資 料

福岡県における海洋環境放射能調査

(1971 年度~1992 年度)

檜崎 幸範*¹, 中山 一成*²

(1995 年 4 月 17 日受理)

(1995 年 7 月 29 日再受理)

Marine Environmental Radioactivity Survey in Fukuoka Prefecture
(Fiscal Year 1971-1992)Yukinori NARAZAKI*¹ and Kazushige NAKAYAMA*²

Samples of sea water and sea sediments collected during a period of fiscal year 1971-1992 and those of marine products during fiscal year 1975-1992 from the territorial waters of Fukuoka prefecture were analyzed and the results are summarized.

As for the concentration of radioactive substances in sea water, the measurements fell in a range from 1.70 to 7.31 mBq/l for ⁹⁰Sr and from 2.80 to 6.29 mBq/l for ¹³⁷Cs. Their values in 1992 came down to one third and one half of their maximum values, respectively. The ¹³⁷Cs concentration in sea sediments was found in a range from 1.70 to 9.62 Bq/kg dried soil. The distribution coefficient of sea sediments vs sea water was as large as 887 on average.

The ¹³⁷Cs concentration in sea bream was found in a range from 0.180 to 0.311 Bq/kg wet, representing a higher level than those of other foods such as cereal crops, vegetables and milk.

At the time of nuclear explosion tests in China in 1976 and 1980 as well as the accident at the Chernobyl nuclear power plant in 1986, the concentration of ¹³⁷Cs increased in sea water and sea sediments, while no apparent change was detected in sea bream.

As a result of the present survey, it was concluded that the measurements of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs concentration in marine samples have shown no significant difference between the values for Fukuoka prefecture and the national mean values. Furthermore, Fukuoka's level has always stayed at or below what has been representative in the national coastal waters of the Sea of Japan.

KEY WORDS : environmental radioactivity, strontium-90, cesium-137, sea water, sea sediments, sea bream, internal exposure

*¹ 福岡県保健環境研究所; 福岡県太宰府市向佐野 39
(〒818-01)

Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences; 39, Mukaizano, Dazaifu-shi, Fukuoka 818-01, Japan.

*² 日本分析センター; 千葉市稲毛区山王町 295 番地 3
(〒263)

Japan Chemical Analysis Center; 3-295, Sannocho, Inage-ku, Chiba-shi, Chiba 263, Japan.

I 緒 言

海洋の放射能汚染は米・英・仏・ソの大気圏内核爆発実験やその後の中国核爆発実験によるフォールアウトによって引き起こされた。そしてまた近年は放射性廃棄物の海洋投棄や各種原子力施設からの放射能漏洩, 原子力潜水艦による汚染等の潜在的危険性も存在する。なかでも放射性廃棄物の海洋投棄は 1959~1993 年にかけて旧

Table 1 ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in sea water in Fukuoka (Fiscal year 1971–1992).

Fiscal year	pH	^{90}Sr	^{137}Cs	Ratio	Fiscal year	pH	^{90}Sr	^{137}Cs	Ratio
		mBq/l					mBq/l		
1971	8.1	7.31±0.833(1.0)	4.99±1.295(0.6)	0.68±0.29	1982	7.3	3.33±0.407(0.9)	4.81±0.407(1.1)	1.4±0.34
1972	8.2	6.66±0.863(1.0)	4.44±1.110(0.6)	0.67±0.29	1983	7.9	3.33±0.407(1.0)	4.07±0.444(1.1)	1.2±0.32
1973	7.8	NA	NA	NA	1984	8.9	3.70±0.407(1.1)	4.44±0.407(1.1)	1.2±0.27
1974	8.1	5.55±0.370(0.9)	4.44±0.444(0.7)	0.80±0.14	1985	8.1	2.96±0.370(0.9)	4.07±0.407(1.0)	1.4±0.35
1975	8.1	5.18±0.333(1.0)	5.55±0.518(0.9)	1.1±0.18	1986	8.1	2.96±0.370(0.9)	4.81±0.444(0.8)	1.6±0.40
1976	7.9	6.29±1.07(1.2)	6.29±0.481(1.2)	1.0±0.30	1987	8.1	2.96±0.333(1.0)	3.70±0.370(1.1)	1.3±0.30
1977	8.2	4.81±0.629(NA)	4.81±0.370(0.9)	1.0±0.24	1988	7.9	1.70±0.330(0.6)	3.80±0.340(0.9)	2.2±0.79
1978	8.2	5.18±0.592(1.0)	5.55±0.518(1.0)	1.1±0.25	1989	7.9	2.70±0.320(1.0)	4.00±0.410(1.3)	1.5±0.37
1979	8.1	4.81±0.518(1.0)	4.44±0.481(0.7)	0.92±0.22	1990	8.3	2.40±0.340(0.9)	3.20±0.320(0.9)	1.3±0.38
1980	7.6	4.44±0.407(0.9)	5.55±0.444(1.2)	1.3±0.24	1991	7.6	2.70±0.230(1.1)	3.40±0.340(1.1)	1.3±0.25
1981	NA	3.33±0.444(0.8)	5.92±0.444(1.2)	1.8±0.43	1992	8.0	2.50±0.330(1.0)	2.80±0.370(0.8)	1.1±0.34

Ratio shows ^{137}Cs to ^{90}Sr . NA, not applicable. National mean values are shown in parentheses.

ソ連・ロシアによる極東海域への投棄等がある。このロシアによる海洋汚染への不安が 1993 年のロンドン条約で低レベル放射性廃棄物を含んだ海洋投棄の全面禁止の決定を早めることになった。

海洋の放射性物質による環境汚染は四方を海に囲まれ、海産生物への依存度の高いわが国においては健康に直接影響を与える問題である。福岡県では科学技術庁の委託を受け 1971 年から海洋環境試料の放射能調査を実施している。今回、ウランやプルトニウムのおもな核分裂生成物のうち、比較的半減期が長く、ヒトの被ばく評価に重要な ^{90}Sr ($T_{1/2}=28.8$ 年), ^{137}Cs ($T_{1/2}=30.0$ 年) について 1971~1992 年度の海水、海底土および 1975~1992 年度の海産生物の分析結果を取りまとめ、過去の放射能汚染の推移を検証した。

II 実験方法

科学技術庁による環境放射能水準調査の中から海水、海底土および海産生物を対象に解析を実施した。各試料は環境試料採取法¹⁾に基づき採取および前処理を行った。

海水は晴天が続いた日の表面水 40 l を毎年 7 月に採水した。採水は 1974 年度が博多湾 (33°36' N, 130°22' E), それ以外は北九州市門司区門司港内 (33°57' N, 130°58' E) で行った。

海底土は海水と同日、同一地点でエクスマンバージ型採泥器を用い表層泥を採取した。採取した泥は石れき等の異物を取り除き、105°C で乾燥後 2 mm のフルイを通し試料とした。

海産生物は毎年 7~8 月に玄海灘で漁獲された 2~3 年ものマダイで、1975~1978 年度は全体、その後は筋

肉部約 4 kg を 450°C で灰化して試料とした。

^{90}Sr , ^{137}Cs の測定値は、試料を前処理後、財団法人日本分析センター (1974 年以前は財団法人日本分析化学研究所) に送付し、当該センターが放射性ストロンチウム分析法²⁾ および放射性セシウム分析法³⁾ に基づき分析した結果である。なお、計数値がその計数誤差の 3 倍以下の値は不検出 (ND) とした。

III 結 果

1. 海水中の放射能

海水の pH, ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度、全国平均値に対する比および放射能比を Table 1 にまとめた。

海水の pH は 7.3~8.9 (平均 8.0) であった。 ^{90}Sr 濃度は 1.70~7.31 mBq/l, ^{137}Cs 濃度は 2.80~6.29 mBq/l であった。海水中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度と年度 (1900+X) との関係は Fig. 1 に示すように ^{90}Sr は $F(X)=3.83 \times 10^2 e^{-0.0564X}$ ($r=0.931$), ^{137}Cs は $F(X)=0.309 \times 10^2 e^{-0.0237X}$ ($r=0.727$) の回帰式で表された。回帰式から求めた見かけの半減期は ^{90}Sr が約 12 年, ^{137}Cs が約 29 年であった。なお, ^{90}Sr は 1976 年度, ^{137}Cs は 1976, 1981 および 1986 年度に濃度のピークが見られた。

環境放射能水準調査⁴⁾での全国平均値に対する比は ^{90}Sr が 0.6~1.2 (平均 1.0), ^{137}Cs が 0.6~1.3 (平均 1.0) であった。また、海水中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比は平均 1.2 ± 0.4 であった。フォールアウトとの関係は Fig. 2 に示すように海水と年間降下物中の ^{90}Sr に有意な相関関係が認められた ($r=0.866$) が, ^{137}Cs に明確な関係は見られなかった。

2. 海底土中の放射能

海水から沈降する放射性核種の長期変動を把握するため海底土中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度, 全国平均値に対する比および ^{137}Cs の分配係数を **Table 2** にまとめた。

水深 8~14 m の深さから採取した海底土は黒みを帯

びた泥状質であった。海底土から ^{90}Sr を検出したのは 1971~1976 年度および 1980 年度で $0.296\sim0.592\text{ Bq/kg}$ 乾土であった。

一方, ^{137}Cs は全年度から検出され $1.70\sim9.62\text{ Bq/kg}$ 乾土であった。また, **Fig. 1** に示すように ^{137}Cs 濃度と年度 (1900+ X) との関係は $F(X)=8.36\times10^2 e^{-0.0661X}$ ($r=0.905$) の回帰式で表された。回帰式から求めた見かけの半減期は約 11 年で 1974, 1976, 1981, 1983 および 1986 年度に濃度のピークが見られた。なお, 海水と海底土における ^{137}Cs の相関係数は 0.446 で, 両試料

Fig. 1 Approximate expression of ^{90}Sr and ^{137}Cs in sea water and ^{137}Cs in sea sediments in Fukuoka. Yearly concentration levels of radioactivity were approximated by the least squares method. The decay curves of ^{90}Sr (○) and ^{137}Cs (□) in sea water are expressed by $F(X)=3.83\times10^2 e^{-0.0564X}$ (dotted line), $F(X)=0.309\times10^2 e^{-0.0237X}$ (broken line). The decay curve of ^{137}Cs (■) in sea sediments is expressed by $F(X)=8.36\times10^2 e^{-0.0661X}$ (solid line).

Fig. 2 Correlation between ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in sea water and the total amounts of ^{90}Sr and ^{137}Cs in annual fallout during the period of fiscal year 1971-1992. With ^{90}Sr (■), there was a correlation represented by the recurrence formula $F(X)=0.0435 e^{0.965X}$, $r=0.866$. There was no such a correlation with ^{137}Cs (○).

Table 2 ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in sea sediments in Fukuoka (Fiscal year 1971-1992).

Fiscal year	Depth m	^{90}Sr Bq/kg dried soil	^{137}Cs Bq/kg dried soil	K_d	Fiscal year	Depth m	^{90}Sr Bq/kg dried soil	^{137}Cs Bq/kg dried soil	K_d
1971	11	$0.467\pm0.101(0.8)$	$6.68\pm0.574(1.2)$	1310	1982	10	ND	$3.07\pm0.211(0.9)$	623
1972	10	$0.370\pm0.099(0.7)$	$8.52\pm0.629(1.7)$	1870	1983	10	ND	$3.66\pm0.222(1.5)$	878
1973	NA	NA	NA	NA	1984	10	ND	$2.89\pm0.204(1.0)$	635
1974	11	$0.370\pm0.074(1.0)$	$9.62\pm0.333(1.6)$	2120	1985	9	ND	$2.74\pm0.196(1.1)$	657
1975	10	$0.370\pm0.056(1.1)$	$5.92\pm0.296(1.6)$	1040	1986	8	ND	$3.70\pm0.222(1.3)$	751
1976	10	$0.592\pm0.167(1.5)$	$6.29\pm0.296(1.6)$	976	1987	11	ND	$3.18\pm0.204(1.2)$	839
1977	8	ND	$4.81\pm0.222(1.2)$	976	1988	9	ND	$2.30\pm0.180(0.9)$	591
1978	14	ND	$3.70\pm0.222(1.2)$	651	1989	14	ND	$3.00\pm0.210(1.4)$	732
1979	9	ND	$3.33\pm0.215(0.8)$	732	1990	8	ND	$2.80\pm0.190(1.0)$	854
1980	10	$0.296\pm0.096(1.0)$	$3.66\pm0.222(1.1)$	644	1991	9	ND	$1.70\pm0.170(0.7)$	488
1981	10	ND	$4.07\pm0.222(1.3)$	671	1992	9	ND	$1.70\pm0.160(0.6)$	593

NA, not applicable. K_d , represents distribution coefficient of ^{137}Cs . National mean values are shown in parentheses. ND means that corresponding counts are as small as three times their counting error or less.

Table 3 ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in sea bream in Fukuoka (Fiscal year 1975–1992).

Fiscal year	^{90}Sr Bq/kg wet	^{137}Cs Bq/kg wet	CF	Internal exposure	Fiscal year	^{90}Sr Bq/kg wet	^{137}Cs Bq/kg wet	CF	Internal exposure
1975	$0.0481 \pm 0.006 (1.0)$	$0.263 \pm 0.019 (1.0)$	46	0.19	1984	ND	$0.311 \pm 0.016 (1.1)$	68	0.14
1976	$0.0481 \pm 0.007 (1.0)$	$0.263 \pm 0.018 (1.0)$	41	0.18	1985	ND	$0.296 \pm 0.015 (1.2)$	71	0.14
1977	$0.0444 \pm 0.011 (1.0)$	$0.289 \pm 0.016 (1.0)$	59	0.18	1986	ND	$0.274 \pm 0.014 (0.7)$	56	0.13
1978	ND	$0.300 \pm 0.023 (1.0)$	53	0.14	1987	ND	$0.274 \pm 0.014 (1.0)$	72	0.13
1979	ND	$0.311 \pm 0.016 (1.0)$	68	0.14	1988	ND	$0.240 \pm 0.014 (1.0)$	62	0.12
1980	ND	$0.259 \pm 0.014 (1.0)$	46	0.12	1989	ND	$0.240 \pm 0.013 (1.0)$	59	0.12
1981	ND	$0.300 \pm 0.018 (1.0)$	49	0.14	1990	ND	$0.260 \pm 0.016 (1.1)$	79	0.13
1982	ND	$0.270 \pm 0.015 (1.0)$	55	0.12	1991	ND	$0.230 \pm 0.014 (1.1)$	66	0.11
1983	ND	$0.274 \pm 0.010 (1.0)$	66	0.13	1992	ND	$0.180 \pm 0.016 (0.8)$	63	0.09

CF, concentration factor of ^{137}Cs . Internal exposure ($\mu\text{Sv}/\text{year}$) due to ^{90}Sr and ^{137}Cs in fish. National mean values are shown in parentheses. ND means that corresponding counts are as small as three times their counting error or less.

Fig. 3 ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in foods in Fukuoka prefecture during the period of fiscal year 1975–1992. Among different foods, the ^{90}Sr concentration was higher in radish (■) and spinach (◇) and lower in sea bream (●), unpolished rice (△), polished rice (◆) and tap water (▲), while the ^{137}Cs concentration was higher in sea bream, spinach, fresh milk (□) and processed milk (○) and lower in tap water.

中の ^{137}Cs に有意な相関関係は認められなかった。

環境放射能水準調査⁴⁾での全国平均値に対する比は ^{90}Sr が 0.7~1.5 (平均 1.0), ^{137}Cs が 0.6~1.7 (平均 1.2) であった。 ^{90}Sr が検出された年度での $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比は 10.6~26.0 で ^{137}Cs のほうが平均 17 倍高かった。また、分配係数 (海底土/海水の濃度比) は ^{90}Sr が 54~92 (平均 68), ^{137}Cs が 488~2,120 (平均 887) であった。

3. 海産生物中の放射能

海産生物への影響を把握するためマダイ中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度, 全国平均値に対する比, ^{137}Cs の濃縮係数およびヒトへの内部被ばく線量を Table 3 にまとめた。

マダイからは 1978 年度以降 ^{90}Sr は検出されず, 検出値の平均は 0.0469 Bq/kg 生であった。一方, ^{137}Cs は全年度から検出され 0.180~0.311 Bq/kg 生であった。 ^{90}Sr が検出された年度での $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比は 5.5~6.5 で ^{137}Cs 濃度のほうが平均 5.8 倍高かった。

環境放射能水準調査⁴⁾での全国平均値に対する比は ^{90}Sr が 1.0, ^{137}Cs が 0.7~1.2 (平均 1.0) であった。また, 門司港の海水を対象としたマダイの濃縮係数は ^{90}Sr が 7.6~9.3 (平均 8.7), ^{137}Cs が 41~79 (平均 60) であった。

マダイ中の放射能濃度を他の食品と比較するため 1975~1992 年度における福岡県内の食品中 ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度を Fig. 3 に示した (生産米および消費米の ^{90}Sr は計数値がその計数誤差の 3 倍以下の値を含む)。 ^{90}Sr 濃度が高い食品はダイコンとハウレンソウで, ^{90}Sr 濃度が低い食品はマダイ, 生産米, 消費米および蛇口水であった。また, ^{137}Cs 濃度が高い食品はマダイ, ハウレンソウ, 原乳および市販乳で, ^{137}Cs 濃度が低いのは蛇口水であった。

国民栄養調査⁵⁾による 1975~1992 年度の魚介類摂取量は 1 人 1 日 88.5~96.8 g (平均 92.7 ± 2.7 g) であった。これをすべてマダイで摂取した場合の ^{137}Cs による内部被ばく線量は 0.09~0.14 $\mu\text{Sv}/\text{年}$ (平均 0.13 $\mu\text{Sv}/\text{年}$) となった。

IV 考 察

海上保安庁による 1974~1992 年度の日本海沿岸海域における調査結果では、海水中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度は $\text{ND-}8.14 \text{ mBq/l}$ および $\text{ND-}18.9 \text{ mBq/l}$ であった。また、1981~1992 年度の海底土中濃度はそれぞれ $\text{ND-}0.744 \text{ Bq/kg}$ 乾土、 $\text{ND-}7.51 \text{ Bq/kg}$ 乾土であった⁶⁾。さらに、日本海に面した新潟港沖の 1992 年度の海水では ^{90}Sr が 2.4 mBq/l 、 ^{137}Cs が 4.1 mBq/l であった。また、海底土では ^{90}Sr は検出されず、 ^{137}Cs は 9.1 Bq/kg 乾土であった⁷⁾。海洋試料中の放射性核種はその海域における分布と蓄積性を示すが、福岡県沿岸の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度は日本海沿岸海域の水準内にあり海域的な特徴は見られなかった。さらに、環境放射能水準調査における全国平均値と比較しても特段高い結果ではなかった。

海水中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比は平均 1.2 であり、両核種濃度に大きな差はなかった。しかし、海底土およびマダイ中の ^{90}Sr 濃度は低く、それぞれ 1981 年度、1978 年度以降は検出されなかった。これは堆積物表層の酸化層で ^{90}Sr は溶解し、沿岸付近の海底から深海や外洋へ溶出したり、下層の還元層へ間隙水中を拡散して移行し還元環境下で沈着しやすい⁸⁾ ことや海産生物への濃縮は海藻類を除き一般に低く、しかも骨やウロコ等の硬組織に特異的に沈着するためである。

一方、 ^{137}Cs は全年度の各試料から検出された。その濃度は海底土、海産生物、海水の順に高い結果であった。海水の pH は弱塩基性で、大部分の ^{137}Cs は単純アコイオンあるいはイオン対として溶存し⁹⁾、自ら凝集はせず懸濁粒子¹⁰⁾や有機性粒子¹¹⁾に捕捉されて海底に沈降していく。1986 年 7 月 24 日に採取した海底土中の ^{137}Cs に同年 4 月 26 日に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故の影響が認められたことは、比較的堆積速度の大きい沈降粒子とともに海底へ移行したものと考えられた。また、 ^{137}Cs は海底表層土に濃度のピークが存在するとされ¹²⁾、海底土の ^{137}Cs 濃度は海水の平均 887 倍であった。

海産生物は放射性核種をエラから取り込んだり、あるいは食物連鎖を通じて体内に蓄積していく。なかでも ^{137}Cs は海産生物全般にわたり比較的濃度の高い核種で海水および餌の両方から取り込まれ¹³⁾、筋肉等全身に分布する。THOMPSON らの報告¹⁴⁾では海産魚への ^{137}Cs の濃縮係数は 30 であるが、マダイの濃縮係数は平均 60 であった。このことはマダイは ^{137}Cs を体内に取り込みやすく、濃縮係数が比較的高いうえに容易に採取可能な定

着性生物であることから海域の ^{137}Cs 濃度を反映する指標生物になりうる可能性を示唆した。

マダイ中の ^{137}Cs 濃度は穀類（生産米、消費米）、野菜（ダイコン、ホウレンソウ）、牛乳（原乳、市販乳）、蛇口水に比べ高い結果を示した。また、魚介類をすべてマダイで摂取したと仮定した場合の ^{137}Cs による内部被ばく線量は平均 $0.13 \mu\text{Sv/年}$ であった。これは 1975~1992 年度における福岡県内の日常食中 ^{137}Cs による内部被ばく線量の平均 $0.63 \pm 0.34 \mu\text{Sv/年}$ ($0.23 \sim 1.41 \mu\text{Sv/年}$) の 21% に相当した。なお、この間の国民 1 人 1 日分の食量¹⁵⁾ は $1,325.1 \sim 1,419.2 \text{ g}$ (平均 $1,366.6 \pm 28.1 \text{ g}$) で、このうち魚介類の占める割合は平均 6.8% であった。この魚介類の摂取割合と内部被ばく線量の関係から魚介類は比較的 ^{137}Cs 濃度の高い食品に属すると思われた。

海底土中における ^{137}Cs 濃度の増加年度は海水中の増加年度と必ずしも一致せず、海底土中 ^{137}Cs 濃度は海水中濃度を十分反映していなかった。ただ、1981 年度の海水および海底土中 ^{137}Cs 濃度のピークは ^{137}Cs の年間降下量の増加年度と合致しており、第 26 回中国核爆発実験（水爆）の影響と考えられた。また、1986 年度に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故の影響は ^{137}Cs に特徴的で海水および海底土中に認められた。しかし、1987 年旧ソ連によるサハリン・オホーツク海沿岸での ^{90}Sr 12.95 PBq を搭載したヘリコプターの墜落事故や 1992 年に日本海へ投棄された 18.3 TBq の液体放射性廃棄物による放射能濃度の増加は海洋試料中には確認されず、放射性物質の希釈・流亡が投棄海域の汚染の広がりを防いでいると考えられた。

V 結 語

福岡県における 1971~1992 年度の海水、海底土および 1975~1992 年度の海産生物中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分析結果を取りまとめた。

(1) 海水中の放射能濃度はフォールアウトの低下を反映し 1992 年度には ^{90}Sr が 2.50 mBq/l 、 ^{137}Cs が 2.80 mBq/l となり、それぞれ最高値の約 1/3、1/2 に減少した。

(2) 海底土中では ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分布と挙動に差が見られ、 ^{137}Cs による表層泥への蓄積が認められた。

(3) マダイ中の ^{137}Cs 濃度は $0.180 \sim 0.311 \text{ Bg/kg}$ 生で、穀類や野菜、牛乳等の食品に比べ高い結果であった。

1963 年に部分的核爆発実験停止条約が結ばれてからは米・英・ソによる大気圏内核爆発実験は行われなくな

った。その後は条約に参加していない仏や中国が実験を繰り返したが1981年以降は現在まで実施されていない。したがって大気圏からのフォールアウト量は急速に低下し、海洋試料中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度も年々減少傾向を示した。1976, 1980年の中国核爆発実験および1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故の際には海水と海底土に ^{137}Cs の増加が認められたが、マダイには明確な変化は見られなかった。また、ロシアの海洋投棄によると思われる異常な放射能値は検出されず福岡県沿岸海域への影響は認められなかった。

本調査にあたって永年 ^{90}Sr , ^{137}Cs の分析に携わっていただいた日本分析センターの担当者各位、また、貴重な御助言をいただいた福岡大学薬学部加留部善晴助教授ならびに放射線医学総合研究所那珂湊支所の中村清部長、鈴木譲所長に深謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 科学技術庁(編)；“環境試料採取法”，放射能測定法シリーズ，Vol. 16 (1983)，東京。
- 2) 科学技術庁(編)；“放射性ストロンチウム分析法”，放射能測定法シリーズ，Vol. 2 (1983)，東京。
- 3) 科学技術庁(編)；“放射性セシウム分析法”，放射能測定法シリーズ，Vol. 3 (1976)，東京。
- 4) (財)日本分析センター(編)；“放射能測定結果報告書”(1971)，東京；“放射能測定結果報告書”(1992)，東京。
- 5) 厚生省保健医療局健康増進栄養課(編)；“国民栄養の現状，昭和60年国民栄養調査成績”(1987)，第一出版，東京。
- 6) 科学技術庁(編)；“第17回環境放射能調査研究成果論文抄録集”(1974)，東京；“第35回環境放射能調査研究成果論文抄録集”(1992)，東京。
- 7) (財)日本分析センター(編)；“放射能測定結果報告(平成4年度採取分)”，p.189 (1993)，東京。
- 8) E.K. DUURSMA and M.G. GROSS；Marine sediments and radioactivity, *In* “Radioactivity in the Marine Environment,” Ch. 6, p. 147 (1971), National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- 9) D.E. ROBERSTON；Influence of the physico-chemical forms of radionuclides and stable trace elements in seawater in relation to uptake by the marine biosphere, *In* Marine Radioecology, 21, OECD-ENEA Seminar, Hamburg (1971).
- 10) K. TERADA, M. HAMANO, K. KOMURA and K. MATSUMOTO；The distribution and characterization of ^{137}Cs in shallow water sediments, *Bull. Chem. Soc. Jpn.*, **59**, 1863 (1986).
- 11) W.A. MACKAY and M.S. BAXTER；The partitioning of sellafild-derived radiocaesium in Scottish coastal sediments, *J. Environ. Radioactivity*, **2**, 93 (1985).
- 12) 長屋 裕，鈴木 譲，中村 清，中村良一；沿岸海域試料の解析調査，45，放射能調査研究報告書(昭和62年度)(1987)。
- 13) 上田泰司；Field-laboratory comparability, “海産生物汚染機構の動的解析” p. 41 (1988) 放医研環境セミナーシリーズ，No. 14, 千葉。
- 14) S.E. THOMPSON, C.A. BURTON, D.J. QUINN and Y.C. NG；Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms, UCRL-50564 Rev. 1 (1972).