁹⁹Tc in the environment are global fall-out from nuclear detonation tests, nuclear power production, nuclear fuel reprocessing plants, storage of nuclear waste and the use of ^{99m}Tc in nuclear medicine. Although the releases of ⁹⁹Tc to the environment are rather low compared with other artificial radionuclides such as ^{239,240}Pu, ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr, the half-life of ⁹⁹Tc ($T_{1/2} = 2.14 \times 10^5$ y) assures its presence in nature for a long time. Therefore, it is important to determine the concentration of ⁹⁹Tc in the environmental samples in order to understand the distribution and behaviour of ⁹⁹Tc in the environment.

Recently ICP-MS has been used widely in the field of analytical chemistry. It provides a very low detection limit, relatively simple spectra and the capability of isotopic analysis. The conventional version ICP-MS using a quadrupole mass analyser was capable of measuring many long-lived radionuclides at the picogram level. This technique although successful, a method which has a higher sensitivity and lower detection limit seems still necessary.

In the present work, the analytical procedure for determining low-level ⁹⁹Tc by using HR-ICP-MS has been developed with emphasis on the elimination of isobaric interferences at mass number 99.

Experimental

The analytical procedure presently developed is schematically shown in Fig. 1. The procedure consists of leaching of Tc from sample by HNO₃, separation and purification by 3 stages of solvent extraction with 30% TOA-xylene, methyl ethyl ketone (MEK) and followed by cyclohexanone. Finally ⁹⁹Tc fraction was passed through an anion exchange resin column to reduce total amount of salts component and Mo. The purified Tc solution was gently evaporated to dryness and was dissolved with 20ml of 1M HNO₃, prepared from super analytical grade. After adding Rh as internal standard, chemical yields was determined by γ -ray counting of ^{95m}Tc using Ge detector.

The measurements of ⁹⁹Tc were carried out using a double-focusing type ICP-MS with high mass resolution supplied by VG Elemental, Windsford, Cheshire, England.

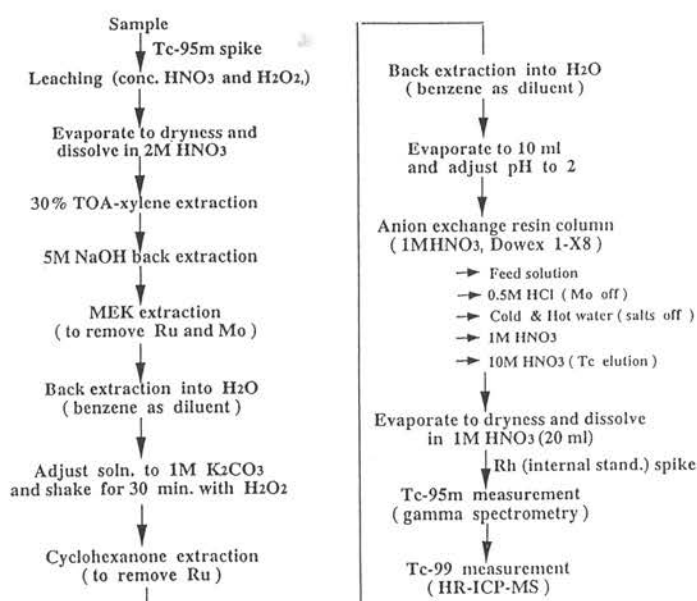


Fig. 1 Analytical scheme of technetium.

Results and Discussion

Separation of Technetium from interfering elements

Since the measurement of ⁹⁹Tc is based on the mass spectrometry, isobaric interference at mass 99 (⁹⁹Ru) is a key problem. Many papers have reviewed the available methods for the purification of Tc from interfering elements in particular Ru: evaporation, precipitation, solvent extraction, NaOH elution from anion exchange resin column etc. In the present study, solvent extraction technique was chosen to remove Ru contamination, because this method was found to provide high Tc recovery as well as effective decontamination from Ru.

Technetium leached from the sample was firstly extracted with 30% TOA-xylene from 2M HNO₃. Then, Tc was extracted from 5M NaOH with MEK and back-extracted into H₂O by using benzene as diluent. Until this step, decontamination factor (DF) for Ru was found to be about 103.

Further decontamination of Ru is required in determining low-level ^{99}Tc by HR-ICP-MS because abundance of Ru is about 0.01ppm in natural materials. As far as $10^6 - 10^7$ of DF for Ru is dispensable to measure ppt level of ^{99}Tc with HR-ICP-MS. Therefore, solvent extraction with cyclohexanone was used as the third extraction. Technetium as pertechnetate was efficiently extracted from basic carbonate with cyclohexanone. Ruthenium is oxidized to an inextractable valence state by H_2O_2 and remains in the aqueous phase during the extraction.

Reagents used in the present study have been checked extensively as possible source of Ru. Analytical grade HCl and anion exchange column (3cm in height, 0.6cm in diameter) was used. Column was completely washed with analytical grade and then super analytical grade HNO_3 (Tama Pure AA-100). In this way, Ru contamination can be reduced as low as possible. Decontamination factor for Ru through overall procedure was found to be higher than 106.

Accuracy and Precision

The accuracy and precision of the procedure developed here were examined by applying it to the determination of ^{99}Tc in IAEA standard reference material AG-B-1 prepared from marine algae, because intercomparison soil sample was not available.

The results of the analysis using about 5g of dry sample are presented in Table 1. The recovery of ^{99}Tc ranged from 84 to 92%. The ^{99}Tc contents in this material agree well within the reported values with the quoted errors. Standard deviation of replicate determination was about 3%. Detection limit of ^{99}Tc was estimated to be 1 - 2mBq per sample at the 95% confidence level. Its level is compatible with that reported by using quadrupole type ICP-MS. The ^{95m}Tc used here as a yield tracer was found to be contaminated with trace amount of ^{99}Tc . If ^{99}Tc -free ^{95m}Tc is available, detection limit of ^{99}Tc under the condition studied here will be lower than 0.5 mBq per sample.

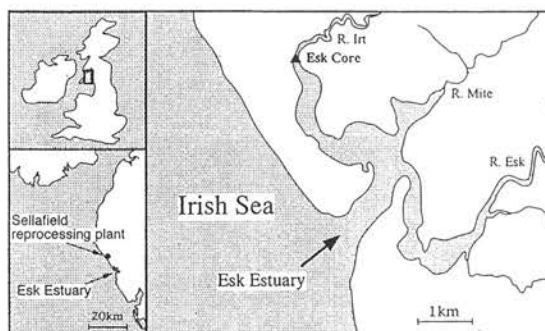


Fig. 2 Sampling location of sediment core from the Esk Estuary in the Irish Sea, UK

Application

This method has been successfully applied for the determination of ^{99}Tc in sediment core samples from the Esk Estuary in the Irish Sea, UK [Fig. 2 and Table 2].

Table 1 Results of ^{99}Tc measurements in IAEA marine algae sample (AG-B-1) from the Esk Estuary in the Irish Sea.

Run	Weight (g)	Tc-99 found (mBq/g dry)	Yield (%)
1	4.974	12.2 $\pm$ 0.6 ^a	91.5 $\pm$ 1.0
2	5.025	11.7 $\pm$ 0.7	87.3 $\pm$ 1.0
3	5.064	11.5 $\pm$ 0.6	83.8 $\pm$ 0.9
Average		11.8 $\pm$ 0.4 ^b	

Reported value

Range : 11.1-14.7 mBq/g dry
($a = 0.05$)

Median : 11.5 mBq/g dry

a : One sigma standard deviation of 4 times measurements.

b : One sigma standard deviation

Table 2 Results of ^{99}Tc measurement in sediment samples up to the depth of 10 cm of the sediment core (21 cm)

Sample No.	Depth (cm)	^{99}Tc		^{137}Cs
		Concentration (Bq/kg dry)	Chemical yield (%)	Concentration (Bq/kg dry)
1	0-1.0	24.2 $\pm$ 1.3 ^a	86.1 $\pm$ 2.1 ^b	1296 $\pm$ 12 ^b
2	1.0-2.0	29.7 $\pm$ 1.4	86.9 $\pm$ 0.9	1765 $\pm$ 10
3	2.0-3.0	33.9 $\pm$ 2.0	87.4 $\pm$ 2.4	2352 $\pm$ 17
4	3.0-4.0	33.6 $\pm$ 2.0	83.6 $\pm$ 0.9	3561 $\pm$ 30
5	4.0-5.0	33.7 $\pm$ 1.7	90.1 $\pm$ 2.4	4517 $\pm$ 30
6	5.0-6.0	50.0 $\pm$ 3.0	85.3 $\pm$ 0.9	6320 $\pm$ 27
7	6.0-7.0	59.3 $\pm$ 3.5	77.0 $\pm$ 0.9	8737 $\pm$ 45
8	7.0-8.0	78.6 $\pm$ 4.6	94.6 $\pm$ 1.2	11113 $\pm$ 53
9	8.0-9.0	86.2 $\pm$ 4.5	86.4 $\pm$ 0.9	12412 $\pm$ 86
10	9.0-10.0	109.0 $\pm$ 6.0	87.6 $\pm$ 0.9	14530 $\pm$ 103

The values of ^{137}Cs were corrected for decay to the date of sampling (20 November, 1990).

a : One standard deviation of replicate measurements ($n=4$) in final solution taken from one sample.

b : One standard deviation of counting statistics.

[本研究は大学院生Syarbaini及び農業環境技術研究所・津村昭人博士の協力により行なわれ、一部は「生体及び環境試料中におけるアクチニド・長半減期核種の低レベル測定」に関する第5回国際会議(於青森'94年7月)で口頭発表した。]

Si半導体検出器を用いた低バックグラウンド β 線測定器の特性 (その2)

Characteristics of Low Background β -ray Spectrometer using Si Detector

環境試料中の β 線放出核種を測定するため種々の検出器が用いられている。低バックグラウンド測定を考慮した場合、Si半導体検出器はバックグラウンド特性、分解能共に優れている上比較的安価に組み立てることが出来るので実用性の高い測定器といえる。本研究では、以前に当研究室で開発したSi検出器を主検出器とする β 線測定器に改良を加えた。

主検出器

今回は有効面積 300mm^2 有効厚み $500\mu\text{m}$ の雑音の低いSi検出器 (PIPS)を購入しGe検出器による測定で放射能汚染がないことを確認した検出器を用いて実験を行なった。

用いたSi検出器の形状と仕様をFig.1に示す。

遮蔽

遮蔽には遮蔽材によるPassiveな遮蔽と、通常の遮蔽では除きえない宇宙線の寄与を低減するため井戸型NaI(Tl)シンチレーション検出器による逆同時計数を行なった。基本遮蔽には、市販の鉛ブロックで 15cm 厚さの遮蔽を行ない、内部遮蔽として ^{210}Pb 含有量の極めて低い古い鉛を用いた。

一方、Active遮蔽としてはSi検出器が十分入る $5.0\text{cm}\phi \times 4.5\text{cm}$ の井戸を持つ $7.6\text{cm}\phi \times 7.6\text{cm}$ のNaI(Tl)検出器を用いた。最終的に用いたブロックダイアグラムをFig.2に示す。

バックグラウンド計数

$50\text{--}2000\text{keV}$ 領域のバックグラウンド計数は、遮蔽なしの状態で約 17cpm 前後であり、鉛ブロックによる遮蔽により、 1.72cpm を得た。さらに逆同時計数による宇宙線寄与の除去によりバックグラウンド計数を 0.088cpm まで下げることができた。これは、以前到達した 0.24cpm の約 $1/3$ である。

Fig.3にそれぞれの条件におけるバックグラウンドスペクトルを示す。 β 線のエンドポイントを広範囲にわたって明瞭にするため横軸は対数表示してある。

種々の線源の測定

この検出器の検出特性とエネルギー分解能をチェックするため ^{87}Rb , ^{99}Tc , ^{40}K , ^{207}Bi について β 線測定を行った。

感度を示す指標となるFigure of Merit (FOM) を $\text{FOM} = (\text{検出効率})^2 / (\text{BG計数率})$ として比較すると、市販の低バックグラウンド β 線測定器として知られているPICO-BETAに比べ $10\text{--}20$ 倍のFOMが得られ、以前報告したSi検出器システムと比べても 1.2 から 2 倍高いFOMを得ることが出来た。

[本研究は大学院生 渡口 輝と卒研生 山崎誠二の協力により行った。]

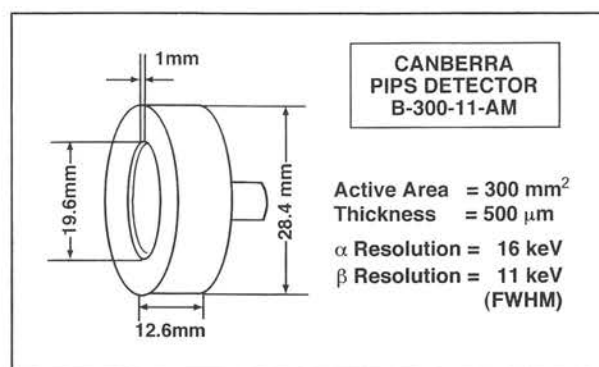


Fig. 1 Characteristics of PIPS detector.

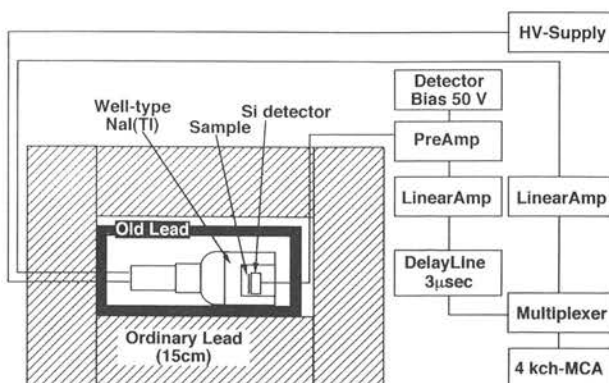


Fig. 2 Block diagram of low background Si detector.

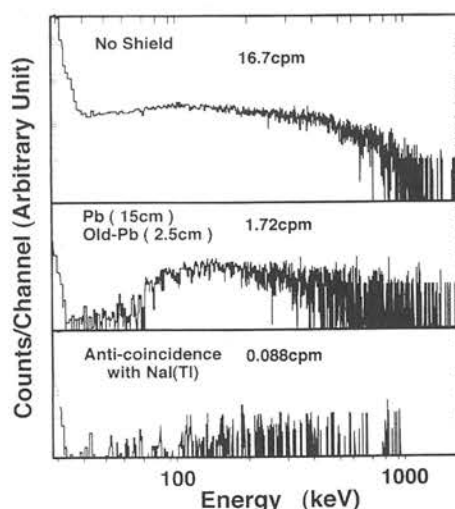


Fig. 3 Background spectra of Si detector.

《施設職員》

施設長(併)	上野 馨
(教授)	
教授	上野 馨
客員教授	平良 初男 (琉球大学理学部教授)
客員教授	巻出 義紘 (東大アイソトプ 総合センタ-教授)
助教授	小村 和久
助手	山本 政儀
技官	加藤 岩夫
事務補佐員	中本 美智代

《購入備品》

極低バックグラウンドγ線検出システム	仏国インターテック社
ドラフトチャンバーヤマト科学	FHS-120N
雨水採取装置	柴田科学 500-RI 型
電子計算機装置	NEC PC-9801BX/M2
HVエアサンプラー	柴田科学 AH-600 型
プレハブ物置	稲葉製作所製 MBN-100 型
プリアンプ	キャンベラ社 2003BT 型
濾過器	アドバンテック東洋 KS-142型

《運営委員》

(任期 平成5年5月～平成7年5月)

理学部	坂本 浩	大村 明雄
医学部	久田 欣一	福田 龍二
薬学部	二階堂 修	正宗 行人
工学部	上田 一正	稲部 勝幸
教育学部	泉 長秀	
教養部	千田 斉	
医療技術短大	安東 醇	

《消耗品》

液体窒素	5,300	リットル
A重油	1,860	リットル
電気	154,156	KWH
水道	2,043	立方メートル
除湿機	日立 RD-1023L	
無停電電源装置	サンケン電気 FBK-SC501	
加圧ポンプ	山田コーポレーション YD-10PT	

研究論文

- 趙蘭才, 張連平, 李福生, 山本政儀, 上野 馨, 阪上正信, 滝澤行雄, 阿部 享: 大気中Pb-210とPo-210濃度とその変動要因, 中華放射医学与防汚雑誌, 12 (6), 371 - 374 (1992).
- S. Hisamatsu, Y. Takizawa, K. Komura and T. Tada: Pb-210 Ingestion in Akita City, Japan, Radioisotopes, 41 (11), 574 - 576 (1992).
- D. J. Assinder, M. Yamamoto, C. K. Kim, R. Seki, Y. Takaku, Y. Yamauchi, S. Igarashi, K. Komura, K. Ueno: Radioisotopes of Thirteen Elements in Intertidal Coastal and Estuarine Sediments in the Irish Sea: J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles, 170 (2), 333 - 346 (1993).
- M. Itoh, Y. Yamada, N. Kiriya, K. Komura, K. Ueno, M. Sakanoue: Neutron Activation Analysis of Low Level Lithium in Water Samples, J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles, 172 (2), 289 - 298 (1993).
- G. Rosner, R. Winkler, M. Yamamoto: Simultaneous Radiochemical Determination of Np-237 and Np-239 with Np-235 as a Tracer, and Application to Environmental Samples, J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles, 173 (2), 273 - 281 (1993).
- K. Konishi, K. Komura: Evaluation of CO₂ Exchange across the Air-Sea Interface (A Sclerochronometric Study of Hermatypic Coral Bands), in "Man-Environment System", Research Report, Circulation and Control of Man-Made Substances in Environment (1990-1992), 132 - 135 (1993).
- K. Komura and K. Konishi: Age Determination of Fossil Corals - Selection of Fossil Corals by Non-Destructive Gamma Spectrometry -, in "Man-Environment System", Research Report, Circulation and Control of Man-Made Substances in Environment (1990-1992), 154 - 157 (1993).
- K. Shiraishi, Y. Muramatsu, T. Nakajima, M. Yamamoto, I. P. Los, I. Y. Kamarikov, M. G. Buzinny: Radionuclide Contents in Environmental Samples as Related to the Chernobyl Accident, J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles, 171 (2), 319 - 328 (1993).

研究報告

- 上野 馨, 小村和久, 山本政儀: 天然放射性核種を用いた環境中長寿命放射性核種の長期動態研究, PNC-PJ1621, 受託研究成果報告書, 全135p. (1992).
- 上野 馨: 核種分離技術について, 「新型炉導入戦略における将来型燃料サイクルシステム概念の調査」報告書, 268 - 273 (1992).
- 上野 馨: 化学分析に係わるアクチノイドの一般的性質, 平成4年度文部省科学研究総合研究(A)核燃料サイクルバックエンドにおける基礎化学的研究-大学・原研プロジェクト研究-, 「長寿命放射性核種の分離分析と核変換」に関する研究会報告書, 1 - 18 (1993).
- 山本政儀, 小村和久, 上野 馨: 石川県における個人被曝線量に関する調査研究, 一日常食からの天然放射性核種 (Po-210とPb-210)の摂取量評価-, 平成4年度石川県委託研究「日常食分析調査結果報告書」, 63 - 74 (1993).
- 山本政儀, 小村和久, 上野 馨: 天然放射性核種を用いた環境中長寿命人工放射性核種の長期動態研究, PNC-PJ1621, 受託研究成果報告書, 全76p. (1993).

総説

- 山本政儀: 環境水中の長寿命人工放射性核種の存在状態, ふんせき, 12, 1007 (1992).
- 山本政儀: 日本人の食品を通じてのPo-210とPb-210摂取量, 放射線科学, 36 (9), 309 - 313 (1993).
- 山本政儀, Kurt BUNZL: ドイツにおける森林生態系の環境影響研究-チェルノブイリ原発事故由来の放射性Csの動態-, Radioisotopes, 42, 180 - 188 (1993).
- 山本政儀: 環境アルファ核種の定量法と存在量について, 放医研環境ヒサシ-シリーズ No.20「環境と公衆の安全のためのアプローチ」, NIRS-M-93, 106 - 122 (1993).
- 小村和久: 身の回りの放射能と放射線環境, 石川県高等学校教育研究会理化部会研究紀要, 73-77 (1993).

平成5年度 見学来訪・調査出張の記録

- 平成 5. 5.7, 5.27 福井県衛生公害研究所 早川博信氏 研究打ち合せ
 5.17 科学技術庁保障措置課 大鷹氏、川上氏 見学
 5.21 シドニー大学教授 Peter J. Davies 氏 見学
 5.25 石川県環境部 矢鋪満雄氏、吉田弘氏 研究打ち合せ
 5.31, 7.21, 7.23, 6.2.4, 3.23 北陸大学放射薬品学助教授 山田芳宗氏 測定のため来所
 6.22 ◎平成5年度運営委員会（於 理学部）
 琉球大学理学部教授（客員教授）平良初男氏
 東京大学アイソトープ総合センター教授（客員教授）巻出義紘氏 研究打ち合せ
 8.2-3 医療技術短期大学 天野良平氏 実験のため来所
 7. 1 京都大学 松井正和氏 見学
 7.12-13 滋賀医科大学 米原英典氏, Dr.Mwjarusi Nyaruba (National Radiation Commission, Tanzania) 測定のため来所
 8. 6 放射線医学総合研究所 中島敏行氏 研究打ち合わせ
 8.6, 6. 1. 6 石川県環境部 岩渕晴行氏、吉田弘氏、榊田武史氏 研究打ち合わせ
 8. 8 東京大学アイソトープ総合センター教授（客員教授）巻出義紘氏 研究打ち合せ
 8. 9 日本分析センター 上杉正樹氏 研究打ち合わせ
 8.31 日本分析センター 野中氏、辻氏 研究打ち合わせ
 9.24 動力炉核燃料開発事業団もんじゅ建設所技術開発部 飯沢克幸氏 見学
 10. 9 宮城県原子力センター 石川陽一氏 研究 打ち合わせ
 10. 5 Dr.Herrman 氏 見学
 10.5, 6. 1.11 金沢大学名誉教授阪上正信氏 研究打ち合せ
 10.7-8 動力炉核燃料開発事業団 清水氏 研究打ち合わせ
 11. 4 理学部化学科3年生35名見学
 11. 5 医療技術短期大学 学生41名 見学
 11.11-14, 6年 2.17-18, 3.28-29 琵琶湖研究所 横田喜一郎氏 実験のため来所
 12.13, 6年 1.19 石川県保健環境センター 牛島茂氏、翫幹夫氏 研究打ち合せ
 12.17-18 TL研究会出席者14名 見学
 平成 6. 1. 2 名古屋大学工学部 飯田孝夫氏、中国北京大学 任天山氏、趙秋芳氏 見学
 1.30-2. 6 小村助教授 琉球大学理学部にて集中講義
 2.15 青森県環境保健センター 庄司博光氏、竹々原仁氏、佐々木守氏 研究打ち合わせ
 3.16 東京学芸大学 斉藤昭氏 研究打ち合わせ
 3.24 大阪大学理学部 豊田新氏他8名 来所

低レベル放射能実験施設 平成5年度研究概要・年次報告 1994年11月30日発行

〒923-12 石川県能美郡辰口町和気 オ24

TEL (0761) 51-4440 FAX (0761) 51-5528

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University, Wake, Tatsunokuchi, Ishikawa 923-12, JAPAN