
第1回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和34年10月28日

科学技術庁

1. ジェット機による高空放射能観測

防衛庁技術研究本部 ○服部一郎，剣持和夫

1 目 的

最近の研究報告によれば核爆発実験に依る放射性物質は成層圏下端附近に集積される傾向にあり相当の時間が経過してもこの集積量はある程度以下に減少しないといわれている。吾々の実験は放射性微塵を実際に実験室に持ち帰り，成層圏下端附近に集積された放射性物質の成分，時期的変化及び垂直分布等を調べる事を目的としている。その前段階として灰取紙による採取を行った。

2 方 法

17.5×33.5cm大の醋酸纖維素皮膜に透明粘着剤を塗布した灰取紙をジェット機(F-86F)主翼前面に左右各10枚づつ貼布し所定高度(主として33000feet 4000feet)を一時間飛行して塵の採取を行った。測定は灰取紙を灰化しグロスアクティビティーの計数， γ 線による成分の分析を行った。

3 期 間

33. 5月～34. 8月 現在継続中

4 測 定 器

フィリップ製 エレクトロニックカウンター 4810
トレーサーラプ製 スーパースケーラー G. M. 管
神戸工業製 シングルチャネル γ 線スペクトロメーター

5 グロスアクティビティーの計数

時期的変化については図1，垂直分布については図2のグラフを得た。測定値のバラッキは非常に大きいが高高度の上昇と共に放射能も増大する傾向が認められる。

図1 時 期 的 変 化

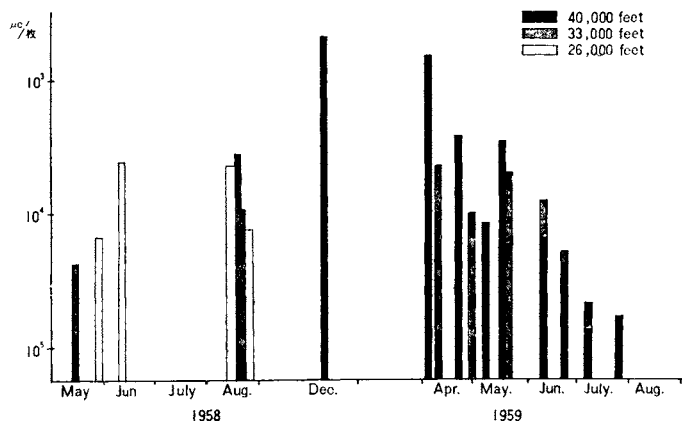
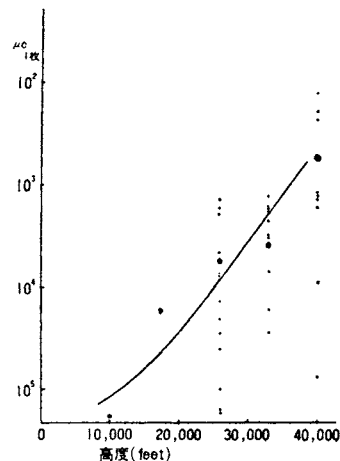


図2 垂 直 分 布



6 成分の分析

図3は試料の γ 線スペクトル図の1例である。1 MeV 以下の範囲に3個のピークが図のようにあらわれるのは塵や天水等のスペクトル図に共通の現象であつてこれが核分裂生成物によるものである事は明らかである。

図のようにしてコンプトン部を除きピークの大きさを測ると下表の如く得られた。

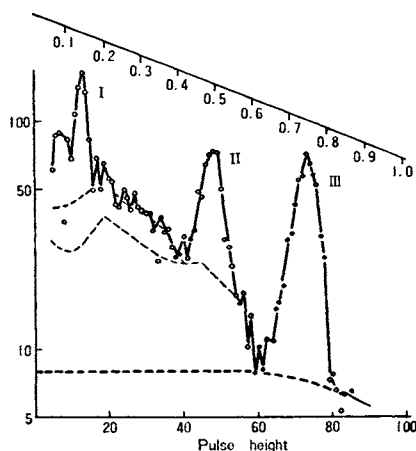
F-16 採集 58.12.11 高度 40,000f			
測定年月 日	58. 12. 22	59. 2. 18	S_2/S_1
ピーク	S_1	S_2	
I	314c/m	101c/m	0.32
II	188	63	0.34
III	126	97	0.76

F-17 採集 (58.12.11) 高度 40,000f			
測定年月 日	58. 12. 22	59. 2. 18	S_2/S_1
ピーク	S_1	S_2	
I	347c/m	120c/m	0.35
II	289	82	0.28
III	194	122	0.62

図3 F-17 高度 40,000feet

採集 58. 12. 11

測定 59. 2. 18



核分裂生成物に関する知識よりピーク I は ^{140}Ba ^{141}Ce ^{144}Ce が、ピーク II は ^{103}Rn ^{106}Rn ^{140}Ba ^{140}La ^{147}Na が、ピーク III は ^{96}Zr ^{95}Nb ^{131}I ^{144}Pr が関与する事が知られる。特にピーク III では分裂後30日以降の場合実際上は ^{96}Zr 及び ^{95}Nb のみが関係するからピークの減衰の割合から簡単な計算によつて試料の分裂後の経過時間を知る事が出来る。この例の場合60~70日後のものと推定せられる。

7 その他

灰取紙による採取方法は簡便ではあるが集塵能率が不明確な点が大きな欠点であるので来年はジェット機塔載用のロ紙式集塵器、静電式集塵器及び電離槽用空気採取器等を取りつけ定量的なデータを得る予定である。

2. 飛行機による上層放射能観測

気象庁気象研究所 ○伊東彊自, 矢野 直, 成瀬 弘

飛行機によつて対流圏内部の各層別に空中塵埃が集められ、試料の人工放射能、粒子の大きさ、組成および核種について調べた。また大気中の塵埃濃度分布、その他の気象条件も同時に測定された。

各層別採取は東京附近の上空で地上から約 7000m まで行われた。第一回目は1957年10月15日、第二回目は1959年3月26日および3月27日の二日にわたつて実施された。また、1958年12月下旬か

ら1959年3月下旬まで定期航空便を使用し前後12回の観測も行われた。

観測方法および技術

使用された飛行機はデハビラントダブおよびダグラス DC-3 型で、これらの機内に集塵機、気象計器、その他の計器が取付けられた。空気は機体の対気速度を利用して機内に導入され集塵器をへて再び機外に放出させた。集塵器は電氣的なものとロ紙式のものが並用されたが、両集塵器の集効率は高度に対して大体一定の値を示した。電気集塵器の効率は60%とした。空気採取量は電気式で100m³/時、ロ紙式で20m³/時で観測結果は密度変化が補正された。7000mでは外気温-30°C、気圧は420mbを示した。

採取試料は研究室で蒸発乾固あるいは灰化し、その β 線の減衰が測定され、電子顕微鏡による粒度分布、電子廻折、 γ スペクトロメーターによる核種分析を行つた。又塵埃計による空中濃度も光学顕微鏡で調べ、その形態的分類を行つた。

観 測 結 果

観測結果は電気集塵器によるものだけを掲げると第1表のようになる。

第1表 飛行機による上層放射能観測結果

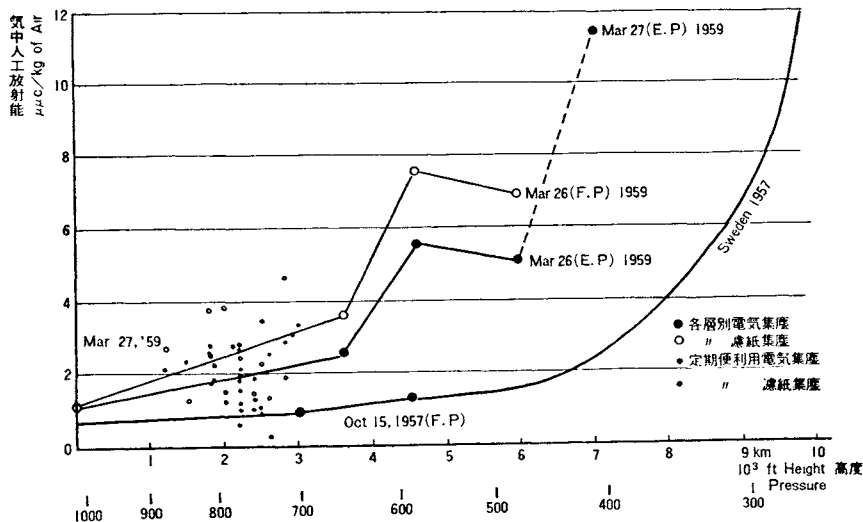
採 取 年 月 日	高 m 度	試 料 放 射 能 cpm	大 気 中 放 射 能 $\mu\text{c/Kg of Air}$	吸 引 量 m ³
1957. Oct 15	3,000	45.48	0.97	313.2※
" " "	4,500	55.55	1.38	329.4※
1958. Dec 23	1,800	} 22.50	0.96	44.0
" " 24	2,500			
1959. Jan 15	1,200	67.90	2.09	56.4
" " 16	1,500	59.85	2.35	45.8
" " 20	2,200	177.49	2.65	128.1
" " 20	2,800	85.77	2.91	59.9
" " 28	2,500	131.58	1.02	258.7
" " 29	1,850	77.76	1.85	79.0
" " 31	2,200	37.00	1.56	46.9
Feb 10	2,600	380.93	3.05	246.2
" " 11	2,200	60.88	2.19	52.6
" " 13	2,200	52.83	1.83	55.3
" " 27	2,200	24.10	1.20	38.4
Mar 2	2,400	227.93	1.97	346.7
" " 3	1,800	99.36	2.75	67.9
" " 4	1,800	62.26	2.60	44.0
" " 14	2,400	29.33	1.85	31.3
" " 15	3,000	94.73	3.39	58.1
" " 19	2,000	360.80	2.56	427.7
" " 26	5,970	69.73	5.08	36.9※
" " "	4,590	79.24	5.52	33.8※
" " "	3,600	46.70	2.57	39.2※
" " 27	7,050	213.3	11.42	56.7※

※は各層別観測

これを図にまとめてみると第1図に示した如く、高度と共に気中放射能が増加の傾向にあることがわかる。

第1図 人工放射能の垂直分布（集塵効率の補正せず）

Vertical distribution of artificial radioactivity



ま と め

- 1) 上層大気中の人工放射能濃度は一般に高度とともに指数函数的に増加している。1959年3月27日の7050mにおいては集塵効率を考慮すれば約 $20\mu\mu\text{c/kg of air}$ の値を示した。（地上では平均約 $2\mu\mu\text{c}$ 程度）
- 2) 1959年の結果は1955年のものに比べて著しく汚染が増大していることがわかる。（核実験中は採取せず。）
- 3) 定期便利用の2000~3000m高度における濃度の日変化は地上のものとよい正の相関が示された。
- 4) 飛行機による上層大気中の自然放射能は相当の高度まで有力に認められた。（ α および β 線について）
- 5) 非放射性塵埃を含めた高度別濃度分布は放射能とは逆に高さと共に指数函数的に減少している。このことは対流圏上部の数少い粒子に放射性元素が集中的に付着していると思われる。
- 6) 各層別資料を γ スペクトロ分析した結果、 Zr^{95} あるいは Ru^{106} などの比較的長寿命の核種が認められた。（目下解析中）

3. 気球による上層放射能観測

気象庁・観測部・気象研究所 ○石井 千尋

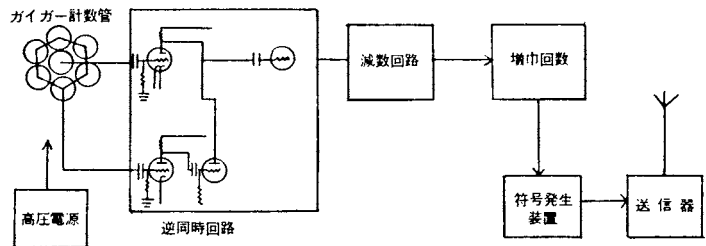
1. 目的と方法

上層の放射性塵の分布を直接に測定できれば落下の機構を把握するために、きわめて有効であ

ると考える。そのためには気球を用いるのが便利である。しかし地表附近の空気中の放射性塵を測定するときのように多量の空気中から放射性のものを濃縮して測定するためには歴大な装置を気球に吊るさねばならない。一方フォールアウトについて或る程度時間がたつた後は、 β 崩壊の数と γ 線光子数との比が ≈ 1 であると云われるので γ 線を測定すれば、或る広い空間—地表附近で100m半径、圏界面附近で1000m半径位の広さ—の平均値が測定できる。この場合には γ 線測器と隔測用の無線さえ吊せばよいことになる。たゞこの方法だと上空で宇宙線によるバックグラウンドが γ 線の計数を超すようなことが起るので、宇宙線の計数を除くことが必要である。

第1図 放射能ゾンデ概要

このため第1図に示すような計数管の配置によつて逆同時放電方式で自動的に宇宙線による計数を取除いた。



2. 計測器と気球

a. 放射能ゾンデ

上記の方針で作つたGM計数管の組と第1図のような増幅その他の回路を用いて、自重800grのゴム気球3個位で飛ばせると20km以上まで上昇する。1954年以来改良を加えたので現在半ルーチン用として使える程度になつた。送信はモールス符号であるので特別な受信装置を要しない。

但しこの放射能ゾンデは高度18~20km附近から上に昇つたときに、GM管の高圧電源回路に真空放電と同様な現象が起るので、この辺の高度までしか信頼できない。

b. 成層圏用放射能ゾンデ

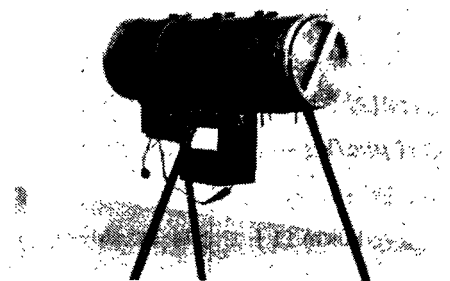
上記の理由で20km以上の測定をするために常に一気圧の空気を封入しておくような耐圧装置が必要になる。更に計数出力を機械的な運動によつてモールス符号によることは、計数値の大きいときに数え落しが出てくる。これを除くために計数出力を電氣的パルスのまゝFM方式で地上に送り、これを記録する方法を採用し、同時に一つ高度に長時間（少くとも100分以上）留ることによつて測定精度が上昇する。このようなやり方で昨33年度から実施している。

写真第1 成層圏用の耐圧容器に納めた放射能ゾンデ

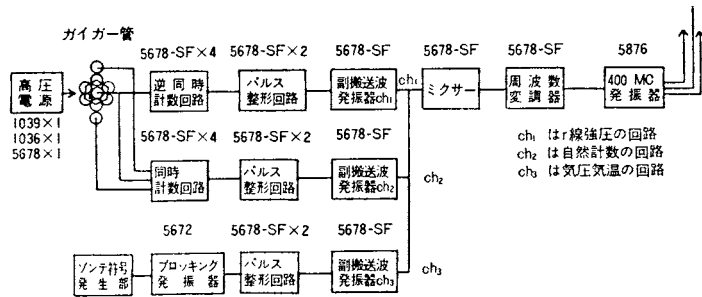
写真第1及び第2図に概要を第3図にこの目的のための受信機を示している。

c. 定容積大型気球

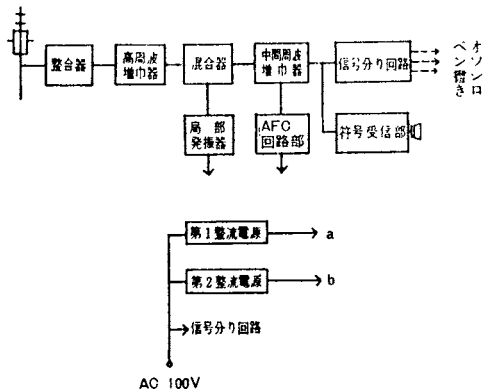
成層圏用放射能ゾンデは重量も増加し(約10kg)また一定高度に一定時間滞留させたいので定容積の大型(ポリエチレン気球)を用いる。現在荷重12kgで高度30kmの測定をするために、2800m³の



第2図 パルス式放射能ゾンデ系統図



第3図 受信器回路系統図



写真第2 1,300m³の気球準備中



気球を25kmのためには1300m³の気球を用いている。写真第2にこの種の気球の出発準備の有様を示す。

3. 測定結果

測定の結果はその都度変動がはげしいので、一つの平均の分布というようなもので表現することは困難であるが、逆転層の附近や圏界面の辺に極大値を示すのが普通であつて、その値はほぼ数百 $\mu\mu\text{c/kg}$ ~数十 $\mu\mu\text{c/kg}$ 空気の間であり、ノルウェーの飛行機による測定値と比較して少し多い様である。

また20km以上では割合に濃度は低い。

4. 自然放射能の混入

地表附近では Rn の生成物から出る自然放射能の γ 線も同時に含まれたものが測られる。

但しこれは高度 3~4km 辺までであらう。飛行機の測定値（自然放射能を除いた）と比較して値が大きいのはこのためと考えられる。

4. 大気中放射性粉塵測定に関する研究

厚生省国立公衆衛生院 ○鈴木武夫，奥 重治

大気中放射性粉塵の測定について，現在我が国では， α 紙，電気集塵器，水盤，ガムペーパー等が広く使われている。

我々は大気中放射性粉塵の測定のための方法について，夫々の方法の特長を明らかにするための実験を行つた。

その結果，大気中放射性粉塵の放射能強度は採気した空気の単位空気量及び単位粉塵当りで， α 紙法は電気集塵器に比べ，すぐれた捕集率を示した。 α 紙法を 100 とすると，電気集塵器では，単位空気量当りで約 90，単位粉塵量当りで 70 である。落下粉塵測定のための水盤及びガムペーパーは，単位粉塵量で比較して α 紙の 10% 以下の感度である。又落下粉塵と浮遊粉塵では，粉塵粒子の組織が異なる。

5. 空気中の放射能塵に関する研究

厚生省，国立衛生試験所 長沢佳熊，○亀谷勝昭

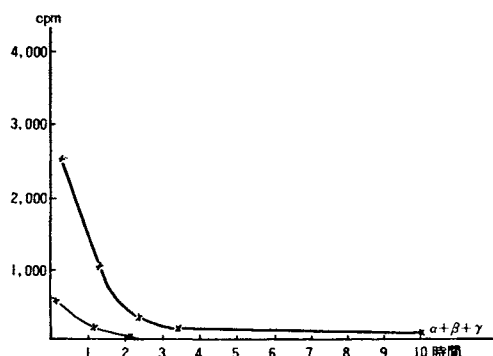
原子爆実験および将来の原子炉等での事故に基因する放射能汚染に対処する目的でつぎの実験を行つた。

〔装置〕 長さ 60cm，内径 2cm のステンレス製陽極管の中央に径 0.02mm のタングステン陰極線を導いた集塵管でこの管に電圧をかけて（7KV 以上では放電する）放射能塵をイオン化させ吸着させる装置になつている。計測はこの管にメタンガスを通じ集塵するときと逆にステンレス管を陰極とし，タングステン線を陽極として計測出来るようになつている。

〔集塵および計測〕 6KV の電圧をかけて 30 分間，毎分 220L の速度で集塵しガスフロウ比例計数装置として計数した。集塵した放射能の減衰は非常に早いので（第 1 図）集塵終了 5 分後に 先づ α 線を 3 分間計数し，30 秒間後に $\alpha + \beta + \gamma$ 線を 3 分間計数した。

〔成績および結果〕 5 月 20 日より 6 月 3 日まで地上約 1m の距離で集塵し Tracer Lab 社製 Super scaler で計数し，6 月 16 日よ

第 1 図 1 時間集塵した放射能塵 (cpm) の減衰を示す



り 6 月 27 日までは地上約 6 m の距離で集塵し Aloka 1001 型計数器で計数した。集塵は午後 12 時前後に行つた。その結果はつぎの通りである。

測 定 日	α 線 の cpm	1L 当りの cpm	$\alpha+\beta+\gamma$ 線の cpm	1L 当りの cpm
5 月 20 日	186 $\pm$ 7.6	0.029 $\pm$ 0.0012	1,126 $\pm$ 23	0.170 $\pm$ 0.0035
" 21 日	328 $\pm$ 10.6	0.050 $\pm$ 0.0016	1,964 $\pm$ 29	0.297 $\pm$ 0.0044
" 22 日	100 $\pm$ 5.85	0.015 $\pm$ 0.0009	644 $\pm$ 20	0.098 $\pm$ 0.0030
" 23 日	14 $\pm$ 13.2	0.078 $\pm$ 0.0020	2,809 $\pm$ 34	0.426 $\pm$ 0.0051
" 26 日	407 $\pm$ 11.7	0.062 $\pm$ 0.0018	2,381 $\pm$ 32	0.361 $\pm$ 0.0048
" 27 日	129 $\pm$ 6.7	0.019 $\pm$ 0.0010	966 $\pm$ 22	0.146 $\pm$ 0.0034
" 28 日	765 $\pm$ 17.0	0.116 $\pm$ 0.0026	4,278 $\pm$ 41	0.648 $\pm$ 0.0062
" 29 日	228 $\pm$ 8.7	0.034 $\pm$ 0.0013	1,204 $\pm$ 25	0.182 $\pm$ 0.0037
6 月 1 日	222 $\pm$ 8.4	0.034 $\pm$ 0.0013	993 $\pm$ 24	0.150 $\pm$ 0.0036
" 2 日	162 $\pm$ 7.4	0.025 $\pm$ 0.0011	927 $\pm$ 24	0.140 $\pm$ 0.0036
" 3 日	198 $\pm$ 8.2	0.030 $\pm$ 0.0012	1,046 $\pm$ 23	0.158 $\pm$ 0.0034
" 16 日	173 $\pm$ 5.9	0.026 $\pm$ 0.0009	943 $\pm$ 28	0.143 $\pm$ 0.0042
" 17 日	210 $\pm$ 8.4	0.032 $\pm$ 0.0013	1,270 $\pm$ 23	0.192 $\pm$ 0.0035
" 19 日	106 $\pm$ 6.0	0.016 $\pm$ 0.0009	550 $\pm$ 18	0.083 $\pm$ 0.0028
" 20 日	138 $\pm$ 6.8	0.021 $\pm$ 0.0010	769 $\pm$ 20	0.117 $\pm$ 0.0031
" 26 日	46 $\pm$ 3.8	0.007 $\pm$ 0.0006	299 $\pm$ 17	0.045 $\pm$ 0.0025
" 27 日	80 $\pm$ 5.2	0.012 $\pm$ 0.0008	494 $\pm$ 18	0.075 $\pm$ 0.0027

5~6 月の放射能塵の平均値をとると α 線は 234cpm であり、 $\alpha+\beta+\gamma$ 線は 1,331cpm であつた。

6. 雨水と浮遊塵中の放射能の推移

気象庁観測部 川畑幸夫, ○大田正次, 小池亮治

1955年に放射能調査を開始して以来の最近の雨の放射能を第 1 図に示す。これは雨の全放射能濃度の日々の経過であるが、核爆発実験の年々の増加に伴い、雨水の放射能が段々に大きくなつていく状況を概観することができよう。ちなみに微気圧計によつて核爆発の地点及び日時を推定した回数は 1954 年以来 48 回で、その内訳はビキニ方面 25 回、シベリヤ北極圏方面 23 回であつた。

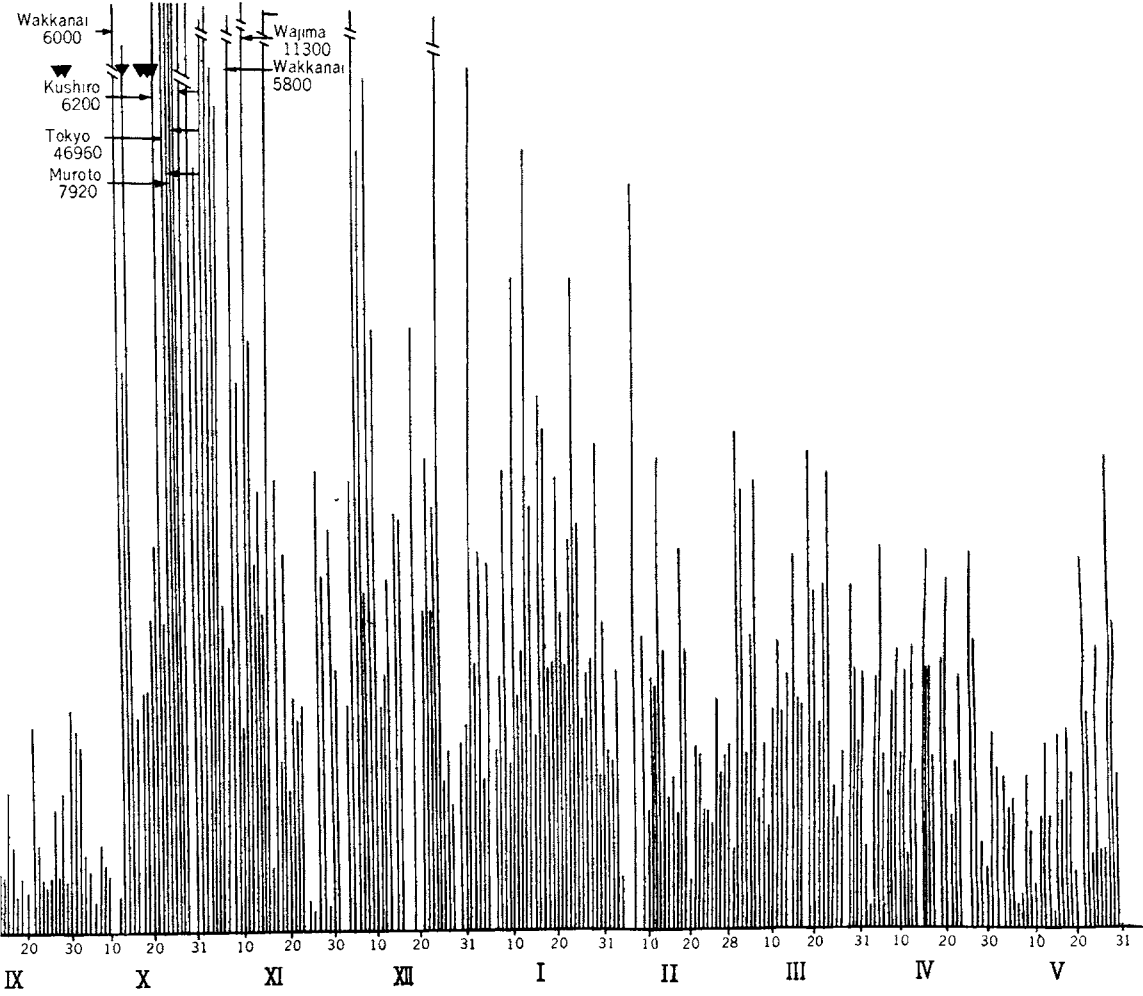
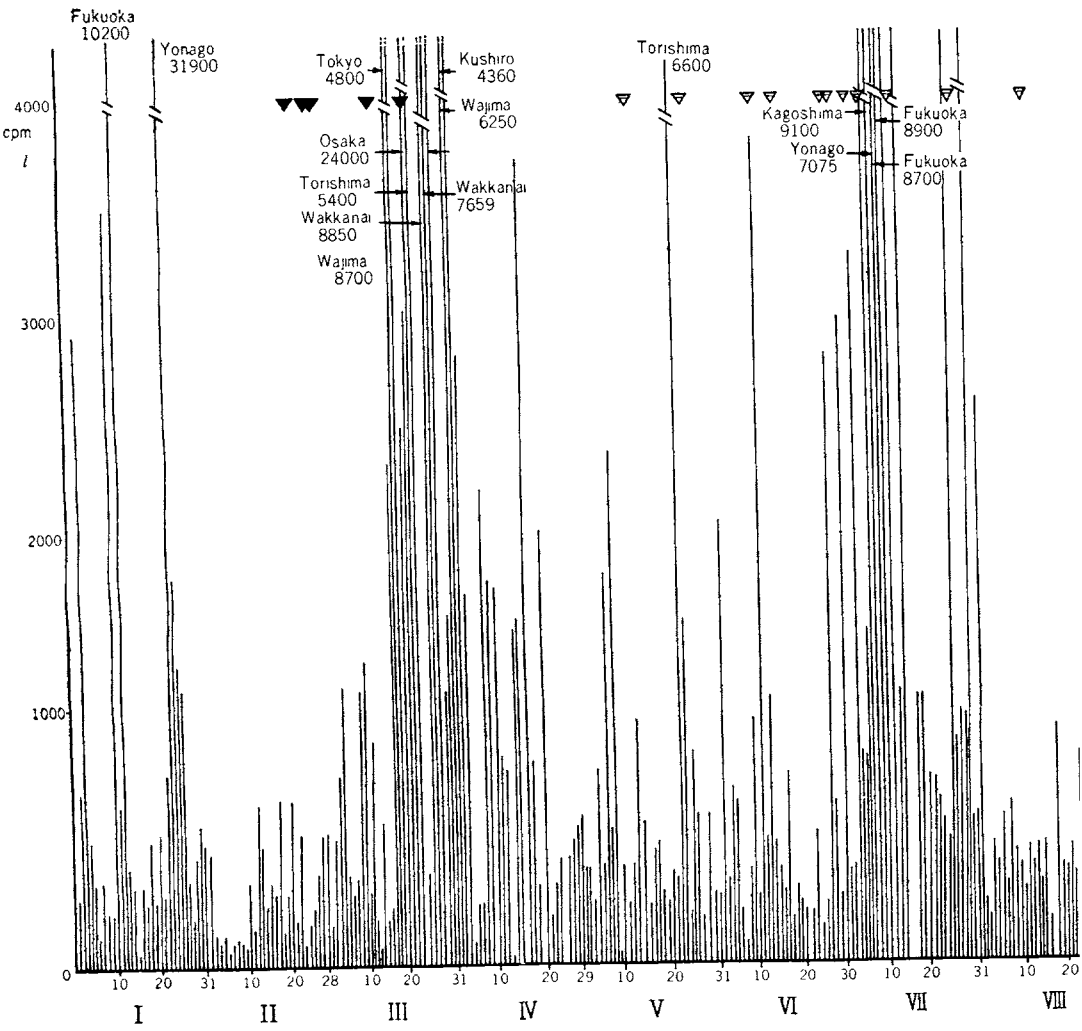
なお空気中の浮遊塵の放射能濃度の日々の濃度の出現日数は第 1 表に示すようになり、空気中の全放射能は年毎に増加していることがわかる。

第 1 表 空気中の放射能の出現頻度
(東京 1956.1~1958.12, 濾紙の採取効率を 30%と仮定) 空気中の放射能 $\times 10^{-12}\mu\text{c/ml}$

年	測定日数	0 ~ 5	5 ~ 10	10 ~ 15	15 ~ 20	20 ~ 30	30 ~ 100	100 ~ 500	平 均
1956	141日	140日	1日						2.5
1957	152日	112日	22日	5日	6日	5日	2日		5.6
1958	141日	57日	34日	18日	12日	8日	8日	4日	10.1

定 時 雨 の 放 射 能

▼ 異常微気圧で推定された 北 極 圏 における核実験日
▽ " " ビキニ・エニウエトノク "



7. Fall-out 中の Sr^{90} の分析法

放射線医学総合研究所 伊沢正実, ○坪田博行

厚生省 予防衛生研究所 笠 井 篤

核爆発実験による環境の放射能汚染は重大な問題で、とくに、フォールアウトなどの中での ^{90}Sr の分析は今後とも引続き行わなければならない。その分析においては微量 Sr を大量の Ca から分離しなければならない。この分離には、普通、発煙硝酸法が用いられているが、取扱いがむづかしいこと、 Ca と Sr との十分な分離を行うには高度の熟練を要すること、および Ca と Sr との分離の程度を知る簡単な方法がないことなどの理由から、これにかわりうる他の方法について検討中で、ここでは、セロソルブによる Ca と Sr との分離法、および、イオン交換樹脂による Ca と Sr との分離法につき報告する。

1. セロソルブによる Ca と Sr との分離

Ca および Sr の無水硝酸塩（又は塩化物）の種々の有機溶媒（アルコール類、エーテル、アセトン、ブチルセロソルブ）にたいする溶解度が大きく違うことから、 Ca と Sr との分離ができるが、これらの多くは、引火性、発火性が強く、取扱いが危険なので、そのような危険性の少い、ブチルセロソルブ、およびその他の一般のセロソルブ類について使用の可能性を調べた。

種々のセロソルブ、[エチレングリコールモノメチル（エチル、プロピル、ブチル、フェニル）エーテル] に対する Ca および Sr （硝酸塩および塩化物）の溶解度を測定した。測定は実際に使用する分離方法と同一条件のもとで行った。すなわち、完全に脱水した硝酸カルシウム（またはストロンチウム）に数滴のセロソルブを滴下、さらに加熱したのち、約 10ml のセロソルブを加え、加熱沸とうさせる。熱時、フィルターつきピペットで上澄の一定量を取り、そのなかの Ca 又は Sr を EDTA で滴定して溶解度を求めた。溶解度の測定結果からメチルセロソルブ以外はこの目的に使用可能であり、また取扱上の便宜からは、フェニルセロソルブ以外のものがよいと考えられた。また、その他の理由からブチルセロソルブを使用することにした。

分離方法： Ca および Sr を硝酸塩とし、 Ca を完全にとかすに充分な量のブチルセロソルブを加え、加熱沸とうさせる。ブチルセロソルブの沸点は水のそれよりも高いから、はじめに脱水しておかなくても、加熱沸とうさせることにより脱水出来る。あついうちに濾別し、さらに、のこった Ca を洗うために少量のセロソルブにとかす操作を 2 回繰返すと Ca はほとんど完全に除去される。また、この便法として、含水状態より Sr を析出させ、放置後傾瀉により上澄を除く方法を考えた。

本法の長所：1) 操作が簡単で早い。2) 発煙硝酸法、その他にくらべ危険が少い。3) 溶媒の脱水精製が簡単である。4) 上澄液又は濾液の分析が簡単なので Ca の除去程度を知りうる。

本法の欠点：1) Ca の溶解度は Sr の数千倍で、他のものの比より多少わるい（ Sr の回収率がやや悪くなる）。2) Fe 、 Al などが多量に入っている試料については前処理を必要とする。3) やや引火性がある。4) 濃厚溶液の粘度が高いので操作上多少困難を感じることもある。

2. イオン交換樹脂による Ca と Sr との分離

イオン交換法は煩雑な化学的操作が少いので、その方法が充分検討されたものであれば、比較的個人差の少ない方法であろうと考えられる。また、100 %近い回収率で実験が可能であること、したがって、キャリアの添加の好ましくない場合に適用しうるなどの利点をもつので、本法を検討した。これまで、Ca と Sr とをイオン交換樹脂により分離するためには、酢酸アンモニウム、ギ酸アンモニウムなどが用いられて来たが、溶出液の量を少なくするために NH_4^+ の濃度を高めると分離は悪くなり、分離をよくするために NH_4^+ の濃度を低くすると、溶出液の量が増えて、後処理が困難となるので、ここでは有機溶媒の併用を行つた。

数十ミリigramの程度の Ca と Sr との分離：これは他の方法により大部分の Ca を除いた後の試料に適用される。

樹脂柱：Amberlite CG-120, 100-200 mesh $\phi 1.1 \times 10\text{cm}$ H 型

溶離液Ⅰ，2 M ギ酸アンモニウム：アセトン=1:1 混合液，50ml で Ca が溶出される。

溶離液Ⅱ，2 M ギ酸アンモニウム：40ml で Sr が溶出される。

数百ミリigram程度の Ca と Sr との分離：上法の樹脂柱を大きくし、溶離液を増すことにより分離出来るが、ここでは、酢酸アンモニウム-メタノールの組合せを採用した。

樹脂柱：Amberite CG-120, 100-200 mesh $\phi 2.0 \times 10\text{cm}$ H 型

溶離液Ⅰ，2 M 酢酸アンモニウム：メタノール=1:1 混合液 200ml，Ca が溶出される。

溶離液Ⅱ，2 M 酢酸アンモニウム 150ml，Sr が溶出される。

本法の長所：1) 操作が簡単で早い。2) 操作上の危険性がない(第3回放射化学討論会)。

4) Sr キャリヤーを加えずに操作出来る。

本法の欠点：1) Ca と Sr との分離の程度をチェックすることは余り簡単でない。2) 試料量により種々の大きさの樹脂柱を準備しなければならない。

8. 雨水および fall-out 中の ^{90}Sr と ^{137}Cs の定量の研究

国立予防衛生研究所*，伊沢正実**，○永井 充*

放射線医学総合研究所**

林 正則*，安食洋子*

放射性核分裂生成物汚染の生物学的影響を考える一端として 1956 年 10 月以来、雨水及びフォール・アウト中の ^{90}Sr について定期的に分析し測定を行つて来た。又 ^{137}Cs も ^{90}Sr と並んで核分裂中その半減期も長く障害防止上重要な核種なので同一試料から ^{90}Sr と ^{137}Cs について分離定量法を検討し、併せて長期間に亘つての地表への累積量を調査する目的で研究を行つた。

試料の採取

水盤法により雨水及びフォール・アウトの採取を行い受器は集水面積が 1m^2 の正方形容器で内面をヴィニル塗装をした金属製の水槽を用いた。採取位置は国立予防衛生研究所分室屋上(地上約 12m)である。一定期間(1 ヶ月)にたまった全部の水及び不溶解物を採取し濃縮して分析に供した。

分析方 法

濃縮試料を濃塩酸により可溶分を抽出する。濃塩酸添加，乾固と濃硝酸添加，乾固を交互にくりかえし，珪酸を除去し硝酸塩に変えて水に溶解する。分析は次の順序で行った。

1) ^{90}Sr の 分 離

塩酸抽出—発烟硝酸分離 4 回 — 不溶性水酸化物除去 — BaCrO_4 として **Ba-fraction** の分離— SrCO_3 沈でん—イオン交換による **Sr** の分離

かくして得られた **Sr-fraction** を 2 週間放置後， ^{90}Sr から生成した ^{90}Y を まず水酸化物で次いで蓚酸塩として分離，**activity** を測定して ^{90}Sr の量を決定する。**Sr-fraction** の純度はイオン交換法を用いて決定した。これを **Sr-fraction** の回収率とから全放射能を算出する。

2) ^{137}Cs の 分 離

発烟硝酸分離の残液を濃縮—珪タングステン酸で **Cs** を分離— SiO_2 ， WO_3 を除去—**Fe** スキャベンジ— CsClO_4 沈でん **Sr** と同様にして ^{137}Cs の **activity** を測定し **Cs-fraction** の回収率より全放射エネルギーを算出した。

以上の方法により

^{90}Sr については 1956 年 10 月より，又 ^{137}Cs については 1957 年 8 月より定期的に 分析を 開始し，その結果について報告する。

雨水及びフォール・アウト中の ^{90}Sr と ^{137}Cs の含有量

試料番号	採 取 期 間	採取日数 (日)	^{90}Sr の 含 有 量 ($\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2$)	^{137}Cs の 含 有 量 ($\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2$)
1	1956.10. 1~1956.10.15	14	0.52	—
2	" 10.15~ " 10.31	16	—	—
3	" 10.31~ " 11.30	30	0.33	—
4	" 12. 3~ " 12.20	17	0.30	—
5	1956.12.20~1957. 1. 9	20	0.02	—
6	" 1. 9~ " 2. 1	23	0.02	—
7	" 2. 1~ " 3. 1	28	0.24	—
8	" 3. 1~ " 3.29	28	0.21	—
9	" 3.29~ " 5. 6	38	(0.70)	—
10	" 5.11~ " 6. 5	26	0.28	—
11	" 6. 5~ " 7. 3	28	0.57	—
12	" 7. 3~ " 7.31	28	—	—
13	" 8. 1~ " 8.31	31	0.03	0.10
14	" 8.31~ " 10. 2	32	0.21	0.48
15	" 10. 2~ " 10.30	28	0.14	0.36
16	" 10.30~ " 11.30	30	0.07	0.14
17	1957.11.30~1958. 1. 8	39	0.11	0.41
18	" 1. 8~ " 1.31	23	0.15	0.27
19	" 1.31~ " 2.28	28	0.13	0.25
20	" 2.28~ " 3.31	31	0.19	1.00
21	" 3.31~ " 4.30	30	0.22	(1.80)
22	" 4.30~ " 5.31	31	0.65	1.22
23	" 5.31~ " 6.30	30	0.36	0.93
24	" 6.30~ " 7.31	31	0.46	1.21
25	" 7.31~ " 8.31	31	—	0.65
26	" 8.31~ " 9.30	30	0.44	0.93
27	" 9.30~ " 10.31	31	—	1.15
28	" 10.31~ " 11.30	30	—	0.63
29	" 11.30~ " 12.31	31	—	0.97
30	1958.12.31~1959. 1.31	31	—	0.88

9. Sr^{90} の降下量について

気象庁気象研究所 三宅泰雄，○島田利夫，猿橋勝子
葛城幸雄，金沢照子

気象研究所は核実験に伴う放射性落下塵の放射化学分析を，札幌，仙台，東京，大阪，福岡の各管区気象台で1月ごとに大型水盤で採取した試料について行っている。

東京については1954年から測定しているので，これらの測定結果を述べ，地理的分布について説明する。

1958年の Sr^{90} の各地の降下量は次の通りである。

地 点	Sr^{90} mc/km^2	降 水 量 mm
札 幌	4.1	1,153
仙 台	5.4	1,900
東 京	5.3	1,786
大 阪	3.5	1,409
福 岡	6.0	2,002

放射性降下物の量は，降水量と降水回数に関係するが，そのほかに，地理的条件にも左右される。福岡における値が最大を示すのは，同地が裏日本的な環境にあるためと考えられる。降水量の少ない札幌でさえ， $4.2\text{mc}/\text{km}^2$ を示していることも，同様の理由によると考える。1959年から秋田地方気象台を観測点に加えて測定を行っている。

Sr^{90} の降下累積量について：1954年以降の東京における Sr^{90} の降下累積量は1959年6月までに， $21.4\text{mc}/\text{km}^2$ に達した。各年の年間降下量は次の通りである。

	年間降下量 mc/km^2
1954 年	1.0
1955	0.7
1956	3.8
1957	3.5
1958	5.3
1959 (6月末まで)	7.1
合 計	21.4

1958年において Sr^{90} の降下量が急激に増加しているのは，この年における実験回数の急増に対応しているものである。1959年になると，いままでの年間降下量に比べると著しい増加がみとめられる。1958年末までの総量の50%が今前半年に降下し，これは現在までの最大の降下量である。これは1958年においておびただしい回数の核爆発が行われたためであつて，今後もこの傾向はつづくものと考えられる。

10. Fall-out の測定について

放射線医学総合研究所 ○渡辺博信, 江藤久美

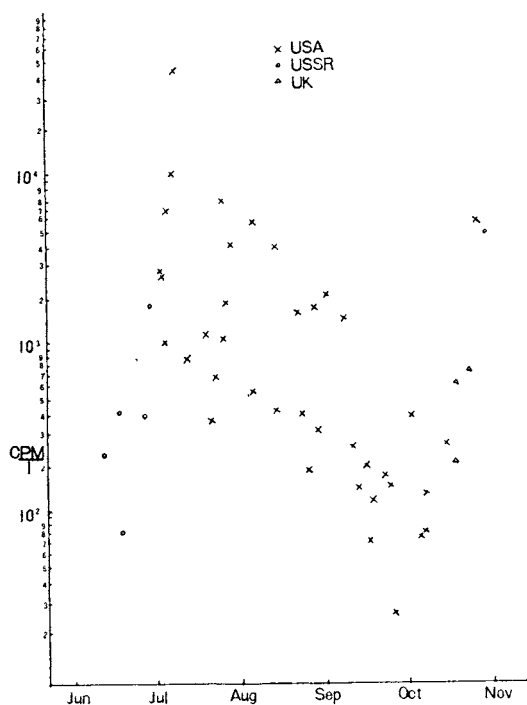
1. 放射性降下物の採取法と測定法¹⁾

雨水および大気中の放射性降下物は、雨水採取容器、電気集塵器、水盤、ワセリン塗布の口紙をもちいて集め、蒸発乾固法、灰化法により試料を作製する。測定は端窓型 GM—計数管、窓無しフローカウンターによる β 線測定、NaI (TI) 結晶による γ 線測定を行う。測定の目標は、 β 線強度の測定、起爆日の算出²⁾、地表への降下量の算定を行うことである。(雨水、大気採取場は、東京理研 43 号館屋上)

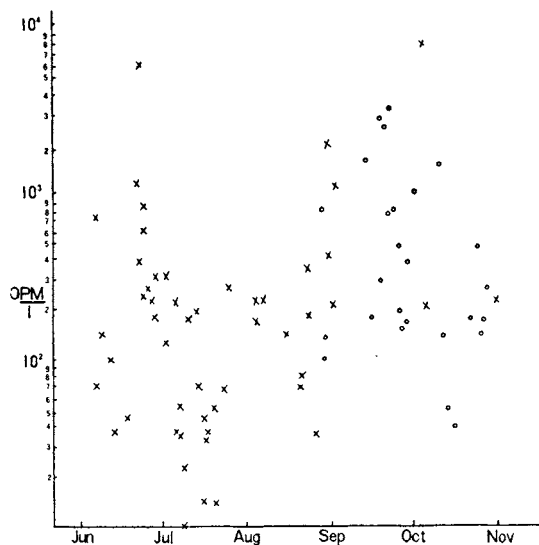
2. 測定結果

第 1 図に 1958 年 6 月以降 12 月までの雨水 1 リットル中の放射能強度及び起爆日より推測した核

第 1 図 1958. 6~1959. 2 迄
東京における観測



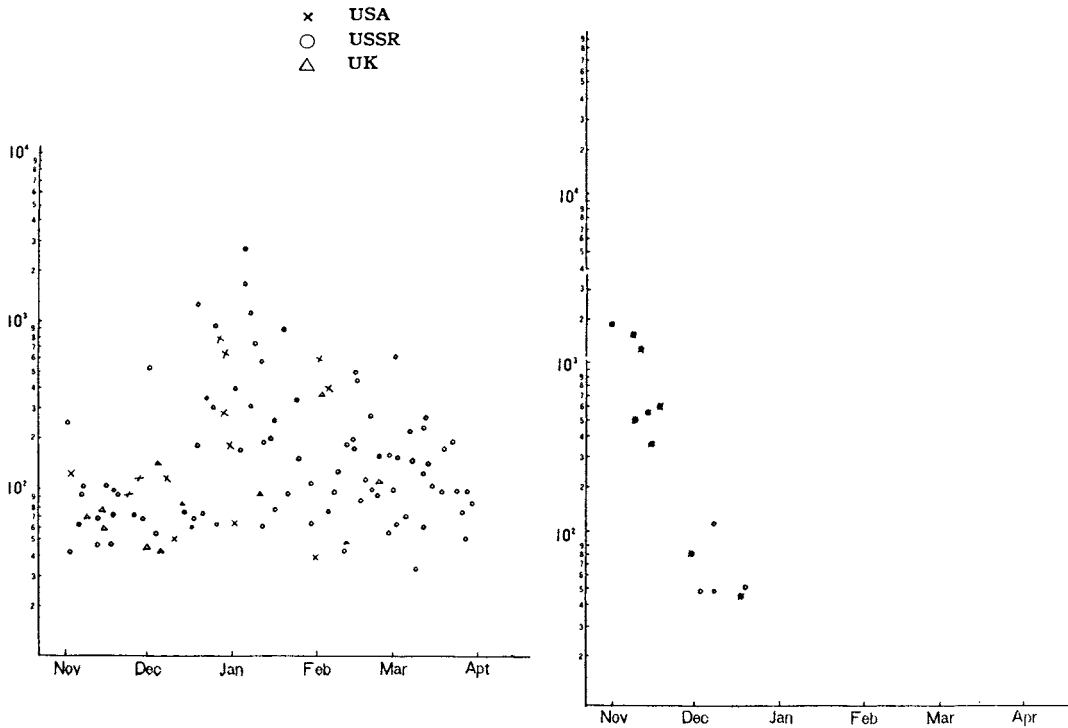
第 1 図'



実験実施国を示した。○印はソ連圏における実験と考えられるものが放射能強度の大部分をしめるものであり、×印は米国、△印は英国である。この図より雨水に混入せる放射性 Fall-out の

第2図 1956. 6~1957~3迄
新潟における観測

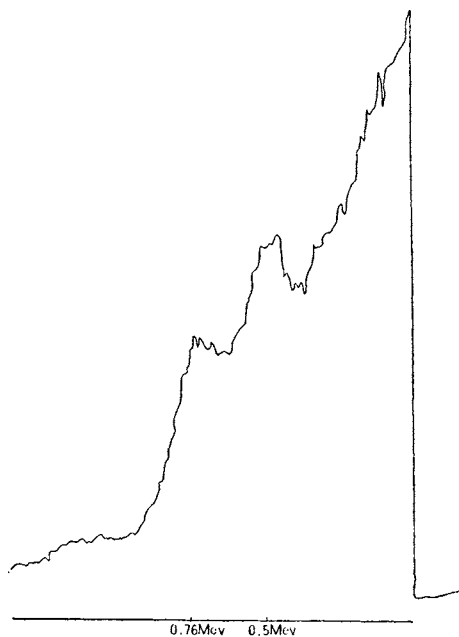
第2図'



帰属は、ソ連圏のものはシベリヤ、北極からの気団、米国のものは南方の気団に属しているものが強く検出され、ソ連圏のものが南方の気団に含まれて検出されることはない。このことは対流圏に飛散された **Fall-out** については、ひとつの気団に含まれたものは、2ヶ月程度の期間では他の気団に拡散して行かぬことを意味していると考えられ、又成層圏に吹上げられた **Fall-out** については、その分布が制限されている期間が長いことが考えられる。第2図に1956年6月より1957年3月までにおける、新潟においての雨水1リットル中の放射能強度および、起爆日より推測した実験実施国を示したが、第1図と同様、**fall-out** の帰属する気団は同種類である。英国の実験による **fall-out** については資料が不足のため解析出来ない。又新潟は秋季から冬季における降雨日が多いため、気団の交流が行はれるたびに降雨があり帰属のことなつた **fall-out** が交互に現れる頻度が高い。

第3図に雨水中の **fall-out** の γ 線スペクトルの一例を示したが〔**NaI (Tl)** $3''\phi \times 3''$ 結晶使用〕、 $0.76\text{MeV} \sim 0.5\text{MeV}$ にフォトピークが得られた。降雨日より測定日まで、約7ヶ月を経過しているため、放射性 **fall-out** の核種としては、 $\text{Zr}^{95} - \text{Nb}^{95}$ (0.76MeV)、 $\text{Ru}^{106} - \text{Rh}^{106}$ (0.5MeV) が考えられるが、化学分析の結果により正確な核種が決定される。放射性 **fall-out** の γ 線スペクトルの大部分はこの 0.5 および 0.76MeV にフォトピークを有しているが、このことは地表に蓄積せる **fall-out** から生体がうける照射線量は、主としてこのエネルギーによる線量が大き

第 3 図



な役割を果たしていると考えられる。 Cs^{137} による γ 線のフォトピークも示されることが考えられたが、スペクトルの上では示されていない。地表に蓄積された fall-out を雨水中の fall-out から算出すれば、1958 年 6 月 1 日より 1959 年 3 月 31 日までに約 $0.4\mu\text{c}/\text{m}^2$ [$400\text{mc}/\text{km}^2$] となる。

3. 結 び

fall-out の環境におよぼす影響について、諸種の研究を行うためまづ fall-out の性質を物理的、地球物理的に調査した。今後は核種の分析を併用して fall-out の性質の究明を行う予定である。

参 考 文 献

- 1) 放射能測定法 (科学技術庁) (1957)
- 2) H. F. Hunter and N. E. Ballou ; Nucleonics, Vol. 9, No. 5, PC-2 (1951)

11. 放射性降下物と気団、気圧配置との関係

気象庁観測部 ○小池亮治, 村山信彦

放射能塵や放射能雨の降下状況を, 気圧配置や気団とむすびつけ, それがどのような気団によつて卓越して運ばれ, どのような降下状況を示すかを調べた。

1. 放射能塵と気団

日本に來襲する気団を気団分析によつて分類すると, シベリヤ気団, 小笠原気団, オホーツク海気団などに分類される。1958年6月～9月(主としてビキニ核爆発実験), 10月～1959年1月(主として北極圏核爆発実験)にわけ, 各気団別にある頻度以上の強さの放射能観測日数をしられ, それをその気団の出現日数で割つて比率を求めると, 第1表のように主として対流圏からの比較的新しい強い放射性降下物については, 北極圏の核爆発の場合には, 雨及び塵の放射能ともにシベリヤ気団によつて運ばれ, ビキニ, エニウエツクの中中部太平洋の核実験の場合には小笠原気団によつて運ばれて来ていることが分る。また前線や低気圧内において, 放射能雨の降下回

第1表 比較的強い放射能雨(>2500 dpm/l)及び浮遊塵の放射能(>50 dpm/10m³)の気団別出現頻度

気 団 名	ビキニからの放射能塵 (1958年6月～9月)			北極圏からの放射能塵 (1958年10月～1959年1月)		
	気団出現頻度 %	雨の放射能 %	浮遊塵の放射能 %	気団出現頻度 %	雨の放射能 %	浮遊塵の放射能 %
シベリヤ	2	0	0	50	20	19
小笠原	30	11	32	5	0	0
オホーツク	12	7	7	2	0	0
前線	39	9	11	16	32	1
低気圧	17	13	5	27	24	6

数の比較的多いのは, 前線や低気圧が放射能塵を運んで来た気団に接しているためである。次に1959年2月～5月までの放射能の値の大きいもの(北極圏の核爆発によるもののうち比較的古いもの)について同様な方法でしらべてみると, 第2表のようにあらゆる気団について同程度の

第2表 比較的強い放射能雨(>2500 dpm/l)及び浮遊塵の放射能(>50 dpm/10m³)の気団別出現頻度

気 団 名	気団出現頻度 %	雨の放射能 %	浮遊塵の放射能 %
シベリヤ	22	4	12
小笠原	28	6	10
オホーツク	0	—	—
前線	25	3	13
低気圧	25	4	13

落下回数が見られる。したがつて核爆発実験後3ヶ月以上も経つと, 放射能塵はかなり大氣中に広がつていて別の気団に混入していることが分る。

2. 放射能塵の降下状況

これ等気団によつて運ばれて来た放射能塵の降下状況を, 日本における上層の断面図を作つて調べてみると, 高気圧性のシベリヤ気団や小笠原気団によつて運ばれて来たものは, その沈降性気流のために高気圧

領域において浮游塵の放射能増加が見られ、またそれ等周辺の低気圧や前線では比較的強い放射能雨が観測される。

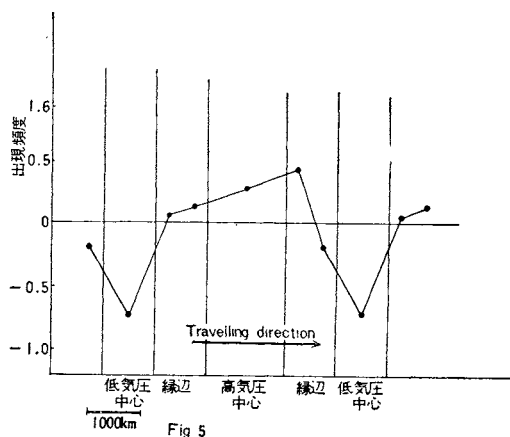
3. 台風通過に伴う放射能塵の降下

台風が日本附近を通過しただけでは、雨の放射能も塵の放射能も増加しないが、ビキニにおいて核爆発が行われた場合などには、その際に発生した塵が小笠原気団によつて日本附近まで運ばれてきているときに、その周辺を台風が通過すると、台風圏内の収れん性気流にすいこまれ、台風圏内でも強い放射能雨や浮游塵の放射能が観測される。

4. 浮游塵の放射能と気圧配置

核爆発後2ヶ月以上を経た古い放射能の濃度が気圧配置のどこにおいて大きいかを、1959年1月～5月の資料について統計的に取あつかってみると、第1図のように高気圧の周辺において大きな値を示し、低気圧の中心において最も低い値を示している。また地上の天気と浮游塵の放射能濃度との関係を晴・曇・雨の3段階に分けてしらべてみると、降水のないときには放射能濃度の増加を示している。

第1図 放射能塵と気圧配置



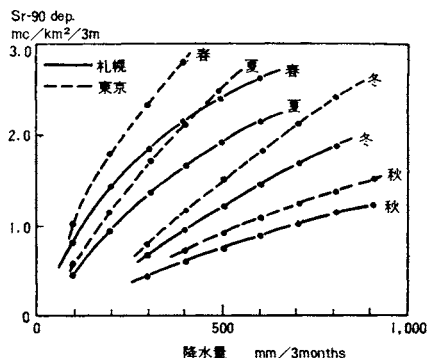
12. Sr^{90} の落下量と気象との関係

気象庁観測部 ○大田正次, 臼田力子

Sr^{90} の落下量は実験の日時や場所に関係するが、一般的には降水量、降水の頻度、季節及び地域によつてかわる。1958年に札幌外4ヶ所で毎月の Sr^{90} 落下量が得られたのでこれを解析した結果を示す。

1. 降水量と降水頻度がどんな割合で利いているかをみるために両者を色々の割合で組合せた値と

第1図 Sr^{90} の落下量と降水量との関係

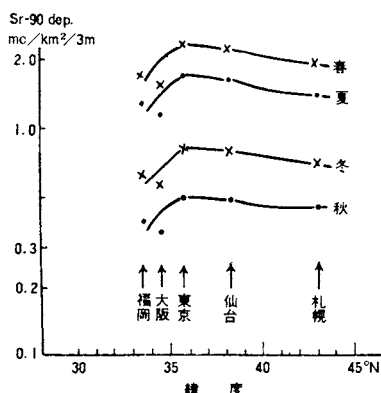


Sr^{90} の落下量との相関関係を調べたところ降水量8, 降水日数2の割合で組合せた場合が最も相関が大となることがわかった。その場合の相関係数の値は春季に0.8で最大, 秋に0.1で最小となつた。

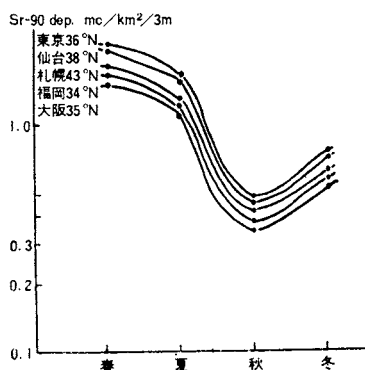
2. Coaxial 法で Sr^{90} の落下量を四季別にわけて降水量との関係, 場所(緯度)との関係を図式に求めてみるとこれらの間には極めて規則的な関係が成立っていることがわかった。

3. 第1図から札幌、東京などについて Sr^{90} 落下量と降水量との関係を見ると第2図に示す如くほぼ直線となる。これによると降水量との関係は地域によつては余り変らないが季節によつて著しく直線の傾斜がかわつていくことがわかる。

第2図 Sr^{90} 落下量の緯度変化
(雨量 300 mm に更正)



第3図 Sr^{90} 落下量の季節変化
(雨量 300 mm に更正)



4. 降水量補正をして緯度変化をみると、 36°N に極大をもつ緯度変化を示すことがわかる。又同じく降水量補正をして季節変化をみると春に極大、秋に極小となる。(第3図)

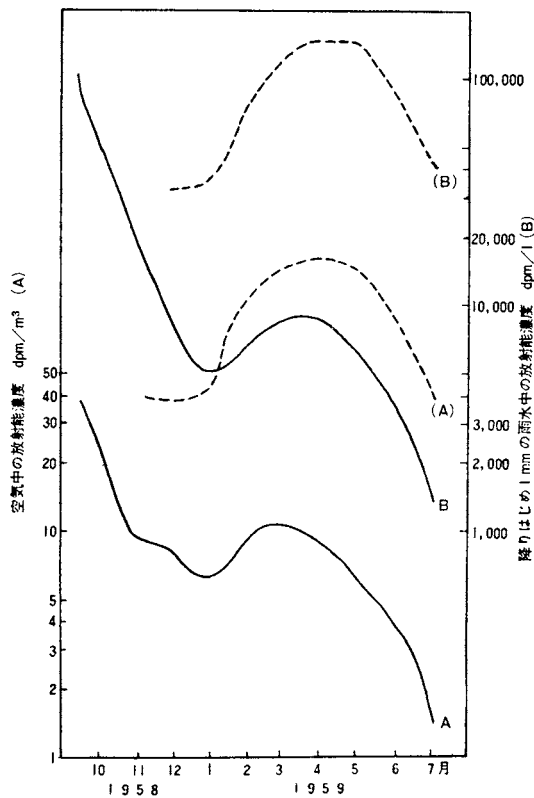
13. 核実験停止後の放射性降下物の時間変化

気象庁観測部 ○大田正次、臼田力子

1958年10月にソ連が北極圏方面で行つた核爆発実験以後実験が停止されているので放射性降下物の落下のしかたが単純に解釈されるようになった。

1. 地上附近の空気的全放射能濃度の月毎の変化をみるために10月以降の月毎の平均値を求めた。全国5地点の変化傾向が何れも極めてよく似ているので更に5地点の平均をとつた。(第1図)
2. 試料の減衰測定結果を用いて各月の平均の放射能濃度を一定の日付(10月30日)に換算した値を図中の点線で示す。この点線は放射能をもつた塵の量の濃度を示すものである。
3. 図によると少くとも1959年1月の前と後とは変化の形が異なる。即ち12月以前は塵濃度は急速に減少するが1月以後は逆に増加し、4、5月頃ピークに達しその後減じる。
4. 別の資料から同様の統計を行つてみた。降りはじめの1mmの雨水の中の放射能濃度は雨を生成する空間の放射能塵の濃度をあらわす示数とみなされる。これについて前項(1)(2)と同様の計算を行つた結果を図の上方に示してある。この曲線と地上付近の濃度曲線とはその傾向が極めてよく一致している。
5. このような春季に極大をもつ濃度変化が世界の別の地域でも起つているか否かをみるためにIGYデータセンターの資料のうちカナダのデータについてしらべた。カナダの14地点の空气中

第1図 1958年以降の空气中の放射能濃度の時間変化
(5地点の平均)(1959年7月末現在)



ルアウトの基底には1958年7月以前のビキニ方面の実験によるフォールアウトも含まれているであろう。

3) 10月の実験による成層圏落下が1月からはじまり、4、5月の春季にピークとなつたのはDobson-Brewerの成層圏環流モデルのように晩冬から早春にかけて中緯度成層圏に下降気流が強くなつたためか又はMartelの予想しているようにソ連の10月実験の灰がちょうどこの時期に落ちはじめたのかの何れかである。今回のデータからはその何れかを決定する手がかりはない。

4) 対流圏内の放射能濃度が4、5月をピークとする山型の分布をすることは、成層圏の放射能塵の垂直分布がはじめからある高さをピークとする山型の分布をしていてそれが月毎に段々対流圏に落ちて来たと考えることによつて説明できる。かつてクラカトア噴煙がはじめ32kmの高さから5ヶ月後に17kmまで落下したことが光学的に確められたが、これは灰が成層圏内で一様に分布するのではなく、かたまつて存在し、しかもそれが1ヶ月に3km位の早さで徐々に降下したことを示していて前記の考え方を支持する。

の濃度測定値を緯度別に分けて3グループとし各々の平均の値を求めてみると1959年3月現在に於ておよそ2月頃にピークがあらわれていることがわかつた。

6. 考 察

1) 対流圏フォールアウトはおよそ2ヶ月でおわるとみなすと1959年12月以前はソ連の10月中の実験による対流圏フォールアウト、1月以後は同じく成層圏フォールアウトとみなされる。

2) 1月以後の成層圏フォールアウトは初め徐々に濃度が増加し4、5月頃ピークに達し、その後減少する。8月以降も同様の傾向で減少すると仮定すれば濃度曲線の形から5月中までに半分以上の成層圏フォールアウトが落下したと推定される。即ち1月から5月までの5ヶ月間に半分以上が落下したことになる。勿論成層圏フォール

14. 飲料用天水の放射能汚染調査

厚生省国立衛生試験所 ○長沢佳熊，河村正一，古謝和子

灯台，島，山間地で飲用に供している天水は，直接の水源が雨水であるため，汚染降雨によつて天水が放射能汚染を受けることは当然である。これら天水を常用する人々の健康管理の点から，天水の放射能汚染調査の必要性を感じ，昭和33年1月以降，我国7ヶ所で採取した天水161検体について放射能を調査した。

このうち比較的汚染度の著しかつた検体1例について ^{90}Sr の定量を行い，他4例についてイオン交換樹脂による分属操作を行つた。 ^{90}Sr フラクションを $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ の許容量と対照したところ，いずれも許容量以下であつた。

測定方法

神戸工業製 G. M. カウンター（百進法）：マイカ窓厚は 1.58 mg/cm^2 で，試料との距離1cmで測定した。この G. M. カウンターの見掛けの効率，米国 National Bureau of Standards の Ra-D+RaE を用いたとき，16.6%である。

1. イオン交換樹脂による溶離

蒸発残留物を白金皿中で水に溶かし，硝酸少量を加えて蒸発乾固し N/5 塩酸 60cc に溶かし不溶物を濾過して得た溶液を，Amberlite IR-120 (1cm×10cm, 100~200 メッシュの HR 形) に通し，常法により溶離液を1分間0.5ccの流速で流した。溶離液の灰化は白金皿を用いた。この灰分について放射能を測定した。

各フラクションの放射能の分布を第1表に示す。

第1表

フラクション	溶 離 液	C. P. M	%
不溶物		8	6.7
1	N/5 塩 酸	29	24.5
2	0.5% シュウ酸	10	8.4
3	5% クエン酸アンモニウム液 (PH3.5)	48	40.6
4	5% クエン酸アンモニウム液 (PH5.0)	23	19.4
5	5% クエン酸アンモニウム液 (PH5.6)	0	0
6	3N 塩 酸	0	0

2. フラクション4の沈澱法

による放射性核種の分離
定量

フラクション4について
発煙硝酸による沈澱法をく
りかえし，常法により
 $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ を定量した。そ
の結果 $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ は試料1/

当り $2.03\text{ }\mu\mu\text{c}$ を示し，これは
一般大衆の許容量の $1/39.6$
に相当する。

また ^{226}Ra または ^{228}Ra にも
とずくと思われる α 線 6 dpm
がクロム酸バリウムの沈澱に
認められたが，衛生学上の立

第2表 No. 29

フラクション 番	溶 離 液	C. P. M
不溶物		9.2 ± 1.0
1	N/5 塩 酸	3.8 ± 0.7
2	0.5% シュウ酸	3.2 ± 0.8
3	5% クエン酸アンモニウム液 (PH3.5)	41.0 ± 0.8
4	5% クエン酸アンモニウム液 (PH5.0)	0.8 ± 0.8
5	3N 塩 酸	0.3 ± 0.8

No. 31

フラクション 番	溶 離 液	C. P. M
不溶物		6.6±0.9
1	N/5 塩 酸	2.2±0.8
2	0.5% シュウ酸	2.1±0.6
3	5% クエン酸アンモニウム液 (PH3.5)	19.4±0.7
4	5% クエン酸アンモニウム液 (PH5.0)	0.9±0.6
5	3 N 塩 酸	0.1±0.7

場から、これを ^{226}Ra によるものと仮定し、定量時のクロム酸ラジウムから ^{222}Rn が直ちにとび去つたものとしてこれを $^{226}\text{Ra} + 1/2$ 崩壊物の最大許容量 $4 \times 10^{-5} \mu\text{c/L}$ の $1/2.5$ と比

較すると一般大衆の許容量の

No. 44

1/22.6 となる。

3. (1) と同様の方法で、他の検体 4 例について行つた分属結果を第 2 表に示す。いずれの場合もフラクション 4 (^{90}Sr フラクション) の

フラクション 番	溶 離 液	C. P. M
不溶物		8.9±0.7
1	N/5 塩 酸	4.4±0.6
2	0.5% シュウ酸	7.5±0.7
3	5% クエン酸アンモニウム液 (PH3.5)	31.7±0.6
4	5% クエン酸アンモニウム液 (PH5.0)	0.7±0.7
5	3 N 塩 酸	0.3±0.6

放射能は、はるかに許容量以下であつた。

No. 46

フラクション 番	溶 離 液	C. P. M
不溶物		11.1±0.7
1	N/5 塩 酸	4.4±0.5
2	0.5% シュウ酸	2.6±0.5
3	5% クエン酸アンモニウム液 (PH3.5)	18.6±0.7
4	5% クエン酸アンモニウム液 (PH5.0)	0.4±0.5
5	3 N 塩 酸	0.5±0.3

15. 飲料用水中の Cs^{137} の分析法

厚生省国立衛生試験所 長沢佳熊，亀谷勝昭，○城戸清雅

Kahn のリンモリブデン酸アンモニウムセシウム-過塩素酸セシウム法の改良法により、すでに演者等が報告した魚類中の ^{137}Cs の分析法を飲料用水に適用して、飲料用水中の ^{137}Cs の分析法を確立することができたので報告する。

すなわち、検液にセシウム担体を加え、硝酸酸性でリンモリブデン酸アンモニウムセシウムの沈澱を生成させる。これをアンモニア水にとかし、水酸化バリウムを加えてモリブデン酸バリウムの沈澱を除去し、濾液に炭酸アンモニウムを加えて、過剰のバリウムを除く、濾液の蒸発乾固物を水にとかし、常法にしたがつて過塩素酸セシウムを生成させる。この沈澱の乾燥物について、シンチレーションカウンターで放射能を測定し、担体の回収率による放射能の補正を行う。

一定量の ^{137}Cs を加えた水について、前記の操作法にしたがつて ^{137}Cs の回収率を検討した。その結果を第 1 表に示す。

第1表

加えた ^{137}Cs (cpm)	回 収 ^{137}Cs (cpm)		回 収 率 (%)	重 量 (g)
	リンモリブデン酸, アンモニウムセシウム	過塩素酸セシウム		
126.7 $\pm$ 5.0	123.2 $\pm$ 4.9	—	97.2	—
"	124.7 $\pm$ 4.9	—	98.4	—
314.4 $\pm$ 7.6	—	311.9 $\pm$ 8.1	99.5	0.0530
"	—	304.4 $\pm$ 8.1	96.8	0.0387
"	—	305.1 $\pm$ 5.0	97.0	0.0398
109.1 $\pm$ 4.9	—	104.7 $\pm$ 4.6	96.0	—
37.7 $\pm$ 5.5	—	35.9 $\pm$ 5.3	97.8	—

リン酸およびモリブデン酸アンモニウム量が ^{137}Cs 回収率におよぼす影響を検討した。その結果を第2表に示す。今回の実験の範囲内では、リン酸量による影響は見られなかったが、モリブデン酸アンモニウム量は一定量以上を必要とする。

第2表

加えた ^{137}Cs (cpm)	リン酸 (cc)	モリブデン酸 アンモニウム 液 (cc)	回 収 ^{137}Cs (cpm)	回 収 率 (%)	重 量 (g)
297.8 $\pm$ 5.5	0.1	8.0	273.7 $\pm$ 5.4	91.9	0.0464
314.4 $\pm$ 5.5	0.2	8.0	311.9 $\pm$ 8.1	99.5	0.0530
297.8 $\pm$ 5.5	0.5	8.0	298.8 $\pm$ 5.5	100.3	0.0610
"	0.7	8.0	283.5 $\pm$ 5.4	95.1	0.0397
"	0.2	5.0	295.4 $\pm$ 5.5	99.2	0.0572
"	0.2	4.0	253.7 $\pm$ 5.4	85.2	0.0360
"	0.2	3.0	18.2 $\pm$ 4.6	6.1	0.0045

16. 土壌および農作物などの全放射能調査報告

農林省農業技術研究所 ○江川友治, 飯村康二

1. 概 要

この調査は主として土壌及び農作物を対象として、核爆発実験にともなう放射性物質の汚染状況を明らかにする目的で行われているものである。北海道、北陸、東海近畿、九州の各地域農業試験場および農業技術研究所園芸部（平塚）と畜産部（千葉）において、1957年より現在まで（但し、北陸農試では1958年より）継続されているものである。

その調査対象は雨水、土壌、米、麦、蔬菜、茶、牧草、牛乳、果樹等の多岐にわたり、それらの中に含まれる全放射能を測定する。食品としての見地に立てば、核種の分析を伴わない単なるカウント調査（Gross Assay）はほとんど無価値にひとしいかも知れないけれども、農作（産）物の放射能汚染の動態を知ることが目的としている本調査にあつては、意義を持つているものと考えらる。

次にこれまでに得られた各地の測定結果から二三の傾向を抽出してみると次の通りとなる。

2. 放射能の時期的推移

各地域とも、土壌及び農作物の放射能の時期的推移は降雨中の放射能の推移と密接な関連のあることが明らかにされている。例えば北海道の場合、1958年の10月から11月にかけて高いカウント数（3000～5000 c. p. m./l）を示す降雨があつたが、この地域における牧草の放射能は10月中旬から11月初旬にかけて著しく高い値を示し、またそれよりやや遅れる、11月下旬から翌年1月へかけて牛乳の放射能が高いピークを示していることなどは、降雨→土壌→牧草→牛乳という放射性物質の移行を示す一例である。一般的にいつて、土壌はもちろん、農作物の放射能汚染は降雨に含まれる fall-out の直接的な汚染に依存していることが示されている。

3. 各種農作物の放射能比較

各種農作物の放射能を比較してみると、地上部の外部に露出した部分が多くて、しかも、その露出部分の面積が広く、且つまた表面がザラザラして粗いものほど、汚染度が甚しいことが示されている。これに対して、穀物の子実類、根部、果肉類など非露出部分の放射能は一般に僅かであつて、これも前項で述べた通り農作物の放射能汚染が降下物質による外部汚染に大部分を依存していることを示唆するものである。

4. 放射能の年次別推移

土壌、農作物とも、1957年と1958年の調査成績から、放射能の増加の傾向が示されている。例えば、静岡県金谷町における東海近畿農業試験場茶業部の調査した、茶葉の放射能の年次別推移をみると、1958年に入つてそれまでよりも全般的な汚染レベルが高まつているのみならず、しばしば著しく高い値が現われている。

その他、各地域における土壌及び農作物の放射能にかんする Gross Assay の結果について報告する。

17. 土壌及び農作物中における放射性ストロンチウムの集積

農林省農業技術研究所 ○江川友治，飯村康二

1. 概 要

この調査は核爆発実験に伴うわが国の土壌、農作物の放射性 Sr 汚染の実態を明らかにすることを目的として、農業技術研究所化学部において、1957年より開始され、現在継続中のものである。

調査の内容は次の通りである。

- イ) 土壌中における放射性 Sr の集積状況
- ロ) 米、麦、野菜等における放射性 Sr の集積状況
- ハ) イネ及びムギによる放射性 Sr の吸収並びにその植物体中における移動集積

以下、これらの調査結果について順を追つて概略を説明することとする。

2. 土 壌

1 N 酢酸アンモン溶液による土壌中の置換態 Sr 90 の抽出値からその単位面積当りの集積状況

をみると、次の通りとなつている。(単位 mc/km²)

1957年		1958年	
札幌…… 9	姫路……10	秋田……26	広島…… 8
盛岡…… 9	普通寺…… 6	郡山…… 6	熊本…… 2
高田……17	筑後…… 5	前橋…… 5	鹿屋…… 2
津…… 9		鳥取……14	

これで見られるように裏日本の土壌の Sr 90 汚染度の高いことがわかる。またこれと反対に西南日本とくに九州地方の土壌は Sr 90 汚染度が低い傾向がうかがわれる。

3. 米

1956 年以後、玄米の Sr 90 濃度は年次を追つて増加している傾向がうかがわれる。1957 年における調査成績では 88 ~ 750, 平均 220 S. U. であるが、この値には 750 S. U. という例外的に高いものが含まれているためで、一応これを除外すると、平均 140 S. U. となる。これに対して 1958 年における玄米 8 点の分析値は 78 ~ 425, 平均 225 S. U. を示し、全般的にみて前年度より汚染レベルが高くなつている。1958 年の玄米の値は二群に分れ、裏日本及び東北の米の高い値に比して西南日本のものは低い値を示している。

次に 1957 年における分析成績から、玄米を精白した場合は、著しく Sr 90 の値が小さくなること、換言すれば、糠の部分に高く精白米においては Sr 濃度は低いことが示された。その比率(玄米の S. U./白米の S. U.) は、ほぼ 5 : 1 前後の値を示している。

しかし強度に精白した(歩上り 84 %)白米にも少量の Sr 90 が検出されたことは、白米の汚染が単に外皮からの滲透或いは糠の附着によるものでなく、土壌中からの吸収も関与していることを示した。この点は後にイネを用いた植木鉢試験によつて確認された。

4. 麦 類

麦類の S. U. は玄米にくらべるとかなり低い。しかし、これは Ca 含量の高いためで、kg 当りの Sr⁹⁰ $\mu\mu\text{C}$ は大体玄米と同じレベルの値を示している。

精白或いは小麦粉にすることによつて Sr 90 の濃度(S. U.)は大麦では玄麦の 60 %, 小麦では玄麦の 40 %に落ちる。これは玄米→精白米のときの低下割合より(約 20 %)高い割合を示している。精麦及び小麦粉の Ca 含量は白米よりも高い(4 倍弱)にも拘らず、S. U. ではむしろ白米よりも高い(33 ~ 39 S. U.)ことは注目してよい点であろう。

5. 野 菜

野菜類については 1957 年度産のものについての調査成績しかないが、その Sr 90 濃度は 10 ~ 28 S. U. 程度であつた。大根や人参のような根菜類の Sr 90 汚染はそれが単なる表面附着ではないことを示している。

6. イネによる放射性 Sr の吸収と移動

Sr 89 を用いて植木鉢試験を行い、経根的に土壌に添加した区、葉面塗布区及び穂に撒布した区の三つの区を設けて、収穫後、茎葉、穀殻、糠、白米の各部位について吸収した Sr 89 を分析した。いずれの区においても白米の汚染が認められた。白米に到達した Sr 89 の量は、直接撒布区が最も多く(施与量の約 $5 \times 10^{-2} \%$)葉面塗布区が之に次ぎ($10^{-4} \%$)、根から吸収した区は

最も低かつた ($3 \times 10^{-4}\%$)。ラジオオートグラフによると直接撒布区では穎から糊粉層を経て白米の周辺部へ Sr 89 が滲透してゆく様子うかがわれた。葉面塗布区及び根から吸収された区でも、Sr 89 の activity は糠において著しく高い。また、Sr 89/Ca の比率をみるといずれの区においても、糠において高く、均一な分布を示さないことが判つた。

7. オオムギによる放射性 Sr の吸収と移動

オオムギを用いて植木鉢試験を行い、Sr 89 を経根的に土壌から吸収させた区ならびに葉面塗布した区について、収穫物の各部位の Sr 89 吸収量を分析した。置換態石灰に欠乏した西ヶ原心土の場合、石灰の添加は、オオムギによる Sr の吸収を低下させることが明らかとなつた。しかし置換態石灰に富む荒川沖積土の場合にはこの効果は認められなかつた。

18. 茶に含まれる γ 放射能について

海上保安庁水路部 堀 定 清

1957～1958年に筆者はスクリップス海洋研究所において γ 線スペクトロメーターにより海底土・海藻等の γ 放射能の測定を行つていたが、人工放射能が海中に入る過程を調べる目的で陸上の植物等を測定していたところ、たまたま日本で入手された緑茶に 0.66 Mev の γ 線放射能が予期以上に濃縮されていることを見出した。測定方法は海底土の測定のところで述べたものと同じである。引続きその他の茶の試料や茶以外の植物について測定した結果を Table 1 に示す。日本の緑茶が世界の他の地方のものにくらべ、また他の葉を主とする食物にくらべ、より多く Cs¹³⁷ を含むことが明らかにされた。Zr⁹⁵-Nb⁹⁵ の 0.75 Mev も見出されるが、これは試料の新しさの目安を与える。

Table 1. Gamma Activity in Tea

Samples	Cs $\mu\text{c/gm}$ (0.66 Mev)	K % dry basis (1.45 Mev)	Zr r/min/gm dry (0.75 Mev)
<i>Green Teas believed Japanese</i>			
I toasted bancha bought in Tokyo 1957	1.7	2.7	0.5
II bancha bought in San Diego 1958	0.9	1.9	2.2
A and P greentea bought in S. D. 1958	1.3	1.6	0.3
Safeway green tea bought in S. D. 1958	1.1	2.1	1.2
III Saitama bought in Tokyo 1957	1.7	2.1	1.9
IV Sizuoka sencha bought in Tokyo 1958	1.1	1.9	1.5
Sencha bought in S. D. 1958 7/12/58	1.0	1.8	0.7
Fukuya bancha bought in S. D. 1958 7/12/58	0.8	1.3	1.8
Shizubo bancha bought in S. D. 1958 7/12/58	1.3	1.9	1.0
Red Can sencha bought in Los Angeles June 1958 (believed of 1958 crop)	0.9	2.1	31.0

Other green teas

Lipton's green tea (believed not Japanese)	<0.1	1.7	<0.3
--	------	-----	------

Black teas (believed not from Japan)

Lipton I bought June 1958	0.4	1.9	1.4
Lipton II bought June 1958	0.4	2.1	1.1
Lipton III bought June 1958	0.5	2.2	2.6
A and P bought June 1958	0.5	2.1	0.3
Oolong, old, Formosa	0.3	2.3	0.5
Tenderleaf bought 1958	0.4	1.5	<0.3
Darjeeling bought 1958	0.5	1.8	0.4
Blended tea "Mixed" Aand P bought 1958	0.6	2.0	1.1

Various leaves from S. Calif. for comparison

Alfalfa leaves (irrigated) Imperial Valley, Calif. Picked prior to April 1958 Assayed 23 April 1958	0.15	1.6	1.3
Creosote bush (desert plant) Imperial desert Calif. Picked 10 June 1957 Assayed 21 June 1958	<0.4	2.5	2.1
Chemise bush leaves (coastal arid plant) Picked in La Jolla 14 June 1957 Assayed 20 June 1958	0.4	2.4	2.8
"Tea camellia" (ornamental) Mature leaves collected in San Diego Park 30 April 1958 Assayed 30 April 1958	0.2	2.0	15
Orange tree leaves Riverside, Calif. Picked 1/5/58 Assayed 5 Aug. 1958			
Young leaves <i>unwashed</i>	0.2	0.5	3
Ditto <i>washed</i> before dring	0.1	0.6	6
Mature leaves <i>unwashed</i>	0.4	0.5	37
Ditto <i>washed</i> before dring	0.1	0.7	7

19. 汚染食品のイオン交換分離法に関する研究

厚生省国立公衆衛生院 ○高瀬 明, 尾藤朋子

各種放射性元素の人体に対する影響が、 ^{90}Sr 等特定の核種に関する以外は必ずしも明らかにされていない現在、食品を汚染する可能性の多い他の各種核種についても確認定量しておくことは重要と考える。そしてこの目的に対しては、イオン交換分離が効果的なことが各方面で認められつつあるが、その際、食品中に多量に共存する安定同位元素が、化学的には極めて微量な放射性核種の分離に及ぼす影響につき明かにする必要があるので、本研究では ^{235}U -F. P. を主体とした陽イオン交

換樹脂カラムクロマトグラフィの溶出位置に、魚介類、野菜等の灰化試料の共存が及ぼす影響を中心に検討した。その結果、各フラクション中の核種とも若干溶離速度が増加する傾向を認めたが全般的には事実上著しい影響がないことを認めた。なおイオン交換カラムクロマトの欠点の一つは、溶離液の試料調製が繁雑で長時間を要することにあるので、液浸型の GM 管及びシンチレータによる簡易迅速な自働計測装置についても検討した。

20. 茨城県の放射能調査

茨城県衛生研究所 ○根津尙光，浅野 京，大内新一

吾々は、昭和 33 年度から原子力局の委託を受け、陸水、食品の放射能調査を行つてゐるが、現在までの結果と共に、以前から行つてゐた雨水、落下塵の調査結果を併せて、こゝに報告する。

雨水及び落下塵については、全放射能のみから統計的にみると、雨水によつて降下する 1 日平均の放射能は、落下塵にくらべて高い。又、昭和 33 年は、前年にくらべて、落下塵、雨とも、それぞれ 4.1 倍、2.8 倍と、その量が増加し、今年に入つて減少を示している。

陸水については、2, 3 の井水に常時、 $21.0 \sim 47.3 \mu\mu\text{C/l}$ の放射能が検出されたが、地質的影響によるものが大部分で、その放射性核種は ^{40}K であることを確めた。

食品類の中では、葉菜類、玄麦、茶、しじみ等が、他の食品に比較して、高い放射能を示した。これらの放射能は、雨水及び落下塵と同じ減衰曲線を示し、放射化学分析を行つた結果、全放射能の大部分は、稀土類元素の放射能によつて占められていた。特に、しじみの高い放射能については、予備実験において、特有の元素による汚染が考えられたので、しじみ約 2 斗を採取し、これが分析を試みた。即ち、灰化後珪酸塩等の不溶性残渣を除去、Ca, La を担体に用い、水酸化物属を分離して、陰イオン交換樹脂を通過させ、Fe, U, Pa 等を除去後、修酸塩法により、稀土類を分離した。沃素酸塩法により、セリウム及びトリウムを、それら以外のものから分離した。セリウム及びトリウムは、修酸塩として放射能を測定した。その他の稀土類は、陽イオン交換樹脂を用いて、分析を行つた。その結果、大部分の放射能を、セリウムのフラクションに検出し、物理的に $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ であることを確認した。他のフラクションにも、若干の放射能が検出されたが、核種決定には、不十分であつた。

雨水及び落下塵の放射能が、今年に入つて減少しているのに対して、食品のそれは、全然減少を示していない。

21. 北海道における上水道の放射能調査の現況について

北海道衛生研究所 安藤芳明, 井上勝弘

(要 旨)

北海道においては昭和32年8月以降, 主に札幌, 小樽, 釧路の3市を対象として上水の放射能を測定している。今回は昭和34年8月までの過去2年間の測定結果について報告する。

札幌市の場合についてみると, 夏期において降雨水の異常放射能のえいきようで, 一次的に高いカウントを示すことがあるが, これは大てい数日以内に減少し持続することはない(昭和32年9月18日採取の原水は測定以来最高の 19.2 ± 2.3 cpm/l, 口水は 10.8 ± 2.1 cpm/lを示し, 当日の降雨水中には定時35,000 cpm/lの異常放射能が認められた)。然し, 冬期においては降雪中にあまり異常放射能を認めなかつたにもかかわらず, 融雪期に至り冬期間積雪中に蓄積したフォールアウト放射能が流出したためか, 原水にかなりの放射能が連続的に認められた(ちなみに昭和33年4月6日札幌市内の残雪を採取し, これを融解させてその放射能を測定したところ, 74.7 ± 1.7 cpm/lという高いカウントを示していた)。

全般的にみると, 昭和32~33年は諸外国の核実験が盛んに行われていたためか, 降雨水の異常放射能の出現に依じて, 口水も許容濃度を越える率が多かつたが, 34年に入つてからははるかに少なくなっている。

次に上水道施設の放射能汚染の状況を知る目的で, 北海道主要市町村において実際に使用されている緩速用口過砂を, 昭和33年9月及び本年8月の2回にわたりいつせいに採取してその放射能を測定したのでその結果を報告する。

試料は口過砂床の表面及び表面下10 cmの2ヶ所より採取し, 塩酸抽出法により吸着物を完全に溶出させ, これよりアンモニア及び炭酸アンモンによる沈殿物を得, これについて測定した(科学技術庁編放射能測定法中, 土壌及び海底沈殿物の項を参照)。

その結果地理的に多少の差はあるが(概して日本海側の方が多い), 表面砂はかなりの放射能が認められた(25~700 cpm/100 g砂)。しかし表面下10 cm以下では, 表面の半分又はそれ以下に減少していることが分つた。

これら口過砂は, 現在のところ大てい年に1, 2度水洗して沈渣を除き再び使用している。そこで水洗によつて一旦吸着された放射能性物質がどの程度除かれるものかを知るため, 表面砂を蒸留水で十分洗滌した後, 再び抽出法によつて放射能を測定してみた。

その結果, 同一試料について水洗前と後とでは, ほとんど大差なかつた。従つてかなり汚染された表面砂を水洗程度で再度使用することは, 放射能除去の上で大いに考慮せねばならない。

22. 上水道濾過膜の放射性降下物について

宮城県衛生研究所 青木大輔, 佐藤新作, 他

まえがき

飲料水の口過による放射能除去についてはすでに報告されたところであるが我々は昨年来上水道口過膜の放射能レベルは現在どうであるか、その推移を知る目的で本調査を開始した。

調査対象物

調査を行つた上水道は仙台市中原浄水池, 他12施設である。この内継続的に調査しているのは中原浄水池で源水を大倉川の表流水にとり, これをそのまま沈澱池をとおり緩速口過法を行つている1日浄水能力30,000 m³の施設である。

試験方法と結果

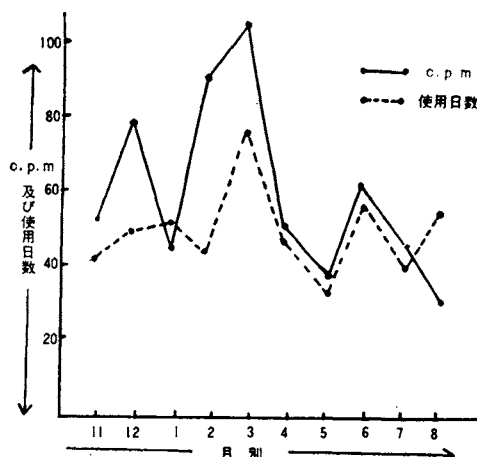
表 1

採取年月日	測定月日	濾過膜使用日数	自然計数率cpm	沈でん灰化物500mg c.p.m	試料乾物100g当り c.p.m	沈でん灰化物重量(g) 試料20g中
33.11.10	11.13	42	18.1±0.8	51.8±1.2	366.1±8.5	0.7069
12. 5	12. 8	47	18.3±0.8	79.3±1.6	689.5±13.9	0.8695
34. 1. 8	1.16	48	15.2±0.7	45.7±1.2	306.6±8.1	0.6709
2. 6	2.12	43	14.8±0.7	94.7±1.8	501.3±9.5	0.5294
3.14	3.19	72	14.3±0.7	105.4±1.9	484.4±8.7	0.4597
4.13	4.22	44	15.6±0.7	50.0±1.3	272.6±7.1	0.5452
5.11	5.21	37	14.2±0.7	37.1±1.1	236.4±7.0	0.6372
6.11	6.17	57	14.8±0.7	60.8±1.4	602.3±13.8	0.9907
7. 9	7.24	38	14.7±0.7	46.7±1.2	585.9±15.1	1.2545
8. 8	8.15	53	15.1±0.7	34.5±1.5	415.7±18.1	1.2049
8.10	"	浮水地内土壌	"	15.5±1.5	108.9±10.5	0.7023

口過膜を搔取り、のとき深さ0~2cmより一定量の口過膜を採取し放射能測定基準小委員会制定「放射能測定法」1957年により試料を調整測定した。表1に仙台市中原の測定値を示し図1に灰分0.5g当りのcpmと口過膜使用日数との関係を示す。灰分0.5g当りのcpmは最高が105.4cpmで最低は34.5cpmであつた。図2にみるようにcpmと口過膜の使用日数との関係は大体比例的な関係を示しFall outの蓄積が推察された。

なほ昭和33年12月採取の仙台市中原の口過膜は試料乾物100g当り, 689.4cpmを示したのでイオン交換樹脂(IR-120)による分析を行

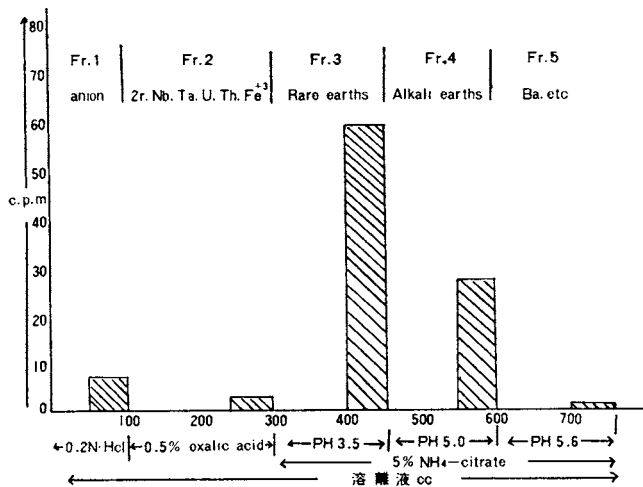
図 1 灰分 0.5g c.p.m と濾過膜使用日数



つた結果表2のように **Fraction 3 (Rare earths)** のところに最も高いカウントを認め、次ぎが **Fraction 4 (Alkali earths)** のところに高いカウントを認められ明らかに **Fall out** による汚染を認められた。

表2 イオン交換樹脂による **Fall out** 溶出図

- ・検 体 仙台中厚濾過池濾過膜 Ash 450 mg
- ・樹 脂 IR-120 (Amberlite) 径 1cm×15cm
- ・流 速 1 cc/2 min



23. 最近の fall-out による汚染調査について

埼玉県衛生研究所 千葉盛人, 川瀬善一, 小津茂弘

〔Ⅰ〕 大気放射能調査

定時、定量雨水、落下傘、浮遊塵の測定を気象庁の指導を得て連続して行っている。

〔Ⅱ〕 陸水放射能調査

荒川を中心として、大河川、小河川、飲用河川又井戸水の測定を略定期的に行っている。

〔Ⅲ〕 土壌放射能調査

略定期的に年数回の測定を行っている。

以上の測定は科学技術庁放射能測定法により測定を行っている。

〔Ⅳ〕 長半減期核種の蓄積量の調査

現在は特に ⁹⁰Sr について分析を行っている (第1表)。雨水は1ヶ月毎の ⁹⁰Sr 降下量を調べている。其の他食品、土壌等についても分析を行っているがこゝには雨水及び茶葉の結果を報告する。

注目すべきことは今春より ⁹⁰Sr の降下量、又他の植物等への汚染が急激に増加していることが明らかに見られた。

第 1 表 放射性ストロンチウム分析成績

(1) 大型水盤による雨水, 落下塵中の放射性 Sr 分析

設置場所 大宮市 衛生研究所 受水面積 6,809 cm²

貯留期間	雨量 mm	雨量 貯留	自然計数 c.p.m	率 計数 c.p.m/500cc	総試料計数 c.p.m/m ² month	⁹⁰ Sr.μμc 全試料 1	⁹⁰ Sr.μc cc × 10 ⁻⁹	⁹⁰ Sr.mc Km ² month	⁸⁹ Sr.μμc 全試料	⁸⁹ Sr ⁹⁰ Sr
33. 7. 1 ~ 7.31	247	122	14.3	225.9 ±5.0	80,470 ±3,490	458 ±14	3.8	0.672	32,800	71.6
33. 8. 1 ~ 8.31	130.7	114.5	14.9	86.6 ±2.7	28,950 ±1,770	263 ±11	2.3	0.386	12,800	48.7
33. 9. 1 ~ 9.30	535	200	15.3	26.8 ±1.3	15,651 ±1,489	156 ±12	0.78	0.228	6,000	38.4
33.10. 1 ~ 10.31	227	180	14.5	434.0 ±6.7	227,850 ±6,907	400 ±18	2.2	0.584	27,000	67.5
33.11. 1 ~ 11.30	37.3	40	19.9	706.1 ±8.6	82,472 ±1,971	152 ±7	3.8	0.223	6,200	40.8
33.12. 1 ~ 34. 1. 4	98.1	120	15.1	246.2 ±5.2	86,400 ±3,560	438 ±19	3.7	0.640	17,500	40.0
34. 1. 5 ~ 1.31	53.5	30	14.5	82.1 ±2.7	7,192 ±460	85 ±6	2.8	0.122	2,700	32.5
34. 2. 1 ~ 2.28	79.2	70	16.5	87.8 ±3.3	17,946 ±1,323	434 ±14	6.2	0.633	9,900	22.6
34. 3. 1 ~ 3.31	81.2	50	15.6	389.8 ±5.6	56,910 ±1,604	1,018 ±20	20.3	1.486	15,500	15.2
34. 4. 1 ~ 4.30	120.3	別水槽 使用	15.8	71.1 ±2.3	46,660 ±2,960	152 ±8	20.3	1.330	1,550	10.3
34. 5. 1 ~ 5.31	150.4	100	16.2	145.4 ±3.9	42,400 ±2,230	1,179 ±19	11.8	1.720	8,260	7.0
34. 6. 1 ~ 6.30	181.5	130	18.4	196.3 ±3.9	74,500 ±2,850	1,483 ±27	11.4	2.165	7,760	5.2
34. 7. 1 ~ 7.31	124.5	58.5	17.9	40.5 ±2.1	6,920 ±704		分析中			
34. 8. 1 ~ 8.31	158.0	116	18.2	20.2 ±1.8	6,840 ±1,200		分析中			

(2) 茶葉の放射能調査及放射性ストロンチウム分析

所在地 入間郡 武蔵町豊岡 茶業研究所

		採 取	乾燥	灰分	K	測 定	自然	Ash	K補正值	試 料 計 数 率		備 考
		年月日	重量		(Ash)	年月日	計数	500mg中	Ash 500mg	Ash 500mg中	乾 10g 当り	
一番茶	一 (対照)	33. 5. 31	kg	%	%	33. 6. 27	c.p.m	c.p.m	c.p.m	c.p.m	c.p.m	生葉1kgにつ き18 lの水で 洗淨
	二 (水洗)		5.25	5.2	27.0		14.7	82.8±3.6	26.6±1.3	56.2±3.8	58.4±4.0	
二番茶	一 (対照)	33. 7. 12	4.56	5.0	28.2	33. 8. 4	14.5	220 ±2.8	27.7±1.1	192.3±3.0	192.3±3.0	
	二 (水洗)		4.44	5.0	27.9		14.5	173 ±2.5	27.5±1.1	145.5±2.7	145.5±2.7	
			⁹⁰ Sr μμc 100gAsh	⁹⁰ Sr μμc kg dry Sample		⁹⁰ Sr μμc g. Ca	⁸⁹ Sr μμc 100gAsh	測 定 年 月 日	⁸⁹ Sr ⁹⁰ Sr	non Active Sr (Ash)	Ca(Ash)	
一番茶	一 (対照)	732±27	381±14	S.U. 85±3.1	1,400	33. 9. 22	1.92	% 0.028	% 8.58			
	二 (水洗)	813±23	423±12	95±2.7	1,430		1.76	0.028	8.58			
二番茶	一 (対照)	826±26	414±13	98±3.0	2,400	34. 1. 22	2.9	0.028	8.42			
	二 (水洗)	670±22	335±11	81±2.6	1,724		2.6	0.028	8.27			

24. 東京における放射能調査

東京都立衛生研究所 松井 多一，西垣 進

直井家寿太，三林 秀一

1) 牛 乳

当初から現在まで放射能汚染はないと云えるが、伊豆大島のものは33年10月、11月、34年1月のものが、標準偏差の3倍をわずかに超えるカウントを示したが、最高は33年10月で 8.9 ± 1.7 cpm で、これのみで汚染を論ずるわけにはいかない。併し総括的には以上の3例をのぞいて全く異常は見られないことから、汚染されていないと云える状態である。

2) 牛 肉・豚 肉

2年間を通じて全く異常カウントを見られなかった。

3) 穀 類

白米・玄米・押麦について調査したところ、33年10日の玄米が 7.2 ± 1.6 cpm を示したがこの一例だけで、他のものは汚染が見られず、全般として異常なしと云える状態である。

4) 魚 介 類

しじみは当初から毎回異常カウントを示し32年10月は37 cpm、34年3月は 44.1 ± 1.6 cpm の最高値を示した。これは水底に沈着した放射能灰によるものではないかと思われる。その他の魚介類は淡水産・海水産ともに可食部（除内臓骨）については異常は見られなかった。

5) 果 実 類

32年度はリンゴ・ミカンについて調査したが、異常は見られなかった。

33年度はナシについて調査したが、 $11 \sim 17 \pm 2.0$ cpm を示しわずかに放射能汚染を受けていると云える。

6) 野 菜 類

32年度は葉菜・根菜のいずれも汚染を見られなかったが、33年度より葉菜が著しい汚染を示しはじめた。

ホーレン草は33年7月25 cpm、同10月には 90.7 ± 2.5 cpm、34年1月は 23.7 ± 1.2 cpm、大根葉は33年10月に 334 ± 3.6 の異常値を示し、34年1月は 10.2 ± 1.1 cpm であった。両方とも33年10月に最高の値を示し、また34年には減っている。

キャベツは最外部の葉を除いて内部の葉について調べたが異常は見られなかった。またナス・ネギも汚染を受けていなかった。

7) 茶

32年度は煎茶、33年度は番茶について行つたが、当初から20 cpm 位の汚染が見られ、34年は 48.6 ± 2.1 cpm の最高値を示し、暫増的傾向が見られる。

以上のことを総括的にみると長期間雨水空中塵に曝されているものは、放射能による表面汚染を受けていると見られる実体であり、これは大根葉が334 cpm の汚染をうけているのに根部は

全く汚染されていないことから吸収による内部汚染は少ないものと思われる。

8) 陸 水

上水道であるが、採水場所は青梅市にある簡易水道の原水及び蛇口水である。原水は山奥約2Km位の所に、沢の水を堰止めて貯水し、砂ろ過を施している。この測定結果は、32年度平均値1.8 cpm/l 33年度1.6 cpm/lであつた。

下水は三河島污水处理場に於いて、都内の下水を曝気して、活性汚泥により処理し、一部工業用水として利用されている水である。この測定結果は、32年度、平均値5.0 cpm/l、33年度3.6 cpm/lであつた。

河川は、小田急線と泉多摩川駅附近にて、採水した多摩川の水であるが、32年度は平均値1.9 cpm/l、33年度2.7 cpm/lであつた。

井水としては、当研究所内の深井戸（深度100m）と、北多摩郡深谷町の農家の浅井戸（深度10m）を行つたが、32年度、平均値3.7 cpm/l、33年度5.1 cpm/lの値であつた。

以上の結果は先に厚生省より通達の、(14~40 cpm/l) 飲料水の許容量以下である。

次に天水及びその貯水槽中の沈澱物であるが伊豆の大島地区は堀井戸が全然なく、島民は雨水を、とよを通して貯水槽に溜め、(一部布をつけ、夾雑物を取り除いている家もある)この水を唯一の飲料水として使用している。貯水槽の容積は、家庭用としては、約5.0 m³位、大島支庁の様な所では約20.0 m³である。この様な条件の検体を測定した結果は、天水は32年度平均値9.9 cpm/l、33年度5.9 cpm/lで10 cpm/lの検体が年間を通して数回あつた。更に沈澱物になると、32年度平均値13.4 cpm/g、33年度29.4 cpm/gという値で、最高109.1 cpm/gという値が測定されている。この地区の住民の中には、手まめに、降りたての雨は捨てて家、貯水槽を掃除している家があり、この様な家の検体は、測定値も少ないことが明白に認められる。故に現在私達は、島民に対し前記の様な処置、更に天水中に混入してくる塵埃を除去する為に、簡単な砂ろ過の装置の指導等行っている。

25. 名古屋市における放射能汚染特に雨水、上水、食品、空気について

名古屋市衛生研究所

名古屋市水道局* 川端純一、小川正夫

津田豊彦、礪谷栄三*

当所では、昭和30年度より雨水等の放射能汚染調査を始め現在に到っている。

調査方法：原則として放射能調査測定基準委員会できめた「放射能測定法」(1957)によつて行われる。

調査対象：雨水、上河川水、空気、野菜、牛乳等

測定器具：島津製作所製、ガイガー計数器D—55型1000進スケーラーガイガー管、マイカ3.2

mg/cm² マイカと試料の距離 1 cm で効率約 23 %

測定結果：31 年度の雨水は 7 月上旬 300 cpm/l ほど検出したのが最高で、その他は 50 cpm/l 以下であつた。32 年度は 4 月 17 日に 16.044 cpm/l の最高値を示したが、多くは 100～300cpm/l である。33 年度からは雨水を降り始めより 0.5 mm づつ 5 段階に分けて採取した。前半年は前年と余り変わらず、7 月以後は 400～1000 cpm/l で非常に増加しており 10 月下旬より特に著しい。

降り始めの雨水に関しては、10,000 cpm/l を越えるものが少なからず、降雨全体の平均値でも 1000 cpm/l 前後を示し、34 年度も前年と同じような傾向を示していたが、梅雨期に入つてからは急激に減少し、現在は 100 cpm/l 前後の値になつている。又放射能の多い雨水は、その減衰曲線を求めた。

上水は原則として月 1 回、上水原水として、木曾川の上水取入口と、浄水としては、上水の配水塔で試料として採取し、測定したが、ほとんど 10 cpm/l 以下であつた。だが中には 27 cpm/l を示したものがあつた。

その他野菜等は、大根、菜、米、茶等 15 種ほどを試料として、自然放射性物質の ⁴⁰K を補正して測定した。多くのものは、ほとんど放射能はないと思われたが、茶、大根葉等には多少検出された。

空気等は、ロータリーポンプで 10⁴ ほどをろ紙を通して吸引し、そのろ紙の吸着物質を測定したが 5 cpm/l 以下であつた。

26. 福井県の放射能調査について

福井県衛生研究所 岸 彦 平

次にのべるものは昭和 33 年度の放射能調査の概要である。

(1) 上 水

福井市内上水道は福井市及びその近郊を流れる足羽川並びに九頭龍川の伏流水であり、試水中には放射能を認めなかつた。

光明寺及び剣岳は、湧水を利用した簡易水道水であり、雨水中に相当の放射能の増大がみられた時も、源水及び蛇口水とも殆んど放射能を検出しなかつた。

(2) 井 水

福井市は足羽川、敦賀市はびわ湖の伏流水であり、雨水中の異常放射能の影響はみられなかつた。

(3) 下水及び湖水

いずれもわずかではあるが、降雨及び降雪中の放射能の影響と考えられる値を示している。

(4) 天水及びその沈殿物

3ヶ所の天水とも相当の放射能が認められたが、雨水中に特に著しかつた 11 月及び、12 月に

は顕著なものがある。

石川県天水調査個所の状況を次の表に示した。

天 水 採 取 地	河北郡津幡町字杉瀬口 米 田 与 蔵	七 尾 市 東 浜 町 多 幡 与 一 郎	鳳至郡能都町字姫 大 谷 内 吉 郎
家 族 数	7 人	11 人	3 人
濾 過 設 備	ナ シ	ナ シ	ナ シ
貯 水 槽	屋内、石ワクの井戸、つる べ汲上げ 深さ 4m 径 70cm	屋外、ドラム缶、覆いあり	屋内、石ワクの井戸、つる べ汲上げ 深さ 6.3m 径 80cm
天 水 採 取 状 況	瓦屋根の雨樋から井戸に貯え、上澄液を使用、降り始めの雨も入れている	瓦屋根の雨樋よりドラム缶に貯え、その上澄液を使用、降り始めの雨も入れている	瓦屋根の雨樋より井戸に貯え、上澄液を使用、降り始めの雨も入れている
位 置	津幡町より北方 約 1 km	七尾市より東南方 約 16 km	能都町 東方 約 8 km
村 の 状 況		部落戸数 64戸 340人中 天水使用 14戸 80人	部落戸数 190戸 1100人中 天水使用 10戸 50人
雨 水 中 の 放射能測定場所		輪 島 測 候 所	輪 島 測 候 所

津幡町及び能都町の天水は井戸の中のわずかの湧水でいくらかうすめられているが、七尾市の天水は雨水をドラム缶に貯えたものであり、従つて前の 2 ケ所よりずっと放射能汚染度が大きい。

天水沈殿物についてはいずれも放射能が検出されているが七尾に於て特に著しかった。

(5) 牛 乳

3 才のホルスタイン乳牛の生乳を試料とした調査成績では昨年と同じく、秋前後にいくらか高くなっている。併し、この試料数だけでは放射能汚染を論ずることは出来ない。

(6) 野菜類及び果物

10 月 22 日以降より雨水中に異常放射能が連続して認められたが、11 月中旬採取のほうれん草は異常値を示した。今年度は葉菜類としては、ほうれん草のみにとゞまつたが昨年度の大根葉、ほうれん草及び白菜等の値と関連して考えると、表面汚染によることが当然推定される。

その他の野菜については天然放射能と大差なかつた。

(7) 茶

番茶の葉について調査したが昨年と同じく放射能汚染と思われる値を検出した。

(8) 穀 類

白米より玄米の方がいくらか高い値を示しているが、小麦と同じくまだ例数が少いため結論づけることは出来ない。

(9) 魚介類及び肉類

魚介類及び肉類については天然放射能と大差なかつたが泥中に棲息しているしじみについては例数が少ないので考察を述べることは出来ない。

27. 京都府における放射能調査

京都府衛生研究所 安井 市 治

1. 試料の種類

(1) 水

a. 上 水

原水については京都市内1ヶ所，府下5ヶ所の浄水場の原水を又給水栓水については京都市内1ヶ所府下4ヶ所の給水栓水を採取した。

b. 下 水

京都市下水処理場の放流水を採取した。

c. 河 川 水

京都市内河川については3河川（採水箇所5）府下の河川は4河川の水を採取した。又淀川合流点についても採取した。

d. 井 水

京都市内では2ヶ所府下では4ヶ所の井水を採取した。

e. 天 水

府下経ヶ岬燈台で飲料に使用してゐる雨水について濾過前及び濾過後の水をそれぞれ採取した。

f. 雨 水

京都府衛生研究所内で降雨後に受器に溜つたものを試料とした。

g. 海 水

府下海水浴場の海水を採取した。

(2) 食 品

野菜類は葉菜，根菜，及び果菜に分類しそれぞれ京都市近郊産のものを採取した。又茶は宇治産のもの三種を採取した。魚貝類のうち海産のものは日本海産のものを淡水産のものは主として山城平野のものを採取した。

牛乳及び獣肉は京都市内で生産されたものを採取した。

(3) 雨水濾過用砂の調査

府下経ヶ岬燈台の濾過砂及び衛生研究所内で1ヶ年の降雨を同一砂層で濾過した濾過砂について調査した。

2. 放射能の測定

測定は原則として科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の法によつた。

3. 測定結果

(1) 水

a. 上水道原水及び給水栓水

上水道原水では最低 0 c.p.m./l 最高 47 c.p.m./l である又給水栓では最低 0 c.p.m./l 最高 14.2 c.p.m./l である。原水給水栓水いづれも最高カウントを示した水は採水直前に放射能汚染の強い降雨があつた時のものである。一般に32年度にくらべて33年度における給水栓のカウントは多少増加してゐる。

b. 井 水

井水では最低 0 c.p.m./l 最高 25.6 c.p.m./l であつてこの最高値は一回だけ高い値を示したもので、その他のものについても放射能汚染は見られない。

c. 河 川 水

河川水では最低 0 c.p.m./l 最高 25.5 c.p.m./l であるが一般的に33年度は32年度に比して増加してゐる。

d. 天 水

濾過前のものでは最高 515.4 c.p.m./l を示しており全般的にカウントが高いが雨水をそのまま貯水してゐるものであるから止むを得ない然し濾過後のものも最高 33.5 c.p.m./l を示しており原水の c.p.m. 値の高いものは濾過水にも高い c.p.m. 値が見られる。

e. 下 水

栓水のうち沈澱物の多いものは濾過して濾液と沈澱とに分けて計測したがいづれも京都市内河川水の計数値と大差ない。

f. 海 水

例水が少いがいづれも甚だしい汚染は見られない。

g. 雨 水

最高 27670 c.p.m./l を示した。その他にも高い計数値が相当見られるが一般的に32年度に比して33年度が増加してゐる。

(2) 食 品

32年度においては K^{40} の補正を行つてゐないので汚染についての考察は行つてゐないが33年度については K^{40} の補正を行つた。その結果から見れば甚だしく放射能の汚染を受けたと認められるものは見られない。

(3) 雨水濾過用砂

32年度において経ヶ岬燈台の濾過用砂を採取し砂に含まれる放射能を測定した結果は 2540 c.p.m./500g の値を示した。33年度において衛生研究所内雨水濾過装置で計測した結果によれば、砂層の表面から5cmの処迄で砂によつて吸着される全放射能の44%が吸着され、最下部に於ては4.5%である。一方砂中の K^{40} を計測し補正すると、層の表面から20cmの処迄で上記放射性物質の大半が吸着されるものと考へられる。又各層の砂について γ 線の測定を行つた結果も β 線測定結果と殆ど同様、表面から20cm位の部迄で殆どが吸着されている。次に各層の砂について γ 線を追跡した結果、セリウム、バリウム、ニオブ等を認めた。

4. お わ り に

一般的に食品を除いて32年度に比して33年度の計測値が僅かに上つてゐるのが認められるがこ

れは特に雨水の計数値が高くなり従つて直接雨水の影響を受ける河川水水道水天水等にはつきりと現れている。

28. 大阪市内市販食品の放射能汚染調査および分析法について

大阪市衛生研究所 加 藤 敬 香

食品等より Sr^{90} を分離する方法は、すでに 2, 3 の代表的方法が知られているが **Routin work** の **method** としてはややはん雑であり取り上げるには困難である。しかしながら現行のグロスカウンターのみの調査方法は非常に汚染度の高い試料についての指摘は許されても微量ながら年々増加する汚染の経過に関しては余りにも無力のように考えられる。そこで、当研究所では **Routin work** に適した Sr^{90} の核種分析法をテーマとして取り上げたのであるが方法的には放射能測定効率を上げること、及び分離法としては必ずしも Y^{90} の分離まで行なわなくともむしろ標準試料等の点からは $\text{Sr}^{90} + \text{Y}^{90}$ の形として分離することが定量が容易であろうとの推定のもとに Sr^{90} をトレーサとして種々検討し、他方測定効率に関しては **G-M** 計数管、ガスフローカウンター、液体シンチレーターの 3 つの計数器について検討を行なつた。分離法としては、試料を硝酸ストロンチウムを経て炭酸ストロンチウムとなし液体シンチレーター（効率 70%）、ガスフローカウンター（約 50%）にて測定すれば所期の目的は達せられるように考えられる。無論、上記の測定法に対する欠点は少なからずあるが、それ等の点を公衆衛生学上及び放射化学の両面より論議の対象としていただきたい。なお、過去 1 年間市内市販食品の放射能汚染状態（約 400 検体）についての結果も併せて報告する。

29. 放射能汚染調査成績

兵庫県衛生研究所 大 城 俊 彦

I 降水中の放射能測定

当所においては昭和31年4月（19日）以降、降雨毎にその放射能を計測して来た。

降水は径 25.2 cm の受水ポートでうけ、その 100 ml について常法に従つて計測し、計数率 (cpm/l) を求めた。測定器は神戸工業製100進型 (SC—100A)、計数管は同社の GM—132 であり、比較試料は科研標準体 A—98 (U_3O_8) 500dps である。

その概要は次のとおりである。

(1) 昭和31年（4月19日より計測開始、計測回数98回）

この年の最大計数率は7月5日の 1496 cpm/l で、7月3日には 1398 cpm/l、7月9日には 961 cpm/l が計測されたほか、9月19～20日の降雨の 13564cpm/l が大きい。又6月23日の 607 cpm/l、8月27日の 720 cpm/l が目立つ。

(2) 昭和32年(計測回数108回)

最大計数率は4月17日の713cpm/lで、その後19日9時までの降雨で706cpm/l、9時以後の降雨で1120cpm/lで計測されたが、同日夕刻より翌朝にかけての降雨では36cpm/lと急減した。

又4月30日1613cpm/l、5月1日550cpm/l、2日814cpm/lとやゝ大きい計測がつづいたが、その後の4～5日の降雨では224cpm/l、5～6日138cpm/l、7～8日502cpm/lとなつて

いる。

その他10月17日の594cpm/lが500cpm/l以上を示したのみである。

(3) 昭和33年(測定回数108回)

我々の測定して来た全期間を通じての最大計数率26200cpm/lが3月18日に計測された。これについて21～22日(9時まで)の降雨では4467cpm/l、22日(9時以後)の降雨では748cpm/lである。

なおこの前日(3月17日)の降雨の計数率は僅かに126cpm/lであつた。

10月には30日朝の小雨の6799cpm/lを最大とし、この前後には2148cpm/l(10月22～23日)、3310cpm/l(10月25～26日)、2213cpm/l(10月30～31日)、1073cpm/l(11月1日)と継続して降雨毎に高い値が計測された。

又7～8月には2224cpm/l(7月2～3日)、696cpm/l(7月3～4日)、799cpm/l(7月4日)、1145cpm/l(7月26～27日)、1538cpm/l(8月2日)が目立つ。

その他4月9日には808cpm/l、12月18日には781cpm/lが計測された。

(4) 昭和34年(6月までの計測回数66回)

4月5日の1662cpm/lが最大であり、この月には27日の未明の小雨で840cpm/lを示したが、同日その後の降雨では28cpm/lと急減している。

又1月13日の740cpm/l、16日の901cpm/l、17日の928cpm/l、2月8日の1024cpm/l、3月6日の917cpm/lが目立つが、何れも降水量僅少(1ミリ以下)のときであつた。

II 降下煤塵中の放射能測定

昭和33年3月以降Deposit Gaugeを用いて降下煤塵の測定を行つていたので、この際降下煤塵中の放射能を計測した。

Deposit Gaugeには降下煤塵と共に降水も捕集され、約1ヶ月間放置してあるので、その間の放射能の減衰があるが、1ヶ月間に地上に降下残存する放射能の大きさを知る参考になる。

兵庫県下各市の平均値は(年間総平均は12223cpm/m²/monthである)8月、9月が最小で平均値の1/2以下、次いで5月、11月が低値であり、本年2月、3月が大きい。

各都市間には大差なく、又降下煤塵量の多少とも関係ない様である。

III 常時飲用天水の放射能測定と汚染除去

昭和33年12月6日本県飾磨郡家島町の飲用水(天水貯溜)の調査を行つた。

家島町は瀬戸内海に浮ぶ小島の集合で、井水による水が得られないので、家島本島の一部で山地流水を水源とする上水道を使用する外は全く天水を貯溜して日常使用しているので、放射能障

害に対する島民の疑懼の甚しいところである。

測定成績の要は水中（上澄）の残存放射能は0～9 cpm/l で軽微であるが、沈渣を混ざるとかなり放射能（上澄水 4 cpm/l の場合沈渣混合水 182 cpm/l）がみられ注意を要する。

次に天水貯溜槽から水を汲みとる時は、どうしても攪拌され沈渣が混入することになり、適当な放射能除去方法を講ずることが望まれる。それにはまず砂濾過の方法が考えられるが、この島の様に水の得難い貴重なところでは砂の洗滌清浄に困るので簡易な濾過方法を試みた結果で濾紙濾過がすぐれている。

IV その他の測定成績

（飲用水） 上水道水では受水池源水に僅少（2.0 及び 4.5 cpm/l）の放射能がみられたが、その後の処理水では殆んどみられなくなる。

又井水では殆んど放射能はみられなかつたが、近畿管区警察局の無線中継所で使用する天水には 57 cpm/l の放射能が計測されている。

（海水浴場海水） 6.4 cpm/l を最大とし、軽微だが放射能が認められている。

30. 岡山県下の放射能調査結果について

岡山県衛生研究所 鈴木 聖

岡山県においては、昭和32年以来県内の上下水、天水、河川水及び各種食品を対象にし、同種のものについては県北中南部より検体を採取し、水産物は瀬戸内海産に主眼をおいて放射能調査を行っている。

なお、本県三吉鉱山および人形峠における河川水、野菜、牛乳等についても測定している。

33年度の測定結果（最高値）は

雨		2000 cpm/l
上	水	8.1 cpm/l
簡井水道		29.6 cpm/l
井	水	8.4 cpm/l
河川水		8.1 cpm/l
天水		33.8 cpm/l
魚類（ふな）		15.0 cpm/500mg 灰分
穀類（ヘダカ麦）		17.7 cpm/500mg 灰分
野菜（ほうれん草）		16.2 cpm/500mg 灰分

で三吉、人形峠における測定値では

河川水		10.4 cpm/l
野菜（白菜）		98.1 cpm/100mg 灰分
ねこやなぎ		351.8 cpm/100mg 灰分

である。

三吉、人形峠における測定値を除くと、一般に他府県の測定値に比べてやゝ放射能値が低い傾向があるが、これは降雨量と関係するものではないかと考えられる。

31. 鳥取市に降った雨の放射能について

鳥取県衛生研究所 宮田年彦, 松下政朋, 生塩幸雄

昨年8月より雨水の放射能を連日測定したのでその成績を発表する。

実 験 方 法

1. 試料の採取並びに調製

ホーロー引きバット(約 0.1m^2)を戸外に置いて、毎日午前9時に前24時間に降った雨水を採取し、降雨量を求めた後よくかき混ぜてその 100mL を採り測定用に供した。

測定用試料の調製は「放射能測定法」(科学技術庁1957)によつておこない、神戸工業製ステンレススチール試料皿(径 25mm 、厚さ 0.2mm)に移して、雨水の平均放射能を測定した。

2. 試 料 の 測 定

調製した試料は、採水より測定までの時間を一定に保つため、採水してから24時間後にG. M. カウンターにより測定し、その値を cpm/L として出した。顕著な放射能を示したものは、その減衰を調べるために保存して、随時測定した。

なお、標準試料(科研製 U_3O_8 500dps)によるGMカウンターの測定効率は約10.5%であつた。

実 験 成 績

1. 平 均 放 射 能

昨年8月は $20\sim 130\text{cpm/L}$ であつたが、測定値は上昇して、10月末には最高 4500cpm/L を示した。その後放射能は低下して 1000cpm/L 以下となつたものの、低い値を示した時でも 100cpm/L 以上であつて、雨水の放射能は平均化されて来た。この状態は本年4月まで続いたが、5月以降カウント数は徐々に低下し、7月には高い時でも 50cpm/L 以下となつた。

降雨量を考慮して cpm/m^2 を求めると、全体的には cpm/L と同様な傾向を示したが、降雨ごとのそれ等を比較すると必ずしも一致せず、むしろ同傾向を示さない場合が多い。昨年8月は $100\sim 4500\text{cpm/m}^2$ を示していたが徐々に上昇し、10月末には最高 17150cpm/m^2 を示して低い時でも 1000cpm/m^2 を示した。この頃を最高として低下していたが、本年1月初め 13000cpm/m^2 を示し、その後は12月頃の値($200\sim 9000\text{cpm/m}^2$)を保つて4月まで続いた。5月以降は cpm/L の低下とともに cpm/m^2 も低下し、7月には $0\sim 1000\text{cpm/m}^2$ となつた。

2. 放射能の半減期

雨水に 500cpm/L 以上の放射能を認めたときはその試料を保存して減衰を測定したところ、昨年10月末の雨水では降下直後は半減期1~2日以内の場合が主で15日内外の場合もあつた。これ

等は降下後約 200 日経過すると約 100 日の半減期を示している。12月中旬の雨では、降下後の半減期が時間の経過に対してほとんど変化せず約 100 日の半減期を示している。本年 1 月下旬の雨水では、降下後の半減期は 100 日経過しても変化せず約 80 日を示している。3 月中旬の雨水では、降雨直後は約 70 日を示していたが、100 日経過後は約 100 日の半減期を示している。4 月下旬の雨水では降下後の時間に関係せず約 100 日の半減期を示している。

結 論

雨水の放射能を G. M. カウンターで連続測定した結果、昨年 8 月以降について

1. 雨水の放射能平均濃度は徐々に増加していたが、昨年 10 月を最高として徐々に低下し、本年 7 月には非常に少くなっている。
2. 単位面積当りに降下した雨水放射能は、昨年 10 月に最高を示し、本年の 1 月、4 月にも極大を示して 4 月以降は低下の一路をたどっている。
3. 降雨時の雨中放射能の半減期は徐々に長くなり、現在では約 100 日となっている。

32. 松江市における 5 年間の雨水中の放射能について

島根県衛生研究所 岡 林 弘 之

昭和 29 年 9 月より昭和 34 年 6 月までの雨水の、1 ヶ月間の平均カウント数及び 1 年間の総採水雨水中のカウント数を 1 l 当りの平均カウント数で表したのが表 1 及び 2 である。

昭和 29 年には、11 月に 2,610 cpm/l というピークがあるが、概して各降雨中の放射エネルギーは少い。昭和 30 年前半には、5 月に 4,180 cpm/l という高い値が認められ、各降雨中の放射エネルギーが漸次増加

表 1

昭和 29 年 9 月	10 月	11 月	12 月	昭和 30 年 1 月	2 月	3 月	4 月	5 月
69.6	48.3	170.4	27.1	119.0	45.6	220.2	168.9	331.3
6 月	12 月	昭和 31 年 1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月
56.0	264.0	440.0	208.9	333.6	150.6	53.9	1,222.4	166.3
8 月	9 月	10 月	11 月	昭和 32 年 1 月	2 月	3 月	4 月	5 月
260.9	1,247.3	175.0	174.7	184.1	228.9	220.8	733.3	170.8
6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	昭和 33 年 1 月	2 月
120.0	66.6	139.1	335.5	151.9	65.9	91.7	236.4	208.9
3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月
574.7	234.8	102.8	144.2	880.5	161.1	152.5	1,413.2	484.7
12 月	昭和 34 年 1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月		
405.6	695.1	419.1	571.3	281.9	149.4	219.3		

表 2

昭和29年	昭和30年	昭和31年	昭和32年	昭和33年	昭和34年
100.0	168.3	395.9	182.6	469.5	272.3

昭和29年は9月14日に測定を開始した。

昭和30年7月より11月までは測定器故障の為、測定せず、但し11月25日～28日の降雨中より最高7,078 cpm/lを検出している。

昭和31年12月は測定器故障の為測定せず。

昭和32年は1月20日より測定を開始した。

昭和34年は6月末日までの測定値である。

の傾向をたどつていたが、6月に入つて減少し、7月・8月には殆んど問題にならぬ程減少した。然るに11月末に7,078 cpm/lという高い値が検出され、再び放射エネルギーは増加しはじめ、各降雨とも100 cpm/l以上の放射エネルギーが検出されるようになった。

昭和31年に入り、3月に12,580 cpm/lという高い値を示し、5月より11月にかけて、米国はエニウエツク環礁附近、ソ連はシベリヤ及び中央アジアにおいて核爆発実験を行つたが、明らかにその影響が松江市の降雨に現われている。即ち6月22日に測定開始後最高の68,100 cpm/lという値を検出し、その後も少からざる放射エネルギーを検出している。

昭和32年中は、米・英・ソ連三国による核爆発実験は益々その回数を増し、32年1年間の測定値を検討してみると、最高値は9月の20,800 cpm/lで10,000 cpm/lを越えたのは、4月・9月の2回あり1,000 cpm/lを越えたのは、7月迄は毎月数回あつたが、7月以降は9月の最高値以外に1,000 cpm/lを越えたことはない。

昭和33年には米・英が太平洋水域において数多くの核爆発実験を行つた外、1月より3月までと、11・12月にソ連が北極圏において実験を行つている。最高値は7月の54,800 cpm/lである。毎月数回づつ1,000 cpm/l以上の放射エネルギーが検出されたが、10,000 cpm/l以上の測定値は3・7・10・11月にそれぞれ1～2回づつであつた。

昭和34年には、6月末まで、核爆発実験の行われたという報告はない。然し、雨水中の放射エネルギーはかなり高い値を示し、最高は3月の7,460 cpm/lであるが、1月中旬迄の降雨は各測定値とも1,000 cpm/lを越え、6月末日迄の平均カウント数が372.3 cpm/lとなつているのは、大気汚染が平均化されたものと推定される。

昭和29・30年頃には、各降雨について、放射エネルギーは降り始めに多く、降り続けると漸次減少の傾向を示したのであるが、昭和31年6月以降の測定値をみると、必ずしも降り続いた後の雨水中の放射エネルギーが減少しない場合が認められ、連続核爆発実験の結果と思惟される。

測定した検体はそのまゝ放置し週1～2回測定を行い、減衰の状態をしらべた。

減衰状態をlog-logグラフにプロットして爆発日を推定した。

核爆発実験が行われてから、その影響が現われるまでの時間は、その時の気象条件に左右されることが想像され、然も放射エネルギーの検出を降雨を主体として行つていたので断定することはむづかしいが、太平洋上で実験が行われた場合は7～10日後に、シベリヤ、中央アジアで行われた場合は5～7日後に、その影響が松江市の降雨に現われるようである。又核爆発の際に生ずる核分裂生成物の気団

は10～12日で地球を1周するものと考えられる。

減衰状態を semi-log グラフにプロットすると、半減期の短いものが崩壊して行くので、グラフは折線となり約5日、20日、50日、120日の半減期を有する部分より成ることが認められた。

濾紙にワセリンを薄く塗布し、屋外に放置して、放射性塵埃を捕促する方法は、雨水の場合と違って濃縮乾涸する必要がないので、早く結果の判明する利点がある。

毎月2回（1日・15日）に上水道の原水・濾過水の放射能量を測定しているが原水 80.5～0（平均12.4）cpm/l、濾過水 18.0～0（平均4.8）cpm/l で濾過により 大部分の核分裂生成物を除去することが出来る。

33. 陸水及び食品の自然放射能調査について

福岡県衛生研究所 森 彬，脇元作郎，森本昌宏

昭和32年10月以降、科学技術庁の委託により、福岡県を主として、近円各地に亘り、陸水（河川水、上下水、井水）及び食品（農産物、水産物、畜産物）の放射能の調査を実施している。この調査の結果考察されるところを報告する。

1. 雨水の影響について

異常放射能を含む降雨直後に採取したものには、試料の種類により、明らかにその影響を蒙つたと認められるものがある。

福岡気象台によると下記の如く異常値を観測している。

昭和33年1月12日	10,200 cpm	降雨量 1.7 mm
1. 23.	10,300	0.9
7. 10.	8,700	20.5
10. 26.	13,800	1.7
10. 27.	5,200	3.7
11. 1.	7,200	7.5

この中、7月10日の降雨は、明らかにその影響を与えており、降雨直後採取の陸水は、一般に少々高い値を示し、農作物では、7月17日に直方近郊より採取した大根の葉部が乾物10g当り、1016.6 cpmの異常値を示しているのを最高に、一般に地上葉部に可成り高い値を認めた。7月10日以外の降雨による影響は殆んど認められないが、これは降雨量の大小によるものと考えられる。従つて放射能雨による汚染は放射能強度と共に降雨量の大小に左右される事が明らかである。

2. 農産物の部位、形状による汚染の大小一般に地下部と地上部では地上部の方が遙かに高い値を示している。

地下部のものでは馬鈴薯 37.1，午夢 39.3，大根 20.4 cpm がそれぞれの最高値であるのに対し、地上部では、大根葉部の 1016.6 cpm 前後の値を示し、ほうれん草は二、三の低い値を除い

ては殆んどが 70 から 180cpm の範囲に分布している。

たゞ甘藷だけはこれらの傾向の外にあつて、低い値を示している。

これらの結果より、汚染は地上部に甚しく、大根葉部やほうれん草の如く粗毛、細毛を持つものは、同じ地上部のものよりも一般に汚染され易い事が認められる。

3. 農作物の水洗効果の有無について

農作物二、三について水洗効果を調べたところ、約 $\frac{2}{3}$ から $\frac{1}{2}$ 位に測定値が減少するのを認めた。

	水洗処理	水洗せず
大 根 (葉部)	72.8 cpm	150.7 cpm
ほうれん草	119.7	178.7

4. 32 年度と 33 年度との比較

陸水に於ては殆んど増加は認められない。

食品についても相互に測定値の大小があり、一般的な増加減少を傾向づけることは出来ないが、農産物の (ほうれん草) (甘藷) (煎菜) 水産物の (鮎) が前年度より高い値を示している。(尙上記 cpm は乾物 10 g 当り)

34. 家畜骨中の放射性ストロンチウムについて

農林省家畜衛生試験場 宮尾 陟, 林光 昭, 米村寿男

昭和 32 年以来現在までおよそ 200 例の試料について分析した。動物の種類は馬, 牛, 山羊, 豚, つるでこの間東京大学, 農工大学に保存されてあつた戦前の牛, 馬骨およそ 15 例についても調べている。今後鶏, 犬, 猫等についても分析する予定である。

32 年においては北海道, 山形, 宮城, 新潟, 島根, 福岡, 鹿児島各県から試料の送付をうけ, 本年はさらにこれらの他, 群馬, 静岡, 愛知, 兵庫, 香川, 高知の各県に依頼し, 一部送付をうけたものについてはすでに分析を実施している。

32 年採取の牛骨の平均を地域別にみると, 東京 $3.06 \mu\mu$ (以下すべて Ca 1g 当り), 北海道 $1.30 \mu\mu$, 山形 $3.09 \mu\mu$, 新潟 $7.38 \mu\mu$, 宮城 $5.57 \mu\mu$, 島根 $4.10 \mu\mu$, 福岡 $5.44 \mu\mu$, 鹿児島 $5.97 \mu\mu$ であつたが, 地域的な差があるか否かは 34 年度採取試料の分析をみたうで判断したい。

山羊は東京のもので平均 $4.59 \mu\mu$, 豚は $2.00 \mu\mu$ であつた。なお山羊の例で成獣の平均が $2.2 \mu\mu$, 仔山羊の平均が $6.1 \mu\mu$ であり, 一般に発育途上のもの程蓄積量が多いと考えられる。Kulp 等も人骨の例で子供の蓄積量が大人より多いことを示している。

33 年度採取のものの一部についての平均をみると牛で $13.1 \mu\mu$, 馬で $20.86 \mu\mu$, つるで $1.71 \mu\mu$ となつており, 前年のものに比し増如の傾向がみられるが, 詳細な結果については 34 年採取の試料の結果 (すでに $122 \mu\mu$ のものがみられている) と共に発表当日までには明らかになる予定である。

戦前の骨については Sr の総量は殆ど変化がないにも拘らず, 馬骨 10 例の分析では全くみとめら

れず、牛骨3例の平均が $0.18 \mu\mu\text{c}$ であつたが、牛の $0.18 \mu\mu\text{c}$ が骨中の ^{90}Sr によるものか否かは疑問であり分析以降の汚染によるとも考えられるので、この点については今後明らかにするつもりである。いずれにしろ核実験以降相当の放射性 Sr が家畜の骨に蓄積していることは明らかである。

動物の種類別にみると大体馬、牛、山羊、豚、つるの順となつており、一般に草食性のもの程多く、以下雑食のもの、鳥類となつているように思われる。Kulp 等は 1958 年 1 月現在の全世界における人骨の平均 ^{90}Sr 量が $0.52 \mu\mu\text{c}$ であることをみているから、草食性の家畜が人に比較し著明に汚染されていることは確実であり、これは主として牧草、野草、ならびに土壤の汚染に由来するものと考えられるが、今後これらのものの汚染の実態が明らかになつてからさらに究明する必要がある。

なお草食性の家畜の間で蓄積量に差異がみられる原因は Sr と Ca との Discrimination Factor のちがいその他が考えられるが、これは今後解明してゆきたいと考えている。

35. 人骨中の Sr^* の測定について

放射線医学総合研究所 小柳 卓, ○渡辺博信

1. はじめに

近年 Sr^* の地表への蓄積量がたかまつてきた。 Sr^* は飲料水、食物を通して生体内に入り、大部分は骨に沈着する。骨中の Sr^* の測定は、放射性物質による生体の影響を知るひとつの目安となるため目下測定をけいぞくしているが、測定法および測定結果の一部を報告する。

2. 測定法

人骨の灰 40 g にストロンチウム担体 50 mg (10 ml) を加え水 45 ml と発煙硝酸 60 ml を加えて溶解する。溶液に発煙硝酸を更に 60 ml を冷時加え、えた沈澱につき発煙硝酸分離を 3 回くりかえす。最後の沈澱を水にとかしアンモニア水および固形の炭酸アンモニウムを加え水浴上で加温し、上澄液と沈澱に分離する。沈澱はもう一度発煙硝酸で処理したのちに、バリウムをスカンベンジャーとして加え酢酸アンモニウム、酢酸緩衝液で pH 5.5 としたのち、クロム酸バリウムの沈澱を除去する。上澄液にアンモニア水を加えて弱アルカリ性とし、固形の炭酸アンモニウムを加えて温ため、生じた炭酸ストロンチウムを遠心分離する。この沈澱を硝酸にとかし、鉄をスカンベンジャーとして加えて後、アンモニア水でアルカリ性とし、水酸化鉄沈澱を除去する。上澄液に炭酸アンモニウムを加えて炭酸ストロンチウムの沈澱を作り濾別し秤量してストロンチウムの回収率を知る。

上記の方法によりストロンチウムを分離し更にストロンチウム-90 の決定にはイットリウム-90 の分離を行つて決定する。その大要は上記炭酸ストロンチウムの沈澱を塩酸にとかしイットリウムの担体を加え炭酸塩を含まないアンモニア水を加えてアルカリ性とする水酸化イットリウムが沈澱する。(この時の時刻を記録する) これを硝酸にとかしシュウ酸を加えシュウ酸イットリウムの形で放射能を測定し、また $800 \sim 900^\circ\text{C}$ で灰化し、酸化イットリウムとして秤量、回収率を知る。

さらに人骨中の Ca を灰化物の中より定量する。放射能強度はすべて低バックグラウンド放射能測定器（窓無しのカウント管内蔵）にて測定し、計測値の統計誤差は約 10 % である。

3. 測定結果

第 1 表

試料名	試料採取率	$^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$	試料名	試料採取率	$^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$
A 18 j ~ 29 j 男女 14 名 肋骨	1957 10~11	0.7 $\mu\mu\text{C}$	H 21 j 男 肋骨	"	1.8
B 30 j ~ 56 j 男女 14 名 肋骨	1957 10~11	0.6	I 23 j 男 肋骨	"	1.8
C 25 j ~ 30 j 男 3 名 肋骨	1958 3~6	1.7	J 26 j 男 肋骨	"	1.1
D 33 j ~ 56 j 男 6 名 肋骨	1958 3~6	2.0	K 29 j 男 肋骨	"	1.6
E 67 j 男 肋骨	1956 11	0.8	L 37 j 男 肋骨	"	18(?)
F 0 j 男 全骨	1958 3	1.3	M 47 j 男 肋骨	"	2.5
G 10ヶ月 男 全骨	1959 6	0.7			

第 1 表に示した通り 1957 年以降 20~30 才迄の肋骨については約 1 年間で 2 倍以上増加している。20 才以上における Sr^{90} 濃度は年齢による差異ははつきりしていない。

4. むすび

放射性 Sr の人骨内汚染の測定は 今後若年令層における蓄積状況を観察することを主目的として継続し、又生体内の非放射性 Sr の測定を行つて、記録の解析を完全に行う予定である。

36. 液浸型シンチレーションカウンターによる海水中の γ 線放射能測定

海上保安庁水路部 島野次夫

1. 人工放射性物質により汚染された海水中の放射能測定方法としては、一般に鉄明礬-塩化バリウム担体共沈法によるガイガーカウンター計測法ならびにシンチレーションカウンター計測法等が用いられている。

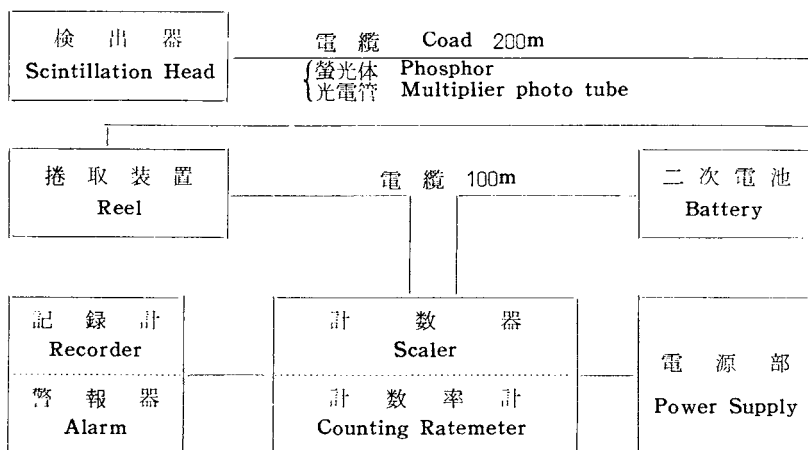
通常両者はともに試海水を大量採取する必要があるほか、測定試料の調整において複雑な化学的処理と物理的操作が要求されており、観測船上の現場において行なう測定法としてはかなり手間のかゝる方法である。

こゝに報告する液浸型シンチレーションカウンターはかゝる欠陥を補うものであつて、観測船

の航行中検体器を直接海水中に投入曳行することによつて、海洋表面の γ 線放射能を連続測定するほか、必要に応じ電線を延長することによつて表面以下深度 200m までの各層を測定し得るよう作製した耐圧耐水構造の特殊放射能測定装置である。

以下本装置を用い海水中の γ 線放射能測定を実施したので、現在までに得られた資料をとりまとめ報告する。

Ⅱ．本装置のブロックダイアグラムは下図の通りである。



検出器の形状は外径 78mm、長さ 510mm の円筒形で重量は約 15 kg の重さを有している。外筒は 3 mm 鉄筒、内筒は 2 mm の真鍮製円筒でつくられ、螢光体および二次電子増倍型光電管、前置増幅器等を内蔵している。

螢光体物質としては $1\frac{1}{2}'' \times 1\frac{1}{2}''$ 大のタリウム活性によるヨウ化ナトリウム結晶体 {NaI(Tl)} を酸化マグネシウムを反射とした窓付きアルミニウムケースの容器に装填し、光電管の光電面に直接に接着してある。

二次電子増倍型光電管としては Du Mont No. 6292 を使用。

電線は特に破断引張荷重 500 kg の抗張力をもたせ各部門と連結したほか、検出器からの出力パルスを十分伝送し得るよう高周波特性をもたせ船舶機通信機その他の誘導妨害を十分除去し得るようシールドを完全とした。計数部門は 1000 進法計数回路で 100 万 C.P.M. までの直読式である。

Ⅲ．現在迄得られた資料によれば、その結果は下記の通りである。

すなわち、海洋の表面においては通常平均 170 C.P.M.~190 C.P.M. であり地域的、時期的の間に大きな相違を認めていない。

また表面以下の中層水の各層における値は、表面より低く、深度が深くなるにつれてその値も僅かに低くなつていく傾向が測定された。

しかしその間にも極めて顕著な深度別変動を検出してない。

37. γ 線スペクトロメーターによる海底土中の放射能の測定

海上保安庁水路部 ○堀 定 清

1957年9月から1958年8月までの間に、筆者が原子力留学生としてカリフォルニア大学スクリップス海洋研究所において行つた測定の結果とその方法について報告する。

使用した装置の検出部は3"×3"のNaIクリスタルで、4"のスチールと4"の鉛でシールドされ、これにRCLのPulse Height Analyzerが接続されている。試料は採集されたままの状態直径4"高さ4"のポリエチレンの標準容器に入れて測定する。

問題になるのは計測効率・幾何学的条件・吸収係数を含めた係数の決定であるが、筆者は水・砂等を用いて種々の密度の物質を作り、これにBentonite (RaC : 0.61 Mev)・Zr⁹⁵ (0.75 Mev)・K₂CO₃ (K⁴⁰ : 1.46 Mev)・Monazite (ThC'' : 2.62 Mev)を混合し、標準容器の中で適当に高さを変えてスペクトルをとり、その中のピークをそれぞれの標準物質のそれと比較し、係数を決定した。この係数は満たされた標準容器に対して3.5から5までの比較的せまい範囲で変化するから、この係数を用いて計算した値はかなり信頼し得ると考えられる。

以上の方法によつて、深海の海底土10個について測定した結果をTable 1に示す。陸岸に近いところではすでに人工放射能によつてかなり汚染されており、スクリップス研究所沖300m水深7mのところからポンプで吸入される泥について定期的に測定したが、Ce¹⁴¹, Ce¹⁴⁴-Pr¹⁴⁴, I¹³¹, Ru¹⁰³, Ru¹⁰⁶-Rh¹⁰⁶, Zr⁹⁵-Nb⁹⁵, 汚染が比較的新しい場合にBa¹⁴⁰-La¹⁴⁰の存在が認められた。一例として汚染の比較的高かつた1958年3月の試料についてZr⁹⁵を計算すると14 $\mu\mu\text{c/gm dry}$ となつた。陸岸近くで採集された海藻類・プランクトン・小魚の内臓についても同様なスペクトルが得られた。

次に筆者は深海のコアーサンプルについてそのまゝの状態での測定を試みた。その結果をTable 2に示す。含有量の決定は、K₂CO₃, Bentonite, Monaziteを用いて各要素について含有量が既知で、密度および形状の同じ擬似のコアーを作り、これと比較することによつて行つた。

Table 1. Gamma Radioactivities in Deep Pacific Sediments (gm/gm dry)

Sample	Depth (m)	Ra $\times 10^{-12}$	K $\times 10^{-12}$	Th $\times 10^{-6}$
Y-2-P-1 Dark Red Clay 20°50'5N 145°14'5W	4,600	0.3	3.5	19
Mukluk 1b Red Clay 35°15'N 129°16'W	4,726 (5.86)*	1.7	3.2	15
Mukluk 5 Red Clay 41°10'5N 138°45' W	4,285 (0-0.10)	3.8	3.5	17
Mukluk 6 Red Clay 42°18'8N 141°28'0W	4,880 (7.90)	1.0	2.4	15
Mukluk 7p Blue Mud 45°03'5N 144°29'5W	4,722 (0-0.15)	0.9	1.8	6

Mukluk 12 Blue Mud 56°47'N 168°19'W	1,960 (5.86)	0.8	1.8	6
Mukluk 21 Blue Mud 52°32'N 141°44'W	3,780 (8.76)	1.1	2.8	9
Mukluk 23 Blue Mud 53°50'N 136°20'W	3,100 (9.06)	0.6	1.5	5
Sample 2A Coastal Blu Mud st. Cruz Basin	1,782 (0)	3.8	2.8	12
MP 43C Globigerina ooze 12°03'N 164°57'W	2,110~1,556	2.5	0.3	1

* () : Depth from Top of Core

Table 2. Distribution of Radioactive Elements along the Core (gm/gm dry)

Sample : Mukluk-Baird 20 taken 11 Aug 57

51°31'N, 144°39'W; depth 4,225m

Section Number	cm from Top of Core	K × 10 ³	Ra × 10 ¹²	Th × 10 ⁵
7	25	2.0	1.2	0.9
6	68	1.8	1.0	0.9
	98	2.0	1.4	1.0
	113	1.8	1.7	0.8
	128	1.9	2.1	1.1
	143	1.9	1.3	1.0
	158	2.1	1.2	1.3
5	201	2.7	1.7	1.2
	216	1.8	1.7	0.8
	231	1.5	0.9	1.0
	261	1.7	0.7	0.7
	291	1.6	0.6	0.7
4	329	1.9	0.8	1.0
	359	2.0	0.8	1.4
	389	2.0	0.8	1.1
	419	1.3	0.6	0.9
3	464	1.5	0.5	1.1
	494	1.7	0.5	1.0
	524	1.8	0.3	0.7
	554	2.0	0.4	1.0
2	598	1.8	0.6	0.9
	628	1.9	0.5	0.9
	658	1.8	0.5	0.8
	688	1.7	0.6	1.1

38. 日本近海表層海水の放射能調査

気象庁海洋気象部 川本彊雄，○大久保明，松村 要

吉村広三， 飯塚善治，中沢雄平

調査海域及び時期

1957年2月以後本庁の観測船により，また58年以後は，函館，神戸，長崎，舞鶴の海洋気象台の各観測船にも採水を依頼し，主として太平洋測は北緯33度から44度におよぶ東経155度以西の海域（時に東経165度におよんだ事もある）北緯30度，東経140度と北緯27度，東経135度を結ぶ線の以北および東経125度から135度におよぶ北緯27度以北の海域で，2～3月，5月，8月，11月に採水し，日本海は東南側の半分の海域を6月下旬から7月上旬にかけて採水した。この他北緯29度，東経135度の定点では6月から10月の間，約一週間おきに採水した。

測定方法

採取した試水は実験室に持帰り，科学技術庁の放射能調査測定基準小委員会で編集した『放射能測定法』（1957年）に従つて全放射能を測定した。即ち5ℓの試水を用い，計測のための処理としてバリウムイオンを加え硫酸バリウムを作つて共沈するものを捕捉し鉄イオンを加えて水酸化第二鉄の凝集物を作り，濾過して濾紙を乾燥させた後，GM計数装置で濾紙上の試料の全放射能を測定した。測定値は500 dpsの酸化ウラニウムを比較試料とし，1ℓあたり一分間の崩壊数dpm/lで表はした。

測定結果

結果の大略を調査の年月の経過に従つて述べると，57年より58年3月までは0～3 dpm，58年5月には0～5 dpm，6月下旬から7月になると3～9 dpm，ただしこの期間に38 dpm，とか18 dpm，など飛び離れた値が見られるがこれらは落下塵埃の放射能が急激に増加した時に当る。8～9月には1～7 dpm，11月には2～11 dpm，59年2月には5～10 dpm，3月には北方海域で3～9 dpm，南方海域では7～14 dpm，5月になると北方海域で6～12 dpm，オーツク海では3 dpmと5 dpm，（2資料のみ）南方海域では13～22 dpm，東方海域で7～16 dpm，6月の日本海では2～10 dpm，6月上旬以後8月中旬までの定点では3～12 dpmとなつている。

試料は採水後計測まで大体40日から60日を経ているものが多く又2 dpm/l位の測定誤差は起り得るので，測定値をそのまま比較するのは難点があるが，日本近海の表面水の全放射能のおよその変化状況は判る。即ち，57年以後58年3月までは僅かに人工放射能による汚染を認め得る程度であるが，58年5月以後次第に増加し，特に7月には落下塵による直接の汚染と考えられる突発的に多い値が見られる。大体10 dpm/l位で年を越し，59年3月には少々増加し，5月には調査海域全般にわたつて58年よりはるかに多くなつている。又59年の3月と5月の結果は，北方海域より南方海域の方が放射能が多い。

39. 海水中の放射性物質の化学分析

海上保安庁水路部 ○日 向 野 良 治

(1) 北赤道海流域表層水について

(Ⅰ) 昨年夏、IGYに関する赤道帯海象観測に出動した観測船「拓洋」及び「さつま」が採取した北赤道海流域の表層水について、放射性物質の化学分析を行った。

方 法。

試海水に各属の代表となる元素をキャリアーとして加え、常法に従つて、第1属から、第6属まで分属した後、各元素についてその放射能を測定した。

放射能の最も強かつた第3属の分析は、イオン交換分析法によつた。

結 果。

汚染起源となる核爆発時について、採水前約1ヶ月の巾を持たして考え、分析によつて得られた各元素の全体の放射能に対する割合を、Hunter-Ballowの計算表の値と比較してみたが、大体に於いて一致するようである。

然し、 Zr^{95} の測定値は、俊鶴丸の第二次ビキニ海域調査の結果と類似して、計算表の値より過少であつた。

(Ⅱ) 今年の2月に昨年と同じ北赤道海流域で採取した100%の海水について、含有する放射性物質——主として稀土類元素、Sr及びCs——の化学分析を行った。

方 法。

試海水にFe及びCsのキャリアーを加え、更に Na_2CO_3 を加えることによつて、稀土類及びSrを大量の $CaCO_3$ と共に海水から分離した。

SrとCaの分離には、発煙硝酸法及びアルコール、エーテル法により充分留意して此を行った。

Csは、 $CaCO_3$ を分離した濾液から、フィロシアン化ニッケルの沈澱と共に分離し、隣モリブデン酸アンモニウム法、及び塩化白金酸塩法により定量した。

結 果。

数 $10\mu\mu c$ の Sr^{90} 及び Cs^{137} を検出した。

又、稀土類の Sr^{90} 及び Cs^{137} に対する割合が、予想値(核爆発後約1年)より、はるかに少なかった。

海水のpHは約8.3であり、稀土類元素はイオン状としては、極めて不安定であるので長期間中には、安定度の高く、かつ元素の海水中濃度の割合高いものに比して濃度減少の程度が速かであると考えられる。

(2) 日本近海の表層水について

今年の7月、日本海溝測量の際、表層水 100ℓ を採取し、この分析に供した。

海水の処理は、大体(Ⅱ)と同じであるが、Sr 及び Cs の分析のところで、二、三改良した方法がとられることになっている。

40. 海水中の Sr⁹⁰ について

気象庁気象研究所 三宅 泰雄

○島田 利夫

猿橋 勝子

葛城 幸雄

金沢 照子

海水中の Sr-90 の分析については、三宅、杉浦(1955)が、ビキニ水域で採取されたものについて行つた。

その後、Bowen, Sugihara (1959) は太平洋の水について、Versene を用いてカルシウムおよびマグネシウムをマスクすることによつて Sr-90 を測定した。日向野(1959) は太平洋の海水についてカルシウムおよびストロンチウムを炭酸塩で分離し、ストロンチウムを発煙硝酸で単離した。

海水中に微量に含まれる Sr-90 を正確に定量することはかなりむずかしいことである。

その原因は多量のマグネシウム、カルシウムの共存による妨害である。

演者らは、三宅—杉浦, Bowen-Sugihara, 日向野らの分析法を検討した結果、三宅—杉浦たちが先に用いた蓆酸塩による分離法がすぐれていることをみとめたので、これと E. D. T. A. を使用することによつて、微量の Sr-90 をふくむ海水の分析法を確立した。

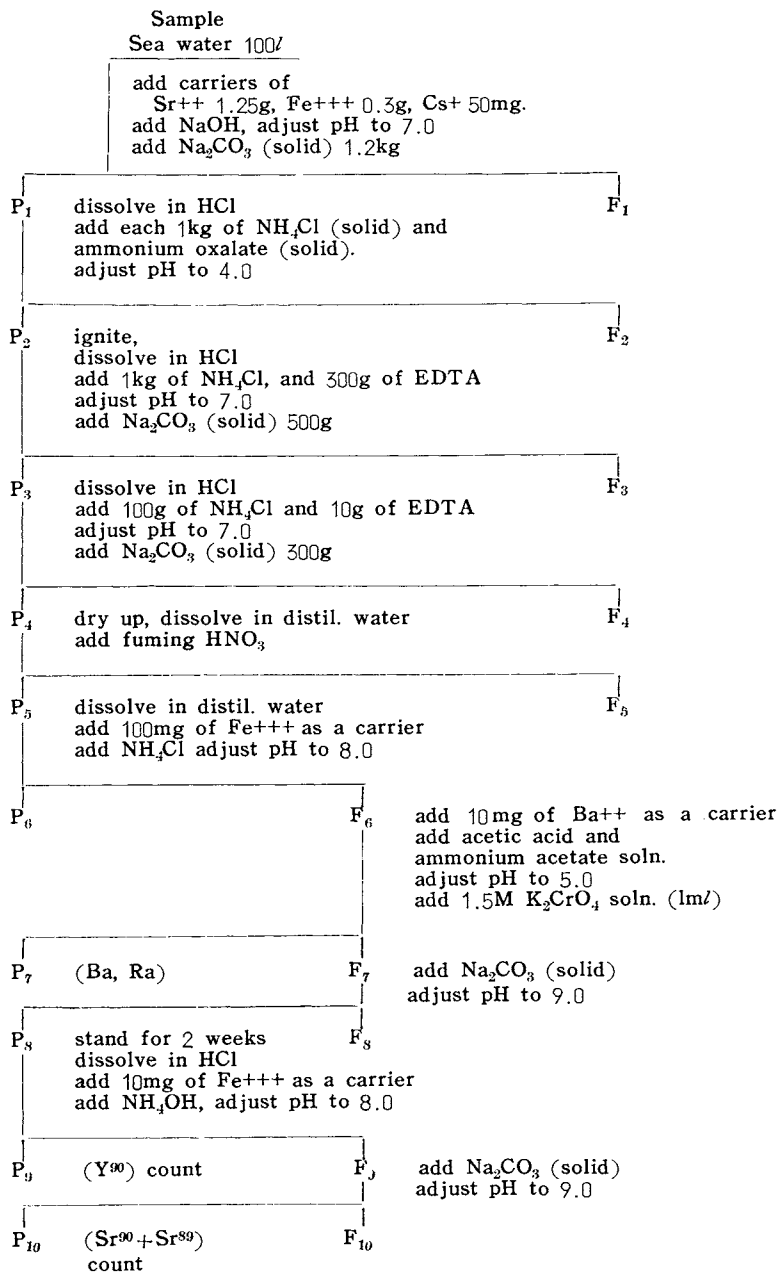
この方法によれば、数十リットル乃至数百リットルの海水から80%の収率で Sr-90 を定量することができる。

蓆酸塩の分離法を確立する前に、E. D. T. A. によるマグネシウムおよびカルシウムのマスクングを試みたが、その試みはすべて失敗に終つた。その理由は収率が甚だ不安定で、再現性にとぼしいことによる。

蓆酸塩と E. D. T. A. を併用する方法の分析順序は別表の通りである。放射能は 20cm の鉄板とアンチコインシデンス型ガイガーカウンターでとりまいた薄膜ガイガーカウンタで測つた。

目下、北太平洋の数ヶ所の水について Sr-90 の分析を続行中である。

The scheme of analytical procedure of Sr-90 in sea water.



41. 海洋生物，海底沈澱物の全放射能

農林省東海区水産研究所 ○中井甚二郎，服部 茂昌，本城康至
渡部 泰輔，木 立 孝，奥谷 喬司
深井麟之助，大久保勝夫，大久保孝子

1957年8月から1958年11月までに行われた水産関係放射能調査によつて得られた結果の概要は次の通りである。

プランクトン：プランクトン放射能は他の生物ならびにその環境に比べてそのレベルが高く，有意の放射能出現割合はいづれの調査航海次（第1次，1957年8～10月，第2次，57年12月及び58年3～4月，第3次，58年8～11月）も85%以上である。海域別プランクトン放射能の平均値は東京湾，相模灘及び新潟沖等の沿岸水域では調査次毎に遂次高くなる傾向を示し，特に第3次に著しい。一方房総沖，支那東海の外洋域では第2次に最も高く，第3次にはむしろ低下している。定線別の表層プランクトン放射能分布は，いづれの海域も距岸100—150 哩附近が最も高く，黒潮主流域の放射能が高いことを示している。プランクトン放射能の垂直分布は50m以浅の上層部に高く，75m以深では低下している。

ネクトン：有意の放射能値出現割合はいづれの時期も低く，又放射能レベルも極めて低い。従つてプランクトン，ベントス，海底沈澱物にみられる漸増の傾向は認められない。

ベントス：ベントスの有意の放射能値出現割合は第1次から順次増加し，第3次には47%に達している。東京湾，相模灘及び新潟沖の沿岸水域では明らかに放射能レベルの上昇傾向がみられ，特に第3次にはプランクトン同様急激な増加がみられる。しかし3,000m近い深海のベントスも採集された房総沖ではプランクトン同様第2次に最も高く，第3次には減少の傾向が示された。ベントス放射能のレベルは一般に低いが，深海産ベントスのうちカンテンナマコ類及びムレーウニではプランクトンとは全く同じレベルの比較的高い放射能値を示した。これらの消化管内容物には上層プランクトンの遺骸が圧倒的に多く，一応の汚染源は上層プランクトンの遺骸であると認められる。このような多量のプランクトン遺骸を摂餌する生物群の放射能が他の食性を示す生物群に比べて例外なく高いことは注目される。

海水：海洋生物の環境としての海水放射能は全期間を通して極めて低く，地域差，時期的推移等は見出し得ない。

海底沈澱物：有意の放射能値出現割合は漸増し，又放射能値も東京湾，相模灘及び有明海等の沿岸水域ではいづれも増大の傾向を示し，第3次には沿岸海底の泥に対して汚染の傾向が現われはじめた。尚相模灘中央部において放射能の異常に高いものが特例として現われたことは単なるFall outによるとは考えられず，その原因に関し注意されるべきであろう。

海洋生物のうちネクトン，ベントスおよびその環境である海水，海底沈澱物の放射能レベルは特殊の場合を除き極めて低い。放射能の濃縮性の大きいとされるプランクトンは他の生物および環境に比較すれば事実一般的に放射能レベルが高い。しかし近年の日本における陸上生物の放射能レベ

ルに比べれば必ずしも高いとは云えない。

1,000m 以深の深海のベントス、海底沈澱物はともに特定のものを除いて特に低水準にある。

調査開始以来の海洋放射能の時期的推移は、支那東海、房総沖の黒潮主流域ではプランクトン、ベントスともに第2次は第1次よりも高くなっているが、第3次の値は第2次のそれよりも一般に若干低下している。しかし一方陸水の影響を強く受ける内湾域の東京湾、相模灘および新潟附近ではこれらプランクトン、ベントスはいづれも調査航海次第に放射能が漸次高くなつてきている。尙又東京湾、相模灘、有明海では海底沈澱物の放射能も漸増している。

これら一連の事実は日本近海の有力な汚染源の一つが **Fall out** であることを示すものであろう。しかし相模灘中央部の海底沈澱物は **Fall out** とは考えられず、他の汚染源も考える必要があろう。

42. 海洋生物中 Sr^{90} 分析

農林省東海区水産研究所 ○深井麟之助、戸沢晴己、塩川文子
鈴木浜治、渡辺和子

海洋生物中のストロンチウム—90の現存レベルを把握するため、前年度に引続き混合プランクトン1試料、ネクトン9試料、ベントス6試料、海藻1試料、計17試料を東海区水研内の分析センターで分析した。分析法は科学技術庁原子力局の主宰する放射能測定基準小委員会による「ストロンチウム—90分析法（暫定版2）」、33年12月10日版によつた。

試料中のストロンチウム—90が検出確認されたものはオキサワラ骨（31年8月ビキニ附近）・ビンチョウ骨（33年6月房総南東沖約200浬）・アラメ（33年4月江の島附近）・モミジガイ（ヒトデ類、33年3月東京湾）・サクラエビ（33年12月駿河湾焼津沖）の5個であつた。ストロンチウム—89の定量は、**Fall out**から海洋生物までの経路にかなりの日数がかゝると考えられること及びストロンチウム区分の放射能のレベルの低いことを考慮して、こゝでは省略した。上述5個以外の試料についてもストロンチウム区分から鉄でミルキングを行つた計数試料に有意の放射能がみとめられるものがあつたが、半減期測定の結果ストロンチウム—90によるものとは確認されるに至らなかつた。

ストロンチウム—90が確認された試料も、その放射能は何れも微弱で、GM カウンターでは検出困難なものが多く、低バック・グラウンド方式のガスフローカウンターによつて、始めて検出確認が容易になつた。しかし尙この方式を用いても確認されない試料も少くない。ストロンチウム—90のレベルは $0.016 \sim 0.375 \mu\mu\text{c/g}$ 灰分の範囲で、ストロンチウム単位で表せば $0.11 \sim 0.65 \mu\mu\text{c/1gCa}$ である。

オキサワラ・ビンチョウの場合はいづれも回遊性が強く、その漁獲位置、海況等をあわせ考えると、ビキニ周辺の核爆発地点で汚染した海水の影響を受けていると考えられる。

之に反して、アラメ、サクラエビ、ヒトデの場合は、その採取位置からしても、当然本土附近の **Fall out** の影響を受けているものと推定される。こゝに唯2個の試料ではあるが、32年東京湾産のモミジガイにストロンチウム—90が確認されて居ないのに33年にはストロンチウム単位として

0.11のストロンチウム—90が確認されていることは、海洋生物中のストロンチウム—90のレベルの上昇に関して示唆をあたえるものと考えられる。

沿岸及び近海の魚類からは、こゝにかゝげた試料の中では、ストロンチウム—90の検出・確認は行われなかつたが、之等に対しては何れも低バック・グラウンド・カウンターを使用し得なかつたので、そのレベルについて、言及しうる段階ではない。この点については今後更に調査が必要であると考えられる。

結論として、一般にストロンチウム—90の含量は海洋生物については未だ低く、特殊な場合を除いて、之が短時日の間に許容量に近いレベルに迄上昇するとは考えられない。しかし一般的にレベルの上昇の傾向は認められるので、年々の変動を看視する必要がある。

43. 魚類放射能汚染の調査

厚生省国立衛生試験所 長沢佳熊，樫田義彦

○城戸靖雅，亀谷勝昭

太平洋海域における原水爆実験による魚類の放能汚染を調査する目的で、東京築地の魚市場に入荷するマグロ、カジキ類肝臓 224 検体（昭和33年度）についてその放射能汚染を調査した。昭和31年4月この調査を開始して以来、昭和33年9月までに入手した検体については特に著しい汚染は認められなかつたが、昭和33年10月入手検体（昭和33年7月魚獲）に至り、昭和29年福龍丸事件当時に近い汚染魚を得たので、これらの内の4検体について、Tomskins のイオン交換樹脂法および沈澱法によつて放射性核種を分離し、半減期、吸収およびエネルギーの測定によつて ^{59}Fe 、 ^{65}Zn 、 $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ および ^{115}mCd を確認し、さらにそれらを定量した。

今回の調査検体数				224 検体
生検体 5g の灰分について 100 cpm 以上を認めたもの				13 検体
//	//	30 cpm	//	12 //
//	//	30 cpm以下	//	199 //

放射性核種分析

特に著しい放射能汚染を認めた検体のうち、4例（検体 No. 130, 200, 285, 322）について放射性核種分析を行つた。

1. Tomskins のイオン交換樹脂（Amberlite IR-120）法による核種の分属。

各 Fr の放射能の分布を第1表に示す。

いずれの検体についても、放射能は主として Fr 2, 3 および 4 に検出された。吸収および γ 線スペクトルによるエネルギー測定の結果、Fr 2 および 3 はそれぞれ ^{59}Fe および ^{65}Zn のほとんど単一核種であることを確認した。

2. 検体 No. 130 および 200 の Fr 4 の沈澱法による核種の分離。

発煙硝酸による沈澱法をくりかえして ^{90}Sr を分離した。その際、Fr 4 の放射性核種の大部分は母液に移行したが、これは吸収および γ 線スペクトルによるエネルギーの測定の結果 ^{115}mCd

と推定し、 Cd^{2+} を担体として塩酸酸性から硫化カドミウムの沈澱を生成させ、その半減期から $^{115\text{m}}\text{Cd}$ と断定した。

Fr 4 の沈澱操作による各 Fr の放射能の分布を第 2 表に示す。

第 1 表

検 体 番 号		130				200			
漁 撈 年 月 日		33. 7. 1~33. 8.11				33. 9.10~33.10. 5			
漁 撈 海 域		N. 4° ~ E. 163° N. 7° ~ E. 157°				N. 37° ~ E. 153° N. 35° ~ E. 152°30'			
Fr 番号	放 射 能	cpm	測 定 年 月 日	%	灰分重量 (g)	cpm	測 定 年 月 日	%	灰分重量 (g)
検 液		1426.6±12.8	34. 1.26		0.9208	30508.0±56.3	33.12.19		1.4550
1 (陰イオン, Te, J, Ru, Rh)		37.3± 1.7	1.30	(2.6)	1.2754	33.4± 1.3	34. 1. 7	(0.1)	1.0484
2 (Zr, Nb, U, Th, Hf, Fe ⁺³)		2.3± 1.7	1.26	0.2	0.3535	13716.5±46.9	33.12.19	45.0	0.1213
3 (アルカリ金属)		528.1± 4.5	1.26	37.0	0.3140	7475.6±28.7	12.19	24.5	0.0455
4 (重金属, 稀土類)		964.1±10.9	1.26	67.6	0.1919	11271.2±50.7	12.19	36.9	0.1970
5		5.8± 1.2	3.12	(0.4)	0.0065	1.2± 2.5	34. 2.24	(0.004)	0.0005
6		3.1± 1.2	3.12	(0.2)	0.0029	14.2± 1.3	3.17	(0.05)	0.0276

検 体 番 号		285				322			
漁 撈 年 月 日		33.11. 7~33.12. 7				33.12.23~34. 1. 4			
漁 撈 海 域		N. 33°~E. 165° E. 152°				N. 6°15'~E. 143°20' N. 10°10'~E. 152°52'			
Fr 番号	放 射 能	cpm	測 定 年 月 日	%	灰分重量 (g)	cpm	測 定 年 月 日	%	灰分重量 (g)
検 液		555.5± 7.9	34. 3. 3		0.4246	2681.7±16.6	34. 3. 3		2.1868
1 (陰イオン, Te, J, Ru, Rh)		8.4± 2.7	3. 3	1.5	0.4690	30.9± 1.5	3. 3	1.2	2.3353
2 (Zr, Nb, U, Th, Hf, Fe ⁺³)		345.7± 3.6	3. 3	62.2	0.0354	359.2± 3.8	3. 3	13.4	0.2734
3 (アルカリ金属)		127.5± 2.4	3. 3	23.0	0.1188	1343.5±11.7	3. 3	50.1	0.6156
4 (重金属, 稀土類)		9.0± 1.2	3. 3	1.6	0.0707	75.4± 1.6	3. 3	2.8	0.2494
5		0± 1.1	3. 3	0	0.0013	1.0± 1.2	3. 3	0.03	0.0045
6		0± 1.2	3. 3	0	0.0022	0± 1.1	3. 3	0	0.0069

第 2 表

検 体 番 号	130			200		
放 射 能	cpm	灰分重量 (g)	測 定 年月日	cpm	灰分重量 (g)	測 定 年月日
Fr						
クロム酸バリウム	0± 1.1	0.1468	34. 3. 3	0± 1.2	0.1911	34. 3.17
ラジウム						
シュウ酸イットリウム (分離時刻における)	4.5± 2.3	0.1080	3.18	0± 1.0	0.0996	2.22
炭酸ストロンチウム (⁹⁰ Y分離後2週間放置)	4.7± 1.2	0.1495	4. 1	0± 1.1	0.1338	3.22
硫化カドシウム	208.3± 8.9	0.1510	3.28	2299.5±15.2	0.1419	3.18

3. 検出放射性核種の定量および許容量との対照。

スタンダードを用いて、検出放射性核種の定量結果およびこれを厚生省の「放射性物質に対す

る許容量の考え方」並びに1958年のICRPによる大衆に対する許容量と対照した結果を第3表に示す。

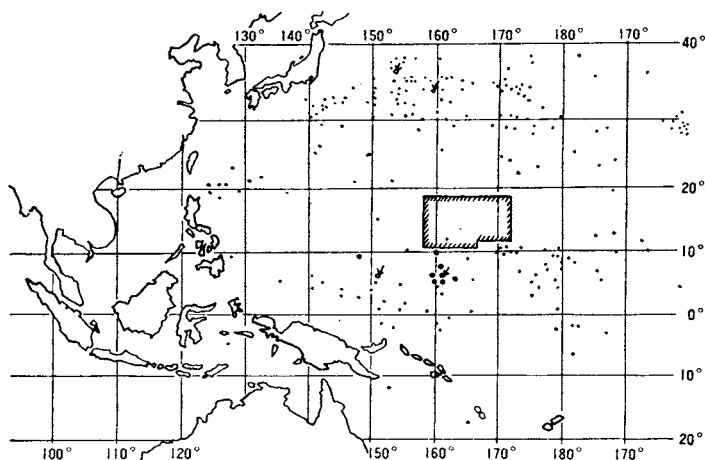
第 3 表

検体番号	放射性核種	μC (生肝臓 1g当り)	測定年月日	放射性物質に対する許容量の考え方(1日1gとして) (厚生省)	I.C.R.P. (1日1gとして) (1958)	標準物質	測定器
200	^{59}Fe	1.58×10^{-4}	33.12.19	$\frac{7}{1000}$	$\frac{2}{1000}$	^{59}Fe	理化学研究所製シンチレーションカウンタ Phosphor : NaI (T1) 2"φ×2"
200	^{65}Zn	4.58×10^{-3}	33.12.19	$\frac{1}{3000}$	$\frac{1}{30}$	^{65}Zn	"
130	^{90}Sr + ^{90}Y	8.33×10^{-7}	34. 3.28	$\frac{1}{200}$	$\frac{1}{200}$	^{90}Y	Tracerlab Super Scaler 端窓型計数管 Mica 窓厚1.6mg/cm ²
200	$^{115\text{m}}\text{Cd}$	3.66×10^{-4}	33.12.19		$\frac{1}{100}$	RaD + E	"

今回分析に供した以外の検体数例についてγ線スペクトルを測定したところ、 ^{65}Zn は各検体に共通であるが、他の放射性核種については若干の差異が認められた。しかしこれらの差異には、地域的または漁獲日時的の意義は見出されなかつたが(第1図)、原水爆実験の日時、および場所、潮流、魚群の廻遊状況および汚染プランクトンの分布等の諸条件を知つて再検討する必要がある。

^{65}Zn ならびに ^{59}Fe は ^{55}Fe とともにビキニ海域で捕獲されたカツオ、マグロ類からすでに検出されている。また半減期の長い $^{113\text{m}}\text{Cd}$ および ^{113}Cd がマグロ類から検出されているが、 $^{115\text{m}}\text{Cd}$ が食品中から検出された例はまだなく、今回が始めてである。

(第 1 図)



- ・漁撈地点
- 100 cpm/5g wet 以上を認めた検体の漁撈地点
- ◇ 分析に供した検体の漁撈地点

44. マグロ類の放射能調査

厚生省国立予防衛生研究所 ○河端俊治，三浦利之，立川 俊

筆者らは昭和 29 年および同 31 年において核爆発実験による魚類の放射能汚染の調査，研究を行って来た。昨昭和 33 年においても赤道附近の太平洋において米国および英国の核爆発実験が行われたので，実験に対する放射能汚染を調べたデータおよび結果の概要をここに報告する。

調査の対象としたマグロ類は昭和 33 年 5 月から 12 月にかけて東京中央魚市場に水揚げされたものでキハダ，メバチ 572 検体（それらは筋肉，血合肉，皮膚，脊椎骨の 4 部分に分けて測定），肝臓 159 検体であった。また昭和 33 年 9 月 19 日より 11 月 12 日の間，南太平洋に出漁した大洋漁業の母船式マグロ漁業広洋丸船団に依頼して入手した，179 検体の魚類の肝臓についても調査を行った。

検体の数量も限定されており，この調査結果で全般の汚染魚の出現状態を推定するのは危険が多いのであるが，昭和 29 年度において厚生省，各都府県で実施した水揚げ港での魚類検知成績と比較対照して一応の傾向が把握された。また汚染魚中に含まれる放射性物質の分析も行つたので，それらの概要を次に記載する。

1. マグロ類の放射能：572 検体の各部位の放射能は，GM 管による計測では全般に極めて低かつた。しかしエニウエトック海域における危険水域解除後はこの水域で漁撈する漁船が増加したため，若干の汚染魚が現われた。
2. 魚類肝臓の放射能：肝臓は汚染魚体の各部位中で最も強い放射能を示す臓器である。遠洋マグロでは漁獲後内臓を除去するので魚市場に水揚げされる魚体から得ることは出来ない。しかし肝臓は別に肝油原料として持ち帰られるので，それについて放射能の測定を行った。東京市場で入手した肝臓についてみると全般には低いのであるが，一部のマグロの肝臓からは可成り強い放射能が検出された。
3. 肝臓の汚染程度からみた汚染魚の出現状態：上に得られた結果を放射能の強さ別に漁撈地点別にプロットし（第 1 図），昭和 29 年度水揚げ港での検知成績と比較してみると，汚染魚の出現は，エニウエトック環礁の附近を西に流れる北赤道海流域が顕著であることは前回と同様である。

昭和 29 年度との大きな差といえば，同年 9 月以降は汚染魚が南赤道流を越えソロモン群島以南で可成り捕獲されたのが，昭和 33 年度では同時期にサモア，フィジー諸島附近で漁獲されたマグロを始め他の魚類の肝臓からは殆んど放射能は検出されなかつた。

また，時期的にみてエニウエトック海域に危険水域が設定されている期間は，殆んど漁船は危険水域を避けて遙か東方で出漁し，同水域西側の北赤道海流域での操業が殆んど行われなかつたことも汚染魚の出現に影響しているように思う。しかし 9 月上旬危険水域の解除と共に同水域に入る漁船はふえ，従つて可成り強い放射能をもつた肝臓が現われて来た。

4. 魚体内の放射能の分布

遠洋マグロ類は漁船上で内臓を除去してあるので，東京中央市場に入荷した材料では魚体内各部の放射能の分布を知ることはできない。しかし時にはカツオその他の小型の魚種がマグロに混

じて運搬されてくることがある。昭和33年7月16日から11月28日までの間に計17尾の内臓をもつた魚体を入手し、各器官別の放射能の測定を行つたが、体内分布は一様でなく一般に内臓に強く、筋肉、皮膚、骨の放射能は低かつた。内臓中とくに肝、腎臓は強く、また消化器官中幽門垂 (pyloric coeca)、胃、胃内容、腸、腸内容にも可成り強い放射能がみられた。

これらの放射能の体内分布は昭和29年度、昭和31年度において得られた結果と殆んど同一傾向にあるといつてよい。

5. 魚体中に含まれる放射性同位元素：筆者らは既に昭和29年度、昭和31年度第1次および第2次俊鵜丸調査によつて得たビンナガマグロ等の分析を行い、 Zn^{65} 、 Fe^{59} 、 Fe^{59} 、 Cd^{113m} 、 Co^{57} 、 Co^{58} 、 Co^{60} 、微量の Zr^{95} 、 Nb^{95} を検出した。昭和33年度は第2長栄丸、第18勝運丸の漁獲した肝臓の分析を行い、 Fe^{59} 、 $(Fe^{55})Zn^{65}$ 、 Co^{60} 等の存在を確認した。尙第6福栄丸で漁獲したカツオについての分析は続行中である。

6. 脊椎骨中に含まれる Sr^{90} の分析：漁撈海域別に分類したマグロの脊椎骨の Sr^{90} の分析を行つた。

分析方法の概要は別紙に記載してある筆者ら (T. Kawabata & E. Held) の発煙硝酸沈澱法と陽イオン交換樹脂法を組合せた方法である。結果は灰化試料1g当りの dpm および Sr^{90} unit ($\mu\mu\text{c/g of Ca}$) にて示したが、分析した31試料中の Sr^{90} は極めて微量で0.6~3.3 unit 程度であつた。

〔附〕 マグロ類脊椎骨中のストロンチウム -90

1. 検 体 1958年度中央魚市場より採集したメバチおよびキワダマグロの脊椎骨について、その含有する Sr^{90} を定量した。

魚骨中に含まれる Sr^{90} のレベルは極めて低く予備実験により正確に計測するには50~100gの灰化試料を必要とすることが判つた。しかし1魚体当り採取した脊椎骨の試料ではこの量に達しなかつたので、やむを得ず同一魚種で、海域、漁撈期間が同じであつて、しかも汚染程度の同じ程度の数尾魚体から得た灰化試料を混合して分析を行つた。なお、漁撈海域は日本近海、ミッドウェー海域、ハワイ海域、北赤道海域に大別した。

2. Sr^{90} の分析方法

1 魚体より約50~100gの脊椎骨をとり、附著している筋肉等を出来るだけとり電気乾燥器中で乾燥後、ルツボ中に移し、550°Cの電気マツフル炉中で灰化した。

ストロンチウム -90 の分析方法は発煙硝酸法とイオン交換樹脂法 (Dowex-50) とを組合せた筆者の改良方法で行つた。(なおこの方法は河端が滞米中 Dr. E. Held と共同して米国ワシントン大学において研究したもので、詳細については別に報告する予定) 次にその方法の概要を記載する。

(1) 発煙硝酸法による Sr フラクシヨンの分離

灰化試料50~100gをとり、常法により発煙硝酸濃度を約80% (sp. gr 1.45) にして Sr フラクシヨンを沈澱させる。なおこの沈澱は3~4回反覆し最終的に約150~300mgの Sr フ

ラクションを得た。(発煙硝酸法による Sr フラクションの分離法は科学技術庁編 Sr⁹⁰ 分析法(暫定版)の「骨の放射性ストロンチウム分析法」とほぼ同じである。)

(2) イオン交換樹脂による Sr⁹⁰ の分離定量

Sr⁹⁰ の娘 Y⁹⁰ だけを陽イオン交換樹脂法により分離する方法である。

(イ) 予め [H] 型にした Dowex-50 のカラム (X-8, 100~200 mesh, 0.5 cm² × 25 cm) に 1. で得た Sr フラクションを 50 ml の 0.2 NHCl に溶解したものを通過させ、さらに 50 ml の 0.2 NHCl を通過させる。(ロ) 80 ml の 0.5 % シュウ酸を通過させる。(ハ) 100~150 ml の 0.5 % クエン酸アンモン緩衝液 (pH 3.5) を通過させる。この時の時間を記録する。(クエン酸アンモンの量は樹脂が完全に [NH₃] 型になつてから約 50 ml を必要とする。この操作により稀土類等殊に Sr⁹⁰ より出る Y⁹⁰ を完全に除去できる) カラムの上下はゴム栓およびピンチコックで閉じ、氷室中で 2 週間保存する。この間に Y⁹⁰ が生成し平衡状態に達する。(但し Sr⁹⁰ のレベルの高い試料では 2 週間放置しないで Y⁹⁰ の再溶離することが出来る。この際 Y⁹⁰ の Growth curve から全体の Y⁹⁰ の補正を行うことはいうまでもない)。(ヘ) 2 週間後にカラムをとり出し暫く放置してカラムが定温に達したなら、カラムに 15 ml の pH 3.5 のクエン酸アンモニウム液を通し、生成した Y⁹⁰ を溶離する。最初の 2 ml は棄て、残り 13 ml を 3~5 ケの試料皿中に集め、常法により赤外線ランプ下で乾燥後、Y⁹⁰ の activity を計測する。(この時の時間を記録し、Y⁹⁰ の生成及び減衰の補正を行う) (ニ) 試料中に Ba¹⁴⁰ が含まれている時(核爆発による汚染後余り時間の経過していない試料)には Y⁹⁰ を La¹⁴⁰ から分離するため、別の小カラム (0.2 cm² × 10cm, Dowex-50, x-8, 100~200mesh, [H] 型) を最初のカラムの先端に接続し 15 ml の pH 3.5 のクエン酸アンモニウム液で溶離し、最初の 10 ml を集めて計測すればよい。なお Sr⁸⁹ はカラム中に残留するので Sr⁹⁰ の測定 of 妨げとはならない。

Sr⁹⁰ の量は Y⁹⁰ の量から計算により求めるが、Y⁹⁰ からの計算法、Y⁹⁰ の decay および growth に対する補正を行うときには HASL の Manual of standard procedure を参照して行えばよい。

(3) なお上記方法について 1 g のフィッシュミール灰化試料について Sr⁹⁰ の回収率を調べた結果は 100 ± 4 % であり (20 回の反覆実験), Eniwetok 環礁で採取した ヤシガニの殻の灰化試料 (約 100 dpm の Sr⁹⁰ + Y⁹⁰ を含む) とそれに既知量の Sr⁹⁰ を添加して回収率を調べたところ 99 ± 2% という値を得た。

また 1 g 灰化したフィッシュミールに Zn⁶⁵, Ru¹⁰⁶-Rh¹⁰⁶, Ce¹⁴⁴-Pr¹⁴⁴, Cs¹³⁷, Fe⁵⁹, Sr⁸⁹, Ca⁴⁵, Ba¹⁴⁰-La¹⁴⁰, Zr⁹⁵-Nb⁹⁵ を加えて実験を行つたが本法に対する影響はないことが明らかになつた。

2. 結 果

結果は灰化試料 1 g 当りの dpm および Sr⁹⁰ unit で表わし、第 1 表にとりまとめた。但し unit への換算は灰分中の Ca は 37 % として計算によつて求めた。

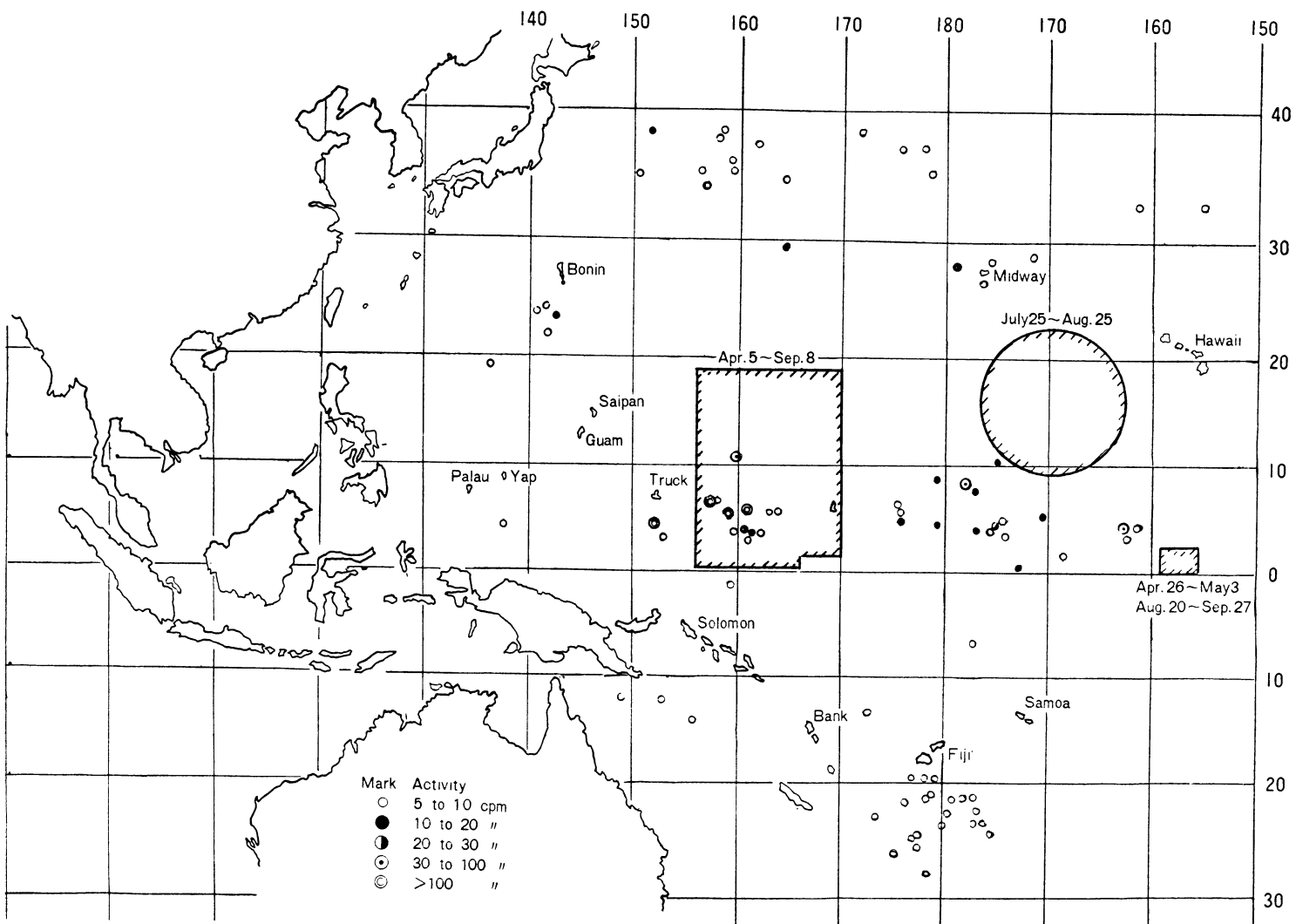
第1表 Sr⁹⁰ Analysis on the Tnna-fish Bone Collected in 1958

Sample No.	Name of fish	Date of catch	Name of fishing boat	Fishing ground	Weight of ash analyzed	dpm/g ash	Sr ⁹⁰ unit $\mu\text{C/gCa}$	Addendum
1	Mixed ash of yellow fin & bigeye	—	孝 栄	Unidentified	50g	0.5 ± 0.11	1.4	不 明
2	"	"	"	"	50	0.46 ± 0.11	1.2	"
3	"	"	"	"	50	0.24 ± 0.11	0.7	"
4	Yellow fin	9-12~16	福 佳	(N 5°—E 152° N 4°—E 153°	75	0.2 ± 0.08	0.55	北 赤 道 海 域 流
5	"	(8-19 9-10	祐 源	(N 4°—E 154° N 8°—E 158°	75	0.67 ± 0.08	1.8	"
6	Big eye	(8-14 9-16	第 31 純 栄	(N 37°—E 177° N 34°—E 180°	82	0.45 ± 0.07	1.2	ミッドウェー 海 域
7	"	(6- 1 9-22	古 蜂 久 保	(N 26°30'—E 142° N 38°—E 152°	92	0.59 ± 0.08	1.6	日 本 近 海
8	"	(6-26 9- 2	竜王井 稲 荷 照 栄 蛙 子	(N 29°—W 170° N 34°—W 163°	106	1.23 ± 0.06	3.3	ミッドウェー 海 域
9	Yellow fin	(7-16 8-23	神明 大功	(N 3°—W 165° N 7°—W 174°	100	undetectable		北 赤 道 海 域 流
10	"	(6-17 7-22	井 21 正 進	(N 3°—E 160° N 4°—E 162°	100	0.25 ± 0.06	0.7	"
11	"	(5-13 8- 3	第 5 長 功	(N 3°—E 179° N 6°—W 177°	100	0.26 ± 0.06	0.7	"
12	Big eye	(4-27 6- 7	王 進 子 洋	(S 3°—E 158° N 5°—E 163°	100	0.46 ± 0.06	1.2	"
13	"	(5-20 7- 5	第 3 功 洋	(N 4°—W 177° N 1°—E 180°	100	0.44 ± 0.06	1.2	"
14	"	(7-14 8- 8	第 5 桜 類	(N 4°—W 179° N 7°—E 180°	100	0.3 ± 0.06	0.8	"
15	"	(7-16 9-27	須 新 伝 久 東	(N 3°—W 168° N 7°—E 179°	100	0.42 ± 0.06	1.1	"
16	Yellow fin	(6-13 7-25	長 弥 正 え び 大	(N 3°—E 160° N 5°—E 158°	99	0.4 ± 0.06	1.1	"
17	"	(8-16 10-12	第 6 大 黒 功 平	(N 1°—E 171° N 7°—E 179°	100	0.35 ± 0.06	1.0	北 赤 道 海 域
18	Big eye	(4-22 5-29	長 奉 大 功	(N 21°—E 125° N 33°—E 144°	100	0.33 ± 0.06	0.8	日 本 近 海
19	"	(9-25 10-21	ほ か 幸	(N 35°—E 155° N 37°—E 154°	100	0.60 ± 0.06	1.6	"
20	Yellow fin	(4-22 6- 3	奉 第 3 富	(N 19°—E 125° N 23°—E 129°	94	0.62 ± 0.07	1.6	"
21	"	(5-14 6-20	第 3 富 他	(N 19°—E 125° N 28°—E 155°	100	0.67 ± 0.06	1.8	"
22	Big eye	(5- 7 5-20	菊 水	(N 27°—W 176° N 27°—W 179°	100	0.29 ± 0.06	0.8	ミッドウェー 海 域
23	"	(5-20 6-10	た か 取	N 27°51'—W 174°	100	0.61 ± 0.06	1.6	"
24	"	(6- 1 6-26	加 ほ か	N 27°—W 177°	100	0.68 ± 0.06	1.9	"
25	"	"	"	"	100	0.27 ± 0.06	0.7	"
26	"	(9-13 10-14	第 5 み さ き	(N 34°—E 173° N 37°—E 176°	97	0.52 ± 0.06	1.4	"
27	"	(7-30 8-21	加 宝 宝	N 30°—W 150°	100	0.56 ± 0.06	1.6	ハ ワ イ 海 域
28	"	(8-16 9-10	幸 鵬	(N 30°—W 150° N 31°—W 157°	100	0.52 ± 0.06	1.4	"
29	"	(8-16 9-10	進 栄	(N 28°—W 159° N 30°—W 166°	100	0.55 ± 0.06	1.5	"
30	"	(8-16 9-18	福 徳 寿	(N 30°—W 148° N 29°—W 158°	100	undetectable		"
31	"	(8-24 9-18	第 10 栄	(N 32°—W 155° N 33°—W 154°	100	"		"

Note: Yellow fin (キワダ) Neothunnus macropterus

Big eye (メバチ) Parathunnus sibi

第1図 肝臓の汚染程度からみた汚染魚の出現状態 (1959年度調査)



45. ニジマスにおける Sr・Ca 差別率の研究

放射線医学総合研究所 市 川 龍 資

Fall-out による地表汚染から種々の食物連鎖をへて人体にまで蓄積される ^{90}Sr の量は、人体および種々の食用生物の生理にみられる Sr・Ca 差別率によつて左右される。

欧米では、その主要 Ca 源として乳製品を用いるので、従来から、ネズミ・ウサギ・羊・牛などの哺乳動物について Sr・Ca 差別率の研究が行われてきている。しかし、我が国の食生活において Ca 源（従つて Sr 源）となるものは米麦・野菜・牛乳・魚類その他の多岐に亘つており、これら食用生物についての研究が行われなければならない。このことから筆者は昭和 32 年度および 33 年度において魚類に関して Sr・Ca 差別率の研究に着手し、まず淡水魚の場合としてニジマスを用いて実験を行い、種々の知見をえたので、ここにその概要をのべる。

用いられた方法は Sr^{90} 、 Ca^{45} 二重標識法により、飼育水又は食餌をラベルし、骨および筋肉、もしくは体全体について差別率を求めた結果を要約すると次のようになる。

1. 12 mg/l の Ca 濃度を有する淡水に飼育し、エラなどによる水からの直接吸収の場合、飼育水と筋肉、飼育水と骨との間に、共に 0.4 の差別率がみられた。
2. この淡水に非放射性 Sr および Ca を添加することにより両者の濃度を、(1) 12 mg Ca/l, 12 mg Sr/l, (2) 18 mg Ca/l, 6 mg Sr/l, (3) 21 mg Ca/l, 3 mg Sr/l, (4) 23 mg Ca/l, 1 mg Sr/l, ($\text{Sr}/\text{Ca} \times 100$ 重量比はそれぞれ、100, 33.3, 14.3, 4.35 となる) の 4 種の組合せとなる飼育水にて実験を行い、水から直接吸収を行う場合にえられた差別率は、以上に述べた 4 種のグループの間に殆んど差異を認めず、0.2 の値が共通してみられた。
3. これらのことから、水中 Sr の濃度が大きくなると、差別率の値は小さくなる。即ち Sr の排除される割合は大きくなると考えられる。しかし、或程度以上 Sr 濃度が大きくなると、差別率の値は殆んど変らなくなることもしかである。
4. 餌中の Ca, Sr をせつ取する場合にみられた差別率は餌と骨、および餌と筋肉との間に 0.7 の値をえた。この値は水中からの直接吸収に比べてかなり大きい。すなわち餌中からのせつ取の際の Sr 排除の割合はかなり小さいといえる。
5. 哺乳動物の場合と異り、魚類では Ca・Sr を餌中および水中両者からせつ取するので、魚体内に蓄積さるべき Sr^{90} 濃度の算定は、やや複雑となる。

いま、魚が SrW (水中 Sr^{90}/Ca 濃度) の水中に生育し、餌中 Sr^{90} 濃度を SrD (Sr^{90}/Ca であらわす) とすると、この魚体に蓄積さるべき Sr^{90} の最大濃度 (SrF) は次式であらわされる。

$$\text{SrF} = \frac{\text{Sr}^{90}(\text{from water}) + \text{Sr}^{90}(\text{from diet})}{\text{Ca}(\text{from water}) + \text{Ca}(\text{from diet})}$$

そして、 $\text{Ca}(\text{from diet})/\text{Ca}(\text{from water}) = k$

とすると、

$$\text{SrF} = \frac{\text{Sr}^{90}(\text{from water})}{(k+1)\text{Ca}(\text{from water})} + \frac{\text{Sr}^{90}(\text{from diet})}{(1+1/k)\text{Ca}(\text{from diet})}$$

そして、水と魚との間の差別率を OR water-fish, 餌と魚との間のそれを OR diet-fish であらわすと,

$$\begin{aligned}\text{SrF} &= \frac{1}{k+1} \text{SrW} \cdot \text{OR water-fish} + \frac{k}{k+1} \text{SrD} \cdot \text{OR diet-fish} \\ &= \frac{1}{k+1} (\text{SrW} \cdot \text{OR water-fish} + k \cdot \text{SrD} \cdot \text{OR diet-fish})\end{aligned}$$

となる。

k の値を 1/50 (金魚でえられた実験値), OR water-fish を 0.4, OR diet-fish を 0.7 とすると,

$$\text{SrF} = \frac{1}{0.02+1} (0.4\text{SrW} + 0.02 \times 0.7\text{SrD}) = 0.4\text{SrW} + 0.014\text{SrD}$$

となる。

このことから、魚体のもちうる最大 Sr^{90} 濃度は水中 Sr^{90} 濃度に主として支配され、0.4 を乗じた値として推定できる。また、水中 Sr^{90} が流失して、餌料生物のみが Sr^{90} を保持しているような水域においては、魚体 Sr^{90} の最大可能濃度は餌料生物の約 1/100 にとどまることがわかる。

以上が 32, 33 年度における研究経過内容の概要であるが、ひきつづき、海水魚、農作物、(特に米麦) および哺乳動物について Sr—Ca の差別率の研究および差別率におよぼす種々の要因について探究を行い、food chain における放射性物質の動きを明らかにしたい。また、食用生物(農・水・畜産物)の Sr^{90} 濃度の分析測定は 34 年度にゆずり目下進行中である。

46. 日本原子力研究所敷地内およびその周辺の放射能調査

日本原子力研究所 保健物理部 亀田和久 ○人見清一

日本原子力研究所保健物理部においては、1956 年 5 月より研究所敷地内、およびその周辺の環境物質について放射能調査を行っている。

本論文はこれら環境物質のうち 1958 年より 1959 年にかけて採取した井戸水および植物の調査結果である。

1. 植物 植物試料として次の理由から松葉を放射能測定試料とした。a) 研究所敷地がほとんど松林中に存在すること。b) 東海村周辺は比較的松が多い。c) 松葉に塵埃が非常によく付着する。

59 年の 4 月に採取した松葉試料から、今迄の最高値が得られた。これに対し、松葉の灰分 1 g を量取し、256 channels の pulse high analyzer を用い、 γ -spectrum を測定した。測定は 59 年 5 月および 7 月の 2 回行つた。その結果 ^{141}Ce および ^{95}Zr — ^{95}Nb を検出し、このことから松葉の放射性物質は核爆発実験による核分裂生成物によるものである。

2. 井戸水 井戸水の放射能は全調査点 15 点のうち、St. 13, 18 および 19 において毎回他の井戸水の測定値(平均 $1.5 \text{ cpm} \pm 0.8 \text{ cpm}$) より高い測定値が得られている。よつて 58 年 7 月より

59年2月にかけて毎週1回定期的に St. 18 および St. 19 の採水を行い、水温、水位、 Cl^- 、 K^+ および放射能の測定を行い、その週変化を調査した。試水中の K^+ は蛍光分析法により測定し、放射能は 1 l の試水を蒸発減量し、その残渣を理研製端窓型 GM counter で測定した。St. 18 は海岸より約 200 m の距離にある台地、St. 19 は海岸より約 1700 m の地点にある。St. 18 においては K^+ 含量は高い（平均 80 mg/l）がその変化は少い。水位、 Cl^- および放射能の変化についても云える。一方 St. 19 は K^+ 含量は St. 18 に比べて少い（平均 54 mg/l）がその変化は大きく、水位、 Cl^- および放射能についても同様に変化が大きい。これらのことから St. 18 は地下水の変化が少なく、St. 19 には自由井水として地下水の流入が多く大きな変化をもたらしているものと思われる。又両地点とも K^+ 含量が多く、放射能の測定値は主として ^{40}K の影響によるものである。

47. 核爆発による微気圧振動の解析

気象庁観測部 川畑幸夫，小池亮治，渡辺清光
稲村芳久，杉谷正誼

1. 核爆発を観測する目的で、気象庁では高感度の微気圧計を作り 1956 年 4 月以後全国 8 ヶ所で観測を実施して来たが、1958 年には更に遠距離の核爆発も観測できる様改良した。

今まで使用していたものは、油槽の中に円筒を浮かせ気圧変動による浮円筒の変位を記録するものであったが改良型はそのペンアームに差動コイルを取り付け、電氣的に増倍するもので、20 分以上の長周期の気圧波はスローリークにより自動的に取り除き、又 12 秒以下の短周期の気圧波はフィルター回路を通し、電氣的に取り除くようになっている。感度は 1 ミリバールの振巾を 300 mm 以上に記録するよう任意に変えられる様になっている。

他の 1 種は、僻地でも使用できる様に機械的に改良したもので、復元力を小さくして感度をあげ、更に制御板をつけて短周期の波を取り除く様になっている。感度は従来の微気圧計の約 3 倍で電気式のものの $\frac{1}{3}$ 倍になっている。

1. 爆発地点から観測所までの距離

微気圧観測結果及び松代の地震計の観測結果によると、1958 年春に行われた北極圏の核爆発地点は日本の北々西方向 6200 km のノバヤゼムリヤ島附近となつた。

2. 地震波及び気圧波の到着に要する時間と気圧波の伝播速度

米国原子力委員会の発表資料による核爆発時刻と日本に於ける核爆発による地震波と気圧波の到着時刻との差から、それらの到着に要した時間を計算すると、第 1 表の様に地震波はビキニから松代まで 6 分 35 秒、気圧波はビキニから東京まで 3 時間 ~ 3 時間 20 分かゝっている。したがってこれらの時間差を用いると、ビキニの核爆発の場合その爆発時刻をかなり精確に推定することができる。又、この時間差と爆発地点までの距離から、気圧波の伝播速度を計算すると平均 314m/sec となつた。

第 1 表 地震波及び微気圧波の到着に要した時間

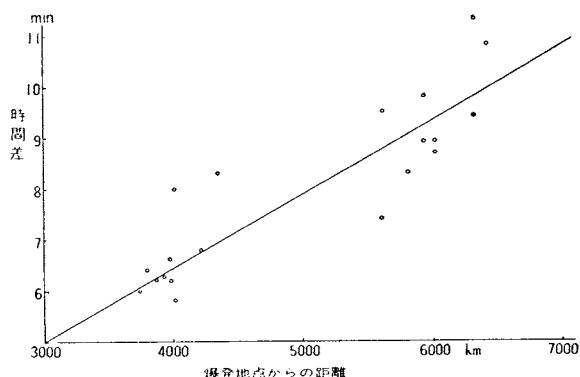
月	日	爆発時刻 (AEC)		地震波時刻			差 (地震波)		気圧波時刻		差 (気圧波)		爆発地点
		h	m	h	m	s	m	s	h	m	h	m	
5.	13	03	30	03	36	34	6	34	06	35	3	05	B
	26	11	00						14	07	3	07	B
6.	11	02	30	02	31	22	1	22	05	47	3	17	A
	15	03	30	03	36	35	6	35	06	35	3	05	B
	28	02	30	02	36	54	6	54	05	47	3	17	A
	28	03	30	03	36	35	6	35	06	37	3	07	B
	29	04	30	04	36	34	6	34	07	29	2	59	B
7.	3	02	30						05	51	3	21	A
	6	03	30						06	30	3	00	B
	12	12	30						15	42	3	12	A
	27	05	30						08	34	3	04	B

3. 北極圏に於ける核爆発地点の推定

1958 年秋に行われた北極圏の核爆発地点は、同年春に行われたものより北極よりになっている。そこで後者の場合について微気圧計記録紙とから、周期の異なる第 1 波（4～2 分）と第 2 波（1 分以下）の到着時刻の時間差から爆発地点までの距離を求めてみた。第 1 図はビキニ及び北極

圏の核爆発の際のものである。この図を利用して 1958 年 8 月及び 10 月に行われたジョンストン島及び北極圏の爆発について、その地点を推定してみると、ジョンストン島から東京までの距離は凡そ 5700km で真の距離 5400km とほぼ一致する。また 1958 年秋に行われた北極圏の核爆発の場合には凡そ 7000km となり、松代の地震計による観測結果から得られた距離 6200km とおおよそ一致する。

第 1 図 爆発地点までの距離を求める図表



4. 核爆発日と放射能異常との対応

このようにして観測された核爆発日と放射能異常発生日とを対応させると、論文 6 第 1 図に示すように非常によく対応していることが分る。

5. 最近の異常微気圧観測結果について

微気圧計によつて観測された 1958 年 1 月以後の核爆発実験の日時、場所及びその際の微気圧振動の最大振幅、周期、継続時間を第 2 表にのせてある。

第 2 表 最近の異常微気圧観測結果（微気圧計による）1958 年 1 月以後

観測開始 以来の 通し番号	爆 発 年 月 日	発 生 地	最 大 振 巾 mb	周 期 min	継 続 時 間 min
21	1958. 2. 23	北 極 圏	0.3	1	15~70
22	27	〃	0.5	1~2	20~50
23	27	〃	0.2	1	10~30
24	3. 14	〃	0.1	不明	5~20
25	14	〃	0.1	〃	5~20
26	21	〃	0.2	1	10~50
27	5. 13	エニエトック	0.1	1~3	20~40
28	5. 26	〃	0.1	1	10~30
29	6. 11	ビ キ ニ	0.1	1	10~30
30	15	エニエトック	0.1	1	40
31	15	〃	0.2	1~3	20~50
32	28	〃	0.2	2	10~30
33	28	〃	0.4	2	5~23
34	29	〃	0.9	2~5	20~60
35	7. 3	ビ キ ニ	0.1	1	10~20
36	6	エニエトック	0.1	1	10~30
37	12	〃	0.5	2~4	20~60
38	27	〃	0.2	1~3	20~60
39	8. 13	ジョンストン	0.1	4	10~60
40	9. 30	北 極 圏	0.2	2	10~30
41	10. 1	〃	0.2	3	10~40
42	12	〃	0.1	3	20~50
43	15	〃	0.2	3	20~60
44	19	〃	0.3	3	20~40
45	20	〃	0.1	1	10~20
46	22	〃	0.2	2	20~50
47	24	〃	0.1	3	20~40
48	25	〃	0.1	1	15~20