
第3回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和36年11月28日

科学技術庁

目 次

研 究 題 目	実 施 機 関	頁
茨城県における牛乳の放射能汚染（紙上発表）	茨城県衛生研究所	1
茨城県における陸水及び食品の全放射能調査結果（紙上発表）	茨城県衛生研究所	1
岡山県における放射能調査（紙上発表）	岡山県衛生研究所	4
北海道における放射能調査（紙上発表）	北海道衛生研究所	5
鳥取県における放射能調査（紙上発表）	鳥取県衛生研究所	6
福岡県における放射能調査（紙上発表）	福岡県衛生研究所	7
福井県における放射能調査（紙上発表）	福井県衛生研究所	8
京都府における放射能調査（紙上発表）	京都府衛生研究所	11
宮城県における放射能調査（紙上発表）	宮城県衛生研究所	12
大阪府における放射能調査（紙上発表）	大阪府公衆衛生研究所	14
上下水及び河川水、雨水の放射能調査（紙上発表）	愛知県衛生研究所	15
各種食品の放射能調査（紙上発表）	愛知県衛生研究所	17
伊勢湾海岸沈積物の放射能調査（紙上発表）	愛知県衛生研究所	19
東京都における食品及び陸水の放射能汚染の推移について（紙上発表）	東京都衛生研究所	24
海水の放射能について	海上保安庁	26 /
横浜、名古屋、神戸港の放射能レベル調査	海上保安庁	27
最近における放射能観測結果について	気象庁	28
最近における異常微気圧観測結果について（紙上発表）	気象庁	32
成層圏の放射能測定	防衛庁第一研究所	34
日本近海の海水の放射能	気象庁	36
南方定点海域における落下塵埃の放射能	気象庁	38
西部北太平洋における海水中の ⁹⁰ Sr及び ¹³⁷ Cs	気象研究所	40
放射性落下物の季節変動について	気象研究所	41
北半球中緯度地帯における放射性落下物のピークについて	気象研究所	42
放射性フォールアウトの落下機構について	気象庁	43
日本人の体内に含まれる ¹³⁷ Csについて	国立公衆衛生院	44
食事に含まれる ¹³⁷ Cs	国立栄養研究所	46
米麦中の ¹³⁷ Csの経年変化	国立公衆衛生院	46
魚類等に含まれる ¹³⁷ Csと ¹³⁴ Cs	農業技術研究所	46
生体中の天然Luの放射化学分析	国立公衆衛生院	47
人骨中の ⁹⁰ Srについて	東海区水産研究所	47
生物環境中の ¹⁴ C、 ³ H調査	国立公衆衛生院	48
	放射線医学総合研究所	48
	放射線医学総合研究所	49

1961年度葉菜類の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について	放射線医学総合研究所……………50
尿中の ^{137}Cs の濃度	放射線医学総合研究所……………50
フォールアウト中の ^{137}Cs と ^{90}Sr	国立予防衛生研究所……………52
日本人の日常食中における ^{90}Sr 汚染度について	放射線医学総合研究所
魚類の放射能汚染調査（紙上发表）	国立栄養研究所……………54
土壌及び農作物中の放射性 ^{90}Sr	国立衛生試験所……………57
土壌及び農作物の全放射能	農業技術研究所……………59
1960年海洋生物の全 β 放射能	農業技術研究所……………60
海産生物中の ^{90}Sr の減少について	農濃林省振興局
X線照射による白血球減少の予防及び治療	東海区水産研究所……………62
	東海区水産研究所……………64
	防衛庁第二研究所……………65

茨城県における牛乳の放射能汚染

茨城県衛生研究所 根津 尚光, 浅野 京
大内 新一

茨城県における牛乳の放射能汚染について全放射能測定と、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の分析を行い、検討を加えた。

牛乳の全放射能測定は、1958年7月より毎月1回2種の市販牛乳について、更に、1959年11月より3種の市販牛乳を加えて行った。その結果、 ^{40}K をのぞいた全放射能は、科研製 U_3O_8 を標準試料として市乳 100ml 当り約 $10 \mu\text{mc}$ 前後の値を示した。年度別の平均は、1958年 $8.5 \mu\text{mc}/100\text{ml}/29$ 試料、1959年 $12.9 \mu\text{mc}/100\text{ml}/39$ 試料、1960年 $10.9 \mu\text{mc}/100\text{ml}/63$ 試料であった。時季の変動については、明瞭でないが、春から夏にかけて、毎年ピークがみとめられた。しかし、Fallout の変動に伴うような動きや、経年的な増減は、認められなかった。

次に牛乳中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs については、それぞれ、科学技術庁の「放射性ストロンチウム分析法」（1960年5月）及びリンモリブデン酸—塩化白金酸法によって分析を行い、低バックグラウンドカウンターを用いて放射能を測定した。

分析結果を第1表に示した。又、1960年2月以降の結果を第1図に示した。この結果をみると、

第 1 表 茨城県における牛乳中のストロンチウム90及びセシウム137分析結果

採取年月	採取地	ストロンチウム 90		セシウム 137		$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	備 考
		$\mu\text{mc}/\text{Ca}\cdot\text{g}$	$\mu\text{mc}/\text{l}$	$7\mu\text{mc}/\text{k}\cdot\text{g}$	$\mu\text{mc}/\text{l}$		
1958. 8~12	茨城 全域	7.0 ± 0.6	6.2 ± 0.5	(87 ± 42)	(125 ± 60)	(20)	19試料混合
1959. 1~12	〃	11.4 ± 0.5	9.8 ± 0.5	34.8 ± 1.4	50.3 ± 2.0	5.0	30 〃
1960. 1~12	〃	8.0 ± 0.5	6.8 ± 0.2	10.4 ± 0.5	15.0 ± 0.7	2.2	59 〃
1960. 2	茨城・下館	6.6 ± 0.4	5.9 ± 0.4	19.6 ± 0.8	28.3 ± 1.2	4.8	
〃 6	茨城・日立	9.0 ± 0.2	9.2 ± 0.2	17.9 ± 0.5	23.8 ± 0.7	2.6	
〃 8	〃	10.1 ± 0.2	9.8 ± 0.2	—	—	—	
〃 10	〃	11.9 ± 0.2	12.2 ± 0.3	24.1 ± 0.5	31.8 ± 0.7	2.6	
〃 12	〃	7.1 ± 0.2	7.6 ± 0.2	11.5 ± 0.4	16.5 ± 0.6	2.2	
1961. 2	〃	9.4 ± 0.2	9.0 ± 0.2	—	—	—	
〃 6	〃	9.3 ± 0.3	9.3 ± 0.3	13.3 ± 0.5	12.2 ± 0.9	2.3	
〃 6	茨城・勝田	—	—	12.6 ± 0.5	15.8 ± 0.6	—	

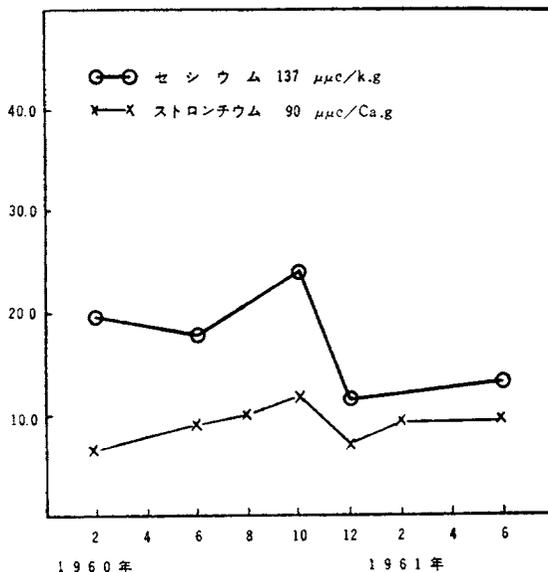
註 カッコを附した値は収率不良のため誤差大。

年別混合試料では、1959年が ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 双方共に高く、すでに報告されている Fallout 中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の降下量と同じ傾向が認められる。1960年2月以降では、同年10月に ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 共高い値を示しているが、その原因は現在不明である。 ^{90}Sr と ^{137}Cs は、大略並行的な動きを示し

た。又 ^{137}Cs は比較的変動が著しいが、 ^{90}Sr の方は、変動が少い。

これらの値を、佐々木等の日本国内各地の値と比較すると、 ^{90}Sr については、北海道とほぼ同じであった。一方 ^{137}Cs については、数値が少く比較が困難であるが、全般的に低い値を示した。

第 1 図 茨城県における牛乳中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の推移



茨城県における陸水及び食品の全放射能調査結果

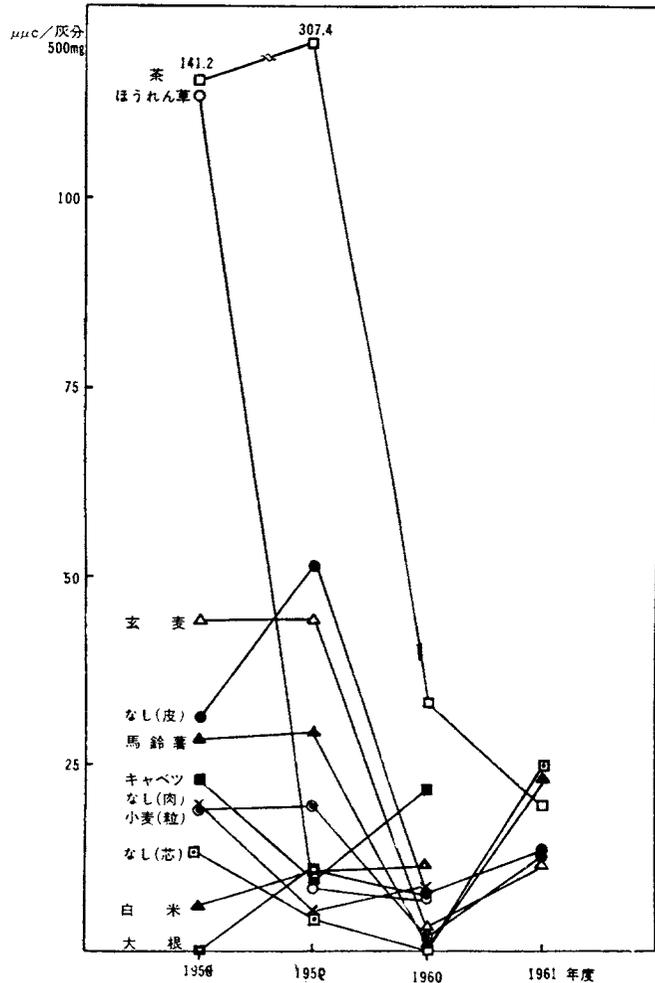
茨城県衛生研究所 根津 尙光, 浅野 京
大内 新一

1958年から行ってきた、茨城県における陸水及び食品の全放射能調査結果について、比較検討を試みたので報告する。尙測定結果は、科研製標準試料 U_3O_8 により $\mu\mu\text{c}$ に換算して相互に比較をした。

先ず陸水の全放射能は、天水及び天水沈澱物が、雨水、Fallout の影響を顕著にうけて、1958年が最高で、1958年度平均は $446 \mu\mu\text{c}/\text{l}$ を示したが、1959年7月以降急激に減少し、本年8月までは約 $10 \mu\mu\text{c}/\text{l}$ 前後であった。しかし核実験が再開された9月には $144.5 \mu\mu\text{c}/\text{l}$ に上昇した。河川水、湖沼水、上水(原水)は、若干ではあるが雨水、Fallout の影響が表れたが、上水(蛇口水)には殆んど認められなかった。下水は一般に高く、 $0\sim 20 \mu\mu\text{c}/\text{l}$ を示し、その変動が明らかでないが、幾分 Fallout の影響がみられた。井水は、一部に常時若干の値を示した ($20\sim 55 \mu\mu\text{c}/\text{l}$) が、これは天然のKによるもので、核実験の影響と思われる傾向は見られなかった。

次に農作物の全放射能年度別推移を第1図に示した。この結果によれば、農作物中ほうれん草、茶、玄穀等は、1958年以降逐年減少し、雨水、Fallout の影響が明らかに表れると思われるが、その他は著明な変化は認められない。

第 1 図 農作物全放射能年度別推移

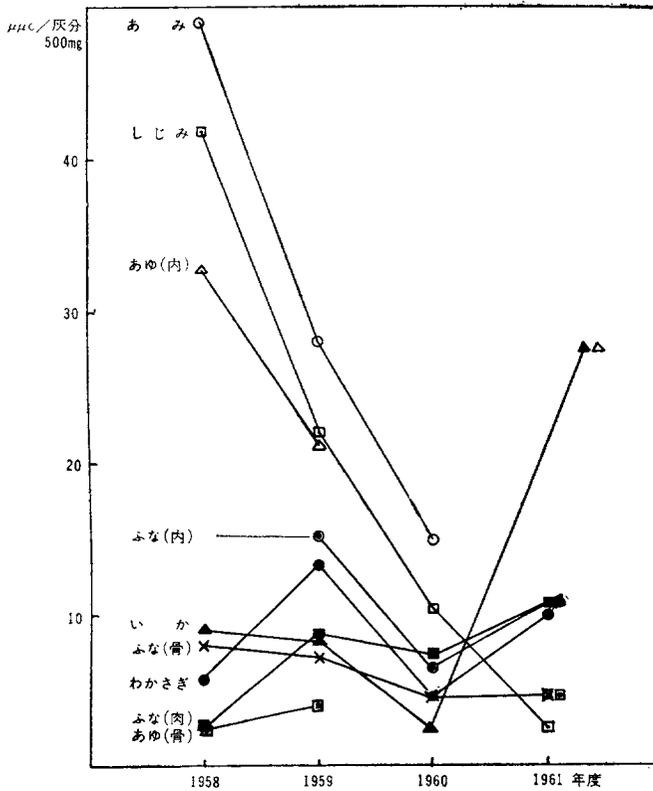


魚貝類の結果は第2図の通りであるが、農作物と同様に雨水、Falloutと同じ傾向を示すものと、増減が顕著にあらわれないものの二つのグループがあると認められる。しじみ、あみは前者に、わかさぎ、ふな(肉、内臓、骨)、いか、いわし等は後者に属する。

牛乳は別報の如く、年度差が認められない。

以上の結果から、全放射能測定によって放射能汚染を調査する場合、雨水やFalloutの直接的影響を受け易いものは、核実験後間もない時は、顕著に汚染がわかるが、核実験が停止され、短寿命の核種がなくなり、微量の長寿命核種だけの汚染が主になってくると、全放射能測定だけで、正確な放射能汚染状況を把握することは困難になるのがわかる。この様な場合は核種分析を行うことが望ましいと考えられる。

第 2 図 魚貝類の全放射能年度別推移



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
南雲 努

1960年度に実施した、陸水、食品、その他の放射能測定調査について、その結果を報告する。なお1961年10月ウラン埋蔵地帯が上流にある吉井川水系の、坑道廃水、河川水等放射能汚染に対する調査を実施したので、その結果も併せて報告する。

1. 陸 水

雨水の放射能は各国の核実験が中止されていたため、一般に低い放射能値を示した。5月の114cpm/lが最高であった。

天水の放射能は、雨水に高い放射能が認められなかったため、放射能値は小さく9月の8.6cpm/lが最高であった。

下水の放射能は、ほとんど異常は認められなかった。

河川水は、県下の主要河川について実施した。その成績は異常が認められなかった。

2. 食 品 類

ホーレン草、大根等は1957年、58年に比べて放射能値は小さく、特に高いものは見られなかった。又穀類、牛乳、魚貝類についても、ほとんど異常は認められなかった。

3. 天水沈澱物

試料は前年度と同じ吸引ポンプで採取した。試料は黒色泥状物であるため、土壤の放射能測定法に従った。この貯水槽は1951年以来一度も沈澱物は取出していない。測定結果は試料乾物の100g当り、6月 8734.0 ± 65.5 cpm, 8月 8595.4 ± 75.7 cpm, 10月 6703.3 ± 55.9 cpm, 12月 7160.0 ± 59.1 cpmと比較的高い放射能を検出した。

4. 土 壤

県内10地点を選定し、表面約 10 cm^2 の土壤を採取し測定した。測定成績は乾物100g当り、平均 108.4 cpmであった。

5. 吉井川水系の放射能

この調査は、試料水は100ccを採取し、濾過せず、測定器は神戸工業製ローバック、カウンターを使用した。測定結果は坑道廃水（人形峠鉱山）の中で、2号坑廃水、中津河沈澱池廃水は夫々 21.0 ± 0.9 cpm/dl, 71.7 ± 1.5 cpm/dlと少々高い計数値を示したが、これらの水の流量は、2号坑で $0.2 \text{ m}^3/\text{min}$ 、中津河沈澱池廃水で $0.3 \text{ m}^3/\text{min}$ と比較的少量であり、河川流入個所に於ける放射能は、 0.0 ± 0.2 cpm/dl \sim 1.7 ± 0.3 cpm/dlの範囲で、測定値は小さく、下流地帯では何れも 12 ± 0.3 cpm/dl \sim 0.7 ± 0.3 cpm/dlとウラン汚染の影響は認められなかった。

北海道における放射能調査

北海道衛生研究所 安藤 芳明, 井上 勝弘

昭和35年5月より同36年3月まで行われた陸水並びに食品類の放射能調査の概要は、以下に記すとおりである。

1) 測定方法

放射能測定試料の調製及び測定方法は、すべて科学技術庁刊「放射能測定法」によった。使用した計数器は、科研製千進式GMカウンター（マイカ窓の厚さ 1.7 mg/cm^2 、窓からの距離10mm）である。

2) 測定結果

陸水並びに食品類の測定結果を、それぞれ第1表、第2表に示す。

第1表 陸水の放射能

試料名	測定回数	試料計数率 cpm*		
		最高値	最低値	平均値
札幌市下水	11	6.1 ± 1.2	0.2 ± 0.9	2.3 ± 0.3
札幌市豊平川水	4	3.0 ± 1.0	0 ± 1.2	1.5 ± 0.5
えりも岬天水	4	4.2 ± 1.2	-0.7 ± 0.9	2.0 ± 0.6
同上天水沈でん物	4	34.7 ± 1.4	3.4 ± 1.2	14.3 ± 0.6

*陸水11当り、天水沈でん物（灰化）500mg当り。

第 2 表 食 品 類 の 放 射 能

試 料 名	測定回数	試 料 計 数 率 cpm**		
		最 高 値	最 低 値	平 均 値
牛 乳	4	9.9±2.1	-2.7±2.0	4.6±0.8
ほ う れ ん 草	4	8.1±5.4	-0.3±6.0	0.9±3.9
大 根 (葉)	4	13.4±4.0	2.0±3.8	4.7±2.0
” (根)	4	-2.2±7.8	-3.0±2.5	-2.2±2.8
梨 (なし)	4	2.4±0.9	0.3±1.1	1.4±0.4
い か	4	5.3±1.4	-0.6±2.9	2.3±1.0
ふ な	4	4.4±3.3	-8.1±5.0	-0.4±2.2
し じ み	4	6.6±1.1	0.9±1.3	2.8±0.4

**牛乳 100ml 当り, その他乾物 10g 当り。

3) 考 察

札幌市における下水及び川水の放射能は、前年度と同様あまりいちじるしい汚染は認められなかった。これは降雨水中の放射能が、昭和34年以降急激に減少している事実とも関れんしている。

天水の放射能も、過去にくらべるとかなり減少しているが、その沈でん物はあまり減少せず、長半減期放射性元素の蓄積が考えられる。即ち、昭和35年2月に採取した天水中の⁹⁰Srは、 $5.2 \pm 0.2 \mu\mu\text{c/l}$ (放医研の測定による)、また同天水ろ砂の⁹⁰Sr吸着量は、乾砂1kg 当り $150.9 \pm 31.6 \mu\mu\text{c}$ (当衛研の測定による)であった。

食品類についても、一般にあまりいちじるしい汚染は認められなかったが、野菜類ではとくにほうれん草、魚介類ではしじみが若干の放射能を示した。牛乳は夏期において若干の放射能を示したことは、前年と同様である。穀類はほとんど放射能を示さなかった。

鳥 取 県 に お け る 放 射 能 調 査

鳥取県衛生研究所 宮 田 年 彦

1958, 1959 年度に引き続き、1960 年度に実施した雨水・陸水及び各種食品の放射能調査について、その結果を報告する。

I. 雨 の 放 射 能

毎日午前9時に前24時間の降雨を採取し、その100mlについて平均放射能を測定した。

1959 年度の測定値より低下し、ほとんど50cpm/l以下で、これより高い値を示したのはわずか3回で最高114cpm/l(6月)であった。時期的には、4月~6月上旬、9月及び12月~3月に高い値を示した。

II. 陸 水 の 放 射 能

a. 上水・井水・河川水：上水は1系統につき原水・濾過水・配水を毎月1回、井水は3カ所について5~11回、河川水は4河川について5~11回測定した。いづれにも放射能は認められなかった。

b. 下水：毎月1回測定した。放射能は全期間中わずかではあるが認められ、その最高は4.8cpm/lであった。

■. 河川沈積物の放射能

河川水採取カ所の川底より採取した試料につき4～9回測定した。全試料に放射能を認めたがわずかであった。(最高10.6cpm/沈澱灰化物500mg)

その他、水源池の沈渣・濾過砂について各1回測定したが、濾過砂に8.9cpm/沈澱灰化物500mg)の放射能を認めた。

IV. 食品の放射能

- a. 植物性食品：10品種について測定した。放射能を認めた試料は一部で、大部分の試料には認められなかった。多く認めたものは、大根の葉、梨の皮、玄米、馬鈴薯で、最高は夫々9.6, 13.1, 2.9, 9.7であった。
- b. 動物性食品：6品種について測定した。牛乳は3カ所について毎月1回測定したが、いずれも秋に放射能がわずかに認められた。魚類では、骨、内臓にわずかに認められた。

福岡県の放射能調査

福岡県衛生研究所 森本 昌宏, 森 彬

1957, '58, '59年に引き続いて実施中の陸水及び食品の放射能調査の概要は次のとおりである。

1. 陸 水

上水(原水, 蛇口水), 下水, 河川水, 井水について1958年以降、一般に値は低くなっているが、下水濾液部分は'60年に入って若干高い値を示すものがあった。その最高値は表Aに示すとおり、 6.4 ± 2.0 cpm/l で、'59年以前の最高値、 5.4 ± 1.2 cpm/l ('58年測定)と略同程度の値を示した。

下水濾液部分を降いては'59, '60の2年間において何れも値は低く、殆んど変化は認められなかった。尚河川水についても 3.4 ± 0.7 cpm/lを計測した他は何れも放射能を認めなかった。

表 A 陸水の年度別最高値 cpm/L

試料	年度別	1957	'58	'59	'60
上 水(蛇口)		3.1 ± 1.2	3.2 ± 1.2	1.0 ± 0.7	1.1 ± 0.7
" (原水)		7.0 ± 1.3	4.9 ± 0.9	0.4 ± 0.7	1.0 ± 0.7
下 水(濾液)		3.4 ± 1.2	5.4 ± 1.2	5.2 ± 2.8	6.4 ± 2.0
" (沈澱)		3.5 ± 1.2	2.3 ± 1.2	2.1 ± 0.7	2.0 ± 0.7
河 川 水		4.6 ± 1.2	3.6 ± 1.0	0.4 ± 0.7	3.4 ± 0.7
井 水		4.8 ± 1.2	4.0 ± 1.0	—	2.9 ± 0.7

2. 食 品

(イ) 農産物。'59年7月採取の大根葉部では 56.6 ± 6.2 , 63.0 ± 7.4 cpm/乾物10g, ほうれん草では 17.2 ± 8.3 cpm/乾物10g, の測定値が得られ、当時まだ可成りの放射能が検出されたが、その

後減少し、'60年に入ってから汚染皆無の状態が続いた。

その他、穀類（玄麦、玄米、白米）果実（梨）についても'59年以降は放射能を認めていない。

(四) 水産物。しぐみ、いか、鮎等何れも測定値は低く、'59年以降放射能は殆んど検出されていない。

(ハ) 畜産物。牛乳も'58年頃は多少放射能が計測されたが、'59年以降は、同年7月に、 4.5 ± 1.8 cpm/100cc、'60年7月に 4.9 ± 1.9 cpm/100cc を計測したに過ぎず、他は他れも放射能は検出されなかった。

表 B 食品の年度別最高値

試料	年度別	1957	'58	'59	'60
大根(葉部)		—	$1,016.6 \pm 13.7$	63.0 ± 7.4	5.3 ± 3.1
ほうれん草		68.3 ± 7.0	178.7 ± 8.6	17.2 ± 8.3	6.9 ± 5.5
梨		—	5.0 ± 1.2	0.7 ± 0.9	0.3 ± 0.8
玄麦		3.6 ± 1.1	1.0 ± 0.7	1.7 ± 0.7	(-0.6 ± 0.5)
玄米		10.7 ± 4.4	0.7 ± 0.4	0.4 ± 0.4	(-0.3 ± 0.3)
いか		—	2.0 ± 0.4	0.4 ± 0.2	0.0 ± 0.2
しぐみ		—	6.1 ± 0.8	1.3 ± 0.2	0.3 ± 0.1
牛乳		3.7 ± 3.7	11.8 ± 2.1	4.5 ± 1.8	4.9 ± 1.9

(×農産物 cpm/乾物10g ×水産物 cpm/生体10g ×牛乳 cpm/100cc)

3. む す び

表A、表Bは陸水及び食品の年度別最高値を示したものであるが、一般的にみて、1958年を峠に、'59年は減少状態にあり、'60年に入っては殆んど汚染を蒙っていないことがいえる。陸水については全体に値が低いためこの傾向があまりはっきりしないが、食品、特に農作物の地上葉菜類では附着による汚染が容易なため、明確な傾向を示している。

福井県における放射能調査

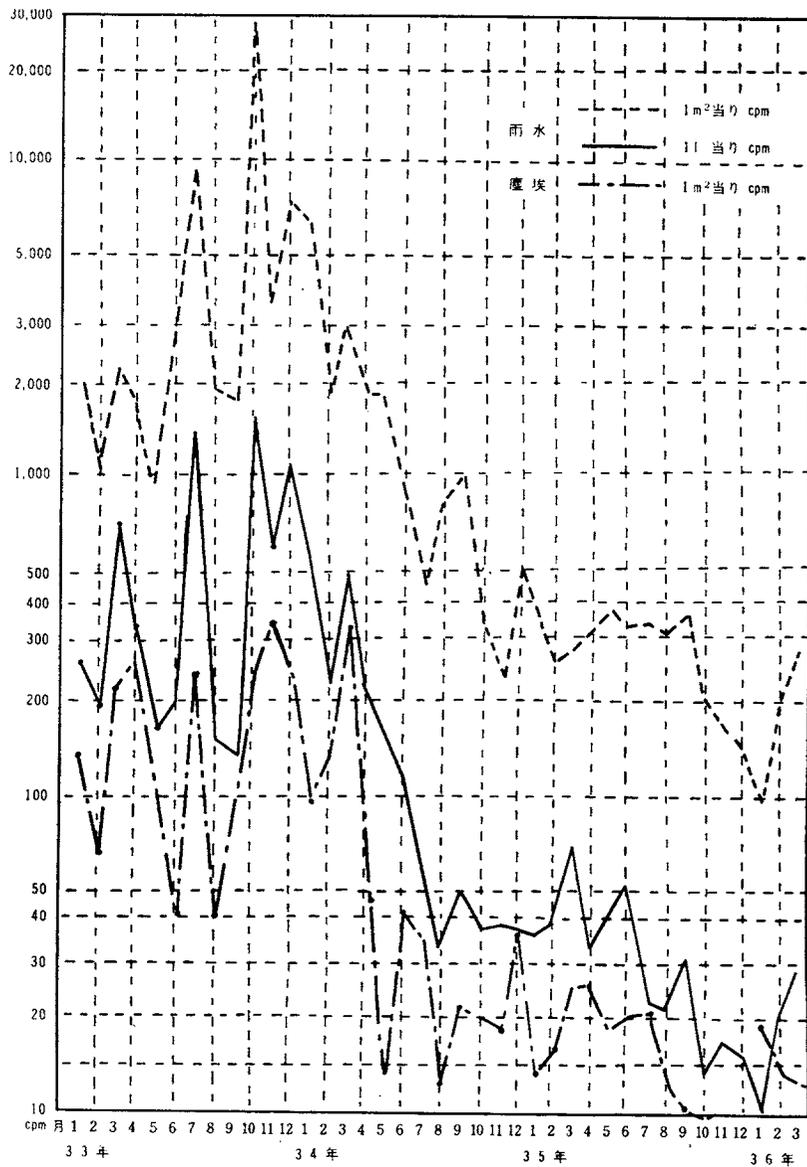
本田玄四郎，岸 彦平

昭和35年度放射能調査成績の概要について報告する。測定には、神戸工業製及び科研製の100進法GMカウンターを用い、試料の調製及び測定法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の方法に従って行った。

1. 雨水及び落下塵埃について

例年の通り、雨水については降雨の都度、落下塵埃については毎日、全放射能の測定を行った。集塵には粘着紙を用いた。雨水には500cpm/l以上のものは1件もなかった。雨量を考えると、500cpm/m²以上のものは25件、1000cpm/m²以上のものは8件であった。昨年度も500cpm/l以上のものは1件もなかったが、500cpm/m²以上のものは72件、1000cpm/m²のものは37件あり、これ等に比べると雨水中の全放射能は依然として減少の傾向にあることが認められる。降雨のない日

降雨および落下塵埃中の月別平均放射能計数率 (33年1月～36年3月)



註

1. 雨の採取期間は a.m 9.00 より翌日 a.m 9.00 までである。
2. 落下塵埃採取用粘着紙の露出期間は a.m 9.00 より翌日 a.m までである。
3. 落下塵埃の値は雨の降らない日の測定値を採用した。
4. 比較試料 U_2O_8 を用いて測つた, 測定器の見かけの効率は昭和35年3月までは 10%, 同年4月以降は 17.4% である。

の落下塵埃中の放射能は本年度は平均 15.3 cpm/m² で、昨年度の平均 37.7 cpm/m² に比べ半減している。末尾に掲げた表は昭和33年1月よりの降雨及び落下塵埃中の月別平均放射能計数率を示したものである。

2. 陸水について

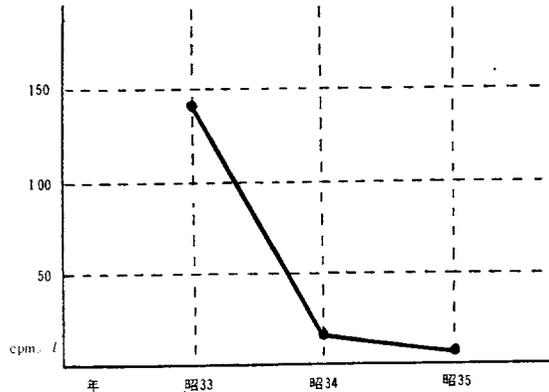
測定結果は例年とほぼ同じ傾向を示し、天水、下水、河川水及び湖水の順に低くなっている。上水には全く放射能を認めなかった。福井市の下水は最高 3.6 cpm で、その平均値は 2.4 cpm/l であった。前年度の最高値は 6.0 cpm/l 及び平均値は 4.3 cpm/l である。河川水には若狭地方の北川を選んだが、最高 3.2cpm/l でその平均値は 1.6cpm/l であった。前年の南川の最高 5.8cpm/l 及び平均値 3.6cpm/l に比べるといくらか減っている。

武周池の測定値は最高 3.5cpm/l、平均値は 1.1cpm/l であった。三方湖においては最高 5.3cpm/l で平均値は 1.9cpm/l であった。

天水は石川県七尾市東浜町及び福井県越前岬航路標識事務所より採水した。七尾市の天水は6月採取の 12.5 cpm/l が最高で、全般的には昨年に続いて減少の傾向にあった。右の表は過去3年間の年別平均測定値を比較したものである。

天水沈でん物中の放射能は減る傾向にあるが、まだ相当の放射能を認めた。乾物 100g 当りの測定値は年別平均で33年度 27536cpm、34年度 32734 cpm 及び 35年度 19694 cpm である。

越前岬燈台では過槽により約80%の放射能が除かれていた。



天水の年別平均放射能計数率

3. 食品について

試料中の全放射能は一般に低かったが、貝類及び一部の穀類にやや高い計数率を示すものがあった。

牛乳の平均値は 0.4cpm/100cc であって、U₃O₈による計数効率補正值を年度別に比べると、次に示すように漸減している。

年 度	32	33	34	35
計 数 効 率 補 正 値	30.6	23.1	7.6	2.2

野菜及び果物類では、ほうれん草、大根、大根葉及び梨を試料としたが、昨年度と同様、昭和32、33年度に比べると著しく減少している。

穀類及び魚貝類では、水稻及び陸稻の玄米、大麦及び小麦の玄麦、いか、ふな及びしじみを試料としたが、それ等の中で大麦及びしじみに昨年同様いくらか高い値を検出した。

京都府における放射能測定調査について

京都府衛生研究所 安井 市治, 浅見益吉郎

放射能による環境汚染が衛生上重大な意義をもつ点に鑑み、当所においては、1956年以来継続して放射能汚染調査を行っているが、1960年4月から1961年3月迄に行った調査研究の結果を総括して報告する。

1. 陸水、各種食品等の放射能測定

(a) 試料

上水、下水、井水、湖水、河川水、雨水、魚貝類、殻類、茶、果物、野菜、牛乳等 231 検体につき何れも京都府下のものを採取して試料とした。

(b) 測定方法

試料の調製及び測定方法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の法によった。

(c) 測定結果

測定成績の最高値、最低値を前年の成績と比較すれば次表の通りである。

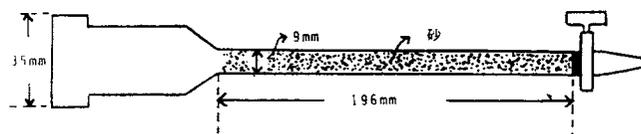
調査期間	上 水		下 水		井 水		河 川 水		雨 水		食 品	
	最高 cpm/l	最低 cpm/l	最高 cpm/l	最低 cpm/l	最高 cpm/l	最低 cpm/l	最 高 cpm/l	最低 cpm/l	最高 cpm/l	最低 cpm/l	最 高 灰分500mg 当り cpm	最 低 灰分500mg 当り cpm
1959年4月 ～ 1960年3月	7.9±0.9	0±0.8	3.7±1.0	0.1±0.8	2.2±0.8	0±0.8	32±1.3	0±0.8	430±6.6	0±0.8	16.7±1.9 (茶)	0.05±1.2 (いか)
1960年4月 ～ 1961年3月	2.6±0.9	0.1±0.9	2.9±0.8	0.2±0.8	1.8±0.8	0.1±0.8	31.4±1.1	0.1±0.8	6.7±0.9	0±0.8	14.6±1.0 (梨)	0±1.1 (大根)

この2ヶ年間の放射能検出値の推移を見ると、上水、下水、井水、食品については、次第に多少減少の傾向を示し、雨水は、1960年度は、一般に甚だしく低い値を示している。河川水については全期にわたり鴨川の上流出町橋附近において、数回 20~30cpm/l の値が見られるが、他の河川水には全くこのようなことがないところから、人為的な汚染に基くものではないかとの疑がもたれる。

2. 水中の放射性物質に対する砂層の吸着力調査

雨水を砂で濾過すれば雨水中の放射能が相当除去できることは一般に知られているが、RI溶液を用いて吸着の状況を、砂の粒度、放射能の強度、核種、水質等の面から検討したところ、次のような知見を得た。

(本実験には次のような吸着塔を使用した。)



- (a) 直径0.3~3.5mmの砂については砂の直径が小となる程放射能の吸着率は大となる。
- (b) 水中の放射能の強度が1ml当り120cpm程度の場合、500ml流下させると最終流出液中には約30%の放射能が残存し、1ml当り1700cpm程度とすると、500ml流下させた場合、最終流出液中には約70%の放射能が残存する。
- (c) 核種によって吸着率に差異があるが、上記(a)の砂を用いた場合Sr、Csは、非常によく吸着される。
- (d) 同一のR、Iを、水質を異にする各種の水に溶解したものを検液とし、上記(a)の砂で濾過した場合水質が異れば、放射能の吸着率にも差異のあることがわかった、この原因としては目下検討中であるが、PH値、溶存物質の量及び質に関係があるものと思われる。

宮城県における放射能調査について

宮城県衛生研究所 佐藤 新作, 阿部 瑞子

1. ま え が き

本報は1960年4月より1961年9月までの科学技術庁の委託調査及び宮城県独自で行った調査についての概略である。

2. 測 定 方 法

陸水・食品・水道口過膜の測定方法は放射能測定基準小委員会編の放射能測定法(1957)によった。食品中のKの分析は分光光度計フレイムフォトメーターにより定量し、⁴⁰Kによる放射能補正を行った。測定条件は第1表の通りでありGM管はPbレンガで囲った。

第 1 表

計 数 装 置	"TEN" 100 Scaler Model SA-3B
使 用 計 数 管	GM 131 No. 2225
マイカ窓の厚さ	3.29mg/cm ²
窓からの距離	1段目(約10mm)
比 較 試 料	科研製 U ₃ O ₈ 48mg A-110
試 料 皿	神戸 ステンレス スチール 内径 25mm 深さ 6mm 厚さ 0.3mm

3. 測定結果の概要

3-1 陸 水

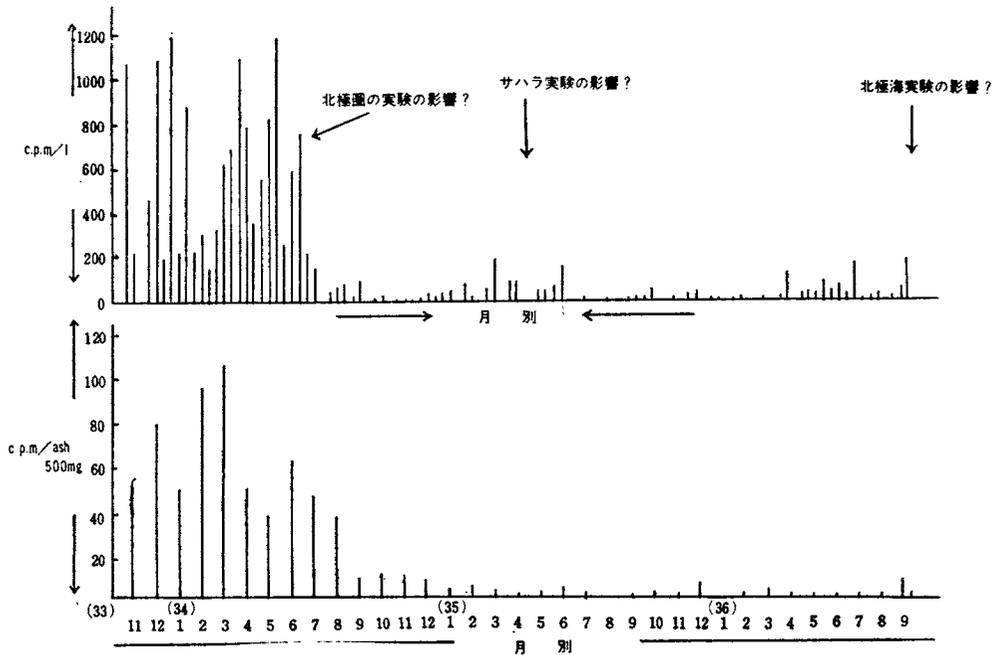
上水、井水、河川水は昨年と比較してグロスカウントは若干減少を示したが下水は昨年と比較して若干グロスカウントの増加を示した。即ち最高値を昨年と比較すると、上水の6.7cpm→3.0cpm

(昨年度→本年度以下同様) 井水の 3.8cpm→2.8cpm 河川水の 2.9cpm→2.3cpm であり、下水は 4.5cpm→12.7cpm であった。

3-2 上水道口過膜

1958年より継続的に調査しているもので仙台市上水道中原口過池、口過膜の灰分 500 mg 当りの cpm と仙台管区气象台測定による雨雪の定時の cpm との関係を示せば第2表の如くであり、1959年秋以来 Fall-out による汚染は、グロスカウントよりみれば減少を示して来たが 1961年9月の核実験再開以後若干ではあるが増加して来たことがうかがわれる。

第2表 上図： 雨の放射能測定値 (定時：仙台管区气象台測定値)
下図： 仙台市上水道中原濾過池、濾過膜の放射能測定値



3-3 食品

各種食品のグロスカウントは一部減少を示しているものもあったが一般に若干ではあるが増加を示していた。即ちグロスカウントの最高値を昨年度と比較してみると灰分 500mg 当り除 ^{40}K の cpm で、

野菜類では「大根」の 5.4cpm→6.5cpm (昨年度→本年度以下同様) 「ほうれん草」 8.1cpm→2.8cpm であり、果実類では「梨」の 17.4cpm→15.7cpm であり、穀類では「玄米」の 1.9cpm→5.4cpm 「大麦」の 2.1cpm→5.3cpm 「小麦」の 1.8cpm→3.1cpm であった。魚貝類では「ふな」の 3.7cpm→4.7cpm 「しじみ」の 2.2cpm→12.5cpm 「いか」の 3.7cpm→4.7cpm であった。「牛乳」は 2.7cpm→3.0cpm であった。これは地上における Fall-out の蓄積量とも関係あるものと推定される。

大阪府下における放射能汚染

大阪府立公衆衛生研究所，環境衛生課

大志野章，沖岩四郎，末中時子
林 智，林美代子，舟瀬健三
田谷聰至

第2回放射能調査研究成果発表会に報告してから後の，現在迄に得られた成績（1960年10月—1961年9月）を簡単に報告する。測定は科学技術庁：放射能測定法（1957年）に準じて行い，測定装置は端窓型GM管を用いた。計数管の効率を揃えるために， U_3O_8 を評準試料として補正を行い，以下，農作物及び雨水を除き，この補正值によって結果を示す。

1. 上水道水

布施市上水道浄水場関係の井水，原水（河川水より来るもの，井水より来るもの）及び浄水を採取し，その平均値及び最高値を第1表に示す。

第1表 上水道水

試料	検体数	平均値	最高値
井水	15	16.6±9.5	41.0±12.8（'61年8月）
井水原水	7	16.5±7.8	32.3±7.7（'61年5月）
河川水原水	9	5.1±7.4	34.6±12.9（'61年8月）
浄水	36	4.3±7.4	22.0±12.9（'61年8月）

2. 下水道水

大阪市津守下水処理場における，処理前及び処理後の下水を毎月採取した。処理前のものについて，1961年3月迄は，濾過部分と沈澱部分とに分けて測定していたので第2表においても，期間を分けて結果を示す。

第2表 下水道水

試料	期間	検体数	平均値	最高値
処理前				
濾過部分	'60.10 ~ '61.3	6	28.5±6.7	35.0±7.3（'61年3月）
沈澱部分	"	6	10.5±6.8	19.0±9.5（'61年2月）
濾過せず	'61.4 ~ '61.9	6	22.2±8.8	44 ± 7（'61年9月）*
処理後				
濾過せず	'60.10 ~ '61.3	6	11.8±6.9	16.9±6.0（'60年12月）
濾過せず	'61.4 ~ '61.9	6	18.2±8.8	38 ± 7（'61年9月）*

* 台風18号による水害の影響か？

3. 河 川 水

大和川国豊橋（上流），同下高野橋（下流）で，1960年11月，61年2月，及び4月より毎月，又淀川浄水場取入口附近から1961年4月より毎月採取した。それぞれの結果を第3表に示す。

第3表 河 川 水

試 料	検体数	平 均 値	最 高 値
大 和 川			
国 豊 橋	8	4.1 ± 7.4	13.5 ± 6.8 ('61年4月)
下 高 野 橋	8	7.4 ± 7.5	14.2 ± 7.1 ('61年5月)
淀 川	7	6.1 ± 7.0	18.1 ± 5.8 ('61年7月)

4. 雨 水

研究所増築工事のため，雨水の採取は，61年5月より8月迄中止していた。その後，核爆発実験が行われたので，9月12日の雨から測定を再開した。60年10月から61年4月迄の平均値は2.8cpm，最高値は60年2月の3.8cpmであった。9月中の雨については，12日に122.1±2.9cpm，15日に107.5±1.8cpmを得たが，16，17日の雨では，それぞれ11.5cpm，7.6cpmであった。以上いずれも降雨全量について放射能を測定し1lあたりに換算したものである（但し，9月17日の試料は2.26l中1lとして測定した。）

5. 農 作 物

大阪府下数ヶ所から，殆んど毎月採取した野菜の放射能は，灰分500mgにつき，最高値21.3±2.4cpm（⁴⁰K補正值：1960年12月，ホーレン草）であった。

6. 鹿 の 角

1959年10月に切り落した5匹の鹿の角について放射能を測定した。灰分500mgあたりの最高値は15.2±7.6であった。

愛知県における放射能調査

上下水及び河川水・雨水の放射能調査

愛知県衛生研究所

林 関 一，茶谷 邦男

1960年5月から1961年9月にわたり科学技術庁の委託をうけて測定した上水原水（犬山市継鹿尾），同末端水（名古屋市中区愛知衛研内），下水（名古屋市中区東川端町，堀留下水処理場，流入下水），河川水（木曾川・尾西市上祖父江町西中野，矢作川・西加茂郡猿投町平戸橋）の結果をまとめると第1表の通りになる。

第 1 表

	1960. 5 ~ 1961. 3				1961. 3 ~ 1961. 9			
	回数	最 高 10 ⁻¹⁰ c/l	最 低 10 ⁻¹⁰ c/l	平 均 値 10 ⁻¹⁰ c/l	回数	最 高 10 ⁻¹⁰ c/l	最 低 10 ⁻¹⁰ c/l	平 均 値 10 ⁻¹⁰ c/l
上 水 原 水 (木曾川, 犬山)	4	0.14±0.06	-0.02±0.06	0.05±0.06	2	0.06±0.05	0.01±0.05	0.04±0.05
上 水 末 端 (犬山取水系)	4	0.05±0.06	-0.06±0.08	0.01±0.06	2	0.03±0.05	0.00±0.05	0.02±0.05
下 水 (堀留, 流入水)	11	0.40±0.13	0.01±0.12	0.18±0.11	6	0.16±0.09	0.06±0.09	0.10±0.10
河 川 水 (木曾川, 西中野)	4	0.06±0.06	-0.03±0.08	0.02±0.06	2	0.03±0.05	-0.01±0.05	0.01±0.05
河 川 水 (矢作川, 平戸橋)	4	0.05±0.08	0.01±0.06	0.05±0.06	2	0.05±0.04	0.02±0.05	0.04±0.05

以上の結果からみると上水及び河川水においては放射能汚染を殆んど受けていない。下水においては他の陸水に比してやゝ高い値が認められ、僅かではあるが放射能の存在を示している。

当所の任意調査として、所の所在地で採取した1960年1月から1961年9月にわたる定量採取の雨水放射能測定結果は第2表に示す通りである。

第2表の 1 雨水・1960				第2表の 2 雨水・1961			
月	採取回数	最 高 10 ⁻¹² c/cc	平 均 値 10 ⁻¹² c/cc	月	採取回数	最 高 10 ⁻¹² c/cc	平 均 値 10 ⁻¹² c/cc
1	2	0.00	0.00	1	7	0.04±0.06	0.02±0.05
2	2	0.25	0.13	2	4	0.06±0.06	0.03±0.06
3	5	2.68	0.62	3	3	0.34±0.06	0.14±0.06
4	6	0.15	0.09	4	7	0.14±0.06	0.08±0.07
5	8	0.19	0.10	5	12	0.15±0.04	0.05±0.06
6	6	0.11±0.08	0.06±0.10	6	10	0.20±0.05	0.07±0.05
7	6	0.24±0.13	0.10±0.08	7	11	0.11±0.05	0.02±0.05
8	5	0.66±0.05	0.15±0.05	8	6	0.05±0.05	0.02±0.05
9	9	0.25±0.07	0.09±0.06	9	11	1.53±0.19	0.29±0.07
10	5	0.10±0.04	0.04±0.04	1~9月	71	1.50±0.19	0.09±0.06**
11	8	0.05±0.04	0.03±0.04	** 1~8月の平均は(0.05±0.06)× 10 ⁻¹² c/cc である。			
12	2	0.06±0.04	0.06±0.04				
年	64	2.89	0.12*				

* 3月の2.68×10⁻¹²c/ccを除いた年平均は0.08×10⁻¹²c/ccである。

以上の結果からみると1960年3月、および1961年9月の雨水にみられる放射エネルギーの増加はフランスによるサハラ実験、ソ連によるシベリア地方等による実験の影響であるとみなされ、1961年10月以降も核爆発が継続された時はさらに大きい影響があるものと予測される。かかる実験が行われていない時の雨水の放射エネルギーは愛知県地方において凡そ、0.05乃至0.08μc/cc程度である。

愛知県における放射能調査 各種食品の放射能調査

愛知県衛生研究所

林 闈一，茶谷 邦男

1960年5月より科学技術庁から各種食品の放射能調査を委託され、現在その調査を継続実施中であるが本報告においては、1960年6月以降1961年8月までの結果をまとめた。

1. 調査対象（1960年5月～1961年3月，1961年4月～8月実施のもの）

(1) 農産物 8種

A 穀類

- 玄米 水稲 1回（愛知県西加茂郡猿投町1回）
- 陸稲 1回（愛知県西加茂郡猿投町1回）
- 玄麦 裸麦 2回（愛知県西加茂郡猿投町2回）
- 小麦 2回（愛知県西加茂郡猿投町2回）

B 野菜

- ほうれん草 2回（愛知県西加茂郡猿投町1回）
（愛知県稲沢市下津町1回）
- 大根（葉・根） 2回（愛知県西加茂郡猿投町1回）
（愛知県稲沢市下津町1回）
- はくさい 4回（愛知県西加茂郡猿投町1回）
（愛知県稲沢市下津町1回）
（愛知県新城市字東入舟1回）
（愛知県渥美郡赤羽根町1回）

C 果実

- 梨 8回（愛知県西加茂郡猿投町3回）
（愛知県小牧市字久保一色3回）
（愛知県新城市字西入舟1回）
（愛知県北設楽郡稲武町1回）

(2) 水産物 3種

- A ふな 8回（愛知県海部郡蟹江町3回）
（愛知県西加茂郡猿投町3回）
（愛知県幡豆郡一色町1回）
（愛知県豊橋市牟呂町1回）
- B いか 8回（愛知県知多郡・幡豆郡の知多湾3回）
（愛知県知多郡の伊勢湾4回）
（愛知県渥美郡の三河湾1回）

C しじみ 4回（愛知県碧南市油ヶ淵2回）
（愛知県海部郡鍋田干拓地2回）

(3) 畜産物 1種

牛 乳 6回（愛知県西加茂郡猿投町6回）

2. 考察（単位は牛乳・ $10^{-12}\text{c}/100\text{cc}$ ，他はすべて $10^{-12}\text{c}/\text{乾物}10\text{g}$ を示す）

- | | | |
|--------|----|--|
| (1) 玄米 | 水稲 | -2 ± 5 (1960年度) |
| | 陸稲 | 8 ± 5 (1960年度) |
| 玄麦 | 裸麦 | 21 ± 13 (1960年度)， 4 ± 5 (1961年度) |
| | 小麦 | 15 ± 13 (1960年度)， 4 ± 4 (1961年度) |

で1960年度産の玄麦の放射エネルギーは1961年度産のものに比し高い値が示されている。

これは1960年度の麦の生育期に核実験のあった影響であろう。玄米についての1961年度産の測定は未実施である。

(2) 野菜については、ほうれん草の測定値（1960年度）は、 39 ± 23 及び 59 ± 56 でその平均値は 48 ± 33 である。1961年度産については10月実施の予定である。

1960年度実施の大根の根部の測定値は -8 ± 25 ， 40 ± 47 でその平均値は 17 ± 35 であって、葉部については 49 ± 29 ， 108 ± 36 その平均値 83 ± 36 で根部に比し汚染の度合いが大きい。

1961年度産の大根については根部のみについて1962年1月に実施の予定である。

はくさいの測定値（1961年度）は最高 202 ± 60 ，最低 69 ± 28 でその平均値は 133 ± 38 である。核実験のないときの栽培であるがかなりの汚染が認められる。

(3) 果実の梨については、1960年度の測定値では最高 92 ± 22 ，最低 15 ± 12 で平均値は 37 ± 13 であり、1961年度（県下4地点採取）の未果実については、最高 23 ± 11 ，最低 -2 ± 9 でその平均値は 13 ± 10 である。これらの値は果実の成熟状態に関係なく1960年度の値がかなり大きく放射性降下物の影響を受けていると考えられる。1961年度においては採取時期までに核実験は行われていないが成熟期の核実験影響は測定未実施のため不明である。

(4) 淡水産物のふなについての1960年度の測定値の最高は 429 ± 23 ，最低は 8 ± 33 で平均値は 117 ± 24 である。海部郡産のふなに見られる高い値はどのような汚染に起因するか明らかでない。1961年度（県下4地点採取）における値は、最高 34 ± 25 ，最低 -14 ± 47 ，平均 4 ± 30 であって1960年度に比し1961年度の値は小さい。

(5) 海水産物のいかについて実施した1960年度の測定値は、最高 27 ± 23 ，最低 -19 ± 24 ，平均 8 ± 23 で、1961年度の測定値は①伊勢湾2ヶ所，②知多湾1ヶ所，③三河湾1ヶ所の試料について、①湾口 43 ± 16 ，湾の奥 9 ± 16 ，② 23 ± 17 ，③ 17 ± 18 の値が得られておりその平均値は 23 ± 17 である

(6) 淡水産の貝類、しじみについての1960年度の測定値は、最高 17 ± 12 ，最低 -7 ± 12 ，平均値 2 ± 11 であって放射性物質による汚染は僅かである。1961年度においては現在実施中である。

(7) 畜産物の牛乳については、県下1ヶ所で採取したホルスタイン種原乳について今日まで6回実施した。1960年度における4回の採取の最高は 28 ± 16 ，最低は 14 ± 14 ，平均値 22 ± 16 であり、1961年度における前半2回の値は、 28 ± 20 ， 28 ± 15 であって全期間を通じて殆んど差異を認めない。

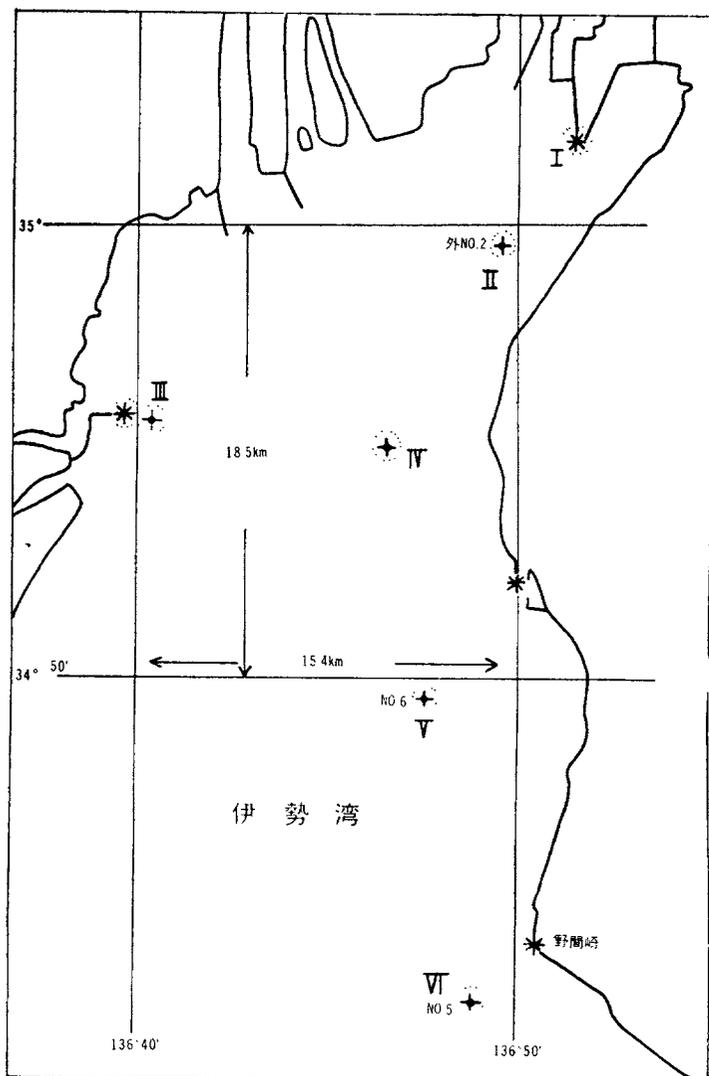
3. 総括 食品における放射エネルギーは全般的傾向として、1960年度の測定値と1961年度5ヶ月間の測定値の間には僅かではあるが減少傾向がみられる。しかし1961年度の将来の報告にまとめられる後半の7ヶ月分については9月より核実験が再開されており、相当量の放射性降下物が既に検知されているので、次第に上昇の傾向があらわれるであろうと予測されている。

愛知県における放射能調査 伊勢湾海底沈積物の放射能調査結果について

愛知県衛生研究所

林 闈一、茶谷 邦男

第 1 図 海底土採取定点略図



1960年7月に実施した調査に引続き、1961年に於ては厚生省名古屋検疫所の援助を受け、採取定点を (1)名古屋港口 (2)名古屋港外浮標燈 No. 2 (3)四日市港口 (4)大野沖浮標燈 (5)小鈴ヶ谷沖浮標燈 No. 6 (6)野間崎沖浮標燈 No. 5 の6点に定め、将来の年次にわたる各季調査を行うこととした。1961年においては6月、10月の2回実施する計画で、本報に報告する所は、1961年6月21日に実施した結果であって、採取日の天候は、無風曇りで、No. III, No. VI, No. V, No. IV, No. II, No. I の順に採取を行った。採取測定方法については、科学技術庁の示す方法によるが、採泥にあたっては今回より丸川式採泥器を使用した。採取定点の略図を第1図に示す。

調査結果についての考察

調査結果については、海底沈積物に於けるデータを第1表に、海水に於けるものを第2表に、また、陸水及び下水、参考として採取した本調査前6回の雨水の放射能測定結果を第3表に示した。この結果について、昨年8月に実施した同一箇所の海底沈積物の放射能量と比較すると、海底土の $10^{-10}\text{c}/100\text{mg}$ の乾燥物について、大野沖、野間沖の5km沖について、 4.0 ± 1.5 及び 4.5 ± 1.4 であったものが、今回の調査では 1.1 ± 1.3 、 3.4 ± 1.3 となっていて、同じ場所の海底の海水の放射能については $(0.02\pm 0.04)\times 10^{-10}\text{c}/\text{l}$ 、 $(0.05\pm 0.04)\times 10^{-10}\text{c}/\text{l}$ が $(0.04\pm 0.05)\times 10^{-10}\text{c}/\text{l}$ 、 $(0.04\pm 0.05)\times 10^{-10}\text{c}/\text{l}$ となっている。海水のCl⁻濃度は、いずれの場合にも大きい変化は認めない。即ち、海水についての放射能量は、この2回の調査を比較して大きい差は認められないが、海底土の方は前回よりも、1年後の今回の調査値の方が小さい値を示している。本試験における放射能のelementの対象となっているのはSr⁹⁰—Y⁹⁰系であるから、放射能の減衰という事柄よりも底質の移動変化に負うところが多いのではないかと推測する。いずれにしても、昨年の報告で述べた様に、伊勢湾の太平洋に近い部分の方が、伊勢湾の奥にあたる部分に比して、海底沈積物における放射能量が多いと云う事柄には変りがない。他の測定点を加えた今回の測定値で、海水が凡そ湾全体に平均的な値を与えているのに比し、海底沈積物については

名古屋港口	$(-0.1\pm 1.2)\times 10^{-10}\text{c}/100\text{g}$	乾燥泥
大野沖	$(1.1\pm 1.3)\times 10^{-10}\text{c}/100\text{g}$	乾燥泥
四日市港口	$(1.7\pm 1.3)\times 10^{-10}\text{c}/100\text{g}$	乾燥泥
知多沖	$(2.7\pm 1.3)\times 10^{-10}\text{c}/100\text{g}$	乾燥泥
小鈴谷沖	$(3.3\pm 1.3)\times 10^{-10}\text{c}/100\text{g}$	乾燥泥
野間沖	$(3.4\pm 1.3)\times 10^{-10}\text{c}/100\text{g}$	乾燥泥

の値が示され、外海に近づくに従って次第に大きい測定値が与えられている。

なお、本報告においても、昨年の報告と同様に、河川水（木曾川の犬山、尾西の箇所にある、名古屋市上水道取水口、矢作川の猿投町平戸橋）と、下水（名古屋市中区堀留下水処理場流入下水）及び調査前約2ヶ月にわたる雨水放射能のいずれにおいても、海水或は海底沈積物に放射性物質を供給するものは見当たらない。即ち、雨水の例を取れば、昨年の調査期前約2ヶ月の値と本調査あげた、その参考値の間には大差は認められない。伊勢湾海底沈積物の放射能調査結果の検討のためには、伊勢湾口先の太平洋の調査を併施する必要がある。この附近の海深は、鯛ノ島、セギョウ瀬南方において約30mで、伊勢湾中部の海深にはほぼ等しい。海溝は菅島の東方に沿って、35~70mで、伊良湖、答志を結ぶ線の南方に部分的に100mの海深を示すところが存在している。

第 1 表

海底沈積物の放射能調査報告

計 数 装 置	日本無線 DC-1, GM, LB2504
マイカ窓の厚さ	1.8mg/cm ²
点からの距離	15mm
比較試料番号	科研 U ₃ O ₈ , B-304(500dps). (Sr ⁹⁰ -Y ⁹⁰ 標準併用)
試料皿の材質形状	ステンレス, φ25mm

定 点 No.	採取年月日	採 取 箇 所		採 集 方 法	測 定 年 月 日	比 較 試 料 計 数 率 c. p. m	自然計数率 c. p. m	沈澱灰化物 500mg あた り c. p. m	沈澱灰化 率重量 g (試料20g あたり)	試 料 乾 物 100g あた り c. p. m	同 ×10 ⁻¹⁰ c/100g
		採 取 箇 所 名	深 さ (m)								
I	1961. 6.21	名古屋港口	9	丸川式採泥器	1961.7. 18	3411±27	11.9±0.6	-0.1±1.7	1.73	- 2±29	-0.1±1.2
II	"	名古屋港外 知多沖	8	"	"	"	10.4±0.6	4.3±2.2	1.51	65±33	2.7±1.3
III	"	四日市港口	14	"	"	3465±27	11.6±0.6	2.1±1.7	1.93	41±33	1.7±1.3
IV	"	大 野 沖	23	"	"	3411±27	10.5±0.6	1.5±1.8	1.70	26±31	1.1±1.3
V	"	小 鈴 ヶ 谷 沖	21	"	"	"	10.9±0.6	5.0±2.0	1.61	81±32	3.3±1.3
VI	"	野 間 沖	34	"	"	3455±27	10.7±0.6	4.8±1.9	1.74	84±33	3.4±1.3

第 2 表

海水放射能の調査報告 (海底海水)

条件 第 1 表に同じ但し

GM計数装置 DC-3C型使用

定 点	採取年月日	採 取 箇 所		測定年月日	採 取 量 c.c	比較試料 計 数 率 c. p. m	自然計数率 c. p. m	試料計数率 c. p. m	同 ×10 ⁻¹⁰ c/l	水 温 °C	塩素イオン %	pH
		採 取 箇 所	深 さ (m)									
I	1961. 6.21	名古屋港口	9	1961. 7. 7	1000	4060±40	13.5±0.7	1.2±1.4	0.04±0.05	22.5	17.0	8.1
II	"	名古屋港外 知多沖	8	"	"	4060±40	13.9±0.7	0.9±1.4	0.03±0.05	22.0	19.1	8.2
III	"	四日市滝口	14	1961. 7. 6	"	4110±40	13.5±0.7	1.3±1.4	0.04±0.05	19.5	18.4	8.3
IV	"	大野沖	23	"	"	4120±40	13.2±0.7	1.3±1.4	0.04±0.05	21.0	18.4	8.3
V	"	小鈴ヶ谷沖	21	"	"	4120±40	13.5±0.7	-0.2±1.4	-0.01±0.05	20.5	18.4	8.1
VI	"	野間沖	34	"	"	4110±40	13.0±0.7	1.2±1.4	0.04±0.05	20.0	19.5	8.1

第 3 表

陸水及び下水の放射能調査報告

計 数 装 置	神戸工業 SA-SA, GM, 132A
マイカ窓の厚さ	2.0mg/cm ²
窓からの距離	15mm
比較試料番号	科研U ₃ O ₈ , B-304(500dps)
試料四の材質形状	ステンレス, φ25mm

試料番号	採取年月日	採 取 箇 所		水 温 °C	測定年月日	比較試料 計 数 率 c. p. m	自然計数率 c. p. m	試料計数率 b. p. m/l	同 ×10 ⁻¹⁰ c/l	蒸発残留物 mg/l	備 考
		採 取 地 名	深 さ (m)								
5	1961. 5. 18	犬 山 市 継 鹿 尾	1.0	18.0	1961. 5. 22	4728±23	17.7±0.8	1.9±1.6	0.06±0.05	44.0	濾過しない
8	1961. 5. 25	尾西市上祖父江町	3.5	17.0	1961. 5. 25	4649±23	15.4±0.8	0.9±1.6	0.03±0.05	39.0	〃
10	1961. 6. 22	西加茂郡猿投町	1.0	14.0	1961. 6. 2	4659±23	14.6±0.7	1.7±1.4	0.05±0.04	68.0	〃
4	1961. 4. 28	名古屋市堀留	処理前	18.0	1961. 5. 8*	3370±19	24.7±0.9	1.6±3.6	0.07±0.15	573.0	濾過しない
9	1961. 5. 25	〃	〃	19.5	1961. 6. 3	4634±23	16.7±0.7	4.2±3.0	0.13±0.09	438.0	〃
17	1961. 6. 22	〃	〃	21.6	1961. 6. 24	4825±23	18.7±0.8	5.6±3.2	0.16±0.09	352.0	〃
定量採取	1961 4.26~27	県 庁 内	100cc採取	—	1961. 4. 28*	3334±19	25.2±0.9	— 4±18	—	—	—
	5.16~17	〃	〃	—	1961. 5. 18*	3313±19	25.5±0.9	21±19	—	—	—
	5.21~22	〃	〃	—	1961. 5. 25	4651±23	16.5±0.7	13±15	—	—	—
	5.23~24	〃	〃	—	1961. 5. 25	4651±23	15.6±0.7	57±15	—	—	—
	5.24~25	〃	〃	—	1961. 6. 1	4677±23	17.9±0.8	— 8±16	—	—	—
	6.16~17	〃	〃	—	1961. 6. 19	4852±23	18.0±0.8	30±16	—	—	—

註 * 印の測定については東芝 RGD-100B型, GM, B5, マイカ 1.9mg/cm², 15mm の距離で他条件は *印の他のものと同一にして測定した値である。

東京都に於ける食品及陸水の放射能汚染の推移に就いて

都立衛生研究所 長 尾 元雄, 松井 多一
三 村秀 一, 西垣 進

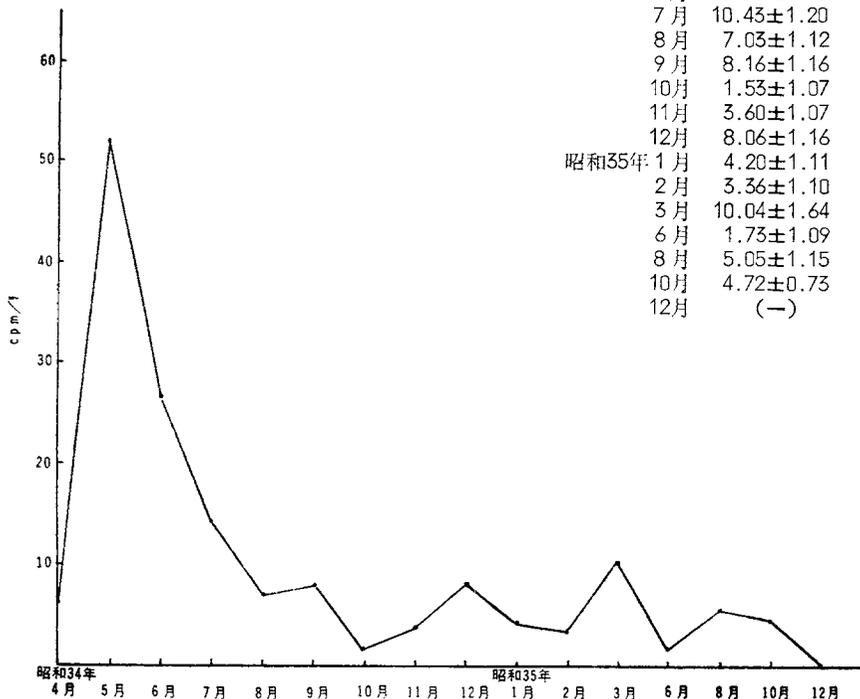
陸 水

昭和35年4月から36年3月までの各種陸水の放射能調査の概論について述べる。上水道としては、都下青梅市の簡易水道の原水、蛇口水を年4回調査した。原水は山奥約4km位の所で、沢の水を堰止めて貯水し、砂口過をしている。平均値1.21cpm/lで最高1.93cpm/lを示している。

下水としては三河島污水処理場で、都内の下水を爆気、活性汚泥にて処理した水を年12回調査した平均値6.92cpm/lを示す。河川水としては多摩川を選び、その水と、沈澱物を年3回調査し、その結果では、河川水が平均値1.78cpm/l沈澱物5.65cpm/lを示した。

伊豆大島は、雨水をためて飲料水としている地区で、この貯水槽内の水と、沈澱物について測定し、34年度からの比較を図表すると次の如くである。

(図1) 天 水 (伊豆大島)
(昭和34年→35年間の放射能計数値)



各種陸水の放射能の平均値を昭和34年度と比較すると次の如くである。

	昭和34年度	昭和35年度
(三河島污水処理場) 水	5.40 (cpm/l)	2.74 (cpm/l)
(青 梅 水 道) 上水	1.85 //	1.21 //

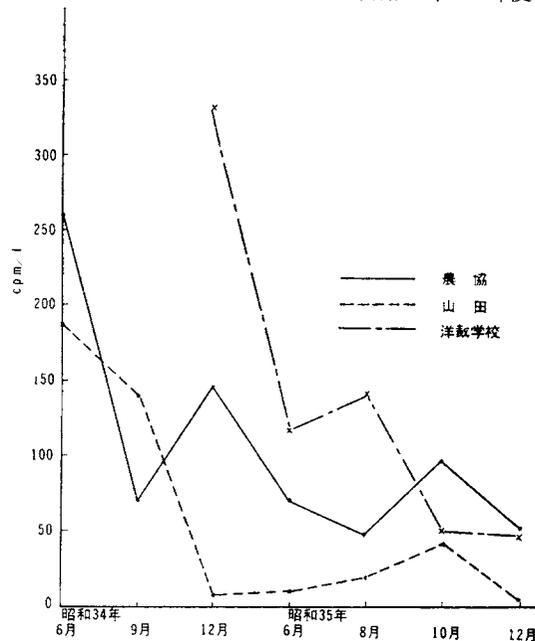
(伊豆大島) 天水	11.80	//	2.87	//
(伊豆大島) 沈澱物 (g)	124.50 (cpm/k)		66.13 (cpm/k)	

以上の結果から、昭和35年度は、34年度に比較して漸次減少の傾向を示していることがわかる。
 ((図表1)より特に大島の天水の放射能値は明白である)、しかし貯水槽内の沈澱物は、高い計
 数値を示すものがあり、汚染が充分認められる。

((図表2)より、計数値が一定して居ないのは、貯水槽を島民が時々掃除するので、その後に採
 泥した場合、或は、貯水槽が大きいので、採泥箇所によるものと思われる)。

昭和36年度は核爆発実験が行われてる為8月以降漸次増加の傾向を示しているが充分データが
 備はらないので、ここでは除外してあります。

(図2) 沈 澱 物 (伊豆大島)
 (昭和34年~35年度 放射能計数値)



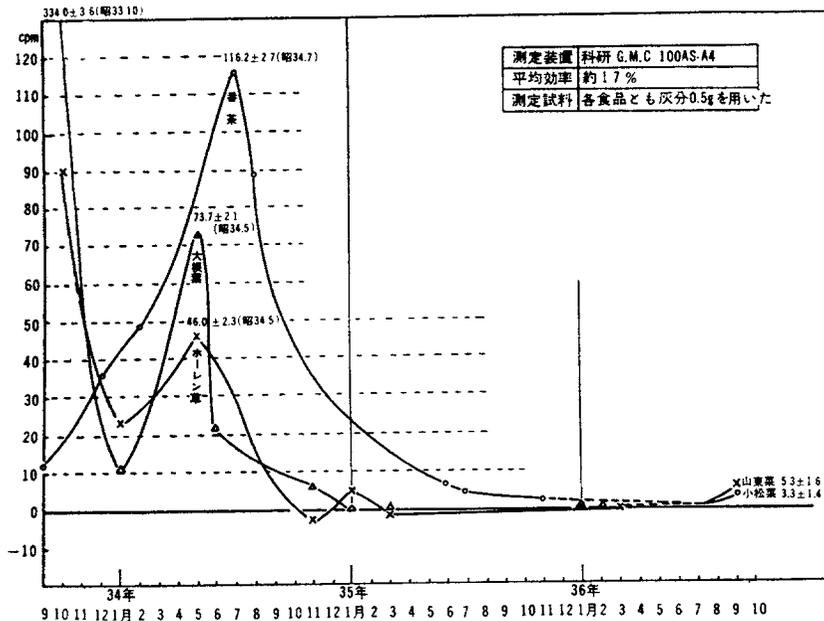
食 品 (昭和33年9月より現在に至るまでの汚染度の推移)

昭和32年9月から現在まで、科学技術庁委託による食品の放射能汚染の調査を続けてきた。農産物、水産物、畜産物について調査を行っているが、この間、特に野菜類のうちでホーレン草、大根葉、番茶に強い汚染値が見られたので、年次を追って汚染の状況を図表にして傾向を見る事にする。(Fig1)

Fig1に見られるように34年秋口から36年3月までは、汚染度は減少をたどり、36年1月、3月の調査では、異状カウントが全く見られないまでになってきた。再び今夏、ソ連の核実験が開始されたので、山東菜、小松菜について調査したが、わづか乍ら汚染値が見られ、汚染度曲線の上昇する傾向が見られるようになってきた。食品中の放射能の許容量は正確に規定されていないが、飲料水中の許容量から、当研究所のGMCでは、上記の3種の中で、ホーレン草、大根葉は、1日100g摂取すると約30cpm位、番茶は、1日25gを飲用するとして約30cpmで、許容量となるので、

36年9月の調査の2種のもは、この値をはるかに下廻っている。しかし、この表で見られるとおり、核実験の影響が、すぐに、これ等の食品に現われることは、公衆衛生上のみならず、その遺伝的影響を考へる時、許容量以下とはいえ、問題があるものと思う。また、今後も調査を継続しその結果について報告する。

(2図) 人工放射能(β線)による食品汚染度曲線



註：Kc 10.5g のカウントを測定し、各食品の灰分中の ^{40}K による自然放射能を計算により補正を行った。各品目とも、東京都内及近在の生産物である。

海水の放射能について

海上保安庁水路部 ○日向野良治, 長屋 裕
塩崎 愈, 背戸 義郎

1. 調査方法

昨年に引続き日本近海の海水について全放射能の測定ならびに ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce の核種分析を行った同時に全海洋からみた場合の日本近海水の汚染レベルを知るため、カリフォルニア沖、ハワイ諸島附近、南洋諸島附近、南太平洋、印度洋及び南極海等から採取した試水中の ^{90}Sr , ^{137}Cs , および ^{144}Ce の分析を行っているので現在までに得られた結果について報告する。

2. 結果

(1) 海水の全放射能について

34年6月の極大値以来徐々に減少し35年の暮から36年の春には2~3 dpm/l 程度になっており、天然ウランの娘核種等の濃度のフラッキ以内に入るものと思われる。しかし35年の8月に日本海の島根県浜田沖から採取した表面海水からは7 dpm/l 見出されその寿命も約2ヶ月程度で半

減するような短寿命核種の存在が予想されるような事もあった。

(2) 核種分析について

日本近海では34年6月に $0.9\mu\mu\text{c/l}$ の ^{90}Sr が見出されたが、11月には $0.4\sim 0.6\mu\mu\text{c/l}$ となり35年には $0.2\sim 0.3\mu\mu\text{c/l}$ 程度に減少している様子がみられ ^{137}Cs についても同様の傾向が見られた。 ^{144}Ce については大体 ^{90}Sr と同じオーダーの濃度であることが認められた。

35年における表面海水のこれら核種の濃度を日本近海でない他海域のそれらと比較するとカリフォルニア沖では日本近海の約1/2、ハワイ諸島或いは南洋諸島附近では日本近海と同程度、南太平洋では ^{90}Sr については日本近海の1/4~1/5程度、 ^{137}Cs については1/2程度になっており、 $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ の濃度比が南太平洋だけ大きな値を示している。深層海水については現在分析中であり11月中旬までには結果が得られる予定である。

3. 考 察

34年秋以来海水の全放射能測定からは人工放射能の存在を推察する事が殆んど不可能な程度になっている。しかし核種分析の結果からは日本近海の表面水の ^{90}Sr や ^{137}Cs はFall-outだけによって汚染されたと考えられる南太平洋の海水と比較して2~4倍の高濃度を示している。

又、ハワイ諸島東方海域から採取した試料は多分北太平洋海流中にあり日本近海と同じ程度の濃度を示しているが、かつて日本近海を黒潮として通過したビキニ、エニウェトック附近からの汚染水塊が大海流の途中の稀釈によってその濃度に達したのであろう。

カリフォルニア沖の試水はその径路上北方海水による稀釈の程度が大きかったものと推察される。

横浜港、名古屋港及び神戸港の放射能レベル調査について

海上保安庁水路部 日向野良治，○長屋 裕
塩崎 愈， 背戸 義郎

1. 調 査 方 法

原子力船の就航に先たち常時における港湾の放射能レベルを測定しておくため海上保安庁水路部では、横浜、名古屋及び神戸の各港内で約15測点の海水、海底土について全放射能ならびに ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び ^{144}Ce の分析を行っている。

分析法は 110°C で乾燥した海底堆積物の冷塩酸抽出液から蓚酸を使用してSr、Ce等を分離する事を除いては大体において海水の分析と同様である。

昨年は横浜港調査の一部について発表した。その後、横浜、神戸港の海水ならびに海底表層堆積物について全放射能、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 及び ^{144}Ce の分析結果が得られたのでそれについて報告する。

なお36年度には横浜、名古屋及び神戸の各港について4点の海底柱状堆積物を採取したが、これらの試料は2.5~5cm毎に細分し、 ^{144}Ce の分析に供する予定である。

2. 調 査 結 果

海水の核種分析結果からみると港内水は外洋水と比較して ^{144}Ce はかかなり少いが、 ^{90}Sr や ^{137}Cs に

ついては大差がない。又全放射能については外洋水より幾分低い。

海底表層堆積物の ^{90}Sr は $0.01\mu\mu\text{c/g}$, ^{137}Cs は ^{90}Sr より高く平均 $0.05\mu\mu\text{c/g}$, これに対して ^{137}Cs は強く濃縮され約 $1\mu\mu\text{c/g}$ であった。

又表層堆積物の全 γ 放射能と潮流との関係を見ると、潮流の強い地点の堆積物の放射能はその港湾の表層堆積物の放射能としては中程度を示している。

3. 考 察

港湾水は懸濁粒子を多く含みこれら懸濁物のスキャベンジャー効果によって海水中の ^{144}Ce 等は除去されて海底表層に沈積するものと考えられる。 ^{137}Cs も幾分かこのような影響を受けているため ^{90}Sr に比較して堆積物中の濃度が高いのであろう。

又潮流によって堆積物の放射能が影響を受けるのは、スキャベンジャーの役割を果す懸濁微粒子が潮流の強いところでは沈積しにくいためであり、潮流の弱いところで放射能の低い場合は放射性物質以外の堆積物の供給が大きいためであろう。

最近における放射能観測結果について

気象庁観測部 川畑, 大田, ○小池, 渡辺, 村山

1958年の核爆発実験の影響をうけ、1959年6月頃までは日本各地ともかなり高い放射能が観測さ

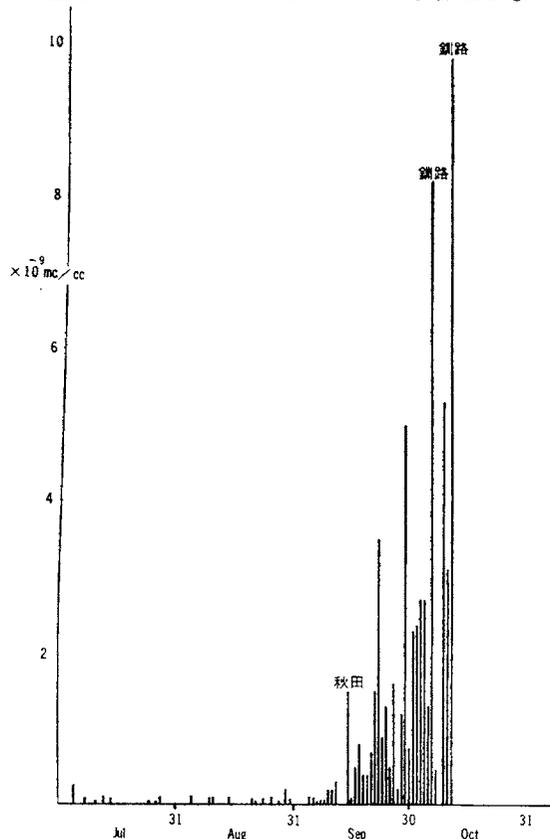


Fig. 1 Time variation of the amount of radioactivity in rain water in Japan.

れたが、同年7月頃から急に減少し、ほとんど自然放射能のバックグラウンドに近い値にもどった。1960年春にサハラ砂漠で実験が行はれ同年3月から4月にかけて1時日本各地で数千カウントの雨の放射能が観測されたが、その後再び正常にもどった。

本年9月頃にソ連がシベリヤや北極圏で核爆発実験を再開するに至り、日本各地の雨の放射能は徐々に増加の傾向をみせ、10月16日現在までの最高値は、稚内10月14日採取降り始め1mmの雨の放射能 $116\mu\text{c}/\text{cc}$ ($38,600\text{cpm}/\text{l}$) および札幌14日採取浮遊塵の放射能 $130\mu\text{c}/\text{m}^3$ ($430\text{cpm}/10\text{m}^3$) であった。

Table 1 Mean radioactivity in rain in a day (cpm/l)

No. 1

Station	Sep. 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Wakkanai					33				77	
Sapporo					0	0	9			8
Kushiro	0	0			7	0	0		51	0
Akita					7					12
Sendai				8					8	0
Wajima							25			0
Yonago				8					0	91
Tokyo				0	25		14	24	10	
Osaka				41						
Muroto				0	16				0	
Fukuoka	0			35						23
Hachijo					14	26		7	13	31
Kagoshima										24

No. 2

Station	Sep. 11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Wakkanai				112			3			
Sapporo				640	11	219	52			
Kushior	123			123	50	101	0			
Akita	10			34		28	335	55	98	
Sendai	0				34	12				
Wajima	28				12	2	14	108		
Yonago	32				0	62	110			
Tokyo						18	80			
Osaka					3	0				
Muroto				12	8	0	6			
Fukuoka					0	24				310
Hachijo	29				29	39	43		190	
Kagoshima						9				

Station	Sep. 21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Wakkanai			388	552					2180	320
Sapporo				0						
Kushiro				25						
Akita		1520		41		210				
Sendai		66		180		700	70	320		
Wajima	648			35		100				
Yonago	120			134	210		24			
Tokyo								534		
Osaka										
Muroto	164			0						
Fukuoka	307			24		5	25			
Hachijo		129	43				44		107	98
Kagoshima								35		108

Station	Oct. 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Wakkanai	1000										1820			19200	
Sapporo						1070	60				4030			9600	
Kushiro	480					3580					4260				
Akita					570								2050	3310	
Sendai			1160												
Wajima	340			590		170									
Yonago	240	1030		1160			160			1340	370				
Tokyo			250	160	330		199		2300	530					
Osaka		410					20			220					
Muroto							182								
Fukuoka			490								620				
Hachijo															
Kagoshima			420				100								

Table 2

Radioactivity in air-borne dust (cpm/10m³)

Station	Sep. 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Sapporo						0								9	4
Sendai				2		0					19				4
Tokyo					1			1				2		2	0
Osaka						3		3			1		4		6
Fukuoka				2		2					3		4		0

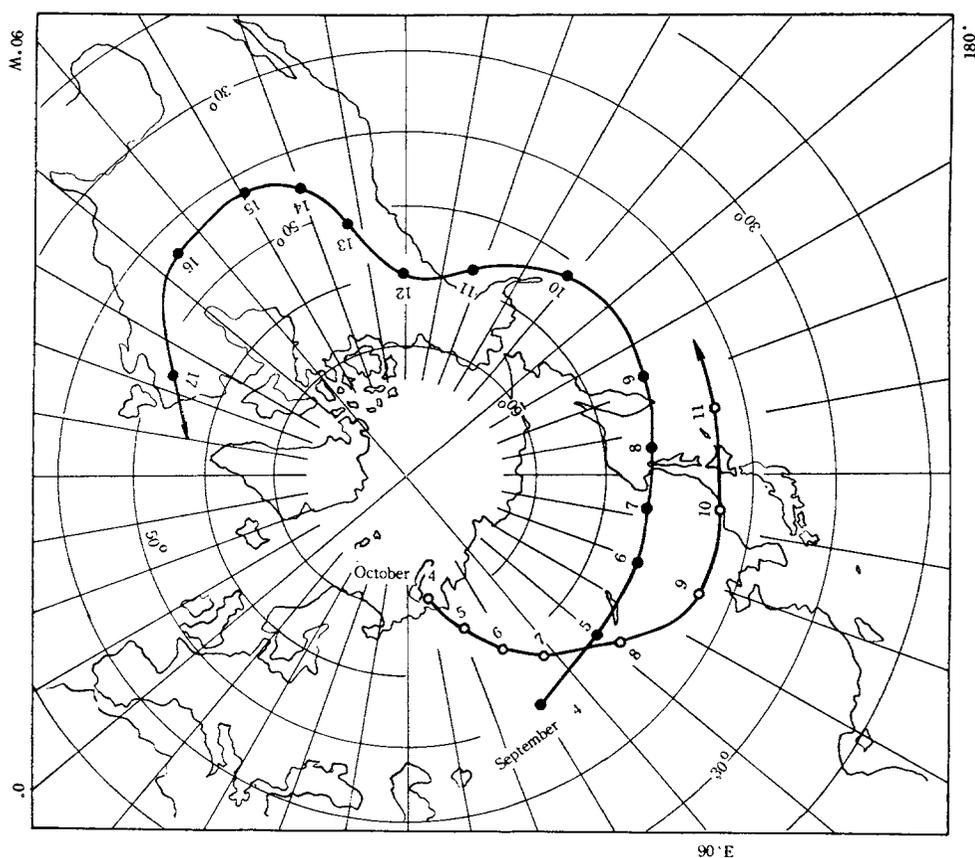
Station	Sep. 16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Sapporo					46					95		27			93
Sendai			3		10		13			83				122	
Tokyo		1	1			3				7		1		9	
Osaka			2		19		9			0		10		47	
Fukuoka			3		16					18					

Station	Oct. 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Sapporo		37				16						1			
Sendai		22		7					78					71	
Tokyo		0		1		0						1			
Osaka		12		15		13			78		9		112		
Fukuoka		25							43	11				61	

今回の核爆発実験は9月1日から殆ど隔日おきに実施されているにもかかわらず、第1表のようにその影響はきわめて緩慢に表はれている。雨の放射能の場合は9月9日頃から現れ始め、 $3\mu\text{pc}/\text{cc}$ ($1,000\text{cpm}/\text{l}$)以上の値が観測され出したのはさらに十数日後の9月22日頃からである。また全般的にみて北日本(特に北海道)ほど大きな値を示す傾向がある。

これ等の原因について考えてみると、第一に9月10日頃までは10キロトン級の比較的小型の実験であったが、11日頃からメガトン級の大型の実験が行われるようになり、放射能の影響も9月中旬頃から顕著に現れ始めたものと考えられる。第二の原因は、第二図のように放射能塵を運ぶ上層の偏西風の主流(ジェット)が日本の北をそれて通っていたものが、9月20日頃から徐々に南に移動し北海道上空を通過するようになり、それに乗って来た放射能塵が雨にとらえられて地表に落下し

Fig. 2 Trajectories of radioactive dust, 1961



たものと思はれる。

一方空気中の塵の放射能は9月20日頃から急に高い値を示すようになり、雨の場合とはあらわれ方が異っている。しかし雨の場合と同様に北日本で高い値を示す傾向にある。当時の地上における気象状況を見ると、9月18日に台風18号が北に去った後、それまで南方にはり出していた小笠原高気圧が南に去り、大陸からの移動性高気圧が9月20日頃に日本をおよび、それに伴った北からの気流が放射能塵を日本にもたらしたものと思はれる。その後9月25日、29日、10月2日、9日、13日と移動性高気圧が日本に來襲するごとに日本各地の塵の放射能が増加している。

最近における異常微気圧観測結果について

気象庁観測部 川畑，大田，佐々木，小池，渡辺

今年8月末にソ連が核爆発実験の再開を宣言して以来10月12日現在までにシベリヤ，スターリングラードの東，北極圏の3ヶ所で，計20回の実験が行はれたことが報道されている。日本各地の気象台や測候所における微気圧計で，これらの核爆発実験による異常微気圧波を9回観測している。また松代地震観測所では9月10日及び12日の2回これら核爆発実験によるものと思われる地震波を観測した。

微気圧振動の記録（振巾）はいずれも比較的小さく，10月6日のものが最大で0.2mbであった。これらの観測結果によると，爆発の位置は何れも日本の北西方向およそ6,000km（ノバヤゼムリヤ島附近）で爆発の大きさは数メガトン，爆発の時刻は現地時間の12時前後と推定される。

Table 1 Nuclear explosion tests and microbarometric observations.

(Sep. 10—Oct. 6, 1961, Tokyo)

Number	Arrival time of Pressure wave (J. S. T.)	Test site	Maximum amplitude (mb)	Period (min)	Time of duration (min)
49	Sep. 10, 23h 23m	Arctic area	0.02	4	53
50	13, 00 27	"	0.01	4	67
51	15, 00 24	"	0.03	3	33
52	16, 23 32	"	0.02	2	22
53	18, 22 24	"	0.02	1	26
54	20, 22 35	"	0.01	4	50
55	22, 22 33	"	0.01	0.5	37
56	Oct. 4, 21 53	"	0.09	2	60
57	6, 21 20	"	0.10	3	68

Fig. 1 Arrival isochrones of micro-barographic wave caused by a nuclear explosion test in the Arctic.
Sep. 10, 1961

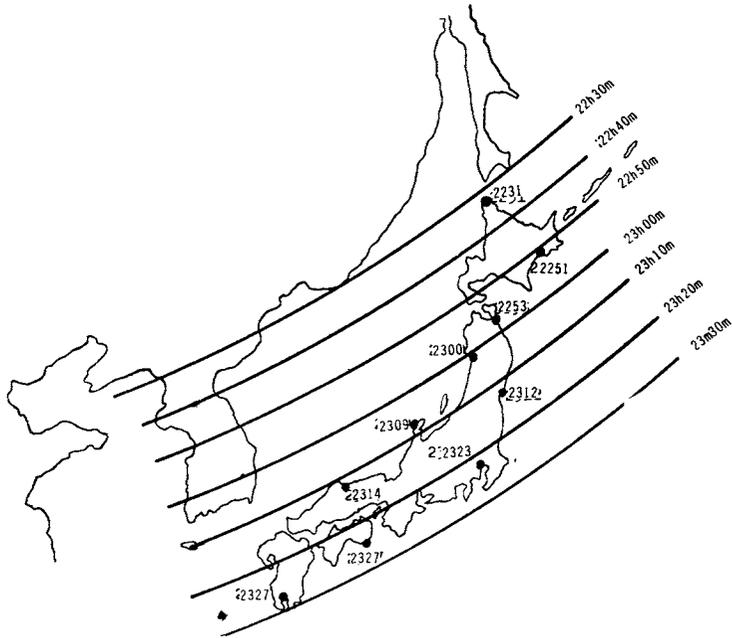


Fig. 2 Record of microbarometric wave caused by a nuclear test (1)

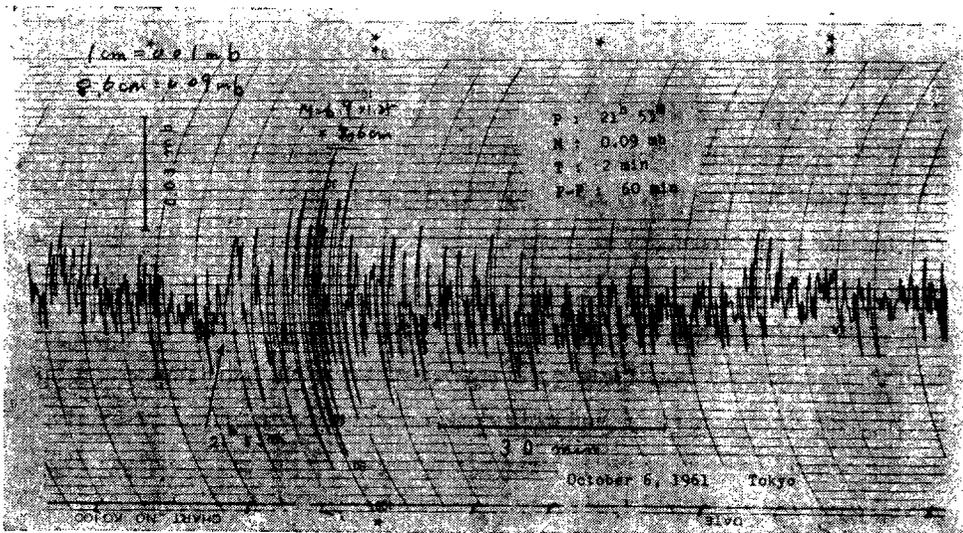
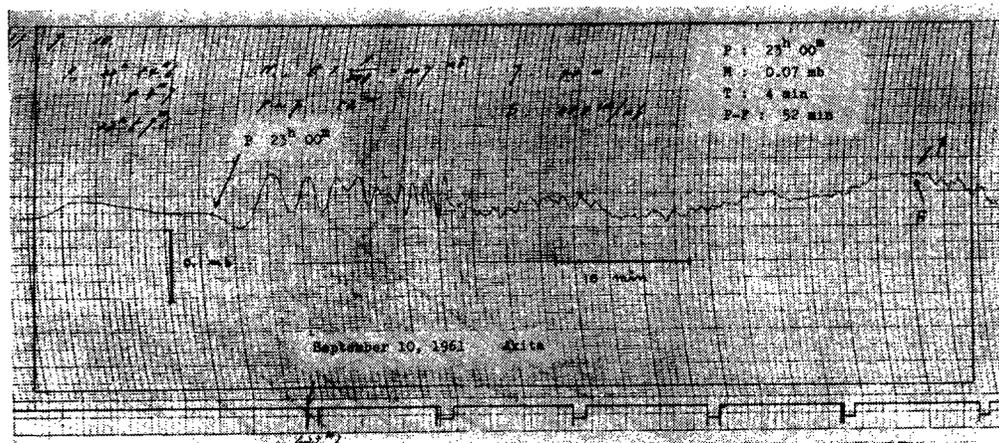


Fig. 3 Record of microbarometri cwave caused by a nuclear test (2)



成層圏の放射能測定

防衛庁技術研究本部 ○鈴木辰三郎, 浦井 達夫

1958年以来ジェット機を使用して、成層圏及び対流圏上層部の放射能塵を、ガムドペーパーにより採取し放射能を測定しているが、1961年9月F-86F戦闘機に集塵器を搭載し、ろ紙と積算流量計を用いて定量測定を行った。また同時にガムドペーパーと、ろ紙式集塵器とを使用し、一応この両者の集塵効率の関係を求めることができた。本年9月から試料採取回数を増加し、概ね毎日又は隔日に採取飛行を行っている。今回は核実験再開後の放射能の変化及び採取試料の一部の放射能減衰について報告する。

1. ガムドペーパーによる放射能塵の採取

ガムドペーパーは17cm×33cm大の錯酸繊維素皮膜に、透明粘着剤を塗布したもので、これをジェット戦闘機F-86F又はT-33の主翼の片側又は左右両側の前面に各10枚づつ貼布し、所定の高度(40,000feet又は33,000feet)で1時間水平飛行を行い、粘着面に大気中を浮遊する放射能塵を附着せしめる。

2. ろ紙による放射能塵の採取

F-86F戦闘機に搭載したろ紙式集塵器に、東洋ろ紙製作所製 No. 5 の100mmφ又は300mmφろ紙を入れ、所定の高度に達したとき集塵器の電動バルブを開き約30分間水平飛行を行う。水平飛行が終了とき電動バルブを閉じ、地上でろ紙を取りはずし、積算流量計の目盛を読む。

3. 放射能の測定

採取を終えたガムドペーパーまたはろ紙は、細かく切断したのち磁製のつぼに入れ、約4時間熱して炭化する。更に電気炉中(約600°C~700°C)で一昼夜焼いて完全に灰化する。灰化した試料を低バックグラウンド計数管で標準試料と比較測定して放射能を決定する。

4. 測定結果

来年9月14日 F-86F戦闘機2機を使用し、1機でガムドペーパーとろ紙による集塵を行い、他の1機でガムドペーパーを用い、1時間水平飛行による集塵を同時に行った。これらの試料の放射能と、ろ紙を流れた空気積算流量から12kmの高度では1時間の水平飛行でガムドペーパー1枚当たり約4 m³の空气中的放射能塵を採取してくることとなる。この換算率を用いて12kmの高度における1 m³（標準状態）中の放射能の時期的変化を示すと、図1. のようになる。

本年9月核実験再開後の一部の試料について、放射能の減衰を示すと図2. のようになる。

図1. 高度12 kmにおける大気中の放射性物質の濃度（標準状態の空気に換算）

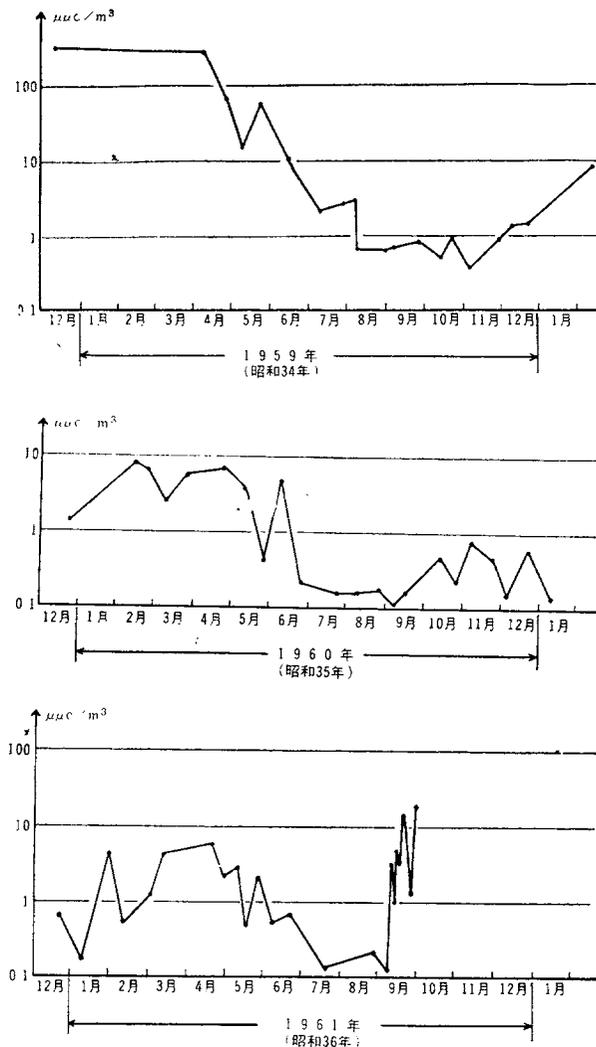
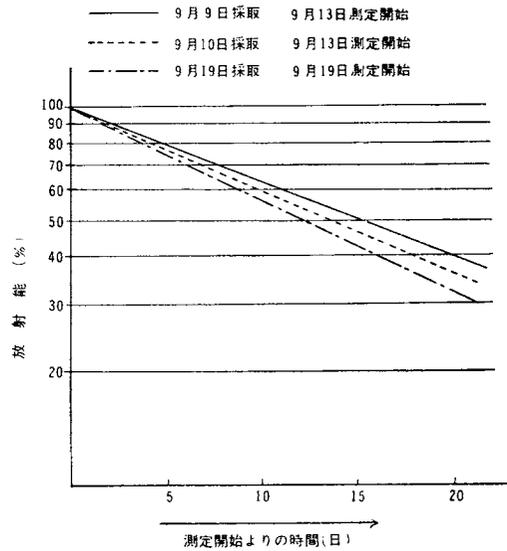


図 2. 1961年（昭和36年）9月採取試料の放射能減衰



日本近海の海水の放射能

気象庁海洋気象部 ○秋山 勉, 中沢 雄平
藤井 和敏

1. 調査海域および時期

海域は第1図に示す如く従来とほとんど同じで、オホーツク海は46°N以南、太平洋側は33°Nから44°Nにおよぶ151°E以西の本州東方海域、23°N以北で132°Eから140°Eにおよぶ本州南方海域、25°N以北で132°Eから123°Eにおよぶ九州南西方海域および日本海の海域である。このほか29°N、135°Eの南方定点では6月から10月に約1週間おきに採水した。

なお1961年6月に行われた深海観測で深海水を採水し、放射能の測定を行った。

2. 測定方法

従来と同じく、放射能調査測定基準小委員会編「放射能測定法」（1957年）に従って全放射能を測定し、測定値は500dpsの U_3O_8 を比較試料としてdpm/lで表わした。

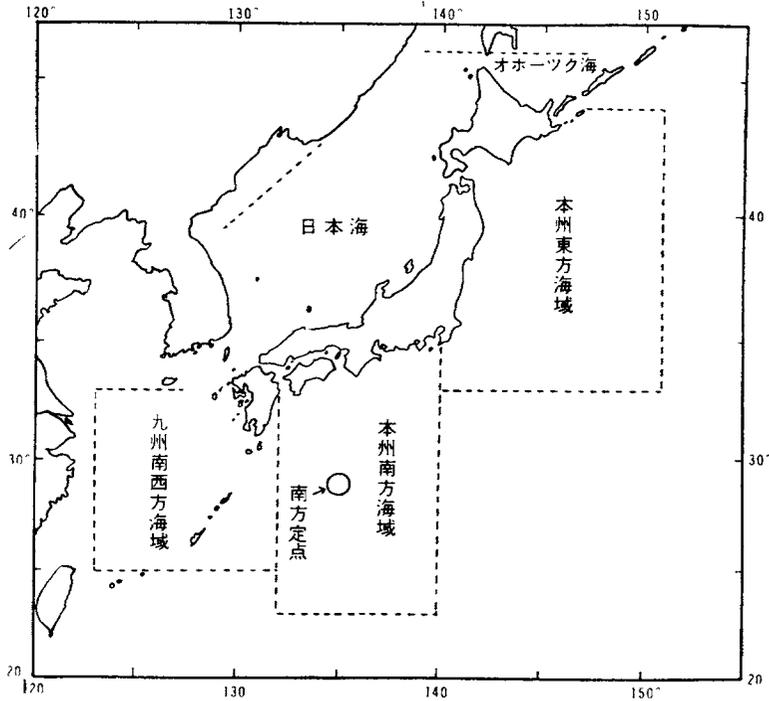
3. 測定結果

(1) 表面水の放射能

測定値は1959年5～6月を境にしてその後どの海域でも減少しており、南方海域以外は5 dpm/l前後で1959年を越し、1960年前半は3 dpm/l以下となったが、南方海域では10 dpm/l前後で1959年を越し、1960年前半はまだ5 dpm/l前後あった。

1960年7月以後の測定値は第1表に示す如くで、1960年後半は南方海域・南西方海域で5 dpm/l以下、その他の海域は3 dpm/l以下となった。1961年前半は南方海域・南西方海域で3 dpm/l前後、その他の海域は3 dpm/l以下で、ほとんど天然のレベルに近くなったものと思われる。

第1図 日本近海の調査海域



第1表 日本近海の表面水の放射能

単位：dpm/l

海 域 \ 時 期	1960年 7～9月	10～12月	1961年 1～3月	4～6月
オホーツク海	0～3			
本州東方海域	0～3	1～3	0～3	1～3
本州南方海域	1～4	0～4	2～5	1～3
南方定点海域	1～2	1～2		0～1
九州南西方海域		1～5	1～4	2～4
日 本 海		2～4		0～3

(2) 中層水の放射能

東方海域と南方海域の中層水の測定値は第2表に示す如く、全て3 dpm/l以下で天然のレベルに近くなったものと思われる。

第2表 日本近海の中層水の放射能

単位：dpm/l

水 深 \ 時 期	本州東方海域	本州南方海域	本州東方海域
	1960年8月	1960年11月	1961年2~3月
50m	0 ~ 1	1 ~ 3	1 ~ 3
300m	0 ~ 1	0 ~ 2	0 ~ 3
1500m		0 ~ 2	

(3) 深層水の放射能

1961年6月の深海観測においては三陸沖日本海溝の38°N線の3点で深層水を採水した。その測定値は第3表に示す如くで、これらはいづれも天然のレベルに近いものと思われる。

第3表 日本海溝の深層水の放射能

単位：dpm/l

水 深 \ 位 置	38°04'N, 143°19'E	38°01'N, 144°00'E	38°00'N, 146°57'E
	0m	1	2
3000m	0	3	3
7000m		1	

4. 考 察

試料は採水後計測迄に大体40日から60日を経ているものが多いので、測定値から採水時の放射能を正確に推測することは出来ないが、日本近海の全放射能は次第に減少し、1961年5月には九州南西方海域以外はすべて天然のレベルに近くなった。1961年6月に採水した深海水も全放射能は天然のレベルに近いものであった。

南方定点海域における落下塵埃の放射能

気象庁海洋気象部 ○秋山 勉, 吉村 広三

1. 調査海域および時期

南方定点観測船の位置は29°N, 135°E中心とする半径50マイル圏内で、6月から10月まで採取した。

2. 測定方法

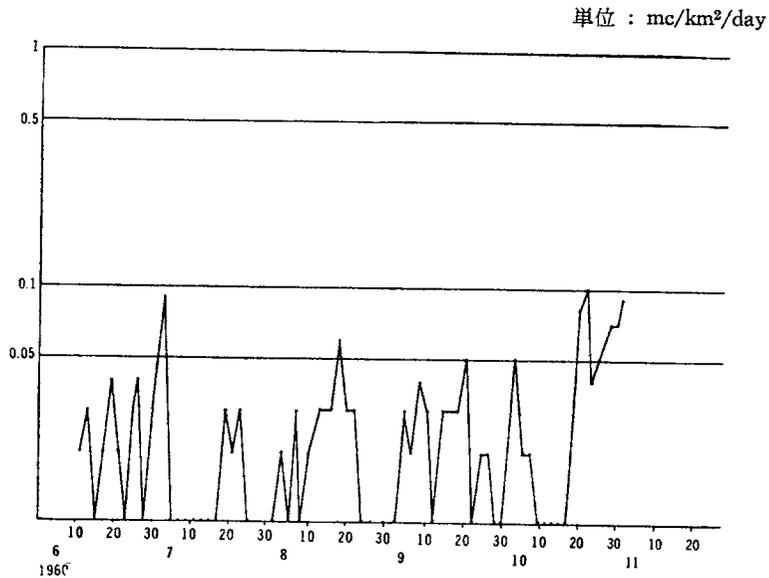
従来と同じく、気象庁編「大気放射能観測指針」(1959年)に従って、灰取紙を船橋に設置した取付台の上に広げて毎日午前9時から翌日の9時まで24時間露出して採取し、帰港後磁製ルツボに入れ電気炉中で燃焼灰化したのち全放射能を測定した。測定値は500dpsの U_3O_8 を比較試料として mc/km^2 で表わした。

3. 測定結果

1960年の落下塵埃の放射能を第1図に示す。これは落下塵埃の全放射能降下量の日々の経過で、全て0.1mc/km²以下になり、年間を通して特に変化はなかった。

落下塵埃の放射能の日々の降下量の出現率は第1表に示す如く、1960年の落下塵埃の全放射能は非常に減少していることがわかる。

第1図 南方定点における落下塵埃の放射能（日変化）



第1表 南方定点における落下塵埃の放射能の出現率（各年5月～10月）

単位：mc/km²/day

年	採取日数	0~0.05	0.05~0.1	0.1~0.5	0.5~1	1~5	5~10	10~50	50~100	100~500	平均	最高
1957	147	72.8%	15.0%	10.2%	2.0%	%	%	%	%	%	0.06	0.8
1958	149	10.7	15.4	40.3	12.8	14.8	0.7	2.0	1.3	2.0	4.54	115.5
1959	139	70.5	13.7	15.8							0.05	0.3
1960	137	94.9	5.1								0.02	0.1

西部北太平洋における海水中の⁹⁰Srおよび¹³⁷Csについて

気象研究所 三宅 泰雄 ○猿橋 勝子
葛城 幸雄 金沢 照子

北太平洋西部における海水中の⁹⁰Srおよび¹³⁷Csの分布については、すでにその一部は昨年報告した。その後測定がすみ、深層水に関する⁹⁰Srおよび¹³⁷Csの濃度がわたったので、北太平洋西部におけるこれらの鉛直分布から求めた渦動拡散係数について報告する。

Table 1. The concentration of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in sea water ($\mu\text{C/l}$)*

No.	Date		Location		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
1	1957	Aug. 27	46°00'N	160°00'E	0.6±0.1	0.9±0.1	1.5
2	"	Aug. 30	46°00'N	170°00'E	1.3±0.1	1.0±0.4	0.8
3	"	Sept. 24	42°00'N	170°00'E	1.5±0.1	1.2±0.1	0.8
4	"	Sept. 26	41°57'N	164°02'E	2.3±0.2	4.8±0.5	2.1
5	"	Sept. 27	42°00'N	158°00'E	2.2±0.2	3.1±0.3	1.4
6	"	Sept. 28	42°00'N	150°00'E	2.1±0.2	1.3±0.2	0.6
7	"	Sept. 30	42°03'N	146°00'E	1.7±0.1	1.8±0.3	1.0
8	1956	Nov. 8	24°59.5'N	134°59'E	3.1±0.2	3.3±0.4	1.0
9	"	Nov. 10	17°30'N	134°57.5'E	0.8±0.1	1.3±0.2	1.6
10	"	Nov. 12	10°00'N	135°00'E	1.6±0.1	1.4±0.1	0.9
11	1959	Aug. 5	33°04'N	146°02'E	2.3±0.2	1.4±0.2	0.6
12	"	Aug. 17	42°00'N	149°26'E	0.8±0.1	0.8±0.2	1.0
13	"	Sept. 12	39°34'N	144°08'E	2.1±0.1	2.1±0.4	1.0
14	"	Sept. 15	40°59'N	147°19'E	1.6±0.1	2.6±0.4	1.6
Average					1.7±0.2	2.0±0.3	1.2

* Samples were collected by the following research vessels: No. 1 and 2, the Oshoromaru (Hokkaido University); No. 3, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13 and 14, the Ryofu-maru (Japan Meteorological Agency); No. 8, 9 and 10, the Umitaka-maru (Tokyo College of Fisheries).

第1表に表面海水、第2表に深海水中の⁹⁰Srおよび¹³⁷Csの濃度を示す。

表からわかるように、表面海水中の⁹⁰Srは0.6~3.1 $\mu\text{C/l}$ 、¹³⁷Csは0.8~4.1 $\mu\text{C/l}$ 、Cs/Srの比は平均して1.2であった。深海水についてみると、5000mまではこれらの人工放射性核種が到達していることが分った。深海水のCs/Sr比は平均して1.3であった。

人工放射性核種の深海への分布が鉛直方向の渦動拡散によるものとすれば、深さ200mから海の平均の深さ4000mまでの平均の渦動拡散係数は次式によって与えられる。

$$C = \frac{C_0}{\sqrt{\pi Dt}} e^{-\frac{z^2}{4Dt}}$$

ここにDは渦動拡散係数、Zは深さ、tは時間、C₀はt=0、Z=0における放射性核種の総量で

Table 2.

 ^{90}Sr and ^{137}Cs in deep waters (North Pacific)

Sample No.	Date	Location		Depth m	^{90}Sr $\mu\text{C}/\text{l}$	^{137}Cs $\mu\text{C}/\text{l}$	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
586D	1958-11-11	15°01.5'N	134°58'E	3,000	$0.1_2 \pm 0.0_2$	0.2 ± 0.1	1.7
587D	11-15	00°02.5'	136°00'	3,000	$0.1_4 \pm 0.0_2$	0.3 ± 0.1	2.0
588D	8-7	29°51.5'	131°56.7'	1,000	0.6 ± 0.1	0.6 ± 0.2	1.0
589D	11-7	29°55'	134°52'	3,000	0.6 ± 0.1	0.6 ± 0.2	1.0
594D-1	1959-9-13	40°22'	144°34'	3,000	$0.1_2 \pm 0.0_2$	0.2 ± 0.1	1.5
594D-2	9-13	40°23'	144°31'	6,000	0.0	0.0	
595D-1	9-15	40°38'	147°19'	2,100	$0.2_1 \pm 0.0_2$	0.5 ± 0.1	2.1
595D-2	9-15	40°35'	147°15'	5,000	$0.1_3 \pm 0.0_2$	0.1 ± 0.1	0.9
597D	3-14	11°11'	142°20'	3,000	$0.2 \pm 0.0_2$	0.2 ± 0.1	1.0
601D	1960-5-23	29°59'	144°29'	4,000	$0.1 \pm 0.0_1$	0.1 ± 0.1	1.0
602D	5-28	30°10'	142°33'	8,000	0.0	0.0	Av. 1.3

ある。計算の結果は $t=3$ 年とすると D は平均して 180 という値が得られた。

鉛直方向の拡散係数については、今までかなり小さいと考えられていたが、その多くは間接的に推定されたものである。今回は ^{90}Sr および ^{137}Cs という tracer による推算であるので、その推定はかなり信頼できるものと考えられる。渦動拡散係数 D は安定度の減少とともに一般に増加するから、深さとともに D は増大すると考えられる。この考えは koczy のラジウムの海底からの拡散に関する研究からも支持されている。

深層水における鉛直方向の渦動拡散係数の推定は、深海における海水の循環をしる上に大きい役目を果たすと考えられるので、深海の水のうごきをしるために今後もさらに研究をつづけたい。

放射性落下物の季節変動について

気象研究所 三宅 泰雄 猿橋 勝子

○葛城 幸雄 金沢 照子

前年度に引続いて、日本各地 7 地点で採取された放射性落下物について、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の測定を行った。第 1 表には ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の月変化を示す。1961 年 3 月末までの ^{90}Sr の蓄積量は $26\text{m}\mu\text{C}/\text{m}^2$ である。

これらの測定値より、成層圏における放射性塵の滞留時間として 1.3~2.6 年が得られた。1959 年以降毎年いわゆる「春のピーク」があらわれている。

成層圏フオールアウトの降下には季節変動があり、春に極大を示すことは今まで多く報告されてきた。吾々は東京における放射性落下物の季節変動と気象解析の結果との間の関係を求め、放射性落下物の降下の、いわゆる春の極大が、降雨の際の対流圏上層の気象状態に起因することを見出した。

雨の中の放射能のつよさは、ジェット気流が観測点の上か、やゝ南にあり、しかも500mbに気圧の谷が通過するとき、約3倍に増加した。成層圏下部から対流圏上層にたまった放射性ちりは、ジェット気流の北側と、上層の気圧の谷の後面にある大気の沈降域で下層にはこぼれ、雨に洗われて地上にもたらされることがわかった。このような対流圏上層の気象条件は、1959年、60年に東京では、3月から6月まで多く現われ、東京における同年の放射性落下物の春の極大の主なる原因となった。また春の極大の現われなかった1955年について同様の解析をおこない、前にのべた気象条件を伴う雨が春に比較的少なかったことをたしかめた。

第1表

東京に於ける ^{137}Cs ^{90}Sr 降下量

月	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	
1960	1	0.60	0.26	2.3
	2	0.82	0.22	3.7
	3	0.72	0.38	1.9
	4	1.33	0.44	3.0
	5	0.85	0.20	4.2
	6	0.64	0.20	3.2
	7	0.41	0.13	3.2
	8		0.24	
	9		0.14	
	10		0.08	
	11		0.04	
	12		0.06	
1961	1		0.05	
	2		0.04	
	3		0.17	

北半球中緯度地帯における放射性落下物のピークについて

気象研究所 三宅 泰雄 猿橋 勝子
葛城 幸雄 ○金沢 照子

北半球中緯度地帯へ fall out の蓄積が集中している事実は、1956年に Libby によって確認されている。我々は1959年に Alexander らによって報告された土壤中の ^{90}Sr の蓄積の世界的な分布から、北半球中緯度地帯への放射性落下物の集中の理由をあきらかにすることを試みた。

北半球内における放射性落下物の分布をみると、同じ雨量については、中緯度地帯における ^{90}Sr の蓄積は熱帯地方にくらべていちぢるしく多い。このような、中緯度地帯への fall out の集中は他の地帯との、対流圏上層の気象条件の相違により説明することができる。即ち、 30°N から 60°N にわたる中緯度地帯においては、500mb面に気圧の谷がしばしばあらわれるが、高、低緯度地帯には上層の気圧の谷は、少数しかあらわれない。一方中緯度地帯上空には一年を通じて強い偏西風帯（ジェット気流）が帯状に流れている。上層の気圧の谷の後面、及びジェット気流の北側において、放射性ちりの多くたくわえられたところの上層大気の沈下がおこることはよく知られている。

気圧の谷及びジェット気流に伴う二つの上層大気の沈降地域の重なりによって放射性ちりの降下は促進され、従って中緯度地帯に放射性落下物の集中した蓄積が生ずる。

放射性フォールアウトの落下機構について

気象庁 観測部 小池 亮治, 渡辺 清光

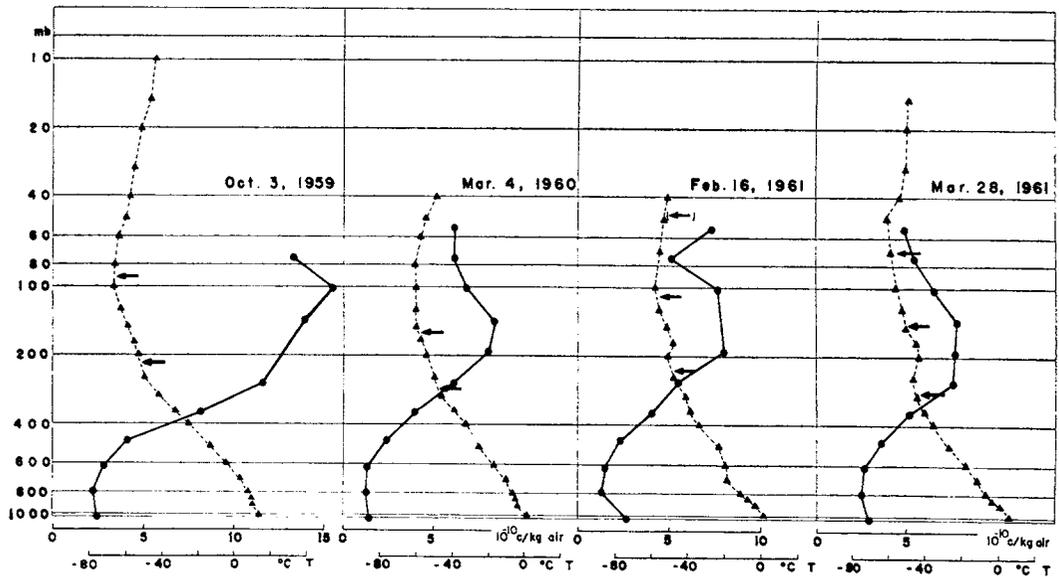
○村山 信彦

放射性フォールアウトの緯度分布は中緯度に最大を持つことおよび春に最大、秋に最小を示す季節変動がみられることは、世界各地の多くの研究により知られている。このフォールアウト落下機構について現在のところ Brewer-Dobson の子午面内の大気循環モデルにより定性的説明が試みられている。ここでは主として日本における観測データから上記の現象を示す。

日本各地の雨水および地面付近の浮遊塵の放射能および落下 ^{90}Sr の比強度に 1959 年春の著しいピークと 1960 年春の僅かな増加がみられた。この季節変動は大気オゾンなどの大気微小成分にも存在するが、フォールアウトの場合は低緯度から高緯度にわたって顕著である。成層圏に起源をもつ物質に特性的であることに興味がある。

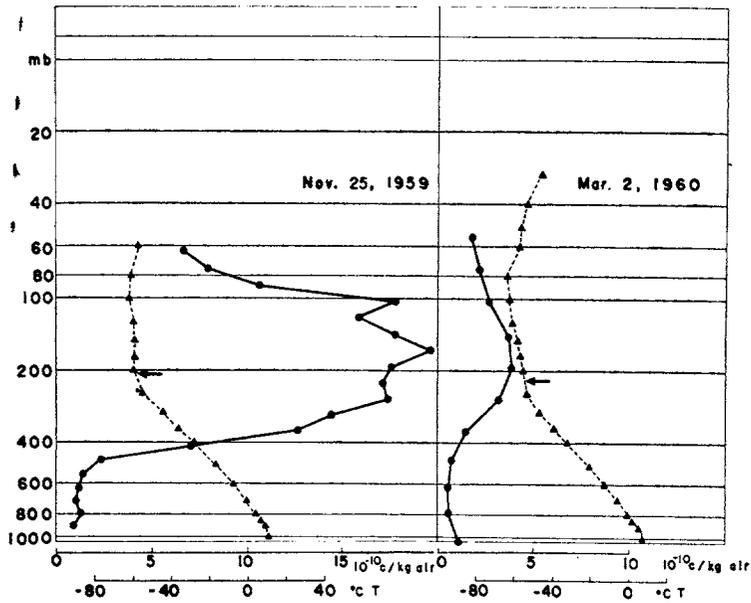
フォールアウトが中緯度に集中する傾向は一般の大気の子午面循環の経路、春に成層圏と対流圏の大気との交換が盛んになることおよび対流圏内の高低気圧活動などが関連して生ずるものと考えられる。一つの原因として、圏界面間隙を通して極圏界面上の成層圏大気と熱帯圏界面下の対流圏大気の水平混合により、成層圏内の放射性物質の対流圏への輸送が考えられる。放射能ゾンデにより観測された放射能の鉛直分布は約 100 mb (平均極圏界面) と 200 mb (平均熱帯圏界面) の間に最大を示している、この事実を支持しているようにみられる。これは Brewer によるオゾン観測にも見出されている。圏界面間隙ないしジェット気流中心の子午線方向の変動と地上におけるフォールアウトの最大の起る位置の変動とが符合していることを示す。ただし環地球の偏西風の南北方向の

放射能ゾンデ観測による放射能の鉛直分布図

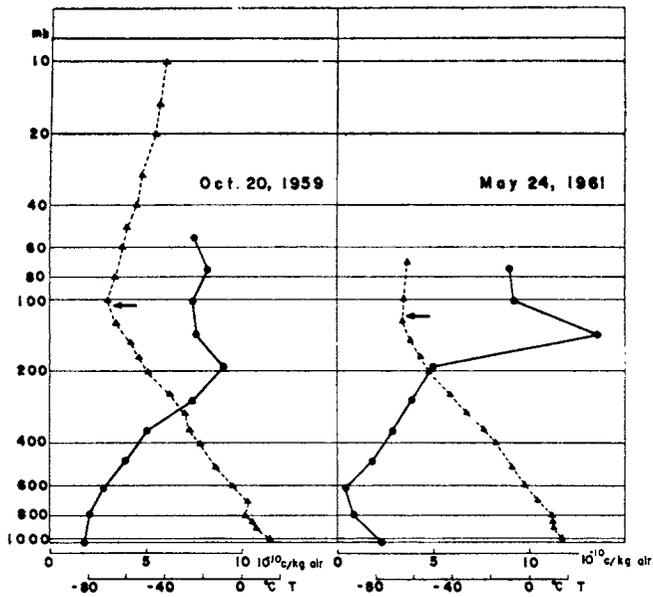


a) Radioactive peak concentration between the polar and tropical tropopause

移動や meandering は対流圏の高低気圧活動に直接影響しているので、以上の現象上的一致だけでは圏界面間隙を通しての放射性物質の落下が最も優勢であると結論するのは早計である。



b) Radioactive peak concentration above the polar tropopause



c) Radioactive peak concentration below the tropical tropopause

日本人の体内に含まれる ^{137}Cs について

国立公衆衛生院 山 県 登

1958年8月より1960年8月に至る間、東京および前橋で集められた人体試料につき、K, ^{133}Cs ,

および¹³⁷Csの分析を主として筋肉および骨についておこない、日本人の体内の¹³⁷Cs量を算出、これと¹³³Csとの関連を考察した。

Table 1. Potassium and Cesium in Total Body of the Standard Man

Element	Percent by weight	Amount in 70 kg man (g)
K	0.19±0.04*	136±28*
Cs	2.0×10 ⁻⁶ (1.2-3.4)**	1.4×10 ⁻³ (0.8-2.4)**

* The means and errors are based on assumed normal distribution.

** The means are geometric, based on assumed log-normal distribution and the figures in parentheses represent the range of ± standard deviation.

1. 人の間におけるカリウム含量の分布は正規であって Table 1 に示すように 0.19±0.04 % を示し、これは γ 線測定による文献所載の値とよく一致する。

2. 人の間における¹³³Csの分布は対数正規と考えられる。その平均値は Table 1 の通りである。

Table 2. Estimate of Total Body Burden of ¹³⁷Cs

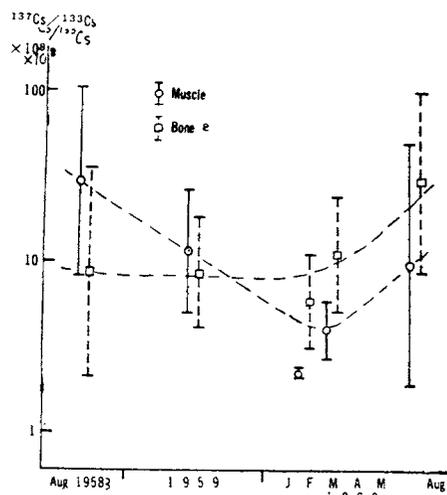
Year	Total Body ¹³⁷ Cs (mμc)	
	Geom. Mean	Range of ± σ
Aug.-Dec. 1958	41	11-140
Jan.-Dec. 1959	16	7-36
Feb.-Apr. 1960	6	4-8
May-Aug. 1960	14	3-70

3. 1958年8月～1960年8月の間における日本人体内の¹³⁷Csの量は(体重70kgと仮定して) Table 2 に示す通りである。

4. 汚染の尺度として¹³⁷Cs/¹³³Csを用い、筋肉中と骨中の値を年度別に比較すると、Fig. 1 に示す通りで、バラッキは1958年末より1960年はじめに向って減少し、1960年夏には増加している。¹³⁷Cs/¹³³Csの値の減少-増大の傾向は筋肉中と骨中とで違っている。

以上の事実から¹³⁷Csによる人体汚染の機構について考察する。

Fig. 1 Time Dependence of the ¹³⁷Cs/¹³³Cs ratio in Human Body



食 事 中 に 含 ま れ る ^{137}Cs

国立栄養研究所 ○速 水 決
国立公衆衛生院 山 県 登

全国各地の都市および農村において各十世帯ごとに集められた成人食（および幼児の食事）について、 ^{90}Sr の分析と同一試料につき ^{137}Cs の分析をおこなった。その結果は次に示す通りである。
($\mu\text{C}^{137}\text{Cs}$ 一日摂取量, カッコ内はC. U.)

		1960年8月		1960年11月	
北 海 道	都 会 村	43	(57)	32	(41)
	農 村	24	(29)	41	(26)
	農 村 (幼)	33	(50)	22	(23)
石 川	都 会 村	34	(47)	40	(38)
	農 村	21	(32)	46	(36)
	農 村 (幼)	14	(13)	38	(55)
埼 玉	都 会 村	16	(26)	33	(32)
	農 村	19	(28)	18	(20)
	農 村 (幼)	23	(29)	16	(25)
三 重	都 会 村	21	(21)	42	(38)
	農 村	27	(27)	38	(21)
愛 媛	都 会 村	15	(17)	22	(22)
	農 村	19	(14)	18	(15)
熊 本	都 会 村	18	(20)	19	(25)
	農 村	26	(28)	37	(39)
	農 村 (幼)	18	(19)	31	(28)
宮 城	都 会 村	31	(32)	—	—
	農 村	31	(21)	—	—

米 麦 中 ^{137}Cs の 経 年 変 化

農業技術研究所 ○小 平 潔
国立公衆衛生院 山 県 登

わが国各地の国立および都道府県立農業試験場で一齊に採取された玄米（白米）および小麦玄麦について、ガンマスペクトロメーター（一部についてはベータ線低レベルカウンター）によって ^{137}Cs を分析した。その結果は次に示す通りである。なお、これらの試料は ^{90}Sr 分析のものと同一である。

^{137}Cs $\mu\mu\text{c}/\text{kg}$ (カッコ内C.U.)	玄		麦	玄米 1959	白米 1960
	1959	1960	1961		
札幌	667 (347)	262 (145)	67 (33)	—	47 (45)
盛岡		—	158 (100)	276 (224)	40 (45)
秋田		—	176 (97)	—	45 (55)
仙台		695 (118)	64 (38)	—	32 (33)
高田		—	76 (46)	78 (68)	25 (35)
金沢		—	16 (16)	89 (101)	33 (19)
鴻巣		—	139 (77)	152 (121)	39 (56)
東京		209 (107)	80 (51)	135 (110)	20 (21)
甲府		168 (104)	36 (27)	—	28 (31)
津		179 (140)	148 (85)	131 (234)	39 (52)
鳥取		184 (105)	61 (34)	—	27 (39)
岡山		190 (93)	114 (55)	—	—
福岡		236 (112)	89 (49)	143 (115)	6.3 (4.4)

魚類等に含まれる ^{137}Cs と ^{133}Cs

東海区水産研究所 ○深井麟之助

国立公衆衛生院 山 県 登

海洋生物における ^{137}Cs による汚染の指標として $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ を考えた。表に示す通り魚体全体として生重量当りの ^{133}Cs の含量はほぼ一定していることが判る。したがって ^{133}Cs の代謝の速いことから考えて魚体中の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ の値はその生育環境である海水の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ とほぼ等しいとすれば、海水中の ^{133}Cs が場所によって変らない (A. A. Smales等) という仮定と、その量は $0.5\mu\text{g}/\text{l}$ という値から海水そのものを分析しなくとも、魚の ^{137}Cs の分析から推定することも可能である。

また、表のひらめとかれいに見られるように底棲のものでは ^{137}Cs が著しく高いことが見出された。

^{137}Cs and ^{133}Cs content of Fish (Oct. 1960) (Pacific Ocean)

Fish	Part	^{133}Cs $\mu\text{g}/\text{kg}$ fresh	^{137}Cs $\mu\mu\text{c}/\text{kg}$ fresh	$^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs} \times 10^8$	^{137}Cs in* sea water $\mu\mu\text{c}/\text{l}$
Mackerel pike (Sanma)	Whole body	19	62	3.3	1.7
Saury pike (Kamasu)	"	22	37	3.3	1.7
(Susaki)	"	19	31	1.6	0.8
Horse mackerel (Aji)	"	25	37	1.5	0.8
Halibut (Hirame)	Muscle only	32	700	22	—
Turbot (Karei)	Whole body	21	490	23	—

* estimated on the basis of the ^{133}Cs concentration in sea water being $0.5 \mu\text{g}/\text{l}$ (A. A. Smales et al. 1955)

生体中の天然 Lu の放射化分析

国立公衆衛生院 岩 島 清

核分裂生成物中の長寿命核種としては ^{90}Sr , ^{137}Cs につづいて ^{106}Ru (1年) があり、海藻中にその存在が報告されている (内海区水産研)。人体中の天然ルテニウムについては正確なデータが知られていないし、その他の自然界についても、岩石、鉱物以外では Ru に関する知識はまことにとぼしい。そこで ^{106}Ru による汚染の機構を解明したり、体内最大許容量の算出の基礎に供するため、人体をはじめ食品や自然物中の天然ルテニウムを分析する目的でこの研究をおこなった。

従来の比色法は感度が充分でないので放射化法を採用し、次の方法を考案した。すなわち、放射化した試料に既知濃度のルテニウム溶液を加え、硝酸-硫酸処理を行った後、 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ で酸化蒸溜してルテニウムを分離する。過塩素酸弱酸性でルテニウム-ヨウ素酸化合物を沈澱させ ^{103}Ru の β を測定する。次にルテニウム-ヨウ素化合物を塩酸に溶解し、チオ尿素法で比色定量し収率を求めたが、その結果についてのべる。

人骨中の ^{90}Sr について (続報) (10分)

放射線医学総合研究所 渡辺 博信 ○小柳 卓

1. 環境の放射能汚染が人体に及ぼす影響をみるため、人骨中の ^{90}Sr 量も測定し、その蓄積状況を検べた。すでに昭和32年より測定を継続し報告を行ってきたが、引続き本年中に東京で死亡した者を対象として分析定量を行なったのでここに報告したい。特に従来取上げてきた年次変化および年令との相関という問題のほか、環境汚染との間の関係を考慮する目的で人骨中の天然 Sr を測定し、 ^{90}Sr との比を求めて検討することを試みた。
2. ^{90}Sr の分析は発煙硝酸分離法により、測定はガスフロー低バックグランドカウンターにより行なった。一方、天然 Sr の測定には尖充分光分析法を用い、イオン交換法の併用によって少量の試料で能率よく測定する方法を検討した。
3. 測定の結果を年令層に分け第一表に示す。

第 2 表

年令 (才)	試料数	S. U. (average \pm s. d.)	Range
0 ~ 1	2	1.43 \pm 0.16	1.38 ~ 1.47
1 ~ 5	5	1.03 \pm 0.05	0.22 ~ 1.36
5 ~ 20	36	1.10 \pm 0.05	0.32 ~ 3.18
20 >	36	0.46 \pm 0.03	0.09 ~ 1.02

20才以下の試料に関しては年令との相関がかなり見られると思われるが、0~1才及び1~5才

の試料が少ないため、蓄積量の順位がこの表の示すとおりになるが、これだけでは断言できない。また、20才以上の試料については骨種あるいは骨の部位による差異という点になお検討の余地があると考えられる。

一方、本年得られた結果を前年のものと比較すると第二表のようになる。

第 2 表

	試料数	20 才 以 上		試料数	20 才 以 下	
		S.U. (average±s.d.)	Range		S.U. (average±s.d.)	Range
1960	(49)	0.96 ± 0.23	[0.12~2.56]	(35)	0.58 ± 0.18	[0.09~2.77]
1961	(43)	1.17 ± 0.09	[0.22~3.18]	(36)	0.46 ± 0.03	[0.09~1.02]

20才以下では増加し、20才以上では減少するという結果を得たが、この点についてはさらに多くの試料についての測定結果を得た上で考慮したい。人骨中の天然 Sr と Ca の比を求めた結果は $0.2 \sim 1.1 \times 10^{-3}$ であった。

生物環境中の ^{14}C , ^3H の調査 (チモールにおける放射性炭素含有量の年次変化について)

放射線医学総合研究所 樫田 義彦, 山崎 幹夫,

○岩倉 哲男

宇宙線に起因する中性子が空気中の N 原子を放射性 ^{14}C に変えるので、自然界の炭素中には僅量の ^{14}C が存在するが生成量と半減期の関係から一定量であった。しかるに1954年以来、一連の核爆発実験の中性子によって人工的 ^{14}C は急激に増加してきた。これを実証するため昭和35年度放射能調査費で購入した Liquid Scintillation Spectrometer; Tri-Carb Mode 1314 A を用いて測定を開始した。

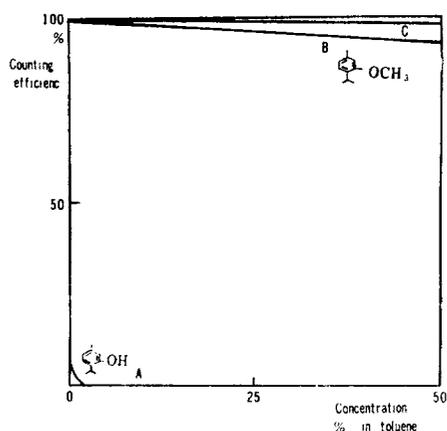
この装置を使用する場合は(1) Low-background Counter としての雑音, (2) 測定試料の化学型の制限, (3) Quenching の復活の三点が一番問題である。ことに生物環境中の ^{14}C を測定するには対象となる試料に限界があり、さらに前記の問題点を回避するよう計画する必要がある。

そこで今回はヤマジソの精油より主成分のチモールを抽出し、そのなかの ^{14}C を測定し、大気中炭酸ガスにおける ^{14}C の含量の動向を知らんとした。けだしヤマジソ *Orthodon perforbtum* は一年生草本植物で各年間の炭素を固定するから、その数値を比較して年次変化を求めうること、またチモールは芳香環を有するから Scintillation の溶媒として使用できると考えたからである。ヤマジソは千葉大学薬学部附属薬草園において栽培した1954年から1960年までのものである。しかしチモールはそのフェノール性 OH のため Quenching をおこしたが、種々検討の結果 Methyl-ether に誘導すると測定効果が復活する一番容易な方法であることがわかったので、(第一図参照) 全試料を Methyl-ether として測定した。Scintillator としては PPO (2,5-Diphenyloxazole) 0.4%, および POPOP (1,4-Bis-(5-phenyl-2-oxazolyl) benzene) 0.01% を検体18gr に溶解した。また ^{14}C

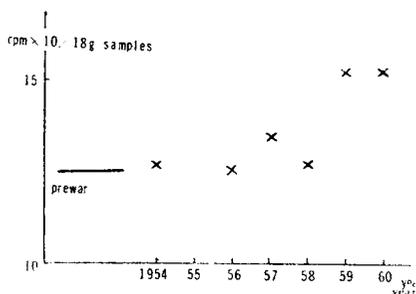
を含まぬいわゆる Dead carbon の標準品としては石油製品より合成したチモールの methyl-ether を用いた。測定温度 -10°C ，時間30分。結果は次のとおりである。（第2図）

年次	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960
cpm/Cgr	6.54	~	5.81	7.60	6.50	8.17	8.50

すなわち，本法によって天然植物成分中の ^{14}C 量が測定され，しかもその年次変化は近年において漸増現象を示すことが明らかにされた。この場合空気中の炭酸ガスが植物に固定され（光合成），さらにチモールに生合成される径路が問題となる。この点を解明すべく実験続行中である。



第1図 thymol, thymol methyl ether および p-cymene の quenching 曲線



第2図 thymol 中の ^{14}C 濃度の変化
1954 ~ 1960

1961年産葉菜類の ^{90}Sr および ^{137}Cs 濃度について

放射線医学総合研究所 市川 龍資，○江藤 正子

北海道，神奈川，東京，鳥取，福岡，宮城，愛知，福井，京都，茨城，鹿児島，岡山の各都道府県にて1961年5~6月採取したホーレン草，ハクサイ，キャベツなどにふくまれる ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度を分析定量した。葉菜類の放射能汚染度は地域による降下量の相異，野菜の種類による移態の相異，成育期間の長短などの各種要因が影響するので，その値の変動が大きいために調査データが極めて少ない。しかし野菜類からわれわれのせつ取する ^{90}Sr および ^{137}Cs は見逃すことのできない割合を占めると考えられるので，こゝに本年春産の試料についての結果を発表する。

尿中の ^{137}Cs の濃度

(放医研) 伊沢 正実，○坪田 博行
河村 正一， 田野 実
(大阪衛研) 沖 岩 四 郎
(石川衛研) 板 倉 淳

核爆発実験に由来する放射性降下物の人体汚染の程度をしらべるための一つの手段として，昭和

34年度より引き続き、大阪、石川両地区で中学生を対象として、尿中の¹³⁷Csの濃度をしらべてきた。これまでに調査は計5回行ない。第6回目の試料は現在(10月)採取中である。第3回までの分析結果は昨年の本会で予報的に報告したが、今回はそれも含めて、これまでに得られた結果およびそれに対する考察を報告する。

分析法は第4回まではリンモリブデン酸アンモニウムセシウム共沈—液浸 γ 測定法、第5回からはリンモリブデン酸アンモニウム吸着—イオン交換—過塩素酸セシウム沈澱 β 測定法をとった。分析結果を第1表に示す。これらの分析結果から次のことがわかる。

- 1) 1954年秋から1961和春までの間、大阪、石川両地区とも尿中の¹³⁷Cs濃度は減少の一途をたどっている。
- 2) 大阪地区よりも石川地区より採取した尿中の¹³⁷Cs濃度の方が明らかに高い。しかし、その差は調査の回ごとにちぢまり、1961年春では、差はなくなった。
- 3) 両地区とも、減少のしかたは最初は急激であったが、漸次その傾斜は小さくなってきた。
- 4) 各地区毎の24検体の濃度のバラッキが少なくなってきた。

これらのことは、1961年秋に核爆発実験が再開されるまで、¹³⁷Csの降下率が減少しつづけたこと、および、石川地区(裏日本)の方が大阪(表日本)よりも降下率が大きいこと、食物その他のなかの¹³⁷Cs濃度が平均化してきたことなどから説明できよう。

いま Exponential Model が成立すること仮定して、われわれの得た尿中の¹³⁷Cs濃度の分析結果から¹³⁷Csの体内量を求めると第2表のごとくである。ただし、¹³⁷Csの全身に対する有効半減期は120日であると仮定した。

第1表-1 尿中の¹³⁷Cs濃度の分析結果

試料番号	大 阪 (μμc/l)				
	採 取 年 月				
	1959 - 11	1960 - 2	1960 - 9	1961 - 2	1961 - 6
1	29	31	18	19	15
2	29	31	25	19	18
3	30	26	21	19	17
4	32	30	24	19	17
5	30	32	20	17	16
6	27	28	19	16	14
7	27	25	18	17	13
8	25	22	23	18	17
9	21	37	19	20	15
10	22	39	19	18	17
11	24	24	18	13	15
12	24	22	19	18	15
13	26	27	21	17	14
14	28	24	18	20	17
15	24	29	16	15	17
16	24	23	20	17	17
17	31	26	18	17	17
18	27	23	17	18	14
19	24	28	15	14	15
20	27	23	18	14	17
21	30	24	17	14	14
22	29	26	14	13	13
23	23	19	14	16	12
24	39	26	16	16	11
平 均	27.1	26.4	18.6	16.9	15.3

第1表-2 尿中の¹³⁷Cs濃度の分析結果

石川

($\mu\text{C}/\text{L}$)

試料番号	採 取 年 月				
	1959 - 11	1960 - 2	1960 - 9	1961 - 2	1961 - 6
1	44	41	24	18	16
2	33	32	28	19	14
3	39	27	31	20	15
4	39	36	24	19	18
5	33	36	21	15	15
6	40	33	24	15	16
7	44	26	22	16	15
8	40	32	25	19	14
9	39	31	25	19	17
10	—	33	26	17	15
11	—	32	19	15	15
12	—	34	25	16	14
13	45	38	24	16	—
14	47	32	22	18	—
15	39	36	27	18	14
16	42	38	24	17	—
17	24	26	21	17	17
18	36	27	24	19	15
19	34	27	29	17	—
20	32	31	28	20	—
21	39	29	34	17	16
22	26	31	29	19	17
23	37	27	27	16	17
24	38	29	27	15	14
平 均	37.5	31.7	25.3	17.3	15.5

第2表 ¹³⁷Csの体内量 (m μC) (尿分析結果より)

時 期	大 阪	石 川
1959 - 11	6.5	9.0
1960 - 2	6.3	7.6
” - 9	4.4	6.0
1961 - 2	4.0	4.1
” - 6	3.6	3.6

フォールアウト中の¹³⁷Csおよび⁹⁰Sr

(予 研) ○永 井 充
 (放 医 研) 伊 沢 正定, 坪 田 博行
 田 野 実

核爆発実験に由来する放射性降下物による環境汚染を知るために本研究を継続行なった。試料の

採取および分析性は従来とまったく同様であり、最近の結果を、これまでの結果と比較した表が第1表である。

われわれは、ここでフォールアウト中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の比に特に注目したい。この比は従来、約1.7ではほぼ一定であるといわれていたが、われわれの得た結果では平均2.8で従来の値にくらべて明らかに大きい。また、その比は毎月大きく変動し、1.1~8.2の間である。これらの事実を説明するために、核分裂生成物が爆発時から降下物として地上に落下するまでCsとSrとのFractionationがおこっていると考え、考え得るfractionationの起る機会について考え、それらは昨年の本会でも述べ、これにより、平値の大きくなる可能性を説明した。1960年以後のデータにおいても同様のことがみられた。

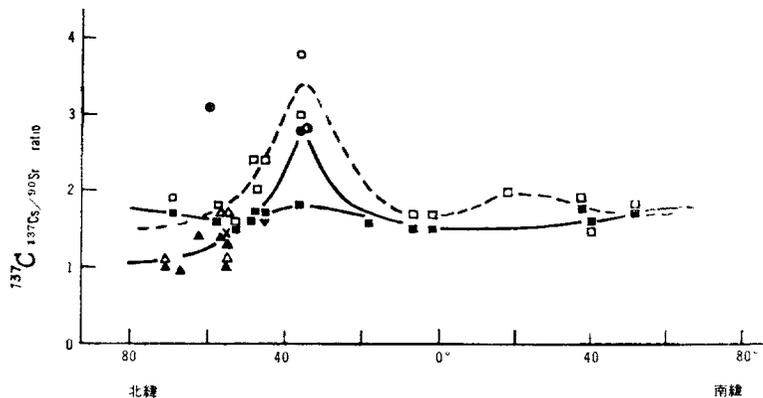
毎月の ^{137}Cs と ^{90}Sr との比の変動は局地的な気象条件、とくに雨の降り方によるものと考え1959年3月から1960年8月の雨について、一雨ごとに採取した雨水中の ^{137}Cs および ^{90}Sr を分析し、降下量と雨量との関係を求めた。その結果、われわれが前になした推論、すなわち、セシウムの方が雨のなかに入りやすいという考え方が立証された。

この考え方が正しいものとするれば、 $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ の比の緯度による変化がみられるであろう。すなわち、北半球において成層圏に存在する放射性核種は中緯度上空より対流圏に降下すると考えられている。 ^{137}Cs の方が ^{90}Sr よりも雨の中に入りやすいと仮定すると、中緯度地方において低緯度あるいは高緯度地方よりも $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ の比は大きくてよい筈である。各国のデータを緯度別にプロットすると、(図1)成層圏からの降下物のみと考えられる1959年後半以後においてあきらかに中緯度でこの比は最大となった。このことは、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr の落下機構の説明に役立つのみではなく、別の重大な意味をも、もっている。国連報告では、 ^{90}Sr の降下量の緯度分布が示されており、北半球緯度地帯に最大であることを指摘しているが、 ^{137}Cs の降下量は、その傾向がストロンチウムよりももっと大きくなるということである。

第1表 ^{137}Cs および ^{90}Sr の毎月降下量とその比

期 間	^{137}Cs (mc/km ²)	^{90}Sr (mc/km ²)	比	期 間	^{137}Cs (mc/km ²)	^{90}Sr (mc/km ²)	比
1957-8以降	1.49	0.56	2.66	-10	0.14	0.03	4.4
1958- 全年	11.01	3.80	2.90	-11	0.10	0.02	4.1
1959- 全年	16.00	5.79	2.76	-12	0.08	0.05	1.7
1960- 1	0.18	0.07	2.6	1960- 全年	2.97	0.99	3.0
- 2	0.24	0.06	4.0	1961- 1	0.08	0.07	1.1
- 3	0.14	0.05	2.8	- 2	0.09	0.04	2.3
- 4	0.52	0.24	2.2	- 3	0.20	0.12	1.7
- 5	0.91	0.19	4.8	- 4	0.50	0.20	2.5
- 6	0.32	0.15	2.1	- 5	0.25	0.12	2.2
- 7	0.06	0.03	2.0	- 6	0.54	0.13	4.2
- 8	0.15	0.03	5.1	- 7	0.08	0.04	1.9
- 9	0.13	0.06	2.1				

図 1. $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比の緯度による変化



期 間		測定者
1959	1959 後半	
●	○	本報 (予研) (放医研)
■	□	
⊕		Dzilkina 等
▲	△	Fabricius
X		Aarkrog 等
	▽	イタリアの報告

日本人の日常食中における ^{90}Sr 汚染度について (1)

国立栄養研究所 速水 決, 松野 ゆき
 ○五島 孜郎, 篠 閑彦
 早川 徳子, 鈴木 一正

原子力利用によって起る種々の随伴現象のうちで、放射性物質が Food Chain に導入されてわれわれの口に入ってくることは警戒しなければならぬところであるが、これはまた、もっとも起りやすい事柄である。

従来、各食品中に含まれる放射性 Sr 量の資料はあるが、われわれ人間がこれら食品を実際に口にする場合には、調理、加工等の過程を経たものである。

この観点において、われわれが実際に摂取する日常食中の ^{90}Sr 含有度をすることも必要なことと考える。

そこで、演者等は被調査世帯の実際にとっている食餌について ^{90}Sr 汚染度を測定した。

調査方法

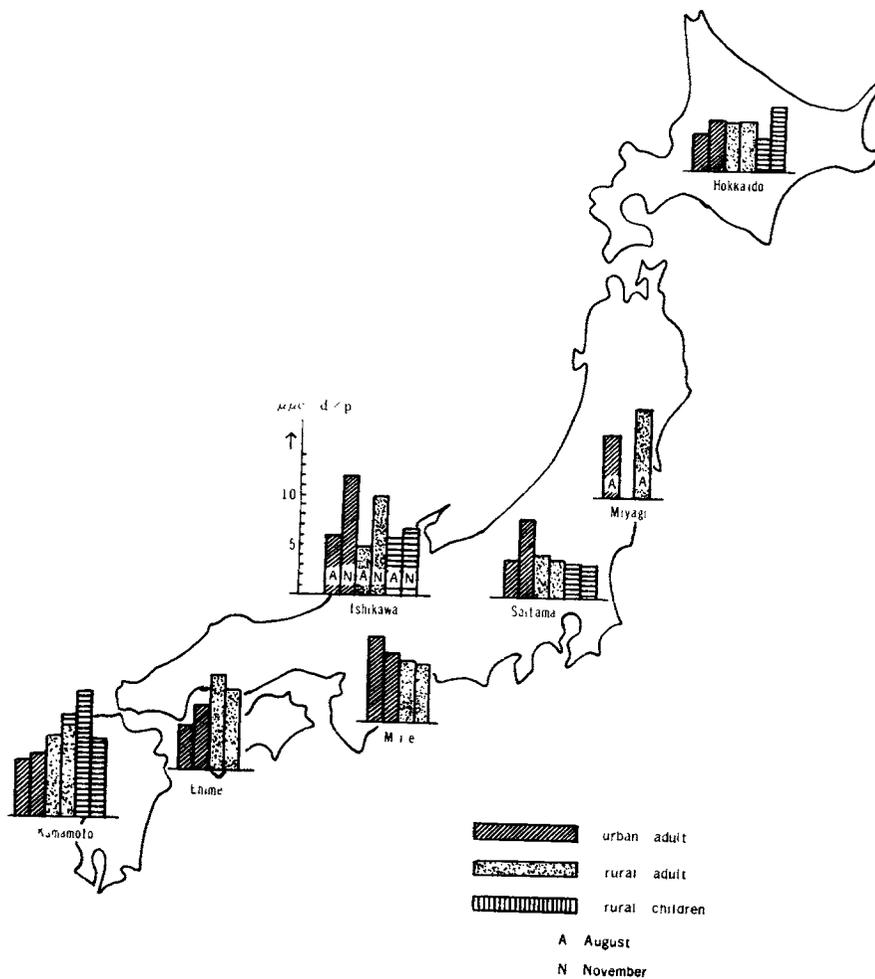
全国を7ブロックに分けて、その各ブロックより1つの県を選出し、8月、11月と年2回汚染度を測定した。

選出された県名は北海道、宮城、埼玉、石川、三重、愛媛、熊本であり、さらにこれらの県内より市街地区と農村地区を選び、この地区に住む10世帯について、成人1人当たり1日の摂取食餌を買上げて分析に供した。

また4地区の農村について、小児1人当り1日に摂取したものについても分析を行った。
 各地区より集められた食餌中の⁹⁰Srの分析は、科学技術庁で定めたところの方法によって行な
 った。

調査結果

各地区住民が日常食を介して摂取した⁹⁰Srの量は附図に示す通りである。



The average amount of ⁹⁰Sr in Japanese daily diet in each district (1960)

The Average Amount of Sr-90 in Japanese Daily Diet in each District

Sampling	Date	District	Object	Daily Intake ($\mu\text{mc}/\text{d}/\text{p}$)	Sr. U. in Diet ($\mu\text{mc}/\text{gCa}$)	Ca Intake ($\text{mg}/\text{d}/\text{p}$)
Hokkaido	1960	urban	Adult	3.9	8.9	437
	1960			5.0	9.1	549
	1960	rural	Adult	4.9	9.1	536
	1960			5.0	5.3	952
	1960	rural	Children	2.8	7.4	377
	1960			6.4	7.5	849
Ishikawa	1960	urban	Adult	5.8	12.2	476
	1960			11.9	9.1	1308
	1960	rural	Adult	4.7	6.6	716
	1960			10.0	16.6	601
	1960	rural	Children	5.4	24.7	219
	1960			6.7	16.2	414
Saitama	1960	urban	Adult	3.7	6.4	579
	1960			8.1	14.0	579
	1960	rural	Adult	4.2	21.0	200
	1960			3.7	5.6	659
	1960	rural	Children	3.5	18.7	187
	1960			3.4	7.6	448
Mie	1960	urban	Adult	8.2	10.3	798
	1960			6.8	8.9	766
	1960	rural	Adult	6.0	10.8	509
	1960			5.7	4.3	1329
Ehime	1960	urban	Adult	4.1	6.3	656
	1960			6.3	6.6	955
	1960	rural	Adult	9.2	11.7	789
	1960			7.8	13.2	589
Kumamoto	1960	urban	Adult	5.7	15.2	374
	1960			6.2	12.0	515
	1960	rural	Adult	8.0	13.6	588
	1960			10.0	16.0	625
	1960	rural	Children	12.4	12.5	995
	1960			7.5	12.3	612
Miyagi	1960	urban	Adult	6.4	8.1	791
	1960			—	—	—
	1960	rural	Adult	9.0	21.5	419
1960	Nov.			—	—	—

魚類の放射能汚染調査

国立衛生試験所 長沢 佳態, 亀谷 勝昭

城戸 靖雅

東京築地中央市場に陸揚げされたマグロ類肝臓45検体, (1960年11月~1961年10月)について, その放射能汚染を調査してきた, その結果

生検体 5gの灰分について100cpm以上を認めたもの 0

生検体 5gの灰分について 30cpm 以上を認めたもの 2検体 (4.4%)

生検体 5gの灰分について 30cpm 以下であったもの 43検体 (95.6%)であった。

1960年10月まで1年間の結果と対照すると, 100cpm以上30cpm以上3検体 (2.5%), 30cpm以下115検体 (97.5%)と大差なく, また汚染の程度にも大きな相異は認めなかった。

炉中450°~550°で灰化し デシケータ中で放冷したのち重量をはかった, 灰分を測定用試料皿に移し, Tracerlab社製 Super Scaler端窓型計数管を用い, 試料を1段目の棚において計測した, 見かけの効率は14.8%, 銀による後方散乱1.66で割った値は8.99%である (ただしスタンダードには N.B.S. RaD+E No. 26. 11. 161 dis/sec No. 24. 1960を用い, 3.26mg/cm²のアルミニウム吸収板で RaDの軟βおよびRaFのα線を遮へいして測定した)

測定結果

検体番号	検体入手年月日	漁撈期間 年月日~年月日	漁撈海域	魚種	灰分重量 (g)	cpm (G-Mカウンター)
225	11. 5	9.19~10.15	{ N 2°00' ~ E 176°00' N 5°00' ~ E 178°00' }	キハダ	0.1647	16.4±1.3
226	"	9.12~10. 3	N 2°00' ~ E 177°00'	バチ	0.1154	9.1±1.2
227	"	9.20~10. 1	S 14°00' ~ E 118°00'	"	0.1366	8.3±1.2
228	"	9. 9~10. 4	{ N 30°30' ~ W 148°30' N 30°30' ~ W 148°30' }	"	0.0817	14.0±1.5
229	"	9. 9~10. 9	{ N 4°00' ~ E 164°00' N 8°00' ~ E 160°00' }	キハダ	0.1205	8.8±1.4
230	"	9.10~10.10	{ N 17°00' ~ E 108°00' N 13°00' ~ E 106°00' }	インド マグロ	0.1138	8.5±1.4
231	"	9.30~10.22	{ N 39°00' ~ E 169°00' N 38°00' ~ E 173°00' }	メカ類	0.0831	10.0±1.2
232	"	9.16~10.20	{ N 4°00' ~ W 168°00' N 7°00' ~ W 175°00' }	バチ	0.1133	11.5±1.4
233	"		S 27°00' ~ E 154°00'	キハダ	0.1138	5.1±1.4
234	12.20	9.30~11. 4	{ N 5°00' ~ E 176°00' N 7°00' ~ E 163°00' }	バチ	0.0669	10.0±1.3
253	"	10.20~11. 3	N 40°00' ~ W 179°00'	メカジキ	0.1294	6.4±1.2
236	"	10.18~	N 40°00' ~ E 175°00'		0.0372	0±1.1
237	"	10.10~11. 2	{ N 43°00' ~ E 178°00' N 34°00' ~ E 178°00' }	ビン長	0.0688	4.6±1.2
238	"	10.10~11.18	{ N 38°05' ~ E 145°25' N 33°10' ~ E 146°15' }	メカジキ	0.0872	2.5±1.2
239	"	10. 6~11. 3	{ N 7°00' ~ W 155°00' N 8°00' ~ W 160°00' }	バチ類	0.1461	8.1±1.2
240	"	10.19~11.17	{ N 25°00' ~ E 169°00' N 30°00' ~ E 172°00' }	キハダ	0.1024	26.9±1.5

検体 番号	検体入手 年月日	漁撈期間 年月日~年月日	漁撈海域	魚種	灰分重量 (g)	CPm (G-Mカウンター)
241	36. 2. 6	11.15~	N 36°00' ~ E 168°00'	バチ		11.7±1.7
245	"	11.14~12.13	{ N 10°00' ~ E 163°00' } { N 10°00' ~ E 156°00' }	{ バチ } { キハダ }		26.4±1.4
247	"	11. 5~12. 6	{ S 13°00' ~ E 116°00' } { S 13°00' ~ E 116°00' }	{ キハダ }		4.3±1.1
260	"	36.1. 4~36.1.23	{ N 4°00' ~ E 164°00' } { N 5°00' ~ E 164°30' }	{ キハダ } { メバチ }	0.0865	7.6±1.5
262	3. 3	1. 5~ 1.27	{ N 13°00' ~ W 175°00' } { N 12°00' ~ W 177°00' }	{ キハダ } { クロカジキ }	0.0803	6.9±1.1
263	"	1.10~ 1.30	{ N 34°00' ~ E 179°00' } { N 33°00' ~ E 169°00' }	{ カジキ類 }	0.0796	6.4±1.1
269	"	1.10~ 2. 6	{ S 11°20' ~ W 168°57' } { S 13°13' ~ W 168°05' }	{ バチ類 }	0.0609	9.2±1.5
270	"	1.18~ 2.15	{ N 31°00' ~ E 178°00' } { N 30°00' ~ E 172°00' }	{ バチ類 }	0.0693	4.6±1.2
271	4. 5	1.22~ 2.25	{ N 10°30' ~ E 180°00' } { N 9°00' ~ E 178°00' }		0.0793	9.4±0.8
272	"	2. 1~ 2.22	S 12°00' ~ E 118°00'	インド マグロ	0.1114	2.6±0.6
273	"		S 26°00' ~ E 103°00'	サメ	0.0846	19.0±1.1
275	"	2. 1~ 3.22	N 22°00' ~ E 160°00'	キハダ	0.0867	13.4±0.9
276	"	2.10~	{ N 32°00' ~ E 141°00' } { N 31°00' ~ E 142°00' }	{ バチ }	0.1003	14.8±1.0
277	"	2. 8~ 3. 6	{ N 32°00' ~ E 176°00' } { N 35°00' ~ E 178°00' }	{ バチ }	0.0705	8.1±0.9
278	"	2.10~ 3. 5	{ N 12°00' ~ E 174°00' } { N 12°00' ~ E 174°00' }	{ バチ }	0.0885	15.0±1.0
279	"	2.10~	{ N 14°00' ~ E 178°00' } { N 14°00' ~ E 178°00' }	{ ビン長 }	0.0835	8.9±0.8
280	"	2.13~ 3.14	{ N 9°00' ~ E 162°00' } { N 7°00' ~ E 160°00' }	{ バチ } { キハダ }	0.0687	9.9±0.9
282	"	2.26~ 3.26	{ N 31°00' ~ E 179°00' } { N 33°00' ~ E 172°00' }	{ バチ }	0.0560	31.7±1.5
283	"	2.27~ 3.16	{ N 10°00' ~ E 175°00' } { N 11°00' ~ E 176°00' }	{ バチ類 }	0.0695	48.4±0.7
284	"	2.18~ 3. 9	{ N 30°00' ~ W 177°00' } { N 31°00' ~ W 179°00' }	{ メカジキ }	0.0397	4.6±0.7
285	"	2.25~ 3.10	{ N 12°00' ~ W 176°00' } { N 13°00' ~ E 176°00' }	{ バチ類 }	0.0996	20.4±1.1
286	"	2. 1~ 4. 5	{ N 11°00' ~ W 162°00' } { N 10°00' ~ W 160°00' }	{ バチ類 }	0.0957	11.9±0.9
288	"	3. 3~ 3.21	{ N 11°00' ~ W 160°00' } { N 13°00' ~ W 163°00' }	{ バチ }	0.0941	12.9±0.9
289	"	3.10~ 3.30	{ N 12°00' ~ E 160°00' } { N 13°00' ~ E 161°00' }	{ バチ }	0.0580	6.9±0.8
290	"	3. 5~ 3.24	{ N 10°00' ~ E 173°00' } { N 11°00' ~ E 175°00' }	{ メバチ }	0.0513	6.2±0.7
291	"	2.18~ 3.25	{ N 8°00' ~ W 146°00' } { N 13°00' ~ W 150°00' }	{ バチ }	0.0791	10.4±0.9
292	9.15	1.20~	{ N 23°00' ~ E 160°00' } { N 22°00' ~ E 170°00' }	{ バチ }	0.1132	4.3±2.6
293	"	3. 2~ 3.31	N 11°40' ~ E 173°13'	バチ	0.0987	20.7±2.3
294	"	3. 5~ 4. 3	{ N 12°00' ~ W 162°00' } { N 13°00' ~ W 166°00' }	{ バチ }	0.0902	27.4±3.0
295	"	3.20~ 4.11	N 4°00' ~ E 150°00'	キハダ	0.0790	21.9±2.7
297	"	3.30~ 4.11	{ N 11°00' ~ W 167°00' } { N 12°00' ~ W 168°00' }	{ バチ類 }	0.0961	7.9±2.3
299	"	3.19~ 4.20	{ S 2°00' ~ W 171°00' } { N 2°00' ~ W 177°00' }	{ キハダ }	0.0627	8.2±2.6

土 壤 及 び 農 作 物 中 の 放 射 性 ^{90}Sr

農業技術研究所 ○小平 潔, 檀原 宏,
坂口 正巳, 高田 樹子

全国に国立及び県立農業試験場で採取した試料のうち、主として1959年秋までの玄米と水田土壌の ^{90}Sr 含量の経年変化について報告する。

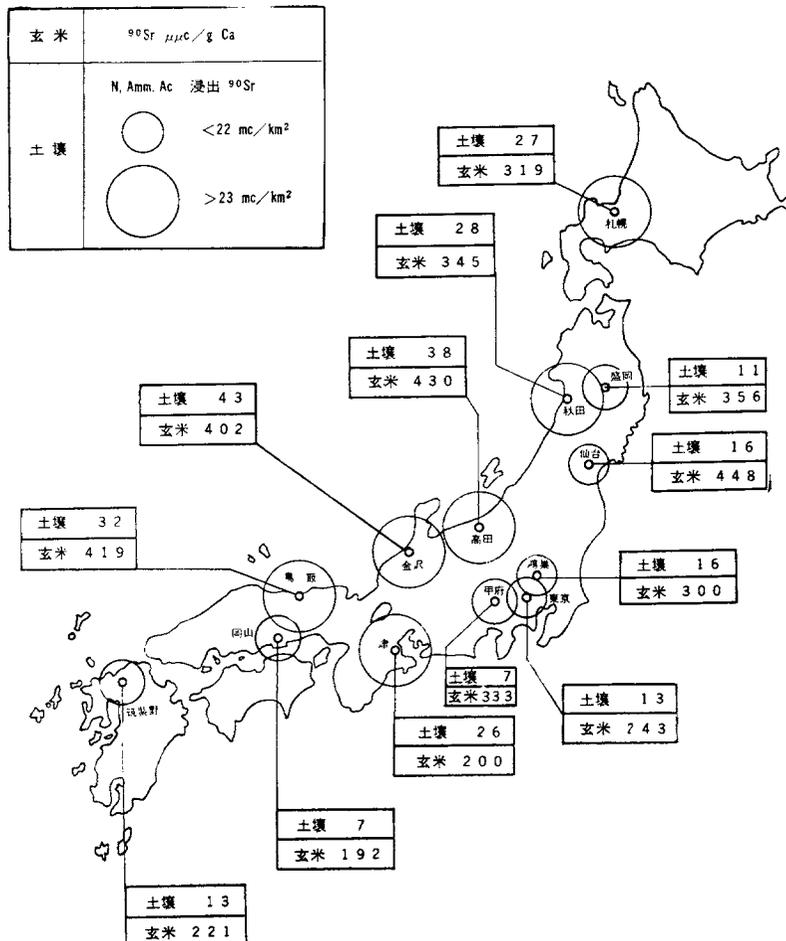
1. 1959年の水田土壌と玄米の ^{90}Sr

第一図に示す通り土壌中の ^{90}Sr は裏日本が高く、玄米中の ^{90}Sr は裏日本及び東北が高い。

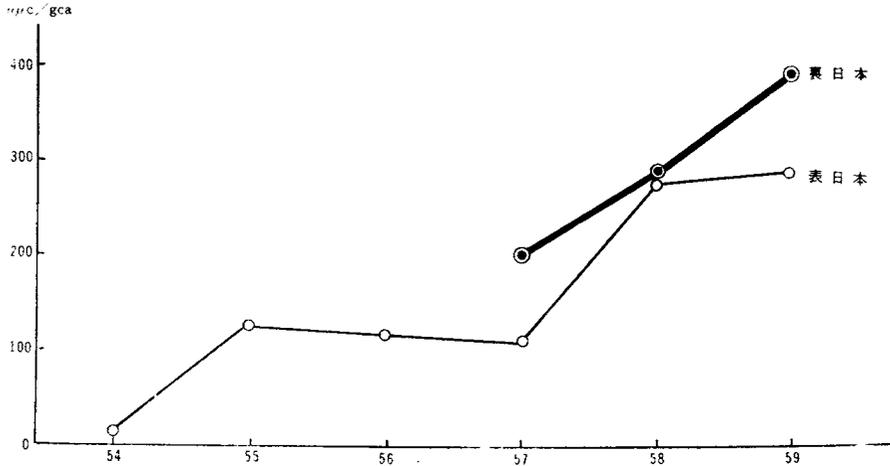
2. 水田土壌と玄米の ^{90}Sr の経年変化

水田土壌の ^{90}Sr は1959年まで増加の一途をたどった。玄米の ^{90}Sr は第2図に示すように59年には裏日本がますます増加し、表日本は横這いであった。目下分析中の1960年産米については大巾な低下が見込まれるようであるが、まだ例数が少くとりまとめの段階でないため、その報告は次の機会にゆずりたい。

第1図 水田土壌と水稲玄米中の ^{90}Sr (1959年10月)



第2図 玄米中 ^{90}Sr の経年変化



土 壤 及 び 農 作 物 の 全 放 射 能

農林省振興局研究部，北海道・北陸・東海近畿・
九州地域農業試験場，農業技術研究所

○高橋 和夫，串崎 光男，桜井 充，
山崎 伝，青葉 幸二，河合 惣吾，
木下 彰，小平 潔

1957年以来4年間にわたって札幌，高田，金谷，熊本で行われて来た放射能調査は1961年3月で終了した。測定は科学技術庁編“放射能測定法”（1957）によって ^{40}K の影響を除いて行ったもので，これをTotal β と呼ぶこととする。

1. 雨 水

土壤・農作物の調査の参考資料として札幌と高田で雨水の観測を続けて来た。そのTotal β は気象庁の観測値と一致して1958年を最高として起伏を繰返しつつ減少して1960年には極めて低い値を示し続けた。

2. 表層土壤

表層土壤（0～2cm）のTotal β は4地点とも1958～59年にピークを示したが，以後の様相は一様でない。即ち高田水田土，金谷茶園土はそれ以来顕著に減少したが，札幌と熊本のいずれも未耕土ではそれ以後ピークもかなり高いものが出ており，放射能レベルもほぼ横這いとみなされる。

同一地域では未耕土>湿田>乾田>畑の順序が認められた。これらは各地における放射性物質降下の時期と量，耕耘の有無，地表水・地下水の動き，土壤の物理的・化学的性質などの反映と考えられる。

3. い ね

札幌，高田，北陸各地などで調査した結果，いねのTotal β は毎年全く同様に茎葉>もみから>玄米>白米の傾向を示し，各年収穫期の茎葉の最高値を比較すると58年>59年>60年となった。60

年の試料では玄米の Total β は痕跡程度であり、しかもその大部分がぬかに存在することがぬかの分析で確かめられた。結局これまで4年間に白米中の Total β の有意な値が得られたことはないということになる。⁹⁰Sr の核種分析については別に報告する。

4. 茶 葉

金谷と熊本で測定した結果、茶葉の Total β は58年7～11月に最高ピーク、58年3～5月にそれに次ぐピークを示した後急激に減少し、そのまま極めて低い値を維持して61年3月に至った。

茶葉の洗浄による Total β の除染効果は水<1%酢酸<アルカリ性洗剤の順に大きくなり、最大50%前後の除染効果が認められた。

5. 牧草及び牛乳

札幌と熊本における牧草の Total β の経年変化は茶葉と大体似ているが、60年に僅かながらピークを示した。牛乳はこれにやゝ遅れて追随することがこれまで認められていたが、60年の牛乳の Total β は予想より早くピークを示し、それが高さ巾ともに59年のピークと同程度であった。然し60年10月には極めて低い値に戻りそのまま61年3月に至った。恐らく各地の放射性物質の降下時期、放射性の土ほこりの舞上りによる飼料への混入、牧草の生育、牛の飼育など、各種条件がからみ合ってこのような結果になったものと思われる。

6. 果樹・蔬菜

1960年札幌で、梨の果皮>りんごの果皮>両者の果肉、の傾向が見られたが、いずれも同地の蔬菜葉の値よりも低かった。高田での測定値も併せて考えると、蔬菜では葉の面積や形態・構造などが降下物を保持し易いようなもの、又は地表面近くに拡がって放射性の土ほこりをかぶり易いようなものは60年秋現在なおおる程度の Total β を示したが、根基地下部では1例を除き Total β が殆ど検出されなかった。

果樹・蔬菜類の Total β は4年間に数多く測定されて来たが、いずれも57～58年に比べて60年には激減していることが確かめられた。

7. Total β の内容・汚染経路・総括

1958年7月頃の金谷茶葉の Total β は稀土類に由来するもの約70%、アルカリ土類に由来するもの約15%などの組成を示し、そのみかけの半減期は10～20日であった。これは同時に採取した栽培試験室ガラス屋根上のはこりの組成と減衰性とほぼ完全に一致した。同じ頃熊本茶葉のみかけの半減期は1.5ヶ月程度であった。1960年4月頃の金谷茶葉ではみかけの半減期は20ヶ月程度になった。その頃熊本でのみかけの半減期は茶葉で約1.5ヶ月、未耕土表層で7～8ヶ月であった。このことは放射物質の降下が金谷では比較的早く終り熊本では比較的最近まで続いたことを暗示し、熊本試料の一部の Total β の持続性の一因となっているのではないかと考えられる。

以上各項に挙げた例から農産物の Total β の汚染経路を考えると、これまで度々述べたように経根的なものは殆ど問題にならず、附着的なものが大部分であったと云ってさしつかえない。

従って放射性物質(新たな降下物のみでなく放射性の土ほこりも含む)の供給がやめば汚染が消失する筈であり、調査対象の一部を除き大体において1960年末頃までにそれが認められた。これは核実験停止以来約2年後に相当する。

1960年海洋生物の全放射能について

東海区水産研究所 ○中井甚二郎, 服部 茂昌, 本城 康至,
木立 孝, 奥谷 喬司

1960年に太平洋側で行なわれた海洋生物放射能調査によって54地点から得られた放射能測定試料数はプランクトン108, ネクトン13, ペントス82である。これらの資料および前年までの資料にもとずいて海洋生物の種類別放射能水準, 種類による特性, 地域性および経年変動などについて概要を述べる。

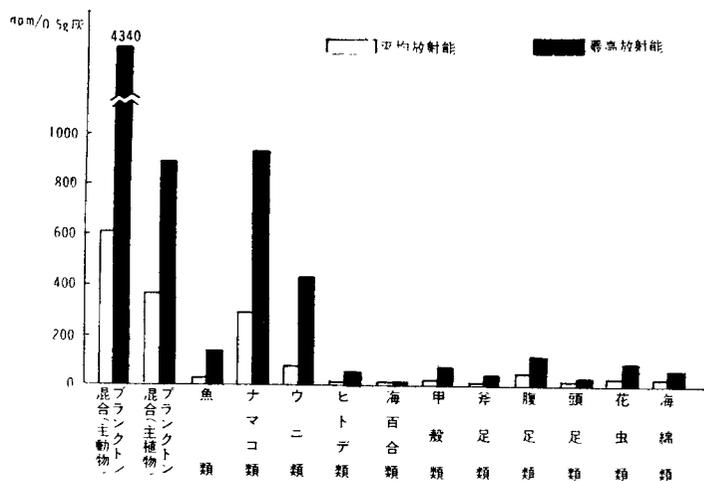
1. 生物群別放射能水準と種類による特性

1960年においても生物群別放射能水準の特色は基本的には従来とあまり変わらない。すなわちプランクトンとカンテナマコ類は引続き高水準にあるが, これらに比べ一般ペントスおよびネクトンは従来同様低水準にある(第1図)。

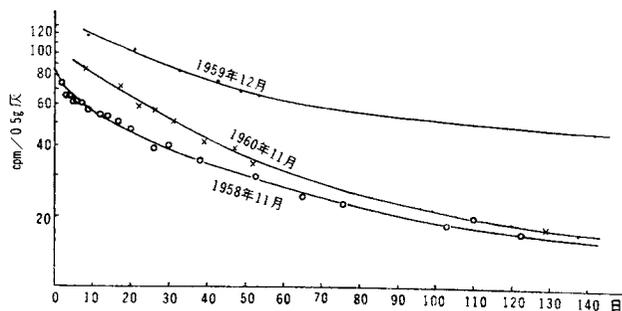
現在プランクトンは海の上層部の, カンテナマコ類は海底部のそれぞれ最適の放射能指標種と認められる。カンテナマコ類の放射能は消化管内容物が特に高いのみでなく, その肉もまた高い。又ペントス中にはカンテナマコ類ほどではないが, 比較的高い放射能を有するものもある。これらが特殊生態によるプランクトンからの移行に基づくとの見解は従来から報告の都度述べられてきたとおりである。

プランクトン放射能の半減期は核実験の盛んに行われた1958年11月も, 実験後半年以上経過した1959年12月, 1960年11月の結果でも初期の半減期はいずれも30~50日ではほとんど変化がみられず, 新しい核分裂生成物の供給が行なわれていることを示

しているようにみられる(第2図)。又このように採集直後の減衰が急なプランクトンも時日の経



第1図 種類別平均および最高放射能 (1960年1~12月)



第2図 プランクトン放射能の減衰例

- '58年11月15日 St. T29
- '59年12月7日 St. 53
- × '60年11月27日 St. 59

過とともに次第に減衰が小さくなり、後には長寿命のものが残ることが確認された。しかし一般にネクトン、ベントスの放射能は採集直後から半減期が比較的長く、1960年の試料によっても長寿命であった。これらのことは生物の選択取得、濃縮、移行経過等に関する研究問題であるが、特に海洋における放射能累積および分布の偏在についての観点から強く関心が持たれる。

2. 放射能の経年変動、地域性および汚染源

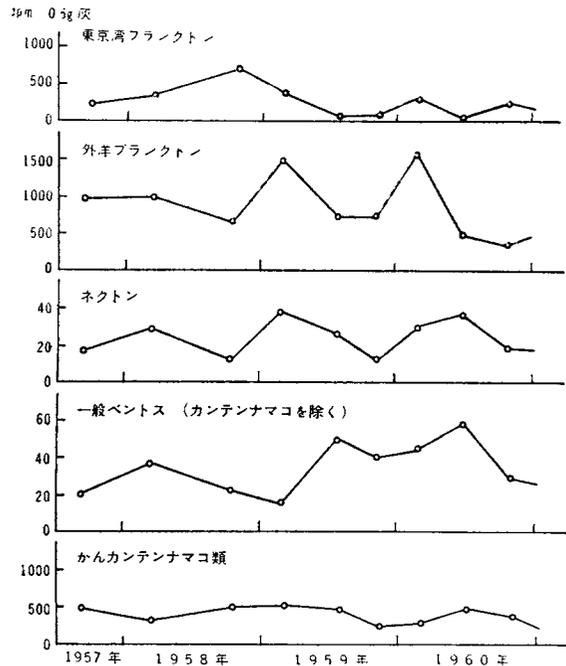
1957年調査開始以来の航海別平均放射能の変動をみると、東京湾のプランクトン放射能は調査開始以来漸次上昇して1958年11月にピークとなりその後急激に低下をみたが、1960年2～3月に再び小ピークが現われた。この変動傾向は核爆発実験および高放射能雨の起生頻度によく対応しており、従来から報告してきたように fall out による汚染が敏感に反映した結果とみられる。房総沖、遠州灘、薩南など本邦太平洋側における外洋プランクトンの放射能ははじめのピークが東京湾のそれよりも3～4ヶ月後の1959年2～3月に現われ、あとのピークは東京湾と同時期に現われている。房総沖の放射能はその後逐次低下し1960年10～11月にはこの海域における最低値を示した(第3図)。

ネクトン、ベントスの放射能の経年変動は房総沖、相模灘いずれの海域もプランクトンに現われたような fall out を敏感に反映する傾向はみられていない。しかし注目すべき現象に房総沖、相模灘の外洋部のネクトン、ベントスの平均放射能の変動がともに前記外洋プランクトンの変動傾向と1航海(3～3ヶ月間隔)ずれてほぼ一致していることである。

1960年のプランクトンの放射能は従来同様内湾(東京湾)に低く、外洋部に高い。特に黒潮本流域の薩南、遠州灘、房総沖では日本海よりも高い。外洋では従来みられたような沖合に行くほど高くなる傾向はみられなかった。このことは放射能汚染源の1つとして考えられた黒潮根源域に由来する flow out が拡散して均一化され、それに加えて fall out による放射能の影響が存在することを意味するものと思はれる。又従来25m層が表層或は50m層よりも高い傾向がみられたが、fall out による汚染の減少した1960年には100m層までの範囲内では下層に行くに従って増加する場合が多い。

3. 深海産(1000～3000m)ベントスの現状

1960年において房総沖、相模灘の1000m以深の海底から測定資料の得られたのは6地点である。



第3図 生物群別全β放射能平均値の変動
(1957年～1960年, 太平洋側)

この深海産ベントスの放射能はカンテンナマコ類を除くと平均40dpm/0.5g灰で依然として低水準にあり、有意の放射能値を示した試料数は極めて少ない。しかしカンテンナマコ類を主体とする深

第1表 深海産ベントスの平均放射能
(35年1月~12月)

海 深	ナマコ類以外のベントス			ナ マ コ 類					
	全試料数	3σ< 試料数	放射能 平均値	筋 肉			消化管内容物		
				全試料数	3σ< 試料数	放射能 平均値	全試料数	3σ< 試料数	放射能 平均値
1000~2000 m	14	7	49 dpm	3	3	307 dpm	3	3	410 dpm
2000~3000	4	0	10	1	1	50	1	1	217
1000~3000	18	7	40	4	4	243	4	4	362

海産ナマコ類の平均放射能は筋肉では243dpm/0.5g灰、消化管内容物では362dpm/0.5g灰でともに高水準にある。これらのことは生物の生態との関連において、深海の現在の汚染水準の度合を示すものとして重要な示唆を与えている。

海産生物中の ^{90}Sr の減少について

東海区水産研究所 ○深井麟之助・渡辺 和子

昭和32年の放射能調査開始以来、海産生物中の ^{90}Sr は陸上生物のレベルに比較して全体的にかなり低かったが、その含量は相対的に昭和33~34年に極大に達し、その後減少し始めていると推定される。昨年度および本年度に行なった分析を含むこれまでの分析結果を、生物のグループごとに、時期にとらわれずに平均して表1に示す。

表1 種々の海産生物グループの ^{90}Sr

海産物グループ	採集期間	試料数	^{90}Sr 含量	Sr単位
海 藻 (褐 藻)	昭和 33 ~ 34 年	3		1.9
植物プランクトン (ケイ藻類)	34 年	1		6.1
動物プランクトン (アミ類)	33 ~ 35 年	3		0.8
魚 肉 : {	マ グ ロ 類	33 年	2	2.0
	サ ケ 類	34 ~ 35 年	2	1.7
魚 骨 : {	マ グ ロ 類	33 ~ 34 年	3	0.8
	サ ケ 類	35 年	1	0.5
魚体全体 :	イ ワ シ 類	35 年	3	0.2
貝 肉 :	ア サ リ	34 ~ 35 年	2	0.3
貝 殻 :	ア サ リ	"	2	0.2
ヒトデ類	32 ~ 34 年	7		0.2

この表からみると、海産生物では、Sr単位であらわした場合、海藻および植物プランクトンが他のものに比べて ^{90}Sr 含量が高く、また魚肉もかなり高い値を示している。魚骨にくらべてかえって魚肉の方がSr単位が高い傾向は注目すべきであるが、原因は不明である。これらの値はいづれ

のグループについても試料数が少いために代表値とみなすことはできないが、一般的な傾向を示すと考えても差支ないであらう。この表では時間的な変化を無視して平均値を算出したが、同一の生物に対する⁹⁰Sr含量の時間的な変化をみると、いつれの生物でも昭和34年前半を境としてその後指数的に減少する傾向をみせている。この傾向は本年の核実験再開までは継続したものと考えられ、この減少の継続期間は短期間にすぎなかったが、放射性降下物の減少後、⁹⁰Srが海産生物からどのような速度で減少するかについての知見を提供しており、貴重な資料として用いることができる。

X線照射による白血球減少の予防及び治療

防衛庁技術研究本部 添田 百枝

抄 録

放射能障害による急激な白血球減少は造血臓器の破壊作用によって起る一時的の現象であることはすでに、Heinekeによって、又 Bloom 等の組織病理学的研究から、最近では Gerstnor 及び Gorman 等によって明らかにされた。

実験は家兎を用いて、X線照射により、白血球減少を起させ、その消長を追求した後、Marinamycin (New species である *Streptomyces mariensis* (1957) の培養濾液から精製して得られた抗悪性腫瘍性物質で、特異な白血球増多作用のある事が分ったので)を予防的に用いて、又 X線照射後、白血球減少がおこった後に、治療的に用いて、興味ある知見が得られたので報告する。