

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

1977.4～1978.3

Annual Progress Reports of

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University

目 次

第4回環境放射能国際研究会合に出席して(学長)	2
同上写真・海外参加者名	2
Ge(Li)およびGe(Li)-LEPS検出器の遮蔽	3
可搬型Ge(Li) 検出器による空間線量および温泉水中のラドンの In-Situ測定	4
日本各地の土壌中の放射性核種	6
広島、長崎の原爆被ばく試料中に残留する中性子誘導放射能	7
温泉水・地下水等のラジウム同位体 ($^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$) と ウラン同位体 ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$)	8
松葉に含まれる放射性核種の測定	9
土壌中の ^{137}Cs および $^{239+240}\text{Pu}$ の深度分布	10
環境プルトニウムの放射化学分析法検討の実験研究	11
ベンゼン合成によるC-14測定(続)	12
^{14}C 法による造礁生物化石の年代測定-I	13
$^{99\text{m}}\text{Tc}$ 溶離液の放射化学的純度	14
昭和52年度施設備品運営関係諸資料; 運営委員; 研修員	15
昭和52年度・会合・調査出張・見学来訪記録等	16

第4回環境放射能国際研究会合に出席して

金沢大学長 豊 田 文 一

IAEA主催の第4回環境放射能国際研究会合のアジア部会が金沢で開催され、私もそれを傍聴する機会をえた。もちろん専門外で、その内容は十分理解しにくい所もあったが、現在から将来へのエネルギー確保の重要な課題としての原子力——それに対する安全確保は国境を越えての緊急な課題であり、看過することのできないものである。それについての参加各国の取り組みようは、全く真剣であり、その討議のうちに大きな成果があげられたように思われる。ことに民族的の血のつながりかも知れないが、アジアの人達との会議は打ちとけたなごやむ雰囲気の中に進められ、私自身、いくつかの国際会議に出席した経験があるものの、顔の色のちがった国々の人たちとの討議に何だか心のこわばりを覚えたこともないではなかった。ことに、この会議のお世話が、金沢大学でなされ、とくにその思いにひたされた。

金沢大学に低レベル放射能実験施設が創設されてから日なお浅い。しかし数多くの研究業績が発表され、国の内外を問わず高く評価されている。この事実に鑑み、会議の開催に金沢の地が選ばれたのであろう。とかく原子力—放射能—環境汚染と短絡的な感情が国民の頭にこびりつき、科学的根拠もなく与論の喚起をさそっている節もないではない。将来へのエネルギーの資源としての原子力に対して、もっと積極的に考える必要があろう。そのためにもIAEAは国際的に大きな意義を有するものであるし、私どもの低レベル放射能実験施設も、その一翼を担うものであり、その発展は大きな視野に立てば、人類福祉に重要な役割を果すものと私は信ずる。

私はこの会議に出席し、その内容を見、巾広い分野の科学に通ずる学問としての認識を新たにし、将来への躍進を期待している。

"FOURTH RESEARCH CO-ORDINATION MEETING
ON ENVIRONMENTAL MONITORING FOR RADIATION PROTECTION IN SOUTH-EAST ASIA, THE FAR EAST AND THE PACIFIC REGION"

(IAEA主催 1978年3月27日～31日)

Bangladesh (Dr. Rab Molla)
海 India (Dr. Dua, Bhat)
外 Indonesia (Dr. Yatim, Dr. Roekmantara)
参 Republic of Korea (Dr. Yang Ho Kang)
Pakistan (Dr. Mubarak)
加 Philippines (Dr. de la Cruz)
者 Thailand (Dr. Rativanich, Dr. Samsen,
Miss. Plodom)

Scientific Secretary (Dr. Koteles) { IAEA, Division of
Chairman (西脇 安博士) Nuclear Safety and
Environmental Protection



写真 上：辰口町総合福祉会館の会場（3月27日～29日）における開会式

下：低レベル放射能実験施設会議室における講演発表（3月28日午前）

Ge(Li) および Ge(Li)-LEPS 検出器の遮蔽

Shielding of Ge(Li) and Ge(Li)-LEPS Detectors

低エネルギーγ線に対する検出特性を改善した ORTEC 製 Ge(Li) 検出器 (45.5 mmφ×56.5 mm^t, FWHM=1.80 keV, P/C=50 at 1.33MeV) を用い、種々の遮蔽条件でのバックグラウンドの変化を測定した。基本遮蔽材として北陸電力小見 (おみ) 発電所で使用していた発電機の回転子の鉄材 (1931年製) を切断したものを用い、内部遮蔽として無酸素銅 (1 cm 円筒, 1.4 cm 板) およびプラスチック容器に封入した水銀を用いた。Table 1 に種々の遮蔽条件に対するバックグラウンドをエネルギー領域別および主要なピークに対して示す。表から明らかなように原子番号の低い銅は高エネルギー成分に対して有効であり水銀は低エネルギー

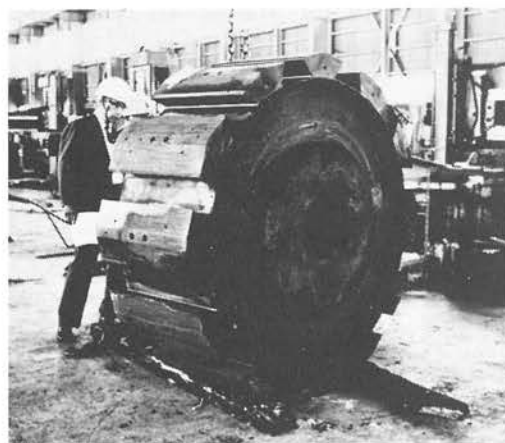


Photo. 1. Old steel block used in hydroelectric power station. Made in 1931 at Hitachi Factory Co. Ltd.

成分の減少に有効である。最下段に減少比を示したが0.1~2.7MeVで約300分の1、⁴⁰Kで約3600分の1になっている。これに対し238keV (²¹²Pb) 352keV (²¹⁴Pb) のピークの減少比は小さく、これが検出器の構成材自体に不純物として含まれていることがうかがわれる。

Ge(Li)-LEPSは100keV以下の低エネルギーγ線の測定に有効で、十分な遮蔽をおこなうことにより低エネルギーγ線を放出する核種の低レベル測定ができる。応用としてUの非破壊測定、²¹⁰Pb法による湖底堆積物の堆積速度の測定、Ge(Li)測定と組み合わせて土壌中のU系列核種の非平衡の測定が可能である。これらの応用を目的にLEPS (ORTEC-8013-16300, 16mmφ×5mm^t) の遮蔽をおこなった。検出器のヘッド部分がそれほど長くないため、デューワーを含めた検出器全体を平均10cm厚の鉄で囲み、さらにヘッド部分のみを1cm厚の無酸素銅円筒で囲んでデューワーからの寄与を減らす工夫をした。Fig 1 に遮蔽なし、鉄10cm、鉄10cm+銅1cmの内部遮蔽を行なった場合のバックグラウンドを示す。全体の減少率は約70分の1、10~200keV領域の全計算率で3.8cpmをえた。

Table 1. Background of Ortec Ge(Li) detector for various shielding conditions.

Shielding Condition (thickness in cm)	Gross count rate of each energy region (unit in cpm)								Peak count rate(cpm)			
	0.1	0.1	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	Energy(keV)			
	2.7	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	4.0	238	352	511	1461
1. No shield	7301	5773	935	489	76.4	53.4	15.8	2.32	41.8	20.3	10.6	86.3
2. Pb(10)	44.3	27.5	9.12	3.80	1.97	1.48	0.942	1.16	0.804	0.068	0.510	0.080
3. Fe(10)+Pb(10)	32.2	18.9	7.04	2.80	1.68	1.32	0.909	1.20	0.804	0.039	0.506	0.022
4. Fe(20)	51.5	37.5	7.80	2.61	1.48	—	—	—	0.880	0.133	0.527	0.053
5. Fe(20)+Cu(1)	40.1	28.3	6.53	2.44	1.42	1.08	0.705	0.978	0.712	0.059	0.436	0.019
6. Fe(20)+Hg(1.4)	32.1	18.6	7.13	2.90	1.72	1.34	0.871	1.22	0.788	0.084	0.542	0.028
7. Fe(20)+Hg(3)	29.1	16.8	6.49	2.62	1.65	1.23	0.822	1.11	0.739	0.046	0.478	0.021
8. Fe(20)+Hg(3)+Cu(1)	34.2	22.2	6.46	2.50	1.51	1.13	0.812	1.19	0.688	0.050	0.407	—
9. Fe(20)+Cu(1.4)+Hg(3)	28.4	16.1	6.36	2.69	1.60	1.21	0.848	1.19	0.716	0.045	0.492	0.016
10. Fe(20)+Hg(5)	25.5	13.8	6.02	2.57	1.53	1.15	0.833	1.12	0.668	0.047	0.465	0.019
11. Fe(30)+Hg(5)	25.1	13.3	6.05	2.60	1.59	1.17	0.839	1.09	0.576	0.039	0.459	0.024
(1)/(11) Reduction factor	291	434	154	188	48	45	18.8	2.0	72.6	521	23.1	3590

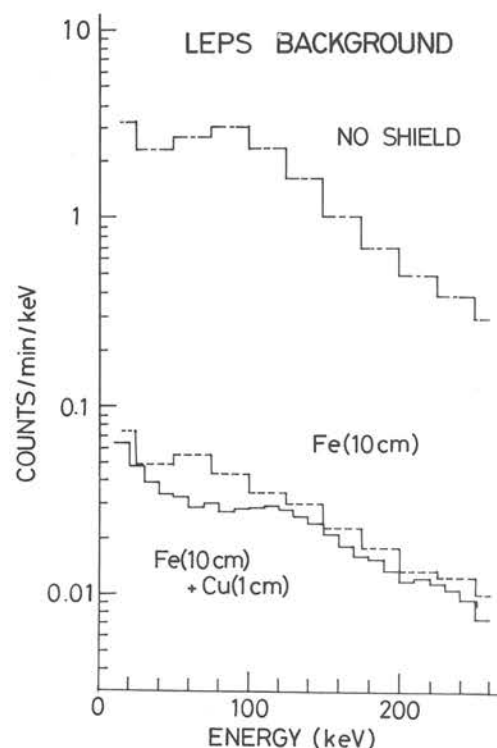


Fig. 1. Background of LEPS detector for various shielding conditions.

可搬型Ge(Li) 検出器による空間線量および温泉水中のラドンのIn-Situ 測定

In-Situ Measurements of Exposure Rate and ^{222}Rn Concentration in Hotspring Water By Portable Ge(Li) Detector

可搬型のGe(Li) 検出器による環境放射能の測定法およびデータの解析法がほぼ確立され、他の測定法による値との比較や、得られた結果の合理的な説明もできるようになった。今年度は昨年実施した各地の測定データの整理をするとともに、辰口新温泉での空間線量および温泉水中の ^{222}Rn のIn-Situ 測定(1977年5~6月)、長崎、九重山周辺の環境放射能調査(7月)、福井県美浜町の第2回環境放射能調査(12月、京大原子炉グループと合同)を実施した。

1. 空間線量の測定

地上1mに検出器をセットし、1測定に30分~2時間程度かけて空間 γ 線のスペクトルをとり、U系列、Th系列核種、 ^{40}K 、 ^{137}Cs 、その他フォールアウト核種から放出される γ 線のピーク面積を計算した。Beckらの方法にしたがい、それぞれの空間線量に対する寄与($\mu\text{R/hr}$)を算出したほか森内の方法によりスペクトル線量変換演算子(G-関数)を掛けて全線量を直接計算して各地の空間線量の評価を行なった。

測定地点は必ずしもその地域を代表する場所ではないが、天然の放射性核種からの寄与は地質をよく反映している。 ^{137}Cs 量は、フォールアウトの降下・蓄積

Table 1. Results of In-Situ measurements. Exposure rates are given in $\mu\text{R/hr}$ unit. The term "others" means the contributions of short-lived fall-out nuclides including ^7Be . Measurement by ionization chamber was made by KUR group.

Measured point	Exposure rate ($\mu\text{R/hr}$)						G-funct.
	Beck's method						
	U	Th	^{40}K	^{137}Cs	Others	Total	
[Hiroshima, Aug. 2-4, 1976]							
"Genbaku" Dome	2.80	5.33	6.92	0.08	N.D.	15.1	12.5
Fukuzoji-1	1.16	2.97	4.07	0.26	—	8.46	8.30
Fukuzoji-2	1.71	4.27	4.53	0.12	—	10.3	10.1
Mitaki	2.50	4.23	5.38	0.14	—	12.3	12.4
Yamada	1.61	4.44	3.71	0.32	—	10.1	9.56
Uga Valley	1.74	2.67	2.49	0.38	—	7.28	7.61
[Akiyoshi Plateau, Aug. 7-8, 1976]							
Doline	1.24	3.04	1.37	0.30	—	5.94	5.82
Kagekiyo Cave	> 4	1.98	2.13	N.D.	N.D.	> 11	6.48
[Kyushu District, Jul. 8-20, 1977]							
Fukuoka, Kyushu Univ.	0.59	1.31	4.39	0.04	0.11	6.33	5.70
Karatsu, Nijino Matsubara	0.40	0.63	3.10	0.22	0.07	4.42	4.29
Nagasaki, Nagasaki Univ.	1.01	1.77	1.96	0.08	0.06	4.89	4.37
Uragami	1.12	2.02	1.94	0.02	—	5.10	4.71
Takatani's House-1	0.93	1.97	2.26	0.11	—	5.27	4.90
"-2	1.70	3.03	3.03	0.09	0.13	7.98	6.84
Nishiyama	0.50	1.12	0.70	0.49	0.03	2.84	2.88
Otake Geothermal Elec. Plant							
Otake-1	0.94	1.80	2.34	0.03	0.04	5.15	4.63
Otake-2-1	0.66	1.29	1.36	0.06	0.12	3.49	3.61
"-2-2	0.64	1.36	1.33	0.05	0.08	3.46	3.65
"-2-3	0.75	1.40	1.32	0.06	0.10	3.63	3.64
"-2-4	0.72	1.35	1.39	0.06	0.09	3.61	3.67
Hachobara Geothermal Elec. Plant							
Hachobara-1-1	0.59	1.08	1.04	0.03	0.09	2.83	2.94
"-1-2	0.70	1.21	0.98	0.04	0.05	2.98	2.96
"-1-3	0.56	1.17	1.02	0.03	0.08	2.86	2.90
Hachobara-2	0.35	0.20	0.32	0.01	0.08	0.96	1.27
Hachobara-3	0.41	0.62	0.22	0.02	—	1.51	1.66
Ichimoku-san	0.34	0.40	0.22	0.43	0.15	1.54	1.68
[Himekawa Valley, June 18-23, 1976]							
Gamahara	1.79	2.00	2.57	0.03	N.D.	6.39	—
Okai	0.90	1.23	1.90	0.03	N.D.	4.06	—
Hakuba Plateau	0.95	1.11	1.63	0.04	N.D.	3.73	—
Kuzu Hotspring	3.62	4.43	5.58	N.D.	N.D.	13.60	—
[Noto Peninsula, Nov. 1-2, 1976]							
Taki, Laterite	1.35	4.16	1.70	0.03	0.74	7.98	6.85
"(100cm)	1.59	6.21	4.39	0.05	0.45	12.7	10.9
"(10cm)	1.70	3.84	2.28	0.06	0.52	8.40	7.73
Taki, beach	0.84	1.41	2.22	N.D.	N.D.	4.47	4.38
Takitani, forest(100cm)	1.07	2.93	1.09	0.68	0.72	6.49	6.47
Takitani, forest(15cm)	1.16	3.33	1.21	0.86	0.66	7.22	7.10
[Tatsunokuchi]							
New Hot-spring	1.59	2.44	2.90	0.01	N.D.	6.94	6.19
LLRL(Oct. 2, '76)	1.27	2.39	2.88	0.01	N.D.	6.55	6.15
LLRL(Oct.12, '76)	1.12	2.99	0.75	0.02	0.12	5.00	4.99
100cm	1.02	3.02	0.72	0.02	0.23	5.01	4.64
14 cm	0.84	3.00	0.81	0.01	0.13	4.79	4.62
[Environs of KUR, Nov. 25-30, 1976]							
KUR-A	0.81	1.53	2.23	0.22	—	4.79	5.11
KUR-B	0.96	1.36	1.89	0.15	—	4.36	4.66
KUR-C	1.44	1.99	2.15	0.02	—	5.60	5.01
KUR-B1	1.07	1.53	1.97	0.17	—	4.74	4.88
KUR-B2	0.96	1.49	1.84	0.15	—	4.44	4.88
KUR-B3	0.95	1.45	1.98	0.17	—	4.55	—
Stone Hill	1.45	4.00	4.86	0.01	N.D.	10.32	9.66
Eiraku Dam	1.87	3.82	4.21	0.02	N.D.	9.92	9.25
Mizuma Temple	1.13	2.83	3.49	0.01	N.D.	7.45	6.31
Sanatorium	1.16	1.99	1.68	0.29	N.D.	5.12	5.14
Ogami Shrine	1.62	3.14	3.72	0.04	N.D.	8.52	7.66
[Mihama, Nov. 15-19, 1976]							
Niu, M.P	1.79	5.15	4.32	N.D.	0.23	11.59	11.36
Takenami, Ochiai Riv.	1.51	4.36	3.80	0.05	0.33	10.05	10.74
Takenami V.	1.77	3.46	2.96	0.05	N.D.	8.23	8.09
"	1.75	3.46	2.88	0.04	N.D.	8.13	8.19
"	1.70	3.60	2.82	0.04	N.D.	8.17	8.23
"	1.72	3.53	2.86	0.04	N.D.	8.15	8.16
Sugahama, M.P	3.14	5.39	4.10	0.06	0.24	12.93	11.36
Sata, M.P	2.11	3.30	2.86	0.04	0.24	8.53	7.41
Goichi, M.P	1.76	2.40	2.46	0.21	0.10	6.93	6.31
Urazoko (Tsuruga)	0.93	1.27	1.55	N.D.	N.D.	3.75	—
[Mihama 2-nd Survey, Dec. 3-7, 1977]							
Kugushi	1.32	2.15	2.21	0.04	—	5.71	5.46
Hayase M.P	1.04	1.63	2.14	0.05	—	4.86	4.59
Hiruga-1 M.P	1.05	1.69	2.45	0.03	0.08	5.30	5.03
Hiruga-2	0.94	1.28	2.26	0.06	—	4.54	4.31
Shinjo	1.81	3.02	3.22	0.15	—	8.20	8.11
Okura Park	1.91	5.77	4.42	0.03	—	12.10	11.88

Exposure rates by Ionization chamber are given by KUR-group
N.D.: Not detected

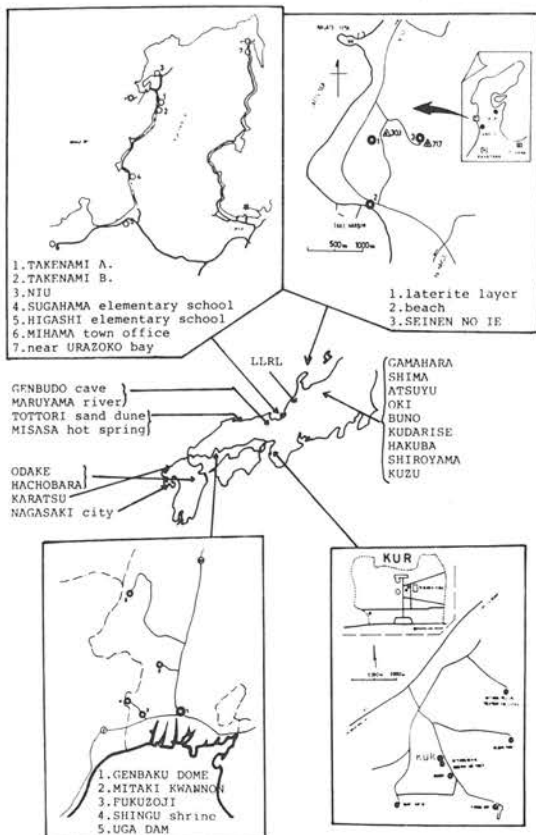


Fig. 1. Location of In-Situ measurement.

量の地域的特徴とともに、土壌表面の保存状況を知る手懸りを与えてくれる。1976年10, 11月の測定では同年9月26日の中国核実験による短寿命フォールアウトの寄与が $0.74 \mu\text{R/hr}$ に達するところがある。Fig. 1にこれ迄行なった調査地域を、Table 1.に測定結果をまとめて示す。美浜の第2回調査は京大原子炉グループによる高圧電離箱による結果も併せて示したが、Beckの方法、G-関数による方法ともよい一致を示している。

いくつかの地点については、連続繰り返し測定をおこない空間線量の時間変化も測定した。これらのうち美浜町奥浦公園での測定(1977年12月5日~6日)および京大原子炉での ^{41}Ar の測定(1976年11月25~26日)の結果をFig. 2, 3に示す。

奥浦公園は関電美浜の3号炉から北に約1km離れた地点で、地質的には花崗岩地帯であるため空間 γ 線線量は $12 \mu\text{R/hr}$ あり他の地点に比べてかなり高い。図からわかるように測定期間中の線量の変動は小さくほぼ一定である。

はげしい降雨があり、その影響がU系列の寄与の増加、(^{214}Pb , ^{214}Bi の地表への降下) ^{40}K の寄与の減少(雨水による吸収)に現われている。雨の降り始めのU系列の寄与の増加量はあまり著しくないが、これは、降雨時の風向が海より陸方向であり、大気中の ^{222}Rn 濃度が低いことによるものと思われる。

Fig. 3は京大原子炉のスタックから放出される ^{41}Ar をスタックの北100mの地点で測定した結果を風向風速のデータとともに示したものである。スタックから放出される放射性雲(Plume)による線量は、理想的な放出条件と気象条件に対しては理論的な解析も可能とされているが、図からわかるように測定中の風速、風向は絶えず変化しており短時間の測定結果の解析には適用し難い。 ^{41}Ar による空間線量の増加 $0.03 \sim 0.13 \mu\text{R/hr}$ (100m地点)は、測定場所での自然放射線による γ 線空間線量($\sim 4.5 \mu\text{R/hr}$)の1~3%に相当する。

2. 温泉水中の ^{222}Rn 測定

大型ポリバケツに採取した水試料にGe(Li)検出器を入れ、 ^{214}Pb , ^{214}Bi からの γ 線の測定による ^{222}Rn のIn-Situ測定法を昨年度開発した。本年度は、本法による ^{222}Rn 定量のための基礎的データを蓄積する目的で辰口町上開発地区に新たに掘られた新温泉(地下615m)を利用し、種々の測定を試みた。 ^{222}Rn からの ^{214}Pb , ^{214}Bi の生長の様子を温泉水を入れた時と、空の場合のピーク面積の比をとり γ 線エネルギーに対してプロットしてFig. 4に示す。試料中に放射性核種が含まれていなければ、一番下の曲線上にのり、これより高ければ含まれていることを示す。1回目の測定(採水直後より30分測定)では早く生まれてくる ^{214}Pb 量が ^{214}Bi に比べて数倍高く、7回目(213分後)では $^{222}\text{Rn} \rightarrow ^{214}\text{Pb} \rightarrow ^{214}\text{Bi}$ 間に平衡が成立することがわかる。これは、娘核種をほとんど含まない ^{222}Rn が温泉水に存在し、 $^{222}\text{Rn} \rightarrow ^{218}\text{Po} \rightarrow ^{214}\text{Pb} \rightarrow ^{214}\text{Bi}$ の順に生長してくることで説明される。本法による ^{222}Rn の検出限界は空間のバックグラウンドに依存するが50pCi/l程度で、簡易遮蔽を行なえば、限界・精度とも上げることができる。

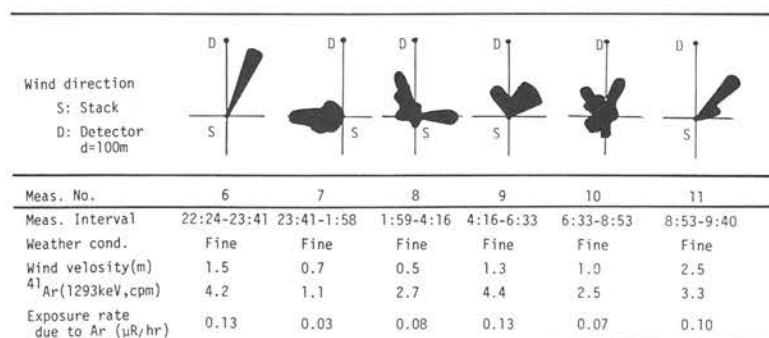


Fig. 3. Variation of the contribution of ^{41}Ar plume. Measurement was made at 100 m from the stack of KUR reactor.

[本研究は修士課程柳瀬信之ほか卒研生の協力を得て行われた。KUR周辺および第2回美浜調査では京大原子炉グループのお世話になった。「温泉水中の ^{222}Rn 測定」については日本温泉科学会誌29巻1号に掲載決定。]

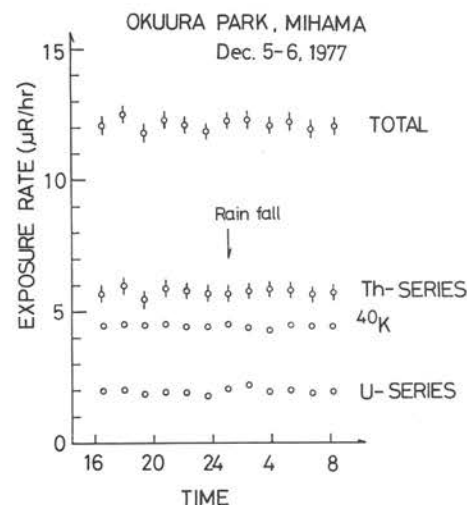


Fig. 2. Variation of exposure rate with time at Oku-ura park near Atomic Power Station in Mihama, Fukui Prefecture.

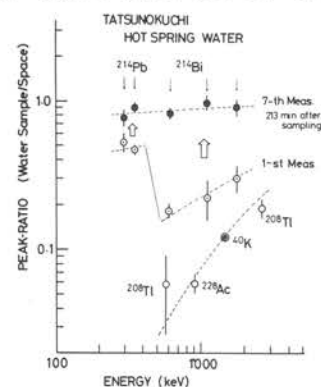


Fig. 4. In-situ measurement of ^{222}Rn in hot spring water. Arrows show the growth of ^{214}Pb and ^{214}Bi from parent ^{222}Rn .

日本各地の土壤中の放射性核種

Radionuclides in Japanese Soil

日本各地から1963年（一部は65, 66年）および1976年（一部は72, 73年）に採取した土壌試料中の ^{210}Pb , ^{226}Ra (^{214}Pb , ^{214}Bi), ^{238}U (^{234}Th), ^{232}Th (^{228}Ac , ^{208}Tl), ^{40}K および ^{137}Cs 濃度を測定した。農耕により均一になっていると考えられる表面から10~15cmまでの土壌を採取し、乾燥した後、その12~25gをとり、直径5cmの円盤型にプレスして測定線源とした。 ^{210}Pb (46.5keV)および ^{234}Th (63.5keV)はGe(Li)-LEPSにより、他は通常のGe(Li) 検出器により測定した。 ^{210}Pb , ^{234}Th はそれぞれの γ 線分岐比として4.1および5.69%を用い、試料の密度および厚みの補正をおこなって濃度を算出した。

1963年と1976年の試料の比較から1976年の試料は ^{137}Cs 量が平均1.6分の1に、また ^{210}Pb 量が10~20%程度いずれも減少していることがわかった。 ^{137}Cs の違いは核実験によるフォールアウトの最も多かった時期が1963年前後であることで説明される。 ^{210}Pb 降下量は1963年当時とくに高かったとの測定例もあり(足利工大・小平教授よりの私信)これに対応しているものと思われる。Table 1に1976年試料の測定結果を、またFig. 1にこれらの値を地図上にプロットして示す。UとRaは一般に誤差の範囲でほぼ放射平衡に達しているが、 ^{210}Pb はほとんどの地域で親核種 ^{226}Ra に比べ過剰になっている。この傾向は、秋田から鳥取にかけての日本海側の降雪地帯でとくに著しい。これは北西の季節風によってもたらされる雨や雪にともなって大気中の ^{222}Rn から生成する ^{214}Pb , ^{214}Bi が地表に蓄積し ^{210}Pb 量の過剰として見出されるものと考えられる。 ^{137}Cs 濃度の地域的傾向も ^{210}Pb の分布と同様、日本海側が一般に多い傾向がうかがえる。

^{40}K はカリ肥料として供給されているものも含まれているが、UおよびTh濃度とともにそれぞれの地域の地質的特徴を示しているものと考えられ、これらの値をもとに、各地域の農耕地における γ 線空間線量の推定も可能である。

Table 1. Concentrations of radionuclides in Japanese soil. Data are given in pCi/g-soil unit.

Sampling Location	^{210}Pb *	^{226}Ra 1)	^{238}U 2)	^{232}Th 3)	^{40}K	^{137}Cs	Sample coll.	depth(cm)
Sapporo	.86/15	.84/15	.43/6	.48/7	10.6/5	.33/3	1976	0-12
Morioka	1.67/38	.55/16	.45/7	.23/6	2.9/4	.93/6	1976	0-15
Akita	2.53/26	.82/23	.67/7	.59/7	11.6/8	1.20/5	1976	0-13
Sendai	.33/9	.20/15	.12/4	.44/8	2.5/1	.24/2	1976	0-12
Utsunomiya	1.29/26	.69/15	.63/5	.62/8	14.1/6	.77/4	1975	0-13
Imaichi-1	1.42/26	.45/20	.09/4	.39/8	3.5/6	1.50/6	1975	0-18
-2	.36/11	.34/14	.16/3	.63/8	3.6/4	.05/1	"	40-50
Kanuma	.74/6	.61/18	.29/5	.48/6	5.6/6	.17/3	1975	0-15
Ashikaga-1	.58/12	.35/10	.39/3	.53/6	11.6/6	.26/2	1975	50-70
-2	.36/13	.45/13	.49/4	.71/8	14.2/6	ND	"	80-120
-3	.16/7	.49/16	.44/4	.67/8	12.7/6	ND	"	120-140
Mito	.68/18	.72/17	.19/4	.42/8	4.1/1	.27/3	1976	0-13
Kohnos	.82/17	.16/8	.28/3	.33/4	14.4/7	.55/3	1976	0-12
Tachikawa	1.19/17	.40/13	.51/5	.74/7	12.7/7	.70/4	1973	0-12
Kofu	.82/17	.15/8	.28/3	.33/4	6.8/4	.26/2	1976	0-15
Takada	2.94/32	.85/18	.86/3	.82/9	15.7/8	1.56/8	1976	0-15
Kanazawa	2.72/39	.89/19	1.01/83	1.17/11	20.1/8	1.46/7	1976	0-16
Tsu	1.08/15	.30/10	.70/7	.88/11	15.0/8	.45/3	1972	0-15
Osaka	.44/12	.41/8	.47/5	.43/6	15.3/6	.18/2	1976	0-12
Tottori	1.70/30	.45/11	.67/10	.93/10	11.6/7	.68/5	1973	0-16
Okayama	1.15/19	.66/15	.95/7	1.48/11	22.1/10	.38/4	1976	0-11
Tsukushino	1.16/16	.50/10	.52/16	.56/6	23.5/7	.63/3	1976	0-10

1) Measured by ^{214}Pb and ^{214}Bi ND: Not detected

2) Measured by ^{234}Th

3) Measured by ^{228}Ac

* Normalized to sampling year

[足利工大・小平 潔教授との共同研究。一部は1978年4月、ヒューストンで行われた Natural Radiation Environment III で発表された。]

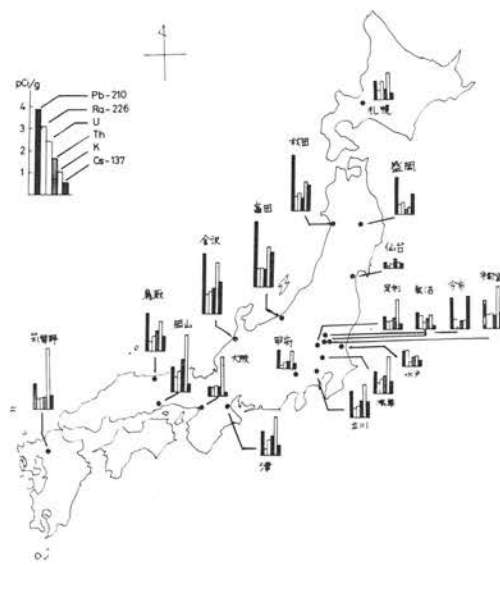


Fig. 1. Concentrations of ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}Th , K and ^{137}Cs . Concentration of K is given in weight %.

広島、長崎の原爆被ばく試料中に残留する中性子誘導放射能

Residual Neutron-induced Radioactivities in Samples Exposed to the Atomic Bombs in Hiroshima and Nagasaki

原爆が投下されてから30数年後の広島と長崎で、高性能の可搬型 Ge(Li) スペクトロメータによる環境放射能の研究調査が実施され(1976, 77年), 爆心地付近で測定された γ 線スペクトル中に極めて微弱ながら, 原爆中性子による誘導放射能と考えられる ^{152}Eu が検出された。 ^{151}Eu は熱中性子捕獲断面積が5,900バーンもあり, ^{152}Eu の半減期が12.4年と長いので, 被ばく後長期間を経た後でも, ^{152}Eu の放射能から被ばくした原爆中性子線量を推定することが可能と考えられた。そこで, 広島, 長崎両市の爆心から0~1,300mの地点で採取された屋根瓦, レンガ, 岩石などについて, 細粉化した試料をプラスチック容器(内径54mm, 内高9mm)につめ, γ 線, X線の測定を低バックグラウンドのGe(Li)-LEPS(Low Energy Photon Spectrometer, 低エネルギー γ 線・X線用)と通常のGe(Li) スペクトロメータを使用して行なった(Fig. 1)。被ばく試料からは ^{152}Eu が明瞭に検出され, 原爆に直接被ばくしていない諸試料からは検出されなかった。被ばく試料中の ^{152}Eu は ^{151}Eu が原爆中性子により放射化されて生成したものと断定できる。また, 爆心付近で採取された試料では, ^{152}Eu とともに ^{154}Eu , ^{60}Co も検出された(Fig. 1)。これらの残留放射能の計数率値(a)から各試料が被ばくした熱中性子線量(ϕ)を次式により推定した。

$$\phi = a / \{N \cdot \sigma \cdot \lambda \cdot \exp(-\lambda t) \cdot b \cdot y\} \dots\dots\dots (1)$$

ここで, σ (放射化断面積), λ (測定核種の壊変定数), b (測定 γ 線・X線の放出率)には既知の核データを代入し, a , N (残留放射能測定試料中の ^{151}Eu など標的核の数, 放射化分析により定量), t (被ばく後測定するまでの経過時間), y (測定 γ 線・X線の計数効率, ^{152}Eu 標準溶液を既知量添加した試料の測定により求める)に測定値を代入する。測定, 計算の一例を Table.1 に示す。この場合, 2種のスペクトロメータによる残留放射能の測定値, 3種の核種による被ばく熱中性子線量の推定値はよく一致している。なお, ^{154}Eu , ^{60}Co の放射能が検出限界以下で, ^{152}Eu のみしか検出できなかった試料については, ^{152}Eu のみからの ϕ の推定

をした。Fig. 2には被ばく熱中性子線量の推定値を爆心からの距離に対してプロットして示す。

Table. 1. Results on a roofing tile exposed to the Hiroshima Atomic Bomb at the hypocentre.

Sample amount measured	25.588 g (1.38 ± 0.07 ppm Eu, 22.99 ± 0.24 ppm Co determined by NAA)				
Number of target in the measured sample ($\times 10^{16}$)	Eu-151 atoms 6.69 ± 0.33		Eu-153 atoms 7.31 ± 0.37		Co-59 atoms 600.9 ± 6.2
Nuclide	Eu-152		Eu-154		Co-60
Detector	LEPS	Ge(Li)	LEPS	Ge(Li)	Ge(Li)
Activity, Aug. 1977 (dpm)	42.8 ± 1.4	45 ± 2	2.4 ± 0.7	1.9 ± 0.5	6.5 ± 0.5
(Aug. 1945)	(286 ± 8)	(269 ± 12)	(32 ± 10)	(26 ± 7)	(437 ± 34)
Estimated neutron dose ($\times 10^{13}$ n/cm ²)	6.1 ± 0.4	6.4 ± 0.5	8 ± 2	6 ± 2	7.9 ± 0.6

[本研究に使用した試料の多くは, 広島平和記念資料館, 長崎国際文化会館, 奈良教育大・市川米太教授, その他の方々の好意によるものである。放射化分析には, 立教大・原子炉と京大・原子炉を共同利用し, 試料の粉碎には金沢大・理・地学科および分析化学研究室の機器を使用した。なお, 本研究は, 小村, 中西, 森本(卒研生), 阪上の連名で, 第21回放射化学討論会, 武蔵工大原子炉等共同利用第2回短期研究会, 昭和52年度立教大学原子炉共同利用報告書等に発表・報告した。]

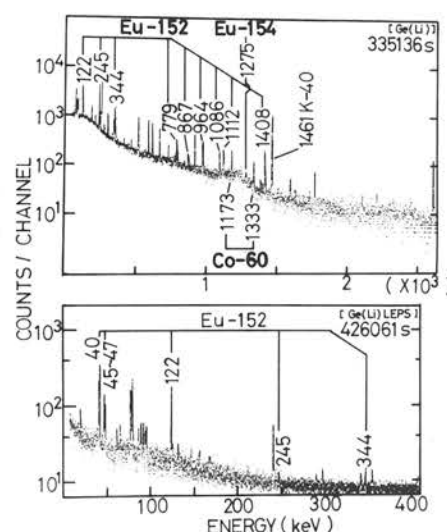


Fig. 1. Gamma-ray and X-ray spectra measured on a roofing tile exposed to the Hiroshima Atomic Bomb at the hypocentre.

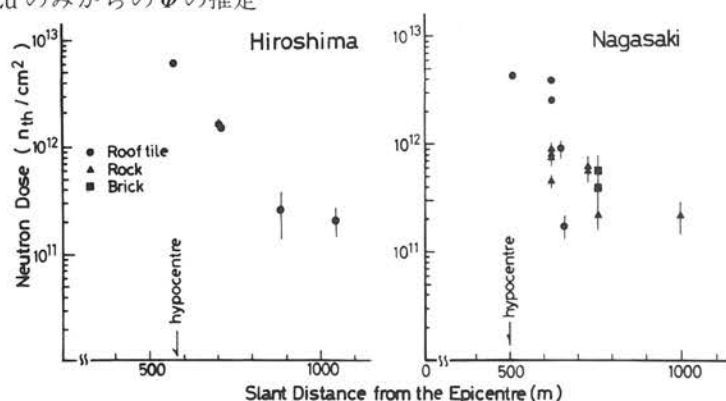


Fig. 2. Estimated thermal neutron doses at different slant distances from the epicentres.

温泉水・地下水等のラジウム同位体($^{232}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$)とウラン同位体($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$)

Radium and Uranium Isotopes in Thermal Spring Waters and Ground Waters

温泉水中の放射性核種に関する知見は、温泉の成因等の地球化学的課題の解明に役立つ場合がある。今回はラジウム泉として知られ、しかも食塩濃度が海水のそれにも匹敵する有馬温泉、それに泉質類似の鹿塩鉱泉、またそれら周辺の宝塚その他数ヶ所の温泉、湧水、沢水等について ^{228}Ra ($T_{1/2}=5.7$ 年)、 ^{226}Ra ($T_{1/2}=1620$ 年)さらに ^{234}U ($T_{1/2}=2.4\times 10^5$ 年)、 ^{238}U ($T_{1/2}=4.5\times 10^9$ 年)の含有量を測定し、その同位体比について検討した。

Fig. 1 に示す採水地点において試料水80ℓをポリバケツに採水し、HCl酸性とし Ba^{2+} 、 Fe^{3+} 担体、 ^{232}U 収率トレーサーを添加後 BaSO_4 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 沈殿をつくり、一昼夜現地に放置後沈殿を実験室に持帰り、HClを加えて BaSO_4 沈殿と Fe^{3+} を含む溶液に分離する。前者は重量秤量(通常これによりRa捕集の化学収率を求む)ののち、当施設の低バックグランドγ線スペクトロメーターを用い、911 keVの ^{228}Ac γ線ピークより ^{228}Ra を、609 keVの ^{214}Bi γ線ピークより ^{226}Ra を同時に評価した。一方 Fe^{3+} 溶液は8 M HCl 溶液としてのち、DIBK抽出でFeを除去、TOA抽出、陰イオン交換樹脂精製も行ってウランを分離、αスペクトロメトリーを行い $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 比とウラン量を評価した。

Fig. 2 にRa同位体についての結果を示すが、Ra濃度の高い有馬(4)(5)、宝塚(1)、鹿塩(14)においても必ずしもその塩分濃度とは相関せず、 ^{228}Ra の半減期の短い ^{228}Ra もかなり含まれることは、ClとRaの由来は同一でないことを示す。一方 ^{238}U 濃度も花崗岩体である六甲山系地下水[(6)=1.36pCi/ℓ、(2)=0.43pCi/ℓ、(7)=0.37pCi/ℓ等]で多いことが見出され、このような花コウ岩がRa、Uの供給源とみられる。 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 比は1.0~1.8の範囲にあるが、辰口新泉源(T)では 15.7 ± 4.5 の大きな値を見出したことは注目される。UとRaの含有量にはとくに相関はなかったが、これは両元素の化学的性質、各核種の壊変系列での位置、温泉地下水の温度、成分等の条件が異なることから説明しうると考えられる。

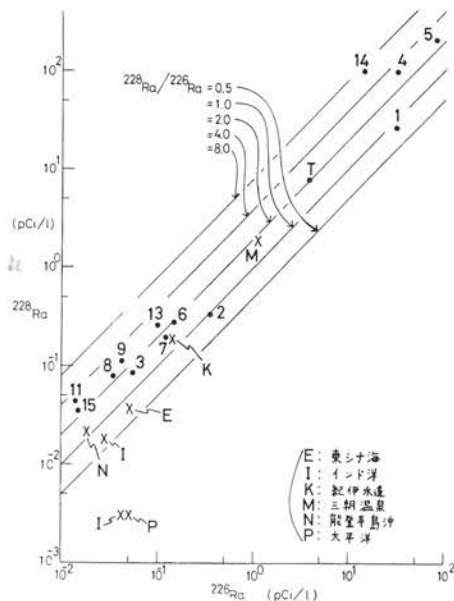


Fig. 2. Concentrations of ^{228}Ra and ^{226}Ra and their activity ratios.

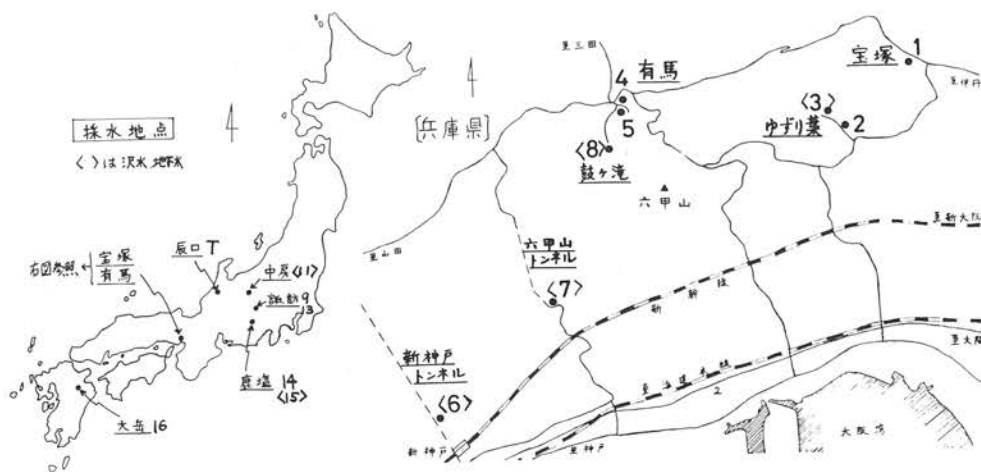


Fig. 1. Sampling Sites.

[本研究は金沢大・理・卒研生矢島充の協力で行われた。なお、試料採取のさいは神戸商船大久保隆氏等の協力もえた。本研究は昭和53年7月富山県新平湯温泉における第31回日本温泉科学会大会において発表予定]

松葉に含まれる放射性核種の測定

Measurement of Radionuclides in Pine Leaves

環境放射能測定のための指標植物の一つとされている松葉について、放射性核種の存在状態や地域による差異などの実態を解明するため、Ge(Li)検出器による γ 線測定を試みた。

測定線源作成に必要な前処理は Fig. 1 に示す方法で行なったが、まず本実験施設周辺で採取した松葉を乾式、湿式の両灰化法で処理し、その難易さおよび検出される核種濃度の違いを比較することからはじめた。Fig. 2 は乾式灰化試料の γ 線スペクトルである。ここで検出された諸核種の濃度と湿式灰化試料による濃度とを比較した Fig. 3 より、湿式による検出量が乾式によるものより約10%多いが、乾式灰化でKが揮散するとは考えにくく、また同時に行なった Pu 分析結果から、この差は主として線源の形状の違いによる測定誤差から生じたものと思われる。処理の難易さも合わせ考え前処理は乾式灰化で行なうことにした。次に松葉の放射性核種は根からの吸収によるものか、大気からの付着によるものかを調べるため試料を洗浄し比較したのが Fig. 4 である。 ^{40}K , U 系列, Th 系列は全く除染されず、土壌や岩石中のこれらの天然放射性核種はすべて根から吸収されたと思われる。他の核種はほぼ同傾向を示し、水洗いで31%, 洗剤洗いでさらに24%除染された。しかし長寿命の ^{137}Cs は水洗いで12%, 洗剤洗いでさらに14%と他に比べ除染量が少ないことがわかった。Fig. 5 は各地採取松葉から検出された半減期の比較的近い核分裂生成核種の ^{144}Ce と誘導放射性核種の ^{54}Mn との関係を採用時期も考慮し比較したものである。採用時期が中国核実験(1976年9月26日)に近い1976年11~12月採取松葉は半年以上を経た1977年5~7月採取松葉より相対的に ^{54}Mn 検出量が多いこと、またそれぞれ ^{144}Ce と ^{54}Mn との相関が強いこと、原子力発電所との距離的相関がないことなどから、この ^{54}Mn はその大部分が核実験による降下物に由来しているといえる。その他、生葉、古葉、落葉における核種存在量の比較や、また核種の相対的存在比と核分裂収率曲線との比較から、中国核実験が ^{235}U 型核爆発であることを確かめた。

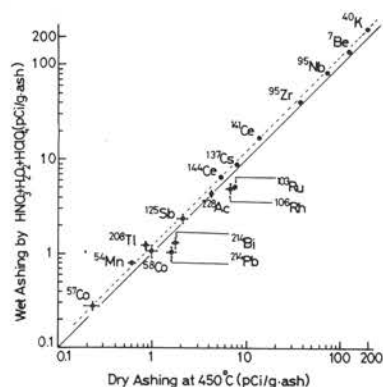


Fig. 3. Comparison of ashing methods.

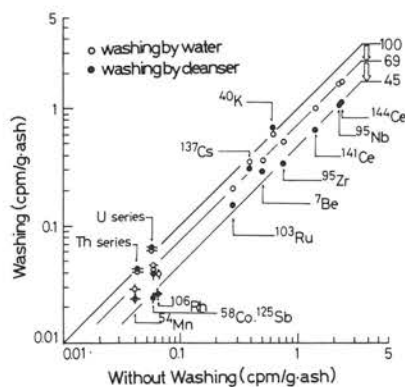


Fig. 4. Decontamination effect of radionuclides by washing with water and cleanser.

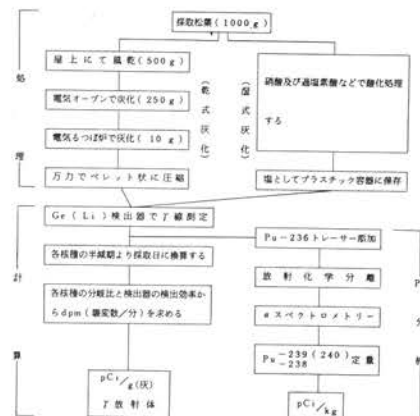


Fig. 1. Analytical procedures of pine leaves.

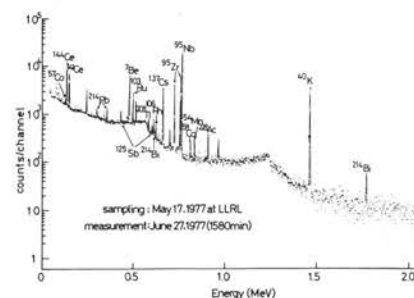


Fig. 2. γ -spectrum of pine leaves. Sample was collected in the forest near LLRL.

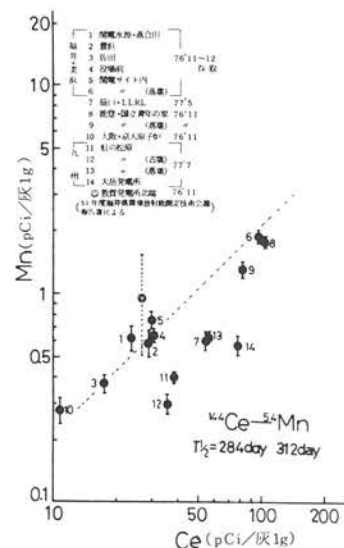


Fig. 5. Correlation of ^{144}Ce and ^{54}Mn Sampling points and date of collection are given in the figure.

〔本研究は金沢大学科学教育研究員、山守志朗教諭(石川県立金沢中央高等学校)により行なわれ昭和53年度全国理科教育大会で発表する予定〕

土壌中の ^{137}Cs および $^{239+240}\text{Pu}$ の深度分布

Depth Profiles of ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in Soil

土壌中の ^{137}Cs および Pu 同位体の深度分布は、一般に深さとともに指数的に減少することが知られている。 α 放射体である Pu の測定には化学分離が必要で操作に時間を要するため、 γ 測定で容易に定量できる ^{137}Cs の濃度から Pu 蓄積量を推定する可能性について検討した。

分析試料には、In-Situ 測定による環境放射能調査のさいに測定地点より採取した土壌試料（深さ10~25 cm）を用いた。表面からの深さ2~5 cm毎に採取した土壌試料を、風乾し小石や木の根などを除いた後、乳鉢ですりつぶし、プラスチック容器につめて γ 線測定用線源とした。Ge(Li) 測定により U (^{214}Pb , ^{214}Bi), Th (^{228}Ac , ^{208}Tl), ^{40}K , ^{137}Cs その他の核種濃度を定量した後、その1部または全部（10~200 g）を用いて Pu の分析を行なった。

土壌試料に ^{236}Pu トレーサーと 8 M- HNO_3 を加えて加熱し、溶解抽出された部分について溶媒抽出（TOA- HNO_3 系）を基本とする Pu の分離・精製操作を行なった。ステンレス板上に Pu を電着し、Si 検出器を用いて α スペクトル測定により $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu を定量した。Fig. 1 に宇賀ダム上流の杉林で採取した土壌の7.5~10 cm 部分の Pu の α スペクトルの例を示す。 γ 測定による U, Th, K, ^{137}Cs の深度分布および α 測定による $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度の深度分布とその ^{137}Cs に対する比を Fig. 2 および 3 に示す。これらの測定結果から明らかにように表面に近い部分を除いて、天然放射能の U, Th, K はほぼ一定なのに対し、 ^{137}Cs および Pu 濃度は深さとともに急激に減少している。その傾きは一般に言われている指数関数的な分布に近い。一方、 $\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$ 比 (Fig. 3 下段) はこれらの濃度が深さによって2桁程度も違うにもかかわらず0.01~0.04（平均0.025）の範囲内にあり、 ^{137}Cs 濃度を知って $^{239+240}\text{Pu}$ の濃度の推定が factor 2 程度の精度で可能なことを示している。

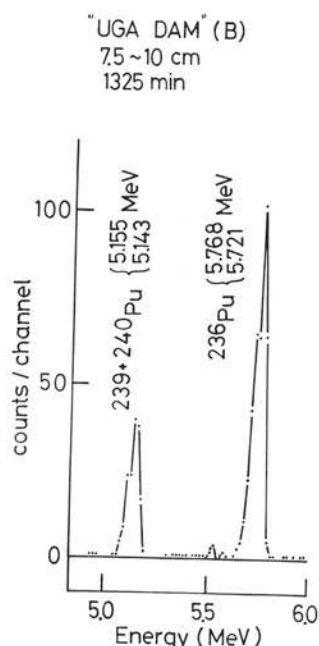


Fig. 1. Alpha spectrum of plutonium fraction. The 7.5~10 cm portion of the soil collected at Uga Valley, Hiroshima.

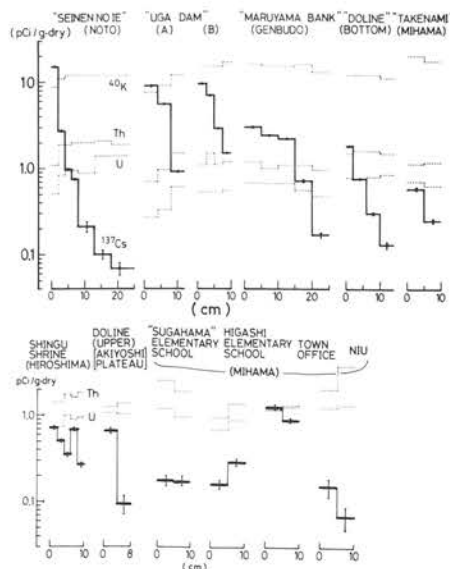


Fig. 2. Depth profiles of U, Th, K and ^{137}Cs .

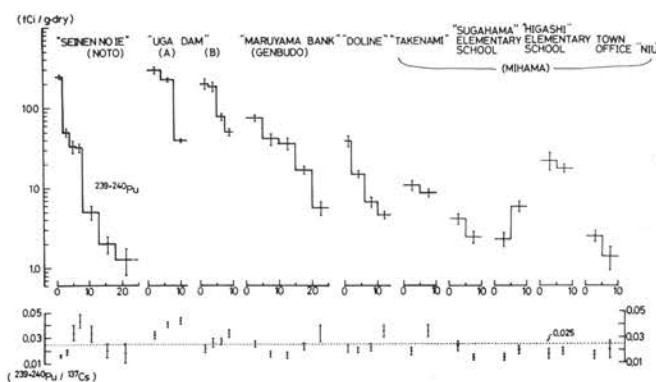


Fig. 3. Depth profiles of $^{239+240}\text{Pu}$. The activity ratios of $^{239+240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$ are given in the lower part of the figure.

[本研究は金沢大理・修士課程・柳瀬信之によりおこなわれた。]

環境プルトニウムの放射化学分析法検討の実験研究

Experimental Studies on Radiochemical Analysis of Environmental Plutonium

環境試料中のプルトニウムを定量するための基準分析法の作成を目的として、「放射性核種分析法の基準化に関する対策研究」（科学技術庁が日本分析センターに委託）の「プルトニウム分析法の作成」研究が、昭和52年度も継続された。本年度の重点的検討課題は、大気浮遊塵を捕集したろ紙および焼結プルトニウム含有試料からのプルトニウムの溶出法であり、当実験施設では、分析法の草案の問題点を指摘し、基準分析法作成の基礎となるデータの提供を目的として、共通試料（大気浮遊塵捕集ろ紙、焼結プルトニウムを含む土壌の模擬試料）を分析した。

大気浮遊塵捕集ろ紙のクロスチェック分析については、当施設で、ガラス繊維ろ紙（東洋ろ紙GB-100R）に捕集された大気浮遊塵を硝酸で煮沸処理した場合、溶出液と残渣中にどのような割合でプルトニウムが存在するかを、溶出残渣のフッ化水素酸による全分解も行なって検討した。その結果、大気浮遊塵中のプルトニウムを定量するには、硝酸溶出後の残渣をさらにフッ化水素酸で処理する必要があることが明らかとなった。他の研究機関でも同様の結果が得られ、硝酸溶出部分と残渣部分のプルトニウムの和を、セルロースーガラス繊維ろ紙について検討した他の研究機関によるものとともに Fig. 1 に示す。なお、この大気浮遊塵試料は同一場所に、ハイボリウムサン

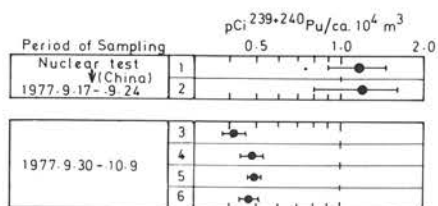


Fig. 1. Results of crosscheck analysis for air dust. Institution 1 (Kanazawa Univ.) and 2 (Technical Centre for Environmental Pollution, Ibaraki Pref.) analyzed glass fiber filter. Institution 3 (Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corp.), 4 (National Hygienic Lab.), 5 (Hygienic Inst., Fukui Pref.) and 6 (Japan Chemical Analysis Centre) analyzed cellulose-glass fiber filter.

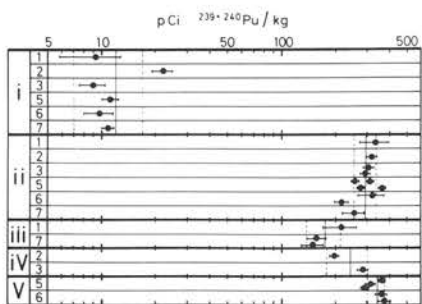


Fig. 2. Results of crosscheck analysis for soil containing refractory oxide of Pu (ignited at 1600 °C). Dissolution methods are as follows; i) HNO_3 (3+2) leaching, ii) Sill's method, iii) HNO_3 (3+1) leaching after HF treatment, iv) 10M HNO_3 - 1M HF leaching, and v) 10M HNO_3 - 0.1M HF leaching. Institution 7 is National Inst. of Radiological Sciences.

〔金沢大学における共通試料のクロスチェック分析は、金沢大理中西孝、同修士課程の柳瀬信之により実施された。なお、プルトニウム分析法作成分科会（委員長・阪上正信、国内の9研究機関参加）の協議作成による「プルトニウム分析法」（放射能測定法基準化委員会編）が、昭和53年3月印刷配布されている。〕

プラー5台を併置して吸引されたもので、10日間で約 10^4 m^3 の大気が吸引された。吸引量の相互比較は、サンプラーの表示以外にろ紙に付着した γ 線放出核種の放射能を当施設のGe(Li)スペクトロメータなどで測定することにもより検討された。焼結プルトニウム（1000°C、1600°C焼結の2種）含有土壌試料からのプルトニウムの溶出法については、Fig. 2の5方法のうち、i, ii, iiiを当施設で検討した。その結果を他の研究機関での検討結果とともにFig. 2に示す。8M硝酸のみによる溶出法(i)はフォールアウト・プルトニウムに対しては充分であったが（昨年度報告）、焼結プルトニウムに対しては不充分である。10M硝酸に加えてフッ化水素酸を種々濃度で作用させることにより、焼結プルトニウムの確実な処理法として提案されていた(ii)の方法による定量値と何ら変らぬ結果が得られる、より簡単な溶出条件(v)が確認された。本研究の結果などに基づいて作成された基準分析法の溶出操作の部分をFig. 3に示す。

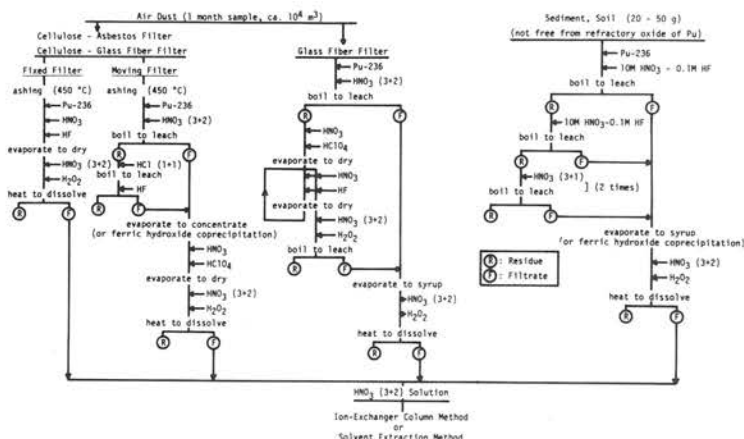


Fig. 3. Analytical scheme for environmental plutonium.

ベンゼン合成による C-14 測定 (続)

Measurement of C-14 by Synthesizing Benzene from Samples

C-14 年代測定法において、試料から $\text{CO}_2 \rightarrow \text{Li}_2\text{C}_2 \rightarrow \text{C}_2\text{H}_2$ を経てベンゼンを合成し、液体シンチレーション法にてその放射能を測定する方法につき、昨年度より本施設においてまず合成装置を設備し、予備的研究をはじめた。本年度はよいよ本格的に年代測定にとりくむため多数の試料を用い、主として下記の諸点について研究を進展させた。

1. ベンゼン合成にいたる収率向上のための諸条件の検討：炭酸カルシウム試料から CO_2 発生段階で、リン酸を用いるとリン酸カルシウムが生成して充分な CO_2 発生を妨げるので、過塩素酸を用いることとしたところ、Fig 1 上に示すようにこの段階(I)は、高収率を確保しうようになった。また $\text{CO}_2 \rightarrow \text{Li}_2\text{C}_2$ の段階も同図(II)の L-16 以後の実験結果でわかるように 800°C 以上加熱で赤熱消失後も加熱をつづけ (計 2 時間) 収率を向上しえた。このほか $\text{C}_2\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_6\text{H}_6$ の反応を触媒 V_2O_5 量もかえて検討し、全収率として 50g の CaCO_3 から少くとも 5ml (収率 73% にあたる) 以上の C_6H_6 を合成しうようになった (Fig. 1)

2. 合成 C_6H_6 は Fig 2 で示すようにシンチレーター等とよく混合し、京都産大、福井衛研、金沢大生化の液シン装置により同一試料の比較測定を行ったが、Figure of Merit ($^2\text{S/B}$) よりみて福井衛研 Aloka-LB-1 で 20ml バイアル測定がもつとも有利であること等を確め得たのでその条件で、年代測定のための計測を行った。

3. 年代の測定の基準として NBS シュウ酸からも C_6H_6 を合成しその放射能と、南西諸島喜界島採取の多数の化石サンゴ試料および考古学的に有意義な日本海域の貝塚から採取された試料から合成された各 C_6H_6 の放射能とから年代を計算した (Fig. 3)。上山田貝塚は宇ノ気町に昭和 6 年発見、最近また発掘調査され縄文時代遺物を出土したところで、そこからのイシガイの年代は妥当であった。一方、東金沢に近い月影遺跡は昭和 34 年発見ののち発掘調査されたもので、そのヤマトシジミの年代は、弥生式後期または和泉式以前とみられる出土土器に比し、やゝ古く今後の検討を要する。

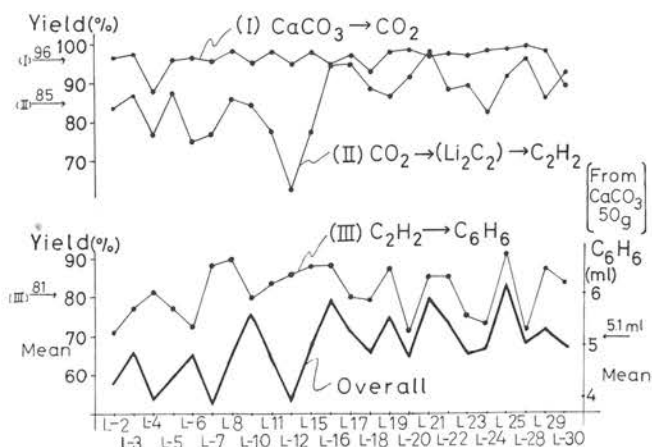


Fig. 1. Chemical yield for each process.

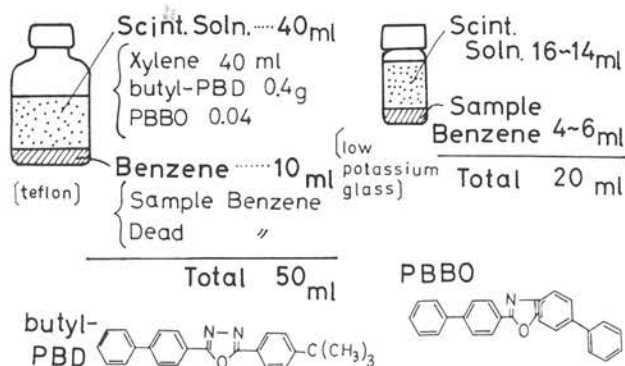


Fig. 2. Scintillation solution.

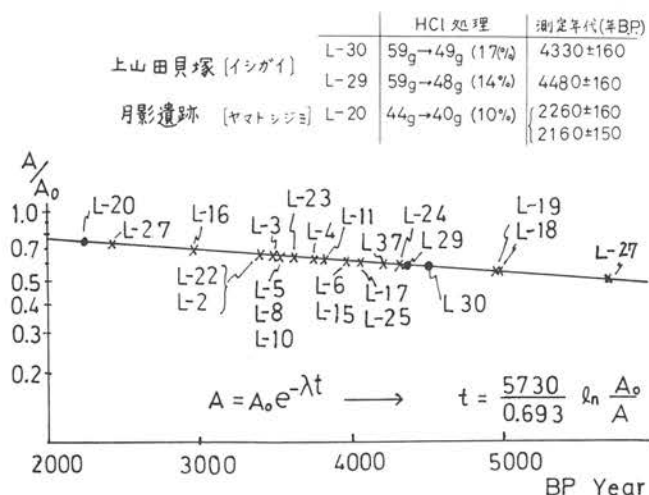


Fig. 3. Ages (t) calculated from C-14 activities (A).

[本研究は昭和52年度科研費特定研究「放射年代測定法の開発と改良による考古試料の測定と編年」として金沢大理・卒研 五十嵐一雄および地学教室との協力で行われたもので、同特定研究会で発表され、同昭和52年々次報告にも掲載。]

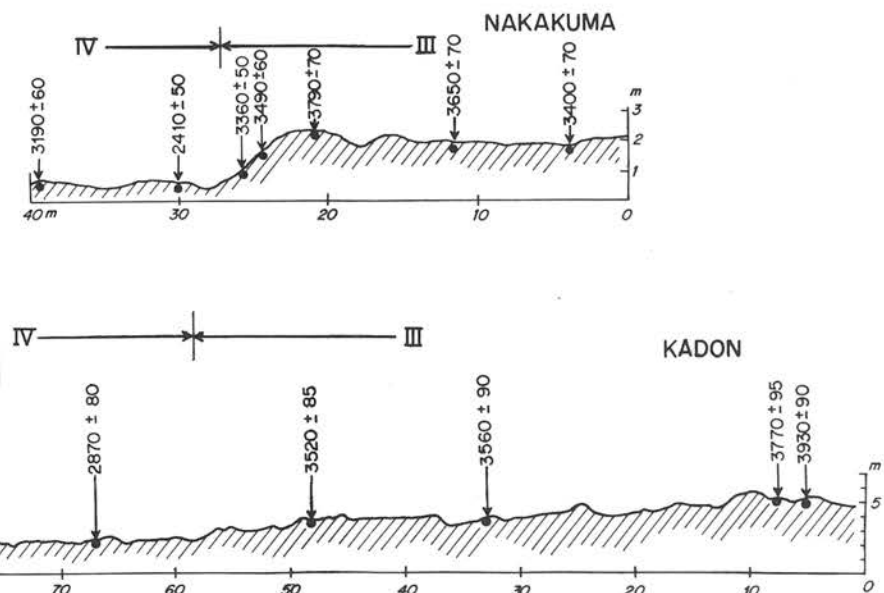
¹⁴C法による造礁生物化石の年代測定 (I)

Radiocarbon Dating of Reef-building Organisms(I)

前年度の予備実験で成功を収めた、アラレ石(CaCO₃)からのベンゼン合成による、C-14年代測定の実用化にあたり、これまでも詳しい地形、地表地質調査が行われ、C-14年代測定数も50試料を越す、鹿児島県大島郡喜界町の完新世段丘の主体をなす、隆起珊瑚礁産石サンゴ化石を対象にえらんだ。目的は、完新世珊瑚礁の立体構造と形式続成過程を明らかにすることで、試錐作業の開始に先立つ、候補地2点で得られた試料18ヶを測定した。内訳は、実際に試錐した中熊測線上より8ヶ、地表詳査のみに終った中里測線上より10ヶで、試料の属名・採集地点・海拔高度・段丘面区分と、求められたC-14年令(半減期5730年で算出)は次の通りである。但し、中里測線の地形断面は割愛した。

対照試料として、地形上同時面として追跡されている島の南東側、嘉鈍付近の第Ⅲならびに第Ⅳ面から報告されている年代値を、地形断面図に併示しておく。礁の前面成長ならびに第Ⅲ・Ⅳ面の明瞭な分離は、ユースタティックな海面変動に地殻変動が重なり合って生じたと考えられる。Ⅳ面に古い年代を示す浸食面起源の存在が確認された。

	Genus	Terrace	Elevation (m)	C-14 date
NAKAKUMA				
Shallow well	<i>Leptoria</i> sp.	III	1.80	4020
77051202	<i>Montipora</i> sp.	III	2.65	3220
77051204	<i>Favia</i> sp.	III	2.45	3650
77051206	<i>Favites</i> sp.	III	3.25	3660
77051207	<i>Goniastrea</i> sp.	Slope	2.60	3460
77051209	<i>Favites</i> sp.	Slope	2.10	3460
77051211	<i>Favites</i> sp.	IV	1.45	2410
77051212	<i>Goniastrea</i> sp.	IV	1.55	3190
NAKAZATO				
77081107	<i>Goniastrea</i> sp.	II	4.80	5590
77081302	<i>Goniastrea</i> sp.	III	2.55	3840
77081303	<i>Leptoria</i> sp.	III	2.30	3900
77081402	<i>Goniastrea</i> sp.	III	2.70	4020
77120802	<i>Acropora</i> sp.	III	3.00	3420
77081702	<i>Symphylia</i> sp.	Slope	1.50	3480
77081703	<i>Favia</i> sp.	IV	1.00	2960
77081707	<i>Favites</i> sp.	IV	0.95	3300
77081708	<i>Goniastrea</i> sp.	IV	0.40	4880
77081709	<i>Leptoria</i> sp.	IV	0.15	4910



[本研究は、昭和52年度文部省科研費一般B「後氷期珊瑚礁の立体構造からみた完新世海面変動」(249011:代表者 小西健二)により、金沢大・理・卒研生佐藤充子および放射化学講座の協力で行われ、成果の一部は、日本学術会議シンポジウム「さんご礁の環境解析(海の古生態Ⅰ)」(52, 11東京)および日本地質学会85年会(53, 4清水)において発表された。]

^{99m}Tc 溶離液の放射化学的純度Radiochemical Purity of ^{99m}Tc Eluate

^{90}Mo - ^{99m}Tc ジェネレータより溶離される $^{99}\text{TcO}_4^-$ の放射性核種の純度を測定することは、放射性医薬品の品質管理という点から重要である。今回 Ge(Li) 検出器により、溶離液中の不純物核種の定量を行うことができた。

1. 1977年4月から1978年3月までに、金沢大学大学病院核医学診療科で使用されたジェネレータにつき、残存放射能を検出する目的で生理食塩水で30mlを溶離し、 γ -スペクトロメトリーを行った。その結果、1977年10月を境に、残存放射能 γ -スペクトルが変化することがわかった。10月前までは、長寿命 ^{134}Cs が存在するが、10月以後の試料にはこの核種が存在しなかった。この時期は ^{99}Mo 原料が、(n, γ) 製法のものから (n, f) 製法のものに入荷変更された時期と一致することがわかった。

さらに1978年1月31日検定日のジェネレータからの溶離液から F.P. の ^{131}I が強く観測されることより、現在臨床的に使用されているジェネレータは、F.P. ^{99}Mo を利用したものであることが判明した。

2. F.P. ジェネレータを販売している A 社 B 社の同一検定日の 50mCi ジェネレータ 2 台につき、それぞれ、一日一回 ^{99m}Tc を 20ml ずつ一週間の間ミルキングした。 ^{99m}Tc は、すぐキュリーメータ（電離箱式）で測定し、不純物核種は、 ^{99m}Tc 減衰後（10～20日後）、これら溶離液13試料につき、 γ -スペクトロメトリーを行った。その結果を Table 1 に示す。

3. 2 で使用した 2 台のジェネレータを検定日より 4 5 日後に分解、アルミナカラム部を取り出し、Ge(Li)- γ スペクトロメトリーを行った。その γ -スペクトルを Fig. 1 (A), (B) に示す。(A) は 2 の A 社のもの、(B) は B 社のものと対応している。スペクトルから、B 社の ^{99}Mo 原料中には、F.P. の ^{140}Ba が存在していることがわかった。B 社の溶離液から ^{140}Ba - ^{140}La が検出されるのは、 ^{99}Mo 原料中の ^{140}Ba のためであることがわかった。

以上の結果より、臨床的に使用されている ^{99m}Tc 溶離液の放射性核種の純度を上げるためには、 ^{99}Mo 原料の純度を上げることが重要であると思われる。これら試料の測定の大部分は、当施設の低レベル Ge(Li) 検出器で行ったが、試料および結果の解析評価は金沢大・医療短大の研究による。

Table 1. Radioactive impurities in Tc-^{99m} eluates from two different generators.

	Elution Number	Tc-^{99m} (mCi)	Impurities (μCi)			
			Mo-^{99}	I-^{131}	Ru-^{105}	Ba-^{140}
A	1	105	1.8×10^{-1}	1.5×10^{-5}	4.0×10^{-5}	ND
	2	75	1.0×10^{-1}	9.9×10^{-6}	3.8×10^{-5}	ND
	3 O	55	8.9×10^{-2}	1.4×10^{-6}	3.5×10^{-5}	ND
	4	45	5.0×10^{-2}	ND	3.4×10^{-5}	ND
	5	34	3.2×10^{-2}	ND	3.0×10^{-5}	ND
	6	27	3.8×10^{-2}	ND	2.7×10^{-5}	ND
	7	17	1.7×10^{-2}	ND	2.5×10^{-5}	ND
B	1	72	ND	5.5×10^{-5}	3.5×10^{-5}	5.0×10^{-5}
	2 O	50	ND	5.0×10^{-5}	3.4×10^{-5}	6.0×10^{-5}
	3	42	ND	3.4×10^{-5}	2.3×10^{-5}	7.4×10^{-5}
	4	32	ND	4.2×10^{-5}	2.8×10^{-5}	7.7×10^{-5}
	5	26	ND	3.2×10^{-5}	2.7×10^{-5}	8.8×10^{-5}
	6	16	ND	1.9×10^{-5}	2.1×10^{-5}	6.3×10^{-5}

O : Assay date

ND : not detected

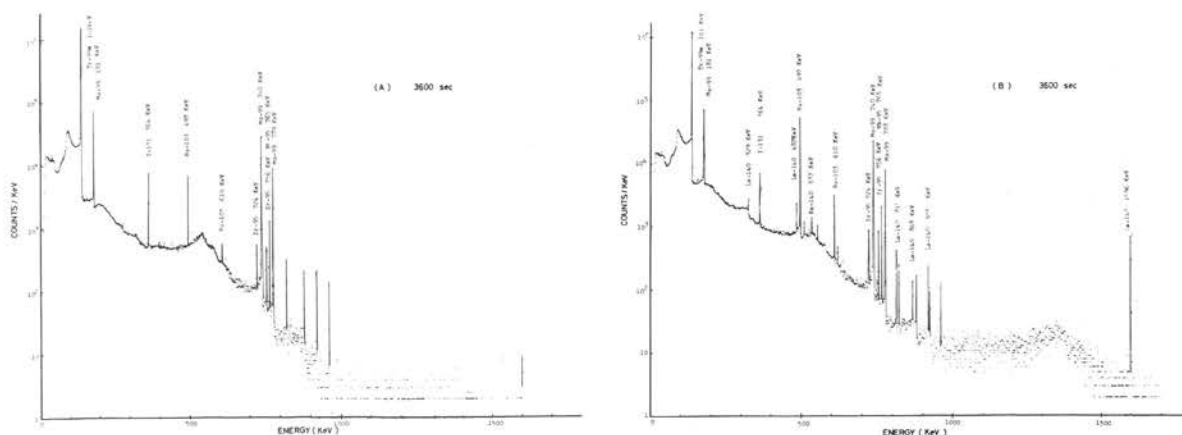


Fig. 1. γ -spectrum of each alumina column.

〔昭和53年6月第15回理工学における同位元素研究発表会において発表予定。〕

《測定器およびデータ処理関係》

新規納入設備

- 高純度Ge-LEPS (ORTEC-1513-32380S) (右写真)
 α 測定用 Si 検出器 (ORTEC-R-035-600-100)
 2 入力測定用モジュール (ORTEC 4671ほか)
 紙テープパンチャー (NAIG-PTP-1A)
 半導体検出器用真空容器 (大阪電波VC-9)



(IN-SITU 測定用 LEPS.)

《実験用機器》

- 開閉式電氣管状炉 (池本理化H-3 型)
 冷却式遠心分離器 (佐久間製作所50B-CFS)
 小型真空ポンプ (ヤマト科学PS-20, 真空機工G-5P)
 油回転真空ポンプ (徳田製作所RP-360BG)
 卓上型ボールミル (入江商会V-1, SUS-27)

《その他》

- 液化窒素貯槽 (大陽酸素 DLS-500B)
 遮蔽用鉄材 (7 ton, 受入れ)

使用量

液体窒素	2,784 ℓ
A 重油	3,342 ℓ
電 気	96,790KWH
水 道	829m ³

《52年4月～53年3月》

(科研費等によるものを含む)

《施設職員》

施設長 阪上正信 (併任)
 助教授 小村和久
 技 官 加藤岩夫
 事務補佐員 中本美智代

《研修員》

山守志朗 (金沢中央高校教諭)
 51.4-53.3, さらに53.4-54.3
 金沢大学科学教育研究員

《運営委員》 (任期 52.5-54.5)

理学部	小西健二	寺田喜久雄
医学部	久田欣一	米山良昌
薬学部	堀川正克	宮崎元一
工学部	平井英二	山本善一
教育学部	瀬嵐哲夫	
教養部	定塚謙二	
医療技術短大	安東醇	

人事

研究報告

- 阪上正信, 小村和久, 環境放射能とその線量率の In-Situ γ Spectrometry による研究, KURRI-TR-155, pp. 20-35 (1977).
 阪上正信, 小村和久, In-Situ γ Spectrometer とその応用 (とくに水試料への適用) 環境 γ 放射線の測定に関するシンポジウム KURRI-TR-156, pp. 1-12 (1977).
 阪上正信, “プルトニウムとその土壌中における挙動” 文部省科研費総合研究(A)報告「放射性廃棄物処理処分に伴う環境保全評価の基礎研究」, p. 3 (1978).
 小村和久, “²³⁷Puの調製およびPuのトレーサーとしての応用” 同上, p. 12 (1978).
 山守志朗, “環境 γ 線測定に有効な In-Situ Ge(Li) 検出器の特性とその応用” 石川県高等学校理化研究部会研究紀要, pp. 23-30 (1977).
 山守志朗, “野外用高分解能検出器による環境放射線測定と空間線量評価” 北信越高等学校理化研究部会研究紀要 pp. 55-59 (1977).
 T. Makino and M. Honda, Half-life of ⁹²Nb, Geochim. Cosmochim. Acta., **41** 1521 (1977).
 M. Kodaira, M. Kato, K. Komamura, A. Kawamura, A. Yamamoto, R. Ebisawa, M. Sakanoue and K. Komura, Distribution of ²¹⁰Pb in Japanese soils and its relations with that of ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs and stable Pb, Proc. Natural Radiation Environment III, Houston, 23-28 April 1978.

解説

- 小村和久, “金沢大学理学部附属低レベル放射能実験施設” 放射線研究 **12** (1) 50 (1977).
 阪上正信, “金沢大学低レベル放射能実験施設 (LLRL) の最近の活動状況” 保健物理, **12**, 291 (1977).
 小村和久, “ミニコンを用いた γ スペクトル解析” RI 理学工学利用文献集 (122) Radioisotopes, **27** 75 (1978).

昭和52年度 会合・調査出張・見学来訪の記録

- 昭和52. 5.10 北陸大学松井正夫教授，富山大学鳴橋直弘助教授来所
- 5.10 能美郡辰口町小・中学校教員10名見学
- 5.12 長崎大学学長他5名，放医研熊取敏之博士，環放研設立準備委員川瀬金次郎教授来所
- 5.16 ◎当施設運営委員と環境放射能研究所設立準備委員会との合同懇談会（於事務局）
- 5.19 薬学部学生（40名）学生実験来所・見学と実習
- 5.21 メリーランド大学（米国）大根田教授他5名来所
- 5.31 ウィスコンシン大学（米国）ウィラード教授夫妻来所
6. 7 薬学部学生（40名）学生実験来所・見学と実習
- 6.12 北陸ハムクラブ18名見学
- 6.17 日本原子力研究所石森富太郎博士来所
7. 7～21 〔九州地方（唐津，長崎，大岳，八丁原環境放射能調査）
- 7.25 石川県高等学校理科教員研修講座（県教育センター）参加者見学講習
- 7.26 ◎昭和52年度第1回運営委員会（於理学部）
- 7.30 能美郡辰口町農業委員会20名見学
- 8.18 新潟大学橋本哲夫助教授来所
9. 9 成城大学鈴木尚教授，国立科学博物館今泉吉典動物研究部長，井上浩植物研究部主任研究官，今島実動物研究部主任研究官，中西統文部省海外学術調査係長来所
- 9.17 能美郡辰口町婦人会30名見学
- 9.18 ダルムシュタット大学（西ドイツ）リーザー教授来所
- 9.30 金沢工業大学小林宇五郎教授来所
10. 5～ 7 第21回放射化学討論会参加者見学
- 10.17 理学部化学科第3学年生（25名）学生実験来所見学と実習
- 10.31 海部文部大臣，森代議士，藤波自民党文教部会長来所
11. 4 元 I A E A 顧問西脇安博士来所
- 11.15 医療短期大学学生（50名）見学実習
- 11.18 福井県美浜町町長他5名来所
- 11.22 名古屋工業技術試験所河島達郎氏来所
12. 3～ 6 〔福井県三方郡美浜町環境放射能調査〕
- 12.17 ◎総合研究(A)放射性廃棄物の処理処分に伴う環境保全評価の基礎研究及び環境放射研究コロキウム
合同会合開催，（研究分担者11名，講演者5名，他本学教官等参加）
- 昭和53. 3.23 ◎昭和52年度第2回運営委員会（於理学部）
- 3.24 愛媛県公害衛生研究所西原氏来所
- 3.28 ◎ I A E A 研究会合（2ページ参照）・当施設にて講演・見学（国外研究者12名，国内研究者7名
他本学教官等参加）

低レベル放射能実験施設 昭和52年度研究概要年次報告 1978年7月1日発行

〒923-12 石川県能美郡辰口町字和気オ24 TEL (076151) 4440

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University, Tatsunokuchi, Ishikawa Pref., JAPAN