
第5回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和38年11月21－22日

科 学 技 術 庁

目 次

論文 No.	題 目	担 当 機 関	頁
(1)	高空の放射能の調査	防衛庁技術研究本部	1
2	放射能ちりの成層圏から対流圏への落下機構について	気象庁観測部	7
3	放射性降下物と高層大気の状態との関係	気象庁気象研究所	9
4	日本におけるSr-90降下量分布について	"	9
5	大気放射能の変動について	気象庁水戸地方気象台	11
(6)	放射性浮遊塵の観測報告	放射線医学総合研究所	14
7	日本近海の放射能	海上保安庁水路部	17
8	35. 36. 37年度に於ける主要港湾のバックグラウンド調査について	"	17
9	クリスマス島周辺海水の放射能汚染について	"	18
10	照洋丸によって採取された海水のSr-90とCs-137	気象庁気象研究所	18
11	日本近海の海水の放射能	気象庁海洋気象部	20
12	深海用γ線測定装置とその測定結果について	"	22
13	東京湾海底堆積物中の ⁹⁰ Sr、 ¹³⁷ Cs、 ¹⁴⁴ Ceについて	分析化学研究所	26
14	海水中の放射性核種の捕集について	放射線医学総合研究所	28
15	海水中の放射性核種の捕集剤としての二酸化マンガン	国立公衆衛生院	30
16	コバルトおよび亜鉛の海産物における濃縮係数	"	34
(17)	1962年太平洋捕獲魚の放射性物質	放射線医学総合研究所	36
18	海洋生物の放射能汚染除去について	東海区水産研究所	46
19	1962年度における海洋生物の全β放射能について	"	47
20	⁹⁵ Zr- ⁹⁵ Nb および ¹⁰⁶ Ru- ¹⁰⁶ Rh による環境汚染	国立公衆衛生院	51
21	フォールアウト粒子の母体物質について	大阪府立放射線中央研究所	54
22	フォールアウト粒子にみられるFractionation Effectについて	"	55
23	フォールアウト粒子の溶解性	"	55
24	放射能温泉地方における外部線量, RnおよびRaの分析について	国立衛生試験所	58
25	フォールアウトによる外部照射線量	理化学研究所	60

論文 No.	題 目	担 当 機 関	頁
26	環境外部放射線量とその線質との関係	理化学研究所	62
(27)	^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{95}Zr – ^{95}Nb の空気中濃度とその呼 吸による被曝線量の推定	日本原子力研究所保健 物理部	65
28	屋内および市街地における外部線量の測定	放射線医学総合研究所	67
29	放射性同位元素による特殊グループおよび一般 人の受ける線量の推定に関する研究	“	70
30	診断用X線による骨髄線量の推定(中間報告)	“	72
31	北海道における放射能調査	北海道立衛生研究所	74
(32)	宮城県における放射能調査	宮城県衛生研究所	76
(33)	茨城県における食品放射能の動向	茨城県衛生研究所	77
34	東京都における放射能調査	東京都立衛生研究所	79
35	最近のフォールアウト及び植物などの ^{90}Sr 濃度 について	埼玉県衛生研究所	80
(36)	石川県における放射能調査	石川県衛生研究所	81
37	珪藻土利用による放射性物質の除去について	“ “	82
(38)	福井県における放射能調査	福井県衛生研究所	82
39	静岡県における放射能調査	静岡県衛生研究所	89
40	愛知県における放射能調査	愛知県衛生研究所	89
(41)	大阪府下における放射能調査	大阪府立公衆衛生研究所	103
(42)	環境放射能の全ベータ線測定	大阪府立公衆衛生研究所	106
(43)	京都府における放射能調査	京都府衛生研究所	108
(44)	兵庫県における放射能調査	兵庫県衛生研究所	115
(45)	鳥取県における放射能調査	鳥取県衛生研究所	119
46	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	120
(47)	福岡県における放射能調査	福岡県衛生研究所	122
48	米および小麦中の Sr-90	農業技術研究所	128
49	土壌、米および小麦中の Cs-137	“	130
50	作物による放射性降下物中の ^{90}Sr 吸収抑制に関 する研究	“	131
51	大豆と大豆製品の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度について	放射線医学総合研究所	139
52	上水道水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について	“	142
53	環境及び食品等の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs について	分析化学研究所	145

論文 No.	題 目	担 当 機 関	頁
54	カテゴリー別日常食中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について	放射線医学総合研究所	149
55	日常食のSr-90の汚染度について	国立栄養研究所	150
(56)	茶および紅茶の ^{90}Sr および ^{137}Cs について	国立衛生試験所	155
(57)	灯台飲料用天水中の ^{90}Sr の定量	"	157
(58)	粉乳中の ^{90}Sr および ^{137}Cs について	"	164
59	イオン交換樹脂による牛乳の除染法	日本乳業技術協会	165
60	牛乳および飼料中のSr-90	畜産試験場	168
61	牛肉のセシウム-137汚染濃度	"	169
62	高Ca 給与による牛乳へのSr-90 分泌抑制試験	"	170
63	家畜骨中のSr-90について	家畜衛生試験場	172
64	人骨中の90-Srについて	放射線医学総合研究所	174
65	人尿中のCs-137の濃度	"	180
66	乳歯中に含まれるSr-90について	国立予防衛生研究所	184

(注) ()は誌上発表のもの

高 空 の 放 射 能 の 調 査

防衛庁技術研究本部 浦 井 達 夫

昨年の報告以後昭和37年10月より本年9月中旬迄の10～12 Km上空における放射能の調査結果を報告する。

調査地区は北海道(千歳)、中部地方(岐阜)、九州地方(新田原)である。高度は10 Kmおよび12 Km、試料採取は主にガムドペーパーによった。調査結果は図1～2、表1に示す。

3地域における空中濃度について地域的に有意の差は認められず、日本上空では一様になっていると思われる。

時期的にみると本年1～2月の間にスプリングピークがあり、 $1,000\mu\text{C}/\text{m}^3$ 位であるが4月以降おおむね $100\mu\text{C}/\text{m}^3$ 或はそれ以下になっている。

空中濃度は漸減の傾向を示しているが核実験の影響はまだ相当に残っている。

昭和37年度の放射能調査費で製作した機上集塵器は良好な機能を示した。38年度の予算による核種分析用機械器具は目下調達中であり来年度には相当核種分析を行い得る予定である。

第1表 放射能調査報告

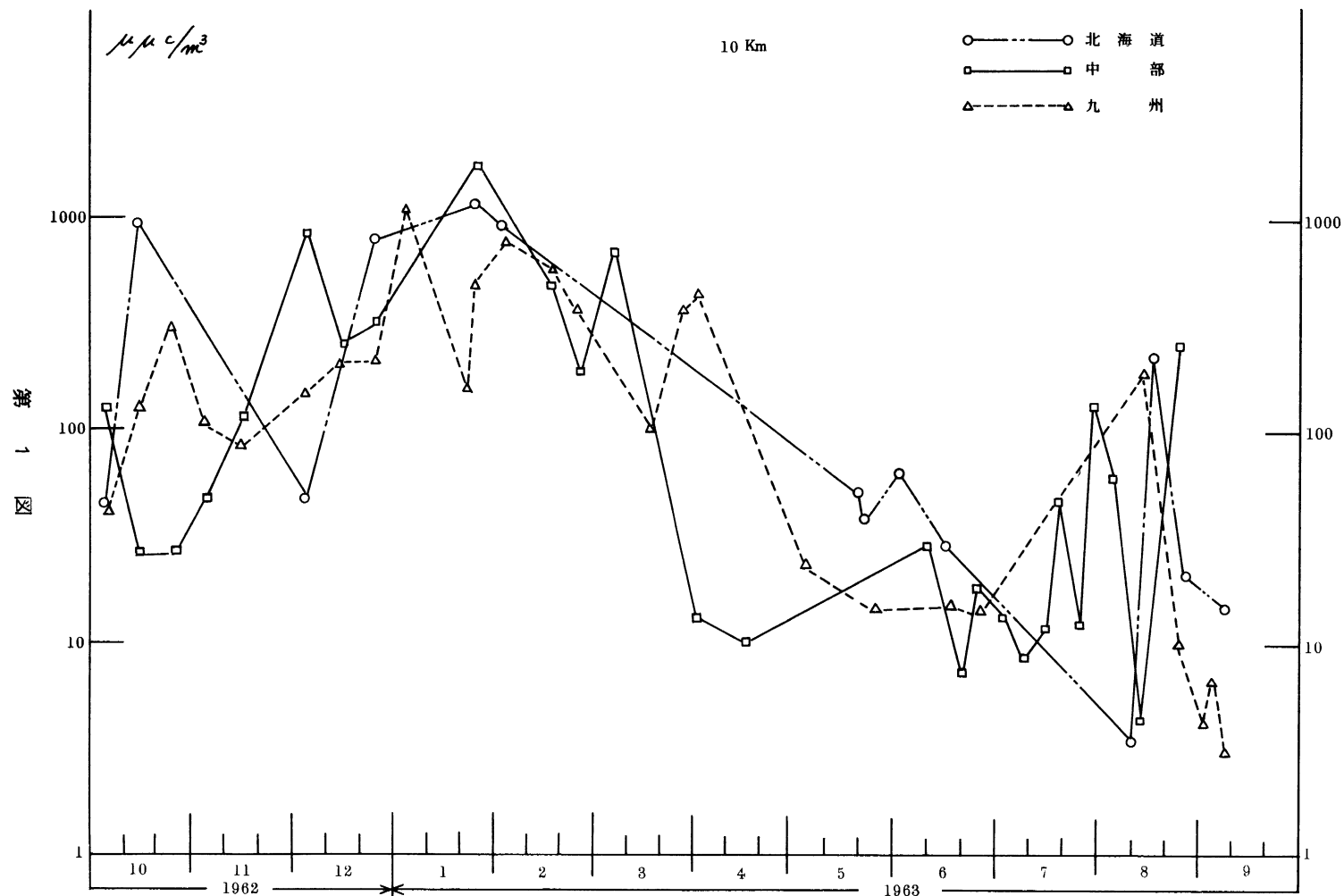
37. 10. 1～38. 9. 12

採取 年月日	地区別 高度 濃度	北 海 道				中 部				九 州			
		12 Km		10 Km		12 Km		10 Km		12 Km		10 Km	
		$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h
37. 10. 1								28	0.2			76	1.2
5										21	4		
8				46	0.05			231	2.6			12	0.4
11		116	0.9										
12										15	5		
15				945	3			27	0.1			132	0.8
18						183	2						
19										49	2.7		
22								27	4.8			56	2.7
25						41	4.8						
26										66	2.7		
37. 11. 2										46	0.8		
5								49	0.8				
8						32	2.9						
9										87	5.1		

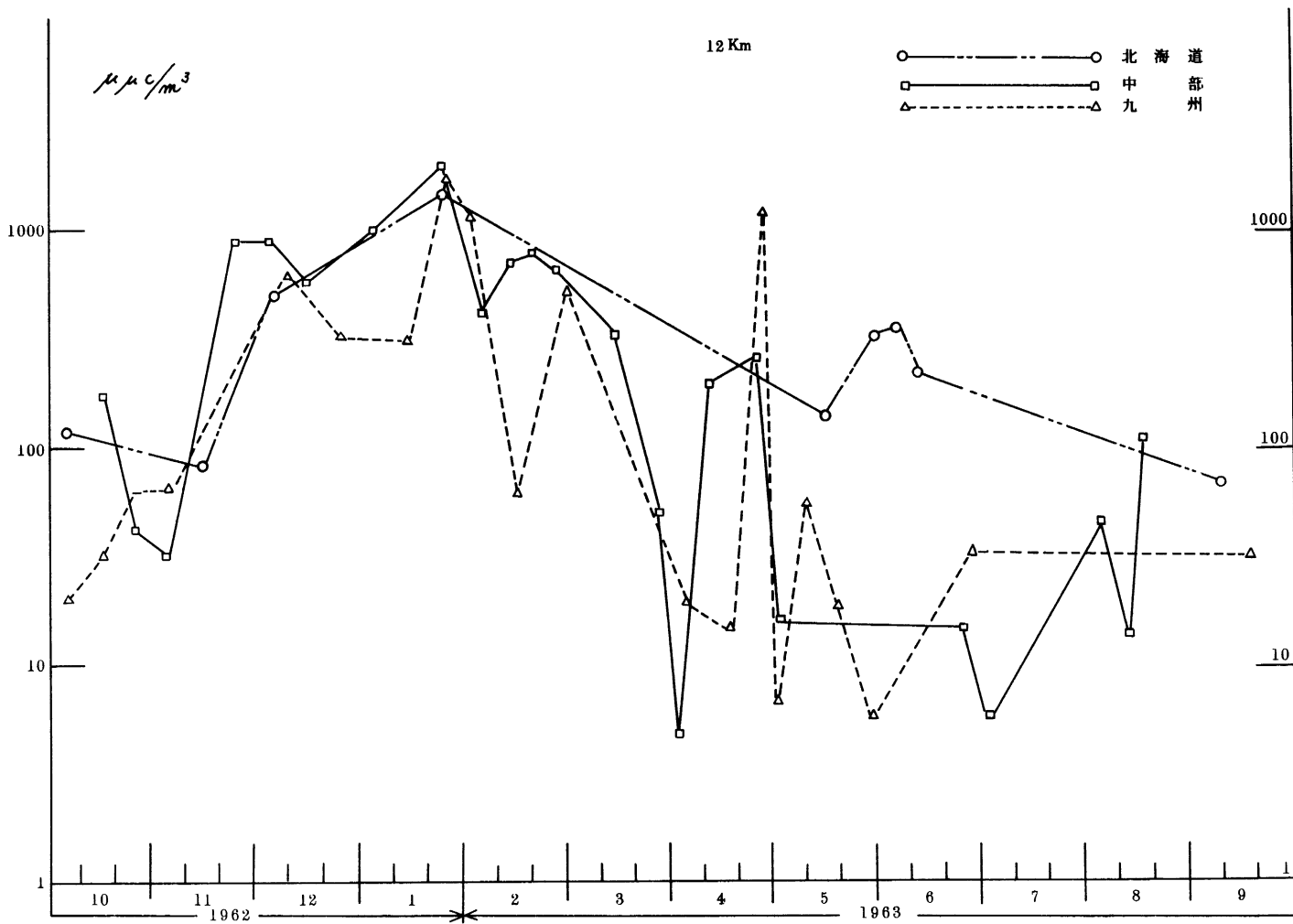
採取 年月日	地区別 高度 濃度	北 海 道				中 部				九 州			
		1 2 Km		1 0 Km		1 2 Km		1 0 Km		1 2 Km		1 0 Km	
		$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h
3 7. 1 1. 1 2								50	1.0			38	2.9
	1 5	81	0.8										
	1 9							200	1.6			1 3 0	0.2
	2 6			1 8 5 0	2.5								
	2 9					910	4.8						
	3 0									3 3 0	0.3		
3 7. 1 2. 3								980	3.1				
	6	510	2.9			910	3.1						
	7									660	0.9		
	1 0			470	7.2			720	8.2			1 5 0	4.5
	1 3					960	6.6						
	1 7							250	0.7			2 2 0	5.5
	2 0	400	0.7			200	3.0						
	2 1											2 1 0	1.9
	2 4			7 9 0	0.7					3 2 0	0.7		
3 8. 1. 7												1 1 4.0	0.2
	1 0					1 0 0 0	0.7						
	1 4									4 4 0	1.7		
	1 8									1 1 0	0.1		
	2 1											1 6 0	1.2
	2 4	1 4 9 0	1.9										
	2 5									1 7 7 0	0		
	2 7											5 0 0	0.7
	2 8			1 1 5 0	0.1								
	3 1					2 0 4 0	0.1						
2. 1										1 2 0 0	0.9		
	4			9 3 0	1.2							8 1 0	1.2
	7					4 2 0							
	1 4					7 3 4							
	1 5									5 8			
	1 8							4 9 3				5 9 2	
	2 1					8 2 3							
	2 5							1 8 6				3 4 6	
	2 8					7 0 4							
3. 1										5 5 6			

採取 年月日	地区別 高度 濃度	北海道				中部				九州			
		12 Km		10 Km		12 Km		10 Km		12 Km		10 Km	
		$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h
38. 3.3.	4							719					
	14					335							
	18											93	
	28					50							
	29											387	
4. 1								13	0.3			446	0.1
	4					5	0.19						
	5									21	0.9		
	11					207							
	15							12	2				
	18									16	1.9		
	25					270	0.04						
	26									1032	0.7		
5. 2						16	0.05			6.7	0.8		
	6											26	0.4
	9									61	0.14		
	16	141	0.4										
	20			50	0.3					20	0.3		
	21			37									
	27											15	0.1
	30	338	0.12							8	0.7		
6. 3				63	1.6								
	6	365	0.06										
	10							37	0.06				
	13	214	0.09										
	17			27	0.03							15	0.09
	20							7.5	0.19				
	24							19	1.6			15	1.6
	27					15.6	0.2			36	0.7		
7. 1								14	0.7				
	4					6	0.3						
	8							8	0.2				
	15							12	1.5				
	18							459	0.9				
	25							12	0.09				

採取 年月日	地区別 高度 濃度	北 海 道				中 部				九 州			
		1 2 Km		1 0 Km		1 2 Km		1 0 Km		1 2 Km		1 0 Km	
		$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	%/24h
38.	7. 29							115					
	8. 5							60	2				
	8					50	1.8						
	1 2			3.6				4.6	1				
	1 5					1 5	1					1 98	8
	1 9			2 36	5	111	5.1						
	2 6			22				292	7			10	2
	2 8									35	2		
	9. 2											4	0.9
	5											7	0.7
	9			14	2							3.4	
	1 2	70	4										



第 2 図



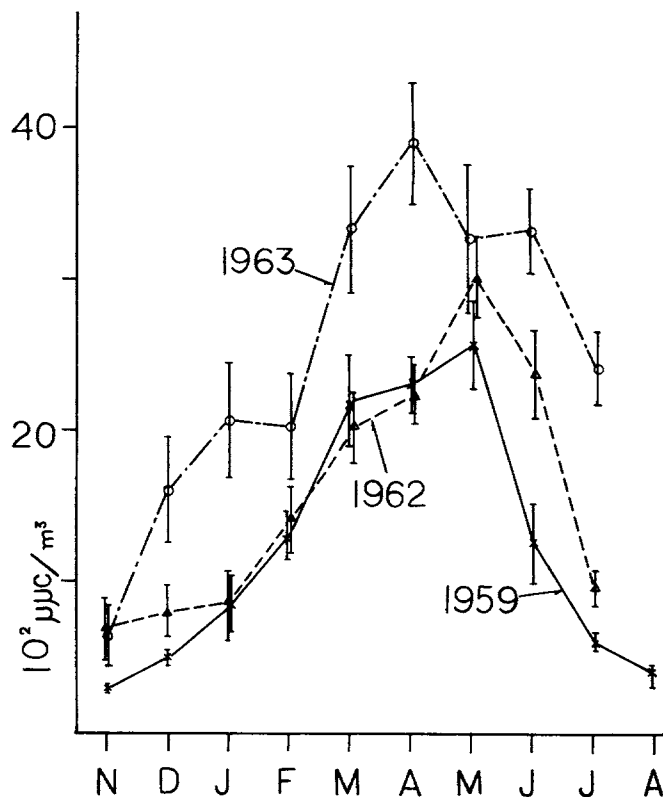
放射能ちりの成層圏から対流圏への落下機構について

気象庁観測部 〇村 山 信 彦

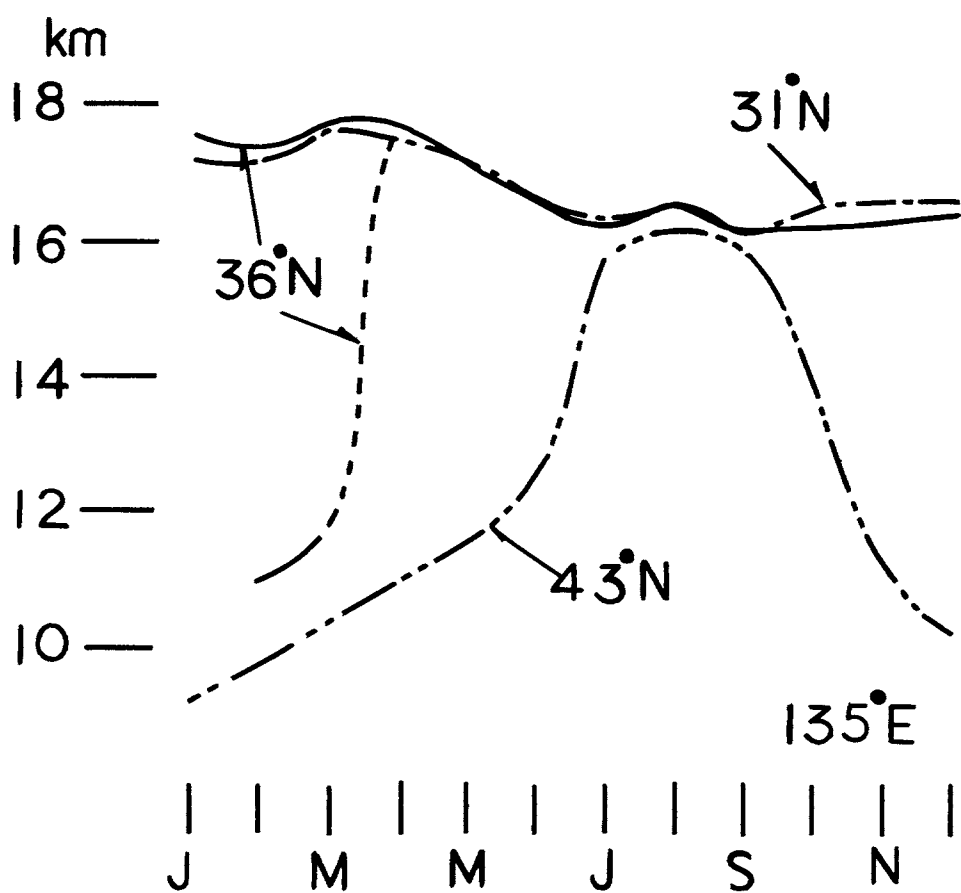
放射性フォールアウトの季節変化（春季大、秋季小）及び緯度変化（中緯度集中）についてはよく知られている。しかしその原因の説明はまだ甚だ不充分である。そこでこれを気象的に説明付けるための研究の一部として、今迄にわかった新しい事実を述べ、それに対して考察を試みる。

まずフォールアウトの季節変化は緯度的にずれがある。すなわちその出現は低緯度から高緯度に向って1ヵ月約10度の遅れがある。一般に成層圏から対流圏への放射能ちりの定常な輸送にかさなって、これらの現象を生ずる原因が作用していると思われる。圏界面の季節変動特に中緯度において極圏界面から赤道圏界面への移向が考慮される。

圏界面不連続を通しての放射能ちりの輸送について、春対流圏上層の前線が圏界面まで及んだ一例について解析した結果を示す。これは三宅らによる500mbのトラフ活動とフォールアウトとの統計的關係と関連して興味がある。



第1図 地上の浮遊塵の放射能の濃度変化



第 2 図 圏界面高度の季節変化

放射性降下物と高層大気の状態との関係

気象研究所

三宅 泰雄、猿橋 勝子

葛城 幸雄、○金沢 照子

放射性降下物の落下は、高層大気の状態と密接な関係をもっている。

東京では、放射性降下物のいちばん大きい極大が、1959年、1962年、1963年の春に観測された。東京におけるフォールアウトの観測結果から、500ミリバール面に気圧の谷を伴ない、かつ、ジェットストリームのコアが観測点の真上か、やや南にある時、雨水中の比放射能値がいちばんしく増加することは、すでに報告した通りである。

しかし、裏日本沿岸のように降雪の多い地域（たとえば新潟）では、冬期にしばしば放射性降下物のピークがみられている。今回は、1959年以降の春および冬のフォールアウトの極大について、東京及び新潟を比較しながら高層大気の状態との関係をしらべた。前に、東京の1959年および1960年のフォールアウトについて、高層大気の状態を考慮に入れて補正した雨量との間に、かなり高い相関関係を見出したが、それとほぼ等しい結果が得られた。

日本における Sr90 降下量 分布について

気象研究所

三宅 泰雄、猿橋 勝子

○葛城 幸雄、金沢 照子

東京では1957年4月から、札幌、仙台、大阪、福岡では1958年1月から秋田では1959年6月から、大型水盤を用い雨水及び落下塵の試料を採取し、Sr90、Cs137の測定を行った。

その結果1963年7月までの東京における蓄積量は、Sr90について 48.6mc/Km^2 、Cs137については 134.1mc/Km^2 に達している。

各地点における1959年7月から1962年6月までの降下量は次の通りである。（第1表）
降下量は降水量によって大きく左右されることがわかっているので、この降水量の影響を除いた

め、 $S=c(1-e^{-Kp})$ の式により、気柱濃度の計算を行った。その結果を用いて1959年7月～1962年7月までの平均気柱濃度を求めると次表のようになった。

東京	新潟	札幌	仙台	秋田	大阪	福岡
33	33	46	45	52	26	44

* 東京管区気象台の試料

** 新潟大学理学部 小山、外林氏測定値より計算したもの

次に東京における将来のSr90蓄積量の変動について計算を行った。その結果今後核実験がないものと仮定した場合には1967年(4年後)に最大となり、その時の蓄積量は65mc/Km²になることが推定された。

なお他の地点についても同様の計算を行なった。

第 1 表

		1959 7～12	1960	1961	1962 1～6	1962 7～12	
東	京	1.12	2.39	2.08	4.91	3.18	13.68
札	幌	0.98	2.01	2.23	5.41	5.17	15.80
仙	台	2.12	2.53	1.91	4.35	5.77	16.68
秋	田	1.91	3.14	3.08	6.02	8.61	22.76
大	阪	1.28	2.14	1.05	2.65	1.70	8.82
福	岡	0.67	2.58	2.80	7.10	5.26	18.41
新	潟	1.03	1.67	2.56	5.90	5.75	16.91

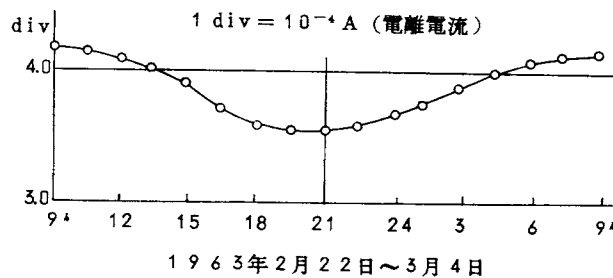
大気放射能の変動について

水戸地方気象台 ○大越延夫
気象庁観測部 小池亮治

昭和35年の第2回研究会で発表された電離箱式自然放射能測定装置（気象庁観測部）により観測した大気放射能の変動について、おもに接地気層の安定度との関係を調査した。

(1) $\alpha + \beta + \gamma$ 自然放射能の日変化について

第1図に示す様に、朝9時頃の極大・夕方18時～21時頃の極小を持ち、一般に晴天日には日較差が大きい。



第1図 $\alpha + \beta + \gamma$ 放射能の日変化

(2) 接地気層の垂直安定度との関係

地表面附近の自然放射能の変動は、おもに垂直交換に支配される。気層の安定度として Richardson number を求め放射能の日変化と対応させると第2図のようになる。

ここで $\frac{g}{T} \left(\frac{\partial T}{\partial Z} + \Gamma \right)$ の資料は

$$Ri \text{ 数} = \frac{\frac{g}{T} \left(\frac{\partial T}{\partial Z} + \Gamma \right)}{\left(\frac{\partial U}{\partial Z} \right)^2}$$

U_H : 地上高 1.4 m の風速

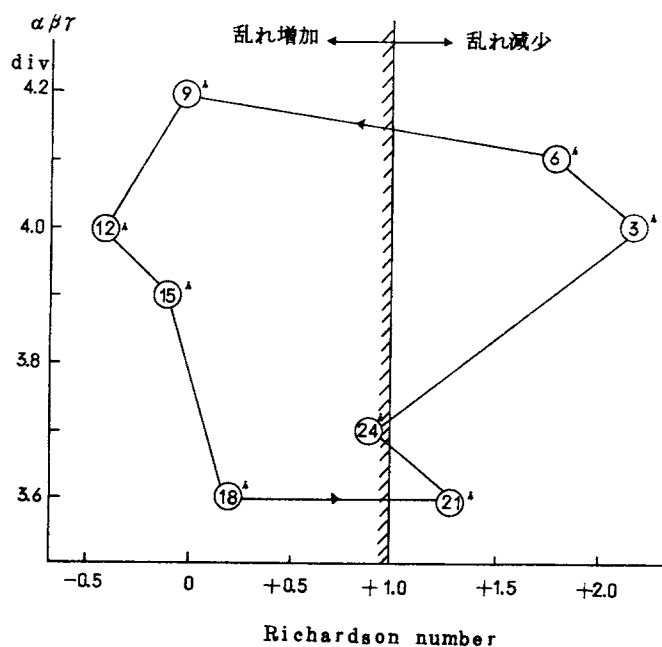
U_M : 地上高 8 m の風速

T_M : 地上高 4.5 m の気温

T_L : 地上高 1.5 m の気温 であり

電離箱の空気取入口の高さは地上高 4.5 m である。（風速・気温の観測高度が異なるので正しい意味の Ri 数ではない）

第2図では夜間の安定度の増大による放射能の増加、及び朝方の日射による逆転層の解消に伴



第2図 大気放射能と垂直安定度

い、地表面近傍の放射能高濃度層の拡散による増加が見られ、又夕刻の気温接地逆転の発現に伴い、地表面近傍の垂直交換の抑制により、放射能が減少するものと考えられる。

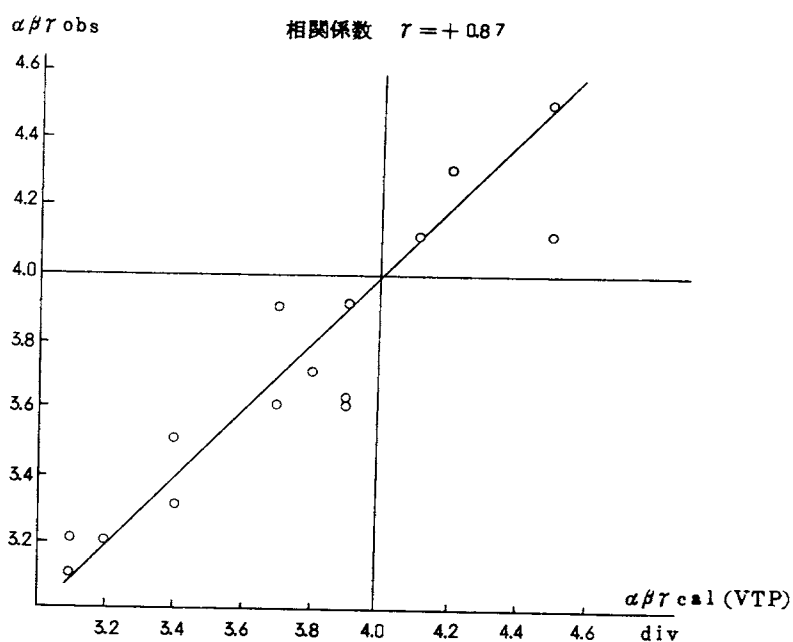
(3) 自然放射能の変動と気象要素との相関

自然放射能の変動を観測点を含む2高度の気温・風速及び気圧を用い、撒布図法によって表して見ると第3図の様にかなりよく表現出来る。

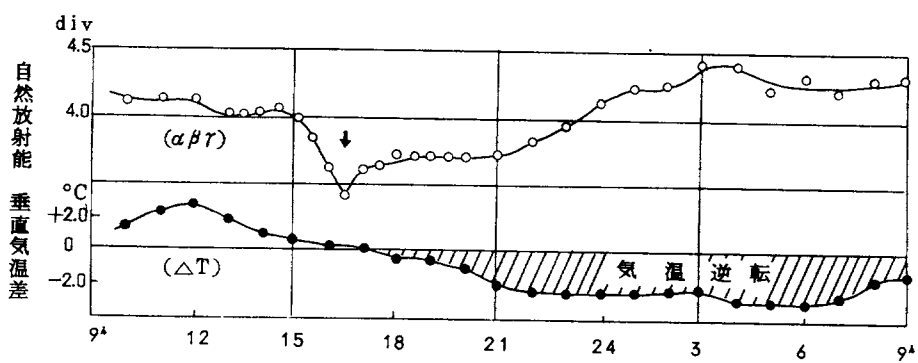
(4) 気温の接地逆転層の生成に伴う自然放射能の急激な減少について

午後から夕刻にかけては日射の減少に伴い気温の逆転を生ずるが、逆転度の大きい場合には第4図の様に放射能の急激な減少が見られることが多い。

この様な現象は第1表の様に寒候期の晴天日の夕刻のみに現れ、風向風速については、その前後で明瞭な差違は認められない。すなわち、逆転面（止対流面）が観測点を下から上に通過する時に現れるものと考えられる。



第3図 気象要素による $\alpha\beta r$ 放射能の表現



第4図 気温逆転層の発現による大気放射能の急減

第1表 大気放射能の夕刻急激日数

年 月	月間発現日数	平均発現時	± 30 m 以内の数
1962 9	0		
10	4		
11	2		
12	10	14 ^h 55 ^m	85 %
1963 1	14		
2	17	16 ^h 00 ^m	68 %
3	8		

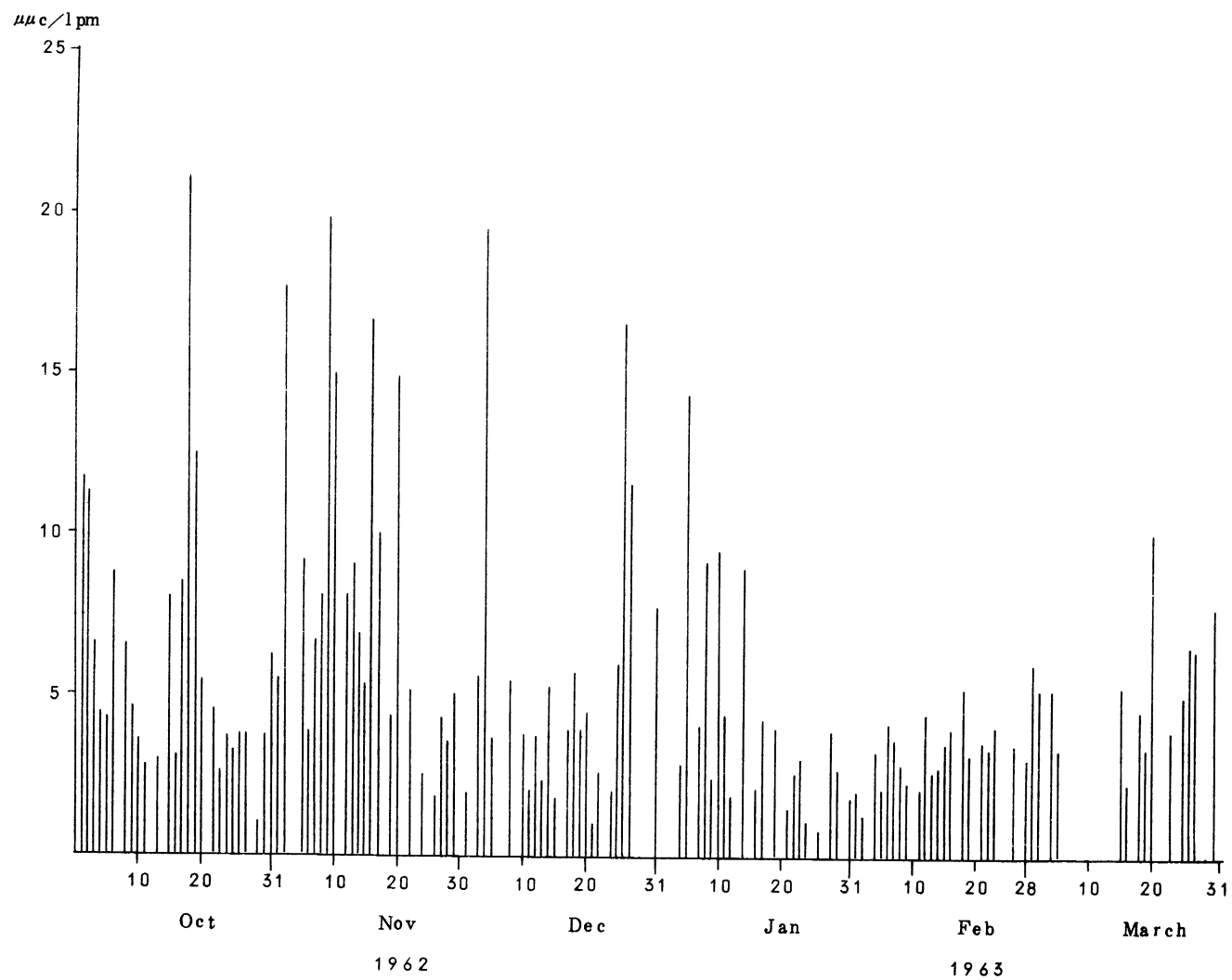
放射性浮遊塵の観測報告

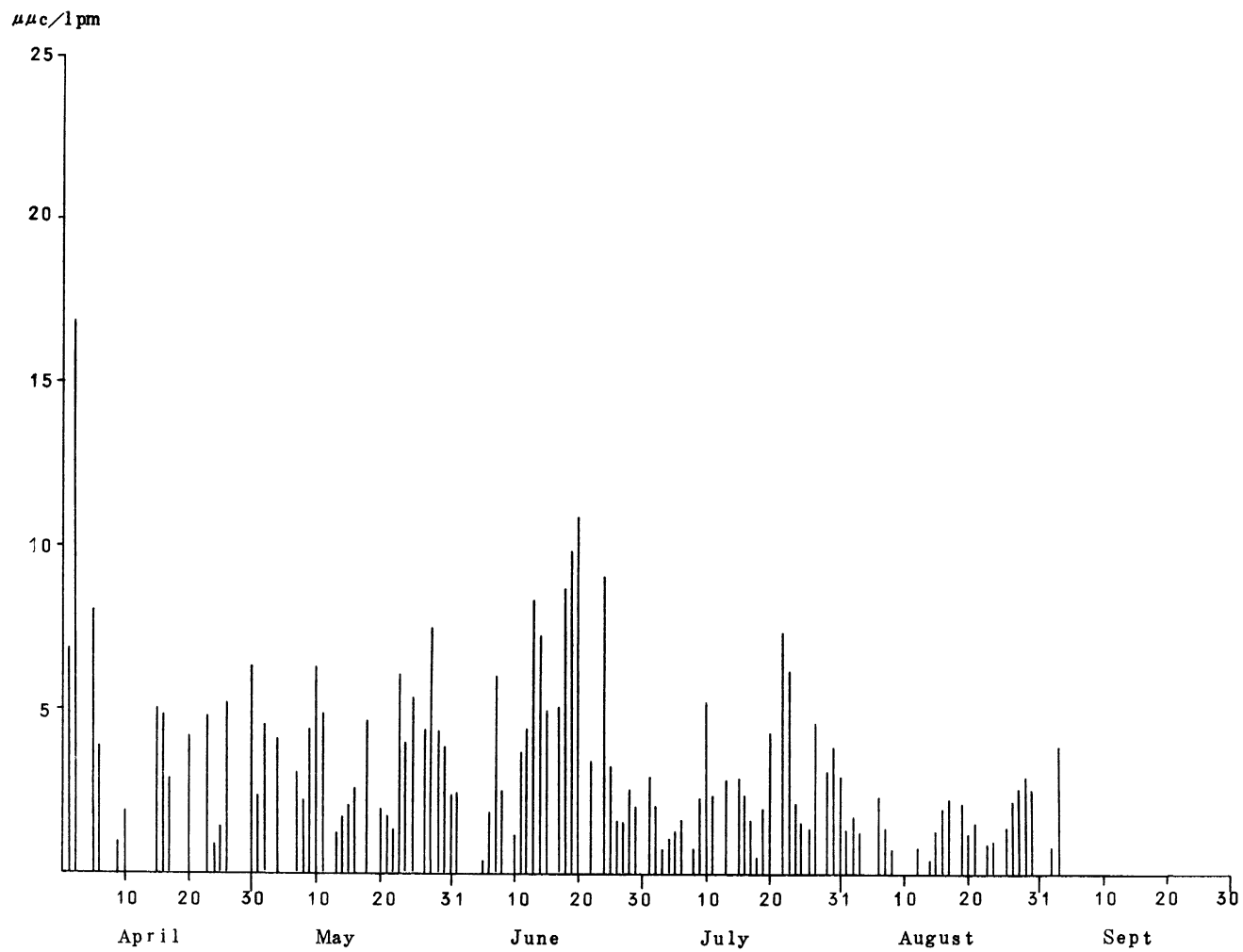
放 医 研 阿 部 史 朗、 小 口 雄 康
村 越 善 次

37年に引き続いて、大気中に含まれる放射性浮遊塵の放射能測定を行なった。一昨年のいろいろなテストの結果(1, 2)を参照して、集塵装置は直径4.7%のミリポアAAフィルターを用い、約30 l.p.m.の空気量をほぼ一昼夜吸引した。自然放射能の影響をさけるため集塵終了後約24時間放置してからGM計数器に依って放射能測定を行なった。GM管は理研、医理研製のものを適宜使用し、これの計数効率を ^{137}Cs の標準線源と比較し、それぞれ12%、10%としてある。1962年10月1日から1963年9月末日までの測定結果を図に示した。10月から1月中頃まで変動が激しく、はっきりした春季増大は見られないが、3月頃や増加の傾向が見られる。その後6月中旬にやレベルが高くなっている。7月以降はレベルがしだいに減って行く傾向を示している。しかし昨年の同時期におけるレベルとはほぼ同じになっている。

参 考 文 献

- 1) 各種の集塵装置の放射性浮遊塵に対する効率の測定について
渡 辺 博 信、他 放医研年報、昭和36年
- 2) 放射性浮遊塵の観測報告、 ibid





第 2 图

日本近海の放射能

海上保安庁水路部

日向野 良 治、長 屋 裕

塩 崎 愈、○背 戸 義 郎

石曾根 誠 一

前年に引続いて、太平洋、日本海の全放射能測定、核種分析を行なったのでその結果について報告する。

全放射能は太平洋側で、38年3月～5月にかけて12～15 dpm/ℓと、37年9月の2～3 dpm/ℓより高い値を示している。日本海側でも38年3月に9.5 dpm/ℓの値を示し、やはり37年5月の4～5 dpm/ℓより高くなっている。

核種分析の結果は、 ^{90}Sr の濃度は0.2～0.4 $\mu\text{c}/\ell$ 、これに対し ^{137}Cs の濃度は0.3～0.5 $\mu\text{c}/\ell$ であった。これは昭和36年以前よりも小さくなっている。

35、36、37年度に於ける主要港湾の バック・グランド調査結果について

海上保安庁水路部

日向野 良 治、長 屋 裕

塩 崎 愈、○背 戸 義 郎

石曾根 誠 一

水路部では35、36、37年の3年に亘って、横浜、神戸、名古屋港のバックグランド調査を行なって来たがその結果について報告する。各港15～16測点を設け、海水、海底土を採取し、夫々についての全放射能測定及び核種分析を行なった。港湾水の全 β 測定値は3年間を通じ1～2.5 dpm/ℓと日本近海と大差ない。海底土の全 β 測定値は、35、36年には3～6 dpm/gであったが、37年には12～15 dpm/gと2～4倍に増加している。

核種分析の結果は、海底土は35、36年度は変化なく、37年度には、全 β 測定値同様増加している。海水の ^{90}Sr は3年間を通じて殆んど変化がみられなかった。

クリスマス島周辺海水の放射能汚染について

海上保安庁水路部

日向野 良 治、○塩 崎 愈

背 戸 義 明、石曾根 誠 一

クリスマス島周辺の海水（0～300 m）について、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce の核種分析を行なった。南赤道海流、赤道反流、北赤道海流相互間に、放射能の差が認められ、水平分布が海流により影響を受けていることがわかる。 ^{90}Sr と ^{144}Ce の両核種の垂直分布の間に著るしい差が認められた。両核種について、水温、現場密度との関連性について考察を行った。放射能レベルは全般に低く、特に南赤道海流では、反流、北赤道海流よりも更に低かった。

照洋丸によって採取された海水の ^{90}Sr と ^{137}Cs

気 象 研 究 所

三 宅 泰 雄、○猿 橋 勝 子

葛 城 幸 雄、金 沢 照 子

1962年7月末から8月にかけて、照洋丸によって採取された海水試料について、 ^{90}Sr および ^{137}Cs の分析を行なった。その結果を第1表に示す。表面水については ^{90}Sr は $0.1 \sim 0.4 \mu\text{C}/\ell$ 、 ^{137}Cs は $0.2 \sim 0.7 \mu\text{C}/\ell$ で Cs/Sr 比は $0.7 \sim 2.9$ （平均 1.8）であった。この比は従来、われわれが北太平洋西部海域において得た値の平均値 1.2 とよい一致を示す。300 m までの鉛直分布については顕著な変化がみられなかった。

Sr-90 and Cs-137 in sea water

Station No.	Location	Date	Depth m	Vol L	Sr-90 $\mu\mu\text{c/L}$	Cs-137 $\mu\mu\text{c/L}$	Cs-137/Sr-90
0	34° 58.0'N 155° 50.0'E	' 62 July 30	0 150 300	20.0 18.2 18.5	0.36 $\pm$ 0.03 0.47 $\pm$ 0.03	0.54 $\pm$ 0.23 0.67 $\pm$ 0.27	1.5 1.4
1	33° 09.5'N 172° 41.2'E	' 62 Aug 2	0 152 269	15.5 18.5		0.31 $\pm$ 0.24	
4	30° 50.6'N 178° 06.0'W	' 62 Aug 4	0 147 298	20.5 19.0 19.0	0.29 $\pm$ 0.02 0.21 $\pm$ 0.02	0.65 $\pm$ 0.22 0.49 $\pm$ 0.23	2.2
8	13° 26.0'N 162° 28.0'W	' 62 Aug 15	0 152 289	20.0	0.21 $\pm$ 0.02	0.33 $\pm$ 0.21	1.6
10	10° 22.0'N 163° 53.0'W	' 62 Aug 16	0 150 290	20.2 18.5	0.24 $\pm$ 0.02	0.45 $\pm$ 0.23	1.9
12	7° 09.7'N 164° 08.5'W	' 62 Aug 17	0 148 278	20.2 19.5 19.5	0.19 $\pm$ 0.02 0.30 $\pm$ 0.02	0.28 $\pm$ 0.22	1.5
14	4° 32.0'N 165° 24.0'W	' 62 Aug 18	0 133 233	19.5	0.25 $\pm$ 0.02	0.33 $\pm$ 0.24	1.3
16	1° 08.8'N 165° 09.0'W	' 62 Aug 19	0 148 294	20.5 19.5 20.0	0.14 $\pm$ 0.02	0.41 $\pm$ 0.23	2.9
18	1° 55.0'S 165° 00.0'W	' 62 Aug 20	0 146 267	20.0 19.0	0.22 $\pm$ 0.02	0.52 $\pm$ 0.20	2.4
20	0° 00.0' 162° 35.0'W	' 62 Aug 21	0 117 252	20.2	0.40 $\pm$ 0.03	0.29 $\pm$ 0.23	0.7

日本近海の海水の放射能

気象庁海洋気象部

秋 山 勉、○中 沢 雄 平
由 良 武

1. 調査海域および時期

昨年までの発表会において1962年6月までの測定結果を報告したので、それ以降1963年6月までの測定結果について報告する。

調査海域は従来とほとんど同じく太平洋側は34°Nから43°Nにおよぶ151°E以西の本州東方海域、27°N以北で132°Eから140°Eにおよぶ本州南方海域、28°N以北で132°E以西の九州南西方海域および日本海の海域である。この他29°N、135°Eの南方定点海域では5月末から11月始めにかけ約1週間おきに採水した。

なお1963年6月に行なわれた深海観測で深海水を採水し、放射能の測定を行なった。

2. 測定方法

従来と同じく、科学技術庁編「放射能測定法」(1957年)に従って共沈法(Fe-Ba法)により処理し、GM計数装置で全放射能を測定した。測定値の換算には 1.35×10^{-8} キュリーの酸化ウランを比較試料として用い、 $\mu\text{mc}/\ell$ であらわした。

3. 測定結果

(1) 表面水の放射能

1962年前半は、調査海域全域とも $3 \mu\text{mc}/\ell$ 前後を示し、本州南方海域、日本海では5～6 $\mu\text{mc}/\ell$ の値が観測された。1962年7月以降の測定値は第1表に示すごとく、1962年後半初頭では日本海がひきつづき $5 \mu\text{mc}/\ell$ 前後、最高値7.9 $\mu\text{mc}/\ell$ のほかは、全般にいくぶん減少の傾向をみせ、 $2 \mu\text{mc}/\ell$ 前後となった。11月は試料数が少ないため全域の傾向はわからないが、本州南方海域では $4 \mu\text{mc}/\ell$ 前後、最高値4.9 $\mu\text{mc}/\ell$ が観測された。

1963年に入ると本州東方海域以外は全域とも増加の傾向を見せ、本州南方海域で7.2、7.0 $\mu\text{mc}/\ell$ 、日本海で5.7 $\mu\text{mc}/\ell$ が観測された。5～6月の観測では、全域とも $5 \mu\text{mc}/\ell$ 前後と増加しており、特に日本海は、17.5、17.4 $\mu\text{mc}/\ell$ という異常に高い値が観測された。このほか東支那海で9.1 $\mu\text{mc}/\ell$ 、本州南方海域で6.1 $\mu\text{mc}/\ell$ 等の値が観測されている。

第1表 表面水の放射能測定値

単位： $\mu\mu\text{c}/\ell$

時 期	1962年 7～9月	10～12月	1963年 1～3月	4～6月
本 州 東 方 海 域	0.0 ～ 2.0	0.4 ～ 4.9	0.5 ～ 2.3	1.8 ～ 5.5
本 州 南 方 海 域	0.3 ～ 3.0		1.4 ～ 7.2	0.4 ～ 6.1
九 州 南 西 方 海 域	0.9 ～ 2.5		2.3 ～ 3.3	1.4 ～ 9.1
日 本 海	3.1 ～ 7.9		1.8 ～ 5.7	8.7 ～ 17.5

(2) 中層水の放射能

本州東方海域と本州南方海域の中層水の測定値は第2表に示すごとく、両海域とも増加の傾向を示しており、南方海域の300m層では $3.2\mu\mu\text{c}/\ell$ という値が観測された。

第2表 中層水の放射能測定値

単位： $\mu\mu\text{c}/\ell$

海 域	本州東方海域	本州南方海域	本州東方海域
水深 \ 時 期	1962年8月	1962年10月	1963年3月
0 m	0.4 ～ 1.3	3.8 ～ 3.9	1.3
50 m	0.7 ～ 1.7	1.8 ～ 2.7	2.4
300 m	1.1 ～ 2.3	2.5 ～ 3.2	1.4

(3) 深層水の放射能

1962年11月の本州南方海域の観測で1点と1963年6月の深海観測で日本海溝の2点で深層水を採水した。その測定値は第3表に示す通りで、これ等も昨年の測定値にくらべてかなり高い値を示している。

第3表 深層水の放射能測定値

単位： $\mu\text{C}/\ell$

時 期	1962年11月	1963年6月	
	29.9°N 137.9°E	40.8°N 144.6°E	40.4°E 148.3°E
0 m	1.1	3.5	5.5
300	0.5		
500		1.3	1.4
1,000	0.8		1.2
1,500	0.9		
2,000		1.8	0.9
3,000			1.7
4,000		1.5	
5,000			1.1
6,000		1.5	

4. 考 察

試料は従来と同じく、採水後計測まで大体30日から60日を経ているので、測定値から採水時の放射能を正確に推測することは出来ないが、日本近海の全放射能は、昨年に較べて全般的に増加の傾向が見られる。特に日本海においては、1958年後半から1959年前半にかけてのビキニ、エニエトックにおける連続核実験の最盛期に観測された値に匹敵する高い値が観測されたことは注意すべきことである。しかし、これが直接の落下塵埃によるものか、一旦地上に落下したものが河川水と共に流出したものであるか、その他の理由によるものであるか不明であり、今後の調査をまちたい。また、深層水も次第に高い値が観測されるようになったことも注意を要することである。

深海用 γ 線測定装置とその測定結果について

気象庁海洋気象部

興 水 直 文、○秋 山 勉
中 沢 雄 平、由 良 武

1. 測定装置の概要

海洋の深層における γ 線の強さを直接測定する装置は、1959年より試作を開始し、種々改

改良を加えて1962年

11月よりほぼ満足すべき状態で実用している。

この装置は、耐圧容器に収納したシンチレーション・カウンタよりの γ 線のパルスおよび水晶時計の発振によるタイム・マークを、内蔵の自記装置で自記させ、撤収後解読する方式であり、0~3000mの任意の層の γ 線強度を知ることができる (Fig.1)

2. 測定結果

日本近海の数点について測定した結果は、Table.1 およびFig.2 に示すとおりである。

これによれば、宇宙線の影響は50~100mまでではほとんど吸収されてしまい、100m以深の層では深さに関係なく計数値はほぼ一定になる。また測定点相互の間にも計数値の有意の差は認められず、 γ 線強度は一律に60cpm 前後の値を示している。現在のところ、この測定装置の検出可能な範囲では、海洋深層の汚染はみられない。

3. 結果の考察

前項で述べたように、この測定装置に関する限りでは、深層の γ 線の強さは、ほぼ60cpm という一定値を示

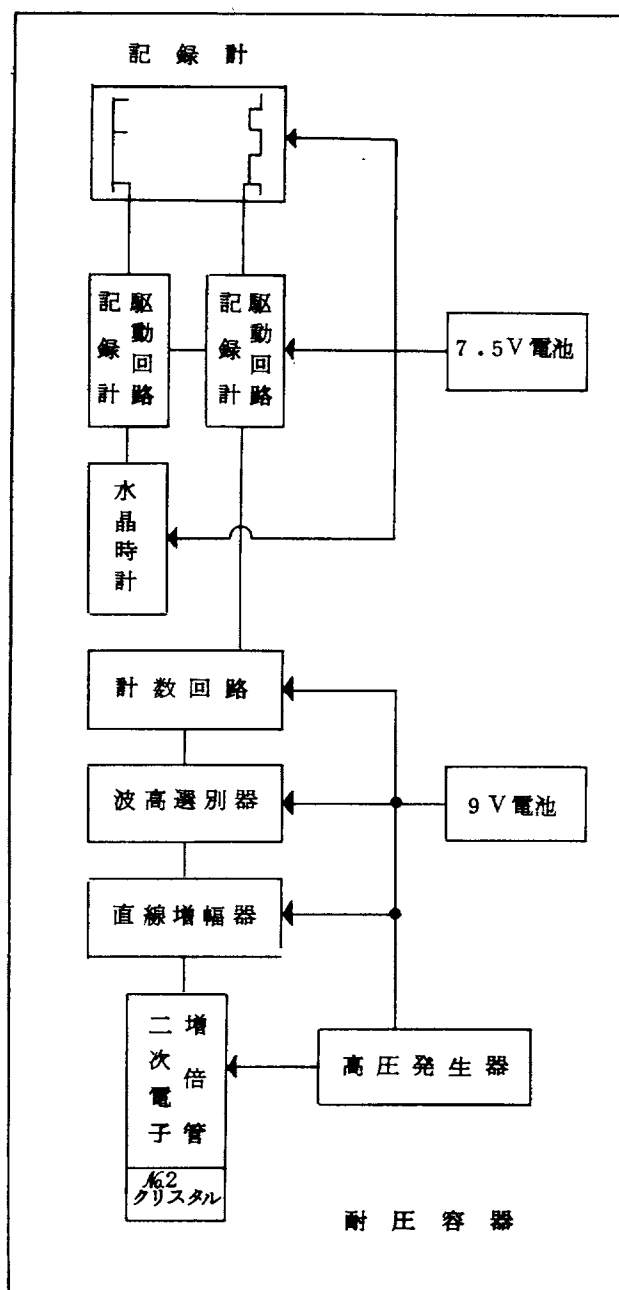


Fig.1 深海用 γ 線測定装置構成図

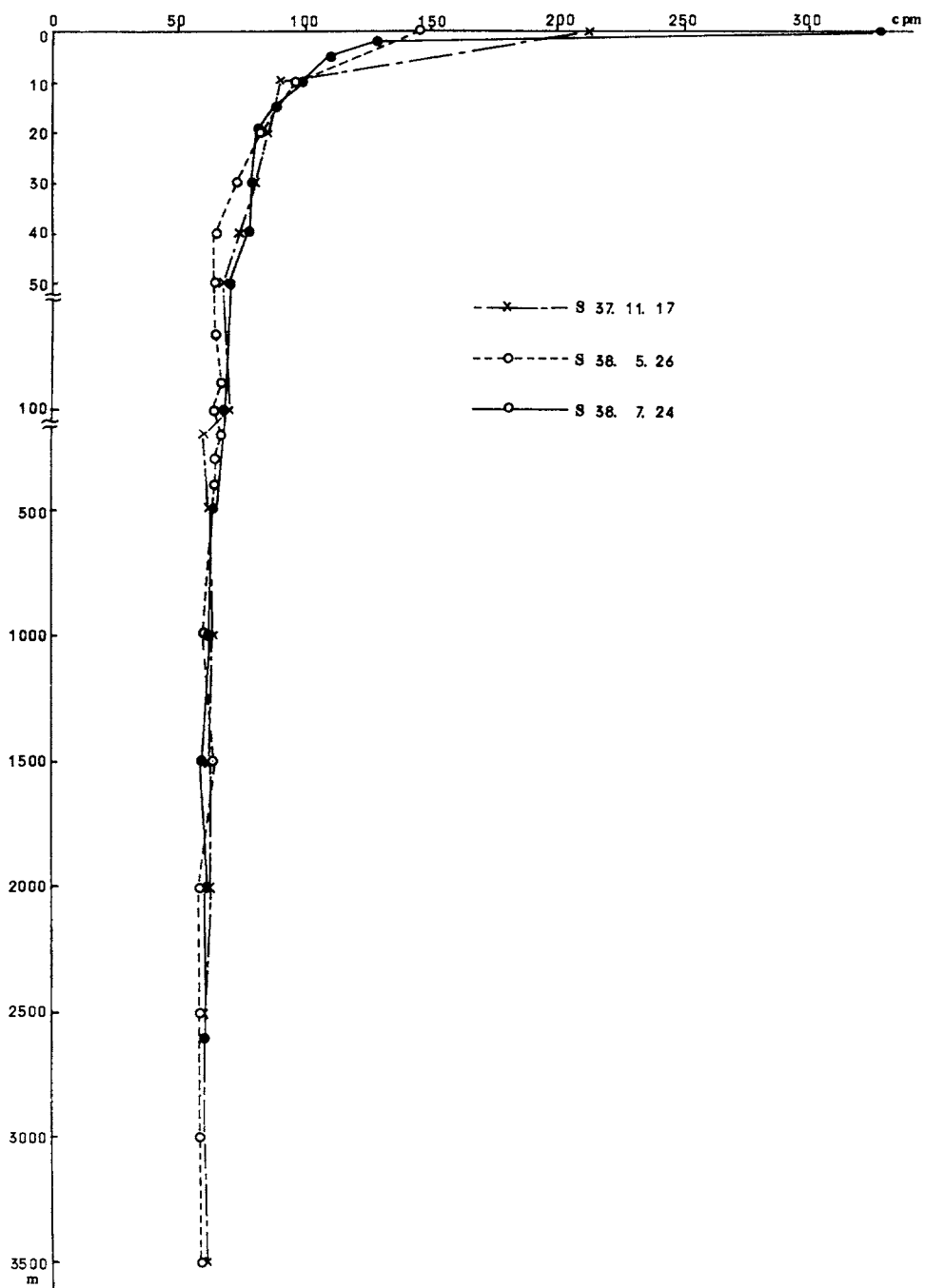


Fig. 2 r 線強度の鉛直分布

すが、これには測定装置の材質や、回路の電氣的ノズル等にもとづく計数值 (back ground) も含まれていると考えねばならない。海水の γ 線の強さは、装置の back ground を差し引いた計数值になるが、実験的にこれを定めることは困難であるので、海水中に存在する天然放射性物質の量からこの測定装置にかゝってくる計数值を理論的に求めることを試み、つぎの計算式を設定した。

$$\begin{aligned}
 (\text{c.p.m.}) &= \int_0^{\infty} \sum_n C \cdot \frac{1}{n} 4\pi r^2 \cdot dr \cdot \frac{6.02 \times 10^{23}}{M} \lambda \frac{S}{4\pi r^2} e^{-\rho \mu_m r} \\
 &= \frac{c \cdot 6.02 \times 10^{23} \lambda \cdot S}{\rho \mu_m M}
 \end{aligned}$$

上式において

μ_m : absorption coeff (cm^2/g)

ρ : density of sea water

C : concentration of nuclide (g/cm^3)

M : molecular wt

λ : disintegration const

S : Average cross area of a detector (crystal) (cm^2)

である。

今、天然海水中的の K^{40} による計数值を上式より求めると大体 $5 \sim 10 \text{ cpm}$ 程度となる。すなわち海水の γ -source のほとんどが K^{40} に起因すると考えてもよいならば、この測定装置の back ground 計数值は $50 \sim 55 \text{ cpm}$ 程度と考えられるが、なお今後検討を続けたい。

Table. 1 海水の層別 γ 線強度

単位: cpm

測定場所	スルガ湾	千島海溝	房総沖
位置	33.0°N 138.0°E	40.9°N 144.8°E	34.7°N 139.9°E
水深	S 37. 11. 17	S 38. 5. 26	S 38. 7. 24
0 m	2 1 2	1 4 4	3 2 8 —
2 m			1 2 8 ± 5.1
5 m	9 0		1 0 9 ± 4.7
10 m	9 0	9 6	9 8 ± 4.4
15 m			8 8 ± 4.2
20 m	8 5	8 0	8 0 ± 4.0
30 m	8 0	7 2	7 8 ± 4.0
40 m	7 4	6 4	7 8 ± 4.0
50 m	6 8	6 4	7 0 ± 3.7

測定場所	スルガ湾	千島海溝	房総沖
位置	33.0° N 138.0° E	40.9° N 144.8° E	34.7° N 139.9° E
水深 / 年月日	S 37. 11. 17	S 38. 5. 26	S 38. 7.22 4
60 m		64	
70 m		64	
80 m		64	
90 m		69	
100 m	70	64	67±3.7
200 m	60	69	
300 m		64	
400 m		64	
500 m	62	64	64±3.6
1,000 m	63	60	61±3.5
1,500 m	63	64	59±3.4
2,000 m	62	59	61±3.5
2,500 m	60	59	60±2.4
3,000 m	60	59	
3,500 m	61	59	

東京湾海底堆積物中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce について

社団法人 分析化学研究所

浅利民弥、千葉盛人

渡部欣愛、鈴木孝昭

石井実、河野克巳

原子力の平和利用の進展に伴い、放射性廃棄物の投棄などによる海水の放射能汚染の増加が予想されるが、都市沿岸の海域では、都市廃水の流出による有機物の堆積にともなって放射性核種の沈積が考えられる。そこで当所では、昭和36年度に続いて、海底堆積物中の放射性核種の分析法について検討を行なうと共に、東京湾における放射能濃度の測定を行なったので報告する。

試料は昭和37年9月に東京湾内より千葉県内湾水産試験場の観測点に従って、10ヶ所から表層堆積物を採取し、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce の分析を行なった。

海底堆積物中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分析法については現在、特に定まった方法はないが、陸土については、科学技術庁（放射能測定部会）で土壌中の ^{90}Sr 、及び ^{137}Cs の分析法（又は案）を提示

^{90}Sr および ^{137}Cs 分析結果

試料No	熱 王 水 浸 出 法		冷 塩 酸 浸 出 法	
	^{90}Sr $\mu\mu\text{c/kg Sample}$	^{137}Cs $\mu\mu\text{c/kg Sample}$	^{90}Sr $\mu\mu\text{c/kg Sample}$	^{137}Cs $\mu\mu\text{c/kg Sample}$
1	12.3 $\pm$ 3.8	171.3 $\pm$ 17.6	7.3 $\pm$ 2.3	665.0 $\pm$ 7.4
2	26.5 $\pm$ 9.3	269.8 $\pm$ 22.1	11.7 $\pm$ 2.9	155.7 $\pm$ 13.6
3	19.7 $\pm$ 4.4	155.2 $\pm$ 14.9	12.7 $\pm$ 3.1	119.8 $\pm$ 7.8
4	12.4 $\pm$ 3.3	103.4 $\pm$ 11.1	12.5 $\pm$ 2.2	105.3 $\pm$ 10.8
5	14.8 $\pm$ 5.1	95.5 $\pm$ 12.8	6.6 $\pm$ 1.8	70.7 $\pm$ 7.9
6	33.4 $\pm$ 4.6	171.6 $\pm$ 15.9	14.6 $\pm$ 2.6	95.1 $\pm$ 9.7
7	26.8 $\pm$ 4.1	239.6 $\pm$ 20.9	15.9 $\pm$ 2.6	122.7 $\pm$ 8.5
8	28.8 $\pm$ 5.2	149.0 $\pm$ 16.7	7.7 $\pm$ 2.1	81.7 $\pm$ 15.6
9	33.0 $\pm$ 6.7	213.0 $\pm$ 20.3	18.3 $\pm$ 3.8	88.6 $\pm$ 9.4
10	16.9 $\pm$ 5.4	74.1 $\pm$ 9.2	9.0 $\pm$ 2.6	61.7 $\pm$ 7.4

海水中の放射性核種の捕集について (水酸化鉄形イオン交換樹脂の利用)

放 医 研

○渡 利 一 夫、 小 柳 卓

伊 沢 正 実

核爆発実験の影響および放射性廃液の海洋投棄の問題から海水中の放射性物質の濃度を知ることが重要である。特に海水中に含まれている放射性物質の濃度が小さくなる程、多量処理の必要があり、且つ海水の塩濃度は河川水に比し大きいため効率よく捕集、処理することがかなり面倒である。これまでは、主として水酸化鉄共沈法、或いは対象とする核種の特性に応じて多くの吸着剤が用いられている。一方、海水中での各核種の溶存状態を知ることとも以後の分離、分析操作に必要なことである。従って我々は、 ^{144}Ce 、 ^{137}Cs 、 ^{106}Ru 、 ^{95}Zr 、 ^{90}Sr 等を対象とし、それらの溶存状態を調べつつカラム法によって迅速に効率よく捕集する方法を検討した。捕集剤としては、陽イオン交換樹脂表面に鉄の加水分解生成物を生成せしめたもの（以後水酸化鉄形イオン交換樹脂と呼ぶ）を用いた。この樹脂は水酸化鉄の沈澱と異なり粒状で取扱いやすく、カラムの作製も容易である。（※1）

本実験ではこの水酸化鉄形イオン交換樹脂に対する上記核種の挙動を求め海水中よりの捕集について検討すると共に、 γ 放射体については捕集後直ちに γ 線スペクトロメトリーによって各々の核

種を定量することの可能性について検討を加えた。同時に水酸化鉄共沈法でも実験を行い比較検討した。(※2)

実験——(水酸化鉄形イオン交換樹脂の作製)

塩化第二鉄の濃厚溶液にH形にしたDowex 50W × 8 (100 ~ 200メッシュ)を加え完全に鉄形にしたのち水洗し1.5 Mアンモニア水でアルカリ性にする。これをpH7 になるまで水洗したものを用いた。

(試料溶液の調整) 海水にトレーサーとして ^{144}Ce 、 ^{137}Cs 、 ^{106}Ru 、 ^{95}Zr 、 ^{85}Sr 、を加え炭酸ナトリウムまたはアンモニア水で種々のpH に調整する。ルテニウムについてはその化学的挙動の複雑性から種々の化合物を合成して加えた。

(操作) 基礎データを求めるため先づバッチ法で実験を行った。すなわち、50 mℓの試料溶液に0.5 gの風乾した樹脂を加え静置、振盪、または加温する。一定時間後に水溶液中の放射能を測定し吸着率を求めた。得られたデータを基にしてカラム法で実験を行った。実際の海水については500 gの水酸化鉄形イオン交換樹脂を充填したφ4 cmのカラムに千葉県勝浦沖で採水した海水50 ℓを通し流出液は蒸発乾固する。同時に同量の原海水を蒸発乾固する。樹脂相および双方の蒸発残渣について夫々γ線スペクトルを測定する。

共沈法は常法に従い実験を行なった。

(結果) バッチ法で得た結果を下に略記する。

○水酸化鉄形イオン交換樹脂の効果——H形イオン樹脂、鉄形イオン交換樹脂は海水中の多量の陽イオンとイオン交換反応を起し吸着能力は低い水酸化鉄形イオン交換樹脂は吸着能力が大きい。

○実験条件の検討

静置した場合、加温した場合、振盪した場合の吸着率と時間変化の関係を求めると、加温することにより最大吸着率に達する時間を早めることが出来、又振盪することにより更に時間を早めることが出来る。

○接触時間と最大吸着率

^{144}Ce 、 ^{95}Zr 、 ^{106}Ru とも定量的に吸着するが、前二者が比較的早く平衡に達するのに比し ^{106}Ru は長時間を要する。 ^{85}Sr 、 ^{137}Cs は夫々40%、20%以下の吸着率を示す。

○pHの影響

pH 5 ~ 11の範囲で ^{144}Ce 、 ^{95}Zr 、 ^{106}Ru 、 ^{137}Cs は大きな変動はない。 ^{85}Sr はpHに敏感でありpHの増大に従い吸着率も増大する。

○塩濃度および担体添加の影響

塩濃度の減少に従い ^{85}Sr 、 ^{137}Cs の吸着率は増大し蒸溜水中では定量的に吸着する。

^{95}Zr 、 ^{144}Ce 、 ^{106}Ru は影響がない。また、担体添加量増大に従い吸着率は減少する。

○樹脂量の影響

上記実験で定量的吸着率を示さない ^{85}Sr 、 ^{137}Cs についても樹脂量を増加すると吸着率も増大

する。

○原海水 50ℓ 処理の結果

原海水 50ℓ の蒸発残渣とカラム流出液の蒸発残渣の γ 線スペクトルを測定した結果、前者で認められた ^{95}Zr 、 ^{106}Ru 、 ^{144}Ce のピークは後者では認められない。

(考察)

^{144}Ce 、 ^{106}Ru 、 ^{95}Zr 、等の γ 放射体核種についてはバッチ法およびカラム法での結果から本法を利用して多量の海水中より効率よく捕集しその γ 線スペクトルの測定から定量することが可能であると考ええる。

また海水中の微量の放射性物質の溶存状態については上記の結果および他の実験結果から ^{85}Sr 、 ^{137}Cs についてはイオン交換吸着であろうと思われる。その他の核種については更に詳しい実験を行わねばはっきりしたことは云えないが、コロイド吸着という現象も充分考えられることである。実験室でのトレーサー実験の結果から実際の海水中の溶存状態を予想することは無理であるが、然し水酸化鉄形イオン交換樹脂からの脱着、または溶離により吸着核種の相互分離を行なうためには吸着機構を知ることは重要であるので更に検討を加える予定である。

- ※ 1 Merrill, Lydon, Honda, Arnord : Geochim. Cosmochim. Acta 18, 108 (1960)
- ※ 2 坪田、渡利、伊沢、日本化学会第 16 年会 (1963)
渡利、小柳、伊沢、第 7 回放射化学討論会 (1963)

海水中の放射性核種の捕集剤としての二酸化マンガ

国立公衆衛生院

山 県 登、○岩 島 清

原子力利用の開発にともない核分裂生成物だけでなく原子炉運転にともなう corrosion product として ^{60}Co 、 ^{59}Fe 、 ^{65}Zn などの誘導放射性核種が陸上および海上の原子炉から海洋に放出され、これらによる海洋の汚染が問題にされるようになってきた。

なるべく化学的操作を簡略にして海水中のこれら核種を捕集し、ガンマスペクトロメータによって検出するための有効な捕集剤として、従来は鉄水酸化物と硫酸バリウムの混合沈澱が使用されているが、多量の海水を対象とする場合に流速速度がおそいという難点があり、これに代るべき捕集剤が求められた。

いわゆるマンガノ瘤にヒントを得て、市販の二酸化マンガによる捕集を試みた。ラジオアイソ

トープ (carrier-free または高比放射能の) をトレーサーとして海水に加え、pH は原海水の状態を保たせ、50 ml の海水に対し 0.5 g の特級粉状二酸化マンガンを加えて振り捕集率を求めた。(Table 1)。

Table 1. Removal of Radioisotope in Sea-water by Shaking with Powdered Manganese Dioxide

Radioisotope	Removed (%)
^{54}Mn	100.1 $\pm$ 0.2
^{55}Fe	96.1 $\pm$ 2.3
^{60}Co	100.0 $\pm$ 0.1
^{65}Zn	99.9 $\pm$ 0.1
$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$	99.9 $\pm$ 0.1
$^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$	100.0 $\pm$ 0.1
^{144}Ce	99.8 $\pm$ 0.1
$^{51}\text{CrO}_4$	14.5 $\pm$ 1.2
^{89}Sr	39.3 $\pm$ 0.7
^{137}Cs	1.8 $\pm$ 0.1

核分裂生成物では ^{89}Sr と ^{137}Cs 、corrosion product では ^{51}Cr がこの方法では良く捕集されないが、他の核種については定量的に捕集され二酸化マンガンの使用量は試水の 0.35% まで有効である (Fig 1, 2)。

さらに多量 (100 l) の海水を対象にする場合は粉状二酸化マンガンは流速速度がおそいので、粒状二酸化マンガンを使用し、海水 3 l に 10 g を加えた実験では ^{60}Co は 2 時間のかきまぜで完全に捕集され (Fig 3)、その状態で 1 昼夜放置しても二酸化マンガんに捕集された ^{60}Co は離脱しない。(Fig. 3)

100 l の海水から出発し、350 g の二酸化マンガんに捕集された放射性核種を 3" $\times$ 3" の沃土ナトリウム・クリスタル (10 cm 鉛、2.5 cm 水銀シールド) を使用して測定する際の検出限度は次のとおりである (Table 2)。

これらの核種が海水中にいかなる化学的、物理的状态で存在するか、またトレーサー実験の結果が現実の場合にそのまま適用されるか問題であるが、一つの試みとして原子炉の熱遮蔽軽水のサンプル 2 l (^{60}Co (または ^{59}Fe) : 8×10^{-3} μc を含む) につき同法を適用したところ完全に捕集された。

1963 年 7 月下旬から 8 月上旬にかけて採水した 2, 3 の海水それぞれ 100 l を用いて、核種分析をおこなった結果を次に示す。(Table 3)

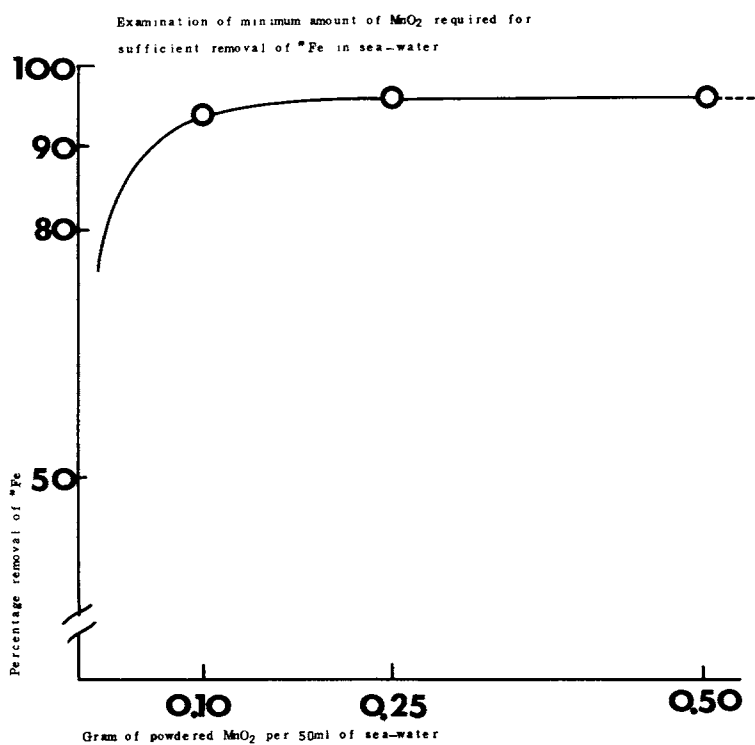


Fig. 1

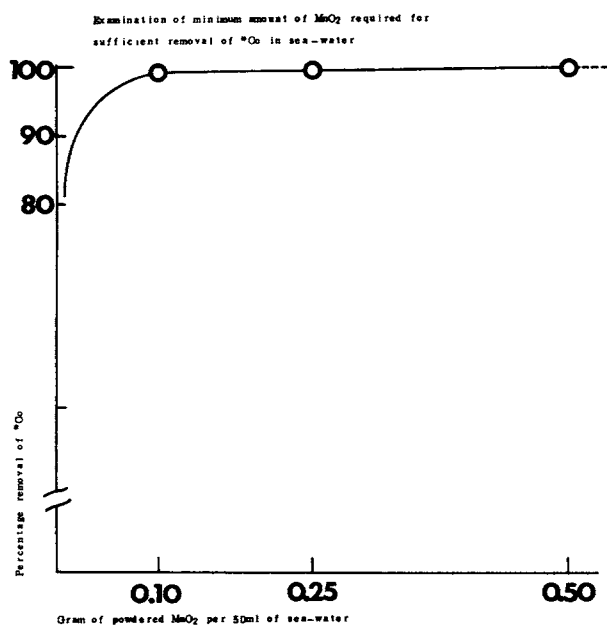


Fig. 2

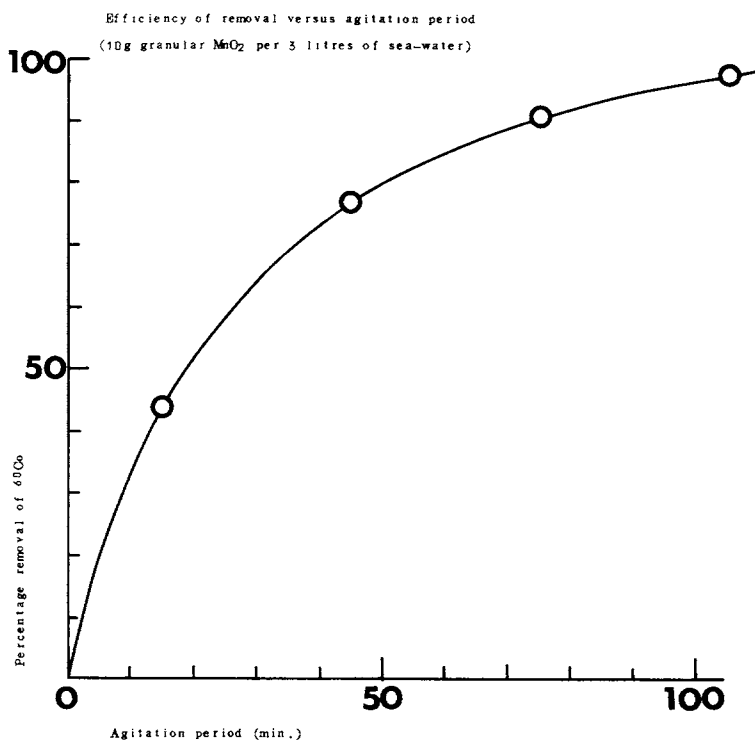


Fig. 3

Table 2. Detection limits of the proposed method for certain radioisotopes which may be present in sea-water when applied to 100 litre sample

Radio-isotope	Photo-peak energy	Detection limit in sea-water	Partial permissible concentration in sea-water*
	Mev	$\mu c./ml.$	$\mu c./ml.$
^{60}Co	1.17	1×10^{-9}	3×10^{-9}
	1.33	2×10^{-9}	
^{59}Fe	1.10	2×10^{-9}	5×10^{-9}
	1.29	3×10^{-9}	
^{65}Zn	1.12	1×10^{-9}	2×10^{-8}
^{95}Zr	0.72		3×10^{-8}
^{95}Nb	0.77	2×10^{-10}	5×10^{-7}
^{106}Ru	0.52 (^{106}Rh)	2×10^{-9}	1×10^{-8}

* For harbors, estuaries, and inshore waters within 12 miles of the coast line. Recommended by NAS-NRC¹

Table 3. Estimates of the Level of Radionuclides in sea-water

Location	Date	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ ($\mu\mu\text{c}/\text{l}$)	$^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ ($\mu\mu\text{c}/\text{l}$)	Chlorinity (%)
(1) $33^{\circ}08'\text{N.}$, $129^{\circ}43'\text{E.}$	'63.7.30	1.3	< 5.9	17.34
(2) $34^{\circ}06'\text{N.}$, $132^{\circ}37'\text{E.}$	'63.8.1	1.0	< 4.7	15.74
(3) $35^{\circ}44'\text{N.}$, $136^{\circ}03'\text{E.}$	'63.8.3	2.6	< 11.8	17.51
(1) the Sasebo Harbour				
(2) the Kure Harbour				
(3) Tsuruga Bay				

なお二酸化マンガニに捕集された放射性核種の分離について若干検討したので報告する。

コバルトおよび亜鉛の海産物における濃縮係数

国立公衆衛生院 山 県 登

動物蛋白の資源を主として海洋に負っているわが国では、海洋の放射能汚染の国民の食事への寄与が欧米に較べて遙かに大きいことが予想される。そこで、ある放射性核種の海水中濃度が一定の場合、海産物を通じて国民がどれだけこの核種を摂取するかを予想するためには、平衡状態を仮定した場合、当該元素の安定核種についての知識が役に立つであろうと考えた。

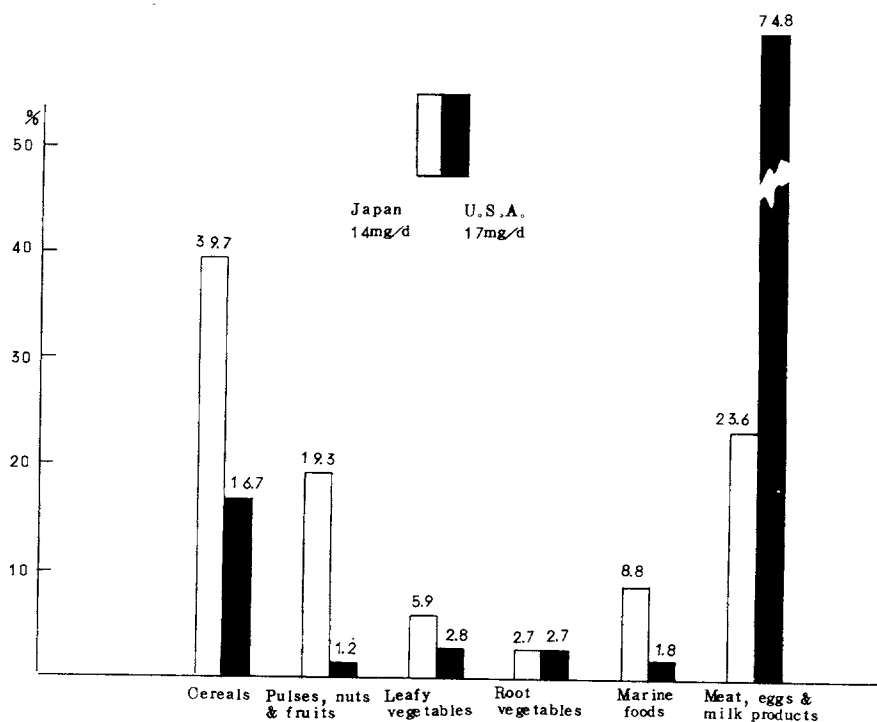
日本人に対する標準献立のうち海産物をまとめたものにつき Zn と Co を分析した結果はそれぞれ 1.2 および 0.03 ppm (生鮮物中) であった。また海水中の Zn、Co の濃度の文献値*はそれぞれ 1.3~1.5、0.38~0.67 $\mu\text{g}/\text{l}$ である。従って、いわゆる濃縮係数の概念を単一生物ということでなく、日本人の摂取する海産物の標準的組成という総合されたものに当てはめて考えれば、海産物/海水の濃縮係数は、Zn では $0.8 \sim 1 \times 10^4$ 、Co では 45~80 となる。

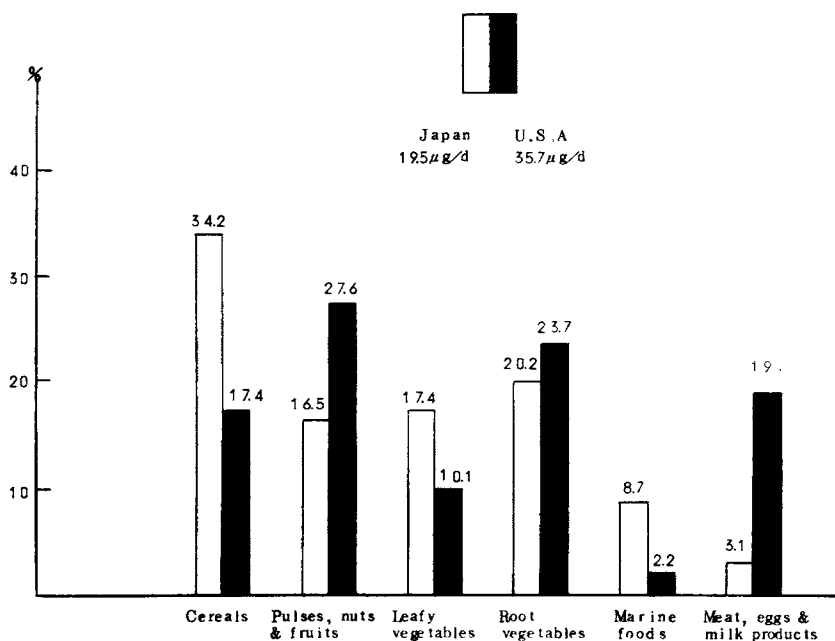
この数値を使用すれば、NAS-NRC の publ.658 (1959) に示されるいわゆる海水の ppc (partial permissible concentration) の日本人に対する値を計算することもできよう。それには日本人の平均一日海産物摂取量を仮定する必要があるが、もし、これを 100g とすると

* 石橋 (1953)、森田 (1953)

Zn、Co の一日摂取量は海産物を通じそれぞれ、 1.2 mg 、 $3 \mu\text{g}$ となる。これは海水のそれぞれ $0.8 \sim 1 \times 10^3$ 、 $4.5 \sim 8 \text{ l}$ に相当する。もし NAS-NRC の港湾、沿岸水に対する ppc 値 ^{65}Zn 2×10^{-3} 、 ^{60}Co $3 \times 10^{-9} \mu\text{c/ml}$ の濃度が長い期間継続し安定元素との間、海水と海洋生物との間に平衡状態が生じたとした場合、日本人の一日摂取量は ^{65}Zn ； $1.6 \sim 2 \times 10^2 \mu\text{c}$ 、 ^{60}Co ； $1.4 \sim 2.4 \times 10^{-5} \mu\text{c}$ となる。職業人に対する最大許容一日摂取量は ^{65}Zn ； $2.2 \mu\text{c}$ 、 ^{60}Co ； $0.66 \mu\text{c}$ である。

図は海産物を通じての Zn と Co の全食事による摂取への寄与が日本人と米国でどのように違うかを示したものである。





1962年太平洋捕獲魚の放射性物質

放射線医学総合研究所

佐伯 誠 道、上田 泰 司

鈴木 讓、村越 善 次

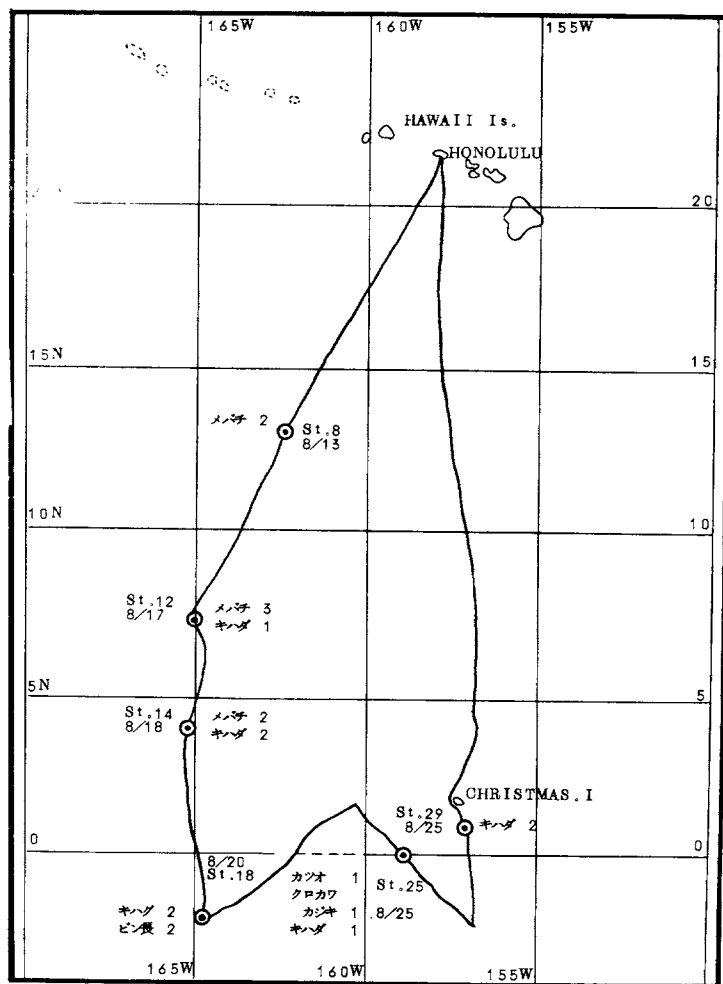
1. 緒 言

1962年8月中旬に、中部太平洋で捕獲されたメバチ、キハダ、ビンナガ、クロカワカジキの計19尾の魚体各組織、器官の放射性核種の蓄積状態を調べて、1954年～1958年の状況と比較するとともに、これらの結果にもとづいて、洋上に降下した放射性物質の魚類への移行の経路とその程度について考察を進めることを目的として調査研究を行なった。

1962年の放射能調査船照洋丸の捕獲魚の一部19尾を分析用として科学技術庁より分与されたので当研究所において解剖し、各組織および器官を摘出し、γ線波高分析装置を用いて各組織および器官のγ線放射核種を調べ、さらに ^{90}Sr 、 ^{65}Zn 、 ^{137}Cs の放射化学分析を行ない若干の知見を得たので報告する。

2. 試料魚

分支された19尾の試料魚は、何れもはえなわによって捕獲されたもので捕獲日時、位置は第1図に示すとおりである。



第1図 試料魚捕獲地点

捕獲後直ちに冷凍した魚類は、陸あげ後研究所において解剖し、皮とウロコ、エラ、セキツイ骨、心ゾウ、ヒゾウ、肝ゾウ、胃、胃内容物、腸、腸内容物、タンノウ、ユウモンスイ、ジンゾウ、生殖腺、血合肉、普通肉に分けた。

第1表は解剖記録である。

第 1 表 試 料

試番 料号	捕 獲 月 日 (1962年) 捕 獲 推 定 位 置	魚 種	性 別	体長 cm	体重 Kg	年 令 (推定)	内	
							心 ゾ ウ	ヒ ゾ ウ
2	8/14 No.8	メバチ	♂	115	26.2	Ⅲ	60	50
	13° 21' ~ 13° 25' N							80
4	162° 20' ~ 162° 24' W	メバチ	♀	147	69.0	V	125	80
5	8/16 No.12	メバチ	♂	143	59.5	V	110	40
6	07° 04' ~ 07° 10' N	メバチ	♂	161	79.4	VI	160	70
7	165° 09' ~ 165° 11' W	キハダ	♂	151	63.0	IV	70	35
11		キハダ	♂	113	25.8	II	55	40
12	8/17 No.14	キハダ	♂	124	35.6	III	50	40
22	04° 22' ~ 04° 32' N	メバチ	♂	87	14.6	II	50	25
25	165° 21' W	メバチ	♂	128	46.2	IV	140	110
28		メバチ	♂	106	28.5	III	110	50
37	8/19 No.18	キハダ	♀	136	45.3	III	60	30
38	02° 01' ~ 01° 56' S	キハダ	♂	128	30.0	VI	65	—
39	165° 00' W	ビン長	♂	92	17.3	VI	30	9
44		ビン長	♂	97	19.0	VI	24	11
47	8/22 No.25	カツオ	♂	71	7.8	—	30	20
48	00° 02' ~ 00° 07' N	クロカツ	♂	201	68.4	—	70	65
50	158° 55' W	カジキ	♀	141	50.0	IV	60	230
51	8/24 No.29	キハダ	♀	137	50.4	III	85	50
	01° 35' ~ 01° 31' N			147		IV		
52	157° 24' ~ 157° 29' N	キハダ	♀	147	54.0	IV	85	40

* 年令の推定は、①水産 集成 (1957) ②南水研マダロ研究パンフレット No.7 ③南

魚 の 解 剖 記 録

ゾ ウ 各 器 官 重 量 g					
肝ゾウ	胆ノウ	ユウモンスイ	卵 巣	精 巣	胃 内 容 物
150	—	250	— 1,070	49	
580	—	650	1,070	—	165 (サンマ (餌) 1尾 フグ類 体長20cm 1尾)
200	20	340	—	710	165 (サンマ (餌) 2尾) (エビ類 少量)
350	25	430	—	780	な し
250	20	340	—	470	— (小イカ1尾、小魚1尾) (小フグ)
170	—	355	—	720	40 (小フグ1尾) 小イカ1尾)
170	10	300	—	160	20 (小魚 1尾)
100	10	200	—	40	30 (小タコ)
230	10	400	—	280	な し
150	—	210	—	160	340 (小魚、小エビ、白味の魚) が胃袋一杯)
230	10	290	280	—	205 (サンマ1尾 (50g) イ カ3尾 アジ1尾 (30g))
230	10	250	—	300	な し
140	—	100	—	70	—
90	—	125	—	12	200 (サンマ (餌) 2尾 150g) イカ50g)
60	20	110	—	150	な し
300	—	760	—	140	560 (サワラ類2尾 サンマ (餌) 2尾)
340	20	300	570	—	な し
380	10	260	850	—	な し
200	—	425	255	—	95 (エビ 2cm)

水研報告第12号 (1960) を参照した。

3. 実験および結果

(1) 魚体表面サーベイ

シンチレーションサーベイメーターのヘッドをビニール布で包み、直接魚体にふれて測定した。その値はバックグラウンドを上下し、いずれの試料魚も人工放射能を検出しえない程度であった。1954年および1956年の第1次および第2次俊丸捕獲魚では体表において、人工放射能を容易に認知し得るものがあった¹⁾が、今回の19尾中にはシンチサーベイによって放射能を検知し得るものはなかった。

(2) γ 線波高分析

測定器は東芝製256チャンネル γ 線波高分析装置でクリスタルは3" $\phi \times 2$ " (NaI)を使用した。生試料をすりつぶしたのち、塩化ビニールの測定用バケツに入れ15～16時間計測した。

一例としてメバチ(坂6)の各組織の γ 線波高分布を第2図に示す。

この実験に使用した波高分析装置は高エネルギー部において比例増布器の直線性が悪く、スケールが若干すづまりとなる欠点がある。しかし、第2図は同一装置で同条件において測定したものであるので、各種試料中の γ 線波高分布の相対的な差異を論ずることが出来る。

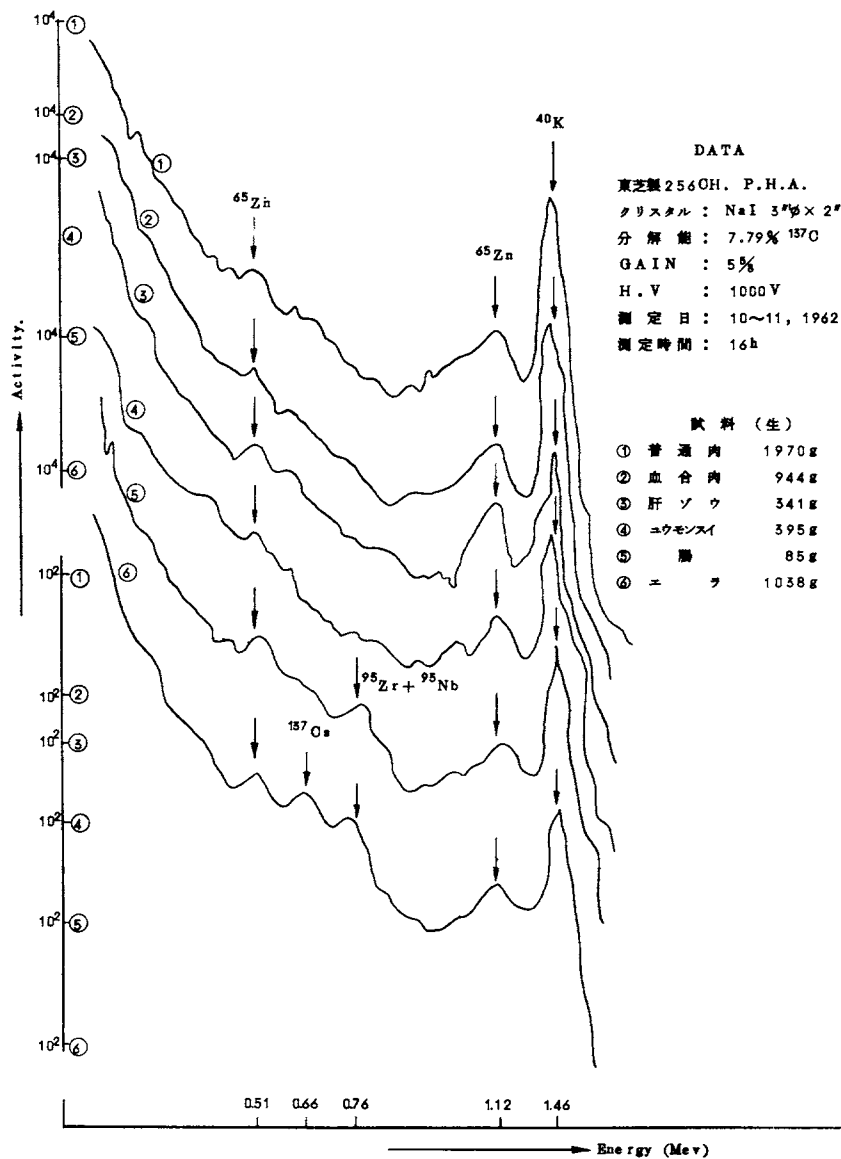
自然放射能 ^{40}K (1.46MeV)のピークのはかに、いずれの組織にも ^{65}Zn (0.511 MeV、1.12 MeV)と考えられる二つのピークが認められた。

この ^{65}Zn の確認については後述する。

エラと腸には ^{65}Zn の二つのピークのはかに $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ と考えられるピークが認められた。

この $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ のピークは筋肉、肝臓などにはほとんど認められないが、エラと腸だけにかかなり明瞭に示されている。その原因は、放射性降下物にかかなり顕著に存する $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ が、海水懸濁物、プランクトンなどに吸着または吸収され、これら懸濁物やプランクトンが、ブラシ状のエラに附着したり、食物として腸内へせり取されたことによるものと考ええる。

稀土類元素は、消化管より吸収されて魚体内組織に蓄積され難いことが実験室飼育魚によっても示されているが、²⁾ 太平洋汚染魚でも同様の傾向であることを上記の測定結果は示している。



第2図 メバチ (No.6) のγ線波高分布

(3) 骨および皮とウロコの⁹⁰Sr

灰化試料10gをとり⁹⁰Srの分析を行った。分析方法は1959年WHO/FAO Expert Committeeの「Methods of Radiochemical Analysis」より「Animal bone」の項を参考にした。測定器は医理研製ガスフロー低バックグランドカウンタ13型（バックグランド0.7 cpm、計数効率44.0% ⁹⁰Y）を用いた。

測定結果は第2表に示した。

第2表 試料魚各組織

魚 種 及 び 学 名	試料 番号	骨	
		$\mu\text{c/Kg Fresh}$ (生組織)	Ca%/灰分
メ バ チ <i>Parathunnus mebachi</i>	2	2.42 $\pm$ 0.78	37.0
" "	4	2.41 $\pm$ 0.80	37.2
" "	5	1.82 $\pm$ 0.42	37.4
" "	6		
" "	22	3.80 $\pm$ 0.61	40.3
" "	25	1.62 $\pm$ 0.20	35.5
" "	28		
キ ハ ダ <i>Neothunnus macropterus</i>	7	6.27 $\pm$ 0.81	38.1
" "	11		
" "	12	1.07 $\pm$ 0.41	39.8
" "	37	2.77 $\pm$ 0.40	38.7
" "	38		
" "	50	4.04 $\pm$ 0.82	38.1
" "	51	2.63 $\pm$ 0.80	37.0
" "	52	3.43 $\pm$ 0.81	36.0
ビ ン ナ ガ <i>Thunnus alalunga</i>	39	1.95 $\pm$ 0.41	38.0
" "	44	5.45 $\pm$ 0.20	36.2
カ ツ オ <i>Katsuwonus peramis</i>	47	4.85 $\pm$ 0.83	37.5
クロカワカジキ <i>Makaira mazara</i>	48	9.54 $\pm$ 0.86	38.4

すなわち、骨では ^{90}Sr のSU (Ca 1gあたりの ^{90}Sr μc)で0.05 ~ 0.43であり皮とウロコでは0.29 ~ 0.58である。

この値は、北太平洋側の表面水のSU 25⁴⁾に比べるとかなり低い。これは魚のCaとSrとのDiscrimination factorによるものと思うが、この点に関しては筋肉その他の組織の ^{90}Sr 、天然Sr、Caの分析値が出揃ってからさらに考察したい。

(4) ^{65}Zn の確認

(2)で述べた γ 線波高分析の結果、 ^{65}Zn の存在がうかがわれた。 ^{65}Zn の放射能汚染魚における存在は、さきに筆者⁵⁾によって1954年の太平洋汚染魚の放射化学分析によって確認さ

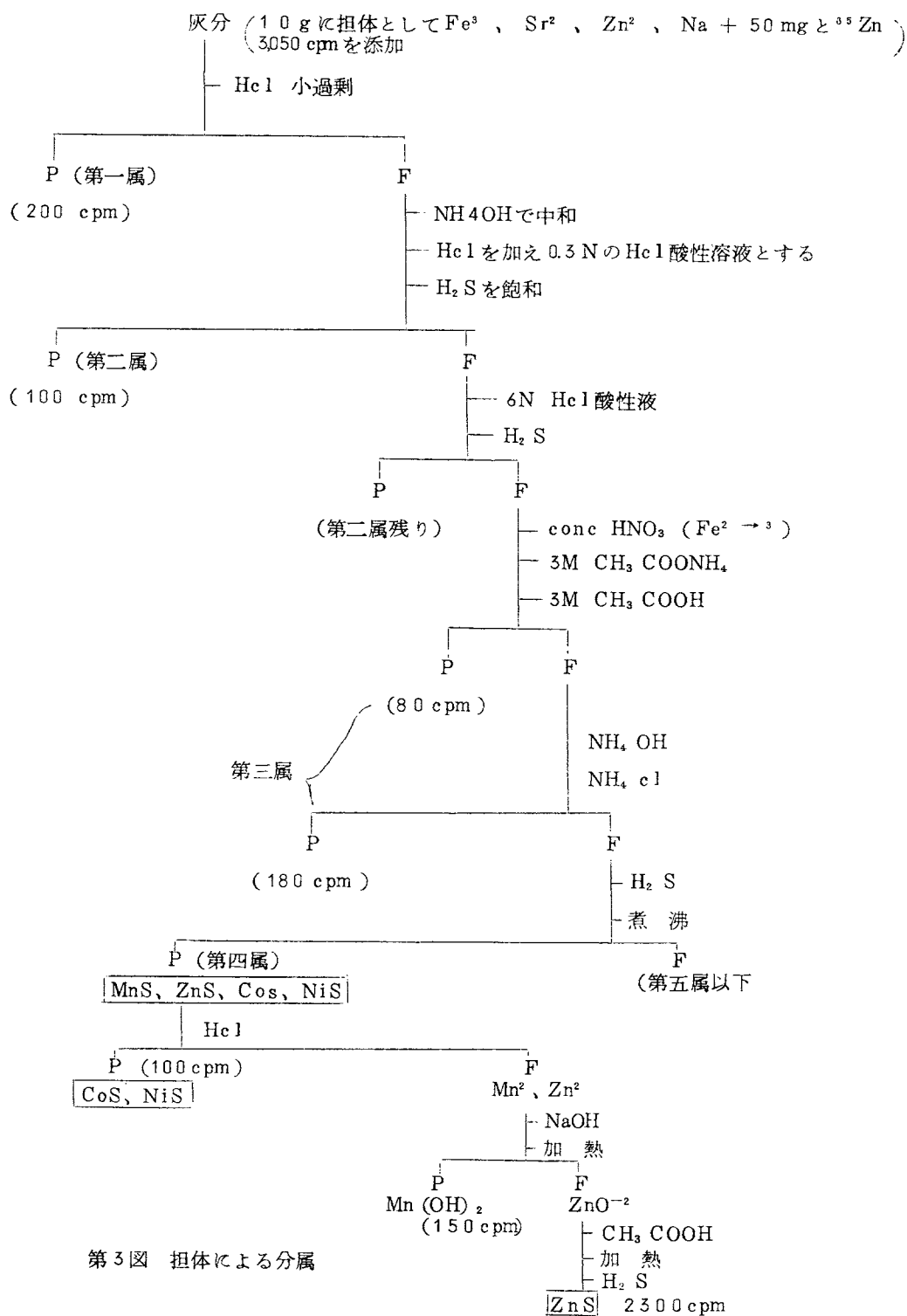
中のストロンチウム 90

SU ($\mu\mu\text{c/g of Ca}$)	皮 お よ び ウ ロ コ		
	$\mu\mu\text{c/Kg Fresh}$ (生組織)	Ca%/灰分	SU ($\mu\mu\text{c/g of Ca}$)
0.12 $\pm$ 0.04	10.56 $\pm$ 1.60	35.9	0.33 $\pm$ 0.05
0.12 $\pm$ 0.04	11.20 $\pm$ 1.60	36.5	0.35 $\pm$ 0.05
0.09 $\pm$ 0.02	12.24 $\pm$ 2.07	34.4	0.39 $\pm$ 0.07
	18.54 $\pm$ 1.44	36.0	0.58 $\pm$ 0.05
0.18 $\pm$ 0.03	17.60 $\pm$ 1.92	32.8	0.55 $\pm$ 0.06
0.08 $\pm$ 0.01	19.08 $\pm$ 2.16	36.0	0.53 $\pm$ 0.06
	9.36 $\pm$ 1.17	35.1	0.29 $\pm$ 0.04
0.32 $\pm$ 0.04	11.97 $\pm$ 1.17	36.0	0.37 $\pm$ 0.04
	16.32 $\pm$ 1.92	30.5	0.51 $\pm$ 0.06
0.05 $\pm$ 0.02	16.74 $\pm$ 1.53	34.5	0.54 $\pm$ 0.05
0.14 $\pm$ 0.02	12.16 $\pm$ 1.60	35.5	0.38 $\pm$ 0.05
0.20 $\pm$ 0.04		36.0	
0.13 $\pm$ 0.04	15.36 $\pm$ 2.24	34.8	0.48 $\pm$ 0.07
0.17 $\pm$ 0.04	16.00 $\pm$ 2.56	35.2	0.50 $\pm$ 0.08
0.10 $\pm$ 0.02	13.44 $\pm$ 1.92	37.2	0.42 $\pm$ 0.06
0.27 $\pm$ 0.01		38.4	
0.24 $\pm$ 0.04			
0.43 $\pm$ 0.04		34.2	

れたが、最近の汚染魚については検査されていない。 ^{65}Zn の γ 線エネルギーは ^{60}Co に近い
ため、 γ 線波高分布だけでは ^{65}Zn であると結論し難いので、次の放射化学分析を行なった。

第3図に示す方法により、メバチ、(No 6) の普通肉の灰に担体を加えて分属をし、Co と
Fe 等を除いた Zn 画分を得た。この Zn 画分の γ 線波高分布は標準 ^{65}Zn のピークと一致し
た。

なお、分属法を検討するため、 ^{65}Zn 3,050 cpm を魚灰 10 g に加えて試験したところ、各
画分の放射能は第3図に記入したとおりであり、Zn 画分に 2,300 cpm を捕集し得た。つま
り同収率は約 75% であった。



第3図 担体による分属

(5) 魚肉中の ^{137}Cs 量

定量法は魚肉灰試料10gをとり、モリブデン酸アンモンセシウムの沈澱を作り2N NaOH にとかし微酸性とした後、塩化白金酸セシウムとし。医理研製ガスフロー低バックグランドカウンター22型を用い測定した。

測定結果を第3表に示した。

第3表 試料魚肉中のセシウム137含量

	試料 番号	灰分 %	^{137}Cs $\mu\text{c}/\text{kg}$ (生試料)	K % (生試料)	^{137}Cs $\mu\text{c}/\text{g of K}$
メバチ Parafhunnus mebachi	2	1.32	22.5 ± 1.7	0.397	7.1 ± 0.4
	4	1.07	12.5 ± 1.0	0.337	3.7 ± 0.3
	5	1.18	6.6 ± 0.9	0.359	2.2 ± 0.3
	22	1.12	14.3 ± 1.5	0.315	5.1 ± 0.5
キハダ Neothunnus macropterus	7	1.20	11.1 ± 0.9	0.364	3.1 ± 0.3
	11	1.43	19.4 ± 1.9	0.469	4.2 ± 0.4
	12	1.22	16.5 ± 1.5	0.382	5.3 ± 0.4
	37	1.23	8.1 ± 1.1	0.358	2.3 ± 0.3
	50	1.10	16.2 ± 1.3	0.364	4.9 ± 0.4
	51	1.21	11.7 ± 1.3	0.377	3.6 ± 0.4
	52	1.09	8.5 ± 0.7	0.358	2.6 ± 0.2
ビンナガ Thunnus alalunga	44	1.13	6.1 ± 0.9	0.350	2.0 ± 0.3
クロカワカジキ Maka- ra mazara	48	1.17	9.9 ± 1.1	0.343	3.4 ± 0.3

即ち、 ^{137}Cs のCUは2.0~7.1であり、魚種に依る差異は認められなかった。

4. 結 語

(1) 1954年~1958年の放射能汚染魚ではGMサーベイメーターによる魚体表面放射能サーベイによっても容易に人工放射能を認め得る程度の汚染魚があったが、今回の当研究所で入手した19尾についてはシンチレーションサーベイメーターでは、その放射能を検出できない程度であった。

(2) 内臓各器官に ^{95}Zn の存在が示され、エラ及び腸には $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ が併せ認められた。海水懸濁物やプランクトンに吸着された $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ がエラに附着し、また消化管に採り入れられたものと推定した。同様に測定した筋肉や肝臓に $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ のピークが認められないのは、 $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ は消化管より魚体内各組織に吸収され難いことを示すものと考えらる。

- い) 魚骨の ^{90}Sr は $1.07 \sim 9.54 \mu\mu\text{c/Kg}$ (生組織) ($0.05 \sim 0.43\text{SU}$)、皮およびウロコ
 の ^{90}Sr は $9.36 \sim 18.54 \mu\mu\text{c/Kg}$ (生組織) ($0.29 \sim 0.58\text{SU}$) であった。
 ㇐) メバチ筋肉中に ^{65}Zn の存在を放射化学分析ならびに γ 線波高分析によって確認した。
 ㇑) 魚肉中の ^{137}Cs は $6.1 \sim 22.5 \mu\mu\text{c/Kg}$ (生組織) ($2.0 \sim 7.1\text{CU}$) であった。

5. 文 献

- 1) M. Saiki, S. Yoshino, R. Ichikawa, Y. Hiyama, T. Mori : Research in the Effect and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions II, p.825 ~ 838 (Tokyo, 1956)
- 2) 佐伯誠道、安元 健、森 高次郎： 第2回日本アイソトープ会議報文集 p.576 (1958)
- 3) WHO/FAO Expert Committee : Methods of Radichemical Analysis, FAO Atomic Energy Series No 1 (1959)
- 4) FAO : Radioactive Materials in Food and Agriculture, FAO Atomic Energy Series No 2 (1960)
- 5) 佐伯誠道、岡野真治、森 高次郎： 日水学会誌 20 (10)、902 (1955)、22 (10)、645 (1957)、分析化学6 (7)、443 (1957)。

(追記)

本実験施行にあたっては東京大学吉野鎮夫氏ならびに当研究所放射能検査課各位から魚体解剖に御協力賜わった。

海洋生物の放射能汚染除去について —— アサリの ^{137}Cs 及 ^{60}Co 汚染除去 ——

水産庁東海区水産研究所

○戸 沢 晴 巳、 渡 辺 和 子

海洋生物の人工放射能汚染レベルは現状では非常に低いと考えられるが、廃棄物その他新たに海洋に加えられる放射性汚染の増加を考慮して、汚染除去につき予備的な実験を試みた。

対象とするR Iは核分裂生成物質及び誘導放射性元素から、それぞれ海洋汚染でもっとも問題になると思われる ^{137}Cs と ^{60}Co をえらんだ。これらを適宜添加した人工海水中で、アサリ(Tapes japonica)を約10日間飼育して汚染させ、これをそれぞれ二群にわけて一群はひきつづきR Iを含めぬ人工海水に飼育して生物学的減衰による除染効果をみた。他は軟組織をとり出して水道水や除染液で攪拌洗浄したときの除染効果につき検討した。 ^{60}Co の場合もこれに準じたが、担体溶

液は用いなかった。

^{137}Cs と ^{60}Co とでは前者の方が除染率が高い。 ^{137}Cs では $\text{M}/100$ CsCl 溶液及び 5% クエン酸ソーダがよく、10 分間洗滌で除染率はそれぞれ 40% 及び 46%、 ^{60}Co でもクエン酸ソーダがよいが、除染率は 25% 程度であった。しかしこれ等除染液が特に効果があるわけではなく、水道水でも大差はなかった。海水は殆んど効果が認められない。リン酸ソーダは除染効果はよいが貝肉組織が溶解してしまい使用の意味がない。筋肉部と内臓部とでは前者がはるかに除染率がよかった。また洗滌時間を 30 分にした場合 ^{137}Cs では除染率が相当よくなるが、 ^{60}Co では 10 分のものと大差なかった。

1. 飼育による除染

飼育水は天然海水を用い、飼育期間中に水を替えない場合と 1 日おきに替える場合を比較した。また人工海水に担体として CsCl 及び CoCl_2 をそれぞれ $\text{M}/1000$ 及び $\text{M}/2000$ になるように加えた飼育水をも用いた。

結果は ^{137}Cs 、 ^{60}Co ともしづれの条件で行なっても大差なく、飼育水の交換及び担体添加がやや効果がある程度であった。

$$\text{除染率} = \left(1 - \frac{\text{飼育後の放射能}}{\text{飼育前の "}} \right) \times 100\%$$

とすると、除染率は 11 日後に ^{137}Cs で 55~65%、 ^{60}Co では 30~40% で ^{137}Cs の方が除染率がよかった。筋肉部と内臓部を比較すると、いづれの場合も内臓部の除染率がややよい。

2. 洗滌による除染

除染液として ^{137}Cs の場合は水道水、 $\text{M}/100$ CsCl 溶液、5% クエン酸ソーダ溶液、5% リン酸ソーダ溶液及び海水を用い、各 1 ℓ につきアサリ軟組織 3 ケの割合で入れ、スターラー（毎分 200 回転）で 10 分及び 30 分攪拌した。

1962 年度における海洋生物の全 β 放射能について

水産庁東海区水産研究所

中 井 甚二郎、○服 部 茂 昌

本 城 康 至、木 立 孝

奥 谷 喬 司、鈴 木 秀 弥

田 中 萩 子

前報に引続いて 1962 年に太平洋側で行なわれた海洋生物放射能調査の資料、および前年までに得られた資料に基づいてその概要を報告する。

1. 生物群別放射能水準と種類による特性

1962年4月～1963年3月に得られた海洋生物の生物群別の平均放射能およびそれぞれの最高値とその種類を第1表に示した。

第1表 種類別平均および最高放射能（37年4月～38年3月）

生 物 群	32年7月 ～37年3月		37年4月 ～ 38年3月					
	試料 数	平均 放射能 dpm	試料 数	平均 放射能 dpm	最高 放射 能	最高放射能を示した試料の		
						種 類	採集月	採 集 場 所
プランクトン	生 動 物	263	811	83	1,700	7,117	年 月	St T28
	主 植 物	51	542	11	717	3,864	62. 6	" T16
ネクトン 魚 類		72	24	45	33	154	キチジ (内臓)	" 5 " 56
ベントス	ホ ヤ 類	3	38	1	118	118	ホ ヤ 類	" 6 " T16
	ナ マ コ 類	61	383	13	284	643	イイジマカ/テン/ナマコ (消化管内容物)	" 6 " T28
	ウ ニ 類	55	59	17	100	525	フクロウニ (消化管内容物)	" 6 " T28
	ヒ ト デ 類	48	7	10	13	21	ニセモミジ	" 6 " B1
	海 白 合 類	3	13	1	7	7	ウミユリ類	" 6 " T16
	甲 殻 類	59	30	26	60	213	ミ シ ス	" 6 " N1
	斧 足 類	30	28	4	117	311	二 枚 貝	" 6 " T28
	腹 足 類	15	41	16	60	204	バイ (軟体)	" 6 " T3
	掘 足 類	1	11	0				
	頭 足 類	8	30	2	88	100	マタゴ (筋肉)	" 5 " 56
	花 虫 類	34	30	7	38	120	イソギンチャク類)	" 6 " B1
	ヒドロ虫類	3	41	1	74	74	オワンクラブ	" 6 " N1
	海 綿 類	16	25	4	64	83	カイメン類	" 6 " T16

これによると従来同様プランクトンが他の生物群にくらべ圧倒的に高く、主動物プランクトンの平均放射能は1,700 dpm/0.5g 灰、主植物プランクトンのそれは717 dpm/0.5g 灰、を示している。その他ナマコ類、斧足類、ホヤ類、ウニ類が低水準中の動物群では高い値となっている。1962年度は殆んどの生物群が従来見られた放射能の水準を上廻っているが、これは合計

* 現在：東海大学海洋学部

337メガトンと云われた核実験の規模の大きさを反映した結果と考えられる。

2. 放射能分布の海域性

前報において海洋学的な面から測定が行なわれた本邦太平洋側を内湾域（東京湾）、沿岸域、黒潮域、冷水域（遠州灘沖）、黒潮反流域の5水系に分けて、そのプランクトン放射能の強さと変動傾向を述べたが、本年の場合は1959～61年と異なった現象がみられる。すなわち冷水域は他の周辺の3海域にくらべ常に低水準にあるという現象はみられず、むしろ5～6月、11～12月ともに1地点ではあるがそれぞれ3116、3927 dpm/0.5g 灰、の値を示し、水系別平均放射能としては最高の値を示している。これは採集時期が丁度冷水塊の縮少期にあたり、生物学的に黒潮の強い影響を受けたためではないかと思われる。また内湾域においては11月に東京湾奥部の1地点で6059 dpm/0.5g 灰という外洋でも稀にしか出現しない高い値を示した。この変化は主として核実験によるfall-outの大きさのためと考えられる。1957年本調査開始以来の上記5海域について4,000 dpm/0.5g 灰以上の比較的高い放射能を示した海域を検討した結果は次のとおりである。

	4,000 dpm/0.5g 灰以上の 出現地点表	4,000 dpm/0.5g 灰以上地 点表各海域の
東 京 湾	1	1.4 %
沿 岸 域	3	2.3
冷 水 域	0	0
黒 潮 流 域	2	5.9
黒 潮 反 流 域	1	2.4

各海域ごとに測定地点、測定回数が異なりこの表から性急に結論を出すことは難かしいが、一応このような高い値が黒潮流域に出現する可能性の高いことを示している。測定の行なわれた海域別にプランクトンの平均放射能をみると相模灘、鹿島灘、薩南のいずれの海域も1957年以来最高の値を示しているが、中でも従来極めて低水準にあった鹿島灘が1962年度には月別の平均放射能が1,300 dpm/0.5g 灰以上を示したことは注目される。1962年7～8月照洋丸の中部太平洋におけるプランクトンの全 β 放射能の結果（放射能対策本部1963：昭和37年における中部太平洋の放射能調査報告）によると赤道反流域（4試料）で1,249 dpm/0.5g 灰、南赤道流域（9試料）865 dpm/0.5g 灰、黒潮根元域である北赤道流域（4試料）750 dpm/0.5g 灰を示している。この結果と1962年本邦近海の黒潮流域およびその反流域とを比較すると、黒潮流域のプランクトン平均放射能は5～6月2,185 dpm/0.5g 灰、11～12月2,088 dpm/0.5g 灰、黒潮反流域では5～6月2,440 dpm/0.5g 灰、11～12月、1,795 dpm/0.5g 灰、を示しいずれも本邦近海の方が高い値を示している。核実験場近くの海域が本邦近海よりもやや低い値となっている点については注目される。

プランクトンの海域別平均放射能の経年変動を第1図に示した。1961年9月より北極圏における核実験、1962年4月にジョンストン島およびクリスマス島における核実験が再開された。プランクトン放射能の経年変動をみるとこれらの核実験を反映して太平洋側では1957年以来の最高の値を示している。すなわち1962年11月東京湾の3,134 dpm/0.5g 灰、房総沖相模灘では1962年5月2,515 dpm/0.5g 灰、遠州灘でも1962年11月2,938 dpm/0.5g 灰、薩南では1962年2月の2,718 dpm/0.5g 灰などである。また1962年11月以降はいずれの国も核実験を中止したが、このことが1963年1~3月のプランクトンの放射能に敏感に反映し、各海域ともに低下している。この傾向は東京湾において特に顕著である。

Figure 1 consists of six vertically stacked line graphs, each representing a different location in Japan. The y-axis for all graphs is labeled 'dpm/0.5g 灰' (disintegrations per minute per 0.5g of ash) and ranges from 0 to 3000. The x-axis represents the year, from 1957 to 1963, with major ticks every year and minor ticks every six months. The locations and their corresponding data points are as follows:

- 東京湾 (Tokyo Bay):** Shows a significant peak in 1963, reaching approximately 3000 dpm/0.5g.
- 房総沖、相模灘 (含鹿島灘) (Sagami Bay, including Kojima Bay):** Shows a peak in 1962, reaching approximately 2500 dpm/0.5g.
- 遠州灘 (Ariake Bay):** Shows a peak in 1962, reaching approximately 2500 dpm/0.5g.
- 薩南 (Sagami Bay):** Shows a peak in 1962, reaching approximately 2500 dpm/0.5g.
- 支那東海 (Sagami Bay):** Shows a peak in 1962, reaching approximately 2500 dpm/0.5g.
- 新潟沖 (Sagami Bay):** Shows a peak in 1962, reaching approximately 2500 dpm/0.5g.

— 50 —

くなるという共通した現象が見られる。しかしこの時期雨水には高い放射能が測定されている。また放射能の減少がみられる 1963 年 1～3 月にも依然として高放射能の起生頻度は高く、これらのことは海洋における特殊性を表わしているように思われる。

ネクトン、ベントスもプランクトン同様 1962 年中に従来の最高値を示しているが、カンテナマコ類は筋肉・消化管内容物ともに従来と同じレベルにあり、1000m 以深の深海においては fall-out の影響が少ないことを示唆しているようである。

4. その他

核実験の頻繁に行なわれた 1962 年度に測定されたプランクトン放射能の減衰は従来の結果と変わらず、測定が行なわれたいずれの試料も採集後 20～40 日の半減期を示している。

1000m 以深の深海性のネクトン、ベントス、ナマコ類の放射能水準は 1962 年度中、例年の水準と殆んど差がなく、水深別に見ても変化がみられない。

プランクトン放射能の垂直分布について表層は高く下層に行くに従って低くなるという fall-out を裏付ける現象が認められた。

^{95}Zr - ^{95}Nb および ^{106}Ru - ^{106}Rh による環境汚染

国立公衆衛生院

○山 県 登、岩 島 清

^{137}Cs および ^{90}Sr に次ぐ半減期を持ち、Fission Yield も高い放射性核種として ^{95}Zr - ^{95}Nb 、 ^{106}Ru - ^{106}Rh および ^{103}Ru - ^{103m}Rh の環境における濃度および日本人食事における存在量を測定した。分析方法は主としてガンマ線スペクトロメトリによったが ^{106}Ru - ^{106}Rh と ^{103}Ru - ^{103m}Rh の分離定量には場合によりベータ線のエネルギーの違いを利用した放射化学分析によった。

1. いかなる食品群から人体に入るか

これらの核種が人体に侵入する経路として、浮遊塵の分析値（図 1 に 1961 年 10 月から 1963 年 9 月までの値を示す）から肺における retention を 100% と仮定して計算すると ^{106}Ru - ^{106}Rh は 1963 年 1 月で $1\mu\text{C}$ となり、径口摂取に較べると遙かに小さく、 ^{95}Zr - ^{95}Nb も同様である。表 1 に示す食品群別の ^{106}Ru - ^{106}Rh の摂取量はいわゆる標準献立によるもので、堅果、果実の寄与が最大であり次に海藻類であるが生鮮食品中の濃度では海藻が著しく高い値を示す。 ^{95}Zr - ^{95}Nb についてはこれと少々事情を異にし葉菜類が最高の寄与を示す。

2. 日本人の平均摂取量

1963 年 2 月、東京中野、五日市、秋田、北海道で採集された日常食の分析によると、

$^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$ は五日市（成人） 5.6 ± 4.2 、五日市（幼児） 6.0 ± 2.9 、中野（成人） $5.8 \pm 2.5 \mu\mu\text{c}$ 、平均 $5.8 \mu\mu\text{c}$ が1日に摂取され、 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ は成人で $7.7 \sim 14.2$ 、平均 $10.8 \mu\mu\text{c}$ 、幼児平均 $10.2 \mu\mu\text{c}$ であった。

3. 海産物による濃縮

$^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ および $^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$ の海藻および貝類による濃縮を佐世保、呉、および敦賀湾で調査した結果は表2に示すデータから、 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ では海藻130、貝類85、 $^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$ では、海藻330、貝類340および880の値が得られ、特に海藻の多量の摂取がこれらの核種の体内侵入の増大を来すことが判る。

4. 体内量の推定

これら核種は腸管吸収が小さいため体内蓄積による線量よりも、体内通過による胃腸管線量を重視する必要がある。

Table 1. Daily Intakes by Different Food Groups of $^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$ (Jan., 1963)

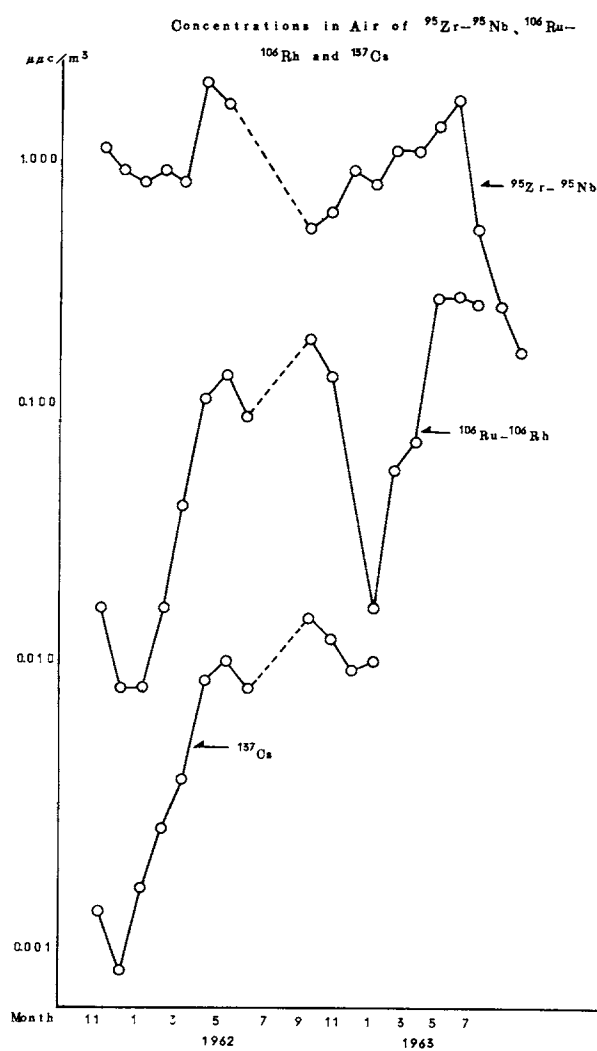
Food Group	$\mu\mu\text{c}/\text{day}/\text{person}$	$\mu\mu\text{c}/\text{g}$ fresh food	Contribution %
I Cereals	13.7	0.03	19.3
II Pulses, nuts and fruits	21.0	0.10	29.5
III Leafy vegetables	17.2	0.09	24.2
IV Root vegetables	3.1	0.02	4.4
V Seaweeds	11.9	1.70	16.7
VI Fishes and shellfishes	1.8	0.02	2.5
VII Meat, eggs and milk products	2.5	0.02	3.5
	71.2		100

Table 2. Concentrations of $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ and $^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$ in Sea-water and Marine Organisms ($\mu\mu\text{c}/\text{l}$ and $\mu\mu\text{c}/\text{kg}$)

Location	Sea-water		Sea-weed*		Shellfish**	
	$^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$	$^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$	$^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$	$^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$	$^{106}\text{Ru} - ^{106}\text{Rh}$	$^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$
1	5.9	1.3	1930 (680)	1,700	5,180 (650)	110
2	4.7	1.0			1600 (200)	60
3	11.8	2.6			36,000	20,400
* <i>Ulva pertusa</i> ** <i>Tapes philippinarum</i> for loc.1 & 2, <i>Turbo cornutus</i> あ お さ あ さ り さ ざ え for loc.3.						

Table 3. Concentration Factors in Marine Organisms/
Sea-water for $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ and $^{*}\text{Ru} - ^{*}\text{Rh}$

	Sea-weed	Shellfish
$^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$	130	85
$^{*}\text{Ru} - ^{*}\text{Rh}$	330	340, 880



フオールアウト粒子の母体物質について

大阪府立放射線中央研究所

○真 室 哲 雄、 藤 田 晃

松 並 忠 男、 吉 川 和 子

フオールアウト粒子は核分裂生成物、誘導放射性核種および爆発に際して反応しなかった核分裂物質を含んでいるが、これらは粒子の主要構成母体である非放射性の物質内にはほぼ一様に分布していると想像される。この非放射性母体物質の化学成分と状態に関する知識は、フオールアウトの放射化学分析を行なう際にも、またフオールアウトの各種環境物質中での蓄積や行動を調査研究する場合にも重要な基礎資料となる。例えば、フオール・アウト粒子の水や薬品に対する溶解性は、粒子の母体物質の化学成分と状態に関する知識から理解できよう。

前回報告したように、光学顕微鏡で眺めた強放射能フオールアウト粒子の色は、無色または白色のような淡色のものから、黄金色、黄褐色、赤褐色の中間色を経て、黒褐色、黒色の濃色に至るまでいろいろある。粒子の比放射能は淡色のものが比較的高いように思われる。このような色の相異は粒子の母体成分が粒子によってかなり異なっていることを暗示している。われわれは、母体の主要成分金属元素の種類および色による含有率の相異を調べるためにX線マイクロ分析を試みた。

走査型X線マイクロアナライザを用い、適当な支持台上に載せた粒子に細い電子ビームを当て、これから出る固有X線の波長分析を行なった。実験の結果、鉄とアルミニウムが主なものであり、なお微量のケイ素が含まれていることが判明した。また、表に例示するように、鉄とアルミニウムの含有比が、黒色、赤褐色、黄金色、無色の粒子の順に大きいことが明らかとなった。表の鉄およびアルミニウムの含有率値は、試料の特殊性のためにかかなり大きい誤差を伴っているとみなされるが、含有比の傾向は明らかに示していると考えられる。

なお、粒子について得られた鉄の走査X線像から、鉄が粒子内に一様に分布していることが示された。アルミニウムについても同様な結果を得た。

実験に供したフオールアウト粒子は1961年および1962年の秋に本研究所の構内において採集したものである。上記のように検出確認された金属元素の元の姿は主として爆弾の容器または支持物であったと思われる。また、地表面から火球内に舞い上がった砂塵であったものもあるかも知れない。これら元素の成分比は粒子によって広い範囲に異なっているが、そのため粒子の色が多種多様となるのであろう。

粒子	色	平均直径 (μ)	1962年12月1日における β -放射能 (m μ c)	$^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ に対する fractionation factor	第1近似の重量 パーセント	
					Fe	Al
I	無色	7	14.3	0.30	2	83
II	黄金色	10	14.8	0.30	25	14
III	赤褐色	13	5.4	0.40	28	8
IV	黒色	14	15.5	0.20	42	4

フオールアウト粒子にみられる fractionation effect について

大阪府立放射線中央研究所

○真室哲雄、吉川和子
真木伸文、松並忠男
藤田 晃

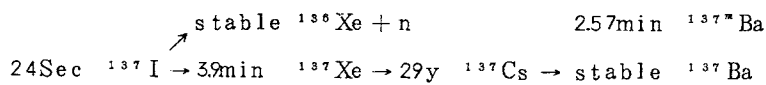
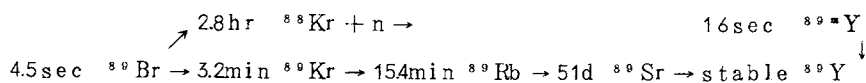
核爆発に伴う非常に高温のために、あるフオールアウトのサンプルが、その核爆発で生成した放射性核種の組成を必ずしも代表しないことがある。このような現象は、一般に fractionation effect と呼ばれている。

われわれは、1961年11月に採集したフオールアウト粒子について、主として中半減期核種にみられる fractionation effect を調べ、前回報告した。その後、1962年11月上旬にも再び盛んな強放射能フオールアウト粒子の飛来をみたので、これらを採集し、ガンマ線スペクトロメトリによって短半減期核種 ^{99}Mo 、 ^{131}I 、 $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ などにみられる fractionation effect を調べた。また、数10個の強放射能粒子にアルカリ熔融の前処理を施した後、分離化学的分析的方法によって、 ^{89}Sr と ^{90}Sr にみられる fractionation effect を調べた。一方、1961年に採集した粒子の中半減期核種の放射能もかなり減衰したので、これらの粒子について長半減期核種 ^{106}Rh 、 ^{137}Cs の fractionation effect をガンマ線スペクトロメトリにより観測した。これらの実験の結果、fractionation の程度は核種によってかなり異なっており、大体つぎのような順に大きいことが認められた。

^{103}Ru 、 ^{106}Rh 、 ^{137}Cs 、 ^{89}Sr 、 ^{131}I 、 $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ 、 ^{90}Sr 、 $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ 、 ^{99}Mo

大きい粒子は比較的早期に高温で核爆発生成物の蒸気圧や密度のより高いうちに形成されるものが多いと考えられるので、大きい粒子では凝結しにくい元素の含有率が少なくなると考えられる。また、例えば、下記に示すとおり、 ^{89}Sr 、 ^{137}Cs はそれぞれ希ガス Kr および Xe から形成されるため、それらの凝結、固化はかなり遅れると推測される。

なお、 ^{237}U および ^{239}Np の誘導放射性核種についても、粒子によって含有率の大小があった。fractionation effect が顕著に表われている粒子ほど、これら核種の含有率が小さくなっている傾向が認められた。



フオールアウト粒子の溶解性

大阪府立放射線中央研究所

真 宰 哲 雄、松 並 忠 男

真 木 伸 文

フォールアウト粒子は核分裂生成物や誘導放射性物質およびそれらの支持母体物質からなっている。これらの構成物質は核爆発の条件や規模によってかなり変わってくるであろう。フォールアウトの化学分析を行なうためには、フォールアウト粒子の溶解性について十分把握しておく必要がある。さらにまた、各種環境物質中のフォールアウトの行動を調査研究する場合にも、粒子の溶解性に関する知識は極めて重要である。ここには、現在までに試みたフォールアウト粒子の溶解性に関する実験結果を報告する。ただし、ここで対象としたフォールアウト粒子はすべて1961年ないし1962年に本研究所において採取したものである。

(1) 雨水に含まれたフオールアウト粒子の塩酸、王水による溶解性

1962年4月30日の雨水(0.72mg/l)3ℓを東洋濾紙No.5Aで濾過し、その濾紙をX線フィルム(Fuji No.200)に密着して48時間の露出をかけた。オートラジオグラフ上には無数のスポットが認められた。濾紙を大型バット中で6規定塩酸に24時間浸けた後、アルコール洗浄して再びオートラジオグラフをとった。この際、スポット数の減少はあまり認められなかった。次に、この濾紙を王水に11時間温浸し、硝酸処理により濾紙を酸化消散し、残渣に塩酸を加え塩化物に変え、乾固した後蒸留水で溶解した。これを東洋濾紙No.5Aで濾過し、再び濾紙のオートラジオグラフをとった所、スポット数はかなり減少したが、なお明らかに若干のスポットが認められた。この実験から王水による熱処理によっても粒子をすべて完全に溶解することは不可能であることが判った。

(2) 空中浮遊フオールアウト粒子の溶解性

1962年10月20～22日に沱紙式集塵器で空気156m³を吸引して得た集塵沱紙(東洋沱紙No.5A、直径7cm)を、バット中で6規定塩酸に3時間温浸した。処理前後にとったオートラジオグラフの比較から、粒子はほぼ溶けないで残ることが確認された。

(3) 強放射能フォールアウト粒子の溶解性

1962年秋に採集した強放射能フォールアウト粒子を顕微鏡下に単独分離し、これらを磁製試料皿に載せて、酸、アルカリに対する溶解性を調べてみた。6規定塩酸に室温で24時間浸した場合には、溶液の方に約7%の放射能が移った。6規定アンモニア水の場合には、約1%が移った。しかし、6規定塩酸に数時間温浸した場合には、約20%が溶液に移った。粒子の処理前後における形状や表面色の変化をみるために顕微鏡観察を行なったが、ほとんど変化は認められなかった。

次に、強放射能粒子 20 個を白金ルツボに入れ、1 グラムの粉末状無水炭酸ナトリウムとともに 10 時間加熱し、熔融体を冷却、固化させた後、少量の熱湯で抽出をくりかえし、全量 1 ℓ の熱湯を使用した。処理前後の放射能計測値の比較から、粒子は完全に溶解したことが認められた。

次に、白金ルツボを必要としない酸溶融も試みた。粒子数個を磁製ルツボに入れ、2 グラムの粉末状硫酸水素ナトリウム結晶とともに約 10 時間加熱し、熔融体を冷却、固化させた後、熱湯で抽出した。オートラジオグラフィおよび放射能計測から、粒子が完全に溶解したことが確認された。

くずの葉に付着した強放射能粒子のオートラジオグラフの観察から、フォールアウトの葉面吸収が起こることを確認したが、この事実は強放射能粒子が水に溶けやすい成分も有していることを示している。粒子の表面には比較的凝結しにくい核種が付着していて、この一部が溶けて吸収されたものと推定される。

放射能温泉地方における外部線量、Rn および Ra の分析について

国立衛生試験所

浦久保 五郎、 亀谷 勝昭

城戸 靖雅、 長谷川 明

池淵 秀治

緒言、天然の放射性核種によって受ける線量およびその影響を知るための一つの方法として、古くから知られている放射能線についてその外部線量、Rn および ^{226}Ra の含有量について検討した。

分析方法、我が国で最も放射能が強いといわれている鳥取県の三朝温泉および山梨県の増富温泉を選び、その空間外部線量を、GM サーベーター（医理学研究所製）、シンチレーションサーベーター（東芝製）、および 1 ℓ の容量を持つアイオニゼーションチェンバーを接続した振動容量電位計（タケダ理研製）を用いて測定した。測定位置は地上 1 m および温泉水の水面から 10 cm の点である。Rn は IM 線効計を用いて測定した。Ra は温泉水 2 ℓ から炭酸塩として Ba と共沈させ、発煙硝酸法により Ca を分離、Ba は、陽イオン交換樹脂を用いて除去したのち、PR ガスを用いて α 線を計数する。さらに ^{226}Ra を測定するにはグリッドアイオニゼーションチェンバーを使用して測定する。

分析結果、温泉地方の外部線量は地上 1 m の距離では必ずしも他の地域と比較して高い値を示していないが、温泉水の水面 10 cm の距離および湧出口ではかなり高い値を示している。また Rn については従来の分析結果と比較的類似した結果を示している。しかし他の放射性核種、特に Rn 以

上の原子番号の核種では地下構造の関係で、Rn 量に比例した値を示すとは考えられないので目下 Ra について分析を行っている。下記に外部線量および Rn の測定値を表に示す。

表 1 増富温泉の外部線量と Rn

試料採取場所 および測定場所	測定年月日	$\mu r/hr$			採水年月日	10^{-10} キュリー ラドン/ ℓ	マッハ ℓ
		GM	Scint.	Vib			
1 橋 の 上	1963. 5. 31	20※	25※	40※			
2 道 路 上	"	36※	45※	41※			
3 全 泉 湯	"	—	—	—	1963. 6. 1	3.1	0.8
4 津 金 桜	"	—	—	—	"	4.2	1.1
5 鉦 泉	"	300	370	157	"	2489	684
6 道 路 上	"	60※	80※	90※			
7 道 路 上	"	40※	55※	48※			
8 鉦 泉	"	60	65	68	"	478	131
9 道 路 上	"	35※	35※	60※			
10 不老閣岩風呂	"	35	25	56	"	49	13.5
11 鉦 泉	"	100	95	82	"	444	122
12 不 老 閣	"				"	3.6	1.0
13 道 路 上	"	20※	25※	40※			
14 鉦 泉	"	80	105	85			
15 鉦 泉	"	30	25	53	"	241	66
16 鉦 泉	"	40	25	55	"	156	43
17 倭 成 寮	"	20	15	44	"	7.4	2.0
18 道 路 上	"	20※	15※	50※			
19 川 の 水	"						
20 道 路 上	"	70※	10※	30※			

※印は、地上 1 m の距離で測定した値である。他の外部線量は、温泉水の水面から 10 cm の距離で測定した値である。

表 2. 三朝温泉の外部線量と Rn

試料採取場所 および測定場所	測定年月日	外部線量 $\mu r/hr$			採水年月日	10^{-10} ※※ キュリー ラドン/ ℓ	※※ マッハ ℓ
		GM	Scint	Vib			
1 株 湯	1963. 6. 11	25	10	30	1963. 6. 11	15.6	4.3
2 新 屋	"	20	12	45	"	198	5.4
3 永 楽	"	45	60	41	" 12	90.6	24.9
4 中 湯	"	32	35	29	" 10	87.2	24.0
5 木 屋	"	21	18	41	" 10	30.8	8.5
6 河 原 の 湯	"	23	25	30	" 11	127	35.0
7 岩 崎	"	30	60	44	" 12	223	61.2

試料採取場所 および測定場所	測定年月日	外部線量 $\mu\text{r/hr}$			採水年月日	10^{10} キュリー ラドン/ ℓ ※※	マッ ※※ / ℓ
		GM	Scint	Vib			
8 萬 翠 桜	1963. 6. 11	28	40	63	1963. 6. 12	277	76.0
9 山 田 共 同 湯	"	65	70	78	"	347	105.0
山田浴室空間	"	20※	25※	60※	"		
10 浩 養 苑	"	45	51	74	"	107	29.5
" 浴室空間	"	20※	25※	65※	"		
11 鷺 の 湯	"	50	70	64	"	543	149.3
" 浴室空間	"	30※	32※	47※	"		
12 一 陽 荘	"	35	47	35	"	288	79.1
" 更衣室	"	25※	25※	28※	"		
13 和 泉 の 湯	"	30	40	40	"	81	22.
" 前の路上	"	25※	30※	40※	"		
14 三 朝 町	"	38	20	33	"	96.4	26.5
" 前の路上	"	20※	20※	26※	"		
15 文 部 省 所 管	"	30	22	30	"	425	11.7
" 前の路上	"	20※	22※	20※	"	42.5	11.7

※印は、地上1 mの距離で測定する。他の外部線量は、温泉水の水面から10 cmの距離で測定する。

※※ 測定の一部は、鳥取県衛生研究所 宮田年彦氏による。

フォールアウトによる外部照射線量

理化学研究所

山 崎 文 男、○岡 野 真 治

太 塚 秀 子

立教大学原子力研究所

永 原 照 明、藤 田 武

1961年秋の核爆発実験の再開によって日本の各地で異常に高い放射能が認められ、体外からのフォールアウトによって受ける線量についてもかなり注目されるようになった。

この問題に関して昭和36年度より当研究所、立教大学原子力研究所ならびに放射線医学総合研究所共同で研究を続けてきていた。

体外線量の測定は電離箱による測定を中心とし、シンチレーション線スペクトロメーター、シンチレーションカウンターならびに土壌に含まれる放射能の量からの推定によって行い、それら

の値を比較検討を行っていた。一方外部放射線の連続モニターがフォールアウトの問題と別の目的で理研において実験室屋上約7m（地上より約19m）の位置において、シンチレーションカウンター（NaI（TI）1"φ×0.5"）によって行われている。

今回このモニターの数値を1961年より行なわれた核爆発実験による外部線量測定結果から意味づけを行い、過去1958年よりの外部線量の値を求めた。この結果は表の如くである。

これらの結果から外部線量は核爆発実験後急激に増加すること、外部線量による寄与は約1年間にわたって続くこと、この間については内部線量をはるかに上まわることが知られた。

月間外部被曝線量（mr）

	1958年	1959年	1960年	1961年	1962年	1963年
1月		1.7	0.5	0.5	2.7	2.7
2月		1.5	1.0	0.2	2.5	2.2
3月		1.8	1.0	0.0	2.7	2.5
4月		1.8	0.6	0.4	3.1	2.7
5月	0.3	1.7	0.3	0.1	2.6	3.0
6月	0.2	1.8	0.2	0.1	2.7	2.8
7月	0.8	1.8	0.3	0.2	2.1	2.1
8月	1.0	1.8	0.2	0.1	1.8	1.5
9月	0.7	0.9	—	0.3	2.0	0.7
10月	2.0	0.6	0.0	2.1	2.8	
11月	2.1	0.8	0.2	3.3	3.1	
12月	2.0	0.8	0.3	2.5	3.2	

累積線量（mr）

1958年 5月より1958年9月まで	3.0
1958年10月 " 1959年9月 "	20.7
1959年10月 " 1960年9月 "	6.2
1960年10月 " 1961年8月 "	2.1
1961年 9月 " 1962年8月 "	28.4
1962年 9月 " 1963年9月 "	31.2
合 計	91.6

環境外部放射線量とその線質との関係

理 研 山 崎 文 男、 岡 野 真 治
大 塚 秀 子

立教大学原子力研究所

服 部 学、○永 原 照 明
藤 田 武

放医研 渡 辺 博 信、 山 下 幹 雄
横浜国立大 竹 内 柁、 長 原 幸 雄

I ま え が き

原水爆実験が開始されて以来フォールアウトによる地表の汚染が生じているのでこの影響により人体の受ける環境外部線量がどのような値を示すかを知ることは大切である。今日各地で γ 線の線量測定が行われているが、日時と場所によって測定値にかなりの差異が生じている。同じ関東地方においてもしばしばこのような現象がみられるので、異った機関で用いられている測定器により、同時に同じ場所で測定を行ない、得られた結果を比較検討を行うことは今後の測定値の信頼性を問題にする上に意義がある。そこでわれわれは、横須賀市佐島にある立教大学原子力研究所の敷地において、三つの機関の電離箱で同時に線量測定を行ない、さらに宇宙線、自然放射能(K.UとTh系)、フォールアウトおよび測定装置自身などの成分について分析を試みた。これらの測定結果をここに報告する。

II 測 定 法

環境外部放射線量のような微量線量の測定にはしばしば大型の電離箱が用いられている。いま電離箱が自由空気電離箱であると仮定すると、測定しようとする電離電流は大体

$$I = V R \times 10^{-10}$$

で与えられる。ここで I は電流 amp、 V は電離箱の体積 cm^3 および R は線量率 $\mu\text{r/hr}$ である。したがって $10\mu\text{r/hr}$ の線量率を 1ℓ の電離箱で測定するには、 10^{-10}amp の電流が読みとれる測定器が必要になる。

線量測定に用いた装置は、 4.1ℓ (壁厚 4mm 放医研)、 14.7ℓ (壁厚 4mm 、立大)および、 14.7ℓ (壁厚 8mm 、理研)の3種のアクリル樹脂製の球型電離箱である。この電離箱は 10^{-17}amp まで測定できる振動容量電位計に接続して、線量測定を行った。

電離箱からの放射線による電離電流を振動容量電位計で測定するには、第1図に示すように直読法(a)と充電法(b)の2通りがある。直読法は、電離箱の集電極と振動容量電位計との間に接続している高抵抗を通して流れる電流を、電位計またはレコーダーから直接測定する方法である。充電法は、電離箱の集電極と振動容量電位計との間にある結合コンデンサーに蓄積される

電荷を、電位計またはレコーダーから求め、これを電流に換算する方法である。

- a) Ra による校正。測定に先だって各電離箱の校正を行う必要がある。これは線量の絶体値を比較する際に大切なことで、ここでは校正線源として Ra ($0.96mc$) を用い、電離箱の電離電流の線源距離の逆 2 乗法則に従っているかを検討した。
- b) 海上における測定。これは宇宙線の成分を測定する目的で、小田和湾（相模湾の三浦半島側の湾の一つ）のほぼ中央で行った。電離箱は、放射能の汚染を避けるためにゴムボートの上に乗せ、海面より約 30 cm の高さで測定を行った。
- c) 鉛壁 5 cm の小型測定室における測定。これは随時宇宙線の成分を測るための海上測定が困難なために、厚さ 5 cm の鉛で囲まれた小型低バックグラウンドの測定室を木造の建物内に造り、この測定値が宇宙線の成分に代えることができるかを検討した。このとき建物内の線量も同時に測定した。
- d) 屋外における測定。これはできるだけ広く平坦な場所として、海岸近くの広場を選び、そこに地上 1 m の高さに電離箱を置いて線量測定を行った。
- e) 洞くつにおける測定。これはフォールアウトの成分のない場所で、自然放射能の K, U, Th 系の成分、宇宙線の硬成分および装置器の暗電流を測る目的で、高さ約 45 m の山中に、深さ約 15 m で広がり約 2 m の洞くつを選んだ。電離箱は高さ 1 m のところに置いて線量測定を行った。
- f) 洞くつの中の鉛壁 5 cm の小型測定室における測定。これは (c) の方法と同じ測定室を作り、宇宙線の硬成分と装置の暗電流を測ることを目的とした。

III 測定結果

それぞれの測定結果を第 1 表に示す。この表からわかることはつぎの通りである。(1) 各電離箱による測定値が 10% の範囲内で非常によく一致している。(2) 海上における宇宙線の成分が陸上に設けた鉛壁 5 cm の小型測定室の値に、 $0.3 \mu r/hr$ を加えることで代用することができると思われる。(3) 洞くつの中での測定から、装置の暗電流が測定誤差の範囲内に入れてもよい位小さいことがいえる。(4) 同時に測定したシンチレーションカウンタによるエネルギースペクトルから、これらの測定値を宇宙線、フォールアウト、K, U, Th 系の各成分に分けて考えてみた結果が第 2 表である。

最後に理研の値が他の 2 つに比べて低いのは、その理由として電離箱に薄いブリキのキャップをかぶせてあることと、直読法によることおよび Ra 校正でなく計算から線量率を求めていることに原因するものと思われる。これについては目下検討中である。

これらの測定から各地で報告されている測定値の差異は、同じ種類の電離箱を用いているならば地形や気象条件によるものであると結論づけられる。

第1表 外部線量率 ($\mu r/hr$)

場 所	立 大 (充電法)	放医研 (充電法)	理 研 (直読法)
海 上	3.4	3.6	3.1
木造建物内 Pb (5 cm)	3.2	3.3	2.9
木 造 建 物 内	7.9	8.0	6.8
海 岸 広 場	9.8	9.7	8.2
洞 く つ	4.0	—	3.3
洞くつ内 Pb (5 cm)	0.64	—	0.54

(α パルスのみを除く値)

第2表 線量率の各成分 ($\mu r/hr$)

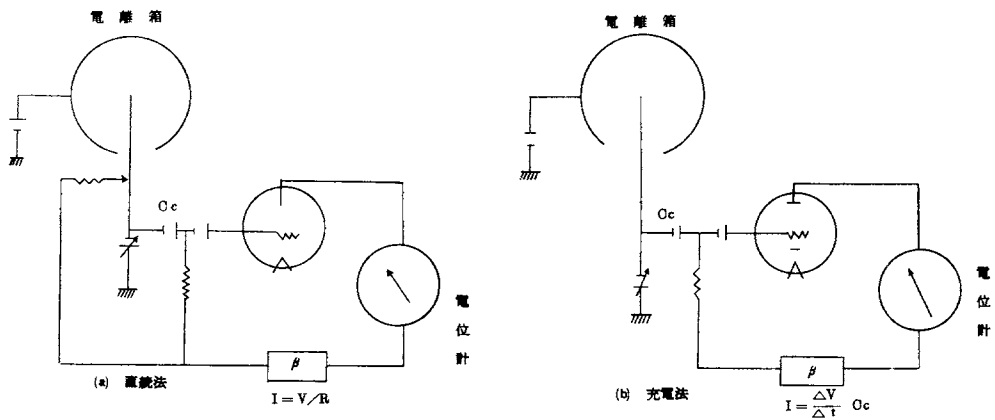
場 所	全線量	宇宙線	K	U系	Th系	フォールアウト	その他
海 上	3.4	3.2	0.1 *				
洞 く つ	4.0	0.41	1.8	0.62	1.2		
洞くつ内 Pb (5 cm)	0.64	0.41	0.085		0.029		0.05 **
木 造 建 物	7.9	3.2	1.9		3.59	2.4	
木造建物内 Pb (5 cm)	3.2	2.7	0.1 /		0.095		0.2 ***
海 岸 広 場	9.8	3.2	0.95	0.33	0.62	4.6	

備考 * 計算では0.03

** 暗電流および宇宙線の軟成分

*** 宇宙線の軟成分

• NaI による



第1図 装 置

**^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の空气中濃度とその呼吸
による被曝線量の推定**

日本原子力研究所 保健物理部

笠 井 篤、石 原 豊 秀

核実験再開の1961年10月から1963年4月末までの、核実験による ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の空气中濃度を測定し、その濃度から ^{90}Sr と ^{137}Cs については呼吸による体内蓄積量を、 $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ については呼吸によってどれだけの線量を肺に与えたかを評価したものである。

空气中塵埃の採取は連続移動口紙式集塵器で24時間の連続集塵したものを約1カ月分をまとめて分析測定試料とした。集塵器の吸引口は地上約1.5 mの位置であって雨は殆んど入らないようになっている。

この試料を灰化後100チャンネルの γ 線波高分析器（デテクター5"φ×4"NaI）で測定し、0.76 MeVのホトピーク計数率より $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の線量をもとめた。この際の ^{95}Zr と ^{95}Nb はすべて放射平衡にあるものとしてとり扱った。次に同じ試料を化学分析して ^{90}Sr と ^{137}Cs を定量した。その結果は第1表に示すとおり、 ^{90}Sr と ^{137}Cs は $10^{-3} \mu\mu\text{C}/\text{m}^3$ のオーダーであり、 $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ はそれより約1000倍高い濃度となっている。一方 γ 線スペクトルから0.76 MeVのエネルギーの占める割合、即ち近似的に $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の占める割合であるが、それを求めると、第2表の如く $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の占める割合はこの期間中で5.9%～8.8%の範囲にあり、大部分が $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ で占められている。

これらの核種の濃度から呼吸による体内蓄積量と被曝線量をICRPの常数を用い計算によってもとめた。 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の体内蓄積量は食物からの寄与が大部分であろうことは推測できるが呼吸による体内蓄積量は第3表のように ^{137}Cs についてみると体内の全蓄積量の約1/400程度でこれは無視できる量である。これに反して $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ について肺に与えた蓄積線量は第4表に示すとおり、1961年10月から1963年4月までの間で約4 m rem、年平均約3 m remの値となりこれは一概に無視することが出来ない値と云えるであろう。

第1表 放射性核種の空气中濃度

試料採取年月日	空 気 中 濃 度			$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb} \mu\mu\text{C}/\text{m}^3$	$^{137}\text{Cs} \mu\mu\text{C}/\text{m}^3$	$^{90}\text{Sr} \mu\mu\text{C}/\text{m}^3$	
1961 9.22 — 10.31	4.1	1.4×10^{-3}	1.9×10^{-3}	
11. 1 — 12.31	1.6	2.7	2.1	1.3
1962 1. 1 — 3. 3	1.2	2.1	1.7	1.2
3. 4 — 4.14	1.6	7.1	4.5	1.6
4.15 — 5.14	1.7	13.9	12.9	1.1

試料採取年月日	空 気 中 濃 度			$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ $\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$	^{137}Cs $\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$	^{90}Sr $\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$	
1962 5.15 — 6.17	0.68	11.1	8.5	1.3
6.18 — 7.30	0.46	8.7	4.8	1.8
3. 1 — 9. 2	0.20	3.1	2.0	1.5
9. 3 — 9.30	1.1	3.5		
10. 1 — 10.27	1.3	1.6		
10.28 — 12. 3	1.5	3.4		
12. 4 — 12.31	1.7	2.2		
1963 1. 1 — 1.29	1.6	5.4		
2. 5 — 3. 3	2.9			
3. 4 — 4. 7	3.4			
4. 8 — 5. 5	3.8			
5. 6 — 6. 3	4.1			
6. 4 — 6.30	3.2			
7. 1 — 7.29	0.93			

第2表 Fallout 中の全 γ 放射能に対する各 γ 線の占める割合

年 月 核 種		比 率 (%)				
		0.14 ^{141}Ce ^{144}Ce	0.50 ^{103}Ru ^{106}Rh	0.76 ^{95}Zr ^{95}Nb	1.60 ^{140}La	その他 ^{132}Te ^{131}I
1961	10	4.1	40.7	36.7	13.3	5.1
	11 — 12	2.7	22.5	74.8		
1962	1 — 3	3.9	12.0	82.0		
	3 — 4	2.2	9.9	87.6		
	4 — 5	3.9	21.7	75.3		
	5 — 6	1.0	23.8	75.2		
	6 — 7	3.5	9.6	86.2		
	8	7.9	26.1	44.9	12.6	8.6
	9	5.7	18.9	74.2	1.7	
	10	4.4	22.4	62.4	9.6	1.1
	11	5.3	25.0	57.6	10.5	1.6
	12	5.9	24.0	59.6	10.5	1.0
1963	1	4.9	23.8	63.6	7.3	
	2	4.4	17.7	75.9		
	3	4.8	14.9	80.4		
	4	2.8	9.5	87.6		

第3表 ^{137}Cs と ^{90}Sr の呼吸による体内蓄積量

1961年10月より1962年9月までの1年間

	体内蓄積量	
	^{137}Cs	^{90}Sr
全身	10.0 $\mu\mu\text{c}$ (全身量 4.1m μc 杭柱)	11.3 $\mu\mu\text{c}$
骨		3.8 $\mu\mu\text{c}$

第4表 ^{95}Zr - ^{95}Nb の肺への蓄積量と被曝線量

1963年4月における蓄積量	0.47m μc
ヒューマンカウンターによる測定	0.7m μc (杭柱・大谷)
1961年10月より1963年4月までの線量	4.3m rem
年平均	2.7m rem

「屋内および市街地における外部線量の測定」

放射線医学総合研究所

渡辺博信、山下幹雄

松田節子

我が国における環境外部放射線の国民線量への寄与の評価について、いくつかの基礎的研究がなされてきたが、^{1) 2) 3) 4) 5) 6)}これらは主として測定技術に関するものであり、国民線量の実際的评价を行なうには、未だ十分な資料が得られていない。

生活環境において、我々が受ける外部放射線として、宇宙線、地中からの自然放射線 (Ra, Th, ^{40}K 等から)、建造物からの自然放射線および地表に蓄積した放射性降下物からの外部放射線、等があげられる。このうち、宇宙線による寄与については、建造物、等による遮蔽効果を無視すれば、地磁気緯度によりほぼ一定であると考へられている。地中からの自然放射線量は、同一の地質地帯においては、大体一定であると考えられるが、舗装された街路、建造物、等においては、種々の遮蔽体による遮蔽効果について考慮されねばならないと思われる。

建造物材質に含有する自然放射性物質からの線量寄与は、材質の種類およびその多様な幾何学的配置により、大きく異なるものと予想される。第1表は⁷⁾、シングルチャンネル・スペクトロメータとプラスチックシンチレータを組合せて、鉛5cmの遮蔽により、上方 2π 、および下方 2π から

の線量寄与を放医研研究棟および民家において測定した結果である。上方2 π からの線量率は、ほとんど測定器上方にある建造物材質からの寄与であると考えられる。

第1表 建造物材質からの線量率⁷⁾

(プラスチックシンチレータを床上約30cmにおいて測定)

測 定 場 所	線量率 ($\mu\text{r/hr}$)		測 定 日
	上方2 π	下方2 π	
コンクリート建物			
5 階 中 央	4.0	3.9	1963. 5. 15
4 " "	3.8	3.8	"
3 " "	4.1	4.2	"
2 " "	3.4	4.3	1963. 5. 16
1 " "	3.6	4.0	"
地 " "	3.5	4.0	"
木 造 2 階 建		4.0	
2 階	4.0	4.0	1963. 6. 12
1 階	3.4	5.0	"
(コンクリート土間)			
木 造 平 屋	2.9	3.2	1963. 6. 21
木 造 2 階 建			
2 階	2.5	3.0	1963. 6. 23
和洋せっちゆう2階建			
1 階	3.6	3.4	1963. 6. 15

(注) 建物はいずれも千葉市内である。

地表上に蓄積した放射性降下物による外部線量は、特に、舗装された街路上、密集住宅地域、等においては、降雨水の流亡、種々のWeathering効果によって、著るしく低くなることが予想される。

今回の報告は、上記の如き見地から、環境放射線による国民線量を評価する基礎資料を得るために、東京都内街路、民家、等において、外部線量率を測定したものである。

測定器および測定法

野外測定であるため、測定器については、エネルギー特性がすぐれていると同時に、可搬性であること、消費電力が少ないことが重要な条件になるが、本報においては、線量率測定のために、プラスチック電離箱(内径20cm ϕ 、壁厚6mm)と振動容量電位計を使用し、またフォールアウト放射線の寄与の程度を調べるために、NaI($1\frac{3}{4}$ " $\times$ 2")検出器にシングルチャンネルスペクトロメー

タおよび記録計を接続して、 γ 線スペクトルを測定した。電離箱の厳密な較正は、それ自体一つの難しい問題であるが、本測定器はRa標準線源を用いて較正された。⁸⁾

屋外および街路上における線量率の測定は、主として、モニタリングカー(科学技術庁所属)の車内中央部に電離箱を設置しておこなった。この場合、車体の遮蔽による線量率の減少係数は、野外(放医研グラウンド)の同一地点で、車内および車外での線量率を測定して、減少係数 = 0.83 を推定した。

文 献

1. 山崎文男：バックグラウンド放射線の測定
文部省科学研究費研究報告集録、昭.33、34、35年度
2. 道家忠義、外、
地表からのBackground 放射線の測定
日本原子力学会誌、1(1)、53～63(1959)
3. Doke, T., et al.:
Measurements of Radiation Doses Due to Background Gamma Rays by
Plastic Scintillator,
J. Radiation Research, 1, 46～53 (1960)
4. Watanabe, H.: A New Method of Measurement of Absorption Dose Rate
from Terrestrial Background Radiation, ibid, 2, 1～7 (1961)
5. 森内茂、石原豊秀：バックグラウンド放射線の測定
JAERI-5003, 97～105 (1961)
6. Doke, T., et al.: External Gamma Dose Rates from Natural Radionu-
clides in Japan,
Sci. Papers of the Institute of Phys. Chem. Res.
56 (1), 40～46 (1962)
7. 渡辺博信、山下幹雄：屋内における外部線量の測定
第5回日本放射線影響学会にて発表(1963)
8. 山崎文男外：環境外部線量の直接測定について
第5回日本放射線影響学会にて発表(1963)

放射性同位元素による特殊グループおよび 一般人の受ける線量の推定に関する研究

放射線医学総合研究所 橋 詰 雅

(は じ め に)

放射性同位元素の取扱から生ずる職業者の被ばくのが国民の遺伝有意線量への寄与については山崎班が昭和35年度科学技術庁の委託研究費によってR I 使用の全施設726について、アンケート調査によって推定した。その結果年間の被曝線量は $4,020\text{man rem/年}$ となった。これにより遺伝有意線量への寄与は 0.003m rem/年 となった。つづいて36年度には上記726施設から無作為に40施設を抽出し、これらに働く放射線作業従事者(R I 関係)全員に規定のフィルム、バッヂを貸与して、引続いた4週間の着用によって、その間の被曝線量の確定を行なった。その結果、前回の被曝量にくらべ、やや少ないか余り相違のないことが分った。

今回は上記40施設(35年度の調査の際のグルーピング、即ち学校(A)、病院(B)、工場(C)、民間研究機関(D)、国公立研究所(E)、の5種の内訳に応じて比例配分によるA:6、B:16、C:10、D:4、E:4の施設)の実態調査を行ない、フィルム、バッヂ調査の信頼性を検討すると同時に、アンケート調査では推定出来なかった特殊グループ、および一般人の放射線被曝による国民線量への寄与を推定することにした。

(測 定 方 法)

測定器はColonial 線量計を改造し、特別に感度をあげ、最高感度のフルスケールを線量率で 0.5mr/h 、積算で $10\mu\text{r}$ としたものを使用した。又、モニター用には医理学のGMサーベーター、およびシンチレーションサーベーターに特殊なフィルターを使用し線質依存性を少なくして使用した。

測定にわたっては各施設で実際に取扱う方法を再現し、R I が貯蔵庫を出てから再びもとされるまでの周囲の空中線量を実測し、各人の被曝線量を推定した。

(測 定 経 過)

上記40施設の中、現在までに測定出来た施設は病院8、その他6である。その結果を第1表および第2表に示す。

(考 察)

無作為に抽出した40施設の中、現在までに測定出来たのはわずか14施設であるため、国民線量を推定することは出来ないが、次の様な傾向が考えられる。

- (1) F B 調査のときと、実態調査とでは、人員、被曝線量に多少の差はあるが、全国推定値を左右する様な値ではないと思われる。
- (2) 病院以外の施設では特殊グループ、および一般人の被曝線量は無視出来ると思われる。

- (3) 病院における被曝はCo-60、Raの針（管を含む）、およびCo-60の大量照射、Sr、P、Au等であるが、被曝の大部分は針によるものであった。
- (4) 各病院に所有する針の Activity (Curie数) と、その病院の放射線従事者の総被曝線量には相関性が認められそうである。もしこの関係が見つかれば、現在、および将来の日本のRa、およびCo-60針の総量から国民線量を推定出来る。
- (5) 病院における特殊グループ、および一般人の被曝線量の和は、職業者の被曝線量よりやや少なくて推定された。しかしこの値は残りの26施設を測定してみないとわからない。しかし same order 又は、それ以下であることは、ほぼ間違いないと思われる。
- (6) FB法では大部分の人が10m rem 以下となっているが、この値を何m remにするかによって国民線量が大きく違ってくる。今回の実態調査の集計が出来ればFB法で決定することの出来なかった10m rem 以下の線量値を解決する事が出来ると思われる。

病 院 関 係

病 院 名	職 業 者					特殊 一般グループ	
	針保有量	人 数	総線量	rad/mc	rad/man	人 数	総線量
A	235mc	25	2356	100.3	94.3	62	2136
		30	3065				
B	160	9	1366	85.4	152.8	41	446
		12	1590				
C	93	7	790	84.7	112.8	97	697
		(15)	1394				
D	80	77	571	71.4	102.0	9	780
		4	300				
E	40	3	304	76.0	101.3	75	171.5
		4	260				
F	8	4	85	106.3	21.3	36	137
		3	25				
G	310	3	456	1.5	152	44	2470
		4	770				
H	0	(2)	(112)	—			
		(2)	(110)				
計	926	58 (60)	5928 (6040)	64.0	102.2	364	6058

病院以外の R I 施設

施 設 名	職 業 者			特 殊 一 般 グ ル ー プ		
	人 数	総 線 量	一人平均線量	人 数	総 線 量	一人平均線量
a (I 50) (I 230)	7	31.1	4.4	13	33.5	2.6
	6	145	24.0			
b	21	213	10			
	4	<40	<10			
c	2	3.2	1.6			
	4	<40	<10			
d	20	124	0.2			
	5	<50	<10			
e	6	0	0			
	2	<20	<10			
f	2	2.8	1.4			
	2	<20	<10			
計	58	284.1	4.89			

F 欄は前回調査時

診断用 X 線による骨髓線量の推定 (中間報告)

放射線医学総合研究所 橋 詰 雅

は じ め に

骨髓被曝によって誘発されると思われる白血病は本来個人々々の被曝量が問題になるもので、ある特定なグループ全体の平均線量の概念では処理できないものである。しかし 10~100 万人位の多数人のグループ (例えば日本人全体とか職業別とか) 全体としての骨髓線量の総和はそのグループにおける白血病の発生率と相関関係があると考えられる。したがって骨髓有意線量 (D) は次式によって与えられる。

$$D = \frac{\sum N_{jk} d_{jk} L_{jk}}{\sum N_{jk}}$$

k は各年令層、 j は照射の種類、 N_{jk} は k 年令層で j の照射を受けた人数、

D_{jk} は k 年令層で j の照射を受けた場合の骨髓のうける線量、

L_{jk} は放射線により誘発される白血病の誘発因子と、放射線を受けた人の平均余命とに関係した値である。

これ等の値の中、 N_{ijk} については34～36年度文部省の総合研究班（宮川班）によって全国調査によって求められているので、その値を使用する。また撮影条件等についても宮川班の調査表を使用する。本年度は D_{jk} の測定に主眼をおいて実験した。

測定方法

(i) ファントーム

千葉大医学部整形外科でモデリングした四種類（乳児、幼児、子供、成人）のM3ファントームを使用した。但し骨の部分は放医研荒居組成、肺の部分は密度0.5のコルクを使用した。

(ii) 骨髓の位置

長崎大学岡島教授に依頼して、人体の各部のX線断層撮影をとり、各面5人の平均値によって決定した。

(iii) 骨髓の量

宮川班の山田（名大）、橋本（九大）両教授の測定値を使用する。

(iv) 照射条件

宮川班の調査表の中から部位、性および年齢にわけて無作為に50件をとりだし、個々の管電圧、管電流、露出時間、焦点フィルム間距離、照射野の大きさ、体位、照射方向にしたがってファントームに照射した。

(v) 測定器は蛍光ガラス、サーモルミネッセンスおよびColonial線量計を使用した。

測定経過

骨中の赤血髄の分布にしたがって蛍光ガラス板をファントーム中に配置した（頭蓋6、頸椎1、肋骨および肩甲骨6、胸骨2、胸椎8、腰椎9、寛骨9、仙椎7、大腿4）、この蛍光ガラスを入れたファントームに調査表の条件にしたがったX線を照射した値と、管電圧 mAs 、照射野等すべて50件の平均値を使用したものとの値の差を、代表的な成人男の4つの部位について測定したところ、あまり大きな差は認められなかった（この点遺伝有意線量の場合と大いに異なる）。この結果残り約160部位については各50件の平均値を使用し測定してもあまり誤りはないものと思われる。

線量校正

骨髓線量算出にあたっての問題点のひとつは、高い原子番号から出来ている骨に包まれた、低原子番号の骨髓の吸収線量の算出方法である。われわれは一応1958年のICRUの勧告にしたがった2次電子の飛程から吸収線量の補正係数を前年度発表したが、その値はICRUの補正係数と大きな差がある。そのため、われわれの中で新たに2次電子スペクトルを測定し、正しい補正係数を算出し、正しい骨髓線量を推定する予定である。

北海道における放射能調査

北海道立衛生研究所 安 藤 芳 明

昭和37年度科学技術庁委託による、陸水及び食品類の放射能調査成績の概要は次のとおりである。

1. 測定方法

放射能測定試料の採取、調製、測定方法等は全て科学技術庁の「放射能測定法」(1957年)によった。使用した計数器は、科研製干進式GMカウンター(計数管マイカ窓の厚さ $1.7\text{mg}/\text{cm}^2$)、及び東芝製百進式GMカウンター(計数管マイカ窓の厚さ $1.65\text{mg}/\text{cm}^2$)である。

2. 測定結果

陸水及び食品類の放射能測定結果の概要をそれぞれ第1表及び第2表に示す。表中測定値は全て計数効率及び吸収補正值を示す。

第1表 陸水の全放射能

試料名	採取場所	測定回数	放射能 $\mu\mu\text{C}/\text{cc}$		
			最高値	最低値	平均値
上水(原水)	札幌他2ヶ所	18	0.04 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
“(蛇口水)”	“	18	0.01 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
井水	“	18	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
天水(融雪水)	札幌	6	2.00 ± 0.01	0.00 ± 0.00	0.69 ± 0.00
川水	“	6	0.03 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
下水	“	12	0.28 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.04 ± 0.00

第2表 食品類の全放射能

試料名	採取場所	測定回数	放射能 $\mu\mu\text{C}/\text{灰}500\text{mg}$		
			最高値	最低値	平均値
牛乳	札幌他2ヶ所	24	252 ± 5.8	1.4 ± 4.6	9.8 ± 1.2
ホーレン草	“	16	708.6 ± 14.8	34.1 ± 14.4	192.1 ± 2.5
キャベツ	“	“	61.2 ± 6.7	0.0 ± 0.0	13.3 ± 2.0
大根	“	“	63.3 ± 8.1	0.3 ± 7.8	4.0 ± 2.2
梨	札幌他1ヶ所	6	83.0 ± 9.0	9.1 ± 9.1	35.7 ± 11.7
玄米	札幌他2ヶ所	7	32.1 ± 5.4	7.9 ± 4.1	22.1 ± 6.9
玄小麦	“	“	36.9 ± 6.8	5.8 ± 5.4	17.8 ± 7.8
ふな	札幌他2ヶ所	12	17.5 ± 4.5	3.7 ± 4.9	6.2 ± 4.5
いか	“	“	37.1 ± 7.3	1.3 ± 0.6	9.8 ± 5.3
しじみ	“	“	476.4 ± 9.9	30.8 ± 3.3	206.4 ± 5.7

3. 考 察

陸水中上水、井水、川水、流水等については、ほとんど異常値は認められなかったが、下水及び融雪水に若干の放射能汚染が認められた。これは昭和37年夏期より冬期にかけて北極圏において行なわれた一連の核実験の影響ではないかと考えられる。

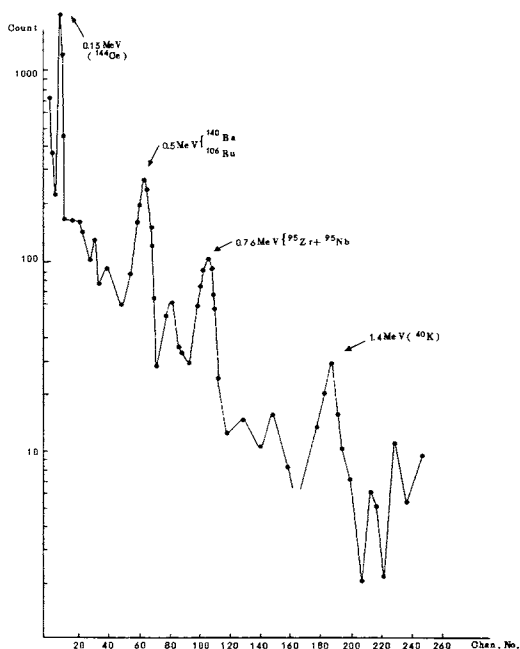
食品類については、農作物中特にホーレン草に異常値が認められ、又水産物では淡水産しじみ貝にかなりの異常値が認められた。

〔附〕 しじみ灰の核種分析

昭和37年産北海道各地のしじみ貝に従来にみられない程の異常放射能が認められたので、23のものについてストロンチウム90及びセシウム137の分析、並びにガンマスペクトロメトリーによる定性分析を行った。その結果の概要は、第3表及び第1図に示すとおりであり、ガンマ線放出核種として、 $^{144}\text{Ce}-^{144}\text{Pr}$ 、 $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ 、 $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ 、 ^{40}K 等の存在が確かめられた。

第3表 北海道産しじみ貝の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 含有量

採取地	採取年月日	灰分 乾物当り %	全放射能 乾物10g当り μC	^{90}Sr μC		^{137}Cs μC	
				灰1g当り	乾物10g当り	灰1g当り	乾物10g当り
札幌	37. 11. 9	5.5	482.3 $\pm$ 1.0	1.9 $\pm$ 0.0	1.0 $\pm$ 0.0	3.1 $\pm$ 0.7	1.7 $\pm$ 0.3
帯広	37. 11. 29	4.1	390.6 $\pm$ 8.1	2.1 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.0	1.3 $\pm$ 0.6	0.5 $\pm$ 0.2
旭川	37. 11. 6	4.2	60.9 $\pm$ 3.8	1.5 $\pm$ 0.1	0.6 $\pm$ 0.0	2.5 $\pm$ 0.7	1.0 $\pm$ 0.2



第1図 しじみ灰の γ 線スペクトラグラフ(昭和37年産)

宮城県における放射能調査

宮城県衛生研究所

佐藤新作、奏野輝子

1. ま え が き

1962年4月より1963年3月までの科学技術庁の委託調査及び県独自で行った調査についての概略である。

2. 測 定 方 法

放射能調査測定基準小委員会「放射能測定法」(1957)により行ないKは分光電光度計フレームフォトメーターにより定量し、 ^{40}K による放射能補正を行った。c.p.mから μmc の換算は便宜的に使用中の U_3O_8 (UX_2 の β 線で500d.p.s)で10c.p.m以下のものについてはfg(立体角に対する補正係数)のみを求め、11c.p.m以上のものについてはfa(マイカ窓の空気層による β 線の吸収に対する係数及びfs(β 線の自己吸収係数)を求めて行なった。

3. 測定結果の概要

3-1 陸水・土壌

昨年を比較すると一般に高いグロス放射能が認められた。これはFall-out蓄積量の増大と1961年9月以降の北極圏における核実験及び1962. 4. 25よりの「クリスマス島」における核実験などによるものと思われる。

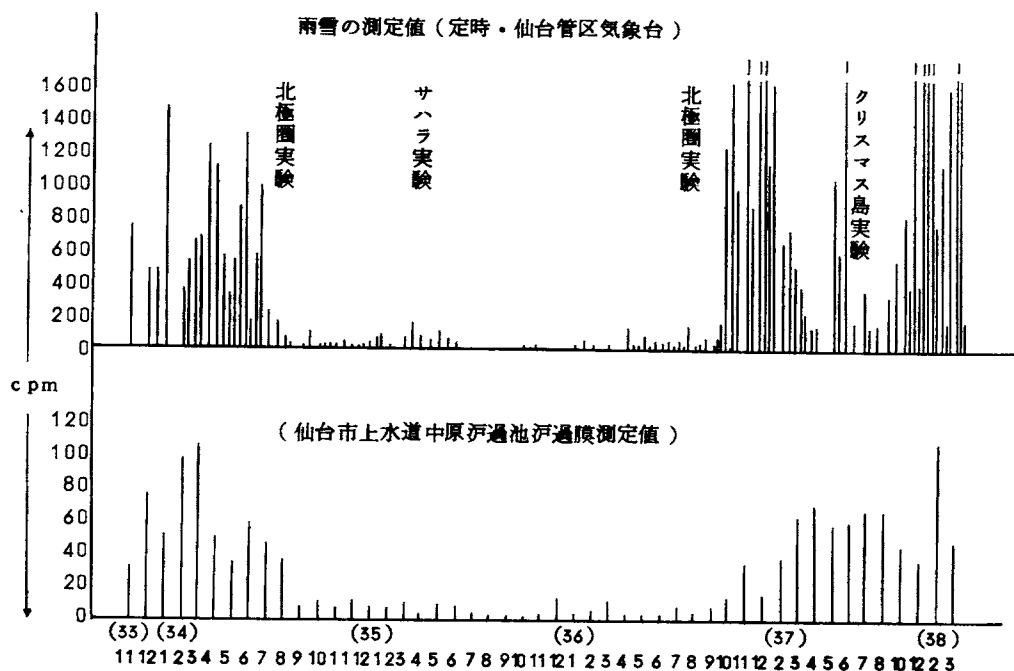
最高値を示せば上水では1m ℓ 当り0.02 μmc 井水は0.01 μmc を示し土壌は深さ0~2cmの処で灰分500mg当り652 μmc であった。

3-2 食 品

食品関係のグロス放射能も昨年に比較して増大を示した。それぞれの最高値を示せば穀類では灰分500mg当り玄米の29.4 μmc (昨年は13.8 μmc 以下同様)小麦の33.3 μmc (14.3 μmc)であった。野菜類では「ほうれん草」の568.7 μmc (296.7 μmc)大根の34.7 μmc (13.8 μmc)であった。魚貝類では「しじみ」が高く285.6 μmc (57.5 μmc)を示し牛乳は22.3 μmc (13.8 μmc)であった。委託外調査として実施した本県特産物「かき」は35.0 μmc (36.8 μmc)、「のり」は20.0 μmc (20.7 μmc)、「あわび」は40.9 μmc 、「こんぶ」は119.8 μmc 、「はや」は29.6 μmc であった。

3-3 上水道汚過膜

本県独自の調査として昭和33年11月より継続的に調査している仙台市上水道中原浄水場汚過膜(緩速汚過)の放射能灰分500mg当りc.p.m)と仙台管区气象台測定による雨雪(定時)の放射能(c.p.m)との関係を示せば第1図の如くFall-outによる汚染はグロス β 放射能からみれば1963年2月が今迄の最高値を示し核実験再開の影響を示している。



茨城県における食品放射能の動向

茨城県衛生研究所 所 長 齊 藤 功
 担当者 浅 野 京
 森 田 茂 樹
 高 橋 明 子

当所において昨年後半から本年9月までに行った科学技術庁の委託調査および茨城県独自の全放射能調査結果の概要を報告する。

調査方法はすべて科学技術庁、放射能調査測定基準小委員会「放射能測定法（1957）」に拠った。なお測定結果は昭和37年度までのものについては科研製U₃O₈を標準試料に用い、今年度からは一部の試料を除き、KOI を使ってそれぞれ $\mu\mu\text{c}$ に換算、比較している。

1959年来減少の途をたどっていた雨水およびFall outの全放射能は、1961年9月以来増大し、特に昨年10月から12月にかけて著るしく高い値を示した。これは例年高かった春期における過去4年間の平均値と比べて、その2～3倍にも達している。その原因としては昨年9月以降に行なわれた一連の核実験の影響と思われる。

食品については1962年春以来、全般に高い値を示し過去の最高値を上まわるものが多く、作物の場合、特にFall out の直接影響を受け易い葉菜類は10月に急激な上昇をし、その後季節的変動を伴いながらも徐々に減少の傾向をみせている。根菜類は測定値も低く、核実験後の変動も見られない。これは葉菜類が直接Fall out に曝されて表面よりの汚染が大きいのに反し、根菜類では放射性物質が極く表上のみに蓄積していて地下からの吸収が少ないためと推察される。ちなみに土壌については、深度0~2cmの表土の汚染が著しく、Fall outの影響を受け易いが、2cm以下の層では表土の5分の1以下の低い値を示し、Fall outの影響による変動も少ない。

次に、海産物ではむしろわずかではあるが減少の傾向にある。その理由としては放射能が海水を通して生体内に蓄積されるまでには可成りの時間を要し、その間に寿命の短い核種による放射能は減衰することが挙げられる。

また畜産物のうち、牛乳は例年通り季節的な変動の他には特に著しい変化は見られない。年間の平均値をみると1961年後半よりも極くわずかつつ増加の傾向をみせ、現在に至っている。

尚、次に37年度前半の結果はすでに報告済みであるので、昨年度後半から38年度に入って現在までに調査した主な食品、その他の全放射能の測定結果概要を示す。この表中で原水、しじみ等昨年度と今年度の平均値で大きな開きのあるものも見受けられるが、その解析については後日、機を改めて発表する予定である。

試料名	単位	37年度		38年度	
		平均値	検体数	平均値	検体数
上水	原水	9.2	22	16.3	16
	蛇口	3.2	10	3.6	5
	通過	4.1	7	1.7	3
	量水井	4.8	6	4.7	2
	下水	38.0	6	—	—
井水	井水	5.4	8	—	—
	大量雨水	15.6	8	14.2	6
	海水	3.2	6	6.8	6
農産物	大根(根)	23.1	10	24.3	2
	"(葉)	563.1	9	230.4	2
	ほうれん草	174.5	13	—	—
	キャベツ	34.4	4	—	—
	大麥(精)	35.4	5	32.0	—
畜産物	米(精)	15.9	6	—	—
	牧草	—	—	445.5	9
	ひらめ	—	—	14.4	2
	ふな	12.1	3	—	—
	しじみ	60.0	3	17.21	3
海産物	わかめ	—	—	50.9	4
	ひじき	17.8	4	—	—
	牛乳	15.5	18	28.8	14
	鶏卵(身)	13.2	2	12.3	4
	庭土(0~2cm)	22.6	7	78.4	1
土壌	"(2~20cm)	8.1	7	11.4	1
	"(20cm以下)	5.4	7	11.2	1
	畑土	27.4	2	16.2	4
	田土	15.6	3	6.7	1
	海底土	19.1	8	26.8	3
定時採取雨水	mc/km ² /day	12.5	30	6.9	49

東京都における放射能調査

東京都立衛生研究所

三 村 秀 一、 西 垣 進

加 納 多佳子

昭和32年以降、東京都における陸水、降下塵、各種食品の放射能を測定し、核実験による影響を立体的に解析した結果について報告する。

試料： 陸水は、天水（伊豆大島の飲料天水）、上水（青梅市沢井水道）、下水（三河島下水処理場の放流水）、河水（多摩川）、井水（保谷）を対象とした。

食品は都内または近県産のもので、

農産物； 米、麦、ホーレン草、キャベツ、大根、山東菜、キウリ、カブ、トマト、ナス、馬鈴薯、番茶、梨、桃

畜産物； 牛乳、牛肉、豚肉

魚介類； イカ、マグロ、アジ、イワシ、フナ、コイ、ウナギ、シジミ、アサリを選んだ。

降下塵経月変化測定； ダストジャー使用（27ヶ所の保健所）

降下塵経日変化測定； ガムドペーパー使用、研究所屋上

浮游塵経日変化測定； 柴田製、プロアー型、東洋濾紙No.5A使用、毎日9～14PT、研究所屋上

測定法： 科学技術庁よりの放射能測定法に従い、標準試料として U_3O_8 を使用し、効率を求め、キュリー換算を行った。特に食品は K^{40} による自然放射能を差し引いた。又浮游塵については、採集後、9日間計測し、減衰曲線をかき、人工放射能中でlong lifeのものを観測し、或るものは起爆日を推定した。計測はGM計数装置によりグロスカウントを測定した。

測定結果： 陸水は、伊豆大島の天水が高い計数率を示し、食品は、ホーレン草、大根葉、山東菜、番茶が特に強い汚染値を示した。

又、降下塵又は浮游塵は、核爆発の実験が、最も顕著にあらわれ、1959年4月に最高値を示した。

食品類は、特に葉菜が汚染されており、降下塵、雨水に起因するもので、今後降下塵の経日変化を調査し、同時に、影響のある気象経件の観測も行い、東京都内の放射能汚染状況を把握したいと思っている。

最近のフォールアウト及び植物などの ^{90}Sr 濃度について

埼玉県衛生研究所

大里 宏二、坂入 桂子、川瀬 善一

小津 茂弘、関口 軍治、分島 整

フォールアウト及び植物などの ^{90}Sr による汚染について調査を行なっているので、得られた結果について報告する。

フォールアウトは衛研に設置した大型水盤の試料について、全放射能の測定ならびに ^{90}Sr 分析を行なっているが、全放射能(c.p.m./m²/month)は1961年7月より再び上昇をはじめ、10月から1962年9月までは20,000前後、10月には76,000、11月148,000、12月62,000と高い値で1963年になっても数万の値が続き、7月以降も2万前後の値が計測されている。

^{90}Sr は1962年から1963年3月までは3ヶ月分を混合したものについて、1963年4月からは毎月分析を行なっているが、 ^{90}Sr 降下量(mc/Km²)は1962年4月から増え、1962年の年間降下量は10.15となり、1963年では6月までで、すでに8.69の値が得られている。

茶葉は ^{90}Sr の経年的変化をみるために1958年から引続いて武蔵町の県茶業研究所より、一番茶、二番茶を提供して貰い、 ^{90}Sr の分析を行なっているが、1960年、1961年と減少してきた値が1962年から再び増加している。

野菜は県内2ヶ所の農家から採取した数種について ^{90}Sr 分析を行なっているが、これらの結果からは汚染の状況のはっきりした傾向はつかめない。ホーレン草では20~80S.U.、キャベツなど結球菜では5~20S.U.、ゴボウ5S.U.の値が得られている。

乳牛飼料および牛乳は1961年より県内3地区の乳牛飼育農家から試料を得て ^{90}Sr 分析を行なっている。飼料としては粗飼料(牧草、イモヅルなど)と濃厚飼料(配合飼料、ふすま、ぬかなど)の2種類について、採取時に食べさせている飼料を得、また最近はその時に搾乳した牛乳も併せて得ている。粗飼料では春に食べさせているものの ^{90}Sr 量が一番多く、また1962年のものは1961年に比して約3倍高く、100~300S.U.の値が得られている。濃厚飼料では市販の配合飼料のみの場合は10S.U.以下で自家製の粉碎麦とか大豆かすが混合されると高い値を示すが、時期による増減はあまりないようである。牛乳は1963年1月採取までは2~8S.U.以下の値で、試料類が少ないので、飼料との関係ははっきりしないが、春にいくらか高い結果が得られた。

石川県における放射能調査

石川県衛生研究所 板倉 淳

I 概 要

1962年9月以降の調査研究結果を報告する。1963年4月以降は委託契約の変更により調査品目では「陸水」1種、「海水」1種、「牛乳」1種、「土壌」2種及び「魚類」2種について全 β 測定を行なった。

II 測定条件

計数装置 神戸工業製(SA-20) GMカウンター

測定台 鉛シールド測定台

GM管 GM-132A (マイカ 厚1.76mg/cm²)

標準試料 科研製標準U₃O₈ (500dps) 特級KCl 500mgを用いた。

III 測定結果(全 β)

品 名		単 位	1964 10	11	12	1963 1	2	3	4	5	6	7	8	9
上水	原 水	$\mu\mu\text{C}/\ell$		21.8		157.0		48.1			7.65		13.5	
	未 端 水	"		13.0		15.9		24.7						
下水	雨 水	"	87.5		1,083		1,153			234	198	273	164	239
	流 水	"		16.0		146		24.2						
井 水		"	0.79		11.3		153.5							
下 水		"								278		53.9		58.9
海 水		"			764		0.53			1.95	17.3	0.78	0.38 0.93	0.92
牛 乳		$\mu\mu\text{C}/500\text{mg}$								(=)			3.6	
野 菜(白 菜)		"	53.2 585		74.6 75.2		115 157							
漁貝類(あ じ)		"									5.44	34.9		
" (かれい)		"	22.4 49.2								35.2	32.1		
土 壌		"								100.7 482			53.0 340	

* (注) 5月以降の天水(雨水)は衛研構内の受水盤に貯えられたものより採取した。

IV 考 察

- 1) 陸水の全 β 測定値は1963年1~2月をピークとして漸次下降線をたどっている。最高値は、上水(原水)157.0、雨水1,153、井水153.5 $\mu\mu\text{C}/\ell$ であった。

- 2) 海水はほぼ均一の測定値を示しているが、1963年6月のみは、採取日の悪天候のため土砂が混入したものと考えられる。
- 3) 食品では、野菜は冬期降雪による顕著な影響は見られない。
魚類（あじ、かれい）はほぼ一定の値を示している。
- 4) 土壌は採取地により可成りの差異のあることがわかった。採取地はいずれも草地である。

珪藻土利用による放射性物質の除去について（第2報）

石川県衛生研究所 板倉 淳

急速ろ過法による放射性物質の除去について、前報では珪藻土利用による「フォール・アウト」の除去を検討し発表した。本報では主として長半減期核種 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr 、 ^{106}Ru 等について検討し、2～3の知見を得たので報告する。

測定器は神戸工業製GMカウンター及び γ 線スペクトロメーター（100channel）を用いた。

実験は主としてろ過速度、粒度別除去率、プレコート層厚による除去率、ボディフィードによる影響等の基礎的条件と、品種別除去率について検討した。

尚これら核種の珪藻土ろ過剤に対する吸着作用について若干の知見を得たので併せて発表する。

なお、本実験はすべてcarrier Freeの状態で行なった。

福井県における放射能調査

福井県衛生研究所

岸 彦平、齊藤 昇一
吉田 千恵子、林 しげ子

昭和37年度放射能調査成績の概要について報告する。測定には神戸工業製および科研製の100進法GMカウンターを用い、試料の調製および測定法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の「放射能測定法」（1957年）によった。

1. 雨水、自然落下塵および浮遊塵について

雨水および自然落下塵の全ベータ放射能の月別推移を第1および2図に示した。フォールアウト中の全ベータ放射能は秋より次第にふえ始め、12月には月間降下量が $3.2\text{c}/\text{km}^2$ に達した。特に12月31日に降った降水量 32.6mm （新積雪 20cm ）の雪より本年度最高値の 40.499

$\mu\mu\text{C}/\ell$ を検出した。

年末より降り続いた雪は1月31日には積雪量213mとなり、福井气象台始まって以来の記録を呈した。裏日本を襲ったこの降雪は「38年1月の豪雪」と名付けられた。これらの雪からは時々高い値の放射能を検出したが、春に近づくにつれて少しずつ近くなって来た。

浮遊塵の採取は平行板型電気集塵器を用いて、晴雨にかかわらず月、水、金の週3回ずつ行なった。しかし、1月だけは吹雪のため採取出来ない日があった。最高値、平均値および最低値の月別推移を第3図に示した。

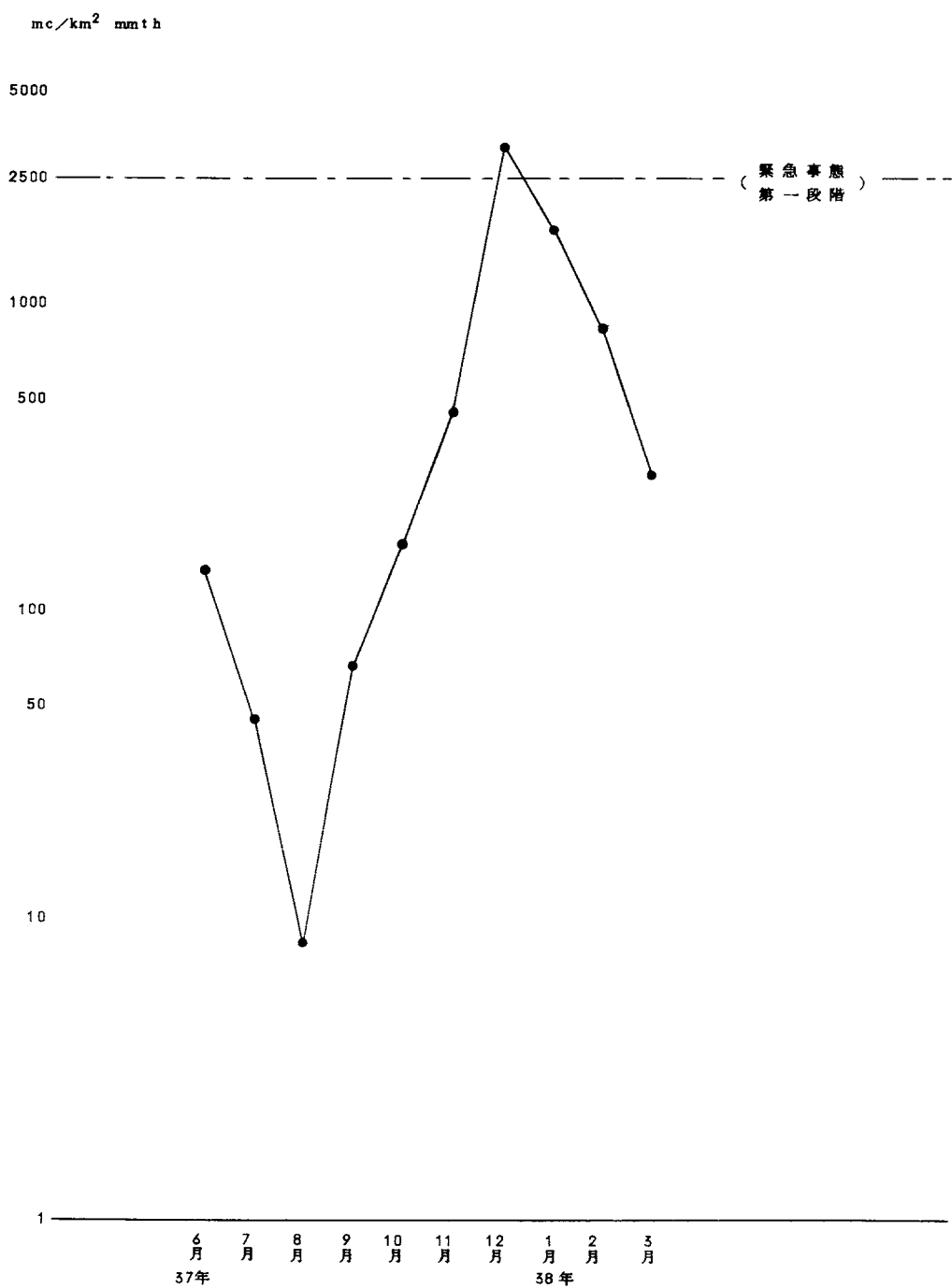
2. 陸水について

上水、井水、天水（流水を含む）、河川水および下水について調査した。これらの中、主なものの月別推移を第4図に示した。フォールアウトの影響を受けていずれも秋より上昇を見せている。春に近づいても依然として上昇の傾向にあるのは、融雪の影響を考えられる。

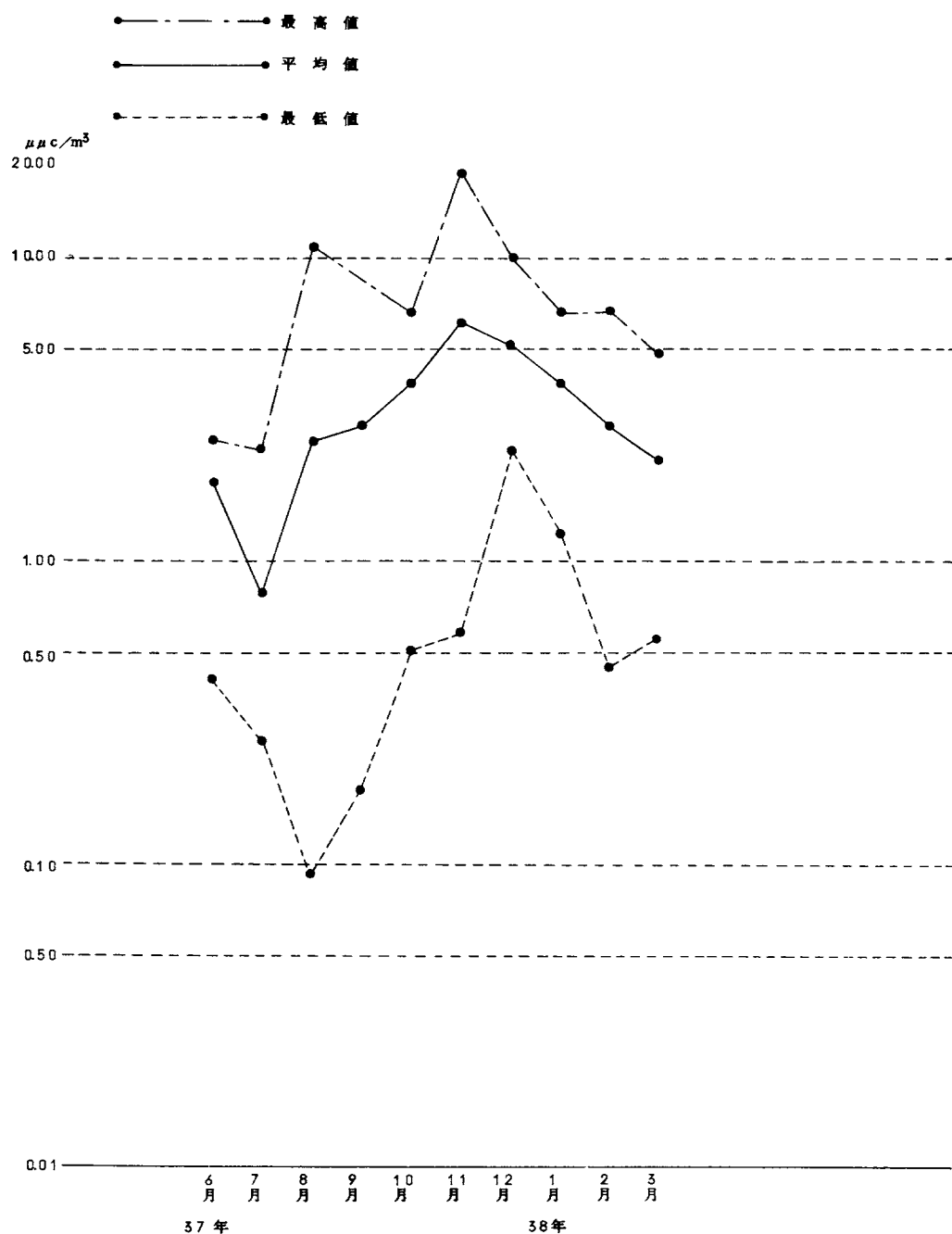
天水の氾過前と氾過後の値は、貯水量の差、使用量の変化のため、比例的な相関関係を示していない。氾過水では12月に採取した試料の $260\mu\mu\text{C}/\ell$ が最も高かった。

3. 食品について

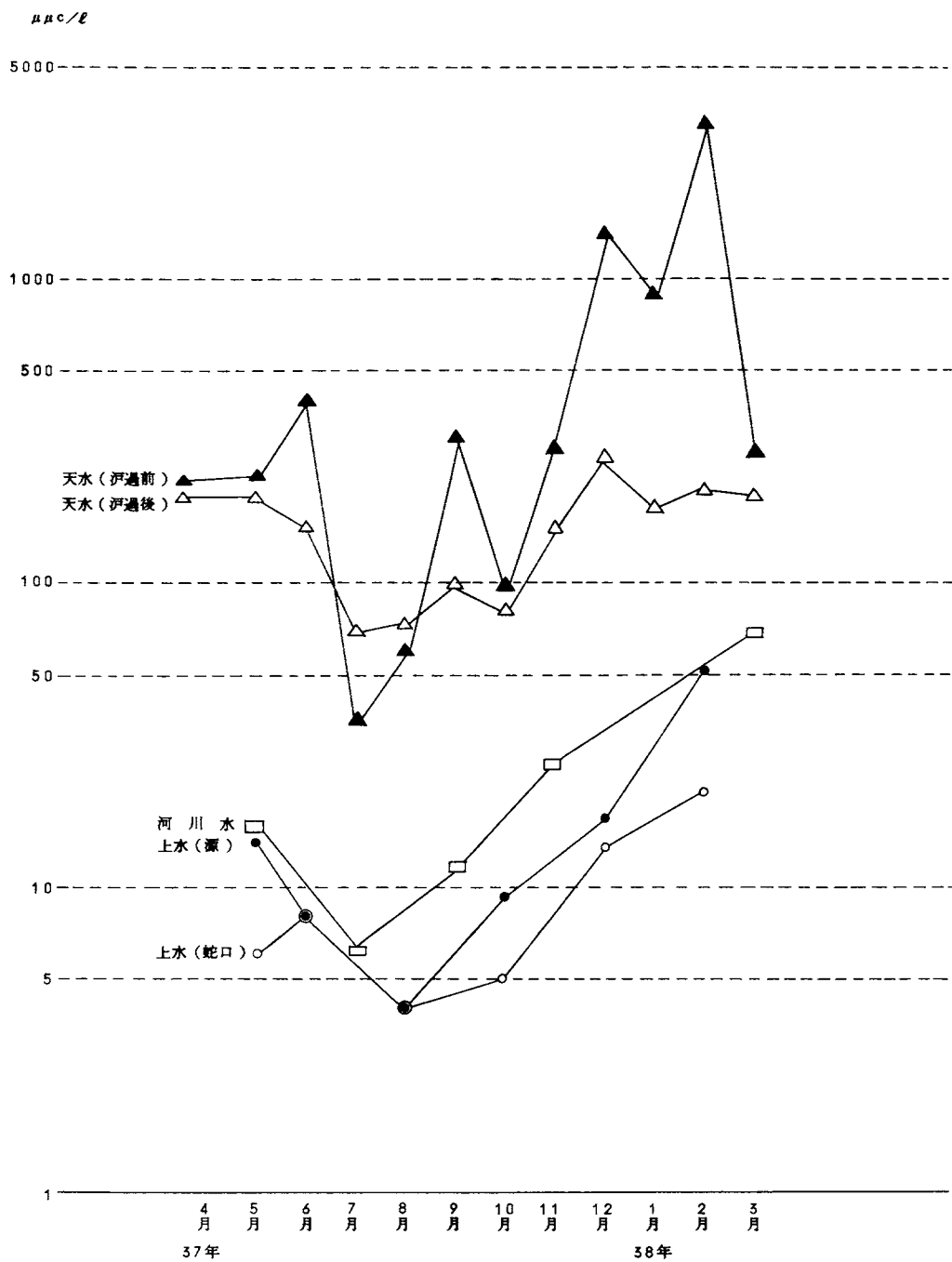
白菜、ほうれん草、しやくしな、きやべつ、大根、じゃがいも、とまと、小麦、水稻、いか、さば、いわしおよび牛乳などを調査対象物とした。これらの中、主なものについて年度別全ベータ放射能の推移を第5および6図に示した。一般に逐年減少の傾向にあったのか、昨年度より増加し始め、この傾向は今年度においても見られた。



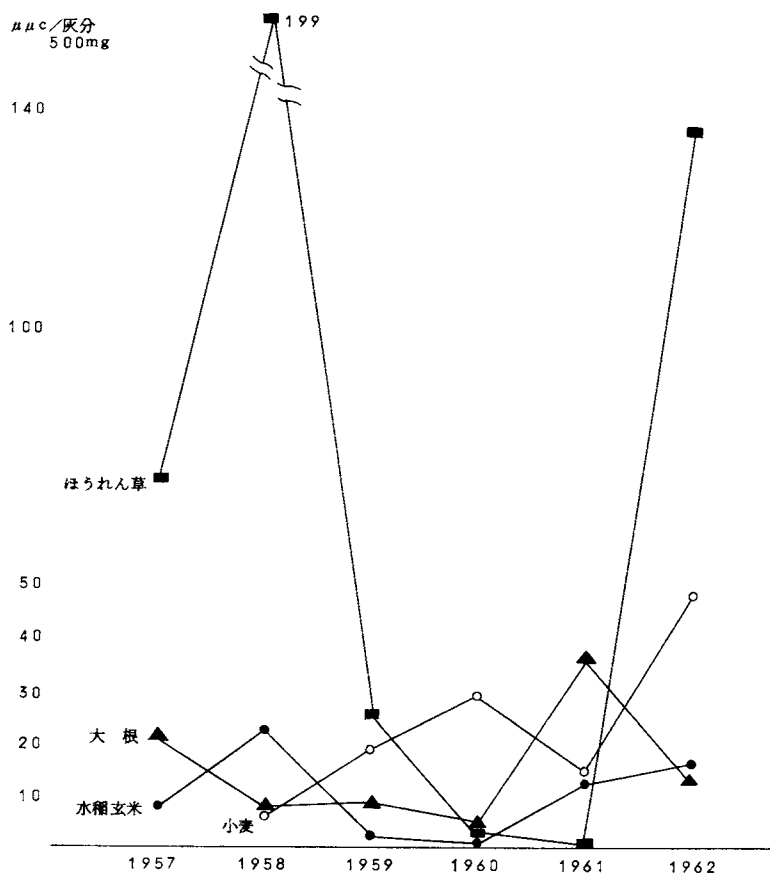
第2図 雨水および自然落下塵による月間降下量



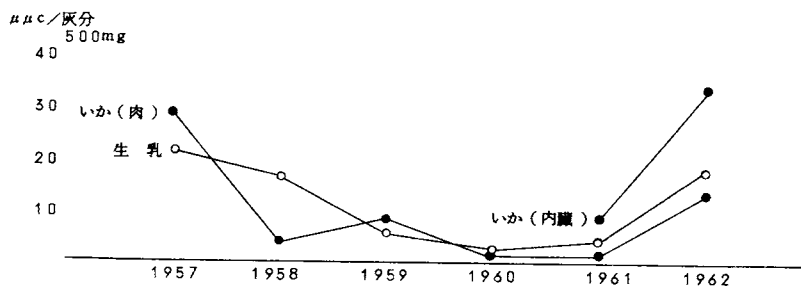
第3図 浮遊塵の全ベータ放射能(1日当り)



第4図 陸水の全ベータ放射能



第5図 食品の全ベータ放射能年度別推移 (I)



第6図 食品の全ベータ放射能年度別推移 (II)

静岡県に於ける放射能調査

静岡県衛生研究所

植 松 甲之介、永 野 光 位

1. ま え が き

静岡県下における放射能調査の概略は以下の通りである。

2. 測 定 対 称

- 1) 浮遊塵（電気集塵法）
- 2) 雨 水（定量及び定時採取法）
- 3) 落下法（ワセリン法及び水ばん法）
- 4) 陸 水〔上水（源水・給水）、井水、天水(2)、下水(4)、流水(3)〕
- 5) 土 壌 (3)
- 6) 食 品〔野菜(2)、牛乳、魚貝類、穀類(2)、茶、果実(3)〕

3. 測 定 方 法

科学技術庁「放射能測定法」（1957年）により行なった。

愛知県における放射能調査

愛知県衛生研究所 林 閏 一

（ま え が き）

本報は1962年9月より1963年8月までの科学技術庁の委託調査及び愛知県独自で行なった調査の結果である。

（調 査 対 象）

大気放射能、陸水、海水、農畜産物、土壌等の放射能測定の総件数は498件である。

（測 定 方 法）

試料の前処理並びに測定法は科学技術庁放射能測定基準小委員会編「放射能測定法」（1957）に従った。

（測定結果の概要）

試料の種別について、本調査期間中に得られた最高値並びに平均値を表Ⅰに示した。表Ⅱは1平方Km当りの放射性物質の月間総合降下量を示したものである。前報においては6、7月に降雨が多かったにかゝらず、比較的雨の少なかった4月にピークが来ているが、今回は大体雨量に

応じて5月がピークになっている。しかし5月のこの最高値 $343\text{mc}/\text{Km}^2 \cdot \text{月}$ は、昨年10月内閣の放射能対策本部が発表した“放射能対策暫定指標並びに行政措置”の緊急事態対策の第1段階、 $2.5\text{C}/\text{Km}^2 \cdot \text{月}$ に較べると約 $1/7$ である。

表Ⅲ以下表Ⅺまでは本測定期間における測定値の変遷状況を示したものである。

表Ⅺは1昨年より継続して測定している伊勢湾内の定点における海水、海底沈積物の放射性物質中主としてSr—Yの放射エネルギー及びプランクトンの全β放射エネルギーであるが、全般的に見て注目すべき数値はない。特記すれば本年初めて定点とした伊良湖水道の海底沈積物が若干大きな値を示したが、この事は外洋の影響を直接受けているためか又はその他の原因によるものかという事は今後の調査によって検討して行きたいと思う。

表ⅩⅢは科学技術庁の委託もあって、本年より新しく計画したものの測定結果であるが未だ例数が少ないので考察する段階に達していないが参考として図示した。このうち西加茂郡藤岡村愛知牧場はベグマタイト層の外縁にあたる地域に担当している。

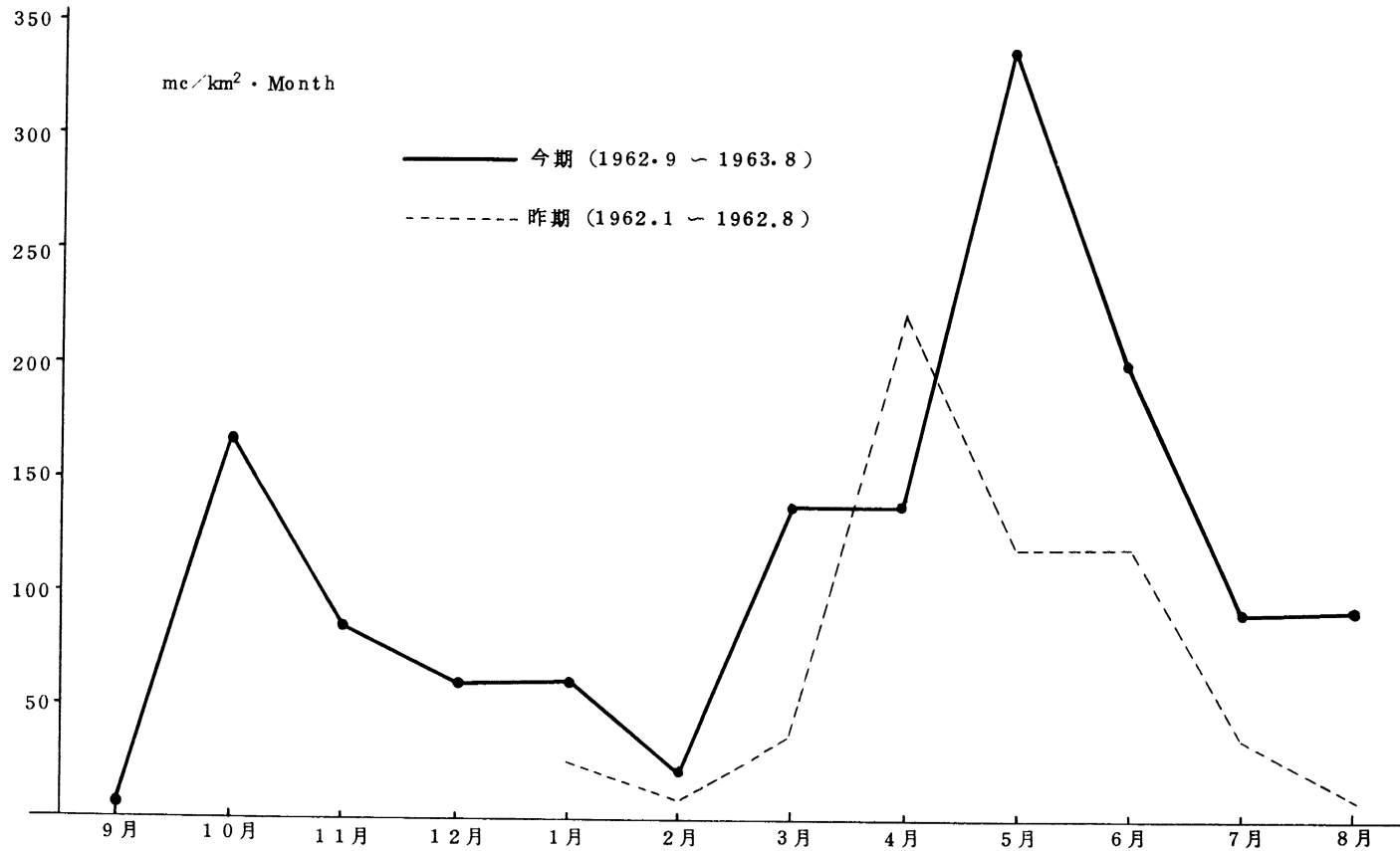
表Ⅰ 放射能測定値（最高及び平均）並びに測定総件数

1962・9月～1963・8月

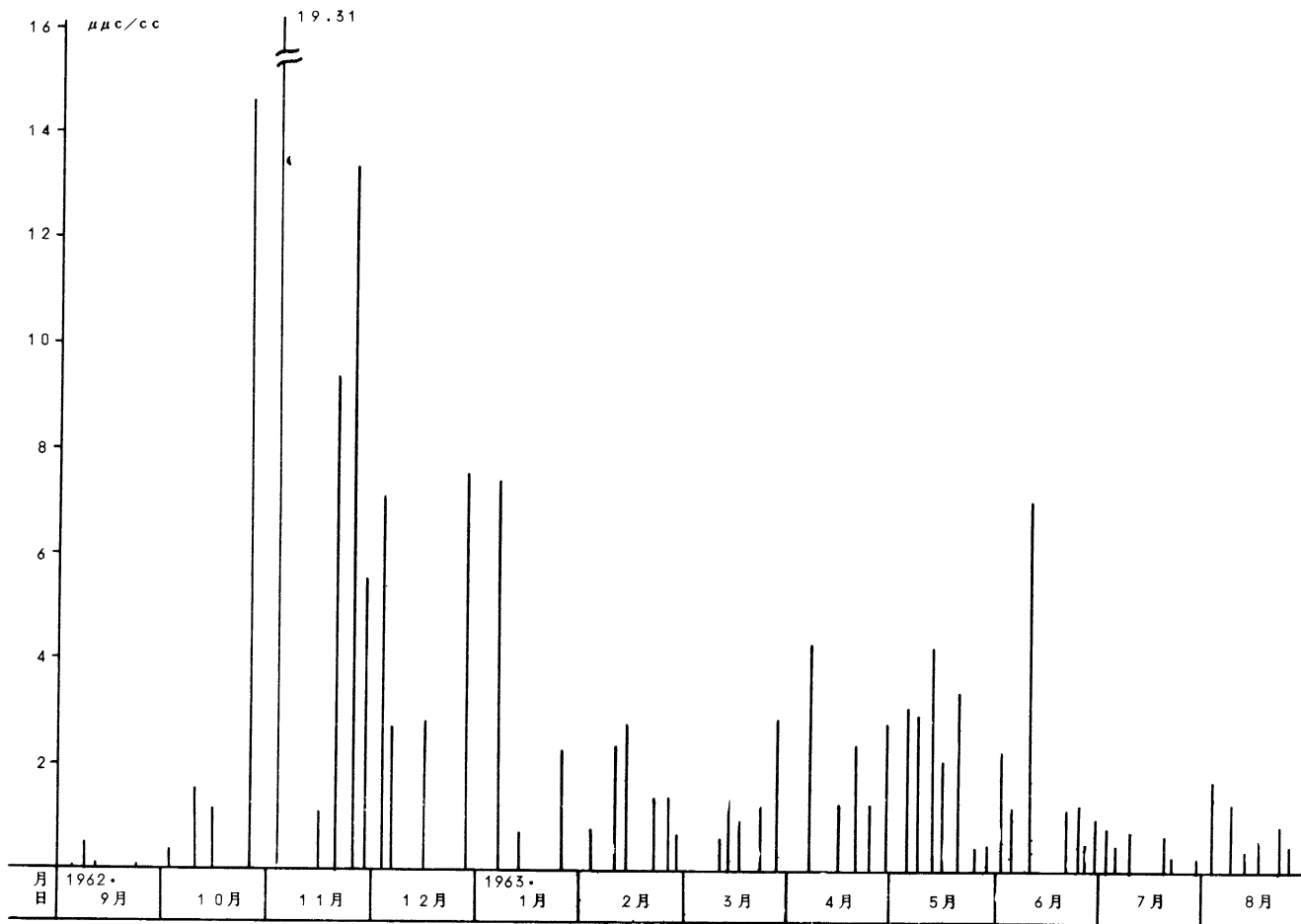
種別、品名	測定回数	年月日	最高値	平均
雨水（定量採水）	63	37.11.4.	$19.31 \mu\text{mc}/\text{cc}$	$1.04 \mu\text{mc}/\text{cc}$
（定時採水）	91	38.1.6.	4.46 "	1.83 "
浮遊塵	83	37.12.5.	$7.94 \mu\text{mc}/\text{m}^3$	$1.70 \mu\text{mc}/\text{m}^3$
降下量	22	37.12.12.	$1.88 \mu\text{mc}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$	$0.72 \mu\text{mc}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$
上水、水道水	21	38.5.2.	$0.025 \mu\text{mc}/\text{cc}$	$0.007 \mu\text{mc}/\text{cc}$
下水	10	38.4.19	0.091 "	0.033 "
下水沈殿物	8	38.5.23.	$3459 \mu\text{mc}/\text{乾}10\text{g}$	$1320 \mu\text{mc}/\text{乾}10\text{g}$
はくさい	12	37.9.24.	$2020 \mu\text{mc}/\text{Kg}$	$710 \mu\text{mc}/\text{Kg}$
ほうれんそう	13	38.1.16.	25600 "	7300 "
大根（葉）	15	38.3.1.	32000 "	12700 "
（根）	16	37.9.26.	460 "	300 "
魚貝類	22	37.10.18. （ふた）	$2910 \mu\text{mc}/\text{Kg}$	$1180 \mu\text{mc}/\text{Kg}$
牛乳	17	37.9.24.	$1640 \mu\text{mc}/\ell$	$280 \mu\text{mc}/\ell$
その他	105			
計（測定総件数）	498			

表Ⅱ 降雨による放射性物質の月間総合降下概量（1平方キロメートル当り）

	1962				1963							
	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月
放射性物質月間総合降下量 mc/km^2	8	168	81	59	60	21	135	136	343	201	80	82
月間降雨総合量 mm	23	165	60	46	11	30	105	152	313	288	161	155



表Ⅲ 雨水（定量採水）の放射能経日変化



表Ⅳ 雨水（定時採水）の放射能経日変化

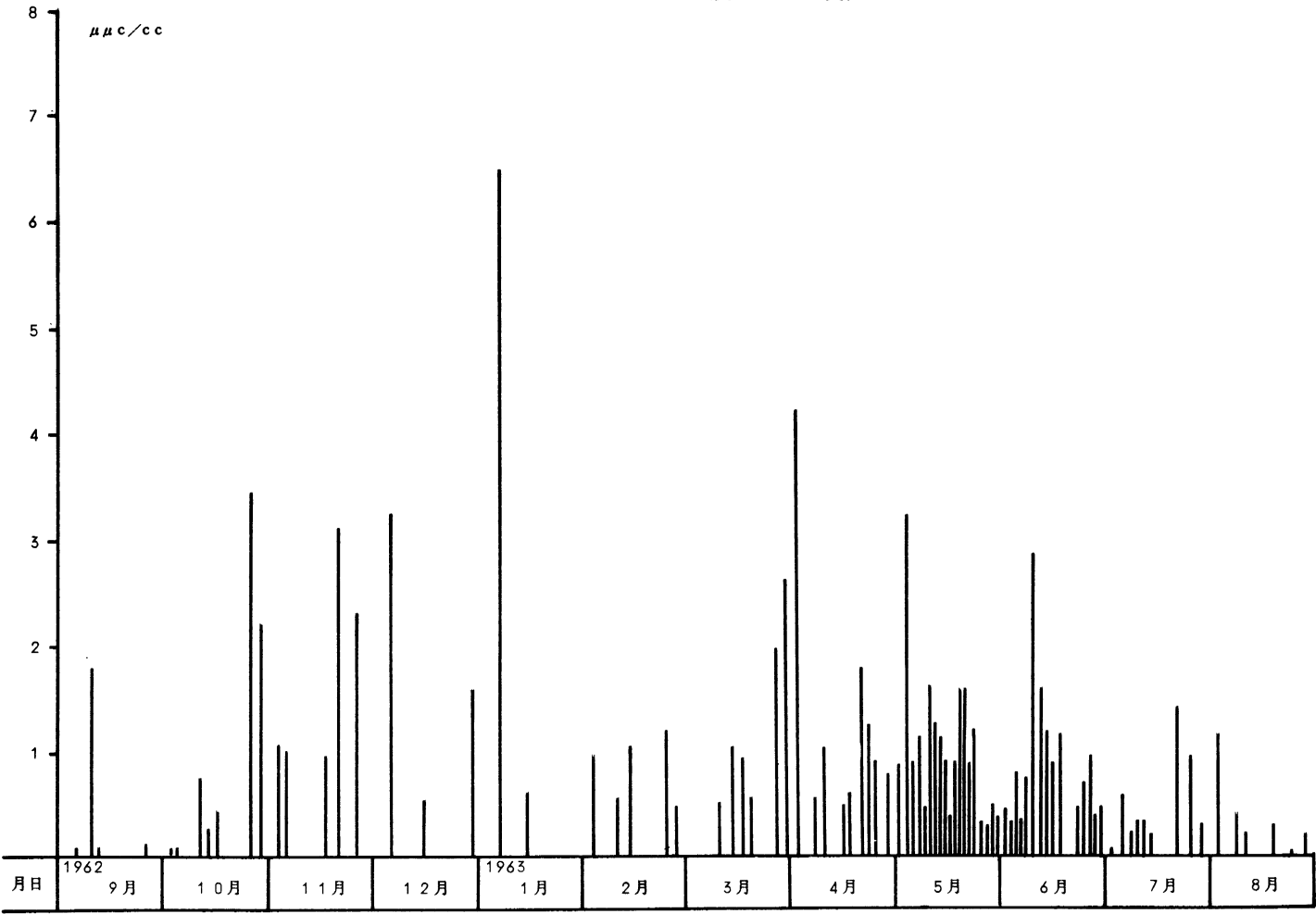
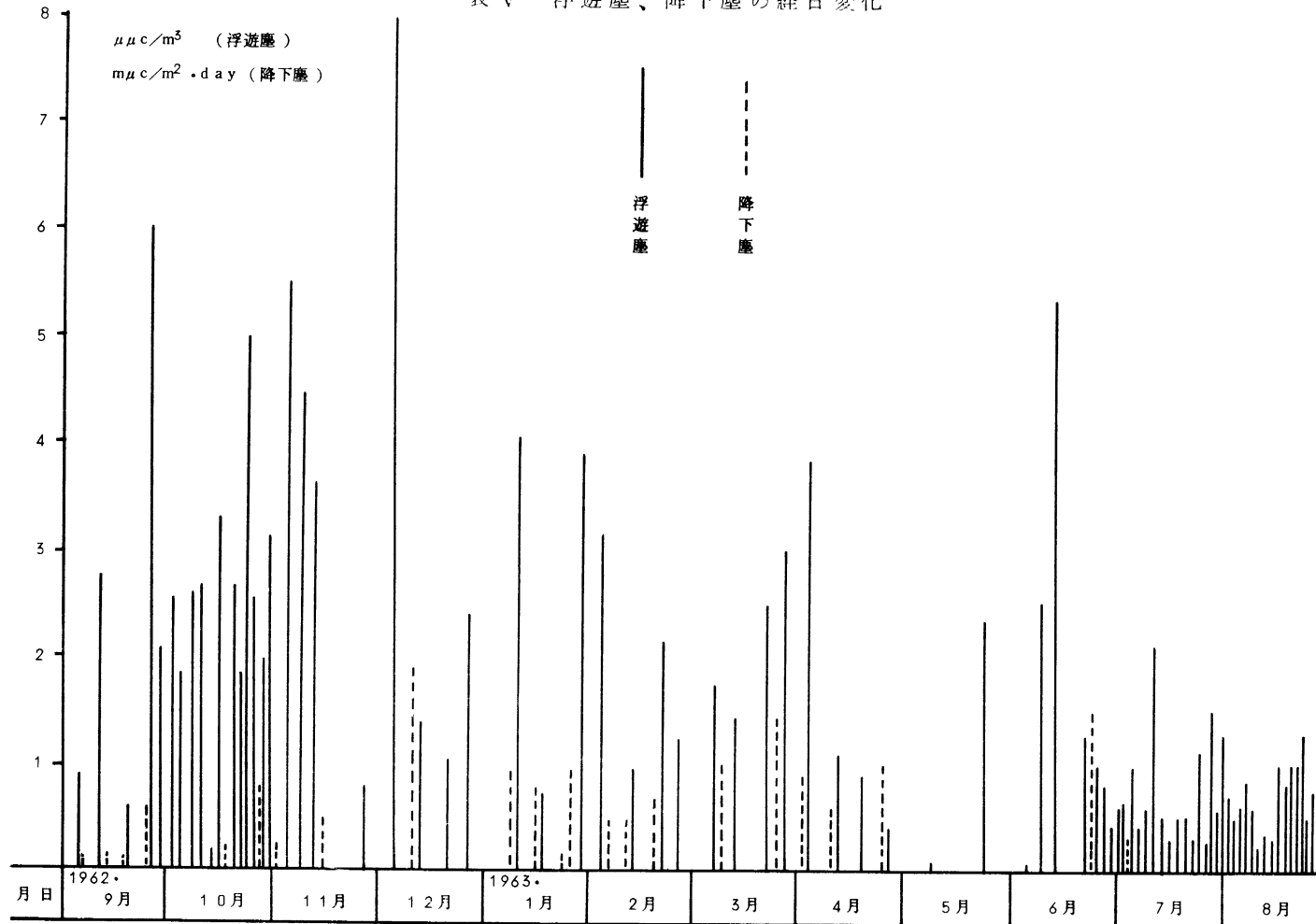
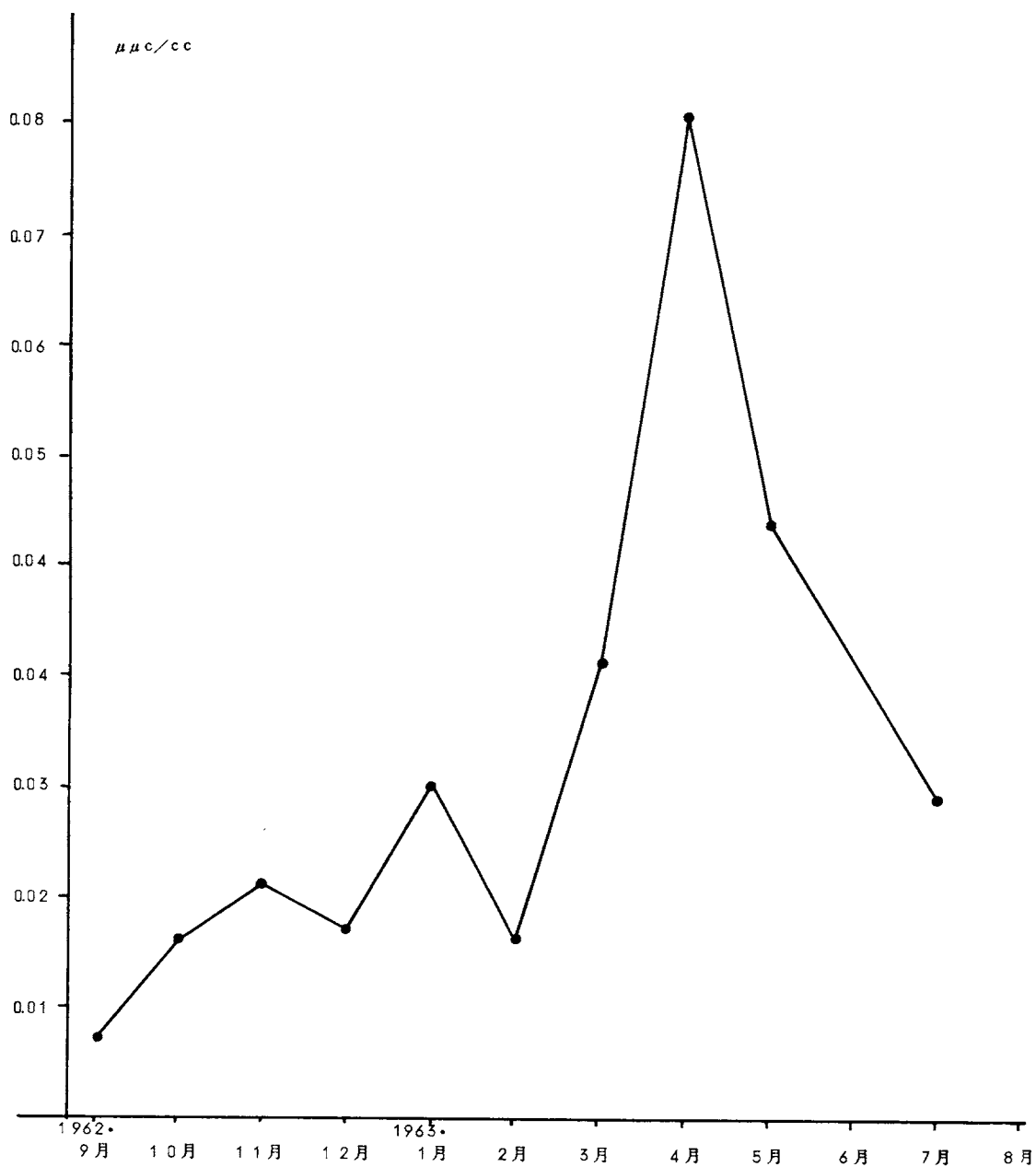


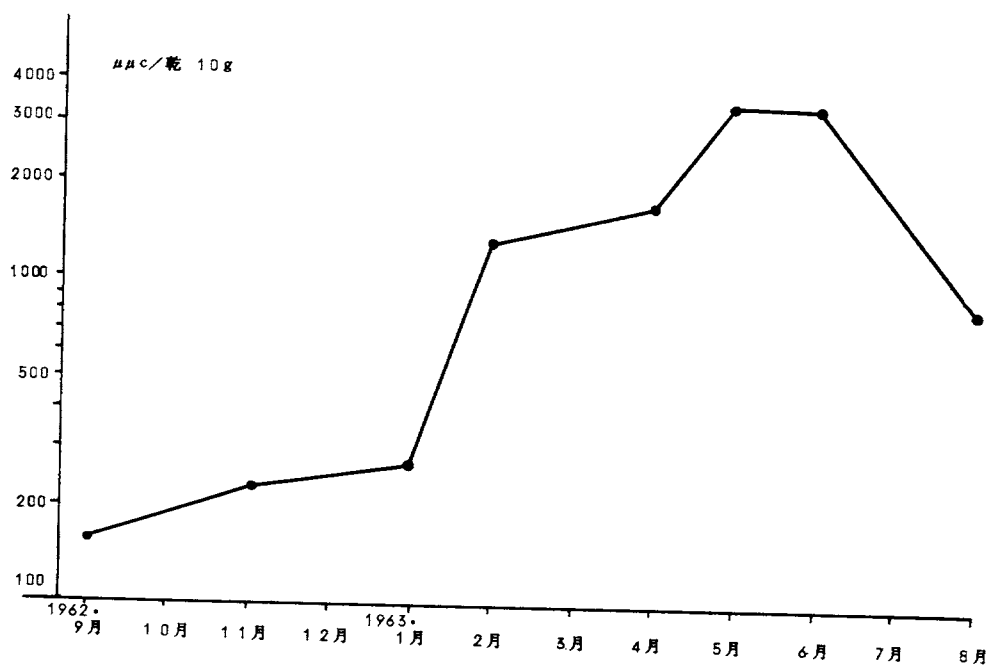
表 V 浮遊塵、降下塵の経日変化



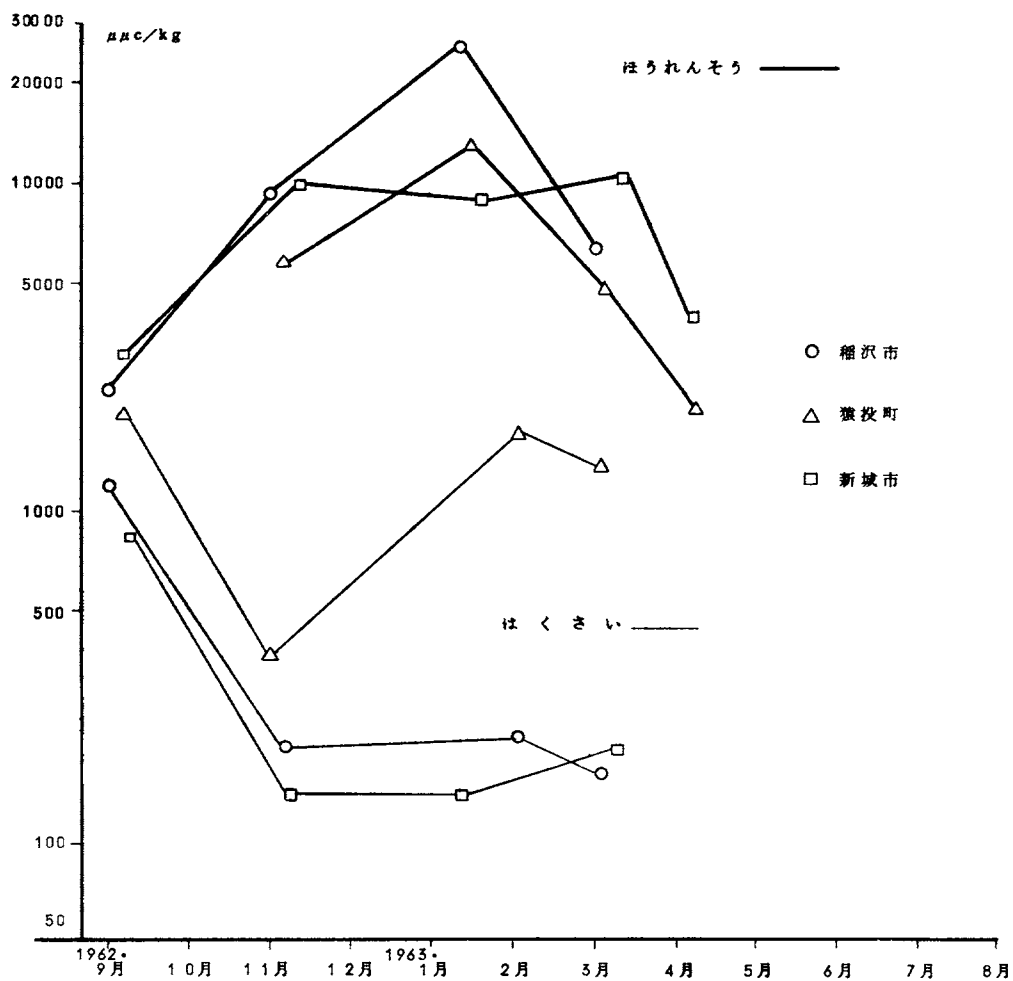
表Ⅵ 下水（流入下水）の全 β 放射能
（名古屋市堀留下水処理場で採取）



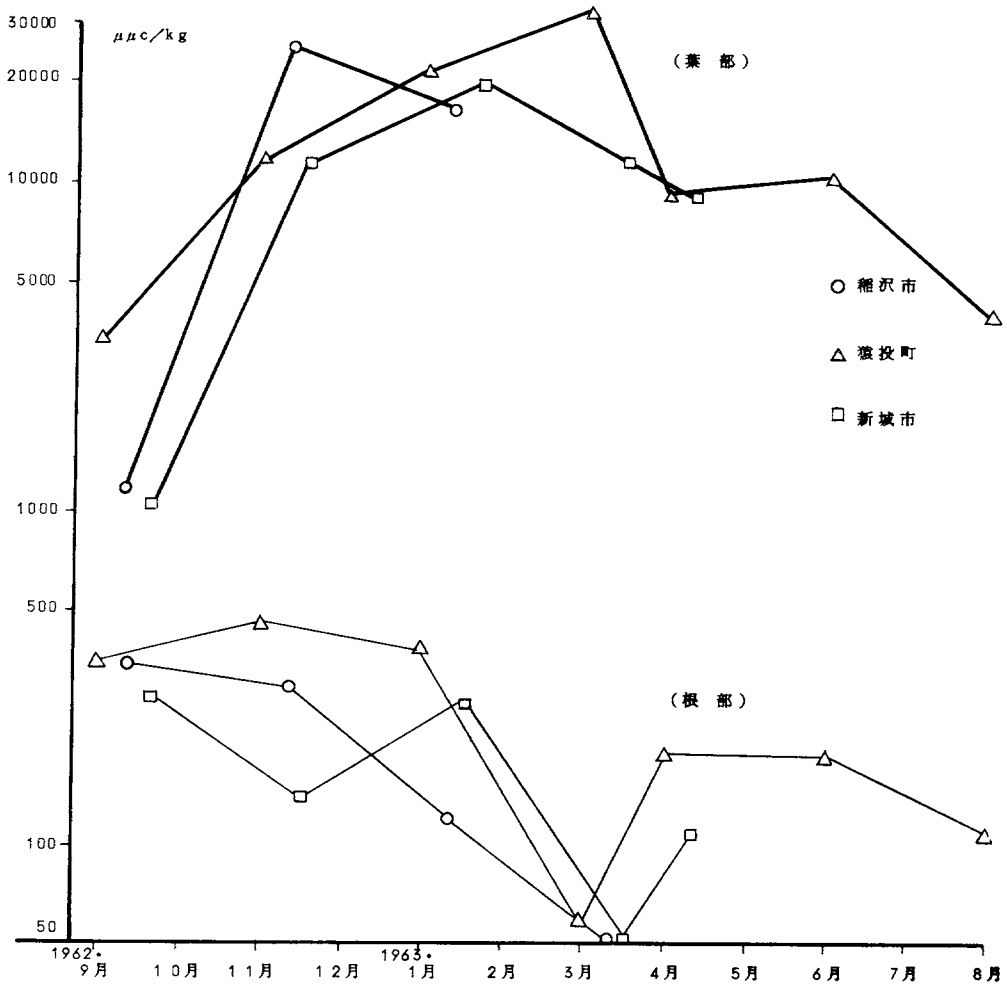
表Ⅶ 下水沈殿物（水酸塩炭酸塩）の全 β 放射能量の推移
（名古屋堀留下水処理場）



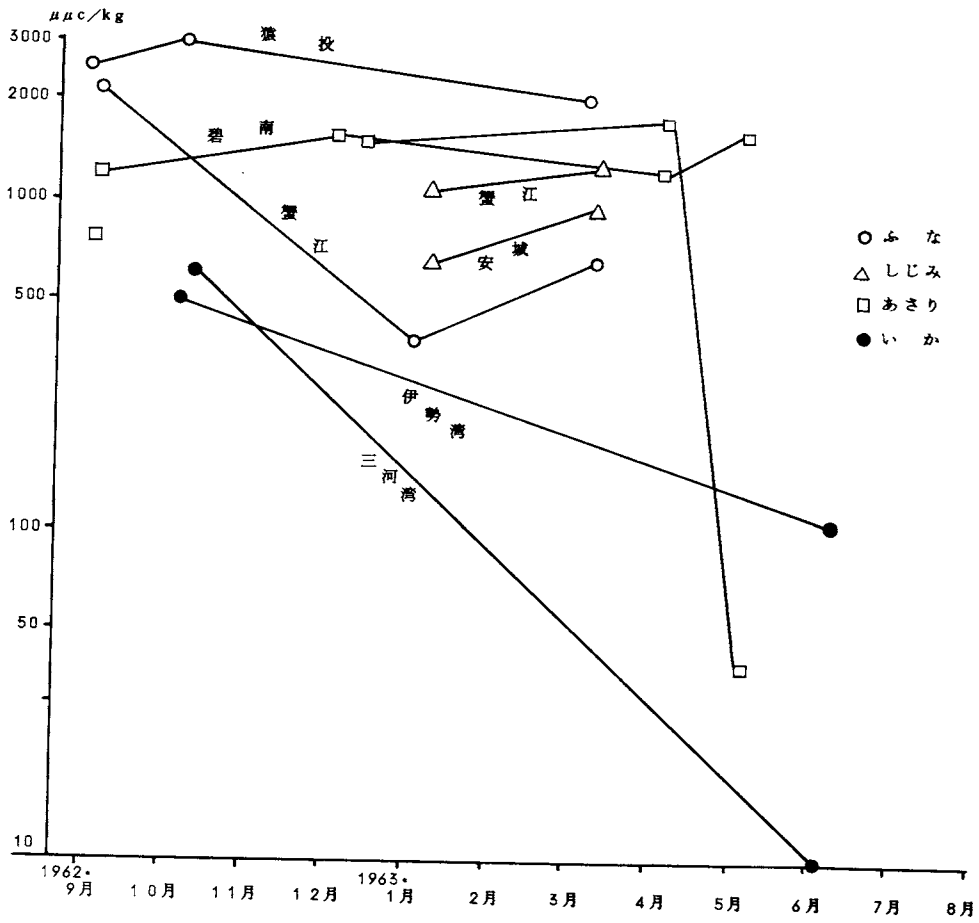
表VIII 葉菜の全 β 放射能（除K）



表IX 根菜（大根の葉、根）の全 β 放射能（除K）



表X 魚貝類の全 β 放射能(除K)



表XI 牛乳の全 β 放射能(除K)

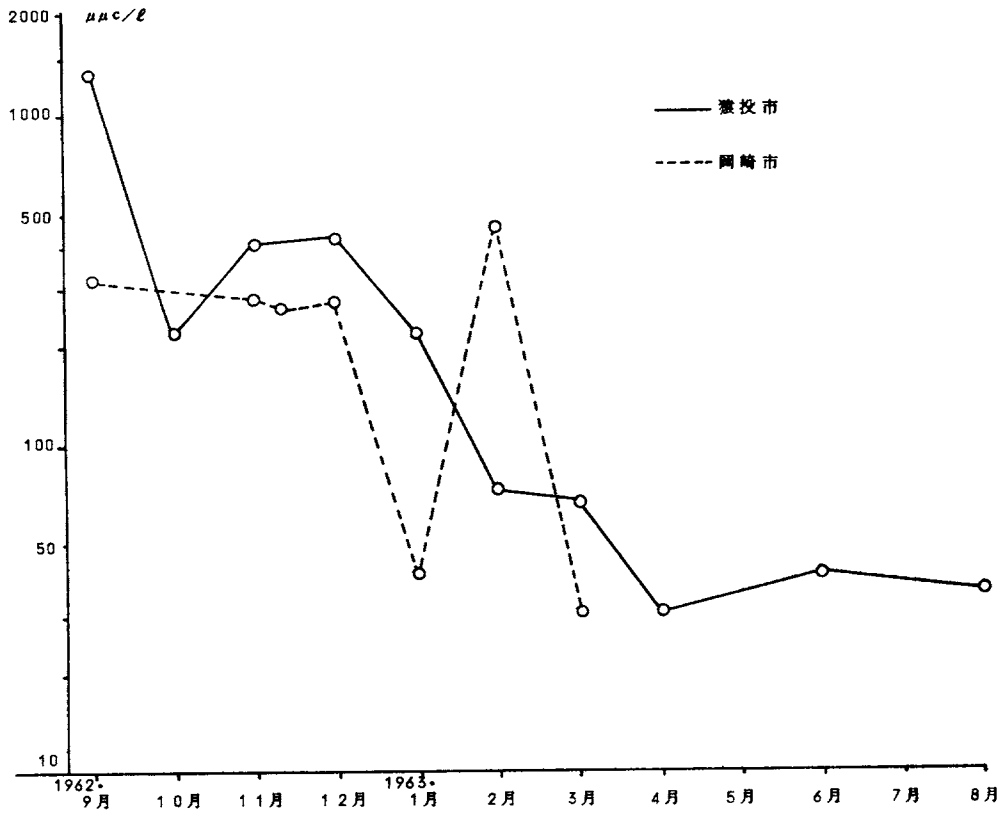


表 XII 伊勢湾内定点における海水等の放射能

種 類 定 点	海 水 ($\mu\text{c}/\ell$)				海 底 沈 積 物 ($\mu\text{c}/\text{乾泥}100\text{g}$)			プ ラ ン ク ト ン ($\mu\text{c}/\text{灰分}500\text{mg}$)	
	海 底 水			表 面 水					
	1961	1962	1963		1961	1962	1963	1962	1963
I 四日市港口	4.0 ± 5.0	13.7 ± 8.0	0.4 ± 3.5	7.1 ± 3.9	170 ± 130	396 ± 200	780 ± 100	127 ± 60	93 ± 940
II 名古屋港口	4.0 ± 5.0	6.7 ± 3.7	12.6 ± 4.0	10.3 ± 3.9	-10 ± 120	905 ± 74	780 ± 130	140 ± 160	36 ± 36
III 知多沖	3.0 ± 5.0	9.6 ± 3.6	1.0 ± 3.5	2.1 ± 3.5	270 ± 130	473 ± 98	440 ± 220	90 ± 240	400 ± 90
IV 大野沖	4.0 ± 5.0	2.0 ± 3.3	2.1 ± 3.5	8.4 ± 3.8	110 ± 130	277 ± 82	650 ± 50	110 ± 140	60 ± 60
V 小鈴谷沖	-1.0 ± 5.0	1.3 ± 3.3	1.8 ± 3.6	2.8 ± 3.5	330 ± 130	419 ± 76	480 ± 50	-90 ± 280	405 ± 120
VI 野間沖	4.0 ± 5.0	3.0 ± 3.3	5.1 ± 3.8	4.9 ± 3.9	340 ± 130	607 ± 80	600 ± 50	-70 ± 310	175 ± 290
VII 伊良湖水道			2.0 ± 3.4	7.9 ± 3.9			2180 ± 210		370 ± 90

表 XIII 空間線量並びに牧草、土壌の放射能

試料採取 測定地点	月別 区分	6月				7月				8月			
		空間 線量 $\mu\text{r}/\text{hr}$	牧草 $\mu\mu\text{c}/\text{生}1\text{g}$	土 壤		空間 線量 $\mu\text{r}/\text{hr}$	牧草 $\mu\mu\text{c}/\text{生}1\text{g}$	土 壤		空間 線量 $\mu\text{r}/\text{hr}$	牧草 $\mu\mu\text{c}/\text{生}1\text{g}$	土 壤	
				裸地	草地			裸地	草地			裸地	草地
				$\mu\mu\text{c}/\text{乾}1\text{g}$				$\mu\mu\text{c}/\text{乾}1\text{g}$				$\mu\mu\text{c}/\text{乾}1\text{g}$	
名古屋市 愛知県衛生研究所	19.1				17.3				16.3				
渥美郡赤羽根町 渥美農場	21.0								16.4				
西加茂郡藤岡村 愛知牧場	23.5	47.9	13.6	16.8					26.6	8.8	10.3	12.8	
西加茂郡猿投町 猿投農林高校	15.0	62.2	7.9	9.0					17.6	28.1	12.9	6.6	
江南市 滝実業高校					22.7			5.4					
小牧市 酪農組合放牧場					16.3	26.0	7.8	3.2					
北設楽郡設楽町 名大草地研究所					15.6								
北設楽郡豊根村 愛知県山岳種畜場									18.4				

大阪府下における放射能調査

大阪府立公衆衛生研究所 代表者 大志野 章
大志野 章、沖 岩 四 郎
吉 田 幸 子、末 中 時 子
林 智、林 美代子
舟 瀬 健 三

大阪府下における環境汚染の調査成績を、主として37年10月より38年9月迄の分について報告する。特に断わらない限り全ベータ線測定である。

1. 全 降 下 物

円形表面積 1000 cm^2 、深さ約 45 cm のステンレス製水盤に 2ℓ の水を張った容器（途中で、必要があれば水を追加し、容器の乾燥を防いでいる）に受けた雨水及び降下媒塵中の放射能の測定結果を第1図に示す。これは、大体10日目毎に採取し、1日あたりの平均値にならした値 ($\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$) で表わされている。11月に最高値を示し、以後減少していたが3月—6月にかけて放射能の増加が見られ、いわゆる spring maximum の傾向を示しているようである。最近の数ヶ月は特に著しい放射能値は見られていない。

2. 塵 埃

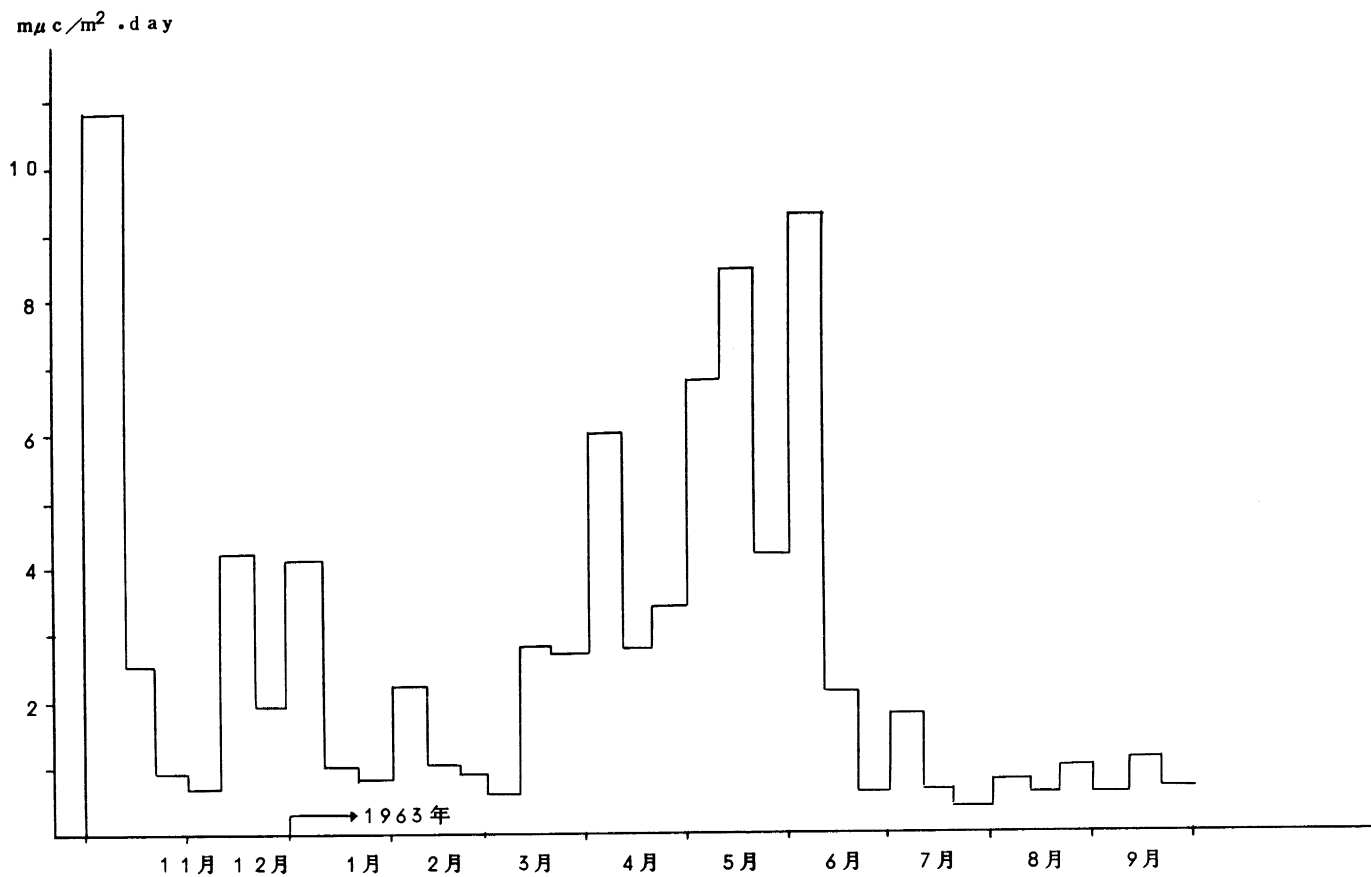
日本無線製平行板型電気集塵器で6時間以上 (1080 m^3 以上) 吸引採取した浮遊塵中の放射能を第2図に示す。採取地点は当研究所観測室、地上約 15 m である。又 100 KeV 以上の全ガンマ線放射能についても測定を行なったが、全ベータ線測定と傾向がよく一致しており、ここにはデータは示さない。浮遊塵については、全降下物程にはっきりとした spring maximum が示されていないけれども、最近の放射能減少の傾向は全降下物のそれとよく一致している。又浮遊塵および全降下物について、それぞれガンマ線スペクトロメータによる分析を行なっているが最近の試料でも、わずかながら ^{90}Zr — ^{90}Nb のピークが認められる。

3. 空間線量率

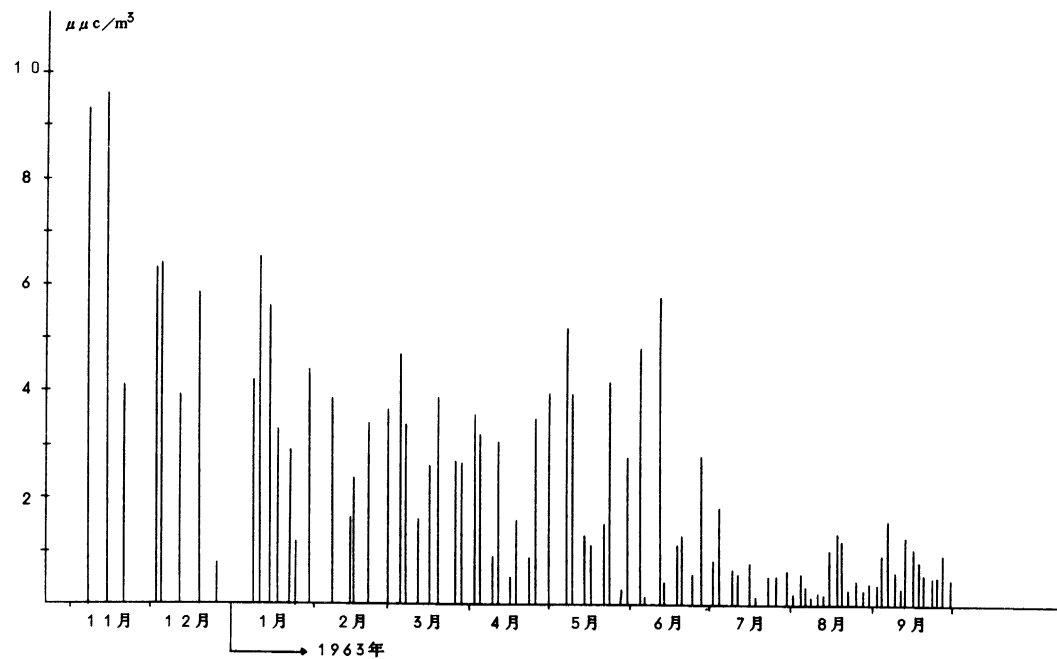
日本無線製シンチレーション・サーベーターで測定した府下数ヶ所の空間線量率は38年6月以降 $1.04\sim 5.2\mu\text{r}/\text{hr}$ の値を示しており、特に著しい変化は認められていない。又当研究所屋上に設置した Electronic Instruments 社製ガンマグラフによる結果も、おおむねサーベーターで得た値と同様の傾向を示し、安定した動きを示している。

4. 河川水

大和川および淀川原水について、期間中数例の測定しか行なっていないが、大和川では 3.44 ± 3.8 (37年10月) $\sim 12.7 \pm 1.0\mu\text{c}/\ell$ (38年8月)、淀川原水では 3.19 ± 3.2 (37年10月) $\sim 10.7 \pm 1.7$ (38年8月) の値が得られた。



第 1 図 全降下物放射能



第2図 浮遊塵放射能

5. 上水道

淀川を原水とする蛇口水について測定を行なったが特に高い放射能は検出されていない。得られた値の範囲は、 8.3 ± 2.7 (37年12月) $\sim 1.6 \pm 2.7 \mu\text{C}/\ell$ (37年10月) である。

6. 下 水

大阪市津守下水処理場の下水について、測定を行なったが、 2.1 ± 3 (37年12月) $\sim 4.6 \pm 0.8 \mu\text{C}/\ell$ (38年1月) の値が得られている。又38年6月と8月に、大阪市中浜下水処理場の下水についても測定を行なったが、それぞれの時期において、津守と中浜の値はよく一致している。

7. 土 壤

大阪市池田園芸高校の土壌について測定を行なった。37年4月から38年3月迄、 $(2.58 \times 3.1) \times 10^{-3}$ (37年5月) $\sim (13.9 \pm 2.8) \times 10^{-3} \mu\text{C}/\text{灰分} 500\text{mg}$ (37年6月) の値が得られた。

8. 農 作 物

池田市府立園芸高校および南河内郡黒山農芸高校で採取した農作物について測定を行なったが、12月の大根葉が $6.449.7 \pm 9.57 \mu\text{C}/500\text{mg}$ 灰分と非常に高い値を示し、又2月のキャベツ外葉が $128.3 \pm 5.4 \mu\text{C}/500\text{mg}$ 灰分を示した他は、 $100 \mu\text{C}$ を起すものは得られていない。又上記キャベツの内葉は $17 \mu\text{C}$ で外葉に比べ、かなり低い値を示している。又米、大豆等についても調査を行なったが、放射能は検出されなかった。

9. 牛 乳

原乳については、最高37年10月の $10.4 \pm 4.6 \mu\text{C}/\text{灰分} 500\text{mg}$ の値が得られ、全般的に高い放射能は検出されていない。

10. 魚 介 類

37年11月と38年3月に大阪湾の魚介類について測定を行なった。いずれも高い放射能は検出されなかった。又“かれい”“うおぜ”について、肉、背骨、雑物と分けて測定を行なったが、背骨がやや高い傾向を示した。

11. 結 び

この測定期間中、11月及び6月頃比較的高い放射能降下をみたが、7月以降減少して、~~15~~ 平常の状態に入ってきている。放射能汚染も農作物に高い一例をみただけで、あとは特に高い放射能は検出されなかった。

環境放射能の全ベータ線測定

大阪府立公衆衛生研究所 沖 岩四郎

当研究所で今迄に得られた全ベータ線測定に関する資料から若干のものを整理して発表し、全ベ

ータ線測定による調査の可能性およびその限界について言及する。それに基づいて、現在地方衛生研究所で行なわれている全ベータ線測定に関し、部分核停条約の結ばれた現状において、今後どのように考え、どのような態度で調査を行なっていったらよいか、という私見を述べ、問題を提起したい。

I 緊 急 時

雨および塵埃に放射能増加が認められた場合、それがいろいろな測定対象にどのように影響するかを知ることは非常に大切なことと思う。それについて、従来得られたデータを基にして考察してみたい。

a) 陸 水 関 係

雨水→河川水→飲料水の関係について考察すると、比較的早く、雨の放射能が河川水に現われ、又飲料水にも早く現われるようである。又大阪府下の大和川、淀川について比べてみると大和川の方が、影響が顕著に現われる傾向を示し、河川の状態（河川源にプールがあるかないか等）によって差のあることが指摘される。又上水処理場の汜過効果については、余り期待を寄せない方が無難である。（但し原水の放射能増加が蛇口水には余り現われないというデータもあり、汜過条件等によって差があることが考えられる。）ともあれ、雨に放射能増加をみた場合、河川原水を通じて飲料水にも比較的速かに、放射能が現われると考えておいた方が無難であろう。

b) 食 品 関 係

農作物についていえば、Fall-out rate がきいている場合、大根菜、ホーレン草等に高い放射能が検出されているので、雨に放射能増加をみた場合は、まずそれらについてチェックすることが必要であろう。又白菜キャベツ等は外葉に高い放射能が検出された場合でも、内葉の放射能は低く保たれている。

又牛乳については特に高い放射能は検出されていない。

II 平 常 時

以上乏しい資料から、やゝ荒い考察を行なったが、このような考察をもっと充分におこなったならば、平常時の測定対象をもっと合理的に選ぶことが出来るのではないだろうか。

今後当分の間、特に高い放射性降下物をみないことが想像されるので、総花的にあれもこれもと測定するのは無意味で、放射能汚染の担手である雨、塵埃に測定をしばってよいのではないだろうか。そして、雨、塵埃の測定法を簡素化し、連続自動測定の方法を開発してほしいものだと思う。しかし、もしFall out の場合をみた場合、どのような対象を、どのように測定するかということを確立しておく必要がある。

III 全ベータ線測定の占める役割

全ベータ線測定による放射能汚染は、比較的容易に又、比較的速かに汚染を検出できるという特色をもっている。しかし精度の点を考えると、核種分析等の方法に及ばない。従って、全ベ-

タ線測定はR.I.使用施設等で汚染の有無をチェックする。いわゆるサーペーとしての役割を担っているといえるだろう。それ故、平常時においては、汚染の有無をチェックすることにその役割を割切った方がよいと思う。そうすれば、例えば測定値10cpm以下ならば、“基準量以下”とか“特に汚染を認めず”という定性的な表現により、繁雑な事後計算の省略を認め、地方衛生研究所の労力軽減も可能であると思う。

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

1962年4月より、1963年3月までの間に、当所において観測した各種試料の放射能測定結果の概要を報告する。

1. 試料

この期間内に採取、処理して放射能を測定した試料の種類ならびに検体数は、次のとおりで、合計295検体に上り、別に25検体の試料を採取、処理して、放医研、又は分析化学研究所に送付した。

a 上水	100	b 井水	6
c 天水	10	d 雨水	112
e 穀類 2種	6	f 野菜 8種	26
g 果実 1種	2	h 茶	12
i 牛乳	8	j 魚介 4種	13

2. 測定方法

測定機器として、神戸工業製SA-5A型計数装置、及び同社製132-A型計数管を使用し、試料の調製及び測定方法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の方法(1957)に準拠した。

3. 測定結果

各試料別に測定成績の最高ならびに最低値を前年度と比較すれば次表のとおりである。

雨水の放射能は、本年度を通じて、1961年秋に観測されたような急激な増大は見られなかったが、前年度と比較すれば可成り高い放射能レベルを示しているのが注目され、陸水への影響も相当顕著にうかがわれた。

一方各種食品の放射能には、左程明らかな変化乃至影響は現れていない様に思われるが、食品全般を通じての放射能レベルは、逐年僅か乍ら上昇の傾向を示している。

単 位	cpm / ℓ									
種 別	上 水		井 水		天 水		雨 水		穀 類	
年 次	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低
1961.4) 1962.3	10.8 ±1.0 11月8日 蹴上浄水場	0.0 ±0.9 8月8日 蹴上浄水場	1.1 ±0.9 1月29日 京都市西院	0.3 ±0.9 3月20日 京都市西院	6.2 ±1.0 2月24日 経ヶ岬灯台	2.8 ±0.9 12月16日 経ヶ岬灯台	42,748.0 ±120.0 11月9日 府 衛 研	0 ±0.9 6月10日 府 衛 研	5.5 ±1.3 11月25日 水 稻	0.1 ±1.8 7月18日 小 麦
1962.4) 1963.3	117.0 ±1.1 2月27日 舞鶴市上水道	-2.0 ±1.0 9月13日 京 北 町 簡易水道	88.0 ±11.0 1月22日 京都市下鴨	1.3 ±0.9 10月9日 京都市下鴨	290.0 ±13.0 2月15日 経ヶ岬灯台	6.8 ±1.2 12月6日 経ヶ岬灯台	7,303.0 ±50.0 3月29日 府 衛 研	20.1 ±9.0 3月10日 府 衛 研	9.8 ±1.5 2月14日 水 稻	0.4 ±1.4 11月28日 小 麦
単 位	cpm / 灰分500mg									
種 別	野 菜		果 実		茶		牛 乳		魚 介	
年 次	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低
1961.4) 1962.3	62.2 ±2.0 2月14日 大 根	0.1 ±1.2 5月15日 ほうれん草	0.3 ±1.5 9月30日 な し	-2.1 ±1.7 9月25日 な し	32.7 ±1.9 6月10日 宇 治 市	0.7 ±1.6 6月28日 宇 治 市	41.3 ±1.8 2月10日 京 都 市	-1.0 ±1.2 9月7日 京 都 市	5.6 ±1.0 9月6日 し じ み	-0.8 ±1.0 8月23日 ふ な
1962.4) 1963.3	14.9 ±1.4 1月8日 にんじん	0.2 ±1.4 10月17日 ほうれん草	13.6 ±1.5 7月16日 も も	9.7 ±1.4 8月27日 も も	25.8 ±2.1 6月18日 宇 治 市	5.6 ±1.0 8月23日 和 東 町	3.2 ±1.6 11月15日 京 都 市	0.1 ±1.5 9月27日 福知山市	10.6 ±1.1 7月17日 ふ な	0.2 ±1.4 9月13日 ふ な

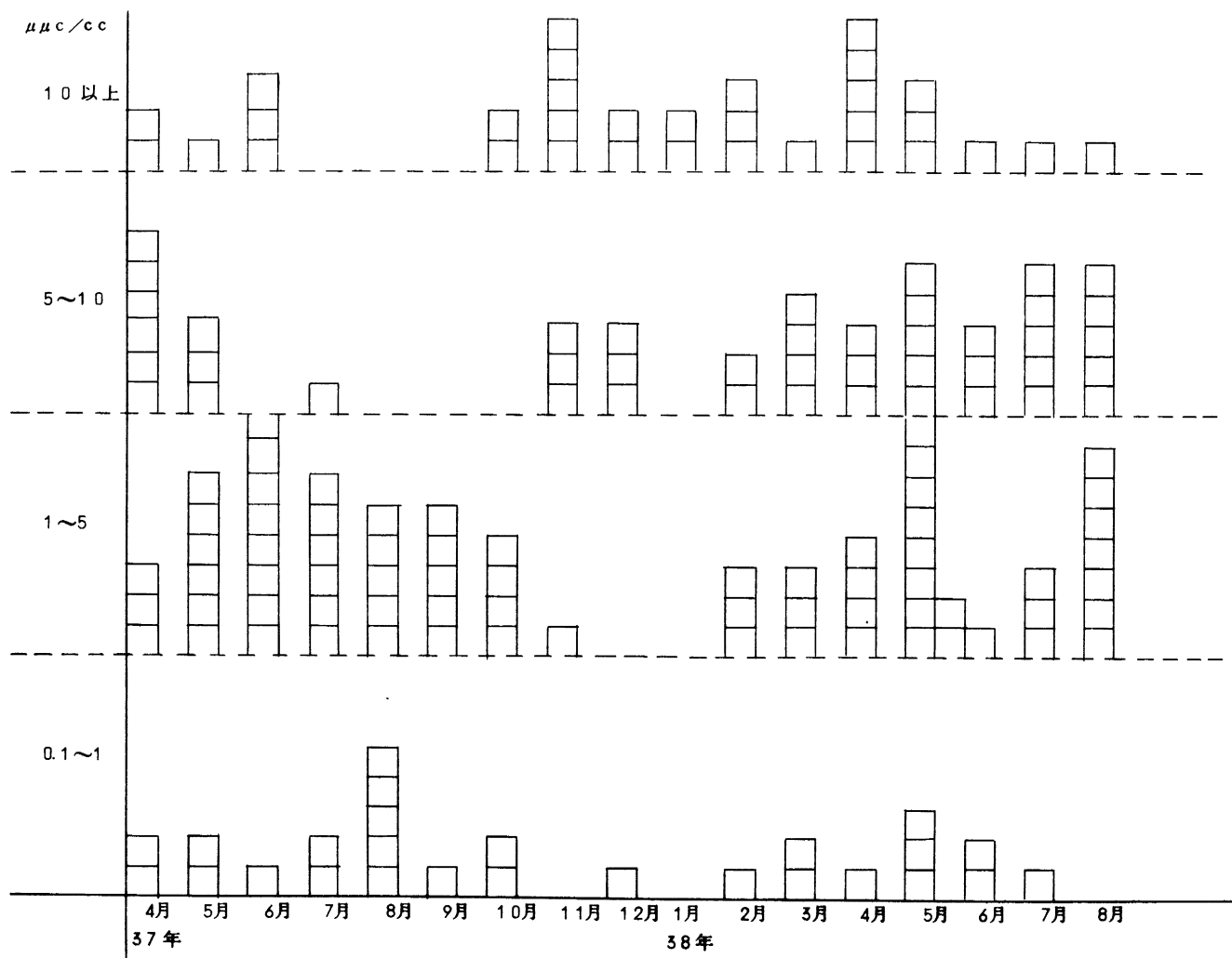


図 1 雨水の全放射能濃度別出現頻度図

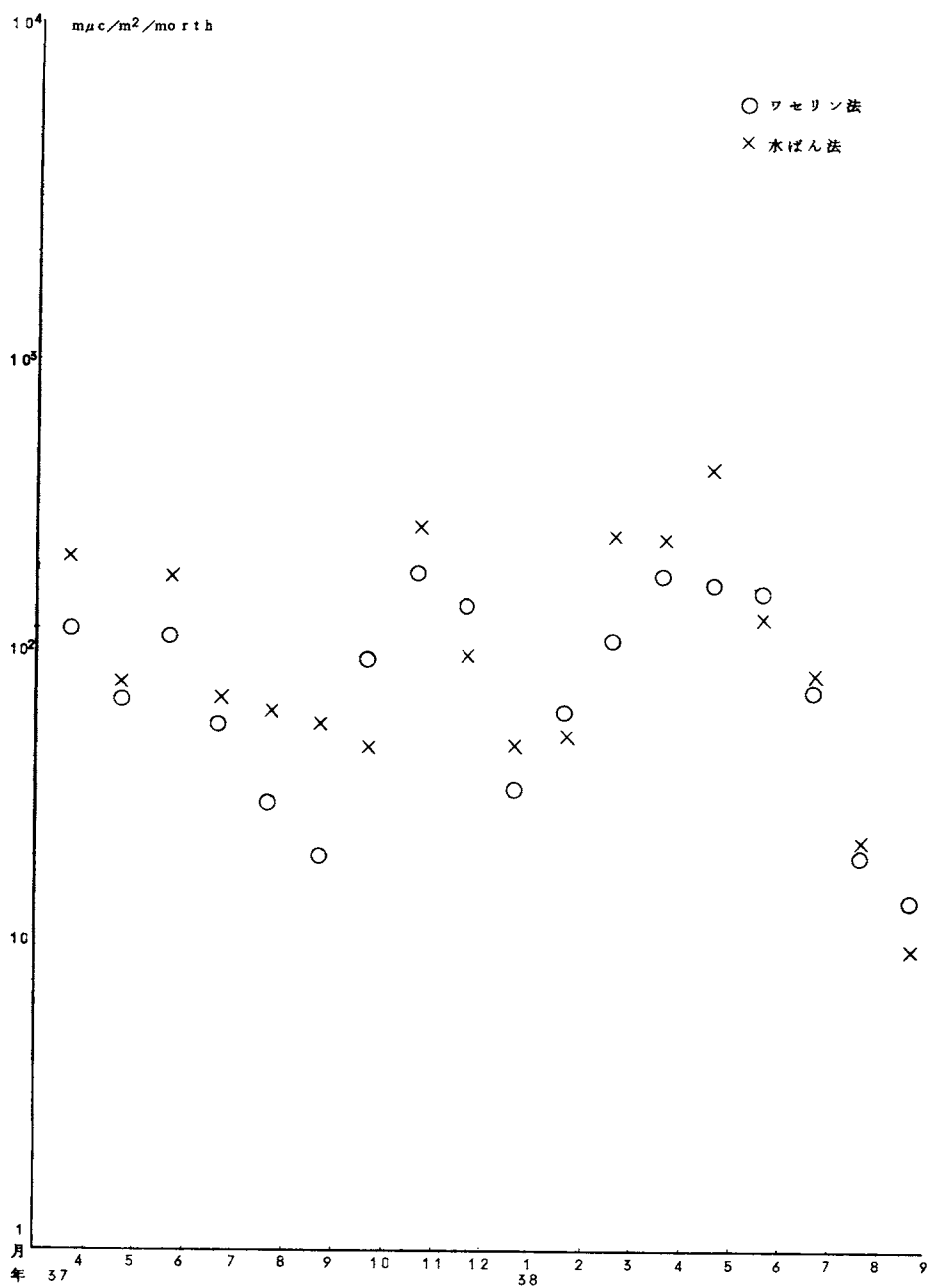


図 2 落下塵中の全放射能

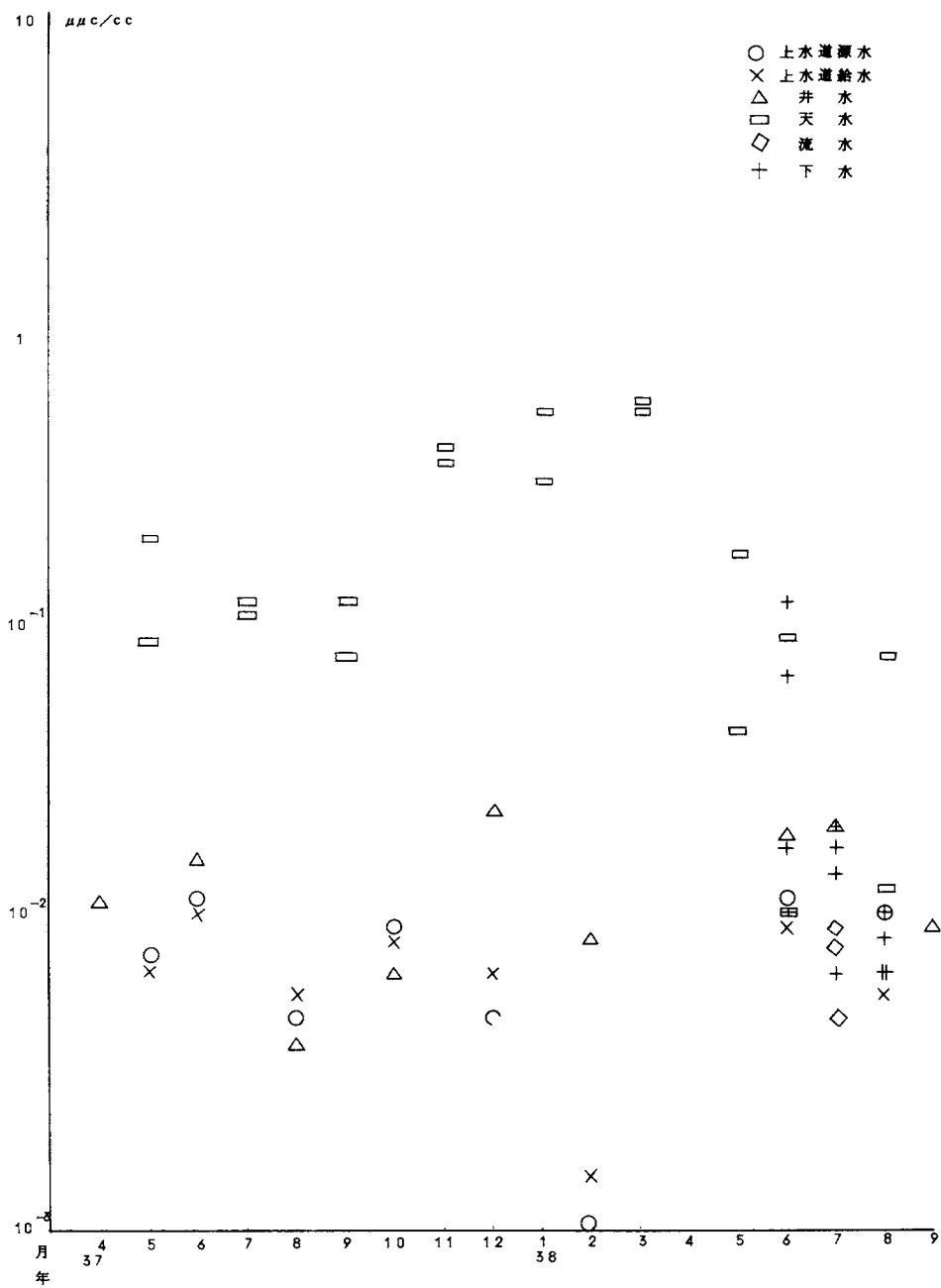


図 3 陸水の全放射能

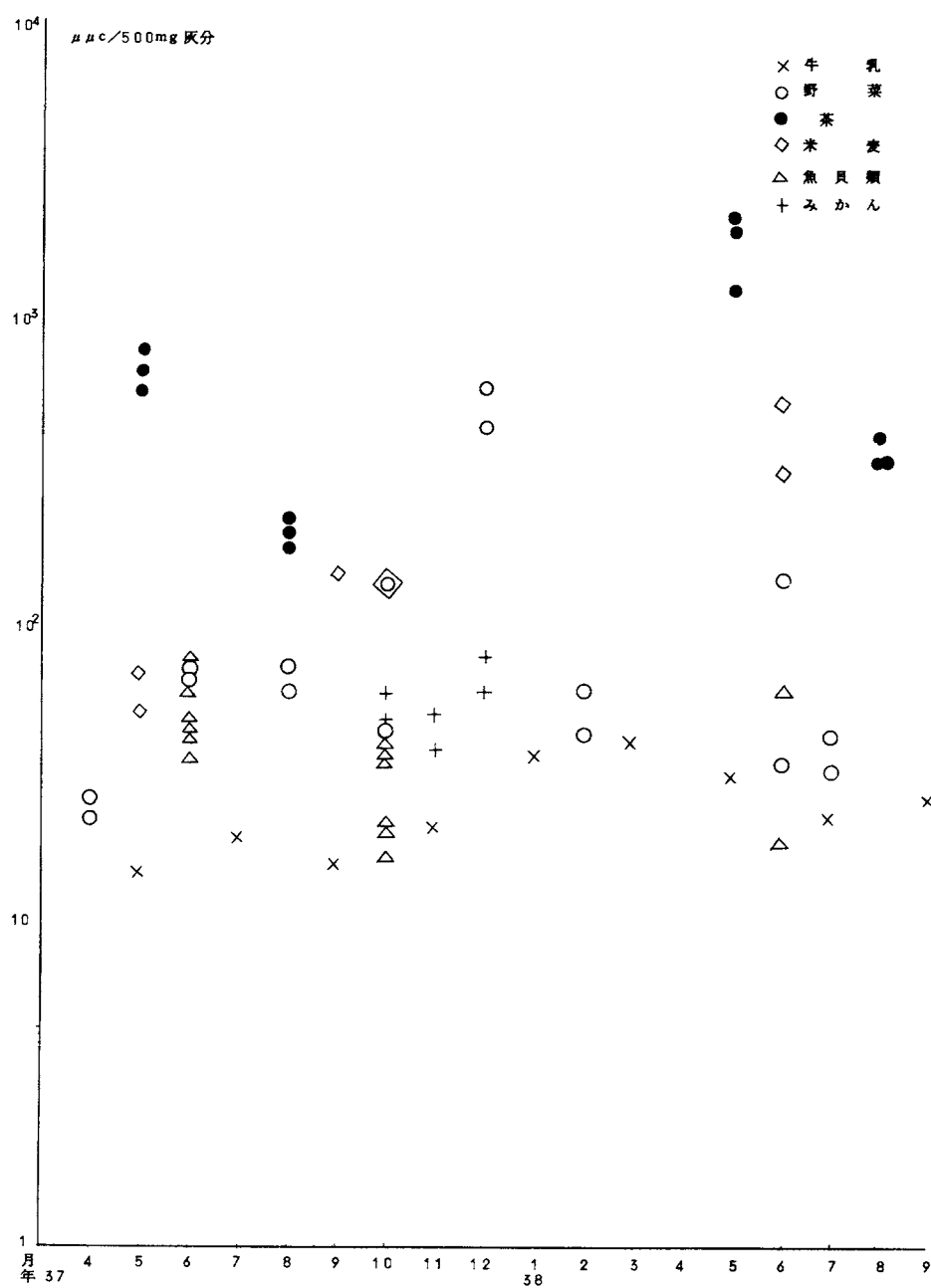


図 4 食品の全放射能

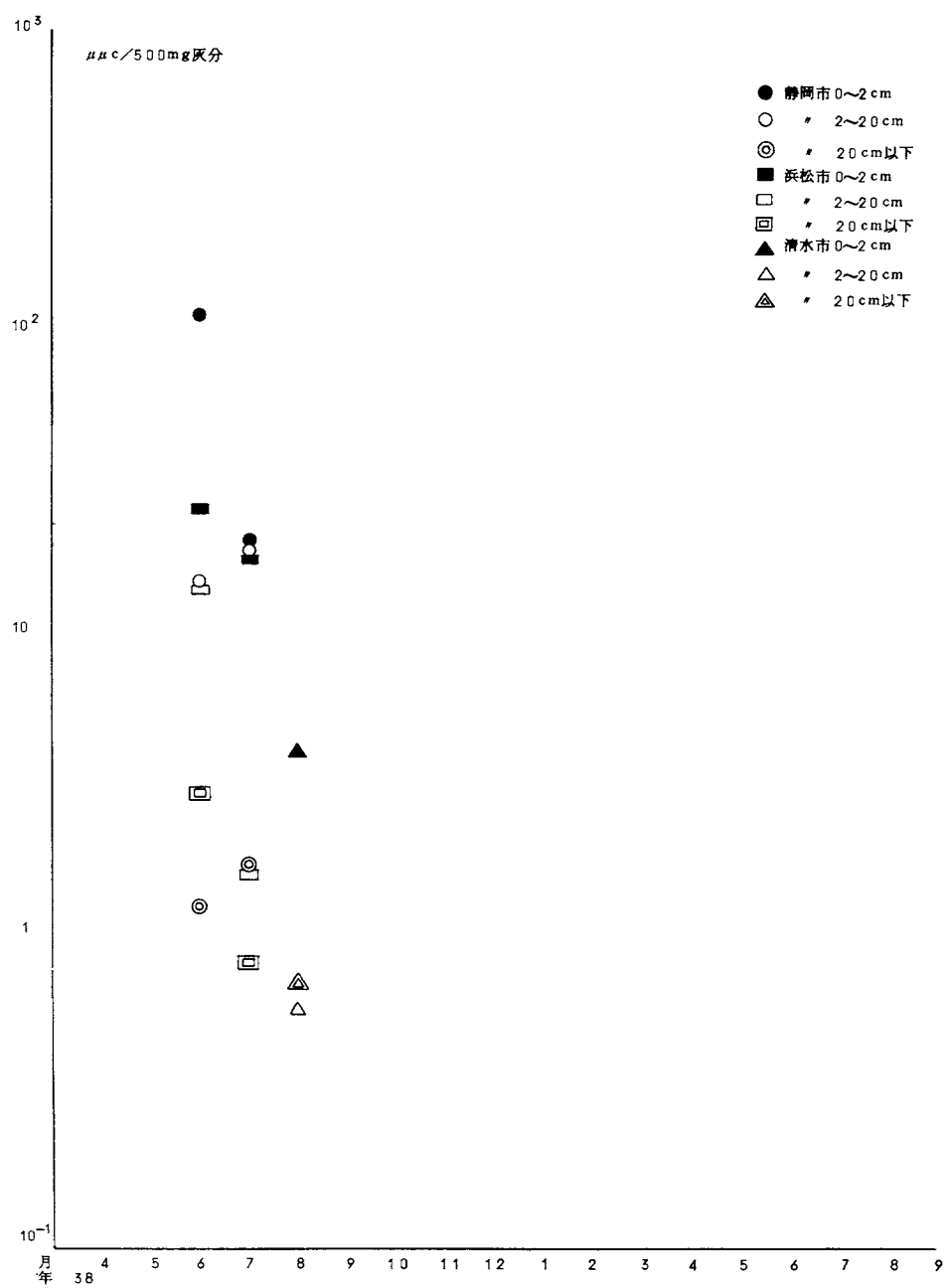


図 5 土壤の全放射能

4. 調 査 結 果

以下に調査結果について示す。図 1 には、雨水（定量採取）の濃度別出現頻度を図 2 には落下塵の月別積算値（減衰を考慮していない。）を示した。図 3 に陸水、図 4 に食品、図 5 に土壌の月別変化を示した。

5. 考 察

落下塵については $10 \sim 10^3 \mu\text{c}/\text{m}^2/\text{month}$ であり、月別には 3 年春季にその増加がみられる。陸水については、天水 $10^{-2} \sim 1 \mu\text{c}/\text{cc}$ 、上水、井水、流水 $10^{-3} \sim 10^{-1} \mu\text{c}/\text{cc}$ 下水 $10^{-3} \sim 1 \mu\text{c}/\text{cc}$ を示し、天水は 1 桁高い値を示している。食品については茶 $10^2 \sim 10^4 \mu\text{c}/500\text{mg}$ 灰分、野菜、米麦 $10 \sim 10^3 \mu\text{c}/500\text{mg}$ 灰分、牛乳、果実、魚貝類 $10 \sim 10^2 \mu\text{c}/500\text{mg}$ 灰分、の値を示しているが、本年になって特に茶、米麦がその値を増加した事が注目される。

兵庫県における放射能調査

兵庫県衛生研究所

大 城 俊 彦、 飯 田 敏 行

新 谷 幸 三

昨年の第 4 回発表会に引続き、当所の測定による放射能の推移の概要は次のとおりである。

1. 降水について（表 1、表 2）

昨年（37 年）7 月より本年 6 月まで、1 カ年の推移は表 1 のとおりである。すなわち、核実験の停止により 9 月までは減少してきた。しかし、実験の再開のため 10 月頃よりまた増えはじめ、1 月には最大値 $13.33 \mu\text{c}/\text{ml}$ 、月間平均値 $6.15 \mu\text{c}/\text{ml}$ を示したが、その後は実験が行なわれないので漸減してきている。

なお、兵庫県の南部と北部（日本海側）を比較するため、神戸市及び豊岡市における測定成績を表 2 に示した。豊岡市においては 9～11 月の測定を欠くが、両者には著しい差異は見られない。

2. 落下塵について（図 1、表 3）

大型水盤法により、毎日 9 時から翌日 9 時までの落下塵（雨水、ちり）を測定した成績から、旬間平均を見ると図 1 のようである。水盤による月間降下量と、月間降水量を比較して見ると両者の推移はよく一致し、降水による影響の大きいことがある。

また、大気汚染の調査研究の目的で、県下 10 カ所の測定点においた Deposit gauge に捕集された降下ばい塵中の放射能の平均値を見ると表 3 のとおりで、12 月と 5 月にピークが見ら

れる。

3. 陸水及び食品について（図2、図3）

科学技術庁の委託をうけて昨年度（37年）に調査測定を行なったもののうちから、同一場所で引続いて試料を採取した陸水及び野菜（キャベツ）、牛乳（生乳）の推移を見ると図2及び図3のとおりである。何れも降水中の放射能の減少を見た7～9月頃が低値を示した。

なお、試料の採取場所は次のとおりである。

上水：神戸市水道局千粕貯水池及びその水系の水道水

井水：神戸市（衛生研究所内）

天水：(1) 神戸市、(2) 川西市

キャベツ：明石市（兵庫県農業試験場）

牛乳：37年3月まで明石市、以後は神戸市の牧場

表1 降水中の放射能の推移

（降水1mm以下の測定は除く）

年 月	測定回数	平 均 値 $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	最 大 値 $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	月間降下量 mc/Km^2	降水1mm当り 降 下 量 mc/Km^2
37年7月	10	0.67	2.99	36.38	0.183
8	4	0.30	1.08	1.67	0.142
9	3	0.28	0.54	3.91	0.283
10	7	2.00	7.33	61.50	1.000
11	7	0.72	1.57	34.16	0.600
12	5	3.05	9.15	153.7	2.033
38年1月	7	6.15	13.33	153.5	4.149
2	5	1.89	4.38	40.48	1.551
3	8	1.82	3.07	176.4	1.734
4	11	2.17	8.99	215.8	1.277
5	20	1.32	5.13	214.1	0.743
6	14	1.24	3.97	147.9	0.894

表2 降水中放射能の兵庫県南部（神戸市）と北部（豊岡市）の比較

年 月	神 戸 市			豊 岡 市		
	測定回数	平均値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	最大値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	測定回数	平均値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	最大値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$
37年3月	7	2.29	4.67	9	2.30	5.01
4	10	1.19	2.44	11	1.00	2.70
5	9	0.56	1.43	7	0.47	0.78
6	15	0.59	1.35	12	0.53	0.76
7	10	0.67	2.99	6	0.91	2.95
8	4	0.30	1.08	7	0.25	0.56
9	3	0.28	0.54	—	—	—
10	7	2.00	7.33	—	—	—
11	7	0.73	1.57	—	—	—
12	5	3.05	9.15	5	2.63	4.50
38年1月	7	6.15	13.33	—	—	—
2	5	1.89	4.38	12	2.90	4.99
3	8	1.82	3.07	13	2.36	4.86
4	11	2.17	8.99	10	0.79	1.22
5	20	1.32	5.13	14	0.48	1.28
6	14	1.24	1.42	14	0.92	2.70

表3 Deposit gauge捕集による降下ばい塵中の放射能の推移
(県下10カ所の測定点の平均)

	$\text{mc}/\text{Km}^2/\text{month}$		$\text{mc}/\text{Km}^2/\text{month}$
37年7月	25.93	38年1月	30.68
8月	6.53	2月	48.23
9月	13.59	3月	120.06
10月	29.45	4月	138.24
11月	75.46	5月	192.23
12月	111.24	6月	154.56

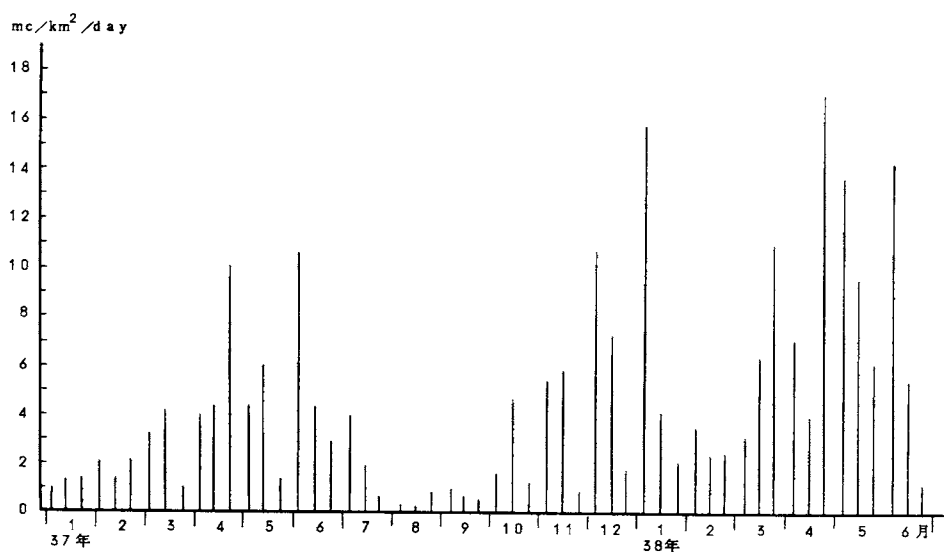


図1 大型水盤による雨水、ちり中の放射能の推移（旬間の平均値）

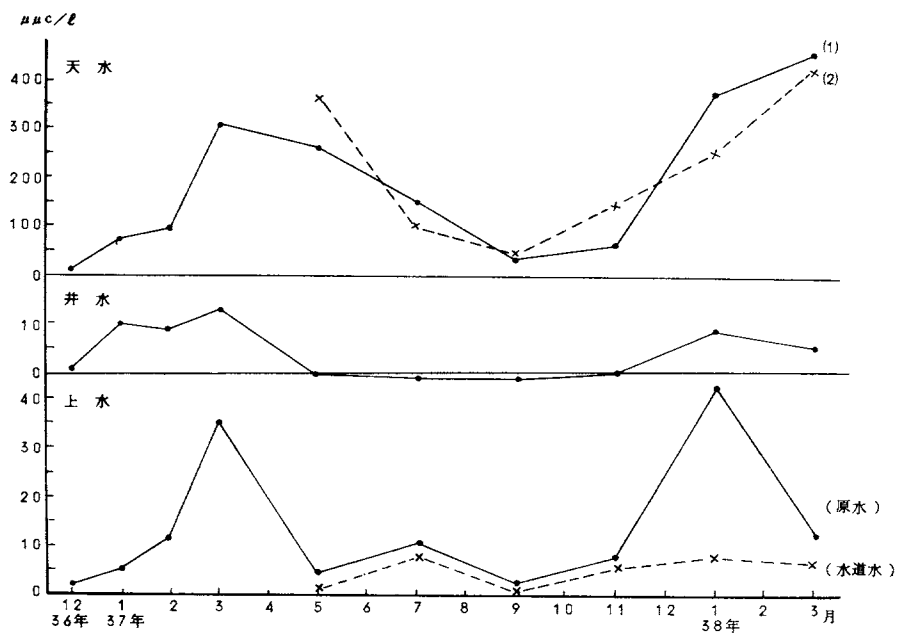


図2 陸水中の放射能の推移

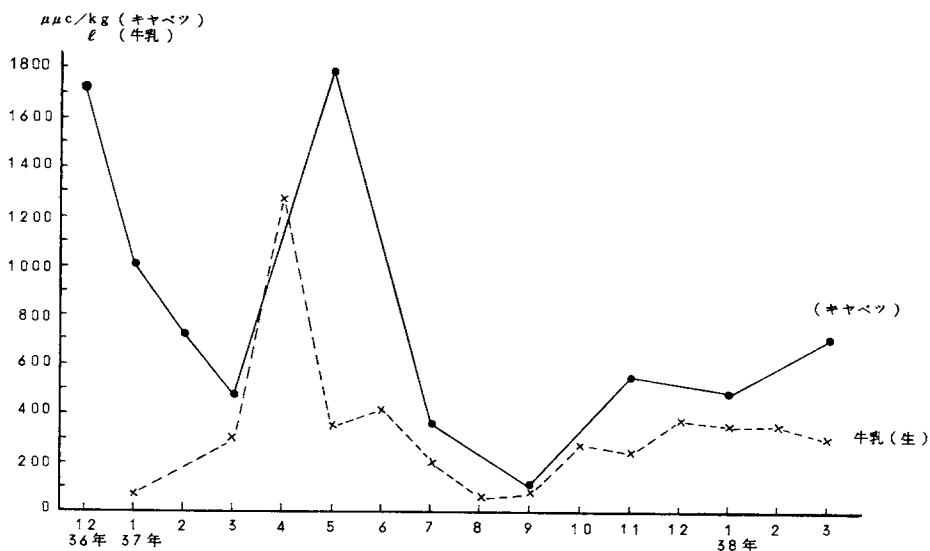


図 3 食品中の放射能の推移

鳥取県における放射能調査

鳥取県衛生研究所

宮 田 年 彦、吉 田 泰 代

浜 橋 久 恵

1962年度に陸水・各種食品及び土壌について実施した放射能測定調査成績の概要を報告する。試料の調製および測定方法はすべて「放射能測定法」(科学技術庁、放射能調査測定基準小委員会、1957)にしたがって行なった。

I 雨 水

当所構内において採取した雨水について定時観測を行なった。

放射能は、4月には $0.4 \sim 2 \mu\text{C}/\text{ml}$ であったが8月初旬頃を最低にして再び増加し、11月以降は $1 \sim 10 \mu\text{C}/\text{ml}$ となっていた。

II 陸 水

a 上水：地表水を原水とする上水系には11月以降わずかに放射能が認められたが、伏流水を

原水とするものには認められなかった。

- b 井水：3月に一度放射能が認められた井水があったが、他の測定時には認められなかった。
- c 河川水：県下の3大河川水について測定したが、11月から2月にかけてわずかに認められた程度で他の時期には認められなかった。

Ⅲ 河 川 沈 積 物

河川水採取個所の川底より河川水と同時に採取した試料につき測定した。

全試料に放射能を認めた。採取時期によりその値は変化しているが一定の傾向は認められなかった。

Ⅳ 食 品

a 植物性食品

穀類にはわずかであるが全試料に放射能を認めた。

果実には放射能はほとんど認められなかった。

野菜では全試料に放射能が認められ、9月頃に採取したものが最低値を示し、春及び秋に採取したものはその値が高かった。また、大根の場合は根に比して葉の部分に10～100倍位高い放射能が認められた。

b 動物性食品

牛乳には生乳、市乳とも放射能はほとんど認められなかった。

魚類には放射能はほとんど認められなかった。

貝類では、しじみについて測定したが全試料に高い放射能が認められた。

岡山県における放射能調査（昭和37年度）

岡山県衛生研究所（所長 北村直次）

山本隆志、吉村 広、大西 昇

三宅鷹子、広岡静子

昭和37年4月から、昭和38年3月まで、本県において実施した放射能調査の概要を報告する。試料の調製、測定は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会の「放射能測定法」（1957年）によった。測定器は、神戸工業製100進型GMカウンターを用いた。

1. 陸 水

(ア) 雨（雪）水。

4月26日、 $4,371\mu\text{c}/\ell$ 、5月4日、 $3,604\mu\text{c}/\ell$ の後は10月に入るまで比較的高い放射能は検出されなかった。10月中旬以後徐々に上昇し、11月26日 $9,944\mu\text{c}/\ell$ 、

1月21日には本年最高の $11,468\mu\text{mc}/\ell$ を検出した。1ヶ月間の積算雨(雪)水の放射能は4月、5月、6月の順に減少し、10月、11月は上昇した。12月、1月、2月は降雨ごとの放射能は高いが、雨(雪)量が少ないため月間の積算量は減少の傾向を示したが3月は放射能がやゝ高く、かつ降雨量が多いため本年度最高であった。

(イ) 上水、水道水、井水

これらの水は昨年度と同様フォールアウトの影響はほとんど認められなかった。

(ウ) 天水

本年度は前年度に引き続き、県南部3地点、北部1地点で採取した。放射能は雨水の増減と同じ傾向を示した。3月は最も高く、南部3地点は $147\mu\text{mc}/\ell$ 、 $273\mu\text{mc}/\ell$ 、 $290\mu\text{mc}/\ell$ 、北部地点は $209\mu\text{mc}/\ell$ であった。

(エ) 河川水、下水

河川水は本県の3大河川である吉井川、旭川、高梁川および人形峠附近の池河川を採取測定した。下水は昨年度と同じ地点(岡山市)である。池河川、下水は3月に $157\mu\text{mc}/\ell$ 、 $579\mu\text{mc}/\ell$ とやゝ高い放射能を検出したが、同時期における他の河川水は目立った放射能値を示していない。池河川は水量が少なく、かつ試料採取時期に気温が上昇し、積雪中の雪が融解したことも一因であろう。しかし下水については如何なる原因か不明である。

2. 食 品

(ア) 果実および穀類

果実は梨、桃の2種類、穀類は小麦、玄米について測定した。これらの試料の中で津山市産の小麦(早生坊主)1品目が他の穀類に比べやゝ高い $308.6\mu\text{mc}/\text{灰分}500\text{mg}$ を検出した以外は、ほとんど放射能汚染の影響は認められなかった。

(イ) 野 菜

葉菜はホーレン草、白菜、大根葉の3種類、根菜は馬鈴しょ、大根(根部)の2種類をそれぞれ県内数地点より採取測定した。根菜類の放射能汚染はほとんど認められなかったが、フォールアウトの影響を受けやすい葉菜類は本年度においてもホーレン草、白菜、大根葉は最高 $543.1\mu\text{mc}$ 、 $132.8\mu\text{mc}$ 、 $758.9\mu\text{mc}$ (何れも灰分 500mg 当り)と他の食品に比べやゝ高い放射能を示した。

(ウ) 魚貝類および牛乳

魚貝類はしじみ、いか、ふなの3品目、牛乳は主として原乳を試料として測定した。これらの試料は何れもフォールアウトの影響はほとんど認められなかった。

3. 其 の 他

乳牛飼料に用いられる牧草を隔月に採取し、かつ試料は乳牛に投与する状態で測定した。季節により牧草の種類は異なるが、一般に放射能汚染は葉菜類等よりさらに著しく、特に12月に採取したクローバーからは灰分 500mg 当り $2,453.6\mu\text{mc}$ を検出した。

福岡県の放射能調査

福岡県衛生研究所

森 本 昌 宏、 森 彬

昭和37年度に実施した放射能調査の概要は次のとおりである。4月から11月頃まで陸水、食品の放射能汚染度はかなり低い状態を保ってきたが、12月頃からいずれも増加の傾向を示した。

福岡地方の降雪雨中の放射能は37年12月下旬から38年1月にかけて増加し、しばしば13 $\mu\text{mc}/\text{cc}$ 以上を計測しているから、陸水、食品ともこれらの降雪雨の影響を受けたものである。

汚染は地上葉菜類について著しく、最高は1月に採取した大根葉部で約3,500 μmc /灰分500 mg を計測している。陸水に対する汚染は比較的緩慢で無視される程度であるが、37年12月頃から陸水の値の増加はかなりめだっており、2月には上水原水及び河川水に計数効率補正值として約80から96 μmc 程度の値を計測し、蛇口水にも約43 μmc を計測した。

陸水、地上葉菜類、土壌および食品の測定値を表1から表5に示した。また陸水と地上葉菜類の汚染推移を図1、2に示した。

表1 陸水の放射能(1962年4月～1963年3月)

(計数効率補正值)

種類 採水 年月	上水(原水)		蛇口	井水	川水	下水	天水	
	平尾	松崎	衛研	春吉小学校	那珂川	築地町	沖ノ島	背振
4	14.2±9.1	14.9±8.9	18.2±9.1		19.9±9.0	5.57±2.98		
5				11.8±9.0		3.66±1.68	6.01±9.9	
6	16.5±9.7	11.8±8.9	13.7±8.2		14.3±5.7	5.32±2.13		13.9±8.9
7				3.0±9.0		9.08±5.12		7.7±8.7
8	15.9±8.4	14.0±8.4	15.3±8.6		20.6±9.4	5.75±2.59		
9				27.9±8.9		2.51±2.03	48.1±8.7	6.7±8.6
10	30.8±8.9	16.1±8.5	10.4±8.6		0.0±0.0	1.91±8.8		
11				15.6±8.8		7.50±6.15	51.2±9.7	1.9±8.8
12	31.0±9.9	70.8±10.6	6.0±10.0		54.1±10.8	6.63±7.49	2.67±9.9	
1				29.8±8.9		2.68±1.4 0.166 mg/cc		47.7±9.9
2	8.1±1.0	9.60±9.9	42.6±8.9		8.22±9.9	5.66±1.13	7.9±9.9	
3				16.8±9.9		7.78±13.7	6.94±18 0.46(原水)	37.0±8.8

表 2 土 壤 の 放 射 能

採取月	部品	$\mu\mu\text{c}/500\text{mg}$	計数効率補正值	採取月	部品	$\mu\mu\text{c}/500\text{mg}$	計数効率補正值
4	上	113.3		10	上	133.6	
	中		26.2 ± 9.1		中		10.5 ± 8.6
	下		13.1 ± 9.1		下		41.6 ± 9.9
5	上	234.7		11	上	132.5	
	中		13.9 ± 9.0		中		24.6 ± 8.7
	下		18.8 ± 9.0		下		3.9 ± 8.8
6	上	146.4		12	上	173.9	
	中		26.5 ± 9.8		中		71.5 ± 10.0
	下		27.5 ± 9.8		下		49.7 ± 9.9
7	上	67.7		1	上	223.5	
	中		14.6 ± 8.8		中		31.8 ± 9.0
	下		3.9 ± 8.8		下		28.9 ± 9.0
8	上	72.3		2	上	111.7	
	中		13.5 ± 8.7		中		28.7 ± 8.9
	下		15.5 ± 8.7		下		29.7 ± 8.9
9	上	42.4		3	上	124.8	
	中		15.4 ± 8.7		中		21.8 ± 9.9
	下		15.1 ± 8.5		下		36.6 ± 8.9

表3 地上葉菜類の放射能(1962年4月~1963年3月)

〔 μC /灰分500mg(除K)〕

試料	採取月日	採取地	測定値		試料	採取月日	採取地	測定値	
			末洗	水洗				末洗	水洗
キャベツ	4.21	粕屋郡志免町	12.7	74.7	キャベツ	11.15	八女市	42.9	28.5
"	4.30	"	12.7	2.1	ホーレン草	11.27	粕屋郡志免町	39.3	29.2
"	5.9	"	22.4	6.1	"	11.29	八女市	15.1	14.3
"	5.15	八女市	21.6	37.9	キャベツ	11.27	粕屋郡志免町	35.0	23.9
"	5.25	粕屋郡志免町	27.6	27.3	"	11.29	八女市	55.0	38.1
"	5.30	八女市	22.2	13.9	ホーレン草	12.7	粕屋郡志免町	117.9	70.9
大根	6.7	粕屋郡志免町	26.2	15.7	"	12.7	八女市	117.7	20.2
"	6.23	"	12.2	43.3	"	12.15	粕屋郡志免町	58.1	23.7
"	7.9	"	38.2	24.2	"	12.20	八女市	28.0	16.1
"	7.28	"	58.0	80.4	大根	1.10	粕屋郡志免町	350.3	251.4
"	8.8	"	45.9	30.8	"	1.10	八女市	268.1	185.6
"	8.29	"	28.6	22.6	"	1.25	粕屋郡志免町	258.3	265.7
"	9.11	"	73.6	64.0	"	1.25	八女市	296.8	154.9
"	9.24	"	36.4	36.9	"	2.8	粕屋郡志免町	120.1	73.1
ホーレン草	10.9	"	22.4	46.4	"	2.9	八女市	267.0	229.1
"	10.22	"	72.8	35.9	"	2.22	粕屋郡志免町	225.5	187.8
"	11.8	"	36.7	24.8	白菜	2.22	八女市	64.7	44.6
"	11.15	八女市	65.1	75.1	大根	3.4	粕屋郡志免町		137.1
キャベツ	11.8	粕屋郡志免町	14.2	16.4	"	3.7	"		93.2

表 4 水産物の放射能

〔 μc /灰分 500mg (除 K_2)〕

品 名	採取月	採取個処	μc /灰分 500mg (除 K)	計数効率補正值
甲 い か	3 7. 6	豊 前 市	2 0.9	
や り い か	6	糸 島 郡	1 3.4	
ふ な	1 1	"	—	38.2 ± 9.6
"	1 1	大 川 市	—	17.4 ± 9.7
し ょ み	3 8. 2	市内多々良川	—	70.4 ± 9.9
"	2	市内室見川	5 1.8	

表 5 牛乳の放射能 (1962年5月～1963年3月)

(μc /灰 500mg)

採 取 月	採 取 個 処	原 乳	市 販 乳
5	粕屋郡古賀町青柳	8.1	7.6
7	"	25.4	24.2
8	"	20.0	14.1
11	"	42.2	9.9
1	"	3.7	26.5
3	"	11.6	20.2

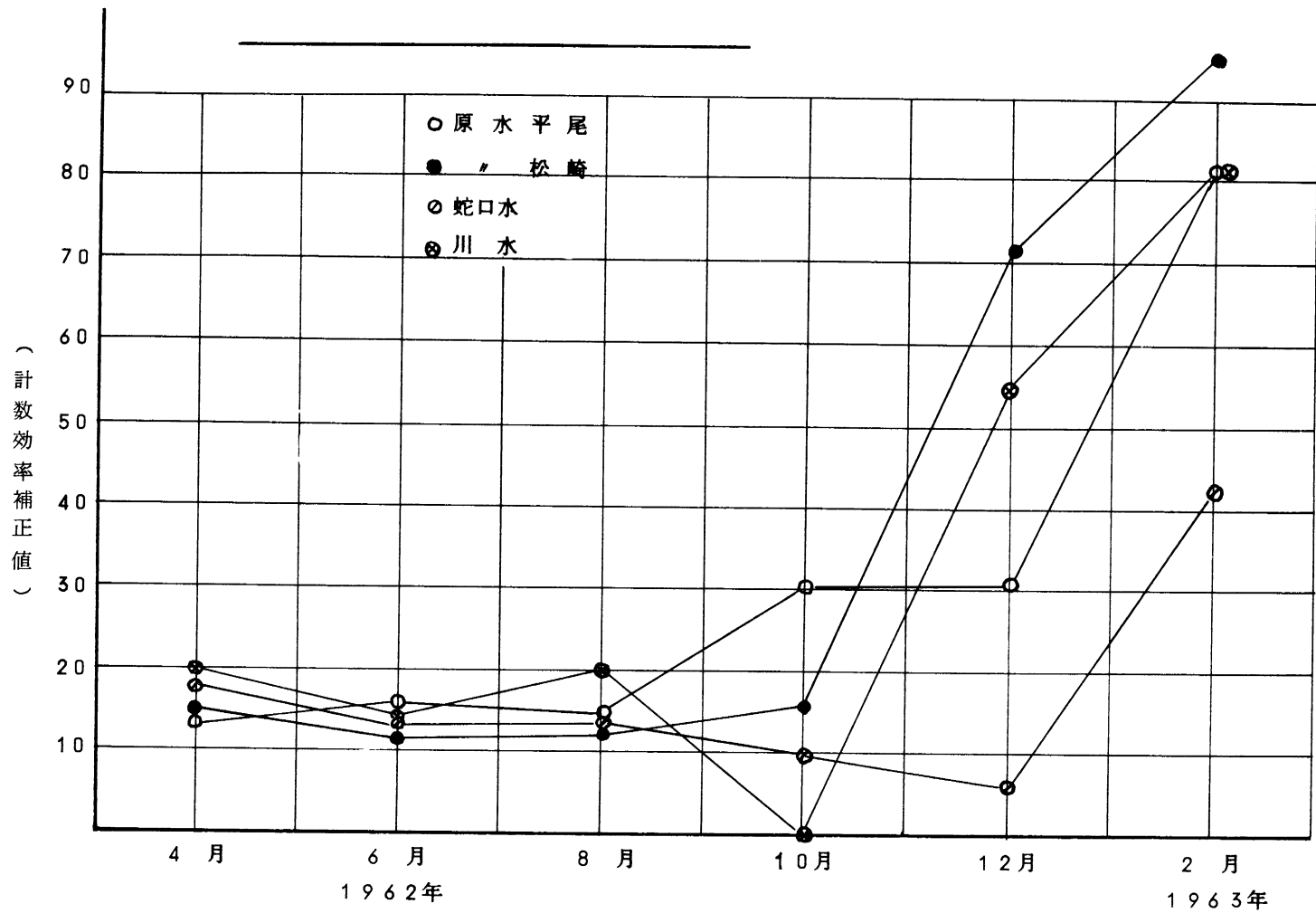


図1 陸水の放射能

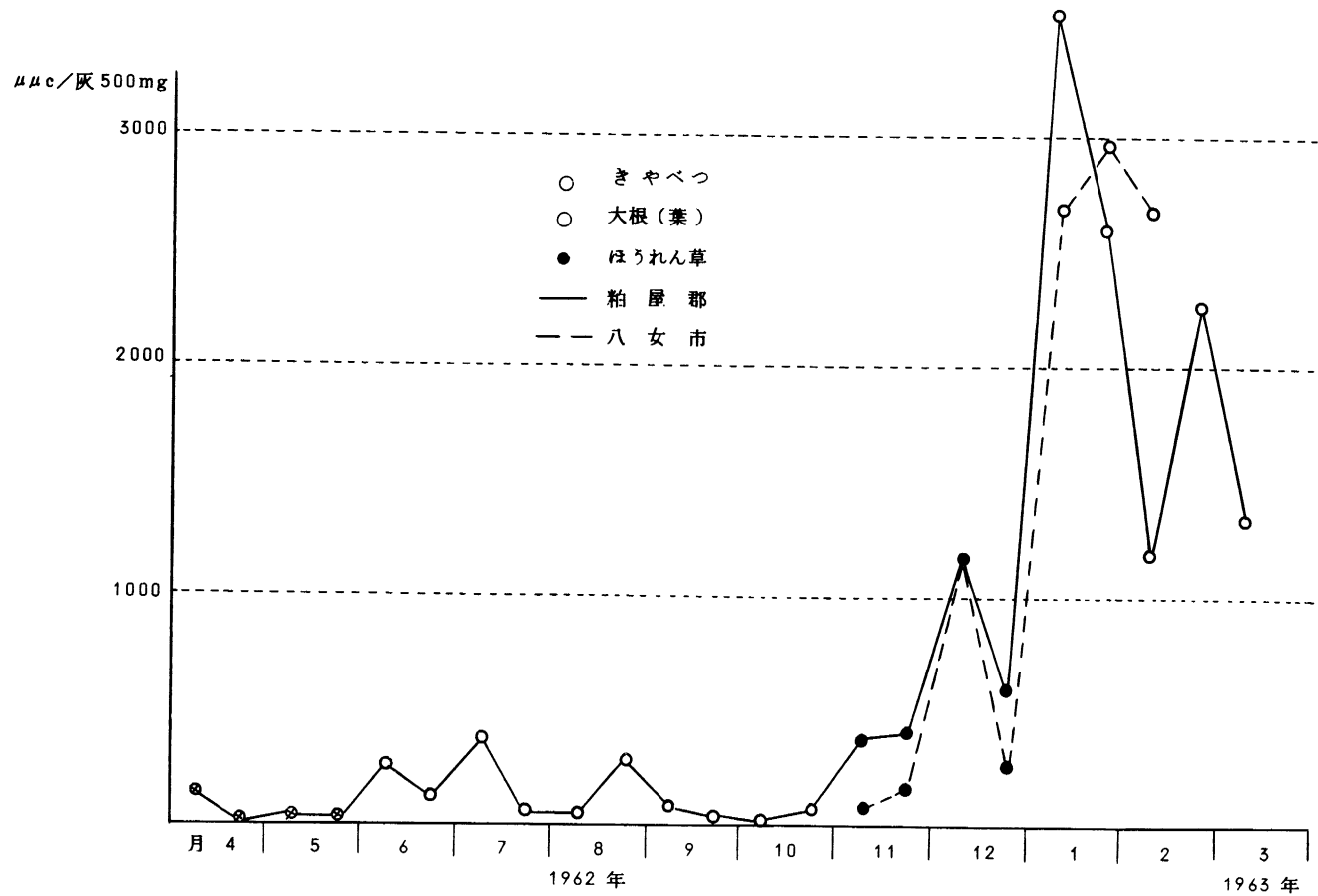


図2 地上葉菜類の放射能

米 および小麦中の Sr-90

農林省農業技術研究所

○小 平 潔、太 田 光 子

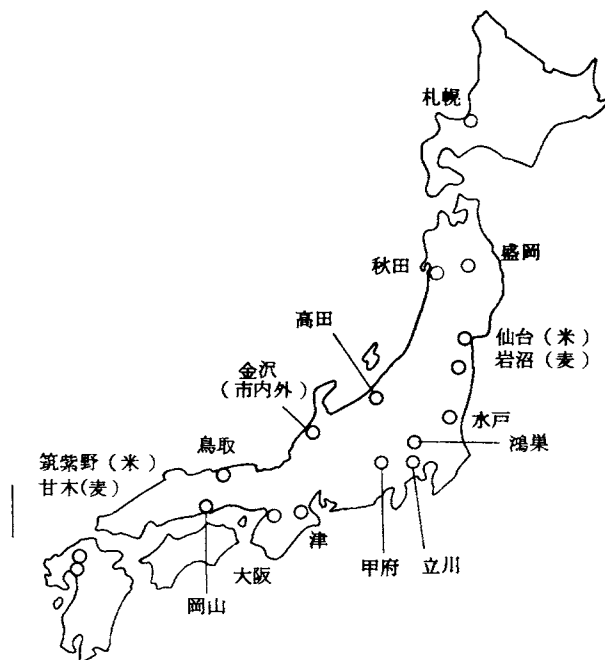
石 川 美佐子

例年どおり第1図に示す各農業試験場の米および小麦を対象とし、過去の保存試料をも含めて Sr-90 を測定して経年変化曲線を得た。

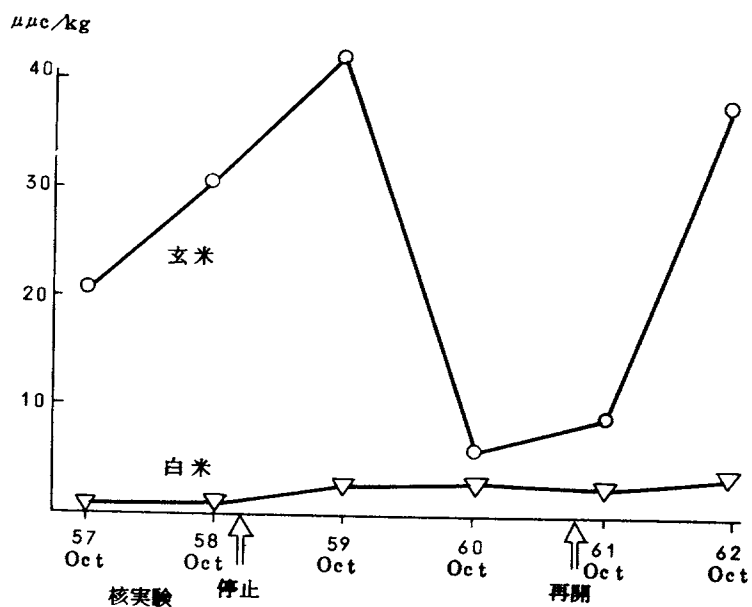
米については第2図のとおりである。白米の Sr-90 含量はいずれも1乃至数 $\mu\text{C}/\text{Kg}$ の範囲内で、年ごとの増減も地域差も殆んどなくてほぼ一定である。

しかし米はわが国農産物中生産量と消費量が圧倒的に多いので、Sr 汚染濃度は低くても監視を怠らないことが大切であろう。

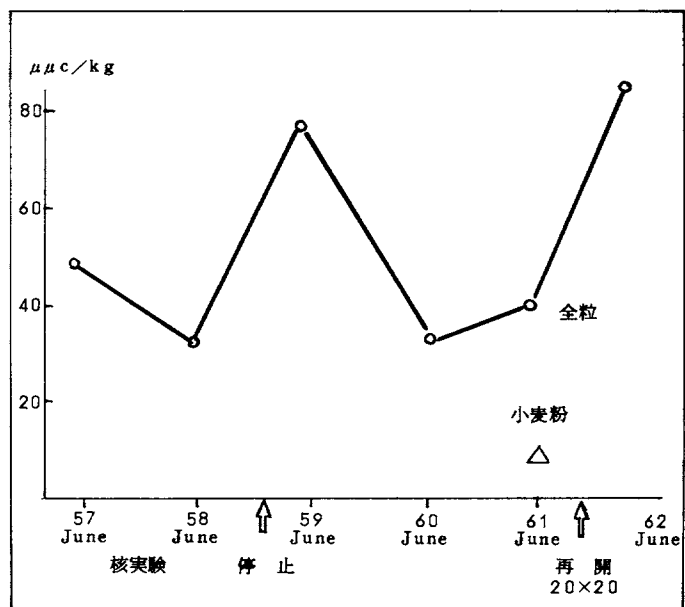
小麦については第3図のように、全粒の Sr-90 含量は1960-61 年を谷として62年に再び上昇している。61年産のものを食糧研究所に依頼して製粉し、小麦粉1Kg当り平均 $8\mu\text{C}$ Sr-90 (レンジ2-21) の値を得た。特に雪寒冷地で汚染が高いのではないかと見られるが、例数が少いため確認できず、今後の分析結果を待って詳しく検討したいと考える。



第1図 試料採取地点



第2図 米のSr-90含量の経年変化



第3図 小麦のSr-90含量の経年変化

土壌、米および小麦中のCs-137

農林省農業技術研究所

○小平 潔、津村 昭人

太田 光子

国立公衆衛生院

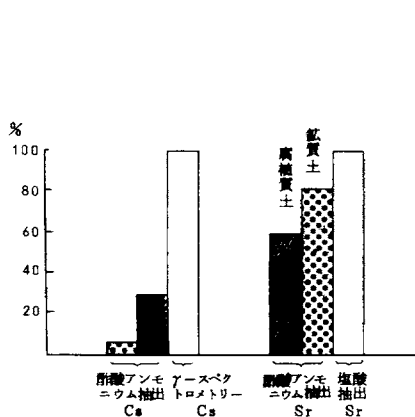
山 県 登

各農業試験場から採取した土壌、米および小麦中のCs-137の分析結果は次のとおりであった。

1961年採取の水田土壌の非破壊 γ スペクトロメトリーによる測定値は100~1000 $\mu\text{C}/\text{Kg}$ 程度、また硝酸アンモニウム抽出・放射化学分離法による測定値は20~100 $\mu\text{C}/\text{Kg}$ 、200~600 C.U.程度で、日本海側が高く西南太平洋側が低い傾向を示した。抽出法による値と非破壊 γ 法による値を比較すると、前者は後者の数%乃至30%程度に過ぎないが、前者は植物可給態量の目安を得るのに大切な手段と考えられる。第1図にこの関係を示し、比較のためSrのデータも併せて示しておいた。

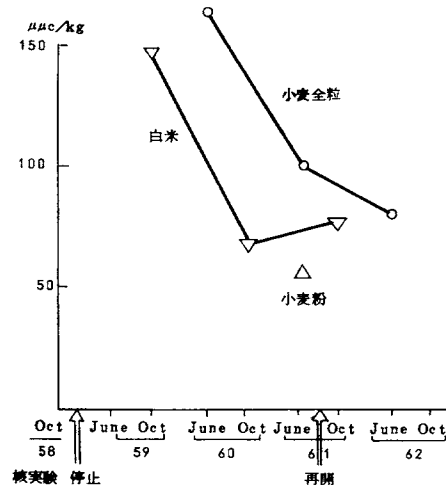
米および小麦のCs-137の経年変化は第2図に示すとおりである。別報のSr-90のデータと比較すると、白米Cs曲線は白米Sr曲線に似ないでむしろ玄米Sr曲線に似ており、また小麦全粒のCs曲線はSr曲線よりやや遅れを見せている。また全般的にCs汚染の方がSr汚染よりも1桁ほど高い値を示している。

従って米麦に関するCs汚染機構はSrのそれとは異なるものと考えなければならない。それは原理的には植物による吸収と植物体内移動の難易に基づくものであろうが、各採取地の立地条件例えば小麦に対する根雪や砂埃の影響などについても、なお詳しい調査が必要と考えられる。



第1図

土壌からのCs-137およびSr-90の抽出率



第2図 米麦中のCs-137の経年変化

作物による放射性降下物中の⁹⁰Sr 吸収抑制に関する研究

農林省農業技術研究所

西垣 晋、○渋谷 政夫

小山 雄生

放射性降下物中の⁹⁰Sr は、土壤中に蓄積し農作物に吸収されて、Food Chain につながり、人体に⁹⁰Sr が蓄積することになる。わが国では米の消費量が多いので水稲はFood Chain の一つとして重要である。このため水稲に対する⁹⁰Sr の吸収抑制研究のため現地圃場で吸収抑制研究を行なった。

I 核種の選択

圃場で野外使用を行ない土中に放射性Srを加えて、研究を行なうため、なるべく放射能汚染の危険の少ないものを用いる必要がある。このため各Sr放射性同位元素の許容量を比較のためあげると第1表のようになる。

第1表 Sr 放射性元素の許容量

核 種	主な Energy MeV		物 理 的 半 減 期	天 然 存 在 %	許 容 濃 度	
	$\beta -$	γ			空 気 中 $\mu\text{c}/\text{cm}^3$	水 中 $\mu\text{c}/\text{cm}^3$
⁸⁵ Sr	—	0.513	65d	⁸⁴ Sr 0.56	4×10^{-8}	1×10^{-3}
⁸⁹ Sr	1.46	with ⁹⁰ Sr 0.913	51d	⁸⁸ Sr 82.56	1×10^{-8}	1×10^{-4}
⁹⁰ Sr	0.54	—	27.7y	B.P	1×10^{-10}	1×10^{-6}
³² P	0.17	—	14.3d		2×10^{-8}	2×10^{-4}

第1表によると、従来われわれが野外使用になれている³²Pに近いものは⁸⁵Srであり、これは汚染の面からは³²Pよりも安全と考えられるので、これを使用することにした。

II ⁸⁵Sr を野外圃場に使用する場合の分析法と感度

野外使用を行なう場合にはできるだけ感度の高い測定法を研究して、放射能の野外使用量をできるだけ少なくする必要がある。また沢山の試料を分析する必要があるので、分析法も簡単正確なものでなければならない。他方Sr元素のSoil plant relationshipはよく研究されていないし、一般にアルカリ土金属元素の吸収は効率が低く、また植物中のアルカリ土金属元素の含量が低く、土中に投与したSrのどれだけが吸収され測定できるかは不明である。

よって先づ水稲圃場を埼玉県につくり1㎡の水田に1mc⁸⁵Srの割合で使用し予備的研究を行なった。そこに田植法によって水稲を作り成熟を待って収穫し、先づ目的物である水稲モミを

取り各種の分析を行なったが、シンチレーション検出装置を使用した場合に最もよいデータが得られた。

すなわち水稻体（モミ、白米、ヌカ、葉稈等）約40gをポリエチレンビンに入れてそのままバックグラウンドの少いと考えられる1 $\frac{1}{4}$ inch シンチレーション検出装置の上で測定した。水稻モミを20分間測定し、これをRIDL 400 チャンネルアナライザーを用いて解析した結果を第2表A、B、C、D、Eにあげる。

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 — (A)

MeV	Channel	Back ground Couns/20min	Sample Counts/20min	Net Couns/20min	Count error at 0.90	Count error % at 0.90
		0 C	0 C	0 C	—	out
	1	23	29	6	—	"
	2	41	49	8	—	"
	3	38	42	4	—	"
	4	36	43	7	—	"
	5	45	46	1	—	"
	6	42	80	38	—	"
	7	48	67	19	—	"
	8	52	70	18	—	"
	9	69	59	-10	—	"
		394T	485T	91T		
	10	52 C	70 C	18 C	—	out
	11	86	67	-19	—	"
	12	59	73	14	—	"
	13	73	83	10	—	"
	14	67	96	29	—	"
	15	83	103	20	—	"
	16	127	121	-6	—	"
	17	133	162	29	—	"
	18	173	160	-13	—	"
	19	205	195	-10	—	"
		1,058T	1,130T	72T		
	20	193 C	241 C	48	—	out
	21	216	201	-15	—	"
	22	181	179	-2	—	"
	23	159	154	-5	—	"
	24	128	154	26	—	"
	25	126	135	9	—	"
	26	111	145	34	—	"
	27	124	118	-6	—	"
	28	96	120	24	—	"
	29	83	115	32	—	"
		1,417T	1,562T	145T		

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 —(B)

MeV	Channel	Back ground Counts/20min	Sample Counts/20min	Net Counts/20min	Count error at 0.90	Count error % at 0.90
	30	100 C	104 C	4 C	—	out
	31	108	110	2	—	"
	32	85	103	18	—	"
	33	115	114	- 1	—	"
	34	78	98	20	—	"
	35	108	103	- 5	—	"
	36	93	93	0	—	"
	37	86	92	6	—	"
	38	90	90	0	—	"
	39	90	109	19	—	"
		953T	1,016T	63 T		
	40	78 C	95 C	17 C	—	out
	41	87	108	21	—	"
	42	86	99	13	—	"
	43	73	102	29	—	"
	44	70	83	13	—	"
	45	90	105	15	—	"
	46	64	85	21	—	"
	47	95	97	2	—	"
	48	67	86	19	—	"
	49	80	77	- 3	—	"
		790T	937T	147T		
	50	76 C	83 C	7 C	—	out
	51	71	79	8	—	"
	52	67	72	5	—	"
	53	69	86	17	—	"
	54	45	78	33	—	"
	55	75	84	9	—	"
	56	60	73	13	—	"
	57	45	75	30	—	"
	58	78	70	- 8	—	"
	59	66	79	13	—	"
		652T	779T	127T		
	60	52 C	59 C	7	—	out
	61	55	87	32	—	"
	62	65	65	0	—	"
	63	62	70	8	—	"
	64	54	77	23	—	"
	65	44	60	16	—	"
	66	56	56	0	—	"
	67	51	60	9	—	"
	68	39	50	11	—	"

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 — (C)

MeV	Channel	Back ground Counts/20min	Sample Counts/20min	Net Counts/20min	Count error at 0.90	Count error % at 0.90
	69	42	37T	- 5	—	out
		520T	621	101T		
	70	54 C	42 C	-12 C	—	out
	71	41	50	9	—	"
	72	38	48	10	—	"
	73	40	50	10	—	"
	74	38	56	18	—	"
	75	37	54	17	—	"
	76	37	48	11	—	"
	77	44	46	2	—	"
	78	44	47	3	—	"
	79	34	43	9	—	"
		407T	484T	77T		
	80	26 C	52 C	26 C	—	out
	81	33	41	8	—	"
	82	28	35	7	—	"
	83	38	38	0	—	"
	84	26	48	22	—	"
	85	20	31	11	—	"
	86	27	39	12	—	"
	87	32	27	- 5	—	"
	88	31	42	11	—	"
	89	32	41	9	—	"
		293T	394T	101T		
	90	26 C	47 C	21 C	—	out
	91	34	35	1	—	"
	92	31	45	14	—	"
	93	28	27	- 1	—	"
	94	30	31	1	—	"
	95	35	25	-10	—	"
	96	29	41	12	—	"
	97	23	23	0	—	"
	98	20	30	10	—	"
	99	21	31	10	—	"
		277T	335T	58T		
	100	31 C	24 C	- 7 C	—	out
	101	17	36	19	—	"
	102	23	20	- 3	—	"
	103	16	22	6	—	"
	104	20	19	- 1	—	"
	105	15	26	11	—	"
	106	19	18	- 1	—	"

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 — (D)

Mev	Channel	Back ground Counts/20min	Sample Counts/20min	Net Counts/20min	Count error at 0.90	Count error % at 0.90
	107	20	25	5	—	out
	108	23	14	- 9	—	"
	109	30	22	- 8	—	"
		214T	226T	12T		
	110	16 C	22 C	- 6 C	—	out
	111	18	14	- 4	—	"
	112	26	24	- 2	—	"
	113	23	22	- 1	—	"
	114	18	24	6	—	"
	115	20	17	- 3	—	"
	116	17	15	- 2	—	"
	117	19	25	6	—	"
	118	24	19	- 5	—	"
	119	19	19	0	—	"
		200T	201T	1T		
	120	20 C	19 C	- 1 C	—	—
	121	13	19	6	0.46	153 out
	122	13	25	12	0.50	83 out
	123	16	20	4	0.49	245 out
	124	16	25	9	0.52	115 out
	125	15	23	8	0.51	128 out
	126	18	28	10	0.56	110 out
	127	16	31	15	0.58	77 out
	128	16	45	29	0.62	43 out
	129	24	37	13	0.65	100 out
		167T	272T	105T		
	130	14 C	49 C	35	0.65	37
	131	12	38	26	0.56	43
	132	23	47	24	0.68	57
	133	26	58	32	0.75	47
	134	21	60	39	0.75	38
	135	15	58	43	0.75	35
	136	13	62	49	0.75	31
	137	19	71	52	0.75	29
	138	19	60	41	0.75	37
	139	13	56	43	0.60	28
		175T	559T	384T		
	140	20 C	63 C	43 C	0.75	35
	141	13	51	38	0.60	32
	142	10	49	39	0.63	32
	143	11	52	41	0.60	29
	144	10	46	36	0.60	33

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 — (E)

Mev	Channel	Back ground Counts/20min	Sample Counts/20min	Net Counts/20min	Count error at 0.90	Count error% at 0.90
	145	15	46	31	0.64	41
	146	19	25	6	0.54	180 out
	147	14	28	14	0.53	76 out
	148	14	23	9	0.50	111 out
	149	16	21	5	0.50	200 out
		142T	404T	262T		
	150	7 C	15 C	8 C	—	out
	151	11	17	6	—	"
	152	17	18	- 1	—	"
	153	17	16	- 1	—	"
	154	12	14	2	—	"
	155	15	12	- 3	—	"
	156	7	8	1	—	"
	157	10	14	4	—	"
	158	13	14	1	—	"
	159	10	11	1	—	"
		119T	139T	20T		
	160	16 C	17 C	1 C	—	out
	161	15	7	- 8	—	"
	162	11	17	6	—	"
	163	15	12	- 3	—	"
	164	9	18	9	—	"
	165	19	14	5	—	"
	166	11	13	2	—	"
	167	19	7	-12	—	"
	168	14	13	- 1	—	"
	169	13	12	- 1	—	"
		142T	130T	- 2T		
	170	11 C	15 C	4 C	—	out
	171	14	12	- 2	—	"
	172	15	12	- 3	—	"
	173	11	17	6	—	"
	174	15	12	- 3	—	"
	175	7	19	12	—	"
	176	12	16	4	—	"
	177	14	14	0	—	"
	178	9	8	- 1	—	"
	179	14	11	- 3	—	"
		122T	136T	14T		
	180	13 C	11 C	- 2 C	—	out
	181	6	5	- 1	—	"
	182	11	16	5	—	"

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 — (F)

Mev	Channel	Back ground Counts/20min	Sampe Counts/20min	Net Counts/20min	Count error at 0.90	Counts error % at 0.90
	183	9	11	2	—	out
	184	15	8	- 7	—	"
	185	9	12	3	—	"
	186	12	12	0	—	"
	187	10	9	- 1	—	"
	188	10	5	- 5	—	"
	189	6	9	3	—	"
		101T	98T	- 3T		
	190	6 C	13 C	7 C	—	out
	191	17	7	-10	—	"
	192	13	8	- 5	—	"
	193	13	14	1	—	"
	194	5	11	6	—	"
	195	7	13	6	—	"
	196	9	5	- 4	—	"
	197	9	4	- 5	—	"
	198	11	7	- 4	—	"
	199	6	12	6	—	"
		96T	94T	- 2T		"

第2表 水稻体中の微量⁸⁵Srの放射能測定誤差 — (G)

Mev	Channel	Back ground Counts/20min	Sample Counts/20min	Net Counts/20min	Count error at 0.95	Count error % at 0.95
	total 1-399	8239	10,002	1,763	12.8	
	±50% 以下 130-145	254	866	612	3.2	

この表Gが示すように、この場合のように試料中の放射能濃度が極めて低いものである場合には、シンチレーション検出装置を用いて全計数を測定した場合にも、相当の精度で⁸⁵Srを簡易に測定できることが分ったが、さらにマルチチャンネルアナライザーを用いて、波高分析を行ない精度の高い部分だけを積算する方が（ここでは信頼度90%の場合に統計誤差50%以下になるチャンネルのみ）測定精度が上昇することがわかった。

この結果は今後測定試料処理法、測定時間の延長等により、さらに⁸⁵Sr投与量を1mc/mより感じ得ることを示すもので、今後の吸収抑制野外研究をやりやすく、また安全性を極めて高くすることができると考えられる。

III 吸収抑制研究の第1年目の予備的研究結果

方法としては石灰含有材料を圃場に施用し土壌中ストロンチウムに対するカルシウムの量を多くして、ストロンチウムの作物による吸収を抑制しようとしたものである。

すなわち埼玉火山灰性水田に $1\text{ mc}/1\text{ m}^2$ の割に ^{85}Sr を投与し、土壌中によく混和した。ついで肥料用炭酸石灰、肥料用石灰、農用珪酸苦土石灰を用い、10アール（約1反歩）当り、37Kgおよび、370Kgの割合で施用し、他の施肥法は埼玉における常法により行なった。ついで水稻苗を田植し、常法によって管理を行ない、水稻を収穫した。

もとより本放射能圃場の周囲には柵を設け、放射能が他に流出しないように、各種の組立可搬圃場装置を用い、汚染を防止した結果、 ^{85}Sr を投与した区画以外には全然汚染は検出されなかった。予備的研究結果は第3表に示す。

第3表 Sr 吸収抑制効果（モミ）
（石灰材を投与しないプロットの ^{85}Sr 濃度を100とした。）

投 与 量	石灰材料	肥料用炭酸石灰	肥料用消石灰	珪酸苦土石灰
0		100	100	100
37Kg (10アール当り)		55	54	—
370Kg (10アール当り)		56	63	74

第3表で明かなように水稻田植前に石灰材料を施用し、かつこれを土壌中にすぎこんだ場合にはいづれも、モミ中の ^{85}Sr 濃度は低下している。すなわち普通に水稻栽培に対し施用する石灰量程度ですでに ^{85}Sr 吸収は大体60%におさえられていることは明かであって、わが国の多くの水稻慣行栽培法は10アール当り（反当）30Kgの石灰を施用しているが、これは ^{85}Sr の吸収を弱めるためにも非常によいことと考えられ、石灰施用の慣行のない地帯にも石灰施用を進めることが望ましいことが明らかとなった。

IV 結 論

以上によって明らかなように、石灰剤投与は水稻の ^{85}Sr 吸収抑制に効果があり、これは予想したようにカルシウムを加えて土壌中のカルシウム量を増加し、 Sr に競合させて作物による土壌中の ^{85}Sr 吸収抑制を行なうことは可能であることを示すものである。

しかしながら、 ^{85}Sr の吸収を60%程度におさえることは容易であるが、これ以下におさえたい場合には容易でないことを示すものである。従って今後施用石灰剤材料の種類、施用方法、水稻生育時期と施用時期の関係を土壌学および作物生理学的に研究するとともに、現地圃場においてこれら基礎研究結果の応用による具体的方法の確立が急務であると考えられる。

大豆と大豆製品の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度について

放射線医学総合研究所

○市 川 竜 資、 阿 部 道 子

高 田 直 子

豆類殊に大豆は植物性蛋白質を多量に含みかつCa 含量の多いものであるから、我が国では古来から食生活に多種多様な利用が行われてきた。我々のCa せり取量のうち20%～25%が豆類からせり取されており、その量は他の野菜類全体にも匹敵するという。また植物であるから安定元素Sr/Ca 比は陸上動物性食品に比してはるかに高く、従ってSr 元素のせり取源として大きいものであって土壤中 ^{90}Sr 蓄積量の大きい場合には ^{90}Sr の人体に到達する経路として重要な対象となる筈である。そこで、昨年より大豆及び大豆製品（みそ、なっとう、とうふなど）の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の分析定量を行なってきた。1962年市販の大豆製品及び1961年秋産の日本産大豆については前報にて述べた如くで、 ^{90}Sr は大よそ30～50 pc/gCa の濃度範囲にあり、豆腐のみがその $\frac{1}{5}$ 程度の濃度であることが注目された。今回は1962秋産の大豆と1963年春市販の大豆製品についての結果を報告する。我が国の大豆製品は相当量の米国輸入大豆を用いているので、大豆の調査のみでは不十分である。1962年秋産大豆は1961年秋のそれより ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度共に高いが、これは採取地点に日本海側及び北海道が入っているためであり、1962年のフォールアウトによる直接汚染の影響もそのために拡大されて示されていると思われる。鳥取、新潟、倶知安はフォールアウト降下率も高いことの明らかな地域である。大豆製品にあっては ^{90}Sr はそれ程両年度に大きい差は見られないといえるが、 ^{137}Cs は豆腐、味噌ともに1963年市販のものが高い。豆腐は大豆及び他の製品に比べてCa に対する ^{90}Sr 濃度が低く、数分の1に過ぎないことは前報でも明らかにされており、今回はその理由を検討するため、製造工程を分離して、特に豆乳とおからをも試料としたが、豆腐の凝固前の状態である豆乳の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 濃度は他の大豆製品と同様で数10 S.U.の値を示し、豆腐の低い $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 濃度はやはり凝固剤として加えるCa 塩に大きく影響されるものと考えられる。現在の汚染状況の下にて $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 濃度が1桁であるのは海産生物を除けば乳製品のみで、これも次第に10 S.U.を越えようとしているから、豆腐の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 濃度は農産物中最も低いものと云うことができる。Sr/Ca 比は大豆、みそ、おからなど $2\sim 3 \times 10^{-3}$ くらいであってふつうの植物と変らないが、豆腐及び豆乳は $0.5\sim 1 \times 10^{-3}$ くらいで前者よりやや小さい事がうかがわれる。この事は大豆からその可溶性蛋白成分を中心として抽出された豆乳が原料大豆より相対的に少ないSr 濃度を有することであり、 $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ を低下させる一つの要因になっていると思われる。

いまかりに、みそ汁1～2杯（みそ25g）、なっとう $\frac{1}{4}$ 袋（25g）を朝食に、豆腐1丁（生150g）を昼又は夜に食するとすると、 ^{90}Sr は各々1 pc、1 pc、1.5 pc の摂取量で合計

3～4 pc となり、Ca は各々 25 mg、25 mg、250 mg 合計 300 mg となる。これは我々の1日の⁹⁰Sr せり取量の概算 10 pc と比較して 30～40%にあたる。ただし豆腐のみの場合はCa せり取量 500～600 mg に対し 1丁で 250 mg Ca もあり、それに対し⁹⁰Sr は 1.5 pc で、1日量の 15%に過ぎない。¹³⁷Cs は前記献立にて各々 2.5 pc、1 pc、4 pc 程度となり、合計 7～8 pc で、最近の¹³⁷Cs 1日せり取量は 50～100 pc くらいであるから、10～15%くらいの寄与にあたる。

第 1 表 ⁹⁰Sr 濃 度

種 類	採 取 条 件	産 地	⁹⁰ Sr pc/Kg	pc/gCa	Sr/Ca×10 ⁻³
豆 腐	市販 1963 Apr	東 京	7.5	4.8	0.20
	"	埼 玉	19	7.2	0.49
	"	船 橋	5.9	5.1	0.16
	" May	千 葉	7.7	7.4	0.92
豆 乳	" Apr	東 京	4.5	20	0.66
	"	埼 玉	3.2	32	0.89
	"	船 橋	4.1	26	0.93
	" May	千 葉	6.6	35	1.4
	1962 Sept	千 葉	27	185	1.8
お か ら	1962 Apr	東 京	15	21	2.4
	"	埼 玉	17	11	1.8
	"	船 橋	25	33	3.6
	" May	千 葉	33	98	6.7
	1962 Sept	千 葉	53	136	4.7
味 噌	市販 1963 Mar	仙 台	32	22	1.8
	"	信 州	38	30	1.9
	"	名 古 屋	37	27	4.0
	"	千 葉	49	75	4.6
	"	越 後	38	79	4.8
大 豆	1962 秋産	鳥 取	289	162	2.2
	"	俱 知 安	388	168	2.9
	"	札 幌	118	70	1.4
	"	千 葉	109	41	2.1
	"	岡 山	82	48	1.7
	1963 秋産	札 幌	132	51	3.6
	"	新 潟	494	297	1.6

第 2 表 ^{137}Cs 濃 度

種 類	採 取 条 件	産 地	^{137}Cs pc/Kg	pc / g K
豆 腐	市販 1963 Apr	東 京	26	33
	"	埼 玉	28	27
	"	船 橋	28	20
	" May	千 葉	21	34
豆 乳	" Apr	東 京	31	20
	"	埼 玉	10	13
	"	船 橋	33	21
	" May	千 葉	15	10
	1962 Sept	"	86	44
お か ら	1963 Apr	東 京	22	18
	"	埼 玉	18	11
	"	船 橋	40	17
	" May	千 葉	12	14
	1962 Sept	"	73	49
味 噌	市販 1963 Mar	仙 台	81	21
	"	信 州	132	34
	"	名 古 屋	137	14
	"	千 葉	82	21
	"	越 後	140	34
大 豆	1962 秋産	鳥 取	945	649
	"	俱 知 安	505	275
	"	札 幌	583	324
	"	千 葉	745	444
	"	岡 山	75	46
	1961 秋産	札 幌	100	61
	"	新 潟	793	473

上水道水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について

放射線医学総合研究所

○鎌 田 博、清 水 恵美子

佐 伯 誠 道

放射能対策の一資料に供するため、24都道府県衛生研究所の協力を得て、上水道水源水及び蛇口水の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の分析を行なった。

昭和37年度は24都道府県から26箇所、合計312試料、昭和38年度は新潟、東京、大阪の3地区について調査した結果を報告する。

採水地別にみると河川の表流水を水源としているところが多く26箇所中16箇所、湖沼、貯水池を水源としているところは4箇所、河川の伏流水を水源としているところは4箇所、湧水、地下水を水源としているところは2箇所であった。

新潟、東京、大阪は37年度の調査では高レベルを示しており、38年度も引続き調査を続行している。上記3都府県は何れも河川の表流水を~~湧水~~水源としている。

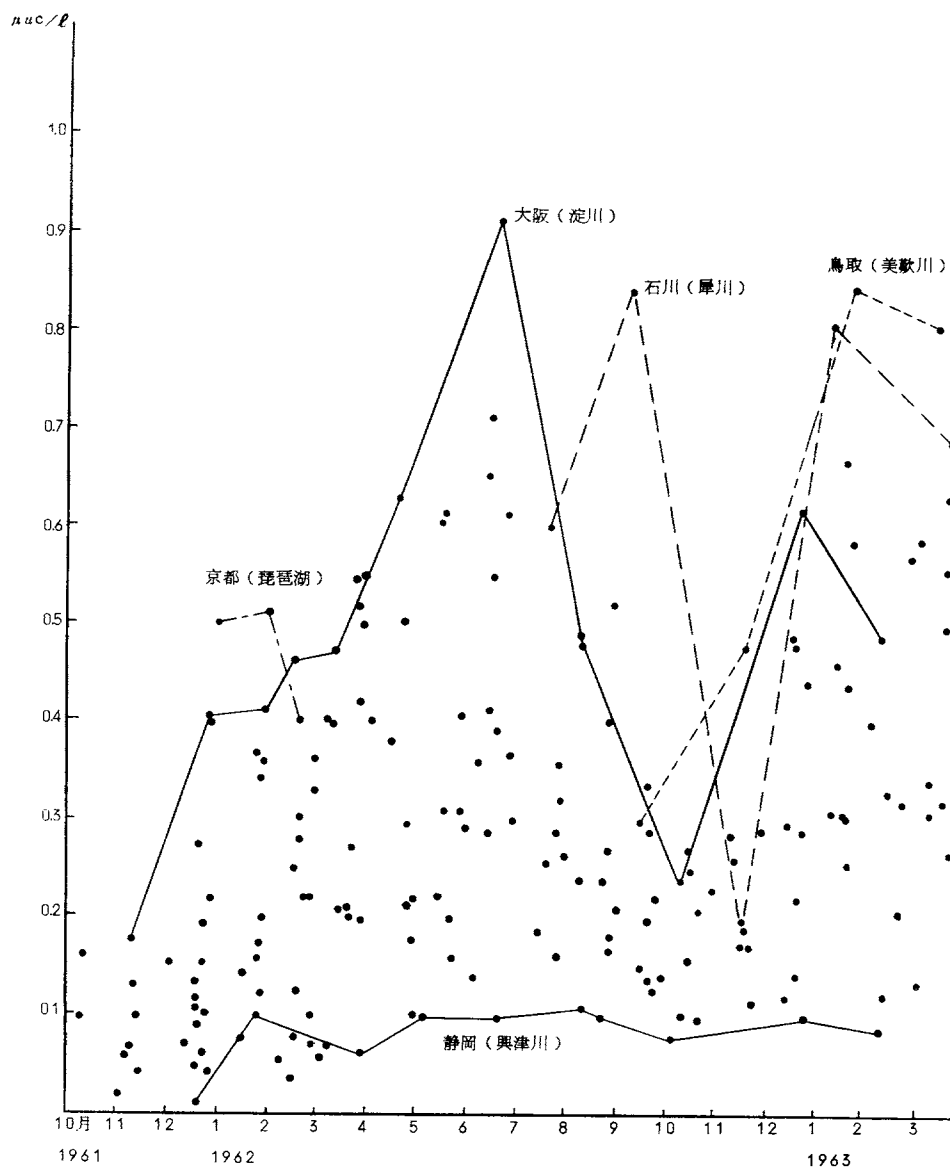
蛇口水は採取源水の同一配水地区より採水した。

分析結果は、第1図、第2図及び第1表の通りである。

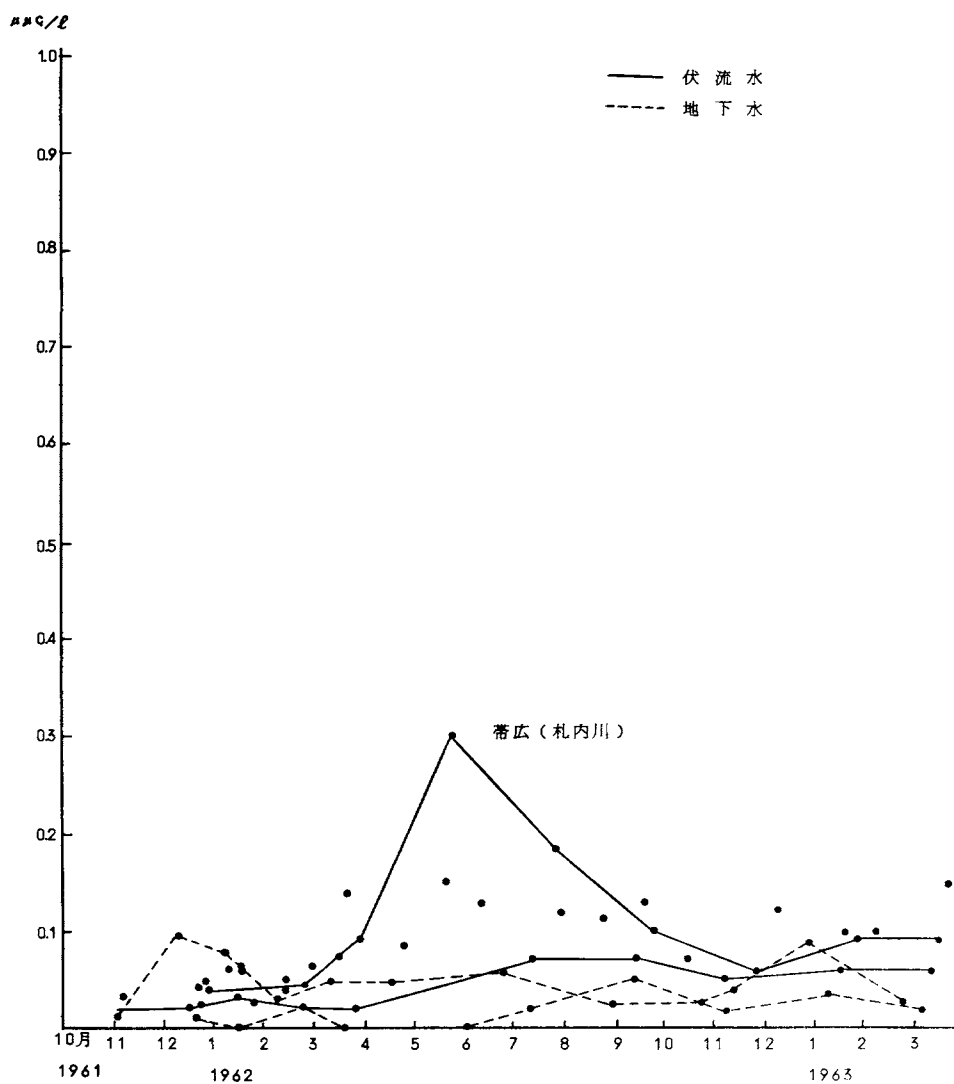
^{90}Sr 濃度は表流水を利用している源水が高レベルを示し、月変化も大きく、伏流水及び地下水等を利用している源水は低レベルでしかも月変化も少い。

蛇口水は全般的に源水よりもレベルが低く、源水濃度と大体平行な傾向を示している。

^{137}Cs 濃度は ^{90}Sr 濃度よりも常に低値を示し、各上水道水毎に異なった濃度比を示していることが見受けられ、源水の ^{137}Cs 濃度/ ^{90}Sr 濃度と蛇口水の ^{137}Cs 濃度/ ^{90}Sr 濃度は、蛇口水が低値を示している。



第1図 上水道源水(表流水)中の ^{90}Sr



第2図 上水道源水（伏流水，地下水）中の ^{90}Sr

第1表 上水道水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度

(昭和38年度)

採 水 池			年 月	1963 ₅	6	7
新 潟	源 水 (阿賀野川表流水)	^{90}Sr $\mu\text{c}/\ell$		1.25	1.24	1.06
		^{137}Cs "		0.65	0.50	0.37
	蛇 口 水 (新 津 市)	^{90}Sr "		1.23	1.06	0.86
		^{137}Cs "		0.41	0.34	0.33
東 京	源 水 (江戸川 表流水)	^{90}Sr "		—	0.97	0.34
		^{137}Cs "		—	0.17	0.15
	蛇 口 水 (金 町)	^{90}Sr "		—	0.82	0.32
		^{137}Cs "		—	0.16	0.09
大 阪	源 水 (淀 川 表流水)	^{90}Sr "		1.26	1.15	1.32
		^{137}Cs "		0.32	0.22	0.32
	蛇 口 水 (東 成 区)	^{90}Sr "		1.13	1.13	1.27
		^{137}Cs "		0.11	0.16	0.13

環境及び食品等の ^{90}Sr ・ ^{137}Cs について

社団法人 分析化学研究所

浅 利 民 弥、 千 葉 盛 人
 ○黒 田 雅 之、 檜 山 繁
 吉 永 俊 明、 浅 利 宏
 山 口 久 夫、 熊 埜 御 堂 真 士
 徳 森 尚 志

当所においては、1961年移実験再開後より、科学技術庁放射能調査委託にもとづき各都道府県衛生研究所の協力で集められた牛乳・野菜試料中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分離測定を行なってきた。

更に1963年度からは雨水・ちり、陸水（上水、流水）、日常食、土壌の各試料についても ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分離測定を行なっている。

1963年6月までの試料について得られた結果を報告する。

牛乳、野菜についての測定結果は表(1)、(2)の通りで、牛乳では本年1月～6月までのS.U.平均値12.6は昨年同期間の平均値の1.8倍の値を示しており1962年度のS.U.推移と同様に2月以降より各月とも昨年の約1.3～3.0倍の比率で増加の傾向が見られ、6・7月にその最高を示すものと推察される。

C.U.についても同様に、各月とも昨年の1.2～2.0倍に増加している。又 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr とともに地域的な差異はあまり認められないが、比較的高い値を示す地域に、秋田、新潟、鳥取、宮城、等を

上げることができる。

野菜では、根菜類については試料数が少ないので除外したが、キャベツ、ハクサイ、ホウレン草等の野菜類にあつては、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の濃度変異が大きいため当所で測定した試料の範囲内では比較検討することが非常に困難であるが、S.U.100以上の比較的高い ^{90}Sr 汚染頻度を示す地域として、秋田、新潟、長崎、静岡、等を上げることが出来る。

^{137}Cs では、地域、種類、季節的な変動は特に見られず、ホウレン草がハクサイ、キャベツに比して高い値を示している。

その他、雨水・ちり、陸水（上水、流水）試料等については5・6月の結果報告にとどめる。

第1表 牛乳中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs

月 日	試料数	S U (平均値)	S U 測定値の巾	C U (平均値)	C U 測定値の巾
1961年 12月	10	4.7	3.1 ~ 6.3	21	12 ~ 29
1962年 1月	17	4.8	1.5 ~ 10.0	22	14 ~ 28
2月	8	4.7	1.9 ~ 9.9	21	12 ~ 39
3月	16	5.9	2.3 ~ 10.0	39	18 ~ 89
4月	8	6.5	4.5 ~ 10.1	47	28 ~ 71
5月	16	8.3	3.0 ~ 20.0	49	23 ~ 95
6月	9	9.8	2.3 ~ 18.0	56	25 ~ 83
7月	15	12.3	3.7 ~ 26.0	54	20 ~ 117
8月	12	6.1	3.6 ~ 11.2	52	19 ~ 112
9月	16	9.7	2.6 ~ 18.0	56	24 ~ 121
10月	9	5.2	1.8 ~ 9.5	38	22 ~ 56
11月	16	10.1	2.3 ~ 23.0	47	19 ~ 86
12月	9	8.0	3.4 ~ 15.6	37	17 ~ 81
1963年 1月	16	8.7	1.2 ~ 19.9	41	23 ~ 62
2月	15	6.5	2.5 ~ 14.2	44	17 ~ 71
3月	14	8.3	3.2 ~ 14.3	51	27 ~ 93
5月	8	11.1	5.4 ~ 14.9	70	41 ~ 119
6月	5	28.4	15.9 ~ 38.3	12.3	9.7 ~ 17.4

第2表 野菜（キャベツ、ホウレン草、白菜）の月別・採取地別⁹⁰Sr、¹³⁷Cs 平均汚染

(1) ⁹⁰Sr (S・U)

採取地	月日	1961年 11月	12月	1962年 1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	1963年 12月	1月	2月	3月	4月	5月	6月
旭川								8		23		40		147		191		18			
帯広								20		20				97		14		11			
札幌							52	11	52	33	32	12	14	46	60	53	45	34			
青森			24	45	74	95															
秋田			143	368	487	444			552	536	210	154	368	217	185	122	120				
新潟			114	143	178	238		31	48			114		394			41	63			
埼玉		30	26	42	45	6	15						13			22	41				14
東京			39	60	6	15			138	86						27	69	49			
静岡			107	231	63	147	108						30		77		29				
兵庫			14	21	18	23		40		99		36		23		20	13				
広島			18	29	23	30		34			93	52		50		14	12				
和歌山			30	42	41	48									55	79	45				
長崎			34		105	13		13	39		157		73	289	23		14				
神奈川			27																		
高知			23	51	70																
福岡												72	20	73	58						
大阪																				46	
愛知																					92

(2) ^{137}Cs (C・U)

採取地	月日	1961年 11月	12月	1962年 1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1963年 1月	2月	3月	4月	5月	6月
旭川								25		13		19		24		41		23			
帯広								56		17				11		54		24			
札幌							28	20	26	21	29	13	43	22	26	29	31	23			
青森		24	13	38	19																
秋田		25	30	18	43				27	41	24	22	31	20	21	33	22				
新潟		30	39	37	24			19	13			12		22			29	22			
埼玉	13	16	18	8	11	35							10			38	41				18
東京		16	19	15	50				12	10						20	19	26			
静岡		45	46	39	82	32							15		17		26				
兵庫		14	8	11	12			13		28		10		8		12	28				
広島		10	20	10	12			26			21	11		25		12	7				
和歌山		33	23	20	17										20	24	30				
長崎		20		25	43			18	49		18		32	27	7		48				
神奈川		23																			
高知		14	12	18																	
福岡												21	20	21	33						
大阪																				13	
愛知																					71

カテゴリー別日常食中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度 について（第1報）

放射線医学総合研究所

佐伯 誠 道、○上 田 泰 司

鈴 木 讓

カテゴリー別日常食の試料は、札幌、新潟、東京、福岡の都市成人、農村成人、農村子供及び大阪の都市成人、集団給食を、夫々1人が二日間に摂取する食餌を10人分、主食類、野菜類、肉類、及び汁類の4カテゴリーに分けて、年2回（6～7月、11～12月）採取することになっているが、今回は6～7月に採取された56試料（未着12試料を含む）のうち現在迄に得た結果を報告する。

各衛生研究所で炭化した試料は、当所で更に450℃で約12時間灰化し、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分析に供した。

イ) γ 線波高分析

試料中の γ 線放出核種を調べるために東芝製256チャンネル波高分析器（NaI 3"φ×2"クリスタル）を用いて測定した。カテゴリー別では、野菜ならびに主食に自然放射能を持つ ^{40}K を示すピークが顕著にあらわれ、次いで ^{137}Cs 及び ^{95}Zr — ^{95}Nb の存在を示すピークがあらわれている。肉類では、 ^{40}K 及び ^{137}Cs のピークが野菜、主食と同様に、かなり明瞭にみられるが ^{95}Zr — ^{95}Nb の存在を示すピークはほとんど見られなかった。地域的にみた場合、核種について、それほど顕著な差異はなかった。

第1図は、1例として大阪、都市成人の野菜及び肉、東京・都市成人主食の γ 線波高分析結果である。

ロ) ^{90}Sr 及び ^{137}Cs

^{90}Sr の定量は発煙硝酸分離法によって、56試料（未着12試料）の分析を行っているの、その結果を口答発表する。

^{137}Cs では、大阪・集団給食、北海道・都市成人及び北海道・農村成人で $0.9\sim 8.7\mu\mu\text{C/g.ash}$ であり、他の地域についても目下整理中である。

日常食のSr-90の汚染度について(3)

国立栄養研究所

速水 決、早川 徳子

佐々木 理喜子、鈴木 一正

五島 孜郎

1962年度においても、ほぼ前年と同じ要領でその後のSr-90による日常食の汚染状況を調査した。

本調査の重要性に鑑み、本年度は調査地域数を少し増し、また地域によっては年間の調査回数を4回にしたところもある、調査地域が従来と異っている所があるのは、本調査の試料採集に多くの困難性があるので、日常食以外の土壌、野菜、米麦、飲料水等の調査と同一地域であることが便宜であるために変更したからである。

即ち宮城・愛知・大阪・石川及び鳥取の諸地域の大部分は新しく選ばれた所であるが、原則として7月と11月の2回、北海道、秋田、東京及び福岡の4地域においては原則として6月、10月、12月及び翌年2月の4回調査することとした。しかし農繁期などの地方的の事情によって調査実施の時期が若干ずれた地域もあった。

対象は都市及び農村の成人と農村の幼児の3種類とし、何れも10世帯について1人1日分の調理した食餌を採集した。

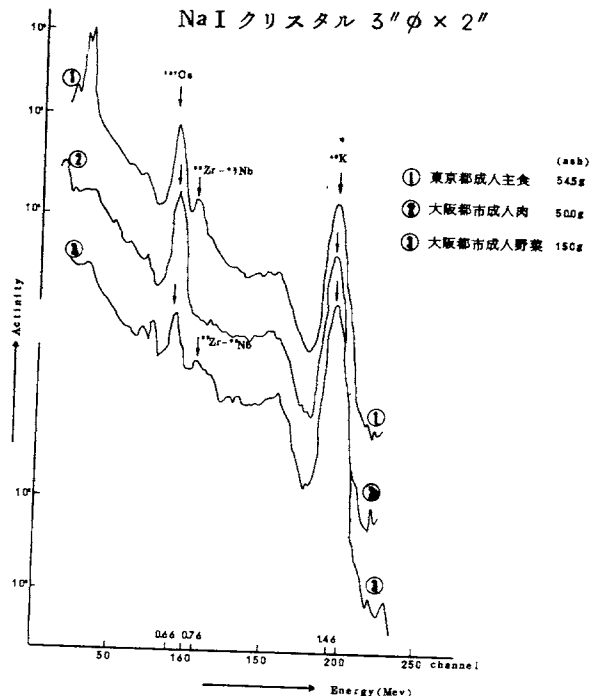
試料はそのまま送付して貰い、当研究所において乾燥・灰化し、科学技術庁の制定になる方法によって放射性ストロンチウムを測定した。

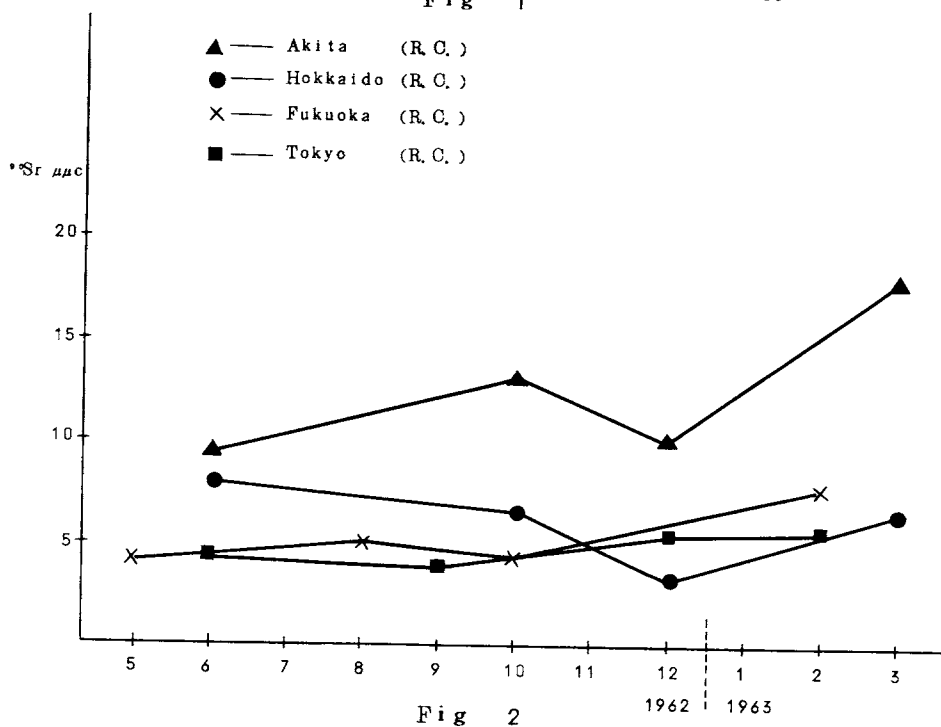
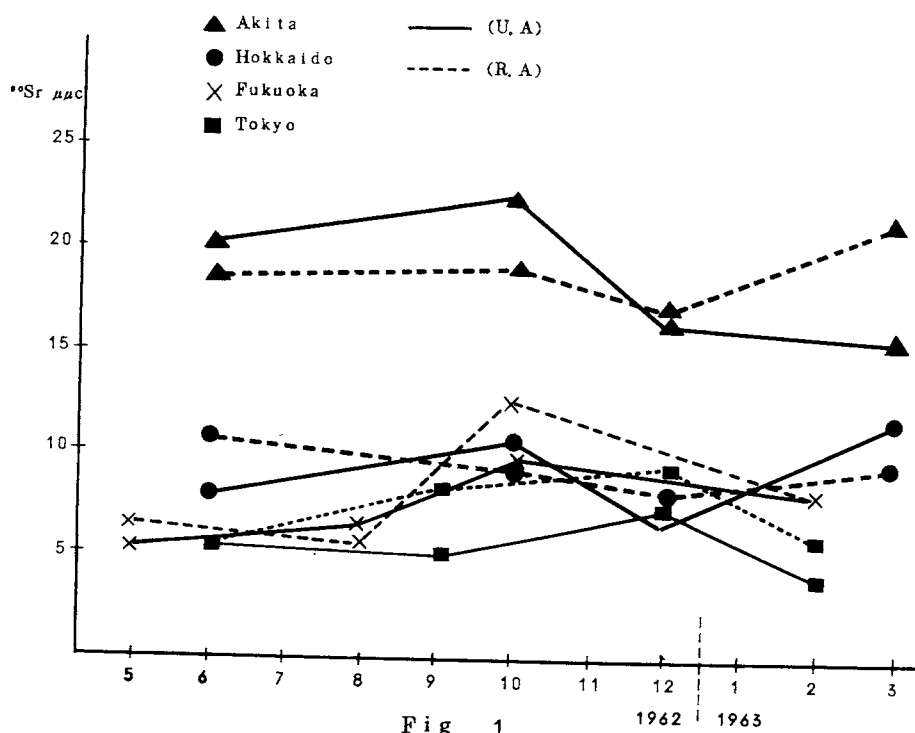
調査成績

年間4回の測定を行った地域の成績は第1表に、2回測定地の成績は第2表に示した。季節による変動は春や夏にくらべて秋の方が高く、地域的には太平洋側にくらべて日本海側が高い点は従来の成績と同じ傾向を示している。(第3表、第1-4図)。

γ線波高分析

NaI結晶 3"φ×2"





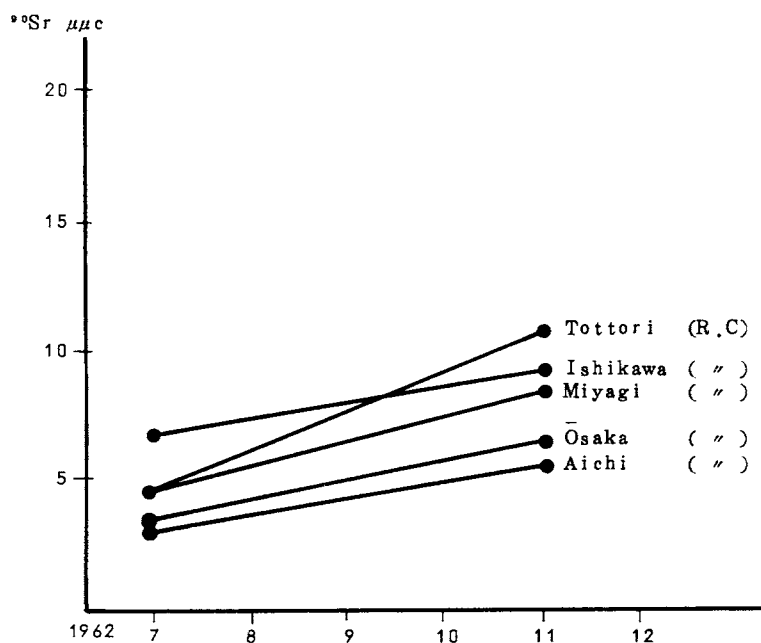


Fig 3

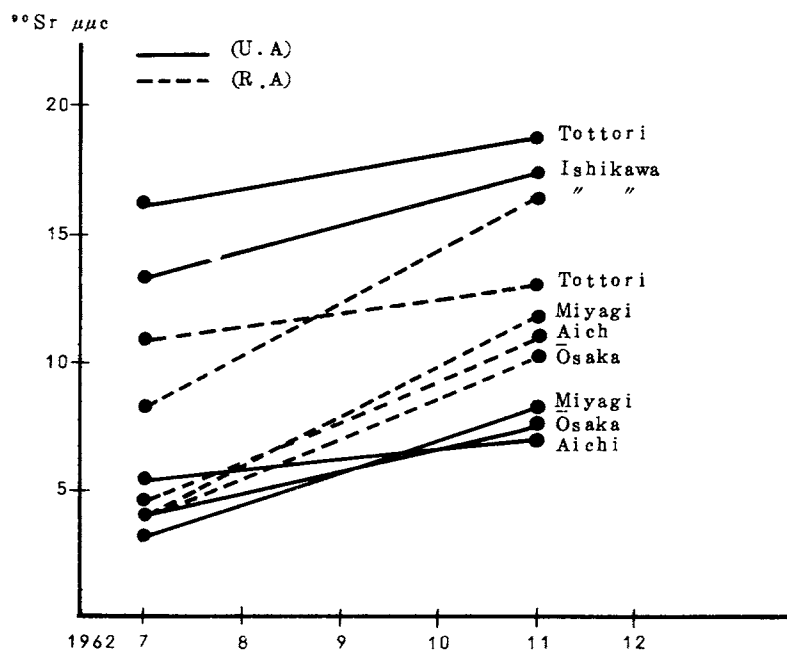


Fig 4

第 1 表 日常食中に於ける Sr-90 の量

(年間4回の調査)

試料収集期			1962年6月			" 10月			" 12月			1963年2月		
試料	調査地区	対象	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\mu\text{C}$ /d/p)	S.U.	Ca 摂取量 (g /d/p)	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\mu\text{C}$ /d/p)	S.U.	Ca 摂取量 (g /d/p)	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\mu\text{C}$ /d/p)	S.U.	Ca 摂取量 (g /d/p)	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\mu\text{C}$ /d/p)	S.U.	Ca 摂取量 (g /d/p)
北海道	都市	成人	8.0	17.7	0.451	10.7	16.6	0.644	6.5	13.5	0.481	(3月) 11.7	20.1	0.579
	農村	成人	10.2	16.9	0.602	9.2	14.0	0.656	7.8	16.1	0.485	9.5	13.7	0.694
		幼児	7.7	18.0	0.427	6.5	12.5	0.522	3.5	10.7	0.327	6.8	11.3	0.605
秋 田	都市	成人	20.0	37.2	0.538	22.7	39.9	0.568	16.2	20.1	0.806	(3月) 15.7	32.6	0.482
	農村	成人	18.6	33.8	0.550	19.3	27.9	0.692	16.7	21.2	0.788	21.4	17.8	1.204
		幼児	9.7	35.8	0.271	13.6	29.6	0.459	10.0	17.7	0.564	17.7	36.6	0.484
東 京	都市	成人	5.6	12.0	0.467	(9月) 5.1	11.0	0.465	7.0	11.7	0.597	4.1	7.3	0.560
	農村	成人	5.6	13.6	0.411	8.2	22.8	0.359	9.0	17.4	0.519	6.0	9.9	0.605
		幼児	4.5	11.6	0.389	4.3	12.8	0.336	5.5	12.6	0.339	5.6	10.9	0.515
福 岡	都市	成人	(5月) 5.4	18.0	0.300	(8月) 6.3	11.3	0.557	(10月) 8.4	15.2	0.554	7.8	12.4	0.628
	農村	成人	6.5	13.3	0.489	5.9	11.0	0.534	12.8	15.0	0.850	7.8	19.2	0.406
		幼児	4.1	10.8	0.378	5.0	17.3	0.289	4.5	11.7	0.383	7.8	12.8	0.607

第2表 日常食中に於けるSr-90の量

(年間2回の調査)

試料収集期			1962年7月			" 11月		
試料	調査地区	対象	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\text{mc}/\text{d}/\text{p}$)	S.U.	Ca摂取量 ($\text{g}/\text{d}/\text{p}$)	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\text{mc}/\text{d}/\text{p}$)	S.U.	Ca摂取量 ($\text{g}/\text{d}/\text{p}$)
宮城	都市	成人	3.6	8.6	0.419	8.0	15.3	0.523
		成人	3.7	15.5	0.238	11.6	24.8	0.463
		幼児	4.7	19.2	0.245	8.8	26.3	0.334
愛知	都市	成人	5.5	11.4	0.482	7.0	12.9	0.543
		成人	4.2	13.6	0.309	11.3	19.6	0.577
		幼児	3.1	12.7	0.243	5.3	12.6	0.419
大阪	都市	成人	4.0	8.7	0.459	8.0	11.8	0.679
		成人	3.8	8.6	0.396	12.2	20.8	0.488
		幼児	3.3	9.4	0.350	6.6	18.6	0.356
石川	都市	成人	13.5	36.1	0.379	17.5	26.6	0.657
		成人	8.5	17.3	0.490	16.6	21.2	0.782
		幼児	6.7	18.8	0.356	9.2	24.9	0.370
鳥取	都市	成人	16.2	23.9	0.679	19.1	25.2	0.757
		成人	10.7	18.5	0.579	13.1	16.4	0.799
		幼児	4.7	16.3	0.289	10.9	23.1	0.472

第3表 Sr-90の地域別の比較

地域	日本海側の地域 (1)		太平洋側の地域 (2)	
	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\text{mc}/\text{d}/\text{p}$)	Ca摂取量 ($\text{g}/\text{d}/\text{p}$)	Sr ⁹⁰ 摂取量 ($\mu\text{mc}/\text{d}/\text{p}$)	Ca摂取量 ($\text{g}/\text{d}/\text{p}$)
都市成人	15.0 $\pm$ 4.88	0.585 $\pm$ 0.128	5.9 $\pm$ 1.73 5.9 $\pm$ 1.73	0.519 $\pm$ 0.078
農村成人	13.5 $\pm$ 4.79	0.693 $\pm$ 0.199	7.7 $\pm$ 2.81	0.437 $\pm$ 0.127
農村幼児	8.9 $\pm$ 3.91	0.429 $\pm$ 0.108	5.2 $\pm$ 1.66	0.353 $\pm$ 0.079

注 (1) 北海道、秋田、石川、鳥取

(2) 宮城、東京、愛知、大阪を包括し、その平均値を示す。

茶および紅茶の ^{90}Sr および ^{137}Cs について

国立衛生試験所

長 沢 佳 熊、浦久保 五 郎

亀 谷 勝 昭

緒言、茶および紅茶は核実験による放射能汚染が大きいと考えられ、それらのうち特に ^{90}Sr および ^{137}Cs の飲用時の茶湯中に移行する割合を知るため、37年に製造された茶および紅茶を用いて本実験を行った。

分析方法および分析結果、茶、紅茶およびそれらの乾燥原葉30gを灰化し、陽イオン交換樹脂を用いて、 ^{90}Sr および ^{137}Cs を分離、各々の溶離液につき、 ^{90}Sr は科学技術庁編放射性ストロンチウム分析法により、 ^{137}Cs についてはリンモリブデン酸アンモニウムおよびジピクリルアミンナトリウムを用いる方法で分析した。茶湯中の ^{90}Sr および ^{137}Cs については製品30gを3ℓの三角フラスコにとり、熱湯1.5ℓを加え、1分間煮沸、10分間放置したのち茶こしを用いて、上澄液1ℓをとる。この液を蒸発乾固し、灰化したのち、上記の方法で分析を行った。

表1に茶、紅茶およびそれらの乾燥原葉につき ^{90}Sr および ^{137}Cs を分析した結果を示し、表2に、茶および紅茶の抽出液について ^{90}Sr および ^{137}Cs の分析結果を示した。

表1 茶および紅茶の ^{90}Sr および ^{137}Cs

試料採取場所	試料の種類	採取年月および ^{90}Sr - ^{137}Cs $\mu\text{C}/100\text{g}$					
		^{90}Sr 5月	^{137}Cs	^{90}Sr 7月	^{137}Cs	^{90}Sr 8月	^{137}Cs
静岡	茶原葉※	150±4	236±7	165±5	393±8	109±4	219±6
	紅茶原葉※	98±4	235±7	149±3	376±8	73±3	220±6
	茶製品	76±3	101±3	148±3	204±6	85±3	142±5
	紅茶製品	106±3	133±3	120±2	272±7	97±3	187±8
		^{90}Sr 4月	^{137}Cs	^{90}Sr 6月	^{137}Cs	^{90}Sr 8月	^{137}Cs
枕崎	紅茶原葉※	115±4	300±7	119±4	342±7	75±3	254±6
	紅茶製品	116±3	288±7	120±4	319±7	79±4	282±7
				^{90}Sr 7月	^{137}Cs	^{90}Sr 8月	^{137}Cs
鹿児島	茶原葉※			61±2	226±6	117±3	323±7
	茶原葉※			54±2	253±6	121±3	300±7
	茶製品			133±4	328±7	111±4	251±7

※ 乾燥した茶葉を示す。

表 2. 茶および紅茶抽出液の ^{90}Sr および ^{137}Cs

茶 の 種 類	採取年月	^{90}Sr $\mu\mu\text{C}/100\text{g}$	移行率%	^{137}Cs $\mu\mu\text{C}/100\text{g}$	移行率%
静 岡 茶	37年7月	11.2 ± 1.2	7.6	147.0 ± 5.2	71
静 岡 紅 茶	" 7月	11.7 ± 1.8	9.7	264.5 ± 6.3	97
枕 崎 紅 茶	" 6月	10.1 ± 2.2	8.4	303.6 ± 6.7	95
鹿 児 島 茶	" 8月	19.8 ± 1.6	14.9	208.0 ± 5.0	63

考察および結語、茶および紅茶製品はかなり著るしい汚染を示している。これらの製品のうち4種類につき、茶湯中への移行率を調べた。

結果、紅茶では茶湯中への ^{137}Cs の移行は茶製品より多い傾向を示し、殆んどが飲用時の湯に移る傾向を示している。また ^{90}Sr の移行率は、数例の実験ではあるが、茶および紅茶の区別はあまり認められず、10%前後であることを知った。

灯台飲料用天水中の ^{90}Sr の定量

国立衛生試験所 長 沢 佳 熊， 浦久保 五 郎
城 戸 靖 雅， 池 淵 秀 治

昭和37年4月以来放射能調査の一環として当所では、全国各地灯台の飲料用天水中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の定量を担当した。

海上保安庁灯台部の協力を得て、昭和37年度は全国14ヶ所から毎月1回、昭和38年度には7ヶ所から隔月1回、口過および未口過天水各10ℓの送付を受け、これについて ^{90}Sr および ^{137}Cs を分析した ^{90}Sr に関して昭和37年度分と昭和38年度の一部の分析結果を得たので報告する。

なお、 ^{137}Cs については、測定用試料作成の段階に止まり、目下測定中である。

実 験 方 法

- 1. 宗谷岬航路標識事務所
- 2. 根室航路標識事務所
- 3. 積丹航路標識事務所
- 4. 室蘭航路標識事務所
- 5. 大間崎航路標識事務所
- 6. 鵜の尾崎航路標識事務所
- 7. 両津航路標識事務所
- 8. 三宅島航路標識事務所
- 9. 神島航路標識事務所
- 10. 潮岬航路標識事務所
- 11. 長尾鼻航路標識事務所
- 12. 室戸岬航路標識事務所
- 13. 若宮航路標識事務所
- 14. 枕崎航路標識事務所

○印は昭和38年度調査分

前記の灯台から、ポリエチレンビンに入れて送付され口過および未口過天水各10ℓに硝酸100mlを加えてよくふりまぜ、約1週間放置した。これに担体として Sr^{2+} 100mg、および Cs^{+} 50mgを加えて、以下Table 1に示す方法にしたがって ^{90}Sr を分離定量したが、クロム酸塩としてバリウム、ラジウムの除去、およびイットリウムミルキン^アは常法¹⁾にしたがって実験した。別に ^{90}Sr - ^{90}Y 標準溶液からTable 1のイットリウムミルキン^アの操作にしたがって ^{90}Y を分離し、使用した低バックグラウンドカウンター（日本無線医理学研究所製LBC-1型）の ^{90}Y

に対する計数効率を決定した。

試料から分離した ^{90}Y の計数率に担体として加えたストロンチウムの化学的収率（平均 92.30%で）、 ^{90}Y の減衰 および ^{90}Y に対する計測器の計数効率の補正を加えて ^{90}Y の崩壊数を算出し、これから ^{90}Sr の量を求めた。

また炭酸塩としてアルカリ土類金属を分離した母液から、 ^{137}Cs をリンモリブデン酸アンモニウムセシウムとして分離した (Table 1)。

別に原水 100ml をビーカーにとり、赤外線燈の下で蒸発乾固したのち、残留物を測定用試料皿に移して試料と同一重量の塩化カリウムを標準として総放射能を測定した。

実験結果：試料の採取記録、前記の方法にしたがって測定した総放射能および ^{90}Sr 分析値を Table 2 に示す採水地を Fig 1 にまた各地における月別の ^{90}Sr 量を Fig 2 に示す。

1) 科学技術庁編、放射性ストロンチウム分析法

Table 1. Radio-Chemical determination of ^{90}Sr and ^{137}Cs 10ℓ of sample solution

	Add 100ml of HNO_3 Stand for about a week Add 100mg of Sr^{2+} and 5mg of Cs^+ Heat about to 80° and add 100g of Na_2CO_3 with mechanical stirring Continue stirring for another 30min or more Stand overnight Sihon the supernatant
Supernatant	Precipitate
Add 100mg of p as NaH_2PO_4 Heat gently to 50° add 130mg of $(\text{NH}_4)_6\text{M}_{07}\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ with mechanical stirring and continue stirring for another 30min or more Stand overnight	Dissolve in 100ml of N-Hℓ Heat gently to about 90° and neutralize with NH_4OH Add 50ml of satd-Na_2CO_3 Stand overnight Filter through a glass filter Precipitate

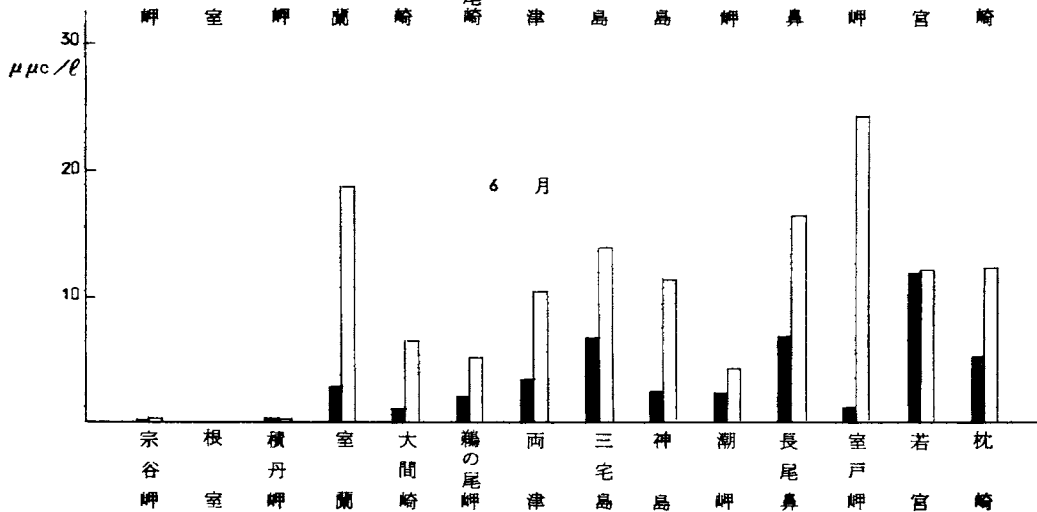
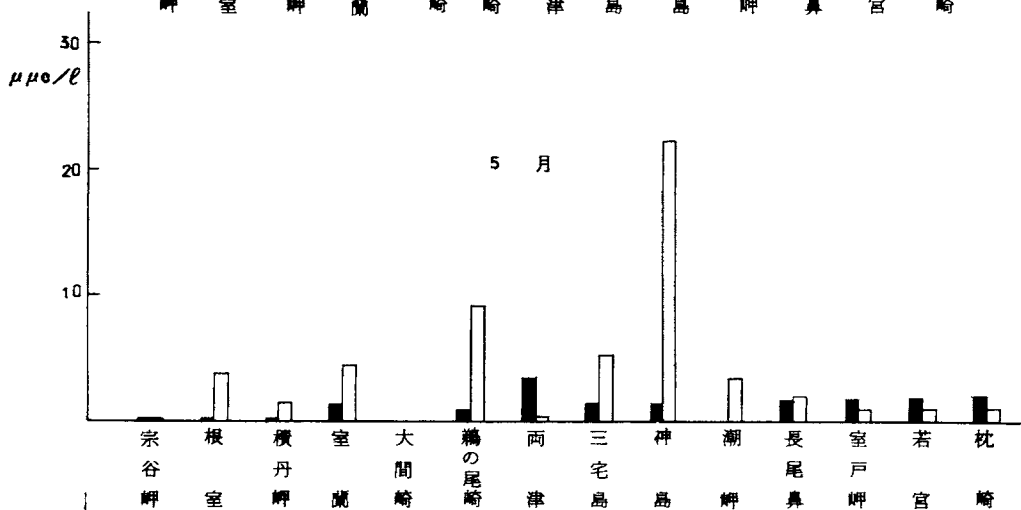
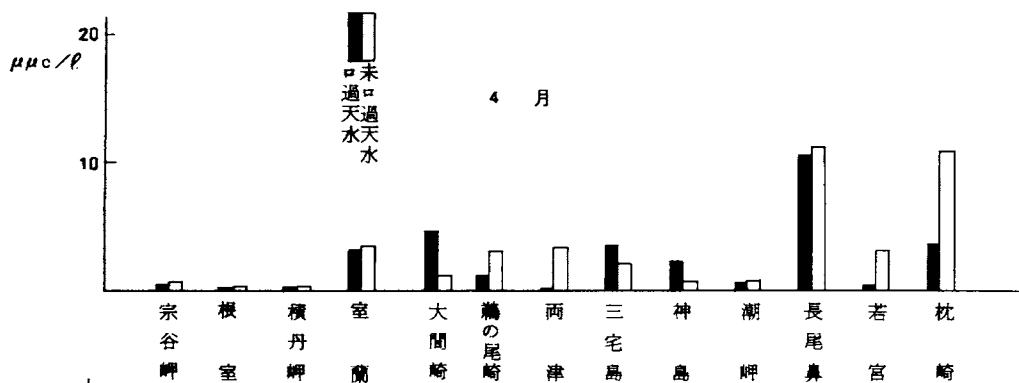
158頁12行以下を下記のように訂正する。

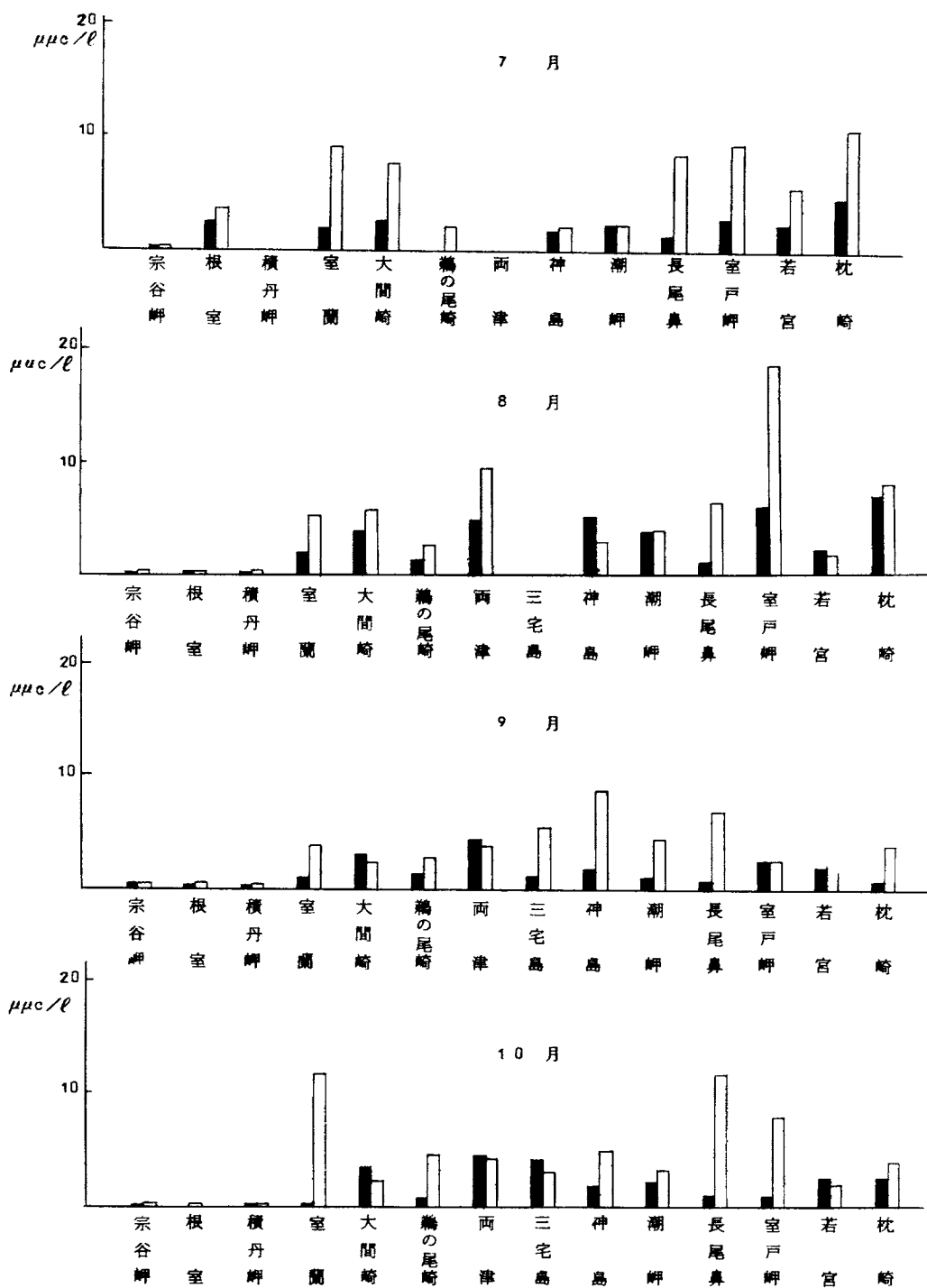
Table 1. Radio-chemical determination of ^{90}Sr and ^{137}Cs

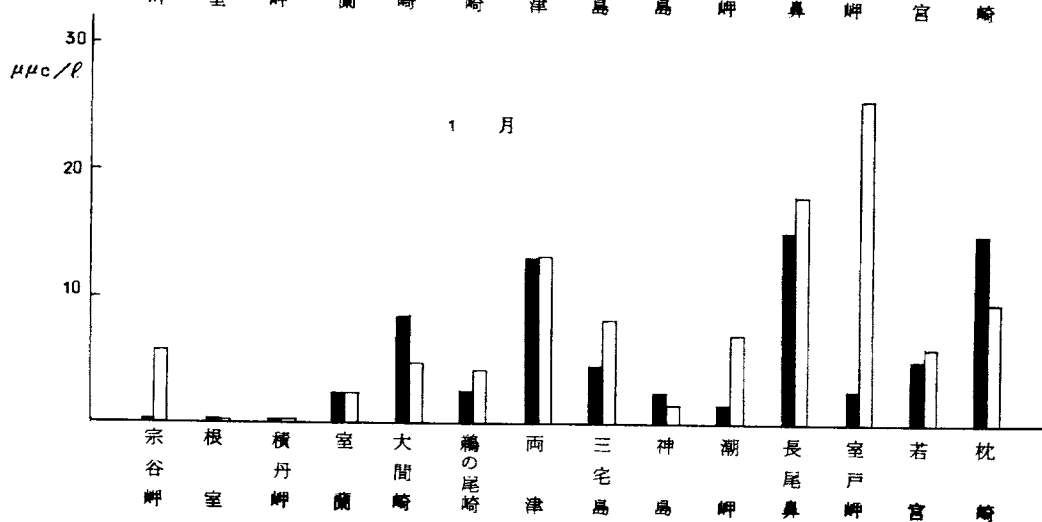
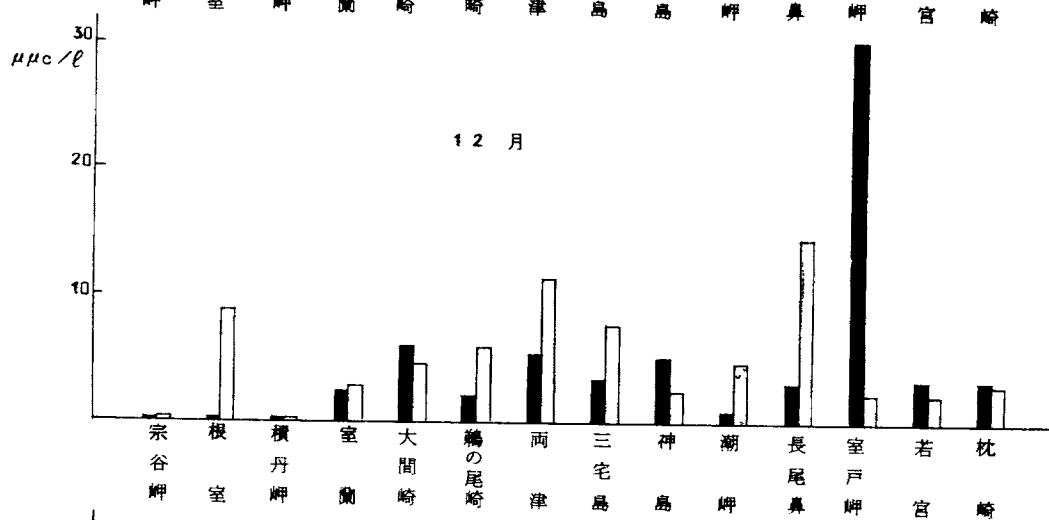
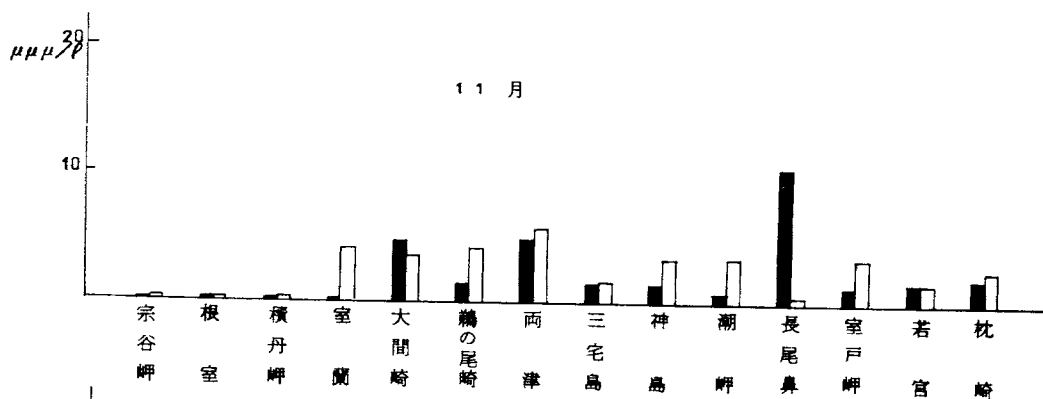
10 l of sample solution

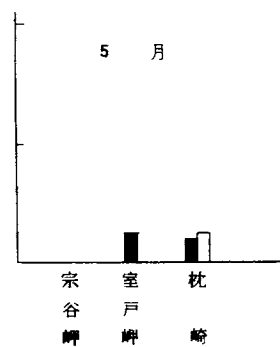
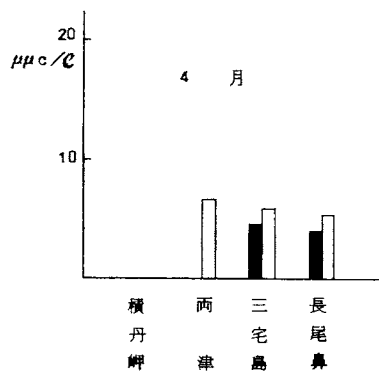
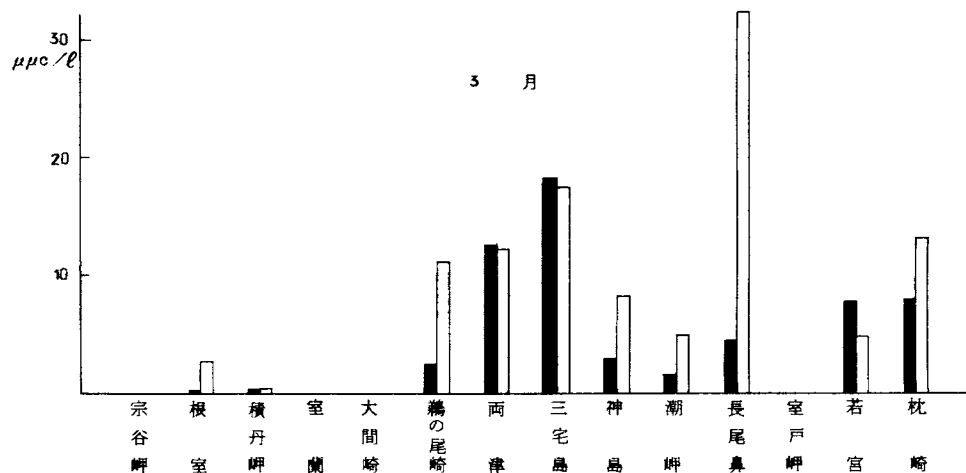
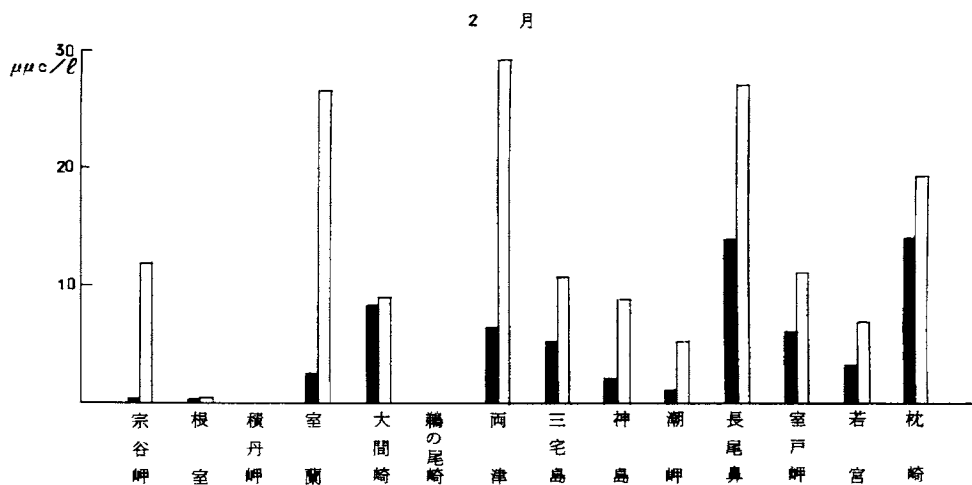
	Add 100ml of HNO_3 Stand for about a week Add 100mg of Sr^{2+} and 500mg of Cs^+ Heat about to 80° and add 100g of Na_2CO_3 with mechanical stirring Continue stirring for another 30 min or more Stand overnight Siphon the supernatant
Supernatant	Precipitate
Add 100mg of P as NaH_2PO_4 Heat gently to 50° add 15 g of $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ with mechanical stirring and continue stirring for another 30 min or more Stand overnight Siphon supernatant	Dissolve in 100ml of N-HCl Heat gently to about 90° and neutralize with NH_4OH Add 50ml of satd. Na_2CO_3 Stand overnight Filter through a glass filter
	Precipitate
Precipitate	Dissolve in 20ml of 6N- HNO_3 Add dropwise 70ml of fum. HNO_3 with mechanical stirring Stand overnight Filter through a glass filter.
Dissolve 100ml of NH_4OH (1-2) Add HCl until precipita- tion begins and add more 10ml of excess HNO_3 Stand overnight Filter through a filter stick	Precipitate
	Dissolve in 30ml of H_2O Add 10mg of Ba^{2+}
Precipitate	Remove barium and radium as chromate and milk the ^{90}Y
Dry up in a dish of 60mm in water under infrared lamp and count by 256 channel pulse-height analyzer	

Siphon supernatant	Dissolve in 20ml of 6N-HNO ₃
	Add dropwise 70ml of fum
	HNO ₃ with mechanical sti-
Precipitate	rring
Dissolve in 100ml of NH ₄ OH	Stand overnight
(1→2)	Filter through a glass
Add HNO ₃ until precipitating	filter
begins and add more	Precipitate
10ml of excess HNO ₃	Dissolve in 20ml of H ₂ O
	Add 52ml of fum HNO ₃ and
	repeat above fum HNO ₃
Stand overnight	procedure
Filter through a filter	Precipitate
stick	Dissolve in 30ml of H ₂ O
Precipitate	Add 10mg of Ba ²⁺
Dry up in a dish of Remore barium and radium as 60mm dia-	
meter under Chromate and milk the ⁹⁰ Y	
infra-red lamp and	
count by 256 channel	
pulse-height analyzer	









粉乳中の ^{90}Sr および ^{137}Cs について

国立衛生試験所 長 沢 佳 熊

浦久保 五 郎， 亀 谷 勝 昭

緒言 1962年度に製造された粉乳について ^{90}Sr および ^{137}Cs の分析を行った。本実験では粉乳中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の含有量の地域的な変化を調べるため、7カ所の製造場所から全脂粉乳を集めて分析した。市販製品の製造の関係で、採取年月日は不均一であるが、かなり地域的な変化があるような傾向を示している。

分析方法および分析結果、 ^{90}Sr の分析は科学技術庁編の放射性ストロンチウム分析法に従い ^{137}Cs の分析は陽イオン交換樹脂を用い過剰のリン酸イオンを除去したのち、リンモリブデン酸アンモニウムおよびジピクリルアミンを用いる方法で定量した。つぎの表に粉乳100g当りの μpc 数を示す。

表 1 粉乳中の ^{90}Sr および ^{137}Cs

製造場所	製造年月日	^{90}Sr $\mu\text{pc}/100\text{g}$	^{137}Cs $\mu\text{pc}/100\text{g}$
北海道遠軽	1962. 8. 4	12.2 $\pm$ 0.4	11.0 $\pm$ 3.4
福 島	" 9. 7	7.9 $\pm$ 0.4	49.3 $\pm$ 2.6
松 本	" 4. 11	3.5 $\pm$ 0.3	14.6 $\pm$ 1.7
東 京	" 4. 17	4.1 $\pm$ 0.4	16.4 $\pm$ 1.2
"	" 5. 21	5.6 $\pm$ 0.3	45.4 $\pm$ 1.8
"	" 9. 9	5.1 $\pm$ 0.3	39.0 $\pm$ 1.1
"	" 10. 14	8.0 $\pm$ 0.3	55.3 $\pm$ 2.5
"	" 11. -	6.1 $\pm$ 0.3	46.0 $\pm$ 2.3
"	" 12. 22	7.2 $\pm$ 0.3	45.0 $\pm$ 2.3
"	1963. 1. 21	6.4 $\pm$ 0.3	46.0 $\pm$ 2.3
"	" 2. 21	9.0 $\pm$ 0.4	45.3 $\pm$ 2.3
平 塚	1962. 7. 5	5.1 $\pm$ 0.3	43.3 $\pm$ 2.2
"	1963. 2. 23	5.4 $\pm$ 0.3	30.6 $\pm$ 1.9
"	" 3. -	5.2 $\pm$ 0.3	38.0 $\pm$ 2.1
徳 島	1962. 4. 15	4.0 $\pm$ 0.4	12.8 $\pm$ 1.6
"	" 5. 16	4.9 $\pm$ 0.4	21.4 $\pm$ 1.4
"	" 7. 3	6.5 $\pm$ 0.3	35.6 $\pm$ 1.4

徳 島	1962. 10. 12	7.7 ± 0.4	45.0 ± 2.3
"	1963. 1. 12	4.3 ± 0.4	24.5 ± 1.8
鹿 児 島	1962. 5. 19	14.2 ± 0.5	78.2 ± 2.1
"	" 12. 9	7.9 ± 0.4	51.0 ± 2.5

考察および結語 上記の分析結果から北海道では粉乳100g当りの ^{90}Sr および ^{137}Cs の値は 12.2 ± 0.4 および $110 \pm 3.4 \mu\mu\text{c}$ を示し、鹿児島では 14.2 ± 0.5 および $78.0 \pm 2.1 \mu\mu\text{c}$ を示した。之等の値は、いずれも本州中部地方で製造された製品より高い値を示しているが、数例の実験例しかないので十分な結論は得られない。また ^{90}Sr および ^{137}Cs の増加についても試料検数の少ないため、結論を出すことができなかった。

イオン交換樹脂による牛乳の除染法

日本乳業技術協会 野 崎 博

核実験の部分的停止が実行されている最近でも本邦産牛乳中にはなお相当多量の $\text{Sr}-90$ や $\text{Cs}-137$ を含んでいる。前年度に引続き牛乳中の異常放射性核種を除去すべくイオン交換樹脂利用法について研究を進めた。

牛乳中に含まれている $\text{Sr}-90$ や $\text{Cs}-137$ を除去すると同時に他方牛乳の変質（主に塩類組成比の変化から生ずる）をさけて、価値を落さないようにするには混合塩カチオン交換樹脂を用いるように配慮されねばならぬ。また現実の工場作業に加えて、放射能除去を実施するとすれば、連続作業の容易なカラム交換落法を採用することになろう。

ところで牛乳中の主要カチオン塩は K 、 Na 、 Mg 、 Ca であって、おのずからこの四者についての交換樹脂塩類の配合比が中心課題となる。そこで $\text{IR}-120$ の Na 型塩類樹脂を詰めたイオン交換塔に牛乳を流下させて、その原料牛乳と流出牛乳中の四種塩類変化のなくなったあとの交換樹脂塔中の塩類組成比を調べてみると、

	Na	K	Mg	Ca
原料牛乳塩類	10.0	1.37	0.34	2.44
樹脂内塩類	100	5.87	1.90	13.51

となる。

したがってイオン交換塔内の交換樹脂塩類比が表示のように組合わされておれば、塔内を流下処理される牛乳中の塩類比にはほとんど処理変化の起らないこととなる。おのずから牛乳の変質による価値低下も少なく目的と一致する方法として採用し得る。

ところで別に作られたNa型、K型、Mg型、Ca型樹脂が前述の割合で混合されればよろしいが、均一混合は難しいから同一組成溶液内に放置して、自然平衡状態に達するをまたねばならぬ。しかしその手間が面倒であるから、簡易常法を用いて使用済みのイオン交換塔を以下のような溶液で洗滌すれば、新生混合塩型樹脂を作ることが出来る。

$$\text{牛乳中塩組成比} + \frac{\text{樹脂内塩組成比} - \text{牛乳中塩組成比}}{2}$$

以上の式から実験的に得られる各塩類濃度は

NaCl	7.7 g/l	MgCl ₂	7.0 g/l
KCl	35.5 g/l	CaCl ₂	58.0 g/l

となる。以上の混合塩溶液濃度を約10% (≒1.8N)とした水溶液を作って、再生を要するカラム塔を流下させると、カラム内樹脂の約20倍量の通過 (S. V. 7.0) で、ほぼ水溶液の塩組成比に変化はなくなる。

以上は一応標準的な方法に過ぎないので、一部再生剤の組成比をかえながら、流下牛乳中の塩類組成比を分析し、乳質変化の少ない再生剤液の組成を検討した。その結果現在の時点では、再生液の組成は、

Na	0.13	Mg	0.23 eq/l
K	0.77	Ca	0.67

であれば、通塔牛乳中の塩組成は

K	Na	Mg	Ca
+ 2.0%	- 1.3	- 3.2	- 7

の変化にとどまり、また牛乳の変質程度は

	原 料 乳	処 理 乳
アルコールテスト	(-)	(-)
98°C、60分加熱	(-)	(-)
比 粘 度	0.01800	0.01828
比 重	1.0314	1.0314
カード、テンション	45.0 g	44.0 g
全 固 形 分 %	11.81	11.67

となって、変質防止成果としては最良の効果をおさめ得た。

そこで本剤で再生された交換樹脂カラムによって、混入放置された牛乳中のSr-85やCs-134が如何に除去され得るか。

その点検討した結果は次の通りである。

条件 : 牛乳の流速SV 1.0

milk/resin 容量比	除 去 率	
	Sr-85	Cs-134
1	71.5	94.8
2~4	66.5	98.2
4~6	64.8	94.2
6~8	63.9	91.7
8~10	64.3	96.0
~25	62.5	-
~50	58.1	-
~100	53.2	-

Cs は比較的除き易いが、Sr はやゝ除去効率は落ちる。しかし交換樹脂の 10 倍量程度の通乳量であれば、約 65% の Sr は除き得るし、100 倍量の牛乳を通す場合でもなお 50% 以上の Sr 除去能力が保有される。

ところで汚染牛乳から Sr や Cs を集中吸着したイオン交換樹脂から、それら汚染核種を除去するには如何にするか。最も実用的な手段、再生液による吸着 Sr や Cs の離脱速度を調べてみると

再生液／樹脂 容量比	Sr-90	Cs-137
1.5	37%	45%
1.5~3.0	17	20
3.0~4.5	12	10
4.5~6.0	9	10
6.0~7.5	6	6
7.5~9.0	5	-
計	86	91

約 10 倍量の再生剤液を流せば、ほぼ 90% の吸着汚染物が交換樹脂から落離されることが明らかとなる。

なお現在、180 l/hr 能力の汚染除去装置を用いて、牛乳の放射能汚染物除去における中間工場試験を続行中である。

牛乳および飼料中の Sr-90、Cs-137 汚染濃度の推移

農林省畜産試験場 榎 原 宏，三 原 俊 彦
宮 本 准，野 崎 博

昭和36年秋、ソ連の50メガトン級水爆実験以来、当场では全国6ヶ所の地点より、毎月そこで飼養中の牛から搾乳した牛乳を集め、そのSr-90、Cs-137の汚染濃度を測定分析してきた。

それらの結果は、これまでに逐次報告してきたが、今回は昭和37年4月より、38年9月までの経過につき報告する。

また、37年度よりこれら搾乳牛の飼料（牧野草類）の一部について測定分析を併行してきたので、あわせて報告する。

大きな特徴としては次の傾向があげられる。

牛乳のSr-90：昭和37年6～8月にいちじるしく高い時期があらわれ、とくに北海道産のものは40S.U.にもおよんだ。9月以降、それらはふたたび低下してきて何れも20S.U.以下になり、それから順次ゆるやかに下降の線をたどる。38年2月には何れの地域も10S.U.以下に下り、ここに最低の谷間を作っている。それが5月をすぎるとふたたび増加し、7、8月には何れも20S.U.を上まわった。とくに千葉の6月産の牛乳は34S.U.を示した。

地域的には、だいたい北海道、東北が高く、関東、九州のは低い傾向にある（ただし、38年6月は例外）。

牛乳のCs-137：昭和37年4月から38年2月頃までは、Sr-90とほぼ類似した傾向を示しているが、Sr-90にみられた38年2月の最低の谷間は、Cs-137においては認められない。Cs-137は、38年の3月以降は急激に増大し、1000C.U.のラインをはるかに突破し、とくに東北産の5月の牛乳は2000C.U.を越している。この傾向は8月になっても変わらず、2000C.U.の線を超えるものが増えてきた。

飼料のSr-90およびCs-137：牛乳に比べて、系統だったサンプリングができなかったもので、飼料-牛乳の汚染関係を明確に指摘するには至らない。しかし、両者の間のだいたいの関連は知ることができたので、現在、これをもとにして飼料のサンプリングの体系化をはかりつつある。

追補：東北地方より得た牛乳は、北海道のものと並んで汚染が高いのが目立つ。そのため、東北でのサンプル採取地点を増加して、その汚染の推移をとくに注視する必要性が痛感された。さいわい、東北大学農学部畜産物利用教室（中西武雄・菅原 弘）では同じ意図のもとに測定分析が行なわれていて、そのデータはその点を解明するにきわめて重要である。あわせて報告する。

牛肉のセシウム-137汚染濃度

農林省畜産試験場 榎原 宏, 三橋 俊彦
野崎 博

現在わが国民の食生活は、従来の米麦中心より次第に変化して、畜産物の需要が年々増大してきた。

Cs-137は半減期が33年にもおよび、化学的行動がKによく似ているので、体内に入ると、筋肉や臓器など、柔組織の細胞へ移行し蓄積される。

この元素はきわめて容易に吸収されるが、また排泄も速いので、食品からとりこまれると割合に容易に身体を通過して出て行く。したがって外界の汚染が一時的であればさほどでもないが、それが永続的になれば問題が起ってくる。これは家畜でも同様で、飼料が、Fall-outで永続的に汚染された事態となるならば、とくにK含量の多い牛肉は、Cs-137の汚染に注目しなければならない。

この意味から、当畜産試験場において10数頭の牛(乳牛)につき、そのCs-137の汚染濃度を測定した。

今回はそれらの成績をまとめて、その一部をここに報告する。

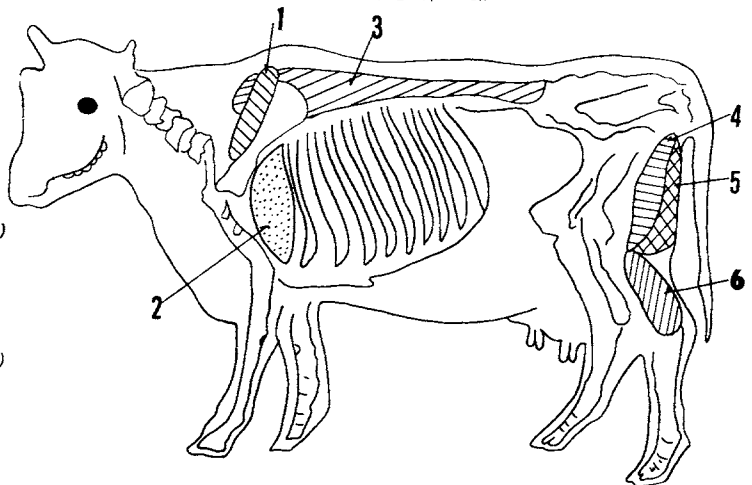
1. 測定分析

試料

本場において「牛の栄養障害発生試験のために飼養した、ホルスタイン系(18カ月令)を試験終了後屠殺し、その筋肉について分析した。各筋肉の採取部位は、第1図に示す通りである。採取は主な部位から6ヶ所とし、1試料あたりそれぞれ1~2Kgを用いた。

第1図

1. 上筋(とうがらし)
2. 上腕三頭筋(さんかく)
3. 背最長筋(ロース)
4. 半様筋(しきんぼう)
5. 半膜様筋(うちもも)
6. 腹筋(はばき)



分 析

各部位の筋肉を鉄製容器内で、注意して炭化する。この炭を砕いてよく均一に混合し、これを磁製ビーカーに入れ、電気炉にて 550°C で24～48時間かけて灰化する。

この灰を塩酸(1:1)約50mlに溶解し、Carrierとして、 Cs^{+} 50mgを添加し口過。その口液を蒸留水で250mlに定容する。このうち、1mlを取り、Tetra Phenyl Borateによる重量法でKを定量して、K含量をもとめる。残りの溶液はビーカーに移し、これにリン・モリブデン酸アンモニウムの粉末約0.5gを添加、攪拌して口過。口液は捨てる。

沈澱はアンモニア水(1:4)1～2mlで溶解する。たいていこのとき、リン酸第二鉄の白い沈澱が現われるので、しばらく放置して再口過する。この口液に蒸留水を加えて100ml以上とする(次の操作でKがCsと共沈するのを防ぐため)。

これに10%塩化白金溶液1mlを加え、塩化白金酸セシウムとして沈澱させ、小型口紙で口過し、GM計数管でその放射能を計測した。以下常法により、標準試料より求めた校正常数でCs-137の $\mu\mu\text{c}$ 値を得た。

2. 結果および考察

全体として、Cs-137の汚染濃度は比較的良かった。

また各部位ごとにも、特に汚染の高い部位は見出せない。なかには多少高いと思われるものもあるが、有意の差はなく、何れも測定誤差の範囲内におさまるようである。

測定に供した牛は、ほとんどが特殊な試験目的のために飼養されたもので、その飼料は人為的に大きなかたよりが作られ、青乾草類は殆んど給与されていない。したがって、この値がそのまま現在の牛肉のCs-137汚染濃度を代表しているとはいえない、むしろ汚染濃度の最も低い例であるとするほうが妥当であろう。

しかし低いとはいえ、一般的に約 $20\mu\mu\text{c/Kg}$ くらいのCs-137が検出された。

今後、外部環境における汚染濃度が増大して、かつ、それが永く続くようになれば、牛肉のCs-137濃度も樂觀視できなくなるであろう。

高Ca給与による牛乳へのSr-90分泌抑制試験

農林省畜産試験場 檀 原 宏、○宮 本 進
野 崎 博

1. 試験目的

本試験は牛乳の汚染除去対策の一環として行なわれた。SrはCaと同じアルカリ土類に属し生体内ではほぼ同一の行動をとるが、代謝過程においていくつかの選別作用によりCaと選別さ

れる。従って飼料中のCaの量を増せばSr-90の吸収が抑制され、牛乳への分泌が減少することを予測したものである。

2. 供試動物および試験方法

北海道農試畜産部、九州農試畜産部および畜産試験場（千葉）の3カ所で飼養中のホルスタイン種乳牛をそれぞれ2頭づつえらび供試した。これらの一対の試験牛は体重、経産歴、乳期、泌乳量などのできるだけ近似したものがえられ、ほとんど同一の飼養管理下におかれた。放牧を主としたが、なかには継牧を行なったものもある。

試験方法は各場それぞれの事情に応じ、開始時期、試験期間は異なったが、方式はすべて同一とし、2頭を1対として試験期、対照期を交互にくりかえして、さらにそれらを各頭毎に反対にくみあわせたいわゆるスイッチバック方式（Switch Back methods）を用いた。

対照期には通常飼料を給与し、試験期には飼料中にCa剤（炭酸カルシウムにリン酸ナトリウムを混合してP/Caの値の変化を防いだ）を添加した。Ca剤添加量は各場により若干こととなるが、大体1日1頭あたり500g位を与えた。これに対して対照牛は1日1頭あたり100～150g程度である。

3. 試験結果および考察

第1表に試験結果を示す。各測定値の信頼度が低いので、通常のt-testおよび分散分析法を適用するには意味がうすくなる。そこで結果を符号検定法（Sign test）によって検定した。その結果、北海道および九州で5%の有意性が認められ、試験期の方が対照期より牛乳中の⁹⁰Srが少なかったが、千葉では両者のちがいが認められなかった。この試験から、総じてCa給与期間は牛乳へのSr-90分泌濃度が、対照期間にくらべ若干低下することがうかがえる。

なお、ひきつづき切り返し（Switch Back）の回数や分析点数を増加して、この種の除染の試験を行なっている。

第1表 〔高Ca給与による牛乳中の ^{90}Sr 分泌抑制〕

値はすべて $\text{SU} = ^{90}\text{Sr } \mu\text{C}/\text{Ca}^2$

測定期 (回)	北海道		千葉県		九州	
	試験期 (Ca添加)	対照期 (無添加)	試験期 (Ca添加)	対照期 (無添加)	試験期 (Ca添加)	対照期 (無添加)
1	37.8	43.0	8.4	11.9	6.0	7.4
2	42.4	50.6	4.3	11.2	9.1	14.3
3	15.2	17.7	5.0	9.8	10.0	18.8
4	20.7	16.7	5.1	2.8	7.3	10.4
5	14.0	19.2	5.8	2.7	3.4	10.5
6	16.5	15.8	4.9	4.3	4.7	4.1
7	19.8	20.4	5.0	7.0	7.7	9.3
8	8.8	9.9	3.3	2.8	5.5	5.0
9	16.3	16.0	2.7	2.9	4.7	1.8
10			2.2	2.9	4.9	5.5
平均	21.3	23.1	4.7	5.8	6.8	8.7
	*				*	

(注1) 差の有意性はH: 試験-対照=0としてSign test (符号検定法) によった。

(注2) 測定値の間の横線は切り返し(Switch Back)を示す。

家畜骨中のSr-90について

農林省家畜衛生試験場

○林 光昭, 宮尾 陟

1963年5月から8月までに採取した馬骨42例(6地区)、牛骨58例(9地区)、豚骨13例(1地区)、山羊骨2例(1地区)についての ^{90}Sr 濃度は第1表～第3表に示すとおりであった。なお、空欄の部分については現在分析中である。また、年次別の推移については第4表に1957年以来の牛馬骨の ^{90}Sr 濃度の平均値を示した。

第 1 表 馬 骨 ^{90}Sr 濃 度

採 取 地	例 数	$\text{Sr}/1000\text{Cr}$	S . U
北 海 道	8	0.659 ± 0.182	50.6 ± 19.2
宮 城	4	0.587 ± 0.134	86.8 ± 43.6
東 京	9	0.543 ± 0.104	50.2 ± 10.1
長 野	9		
広 島	5		
宮 崎	7	0.492 ± 0.067	55.8 ± 16.0

第 2 表 牛 骨 ^{90}Sr 濃 度

採 取 地	例 数	$\text{Sr}/1000\text{Ca}$	S . U
北 海 道	7	0.371 ± 0.088	23.6 ± 7.4
宮 城	3		
山 形	5	0.207 ± 0.056	22.2 ± 5.4
東 京	10		
新 潟	9		
長 野	7	0.329 ± 0.104	10.6 ± 3.9
鳥 取	5	0.341 ± 0.054	19.5 ± 2.9
広 島	5		
宮 崎	7	0.254 ± 0.057	35.4 ± 17.2

第 3 表 豚、山羊 ^{90}Sr 濃 度

採取地	例 数	$\text{Sr}/1000\text{Ca}$	S . U
豚 東 京	13	0.237 ± 0.052	8.48 ± 4.9
山羊 東 京	2	0.383 ± 0.036	26.8 ± 3.6

第 4 表 牛馬骨 ^{90}Sr 濃度の推移 (1957年~1963年)

年 次	牛 骨		馬 骨	
	例 数	^{90}Sr 濃度 (S . U)	例 数	^{90}Sr 濃度 (S . U)
1957	96	4.0 ± 1.5	1	11.8
1958	3	9.3 ± 4.3	12	14.3 ± 9.1
1959	34	8.8 ± 5.2	23	25.1 ± 14.4
1960	61	10.0 ± 4.1	39	20.6 ± 11.9
1961	57	10.3 ± 3.4	21	21.9 ± 6.6
1962	44	17.4 ± 4.9	34	30.8 ± 8.1
1963	58		42	

現在分析が完了していないので本年度の成績について最終的な考察を加えることはできないが、馬骨については、各地区とも前年の成績に比べさらに著しく高い値が得られており、今年の馬骨の平均値は前年の値を大きく上回るものと思われる。また、今年の馬骨の1例で $1.60\text{S} \cdot \text{U}$ という、これまでの家畜骨調査例の中で最も高い値が得られていることなどから、昨年から今年にかけての ^{90}Sr 汚染は相当に著しいものであったと考えられる。牛骨についても馬骨と同様に前年の値より一層の増加がうかがわれる。豚骨では ^{90}Sr 濃度は $8.48\text{S} \cdot \text{U}$ であり1957年に調べた $1.103\text{S} \cdot \text{U}$ に比べ著しく高く、また山羊骨についても $26.8\text{S} \cdot \text{U}$ で、1957年の $0.88\text{S} \cdot \text{U}$ より遙かに高く、いずれもこの数年の間に ^{90}Sr 汚染が著しく増加していることを示している。なお、これまでの調査結果では雑食動物である豚の ^{90}Sr 汚染は、牛馬等の他種動物に比べ比較的低いものであるが、本年の豚骨材料は生後約10ヶ月の豚材料であることから、その ^{90}Sr 汚染のほとんどは今年の汚染飼料に由来するものと考えられる。また山羊骨についても例数は少ないが、飼料汚染の著しいことが知られる。

馬骨、牛骨間の ^{90}Sr 濃度差は、その飼養管理、摂取飼料などの相違によるものと考えられる。しかし今迄の分析例におけると同様、両者の間の Sr/Ca 比が明らかな差を示していることは、これらによる影響と同時に、 $\text{Sr}-\text{Ca}$ の差別率の違いも影響するのではないかと考えられる。

地域的には馬骨では従来のように北、裏日本ばかりでなく、表日本の東京あるいは宮崎における成績も著しく高かったが、この点については更に究明したい。また内陸の長野の馬骨の成績はまだ分析が完了していないので不明であるが、牛骨については他地区よりもやや低く、これまで得られた内陸が低いという成績とはほぼ一致するものと思われた。

なお、年令による ^{90}Sr 濃度差は年令不詳の材料が多く、明らかな成績を出すことはできなかったが、人でみられているような年令差は明らかでなかった。

人 骨 中 の ^{90}Sr に つ い て

放射線医学総合研究所 ○佐 伯 誠 道， 田 中 義一郎
小 柳 卓， 富 川 昭 男

日本人の人骨への ^{90}Sr の蓄積量を明らかにし、放射能対策に資するため、1962年度には東京、大阪、京都、新潟、宮城、福島よりの合計322検体の人骨（主として肋骨）を採取し、その297試料について分析を行なった。

1963年度は10月までに採取された東京、千葉、埼玉、秋田、宮城、福島、新潟の489検体の人骨（主として肋骨）のうち198試料の ^{90}Sr を分析した。

^{90}Sr の分析は、発煙硝酸分離法により行ない、低バックグラウンドカウンタ（医理学製LBC

- 13) を用いて ^{90}Sr について計測を行った。

天然 Sr については昭和 36 年度放医研年報記載の「蛍光分析による人骨の Sr 定量法」により定量した。

1962 年度の測定結果は個人別試料を第 1 表に、数個合せた合併試料を第 2 表に記した。

試料は各年令別とし、天然 Sr 含量は Ca との比の 1,000 倍をもって表し、 ^{90}Sr 量は Ca 1g 当りの $\mu\mu\text{c}$ (ストロンチウム単位) で表した。

すなわち、1962 年の結果によれば、日本人の人骨の ^{90}Sr 濃度は、胎児 $0.83 \text{ S.U.} \pm 0.23$ 、0~4 才 $1.39 \text{ S.U.} \pm 0.70$ 、5~19 才 $1.49 \text{ S.U.} \pm 0.39$ 、20 才以上 $0.42 \text{ S.U.} \pm 0.20$ であり、年少者の ^{90}Sr 濃度が高いことが示された。胎児の人骨の ^{90}Sr 濃度は年少者のそれより低い結果であり、この点は日本人に關しての従来の定説と異なる結果を得た。

1963 年度の測定結果は現在整理中であるので、上記の点を検討した結果について席上で発表を行なう。

第 1 表 人骨の ^{90}Sr 分析結果 (個人別試料)

年 令 (才)	地 区	骨 種	$\text{Sr}/\text{Ca} \times 10^3$	S U $\pm$ s.d
(妊娠 7 月)	東京	全身骨	0.7	1.00 $\pm$ 0.07
(" 7 月)	"	"	0.6	1.17 $\pm$ 0.06
(" 8 月)	"	"	0.7	0.70 $\pm$ 0.05
(" 10 月)	"	"	0.6	0.95 $\pm$ 0.10
(分娩後 7 月)	"	"	0.6	0.59 $\pm$ 0.05
8 年	宮城	大腿骨	0.7	1.44 $\pm$ 0.07
8 "	"	"	0.7	0.93 $\pm$ 0.05
11 "	京都	肋骨		1.44 $\pm$ 0.07
12 "	宮城	胸 骨	0.4	2.22 $\pm$ 0.19
14 "	福島	脊椎骨	0.7	1.56 $\pm$ 0.10
15 "	宮城	胸 骨	0.8	2.02 $\pm$ 0.09
17 "	新潟	肋骨		1.72 $\pm$ 0.08
18 "	大阪	"		1.38 $\pm$ 0.12
19 "	"	"		2.00 $\pm$ 0.08
19 "	東京	"		1.07 $\pm$ 0.07
20 "	新潟	"		1.28 $\pm$ 0.02
20 "	"	"	0.6	1.42 $\pm$ 0.08
21 "	東京	大腿骨		0.65 $\pm$ 0.09
22 "	大阪	肋骨		0.55 $\pm$ 0.08
24 "	"	"		0.37 $\pm$ 0.06
24 "	新潟	"		0.85 $\pm$ 0.06

年 令 (才)	地 区	骨 種	Sr/Ca $\times 10^3$	S. D. $\pm$ s. d.
24年	新潟	肋 骨	0.5	0.48 $\pm$ 0.04
" "	東京	"		0.63 $\pm$ 0.04
25 "	"	"	0.8	0.58 $\pm$ 0.05
" "	新潟	"	0.5	0.38 $\pm$ 0.04
" "	"	"	0.6	0.38 $\pm$ 0.04
26 "	東京	骨		0.92 $\pm$ 0.02
27 "	"	肋 骨		0.64 $\pm$ 0.05
" "	新潟	"	0.6	0.68 $\pm$ 0.06
" "	"	"	0.7	0.64 $\pm$ 0.05
" "	"	"	0.6	0.14 $\pm$ 0.03
28 "	"	"		0.45 $\pm$ 0.03
" "	"	"	0.6	0.84 $\pm$ 0.06
29 "	"	"	0.6	0.42 $\pm$ 0.04
30 "	大阪	"		0.38 $\pm$ 0.04
31 "	新潟	"		0.79 $\pm$ 0.05
" "	"	"	0.4	0.34 $\pm$ 0.04
" "	"	"	0.5	0.25 $\pm$ 0.04
36 "	"	"	0.6	0.39 $\pm$ 0.03
37 "	"	"	0.5	0.55 $\pm$ 0.06
" "	大阪	"		0.17 $\pm$ 0.03
38 "	新潟	"	0.5	0.34 $\pm$ 0.03
" "	東京	胸 骨		0.39 $\pm$ 0.03
39 "	"	骨		0.78 $\pm$ 0.02
" "	"	胸 骨		0.41 $\pm$ 0.06
40 "	新潟	肋 骨		0.33 $\pm$ 0.03
" "	"	"		0.27 $\pm$ 0.03
41 "	東京	胸 骨		0.33 $\pm$ 0.03
42 "	大阪	肋 骨		0.36 $\pm$ 0.04
43 "	東京	大腿骨		0.30 $\pm$ 0.03
" "	"	膝 骨		0.09 $\pm$ 0.01
44 "	"	肋 骨		0.33 $\pm$ 0.03
45 "	"	骨		0.21 $\pm$ 0.03
47 "	"	肋 骨		0.35 $\pm$ 0.03
" "	新潟	"	0.5	0.29 $\pm$ 0.03
48 "	"	"	0.7	0.44 $\pm$ 0.04
" "	"	"	0.6	0.33 $\pm$ 0.04
49 "	京都	"		0.23 $\pm$ 0.04
50 "	東京	大腿骨		0.32 $\pm$ 0.04

年 令 (才)	地区	骨 種	Sr/Ca $\times 10^3$	S U $\pm$ s . d
5 2 年	東京	胸 骨		0. 3 5 $\pm$ 0. 0 3
5 3 "	"	肋 骨		0. 3 3 $\pm$ 0. 0 3
5 4 "	"	脊椎骨		0. 3 2 $\pm$ 0. 0 3
" "	新潟	肋 骨	0. 6	0. 3 2 $\pm$ 0. 0 3
" "	"	"	0. 5	0. 1 9 $\pm$ 0. 0 2
5 5 "	東京	骨		0. 1 7 $\pm$ 0. 0 4
" "	新潟	肋 骨	0. 5	0. 1 6 $\pm$ 0. 0 1
5 6 "	東京	胸 骨		0. 4 0 $\pm$ 0. 0 5
" "	新潟	肋 骨	0. 5	0. 2 7 $\pm$ 0. 0 3
5 8 "	東京	"		0. 2 2 $\pm$ 0. 0 3
5 9 "	"	"		0. 1 9 $\pm$ 0. 0 1
" "	"	"		0. 3 9 $\pm$ 0. 0 3
" "	新潟	"	0. 6	0. 0 9 $\pm$ 0. 0 6
" "	"	"	0. 5	0. 3 9 $\pm$ 0. 0 3
6 1 "	東京	胸 骨		0. 4 1 $\pm$ 0. 0 3
" "	新潟	肋 骨	0. 4	0. 5 6 $\pm$ 0. 0 5
6 3 "	東京	脊椎骨		0. 6 0 $\pm$ 0. 0 4
" "	"	肋 骨		0. 3 2 $\pm$ 0. 0 3
" "	新潟	"		0. 1 8 $\pm$ 0. 0 2
" "	"	"	1. 0	0. 0 8 $\pm$ 0. 0 1
" "	"	"	0. 6	0. 2 6 $\pm$ 0. 0 4
6 4 "	"	"	0. 5	0. 6 3 $\pm$ 0. 0 4
6 5 "	"	"	0. 6	0. 1 7 $\pm$ 0. 0 2
6 6 "	"	"	0. 6	0. 1 8 $\pm$ 0. 0 1
6 8 "	"	"		0. 3 2 $\pm$ 0. 0 3
6 9 "	京都	"		0. 5 4 $\pm$ 0. 0 7
7 1 "	"	"		0. 5 8 $\pm$ 0. 0 6
" "	新潟	"	0. 6	0. 2 5 $\pm$ 0. 0 4
7 2 "	東京	膝 骨		0. 1 2 $\pm$ 0. 0 2
7 3 "	"	肋 骨		0. 2 2 $\pm$ 0. 0 2
" "	新潟	"	0. 0. 9	0. 2 1 $\pm$ 0. 0 3
" "	"	"		0. 1 0 $\pm$ 0. 0 1
7 4 "	東京	"		0. 3 5 $\pm$ 0. 0 3
7 6 "	新潟	"	1. 1	0. 3 4 $\pm$ 0. 0 3
7 8 "	"	"	0. 3	0. 5 5 $\pm$ 0. 0 4
7 9 "	"	"	0. 7	0. 2 9 $\pm$ 0. 0 2
8 0 "	"	"	1. 2	0. 3 6 $\pm$ 0. 0 5

第2表 1962年人骨中の⁹⁰Sr分析結果(合併試料)

年 令 (才)	地区	骨 種	個体数	Sr/Ca $\times 10^3$	S U $\pm$ s.d
胎 児	東京	肋 骨	5		0.54 $\pm$ 0.05
~ 12月	"	"	6		1.13 $\pm$ 0.04
0 ~ 3年	"	"	7		0.80 $\pm$ 0.06
" "	"	"	12		2.24 $\pm$ 0.12
9 ~ 17 "	"	"	3		0.91 $\pm$ 0.05
12 ~ 17 "	"	"	3		1.58 $\pm$ 0.14
18 ~ 19 "	"	"	2		1.61 $\pm$ 0.20
" "	"	"	4		1.12 $\pm$ 0.09
20 ~ 22 "	"	"	4	0.5	0.31 $\pm$ 0.04
20 ~ 21 "	"	"	5		0.54 $\pm$ 0.05
20 ~ 25 "	"	"	6	0.7	0.57 $\pm$ 0.05
20 ~ 26 "	大阪	"	2		0.75 $\pm$ 0.04
21 23 28 "	"	"	3		0.78 $\pm$ 0.06
24 ~ 28 "	東京	"	5		0.53 $\pm$ 0.03
25 ~ 27 "	"	"	4	0.9	0.87 $\pm$ 0.05
25 ~ 29 "	"	"	4	0.8	0.47 $\pm$ 0.03
28 29 "	"	骨	2		0.65 $\pm$ 0.08
30 ~ 34 "	大阪	肋 骨	4		0.33 $\pm$ 0.06
30 ~ 39 "	東京	"	4	0.7	0.70 $\pm$ 0.06
32 37 "	京都	"	2		0.32 $\pm$ 0.05
33 ~ 36 "	東京	"	3		0.34 $\pm$ 0.05
34 35 "	大阪	"	3		0.59 $\pm$ 0.04
34 38 "	新潟	"	2	0.6	0.28 $\pm$ 0.03
35 36 "	大阪	"	2		0.33 $\pm$ 0.04
37 39 "	"	"	2		0.40 $\pm$ 0.04
40 40 "	新潟	"	2	0.5	0.40 $\pm$ 0.03
41 43 "	東京	"	2		0.73 $\pm$ 0.07
41 44 "	京都	"	2		0.54 $\pm$ 0.05
41 45 "	大阪	"	2		0.45 $\pm$ 0.05
42 ~ 51 "	東京	"	4	1.3	0.21 $\pm$ 0.05
44 ~ 52 "	"	"	3		0.33 $\pm$ 0.04

年 令 (才)	地区	骨 種	個体数	Sr/Ca $\times 10^3$	S U $\pm$ s . d
4 7 4 7 年	大阪	肋 骨	2		0. 4 6 $\pm$ 0. 0 8
5 0 5 4 "	東京	"	2		0. 4 1 $\pm$ 0. 0 6
5 0 5 8 "	大阪	"	4		0. 3 9 $\pm$ 0. 0 4
5 0 $\sim$ 5 9 "	"	"	4		0. 3 3 $\pm$ 0. 0 5
5 2 5 4 "	"	"	2		0. 4 8 $\pm$ 0. 0 5
5 4 5 6 "	新 潟	"	2		0. 3 6 $\pm$ 0. 0 2
5 4 $\sim$ 5 8 "	東京	"	2	0. 3	0. 3 8 $\pm$ 0. 0 3
5 5 $\sim$ 5 9 "	"	"	4	0. 3	0. 3 6 $\pm$ 0. 0 3
5 5 6 1 "	"	胸 骨	2		0. 4 5 $\pm$ 0. 0 6
5 5 6 2 "	"	"	2		0. 3 3 $\pm$ 0. 0 4
5 7 6 2 "	大阪	肋 骨	2		0. 5 6 $\pm$ 0. 0 5
5 8 5 9 "	京都	"	2		0. 7 4 $\pm$ 0. 0 4
6 0 $\sim$ 6 9 "	大阪	"	2		0. 1 9 $\pm$ 0. 0 2
60 61 63 "	"	"	3		0. 3 0 $\pm$ 0. 0 3
6 0 $\sim$ 6 4 "	東京	胸 骨	4		0. 6 1 $\pm$ 0. 0 6
6 0 $\sim$ 6 5 "	"	肋 骨	2		0. 5 4 $\pm$ 0. 0 5
60 62 66 "	大阪	"	3		0. 4 2 $\pm$ 0. 0 4
6 0 $\sim$ 6 8 "	東京	"	3		0. 2 4 $\pm$ 0. 0 3
6 1 6 2 "	"	"	4		0. 4 5 $\pm$ 0. 0 5
6 1 6 6 "	"	"	2		0. 0 6 $\pm$ 0. 0 3
6 1 $\sim$ 6 8 "	"	"	3		0. 2 9 $\pm$ 0. 0 3
6 3 $\sim$ 6 5 "	"	"	5		0. 1 9 $\pm$ 0. 0 2
6 3 $\sim$ 6 9 "	"	"	6		0. 4 6 $\pm$ 0. 0 5
6 3 $\sim$ 8 2 "	"	"	4		0. 3 0 $\pm$ 0. 0 4
63 65 72 "	"	脊椎骨	3		0. 7 0 $\pm$ 0. 0 5
6 9 $\sim$ 7 2 "	"	肋 骨	4		0. 3 4 $\pm$ 0. 0 3
7 0 $\sim$ 8 2 "	"	"	4		0. 1 9 $\pm$ 0. 0 3
7 1 $\sim$ 7 4 "	"	"	3		0. 2 4 $\pm$ 0. 0 3
7 3 $\sim$ 7 7 "	"	"	2		0. 2 6 $\pm$ 0. 0 3

人 尿 中 の Cs-137 の 濃 度

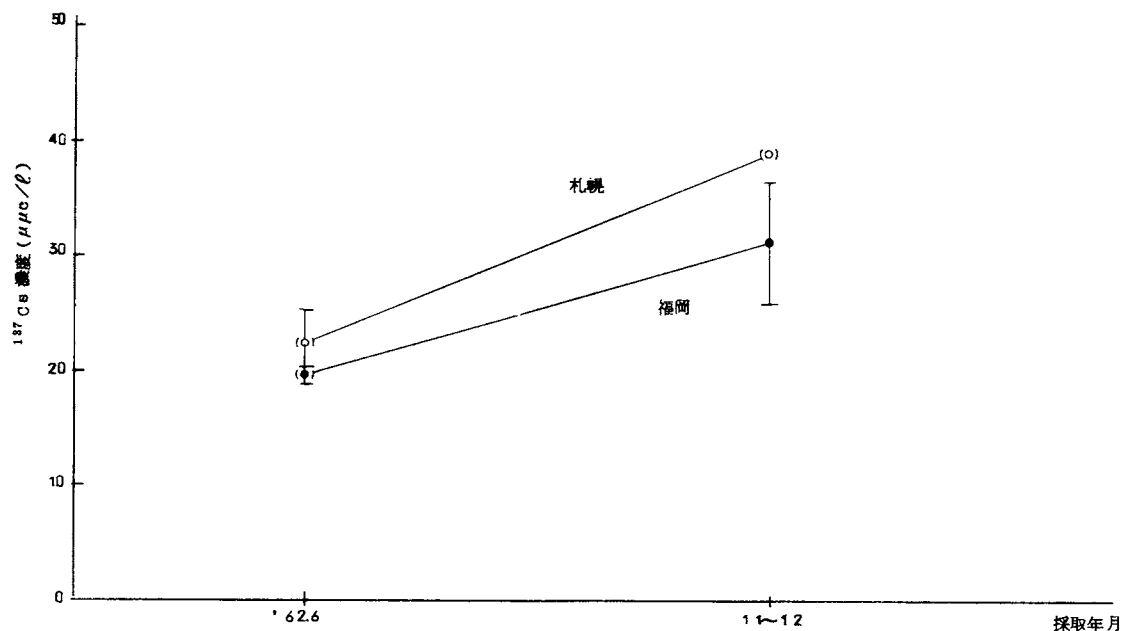
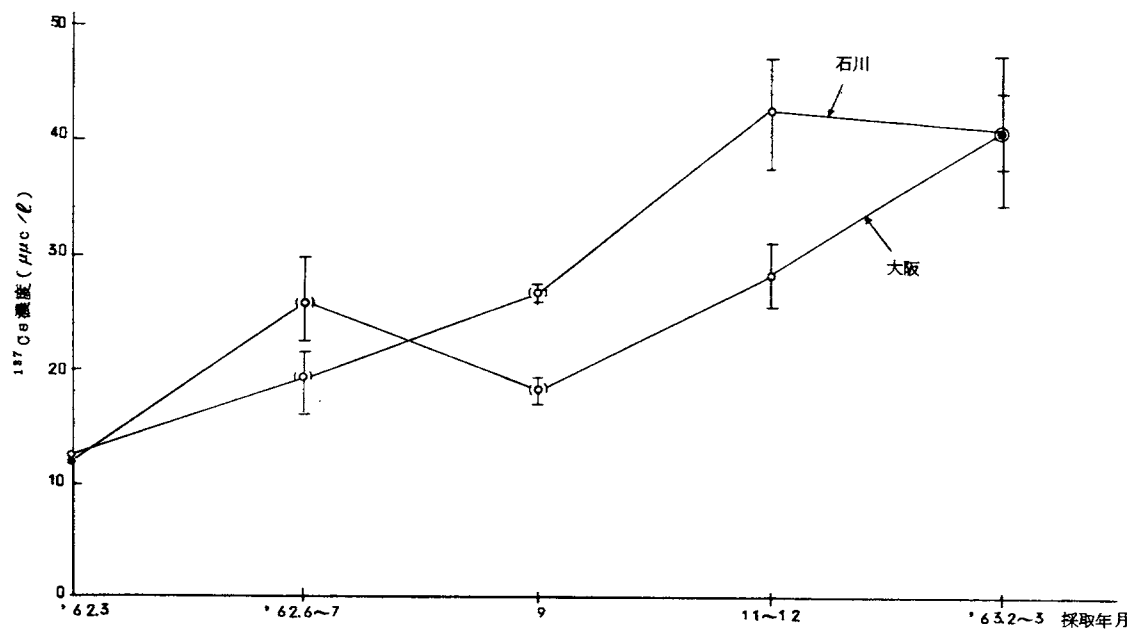
(放 医 研) 伊 沢 正 実, 内 山 正 史
田 野 実
(北海道衛研) 安 藤 芳 明
(石川衛 研) 板 倉 淳
(大阪公衆衛研) 沖 岩四郎
(福岡衛 研) 真 子 憲 治, 森 彬

核爆発実験に由来する放射性降下物の人体汚染を調べるための一つの手段として、昭和36年度に引き続き、大阪、石川両地区と、北日本、南日本における汚染をも調べるため札幌、福岡を加えて、各地区で中学生を対象として、尿中の ^{137}Cs の濃度を調べて来た。37年度においては、経年変化をより詳細に見るために大阪、石川両地区では3ヶ月間隔で4回、札幌、福岡では6ヶ月間隔で2回調査をおこなった。今回は36年度分までの結果と照合しながら、37年度に得られた結果を報告する。なお38年度分は現在分析中である。

分析法は36年度に用いた方法に従った。分析結果を第1、2、3図に示す。これらの分析結果から次のことがわかる。

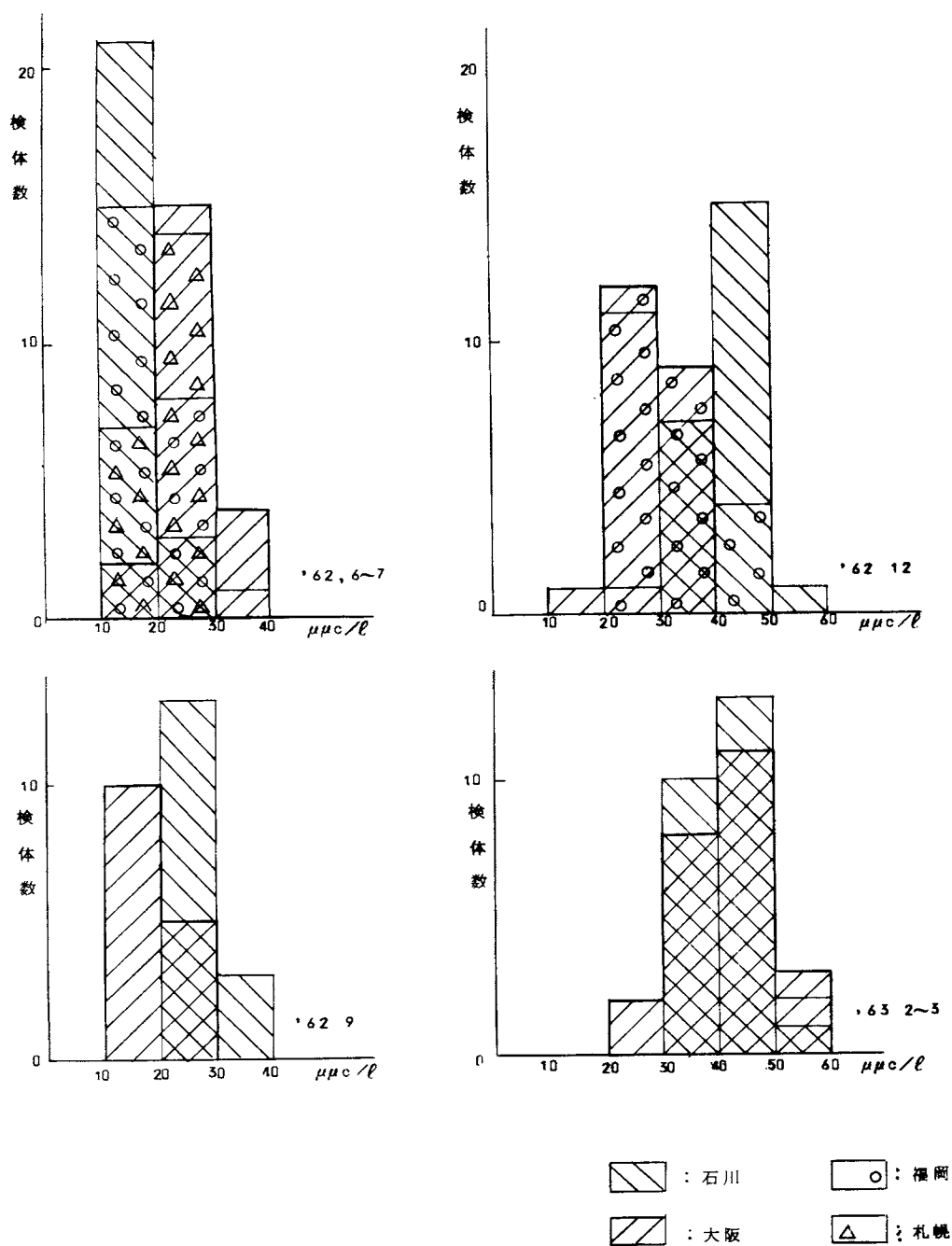
- 1) 大阪地区では9月に尿中の ^{137}Cs の濃度が最小になり、その後急激な上昇をつづけている。
- 2) 石川地区では ^{137}Cs 濃度はほぼ直線的な上昇を示し、12月を頂点として、12月以降は若干下降している。
- 3) 札幌、福岡両地区は、6月、12月の2回のみの測定であるが、その結果によれば石川地区と大阪地区との中間程度の尿中の ^{137}Cs の濃度である。札幌地区は福岡地区に較べて若干の高濃度を示した。
- 4) 性別では、各地区ともほとんど差は見られない。
- 5) '62年度春まで尿中の ^{137}Cs の濃度は減少をつづけて来たが、日本海側では'62年6月から、太平洋側では9月以降急増して来ていることが注目される。

第1図：人尿中の ^{137}Cs の濃度の経年変化

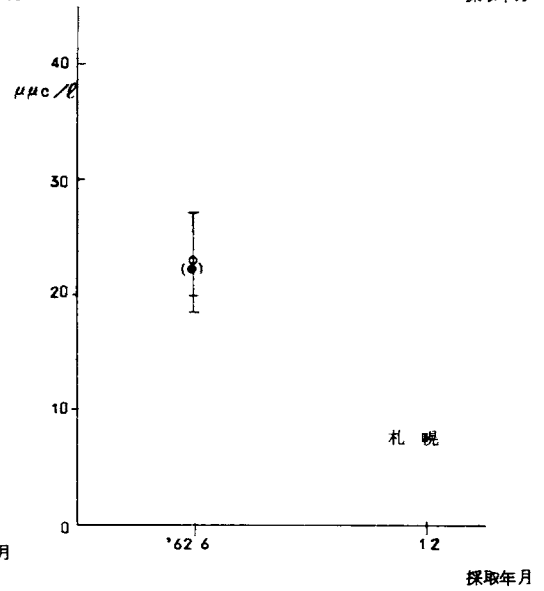
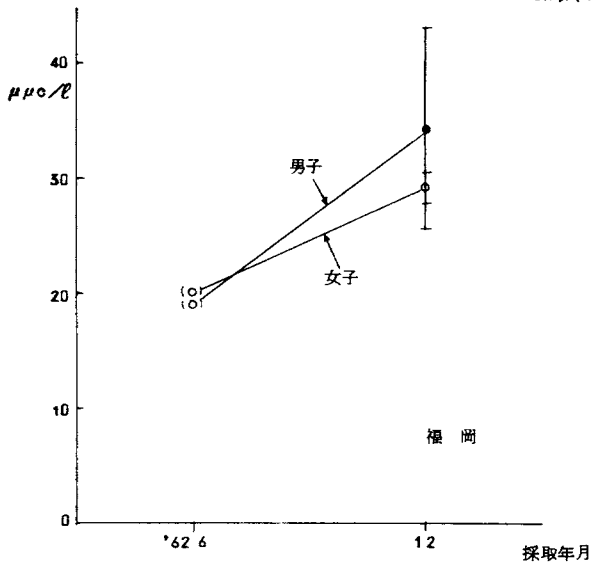
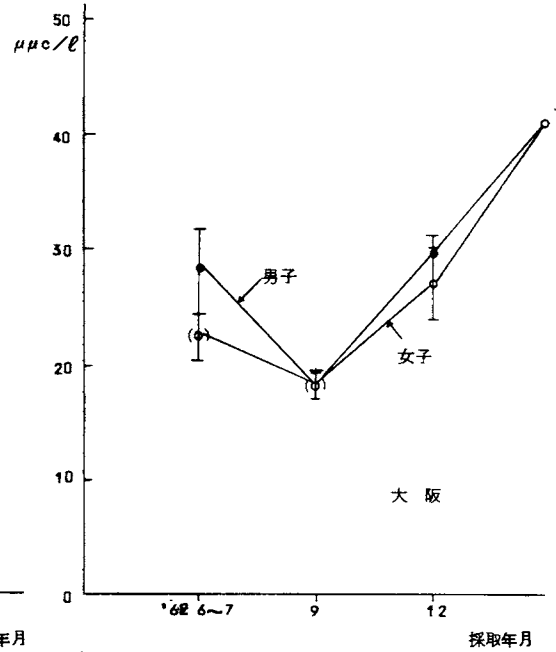
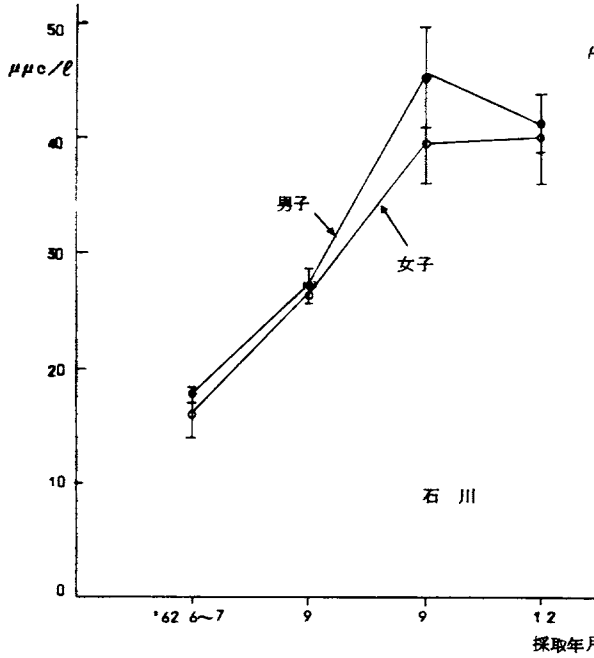


注 ()内は現在検附中。

第2図：人尿中の ^{137}Cs の濃度の頻度図



第3図：性別の尿中 ^{137}Cs の濃度



注 ()内は現在検附中

乳 歯 中 に 含 ま れ る Sr-90 に つ い て

国立予防衛生研究所 ○永 井 充， 岡 田 昭五郎

駒 井 知 好， 大 西 栄 蔵

^{90}Sr は食物を通じてCaの代謝過程にともなって硬組織にとりこまれる。1961年Reissは全熟死産児43体中の全骨格と乳歯について ^{90}Sr の分析を行ない、比較検討した結果、両者における $^{90}\text{Sr}/\text{g}\cdot\text{Ca}$ は概ね同率であることを認め、同一環境で発育する骨や歯の硬組織に含まれる ^{90}Sr 量はほぼ同様であることを報告している。また、乳歯の胎生期中および出生後に形成される部分の比を検討して発育中（特に出生前後）の乳幼児に蓄積する ^{90}Sr 量を測定し、さらに胎生期中の出生後の食物が石灰化組織における ^{90}Sr の分別係数を考慮して食物と骨や歯に含まれる ^{90}Sr 濃度との関係を究明している。

そこで演者等は、我国における乳歯中の ^{90}Sr を分析、定量することによって幼児（出生後1年以内）の骨の中に移行した ^{90}Sr の濃度や発育時の食物との関係等を類推すべく、この研究に着手した。

現在までに集めた乳歯は約13,000本で地区別、出生年令別および離乳までの栄養物（母乳、人工栄養、混合栄養別）に分類した。今回実験に供した試料は妊娠中および生後1年までを関東地方（主として東京都）で生活したもののからの乳歯である。分析の一試料は同一年令について、同一哺育状況のものから、前歯部は100～200本、臼歯部では50～100本を目標とした。各試料の作製にあたっては出生月の4半期別、男女別に可及的均等になる様に考慮した。また、乳歯に附着している歯石、歯垢等を除去し、エナメルセメント境界において歯根を除去し1試料毎に次の分析操作によっておこなった。分析方法はすでに当所でフォール・アウト中の ^{90}Sr について継続して定量しているので、これらを根拠として常法にしたがっておこなった。即ち、乳歯試料を灰化後、10～20gをとり、ストロンチウム担体20mgを加え、発煙硝酸処理を繰返し行ない、Caを分離し、希土類元素等をスカベンジした。

Ra、Ba等をブローム酸塩として除去し、最終的に炭酸ストロンチウムとして沈でんさせた。2週間以上放置し、 ^{90}Y ミルキングにより ^{90}Sr の量を決定すると共に $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ からもその量を求めた。測定は低バック・グランド測定装置を使用した。また、試料の一部をとり、修酸塩として沈でんさせ、EDTA滴定を行ってCa含量を求めた。

以上の方法により、1951年～1956年生れの乳歯について一部の結果を得たのでとりあえず中間報告をおこなう。