第7回放射能調査研究成果発表会

論　文　抄　録　集

昭和40年11月25～26日

科　学　技　術　庁

本抄録集は，昭和３９年および昭和４０年において，関係国立試験研究機関（大学を除く），関係都道府県衛生研究所ならびに関係民間機関等による放射能調査研究，およびその対策に関する研究結果の概要をとりまとめたものである。

昭和４０年１１月

目　　次

論文番号	題目	担当機関	
1	高空における放射能塵の測定	防衛庁技術研究本部	1
2	中共第２回核実験の放射性降下物について	気象庁気象研究所	6
3	第２回中共核実験による落下塵，雨水および牛乳中の放射性ヨウ素について	放射線医学総合研究所	7
4	１９６５年の核爆発からのフォールアウト	気象庁観測部	9
5	第１回中国核爆発実験に由来するフォールアウト粒子に見られる fractionation 効果	大阪府立放射線中央研究所	14
(6)	気象庁における過去１０年間のフォールアウト観測結果	気象庁観測部	17
7	日本におけるCs－１３７およびSr-90降下	気象庁気象研究所	19
(8)	浮遊塵中の放射性核種	放射線医学総合研究所	20
9	大気浮遊塵中のα放射能	〃	23
10	雨水中のPu－２３９について	気象庁気象研究所	24
11	最近の雨水等のトリチウム濃度について	理化学研究所	26
12	空間分布γ線量の変動について	気象庁水戸気象台	29
13	牛乳中のI－１３１除去法	（財）日本乳業技術協会	31
14	牛乳および飼料のSr－９０，Cs－１３７	農林省畜産試験場	35
15	牛乳におけるSr－９０の分泌経路	〃	36
16	高マグネシウム給与による牛乳へのSr－９０の分泌抑制試験	〃	
(17)	家畜骨中のSr－９０について	農林省家畜衛生試験場	37
18	土壌および米麦のSr－９０について	農林省農業技術研究所	40
19	土壌および米のCs－１３７について	〃	43
(20)	土壌のSr－９０，Cs－１３７ およびCe－１４４濃度	放射線医学総合研究所	45
21	上水道水中の放射性核種濃度	〃	48

論文番号	題目	担当機関	
(22)	食品の放射性分質	放射線医学総合研究所	53
(23)	海藻中の放射性核種について	〃	57
24	1964年度における海洋生物の全ベータ放射能について	農林省東海区水産研究所	58
25	日本沼岸海産生物中の放射性核種	〃	59
26	魚類のSr-90, Cs-137 濃度	放射線医学総合研究所	60
(27)	昭和39年度輸入食品中のSr-90およびCs-137 の定量	厚生省国立衛生試験所	66
(28)	河底土中の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	69
29	醗酵アルコールおよび植物精油中のC-14の濃度	〃	71
30	空気中のRn の測定について	厚生省国立衛生試験所	73
31	家屋内におけるバックグラウンド放射線量の測定	放射線医学総合研究所	74
32	間接撮影および透視診断による白血病有意線量の推定	〃	74
33	シンチレーションガンマ線スペクトロメーターによる環境の放射線測定	理化学研究所	79
34	気温の垂直分布の観測について	気象庁水戸気象台	80
35	放射性ストロンチウム，セシウムおよびコバルトの海水中における挙動	大阪府立放射線研究所	83
36	佐世保，横須賀港の海水，海底土の全ベータ放射能	海上保安庁水路部	85
37	日本近海海水の全ベーター放射能	気象庁海洋気象部	87
38	日本近海海水の放射能	海上保安庁水路部	89
39	佐世保および横須賀港内の放射能	厚生省公衆衛生院	91
40	表面海水中の放射性核種の濃度	放射線医学総合研究所	93
41	海水中の放射核種の捕集について	厚生省国立公衆衛生院	95
42	海水中のC-14およびH-3	気象庁気象研究所	96
43	海洋における放射性元素の挙動	〃	97
44	深海洋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	98
(45)	北海道における放射能調査	北海道衛生研究所	101
46	宮城県における放射能調査	宮城県衛生研究所	104
47	茨城県における放射能調査	茨城県衛生研究所	106
(48)	石川県における放射能調査	石川県衛生研究所	109
49	静岡県における放射能調査	静岡県衛生研究所	112
50	愛知県における放射能調査	愛知県衛生研究所	115
51	京都府における放射能調査	京都府衛生研究所	117
(52)	大阪府における放射能調査	大阪府立公衆衛生研究所	124
(53)	兵庫県における放射能調査	兵庫県衛生研究所	126
(54)	鳥取県における放射能調査	鳥取県衛生研究所	132
55	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	133
(56)	福岡県における放射能調査	福岡県衛生研究所	134
(57)	長崎県における放射能調査	長崎県衛生研究所	137
58	浮遊塵中の第2回中共核実験による放射能と自然放射能	大阪府立公衆衛生研究所	140
59	各種食品，陸水，雨水ちり，土壌等の放射能調査	(社団)分析化学研究所	142
60	人骨中のSr-90について	放射線医学総合研究所	145
61	コリメータを用いたNaI(Tl) 検出器による，局所的なCs-137 蓄積量の直接測定	〃	151
62	乳歯中に含まれるSr-90について	厚生省国立予防衛生研究所	151
63	日常食に由来するSr-90の体内蓄積量について	厚生省国立栄養研究所	153
64	血液分析により推定した1965年6月における日本人のCs-137 の全身体負荷量	厚生省国立公衆衛生院	155
65	Cs-137 人体負荷量と24時間排泄中のCs-137 量との相関について	放射線医学総合研究所	159
66	高度10～13km付近におけるC-14及びH-3 の濃度変化(Ⅳ)	防衛庁防衛大学校	169

但( )内は誌上発表のもの

1．高空における放射能塵の測定

防衛庁技術研究本部
○五十嵐　俊　次，　杉　浦　敏　夫
鍛　持　幹　人，　浦　井　達　夫
北　沢　喜代子，　湯　原　二　郎

昨年に引続き成層圏下部に於ける放射性フォールアウトの調査について１９６４年１０月以降本年９月末までのデータを報告する。

1．調査空域，集塵及び測定方法については従来通りである。即ち空域については九州，中部，北海道の３空域であり，集塵は航空機の翼前面に装着したガムドペーパー及び機上集塵器（中部のみ）によって行なった。又測定は５μμc の酸化ウランを比較試料として用いμμc／m³ で表した。

2．測定結果（全β放射能）は別表１に示す通りである。放射能の空中濃度は１９６４年１０月及び１９６５年５月に核実験の影響による急激な増加がみられるが全般的には漸減して来ている。

3．１９６５年５月に行なわれた中共の第２回核実験のフォールアウト調査は，第１回目と同様，５月１５日より２０日迄連日航空機による集塵及び雨水，放射性巨大粒子の採集等を行なった。これ等試料は，全β放射能を測定（表１，図１）すると共にγ線スペクトロメータ及び化学分離により核種分析を行なった。（表２，３。図２，３）。又定常の試験についても一部を化学分析によりRu，Ce，Cs，Sr 等の核種分析を行なったので合せ報告する。

表１　全β放射能測定結果

単位μμc／m³

空域 / 高度 / 年月日	北海道		中部			九州	
	１２Km	１０Km	１２Km	１０Km	６Km	１２Km	１０Km
39. 10. 12			3.20				
17	2.62	1.34				11.73	0.60
18	25.65	54.0	2.54	2.02		11.33	0.70
19	11.99	9.70	102.65			761.82	419.30
20	350.65	231.60	356.0	425.1 下(5.73)		294.0	60.60
21	17.25	19.50				0.1以下	0.1以下
22	6.19	17.39				4.30	3.28
23	25.58	7.72	3.38	6.89 下(0.2)		40.60	38.50
24	42.99	12.18	7.05	3.92		11.05	6.70
28	189.15	180.14	10.30	10.90		7.60	1.84
30				27.80			
11. 4	4.03	6.15	10.31	8.80		9.33	174.41
11	11.83	35.34	14.51	16.49		3.29	0.80

表1のつづき

年月日＼空域・高度	北海道 12Km	北海道 10Km	中部 12Km	中部 10Km	中部 6 Km	九州 12Km	九州 10Km
39. 11. 20						6.28	1.66
12. 1			4.50				
2	49.37	9.76					
3						5.80	3.95
7			11.35				
9						3.43	
15				5.13			
21			18.63				
40. 1. 7			40.7			5.7	1.9
11		13.9					
19				13.2			
25			44.2				
2. 1			8.4				
8			26.2				
27		15.9					
3. 1			42.3			7.9	1.6
3		63.7					
8			21.1				
19				5.7			
22			74.6				
29			20.3				
4. 5			16.8				
12			5.6	1.6			
5. 11			17.4				
15		12.0	1.96			{2.15(午前) 1.66(午後)	
16	※( )			3.6		2.8	
17		172.0			2.1		2.5
18	88.5		941.0			344.0	
19		65.4		13.9			130.4
20	406.3				221.8		
21			4.6				
22				6.1			
23					2.0		

表1のつづき

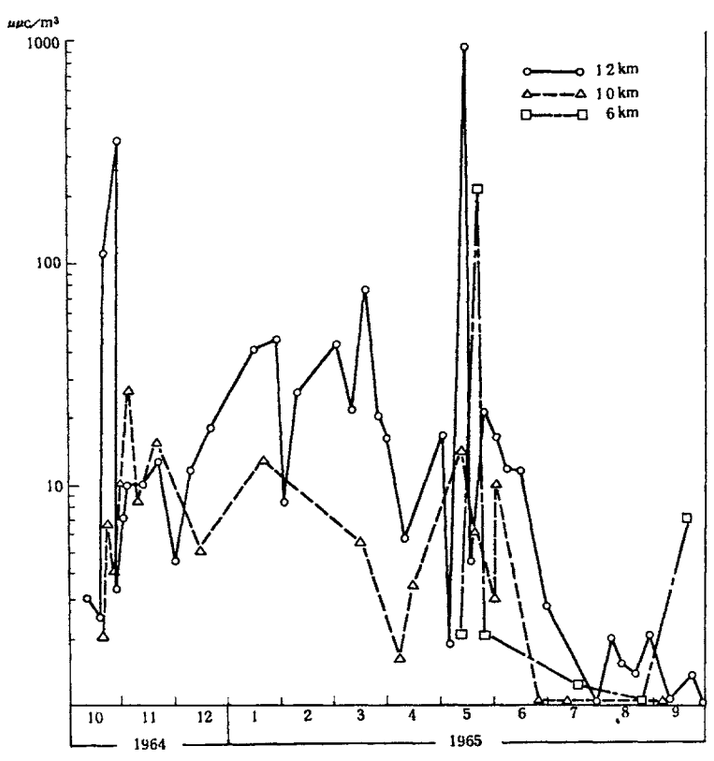
年月日＼空域・高度	北海道 12Km	北海道 10Km	中部 12Km	中部 10Km	中部 6 Km	九州 12Km	九州 10Km
40. 5. 24			21.0				
31			16.8				
6. 1				2.95			
7			11.6	9.86			
15			11.3				
29			2.8	0.34			
7. 14				0.38			
19					1.27		
8. 2			0.98				
9			1.98				
16			1.55				
25			1.38		0.57		
30			2.12				
9. 3				0.62			
13			0.78				
20			1.41				
27			0.49		7.2		

表2　飛行機で採取した高空の放射能塵のγ線スペクトル

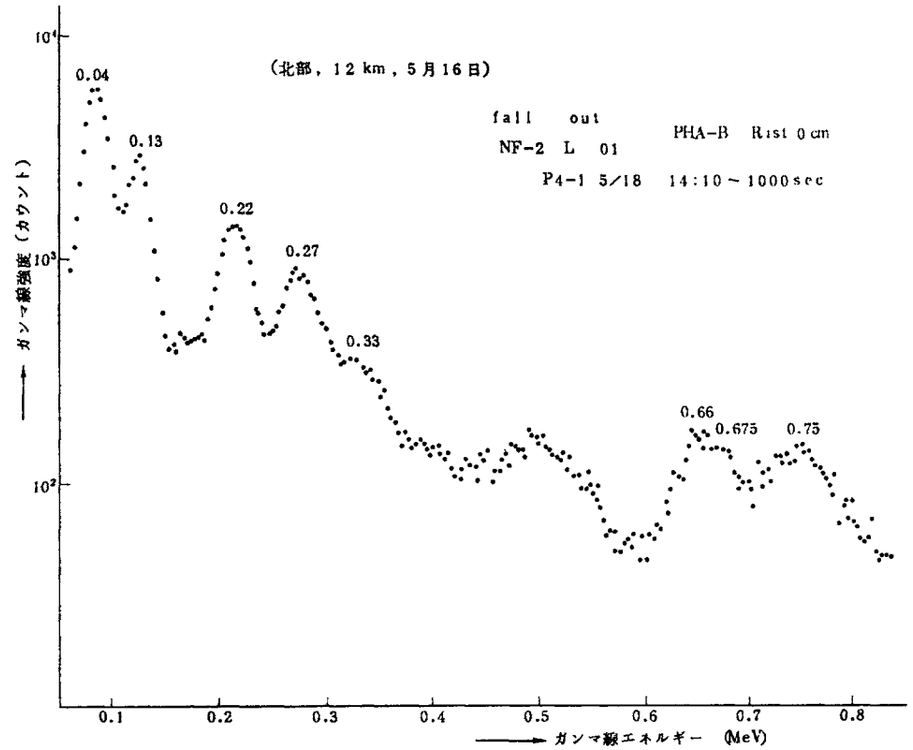
ピーク	エネルギー(Mev)	見掛けの半減期	推定核種	エネルギー Mev	半減期
I	0.09	56h	^{239}Np	0.10	56.2h
II	0.14	71h	^{99}Mo	0.14	68 h
IV	0.225	60h	^{132}Te	0.23	77 h
			^{239}Np	0.21	56.2h
V	0.28	56h	^{149}Pm	0.285	55 h
			^{132}Te	0.3	77 h
			^{239}Np	0.28	56.2h
VII	0.50	105h	^{131}I	0.36	192 h
IX	0.70	51h	^{143}Ce	0.72	36 h
XI	0.75	＞20d	^{95}Zr-Nb	0.76	65 d

表 3　巨大粒子の γ 線スペクトル

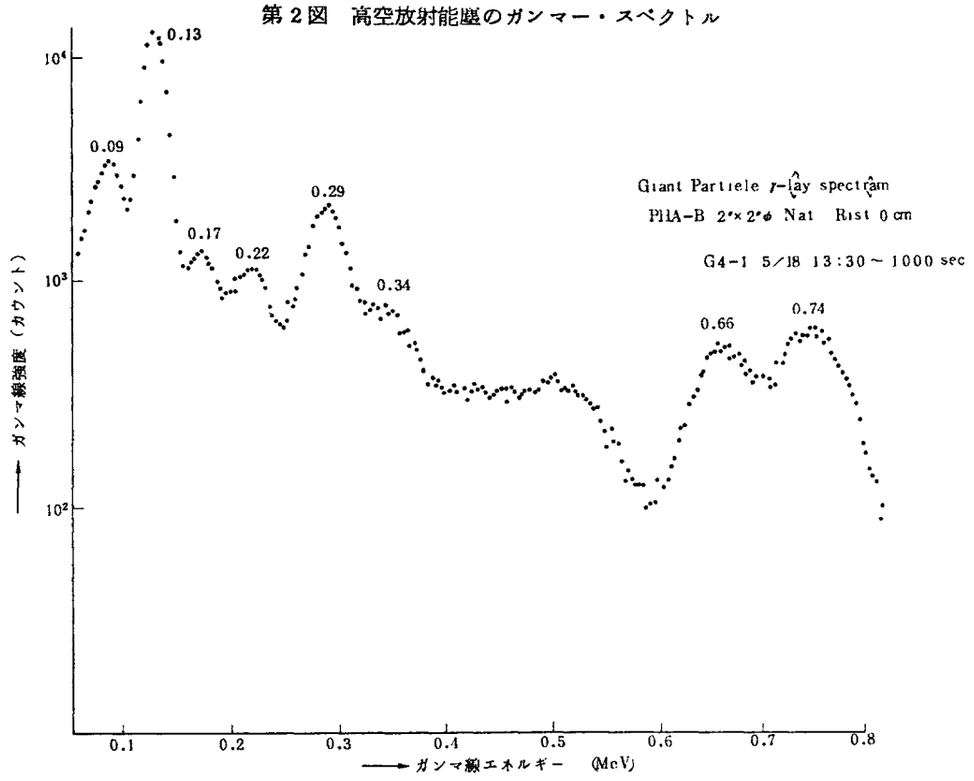
ピーク	エネルギー Mev	見掛けの半減期	推定核種	エネルギー Mev	半減期
I	0.09	35h(152h)	^{239}Np	0.10	56.2h
II	0.14	84 h	^{99}Mo	0.14	68 h
III	0.16	22 h	?	?	?
IV	0.225	35h(130h)	^{239}Np	0.21	56.2h
			^{132}Te	0.23	77 h
V	0.28	50 h	^{237}V	0.27	163 h
			^{149}Pm	0.285	65 h
			^{239}Np	0.28	56.2h
VIII	0.50	100 h	^{131}I?	0.36	192 h
IX	0.70	28 h	^{131}I	0.722	192 h
			^{143}Ce	0.72	36 h
XI	0.75	＞30d	^{95}Tr-Nb	0.76	65 d



第 1 図



第 2 図　高空放射能塵のガンマー・スペクトル



第 3 図　巨大放射能粒子のガンマー・スペクトル

2．中共第2回核実験の放射性降下物について

気象研究所
三宅泰雄，猿橋勝子
杉村行勇，葛城幸雄
○金沢照子

１９６５年５月１４日午前１１時（日本時間）にタクラマカン砂漠でおこなわれた中共の第2回核実験からの放射性降下物の放射化学的および気象学的考察をおこなった。

東京においては，第2回目の核実験の影響は，６日後の５月２０日から２１日までの降水にあらわれはじめ，全β放射能で３４４mc／Km²（降水量７２mm）が観測された。

われわれは，上記の降水１００ℓについて放射化学分析をおこなった結果，核分裂生成物の他に多量のNP-239と若干量のU-237が見出された。（第1表）。また，Sr-89，Ru-103，I-131，Te-132，Ba-140等の降水中の濃度の割合は，U-235の熱中性子による核分裂収率の割合とほぼ一致した。以上の分析結果は，U-235に加えてU-238の存在をしめすものである。

放射性降下物中からウランの部分だけを分離してアルファ線測定をおこなったところ，U-234，235，236，238が検出された。

気象学的解析の結果，放射性ちりは５００ミリバールの高度を偏西風で運ばれて東京附近に到達したことがわかった。

第1表　第2回核実験による降水中の放射性物質の分析結果
（1965年5月21日現在：爆発後7日の値に換算）

Nuclides	fission and induced product	fission product
Np-239	31.2％	
U-237	1.0	
Mo-99 Ru-103，106 Ru-Rh-105	13.7	20.2 ％
Te-132		
Sr-89，90 Ba-140	14.3	21.1
Cs-137	0.3	0.4
Y-91，La-140 Ce-141，144 Nd-147，Pm-147	28.3	41.7
Zr-95，97 Nb-95，96	2.9	4.3
I-131	5.7	8.4
そ の 他	2.6	3.8

3．第2回中共核爆発実験による落下塵，雨水および牛乳中の放射性ヨウ素について

放射線医学総合研究所
大桃洋一郎，山口治子
鎌田博，宮国信栄
佐伯誠道

(1) 緒　言

１９６５年５月１４日に，中国西南部において，核爆発実験が行なわれた。本研究は，水盤法により採取した自然落下塵および雨水中に含まれる放射性ヨウ素の種類，その^{131}I濃度並びに牛乳中の^{131}I濃度の測定を行なうことを目的として行なわれたものである。

(2) 試　料

自然落下塵および雨水試料は，放医研6階屋上に置かれた0.1 m²の面積をもつホーロー張きバットにより集められた。

牛乳試料は，畜産試験場（千葉市青葉町）および明治乳業追分集乳所より集められた未殺菌原料乳を用いた。

(3) 分析法

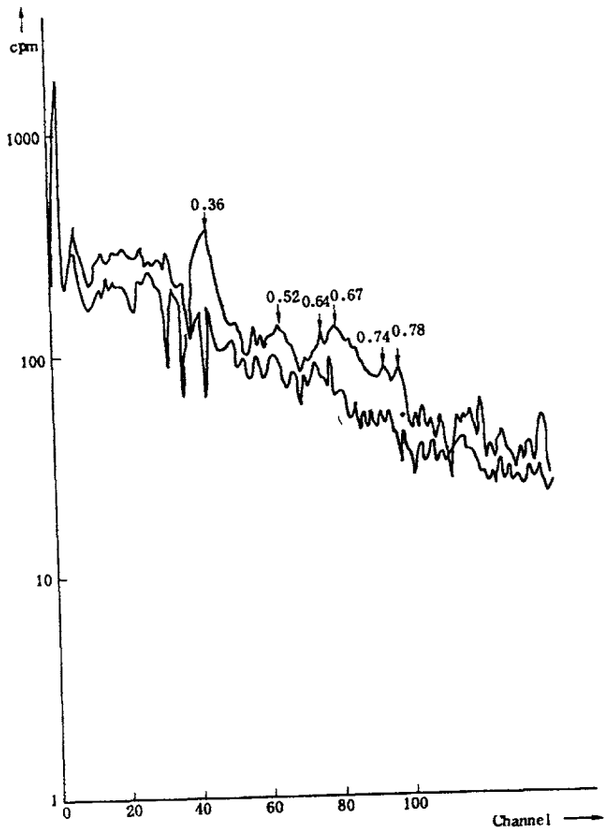
自然落下塵および雨水中の放射性ヨウ素の分析は，放射性ヨウ素分析法（放射線審議会，放射能測定部会編，未発行）に準じ，また牛乳中に含まれる^{131}Iの測定は，著者らの方法（Radio-isotope，1964，13／4（304-307）によった。放射性ヨウ素の減衰曲線より^{131}Iを算出した。

(4) 結　果

第1図は，５月２０日１０時から５月２１日１０時にかけて集められた自然落下塵および雨水中の放射性ヨウ素（AgIとして分離）を，東芝製の256-channel pulse height analyser（NaI（Tl）クリスタル，φ２″×２″）を用いて測定した結果を示したものである。

第1図より，^{130}I（0.53，0.66，0.74），^{131}I（0.36），^{132}I（0.67，0.78，0.52）および^{133}I（0.53）の存在することが推定される。

水盤法により採取した自然落下塵および雨水のグロース・ベータ放射能ならびに^{131}I濃度は第1表に示す通りである。



第１図　雨水（１９６５年５月２７日午前１０時～５月２１日午前１０時）中に含まれる放射性ヨウ素のγ線スペクトル

第１表　自然落下塵および雨水中の ^{131}Ｉ濃度

採　水　期　間	^{131}I濃度(mc／km²)*	グロースβ(mc／km²)**	備　考
1965年5月20日10時～5月21日10時	3.05	98.0	降雨あり
5月21日10時～5月22日13時	0.39	6.4	
5月22日13時～5月24日16時	0.72	10.8	降雨あり
5月24日16時～5月26日11時	0.15	6.4	
5月26日11時～5月27日11時	0.01	6.6	降雨あり
5月27日11時～5月28日11時	0.09	1.6	
5月28日11時～5月31日11時	0.09	—	

* 採集終了時に補正

** 採集終了６時間に補正

５月２０日１０時～５月２１日１０時において最高の値を示している。

第２表は，牛乳中の ^{131}Ｉ濃度の測定結果である。５月２４日に最高値に達しており，自然落下塵および雨中における最高値との間に２～３日のずれが認められた。

第２表　牛乳中の ^{131}Ｉ濃度

採　取　月　日	採　　取　　地	^{131}Ｉ濃度(pc／ℓ)
１９６５年５月２２日	千葉市青葉町　畜産試験場	３５
５月２４日	〃	１１３
５月２４日	文京区向丘　明乳追分集乳所	８
５月２５日	千葉市青葉町　畜産試験場	３８
５月２６日	〃	２９

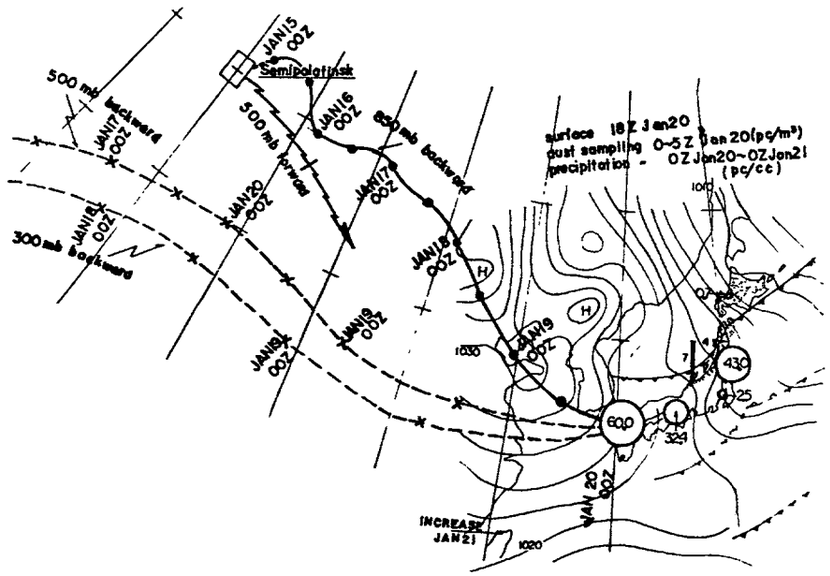
５月２０日畜産試験場，５月２５日明乳追分集乳所において採取された原料乳には ^{131}Ｉは殆んど検出されなかった。

４．１９６５年の核爆発からのフォールアウト

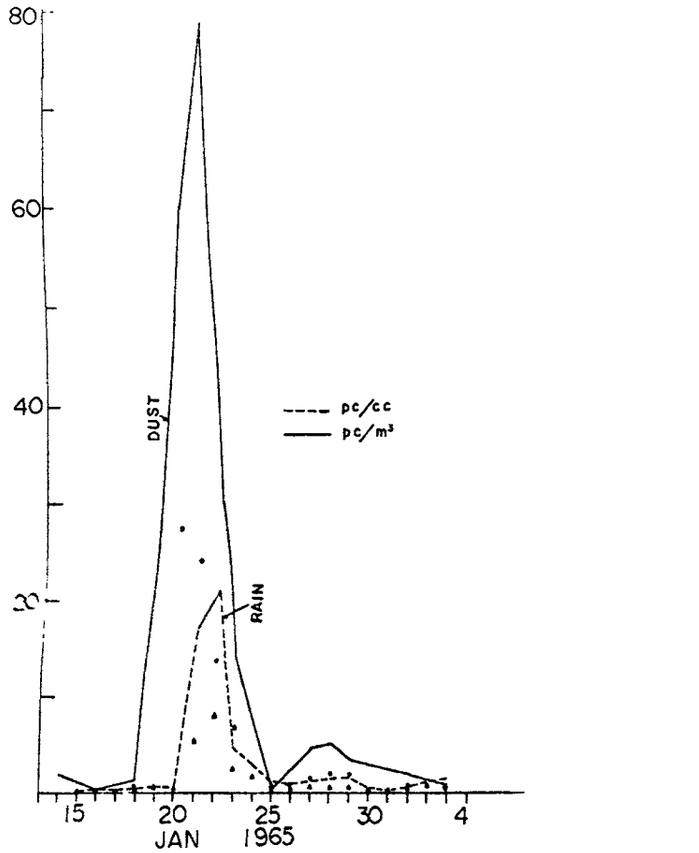
気象庁観測部
○村　山　信　彦，　神　山　　基
藤　本　　博
水戸気象台　　大　越　延　夫

(1)　１９６５年１月１５日ソビエト地下核実験からのフォールアウトSemipalatinsk（約５０°N，８０°Ｅ）での地下爆発からの漏洩放射能じんは２０日～２１日に到来した。backwardtraje-Ctory をひくと第１図に示したように非常に低高度（１～２Km）を流れて来たように推定された。第２図にフォールアウトのβ放射能濃度の変動を示した。前回中共第１回核爆発のフォールアウトとは著しく対照的で，寿命の長い核種からなるようである。（半減期はちり約15日，降水約２７日）強放射性粒子は見出されなかった。

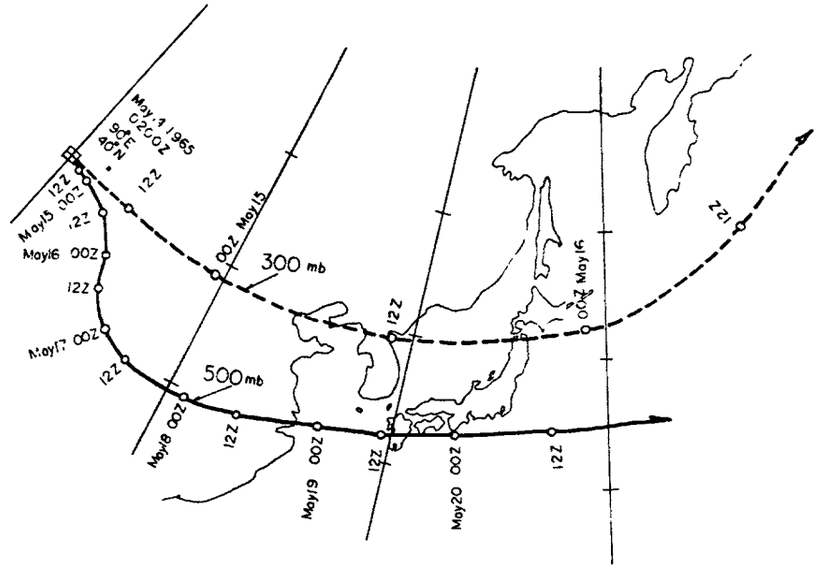
(2)　１９６５年５月１４日中共第２回核実験からのフォールアウトLop Nor湖附近（約４０°N，９０°Ｅ）と推定される地点で行われた中共の第２回核爆発からの放射能じんは１～２日後北日本上空１０Km辺を通過したが地上への降下は非常に僅かで，５～６日経過して南日本にまず到来した。これは第３図に示したように約５Kmの高度を流れたもので，１９６４年１０月（第１回核爆発）の場合の約倍の日数がかかっている。これは発生地附近の偏西風が著るしく弱かったためである。第４図にフォールアウトのβ放射能濃度の変動を示した。強放射性粒子は非常に少なく１９６４年10月の場合と対照的である。第５図に水戸で採取した強放射性粒子のγスペクトルを示した。



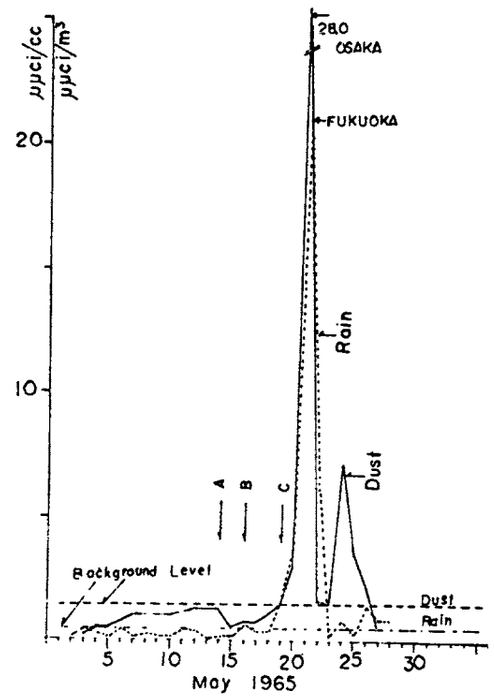
第1図　1965年1月15日ソビエトの地下核爆発からの放射能ちりの流跡線



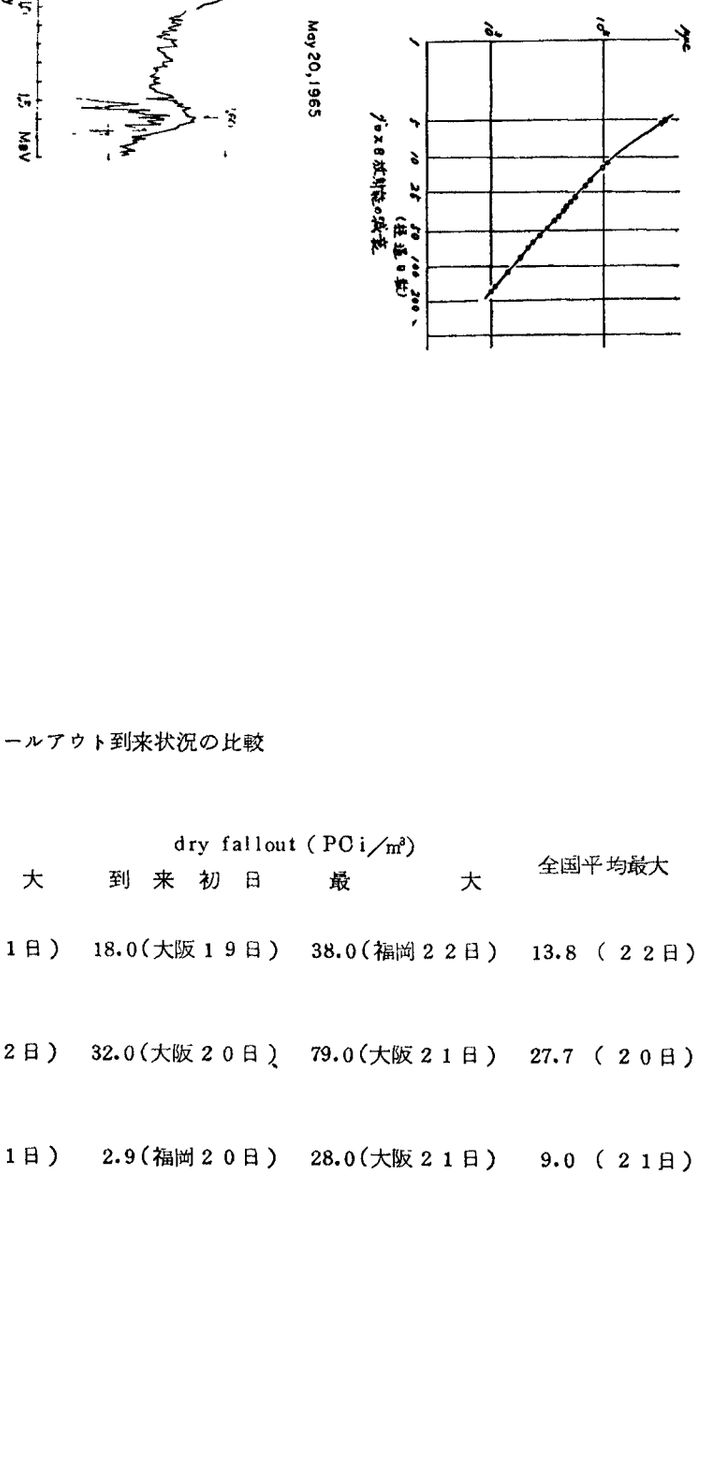
第2図　1965年1月のフォールアウト変動の推移(降水：点線)(浮遊じん：実線)



第3図　1965年5月14日中国の第2回核爆発からの放射能ちりの流跡線



第4図　1965年5月のフォールアウト変動の推移(第2図に同じ)
A：爆発日，　B：初来日，　C：増大日



第5図　1965年5月19日水戸で採取した強放射能粒子のγスペクトル（Ce^{141}, Zr^{95}, Ba^{140} などみえる）

1965年5月19日8時採取　1ケ／20m³

粒子の性状　赤褐色半透明　やゝ不規則な球形

直径　12±2.μ　放射能（採取時 3.6×10^{4} μμc）

全ベータ減衰は $I=I_0e^{-\lambda t}$ {$\lambda=1.2$（生成後5～20日）
$=0.95$（〃　20～150日）

(3) 日　米

1964年10月，65年1月，5月のフォールアウトの到来状況を比較して第1表に示した。それぞれ異った季節に行われて放射能ちりの流れのちがいをよく示している。

第1表　最近の核爆発のフォールアウト到来状況の比較

	爆発時刻	場所（指定）	wet fallout（PCi／cc） 到来初日	最大	dry fallout（PCi／m²） 到来初日	最大	全国平均最大
(1)	1964年10月16日 07Z	40°N −90°E	27.2（東京20日） 0.7（稚内17日）？	31.0（大阪21日）	18.0（大阪19日）	38.0（福岡22日）	13.8（22日）
(2)	1965年1月15日 ? Z	50°N 80°E	18.0（輪島21日）	21.0（輪島22日）	32.0（大阪20日）	79.0（大阪21日）	27.7（20日）
(3)	1965年5月14日 02Z	40°N 90°E	4.2（八丈島20日） 0.6（札幌 仙台 17日）	21.0（福岡21日）	2.9（福岡20日）	28.0（大阪21日）	9.0（21日）

	deposition 最大（mCi／km²／day）	地上へ最大のfalloutをもたらした流跡線（推定）
(1)	200.0（仙台23日）	500mb（約5Km）
(2)	300.6（輪島21日）	850mb（約2Km）
(3)	430.0（福岡21日）	500mb（約5Km）

注：　全ベータ値，wet及びdry falloutは採取後それぞれ6h及び20hの測定値

5．第1回中共核爆発実験に由来するフォールアウト粒子にみられるfractionation効果

大阪府立放射線中央研究所
真室哲雄，吉川和子
○松並忠男，藤田晃

1964年10月16日に行なわれた第1回中共核爆発実験に由来する強放射能フォールアウト粒子には二つの正反対の型のfractionation効果が見出された。第一の型は1961年秋および1962年秋のソ連の大型空中爆発に由来した強放射能粒子に観測されたものと同一の型で，この型の粒子では $^{95}Zr+^{95}Nb$ の含有率が異常に高く，^{103}Ru の含有率が異常に低い。これに反して，第二の型はソ連の粒子には見出されたことのない型で，この型の粒子は $^{95}Zr+^{95}Nb$ の含有率が非常に低く，^{103}Ru の含有率が非常に高い。Fig-1のスペクトル(F)および(S)はそれぞれ第一および第二の型のfractionationを示す単独粒子のスペクトルで，いずれも起爆28日後の11月13日に測定されたものである。^{103}Ru と $^{95}Zr+^{95}Nb$ による光電ピークの高さが二つの粒子で逆になっている。当時採取された約300個の粒子は種々の度合にfractionationを受けており，第一の型または第二の型のfractionationを示していたが，特に放射能の大きいものは例外なく第二の型のfractionationを示していることがわかった。

fractionationの程度を表わすために，ソ連の粒子について先に試みたように，(1) Edvarsonらによって次式のように定義されたfractionation factor f を用いることにした。

$$f=\left(\frac{N[A]}{N[^{95}Zr+^{95}Nb]}\right)_{exp.}\times\left(\frac{N[^{95}Zr+^{95}Nb]}{N[A]}\right)_{theor.}$$

ここでN〔A〕は問題としている核種Aの放射能，N〔$^{95}Zr+^{95}Nb$〕は $^{95}Zr+^{95}Nb$ の放射能である。添字exp.およびtheor.はそれぞれ括弧内の値が実験的および理論的に求められた値であることを示す。ただし，理論的な値は，第1回中共核爆発が ^{235}U を用いた熱中性子反応であったと仮定して求められた。Table 1 に数種の試料について得られたfractionation factor の値を掲げる。Particle Nos. 1-3は第二の型，Particle No.4は第一の型のfractionationを示す強放射能粒子である。40個の粒子(Forty particles)は全体としては第二の型を示しているといえよう。集塵濾紙(Filter paper dust sample)上には目立った強放射能粒子は存在しなかったが，これは40個の粒子にかなりよく似たfractionationを示しているところからみて，核爆発直後に低層大気中を飛来する比較的あらい放射性塵を多く含んでいたように思われる。雨水〔O〕(Rain water〔O〕)は本研究所において10月20日に採取されたものであるが，これのfactorは40個の粒子や集塵濾紙のそれらによく似ており，この雨水試料も集塵濾紙と同様に低層大気中の比較的あらい放射性塵を多く含んでいたと推測される。雨水〔A〕(Rain water〔A〕)はArkansas Universityにおいて雨水〔O〕

よりも数日遅れて採取され，黒田らによって分析されたものであるが，発表された分析結果[2]からfactorを算出してみた。希ガスを親核種としてもつ $^{140}Ba+^{140}La$ および ^{89}Sr に対するfactorについては，雨水〔O〕が1より小さいのに反して雨水〔A〕は1より大きい。他方，蒸発性の振舞いをする ^{131}I および ^{103}Ru に対するfactorについては，雨水〔O〕が1より大きいのに反して雨A〔A〕は1より小さい。この顕著な相違は，雨水〔O〕が上述したように爆発直後に低層大気中を飛来する比較的あらい放射性塵を多く含んでいたのに対して，雨水〔A〕は高層大気中からの比較的微細な放射性塵を多く含んでいたことに原因するものと推測される。

表中の放射性ストロンチウムに対するfactorについて考察してみよう。集塵濾紙の ^{90}Sr に対する2.5という大きい値は，以前の古い核爆発に由来するものの影響と考えられる。一方，^{89}Srに対する0.15という小さい値は次のような理由によると推測される。^{89}Srの親核種である^{89}Krの長い半減期(3.2min)のために，爆発に際して生じた^{89}Srのかなりの部分が広く拡散し，より微細な粒子に分布する。したがって，^{89}Ss は他の核種に比べて大気中により長く留まる傾向を示す。そこで爆発直後大阪地区を訪れた低層大気中の浮遊塵は核分裂収率から期待されるよりもこの核種の含有率が低くな

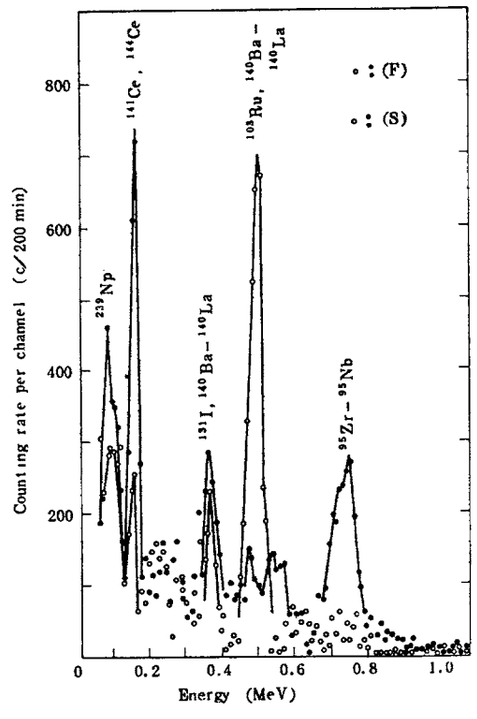


Fig.1. γ-ray spectra of two typical highly radioactive Particles which were fractioated in the different types of fractionation, both measured on 13 November.
(F): the first type; (S) : the second type

Table 1 Fractionation factors' obtained on several samples

Sample	Estimated γ-activity on 19 Oct. 1964 (mμc)	Order ^{141}Ce	^{144}Ce	^{131}I	^{103}Ru	$^{140}Ba+^{140}La$	^{89}Sr	^{90}Sr	$\left(\frac{^{239}Np}{^{95}Zr+^{95}Nb}\right)_{rel}$ ++
Particle no.1	90.6	1	1	13	60	–	–	–	180
Particle no.2	11.4	2	0.6	9	15	–	–	–	9
Particle no.3	5.0	3	0.5	4	10	–	–	–	14
Particle no.4	2.8	6	0.3	1	0.4	–	–	–	1
Forty particles	–	5	0.6	2	1.5	0.7	0.07	0.4	1
Filter paper dust sample*	18.8	4	(1)	2	2.5	1.0	0.15(2.5)		1
Rain water (O) **	–	–	0.5	2	2.0	0.6	0.1	–	–
Rain water (A)+	–	–	1	0.6	0.8	1.9	1.6	–	–

* sampled during 64 hr from 23 to 26 October 1964 at our laboratory.

** sampled on 20 October 1964 at our laboratory.

\+ sampled on 26 October 1964 at the University of Arkansas, U.S.A. and radiochemically assayed by Kuroda et. al.(15)

++ relative activity ratio of ^{239}Np to ^{95}Nb, where the value for the filter paper dust sample is settled to be unity.

( ) considerably larger than the proper values, being affected by the debris which originated from the old explosions.

り，他方，数日遅れて爆発地から遠距離のArkansanに降った雨はこの核種の含有率が逆に高くなったものであろう。上記によく似た事情が，同じく希ガス ^{141}Xe（半減期 16 sec）を親核種とする $^{140}Ba+^{140}La$ に対するfactorについてもうかがわれる。40個の粒子の ^{89}Sr および ^{90}Sr に対するfactorがいずれも小さく，先にソ連の粒子について得られた値（^{89}Sr：0.006－0.01；^{90}Sr：0.35－0.4）[1]に比較的近いことは注目すべきである。

Table 1 でさらに注目すべきことは，表に掲げられた核種についてfactorの大きさの順序がほぼ共通であることである。表の最右欄に，あるageにおける ^{239}Np と $^{95}Zr+^{95}Nb$ の放射能比の相対値（便宜上集塵濾紙の値を1とおいた）を参考のために掲げた。この数値は ^{239}Np のfractionationについてある目安を与えるであろう。この大きさの順序もfactorの大きさの順序にほぼ一致している。

中共の粒子とソ連の粒子とでfractionationの様子が相異していた事実は，前者が小型の地表面爆発で生じたのに対して後者が大型の空中爆発で生じたことに帰因すると考えられる。

(1) Mamuro et. al., Health Physics 11, 199-209(1965); Nature 197, 964-966(1963).

(2) Kuroda et. al., Science 147, 1284-1286(1965).

6．気象庁における過去10年間のフォールアウト観測結果

気象庁観測部

藤本　博，志村英洋

前島里江，村山信彦

降水中のβ放射能濃度（第1図上段）

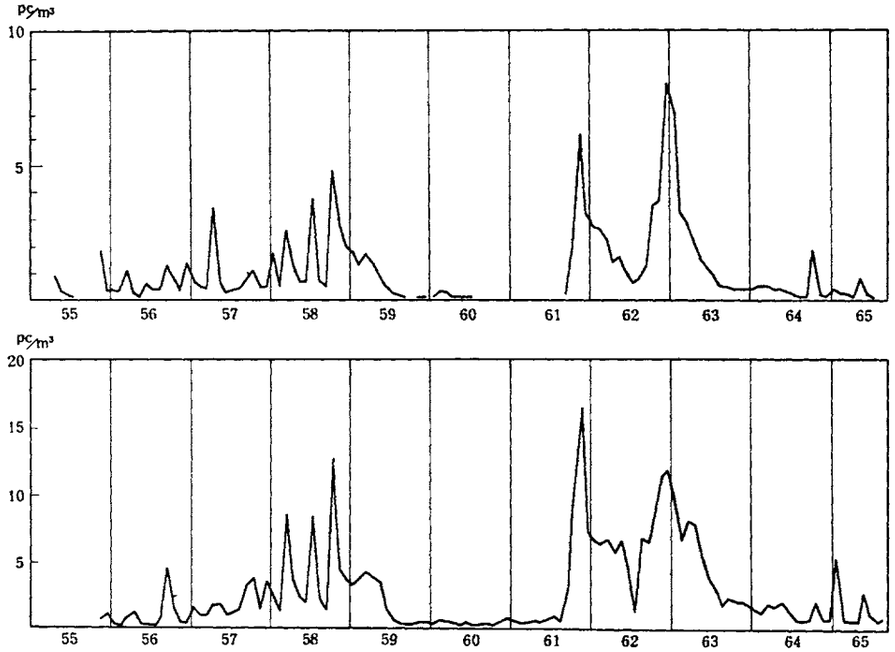
全国14（1964年より13）地点についての各月平均値で，採取後6時間の測定値（Pci／cc）

浮遊じん中のβ放射能濃度（第1図下段）

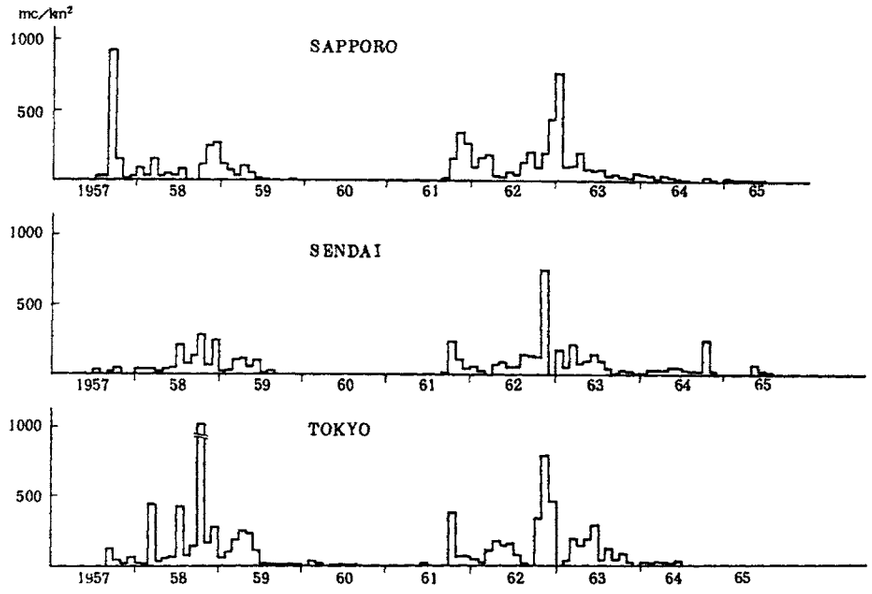
全国5地点についての各月平均値で，採取後20時間の測定値（Pci／m^3）

月間降下量の変動

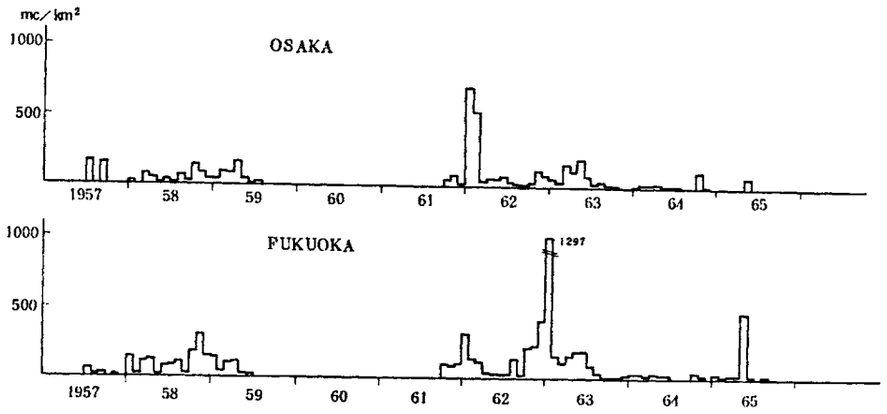
第2図は札幌・仙台・東京・大阪・福岡における月間降下量（βmci／$k m^2$）を示し，降下量は採取後6時間測定の濃度×降水量，月にまたがった30日間降下量でないことに注意



第 1 図



第2図(a)



第2図(b)

7．日本におけるCs－137およびSr－90降下

気象研究所

三 宅 泰 雄，○葛 城 幸 雄

１９６２年末の核実験停止後の日本におけるCs－137およびSr－90降下量を次の表にしめす。すでに前に報告したように大量のSr－90の降下のあった１９６０年および１９５９年の２年間では，１９５９年の降下に比べて１９６０年は約７０％の減少があった。

これに対して１９６３年と６４年を比べてみると，１９６４年は６３年に比しわづか４０％しか減少していない。このことは１９５９，６０年の場合に比べて１９６３，６４年には成層圏からのフォールアウトの降下のはやさがかなりおそくなったことをしめす。いいかえれば成層圏における放射性物質の滞留時間がより長くなったことをしめす。すなわち１９５９，６０年のころは滞留時間が約６～７ヶ月であったのにくらべて最近ではそれが１～３年くらいになっているものと推定される。このことはおそらく放射性物質の成層圏における鉛直分布のちがいに起因するものであり，以前に比べて最近ではかなりの量が上部成層圏に停滞しているものと考えられる。

東京におけるCs－137およびSr－90の積算量は１９６５年７月までに176mc／km²，66mc／km²に達した。又他の5地点についてのSr－90積算量（単位：mc／km²）は札幌（７９），仙台（72），秋田（131），大阪（46），福岡（77）である。

一般にSr－90年間平均気柱濃度は日本海側の札幌，秋田が大平洋側の東京，仙台，大阪よりも高いことが確認された。

日本におけるCs137およびSr90降下量

（単位：mc／km²）

	東京		札幌	仙台	秋田	大阪	福岡	水戸
	Cs-137	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90
1963	52.3	19.1	21.3	17.0	40.3	13.8	20.0	-
1964	16.1	8.6	17.4	15.1	21.3	7.6	8.7	-
1965年1月	0.39	0.24	0.67	0.27	1.86	0.24	0.88	0.25
2月	0.45	0.29	0.47	0.28	1.70	0.14	0.18	0.10
3月	1.68	0.68	0.66	0.33	2.19	0.21	0.55	0.31
4月	1.54	0.65	0.36	0.36	0.99	0.46	0.51	0.53
5月	2.12	0.64	0.14	0.40	0.33	0.34	0.35	0.67
6月	1.82	0.59	0.29	0.36	0.74	0.29	0.31	0.53
7月	0.49	0.18	0.15	0.31	0.29	0.14	0.15	0.23
1965年1～7月	8.49	3.27	2.74	2.31	8.10	1.82	2.93	2.62

8．浮遊塵中の放射性核種

放射線医学総合研究所

鎌田　博，村越善次

佐伯誠道

(1) 緒　言

大気中に含まれる浮遊塵中の放射性核種およびそれらの濃度を調べるための一手段として，大量の浮遊塵を集める工業用粉塵除去装置のフィルターの放射性核種分析を行った。

(2) 試料採取

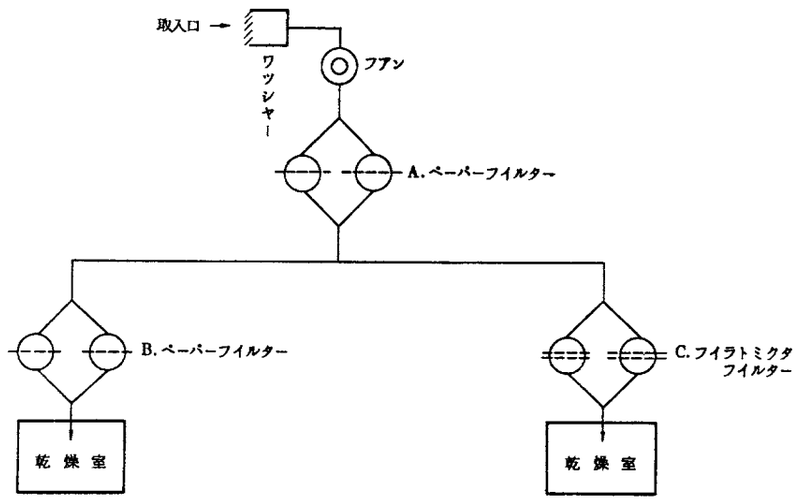
大型フィルター式除塵装置を備えている神奈川県下の某工場の協力を得て，除塵フィルターの交換日に使用済フィルターを採取した。防塵装置取付の位置は第1図のとおりである。外気は一度シャワーにて水洗された後にペーパーフィルター除塵装置Aを通過し，その後にペーパーフィルター除塵装置Bあるいは，ガラス繊維フィルター（フィラトミクタフィルター）除塵装置Cにて浄化される。

(3) 測定方法および結果

浮遊塵を含むフィルターを約10cm四方に折りたたみ，256チャンネルγ線波高分析装置で測定を行った。測定結果は第1表のとおりである。

最高レベルを検出した試料（A外気取入口，エアーワッシャー部）のγ線スペクトルは第2図の通りであり，$^{144}Ce-^{144}Pr$，$^{106}Ru-^{106}Rh$，$^{95}Zr-^{95}Nb$，$^{137}Cs-^{137m}Ba$によるものと想定されるピークは，標準ラジオアイソトープのそれぞれのピークとの一致を見た。$^{125}Sb-^{125}Te$

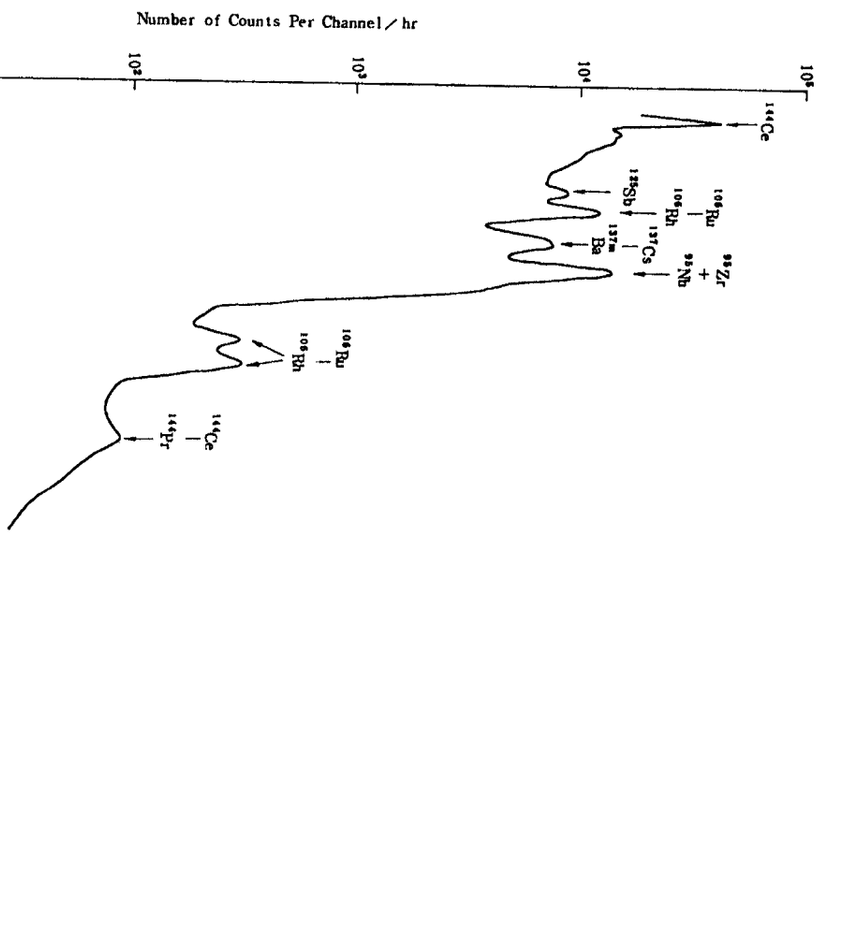
については目下検討中である。



第1図　除塵設備の系統

第1表　フィルター上の浮遊塵の放射性核種

試料				$^{144}Ce-{}^{144}Pr$	$^{106}Ra\ {}^{106}Rh$	$^{95}Zr+{}^{95}Nb$	$^{137}Cs-{}^{137m}Ba$
場所	フィルター種類	集塵期間	通気量 m^3	Pc/m^3	Pc/m^3	Pc/m^3	Pc/m^3
A	ペーパーフィルター	1963年 1月～4月	3600×10^3	約1.320	約0.395	約0.900	約0.070
		〃 5月～8月	3960 〃	〃 0.129	〃 0.031	〃 0.545	〃 0.007
B	ペーパーフィルター	1963年 6月15日～7月1日	510×10^3	〃 0.320	〃 0.075	〃 0.145	〃 0.017
		〃 6. 30～ 7. 15	480 〃	〃 0.400	〃 0.140	〃 0.165	〃 0.019
		〃 10. 27～11. 11	660 〃	〃 0.125	〃 0.038	〃 0.153	〃 0.008
		〃 11. 27～12. 13	510 〃	〃 0.055	〃 0.037	〃 0.155	〃 0.005
		1964年 1. 8～ 1. 23	480 〃	〃 0.171	〃 0.064	〃 0.158	〃 0.011
C	フイラトミクタフィルター	1963年 10. 26～12. 29	780 〃	〃 0.220	〃 0.062	〃 0.252	〃 0.016
		〃 5月～8月	1476 〃	〃 0.256	〃 0.058	〃 1.098	〃 0.015
		〃 10. 26～12. 29	780 〃	〃 0.090	〃 0.032	〃 0.110	〃 0.008



第2図　浮遊塵のγ線スペクトル

9．大気浮遊塵中のα放射能

放射線医学総合研究所
渡辺博信，○阿部史郎
阿部道子，岡田守道

大気浮遊塵中のα線放射能測定はその肺線量に対する寄与が多いこと，その他の理由によりゆるがせにできない。著者らは大気浮遊塵の呼吸による人体への影響を明らかにするための資料を得ようとして1961年以前から試料を蓄積している。ここではこれらの試料についてα放射能を主とした測定結果を報告する。粒子サイズ測定法等については現在研究中であり后の機会にゆずる。

(1) サンプリング　集塵効率が良好なこと，α放射能測定上有用なことの理由からミリポアＡＡフィルタを用いてサンプリングを行った。流量率は約３０ｌｐｍで，長時間平均値を得るため１日連続集塵を行っている。１日あたりの全吸引空気量はほゞ４０m³で，これは成人の１日呼吸量の約２倍に相当する。

(2) 測　定　サンプリング試料はサンプリング終了直后，２４時間后に全β放射能を測定した。その測定値に応じてα放射能測定が行われた。測定器は１２８チヤンネルパルスハイトアナライザーと半導体検出器の組合せによるα線スペクトロメータである。α放射能測定にはフィルタをそのまゝ測定する方法と，化学処理后測定する方法とを併用した。

(3) 全β放射能　α放射能測定上の目安とするため，集塵后１日または２日后の全β放射能測定を行っているが，最近このレベルが低くなる傾向にある。

(4) α放射能　P_o－２１０，Ｐb－２１０，Ｐu－２３９（２４０）等の測定が行われた。Ｐu－２３９についてはそのレベルが最近低くなっているようである。Po－210，Pb－210は毎日のレベル変動がはげしいようである。

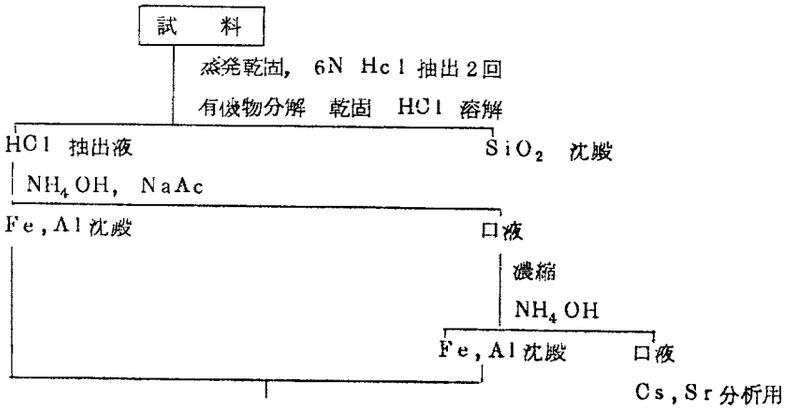
(5) 人工α放射能（5.15MeV付近のもの）と人工β放射能　両者の測定値を比較した結果ほゞ比例関係の成立することが認められた。

１０．雨水中のＰu－２３９について

気象研究所
三　宅　泰　雄，○葛　城　幸　雄
杉　村　行　勇

雨水中のＰu－２３９（半減期２４，３６０年）を放射化学的に分離したのち，2π ガスフローカウンタおよびα－スペクトロメータにより測定を行った。

核種分析操作の順序を次にしめす。



8N H NO_3溶解
$KBrO_4$
陰イオン交換樹脂　（NO_3 形）

流入液
試料溶液
8N H NO_3
0.1 N HI

流出液
Fe，Al，RE
〃
Pu^{3+}（RE）NP，V，Th
蒸発乾固
$KBrO_4$　12NHCl

陰イオン交換樹脂（Ｃｌ形）

流入液
試料溶液
12NHCl
0.1NHI

流出液
Th，La，Ce
〃
Pu^{3+}，Np，Pa
蒸発乾固
SO_2
12NHCl

陰イオン交換樹脂　Ｃｌ形

流入液
試料溶液

流出液
Pu^{3+}
乾固
電着
Pu－239　α線測定

Pu－239 分析結果　（単位：mc／Km^2）

	Pu－239	Sr－90	Pu－239／Sr－90
１９５８年5～6月	0.015	0.82	0.018

Pu－239／Ss－90　比はアメリカの測定結果（成層圏内の大気の平均0.016±0.007）と大約一致した。

11．最近の雨水等のトリチウム濃度について

理研
浜田達二，○高橋　旦

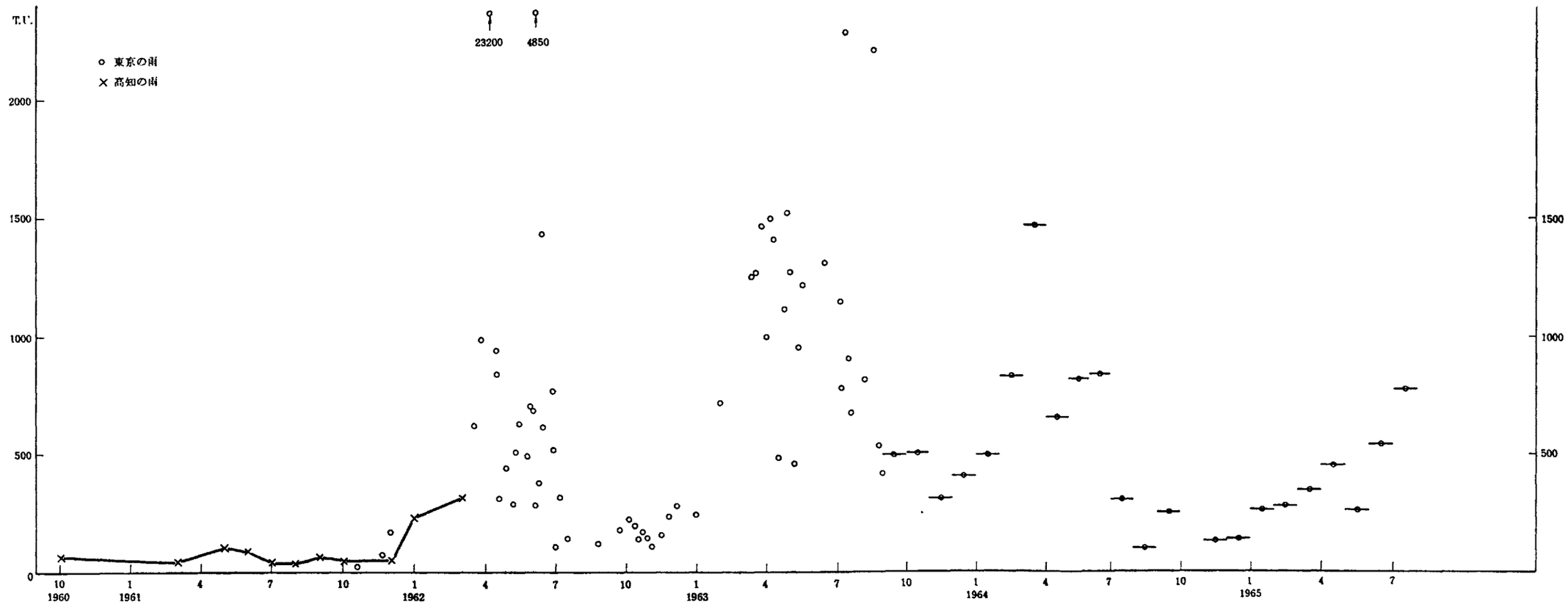
1960年以降の雨水，水道水，地下水等の ^3H 含有量を測定した結果並に測定法について最近改良を加えた点や測定上の問題点について報告する。

1）測定法

一般に天然水のトリウム濃度は低いから試料を濃縮してから計数し，濃縮後のトリチウム濃度 t からもとの濃度 t_0 を求めるのが普通である。試料を一旦蒸留の後濃縮を行うため偏平型電解槽を恒温槽に浸し，定電流電源を用いて電解するのであるが，その際電極物質や電極の表面状態によって分離定数が異る。濃縮前後の試料の容積を V_0 および V，濃縮前後の D および ^3H の濃度を夫々 d_0, d および t_0, t また D および ^3H の分離定数を α および β で表われば次の式が成り立つはずである。

$$\frac{V}{V_0} = \left(\frac{dv}{d_0 v_0}\right)^{\alpha} = \left(\frac{tv}{t_0 v_0}\right)^{\beta}$$

α と β の関係については G. Östlund は $\ell n\beta/\ell n\alpha = 1.337$ なる実験式を出し[1]，J. Bigeleisen は $\ell n\beta/\ell n\alpha = 1.40$，C.G.Swain 等は $\ell n\beta/\ell n\alpha = 1.44$ なる理論式を出している。[2,3] 我々はこれまで電解槽が Östlund のものと似ていることから，濃縮後の試料の重水濃度を測定し，これにより α を求めて $\ell n\beta/\ell n\alpha = 1.337$ なる式を用いて β を求めて来た。二三年前に直接 ^3H を計数できるような試料を用いて調べた際にはこの方法は5%以下の誤差しか生じなかったのであるが，[4] 最近予備的な実験を行って調べたところでは我々の場合には $1.4 \leq \ell n\beta/\ell n\alpha \leq 1.55$ であった。この α と β の関係は今後なお検討しなければならないが，Östlund の式による計算は特に $\alpha \leq$ のときに誤差を生ずることが明らかとなった。以前に調べたときに Östlund の式がよく合ったのは一つには電極が新しく α の値が大きかったためではないかと思われる。一般に，電極は何度も使用すると表面状態が変化し，分離係数がしだいに小さくなるようである。このことはニッケルーステンレスの電極についても，白金の電極についても云える。しかし，ニッケルーステンレスの電極は数回以上使ってから後は分離定数がほぼ一定値を示すようになる。それで現在我々はニッケルーステンレスの電極を用いる場合は $\ell n\beta/\ell n\alpha = const$ なる式を用いず，$2.5 < \alpha < 4$ の場合には $\beta = 5.1 \pm 0.9$ となるので $\beta = 5.1$ として計算している。この方法によると誤差は約10%以内におさまり，Östlund の式を用いる場合に比して精度は優るとも劣らない。$\alpha = 2.1$，$\beta = 3.7$ という例が10例中1つだけ出たのであるが，このような場合には Östlund の式は使えず，むしろ理論的には不適当と云われている W. F. Libby の式 $\beta/\alpha = 2.1$ に近い。この場合に $\beta = 5.1$ として計算すると16%低い t_0 を得ることになるのであるが，この程度の誤差がたまに（10中1程度）出ることを覚悟すれば重水濃度の測定なしで20 T.U. 以上の試料を測定することができる。β ができるだけ一定でしかもその値が大きいような電極を得ることは，低レベルトリチウムの測定技術上の重要な課題であり，我々はいろいろな電極を用いて検討している。電解濃縮した試料は600°Cに加熱した Mg 片中を通すことにより還元した水素を2ℓの


T.U.
○ 東京の雨
× 高知の雨
2000
1500
1000
500
0
23200
4850
1500
1000
500
10
1960
1
1961
4
7
10
1
1962
4
7
10
1
1963
4
7
10
1
1964
4
7
10
1
1965
4
7

計数管に1気圧に充てんして計数した。水素ガスだけでもよいが1気圧中10torrほどプロパンを混ぜるとさらに特性が安定することがわかった。計数の際の誤差は絶対値で2%以下と思われる。計数法についてくわしくは文献5) を参照されたい。

2) 測定結果

東京駒込および高知の雨の測定結果は図に示した通りで，1961年秋の核実験により急増し，その後'62年～'64年まで毎年春に濃度が高くなっていることがわかる。1962年春に非常に高濃度の雨が降っているが，この試料は念のため三回測定したので大きな誤差があるとは思われない。また汚染も考えにくい。同じ日に降った雨をたまたま東京石神井に於て採取した試料があったのでこれを測定したところ約300 T.U. で，この当時の雨としては低い方であった。このことは高濃度のものがたまたま駒込で採取したときに得られたのであって，きわめてlocalな現象であると考えた方がよいのかも知れない。1965年春には62年～64年に現われたようなspring maximum は現われなかった。なお，高知の雨および東京の1963年10月以降の雨は1ケ月の平均値で，他の点はほぼ一雨ごとの値である。東京，大阪の水道水は'62年～'65年にかけて100～300 T.U. の値を示し，'65年の多摩川の水の値100～200 T.U. と同程度である。また東京駒込の深井戸（65m）から得られた地下水は1964年に1 T.U. 前後であり，測定した二三の温泉水はいずれも数T.U. 以下の値を示した。測定に当っては全試料について重水濃度の測定を行った。

参 照 文 献

1) H.G.Östlund, Symposium on the detection and use of tritium, Vienna TTS 17 (1961)
2) J.Bigeleisen, ibid TTS 88 (1961)
3) C.G.Swain, E.C.Stivers, J.F.Reuwer and L.J.Schaad, J.Am. Chem. Soc. 80, 5885 (1958)
4) 高橋旦, 原子力工業 10-2, 65 (1964)
5) T.Takahashi, T.Hamada and F.Yamasaki, Nucl. Instr. & Meth. 35, 120 (1965)

12. 空間分布γ線量の変動について

水戸地方気象台

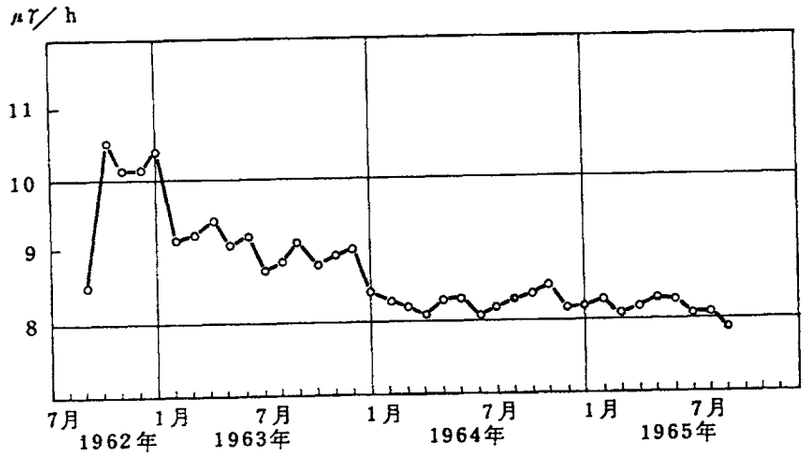
○渡 辺 盛 夫, 大 越 延 夫

当台においては1962年よりGM管を用いて2空間分布γ線量の測定を行っている。測定時間は通常毎週月曜日9～10時に30分間行い，測定条件は次の様である。

検　出　器	GM管 Aloka-4225　壁の厚さ Cu 1350mg/cm² キヤップ ジュラルミン 1320mg/cm²
計 数 装 置	Aloka TDC-1　スケーラー Aloka DC-10　レートメーター
校正用線源	Ra-226　690μc Cs-137　100μc
線量率校正常数	0.059μr/hr・cpm
測定の方法	GM管を屋上に直立 コンクリート床上1m，地上5m

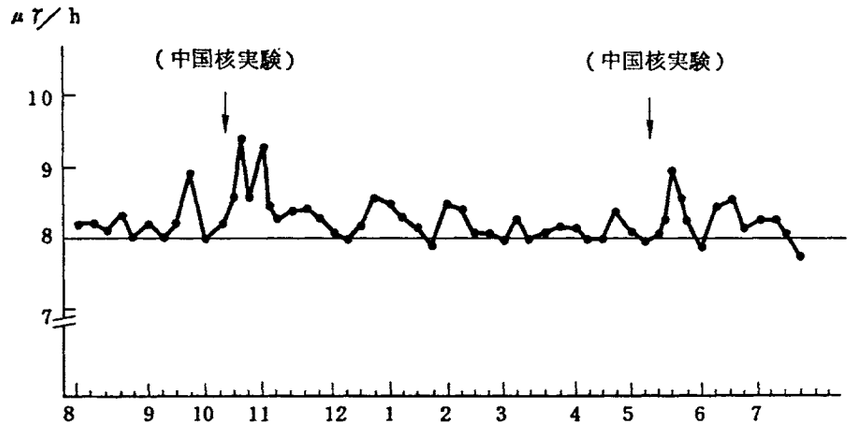
１９６２年以降の月平均値についての変動は次の図の通りであり米ソの核爆発実験中止によって次第に減少し１９６４年以後は大体８μr/hrの水準にある。（図１）

GM管の下方に張る立体角は，コンクリート床面に対して約６０％をしめしている。このため fall-out の多い場合には屋上のコンクリート面よりのγ線の寄与が問題なので，適宜除染を行っている。なお宇宙線成分は差引いていない。



第１図　１９６２年以降の空間γ線量の変動

１９６４年６月以降の変動は第２図のように中共における２回の核爆発実験に伴い１９６４年１０月１９日～２４日及び１９６５年５月２２日～６月５日にかけて増加を示している。



第２図　１９６４年８月～１９６５年７月の空間γ線量の変動

１３．牛乳中のI-131除去法

日本乳業技術協会
清水　博　オルガノ商会研究所長
津郷友吉　東大農学部教授
仁木　達　雪印乳業研究所長
今戸正元　明治　〃
長沢太郎　森永　〃
守尾盛秀　日本乳業技術協会常務理事
○野崎　博　農林省畜産試験場

従前のSr，Cs，の除去法の検討に続いて，牛乳中のI-131の除染技術について試験を進め，以下説明するような成果を得た。

Ⅰ．I-131の除染

陰イオンの除去に適当と考えられるイオン交換樹脂として，IRA-410 を用いた。

まず本樹脂塔に大量の牛乳を流下させてみると，ほゞ６０倍量の通過によって，それ以降の牛乳組成に変化をみなくなる。次いでこの平衡状態に達したイオン交換樹脂を２NのNaMo$_3$＋0．16N．HNO$_3$の２０倍量で溶出洗滌し，そのときの樹脂内塩組成を調べると

主要イオン / 区　分	Cl'	PO_4'''	$C_6H_5O_7'''$
原料乳の塩組成　eg/e	0.033	0.024	0.074
〃　比	1	0.73	2.25
樹脂内塩組成　eg/e	0.64	0.70	0.22
〃　比	1	1.09	0.35

したがって，イオン交換樹脂の陰イオン塩類組成がCl' 1，Po_4''' 1.09，$C_6H_5O_7'''$ 0.35のときに適当な状態にあることとなる。

このような交換樹脂内塩組成を与えるに都合のよい塩類溶液を作るために

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

によって得られるCl'，Po_4'''，$C_6H_5O_7'''$の濃度比を基準として，逐次溶液の部分的な修正により，処理される牛乳中の塩組成に変化をもたらさない再生溶液を求めてみると，

区　分	再生液の塩組成　eg/e	処理中の塩組成変化%
Cl'	0.09	-20.6
Po_4'''	0.08	- 1.1
$C_6H_5O_7'''$	0.83	- 0.8

となった。

以上によって作られるIRA-410の混合塩型の樹脂塔によって，牛乳中に含まれているI-131の除染能力を調べてみると，

流下牛乳量／樹脂量	S，V	除　染　率
1 ～ 100	4	99.6 %
100 ～ 200	4	99.6
200 ～ 300	15	96.4 ～ 98.5
300 ～ 400	15	88.8 ～ 94.6

したがって，牛乳の流下速度を相当あげても通塔牛乳量が使用樹脂量の５００倍程度までは約９０%のI-131を除くことは可能と考えられる。

Ⅱ．除染牛乳の乳質の検討

前項によって除染処理された牛乳の乳質をしらべてみると，

区　分	原　料　乳	処　理　乳
風　味	flat	Alight flat
熱テスト（98°C，60′）	(-)	(-)
ガードテスト（g）	38.3	0
アルコールテスト	(-)	(-)
全固形分　(%)	2.76	2.80
粗脂肪　〃	3.48	3.42
乳糖　〃	4.03	3.98
灰分　〃	0.67	0.61
比重	10.317	10.314
PH	6.60	6.75

以上のように最も顕著な変化としては，PHがやゝ上り，カード・テンションが減ずることである。そこでチーズ加工用原料乳としては適当でないことになるので，PHを調整してカード凝固の適性が得られるかどうか。検討した結果は，

区　分	PH	牛乳10mℓ当りレンネット0.23mg添加				
		10′	20′	30′	40′	50′
原　乳	6.58	−	+	++	++	++
処理乳	6.77	−	−	+	+	+
調整乳	6.58	±	+	++	++	++

となって，チーズ加工用原料乳としても一部の修正によってほゞ満足の結果を得られるものと考えられた。

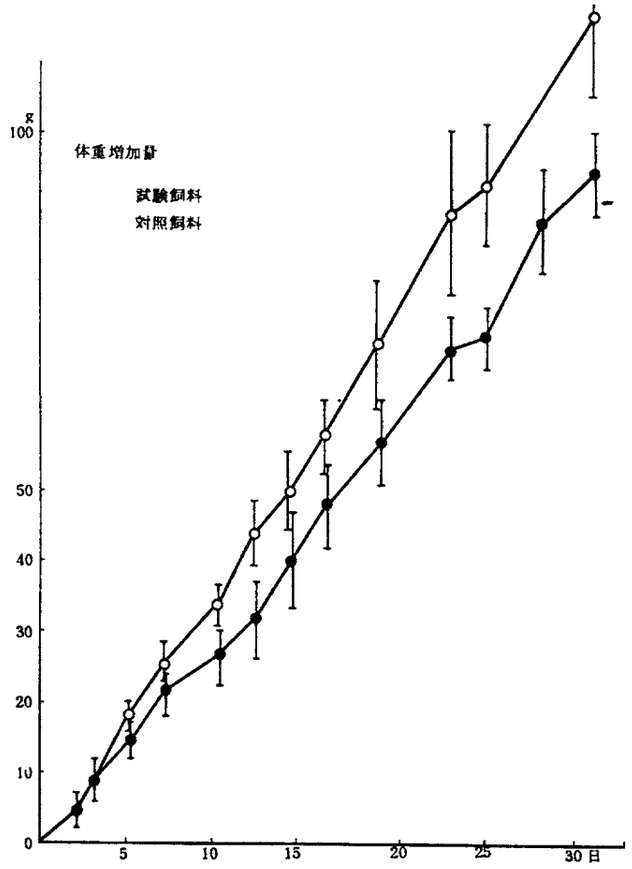
Ⅲ．除染牛乳の栄養価に関する検討

前項によって除染処理された牛乳の栄養的な価値判断を試みるために，牛乳は加熱粉霧法によって粉乳にして，動物用の飼料とした。供試動物はウイスター系のマウス雌各区５０匹を用い，体重４０～５０gの時期より飲水のほかは本粉乳のみによって飼育して，その成長度を比較した。その成長曲線は第１図の通りである。

この成績で明らかなように原乳よりも処理乳の方がマウスの成長により有効な価値をもつ。また飼育期間２５日の飼料効率を求めてみると，

	飼料摂取量(a)	体重増 (b)	効率(b／a)
原乳区	205.2 g	72 g	0.35
処理乳区	230.9	93	0.40

したがって，成長単位体重増に対する餌の要求量は原乳>処理乳であって，餌効率は処理乳の方がより高いことになる。



第1図　IRA 410 処理牛乳の栄養価値

N．除染コストの算定

本法によって，I-131を除去する際のコストを概算してみると，（日量50トンを処理するものとして）牛乳一トン当り

薬品費	18,000 円
樹脂補給費	30
金利（年8分）	30
償却費	50
人件費	42
計	18,142 円

となる。したがって一合当りに換算してみると約3円40銭となり，現実的にみて相当高いものにつく。その主な原因は再生剤としてのクエン酸を中心とする薬品代によるものである。

14．牛乳および飼料のSr-90，Cs-137

農林省畜産試験場
檀原　宏，○三橋俊彦

牛乳の放射能汚染を検討するにあたって，その飼料との関係を知ることは，きわめて重要な意味をもっている。

今回も先年度にひきつづき，飼料と牛乳のSr-90，Cs-137の汚染濃度を追求した。

全国8県の県立畜産（酪農）試験場で，粗飼料はすべてその場で生産し，配合飼料は一定のメーカーで指定配合したものを用いて，6頭の乳牛を飼養した。各牛より得た牛乳を混合し，1県1点のサンプルに調整し，供試試料とした。

飼料は，青，乾草，サイレージ，配合とそれぞれ区別して乾燥，粉砕し，牛の摂取量に比例して混合したものを分析した。その結果

(1) Sr-90の濃度は，飼料，牛乳ともに，北海道，岩手，栃木，富山の北部グループが，静岡，岡山，香川，福岡の南部グループに比べて明らかに高い。この傾向は前年およびそれ以前のとよく一致するので，わが国産の牛乳の汚染の地理的傾向は，まず確定的とみることができよう。

時期的には，3月の減減がとくに目立つ。例年，この時期に低くなることが観察されているので，ことさら特異的な現象とも思えないが，その減少のていどがいちじるしく，そして4月からまた増加しているなど，一考を要するであろう。その原因はまだ不明である。

(2) Cs-137 の濃度も，Sr-90とほぼ同様に北部グループが南部のそれに比べるとかなり高い。ところが時期的な傾向は，Sr-90にみられたような，3月におけるいちじるしい低下はそれほど明りょうではない。

飼料のCs-137 濃度の増減は，牛乳のそれを大きく左右する。この点，Sr-90とはきわめて対象的である。

(3) 昭和39年10月16日　および40年5月14日の中共の核実験による，わが国の牛乳への影響は，とくにI-131の緊急的な汚染についてのみ観察したが，I-131の汚染は核爆発後，約5～7日頃から牛乳に現われだし，10日目頃にピークを示した。それ以後は減減し，前回の場合には40日目頃，後回では15日目頃で消滅した。ただし，この牛乳は関東（千葉……畜産試験場）のものについての成績である。

15. 牛乳におけるSr-90の分泌経路

農林省畜産試験場
檀原　宏，○宮本　進
韓国　畜産試験場（IAEA留学生）
任京　淳

牛乳のSr-90汚染は2つのルートがある。1つは飼料に汚染してとりこまれ，そのまま牛乳に出てくるルートと，他は骨格から牛乳に移行するルートであり，実際はこの両者が混合して牛乳の汚染となってあらわれる。

外部環境（飼料，飲料水など）に汚染がなくなれば，牛乳のSr-90汚染は，すべてが骨格に由来するであろうし，逆に骨に比べて環境の汚染がきわめて高くなれば，牛乳へはもっぱら後者が大となろう。

現在，環境のfall outが減少してきても，牛乳のSr-90濃度がさほど大きな対応を示さないのは，牛乳のSr-90の源にはこの2つのルートがあって，骨格という大きなプールが存在するためといえる。反面，Cs-137のほうは，飼料→牛乳と直接的であり，このようなかんしょう物は存在しない。

これら2つのルートの何れが，如何なる条件によって，牛乳汚染により大きくあらわれるかについて，先年度以来，モルモット，ヤギによる予備実験をおこなってきた。

今回は乳牛を用いて，Sr-89を骨格にラベルし，Sr-89を飼料に付加して投与し，その牛乳に現われる割合をもとめた。その結果，飼料中のCa含量，骨格中のCa飽和度，その他の条件により大きく影響されるが，ふつうの飼養条件下では，だいたい同様な割合で移行していることがわかった。

16. 高マグネシウム給与による牛乳へのSr-90の分泌抑制試験

農林省畜産試験場
○檀原　宏，三橋俊彦

MgはCaやSrと同じく2価のアルカリ土類に属しているが，動物の生理面での作用はきわめて対象的で，相反する現象も少なくない。

とくに，消化管からの吸収，骨格への沈着などは，従来，広く研究され，Caの行動をかなり制約することが知られている。しかし，経口的にとりこまれたCaやSrが，乳汁への移行に与えるMgの影響は，まだそのほとんどが未知である。

前年度にひきつづき，牛乳のSr-90の分泌を低下させる目的から，今回は飼料中にMgを多量混合して乳牛に給与することを計画した。Mg剤は局方の炭酸マグネシウムを用い，だいたい1頭あたり1日2～300グラムとしたが，なかには下痢を起した牛もあらわれて，一時は100グラム以下に下げたこともあった。

北海道（札幌……北海道農試畜産部），関東（千葉……畜産試験場）および九州（熊本……九州農試畜産部）の3ケ所で，条件の等しい2頭の乳牛を用いて，試験期を交互に変えるスイッチバック方式による試験をおこなった。この試験期間中に，牛の摂取したMgの量は，対照期間中のそれの約2～4倍てい度にのぼる。

かくして，毎月その牛乳のSr-90濃度をもとめ，値の大小を符号に変えて符号検定法（Sign test）を行なったところ，3ヶ所とも有意差を認めることはできなかった。結局，高Mg給与によっては，牛乳中のSr-90濃度を低下させることは，期待できないことがわかった。

これまでに，Ca，P，それに今回Mgの添加による牛乳のSr-90濃度低下の試験を続けてきたが，このうち比較的容易でかつ効果が期待できるのは，Ca添加の場合のみであって，P，Mgは何れも対照群（無添加）に比べて有意な減少を示さなかった。これ以上，Mgの給与量を増加すれば牛の体に有害な影響があらわれるので，実際には効果がないと判断せざるを得ない。

17. 家畜骨中のSr-90について

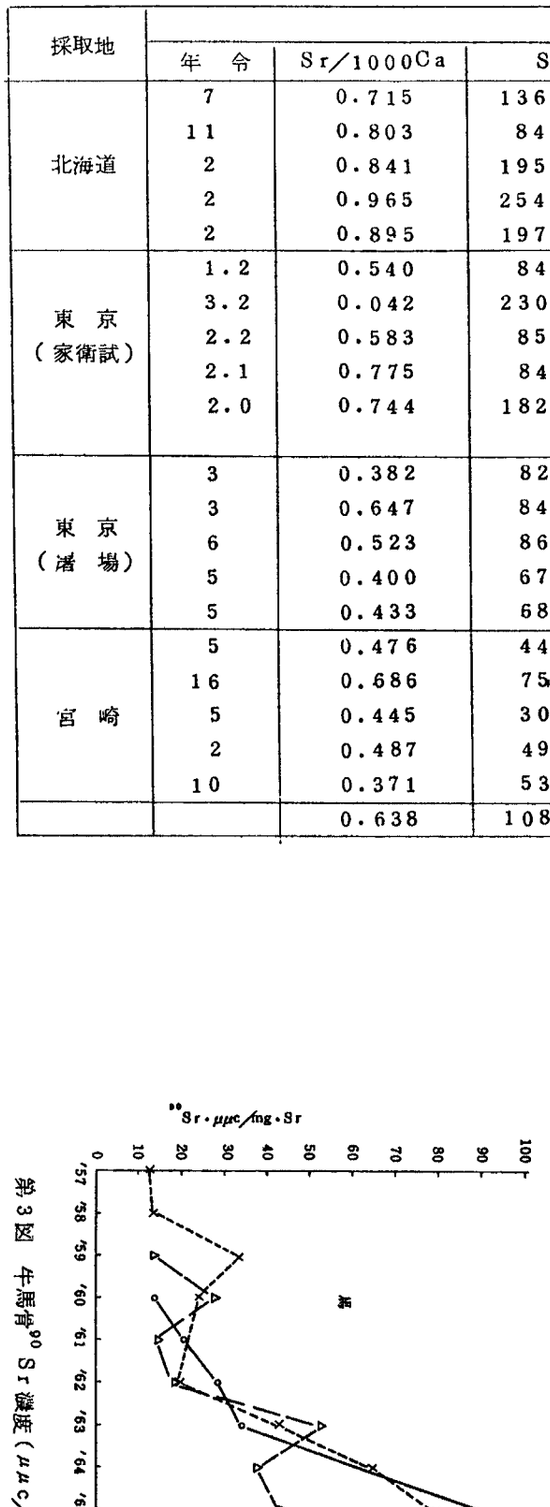
農林省家畜衛生試験場
林　光昭，宮尾　陟

家畜は，放射性降下物によって汚染された牧草などをそのまま摂取するため，その骨の ^{90}Sr 濃度は，比較的短期間の ^{90}Sr の蓄積量をかなり正確に伝えているようである。家畜骨の ^{90}Sr 分析は，昭和32年以来つづけられ，これまでの成績から，その年次変化が明きらかにされ，地域的にかなり ^{90}Sr 汚染に差のあることが分かってきた。本年は，例年高い汚染度を示す北海道，経歴の明きらかな材料のえられる東京および南端の宮崎の3地区から牛馬骨をそれぞれ5例づつ採集して分析した。

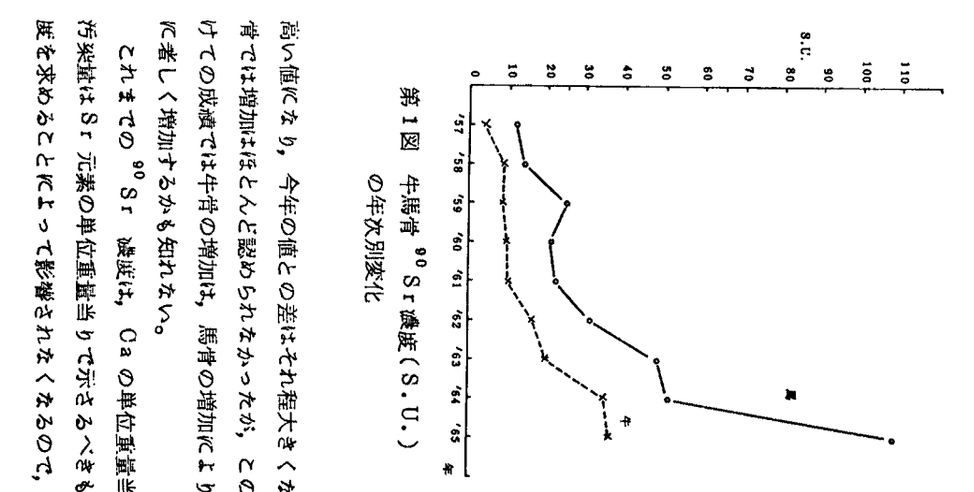
その分析結果は第1表の通りであった。馬骨の平均値は108S.U.を示し，昨年の51S.U.に比べ2倍以上という急激な増加を示していた。とくに，北海道および東京（家衛試）の値は著しく高かった。北海道の材料で得られた254S.U.という値は，過去の分析例中最高のものである。東京（家衛試）の材料は，東北地方から移入し，短期間（2～6ヶ月）の飼育の後に得た材料であるので，東北・北海道地区の ^{90}Sr 汚染がとくに著しいものと思われる。牛骨については，36.4 S.U.であって，昨年の35.0 S.U.とほとんど変わりなかった。しかし，他地区に比べ北海道地区で汚染の著しいことは，馬骨の場合と同じであった。東京（家衛試）の値の比較的低いことは，これまでの成績と同様，生草の給与量が少いためと思われる。第1図に昭和32年以来の年次変化を示す。馬骨・牛骨の ^{90}Sr 濃度の差は，骨中に含まれる安定Sr量の違いによるものと思われるが，本年の馬骨 ^{90}Sr の増加は極めて著しいものである。しかし，昨年の馬骨の成績には北海道の試料が含まれていなかったので，若し昨年の値に汚染量の高い北海道の成績が含まれていたなら，さらに

第1表　牛馬骨の ^{90}Sr 濃度　（１９６５）

採取地	年　令	Sr／1000Ca	S.U.	平　均　値	年　令	Sr／1000Ca	S.U.	平　均　値
北海道	7	0.715	136±0.8	173±60	7	0.374	62±0.5	56±16
	11	0.803	84±0.6		6	0.376	60±0.5	
	2	0.841	195±1.0		10	0.336	34±0.4	
	2	0.965	254±1.2		3	0.351	43±0.5	
	2	0.895	197±1.0		2	0.329	79±0.6	
東　京（家衛試）	1.2	0.540	84±0.6	133±61	0.8	0.329	18±0.3	18±3
	3.2	0.042	230±1.0		1.0	0.245	16±0.3	
	2.2	0.583	85±0.6		0.8	0.225	13±0.3	
	2.1	0.775	84±0.6		5.1	0.261	21±0.3	
	2.0	0.744	182±0.9		1.0	0.191	21±0.4	
					4.0	0.380	20±0.3	
東　京（屠　場）	3	0.382	82±0.6	77±8	7	0.225	64±0.5	49±19
	3	0.647	84±0.6		3	0.404	16±0.3	
	6	0.523	86±0.6		4	0.217	66±0.6	
	5	0.400	67±0.6		3	0.234	62±0.5	
	5	0.433	68±0.6		2	0.238	38±0.4	
宮　崎	5	0.476	44±0.5	50±15	2	0.174	20±0.3	23±9
	16	0.686	75±0.6		3	0.296	36±0.4	
	5	0.445	30±0.4		8	0.233	17±0.3	
	2	0.487	49±0.5		4	0.234	31±0.4	
	10	0.371	53±0.5		13	0.128	11±0.2	
		0.638	108　36			276	36.4±12	



第１図　牛馬骨 ^{90}Sr 濃度（S.U.）の年次別変化



第２図　牛馬骨 ^{90}Sr 濃度（$\mu\mu c/mg \cdot Sr$）の年次変化

高い値になり，今年の値との差はそれ程大きくなかったかも知れない。また，馬骨の増設に比べ，牛骨では増加はほとんど認められなかったが，この理由は明きらかではないが，３７年から３９年にかけての成績では牛骨の増加は，馬骨の増加により１年おくれていることから，あるいは牛骨では来年に著しく増加するかも知れない。

これまでの ^{90}Sr 濃度は，Ca の単位重量当り，S.U. 単位で示されてきたが，真の ^{90}Sr 汚染量は Sr 元素の単位重量当りで示さるべきものであり，分析操作中の loss も，Sr 当りの濃度を求めることによって影響されなくなるので，これまでの成績と共に，Sr の単位重量当りの ^{90}Sr

第３図　牛馬骨 ^{90}Sr 濃度（$\mu\mu c/mg \cdot Sr$）の地域別・年次別変化

量を検討してみた。その結果は第2図に示すごとく，牛馬骨間の ^{90}Sr 濃度の差はほとんどなくなった。これまでの牛馬骨の ^{90}Sr 濃度（S.U.）は，常に馬骨が牛骨の約2倍の値を示していたが，Sr／1000Caの比は馬骨で著明に高く，Srの単位重量当りの ^{90}Sr 濃度では両者にほとんど差のなかったことは，牛馬共同一の汚染源によって汚染されていて，安定Srの量の違いによって見かけ上 ^{90}Sr 濃度が著しく違っていたことを示すものであろう。さらに，地域によって汚染度にかなりの差が認められていたが，これまで試料の比較的継続して採取できた北海道，東京，宮崎の3地区についてそのSr量当りの ^{90}Sr 量を求めてみたが，やはり ^{90}Sr 汚染量を求めてみたが，やはり ^{90}Sr 汚染量には差がみられた（第3図）。

年令と汚染度の関係は，これまでは余り明きらかでなかったが，本年の成績では，汚染度の極めて著しいものは比較的年令の若いものに多かった。

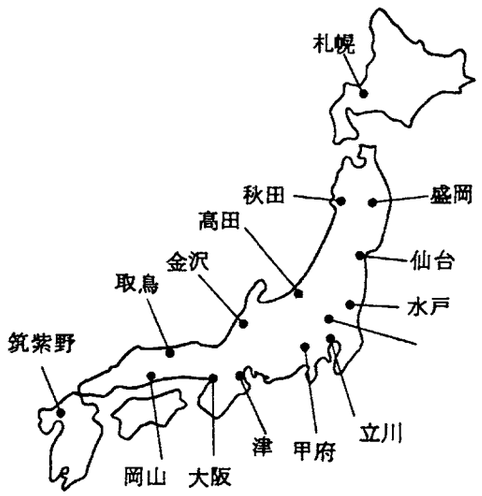
18．土壌および米麦のSr-90について

農林省農業技術研究所
○小林宏信，石川美佐子
津村昭人

前年に引続き，第1図に示す全国各地の農業試験場の土壌およびそこに生育した米麦を対象とし，既存の試料をも含めて，^{90}Sr を分析した。これらの調査結果についてその概要を報告する。

1．土壌の ^{90}Sr について

畑土壌および水田土壌の置換態 ^{90}Sr の全国的平均値は，それぞれ第1表および第2表に示す通りであった。またこれらの平均値の経年変化は第2図に示す傾向をたどった。



第1図　試料採取地点

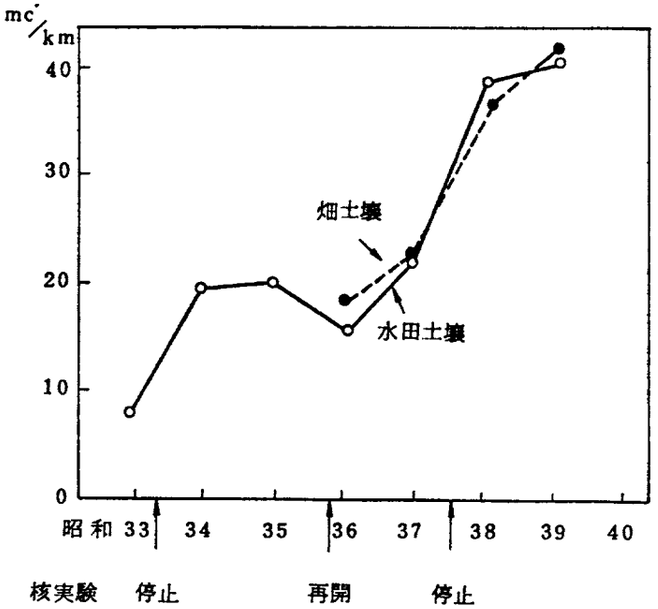
これらの分析結果から次の3点が注目される。第1に水田・畑両土壌とも ^{90}Sr 含量は昭和38年に急激に増大し，その増加率は本調査実施以来最大であった。なお昭和39年には前年に比し ^{90}Sr 含量は前年同様，依然として高い値を示し横這い状態を呈した。前報において，核実験に伴う放射能汚染の土壌および米麦への影響は，核実験実施時期から1～2年後に最も著しく現われることを指摘したが，今回の調査により実証された。第2に水田・畑両土壌の置換態 ^{90}Sr

第1表　畑土壌の置換態 ^{90}Sr（mc／Km^2）

採取年度	平均	実測値の範囲	例数
昭和38年	37	11～89	13
昭和39年	42	15～94	10

第2表　水田土壌の置換態 ^{90}Sr（mc／Km^2）

採取年度	平均	実測値の範囲	例数
昭和38年	39	12～82	15
昭和39年	41	14～109	15



第2図　水田，畑土壌中の ^{90}Sr（酢酸アンモニウム抽出）

含量は地域により差があり，日本海側において依然高い傾向が持続されていることが認められた。第3に同一地域の畑土壌と水田土壌につき，置換態 ^{90}Sr 含量を比較すると，日本海側では水田土壌が畑土壌より ^{90}Sr 含量が多く，他地域ではこれと逆傾向が示されたことである。これらの差異については今後さらに検討を加える必要があると思われる。

2．米麦の ^{90}Sr について

昭和38年および39年産の小麦（玄麦）および米（玄米と白米）の ^{90}Sr 含量を分析したところ，それぞれ第3表および第4表に示す全国的平均値が得られた。またこれらの経年変化は第3図に示す通りであった。これらの結果から留意すべき点を次に要約する。

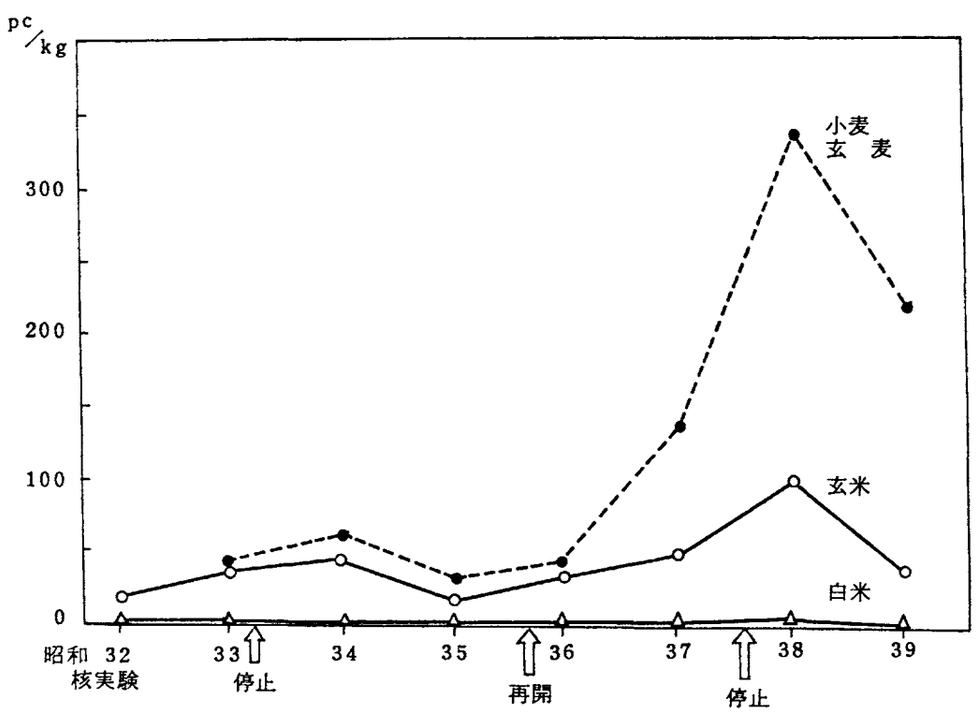
第3表　小麦（玄麦）の ^{90}Sr 含量（pc／kg）

採取年度	平均	実測値の範囲	例数
昭和38年度	331	141～740	13
昭和39年度	227	70～725	11

第4表　米の ^{90}Sr 含量（pc／kg）

採取年度		平均	実測値の範囲	例数
昭和38年度	玄米*	96	29～222	15
	白米	7.3	2.1～15.1	15
昭和39年度	玄米	43	21～113	15
	白米	5.3	1.6～9.1	14

* 第6回放射能調査研究成果発表会（科学技術庁，主催，昭和39年11月）に一部報告した。



第3図　米および小麦中の ^{90}Sr 含量の経年変化

小麦について，第1に ^{90}Sr 含量が昭和38年において，核実験停止期間（昭和35～36年）の値の約14倍に増加し，本調査開始以来の最高値を示し，また前報で推定した通り，昭和34年の第1ピークを遙かに上回る第2ピークに到達したことである。第2に38年産麦の ^{90}Sr 含量は，畑土壌の場合とは異る地域差を示し，西日本において高い傾向が認められた。第3に昭和39年において ^{90}Sr 含量は全国平均として減少傾向にあるが，昭和35～36年の分析値の約9倍に相当する227 pc／kgの値を示し，そのレベルは依然として高いことである。第4に上述の減少傾向を地域別に解析すると，日本海側－東日本では変動が少なく横這い状態を呈し，西日本において急激な減少が認められたことである。したがって，38年の西日本産麦に見られた極端な ^{90}Sr 汚染は，土壌からの経根的吸収のほか，降下 ^{90}Sr による作物体の直接汚染が著しく影響したものと考えられる。

次に米の ^{90}Sr について述べる。第1に昭和38年において，米の ^{90}Sr 含量は昭和35～36年の分析値と対比すると，玄米で約10倍，白米で約5倍に増大して，今までの最高値を示し，小麦の場合と同様に第2ピークが認められたことである。なお昭和39年産の玄米および白米の ^{90}Sr 含量は前年に比し低下したが，これらのレベルは核実験停止期間の値の5～3倍に相当し依然高いことを示している点は留意すべきである。第2に米の ^{90}Sr 汚染度を地域別に調べると，既報の結果と同様に，東日本－日本海側が西日本－太平洋側に比し高い傾向を維持していることである。第3に白米は玄米に比し ^{90}Sr 含量が極めて僅少であり，その経年変化もはなはだ小さいことである。玄米の ^{90}Sr 含量が白米よりも多い現象は，^{90}Sr の経根的吸収による以外に，^{90}Sr が外部から直接もみがらを通してぬか層を汚染し白米部までの滲透は僅かであるためと解される。また昭和38年に見られた白米の ^{90}Sr 含量の増加は，土壌中の ^{90}Sr 蓄積量および稲の生育期間中の ^{90}Sr 降下量の増加が主として反映しているものと解釈される。第4に玄米と玄麦の ^{90}Sr 含量を比較すると，いずれの場合も前者が低い値を示すことである。これらの差異は気象条件のほか，土壌や作物の生育条件等の相違によるものと考えられる。

19．土壌および米のCs－137について

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

国内各地の農業試験場の圃場から採取した土壌および米（採取地点は ^{90}Sr の項第1図参照）につき ^{137}Cs を分析した。

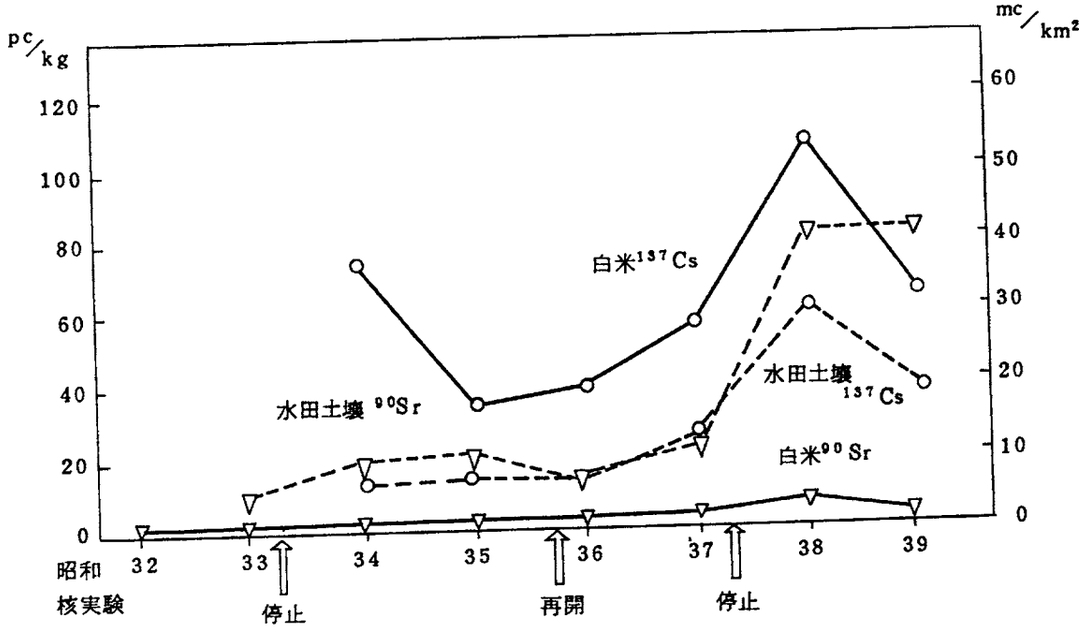
水田土壌の置換態 ^{137}Cs の全国的平均値を第1表に示した。なお参考のため ^{90}Sr の平均値を併記した。また経年変化は第1図に示す通りであった。次にこの調査結果から特徴を述べると，第1

第1表　水田土壌の置換態 ^{137}Cs と ^{90}Sr（mc／Km^2）

	^{137}Cs	39	3～89	15
	^{90}Sr	39.0	12～82	15
	^{137}Cs	18.4	2.5～39.1	15
	^{90}Sr	41.0	14～109	15

第2表　米（白米）の ^{137}Cs と ^{90}Sr 含量（pc／kg）

採取年度	核　種	平　均	実測値の範囲	例　数
昭和３８年度	^{137}Cs	113	24～ 220	15
	^{90}Sr	7.3	2.1～15.1	15
昭和３９年度	^{137}Cs	67	25～ 185	15
	^{90}Sr	5.3	1.6～ 9.1	14



第1図　水田土壌の置換体 ^{137}Cs と ^{90}Sr 及び白米中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の経年変化

に土壌の ^{137}Cs 含量は日本海側が高く，大平洋側で低い傾向が前報同様に認められた。第2に置換態 ^{137}Cs 含量はいずれの場合も ^{90}Sr 分析値よりも低く，^{137}Cs が ^{90}Sr に比し，土壌により固定されやすいことが判明した。第3に経年推移をみると，^{137}Cs 含量は昭和３８年を最高に以後減少傾向をたどるが，その減少量は概して日本海側において大であることが認められた。

次に白米の ^{137}Cs 分析値の全国的平均値を第2表に，またその経年変化を第1図に示した。白米の ^{137}Cs 汚染につきその特徴を次に述べる。第1に白米の汚染は３８年をピークとして３９年には全般的に減少し，前報の推定を実証する結果が得られたが，^{137}Cs 含量は依然として高く，昭和３４年の第1ピークに匹敵する水準を示していることである。したがって今後さらに推移を追跡する必要がある。第2に白米の ^{137}Cs 汚染は土壌中の ^{137}Cs 含量を反映して地域差が認められ，日本海側～東日本において高い傾向を示すが，^{137}Cs の降下率の消長により著しい影響を受けることである。したがって ^{137}Cs 汚染と ^{90}Sr 汚染の相異はこの点を考慮して解釈する必要があると思はれる。第3に白米中の ^{137}Cs 対 ^{90}Sr の比率は約１３～１５：１を示し，降下物中の両核種の比率（３：１）に比較して極めて高い値を示すことである。の現象は，ポット試験の結果から，^{137}Cs が ^{90}Sr に比し経根的吸収（前回報告済み）以外に水稲体基部および葉面から容易に吸収され，水稲体内における易動性も大なるため，白米中に選択的に集積されるものと大略説明し得る。

２０．土壌のストロンチウム－９０ セシウム－137，セリウム－144 濃度

放射線医学総合研究所
鎌田　博，清水恵美子
佐伯誠道

(1) 緒　元

放射性降下物の土壌への蓄積量を知ることと，河川流域より河川への放射性物質の流亡を調べる目的で，昭和３８年度に北海道，新潟，東京，静岡，愛知，大阪，福岡の７都道府県について表土の放射性核種濃度の調査を開始した。^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度については第6回放射能調査研究成果発表会（昭和３９年１１月２７日－２８日）論文抄録集（科学技術庁）p.１２５～１２７ に報告したとおりである。本報は昭和３９年度以降に調査した新潟，東京，大阪の３都府県の裸地について，^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce を分析測定した結果と前報の結果とを併せて報告する。

(2) 試料採取

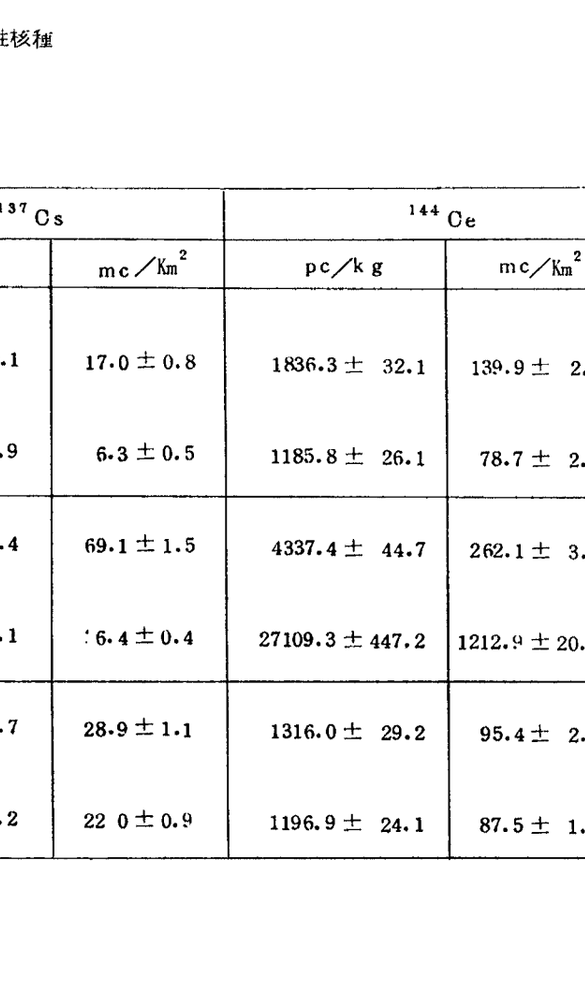
新潟，東京，大阪の３都府県の衛生研究所の協力を得て，表土の裸地について３０cm 四方，深さ５ cm を２区画づつ採取し，２区画を一緒にして試料とした。

(3) 分析測定法

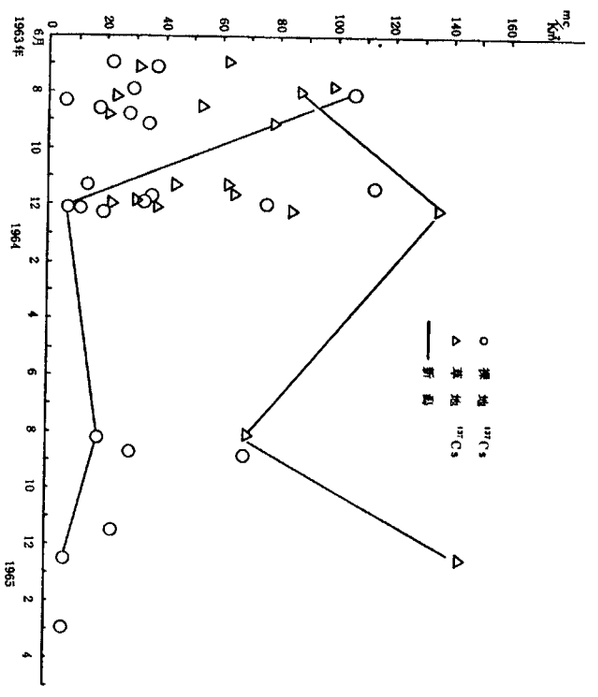
^{90}Sr，^{137}Cs については前報と同様である。^{144}Ce については前報のアンモニヤによる水

第1表　表土の放射性核種

採取都府県	採取年月日	^{90}Ss pc／kg	^{90}Ss mc／Km^2	^{137}Cs pc／kg	^{137}Cs mc／Km^2	^{144}Ce pc／kg	^{144}Ce mc／Km^2
新潟	1964. 8. 4	335.2 ± 10.0	24.5 ± 0.8	224.2 ± 10.1	17.0 ± 0.8	1836.3 ± 32.1	139.9 ± 2.7
	〃 12. 14	134.7 ± 3.4	8.9 ± 0.2	95.9 ± 7.9	6.3 ± 0.5	1185.8 ± 26.1	78.7 ± 2.0
東京	〃 8. 25	506.1 ± 13.3	30.5 ± 0.8	1144.2 ± 25.4	69.1 ± 1.5	4337.4 ± 44.7	262.1 ± 3.7
	1965. 2. 27	158.6 ± 4.8	7.1 ± 0.2	141.6 ± 10.1	6.4 ± 0.4	27109.3 ± 447.2	1212.9 ± 20.1
大阪	1964. 8. 18	251.5 ± 8.1	18.2 ± 0.6	399.2 ± 15.7	28.9 ± 1.1	1316.0 ± 29.2	95.4 ± 2.4
	〃 11. 11	68.6 ± 2.6	5.0 ± 0.2	301.1 ± 13.2	22 0 ± 0.9	1196.9 ± 24.1	87.5 ± 1.5



第1図　土壌の ^{90}Sr 濃度



第2図　土壌の ^{137}Cs 濃度

酸化物の沈殿を分取し燐酸法で分離測定した。

(4) 結　果

分析測定結果は第1表のとおりである。表中のpc／kgは乾土1kg当りのpcを示した。単位面積当りの放射能pc／km^2の算出にあたっては，5cmより深層への放射性核種の流亡を考慮していないので，実際の地表の蓄積量は本表の数値より若干上廻るものと考えるのが妥当である。

(5) 摘要および考察

^{90}Sr及び^{137}Cs　の濃度を採取年月日毎にプロットしたのが第1図及び第2図であるが，前報と本報の結果を併せて考察すると次の傾向が認められた。尚，草地の濃度は草地土壌及び草，並根の合計値である。

(1) 表土の放射性核種濃度は平均値においては^{90}Srよりも^{137}Csが高く，^{144}Ceのレベルが最も高くなっている。

(2) ^{90}Sr，^{137}Cs共に裸地より草地の方がレベルが高くなっている。草地は裸地よりFall-outの保持性が良く，裸地は表層に保持されたFall-outが風雨による移行流亡が草地より大きいと思われる。この現象は^{137}Csのレベルの変動が大きいことから観察される。

特に新潟では裸地と草地の差が大きい。新潟の土は砂質であり，裸地においては放射性核種の移行流亡が著しいものと考えられる。

21．上水道水中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

○鈴　田　　博，清　水　恵美子

佐　伯　誠　道

(1) 緒　言

上水道水中の放射性核種の濃度について第4回放射能調査研究成果発表会（昭和37年）以降報告して来たが，本報では引続き行った調査と新たに^{144}Ce，^{106}Ru，^{89}Srについて調査した結果を報告する。

(2) 試料採取

新潟，東京及び大阪の3都府県衛生研究所の協力を得て，上水道の源水および蛇口水について，それぞれ100ℓづつを隔月に採取した。採取地の衛生研究所における試料のイオン交換樹脂による処理は前報と同様である。

(3) 分析法

^{90}Sr及び^{137}Csについては前報と同様であるが，^{144}Ce，^{106}Ruについては HEMON の方法（COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE, BULLETIN d'INFORMATIONS SCIENTIFIQUE et TECHNIQUES. Août-Septembre, No.64, 1962, p.73～78）を併用し，^{89}Srについては放射平衡状態に達した$SrCO_3$の沈殿を低バックβ線ス

第1表　源水（河川水），蛇口水の放射性核種濃度

新潟							東京						
採水年月日	種類	^{90}Sr pc/ℓ	^{137}Cs pc/ℓ	^{144}Ce pc/l	^{106}Ru pc/l	^{89}Sr pc/ℓ	採水年月日	種類	^{90}Sr pc/ℓ	^{137}Cs pc/ℓ	^{144}Ce pc/ℓ	^{106}Ru pc/ℓ	^{89}Sr pc/ℓ
1964. 4.24	源水	1.36	0.50	1.69	0.33	－	1964. 4.30	源水	0.70	0.29	0.91	0.11	－
〃 4.24	蛇口水	0.71	0.16	0.14	0.03	－	〃 4.30	蛇口水	0.55	0.14	0.16	0.02	－
〃 7.77	源水	1.06	0.39	1.39	0.11	－	〃 6.16	源水	1.14	0.17	0.19	0.02	－
〃 7. 7	蛇口水	1.05	0.21	0.18	0.02	－	〃 6.16	蛇口水	1.05	0.15	0.00	0.00	－
〃 8.28	源水	0.78	0.30	0.57	0.03	－	〃 8.28	源水	0.69	0.12	0.10	0.03	－
〃 8.28	蛇口水	0.74	0.20	0.21	0.02	－	〃 8.28	蛇口水	0.52	0.11	0.03	0.02	－
〃 10.21	源水	0.62	0.24	0.05	0.11	5.35	〃 10.29	源水	0.37	0.24	0.03	0.05	2.86
〃 10.21	蛇口水	0.59	0.09	0.05	0.08	5.06	〃 10.29	蛇口水	0.36	0.06	0.00	0.05	2.80
〃 12.14	源水	0.70	0.22	0.23	0.26	2.89	〃 12. 8	源水	0.39	0.18	0.05	0.04	1.76
〃 12.14	蛇口水	0.62	0.10	0.04	0.14	2.59	〃 12. 8	蛇口水	0.27	0.06	0.02	0.03	1.20
1965. 2.17	源水	0.97	0.51	0.08	0.11	1.75	1965. 2.26	源水	0.34	0.11	0.01	0.04	0.56
〃 2.17	蛇口水	0.95	0.35	0.07	0.01	1.73	〃 2.26	蛇口水	0.32	0.07	0.00	0.03	0.52

第1表のつづき

採水年月日	種類	大阪 ^{90}Sr pc/ℓ	^{137}Cs pc/ℓ	^{144}Ce pc/ℓ	^{106}Ru pc/ℓ	^{89}Sr pc/ℓ
1964. 4.23	源水	1.06	0.24	1.64	0.07	-
〃 5.11	蛇口水	1.01	0.18	0.14	0.01	-
〃 6. 8	源水	1.19	0.35	1.58	0.01	-
〃 6.11	蛇口水	1.18	0.22	0.33	0.00	-
〃 8.12	源水	0.92	0.22	0.12	0.00	-
〃 8.24	蛇口水	0.79	0.21	0.00	0.00	-
〃 10.23	源水	0.69	0.09	0.13	0.03	5.70
〃 10.28	蛇口水	0.68	0.08	0.00	0.00	5.47
〃 12.21	源水	0.84	0.12	0.03	0.10	2.96
〃 12.25	蛇口水	0.81	0.07	0.01	0.03	2.81
1965. 2.23	源水	0.74	0.15	0.01	0.04	1.25
〃 2.23	蛇口水	0.62	0.11	0.00	0.00	1.10

ベクトロメーターで計測し，^{89}Sr のβ線スペクトル画分から算出した。

(4) 分析測定結果

源水及び蛇口水についての ^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce，^{106}Ru，^{89}Sr の分析結果は第1表のとおりである。^{90}Sr，^{137}Cs について各年の月変化を第1図及び第2図に示した。

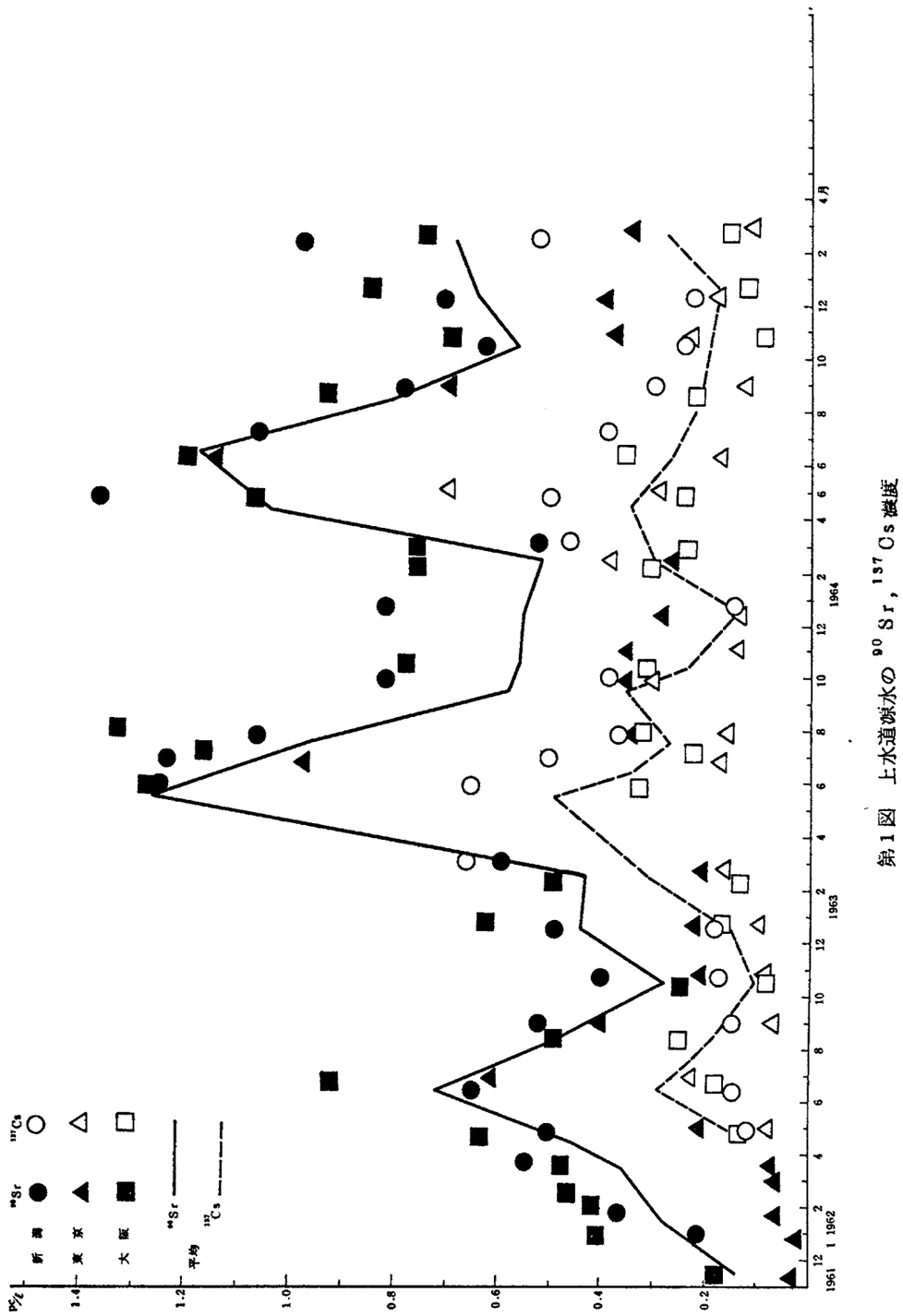
(5) 考察

1) 地方別にみると新潟，大阪に比べて東京が低い値を示している。

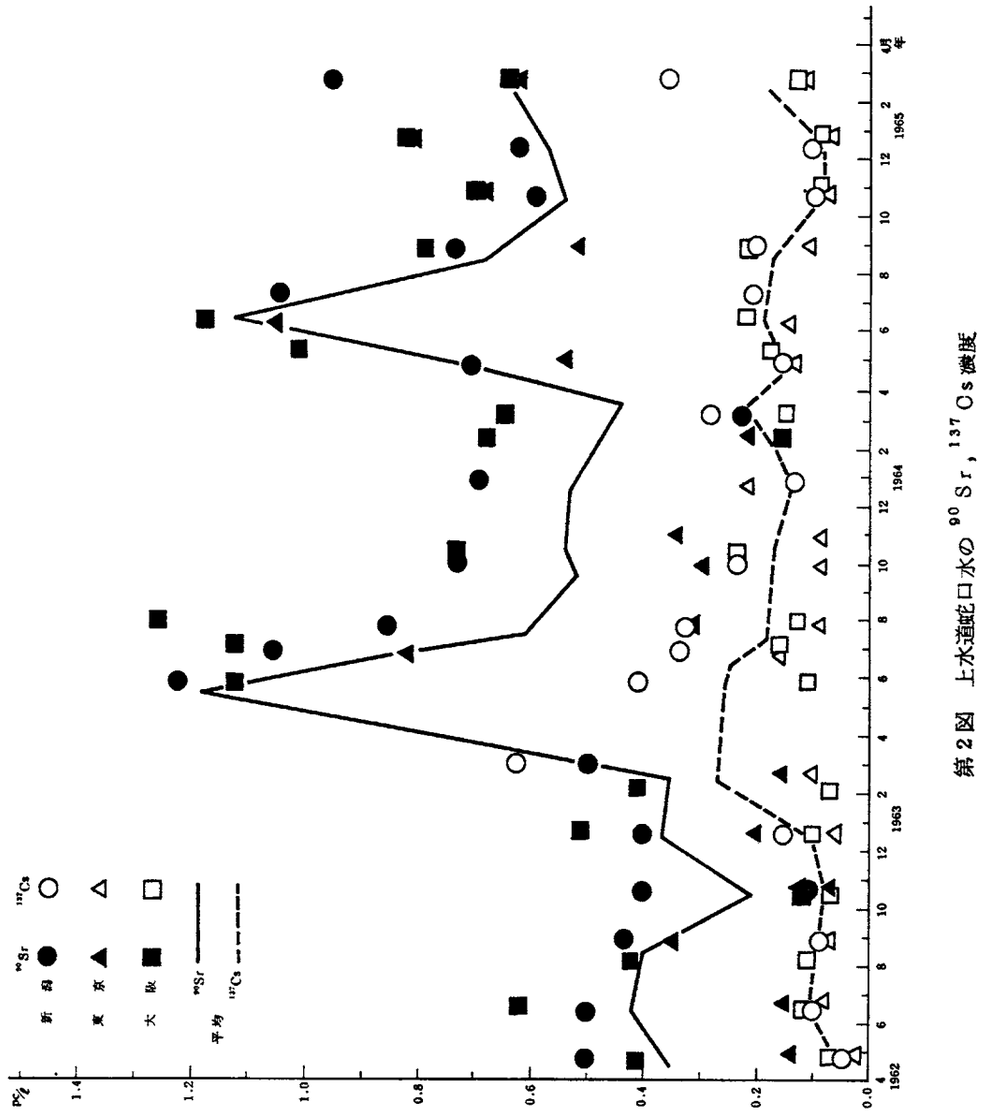
2) 放射性核種別にみると，^{144}Ce は春に高濃度を示したがその後の数ケ月で著しく減少している。^{106}Ruの濃度は常に低い値を示している。^{137}Csの濃度は ^{90}Srと ^{106}Ru の中間に位置し，^{90}Sr濃度の変動とほぼ同一の変動を示しているが高値及び低値の変化量は ^{90}Sr よりも小さい。

3) 源水と蛇口水の放射性核種濃度を比較して浄水過程における放射性核種の除去減少率を求めると ^{144}Ce 及び ^{106}Ru が高く，次いで ^{137}Cs であり，^{90}Sr が最も低くなっている。これは浄水場における硫酸バンド処理及び砂層濾過処理に際しての各核種の除染効率の相異によるものと考えられる。

4) 月別の濃度変化は過去3ヶ年にわたる調査の結果，毎年5～7月に ^{90}Srならびに ^{137}Cs の高濃度ピークが観察され，毎年晩秋から冬期にかけて低値を示している。



第1図 上水道源水の ^{90}Sr, ^{137}Cs 濃度



第２図　上水道蛇口水の ^{90}Sr, ^{137}Cs 濃度

２２．食品中の放射性物質

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司
鈴木　譲，村越善次

(1) 緒　元

科学技術庁放射能調査の一環として前年度に引続き日常食を担当し，日常食中の ^{90}Sr，^{137}Cs の濃度を調べた。

(2) 試　料

北海道（札幌），新潟，東京，大阪，福岡の５区の各都道府県衛生研究所に依頼し，都市成人，農村成人および農村子供の３群（ただし大阪のみは都市成人，一般給食，集団給食の３群）に分け，調理済の可食部１日分を各群毎に収集し４５０°ｃで灰化後分析に供した。

試料収集の日時は第１回６月より７月，第２回は１１月より１２月であった。

(3) 実験および結果

1) γ線波高分析

灰化試料をポリエチレン製の袋に入れ，２５６チャンネルのγ線波高分析器（クリスタル：３″φ×２″（NaI）東芝製）で１６時間計測したγ線放出核種第１図に示す。

いづれの地方に於ても，^{40}Kに次ぎ ^{137}Cs のピークが認められた。

2) ^{90}Srおよび ^{137}Cs 量

i) ^{90}Sr 量

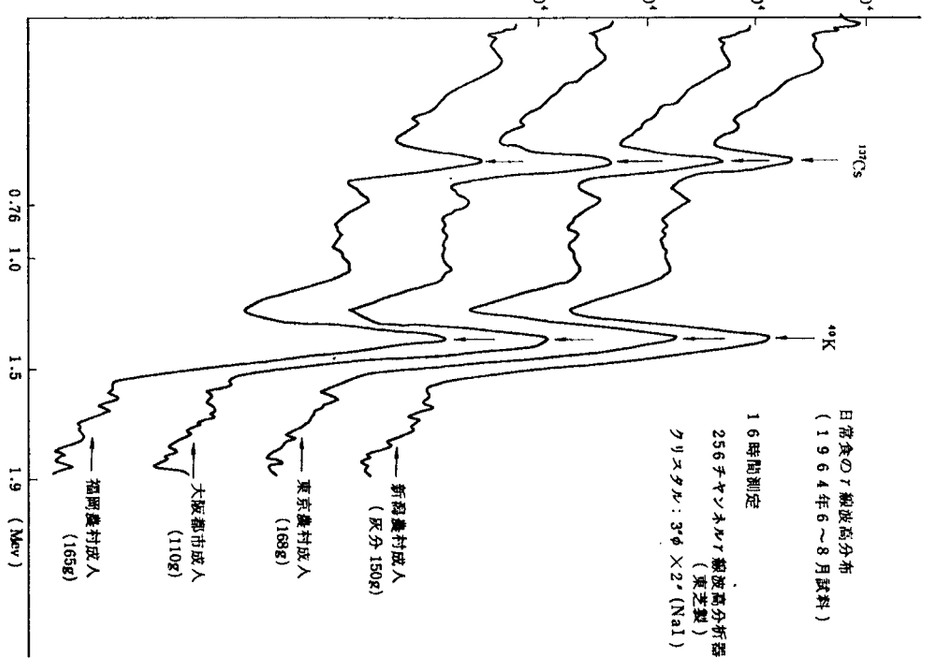
結果を第１，２表に示す。

^{90}Sr濃度は，１人一日当りの摂取量は第１回では大阪都市成人の３．９pCi が最低で，最高は新潟都市成人の２４．８pCi であったのに対し，第２回は東京農村子供１１．６pCi が最低で，最高は北海道農村成人の２５．６pCiであった。

S.U で見れば地方別平均では，第１回は新潟の５２．３S.U が最高で大阪の１９．６ が最低であった。これに対し第２回は新潟の５１．３ が最高で，福岡の２６．３が最低であった。

地域的にはS.U では第１回は新潟が高く，次いで北海道，東京，福岡，大阪の順であり，第２回は新潟，東京，大阪，北海道，福岡の順であった。

地方別の１人１日当りの ^{90}Srの摂取量を地方別に見れば，北海道は第１回が 65．５pCi，第２回は55 ．０pCi でかなり減少し，新潟は 64 ．８pCiと 61 ．２pCi で第２回が少し低く，東京は 37．６pCiに対し第２回は53 ．７pCiと増加を示し，大阪も 20．６pCi から41．０pCi，福岡も 28．３pCiから 40．５pCiへと増加を示した。又，S.U でも地方別に見た場合，北海道，新潟は第１回が夫々３２．S.Uと５２．３S.Uであり第２回は３２．３ と５１．３ と殆んど変わりがないのに対し，東京は３０．０から３６．６，大阪は１９．６から33．２へ，福岡は２０．６から２６．３S.Uへと増加を示した。又S.U を群別に見れば第１回は都市成人，農村成人，農村子供が夫々３３．３，３５．５，２６．６S.U であるのに対し，第２回は



第1図　日常食のγ線波高分子（1964年6～8月試料）

33.3，46.4，29.7S.Uであり農村成人だけがやや増加を示した。

ii) ^{137}Cs 量

結果は第1，2表に示す。

1人1日当りの摂取量は第1回では福岡農村子供の30.0pCiを最低とし，最高は新潟農村成人の152.6 pCiであった。これに対し第2回の福岡農村子供の67.2pCiが最高であった。又1人1日当りの地方別平均では第1回は新潟（126.3 pCi）が高く，次いで東京（111.0 pCi），北海道（100.5pCi），大阪（69.5 pCi），福岡（53.9 pCi）の順であり，第2回では北海道（119.0 pCi），新潟（115.5 pCi），東京（111.3 pCi），福岡（74.9pSi），大阪（73.8pCi）の順であり，第1回に比し第2回は，北海道，大阪，福岡でやゝ増加を示したが，東京は同程度であり，新潟はやゝ減少を示した。又，1人1日当りの摂取量を群別に見れば，都市成人，農村成人，農村子供の第1回は夫々99.2 pCi,103.2

第1表　日常食中の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度

（1964年　6月～8月）

	群	^{90}Sr			^{137}Cs		
		pCi/α/p	Ca mg/α/p	S.U	pCi/α/p	Ca mg/α/p	S.U
北海道	都市成人	17.4±2.0	524.2	33.2	129.5±12.9	2846.0	45.5
	農村成人	24.6±2.5	673.7	36.5	102.5±10.3	2473.1	41.4
	農村子供	13.5±1.6	487.2	27.7	69.6± 6.9	1801.4	38.6
新潟	都市成人	24.8±2.0	417.6	59.4	124.6±12.3	2873.6	43.3
	農村成人	21.1±2.1	372.5	56.6	152.6±15.0	3247.8	47.0
	農村子供	18.9±1.9	460.9	41.0	101.6±10.0	2831.2	35.9
東京	都市成人	17.6±2.3	457.3	38.5	128.0±12.7	2658.4	48.1
	農村成人	13.7±1.4	427.6	32.0	91.6± 9.1	2323.7	39.4
	農村子供	6.3±0.8	325.0	19.4	112.4±11.1	2216.3	50.7
大阪	都市成人	3.9±0.4	255.3	15.3	58.8± 5.8	2287.9	25.7
	一般給食	7.7±0.8	330.9	23.3	64.3± 6.4	2384.7	27.0
	集団給食	9.0±1.0	447.4	20.1	74.5± 7.4	2516.4	29.6
福岡	都市成人	11.5±1.2	568.9	20.2	65.8± 6.5	2235.6	29.4
	農村成人	8.9±0.9	527.9	16.9	65.9± 6.5	2467.3	26.7
	農村子供	7.9±0.8	318.0	24.8	30.0± 3.0	2049.5	14.6

第2表　日常食中の ^{90}Sr，^{137}Cs 濃度　（１９６４年１１月～１２月）

群		^{90}Sr			^{137}Cs		
		pCi／α／p	Ca mg／α／p	S.U	pCi／α／p	Ca mg／α／p	S.U
北海道	都市成人	20.9±3.2	532.8	39.2	142.4±12.9	2903.7	49.0
	農村成人	25.6±3.6	664.2	38.5	135.5±12.8	2612.8	51.9
	農村子供	8.5±1.2	450.1	18.9	79.2± 7.3	1876.4	42.2
新潟	都市成人	17.0±2.0	400.3	42.4	115.5±10.8	2769.5	41.7
	農村成人	25.2±3.0	352.9	71.4	134.4±13.0	2964.6	45.3
	農村子供	19.0±2.0	473.5	40.1	96.6± 9.5	2731.3	35.4
東京	都市成人	19.2±2.0	673.1	28.5	115.2±10.8	2578.2	44.7
	農村成人	22.9±2.1	448.6	51.0	130.2±12.0	2340.1	55.6
	農村子供	11.6±1.3	380.7	40.4	88.4± 8.7	2207.4	40.0
大阪	都市成人	15.1±2.0	387.9	38.9	61.6± 6.0	2302.7	26.8
	一般給食	13.9±2.0	453.7	30.6	86.0± 8.5	2404.1	35.7
	集団給食	12.0±1.7	400.6	30.0	71.4± 7.0	2465.8	29.0
福岡	都市成人	13.4±1.9	571.4	23.4	85.5± 8.4	2294.3	37.3
	農村成人	14.6±1.8	547.3	26.6	72.0± 7.1	2512.7	28.7
	農村子供	12.5±1.4	432.5	28.9	67.2± 6.6	2088.9	32.2

pCi及び78.4pCiであり第2回は，　96.8pCi，　118pCi及び82.9pCi であり ^{90}Sr の場合と同様に農村成人群のみやゝ増加を示した。

２３．海藻中の放射性核種について

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，　上田泰司
鈴木　　譲

科学技術庁放射能調査の一環として，食用海藻中の放射性核種，I，Ru，Ce，Sr 及びCs を検討するため，１９６４年に新潟県，東京湾，瀬戸内海（広島県）の3地方より5，8，１１月に海藻を集め調査した。

海藻中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 含量を第１表に示す。

新潟県の海藻の ^{137}Cs 含量は他県のものに比べて著るしく高いことが観察された。

その他の核種含量については引継き分析中である。

第１表　海藻中の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度

採集地名	採集年月	海藻名	^{90}Sr			^{137}Cs
			pCi／100g 風乾物	Ca%／ash	S．U	pCi／100g 風乾物
新潟 木更津	1964. 6	ワカメ	3.9	7.1	2.9	15.1
	〃 8	テングサ	9.2	3.2	16.7	26.5
	〃 11	ワカメ	5.0	6.8	4.0	17.7
千葉 天羽	〃 5	ワカメ	2.6	7.0	2.0	1.1
	〃 8	ヒジキ	1.9	4.1	3.7	1.8
	〃 11	オゴノリ	0.5	20.4	0.9	1.4
広島	〃 6	カジメ	3.3	4.3	6.0	4.9
	〃 8	カジメ	3.5	3.8	7.1	4.5
	〃 11	カジメ	1.8	3.3	4.3	4.3
	〃 5	ワカメ	0.6	6.9	0.4	11.4
	〃 8	ワカメ	2.4	6.9	1.9	6.3
	〃 11	ワカメ	4.2	7.2	3.2	2.6

24. 1964年度における海洋生物の全ベータ放射能について

農林省東海区水産研究所
○服部茂昌，本城康至
木立孝，奥谷喬司
鈴木秀娟，田中萩子

1964年度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，その結果の概要を報告する。

1．生物群別放射能水準

種類による放射能水準を生物群別平均値によってみると，従来同様プランクトンが他の生物群にくらべて圧倒的に高く，灰分1g当り動物プランクトンは523μμc，植物プランクトンは637μμcをそれぞれ示した。このほかの生物群はいずれも100μμc以下にありきわめて低い水準である。従来，植物プランクトンの放射能は動物プランクトンに比べ低かったが，今年度においては逆の現象がみられた。この原因については明らかでないが，この植物プランクトンの高い平均放射能値は，1964年5月の銚子沖，7月の八丈島近海で採集された植物プランクトンが高い値であったことによるものであり，これらが比較的沖合に発生した珪藻群であることは注目される。

2．放射能分布の海域性と経年変動

放射能の測定の行なわれた海域を内湾域（東京湾），沿岸水域，黒潮反流域の4水系に分けてプランクトン放射能の水準と変動傾向を考察した。内湾域（東京湾）における放射能は1963年度同様に低水準であり，1964年度の本調査においては149～265μμcを示した。しかし，中共による第1回の核実験が1964年10月16日に行なわれたが，この直後に行なわれた横須賀港での測定では627μμcと増加傾向を示し核実験の影響を敏感に反映している。一方，沿岸水域における放射能水準は481～558μμcにあって変動の少ない値を示している。黒潮流域は沿岸水域とは異なり，変動が大きく，435～1,705μμcの巾広い範囲を示している。黒潮流域における平均値は他のいずれの水系よりも高い水準を示している。黒潮流域より沖側の反流域のそれは300～630μμcの値を示し，沿岸水域と同じ水準にある。

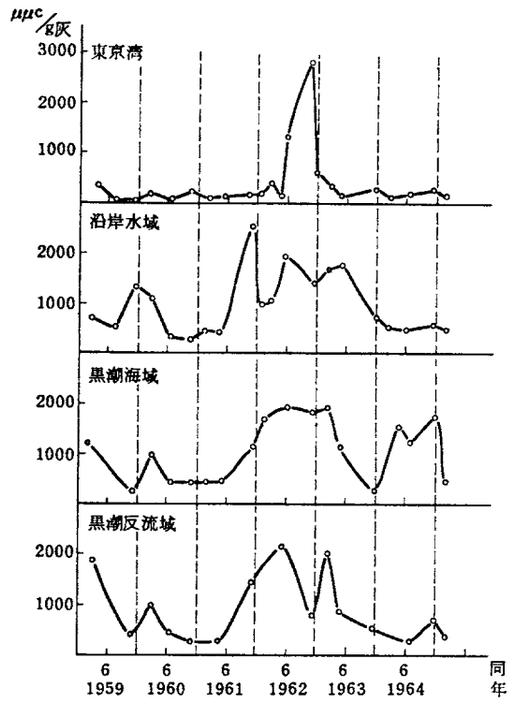
地域的に特徴ある海域は1964年5月の鹿島灘である。この海域は親潮系水と黒潮系水とが潮境を形成し，海洋学的にも複雑な海域であり，それを反映するように，この海域の値は変動が大きい。1964年11月には金華山沖の測定が行なわれたが，そこでの値も関東近海の沿岸水域とほぼ同じ位であった。

第1図に1959年以来のプランクトンの各水系別の放射能の経年変動を示した。これによると，上記4水系について巨視的にはいずれの水系も1962年に最大のピークが現われている。1963年以後はいずれの海域も急激に減少して，1964年の水準は，黒潮流域を除き1960～1961年にかけて核実験のなかった時と同じ程度の水準にある。ベントスもプランクトンと同様に1962年をピークにして，それ以後減少しているが，ネクトンは東京湾，房総沖とも多少の変動をくりかえしてはいるが，1957年以後年を追うに従って高くなる傾向がみられている。

3．放射能の垂直分布

プランクトン放射能の垂直分布については1964年12月相模湾において0，50，100，200 mの各層における採集，測定が行なわれた。それによると，0，50，10 mではほとんど同じ値であったが，200 mではやゝ低い値を示した。

ネクトン，ベントス（ナマコ類の消化管内容物を除く）は14 mから2,245 mまでの海底で採集されたものについて測定が行なわれた。ネクトンは大陸棚，陸棚斜面における方が深海底において採集されたのより高い傾向がある。ベントスは大陸棚における値がやや高い値を示しているが，その差は小さく大陸棚，陸棚斜面，深海底ともに同じ水準ではないかと考えられる。しかし，測定値における3σ以上の出現率をみれば明らかに深海底の方が低い。



第1図　水系別，航海次別，プランクトン全ベータ平均放射能

4．プランクトンの放射能の減衰

プランクトンの放射能の減衰については中共による第1回の核実験後2ヶ月を経過した1964年12月に測定が行なわれたが，試料採集後20日以降の減衰は小さく55日間に半減している。

25．日本沿岸海産生物中の放射性核種

農林省東海区水産研究所
○牧賀花人

放射性降下物中に含まれていて，海産物に蓄積されやすいと考えられるマンガン，鉄，コバルト，亜鉛，ジルコニウム，ルテニウムおよびセリウムの放射性同位元素を日本沿岸の代表的魚貝藻類について分析した結果を報告する。

生物体組織を450°Cで灰化して得られた粗灰分を概要，次の方法に従って分析した。

試料（粗灰分５ｇ）

担体（Mn，Fe，Co，Zn，Sr，Zr，Nb，Ru，Cs，Ce）を添加

融剤（$KOH-K_2CO_3-KNO_3$，２：１：１）３０ｇを加えて約１時間融解

水１００mlで浸出

Na_2O_2 １０ｇを加え，煮沸，遠心分離

不溶性残留物（Mn，Fe，Co，Sr，Zr，Ce）

溶液〔A〕（Zn，Nb，Ru，Cs）

9N HNO_3 10mlを加えて湯浴上蒸発乾固

conc. HNO_3 5mlを加えて湯浴上蒸発乾固

9N HNO_3 10ml，30% H_2O_2 1mlを加えて煮沸，遠心分離

不溶性残留物〔C〕（Zr，Ce）

溶液〔B〕（Mn，Fe，Co，Sr，Ce）

〔A〕

溶液（Zn，Nb，Ru，Cs）

6N $(NH_4)_2S$ 50mlを加えて加熱，遠心分離

硫化物沈澱（Zn，Ru）

溶液（Nb，Cs）

9N HNO_3 10mlを加えて湯浴上蒸発乾固

2N HCl 20mlに溶解，１０%チオセトアミド1mlを　　薬却

加えて加熱，遠心分離

硫化物沈澱（Ru）

9N HNO_3 10mlを加えて

湯浴上蒸発乾固

1N HCl 20mlに溶解して

不溶物を遠沈除去

Mg末0.2ｇを加えて煮沸

濾別

Ru

溶液（Zn）

9N HNO_3 2mlを加えて湯浴上蒸発乾固

2N HCl 1ml，水10mlに溶解，不溶物は遠沈除去

酒石酸１ｇを加え，6N NaOHで中和，さらに3ml

過剰に加える

3%オキシンalc.溶液２mlを加えて沈澱生成

濾別

$Zn(C_9H_6ON)_2$

〔B〕

溶液（Mn，Fe，Co，Sr，Ce）

加熱，$KClO_3$ ２ｇを加えMnO_2を沈澱させ

遠心分離

MnO_2 沈澱

9N HNO_3 5ml，H_2O_2 数滴

を加えて溶解

Ce担体5mg，$KClO_3$ 1ｇを

加えて，加熱してMnO_2 沈澱

濾別

MnO_2

溶液（Fe，Co，Sr，Ce）

6N NaOHを加えて水酸化物を沈澱，

遠心分離

conc HClに溶解してHCl 濃度を約８N

とする

〔C〕で得られたCeを含む8N HCl

溶液を合一する。

Cl型アニオン交換樹脂柱（10mmφ ×

180mm）に通す

8N HCl 30mlでCeを溶出

湯浴上濃縮，6N NH_4OH で沈澱生成

conc HNO_3に溶解，MIBK抽出

飽和シュウ酸溶液を加えて沈澱生成

濾別

$Ce_2(C_2O_4)_3 \cdot 10H_2O$

6N HCl 20mlでCoを溶出

湯浴上濃縮，水２０ｍｌに溶解して3% Na_2CO_3

で中和，３%アントラニル酸溶液（ｐＨ６）２ｍｌを

加えて沈澱生成，濾別

$Co(C_7H_6NO_2)$

2N HCl 10ml で樹脂柱を洗浄

0.5N HCl 20mlでFeを溶出

湯浴上蒸発乾固

６N酢酸４ｍｌ，１０%酢酸ソーダ１０ｍｌを

加えてｐＨ４に調節

３%オキシン alc. 溶液２ｍｌを加えて沈澱生成

濾別

$Fe(C_9H_6ON)_3$

〔C〕

不溶性残留物（Zr，Ce）

6N H_2SO_4 5ml，HF水5mlを用いてケイ酸除去

6N NH_4OH を加えて生ずる沈殿をとり，融剤

（$K_2CO_3-Na_2CO_3$，1：1）10gで融解

水で浸出

- 不溶性残留物（Zr，Ce）
  - 6N H_2SO_4 5mlを加えて白煙を生ずるまで加熱，
  - 水10mlで稀釈して不溶物を遠沈除去
  - 6N NH_4OH を加えて水酸化物を沈殿，
  - 2N HCl 20mlに溶解
  - 1Mマンデル酸溶液5mlを加えて加熱し，遠心分離
  - マンデル酸ジルコニウム沈殿
    - 6N NaOHで分解，$Zr(OH)_4$を
    - 遠心分離，2N HCl 20mlに溶解
    - Ce担体5mgを添加，1Mマンデル酸
    - 溶液5mlを加えて加熱，沈殿生成
    - 濾別
    - $Zr(C_6H_5CHOHCOO)_4$
  - 溶液（Ce）
    - 6N NaOHを加えて$Ce(OH)_3$を
    - 沈殿，8N HCl 5mlに溶解，
    - 〔B〕区分の（Fe，Co，Sr，
    - Ce）HCl溶液に合一する。
    - 〔B〕
- 溶解
  - 棄却

上記の分析法に従って単離した各担体の秤量形の重量を測定した後，低バックグラウンドカウンターを用いて放射能を測定した。この計測値について，カウンターの各核種に対する計数効率，試料の自己吸収および試料採取時から測定時までの放射能減衰に対する補正を行なった。

26. 魚類のSr-90，Cs-137濃度

放射線医学総合研究所
佐伯誠道，上田泰司
○鈴木譲

(1) 緒言

放射性降下物による環境汚染の調査研究の一環として，昭和38年度に引続き，水産食品特に魚類の ^{90}Sr，^{137}Cs 汚染状況について若干のデータを得たので報告する。

(2) 試料と分析法

新潟，広島，福井，の各衛生研究所の御協力を得て，1964年5～6月，8～9月，10～11月，1965年2～3月の年4回，海水漁，汽水魚，淡水魚を合わせて数種ずつ採集し，これらの試料魚は，頭，尾，皮およびウロコを除き骨，筋肉，内臓に分け，110°Cで24時間乾燥した後450°Cで灰化し，これを分析に供した。^{90}Sr は，発煙硝酸分離法によってCaを除き，$SrCO_3$ とし，14日以上経過した後 ^{90}Y を分離しβ線をLow back-ground counter 13型（Gas flow）で計測した。^{137}Cs は，リンモリブデン酸アンモン法を用い，塩化白金酸セシウムとして固定し計測した。

(3) 結果と考察

結果は次表に示す通りである。

① 魚骨の ^{90}Sr

5～6月の魚骨試料の ^{90}Sr 濃度は，海水魚で全て1S.U前後であって，この値は昨年の海水魚の分析結果（放射線医学総合研究所年報昭和38年度 p.296）と殆んど変らない。淡水魚は，海水魚に比べて著しく高い値を示した。汽水魚のボラは，海水魚と淡水魚の中間の値を示した。

8～9月では，千葉，広島の海水魚は，5～6月試料と同程度で1S.U.前後であったが，新潟の2種は，4.7S.U（カレイ），3.0S.U（サバ）であり上昇が認められ，又汽水魚のボラは，新潟で5～6月試料の約2倍の値を示したが，広島ではむしろ減少の値が得られた。淡水魚では，広島コイは養殖2年魚であるが6月末試料で26.9S.U.8月中旬試料で25.9S.U.であり，殆んど同程度であったが新潟（鳥屋野潟），福井（三方湖）のフナは，いずれも3～4年魚であるが5月末試料よりやゝ減少の傾向を示した。

10～11月試料では，海水魚では新潟カレイの5.2S.Uが最も高い。又地域的には，5～6月で差がなく8～9月で新潟が，サバ，カレイ，ボラと揃って高く（3.0～32.5S.U）10～11月になると，再び他の地域との差が認められなくなった。

2～3月試料になると海水魚では全て2.0S.U以下，新潟の汽水魚ボラが18.3とやや高く，淡水魚は，広島コイで13.0S.U，千葉コイで62.2S.Uとかなり広い範囲になっている。しかし季節的，地域的には，とり上げるべき差はなく，広島コイが年間を通して除々に減少している傾向を示した。

② 筋肉および内臓の ^{137}Cs

5～6月試料では新潟のフナを除き筋肉より内臓が高くなっている。海水魚では，地域的にかなり差が認められ，新潟が他の三地方より高い値を示した。淡水魚は，千葉の養殖魚（5～6年魚）以外は内臓，筋肉に差は殆んど認められない。

8～9月試料の海水魚では，新潟が高いという傾向は観察されず，むしろ千葉，広島より低い値を示している。又，筋肉と内臓の値の差も小さくなっている。底棲魚では，筋肉が内臓より ^{137}Cs 濃度が高く5～6月試料に認められた傾向と逆になっている。淡水魚筋肉の ^{137}Cs 濃度は5～6月試料に比べて，広島のコイでは上昇が示されたが，新潟，福井のフナは，内臓の ^{137}Cs 濃度が高いのに，筋肉の ^{137}Cs 濃度は5～6月試料より低い傾向が示された。

10～11月試料のうち海水魚は，筋肉，内臓共1.0～26.0pc/kg freshの範囲にあ

魚類の^{90}Srと^{137}Cs濃度

千　　葉　　(^{90}Sr：pCi／g of Ca　^{137}Cs：pCi／kg of fresh)

	39年5月～6月			39年8月～9月			39年10月～11月			40年2月～3月		
	骨 ^{90}Sr	肉 ^{137}Cs	内臓 ^{137}Cs	骨 ^{90}Sr	肉 ^{137}Cs	内臓 ^{137}Cs	骨 ^{90}Sr	肉 ^{137}Cs	内臓 ^{137}Cs	骨 ^{90}Sr	肉 ^{137}Cs	内臓 ^{137}Cs
ハ　タ(天)	0.54	5.15	19.27	－	－	－	－	－	－	－	－	－
カレイ(木)	0.91	4.95	25.41	0.49	22.97	8.55	－	－	－	0.88	4.26	15.32
カレイ(天)	－	－	－	0.34	30.01	19.32	2.54	15.20	6.21	1.86	13.26	8.90
コ　イ(東)	62.50	45.84	81.94	－	－	－	－	－	－	62.23	54.65	92.20
サ　バ(木)	－	－	－	－	－	－	4.17	4.56	8.26	－	－	－

（天：天羽，木：木更津，東：東京）

新　　潟

ボ　ラ	15.91	28.17	83.53	32.50	45.28	109.62	－	－	－	18.27	33.57	－
サ　バ	0.74	18.43	81.23	3.00	7.60	16.34	0.52	10.58	12.88	0.24	11.09	17.60
ヒラメ	1.11	43.76	111.61	－	－	－	－	－	－	－	－	－
フ　ナ	56.40	61.92	56.60	47..63	46.06	128.45	40.66	64.14	59.84	48.94	54.34	69.74
カレイ	－	－	－	4.74	15.92	4.07	5.20	18.83	11.25	0.91	20.81	19.26

広　　島

エ　イ	0.51	17.60	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－
チ　ヌ	0.77	3.39	5.08	－	－	－	0.42	18.20	23.54	－	－	－
ボ　ラ	2.97	3.91	7.40	0.90	20.27	27.15	1.42	23.62	49.84	0.73	29.20	32.48
コ　イ	26.94	16.92	10.38	25.91	95.64	97.50	13.52	168.00	189.07	13.00	100.90	170.59
マイワシ	*0.49	*31.98	－	－	*21.91	－	*0.81	*26.54	－	－	－	－
タナゴ	－	－	－	0.69	32.22	5.71	0.43	28.55	15.30	0.64	26.28	14.59
カレイ	－	－	－	－	－	－	－	－	－	0.52	30.09	18.56

（＊印　解剖不能につき全魚体処理）

福　　井

メバチ	0.74	8.58	11.10	－	－	－	－	－	－	－	－	－
フ　ナ	64.40	83.28	83.08	38.11	46.50	128.80	39.20	55.50	156.80	－	－	－
サザエ	5.51	7.70	6.65	－	－	－	－	－	－	－	－	－

淡水魚棲息水の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度

（pCi／l）

	39年6月		39年8月		39年11月		40年2月	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{137}Cs	^{137}Cs	^{137}Sr	^{137}Cs
新潟県烏屋野潟	2.21	0.56	1.52	0.82	0.98	0.66	1.56	0.22
広島県賀茂郡阿川	0.92	0.55	0.68	0.51	0.77	0.48	0.65	0.21
福井県三方湖	1.56	0.35	1.11	0.26	1.00	0.81	0.66	0.43

り，淡水魚は45.0～189.0 の範囲である。広島のこいの骨中 ^{90}Sr は，千葉，新潟，福井のそれよりかなり低い値にも拘らず，^{137}Cs 濃度はやや高い。

2～3月試料の海水魚の筋肉，内臓はおゝよそ5～35pc／kg freshである。一方，淡水魚は，10～11月試料とほぼ同じ傾向である。

以上昭和39年度の魚類中の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度について記述したが，淡水魚は，海水魚に比べて共に著しく高い濃度を示したが，これらの原因には，棲息水の溶存塩類濃度，放射能濃度，プランクトン及び懸濁物などの生活環境，更に魚類，年令，性別等による元素の濃縮係数の差等があげられよう。現在，若干のものについて検討を加えているが，その一例として淡水魚棲息水の ^{90}Sr ^{137}Cs 濃度を別表に示す。同じ時期に於ける海水（水路部）河川水（放医研）と比較すると淡水魚棲息水は，^{95}Sr で河川水の1.0～1.5倍，海水の2.0～3.5倍，^{137}Cs では河川水の1.5～3.0倍，海水の1.0～1.2倍になっている。

27．昭和39年度輸入食品中のSr-90およびCs-137の定量

国立衛生試験所

浦 久保五郎，亀 谷 勝 昭

池 淵 秀 治

著者らは，我々日本人の食料のうち，特に消費量の大きく，また輸入にたよっている脱脂粉乳，小麦，大豆について，^{90}Sr および ^{137}Cs 汚染の調査を行なった。1962年度における，我国の粉乳についての調査結果および，1963年以降の2，3の分析例に比較すると輸入食品ではやや高い汚染度を示しているような結果が得られた。

1．分析方法　^{90}Sr は科学技術庁編，ストロンチウム分析法により行ない，[1] ^{137}Cs の分析法は長沢らの方法に従って行なった。[2]

2．結果　脱脂粉乳16検体，小麦8検体，大豆2検体について各々100g当りの ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度を求め，結果はTable 1 に示す。

3．考察およびむすび　脱脂粉乳と小麦中の ^{90}Sr の汚染はかなり大きく最高汚染度はそれぞれ61.8 μμc／100g，82.7μμc／100g でありこれらの平均値はそれぞれ 29.9μμc／100g，31.5 μμc／100g という高い値を示している。

^{90}Sr および ^{137}Cs の平均値を比較すると，^{90}Sr について大きな差は認められなかった。

^{137}Cs については，小麦中の ^{90}Sr 汚染はかなり大きく，大豆については2検体のみしか分析しなかったが，^{90}Sr および ^{137}Cs の汚染度はいずれも少なかった。

試験した粉乳は米国のMinnesota，Iowa，North Dakota，South Dakota，Nebraska，Wisconsin の6州で生産されたものである。文献[4]によればこれらの州で同年同月生産された殺菌乳中の ^{90}Sr と ^{137}Cs の濃度はTable 2 に示すとおりの数字が報告さ

Table 1　^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in imported foods

Date of product	Food category	Sampling places	ASh (g/100g)	^{90}Sr μμc/100g food	^{137}Cs μμc/100g food
1963	Wheat	Manitoba, Canada	1.72	42.3(±0.6)	18.2(±0.9)
〃	〃	〃 〃	1.70	82.7(±1.4)	47.0(±0.9)
〃	〃	Washington, USA	1.30	33.0(±0.2)	30.7(±0.7)
〃	〃	〃 , 〃	1.50	5.3(±0.3)	19.5(±0.8)
〃	〃	Kansas, USA	1.50	14.3(±0.5)	48.2(±1.4)
1963	〃	USA	1.50	11.4(±0.4)	5.6(±0.3)
〃	〃	〃	1.50	36.7(±1.2)	176.9(±9.4)
〃	〃	〃	1.50	26.5(±0.9)	123.9(±4.6)
1963	Soybean	New Oreans, USA	3.10	5.3(±0.3)	15.8(±0.7)
〃	〃	Illinois, USA	4.50	1.8(±0.2)	0.5(±0.1)
March 1964	Dry skim milk	Minnesota, USA	8.00	61.8(±1.4)	174.5(±6.9)
〃,〃	〃	〃 , 〃	8.05	31.8(±1.1)	149.1(±6.4)
〃,〃	〃	〃 , 〃	8.00	28.8(±0.9)	93.4(±5.5)
〃,〃	〃	〃 , 〃	8.00	19.6(±0.9)	64.8(±4.8)
〃,〃	〃	Iowa, USA	8.00	15.3(±0.7)	121.3(±6.5)
〃,〃	〃	〃 , 〃	7.50	30.3(±0.9)	130.6(±6.3)
〃,〃	〃	〃 , 〃	8.10	49.3(±1.3)	141.6(±6.6)
〃,〃	〃	Wisconsin, USA	8.00	21.2(±0.8)	51.4(±2.8)
〃,〃	〃	〃 , 〃	8.00	—	44.0(±2.6)
〃,〃	〃	〃 , 〃	8.00	17.6(±0.8)	131.4(±6.3)
〃,〃	〃	South Dakota, USA	7.55	37.1(±1.1)	79.2(±4.8)
〃,〃	〃	〃 〃, USA	8.00	25.4(±0.9)	55.6(±4.5)
〃,〃	〃	North Dakota, USA	8.15	54.1(±1.3)	80.5(±5.2)
〃,〃	〃	〃 〃, 〃	8.10	61.5(±1.3)	51.1(±4.4)
〃,〃	〃	Nebraska, USA	8.25	6.7(±0.5)	39.3(±4.0)
April, 1964	〃	California,USA	7.55	12.5(±0.5)	———
1964	〃	New Zealand	7.50	6.4(±0.4)	15.8(±0.7)

れており，米国内でも比較的汚染の高い地域である。

それで生産された粉乳もかなり高い濃度の ^{90}Sr と ^{137}Cs を示していると思われる。

Table 2. ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in pasteurized milk, March 1964.
(Average concentrations in $\mu\mu c/L$)

Sampling locations	^{90}Sr	^{137}Cs
Minnesota	30	195
Iowa	26	110
Wisconsin	18	160
South Dakota	30	175
North Dakota	39	155
Nebraska	26	110

小麦中 ^{90}Sr と ^{137}Cs の濃度については，米国の報告[5),6)] にKansasおよびWashingtonで１９６３年に生産されたものについておおよそ，^{90}Sr は８～５０$\mu\mu c/100g$，^{137}Cs は３４～４１$\mu\mu c/100g$という数字がみられ，筆者らの結果とあまり差はみられなかった。

4．文　献

1) 科学技術庁編：　放射性ストロンチウム分析法，（１９６３），科学技術庁
2) 長沢佳熊，亀谷勝昭：　衛生試報，81，73（1963）
3) U.S. Department of Health, Education and Welfare: *Radiological Health Data*, 5, (7), 315 (1964)
4) *ibid*, 5, (6), 282 (1964)
5) D.C. Sutton, K.R. Dwyer : *Science*, 145, 486 (1964)

２８　河底土中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所
鎌田　博　清水恵美子
佐伯誠道

(1) 緒　言

河川水中の放射性核種は，河川水中の懸濁物によって選択的に吸着され河底に沈降されるものと考えられる。この傾向を知る一法として，河底堆積土の放射性核種濃度の分析測定を始めた。

(2) 試料採取ならびに分析法

新潟，東京，大阪の３都府県衛生研究所の協力を得て，信濃川，江戸川および淀川の河底土をＳ－Ｋ式採泥器あるいは簡易採泥器を使用して左岸部，流心部，右岸部の３点について年２回採取した。採取堆積土を熱風乾燥器で乾燥後，別報に記載の土壌の分析と同じ方法で分析測定した。なお分析に先立って，２５６チャンネルγ線波高分析装置でガンマー線エネルギー分布を観測した。

(3) 結　果

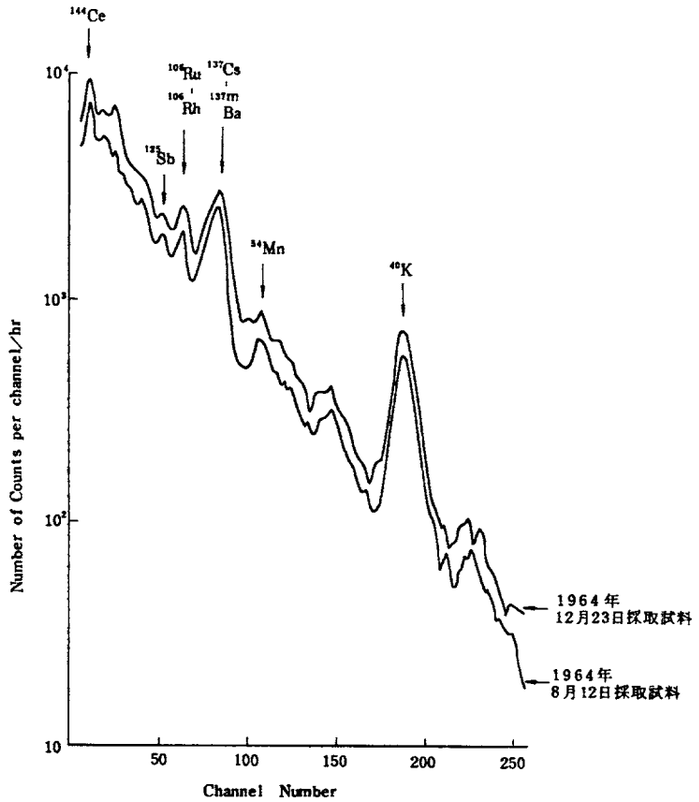
試料の^{90}N　，^{137}Cs，^{144}Cl，の分析測定結果を第１表に示した。またガンマー線スペクトルの１例を第１図にあげた。河底堆積土は表面土壌に比べて単位重量当りの^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Cl濃度が高い傾向であった。$^{137}Cs/^{90}Sr$，$^{144}Cl/^{90}Sr$，の各Ｒａｔｉｏは河底堆積土は河川水よりも高いことが観察された。

第1表　河底土中の放射性核種濃度

試料		^{90}Sr mc/Kg			
採取地	採取年月日	左岸部	流心部	右岸部	平均
信濃川河口					
（新潟市）	1964. 8.12	0.39 0.01	0.67 0.02	0.55 0.01	0.54
〃	1964.12.23	0.69 0.01	0.35	0.53 0.01	0.52
江戸川					
（市川橋）	1964. 7.31	0.07 0.002	———	0.05 0.002	0.06
〃	1964.12. 8	0.24 0.01	0.17 0.01 0.38 0.01	0.12 0.01	0.23
淀川					
（桜宮橋）	1964. 7.28	0.59 0.01	———	0.48 0.02	0.54
〃	1964.12.24	0.55 0.01	———	0.11 0.01	0.33

試料		^{137}Cs mc/Kg			
信濃川河口					
（新潟市）	1964. 8.12	1.65 0.03	1.78 0.03	1.65 0.03	1.69
〃	1964.12.23	1.27 0.03	1.60 0.03	1.17 0.03	1.35
江戸川					
（市川橋）	1964. 7.31	0.22 0.01	———	0.22 0.01	0.22
〃	1964.12. 8	0.23 0.01	0.26 0.01 1.13 0.02	0.15 0.01	0.44
淀川					
（桜宮橋）	1964. 7.28	2.32 0.03	———	2.07 0.04	2.20
〃	1964.12.24	1.32 0.03	———	0.43 0.02	0.88

試料		^{144}Ce mc/Kg			
信濃川河口					
（新潟市）	1964. 8.12	8.69 0.08	12.28 0.08	6.36 0.07	9.78
〃	1964.12.23	18.35 0.16	13.68 0.09	9.11 0.06	13.71
江戸川					
（市川橋）	1964. 7.31	1.57 0.03	———	1.67 0.03	1.62
〃	1964.12. 8	3.42 0.05	2.43 0.04 7.29 0.08	0.54 0.02	3.42
淀川					
（桜宮橋）	1964. 7.28	16.49 0.09	———	15.81 0.09	16.15
〃	1964.12.24	6.87 0.06	———	0.19 0.03	3.53



第1図　河底上のγ線スペクルト

信濃川河底土（1965年3月25日測定）2.6Kg供試

29　醗酵アルコールおよび植物精油中のC－14の濃度変化

放射線医学総合研究所

○樫田義彦　岩倉哲男

宮原幸子　尾田愛子

核実験の影響によるBiosphere，とくに一次的貯蔵庫とみなされる植物体中の^{14}Cの濃度の変化を調査した。国内産甘藷，東南アジア産糖密を原料としたアルコール，および国内産メントール，チモール等を用い，液体シンチレーション法で測定した。

アルコールの測定は，昨年の抄録集掲載の方法と全く同様に，Kaufman chamber を用い，80ml を，トルエン．シンチレーターを混合して測定した。又，メントールはp－サイメンに誘導し，

チモールはメチルエーテルに誘導し，直接シンチレーター溶媒として用い，通常の２０mℓのｖｉａｌで常法に従って測定した。

又，核実験開始以前に採取されたアルヨールも数試料（京大東村武信博士）の御好意により入手出来たので測定点として加えた。

測定試料

( ) アルコール

	原　料	産　地	製造年月日	製造工場
(1)	生甘	鹿児島県	昭和３９年１１月　日	鹿　屋
(2)	〃	静岡県	３９．１１．１６	磐　田
(3)	〃	愛媛県	３９．１１．１９	近　永
(4)	〃	茨城県	３９．１１．１９	石　岡
(5)	〃	熊本県	３９．１１．　５	肥後大津
(6)	〃	鹿児島県	３９．　—	出　水
(7)	糖　密	フィリッピン	３９．　７．　６	千　葉
(8)	〃	フィリッピン	２６．　４．　—	
(9)	〃	〃	２９．　１．２８	
(10)	〃	〃	２４．　６．２７	
(11)	生甘	熊本県	２９．１２．１５	肥後大津
(12)	〃	茨城県	３０．１１．　—	石　岡
(13)	〃	静岡県	３１．１１．２３	磐　田

( ) メントール

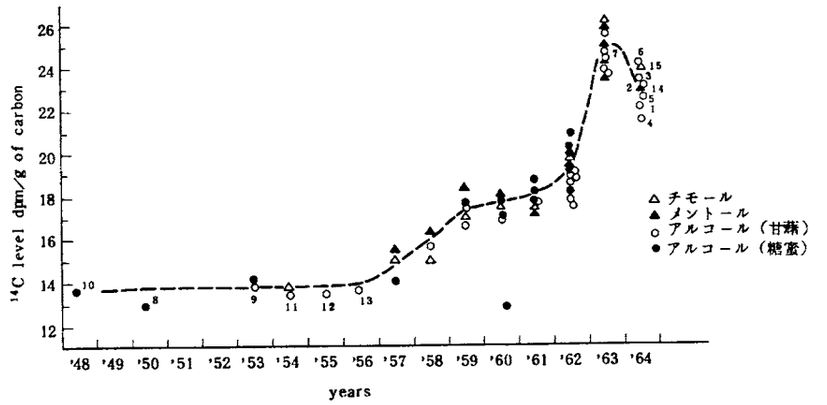
(14) 北海道ホクレン北見薄荷工場

３９年度産

( ) チモール

(15) 千葉大学薬草園　３９年９月末採取

以上の結果を図示する。６４年度においては，いずれの試料も前年度に比べても明らかに^{14}C levelは減少の傾向を明瞭に示しており，植物体中の増加の山は過ぎたものと見えることができよう。



３０　空気中のＲｎの測定について

国立衛生試験所

浦　久　保五郎　○亀　谷　勝　昭

池　淵　秀　治

放射能温泉のような特殊な環境における空気中の ^{222}Rn を知る目的で演者らは，つぎのような^{222}Rn の分析方法を検討した。

空気5ℓをポリエチレンビンにとり，この容器に，Pb,Bi 各々２γ／mℓを含む硝酸溶液（Ｐｈ　１）２５０mℓを加え，４日間放置する。よく振湯してRn から生成した^{214}Pb, および^{214}Bi を水溶液に移行させ，この水溶液から１％クッペロン・クロロホルム溶液で^{214}Bi をキャリヤーと共に抽出，さらにクロロホルム層から硫酸（１＋１７）で逆抽出する。この水溶液にBi （1mg／1mℓ）１０mℓを加え，よく攪拌したのち，１０％Na_2S溶液２mℓを加えて^{214}Bi を硫化物として分取し，Ｌｏｕ－ｂａｅｋ ｇｒｏｕｎｄ ｃｏｕｎｔｅｒ で測定する。水溶液から^{214}Biの分離時間は約４０分で空気中のRnの測定限度は１０$^{-11}$C／ℓである。

以上の方法で，三朝，増富地方の空気中のRn を測定した結果，かなり高い値を示すことを知つた。現在これらの地方の空気中のRn の測定は一回のみしか測定していないが，日常の空気中のRn 含量は常に変化していると考えられるので，今後もこれらの地方のRn 含量を測定する計画をたてている。

31　家屋内におけるバツクグランド放射線量の測定

放射線医学総合研究所
渡辺博信　○山下幹雄
小口節子　宮国信栄

天然放射線によって，人体が受けている外部被曝線量を評価するための一資料として，家屋内における線量率の測定を行なっている，一般に，野外における線量率は，宇宙線による寄与を除けば，主として大地からの放射線によるものであるが，家屋内においては，更に，建築材等に含まれる天然放射性物質からの線量寄与が有意な程度に考えられ，従って，屋内線量率は，建物の種類によって，かなり違ってくることが予想される，本報では屋内線量率が，建物の種類，および大地放射線によって変る一般的傾向を知る目的で，主として，千葉および東京の一般住宅において，行なっている測定について，現在までに得られた結果を報告する。線量率測定は，プラスチック製イオンチエンバーと振動容量電位計により，通常，２０％より良い精度で測定される。建築材等に含まれる天然放射性物質からの線量寄与を推定するためには，屋内におけるγ線の角度分布およびエネルギー分布が知られねばならない。本実験では，この目的のために，5cm厚の鉛コリメータとNaI(Tℓ) 検出器（4" ×4"）により，種種の方向から入射するγ線のスペクトルを測定した。γ線スペクトルは，主として，^{40}K(1.46Mev)，^{208}Tℓ(2.62Mev)のピークについて解析した，入射γ線の線束強度は，コリメータ付NaI(Tℓ) 検出器の感度の方向依存性および絶対効率を実験的に求めることにより，γ線スペクトル解析の結果から求められる。得られた線束強度の値を使って，^{40}KおよびTh からの一次γ線による線量寄与を推定した。これらの結果と，イオンチエンバーによる全線量率との比較から，屋内線量の大部分は，^{40}KおよびTh からのγ線によっていることが分った。建築材等に含まれる天然放射性物質からの線量寄与は，建造物の種類，および測定場所によって，数%から１００%近くにわたっていると考えられる。尚，本実験を進めるにあたって，家屋内における放射線測定は，特に，東京在住の放医研職員の方々から，多大の御便宜を受けて実施したもので，ここで厚く謝意を表する。

32　間接撮影および透視診断による白血病有意線量の推定

放射線医学総合研究所
○橋詰　雅　加藤義雄
丸山隆司　白貝彰宏

1. 緒　言

放射線被曝によって白血病が誘発される事は一般に認められており，体外被曝の場合は，赤色髄がその決定臓器とされている。しかし，赤色髄のこの様な線量がもつとも有意であるかと云うことについては色々問題があるが，一応全骨髄を有意体積と考え，その平均線量を求めた。また白血病の誘発は本来各個人の被曝線量に関係するものであるが，非常に多い人数のグループにおける発生率を考えると，そのグループの受けた全線量に関係すると考えてよいと思われる。また白血病の発生は広島，長崎の例によれば被曝後数年に最多発期があり次第に減少するので，その様な誘発因子をも考慮して，次式によって白血病有意線量（Ds）を求めた。

$$Ds = E\frac{N_{jk}^{(M)}\, d_{jk}^{(M)}\, L_{jk}^{(M)}}{W_k^{(M)}} + E\frac{N_{jk}^{(F)}\, d_{jk}^{(F)}\, L_{jk}^{(M)}}{W_k^{(F)}}\, No$$

但し　k：　照射を受けた年令層
　　d：　骨髄線量
　　N：　検査を受けた人数
　　W：　骨髄量
　　No:　日本人の全人口
　　L：　白血病の誘発因子
　　j：　透視の部位別
　　M：　男子
　　F：　女子

なお，直接撮影による白血病有意線量は前年度既に求め約４．５m-radと推定したので，本年度は間接撮影および透視診断による白血病有意線量を求めた。

2. 実験方法

１）成人のActive Bone Marrowの量を７６５gとして全身に配分し，頭部２，頸部１．胸骨１，胸椎３，腰椎３，仙骨２，胸部８，寛骨４，上腕２，大腿２，前腕１，脛骨１に螢光ガラス線量計またはLiF 熱ルミネッセンス線量計の検出器を入れて，X線を照射した。

２）ファントームには軟組織をM３，骨をA１，肺を密度０．３ のコルクを使用した。

３）Lは被曝後２０年間に発生した広島，長崎の年度別発生率を使用した。

４）間接撮影の件数は小学生，中学生は日本人口のその年代の総数を厚生省の簡易生命表から使用した。高校以上の学生，生体数は文部省の調査と結核予防会の資料から推定した。労働者数は科学技術庁の人間科学に関する総合研究班の値と結核予防会の資料から推定した。一般人は人口調査表と前記の各層の人数との差に結核予防会の値を考慮して推定した。その結果間接撮影の全数は第１表の如く推定された。

第1表　間接撮影を受けた推定人数

年令＼性別	男	女
15 ～ 24	725.7	662.0
25 ～ 29	409.0	418.1
30 ～ 34	344.7	398.7
35 ～ 39	417.9	357.7
40 ～ 49	676.7	567.8
70	676.7	728.1
70以上	120.5	165.6

単位..... $10^{千}$ 人

一方透視件数は1960年，文部省班研究が調査した値48．2万件を元にして件数の補正と部位別の補正をして胸部0．527倍，胃腸1．51　倍，その他0．754倍とした。

3．実験結果

1）間接撮影1回あたりの骨髄線量は，成人38．44，中学生35．94，小学生27．40，幼稚園児18．63m—rad となった。また，その結果日本人全人口を9，517万人とするとその一人あたりへの寄与は第2表の如く総計では15．5m—rad となった。

第2表　間接撮影による白血病有意線量

	男			女			
	子　供	成　人	小　計	子　供	成　人	小　計	総　計
有意線量	2．47	5．36	7．83	2．40	5．24	7．64	15．48

単位..... m—rad

2）透視1回の骨髄線量を部分別，年令層別に示すと第3表の如くになる。

第3表　透視部位別，年令別の骨髄線量

Site＼Age	Adult	Child	Infaut	Baby
1	1323	1125	716	415
2	660	590	431	302
3	1820	1597	1094	695
4	369	305	160	145
5	1763	1602	1243	685
6	1744	1585	1228	998
7	1919	1743	1350	1020
8	2249	2116	1816	1450
9	1174	1019	704	470
10	311	278	189	114
11	335	—	—	—
12	353	310	218	140
13	1081	—	—	—
14	2903	—	—	—
16	2675	—	—	—
17	4016	—	—	—
18	1828	1542	905	585
19	1141	1034	698	440
20	776	648	451	304

単位.....m—rad

第3表の値を使用して全透視にする白血病有意線量を求めると第4表の如く男子で5.0×10^{6} rad，女子で3.6×10^{6} rad となる。従って日本人1人あたり白血病有意線量その寄与は男子で52．7m—rad，女子で37．7m—rad 計 90．4m—radとなり直接撮影の4．5m—rad，間接の15．5m—radと合わせると約110m—radとなり，治療のと線量とほぼ同じ値またはそれ以上となる。

第4表　性別部位別の白血病有意積分線量

性別＼部位	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	計
男子	6.6	40.3	7.4	85.3	4,425.3	131.8	21.6	216.9	27.8	2.1	1.2	5,013.4
女子	0.4	17.6	3.9	99.2	3,000.9	144.7	5.1	291.5	0.7	0.1	0.1	3,591.8
合計	7.0	57.9	11.3	184.5	7,426.2	276.5	26.7	508.4	28.5	2.2	1.3	8,605.2

性別＼部位	12	13	14	16	17	18	19	20	22
男子	0.6	1.0	0.9	—	—	7.6	9.4	22.1	5.5
女子	0.5	0.5	—	3.7	1.2	3.5	0.3	9.5	3.0
合計	1.1	1.1	0.9	3.7	1.2	11.1	9.7	31.6	8.5

33　シンチレーションガンマ線スペクトロメータによる環境の放射線測定

理　研
山崎文男　○岡野真治

環境の放射線測定は，環境における放射線量の測定と環境に存在する放射性物質の種類と量ならびにそれらの状態の把握にある。放射線線量の測定は電離箱を用いて測定を行なうのが一般に行なわれている。一方環境に存在する放射性物質は環境における試料の採集を行ない，それらの放射能分析をし，解析することによって知りうる。環境の放射線は場所，時刻によって変ることが知られている。これらの変化がどのような原因によるかを知るには環境の放射線についての性質を研究することが必要である。このためには異る場所での放射線の測定を行なう一方，長期にわたる連続測定を行ない，必要と思われる場所にはシンチレーション，ガンマー線スペクトロメーターを用いて測定し，放射線の性質を究明した。これらについての報告を行なう。

測定装置は，3"φ×3"NaI(Tℓ)シンチレーターを検出体としTMC400チャンネル波高分析器を組合せたシンチレーションガンマー線スペクトロメーターである。

測定を行なったのは理研において連続測定を行なっている。測定器(1"φ×½"NaI(Tℓ)を用いたシンチレーションカウンター)が，平常時に比して増加をみとめた際の一部。および異る地域である。異る場所として選んだ地域とは関東(ローム層)，関西六甲山塊(花崗岩)，秋田，海上，乗鞍山頂である。前3者は主としてフォールアウトに関する情報を得るため，後2者は宇宙線に関する情報を得るためである。宇宙線の測定には検出体のまわりを厚さ約8cmのプラスティック螢光体でかこみ，この発光信号をゲートとして同時，逆同時回路によって宇宙線成分の分析を行なつた。

これら一連の測定から得られたことは次の如くであった。

Ⅰ．環境の放射線は大別すると自然に存在する放射性物質によるもの。2．宇宙線によるもの。3．フォールアウトによるもの。4．特別な場合として放射線発生装置に起因するもの，およびこれらの散乱線である。

Ⅱ　降雨の際にみられる放射線の増加は，天然ラドン及びその崩壊生成物による。

Ⅲ　フォールアウトによる放射線は，初期においては主として$^{140}Ba-^{140}La$であり・数ケ月の中期においては$^{95}Zr-^{95}Nb$ 1年以後の後期においては主として^{137}Csよりのγ線である。

Ⅳ　放射線発生装置に起因するもののうち，電子加速装置の場合は散乱γ線による連続スペクトルが得られ，サイクロトロンの場合は中性子およびこれが原因となる3MeV以上のγ線が検出可能であった。この中性子が原因となる放射線の測定はこれらの装置によっては，宇宙線中の中性子の測定も可能であり，その高度気圧変化の測定も行ないうることが知れた。

Ⅴ　散乱ガンマー線は直接線に比して数にして，数倍におよび線量に換算すると同等がみこまれる。

Ⅵ　宇宙線によるものは数としては他に比して数10分の1にすぎないが，線量は他と同等である。

これらの測定は，NaI(Tℓ)シンチレーター内で失なうエネルギー損失を0.01MeV～1000MeVにおよぶ広範囲の測定を行なう一方，同時逆同時方式を採用することによって可能である。しか

し，フォールアウト，天然の放射性物質による影響のみをしらべる場合には，0.01MeV～4MeVの範囲の測定で十分である。

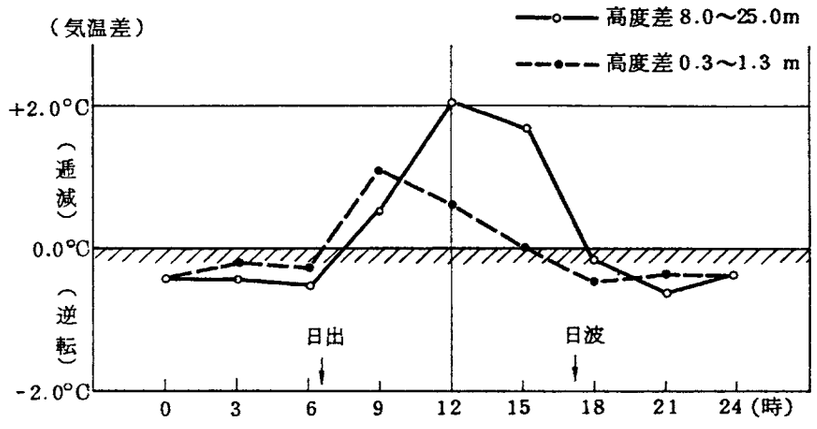
34　気温の垂直分布の観測について

水戸地方気象台　○大　越　延　夫
気象庁観測部　村　山　信　彦

大気放射能観測の一環として，接地気層における気温の垂直分布の予備観測を行なった。通風式白金抵抗温度計を，高さ0.3 m，1.3 m，8.0 m，25.0 mの各所にとり付け，打点式記録計で自記させた。1965年2月の資料を用いて，地面近傍の気温の垂直分布及び渦拡散係数の日変化を調査した。

(1)　逓減率の日変化について

逓減率の最大の時刻は第1図の様に，高さ1 m附近では9時頃，10 m附近では昼頃で，気温の接地逆転は，日没前に最下層に現われて次第に上方に及んで行き，日出直後最下層より，逓減状態に戻っている。大気自然放射能の日変化における日出直後の極大，日没前の急減小は，これとよい対応を示している。



第1図　垂直気温差の日変化

(2)　渦拡散係数Kの日変化について

気温及び風の資料から2．3の方法で求めたKの値は次の様である。

(i)　2高度の気温日変化の振巾から求めたK_A

高さZ_1，Z_2における気温日変化の振巾をa_1，a_2とすると，

$$K_A = \left(\frac{Z_2 - Z_1}{\log a_1 - \log a_2} \right)^2 \times 1.6 \times 10^{-5} \quad cm^2/sec$$

で表わすことが出来る。快晴日8日平均の値は第1表のようになる。

高度：m	0.3～1.3	1.3～8.0	8.0～25.0
スケール：m	0.5	3.4	8.5
K_A : cm^2/sec	1.9×10^2	2.5×10^3	2.0×10^4

第1表　気温日変化の振巾より求めたK_A

(ii)　気温及び風速の垂直勾配より求めたK_B

Budykoによれば，

$$K_B = \left[0.14\Delta U / \ell n \frac{Z_2}{Z_1} \right] \left[1 + \frac{\Delta o}{(\Delta U)^2} \ell n \frac{Z_2}{Z_1} \right]$$

で表わすことが出来る。高さZ_1＝7．1 m，Z_2＝14．2 mの風速差△U及び垂直気温差△θを用いると，2月の平均値は約2×10^3 cm^2／secで，日変化については第2図の様に，日中の極大は比較的小さい。

(iii)　風速及び風向の変動巾より求めたK_p及びK_q

風の息の大小が安定度に関係のあることはよく知られている。高さ14．2 mにあるプロペラ式風向風速計の記録より，そのふれ巾を読みとり，変動の標準偏差を求める。

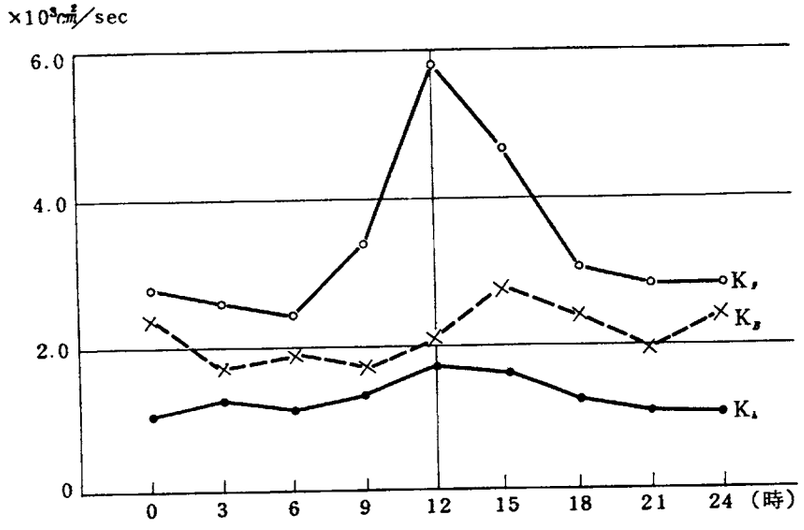
Talkによれば次の実験式が成り立つ

$$K_p = 0.57 \sigma us / U$$
$$K_q = 0.048 + 0.015 \sigma es$$

ここでK_p，K_qはBosanguet － Pearsonの拡散式における鉛直及び水平方向の拡散係数である。又Uは平均風速，σus σesはそれぞれ風速及び風向のふれ巾の標準偏差である。この方法で求めた拡散係数の日変化（月平均値）は第2図のように平均については前に求めたK_A及びK_Bと同程度であるが，12時頃極大となり，夜間はほぼ一定な値を示している。

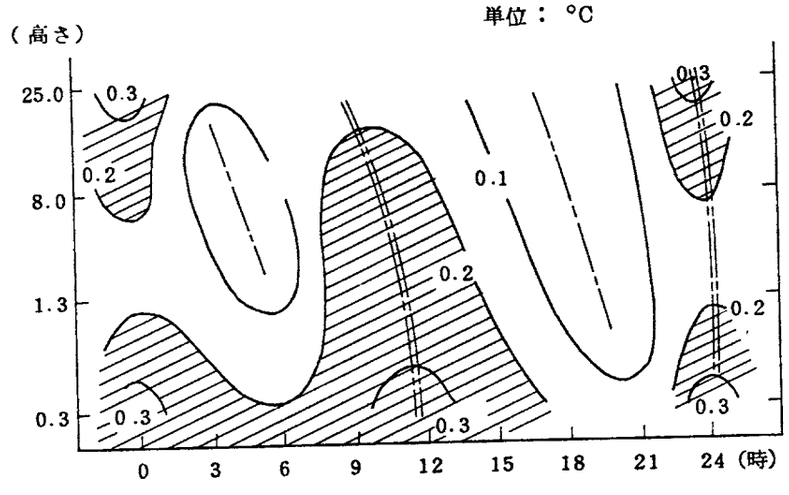
(3)　気温の微変動について

気温の微変動から直接渦拡散係数を求めるには，遅れの極めて小さい温度計が必要である。使用した



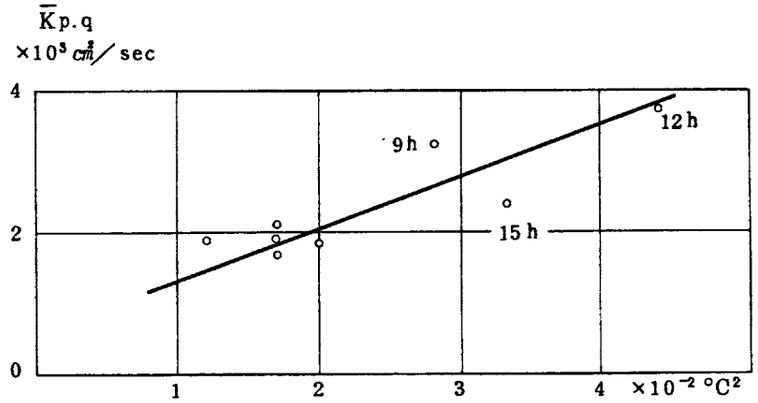
第２図　気温，風速の垂直傾度より求めたKg及び風力

抵抗温度計の時定数は約０．７分であるが，記録紙上にはかなりの微変動が現われている。快晴日における気温微変動の標準偏差について，地上から高さ２５ｍまでの日変化（５日平均）を示すと第３図の様になり，２つの特徴が見られる。



第３図　気温微変化動の標準偏差U
（快晴日　５日平均）

まづ微変動の極大，極小の時刻が上部に早く現われ，次第に下層に及んん行くこと。次は夜半頃にも微変動の極大があり，高さ２５ｍ附近でもかなりの乱れが見られ，明け方及び宵の中に微変動の極小が現われていることである。これは観測点が那珂川を見下す崖の上にあるので，夜半頃吹出す陸風による寒気移流によって逆転層が乱されるためである。この微変動の２乗 $\sigma\theta^2$（高さ１．３ｍ）は第４図の様に前に求めた$\overline{K}_{p.q}$（高さ１４．２ｍ）と比較的よい相関を示している。



第４図　（気温の微変動）² と風の変動中より求めた
$\overline{K}$p.g との関係

３５　放射性ストロンチウム，セシウムおよびコバルトの海水中における挙動

大阪府立放射線中央研究所
○小　島　　懋　　虎　谷　博　一
藤　本　　弘

（目的）　将来，多くなることが予想される放射性廃棄物のうち，半減期が比較的長いストロンチウムとセシウムおよびコバルトを選び，これが漏洩して海水中に溶出した場合，海水中でどのような挙動をとるかを知り，海洋汚染対策の基礎資料を得る。

（実験条件および測定）　実験に用いた水はすべて蒸溜水をさらにイオン交換樹脂で脱塩したものを用いた。天然海水は大阪湾中央部の表層より採取し，人工海水はＧ，Ｌｙｍａｎ らの分析値にしたがい特級試薬を用いて調製した。いずれも孔径０，４５μのミリポワフィルターでろ過し，浮遊物を除去した。

海水中で放射性元素を吸着した試料からの浸出などは室温（１０～２０℃）で１８時間作用させたのち14，500G で３０分間遠心分離し，その上澄み液の放射能を測定した。

これら放射能の測定には，^{60}Co と ^{137}Cs はウエル形シンチレーション計数管を用いた。^{90}Sr は一定量のFe とSr を担体として加え，^{90}Yを化学的に分離したのち，シュウ酸ストロンチウムとして端窓形GM計数管で測定した。なお，^{90}Sr は測定誤差が数パーセントにおよぶため，同一の実験を ^{89}Sr を用い，海水のまゝ液浸形GM計数管で測定して確かめた。

（実験および結果）(1) 浮遊物を除去した大阪湾海水で，これら放射性元素の沈澱生成をみると海水の P_H が７．３～９．０の範囲ではSr とCs の沈澱生成は認められなかった。Co はPH７′５以上で沈澱を始め，PH８．７では添加した^{60}Coの６．５％が沈澱した。これは水酸化した^{60}Co の６．５％が沈澱した。これは水酸化コバルトの生成によるものと考えられる。

(2) 人工海水を用い，特殊成分として海水1ℓ 当りP０．２mg ，Si2.0mg，Fe0.2mg ，Aℓ 2.0mgおよびプランクトン破砕物（乾物として4 mg ）を加えた結果では，海水のPH が８附近ではCo とSr が海水中で生成したFe およびAℓ の水酸化物の沈澱に吸着されて数パーセントが沈澱した。またプランクトン破砕物による沈澱はCo にのみ約２％みられた。PとSi の存在は全く影響がみられず，またCs の沈澱はいずれもおこらなかった。

(3) 海底沈積物による吸着をみるため，人工海水１００mℓ当り乾物として２００mg 相当の大阪湾海底土２点のほか，海底に存在することが予想される粘土鉱物および沈澱物としてモンモリロナイト，バーミキュライト，イライト，クロライト，加水ハロイサイト，ケイソウ土，黄鉄鉱，針鉄鉱，水酸化鉄，ギブサイト，水酸化アルミニウム，シリカゲル，貝殻粉末の１３種を用い，これらによる放射性元素の吸着割合を調べた。この際の海水のPHは8.0 を境として，これより低い場合と高い場合の条件で比較した。その結果Sr は水酸化鉄によって約１３％，貝殻粉末で約７％の吸着がみられ，その他の試料でも数パーセントの吸着がみられたが，PH の高低による影響は明らかでない。

Cs はバーミキュライトによって特に多く吸着され，添加量の８２％に達した。これについで大阪湾海底土の２点で約５０％，その他イライトで３５％，モンモリロナイトで２５％の吸着がみられた。これらCs の吸着は粘土粒子表面の荷電による吸着の他に，雲母系の２：１型土鉱物の結晶格子の層間にCs が固定される特殊な現象が含まれている。大阪湾海底土でCs の吸着が特に多いのは，大阪湾をとり囲む淀川，大和川の流域および六甲山系，淡路島に花崗岩の分布が広く，これら花崗岩中の黒雲母の風化物が湾内に集積している特殊な現象であろうと推察される。なおCs の吸着もPH の高低による差は認め難い。

Co は水酸化鉄，水酸化アルミニウムによる吸着が多く，約７０％に達した。その他試料中のFe ，Aℓ の含量が高く，粒径の小さい試料，あるいはPH2 の塩酸緩衝液に可溶のFe ，Aℓ の多い試料でCo の吸着が多くみられた。これらCo の吸着は試料中のFe ，Aℓ とCo が共同沈澱によりおこったものと推察される。なおCo の吸着は海水のPH が８より高い場合に著しく増大することが多い。

(4) 大阪湾海底土による放射性元素の吸着量は，海水の量に対して土の量が増加するほど増大するが，その割合はCs とCo では著しく，Sr では少ない。そこで海底土によるこれら放射性元素の吸着限界濃度の見当を得るためつぎの実験を行なった。海水と塩素濃度の等しい食塩水（担体を含まない海水の代用とし，PH8.02$Na_2B_4O_7$と$NaHCO_3$で調整）１００mℓに大阪湾海底土１gを加え，これに非放射性のSr，Cs，Coをそれぞれ０～１００mg 1ℓ 加えたのち，無担体の^{89}Sr，^{137}Cs，^{60}Co を一定量加え，担体添加による放射性元素の吸着量の減少をみた。その結果^{89}Sr では海底土による吸着が少なく，担体の影響はほとんどみられなかった。^{137}Cs は担体の量が０～２０μg／ℓ，^{60}Co では０～２００μg／ℓ までは放射性元素の９０％以上が吸着され，担体量の増加による吸着量の減少はわずかであったが，それ以上に担体を加えると吸着量が急に減少した。

(5) 海水中の放射性元素の海底土への拡散をみるため，内径２８mmの有底ガラス円筒に海水を入れ，その上から大阪湾海底土を一定量加えて沈降させたのち，上澄みにそれぞれ放射性元素原液を加えて７日間接触させた。

上澄みの海水は１日５０mℓの割で１７日間非放射性の海水を加えて更新した。その結果，海水に添加した放射性元素のうち，土層内に保留された量はSr で３．０％，Cs で３．１％，Co で１．２％にすぎなかった。また土層内への浸透の深さはSr が5cm以下の最下層まで達していたのに対して，Cs は約2cm，Co は約1cmまでにとどまった。これら土層内に浸透した放射性元素のうち，Sr はこれを海水で浸出すると再びそのほとんど全部が溶出したのに対し，Cs は７９％，Co は６３％が海水では再び溶出されない形態となって固定された。

（結論） イオン状となって放射性のSr，Cs，Co が海水中に漏洩した場合，高いPH 域ではCo のごく一部が沈澱する。また海水浮遊物によってはSr とCo の数パーセントが吸着されることがある。これら放射性元素によって汚染された海水が海底沈積物に接すると，Cs とCo の一部がその表層わずかの厚さの部分に固定される。Cs は特に雲母系粘土鉱物によって固定される。この固定量は海水中の放射性元素の量に比べてきわめて少ないことが予想された。放射性のSr は海底沈積物によって一時少量が吸着されるが，天然の海水中には非放射性Sr の含量がかなりあるので，これによって容易に置換溶出される。

したがってこれら放射性元素が海洋中に漏洩すると，その大部分が広く海水中に拡散して，長期間溶存するであろう。

３６　佐世保，横須賀港の海水，海底土の全ベータ放射能

海上保安庁水路部
塩崎　愈　○背戸義郎
三富斉忠　小田勝之
木村忠正　長屋裕
（放医研）

１．調査目的

原潜入港に対処しての，佐世保，横須賀両港の全放射能のレベル調査を行なった。

２．調査方法

佐世保港では，６４年度は１０測点を選び，原潜の入港前に事前調査を３回，入港後は定期調査を２

回行なった。６５年度は現在までに７測点について，定期調査を２回行なった。

横須賀港では，６４年度は６測点を選び，定期調査を４回行なった。又６５年度は同測点について，現在までに２回の定期調査を行なった。

３．試料の採取方法

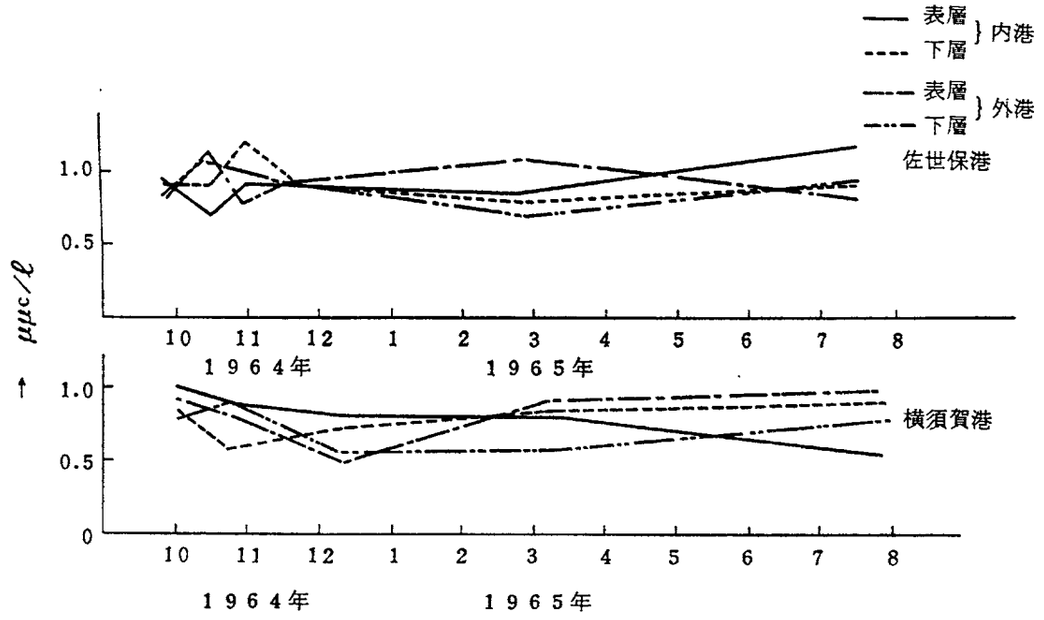
海水は，佐世保，横須賀港を内港，外港の２つに分け，内港では，満潮時，低潮時の２回，各測点の表層，下層から各２０ℓを採水，外港では潮汐とは関係なく，上下２層各２０ℓを採水した。

海底土は，カンナ型採泥器，浮泥の少ない所では簡型採泥器を用いて採取した。採取量は乾燥後1Kg以上となる程度の量である。

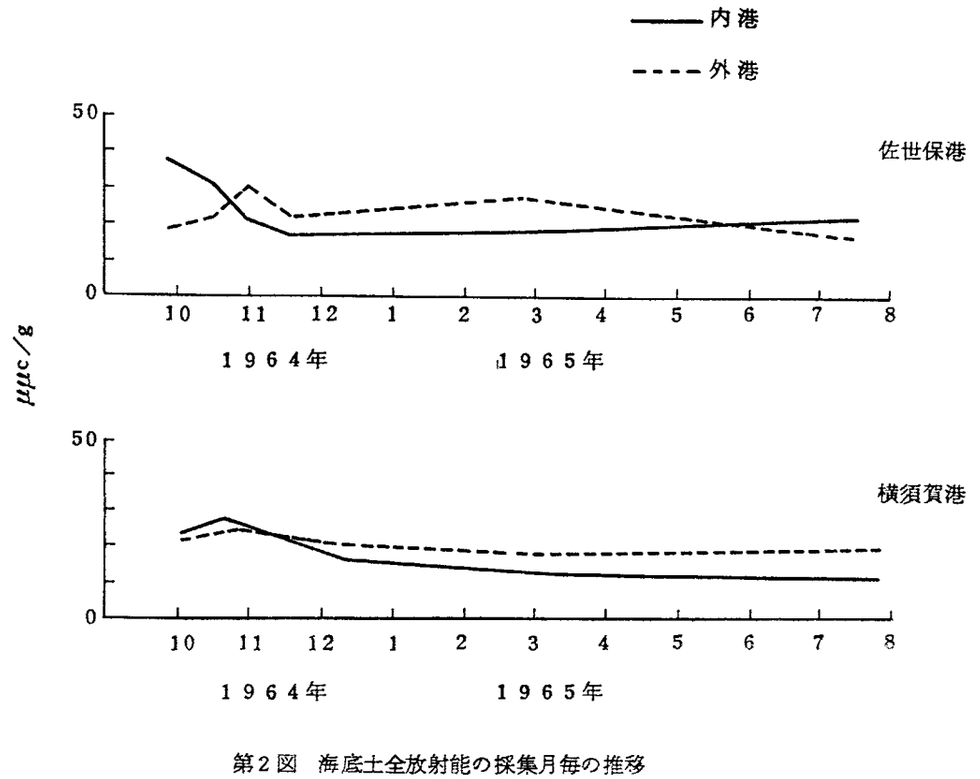
４．調査結果

海水．．．佐世保，横須賀両港について，内港外港の平均値をとり，採取月毎の推移を図１に示した。佐世保港については，原潜入港前，入港後をみても，内港，外港共変化なく，０.７～１.２μμc/ℓの値を示し，日本近海海水の値と変りがない。横須賀港の場合も０.５～１.０μμc／ℓと佐世保と変りない。

海底土．．．海水と同様，内港，外港の平均値と採取月毎の推移を図２に示す。佐世保港については，海水の場合と同様，原潜の入港前，入港後の間に変化はみられず１５～４０μμc／gの値を示している。横須賀港の場合も12～30μμc／gの値を示した。



第１図　海水の採取日毎の推移



第２図　海底土全放射能の採集月毎の推移

３７　日本近海海水の全ベータ放射能

気象庁　海洋気象部

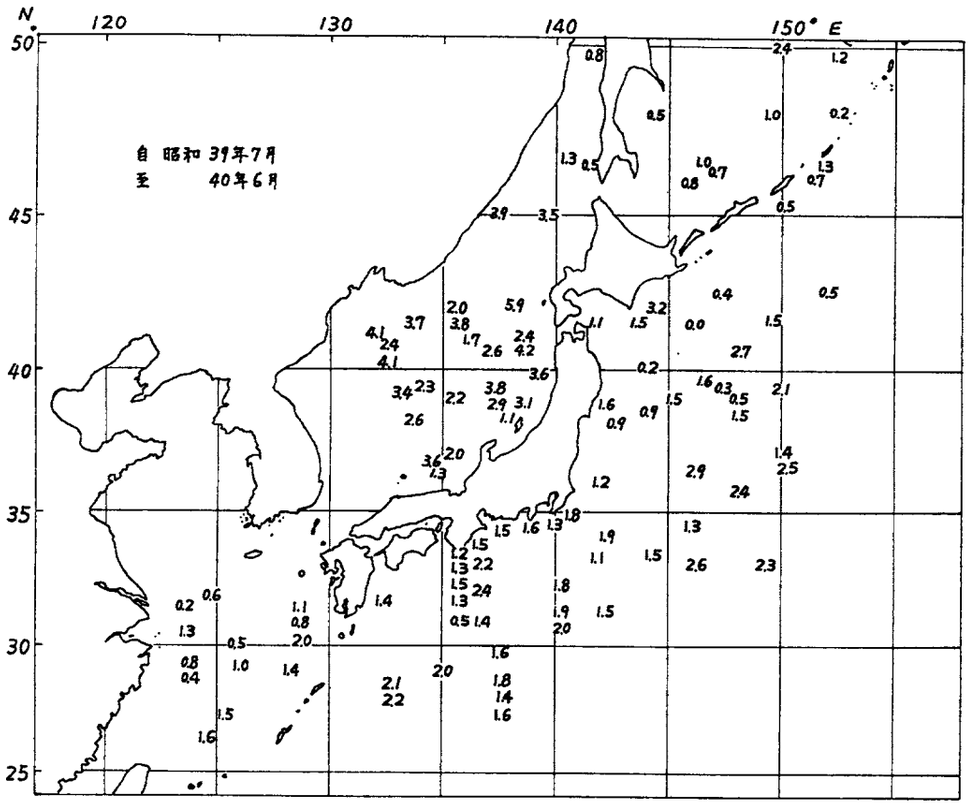
○吉　村　広　三　　猛　　猛　杉　野　邦　雄

昨年に引き続き，１９６４年７月以降１９６５年６月までの海水の全ベーター放射能測定値，および海域別の比較について報告する。

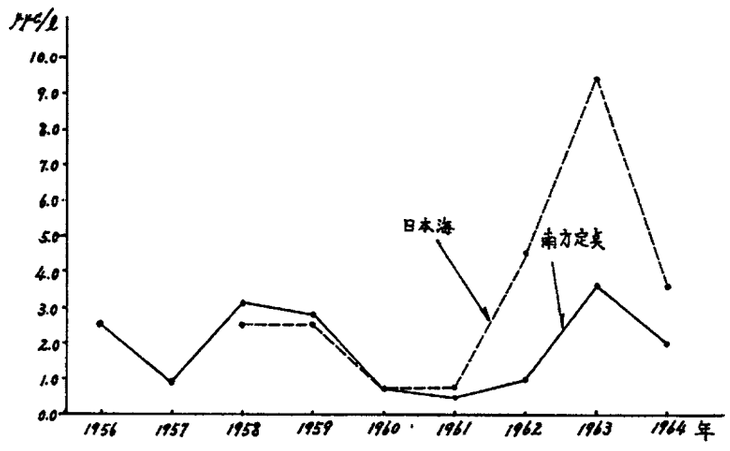
この１カ年の表層水の平均レベルは，本州東方海域で１.４（０.０～３.２）μμc／ℓ，本州南方海域で１.７（０.０～３.５）μμc／ℓ，オホーツク海で１.０（０.２～２.４）μμc／ℓ，日本海で２.８（０.５～５.９）μμc／ℓ，東支那海で１.１（０.４～２.０）μμc／ℓ，であり，東支那海を除いては前１カ年より低レベルとなっているが，海域別では依然として日本海側が高い。しかし日本海側においても２.０μμc／ℓ．以下の測定値がしばしば表われるようになった，（第１図）

第２図は日本海における測定値の経年の推移を南方定点（２９°N，１３５°E）におけるそれと対比したもので，大まかにみて全体的傾向は類似するが，１９６３年のピークが日本海側でいちじるしく高い。

なお，オホーツク海，東支那海の測定値の推移についても調査した。



第1図　海水全ベーター放射能



第2図　表層海水の全ベーター放射能の推移

38　日本近海海水の放射能

海上保安庁水路部
塩崎　愈　○背戸義郎
三富斉忠　小田勝之
木村忠正　長尾裕
（放医研）

1．調査方法

全放射能については前年同様，太平洋では黒潮を中心として，陸側，沖側の三海域に分け，又日本海側では，対島暖流域と中部海域の二海域に分け現在までに18点の試料を採取し，測定を行なっている。

核種分析試料については，太平洋側では，水路部で行なっている海流通報，定線観測のたびに黒潮中心で試料に採取，又日本海では，舞鶴，新潟の管区水路部で行なう定線観測の際試料を採取し，現在までに両方合せて，23点を採取し分析に供している。又今年6月末から9月初めにかけて行なわれた黒潮源泉調査に於ても表面で12点を採取現在分析を行なっている。

2．調査結果

イ）　全放射能

太平洋側・・・採取月毎の放射能の推移を図1に示す。64年の11月には1.5〜2.5dpm/ℓ の最低値が3海域について得られたが，65年5月には，前2年と比較すると値は小さいがスプリング・マキシマムが，2〜4 dpm/ℓ の範囲で3海域についてみられた。然し8月には若干減少の傾向を示している。

太平洋側の値の年平均値を63年以後のものについてみると，図2に示す様な傾向がみられ，その放射性物質の壊変を含めた海洋での半減期1．2年程度の値が得られた。

日本海側・・・対島暖流域及び中部海域に於ては図1に示す様に65年3月には太平洋側と同レベルの1．5〜3 dpm/ℓ の値を示し，65年5〜8月にかけスプリングマキシマムが太平洋側と同様2．5〜4 dpm/ℓ の範囲の値で両海域についてみられた。63年以後のデーターについて太平洋側と同様年平均値の推移を図2についてみると，対島暖流域については，黒潮と同様1．2年の半減期が得られ，中部海域の海水については1．8年の値が得られた。

ロ）　核種分析結果

^{90}Sr については64年同様0．2〜0．4 μμc/ℓ の値が太平洋側，日本海側の両海域について得られた。

^{137}Cs については ^{90}Sr 同様，64年と大差なく0．3〜0．5 μμc/ℓ の値が両海域について得られ，両核種とも殆んど減少していない。

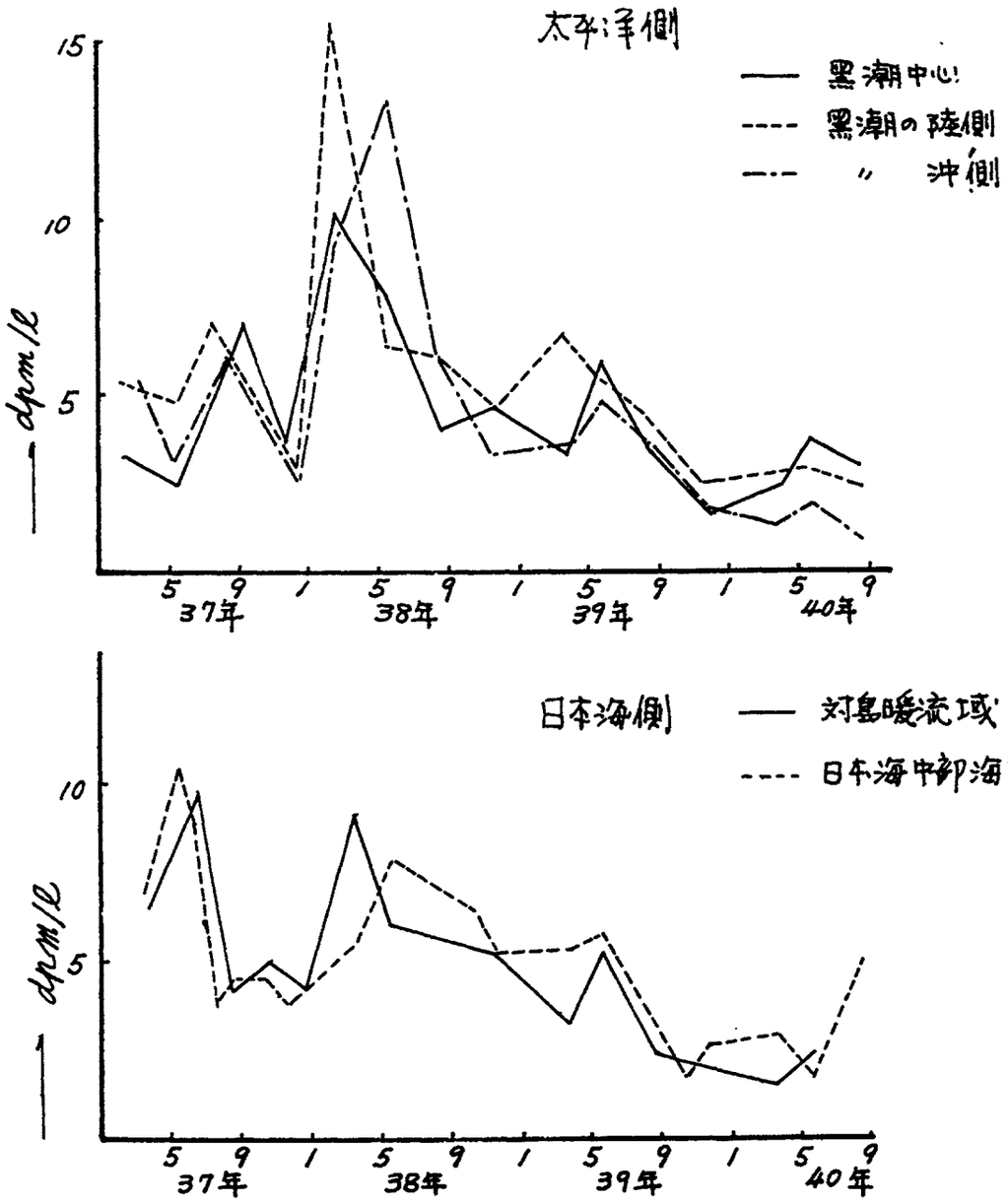


図1　海水の放射能の推移

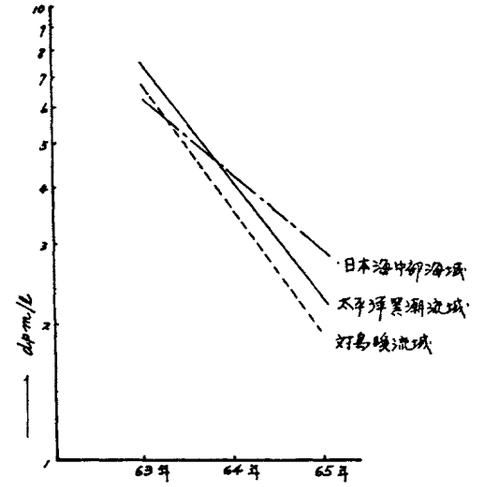


図2　海水全放射能の年平均値の推移

39　佐世保および横須賀港内の放射能

国立公衆衛生院
山県　登
○岩島　清

原子力潜水艦入港に伴う港湾放射能調査の一環として，１９６４年９月３０日から１９６５年３月１１日までの間，佐世保および横須賀港において採取された海水，海底土および海産生物について放射性核種分析をガンマスペクトロメトリ[1,2]によりおこなった。数年来，著者らが研究報告してきた海洋汚染の許容レベル設定のための基礎的データ[3,4,5,6,7]，同許容レベルの設定方法８）をもとにして上記分析結果を整理したので報告する。

^{54}Mn，^{65}Zn，^{106}Ru の濃度（Pc／生Kg）の範囲は，海水中では，それぞれ＜1.2～＜2.5，＜3.5～＜7.7，1.4～6.1であった。海産生物中海藻では＜20～310，＜40～＜330，＜40～370，貝類では，＜20～340，＜40～1,200，40～690，魚類では30～310，50～＜920，＜70～1,100であった。海底土では，＜200～2,100 ＜400～＜1,400，800～3,400であった。いづれも核種も海水中の濃度に比較して海産生物および海底土では１００倍程度あるいは，それ以上であった。

なお，前期間中の本調査では放射能汚染のレベルにたいする潜水艦の入港による影響は有意の差で認められたなかった。当時海水の放射能汚染レベルは最大許容海水中濃度[8]と比較すると^{106}Ru については $\frac{1}{10}$ 以下，^{54}Mn，^{65}Zn については $\frac{1}{100}$ あるいはそれ以下であった。また上記のある期間では中共核実験の影響と思われる ^{103}Ru，^{95}Zr—^{95}Nb が観察された。

文　　献

1) Yamagata,N. and Iwashima,K.: Gamma Spdctrometric determination of cesium—137 in food materials, Bull, Inst.Publ.Health 10: 135—138,1961.

2) Yamagata,N.and Iwashima,K.: Monitoring of sea—water for important radloisotopes released by nuclear reactors. Nature 200: 52, 1963.

3) Yamagata.N. and Yamagata.T.: The daily intakes of manganese and irpn by Japanese people with reference to marine environmental contamination with radioisotopes. Bull.Inst. Publ.Health 13: 11—20, 1964.

4) Yamagata,N.,Kurioka,w. and Shimizu,T.: Balance of cobalt in Japauese people and diet. J.Rad.Res.Japan 4: 8—15,1963.

5) Yamagata,N. and Iwashima,K.: Balance of zinc in Japanese People and diet, with reference to environmental contamination with radioactive zinc—65. Bull.Inst.Publ.Health 11: 131—8, 1962.

6) Yamagata,N.: The concentration of common Potassium, rubidium and cesium in Japanese diet.J.Rad.Res. Japan 3: 158—169, 1962.

7) Iwashima,K.: Environmental contamination with the radioisotopes of ruthenium. unpublished.

8) Yamagata,N.: Evaluation of marine contamination with radioisotopes of long half—lives.Health physics.

40　表面海水中の放射性核種の濃度

放射線開学総合研究所

○大桃洋一郎　　児玉幸雄

山口治子　　佐伯誠道

(1) 緒　言

前年度に引き続き，東京湾内の3地点および，福島，新潟並びに広島の各衛生研究所において採取された表面海水中に含まれる放射性核種の濃度測定を行なった。対象核種は，^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce，および$^{95}Z_1$ — ^{95}Nb の4種であるが，^{137}Cs については，未だ十分な成果が得られていないので今回は，^{90}Sr，^{144}Ce および ^{95}Zr—^{95}Nb の3核種について報告する。

(2) 分析法

上述の3核種の分析法は，塩崎らの方法（g.Oceanogr. Soc. Gapan, 20(2), 31(1964)に準ごて行なった。

(3) 結果並びに考察

得られた結果を第1表に示す。

東京湾内表面海水中の^{90}Sr 濃度は，0.16〜0.53 pc/ℓ であって，著者らが1963〜1964年に行なった調査の成績（0.26〜0.60 pc/ℓ）と比較して，やゝ低い傾向が認められる。この傾向は特に^{144}Ce 濃度においていちぢるしい。全般的に^{144}Ce濃度が低いのは，採水地点から湾内であるため，particulate になった，^{144}Ce が，湾内表面海水中の浮遊物の表面に吸着されて，すみやかに沈降したためであろうと推測される。

^{90}Sr 濃度については，地域的変動が認められ，新潟において採取された海水中の^{90}Sr 濃度が，平均して最も高い。日本海側の海水は，太平洋側の海水に比較して，その^{90}Sr 濃度が高いという三宅および塩崎らの結果に一致するものとして興味深い。

なお，^{95}Zr—^{95}Nbについても分析を行なったが，前年度の調査の成績と同様に，殆んど検出されなかった。

第1表：　表面海水中の放射性核種の濃度（１９６５年）

採取地		採取月日	濃度 ^{90}Sr(pc/　)		濃度 ^{144}Ce(pc/　)	
東京湾内	千葉港	6月 2日	0.28	0.02	0.06	0.02
		8月25日	0.43	0.03	0.05	0.02
	木更津沖	2月26日	0.16	0.03	0.11	0.02
		5月25日	0.32	0.02	0.09	0.03
		8月27日	0.25	0.03	0	
	上総湊沖	2月23日	0.53	0.02	0.11	0.03
		5月18日	0.16	0.02	0.14	0.02
		8月30日	0.30	0.03	0.04	0.02
新潟	新潟市海岸　A点	4月28日	0.62	0.03	0.33	0.02
		8月 3日	0.53	0.04	0.04	0.03
	〃　B〃	4月28日	0.69	0.06	0.38	0.03
		8月 3日	0.52	0.04	0.27	0.03
	〃　C〃	4月28日	0.82	0.08	0.06	0.02
		8月 3日	0.82	0.08	0.18	0.03
広島	広島市広島湾A点	5月 7日	0.29	0.03	0.16	0.02
		8月 9日	0.93	0.10	0.13	0.02
	〃　B〃	5月 7日	0.51	0.04	0	
		8月 9日	0.58	0.06	0.05	0.01
	〃　C〃	5月 7日	0.78	0.07	0.05	0.02
		8月 9日	0.21	0.03	0.07	0.02
福島	小名浜三崎沖	6月 7日	0.44	0.04	0	
		8月18日	0.44	0.03	0.20	0.02
	松川浦燈台沖	5月26日	0.31	0.02	0	
		8月16日	0.47	0.03	0.14	0.02
	久ノ浜波立海岸沖	6月10日	0.53	0.03	0	

^{95}Zr－^{95}Nbの分析を行なったが，殆んど検出されなかった。

41　海水中の放射性核種の捕集について

国立公衆衛生院
○門馬俊子　山県　登
岩島　清

海水中の放射性核種の捕集について，二酸化マンガンが有効であるということを第5回放射能調査研究成果発表会で報告したが，二酸化マンガンには成分，状態の異るものがあるので，それを考慮し，今回は二酸化マンガンの他に，鉄水酸化物，鉄―マグネシウム水酸化物，鉄マンガン水酸化物を使って，海水中の放射性核種の捕集条件，および若干脱離について検討した。二酸化マンガンについては，合成した，α二酸化マンガンを合成二酸化マンガン，市販の粒状α二酸化マンガン（鉄3％を含む）を市販二酸化マンガンと呼ぶことにする。

A－1　浸盪時間と捕集率の関係

核種が^{60}Co（塩化物）の場合は振盪時間は1時間で充分であり，市販二酸化マンガン，鉄―マグネシウム水酸化物では定量的に捕集される。鉄水酸化物は捕集率が低く３０％以下である。^{106}Ru（ニトロシル化合物）は鉄水酸化物，次いで市販二酸化マンガンがよく，９３％以上であるが，鉄―マグネシウム水酸化物の場合は鉄に比してマグネシウムの量が多くなると，捕集率が低下する。又，^{65}Zn（塩化物）の場合は鉄―マグネシウム水酸化物，鉄―マンガン水酸化物がよく，３０分でほとんど捕集される。鉄水酸化物は捕集率が低く３．５時間振盪しても７５％である。^{131}I（ヨウ化ナトリムム）は市販二酸化マンガン（２００メッシュ以下）では８％しか捕集されないが，合成二酸化マンガン（２００メッシュ以下）では３０％捕集される。但し^{131}Iの捕集以外は捕集剤は１００－２００メッシュのものを０．２ｇ，海水は５０ｍℓ用いた。

A－2　捕集剤の量と捕集率の関係

核種の濃度および海水の量を一定とした時，捕集剤の量が多くなると捕集率も上るが，捕集剤が市販二酸化マンガン（１００－２００メッシュ）の場合捕集効率が高いのは前回報告した^{59}Re，^{60}Co同様^{106}Ruの場合も１ｇ当り海水２５０ｍℓまでである。

A－3　二酸化マンガンの種類と捕集率の関係

市販二酸化マンガン（１），合成二酸化マンガン（２），９５０°Cで1時間焼灼した市販二酸化マンガン（３），（いずれも２００メッシュ以下）の三者について，^{60}Coの捕集率を求めた。(1)では９９％捕集されるが，(2)は７３％，(3)では２８％といずれも低下する。従って焼灼しない市販二酸化マンガンがよいことが分る。

A－4　担体量と捕集率の関係

^{60}Coの場合について，市販二酸化マンガン（５０－１００メッシュ）０．２ｇ，海水５０ｍℓを用いておこなった。担体量が増加すると捕集率は減少し，海水中の担体コバルトの濃度が10^{-7} Mから10^{-4} Mの間で著しい減少を示す。10^{-7}M以下ではほとんど捕集される。又，捕集量と平衡時の海水中の濃度とを両対数グラフにプロットすると直線関係になる。担体量と温度との捕集率への影響

は目下検討中である。

A－5　温度および放置時間と捕集率の関係

^{60}Co について市販二酸化マンガンを用いて0℃，20℃，60℃で比較した。温度は高い方が捕集率は高くなり24時間静置後の捕集率は60℃ では97％，20℃ では55％，0℃ では50％である。又，20℃では68時間後，0℃ では102時間後97％に達する。

又，^{106}Ru，^{131}I，^{65}Zn を60℃ で静置すると，24時間後^{106}Ruは83％，^{131}Iは23％，^{65}Znは93％，48時間後は，^{106}Ru，88％，^{131}Iは48％，^{65}Znは95％という結果を得た。

B．脱離

市販二酸化マンガン（50－100メッシュ）0．2gに放射性核種を吸着させ，いろいろの条件の溶液50mℓを1時間振盪し脱離について検討した。吸着させた核種は^{60}Co，^{59}Fe，^{65}Zn，^{106}Ru，^{54}Mn である。^{60}Co の場合は$\frac{5}{100}$M　EDTAのpH3の溶液（酢酸で調整），^{59}Fe は1M～$\frac{5}{100}$　M硝酸，^{65}Zn は$\frac{5}{100}$M　EDTA，$\frac{5}{100}$M　EDTAのpH3の溶液（酢酸で調整）pH3の酢酸溶液，^{54}Mu は1～0．1M硝酸がよい結果を示し，脱離率は95％以上である。又，1N水酸化ナトリウム，10％水酸化ナトリウムというアルカリ性の高い溶液からは^{60}Co は全く脱離されない。^{106}Ru には高い脱離率を示す溶液を見つけることは出来なかった。

42　海水中のC－14およびH－3

気象研究所
三宅泰雄　○島田利夫
杉浦吉雄　川村　清

a）^{3}H について

海水中の^{3}H の研究は，表層水と深層水の混合のはやさを知るとともに，人工的につくられた^{3}H による海洋の汚染の程度を知るために行なわれている。

海水中の^{3}H を測定するためには，これをまず濃縮する必要がある。われわれは3段階の電気分解により試水5ℓを数mℓまでに濃縮した。すなわち，第1段階においては径47mmの鉄製円筒型容器自身を陰極とし，径28mmのニッケル管を陽極とした。また，第2，第3段階においてはガラス製容器に鉄およびニッケル板を押入し，それぞれを極とした。

^{3}H の計数には水素＋プロパン充填外部消滅型計数管を用いる。濃縮試水の還元は電気炉中で570～600℃に熱したMg に水蒸気を通すことにより，生じた水素を計数管（有効容積：1．0ℓ）に充填し，さらにプロパンを12mmHg 追加して計数ガスとした。鉄板20cm厚さ，水銀4cm厚さ，アンチコインシデンス計数管20本を使用した低バックグラウンド計数装置はプラトー電圧2．65～2．9KV，プラトー傾斜は約1％，バックグラウンドは4．1 ±0．1cpm である。

今回は北海道釧路沖日本海溝附近の海域において採取した海水試料につき測定した結果を報告する。

b）^{14}Cについて

海洋における^{14}Cの濃度を決め，その相互比較より深海における海洋水の循環経路を明らかにするとともに，人工的につくられた^{14}Cによる海水の汚染をしらべることを目的として，この研究はおこなわれている。海水は，西部北太平洋の深度10，000m に及ぶ海域の各層から採取されている。（サンプル数80）

海水中の炭酸物質は塩酸酸性のもとに窒素ガスにより追出し，アンモニア水に吸収させた後，炭酸カルシウムは過塩素酸で分解し生ずる炭酸ガスは乾燥後オートクレーヴに入れ，水素添加後，塩化ルテンウム触媒のもとに300℃，30Kg/cm^2 の条件でメタン合成を行なった。生成メタンを計数管に導入するとき，未反応炭酸ガスはアスカライトにより除去した。

使用の計数装置は，MBLE製type　P.N.R.054 である。収集した海水サンプルの^{14}Cの測定の大部分は今後行なわれる予定であるが，その一例をしめせば，1961年6月29日，36°　36'N，144°　29'Eにおいて採取した表面水について測定し，次の結果をえた。

計料計数値2．65cpm，　バックグラウンド0．92cpm，N.B.S．標準試料1．92cpm，バックグラウンドとしては，石炭より得たメタンについての測定値である。以上の測定結果より，$S^{14}C$　を求めると，−55± 47 ‰ となる。この値は，1960年Bien，Rakestraw，Suessの南太平洋における値とよく一致する。

43　海洋における放射性元素の挙動

気象研究所
三宅泰雄　○猿橋勝子

海水中の天然放射性元素，炭素14，ウラン，トリウム，イオニウム，ラジウムの挙動について地球化学的な考察を行なった。

放射性元素の河川水からの海洋への流入をR，海洋中における生物の分解B，放射性生成λ，大気からのinputをE，海洋底への沈積D，放射性壊変をλ'，生物への摂取をP，大気への逃散による，out put をSとすると，海洋における放射性元素の収支は次式であらわすことができる。

$$R+B+入+E=D+入'+P+S$$

それぞれの元素について，海洋におけるバランス・シートをつくり，上にのべた因子の中で，何が一番大きい作用をしているかを考察した。

その結果は，炭素14は大気との交換と生物作用，ウランについては生物作用，トリウムについては河川からの流入と沈積，イオニウムについては放射性生成と沈積，ラジウムについては放射性生成が最も重要な因子であることが分った。

生物学的係数として，つぎの量βを定義した。

$$= \frac{\text{生物からの溶出量}}{\text{河川水流入＋放射性（生成−　変）}} \Big/ \frac{\text{海水中の量（0—100m）}}{\text{生物摂取量}}$$

βをそれぞれの元素について計算した結果は次表のようになった。炭素１４が最大で，ラジウムが最小となり，ウランは炭素１４についで生物の影響をうけやすいことが分った。

元　素　名	
炭素１４	0.015
ウ　ラ　ン	0.5×10^{-3}
トリウム	$0.3\sim4\times10^{-4}$
イオニウム	7×10^{-5}
ウジウム	1.5×10^{-7}

なお，当研究室においては海水中におけるウラン同位体比（ウラン２３４／ウラン２３８）および窒素同位体比（窒素１４／窒素１５）に関する広汎な研究が行なわれ，海水中における元素の挙動を全体的に把握する努力がなされている。

４４　深海用γ線測定装置とその測定結果について(II)

気象庁海洋気象部
秋山　勉　○由良　武

１）測定結果

３８年に測定装置の概要及び３測点の結果を報告したが，その後６点の測定結果が整理されたので，それらをまとめて報告する。

観測点は第一図に，それらの結果を第１表に示した。

表層では大きな変動が認められるが，宇宙線の影響が及ばなくなる１００m以深では，各点とも６０cpm 前後の値を示し，各層の標準偏差は２～４cpm であった。ただし，E点のように水塊分布の複雑な海域では，かなりの鉛直変動を示した点もあった。

また，C，C′，C″，は放射性廃棄物が投棄された海域であり，Cにおいて７１cpm と有志の差が認められる測定値を得た。廃棄物投棄によるものかどうか，今後さらに調査を続けたい。

２）　測定装置の検定

測定値より海水中に存在するR．I．の量を知るためには，この測定装置の計数効率を求めなければならない。そのため，まず^{40}Kについて計数効率を測定してみた。

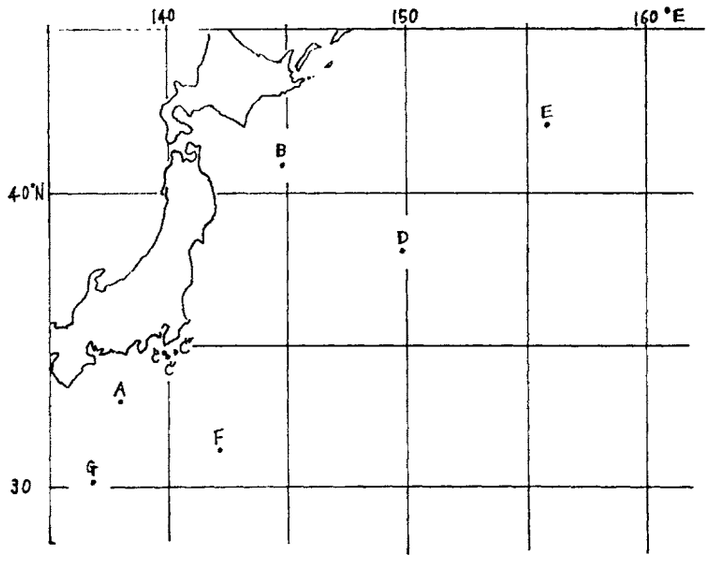
水槽中に清水を満し，その中央に測定装置をおき，バックグラウンドを測定し，次に KCℓ を順次加えて測定をくり返し，第２図の結果を得た。これより，海水中のK濃度に相当する計数値は３８cpm 程度となり，深層における測定値の $2/3$ 近るを占めていることが解った。

また，１cpm に相当するγ線を放出する濃度は2.2×10^{2}d pm/ℓ（10^{-4} μc/ℓ）であり，この関係はγ線エネルギーの近かい他の核種についても成りたつと考えられる。

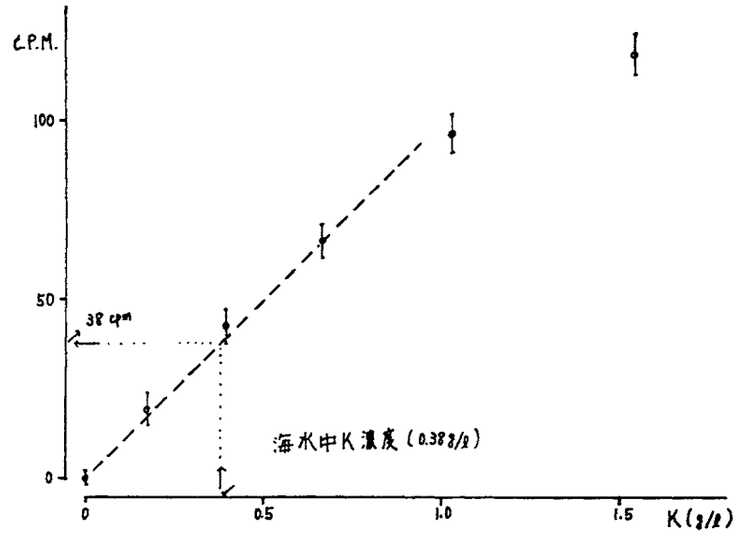
第１表　海水の層別　線強度

単位：　cpm

Station	A	B	C	D	E	C′	F	G	C″	mean	
Date	Nov 17 1962	May 26 1963	Jul 24 1963	Spe 28 1964	May 18 1964	Feb 22 1965	Apr 25 1965	May 1 1965	May 25 1965		
Lat	N 33-00	40-51	34-43	38-06	42-08	34-37	31-18	30-09	34-40		
Lang	E 138-00	144-48	139-54	149-49	155-56	140-00	142-05	136-56	140-25		
Depth m 2			128	91		110	126	115		114.0	13.3
5			109	91	92	96	95	102	98	87.6	5.8
10	90	96	98	86	83	82	90	80	82	87.4	6.1
20	85	80	80	82	66	76	73	70		76.5	6.0
50	68	64	70	75	62	59	59	66	66	65.4	5.0
100	70	64	67	64	68	58	68	62	69	65.6	3.7
200					56	56	59			57.0	1.4
500	62	64	64	61	58	61	57	63	61	61.2	2.3
1000	63	60	61	61	52	60	59	59	59	59.3	2.9
1500	63	64	59	58	57				59	60.0	2.8
2000	62	59	61	56	63	57	56	62	59	59.4	2.6
2500	60	59	60	64	59	71			58	61.6	4.1
3000	60	59		64	62		58	56		59.8	2.6
3500	61	59		64						61.3	2.1



第１図　深海　線観測点



第２図　Kc　溶液による測定装置の検定

４５　北海道における放射能調査

北海道衛生研究所
安藤芳明　北　省子

昭和３９年度科学技術庁委託による陸水，雨水，浮遊じん，土壌および食品類等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

上水，雨水（定時），浮遊じん（５７型集じん器による）および各種食品類の全放射能測定は，科学技術庁「放射能測定法」（１９６３）に拠った。使用計数器は，東芝製ＧＭ－ＥＡＧ３１１０３Ｂ形（マイカ窓１．７mg／cm^2）および医理研製ＧＭ－ＴＤＣＩ形（マイカ窓１．６mg／cm^2）である。

２．測定結果

１）雨水：札幌市における降雨水中の放射能は，第１図に示すとおりである。年間を通じて４，５月は高い値を示したが，全体としては余りいちじるしい変動は無かった。しかし本年度において二つのピークがみられた。一つは中共の核実験による，他の一つはソ連の地下核実験による影響であった。

２）浮遊じん：月間平均値を第１表に示す。

第１表　浮遊じんの月間平均値

年　月	c／m^3	年　月	c／m^3	年　月	c／m^3	年　月	c／m^3
39．4	2.18	39.7	0.58	39.10	0.56	40.1	0.12
．5	0.18	.8	0.22	.11	0.32	.2	0.22
．6	1.05	.9	0.29	.12	0.21	.3	0.27

この結果によると，雨水と同様４～６月に高い値が認められた。中共核実験の影響については，１０月２０日前後において平常値の３ないし４倍の異常値が認められたが，すぐ平常値に戻った。

３）上水：道内３市水道原水（札幌，旭川，帯広）について測定した結果では，年間を通じて大して汚染は認められなかった（最高値８．８±２．１$\mu\mu$c／ℓ）。

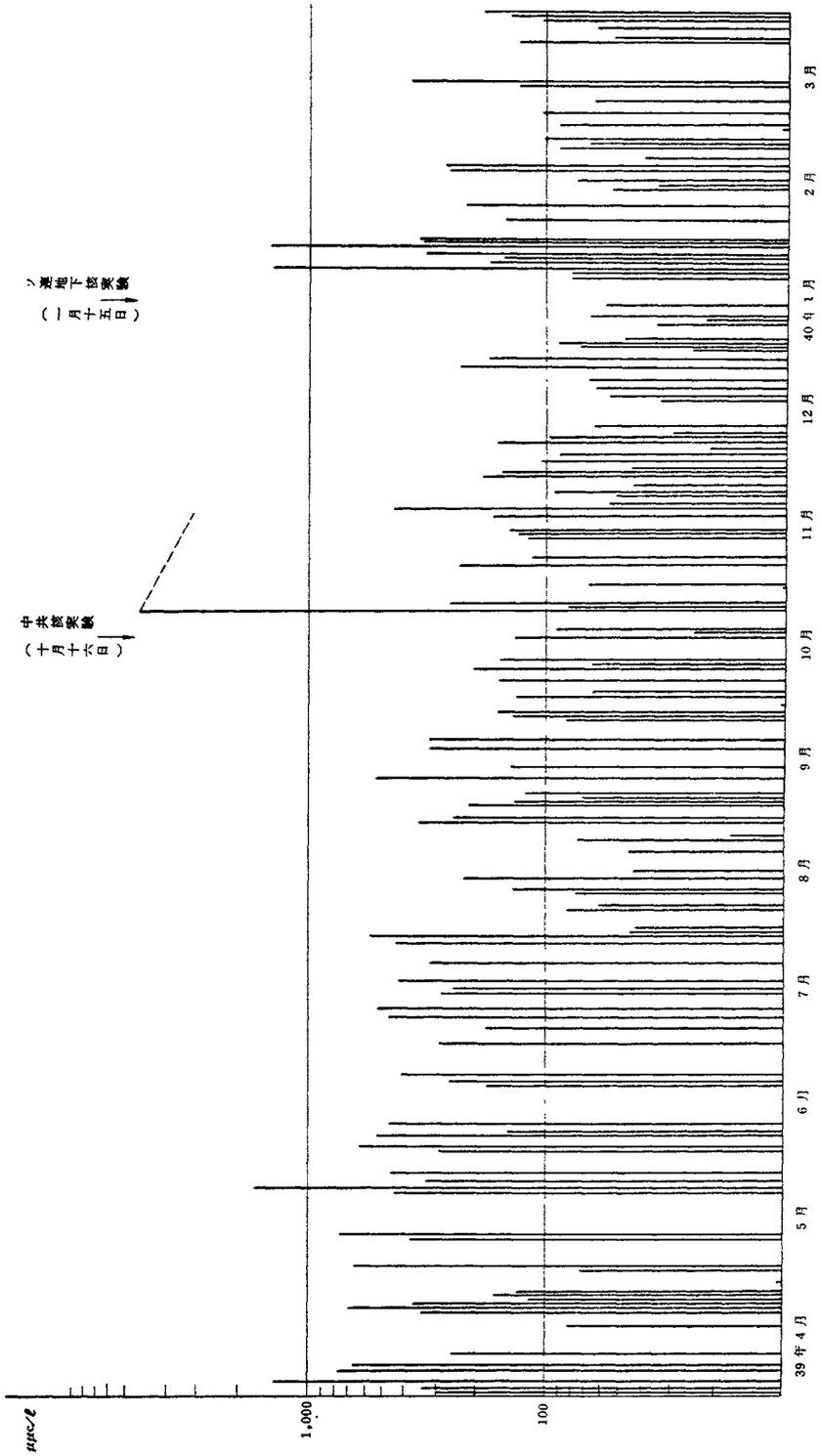
４）土壌：札幌市における表面下２cmの砂壌土について測定した結果では，昭和４０年３月において３５０mc／Km^2 という値を示していた。

５）食品類：測定結果を第２表に示す。

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　μμc／生体１g		
			最高地	最低値	平均値
牛乳	札幌，旭川，帯広	１８	0.48±0.05	0.00±0.06	0.25±0.01
粉乳	計根別，十勝清水	１３	4.38±0.43	0.00±0.00	1.82±0.11
牧草	札幌，旭川，帯広	１８	30.44±12.90	1.08±0.26	7.74±0.12
キャベツ	札幌，帯広	4	0.30±0.05	0.18±0.03	0.22±0.02
白菜	〃　，〃	〃	0.51±0.06	0.15±0.05	0.32±0.03
大根	〃　，〃	〃	0.25±0.04	0.17±0.06	0.21±0.03
玄米	札幌，旭川，帯広	6	1.22±0.17	0.50±0.16	0.87±0.05
フナ	〃　，〃　，〃	〃	2.10±0.34	1.28±0.14	1.66±0.10
シジミ	札幌，天塩，帯広	〃	1.83±0.07	0.33±0.03	0.97±0.02
サケ	〃　，〃　，〃	〃	0.90±0.13	0.34±0.10	0.55±0.05

この結果によると，農畜産物中では牧草および粉乳がやや高い値を示したが，野菜類は大した汚染はなく，また水産物中ではフナがやや高い値を示した。



第１図　札幌市における降雨水中の放射能推移（昭和３９年４月～同４０年３月）

46　宮城県における放射能調査

宮城県衛生研究所
○佐藤新作，秦野輝子

1　まえがき

１９６４年４月より１９６５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要を報告する。

2　測定方法

科学技術庁編「放射能測定法１９６３」により行い，食品中のKの分析は分光光度計フレームフォトメーターにより定量し^{40}Kによる補正を行った。

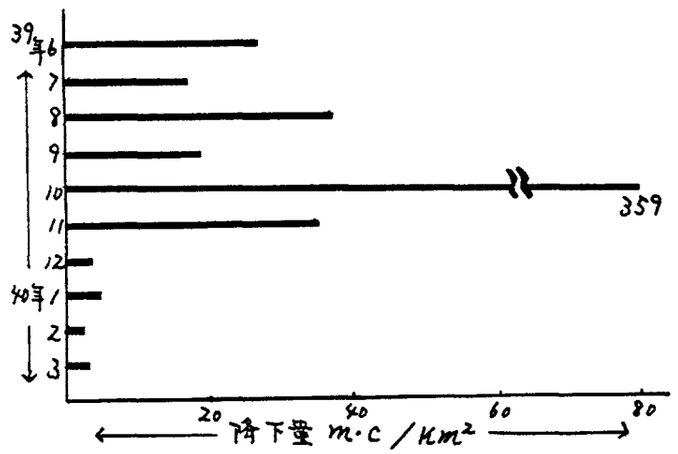
c・p・mから$\mu\mu$cの換算は便宜的に測定試料５００mgと同重量のKCl（^{40}Kのβ線の最大エネルギー1.33 MeV)を用い，また陸水のように重量が少ない試料については自己吸収の影響も小さいと考えられるのでU_3O_8（UX_2のβ線で５００d・p・s）を用いて行った。

3　測定結果の概要

3－1　陸水・雨水

１９６３年１０月大気圏内核停協定后やゝ減少の傾向にあったが４～５月頃１つの山が認められその后1964・10・16 中共第１回の核実験により大きなピークがみられた。仙台の雨水も１０月２０日頃より影響が現われ１０月２２日には10337 $\mu\mu$c／ℓのグロスβ放射能を検出した。１ケ月の積算量も１０月は激増を示した。（第1表参照）

第1表　仙台の雨水の放射性物質降下量m・c／km^2／month



3－2　食　品

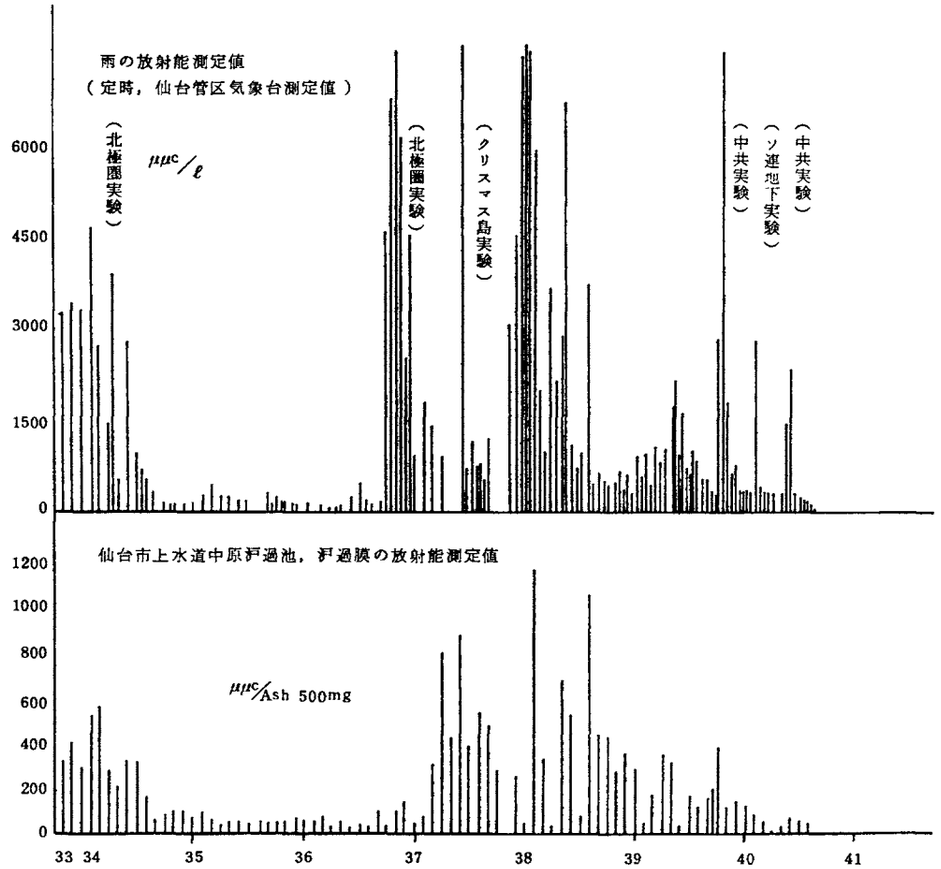
食品関係のグロスβ放射能も雨水の放射能の変動とほぼ同じ結果を示している。即ち最高値を示せば牛乳は31.1$\mu\mu$c／ℓ（昨年は33.9$\mu\mu$c／ℓ），白菜16.8$\mu\mu$c（13.4$\mu\mu$c），白米10.5

$\mu\mu$c（31.2$\mu\mu$c），「しじみ」は91.6$\mu\mu$c（239.2$\mu\mu$c）と相変らず高く，「さんま」42.1$\mu\mu$c（37.1$\mu\mu$c），「いか」27.9$\mu\mu$c（27.7$\mu\mu$c）であり，３９年10～11月採取のものに高いものがみられた。これ等は牛乳を除いて灰分５００mg当りの値である。

3－3　上水道沪過膜

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沪過膜（緩速沪過法）のAsh．500mg当りの$\mu\mu$cは第２表に示したように雨水のピークと全く同じで39年4～5月頃と１０月にそれぞれピークを示しFall－out影響をよく示していた。

第　2　表



47　茨城県における放射能調査

茨城県衛生研究所
斎藤　功，　小池　亮治，○中沢　雄平
森田　茂樹，　高橋　明子

茨城県における雨水降下塵の放射能変動は，中国で行なわれた2回の核爆発実験ならびにスプリングピークの影響で，第1図のように１９６４年春及び同年１０月，１９６５年５月にピークが認められた。１９６５年１月ソ連地下核爆発実験の際には雨水降下塵の放射能に著るしい変動は見られなかったが，第１図のように浮遊塵の放射能には高いピークが認められ，同試料についてγ波高分析器で放射性核種の分析を行なったところ，第２図のようにその主成分はBa^{140} + La^{140}であった。

種々環境物質中のＳｒ−９０及びＣｇ−１３７の濃度について全国平均値と茨城県の平均値とを比較してみると，１９６４年度茨城県におけるＳｒ−９０濃度は雨水降下塵，野菜，牛乳のレベルは全国平均とほゞ等しいが，土壌中に蓄積されているＳｒ−９０は全国平均値よりもかなり高い値を示し，これは土質（関東クローム層）の特性によるものと思われる。またＣｓ−１３７濃度の場合には何れも全国平均値に等しいかやゝ低い値になっている。一方茨城県におけるこれら環境物質について１９６３年度と1964年度とを比較してみると，雨水落下塵，野菜のＳｒ−９０は第2表のように１９６３年より１９６４年の方が減少しているが，土壌，牛乳中のＳｒ−９０は１９６４年の方がはるかに増加している。

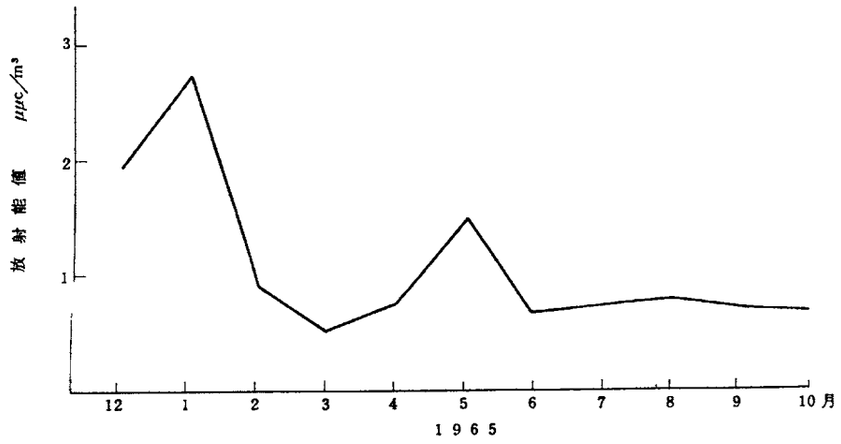
東海村周辺で採取した牛乳中のＳｒ−９０の年間変動をみると，１９６３年及び１９６４年ともに７月前後にピークが見られ，細かい変動はＳｒ−９０月間降下量の変動と一致している（第３図）。

東海村沖における海洋の放射能調査は海水，海底土を７地点で採取して実施したが，１９６５年６月，７月の海水の放射能平均値は０．６$\mu\mu c/\ell$ で特に大きな地域差は認められず，また海水中のＳｒ−９０及びＣｇ−１３７は夫々０．２８$\mu\mu c/\ell$及び０．４８$\mu\mu c/\ell$で同時期全国平均値に等しいかやゝ低いレベルであった。

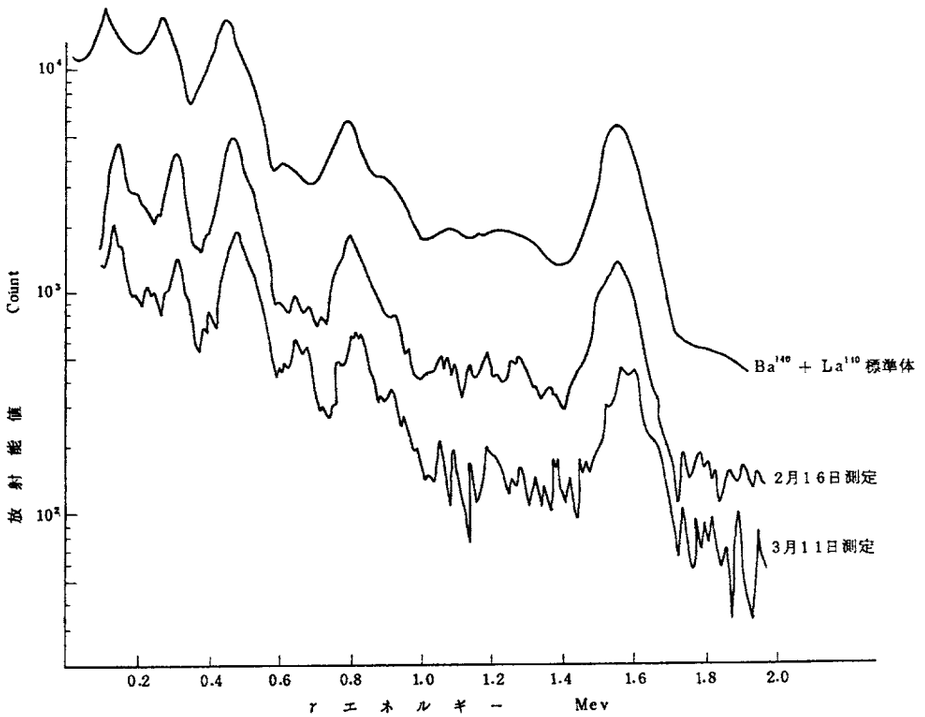
東海村大洗町周辺における空間線量の地域的分布は，前回報告した結果と同様に地質分布と一致し，久慈川に沿った沖積地帯と東海村の砂丘地がやゝ高い値を示しその他はほゞ一様であった。空間線量の年間変動をみると，第４図のように月間雨水降下塵の放射能の変動とよく一致し，１９６４年５月にはスプリングピークの影響で増加し，同年１０月及び１９６５年５月には中共の核爆発実験の影響で増加している。ただ１９６５年１月ソ連地下核爆発実験の際雨水による放射能降下量は少なかったにもかゝわらず空間線量は著るしく増加した，当時浮遊塵の放射能が急増したことを考えると，これは dry fallout によるものと思われる。

東海村周辺において土壌中の自然放射性物質による空間線量への寄与は，原子力研究所の測定結果は２．９$\mu r/hr$となっているが，茨城県衛生研究所が同地域において放射能降下物で汚染された表層土をはぎ取って測定した結果からもほゞ同じ値が得られた。

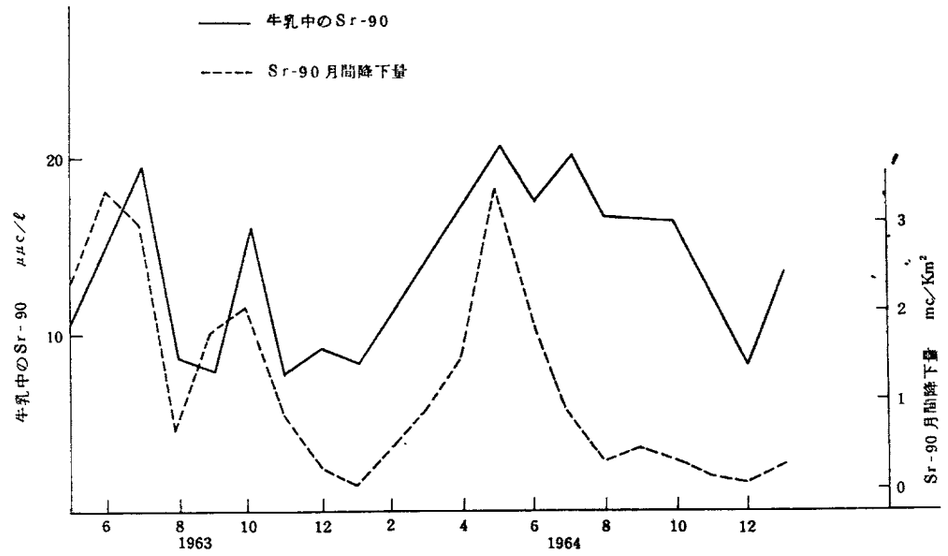
これら放射能調査を実施した結果，最近東海村周辺においては原子力施設からの放射能影響に認められず，主として核爆発実験による放射性降下物の影響であった。



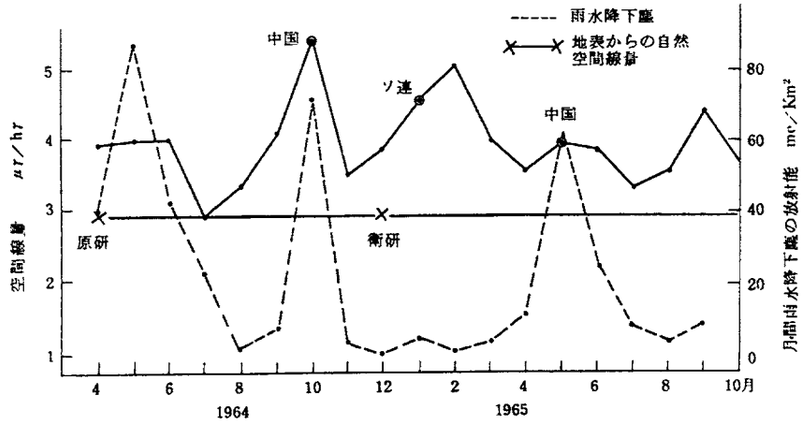
第１図　浮遊塵の年間平均放射能



第２図　浮遊塵の放射能γスペクトル分析結果
採取　１９６５年１月２１日（水戸）
測定　理化学研究所岡部氏による



第3図　牛乳中のSr−90とSr−90月間降水量



第4図　東海村周辺における空間線量の変動

第1表　各種環境物質中のSr−90，Cs−137の地域別比較（1964）

区分	地域	Sr−90	Cs−137	単位
雨水ちり	全国	10.00	14.62	mc／Km²
	茨城	10.05	11.60	
野菜	全国	25.6	18	μμc／Kg
	茨城	22.5	18	
土壌	全国	37.4	45.5	mc／Km²
	茨城	57.2	38.6	
牛乳	全国	14.1	76	μμc／ℓ
	茨城	15.2	69	

第2表　各種環境物質中のSr−90，Cs−137の年度別比較（茨城県）

区分	年度	Sr−90	Cs−137	単位
雨水ちり	1963	18.1	21.6	mc／Km²
	1964	10.1	11.6	
野菜	1963	54.8	46	μμc／Kg
	1964	22.5	18	
土壌	1963	34.3		mc／Km²
	1964	57.2	38.6	
牛乳	1963	10.7		μμc／ℓ
	1964	15.2	69	

48　石川県における放射能調査

石川県衛生研究所
板倉　淳

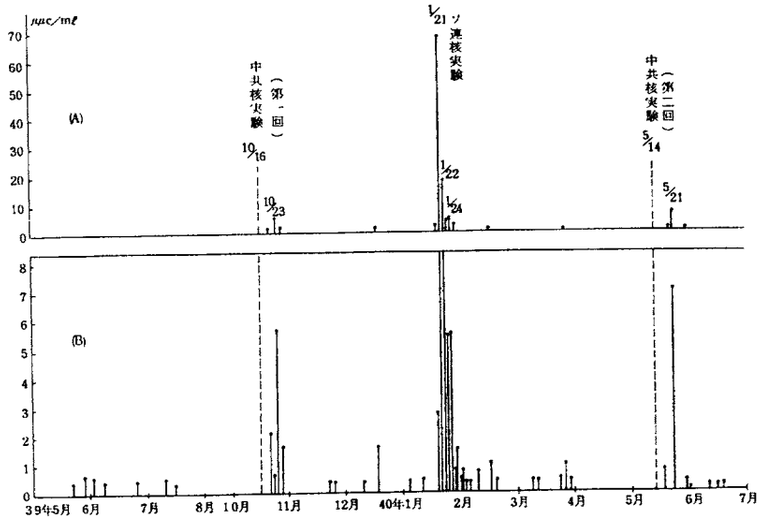
石川県における1963年10月より，1965年9月までの2ケ年間におこなった放射能調査の結果を報告する。

I　雨水ちり

本調査期間内において中共2回，ソ連1回の核実験を実施している。第1図に実験前後の定時観測値をμμc／mℓであらわした。図中(A)はソ連，および中共の核実験の規模をしめし，(B)は放射能強度8μμc／mℓ以下における雨水への寄与の状態をあらわした。核実験による雨水中の放射能は，いずれの場合も実験後数日で下記の最高値をしめした。

中共（1回目）　5.7μμc／mℓ　昭.39.10.23採取
ソ連　67.0　〃　昭.40. 1.21　〃

中　共　（２回目）　　7.0 μμc/mℓ　　昭.40. 5.21採取



第１図　雨水の放射能観測値（定時観測）
（６時間更生値）

しかし雨水への影響はピーク後数日で平常に復し，減衰の著しいことを特長とした。

金沢大学理学部屋上で採取した塵および，衛生研究所構内において採取した雨水中のちりについて，γ線スペクトルを神戸工業製１００チャンネル波高分析器（井戸型）（金大理学部）により測定し，含有される核種を推定すると，第１表のとおりである。中共の２回目は１回目に比較し，Fission後７～８日の状況で相対的に^{239}Npが少いことが判った。またソ連も^{239}Npは少い。昭和３９年１０月２３日当所において採取した雨水中の放射能は７日で約½に減衰した。これは従来の核実験と異り，きわめて速い減衰であり，^{239}Np（半減期２.３３day）の多いことにもよるものと考えられる。なお金沢大学理学部において同上塵の放射化学分析によって，β放射体^{237}Uの確認とウラン同位体のα－スペクトロメトリーが実施されているが，[1] この^{237}Uの半減期が6.7日であったことも上記減衰を裏付けるものであろう。

各実験とも含有を推定される主な核種は，^{239}Np，^{140}La，^{140}Ba，^{132}I，^{95}Zr－^{95}Nb（^{103}Ru）などであった。

Ⅱ　陸水および海水

上水および下水は金沢市内において隔月採取し測定したが，０.００３～０.０４５μμc/mℓ であり，概して低く，核実験後における著しい汚染は認められなかった。

海水は石川県水産試験場の協力を得て，輪島市沖，珠洲市沖および鳳定郡能都町沖の３ケ所（日本海）で採取したが，０.００１５μμc/mℓ が最高であった。

Ⅲ　食　品

牛乳は金沢市近郊において隔月採取したが，生体１ g 当りの最高値は０.２ μμc であった。

魚類は海水魚(4)，淡水魚(2)を選び肉部（生体１ g 当り）についての放射能は最高１.５ μμc であった。

第１表　γ線スペクトルによる推定核種

区　分	中　共　（Ⅰ）			ソ　連		中　共　（Ⅱ）
核実験年月日	昭.39.10.16.			不　明		昭.40.5.14
測定月日	10/20	10/23	10/30	1/22	1/22	5/22
経過日数	4	7	14	－	－	8
^{239}Np	◎	○	X	○	X	?
^{141}Ce	?	○	○	?	?	○
^{140}La－^{140}Ba	○	－	○	○	○	○
^{132}Te－^{132}I	○	－		○	○	○
^{103}Ru	?	－	?	?	?	?
^{95}Zr－^{95}Nb	?	－	○	?	?	○
備　考	昭.39.10.20～29.に採取した塵			昭.40.1.21.採取した雨水(1ℓ)		昭.40.5.21.採取した塵

表中　○ は 確認されたもの
　　? は はスペクトル位置から可能性はあるが，確認できなかったもの
　　X は 認めなかったもの

Ⅳ　土　壌

土壌は金沢市営浄水場構内の草地数ケ所を選び採取したが，乾燥品１ g 当りの最高値は64.7μμc であった。これは核実験の影響にもよると考えられるが，採取ケ所の土質などによるかなりのバラツキがあった。

Ⅴ　空間線量

１９６４年４月以降衛研構内において毎月観測したが，中共２回目の核実験直後においてやゝ高い値をしめしたのみであった。空間線量の測定には神戸工業製シンチレーション・サーベイメーター（NaⅠ）を用いた。

Ⅵ　総　括

上記の測定結果を昭和３８年１０月～３９年９月と昭和３９年１０月～４０年９月の２期に区分し，それぞれの最高，最低値を品目別に比較すると第２表のとおりである。また各期１ケ年間の平均値を較べてもほゞ同程度であり，土壌がやゝ増加した他は減少の傾向にある。

γ線スペクトル測定について金沢大学理学部坂上教授の御協力を得た。

1）金大理学部紀要 Vol 10，No 2（1965）

第２表　品目別放射能測定値（平均値）

（ ）内は最低～最高値

種別	品目	単位	昭38年10月～39年9月	昭39年10月～40年9月	備考
陸水	上水	μμc/mℓ	0.0162(0.003～0.012)	0.0056(0.003～0.009)	全β線測定
	下水	〃	0.0246(0.006～0.045)	0.0179(0.008～0.041)	〃
海水		μμc/ℓ	0.71 (0.40 ～1.5)	0.79 (0.52 ～1.05)	〃
牛乳	原乳	μμc/生体1g	0.097 (0.012～0.20)	0.082 (0.03～0.18)	〃
土壌	草地cm (30X30X1)	μμc/乾物1g	22.5 (3.4 ～52.4)	43.6 (22.8～64.7)	〃
	(10φX6cm)	〃	—	9.9 (9.2 ～10.6)	〃
魚類	あじ	μμc/生体1g	0.67 (0.23 ～1.48)	0.04 (0.02～0.08)	〃
	さば	〃	—	0.05	〃
	かれい	〃	0.42 (0.1 ～1.14)	0.02 (0.01～0.03)	〃
	いわし	〃	—	0.02	〃
	ふな	〃	—	0.02	〃
	らい魚	〃	—	0.05	〃
空間	線量	μr/hr	4.5 (3.6 ～5.7)	4.6 (3.9 ～6.0)	γ線測定未補正値

49　静岡県における放射能調査

静岡県衛生研究所

○植　松　甲之介　　渡　辺　淳　子

田　宮　通　子　　木　村　雅　子

1　まえがき

静岡県における放射能調査の概略である。

2　測定対称

1）雨　水（定量及び定時採取法）

2）落下塵（ワセリン法及び水ばん法）

3）浮遊塵（電気集塵法）

4）陸　水〔上水，井水，天水，下水，流水〕

5）食　品〔野菜，牛乳，魚貝類，茶，果実〕

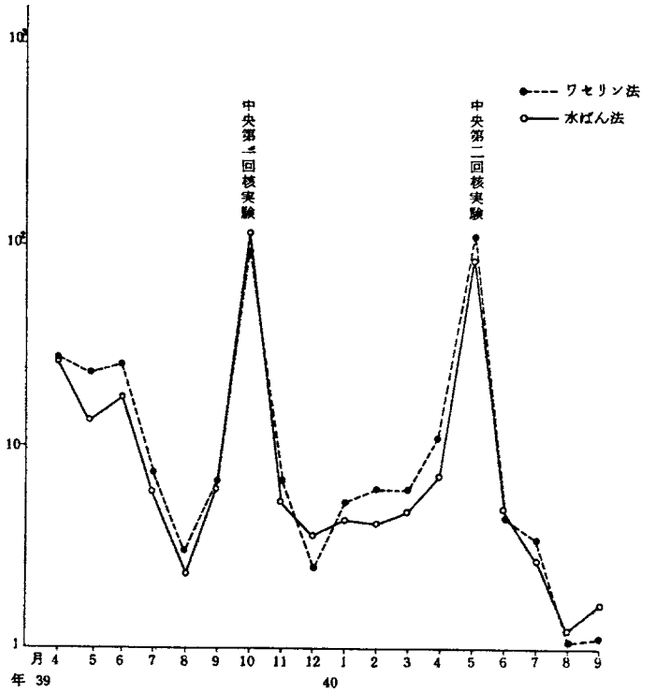
6）土　壌

3　測定方法

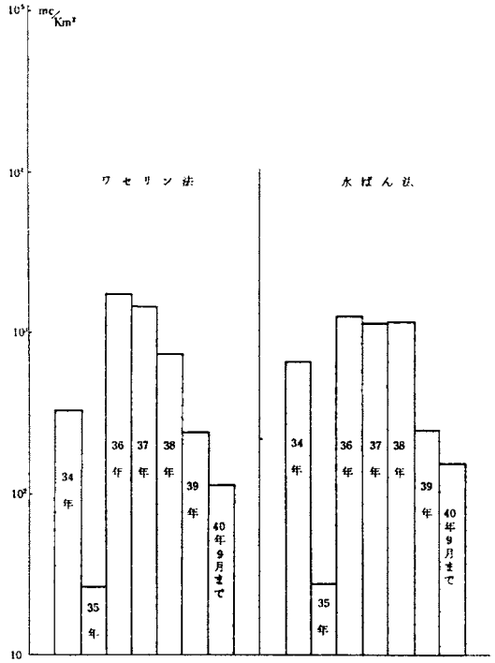
科学技術庁「放射能測定法」（１９６３年）により全放射能の測定を行なった。

4　調査結果

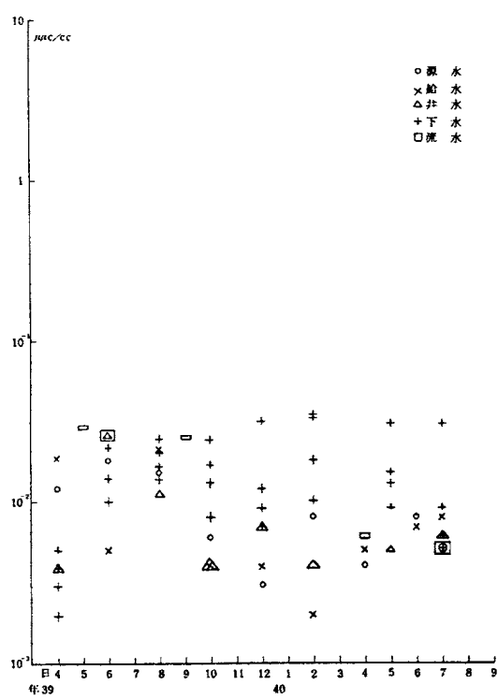
以下に調査結果の概略を示す。図１に落下塵の月別降下量（減衰を考慮していない）を，図２に落下塵の年間降下量，図３に陸水，図４に食品の月別変化を示す。



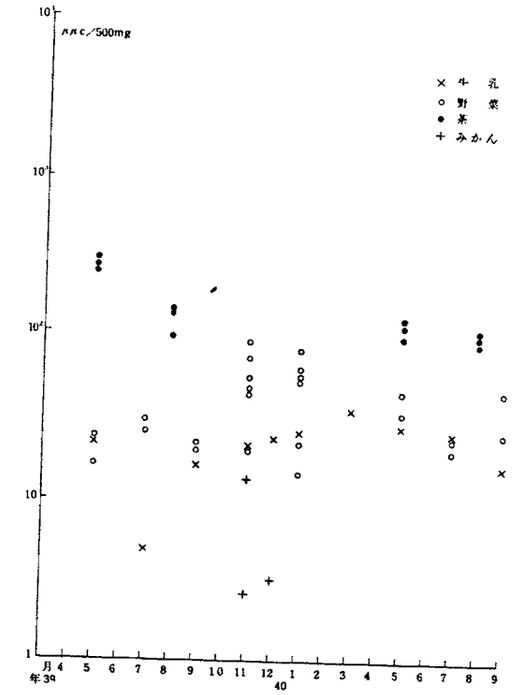
第１図　落下塵中の全放射能



第2図　落下塵中の全放射能の各年降下量の変化



第3図　陸　水



第4図　食　品

5　考　察

以上の表に示す如く本年も中共の核実験等の影響を除いては，昨年に比しやゝ減少ぎみにある。又年間降下量は39年，40年に中共の核実験が行われたにもかかわらず，前年の38年の方が多いことが示される。又陸水，食品については，陸水10^{-3}～10^{-1} μμc/cc，食品10^{0}～10^{2} μμc/500 mg，灰分（但し茶葉については10^{2}～10^{3} μμc/500 mg 灰分）となり昨年と殆んど変らない。

50　愛知県における放射能調査

愛知県衛生研究所

林　　閏　一

1　まえがき

本報は1964年9月から1965年8月までの科学技術庁の委託調査および愛知県独自で行った調査の結果である。

2　調査対象

雨水，ちり，陸水，海水，農畜産物，土壌等484件である。

第1表　放射能測定値（最高及び平均値）ならびに測定件数　1964.9月～1965.8月

種別，品名	測定回数	最高値 年月日	採取場所	測定値	平均値
雨水（定量採水）	71	40. 5.20	名古屋市愛知衛研	65,700±1,900 μμc/ℓ	1,720±49 μμc/ℓ
〃（定時採水）	61	39.10.21	〃 〃	29,090±431 〃	868±13 〃
浮遊塵	97	40. 1.22	〃 〃	13.7±0.2 μμc/m³	0.60±0.03 μμc/m³
降下塵	43	40. 5.20	〃 〃	64.2±0.8 mμc/m²·day	2.10±0.05 mμc/m²·day
上水	7	39.10. 3	犬山市名古屋市上水取入口	4.9±2.6 μμc/ℓ	2.6±2.7 μμc/ℓ
河川水	10	40. 3.15	尾西市（木曾川）	3.8±2.7 〃	2.0±2.7 〃
下水	6	40. 3. 4	名古屋市堀留下水処理場	19.8±5.9 〃	14.2±5.9 〃
下水沈澱物	6	40. 5.28	〃 〃	335±16 μμc/乾·1g	11.3±8 μμc/乾·10g
海水	6	40. 7.22	伊勢湾 名古屋港内	13.6±1.1 μμc/ℓ	6.2±0.7 μμc/ℓ
海底土	4	40. 5.25	〃 小鈴谷沖	8.3±0.9 μμc/乾·1g	5.4±0.8 μμc/乾·1g
はくさい	4	40. 2.12	西加茂郡猿投町	0.20±0.11 μμc/生·1g	0.07±0.08 μμc/生·1g
ほうれんそう	5	40. 1.25	渥美郡赤羽根町	0.97±0.29 〃	0.22±0.21 〃
きゃべつ	6	40. 1.25	〃 〃	0.34±0.09 〃	0.02±0.09 〃
大根（葉）	6	39.12.24	〃 〃	1.23±0.21 〃	0.82±0.16 〃
〃（根）	6	39.12.24	〃 〃	0.97±0.29 〃	0.22±0.21 〃
穀類	4	39.11.27	〃 〃（水稲）	0.33±0.27 〃	0.14±0.19 〃
牛乳	11	40. 3. 9	〃 〃	0.15±0.06 〃	0.05±0.07 〃
土壌（草地）	23	40. 3.29	西加茂郡藤岡村	10.2±0.6 μμc/乾·1g	4.8±0.7 μμc/乾·1g
〃（裸地）	23	40. 3.18	渥美郡赤羽根町	9.1±0.6 〃	4.8±0.6 〃
牧草	23	39.11.30	北設楽郡設楽町	4.8±0.3 μμc/生·1g	1.1±0.2 μμc/生·1g
空間線量	62	40. 6.11	西加茂郡藤岡村	21.0 μr/hr	11.1 μr/hr
計	484				

3　測定方法

試料の前処理ならびに測定法は科学技術庁「放射能測定法」（1963）に従った。

4　測定結果について

試料の種別について本調査期間中に得られた最高値ならびに平均値を表に示した。

本調査期間中に，昨年10月と本年5月の2回にわたって中共の核爆発実験が行われ，雨水，ちり等の大気放射能について，当時異常に大きな測定値が得られたため，本表に示した最高値は昨年（1963・9月～1964．8月）より大きく上廻っているが，陸水，野菜，土壌等は，少数の例外を除いて，最高値，平均値とも昨期よりかなり下廻っている。この事は中共の核実験による影響は，大気放射能には著明に感知できたが，フォールアウトの蓄積の面では殆んど影響があらわれなかったと考えられる。

51　京都府における放射能調査

京都府衛生研究所
浅見　益吉郎，○江阪　忍

前年度に引続き1964年4月から1965年3月まで1ケ年に，当所において測定した各種試料について全β放射能測定結果の概要を報告する。

1　試　料

期間内に採取し処理して全β放射能（以下単に放射能と呼ぶ）を測定した試料の種類と数は次のとおりで，合計236に上り，別に月間雨水ちり，原乳，日常食，土壌について計32検体を採取，前処理して分析化学研究所に送付した。

a	河川水	4ケ所・6	b	上水	1ケ所・6
c	雨水	1ケ所・128	d	浮遊塵埃	1ケ所・46
e	牛乳	1ケ所・6	f	茶葉	3ケ所・13
g	魚貝類	2種・6	h	土壌	4ケ所・15

2　測定方法

計測機器は島津製作所製EC－14型計数装置を，計数管は同社製B－1B型GM管を用い，科学技術庁（放射能測定法）（1963年）に準拠して測定を行なった。なお標準試料として食品，土壌の測定値は試料と同量のKClを，陸水，降水，浮遊塵埃についてはU_3O_8（500dps）を用い計数効率補正を行なった。（計数効率約15％）

3　測定結果

〔A〕　陸水，食品，土壌：— 最高値，最低値を過年度に比較して表1に示す。例年に比較して著しい変化はないがいずれも前年度より低い測定値を示している。河川水の測定値は変動が激しいが，流水量の変化もあるのでその原因については明らかでない。魚貝類では肉，内蔵，骨についての比較では特に著しい差は認められないが，淡水魚は海水魚に比べて高い値を示すことは注目され

る。また土壌は表土が高い値を示し深度を増すに従い急激に減少する。

第1表　各種試料放射能測定結果

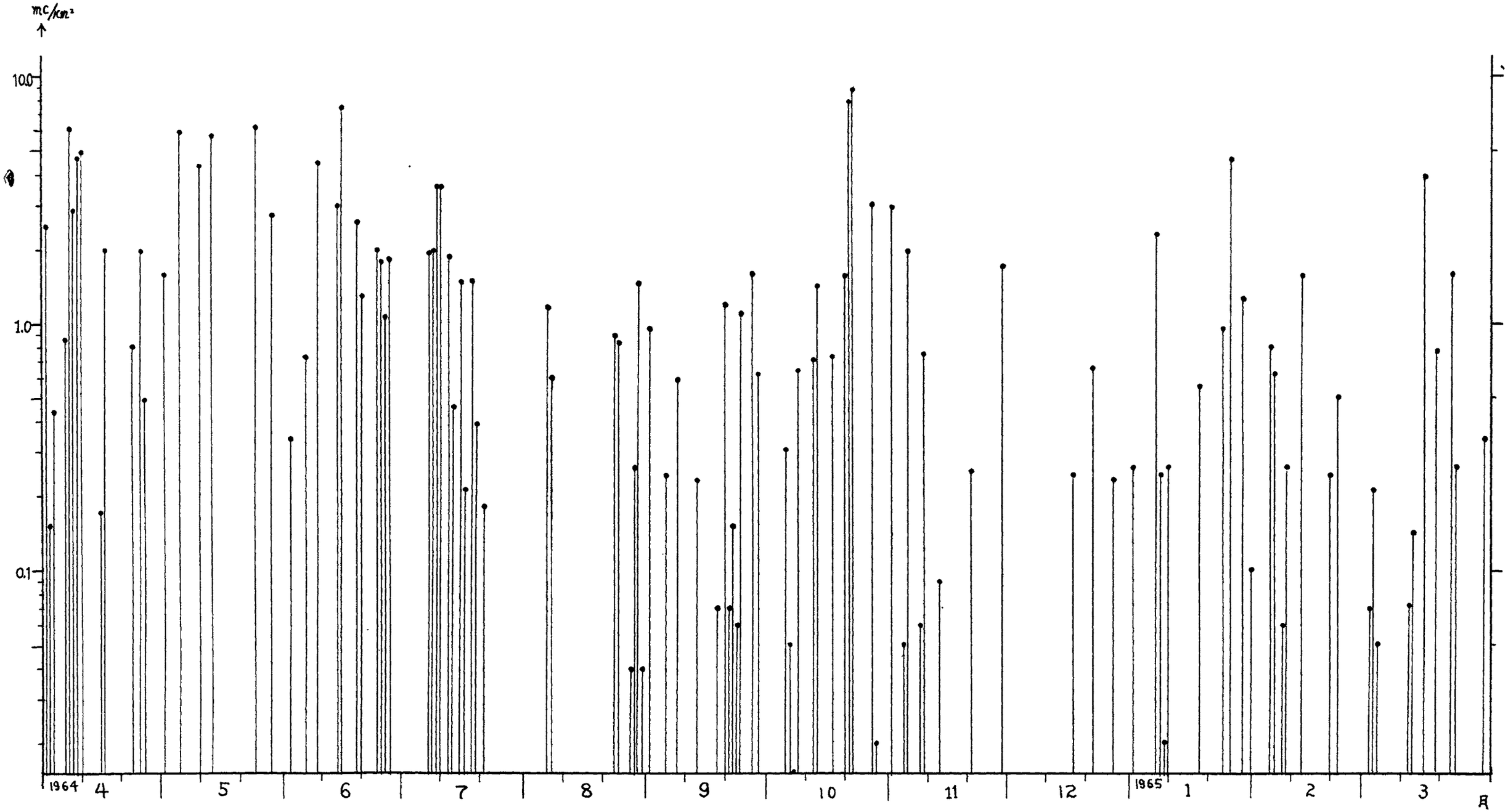
種別		年次	最高値 採取地	月日	測定値	最低値 採取地	月日	測定値
上水		63.4～64.3	京都市 蹴上浄水場	6.5	191.1μμc/ℓ	京都市 蹴上浄水場	4.24	−54.6μμc/ℓ
		64.4～65.3	京都市 蹴上浄水場	5.8	81.8μμc/ℓ	京都市 蹴上浄水場	3.2	21.1μμc/ℓ
河川水		63.4～64.3	京都市 鴨川(上流)	8.13	226.6μμc/ℓ	京都市 鴨川(上流)	2.5	−564.7μμc/ℓ
		64.4～65.3	京都市 鴨川(上流)	5.8	60.3μμc/ℓ	京都市 鴨川(上流)	11.5	3.0μμc/ℓ
		63.4～64.3	京都市 鴨川(下流)	10.18	616.9μμc/ℓ	京都市 鴨川(下流)	2.5	−83.1μμc/ℓ
		64.4～65.3	京都市 鴨川(下流)	5.8	30.5μμc/ℓ	京都市 鴨川(下流)	11.5	3.1μμc/ℓ
牛乳		63.4～64.3	京都市 右京区	5.9	3.3μμc/生g	京都市 右京区	1.13	0.4μμc/生g
		64.4～65.3	京都市 右京区	8.1	0.33μμc/生g	京都市 右京区	4.21	0.0μμc/生g
茶（製茶）		63.4～64.3	宇治田原町	9.13	138.1μμc/生g	宇治市	8.12	55.6μμc/生g
		64.4～65.3	和束町	6.8	32.8μμc/生g	宇治市	6.8	2.0μμc/生g
魚貝類	*はまち(肉)	64.4～65.3	宮津市	6.12	0.08μμc/生g	津津市	8.10	0.09μμc/生g
	ふな(肉)	63.4～64.3	宇治市	6.4	9.82μμc/生g	宇治市	12.3	0.38μμc/生g
		64.4～65.3	宇治市	6.8	1.59μμc/生g	宇治市	11.10	0.10μμc/生g
土壌	裸地 cm 0～2	64.4～65.3	宇治田原町	8.4	5.4μμc/乾g	宇治田原町	5.11	4.7μμc/乾g
	裸地 cm 2～10	64.4～65.3	宇治田原町	8.4	2.2μμc/乾g	宇治田原町	5.11	1.6μμc/乾g
	草地 cm 0～2	64.4～65.3	向日町	6.11	65.3μμc/乾g	向日町	9.14	7.80μμc/乾g
	草地 cm 2～10	64.4～65.3	向日町	6.11	6.0μμc/乾g	向日町	9.14	1.90μμc/乾g

〔B〕 雨水ちり：― 降水による放射性物質降下量の定時採水についての経日変化は図1に示すとおりで，10月に一時高い値を示したが，前年度に比較して全般にやや減少している。しかし6時間更正値と72時間更正値との差は小さくなっているので長半減期性の降下物が主体になってい

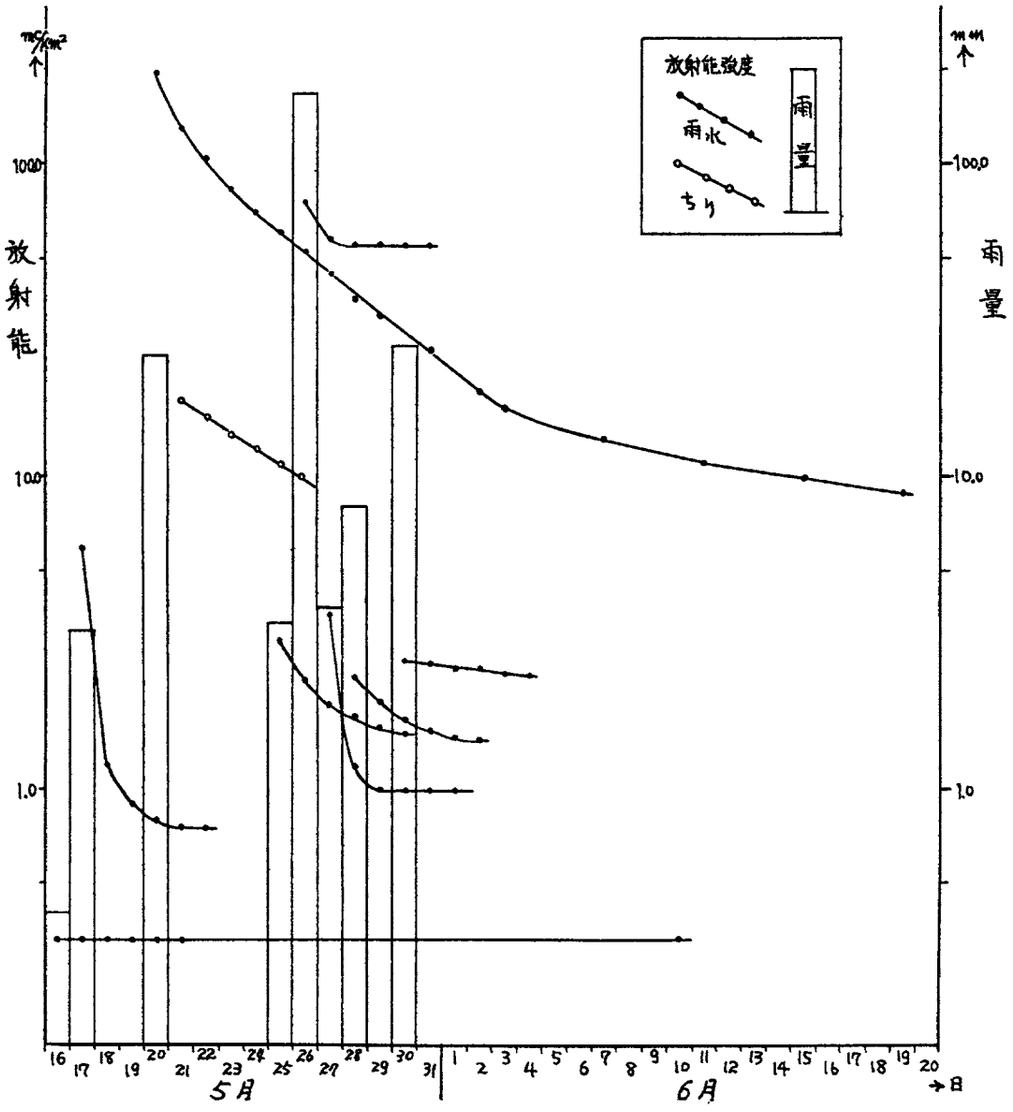
ると考えられる，10月の高い値は中共の第1回核実験によるものと思われるが，全国各地で高い値を示した日には降雨がなかったのでそのピークは他地方のそれより小さい。1ケ年を通じて月間の降下量を，単位容積について最高値，最低値および単位面積の全降下量をみれば，表2のとおりで，10月21日に2476.0μμc/ℓ の最高値を，1月31日に28.4μμc/ℓの最低値を記録した。また1月の最高値はソ連の核実験の影響と考えられるが降雨量が少なかったため図1では著しいピークは認められない。降水1ミリ当りの放射性物質降下量は5月が最も高く，8月が最も低い値を示した。（降水の受水盤は約3400cm²）

第2表　降水の放射能測定結果

月別	測定日数	降雨量	月間降下量（6時間更正値）	平均降下量 6時間更正値	平均降下量 72時間更正値	最高値 日	最高値 降雨量	最高値 放射能強度	最低値 日	最低値 降雨量	最低値 放射能強度
	日	mm	mc/km²	μμc/ℓ	μμc/ℓ		mm	μμc/ℓ		mm	μμc/ℓ
1964年 4月	11	145.5	26.11	439.5	394.4	15	0.1	1678.9	4	6.2	71.6
5月	6	90.3	26.28	901.5	849.7	13	2.4	2360.4	1	17.8	88.4
6月	11	192.7	26.20	382.4	320.3	20	0.6	2122.7	19	56.6	44.9
7月	11	126.4	16.82	210.4	159.2	12	3.6	510.9	18	30.5	48.6
8月	8	86.6	5.30	61.2	46.8	6	11.3	101.4	24	28.1	29.4
9月	12	95.5	6.88	78.5	46.7	22	1.0	150.7	21	1.4	48.8
10月	12	108.3	26.29	731.3	335.5	21	3.1	2476.0	13	58.5	24.0
11月	8	56.5	7.06	299.0	151.1	8	0.1	625.6	9	24.9	30.2
12月	3	13.6	1.12	81.1	43.4	23	4.8	135.6	17	4.8	50.0
1965年 1月	10	60.4	10.49	454.8	267.3	27	3.1	1485.0	31	3.1	28.4
2月	7	33.7	3.59	168.3	100.3	6	1.6	386.8	8	9.3	30.1
3月	10	72.5	8.08	262.8	115.0	13	0.3	483.7	16	55.1	70.9
年間	111	1132.0	164.22			10月21日	3.1	2476.0	1月31日	3.4	28.4



第1図　降水（定時採水）放射能経日変化



第2図　雨水塵中の全β放射能減衰曲線
（1965年5月16～30日の降水について）

〔C〕 浮遊塵埃：— 64年10月以来，週2回，衛研屋上（地上約20m）で簡易沪紙式集塵装置（シバタ）を用いて毎回2,000ℓの空気を吸引し，沪紙上に採取した塵埃をそのまゝ，計数測定した。この結果，1月20，22日の2回にわたり，11.0～13.4cppm/m³（6時間更正値）で平常より高いカウントを記録した。降水の測定結果を考え併せればソ連の核実験による影響と推定される。浮遊塵中の放射能は冬期より春期に次第に減少している。

〔D〕 附記：— また1965年5月14日中共が第2回の核実験を行なったと発表されたが，その影響は図2の減衰曲線に明瞭に表わされている。5月20日の降水が著しく高い値（7,168.6 μμc/ℓ）を示したがこの試料の放射能は1ケ月後約 $\frac{1}{20}$ に減少した。

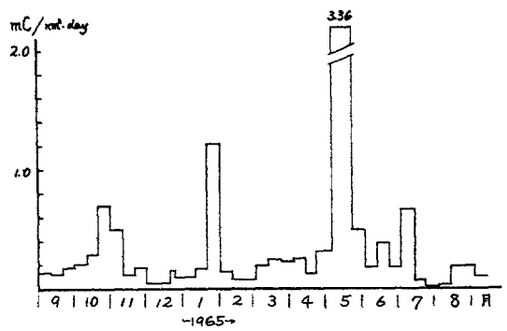
52 大阪府における放射能調査

大阪府立公衆衛生研究所
大志野　章，沖　岩四郎
吉田幸子

大阪府における，降下物中放射能調査の結果を中心に報告する。前回報告後，ソ連地下核実験，第2回中共核実験が行なわれたので，主にその影響について報告したい。ここで報告する測定値は，全ベータ放射能に関するものであり，μμCへの換算はすべて試料と同重量のKClを用いて行った。

1 全降下物：　原則として10日間．表面積1000平方センチの水盤で捕集した雨水と降下塵を全量濃縮して測定した。その結果を第1図に示す。縦軸の単位はmc/km² dayである。

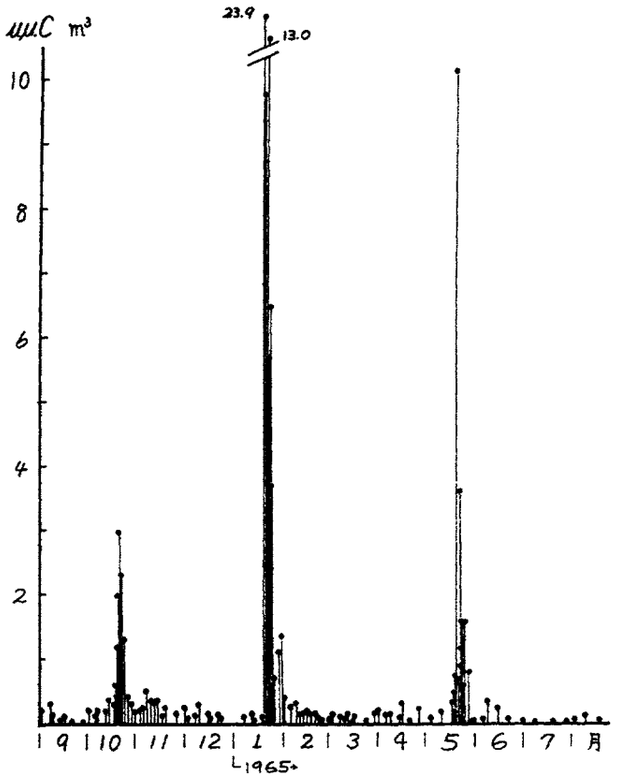
第1回中共核実験（1964年10月16日），ソ連地下核実験（1965年1月15日），第2回中共核実験（1965年5月14日）と，いずれも，その影響が明白に検出されている。放射能対策本部による，行政的措置を必要とする第一段階は，1ケ月を超えない期間中に2.5c/km²と定められている。これに相当する測定値は，水盤法で得た降下物を試料として求めることが出来る。第1図の結果から，最も放射能の高かった第2回中共核実験時で1ケ月約4 mc に過ぎず，500分の1程度しかなかったことが示される。毎年，4月から6月にかけて高い降下率が得られるので，それと重なって比較的高い値が得られたのではないかと思われる。



第1図　全降下物中放射能

2 浮遊塵：　静電式平行板型集塵器を用い，週1～2回地上約15mの地点で，1回1080m³/8時間以上の空気を吸引して捕集した。その結果を第2図に示す。縦軸は吸引空気1立法米あたりのμμCである。

第1図と比較して分る通り，浮遊塵に現われる核実験の影響の方が，全降下物中放射能より顕著である。全降下物中放射能は，平常値に対し緊急時の値が10倍程度であるのに対して，浮遊塵中では約100倍の差が得られている（いずれも，ソ連時および第2回中共時）。この理由の一つとして，このような核実験時には，放射能を帯びた気団がかなり短期間に通過するからではないかと考えられる。

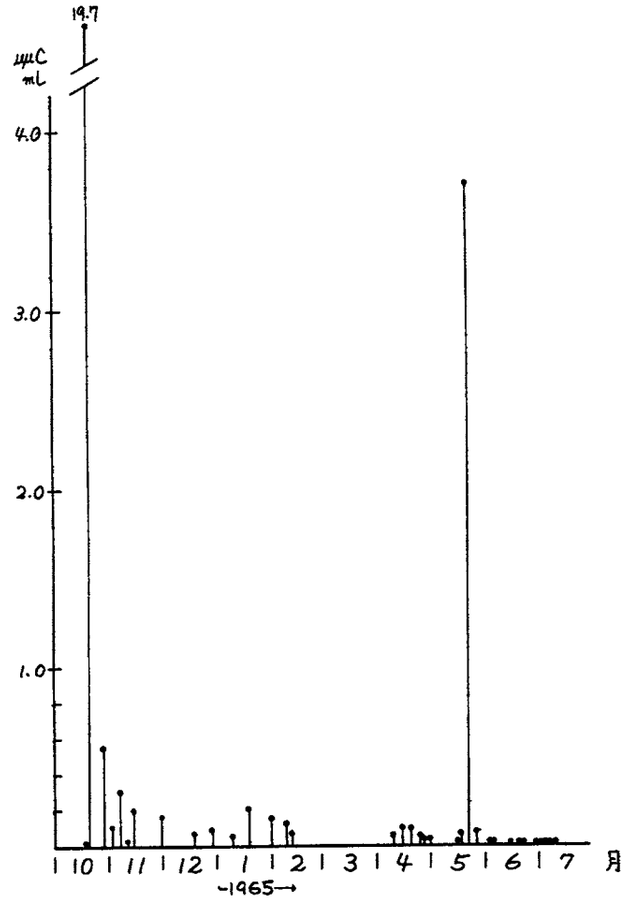


第2図　浮遊塵中放射能

3 雨水：　定時にデポジットゲージに受けた雨水全量を濃縮して得た結果を第3図に示す。

第1回，第2回共，中共核実験の影響は明白に検出されている。しかし，ソ連時には，最も空気中放射能の高かった時期に，降雨がなかったので，影響は検出されなかった。この例で明白なように，降雨中放射能だけで，緊急時の影響を知ろうとすることには限界があるように思える。

4 その他：　降下物以外に，原水，下水，原乳，土壌，河川水，空間線量等について放射能測定を行なっているが，特に著しく高い放射能は検出されなかった。



第３図　雨水中放射能

53　兵庫県における放射能調査

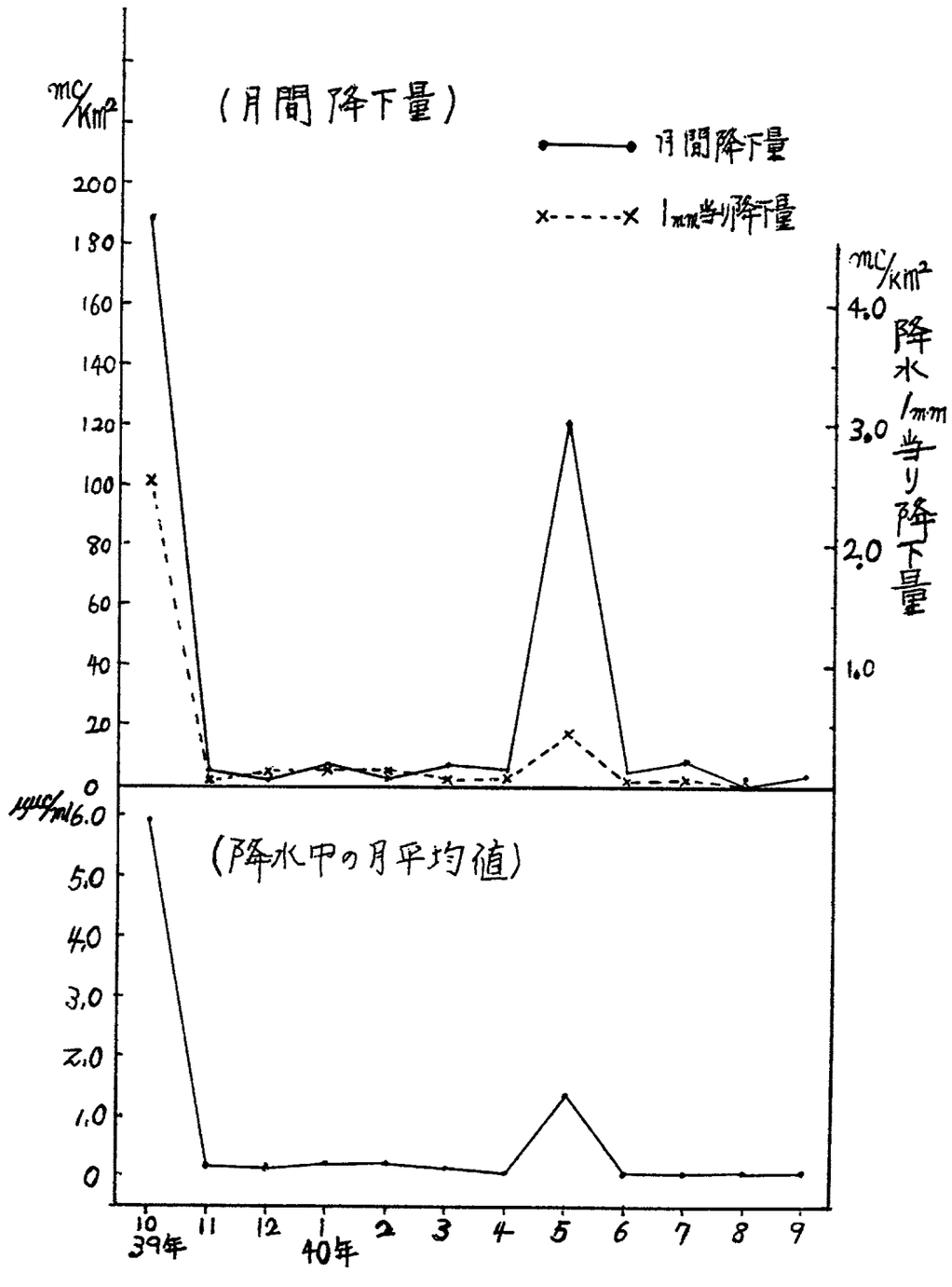
兵庫県衛生研究所
大城俊彦，飯田敏行
新谷幸三

昨年の第６回発表会に引続き，当所において実施した放射能調査成績について報告する。

1　降水について

昭和３９年１０月より昭和４０年９月まで１カ年間の定時降雨測定の月別推移は表１及び図１のとおりである。

中共の核爆発実施が３９年１０月と４０年５月に行なわれ，一時顕著に放射能の増加を認めたが，降雨中の放射能は急速に減少し，現在では著しい変化はなくなっている。



第１図　降水中の放射能の推移

第１表　降水中の放射能の推移

月　別	測定回数	平均値 μμc/mℓ	最大値 μμc/mℓ	最小値 μμc/mℓ	降水による月間降下量 mc/Km²	降水1mm当り降下量 mc/Km²
39年10月	9	5.94	39.03	0.004	186.38	2.53
11	7	0.17	0.28	0.005	5.44	0.07
12	5	0.12	0.19	0.06	2.04	0.12
40年 1月	4	0.21	0.38	0.02	7.40	0.14
2	8	0.23	0.81	0.02	2.43	0.12
3	3	0.16	0.30	0.04	7.01	0.06
4	9	0.09	0.19	0.001	5.74	0.07
5	11	1.40	13.33	0.01	121.63	0.44
6	10	0.09	0.37	0.001	5.28	0.04
7	14	0.04	0.10	0.000	8.84	0.04
8	2	0.04	0.06	0.03	0.30	0.04
9	13	0.03	0.10	0.000	2.97	0.005

即ち第1回核爆発（39.10.16）の時は10月17日～18日未明（降雨量16.8ミリ）の降雨では0.042±0.025 μμc/mℓ であったが，実験後5日目の21日（降雨量2.2ミリ）の雨では12.268±0.125 μμc/mℓ を示し，21日～22日（降雨量3.9ミリ）の雨では39.03±0.22μμc/mℓ を示して最高値となり，22日～23日（降雨量1.9ミリ）並びに27日（降雨量1.5ミリ）の降雨ではそれぞれ1.649±0.05μμc/mℓ，並びに0.723±0.06μμc/mℓ と減少し，以後実験前の値となった。

第2回核爆発（40.5.14）の時は，14日（降雨量9.5ミリ）の雨から0.066±0.026μμc/mℓ，16日（降雨量0.6ミリ）0.849±0.121μμc/mℓ，実験後6日目の20～21日（降雨量8.1ミリ）には13.33±0.13μμc/mℓ の最高値を示し，26日（降雨量9.9ミリ）には0.231±0.031μμc/mℓ と急減し，26日～27日（降雨量180ミリ）の大雨以後は実験前の値と変わらなくなった。

なお中共の核爆発実験にさいし，大型水盤（ポリエチレン製タライ使用）による雨水ちりの24時間毎採取の測定結果を図2，図3に示した。又核実験後の降雨中のγ線スペクトルを図4，図5に示したが，殆んど2回の実験とも同一のスペクトルを示している。

2　降雨旬間採取について

本年度から委託調査の降雨の採取法が旬間採取となったが，その結果は図6のとおりであって，図には降雨のみ採取（従前どおり）の値と比較するため降雨毎に測定した値の旬間合計を併記したが，顕著な差は認められない。即ち降雨による以外の自然落下塵中の放射能量は降雨中に含まれるそれに比し極めて少量であるといえる。

3　陸水，食品等について

表2に測定結果を記載したが，特に著しい変化は見られなく，ある程度同一レベルを保っていると

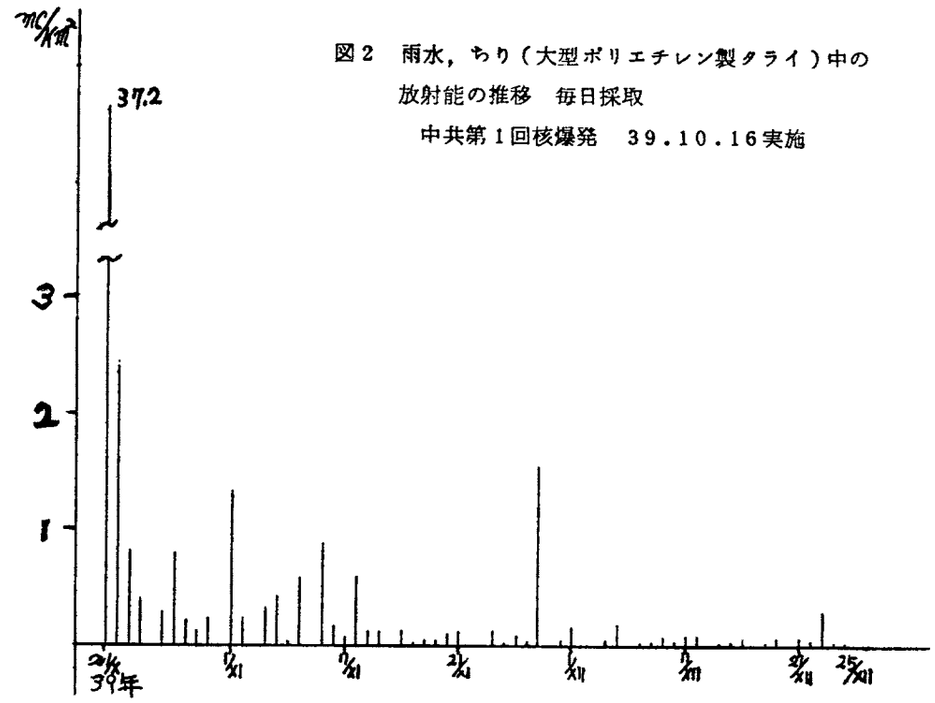


図2　雨水，ちり（大型ポリエチレン製タライ）中の放射能の推移　毎日採取
中共第1回核爆発　39.10.16実施

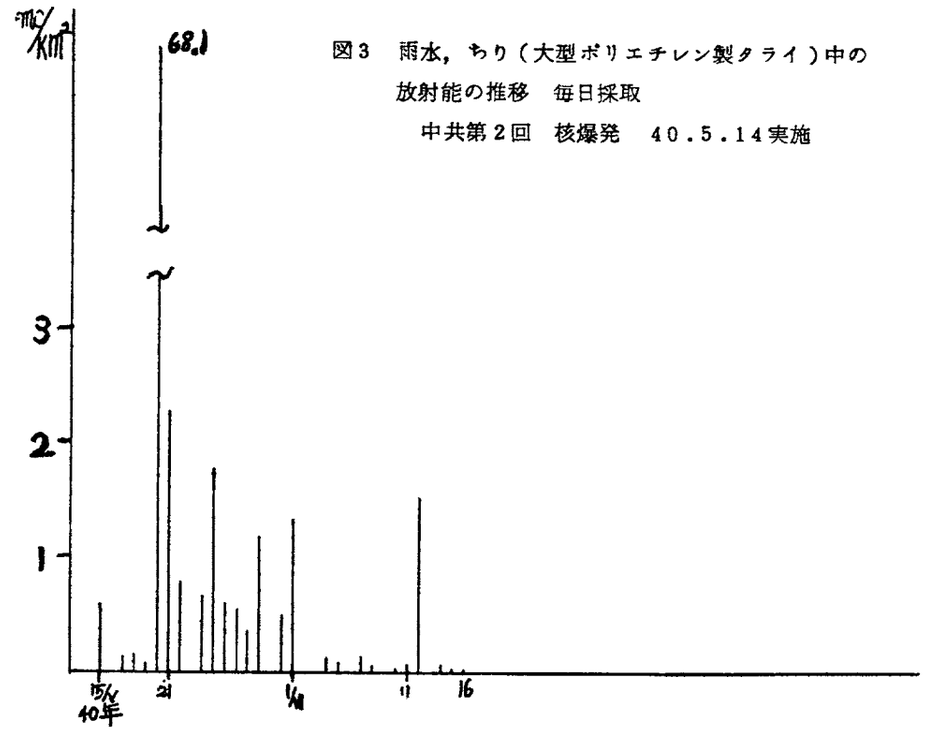
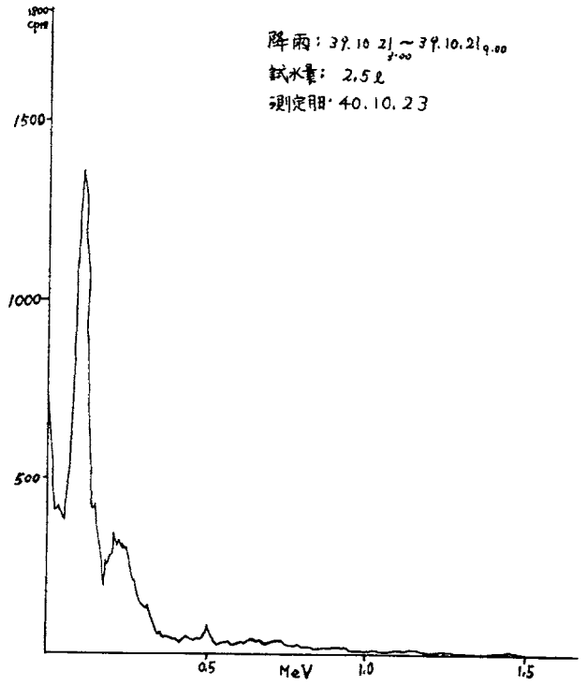
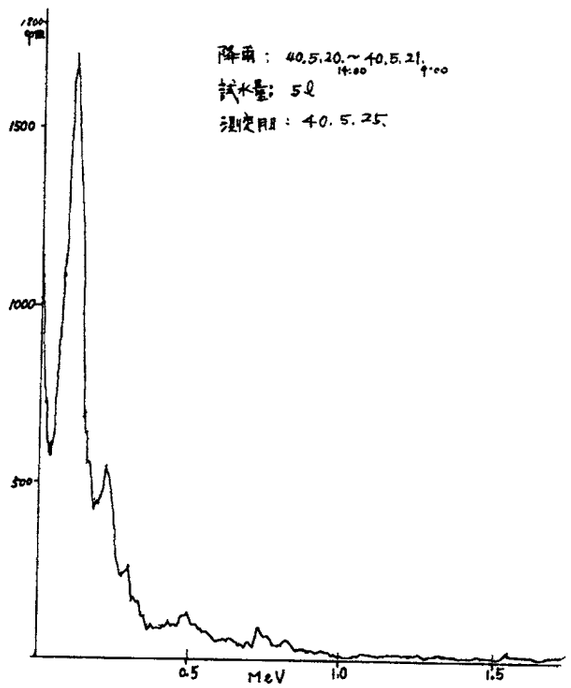


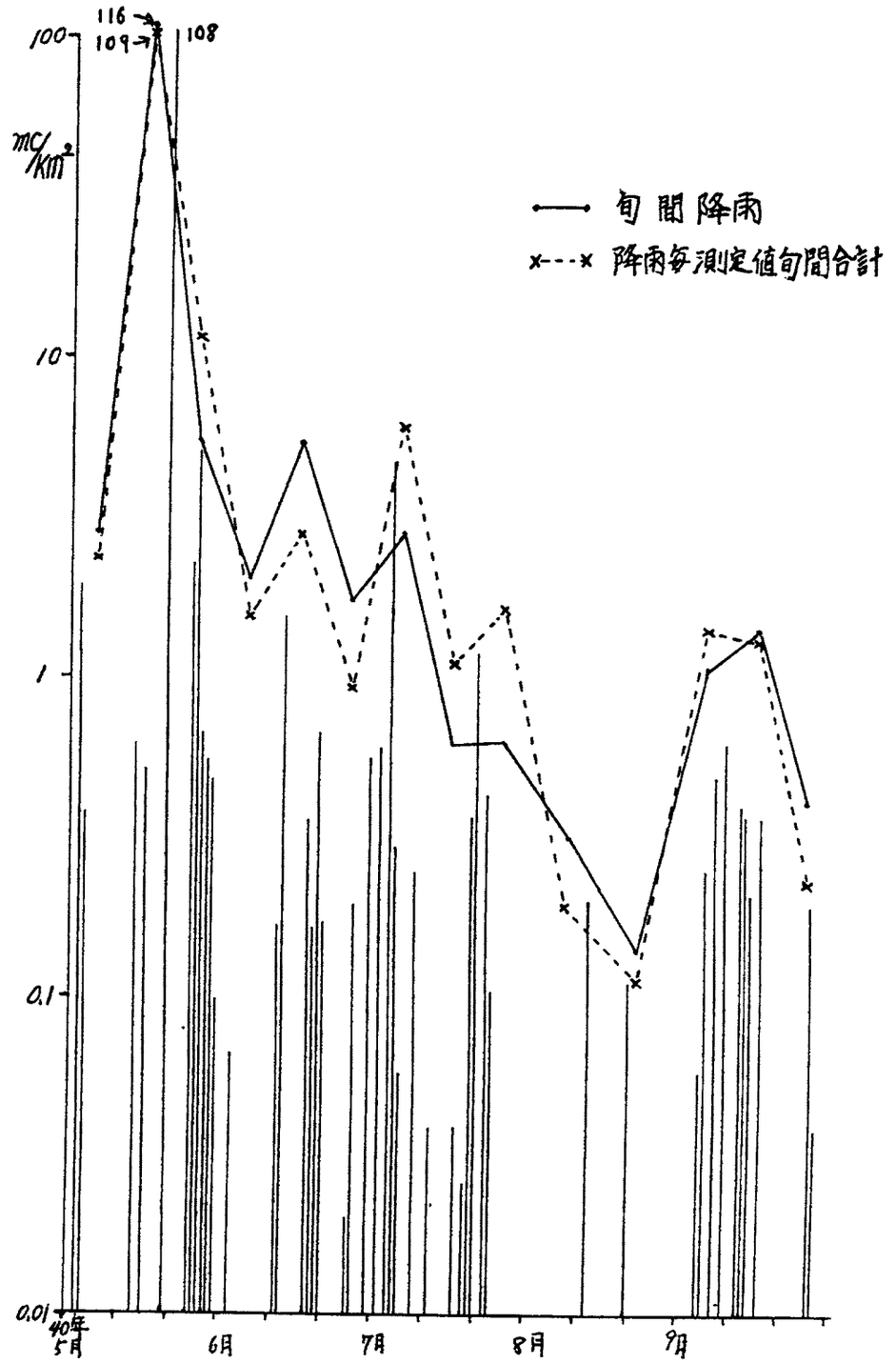
図3　雨水，ちり（大型ポリエチレン製タライ）中の放射能の推移　毎日採取
中共第2回　核爆発　40.5.14実施



第４図　雨水中のγ線スペクトル



第５図　雨水中のγ線スペクトル



第６図　旬間降雨と定時降雨中の放射能

第2表　陸水，食品等の放射能

上　水：神戸市上水道
牛　乳：県立農業試験場
（牧草）：
天　水：Ⅰ神戸市（高取神社）
　　Ⅱ川西市（能　勢）

試料名	単位	39年10月	11	12	40年1月	2	3	4	5	6	7	8	9
上水原水	$\mu\mu c/\ell$	1.88		5.21		6.14			0.64	3.47		2.87	
〃処理水	〃	3.87		3.45		6.07			4.33	7.95		5.61	
天水 Ⅰ	〃	36.53			31.93							18.98	
天水 Ⅱ	〃	26.38			30.21							1.77	
河川水	〃	5.07			−0.21		6.10					3.68	
牛　乳	$\mu\mu c/g$		0.26		0.49		0.26		0.20		0.22		
牧　草	〃		1.79		5.52		4.16		2.36		0.51		
空間線量	$\mu r/hr$	10.12	10.30	9.09	8.53	8.85	8.63	8.40	8.48	7.24	8.37	8.73	9.15

考えられる。

陸水中上水の放射能量で処理水の方が原水よりもやゝ高い数値を示しているが，カリウムによるものかどうかはなお追試検討したいと思っている。

54　鳥取県における放射能調査

鳥取県衛生研究所
宮田年彦，谷口育代

1964年度に陸水，各種食品及び土壌について実験した放射能測定調査成績の概要を報告する。

全β放射能測定方法および空間線量測定方法は，それぞれ科学技術庁で定めた方法によった。また，ウランの測定は，ペーパークロマトグラフィーによる前端分析法および螢光法によって定量した。

1　雨水の放射能

降雨ごとに測定したが，$1\mu\mu c/m\ell$を越えたのは4月中旬に2回，5月中旬に1回，6月中旬に1回，10月に5回および1月に3回あったのみで　他は$0.5\mu\mu c/m\ell$以下であった。また，γ放射能のほとんどは0.05～0.5MeVの間に分布していた。

2　陸水の放射能

地表水を原水とする上水1系統および2河川について測定したが放射能はほとんど認められなかった。

3　食品中の放射能

牛乳1種および生乳2種について2隔月測定したがいづれもわずかに放射能を認めるときがあった。

野菜，穀物についてもわずかであるが放射能を認めた。

4　土壌中の放射能

6地点で測定した。いづれにも放射能を認めたが，昨年度よりやゝ低い値であった。

5　空間線量

鳥取市内では，10月末および1月末に高い値を示したが，その他はほゞ一様の値を示した。

三朝温泉（放射能泉）地域では，その他の地域よりも高く，室内＜屋外＜浴室内となっていた。

6　三朝温泉のRn含有量と外部線量

15源泉について2回測定したが，Rn含有量と，温泉水より10cmの位置における外部線量の間には一定の関係は認められなかった。

7　ウラン分布

ウラン鉱床に近い地域の河川水および野菜のウラン含有量は，その他の地域に比して高かった。穀類については，両者間に差が認められなかった。

55　岡山県における放射能調査

岡山県衛生研究所
山本　隆志，○吉村　広，大西　昇
三宅　鷹子，広岡　静子

1964年4月より1965年3月までに実施した岡山県内の陸水，食品，その他の放射能調査結果を報告する。試料の調製および測定は科学技術庁の「放射能測定法」ならびに「放射性ストロンチウム分析法」に準拠した。

全放射能の測定は神戸工業製G.M.カウンターを用い，^{90}Srの測定は神戸工業製ローバックカウンターを使用した。

1　陸　水

i）雨（雪）水　全放射能（以下放射能という）は，4月より10月中旬まで比較的低く徐々に減少の傾向が見られていた。しかし10月16日中共が大気圏内で核爆発実験を行ったため，その影響が5日後即ち，10月21日の雨水に現われ，10.186$\mu\mu c/m\ell$の放射能を検出した。このピーク後の放射能は速かに減少した。

1ケ月間の積算放射能は3.1～30.0$m\mu c/m^2$の範囲であったが，10月は59.4$m\mu c/m^2$に上昇し最高を示した。以後降雨回数，雨量ともに少く，放射能も漸減した。

ii）上水，水道水，下水　これらの水は本年度も雨水等と異り放射能の顕著な変動はなく，且つ極めて僅かであった。放射能の年間平均は上水3.6$\mu\mu c/\ell$，水道水1.7$\mu\mu c/\ell$，下水5.3$\mu\mu c/\ell$であった。

iii）天水　前年度までは雨水とよく類似した放射能変動を示したが，本年度は10月に雨水の放射

能ピークがあるにもかゝわらず，その変化は認められず，昨年度末より漸次減少する傾向であった。

iv) 河川水　本県内の河川水は上水等と同様，fall outの影響はほとんど認められなかった。放射能の年間平均は高梁川2．2μμc／ℓ，池河川1．8μμc／ℓである。池河川の^{90}Srの年間平均は0．60μμc／ℓであった。

2　食　品

i) 果実，穀類　果実，穀類は玄米を除き栽培が10月以前であり，中共の核実験による影響は受けず前年度より低い放射能であった。

果実(梨)の放射能は認められなかったが，穀類は小麦，大麦ともに0．3μμc／g，玄米0.2μμc／gである。

ii) 野菜　本年度は中共の核実験前と，その後に試料を採取した。核実験前の大根葉，ホーレン草の放射能は，いずれも平均0．3μμc／gであったが，実験後は僅かに高く大根葉0．4μμc／g，ホーレン草0．5μμc／gに上昇した。しかし根菜類は前後とも変らず前年度と同様低い放射能（大根，馬鈴薯共0．2μμc／g）であった。大根葉，ホーレン草の^{90}Srは10月以後同一地点で3回測定した。大根葉は平均，101．1μμc／Kg，ホーレン草49．0μμc／Kgであった。

iii) 牛乳　牛乳は投与飼料の明確な岡山県酪農試験場の原乳をもちいた。放射能は10月に0．3μμc／gを検出したが，他の月は0．0～0．1μμc／gであった。

iv) 魚貝類　いかは，極めて低い放射能であったが，しじみは平均1．1μμc／gを認めた。

3　其の他

牧草　本年度の牧草は前年度に比べて種別間の相違が少く，放射能も漸減した。4月から10月までに栽培されたイタリヤンライグラス等3種類の放射能は平均1．5μμc／g　である。

以上の結果をまとめると，本年度の各試料は，雨水を除き顕著な放射能の変動は見られず，前年度末より減少する傾向を示した。また核種分析試料の中で特に^{90}Srの著しい汚染は認められなかった。

56　福岡県における放射能調査

福岡県衛生研究所
森本昌宏，森　彬

39年度に実施した放射能調査の概要は次のとおりである。

1　雨　水

衛生研究所の屋上で定時採取法により降雨を採取し測定した。採取量が100mℓ以上の場合はその中の100mℓを，50～100mℓの場合はその全量を試水とした。測定件数は85件で，39年10月の中共核実験（第1回）以前には，1μμc／mℓ以上を計測したのは1件（39.6.13：1．4μμc／mℓ）であった。中共核実験後の最初の降雨（39.10.23）からは10．47μμc／mℓを計測したが，次の降雨（39.11.1）からは0．59μμc／mℓを計測したにすぎず，急速に減少している。その後は40．1．27の降雨から1．49μμc／mℓを計測した外は，いずれも1μμc／mℓ以下であった。

2　陸　水

測定結果は表1に示すとおりである。

中共の核実験による影響は認められず従来と大差ない値を示している。

第1表　陸水の放射能（μμc／ℓ）

採水年月	上水（原水）		上水（蛇口水）	河川水	下水
	平尾浄水場	松崎浄水場	松崎浄水場	塩原（那珂川）	築地町（市下水処理場）
39．4	1.1±2.0	1.8±2.0	3.3±2.5	1.5±2.7	7.8±11.4
39．6	4.4±2.4	4.1±2.6	2.3±2.3	7.2±2.3	52.2± 6.2
39．8	3.6±1.8	7.3±2.9	4.2±2.5	3.6±2.8	88.0±44.0
39．10	4.9±2.0	6.5±2.5	0.2±2.2	4.1±2.3	24.0± 3.6
39．12	4.2±3.0	0.7±2.9	1.2±3.0	5.2±2.6	31.7±21.9
40．2	2.3±2.6	6.7±2.2	3.6±2.4	1.4±2.6	21.1±12.9

3　土　壌

測定の結果は表2に示すとおりで，従来と大差は認められない。

第2表　土壌の放射能（μμc／g乾燥試料）

採取年月	採取地	深さ（cm）		
		0.0～2.0	2.0～20.0	20.0～
39．5	早良郡早良町	28．3	2．4	1．4
39．5	筑紫郡筑紫野町	17．6	1．7	1．1
39.11	早良郡早良町	25．4	2．7	1．5
40．1	筑紫郡筑紫野町	12．1	2．1	0．9

4　食　品

測定結果は表3～5に示すとおりで，核実験の影響を最も受けやすい地上葉菜類も昨年の計測値と大差なかった。

第3表　農産物の放射能（$\mu\mu c/500mg$灰　除K）

試料	採取年月	採取地	未洗	水洗
小麦	39．7	新宮町	21.9 ± 4.4	—
小麦	39．7	筑紫野町	25.8 ± 5.1	—
玄米	39．11	新宮町	10.5 ± 4.2	—
玄米	39．11	筑紫野町	6.3 ± 4.4	—
玄米	40．1	新宮町	32.8 ± 3.6	—
玄米	40．1	筑紫野町	14.2 ± 4.4	—
きゃべつ	39．6	志免町	7.5 ± 5.6	29.0 ±6.2
きゃべつ	39．6	福岡市	6.5 ± 5.5	61.5 ±5.5
きゃべつ	40．2	志免町	14.0 ± 6.8	26.0 ±6.9
きゃべつ	40．2	福岡市	−10.9 ± 6.2	11.6 ±5.6
大根（根）	39．11	志免町	5.5 ± 5.8	—
大根（葉）	39．11	志免町	48.1 ± 4.8	69.3 ±4.9
大根（根）	39．11	福岡市	20.0 ± 6.0	—
大根（葉）	39．11	福岡市	77.3 ± 6.2	83.1 ±5.8
大根（根）	39．12	志免町	−33.2 ± 5.8	—
大根（葉）	39．12	志免町	47.3 ± 5.0	48.2 ±5.6
大根（根）	39．12	福岡市	−30.8 ± 5.4	—
大根（葉）	39．12	福岡市	15.0 ± 1.2	46.2 ±5.3
ほーれん草	39．12	志免町	− 3.6 ± 5.0	−1.4 ±5.4
ほーれん草	39．12	福岡市	24.3 ± 6.7	12.0 ±6.7
ほーれん草	40．1	志免町	44.4 ± 57.7	5.9 ±6.3
ほーれん草	40．1	福岡市	46.0 ± 6.8	14.7 ±6.9

第4表　水産物の放射能（$\mu\mu c/g$灰除K）

試料	採取年月	採取地	測定値
ふな	39．8	大川市	30.0 ± 7.6
ふな	39．12	大川市	32.0 ± 6.8
ふな	40．3	大川市	19.0 ± 5.5
小鯛（肉）	39．5	福岡市小呂ノ島	−28.4 ±106.4
小鯛（肉）	39．8	全上	−20.0 ± 8.0
小鯛（骨）	39．8	全上	9.4 ± 6.6
小鯛（肉）	39．10	全上	13.8 ± 11.0
小鯛（骨）	39．10	全上	10.6 ± 6.6

第5表　牛乳（市販乳）の放射能（$\mu\mu c/500mg$灰　除K）

採取年月	採取地	測定値	採取年月	採取地	測定値
39．5	古賀町青柳	17.7 ± 4.5	39．11	古賀町青柳	7.7 ±5.3
39．8	〃	18.5 ± 4.7	40．1	〃	23.7 ±5.6
39．9	〃	19.5 ±12.2	40．3	〃	3.6 ±5.0

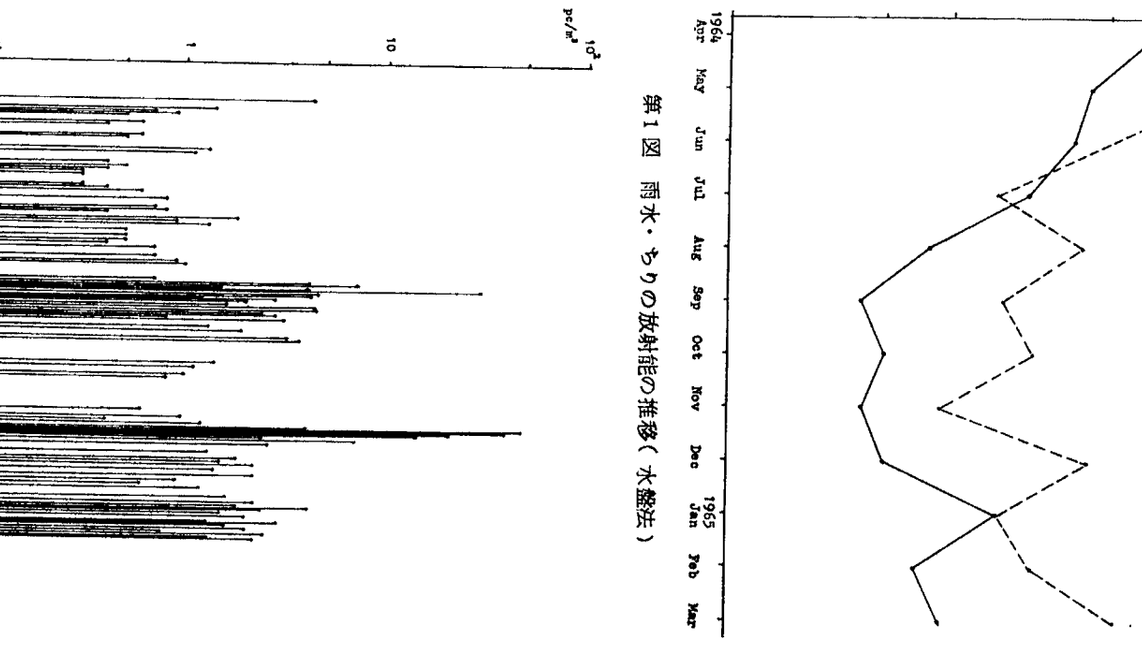
57　長崎県における放射能調査

長崎県衛生研究所
寺田晴介

長崎県における昭和39年度委託調査の成績は概ね次のとおりである。

雨水と浮遊塵では本年度の特徴として，中共の原爆実験による10月20日雨水の1,160pc/ℓ，10月19～27日の浮遊塵4～30pc/m^3（6時間更正値，最高は23日）および，ソ連の地下核実験(?)によると推定される影響で，40年1月20日雨水の2,630pc/ℓ，1月19～28日浮遊塵の4～47pc/m^3（6時間更正値，最高は20日）の異常値が測定された。10月の異常放射能は1月のそれに比し，減衰が極めて早く，両者間に著しい特性の差異を認めた。月別の放射性物質降下量は4月の78$mc/Km^2/month$が最高で，9月，11月の4$mc/Km^2/month$が最低であり，また月間平均降下量は20mc/Km^2で，昭和38年度（40mc/Km^2）の約50%に減少している。雨水・ちりおよび浮遊塵の測定成績はそれぞれ図1，2に示す。

陸水は年間平均が長崎4.8pc/ℓ，佐世保5.5pc/ℓで，38年度（長崎11pc，佐世保7pc）より減少し，また天水も19.0pc/ℓで，38年度の42pcに比し，大巾に減じている。一方，農畜産物や水産物について見ると，牛乳の場合，38年度0.11pc/生g当（年間平均；以下同じ），39年度0.13pc，果実（みかん）では38年0.09pc，39年0.06pc，魚では"アジ"が38年0.33pc，39年0.33pc，"カレイ"が38年0.17pc，39年0.30pcであり，いずれも生体放射能は前年とほとんど変化がない。陸水および農畜産・水産物等の測定値は一括して表1に表示する。



第１図　雨水・ちりの放射能の推移（水盤法）

第２図　浮遊塵の放射能（６時間更正値）

第1表　陸水，食品等の放射能測定値

昭39.4月～昭40.3月

品名	測定回数	採取地	最低値		最高値		平均値
			採取日	測定値	採取日	測定値	
上水	6	長崎市本河内	39. 8.11	2.7pc/ℓ	39.10. 6	7.2pc/ℓ	4.8pc/ℓ
天水	6	佐世保市山の田	39. 8.11	1.5 〃	39. 6.29	12.5 〃	5.5 〃
	6	福江市赤島	40. 1. 3	12.4 〃	39. 7.14	30.9 〃	19.0 〃
牛乳（原乳）	6	長崎市矢の平町	39.11.10 40. 3. 2	0.08pc/g	39. 5.11 39. 7. 2	0.21pc/g	0.13pc/g
開実（みかん）	4	島原市・大村市	39.10.24	0.02 〃	40. 3. 5	0.12 〃	0.06 〃
魚（あじ）	6	島原市・大戸市	39. 8.10	0.06 〃	39. 5.18	0.62 〃	0.33 〃
〃（かれい）	4	〃 〃	39. 8.10	0.06 〃	40. 2.12	0.90 〃	0.30 〃
土壌	4	長崎市家野町	39.11.22	1.4 〃	39. 7.30	6.2 〃	3.5 〃

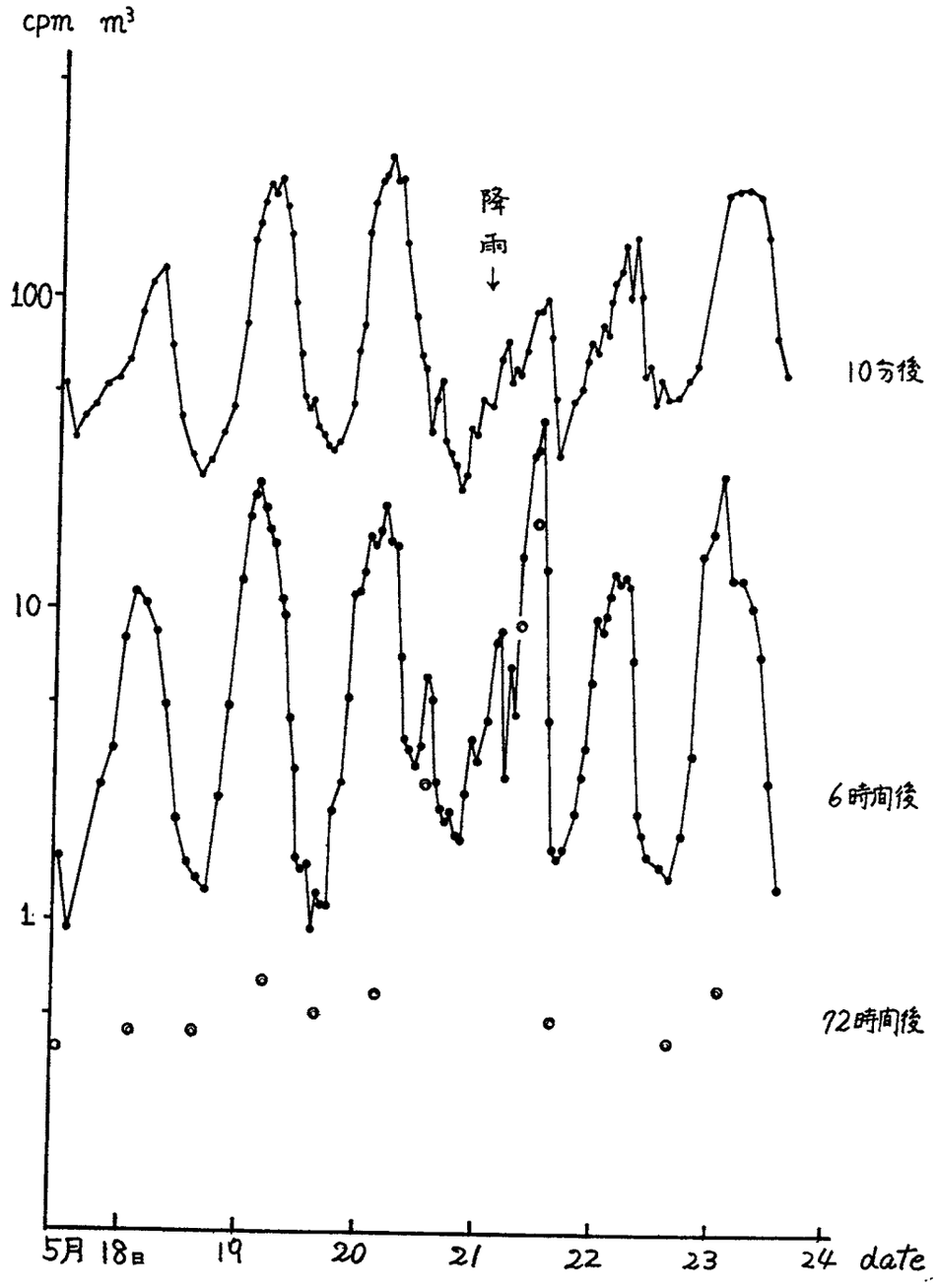
58　浮遊塵中の第2回中共核実験による放射能と自然放射能

大阪府立公衆衛生研究所
大志野　　章，沖　　岩四郎
吉田幸子

放射能対策本部では，1ケ月を超さない期間に関する放射性降下物の全ベータ放射能が2.5c／km²以上という値を行政的措置を必要とする第一段階と定めている。人体に対する放射線の影響を考える場合，長期間にわたる被曝線量を問題にする方が正しいといえるが，核爆発実験の行なわれた緊急時には，降下物中放射能を速かに検出することが行政的に要求される。我々は平常業務として，1ケ月間の全降下物（分析研へ送附），10日間の全降下物，降雨毎の雨水，6時間の浮遊塵（週1回）を行っている。緊急時には，6時間の浮遊塵採取の頻度をあげる一方，結果を速かに知る目的で1～2時間の沪紙式集塵を行っている。しかし，この場合には，空気中の自然放射能（ラドン，トロン系列）の影響を考慮しなければならない。空気中の自然放射能には変動のあることが知られているが，それがどのように変動し，又その幅はどの位か？　また，試料をどの位減少させればGMカウンターで自然放射能と核爆発実験の影響を分離出来るのか？（科学技術庁：放射能測定法によると，6時間値および72時間値を採用するようになっている）。これらの問題を解明するため，第2回中共核実験時（1965年5月14日）を利用し，沪紙式集塵器による1～2時間の浮遊塵採取を1週間連続的に行ない，図に示す結果を得た。

図中，横軸は採取時，縦軸はカウント数の対数（μμcへの換算が困難なのでcpmで表わした），上の点は採取後10分，2番目は6時間，白丸は72時間値を示す。減衰を追跡した結果と合わせて，次のことがいえよう。

1　空気中自然放射能は，24時間周期で比較的規則正しく増減している。
2　ピークは夜半にあり昼間時は低い。
3　その差は10倍程度に達する。
　但し，上の3点は，年間を通じていえることなのかまだ不明である。
4　この周期性は降雨によってみだされる。
5　第2回中共核実験の影響は，捕集後6時間値をもってしても，自然放射能の変動にカバーされて明白な検出はされなかった。
6　しかし，減衰を追跡すれば，捕集後3時間位で減衰曲線の形から核実験の影響を検出することは可能である。
7　72時間放置すれば，明白に核実験の影響を検出することが出来る。



第1図　沪紙集塵法による浮遊塵中放射能

59　各種食品，陸水，雨水ちり，土等の放射能調査

杜団法人　分析化学研究所

浅利民弥，千葉盛人

○黒田雅之，檜山　繁

高橋秀典，中尾和三

仁木幹夫，山口久夫

科学技術庁放射能委託計画にもとづき各都道府県衛生研究所が採取した雨水ちり，陸水，日常食，野菜，牛乳等の^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce の測定結果を1964年度および1965年度8月までに採取した試料について報告する。

1964年4月～1965年3月までの測定値を地域別に平均したものを表1に示す。

測定結果の概要

1　雨水ちり：　^{90}Sr，^{137}Cs とも昨年に比較してその値は$\frac{1}{3}$～$\frac{1}{2}$に減少しており，全国平均値は ^{90}Sr で0.85mc/Km^2，^{137}Cs は1.20mc/Km^2 であった。

降雪地方の日本海側（青森，秋田，新潟，石川，福井，鳥取）および太平洋側（宮城）の各県は昨年同様高い値を示していた。

その他高知，長崎も比較的高かった。

各月の平均値は4月から6月にかけて増加し以後の増減は見られないが，降雪地では11月，12月にかけ増加が見られる。

2　上水：　経月変化は見られず，^{90}Sr，^{137}Csとも前年度と変りないが，地域的には京都が高く^{90}Srは1.24$\mu\mu c/\ell$，^{137}Csは0.39$\mu\mu c/\ell$で全国平均の約2倍であった。

又，埼玉，神奈川，鹿児島は著しく低くその値は^{90}Srは0.08$\mu\mu c/\ell$，^{137}Csは0.05$\mu\mu c/\ell$である。

3　浮遊塵：　^{90}Sr，^{137}Csとも3月から6月にかけて高く5倍～10倍の値を示し，6月以降には大きな変動はない。

茨城，愛知の両県が比較的低かった。

又全国平均は，^{90}Srは$14\times10^{-3}\mu\mu c/m^3$，$^{137}Cs$は$22\times10^{-3}\mu\mu c/m^3$，$^{144}Ce$は$63\times10^{-3}\mu\mu c/m^3$である。

4　天水：　岡山，東京，広島，高知の各県では沪過器が有効に働いており，沪過後の値は^{90}Sr，^{137}Cs ともに沪過前のほぼ$\frac{1}{10}$に減少している。

5　灯台飲料用天水：　室戸崎，両津，三宅島，積丹岬，長尾鼻，枕崎，宗谷岬灯台の7ヶ所で採取された試料についての結果である。

積丹，宗谷，室戸崎の各灯台の沪過器は有効で，沪過後の値は天水と同じく^{90}Sr，^{137}Cs ともに$\frac{1}{10}$程度の減少が見られた。

6　海水：　福井，新潟，広島についての測定結果では，経月変化は見られず，平均値^{90}Srは0.50$\mu\mu c/\ell$，^{137}Csは0.58$\mu\mu c/\ell$，^{144}Ceは0.34$\mu\mu c/\ell$ の値を得た。

第1表　各種試料の^{90}Sr，^{137}Cs，^{144}Ce 平均値（1964年4～1965年3）

衛研名	雨水・ちり		上水		土壌				牛乳		日常食			
					草地 mc/Km^2		裸地 mc/Km^2				都市成人$\mu\mu c/d/p$		農村成人$\mu\mu c/d/p$	
	^{90}Sr mc/Km^2	^{137}Cs mc/Km^2	^{90}Sr $\mu\mu c/\ell$	^{137}Cs $\mu\mu c/\ell$	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr $\mu\mu c/\ell$	^{137}Cs $\mu\mu c/\ell$	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
北海道	0.83	1.64	0.39	0.16	23	42	18	27	17	107	19.7	54.5	38.1	66.2
青森	1.09	0.83	0.69	0.18	42	59	17	73	24	119	60.2	60.8	83.2	78.0
秋田	1.81	2.14	0.51	0.26	64	78	55	91	22	198	60.8	70.5	78.4	96.9
宮城	1.16	2.91	0.49	0.23	10	16	22	29	10	88	15.3	10.5	18.4	12.1
茨城	0.84	0.97	0.25	0.15	57	39	35	38	15	69	11.2	52.5	13.9	55.9
埼玉	0.59	0.77	0.07	0.06	45	58	28	62	7	58	11.8	39.2	10.1	51.3
東京	0.49	0.72	0.29	0.24	17	41	21	115	16	136				
神奈川	0.45	0.60	0.12	0.05	32	42	22	28	11	65	13.6	60.5	16.9	75.6
新潟	1.53	1.87	0.72	0.23	36	52	63	106	14	77				
石川	1.33	1.43	0.74	0.17	24	15	48	40	18	91	15.2	45.6	26.1	46.1
福井	1.57	2.79	0.22	0.30	23	50	44	73	11	72	12.5	42.5	18.2	45.2
静岡	0.51	0.84	0.29	0.12	45	38	43	23	13	121	25.9	64.6	19.4	29.0
愛知	0.59	0.02	0.48	0.11	18	42	23	52	10	40	11.7	40.0	12.9	48.5
京都	0.60	1.54	1.24	0.39	82	202	44	137	9	59	26.2	80.4	13.0	36.6
大阪	0.43	0.74	1.17	0.24	44	99	21	50	12	63				
兵庫	0.50	0.73	0.28	0.19	16	39	14	37	9	66	15.5	44.2	9.5	39.3
和歌山	0.55	0.84	0.17	0.11	15	5	17	3	8	41	9.1	40.3	10.0	49.9
鳥取	1.23	1.58	0.57	0.23	22	39	29	36	19	81	24.8	66.5	20.4	50.3
岡山	0.43	0.86	0.48	0.11	38	47	60	37	13	53	12.6	47.2	13.1	40.8
広島	0.48	0.53	0.47	0.12	21	42	22	41	9	68	8.2	35.1	14.7	50.3
高知	1.10	1.96	0.28	0.09	19	56	63	95	10	68	12.3	43.9	21.4	42.5
福岡	0.62	0.36	0.43	0.16	42	38	33	17	16	63				
長崎	0.90	1.06	0.53	0.32	23	34	13	23	13	65	11.4	43.0	22.2	82.9
鹿児島	0.69	1.6	0.06	0.03	16	39	28	72	21	73	16.4	61.5	21.4	46.2

衛研名	日常食									
	都市成人$\mu\mu c/d/p$			農村成人$\mu\mu c/d/p$		
	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs
北海道	11.7	7.3	8.4	23.3	6.6	7.5
青森	12.9	6.5	9.5	20.6	6.5	7.5
秋田	15.8	5.4	7.5	23.4	6.5	7.5
宮城	5.6	4.4	5.6	8.1	6.5	7.5
茨城	8.5	4.7	5.5	16.8	6.5	7.5
埼玉	3.5	3.0	3.7	11.5	6.5	7.5
東京	6.5	3.9	4.6	10.8	6.5	7.5
神奈川	4.4	3.0	3.7	9.8	6.5	7.5
新潟	6.5	3.9	4.6	13.7	6.5	7.5
石川	3.3	2.9	3.6	9.3	6.5	7.5
福井	5.5	3.9	4.6	14.7	6.5	7.5
静岡	5.6	3.9	4.6	10.8	6.5	7.5
愛知	4.7	3.9	4.6	10.8	6.5	7.5
京都	3.9	3.9	4.6	9.0	6.5	7.5
大阪	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
兵庫	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
和歌山	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
鳥取	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
岡山	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
広島	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
高知	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
福岡	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
長崎	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5
鹿児島	3.5	3.9	4.6	6.6	6.5	7.5

7　海底土：　月の変動はない。

地域的にも傾向をつかむことが出来なかったが，平均^{90}Srは0.05 $m\mu c/Kg$，^{137}Csは0.45 $m\mu c/Kg$，^{144}Ceは3.03$m\mu c/Kg$を得た。

^{90}Srにくらべて^{137}Cs，^{144}Ceの濃縮が著しかった。

8　土壌：　草地，裸地との差は認められなかったが，^{144}Ceについては草地の平均153mc/Km^2が，裸地では105mc/Km^2と裸地がやゝ低いが測定値の巾が大きく汚染の傾向はつかめない。

9　粉乳：　試料100gあたりの平均値は^{90}Srが15$\mu\mu c$/100g，^{137}Csは90～205$\mu\mu c$/100gであった。

全脂粉乳，脱脂粉乳，育児用調製粉乳との差位はなかった。一般に本州北部の試料（北海道，岩手）に高い値が見られた。

10　牛乳：^{90}Srは埼玉，愛知，和歌山，京都，兵庫，広島が低く，青森，秋田，鳥取，鹿児島が高いが，^{137}Csの値には地域差は見られない。月の変化も著しいものがなく全体に昨年より減少の傾向にある。

11　茶葉：　1番茶，2番茶について，埼玉，京都，静岡産の試料を測定した。（表2）

その値は$\mu\mu c/Kg$で昨年のほぼ1/3に減少している。静岡は他の2県より幾分高い値を示している。

12　野菜：　種類別の平均値を表3に示した。

経月変化に著しい傾向はない。又白菜，キャベツ（結球する野菜）はホーレン草，つけなよりも汚染が少い。

又，根菜類は大根のみで比較にならないが，大根の根部と葉部とでは^{90}Sr，^{137}Csとも葉部に高くその値は根部の約2倍に汚染していて他の葉菜類よりも高い値を示している。

第2表　茶葉中の^{90}Sr，^{137}Cs

県名	年度	ストロンチウム－90		セシウム－137	
		$\mu\mu c/Kg$	S.U	$\mu\mu c/Kg$	C.U
埼玉	1963	1993	489	3503	193
	1964	658	185	1207	66
京都	1963	1286	393	2666	147
	1964	741	196	641	38
静岡	1963	3809	1739	6210	357
	1964	778	257	1983	120

第2表　野菜の^{90}Sr，^{137}Cs

種類	ストロンチウム－90		セシウム－137	
	$\mu\mu c/Kg$	S.U	$\mu\mu c/Kg$	C.U
白菜	26.9	56.3	18.6	9.1
キャベツ	24.1	62.7	33.2	17.7
ホーレン草	84.0	106.5	46.9	9.9
つけな	74.8	64.1	39.6	16.6
大根(葉)	131.9	63.8	68.5	21.5
大根(根)	58.9	172.3	23.6	12.8

60　人骨中のSr －90について

放射線医学総合研究所

田中　義一郎　○富川　昭男

大野　茂　佐伯　誠道

日本人の人骨中の^{90}Srを測定し，その蓄積量について検討を行つた。人骨試料は北海道，秋田，宮城，新潟，東京，京都および大阪より採取した1964年1月より同年12月までの死亡者の人骨（主として肋骨）138検体について分析を行つた。

^{90}Srの分析は発煙硝酸分離法により行い，低バックグラウンドカウンター（医理学製LBC－13）を用いて^{90}Yについて計測を行つた。

Caについては除リン酸後E.D.T.Aによる滴定により求めた。

また安定Srについては原子吸光分析法により定量した。Srの定量に当つては，人骨中の如く極めて多量のCaやPO_4^{-3}と共存する微量のSrの定量については未だ報告されていないので測定条件，酸，共存元素等の影響，妨害イオン等について検討し，更に多量のCa共存時の影響を知るため，特級カルシウム試薬を発煙硝酸で処理し，Sr-freeのCaを調整して検討した。その結果PO_4^{-3}を除けばCaと分離せず測定し得ることを知り，Perkin-Elmer製，303型，Atomic Absorption Spectromemerにより定量した。

^{90}Srについては第1表および第2図に示す。日本人の人骨の^{90}Sr濃度は年々増加を示し，特に0～4才群が極めて高く前年度に比し高く最高は1才児で12.88S.U.を示した。

総じて胎児は1.99±0.33S.U.（$S.U = {}^{90}Sr\ pCi/g\ Ca$），0～4才群は5.09±3.32S.U.5～19才群では2.85±1.22S.U.また20才以上の群では0.86±0.56S.U.であつた。

Ca含量はAsh中38.4%であつたが胎児は低く胎児5カ月で32.8%，6.7カ月で34.5%，9ヵ月でで38.2%であった。

安定Srについては第1図に示されるように胎児および年令により差がみられ高年令になるにつれて増加しているが，20才以上での増加は僅かである。成人は胎児の約2倍のSr含有量を示しているが，分析法と共に更に検討したい。

（１９６４年死亡）

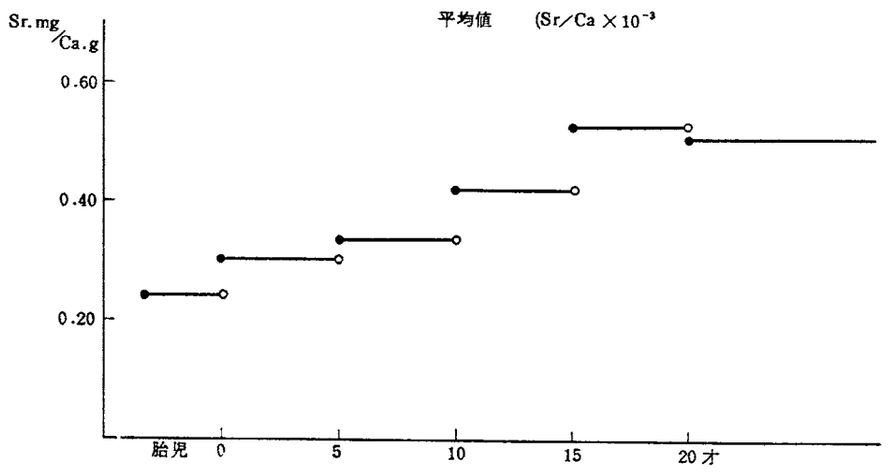
年　令	地　区	試　料 採取年月日	性別	骨　種	S.U ± S.e. ^{90}Sr pCi／g Ca
胎児（4ケ月）	東　京	1964年2月		全身骨	１９６ ± ０．０８
〃	〃	2　月		〃	２１４ ± ０．０８
（５ケ月）	〃	〃		〃	２６９ ± ０．１０
〃	〃	5　月		〃	２２６ ± ０．０９
〃	〃	〃		〃	２６１ ± ０．１０
〃	〃	〃		〃	２６７ ± ０．１０
（６ケ月）	〃	2　月		〃	１７１ ± ０．０８
〃	〃	〃		〃	２１２ ± ０．０９
〃	〃	〃		〃	１１４ ± ０．０７
〃	〃	5　月		〃	２７３ ± ０．０９
（７ケ月）	〃	2　月		〃	１６０ ± ０．０８
〃	〃	5　月		〃	２１０ ± ０．０９
〃	〃	〃		〃	２２０ ± ０．０９
〃	〃	〃		〃	２０５ ± ０．０９
〃	〃	〃		〃	１８５ ± ０．０８
〃	〃	〃		〃	１９８ ± ０．０９
（８ケ月）	〃	2　月		〃	１３０ ± ０．０８
〃	〃	〃		〃	２１６ ± ０．０７
〃	〃	5　月		〃	１６３ ± ０．０９
〃	〃	〃		〃	２５５ ± ０．０８
〃		〃		〃	１７８ ± ０．１０
〃		〃		〃	１８５ ± ０．０８
〃		〃		〃（4）	１８３ ± ０．０９
（９ケ月）		2　月		〃	１２８ ± ０．０８
〃		〃		〃	１９４ ± ０．０９
〃		〃		〃	１９７ ± ０．０９
〃		5　月		〃	１９３ ± ０．０９
〃		〃		〃	１９２ ± ０．０９
〃		〃		〃（5）	１８６ ± ０．０９
新生児		2　月		〃	２０６ ± ０．０９
１　才		１１月	男	肋骨大腿骨	４０７ ± ０．１２
〃	北海道	〃	〃	肋　骨	１２８８ ± ０．２１

年　令	地　区	試　料 採取年月日	性別	骨　種	S.U. S.e. ^{90}Sr pCi／g Ca
2　才	東　京	1964年4月	女	肋骨大腿骨	２４４ ± ０．１０
〃	〃	7　月	男	〃	４９２ ± ０．１４
〃	〃	〃	〃	〃（2）	７３４ ± ０．１６
3　才	〃	2　月	女	〃	２３６ ± ０．１０
〃	宮　城	4　月	男	大腿骨	８３５ ± ０．１８
〃	東　京	１１月	〃	肋骨大腿骨	２１４ ± ０．０９
4　才	〃	7　月	女	肋骨大腿骨（4）	４３７ ± ０．１２
5　才	北海道	3　月	〃	肋　骨	２４９ ± ０．１０
〃	東　京	7　月	〃	肋骨大腿骨	２６９ ± ０．１０
〃	〃	9　月	男	〃	２４９ ± ０．１０
〃	宮　城	１１月	〃	大腿骨	２２７ ± ０．１０
6　才	東　京	4　月	〃	全身骨	１９２ ± ０．０９
7	〃	〃	女	肋骨大腿骨	１９２ ± ０．０９
8	宮　城	7　月	〃	大腿骨	３０７ ± ０．１１
〃	〃	１０月	〃	〃	３０１ ± ０．１１
9	東　京	4　月	男	肋骨大腿骨	１７４ ± ０．０８
〃	〃	7　月	〃	〃	２０７ ± ０．０９
１０	北海道	2　月	〃	肋　骨	４７７ ± ０．１３
〃	東　京	4　月	〃	肋骨背椎骨	２１２ ± ０．０９
〃	〃	8　月	〃	肋骨大腿骨	２１２ ± ０．０９
〃	〃	〃	〃	〃	２７８ ± ０．１０
１１	北海道	5　月	〃	肋　骨	２７６ ± ０．１０
１２	東　京	2　月	女	肋骨大腿骨	２７２ ± ０．１０
〃	〃	4　月	〃	〃	１８３ ± ０．０９
〃	〃	7　月	〃	〃	２８６ ± ０．１１
〃	〃	１１月	〃	〃	５４０ ± ０．１５
〃	北海道	〃	男	肋　骨	２０７ ± ０．０９
１３	東　京	１　月	女	肋骨大腿骨	１５７ ± ０．０８
〃	北海道	１　月	〃	〃	３７２ ± ０．１２
〃	東　京	2　月	男	〃	１２２ ± ０．０８
〃	〃	2　月	女	〃	２２９ ± ０．１０
〃	〃	5　月	〃	〃	３０８ ± ０．１１
〃	〃	7　月	〃	〃	１２３ ± ０．０７
〃	〃	〃	男	〃	１６９ ± ０．０８
〃	宮　城	〃	〃	大腿骨	２３０ ± ０．０９

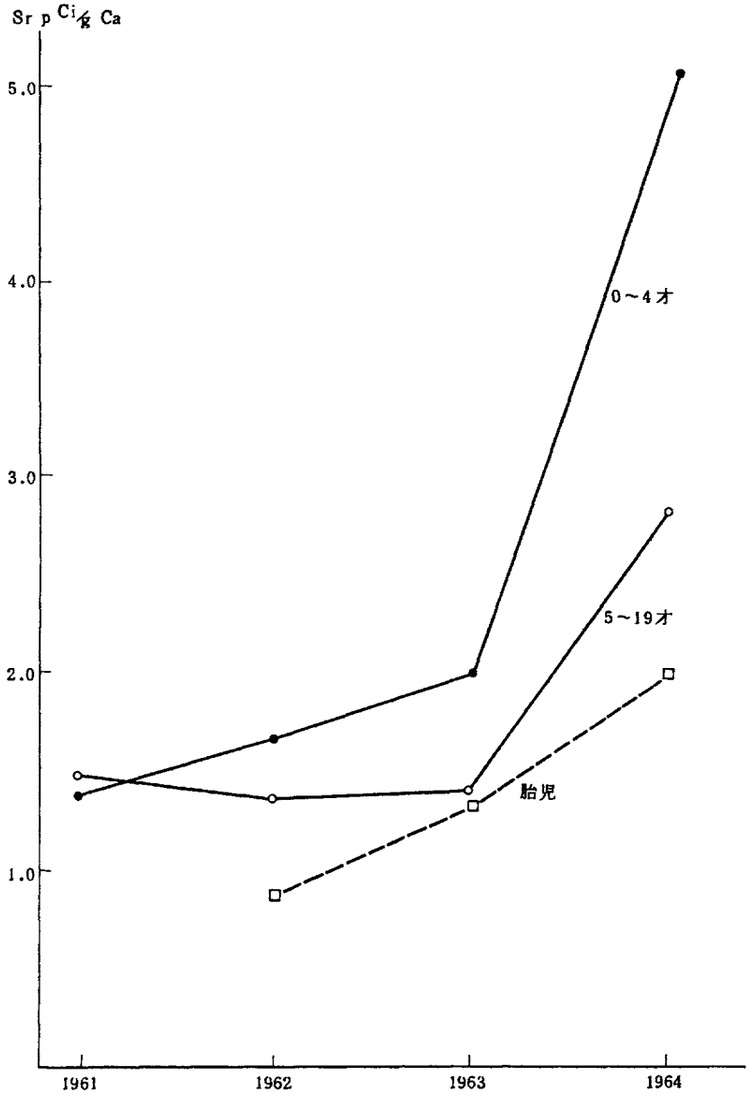
年　令	地　区	試料採取年月	性別	骨　種	S.U. ± S.e. ^{90}Sr pCi／g Ca
13　才	北海道	9　月	男	肋　骨	283 ± 011
14	東　京	4　月	女	〃	174 ± 008
〃	〃	6　月	〃	肋　〃	338 ± 011
〃	〃	7　月	〃	〃	331 ± 011
〃	〃	4　月	〃	〃	233 ± 010
〃	〃	11月	男	背　椎　骨	695 ± 016
〃	〃	〃	〃	大　腿　骨	417 ± 012
〃	〃	〃	〃	背　椎　骨	336 ± 011
〃	〃	〃	〃	大　腿　骨	270 ± 010
15　才	〃	2　月	〃	肋骨大腿骨	170 ± 008
〃	〃	4　月	女	〃	364 ± 012
〃	〃	〃	男	〃	522 ± 014
〃	〃	11月	〃	大　腿　骨	309 ± 011
16　才	〃	1　月	〃	肋骨大腿骨	417 ± 012
〃	〃	4　月	女	〃	171 ± 008
〃	〃	7　月	男	〃	273 ± 010
〃	〃	〃	〃	〃	477 ± 014
〃	宮　城	8　月	女	大　腿　骨	269 ± 011
〃	東　京	9　月	男	肋　骨 (3)	237 ± 010
17　才	〃	5　月	〃	肋骨大腿骨	191 ± 009
〃	〃	6　月	〃	〃	270 ± 010
〃	〃	7　月	〃	〃	616 ± 015
〃	北海道	10月	〃	肋　骨	434 ± 012
〃	東　京	11月	〃	〃	241 ± 010
〃	〃	11月	〃	大　腿　骨	309 ± 011
18　才	〃	2　月	〃	肋骨大腿骨	207 ± 009
19　才	〃	5　月	女	〃	146 ± 008
〃	〃	9　月	男	肋　骨	245 ± 010
20　才	〃	11月	〃	〃	216 ± 009
20　才	北海道	9　月	女	〃	070 ± 005
24　才	東　京	10月	男	〃	174 ± 008
25　才	〃	10月	女	〃	177 ± 008
27　才	〃	11月	男	〃	168 ± 008
27　才	〃	11月	女	〃	101 ± 007
25－29	〃	3－11月	男	〃	110 ± 007

年　令	地　区	試料採取年月	性別	骨　種	S.U. ± s.e. (^{90}Sr pCi／g Ca)
32－35	大　阪	8－12月	女	肋　骨 (3)	041 ± 005
34－38	京　都	10－11月	男	〃 (4)	035 ± 005
40－42	大　阪	4－ 8月	女	〃 (2)	029 ± 005
45－46	東　京	6－12月	男	〃 (4)	032 ± 005
51－55	〃	7－11月	女	〃 (3)	040 ± 005
56－59	〃	9－10月	男	〃 (2)	031 ± 005
60－69	〃	10－11月	男	〃 (5)	030 ± 005
70－79	〃	8－11月	男	〃 (5)	033 ± 005

括弧内数字は合併試料の試料数



第１図　安定Ｓｒの各年令群における平均値
（Ｓｒ／Ｃａ×10⁻³）



第２図　　年令別人骨中のＳｒ－９０濃度の年次変化

６１　コリメータを用いたＮａＩ（Ｔｌ）検出器による局所的なＣｓ１３７蓄積量の直接測定

放射線医学総合研究所

渡辺博信　○山下幹雄

宮国信栄　小口節子

地表上に降下した人工放射性物質から人体が受ける線量を評価しようとする場合，食物連鎖等を通じての内部被曝と共に，体外からの被曝線量が問題となる。外部被曝の問題を考える場合，今日では，Ｃ 137の蓄積量のみが問題となるが，生活環境の中における，その実際の分布模様は，年月の経過と共に，weathering等の影響を受けて，降下当初とはかたり違つた分布をしていることが予想される。本報告ではこのような見地から主として，一般住宅の周辺における局所的なC_s 137の蓄積量を，コリメータを用いたＮａＩ（Ｔｌ）検出器によつて直接測定することを試みた。波高分析装置およびその他の測定器は，モニタリングカー内に搭載し，ガソリン発電機（１００Ｖ，３００Ｗ）によつて動作させた。コリメーター付検出器の測定効率は，点線源による実験データに基づいて計算されたが，比較のため，測定場所において採取した土壌試料中の C_s 137 含有量の測定も行つた。一般に，舗装された地域における測定では，γ線スペクトルには明らかな C_s 137 のピークは見られないが，家屋周辺の舗装されていない地表においては，容易に検出しうる量を見出すことができた。地表上におけるC_s 137 の蓄積量は，降雨水の流出入の程度によつて，著しく変つていることが予想されるが，１９６５年１０月の測定結果では，東京，千葉地区においては場所により７０～３００ $m\mu c/m^2$ の値が得られている。これらの測定結果から，住宅周辺に蓄積しているC_s 137 は，状況によつては，家屋内におけるバックグランド線量率に有意な変化をもたらしている場合も考えられる。

６２　乳歯中に含まれるＣｒ－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

人体中ストロンチウム－９０の蓄積をしらべぬ一つの目安として，１９６１年１２月以来，乳歯の収集，分析を行つてきたが現在までに小学校，幼稚園，等各方面の協力により約２７５００本の乳歯を集めることが出来た。

これら乳歯を引続いて歯牙別，地域別，出生年別および栄養別に夫々分類を行い分析をしているが，そ

のストロンチウム－９０の蓄積量は出生年が１９５０年～１９５４年までは除々に増しており，１９５４年から１９５５年にかけて著しく増加している。１９５６年から１９５８年生れのものも年々増加を来しているが１９５４年～１９５５年に比べその増加範囲はやゝゆるやかな様である。

また，出生後の哺育状態による差異は，出生年が１９５４年以降からは母乳栄養児に比べ人工栄養児と混合栄養児の乳歯の方が少しづつストロンチウム－９０量が増加していく傾向が見られた。

次に，齲蝕のある歯牙を用い，健全側と齲蝕側に切断して夫々まとめたもの，齲蝕の程度の著しい歯のみをまとめたものを試料として分析を行つて比較したがストロンチウム－９０量に有意の差はみとめられなかつた。

東海地方（名古屋を中心とした）の乳歯も収集したので１９５６年と１９５７年生れのものについて少数例ではあるが分析を行つたが，関東地方と東海地方の間ではとくに地域による差異はみとめられないようである。

第一表は１９５０年から１９５８年生れの乳歯についての母乳栄養，人口栄養および混合栄養別の分析結果をまとめたものである。

（ ）内は分析試料数を示す。

第１表　乳歯中のストロンチウム－９０濃度　（$\mu\mu c/gCa$）

出生年	母乳栄養	人工栄養	混合栄養
1950	0,17 ± 0,04 (2)		
1951	0,19 ± 0,04 (3)		
1952	0,24 ± 0,06 (3)		
1953	0,26 ± 0,03 (4)		0,33 ± 0,03 (2)
1954	0,45 ± 0,06 (4)		0,71 ± 0,20 (2)
1955	0,84 ± 0,07 (8)	1.13 ± 0,13 (2)	0,80 ± 0,03 (2)
1956	0,88 ± 0,08 (7)	1.31 ± 0,10 (3)	1.08 ± 0,16 (4)
1957	0,77 ± 0,03 (6)	1.57 ± 0,13 (3)	1.67 ± 0,07 (3)
1958	0,94 ± 0,07 (1)		1.62 ± 0,10 (1)

（数値は平均値±S.E.を表わす）

63　日常食に由来するSr－90の体内蓄積量について

国立栄養研究所

速水　泱　○鈴木一正

佐々木理喜　早川徳子

前報（昭和３９年度報告）に於いて成人（女子大学生）を対象として日常食を摂取した際の^{90}Srの出納成績を報告したが，今回はこれに引続いて，骨への取込みの多い可能性のある発育期の児童について^{90}Srの出納を求めた。またCa摂取量の大小による影響をもあわせて調べた。

被試験者は健康な女児５名で試験期間は１０日間として，前報と同様な要領で行った。

試験食は5種類5日分の献立を作り，２期繰返した。熱量，蛋白質その他の栄養素は所要量を満たすようにした。また2期においては朝食時に一定量のCaを飲ませ，その影響も観察した。第1表に５日間に摂取した食品構成を示す。

^{90}Srの測定は前報同様発煙硝酸法によつた。

実験の結果は３４表に示す値が得られ，１期では１人１日平均9.７$\mu\mu c$の^{90}Srの摂取に対し尿中に2.0$\mu\mu c$，屎中に１７$\mu\mu c$が排泄され６１$\mu\mu c$が蓄積された。

２期では7.７$\mu\mu c$の摂取に対し，尿中に２０$\mu\mu c$，屎中には２３$\mu\mu c$が排泄され，３４$\mu\mu c$が蓄積された。

第１表　試験期間の食品群別摂取量（１日当のｇ）

米	440	220	220	330	220	1430	286
麦	20		158		100	278	556
こ	5		8	5	40	52	104
い	70	50				120	24
製	27	16	15	28	20	106	21
の	25	24	83	5	17	154	308
豆（由来）	55	100	50	50	5	260	52
脂	30					30	6
大	10	40		70		120	24
そ	12	4	2	4	4	26	51
類	50	40	50	53	70	263	526
肉	60		85	80	75	300	60
野	210	50	30	40	180	510	102
菜	207	120	45	95	115	582	1164
樹			90		100	150	38
果		150		100		250	50
野	200	280	165	260	203	1808	2216
草	1				10	12	24
み	38	20	30	28	30	138	276
醤	8	30	5	16		59	118
食		3	3	11		17	34
そ			10	5		16	32

第２表　　被試験者

	年　令	体　　重	身　　長
A	12	37.5Kg	145 cm
B	12	48.5	144
C	12	36.0	144
D	11	34.0	144.6
E	12	35.0	147

第3表　　1期における^{90}Srの出納 μμc／day

被試験者	摂取量	排泄量		蓄積量
		屎	尿	
A	9.69(23.1)	1.91　(10.7)	2.66　(33.3)	5.12
B	〃	2.58　(14.4)	0.86　(18.3)	6.25
C	〃	1.51　(18.9)	2.73　(47.9)	5.45
D	〃	1.01　(3.0)	1.32　(47.1)	7.36
E	〃	1.36　(6.9)	2.47　(21.3)	5.86
平　均	9.69(23.1)	1.67　(10.8)	2.01　(33.6)	6.10

( )内はS.U

第4表　　2期における^{90}Srの出納 μμc／day

被試験者	摂取量	排泄量		蓄積量
		屎	尿	
A	7.72(90.3)	2.72　(10.7)	2.29　(10.4)	3.19
B	〃	2.03　(12.5)	1.79　(33.8)	3.90
C	〃	2.01　(9.9)	2.10　(9.3)	3.61
D	〃	2.20　(11.5)	2.06　(24.2)	3.46
E	〃	3.02　(18.9)	1.88　(23.8)	2.82
平　均	7.72(90.3)	2.30　(12.7)	2.02　(2.3)	4.32

64　血液分析により推定した1965年6月における日本人のCs－137の全身体負荷量

国立衛生公衆院　　山県　登

前回[1,2]に報告した方法に従い人体中のCs-137の全身負荷量を推定するために各地方の血液銀行から1965年6月に全血液試料を集めた。

全血液は男性のみの試料5つを中央赤十字および8つの地方赤十字の血液銀行から集めた。既に報告[3]した放射化学的定量法のリンモリブデン酸－ジピグリルアミン－塩化白金酸各法を組合わせた方法により200～250mlの各試料中のCs－137の含量を分析した。結果を表1に示す（値は凝血防止剤の量を補正したものである）。

研究所員（男性）の血液および全身体レベルの測定は1965年6月15日におこなつた。なお全身体レベルは飯沼武氏により千葉の放射線医学総合研究所で測定された。

血中レベルと全身体レベルとの関係を表2に示した。単位体重当りの身体負荷量（pc／Kg）と血液中濃度（pc／Kgと血液）とを関係づける因子は6.26±0.53と計算された。標準の日本人の体重56Kg中の身体負荷量を得るために，表1の最後の欄に示されている血液中濃度の地方平均値と56Kgとの積に上述の因子を掛けて求めた値を図1に示した。

血液レベルの地域差は1964年6月[4]では非常に大きかつた。（表3）この地域差も1965年には認知される程度まで減少したが，なお北部および日本海沿岸の地域でより高い身体負荷量を示した。

血液レベルの地域差は汚染食料の消費の地域的な違いと既報[4]の降下率の地域差とによるものと考えられる。

1965年6月における身体負荷量の国民平均レベルは各地域の値を平均することによつて9.3±2.2ncと計算された。これはレベルが16.7ncであった1964年6月以来44％の減少を意味する。

Table 1. Levels of Cs-137 in the whole Blood obtained from Blood Banks

Prefecture	NO.	^{137}Cs Pc／kg blood	Mean± Stand.Deviation
Hokkaido	C-32	28.5	
	-52	25.1	
	-62	28.5	32.5 ± 7.0
	-72	41.9	
	-82	37.5	

Akita	G-1463	29.4	
	-1466	43.2	
	-1609	28.6	34.3±7.0
	*1997	968*	
	-2052	35.1	
Ishikawa	2042	26.2	
	2043	22.9	
	2047	22.2	25.6±5.1
	2053	22.3	
	2055	34.3	
Miyagi	C-445	15.0	
	-462	34.2	
	-463	23.9	26.4±8.6
	-467	35.9	
	-469	23.0	
Saitama	1003	27.5	
	1009	27.5	
	1011	28.6	26.8±2.7
	1014	28.3	
	1016	21.9	
Tokyo	4879	23.0	
	4882	29.5	
	4884	26.3	24.4±3.4
	4886	22.3	
	4889	21.1	
Miye	-696	22.2	
	-697	23.5	
	-695	27.8	25.1±4.8
	-693	19.8	
	-691	32.0	

Osaka	3806	30.4	
	3809	29.8	
	3820	23.4	26.2±4.1
	3822	20.8	
	3829	26.7	
Ckayama	C-5946	24.4	
	-5946	20.3	
	-5948	21.3	20.0±3.3
	-5975	16.0	
	-5981	18.4	

Mean 26.±6.2

* Omitted in obtainimg the mean.

Table 2. Reference Determinations on Laboratory Personnel (15 June 1965)

Subject	Sex	Age	Body Weight (kg)	Blood-137Cs (pc/kg)	Body-137Cs (nc)	Factor*
Wa	M	30	57.0	33.8	11.0	5.71
Ku	M	23	59.2	29.5	11.0	6.30
Iw	M	34	60.0	35.0	14.2	6.77

$$\text{*Factor} = \frac{\text{Total body burden of Cs-137 (pc}}{\text{Body weight (kg) x Cs-137 in blood (pc/kg)}}$$

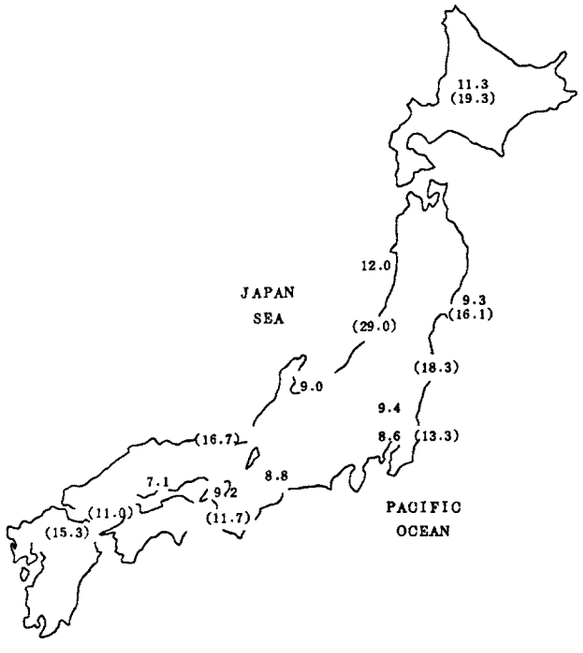
Table 3. Comparison of the Blood Levels of Cs-137 in 1964 and 1965 (Pc/kg blood)

District	July 1964	June 1965
Hokkaido	43.8	32.3
Tohoku, Pacific Coast	36.6	26.4
Tohoku, Japan Sea Coast	66.0	34.1 25.6
San-in	38.0	—

Northern Kanto	41.7	26.8
Southern Kanto	30.2	24.4
Kinki	26.6	25.1 26.2
Seto-uchi	25.1	20.1
NOrthern Kyushu	34.9	−
Mean	38.1	26.6

REFERENCES

1. Yamagata, N.: "Assessment of Radioactivity in Man", International Atomic Energy Agency, Vienna, 1964. Vol. II, p.41.
2. Yamagata, N. and Iinuma, T.A.: Total Body Burden of Cesium-137 in Japanese in 1964 as Assessed by Blood Analysis. to be appeared in Health Physics.
3. Yamagata, N.: Bull. Inst. Publ. Health, 13(3): 153-158, 1964.
4. Yamagata, N.: Nature 207: 211, 1965.



第 1 図

65 Cs−137人体負荷量と24時間排泄尿中のCs−137量との相関について

放射線医学総合研究所

○佐伯誠道　飯沼武

内山正史

（緒言）

昨年にひきつづき放射性降下物中のCs−137 人体負荷量をホールボディカウンターで測定し24時間中に排泄される尿中のCs-137 量を化学分析により求めて，その相関性を検討した。さらに採尿時によるCs−137 の排泄量の変動をみるために，睡眠時間を除いた残り時間を四分して各期間におけるCs−137，K量を求めた。なお現在人体と環境とがCs−137 に関して平衡に達していると判断して有効生物学的半減期を試算してみた。人体負荷量，人尿中のCs−137，Kの定量法は既報に準じた。

（結果と考察）

1964年4月から1965年7月までのCs−137 の人体負荷量と尿中排泄量との平均の月別変化を第1図に，セシウムユニットの月別変化を第2図に示した。実線は平均値，鎖線は最高値，点線は最低値を示す。各月とも人体負荷量，尿中排泄量ともに3倍以上の個体差が観察された。尿中排泄量と人体負荷量との比を付して前述の各数値を第1表に示した。尿中排泄量を100 倍し，人体負荷量との相関を示したのが第3図であるが相関係数r=0.36 でよい相関とはいえない。1965年4月から7月まで各測定点に1δの標準偏差を付してプロットしたのが第4図で，相関係数0.98できわめてよい相関性が認められその回帰直線はy=0.90X+3.3(X=100x) で与えられる。ここでyは人体負荷量でmμci であらわし，xは尿中排泄量でpciであらわす。人体負荷量が0である場合は当然尿中排泄量も0であるはずであるからこの直線は原点を通るべきであるが，各点の1δの標準偏差内に入ればよいことにするとこの測定点から求めた実験式が原点を通るように引くことは可能である。しかし相関性はやゝ劣るようになると推定される。従って15人以上のグループの月平均の人体負荷量を平均24 時間排尿中Cs−137 量から求めるには現時点ではこの実験式が最も妥当な値を与えている。第3図の実験式でr相関性が低かったのは，1964年の食物中のCs−137 量が変動していて人体負荷量と平衡に達していなかったと思われることがその大きな原因と推察される。平衡に達したと考えられる時期，すなわち1965年1月から7月に同一地域に居住しほぼ同一の食事をとっていると考えられる成人男子7人について，Richmond の式を用いて有効生物学的半減期を求めたのが第4表で30 日から114 日にわたる個体間の変化が認められた。この7人の中にはCs−134，Cs−137のトレーサー実験をおこなっていた者も含まれているので，この数値を日本人の成人男子の有効生物的半減期とするのはやゝ穏当でないようであるが，平均値をとれば有効生物学的半減期は70日〜80日 に全排泄Cs−137 量に対する尿中排泄量の比が0.74〜0.87まで個体により又，時期により変動することを考慮して，約1割の幅をつけて60〜90日とみてよさそうである。有効生物学的半減期にみられる個体差が食事によるものではないと

思われるのは第２表に示した１９６４年埼玉県成人男子間の差，１９６５年千葉県成人男子間の人体負荷量，尿中排泄量の差が見られることで明らかである。セシウムユニットの人体負荷量と尿中排泄量との相関性を見たのが第５図で，１９６４年のデータを加えて解析すると相関が低くなる傾向はセシウム濃度間の相関性と同様であるが，１９６５年に関しては，昨年までの結果とは逆にセシウム濃度の相関の方が優れている。この原因については検討中である。次に１９６５年５月に採取した埼玉県成人女子の１０人の尿を時間を四分して各期間の尿中濃度を測定したのが第３表である。これから明かなようにＣｓ－１３７の尿中排泄量，セシウムユニットともに採尿時期により有意に異なるので，尿中濃度から人体負荷量を推定する場合にはスポット尿を集めたのでは非常に不完全な値しか得ることができない。

（結　論）

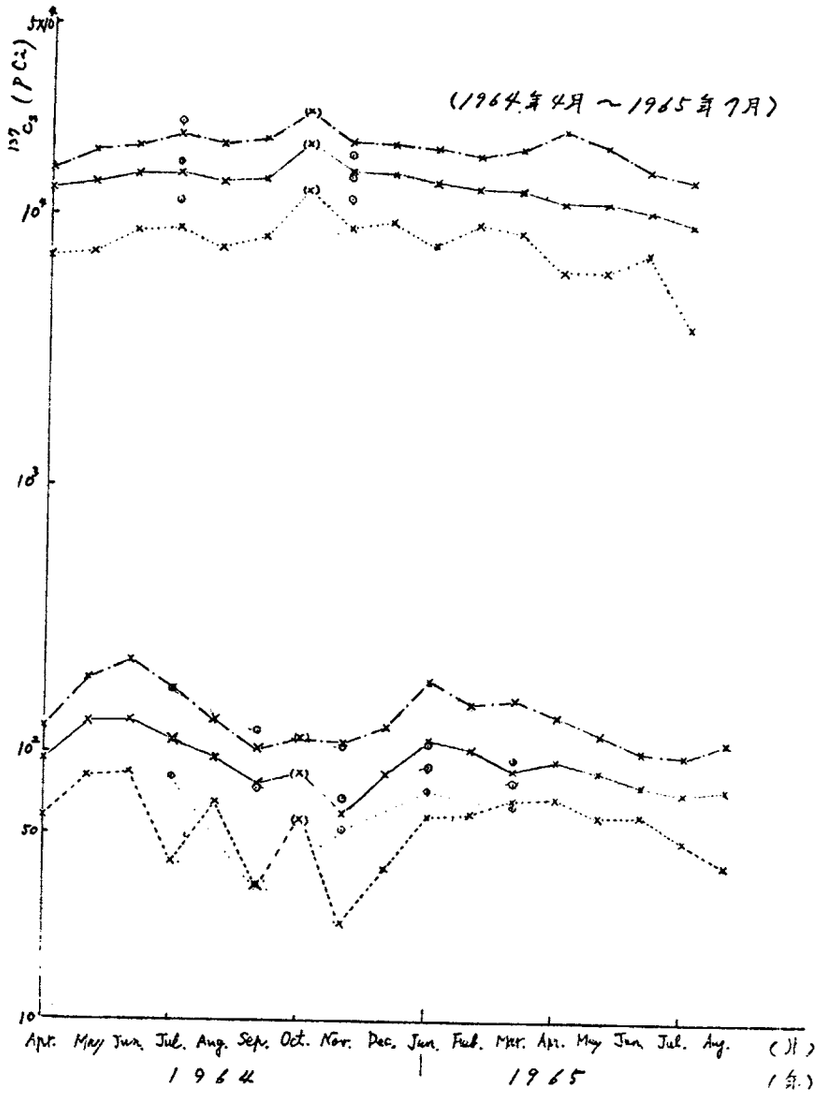
１．１９６５年１月から７月の期間では人体負荷量と尿中排泄量との相関は $y=0.90X+3.3$（$X=100x$）の回帰直線で最もよくあらわされ，その相関係数は $\alpha=0.98$ である。

２．１９６５年１月から７月までの有効性物学的半減期は１５人以上のグループを１試料とすれば６０～９０日としてよい。但し個体差は３倍程度みられる。

３．従ってこの実験式から個体毎の人体負荷量を求めるのはかなり危険であり，この式は平衡時で，１５人以上のグループの平均値を求める場合にのみ適用範囲を限るのが妥当であろう。

４．人体負荷量を推定する目的でスポット尿を用いるのは避けるべきである。

最後に本実験に御協力いただいた放射線医学総合研究所職員，国立公衆衛生院職員の方々，特に放射線医学総合研究所技術部八代氏に記して謝意を表します。

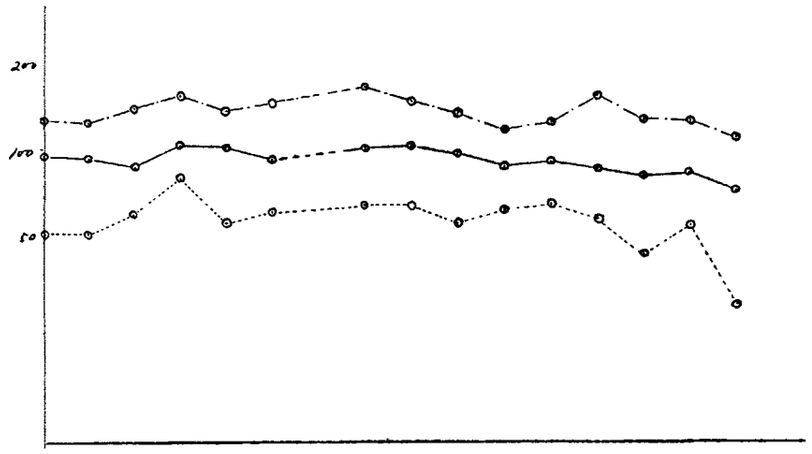


第１図

Ｃｓ－１３７の月平均人体負荷量と，

２４時間尿中排泄量

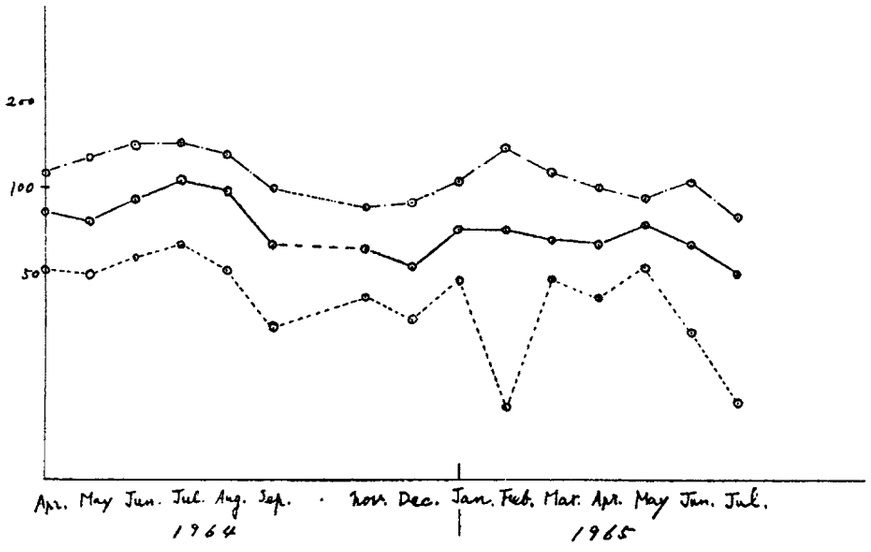
（１９６４年4月～１９６５年7月）



第2図－a

月平均の人体内セシウムユニット

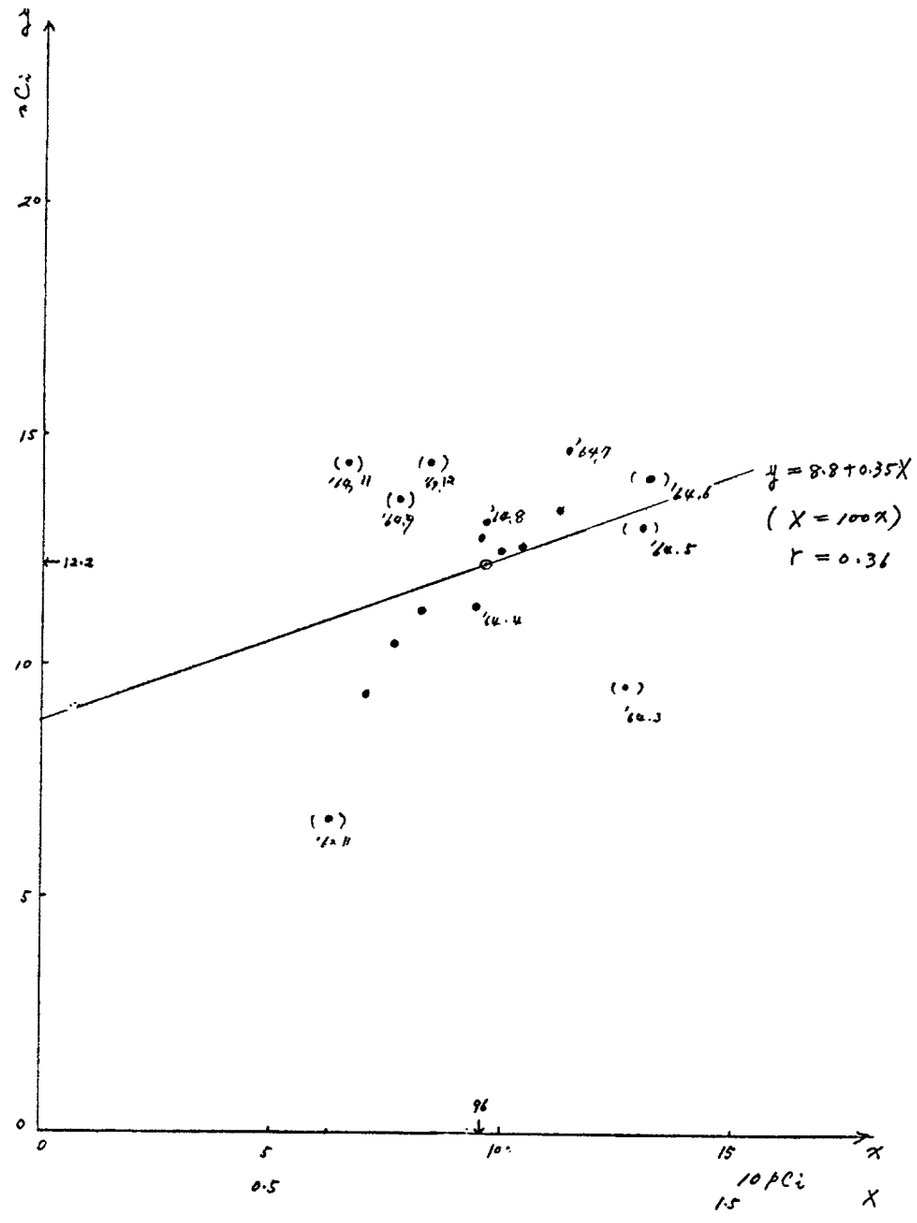
（1964年4月～1965年7月）



第2図－b

月平均の平均24時間尿中のセシウムユニット

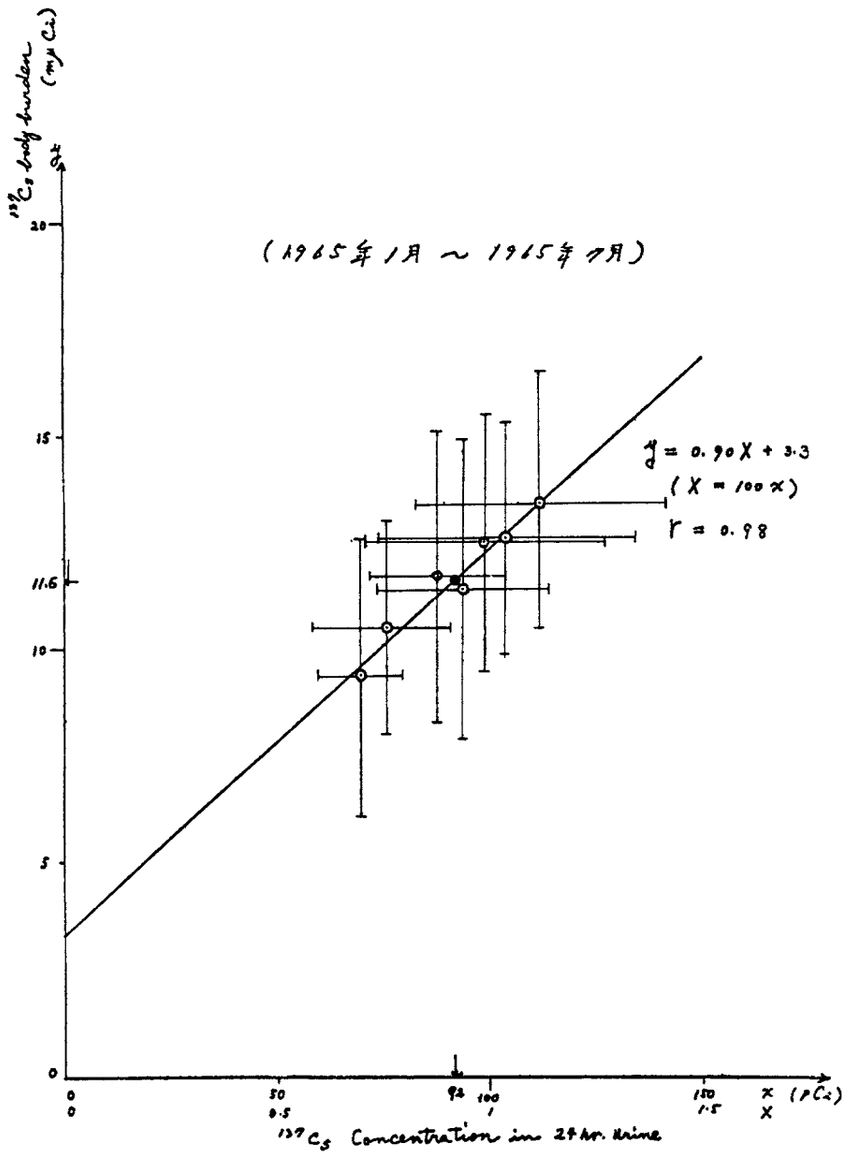
（1964年4月～1965年7月）



第3図

月平均の人体負荷量の平均24時間尿中Cs－137排泄量に対する回帰直線，及び相関係数（r）

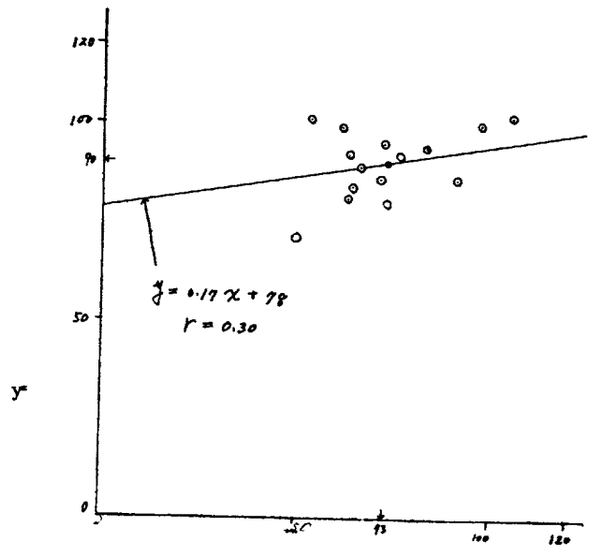
（1963年11月～1965年7月）



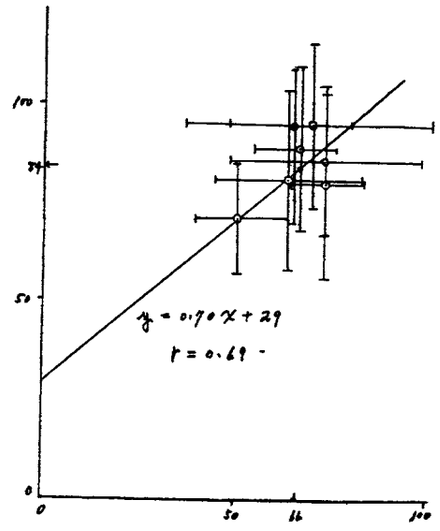
第4図

月平均の人体負荷量の平均24時間尿中Cs－137排泄量に対する回帰直線，及び相関係数（r）

（1965年1月～1965年7月）



a） 1963年11月～1965年7月



b） 1965年4月～1965年7月

第5図

月平均の人体内セシウムユニットの平均24時間尿中セシウムユニットに対する回帰直線，及び相関係数（r）

第1表　月平均のＣｓ－１３７人体負荷量，平均２４時間尿中のＣｓ－１３７量，その比率，及び，各セシウムユニットとの比率

１９６３年１１月～１９６５年７月）

date	body burden (muci)	the NO determed	Concn in urine (Pci)	Concn in urine body burden	CU in whole body	CU in urine	CU in urine CU in whole body
	(6.7)	(6)	(62)	(0.0093)			(0.88
	(9.6)	(1)	(126)	(0.0131)			(0.83
	(12.3)	(7)	(95)	(0.0077)	(94)	(83)	(1.06)
	(13.0)	(6)	(130)	(0.0100)	(92)	(76)	(1.03)
	(14.1)	(7)	(131)	(0.0093)	(86)	(91)	(0.97)
	(14.7)	(6)	(114)	(0.0078)	(102)	(105)	1.50
	(13.1)	(3)	(96)	(0.0073)	(100)	(97)	(0.69)
	14.0	7	74)	0.0053	66	99	0.62
	(13.6)	(2)	(77)	(0.0057)	(91)	(63)	(0.62)
	14.7	7	69	0.0047	102	63	0.58
	(14.4)	(10)	(66)	(0.0046)	(99)	(61)	(0.52)
	14.0	7	92	0.0066	(97	56	0.76
	(14.4)	(12)	(84)	(0.0058)	(101)	(53)	(0.73)
	13.5	8	(108	0.0080	95	72	0.85
	(13.4)	(12)	(112)	(0.0084)	(95)	(69)	(0.85)
	12.2	6	(103	0.0084	81	69	0.81
	(12.6)	(10)	(104)	(0.0083)	(86)	(73)	(0.74)
	11.2	5	91	0.0081	85	69	0.62
	(12.5)	(7)	(99)	(0.0079)	(89)	(66)	(0.76)
	11.4	7	94	0.0089	89	64	0.98
	(11.3)	(18)	〃	(0.0083)	(84)		)
	11.7	7	88	0.0085	80	73	0.85
		(18)	(86)			(73)	0.83
	10.5	8	76	0.0081	81	63	
	9.4	(16	70	0.0086	71	51	
		(18)	(71)			(50)	

注　（　）内は２４時間尿提供者の数値を加えた数値。

他は３日間平均の平均２４時間尿供者についての数値

（　）＊内は人体負荷量又は3日間平均の平均２４時間尿のうち，いずれか一方のみを測定した数値を加えて得た数値である。

第3表　Cs-137 濃度の採尿時による変化

採尿時	尿中量（PC_2）	尿中濃度 pci/ml	C．U	CU/ml	尿量 (ml)
～　8	29.8±1.0	0.32	35.8±1.3	0.39	920
～ 12	69.2±1.8	0.84	30.3±0.8	0.22	825
～ 16	51.6±1.6	0.69	45.2±1.4	0.60	750
～ 22	34.6±1.3	0.74	21.4±0.4	0.46	465

第4表　有効生物学的半減期（Pichmondの式による）

Pichmond の式

$$T = \frac{fu \cdot q \cdot 0.693}{E}$$

但し，　fu ： 全排泄量中，尿中に出る比率（0.74～0.87）

q ： 人体負荷量（mμCi）

E ： 尿中排泄量（mμCi）

T ： 有効生物学的半減期（日）

測定対象	年令	1955年4月	1965年5月	1965年6月	1965年7月
T．H	24		50	75	54
J．I	25	33	42	51	94
K．K	25～26	63		50	44
M．U	27	51	69	71	30
T．I	27	89	102	84	85
T．K	30～31	106	114	82	97
M．Y	31	80	78	69	69
平．均		79	78	69	69

第2表　同一食事をとっている成人男子の人体負荷量と24時間排泄量中のCs-137

埼玉地区　1964年

date	Sample	body burden (mμCi)	Concn in Urine (pCi)	C.U.in Whole body	C.U.in Wrine
July	M.I.	12.9	161	91	132
	T.I.	13.3	96	82	96
	O.H.	11.2	171	71	171
	R.N.	17.4	104	99	104
	S.O.	16.9	88	96	88
November	K.S.	22.0	81	122	81
November	M.I.	12.8	58	82	43
	Y.I.	14.3	58	93	45
	M.I.	16.6	71	101	69
	Y.S.	11.9	61	79	44
	K.H.	15.7	106	88	79
	H.T.	11.5	52	68	78

千葉地区　1965年

date	Sample	body burden (mμCi)	Concn in Urine (pCi)	C.U.in Whole body	C.U.in Wrine
April	T.H.	8.9		65	
	J.I.	6.3	108	47	54
	K.K.	9.7	86	73	72
	M.U.	8.5	93	67	42
	T.I.	13.0	82	93	80
	T.K.	20.9	111	152	49
	M.Y.	10.2	72	70	47
May	T.H.	7.9	56	89	78
	J.I.	6.3	85	43	53
	K.K.		76		79
	M.U.	9.5	77	74	68
	T.I.	15.4	85	121	92
	T.K.	18.4	91	120	61
	M.Y.	9.1	58	61	66
June	T.H.	7.9	59	58	63
	J.I.	8.4	92	63	70
	K.K.	7.4	83	54	64
	M.U.	9.9	78	78	55
	T.I.	13.3	89	103	80
	T.K.	14.9	02	113	51
	M.Y.	9.4	77	67	61
July	T.H.	6.2	65	49	42
	J.I.	11.7	70	88	43
	K.K.	5.7	73	41	43
	M.U.	3.9	73	29	54
	T.I.	11.2	74	83	18
	T.K.	12.4	72	79	45
	M.Y.	7.4	47	54	38

66　高度10～13 km付近におけるC-14及びH-3の濃度変化（IV）

防衛大学校物理学教室
○久保添　忠　嘉，横　田　穣　一
梅　沢　久美子

高度10ー13 km付近のC-14及びH-3の濃度変化を調べるために，1963年11月以来，航空自衛隊の岐阜基地にある実験航空隊によりF-86-Fジェット戦斗機を上記高度で，東経135°ー139°，北緯33.5°ー36.5°の範囲に飛ばして，同高度における大気中の炭酸ガス及び水分をモレキュラーシーブ4Aを吸着剤として用いて捕集し[①②]，その中に含まれるC-14及びH-3を測定し，[③④]その結果についてはその都度報告して来たが[⑤⑥⑦⑧]今回は1965年10月5日までのC-14濃度変化と7月20日までのH-3濃度変化について報告する。

また，地上の6 station（旭川，富山，富士山五合目，北富士演習地，横須賀，高知）で2N-NaOH溶液2 ℓを表面積ー400 cm²の容器に入れて一定期間放置し，これより得た炭酸ガス中のC-14濃度変化も併せて報告する。

Fig. 1にC-14の濃度変化を示す。

Fig. 2にH-3の濃度変化を示す。

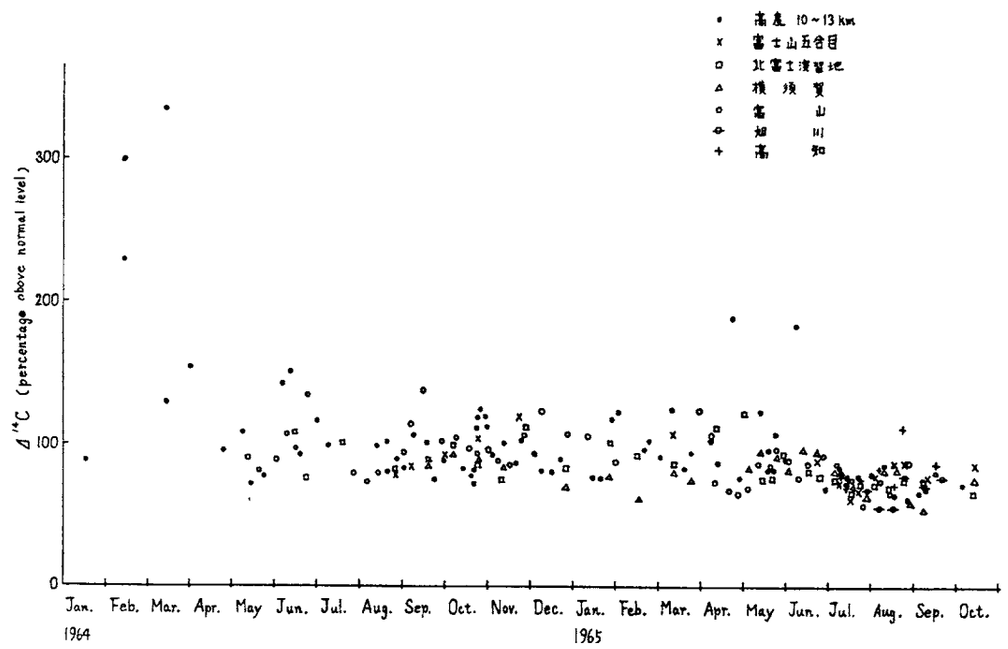


Fig. 1

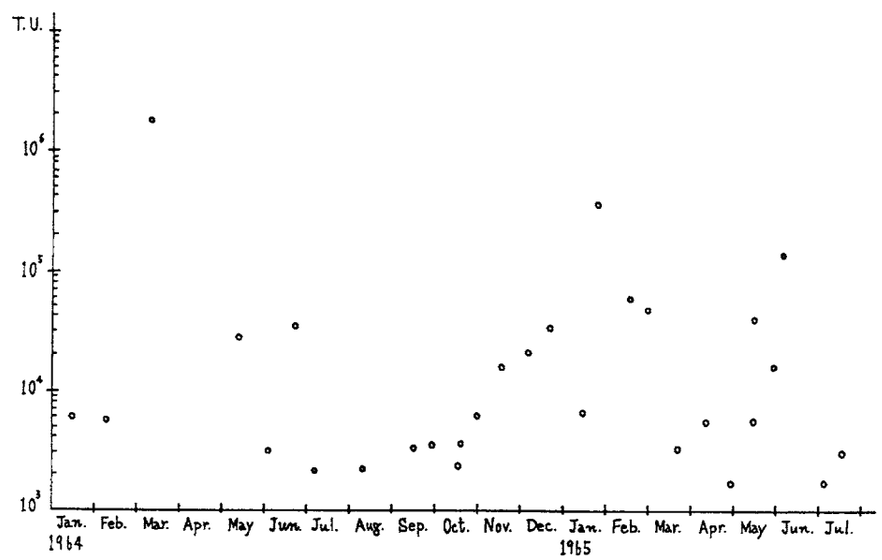


Fig. 2

① 久保添，横田，梅沢 ； 第１回理工学における同位元素研究発表会要旨集 p.114 (1964)。

② 同 上 ； Radioisotopes 13〔1〕282 (1964)。

③ 同 上 ； 第１１回応用物理学関係連合講演会講演予稿集〔1〕7(1964)。

④ 同 上 ； 第２５回応用物理学会学術講演会講演予稿集 p.312(1964)。

⑤ 同 上 ； 日本放射線影響学会第６回研究発表会要旨集 p.43(1964)。

⑥ 同 上 ； 第６回放射能調査研究成果発表会論文抄録集 p.2(1964)。

⑦ 同 上 ； 第２回理工学における同位元素研究発表会要旨集 p.13(1965)。

⑧ 同 上 ； 第２６回応用物理学会学術講演会講演予稿集 p.359(1965)。