
第9回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和42年12月1～2日

科 学 技 術 庁

本抄録集は，昭和41年および昭和42年において，関係国立試験研究機関
関係都道府県衛生研究所ならびに関係民間機関等による放射能調査研究および
その対策に関する研究成果の概要をとりまとめたものである。

昭和42年12月

目 次

論文 番号	題 目	担 当 機 関	頁
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.	中国核爆発によって生じた微気圧振動	気象庁観測部	4
3.	第4, 第5, 第6回中国核爆発からの フォールアウトの気象解析	気象庁観測部	7
4.	第5回中国核爆発実験に由来する強放 射能フォールアウト粒子について	大阪府立放射線中央研究所	11
5.	中国核実験(第4回, 第5回および第 6回)による放射性降下物	気象研究所	13
(6.)	第4回中国核爆発実験による放射性降 下物	放射線医学総合研究所	14
(7.)	第5回中国核爆発実験による放射性降 下物	放射線医学総合研究所	15
(8.)	第5回中国核爆発実験による牛乳中の 放射性ヨウ素について	放射線医学総合研究所	17
(9.)	第5回中国核爆発実験による人の甲状 腺および尿中の放射性ヨウ素について	放射線医学総合研究所	18
10.	第6回中国核爆発実験による放射性降 下物	放射線医学総合研究所	19
11.	強放射能フォールアウト粒子のアルフ ァ放射能	大阪府立放射線中央研究所	21
(12.)	浮遊塵の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	21
13.	大気中の放射性核種濃度(1965~1967)	日本原子力研究所	23
14.	日本におけるSr-90, Cs-137 の 降下量	気象研究所	24
(15.)	気象庁における過去12年間のフォ ールアウト観測結果	気象庁観測部	26
16.	最近の高度10~13 Km付近における ¹⁴ Cの濃度変化(Ⅳ)	防衛大学校	29
17.	醸酵アルコール, 植物精油中の ¹⁴ C濃 度変化	放射線医学総合研究所	30
18.	上水道水中の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	31
19.	茨城県における河川の放射能調査結果	茨城県衛生研究所	33
20.	雨水, 海水, 河川水中のPu-239に ついて	気象研究所	36
(21.)	河底堆積物中の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	36
(22.)	表土中の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	38

注; 番号()内は誌上発表

論文番号	題 目	担 当 機 関	頁	論文番号	題 目	担 当 機 関	頁
23.	土壌のウラン吸着・溶離ならびに玄米のウラン取込みについて(予報)	岡山県衛生研究所	39	51.	乳歯中の ⁹⁰ Srについて 乳歯に含まれる安定ストロンチウム	厚生省国立予防衛生研究所	89
24.	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	52.	人骨中のSr-90について	放射線医学総合研究所	95
25.	各種食品,陸水,雨水,ちり,土壌等の放射能調査について	(財)日本分析化学研究所	42	53.)	人体臓器中のCs-137濃度について	放射線医学総合研究所	97
(26.)	野菜類の各部位に於けるSr-90の汚染と除染方法の比較	厚生省国立栄養研究所	43	54.)	Cs-137の人体負荷量の推定	放射線医学総合研究所	98
27.	牛乳および飼料中のSr-90,Cs-137濃度	農林省畜産試験場	47	55.	四国地方における放射線バックグラウンドの測定	放射線医学総合研究所	99
28.	乳牛体内におけるストロンチウムの代謝	農林省畜産試験場	47	56.	大洗研究所周辺のバックグラウンド放射線の調査	日本原子力研究所	100
29.	家畜骨中のSr-90について	農林省家畜衛生試験場	48	57.	環境放射線の分別測定	(財)理化学研究所	103
(30.)	昭和41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研	50	58.	表面海水中の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	104
31.	食品および食品原材料物質中のアルファ放射体の放射化学的測定(I)	近畿大学原子力研究所	52	59.	日本近海水の放射能測定結果	海上保安庁水路部	106
32.	嗜好飲料中の ¹³⁷ Cs(予備調査)	放射線医学総合研究所	53	60.	日本近海海水の全β放射能(1966~1967)	気象庁海洋気象部	108
33.	食品中の放射性物質	放射線医学総合研究所	53	61.	日本原子力研究所東海研究所および大洗研究所沿岸の表面海水中のCs-137の測定	日本原子力研究所	109
34.	標準食中の放射性物質	放射線医学総合研究所	55	62.	日本海の海水中のCs-137およびSr-90	気象研究所	111
35.	⁹⁰ Srおよび ¹³⁷ Csの日常食,人体および排泄物中のレベルの変遷	日本原子力研究所	56	63.	日本近海表層水中の ⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Csおよび ¹⁴⁴ Ceについて	放射線医学総合研究所	112
(36.)	北海道における放射能調査	北海道衛生研究所	58	64.	日本近海の深層流測定結果について	気象庁海洋気象部	112
(37.)	秋田県における放射能調査	秋田県衛生科学研究所	59	65.	深海用γ線測定装置とその測定結果について(Ⅲ)	気象庁海洋気象部	113
(38.)	宮城県における放射能調査	宮城県衛生研究所	61	66.	北西太平洋海水のトリウム濃度について	厚生省国立公衆衛生院	116
39.	茨城県における放射能調査	茨城県衛生研究所	62	67.	ニトシルルテニウム(Ⅲ)およびルテニウム(Ⅲ,Ⅳ)の海水中的挙動	厚生省国立公衆衛生院	117
40.	新潟県における放射能調査	新潟県衛生研究所	65	68.	海洋汚染対策に関する基礎的調査研究	原子力安全研究協会	118
(41.)	神奈川県における放射能調査	神奈川県衛生研究所	67	69.	日本海の海底土の全β放射能	気象庁海洋気象部	121
42.	静岡県における放射能調査	静岡県衛生研究所	68	70.	佐世保,横須賀港の海水,海底土の全放射能	海上保安庁水路部	122
(43.)	愛知県における放射能調査	愛知県衛生研究所	70	71.	海底堆積物中の放射性核種	放射線医学総合研究所	124
(44.)	京都府における放射能調査	京都府立衛生研究所	71	72.	1966年度における海産生物の全ベータ放射能について	水産庁東海区水産研究所	125
45.	大阪府における降下物中放射能	大阪府立公衆衛生研究所	74	(73.)	海藻,貝殻中のSr-90,Cs-137濃度	放射線医学総合研究所	127
46.	兵庫県における放射能調査	兵庫県衛生研究所	78	74.	魚類のSr-90,Cs-137濃度	放射線医学総合研究所	127
47.	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	79	75.	びんながのガンマ放射性核種	水産庁東海区水産研究所	128
(48.)	福岡県における放射能調査	福岡県衛生研究所	81	76.	えびのストロンチウム90,セシウム137含量	水産庁東海区水産研究所	129
(49.)	長崎県における放射能調査	長崎県衛生研究所	84				
(50.)	Blod levels of Fall-out Cesium-137 in the Netherlands,Qkinawa and the Main land Japan	厚生省国立公衆衛生院	87				

1. 高空における放射能塵の測定

防衛庁技術研究本部第1研究所

○五十嵐 俊次, 浦井 達夫

邦波 克己, 杉浦 敏夫

北沢 喜代子, 尾沼 睦

昨年に引き続いて本年9月末迄に航空機によって採集した高空の放射性浮遊塵の測定結果および昨年10月, 12月, 本年6月と3回行なわれた中共核実験のFalloutの調査結果について報告する。

1. 試料採集空域: 定常の試料採集は岐阜を基地とする中部空域で, 12Km, 10Kmおよび6Kmの高度で採塵を行なった。
2. 試料採集および測定法: 10Kmおよび6Kmの高度における採塵は戸紙式机上集塵器を用いて行ない, 12Kmは航空機の翼前端面に装着したガムドペーパーによって行なった。これ等採集試料の処理は従来と同様であり又全 β 放射能の測定方法も従来と同じく5pCi酸化ウランを比較試料として用いpCi/m³の単位で表した。
3. 核種分析: 定常の採集試料は全 β 放射能を測定した後, 一部試料についてCs-137およびSr-90の化学分離を行ない測定した。
4. 測定結果: 全 β 放射能の測定結果は表1および図1に示すとおりである。又核種分析の結果は表2に示すとおりである。
5. 中共核実験: 昨年10月以来本年6月迄の間に3回の核実験が行なわれた。核実験の行なわれた場合は試料の採集を中部のほか北部(八戸-北海道), および西部(九州)空域でも行ない, 採塵飛行高度は実験直後においては塵の飛来予想図に重点をおいて行ないその後は10Km, 12Km又は6Kmの一定高度で一週間程度毎日行なった。採集した試料は全 β 放射能を測定するとともに一部を定性分析法による分属分離を行なった後, γ 線スペクトルメータで核種の分析を行なった。

昨年10月の第4回および12月の第5回の実験では当研究所周辺に降下した放射性巨大粒子を採集し(特に第5回の降下は多かった)放射能を測定するとともにX線マイクロアナライザーによる成分分析を行なった。又本年6月の第6回の実験では塵の飛来経路がわが国の南側にあったためか奄美大島付近上空を飛行した航空機によって採集されたもの以外他に大量の放射能を検出することは出来なかった。

全 β 放射能の測定結果を表3, 4, 5に示す。(表中※印は新しい核分裂物質の確認は出来るが, 空气中濃度の不明なものである。)

以上の測定結果に見られる如く現在迄の核実験では実験直後放射能濃度の急激な増加がみられるが一時的であり又速かに減少している。

表1 全β放射能測定結果

採集年月日		中 部			空城高度		中 部		
		1 2 Km	1 0 Km	6 Km			1 2 Km	1 0 Km	6 Km
41. 10.	11	0.75			42. 4.	11.	0.67		
	18		0.72			24	6.08		
	28	0.69			5. 8		0.62		0.20
	29		0.21			22	2.57		
	31		1.15			23		0.39	
11. 2			6.5			29	6.50		0.24
	3	0.92	3.0		6. 6		1.92	0.26	
	4		0.4			13			0.25
	6		3.2			15	3.75		
	7			0.13		19	3.20		
	10		0.91			20			3.9
	21	1.46		0.62		21			0.9
	28		5.20			22			0.9
12. 7		4.0		0.21		23			0.8
	30		9.693.0			24			0.2
	31		51.0			26	1.92	1.17	
42. 1.	2		4.10		7. 3		0.56		
	4		0.47			10	2.68		
	5		1.40			11		0.86	
	9	15.80			8. 8		0.52		0.17
	23			1.10		15		0.35	
2. 24				0.25		23	0.44		0.11
	27	6.21	10.97			28		0.29	
3. 6		5.87	5.29			29	0.52		
	20	4.70	8.42		9. 5		0.35	2.89	
	29			1.10		11			0.26
4. 5		4.70	6.94						

表2 核種分析結果

採 集 年 月 日	高度Km	Cs-137 (pCi/m³)	Sr-90 (pCi/m³)	Sr-89 (pCi/m³)	⁸⁹ Sr/ ⁹⁰ Sr
41. 9. 20	12	0.116	0.028	0.043	1.53
10. 11	12	0.078	0.013	0.017	1.30
18	10	0.044	0.014	0.030	2.14
11. 21	6	0.146	0.010	0.008	0.80
"	12	0.080	0.025	0.049	1.96
28	10	0.468	0.005	0.008	1.60
12. 7	6	0.049	-	-	-
"	12	0.601	0.032	0.037	1.12
30	10	0.299	0.109	0.192	1.76
42. 1. 2	10	0.167	0.016	0.041	0.26
9	12	2.218	0.460	0.931	2.02
23	6	0.094	0.099	0.186	1.88
2. 27	10	0.862	0.219	0.164	0.75
"	12	0.511	0.154	0.152	0.99
3. 20	10	0.552	0.095	0.421	4.43
"	12	0.891	0.092	0.308	3.35

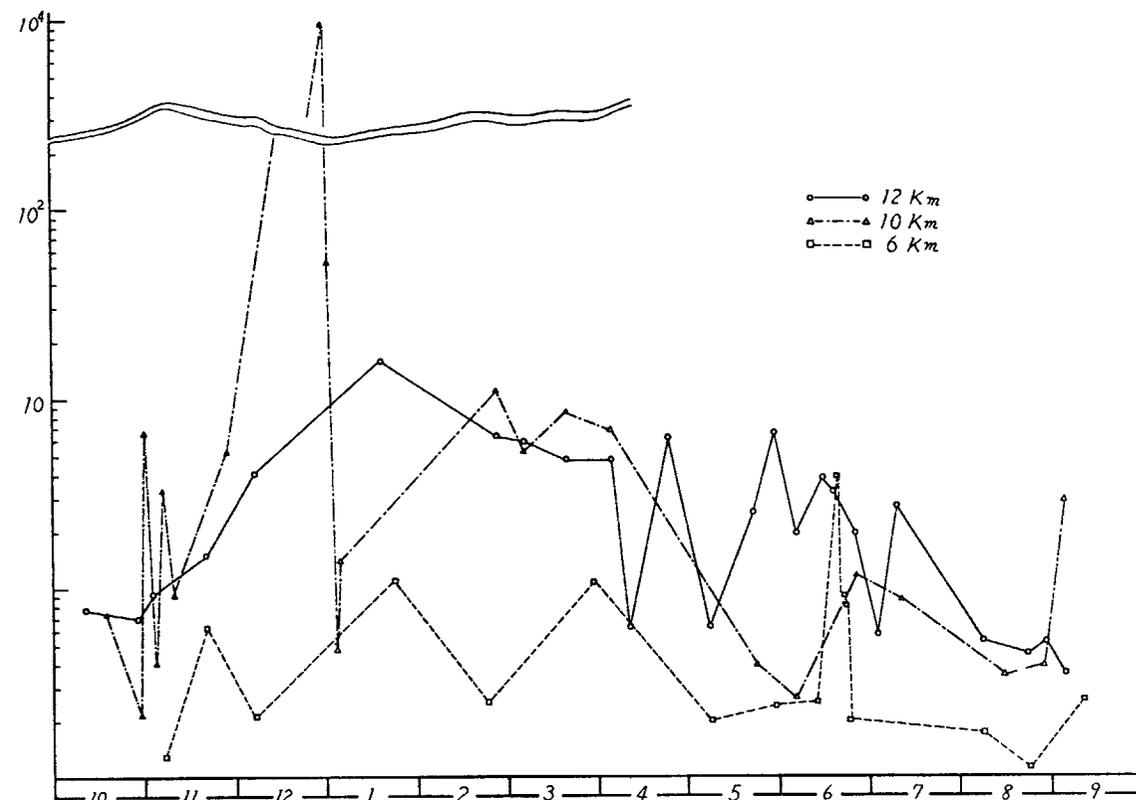


図1 全β放射能経年変化

表3 第4回中共核実験
全β放射能測定結果

採集年月日	単位 pCi/m³					
	北 部		中 部		西 部	
	1 2 Km	1 0 Km	1 2 Km	1 0 Km	1 2 Km	1 0 Km
41. 10. 28	0.78		0.69			
29		0.72		0.21		1.03
30	2.56		*	1.15	1.47	
31		1.99		6.5		*
11. 1	*		*		*	
2		0.9		3.0		
3	1.4		0.92		0.75	
4		*		0.4		0.09
5	1.38		*		6.1	
6.		*		3.2		*

飛行経路 北部 八戸-千才-八戸
 中部 岐阜-輪島-大阪-岐阜
 西部 築城-宇部-板付-鹿児島-築城

表4 第5回中共核実験
全β放射能測定結果

単位 pCi / m³

採集年月日	北 部		中 部		西 部	
	1 2 Km	1 0 Km	1 2 Km	1 0 Km	1 2 Km	1 0 Km
4 1. 1 2. 3 0	0.8 1			9.6 9 3.0	*	
3 1		4 6.6		5 1.1		4.0 1 4.0
4 2. 1. 1	2.1					
2				4.1		7 6.0
3		5.9			5 9 3.0	
4	2 5.8			0.4 7		*
5		3 1.8		1.4	5 1.9	

飛行経路 北部 八戸-千才-函館-松島-八戸
中部 岐阜-浜松-輪島-大阪-岐阜
西部 築城-板付-鹿児島-阿蘇-築城

表5 第6回中共核実験
全β放射能測定結果

単位 pCi / m³

採集年月日(時刻)	空 域 高 度	北 部			中 部			西 部		
		1 2 Km	1 0 Km	6 Km	1 2 Km	1 0 Km	6 Km	1 2 Km	1 0 Km	6 Km
4 2. 6. 18 (13:07)								79.5		
(16:15)									580.4	
(16:30)								53.7		
6. 19 (10:15)					3.2					
(14:32)									1.2	
6. 20 (09:19)									1.4	
(09:24)										
(15:05)				0.6						0.5
(15:07)								1.9		
(17:52)										
(18:00)				0.1						
(20:55)										1.4
6. 21 (09:00)				0.2						0.5
(15:00)										0.1
(17:59)										
(18:05)				0.4						
(21:00)										0.2
6. 22 (09:12)										0.9
(15:00)										2.2
6. 23 (09:10)										0.8
(15:00)										0.2
(17:47)										0.2
(21:00)										0.3
6. 24 (09:00)										0.2

飛行経路: 北部 八戸-千才-八戸
中部 岐阜-浜松-輪島-舞鶴-串本-岐阜
西部 築城-鹿児島-N: 29°, E: 131° - 都城-築城

2. 中国核爆発によって生じた微気圧振動

気象庁観測部

○村山信彦, 藤本博

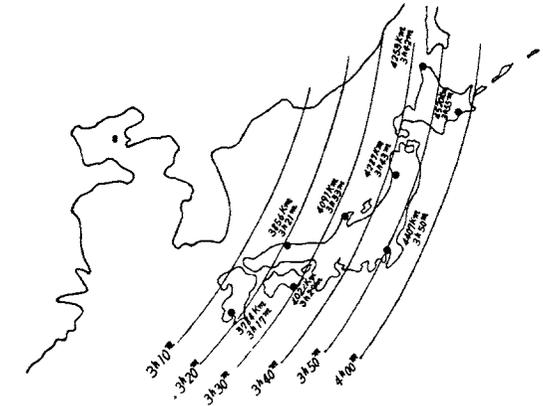
中国の核爆発実験地点を40°N, 90°E(タクラマカン砂漠ロプノル湖付近)とすると, 大気中の核爆発によって生じた気圧波は日本付近では第1図のように伝搬(観測点までの距離と伝搬の経過時間)すると推定される。

第5図, 第6図核爆発は比較的小規模であったので, 実験当時において微気圧計設置点での記録の検出からは, 明らかな判別ができなかった。その理由は, 1) 大爆発による微気圧振動のように分散波形が明確でない, 2) 風の乱れによる短周期振動(風圧による)が著しくそれとの判別が困難である, 3) 全く記録のトレースされないところが多かったなどであって, また爆発時刻に関する情報が皆無であったことにもよっている。

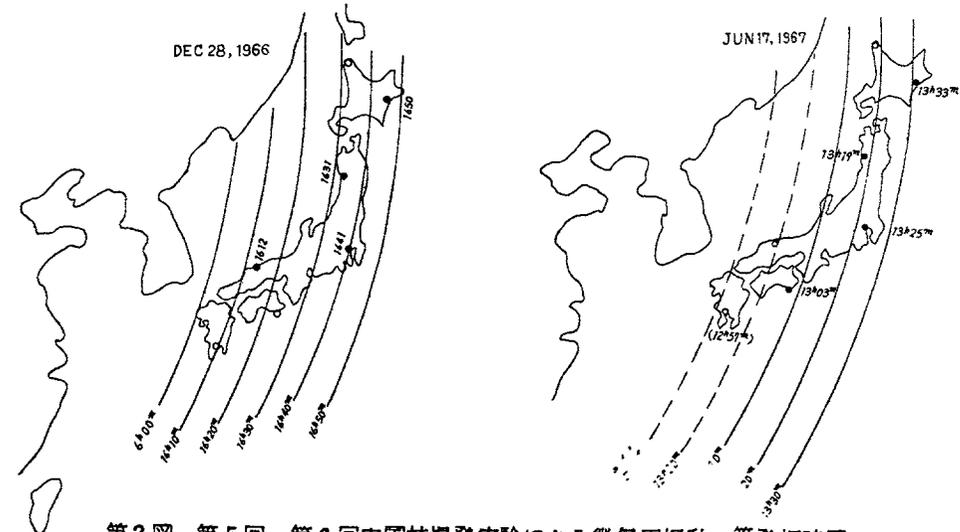
その後全記録紙を収集し, 波形の位相を揃え, 過去の経験的知識と理論的推定などの助けにより, 簡単な解析を加えることにより,

次のような結果がえられた。すなわち第5回(1966年12月28日)については, 28日12時20分(JST)ごろ, 爆発高キロトン級, 第6回(1967年6月17日)については, 17日9時30分(JST)ごろ爆発低メガトン級の大气圈内爆発と推測される。

第1表に微気圧振動の特性を第2図に振動の等発振時図を示した。



第1図 Lake Lop Nor, Takla Makan, Sinkiang-Uigur, Chinaからの距離, 気圧波到達までの時間



第2図 第5回, 第6回中国核爆発実験による微気圧振動の等発振時図

Table 1 Microbarographic Records Produced by the Nuclear tests of People's Republic of China in 1966 and 1967

Station	Latitude N Longitude E distance from 40°N, 90°E (km)	Date (GMT)	Time of explosion (GMT)	location & magnitude	1966					1967						
					Ta (GMT)	Am (mb)	P (min)	D (min)	V (m/s)	Ta (GMT)	Am (mb)	P (min)	D (min)	V (m/s)		
Wakkanai	45° 25' 141° 41'	4,253														
Kushiro	42° 59' 144° 24'	4,520			7h50m (0.05) very small 10?					4h33m 0.05 2 58						
Akita	39° 43' 140° 06'	4,287			7h31m 0.04 0.5 11					(4h19m) 0.04? 3 >60						
Wajima	37° 23' 136° 54'	4,091			NO Observation											
Tokyo	35° 41' 139° 46'	4,407			7h41m 0.03 0.5 ≥8					(4h25m) 0.05? 2.5 ca.60?						
Yonago	35° 26' 133° 21'	3,856			7h12m (0.05) very small 5											
Muroto-Misaki	33° 15' 134° 11'	4,022								4h07m 0.05 3 ca.50						
Kagoshima	31° 34' 130° 33'	3,784														

3. 第4, 第5, 第6回中国核爆発からのフォールアウトの気象解析

気象庁観測部

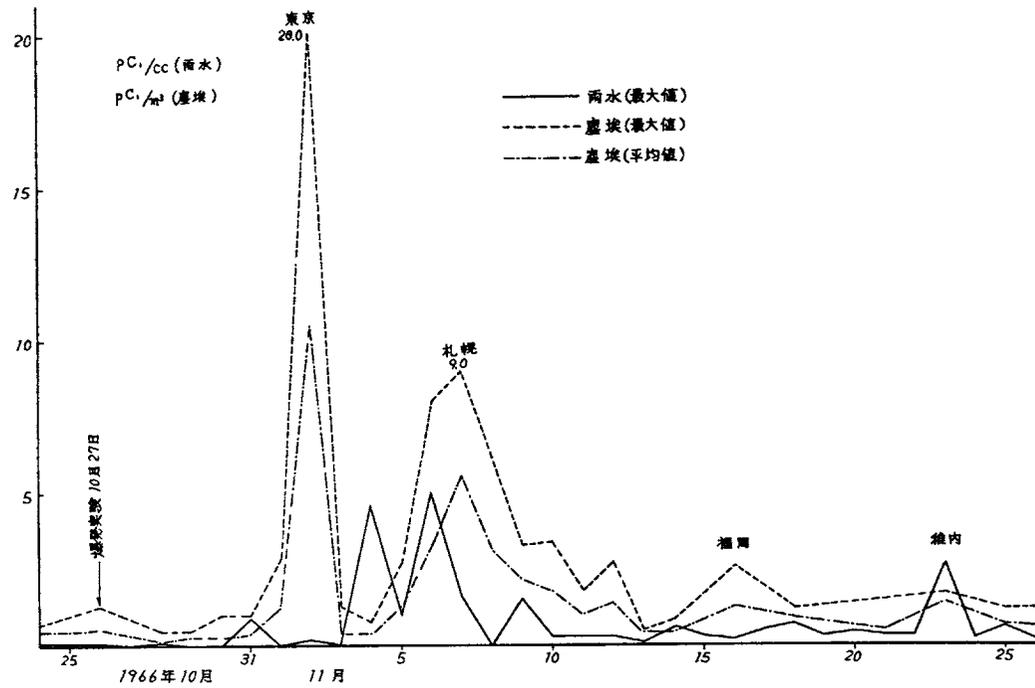
大谷和夫, 村山信彦
○藤本博

中国の核爆発実験は1966年に3回, 1967年には現在までのところ1回行なわれている。これらの核爆発によって大気中に放出された放射性物の地上への降下について, 大気放射能の測定結果を基にして説明する。核爆発日時・場所・降水および浮遊じん放射能の出現状況を第1表にまとめている。このうち第4回(1966年10月27日)については出現状況(第1図a)と上空気流図(第1図b)を示すのみとし(前回発表会で報告したが抄録集に記載がないため), 第5回(1966年12月28日)と第6回(1967年6月17日)について, 同様の図(それぞれ第2図a, bと第3図a, b)をかかげた。これにより爆発後最初の放射性物降下状況を説明する。さらに北半球中緯度を一周する気流により, 上空に放出された放射性物が一周後再来する場合を, いくつかの等圧面高度の流跡線を用いて説明する。

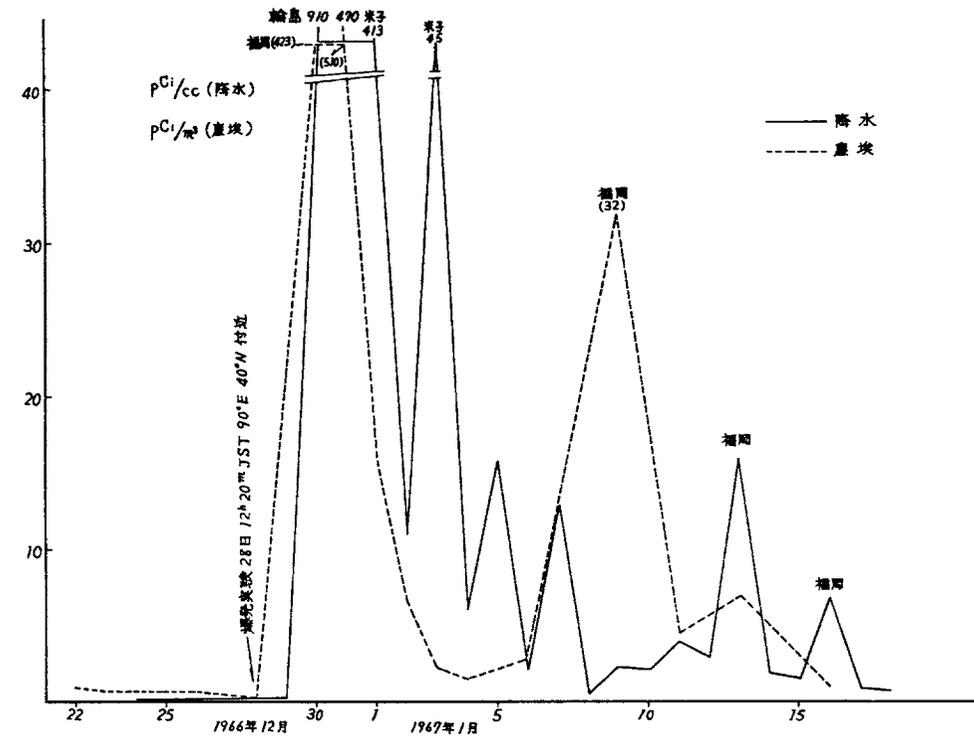
また一周後の非常に早い再来(出現状況図の第2ピーク)について断面図解析を試みた結果を述べる。第1-第5回の核爆発による強放射性粒子の降下状況を比較し, 気象状況(輸送と拡散)により考察する。第5回の場合の非常に多い降下と第6回の場合の著るしく僅少な降下について, 爆発規模・時期を考慮し, 放射能測定結果に他のいくつかの情報を加えて考察を試みる。

第1表 中国核爆発のフォールアウト到来状況の比較

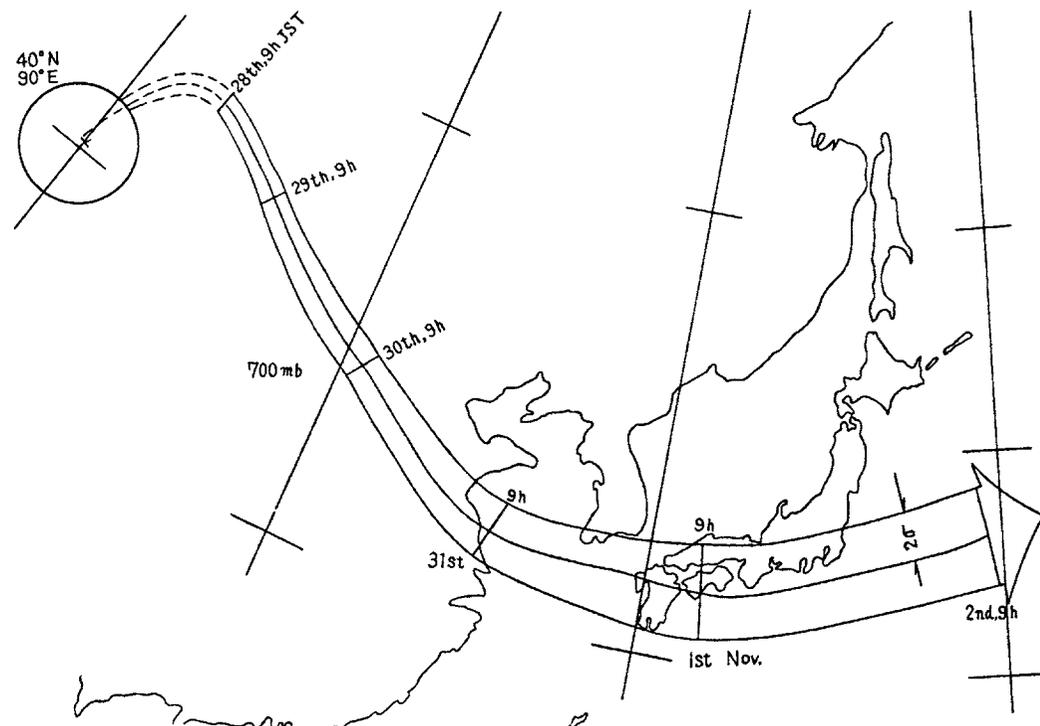
回数	爆発時刻	場所 (指定)	降水放射能(pCi/cc)		浮遊塵放射能(pCi/m ³)			Deposition 最大 (mCi/km ² /day)	地上へ最大のfallout をもたらした流跡線 (推定)
			到来初日	最大	到来初日	最大	全国平均最大		
(1)	1964年10月16日 07Z(報道)	40°N 90°E	2.72 (東京20日) 0.7 (福内17日?)	31.0 (大阪21日)	1.80 (大阪19日)	3.80 (福岡22日)	1.38 (22日)	2000 (仙台23日)	500mb(約5km)
(2)	1965年5月14日 02Z(報道)	福島 仙台	4.2 (八丈島20日) 0.6 (福島17日)	21.0 (福岡21日)	2.9 (福岡21日)	2.80 (大阪21日)	9.0 (21日)	4300 (福岡21日)	500mb()
(3)	1966年5月9日 08Z(報道)		6.0 (秋田11日)	6.0 (秋田11日)	3.4 (仙台11日)	3.6 (大阪13日)	1.1 (13日)	930 (米子11日)	300mb()
(4)	1966年10月27日 (00Z?)		0.9 (輪島1日)	5.0 (福内7日)	2.9 (仙台11日)	2.00 (東京11日)	1.05 (11月2日)	423 (秋田11日)	700mb(約3km)
(5)	1966年12月28日 03h20mZ (気圧1.2)		910.0 (輪島30日)	910.0 (輪島30日)	423.0 (福岡30日)	510.0 (福岡31日)	1131 (31日)	5600.0 (輪島30日)	500mb~300mb
(6)	1967年6月17日 03h30mZ (報道と気圧1.2)		0.1 (鹿児島 21日?)	0.2 (福岡26日)	1.2 (福岡 21日?) 大阪	1.2 (福岡 21日) 大阪	0.6 (21日)	5.8 (福岡 7月4日)	stratosphere. (300, 500mb)



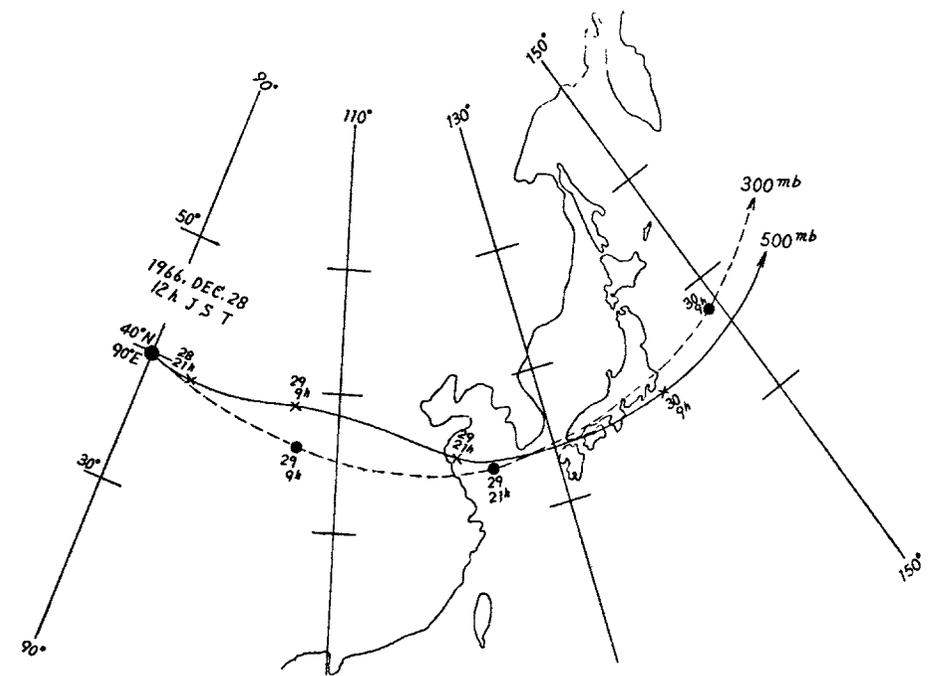
第1図a 中国第4回核爆発による放射性物降下



第2図a 中国第5回核爆発による放射性物降下



第1図b 第4回中国核爆発実験時における流跡線図

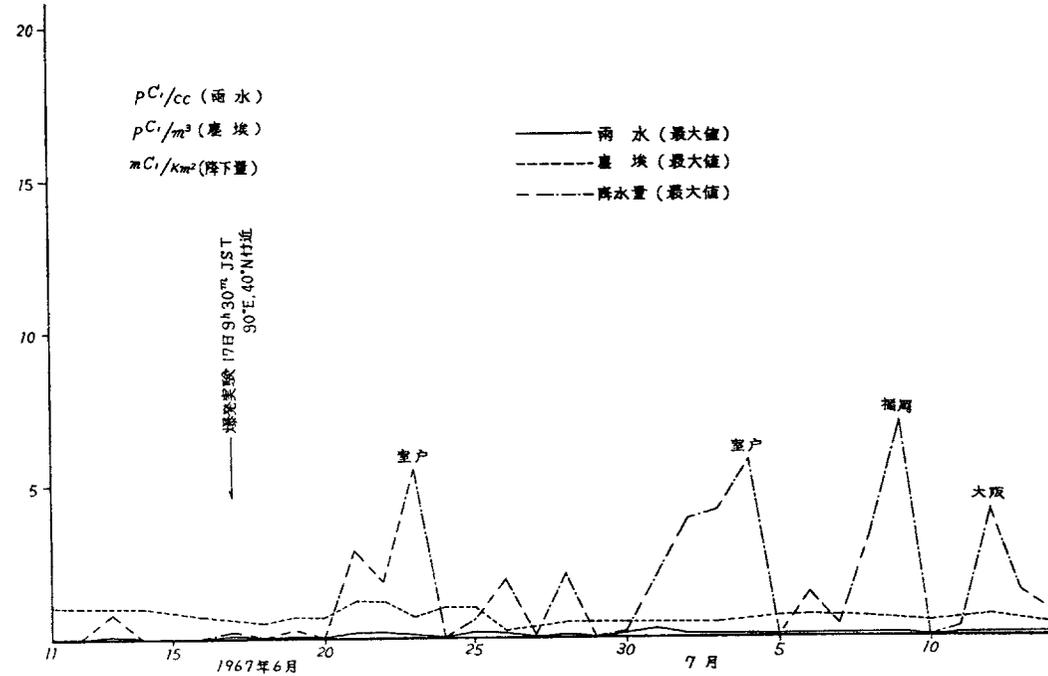


第2図b 第5回中国核爆発実験時における流跡線図

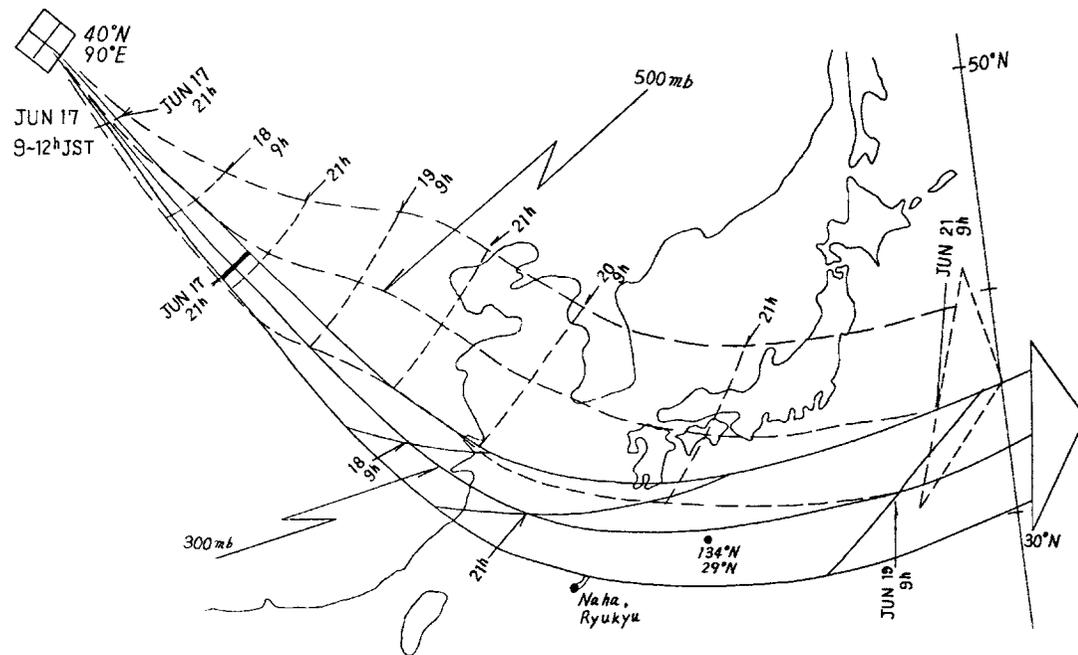
4. 第5回中国核爆発実験に由来する強放射能フォールアウト粒子について

大阪府立放射線中央研究所

○真室 哲雄, 藤田 晃
松並 忠男, 吉川 和子



第3図a 中国第6回核爆発による放射性物降下



第3図b 第6回中国核爆発実験時における流跡線図

1966年12月28日に行なわれた第5回中国核爆発実験は、規模TNT数百ktで、原爆を地表面で爆発させたものといわれている。爆発の40~60hr後に本研究所の建物屋上で採取されたH.P.(強放射能フォールアウト粒子)について、 γ 線スペクトロメトリによってmass chain 95, 97, 99, 103, 131, 132, 133, 140, 141 および239に属する核種の含有原子数を推定し(放射能測定をした核種はそれぞれ ^{95}Zr , ^{97}Zr , ^{99}Mo , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{132}Te , ^{133}Xe , ^{140}Ba , ^{141}Ce , および ^{239}Np)、これら放射性核種間に現われているfractionation効果について種々考察を加えた。

今回の第5回爆発に由来するH.P.にみられたfractionation効果は、予想されたように、同じく地表面で行なわれた第1回爆発に由来するH.P.にみられたもの*と比較的よく似ていた。今回は、着目する核種を多くとり、測定試料としたH.P.の個数は17で多かったため、ずっと詳細にfractionationの様子を調べることができた。われわれは空中爆発で生じたH.P.に現われているfractionation効果を調べたことがあるが(1962年秋のソビエトの大型空中爆発** および中国の第3回爆発***に由来するH.P.について)、地上爆発と空中爆発とでは、H.P.に現われるfractionation効果に顕著な相異が認められる。

fractionation効果の程度を表わすために次式で定義されるようなfractionの計算を行なった。

$$f(A) = \frac{A \text{を含むmass chainの原子数}}{\text{mass 95の原子数}} \times \frac{\text{mass 95の収率値}}{A \text{を含むmass chainの収率値}}$$

ただし、Aは問題にしている核種である。なお、 $^{140}\text{Ba}/^{141}\text{Ce}$ の初期原子数比に着目してfractionationの解釈を試みた。

第1表は測定した17個のH.P.のうちの5個および1月1日の雨水2.72ℓを蒸発乾固したものについて得られた含有原子数の推定値であり、第2表はfractionation factorおよび $^{239}\text{Np}/^{95}\text{Zr}$, $^{140}\text{Ba}/^{141}\text{Ce}$ の初期原子数比を示す。

- * 日本原子力学会誌: Vol.8, No.5, pp.242-248(1966).
Health Physics: Vol.12, pp.757-763(1966).
- ** 日本原子力学会誌: Vol.4, No.12, pp.860-866(1962).
Health Physics: Vol.11, pp.199-209(1965).
Nature: Vol.197, pp.964-966(1963).
- *** Ann.Rept.Rad.Cen.Osaka Pref.: Vol.7, pp.5-13(1966).
日本原子力学会誌: 印刷中

第1表 含有初期原子数

試料	直径 (μ)	色	^{95}Zr	^{97}Zr	^{99}Mo	^{103}Ru	^{131}I	^{132}Te	^{133}Xe	^{140}Ba	^{141}Ce	^{239}Np	^{237}U
H.P.-A	20.7	黄褐色	5.2×10^6	$\sim 4 \times 10^6$	3.5×10^7	4.5×10^7	2.3×10^7	1.0×10^7	3.8×10^7	4.0×10^6	3.2×10^5	5.6×10^8	-
H.P.-B	24.6	黄白色	2.1×10^7	-	3.8×10^7	3.8×10^7	3.5×10^7	1.5×10^7	4.0×10^7	1.3×10^7	5.2×10^6	4.1×10^8	-
H.P.-C	20.0	褐色	1.7×10^7	-	8.4×10^6	7.7×10^6	9.7×10^6	5.6×10^6	1.7×10^7	8.8×10^6	1.0×10^7	9.0×10^7	-
H.P.-D	25.8	赤黑色	3.1×10^7	2.6×10^7	1.5×10^7	1.2×10^7	1.5×10^7	7.4×10^6	1.5×10^7	6.6×10^6	9.0×10^6	7.2×10^7	-
H.P.-E	27.0	黒色	4.3×10^7	3.7×10^7	1.6×10^7	1.1×10^7	8.6×10^6	7.5×10^6	1.6×10^7	8.8×10^6	1.6×10^7	7.9×10^7	-
雨水 (1月1日)	27.2 μ を蒸発 乾固		2.8×10^9	2.5×10^9	2.0×10^9	1.6×10^9	1.3×10^9	1.4×10^9	1.5×10^9	2.0×10^9	1.4×10^9	1.3×10^{10}	5.4×10^8

第2表 fractionation factor および初期原子数比

試料	fractionation factor										初期原子数比		
	^{97}Zr	^{99}Mo	^{103}Ru	^{131}I	^{132}Te	^{133}Xe	^{140}Ba	^{141}Ce	$^{239}\text{Np}/^{95}\text{Zr}$	$^{140}\text{Ba}/^{141}\text{Ce}$	$^{239}\text{Np}/^{237}\text{U}$		
H.P.-A	~0.9	6.9	1.8	9.4	2.9	6.9	0.75	0.06	1.08	1.3	-	-	-
H.P.-B	-	1.9	3.8	3.5	1.1	1.8	0.61	0.24	2.0	2.5	-	-	-
H.P.-C	-	0.51	0.95	1.2	0.49	0.95	0.51	0.57	5.3	0.88	-	-	-
H.P.-D	1	0.50	0.81	1.0	0.35	0.80	0.38	0.50	3.9	0.75	-	-	-
H.P.-E	1	0.38	0.54	0.43	0.26	0.35	0.20	0.36	1.8	0.55	-	-	-
雨水	1	0.73	1.2	1.0	0.73	0.51	0.71	0.49	4.7	1.4	2.4		

5. 中国核実験(第4回, 第5回および第6回)
による放射性降下物

気象研究所

三宅 泰雄, 猿橋 勝子
葛城 幸雄, 金沢 照子
杉村 行勇

中国核実験の影響は, 第4回(1966年10月27日)は5日後, 第5回(1966年12月28日)は1.5日後, 第6回(1967年6月17日)は2.5日後にあらわれ, それぞれ全 β 放射能で1日当り7.9mCi/km², 1500mCi/km²におよび0.49mCi/km²の降下物があった。第5回実験による放射性物質の降下量は, われわれが1954年測定開始以来の最大値であったが, 第6回実験の影響は微弱であった。

第4, 5回は落下粒子を, 第6回は降水を採取して放射化学分析をおこなった。その結果を爆発後16日の値に換算して第1表にしめす。

第1表 第4回, 第5回および第6回中国核実験による放射性降下物の分析結果

Date of test Days after test	No. 4 Oct. 27, 1967 16 Hot particles	No. 5 Dec. 28, 1966 16 Hot particles	No. 6 June 17, 1967 16 Rainout
	U-237	10 %	6.5 %
Np-239	3.4	6.4	18.9
Mo-99, Te-132, Ru-103, 106, Rh-106	3.8	6.7	12.3
Zr-95, Nb-95	17.5	6.8	3.9
Sr-89, 90, Ba-140	4.9	13.2	6.9
Rare Earths	69.5	60.4	2.45
I-131			2.7

第2表に, U-237とNp-239の含量および比を爆発後7日の値に換算してしめす。第6回実験のものは, とくにU-237の含量が多く, 中国核実験シリーズ中, 最大である。U-237とNp-239の比については, 第6回実験のものは0.29で, 第3回実験における0.32にほぼ等しく, 爆発のさいの高速中性子の発生比率が大きかったものと推測される。

第2表 第4回, 第5回および第6回中国核実験によるU-237とNp-239の含量および比

	No. 4	No. 5	No. 6
Days after test	7	7	7
U-237 (%)	0.9	4.8	16.4
Np-239 (%)	21.4	26.8	56.5
U-237/Np-239	0.04	0.18	0.29

6. 第4回中国核爆発実験による放射性降下物

放射線医学総合研究所

佐伯誠道, 鎌田 博
大桃洋一郎, 木村健一
中野恵美子, 山口治子

1966年10月27日早調に中国西部地域で第4回中国核爆発実験が行われたと報じられた。約5日後の11月1日午前中に放医研研究棟屋上で強放射能粒子が検出された。

10月28日より水盤法により自然落下塵および雨水を採取し、併せて、強放射性粒子の検索と浮遊塵の大量採取を行った。また、牛乳試料は千葉北部の集乳場および農林省畜産試験場の牛乳を壇原宏氏の協力を得て採集した。

水盤法による自然落下塵および雨水中の全β放射能および放射性ヨウ素の測定結果は第1表に示すとおりであり、以前に行われた中国の3回に亘る核爆発実験の影響に比較して今回は最も低いレベルを示した。

第1表 Gross β-radioactivity and Radioactivity of Iodine in Rain and Dry Fallout collected

Date of Sampling	Date of Determination	Gross β-activity (mCi/Km ²)	β-activity of Iodine at the Time of Sampling (mCi/Km ²)	Remarks
28~29 Oct. 1966	29 Oct. 1966	0.05	<0.04	Rain (<2mm)
29~30 "	30 "	0.03	<0.05	
30~31 "	31 "	0.00	<0.01	
31~1 Nov. 1966	1 Nov. 1966	0.01	<0.02	Rain (<2mm)
1~2 "	2 "	0.49	0.07	
2~3 "	3 "	0.99	0.13	
3~4 "	4 "	0.13	0.02	
4~5 "	5 "	0.27	0.03	
5~7 "	7 "	0.19	0.03	
7~8 "	8 "	0.05	<0.04	
8~9 "	9 "	0.14	0.03	
9~10 "	10 "	0.06	0.01	
10~11 "	11 "	0.12		
11~12 "	12 "	0.13		Rain (<2mm)
12~14 "	14 "	1.13		
14~15 "	15 "	0.33		Rain (<2mm)
15~16 "	16 "	0.22		
16~17 "	17 "	0.73		
17~18 "	18 "	0.71		
18~19 "	19 "	0.21		
19~21 "	21 "	0.29		
21~22 "	22 "	0.15		
22~24 "	24 "	0.11		
24~25 "	25 "	0.07		Rain (<2mm)
25~26 "	26 "	0.45		
26~28 "	28 "	0.11		

第2表 Radioactive Zr+Nb, Ru and Ce in Air borne Dust

Location	Month Collected	Duration (days)	Air inhaled (m ³)	Ash Weight (g)	Radioactive Zr+Nb (pCi/m ³)×10 ⁻³	Radioactive Ru (pCi/m ³)×10 ⁻³	Radioactive Ce (pCi/m ³)×10 ⁻³	Remarks
Chiba	1~15 Oct. 1966	15	216000	6.1	0.34	8.00	0.45	
"	16~31 "	16	230400	8.8	0.38	4.09	*2.25	(+ ⁹⁹ Mo+ ^{99m} Tc)
"	1~15 Nov. 1966	15	216000	9.0	50.00	217.00	*12.079	(+ ⁹⁹ Mo+ ^{99m} Tc)
"	16~30 "	15	216000	15.0	9.38	47.84	2.126	
"	1~15 Dec. 1966	15	216000	15.7	1.82	15.95	4.34	

強放射能粒子は11月1日午前中に7m³当たり5個を検出し、その放射能は約0.8~8.0 nCiであった。この強放射能粒子についてγ線エネルギー波高分析を行った結果、⁹⁹Mo+^{99m}Tc, ¹⁴³Ce, ⁹⁵Zr+⁹⁵Nb, ⁹⁷Zr+^{97m}Nb+⁹⁷Nb および ¹⁴⁰Ba+¹⁴⁰La を検出し、第3回中国核爆発実験による強放射能粒子のγ線エネルギー分布と同様の傾向を示している。

浮遊塵の大量採取試料のγ線スペクトロメトリーによる放射性核種濃度の概量は第2表に示すとおりであるが、水盤法による降下物よりも浮遊塵中の放射能に顕著な上昇が認められたことは、水盤の面積が狭いことと降雨が非常に少なかったことがその一因と考えられる。

牛乳試料中の放射性ヨウ素については10月28日から11月7日までの試料について、化学分離後、放射能を測定したが、今回の核爆発実験によると思われる影響は検出されなかった。

7. 第5回中国核爆発実験による放射性降下物

放射線医学総合研究所

佐伯誠道, 鎌田 博
小柳 卓, 大桃洋一郎
木村健一, 内山正史
中村 清, 村越善次
河村日佐男, 加瀬栄子
中野恵美子, 山口治子

1966年12月28日中国西部地区で第5回核爆発実験が行われ、新しい核爆発であると報道された。その影響は放医研の研究棟屋上に設置されたNaI(Tl)シンチレーションカウンタを利用した簡易モニターによれば12月30日の早朝(午前5時15分より10時15分)に著量の放射性降下物があったことを記録した。

核爆発実験による影響を調べるため、12月29日より水盤法により自然落下塵および雪、雨水を採取し、併せて、強放射能粒子の検索を行った。なお、12月29日より1週間分の降下物の大量採取を行い、化学分析用試料とした。

強放射能粒子の検出結果は第1表に示すとおりである。

強放射能粒子のγ線エネルギー波高分布とその経日変化の測定の結果、著量の²³⁹Npを含む⁹⁹Mo+^{99m}Tc, ¹⁴³Ce, ¹⁴⁰Ba+¹⁴⁰La および⁹⁷Zr+^{97m}Nb+⁹⁷Nb等の放射性核種の存在が推定された。

水盤法による自然落下塵、雪および雨水の全β放射能および放射性ヨウ素の測定結果を第2表に示

した。12月29日より30日の試料で放射能の急激な上昇が認められ、1967年1月4日の試料まではかなりの放射能が認められたが、それ以降、平常の水準に戻った。しかし、1月7日より12日の間に再び若干の放射能の上昇が認められたが、これは地球を一周してきた放射性降下物によるものかと考えられる。今回の核爆発実験による放射性降下物の影響は過去4回に亘って行われた中国核爆発実験の場合と比較して最も多量であった。

第1表 Survey of Highly Radioactive Fallout Particles

Date of Sampling	Fall Rate number of particle/m ²	Radioactivity of a Particle (μCi)		
		Maximum	Minimum	Mean
~11.00 a.m., 30 Dec., 1966	176	74.0	4.5	23.0
4.00 p.m., 30 Dec., 1966~ " 31 "	51	27.0	2.7	9.7
2.00 p.m., 31 " ~10.00 a.m., 1 Jan., 1967	31	7.7	0.9	4.0
10.00 a.m., 2 Jan., 1967~ " 3 "	28	7.2	0.5	3.4
" 3 " ~ " 4 "	20	4.1	0.7	1.7
" 4 " ~12.00 p.m., 5 "	20	3.2	0.6	1.7

第2表 Gross β-radioactivity and Radioactivity of Iodine in Rain and Dry Fallout

Date of Sampling	Date of Determination	Gross β-activity (mCi/km ²)	β-activity of Iodine (mCi/km ²)	Remarks
29~30 Dec. 1966	30 Dec. 1966	14,600.0	74.0	
30~31 "	31. "	453.0	8.5	
31~ 1 Jan. 1967	1 Jan. 1967	190.0	3.3	
1~ 2 "	2 "	137.0	7.0	Rain (19mm)
2~ 3 "	3 "	7.0	0.7	Rain (0.5mm)
3~ 4 "	4 "	4.2	0.5	
4~ 5 "	5 "	0.3	<0.4	
5~ 6 "	6 "	0.1		
6~ 7 "	7 "	0.1		
7~ 9 "	9 "	11.0		
9~11 "	11 "	0.8		
11~12 "	12 "	6.3		Snow and Rain (5mm)
12~13 "	13 "	0.2		
13~14 "	14 "	0.2		
14~16 "	16 "	0.7		
16~17 "	17 "	0.6		
17~18 "	18 "	0.0		
18~19 "	19 "	0.1		
19~21 "	21 "	0.1		
21~23 "	24 "	0.3		
23~24 "	24 "	0.2		
24~25 "	25 "	0.1		
25~26 "	28 "	0.0		
26~28 "	28 "	0.2		
28~30 "	31 "	1.2		Rain (30mm)
30~31 "	31 "	0.2		

1966年12月29日午前9時より1967年1月5日午前9時までの1週間分の降下物を採取し、硫酸バリウム法(Claude W, Sill and Conrad P, Willis, Anal. Chem., Vol. 38, No. 1, p. 97~102, 1966)により化学分離した結果、Np のフラクションについて、β線エネルギー分布、γ線エネルギー波高分布および放射能減衰状態より²³⁹Np の存在を確認した。その含有量は核爆発後15日目の1967年1月12日現在で全β放射能の中で約16%を占めていた。

8. 第5回中国核爆発実験による牛乳中の放射性ヨウ素について

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道, 田中 義一郎
大桃 洋一郎, 河村 日佐男
中村 清, 山口 治子
壇原 宏(畜産試験場)

緒言 1966年12月28日 中国西南部において、第5回の核爆発実験が行われた。この核実験による汚染調査の一環として、牛乳中の放射性ヨウ素の濃度測定を行なったので、その結果を報告する。

第1表 牛乳中の放射性ヨウ素 (I)

試料採取年月日	測定年月日	放射性ヨウ素濃度 (pCi/l)		
		畜産試験場	下志津原集乳所	市乳
1966年12月30日	1966年12月31日	27		
" " 31日	" "	225	33	
1967年 1月 1日	1967年 1月 1日	275	167	
" 2日	" 2日	68	26	
" 3日	" 3日	20	164	
" 4日	" 4日	17	69	
" 5日	" 5日	10	70	
" 6日	" 6日	6	80	25*
" 7日	" 7日	23	58	63**
" 9日	" 9日			26*
" 10日	" 10日			21*
" 11日	" 11日		26	29**
" 12日	" 12日			7*
" 13日	" 13日		21	29**
" 16日	" 16日		15	10***
" 18日	" 18日		10	
" 21日	" 23日		6	3***
" 23日	" 24日		5	
" 26日	" 28日		4	2***

*千葉市 **柏市 ***東京

第2表 牛乳中の放射性ヨウ素 (II)

試料採取年月日	測定年月日	放射性ヨウ素 (pCi/l)	試料採取地
1967年1月 1日	1967年1月 2日	0	札幌
"	"	214	熊本
1967年1月 5日	1967年1月 6日	0	札幌
"	"	73	熊本
1967年1月 9日	1967年1月10日	68	札幌

試料 牛乳試料は、畜産試験場(千葉市青葉町)、習志野市下志津原酪農農業協同組合、九州および北海道において採取された原料乳、並びに千葉市、柏市および東京において購入された市乳を用いた。

分析法:放射性ヨウ素の測定は、イオン交換処理後の四塩化炭素抽出法によった。

結果:得られた結果を第1表および第2表に示す。

1966年12月29日午前9時から12月30日午前9時にかけて、水盤法により集められた落下塵中にきわめて強い放射能が観測されたが、12月30日に採取された原料乳中にその影響が現われ、1967年1月1日採取の原料乳に、この実験期間中における最高値(275pCi/l)が認められた。尚牛乳中の放射性ヨウ素濃度は核実験の約1ヶ月後に平常値にもどった。

第1表から乳幼児の牛乳中放射性ヨウ素による甲状腺被曝最高値の推定を行なったところ、原料乳については<32mrad、市乳については<7mradなる結果が得られた。

9. 第5回中国核爆発実験による人の甲状腺および尿中の放射性ヨウ素について

放射線医学総合研究所

田中 義一郎, 河村 日佐男

中国の核実験による放射性ヨウ素の人体についての放射能調査を行った。

1. 試料 人の甲状腺は東京近郊在住の死亡者の生の甲状腺で、剔出後-20°Cに保存し、1週間以内に分析に供した。また人尿は男子(25才)から採取したものである。
2. 分析法 1964年度放医研年報の方法によった。すなわち、尿は500mlをとりイオン交換樹脂法により、甲状腺は10~20gについて水酸化ナトリウム添加の灰化法によりそれぞれ化学分析をおこない低バックグラウンド・ベータ・カウンタにより測定をおこない、さらに一定期間の崩壊曲線より放射性ヨウ素であることを確認した。また、安定ヨウ素量は中性子放射化分析法により定量した。
3. 結果 甲状腺中の¹³¹Iについては第1表に示したが検出されなかった試料については省略した。人尿については第2表に示した。これにみられるように12月30日~1月4日の期間中最も高い濃度がみられた。しかしこの被検者は都内居住者でこの期間中は第5回中共核実験によっては汚染されなかったと考えられる食品をなるべく摂取するようにしたが、この汚染の経路が大気中の放射性ヨウ素の吸入によるか、または飲料水を含む食品などの摂取によるものか、なお検討を要すると考えられる。

第1表 甲状腺中の¹³¹I濃度

年令	性別	死亡年月日	地区	pCi/g·fresh
29才	男	1967年 1月16日	鳩ヶ谷	2.43
54才	女	" 1月25日	板橋	1.29
50才	女	" 1月28日	台東	0.89
31才	男	" 1月28日	新宿	1.57
68才	女	" 1月29日	鳩ヶ谷	0.84
59才	男	" 2月 1日	文京	0.43
69才	女	" 2月 2日	世田谷	0.20
54才	男	" 2月 3日	大田	0.47
39才	男	" 2月 4日	葛飾	0.68

第2表 人尿中の放射性ヨウ素

採取月日	測定日	pCi/l	pCi/day
1966年12月30日~31日	12月31日	10.2±2.3	5.1±1.2*
" 12月31日~1月 1日	1月 1日	8.1±2.8	9.6±3.3
1967年 1月 1日~ 2日	1月 2日	14.6±2.8	15.5±2.9
2日~ 3日	1月 3日	6.4±1.9	9.8±2.9
3日~ 4日	1月 4日	5.9±0.9	11.4±1.8
6日~ 7日	1月 7日	2.1±1.1	2.7±1.4
10日~ 11日	1月11日	5.9±0.8	6.3±0.8
15日~ 16日	1月16日	3.5±0.9	5.1±1.4
22日~ 23日	1月23日	2.2±0.5	3.2±0.8

* 前日午後6時から当日午前8時までの14時間における排尿(0.50l)についての定量値。他はすべて前日午前中から当時午前中までの24時間における尿(1.0~1.9l)についての定量値である。

10. 第6回中国核爆発実験による放射性降下物

放射線医学総合研究所

○佐伯 誠道, 田中 義一郎
鎌田 博, 大桃 洋一郎
河村 日佐男, 中野 恵美子
山口 治子

1967年6月17日に中国において第6回目の中国核爆発実験が行われたと報じられている。その影響を調査するための一手段として水盤法により採集した自然落下塵および雨水の全ベータ放射性ヨウ素および牛乳中の放射性ヨウ素について分析測定を行った。

第1表は水盤法により採集した試料の分析測定結果である。

放射能水準は過去5回にわたって行われた中国の核爆発実験による影響の中でも比較的低い方であった。初期の試料の減衰曲線は核分裂生成物のそれとよく類似しており、また、γ線エネルギー分布波高分析の結果、²³⁹Npのピークと類似したγ線エネルギー波高分布が観察された。

食品に対する影響調査の一環として、牛乳中の放射性ヨウ素の分析測定を行ったが、その結果を第2表に示す。

第1表 Gross β -radioactivity and Radioactivity of Iodine in Rain and Dryfallout

Date of Sampling	Date of Datermination	Gross β -activity (mCi/Km ²)	β -activity of Iodine (mCi/Km ²)	Remarks
18~19 Jun. 1967	19 Jun. 1967	1.38	0.098	
19~20 " "	20 " "	0.87	0.062	
20~21 " "	21 " "	0.07	0.000	
21~22 " "	22 " "	0.03	0.008	
22~23 " "	23 " "	0.04	0.070	Rain (9mm)
23~24 " "	24 " "	0.08	0.026	
24~25 " "	25 " "	0.07		Rain (2mm)
25~26 " "	26 " "	0.32		
26~27 " "	27 " "	0.07		
27~28 " "	28 " "	0.08		Rain (20mm)
28~29 " "	29 " "	0.62		
29~30 " "	30 " "	0.07		
30~ 1 Jul. "	1 Jul. "	0.04		Rain (10mm)
1~ 3 " "	3 " "	0.53		Rain (2mm)
3~ 4 " "	4 " "	0.18		

第2表 牛乳中の放射性ヨウ素の分析値

採取日付	計測日付	放射性ヨウ素 (pCi/l)	
		集乳場 a	市乳 b
6月20日	6月21日	0.7 ± 0.6	0 ± 0.5
22日	23日	0.1 ± 0.5	0 ± 0.5
23日	23日	0.65 ± 0.65	0.25 ± 0.68
24日	24日	0 ± 0.50	0 ± 0.36
26日	27日	0 ± 0.44	0.72 ± 0.36
27日	27日		0.84 ± 0.35
28日	28日		0.46 ± 0.32
29日	30日	0.18 ± 0.33*	0.50 ± 0.34
30日	7月1日		0.29 ± 0.33

* 分析計測 7月1日
a 下志津原酪農農業協同組合議渡分
(前日夕刻および当日早朝の搾乳を併せたもの)
b 森永乳業東京工場(葛飾区奥戸本町)製品

(参考) 降雨 6月22日夜
6月24日夜
6月28日夜

11 強放射能フォールアウト粒子のアルファ放射能

大阪府立放射線中央研究所

松並忠男, 眞室哲雄

1966年12月28日に行なわれた第5回中国核爆発に由来する強放射能フォールアウト粒子について、Pu およびUのアルファ放射能を測定し、なお、それらの同位体比について検討を加えた。

12月30日に大阪地方に降下した強放射能粒子を多数採取し、粒子200個および230個からなる二つのグループを作り、直ちにそれぞれのガンマ線スペクトルを測定した。²³⁹Npの減衰を待って、アルカリ熔融、弗化ランタン共沈、TTA-ベンゼン抽出を行なって得たPuフラクションを水酸化カリウム塩基性電解液でステンレス板に電着し、この試料のアルファ線スペクトルをグリッド型電離箱によって測定した。ガンマ線スペクトロメトリーによる²³⁹Npの測定結果とアルファ線スペクトロメトリーによるPuの測定結果を比較すると、今回の爆発では²⁴⁰Pu/²³⁹Puの生成比はきわめて小さかったと推定された。

第1表

試料	²³⁴ U/ ²³⁸ Uの放射能比
研究所近辺の土壌	0.88
230個の強放射能粒子	0.97
1967年1月1日の雨水	1.08
1966年5月7日の雨水	0.94

Puを弗化ランタンで共沈した上澄液を陰イオン交換樹脂(Dowex-1, X8, Cl型)でUを分離した後、再び同じ樹脂のSO₄型でUを単離した。溶離液をギ酸アンモニウム、過塩素酸存在の電解液で銀板に電着し、この試料をアルファ線スペクトロメトリーにかけた。この結果、粒子試料についても、また雨水試料についても、²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁸Uの放射能比は天然ウランのそれと大差はなかった。²³⁴U/²³⁸Uの放射能比については第1表のような測定結果が得られた。

なお、1961年秋、1962年秋のソビエトの大型爆発に由来する強放射能粒子についてPuのアルファ線スペクトルを測定したところ、いずれにも²⁴¹Amとみられるピークが明らかに検出された。しかし、第1回、第3回、第5回の中国核爆発に由来する強放射能粒子については検出できなかった。

12 浮遊塵中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

鎌田 博, 木村 健一
中野 恵美子, 佐伯 誠道

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査研究するための1手段として大型集塵器を用いて千葉市穴川の放医研構内の地上約1~1.5mの外気の浮遊塵を捕集し放射性核種の分析測定を1965年10月より実施したが、前報告に引き続き得られた結果を報告する。

試料採集方法および分析測定法は前報告と同様であるが、本報告では炭酸アルカリ熔融法で処理後、化学分離ならびに β 線スペクトロメトリーを併用した。

13 太空中の放射性核種濃度 (1965-1967)

日本原子力研究所

○片桐 浩, 亀田和久

分析測定結果は第1表に示すとおりである。

^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs は常時検出されているが, 1966年5月後半の試料から ^{141}Ce , ^{103}Ru の混在と $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$ の検出と量的変動が観測され, また, 1966年12月後半の試料では著量の ^{239}Np および $^{140}\text{Ba}-^{140}\text{La}$ が検出された。これは1966年5月9日, 10月27日および12月28日におこなわれた中国核実験の影響と考えられる。

放射性物質の降下量と浮遊塵中の放射性核種濃度との関連は総体的に比例関係が見出されるが, 降雨の影響の多少によりこの関係は変動する。一方, 浮遊塵灰分量は外観的には降雨量と反比例的な傾向を示しているが, 季節的に特性を有しており, 初秋および梅雨期の降雨量の多い季節には, 反比例的関連が大きく, 夏期, 晩秋および晩冬は風力の因子が大きく作用し, 降雨量との反比例性よりも少ないが, 風力と比例的傾向が見出されるようである。

^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs および ^{144}Ce の濃度は1966年では3月を中心としたスプリングピークが認められ, さらに, たびかさなる核実験の影響により ^{144}Ce , ^{106}Ru および $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$ には高濃度ピークが観測されている。また, 単位容積当りの放射能 (pCi/m^3) と浮遊塵灰分の単位重量当りの放射能 (pCi/g) との間には降雨量, 風力の影響によるデータの変動はあるが, 平均的に比例的関係が見出された。しかし, 核実験の影響が大きい場合には pCi/g に対して pCi/m^3 の割合が大きくなる傾向がある。

^{90}Sr および ^{137}Cs は前述のような大きな変動は観測されず, 核実験による直接的影響よりも放射性核種の降下量のスプリングピークによる影響が大きく, その理由の1つとして, 中国の核実験以前に既存した絶対量が多いことがあげられよう。

第1表 浮遊塵中の放射性核種濃度 ($10^{-3}\text{pCi}/\text{m}^3$)

試料				^{90}Sr	$^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$	^{137}Cs	^{144}Ce	^{106}Ru
集塵期間	通気量 m^3	通気日数	灰分 g					
1966 10. 1~10.15	216,000	15	6.1	0.2	0.3	0.2	0.5	8.0
10.16~10.31	230,400	16	8.8	0.1	0.4	0.6	2.3	4.1
11. 1~11.15	216,000	15	9.0	0.5	5.0	1.1	120.8	217.0
11.16~11.30	216,000	15	15.0	0.3	9.4	1.1	21.3	47.8
12. 1~12.15	216,000	15	15.7	0.2	1.8	0.8	4.3	16.0
12.16~12.31	230,400	16	12.0	0.7	112.0	1.0	663.3	699.0
1967 1. 1~1.15	216,000	15	12.0	0.5	25.8	0.9	80.8	203.1
1.16~1.31	230,400	16	18.5	0.5	18.1	1.5	61.4	143.4
2. 1~2.15	216,000	15	10.5	0.6	14.6	1.4	43.4	96.7
2.16~2.28	187,200	13	33.0	*	19.7	*	51.7	103.5
3. 1~3.15	216,000	15	26.2	*	16.4	*	37.4	83.6
3.16~3.31	230,400	16	19.5	*	6.8	*	16.4	40.2
4. 1~4.16	230,400	16	11.5	*	7.8	*	9.7	34.8
4.17~4.30	201,600	14	12.0	*	1.4	*	2.0	8.7
5. 1~5.15	216,000	15	22.0	*	4.7	*	4.0	32.1
5.16~5.31	216,000	15	17.8	*	1.4	*	0.58	13.3
6. 1~6.15	144,000	10	16.4	*	1.6	*	0.49	1.0
6.16~6.30	216,000	15	12.0	*	0.9	*	0.60	13.3
7. 1~7.16	203,000	16	10.0	*	0.4	*	0.78	5.1
7.17~7.31	216,000	15	33.0	*	2.2	*	1.64	14.7
8. 1~8.15	216,000	15	17.9	*	1.1	*	0.12	4.5
8.16~8.31	203,400	16	30.5	*	7.9	*	25.1	25.5

*: 分析測定中

原研東海研究所周辺に配置してある放射線観測所で連続集塵したろ紙 (Hollingsworth & Vose #70) を 400°C で灰化した試料1ヶ月分を, アクリル容器に $11\text{cm}\phi \times 1\text{cm}$ 大に充填したものを $5''\phi \times 4''$ の $\text{NaI}(\text{Tl})$ シンチレータにより γ 線スペクトル測定した。定量核種は表1に示す5核種で, 値は各月の15日に補正されている。 $^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$ の実効半減期を1966年以後について求めたものを表2に示す。これによると1967年1月の試料は非常に半減期が短い。

表1. Concentration of nuclides in air ($\times 10^{-15}\text{pCi}/\text{ml}$)

Year	month nuclide	Jan	Feb	Mar	April	May	June	July	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
1965	^{40}K		3.83	2.92	2.86	3.24	2.40	2.20	2.56	3.20	3.35	2.20	1.65
	^{54}Mn		5.94	7.15	11.7	8.35	4.85	-	2.70	2.32	1.55	1.20	0.57
	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$		-	-	3.26	3.36	2.90	1.80	-	-	-	-	-
	^{137}Cs		1.46	2.15	3.54	2.00	1.32	5.50	8.20	8.66	8.90	5.35	2.57
	$^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$		-	-	-	-	-	1.04	1.30	1.65	2.20	1.68	8.90
1966	^{40}K	2.16	2.60	4.10	4.00	4.17	3.45	1.15	2.58	4.30	2.82	-	-
	^{54}Mn	0.87	1.00	1.60	1.90	2.46	1.43	1.20	0.76	-	-	-	-
	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$	-	-	-	-	3.40	1.24	7.60	2.88	2.10	-	8.20	63.5
	^{137}Cs	5.76	8.70	12.2	11.2	12.7	5.40	3.80	2.70	2.88	2.40	-	3.00
	$^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$	13.5	20.8	22.5	18.9	22.0	21.2	13.0	10.7	12.0	10.1	79.6	15.0
1967	^{40}K	-	3.30	4.00	4.32	3.40	3.30	3.80					
	^{54}Mn	-	-	-	-	-	-	-					
	$^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$	8.00	20.6	4.00	2.70	1.67	4.10	1.56					
	^{137}Cs	2.57	4.30	7.10	5.70	6.40	4.20	2.20					
	$^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$	1.44	1.71	2.60	1.78	1.74	1.10	6.10					

これは1966年12月29日頃の第5回中共核実験によるもので, ^{103}Ru の含有量が多いことを示している。 ^{103}Ru , ^{106}Ru の半減期を夫々42日, 1年として, $^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$ の実効半減期を55日とすると, 約82%が ^{103}Ru , 18%が ^{106}Ru であることが判る。図1は1967年2月~7月までの試料 (総集塵量 $2.2 \times 10^5\text{m}^3$) を灰化後干水抽出を行ったものを $6\text{cm}\phi \times 2\text{cm}$ 大の試料として, 有効体積 8.7cc の $\text{Ge}(\text{Li})$ 半導体検出器で測定したものである。

^{103}Ru と ^{106}Ru の存在が確認できる。

$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ および $^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$ の濃度は中共の核実験の影響が顕著で, 1966年6月, 1966年11月に特に高い。 ^{54}Mn は1965年2月~6月頃までは非常に高かったが, 現在は検出限界以下である。 ^{137}Cs 濃度は中共核実験の影響はほとんどなく, スプリングピークがめだつが,

表2. Effective half life of $^{103}\text{Ru}+^{106}\text{Ru}$

1966	1	54 days
	4	56 "
1967	1	51 "
	2	55 "
	3	55 "
	5	60 "

濃度は年々減少している。

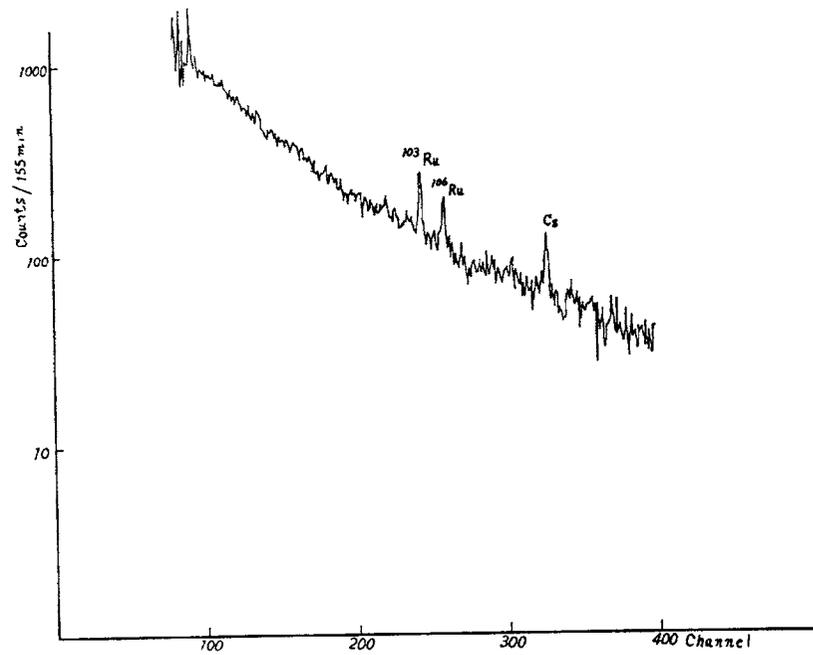


Fig 1. γ ray spectrum of ^{103}Ru & ^{106}Ru measured by 8.7CC Lithium-drifted germanium detector

14 日本における Sr-90, Cs-137 降下量

気象研究所

三宅 泰雄, 葛城 幸雄

日本の7地点における1965年の年間降下量, 1966年~1967年4月までの月間降下量および1967年4月までの降下積算量を次の表にしめす。(第1表: 単位: mCi/km^2)

東京における1966年のCs-137降下量は $5.0 \text{ mCi}/\text{km}^2$ でCs-137/Sr-90比は2.7であった。

1961年~1962年の核実験に由来する成層圏からのSr-90降下量の経年変化から成層圏内のSr-90の滞留時間の推定を行った。

1963年~1966年までの4年間のSr-90降下量の推移から成層圏内のSr-90の平均滞留時間を推定すると約1.1年となる。この値は既に報告した1959年~1961年8月までのSr-90降下量から求められた成層圏の平均滞留時間(約1年)と近い値をしめしている。

しかしながら1963年~1966年および1959~1961年の2つの期間のSr-90降下量の経年変化には若干相違している点が見られる。

第1表 Sr-90の降下量 (mCi/km^2)

	東京		札幌	仙台	秋田	大阪	福岡	水戸	
	Cs-137	Sr-90							
1965年	10.6	4.3	3.8	3.0	9.9	2.4	3.8	3.6	
1966年	1月	0.20	0.08	0.49	0.08	1.05	0.19	0.15	0.03
	2月	0.54	0.18	0.37	0.18	0.83	0.19	0.18	0.23
	3月	0.59	0.23	0.25	0.17	0.53	0.20	0.30	0.43
	4月	0.59	0.27	0.39	0.31	0.25	0.27	0.22	0.34
	5月	1.11	0.35	0.14	0.24	0.23	0.40	0.25	0.24
	6月	1.10	0.36	0.17	0.38	0.31	0.03	0.28	0.46
	7月	0.27	0.10	0.15	0.14	0.27	0.12	0.10	0.11
	8月	0.19	0.06	0.05	0.10	0.14	0.10	0.08	0.07
	9月	0.13	0.06	0.07	0.07	0.10	0.04	0.04	0.04
	10月	0.09	0.04	0.06	0.06	0.09	0.05	0.09	0.07
	11月	0.09	0.03	0.13	0.03	0.29	0.04	0.06	0.06
	12月	0.05	0.02	0.04	0.03	0.14	0.05	0.11	0.04
1967年	1月		0.07	0.04	0.04	0.40	0.08	0.09	0.07
	2月		0.12	0.10	0.04	0.28	0.06	0.10	0.11
	3月		0.11	0.09	0.06	0.17	0.10	0.14	0.15
	4月		0.15	0.24	0.18	0.35	0.17	0.23	
積算量		69	83	75	138	49	80		

第2表に1957~1958年と1961~1962年核実験終了後の2年間のSr-90降下量から求められる成層圏内におけるSr-90の存在量の半減時間をしめす。

上の表でみられるように1957~1958年核実験では1959~1960年より1960~1961年の方が半減時間が長くな

なっているが, 1961~1962年核実験ではこれとは異なる傾向がみられる。

第2表 成層圏におけるSr-90の半減時間

	1957~1958年核実験	
	1959~1960年 東京 9ヶ月	1960~1961年 18ヶ月
	1961~1962年核実験	
	1963~1964年 東京 10ヶ月	1964~1965年 札幌 12ヶ月
		1965~1966年 仙台 9ヶ月
東京	39	17
札幌	70	16
仙台	13	10
秋田	14	23
大阪	10	12
福岡		
平均	2.6	1.45

15 気象庁における過去12年間のフォールアウト
観測結果

気象庁観測部

村山 信彦, 藤本 博
志村 英洋, 上野 秀夫
神山 基, 前島 里江

気象庁札幌・仙台・東京・大阪・福岡各管
区气象台および地方气象台・測候所

毎年行っている大気放射能観測資料統計のシリーズとして次のものを表示した。

1) 大気放射能(全β)の極値(第1表)

第5位までの出現地点・出現日・値・対応する実験などを示す。

2) 核爆発実験シリーズに対応する大気放射能出現状況(第2表)

各爆発実験の場所・実施日・降水と浮遊じん放射能の最大値とその出現地点・出現日

注: 1) 観測開始以降のものをまとめている。

2) 南半球での核爆発の直接の降水がないので除外してある。

3) ネバダ(アメリカ)サハラ(フランス)など降水物があっても他の爆発実験の降水物にか
くれ影響を判別できないものがある。

4) 放射能値全体が対応する爆発実験によって生じたものでなく、古いものも含まれているが
大部分の値が対応すると推測される。

5) 1955年4月~1967年7月(降水)

1955年11月~1967年7月(浮遊塵)

第1表 大気全β放射能測定極値

浮遊塵最大値

順位	地点	年月日	採取後20hr N ₁ (pCi/m ³)	採取後2日 N ₂ (pCi/m ³)	N ₂ /N ₁	採取後4日 N ₃ (pCi/m ³)	N ₃ /N ₁	実験場所
1	福岡	1966.12.31	510.0	370	0.73	260	0.51	中共第5回
2	福岡	1966.12.30	423.0	310	0.73	195	0.46	"
3	大阪	1961.11.8	241.6	200	0.83	150	0.62	USSR Semi
4	福岡	1958.3.19	152.7	115	0.75	76	0.66	" Arc
5	仙台	1958.3.24	131.0	110	0.84	83	0.75	" Arc

雨水最大値

順位	地点	年月日	採取後6hr N ₁ (pCi/cc)	採取後2日 N ₂ (pCi/cc)	N ₂ /N ₁	採取後4日 N ₃ (pCi/cc)	N ₃ /N ₁	実験場所
1	輪島	1966.12.30	910	450	0.49	255	0.28	中共第5回
2	輪島	1966.12.31	470	265	0.56	170	0.36	"
3	米子	1967.1.1	413	341	0.83	215	0.52	"
4	鹿児島	1961.11.9	199	141	0.71	104	0.52	USSR Semi
5	鳥島	1958.7.8	179	64	0.36	51	0.28	Eniwetok

降水量の最大値

順位	地点	年月日	採取後6hr N ₁ (mCi/km ²)	採取後2日 N ₂ (mCi/km ²)	N ₂ /N ₁	採取後4日 N ₃ (mCi/km ²)	N ₃ /N ₁	実験場所
1	輪島	1966.12.30	5600	2776	0.50	1556	0.28	中共第5回
2	米子	1967.1.1	3840	3171	0.83	2000	0.52	"
3	輪島	1966.12.31	1550	772	0.50	561	0.36	"
4	鳥島	1962.12.30	1135	908	0.80	606	0.53	USSR Arc
5	福岡	1957.4.17	1106	728	0.66	534	0.48	Siberia

1955年4月より1967年2月までの気象庁観測署管で行なわれた大気全β放射能測定極値

第2表 各核爆発実験シリーズに対応する大気放射能出現状況

核爆発地点(国名)	核爆発期間	降水放射能最大		浮遊塵放射能最大	
		濃度 pCi/cc	日時観測地点	濃度 pCi/m ³	日時観測地点
ネバダ(アメリカ)	1955年2月18日 ~5月15日(13回)	4.1	5月19日 札幌	資料なし	資料なし
シベリア(ソビエト)	1955年8月4日 ~11月23日(4回)	56.6	11月27日 福岡	(5.8)	(11月25日 仙台)
"	1956年3月21日 ~4月2日(2回)	52.0	3月24日 室戸	8.3	3月23日 東京
エニウエックとビキニ (アメリカ)	1956年5月4日 ~7月21日(13回)	13.8	6月23日 福岡	4.0	4月9日 札幌
シベリア(ソビエト)	1956年8月24日 ~9月10日(4回)	22.0	9月18日 輪島	40.0	6月20日(福) 6月23日(大) 8月1日(福)
"	1956年11月17日	142.4	12月19日 米子	5.1	9月19日 大阪
"	1957年4月3日 ~4月16日(5回)	159.0	4月17日 鳥島	7.5	1月28日 仙台
ネバダ(アメリカ)	1957年5月~10月	不明	不明	不明	4月30日 大阪
シベリア(ソビエト)	1957年8月22日 ~10月10日(5回)	13.8	9月2日 大阪	22.5	不明
"	1957年12月28日	82.9	1月23日 米子	24.9	10月16日 福岡
北極圏内とシベリア (ソビエト)	1958年2月23日 ~3月22日(9回)	62.4	3月19日 大阪	152.7	1月10日 福岡
エニウエックとビキニ (アメリカ)	1958年4月28日 ~7月26日(29回)	179.4	7月8日 鳥島	96.5	3月19日 福岡
北極圏内とシベリア (ソビエト)	1958年9月30日 ~11月3日(16回)	122.1	10月24日 東京	125.7	7月4日 福岡
サハラ(フランス)	1960年2月13日	7.5	2月18日 東京	3.7	10月27日 東京
"	"	(3.8)	(3月1日 米子)	"	2月26日 大阪
ノバヤゼリアとセミバラ チンスク(ソビエト)	1961年9月1日 ~11月4日(31回)	199.2	11月9日 鹿児島	241.6	2月26日 大阪
クリスマス島とジョン ストン島(アメリカ)	1962年4月25日 ~11月4日(36回)	15.0	7月25日 札幌	14.1	11月8日 大阪
"	"	"	"	"	5月23日 福岡

核爆発地点(国名)	核爆発期間	降水放射能最大		浮遊塵放射能最大	
		濃度 pCi/cc	日時観測地点	濃度 pCi/m ³	日時観測地点
ノバヤゼムリアと中央アジア(ソビエト)	1962年8月5日 ~11月3日(30回)	52.0	10月16日 東京	76.0	8月10日 大阪
ロプノル湖付近(中国)	1964年10月16日	30.0	10月21日 大阪	38.0	10月22日 福岡
セミパラチンス(地下)(ソビエト)	1965年1月15日	21.0	1月22日 輪島	79.0	1月21日 大阪
ロプノル湖付近(中国)	1965年5月14日	21.0	5月21日 福岡	28.0	5月21日 大阪
〃	1966年5月9日	6.0	5月11日 秋田	3.6	5月13日 大阪
〃	1966年10月27日	5.0	11月7日 稚内	2.0	11月2日 東京
〃	1966年12月28日	910.0	12月30日 輪島	510.0	12月31日 福岡

空間分布 r 線量率の観測報告

気象庁水戸地方気象台

1966年9月~1967年8月迄の空間 r 線量率の測定結果を報告する。

[測定条件]

- 検出器.....GM管 Aloka-4225
- 計数装置.....Aloka TDC-1, Aloka DC-10
- 校正用線源.....²²⁶Ra-690μc, ¹³⁷Cs-100μc
- 線量率校正常数.....0.059μr/hr・cpm
- 測定方法.....GM管を屋上に直立(地上高5m
コンクリート床上1m)
- 測定日時.....毎週月曜日 9~10時に30分間測定

[測定値]

表(空間 r 線量率)

1963年平均 9.1 μr/hr
 1964年平均 8.3 〃
 1965年平均 8.1 〃
 1966年平均 8.0 〃

年月日	μr/hr	年月日	μr/hr	年月日	μr/hr
1966. 9. 5	7.7	1966. 11. 7	7.8	1967. 1. 2	8.5
9. 12	7.9	11. 14	8.0	1. 7	8.5
9. 19	7.8	11. 21	7.9	1. 16	8.2
9. 26	7.8	11. 29	7.9	1. 23	8.2
(月平均)	(7.8)	(月平均)	(7.9)	1. 30	8.0
10. 3	7.9	12. 5	8.0	(月平均)	(8.3)
10. 11	7.8	12. 12	7.9	2. 6	7.9
10. 17	8.0	12. 19	7.7	2. 13	7.8
10. 24	7.8	12. 26	7.8	2. 20	8.1
10. 30	7.8	(月平均)	(7.9)	2. 27	7.7
(月平均)	(7.9)	(1966年平均)	(8.0)	(月平均)	(7.9)

年月日	μr/hr	年月日	μr/hr	年月日	μr/hr
1967. 3. 6	8.0	1967. 5. 15	7.7	1967. 7. 17	8.0
3. 13	7.8	5. 22	7.8	7. 24	7.7
3. 20	8.1	5. 29	7.8	7. 31	8.0
(月平均)	(8.0)	(月平均)	(7.8)	(月平均)	(7.9)
4. 3	8.0	6. 5	7.6	8. 7	7.9
4. 10	8.1	6. 12	7.8	8. 14	7.8
4. 17	7.9	6. 19	8.1	8. 21	8.1
4. 24	7.8	6. 26	7.7	8. 28	8.0
(月平均)	(8.0)	(月平均)	(7.8)	(月平均)	(8.0)
5. 1	7.9	7. 3	7.8	9. 4	7.9
5. 8	7.8	7. 10	7.8	9. 11	7.9

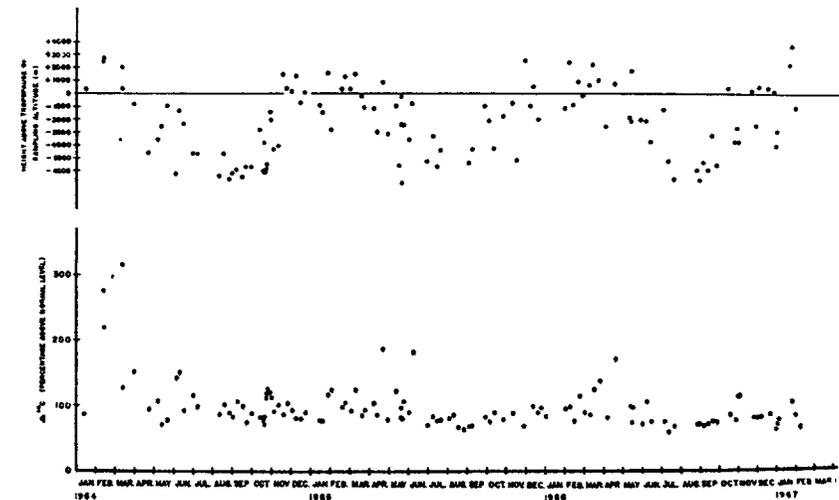
以上の如く現在8 μr/hrの水準にある。

16 最近の高度10~13Km付近における¹⁴Cの濃度変化(Ⅷ)

防衛大学校

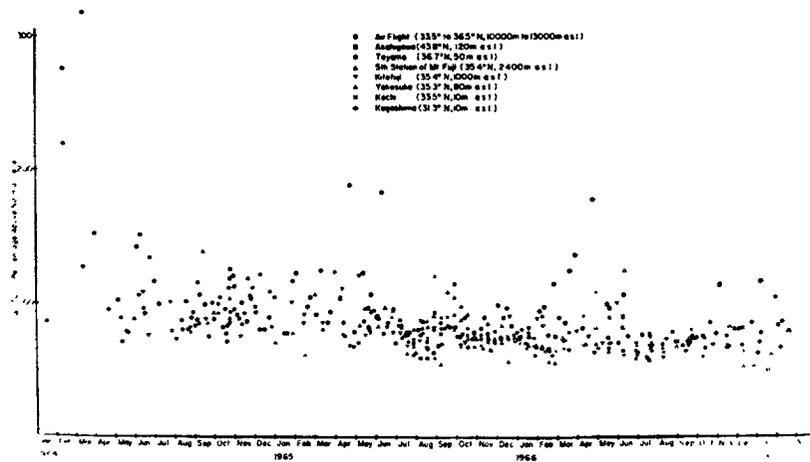
久保添 忠 嘉, 〇梅 沢 久美子

昨年に引き続き、航空自衛隊実験航空隊のF-86-Fジェット戦闘機を10~13Kmの高度で、東経135°~139°、北緯33.5°~36.5°の範囲に飛ばし、同高度における大気中の炭酸ガスをモレキユラーシーブ4Aに吸着させ、その中に含まれる¹⁴Cの濃度変化を測定した。その結果と捕集高度の圏界面からの高さを第1図に示す。また同時に昨年まで得られた結果をも併せ示してある。



第1図 高度10~13Kmにおける¹⁴Cの濃度変化

旭川(43.7°N), 富山(36.8°N), 北富士(35.4°N), 横須賀(35.2°N), 高知(33.5°N) 鹿児島(31.5°N) の6ヶ所に2Nの苛性ソーダ2ℓをプラスチックの容器に入れ, 約10日間放置して, 各地の地上の炭酸ガスを吸着させ, その中に含まれる¹⁴Cの濃度変化を調べた。その結果を第2図に示す。



第2図 高空および各地における¹⁴Cの濃度変化

17 醱酵アルコール, 植物精油中の¹⁴C濃度変化

放射線医学総合研究所

○岩倉哲男, 榎田義彦
尾田愛子

生物圏中の¹⁴C濃度変化を観察する目的で例年の如く植物精油および醱酵アルコール(原料甘藷, 糖蜜)中の¹⁴C濃度を流体シンチレーション法で測定した。植物精油はやまじそ油のthymolをmethyletherに誘導し, はっか油のmentholをp-cymeneに熱分解して直接シンチレーター溶媒として測定した。アルコールについては新処方混合シンチレーターで検討した結果1試料あたり15mlのアルコール(約6gのC)を含んだシンチレーターで約65%の¹⁴C計数効率をえた。以上の実験を通じ今回はシンチレーションのクエンチング補正には低放射能の試料測定にすぐれた¹³³Baによる外部線源法を応用した結果, アルコール測定の場合にも特に大容量の試料を必要としないで本実験の目的に充分適した精度の測定が可能なることを確認した。

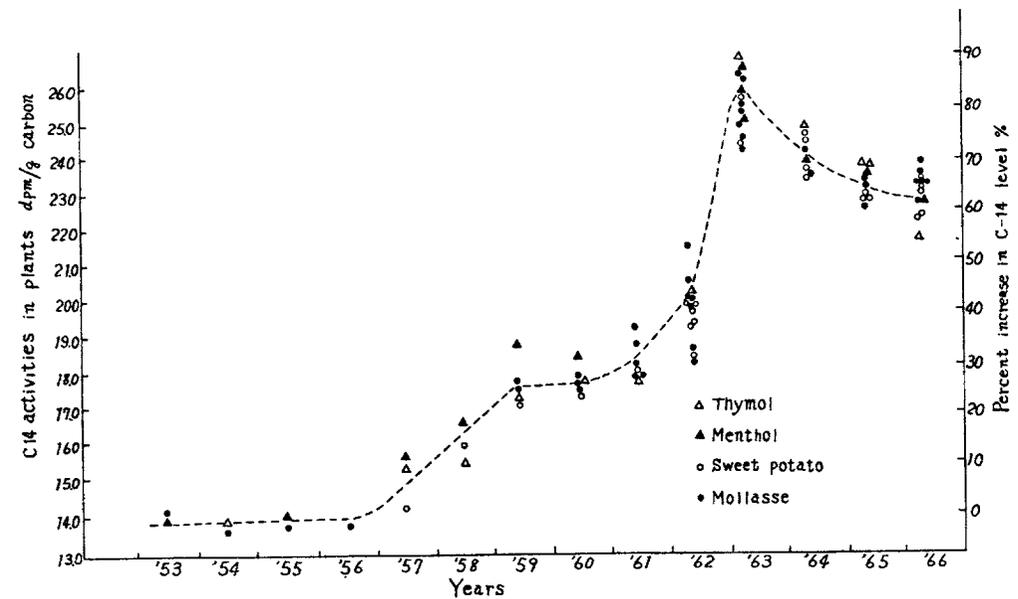
1966年度の結果を表および図に示す。なお10~11月に試料が到着すれば67年度の一部の測定値が追加できよう。

(I) (醱酵アルコール)

	原 料	産 地	製 造 地	¹⁴ C濃度 dpm/gC
1	糖 蜜	インドネシア	千 葉	23.08±0.31
2	糖 蜜	台 湾	〃	23.08±0.31
3	生 甘 藷	熊 本 県	肥後大津	22.86±0.30
4	糖 蜜	フィリッピン	〃	23.08±0.31
5	生 甘 藷	茨 城 県	石 岡	22.12±0.29
6	糖 蜜	(混 合)	〃	22.44±0.30
7	糖 蜜	インドネシア	盤 田	23.13±0.31
8	生 甘 藷	鹿 児 島 県	鹿 屋	22.21±0.29
9	糖 蜜		〃	23.11±0.30
10	生甘藷糖蜜混合		生 水	23.34±0.31
11	糖 蜜		生 水	22.64±0.30
12	糖 蜜		近 永	23.76±0.31

(II) (植物精油)

13	Thymol	千 葉 県	放 医 研	22.46±0.22
14	Menthol	北 見	ホクレン	21.52±0.21



18 上水道水中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

○鎌田 博, 中野 恵美子
金城 喜栄, 佐伯 誠道

日本各地の上水道水中の放射性核種濃度について, 1961年12月より調査研究を続けてきたが,

第1表 源水・蛇口水の放射性核種濃度

種類	新潟県新津市満願寺(阿賀野川・新津市上水道)					東京都葛飾区金町(江戸川・東京都金町浄水場)					大阪府守口市(淀川・大阪市庭窪浄水場)							
	採水年月日	⁸⁹ Sr pCi/ℓ	⁹⁰ Sr pCi/ℓ	¹⁰⁶ Ru pCi/ℓ	¹³⁷ Cs pCi/ℓ	¹⁴⁴ Ce pCi/ℓ	採水年月日	⁸⁹ Sr pCi/ℓ	⁹⁰ Sr pCi/ℓ	¹⁰⁶ Ru pCi/ℓ	¹³⁷ Cs pCi/ℓ	¹⁴⁴ Ce pCi/ℓ	採水年月日	⁸⁹ Sr pCi/ℓ	⁹⁰ Sr pCi/ℓ	¹⁰⁶ Ru pCi/ℓ	¹³⁷ Cs pCi/ℓ	¹⁴⁴ Ce pCi/ℓ
源水	428	—	0.77	0.16	0.40	1.07	—	0.54	0.04	0.24	0.45	425	—	0.96	0.04	0.19	0.50	
蛇口水	428	—	0.76	0.11	0.34	0.97	—	0.46	0.04	0.16	0.40	427	—	0.90	0.02	0.18	0.43	
源水	622	0.27	0.59	0.08	0.35	0.87	0.35	0.57	0.06	0.48	0.51	6.3	0.32	0.72	0.06	0.21	0.51	
蛇口水	622	0.27	0.58	0.04	0.28	0.69	0.34	0.55	0.05	0.21	0.45	7.1	0.32	0.71	0.03	0.20	0.41	
源水	816	—	0.60	0.27	0.40	0.31	—	0.37	0.30	0.42	0.00	8.25	—	0.56	0.23	0.27	1.28	
蛇口水	816	—	0.54	0.18	0.27	0.00	—	0.31	0.02	0.32	0.00	8.27	—	0.47	0.07	0.22	0.00	
源水	105	—	0.62	5.60	0.96	1.25	—	0.38	3.00	0.24	0.00	10.21	—	0.62	1.69	0.28	0.00	
蛇口水	105	—	0.36	0.52	0.19	0.08	—	0.38	0.61	0.24	0.00	11.1	—	0.58	0.28	0.19	0.00	
源水	1226	—	0.51	0.09	0.29	0.14	—	0.35	0.05	0.65	0.00	12.14	—	0.52	0.03	0.70	0.77	
蛇口水	1226	—	0.46	0.05	0.27	0.09	—	0.34	0.02	0.30	0.00	12.21	—	0.40	0.03	0.12	0.00	
源水	225	—	0.70	0.62	0.42	0.00	—	0.44	0.23	0.31	0.00	2.25	—	0.79	0.09	0.30	0.00	
蛇口水	225	—	0.66	0.10	0.37	0.00	—	0.43	0.02	0.21	0.00	2.27	—	0.68	0.05	0.20	0.00	
源水	424	—	0.53	0.83	0.32	0.00	—	0.41	0.15	0.23	0.00	4.20	—	0.67	0.11	0.21	0.00	
蛇口水	424	—	0.52	0.02	0.28	0.00	—	0.39	0.02	0.16	0.00	4.24	—	0.64	0.09	0.19	0.00	
源水	615	—	0.65	0.35	0.38	0.00	—	0.65	0.69	0.22	0.00	6.7	—	0.72	0.25	0.25	0.00	
蛇口水	615	—	0.60	0.20	0.32	0.00	—	0.51	0.09	0.21	0.00	6.7	—	0.71	0.17	0.24	0.00	

本報告では引き続きおこなってきた河川水を上水道源水としている新潟、東京および大阪の上水道について源水および蛇口水中の長中半減期放射性核種濃度について調査研究した結果を報告する。

試料採集および分析測定法は前報と同様である。

前報に引き続き得られた結果は第1表に示すとおりである。

源水については、⁹⁰Sr濃度の変動は1962年～1964年では6月を中心とした高濃度ピークが観測され、1963年が最も高ピークを示している。しかし、1965年以降は顕著な高濃度ピークは認められず、1967年前半の結果によると、1967年の放射能水準は1965年および

1966年とほぼ同等と推定される。1966年6月に⁸⁹Srが検出されているのは同年の5月9日に行われた第3回中国核爆発実験の影響と考えられる。⁸⁹Srは土壌中での溶出流動性が大きいためか、核実験の影響によりかなりすみやかに源水中に現われてくる。しかし、1966年10月27日に行われた第4回中国核爆発実験による降下物は非常に僅かであったためか、⁸⁹Srは源水中には検出され得なかった。また、1966年12月28日に行われた第5回中共核爆発実験による影響は中国が過去に行った核爆発実験による影響即ち放射性降下物の降下量は最も多かつたが、源水の採集時期および分析測定時期の関係で判然とした定量値を得られなかった。

¹³⁷Csについては、⁹⁰Srに比較して低レベルの増減変動でしかも緩慢であるが、各年共初期より末期の方が低レベルを示している。

¹⁰⁶Ruおよび¹⁴⁴Ceは不規則的に出現する傾向があり、それは放射性降下物の直接的影響と土壌からのリーチングの影響とが組合わさって複雑な様相を示していると思われる。

地域的にみると新潟および大阪が一般に各核種のレベルが高く、東京は前2者に比較して低い結果が得られている。その理由として新潟地方は3者の中で放射性降下物の降下量が最も多く、かつ、砂地が多いために放射性核種の流亡が大きく、一方、大阪の上水道は放射能の高い琵琶湖に源を充していることがあげられよう。

蛇口水については、各核種とも源水よりもその濃度が低く経月経年変動も源水と同様の傾向を示している。源水よりも蛇口水の放射性核種濃度が低い理由は、源水に浄化処理を施して蛇口水としているためであり、浄化処理機構および浄水場の浄保の種類の種類および回数により各核種の除去効率が異なり、また、除去効率の変動は当然有り得るであろう。

19 茨城県における河川の放射能調査結果

茨城県衛生研究所

小池 亮治, 中沢 雄平

○森田 茂樹, 高橋 明子

1960年以来、利根川、久慈川、那珂川、鬼怒川、霞ヶ浦および濁沼等県内主要河川湖沼の他、新川等2,3の小河川について放射能を調査してきたが、その結果について若干の検討を行ったので報告する。

1. 各河川、湖沼水の放射能レベルの比較

河川水中の放射能濃度の年間平均値は1962年をピークに以後は急に減少し1965年以降は3pCi/ℓ前後の値で多少の地域差はあるが、ほぼ一定した値を示している。各河川湖沼の内では霞ヶ浦の水が全般に高く、Falloutの少なくなった時期にも他より高い値を示しており、一方、同じ湖沼の濁沼が一段と低い値であるのは濁沼が汽水であるためと、そのため分離測定法が淡水と異なるの

が主な原因と考えられる。利根川はFalloutの影響を顕著に受けるようで、また降水量の減少とともに河川の放射能も急激に下った。1966年より原燃の排水溝の一部が注いでいる新川について調査を始めたが測定結果は他の河川より高い値を示している。

2. 雨水と河川水の放射能濃度比較

雨水と河川水の全放射能の年間平均値の全放射能の年間平均値の変動を比較すると両者ともその傾向はよく一致する (Fig 1)。1962年に高いのは同年に行なわれた米ソの一連の核実験の影響である。雨水と河川水の放射能濃度との相関関係をみると、河川水の放射能濃度の方が雨水より低いが、反面雨水中に放射能が殆んど含まれなくなっても河川水中には放射能が検出される傾向がみられる (Fig 2)。これは地表に蓄積された放射性物質が流出して来るためと、天然の放射性物質特にカリウムによるものと考えられる。

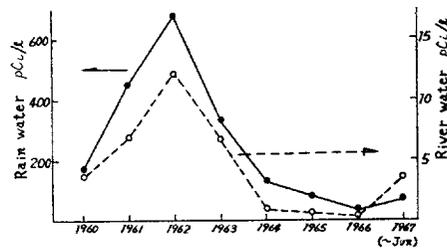


Fig 1. Correlation between gross β activity in rain and river waters

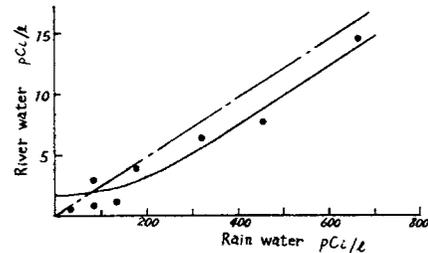


Fig 2. Relation between annual mean radioactive concentration in rain and river water

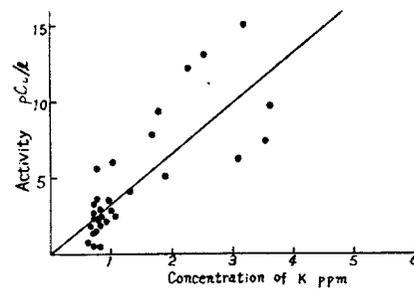


Fig 3. Relation between radioactivity and concentration of potassium in river water (1966-1967)

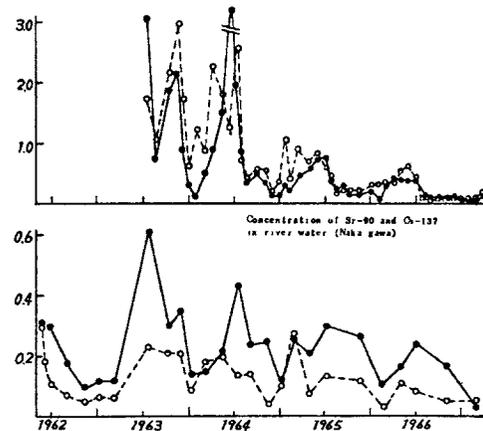


Fig 4. monthly fallout rate of Sr-90 and Cs-137 (in mito)

3. 河川水の全放射能値と含有カリウム量

放射性降下物の少なくなった1966年より1967年にかけての河川水の放射能濃度とカリウム含量とを比較してみるとかなり良い相関を示し (Fig 3)、各河川ともカリウムの寄与を差引くと、放射能レベルの低い河川と同じ位になり (Table 2) 降水量の少ない時期には含有するカリウムからの放射能が河川水中の全放射能を左右していることが解った。先に霞ヶ浦の水の全放射能値が他河川等より高いことを述べたが、その原因を究明するために、1967年6月と8月の2回にわたり調査を行なった結果、霞ヶ浦に流入する河川のうち流入量の多い桜川と新利根川の両河川の全放射能値が高く、かつ霞ヶ浦および両河川ともカリウム含量が高い事が解った。また霞ヶ浦の水のSr-90, Cs-137濃度は那珂川のそれに較べ高くないことなどから、霞ヶ浦の水の全放射能値が従来から高い値を示してきたのは含有するカリウムの影響と推定される。

Table 1. Radioactive concentration in river, swamp and lake waters ($\mu\text{mc}/\ell$)

Name of river	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967 (~Jun)	Remarks
Naka gawa	0.7	8.2	9.5	6.4	2.5	0.4	1.8	3.2	Down Upper
Kuji gawa	6.1	5.1	11.7	16.7	3.9	2.3	2.0	3.3	Down Middle
Tone gawa	3.7	7.5	22.7					1.6	Down
Kinu gawa					2.4			2.2	Down
Mean	3.5	6.9	14.6	11.6	2.9	1.4	1.9	2.6	
Sin kawa							5.4	-	Upper
							13.7	-	Upper
							21.7	14.2	Down
Kasumigaura	5.1	13.3	13.9	20.6	8.6			7.2	Fresh
Hinuma	0.2	1.5	3.7		1.8			-	Brakish
Standard	U ₃ O ₈					40K			

Table 2. Radioactivity in river and lake waters (1967. Jun, Aug)

	Kasumigaura	Sakura gawa	Sintone gawa	Koise gawa	Reference Naka, Kuyi
gross β ($\mu\text{mc}/\ell$)	7.6	8.8	7.8	2.4	3.2
- K (")	2.4	3.8	3.9	1.5	2.2

4. 河川水中のSr-90およびCs-137濃度

河川水 (那珂川) 中のSr-90, Cs-137についてその推移を降水量と比較してみると (Fig 4)、似た変動を示すが、相関関係はあまりはっきりしない。Cs-137/Sr-90比は0.8 (1965), 0.5 (1966)で雨水の1.6 (1965), 1.3 (1966)より低い。これはCsの方がSrより土壤に吸着され易いため、また土壤に吸着したそれら核種は徐々に流出するので降水量の減少の割には河川水中の濃度は下っていない。

20 雨水, 海水, 河川水中のPu-239について

気象研究所

三宅 泰雄, 葛城 幸雄
杉村 行男

東京における1958年~1960年のPu-239の月間降水量の測定結果については既に昨年報告した。

今回は1961年~1966年の測定結果について報告する。

Pu-239は陰イオン交換樹脂(Dowex 1×2)法によって分離後, ステンレス板に電着し, α線を測定した。

1958年3月以降のPu-239の年間降水量(mCi/Km²)を次の表にしめした。比較のためにSr-90降水量およびPu-239/Sr-90比(‰でしめす)を同時にしめす。

表 Pu-239およびSr-90の降水量

	Pu-239 mCi/Km ²	Sr-90 mCi/Km ²	Pu-239/Sr-90 ×10 ⁻²
1958年			
3月~12月	0.056	5.09	1.1
1959年	0.092	8.09	1.1
1960年	0.049	2.39	2.1
1961年	0.040	2.08	1.9
1962年	0.133	8.09	1.6
1963年	0.301	19.06	1.6
1964年	0.205	8.06	2.4
1965年	0.110	4.27	2.6
1966年	0.064	1.78	3.6

1960年~1962年のPu-239/Sr-90比はアメリカのRichmond, Louisuille, Westwood, Pittslurgh等における降水物中のその比と大差はみとめられない。

海水, 河川水についてのPu-239の含量については前年度に城ヶ島沿岸海水, 北上川, 最上川について報告した。

その後信濃川, 木曾川等の河川水中のPu-239含量について測定を行ったのであわせて報告する。

21 河底堆積物中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

鎌田 博, 木村 健一
中野 恵美子, 佐伯 誠道

放射性降水物, 土壌, 下水あるいは廃水より河川に混入または流入した放射性物質は河川水中で自然沈下し, あるものは河川水中の溶存物の作用により, あるいは河川水中の懸濁物によって選択的に吸着され, 河底に堆積するものと考えられる。この傾向を知る方法の一助として, 河底堆積物中の

⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Csおよび¹⁴⁴Ceの堆積量の分析測定を1964年より始めた。本報告では前報告に引き続いて得られた結果を報告する。

試料採取地点, 試料採取方法, 前処理および分析測定法は前報と同様であるが, 堆積量を測定するためにγ線エネルギー spektrometry をおこなった。

分析測定結果は第1表および第2表に示すとおりである。

第1表は冷6N-HCl抽出法による, HCl可溶性濃度として測定されたデータである。第2表は不溶性のまま河底に沈下堆積した部分とHCl可溶性部分との合計値を堆積量としてあらわし, HCl可溶性部分の占める割合を‰で表示したものである。

河底堆積物中の放射性核種濃度は単位重量当りの放射能では土壌よりも総体的に高レベルではあるが, ⁹⁰Srは土壌の方が高く, ¹³⁷Csは河底堆積物の方が高くなっている。したがって¹³⁷Cs/⁹⁰Sr Ratioは土壌よりも河底堆積物の方が高値を示している。また, HCl可溶性部分は僅かながら河底堆積物の方が低くなっている。これらの理由としては⁹⁰Srの可溶性が大きいために河底に沈下堆積性が少く, これに反して¹³⁷Csは沈下堆積性が大きいことがその一因であると推定される。¹³⁷Csの堆積性を大きくした一原因として水中懸溶物への¹³⁷Csの吸着も考えられる。

第1表 河底堆積物中の放射性核種濃度(冷6N-HCl抽出法)

試料採取 地 点	年 日	⁹⁰ Sr mCi/Kg				¹⁰⁶ Ru mCi/Kg				¹³⁷ Cs mCi/Kg				¹⁴⁴ Ce mCi/Kg			
		左岸	流心	右岸	平均	左岸	流心	右岸	平均	左岸	流心	右岸	平均	左岸	流心	右岸	平均
阿賀野川(新潟市松浜橋附近)	1966. 8.12	0.11	0.11	0.06	0.09	0.36	0.11	0.20	0.22	1.23	0.54	0.91	0.89	0.27	0.03	0.97	0.42
	1966.12.16	0.04	0.05	0.17	0.09	0.30	0.32	0.74	0.45	1.19	0.78	1.66	1.21	0.52	0.28	0.71	0.50
江戸川(東京都京成江戸川附近)	1966. 8.18	-	0.09	0.05	0.07	-	0.13	0.22	0.17	-	0.06	0.06	0.06	-	0.09	0.03	0.06
	1966.12.16	0.03	0.05	0.02	0.03	0.16	0.16	0.10	0.14	0.18	0.47	0.03	0.23	0.03	0.04	0.03	0.03
淀川(大阪市旭区今市町附近)	1966. 7.14	0.05	0.06	-	0.05	0.30	0.02	-	0.16	0.03	0.30	-	0.17	0.11	0.25	-	0.18
	1966.12.21	0.08	0.05	-	0.07	0.10	0.37	-	0.24	0.52	0.38	-	0.45	0.06	0.24	-	0.15

第2表 河底土中放射性核種の堆積量と冷6N-HCl可溶性部分

試料採取 地 点	年 月	¹⁰⁶ Ru		¹³⁷ Cs		¹⁴⁴ Ce	
		mCi/Kg	HCl可溶性	mCi/Kg	HCl可溶性	mCi/Kg	HCl可溶性
阿賀野川(新潟市河口附近)	1965. 12	2.07	23	5.96	55	2.27	83
	1966. 8	1.05	21	1.93	46	0.89	47
	12	1.22	37	3.10	39	0.86	58
江戸川(東京都京成江戸川附近)	1965. 12	1.09	30	0.92	53	0.78	45
	1966. 8	0.94	18	0.33	18	0.23	26
	12	0.70	20	0.53	43	0.28	11
淀川(大阪府淀川水系能勢宮園橋附近)	1965. 12	0.90	16	1.41	80	0.51	41
	1966. 3	1.05	25	1.34	82	0.50	66
	7	0.89	18	0.71	24	0.44	41
12	0.91	26	0.74	61	0.44	34	

22 表土中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

鎌田 博, 木村 健一
中野 恵美子, 佐伯 誠道

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査研究する目的で、1963年より表土の放射性核種濃度について分析測定を始めたが、本報告では前報に引き続いて新潟、東京、大阪および福島県下3地点の合計4地方6地点の裸地表土の長中半減期放射性核種濃度について調査研究した結果を報告する。

試料採取方法、前処理および分析測定法は前報告と同様であるが、蓄積量を測定するためにγ線エネルギー分光計を用いた。

分析測定結果は第1表に示すとおりである。単位面積当りの放射能pCi/Km²の算出にあたっては5cmより深部への各放射性核種の流亡を考慮していない。また、⁹⁰Srについては冷6N-HCl抽出法による数値である。したがって、実際の地表の蓄積量は本表の数値より上廻るものと考えのが妥当である。また、深さ5cmの土壌中の放射性核種濃度をγ線分光計で測定した総蓄積量中の冷6N-HClによる抽出率を併せ示した。冷HCl可溶部は土壌よりリーチングされ易いと考えられるので参考にあげたものである。

第1表 深地表土の放射性核種の蓄積量と冷塩酸抽出率

試料採取		⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs		¹⁴⁴ Ce	
地点	年月	* mCi/Km ²	** mCi/Km ²	*** 冷HCl抽出率	** mCi/Km ²	*** 冷HCl抽出率	** mCi/Km ²
福島県 福島市および平市(平均) " 双葉町および大熊町(平均) " "	1965.11~12	28.30	40.0	23	71.7	82	32.6
	1966. 8	33.50	54.3	26	165.3	59	28.2
	" 12	14.48	42.4	24	78.0	50	22.7
新潟県 中浦原町 " " " "	1965.12	42.90	26.0	46	153.0	78	23.0
	1966. 9	9.67	19.0	13	68.0	41	10.0
	" 12	13.85	64.9	25	291.3	52	37.4
東京都 江戸川区小岩 " " " "	1965.12	6.00	45.6	34	21.0	53	15.0
	1966. 8	6.00	30.0	19	20.0	27	12.0
	1966.12	1.48	33.1	17	28.5	67	14.6
大阪府 枚方市御殿山 " " " " " "	1965.12	14.00	9.0	44	65.0	74	30.0
	1966. 3	7.10	28.4	21	33.2	74	14.1
	" 8	11.74	52.0	17	72.0	62	29.0
	" 12	5.84	56.3	27	62.3	60	27.9

* 冷6N-HCl抽出物の蓄積量 ** 総蓄積量 *** $\frac{\text{冷HCl抽出物}}{\text{総蓄積量}} \times 100$

23 土壌のウラン吸着・溶離ならびに玄米のウラン取込みについて(予報)

岡山県衛生研究所

山本 隆志, 増田 邦義
○大西 昇
岡山県農業試験場
川中 弘二

岡山県北部の上斉原村およびその東部に隣接した加茂、阿波両町には、有望なウラン鉱床が分布し、1956年より原子燃料公社による開発が進められている。ウラン鉱の開発によって、微量のウランが坑道廃水、沢水等とともに小河川に流出し、岡山県東部を縦断する吉井川上流に流入する。我々は、鉱床周辺地区における各種環境試料のウラン分析調査を行っているが、その結果によると、農業用水、農作物の一部にごく微量のウランが認められている。河川に流出するウランの水田土壌への移行、あるいは農作物のウラン取込み等、生活環境におけるウランの影響を考え、土壌のウラン吸着と溶離、ならびに玄米のウラン取込みに関する実験を行った。ここにその結果を報告する。

1. 実験材料および実験方法

実験にもちいた土壌は上斉原村内黒色火山灰土壌を100メッシュ以下に処理したものである。ウランは、和光純薬製特級硝酸ウランを用いた。

土壌のウラン吸着量は、風乾土壌10gを300mlのビーカーにとり、各種濃度のウラン溶液を100ml加え、30分間攪拌、一夜放置した後濾過し、濾液のウラン濃度を定量することにより求めた。

ウラン吸着土壌は、風乾土壌100gに各種濃度のウラン溶液を20ml加え、十分攪拌混和した後、再び風乾して調製した。

ウラン吸着土壌から溶離するウラン量は、前記ウラン吸着土壌10gを300mlのビーカーにとり、蒸留水または肥料溶液として、 1.42×10^{-3} モルの硫酸アンモン、 2.81×10^{-4} モルのリン酸第2カリ、 4.02×10^{-4} モルの塩化カリをそれぞれ100ml加え、30分攪拌し、一夜放置後濾過し、濾液のウラン量を分析して求めた。

玄米は、岡山県農業試験場で育成した水稻フジミノの苗を、1966年6月3日2000分の1アールのポットに移植し、9月17日に収穫したものである。栽培は、一濃度群5ポットとし、各ポットには、岡山県奈義町日本原の黒色火山灰土壌14Kgを入れ、上部5Kgを取出し、各種濃度のウラン溶液および硫酸アンモン7.2g、過リン酸石灰17.6g、塩化カリ2.5gを加え、十分混和した後、もとのポットにもどし、風乾後灌水して水稻を移植した。ウラン吸着量は、土壌1gあたり、4.1μg、8.4μg、24.7μg、54.3μg、84.4μg、203.8μg、の6段階とした。

分析試料は、硫酸による湿性灰化を行いウランを定量した。定量法は、固体蛍光光度法による。蛍光測定装置は、島津製光電分光光度計附属蛍光測定装置を使用した。

2. 実験結果

1) 土壌のウラン吸着:

黒色火山灰土壌のウラン最高吸着量は、1gあたり約65mgであった。

2) ウラン吸着土壌からのウランの溶離: 4.1~5.4μg/gのウラン吸着土壌は使用した溶離液にウランは認められなかった。13.7μg/gの土壌は、硫酸アンモン溶液に0.14%溶離したが、

他の溶液には溶離しなかった。46.2 $\mu\text{g/g}$ の土壌になると、使用したすべての溶液に0.15～0.30%のウランが溶離された。更に、42.4 $\mu\text{g/g}$ の土壌では溶離量は増加するが、溶離率はあまりかわらず、0.15～0.47%であった。溶液の種類による溶離量の相違は比較的少ない。

3) 玄米のウラン取込み:

ウラン吸着土壌で栽培した玄米は、各濃度群(41～203.8 $\mu\text{g/g}$)ともウランは認められなかった。ワラも同様であった。

以上の結果より、黒色火山灰土壌は、ウランの低濃度溶液では、ほとんど100%のウランを吸着し、一旦土壌に吸着されたウランは、水、硫酸アンモン、リン酸第2カリ、塩化カリの低濃度溶液には溶離し難いことが認められた。

ウラン吸着土壌で育成し収穫した玄米は、ウランを取込まなかったが、上斉原村の玄米は、ごく微量のウランが検出されるものもあるため、玄米のウラン取込みについては、更に検討する必要がある。

24 土壌および米麦のSr-90について

農林省農業技術研究所

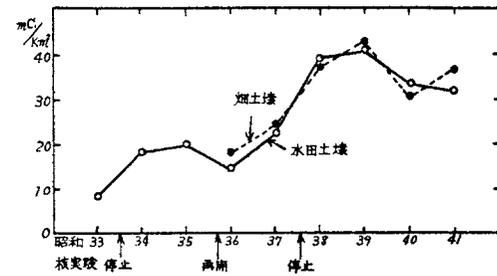
○小林 宏信, 石川 美佐子
津村 昭人

前年度に引き続き全国各地の国公立農業試験場内の水田・畑土壌およびそこに栽培生産された米麦につき核種分析を行なった。次に⁹⁰Srの調査結果について報告する。

分析試料として、水田・畑土および米麦の子実を上記各試験場の協力により採取し、それぞれ分析用に調整した後、前年と同一核種分析法により⁹⁰Srを分析測定した。

1. 農耕地土壌の⁹⁰Srについて

昭和41年度に採取した畑土壌および水田土壌の作土中のM-酢酸アンモニウム抽出法による置換態⁹⁰Srの分析結果は、それぞれ第1表および第2表に示す通りであった。なお参考のため昭和40年度の分析値を併記した。また両土壌中の⁹⁰Srの全国平均値の経年の推移は第1図に示す傾向をたどった。



第1図 水田・畑土壌中の⁹⁰Srの推移 (mCi/km²)

第1表 畑土壌の置換態⁹⁰Sr (mCi/km²)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和40年	30	14-81	12
昭和41年	37	15-70	9

第2表 水田土壌の置換態⁹⁰Sr (mCi/km²)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和40年	33	7-85	15
昭和41年	31	10-81	13

次にこれらの調査結果を要約し考察を加えることにする。大型核実験の停止に伴い放射性核種の降水量が減少したため、水田・畑両土壌とも置換態⁹⁰Sr含量は全国平均として昭和38～39年をピークに以後減少傾向に転じ、水田土壌の場合その傾向が明らかに認められる。畑土壌の場合、昭和41年度の平均値は⁹⁰Sr含量の低い地域での麦作中止により分析点数が減ったため、39～40年のピーク値より低い、40年度の分析値に比しやや高い。しかし、地域別の⁹⁰Srの増減および水田土壌の⁹⁰Sr分析結果を考慮すると、畑土壌も水田土壌の場合と同様に⁹⁰Srレベルは横這い状態と解される。

地域別に農耕地土壌の置換態⁹⁰Sr含量を比較すると、水田・畑両土壌とも、北日本～日本海側>西南日本～太平洋側の傾向が前年度と同様に維持されていることが認められる。また水田・畑両土壌の置換態⁹⁰Sr含量を地域別に比較すると、西南日本～太平洋側で、畑>水田、北日本～日本海側で水田>畑の傾向が認められる。これらの現象は前年度でも述べたが主として地域別の気象条件を反映しているものと解される。

2. 米麦の⁹⁰Srについて

昭和41年度の小麦(玄米)および白米の⁹⁰Srの分析測定結果はそれぞれ第3表および第4表に示す通りであった。なお玄米の⁹⁰Sr分析結果は目下整理中である。米麦中の⁹⁰Sr含量の経年変化は第2図に示した通りである。これらの調査結果から米麦の汚染について考察を述べる。

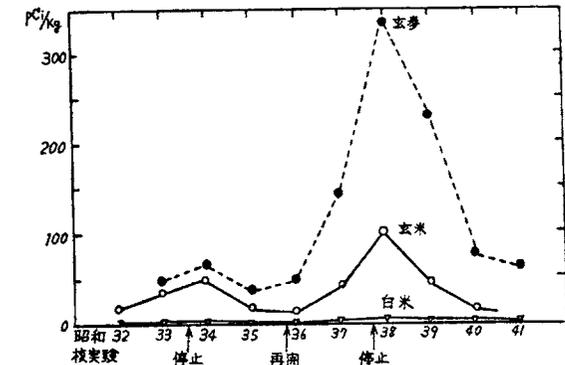
第3表 小麦(玄米)の⁹⁰Sr含量(pCi/Kg)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和40年	74	31-198	12
昭和41年	64	26-152	10

第4表 白米の⁹⁰Sr含量(pCi/Kg)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和40年	2.3	0.9-3.5	15
昭和41年	1.6	0.6-4.6	13

小麦(玄米)についてみると、その⁹⁰Sr含量は昭和38年をピークに以後急激に減少し、40年以後その減少は鈍化し、41年ではその値が64 pCi/Kgとなり、昭和35～36年の核実験停止期間中のレベルに近づいたことである。このことは降下放射性核種による植物体茎葉部の直接汚染が著しく減じたものと思われる。



次に地域別に小麦の⁹⁰Sr含量を比較してみると、前年と同様に畑土壌の場合と類似の地域差を示し、北日本～日本海側で高く、西日本～太平洋側で低い値を示し、また、⁹⁰Sr含量の増減を地域別に比較すると、前年度とは異なり西南日本では横這い状態を呈し、裏日本では減少傾向を示した。これらのことは主として地域別の気象条件に基因するものと解されるが、生育環境条件をも考慮に入れる必要がある。

第2図 米麦中の⁹⁰Sr含量の推移 (pCi/Kg)

次に白米の⁹⁰Sr含量につき考察を加えると、⁹⁰Sr含量は昭和38年以降減少し続け、昭和41年度産米では1.6 pCi/Kgの値まで低下し、核実験停止期間(昭和35～36年)のレベルに達した。このことは⁹⁰Sr降水量の減少に伴い直接汚染による寄与が減じたことを示唆している。

白米の⁹⁰Sr含量を地域別に比較すると、水田土壌の場合と同様の地域差が認められる。このこと

はやはり気象条件の差によるものと解される。なお玄米の⁹⁰Sr分析結果は整理中であるが、これについても報告する。

2.5 各種食品，陸水，雨水・ちり，土壌等の放射能調査について

(財)日本分析化学研究所

浅利民弥，○千葉洋三
千葉盛人，有木督
檜山繁，荒谷勝行
丹野幹雄

前年度に引き続き，科学技術庁放射能委託調査にもとづく雨水・ちり，陸水，日常食，野菜，土壌，牛乳等の核種分析測定を行った。この調査結果につき，昭和41年度および昭和42年8月まで採取した試料について報告する。

昭和41年4月～昭和42年3月までの主な試料についての地域別平均値を表1に示す。調査結果の概要を試料別に以下に述べる。

表1 各種試料中の⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 地域別平均値(1966.4~1967.3)

試料名	雨水・ちり		上水		土壌(王水抽出)				牛乳		日常食						
	⁹⁰ Sr mCi/kg	¹³⁷ Cs mCi/kg	⁹⁰ Sr pCi/l	¹³⁷ Cs pCi/l	草地mCi/kg	裸地mCi/kg	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	都市成人pCi/d	農村成人pCi/d	農村子供pCi/d	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
北海道	0.11	0.17	0.27 (0.99)*	0.06 (0.25)*	17	13	7	12	8.2	30.8	-	-	-	-	-	-	-
青森	0.18	0.25	0.15	0.10	15	7	33	30	2.09	47.6	1.34	2.02	1.84	17.9	12.5	13.2	
秋田	0.24	0.34	0.36	0.09	-	-	-	-	1.45	27.9	2.00	3.26	2.59	13.8	9.5	10.6	
宮城	0.14	0.26	0.23	0.13	23	19	3	4	7.9	28.3	9.7	13.3	10.4	13.6	6.3	6.6	
茨城	0.14	0.19	0.15	0.07	18	41	14	26	5.0	17.4	8.9	16.6	8.9	22.9	7.0	9.5	
埼玉	0.15	0.21	0.05	0.03	-	-	-	-	6.5	11.8	7.7	13.1	12.0	18.8	7.6	14.3	
東京	0.11	0.17	-	-	-	-	-	-	1.24	76.3	-	-	-	-	-	-	
神奈川	0.15	0.17	0.10	0.02	4	53	6	11	4.3	20.5	10.9	29.9	8.8	21.5	7.1	15.9	
新潟	0.20	0.24	-	-	-	-	-	-	7.8	18.3	-	-	-	-	-	-	
石川	0.26	0.32	0.38	0.08	25	61	17	21.3	7.7	25.4	23.3	21.6	20.1	25.9	5.5	10.2	
福井	0.23	0.35	0.16	0.05	33	162	12	52	6.7	22.4	15.6	8.4	18.0	8.9	9.3	9.3	
静岡	0.20	0.25	0.12	0.03	43	64	13	7	7.5	36.6	9.3	16.4	10.7	19.4	6.5	9.8	
愛知	0.11	0.13	0.17	0.07	19	41	11	20	5.5	15.7	10.7	19.0	6.8	15.6	4.9	13.5	
京都	0.12	0.17	0.88 (0.92)*	0.12 (0.07)*	18	20	11	17	5.7	22.9	10.5	14.7	15.8	19.2	8.3	9.3	
大阪	0.10	0.12	-	-	-	-	-	-	6.7	20.9	-	-	-	-	-	-	
兵庫	0.11	0.14	0.27	0.04	13	33	-	-	4.8	18.5	8.8	19.0	10.6	15.5	6.3	12.3	
和歌山	0.11	0.11	0.13	0.04	6	14	-	-	4.3	11.5	6.9	11.0	8.5	10.2	4.4	4.7	
鳥取	0.27	0.35	0.29	0.10	29	67	21	83	8.7	27.9	11.3	21.6	25.9	20.0	11.0	15.0	
岡山	0.11	0.14	0.21	0.05	15	27	9	26	7.0	18.1	7.9	14.1	7.1	12.7	4.4	6.9	
広島	0.14	0.20	0.22	0.05	23	61	11	39	5.6	17.9	8.6	16.2	12.6	15.7	9.3	18.8	
高知	0.23	0.26	0.20	0.03	5	61	16	53	6.1	18.3	9.5	13.2	17.3	16.3	12.3	22.6	
福岡	0.14	0.27	0.23	0.05	20	51	2	45	6.3	19.0	-	-	-	-	-	-	
長崎	0.16	0.22	0.17	0.09	34	39	23	36	7.4	31.6	10.7	19.8	12.5	21.4	6.8	11.2	
鹿児島	0.13	0.18	0.03	0.03	18	39	8	8	10.6	25.8	12.0	22.3	10.6	17.8	8.2	18.5	
平均	0.16	0.22	0.19	0.06					7.8	25.4	11.3	18.0	13.7	17.2	7.7	12.2	

* ()内は検出限界

- 雨水・ちり：41年度も前年度に比して減少の傾向を示し，全国平均は⁹⁰Srが0.16mCi/kg/month(0.11~0.27)，¹³⁷Csは0.22mCi/kg/month(0.11~0.35)で，⁹⁰Sr，¹³⁷Csとも前年度のほぼ1/2に減少している。地域的にはやはり秋田，新潟，石川，福井，鳥取の裏日本の各県が高い。表日本でも静岡，高知の両県が平均値よりやや高い値を示している。
- 上水：前年度に比してやはり減少しており，湖沼の水についての値を除いた平均値は，⁹⁰Srが0.19pCi/l，¹³⁷Csが0.06pCi/lであった。
- 土壌：調査対象は16県で草地，裸地とも年1回の試料採取の結果でありはっきりした傾向はつかめなかった。
- 牛乳：⁹⁰Srの全国平均7.8pCi/l(4.3~20.9)，¹³⁷Csは25.4pCi/l(11.5~76.3)で前年度より減少している。
- 日常食：表に示した値は年2回の平均値であり，春，秋の採取時期によってかなりの変動が見られた。他の食品と同様全国平均値は減少している。⁹⁰Srでは都市成人が，11.3pCi/d/p，農村成人13.7，農村子供7.7，¹³⁷Csは都市成人18.0，農村成人17.2，農村子供12.2であった。
- 浮遊塵：前年度と同じ8県についての年間平均は，⁹⁰Srは1.3~12.7pCi/10⁶ℓ，¹³⁷Csは1.9~183pCi/10⁶ℓであった。茨城，新潟，静岡の⁹⁰Srは1.3~1.9，大阪，広島，長崎は3.0~5.2に対し福井では高い値を示し，12.7であった。¹³⁷Csについても同様の傾向を示している。
- 灯台天水：7ヶ所の灯台で採取した試料について年3回の測定を行った。汚過前の⁹⁰Srは0.07~6.36pCi/l，¹³⁷Csは0.02~9.81であり，汚過後の⁹⁰Sr，¹³⁷Csはそれぞれ0.05~4.42および0.24~20.67でありはっきりした傾向は認め難い。
- 海水：7県について年4回又は3回の試料採取を行った。全体の平均値は⁹⁰Srが0.26pCi/l，¹³⁷Csは0.38pCi/lと前年より若干減少している。
- 海底土：前年度と同じく⁹⁰Sr，¹³⁷Csともに変動が大きくはっきりした傾向は認め難い。
- 粉乳：24試料についての年間平均値は⁹⁰Srが9.6pCi/100g(1.9~34.7)，¹³⁷Csが32.6pCi/100g(6.1~121.5)であり¹³⁷Csの変動が非常に大である。
- 野菜：試料は生産時期に合わせて採取した。大根については新潟，福井，静岡産試料の⁹⁰Sr(S.U)がやや高い傾向が見られるが，¹³⁷Cs(C.U)にはその傾向が見られない。ほうれん草については新潟，福井産の試料の⁹⁰Sr(S.U)がやや高い値を示している。
- 茶葉：埼玉，静岡，京都産の試料について調査した。⁹⁰Srは平均50.6pCi/Kg(25.0~95.5)，¹³⁷Csは44.9pCi/Kg(26.1~79.2)であった。

2.6 野菜類の各部位に於けるSr-90の汚染と除染方法の比較

国立栄養研究所

佐々木 理喜子

前報で葉菜類，果菜類，豆類等の中で8品目に付いて洗浄方法によるSr-90の汚染除去に関する実験結果を報告したが，今回は次の3点を主として検討を行った。第1は洗浄方法に普通の水道水の

みを使用するもの、市販の中性洗剤を使用のもの等を追加しその効果を比較した。第2は野菜類の汚染はSr-90の場合に果皮部と果肉部にどんな状態に分布しているか。第3は洗浄により果肉部の汚染はどの程度に除去されるか。

試料及び実験方法

試料は取扱いやすく、可及的に正確を期すため茄子40Kg(埼玉県産)、胡瓜40Kg(福島県産)、ピーマン25Kg(茨城県産)を使用しいずれも昭和41年7月下旬~8月下旬に亘り東京都内に市販のものを購入した。

茄子は10Kg宛に4区分し、対照、水道水、1%NaCl溶液、中性洗剤溶液(常法により水道水2.5ℓに4.5cc添加)とし、各区分は折半して皮付きで全体を使用のものと、洗浄後に皮を剥き果肉部と果皮部に分けるものに調整をした。

茄子のヘタ(花萼部)は予め秤量して、除去後に試料が5Kgに相当する様にした。

洗浄方法は前報と同様であるが浸漬時間を一様に30分間とした。試料の炭化と灰化及び分析法と測定はいづれも前回と同様に常法によった。

胡瓜は茄子と同様に処理し、その軸は短いので秤量前に切りとった。ピーマンは果皮が薄いので茄子との比較のために使用、5Kg宛に5区分として洗浄方法に0.25%氷醋酸溶液(pH.3.2-3.4)を追加し、試料は丸ごと全体を使用した。

結果

実験結果を別表1~4に示し次に要約する。

(1) 洗浄の効果は第1表に示す様に茄子では中性洗剤が66.4%で最もよく、食塩溶液は65%で大差なく、水道水は52%で低い。ピーマンは茄子より全体に低いが、順位は同様の傾向を示す。氷醋酸溶液が高く水道水の16.1%に対して約2倍の33.7%であった。

第1表 洗浄方法による汚染除去の比較

試料		Sr-90	S.U.	Ca	Sr-90	除染液と使用方法
品名	洗浄方法	(pCi/Kg)		(g/Kg)	の減少%	
なす	対照	6.52	47.25	0.138		第3表に同じ
	水道水	3.12	21.22	0.147	52.1	
	1%食塩溶液	2.28	15.51	0.147	65.0	
	中性洗剤溶液	2.19	15.10	0.145	66.4	
ピーマン	対照	12.02	93.18	0.129		* 0.25%のCH ₃ COOH溶液 pH3.2-3.4 30分間浸漬をする。
	水道水	10.08	78.14	0.129	16.1	
	1%食塩溶液	10.04	74.92	0.134	16.5	
	中性洗剤溶液	9.06	67.61	0.134	24.6	
*	氷醋酸溶液	7.97	60.38	0.132	33.7	

註 (1) 試料はいづれも丸ごと全体を使用の場合を示す。

(2) 第2表は汚染の分布状態を示し、茄子胡瓜ともに果肉部は60~70%で果皮部は少い。実験例が少く、果皮部だけを剥ぎとるのは困難で明確には云えない。

(3) 第3表に示す様に野菜表面の洗浄と浸漬により果肉部も影響を受けてSr-90は減少し、茄子では水道水で53.8%、食塩溶液では64.4%、中性洗剤で63.3%を示し、果皮部と大差はない。しかし前項と同様に明確には云えない。

第2表 野菜の各部位に於けるSr-90の分布

(試料1Kg中の含有量)

品名		Sr-90	S.U.	Ca	Sr-90	備考
		(pCi)		(g)	の分布%	
なす (無処理)	全体	6.52	47.25	0.138		} 損耗7.1%
	果肉部	4.70	44.76	0.105	72.1	
	果皮部	1.30	38.57	0.035	20.7	
きゅうり (無処理)	全体	12.45	50.77	0.245		
	果肉部	7.53	40.27	0.187	60.5	
	果皮部	4.91	45.05	0.109	39.4	

第3表 野菜表面の汚染除去による各部位のSr-90の動き

なす(茄子)

(試料1Kg中について)

汚染度		Sr-90	S.U.	Ca	Sr-90	除洗液と使用方法
試料		(pCi)		(g)	の減少率%	
対照	全体	6.52	47.25	0.138		処理をせず
	果肉部	4.70	44.76	0.105		
	果皮部	1.30	38.57	0.035		
水道水	全体	3.12	21.22	0.147	52.1	水道水に30分間浸漬をする。
	果肉部	2.17	20.28	0.107	53.8	
	果皮部	0.64	22.25	0.043	52.5	
食塩溶液	全体	2.28	15.51	0.147	65.0	1%NaCl溶液に30分間浸漬をする。
	果肉部	1.65	15.42	0.107	64.9	
	果皮部	0.48	11.43	0.042	64.6	
中性洗剤	全体	2.19	15.10	0.145	66.4	市販品を4.5cc水道水2.5ℓに添加、30分間浸漬する。
	果肉部	1.71	16.28	0.105	63.6	
	果皮部	0.48	14.00	0.040	64.6	

註 (1) 試料は洗浄後にヘタ(花萼部)を取去る。

(2) 減少率は対照の各部位に対する比率を示す。

(3) 各部位の重量は対照で果肉部4.15Kg、果肉部0.85Kgであった。

(4) 茄子のへた(花萼部)は汚染度が高く第4表に示す如く対照で4.3 pCi で、第3表に示す対照の果皮部1.3 pCi の約3倍となる。へたは不可食部で全体とは別個に取扱った。

第4表 茄子へた(花萼部)の汚染除去によるSr-90の減少
(茄子1Kgについて)

試料		Sr-90	S.U.	Ca	Sr-90	備考
品名	洗浄方法	(pCi)		(g)	の減少%	
へた (なす)	対照	4.30	74.14	0.058		へたの重量 45g(対照)
	水道水	2.03	36.25	0.056	52.8	
	1%食塩溶液	1.83	32.86	0.056	57.4	
	中性洗剤溶液	1.96	33.22	0.059	54.5	

27 牛乳および飼料中のSr-90, Cs-137濃度

農林省 畜産試験場
檀原 宏, ○三橋 俊彦

例年通り、今回も同様な規模で、牛乳およびその飼料中のSr-90, Cs-137の測定分析を行った。

1. 試料採取

採取地点は、北海道、岩手、富山、千葉、静岡、香川、福岡の7ヶ所で、主として県立の畜産(酪農)試験場で飼養している乳牛を対象とした。

牛乳は毎月1回(月半ば)、飼料は3ヶ月毎に(1月4月、7月、10月)採取した。

測定分析は、既定の方法によった。

2. 結果

Sr-90は、その傾向は前年とほとんど変わりなく、北海道で今回の方が平均して多少高い値を示すが、他の地域では、そのような結果は見られなかった。その原因については、さらに今後のデータを得て検討したい。

その他の地点は季節的変化も前年とだいたい同様な傾向にあり、その濃度は北海道が最も高く、次で岩手、静岡、福岡、富山、香川、千葉の順になり、その最高値は、北海道の61.5 S.U.であった。

Cs-137についても、Sr-90と同様、前年とほとんど同じ濃度水準および傾向を示した。

地域別にも、例年のように北海道が最も高く、次で岩手、静岡、香川、富山、福岡、千葉の順に低くなっており、香川と福岡が逆になっただけで、その順位はSr-90とほとんど同じであった。その最高値は北海道の259 C.U.、最低値は、千葉の46 C.U.であった。

3. 核実験の影響

1966年12月、中共が第5回目の核実験を行ったが、その影響を調べるために、北海道、千葉九州におけるSr-90, Cs-137, およびI-131(I-131は放射線医学総合研究所の大桃らによって分析)の濃度を測定した。

I-131の濃度は、千葉の場合4日目にピークに達し、5日目には急激に低下しており、その最高値は、275 pCi/lであった。

九州は、4日目に210 pCi/l、8日目に75 pCi/lに下がっており、この減衰のしかたからみると、4日以前にすでに高濃度のピークがあったであろうと推測される。

北海道の牛乳にはほとんど影響があらわれていない。

また、Sr-90, Cs-137濃度については、各地とも通常の値とほとんど変化なく、今回の核実験による影響は認められなかった。

28. 乳牛体内におけるストロンチウムの代謝

農林省 畜産試験場
檀原 宏, ○宮本 進

牛乳中のSr-90は、飼料や水からくるものと、骨格からくるものとが考えられる。したがって、

飼料中の汚染がたかくなれば、牛乳中のSr-90は前者からの割合が高くなる。逆に飼料中の汚染が減少すれば、後者からの割合が高くなる。

このようなSr-90の乳牛の体内代謝をみるために、著者らはこれまでSr-89を用いて、1回投与により、そのturn overを調べてきた。しかし、元素の各器管への移行を量的に比べると、血液中の濃度を恒常状態—Steady state—にしておく必要がある。乳牛におけるSrのこの状態は投与何時間後より始まるか、またその経続時間および濃度、とくに投与を中止した場合の低下の傾向などを確認するために実験を行ったので報告する。

供試乳牛は泌乳中のホルスタイン種系から1頭を選び、大動物RI試験室で飼養した。その乳量は1日量7-9Kgである。飼料は生草20Kg,乾草3Kg,ビート2Kg,および配合飼料3Kg,毎日給与し、水は自由摂取させた。

Sr-89は生理的食塩水で希釈し1日あたり200μCiずつ5日間連続して頸静脈へ注射した。投与開始後約3週間、糞と尿とを糞尿分離装置により分離採取、乳汁を1日2回のミルカー搾乳により採取した。各試料はその1部をとって灰化し、担体を添加して、硝酸法によりSrを単離してから計測した。

その結果、5日間連続血中投与されたSr-89は、糞、尿、乳中に投与開始と同時に急激に増加を始め、かなり早期に最高に達した。そして、同量の投与が続いている間は、この値はほとんど変わらない。いわゆる恒常状態—Steady state—になった。これは、糞、尿、乳間でその時期は多少ずれるが、大きな相異はみられない。しかし、そのレベルにはかなりの違いがある。

投与停止した5日以降では、停止後2日目より減少が始まり、以後急激して、5日目には最低となり、ふたたびきわめて低く、しかもかなり永く続く。これは一度骨に沈着したSr-89がすこしずつ溶離してくるためと思われる。

2.9. 家畜骨中のSr-90について

農林省 家畜衛生試験場
○林 光照, 宮尾 陟

前年度にひきつづき家畜骨⁹⁰Sr分析を行なった。分析用骨試料は、昭和42年5月から8月に至る間に採集したもので、北海道、東京(家衛試)、東京(屠場)、宮崎の4地区について牛馬骨共、各5例づつ採取した。分析には主として大腿骨々端部を用い、それぞれ骨灰50gを分析に供した。分析方法は従来通り発煙硝酸法による。

分析結果は第1表に示す通りであった。馬骨総平均⁹⁰Sr濃度は45.8 S.U.であって、前年の63.2 S.U.に比べかなり低い値であった。牛骨の総平均⁹⁰Sr濃度についても、前年の38.9 S.U.に対し27.7 S.U.と馬骨⁹⁰Srと同様低下がみられた。家畜骨⁹⁰Sr汚染調査開始以来、牛馬骨共に⁹⁰Sr濃度が低下したのは今年度が始めてであり、これまで徐々にあるいは急激に、年々増加の一途をたどってきた⁹⁰Sr汚染量がようやく減少しはじめたものと考えられる。

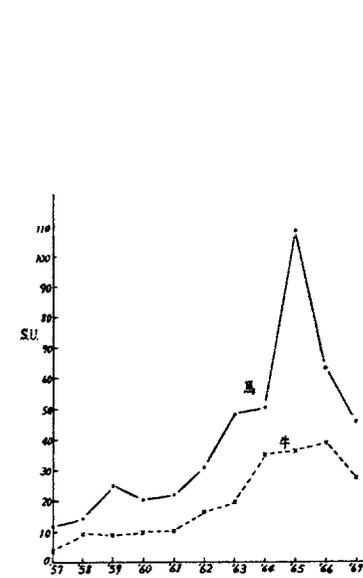
地域別の⁹⁰Sr濃度についても第2図に示す如く、馬骨で北海道の値が前年を僅かに上回った外はいずれも前年度の値より低かった。

なお東京(家衛試)の牛骨は東京近県で生産され當場で短期間飼育後、試料採取されたものであるが、東京(家衛試)の馬骨は従前通り全例福島県で生産され當場で短期間飼育されていたものであり、

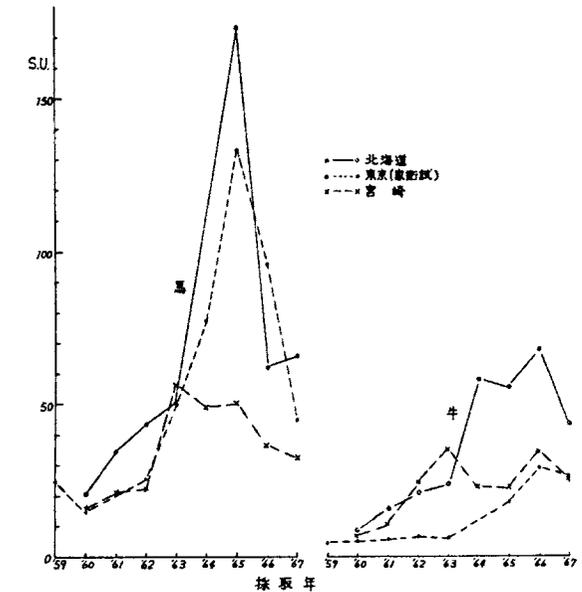
しかも生後約1年の若令のもの故、その⁹⁰Sr濃度の著明な減少は、従来⁹⁰Sr汚染量の多かった東北地方においても著明に汚染度が減少しつつあることを明きらかに示しているものと思われる。

第1表 牛馬骨の⁹⁰Sr濃度(1967)

採取地	馬				牛			
	年令(年)	Sr/1,000Ca	S.U.	平均値	年令(年)	Sr/1,000Ca	S.U.	平均値
北海道	5	0.617	54.5±0.51	66.0±17.2	6	0.318	26.7±0.35	43.8±24.3
	6	0.453	54.8±0.51		8	0.406	59.7±0.53	
	7	0.768	54.0±0.50		13	0.564	84.1±0.63	
	7	0.585	67.8±0.56		4	0.297	24.2±0.34	
	5	0.652	99.0±0.68		4	0.300	24.2±0.34	
東京(家衛試)	12月	0.653	35.2±0.41	45.1±6.2	9	0.227	26.2±0.35	26.3±18.2
	12月	0.820	49.7±0.48		8月	0.360	66.1±0.17	
	14月	0.980	52.5±0.50		7月	0.244	6.25±0.17	
	17月	0.842	42.6±0.45		8月	0.273	53.0±0.50	
	16月	1.001	45.4±0.46		10月	0.416	39.3±0.43	
東京(屠場)	6	0.581	30.0±0.37	39.7±15.9	1	0.430	9.54±0.21	14.6±4.1
		0.450	26.2±0.35		10	0.275	21.6±0.32	
	6	0.462	40.5±0.44		7	0.271	14.6±0.26	
		0.658	31.8±0.38		3	0.283	15.5±0.27	
		0.373	70.0±0.74		1	0.350	11.9±0.24	
宮崎	40日	0.256	14.7±0.26	32.2±15.2	9	0.262	25.1±0.34	26.0±6.9
	12	0.392	18.5±0.38		5	0.360	26.9±0.35	
	5	0.571	58.0±0.52		4	0.326	38.3±0.43	
	5	0.530	36.4±0.42		4	0.298	21.3±0.32	
	7	0.272	33.6±0.51		2	0.419	18.2±0.29	
平均値		0.596±0.115	45.8±13.6			0.334±0.072	27.7±1.34	



第1図 牛馬骨⁹⁰Sr濃度の年次変化



第2図 牛馬骨⁹⁰Sr濃度の地域別・年次別変化

30 昭和41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
浦久保 五郎, 熊谷 勝昭
池淵 秀治

前報^{1), 2)}に続いて, 輸入に対する依存度の比較的大きな食品についての⁹⁰Srおよび¹³⁷Cs汚染の調査を行なったところ, 以下のような定量結果を得たので報告する。

1. 分析方法: 前報¹⁾と同じ方法による。
2. 結果: 脱脂粉乳42検体について各々100g当りの⁹⁰Srおよび¹³⁷Csの濃度を求めたので結果をTable 1に示す。

Table 1. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs concentrations in imported dried milk

Date of product	Food category	Sampling places	Ash (g/100g)	⁹⁰ Sr (pCi/100g)	¹³⁷ Cs (pCi/100g)
May, 1965	Dry skim milk	Minnesota, USA	8.1	19.4±0.8	9.69±2.9
"	"	"	8.1	6.5±0.7	4.47±2.0
"	"	"	7.8	10.5±0.6	2.63±1.6
"	"	"	7.8	5.3±0.5	5.85±2.3
"	"	"	7.8	9.7±0.6	1.74±1.2
"	"	"	7.8	9.5±0.6	2.31±1.5
"	"	"	8.0	22.7±0.8	7.63±4.3
June, "	"	"	7.9	11.1±0.7	-
"	"	"	7.8	12.3±0.7	3.21±1.8
"	"	"	7.8	16.9±0.7	2.14±1.5
Jan., 1966	"	"	7.0	13.4±0.7	8.46±2.6
"	"	"	6.8	13.2±0.6	7.72±2.5
Feb., "	"	"	7.3	17.7±0.8	4.80±1.2
"	"	"	8.1	17.4±0.9	8.08±4.2
June, "	"	"	7.8	13.9±0.7	6.16±3.0
July, "	"	"	7.8	14.0±0.7	8.57±4.3
Feb., 1965	"	Wisconsin, USA	7.9	24.6±0.0	2.09±1.5
May, "	"	"	8.0	9.1±0.6	2.49±1.6
"	"	"	7.8	9.4±0.6	5.66±2.3
"	"	South Dakota, USA	8.1	30.5±0.1	-
July, "	"	"	8.1	23.4±0.9	4.02±3.3
Jan., 1966	"	"	8.0	17.8±0.7	4.08±2.5
Feb., "	"	"	7.9	24.8±0.1	6.49±2.3
June, "	"	Ontario, Canada	8.0	14.5±0.7	8.81±4.7
"	"	Quebec, Canada	7.9	24.2±0.9	6.45±3.1
July, "	"	"	7.5	29.6±0.0	8.53±3.5
Nov., 1965	"	Australia	7.8	4.3±0.4	1.41±1.3
"	"	"	7.8	4.2±0.5	2.48±1.6
"	"	"	7.8	2.8±0.4	3.36±1.7
Dec., "	"	"	7.6	3.5±0.4	2.00±1.5
March, 1966	"	"	7.6	8.4±0.5	2.24±1.5
April, "	"	"	7.7	27.5±0.2	5.36±2.1

Date of product	Food category	Sampling places	Ash (g/100g)	⁹⁰ Sr (pCi/100g)	¹³⁷ Cs (pCi/100g)
May, 1966	Dry skim milk	Australia	8.0	13.0±0.7	5.43±2.1
Oct., 1965	"	New Zealand	7.8	9.8±0.6	6.74±3.1
Nov., "	"	"	7.8	12.3±0.7	9.10±3.6
Dec., "	"	"	7.7	8.7±0.5	-
Feb., 1966	"	"	7.5	10.1±0.6	11.84±4.0
March, "	"	"	7.6	8.9±0.3	12.93±4.2
April, "	"	"	7.7	8.3±0.5	8.71±3.5
May, "	"	"	7.5	15.0±0.7	9.51±3.7
June, "	"	"	7.6	13.5±0.7	10.54±3.8
July, "	Dry milk	Belgium	7.3	14.0±0.7	8.59±4.3

3. 考察およびむすび: 各汚染度は年々低下している。例えば⁹⁰Srの汚染度を前報²⁾では39年度29.9 pCi/100g, 40年度は24.0 pCi/100gと報告した。本年度では13.9 pCi/100gであった。

なお¹³⁷Csの本年度の汚染度の平均値は5.94 pCi/100gであった。

試験した粉乳はMinnesota, Wisconsin, South Dakotaの米国3州, Ontario, Quebecのカナダ2州とAustraliaとBelgiumで生産されたものである。

同時期に北海道釧路と長野県松本で生産された粉乳の各汚染度の定量をしたので結果を, Table 2に示す。

北海道釧路産の粉乳の各核種濃度の平均値は⁹⁰Sr 34.6 pCi/100gというかなり高い値を得た。

Table 2. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs concentrations in domestic dried milk

Date of product	Food category	Sampling places	Ash (g/100g)	⁹⁰ Sr (pCi/100g)	¹³⁷ Cs (pCi/100g)
June, 1965	Dry skim milk	Kushiro, Hokkaido	8.4	7.21±2.5	10220±238
July, "	"	"	8.6	3.47±1.2	9980±142
Sept., "	"	"	8.3	3.66±1.3	8590±130
Oct., "	"	"	8.0	3.68±1.1	9861±152
Dec., "	"	"	8.3	3.17±1.1	7208±120
Feb., 1966	"	"	8.2	12.0±0.6	6214±112
March, "	"	"	7.8	2.49±0.9	7302±130
April, "	"	"	8.4	2.78±1.0	-
May, "	"	"	8.4	3.70±1.0	6958±116
July, "	"	"	8.1	3.25±1.0	7685±126
Jan., 1967	Dry milk	Matsumoto, Nagano-Pref.	3.5	3.2±0.2	168±16
"	"	"	3.2	2.8±0.1	248±28

4. 文 献

- 1) 第7回放射能調査研究成果発表会論文抄録集(1965)科学技術庁
- 1) 第8回放射能調査研究成果発表会論文抄録集(1966)科学技術庁

31. 食品および食品原材料物質中のアルファ放射体の放射化学的測定 (1)

近畿大学原子力研究所

○森 嶋 彌 重, 古 賀 妙 子
木 村 雄 一 郎, 本 田 嘉 秀
河 合 広

東京工業大学原子炉工学研究所

西 脇 安

作 陽 高 校

村 上 安 弘

食品はいろいろな環境放射能を人体内に摂り込む主要な経路の一つであるが内部放射線源、とくに骨髄照射線源として骨に沈着するアルファ放射体が重要である。

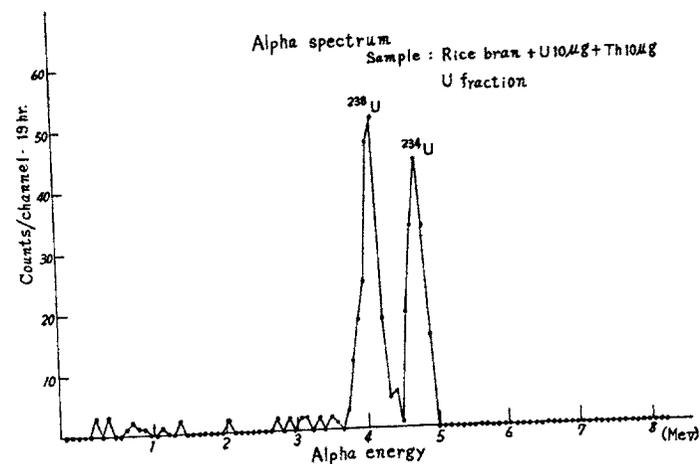
その予備実験として今回はウラニウムにつき植物性食品中における存在をイオン交換法による分離濃縮および格子付電離箱によるアルファ線スペクトル測定で同定し、また 2π ガスフローカウンタで定量してみた。

ウラニウムの分離法

試料(生体試料約1Kgの灰化物)を6N-HClで1時間温抽出を3回繰返し、抽出液を合せ、蒸発乾固する。1N-HClに乾固物を溶解し、1N-HClで調整したDowex 1×8(C1-型)樹脂柱(1)に流し、1N-HClで樹脂柱を洗浄する。溶出液は蒸発乾固し、6N-HClに溶解、6N-HClで調整したDowex 1×8(C1-型)樹脂柱(2)に流す。樹脂柱(2)を6N-HClで洗浄後ろつばに移し、濃アンモニア水を加えて蒸発乾固し、灰化物に濃硝酸を加え蒸発乾固し、少量の0.1N-HNO₃に溶解、ステンレス板に電解液として硫酸灰化する。アンモニウム溶液を用い電着した。

この方法によるウラニウムの分離ならびに回収率を検討するため、米ぬか試料に硝酸ウラニル(ウラニウムとして10μg)および硝酸トリウム(トリウムとして30μg)を添加し、上記の方法で分離定量した。その結果は図に示すようにウラニウムの分離は良好で回収率は約80%であった。

ウラニウムの含有量は野菜類(ねぎ、ほうれん草、きゃべつ、きょうな、雪白大菜、馬鈴薯)では0.1~0.8μg



/g. ash, 緑茶では0.1~0.3μg/g. ash, 米ぬかでは0.004~0.037μg/g. ashであった。また各試料のカリウム, リン, カルシウムの含有量についても報告する。

32. 嗜好飲料中の¹³⁷Cs (予備調査)

放射線医学総合研究所

○白 石 義 行, 市 川 龍 資
渡 辺 博 信

放射性フェールアウトに由来する長寿命核種を食物中からせつ取することはすでに広く知られている。しかし最近では日常の食物のほか、数多くの嗜好品が普及し、従来行われてきた食品からの⁹⁰Srや¹³⁷Csのせつ取に加えて、これら嗜好品に含まれる上記核種についても或程度の情報を得ておかねばならない。欧州各国で広くかつ多量に飲用されるビール中¹³⁷Csの測定結果を見るに、1964年~1965年に最高値60~70pCi/lの値を示し、フェールアウト降下率の高かつた年より1~1.5年おくれてピークがあらわれる。1966年にはずつと低下し、降下率依存性の高いことを示している。

ここでは、近年とみにその需要の増加しているビール中¹³⁷Csを過去数年のものについて予備的に調査したので、その概要を報告する。

33. 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 讓, 中 村 良 一
加 瀬 栄 子

1) 緒 言

科学技術庁放射能調査の一環として引続き日常食中の⁹⁰Sr, ¹³⁷Csの濃度を調べた。

2) 試 料

1966年度は北海道(札幌), 新潟, 東京, 大阪, 福岡の5地区の各都道府県衛生研究所に依頼し、都市成人, 農村成人の2群に分け調理済の可食部一日分を各群毎に収集し450°Cで灰化後分析に供した。

3) 実験及び結果

(1) ⁹⁰Srおよび¹³⁷Cs量

1) ⁹⁰Sr量

結果を第1, 2表に示す。

1966年6~8月の試料では新潟農村成人の2.45より、大阪都市6.7pCi/d/pの範囲であり、同年9~11月試料では新潟農村の2.42より東京都市の6.4pCi/d/pの範囲であった。

各回の平均値では、第1回が1.22pCi/d/p(S.U. 2.71), 第2回は1.27pCi/d/p

3.4. 標準食中の放射性物質

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道, 上田 泰司

鈴木 讓, 中村 良一

加瀬 栄子

(S.U 29.5)であり, 1966年の3月試料の19.7 pCi/d/p (S.U 37.6)と比較すれば低めであった。

ii) ¹³⁷Cs 量

結果を第3, 4表に示す。

6~8月では新潟農村の8.09 pCi/d/p から大阪都市の26.2 pCi/d/p の範囲であった。又9~11月では北海道農村の6.00 pCi/d/p から福岡農村の19.8 pCi/d/p の範囲であった。

又各回の平均値は夫々, 40.8 pCi/d/p, 31.8 pCi/d/p であり1966年3月の試料の平均58.6 pCi/d/p に比し減少の傾向を示した。

第1表 日常食中の⁹⁰Sr濃度 (1966年6月~8月) 第2表 日常食中の⁹⁰Sr濃度 (1966年9月~11月)

群	pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.	群	pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.		
北海道	都市成人	12.2±1.3	338.2	36.1	北海道	都市成人	13.7±1.4	360.8	38.0
	農村成人	8.7±0.9	306.4	25.7	北海道	農村成人	19.8±1.9	514.2	38.5
新潟	都市成人	16.5±1.6	400.5	41.2	新潟	都市成人	20.8±2.0	503.1	41.3
	農村成人	24.5±2.4	586.0	41.8	新潟	農村成人	24.2±2.4	572.8	42.2
東京	都市成人	11.6±1.2	420.2	27.6	東京	都市成人	6.4±0.6	325.2	19.7
	農村成人	9.9±1.0	513.4	19.3	東京	農村成人	6.9±0.7	396.4	17.4
大阪	都市成人	6.7±0.7	412.8	16.2	大阪	都市成人	9.7±1.3	427.5	22.7
	農村成人	9.8±1.0	323.8	30.3	大阪	農村成人	7.7±0.4	396.7	19.4
福岡	都市成人	11.0±1.1	578.5	19.0	福岡	都市成人	9.4±0.9	406.5	23.1
	農村成人	11.5±1.2	630.1	18.3	福岡	農村成人	8.3±0.8	398.2	20.8

第3表 日常食中の¹³⁷Cs濃度 (1966年6月~8月) 第4表 日常食中の¹³⁷Cs濃度 (1966年9月~11月)

群	pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.	群	pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.		
北海道	都市成人	33.6±3.3	1831.4	18.3	北海道	都市成人	41.9±4.0	1940.2	21.6
	農村成人	27.8±2.7	1801.6	15.4	北海道	農村成人	60.0±6.0	2223.3	26.9
新潟	都市成人	53.9±5.3	1846.8	29.2	新潟	都市成人	41.0±4.0	1842.4	22.3
	農村成人	80.9±7.8	2703.6	29.9	新潟	農村成人	31.5±3.1	2380.7	13.2
東京	都市成人	44.5±4.4	2011.3	22.1	東京	都市成人	21.2±2.1	1336.4	15.9
	農村成人	43.2±4.3	2102.6	20.6	東京	農村成人	32.5±3.2	1845.0	17.6
大阪	都市成人	26.2±2.6	1901.4	13.8	大阪	都市成人	30.1±3.0	1842.8	16.3
	農村成人	26.5±2.6	1963.4	20.0	大阪	農村成人	20.0±2.0	1072.5	18.6
福岡	都市成人	36.8±3.6	2200.8	16.7	福岡	都市成人	20.4±2.0	2664.8	7.7
	農村成人	34.4±3.4	2389.5	14.4	福岡	農村成人	19.8±1.9	1494.0	13.3

1) 緒言

科学技術庁放射能調査の一環として1966年度より標準食を担当し, 標準食中の⁹⁰Sr, ¹³⁷Csの濃度を調べた。

2) 試料

北海道(札幌), 新潟, 東京, 鹿児島4地区の各都道府県衛生研究所に依頼し収集した。

試料の収集は科学技術庁資源調査会報告第28号「改訂日本人の食糧構成」(昭和39年7月21日)の改訂構成表により 1) 穀類, 2) 豆類, 3) いも類, 4) 牛乳, 5) 卵, 6) 肉類, 7) 魚介類, 8) 葉菜類, 9) 根菜類, の9群を集め450°Cで灰化後分析に供した。

3) 実験及び結果

1966年第1回の結果を第1, 2, 3, 4表に示す。⁹⁰Srについては新潟, 鹿児島, 東京, 北海道の順に摂取量は多かった。また¹³⁷Csについては鹿児島, 新潟, 北海道, 東京の順であった。

⁹⁰Sr摂取の食品別寄与では各地方により食品の寄与率は違っていたが, 各地方に共通して穀類, 牛乳, 葉菜類からの寄与が大きかった。

又, ¹³⁷Csについては穀類, 牛乳からの寄与が4地方に共通して大きかった。

第2回の結果と併せて報告する。

第1表 北海道(札幌) 1966年7月 第2表 新潟 1966年5月

	⁹⁰ SrpCi/d/p	Ca ^{mg} /d/p	⁹⁰ SrpCi/Ca ^g		⁹⁰ SrpCi/d/p	Ca ^{mg} /d/p	⁹⁰ SrpCi/Ca ^g
穀類	1.7	67	25.5	穀類	1.3	126	10.3
豆類	0.8	51	15.8	豆類	2.5	29	70.5
いも類	0.6	7	85.7	いも類	0.7	27	26.2
牛乳	2.8	230	12.2	牛乳	3.2	184	17.4
卵	0.2	11	17.1	卵	0.1	13	6.2
肉類	0.2	8	26.0	肉類	0.8	6	145.5
魚貝類	1.7	66	25.9	魚貝類	0.6	17	36.1
葉菜類	3.7	69	53.9	葉菜類	1.22	49	251.0
根菜類	0.7	21	33.7	根菜類	0.2	27	7.5
計又は平均	12.4	530	23.4	計又は平均	21.6	478	45.2

	⁹⁰ SrpCi/d/p	K ^{mg} /d/p	¹³⁷ CspCi/Kg		¹³⁷ CspCi/d/p	K ^{mg} /d/p	¹³⁷ CspCi/Kg
穀類	14.2	335	42.3	穀類	21.1	310	68.0
豆類	4.0	158	25.4	豆類	2.0	420	4.8
いも類	1.0	189	5.3	いも類	1.6	197	8.1
牛乳	15.9	298	53.4	牛乳	15.2	426	35.7
卵	0.2	28	7.1	卵	0.4	28	14.2
肉類	1.6	58	27.8	肉類	7.3	129	56.8
魚貝類	1.4	295	4.7	魚貝類	0.9	128	7.1
葉菜類	0.7	376	1.9	葉菜類	3.3	267	12.3
根菜類	5.8	85	68.3	根菜類	4.1	199	20.6
計又は平均	44.8	1822	24.6	計又は平均	55.9	2104	26.6

第3表 東京

	⁹⁰ Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	⁹⁰ Sr pCi/Cag		⁹⁰ Sr pCi/d/p	Ca mg/d/p	⁹⁰ Sr pCi/Cag
穀類	1.4	167	5.5	穀類	1.4	165	8.5
豆類	0.5	37	12.2	豆類	0.8	75	10.7
いも類	0.8	30	27.6	いも類	0.7	20	34.8
牛乳	2.7	98	27.4	牛乳	1.6	71	22.6
卵	0.1	22	4.2	卵	0.2	8	24.7
肉類	0.3	6	46.6	肉類	0.2	4	46.5
魚貝類	1.0	61	16.6	魚貝類	0.9	72	12.4
葉菜類	3.3	76	43.6	葉菜類	6.2	22	280.5
根菜類	4.0	18	229.0	根菜類	7.7	19	403.1
計又は平均	14.1	515	27.4	計又は平均	19.7	456	43.2

第4表 鹿児島

	¹³⁷ Cs pCi/d/p	kg/d/p	¹³⁷ Cs pCi/kg		¹³⁷ Cs pCi/d/p	kg/d/p	¹³⁷ Cs pCi/kg
穀類	10.6	355	29.7	穀類	35.7	257	138.7
豆類	4.3	291	14.8	豆類	2.6	170	15.3
いも類	2.5	226	11.1	いも類	10.4	133	78.1
牛乳	9.9	275	36.0	牛乳	9.8	272	36.0
卵	0.8	47	17.2	卵	0.2	43	4.6
肉類	3.3	70	47.0	肉類	3.7	50	74.7
魚貝類	1.4	187	7.5	魚貝類	2.6	271	9.6
葉菜類	2.3	225	10.2	葉菜類	5.0	164	30.4
根菜類	1.6	148	10.8	根菜類	4.5	154	29.2
計又は平均	36.7	1824	20.1	計又は平均	74.5	1514	49.2

3.5. ⁹⁰Srおよび¹³⁷Csの日常食，人体および排泄物中のレベルの変遷

日本原子力研究所

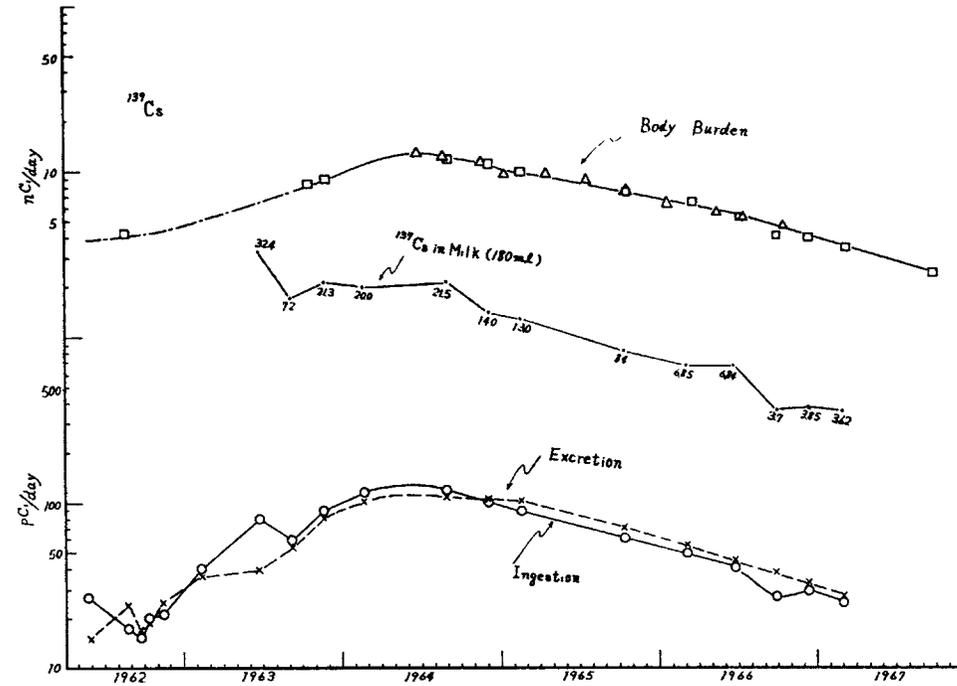
○藤田 稔，岩本 順子
近藤 道夫

はしがき

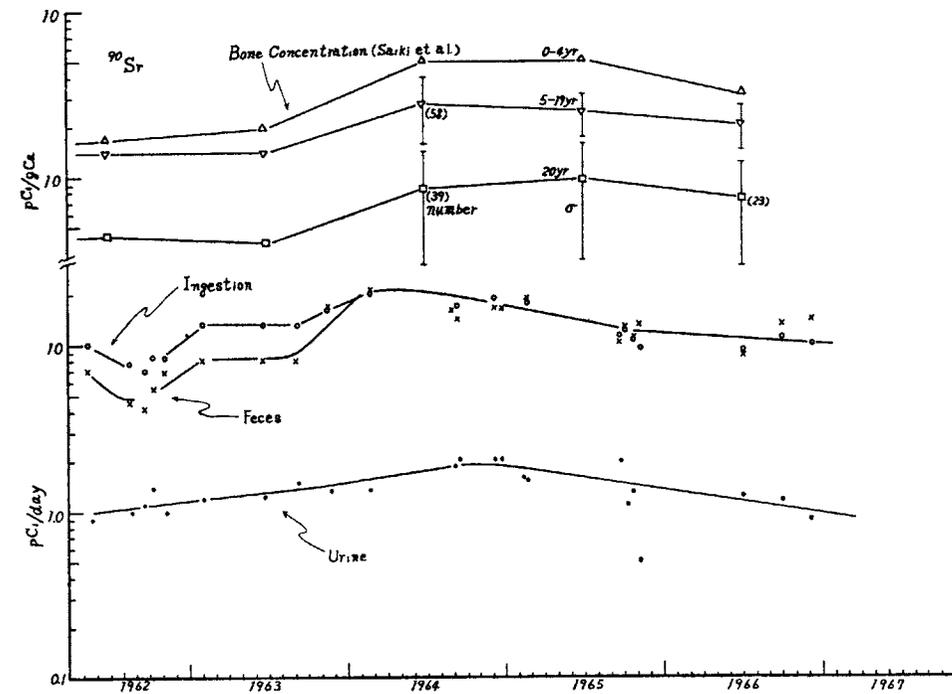
原研では、放射線作業従事者の放射線管理の一環として内部被曝の管理を行っている。内部被曝を管理するに当たって職員の身体や排泄物および食品のバックグラウンド放射能を知って職務上の汚染と区別する必要がある。本研究はそのバックグラウンドを知るためのものである。本研究では、数人の特志者を対象とし、排泄物（尿と糞）、食品および全身中のレベルを1962年から1967年のはじめまで約5年間適当な期間について測定してきた。それらの結果を報告する。ただし全身中の⁹⁰Srは生体のままでは計測できるレベルになく、計測を行うことはできなかった。

方法

数人の特志者（原研職員）はある実験期間の間原研の食堂およびクラブで調理された同一メニューの食事をとり、その食事と同じもう一組を分析した。またその期間の各人の排泄物は全部集めて分析した。実験期間は1962年から1967年のはじめまでにかたがり、凡そ3月毎に月曜日から金曜日



第1図 フォールアウト¹³⁷Cs人体負荷量，1日当りの排泄量（尿+糞），摂取量の変遷



第2図 フォールアウト⁹⁰Srの1日当り摂取量，排泄量および骨中濃度（pCi/gCa）の変遷

までの5日間を選び一つのサンプリング期間とした。

^{137}Cs の全身負荷量の計測は全身カウンタによる。食品および排泄物中の ^{90}Sr の分析には発煙硝酸法を用い、 ^{137}Cs の含有量はリンモリブデン酸アンモニウム法によって得た沈殿(尿)または電気炉で灰化した灰(食品、糞)のγスペクトロメトリによって定した。

結 果

^{137}Cs の結果は第1図に示す通りである。日常食、排泄物、身体負荷量とも、1964年をピークとし、対数目盛でほとんど直線的に下降している(アメリカのロス・アラモスでは身体量はlinear scaleで直線的に下降している)。

^{90}Sr の結果は第2図に示す通りである。これも1964年をピークに下降している。 ^{90}Sr の骨中の濃度は食事レベルでの比較のため放医研のデータを記載した。

結 論

フォールアウトによる ^{90}Sr および ^{137}Cs の人体中のレベルおよび排泄物中のレベルは減少の傾向にあり、そのレベルも放射線障害上問題とするに足らぬほど小さいが、人体汚染を管理するに当ってサンプル(尿、糞)の計測上バックグラウンドとして問題となりうるし、人体の全身計測の場合もスペクトル解析上考慮しなければならない。これらフォールアウトに由来するレベルが時間的に変動するので、常時これらレベルを抑えておく必要があると思われる。

36 北海道における放射能調査

北海道衛生研究所

安藤 芳明 佐藤 洋子

昭和41年度(41.4.1~42.3.31)における放射能調査結果の概要を述べる。

1. 雨雪水中の放射能

札幌市における月間降下量は、第1表に示すとおりである。

中共核実験の影響をみると、第3回目において定時観測で最高599 pCi/l(41.5.14~15)、第4回目において2892 pCi/l(41.11.6~7)第5回目において833 pCi/l(42.1.2~3)がそれぞれ検出された。冬期に降下量がやや多かったのは、第4、5回目の核実験が連続して行なわれたためと考えられる。

強放射能粒子は、第3回目比較的弱い強度のものが数個見出されたのみで、以後の核実験では全く検出されなかった。

2. 陸水の放射能

天水(雪水)及び上水(源水)の放射能は、第2表に示すとおりであり、天水は上水に比してかなり汚染度が高かった。これは中共核実験の影響と考えられる。

第1表 雨雪水中放射能月間降下量

年月	グロスβ mCi/km ²	年月	グロスβ mCi/km ²
41.4	1.50	41.10	1.69
5	2.68	11	1.390
6	2.13	12	9.32
7	1.76	42.1	18.71
8	2.61	2	4.13
9	6.70	3	4.83

第2表 陸水の放射能

試料名	採取場所	測定回数	放射能強度 pCi/l	
			最高値	平均値
天水(雪水)	手稲山頂	5	2215±10.1	102.0±11.8
上水(源水)	札幌市	6	4.0±1.8	2.3±0.7
〃(〃)	稚内市	6	15.2±2.4	7.5±0.8

3. 土壌の放射能

札幌市及び旭川市における未耕地土壌(表層2cm)の蓄積量は、第3表のとおりである。

第3表 土壌中放射能蓄積量

採取場所	採取年月日	mCi/km ²
札幌市	41.8.9	237.5
〃	41.11.16	54.3
旭川市	41.7.8	107.7
〃	41.11.14	76.7

4. 食品類の放射能

農畜水産物について測定した結果は、第4表のとおりであり、牧草を除いてあまりいちじるしい汚染は認められなかった。

第4表 食品類の放射能

試料名	採取場所	測定回数	放射能強度 pCi/生g	
			最高値	平均値
ほうれん草	札幌・旭川	4	1.09±0.19	0.77±0.08
大根	〃	4	0.37±0.06	0.26±0.05
玄米	〃	4	0.59±0.12	0.49±0.06
干乳	札幌	12	0.52±0.06	0.26±0.01
〃	旭川	12	0.43±0.06	0.27±0.01
牧草	札幌	6	2.10±0.22	1.12±0.09
〃	旭川	6	2.67±0.23	1.54±0.10
ふな	札幌	2	0.28±0.12	0.27±0.07
しじみ	天塩	2	0.48±0.04	0.34±0.02

5. 空間線量

札幌市における月別測定値は、第5表のとおりであり、年間を通してあまり変動はないが、冬期間はやや低値を示した。

第5表 空間線量測定値(札幌)

年月	μr/h	年月	μr/h
41.4	6.4	41.10	5.4
5	5.9	11	5.6
6	5.8	12	3.7
7	6.7	42.1	3.5
8	5.7	2	3.9
9	6.1	3	4.8

37 秋田県における放射能調査

秋田県衛生科学研究所

斉藤 ミキ

秋田県における昭和41年度委託調査成績の概要について報告する。

I 測定対象

雨水	降雨毎	米	2ヶ所	4
野菜	2ヶ所	魚類	4種類	8
果実	2ヶ所	上水	1ヶ所	6
牛乳	1ヶ所	土壌	1ヶ所	2

II 測定方法

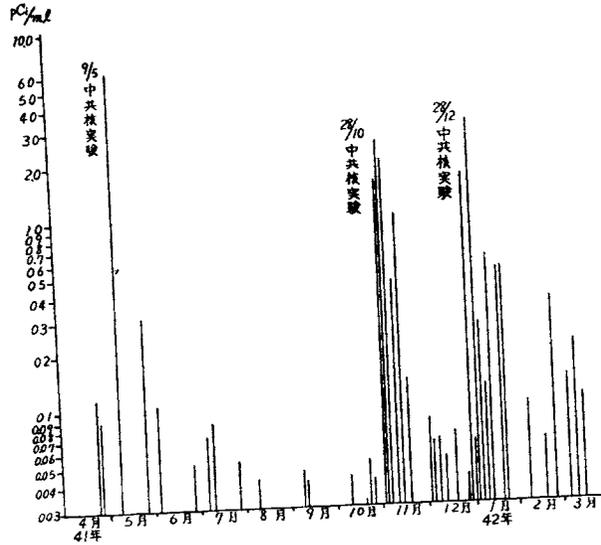
計測器は日立製RDG-4A型計数装置で、使用計数管は理研製B-2N型である。

測定方法は科学技術庁編「放射能測定法」(1963年)に準拠して測定を行なった。標準試料は、土壌、食品についてはKClを、雨水、上水についてはU₃O₈(500 dps)を使用した。

III 測定成績

(a) 雨 水

今年度測定した成績の中0.03pCi/ml 以上のものを示したのが第1図である。5月9日に行なわれた今年度最初の中共核実験の影響は、翌10日の雨水に6.189 pCi/ml (降水量7.6mm)の放射能となって検出され、非常に早く影響が現われた。10月28日の中共核実験には約1週間後の雨水から影響が現われ初め、11月4日の雨水に1.527 pCi/ml (降水量12.4mm) 6日の雨水に2.548 pCi/ml (降水量4.7mm)が検出された。さらに12月27日の中共核実験には3日後の31日の降雪から1.633 pCi/ml (降水量1.0mm) 1月2日の雪から3.223 pCi/ml (降水量1.4mm)の全β放射能値を検出した。今年度に検出された放射能値

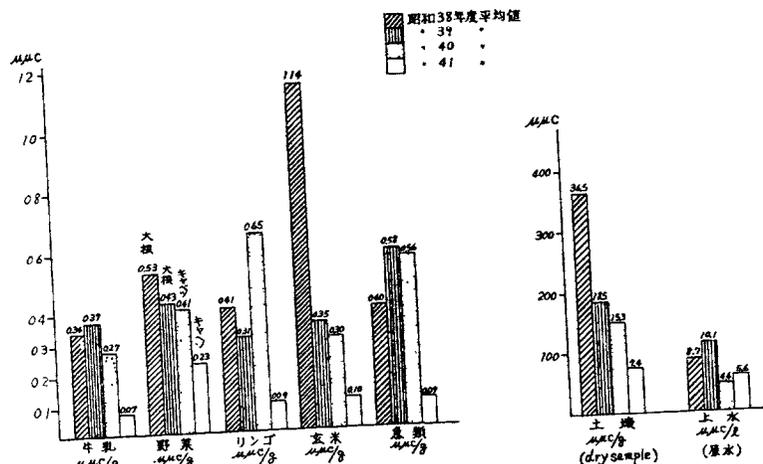


第1図 雨水の放射能 (9時~9時採水による6時間更正值)

は、昨年5月14日に行なわれた中共核実験の影響と考えられる放射能値12.01 pCi/ml (5月20日降雨)に較べれば弱いが、今回のように実験の翌日にその影響が現われたことは注目される。

(b) 農畜産物、魚類、土壌および上水

昭和38年度以降、年度別平均成績を比較したのが第2図である。もちろん、品種や採取時期のずれ等、種々の問題を含み正確な比較は無理であるが、大体の傾向を知ることは出来るものと考えられる。平均成績についてみると、牛乳は6回調査した平均成績が0.07 pCi/g、野菜は4件の平均値が0.23 pCi/g、果実(リンゴ)が4件で0.09 pCi/g、玄米も4件で0.10 pCi/g、魚類は鯛、まだら、ハタハタ、鯉の4種類につき2回ずつ調査を行なったもので、この平均値が0.09 pCi/gを示し、食品は何れも非常に低い放射能値である。また土壌は、前年と同一場所における草地について2回調査した平均が7.4 pCi/g (dry)で、これも例年より低い値を示している。上水はやはり前年と同じ場所から採水し、6回調査したものであるが、平均値5.6 pCi/lと前年度の4.4 pCi/lより幾分高い値を示しているが、これは11月2日採取



第2図 土壌および各種食品の年度別比較 (全β放射能値)

した上水から14.14 pCi/lの放射能が検出されたため、10月28日の中共核実験による影響であろうと考えられる。

38 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

1966年4月より1967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の分析は蛍光分光光度計により定量し⁴⁰Kによる放射能の補正を行った。

cpm から pCi の換算は便宜的に測定試料と同重量のKCl (⁴⁰Kのβ線の最大エネルギー133 MeV)を用い、また雨水などのように重量の少ない試料については自己吸収の影響も小さいU₃O₈ (UX₂のβ線で500 dps)を用いて行った。

3. 測定結果の概要

3-1 雨水・陸水

中国西部で行われた核実験(第3回41.5.9. 第4回41.10.27. 第5回41.12.28)の影響をうけ仙台でも41.5.10~11の雨水(降水量1.9mm)から2.256 pCi/lが検出され降水量も4.3 mCi/km²を示した。また42.1.3~4の降雪からも2.532 pCi/l検出され降水量も、4.0 mCi/km²を示した。すなわち衛生研究所構内における月間の雨水によるFall-out量を示せば図1に示すとおりである。

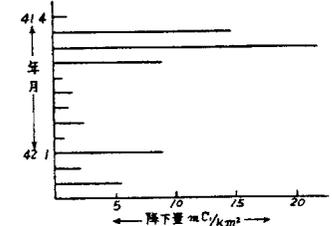


図 1.

3-2 食 品

食品関係のgross β放射能も雨水などによるFall-outの影響をうけ昨年より高いものが多かつた。それぞれの最高値を昨年と比較すると、灰分500mg当り「ほうれん草」の24.5 pCi (昨年は36.4 pCi)「しじみ」の37.5 pCi (95.2 pCi)と低かったが「さんま」の52.8 pCi (24.8 pCi), 「いか」の45.8 pCi (15.1 pCi), 「かき」の34.6 pCi (11.0 pCi), 牛乳は26.4 pCi (20.9 pCi), 米は87.5 pCi (32.0 pCi)といずれも高かった。

3-3 上水道汚過膜(緩速汚過)

本県独自の調査として昭和33年11月より継続的に実施している仙台市上水道中原浄水場の汚過膜のAsh 500mg当りのpCiは図2に示したようにピークは認められなかった。

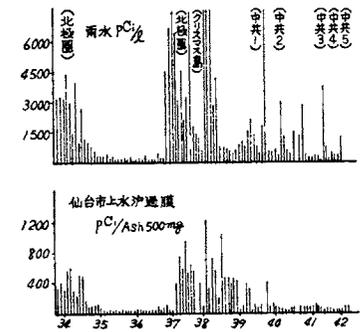


図 2.

3-4 送付試料

核種分析のため試料を調整し送付したものは雨水、ちり、日常食、牛乳、上水など33試料であった。

39 茨城県における放射能調査

茨城県衛生研究所

小池 亮治, ○中 沢 雄 平
森田 茂樹, 高橋 明子

茨城県における最近の(1966年10月以降)放射能の変動は、雨水中の全放射能推移を例にとると、第1図の如くである。

第4回、第5回目の中国核爆発実験の影響で、雨水、落下じん、浮遊じん等に一時的に高い値がみられたが、第6回目の核爆発実験の影響は認められなかった。(第1表)

なお各種環境物質の放射能については、大きな変動はみられなかった。

第4回目の中国核実験数日後の11月2日に水戸で採取した浮遊じんに50.8 pCi/m³ というかなり高い放射能が検出された。

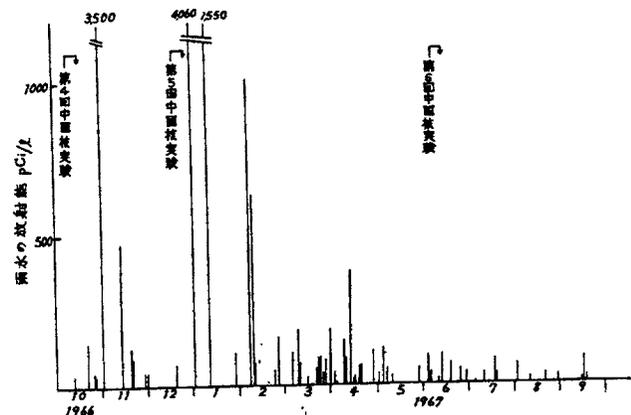
第1表 中国核爆発実験における全放射能の最高値

回目	実験年月	雨水	落下じん	浮遊じん
1	1964年10月	4,190 pCi/l	240 mCi/km ²	- pCi/m ³
2	1965年 5月	4,200 "	80 "	6.3 "
3	1966年 5月	7,070 "	7 "	0.9 "
4	" 年10月	3,500 "	2 "	50.8 "
5	" 12月	4,060 "	270 "	9.5 "
6	1967年 6月	150 "	0.3 "	0.9 "

γ線波高分析器で測定した結果、γ線のエネルギー分布より、¹⁴⁰Ba + ¹⁴⁰La, ⁹⁵Zr + ⁹⁵Nb, ¹⁴¹Ceの他¹³¹I, ²³⁹Np, ⁹⁹Mo等比較的寿命の短い核種も含まれていることが推定された。(第2図A)

第5回目の中国核実験直後の12月30日~1月1日に茨城県衛生研究所の屋上で16ヶの強放射能粒子を採取した。

粒子の放射能値は1個当り1.8~2.9 nCiで、粒径は平均20μであり、放射能の減衰の傾斜は爆発日を12月28日とした場合に、殆んどものがt^{-1.4}前後であり、第4回、第5回目の中国核実験のさい採取した浮遊じんとほぼ同じ傾斜を示した。(第3図、第2表)



第1図 雨水中の全放射能推移(水戸)

またγ線波高分析器で測定した結果、γ線のエネルギー分布は第4回目の中国核実験のさい採取した浮遊じんのものと一致しており、内部に含まれている放射性核種の種類等も殆んど同じものと推定された。(第2図B)

第2表 強放射性粒子

No	採取日時	放射能値 nCi	粒径μ	色
G1	1966 12.30.15	5.1		
G2	"	13.7		
G3	"	4.7		
G4	"	1.82		
G5	"	12.2	22.5	黒
G6	"	7.2	22.5	三色
G7	12.31.12	7.3	22.0	黒
G8	"	7.6	12.5	褐
G9	"	4.3	16.3	褐
G10	"	12.8		
G11	"	4.5	12.5	黒
G12	"	3.1	21.3	暗
G13	1967 1.1.10	3.8	8.0	暗褐
G14	"	2.9	20.0	薄褐
G15	"	3.5	163 18.8	(2)玉
G16	"	6.4		褐

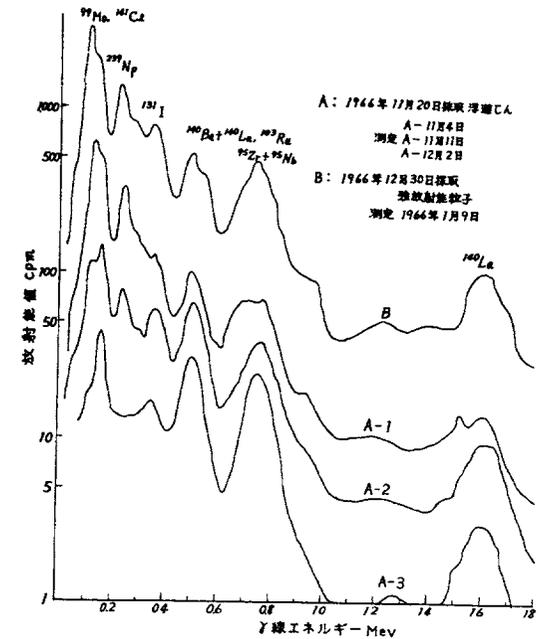
東海村周辺における空間線量レベルは、1966年12月まではほぼ一定であったが、1967年1月には第5回目の中国核爆発実験の影響で高い値を示した。

月間雨水降下じんの放射能と空間線量の変動を図示すると第4図の如くで、核実験のあつた月は雨水降下じんの放射能が多く、その翌月の空間線量が高くなっている。このずれは空間線量の測定が月の始めであることと核爆発の時期のずれによるものであり、空間線量と月間雨水降下じんの放射能の変動はよく一致している。

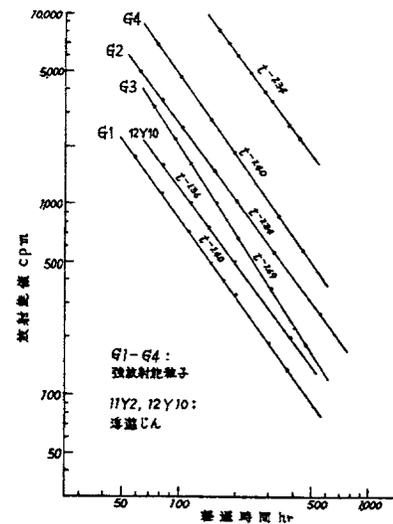
各種環境物質中のSr-90とCs-137の濃度について、全国平均値と茨城県平均値を比較してみると、Sr-90濃度は、雨水ちり、野菜、牛乳、原水、浮遊じんとともに全国平均に近い値であるが、土壌中に蓄積されているSr-90はかなり高い値を示している。

Cs-137濃度については、いずれも全国平均に近い値である。(第3表)

一方茨城県におけるこれら環境物質について、1965年度と1966年度とを比較してみると、Sr-90濃度、Cs-137濃度ともかなりの減少を示しているが、土壌中のSr-90濃度は余り減少し



第2図 浮遊じん、強放射能粒子のγ線エネルギー分布曲線



第3図 浮遊じん、強放射能粒子の放射能減衰

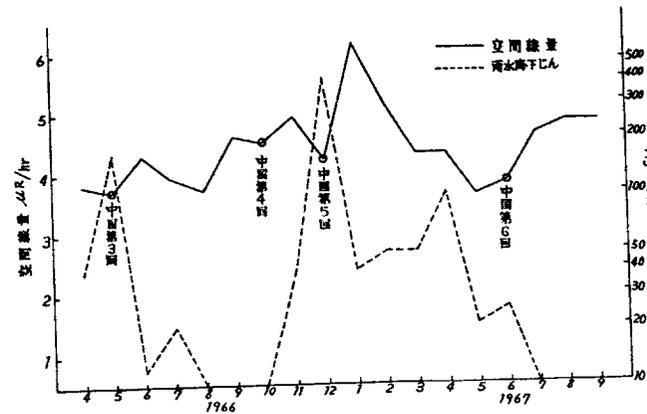
40 新潟県における放射能調査

新潟県衛生研究所

篠川 至, 西野 栄作
関口 忠吉, 金田 和子

第3表 各種環境物質中のSr-90, Cs-137濃度の全国平均値と茨城県平均値(1966年)

区分	地域	Sr-90	Cs-137	単位
雨水 ちり	全国	193	2.61	mCi/Km ²
	茨城	173	2.26	
野菜	全国	443	21.3	pCi/Kg
	茨城	297	26.3	
土壌	全国	163	4.29	mCi/Km ²
	茨城	349	3.40	
牛乳	全国	80	25.3	pCi/l
	茨城	116	22.3	
原水	全国	0.42	0.09	pCi/l
	茨城	0.15	0.07	
浮遊 じん	全国	38	5.9	pCi/m ³
	茨城	18	2.3	



第4図 東海村周辺における空間線量の変動

第4表 各種環境物質中のSr-90, Cs-137濃度の年度平均値(茨城県)

区分	年度	Sr-90	Cs-137	単位
雨水ちり	1965	395	6.12	mCi/Km ²
	1966	173	2.26	
野菜	1965	387	70.0	pCi/Kg
	1966	297	26.3	
土壌	1965	399	63.7	mCi/Km ²
	1966	349	3.40	
牛乳	1965	192	55.6	pCi/l
	1966	116	22.3	
原水	1965	0.22	0.17	pCi/l
	1966	0.15	0.07	
海水	1965	0.25	0.48	pCi/l
	1966	0.22	0.39	

第5表 土壌中のSr-90濃度地区別平均値(1964年)

地区	Sr-90	単位	備考
全国	33.1	mCi/Km ²	
関東	39.3	〃	茨城・埼玉・東京・神奈川
茨城	57.2	〃	

ていない。(第4表)

土壌中のSr-90濃度について、分析化学研究所で分析した1964年の結果より平均値を出してみると、関東地方平均値は全国平均値に比較して高い値を示している。なかでも茨城県はかなり高い値である。このことは土質の特性で、関東ローム層は土壌中に蓄積しているSr-90が流亡し難いためと思われる。(第5表)

以上放射能調査を総合すると、中国核爆発実験の影響で、雨水、落下じん、浮遊じん等の放射能が一時的に高い値を示したが、全体的には上空から落ちて来る放射性物質の降下量は減少し、環境における放射能レベルは低くなりつつある。また地域的にも大きな差違はなく、原子力施設からの影響も認められなかった。

1. はじめに

1963年4月より1967年3月までの科学技術庁委託による陸水、雨水ちり、雨水、浮遊塵、食品(牛乳、大根、魚貝、米)、土壌等の放射能調査の概要を報告する。

試料の調製および測定は科学技術庁の「放射能測定法1963年」に準拠し、全β放射能の測定には医理研製GM-TDC7形を使用した。

2. 測定成績

(1) 陸水

原水(阿賀野川より採取)、蛇口水、河川水ともに、1963年以降の4年間で漸次、減少の傾向を示した。なお、蛇口水の全β放射能は原水の測定値の約1/2であった。

年度別の平均値、最高値、最低値を第1表に示した。

(2) 雨水ちり

1964年度のみ1年間の測定であるが、最高値は中共第1回核実験の行われた10月であった。9月~2月の秋冬の季節に高い値を測定した。月間降下量を第2表に示した。

(3) 雨水

雨水の採取は1965年度においては、平常時10日間毎に行い、核実験後は、降雨毎に行った。1966年度においては、すべて降雨毎に採取した。

平常時における全β放射能は、降雨毎の採取の場合、100 pCi/l以上を示すことは稀であるが、核実験後においては、約1週間後に1.000 pCi/l以上の全β放射能が測定され、中共第2回核実験7日後に5.400 pCi/lを、中共第4回核実験11日後に2.250 pCi/lを、中共第5回核実験6日後に2.760 pCi/lを、各々測定した。

雨水の全β放射能の推移を第1図に示した。

(4) 浮遊塵

1964年5月より1967年3月まで毎月3回以上測定を行った。その全β放射能の年度別平均値、最高値、最低値を第3表に、また全β放射能の推移を第2図に示した。

核実験は期間中に中共の第1回~第5回、ソ連の地下核実験と、合計6回行われたが、約2~10日後に平常時の10~30倍の全β放射能が測定された。

第1表 陸水の全β放射能 pCi/l

試料	年度	平均値	最高値	最低値
原水	1963	16.9	38.7	6.3
	1964	8.2	16.4	1.8
	1965	4.8	7.4	2.8
	1966	2.4	4.5	1.2
蛇口水	1963	8.4	20.3	3.2
	1964	3.3	6.6	1.4
	1965	2.7	4.3	1.3
	1966	1.5	2.4	0.4
河川水	1963	27.0	50.7	11.5
	1964	6.3	11.0	1.0
	1965	4.5	6.4	2.9
	1966	2.4	2.9	0.1

第2表 雨水ちりの全β放射能 mCi/Km²(1964年度)

月	降下量	月	降下量
4	17.4	10	29.7
5	7.6	11	20.8
6	6.5	12	14.8
7	8.5	1	26.2
8	6.2	2	18.2
9	13.6	3	8.4

第3表 浮遊塵の全β放射能 pCi/m³

年 度	平均値	最高値	最低値
1964	1.03	9.69	0.03
1965	0.38	2.77	0.08
1966	0.79	16.40	0.01

しかし、1966年5月の中共第3回実験の影響は特に大きなピークとしては認められなかった。

(5) 食 品

各種食品の全β放射能は、4年間を通じて明らかな増減は認められなかった。

大根、牛乳、精米等の農畜産物の全β放射能は0.2～0.3 pCi/gのレベルにあり、魚貝類の全β放射能は、やや高く0.1～3.5 pCi/gのレベルであった。特に貝類が高い値を示し、1965年に採取したさざえは4.29 pCi/gという高い測定値であった。

年度別の各種食品の全β放射能の平均値を第4表に示した。

第4表 各種食品の全β放射能 pCi/g

農畜産物	食品名		
	大根	牛乳(原乳)	精米
年度			
1963	0.17	0.17	0.20
1964	0.08	0.05	0.05
1965	0.20	0.06	0.03
1966	0.11	0.07	0.08

魚貝類	種類			
	海水魚	淡水魚	汽水魚	貝類
年度				
1963				
1964				
1965	0.66	0.82	0.82	3.42
1966	0.10	0.27		0.12

(6) 土 壤

土壌の全β放射能測定値を第5表に示した。

第5表 土壌の全β放射能 pCi/g 乾土

種別	年度	1963	1964	1965	1966
裸地			1.3	0.7	4.7

3. おわりに

本報の調査期間中(1963年4月～1967年3月)に、明らかに全β放射能の減少が認められたのは陸水であった。浮遊塵は核実験後に高い値を測定しているが、平常時の値は、若干減少の傾向

が認められた。食品類の全β放射能の変化は認められなかった。

なお、すでに、放射能調査年報によって報告されている北海道、茨城、福井、岡山、鳥取の5地方の全β放射能測定値と本県のそれとを、主な共通試料について比較した結果、年間平均値において、原水および蛇口水、魚貝類等が5地方よりもやや高い値であった。農畜産物(牛乳、大根、精米)は、5地方とほぼ同じレベルで特に差は認められなかった。

4.1 神奈川県における放射能調査

神奈川県衛生研究所

石井 襄二, 小山 包博

科学技術庁委託および県単独事業としての各種放射能調査を実施した。本年度は中共において核実験が3回(昭和41年5月9日第3回, 10月27日第4回, 12月28日第5回核実験)おこなわれ、その影響は本県の調査にもあらわれ、雨水、じんあい、相当高い値を示すものがあった。また、県単独事業としての天水の測定においても、あきらかに中共核実験の影響と思われる高い値を示すものがあった。

1. 調査試料と検数

雨水、じんあい、陸水、海水、農畜産物、土壌等776件である。

2. 測定法

試料の調製および放射能の測定は放射能測定法(科学技術庁, 1963)によった。

測定器は日本無線製TDC-5型, 計数管は同社製GM-2504Aを用い、雨水、じんあいの比較試料はU₃O₈ 4.8mg, その他の試料にはKClを用いた。なお、空間線量の測定には日本無線製TR式シンチレーション・サーベメータを使用した。

3. 測定結果

中共核実験の影響で雨水、じんあい、天水に高い値を示すものがあり、そのほかでは小田和湾(横須賀市)の海草が前年とくらべて高い値を示した。

3-1 雨水(定時)

第3回, 第4回, 第5回の核実験後30日以内に降った雨の放射能強度を比較してみると、第5回が一番強く6.308 pCi/lであった。

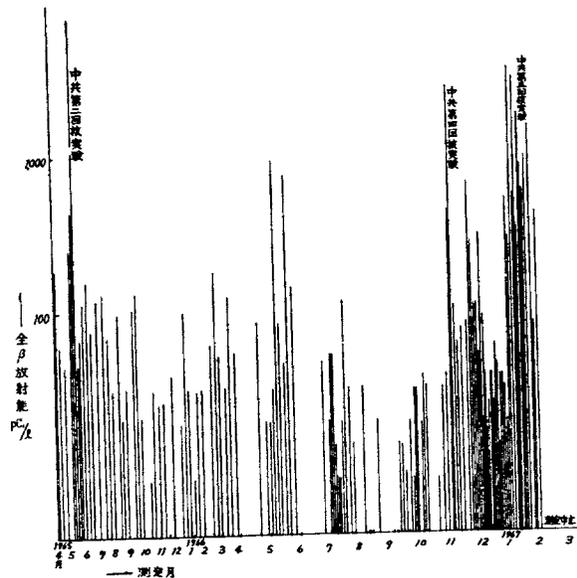
3-2 じんあい

核実験による影響のかたは、各回によって異なり、第3回実験後の放射能強度のピークは明りょうにはあらわれなかったが、第5回実験では実験後2日目に最大ピークがあり、第4回実験では6日目に最大ピークがあらわれた。これは地理的位置, 季節, 気象によるものとされている。(図)

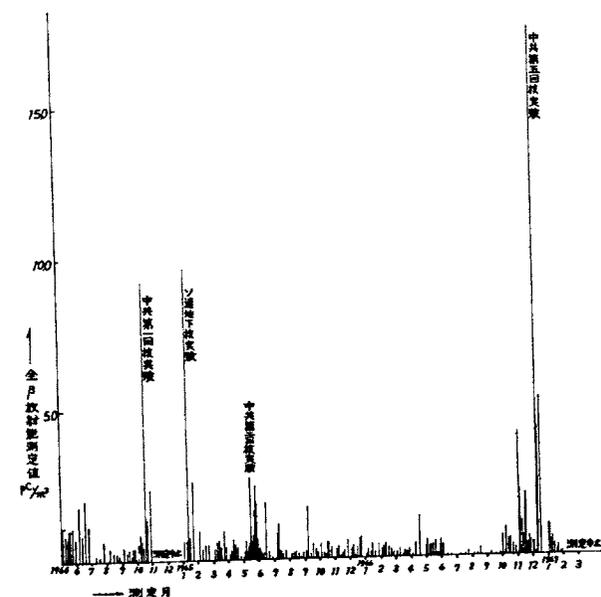
3-3 その他

前年とほとんど変わらない測定値を示したが、小田和湾(横須賀市)海産物に前年より高い値を示すものがあった。試料種類別の最高値はつぎのとおりであった。

雨 水(定 時)	42年 1月 1日	6.308.0 pCi/l
〃 (定 量)	〃 〃 〃	720.210.0 pCi/l
上 水	41年 8月 22日	5.5 pCi/l
下 水	〃 6月 9日	1.99 pCi/l

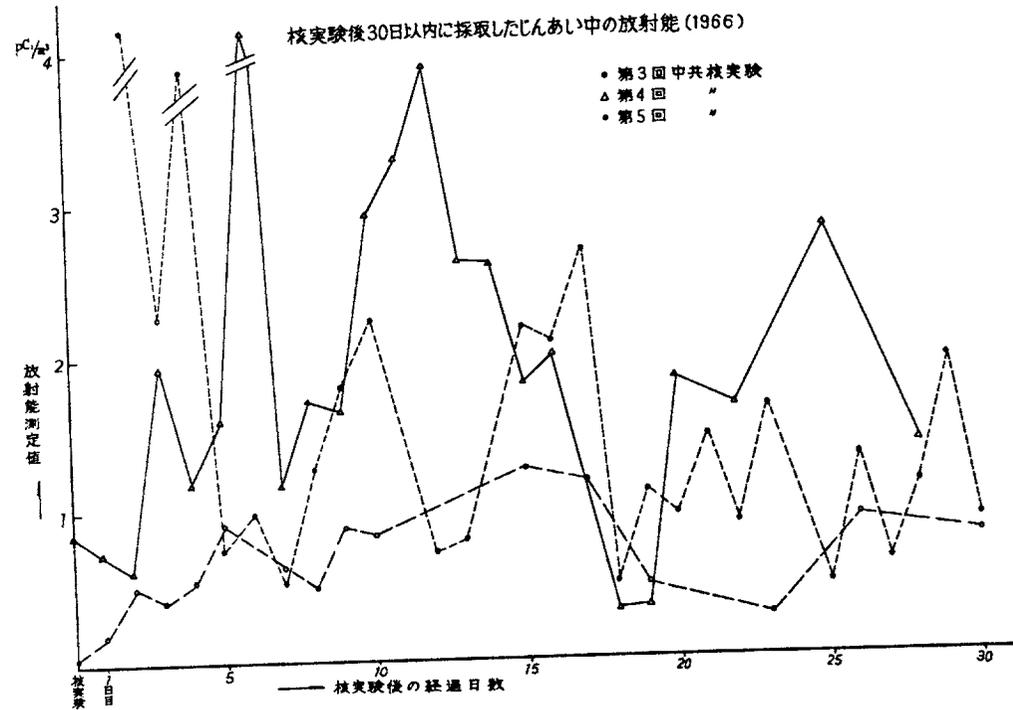


第1図 雨水の全β放射能 pCi/l (1965. 4~1967. 1)



第2図 浮遊塵の全β放射能 pCi/m³ (1964. 5~1967. 1)

天水(未経過)	42年 1月20日	108.4 pCi/l
湖水	◇ 3月27日	8.8 pCi/l
河川水	◇ 2月 7日	18.6 pCi/l
海水	41年12月 5日	2.3 pCi/l
牧草	◇ 9月28日	0.8 pCi/生体 [♀]
野菜(ホーレン草)	42年 1月20日	1.5 pCi/生体 [♀]
牛乳	41年 9月26日	0.3 pCi/生体 [♀]
海産物(アラメ)	42年 2月 3日	2.4 pCi/生体 [♀]
土壌(海底土)	41年 8月26日	3.2 pCi/乾 [♀]
◇ (草地)	◇ 7月 6日	3.8 pCi/乾 [♀]
じんあい	◇ 11月 2日	23.7 pCi/m ³
空間線量	◇ 5月18日	11.3 μ r/hr

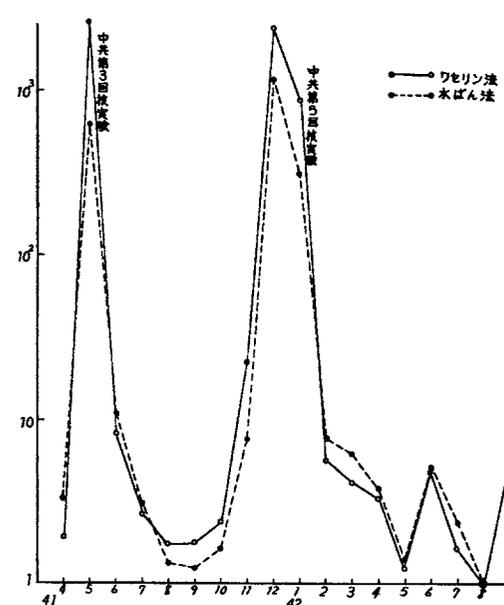


42. 静岡県における放射能調査

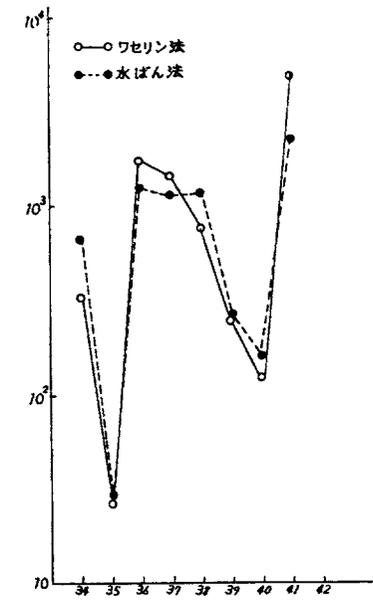
静岡県衛生研究所
○植松 甲之介, 野島 和子

静岡県における41年10月より, 42年9月までに行なわれた調査結果について報告する。図1

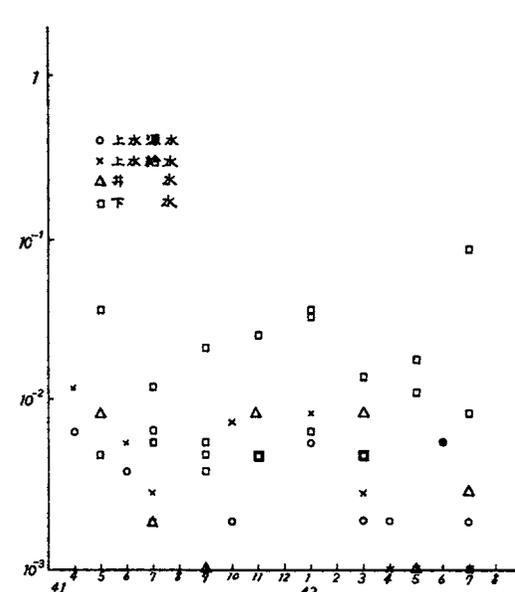
に, 落下塵の月別降下量を示したが第4回の中共核実験の影響は, ワセリン法, 水ばん法による降下量の変化を示したが, 41年は, 中共第5回核実験の影響により, 調査以来最高の値を示した。図3に陸水, 図4に食品の月別変化を示している。そのレベルは, 陸水 $10^{-3} \sim 10^{-1}$ pCi/cc, 食品 $10 \sim 10^3$ pCi/500mg 灰分で, 昨年の値と殆んど変わらず横ばい状態である。



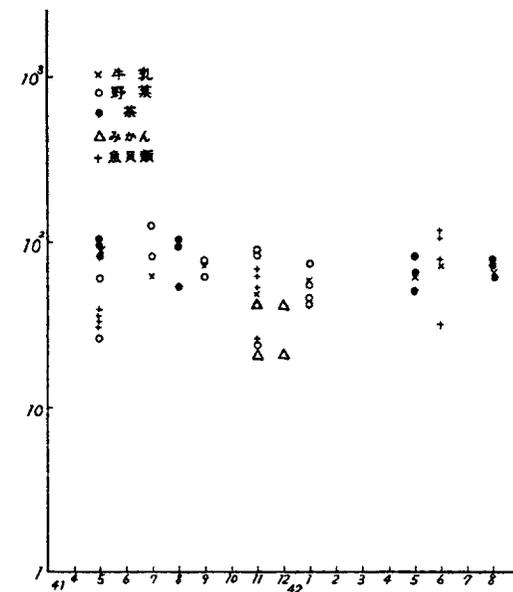
第1図 落下塵中の全放射能



第2図 落下塵中の各月降下量の変化



第3図 陸水



第4図 食品

4.3 愛知県における放射能調査

愛知県衛生研究所

林 関一, 小池一美
加賀美 忠明, 石田一磨
松井 聡子

1. ま え が き

本報は1966年9月から1967年8月までの科学技術庁の委託調査および愛知県が独自で行った調査結果である。

2. 調 査 対 象

雨水, ちり, 陸水, 海水, 土壌, 農畜産物, 魚貝類等394件である。

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

試料の各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。調査期間中41年10月, 12月, 42年6月と3回中共の核実験があり, その都度強化測定を実施したが, 12月の核実験の時, 最も顕著な影響が認められ, 雨水, ちり等の最高値ならびに強放射能粒子はこれの際に得たものである。

陸水, 海水, 土壌, 農畜産物等の測定値は最高値, 平均値ともに大きな変動は見られずほぼ昨期と同水準であった。放射能測定値(最高および平均値)ならびに測定件数 1966~1967

種別・品名	測定回数	最 高 値		平均値
		年月日	採取又は測定場所	
雨水(定量採水)	33	42. 1. 1	名古屋市愛知県衛生研究所	587 pCi/ml
〃(定時採水)	71	42. 1. 1	〃	251 mCi/Km ²
浮遊塵*	46	42. 3. 30	〃	6.0 pCi/m ³
降下塵	24	41.12.30	〃	3550 mμCi/m ² ·day
雨水ちり	55	42. 3.	岡崎市愛知県西三河事務所	7.0 mμCi/Km ² ·day月
上水	6	42. 4. 24	犬山市名古屋市上水道取入口	45±26 pCi/l
河川水	6	42. 2. 17	豊田市猿投町(矢作川)	4.4±2.6
下水	6	42. 1. 31	名古屋市堀留下水処理場	9.6±5.2
下水沈でん物	6	42. 1. 31	〃	4.2±0.6 pCi/乾・g
海水	12	42. 8. 25	伊勢湾小鈴谷沖	2.3±1.8 pCi/l
海底土	8	42. 8. 25	〃	4.2±1.0 pCi/乾・g
土壌(草地)	11	41.11. 7	北設楽郡岡崎町名大草地研究所	4.6±1.0
〃(裸地)	11	41.11. 7	〃	4.6±0.7
牧草	11	42. 1. 17	渥美郡赤羽根町渥美牧場	5.0±0.5 pCi/生・g
空間線量	27	41.12.21	豊田市猿投町平戸橋	1.44 μr/hr
野菜	15	42. 5. 9	渥美郡赤羽根町(大根)	0.59±0.22 pCi/生・g
穀物	4	41.12.21	豊田市猿投町(水稻)	0.35±0.15
牛乳	12	42. 2. 17	〃	0.30±0.10
魚貝類	11	41.11.24	海部郡伊弉島村(ふな)	0.57±0.38
海藻	6	42. 7. 17	知多郡南知多町(てんぐさ)	1.73±0.39
強放射能粒子**	13	41.12.30	名古屋市愛知県衛生研究所	655 mμCi
計	394			

* 第5回中共核実験にともなう強化測定の時集塵器が故障修理中であったため測定せず

** 採取時5.000cpm以上のもの

4.4 京都府における放射能調査

京都府立衛生研究所

浅見 益吉郎, 江 阪 忍
北 沢 弘一郎,

1966年4月から1967年3月までに測定を行った全β放射能の結果を報告する。

1. 試 料

- a. 河川水 3ヶ所 18
- b. 上水(原水) 1ヶ所 12
- c. 給水栓水 1ヶ所 12
- d. 琵琶湖水 1ヶ所 6
- e. 降水 1ヶ所 148
- f. 浮遊塵 1ヶ所 100
- g. 降下塵 1ヶ所 16
- h. 牛乳 1ヶ所 6
- i. 菜葉 3ヶ所 11
- j. 魚貝類 5種 18
- k. 土壌 2ヶ所 12

2. 測定方法

計測機器は島津製作所(EC-14)計数装置, 計数管は同社製(B-1B型)GM管, 計数台は神戸工業製(EA-13型)鉛シールドを用い, 前処理ならびに測定は科学技術庁「放射能測定法」(1963)に準拠して行なった。標準試料として食品, 土壌については試料と同量のKClを, 陸水, 降水, 塵埃についてはU₃O₈(500dps)を用い計数率補正を行った。(効率約15%)

2. 測定結果

(A) 陸 水

河川水は前年に比較して減少を示しているのに対し, 上水は逆に増加の傾向がうかがわれる。

(表1)

表1 陸水放射能測定結果

種類	採取地	年次	平均値	最 高 値		最 低 値	
				月 日	測定値	月 日	測定値
上 水	京都市	65.4~66.3	18.1 pCi/l	8 2	39.1 pCi/l	9 7	15 pCi/l
	足就上浄水場	66.4~67.3	22.4	6 2	54.9	1 11	51
給水栓水	京都市東山区	66.4~67.3	12.5	6 6	29.4	7 2	42
	京都府衛生研究所					12 1	3 2
琵琶湖水	滋賀県 近江舞子	65.4~67.3	4.5	10 13	9.3	3 6	1.8
河 川 水	京都市	65.4~66.3	5.46	3 2	80.9	7 1	155
	高野川	66.4~67.3	26.4	5 2	37.5	9 1	17.6
	京都市	65.4~66.3	23.3	5 12	84.4	1 22	60
	鴨川上流	66.4~67.3	14.4	5 2	43.4	9 1	5.0
	京都市	65.4~66.3	22.3	5 12	42.3	11 5	61
鴨川下流	66.4~67.3	14.6	7 11	26.6	9 1	25	

〔B〕 食 品

全般に前年と比較して変動は小さく、葉菜は、採取時期による差が多少みられるが、品種による差は認められなかった。魚貝類については、淡水魚と海水魚の差異が見られなかった。牛乳は前年とほとんど変化していない。(表2)

表2 食品放射能測定結果

種 類	採取地	年 次	最 高 値		最 低 値	
			月 日	測定値	月 日	測定値
牛 乳	原 乳 京都市	65.4~66.3	6 1	0.4	10 8	0.1
		66.4~67.3	4 24	0.3	12 1	0.1
茶	玉 露 宇治市	65.4~66.3	5 14	6.1	7 19	4.2
		66.4~67.3	5 23	11.2	8 1	1.5
	煎 茶 宇治市	65.4~66.3	5 14	6.5	7 19	4.9
		66.4~67.3	5 23	8.0	8 1	1.7
	煎 茶 宇治田原	65.4~66.3	5 14	15.2	7 20	2.2
		66.4~67.3	5 18	7.0	8 1	1.7
	煎 茶 加悦町	65.4~66.3	6 1	14.7	8 9	7.8
		66.4~67.3	6 3	7.4	9 24	4.6
生 葉 宇治市	65.4~66.3	8 19	1.7	7 19	0.7	
	66.4~67.3	5 23	1.5	8 1	0.7	
魚貝類	はまち 宮津市	65.4~66.3	8 9	0.3	12 10	0.1
		66.4~67.3	12 5	0.4	7 18	0.4
	ま す 亀岡市	65.4~66.3	1 19	0.3	9 11	0.4
		66.4~67.3	9 5	0.4	1 12	0.3
	ふ な 宇治市	65.4~67.3	2 13	0.4	6 29	0.0
		あ さ り 宮津市	66.4~67.3	10 12	0.3	7 19

〔C〕 土 壤

上層の方が下層より高い値を示し、特に草地においてその差が顕著であった。(表3)

表3 土壌放射能測定結果

種 類	採取地	年 次	最 高 値		最 低 値	
			月 日	測定値	月 日	測定値
裸 地	深さ0~2cm 向日町	65.4~66.3	11 6	6.6	6 3	1.1
		66.4~67.3	11 4	2.2	6 7	2.1
	深さ2~10cm 向日町	65.4~66.3	11 6	1.5	6 3	0.6
		66.4~67.3	11 4	1.8	6 7	1.7
裸 地	深さ0~2cm 宮津市	65.4~66.3	12 10	6.6	8 9	5.5
		66.4~67.3	7 18	4.7	12 5	3.9
	深さ2~10cm 宮津市	65.4~66.3	12 10	3.2	8 9	2.2
		66.4~67.3	7 18	3.1	12 5	2.4
裸 地	深さ0~2cm 宮津市	65.4~66.3	8 9	6.3	12 10	5.4
		66.4~67.3	7 18	5.1	12 5	4.7
	深さ2~10cm 宮津市	65.4~66.3	12 10	2.2	8 9	1.9
		66.4~67.3	7 18	1.9	12 5	1.3

〔D〕 雨水・ちり

定時採水した雨水の放射能については、図1に示すように、5月および12月から1月にかけて、

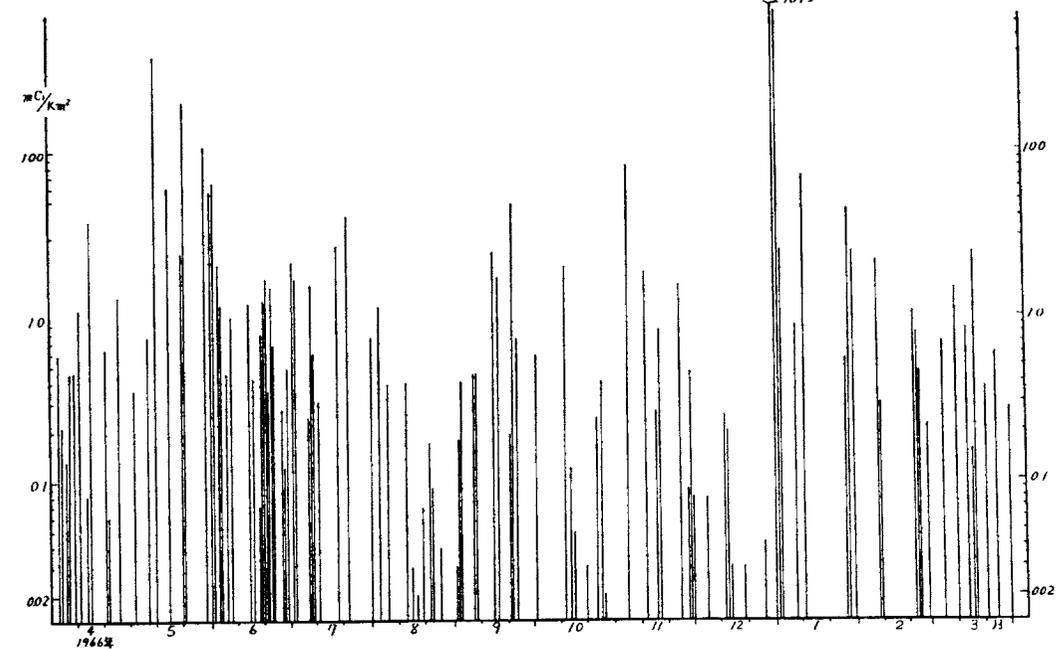


図1. 降水(定時採水)中の放射経日変化

中共の核実験によると見られる高い値を示したが、前年度と比較して降水総量は可成り減少しているのに降水物の放射能が増大しているのは注目される。(表4) 雨水放射能の最高値としては、12月31日に40.365 pCi/lを記録した。

表4. 降水の放射能(月別集計)

月 別	測定日数	月間降水量 mm	6時間 更正値 nCi/Km ²	平均降水量		最 高 値		最 低 値					
				6時間 更正値 pCi/l	72時間 更正値 pCi/l	日 降水量	強度 pCi/l	日 降水量	強度 pCi/l				
'66	4	1139	874	81.16	3077	9	2.7	1716	22	43	14.0		
	5	2136	8415	55417	18572	10	13.3	28376	2	17.0	19.4		
	6	1812	2899	27115	17205	6	0.2	22646	27	108	25.1		
	7	8	2871	183	9079	4258	31	3.3	2310	1	1320	16.0	
	8	9	724	236	6089	1386	3	5.9	1965	15	298	0.9	
	9	10	2783	1115	4963	2237	16	11.8	2030	3	473	8.4	
	10	9	745	346	14472	2298	24	0.3	7946	27	233	1.0	
	11	8	543	1302	32896	24349	5	4.0	19691	28	19	45.7	
	12	7	443	17082	579261	283739	31	4.2	40360	14	19	18.0	
	'67	1	7	893	8777	248426	157017	7	0.1	8748.8	28	591	74.1
		2	6	356	500	23990	21312	27	0.4	85492	23	121	64.9
3		8	1730	684	7934	5831	16	0.5	3042	5	124	58.4	
年 間	109	15675	43413										
65.4 ~66.3	127	19432	36115										

〔附 記〕

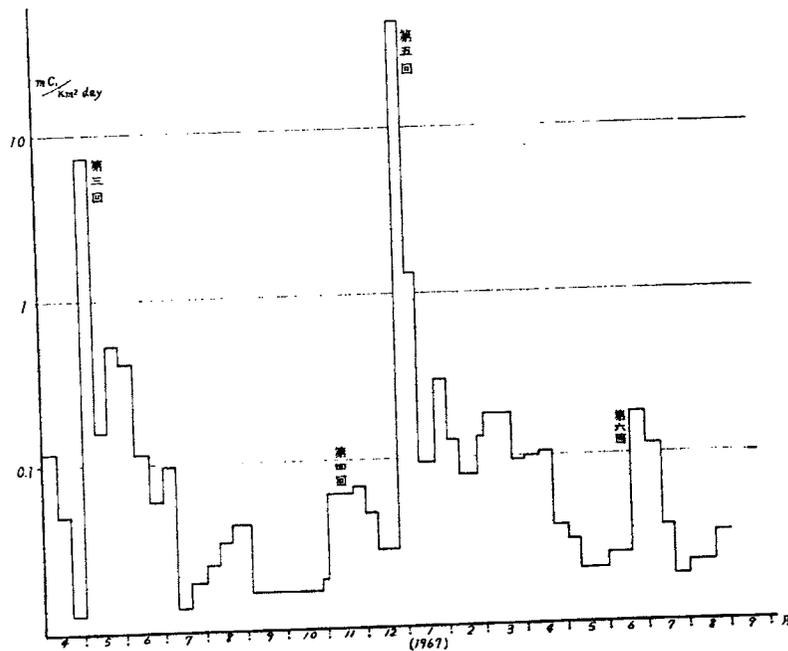
1966年5月及び12月の核実験直後には、何れも可成り高密度に粒子が降下したのを観測したが、'67年6月の核爆発の影響は降雨、浮遊塵ともに殆んど検出せず、粒子の降下も確認し得なかった。

4.5. 大阪府における降下物中放射能

大阪府立公衆衛生研究所
大志野 章, 沖 岩四郎
吉田 幸子

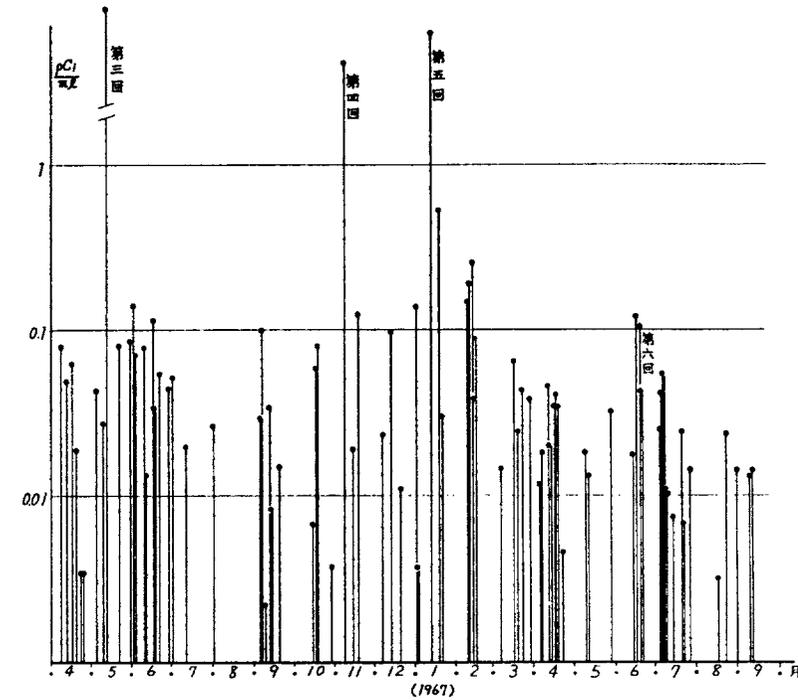
第8回放射能調査研究成果発表会で報告して以来1967年9月迄の、大阪府における降下物中放射能の調査結果を報告する。この期間中、第5回(1966年12月28日)、第6回(1967年6月17日)の中国核実験が行われた。これら核実験の影響を第3回、第4回核実験の影響と比較しながら報告する。

1. 全降下物：地上約20mの屋上に設置した面積1,000cm²のステンレス製円筒型容器(下部は漏斗状)に水を張り、原則として10日間捕集した雨水、降下塵全量を濃縮乾固し測定した。第1図にその結果を示す。横軸に月日、縦軸に10日間の結果を1日あたりに平均してmCi/Km²・dayの値を対数で示す。第5回核実験時に第3回のそれを上回る値が認められた。第6回核実験時には、特に著しい放射能増加は認められなかった。



第1図 全降下物(水鏡による雨水・ちり)放射能

2. 雨水：直径30cmのデポジットゲージに雨水を集め、毎日定時に採取し100ml以上の降雨について100mlを分取し測定した。その結果を第2図に示す。横軸に月日、縦軸にpCi/mlの値を対数で示す。第5回核実験時に顕著な放射能増加がみられたが、第6回核実験時には、平常値の高い放



第2図 雨水・放射能

射能程度の増加しか認められなかった。第3回核実験時には、100mlずつ小分けして測定した同一降雨中に著しいバラッキを見出したが、第5回核実験時には2-3倍の変動を示すにとどまった。その結果を第1表に示す。

A. 1月1日採取の雨			B. 1月2日採取の雨		
試料番号	残渣量mg/100ml	放射能pCi/ml	試料番号	残渣量mg/100ml	放射能pCi/ml
1-1R-1	48.4	119.0	1-2R-1	3.7	3.0
◇ 2	45.2	140.9	◇ 2	3.8	3.3
◇ 3	55.4	201.0	◇ 3	4.2	11.6
			◇ 4	4.0	3.0
			◇ 5	3.6	3.8
			◇ 6	4.0	3.2
			◇ 7	4.0	3.2
平均	49.7	153.6	平均	3.9	4.4

3. 浮遊塵：地上約15mの地点で、平行板型電気集塵器を用いて1.000m³以上の浮遊塵を捕集した。その結果を第3図に示す。横軸に月日、縦軸にpCi/m³・空気の値を対数で示す。第5回核実験

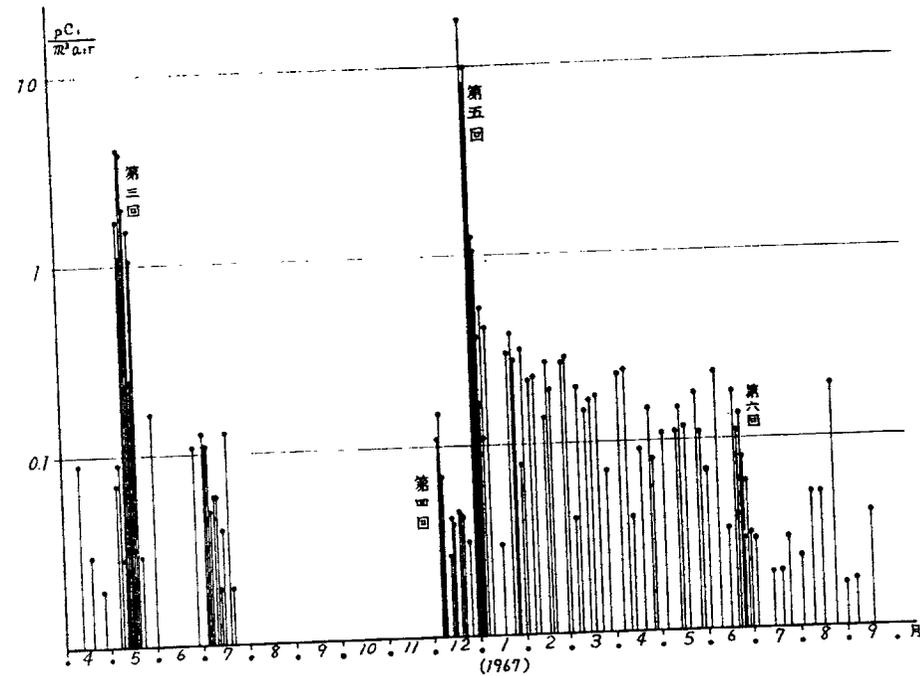
にすぎなかった。

第3表 最近の核実験の最高値の比較

核実験	実験日	全降下物 mCi/km ² ·day	雨水 pCi/ml	浮遊塵 mCi/m ³	30日間降下量 mCi/km ²
第1回中国 ノ連地下もれ	64.10.16	0.7	19.7	3.0	12.0
第2回中国	65.1.15	1.2	降雨なし	23.9	13.4
第3回中国	65.5.14	3.4	3.7	10.2	53.8
第4回中国	66.5.9	7.4	340	5.3	67.0
第5回中国	66.10.22	0.03	4.1	—	2.9
第6回中国	66.12.28	44.3	201	26.0	368
第6回中国	67.6.17	0.18	0.12	0.3	3.6

付：降下物中⁹⁰Sr, ¹³⁷Csについて

分析化学研究所で核種分析をされた、大阪府で1ヶ月間水濾法で捕集した降下物中⁹⁰Sr, ¹³⁷Csの経年変化を、放射線医学総合研究所発行のRadioactivity Survey Data in Japanから引用し、第4図に示す。毎年春にピークがみられることと、そのピーク値が減少していることが認められる。1965年度の核実験については、その影響はほとんど現われていないようであるが、1966年には、中国の大型核実験が行われ、かなりの放射性降下物をみているので、その影響が1967年に現われるかどうか関心の持たれるところである。



第3図 浮遊塵の放射能

時に著しい放射能増加が認められたが、第6回核実験時には放射能増加は認められなかった。第4回核実験時には静電式集塵ができなかったので、沓紙式集塵を行なって核実験の影響を確認したが、放射能増加は著しくなかった(第8回放射能調査研究成果発表会で口頭で報告、大阪府立公衆衛生研究所研究報告公害編第5号に印刷中)。

4. 強放射性粒子：第5回核実験時に著しい強放射性粒子の降下をみた。その結果を第3回実験時と対応させて第2表に示す。

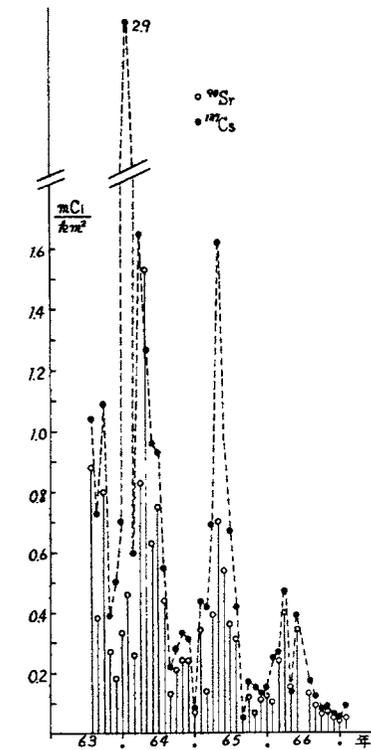
第2表にみられる如く、第3回核実験時には著しく強い放射能を持った粒子が見出されたが全体の数(2000cpm以上)は少く、第5回核実験時には第3回核実験時のような高い放射能を持った粒子は見出されなかったが全体の数が著しく多かった。このことは、雨水中放射能のばらつきが、第5回核実験時には少かったこと(第1表)を説明するものあり。第6回核実験時には強放射性粒子は見出されなかった。

6. まとめ：以上報告した如く、第5回核実験時にはほとんどその影響を検出できなかった。それらの測定結果を最近の核実験の影響と比較して、それぞれの各種試料におけるピーク値を第3表に示す。

第3表で明らかな如く、第5回中国核実験時に最も高い放射能降下をみた。しかし、行政的措置を必要とする基準量(2500mCi/km²)と対応する30日間の合計は368mCi/km²と基準量の

第2表 1m²あたりの強放射性粒子

第3回中国核実験時	個数	放射能(cpm)	個数
2,000~5,000	5.9	2,000~4,000	46
5,001~10,000	7.5	4,001~6,000	20
10,001~20,000	5.2	6,001~8,000	3
20,001~30,000	2.8	8,001~10,000	1
計	21.4	計	70



第4図 降下物中⁹⁰Srと¹³⁷Cs

46 兵庫県における放射能調査

兵庫県衛生研究所

蒔田政見, ○大路正雄
新谷幸三

今回は1966年10月から1967年8月までの期間に実施した放射能調査の概要につき報告する。

1. 雨水・ちり

定時採取による雨水中の放射能測定値の月別推移は第1表に示すとおりである。1966年11月,

第1表 降水中の放射能の推移

月別	測定回数	平均値 pCi/ml	最大値 pCi/ml	最小値 pCi/ml	降水による 月間降水量 mCi/Km ²
1966年10	8	0.018	0.076	-0.010	3.28
11	7	0.677	4.000	0.007	24.39
12	6	30.730	133.103	-0.005	577.64
1967年1	4	0.683	1.661	-0.021	22.61
2	6	0.115	0.275	0.002	3.81
3	8	0.052	0.125	-0.004	6.62
4	15	0.019	0.083	-0.012	4.06
5	6	0.018	0.056	-0.019	1.46
6	8	0.061	0.116	-0.020	6.81
7	10	0.021	0.057	-0.002	6.61
8	4	0.011	0.028	-0.009	0.35

第2表 第4回および第5回中共核実験直後の全降水物中の放射能の増減*

12月, および1967年1月において, 月間降水量(mCi/Km²)が著明に増加しているが, これはそれぞれ第4回(1966年10月27日)および第5回(1966年12月28日)の中共核実験の影響によるものである。これら核実験直後における降水物(24時間ごとに捕集)中の放射能の増減を第2表に示したが, 第4回時においては実験の5日後, 第5回時には翌日に放射能の急増が認められ, いずれの場合にも急増した時点から数日以内に, ほぼ平常レベルに回復した。本年6月に行われた第6回核実験の影響は殆んど認めなかった。

核実験後 日数	降下量 mCi/Km ² /day	
	第4回(1966. 10. 27)	第5回(1966. 12. 28)
1日		512.59
2日	0.05	175.18
3日	0.05	142.48
4日	0.04	14.31
5日	43.11	4.58
6日	2.48	
7日	0.32	0.38
8日	0.25	0.21
計	46.30	849.73

* 大型水盤により24時間ごとに採取した試料について測定

12月, および1967年1月において, 月間降水量(mCi/Km²)が著明に増加しているが, これはそれぞれ第4回(1966年10月27日)および第5回(1966年12月28日)の中共核実験の影響によるものである。これら核実験直後における降水物(24時間ごとに捕集)中の放射能の増減を第2表に示したが, 第4回時においては実験の5日後, 第5回時には翌日に放射能の急増が認められ, いずれの場合にも急増した時点から数日以内に, ほぼ平常レベルに回復した。本年6月に行われた第6回核実験の影響は殆んど認めなかった。

2. 陸水, 食品, 空間線量, その他

本調査期間における陸水, 食品等についての測定値を第3表に一括して示した。

第3表 陸水・食品等の放射能

上水: 神戸市 牛乳:
上水道

天水: I 神戸市(高取神社)牧草: 県立農業
II 川西市(能勢)米: 試験場

河川水: 武庫川 土壌:

海水: 神戸港

	単位	1966年 10月	11	12	1967年 1	2	3	4	5	6	7	8
上水	pCi/l	1.96		3.84		4.33		3.10		2.39		1.11
天水	I	0.31			34.90						17.76	
	II	6.67			65.35						4.89	
河川水	"	11.99		8.37	7.84					9.56	3.38	
牛乳	pCi/g		0.13		0.09		0.23		0.10		0.34	
牧草	"		1.09		1.52		1.00		0.27		0.76	
米	"		0.26									
土壌	"		2.25								1.36	
海水	pCi/l			1.28		0.35			0.49			0.50
空間線量	μr/hr	9.16	9.22	8.78	9.62	9.82	8.66	9.25	8.97	9.61	9.37	9.11

陸水中, 上水, 河川水, 下水等においては特徴ある変動を認めなかったが, 1967年1月採取の天水の放射能測定値は34.90 pCi/l, および65.35 pCi/lとかなり大きい値を示した。これは第5回核実験の影響を受けた結果と解される。

食品, 海水, 土壌等の放射能は, それぞれ時期的に或る程度の変動を示したが, 例年の値とはほぼ同一のレベルにあった。

本調査期間中の空間線量の平均値は9.23 μr/hr で昨年の対応する期間の平均値8.89 μr/hr をやや上回った。

47. 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

1966年4月から1967年3月までに実施した岡山県内の陸水, 食品その他の試料の全β放射能, 空間線量および特定試料のウラン分析結果を報告する。

1. 測定および分析方法

全β放射能の測定は, 科学技術庁の「放射能測定法」に準拠した。測定器は, 神戸工業製GMカウンター(GSC-3型)を用いた。食品中のカリは, 島津製光電分光光度計を用い, 炎光法によって

定量した。空間線量は、科学技術庁の定めた方法によった。測定器は、日本無線製シンチレーションサーベーター（TSC-3型）を使用した。ウランの定量は、固体蛍光光度法に準じ、島津製光電分光光度計附属蛍光測定装置（改良型）を用いた。

2. 調査結果

(1) 陸水、食品、土壌の放射能

i) 雨水

4月より5月上旬までは100 pCi/l以下であったが、5月1日に至り3,651 pCi/lを検出した。この放射能は、中国が第3回目の核爆発実験を行った日より2日後のものである。5月15日以後放射能は、漸次減少したが、11月7日、ピークとしては、比較的低い713 pCi/lを検出した。このピークは、中国の第4回目の核爆発実験が行われてより11日を経過している。以後12月末まで放射能は減少する傾向を示した。12月28日、中国は第5回目の核爆発実験を行った。この影響は前2回の実験より大きく、1967年1月1日、63,908 pCi/l、1月2日、6,441 pCi/lを検出した。1月3日より1月11日まで降雨はなく、1月12日には再び2,231 pCi/lを検出した。以後3月末まで次第に減少した。1月12日に検出された放射能は、経日的変動からみて、地球を一周して再来した気流の影響であろう。1ヶ月間の積算放射能は、11月を除き中共の核爆発実験が行なわれた月またはその翌月に高く、5月、66.7 mCi/m²、12月、287.6 mCi/m²、1月、80.7 mCi/m²であった。11月は核実験の影響が認められる月であるが、放射能気流の通過により積算値は低く、58 mCi/m²であった。5月、12月、1月以外の月の積算値は、2.1～18.6 mCi/m²であった。

ii) 上水、水道水、天水

これらの試料は、前年度に引続き放射能は低く、変動もまた少い。年間平均値は、上水2.4 pCi/l、水道水1.1 pCi/l、天水6.1 pCi/lであった。

iii) 河川水、下水

河川水は、上水、水道水と同様低い値であった。年間平均値は、吉井川3.6 pCi/l、高梁川2.1 pCi/lであった。下水は河川水よりわずかに高く、年間平均値は5.9 pCi/lであった。

iv) 果実、穀類、野菜

果実（梨）の放射能は、例年低いことが認められているが、本年産も前年に引続き品種間、採取時期等による相違は少く、放射能は0.0～0.1 pCi/gであった。

穀類（小麦、玄米）は県北部、県南部から同一時期に採取したが、地域間または品種間の相違はほとんど認められなかった。放射能平均値は、小麦1.1 pCi/g、玄米0.6 pCi/gであった。

葉菜類および根菜類の試料採取は、核実験の前またはかなり後であり、フェールアウトの影響は比較的少なく、放射能は、ホーレン草0.4 pCi/g、大根葉部0.3 pCi/g、大根々部0.3 pCi/g、キャベツ0.3 pCi/g、白菜0.4 pCi/g、コマツナ1.0 pCi/g、馬鈴薯0.4 pCi/gであった。

v) 牛乳

原乳の放射能は、gあたり0.0～0.2 pCiであった。乳牛に与えた牧草は、イタリアンライグラス、クローバー、レンゲ、トウモロコシ、雑草等であるが、これらの放射能平均値は1.4 pCi/gであった。

vi) 魚貝類

海水産および淡水産の各試料はともに著明な放射能は認められず、年間平均値、黒ダイ0.2 pCi/g、イカ0.2 pCi/g、シジミ0.1 pCi/g、フナ0.7 pCi/gであった。

vii) 土壌

裸地の放射能は、岡山市、津山市いずれも0～2cmの深さに高く、2.7～6.5 pCi/gである。2～10cmの深さでは、1.3～3.0 pCi/gであった。

(2) 空間線量

中国の第3回、第4回の核実験による影響はほとんど認められず、4月12日より12月15日までの平均値は8.4 μr/hrであった。第5回核実験後の12月30日、多数の強放射性粒子が検出され、線量は、29.7 μr/hrと高くなり、12月31日以後徐々に減衰し、2月21日9.4 μr/hr、3月1日8.5 μr/hrとなり平常値に復した。

(3) 河川水および野菜のウラン濃度

i) 河川水

上斉原村内のウラン鉱山周辺に定めた第1採水地点（峠地区・池河川）は、3.6～122.1 μg/l、第2採水地点（中津河地区、中津川）は、2.10～67.8 μg/l、第3採取地点（天王地区、農業用水）は、0.3～1.1 μg/lであった。

ii) 野菜

ハルナ等各種野菜のウラン濃度分析の結果、品目間の相違は特に認められず、ウラン濃度は、灰分1gあたり、0.0～0.5 μgであった。

3. 結 語

本年度の各種環境試料は、雨水を除き特に著しい放射能汚染は認められなかった。

雨水は、中国の核実験によりかなりの放射能を認めた。しかし、その放射能は一時的であった。

空間線量は、12月30日、強放射性粒子等の降下により、29.7 μr/hrを検出したが、除々に減衰した。

ウラン鉱山周辺の河川水、野菜は、前年度に引続き微量のウランが検出された。

48 福岡県における放射能調査

福岡県衛生研究所

森 彬 森本昌宏
大崎靖彦

1966年4月から1967年3月までに行なった放射能調査の概要を報告する。この期間中に中国の核実験が3回行なわれ、その影響による放射能が雨水、ちりから検出された。

1. 雨水、降雨ごとに採取して測定した。中国が行なった3回の核実験のうち、第3回（5月9日）および第4回（10月27日）のときは0.93 pCi/mlを検出したのが最も大きい値であった。しかし第5回（12月28日）のときには、多量の放射能が検出された。すなわち42年1月1日採取の雨水から60.8 pCi/ml（1,127 mCi/Km²）の高い値を検出したのに対して、1月4日採取の雪から13.8 pCi/ml（38.6 mCi/Km²）、1月13日採取の降雨から10.23 pCi/ml（18.3 mCi/Km²）と従来にない高い値が検出された。しかし、その後は漸次減少して1月末には平常値にもどった。

2. 強放射性粒子

1966年5月の中国第3回核実験のときに測定した強放射性粒子については、すでに昨年度報告したが、その後に行なわれた第4回および第5回の核実験のときに採取して測定した強放射性粒子は

表1のとおりである。第4回核実験のときは降下した粒子の数が少なく放射能強度も低い値のものであった。第5回の場合は降下量が非常に多く、衛研屋上の任意の1㎡について調べたところサーベイメーターで1.000cpm以上を示したものが111ヶであった。この中から6ヶを採取して分離測定した結果10~54m/μCiのものであった。各実験時に採取した粒子の減衰曲線は図1のとおりで、第3回のもので第4回のもとはほぼ似た減衰を示したが、第5回のはやや異った減衰を示した。

表1. 強放射性粒子の放射能

試料 No	採取年月日	放射能強度 (mμCi)	半減期(日)
6	41.10.31	17.5	3.7
7	〃	17.3	3.9
8	41.12.30	38.4	2.6
9	〃	10.0	—
10	〃	50.1	—
11	〃	53.9	2.7
12	〃	35.3	—
13	〃	27.7	—

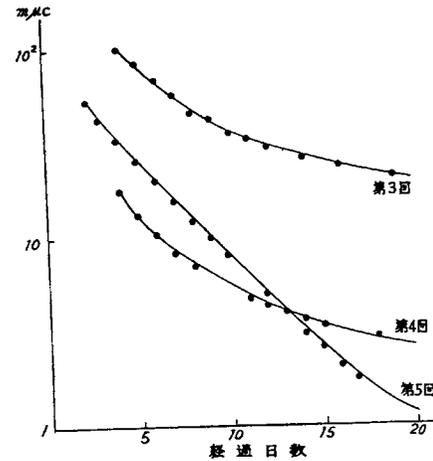


図1. 強放射性粒子の減衰曲線

3. 陸水、測定結果は表2に示すとおりで特に汚染と認められるような値は検出しなかった。

表2. 陸水放射能 (pCi/l)

採取年月	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	福岡市塩原(那珂川)	福岡市下水・ポンプ場
41. 4. 27	1.2±2.1	1.0±2.4	-1.0±2.3	2.6±2.3	3.36±13.8
6. 28	11.6±2.5	12.7±2.7	8.2±2.6	1.9±1.9	4.8±2.9
8. 30	-0.5±2.1	2.5±2.5	3.3±2.4	-0.5±2.1	19.9±14.9
10. 31	0.7±2.1	1.5±2.3	1.0±2.3	2.4±2.2	18.0±7.2
12. 15	1.7±1.9	0±0	6.3±2.4	0±0	29.4±8.6
42. 2. 27	6.7±2.4	1.8±3.0	-0.6±2.7	3.4±2.3	16.1±16.1

4. 土壌 前年に引続いて筑紫郡筑紫野町の県有地(草地)から採取して測定した。昨年度とほぼ同程度で深さ2cmまで1.0~5.3pCi/g乾土であった。

5. 食品 測定結果は表3~5のとおりで、中国の核実験による影響は認められなかった。

表3. 農産物の放射能 (pCi/500mg灰, 除K)

試料	採取年月日	採取地	未洗	水洗
ほうれん草	41. 5. 16	粕屋郡志免町	1.48±3.8	9.7±0.4
〃	5. 23	〃	1.40±0.6	12.0±0.7
〃	11. 18	福岡市	6.3±6.6	34.8±7.4
〃	11. 24	〃	26.5±7.7	10.4±7.1
大根(根)	12. 6	粕屋郡志免町	1.22±5.4	—

試料	採取年月日	採取地	未洗	水洗
大根(葉)	41.12.6	粕屋郡志免町	22.4±5.0	11.0±4.5
〃(根)	12.9	〃	6.2±5.5	—
〃(葉)	〃	〃	17.9±5.5	28.7±5.5
〃(根)	12.19	福岡市	14.7±6.9	—
〃(葉)	〃	〃	19.4±5.8	20.3±5.8
〃(根)	12.26	〃	34.8±7.0	—
〃(葉)	〃	〃	23.4±6.0	20.0±6.2
小麦	41.7.12	粕屋郡新宮町	19.9±0.6	—
〃	〃	〃	4.1±0.1	—
〃	7.14	筑紫郡筑紫野町	16.8±0.5	—
玄米	11.26	〃	14.3±4.8	—
〃	〃	〃	17.5±8.9	—
〃	11.30	粕屋郡新宮町	18.3±4.8	—

表4. 水産物の放射能 (pCi/g灰, 除K)

試料	採取年月日	採取地	測定値
小鯛(肉)	41.7.6	福岡市大字唐泊	44.6±1.1
〃(骨)	〃	〃	4.9±0.7
〃(内臓)	〃	〃	15.8±0.7
〃(肉)	9.8	〃	26.8±0.9
〃(骨)	〃	〃	3.2±0.6
〃(内臓)	〃	〃	7.7±0.7
ふな(全)	10.21	大川市	5.8±8.0
〃(肉)	〃	〃	48.4±12.2
〃(骨)	〃	〃	26.4±7.6
〃(内臓)	〃	〃	33.2±9.4
〃(全)	11.9	〃	32.4±7.6
〃(肉)	〃	〃	23.4±11.4
〃(骨)	〃	〃	9.8±7.2
あさり	7.15	福岡市	45.1±0.9
〃	11.9	〃	10.4±7.8
わかめ	4.28	宗像郡大島村	52.0±0.9
〃	42.3.10	〃	76.0±13.2

表5. 牛乳(市販乳)の放射能 (pCi/500mg灰, 除K)

採取年月	採取地	測定値	採取年月	採取地	測定値
41.5	粕屋郡古賀町	25.4±0.5	41.10	粕屋郡古賀町	16.8±5.0
〃6	〃	28.2±0.4	〃12	〃	22.0±5.5
〃8	〃	19.9±0.5	42.2	〃	15.5±5.6

49 長崎県における放射能調査

長崎県衛生研究所
寺田 精介、伴 与一郎
山口 道雄

長崎県における昭和41年度放射能調査成績(雨、浮遊塵は昭和42年4~8月分を含む)の概要を報告する。

1. 雨水、浮遊塵、放射性粒子

本期間中には4回にわたる中共核爆発実験が実施されたが、そのうち、第3回時の状況は既報した(昨年、本誌)ので、今回は第4回核実験以後の測定結果について述べる。

第4回核実験(10月27日爆発)の際は10月31日、GPを捕集したが、30m²の走査で、僅かに2個、β放射能は6.5×10³と1.57×10³pCi/粒であった。浮遊塵では爆発後、1週間目から2月2~3日に2.16~4.62pCi/m³の高値を記録したのをはじめ、9日、24~28日、12月7日・21日にそれぞれピークが得られた。雨水にあっては浮遊塵程、顕著でなかった。雨水浮遊塵の日別測定値は表1.2に示すとおりである。

表1. 核爆発時(中共IV、V)における雨水の放射能測定値

降雨月日	降水量mm	放射能※ 強 度 pCi/l	降下量※ pCi/l	降雨月日	降水量mm	放射能※ 強 度 pCi/l	降下量※ pCi/Km ²
10.28	5.7	28	0.2	12.31~1.1	29.6	93000	2750
11.6~7	20.8	274	5.7	1.1~3	0.4	6350	25
13	20.0	299	6.0	3~4	3.5	11500	403
13~14	25.0	48	1.2	4~5	0.6	2860	1.7
16~17	16.0	66	1.1	6	1.2	5060	6.1
19~21	3.9	105	0.4	6~7	4.7	877	4.1
25	12.8	76	1.0	8~12	10.3	2210	243
26	1.2	34	0.0	15~16	5.3	2170	11.5
29	17.9	37	0.7	16~17	3.9	1490	5.8
12.2~3	1.0	208	0.2	27~28	31.5	174	5.5
4~5	5.4	91	0.5	28~29	13.3	69	0.9
12	15.0	51	0.8	2.3	3.6	100	0.4
15~16	12.4	32	0.4	5	11.0	149	1.6
18~19	10.5	42	0.4	7~8	4.0	161	0.6
19	2.0	39	0.1	8~9	7.4	600	4.4
23~25	1.4	52	0.1	10~11	1.9	190	0.4

※ 6時間修正値

第5回核実験(12月28日爆発)時は爆発3日後の12月30日に、わずか2m²の走査で32個のGPを捕集した。β放射能は3×10³~9×10³pCiが大部分(22個)で、9×10³~1.5×10³pCi 7個、1.5×10³pCi以上3個(最高5.25×10³pCi)であった。浮遊塵の測定値も同じ日に最高の254pCi/m³を記録し、以後、順次減少したが、3月下旬まで5pCi/m³程度を示す日が続いた(表1参照)。雨水では12月31日夜より1月1日朝までの降雨

で、全β強度9.3×10³pCi/l、降下量2.75Ci/Km²の著量を認められた。しかし、その後急速に減少し、1月20日頃まで10³pCi/lレベル、3月下旬頃には10²pCi/lレベル、3月下旬頃には10²pCi/l程度となった(表2参照)。

表2. 核爆発時(中共IV、V)における浮遊塵の放射能測定値

採取月日	放射能※ 強 度 pCi/m ³	天 候	採取月日	放射能※ 強 度 pCi/m ³	天 候	採取月日	放射能※ 強 度 pCi/m ³	天 候
10.29	1.2	☀	11.16	28	☁	1.9	43.3	☁
30	4.9	☁	22	12	☁	10	12.7	☁
31	5.3	☁	24	52	☁	18	5.1	☁
11.1	5.4	☁	28	81	☁	19	2.0	☁
2	46.2	☁	12.6	15	☁	23	4.4	☁
3	21.6	☁	7	62	☁	24	10.6	☁
4	9.0	☁	14	32	☁	25	10.5	☁
5	3.9	☁	15	14	☁	26	8.0	☁
7	2.4	☁	21	71	☁	27	6.5	☁
8	6.5	☁	22	3.3	☁	2.3	1.0	☁
9	10.8	☁	29	1.1	☁	9	0.3	☁
10	7.0	☁	30	254	☁	13	1.1	☁
11	5.1	☁	31	210	☁	14	1.4	☁
12	5.2	☁	1.2	91	☁	20	5.4	☁
15	2.4	☁	3	53	☁	24	3.5	☁

※ 集塵器効率補正6時間修正値

第6回核実験(42年6月17日爆発)の場合はGP捕集に成功せず、また雨水、落下塵および浮遊塵いずれからも、明らかに核爆発の影響と推定できる異常値を認め得なかった。ただ、5日目の6月22日15時30分より16時20分までの降りをはじめ1mmの雨水について測定した結果、そのβ放射能は採取後3時間で800pCi/l(以下・同単位)、6時間で288、17時間で128.72時間で47を示し、急速に減衰したのが特異的であった。

表3. 雨水の放射能測定成績

年 月	月間降水量 mm	月間降下量※ mCi/Km ²	採取回数	最 高		最 低	
				月 日	pCi/l※	月 日	pCi/l※
41.4	132.4	3.2	9	4.22	33	4.27	1.0
5	151.1	6.8	10	5.15	97	5.2	8
6	160.7	6.9	13	6.14	311	6.9	1.5
7	109.7	4.9	8	7.2	65	7.31	1.8
8	160.1	5.3	11	8.17	52	8.31	1.9
9	280.1	7.3	8	9.4	96	9.22	1.9
10	96.6	2.5	8	10.26	35	10.3	1.8
11	117.6	16.0	8	11.13	299	11.25	3.4
12	77.3	275.2	8	12.31	93000	12.16	3.2
42.1	75.4	102.8	10	1.3	11500	1.29	6.9
2	48.0	10.3	9	2.15	641	2.23	5.5
3	134.2	6.6	11	3.10	142	3.5	2.9
4	341.5	14.4	11	4.2	63	4.15	1.6
5	115.7	3.9	7	5.7	62	5.6	1.6
6	119.2	5.1	5	6.28	75	6.25	3.6
7	229.0	8.8	10	7.15	83	7.14	2.1
8	30.6	1.2	3	8.29	77	8.25	3.4

※ 6時間修正値

ファールアウトの月別降下量（以下単位 mCi/Km^2 /月）は41年度では最高が12月の2.752、最低が10月の2.5であり、中共第5回核実験によって、12月と1月が異常に高い値を示したので、この期間を除けば月平均は6.98であり、40年度の6.27と大差ない。42年4月～8月期は最高が4月の1.44、最低が8月の1.2で、月間平均値は6.68である。（表3）。

浮遊塵の41年度月別平均値（以下・単位 pCi/m^3 ）は最高が12月の5.42、最低が9月の0.96であり、11月～1月の3ヶ月間は第4、5両回の中共核実験の結果、異常値を示しているので、この期間を除けば、平均1.6 pCi/m^3 である。また、42年4～8月は平均1.2 pCi/m^3 であり、41年同期と同値である（表4）。

表4. 浮遊塵の放射能測定成績

年 月	期 間	採取回数	最 高		最 低		平均※ pCi/m^3		
			月 日	pCi/m^3 ※	月 日	pCi/m^3 ※			
41.	4	4. 4~27	6	4. 19	2.2	4. 27	0.50	1.08	
	5	5. 2~24	13	5. 2	2.5	5. 24	0.61	1.47	
	6	6. 6~25	6	6. 6	1.8	6. 11	0.91	1.33	
	7	7. 4~29	6	7. 5	2.2	7. 15	0.58	1.04	
	8	8. 2~25	6	8. 12	1.5	8. 25	0.41	1.04	
	9	9. 3~21	6	9. 21	2.0	9. 20	0.59	0.96	
	10	10. 4~31	10	10. 31	5.3	10. 5	0.55	2.35	
	11	11. 1~28	18	11. 2	46.2	11. 22	1.2	9.66	
	12	12. 6~31	9	12. 30	25.4	12. 29	1.1	54.2	
	42.	1	1. 2~27	11	1. 9	43.3	1. 19	2.0	10.7
		2	2. 3~27	7	2. 20	5.4	2. 9	0.31	2.11
		3	3. 1~28	6	3. 13	5.5	3. 28	0.76	3.09
4		4. 5~27	5	4. 26	2.3	4. 27	0.67	1.64	
5		5. 4~24	6	5. 12	3.7	5. 10	0.38	1.53	
6		6. 2~27	11	6. 20	3.9	6. 26	0.41	1.89	
7		7. 17~31	4	7. 31	1.8	7. 17	0.41	0.81	
8		8. 2~28	6	8. 2	0.72	8. 16	0.03	0.34	

※ 集塵器効補正6時間更正值

2. 陸水、食品、土壌、海水等

41年度における陸水、食品、土壌、海水等の β 放射能測定値は表5に一括表示したとおりである。陸水の年間平均（以下・単位 pCi/l ）は上水が長崎5.82、佐世保5.01；天水が福江2.02、雲仙1.96であり、40年度と比べ、大きな差はないが、年度の前半低く、後半が高い値を示している。

牛乳では年平均（以下・単位 $pCi/生・g$ ）0.24で、40年度の50%増を示したが、これは12月～2月の測定値がやや高かったためである。果実の年平均（以下・単位 $pCi/生・g$ ）は0.055で、昨年度と同レベルである。

水産物（年平均 $pCi/生・g$ ）は海産魚の場合、可食部0.26、骨部0.29であり、また養殖貝（可食部）は0.35、海藻は0.24であった。

陸地土壌は年平均が4.1 pCi/g 、265 mCi/Km^2 であり、海低土の場合は川口土が4.6 pCi/g 、港外の低土が2.7 pCi/g であった。

海水の年平均（以下・単位 pCi/l ）は0.87で、40年度の0.85とほとんど同値である。

表5. 陸水、食品その他の放射能測定成績

S. 414~42.3

試 料	測定回数	採 取 地	最 高 値		最 低 値	
			採取月日	測定値	採取月日	測定値
上水（原水）	4	長崎市本河内	42. 1.19	128 pCi/l	41. 5. 2	28 pCi/l
〃	6	佐世保市山の田	〃 1.24	72 〃	〃 7.29	28 〃
天水	3	福江市赤島	〃 1.31	350 〃	〃 10.20	89 〃
〃	4	小浜町雲仙	41. 5.13	194 〃	〃 10.26	86 〃
牛乳（原乳）	8	長崎市矢の平町	〃 12. 7	0.34 pCi/g	〃 6.13	0.14 pCi/g
果実（みかん）	4	佐世保市・諫早市	〃 11.15	0.08 〃	〃 5.20	0.04 〃
海産魚	6	長崎市茂木	〃 5.27	0.74 〃	〃 11. 9	0.06 〃
	6	〃	〃 11. 9	0.52 〃	〃 5.27	0.07 〃
養殖貝	4	高来町湯江	〃 11.28	0.46 〃	〃 5.19	0.22 〃
海藻	2	島原市猛島	〃 12.13	0.37 〃	〃 12.13	0.10 〃
土壌	2	長崎市家野町	〃 7.27	43 〃	〃 12.29	40 〃
海底土（川口）	3	長崎浦上川口	〃 8.26	68 〃	〃 5.27	32 〃
〃（外海）	3	長崎外港	〃 11.29	36 〃	〃 5.27	19 〃
海水	12	長崎内港・外港	〃 8.26	1.2 pCi/l	〃 11.28	0.57 pCi/l

50 乳歯中の ^{90}Sr について

乳歯に含まれる安定ストロンチウム

厚生省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

現在までに関東地方および東海地方を中心として各方面の協力により約40,000本の脱落乳歯を収集する事が出来た。

前年度に引続いて分析検体数を重ねて乳歯中の ^{90}Sr の経年変動や哺育栄養別の差異などについて検討を行った。

また、これらに加えて人体中の骨や歯などにとりこまれる ^{90}Sr について考察する場合、その代謝過程でCaと同様の態度によって硬組織中に存在するSr（安定ストロンチウム）の影響も併せて考える事も必要と思われる。

われわれは乳歯に含まれる安定ストロンチウム量についても分析を行ったのでこれらの結果について併せて報告する。

1. 安定ストロンチウム

乳歯中の ^{90}Sr を分析した残余の灰化試料500mgを用い、硝酸に溶解して不溶解物を分別し、Baキャリアを加えた。発煙硝酸処理を2回くりかえし行って共存カルシウム、リン酸等を除去し、一定量に希釈して試料を調整した。定量はPerkin-Elmer社製のAtomic Absorption

Spectrometer(303型)を使用し、標準添加によって行った。

表1は1950年から1959年生れの乳歯について累年的に安定ストロンチウム量をしらべたもので平均 $332 \pm 34 r \cdot Sr/g Ca$ (Range: 243~393r) で出生年別と哺育栄養別による差異はみとめられず、また歯種別の違いもみられなかった。

さらに東海地方の安定ストロンチウム量は平均 $316 \pm 40 r \cdot Sr/g Ca$ (Range: 254~400r) の値がえられ、関東地方の乳歯のそれにくらべて殆んど差はないものと思われる。

表2は20~87才までの永久歯を歯冠部と歯根部にわけ、適宜まとめて安定ストロンチウム量をしらべた。表にみられる様に歯冠部で平均 $602 \pm 54 r \cdot Sr/g Ca$ (Range: 497~674r)、歯根部では平均 $593 \pm 48 r \cdot Sr/g Ca$ (Range 507~669r) で殆んど同じ値がえられた。また、年齢別による違いもみられなかった。

2. 乳歯中の⁹⁰Sr

図1は関東地方における1949~1959年生れまでの乳歯中の⁹⁰Srについて前年度報告した値にさらに検体数を加えて図示したものである。1959年生れの人工栄養の乳歯は $2.94 \pm 0.15 pCi/gCa$ とこれまでになく高い値がえられ、また栄養別にみると、母乳栄養にくらべ人工栄養の乳歯の方が平均40%以上も高い値がえられた。

また、その後東海地方の1950~1959年生れの乳歯についても分析検体数を重ねたが関東地方の乳歯にくらべてとくに地域差はみられない様である。

引続いて1960年の試料についても計測中である。

表1. Stable Strontium in Human Deciduous Teeth (r.Sr/g.Ca)

Year of Birth	Breast Fed	Bottle Fed	Mixed Fed	Mean
1950	311(1)	350(2)	336(1)	336(4)
1951	330(4)	316(1)	343(2)	343(7)
1952	331(7)	325(3)	331(3)	331(13)
1953	355(8)	376(2)	362(5)	362(15)
1954	323(11)	329(2)	329(4)	329(17)
1955	344(14)	328(5)	338(5)	338(24)
1956	332(17)	323(5)	326(10)	326(32)
1957	319(11)	337(4)	320(7)	320(22)
1958	321(7)	336(4)	337(6)	337(17)
1959	303(4)	335(4)	314(4)	314(12)
Mean	331(84)	334(32)	333(47)	332(163)

* Parentheses are numbers of sample.

表2. Stable Strontium of Crowns and Roots in Human Permanent Teeth(20-87)

Age	Tooth Type	No. of Tooth	Stable Strontium (r.Sr/r.Ca)	
			Crown	Root
20-29	1-7	27	538	556
"	"	17	561	567
"	8	44	638	606
"	"	55	618	619
"	"	51	497	565
30-39	1-7	51	647	621
"	"	50	576	507
"	8	48	641	669
40-49	1-8	55	650	646
"	"	50	623	578
"	"	60	560	558
40-87	"	71	674	628
51-	"	60	602±54	593±48
Mean				

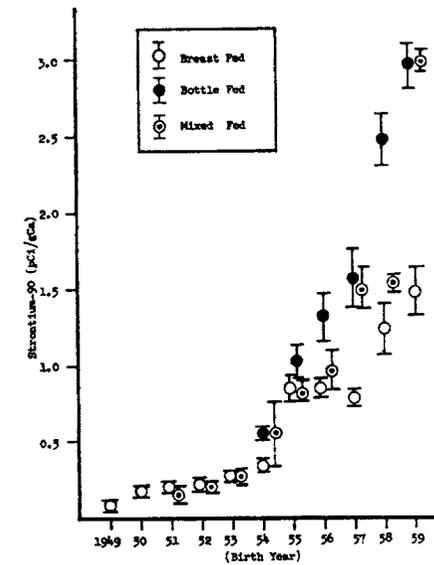


図1. Deposition⁹⁰Sr in Human Deciduous Teeth(Kanto District)

51 Blood Levels of Fall-out Cesium-137 in the Netherlands, Okinawa and the Main Land Japan

N.YAMAGATA, S.OSHIRO: Bull Inst. Publ. Health. 15(4):173, 1966

オランダのアムステルダム、沖縄の那覇および日本本土における人のセシウム-137の身体全負荷量は、血液銀行から採取された全血液中の濃度を求めることにより推定出来た。日本人の身体全負荷量はアムステルダム人(平均 $176 pCi^{137}Cs/gK$)の約1/3 (50-57)であった。那覇市におけるレベルは日本本土の場合より少し低かった。放射性フェールアルトの緯度分布は世界各地の人々の間の血中レベルにおける差異を完全には説明できなかった。

On the basis of the principle described in previous reports, ^{1,2} citrated whole blood samples were collected in order to assess the total body burden of fall-out cesium-137 in the body. Ten samples each of citrated whole blood (from males only) were supplied by two sources

from abroad, namely, Central Laboratory of the Netherlands Red Cross Blood Transfusion Service, Amsterdam and Naha Hospital Blood Bank, Government of the Ryukyu Islands, Naha, Okinawa. Five each of blood sample were collected from the district blood banks, Japan Red Cross Society, namely, Hokkaido, Miyagi, Akita, Central (Tokyo) and Osaka.

Each sample, about 100g from the Netherlands and 200-250g from the other localities, was analyzed for cesium-137 content by the combined Ammonium Molybdophosphate-dipicrylamine-chloroplatinate method of radiochemical determination as described previously. ³⁾ The results were corrected for the content of anti-coagulant and are tabulated in Table 1.

The difference in levels of ¹³⁷Cs body burden between the European countries and Japan has been clearly shown in the Report of the United Nations ⁴⁾. For example, in the 3rd quarter of 1965, the average ¹³⁷Cs pCi/gK values were 170 (Denmark), 205 (Finland), 220 (France), 337 (Norway) and 149 (United Kingdom) in contrast with 71 in Japan. The Netherlands was found to be also the case in the 3rd quarter of 1966 as assessed by the present method, indicating approximately three times as high blood levels as in Japan. A.W. de Ruyter and A.H.W. Aten, Jr. suggested the level of 195 (pCi/gK) in the Netherlands in late 1964-early 1965 on the basis of diet analysis. ⁵⁾

Geographical variation in the main land Japan observed in 1964 and 1965 ^{6,7)} was also found between the northern and the central and southern parts, although the difference was not large as in 1964.

The intakes of fall-out radioactivities by people who live in and in the suburbs of Naha City, Okinawa were surveyed in October 1963 by N. Yamagata and T. Yamagata. ⁸⁾

The result showed smaller intakes of cesium-137 by factors around 0.6 than those in the main land Japan. This is also

BLOOD LEVELS OF FALL-OUT CESIUM-137
Table 1. Body Burden of ¹³⁷Cs as Assessed by Blood Analysis (September-November 1966)

Source	Sample No	Date of collection	Blood- ¹³⁷ Cs pCi/kg	Body- ¹³⁷ Cs pCi/gK	
Netherlands Red Cross Blood Transfusion Service, Amsterdam, The Netherlands	1	6 Sept. '66	49.2		
	2	"	48.0		
	3	"	46.6		
	4	"	63.0		
	5	"	76.5		
	6	"	58.7		
	7	"	53.0		
	8	"	53.8		
	9	"	69.5		
	10	"	69.6		
	Mean±St.Dev.		58.8±10.4	176±31	
Naha Hospital Blood Bank, Gov. of the Ryukyu Is., Naha, Okinawa	10-130	16 Oct. '66	10.1		
	10-202	20 "	25.4		
	10-250	27 "	19.0		
	10-264	28 "	12.1		
	10-275	31 "	17.6		
	10-279	31 "	13.9		
	10-280	31 "	(144)		
	11-11	1 Nov.	22.8		
	11-31	1 "	10.6		
	11-59	4 "	18.2		
	Mean±St.Dev.		16.6±5.4	50±16	
Hokkaido Blood Bank, Red Cross	51212	12 Nov. '66	26.0		
	51213	"	23.4		
Miyagi Blood Bank, Red Cross	C-8527	17 "	31.0		
	-702	18 "	27.5		
	-705	18 "	12.4		
	-209	22 "	12.5		
	C-8758	25 "	25.1		
Akita Blood Bank, Red Cross	C-06718	14 Sept. '66	38.8		
	C-06730	14 "	32.9		
	C-06731	19 "	27.2		
	C-07395	26 "	16.0		
	02513	26 Oct. '66	26.5		
	Mean±St.Dev.		25.0±9.4	75±28	
Northern part of Japan Central Blood Bank, Red Cross, Tokyo	1259	24 Nov. '66	24.8		
	1319	"	18.8		
	1353	"	16.6		
	2C-0412	"	19.4		
Osaka Blood Bank, Red Cross	C-18078	12 Nov. '66	17.4		
	22912	"	21.2		
	23712	21 "	19.3		
	23742	"	21.6		
	22840	21 "	24.5		
Central and southern part of Japan			Mean±St.Dev.	20.4±2.8	61±8

NOBORU YAMAGATA AND SEISHO OSHIRO

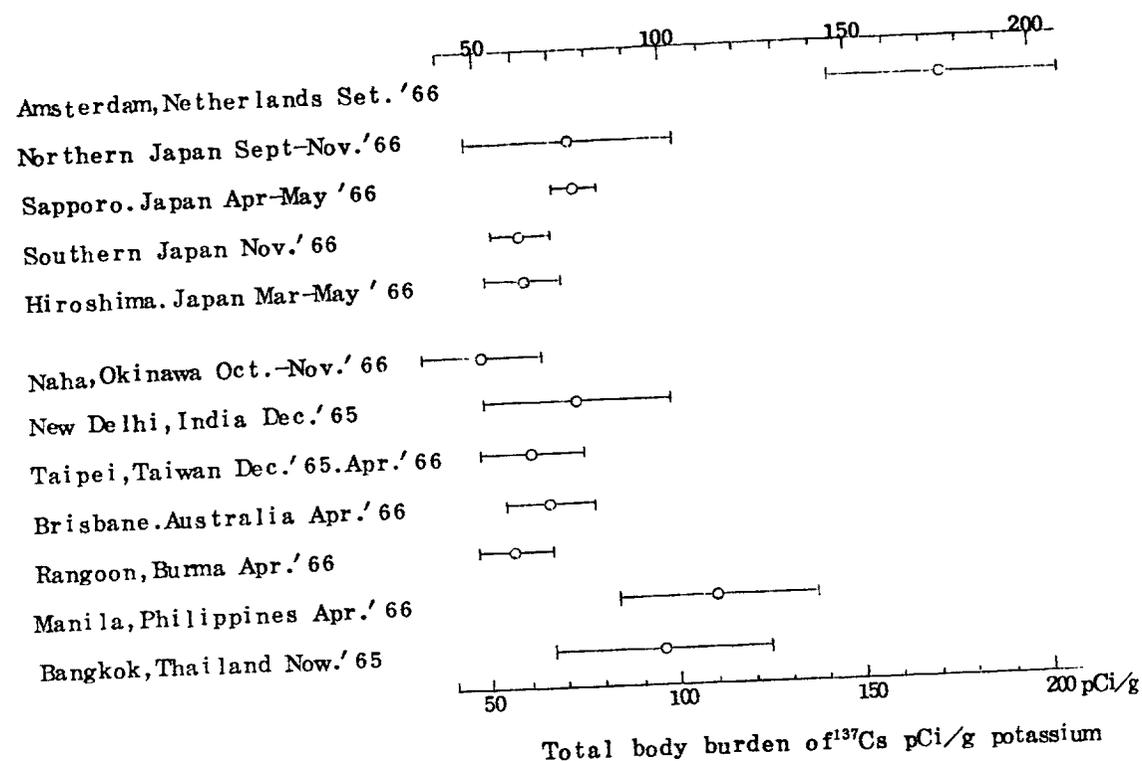


Fig. 1. Total body burden of ¹³⁷Cs as assessed by blood analysis.

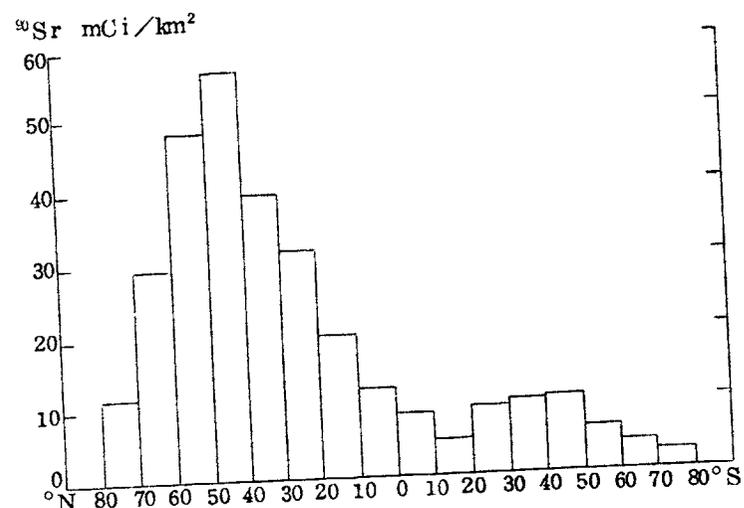


Fig. 2. Cumulative deposition of ⁹⁰Sr by 10° latitudinal band (U.S.A.E.C. data).

reflected in the present work in the lower blood levels and consequently the assessed body levels in the Ryukyans.

In Fig. 1 is summarized the assessed body burden of cesium-137 in different part of the world including data which were previously reported. ⁹⁾ Open circle indicates the mean value and the bars indicate plus or minus one standard deviation around the mean. Most of the people in the South-East Asia including Australia show body burdens (pCi ¹³⁷Cs/gK) between 50 and 100 in the period between December 1965 and November 1966.

The latitudinal distribution of radioactive fall-out (⁹⁰Sr) is shown in Fig. 2. The difference between Australia (35°S) and Netherlands (50°N) in the body burden could be interpreted by the latitudinal difference and the similarity in the food habits of the people. In the same way, the difference among people who live in different districts in Japan could also be interpreted by the latitudinal factor. However, the interpretation for the difference between the northern part (up to 43°N in Sapporo) of Japan and the Netherlands should probably be made by the difference in the food habits, namely, a larger daily intake of milk and meat by people in the later country than in the former. Rather high body levels in the Philippines and Thailand when the latitudes (15°N and 14°N respectively) are taken into consideration would probably be caused by some unknown radioecological factors.

52. 人骨中のSr-90について

References

- 1) Yamagata, N. and Iinuma, T.A: Health Physics, 12: 901-7, 1966.
- 2) Yamagata, N., Iwashima, K., Nagai, T., Watari, K. and Iinuma T.A: J.Rad Res. Japan, 7:30-47, 1966.
- 3) Yamagata, N.: Bull. Inst. Publ. Health, 13 (3):153-8, 1964.
- 4) Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, 1966.
- 5) Ruyter, A.W. de and Aten, Jr., A.H.W.: Health Physics, 12:909-915, 1966.
- 6) Yamagata, N.: Nature, 207:211, 1965.
- 7) Yamagata, N.: Bull. Inst. Public Health, 14 (3):148-50, 1965.
- 8) Yamagata, N. and Yamagata, T: ibid., 13 (3):162-9, 1964.
- 9) Yamagata, N.: Blood levels of caesium-137 in people in the Far East and the Pacific Region. Nature, in press, 1967.

放射線医学総合研究所

○田中 義一郎, 河村 日佐男
伊集院 宗昭, 土田 由美子

1962年度より引続き日本人の人骨中の⁹⁰Srの測定を行ない, その蓄積量について検討を行った。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1966年1月より同年12月までの死亡者の人骨118検体中主として20才以下の試料を重点に分析を行った。

⁹⁰Sr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・ベータ・カウンター(医理学製, LBC-13)を用いて計測を行った。

また人骨試料の一部(400mg)をとり, 0.1M塩酸溶液としたのち, Dowex 1×8(R-CI形), 100~200メッシュ, 2cmφ×20cmに通した除リン酸溶液を用いて,

(i) EDTA滴定によるCaの定量

(ii) 原子吸光分析法(放医研, 39年度年報・田中・富川)による安定Srの定量を行った。

⁹⁰Srについては第1表, 第2表および第1図に示す。

安定Srについては第1表および第1図に示した。

1966年度は前年度に比較して下降の傾向を示した。

なお胎児は 1.85 ± 0.29 S.U. (⁹⁰Sr/⁹⁰Pb/⁹⁰Ca), 0~4才 3.25 ± 0.79 S.U., 5~19才 2.07 ± 0.62 S.U., 20才以上 0.75 ± 0.46 S.U.であった。

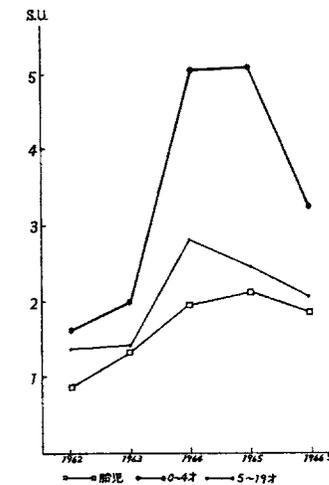
第1表

年	令	地	区	試料採取年月	性別	試料数	骨	種	安 定 Sr ^m / ^g Ca	S. U. ⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Ca
胎	児	東	京	66年 7月	-	3	全	身 骨	0.233	1.84
"	"	宮	城	8月	女	1	"	"	0.302	1.60
"	"	東	京	8月	-	1	"	"	0.318	2.16
"	"	"	"	9月	-	2	"	"	0.292	1.45
"	"	"	"	10月	-	1	"	"		2.20
4	月	北	海	4月	男	1	"	"		2.61
4	月	東	京	8月	男	2	"	"		2.20
2	月	"	"	8月	男	1	"	"		1.45
0	才	"	"	8月	男	1	"	"	0.294	2.40
"	"	"	"	8月	男	1	"	"	0.215	2.51
"	"	"	"	1月	男	1	"	"		1.11
"	"	"	"	1月	女	1	"	"		2.34
"	"	"	"	1月	男	1	"	"		3.29
"	"	"	"	5月	男	1	"	"		2.59
"	"	"	"	5月	女	6	"	"		2.36
"	"	北	海	4月	女	1	"	"		0.91
1	才	東	京	3月	女	1	"	"	0.258	6.11
"	"	"	"	4月	男	1	"	"	0.264	3.14
"	"	"	"	5月	女	1	"	"	0.302	8.72

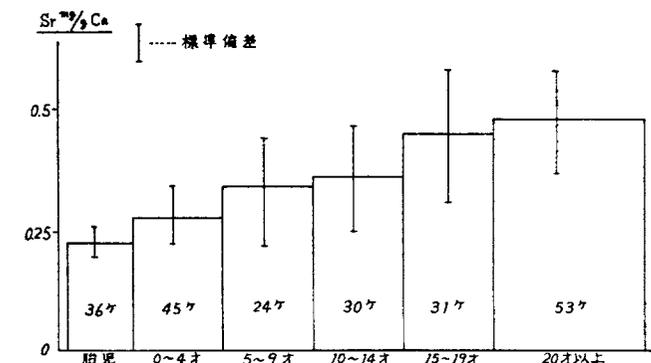
第2表 年齢群別の人骨中の⁹⁰Sr濃度

		年齢群 S.U. (pCi ⁹⁰ Sr/gCa)			
		胎児	0才~4才	5才~19才	20才以上
1962	試料数	10	26	45	243
	S.U. { 最小値~最大値 平均値±標準偏差	0.59~1.17 0.88±0.20	0.95~2.24 1.66±0.45	0.37~2.37 1.38±0.54	0.03~1.33 0.54±0.31
1963	試料数	17	38	44	47
	S.U. { 最小値~最大値 平均値±標準偏差	0.86~2.38 1.36±0.44	0.80~4.37 2.01±1.01	0.55~2.50 1.41±0.47	0.22~1.29 0.41±0.25
1964	試料数	36	14	58	39
	S.U. { 最小値~最大値 平均値±標準偏差	1.04~2.52 1.99±0.33	2.06~12.88 5.09±3.32	1.22~6.95 2.85±1.22	0.29~2.16 0.86±0.56
1965	試料数	12	13	27	20
	S.U. { 最小値~最大値 平均値±標準偏差	1.35~3.49 2.16±0.55	2.06~11.08 5.11±2.85	1.40~4.01 2.48±0.75	0.25~2.12 0.98±0.66
1966	試料数	8	35	27	23
	S.U. { 最小値~最大値 平均値±標準偏差	1.45~2.20 1.85±0.29	0.91~8.72 3.25±0.79	1.04~3.89 2.07±0.62	0.35~1.52 0.75±0.46

年齢	地区	試料採取年月	性別	試料数	骨種	安定 Sr ⁸⁷ /gCa	S.U. ⁹⁰ Sr/gCa
1才	東京	66年 8月	女	1	全身骨	0.242	3.44
"	"	8月	男	1	"	0.201	1.69
"	"	8月	男	1	"	0.262	4.01
"	"	8月	女	1	"		4.79
2才	"	1月	男	1	"	0.192	5.95
"	宮東 城京	8月	男	1	大腿骨	0.232	2.62
"	"	4月	男	1	大肋, 大腿骨		3.16
"	"	4月	男	1	全身骨		3.45
3才	"	4月	男	1	朗, 脊椎, 大腿骨		2.64
"	"	4月	男	1	"		2.37
"	"	1月	男	1	肋, 大腿骨		6.35
4才	"	4月	女	1	"	0.268	2.51
"	宮城, 東京	11月	男	1	"		2.22
5才	東 京	4月	女	1	"		2.71
"	"	8月	男	1	"		1.61
6才	"	1月	男	1	"		2.52
7才	"	8月	女	1	"	0.298	2.24
8才	"	4月	男	1	脊椎, 肋骨		2.81
"	"	4月	男	1	大腿骨	0.381	1.27
"	"	4月	男	1	肋, 脊椎, 大腿骨	0.412	1.44
9才	"	4月	男	1	"		1.05
"	"	8月	女	1	"	0.351	1.49
10才	"	4月	男	1	"	0.308	1.91
"	"	4月	男	1	大腿骨		2.20
"	"	4月	男	1	脊椎		2.47
"	"	4月	女	1	肋, 大腿骨		2.06
"	"	4月	男	1	"		2.22
11才	"	8月	男	1	"	0.263	1.89
14才	"	4月	男	1	脊椎	0.298	1.93
"	"	4月	男	1	"	0.255	2.06
"	"	4月	男	1	全身骨	0.422	2.88
"	"	4月	男	1	"	0.265	1.74
17才	"	4月	男	1	脊椎	0.321	2.17
"	"	4月	男	1	肋, 大腿骨	0.402	2.04
"	"	4月	男	1	大腿骨		1.04
"	"	4月	男	1	大肋, 大腿骨	0.339	1.89
"	北海道	9月	女	1	肋, 大腿骨		3.89
"	"	9月	女	1	肋		1.18
18才	東京	8月	女	1	"	0.392	2.42
25才	東 京	9月	男	1	"		1.52
28才	東 京	3月	女	2	"	0.452	1.24
25~29	新 潟	2月	男	6	"		0.55
30~39	東 京	4月	女	4	"		0.42
40~49	"	6月	男	5	"	0.368	0.35
50~59	"	10月	男	5	"	0.421	0.42



第1図 年齢群別の人骨中⁹⁰Sr濃度の年次変化



第2図 人骨中の安定Sr濃度

53 人体臓器中のCs-137濃度について

放射線医学総合研究所

田中 義一郎, 河村 日佐男

土田 由美子

日本人の放射性降下物の人体蓄積量を知るため、人体臓器中の¹³⁷Csの分析を行った。⁹⁰Srにつ

いても行ったが、現在検討中である。

1. 臓器試料

当研究所病院部の協力により1966年7月より67年2月にわたって採取した肺、肝、脾および小腸について分析を行った。

2. 分析測定法

^{137}Cs の分析は臓器を灰化後リンモリブデン酸により沈澱させ、ついで塩化白金酸セシウムとしてマウントし計測を行った。また、 ^{90}Sr については ^{137}Cs 分離後炭酸塩とし、共存Caを発煙硝酸法により除き、放射平衡に達したのち ^{90}Y を分離した。

この操作にあたり、アンモニア処理によるFeの沈澱中にかなりSrが共存するので、メチル・イソブチルケトン(MIBK)によるFe除去の過程を加えた。

ここで、MIBK抽出については、Cs, Srの有機相への移行のないことをトレーサー実験によって確かめた。

3. 実験結果

試料および分析結果については第1表に示すとおりである。

脾臓、腎臓については現在分析例が少ないので各種臓器間の ^{137}Cs 濃度の比較は控えるが肝臓と小腸の間には前年にみられるとおり前者がおおむね高い値を示した。

^{137}Cs 濃度と死亡時間、年齢、性別などの相関関係についてはまだ分析例が十分でないので今後の検討によりたいと思う。

第1表 人体臓器中の ^{137}Cs 濃度

死 亡			年 令	性 別	pCi ^{137}Cs / gK			
年	月	日			肺 臓	肝 臓	脾 臓	小 腸
1966	9.	19	55	女	2.38	1.43	7.32	6.73
1966	10.	17	62	女				15.3
1967	1.	15	38	女	3.72			13.9
1966	7.	22	64	男		9.08		6.15
1966	7.	28	24	男		6.85	15.1	2.48
1966	10.	2	34	男		7.32		49.4
1966	11.	7	81	男		55.4		15.5
1966	11.	10	13	男		23.2		19.4
1966	12.	1	56	男		75.4		33.8
1967	1.	9	46	男		16.7		68.9
1967	2.	5	60	男	28.6	47.1		36.0
1967	2.	14	79	男		49.7		15.2

54 Cs-137の人体負荷量の推定

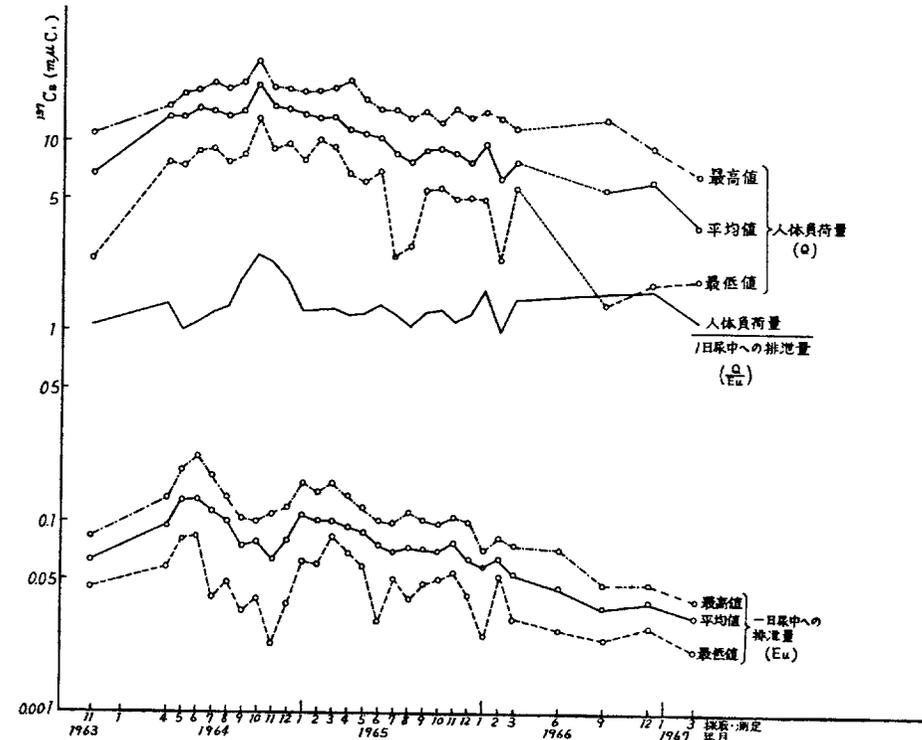
放射線医学総合研究所

佐伯誠道, 内山正史
飯沼武

汚染された日常食を通じて、人体に蓄積された ^{137}Cs の人体負荷量(Q)を、1日尿に排泄される ^{137}Cs 量(Eu)から推定する実験をおこなった。測定方法は第7回発表会論文抄録集(PP. 159~167)に準じた。QとEuとの相関は1965年1月から7月の期間に高い数値が観察されたが、

その後の相関性はおちて来た。1964年10月から12月の相関性は先に報告したようにいさゝしく悪いが原因については検討中である。この期間を除いて1963年11月から1967年3月まで、3ヶ月毎の平均値を用いてQ/Euを求めると 132 ± 16 であった。このことから約10%の標準偏差が許容されれば、3日間の尿を集めてその1/3をとった尿試料中の ^{137}Cs 量の3ヶ月間の平均値を用いるならば、集団の成人男子については $Q=130\text{Eu}$ で人体負荷量を推定できる。人体負荷量、尿中排泄量、人体負荷量/尿中排泄量の経月変化を第1図に示した。

一日摂取量に放医研でおこなっている佐伯らの日常食のデータを使って、2成分指数関数モデルを、上記の結果の解析に用いたところ、実測値と計算値との間にきわめて類似した傾向が得られた。



第1図 Cs-137の人体負荷量、尿中排泄量および人体負荷量/尿中排泄量の経月変化

55 四国地方における放射線バックグラウンドの測定

放射線医学総合研究所

○阿部史朗, 関口信忠
清水邦保

自然放射線による外部被曝は一般に避けることができない。国民全体におよぼすその線量寄与を明らかにすることは、バックグラウンド値を求めておくということばかりでなく、原子力平和利用の進展に伴う問題の解決にも役立つであろう。しかしその目的にかなった値を得るには大規模の測定が

必要となり、容易ではない。日本全国にあたる外部線量測定は現在までのところあまりみられず、地域的な差、日本全体としてのレベルなど不明な点があったもの、測定の難しさによるものであろう。

今回著者等は全国的な規模の測定を行なう試みの最初の企てとして、いままであまりデータの無い四国地方を選び、測定を行なった。滞在期間も限られるので、人口密度の高い都市を主として測定したが、一都市につき少なくとも3個所以上全体で30個所ていどの地点を測定した。

測定地はなるべく広い平坦地で、表面に土が露出された地を選んだ。測定にあたってはシンチレーション・サーベイメータによって広くその付近をサーベイし、異常な点を測り込まないように努めた。検出器の高さはほぼ1mとした。

測定器は20cmφ、厚さ3mmの球型プラスチックチェンバーとパイプレーティングリード・エレクトロメータの組合せである。

56 大洗研究所周辺のバックグラウンド放射線の調査

日本原子研究所

○笠井 篤, 森内 茂
松 下 敏 三

日本原子力研究所大洗研究所には、大型の原子力施設の設置が予定されており、すでにJMTRは43年度中には臨界の予定である。

これらの施設が稼動する前のバックグラウンド調査として、敷地周辺の地表からのバックグラウンド放射線の照射量率を、昭和40年6月と昭和42年1月の2回にわたって詳細に測定した。

(1) 大洗研究所周辺の地質と測定点：地表からの放射線は、その地中に含まれる放射性核種濃度に依存する。それゆえ地質によって放射線量が大きく異なる。

地質調査所発行の地質図によると、東海研究所周辺は、北西部に阿隈山系の末端と久慈川が接近しているため地質分布は複雑である。それに比べて大洗研究所周辺は近くに濁沼と、濁沼川の沖積層が入りこむ他は関東ローム層のみで、地質分布は単純である。

それゆえ測定点の決定には、地質の考慮よりむしろ将来のモニタリング地点となるような場所を、JMTRを中心に半径約3Km以内で13点を定めた。

(2) 測定方法：

測定は5"φ×4"NaI検出器を備えたマルチチャンネルスペクトロメータ、GM管(Anton 108)と電離箱の3種類の測定器で、地上1mの高さで同時におこなった。照射量率(μr/h)への換算は、NaIで測定したスペクトルについては線量演算子を用い、GM管と電離箱はそれぞれ²²⁶Raで校正してもとめた。

一方その地点の土壌を採取し、照射量に寄与する土壌中の放射性核種、すなわち天然放射性核種Th, U, Kとフォールアウトによる⁵⁴Mn, ⁹⁵Zr, ¹³⁷Csの濃度をもとめ、それから地上1mにおける照射量率に換算した。これらの核種の定量は、採取した土壌をそのままNaIクリスタルに密着させ、マルチチャンネルスペクトロメータで測定し、そのスペクトルを電子計算機で解析してもとめた。(測定法の詳細は文献(1),(2)を参照)

(3) 結果

測定器で直接測定した結果を表1に示した。これらの値はいづれも宇宙線成分は含まない地表か

表1 測定器による測定結果※

40年6月測定

地点番号	NaI μr/h	GMT μr/h	電離箱 μr/h	地点番号	NaI μr/h	GMT μr/h	電離箱 μr/h
№ 1	3.65	3.4	4.0	№ 8	3.41	3.0	3.7
2	3.08	3.3	3.5	9	4.18	4.0	4.1
3	2.64	3.5	2.4	10	3.78	3.7	3.7
4	3.24	3.1	3.0	11	3.43	3.2	3.9
5	3.36	3.3	3.3	12	3.51	3.8	3.7
6	3.21	3.2	3.4	13	3.98	3.3	3.9
7	3.42	3.2	3.1	平均値	3.39	3.4	3.5

※宇宙線による寄与は除いた値である。

らのみの値である。これらの実測値で最も信頼おけるのはNaIによる値である。GM管、電離箱は、校正方法、宇宙線成分の寄与率、検出器の内部汚染などからして測定値のばらつきはNaIより大である。

土壌の分析結果は核種濃度を表2に、照射量率を表3に示した。この全照射量率を実測定値と比

表2. 土壌中の放射性核種濃度

I：第1回測定昭和40年6月
II：第2回測定昭和42年1月

地点番号	天然核種						フォールアウト					
	²³² Th pCi/g		²³⁸ U pCi/g		⁴⁰ K pCi/g		⁵⁴ Mn mCi/cm ²		⁹⁵ Zr - ⁹⁵ Nb mCi/cm ²		¹³⁷ Cs mCi/cm ²	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
№ 1	036		034	017	4.8		8.47		3.74	8.83	28.1	4.61
2	031	030	029		3.9	3.9	6.90	2.97	2.16		36.3	
3	038		037		3.1		2.19		5.46		9.4	
4	033	031	039	021	4.0	5.1	1.43	1.88	4.32	5.37	51.0	33.9
5	034		038		3.6		10.1		4.19		46.5	
6	026		017		2.7		13.6		2.01		57.1	
7	029	027	018	023	4.4	3.4	14.8	1.65	1.18	9.38	68.6	30.4
8	031	040	020	030	4.4	4.3	5.21	0.94	1.42	14.7	35.8	14.4
9	025	028	021	027	7.8	8.0	11.6	1.63	4.49	12.9	36.6	20.2
10	029	034	024	020	5.8	3.2	19.3	1.53	1.95	12.3	65.3	24.3
11	030	028	020	020	3.1	3.0	10.5	1.87	2.78	15.6	47.3	33.6
12	036	040	015	016	3.2	3.5	9.24	0.52	1.73	7.03	47.2	7.67
13	022		021		7.3		15.8		1.73		60.5	
14		034		025		4.4		0.11		1.37		21.9
15		032		011		3.5		0.51		5.95		24.5
16		030		019		4.7		3.67		6.45		44.9
17		037		020		3.2		0.93		2.78		0.73
平均値	031	033	026	021	4.5	4.2	9.93	1.52	2.86	8.56	45.3	26.1

較するとよく一致している。また天然の放射性核種の濃度は、各地点および2回の測定値とも大きなばらつきはなく、ほぼ一定の値である。フォールアウト成分は42年の値が低くでているが、これは40年にはまだ⁹⁵Zr-⁹⁵Nbの寄与がかなりあり、それが42年には減衰した部分が¹³⁷Csのみになっているためである。

この大洗研の値を東海研周辺の各地質別の同一年の平均値、表4と比較すると、東海研周辺の関東ローム層の値は非常に近い。

57 環境放射線の分別測定

(財) 理化学研究所

山崎 文男, 浜田 達二

○岡野 真治, 太田 光子

環境の放射線はそれらを分類すると自然放射線と人工放射線とに分けられる。自然放射線はさらに環境に存在する放射性物質よりの放射線と宇宙線とに分けられる。一方人工放射線は原子力平和利用に用いられている加速器, ならびに医療その他の放射線源と核爆発実験によるフォールアウトによってもたらされる放射線とがある。これらを分別測定することは環境放射線の変動ならびに人類に対する影響を正しく評価する上に大切なことである。この報告では主としてシンチレーションスペクトロメーター, ならびに今まで行なわれた放射線連続測定の結果からこれらの放射線の分別測定結果についてのべる。

この報告ではシンチレーションカウンターによる計数率の連続測定結果からその変動分に対する解析と, 環境におけるシンチレーションスペクトルの解析結果についてのべる。前者についての解析はその原因となる因子をみつけだすことが必要で, 変動の主な原因は, 1, 核爆発実験によるもの, 2, 降雨によるもの, 3, その他人工放射性物質, 放射線源によるものなどである。核爆発実験によるものは実験後2日ないし数日の後にフォールアウトの降下による増加があらわれ, 1ヶ月以上の長期にわたって増加の影響がみとめられる。降雨によるものは雷雨性のものがその影響が顕著であり, この場合は1時間前後で急激に増加し, ピーク値はピーク時刻から約30分の半減期で減衰を示す。一方人工放射線源はその原因を取除くことによって平常値にもどる。連続モニタリングの平常値からの増加の最も寄与の大きなものはフォールアウトによるもので昭和33年度より現在までのこれによる外部被曝線量は第1表の如くである。この間中共の核爆発実験による分は分離して解析することができ, 第2表の如く算出された。一方降雨による増加は短時間(約1時間)であるが多くの場合は

表3. 土壌中核種濃度からの照射量率

I: 第1回測定昭和40年6月

II: 第2回測定昭和42年1月

地点番号	天然の核種 (Th, U, K) $\mu r/h$		フォールアウト (^{54}Mn , ^{90}Zr , ^{137}Cs) $\mu r/h$		全照射量率 $\mu r/h$	
	I	II	I	II	I	II
1	2.96		1.34		4.30	
2	2.51	2.20	1.13	0.96	3.64	3.16
3	2.77	2.58	1.25		4.02	
4	2.84	2.58	1.67	0.68	4.51	3.26
5	2.75		1.75		4.50	
6	1.81		1.57		3.38	
7	2.28	2.17	1.62	0.69	3.90	2.81
8	2.43	2.96	1.95	0.53	3.38	3.45
9	2.90	3.19	1.69	0.60	4.59	3.79
10	2.72	2.25	1.81	0.65	4.53	2.90
11	2.10	2.01	1.50	0.87	3.60	2.88
12	2.21	2.41	1.27	0.27	3.48	2.68
13	2.71		1.62		4.33	
14		2.60		0.37		2.97
15		2.06		0.51		2.57
16		2.41		0.91		3.32
17		2.36		0.09		2.45
平均値	2.54	2.42	1.47	0.59	4.01	3.03

表4. 東海村周辺の地質別による照射量率(平均値)

	(I) 38年10月		(II) 39年4月		(III) 41年12月		備考
	Soil $\mu r/h$	NaI $\mu r/h$	Soil $\mu r/h$	NaI $\mu r/h$	Soil $\mu r/h$	NaI $\mu r/h$	
関東ローム	5.07	4.13	3.19	2.59	2.51		久 慈 川
丘 砂	8.26	6.27	6.65	5.13	5.32		
沖 積 層	6.81	5.98	6.09	5.60	6.18		
そ の 他	6.31	5.26	5.15	4.28	6.01		

以上のことから大洗研究所周辺の地表面からのバックグラウンド放射線照射量率は, 地点による大きな変化はなくほぼ一定の値をしめしており, これらはその代表的な値としてさしつかえない。

文 献

- (1) 科学技術庁: 第6回放射能調査研究発表会論文抄録集P. 40 (昭和39年)
- (2) 笠井 他: 東海村周辺のバックグラウンド放射線量の調査 JAERI-MEMO No 2240 (昭和41年)

第1表 東京(理研)におけるフォールアウトによる外部被曝線量の各年度別の集計(mr)

年度	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
4	(0.2)	1.8	0.6	0.4	3.1	2.7	0.5	0.5	0.3	0.5
5	0.3	1.7	0.3	0.1	2.6	3.0	0.4	0.7	0.4	0.3
6	0.2	1.8	0.2	0.1	2.7	2.8	0.3	0.8	0.3	0.3
7	0.8	1.8	0.3	0.2	2.1	2.1	0.3	0.9	0.3	0.2
8	1.0	1.8	0.2	0.1	1.8	1.5	0.4	0.7	0.3	0.2
9	0.7	0.9	(0.1)	0.3	2.0	0.9	0.3	0.6	0.2	
10	2.0	0.6	0.0	2.1	2.8	0.8	0.8	0.4	0.2	
11	2.1	0.8	0.2	3.3	3.1	0.5	0.7	0.5	0.3	
12	2.0	0.8	0.3	2.5	3.2	0.4	0.6	0.5	1.0	
1	1.7	0.5	0.5	2.7	2.7	0.4	0.5	0.4	2.0	
2	1.5	1.0	0.2	2.5	2.2	0.3	0.5	0.3	0.8	
3	1.8	1.0	0.0	2.7	2.5	0.5	0.5	0.2	0.4	
年間	1.43	1.45	2.9	1.70	3.08	1.59	5.8	6.5	6.5	*1.5

* 4月より8月まで5ヶ月間

数 $\mu r/hr$ に達し, ラドン子孫核種量として換当り数100 mCi 量に相当する場合は観測された。これらの連続測定に際しての増加分の解析は検出体にNaI(Tl) $3" \phi \times 3"$ シンチレーターを用いて得られたスペクトルを用いた。

シンチレーションスペクトルは環境の放射線の特性を把握するに非常に有効であり、天然放射線物質からの放射線、フォールアウトによる放射線、降雨に際して降下するラドン子孫核種等をそれぞれ分離して測定す

第2表 中共核爆発実験による外部被曝線量寄与

回	実験日	外部被曝線量(東京)(mr)
1	昭和39年1月16日	1.6
2	昭和40年5月2日	0.4
3	昭和41年5月9日	0.1
4	昭和41年10月28日	0.1>
5	昭和41年12月28日	4.5
6	昭和42年6月17日	0.1>

ることができる。また一方宇宙線分についてはシンチレーションスペクトルのエネルギーの大きい部分を解析することによって分離して測定することができ、そのスペクトルはシンチレーターに比べて球形のシンチレーターを用いた測定結果について、あわせて環境γ線強度の算出方法について報告する。

58 表面海水中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

○大 桃 洋一郎, 山 口 治 子
佐 伯 誠 道

緒言：前年度に引き続き、東京湾内および福島、新潟、広島並びに福井の各衛生研究所において採取された表面海水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、⁹⁰Sr、¹³⁷Cs および ¹⁴⁴Ce の3種である。

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

結果：得られた結果を第1表に示す。

第1表より福井県において採取された海水中の⁹⁰Sr濃度が、他の3地方に比較して一般に高い値を示していることが注目される。

¹³⁷Cs/⁹⁰Sr比は平均約1.1であって、これまでと大差はない。¹⁴⁴Ce濃度は、前年度よりも更に低くなっていることが明らかにされた。

第1表 表面海水中の放射性核種濃度

県	採水地点	採水月日 (1966年)	濃 度 (pCi/l)			¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
			⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	
福	松川浦 燈台沿岸	3月10日	0.38±0.03	0.30±0.03	0	0.8
		6月8日	0.28±0.04			
		8月11日	0.28±0.03	0.32±0.03	0.04±0.02	1.1
		12月7日	0.13±0.02	0.23±0.06	0	1.8
	小名浜 三崎海岸	3月11日	0.36±0.03	0.25±0.03	0	0.7
		6月7日	0.30±0.03	0.41±0.03	0	1.1
8月10日		0.36±0.03				
島	大熊町 長者原沿岸	11月29日		0.36±0.03	0	
		3月11日	0.22±0.02	0.27±0.03	0	1.2
		6月7日	0.28±0.03			
		8月12日		0.42±0.03	0.11±0.05	
		11月28日		0.65±0.04	0	

県	採水地点	採水月日 (1966年)	濃 度 (pCi/l)			¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
			⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	
新 潟	新潟市 海岸 A	3月15日	0.12±0.03	0.47±0.03	0	3.9
		5月27日		0.38±0.03	0	
		8月25日		0.41±0.03		
		*3月31日	0.21±0.03			
	新潟市 海岸 B	3月15日	0.19±0.04	0.38±0.03	0.08±0.03	2.0
		5月27日	0.46±0.05	0.51±0.04	0.04±0.01	1.1
8月25日			0.35±0.03			
新潟市 海岸 C	3月15日	0.12±0.04	0.47±0.03	0	3.9	
	5月27日	0.24±0.05	0.43±0.04	0.08±0.01	1.8	
	8月25日		0.35±0.04			
	*3月31日	0.14±0.04				
広 島	広島市 広島湾 A	8月5日	0.29±0.03			
		12月6日	0.23±0.03	0.27±0.03	0	1.2
	広島市 広島湾 B	8月5日	0.23±0.02	0.56±0.04	0	2.4
		12月6日	0.40±0.03	0.45±0.05	0	1.1
	広島市 広島湾 C	8月5日	0.10±0.01	0.35±0.10	0.03±0.01	3.5
		12月6日	0.40±0.03	0.49±0.05	0	1.2
丹生湾	5月31日	0.52±0.05	0.41±0.03	0.07±0.03	0.8	
	8月11日	0.42±0.03	0.44±0.04	0	1.0	
	12月8日	0.77±0.05	0.34±0.03	0	0.4	
福 井	白木沖	5月30日	0.51±0.05	0.35±0.03	0.04±0.02	0.7
		8月11日	0.37±0.07	0.35±0.04	0.04±0.02	0.9
		12月8日	0.82±0.06	0.35±0.03	0	0.4
浦底湾	5月30日	0.54±0.05	0.28±0.04	0	0.5	
	8月11日	0.57±0.04	0.62±0.06	0.02±0.01	1.1	
	12月7日	0.53±0.06	0.26±0.03	0	0.5	

*1967年

第2表 表面海水中的放射性核種濃度の地域別、年次別平均値

1967. 8. 3.

	福 島	新 潟	東 京	福 井	広 島
⁹⁰ Sr					
1963			0.53(3)		
1964			0.41(9)		
1965	0.40(9)	0.54(9)	0.30(12)		0.49(9)
1966	0.29(9)	0.23(5)	0.30(3)	0.56(9)	0.29(7)
¹³⁷ Cs					
1963					
1964			0.49(3)		
1965	0.47(9)	0.56(3)	0.39(9)		0.47(8)
1966	0.32(8)	0.42(9)	0.33(3)	0.38(9)	0.41(6)
¹⁴⁴ Ce					
1963			0.40(3)		
1964			0.26(6)		
1965	0.07(8)	0.15(9)	0.07(10)		0.05(9)
1966	0.19(8)	0.03(6)	0.05(3)	0.02(9)	0.001(7)

注 ()内の数字は検体数

第2表にこれまでに得られた表面海水中の放射性核種濃度の地域別年次別平均値を、更に第3表に全地域の年次別平均値を示した。

第2表および第3表より明らかであるように、いずれの核種も、年々減少していることが明らかにされた。この傾向は、 ^{144}Ce において特にいちじるしく、これは ^{144}Ce の物理的半減期が ^{90}Sr や ^{137}Cs に比較して短いこと、および海水中での不溶化や懸濁物に付着する等の作用によってすみやかに沈降したことによるものであろうと考えられる。

第3表 表面海水中の放射性核種濃度の年次別平均値

核種 年度	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
1963	0.53 (2)		0.40 (2)
1964	0.41 (9)	0.49 (3)	0.26 (6)
1965	0.42 (39)	0.45 (29)	0.09 (36)
1966	0.35 (33)	0.38 (35)	0.02 (33)

注 ()内の数字は検体数

59 日本近海海水の放射能測定結果

海上保安庁水路部

○塩崎 愈, 背戸 義郎

1962年後半の核爆発実験終了以後の日本近海三海域(黒潮流域, 日本海, 親潮流域)の ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce の年平均値とレンジを表1に、又核種別の経年変化を図1, 2に示す。

表1 ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce の年別年平均値とレンジ

	年	Sr-90	Cs-137	Ce-144
黒潮流域	1960	0.31 (0.26~0.40)	0.39 (0.22~0.53)	0.36~2.36
	1961	0.24	0.30 (0.28~0.34)	0.23~0.90
	1962	0.29 (0.20~0.38)	0.45 (0.27~0.68)	1.20~2.91
	1963	0.43 (0.29~0.59)	0.49 (0.27~0.64)	0.80~6.44
	1964	0.36 (0.26~0.45)	0.51 (0.32~0.63)	0.40~1.43
	1965	0.33 (0.27~0.42)	0.35 (0.26~0.45)	0.12~0.35
	1966	0.25 (0.21~0.37)	0.28 (0.17~0.36)	0.03~0.15
	1967	0.19~0.28	0.18~0.33	0.02~0.06
日本海	1960	0.31	0.30	0.31
	1961	0.27 (0.23~0.33)	0.39 (0.33~0.42)	0.20~0.90
	1962		0.83	1.68
	1963	0.71 (0.55~0.91)	0.85 (0.58~1.16)	1.03~9.36
	1964	0.61 (0.37~1.20)	0.69 (0.44~0.85)	0.19~2.82
	1965	0.42 (0.29~0.51)	0.46 (0.27~0.54)	0.09~0.40
	1966	0.32 (0.23~0.49)	0.37 (0.27~0.48)	0.01~0.13
	1967	0.19~0.35	0.12~0.29	0.00~0.03
親潮流域	1960			
	1961			
	1962	0.22 (0.21~0.22)	0.39	5.41~10.69
	1963	0.50 (0.48~0.52)	0.84 (0.75~0.89)	5.27~6.66
	1964	0.58 (0.48~0.68)	0.70 (0.51~0.89)	1.25~2.35
	1965	0.39 (0.27~0.50)	0.44 (0.35~0.54)	0.18~0.90
	1966	0.28 (0.25~0.31)	0.29 (0.21~0.33)	0.04~0.07
	1967			

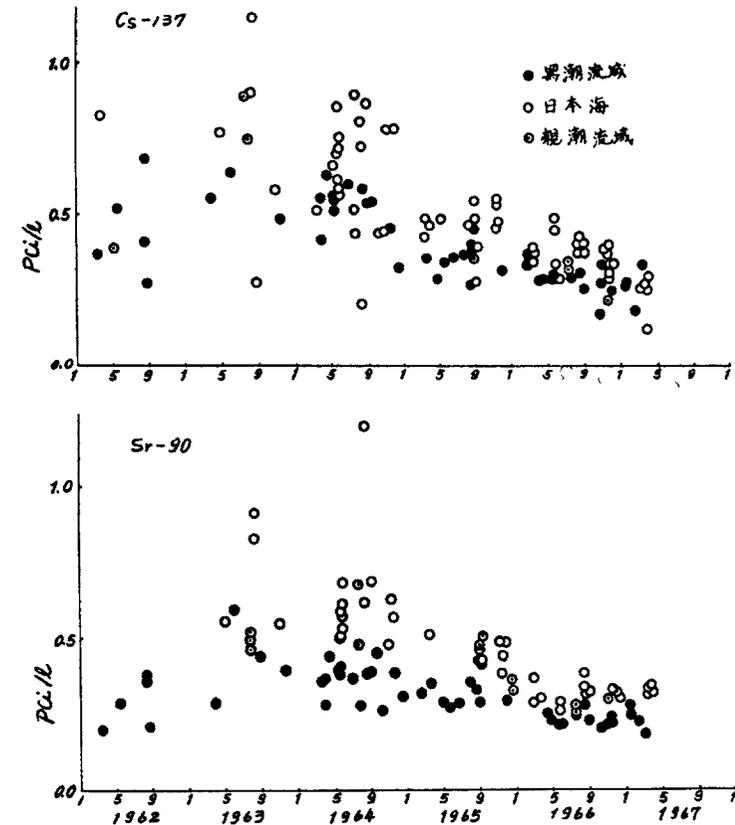


図-1 表層海水中の ^{90}Sr , ^{137}Cs の経年変化

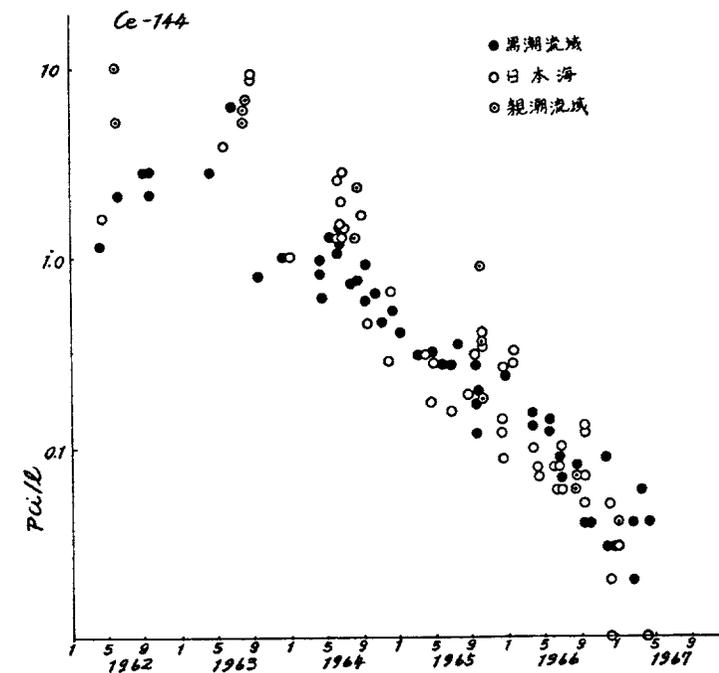


図-2 表層海水中の ^{144}Ce の経年変化

1962年の核実験終了後、三核種とも急激な増加を示し1963年に極大に達し、地域的には日本海および親潮流域では、黒潮流域に比較して、そのレベルは幾分か高かった。

1964年以後はフォールアウト量の減少と、水平、垂直方向への理由により、除々にそのレベルは下がって来ており、三核種の測定結果のレンジも小さくなっている。

^{90}Sr , ^{137}Cs の平均値をみると、1965年迄は、上記の日本海、親潮流域が黒潮流域より高い傾向は続いているが、1966年には、親潮流域と黒潮流域とは、殆んど差がなくなり、日本海より僅かに低い値を示している。

^{144}Ce については、その物理的半減期の比較的短い事、又海水中に於ける挙動の違い等により、そのレベルは1966年後半以後は0.1 pCi/l以下となり、三海域とも同様な結果が得られている。

60 日本近海海水の全β放射能(1966-1967)

気象庁 海洋気象部

吉村 広三, ○ 鷺 猛

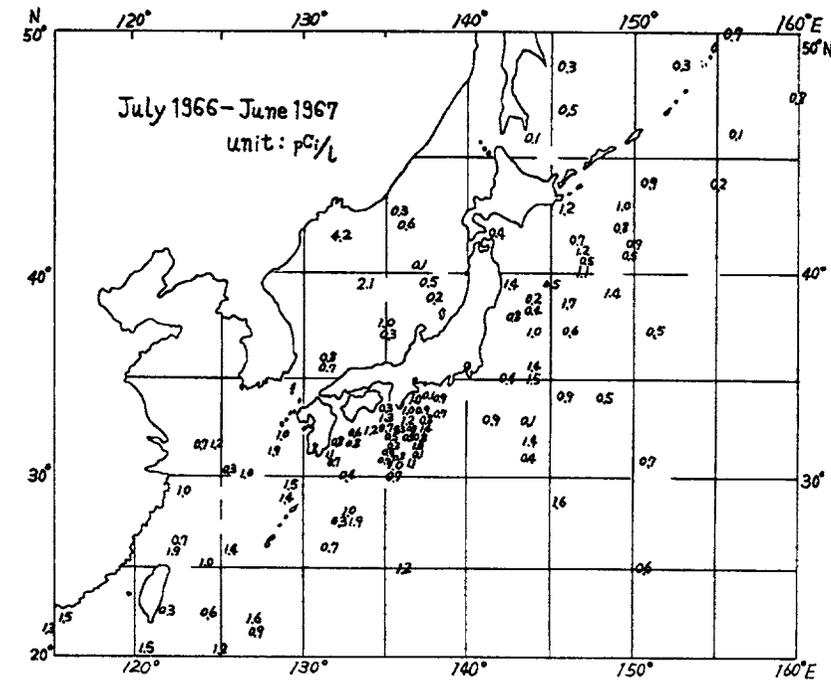
木村 完

1966年7月より1967年6月までに得た表面海水の全β測定値を第1図に示した。また、海域別の平均値の前年との比較を第1表に示した。この1年間に得た資料の新しい点は、南支那海および西部赤道海域でそれぞれ数個の測定値が得られたことである。

第1表 日本近海海水の全β放射能対前年比較表

海 域	1966		1967 (前半)	
	測定数	平均値	測定数	平均値
太平洋 (黒潮域)	61	0.87 (1.9)	33	0.85 (1.9)
" (親潮域)	9	0.70 (1.6)	7	0.76 (1.7)
" (混合水域)	10	0.96 (2.1)	1	0.90 (2.0)
" (西部赤道海域)	—	—	4	1.43 (3.1)
南支那海	—	—	3	1.37 (3.0)
東支那海	13	0.91 (2.0)	6	1.15 (2.6)
日本海	21	1.28 (2.8)	7	1.19 (2.6)
オホーツク海	4	0.30 (0.7)	—	—
南方定点 (29°N, 135°E)	20	1.28 (2.8)	6	1.25 (2.8)

表について前年までの値(第8回論文抄録集116頁参照)と比較したところ、1963年のピーク以後年ごとに減少してきた昨年までと異なり、1967年前半は1966年とほとんど同じレベルに止まっていることが解った。一方この1年間に知られた大気内核爆発は中国本土の3回のみであるから、あるいは一応の平衡期に達したのではないかと考え、1957年および1960~1961年の核実験休止期の値との比較を試みた。その結果、黒潮域はおおむね同一のレベルになっていたが、親潮域や日本海では以前の休止期より高レベルに留まっていることが解った。すなわち、親潮域では1957年の0.47 pCi/l, 1960年の0.27 pCi/l に対し、1966年および1967年前半の



第1図 日本近海表面海水の全β放射能測定値

値は明らかに高く、日本海にあっては1960年0.70 pCi/l, 1961年0.78 pCi/lよりかなり高い。

また、海域別に眺めると、この1年間においては日本海、支那海、南支那海などが黒潮域、親潮域などより高い値を示した。しかしこの現象と中国核実験との関係ははっきりしない。1966年および1967年前半における南方定点(29°N, 135°E)の値が割合に高いのは、中国核実験によるフォールアウトの時期の採水測定が含まれているからである。南方定点での灰取紙によるフォールアウトの測定では1966年11月2日と1967年6月19~21日にそれぞれ中国核実験のピークを観測した。帰港後の処理で得た計測値は、それぞれ5.39 mCi/km²/day, 0.22 mCi/km²/2dayであった。

なお、表、図には示してないが、この期間、黒潮域および西部赤道海域で8点の深層水の採取測定を行なった。

61 日本原子力研究所東海研究所および大洗研究所沿岸の表面海水中のCs-137の測定

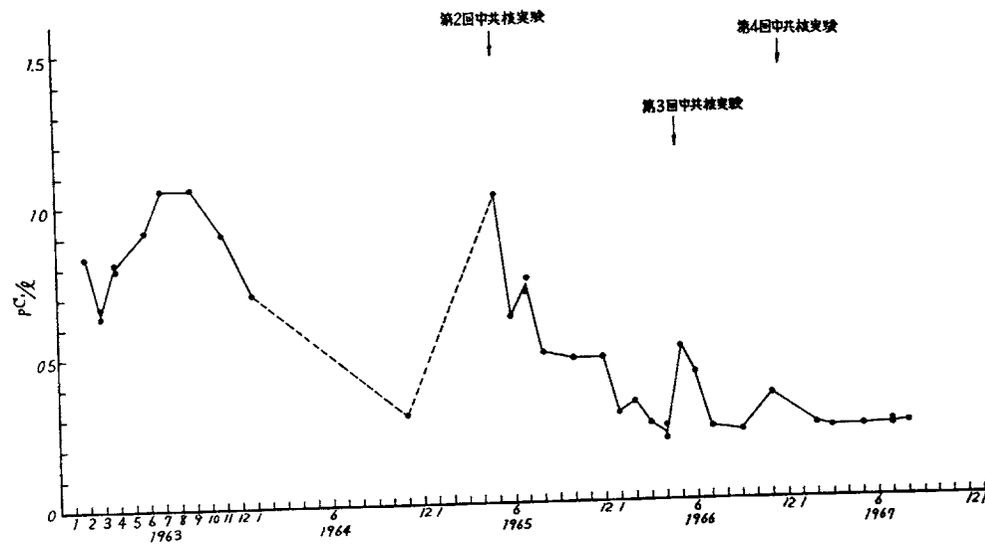
日本原子力研究所

○ 亀田 和久, 栗瀬 芳晃

岡本 利夫,

日本原子力研究所東海研究所および大洗研究所沿岸の表面海水について ^{137}Cs の測定を行った。

特に東海研究所沿岸の海水については1963年以降、ほぼ毎月採水点を定めて測定を行っており、長期にわたる表面海水中の変動についての測定結果を得た。(第1図参照)



第1図 日本原子力研究所東海研究所沿岸の表面海水中のCs-137

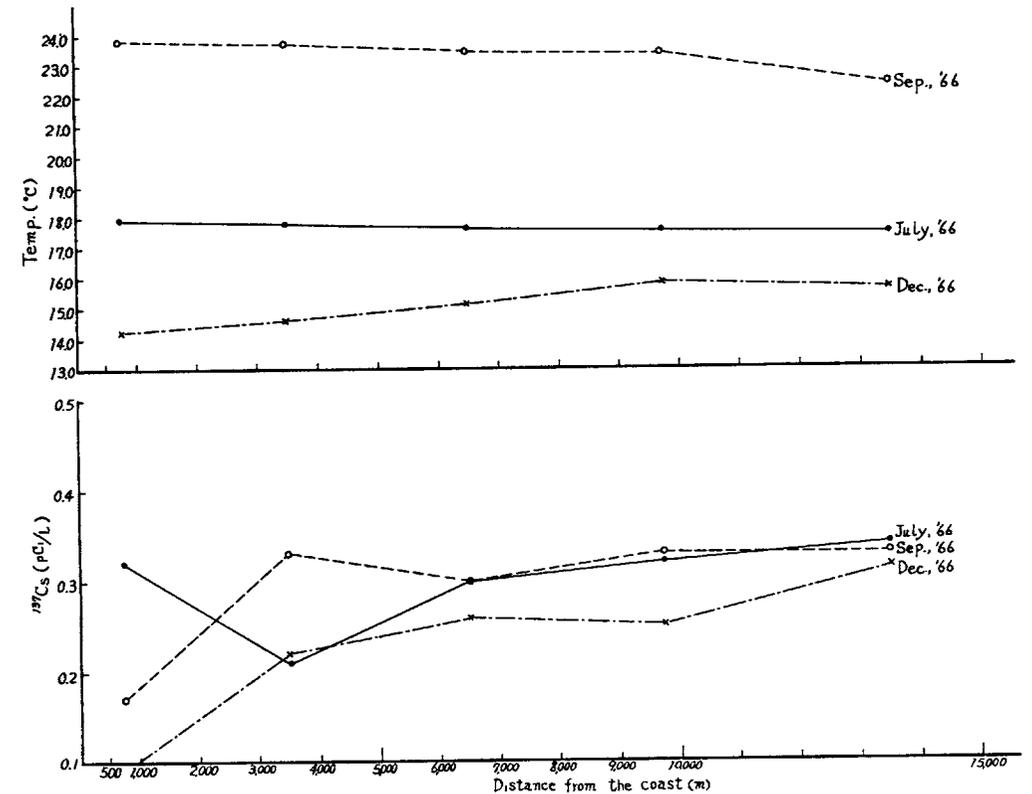
これら沿岸海水中の¹³⁷Csの濃度を支配する因子について検討を行った。即ち

- (1) 原子力研究所より放出される廃液の影響
- (2) 久慈川よりの河川水の影響
- (3) 新しい核実験による fallout の影響
- (4) 海水中よりの¹³⁷Csの堆積による除去

の各項目について計算を行い、これらの各因子の海水中の¹³⁷Csの寄与について推定を行った。

この結果

- (1) 原子力研究所よりの放出される廃液による海水中の¹³⁷Csへの影響は核実験の影響に対して全く無視し得るものである。
- (2) 久慈川よりの河川水の影響については、東海研究所沿岸水中の塩素量の分布から沿岸より5km以内の海水に対し平均約85%の希釈度を持つと推定し、河川水中の¹³⁷Csの濃度から沿岸水中の¹³⁷Csを計算した、1966年12月以降、新しい核実験による Fresh fallout の影響は認められない時、日本沿海の黒潮流域の表面海水中の¹³⁷Cs濃度は0.30~0.35 pCi/lであるから、久慈川による東海研究所沿岸の表面海水中の¹³⁷Cs濃度は0.26~0.30 pCi/lとなり、外洋水より低い値を示す。この結果は実測値とよく一致する。
- (3) 中共の核実験による Fresh fallout による東海沿岸の表面海水中の¹³⁷Csへの影響は顕著に認められる。しかし同時期における外洋水中の¹³⁷Csは沿岸水中よりも一般に低い¹³⁷Cs濃度を示した。これは、(2)で述べた久慈川の希釈効果を考慮すると逆の現象を示す。このことは恐らく新しい fallout がある時は、沿岸数km以内の表面海水は陸上よりの dust等による影響を受けて外洋水よりも高い¹³⁷Cs濃度を示すものと考えられる。
- (4) 日本原子力研究所大洗研究所の海底土と海水を66年7月に採取し、海水については¹³⁷Csの



第2図 日本原子力研究所大洗研究所沿岸の表面水の水温とCs-137

みを、海底土については⁹⁰Srと¹³⁷Csの測定を行った。この結果海底土中の¹³⁷Cs/⁹⁰Srは平均145で、既に多くの報告で明らかのように¹³⁷Csの堆積による海水よりの除去のあることが示されている。しかし、この除去が沿岸水中の¹³⁷Cs濃度に与える影響については今後検討する予定である。

62 日本海の海水中のCs-137およびSr-90

気象研究所

三宅 泰雄, ○猿橋 勝子
葛城 幸雄, 金沢 照子

日本海の海水のβ放射能については、表面海水は、日本の本州の太平洋側沿岸水および沖合水にくらべてかなり高く、また、深層水のβ放射能の測定結果をみると、若干の放射能が、表層から深層に移動していることが報告されている。

日本海の海水の Sr-90, Cs-137 については測定が少ない。われわれは、昨年、舞鶴海洋気象台の観測船清風丸によって採水された深さ 3,000 m までの日本海の海水について Sr-90 および Cs-137 を分析測定した。その結果は表にしめす通りで、北太平洋の西部海域の海水と同程度の濃度であった。鉛直分布は表面で高く、1,000 m で急減し、1,000 m 以深ではわずかな減少がみられる。

Depth m	t°C	Cl %	Cs-137 pCi/l	Sr-90 pCi/l	Cs-137/Sr-90
	St. 11	42° 36' N,	135° 37' E		
0	17.5	18.55	0.40±0.07	0.14±0.02	2.9
1,000	0.13	18.86	0.10±0.05	0.06±0.01	1.7
2,000	0.15	18.86	0.09±0.04	0.04±0.01	2.3
3,000	0.26	18.86	0.09±0.03	0.05±0.01	1.8
	St. 42	37° 41' N,	134° 47' E		
0	26.6	18.23	0.46±0.08		
1,000	0.17	18.86	0.12±0.05		
2,000	0.18	18.87	0.10±0.04		
2,800	0.27	18.87	0.10±0.04		
	St. 71	37° 00' N,	131° 00' E		
0	22.4	18.68	0.48±0.08	0.32±0.04	1.5
1,000	0.16	18.85	0.15±0.05	0.09±0.02	1.7
2,000	0.16	18.86	0.10±0.04	0.04±0.01	2.5

63 日本近海表層水中の ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs および ¹⁴⁴Ce について

放射線医学総合研究所

○長屋 裕, 中村 清

佐伯 誠道

放射性降下物の日本近海深層水中における分布についてはすでにいくつかの報告があるが表層水、特に躍層内の垂直分布についてはあまり知られていない。我々は表層水中での ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs および ¹⁴⁴Ce 濃度は深度の増加とともに急速に減少し、躍層下にいたってほぼ一定の値となることを昭和 39 年度の第 6 回放射能調査研究発表会で指摘したが、その後表層～中層水中でのこれ等核種の挙動について調査研究してきたので、その結果のうちの相模湾および伊豆近海で得たデータを報告する。

⁹⁰Sr および ¹³⁷Cs 濃度は表面 (0.23~0.35 pCi/l および 0.28~0.36 pCi/l) から躍層下 (0.02~0.07 pCi/l および 0.04~0.09 pCi/l) へ急激に減少している。¹⁴⁴Ce も同様な傾向があるが濃度が極めて低いために明確ではない。

躍層内の ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 垂直分布の経時変化から躍層内での滞留時間を推定すると、平均 3 2 ヶ月の値が得られた。

64 日本近海の深層流測定結果について

気象庁海洋気象部

○赤松 英雄

放射性廃棄物の海中放出ならびに投棄に関連した調査の一環として 1960 年以降毎年 1~2 回日

本周辺の深層の流れの実測を行なっている。

本年は 25° 05.5' N, 148° 45.5' E 付近で表面から 1000 m までの各深度における流れの実測を中立浮子ならびに自然流速計を使用して行なった。その結果は第 1 表に示すとおりであった。なお、観測期間は June 15~19, 1967 のもので観測船は凌風丸二世である。

今回の観測結果を過去に行なった資料^(*)

に付加し、総合的に検討してみると

(1) 日本海溝沿いに 2~3 cm/sec の速度で深さ 2,000~3,000 m を南下している。この流れは日本海溝の北端付近から始まって関東東方の黒潮の下を横切り、大体 30° N 付近まで流れている。

(2) 伊豆海嶺の東側の西太平洋の 4,000~5,000 m の底層水の起源は 45° S, 180° E 付近から北上した南極系水であり、これが千島列島およびカムチャッカ海域で湧昇し、2,000~3,000 m を反対に南下している。

(3) 伊豆海嶺の 150° E 以西の 1,000~2,000 m の流れは伊豆列島の水深の Gap に向って西に流れており、その流速は 3~6 cm/sec である。

(4) 南西諸島と伊豆海嶺にはさまる海域の 1,000~2,000 m の流れは 3~4 cm/sec の速さで時計廻りの環流があるらしい。

(5) 日本海の深層ではほとんど流れないとされているが実測では 1.5 cm/sec 程度の反時計廻りの環流があるらしい。

以上のような結果を得ているが、今後はさらに局所的な深層流の状況を知る必要があるため今後引続き実測を続けて行くつもりである。

(*) 第 8 回放射能調査研究発表会 論文抄録集 (昭 41) P. 126~130

65 深海用 γ 線測定装置とその測定結果について (III)

気象庁海洋気象部

秋山 勉, ○由良 武

第 5 回, 第 7 回の発表会において、測定装置の概要と検定結果および本州南東方海域における 9 測点の測定結果を報告した。その後測定装置を一部改良し、日本海や西部太平洋において新たに 10 測点で測定を行なったので、これ等を取りまとめて報告する。なお測定深度の正確を期するために、従来の傾角補正法から深度計を装着する方法に改めた。

1. 測定結果

19 回の測定結果を第 1 表 (既報) および第 2 表に示した。測定点は第 1 図に示したが、房総沖の放射性廃棄物投棄点では計 4 回 (st, 3, 6, 9, 11) 測定を行った。これ等の結果から明らかに

たことを要約すれば、

i) 表層では宇宙線の影響で測定値は一般に大きく深さと共に減少するが、その影響が到達するのはほぼ100m層までである。

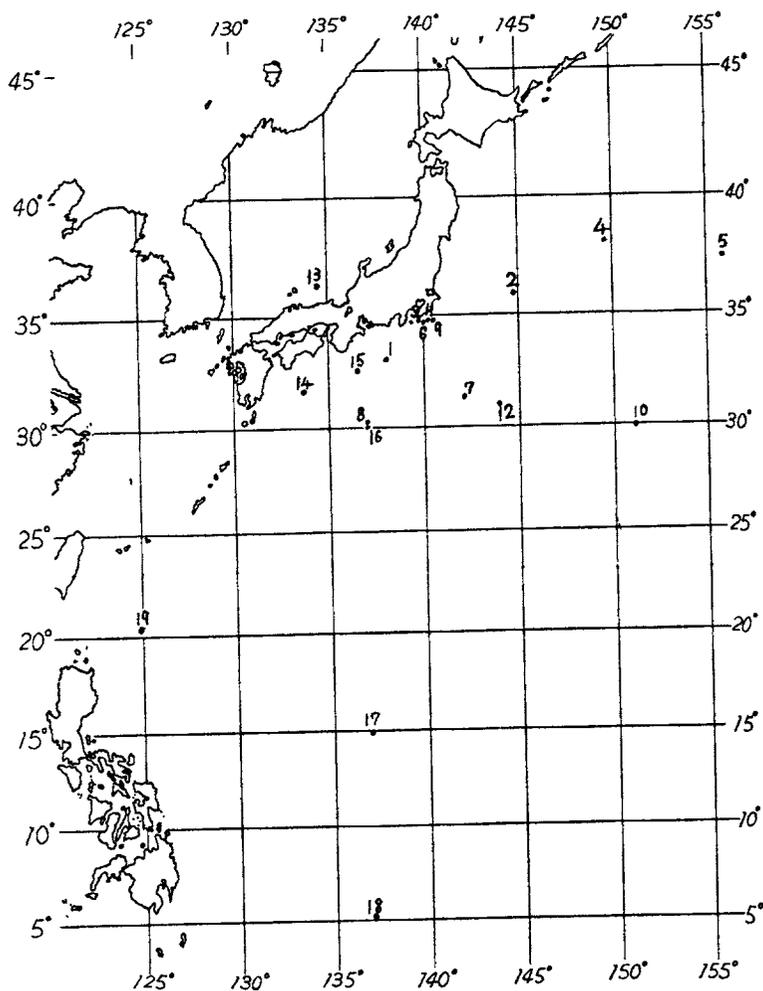
ii) 200m以深の層では、深さによっても場所によっても計数値の差は小さく、60cpm前後のほぼ一定値を示している。これは中層以深の通常の計数値と考えられ、その標準偏差は約5cpmであるので、65cpmをこえる計数値が検出されれば異常値と考えてよい。

iii) 日本海における測定(st.13)では、10m以浅の表層でやゝ高い計数値が観測されたが200m以深では他の測点と同様である。

2. 天然および人工放射性核種に対する計数率

海中の主な天然放射性核種に対するこの測定装置の計数率を計算し、第3表-aに示した。これより明らかなように、⁴⁰Kの計数値38cpm(実測値)に比較して他の核種の計数値は2桁以上小さく、従って海水中の天然放射性物質としては、⁴⁰Kのみを考慮すればよい。

人工放射性核種⁶⁰Co, ¹³⁷Csに対する計数率を第3表-bに示した。すなわちこの装置によって最大許容水中濃度の10万分の1程度の汚染が検出できることになる。



第1図 深海γ線観測点図(1962-1967, 凌風丸)

第1表

Station No.	Date	Latitude	Longitude	Depth	5m	10	20	50	100	200	500	1000	2000	3000
1	'62-11-17	33°00'N	138°00'E			90					62	63	62	60
2	'63-5-26	40°51'N	144°48'E			96					64	60	59	59
3	'63-7-24	34°43'N	139°54'E		109	98					64	61	61	
4	'63-9-28	38°06'N	149°49'E		91	86					61	51	56	64
5	'64-5-18	42°08'N	155°56'E		92	83					58	52	63	62
6	'65-2-22	34°37'N	140°00'E		96	82					61	60	71	
7	'65-4-25	31°18'N	141°05'E		95	90					57	59	56	58
8	'65-5-1	30°09'N	136°56'E		102	80					63	63	63	56
9	'65-5-25	34°40'N	140°25'E			82					61	59	59	

第2表

Station No.	Date	Latitude	Longitude	Depth	5m	10	20	50	100	200	500	1000	2000	3000
10	'65-7-24	29°58'N	151°02'E		105						64	58	58	61
11	'65-8-8	34°42'N	140°10'E		87						56	58	67	75*
12	'66-9-18	30°58'N	143°57'E		84						56	58	57	56
13	'66-11-19	36°10'N	134°27'E		118						58	56	56	
14	'66-11-27	31°45'N	133°37'E		91						61	60	59	57
15	'66-12-4	32°30'N	136°27'E		86						59	56	60	58
16	'67-1-13	30°02'N	136°59'E		99						62	61	62	62
17	'67-1-18	14°54'N	136°58'E		98						61	59	58	58
18	'67-1-21	5°09'N	137°01'E		95						60	60	58	
19	'67-2-21	20°10'N	124°57'E								60	60	57	56

* 2500m

第3表-a

核種	半減期(y)	海中濃度(%)	比放射能(pci/l)	γ線エネルギー(Mev)	計数値(cpm)
²³⁴ U	2.5×10 ⁵	1.6×10 ⁻¹⁰	1.0	0.050	-
				0.117	0.4
²³⁸ U	4.5×10 ⁹	3×10 ⁻⁶	1.0	0.045	-
²²⁶ Ra	1.6×10 ³	1.0×10 ⁻¹³	0.1	0.186	6×10 ⁻²
⁴⁰ K	1.2×10 ³	4.5×10 ⁻⁵	*38	1.46	38
計	-	-	40	-	38

第3表-b

⁶⁰ Co	5.3	-	** 3×10 ⁵	1.17	3×10 ⁵
				1.33	3×10 ⁵
¹³⁷ Cs	30	-	** 2×10 ⁵	0.66	3×10 ⁵

* EC壊変のみ

** 最大許容水中濃度

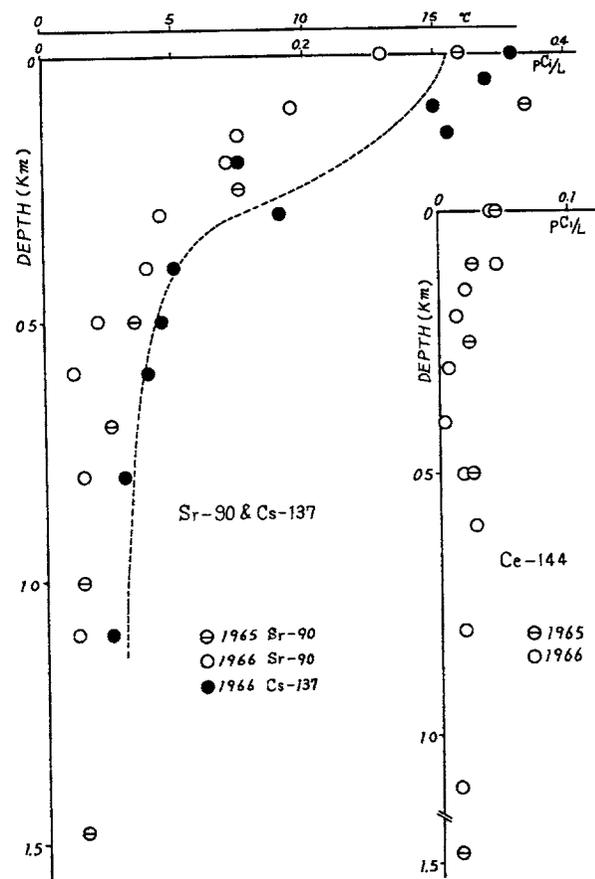
66 北西太平洋海水のトリチウム濃度について

気象研究所

三宅 泰雄, ○島田 利夫
川村 清

電解によって濃縮した海縮した海水試料中の³Hを液体シンチレーションカウンターを使用して測定した。なお、シンチレーターはジオキサン1ℓ中にPPO 3.0g, POPOP 0.1gを混合したものを100ccを用い、これに濃縮試料1ccを加えたものであり、計測条件は計測時間: 150分, 計数効率: 20%, バックグラウンド: 26cpmであった。

測定に供した試料は1957~58年に採取した海水で、北緯30°線上、東経145°から160°までの間で採取されたものである。測定の結果、³Hは1.3~3.6 T.U.の濃度範囲内にあることがわかった。



これらの値は例えばBainbridgeによってえられた北太平洋の海水(採水年: 1959)についての値よりも若干大きい。

67 ニトロシルルテニウム(III)およびルテニウム(III, IV)の海水での挙動

国立公衆衛生院

山 県 登, ○岩 島 清

ニトロシルルテニウム(III)については、定量的に合成でき、かつ比較的化学種の明らかなニトロシルルテニウム(III)の塩化物を合成し、0.1N塩酸に溶解して使用した。

ルテニウム(III, IV)塩化物は、¹⁰⁶Ru - ¹⁰⁶Rhの塩酸溶液を水浴上で蒸発乾涸後、0.1N塩酸に溶解して用いた。

これら放射性ルテニウムを人工海水に投入し、その存在状態、共存物質による除去、定量的捕集除去および化学種の変化の様子などについて検討した。

(1) 合成後比較的新しい無担体のニトロシルルテニウム(III)はルテニウム(III, IV)に比較して人工海水中で遠心により沈澱するフラクションが少なく、海水へ投入後100時間経過しても、全放射能の90%が遠心後上澄みに存在していた。なお、15000rpm 20分間の遠心分離の結果は、ポアサイズ1.2μと、10mμのミリポアフィルタによる透過の結果のちょうど中間であった(図1)。

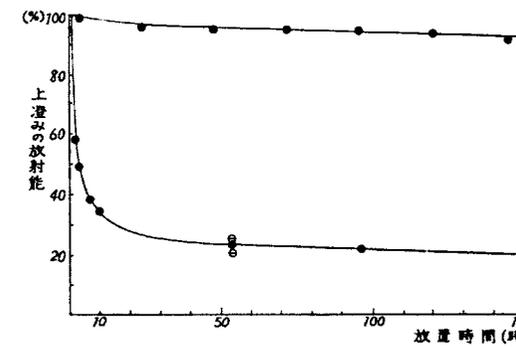


図1. 人工海水に投入した無担体放射性ルテニウムの放置時間と遠心挙動
I: RuNO(III), II: Ru(III, IV)

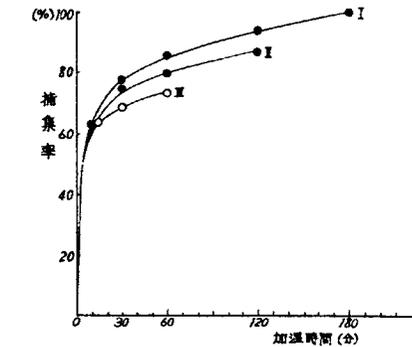


図2. RuNO(III)の捕集
I: Mn(II)-Mn(VI) (Mn: 0.9mg/50ml人工海水)
II: " (Mn: 0.5 " ")
III: Fe(III)-H₂O₂ (Fe: 0.5 " ")

(2) 共存物質による除去率は、バッチ法でおこなったとき人工海水50ml (pH8.2) について0.2gの共存物質に対し、ルテニウム(III, IV)はシリカゲルの50~60%からα-二酸化マンガンの94%の範囲であった。一方ニトロシルルテニウム(III)は合成直後では10~30%, 1ヶ月放射性原液を保存したものを使用したとき70~80%であった(表1)

これらのことは遠心分離における御察あるいは浮紙電気泳動による化学種の分離結果と矛盾するものではなく、たとえば浮紙電気泳動の結果からニトロシルルテニウム(III)のクロロ錯体を0.1N塩酸に溶解した直後は陰イオン部分が約80%であったが16日後は2%以下に減少し化学種の変化が認められた。

(3) ニトロシルルテニウム(III)は¹⁰⁶RuNO(III)を含む人工海水中で作製した二酸化マンガン水和物(Mn:0.9mg/50ml 人工海水)に80°Cで3時間加温することにより定量的に補集された(図2)。

表1. ルテニウム化学種の除去率および遠心により沈澱したフラクション(%)

	Ru(III, IV)		RuNO(III)-1		RuNO(III)-2
	30'	60'	30'	60'	60'
α-MnO ₂	90	94	14	18	84
γ-MnO ₂	88	88	12	15	81
MnO ₂ GB	79	86	14	17	83
MnO ₂ GV	79	88	12	18	79
NaG	62	52	11	11	65
HG	58	49	16	10	64
アスベスト	71	70	16	13	
α-MnO ₂				21	
Fe(OH) ₃				29	
Ca(OH) ₂					84
CaCO ₃					74
砂					78
遠心により沈澱したフラクション	57		1		74

*特級, **粒状二酸化マンガンをつぶして100~200メッシュしたもの。
 RuNO(III)-1: RuNO(III)-0.1N HClを調製後1~2日以内に人工海水に挿入しすぐ実験した。
 RuNO(III)-2: RuNO(III)-0.1N HClを調製後1ヶ月経過したものを人工海水に挿入しすぐ実験した。

68 海洋汚染対策に関する基礎的調査研究

原子力安全研究会

汚染対策基礎調査専門部会

檜山 義夫, 坂岸 昇吉
 佐伯 誠道, 敦賀 花人
 三宅 泰雄, 清水 誠

海産生物による放射性核種の摂取, 排泄の研究は, 従来, 数多く行われているが, 何れも生物の環境水中の放射能濃度が一定という条件で実験が行われている。然し海洋に放射性廃棄物が投げられ希釈, 拡散してゆく過程, あるいは放出口よりの距離に応じて放射能の濃度勾配のあるところを魚が通過するような場合のように, 生物の環境水中における放射能濃度が変化するような状況での摂取, 排泄については知見に乏しい。この研究においてはこういう観点より, 希釈, 拡散過程における海産生物による放射性核種の摂取, 排泄について知ることを目的とした。実験はこの目的に応じて 1) 実験室内の水槽における希釈, 拡散過程の再現 2) その条件での生物による摂取, 排泄という2部に分れる。

I) 希釈・拡散過程の再現

I-1) 希釈・拡散過程の再現

水槽内に再現すべき希釈拡散過程, 即ち, RI濃度の経時的变化のパターンとしては種々考えら

れるが, 実験的に比較的作り易いパターンとして,

$$① y = a e^{-bt}$$

$$② y = a (e^{-b_1 t} - e^{-b_2 t}) \quad [y = a \cdot b_1 t \cdot e^{-b_1 t} \quad \text{if } b_1 = b_2]$$

という2つのパターンを目標とした。

方法 水槽の一端より注水, 他端より排水するという流水条件で行ったが, 水槽には中仕切りを設けて小区画に分け, 区画間はサイフォンをつないだ。水槽内での希釈・拡散の進行状況の観察には黒インク及びRIを用いたが, これらは注水端に瞬間的に1回注入し, その後適当な時間間隔で撮影を行ない希釈・拡散の進行を記録し, 又, 採水して放射能測定を行ない濃度の時間的变化を追跡した。

結果 注水端側の区画に注入された黒インクは瞬間的に攪拌, 混合され, 遅くとも30秒で区画内の混合は完全となり, その後の希釈も一様に進行する。

目標として考えたパターンは流量1ℓ/min(交換率1.56%)では完全に, 10ml/minでもほぼ再現されて居り, この条件での生物の飼育実験が可能となった。

I-2) 水槽内RI濃度の測定方法についての手法の検討

RI濃度の時間的变化を連続観測するのに, シンチレーションカウンターによる直接測定法は有効な手段であるが, 検出感度について, 従来, 総合的に調査されたものがなく, 一般特性を知ることができない。そこで, 検出感度が, 1) シンチレーターの大きさ, 2) プローブ容器の厚さ 3) γ線のエネルギー, 4) 波高弁別レベル, 5) 水槽内容積 とどのような関係にあるかを調べ, この結果を解析して, 任意の条件における検出感度を算出できるように検出感度の近似式による表現を試みた。

方法及び装置 既知のRI濃度の水を大小4種(径980, 605, 434, 355mm)の円筒形水槽にその内径と同じ高さまで満し, 検出器をシンチレーターが中心にくるように垂直につり下げて, 各ガンマ線エネルギー毎にシンチレーターの大きさ, プローブシールドの厚さ別に感度測定を行った。使用したNaIシンチレーターは3種(2"φ×2", 1.5"φ×1.5", 1"φ×1")で, 波高分布の記録は400チャンネル多重波高分析器による。標準線源としては²⁰³Hg, ¹³⁷Cs, ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ²²Na, ⁸⁸Y の6種で, エネルギーとしては0.279, 0.51, 0.662, 0.835, 1.25, 1.84 各Mevの6点を利用した。

結果と考察 結果を総合してシンチレーターの大きさ, プローブの厚さ, 水槽の大きさを任意に選んだ場合, 感度(K(E₀))(単位cpm/μCi/cc)は次式で与えられる。

$$K(E_0) = \frac{A(E_0 \cdot d) \cdot C(F_0) \cdot T(E_0)}{\mu(E_0)} [1 - B(E_0, R) \exp(-\mu(E_0) \cdot R)]$$

$$\text{ここで } A(E_0, d) = 0.574 \times 10^7 \times d^{2.98} \times E_0^{(0.0201d - 0.338)}$$

dはシンチレーター直径(cm)

B(E₀, R): Build up に関する関数

C(E₀): 吸収0から1mmへの感度変換係数

T(E₀) = t^{-λ(E₀)} tはプローブの厚さ

μ(E₀): 線吸収係数(cm²/g)

R: 水槽半径

II) 希釈・拡散過程における水産生物の摂取排泄

I) で述べたような条件で水槽内で希釈拡散条件の再現を行ない, 飼育実験を行ったが, 今年度は淡水産生物で行った。海産生物については, プランクトンを用いて微小生物への濃縮の予備実験と, 濃度の異なる水槽系列を用意し, 海産魚を移してゆくことによって環境水の濃度変化を与える実験を行った。

II-1) 淡水産生物によるI)の条件での摂取排泄

気象庁 海洋気象部
○吉村 広

材料と方法 生物としてはキンギョ、メダカ、シジミをRIとしては⁵⁸Coと¹³¹Iを用いた。水槽は120×30×45cmのもので中央で仕切り区画とし、区画Aでは $y = a e^{-bt}$ 、区画Bでは $y = a \cdot b t e^{-bt}$ というパターンを10ml/minの流量条件で再現し、実験を行った。

結果

(1) メダカ ¹³¹Iの場合も⁵⁸Coの場合も区画Aでは7日目に、区画Bでは10日目にピークを持つ曲線となる。

(2) キンギョ 解剖して5部に分け測定したが、¹³¹Iと⁵⁸Coとでは各部位の蓄積の割合がやや異なるが、曲線の傾向は概々同じで区画A、B共に7日目にピークを示す。然し区画Bの方が蓄積の開始は遅い。

(3) シジミ ¹³¹Iと⁵⁸Coとでは顕著な差があり、¹³¹Iの場合、身も殻も3~5日で早くピークに達しその後急速に減少するが⁵⁸Coの場合、身、殻とも蓄積が続き¹³¹Iより代謝が遅いことを示している。

以上、メダカ、キンギョ、シジミ、何れの場合も区画Bの方が区画Aより蓄積への開始が遅れピークに遅い傾向が示された。

II-2) 海産魚による実験

材料と方法 生物としてはシマイサキ、メジナ、ボラ、RIとしては¹³¹I、⁵⁸Coを用いた。

実験は各魚種について下記の4つを行った。

- ① 環境水の放射能濃度が変化しない場合の摂取
- ② 放射能を含まない水での排泄
- ③ 環境水の放射能濃度が増加する場合の摂取、排泄
- ④ 環境水の放射能濃度が減少する場合の摂取、排泄

③と④の実験に於ては1, 3, 10, 30各μCi/lの4段階のRI濃度の飼育水を準備し、それぞれの濃度に3日間づつ生物を保ち、順次高濃度より低濃度に、また、この逆に魚を移す方法を取った。

結果 3種何れについても¹³¹Iの場合、魚体の放射能は、環境水の放射能の変化に伴って変化する。これに対し⁵⁸Coの場合にはボラの場合のみ¹³¹Iと同様だが、他の2種の場合は環境水の放射能が減少しても魚体の放射能は減少せず、¹³¹Iとは異なる。

II-3) 海水プランクトンによる実験

材料と方法 Miguel氏液を添加した天然海水を用い緑藻の*Chlamydomonas* sp. 珪藻の*Phaeodactylum* sp. 紅藻の*Chinorimo*を培養して用いた。培養には100mlのL字型培養管を用い、白色蛍光灯3000ルクス23°Cで振温培養した。RIを添加した後、培養液の一定量を取り3000rpm 10分間の遠心分離で細胞を集め、湿重量、放射能を測定した。

結果 海産植物プランクトンへの放射性核種の濃縮係数は

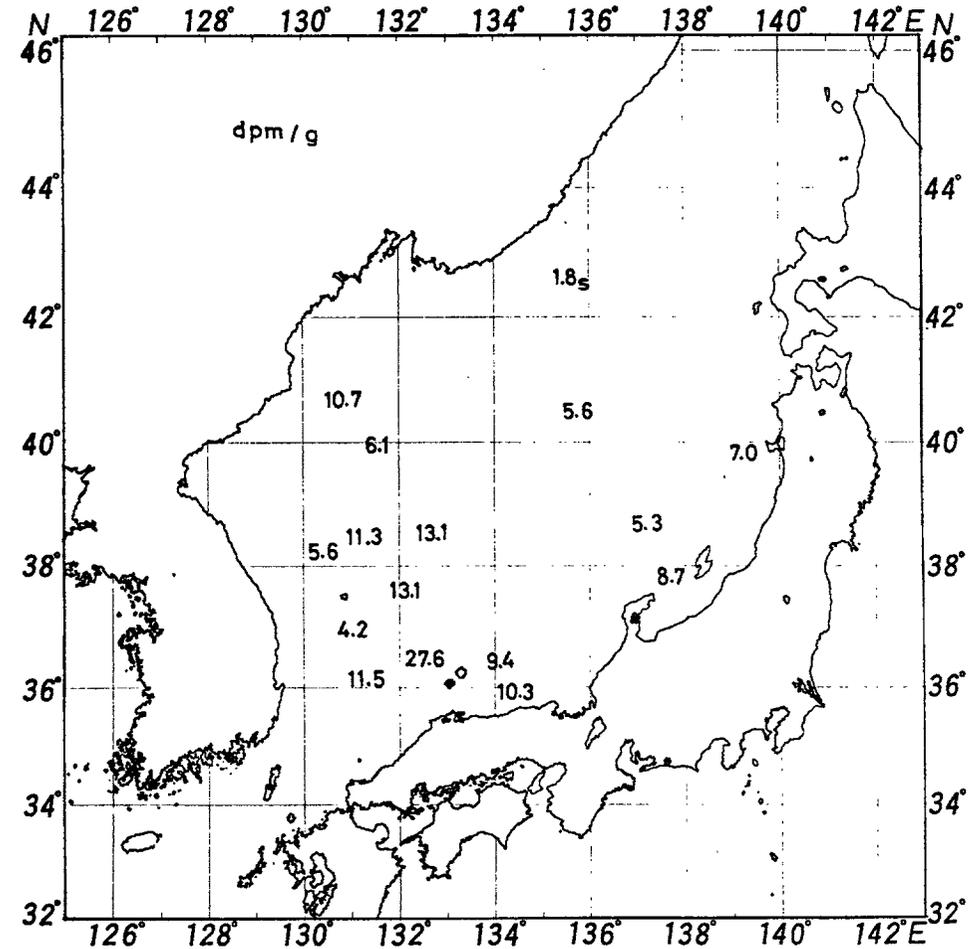
$$^{65}\text{Zn} (10^4 \sim 10^5) > ^{32}\text{P} (10^4) > ^{51}\text{Cr} (10^3) > ^{60}\text{Co} (10^2) > ^{131}\text{I} (10 \sim 10^2) > ^{137}\text{Cs} (10)$$

の傾向がうかがわれる。

又、⁶⁵Zn濃縮に対する海水中安定Znの影響は逆比例的であることが見出された。

舞鶴海洋気象台の好意と協力により、1966年に観測船清風丸が採取した日本海底質試料16個の送付を得たので、全β放射能の測定を行なった。抽出は濃熱塩酸を用い液浸1時間で行った。処理した試料は乾燥土10g(表面より5cmまでの柱状試料)であった。

測定値は表に示したとおりで、1.8 dpm/gから27.6 dpm/gの範囲であった。最低値1.8 dpm/gは3.620mの深海の試料であったが、細かい砂泥のため抽出分も少なく低い値が予想された。最高値27.6 dpm/gは隠岐島西北の1200m程度のところから得た試料であり、分布図を書いてみると(図)その付近には高い値が多くみられた。太平洋側で得た少ない経験から推測すると、一般に大洋底の赤粘土は青泥よりも高レベルで、砂質のものはむしろ低い値を示すことが、この抽



日本海底土全β放射能測定結果

位 置		水 深 m	測 定 値		位 置		水 深 m	測 定 値	
N	E		dpm/g (pCi/g)		N	E		dpm/g (pCi/g)	
39°47'	139°18'	1480	7.0±0.8 (313)		37°00'	131°00'	2200	4.2±2.2 (190)	
42 35	135 29	3620	1.8±0.6 (085)		36 05	131 2	1480	1.15±1.2 (520)	
37 45	137 47	1460	8.7±1.1 (041)		38 30	131 17	2030	1.13±1.4 (508)	
38 40	137 10	1780	5.3±1.6 (240)		35 53	134 28	270	1.03±1.5 (465)	
40 27	135 47	2760	5.6±1.0 (251)		36 23	134 10	1090	9.4±1.5 (424)	
36 29	132 31	1230	27.6±1.9 (1244)		38 33	132 39	2580	1.3±1.7 (554)	
37 24	132 03	2100	1.3±1.1 (590)		39 54	131 39	2640	6.1±0.7 (295)	
38 18	130 25	2330	5.6±1.1 (255)		40 42	130 59	3300	1.07±1.4 (483)	

出法では知られてきたが、日本海の場合は深いところほど高い値になるという傾向はみられず、火山性とみられる赤粘土状の底土も青泥も同じようなレベルであった。

なお、測定試料の調製に際しては、自己吸収を少なくする目的で、鉄をイソプロピルエーテルで抽出して除いた。また、水酸化物と炭酸塩の共沈の形で得た測定用の沈澱を溶した母液を鉄-バリウム共沈法で再び処理して残留放射能を計測したが、その母液分および抽出した鉄分の双方とも全放射能は極めて少なく、實際上抽出後のロスは無視できることが解った。

70 佐世保，横須賀港の海水，海底土の全放射能

海上保安庁 水路部
塩崎 愈，○背戸 義郎

前年度に引き続き、原子力潜水艦入港に対処しての海水，海底土の全放射能定期調査を年四回、佐世保，横須賀港について行なった。

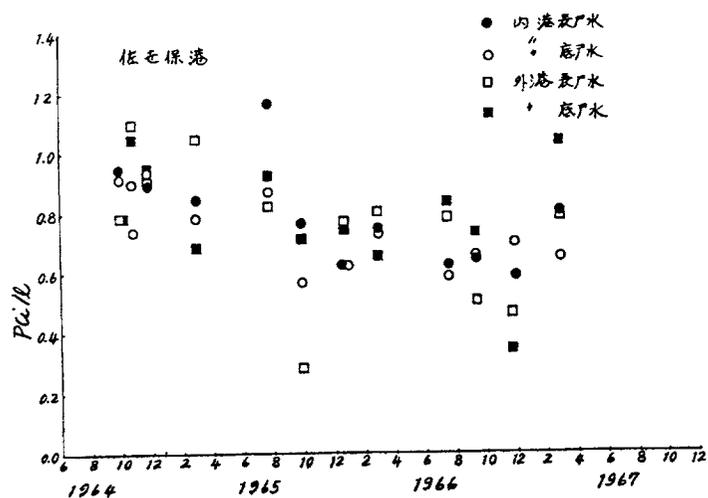


図1-1 佐世保港海水Gross-βの推移

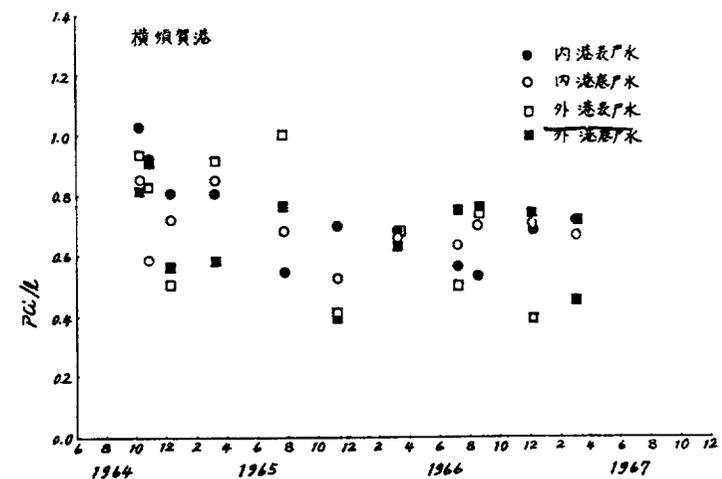


図1-2 横須賀港海水Gross-βの推移

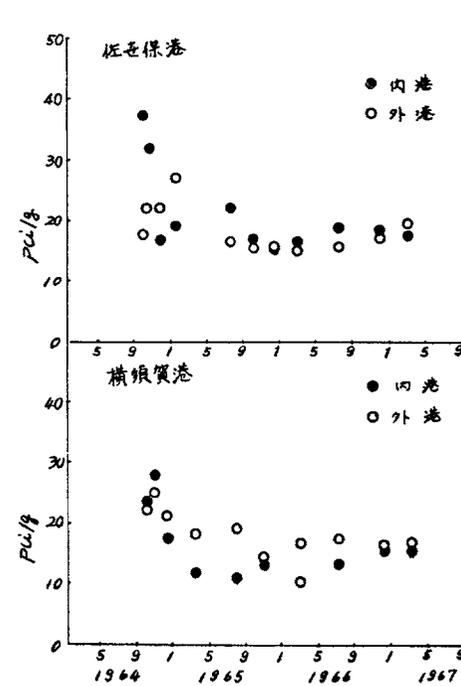


図2 海底土Gross-βの経年変化

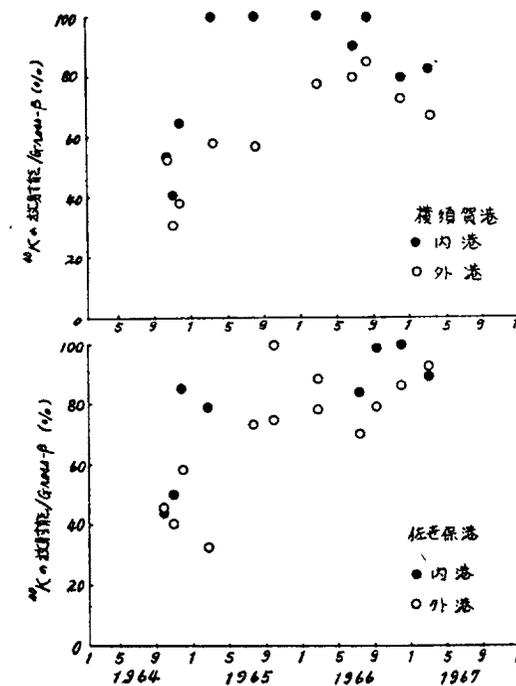


図3 海底土Gross-β中の⁴⁰Kの占める割合の推移

調査結果

1. 港湾水

佐世保、横須賀港の内港表層水、底層水、外港表層水、底層水の平均値の推移を図1に示す。41年7月～42年3月にかけて行った結果、両港とも0.5～1.1 pCi/lの範囲にあり、日本近海海水の全放射能のレベルと同程度にある。

2. 海底土

Gross-βの内港、外港の平均値の推移を図2に示す。41年度の結果は両港とも、又夫々の外港内港とも、10～20 pCi/gの範囲にあり、前年度と比較して、大差ない値を示している。

海底土中の含まれる⁴⁰KのGross-β中に占める割合の推移を図3に示す。

佐世保港では、1964年には、内、外港とも30～60%程度の割合を占めていたが、1965年以後は70～100%と高くなって来ている。

一方横須賀港においても同様な傾向がみられるが特に、浮泥の少ない、内港では、その割合は外港と比べると、著しい差がみられる。

この⁴⁰Kの占める割合の大きくなって来た理由として、両港共、過去3年間を通じて、海底土の堆積量に大きな変化がなかったとすれば、1965年以後のフォールアウト量の減少によるものと考えられる。

71 海底堆積物中の放射性核種

放射線医学総合研究所

○長 厚 裕, 中 村 清
佐 伯 誠 道

昭和40年11月～42年5月の期間中に東京湾、福島県沿岸、茨城県沿岸および福井県沿岸から採取した沿岸海底堆積物につき、その⁹⁰Sr、¹³⁷Csおよび¹⁴⁴Ceの分析をおこなった。採取方法

放射性核種濃度 (pCi/Kg-dry)

年	底質	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
東京湾				
1964	M	13±1 (2)	40±2 (2)	5550±50 (2)
1965		3±1 (2)	63±2 (2)	1200±100 (2)
1966		13±3 (6)	162±3 (6)	6390±40 (6)
1967		12±2 (1)	220±20 (1)	820±60 (1)
1964	S	2±1 (1)	42±2 (1)	110±30 (1)
1965		3±1 (3)	59±3 (2)	840±90 (3)
福島県				
1965	S	3.7±0.4 (6)	21±1 (6)	210±10 (5)
1966		2±1 (6)	26±2 (5)	500±100 (5)
福井県				
1966	M	5±3 (3)	140±4 (3)	3070±70 (3)
	S	10±4 (3)	23±2 (3)	1030±40 (3)
茨城県				
1967	S	1±3 (2)	34±4 (1)	260±30 (2)

注、カッコ内は試料数 Mは泥質 Sは砂質

および分析法は前年度(第8回放射能調査研究発表会で報告)と同じである。

試料数は21個で、東京湾および福井県沿岸試料は泥質および砂質、また福島県および茨城県沿岸試料は砂質のみであった。

年度別、底質別、地域別の平均値を表に示してある。

一般に泥質の汚染は砂質のそれよりも大であり、特に¹⁴⁴Ceと¹³⁷Csでこの傾向が著しい。地域的には日本海の砂質の汚染は太平洋側のそれよりも若干高い傾向がある。

72 1966年度における海産生物の全ベータ放射能について

水産庁 東海区水産研究所

服 部 茂 昌, 本 城 康 至
木 立 孝, 奥 谷 喬 司
鈴 木 秀 彌, 田 中 菫 子

1966年度に太平洋側で行なわれた海洋生物の全ベータ放射能調査の資料、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) 1966年4月から1967年3月までに測定された海産生物のうち、相対的に高水準のものは動物プランクトン(動物プランクトン測定試料数36の平均は455 pCi/g灰)、植物プランクトン(植物プランクトン10試料の平均は351 pCi/g灰)である。100 pCi/g灰以上の全ベータ平均放射能をしめしたものはナマコ類のみで、その他のベントス、ネフンは全般的にほとんどバックグラウンドに近い低水準であった。

2) プランクトン放射能の海域による特徴をみると、東京湾では例年同様に低く航海別平均値は81～104 pCi/g灰の範囲にあって外洋のそれの1/3以下にとどまっている。房総沖(B線)相模灘、鹿島灘、豆南海域、遠州灘、の各海域では1967年1月の鹿島灘(2920 pCi/g灰)を除き、157～716 pCi/g灰の範囲にある。1966年度1地点毎の放射能値をみるとわずか2例であるが鹿島灘においてのみ、1000 pCi/g灰以上の放射能のみられたことが注目された。

3) プランクトン放射能の鉛直分布については1966年7月、1966年11月の2回相模灘中央域において0, 50, 100, 200, 300mの各層にわたり測定が行なわれた。7月には表層で70 pCi/g灰、50～300m層が230～307 pCi/g灰で、中層が表層よりも高い値をしめしているのに対して、11月には表層が437 pCi/g灰と高く、50～300m層では115～158 pCi/g灰で、表層に高く中下層では低くなっている。表層のプランクトンの組成をみると、7月にはカタクテイワシの稚魚が主体であるのに対し、11月にはCopepodaを主体とした組成をしめしていることからこのプランクトンの組成の違いが関係あるものと思われる。

4) 1966年度中における3000 pCi/g灰以上の高放射能の出現は1967年1月の鹿島灘(黒潮強流帯)における動物プランクトンの5062 pCi/g灰のみである。この結果、放射能調査開始以来の黒潮海域における3000 pCi/g灰以上の高放射能の起生頻度は6.3%となり、東京湾、1.0%、沿岸水域; 5.7%、黒潮反流域; 2.7%など他の海域をしのいでいる。

5) プランクトン放射能の経年変動は水系別、海域別ともに1959年および1962年を中心とした2つのピークがあり、1964年以降低い水準で安定した値を続けていたが前に述べた1:67

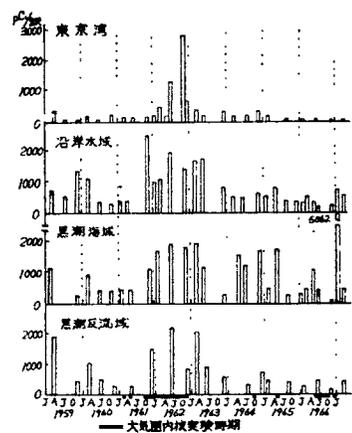


図1 水系別、航海次別プランクトン全ベータ平均放射能

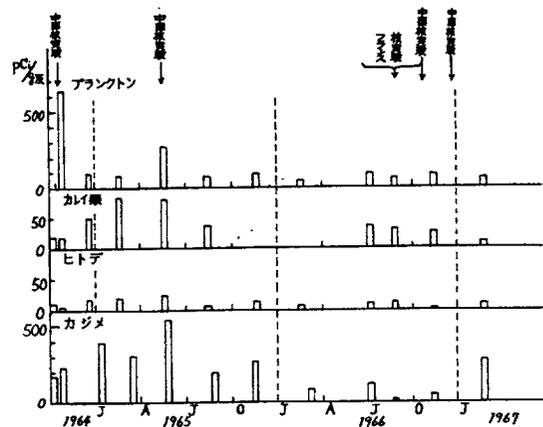


図2 横須賀港における航海次別生物種別全ベータ平均放射能

年1月、鹿島灘における5062 pCi/g灰が影響し、この時期には1962年の最高を上まわるピークをしめしている。しかし、その後1967年3月にはこの海域も1964年以降の水準に下っており、異常な値の出現と考えられるがその原因は明らかでない(図1)。プランクトン放射能の経年変動が大気圏内の核実験の相模と回数に対応していることは従来述べているとおりである。ネクトン放射能の経年変動はプランクトンの経年変動とは異なり1962年以降漸増の傾向にあったが、1964年をピークにして1965年に減少傾向をしめし、1966年も1965年の値と同じ低水準(21~32 pCi/g灰)を継続している。ベントス放射能の経年変動はプランクトンにや対応した経年変動をしめし、1959~1960年と1962~1963年にピークがあり、1964年以降減少傾向にあるが、その水準は23~60 pCi/g灰程度で1959~1960年と同じ位である。

6) 横須賀港およびその周辺の高産生物については1964年10月以降全ベータ放射能の測定を行なっているが、1966年に測定された動物プランクトン、植物プランクトン、カレイ類、ヒトデ、シヤコ、斧足類;褐藻類のうちカレイ類とヒトデは低水準(8~26 pCi/g灰)であったが、他の5種類はカレイ類、ヒトデよりやや高く、ほぼ同じ水準(52~109 pCi/g灰)にある。一般高産生物放射能調査ではプランクトンが他の生物群にくらべて数倍高い値をしめすが通常であるが、横須賀港周辺の調査ではそのような現象はみられず、むしろ、プランクトンよりカジメの方が高い値をしめすことはfalloutの少ない時の東京湾における特徴を表わしていると考えられる。

横須賀港周辺海域を4区画に分けて測定を行なっているが、プランクトン、ヒトデ、カレイとも前年度のプランクトンにみられたような海区間の差はみられなかった。図2にプランクトン、カレイ類、ヒトデ、カジメの経年変動をしめたが、1966年後半に行なわれた一連の核実験による影響はみられず、プランクトン;52~86 pCi/g灰、カレイ類;10~36 pCi/g灰、ヒトデ;2~11 pCi/g灰をしめし、いずれも、バックグラウンドに近い水準を継続している。カジメのみが1976年2月に272 pCi/g灰をしめして、1965年以前の水準に近い値をしめしている。

7) 三崎沖の近海プランクトン放射能は相模灘の他の測定点と同じ水準で、1966年度は170

~955 pCi/g灰の範囲にあった。1966年7月は170 pCi/g灰であったものが、1966年11月、1967年2月には588, 955 pCi/g灰をしめしており1966年に行なわれた核実験の影響を示唆する値が得られ、横須賀港における測定結果と異なっている。

8) 1966年の港湾放射能調査の資料を用いて全ベータ放射能とCe-144の濃度との関係について検討を行なったが、正相関が認められたものはプランクトン($r = +0.91$, 1%の危険率で有意)、ムラサキガイ($r = +0.73$, 1%の危険率で有意)があり、カレイ類、ヒトデ、アサリはいずれも相関関係は認められなかった。

73 海藻、貝殻中の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, 加瀬栄子

海洋汚染を把握する指標を見出すために貝殻の⁹⁰Sr含量を、又食品としての海藻中の¹³⁷Csと⁹⁰Sr含量につき分析した。

試料は新潟、福井、福島、広島地方より年2回(5, 11月)に収集し450°Cで灰化後分析供した。

貝殻中の⁹⁰Sr量は一例を示せば5月の広島のカキで0.21 S.Uであったが、種類による差は顕著には認められなかった。

海藻については5月の広島のアオサで風乾物100g当りの¹³⁷Cs含量は5.6 pCi, 新潟のテングサで10.0 pCiを示した。

74 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, 加瀬栄子

1965年に引続き放射能調査の一環として1966年5月と11月に福島、新潟、広島、福井から汽水魚1種を含む海水魚3種を採取し、北海道、秋田、新潟、福島、茨城、東京、愛知、京都、広島、鹿児島島の淡水魚1種と共に、骨中⁹⁰Srと筋肉及び内臓の¹³⁷Csを分析定量した。

1966年5月の測定結果を第1表に示した。例年の様に海水魚と淡水魚との間には⁹⁰Srで明らかに大きな差が認められた。即ち平均値を求めてみると、海水魚0.6 S.Uであり、汽水魚3.6 S.Uに対して淡水魚では29.1 S.Uであった。これらを前年度に比較すると海水魚は変化なく、汽水魚は、前年の23.3%, 淡水魚は7.5%である。

筋肉および内臓の¹³⁷Csも棲息環境に拘らずかなり減少している。尚11月試料についても報告する。

魚類の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度 (1966年5月試料)

地 区	棲 息 区 分	魚 種	^{90}Sr pCi/g Ca	^{137}Cs pCi/Kg 生		
				筋 肉	内 臓	
新 潟	海	水	マ ア ジ	0.6	21.2	16.5
		汽	サ バ	0.6	19.4	20.1
広 島	海	水	チ ボ	4.0	25.5	22.7
		汽	カ レ イ	0.4	11.0	11.8
福 島	海	水	ス ズ キ	*0.4	*12.3	-
		汽	ク ロ ガ	0.6	13.6	25.6
福 井	海	水	カ レ イ	1.5	15.6	21.4
		汽	マ ア ジ	0.3	23.1	24.8
北 海	道 田	水	フ コ	2.9	10.2	32.6
		汽	ナ イ	*0.3	*20.0	-
秋 田	新 潟	水	フ コ	0.4	10.5	21.0
		汽	ナ イ	6.8	26.6	34.8
新 福 井	井 島	水	フ コ	-	-	-
		汽	ナ イ	39.5	-	-
福 茨 城	京 都	水	フ コ	20.1	-	-
		汽	ナ イ	2.66	49.9	36.5
東 京	京 都	水	フ コ	47.5	19.2	49.7
		汽	ナ イ	25.9	28.6	21.5
愛 知	都 府	水	フ コ	47.6	49.0	36.5
		汽	ナ イ	-	41.5	36.2
京 都	都 府	水	フ コ	12.7	27.4	40.7
		汽	ナ イ	2.66	25.0	24.8
廣 島	島 根	水	フ コ	18.7	74.8	61.3
		汽	ナ イ	25.3	25.3	-

*全魚体

平均値 (1966年5月試料)

海 水 魚	^{90}Sr pCi/g Ca	^{137}Cs pCi/Kg 生	
		筋 肉	内 臓
汽 水 魚	0.6	16.6	19.3
淡 水 魚	3.6	19.0	28.9
	29.1	39.1	38.7

75 びんがのガンマ放射性核種

水産庁東海区水産研究所

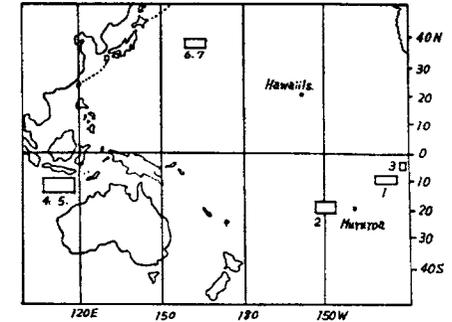
○川崎典子, 教賀花人

フランスは昭和41年7月より、南太平洋ムルロア環礁で一連の核爆発実験を開始し、今後も引きつづいて実験を行うと報道されている。この周辺の水域は主としてびんがの漁場として利用されているので、その放射性水準を明らかにするために、周辺水域で漁獲されたびんが (*Thunnus alalunga* [BONNATERRE]) 3例についてガンマ放射性核種を分析した。びんがにはこのほかに北太平洋および印度洋に生息する系統群のあることが知られているので、比較対照としてこれらについても分析した。

測定は血合肉を除いた肉の灰150gについて、200チャンネル・シンチレーション・スペクトロメーター (NaI: 3.8×3.8cm) を用い約30時間計測した。測定の標準体には各核種の標準溶液を加えた炭酸カルシウム150gを用い、標準偏差の3倍の計測位を検出限界とした。

試料魚の漁獲位置と分析結果をそれぞれ表1、図1および表2に示した。

定量された核種は ^{137}Cs のみであって、これ以外の核種はすべて検出限界以下であった。南太平洋の試料の ^{137}Cs 濃度およびC.U. は3例とも北太平洋、印度洋の試料に比べて低く、この水域の放射能水準が北太平洋、印度洋より低いことが推察された。



第1図 ビンガ漁獲位置

表1 供試びんが漁獲位置

No.	漁獲年月日	漁獲位置	体長	体重	性別
1	41年5月3日~6月28日	8°~11°S 126°~132°W	80cm	17kg	♀
2	41年8月12日~9月3日	18°~20°S 148°~153°W	105	27	♀
3	41年11月5日~11月10日	4°~6°S 121°~124°W	83	14	♀
4	41年8月2日~10月26日	8°~17°S 107°~118°E	85	14	♀
5	"	"	95	21	♂
6	41年10月14日~11月11日	36°~37°N 159°~167°E	82	15	♀
7	"	"	83	13	♂

表2 びんが肉のガンマ放射性核種含量

No.	灰分 湿重量	K 灰分	pCi/Kg - 湿重量					^{137}Cs	$^{144}\text{Ce}+^{147}\text{Pr}$ C.U.
			^{54}Mn	^{60}Co	^{65}Zn	$^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$	C.U.		
1	1.20%	29.31%	<3.31	<6.78	<10.91	<17.83	5.82±0.81	<3.95	1458
2	1.53	23.29	<4.15	<8.49	<13.73	<22.54	7.25±1.11	<5.01	2036
3	2.01	16.51	<5.46	<11.16	<18.04	<29.62	6.09±1.44	<6.59	1837
4	1.87	21.75	<5.07	<10.38	<16.70	<27.56	13.25±1.36	<6.13	3261
5	1.64	18.50	<4.45	<9.10	<14.72	<24.17	12.35±1.19	<5.38	4071
6	1.65	18.57	<4.48	<9.16	<14.81	<24.32	24.40±1.23	<5.41	7931
7	1.97	13.99	<5.38	<10.93	<17.68	<29.04	32.26±1.48	<6.40	11639

76 えびのストロンチウム90, セシウム137含量

水産庁東海区水産研究所

○教賀花人, 南迫洋子

これまで行ってきた海産生物についての ^{90}Sr , ^{137}Cs 分析の結果では魚, 貝, 甲殻類など

表1. えびのストロンチウム-90, セジウム-137含量

試料番号	種類	漁獲海域, 水深	漁獲年月	灰分/湿重量 (%)	Ca 灰分 (%)	K 灰分 (%)	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
							pCi/Kg 湿重量	S.U.	pCi/Kg 湿重量	C.U.
1	ほっこくあかえび(肉)	159°W, 55°N, 160m	1965, 5	1.51	9.31	9.20	0.76	0.56	9.36	6.76
2	" (肉)	171°W, 58°N, 85m	"	1.39	7.66	10.30	0.56	0.52	11.82	8.25
	" (肉)	釧路沖 200~300m	1965, 2	1.82	2.480	3.68	1.64	0.36	3.64	5.43
3	" (殻)	"	"	4.21	33.87	2.20	6.31	0.44	4.63	4.99
	" (頭部)	"	"	3.68	28.60	3.50	4.42	0.42	5.52	4.28
4	" (肉)	141°E, 44°N, 250m	1965, 3	1.73	22.20	7.81	0.69	0.18	5.71	4.24
5	" (肉)	137°E, 44°N, 200m	1966, 6	1.35	16.60	8.70	0.68	0.30	4.86	4.14
6	" (肉)	若狭湾沖 300m	1965, 4	1.80	23.20	6.60	0.72	0.17	4.13	3.51
7	こちらいえび (肉)	124°E, 34°N, 80m	1966, 2	1.21	18.90	7.70	0.85	0.37	2.90	3.09
8	えびじゃこ (全体)	大洗沖	1967, 6	4.80	28.06	2.90	2.88	0.21	5.76	3.63
9	いせえび	尾鷲沿岸	1966, 5	2.25	17.40	4.50	1.13	0.29	8.33	8.26
10	さくらえび (全体)	駿河湾	1966, 3	2.89	29.36	8.10	1.45	0.17	6.69	2.71
11	" (肉)	"	1967, 3	2.71	19.30	7.45	1.08	0.20	5.76	2.84

動物の種類によるS.U., C.U.の差異は認められなかった。海産生物の⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs含量の海域による差異の有無を明らかにするために、海域に生息して、腐食質を餌料とするえびをその水域の生物の指標として分析した。

試料としてはほっこくあかえび, えびじゃこ, こちらいえびを用いたが、沿岸表層から大陸棚崖にわたって昼夜垂直移動するプランクトン食性のさくらえびと岩礁帯に生息して魚貝類を捕食するいせえびを補足した。試料えび一例についての頭, 殻, 肉部のS.U., C.U.の値に著しい差異は認められなかったので、肉部を分析した。

試料の漁獲位置を図1, 分析結果を表1に示した。

北海道沿岸, 日本海, 太平洋岸, 黄海の試料のS.U., C.U.はいずれもこれまで得られている太平洋岸の魚貝類のそれと同程度の値を示したが, アラスカ沿岸とベーリング海の試料のS.U., C.U.は日本沿岸の試料の値よりもいくらか高く, 危険率それぞれ5%と1%で有意の差が認められた。いせえび, さくらえびについては特徴的な現象は認められなかった。

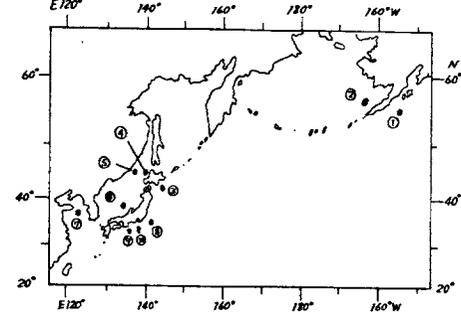


図1 試料えび採捕位置