第11回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和44年11月20～21日

科 学 技 術 庁

本抄録集はおおむね昭和４３年４月から昭和４４年３月までにおける関係国立試験研究機関，関係都道府県衛生研究所ならびに関係民間機関等による放射能調査研究およびその対策に関する研究結果の概要をとりまとめたものである。これら調査研究結果については１１回をかぞえるに至った。

この１１年のあいだ，関係機関の精力的な協力のもとに，綿密かつ組織的な調査が実施でき，国民の安全確保に貢献したことにつき深く謝意を表すものである。幸いにも，放射性降下物の降下率は，漸次減少傾向にあり，また，その他の放射調査結果についても目立った変化のないことが明らかとなった。

今後とも，万全の環境放射能対策を実施するために，より一層のご協力をお願いしたい。

昭和４４年１１月

目　　次

(　)を付した番号の論文は誌上発表である。

1. 高空における放射性浮遊じんの測定

防衛庁技術研究本部
○秋 元 豊 彦，北 沢 喜代子
五十嵐 俊 次

1 緒　　言

放射能による環境汚染の防護対策等の基礎資料をうるため，1960年以来航空機を用いて高空に浮遊する放射性じんの測定および核実験によって飛来する放射性降下物の調査を行なってきたが，今回も昨年にひきつづいて本年9月までに採集した放射性浮遊じんの測定結果および昨年12月末に行なわれた中共の第8回核実験の調査結果について報告する。

2 調査研究の概要

2.1 試料採集空域：平常時の浮遊じん採集は，岐阜を基地とする中部空域で，6㎞，10㎞，12㎞の3高度について週1回の割合で行なった。また核実験の行なわれた場合は，中部空域のほか西部空域（築城基地）および北部空域（八戸基地）の3空域で集じんした。採集高度および採集間隔あるいは採集時刻等については放射性気団の飛来予想を考慮して行なった。

2.2 採集方法および測定：6㎞および10㎞の高度における集じんは航空機（F−86F型ジェット機）の翼下面に懸吊したろ紙式集じん器を用いて行ない，12㎞は航空機の翼前縁に装着したガムドペーパによって行なった。採集した試料は従来と同様電気マッフル炉で約600℃に加熱し，灰化して測定試料とした。処理された測定試料は，GM計数装置を用いて全β放射能を測定し，酸化ウラン（β崩壊：500 d.p.s）と比較して放射能を算出し，pCi/㎥の単位であらわした。

2.3 核種分析：核実験直後に採集した試料については，γ線スペクトロメータを用いて含有核種の推定を行なった。

2.4 測定結果：放射性浮遊じんの空中濃度の経年変化を図1に示す。また第8回中共核実験による放射性じんの濃度変化は表1および図2に示すとおりであり，γ線スペクトラムは図3に示すとおりであった。

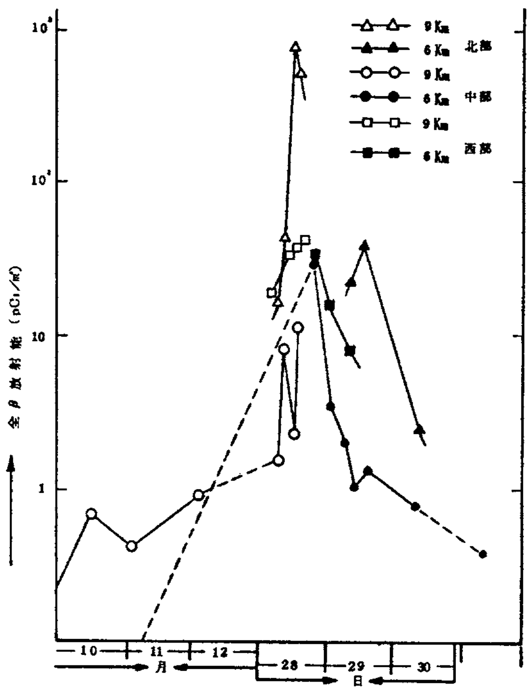


図1　全β放射能経年変化

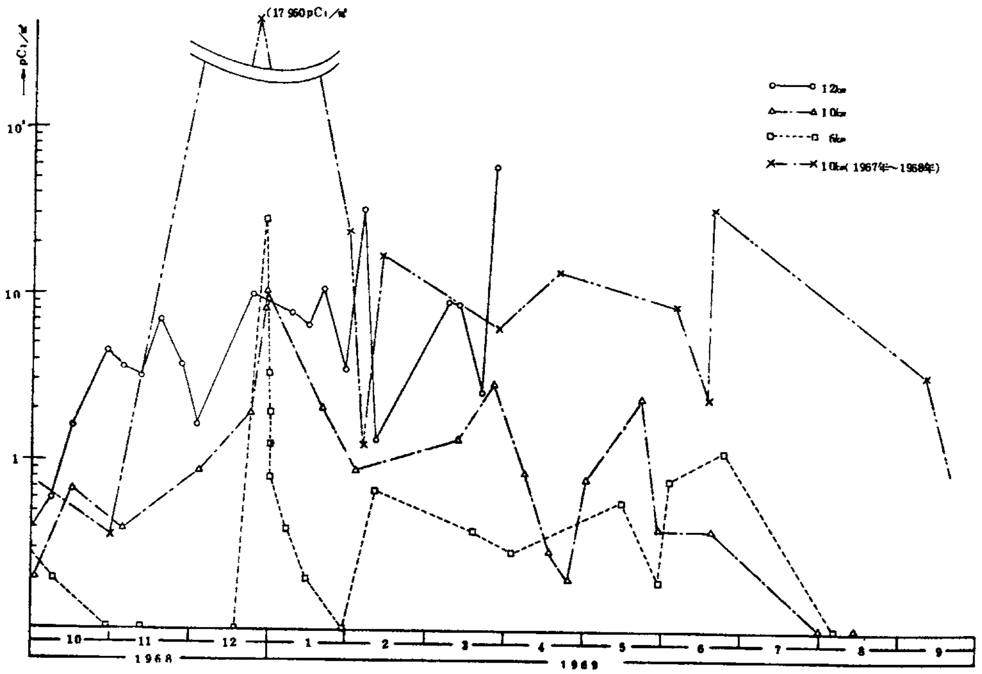


図2　全β放射能経時変化図

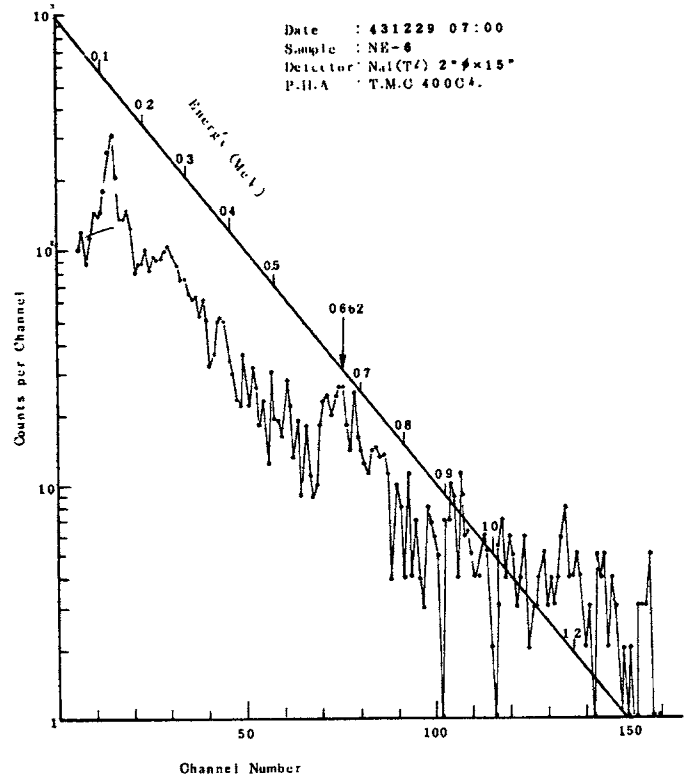


図3　γ線 — スペクトル

3. 結　　語

中部空域における平常時の高度別放射性じんの空中濃度は，図1にみられるように昨年の同時期の値に比べ減少している。これは中共の第7回核実験から第8回核実験までに1カ年の間隔があったために低高度（対流圏）に放出され浮遊していた放射性じんが降下や拡散あるいは減衰等によって少くなったためと考えられる。

第8回中共核実験については，表1に見られるように放射性じんの空中濃度が従来の実験の時に比べ，飛来経路等十分に捕促していたと考えられるにもかかわらず大きな値を示さなかった。またγ線スペクトロメータによる核種分析についても従来と比べてとくにあらたなものは見られなかった。

表1.　全β放射能の測定結果

単位：pCi／㎡

放射性じん採集時期		北部空域		中部空域		西部空域	
年月日	時　刻(離陸)	9km	6km	9km	6km	9km	6km
43. 12. 28	07:38					17.4	
	08:06			1.6			
	08:22	16.5					
	10:02			8.5			
	10:55〜58	38.3				31.8	
	12:00			2.3			
	12:57					33.7	
	13:00	755.6					
	14:00			11.1			
	14:59〜15:04	467.6				34.1	
	19:54〜20:00				29.3		31.7
	24:00				3.4		14.4
12. 29	08:00				2.0		8.0
	11:00		24.0		1.0		
	13:00		35.0				
	14:00				1.3		
12. 30	07:53				0.82		
	08:45		2.6				
44. 1. 6	13:17				0.4		

集じん飛行空域（概略）

北部：八戸 — 松島 — 八戸（12. 28）

　　　八戸 — 留萌 — 八戸（12. 29〜12. 30）

中部：岐阜 — 輪島北方約60マイル — 岐阜

西部：築城 — MG0000 — 築城

2.　第8回中共核実験による放射性降下物

放射線医学総合研究所
佐伯　誠道，田中義一郎，鎌田　博
長屋　裕，鈴木　譲，新井　実
河村日佐男，平野　茂樹，中原　元和
亀井　孝子

1.　緒　　言

1968年12月27日，中共で第8回核実験が行なわれたと報じられた。その影響を調査するために，強放射性粒子の検策，水盤法による全β放射能と放射性ヨウ素および牛乳中の放射性ヨウ素の測定を行なった。

2.　試料採取

1968年12月28日午前3時より放医研屋上にて24時間露出法で水盤を用いて降下物を採取し，全β放射能および放射性ヨウ素の測定試料とした。また，強放射性粒子の検索はGMサーベイメータを用いて，1時間ごとに行なった。

牛乳の採取にあたっては千葉市近郊の農林省畜産試験場および下志津原酪農協同組合の協力をえた。

3.　測定結果

水盤法による降下物中の全β放射能および放射性ヨウ素は12月28日〜1969年2月12日の各試料からは顕著な放射能の変動は観測されなかった。また，強放射性粒子は1個も検出されなかった。

生牛乳については2ℓを逆ウエル型容器に入れ，3"φ×3"のNaI（Tℓ）検出器と400チャンネルγ線エネルギー波高分析装置で測定したが，放射性ヨウ素の光電ピークは認められなかった。

Gross β-activity and Radioactivity of Iodine
in Rain and Dry Fallout in Chiba City

Date of Sampling	Date of Determination	Gross β-activity (mCi／k㎡)	Radioctivity of Iodine (mCi／k㎡)	Remarks
28 Dec., 1968	28, Dec., 1968	0.03	0.0	
28〜29 Dec., 1968	29, Dec., 1968	0.05	0.0	
29〜30 Dec., 1968	30, Dec., 1968	0.05	0.0	
30〜31 Dec., 1968	31, Dec., 1968	0.02	0.0	
31 Dec., 1968 〜11 Jan., 1969	13, Jan., 1969	0.18	0.0	
11〜13 Jan., 1969	13, Jan., 1969	0.42		Rain(5㎜)
13 Jan.〜 12 Feb. 1969	17, Fen., 1969	1.23		Rain90㎜/month 16ℓ

3. 日本における ^{137}Cs, ^{90}Sr の降下量

東京教育大学　三宅泰雄
気象庁気象研究所　○葛城幸雄

1. 緒　論

前年に引続き日本の7地点（札幌，仙台，秋田，大阪，福岡，東京2地点）の ^{137}Cs, ^{90}Sr の測定を行なった。1968年の ^{137}Cs, ^{90}Sr 降下量は1967年に比較して増加をしめしている。この原因の大部分は1967年6月に行なわれた第6回中共核実験（水爆）による成層圏降下物の影響と推定される。第6回〜第8回中共核実験が日本における ^{90}Sr 降下量に与えた影響について若干の考察を行なった結果につき報告する。

2. 調査結果の概要

1960年から1968年までの ^{137}Cs, ^{90}Sr 年間降下量および1968年1月〜1969年4月までの月間降下量を次の表1および表2にまとめてしめす。

表1. 日本の7地点における ^{137}Cs, ^{90}Sr 降下量

（単位：mCi／km²）

	気象研究所		東京管区	札幌	仙台	秋田	大阪	福岡
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr
1960	6.2	2.4	2.7	2.0	2.5	3.1	2.1	2.6
1961	7.3	2.1	1.7	2.2	1.9	3.8	1.1	2.8
1962	21.9	8.1.	8.1	10.6	10.1	14.6	4.4	12.4
1963	52.3	19.1	19.3	21.3	17.0	40.3	13.8	20.0
1964	161	8.6	9.4	17.4	15.1	21.3	7.6	8.7
1965	10.6	4.3	3.3	3.8	3.0	9.9	2.4	3.8
1966	5.0	1.8	1.9	2.3	1.8	4.2	1.7	1.9
1967	2.2	0.8	0.7	1.0	0.9	1.8	0.8	1.0
1968	2.8	1.3	1.3	1.2	1.5	1.9	1.2	1.2
総積算量	188.3	70.7		86.7	77.1	138.7	50.6	79.7

表2　1968年1月〜1969年4月までの ^{137}Cs, ^{90}Sr 月間降下量

（単位：mCi／km²）

	東京（気象研究所）		東京管区	札幌	仙台	秋田	大阪	福岡
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr	^{90}Sr
1968年 1月	0.10	0.04	0.04	0.06	0.02	0.18	0.15	0.21
2	0.04	0.02	0.02	0.05	0.03	0.14	0.03	0.08
3	0.21	0.10	0.11	0.12	0.07	0.20	0.12	0.11
4	0.43	0.17	0.16	0.08	0.09	0.18	0.15	0.18
5	0.34	0.14	0.15	0.17	0.41	0.17	0.10	0.08
6	0.43	0.26	0.29	0.17	0.27	0.24	0.21	0.15
7	0.44	0.22	0.14	0.08	0.13	0.10	0.15	0.08
8	0.17	0.07	0.10	0.12	0.13	0.28	0.04	0.02
9	0.28	0.12	0.06	0.05	0.18	0.06	0.11	0.09
10	0.17	0.07	0.06	0.06	0.03	0.04	0.05	0.06
11	0.04	0.03	0.06	0.14	0.03	0.15	0.07	0.06
12	0.10	0.05	0.06	0.10	0.07	0.14	0.06	0.08
1969年 1月	0.06	0.05	0.04	0.10	0.04	0.22	0.05	0.11
2	0.09	0.03	0.05	0.05	0.03	0.11	0.04	0.05
3		0.05	0.05	0.05	0.04	0.15	0.06	0.05
4	0.19	0.07	0.08	0.04	0.06	0.18	0.12	0.01

日本のいづれの地点についても，1968年の ^{137}Cs, ^{90}Sr 年間降下量は，1967年の降下量より高い値をしめしている。1968年と1967年の ^{90}Sr 年間降下量の比は，札幌（1.2），仙台（1.6），秋田（1.1），大阪（1.6），福岡（1.2），東京（丸の内 1.7），東京（気象研：1.6）である。^{90}Sr について7地点の値を平均すると1.4である。

^{90}Sr 降下量の増加の原因としてつぎのような理由が考えられる。

(1) 成層圏内の ^{90}Sr の鉛直および水平分布の変動
(2) フランスの核実験（1968年8〜9月）による影響
(3) 中共（第6回）核実験による影響

第1の原因については，上部成層圏の ^{90}Sr が時間とともに下降し，その結果下部成層圏の ^{90}Sr 量が増加することが考えられる。しかし成層圏内の ^{90}Sr 量が1963〜1966年までの期間約10カ月の半減期で減少の傾向をみせている点（Telegadas : HASL−204），また全期間中の日本の7地点の ^{90}Sr 降下量が約1年の半減期で減少している点（三宅，葛城）などから，下部成層圏の急速な増加は考えがたい。

第2の原因についてはつぎのような影響が考えられる。フランスは2回水爆実験を行った。しかしこれらの核実験は南半球で行なわれているため，その大部分は南半球の成層圏および対流圏に入っている。核実験直後では成層圏および対流圏内の両半球間の移流は少ないので北半球におよぼす影響は中共の核実験に比較すれば少ないものと思われる。

第3の中共核実験（第6回）については，つぎのような影響を与えたことが報告されている。1967年9～11月には北半球成層圏内の^{90}Sr量が約244 kCiに増加した。このうち古い核実験に由来するものが78 kCiであり，したがって第6回核実験によって^{90}Sr量が約3倍に増加したものと推定された（Krey: HASL−210）。このような点から1968年の^{90}Sr降下量の増加の原因の大部分は，中共の核実験によるものであることは明らかであろう。

第8回の中共核実験（水爆）が1969年の^{90}Sr降下量におよぼす影響についても今後検討を行なう予定である。

4. 降下性^{14}Cの濃度変化

放射線医学総合研究所
○岩倉哲男，樫田義彦，前林愛子

1. 緒　言

前年に引き続いて降下性^{14}Cのレベル調査の目的で，生物圏試料は液体シンチレーション法により，大気圏試料は比例計数管法により^{14}Cの放射能を測定した。

2. 概　要

2.1 生物圏試料の測定

〔装置〕Nuclear Chicago Mark I, guenchingは^{133}Baの外部線源法により補正。

〔処方〕アルコール試料：1.2%PPO, 0.03% M_2POPOP−toluene 5ml, naphthalene 1g, alcohol 15 ml 同一処方の合成アルコールのbackground 36.41 cpm。

その他の試料：0.4%PPO, 0.01%POPOPの割合でp−Cymeneに溶解。dead carbonのp−Cymeneのbackground 33.14 cpm。

〔試料ならびに測定値〕表1のとおり。

表1　植物精油，醱酵アルコール試料

原料	栽培地（処理地）	試料形	測定値**
はっか	北海道（ホクレン北見工場）	p−Cymene	20.0±0.4
レモングラス	静岡県（国立衛試伊豆圃場）	p−Cymene	19.7±0.4
かんしょ	茨城県（石岡アルコール工場）	alcohol　95.3%	17.8±0.3
〃	熊本県（肥後大津　〃　）	〃	18.9±0.3
〃	鹿児島県（鹿屋　〃　）	〃	17.9±0.3
〃	愛媛県（近永　〃　）	〃	188±0.3
糖蜜	台湾（近永　〃　）	〃	19.9±0.4
〃　*	ブラジル（盤田　〃　）	〃　95.8%	18.8±0.3
〃　*	南アフリカ（鹿屋　〃　）	〃	18.6±0.3
〃　*	〃（肥後大津〃　）	〃	18.5±0.3
〃　*	〃（千葉　〃　）	〃　99.9%	18.7±0.3
〃　*	〃（〃　〃　）	〃　1級95.3%	18.0±0.3
〃　*	〃（〃　〃　）	〃　2級95.3 %	18.4±0.3
〃	〃（石岡　〃　）	〃　95.3%	18.2±0.3

*はハイテストモラセス
**単位は dpm/g.carbon

2.2 大気圏試料の測定

〔装置〕MBLE, Low background proportional counter, 有効容積1 l。

〔試料調製〕捕集試料，N.B.S.の^{14}C標準シュウ酸およびdead carbon試料としての無煙炭をそれぞれ処理して$CaCO_3$として保存。これよりCO_2を再発生させ，Ru触媒を用い加圧下還元してCH_4に誘導し測定気体とする。詳細前年度報告参照。

〔測定値〕表2のとおり。

表2　CO_2試料

試料番号	捕集月日	$\Delta^{14}C$ %	試料番号	捕集月日	$\Delta^{14}C$ %
61− 8	9.18− 9.21	28.2±1.2	63−28	925− 9.28	92.8±4.1
61− 9	9.25− 9.28	23.5±1.0	63−29	10.3 −10.5	75.8±3.3
61−12	10.17−10.20	26.7±1.1	63−32	11.5 −11.9	91.2±4.1
61−13	10.23−10.26	22.1±0.9	63−34	11.26−11.28	82.0±37
61−14	10.30−11.3	25.3±1.1	63−35	12.5 −12.7	96.3±4.2
61−18	11.30−12.3	24.3±1.0	64−14	6.8 − 6.10	132.3±64
63−22	7. 3− 7.6	89.7±4.0	64−26	11.24−11.26	87.5±3.9
63−25	8.23− 8.26	112.3±5.2	64−27	12.2 −12.4	63.4±2.9
63−26	9.3 − 9.6	136.2±64			

3. 結　　語

一例としてアルコール中の^{14}C濃度の年次変化を解析する（ 図１ ）。第一次核実験（１９４５～５８）による^{14}C放射能は１９６１年には早くも峠をこした感があったが，同年９月に第二次核実験（１９６１年９月～１９６２年１２月）が再開されて反転し，核実験停止後２年経過した１９６４年に最高値を示した。しかし近年漸減し，１９６８年には１９６２年のレベルにまで低下したが，なお実験前の自然レベル１４ dpm／g carbonにくらべれば３０％増であり，今後いかに消長して自然レベルに到達するか注目する必要がある。

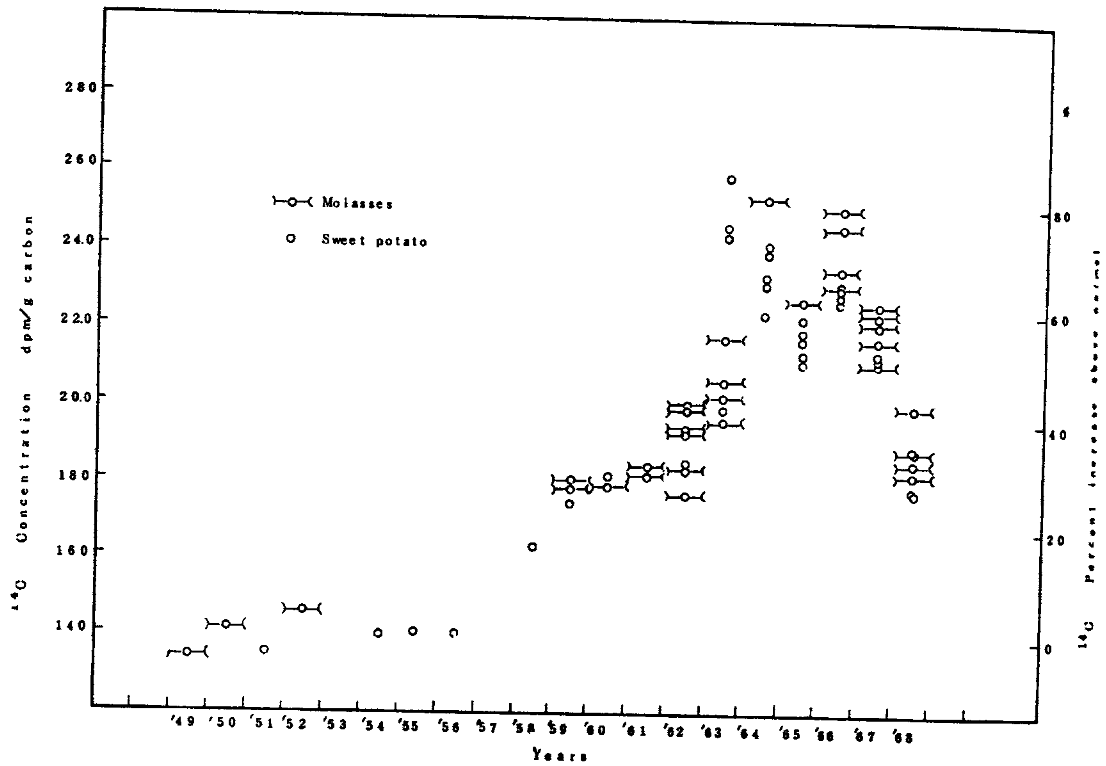


図１ ^{14}C Concentration in fermented ethanol

5. 浮遊じん中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
鎌田　博，平野茂樹，中野恵美子
亀井孝子，佐伯誠道

1. 緒　　言

大気中に含まれる浮遊じん中の放射性核種およびそれらの濃度を調査研究するための手段として，大型集じん器を用いて千葉市穴川の放医研構内において地上約１～1.5 mの外気の浮遊じんを捕集し，放射性核種の分析測定を１９６５年１０月より実施したが，前報告（放医研年報昭和４０年度１１７頁～１２０頁，同年報昭和４１年度１３１頁～１３２頁，および同年報昭和４２年度１７７頁～１７９頁）に引き続きえられた結果を報告する。

2. 試料採集と分析測定結果

試料採集に使用した大型集じん器の構成，性能および試料の前処理方法は前報告と同様である。測定方法は，γ線波高分析器と炭酸ナトリウム溶融法で処理後，化学分離を行ない，低バックグラウンドβ線スペクトロメータの併用によりそれぞれの核種についてスペクトロメトリを行なった。１９６８年１月以後の分析測定結果は表１に示すとおりである。

3. 考　　察

^{103}Ru，^{141}Ce，^{89}Sr，^{95}Zr ＋ ^{95}Nb等の比較的短寿命の核種は核実験により，顕著な濃度増加を示し，１９６７年１２月２４日の中共、１９６８年８月～９月のフランス、同年１２月２７日の中共核実験にそれぞれ対応すると思われる濃度増加がみられた。

１９６８年７月７日，１５日，８月５日の南太平洋で行なわれたフランスの核実験後の８月後半の試料および同年１２月２７日の第８回中共核実験後の１９６９年１月後半と２月前半の試料から^{140}Ba － ^{140}Laが検出された。

従来，南半球の南太平洋において行なわれた核実験による放射性降下物の直接的影響はないとみられていたが，今回のフランス核爆発地点（Ｓ２０°，Ｗ１４０°）と新潟（Ｎ３９°，Ｅ１３８°）間を対流圏内で平均３～４ m／sec の拡散速度で核分裂生成物が移動するという報告（T. Sotobayashi and T. Suzuki. Bull. Chem Soc. Japan. 41 2796,（１９６８））があることからして，８月後半に検出された^{140}Ba － ^{140}Laは７月７日，１５日フランス核実験の影響と推定される。また，１９６９年１月後半、２月前半の試料から検出された^{140}Ba － ^{140}Laは１９６８年１２月２７日の第８回中共核実験の影響と考えられる。

^{90}Srおよび ^{137}Csについては核爆発実験による顕著な濃度増加は認められず，全体に減少の方向にあるが，これら二核種と^{106}Ru および ^{144}Ceについてスプリングピークと呼ばれる３月～５月の期間中における濃度増加は，地表に降下して来たもののほかに，地表からの舞いあがりによる寄与があると推定される。

表1 Concentration of Radionuclides in Air borne dust (Jan., 1968~Mar., 1969)

Month collected	Duration (days)	Air inhaled (m^3)	Ash weight (g)	Concentration of radionuclides (10^{-3} pCi/m^3) ^{54}Mn	^{89}Sr	^{90}Sr	$^{95}Zr+^{95}Nb$	^{103}Ru	^{106}Ru	^{137}Cs	$^{140}Ba-^{140}La$	^{141}Ce	^{144}Ce	Remarks
1968 Jan. 6~Jan.15	10	144,000	12.1	—	3.88	0.28	43.18	16.54	0.40	0.70	—	20.49	8.12	
〃 16~〃 31	16	230,400	19.0	—	2.74	0.23	54.79	10.45	0.35	0.51	—	26.63	7.04	
Feb. 1~Feb.15	15	216,000	17.0	—	2.73	0.21	33.39	9.63	0.32	0.64	—	11.80	6.29	
〃 16~〃 29	14	201,600	11.0	—	2.02	0.20	20.05	4.88	0.04	0.58	—	10.47	2.69	
Mar. 1~Mar.16	16	230,400	19.0	—	4.83	0.67	84.49	29.18	1.22	2.01	—	24.49	16.58	
〃 17~Apr. 1	16	230,400	17.8	—	3.46	0.75	62.44	15.52	2.24	2.33	—	15.18	13.60	
Apr. 2~〃 15	14	201,600	16.5	—	2.09	0.82	40.38	1.86	3.25	2.64	—	5.88	10.61	
〃 16~〃 30	15	216,000	7.7	—	1.81	0.88	30.26	2.51	3.40	2.97	—	5.67	12.77	
May. 1~May.15	15	216,000	8.8	—	1.52	0.94	20.14	3.16	3.55	3.29	—	5.45	14.93	
〃 16~〃 31	16	230,400	10.4	—	1.21	1.09	11.46	4.74	4.24	3.44	—	4.50	13.64	
Jun. 1~Jun.16	16	230,400	12.0	—	0.90	1.24	2.77	6.32	4.93	3.59	—	3.54	20.35	
〃 17~〃 30	14	201,600	8.8	—	1.05	0.94	2.71	3.76	3.46	2.57	—	1.84	13.80	
Jul. 1~Jul.15	15	216,000	5.5	—	1.20	0.64	2.64	1.19	1.99	1.54	—	0.13	7.24	68 15.Jul.Nuclear Test of France (South Pacific)
〃 16~〃 31	16	230,400	7.5	—	0.67	0.55	2.52	1.49	1.41	1.42	—	0.43	6.08	
Aug. 1~Aug.15	15	216,000	9.5	—	0.14	0.45	2.39	1.78	0.82	1.29	—	0.72	4.91	5.Aug.Nuclear Test of France (South Pacific)
〃 16~ 31	16	230,400	9.5	—	0.89	0.09	1.66	0.90	0.45	0.37	2.78	1.00	1.36	25.Aug.Nuclear Test of France (South Pacific)
Sept. 1~Sept.15	15	216,000	7.0	—	0.46	0.41	1.56	0.99	1.54	1.28	—	0.19	4.06	10.Sept Nuclear Test of France (South Pacific)
〃 16~〃 30	15	216,000	7.0	—	0.12	0.24	7.70	1.43	1.02	0.76	—	0.48	2.65	
Oct. 1~Oct.15	15	216,000	7.5	—	0.12	0.35	5.30	0.41	1.71	1.10	—	0.99	3.90	
〃 16~〃 31	16	230,400	6.5	—	0.06	0.27	2.40	0.75	0.58	0.52	—	0.47	1.87	
Nov. 1~Nov.15	15	216,000	7.0	—	0.56	0.44	4.00	0.12	0.58	1.13	—	0.03	3.95	
〃 16~〃 30	15	216,000	18.0	—	0.72	0.33	1.40	0.99	0.25	0.72	—	0.04	2.03	
Dec. 1~Dec.15	15	216,000	2.0	—	0.15	0.12	0.77	0.15	0.60	0.21	—	0.31	0.60	
〃 16~〃 31	16	230,400	8.5	—	0.01	0.09	1.30	0.34	0.11	0.40	—	0.38	0.51	27.Dec.8th Nuclear Test of Peoples Republic of China
1969 Jan. 1~Jan.16	16	230,400	5.5	—	0.05	0.01	0.43	1.08	0.22	0.08	—	16.61	0.34	
〃 17~〃 31	15	216,000	6.0	—	0.45	0.05	1.15	3.02	0.50	0.17	2.57	35.62	1.08	
Feb. 1~Feb.15	15	216,000	6.0	—	0.23	0.03	0.96	1.19	0.26	0.14	0.98	13.59	0.66	
〃 16~〃 28	13	187,200	4.0	—	—	0.06	0.84	6.54	0.49	0.38	—	34.64	0.94	
Mar. 1~Mar.16	16	230,400	5.0	—	—	0.09	1.56	4.46	1.27	0.36	—	20.81	1.54	
〃 17~〃 31	15	216,000	3.4	—	—	0.09	1.01	3.05	0.81	0.37	—	11.73	1.31	
Apr. 1~Apr.30	30	432,000	11.0	—	0.87	0.11		3.48	1.67	0.42	—	14.10	2.93	
May. 1~May.31	31	446,000	6.0	—	0.77	0.13		4.31	1.99	0.36	—	17.31	4.14	

6. 1968年後半における雨水中放射性降下物の観測

大阪府立放射線中央研究所
○真 室 哲 雄, 松 並 忠 男

1. 緒　　言

1968年後半において各降雨ごとに採取し，蒸発乾固した大量の雨水試料をGe(Li)γ線スペクトロメータで測定した。その結果，7月8日から9月9日にかけて南太平洋で行なわれたフランスの核実験，11月7日のソビエトによる地下核実験，12月8日のアメリカによる地下核実験および12月27日の第8回中共核実験によると推定される新しい放射性じんが検出された。

2. 調査研究の概要

2.1 フランス核実験

南太平洋で行なわれたフランスの核実験は南北両半球の大気の混合に関する知識をうる一つの機会であった。8月以降の水盤試料(各月採取)に^{141}Ce が検出されたので，南太平洋での核実験に由来する放射性浮遊じんが数十日後に日本の雨に出現したと推測された。Ge(Li)検出器によれば^{144}Ce 133.5 keV γ線と^{141}Ce 145.4 keV γ線は明白に分解される。われわれは7～8月中に大量雨水採取器の故障で大量の雨水試料を採取することができなかったので，1968年7月8日の第1回目のフランス核実験による放射性浮遊じんが初めて大阪地区の雨水中に出現した日を定めることができなかった。たまたま，10月23～26日に採取した雨水の放射能濃度が高かったので，これは9月9日の第5回目(最終回)の核実験に由来する浮遊じんを多く含むものと推測した。この雨水試料について，^{95}Zr と^{95}Nbの放射能比を調べたところ，82日という見掛け上の年令をえた。しかし，この試料に含まれている^{95}Zr と^{95}Nbはフランスの第5回目の核実験のみならず，第1～4回目の核実験や第7回中共核実験にも由来すると考えられる。10月23日より前の2，3の雨水試料について測定したγ線スペクトルを利用し，雨水中の^{137}Cs 含有度は新しい核実験によって余り急激には変動しないとの仮定のもとに古い核実験による^{95}Zr，^{95}Nbへの寄与を排除して考えてみると，10月23～26日の雨水試料に含まれる新しい放射性じんの年令として約45日という値がえられた。南太平洋で生じた浮遊じんが日本の雨水中に検出されるようになるには約40～50日の日数を要したと推測される。

2.2 ソビエトの地下核実験

11月16～20日に採取した雨水について^{140}Ba，^{140}La による光電ピークが明白に認められた。検出の時期を考えると，これら短半減期核種はフランスの核実験に由来するとは思われない。これは11月7日に Novaya Zemlya において行なわれたソビエトの地下核実験の際のもれによると推測される。核実験後約10日で雨水中に現われたものである。

1965年1月15日においても，ソビエトの地下核実験のもれによる空中放射能濃度の異常増加が観測されたことがある。このときの主要核種は希ガスを親核種とする^{89}Sr と^{140}Ba ^{140}La であった。

2.3 アメリカの地下核実験

12月18～24日に採取した雨水には^{181}W に原因する^{181}Ta の57.5 keV および

６５.２ keV のx線による光電ピークが顕著に認められた。これらのピークは以後数回の雨水試料のスペクトルにも現われた。図１は１２月２６日の雨水９９ l についてえられたガンマ線スペクトルを示す。

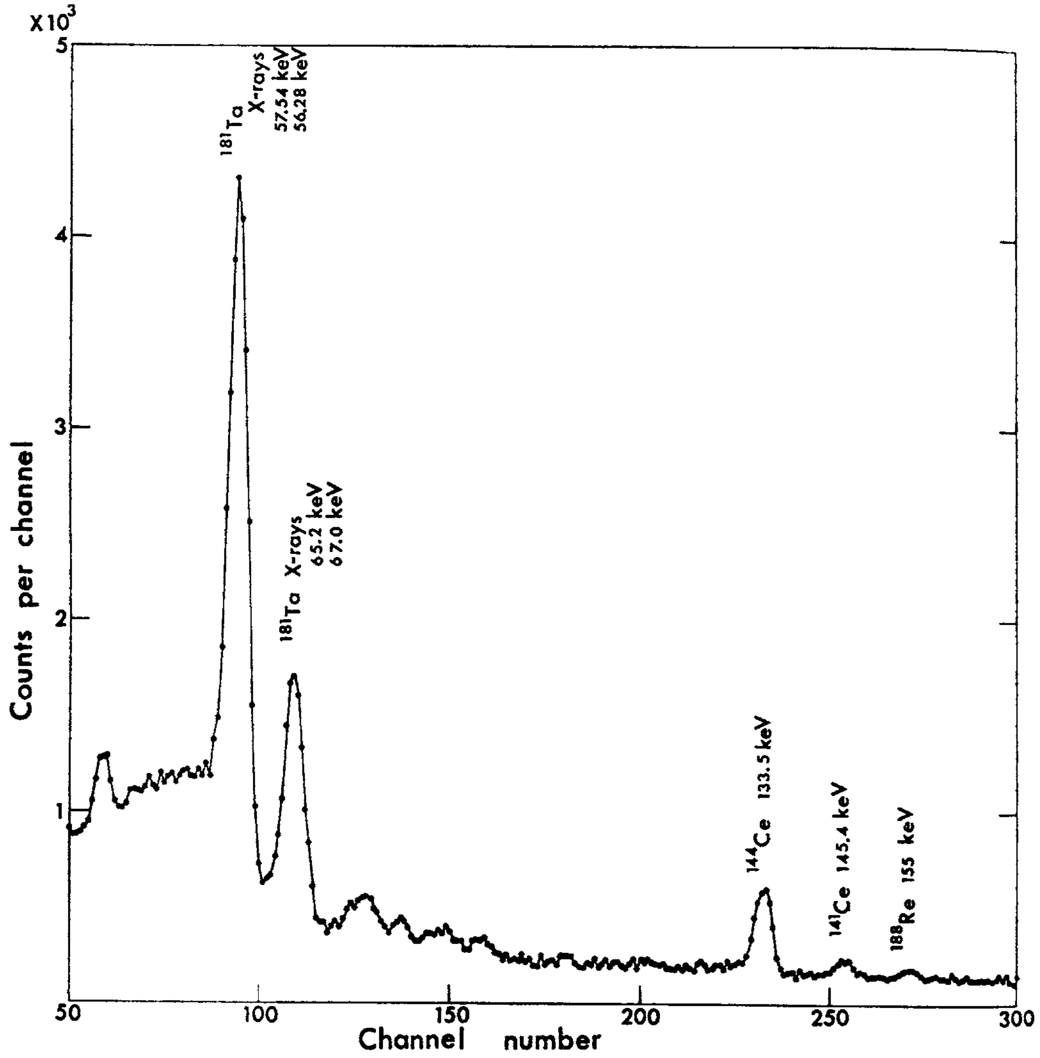


図１ Gamma-ray spectrum of the rainwater sample collected on 26 Dec. 1968, measured on 5 Jan. 1969

^{181}W が検出されるからには，^{185}Wや^{188}W もこれら雨水試料中には存在するはずである。これら放射性タングステンは，１２月８日のアメリカの地下核実験でのもれによるものではないかと推測される。

2.4 第８回中共核実験

１９６９年１月５日に採取した雨水2.５４ l について，^{237}U，^{239}Np，^{99}Mo，^{140}Ba，^{140}La などの短半減期核種が検出された。これらは第８回中共核実験に由来するものであろう。以後数回の雨水試料についても，これらの核種が検出された。これら雨水試料のスペクトル中にも^{181}Wによる顕著なX線のピークが認められたが，これは前述のアメリカの地下核実験に由来するものと思われる。

3. 結　　語

使用したGe（Li）検出器は有効体積３㎤程度の小さいものであって環境放射能測定用としては不十分なものと考えられるが，新しい核実験による新しい放射性浮遊じんの検出にはかなり有効であった。核種の定量には１０倍程度以上の有効体積をもった検出器が望ましい。

7. 核実験およびSNAP－９A衛星に由来するPu降下量

東京教育大学　三宅泰雄
気象庁気象研究所　○葛城幸雄
〃　杉村行勇

1. 緒　　言

１９６４年４月に打上げに失敗して焼失したSNAP－９A衛星に由来する^{238}Pu が１９６６年頃から地上に降下し始めたことが南半球のメルボルン，北半球のニューヨークにおける降下物の測定結果から明らかになった。東京では１９６７年始め頃から^{239}Pu に比較して^{238}Pu が増加していることからSNAP衛星由来の^{238}Pu 衛星由来の^{238}Puの影響がみとめられた。

核実験による^{238}Pu，^{239}Pu降下量の経年変化およびSNAP衛星に由来する^{238}Pu 降下量の測定結果について報告する。

2. 調査研究の概要

表１に１９５８年以降の^{239}Pu，^{238}Pu，^{90}Sr，の年間降下量および^{239}Pu/^{90}Sr比，^{238}Pu/^{239}Pu 比（ともに％でしめす）をまとめてしめした。

表１でみられるように核実験に由来する放射性降下物中の^{239}Puは^{90}Sr の1.0～4.1％の範囲で平均して1.6％である。

また^{238}Pu は１９６６年までは^{239}Pu の1.8～5.9％の範囲で平均3.9％である。

^{238}Pu/^{239}Pu 比は１９６７年には１６％，１９６８年には１０％と顕著な増加をしめし，明らかにSNAP－衛星に由来する^{238}Pu の降下をしめす。一方^{239}Pu/^{90}Sr 比は１９６７年（2.6％），１９６８年（2.0％）であり，それ以前の値と比較して差はみとめられない。

成層圏内の浮遊じんについての^{238}Pu/^{239}Pu 比はSNAP衛星以前では約３％の値が報告されている（US．AEC，HASL－reports）。核実験による^{238}Pu/^{239}Pu 比を３～４％と仮定して，SNAP衛星に由来する^{238}Pu の量を推定した。その結果SNAP衛星に由来する^{238}Pu の全体に対する割合は，１９６６年で約３％，１９６７年で約８０％，１９６８年で

７０％前後であった。

１９５８年以降の核実験に由来する^{238}Pu 量は，^{238}Pu／^{239}Pu 比を３～４％と仮定したとき，７～９ kCi となる。この値はＳＮＡＰ衛星に由来する^{238}Pu が１７kCi（成層圏内での観測値１２～１５kCi ）と比較して約$\frac{1}{2}$である。

表１ ^{239}Pu，^{238}Pu，^{90}Sr の年間降下量等

	^{239}Pu μCi／km²	^{238}Pu μCi／km²	^{90}Sr mCi／km²	^{239}Pu／^{90}Sr %	^{238}Pu／^{239}Pu %
１９５８年３～１２月	55.9	2.9	5.1	1.1	5.1
１９５９	97	5.1	8.1	1.2	5.3
１９６０	43.3	1.7	2.4	1.8	3.9
１９６１	36.9	1.6	2.1	1.8	4.3
１９６２	109.7	6.5	8.1	1.4	5.9
１９６３	200	7.3	19.1	1.0	3.7
１９６４	185	5.3	8.6	2.2	2.9
１９６５	120.6	4.9	4.3	2.8	4.1
１９６６	73.3	1.3	1.8	4.1	1.8
１９６７	20.7	3.3	0.8	2.6	15.9
１９６８	25.3	2.5	1.3	2.0	9.9
計	967.7	42.4	61.5	平　均 1.6	(1958～1966) 平　均 4.4

3. 結　　語

核実験およびＳＮＡＰ－９Ａ衛星に由来するＰｕを測定する目的は第１に人体に対する影響を調査する基礎的な資料とすることである。

第２にＳＮＡＰ衛星に由来する^{238}Pu 降下量を測定することは，低緯度地帯の成層圏上部に放出された放射性物質の大気中の移動，降下のトレーサとして気象学的にも有用である。

8. 放射性降下物の降下と気象との関係

気象庁気象研究所
三宅泰雄，猿橋勝子，葛城幸雄，○金沢照子

日本の６地点における，１９６８年１２月末までの^{90}Srの総積算量は，東京，札幌，仙台，秋田，大阪，福岡でそれぞれ７１，８７，７７，１３９，５１，８０mCi／km² である。これらの地点の^{90}Sr降下量相互の変動は，降水量のそれに比較して大きい。^{90}Srの大部分が成層圏からの降下による期間について，春に降下の極大がある地点の^{90}Srの降下の季節変動は，高層気象の条件から説明しうることは，前回に報告した。

しかし，日本海側の札幌，秋田などでしばしば出現する冬の極大については，まだ十分な説明がなされていない。

その説明をこころみるため，北半球の大気循環の特徴をあらわす要素として，測定地点上の500ミリバールおよび３００ミリバール面月平均高度および偏差の変動についてしらべた。月平均高度および偏差は，１９５８年～１９６７年の１０年間の資料から算出した。その結果を各地点における^{90}Srの大気柱濃度（１９６３年～１９６７年の５年間の値）とくらべたが，両者の間は，直接には関係がないようにみられる。しかし，さらに他の気象要素との組合せによって，成層圏放射性降下物の落下のメカニズムを解明できる可能性はある。

9. １９６８年フランス南太平洋核実験にともなう微気圧振動調査結果

気象庁観測部
（村山信彦） 長井達夫　本多　正
新井史郎　上野秀夫

１９６８年南太平洋で行なわれたフランスの核実験に伴う気圧波の微気圧計への記録状況は，記録紙を収集して調査したところ，つぎのようであった。

１） ８月２５日　ファンガタウファ環礁　本年第５回（水爆第１回）
　　０３時３０分日本標準時　　記録された

２） ９月　９日　ムルロア環礁　　　本年第６回
　　０４時００分日本標準時　　記録なし

８月２５日の核実験は，規模約２メガトン（９月９日はこれより小さい）と報道され，約11.000km離れた日本では微気圧振動の記録される限界にあった。個個の記録からはわからず，数地点の記録を総合調査することにより初めて確認できた。今回の記録状況は表１および図１のとおりである。その特性を述べると，

１） 記録される時刻が日本で日中にあたり，気象的原因の振動が強く，それと重なっているため判定がむずかしい。

２） 発振時刻として２分周期波の開始の谷をとったが，等発振時線図を明確に引くことができ

なかった。しかし振動が日本の南東から到来したことはわかる。

3）　2メガトン級の爆発で1万km以上離れた地点でえられた初めての記録であった。

4）　全体の記録が1967年の中共核実験（1メガトン級，4,000 km）のものとよく似ていた。最大振幅0.06ミリバールは，多分2メガトン級核実験という報道とよく符合しているものと考えられる。

5）　2分周期波の伝播速度305メートル／秒は，中共の場合などに比し小さい。これは速度が風に影競をうけるが，南および北半球の偏西風帯を逆行してきた波であるためと推定される。

表1　1968年フランスの第5回核実験による微気圧振動

1968年8月25日　03時30分日本標準時

	稚内	釧路	秋田	東京
発振時刻（日本標準時）	13時27分 紙送り不良＊	不明	13時24分	13時15.5分
周期（分）	～2分～		～2分 ～0.5分	～2分 ～0.3分
最大振幅（ミリバール）	(0.06)		0.03	(0.05)
継続時間（分）	−		−	−
ファンガタウファからの距離（km）（ルムロア＋25km）	10,949	10,641	10,828	10,683
伝搬速度計算値（メートル／秒）	(316)＊		304	304

	輪島	米子	室戸岬	鹿児島
発振時刻（日本標準時）	13時33.5分	13時41分	13時33.5分	不明
周期（分）	～2分 ～0.3分	2分～ ≦0.5分	2分～ 0.3分～	
最大振幅（ミリバール）	0.06	0.06	(0.05)	
継続時間（分）	240	50	245	
ファンガタウファからの距離（km）（ルムロア＋25km）	10,986	11,217	11,065	11,326
伝搬速度計算値（メートル／秒）	304	306	306	

（　）不正確

＊　非常に不正確

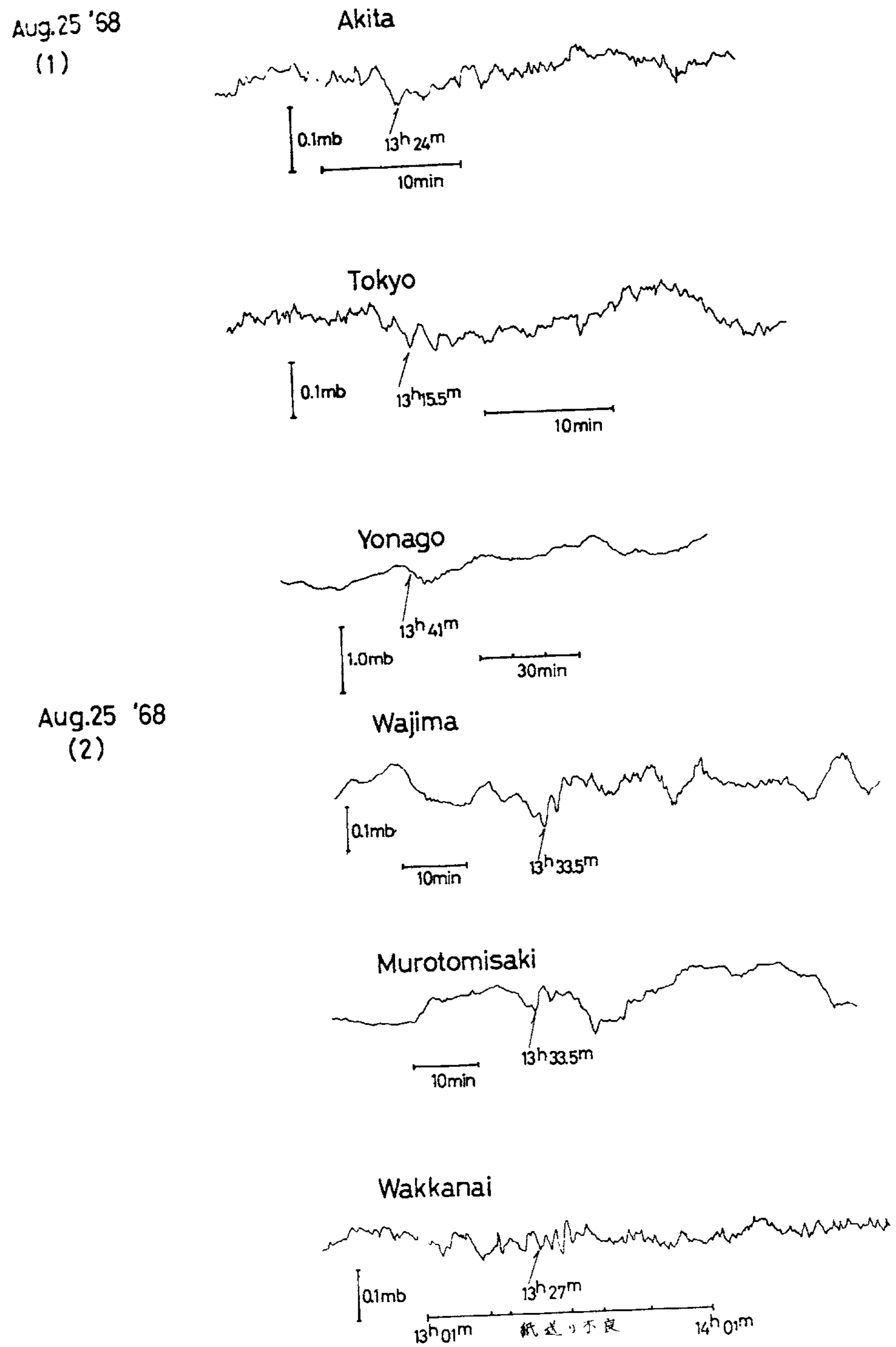


図1　1968年フランスの第5回核実験による微気圧振動

10. 放射能ゾンデ

気象庁高層気象台
乳　井　鉱　一

1. 緒　　言

放射能ゾンデは上空のγ線を直接測定することを目的とするゾンデであるが，昭和29年ビキニの核実験を契機として，石井千尋先生の発案により開発が始められ，基礎研究の段階から実用試験の段階に移るにあたって当気象台で実施することになってからはや10年を経過した。その間，定められた予算で飛揚回数を増加するため，ゾンデ価格の低下を目的とする簡素化や読取計算の手数と労力をへらすため種種の方式を試み，結局数種の型のゾンデをてがけることとなった。

まだ問題はあるが，今までの経過を報告して今後の改善のためにご指導をお願いしたい。

2. 調査研究の概要

2.1 放射能ゾンデの型

今日までに使用された放射能ゾンデの型名とその特性の大要を表1に，ブロックダイヤグラムを図1に示す。

T型は，当気象台で実用試験を始めた最初のもので，計測数の積算値をモールス符号に変えて伝送する方式をとり，比較的低高度用で精度も伝送のさい若干低下する。

PAS－4型は，10ミリバール以上の高高度を目標として作られたもので，計測パルスの$\frac{1}{4}$を伝送してくるものである。伝送上の誤差も少なく，全体を密閉容器に入れて1気圧に保つてあるので，上空での高圧リーク等もなく，一番高性能のものである。しかし，値段が高く，重量も大きいので，飛揚回数は制限を受けるし，取扱も大変である。

PAS－5型は，重量の減少と値段上昇に対処するため，全体密閉をやめて高圧発生および計数回路のみを密封し，他はシリコーンゴム等の使用によりリークを防いだ。また，伝送チャンネルを1回路へらし，伝送系の電源は直流 — 直流変換器を使用して安定化をはかった。

PAS－6型は，本質的には5型と同じであるが，逆同時回路等を改良した。

PAS－7型は，重量減少を目的として，GM管および送信管のほかはトランジスタ化した。

PAS－7A型は，重量減少と値段上昇に対処するため，伝送チャンネルを1回路へらして2回路とし，高度測定用のL－ウィングゾンデ用計器をやめて断続式気圧計によることとした。

PAS－67型は，観測値整理を簡単，迅速に行なうことを主目的として作られたもので，GM管で計測したパルスを積分して直流電圧とし，この電圧に比例した適宜の繰り返し周波数のパルスを伝送してくるものである。今までの型は，記録された伝送パルスを1分ごとに数えて整理するので，労力と時間を必要としたが，この型は記録された周波数を読み取り，計測パルス数に換算すればよいので，時間的には大分早くなる。ただし，積算回路の時定数，安定性等を考えると精度は幾分劣る。

PAS－8型は，値段の大巾な低下と重量減少を目的として大きな変更を行なったものである。すなわち，計測部の逆同時回路をやめてGM管は一本とし，計測パルスはそのまま伝送するものである。従って，記録の読み取り整理には多くの労力を要するので，電子式計数装置の使用が必要とされる。またGM管を一本使用することにも大きな問題があり，その測定値の解釈について種種の実験を必要とする。また，この型には計測較正器がついていない。

PAS－9型は，本質的にはPAS－8型と同じであるが，計測部のGM管を増加して逆同時回路をつけてある。

表1 放射能ゾンデの型式名と特性一覧表

項目／型	計測部	測高方式	搬送波 MHz	伝送波形	副搬送波 KHz	較正器	重量 kg	気密	気球・浮力	使用球	購入年度
T	逆同時$\frac{1}{2}$	気圧・温度の同時観測	400	モールス符号	なし	なし	ゾンデ 3.5	高圧，計数	800gr 3ケ 1ケ 3kg	真空管	1959〜1960
PAS－4	〃 $\frac{1}{4}$	〃	1680	パルス	0.86…気象 1.7…1/2 3.0…1/4 5.4…1/4	あり	ゾンデ 13.5 パラ 1.35 組 0.73	全高圧二重	3Kg 4ケ 1ケ 6.5〜7kg	計測部トランジスター 他真空管	1960
PAS－5	〃 〃	〃	1680	〃	1.7…気象 3.0…1/4 5.4…1/4	〃	ゾンデ 9.25 パラ 1.6 組 1.04	高圧，計数	3Kg 3ケ 1ケ 7kg	〃	1961〜62
PAS－6	〃 〃	〃	1680	〃	〃	〃	ゾンデ 9.6 パラ 1.6 組 0.98	〃	〃	〃	1963
PAS－7	〃 〃	〃	1680	〃	〃	〃	ゾンデ 8.1 パラ 1.6 組 0.84	〃	〃	トランジスター (GM管送信管以外)	1963
PAS－7A	〃 〃	気圧同時観測	1680	〃	1.7…1/4 5.4…1/4気圧	〃	ゾンデ 6.2 パラ 1.6 組 0.85	〃	3Kg 2ケ 1ケ 6〜7kg	〃	1964〜66
PAS－67	逆同時積算 $\frac{1}{1}$	〃	1680	30〜200 ppsのパルス	なし	〃	ゾンデ 5.5 パラ 1.6 組 0.8	高圧，計数を樹脂でフォーム	3Kg 2ケ 1ケ 7kg	〃	1966〜67
PAS－8	単管 $\frac{1}{1}$	〃	1680	パルス	〃	なし	ゾンデ 2.0 パラ 組 1.3	〃	3Kg 1ケ 1ケ 6kg	〃	1967〜69
PAS－9	逆同時$\frac{1}{1}$	〃	1680	〃	〃	〃	ゾンデ 3.2 パラ 組 1.3	〃	3Kg 1ケ 1ケ 6.5kg	〃	1969

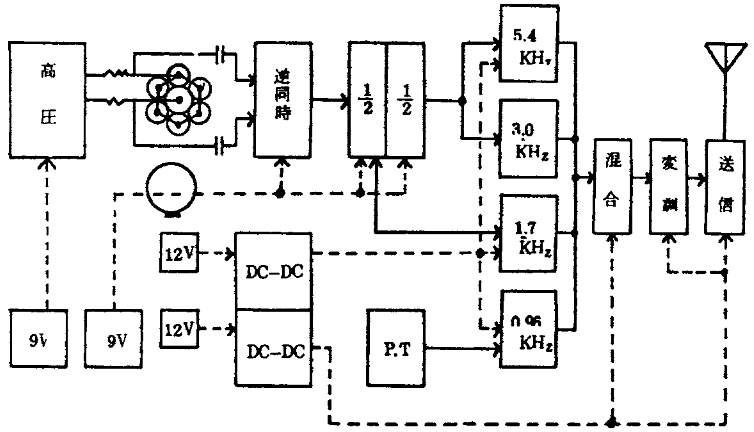


図1(1)　RAS－4型

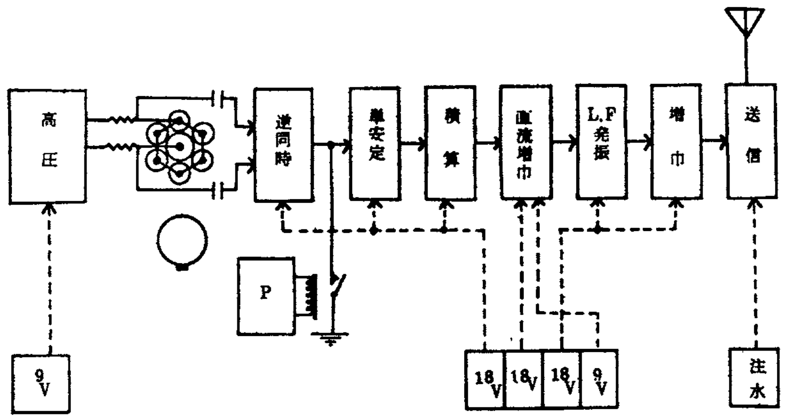


図1(2)　PAS－67型

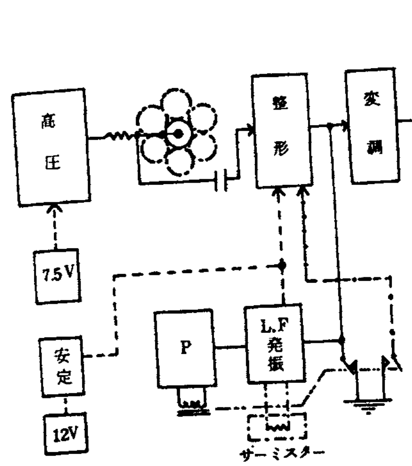


図1(3)　PAS－8型
（PAS－1型－・－部分加わる）

2.2　観測結果

表2に1959年以後の観測一覧を示す。

1959～62の資料は，気象庁大気放射能観測成績39号に，1963～67年6月までは同48号に掲載されているので，それ以後の結果を表3に示す。ただし，PAS－8型の観測値は他の型との関連が未決定なので記載していない。

表2　観測一覧表

年	月日	時分	型	資料のある高度	備考
1959	9.15	10：43	T	23.9 km	
	11.25	16：25	T	19.5	
	12.23	11：35	T	22.6	
1960	11.24	15：37	T	26.0	
1961	2.16	11：18	T	26.9	
	3.25	10：32	PAS－4	－	計数回路不良
	3.27	11：23	T	4.8	
	3.28	09：56	PAS－4	31.0	
	5.24	10：07	T	18.8	
	7.1	15：45	PAS－4	25.9	
	9.1	11：05	PAS－4	31.5	
	9.11	11：35	T	24.6	
	10.6	11：38	PAS－4	25.1	
	12.7	11：30	PAS－5	36.2	
1962	2.4	11：00	PAS－5	24.4	
	2.5	11：07	PAS－5	－	計数回路不良
	3.22	12：15	PAS－5	30.8	

年	月 日	時 分	型	資料のある高度	備　考
1962	7.30	12:00	PAS－5	－km	計測回路不良
	10.10	10:42	PAS－5	18.7	
1963	5. 7	11:58	PAS－5	20.9	
	5. 8	11:57	PAS－5	29.1	
	5.10	12:02	PAS－5	27.2	
	5.11	10:37	PAS－5	24.7	
1964	5.13	11:34	PAS－7	31.1	
	〃	17:20	PAS－7	30.9	
	5.15	14:59	PAS－6	33.4	
	6.17		PAS－6	－	
	8.19	12:31	PAS－6	20.8	
1965	4. 5		PAS－7A	－	計測回路不良
	5.18	10:46	PAS－7A	17.0	
	5.19	11:31	PAS－7A	24.7	
	8.31	12:00	PAS－7A	24.0	
1966	3.28	11:38	PAS－7A	－	計測回路不良
	〃	16:27	PAS－7A	19.5	
	5.14	11:08	PAS－7A	－	計測回路不良
1967	3.28	11:50	PAS－67	24.5	
	〃	15:47	PAS－7A	－	計測回路不良
	6.20	14:43	PAS－67	28.7	
	7. 5	10:45	PAS－7A	10.0	
1968	4.25	11:55	PAS－8	29.6	
	〃	12:00	PAS－67	10.5～18.5	高圧回路不良
	4.26	11:59	PAS－8	24.7	
	9.27		PAS－8	－	送信機不良
	12.28	13:21	PAS－8	19.8	
	12.31	11:24	PAS－8	25.0	
1969	5. 2	12:31	PAS－8	17.5	
	〃	15:26	PAS－9	24.7	

表3　観　測　値

高度km	1967 July 5		1968 April 25		1969 May 2	
	A	B	A	B	A	B
0	4.9	3.8			4.9	3.8
2	3.3	3.2			3.4	3.3
4	2.8	3.5			2.8	3.9
6	2.2	3.5			2.4	4.1
8	1.7	3.6			2.5	5.2
10	1.4	3.7			2.4	7.0
12			6.4		2.4	9.5
14			5.2		1.9	10.4
16			5.9		1.3	8.9
18			3.2		0.8	8.6
20					0.5	7.5
22					0.4	7.4
24					0.4	7.8
最大値	0 km 4.9	9.20 km 3.9			0 km 4.9	13.95 10.5

注　A: 10^{-16} curie/cc

　　B: 10^{-10} curie/kg air

3　結　　語

以上放射能ゾンデの現在までの経過をのべたが，GM管を単管にした場合の問題，観測値の整理方法の改善，伝送誤差の除去等の問題があるので，今後この解決に努力したい。

11. ダストサンプラの型式と集じん効率の相関に関する対策研究
ろ紙式集じん器と電気集じん器の性能の比較

近畿大学原子力研究所
○木村雄一郎，宮口耀一郎*
森嶋弥重，古賀妙子
河合広，本田嘉秀
西脇安**
*近畿大学理工学部
**東京工業大学

1. 緒言

放射性浮遊じんの測定は放射線障害とくに内部被曝による障害を防止するうえにきわめて大切な事項であり，原子炉施設，RI施設はもちろん，核実験等による大気中放射能のモニタリングをむることはできないものである。このような放射性浮遊じんの集じんには各種の集じん装置が使用されるが，現在ではろ紙式集じん器および静電式集じん器が多く用いられている。しかし同地点で同時に両集じん器を働かしてえた放射性浮遊じんの濃度の測定値の間には必ずしも常に一致あるいは一定の比例関係があるとは限らない。そこで，両集じん器を用いて同一環境条件において大気中の放射性浮遊じんを採取し，水置換法によって実測した流量と，その値から算出した放射能濃度を比較検討するとともに同一環境の浮遊じんの粒度分布を粒度分布測定用集じん器を用いて測定した。

2. 調査研究の概要

2.1 放射能調査研究の実施場所

近畿大学原子力研究所（東大阪市小若江321）大阪管区気象台（大阪市東区法円坂）

2.2 実験材料および装置

2.2.1 集じん装置

a. ろ紙式集じん器

これは札幌，仙台，東京，大阪，福岡管区気象台において使用されている荏原製作所製大型ろ紙式集じん器で直径11cm（有効直径9.5cm）の東洋ろ紙No.5Aを用いて5時間吸引するもので，吸引空気量は公称平均300m³，モータ：200V3相交流7馬力，真空ポンプ：70NVM型湿式真空ポンプ（口径7cm），流量計：フォトトランジスタ式円筒型ピラムの定格をもっている。

b. 電気集じん器（静電式集じん器）

これは大阪をはじめ日本全国各地の府県衛生研究所で使用しているもので以下の定格をもっている。製作所：日本無線医理学研究所，電源：A.C.100V，風量：約3m³／分，高圧印加電圧：9〜13KV，集じん電極（ステンレス）：接地側150×220mm11枚，高圧側100×200mm10枚

c. 粒度分布測定用集じん器

本装置は遠心分離を利用したもので，円筒の中にろ紙を巻いたスピンドルをそう入し，一方の口よりポンプで吸引すると他端の口から空気がらせん状に移動して空気中に含まれる浮遊じんが遠心力によりろ紙表面に連続的に付着される。吸気後，ろ紙を装置から取りはずし，ろ紙の長さにそって浮遊じん粒子の大きさ，数等を顕微鏡で細測した。

2.2.2 放射能測定装置および理化学器機

a. GM計数装置（神戸工業製および日本医理学研究所製）
b. デジタル粉じん計（柴田化学製，P－Ⅱ形）
c. 双眼顕微鏡（日本光学製）
d. 小型ピラム風速計
e. 水置式流量測定器

2.3 実験方法および結果

2.3.1 集じん器の吸引空気流量の測定

比較する集じん器はろ紙式集じん器（気象台）と静電式集じん器（府県衛生研究所）で，いずれの集じん器においても捕集した浮遊じん中の放射能は吸引空気1m³当りのpCi数で表わされるので，吸引空気流量を正確に測定することは重要である。ろ紙式集じん器においてはピラム風速計を内蔵し，この回転数に比例する数字をデジタルカウンタで読み取り，較正常数0.113を乗じて流量（m³）を算出する。

静電式集じん器においては，内蔵するフアンのモータの回転数が電源電圧の変動にほとんど無関係であり一定の流量率をたもつことから，大阪府衛生研究所へ吸引流量毎分3m³の定格で納入されている。しかし，吸引流量の正確な値をしることは重要であるので本実験においては水置換法で実測した。すなわち，小型ピラム風速計（静電式集じん器流量測定用）と気象台ろ紙式集じん器用ピラム風速計をへて吸込んだ空気は別の吸引フアンを通ってから水置換流量測定器のパイプへ連絡される。この測定器のフロート浮上の高さからその時間内の空気流量を算出し，ろ紙式集じん器と静電式集じん器の各ピラム風速計を較正した。

2.3.2 放射性浮遊じん濃度の測定

a. 大気中の放射性浮遊じん濃度の測定値の比較

表1に同一環境条件においてろ紙式集じん器と静電式集じん器で採取（大阪管区気象台屋上において両集じん器を並べて同時に5時間集じん）した大気中の放射性浮遊じん濃度の測定値を示した。また横軸に静電式集じん器で測定した放射能濃度，縦軸にろ紙式集じん器で測定した放射能濃度をとり比較した結果を図1に示す。放射能濃度はほぼ45度直線の近くに分布し，静電式，ろ紙式両集じん器においてあまり差が認められない。

b. トリウム精製工場内における放射性浮遊じん濃度の測定値の比較

表2は希土類元素とトリウムの分離精製をしている工場内の放射性浮遊じんをろ紙式集じん器（神戸工業製 DS－8B型，100V，5.3A，1600r.p.m 最大5.3 ℓ／sec，1350mmAq，ろ紙は東洋ろ紙 No.5A，有効直径97mm）および上記の静電集じん器で集じん，測定した空気流量と放射能濃度である。図1の10pCi／m³ より上の数点はトリウム工場の作業場での測定結果の比較である。この場合，気象台のろ紙式集じん器は移動ができないので，神戸工業製ろ紙式集じん器をかわりに使用して比較した。この集じん器は最大出力の場合でも風速（流量）が気象台の集じん器の半分以下であるため一般に風速が変れば同一ろ紙でも捕集効率が変る可能性が考えられるが，実際にはその差があまり認められず，放射能

濃度はほぼ45度直線の近くに分布した。

表 1.　大気中放射能性浮遊じんの測定

吸引年月日	吸引時間	ろ紙式集じん器 吸引総流量 (㎥)	流量率 (㎥/min)	放射能濃度 20hr値 pCi/㎥	70hr値 pCi/㎥	電気集じん器 吸引総流量 (㎥)	流量率 (㎥/min)	放射能濃度 20hr値 pCi/㎥	70hr値 pCi/㎥
43 10. 2	5	322	1.07	0.65±0.03	0.26±0.02	294	0.98	0.82±0.03	0.21±0.02
11. 20	〃	189	0.63	3.12±0.06	0.65±0.04	〃	〃	3.57±0.06	0.79±0.04
12. 29	〃	246	0.82	0.28±0.03	0.28±0.02	〃	〃	0.62±0.03	0.50±0.03
12. 30	〃	248	0.83	0 ±0.02	0 ±0.02	〃	〃	0.41±0.03	0.29±0.02
44. 3. 5	〃	319	1.06	0.28±0.02	0 ±0.02	〃	〃	0.35±0.02	0.16±0.02
3. 7	〃	206	0.69	0.97±0.04	0.28±0.02	〃	〃	0.78±0.03	0.20±0.02
3. 10	〃	209	0.70	1.39±0.05	0.28±0.03	〃	〃	0.67±0.03	0.20±0.03
3. 19	〃	107	0.36	2.63±0.09	0.28±0.04	〃	〃	1.93±0.01	0.29±0.02
3. 24	〃	211	0.70	0.97±0.05	0.28±0.03	〃	〃	0.63±0.03	0.21±0.02
3. 26	〃	217	0.72	0.97±0.03	0.28±0.03	〃	〃	0.73±0.03	0.28±0.02

表 2.　トリウム工場内浮遊じん中の放射能測定

吸引時間 (hr)	ろ紙式集じん器* 吸引総流量 (㎥)	流量率 (㎥/min)	放射能濃度 70hr値 pCi/min	電気集じん器 吸引総流量 (㎥)	流量率 (㎥/min)	放射能濃度 70hr値 pCi/min
1	12.3	0.205	31.1± 0.6	58.8	0.98	28.6± 0.2
〃	13.4	0.223	16.2± 0.4	〃	〃	19.7± 0.2
〃	13.7	0.228	40.2± 0.6	〃	〃	37.2± 0.3
〃	11.2	0.187	37.1± 0.7	〃	〃	26.4± 0.2
〃	8.3	0.138	47.0± 0.9	〃	〃	35.5± 0.3

* 神戸工業製ろ紙式集じん器　DS－8B型

2.3.3　大気中の浮遊じんの粒度分布測定

ろ紙式および静電式集じん器によって集じんしている同一場所で，粒度分布測定用集じん器によって1時間採取した大気中の浮遊じんについて，粒子の大きさおよび粒子数を測定した結果，大気中の浮遊じんのほとんどが5ミクロン以下であった。粒度分布測定用集じん器(Ⅲ)のろ紙の長さに対応して，比較的良く浮遊じんの粒度分布が示された。

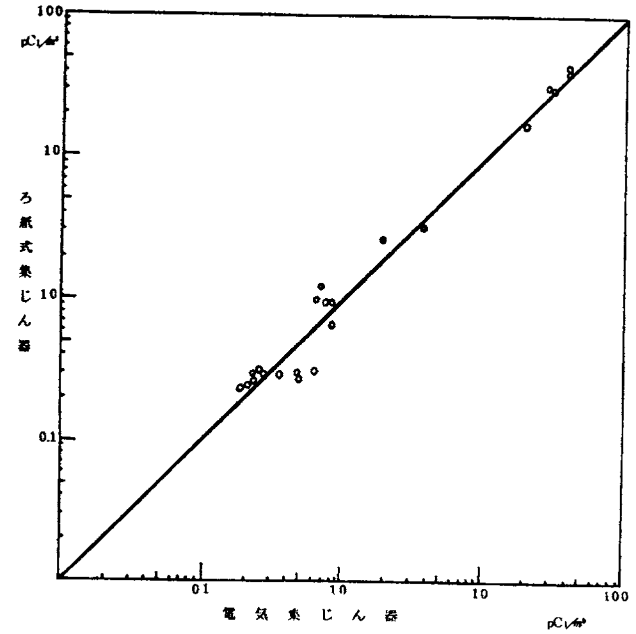


図1.　ろ紙式集じん器と電気集じん器による放射能濃度の比較

3. 結　語

ろ紙式集じん器と静電式集じん器とではその集じん機構が全く異なっているため，じん粒子の粒度分布によっては両器の捕集効率が違ってくる。すなわちろ紙式集じん器では東洋ろ紙No.5Aを用いているが，平均ポアサイズ約18ミクロンであるため，これより大きいじん粒子はほとんど捕集し，これより小さいじん粒子もろ紙の目がつまるに従ってかなりよく捕集される。一方，静電式集じん器はじん粒子の大きさ0.1ミクロン附近が効率よく捕集されると考えられており，小さくなる程捕集効率が低下し，そして大きい方にも限界がある。また，静電式集じん器は集じん時の湿度によって捕集率にかなり影響される。したがって，放射性降下物を両集じん器で捕集した場合，じん粒子の重量あるいは体積と放射能強度とは必ずしも比例するとは限らず，放射性降下物粒子の粒度分布，物理化学的性状も一定でなく，そのつど違うものと考えなければならないから，これら諸条件によって同一地点で両集じん器を働かしてえた測定値は常に一致するとは限らず，また片方の測定値にある定数をかけて他方の測定値となるような定数を求めることも困難であると思われる。しかしながら，本実験において同一環境条件のもとに採取した放射性浮遊じんを測定し，水置換法によって実測した流量と，その値から算出した放射能濃度を比較検討した結果；図1からもわかるように，放射能濃度は両集じん器ともにほぼ同じような値が測定された。これらのことから，現在の放射性降下物については，両集じん器でその捕集効率にあまり大差のないことが示された。

なお，どんな集じん器を使用する場合でも，その吸引空気流量を水置換法などにより実測しておくことは重要である。

12. 北海道における放射能調査

北海道衛生研究所
○安 藤 芳 明， 佐 藤 洋 子

1. 緒　　言

最近放射性降下物による環境放射能汚染は，ようやく下火になりつつあるが，原子力平和利用による原子力発電所などによる汚染問題がクローズアップされてきた。よって，これに備えて平時の環境放射能レベルをは握しておく必要がある。今回は，北海道における最近5年間の放射能調査の結果をまとめて以下報告する。

2. 調査研究の概要

2.1 調査試料　調査対象，採取場所，その他を一括して表1に示す。

表1　調　査　対　象

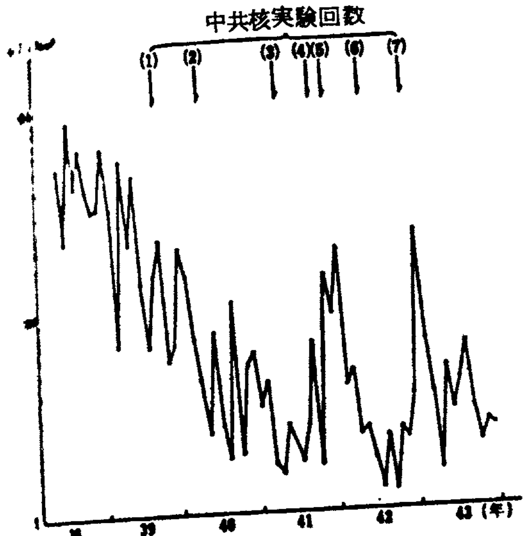
調査試料	採取場所	採取および測定方法	調査回数	備　　考
雨 雪 水	札　幌　市（当所）	採雨器による定時採取	降雨ごと	
降 下 物	同　上	大型水盤法	月 1 回	雨水，ちり
上　　水	札　幌　市 稚　内　市		同　上	源水
土　　壌	札　幌　市	表面より10cmまで	年 2 回	裸地
牛　　乳	同　上		月 1 回	原乳

2.2 測定方法　試料の採取方法，放射能測定方法等は，すべて科学技術庁編「放射能測定法」（1963）によった。^{90}Sr の分析は当所より送付した試料について，すべて（財）日本分析化学研究所が実施した。

2.3 調査結果

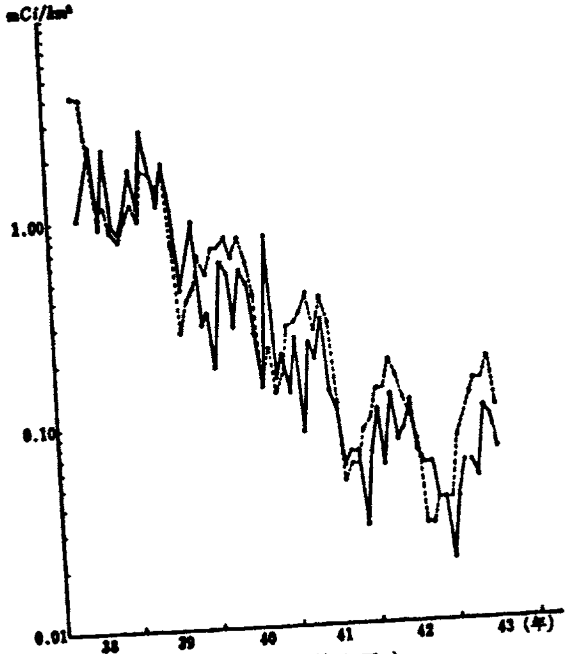
2.3.1 雨雪水中の全放射能　札幌市における降雨雪ごとの全放射能を月ごとに集計した月間降下量について，その経年変化をみると，図1に示すとおりである。これによると，雨雪水中の放射能は，昭和40年以降かなりの減少がみられた。この間中共核実験の影響と考えられるピークがみられたが，これらは本州方面にくらべて余りいちじるしいものではなかった。

降下物（雨水ちり）中の^{90}Sr推移は，図2に示すとおりである。図1と同様に昭和40年以降急激な減少がみられ，しかもその傾向は全国平均レベルと同程度かまたはそれ以下であった。



矢印は核実験の行なわれた日付を示す。

図1. 雨雪水中放射能月間降下量の推移（札幌市）



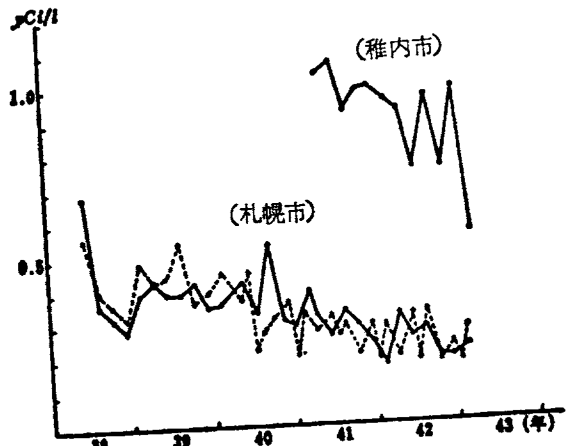
点線は全国平均値を示す。

図2. 降下物中のストロンチウム90推移（札幌市）

2.3.2 上水中の^{90}Sr　札幌市および稚内市における上水中の^{90}Sr推移は，図3に示すとおりである。これによると，札幌市の場合全国平均レベルとほぼ同程度であるが，稚内市の場合は，これより2－3倍高い値を示している。これは前者が河川水，後者が湖沼水を利用している相違と思われる。

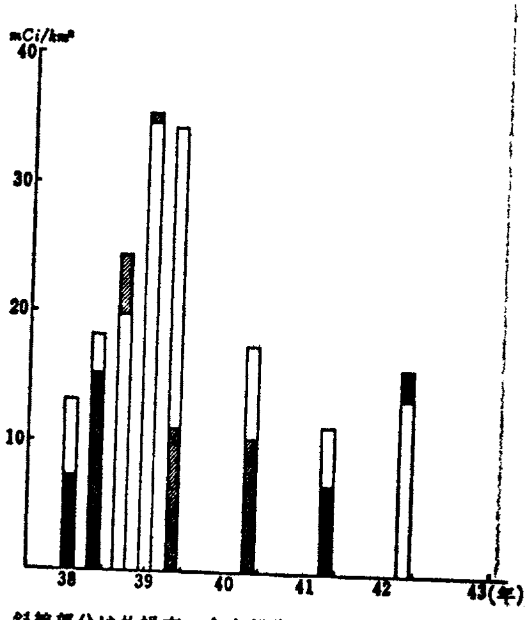
2.3.3 土壌中の^{90}Sr　札幌市における表土中の^{90}Sr推移は，図4に示すように，昭和39年にやや高い値が認められたが，それ以後は減少し，全国平均以下または同程度である。

2.3.4 牛乳中の^{90}Sr　札幌市における原乳中の^{90}Sr推移は，図5に示すとおりである。これによると，昭和38年より同40年にかけて全国平均よりいちじるしく高い値を示していたが，それ以降急激に減少してほぼ同程度にまで下っている。



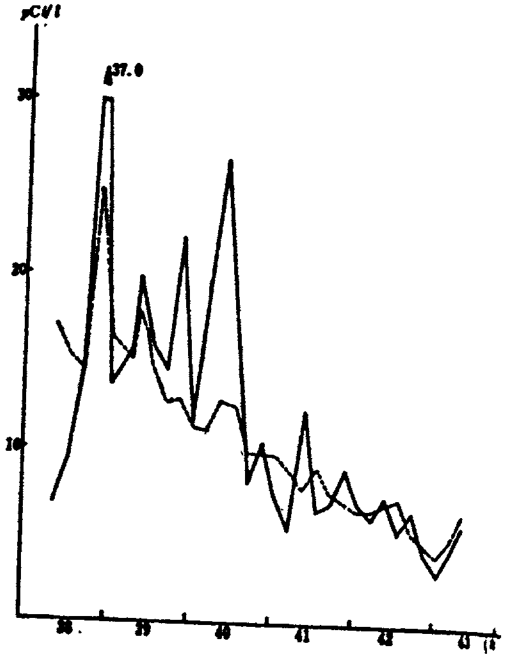
点線は全国平均値を示す。

図3. 上水中のストロンチウム90推移



斜線部分は札幌市，余白部分は全国平均値を示す。

図４　土壌中のストロンチウム９０推移



点線は全国平均値を示す。

図５．牛乳中のストロンチウム９０推移（札幌市）

3．結　語

北海道における環境放射能汚染レベルを知るため，昭和３８年より同４３年までに測定された雨雪水，上水，土壌，牛乳等の放射能および ^{90}Sr 測定結果をまとめ，これらを全国平均レベルと比較検討した。

１３．秋田県における放射能調査

秋田県衛生科学研究所

斉藤ミキ，芳賀義昭

高山和子，勝又貞一

1．緒　言

昭和４３年度における科学技術庁の委託による放射能調査の概要を報告する。

2．調査研究の概要

2.1　測定対象

雨　水　　　野菜（キャベツ）

上　水（源水）果実（リンゴ）

土　壌（草地）　米

牛　乳（原乳）　魚類（鯛，鯉，鱈，ハタハタ）

2　測定方法

試料の調製および測定は科学技術庁編「放射能測定法（１９６３）」に従って行ない，全β放射能測定には日立製ＲＤＧ－４Ａ型を使用した。また，比較試料は，雨水ちりには U_3O_8（５００dps）を用い，その他の試料には試料と同量のKCl を用いた。

3　成　績

定時採水による雨水の放射能は図１に示しているように低いレベルで変動が少ない。今年度は１２月２７日に中共で核実験が１回行なわれているが，核実験の翌２８日の雨水は１０７pCi／l，２９日の雨水は１９５pCi／l，３０日の雨水は１６４pCi／lで平常値より多少高いと思われる程度の成績である。

上水は秋田市大木屋浄水場から採水した源水で，６回測定の成績は０.２７～３.７３pCi／lの範囲を示し平均値は２.４２pCi／lである。

土壌は表１に示しているとおり７月採取のものと１１月採取のものは２４５.８mCi／km²と２６７.６mCi／km²で大差がない。

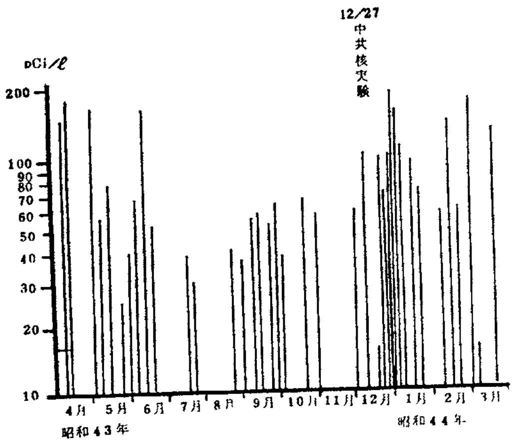


図１．雨水の全β放射能

表１．土壌の全β放射能

採取年月日	採取個所 地名	採取個所 種類	採取個所 深さ	沈殿灰化物重量 g 試料２０g あたり	放射能強度 乾燥試料 pCi／g	放射能強度 mCi／km²
43．7．25	秋田市	草地	0～5.4cm	1.4９	5.1２	２４5.8
43．11．7	〃	〃	〃	1.２４	6.3２	２６7.６

食品類のうち魚類は鯛，鯉，鱈，ハタハタの４種類について測定を行なったが，これらの総平均値は生体中０.１１pCi／gである。そのほか，牛乳，キャベツ，リンゴ，米についても表２に示すとおりで異常は認められなかった。

さらに食品類について平均値による年度別比較を図２に示す。昭和３８年度～４０年度は何れも比較的高いレベルにあったが４１年度は全般に低下し，それ以来横ばい状態にあることがうかがわれる。

表 2. 食品類の全β放射能

試料名	採取地	測定回数	pCi／g 生		
			平均値	最高値	最低値
鯛（皮，肉）	男鹿市	2	0.02	0.03	0.01
鯉（〃）	秋田市（養殖）	2	0.14	0.15	0.12
タラ（〃）	男鹿市	2	0.22	0.23	0.21
ハタハタ（〃）	〃	2	0.06	0.06	0.05
牛乳（原乳）	秋田市	6	0.04	0.07	0.01
キャベツ	秋田市，琴浜村	4	0.02	0.07	0.00
リンゴ	花輪町，平鹿町	4	0.04	0.07	0.01
米	秋田市，本荘市	4	0.08	0.10	0.03

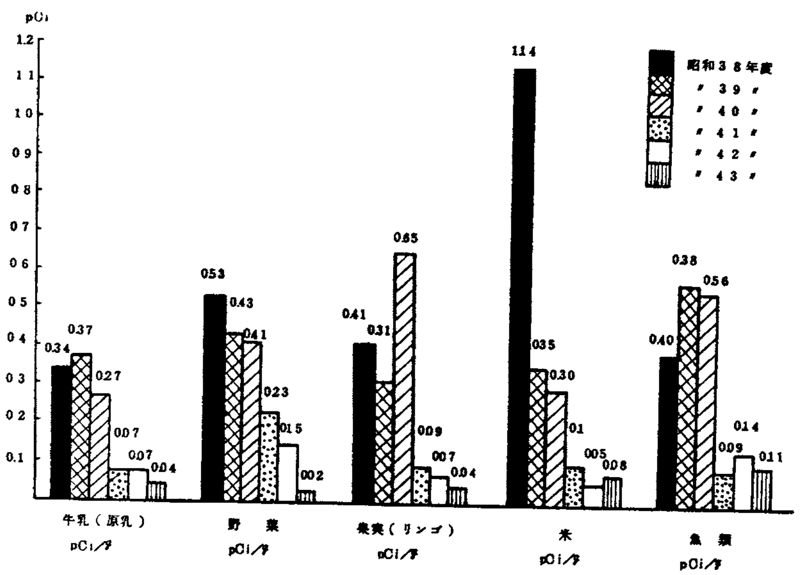


図2 各種食品の年度別比較（全β放射能）

3. 結 語

雨水，土壌，上水，各種食品について全β放射能測定を行なったが，いずれも低レベルを示し，異常値は認められなかった。

14. 宮城県における放射能調査

宮城県衛生研究所
佐藤新作，郡山 力
船木 宏，三塚良子

1. 緒 言

本県における環境放射能水準を把握するため実施したものである。

昭和43年度において科学技術庁による委託および県独自で行なった調査の概要を報告する。

2. 調査研究の概要

2.1 実施場所

県内12か所より採取し，当衛生研究所で分析

2.2 設 備

計数装置Kobe SA−230型（1000SCALER）

サーベイメータ SM102型

島津炎光分光光度計 QB−50型

2.3 試 料

委 託 分 — 雨水110件，上水6件，下水6件，土壌2件，計124件

県 独 自 — ろ過膜5件，海水2件，計7件

送付試料 — 日常食6件，雨水・ちり12件，牛乳6件，上水4件，土壌2件，計30件

2.4 試験方法

試料の前処理及び測定法は，科学技術庁編「放射能測定法（1963）」に従った。

2.5 成 果

2.5.1 雨水，陸水

第8回中共核実験（43. 12. 27）による影響はほとんどなく，強放射性粒子も検出されなかった。すなわち12月29日の降雪は115 pCi／ℓ で平常値とあまり変りはなかった。また同29日宮城県庁屋上でサーベイした結果は，強放射性粒子と思われるものは検出せず，平常と同様であった。

降下量は6月が最も多く，11.4 mCi／km² を示したが，年間をみると，昨年よりやや多かったが，暫定指標の第1段階（2.5 Ci 全β／km²／月）にはほど遠いレベルであった。（図1参照）

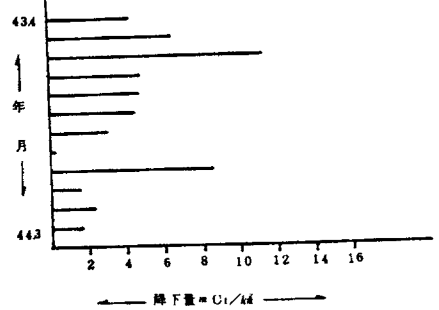
2.5.2 各種食品

各種食品の全β放射能は昨年よりやや低いレベルであった。灰分中グラムあたりの全β放射能の最高値を前年度とくらべると，野菜類では

「ほうれん草」32.7 pCi
（前年度 99.1 pCi）

魚介類では

「さんま」26.4 pCi （60.5 pCi）



「いか」13.1 pCi（31.3 pCi）
「かき」21.6 pCi（138.5 pCi）
本年よりあらたに調べた「海苔」は10.7 pCi であった。「牛乳」は54.6 pCi（649 pCi），「米」は24.7 pCi（27.2 pCi）であった。

2.5.3 送付試料

核種分析のため試料を調製し，送付した件数は，前記のごとく30件であった。その結果は表1のとおりである。（（財）日本分析化学研究所で分析）

表 1

区分		地域	^{90}Sr	^{137}Cs	単位
雨水ちり		全国	1.22	1.67	mCi／km²/年
		宮城	1.56	1.93	
上水		全国	月平均 0.18～1.01	月平均 0.02～0.11	pCi／ℓ
		宮城	0.15～0.22	0.06～0.10	
牛乳		全国	月平均 4.2 ～8.9	月平均 13.6～24.4	pCi／ℓ
		宮城	3.1 ～6.6	13.4～32.8	
日常食	成人	宮城	5.6 ～6.2	17.7～15.9	pCi／d／p
	子供	〃	3.8 ～4.9	9.4～14.6	
土壌	0～5 cm	〃	20.5	30.1	mCi／km²
	0～20 cm	〃	56.6	94.9	

15. 新潟県における放射能調査

新潟県衛生研究所
篠川 至，西野栄作
菅井隆一，金田和子

1 緒言

1968年4月から1969年3月までの科学技術庁委託による放射能調査の概要について報告する。

2 調査研究の概要

2.1 調査対象

雨水，浮遊じん，陸水，海水，土壌，農畜産物，魚類，空間線量。

2.2 測定方式

試料の前処理および測定は，科学技術庁「放射能測定法（1963）」に準拠し，全β放射能測定は日本無線製GM－TDC 7形を使用した。

2.3 測定結果

2.3.1 雨 水

雨水の月別放射能強度の推移を表1，図1に示した。表に示すように月別全β放射能の年間平均値は0.07 pCi／ℓ，年間降下量は63.7 mCi／km² となっており，1967年の0.12 pCi／ℓ，142.1 mCi／km² に比較していずれも約1/2 に減少している。このことは，1967年に中共の第6，7回核実験の影響が著明にあらわれたのに対して1968年には中共の第8回核実験の影響が全く出現しなかったことによるものと思われる。

一方，月別雨水放射能強度の消長は春から夏にかけて低下し，秋から冬に向って増加する傾向が認められた。

表1. 雨水全β放射能の月別経過（pCi／mℓ）

年	月	測定数	平均値	最高値	最低値	雨水による月間降下量 mCi／km²
1968	4	9	0.090	0.144	0.025	4.384
	5	7	0.095	0.244	0.009	2.460
	6	4	0.030	0.047	0.006	0.990
	7	6	0.101	0.323	0.016	1.017
	8	16	0.035	0.142	0.004	1.918
	9	4	0.054	0.167	0.006	0.180
	10	8	0.036	0.077	0.018	2.291
	11	8	0.046	0.078	0.024	2.809
	12	14	0.072	0.168	0.015	8.262
1969	1	13	0.135	0.346	0.028	14.925
	2	15	0.094	0.309	0.019	11.996
	3	14	0.098	0.230	0.006	12.493
計		118	平均0.074			63.725

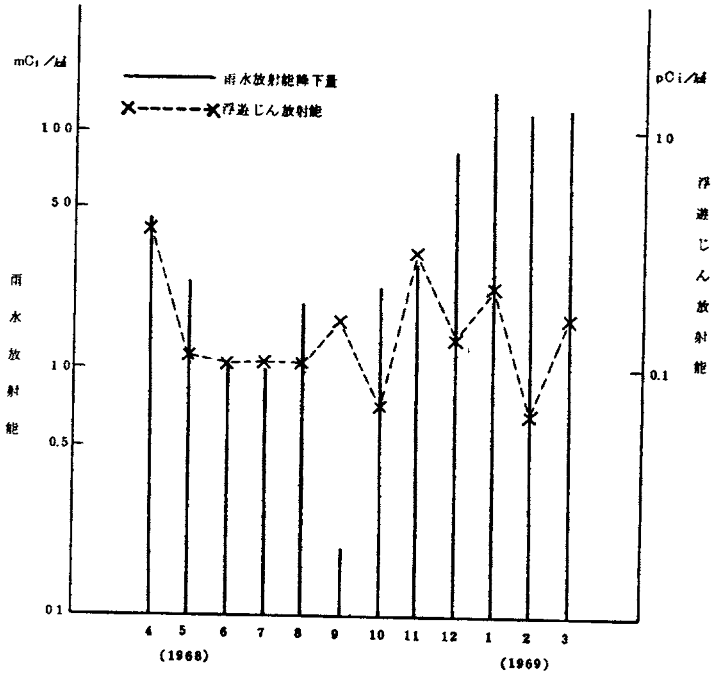


図1. 雨水および浮遊じん放射能の月別経過

2.3.2 浮遊じん

浮遊じん放射能の月別推移を表2，図1に示す。表に示すように全β放射能の年間平均値は0.18 pCi／m³ となっており，1967年の0.33 pCi／m³ に比較して約1/2 に減少し，雨水放射能の低下と良く照応している。また，その月別推移は雨水のそれと類似の季節的推移を示していた。

表2. 浮遊じんの全β放射能

(pCi／m³)

年　月	測定数	平均値	最高値	最低値
1968. 4	3	0.42	0.74	0.16
5	3	0.18	0.36	0.08
6	3	0.12	0.14	0.10
7	5	0.11	0.29	0.03
8	4	0.11	0.17	0.03
9	5	0.16	0.66	0.01
10	2	0.07	0.09	0.06
1968. 11	4	0.31	0.60	0.03
12	8	0.14	0.40	0.03
1969. 1	4	0.23	0.41	0.06
2	4	0.06	0.09	0.06
3	5	0.18	0.56	0.06
計	50	平均0.176		

2.3.3 陸水および食品類

陸水および各種食品の放射能測定結果を表3に示す。陸水の各放射能平均値は1967年の測定結果に比較して源水がやや高値を示したほかはいずれも同レベルであった。また，食品類は牛乳，米，大根等が1967年とほぼ同程度であったが魚類は全般に高値を示した。

表3. 陸水および各種食品の全β放射能

試料名	測定数	平均値	最高値	最低値
源水	6	2.2 pCi／ℓ	62 pCi／ℓ	-0.3 pCi／ℓ
蛇口水	6	1.1 〃	4.0 〃	−3.4 〃
河川水	6	2.5 〃	4.5 〃	0.6 〃
牛乳	6	0.08 pCi／g	0.45 pCi／g	−0.12 pCi／g
米	4	0.04 〃	0.15 〃	−0.07 〃
大根	4	0.43 〃	0.83 〃	0.05 〃
魚(海水)	2	0.47 〃	0.75 〃	0.18 〃
魚(淡水)	1	1.80 〃		
魚(汽水)	1	0.19 〃		

2.3.4 海水

海水放射能測定結果を表4に示す。全般的に1967年と比較して差異は認められなかった。

表4. 海水の全β放射能

pCi／ℓ

年 月 ＼ 測定点	No. 1	No. 2	No. 3
1968. 5	−0.92	−1.53	−0.31
8	−2.20	0.95	−1.89
10	0.30	2.30	3.90
1969. 2	−0.30	1.20	1.50

2.3.5 土　壌

測定結果を表5に示す。

表5.　土壌の全β放射能

種　別	測定数	乾土1g当り　pCi	mCi／㎢
裸　地	1	1.22	75.7

2.3.6 空間線量

測定結果を表6に示す。10回の測定平均値は7.7 μR/hrとなっており,1967年の6.3 μR/hrとほとんど同レベルであった。

表6　空間線量(μR/hr)

測定数	平均値	最高値	最低値
10	7.7	11.6	4.9

3. 結　語

3.1　1968年度は中共の第8回核実験の影響が出現せず,1967年に比較して雨水,浮遊じん放射能はいずれも約1/2 に低下した。

3.2　その他の各種試料による測定結果は雨水および浮遊じん放射能の低下に対応した減少はみられず特に著変は認められなかった。

16. 茨城県における放射能調査

茨城県衛生研究所
小池亮治,　○中沢雄平
森田茂樹,　高橋明子

1. 緒　言

前年度に引きつづき科学技術庁からの放射能委託調査および茨城県が独自で行なった放射能調査研究成果について報告する。

調査研究の目的は,核実験および原子力施設からの放射能の環境への影響をしるにあるが,核燃料再処理工場設置問題に関連して,海洋における放射能調査および海洋生物の放射能汚染機構の究明にも重点をおいた。

2. 調査研究の概要

実施場所:茨城県内および茨城県沿岸海洋,主として原子力施設周辺市町村および沿岸。

試料採取および分析,測定方法:科学技術庁の指示によるほか,科学技術庁編「放射能測定法 — 1963年」「放射性ストロンチウム分析法 — 1963年」「セシウム137分析法 — 1963年」「放射性ヨウ素分析法 — 1967年」に従った。

1　全β放射能測定結果

茨城県における1968年度の放射能の変動は,雨水中の全β放射能推移を例にとると図1の如く,1968年7月頃までやや高い値を示したが,その後自然放射能のレベルに近い低い値となり,検出限界以下のこともあった。

中共は1968年12月27日に第8回目の核実験を行なったが,その影響は全く認められなかった。また,原子力施設からの環境への放射能異常放出も認められなかった。

表1は各種環境物質中の全β放射能を月別にまとめたものである。

河川水の放射能は季節的に大きな変動はみられないが,新川を久慈川,那珂川と比較してみると,新川の方がやや高い値を示している。新川の放射能が高いのは上流にある住宅,水田等の下水,排水が流入するためで,原子力施設からの放射性廃液によるものではない。

原子力施設からの排水の放射能を比較してみると,平均的に動燃排水が最も高く,東海原研がそれにつぎ,大洗原研は他の河川水よりむしろ低い値を示している。大洗原研が低いのは同所の材試料試験炉がまだほとんど稼動していないためと考えられる。

その他農作物,牛乳,土壌,海水等も低い値を示し,全般的に環境における放射能のレベルは1967年度とほぼ同じで,地域的な差も季節的な変動も年年小さくなくなる傾向にある。

2.2　空間線量測定結果

東海村周辺における空間線量の変動は表1に示したように,年間をとおして全く変動はみられず,1967年度とほぼ同レベルであった。地域的には久慈川にそった沖積地帯がやや高い値を示す傾向にあるが,その他はほぼ一様で東海村がとくに高いようなこともなかった。常陸大宮の農林省放射線育種場のバス停で測定した値は,非照射時は他地域と同レベルであるが,照射時にはおよそ3倍の値(11 μR/hr)を示した。このことはガラス線量計による積算線量の測定結果でも他地域のおよそ2倍の値(140 mR/y)である。これは線量ガラスを常時設置しているので,照射時における放射線の被曝線量も含まれているためである。

2.3　核種分析結果

表2は牛乳,野菜,土壌中の ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{131}I の分析結果を月別にまとめたものである。

牛乳中の ^{90}Sr, ^{137}Cs は例年のように7月に高い値を示すこともなく,年間をとおして大きな変動もみられない。また,1967年度と比較してみても同レベルの値でとくに減少の傾向はない。また牛乳中の ^{131}I はいずれも検出限界以下で,核実験の影響も原子力施設からの影響も認められなかった。

野菜の ^{90}Sr は1967年度よりやや高い値を示しているが,野菜の成育状況,試料採取,測定等の誤差を考慮するとほぼ同レベルとみた方がよい。

土壌中の ^{90}Sr も1967年度と同レベルで年間をとおして蓄積量の変動が殆んどなかったことがわかる。

地域差についても土質,成育,飼育等の差によるもので,大きな差はなく,原子力施設からの影響と考えられるようなものはなかった。

表1. 全放射能測定結果

種目		単位	1968 4	5	6	7	8	9	10	11	12	1969 1	2	3	平均	前年平均
雨水(定時)		pCi/ℓ	210	170	120	190	20	80	20	50	40	40	30	70	90	70
雨水・落下じん(月間)		mCi/km²	100	140	240	50	0	90	10	0	10	0	20	30	60	40
浮遊じん(電気集じん)		pCi/m³	1.0	0.5	0.7	0.6	0.9	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.6
空間線量(東海村周辺)		μR/hr	4.0	4.3	3.8	4.1	3.6	3.9	3.5	3.3	3.9	3.6	4.0	3.9	3.8	4.4
河川水	久慈川 那珂川	pCi/ℓ	(11.7)		4.2		2.9		3.2		3.8		3.3		3.5	2.3
	新川	pCi/ℓ	7.6		19.2		3.4		3.3		2.9		1.5		6.3	7.7
排水	動燃	pCi/ℓ	33.7	65.4	15.9	28.6	12.1	12.4	1.8	12.6	0.6	4.8	22.9	6.1	18.1	30.7
	原研(東海)	pCi/ℓ							0.9			14.3			7.6	
	原研(大洗)	pCi/ℓ				0.0			0.0			3.9			1.3	
井戸水(東海)		pCi/ℓ	4.3		8.3		0.0		5.9		3.8		0.6	8.6	4.9	5.0
農産物	野菜	pCi/g生								0.0	0.08	0.32			0.21	0.34
	牧草	pCi/g生	0.70	1.39		1.18		0.27	0.24	0.69					0.74	0.77
牛乳	全県下	pCi/g生	0.03			0.04			0.15			0.40			0.16	0.11
	水戸・東海	pCi/g生	0.07			0.08		0.30	0.26	0.21		0.24		0.23	0.19	0.14
土壌(水戸・東海・大洗)		mCi/km²					80				80				80	100
海水		pCi/ℓ		1.1			0.3			0.3			0.9		0.7	0.2
海底土		pCi/g乾		0.5			0.8			1.2					0.8	0.8

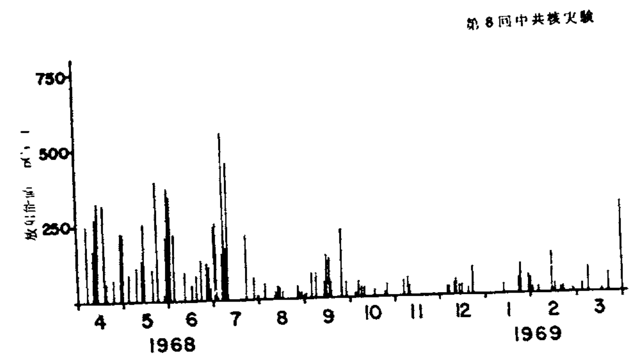


図1. 雨水中の全放射能推移 (水戸)

表2 核種分析結果

試料	核種	単位	4月	5月	6月	7月	8月	10月	11月	12月	1月	3月	平均	前年平均	備考
牛乳	^{90}Sr	pCi/ℓ生	6.5			6.3		6.6			43		5.9	64	
	^{137}Cs	pCi/ℓ生	12.4			9.9		8.7			11.4		10.6	10.3	
	^{131}I	pCi/ℓ生	0.0			0.0		0.0	0.0		0.0		0.0	0.0	検出限界以下
	Cs/Sr		1.9			1.6		1.3			2.4		1.8	1.6	
野菜	^{90}Sr	pCi/kg生								32.5			32.5	20.6	ほうれん草
	^{90}Sr	pCi/kg生							32.5				32.5	14.5	白菜
土壌	^{90}Sr	mCi/km²					41.9			37.3			39.6	32.6	庭土

表3は衛生研究所で採取，前処理後日本分析化学研究所で分析測定した各種環境物質中の ^{90}Sr , ^{137}Cs の濃度について，全国平均値と茨城県の値を比較したものである。

^{90}Sr , ^{137}Cs とも雨水・ちり(降下量)は全国平均値に近い値であるが，その他の浮遊じん，原水，土壌，野菜，牛乳は全国平均値より低い値である。

2.4 海洋における核種分析結果

図2は海水中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度の変動を示したもので，1967年以降ほとんど変動は認められない。また海域的にみても海水，海底土とも大きな差はなく，原子力施設がある東海沖がとくに高いようなこともなかった。

海水魚はシラス，カタクチイワシを中心に数種類について ^{90}Sr , ^{137}Cs の分析を行なったが，季節的にも海域的にも大きな差はみられなかった。

表4は海水魚，貝，海藻の可食部について ^{90}Sr , ^{137}Cs の濃度とその濃縮係数(C.F)を示したものである。

表3. 各種環境物質中の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度の全国平均値と茨城県平均値（1968年度）

区分	地域	^{90}Sr	^{137}Cs	単位
雨水・ちり	全国	1.22	1.67	mCi/km²/年
	茨城	1.22	1.73	
浮遊じん	全国	1.90	2.84	pCi/m³
	茨城	0.90	1.52	
源水	全国	0.41	0.05	pCi/ℓ
	茨城	0.15	0.03	
土壌（草地）	全国	20.5	34.9	mCi/km²
	茨城	6.2	12.2	
野菜（ほうれん草）	全国	31.2	19.7	pCi/kg生
	茨城	17.1	15.5	
牛乳	全国	6.4	20.8	pCi/ℓ
	茨城	3.7	15.8	

表4. 海洋生物中の放射性物質濃縮係数（1967年，1968年平均）

種類	^{90}Sr pCi/kg生	^{90}Sr C・F	^{137}Cs pCi/kg生	^{137}Cs C・F
しらす	0.9	4.5	4.8	14.5
かたくちいわし	1.1	5.0	6.9	21.0
ひらめ	0.3	1.5	15.3	46.2
かれい	0.3	1.5	7.9	24.0
いなだ			2.8	8.5
あじ	0.6	3.0	6.3	19.1
ちだい	0.4	2.0	13.0	39.4
あわび			7.5	27.8
はまぐり	0.6	2.8	6.2	18.3
あらめ			15.6	47.3
かじめ	4.3	21.5	14.7	44.6
ふのり			5.4	16.4
紅藻類			11.6	35.2

魚の ^{90}Sr 濃度は魚の種類によって大きな差はみられないが，^{137}Cs 濃度はヒラメ，カレイ，チダイ等海の底の方に棲む魚の方が高い値で，濃縮係数も大きい値となった。

貝はハマグリとアワビの間に大きな差はみられなかった。

海藻はアラメ等褐藻類の方がフノリ等紅藻類よりも濃度が高く濃縮係数も大きい値を示す傾向がある。

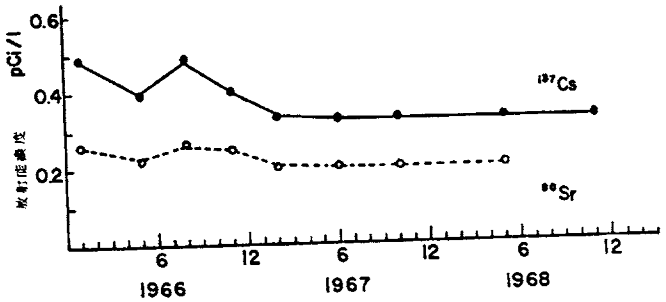


図2. 海水中の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度の推移

3. 結　　語

雨水，落下じんによって地上に降下する放射性物質は年年減少する傾向にあり，地表および海洋における放射能は1966年頃まで年年減少の傾向がみられたが，1967年以後はほとんど減少はみられなく，季節的にも地域的にも差が小さくなってきている。しかし，土壌，海水，海底土中にはなお ^{90}Sr，^{137}Cs 等長寿命の放射性核種が残っており，今後も牛乳，野菜，海洋生物等にその放射能が検出されるであろう。

東海村の動燃排水，原研排水の放射能，常陸大宮の放射能線育種場の空間線量はやや高い値が検出されたが，いずれも許容量に比較すれば低い値で，人体には影響がないものと考えられる。原子力施設は，今後とも拡充発展の途上にあり，それらに対応できるような，施設周辺の環境放射能の監視を充実させる必要がある。

海洋については，核燃料再処理工場設置問題等大きな課題をかかえている反面，海洋における放射能汚染機構，海洋放射能監視方法等陸上に比較して未知，未開発な面が多く，今後この方面の調査研究に重点をおく必要がある。

17. 埼玉県における放射能調査

埼玉県衛生研究所
中沢清明，丹野幹雄
大里宏二，川瀬善一
小津茂弘

1. 緒　　言

埼玉県においては，昭和32年4月より放射能調査を継続して実施している。県行政の必要に応じて業務内容に多少の変遷はあるが，全β放射能測定は降雨ごとの定時雨水，定量雨水，毎月の雨水ちり，県内主要水系別の河川水，上水，R．I．事業所関係の排水，土壌，そ菜類，穀類，茶葉，牛

乳などについて実施している。このうちの一部は，昭和３６年１２月より科学技術庁委託事業によりかえて行なっている。さらに県単独事業として昭和３６年度から実施している核種分析は，主として放射性降下物による環境放射能汚染との関連を調査するために，埼玉県における主要生産物である狭山茶，牛乳および乳牛飼料，そ菜類，穀類などの農畜産物について ^{90}Sr ならびに ^{137}Cs 分析を実施している。

なお，調査研究の成果については，関係諸学会において特定の品種の経年的推移などについてたびたび発表している。

今回は，昭和４３年度に実施した業務概要について報告する。

2. 調査研究の概要

2.1　試料採取地および年間採取回数などは表１に示したとおりである。

表1.　昭和４３年度放射能調査業務一覧表

種類		採取地	採取回数	業務内容	備考
定時雨水		大宮市	降雨毎	全β測定	減衰測定を行なう 委
定量雨水		大宮市	降雨毎，但し続日の場合は除く	全β測定	〃
河川水	荒川	野上町	期間内　２回	全β測定	
		鴻巣市	〃	全β測定	
		川口市	〃		
	利根川	上里村	期間内　６回	全β測定	
		行田市	期間内　２回	全β測定	
		幸手町	〃	全β測定	委
	事業所排水	芝川	期間内　５回	全β測定	全β測定値により再採取または必要に応じて核種分析を行なう場合がある。
		鴨川	期間内　２回	全β測定	
		菖蒲川	〃	全β測定	
井水		大宮市	期間内　３回	全β測定	
		江南村	〃	全β測定	
上水		浦和市	期間内　６回	全β測定，送付４回	委
雨水・ちり		大宮市	毎月　１回	全β測定，^{90}Sr，^{137}Cs	
		新座町	〃	全β測定，送付１２回	委
土壌		新座町	期間内　２回	全β測定　送付２回	委
空間線量		大宮市	毎月　１回	線量測定	委
茶葉		入間市	一番茶，二番茶	全β測定，^{90}Sr，^{137}Cs	核種分析は県単独事業として一番茶，二番茶とも対照区，水洗区実施 委
		所沢市北野	〃	〃	委
		所沢市所沢	〃	〃	委
穀類		児玉町	小麦，水稲	全β測定，^{90}Sr，^{137}Cs	核種分析は県単独事業 委
		岩槻市	大麦，水稲	〃	〃 委
		新座町	小麦，水稲	〃	〃 委
野菜		新座町	大根，ホーレン草各２回	全β測定　送付２回	委
		岩槻市	〃	〃	委
原乳		江南村	期間内　６回	全β測定，送付６回	委
乳牛用粗飼料		江南村	６種類	全β測定，^{90}Sr，^{137}Cs	
乳牛用濃厚飼料		江南村	２種類	〃	
浮遊じん		大宮市	期間内　５回	全β測定	
日常食		新座町	成人，子供各2回（５人分）	送付	委
		大宮市	成人　2回（５人分）	送付	委

注　委は科学技術庁委託事業

2.2　放射能測定方法ならびに核種分析法は，科学技術庁編『放射能測定法』，『放射性ストロンチウム分析法』，『セシウム１３７分析法』のそれぞれ該当する項目にしたがって実施した。

2.3　全放射能測定成績は，この期間中に特に異常値がなかったので省略する。

2.4　^{90}Sr ならびに ^{137}Cs 分析成績はつぎのとおりである。

2.4.1　雨水・ちり中の ^{90}Sr，^{137}Cs は大宮市（衛研構内にて採取）で昭和４３年４月から４４年３月までの１年間で，^{90}Sr が 2.2５ mCi/km^2，^{137}Cs が 1.７７ mCi/km^2 降下してきている。

2.4.2　狭山茶は例年どおりに県立茶業研究所に依頼して一番茶，二番茶を荒茶の状態にしたものを提供してもらった。^{90}Sr および ^{137}Cs の分析を行なった成績は表２に示したとおりである。

2.4.3　穀類については，米麦を県北部の児玉町，県東部の岩槻市，県西部の新座町の農家から提供してもらった。^{90}Sr および ^{137}Cs 分析を行なった成績は表３に示したとおりである。

2.4.4　乳牛飼料については，濃厚飼料と粗飼料を県立畜産試験場から原乳採取時に投与しているものと同じ品種のものを提供してもらった。^{90}Sr および ^{137}Cs の分析を行なった成績は表４に示したとおりである。

表 2. 茶葉中の ^{90}Sr および ^{137}Cs 濃度

種類		採取地	摘採月日	灰分(%)	^{90}Sr		^{137}Cs	
					pCi／kg	pCi／g.Ca	pCi／kg	pCi／g.K
一番茶	対照	県立茶業研究所	5.2 5	7.2 6	3 9 3 ± 1 6	1 1 4 ± 5	2 5 2 ± 1 2	1 4.0 ± 0.7
	水洗	〃	5.2 5	6.2 4	3 7 5 ± 1 4	1 0 7 ± 4	2 7 5 ± 1 1	1 6.3 ± 0.7
二番茶	対照	〃	7.1 7	5.3 8	3 7 3 ± 1 3	1 1 6 ± 4	3 8 9 ± 1 8	2 2.0 ± 1.0
	水洗	〃	7.1 7	5.2 4	3 8 1 ± 2 2	1 2 8 ± 7	3 5 8 ± 1 7	2 0.6 ± 1.0

表 3. 穀類中の ^{90}Sr および ^{137}Cs 濃度

種類	採取地	摘採月日	灰分(%)	^{90}Sr		^{137}Cs	
				pCi／kg	pCi／g.Ca	pCi／kg	pCi／g.K
小麦	新座町	8. 1	1.4 6	1 9.3 ± 1.2	5 3.5 ± 3.4	8 4.4 ± 4.2	2 4.3 ± 1.2
小麦	児玉町	8.1 2	1.5 8	2 1.2 ± 1.3	6 5.8 ± 4.1	2 7.8 ± 2.1	6.24 ± 0.4 6
大麦	岩槻市	8.1 0	2.0 4	2 9.5 ± 1.7	5 1.0 ± 3.0	2 3.7 ± 2.6	5.09 ± 0.5 7
水稲	岩槻市	1 2.1 1	1.1 9	1 5.0 ± 1.0	111.4 ± 7.4	3 3.0 ± 2.1	1 4.1 ± 0.9 2
水稲	児玉町	1 2.1 6	1.1 8	9.2 ± 0.7	8 9.8 ± 6.8	3 6.0 ± 3.4	1 6.0 ± 1.5 3
水稲	新座町	1 2.2 4	1.1 7	1 3.1 ± 1.0	8 3.4 ± 6.3	3 9.3 ± 2.1	1 7.8 ± 0.9 5

表 4. 乳牛飼料中の ^{90}Sr および ^{137}Cs 濃度

種類	採取地	採取年月	灰分(%)	^{90}Sr		^{137}Cs	
				pCi／kg	pCi／g.Ca	pCi／kg	pCi／g.K
配合飼料	県立畜産試験場	5.2 2	5.2 2	3 7.5 ± 2.9	4.7 5 ± 0.3 6	7 1.0 ± 5.2	8.5 5 ± 0.6 3
配合飼料	〃	1.2 4	5.3 4	3 2.1 ± 2.9	4.0 1 ± 0.3 6	4 8.1 ± 4.3	5.8 1 ± 0.5 2
えん麦	〃	5.2 2	2.7 2	9 0.2 ± 4.9	1 1 8 ± 6.4	1 9.9 ± 3.1	2.3 9 ± 0.3 6
イタリアンライグラス	〃	5.2 2	5.6 7	6 0.7 ± 1.7	1 9 7 ± 5.7	4 4 1 ± 1 4	3 5.8 ± 1.2
乾草	〃	9.1 6	6.7 1	6 7 7 ± 1 3	1 5 4 ± 3.1	5 9.5 ± 5.8	9.4 3 ± 0.9 2
トウモロコシ	〃	9.1 6	1.2 6	2 7.2 ± 1.3	7 1.6 ± 3.4	1 4.6 ± 1.3	4.7 3 ± 0.4 1
カブ	〃	1.2 4	0.8 6	3 9.2 ± 1.3	6 4.9 ± 2.1	6.4 6 ± 0.7 7	2.2 9 ± 0.2 7
トウモロコシ	〃	1.2 4	2.1 1	3 4.5 ± 2.4	6 1.5 ± 3.6	1 7.7 ± 2.5	5.3 0 ± 0.7 5

3. 結　語

放射性降下物による放射能汚染は前年度にくらべて陸水，農畜産物ともに異常に高い汚染値は検測されなかった。

^{90}Sr および ^{137}Cs は，狭山茶では前年度とほとんど同じ値であり，昭和38年頃の約1/5の汚染度が昭和41年頃から続いている。米麦についても茶葉とほとんど同様な傾向が認められる。乳牛飼料では配合飼料は時期的に差がないが，粗飼料は種類により，また，採取時期によりかなりのばらつきがある。

埼玉県の農業経営が最近急速に変化してきて，農村人口の減少にともないそ菜類栽培から畜産・園芸に転換しており，また，県南部の農村地帯は急激に都市化されつつあるので，放射能調査の対象も必然的に農村中心だった今までの業務内容から脱皮して，現状に適した方向の調査にかえざるをえないのではないかと思われる。

18. 東京都における放射能調査

東京都衛生研究所
木村康夫，三村秀一
西垣　進

1. 緒　言

東京都では，昭和32年より，科学技術庁からの委託で，各種陸水および食品の放射能調査を継続しているが，今回は昭和43年度の調査概要を報告する。

2. 調査研究の概要

現在委託されている試料は，表1のごとくで，陸水としては，上水，下水，河川水，天水，雨水で，食品は，牛乳，その他，日常食，土壌，河底土等である。

陸水の中でも，大多数の都民の飲料に使用している上水は，水系的には，江戸川，多摩川，荒川で，その内の江戸川水系は上水として，多摩川水系は河川水として調査し，放射能汚染について，管理している。

また，伊豆諸島の中でも，最も人口の多い大島，八丈島は，水道の普及率が約50％位で一部の島民は飲料水として天水に依存している現況である。

核種分析のための試料は，上水（原水と蛇口水），天水（ろ過水），土壌，河底土（江戸川），雨水及び日常食等があるが，これらは，放医研，分析研に送付している。

表　1

試料	場所	種類
上水	金町浄水場	源水
下水	三河島下水処理場	放流水
	芝浦下水処理場	〃
河川水	多摩川	源水
天水	伊豆大島	ろ過水（浄水工業の放射能ろ過器）
	伊豆八丈島	ろ過水（〃）
雨水	衛研屋上	
土壌	江戸川流域	
牛乳	伊豆大島，八丈島	
	三多摩地区（調布市仙川）	原乳

2.2 測定結果

科学技術庁編「放射能測定法」により，全β放射能を測定し，最低値，最高値，平均値をまとめると表2のごとくである。

表　2.

試料名	採取場所・部分	回数	最低値 pCi/ℓ	最高値 pCi/ℓ	平均値 pCi/ℓ
上水	金町浄水場（源水）	6	1.49	7.44	3.19
下水	三河島下水処理場（放流水）	6	3.18	20.57	8.31
	芝浦下水処理場（放流水）	6	3.19	10.6	5.75
河川水	多摩川（小田急和泉多摩川駅）	6	1.01	3.51	1.68
天水	伊豆大島（ろ過水）	6	1.28	3.35	2.37
	伊豆八丈島（ろ過水）	2	3.68	4.68	4.18
雨水	衛研屋上	40	20.8	120.9	52.06
牛乳	伊豆大島，八丈島	14	pCi/g 生体（K除く）		
	三多摩地区（原乳）		0.04	0.08	0.05

3. 結　語

表2から，下水処理場の放流水が，多少の高値を示しているが，例年の傾向も同様で，特に放射性物質による汚染とは考えられない。総体的に，本年は特記すべき異常は認められなかった。

19. 神奈川県における放射能調査

神奈川県衛生研究所
石 井 襄 二，小 山 包 博

昭和43年度においても科学技術庁委託および県単独事業として，各種の放射能調査を実施した。本年度は中共において核実験が1回（第8回　昭和43年12月27日）行なわれたが，本県においてはその影響はほとんど認められなかった。

1. 調査対象

調査対象は表1に示すとおりである。

表1. 試料の種類と検体数

種　類	委託	県単*	種　類	委託	県単
雨水（定量）	―	84	土壌	8	―
〃（定時）	99		野菜	8	―
上水	6	27	牧草	6	―
下水	6	―	牛乳	6	―
河川水	―	34	魚貝藻類	8	4
湖水	―	18	空間線量	24	―
天水	―	18	浮遊じん	―	26
海水	12	―	** 送付検体	70	―

*　県単は昭和43年4月から12月まで
**　送付先（財）日本分析化学研究所

2. 測定法

試料の調製および放射能の測定は科学技術編「放射能測定法（1963）」によった。

測定器は日本無線製TDC－5型およびDC－1001型，計数管は同社製GM－2504Aを用い，雨水，浮遊じんの比較試料はU_3O_8 48㎎，その他の試料にはKCl を用いた。なお，空間線量の測定には日本無線製TR式シンチレーション・サーベイメータを使用した。

3. 測定結果

中共核実験の影響はほとんど認められなかった。その他についても前年と同様で，認むべき変化はなかった。

なお，種類別の最高値はつぎのとおりである。

雨水（定時）	43年　5月　6日～7日	372.5 pCi/ℓ
〃（定量）	〃　5月　4日	596.0 pCi/ℓ
上水	〃　4月24日	3.73 pCi/ℓ
下水	44年　3月31日	12.18 pCi/ℓ
天水（未ろ過）	43年　4月24日	28.28 pCi/ℓ
湖水	〃　5月29日	4.33 pCi/ℓ
河川水	〃　11月21日	4.87 pCi/ℓ
海水	44年　3月17日	1.25 pCi/ℓ
牧草	43年　8月17日	0.66 pCi/生体g
野菜（大根葉）	〃　12月10日	1.31 pCi/生体g
牛乳	〃　12月　5日	0.16 pCi/生体g
魚貝藻類（ワカメ）	44年　3月　6日	1.73 pCi/生体g
土壌（海底土）	43年　9月11日	3.71 pCi/乾g
〃（草地）	〃　9月　6日	6.15 pCi/乾g
浮遊じん	〃　4月15日	2.45 pCi/㎥
空間線量（武山）	〃　7月30日	5.0 μR/hr

20. 愛知県における放射能調査

愛知県衛生研究所
林　暉一，小島一郎
加賀美忠明，松井聰子
小池一美

1 緒言

1968年9月から1969年8月までの科学技術庁による委託および愛知県独自で行なった放射能調査の概要を報告する。

2 調査対象

雨水，ちり，陸水，海水，土壌，農畜産物，魚貝類等296件である。

3. 測定方法

試料の前処理および測定は科学技術庁編「放射能測定法（1963）」にしたがって行なった。

4. 測定結果

試料の各種別について本調査期間中にえられた最高値および平均値を表1に示した。

調査期間中，1968年12月に中共第8回核実験があり，強化測定を実施したが，その結果は落下じん最高値104±22 mCi/㎢/日，平均値57±12 mCi/㎢/日であった。

雨水，陸水，海水，土壌，農畜産物，魚貝類等の測定値は，最高値，平均値とも大きな変動はみられず昨年と大差ないものと考えられる。

空間線量測定は3地点で実施しているが，昨年につづき豊田市四郷（平戸橋）において高い測定値を示しているが，この地域の地質的影響が多分にあるものと推察しており，将来において精査を実施したいと考えている。

表1. 採取又は測定場所別放射能測定値（最高値および平均値）ならびに測定件数

1968.9～1969.8

種別・品名	採取又は測定場所		測定回数	最高値 年 月 日	最高値 測定値	平均値
雨水（定時採取）	名古屋市 愛知県衛生研究所		76	44. 6. 25	5.44 mCi／km²	0.92 mCi／km²
浮遊じん	〃 〃		39	43. 10. 17	5.15 pCi／m³	1.83 pCi／m³
雨水・ちり	名古屋市 愛知県衛生研究所		12	44. 5.	8.94±1.21 mCi／km²月	3.09±0.50 mCi／km².月
	豊橋市 農林会館		12	44. 6.	14.60±5.50 mCi／km²月	2.91±0.70 mCi／km².月
	岡崎市 西三河事務所		12	44. 6.	12.00±3.30 mCi／km²月	2.03±0.51 mCi／km².月
	一宮市 一宮保健所		12	44. 6.	14.95±4.20 mCi／km²月	3.04±0.57 mCi／km².月
落下じん	名古屋市 愛知県衛生研究所		3	43. 12. 29	104±22 pCi／km²日	57±12 mCi／km².日
上水	犬山市 名古屋市上水道取入口		6	43. 10. 18	6.78±3.16 pCi／ℓ	4.12±1.27 pCi／ℓ
河川水	豊田市 四郷（矢作川）		5	44. 2. 19	4.20±3.20 pCi／ℓ	2.38±1.35 pCi／ℓ
下水	名古屋市 堀留下水処理場		6	44. 1. 31	14.9 ±6.5 pCi／ℓ	10.1 ±2.6 pCi／ℓ
下水沈でん物	〃 〃		6	44. 7. 25	93.1 ±10.2 pCi／10g.乾	59.0 ±3.7 pCi／10g.乾
海水	伊勢湾 小鈴谷沖		4	44. 8. 15	25.4 ±16.2 pCi／ℓ	10.6 ±7.5 pCi／ℓ
	〃 木曽川口		4	44. 8. 15	23.0 ±13.4 pCi／ℓ	9.0 ±5.9 pCi／ℓ
	〃 名古屋港		4	44. 8. 15	10.0 ±17.5 pCi／ℓ	4.2 ±6.3 pCi／ℓ
海底土	〃 小鈴谷沖		3	44. 5. 30	3.4 ± 0.9 pCi／g乾	2.8 ±0.5 pCi／g.乾
	〃 木曽川口		3	43. 11. 13	4.2 ± 0.8 pCi／g乾	3.7 ±0.3 pCi／g.乾
土壌（草地）	渥美郡 赤羽根町（渥美牧場）		6	43. 11. 20	122.0 mCi／km²	67.3 mCi／km²
土壌（裸地）	〃 〃（〃）		6	44. 5. 15	93.0 mCi／km²	68.8 mCi／km²
牧草	〃 〃（〃）		6	44. 7. 9	1.96±0.19 pCi／g生	0.91±0.08 pCi／g.生
野菜	豊田市 四郷	大根（根部）	2	43. 10. 16	0.09±0.16 pCi／g生	0.07±0.12 pCi／g.生
		大根（葉部），ほうれん草	4	44. 5. 21	（大根葉）0.36±0.15 pCi／g生	−0.03±0.11 pCi／g.生
	渥美郡 赤羽根町	大根（根部）	2	43. 11. 20	0.28±0.13 pCi／g生	−0.07±0.12 pCi／g.生
		大根（葉部），ほうれん草	4	44. 5. 15	（ほうれん草）1.99±0.23 pCi／g生	1.01±0.12 pCi／g.生
穀物	豊田市 四郷（水稲）		2	43. 12. 18	（玄米） 0.00±0.00 pCi／g生	−0.31±0.09 pCi／g.生
	渥美郡 赤羽根町（水稲）		2	43. 11. 20	（玄米） 0.04±0.26 pCi／g生	−0.04±0.17 pCi／g.生
牛乳	豊田市 四郷（猿投農林高校）		5	43. 10. 16	0.37±0.17 pCi／g生	0.15±0.06 pCi／g.生
	渥美郡 赤羽根町（渥美牧場）		6	44. 5. 15	0.31±0.13 pCi／g生	0.13±0.03 pCi／g.生
魚貝類	蒲郡市	あさり	2	44. 6. 6	2.06±1.03 pCi／g生	1.21±0.52 pCi／g.生
	知多郡 南知多町	魚（こち，せいご，きす）	6	44. 5. 29	（きす） 0.93±0.37 pCi／g生	0.05±0.52 pCi／g.生
		大あさり	2	44. 6 19	0.23±0.13 pCi／g生	0.16±0.09 pCi／g.生
海藻	知多郡 南知多町	わかめ	2	44. 1. 29	0.53±0.26 pCi／g生	0.46±0.20 pCi／g.生
		てんぐさ	3	44. 7. 29	0.60±0.24 pCi／g生	−1.13±0.35 pCi／g.生
空間線量	名古屋市 愛知県衛生研究所		17	44. 6 30	14.3 μR／hr	10.9 μR／hr
	豊田市 四郷（平戸橋）		6	44. 7. 16	17.2 μR／hr	13.0 μR／hr
	渥美郡 赤羽根町（渥美牧場）		6	44. 7. 9	11.3 μR／hr	8.5 μR／hr
計			296			

21. 京都府における放射能調査

京都府衛生研究所
浅見　益吉郎，江阪　　忍
北沢　弘一郎

1. 緒　　言

われわれは１９５７年以来雨水，陸水，各種食品等環境の放射能汚染について調査を継続して行なっているが，最近大規模な核実験の停止により雨水中の放射性降下物量は数年前に比較すれば非常に減少している。しかし環境中の放射能レベルを常に把握しておく必要があるので，１９６８年４月より１９６９年３月まで科学技術庁の委託調査および当所独自の計画により調査を行なった全β放射能の測定結果についてその概要を報告する。

2. 調査研究の概要

調査の対象は前年とほぼ同様で，主として放射性降下物の測定に重点をおいて行なった。測定試料の総数は３４２件でその内容は下記のとおりである。

上水（源水）１か所１２，上水（給水栓水）１か所１２，河川水（鴨川水系）３か所１２，琵琶湖水（東西両岸）２か所１２，雨水１か所１３７，浮遊じん１か所７２，落下じん１か所４１，牛乳（原乳）１か所６，茶葉３か所１２，魚貝類４種８，土壌（２層）４か所１２，

また，別に核種分析用の試料として，上水，月間採取雨水・ちり，琵琶湖水，土壌，日常食，原乳について３５件をそれぞれ前処理をして（財）日本分析化学研究所へ送付した。

2.2 測定方法

2.2.1 試料の前処理と測定方法

前処理，放射能測定は科学技術庁編「放射能測定法（１９６３年）」の方法に従って行なった。

2.2.2 計測機器

陸水，雨水・ちり，土壌については島津製作所（ＥＣ－１４），計数管同社製（Ｂ－１Ｂ）GM管を，また，食品については神戸工業（ＥＡ－１３），計数管は同社製（１３２Ａ）GM管を用いて，厚さ５cm鉛シールド内にて計測した。

2.2.3 比較試料

食品，土壌については，測定値に対して ^{40}K 補正のため試料と同量のKCl を同時に計測し，陸水，雨水，などについてはU_3O_8 標準体（５００dps）を毎回計測し，計数率補正を行なった。

2.3 結　　果

全般に前年に引続き漸減の傾向であった。

2.3.1 食品，土壌

各種食品は前年と比較して茶葉の一部を除き減少している。土壌は採取場所により多少差が認められるが，土質によるものとみられる。表土近くと深部との差も前年と同程度であった。

表1.　食品・土壌の放射能測定結果

種別		採取地	採取部位	計測値 最高	最低	平均	単位
牛乳		京都市内某処理場	原乳	0.29±0.02	0.05±0.03	0.13	pCi／生・g
茶		宇治市	製茶	3.96±0.13	2.23±0.17	3.26	
		宇治田原町	製茶	7.76±0.25	4.77±0.19	6.27	
		加悦町	製茶	9.27±0.32	8.66±0.28	8.97	
		宇治市	原葉	1.16±0.08	0.67±0.04	0.92	
はまち		宮津市	肉	0.61±0.64	0.42±0.04	0.52	
ます		亀岡市	肉	0.52±0.04	0.42±0.04	0.47	
ふな		宇治市	肉	0.48±0.03	0.17±0.04	0.33	
あさり		宮津市	肉	0.80±0.75	0.32±0.04	0.56	
土壌	草地	向日町	深さ0～2cm	－	－	2.23	pCi／乾g
			深さ2～10cm	－	－	1.39	
	裸地	弥栄町	深さ0～2cm	－	－	2.87	
			深さ2～10cm	－	－	1.85	
	裸地	宮津市	深さ0～2cm	5.14±0.29	3.48±0.20	4.31	
			深さ2～10cm	2.04±0.39	2.29±0.22	2.17	
	草地	宮津市	深さ0～2cm	4.56±0.29	4.26±0.23	4.41	
			深さ2～10cm	4.21±0.26	1.34±0.21	2.78	

2.3.2 陸　　水

河川水では前年に比較して著しく減少し，１９６４年の測定値に比較して約1/7程度であるが年間測定値のバラツキは大きい。上水はほぼ前年の水準であった。（表２）

2.3.3. 浮遊じん，降下じん

いずれも前年と同水準であった。（表２）

表2.　陸水・ちり，放射能測定結果

種別	採取地	採取位置	計測値 最高	最低	平均	単位
上水	京都市蹴上浄水場	源水	14.55±10.13	0.00±2.11	5.57	pCi／l
	〃　府衛生研究所内	給水栓水	14.25±10.40	0.53±2.13	4.39	
	滋賀県近江舞子水泳場	びわ湖水	13.13±10.13	0.68±2.10	6.32	
	〃　草津市湖岸	びわ湖水	11.09±10.22	3.77±2.18	6.58	
河川水	高野川	水深	12.36±10.62	1.15±2.10	6.39	
	加茂川	約10cm	6.89±10.29	0.80±2.17	2.73	
	鴨川	（ろ過せず）	15.24±10.50	2.04±2.07	4.79	
浮遊じん*	京都市府衛研究所屋上	地上13m	3.00	0.23	1.00	cpm/m^3
降下じん*	京都市府衛生研究所屋上	地上13m	1.58	0.00	0.23	mCi/km^2. day

＊測定値は６時間更正値

2.3.4 雨　　水

定時採水による雨水の放射能は次第に減少の傾向を示した（図１）。月別平均降下量も平
度で推移し，季節的な差は認められず，降下量の増減は雨量による影響とみられる。年間降下量は
７８.０４mCi／km² となり，降雨量の増加とは逆に前年より減少しており，１９６６年の
1/5 であった。（図２，表３）　１２月２７日には中共の第８回核実験が行なわれたが，雨
水，浮遊じん，落下じんとも平常値と変らずその影響は全く認められなかった。

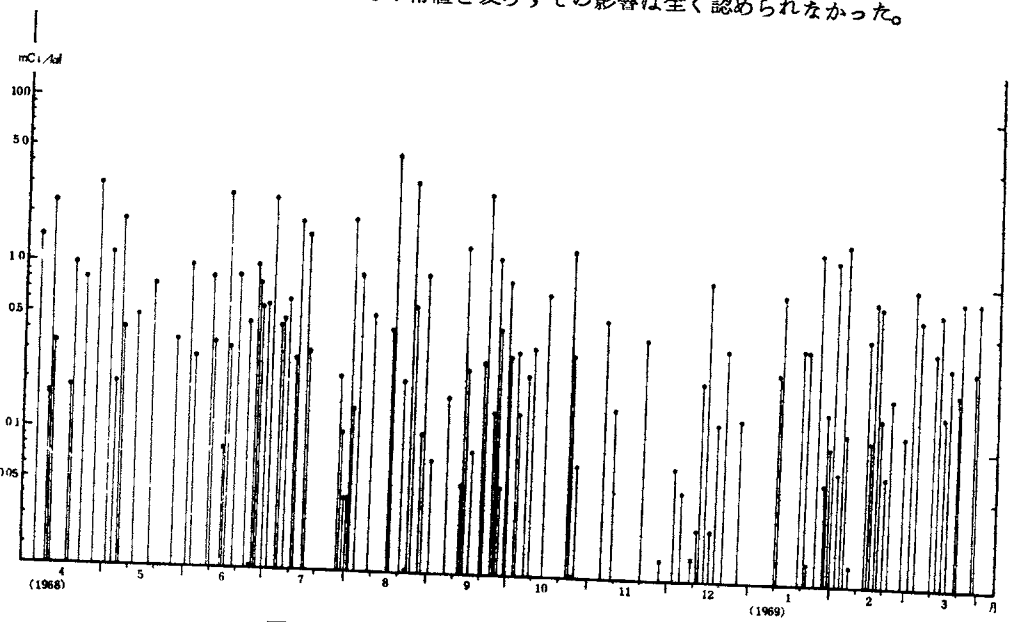


図１.　雨水（定時採水）中の放射能経日変化

表 3.　雨水の放射能

月 別	測定日数	平均降下量		最高値			最低値		
		6時間更正値	72時間更正値	日	降雨量	強度	日	降雨量	強度
68. 4	8	100.91pCi/ℓ	82.08pCi/ℓ	5	6.7mm	76.0pCi/ℓ	22	23.8mm	12.0pCi/ℓ
5	7	68.22	37.33	6	14.1	45.0	2	42.5	9.3
6	13	86.87	68.47	3	1.4	68.0	15	11.6	8.0
7	13	62.24	51.98	11	1.3	76.0	5	42.0	3.7
8	13	83.05	63.92	2	0.5	95.0	29	43.1	7.5
9	14	77.93	49.46	16	0.5	58.0	24	9.8	5.0
10	9	82.13	76.94	14	2.4	97.0	9	36.5	3.3
11	4	50.84	33.16	9	2.4	20.6	5	19.2	3.7
12	11	51.64	20.82	14	4.3	76.0	4	7.1	0.0
69. 1	10	86.70	27.70	21	1.3	101.0	28	2.7	6.9
2	13	74.78	36.50	5	0.6	68.0	15	29.7	9.0
3	10	58.12	36.73	28	3.3	32.0	11	24.2	5.7

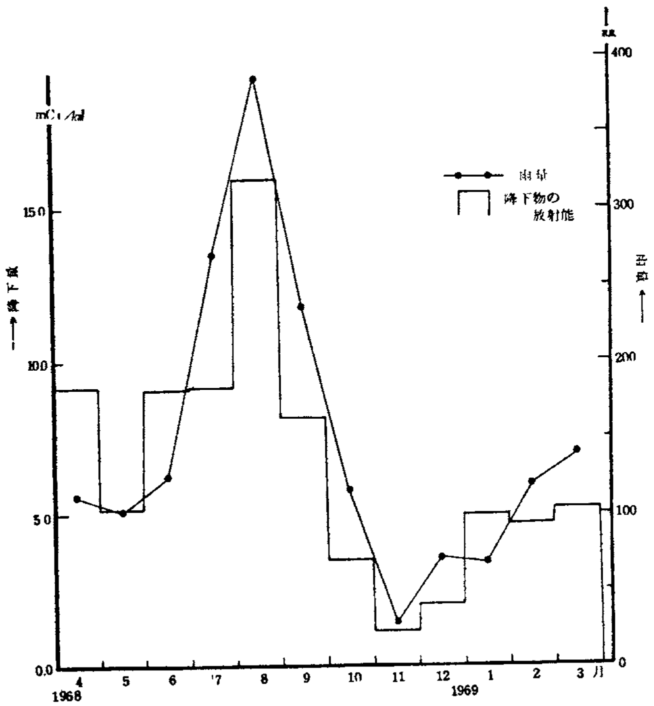


図 2.　降雨量と降下物放射能

3 結　　語

本年度の調査結果より環境中の放射能は減少傾向にあることがうかがわれるが，一方中共の核実験は１９６５年以来８回にもおよび，その影響は雨水・ちり等の測定値に現われている。また，原子力の平和利用も急速に進められているおりから，これら施設の事故により不側の生活環境汚染も考えられることから今後も環境中の放射能監視は決して等閑視しえぬ課題である。

22.　大阪府における放射能調査

大阪府立公衆衛生研究所
沖　　岩四郎，田 村 幸 子

1. 緒　　言

昭和４３年１０月から昭和４４年８月における放射能調査の概要を報告する。この期間中，１２月２７日に中共が８回目の核実験を行なった。しかし，その影響は検出されなかった。

測定試料の種類，採取場所，調査頻度等を表１に示す。表中送付とあるのは，核種分析のため，当所で前処理したものを，放射線医学総合研究所または（財）日本分析化学研究所に送付したもの

である。

表 1.　試料一覧表

試料	採取場所	頻度	測定	送付
雨水・ちり	公衛研	1カ月に1回		○
〃	公衛研	10日毎	○	
雨水	公衛研	降雨毎	○	
浮遊じん	公衛研	月3回	○	○
上水(源水)	淀川・庭窪浄水場	年6回	○	○
蛇口水	公衛研	年6回	○	○
河川水	大和川・国豊橋	年6回	○	
下水	津守・中浜下水処理場	各年6回	○	
海水	大阪港内2か所	各年3回	○	○
原乳	能勢地区	年6回	○	○
日常食	千里・八尾地区	各年3回		○
土壌	枚方市	2サンプル年1回	○	○
河底土	淀川・鳥飼大橋下流	年2回		○
空間線量率	熊取町・枚方市	各年6回	○	

2.　調査研究の概要

2.1　雨水・ちり：　地上20mの屋上に設置した面積1000㎠のステンレス製円筒型容器（下部はろ斗状）に水を張り，原則として10日間捕集した雨水・ちり全量を濃縮乾固し，測定した。図1にその結果を示す。横軸に月日，縦軸に測定値を1日あたりに平均して，mCi/km²・day の単位を対数で示す。2月頃から増加を示し始め，5月，6月でピークに達している。このピーク値は昨年度の6月，7月のピーク値より高い値を示している。

2.2　雨　水：雨水の測定結果を図2に示す。5月，6月にピークが認められ，そのピークの測定値は昨年度の同季節の測定値を上回わっている。

2.3　浮遊じん：平行板型電気集じん器で捕集した浮遊じん中の放射能を図3に示す。6月にピークがみられ，その測定値は昨年度のピーク値よりやや高い値を示している。

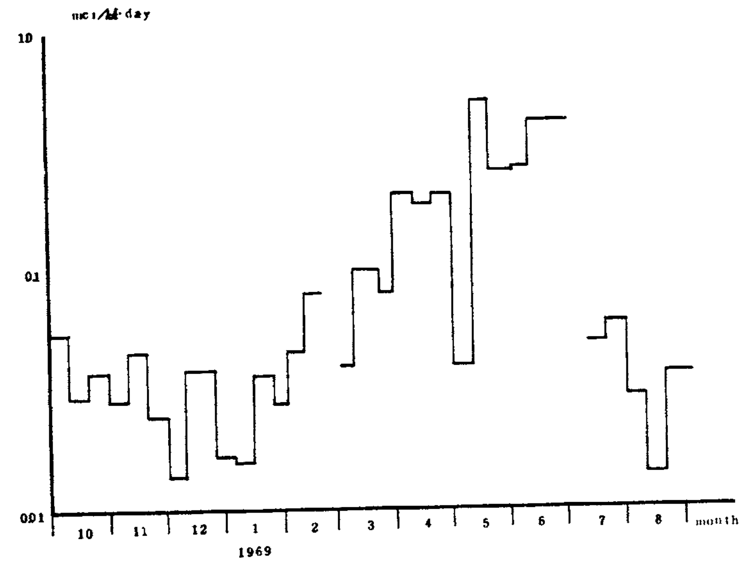


図 1.　雨水・ちりの放射能

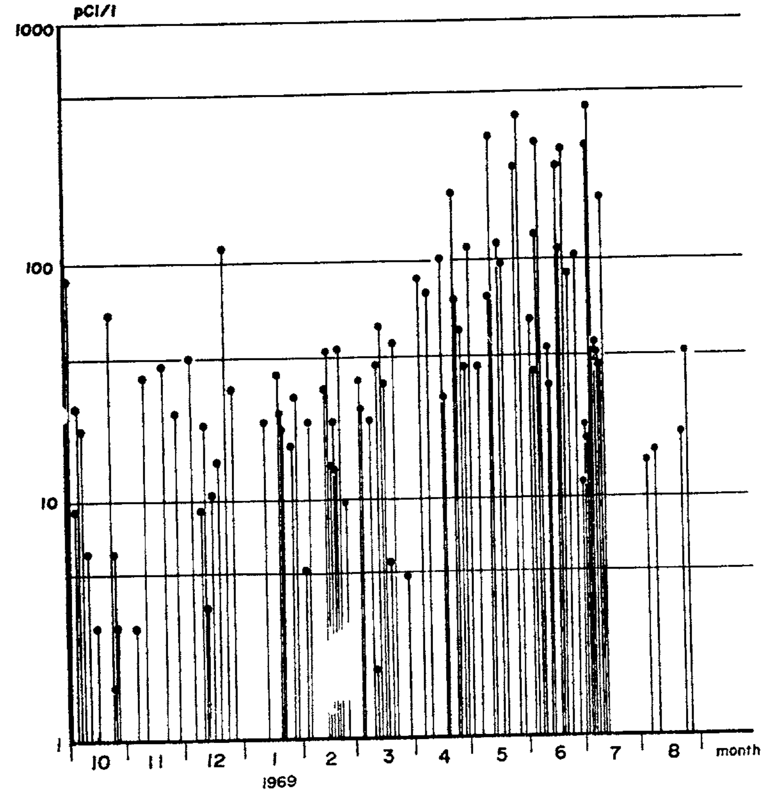


図 2.　雨水の放射能

2.4　その他の試料：

4 3年度における，その他の試料についての最高値，最低値平均値を表2に示す。特に著しい放射能の変動は認められなかった。

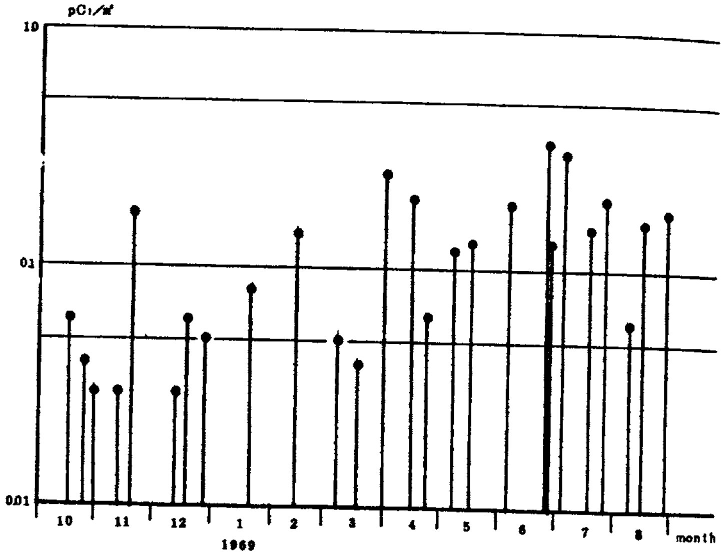


図3.　浮遊じんの放射能

表2.　陸水，海水，原乳，土壌，空間線量率の測定値

（4 3年度）

測定対象	単位	最高値	最低値	平均値
上水（源水）	pCi/ℓ	7.9	1.9	4.6
蛇口水	pCi/ℓ	2.9	0.8	2.1
大和川	pCi/ℓ	6.8	4.8	5.5
下水（津守）	pCi/ℓ	12.4	8.2	10.2
（中浜）		13.2	6.9	9.4
原乳	pCi/生g	0.27	0.03	0.14
海水	pCi/ℓ			
（尻無川河口）		1.8	1.1	1.4
（港入口）		2.4	1.2	1.6
土壌	pCi/g	1.9	1.2	1.6
空間線量率	μR/hr			
（熊取）		10.7	7.8	9.3
（枚方）		12.3	9.7	10.8

3.　結　語

この調査期間中，中共核実験時を含め，とくに高い放射能は検出されなかった。ただ，雨水，浮遊じん等の放射能が昨年度より高いピーク値を示したことが注目される。しかし，その増加の程度は，大きなものではなかった。

23　兵庫県における放射能調査

兵庫県衛生研究所

藤田政見，大路正雄

1. 緒言

昭和4 8年9月より昭和4 4年8月までの期間に実施した放射能調査の概要を報告する。

2. 調査研究の概要

2.1　調査対象

雨水，雨水・ちり，陸水，海水，土壌，海底土，農畜産物，空間線量等1 8 7件

2.2　測定方法

試料の前処理および測定は科学技術庁編「放射能測定法（1 9 6 3）」にしたがって行なった。

2.3　調査成績

本調査期間における雨水中の放射能の月別推移を表1に，また，陸水，農畜産物等の放射能測定値を表2に示した。昭和4 3年1 2月2 7日に中共の第8回核実験があったが、雨水その他の測定値にその影響は全く認められず，また全般をつうじて特記すべき異常測定値はなかった。

表1.　雨水中の放射能の月別推移

月別	測定回数	平均値 pCi/mℓ	最高値 pCi/mℓ	最低値 pCi/mℓ	雨水による月間降下量 mCi/Km²
1 9 6 8年9月	8	0.0 1 9	0.0 5 8	−0.0 1 0	4.6 1
1 0月	9	0.0 4 8	0.2 3 1	−0.0 3 0	3.2 5
1 1月	2	0.0 3 6	0.0 5 8	0.0 1 3	1.0 7
1 2月	8	0.0 1 9	0.0 7 5	−0.0 2 4	1.5 6
1 9 6 9年1月	6	0.0 3 8	0.0 6 1	−0.0 2 8	1.8 0
2月	8	0.0 3 9	0.1 1 1	0.0 0 2	4.0 1
3月	1 0	0.0 5 6	0.1 2 8	0.0 0 2	5.9 7
4月	8	0.0 9 1	0.1 3 1	−0.0 0 2	4.6 0
5月	8	0.1 1 3	0.2 7 2	0.0 1 5	1 1.5 1
6月	1 5	0.1 3 7	0.4 9 2	−0.0 1 5	2 0.4 7
7月	1 0	0.0 9 5	0.3 0 8	0.0 1 6	7.9 9
8月	3	0.0 5 2	0.1 7 3	−0.0 2 6	1.1 1

表2　陸水，農畜産物等の放射能

試料		単位	1968年 9月	10月	11月	12月	1969年 1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月
上水		pCi/ℓ		1.10		2.52		0.05		-1.65		-0.53		2.4[illegible]
天水	I	〃		8.43			6.47						9.73	
	II	〃		0.38			2.65						19.56	
河川水		〃		8.94			10.92					7.47	1.08	
牛乳		pCi/g	0.36		0.16		0.54		0.30		0.35		0.23	
牧草		〃	0.63		-0.76		0.78		0.27		1.15		0.80	
米	I	〃			1.68									
	II	〃			1.04									
土壌		〃			1.22								2.52	
海水	I	pCi/ℓ			1.43			0.99			1.02		0.71	
	II	〃			0.57			0.88			0.39		0.76	
	III	〃			0.66			0.94			0.02		0.91	
空間線量		μR/hr	10.98	11.76	11.19	11.06	11.17	10.30	10.83	10.33	10.52	11.37	11.13	11.01

各試料の採取または測定場所：上水：神戸市（千苅），天水I：神戸市（高取神社），天水II：川西市（能勢），河川水：武庫川，牛乳，牧草，土壌：明石市（兵庫県農業試験場），米：明石市（兵庫県農業試験場および豊岡市），海水：神戸港内8地点，空間線量：神戸市（兵庫衛研）

24　岡山県における放射能調査

岡山県衛生研究所
山本隆志，増田邦義，大西昇，北村直次

1. 緒　言

1968年4月～1969年3月に実施した岡山県内の陸水，農産物，土壌等の全β放射能測定結果，空間線量率測定結果ならびに岡山県北部に所在する人形峠ウラン鉱山周辺における陸水，農産物，土壌のウラン分析結果を報告する。

2. 調査研究の概要

2.1　調査研究の方法

全β放射能は，科学技術庁編「放射能測定法（1963）」によった。食品類の全β放射能については，炎光分析法により試料中のカリウムを定量し，^{40}Kの補正を行なった。全β放射能測定に用いた装置は，つぎのとおりである。

計数装置：神戸工業製　GSC－3型およびSA－20型
計 数 管：　〃　　GM－132型
計 数 台：　〃　　EA－12型　（鉛シールド5㎝）

空間線量率は，科学技術庁の定めた方法により日本医理学研究所製シンチレーションサーベメータ・TSC121型を用いて測定した。

ウラン分析は、固体螢光光度法によって分析した。螢光強度の測定には，島津製光電分光光度計附属螢光測定装置（改造型）を用いた。

2.2　結　果

2.2.1　陸水の全β放射能

雨水の全β放射能測定結果は図1に示した。本年度は，12月27日中共による核実験が行なわれたが，その影響はほとんど認められなかった。年間をつうじて大きな変動は認められず，

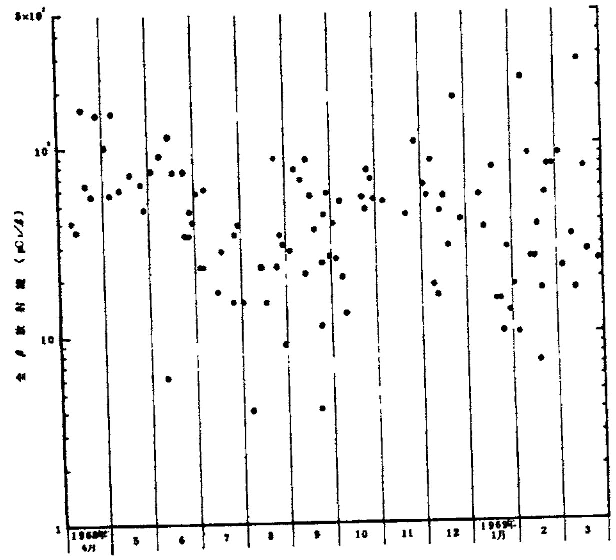


図1.　雨水（岡山市）の全β放射能

前年度より低い傾向であった。100pCi/ℓ（6時間更正値）をこえたのは，8件であり最高値は，274pCi/ℓ（8月16日）であった。

上水の全β放射能は，0.5～4.0pCi/ℓであり前年度より幾分高い傾向がみられた。

河川水の全β放射能は0.4～2.4pCi/ℓであり前年度より幾分低い傾向がみられた。

天水の全β放射能は，前年度とほとんど変化なく，3.2～7.0pCi/ℓであった。

2.2.2　食品の全β放射能

果実（梨）の全β放射能は例年のごとく放射能汚染は認められず，0.0～0.1pCi/gであった。

穀類の全β放射能は，精麦：0.2～0.5pCi/g，精米：0.0pCi/gで放射能汚染はほとんど認められなかった。

牛乳の全β放射能は，0.0～0.2pCi/gで前年同様放射能汚染はほとんど認められなかった。

魚貝類の全β放射能は，例年どおり低い値であり，黒ダイ：0.0～0.4pCi/g，いか：0～0.1pCi/g，しじみ：0～0.4pCi/g，ふな：0.5pCi/gであった。

2.2.3　土壌の全β放射能

草地について全β放射能を測定した。0～2cm層では8.9 pCi/g，2～10cm層で20 pCi/gであった。

2.2.4 空間線量率

7.6～8.4 μR/hrであり，前年とほぼ同じ値を示し，核実験による影響はほとんど認められなかった。

2.2.5 ウラン分析

河川水中のウラン濃度は表1に示した。吉井川ではウランは検出されなかったが，この上流の河川（源流）である池河川，中津河川ではいずれもウランが検出された。

表1. 河川水のウラン濃度

河川名		ウラン濃度（μg/ℓ）		
		6月	9月	12月
池河川	上流	7.9	0.8	2.1
	中流	0.9	0.6	2.3
中津河川		10.4	2.5	12.1
吉井川		0.0	0.0	0.0

土壌のウラン濃度は，天王，赤和瀬，中津河の3地区で畑土壌について分析を行ない，それぞれ，3.7～5.7 μg/g（風乾物），0.7～1.6 μg/g（風乾物），5.7～6.4 μg/g（風乾物）であった。

野菜のウラン濃度は，土壌と同地点の野菜について分析を行ない，0.0～0.2 μg/g（灰分）であった。

3 結語

全β放射能，空間線量率については，前年とほぼ同じあるいは幾分低い傾向を示した。

ウランについては，河川水，土壌，野菜ともに鉱山近辺で低い汚染が認められた。

25 鳥取県における放射能調査

鳥取県衛生研究所
宮田年彦，谷口早苗

1 緒言

昭和43年度に実施した放射能調査について報告する。

2 調査の概要

2.1 測定方法 試料の調整および測定は，科学技術庁編「放射能測定法（1963）」，「放射性ヨウ素分析法（1967）」などによった。

2.2 使用測定器 全β放射能は神戸工業製SA−250，^{131}Iの測定は東芝製EDS−34208を使用し，空間線量の測定は医理研製TCS−121 および富士通製モニタリングポストを使用した。

2.3 調査成績

2.3.1 雨水および雨水・ちりの全β放射能

測定値の月別推移を表1に示した。

表1. 雨水および雨・ちりの放射能

品名等 ＼ 年月		1968 4	5	6	7	8	9	10	11	12	1969 1	2	3
雨水測定回数		9	9	8	8	12	11	10	10	16	16	18	12
雨水 pCi/mℓ	最高	0.383	0.149	0.190	0.064	0.096	0.045	0.070	0.083	0.224	0.211	0.280	0.192
	最低	0.038	0.062	0.020	0.011	0.001	0.007	0.018	0.009	0.011	0.008	0.009	0.026
雨水による月間降下量 mCi/Km²		9.52	8.33	6.05	4.08	5.79	5.88	5.58	2.91	7.15	12.07	9.90	7.36
雨・ちり 〃 〃		3.76	5.55	2.58	1.97	4.39	2.41	2.46	1.48	3.38	5.48	5.85	4.26

注）雨水の測定値は6時間更正値

雨水は4月から6月中旬にかけて全体にやや高い値（最高0.38 pCi/mℓを示した。大型水盤による雨水・ちりの放射能は1.48～5.85 mCi/Km²/月で，冬から春にかけて高い値を示した。

なお，調査期間中中共において核実験が実施されたが，その影響は認められなかった。

2.3.2 陸水，食品および土壌の全β放射能

測定値の範囲を表2に示した。

表2. 陸水，食品の放射能および空間線量等

品名		測定回数	最高値	最低値
上水	源水	11	5.9±4.2 pCi/ℓ	−3.0±4.3 pCi/ℓ
	沪過水	11	6.5±3.6 〃	−2.8±3.5 〃
河川水		6	12.2±4.4 〃	1.0±3.2 〃
牛乳	生乳A	6	0.30±0.08 pCi/g生	−0.16±0.09 pCi/g生
	〃 B	6	0.66±0.09 〃	−0.21±0.09 〃
	市乳	6	0.26±0.08 〃	−0.01±0.07 〃
ホーレン草		8	0.70±0.24 〃	0.05±0.29 〃
梨	皮	2	0.06±0.06 〃	−0.05±0.05 〃
	肉	4	0.07±0.05 〃	−0.08±0.05 〃
	芯	4	0.15±0.05 〃	−0.08±0.05 〃
土壌	0～5cm	4	249 mCi/Km²	96.6 mCi/Km²
	0～20cm	4	688.9 〃	201.2 〃
ウラン含量	河川水(A)	12	0.5 r/ℓ	0.2 r/ℓ
	〃 (B)	12	0.4 〃	0.2 〃
	梨	10	5.6 r/g 灰	0.8 r/g 灰
空間線量		12	10.6 μR/hr	9.04 μR/hr
モニタリングポスト			18.9 cps	15.3 cps
牛乳中の^{131}I		6	45.3±13.8 pCi/ℓ	12.0±13.6 pCi/ℓ

陸水，野菜，果実および牛乳には前年と同様ほとんど放射能を認めなかった。

土壌中の放射能を8月と12月に測定したが，8月が高い値を示した。また，いずれの試料も0～20cm層が0～5cm層の2～27倍を示した。

2.3.3 陸水および食品中のウラン

ウラン鉱山下流の河川水およびその近くで栽培された梨のウラン含有量を測定したが，いずれも低い値であった。

2.3.4 空間線量，その他

これらの測定結果は表2に示したとおりで，特記すべき異常値は認められなかった。

3 結 語

本調査期間中に，中共において核実験が1回実施されたが，雨水にも影響は認められず，強放射性粒子も検出されなかった。

陸水および食品中の全β放射能は前年と同様ほとんど認められなかったが，土壌中には高い放射能が認められた。

また，この年度から機器による牛乳中の ^{131}I の分析およびモニタリングポストによる空間線量の測定を始めたが，なお，日が浅く，今後測定を継続し，その成果をあげたい。

26 福岡県における放射能調査

福 岡 県 衛 生 研 究 所
森 彬，森 本 昌 宏

1. 緒 言

前年度に引きつづいて科学技術庁の委託業務を主体に，県内の雨水，陸水，土壌，食品について放射能調査を行なった。43年度中に中共の第8回核実験が行なわれたが，その影響は認められなかった。

2. 調査研究の概要

2.1 測定法および測定器

試料の調製および測定は，科学技術庁編「放射能測定法（1963）」により行ない，測定器は日本無線医理学研究所製TDC－1型を使用した。

2.2 測定結果

2.2.1 雨 水

降雨ごとに採取して測定した。121件中100pCi/ℓをこえるものは21件であったが，最も大きい値のものでも370pCi/ℓ（43. 12. 25）でいずれも平常値を計測したにすぎない。

2.2.2 陸 水

測定の結果は表1に示すとおりで，従来と大差ない値である。

表1. 陸水の放射能（pCi/ℓ）

採水年月日	上水			河川水	下水
	平尾浄水場（源水）	松原浄水場（源水）	松崎浄水場（蛇口水）	福岡市塩原（那珂川）	福岡市中部下水処理場
43. 4. 24	3.3±1.7	1.5±2.5	2.2±2.4	4.1±2.1	6.8±3.9
6. 26	0.8±1.5	2.7±2.1	2.9±2.6	0.7±1.5	4.9±2.8
8. 30	2.5±2.1	0.4±2.2	0.4±2.2	0.9±1.8	3.3±3.6
10. 30	2.2±1.8	3.9±2.0	1.6±2.6	4.1±2.3	8.1±4.0
12. 28	0.5±2.5	2.0±2.7	2.7±2.4	1.0±2.5	5.6±3.4
44. 2. 28	2.6±1.8	5.5±2.9	0.8±1.5	0.5±2.3	10.4±3.1

2.2.3 土 壌

前年度と同様に筑紫郡筑紫野町の県有地（草地）から採取した。昨年度とほぼ同じ程度の値で深さ2cmまでの試料では乾土中0.6～1.3pCi/gである。

2.2.4 各種食品

県内産の水産物，農産物および牛乳について測定した。測定結果は表2・3・4に示すとおりで，測定値は従来と変りなく中共の核実験による影響は認められなかった。

表2. 水産物の放射能（生体中pCi/g）

試料	採取年月日	採取地	測定値
鯛 （肉）	43. 7. 9	福岡市大字唐泊	0.2 ± 0.1
〃 （内ぞう）	〃	〃	0.0 ± 0.0
〃 （骨）	〃	〃	0.0 ± 0.0
〃 （肉）	8. 21	〃	0.6 ± 0.2
〃 （内ぞう）	〃	〃	0.1 ± 0.8
〃 （骨）	〃	〃	0.5 ± 0.5
ふな	9. 2	福岡市	0.9 ± 0.3
〃	〃	〃	0.2 ± 0.2
あさり	44. 3. 17	〃	0.3 ± 0.2
〃	3. 25	〃	0.4 ± 0.2
わかめ	43. 6. 7	宗像郡玄海町	0.3 ± 0.2
〃	44. 2. 25	〃	1.3 ± 0.2

表3　農産物の放射能（生体中pCi/g）

試料	採取年月日	採取地	未洗	水洗
大根（根）	43.11.26	福岡市大字周船寺	——	−0.1 ± 0.1
〃（葉）	〃	〃	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1
〃（根）	44. 1.10	〃	——	0.3 ± 0.1
〃（葉）	〃	〃	0.9 ± 0.1	0.7 ± 0.1
〃（根）	43.12. 9	粕屋郡志免町	——	0.2 ± 0.1
〃（葉）	〃	〃	0.8 ± 0.1	0.5 ± 0.1
〃（根）	44. 1.30	〃	——	0.2 ± 0.1
〃（葉）	〃	〃	1.1 ± 0.1	0.4 ± 0.1
ほうれん草	43.12. 5	〃	0.7 ± 0.1	0.3 ± 0.1
〃	44. 2. 5	〃	1.1 ± 0.1	1.2 ± 0.1
〃	43.12. 9	福岡市大字周船寺	0.5 ± 0.2	0.2 ± 0.2
〃	44. 1.17	〃	0.7 ± 0.1	0.7 ± 0.1
小麦	43. 7.30	筑紫郡筑紫野町	0.8 ± 0.2	——
〃	〃	〃	0.5 ± 0.2	——
〃	7.31	粕屋郡新宮町	0.6 ± 0.2	——
米	12.18	筑紫郡筑紫野町	0.5 ± 0.1	——
〃	〃	〃	0.3 ± 0.1	——
〃	44. 1.10	粕屋郡新宮町	0.3 ± 0.1	——

表4　牛乳（市販乳）の放射能（生体中pCi/g）

採取年月	採取地	測定値	採取年月	採取地	測定値
43. 5	粕屋郡古賀町	0.3±0.1	43.11	粕屋郡古賀町	0.2±0.1
7	〃	0.3±0.1	44. 1	〃	0.2±0.1
9	〃	0.2±0.1	3	〃	0.1±0.1

27　長崎県における放射能調査

長崎県衛生研究所
寺田精介，伴与一郎，山口昌昭

長崎県における昭和43年度放射能調査成績の概要を報告する。

1　雨水，浮遊じん，強放射性粒子

本期間中に第8回中共核実験（43.12.27）が実施された。これにともなう測定成績を表1および表2に示す。強放射性粒子は12月28日朝から1月3日までの7日間調査を行なったが捕集できなかった。浮遊じんについては3日目の12月30日に7.25 pCi/m³を記録し，その後の3ヶ月間は0.6～4.7 pCi/m³の範囲にあり，平常値と大差はなかった。雨水については2日目の12月29日に234 pCi/ℓを記録し，その後の3ヶ月間は3～140 pCi/ℓであり平常値と大差がなかった。降下量については核実験後1ヶ月間で2.9 mCi/Km²，2ヶ月目で1.7 mCi/Km²，3ヶ月目で2.5 mCi/Km²であった。

表1　第8回核実験時における浮遊じんの放射能

採取月日	pCi/m³ *	採取月日	pCi/m³ *
43. 12. 24	1.72	44. 2. 6	0.65
28	3.27	13	2.84
29	3.48	17	1.16
30	7.25	18	3.03
31	4.17	24	1.01
44. 1. 6	2.09	3. 3	1.72
7	1.77	4	1.55
13	1.14	10	4.73
16	1.92	17	2.12
20	4.26	24	3.60
27	0.76	26	2.19
2. 3	0.55		

* 集じん効率補正6時間更正値

表2　第8回核実験時における雨水の放射能（43.12～44.3）

降雨月日	降水量mm	pCi/ℓ *	mCi/Km² *	降水月日	降水量mm	pCi/ℓ *	mCi/Km² *
12.25−26	4.5	72.3	0.88	2.11	1.8	38.2	0.07
26	10.3	64.2	0.66	13−14	7.4	37.2	0.27
29	0.3	234.0	0.07	16	11.3	22.1	0.25
1. 1− 3	10.0	32.7	0.33	18−19	7.5	14.6	0.11
4− 6	2.6	43.0	0.11	23−24	7.2	25.0	0.18
7	1.5	136.0	0.21	3. 4	1.1	105.0	0.12
10−11	6.0	17.5	0.12	11−12	32.5	6.6	0.21
11−12	11.0	10.4	0.11	12−13	6.5	21.8	0.14
14−15	1.6	24.8	0.04	13−14	3.7	34.9	0.13
18−20	6.5	24.0	0.16	14−16	2.7	43.7	0.12
20−21	17.2	39.4	0.68	18−19	7.0	66.3	0.46
28−29	11.3	3.2	0.04	19−20	8.0	45.2	0.36
30−31	31.8	12.4	0.40	20−21	2.4	31.4	0.08
2. 4	10.6	30.1	0.32	25	6.0	28.2	0.17
4− 5	12.0	18.8	0.23	25−26	7.7	43.8	0.34
10	8.6	27.1	0.23	27−30	12.2	26.9	0.33

* 6時間更正値

月別降下量は表3に示すとおり最高が5月の4.9 mCi/Km²，最低が11月の1.4 mCi/Km² あり，第8回核実験の影響はほとんどなかった。

浮遊じんの月別平均値は表4に示すとおり最高が4月の5.28 pCi/m³，最低が8月の1.09 pCi/m³ であった。

表3 雨水の全β放射能（定時採取法）

年月	降水量 mm	降下量 mCi/Km²*	採取回数	平均強度 pCi/ℓ*	最高強度 降水月日	最高強度 pCi/ℓ*	最高降下量 降水月日	最高降下量 mCi/Km²*
43. 4	66.5	4.8	7	70.5	4.26−27	148.4	4.26−27	0.93
5	111.5	4.9	8	34.8	5. 2− 3	63.3	5. 2− 3	2.44
6	306.9	8.5	12	39.4	6.13−14	143.2	6. 3	3.46
7	334.5	3.5	12	15.7	7. 7	68.5	7.28−29	0.72
8	35.6	1.9	4	32.1	8.26−27	52.6	8.26−27	0.95
9	140.7	3.3	8	48.0	9.19	78.0	9.27−30	1.05
10	95.9	2.2	6	48.9	10.27−28	85.4	10. 7	0.77
11	56.0	1.4	4	27.4	11.10−11	39.5	11. 5	0.55
12	110.4	3.6	12	59.7	12.29	234.0	12.25−26	0.88
44. 1	99.5	2.2	10	34.3	1. 7	136.0	1.20−21	0.68
2	69.4	1.7	8	26.6	2.11	38.2	2. 4	0.32
3	84.8	2.5	11	41.3	3. 4	105.0	3.18−19	0.46

* 6時間更正値

表4 浮遊じんの全β放射能

年月	採取回数	最高 月日	最高 pCi/m³*	最低 月日	最低 pCi/m³*	平均 pCi/m³*
43. 4	6	4. 22	12.76	4. 16	1.08	5.28
5	6	5. 6	2.69	5. 27	0.48	1.52
6	6	6. 24	6.10	6. 27	0.64	2.07
7	6	7. 25	1.00	7. 16	0.08	0.35
8	6	8. 5	1.71	8. 6	0.42	1.09
9	6	9. 2	2.86	9. 10	0.46	1.36
10	6	10. 15	2.62	10. 7	0.64	1.22
11	6	11. 4	7.22	11. 25	0.62	2.71
12	10	12. 30	7.25	12. 2	1.05	2.77
44. 1	6	1. 20	4.26	1. 27	0.76	1.96
2	6	2. 18	3.03	2. 3	0.55	1.46
3	6	3. 10	4.73	3. 4	1.55	2.65

* 集じん器効率補正6時間更正値

2. 陸水，食品，土壌，海水等

43年度中における陸水，食品，土壌，海水等の全β放射能測定値を表5に総括する。

表5 上水，食品，その他の全β放射能（43.4〜44.3）

試料	採取地	測定数	最高 採取月日	最高 pCi/ℓ or g*	最低 採取月日	最低 pCi/ℓ or g*	平均 pCi/ℓ or g*
上水（源水）	長崎市本河内町	4	7. 10	5.5	1. 17	1.7	3.75
上水（源水）	佐世保市山の田	6	3. 14	2.5	11. 14	0.7	1.85
天水（未ろ過）	福江市赤島	3	7. 15	5.1	10. 26	2.0	3.27
天水（未ろ過）	小浜町雲仙	3	7. 13	6.1	12. 13	3.2	4.33
海水	長崎港	12	8. 21	1.17	11. 15	0.62	0.87
牛乳（原乳）	長崎市矢の平町	6	11. 18	0.30	5. 14	0.13	0.23
果実（みかん）	諫早市・長与村	4	11. 21	0.09	5. 13	0.01	0.06
海産魚	長崎市茂本	5	5. 10	0.19	(5. 10 11. 26	0.06	0.15
汽水魚	大村市	1	11. 21				0.12
貝	高来町湯江	4	5. 13	0.64	5. 13	0.11	0.32
土壌（0〜5cm）	長崎市家野町	1	8. 31				2.2
土壌（0〜20cm）	長崎市家野町	1	8. 31				1.8
海底土（川口）	長崎市浦上川	3	(5. 21 5. 21	2.9	11. 15	2.3	2.7
海底土（外海）	長崎外港	3	8. 21	1.3	5. 21	0.7	1.0

* 放射能強度：上水，天水，海水はpCi/ℓ，その他はpCi/g

陸水の年間平均（以下単位pCi/ℓ）は上水が長崎3.75，佐世保1.85，天水が福江3.27，雲仙4.33であり前年に比し，いずれもかなり減少している。海水については0.89でありこの数年間大差はない。

食品類の平均値（以下単位生体中pCi/g）は牛乳0.23，果実0.06，海産魚0.15，汽水魚0.12，貝0.32であり，牛乳，貝は前年と大差がなく果実，海産魚，汽水魚は減少している。

陸地土壌は0〜5cmでは乾土中2.2pCi/g（以下同単位），0〜20cmで1.8であり，海底土については川口土で2.7，外海土で1.0である。川口土が前年並，外海土が前年の1/2であった。

28 鹿児島県における放射能調査

鹿児島県衛生研究所
橋口俊照，坂田 旭，郡山宗晏

1. 緒言

昭和43年4月から昭和44年3月までの科学技術庁の委託による放射能調査の概要を報告する。

2. 調査の概要

2.1 調査対象

雨水，陸水，土壌，農畜産物，魚貝藻類など161件

2.2 測定方法

試料の調製および測定は科学技術庁編「放射能測定法（1963）」にしたがった。

計測器は，神戸工業製SA－20，富士通製SA－250を用い，GM管は神戸工業製GM132Aおよび131Aを使用した。

2.3 測定結果

2.3.1 雨水の全β放射能

定時採取による雨水の月別推移を表1に示した。月別積算降下量は6月が最も多く，ついで7月，3月が多かった。12月は最少値を示した。年間積算降下量は64.3mCi/Km²で前年度の89.1mCi/Km²と比べ減少した。

43年12月27日，中共で核実験が行なわれたが，その影響は全くみられなかった。

表1 雨水の全β放射能 pCi/l

年	月	測定数	平均値 pCi/l	最高値 pCi/l	最低値 pCi/l	雨水による月間降下量mCi/Km²	降水量mm
1968	4	10	46	169	0	2.73	56.9
	5	8	51	106	16	6.65	156.1
	6	12	45	152	0	16.27	466.7
	7	12	26	55	9	11.31	467.3
	8	8	26	52	0	2.18	114.9
	9	10	40	68	14	6.08	201.0
	10	6	62	95	34	1.82	35.7
	11	5	50	83	16	1.70	27.8
	12	12	37	96	0	0.36	141.9
1969	1	12	45	105	8	2.85	97.1
	2	14	50	115	21	3.67	77.9
	3	14	45	80	18	8.68	194.7

2.3.2 上水（源水）の全β放射能

上水については，1.1～5.3pCi/lで前年より幾分高い傾向がみられた。

2.3.3 土壌の全β放射能

本年度は草地について測定を実施したが，2.3pCi/gで前年度より増加がみられた。その結果を表2に示す

表2 土壌の全β放射能

種別	測定数	乾土1g当りpCi/g	mCi/Km²
草地	2	2.3	38.4

2.3.4 食品の全β放射能

表3に各種食品の全β放射能測定値を示した。

牛乳については平均0.11pCi/gで前年なみ，茶は0.45pCi/gで減少した。大根は平均0.21pCi/gで増加し，魚貝藻類は淡水魚を除き平均0.24pCi/gで前年なみであったが，淡水は減少した。

表3 陸水及び各種食品の全β放射能

試料名	測定数	平均値	最高値	最低値
水道（源水）	6	3.4 pCi/l	5.3 pCi/l	1.1 pCi/l
牛乳（原乳）	6	0.11 pCi/g	0.19pCi/g	0.01 pCi/g
茶	8	0.45 〃	1.69 〃	−0.07 〃
大根	4	0.21 〃	0.38 〃	−0.04 〃
海水魚（きびなご）	2	0.23 〃	0.26 〃	0.20 〃
淡水魚（こい）	2	−0.01 〃	0.01 〃	−0.03 〃
貝（あさり）	2	0.25 〃	0.17 〃	0.12 〃
海藻（あをさ）	2	0.26 〃	0.49 〃	0.03 〃

3. 結語

今年度は期間中中共の第8回核実験が行なわれたが，その影響は認められず，雨水による年間降下量は減少し，食品中の放射能も減少の傾向にあったが，上水，土壌中の放射能は幾分高い傾向にあった。

29 各種食品、陸水、雨水ちり等の放射能調査

(財)日本分析化学研究所
浅利民弥，○千葉洋三，大里宏二
檜山 繁，荒谷勝行，百山 忠
石井 実

1. 緒言

前年度に引き続き，科学技術庁放射能委託調査にもとづく各種食品，陸水，雨水・ちり等の核種分析測定を行なったので，その測定結果を報告する。

2. 調査の概要

2.1 調査試料

昭和43年度科学技術庁放射能調査委託計画にもとづいて25都道府県の各衛生研究所で採取された試料について行なった。

2.2 測定結果

昭和43年4月から昭和44年3月までの主な試料についての地域別平均値を表1に示した。試料別の概要については以下にのべる。

表1 各種試料中の ^{90}Sr，^{137}Cs 地域別平均値（昭43.4～昭44.3）

	雨水ちり		上水		土壌（王水抽出）				牛乳		日常食					
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr mCi/Km²		^{137}Cs mCi/Km²		^{90}Sr	^{137}Cs	都市成人pCi/d/p		農村成人pCi/d/p		農村子供pCi/d/p	
	mCi/Km²	mCi/Km²	pCi/ℓ	pCi/ℓ	0～5cm	0～20cm	0～5cm	0～20cm	pCi/ℓ	pCi/ℓ	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
北海道	0.07	0.08	0.18 (0.78)	0.06	25	45	29	62	7.8	29.2	—	—	—	—	—	—
青森	0.10	0.13	0.09	0.04	45	59	38	106	19.7	26.1	16.5	19.0	12.2	12.1	8.9	9.6
秋田	0.12	0.17	0.27	0.05	—	—	—	—	5.2	18.2	12.7	10.7	19.8	18.2	6.8	5.5
宮城	0.13	0.16	0.18	0.07	21	57	30	95	5.0	21.1	5.9	15.5	6.2	13.0	4.4	12.0
福島	0.10	0.14	0.16	0.02	—	—	—	—	7.5	20.8	—	—	—	—	—	—
茨城	0.10	0.14	0.15	0.03	6	35	12	75	3.7	15.8	7.6	14.1	12.9	13.8	7.0	9.6
埼玉	0.12	0.16	0.03	0.01	—	—	—	—	5.1	17.7	10.0	15.6	9.0	10.6	5.3	8.2
東京	0.08	0.11	—	—	—	—	—	—	9.2	59.6	—	—	—	—	—	—
神奈川	0.12	0.16	0.05	0.01	33	68	62	160	2.1	11.0	7.4	13.0	6.9	23.6	3.6	11.4
新潟	0.12	0.17	—	—	9	48	7	97	6.1	15.8	—	—	—	—	—	—
石川	0.16	0.19	0.36	0.04	27	16	80	172	5.4	15.3	14.0	15.1	13.0	9.8	4.9	8.8
福井	0.16	0.23	0.11	0.04	8	81	48	161	5.6	17.6	12.2	13.2	8.9	10.5	9.5	7.9
静岡	0.16	0.28	0.11	0.03	34	84	52	188	7.7	50.9	8.7	9.9	6.5	7.3	4.4	6.9
愛知	0.10	0.12	0.15	0.02	11	69	30	180	4.5	13.8	6.9	15.8	5.9	7.9	3.3	8.7
京都	0.09	0.11	0.79	0.05	16	65	40	113	4.2	10.6	7.8	12.2	15.2	10.5	9.8	7.7
大阪	0.08	0.10	—	—	14	32	29	55	3.7	13.2	—	—	—	—	—	—
兵庫	0.07	0.09	0.16	0.02	—	—	—	—	2.6	9.6	5.8	10.9	7.7	12.2	6.3	9.5
和歌山	0.06	0.08	0.16	0.04	3	25	4	8	3.6	7.5	4.8	7.1	8.6	7.0	3.4	4.7
鳥取	0.14	0.22	0.15	0.06	50	155	173	104	8.5	31.6	15.6	17.3	16.5	15.2	11.5	12.5
岡山	0.06	0.07	0.22	0.03	22	28	47	61	5.2	17.6	6.1	10.0	6.6	8.9	2.9	6.1
広島	0.06	0.08	0.16	0.03	16	53	41	125	5.4	17.4	7.4	12.3	12.2	11.9	8.4	11.6
高知	0.13	0.17	0.13	0.01	19	29	7	9	6.1	11.9	8.4	9.9	13.3	10.0	6.6	6.5
福岡	0.08	0.12	0.19	0.03	33	90	81	195	4.9	15.1	—	—	—	—	—	—
長崎	0.08	0.11	0.13	0.06	18	49	28	65	5.8	21.2	9.3	14.2	8.0	11.0	4.0	7.0
鹿児島	0.08	0.11	0.05	0.03	6	27	17	73	6.1	19.8	12.0	21.0	9.1	17.6	5.6	8.3
平均	0.10	0.14	0.15	0.04					6.0	20.3	9.4	13.5	11.0	12.2	6.1	8.6

2.2.1 雨水・ちり

月間降下量の全国平均は前年度にくらべて ^{90}Sr，^{137}Cs ともやや高い値を示している。年間をつうじて4，5，6月がやや高くその他の月はほぼ同じような値がえられている。全国平均は ^{90}Sr が0.12 mCi/Km²/month（0.06～0.19）で，^{137}Cs は0.14 mCi/Km²/month（0.09～0.24）であった。なお，前年度はそれぞれ0.08，0.11である。地域的にみると，年間降下量の全国平均（^{90}Sr 1.22，^{137}Cs 1.67 mCi/Km²）より ^{90}Sr，^{137}Cs 共に高い県は，秋田，新潟，石川，福井，鳥取の裏日本と宮城，福島，埼玉，神奈川，静岡の各県であった。

2.2.2 上 水

前年度とほぼ同じ値である。湖沼の水である北海道と京都を除いて，^{90}Sr で石川がやや高い値を示している。

2.2.3 土 壌

調査対象は18県で年1回の採取であるが，本年度から0～5cm，0～20cmの2種類を採取した。測定結果は表1に示してある。

2.2.4 牛 乳

全国平均は ^{90}Sr が6.0（2.1～19.7）pCi/ℓ，^{137}Cs が20.3（7.5～59.6）pCi/ℓで前年度に比して全国平均，各県平均ともほぼ同じかやや高い値を示している。地域的には，^{90}Sr では青森，東京，鳥取が，^{137}Cs では北海道，青森，東京，静岡，鳥取が高い値を示した。

2.2.5 日常食

表1に示した値は年2回採取の平均値であり，全国平均では，^{90}Sr が前年度とほぼ同じで，^{137}Cs がやや低い値を示している。

2.2.6 浮遊じん

福島を除いた対象の8県についての月間平均は ^{90}Sr で0.90～3.47 pCi/10^6ℓ，^{137}Cs で1.51～5.58 pCi/10^6ℓで，長崎，福井が前年度と同様 ^{90}Sr，^{137}Cs 共に高い値であった。

2.2.7 灯台天水

7ケ所の灯台で，ろ過前とろ過後に分けてそれぞれ年3回採取した試料について測定を行なった。ろ過前の ^{90}Sr，^{137}Cs は0.12～2.43 pCi/ℓ，0.12～6.69 pCi/ℓ，ろ過後は0.05～2.29 pCi/ℓ，0.01～1.21 pCi/ℓであった。

2.2.8 海 水

6県についてそれぞれ年4回または3回の採取試料についての全体の平均値は，^{90}Sr が0.22（0.11～0.41）pCi/ℓ，^{137}Cs が0.41（0.20～0.63）pCi/ℓ で前年度とほとんど同じ値であった。

2.2.9 野 菜

大根，ほうれん草の2種類について10県でそれぞれ生産時期に合わせて年間4試料づつ採取した。大根では各県4試料の ^{90}Sr の平均値が4.91～32.66 s.u.で新潟，福井，静岡の試料が前年度と同じでやや高い値がえられた。ほうれん草の ^{90}Sr は2.50～8.06 s.u.で福井，静岡の試料がやや高い値を示している。^{137}Cs は大根が2.3～10.3 c.u.ほうれん草が2.8～14.5 c.u.であった。

2.2.1 0　茶　葉

埼玉，静岡，京都の各４試料について調査した。^{90}Srは平均３１４（１９０～４５７）pCi/Kg，^{137}Csは２３９（１４２～４０９）pCi/Kgで前年度よりやや低い値であった。

３０　自然放射線ならびに放射性降下物による外部被ばく線量の評価に関する研究

理 化 学 研 究 所
浜田達二，　和田雅美，○岡野真治，
出雲光一，　高橋　且，　加藤武雄

1. 緒　言

環境放射線の外部線量への寄与を評価する場合，その原因となる要因（線源）にもとづいて評価することは一般に困難であって，実際には，測定器によってえられる各種の情報から環境放射線の特性を調べ，それらを解析することによって評価することになる。この場合，えられた情報と線源との関連について必要かつ十分な資料をうることが問題の解決に重要である。この問題に関してすでに主としてシンチレーションスペクトロメータ，電離箱を用いて測定を行なった。自然放射線による外部線量の寄与については宇宙線および天然放射性物質によるものをそれぞれ分離し測定が行なわれた。一方放射性降下物による寄与は核実験がほとんど行なわれていないので月間線量は約0.2mRであった。しかし，このうちには昨年のフランス，中共の核実験によって生じた^{95}Zr－^{95}Nbなどがあらたに加っている点が注目される。

2. 調査研究の概要

2.1　環境放射線の特性に関する基礎資料

環境放射線の特性に関する基礎資料をうる目的でシンチレーションカウンタ，GMカウンタ，電離箱，シンチレーションスペクトロメータなどを用い，環境放射線の測定を行なった。測定器および測定法は従来のものに加えてGe（Li）半導体検出器を試用し，環境放射線に関する有益な情報をえた。

2.2　放射性降下物による線量寄与

放射性降下物による線量寄与はすでに行なわれた米国，ソ連の核実験による^{137}Csが主であり，直接環境の放射線中にみとめられる放射性降下物による外部被曝線量のほとんどを示している。しかし，^{137}Csのほか，土壌，雨水，空中の浮遊じん試料からは，昨年行なわれたフランス，中共の核実験による^{95}Zr－^{95}Nb，^{106}Ru等の中半減期のものがみとめられる。一方，長半減期の^{106}Ru－^{106}Rh，^{144}Ce－^{144}Prおよび^{125}Sbの存在がみとめられた。

2.3　土壌試料のγ線スペクトロスコピ

環境放射線による外部線量の寄与を決定する場合，宇宙線を除いては環境試料（主として土壌）から放出されるγ線をγ線スペクトロメータを用いて測定することが有効な場合が多い。この場合の測定方法，データ処理法の検討を行なった。上記のごとく多くの核種が含まれる場合はスペクトロスコピを行なうさい，測定条件（主としてチャンネル幅の誤差）を一定にするほかデータ処理には十分の注意を払うことが必要で，測定結果の信頼性を高めるためには二つ以上の独立したデータ処理方法を併用することが望まれた。

3　結　語

今まで行なわれた結果から宇宙線による線量寄与は主として高度によって補正を加える必要がある。一方，測定器の示す計数値は，球形の検出体の場合以外は検出体の向きによって異り，とくに細長い検出体では軸方向によって２０～３０％の差を生じる。天然放射性物質による線量は同一場所では，年間ほとんど変らず，また，降雨による増加は表１に示すとおりであった。外部被曝線量の月間量に対する放射性降下物の寄与分を表２に示す。

表１　月別降雨による屋外放射線量増加分（μR）
（理研大和研）

月＼年	１９６６年	１９６７年	１９６８年	１９６９年
１		３２	１４	１１４
２		１１４	３０	１０９
３		９７	６４	７０
４		１０３	６５	５２
５		５６	欠	５３
６		８５	６９	４２
７		６０	５１	
８		５３	５	
９		８０	５４	
１０		１９２	７５	
１１	１８	７０	１２	
１２	４０	４６	１２９	
	１０			
総　量	７０	９８７	（５６８）	４４０
			５月欠	６月まで

表２　月別放射性降下物による屋外放射線量（mR）

月＼年	１９６６年	１９６７年	１９６８年	１９６９年
１	0.４	２.０	0.４	0.２
２	0.３	0.８	0.２	0.１
３	0.２	0.４	0.２	0.１
４	0.３	0.５	0.３	0.１
５	0.４	0.３	0.２	0.２
６	0.３	0.３	0.２	0.２
７	0.３	0.３	0.２	
８	0.３	0.５	0.３	
９	0.２	0.５	0.２	
１０	0.２	0.４	0.３	
１１	0.３	0.４	0.２	
１２	1.０	0.３	0.２	

注　１９６７年まで駒込研，１９６８年以降は大和研の値

31 地表の放射性核種の濃度のばらつきとγ線照射量との関係

日本原子力研究所
笠井 篤, 松下紘三

1. 緒言

地表面からのγ線照射量は，その地中および地表面に存在する放射性核種の濃度と蓄積量に依存する。それゆえ，地上におけるγ線照射量の評価は，測定器で実測した値からもとめる方法（直接法）のほかに，地表に存在する放射性核種の濃度と蓄積量をもとめ，その値から照射量を計算することができる（間接法）。この両者の方法を用いて，東海村周辺と大洗研究所周辺の地表面バックグラウンド放射線レベルの評価をおこない，その結果はすでに報告してある。[1) 2)]

直接法と間接法による測定結果は約５０％以内の差で一致している。しかし，両者の間には，地形および地質分布，すなわち，放射性核種の分布の不均一性などによる差が影響してくる。この中でとくに同一地質内での放射性核種の均一性について調べ，同一地質内の間接法による照射量率の測定結果の代表性について検討した。

2. 方法

方法は地質調査所発行の地質図で分類されている，関東ローム層と丘砂の２カ所のひらけた荒地をえらび，それぞれ直径１００ｍの円内から一定間隔で２１点の土壌を採取した。この土壌試料中のＴｈ，Ｕ，Ｋの放射能濃度と放射性降下物（^{137}Cs）の蓄積量をγ線スペクトル分析によってもとめ，照射量率を算出した。一方この円の中心点において，ＮａＩ シンチレーション検出器で，γ線スペクトルを測定し，照射量率をもとめた。

3. 結果

土壌中のＴｈ，Ｕ，Ｋ，^{137}Csの放射能濃度と蓄積量は，２１点の平均値を標準偏差とともに表１に示した。これらの測定結果について簡単な統計的処理をして検討した。まず天然の核種Ｔｈ，Ｕ，Ｋの２１点の個個の濃度について標準偏差の３倍（３σ）をとると，その範囲は平均値の±３０％以内に入っている。これは関東ローム層についても丘砂についても同じであるが，丘砂の方がこの範囲は小さい。このことは同一地質内での天然の核種の分布は，かなり均一であるといえる。

表１. 土壌中核種の平均濃度と標準偏差

地点	^{232}Th pCi/g	^{238}U pCi/g	^{40}K pCi/g	^{137}Cs nCi/Km²
A（丘砂）	0.46±0.042（23）	0.30±0.041（10）	17.5±0.64（52）	54.3±21.5（15）
B（関東ローム）	0.54±0.078（47）	0.18±0.049（18）	4.42±1.0（24）	41.3±27.4（18）

（　）内は照射量率への寄与率（％）

一方放射性降下物の^{137}Csの蓄積量は，そのばらつきが非常に大きく，その幅は１０倍をこえる。このことは，他の測定結果からもすでに指摘されていることで，放射性降下物がきわめて狭い範囲でも，地域差が非常に大きいことをしめしている。それゆえ，とくにその地域の代表的な蓄積量をもとめるときにはこのことを十分考慮しなければならない。

天然の核種濃度と^{137}Csの蓄積量から照射量率を計算し，そのばらつきをみると，図１に示すように，３σに入る範囲は平均値の±３０％以内である。これは照射量に寄与する核種の大部分が天然の核種であり，^{137}Csの寄与は２０％以下であるので，ばらつきの傾向は天然の核種のそれに近いことをしめしている。また実測値と比較すると，実測値はどちらも３σ内に入っているが，計算値の平均値に対して差があるのは，地形の影響，地表面のあらさなど，他の要因によるものと思われる。

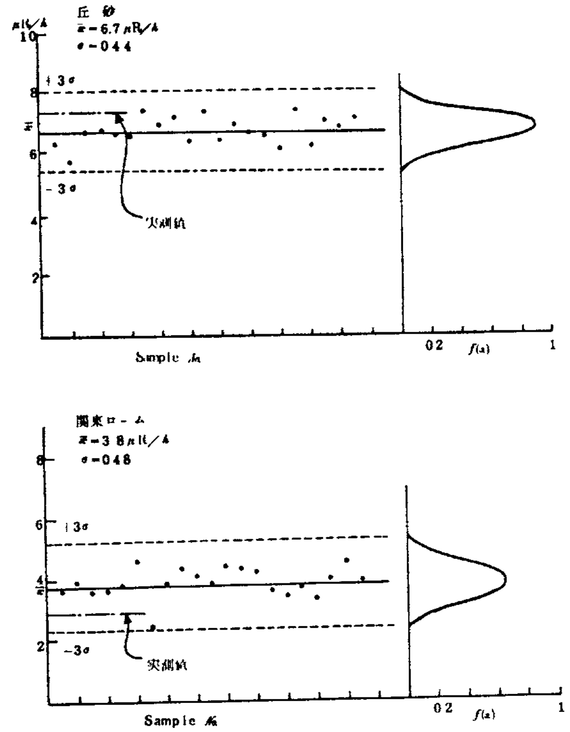


図１ 全照射率の分布

このように，同一地質内での間接法による照射量率および天然核種濃度の分布は，平均値の±３０％以内に９９％の信頼度でおさまっているといえる。またこの平均値の±３０％以内に入る土壌の採取点の数は，９５％信頼度で丘砂では２点，関東ローム層では４点が必要である。すなわち，同一地質内で２－４点の土壌を採取して測定し，濃度および照射量率をもとめれば，その地域の代表的な値とみることができる。

文 献

1）笠井，森内他：東海村周辺のバックグラウンド放射線量の調査，ＪＡＥＲＩ－ＭＥＭＯ Ｎｏ．２２４０，（１９６６）
2）笠井，森内他：大洗研究所周辺のバックグラウンド放射線および放射能の調査，ＪＡＥＲＩ－ＭＥＭＯ Ｎｏ．２９８２（１９６８）

32 九州地方東半部におけるバックグラウンド放射線の測定

放射線医学総合研究所
○阿部史朗，須山一兵

自然放射線による外部被ばくは避けることができない。国民全体におよぼすその線量寄与を明らかにするため，また原子力平和利用の進展に伴って生じうる問題の解決のための資料となることを考慮し，全国的なバックグラウンド放射線の測定を行なっている。以前にほとんど測定値のなかっ

た四国，九州西部について，前回までに測定したが，今回は九州地方東半部における測定を行なった。

1 測定地点

人口密度，地質分布，測定地点密度を考慮したうえで測定地を選定した。今回の測定は人口密度の高い都市部を中心として55地点以上で行なった。

測定地点は周囲の開けた広い平坦地で，表面に土が露出しているところをおもに選んだ。

2 測定器と測定方法

測定器は20cmφ，3cm厚の球型プラスチック電離箱，振動容量電位計，記録計の組合せ，3″φ×3″NaI(Tl)シンチレータと線量率計，記録計の組合せ，ならびに1″φ×1″NaI(Tl)シンチレータ付サーベイメータである。

線量はプラスチック電離箱の測定値で定めるが，これは測定に時間を要し，測定点が多くとれないなどのため，3″φ×3″NaI(Tl)付線量率計とサーベイメータをおもに使用した。電離箱と他の測定器の同時測定による比較を行ない，サーベイメータ等による測定はその関係から電離箱の値に換算した。

測定器のバックグラウンド測定上の誤差は，標準偏差で電離箱について±3.5%以内，サーベイメータについては±4%以内である。

測定器は標準線源により各地点ごとにチェックし，今回の測定では偏りはないようである。

測定は地表から1mの高さで行ない，降雨時を避けた。

測定地点内に5点以上の測定点を可能なかぎりえらび，測定地点内の異常なかたよりを避けるようつとめた。

3 結果

九州全域ならびに九州各県ごとの線量率平均値を市部，郡部ごとに求めた。

また測定値平均の代表性，地質と測定値の関係についても検討する。

33 茨城県沿岸水域の放射能バツクグラウンド

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司，長屋 裕，
鈴木 譲，中村 清，中村良一

1 緒言

海洋の放射性核種の動向を究明し，放射性降下物による海水，海底土および水産物の汚染調査を総合的に行なうため，昭和42年度から放射能バックグラウンドの調査を行なっているが，これまでにえた結果をまとめて報告する。

2 試料および方法

試料は，茨城県那珂湊市と日立市との間，沿岸6Km以内の海域から海水，海底土，生物に大別して採取した。各試料共，分析法は前年に準じた。

3 結果

魚類の ^{90}Sr，^{137}Cs．濃度を表1に，海水，海底土の ^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce 濃度を表2に示

した。魚類の ^{90}Sr，^{137}Cs では，汽水性のスズキがやや高い値を示したが，これは他の海域の汽水性魚にもみられる傾向である。

表1 魚類の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度

魚種および部位	^{90}Sr pCi/g Ca	^{137}Cs pCi/Kg生
スズキ(Lateoslabrax japonicus.)平均全長42cm，平均体重950g/尾		
頭	2.8	—
皮・ウロコ	0.2	—
骨	5.0	—
筋肉	—	18.6
内臓	—	12.6
クロウシノシタ(Rhinoplagusia japonica)平均全長24cm，平均体重70g/尾		
頭	0.8	—
皮・ウロコ	0.1	—
骨	1.8	—
筋肉	—	16.0
内臓	—	12.8
サバ(Scomber scombrus)平均全長17cm，平均体重29g/尾		
頭	0.4	—
皮・筋肉	—	15.3
骨	0.1	—
内臓	—	8.5

表2 海水，海底土の核種濃度

(採水，採泥，'68，7，23)

	表面水(pCi/l)			海底土(pCi/Kg dry)		
	^{90}Cs	^{137}Cr	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
東海村(原研)岸	0.25±0.01	0.15±0.04		0±3	25±3	280±60
久慈河口	0.36±0.02	0.10±0.04		2±2	44±4	600±100
久慈川沖 5Km	0.22±0.02	0.25±0.02		0±3	30±4	1,100±100
日立港沖 5Km	0.21±0.01	0.10±0.04		7±2	38±4	810±60

34　ウランの環境汚染に関する研究（第４報）
河川におけるウランの除去因子

岡山県衛生研究所
山本隆志，増田邦義，北村直次

1. 緒　言

われわれは１９６３年よりウラン鉱山周辺におけるウランの環境汚染について調査研究を行なっており，その一部は J. Rad.Res（9,92（1968））誌上に報告した。その中で河川のウラン流量は流れとともに減少すること，すなわち河川の流れとともにウランが除去されることを報告し，このウラン除去因子の１つは河川床砂泥（沈積物）であろうと考察した。本報告は，これを確かめる目的で行なった実験結果である。

2 調査研究の概要

2.1 調査研究の方法

岡山県上斉原村に所在する中津河ウラン鉱山の坑道排水および坑道排水の流入する中津河川において試料を採取した。すなわち，坑道排水は除染のための沈殿池に入り，このオーバーフロー水が中津河川に流入しているので，沈殿池のオーバーフロー水およびこのオーバーフロー水と中津河川との合流点，これより約２００m間隔で1,２００m下流まで，さらに合流点の１００m上流の各地点で河川水２ℓ，沈積物約３kg（湿重量）を採取し，同時に河川の流速および断面積を測定した。なお，試料は１９６８年８月７日に採取した。当日の河川水の状態は無色透明で浮遊物も認められず，最大流速は0.９m／secで，沈積物が巻きあげられる状態ではなかった。

ウラン分析については，河川水はそのまま沈積物は風乾後５０メッシュ以下の部分をとり，硫硝酸を加えて加熱分解した抽出液について固体螢光光度法によって分析した。

2.2 結果（図１）

ウラン流量については，沈殿池のオーバーフロー水が最高値（91.6 mg／min）を示し，合流点では８3.9mg／min，これより1,２００m下流では３4.9mg／minで，この地点でのウラン除去率は６1.９%であった。

沈積物のウラン含量については，合流点において最高値（40.7 μg／g 風乾物）を示し，下流になるにつれて除々に減少し，1,２００m下流では5.４ μg／g であった。

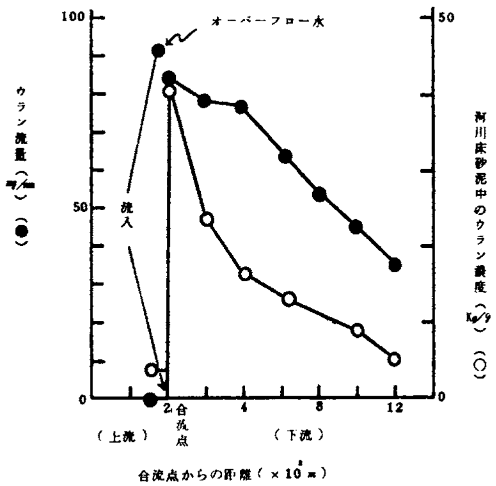


図１　河川のウラン流量と河川床砂泥中のウラン濃度

８００mの採取点は河川床が岩盤であったため砂泥は採取できなかった。

3. 結　語

以上の結果および第２報「土壌のウラン吸着と溶離」（日本放射線影響学会第１１回大会で発表）の結果より，沈積物が河川における主なウラン除去因子の１つであると考察された。

（なお本要旨は日本放射線影響学会第１２回大会にて報告した。）

35　ウランの環境汚染に関する研究（第５報）
ポット試験による白菜のウラン吸収

岡山県衛生研究所　山本隆志，○増田邦義
岡山県農業試験場　大森　正，　川中弘二

1 緒　言

ウランの環境汚染に関する研究の一つとして，われわれは葉菜類のウラン吸収に関する実験を行
なっており，水耕栽培による実験結果は，日本放射線影響学会第１１回大会で報告した。
今回は，ウランによって汚染された土壌からの白菜葉部へのウラン吸収移行とその機構をしる目
的で，黒色火山灰土壌（V）〔CEC：49.2 meq.，pH：5.6（KCl）〕，砂質土壌（S）
〔CEC：7.7 meq.，pH：5.3（KCl）〕，沖積土壌（A）〔CEC：12 meq.，pH：5.5
（KCl）〕にウランを吸着させ，これをウラン汚染土壌のモデルとして白菜葉部へのウランの吸
収移行および葉部に移行したウランの成育過程における消長について検討した。

2 調査研究の概要

2.1 調査研究の方法

風乾土壌１kgに対し，５００mlの割合で硝酸ウラニル溶液を調製し，これをpH 6.0～6.5 とし
たのち，土壌と十分混合攪拌してウラン吸着土壌を調製した。吸着させたウラン濃度は，ウランと
して，0（対照群），5，10，50，100 μg／g 風乾土である。なお，このような吸着条件
では，いずれの土壌においてもウランはほぼ完全に吸着されることはすでに報告した（日本放射線
影響学会第11回大会）。このウラン吸着土壌を1／5000アールのポットに移し，各区５連制で
白菜を播種したのち，約２０日間隔で３回，白菜葉部を採取（各区５～８個体）し，十分洗浄し
たのち，その一部で灰分を測定し，残りは硫硝酸による湿式灰化後，固体螢光光度法によりウラ
ンを分析した。

2.2 結　果

土壌の種類と白菜葉部のウラン濃度との関係：　各土壌のCECに大きな差があるにもかかわ
らず葉部に吸収移行したウラン量は，対照群，5 μg 吸着群以外については大差はなかった。
土壌のウラン吸着量と白菜葉部のウラン濃度との関係：　いずれの土壌，いずれの時期におい
ても明確な関連性は認められなかったが，これらの間には何らかの関連性があることは考えられ
すべてほぼ同じパターンを示した。
播種後の日数と白菜葉部のウラン濃度との関係：　白菜葉部のウラン濃度は，土壌のウラン濃
度が約１０ μg／g以上の場合には，いずれの土壌においても試験期間中は播種後の日数の経過と
ともにほぼ指数関数的に減少した。この関係は約５ μg／g吸着群のV，Aではくずれが目立ち，
対照群ではどのような相関も認められなかった。なお，試験期間中の白菜の成長（葉部重量の増
加）はほぼ指数関数的であった。

3 結　語

以上の結果より約10μg／g 以上のウラン吸着土壌では，単位重量あたりの白菜葉部へのウラン

の吸収移行は，成長の初期においては高く，成長が進むにつれて低くなり，この関係は，指数関数で表わされると考察された。

（本要旨は，日本放射線影響学会第１２回大会にて発表した。）

３６　日本近海海水および海底土の核種分析

海上保安庁水路部

○塩　崎　　愈

１ 緒　言

１１ 目　的

日本近海における海水および海底土中の放射能を測定し，放射性物質の分布とその変動を調査する。

１２ 調査の経緯

海水の核種分析法の開発

昭和３４年度以来，主に日本近海海水中の放射能の測定を行ない，海洋における ^{90}Sr.，^{137}Cs，^{144}Ce 等の人工放射性核種の水平および垂直分布を明らかにし，現在に至るまでの経年的な変動の調査を行なった。

２ 調査研究の概要

２１ 試　料

つぎの海域でそれぞれ２０ℓづつ表面水を採水した。

黒潮流域　　毎月１回採水

日本海　　北部，中部，南部で年４回採水

親潮流域　　年２回採水

これらの試料は採取現場において，海水１ℓにつき濃塩酸２mlを加え，本庁水路部に送付し，分析を行なった。

分析核種は ^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce，^{106}Ru の４核種である。

２２ 分析法

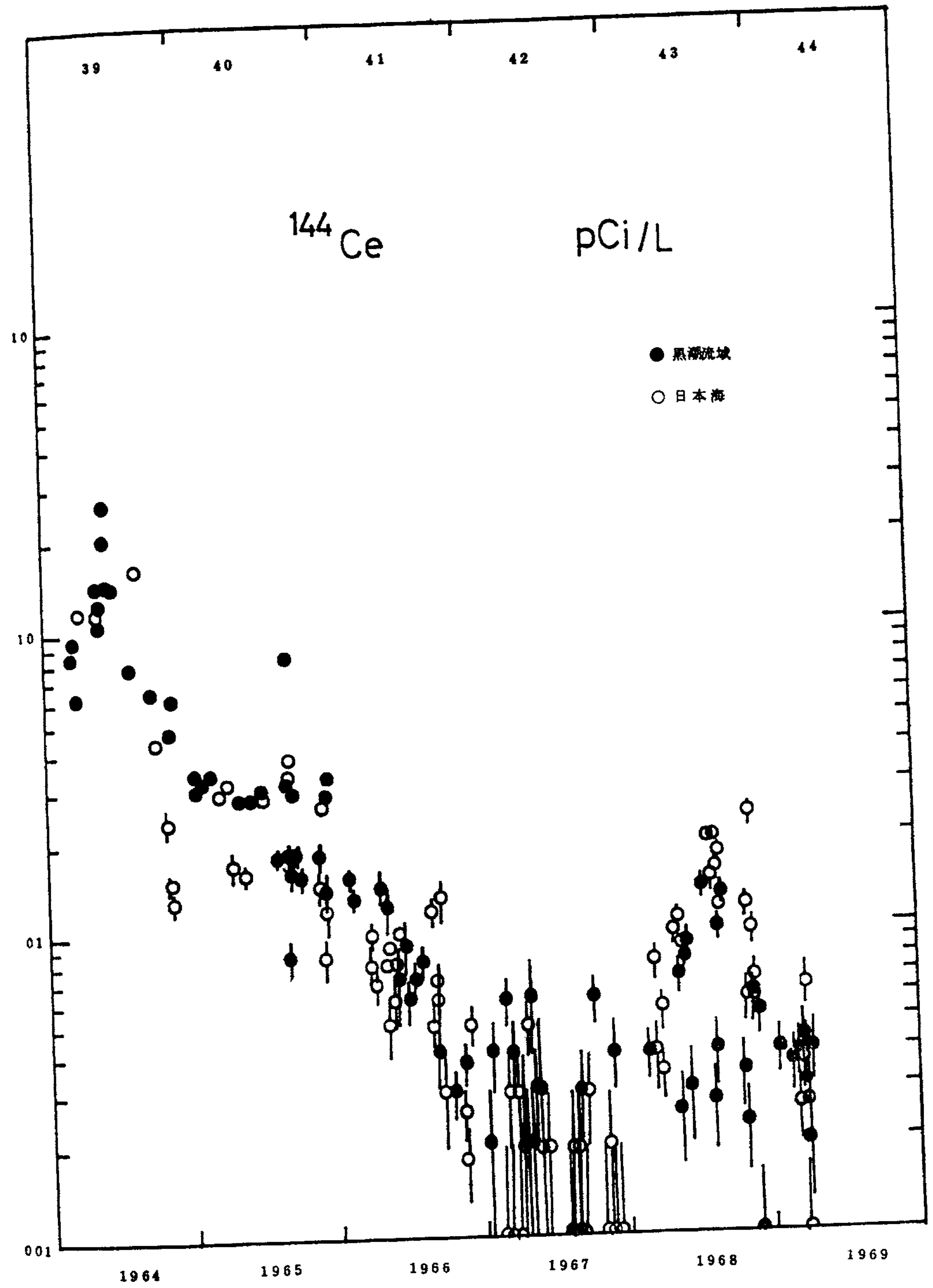
２２１ ^{90}Sr……海水中で ^{90}Sr と平衡にある ^{90}Y を沈殿法で濃縮したのち，溶媒抽出法で分離精製を行なう方法。

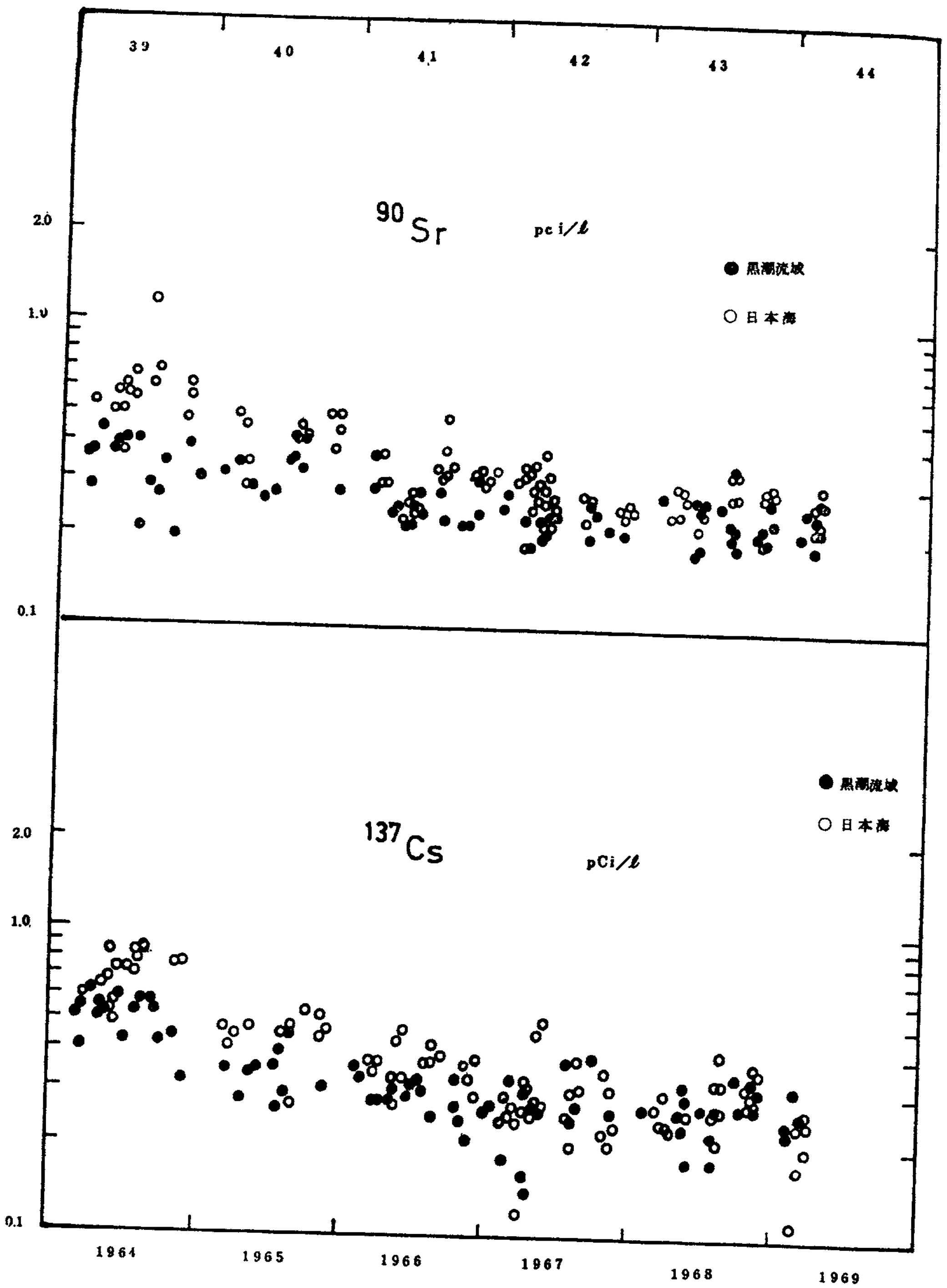
２２２ ^{137}Cs ……フエロシアン化鉄の沈殿に Cs を吸着させ濃縮。ジピクリルアミン法および無機イオン交換体を用いて Cs を Rb より分離後，塩化白金酸塩としてひよう量，計測を行なった。

２２３ ^{144}Ce ……水酸化物として濃縮後，ＴＢＰ，およびＭＩＢＫで精製後，シュウ酸塩としてひよう量，計測を行なった。

２２４ ^{106}Ru ……次亜塩素酸ソーダと酸性亜硫酸ソーダで酸化還元サイクルを行なったのち，沈殿法で濃縮し，硫化物として希土類から分離，次亜塩素酸ソーダで RuO_4 に酸化し，四塩化炭素に抽出後，酸化物としてひよう量計測を行なった。

２３ 計　測





放射能の測定はすべて，4パイーローバックグラウンドーガスフローカウンタを用いて行なった。

2.4 調査の概要

1967，1968年の中共の核実験の日本近海におよぼす影響は ^{144}Ce，^{106}Ru の中半減期核種において最も著るしく現われ，特に ^{144}Ce においては1968年に明瞭な極大が見られた。しかしその値は1963年の極大の約1/50であり，あまり重要なものではない。

^{90}Sr，^{137}Csについては，ここ2年間変化はみられず，黒潮流域でそれぞれ0.23，0.27 pCi/ℓ，日本海では，0.27，0.28 pCi/ℓの値を示している。

日本近海の海底土中の中半減期核種について現在分析中であるので，その結果についても報告する。

3 結 語

昭和43年度には中半減期核種に多少の増加はみられたが，その規模も小さく，44年には減少の方向にむかっている。

外洋の放射能汚染は値も低下し，また，大規模な増加の原因も当分考えられないため重要性は少ない。今後陸上施設から海洋への放射性物質の放出を考りよし，より沿岸近くの海水，海底土の調
査がより重要になるものと思われる。

37 横須賀港、佐世保港の海水、海底土の全β放射能

海上保安庁水路部
○塩 崎 愈

1 緒 言

横須賀，佐世保両港の海水および海底土の放射能の長期的変動の調査の一環として，昭和39年度より全β放射能の測定を行なっている。

2 調査の概要

2.1 試 料

両港において年4回横須賀港で6点，佐世保港で7点，表面水，底層水および海底土を採取し，本庁水路部に持ちかえり，全β放射能の測定を行なった。

2.2 測定法

科学技術庁編，「放射能測定法（1963）」による。

2.3 概 要

2.3.1 海水の全β放射能……両港とも1964年の調査開始当時は1 pCi/ℓと多少高目の値を示していたが，1965年以降現在まで0.5〜0.8 pCi/ℓの値を示し，ほとんど変化はみられない。内，外港の差，上層，底層の有意な差はみられなかった。

2.3.2 海底土の全β放射能……1964年に20〜30 pCi/gの値を示していたが，1965年以降は，横須賀港は，10〜20，佐世保港は13〜22 pCi/gの値でほとんど変化はみられない。

3 結 語

放射性降下物の減少した最近においては，全β放射能のかなりの部分が天然の放射能により占められているため，人工放射能の変動の調査のためには，これらの天然の放射性核種を分離する方法を開発する必要がある。

また，全国的に統一された全γ放射能の測定法の開発が必要である。

38　海底土中の ^{106}Ru の分析法

厚生省国立公衆衛生院
岩島　清，山県　登

1 緒　言

使用済み燃料の再処理工場から低レベル廃液が海洋に放出されるが，その主要な放射性成分であるとともに，化学的に複雑な挙動をするルテニウムのモニタリングのための分析法を確立することは，公衆衛生上の措置のためにきわめて重要である。前回は，海産生物中の ^{106}Ru の迅速簡易な分析法として，灰化試料を担体とともにアルカリ融解，緩衝溶液の共存下で四酸化ルテニウムを四塩化炭素に抽出分離し，ついでアルカリ性溶液に逆抽出したのち，ルテニウム（Ⅳ）酸化物を沈殿分離する方法を考案し報告した。本報では，ルテニウム担体溶液の調製，沿岸海底土から ^{106}Ru の各種酸による抽出条件，酸抽出液からの ^{106}Ru の分離に前出の分析体系を適用させるための詳細な条件を検討する。さらに本分析法の実試料への適用として数か所の海底土中の ^{106}Ru の定量を行ない，また他方と比較検討する。

2 調査研究の概要

2.1 ^{106}Ru－海底土の調製：人工海水中に ^{106}Ru No（Ⅲ）クロロ錯体*を投入し，放置した状態のものに，生の海底土を加え，半年間放置して作製した。

2.2 定量操作：乾燥試料2gを400～450℃で1時間焼き，有機物を除去する。6M塩酸20mlを加え，ホットプレート上で1時間加熱する。ほとんど蒸発乾固したのち3M塩酸30mlを加えて煮沸し，遠心分離する。等容のイソプロピルエーテルとふりまぜて鉄を除去する。水酸化ナトリウムでpH 12.2～.5とする。上澄液を分液漏斗に移す。四塩化炭素30ml，6M塩酸10ml，緩衝液20mlを加え，ゆるやかにふりまぜルテニウムを四塩化炭素に抽出分離する。以後は，前報のとおりアルカリ性溶液に逆抽出したのち，一部をとり，ルテニウム（Ⅳ）クロロ錯体として485mμで吸光度を測定し化学収率を求める。大部分の溶液からルテニウム（Ⅳ）酸化物の沈殿をつくりβ放射能を測定する。

2.3 結　果

2.3.1 調製した ^{106}Ru－海底土を0.2M塩酸あるいは人工海水とふりまぜたが ^{106}Ruは溶出しなかった。

2.3.2 海底土の粒度による ^{106}Ruの吸着の大きさは，粘土＋微砂＞細砂＞粗砂の順であった。

2.3.3 Ru（Ⅳ）クロロ錯体の吸収曲線の測定から，微弱酸性で安定なアコペンタクロロルテニウム酸アンモニウムが担体溶液調製に有用であることを確認した。

2.3.4 風乾試料（有機物を含む）については塩酸－硝酸抽出が定量的であり，塩酸のみあるいは3M塩酸＋0.1Mフッ化水素酸では定量的抽出は簡単にはおこなわれない。焼いた試料については，上記のどの酸でも98％以上抽出できた。

2.3.5 アルカリ性でルテニウムを酸化するとき，鉄が共存すると分離は十分には行なわれにくい。良好な酸化分離には，pH 12以上で1時間以上かける必要がある。

2.3.6 ルテニウムの回収率について，比色法で求めた値とγ放射能の計測からえた値はよく一致した。

2.3.7 本法の収率は平均84％であった。

3 結　語

2.3の結果から，2.2に記したような分析法が提案される。本法によれば簡易な操作で再現性がよい結果をうることができる。また，前報のように他核種の汚染除去係数は大きく放射化学的純度の高いルテニウムが分離される。実試料の分析，他法との比較，試料の化学成分の分析，^{106}Ruの海底土への吸着機構は現在検討中である。

④N.YAMAGATA, K.IWASIMA, T.A.INUMA, K.WATARI and T.NAGAI, Health Physics, 16, 159(1969)

39　日本近海海水の全β放射能

気象庁　海洋気象部
秋山　勉，○吉村広三，鷲　猛，
由良　武，木村　完

1 緒　言

1956年（昭和31年）より気象庁海洋気象部および各海洋気象台は，核実験の放射性降下物などで生じた人工放射能汚染による海水中の全β放射能測定を継続してきた。今回は1968年7月（昭和43年）から1969年6月（昭和44年）までの測定結果を報告する。

2 調査研究の概要

海水試料（表面水）の採取位置および測定値を図1に示した。しかし，赤道海域西部の数点は図に入らなかったので記載してない。

ポリエチレンびんに詰め，陸上の実験室に持ち帰った海水試料を鉄－バリウム共沈法により処理し，生じた沈殿を乾燥したのち全β測定試料として，GM計数装置で測定した。

図1からみられるように，本州南方海域は低い測定値が多かったが，三陸沖および日本海ではやや高く，2pCi／ℓ程度の測定値もみられた。太平洋側は全般的にみて，ほぼ前年なみと云える。東支那海，日本海においても前年なみとみられ，夏期に採取測定を繰り返す南方定点（29°N，135°E）もやはり前年なみであった。（表1参照）。

このように全体的に全β放射能レベルが落着いたのは1966年以降であり，最近の中共およびフランスの南太平洋における散発的核実験は，大勢として日本周辺の海水中の全β放射性レベルを上昇させてはいないようである。

また，1967年以後の中層（約1000mの深さまで）の全β放射能値はおおむね一様で，表面海水と大差ない。

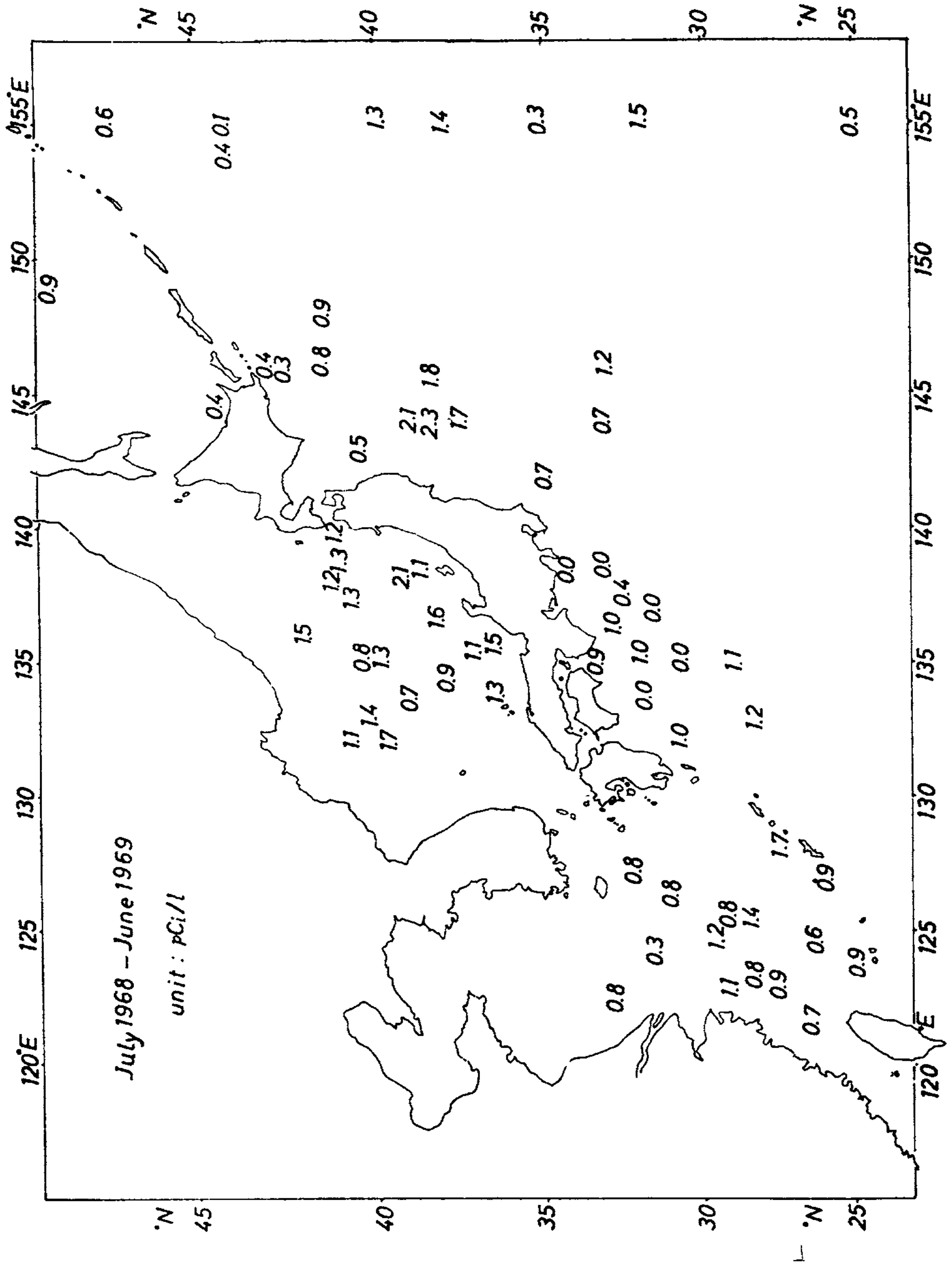


図 1　海水の採取位置および測定値

表 1.　海域別平均値

年 / 海域	1968 測定数	1968 平均値 pCi/ℓ(dpm/ℓ)	1969 測定数	1969 平均値 pCi/ℓ(dpm/ℓ)
太平洋（黒潮域）	35	0.60(1.3)	24	0.76(1.7)
（親潮域）	3	0.73(1.6)	4	0.35(0.8)
（混合水域）	3	1.33(2.9)	3	0.73(1.6)
（西赤道海域）	11	0.84(1.8)	5	0.96(2.1)
東支那海	18	0.96(2.1)	8	1.02(2.2)
日本海	11	1.27(2.8)	7	1.30(2.9)
オホーツク海	2	1.15(2.6)	—	—
南方定点	20	1.16(2.6)	5	1.30(2.9)

3　検討および結論

最近一年間に三陸沖，日本海，南方定点などでときおり生じた 2 pCi/ℓ 前後の比較的高い値は主に春から夏に現われた。

このことは春先における放射性降下物の季節的増加とともに，水温の著るしい上昇から表層で成[illegible]が発達し，放射性降下物が表層に停滞して高い測定値を生じたものであろう。上記の現象はかつて日本海で明瞭に観察された。オホーツク海は測定数が少ないため推定になるが，他の海域と同様に前年なみと考えられる。

今後の問題としてとりあげなければならないことの一つに，鉄−バリウム共沈法における補集率の再検討がある。大量の核実験の直後にくらべ，現在はストロンチウム，セシウムなどの放射性核体の占める比率が増えているため，この共沈法による回収率は相当低下しているとみられる。全β放射能値を正しく評価するため，主要核種の回収率を計測する必要があろう。

この一年，オホーツク海の測定値が少なかったが，今後ネットが片寄らないように検討する。

40　表面海水中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
○大桃洋一郎，中原元和，佐伯誠道

1.　緒　言

前年度にひきつづき，福島，茨城，新潟，広島ならびに福井の各衛生研究所において採取された表面海水中に含まれる放射性核種の濃度測定を行なった。対象核種は ^{90}Sr，^{137}Cs および ^{144}Ce の3核種である。

2.　分析法

分析法は，塩崎らの方法〔J. Oceanogr. Soc. Japan, 20(2), 31, 1964〕に準じて行なった。

3. 結　果

えられた結果を表1に示した。さらに，1965年からの各県の核種濃度の傾向を，図1および2に示した。

表1.　日本沿岸表面海水中の放射性核種濃度

県	採水地点	採水月日	濃度（pCi/ℓ） ^{90}Sr	濃度（pCi/ℓ） ^{137}Cs	濃度（pCi/ℓ） ^{144}Ce	$^{137}Cs/^{90}Sr$
新潟	A	1967年11月	0.15±0.02	0.48±0.04	0.01±0.01	3.2
		1968年 1月29日	0.21±0.03	0.71±0.06	0.01±0.01	3.4
		3月19日	0.24±0.02	0.70±0.04	0.05±0.02	2.9
		7月 1日	0.22±0.02	0.50±0.03	—	2.3
	B	1967年11月	0.60±0.05	0.46±0.04	0.04±0.01	0.8
		1968年 1月29日	0.24±0.03	0.57±0.03	—	2.4
		3月19日	0.26±0.05	0.50±0.04	0.06±0.02	1.9
		7月 1日	0.23±0.02	0.49±0.04	—	2.1
福井	浦底湾	1967年11月	0.30±0.02	0.75±0.08	—	2.5
		1968年 2月	0.37±0.07	0.65±0.04	0.07±0.01	1.8
		6月11日	0.31±0.05	0.65±0.04	—	2.1
	丹生湾	1967年11月	—	—	—	—
		1968年 2月	0.27±0.04	0.48±0.03	0.05±0.02	1.8
		6月12日	0.31±0.06	0.69±0.04	0.10±0.01	2.2
福島	小名浜	1968年 2月	0.20±0.02	0.62±0.04	0	3.1
		5月27日	0.29±0.04	0.75±0.04	0.08±0.02	2.6
	松川浦	1968年 2月	0.18±0.02	0.55±0.04	0.05±0.02	3.1
	長者原	5月29日	0.33±0.05	0.61±0.04	0.09±0.01	1.8
広島	A	1968年 2月	—	—	—	—
		5月20日	0.29±0.02	0.46±0.04	0	1.6
	B	1968年 2月	0.28±0.03	0.60±0.04	0.05±0.01	2.1
		5月20日	0.26±0.02	0.42±0.03	0.05±0.01	1.6
	C	1968年 2月	0.31±0.03	0.66±0.04	0.02±0.01	2.1
茨城	A	1968年 2月	0.22±0.03	0.61±0.06	0.04±0.02	2.8
		5月24日	0.14±0.02	0.48±0.03	0.02±0.01	3.4
	B	1968年 2月	0.21±0.04	0.87±0.07	0.02±0.01	4.1
	C	1968年 2月	0.21±0.04	0.87±0.07	0.01±0.01	4.1
	E	1968年 5月24日	0.19±0.02	0.68±0.05	0.03±0.01	3.6
	F	1968年 5月24日	0.11±0.02	0.43±0.03	0.03±0.01	3.9
						平均2.6

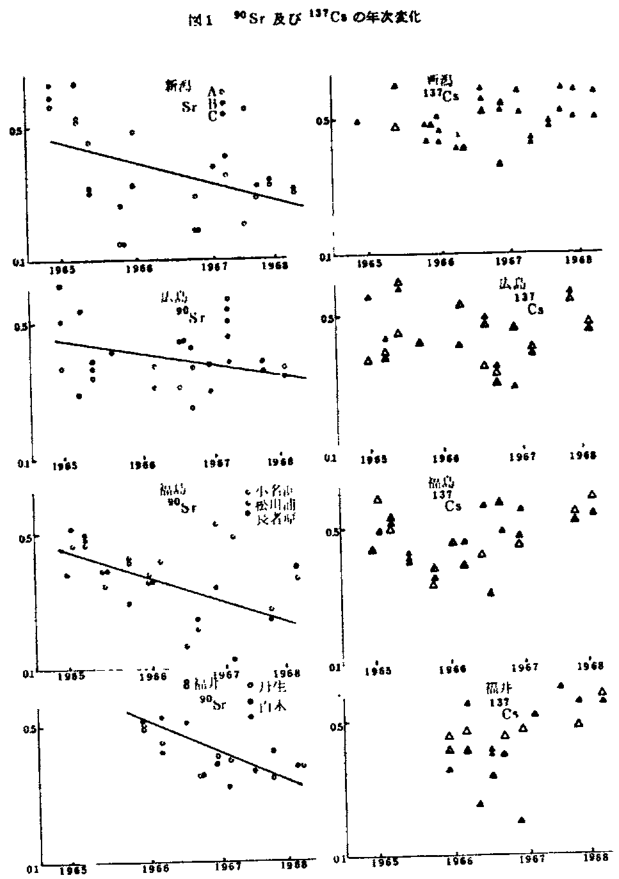


図1.　^{90}Srおよび^{137}Csの年次変化

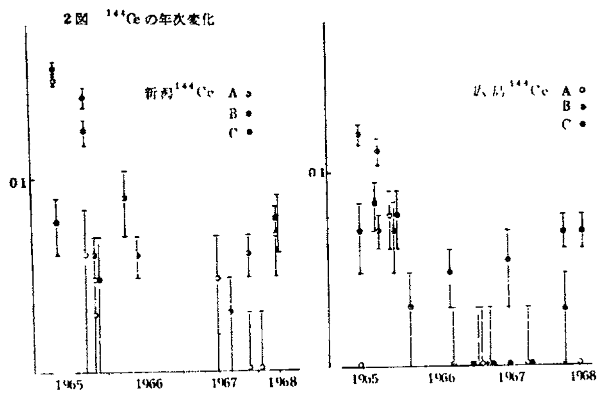


図2.　^{144}Ce の年次変化

^{90}Sr は，明らかに負の相関があり，年々減少しているが，^{137}Cs では相関性が見られず，前年度とほぼ同じ値を示した。このため，$^{137}Cs/^{90}Sr$ 比の平均は，２６と前年度に比べ高くなっている。

^{144}Ce は，１９６６年まで減少し，１９６７年に最低となったが，１９６８年にかけて，増加の傾向がみられた。

４１　太平洋海水の ^{137}Cs、^{90}Sr

気象庁　気象研究所
三宅泰雄，○猿橋勝子，　葛城幸雄
杉村行勇，　金沢照子

海水中の ^{137}Cs および ^{90}Sr の分布に関して，北太平洋については，年年の測定がつみ重ねられ，水平および鉛直方向の分布がかなりあきらかになってきた。

南太平洋については，測定点がきわめて少ない。１９６８年，南太平洋の表面海水および深海水がえられたので，これらの測定結果を入れて，南北両太平洋における ^{137}Cs，^{90}Sr の分布を報告する。（表１）

表１　^{137}Cs and ^{90}Sr in sea water in North and South Pacific.

Depth m	^{137}Cs pCi/ℓ	^{90}Sr pCi/ℓ	$^{137}Cs/^{90}Sr$	T ℃	S ‰
	St. 2	(30°03′ N, 170° 03′ W)			
0	0.25±0.04			21.4	35.09
	St. 16	(09° 02′ N, 170° 01′ W)			
0	0.20±0.04			28.1	33.93
500	0.03±0.02			8.09	34.60
1000	0.03±0.01			4.79	34.57
2000	0.03±0.02			2.44	34.64
	St. 21	(06°09′ S, 170°05′ W)			
0	0.24±0.04			29.1	35.60
500	0.07±0.02			9.14	34.58
1000	0.04±0.02			6.48	34.56
4000	0.05±0.02			1.52	34.58
	St. 27	(23°11′ S, 174° 40′ W)			
0	0.24±0.04			27.7	35.52
	St. 29	(26°02′ S, 169°59′ W)			
0	0.22±0.04			23.5	35.65
500	0.06±0.02			11.17	34.57
1000	0.06±0.02			5.42	34.41
3000	0.04±0.02			1.98	34.72
5000	0.02±0.01			1.08	34.73
	St. 33	(38° 01′ S, 169°59′ W)			
0	0.23±0.04			17.4	35.05
500	0.07±0.02			7.74	34.46
5000	0.03±0.02			0.98	34.61
	St. 60	(41° 02′ S, 155° 02′ E)			
0	0.17±0.03			17.6	35.19
		(23° 57′ S, 163° 29′ E)			
0	0.19±0.03			25.4	35.97

４２　日本近海、外洋水中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
長屋　裕，中村　清，上田泰司，佐伯誠道

１　緒　言

海洋の放射性核種による汚染の研究の一部として，日本近海，外洋水中の放射性核種の挙動をしるために，前年度にひきつづき海水中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の分析を行なった。

２　試料および方法

三陸沖の１点において０〜３０００ｍ間の海水１０試料を採取した。試水量は１００ℓ，採集期日は昭和４３年６月であった。

分析方法は ^{90}Sr は炭酸塩〜発煙硝酸法，^{137}Cs はフエロシアン化ニッケル〜ＴＳＡ法で分離し，低バックグラウンドガスフローカウンタで計測した。

３　結　果

分析の結果を表１に示す。垂直分布の様相は前年度に比較すると１００〜５００ｍ層での急激な

表１．近海海水中の ^{90}Sr および ^{137}Cs 濃度

深　度（ｍ）	放射性核種濃度　（pCi/ℓ） ^{90}Sr	^{137}Cs
0	0.14±0.01	0.30±0.02
100	0.21±0.02	0.25±0.01
200	0.12±0.01	0.13±0.02
300	0.11±0.01	−
500	0.08±0.01	0.11±0.05
750	0.19±0.01	0.23±0.02
1,000	0.18±0.01	0.27±0.01
1,500	0.14±0.01	0.22±0.03
2,000	0.09±0.01	0.20±0.04
3,000	0.01±0.01	0.02±0.03

濃度減少は類似の傾向であるが，５００～１０００ｍ層で増加の傾向が認められ，これは過去にお
ける顕著な放射性物質の降下に由来すると考えられる。また表面における濃度は昭和４２年度のそ
れと比較して極めて低い。

４３　沿岸海底堆積物中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
長屋　裕，○中村　清，　佐伯誠道

1. 緒　言

海洋の放射性核種による汚染の研究の一部として，沿岸堆積物中への放射性核種の蓄積をしるた
めに前年度にひきつづき海底堆積物中の ^{90}Sr，^{137}Cs および ^{144}Ce の分析を行なった。

2. 試料および分析法

福井県，福島県および茨城県沿岸の６地点で「カンナ型」採泥器を使用して，海底表面２cm層の
堆積物を採取した。試料数は４２個，採集期間は昭和４２年６月～４３年１１月であった。

分析方法は前年度と同じである。

3. 結　果

分析結果を表１に示す。カッコ内の数字は試料数である。

表１　海底堆積物中の放射性核種平均濃度（pCi/kg・dry）

地　域	底　質	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
福　井　県	M	7.1±0.8　(8)	53±2 (8)	3600±100 (8)
	S	1.5±1.2　(4)	19±2 (4)	8300±300 (4)
福　島　県	M	2±2　(1)	29±3 (1)	4100±600 (1)
	S	1.6±0.4　(12)	20±1 (12)	400±100 (12)
茨　城　県	S	1.0±0.6　(17)	34±1 (17)	840±70　(17)

M：泥質，　S：砂質

４４　沿海における河川水の影響域の範囲と域内水の交換時間

気象庁　気象研究所
○杉　浦　吉　雄

沿岸の施設から放出される放射性廃棄物が沿海におよぼす影響の範囲をあらかじめしることは，
国民を放射能による障害からまもるために重要である。

放射性廃棄物の影響のおよぶ範囲は，問題となる放射性核種を実際に放流してみて，沿海の各所
でこれを採取し，測定すればわかるにはちがいないが，今はそれができない。そこで，染料流しが

企画される。染料による障害については明らかでないが，余計なものを加えないでも，問題の核心
をとらえることができないだろうか，と考えた。結局，自然に流れる河川水の利用を試みることに
きめた。

河川水中の何か微量物質が水と同じ挙動をすると仮定すれば，河川水の沿海における分布がわか
れば，問題とする微量物質の濃度分布がわかるわけである。河川水の沿海における分布は，沿海海
水の塩素量を調べればわかるだろう，と考えた。

河川水の塩素量は外洋水にくらべれば，無視できる。したがって，河川水の混合の割合は，外洋
水の塩素量がわかれば，ただちにわかるはずである。しかし，沿海域での実情をみると，１７‰く
らいから１９‰くらいまでのいろいろの値があって，どれが河川水の混合相手となった水である
かわからない。そこで，混合相手となる外洋水の塩素量をきめる方法として，さきに，米国のコロ
ンビヤ川河口域では塩素量とアルカリ度を併用することを試み，問題とする塩素量をきめることが
できた。それによって，ある塩素量以下の水が占める領域内の全河川水量を求め，それを河川流量
で除いてえた値——交換時間——を推算した。コロンビヤ川の水は，上流のハンフォード原子力工
場から放出される ^{51}Cr を含む。この核種の河口域における分布と塩素量のそれとから，別に，前
記の交換時間に相当する数値を計算できる。両者はよく一致した。

今回は，以上の考え方をうけついで，駿河湾の富士川沖で観測した結果を整理し，やはり影響域
の境界が，塩素量，アルカリ度の値から認められることを確認した。しかし，交換時間は数時間の
オーダで，コロンビヤ沖の数分の１であることがわかった。

別に，ケイ酸の値も用いて，富士川河口域では，観測の時点で富士川を流れる河川水の外に，別
の淡水があって，その影響をうけた外洋水に富士川の水が流れこんでいることがわかった。その別
の淡水については，二通りの考え方があって，一つは，安部川，大井川の水であり，もう一つは，
富士川の古い水である。前者だとすると，湾内の水の流れは，少なくとも岸沿いでは時計廻わりと
なる。後者だとすると，富士川の河口域の深さ５～１０ｍの辺りには，１～２日前の富士川の水が
滞留していることになり，さきに計算された交換時間は，深さ０～１ｍ程度のごく浅い層について
で，それ以深のものと違う，という結論になる。

４５　北太平洋海水および東京における降水の ^{3}H 濃度

東京教育大学　　三宅泰雄
気象庁　気象研究所　○島田利夫，川村　清

１９５８～１９６２年，北太平洋西部海域で採取された海水試料（各１０ℓ）を電解濃縮し，液
体シンチレーション・カウンタを使用して，これに含まれる ^{3}H 濃度を測定したので，その結果
（表１）を報告する。

表面水の値は，２８～１８５トリチウム・ユニット（Ｔ．Ｕ．）の範囲にあり，これらは Ba-
inbridge らによってえられた北太平洋海域における値にほぼ等しい。

表1　北太平洋西部海水中の ^{3}H 濃度

Date	Location	Depth (メートル)	^{3}H (T.U.)
Aug. 14 '58	30°N 175°E	0	16.1±0.3
		30	15.6±0.3
		100	2.9±0.1
Aug. 17 '58	30°N 175°W	0	2.8±0.1
		35	6.0±0.2
		110	1.1±0.1
Aug. 25 '58	50°N 175°W	0	3.7±0.1
		20	6.4±0.2
		70	0
Nov. 7 '58	30°N 135°E	0	11.2±0.2
		75	5.6±0.2
		275	0.62±0.09
Nov. 11 '58	15°N 135°E	0	18.5±0.2
		80	31.5±0.3
		230	1.2±0.1
Aug. 5 '59	33°N 146°E	0	18.0±0.2
		30	12.0±0.2
Aug. 17 '59	42°N 150°E	0	7.4±0.1
		10	12.7±0.1
		98	2.2±0.1
Sept. 13 '59	40°N 144°E	0	13.3±0.2
		50	6.9±0.2
		200	1.4±0.1
May 19 '60	30°N 146°E	0	12.9±0.1
		50	11.4±0.1
		200	8.0±0.1
May. 31 '60	30°N 139°E	0	11.4±0.1
		50	14.5±0.1
		200	8.3±0.1
Jun. 19 '61	38°N 145°E	0	4.6±0.1
		50	4.7±0.1
		200	5.1±0.1
Jun. 13 '62	34°N 142°E	0	8.7±0.1
		500	4.2±0.1

つぎに1958年以降，気象研究所（東京）で採取した雨水をその容積が約 1/130になるまで電解濃縮し，^{3}Hを計測したのでその結果についてのべる。^{3}H 濃度は50〜2400 T.U. の範囲にあり，一般に春に極大値，夏から秋にかけて極小値をとる。1例として，1964年3月から1965年7月までにえられた結果を図1に示す。これは，浜田，高橋によってえられた東京および高

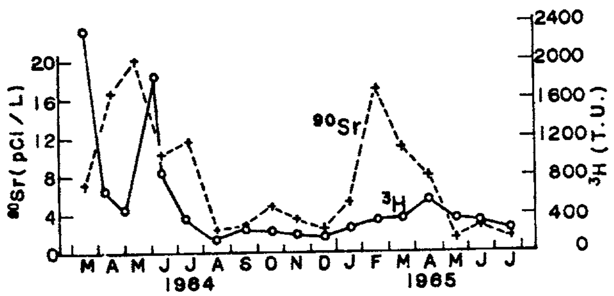


図1　東京における雨水の ^{3}H と ^{90}Sr 濃度の比較
（1964〜1965）

知県における雨水の ^{3}H 濃度とよく一致している。図中には比較のため三宅らにより気象研究所においてえられた雨水の ^{90}Sr の濃度がのせてある。図から ^{3}H の季節変動は ^{90}Srのそれと若干ちがっていることがわかる。むしろ ^{3}H は茨城県館野の高層気象台で観測されたオゾン全量の季節変化によく似ている。^{90}Sr と ^{3}H とは共に核実験の際成層圏に打ち上げられたものだから，成層圏内での分布，さらに対流圏内への流入の割合いはおそらく同じであろう。したがって両核種がちがった季節変動を示す原因の1つとして，対流圏内での雨滴によるこれらの捕捉機構のちがいが考えられる。

46　北太平洋西部海域海水中のプルトニウム含量

東京教育大学　　三宅泰雄
気象庁気象研究所　○杉村行勇

1. 緒　言

プルトニウムは，原子炉内の核反応によって生成し，また核爆発のさい，^{238}U の中性子捕護によって生ずる ^{239}Np からできる。

現在の海洋におけるプルトニウムの源は，主として放射性降下物によるものである。今後は，わが国でも，核燃料再処理工場の排出液からも，微量のプルトニウムが，海洋に放出されるであろう。

プルトニウムは，α放射体であるから，体内に摂取することをさけなければならない。このためにも，海洋におけるプルトニウムの存在量や挙動についての知識をうることが必要である。

海水のプルトニウム含量については，北米太平洋沿岸水に関するFOLSOM らの研究があるのみで，その知識は限られており，北太平洋の外洋水については，いまのところ測定例はない。

2. 試料と方法

海水は，１９６７年夏および１９６８年夏の数回の航海において，北太平洋西部１５２°E 線上の数点における表面水，八丈島東方海域の深さ３,０００ｍまでの中層水および深層水，日本海中部数点における表面水および深さ３,０００ｍまでの中層水および深層水，などを採取して用いた。

海水を，船上で５００ℓ沈殿槽に採取し，ただちに水酸化鉄の沈殿を作って，プルトニウムをこれに共沈させ，ろ別して実験室にもち帰る。塩酸に溶解したのち，鉄をイソプロピルエーテルによる溶媒抽出で除いたのち，陰イオン交換法により，プルトニウムを分離する。分離したプルトニウムは，ステンレス板上に電着し，半導体検出器と１００チャンネル波高分析器とを組合わせたα線波高分析器によって，定量する。

3　結果と考察

分析結果を表1.2.3にまとめた。

表1. Plutonium in the western North Pacific Surface waters : May to Aug., 1967 (500ℓ)

St. No.	Location N	Location E	Depth (m)	t (℃)	S (‰)	^{239}Pu ($\times 10^{-15}$ g/ℓ)	$A^{238}Pu/A^{239}Pu$ (%)
1	44°00′	150°58′	0	6.4	33.06	7.2	15
2	39°57′	151°02′	0	15.3	34.48	8.5	23
3	32°58′	151°06′	0	22.1	34.79	6.0	6.7
4	30°00′	150°56′	0	21.9	34.86	18.7	11.7
5	24°58′	151°00′	0	25.3	34.98	22.6	7.4
6	24°58′	151°00′	0	25.3	34.98	20.5	10.1
7	31°01′	136°19′	0	23.7	35.04	1.8	28
8	30°00′	133°40′	0	22.7	34.83	3.1	26
9	28°10′	134°33′	0	23.7	34.96	4.1	8.8
10	33°05′	143°15′	0	19.1	34.83	4.8	22
11	Jogashima pier		0	25.8	33.44	2.0	8.9
			0	25.8	33.44	1.0	7.8
			0	25.8	33.44	1.0	10

表2. Plutonium in the Japan Sea surface waters 1968 summer (500 ℓ)

St. No.	Location N	Location E	Depth (m)	t (℃)	S (‰)	^{239}Pu ($\times 10^{-15}$ g/ℓ)	$A^{238}Pu/A^{239}Pu$ (%)
12	40°36′	137°03′	0	23.7	34.167	4.8	37.7
13	39°05′	138°12′	0	25.5	34.378	20.4	13.2
14	38°43′	136°17′	0	25.8	34.378	10.4	28.8
15	40°15′	135°08′	0	24.4	34.342	10.9	16.1
17	39°00′	133°48′	0	24.8	34.059	3.0	16.6

表3. Plutonium in deep samples (500 ℓ)

St. No.	Location N	Location E	Depth (m)	t (℃)	S (‰)	^{239}Pu ($\times 10^{-15}$ g/ℓ)	$A^{238}Pu/A^{239}Pu$ (%)
	A : North Pacific ; 1967 summer						
10	33°05′	143°15′	0	19.1	34.83	4.8	22
			1,000	3.3	34.48	4.9	10
			3,000	1.7	34.69	3.9	6.0
	B : Japan Sea ; 1968 summer						
12	40°36′	137°03′	0	23.7	34.17	4.8	37.7
			1,000	0.14	34.07	3.5	25.4
16	41°16′	132°01′	2,000	0.15	34.08	6.2	28.0
			3,000	0.22	34.08	3.1	29.3

北太平洋西部海域の表面海水のプルトニウム含量は，１８～２２×10^{-15} g/ℓ である。
また，日本海の表面海水では３～２０×10^{-15} g/ℓ の値がえられた。
表８に示すように，八丈島東方海域の深さ３，０００ｍの海水には，３９×10^{-15} g/ℓ，日本海中部で，やはり３，０００ｍの深層水に３１×10^{-15} g/ℓ のプルトニウム含量がみいだされるのは注目すべきことである。
核実験のさいに生成するプルトニウムの同位体のうちで，主要な核種は ^{239}Pu であるが，その他に，少量の ^{238}Pu（^{239}Pu の数パーセント程度）も生成される。
放射性降下物の研究からわかるように，^{238}Pu／^{239}Pu 比は年年増加しており，これは１９６４年４月，インド洋上空で ^{238}Pu 17 KCi をつんだSNAP 衛星が軌道にのりそこなって落下燃焼したことにもとずく。現在の ^{238}Pu の大部分は，この衛星の事故にゆらいするものであろう。
海水中の ^{238}Pu／^{239}Pu 比は，１９６７年夏，北太平洋西部で７～２８％，１９６８年夏，日本海表面水で１６～３８％を示している。
これらの ^{238}Pu／^{239}Pu 比は，１９６７～１９６８年における放射性降下物の中の ^{238}Pu／^{239}Pu 比に対応するものである。

４７．海産生物の全β放射能

水産庁　東海区水産研究所
○服部茂昌，本城康至，木立　孝
奥谷喬司，鈴木秀彌，田中萩子

昭和４３年度に太平洋側で行なわれた海産生物の全β放射能の資料および前年までに得られた
資料に基づいて，その結果の概要を報告する。採取方法および分析方法は前年度と同じである。

1．近海海産生物放射能調査

1.1．東京湾・相模灘・房総沖を中心とした海域の生物群別にみた全β放射能の平均値はプランク
トンが例年同様他の生物群より高く，動物プランクトン315 pCi／g灰，植物プランクトン
384 pCi／g灰を示した。ネクトン，ベントスのうちでは従来どおり深海性のナマコであるカン
テンナマコが高く366 pCi／g灰を示し，プランクトンと同じ水準にある。カンテンナマコを
除いたネクトン，ベントスのうち個個の生物については２，３の検体でプランクトンの水準に
近いものもあったが，種類別の平均値でみると最も高いものですら斧足類の68 pCi／g灰で
あり；全般的にバックグランドに近い値を示した。

1.2　プランクトン放射能の各海域毎の平均値は最も低い海域が相模灘の２２８ pCi／g灰であり，
高い海域は鹿島灘の４２５ pCi／g灰　であった。従来は東京湾がそれ以外の海域より常に低か
ったが今年度東京湾は，相模灘と同じ水準を示し，今までに見られなかった現象である。この
現象は東京湾を含め太平洋側の海域のプランクトン放射能がほとんど同じ水準になったことを
示すものである。従来，しばしばみられた高い放射能（３０００ pCi／g 灰以上）は本年度はま
ったく検出されなかった。海洋学的区分による水系別の平均放射能は，上述の現象が歴然とし
ており，東京湾，沿岸水域，黒潮海域，黒潮反流域とも同じ水準となり，従来の傾向とは異な
っている。しかし，しいていうなら，内湾，沿岸水域の方が沖合の黒潮域などよりは低い傾向
にある。

プランクトン放射能の鉛直分布は４３年７月，同年１２月相模灘中央域において０，５０，
１００，２００，４００ｍの各層について測定された。７月の場合，表層と２００ｍ以深が
110～269 pCi／g　灰を示したのに対し，５０，１００ｍ層は１，１１０，1,785 pCi／g 灰と
いう４３年度中の最高値を示した。この原因については明らかでないが，中層にとびはなれた
高い値のあることは注目される。１２月は表層が456 pCi／g灰で50ｍ以深は102～264 pCi／
g灰の範囲にあって，表層がやゝ高いという最も一般的なタイプを示した。

プランクトンの全β平均放射能の経年変動については東京湾が３８年以後みられなかった高
い値を示したのに対し，外洋では３９年以後の平均的水準を示した。（図１．）。

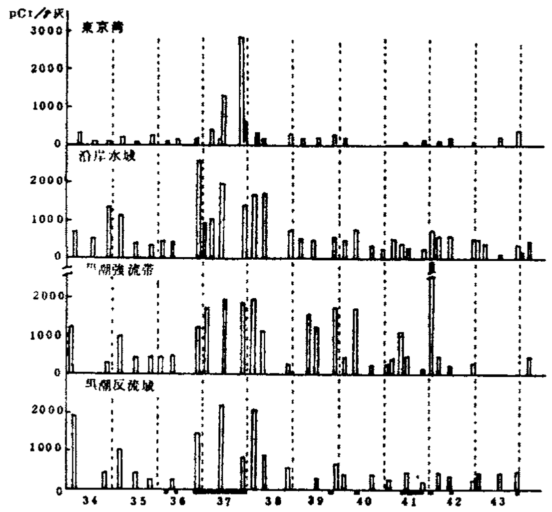


図1. 水系別 航海次別プランクトン全ベータ平均放射能
大気圏内核実験時期

1.3 ネクトンの全β放射能が3σ以上を示した出現比率は46.0%でほゞ例年同様である,全β放射能は0～113 pCi/g 灰の範囲内にあってほとんどがバックグランドに近い値を示した。深海性魚類についてはアナダラ(St, B2, 房総沖, 43年1.2月, 採集層1,280m)のみの測定であったが, 3σ以下の極めて低い値を示した。

ネクトンの全β放射能は全般に低水準であるので,海域による特性および経年変化については十分明らかでないが,房総沖では40年以降と同じ水準(18～249 pCi/g灰)にあるのに対し,東京湾においては43年7月に73 pCi/ g灰(StT2アイナメ)という39年12月につぐ高い値を示した。

1.4 ベントスの全β放射能

ベントスの全β放射能で3σ以上の測定値を示したものの全測定試料数に対する割合は453%で例年と変らない。海域別にそれらの放射能水準(カンテンナマコ類を除く。)をみると,東京湾では20 pCi/g 灰,相模灘では 37pCi/g灰 ,房総沖では 35 pCi/g灰を示して,海域別の差は小さい。深度別に放射能水準をみると, 200m以浅では 31 pCi/ g灰, 200～1,000m層では 29 pCi/g灰, 1,000m以深では 24 pCi/g灰を示し,ほとんど同じ水準にあって,従来,しばしばみられたように大陸棚が高いという傾向は本年度もみられなかった。

カンテンナマコ類を除いたベントスの全β放射能の海域別の経年変動をみると, 43年12月の東京湾が 5pCi/g灰という低い値を示したほかは,東京湾,房総沖とも39年以後の水準を持続している(東京湾:5～30 pCi/g灰,房総沖:31～53pCi/g灰)。

2. 特定海域海産生物放射能調査

本年度に行なった横須賀港の放射能調査の結果について述べる。

2.1. 本年度は動物プランクトン,植物プランクトン,カレイ類,ヒトデ,シヤコ,アカニシ,ムラサキイガイ,アカガイ,アオサ,カジメ,ワカメ,スサビノリ(アサクサノリ)について測定が行なわれた。これらのうち,検体別には植物プランクトン,カレイ類,ワカメ,カジメ,スサビノリなどに高い値がみられたが,生物群別にその平均放射能をみると紅藻類; 240pCi/g灰,褐藻類; 97pCi/g灰,植物プランクトン; 78pCi/g灰,腹足類; 66 pCi/g灰,魚類; 62pCi/g灰などであって,外洋のようにプランクトンが特に高いという傾向はみられなかった。

2.2 プランクトン放射能の水平分布をみると前年にひきつづいて3区,4区,5区の間に差がなく,ほとんど同じ水準にある。同時期に行なわれた東京湾奥および中央部と,この横須賀港の値を比較すると,6—7月はともに高い(東京湾; 137pCi/g灰,横須賀港; 204 pCi/g灰)のに対し,11—12月には湾奥,中央部が342pCi/g灰を示したのに横須賀港付近は54pCi/g灰と低い値を示している。海藻類を除いたネクトン,ベントスは東京湾と横須賀港周辺海域とも同じような低い水準にある。

2.3 本年度は43年4月,44年1月,2月の3回にわたり原子力軍艦が横須賀に入港し,43年8月,12月にフランス,中共の核実験が行なわれた。これらによって影響をうけたと考えられる値は,この調査の範囲内ではみられなかった。図2に横須賀港海域における海産生物5種の全β平均放射能の経年変動を示した。これによるとプランクトンは41,42年には低いながら変化の少ない値を示したのに対し,43年6月には204pCi/g灰,44年2月には10pCi/g灰というような変化の激しい変動を示した。6月における高い値が何によるか明らかでない。カレイ類は43年度には47—94pCi/g灰を示し,41,42年にくらべ増加傾向にあるのは注目される。このほか,ヒトデ(8～23pCi/g灰),ムラサキイガイ(38～58pCi/g灰),カジメ(181pCi/g灰)などは41・42年の平均的水準に近い値であった。

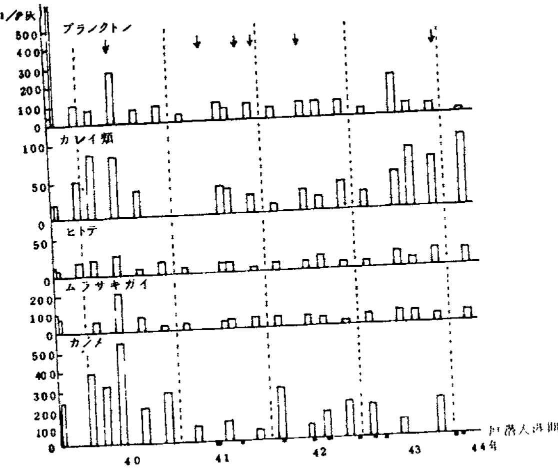


図2 横須賀港周辺海域における海産生物の平均放射能の経年変動↓;中国核実験

48. 南太平洋ビンナガのγ線放射性核種

水産庁　東海区水産研究所

○川　崎　典　子

1. 緒　　言

フランスは南太平洋ムルロア環礁（21.°50' S，138°47' W）で1966年7－10月に6回，1967年6－7月に3回の核実験を行なってきたが　さらに1968年8月には2メガトン級の水爆実験を行なった。この水域はビンナガ，メバチおよびキハダの漁場であってわが国からも出漁している。南太平洋のビンナガ，<u>Thunnus alalunga</u> は一つの系統群に属すると考えられているので，1966年以来南太平洋で漁獲されたビンナガについてγ線放射性核種を分析した。

2. 調査研究の概要

2.1. 試料および分析方法

ムルロア環礁周辺の水域で最も漁獲量の多いビンナガを供試した。供試魚は実験室で解凍後，血合肉を除いた肉質部を450°Cで灰化した。この灰分100～150gを200チャネルシンチレーション波高分析器（NaI：10cmφ×10cm）を用いて10万秒計測した。えられたパルス波高分布は灰分中に含まれる^{40}Kのγ線（1.46Mev）の光電ピークの最高計数チャネルの位置によって計測時のドリフトなどによる試料ごとのパルス波高分布のチャネル位置のずれを補正したのち，まず^{40}Kの光電ピークの面積から算出した^{40}Kのパルス波高分布を差引き，これについて^{60}Co（1.33Mev）の光電ピークに相当するチャネルの計数値から^{60}Coの量を算出した。この操作を^{65}Zn（1.12Mev），^{54}Mn（0.84Mev），^{137}Cs（0.66Mev），^{106}Ru　^{106}Rh（0.52Mev），^{144}Ce－^{144}Pr（0.13Mev），の順に行なってこれらの量をそれぞれ算出した。これらの核種の光電ピークの位置はあらかじめ試料と同量のかつ既知量の核種を別別に加えた炭酸カルシウムを試料と同一条件で計測してえられた光電ピークの最高計数チャネルの両側5チャネルとした。試料中の核種の量はこの両端のチャネルを結んだ直線上の面積を上記の標準試料のそれと比較して求めた。これらの計算にはTOSBAC－3400（農林研究計算センター）を用いた。

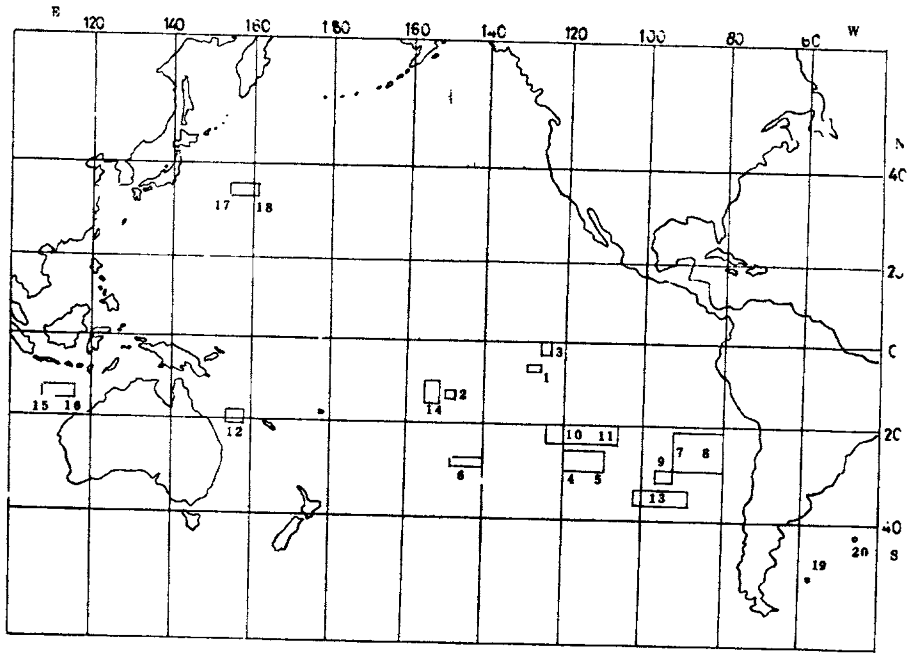


図1　試料漁獲位置

2.2 分析結果

表1.に示したように^{137}Csが常に有意に検出されたがその濃度は3.2－12.3pCi／kgの範囲内にあった。数例の試料については^{65}Zn，^{54}Mn，^{106}Ru＋^{106}Rh，^{144}Ce＋^{144}Prの濃度が分析値の標準偏差の2－3倍をこえたが，絶対値としてはいずれも低いものであった。

表1.　ビンナガのγ線放射性核種濃度

	採取年月		K %*	pCi／Kg *					
				^{54}Mn	^{60}Co	^{65}Zn	^{106}Ru＋^{106}Rh	^{137}Cs	^{144}Ce＋^{144}Pr
1	1966	5－6	0.36	1.4±3.5	3.1±5.1	—**	3.7±17.7	4.4±2.6	---
2		8－9	0.33	4.4±4.4	4.8±5.2	—	—	7.6±3.0	—
3		11	0.32	5.0±5.3	4.4±6.6	—	41.3±23.7	11.6±3.6	—
4	1968	5－6	0.32	1.9±1.1	—	—	14.6±8.0	8.1±1.1	11.3±7.5
5		5－6	0.39	0.6±1.3	—	—	18.7±10.4	5.7±1.3	—
6		7－9	0.32	0.2±1.0	—	10.7±4.6	18.3±7.7	5.5±0.9	10.6±6.2
7		8－9	0.36	0.5±1.3	—	—	3.4±10.1	10.9±1.3	—
8		8－9	0.32	2.4±1.2	—	0.2±5.5	—	8.2±1.2	---
9		10	0.25	1.0±1.2	—	10.4±5.6	0.4±9.6	12.3±1.1	30.1±7.3
10		11－12	0.59	1.0±2.2	2.1±5.7	---	38.7±16.8	7.7±2.1	1.3±28.1
11		11－12	0.37	0.1±1.3	—	7.9±6.0	6.8±10.4	5.5±1.3	—
12		11－1 (1969)	0.43	1.7±1.2	—	—	17.0±9.4	6.1±1.2	—
13		12	0.25	4.5±1.1	—	0.7±5.2	47.5±8.9	11.7±1.1	34.3±7.22
14	1969	2－6	0.32	0.3±1.2	—	13.9±5.4	—	3.2±1.1	---
15	1966	8－10	0.31	—	—	—	8.7±45.5	12.5±5.5	
16		8－10	0.29	4.5±5.1	3.7±5.6	2.6±23.0	—	18.5±6.5	—
17		10－11	0.29	5.4±10.0	5.9±5.4	1.0±22.0	—	43.4±6.3	--
18		10－11	0.24	1.9±3.4	—	—	—	51.3±2.8	5.04±4.8
19	1968	12	0.35	—	—	---	1.89±14.5	5.3±1.8	·
20	1968	12	0.43	2.7±2.1	—	---	17.4±17.2	13.0±2.1	--

*　湿重量について表わす。　　＊＊　光電ピークの面積が負の値でえられた場合を示す。

5. 結　語

1966年および1968年に南太平洋で漁獲されたビンナガについて ^{54}Mn，^{60}Co，^{65}Zn，^{106}Ru，^{137}Cs，^{144}Ce 濃度を測定したが異常な値は認められなかった。しかしフランスは1970年にもこの水域で核実験を行なう計画であると報道されているので，今後とも重視する必要があろう。

49. サクラエビの ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度の経年変動

水産庁　東海区水産研究所
○南　迫　洋　子

1. 緒　言

さきに著者は1964，65年にわたって，食性および生態の異なる海産プランクトンおよび魚貝藻類24種の ^{90}Sr，^{137}Cs を分析した。その結果は ^{90}Sr 濃度はプランクトン1～2pCi/kg，海藻2～10pCi/kg，魚貝類軟組織0.1～1.0pCi/kg，^{137}Cs 濃度はプランクトンおよび魚貝藻類をつうじて1～10pCi/kgであった。またストロンチウム単位は海藻1.2～2.2，魚貝類軟組織0.1～2.0，セシウム単位は海藻，魚貝類軟組織をつうじて1.2～7.5であって海藻のストロンチウム単位が魚貝類軟組織のそれの10倍であった点を除けば種類による大きな相違は認められなかった。このような結果にもとづいて，サクラエビ，Sergestes lucens，を指標生物に用いて日本沿岸海産生物の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度の1965年以降の経年変動を検討した。

2. 調査研究の概要

サクラエビは，体長50mmに達する発光エビであって，大陸棚縁から沿岸表層にかけて昼夜垂直移動を行ない，海底の腐植質およびプランクトンなどを摂取する。わが国では駿河湾が主産地であるが，相模湾，東京湾口などにも産する。駿河湾で漁獲されたサクラエビを450°Cで灰化，^{137}Cs はその灰分の塩酸浸出液から固体リンモリブデン酸アンモニウムを用いて吸着分離したのち塩化白金酸セシウムとして計測し，^{90}Sr は ^{137}Cs を分別したろ液から発煙硝酸法で分離したのち ^{90}Y を計測した。

表1　駿河湾のサクラエビの ^{90}Sr，^{137}Cs の濃度

採取年月	灰分＊(%)	Ca＊(%)	K＊(%)	^{90}Sr pCi/kg ＊	^{90}Sr S.U.	^{137}Cs pCi/kg ＊	^{137}Cs C.U.
40. 3	2.80	0.46	0.13	1.4 ±0.1	0.3	3.6 ±0.2	2.8
41. 3	2.89	0.85	0.23	1.5 ±0.1	0.2	6.4 ±0.9	2.7
42. 3	2.71	0.52	0.20	1.1 ±0.1	0.2	5.7 ±0.8	2.8
42.11	1.89	0.46	0.21	1.3 ±0.1	0.3	6.2 ±1.1	3.0
43. 6	2.76	0.62	0.20	0.9 ±0.2	0.3	3.9 ±0.6	1.9
43.11	2.17	0.37	0.17	1.5 ±0.2	0.4	1.2 ±0.1	0.7

＊　湿重量について表わす。

分析結果は表1に示したように ^{90}Sr 濃度は0.9～1.5pCi/kg，^{137}Cs 濃度は1.2～6.4pCi/kgの範囲内にあって著しい変化は認められず，またストロンチウム単位，セシウム単位もそれぞれ0.2～0.4および0.7～3.0というように大きな変化はなかった。

3. 結　語

はじめにのべたように通常の海産生物の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度の種類による相違は大きくない。したがって，1965年から1968年にかけてのサクラエビの両核種濃度はこの分析結果から判断すると日本太平洋岸の海産生物の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度の水準には大きな変化はないように考えられる。

50. 魚類の ^{90}Sr，^{137}Cs の濃度

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司
○鈴木　譲，中村良一
加瀬栄子

昭和38年度以降地方衛生研究所の協力をえて，全国各地の海水魚，汽水魚，淡水魚を採取し，放射性降下物による魚類の汚染について調べてきた。昭和43年度も引き続き放射能調査の一環として ^{90}Sr，^{137}Cs について分析した。

試料魚は，2つに分け，一方はそのまま灰化し，他方を皮およびウロコ，骨（主として脊椎骨）筋肉，内臓に解剖してそれぞれを灰化し分析に供した。

全魚体の ^{90}Sr，^{137}Cs は共に淡水魚>汽水魚>海水魚の順に高く，淡水魚は海水魚の ^{90}Sr で数百倍に達しているものもある。

部位別にみると，^{90}Sr では骨が，皮およびウロコよりやや高い濃度を示し，全魚体処理の場合よりやや高い値を示した。一方 ^{137}Cs は筋肉内臓でほぼ同じ位の値であった。また地方，季節による差は ^{90}Sr，^{137}Cs ともに明りょうではなかった。

なお，魚類の安定Srの測定結果から2・3考察を行なったのであわせて報告する。

表1 魚類の^{90}Sr，^{137}Cs濃度（昭和43年度）

地方	魚種	^{90}Sr pCi／g Ca 5月	^{90}Sr pCi／g Ca 11月	^{137}Cs pCi／Kg生 5月	^{137}Cs pCi／Kg生 11月
茨城	スズキ（Lateslabrax Japonicus）	0 9	—	24.2	—
	メバル（Sebastodes guntherii）	0.3（8月）	0 3	10.4	20 2
	アイナメ（Hexagrammos Otakii）	—	0 2	—	16 9
	イナダ（Seriola quinqueradiata）	—	0 4	—	24.2
	マガレイ（Limanda herzensteini）	—	0.3	—	19.5
	サヨリ（Hemlramphus intermedius）	—	0 1	—	35 7
福島	ボラ（Mugil cephalus）	1.6	2.0	48.3	20 4
	スズキ（Lateolabrax japonicus）	0.7	0 7	16.0	14.9
	メバル（Sebastodes guntherii）	0.6	0.4	32.6	20.1
福井	ボラ（Mugil cephalus）	1.9	1.8	44.3	20.4
	マアジ（Trachurus japonicus）	0 4	0.4	28.1	28.1
	マガレイ（Limanda herzensteini）	0.2	0 2	31.1	26 0
新潟	ボラ（Mugil cephalus）	7.3	—	63.5	—
	マアジ（Trachurus japonicus）	0.2	—	18.2	—
	マサバ（Scomber scombrus）	0.3	—	16.5	—
広島	ボラ（Mugil cephalus）	0 7	—	21.8	—
	チヌ（Mylio macrocephalus）	0 1	—	11.8	—
	マコチ（Platycephalus indicus）	0.3	—	18.4	—
北海道	フナ（Carassius auratus）	23.3	20.7	51.4	38.4
広島	コイ（Cyprinus carpio）	8.3	10.9	31.0	41.9
福井	フナ（Carassius auratus）	21.9	23.7	74.9	42.5
福島	コイ（Cyprinus carpio）	26.6	27.9	45.3	43.2
新潟	フナ（Carassius auratus）	46.5	—	32.1	—

表2 魚類の部位別^{90}Sr，^{137}Cs濃度（昭和43年度）

	魚種	採取月	^{90}SrpCi／gCa 骨	^{90}SrpCi／gCa 皮・ウロコ	^{137}CspCi／Kg生 筋肉	^{137}CspCi／Kg生 内蔵
福島	ボラ（Mugil cephalus）	5	1.2	1.9	12.4	17.8
〃	スズキ（Lateolabrax japonicus）	5	0.8	0 3	17.7	19.7
〃	〃（〃）	11	0.6	0 1	21.2	19.1
〃	メバル（Sebastides guntherii）	5	0 3	0.2	20.8	23.8
〃	〃（〃）	11	0.2	0 2	15.2	20 9
茨城	スズキ（Lateolabrax japonicus）	8	1.3	—	34.3	—
〃	イナダ（Seriola quinqueradiata）	10	0 2	—	36.8	29.4
福井	フナ（Carassius auratus）	5	44.3	47.5	41.3	85 5
北海道	フナ（Carassius auratus）	5	40.1	35.2	81.3	36 3
広島	コイ（Cyprinus carpio）	11	11.9	—	56 2	54.1

51. 海藻中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司，鈴木 譲
中村良一，加瀬栄子

放射性降下物による海洋汚染調査の一環として，海藻中の放射性核種を検討するため，新潟，福井，福島，茨城，広島地方より海藻を集め調査を行なった。

5地方の内では，風乾物100gについてみれば，^{90}Sr濃度は福島6月のカジメが最も高く20.2pCiであり，低いものでは茨城の1968年のフノリの1.0pCiであった。また地方別に見れば福島がやゝ高かった。

^{137}Csについては，福井6月のワカメの10.2pCiから茨城フノリの1.4pCiの範囲であり，地域による差は明らかでなかった。

種類による差は，^{90}Sr，^{137}Cs 濃度共にフノリが低い値を示した。（表1）

表1　海藻中の放射性核種

採集地名	採集年月日	種類	^{90}Sr pCi／100g 風乾物	^{90}Sr Ca%ash	^{90}Sr S. U.	^{137}Cs pCi／100g 風乾物
新潟	1967. 5	テングサ	2.7	7.9	1.4	4.1
	6	ワカメ	2.8	3.2	6.3	4.8
福井	1967. 4	ホンダワラ	5.1	7.8	3.8	5.2
	4	ワカメ	1.7	3.7	2.7	8.6
	6	ホンダワラ	2.5	6.9	1.4	4.1
	6	ワカメ	4.0	6.5	3.1	10.8
福島	1967. 6	カジメ	20.2	4.6	2.2	6.5
	68. 3	ワカメ	8.9	4.2	9.5	3.6
茨城	1967. 6	アラメ	2.2	4.2	4.8	5.7
	10	アラメ	1.2	4.7	1.7	7.8
	68. 2	フノリ	1.0	—	—	1.4
広島	1968. 1	ワカメ	2.4	4.5	1.3	9.3
	1	アサクサノリ	4.3	1.6	12.5	5.6

52．貝殻中の^{90}Srの濃度

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司，鈴木　譲
中村良一，加瀬栄子

^{90}Srによる海洋汚染を把握するための指標生物の1つとして貝殻の^{90}Srを定量した。すなわち，新潟，福井，福島，茨城および広島の5地方より貝類を集め，その貝殻中の^{90}Srの調査分析を行なった。結果を表1に示す。

4地方のうちでは新潟5月のアサリの生体中45.0 pCi／Kgから広島5月のかきの生体中20.8 pCi／Kgの範囲であり地方による差は明らかでなかったが，種類による差としては新潟，広島の両地方でアサリがそれぞれアワビ或いはカキより高い値を示した。

表1　貝殻中の^{90}Sr濃度

採集地名	採集年月日	種類	^{90}Sr pCi／Kg 生体中	^{90}Sr Ca%/ash	^{90}Sr S. U.
新潟	1967. 5	アワビ	32.0	42.6	0.2
	5	アサリ	45.0	40.2	0.2
福井	1967. 6	サザエ	40.8	46.3	0.1
	7	サザエ	34.4	42.5	0.2
	6	ムラサキイガイ	21.7	40.7	0.2
	7	ムラサキイガイ	28.6	45.3	0.2
福島	1967. 5	アワビ	27.9	42.7	0.2
	12	ハマグリ	31.2	42.1	0.1
	12	アワビ	36.3	45.3	0.2
茨城	1967. 7	アワビ	31.9	41.1	0.1
	10	ハマグリ	23.0	40.8	0.1
広島	1967. 5	カキ	20.8	39.1	0.1
	5	アサリ	35.7	46.3	0.1

53．人骨中の^{90}Srの濃度

放射線医学総合研究所
○田中義一郎，河村日作男，伊集院宗昭

日本における人骨中の^{90}Sr濃度の測定を1962年以来継続し，その年次変化と安定Srの濃度につき測定を行なった。

試料の人骨は，北海道，秋田，新潟，東京より採取したもので1968年1月より，同年12月までの試料である。採取人骨総数256検体中より，今回は主として30才以下の試料について分析を行なった。

人骨中の^{90}Sr濃度は徐徐に低下の傾向にあり，分析可能な量が灰分5～10gと数年前の2～3倍程度必要となってきた。

このため，1試料よりの骨種間の相異を調査することは困難となり，合併試料（同年令で死亡月が近く，同一地域より採取したものを組合わせた試料）が多くなった。

^{90}Srおよび安定Srの分析法は既報（オ9回放射能調査研究成果発表会論文集（昭和42年12月）p．95，日化誌，89巻　p．175に従った方法による。

^{90}Srについての分析結果を表1に示す。

年令と骨中^{90}Srの濃度との関係を図1に示した。

表1　年令群別の人骨中の ^{90}Sr濃度

年	項目	年令群S.U.（pCi ^{90}Sr/gCa） 胎児	0才〜4才	5才〜19才	20才以上
1962	試料数	10	26	45	243
	S.U. 最小値〜最大値	0.59〜1.17	0.95〜2.24	0.37〜2.37	0.03〜1.33
	平均値±標準偏差	0.88±0.20	1.66±0.45	1.38±0.54	0.45±0.31
1963	試料数	17	38	44	47
	S.U. 最小値〜最大値	0.86〜2.38	0.80〜4.37	0.55〜2.50	0.22〜1.29
	平均値±標準偏差	1.36±0.44	2.01±1.01	1.41±0.47	0.41±0.25
1964	試料数	36	14	58	39
	S.U. 最小値〜最大値	1.04〜2.52	2.06〜12.88	1.22〜2.50	0.29〜1.29
	平均値±標準偏差	1.99±0.33	5.0±3.32	2.85±1.22	0.86±0.56
1965	試料数	12	13	27	20
	S.U. 最小値〜最大値	1.35〜3.49	2.06〜11.08	1.40〜4.01	0.25〜2.12
	平均値±標準偏差	2.16±0.55	5.11±2.85	2.48±0.75	0.98±0.66
1966	試料数	8	35	27	23
	S.U. 最小値〜最大値	1.45〜2.20	0.91〜8.72	1.04〜3.89	0.35〜1.52
	平均値±標準偏差	1.85±0.29	3.25±0.79	2.07±0.62	0.75±0.46
1967	試料数	23	9	22	1
	S.U. 最小値〜最大値	0.81〜2.40	2.05〜12.0	1.43〜5.28	—
	平均値±標準偏差	1.18±0.33	4.46±3.05	2.38±0.91	0.40　—
1968	試料数	*	22	45	13
	S.U. 最小値〜最大値		0.89〜4.78	0.36〜5.65	0.35〜1.76
	平均値±標準偏差		2.44±1.07	2.12±0.82	0.56±0.48

＊　分析中

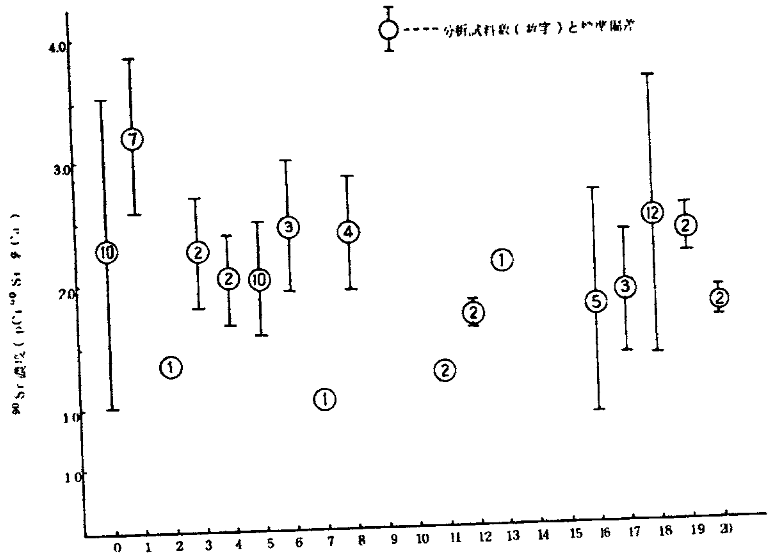


図1　人骨中の ^{90}Sr濃度と年令との関係（1968年）

また，1962年以来1967年までの5年間の骨中の ^{90}Sr濃度をもとに，日本人の標準人を仮定して，次式より骨線量を求めた。

その結果4才および16〜20才（1967年次・年令）において，骨集積線量にピークがみられた。

$$D = 18.43 \cdot \frac{Q}{M} \cdot E \cdot a$$

ここで

D　：　線量率（m rad／年）
Q　：　^{90}Sr骨負荷量（pCi）
M　：　骨骼重量（g）
E　：　^{90}Sr，^{90}Yのβ線平均エネルギー（1.13 Mev）
a　：　骨中におけるβ線の自巳吸収率

である。

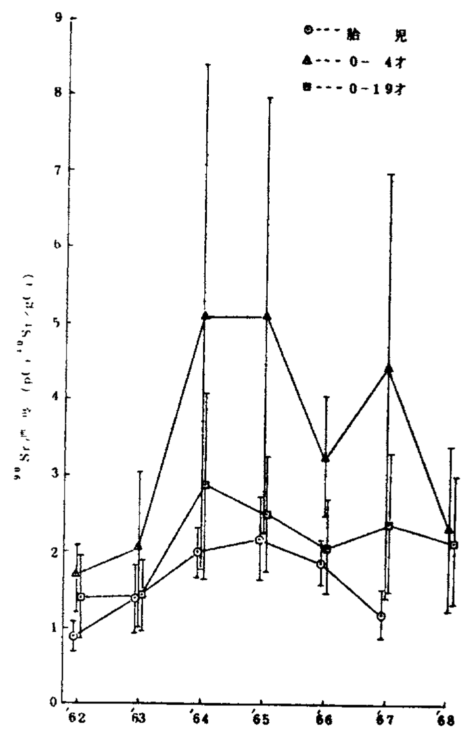


図2　年令群別の人骨中 ^{90}Sr 濃度の年次変化

5 4. 乳歯中の ^{90}Sr 蓄積量に関する研究

厚生省　国立予防衛生研究所
○永井　充，石井俊文，駒井知好，大西栄蔵

1. 緒　言

核実験に由来する ^{90}Srは，食物をつうじて骨や歯に沈着し，その蓄積が高レベルに達すると人体に悪影響をあたえる可能性が考えられるので，生物学的に重要視されている放射性核種である。

この様な観点から，人体への放射性物質の影響を評価する基礎資料とするために，乳歯中にとり

こまれた ^{90}Sr について経年的累積値を出生年度別，地域別およびほ育栄養別の差異などを調べ，子供の体内に移行した ^{90}Sr 濃度や，発育時の食物との関係等を類推するために本研究を行なった。

2.1　乳歯の収集および試料の調製：

現在までに幼稚園，小学校，歯科医師会などの協力をえて58,390本の乳歯が収集された。乳歯調査票の記載事項に基いて出生年別，歯種別およびほ育栄養別（母乳栄養，人工栄養，混合栄養）に分類し，前歯部は60～100本，旧歯部では30～50本の乳歯をまとめて1検体とし，^{90}Sr を分析した。

2.2　定　量　方　法：

乳歯中の ^{90}Sr の分析方法は発煙硝酸法により，また安定ストロンチウムについては，標準添加法による原子吸光法により定量した。放射能の測定は，低バック・グランド型放射能測定器により行なった。

2.3　乳歯のう蝕と ^{90}Sr 濃度との関係：

C_1（エナメル質う蝕），C_2（初期の象牙質う蝕）程度の軽度のう蝕歯の ^{90}Sr 濃度について比較検討したが明らかな有意差は認められなかった。

2.4　乳歯中の安定ストロンチウム：

関東地方，東海地方および北陸地方で1948年から1961年までに生れた子供の乳歯約20,000本（275検体）を用いて安定ストロンチウム濃度を定量したところ地域別，ほ育栄養別および歯種別の有意差はほとんど誤差範囲内にあり，それらの差異は認められなかった。これらを平均するとCa 1 g 当り321±39 μg（範囲230～400 μg）のほぼ一定の値がえられた。

2.5　乳歯中の ^{90}Sr 蓄積量：

図1は関東地方の1948年から1962年生れの子供の乳歯中の ^{90}Sr 濃度について出生年別，ほ育栄養別の測定結果を示したものである。図にみられる様に1953年生れまではわずか0.2～0.3 S.U. であった。1954年以後からはかなりの増加傾向が認められ，特に1958年から1959年にかけて放射性降下物の急激な増加が報告されているが，乳歯中の ^{90}Sr 濃度も明らかにその影響とみられる結果がえられた。1960年，1961年は一時的核停止の影響でやや減少の傾向がみられ，1962年生れは核実験の再開にともなう影響と思われる増加がみられた。これらの傾向は，放射性降下物の影響が人体の放射性物質の蓄積に明らかに反映してくることを示す

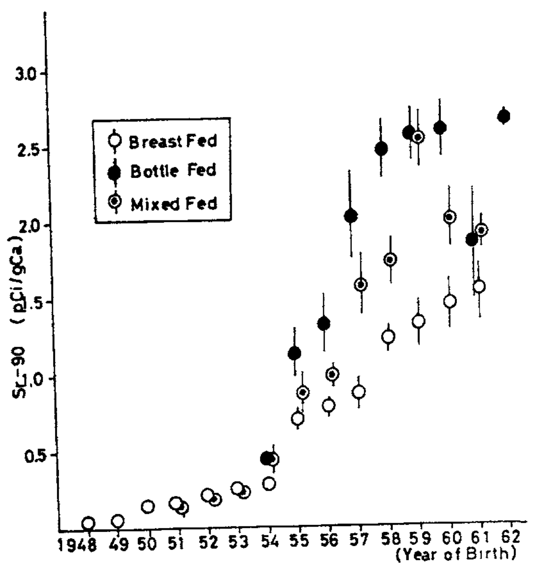


図1　^{90}Sr Contents in Human Deciduous Teeth (Kanto)

ものである。母育栄養による乳歯の^{90}Sr濃度の差異は，図にみられる様に1953年まではその差がみられなかったが，1954年以降から，母乳栄養のものにくらべて，人工栄養では約1.8倍，混合栄養では約1.4倍と多い値がえられた。

図2は東海地方における1950年から1962年生れの乳歯中の^{90}Sr濃度測定の結果をまとめたものであり，その傾向は，関東地方と同程度かやや多いようである。

図3は1967年から乳歯収集を始めた北陸地方の測定結果を示したもので，検体数が2〜3例平均のため不十分であるが，関東地方の乳歯中の^{90}Sr濃度にくらべて高い傾向がみられた。放射性降下物，土壌等で裏日本は表日本にくらべて，^{90}Sr濃度の高いことが報告されているが乳歯中の^{90}Sr濃度でも同じ様相が認められた。

2.6　エナメル質と象牙質中の^{90}Sr濃度：

表1は1955年から1959年生れの乳切歯1,350本を用いて浮遊法により，それぞれ出生年別にエナメル質と象牙質に分別し，^{90}Sr濃度を定量したものである。表にみられるように，エナメル質に対して象牙質の方が約2.6倍も多く^{90}Srが認められた。この両者における^{90}Sr濃度差は，エナメル質では胎生期に形成される部分が比較的多く，胎生中は母親の食物から吸収された^{90}Srが胎盤を通過して胎児の石灰化組織に移行するので^{90}Srはそれだけ少なく，また象牙質では出生後に大部分が形成されるので上記の作用はみられず，食物からの^{90}Srは血行を

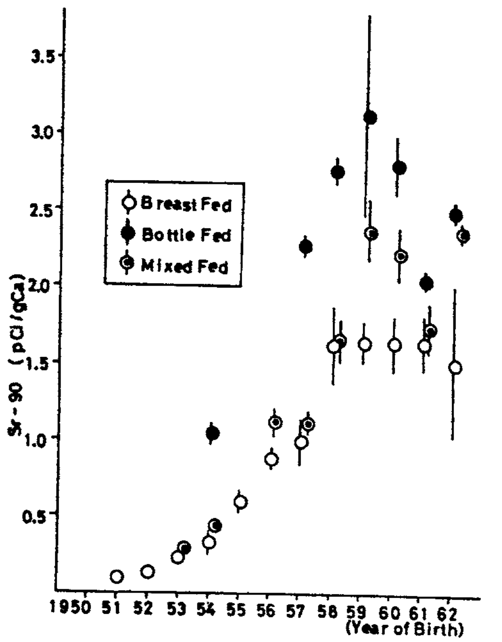


図2　Contents in Human Deciduous Teeth (Tokai)

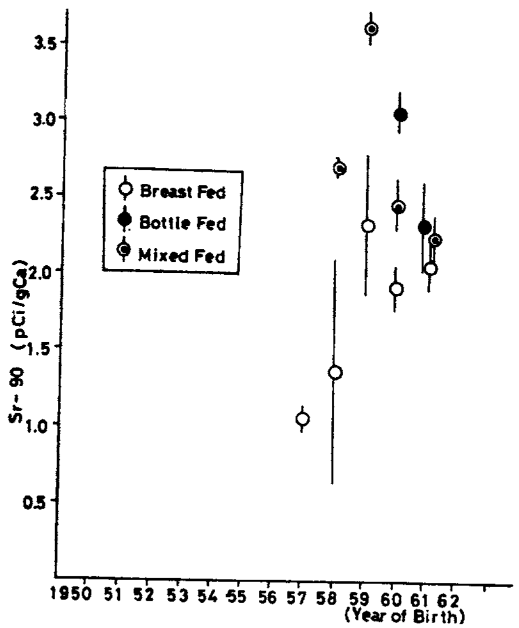


図3　^{90}Sr Contents in Human Deciduous Teeth (Hokuriku)

介して直接石灰化組織に移行するためにエナメル質より^{90}Sr濃度が多く認められるものと考えられる。

結　語

以上のように乳歯中にとりこまれた^{90}Srについて種種検討を加えたが，これらの結果は人体にとりこまれた放射性物質をしる一つの実際的な方法であり，将来，人体に及ぼす放射線の影響を考察する基礎的資料として意義あるものと考えられる。ひきつづいて乳歯に発現する新産線を基として胎生期と出生後にとりこまれた^{90}Sr濃度の算定および北陸地方の検体数を重ねて地域差などについて種種検討する。

表1　^{90}Sr Contents in Enamel and Dentin of Human Deciduous Incisors*(1955—1959)

Year of Birth	Dry wt. / Teeth (g)	Separate	Dry wt. (g)	Calcium (g)	Tatal ^{90}Sr Activity (pCi)	Strontium Unit (pCi/gCa)
1955	27.179 / 279	Enamel Dentin	8.154 19.025	3.048 5.307	1.30±0.40 3.51±0.41	0.43±0.13 0.66±0.08
1956	27.477 / 284	Enamel Dentin	7.996 19.481	3.063 5.594	2.23±0.24 6.13±0.32	0.73±0.08 1.10±0.06
1957	33.731 / 346	Enamel Dentin	9.434 24.297	3.546 6.253	3.17±0.16 8.02±0.37	0.89±0.05 1.28±0.05
1958	14.400 / 145	Enamel Dentin	4.289 10.111	1.579 2.782	2.06±0.09 4.78±0.13	1.30±0.06 1.72±0.06
1959	32.880 / 316	Enamel Dentin	9.657 23.223	3.497 6.409	4.73±0.13 1.2.51±0.30	1.35±0.04 1.95±0.05

* Breast Fed Children

55　人骨ならびに日常食中のプルトニウムの測定

放射線医学総合研究所
渡辺博信，岡林弘之，田中義一郎

1. 目　　的

プルトニウムはストロンチウムと同様，体内では骨に蓄積する核種の一つである。

プルトニウム－２３９はα放射体であること。骨での有効半減期が約２００年であることから，核実験による放射性降下物の影響を考える場合問題となる核種である。この核種による線量寄与を知ること。食品からの摂取と骨中蓄積の関係を知ることを目的として調査を行なっている。

2. 方　　法

骨試料は肋骨を札幌・東京・京都・大阪にて採取し，濃硝酸・過酸化水素水を用いて湿式灰化し，陰イオン交換樹脂を用いてプルトニウムを分離の後，不銹鋼板に電着したものをα線スペクトロメトリにより測定した。日常食は札幌および京都地区より採取したものを電気炉により灰化し，上記の方法によりプルトニウムを分離測定した。

3. 結　　果

表１に骨中プルトニウム濃度の年別，地区別の平均濃度および年平均線量〔（　）は濃度，線量範囲〕を示した。^{90}Sr に日常食の値を月別に示した。骨中のプルトニウム濃度は '６８年でg当り０.００３～０.００４pCiである。地域差は ^{90}Sr の骨中濃度程著しくない。年令別の濃度差も無く，性別による差違も認められない。線量は同年度の ^{90}Sr による値と桁数は同じで１０ミリレム程度である。'６８年度の日常食からの摂取量は，平均１日０.１１８pCi（札幌），０.１６３pCi（京都）で地域差は ^{90}Sr 程著しくない。また '６２～'６３年度と比べて１桁低くなっている。

表１　^{239}Puの骨中平均濃度ならびに平均線量

地　区	年	濃度(10^{-3}pCi／gfw)	線量（ミリレム／年）
札　幌	１９６５	２.３（０.９～３.４）	１１.６（４.５～１７.１）
	１９６９	２.７（１.５～４.８）	１３.６（７.６～２４.２）
東　京	１９６２	０.４	２
	１９６３	０.９	４.５
	１９６８	２.９（０.６～５.５）	１４.６（３.０～２７.８）
京　都	１９６８	３.９（０.１～８.７）	１９.６（０.５～４３.８）
	１９６９	（０.１～１０.１）	（０.５～５１）
大　阪	１９６２	０.４	２
	１９６８	２.０（０.５～４.６）	１０.０（２.５～２３）
	１９６９	２.１（０.９～４.０）	１０.６（４.５～２０）

試料は肋骨
（　）内の数字は範囲を示す

^{239}Puの日常食（１日分当り）中の量

地区・年	10^{-3} pCi／日・人	地区・年	10^{-3} pCi／日・人
札　幌		京　都	
１９６８.２	１７４	１９６７.１２	４８
.４	７６	１９６８.２	２０
.６	１７０	.１０	３４０
.８	２６	.１１	１７３
.１０	５４	.１２	１０９
.１２	２０８	１９６９.１	２９２
１９６９.２	８２	.２	１５７
平　均	１１８	平　均	１６３

4. 考　　察

消化管からの吸収による骨中濃度の計算結果は骨１g当り10^{-6}pCiであり，日常食中の濃度が１桁高くても10^{-5}pCiである。

したがって，現在の骨中濃度０.００３～０.００４pCi／g・生重量は大部分呼吸器をとおして吸収されたものと考える。線量は現在１０～３０ミリレム／年であるが，全年令層にわたって平均していることは，^{90}Sr による線量寄与と異っており，線量増加の傾向が著しいことは十分注意を要するものと考える。プルトニウムは肺臓・肝臓にも蓄積されるが（吸入時），その他の臓器では濃度が低く，骨の約10^{-3}以下のものもある。また，骨のうち，軟骨部は骨質部に比べて１桁低くなっている。

56　家畜骨中の^{90}Srの濃度

農林省　家畜衛生試験場
林　光昭，*加藤二郎，**長尾碩修

前年度に引きつづき家畜骨^{90}Srの分析を行なった。分析試料は昭和44年5月から7月にかけて採集したもので，採集地は従来どおり北海道，東京（家衛試），東京（と場），宮崎の4地点であった。しかし試料数は前年なみに各地点平均して採集することができなかった。^{90}Sr分析は，大腿骨骨端部の骨灰50gを用い，発煙硝酸法によった。

分析成績は表1および表2に示す。また昭和32年分析開始以来の^{90}Sr濃度の年次変化は図1に示した。

表1に示すごとく，馬骨の総平均^{90}Sr量は，56.6±19.3S.U.で昨年の62.0±14.5S.U.に比べやや低い値であった。総平均では約10%の低下ではあったが，今年は，例年比較的低い汚染度を示す宮崎からの材料が入手できず，その平均の中に含まれていないので，地域的には北海道および東京（家衛試）ではいづれも約20%低下していたことから，今年の馬骨^{90}Srの低下はやや著明であったものと考える。

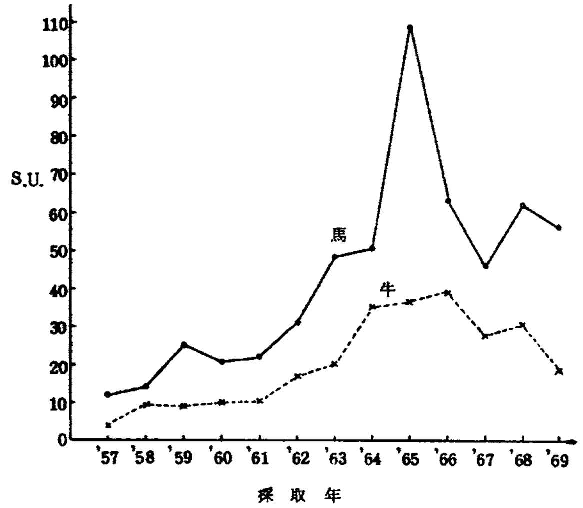


図1　牛馬骨^{90}Sr濃度の年次変化

つぎに表2に示すように，牛骨については18.7±11.1S.U.で，前年の33.4±7.1S.U.に比べかなり低い値であった。牛骨についても試料数の不均衡はあるが，総平均ではかなり著明な減少を示していた。地域的にはやはり北海道に高い値のものが多かったが，他の地域では例年になく10S.U.以下という例が5例もあり，牛骨^{90}Srの低下の著しいことを示すものと思われる。なお東京（家衛試）における牛骨の1例（2才の例，26ケ月令）は，米国から輸入牛であり，横浜着1ケ月後に採取された材料であるが，^{90}Sr量は17.7S.U.で，わが国の例とほぼ同じ濃度を示していた。またこの例の安定Sr量は非常に多く，他の牛骨の3～4倍という高値であった。

家畜骨^{90}Sr濃度にはかなり地域差のあることがはっきりしているため，近年の材料採集は特定地点で平均した試料数を採集することに努めてきたが，今年は諸般の事情から例年と同じ条件で試料を採取することが出来なかった。しかしいづれにしても，個個の分析内容をみてみると，昨年に比べ，牛馬骨ともその^{90}Sr量がかなり著名に減少してきていることは事実と思われる。

* 八幡浜家畜保健衛生所　　　** 徳島家畜保健衛生所

表1　馬骨^{90}Sr濃度（昭和44年）

採取地	年令	Sr/1000.Ca	S.U.
北海道	12	0.701	94.0 ± 0.45
	12	0.771	74.4 ± 0.40
	11	0.586	64.5 ± 0.37
	13	0.719	44.8 ± 0.31
	13	0.631	64.1 ± 0.37
	9	0.620	45.5 ± 0.31
	7	0.950	53.0 ± 0.34
	8	0.674	34.8 ± 0.27
	10	0.735	42.9 ± 0.31
	12	0.464	90.0 ± 0.44
平均		0.685±0.128	60.8 ± 20.3
東京（家衛試）	3	0.456	43.0 ± 0.31
	14	0.465	45.6 ± 0.31
	3	0.364	31.2 ± 0.26
	4	0.394	60.2 ± 0.36
	9	0.576	40.2 ± 0.30
	6	0.563	76.7 ± 0.41
平均		0.470±0.086	49.5 ± 16.3
馬骨総平均		0.604±0.155*	56.6 ± 19.3*

*：平均値の標準偏差

表2　牛骨 ^{90}Sr 濃度　（昭和44年）

採取地	年令	Sr／1000.Ca	S.U.
北海道	7	0.351	35.5 ± 0.28
	11	0.185	42.3 ± 0.30
	10	0.469	25.1 ± 0.23
	7	0.519	26.5 ± 0.24
	12	0.424	33.5 ± 0.27
	平均	0.390±0.130	32.6 ± 7.01
東京（家衛試）	1	0.307	22.9 ± 0.22
	1	0.267	15.2 ± 0.18
	2	（1.327）	（17.7 ± 0.20）
	平均	0.287±0.028	19.1 ± 5.4
東京（と場）	4	0.349	31.4 ± 0.26
	3	0.501	12.1 ± 0.16
	3	0.319	12.0 ± 0.16
	3	0.247	9.1 ± 0.14
	0.5	0.263	3.1 ± 0.08
	0.5	0.258	3.4 ± 0.09
	平均	0.323±0.096	11.9 ± 10.4
宮崎	10	0.297	13.9 ± 0.17
	2	0.466	15.7 ± 0.19
	2	0.459	17.8 ± 0.20
	3	0.244	8.6 ± 0.14
	3	0.240	9.3 ± 0.14
	平均	0.341±0.113	13.1 ± 4.01
牛骨総平均		0.343±0.248*	18.7 ± 11.5*

＊　：　平均値の標準偏差
（　）：　輸入牛

57　食品の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司，鈴木譲，中村良一，
○加瀬栄子

1. 緒　言
科学技術庁の放射能調査の一環として，日常食中の ^{90}Sr と ^{137}Cs の濃度を調べた。

2. 試　料
北海道（札幌），新潟，東京，大阪，福岡の5地方の各都道府県衛生研究所に依頼し，都市成人
，農村成人の調理済みの可食部1日分を集め灰化後化学分析を行なった。

3. 実験および結果　結果を表1～6に示す。
1968年2～3月の試料 ^{90}Srは，都市成人の平均値は6.4 pCi／d／p，　農村成人では 8.7
pCi／d／pであり，都市と農村の平均値は7.6 pCi／d／pであり，6月ではそれぞれ9.5
pCi／d／p，11.7 pCi／d／p，10.6 pCi／d／p，また10～11月ではそれぞれ
7.7 pCi／d／p，8.4 pCi／d／p，8.1 pCi／d／pであり，年間をつうじての平均値
は都市成人で7.9 pCi／d／p，農村成人で9.6 pCi／d／p，都市と農村の平均値は8.8
pCi／d／pであり，前年の平均値はそれぞれ9.0 pCi／d／p，11.3 pCi／d／p，10.2
pCi／d／pであった。
一方，^{137}Csについても，2～3月は12.6 pCi／d／p，15.9 pCi／d／p，14.3
pCi／d／p，6月は20.4 pCi／d／p，19.9 pCi／d／p，20.1 pCi／d／p，
10～11月は19.6 pCi／d／p，22.3 pCi／d／p，21.0 pCi／d／pであり，年
間をつうじての平均値は都市成人で17.5 pCi／d／p，農村成人で19.4 pCi／d／p，都
市と農村の平均値は18.5 pCi／d／pであり，前年の平均値はそれぞれ21.6 pCi／d／p
24.2 pCi／d／p，22.9 pCi／d／pであった。
地方別にみれば，^{90}Sr は新潟農村成人の摂取量が高く，^{137}Cs は6月試料で北海道と新潟地
方が高かった。

表1　日常食中の ^{90}Sr 濃度（1968年2～3月）

	群	^{90}Sr pCi／d／p	Ca mg／d／p	S.U.
北海道	都市成人	7.5 ± 0.7	479.4	15.6
	農村成人	9.3 ± 0.9	587.5	15.8
新潟	都市成人	9.0 ± 0.9	625.7	14.2
	農村成人	19.5 ± 1.9	412.4	47.3
東京	都市成人	3.7 ± 0.3	420.5	8.8
	農村成人	4.4 ± 0.4	392.6	11.2
大阪	都市成人	6.9 ± 0.6	450.0	15.4
	農村成人	4.3 ± 0.4	269.2	15.8
福岡	都市成人	5.0 ± 0.5	450.9	11.0
	農村成人	6.0 ± 0.6	487.1	12.3

表2　日常食中の ^{90}Sr 濃度（1968年6月）

	群	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.
北海道	都市成人	9.1±0.9	387.9	23.5
	農村成人	9.8±0.9	490.0	20.0
新潟	都市成人	7.6±0.7	304.9	24.9
	農村成人	22.2±2.1	375.6	59.1
東京	都市成人	6.7±0.6	368.5	18.2
	農村成人	6.4±0.6	343.4	18.6
大阪	都市成人	11.2±1.1	481.0	23.3
	農村成人	5.6±0.5	338.8	16.5
福岡	都市成人	13.0±1.3	406.4	32.0
	農村成人	14.7±1.4	925.9	15.9

表3　日常食中の ^{90}Sr 濃度（1968年10～11月）

	群	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.
北海道	都市成人	8.0±0.8	231.0	34.6
	農村成人	9.1±0.9	463.8	19.6
新潟	都市成人	9.2±0.9	360.8	25.5
	農村成人	11.5±1.1	425.5	27.0
東京	都市成人	8.6±0.8	374.2	23.0
	農村成人	8.2±0.8	390.7	21.0
大阪	都市成人	6.9±0.6	400.0	17.3
	農村成人	7.0±0.7	304.9	23.0
福岡	都市成人	6.0±0.6	525.7	11.4
	農村成人	6.2±0.6	440.1	14.1

表4　日常食中の ^{137}Cs 濃度
（1968年2～3月）

	郡	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	C.U.
北海道	都市成人	16.0±1.6	1933.5	8.3
	農村成人	24.5±2.4	1954.2	12.5
新潟	都市成人	10.0±1.0	2240.1	4.5
	農村成人	11.8±1.1	2082.5	5.7
東京	都市成人	14.0±1.4	1846.0	7.6
	農村成人	15.9±1.5	1353.0	11.8
大阪	都市成人	11.0±1.1	1424.9	7.7
	農村成人	14.7±1.4	1418.4	10.4
福岡	都市成人	12.0±1.2	1200.0	10.0
	農村成人	12.8±1.2	1402.9	9.1

表5　日常食中の ^{137}Cs 濃度
（1968年6月）

	郡	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	C.U.
北海道	都市成人	30.8±2.9	1539.0	20.0
	農村成人	28.0±2.8	2038.8	13.4
新潟	都市成人	16.9±1.6	1521.1	11.1
	農村成人	20.9±2.0	1259.1	16.6
東京	都市成人	20.4±2.0	183 0	11.1
	農村成人	16.1±1.6	12.6 5	12.7
大阪	都市成人	17.6±1.7	1256.0	14.0
	農村成人	17.6±1.7	1680.0	10.5
福岡	都市成人	16.3±1.6	1212.0	13.4
	農村成人	16.[illegible]±1.6	1291.5	13.0

表6　日常食中の ^{137}Cs 濃度（１９６８年１０～１１月）

	郡	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	C.U.
北海道	都市成人	26.1±2.5	1539.0	20.0
	農村成人	29.4±2.8	2038.8	13.4
新潟	都市成人	21.2±2.0	1521.1	11.1
	農村成人	34.3±3.2	1259.1	16.6
東京	都市成人	15.4±1.5	1836.0	11.1
	農村成人	18.1±1.8	1266.5	12.7
大阪	都市成人	17.6±1.7	1256.0	14.0
	農村成人	12.1±1.2	1680.0	10.5
福岡	都市成人	17.8±1.7	1212.0	13.4
	農村成人	17.6±1.7	1291.5	13.0

５８．標準食の放射性物質

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，○上田泰司，鈴木　譲
中村良一，加瀬栄子

１．緒　　言

科学技術庁放射能調査の一環としての，標準食の放射能調査を１９６６年より行なっているが，前報にひきつづきえた結果を報告する。

２．試料採集と分析測定

北海道（札幌），新潟，東京，鹿児島の４地方の各都道府県衛生研究所に依頼し，なるべくその地方で生産された食品またはそれを材料とした調理前の食品につき日本の中流家庭を対象として，穀類，豆類，いも類，牛乳，卵，肉類，魚貝類，葉菜類および根菜類の９群にわけ灰化後，各群につき ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度を測定した。

３．結果を表１，２，３，４，５，６，７に示す。

^{90}Sr 量は食品群別では一般に穀類；牛乳，葉菜類，根菜類が高い値を示したが，１９６７年１２月の東京では牛乳は豆類と同程度であったが，１９６８年５月，１１月の新潟では牛乳よりも豆類が高い値を示した。

また，^{137}Cs については一般に ^{90}Sr と同じ食品群が高い傾向であったが，１９６７年１１月の新潟及び１２月の東京，１９６８年５月の北海道および新潟では葉菜類，根菜類の摂取量への寄与は小さかった。

表１　北　海　道

１９６７年１１月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	^{137}Cs /g.K
穀類	1.63	17	95.9	10.1	178	56.7
豆類	0.48	15	32.0	1.7	118	14.4
いも類	0.35	14	25.0	1.5	271	5.5
牛乳	1.58	240	6.6	7.5	273	27.5
卵	0.01	2	5.0	0.7	44	15.9
肉類	0.03	1	30.0	2.4	62	38.7
魚貝類	0.02	34	0.6	1.3	206	6.3
葉菜類	1.43	15	95.3	2.1	360	5.8
根菜類	4.20	20	210.0	5.5	212	25.9
計およびS.U.	9.73	358	27.2	32.8	1724	19.0

表２　新　　潟

１９６７年１１月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	^{137}Cs pCi/g.K
穀類	1.76	29	60.7	6.7	344	19.5
豆類	0.51	34	15.0	2.0	199	10.1
いも類	0.36	5	72.0	1.6	298	5.4
牛乳	0.92	164	5.6	6.3	305	20.7
卵	0.01	17	0.6	0.2	41	4.9
肉類	0.01	3	3.3	2.0	81	24.7
魚貝類	0.02	150	0.1	1.3	176	7.4
葉菜類	1.13	7	161.4	2.3	561	4.1
根菜類	4.16	16	260.0	1.0	219	4.6
計およびS.U.	8.88	425	20.9	23.4	2224	10.5

表3　東　　京

1967年12月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	^{137}Cs pCi/g.K
穀類	2.41	26	92.7	10.4	217	47.9
豆類	0.69	34	20.3	1.0	130	7.7
いも類	0.35	10	35.0	1.1	264	4.2
牛乳	0.63	180	3.5	2.7	260	10.4
卵	0.02	5	4.0	0.3	41	7.3
肉類	0.01	1	10.0	1.3	58	22.4
魚貝類	0.01	37	0.3	1.8	192	9.4
葉菜類	1.21	50	24.2	1.1	338	3.3
根菜類	3.32	24	138.3	0.9	248	3.6
計およびS.U.	8.65	367	23.6	20.6	1748	11.8

表4　鹿児島

1967年11月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	^{137}Cs pCi/g.K
穀類	1.67	24	69.6	11.4	229	49.8
豆類	0.48	40	12.0	1.1	119	9.2
いも類	0.58	7	82.9	1.3	216	6.0
牛乳	1.40	164	8.5	4.9	254	19.3
卵	0.02	15	1.3	0.3	43	7.0
肉類	0.01	2	5.0	1.1	57	19.3
魚貝類	0.01	16	0.6	1.3	221	5.9
葉菜類	2.08	53	39.2	3.3	293	11.3
根菜類	3.54	25	141.6	3.3	204	16.2
計およびS.U.	9.79	346	28.3	28.0	1636	17.1

表5　北海道　　1968年5月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	^{137}Cs pCi/g.K
穀類	1.11	39	28.5	6.7	301	22.3
豆類	0.40	29	13.8	0.9	105	8.6
いも類	0.10	6	16.7	2.5	271	9.2
牛乳	1.36	178	7.6	10.3	273	37.7
卵	0.01	10	1.0	0.2	24	8.3
肉類	0.01	1	10.0	1.3	51	25.5
魚貝類	0.07	28	2.5	1.2	203	5.9
葉菜類	1.82	24	75.8	1.0	280	3.6
根菜類	1.57	20	78.5	07	174	4.0
計およびS.U.	6.45	335	19.3	24.8	1682	14.7

表6　新　　潟

1968年5月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	K mg/d/p	^{137}Cs pCi/g.K
穀類	1.58	21	75.2	11.4	368	31.0
豆類	1.08	22	49.1	1.4	166	8.4
いも類	0.30	10	30.0	6.1	290	21.0
牛乳	0.80	146	5.5	1.1	221	5.0
卵	0.01	14	0.7	1.3	39	33.3
肉類	0.01	2	5.0	1.6	52	308
魚貝類	0.02	63	0.3	0.6	116	5.2
葉菜類	1.83	10	183.0	1.1	414	2.7
根菜類	1.15	18	63.9	1.0	72	13.9
計およびS.U.	6.78	306	22.2	25.6	1738	14.7

表7 鹿 児 島

1968年6月

	^{90}Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	^{90}Sr pCi/g.Ca	^{137}Cs pCi/d/p	※K mg/d/p	^{137}Cs pCi/g.K
穀類	0.78	23	33.9	13.1	276	47.5
豆類	0.53	22	24.1	1.7	137	12.4
いも類	0.16	7	22.9	2.0	277	7.2
牛乳	0.83	163	5.1	4.4	265	16.6
卵	0.05	13	3.8	0.3	27	11.1
肉類	0.01	2	5.0	1.5	68	22.1
魚貝類	0.02	17	1.2	2.5	240	10.4
葉菜類	4.08	15	272.0	2.1	406	5.2
根菜類	1.01	19	53.2	3.4	248	13.7
計およびS.U.	7.47	281	26.6	31.0	1944	15.9

59. 昭和43年度輸入食品中の^{90}Srおよび^{137}Csの定量

厚生省 国立衛生試験所

浦久保五郎，亀谷勝昭，池淵秀治

前報[1),2),3),4)]に引き続き輸入に対する依存度の比較的大きな食品（脱脂粉乳）についての^{90}Srおよび^{137}Csの定量と同時期に長野県松本で生産された粉乳についても定量を行なったので結果を報告する。

1. 分析方法：前報[1)]と同じ方法

2. 結　果：輸入脱脂粉乳の大数量ロットを代表する4検体の結果を表1に，国産粉乳10検体の結果を表2に示す。

表1 ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in imported dried milk

Date of Product	Food Category	Sampling places	Ash (g/100g)	^{90}Sr (pCi/100g)	^{137}Cs (pCi/100g)
Dec.,1967	Dry skim milk	Nouth Dakota, USA	8.1	7.7±0.7	8.9±1.4
Jan.,1968		〃	7.5	7.5±0.7	11.5±2.0
Nov.,1967		Minesota, USA	8.2	10.7±0.8	13.1±2.6
Dec.,1967		〃	8.0	15.4±1.1	13.2±2.6

表2 ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in imported dried milk

Date of Product	Food Category	Sampling places	Ash (g/100g)	^{90}Sr (pCi/100g)	^{137}Cs (pCi/100g)
Sept.,1967	Dry milk	Matsumoto, Nagano-Prof	4.4	4.0±0.4	32.5±2.2
Oct., 〃	〃	〃	4.1	2.8±0.4	5.9±1.3
Nov., 〃	〃	〃	4.2	2.1±0.3	11.0±1.6
Dec., 〃	〃	〃	4.0	—	13.6±1.6
Jan., 1968	〃	〃	4.0		19.3±1.8
March, 〃	〃	〃	6.4	2.9±0.5	3.3±0.9
April, 〃	〃	〃	4.5	2.0±0.4	7.2±1.3
May, 〃	〃	〃	4.3	6.1±0.6	10.6±1.5
June, 〃	〃	〃	4.3	2.7±0.4	8.6±1.4
July, 〃	〃	〃	4.3	2.2±0.4	6.1±2.0

3. 考察およびむすび：輸入粉乳中の^{90}Srと^{137}Csのおのおのの平均濃度はそれぞれ10.3 pCi/100gと11.6pCi/100gであり，国産粉乳中については，それぞれ3.1 pCi/100gであった。国産粉乳（長野産）は牛乳を脱脂，脱塩をしたのち加工段階で塩類およびその他添加物を加えて配合してあるため，^{90}Srおよび^{137}Csの汚染度を輸入粉乳と比較することは困難である。

4. 文　献

1）オ7回放射能調査研究成果発表論文抄録集（昭和40年）科学技術庁

2）オ8回放射能調査研究成果発表論文抄録集（昭和41年）科学技術庁

3）オ9回放射能調査研究成果発表論文抄録集（昭和42年）科学技術庁

4）オ10回放射能調査研究成果発表論文抄録集（昭和43年）科学技術庁

60. し好飲料中の^{90}Sr

放射線医学総合研究所

○白石義行，市川龍資

数多く普及しているし好飲料のうち，ビールに関して，その原料の放射性降下物に由来する^{137}Csのビール中への移行率および濃度の経年変化を，前年に報告した。本発表では，そのときと同じ試料を使用して^{90}Srの分析を行ない，2，3の知見をえたのでその概要をのべる。

1. 方　法

1959－1969年に製造されたビール中の^{90}Sr濃度を測定した。また，あるビール工場の製造過程において，諸原料と製造残渣およびそれらから造られたビールを採取し，それらの^{90}Sr濃度を測定し，比較した。

2. 結果および考察

製品ビール中の^{90}Ｓｒ濃度の製造年別変化を放射性降下物の^{90}Ｓｒの降下率の年次変化と対比させると図１のようになる。１９６５年にピークがあらわれて 7.8 pCi／ℓ の値を示し，^{90}Ｓｒの降下率の高かった１９６３年よりも約２年遅れてピークが存在する。しかし，このピークの前後における値は，6.5および6.1 pCi／ℓ であり，^{137}Ｃｓの場合に比してこのピークは，甚だ巾の

第1図 Concentration of ^{90}Sr in beer

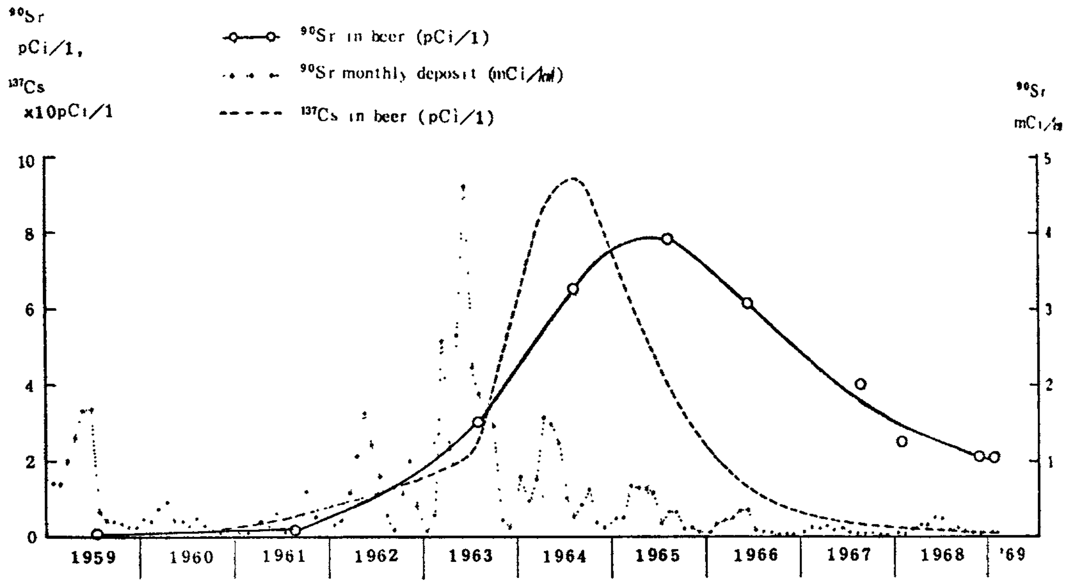


図1 Concentration of ^{90}Sr in beer

広いものであるといえる。また，１９５９ － １９６１年の低いレベル（0.1 pＣｉ／ℓ）に比して，放射性降下物降下率の低下した１９６８ － １９６９年においても，なお2.1－2.5 pＣｉ／ℓというかなりのレベルを保持していることが注目される。このことは，先に報告したビール中の^{137}Ｃｓのパターンと異なる点であって，主原料のビール麦，ホップの^{90}Ｓｒが，^{137}Ｃｓよりも経根的にとりこまれる割合が大きく，そのために，地上蓄積量に依存する程度が，より大きいことに起因している。

諸原料（モルト，ホップ，副原料），これらの使用後の粕，そしてこれら原料に対応する生産ビール中における^{90}ＳｒおよびＣａの濃度の測定結果は，表１のとおりである。工場における製造過程において，原料中の^{90}Ｓｒの約７０％が製品ビール中へ転移することがわかる。原料のうちでは，モルトの^{90}Ｓｒの寄与が最も大きい。

表1. ^{90}Sr and Ca content in raw materials, spent residues and 1 litre of beer*

	Raw materials		Spent residues		1 litre of beer	
	^{90}Sr (pCi)	Ca (g)	^{90}Sr (pCi)	Ca (g)	^{90}Sr (pCi)	Ca (g)
Malt	3.18 }3.70	0.051 }0.054	0.99	0.020		
Side M.	0.52	0.003				
Hops	0.18	0.004	0.18	0.001	calculated	
Total	3.88 (100)	0.058 (100)	1.17 (30)	0.021 (36)	2.71 (70)	0.037 (64)
					measured	
					2.5	0.033

* 1 litre of beer: malt 106g., side materials (rice 26.5g and corn starch 26.5g.) and hops 1.6g.

６１．第８回中共核実験後の牛乳中の放射性ヨウ素の測定

放射線医学総合研究所
田中義一郎，河村日佐男

1. 緒　言　１９６８年１２月２７日中共において才8回核実験が行なわれたとの報道に基いて，この核実験による日本国内の環境汚染を調査する目的で，降下性放射性ヨウ素に由来するとされている牛乳中の放射性ヨウ素の濃度を測定した。同年１２月２９日から１９６９年１月１５日に至る期間内のつぎにのべる原料乳については顕著な濃度は認められなかった。

2. 試料の採取　上述の期間内に下志津原酪農農業協同組合（習志野市）および農林省畜産試験場（千葉市）の協力をえて，原料乳をポリエチレン製容器に採取した。なお前者から供給された原料乳は飼料の一部に畑から採取された新鮮なカブを与えられた乳牛から搾乳されたものであることが確かめられている。

3. 分析法　牛乳中の放射性ヨウ素はヨウ素キャリヤ（ヨウ化カリウムとして）を添加し，陰イオン交換樹脂柱に吸着させ，つぎに溶離したのち，四塩化炭素を用いて溶媒抽出を行ない，最終的に

はヨウ化銀として沈殿させ放射化学的に分離した。固定試料はTracerlab 製Omniguard 低バックグラウンド・ベータカウンタによってβ線の測定をおこないえられた計数率は^{131}I標準試料によって計数効率の補正を加えた。測定時間は20〜100分，自然計数率は約0.2cpmであって，対応する放射性ヨウ素の検出限界は約1pCi／ℓであった。一部の測定にはSharp LowbetaⅡを用いた。

4. 結　果　えられた結果を表1に示す。分析および測定を行った全期間において牛乳中の放射性ヨウ素の濃度は検出限界に達しなかった。採取した試料が千葉県における原料乳をよく代表していたとは断言できないが，以上の結果からすくなくとも千葉県内で生産された牛乳は第8回中共核実験によって顕著には汚染されなかったものと推定して良いと考えられる。

表1　第8回中共核実験後の原料乳中の放射性ヨウ素

試料採取年月日	採取から測定までの時間	放射性ヨウ素濃度（pCi／ℓ）	
		下志津原酪農農業協同組合	農林省畜産試験場
1968.12.29	6.8	−2.5±0.56*	
29	18.5		0.25±0.35
30	6.6	−0.91±1.2 *	
30	30.9		−0.31±0.52
31	6.2	−0.30±0.55*	
31	6.4		−0.29±0.52
1969. 1. 3	6.1	0.83±0.43	
4	5.2	0.76±0.45	
5	5.1	0.00±0.34	
6	7.0	0.46±0.32	
14	6.1	0.25±0.48	
15	38.5	0.46±0.68	

*　計測時間：20分　その他の値は100分間計測。

6.2 土壌および米麦中の^{90}Srおよび^{137}Cs

農林省　農業技術研究所
○小林宏信，石川美佐子，津村昭人
山県　登（国立公衆衛生院）

1. 緒　言　本調査研究は，農耕地土壌と主要農作物の降下放射性核種による汚染の実態を経年的に調査し，その汚染対策の基礎的資料をうるため，国内各地の水田・畑両土壌およびそこに栽培生産された米麦子実を対象に，昭和32年以来^{90}Sr，^{137}Csの両核種分析を行なうべく，実施されたものである。

米麦の^{90}Sr，^{137}Cs両核種含量は，核実験に伴う両核種の降下率の消長を反映して，昭和33〜34年に第1ピークを，また昭和37〜39年に本調査開始以来の最高値を示す第2ピークを示したが，以後急速に減少傾向に転じ，昭和41〜43年では，本調査開始期（32年）あるいは，核実験停止期（35〜36年）のレベルにまで減少し，低下した。

一方農耕地土壌中の置換態^{90}Sr，^{137}Cs含量は，上記米麦の場合と類似の推移傾向を示し，39〜40年に最高値に達したが，以後米麦の推移とは異り，その減少は緩徐であり，42〜43年現在でもなお大型核実験再開直前の2〜3倍相当のレベルを維持していることが認められた。

つぎに米麦・農耕地土壌の両核種含量を地域別に比較すると，北日本〜日本海側＞南日本〜太平洋側の傾向が従来認められてきた。

なお，ここで両核種の挙動と含量の関係をみると，土壌中では，^{137}Csが^{90}Srに比し固定されやすいため，置換態含量は^{90}Sr＞^{137}Cs，米麦中では，^{137}Csが^{90}Srに比し選択的に吸収されやすいため，含量は^{137}Cs＞^{90}Sr，また玄米を精白すると^{90}Srは糠＞白米，^{137}Csは糠＞白米，さらに白米中では^{137}Cs＞^{90}Sr，等の差があり，両核種の大気→土壌→作物の汚染経路における挙動に著しい相異のあることを認めている。

2　調査研究の概要

2.1　放射能調査　前年度と同一規模において下記により調査を実施した。

2.1.1　実施場所　国内各地域の国公立農業試験場15機関から分析用試料として送付された特定圃場の水田・畑両作土およびそこに栽培生産された米麦の子実を当研究所で下記の方法により調整したのち，分析に供した。

2.1.2　試　料　土壌は風乾ふるい別後，M−酢酸アンモニウム抽出法により置換態^{90}Sr，^{137}Cs区分を分離して分析した。玄米は一部はそのまま，残部は歩どまり90％の精白により白米とし，また，小麦は玄麦のまま，それぞれ灰化後下記の方法により分析に供した。

2.1.3　方　法　上記各試料につき，^{90}Srは「放射性ストロンチウム分析法」（科学技術庁，1963），^{137}Csは「セシウム137分析法」（科学技術庁，1963）により分析し，それぞれ低バックガスフローカウンタ，ガンマースペクトロメータで放射能測定を行なった。

2.2　調査結果　本年度えられた分析結果を農耕地土壌と米麦に大別したうえ，その概要をつぎにのべる。

2.2.1　農耕地土壌　昭和43年度に採取した小麦畑土壌と水田土壌の置換態^{90}Srの分析結果は，それぞれ表1と表2に示すとおりであった。その全国平均値は両土壌とも23mCi／Km^{2}の値であった。なお参考のため前年度の分析値を各表に併記した。

表1　畑土壌の置換態^{90}Sr（mCi／Km^2）

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和42年	27	9〜54	12
昭和43年	23	8〜63	12

表2　畑土壌の置換態^{90}Sr（mCi／Km^2）

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和42年	30	5〜103	14
昭和43年	23	6〜74	14

つぎに，これら土壌中の置換態^{90}Srの経年変化をみると，３８〜３９年に最高値を示したが，以後今日まで徐徐に減少傾向をたどっており，また地域別にみると，両土壌とも日本海側〜北日本＞太平洋側〜西南日本の傾向が持続していることを認めた。

一方土壌中の置換態^{137}Csは一部分析中であるが，既報のデータから上記^{90}Srの場合と類似の経年推移，地域差を示したが，量的には$^{90}Sr > {}^{137}Cs$の関係にあることを認めている。

2.2.2　米　麦　昭和４３年度産の小麦（玄麦）および玄米・白米中の^{90}Sr含量を分析したところ，それぞれ表３および表５に示す結果がえられた。全国平均としての^{90}Sr含量は，小麦２４pCi／kg，玄米9.8pCi／kg，白米1.3pCi／kgの値を示し，参考のため各

表３　小麦（玄麦）中の^{90}Sr含量（pCi/kg）

試料採取年度	平　均　値	実測値の範囲	例　　数
昭和４２年	２７	７〜１２２	１２
昭和４３年	２４	６〜　８４	１２

表４　小麦（玄麦）中の^{137}Cs含量（pCi/kg）

試料採取年度	平　均　値	実測値の範囲	例　　数
昭和４１年	77.5	44.7〜115.5	６
昭和４２年	30.6	15.2〜　74.3	１２

表に附記した前年度産米麦の^{90}Sr含量とほぼ同レベルであることを認めた。

表５　玄米・白米中の^{90}Sr含量（pCi/kg）

試料採取年度		平　均　値	実測値の範囲	例　　数
昭和４２年	玄米	8.2	2.1〜13.0	１５
	白米	1.6	0.4〜5.1	１５
昭和４３年	玄米	9.8	3.1〜21.8	１５
	白米	1.3	0.3〜3.0	１５

表６　玄米・白米中の^{137}Cs含量（pCi/kg）

試料採取年度		平　均　値	実測値の範囲	例　　数
昭和４１年	玄米	28.6	10.1〜54.2	１５
	白米	11.2	3.8〜26.6	１３
昭和４２年	玄米	28.0	11.9〜50.6	１４
	白米	13.2	6.7〜20.0	１３

なお今回４２年度産米麦につき^{137}Cs含量を調べたので，それらの結果を表４および表６に示した。^{137}Cs含量は全国平均として小麦30.6pCi／kg，玄米28.0pCi/kg，白米13.2pCi／kgであって，これらを前年度の平均値（各表に併記）と対比すると，減少あるいは横ばいの傾向にあることを認めた。

ここで経年的に米麦中の両核種含量の推移をまとめてみると，両核種とも３８年度に最高値を示し，以後激減し４２年以降では核実験停止期間中（３５〜３６年）と同程度かそれ以下のレベルにまで低下した。なお米麦中の核種含量は，選択的吸収の差異により，$^{137}Cs > {}^{90}Sr$の量的関係にあるが，地域別に比較すると，水田・畑土壌の場合と同様の傾向が維持されていることを認めた。

今回はとくに玄米の^{90}Sr含量と水稲生育期間中の^{90}Sr降下量および土壌中の置換態^{90}Sr含量間の相関を検したところ，地域により異るが，玄米の^{90}Sr含量は上記置換態含量よりもむしろ降下量に対して相関性が高いことを認めた。

3. 結　　語　農耕地土壌中の核種含量が昭和３８〜３９年以降徐徐に減少して上記のレベルまで低下したことは，この間における大気からの放射性核種の降下量が激減したことによるが，同時に土壌中に蓄積した核種の流亡溶脱による減少も考慮に入れる必要がある。

一方米麦の核種含量も３８年を境に急激に減少し，４２〜４３年産の米麦は核実験再開前のレベルにまで低下したが，このことは核種の降下量の減少にともなう直接汚染による影響が減じ，土壌中に蓄積した核種の経根的吸収による間接汚染が主要因であると解される。

しかし，４２〜４３年に採取した土壌の置換態の核種含量は核実験停止期間（３５〜３６年）のレベルの２〜３倍高い値を示し，直接汚染の寄与が減少した現在，なお農作物に対して無視できない核種の供給源となっている。また，米麦の核種含量は上記３５〜３６年のレベルにもどったが，今後さらに減少するか，あるいは，横ばい状態を呈するかが問題である。

したがって，土壌・米麦の放射能汚染についての基礎的データをうるため，ひきつづき本調査を行なうことが必要である。一方追跡法により土壌・作物間の核種の挙動の面から汚染機構を解析し，また核種の吸収抑制についても同時に検討し，農作物の放射能汚染の対策資料をうることが必要である。

６３．土壌および作物中の降下放射性核種の分析的研究

農業技術研究所
小　林　宏　信

昭和４３年度に実施した農耕地土壌と米麦の放射能汚染調査と放射能汚染機構解析研究の成績の概要を前報同様に，(I)全国的調査，および，(II)解析研究に大別して報告する。

I．特定圃場の土壌・米麦の^{90}Srおよび^{137}Cs汚染の経年変化（全国的調査）

1. 緒　　言

国内各地域の農耕地土壌およびそこに栽培生産された主要農作物の全国的規模における放射能汚染の実態調査は継続して当研究室が担当し，前年度までにえられた調査結果はその都度〝本調査研究年報〟に報告済みである。

今回は４３年度にえられた調査結果を中心にデータをとりまとめてその概要を報告する。

2. 分析試料

前年度と同様に，農林水産技術会議事務局をつうじ全国各地の国公立農業試験場１５機関に水田・畑両土壌および米麦の分析用試料の採取方依頼し，送付されてきた試料はいずれも分析用に調製したうえ，^{90}Sr，^{137}Cs の核種分析に供した。

3. 分析および測定法

^{90}Sr 分析および測定は科学技術庁編「放射性ストロンチウム分析法（１９６３）」によった。^{137}Cs 分析および測定は同編「セシウム１３７分析法（１９６３）」により，上記 ^{90}Sr 分析試料よりセシウム区分を分離し，厚生省公衆衛生院山県研究室および畜産試験場生理才３研究室に測定を依頼した。

4. 分析結果と考察

A，水田土壌および畑土壌

昭和４２年度に採取した水田土壌（作土）のM−酢酸アンモニウム液抽出法によりえられた置換態 ^{90}Sr 含量の分析値は表１に示すとおりであった。一方水田土壌の ^{90}Sr による放射能汚染レベルの経年的推移を調べてみると，図１に示す経過が認められた。また水田土壌の置換態 ^{90}Sr 含量

表１　水田土壌の置換態 ^{90}Sr 含量（酢酸アンモニウム抽出法）

地　名	昭和４２年9〜１１月採取			
	g Ca／kg	pCi／kg	S．U．	mCi／Km²
札　幌	1.61	219	137	24
秋　田	1.53	472	244	55
高　田	3.29	909	276	103
金　沢	1.53	287	188	48
鳥　取	—	—	—	—
盛　岡	3.09	191	63	20
仙　台	1.49	204	137	27
水　戸	1.45	246	170	30
鴻　巣	2.17	248	114	30
立　川	2.33	97	41	10
甲　府	1.29	32	25	5
津	1.81	175	97	27
大　阪	1.21	43	36	7
岡　山	1.21	68	56	12
筑紫野	1.00	179	178	23
平　均	1.78	241	126	30

を地域別に昭和４０年から４２年までの分析値につき比較してみると，図２に示す結果がえられた。

昭和４３年度に採取した畑土壌の作土中の置換態 ^{90}Sr の分析結果は表２に示すとおりであって，その全国平均としての経年変化は図１に示す推移であった。また畑土壌の ^{90}Sr 含量を地域別に昭和４１年から４３年までの分析値を用いて比較すると，図３に示す結果がえられた。

表２　畑土壌の置換態 ^{90}Sr 含量（酢酸アンモニウム抽出法）

地　名	昭和４３年６〜７月採取			
	g Ca／kg	pCi／kg	S．U．	mCi／Km²
札　幌	2.45	180	74	26
秋　田	1.16	151	130	19
長　岡	3.62	525	145	63
盛　岡	1.85	208	113	31
岩　沼	3.82	229	60	35
水　戸	0.84	243	294	28
北　本	1.12	174	155	14
立　川	2.01	99	49	14
甲　府	1.81	97	54	15
大　阪	1.29	75	58	8
岡　山	1.53	71	47	12
栃　木	3.01	127	42	12
平　均	2.04	182	102	23

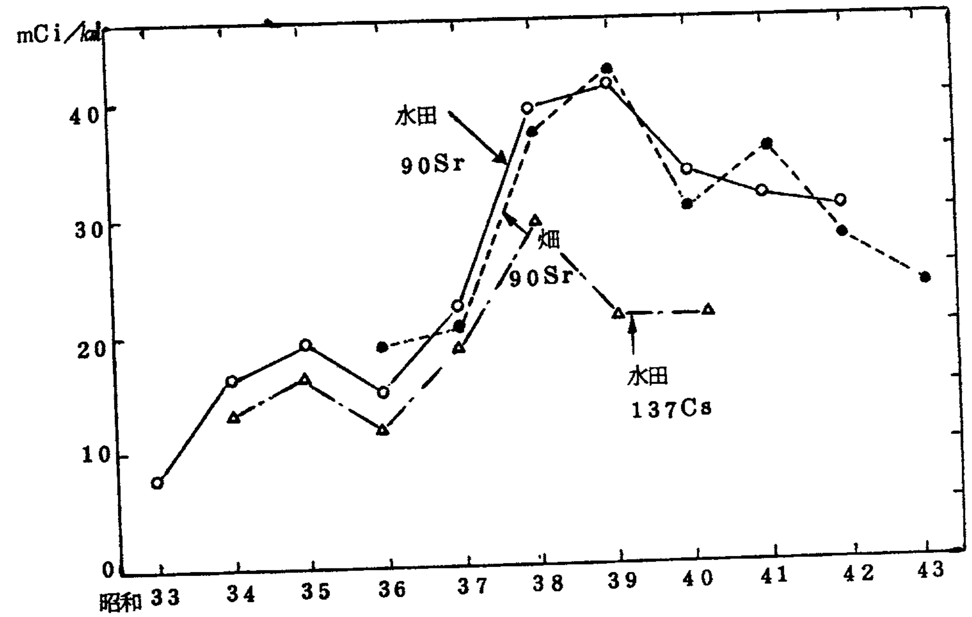


図１　水田・畑土壌中の置換態 ^{90}Sr と ^{137}Cs の経年推移

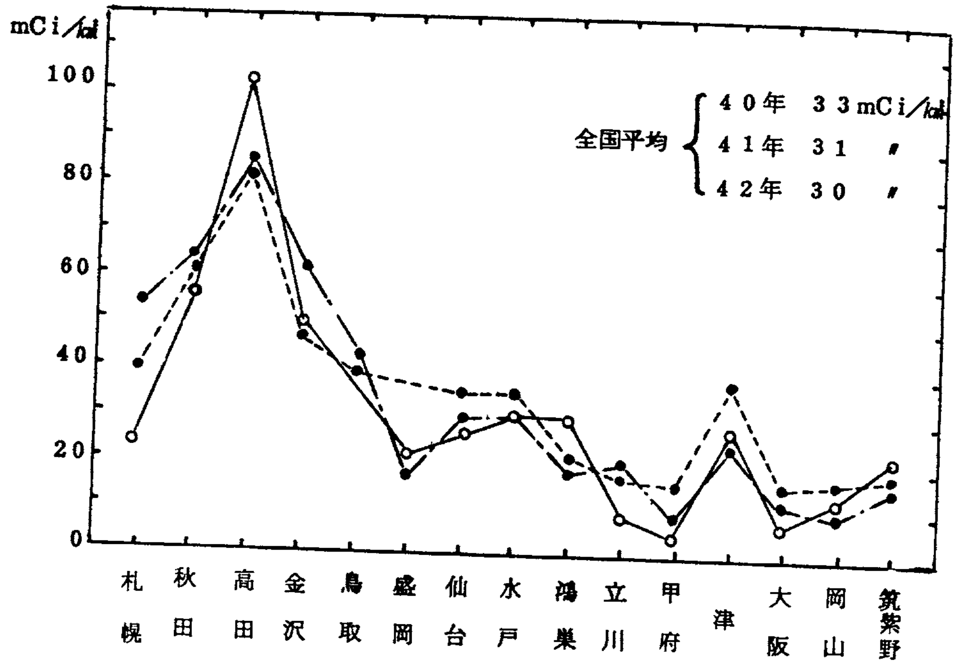


図2 地域別水田土壌置換態 ^{90}Sr.の推移

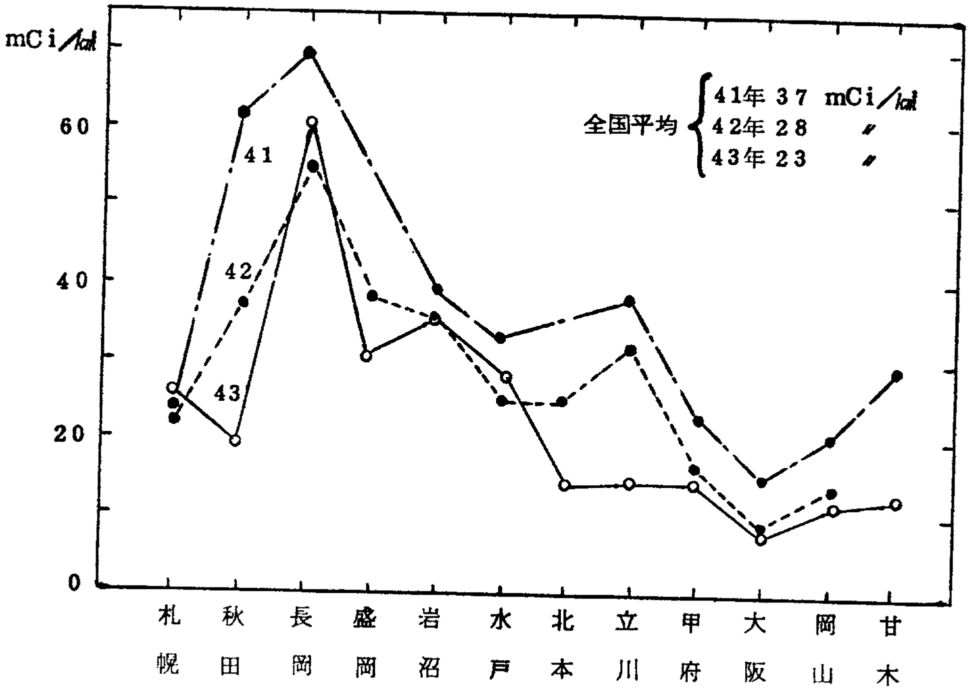


図3 地域別畑土壌の置換態 ^{90}Sr の比較

以上の分析結果と既報のデータをもとに，農耕地土壌の放射能汚染について考察を加えることにする。

まず，水田・畑両土壌の作土中の置換態 ^{90}Sr 含量の年次別の推移経過をみると，図1に示したとおり，1M一酢酸アンモニウム可溶性 ^{90}Sr 含量は大型核実験再開期間中とその直後の昭和38〜39年に最高値を示し，以後核実験停止にともない大気圏からの放射性核種の降下量が著しく減少したことを直接的に反映して，農耕地土壌中の置換態 ^{90}Sr 含量は減少傾向に転じた。42年度採取した水田土壌の場合，その作土中の置換態 ^{90}Sr 含量は全国平均として30mCi/km² で前年度と同レベルであるが，昭和39年の最高値に比し25%減少している。また，畑土壌の場合43年度に採取した作土中の ^{90}Sr 含量は23mCi/km² の全国平均値がえられ，前年度の分析値よりも減少しており，昭和39年の最高値に比し約40数%減少したことになる。

これらの ^{90}Sr 含量の経年的推移は前報で指摘したとおり，大気からの ^{90}Sr 降下量の消長を端的に反映しており，しかも土壌中に蓄積した ^{90}Sr が経時的に徐徐に流亡溶脱していくことを示唆している。

一方水田・畑両土壌の置換態 ^{90}Sr 含量を経年的に全国平均値で相互に比較してみるとほぼ同一傾向で推移するが，地域別に比較すると，図2と図3から明らかなように，北日本〜日本海側>西南日本〜太平洋側の傾向が依然として維持されていることが認められた。

このことは，地域により気象条件が異るため放射性核種の降下量も異るためであるが，土壌中に蓄積した核種の流亡溶脱等も地域により，また土壌により異るためと解される。

なお農耕地土壌中の置換態 ^{137}Cs はひきつづき分析中であるが，既報のデータから推察すると，核種の置換態含量は $^{90}Sr > ^{137}Cs$ の量的関係にあり，その経年推移は ^{90}Sr の場合と概略同様な経過傾向をたどるものと考えられる。

B 玄米および白米

上記試験研究機関より送付された玄米は，一部はそのまま，また残部は歩どまり90%の精白処理を行なって白米とし，それぞれ灰化後核種分析を行なった。昭和42年度産の玄米および白米の ^{90}Sr 含量は表3に示すとおりであった。また，白米の ^{137}Cs 含量は表4に示す分析値がえられ

表3 昭和42年産米中の ^{90}Sr 含量

地名	収穫期 42年	玄米			白米		
		g Ca/kg	pCi/kg	S.U.	g Ca/kg	pCi/kg	S.U.
札幌		0.131	9.1	69	0.046	1.1	24
秋田	10.5	0.131	13.0	99	0.040	51	128
高田	9.29	0.131	12.4	95	0.046	3.5	76
金沢		0.117	11.5	98	0031	24	77
鳥取	10.21	0.101	9.9	98	0053	1.4	27
盛岡	9.15	0.181	7.9	44	0.055	1.2	21
仙台	9.20	0.135	9.1	67	0.022	06	26
水戸	9.13	0.100	7.0	70	0.082	1.2	15
鴻巣	10.19	0.090	8.2	91	0048	1.4	29
立川		0.161	5.1	32	0030	07	24
甲府		0.181	5.7	31	0072	04	5
津	9.25	0.111	2.1	19	0046	1.4	30
大阪	11.7	0.131	7.9	60	0068	08	12
岡山		0.181	5.1	28	0.080	1.9	24
筑紫野		0.161	9.4	60	0055	1.1	21
平均		0137	8.2	64	0052	1.6	36

た。なお玄米の ^{137}Cs 含量も昨年同様に求めたが一括して表5に示した。また同表において ^{137}Cs 対 ^{90}Sr の含量比を玄米および白米につき求めてみた。つぎに玄米・白米の両核種含量の経年的推移を全国平均値を求めて調べてみると，図4に示す経過がえられた。さらに昭和40年（一部41年）以降の産米について ^{90}Sr，^{137}Cs 両核種量を地域別に比較してみると，それぞれ表5および表6に示す傾向が認められた。

以上の分析結果から米の ^{90}Sr，^{137}Cs の汚染について考察することにする。

米の ^{90}Sr 含量は図4から明らかなように，昭和38年をピークに以後急激に減少し，42年産米の場合，^{90}Sr 含量は表3に示したとおり，全国平均として玄米で8 pCi/kg，白米で1.6 pCi/Kg となり，前年度産米の場合とほぼ同じ値を示し，35〜36年の核実験停止期間中のレベルを維持するにいたった。

一方 ^{137}Cs 含量をみると，表4および表5に示したとおり，玄米で28 pCi/kg，白米で13 pCi/kg となり，前年度産米の値と大同小異の値を示し，しかも35〜36年のレベルを割る状況にあることが認められた。

つぎに米の ^{90}Sr，^{137}Cs 両核種含量を地域別に比較すると，図5および図6に示したとおり，水田土壌の場合に認められた地域差を反映して，東北日本〜日本海側>西南日本>太平洋側の傾向が依然として維持されていることが認められた。

なお，ここで表3および表4から，歩どまり90%の精白処理にともなう両核種の糠・白米への配分割合を，玄米・白米の分析値を用いて算出してみると，42年産米の場合の核種配分割合は，^{90}Sr

表4　昭和42年産米中の ^{137}Cs 含量

地名	収穫期 42年	白米 gK/kg	白米 pCi/kg	白米 C.U.
札幌		0.91	20.0	22
秋田	10.5	0.82	17.1	21
高田	9.29	0.93	17.9	19
金沢		0.84	18.8	22
鳥取	10.21	—	—	—
盛岡	9.15	1.01	18.3	18
仙台	9.20	0.56	11.4	20
水戸	9.13	1.01	9.3	9
鴻巣	10.19	—	—	—
立川		0.73	7.7	10
甲府		1.05	12.8	12
津	9.25	0.71	7.7	11
大阪	11.7	1.04	7.6	7
岡山		1.31	6.7	5
筑紫野		0.83	7.5	9
平均		0.81	13.2	14

表5　昭和42年産米中の ^{137}Cs 対 ^{90}Sr 含量比

地名	玄米 ^{137}Cs pCi/kg	玄米 ^{90}Sr pCi/kg	玄米 比	白米 ^{137}Cs pCi/kg	白米 ^{90}Sr pCi/kg	白米 比
札幌	50.6	9.1	5.56	20.0	1.1	18.18
秋田	49.8	13.0	3.83	17.1	5.1	3.35
高田	40.5	12.4	3.26	17.9	3.5	5.11
金沢	20.4	11.5	1.77	18.8	2.4	9.40
鳥取	—	9.9	—	—	1.4	—
盛岡	37.9	7.9	4.79	18.3	1.2	15.25
仙台	44.9	9.1	4.93	11.4	0.6	19.00
水戸	19.6	7.0	2.80	9.3	1.2	7.75
鴻巣	15.5	8.2	1.89	—	1.4	—
立川	32.5	5.1	6.37	7.7	0.7	11.00
甲府	13.7	5.7	2.40	12.8	0.4	32.00
津	17.3	2.1	8.23	7.7	1.4	5.50
大阪	11.9	7.9	1.50	7.6	0.8	9.50
岡山	16.0	5.1	3.13	6.7	1.9	3.52
筑紫野	20.4	9.4	2.17	7.5	1.1	6.81
平均	28.0	8.2	3.75	13.2	1.6	11.25

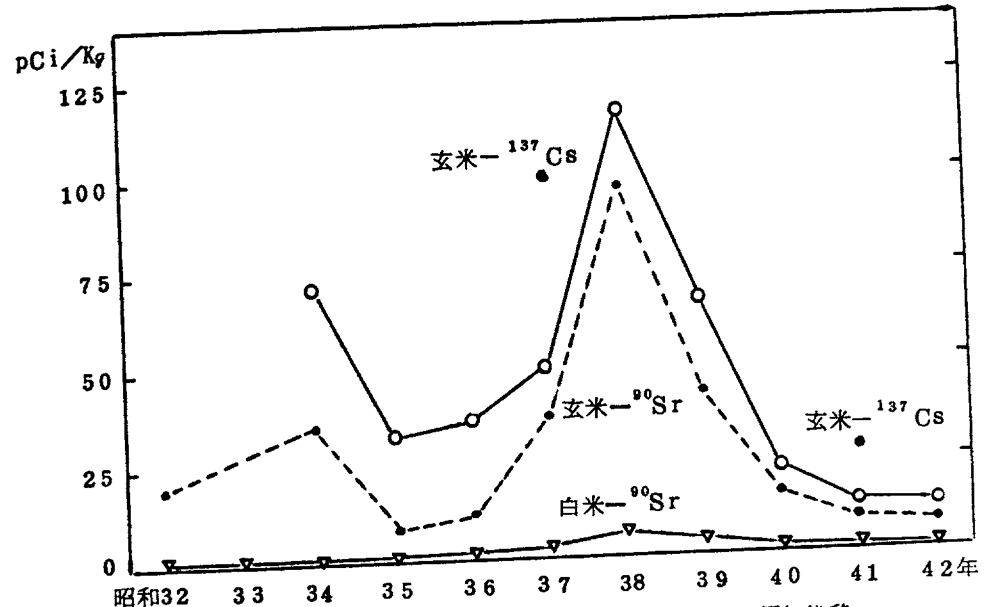


図4　玄米・白米中の ^{90}Sr，^{137}Cs 含量の経年推移

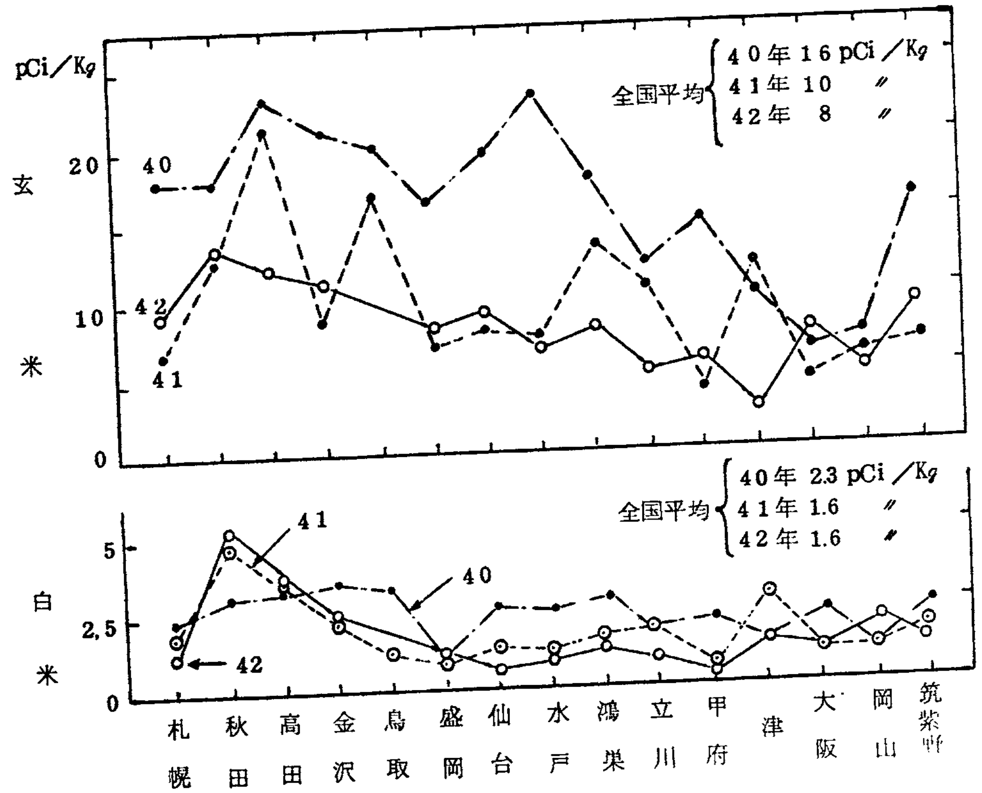


図5　地域別玄米，白米中の ^{90}Sr 含量の比較

が糠に８３％，白米に１７％，^{137}Csが糠に６０％，白米に４０％，となり，前年度報告した41年産米の場合とほぼ同様の結果を示した。

また，玄米および白米中の^{137}Cs／^{90}Sr比をみると，表５に示したとおり，４２年産米の場合玄米で３.７５：１，白米で１１.２５：１となり，両者ともに^{137}Cs＞^{90}Srの傾向を示した。この傾向は前年度報告した４１年度産米の場合にも認められ，とくに白米の場合は^{137}Cs≫^{90}Srの量的関係が本調査開始以来特徴的に認められた傾向である。したがって，両核種の糠・白米への配分割合の相異および両核種の玄米，白米中の含量差は，すでに論じたとおり，^{137}Csは^{90}Srに比し選択的に吸収されやすく，また体内における易動性も大であることによるものと解される。

ここで，上記の調査結果と考察をまとめて，米の^{90}Sr，^{137}Cs汚染の現状をのべると，玄米・白米の両核種による汚染は，大型核実験の停止にともない放射性核種の降下量が経年的に著しく減少したため，植物体茎葉部への直接汚染による影響が減少し，主として今までに土壌中に降下蓄積した核種が経根的吸収による間接汚染の供給源となっているものと解される。

C 小　麦

昭和４３年産麦（小麦玄麦）の^{90}Sr含量の分析結果は表６に示すとおりであった。また全国平均としての経年的変化を求めてみると，図７に示す推移経過を示した。なお地域別に^{90}Sr含量を昭和４１年以降の産麦について比較を試みると図８に示す結果がえられた。

さらに今回は４２年度産麦の^{90}Sr分析用試料の一部を供試して^{137}Cs含量を求めたところ，表７に示す結果がえられた。なお参考のため前年度報告済みの^{90}Sr含量の分析値を用いて，^{137}Cs／^{90}Srを求めた結果は同表に示すとおりであった。

表６ 昭和４３年産麦（小麦）中の^{90}Sr含量

地　名	収穫期	玄	麦	
	４３年	gCa/kg	pCi/kg	S．U
札　幌	8.1	0.382	5.6	15
秋　田	7.1	0.422	84.2	200
長　岡	7.1	0.241	19.7	82
盛　岡	7.12	0.552	24.3	44
岩　沼	6.30	0.217	17.7	82
水　戸	7.4	0.307	13.2	43
北　本	6.21	0.325	28.6	75
立　川	6.20	0.422	26.5	63
甲　府	6.5	0.362	9.6	27
大　阪	6.13	0.225	8.2	36
岡　山	6.13	0.297	17.9	60
甘　木	6.17	0.211	33.6	90
平　均		0.332	24.1	74

つぎに上記の調査結果をもとに小麦の放射能汚染につき考察を試みる。

小麦の^{90}Sr含量の経年推移をみると，図７に示したとおり，昭和３８年に大型核実験の影響により最高値に達し，以後核実験の停止にともない^{90}Sr含量は急激に減少し，４０～４１年ではやや横ばい状を呈するが，４２～４３年ではさらに低い値を示し，４３年産麦では全国平均の^{90}Sr含量は表６に示したとおり２４pCi／kgの値を示し，上記最高値の約１３分の１に相当し，大型核実験再開時以前（３５～３６年）のレベルにまで低下した。このことは，前項の米の場合にも論じたとおり，核実験停止後核種の降下量が減じたことによる直接汚染の寄与が著しく減じたことが主要因で，最近１～２年の汚染は今まで土壌に蓄積された核種の経根的吸収による間接的汚染を主として反映しているものと解される。

また，地域別に小麦の^{90}Sr含量を比較したところ，図８からも明らかなように，前項畑の場合の地域差を反映し，東北日本～日本海側＞西南日本～太平洋側の傾向が認められるが，その巾は経年的には縮小傾向にあるものと解される。

今回４２年産小麦の^{137}Cs含量を求めたが，経年変化はデータが不足しているので断言できないが，図７の推移から考えると，４１～４２年産の場合は明らかに昭和３５～３６年の核実験再開以前のレベルを割っており，またその地域差は，４１年産の場合分析例が少数のため判じ難いが，４２年産の場合やや判然とし上記^{90}Srの場合と類似の傾向を示した。

なお，ここで小麦中の^{90}Sr，^{137}Cs含量について考察すると，^{137}Cs＞^{90}Srの量的関係にあることを前報でのべたが，今回直接汚染の影響が著しく減じた４２年産麦についてみると，表７に示したとおり^{137}Cs：^{90}Sr比は約１.７：１となり，上記と同傾向を示す結果がえられた。

このことは前報の畑土壌中の両核種の置換態含量が^{90}Sr＞^{137}Csであることを考慮に入れると，小麦（畑作物）の場合も水稲の場合と同様に，^{137}Csは^{90}Srに比して選択的に吸収され，しかも作物体内における易動性が大であることによるものと解せられる。

なお放射性降下物→土壌→農作物の汚染経路機構についての考察は一括してⅡのB項においてのべることにする。

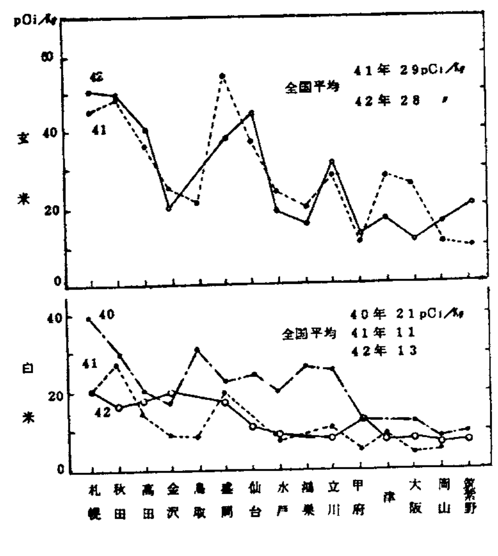


図６ 地域別玄米・白米中の^{137}Cs含量の比較

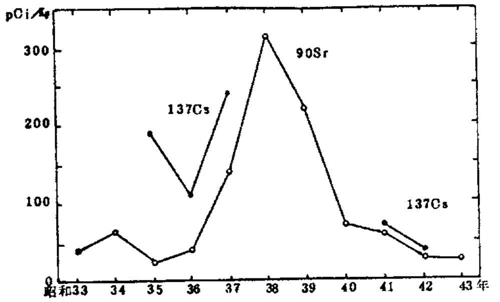


図７ 玄麦中の^{90}Sr，^{137}Cs含量の経年推移

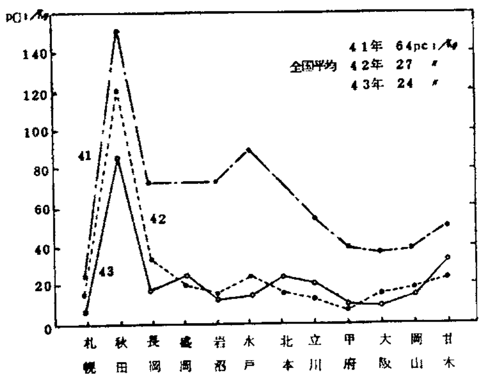


図８ 地域別玄麦中の^{90}Sr含量の比較

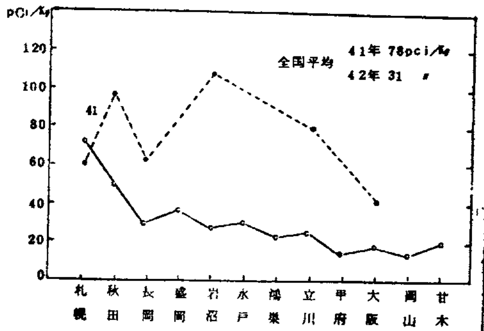


図9. 地域別玄麦中の ^{137}Cs 含量

表7 昭和42年産麦（小麦）中の ^{137}Cs 含量

地名	収穫期 42年	玄麦 gK/kg	玄麦 pCi/kg	玄麦 S.U	$^{137}Cs/^{90}Sr$
札幌	7. 26	4.44	74.3	17	5.5
秋田	7. 2	3.52	48.5	14	0.4
長岡	6. 20	4.12	29.2	7	0.9
盛岡	7. 5	2.80	37.4	13	1.7
岩沼	6. 22	4.04	28.6	7	1.8
水戸	6. 15	4.80	29.7	6	1.2
鴻巣	6. 9	3.48	24.3	7	1.5
立川	6. 13	3.76	25.8	7	1.8
甲府	6. 10	4.00	15.7	4	2.4
大阪	6. 10	4.20	18.6	4	1.3
岡山	6. 7	4.12	15.2	4	1.1
甘木	6. 12	4.24	20.1	5	0.8
平均		3.98	30.6	8	1.7

5. 要約

(1) 昭和43年度において，農耕地土壌26点，米30点，小麦12点，計68点の ^{90}Sr と，米27点，小麦12点，計39点の ^{137}Cs を，それぞれ分析しつぎにのべる結果がえられた。

(2) 水田土壌の置換態 ^{90}Sr 含量は昭和42年度において全国平均として30mCi／km² で，前年度に比し大差なく，ひきつづき横ばい傾向を示した。しかし，そのレベルは昭和39年度の最高値の25％減にとどまり，昭和35〜36年の核実験停止期のレベルに比し著しく高いことが認められた。また地域別に核種含量を比較してみると，前年同様に東北日本〜日本海側>西南日本〜太平洋側の傾向が維持されていることを認めた。

一方畑土壌の置換態 ^{90}Sr 含量は，昭和43年度では，全国平均として23mCi／km² で，前年度の平均値に比し若干減少した。しかしその経年推移，地域差等は上記水田土壌の場合とほぼ類似の傾向を示すことが認められた。

しかし農耕地土壌中の置換態核種含量は42〜43年現在なお核実験停止期間（35〜36年）のレベルの2〜3倍に相当するレベルを示しているので，今後ひきつづき調査を行なう必要がある。

(3) 昭和42年産玄米白米の ^{90}Sr 含量は，全国平均として，それぞれ8pCi／kg，16pCi／kg，また ^{137}Cs 含量は，それぞれ28pCi／kg，13pCi／kgの値を示した。これら両核種含量は前年度産米とほぼ同一の値であるので，前年度に引き続き昭和35〜36年のレベルを下回る状態にあることが判明した。

また，地域別に両核種含量を比較すると，上記水田土壌の場合と同様の地域差があることを今回もまた認めた。つぎに同一地域産米中の両核種につき含量を比較してみると，玄米では ^{137}Cs > ^{90}Sr，白米では ^{137}Cs ≫ ^{90}Sr の関係にあることが依然として認められたが，核種降下量の面からみると，産米中の核種含量比は多量降下期間>少量降下期間の傾向があることを認めた。

ここで米の ^{90}Sr，^{137}Cs による汚染をまとめてみると，大型核実験停止にともない，38年を境に核種の降下量が急激に減少したため，稲体への直接汚染による影響が減じ，42年度では，土壌に降下蓄積した核種の経根吸収による間接汚染が主要経路となっているものと解される。一方放射性降下物中の核種含量は ^{137}Cs > ^{90}Sr，土壌中の置換態含量は ^{90}Sr > ^{137}Cs であるが，米の子実中の含量が ^{137}Cs > ^{90}Sr である事実から，^{137}Cs は ^{90}Sr に比し土壌により固定されやすいが，他方作物により選択的に吸収されやすいことを示している。

(4) 昭和43年度麦の ^{90}Sr 含量は全国平均として24pCi／kgで，前年よりやや減少傾向を示した。しかしこの値は35〜36年のレベルにまで低下したことになるが，米の値に比しやや高いレベルを示すので今後さらに調査を行なう必要がある。なお経年推移，地域差等は米の場合と同様な傾向を示すことが今回も認められた。なお今回42年産麦を用いて ^{137}Cs 含量を分析したところ，全国平均として約31pCi／kgを示し，41年度と比較すると，例数が異るため断定しがたいが，42年度は著しく減少しているものと推定された。麦の場合も ^{137}Cs は ^{90}Sr に比し選択的に吸収されるため，子実中では ^{137}Cs > ^{90}Sr の量的関係を示すものと解される。

(5) 大型核実験停止により，土壌米麦の汚染は38〜39年をピークに以後減少傾向に転じた。しかし土壌の場合42〜43年現在のレベルは35〜36年の2〜3倍のレベルに相当するため今後さらにこの推移を見まもる必要がある。一方42〜43年現在の米麦の汚染レベルは核実験再開前のレベルを下まわり，今後大型核実験が実施されない限り，この傾向は持続するものと考えられる。その理由は，核種の降下量の減少により直接汚染による寄与が減じた現在，土壌中に蓄積している核種が経根吸収による作物の放射能汚染の主要供給源となっているからである。したがって，今後これらの点を留意してひきつづき本調査を継続実施する必要がある。

64. 土壌中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
○鎗田　博，平野茂樹，中野恵美子，
佐伯誠道

1. 緒　言　放射性降下物の土壌への蓄積量をしることおよび河川流域より河川への放射性物質の流亡を調査するための一資料とする目的で1963年より表土の放射性核種濃度について調査研究を始めたが，本報では，深度別に試料採集し，その地区における蓄積量を算出した。

2. 試料採集と分析測定法　試料採集地区は福島3地区，東京1地区であり，試料採集方法は，従来どおりの深さ0〜5cm試料8地点にあわせてさらに同地区内で0〜20cm試料5地点を採集した。分析および測定法は前報告と同様である。

3. 結　果　1968年に採集した試料の深度別の放射性核種濃度および蓄積量は表1に示すとおりである。

4. 考　察　各放射性核種についての0〜5cmの表層への蓄積量に対する深度0〜20cmまでの蓄積量の百分比は，^{90}Sr では50％（福島），60％（東京），^{106}Ru では100％（福島），70％（東京），^{137}Cs では71％（福島），73％（東京），^{144}Ce では54％（福島），84％（東京）であり，これらの結果と前報の結果からみて，^{90}Sr は ^{106}Ru，^{137}Cs や ^{144}Ce に比較して深部への浸透流亡性の大きいことは明らかである。また0〜5cmの表層における $^{137}Cs/^{90}Sr$ 比は福島地区においてとくに低い値がえられたが，これは土壌表層 —— $^{137}Cs/^{90}Sr$ 比が高い —— 部分の水平方向の流亡等によるものと思われるが，この点については引き続いて調査研究して検討を加えたい。

表1　土壌中の放射性核種濃度

地区	年月日	深さ cm	^{90}Sr pCi/Kg	^{90}Sr mCi/Km²	^{106}Ru pCi/Kg	^{106}Ru mCi/Km²	^{137}Cs pCi/Kg	^{137}Cs mCi/Km²	^{144}Ce pCi/Kg	^{144}Ce mCi/Km²
福島県双葉町大字細谷陳場沢羽山神社境内	1968.7.23	0～5	370.84	22.64	11	1	205	13	302	19
	〃	0～20	119.56	33.87	11	1	75	20	93	26
福島県大熊町大字下野上字岩船東堂山神社境内	〃	0～5	548.90	28.45	566	29	686	37	560	29
	〃	0～20	240.28	58.27	566	29	193	48	256	62
福島県大熊町大字夫沢字寺附谷地熊小夫沢分校構内	〃	0～5	323.04	18.70	0	0	183	11	674	39
	〃	0～20	225.44	48.24	0	0	71	15	302	80
福島3地区平均	〃	0～5	414.26	23.26	192	10	358	20	512	29
	〃	0～20	195.09	46.79	192	10	113	28	217	56
東京都江戸川区小岩町	1968.8.12	0～5	81.63	4.69	270	16	274	16	441	26
	〃 9.24	0～20	26.70	7.86	79	23	75	22	105	31

65. ^{90}Sr地表蓄積量に関する対策研究

（財）日本分析化学研究所
千葉盛人，大里宏二，○河合堯昭

1. 緒言

^{90}Srの地表蓄積量を知るために昭和42年度においては東京，秋田の2地区から試料を採取して分析法の検討およびサンプリングの際の誤差の検討を行なった。さらに昭和43年度はひきつづき7地区から試料を採取して，^{90}Srの蓄積量および深度分布を求めた。

2. 調査研究の概要

2.1 試料の採取地点および採取方法

試料は北海道東部，北海道西部，大阪，南四国，北四国，山陰，北九州の7地区より，畑土壌，水田土壌，牧草地および未耕地土壌として粘土質，腐植質，砂質についてそれぞれ採取を行なった。採取地点の面積は10アールを目標とし，直径10cmの鉄製のパイプを用いて，畑地については0～15cm，15～30cm，30～45cmの3層に分けてそれぞれ8点を合成した。水田については0～15cm，15～30cm，30～45cmの3層にわけてそれぞれ5点を合成した。牧草地および未耕地土壌については0～10cm，10～20cm，20～30cm，30～45cmの4層に分けてそれぞれ12点を合成した。

2.2 分析方法

抽出は42年度において確立したNaOH — HCl 抽出法により行ない，以下常法に従った。

2.3 ^{90}Sr蓄積量および深度分布

^{90}Sr蓄積量を表1に示す。

表1　^{90}Sr 蓄積量　（mCi／Km²）

種類	深さcm	北海道東部	北海道西部	大阪	南四国	四国	山陰	北九州
畑地	0～45	57.7	54.3	39.2	74.9	50.6	60.4	52.7
水田	0～45		42.4	29.1	42.4	40.6	90.1	56.7
牧草地	0～45	88.0	65.8	24.1		26.9	108.1	61.6（熊本）
腐植質	0～45	46.5	65.0	32.7	77.1	82.1	121.7	53.1
砂質	0～45		98.7	49.3	61.0	36.8	35.3	54.2
粘土質	0～45		153.1	35.8	91.7	46.8	141.5	77.1

北海道東部の牧草地は日高山麓の傾斜地で降雨，降雪量の多い地区である。北海道西部の砂質，粘土質土壌は石狩地区の海岸附近で採取したもので，札幌地区で採取した他の土壌より高い値を示している。南四国（太平洋側）と北四国（瀬戸内海側）とでは明らかに相違があるが，これは四国山脈による気象条件等が原因しているものと考えられる。なお北四国の腐植質土壌は四国山脈の中腹で，高知，愛媛の県境附近の降雨，降雪量の多い地区で採取したものである。山陰地区の砂質土壌は，粗砂土で30cmの深さで地下水の出るような場所であった。

深度分布は，深さ０～４５cmまでを採取した場合，畑土壌，水田土壌は０～１５cmでそれぞれ４０.４～７３.１％，４６.１～７１.０％ ０～３０cmでそれぞれ８４.６～９５.４％，８７.０～９６.２％がえられる。未耕地土壌（牧草地を含む）については表２に示した。

表２ 未耕地土壌中の ^{90}Sr 深度分布 （cum ％）

深さ cm	北海道西部	大 阪	南四国	北四国	山 陰	北九州
0～10	86.9 (74.8～95.1)	57.5 (46.1～78.5)	57.2 (37.6～84.7)	56.2 (26.0～79.2)	57.0 (24.9～84.2)	66.8 (42.5～89.5)
～20	95.9 (～98.7)	80.0 (70.9～95.0)	81.6 (73.8～95.1)	74.9 (52.8～93.7)	81.1 (53.9～96.2)	89.9 (81.7～96.7)
～30	98.7 (96.5～99.7)	90.6 (83.8～97.4)	92.9 (88.7～98.2)	87.7 (79.9～97.9)	92.5 (82.5～98.8)	96.3 (92.4～98.5)
～45	100 (100)	100 (100)	100 (100)	100 (100)	100 (100)	100 (100)

注 （)内は範囲を示す。

3. 結 語

これらのえられた測定結果から，蓄積量を求めるためには試料採取は土壌の種類と土性を考慮にいれ，採取場所の選定には十分な予備調査が必要であることが考えられる。なお降下積算量（1968年4月まで）と比較すると，大阪は５０ｍＣｉ／Km² に対し３５，福岡は７９に対して６２という値で，蓄積量がいずれも低くなっている。

深度分布については，牧草地では北海道東部，西部，山陰，未耕地土壌の砂質土壌では北海道西部，大阪，腐植質土壌では北海道西部，北四国，山陰，北九州，粘土質土壌では北海道西部，大阪，南四国，北四国，北九州の試料が３層あるいは４層まで指数函数的に浸透していることがわかる。このような ^{90}Sr の土壌中の浸透は，土壌の土性，礫の有無あるいは採取場所の地形，傾斜等に関連があると考えられる。

おわりに本研究は科学技術庁放射能調査委託費によって行なわれたものであり，ご指導，ご協力をいただいた山県登（公衛院），小平潔（相模中研），佐伯誠道（放医研），鎌田博（放医研），葛城幸雄（気象研），岡野真治（理研），檀原宏（畜産試），小林宏信（農技研）の諸氏および土壌採取にご協力いただいた研究機関の方方に深く感謝する次才である。

６６. 河底堆積物中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
鎌田 博，平野茂樹，中野恵美子，佐伯誠道

1. 緒 言 放射性物質が河川水に入った場合にどのような挙動を呈するかをしるための方法の一助として，河底堆積物中の ^{90}Sr，^{106}Ru，^{137}Cs および ^{144}Ce の濃度測定を１９６４年より始めた。本報では，昨年度にひきつづいてえられた結果を報告する。

2. 試料採集と分析測定法 試料採集方法，前処理方法および分析測定方法は昨年度と同様である。

3. 結 果 １９６８年に採集した試料中の各放射性核種濃度は表１に示すとおりである。なお，表中の数値は風乾物１Kg当りの放射能をｎＣｉの単位で示してあり，０.０００は検出限界以下であることを表示し，（ ）は左岸部，右岸部の混合試料である。

4. 考 察 河底堆積物の種類は，砂質と泥質に大別される。各放射性核種濃度は泥質が高く，砂質は低くなっている。これは砂質のものは放射性核種の吸着の度合が泥質より少く，また，河川水中での溶出の度合は泥質よりも砂質の方が大きいことが一因であろう。沈下堆積の状態をみると河川の流速と混在物の比重の関係からして，流速の速い地点では砂質のものが多く堆積しており，流速の遅い地点では泥質のものが多く堆積している。

以上のことから河川の流速の遅い地点に放射性物質が堆積する傾向がみられる。また各放射性核種別に堆積の状態をみると，^{90}Sr は他の放射性核種と比較して堆積性が少ないようである。

表１ 河底堆積物中の放射性核種濃度（nCi／Kg）

試料採取		^{90}Sr				^{106}Ru			
地 点	年月日	左 岸	流 心	右 岸	平 均	左 岸	流 心	右 岸	平 均
阿賀野川	1968. 7.19	0.067	0.031	－	0.049	0.090	0.209	－	0.150
（新潟市阿賀野川河口附近）	〃 12. 7	0.082	0.023	－	0.053	0.474	0.157	－	0.316
江戸川	1968. 7.27	0.067	－	0.112	0.090	0.174	－	0.215	0.195
（東京都京成江戸川附近）	〃 12.26	(0.086)	0.027	(0.086)	0.056	(0.000)	0.054	(0.000)	0.027
淀 川	1968. 7.18	0.066	0.020	－	0.043	0.408	0.186	－	0.297
（大阪市旭区今市町）	〃 12.20	0.026	0.000	－	0.013	0.533	0.000	－	0.267

試料採取		^{137}Cs				^{144}Ce			
地 点	年月日	左 岸	流 心	右 岸	平 均	左 岸	流 心	右 岸	平 均
阿賀野川	1968. 7.19	0.510	0.188	－	0.349	0.350	0.475	－	0.413
（新潟市阿賀野川河口附近）	〃 12. 7	1.078	0.274	－	0.676	0.902	0.439	－	0.671
江戸川	1968. 7.27	0.264	－	0.307	0.285	0.325	－	0.333	0.329
（東京都京成江戸川附近）	〃 12.26	(0.005)	0.235	(0.005)	0.120	(0.295)	0.149	(0.295)	0.222
淀 川	1968. 7.18	0.208	0.082	－	0.145	1.043	0.389	－	0.716
（大阪市旭区今市町）	〃 12.20	0.500	0.032	－	0.266	0.420	0.446	－	0.433

67. 上水道水中の放射性核種の濃度

放射線医学総合研究所
鎌田　博，平野茂樹，中野恵美子
佐伯誠道

1. 緒　言

日本各地の飲料水中の放射性核種濃度をしることと，浄水場における浄水処理にともなう放射性核種の除去率を求めるために，１９６１年１２月より上水道源水等について放射性核種の分析測定を実施してきたが，本報ではひきつづき行なってきた河川水を源水としている新潟，東京および大阪の上水道について，源水および蛇口水中の ^{90}Sr，^{106}Ru，^{137}Csおよび ^{144}Ce の濃度について調査研究した結果を報告する。

2. 試料採集と分析測定法

試料採集および分析測定方法は，前報と同様である。

3. 結　果

上記３上水道における源水および蛇口水中の ^{90}Sr，^{106}Ru，^{137}Csおよび ^{144}Ce濃度について前報（放医研年報昭和４２年度１７９頁～１８１頁）にひきつづきえられた分析測定結果を表１に示した。また，上水道浄水過程における各放射性核種の除去率を各年ごとに各浄水場について表示したのが表２である。

4. 考　察

１９６８年の源水中の ^{90}Srおよび ^{137}Cs の放射能水準は１９６７年より低くなっており，この調査研究期間中最もレベルの低かった１９６２年の値とほぼ同レベルとなっている。

上水道浄化過程における各放射性核種の除去率（％）は，各浄水場ごとに若干の差異はあるが，平均値的には前年と同様，^{90}Srは最も低く，^{106}Ruと ^{144}Ceは ^{90}Srや ^{137}Cs よりも高率を示している。

表1　源水および蛇口水中の放射性核種濃度（PCi/ℓ）

種類	新潟県新津市満願寺（阿賀野川・新津市上水道） 採水年月日	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce	東京都葛飾区金町（江戸川・東京都金町浄水場） 採水年月日	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce	大阪府守口市（淀川・大阪市庭窪浄水場） 採水年月日	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce
源水	1968 2.17	0.63	0.12	0.16	0.42	1968 2.27	0.59	0.05	0.12	0.10	1968 2.14	0.68	0.04	0.11	0.24
蛇口水	2.17	0.59	0.09	0.12	0.22	2.27	0.48	0.03	0.10	0.07	2.23	0.58	0.03	0.09	0.14
源水	4.30	0.71	0.09	0.20	0.49	4.30	0.48	0.05	0.10	0.10	4.24	0.70	0.08	0.17	0.31
蛇口水	4.30	0.52	0.07	0.10	0.18	4.30	0.21	0.04	0.08	0.00	4.25	0.53	0.06	0.08	0.03
源水	6.10	0.57	0.09	0.20	0.64	6.11	0.45	0.10	0.12	0.12	6.20	0.74	0.22	0.20	0.84
蛇口水	6.10	0.55	0.07	0.07	0.10	6.11	0.43	0.06	0.10	0.03	6.24	0.66	0.11	0.13	0.11
源水	8.9	0.64	0.04	0.10	0.33	8.12	0.45	0.07	0.08	0.49	8.26	0.59	0.08	0.22	0.24
蛇口水	8.9	0.61	0.02	0.07	0.09	8.12	0.42	0.04	0.07	0.00	8.30	0.47	0.04	0.05	0.23
源水	10.31	0.55	0.07	0.07	0.11	10.15	0.41	0.05	0.06	0.07	10.15	0.64	0.23	0.04	0.07
蛇口水	10.31	0.54	0.07	0.05	0.03	10.15	0.39	0.05	0.06	0.06	11.1	0.57	0.00	0.04	0.00
源水	12.12	0.49	0.03	0.07	0.08	12.17	0.33	0.03	0.05	0.00	12.11	0.50	0.07	0.06	0.12
蛇口水	12.12	0.47	0.02	0.04	0.03	12.17	0.33	0.03	0.04	0.00	12.13	0.44	0.04	0.03	0.01
源水	1969 2.18	*	*	*	*	1969 2.21	*	*	*	*	1969 2.21	*	*	*	*
蛇口水	2.18	*	*	*	*	2.21	*	*	*	*	2.25	*	*	*	*

表2. 上水道浄化処理による各放射性核種の除去率（%）

浄水場	放射性核種	1968年
新潟県新津市	^{90}Sr	8
	^{106}Ru	25
	^{137}Cs	40
	^{144}Ce	67
東京都金町	^{90}Sr	15
	^{106}Ru	24
	^{137}Cs	14
	^{144}Ce	67
大阪府庭窪	^{90}Sr	16
	^{106}Ru	49
	^{137}Cs	39
	^{144}Ce	42