

論文

チェルノブイリ原子力発電所事故による琵琶湖生態圏における
放射性核種の挙動と分布

古賀妙子, 森嶋彌重, 河合 廣, 西脇 安, 近藤宗平

**Movements and Distributions of Radionuclide Released from Chernobyl
in the Biosphere of Biwa Lake**Taeko KOGA, Hiroshige MORISHIMA, Hiroshi KAWAI,
Yasushi NISHIWAKI and Sohei KONDO

ABSTRACT

On 26 April 1986 an explosion occurred at the Chernobyl nuclear plants in USSR which led to a global dispersion of radioactivity. We prepared the environmental samples collected from Biwa-lake which is the largest lake and located in the center of Japan. Radio-activities of the samples were measured in order to estimate the radioactive contamination in Japan.

- 1) The radio-nuclides in the water residues collected after one month of the accident were I-131, Ru-103, Ru-106 (Rh-106), Cs-134 and Cs-137. However, after half a year only Cs-137 was detected. The concentration had been reduced to less than one-tenth of the initial measured value.
- 2) Radio-nuclides detected in the bottom mud were Cs-137 and natural radioactive nuclides, i.e. K-40, thorium decay products (Th-208, Ac-228) and uranium decay products (Pb-214, Bi-214). Cs-137 depth distribution in the bottom mud showed a maximum at 10 ~ 20cm under the bottom surface, especially high in the clay-rich mud. Most of the Cs-137 concentration are estimated to be mainly due to the fallout before the Chernobyl accident, because a little of Cs-134 was detected in the only surface mud. It was reported by L. Devell et al.³⁾ that the Cs-134/Cs-137 ratio originated from the Chernobyl accident, was 1/2 at the accident.
- 3) In the lake organisms Cs-134, Cs-137, Zr-95 and a trace of Ag-110m were detected. Among the all samples, Cs-137 in the flesh of black basses showed the highest value, 2.0Bq/kg. Existence of Cs-134 shows that a part of the cesium originated from the Chernobyl accident.
- 4) The concentrations of Cs-137 in the flesh of black basses and carps were 2.0Bq/kg and 0.37Bq/kg after a half year of the accident, respectively. The Cs-137 concentration of black bass decreased to 1.45 Bq/kg after one year, 1.1 Bq/kg after 2 years (June 1988), and 0.50 Bq/kg after 5 years of the accident. The apparent effective half life of Cs-137 in the flesh of black basses was estimated to be about one year, although the radioactivity of Cs-137 was not measured for the identical fish.

1. はじめに

1962年米ソの大気圏核爆発実験が停止されて以来、1964年10月16日に始まる中国核実験、1965年1月16日ソ連地下核実験などによる環境放射能は漸次減少し、ほぼバックグラウンドレベルの平衡値に達していた。1986年4月26日に発生したソ連キエフ北方のチェルノブイリ原子力発電所の事故によって、大量の放射能が放出された。この量は、約50MCi (1.85×10^{18} Bq) と報告されており¹⁾、今世紀最大の放射能汚染をもたらした。事故により放出された放射性物質は、4月29日スウェーデンを皮切りに北欧で異常が検出され、北半球に拡散し、事故現場より8000km離れた日本においても、5月3日～4日にかけて、放射性降下物として到達し、その影響はほぼ日本全域に広がった。直ちに世界各地で放射性降下量の観察が始まり、世界保健機構(WHO)、国際原子力機関(IAEA)などからチェルノブイリ原発事故の放射性降下物に関する報告が多くまとめられた。これらによると、放射性降下量は、時間と地域において大きく変動し¹⁻⁷⁾、日本においても科学技術庁(現文部科学省)の報告⁷⁾によると、北陸から東海、関東にかけて帯状にレベルが高くなっている。即ち、日本海側が他の地域に比べその降下量は高く、変動の大きさは、気圧配置、気象条件に大きく影響され、雨の有無、降雨の状況などによって分布は必ずしも均一とはならなかった。当所では平常より、大気中浮遊塵埃、雨水、陸水、植物及び土壌など環境放射能調査を行い、原子炉施設周辺のバックグラウンドレベルを把握してきたが、引き続きチェルノブイリ原発事故に係る影響の環境調査についても行った。

- 1) チェルノブイリ原発事故以降、雨水落下塵及び浮遊塵などの環境放射能調査を大阪府東大阪市にある近畿大学原子力研究所構内において実施し、その動態の研究、検討を行った。
- 2) 日本列島のほぼ中央に位置する近畿地方の水源

地でもあり、日本一大きい湖である琵琶湖を選び、環境放射能汚染を観察し、放射性降下量を推定するとともに、チェルノブイリ原発事故による影響を正確に評価するために、淡水生態圏における放射性核種の動向及び経時変化を追及しようとするものである。

この研究は、平成元年度科学研究費補助金(一般研究費C)^{19, 20)}により行ったものであるが、5年間継続して調査を行ったのでその結果をその報告書に追加してまとめたものである。

2. 方法及び測定

2.1 環境試料採取及び処理法

東大阪市、近畿大学原子力研究所構内において実施した環境試料の採取及び処理は、科学技術庁編(現文部科学省編)「放射能測定シリーズ」⁸⁾に準拠して行った。

1) 空気中浮遊塵埃

空気中浮遊塵埃は、連続ろ紙式ダストモニタ(Fuji DS-200E)及び固定ろ紙式ラージポリウムエアサンプラー(紀本電子(株)CPS 101)を用い、吸引総空気量2,160m³の集塵ろ紙(Glass fiber Toyo GB-100R)をそのままポリエチレン袋に密封、或いは灰化し試料とした。

2) 雨水及び落下塵埃

原子力研究所屋上に設置した3,180m²の容器で全降雨水及び落下塵埃を採取し、内1ℓを蒸発乾固し、U-8型ポリスチレン製容器(内寸48φ×68mm)に移し、赤外線電球下で乾燥し試料とした。

3) 土 壤

表層土(0-2cm)を30×30cmの面積について採取し、風乾後16メッシュ以下に篩別し、乾燥細土を均一化して、一部をU-8容器に入れ、試料とした。

2.2 琵琶湖生態圏における試料採取及び処理法

1) 湖水

琵琶湖生態圏における試料採取は、事故発生の1986年4月26日の1ヶ月後の5月28日にまず湖水を採取し、以後ほぼ半年に1回、生物試料等の採集を約5年間について実施した。採取は、Fig.1に示したように湖水は琵琶湖大橋下において、水深1mで1m³を採水、ロータリーエバポレータを用い、浴温70℃で減圧蒸留後残渣を試料とした。

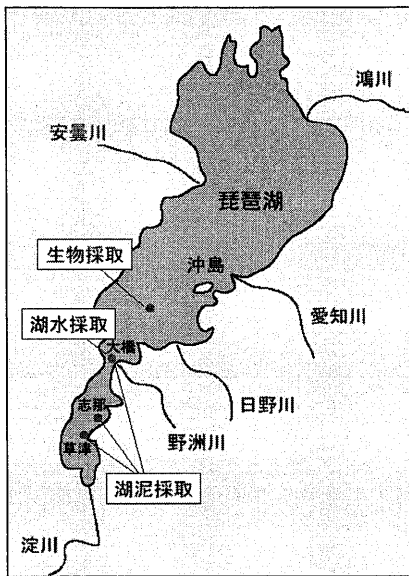


Fig. 1 琵琶湖試料採取場所

2) 湖泥

湖泥は、水深2m位の位置で、湖泥表面下50～80cmまで、直径10cmφの柱状体として採取し、表層面より2～5cm毎に分画し、16メッシュ以下に篩分けして、乾燥細土とした。

3) 琵琶湖生物

水圏生物は、湖東沖の沖島付近で、ブラックバス、ブルーギル、コイ、フナ等淡水魚、貝（イガイ）及び水草（クロモ）を生体重量で数kg採取し、魚類は可食部（肉部）、内臓、骨部に、貝は筋肉部と殻部分に分け、水草は葉茎部のみを乾燥、500℃以下で灰化し、U-8容器に入れ、試料とした。

2.3 γ線エネルギースペクトルによる核種分析

測定は、低バックグラウンドGe (INT) 半導体検出器を用いた多重波高分析装置 (NAIG製Eシリーズ) で試料のγ線エネルギースペクトルを測定し、核種分析を実施した。Ge (INT) 半導体検出器は、プリンストンガンマテック社製ICG-20同軸型49mmφ、有効容積80cm³、相対効率20%、半値巾2keV、γ線エネルギースペクトルの解析には、測定系に組み込まれたパーソナルコンピュータ (横河ヒューレットパッカード社製YHP-45) によりデータ処理 (NAIG、CLC-3) を行った。

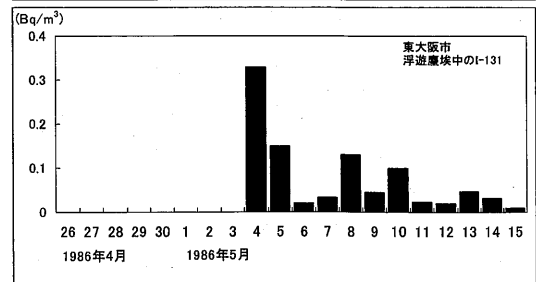
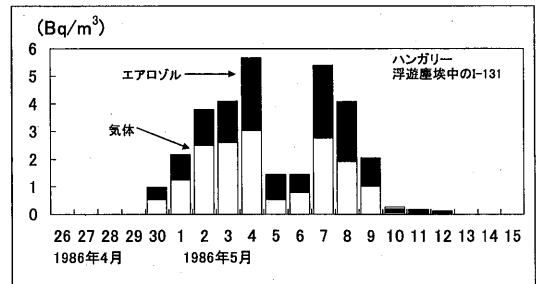
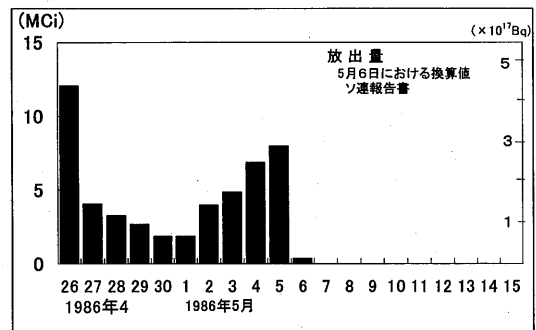


Fig. 2 放射性物質の放出量と浮遊塵埃中のI-131濃度の変動

3. チェルノブイリ原子力発電所事故による環境放射能汚染

3.1 大阪における放射性降下物中の放射性核種の濃度及び変動

1) 空気中浮遊塵埃

大阪・東大阪で測定を行った放射性降下物の結果を、IAEAで発表している放出量及びハンガリーにおけるI-131濃度の観測結果とともにFig.2

に示した。これによると、東大阪における空気中浮遊塵埃中のI-131濃度は、5月4日に到達し、徐々に減少していくが、放出量の変動と8日遅れで良く似た傾向を示している。Fig.3に空気中浮遊塵埃中の放射性核種濃度の経時変化を示した。空気中浮遊塵埃中のγ線エネルギースペクトル(Fig.4)により検出された放射性核種は、Mo-99、I-131、Te-132、Te-129、La-140 (Ba-140)、Ru-103、Ru (Rh)-106、Cs-134、

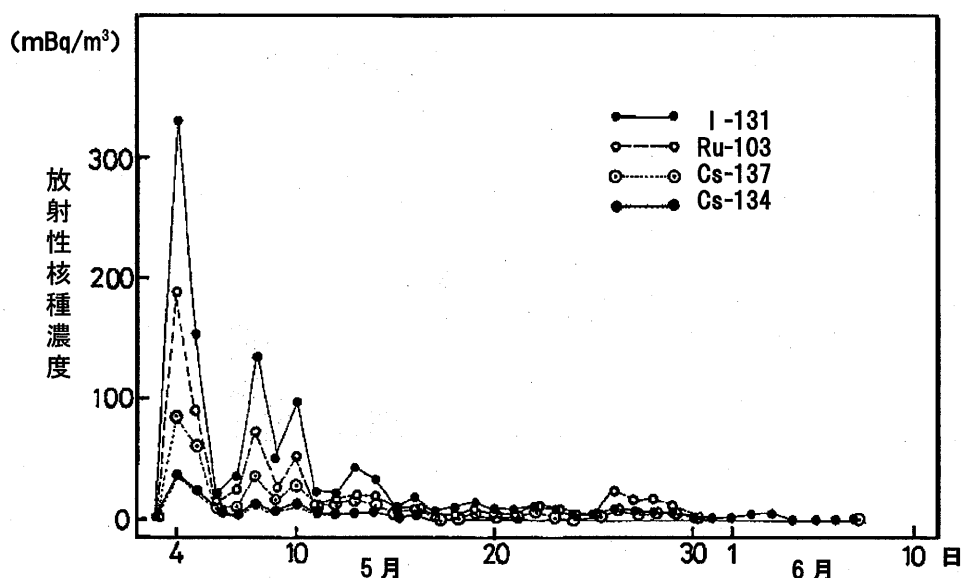


Fig. 3 東大阪における浮遊塵埃中の放射性核種濃度の変動

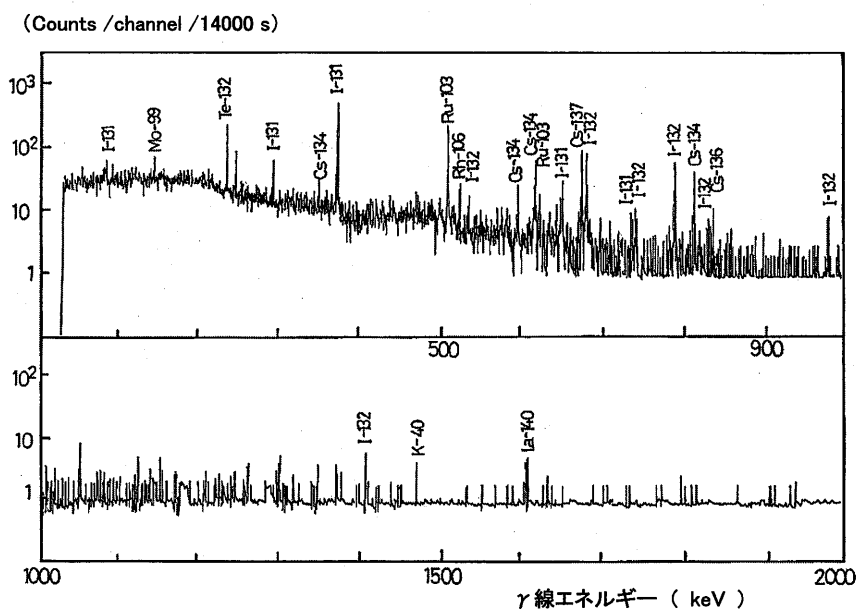


Fig. 4 空気中浮遊塵埃のγ線エネルギースペクトル

Cs-136、Cs-137であった。その内のI-131、Ru-103、Cs-137、Cs-134についての経時変化であるが、いずれの核種についても、ほぼ1ヶ月後には検出限界以下となった。チェルノブイリ原発事故に起因すると思われる短半減期核種I-131の大気中の放射性核種濃度は、5月下旬には事実上、検出限界以下に低くなった。以後の空气中浮遊塵埃中の微量の放射性核種濃度の測定を実施するには、大量の試料を捕集することが必要となった。ラージボリウムエアサンプラーにより採取し測定を行ったが、K-40、Pb-212、Tl-208等の自然放射性核種のみとなった。

2) 雨水及び落下塵埃による降下量

降雨水中の放射性核種濃度は、5月4日の雨水より異常値として検出され始め、空气中浮遊塵埃中の放射性核種濃度の変動とほぼ同様の傾向を示して、1ヶ月後にはほぼ事故前の濃度のバックグラウンドに戻った。1ヶ月間の降雨水及び落下塵

の放射性核種分析を事故前後についてTable 1に、1985年10月から1986年10月までのCs-137濃度をFig.5に示した。これによると、1986年5月の1ヶ月間のCs-137濃度は、チェルノブイリ原発事故前の数十倍となった。

3.2 土壌による放射性降下量の推定について

チェルノブイリ原発事故により放出された放射性核種の降下量を推定するために、ハンガリー及び東大阪市について放射性核種濃度をTable 2に示した。これによると、核種濃度は1986年5月30日現在に換算して比較しているが、ハンガリー原子力委員会レポートによるCs-137降下量は、4.9kBq/m²推測される。チェルノブイリ原発事故によるCs-137/Cs-134比は2であること³⁾からCs-134濃度よりチェルノブイリ原発に由来するCs-137を推定し、チェルノブイリ原発事故以前のブタペストのCs-137濃度のレベルは約0.28 kBq/kgで東大阪市の土壌中のCs-137濃度のレベルに匹敵している。土壌中の核種分析により推定する降下量については、半減期の長いCs-137などの核種は以前のアメリカ、ソ連あるいは中国などの核実験による放射性降下物の影響を含み、またCs-134は検出されてい

Table 1 月間降下物中の放射性核種

核種	(mBq/l)	
	1986年4月 (事故前)	1986年5月 (事故後)
Ru-106	N D	24±4.8
Cs-137	2.6±0.4	125±1.1
Cs-134	N D	58±0.7
Be-7	730±35	440±41

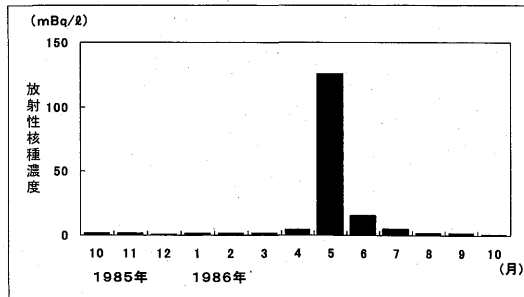


Fig. 5 雨水及び落下塵試料のCs-137濃度の変動

Table 2 チェルノブイリ原発事故による放射性降下量

採取地		(kBq/m ²)		
		Ru-103	Cs-137	Cs-134
ブタペスト ⁶⁾		4.79	4.92	2.32
東大阪		N D	0.138	N D
琵琶湖		0.22 (1.46)	0.15 (1)	0.06 (0.40)
全国平均	日本海側		0.15	
	太平洋側	—	0.11(0.11)*	—
	その他		0.07	

() Cs-137に対する比
1986年5月30日における換算値
* 全国平均

ないので、チェルノブイリ原発による降下量の影響は少ない。WHOレポート¹⁾より土壌におけるCs-137降下量とチェルノブイリよりの距離との関係をFig.6に示したが、距離が離れるにつれて、極端に降下量は低下する。図中に東大阪市における降下量を示したが、大きくはずれており土壌中のCs-137濃度の地域差が大きく影響しており、またヨーロッパ各地の放射性核種濃度が、強放射能粒子に由来し、日本へはエアロゾルに由来していることが影響しており、距離が離れるに従い急激に低下していると思われる。

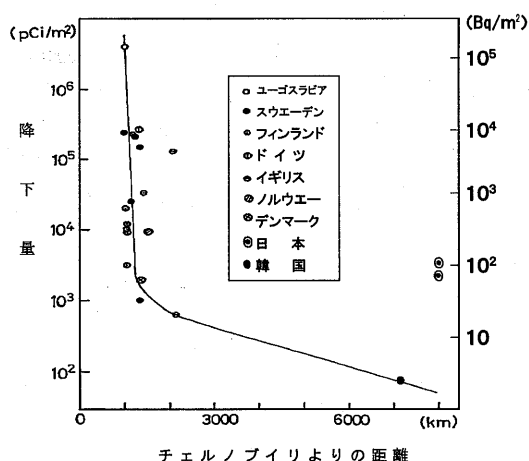


Fig. 6 土壌へのCs-137の降下量とチェルノブイリよりの距離との関係

3.3 琵琶湖水の放射性核種濃度による日本本土の平均降下量の推定

チェルノブイリ原発事故に由来すると思われる放射性核種I-131及びCs-137濃度は、Fig.3に示したように空气中浮遊塵埃については5月4日に検出、5月末には検出限界以下となった。そこで事故に由来する放射性降下物の影響は終了したものと考え、5月末に琵琶湖大橋下中央部で湖水1 m³を採水し、水中放射性核種を測定した。蒸発乾固した湖水のγ線エネルギースペクトルを測定しFig.7に示

Table 3 琵琶湖水の放射性核種濃度

(1986年5月28日)

核種	放射性核種濃度 (mBq/l)	濃度比 (Cs-137に対する相対比)	降下量 (kBq/m²)
I-131	32	8.6	1.3
Ru-103	5.6	1.5	0.22
Cs-137	3.7	1.0	0.15 (全国平均0.11)
Ru(Rh)-106	1.9	0.51	0.075
Be-7	1.5	0.41	0.060

(Counts/channel/147200 s)

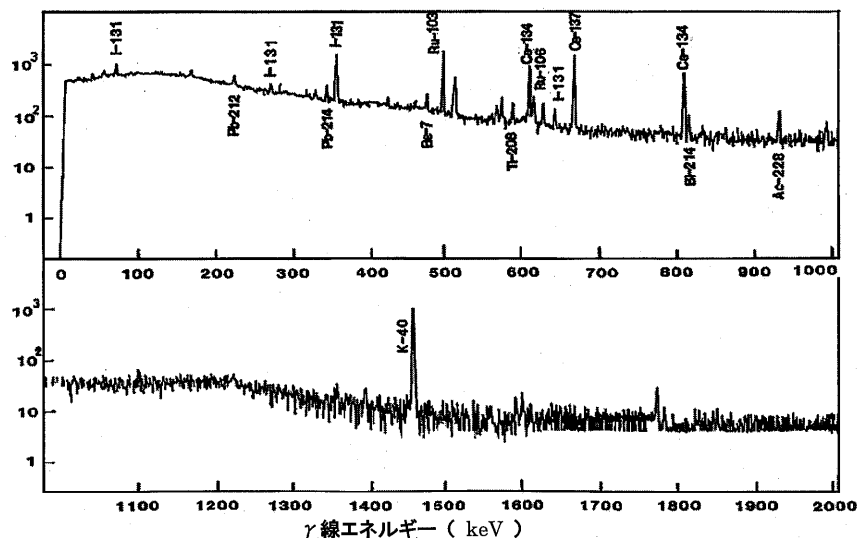


Fig. 7 琵琶湖水のγ線エネルギースペクトル

した。それによると放射性核種は、I-131、Ru-103、Ru(Rh)-106、Cs-134、Cs-137等が検出され、Table 3に示した。この放射性核種濃度は、減衰による補正を行い、5月28日現在の濃度に補正した。琵琶湖は日本の中央に位置し、Table 4に示したように表面積673.8km²、平均深度41.2m及び最大深度は103.6m⁹⁾である。ここで、実測した1m³の湖水中の平均放射性核種濃度ckBq/m³から次式を用いて降下量akBq/m²を計算した。

$$A = a S = c S D$$

- A (kBq/m³) : 琵琶湖水中の全放射性核種濃度
- a (kBq/m²) : 単位面積当たりの平均降下量
- S (m²) : 琵琶湖の全表面積
- D (m) : 琵琶湖の平均深度
- c (kBq/m³) : 琵琶湖水中の平均放射性核種濃度

降下量 (a) は、cDで計算し、Table 3に示した。これによると、I-131及びCs-137の降下量は、それぞれ1.3kBq/m²及び0.15kBq/m²であった。上式は、湖水中の放射性核種濃度が均一であれば良い近似になると思われる。放射性核種濃度が高い事故後1ヶ月において、大橋下中央部と湖岸辺で採取した湖水について、Ru-103、Ru(Rh)-106、Cs-134

及びCs-137の湖岸辺に対する湖中央で採取した試料の水中核種濃度の比は、平均1.3となった。これは、湖岸水中の放射性核種濃度は20ℓの試料で測定したため、若干、変動は大きくなったが、他は湖の中央に近い場所から採水し、50倍の1m³の水試料を採取したので概ね均一であるとしてよいと思われる。また、川などから琵琶湖への1ヶ月間の水の収支については、湖水の全体の約2%であるため⁹⁾、湖水中の放射性核種濃度は、沈着による減少、生物への移行あるいは湖水中の放射性核種によって増加しないという仮定をもとに、推定を実施している。

Table 4 琵琶湖の特性

湖面積	674 km ²
長軸	63.5 km
最大幅	22.8 km
最小幅	1.35 km
周囲長	252.2 km
最大深度	104 km
平均深度	41.2 km

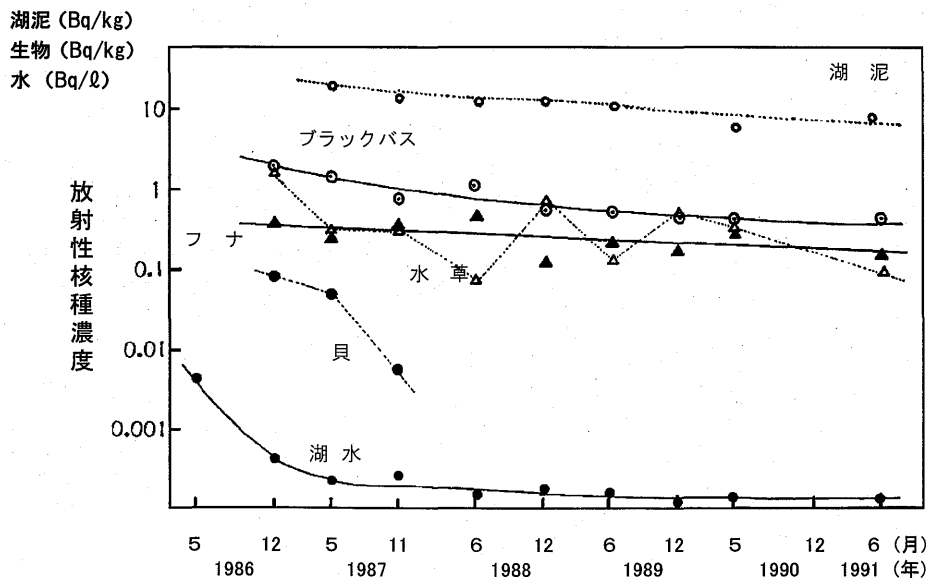


Fig. 8 琵琶湖生態圏におけるCs-137の経時変動

Table 2に、Cs-137降下量について示したように、琵琶湖水中の放射性核種よりの推定値は、科学技術庁報告⁷⁾による33都道府県での測定結果を3地区に分け平均値を求めたが、この高い降下量の地区にほぼ等しい。このことから、湖水中の放射能から、日本本州上への放射性核種の降下量の平均値を推定するための方法として有意であると思われる。

4 琵琶湖生態圏における放射性核種の動向

4.1 湖水中の放射性核種濃度の変動

1) 湖水中の放射性核種の経時変動

湖水中の放射性核種濃度の経時変動をTable 5、Fig.8に示した。これによると、湖水試料について、事故後1ヶ月にγ線エネルギースペクトルにより、検出された核種は、I-131、Ru-103、Ru(Rh)-106、Cs-134、Cs-137であったが、半年後以降にはCs-137のみが検出され、その濃度は、測定直後濃度の1/10以下で、5年後には0.12~0.15mBq/lと減少したがほぼ事故以前の濃度

で平衡に達している。

2) 湖水中放射性核種の採取地における均一性
琵琶湖大橋付近において、湖の中心付近及び湖岸付近において採水した湖水中放射性核種濃度をTable 5に比較したが、これによるとI-131を除いてほぼ一致していると思われる。5月20日の採水試料は20lであることと、蒸発濃縮したが蒸発皿による直火加熱であったことなど処理法により、若干、差が大きくなったものと思われるが、採取場所における湖水中のCs-137など核種濃度について、概ね均一であると推定される。

4.2 湖泥中の放射性核種濃度の変動

1) 深度分布

琵琶湖のFig.1に示した大橋下で1987年5月に採取した湖泥を乾燥細土とし、γ線エネルギースペクトルを測定して検出された放射性核種は、Cs-137と自然放射性核種であるK-40、Th系列の崩壊生成核種であるTl-208、Ac-228及びU系列のPb-214、Bi-214などであった。これらの核

Table 5 琵琶湖水の放射性核種濃度の経時変化

核種 採取年月	(mBq/l)					
	I-131	Ru-103	Cs-137	Ru-106	Cs-134	備考
1986年5月20日	N D	7.70±0.52	4.7±0.07	2.2±0.53	2.1±0.06	湖岸
1986年5月28日	32±0.03	5.90±0.15	4.1±0.07	2.2±0.25	1.9±0.04	湖中央
1986年12月4日	N D	N D	0.46±0.04	N D	N D	
1987年5月29日	N D	N D	0.23±0.03	N D	N D	
1987年11月26日	N D	N D	0.28±0.04	N D	N D	
1988年6月1日	N D	N D	0.16±0.02	N D	N D	
1988年12月1日	N D	N D	0.19±0.03	N D	N D	
1989年6月6日	N D	N D	0.17±0.03	N D	N D	
1989年12月4日	N D	N D	0.12±0.03	N D	N D	
1990年6月1日	N D	N D	0.15±0.03	N D	N D	
1990年12月1日	N D	N D	N D	N D	N D	
1991年6月1日	N D	N D	0.15±0.03	N D	N D	

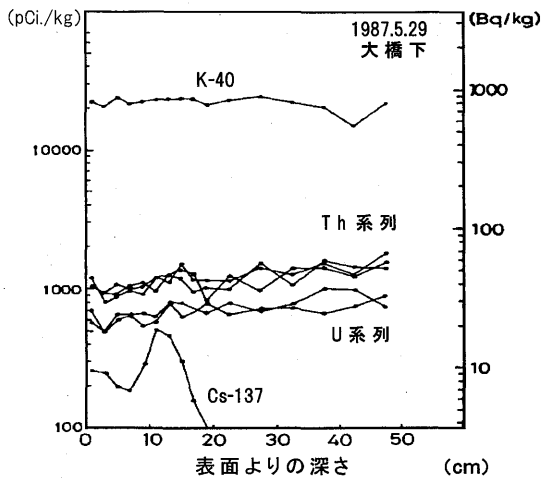


Fig. 9 湖泥中の放射性核種の深度分布

種の放射能濃度の湖底表層土よりの深さによる放射性核種濃度の垂直分布をFig.9に示した。これによると、K-40濃度は約750Bq/kgでほとんど一定で、深さによる濃度の変動は現れなかった。Cs-137濃度については、この場合は表層土より10cmで最高値19 Bq/kg乾土を示し、以後深くなるにつれて徐々に減少し、20cm以上の深さでは検出されなかった。

2) 湖泥中の放射性核種濃度の地域性

Fig.1に示したように、湖泥の採取地点は大橋下、草津沖及び志那沖とした。採取時期は事故1

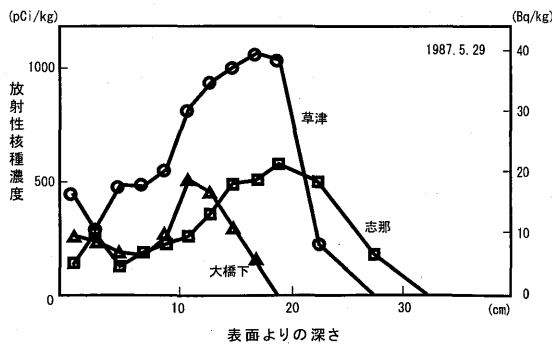


Fig.10 湖泥中のCs-137の深度分布の地域差

年目の1987年5月で、3ヶ所で採取した湖泥中のCs-137濃度の深度分布をFig.10に示した。これによると、Cs-137濃度は、採取場所によって約2倍の濃度差があり、草津沖で採取した湖泥中のCs-137濃度は、40Bq/kg乾土であった。深度分布についても、湖底表層より10cmから20cmの深さで濃度の最高値が移動する結果となった。それぞれの場所における湖泥の粒度分布をTable 6に示した。これによると、粒径40μmより2mmの砂土及び40μm以下を粘土と分類すると、粘土の占める割合が草津沖湖泥は14%と他の2ヶ所の湖泥の約2倍となり、草津沖の湖泥の土性は砂壤土、大橋下及び志那の2点は砂土であった。一般に土粒が小さくなるに従って、単位重量当りの表面積は大きく、放射性核種濃度は、増加する傾向が認められる。草津沖の湖泥中のCs-137濃度が他に比べ高いのは、この土性の違いに起因するものと思われる。また、琵琶湖泥の堆積速度は、60年代の核実験に由来する沈積を考慮に入れると、大橋下、草津沖及び志那沖についてそれぞれ、10.7mm、6.4mm及び6.4mmとなり、若干、大橋下の湖泥の堆積速度が大きいが、支流の流れこみなど色々な外的環境の影響を受けたものと思われる。

Table 6 湖泥の粒度分布及び土性

採取場所	大橋下	志那	草津
粗砂 (0.50~2.00mm)	16.2%	12.4%	9.3%
細砂 (0.17~0.50mm)	12.0%	8.6%	7.6%
微砂 (0.037~0.17mm)	66.4%	70.6%	69.0%
粘土 (0.037mm以下)	5.4%	5.4%	14.2%
土性	砂土	砂土	砂壤土

3) 湖泥中の核種濃度の経時変動

湖泥粒度が細かく、比較的深度分布についても安定している草津沖における湖泥の深度分布の経時変動をFig.11に示した。Cs-137濃度の深度分布の経年変化は、事故後の1987年5月に比べ、半年後に再度調査した結果、若干数値は減少しているが変動範囲内で、深度分布のパターンはほぼ同じ傾向を示している。湖泥の放射性核種の測定をもっとも早く実施したのは、1987年1月であるが、表層土0～4 cmにおいてCs-134が検出されたが、それ以下の深いところでは検出されなかった。その濃度は最高3.8Bq/kg乾土であったが、Cs-134は、原子炉事故により生成される核種であるため、直後には若干、表層土にはチェルノブイリ原発事故の影響を受けていたと思われる。表層土より20 cmの深さでの湖泥中のCs-137濃度はチェルノブイリの影響よりは、1950年代からの米、英、ソ、中国などの核実験によるCs-137の影響がはるかに大きいと思われる。

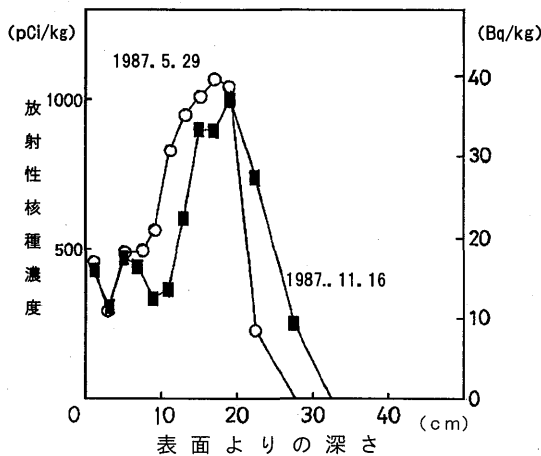


Fig.11 湖泥中のCs-137の深度分布の変動

4.3 琵琶湖生態圏生物中の放射性核種

1) チェルノブイリ原発事故後における放射性核種の分布

日本においては、多種類の海産生物を食べる習慣があり、また原子力発電所は海岸域に設置、稼動しているため、海水生物とのかかわりが大き

く、海洋生態圏における放射性核種の動向及び分布に関する研究は色々と報告されているが、淡水圏における報告はあまり多くない。そこで、チェルノブイリ原発事故による放射性降下物の影響が、日本においても観察されたので、その結果をもとに、琵琶湖生態圏における生物への移行と分布に関する調査を行った。試料採取は、事故半年後の1986年12月4日から、半年に1回、5年間継続した。最初に採取した琵琶湖に生息する生物の放射性核種濃度をTable 7に示した。琵琶湖生物の放射性核種濃度の測定を行った結果、検出された主な核種としてCs-137、Cs-134、Zr-95及び微量のAg-110mであった。この内、Cs-137濃度について、最も高い値を示したのは、ブラックバスの可食部で、2.0Bq/kgであった。Cs-137については、チェルノブイリ原発の影響のみでなく、米、ソ、中国の核実験によると思われる降下物の影響が若干残っていると予想されるが、Cs-134が検出されていることからチェルノブイリ原発の降下物に由来する影響が、琵琶湖に生息する生物にも現れていると思われる。事故後1年における調査で検出された核種は、比較的長い半減期であるCs-137、Cs-134のみとなっており、Ag-110mについては、生物の内、ブラックバス肉部及び水草に、事故後1年以内に検出されているが、濃度は0.1～0.3Bq/kgと微量で以後検出されていない。

2) 生物中放射性核種の経時変動

琵琶湖生態圏におけるCs-137濃度の経時変動をFig.8に、湖泥は琵琶湖大橋下の表層土0～2cmについて、生物については可食部(筋肉部)の生体重量当りの濃度で示している。湖泥中のCs-137濃度6～18Bq/kgの範囲で、平均値12Bq/kgで変動している。淡水魚については、ブラックバス、フナ等について傾向を調べたが、事故後半年目にはそれぞれ2.0Bq/kg及び0.37Bq/kgであった。ブラックバスのCs-137は、1年後には1.45Bq/kg

Table 7 琵琶湖生物の放射性核種濃度

試料		(1986年12月4日) (Bq/kg)			
		核種	Cs-137	Cs-134	Zr-95
ブラックバス	可食部	2.0±0.03	0.74±0.02	N D	N D
	骨部	0.79±0.03	0.28±0.02	N D	N D
フナ	可食部	0.37±0.02	0.096±0.016	N D	N D
	骨部	0.21±0.02	0.085±0.028	N D	N D
貝 (可食部)		0.079±0.016	N D	0.30±0.09	N D
水草		1.7±0.06	N D	1.1±0.24	0.31±0.02

となり、半年後の濃度の70%、2年後の1988年6月には、1.1Bq/kg、5年後には0.50Bq/kgとほぼ1/4になっている。もちろんブラックバス肉部のCs-137濃度は同じ個体についての測定ではないので実際の意味での排出とはならないが、見かけ上、有効半減期はほぼ1年と推定される。フナについては若干ばらつきが大きい減少傾向に、採取した水草はクロモであったが、経時的なCs-137濃度の動向にばらつきが半年毎に大きく変動しているが、徐々に減少傾向を示した。水草(クロモ)は多年性草本であるが、芽体で越冬するため、冬季には陸上の草と同様枯れた状態にあり、生体重量が少なくなり、生物学的濃縮の状態にあり、冬季に若干濃度が高く、夏季に低い変動傾向を示したものと思われる。

3) 生物の種類による変動

Fig.12に生態圏生物のCs-137濃度の変動を種類別で示した。これによると、ブラックバス、ブルーギル、水草の濃度が高く、濃度の低いのは、貝・肉部であった。貝種は全長15cm前後のイガイで、貝・肉部についてのCs-137濃度は約0.05Bq/kgと事故後1年までは検出されていたが、以後検出限界以下となり、殻部には全く検出されなかった。貝への取り込み、吸着は少ないことが分かった。フナについては、半底生物の浮遊動物等を餌とする食性のため、個体差が出やすいのではないと思われる。Cs-137濃度のもっとも高かったブラックバスは、今回採取した生物の中では一番雑食性が強く、摂取する餌量も多いことが、放射性核種濃度を高くした理由となっている。

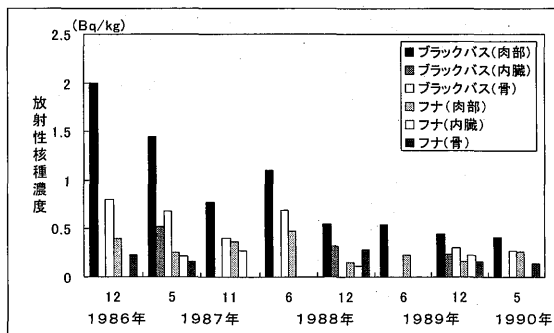


Fig.12-1 魚類中のCs-137濃度の経時変動

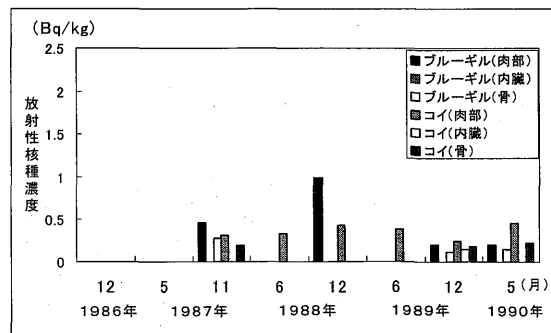


Fig.12-2 魚類中のCs-137濃度の経時変動

と思われる。同様に、Cs-134濃度の変動について種類別にFig.13に示した。主に、事故後2年迄について、Cs-134濃度は、肉、骨部に検出され、水草には検出されなかった。

4) 生物体内分布

放射性核種の体内分布について、魚類では肉、骨、内臓の部分別にわけ測定した結果、Cs-137、Cs-134濃度いずれについても、肉部、骨部、内臓部の順に減少する傾向がある (Fig.12、13)。コイ、フナ、ブラックバス、ブルーギルについて、肉部の、Cs-137濃度は、骨部の約2倍の濃度を示した。しかし、骨部への沈着は年々減少し、2年後には検出限界以下になった。骨部の濃度は、内臓における濃度に比べると若干高い傾向を示しているが、実際には部分別に分ける際にどうしても肉部分が混じるためと見られる。内臓については、若干ばらつきが大きいが、フナ、ブラックバスに検出され、他はほぼ検出限界以下で、餌の取り方により影響されていると思われる。

Cs-134濃度は、モロコ、ブラックバス、フナの肉部、骨部に多く検出された。

4.4 淡水生物の濃縮係数

チェルノブイリ原発事故により放出された放射性核種の内Cs-137が、琵琶湖に生息する淡水生物に取り込まれる過程は、湖水→植物性プランクトン→動物性プランクトン→魚類、或いは湖水→湖泥→魚類などが考えられる。ここで、湖水中の放射性核種濃度に対する生物中の放射性核種濃度の比を比べることにより水圏生物によるCs-137濃縮の割合(濃縮係数)を観測した。チェルノブイリ原発事故により放出された放射性核種は、5月4日、日本に飛来し最高値を示し、5月8日に第2のピークを示した後徐々に減少していき、1ヶ月で降下の影響は無くなった。琵琶湖水中の放射性核種中特にCs-137は5月末に最高となり、以後減少し、1年で1/10となり徐々に事故前の値に戻っている。1年後の湖水中の放射性核種濃度に対する淡水生物(可食部)中の放射性核種濃度比を濃縮係数としてTable 8に示した。これによると、Cs-137については平均値で比較すると、淡水魚では、モロコ、ブラックバス、ブルーギル、コイ、フナ、貝(イガイ)の順で小さくなり、ブラックバス、モロコ、ブルーギルは1000

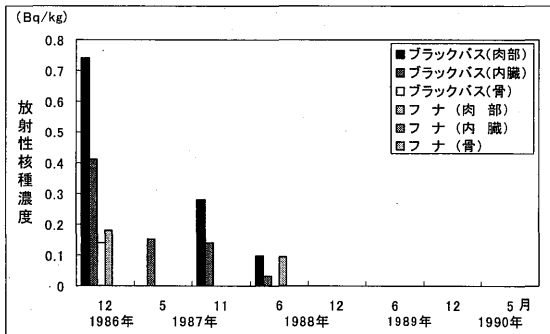


Fig.13-1 魚類中のCs-134濃度の経時変動

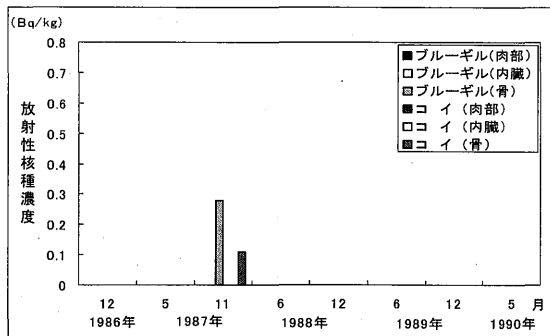


Fig.13-2 魚類中のCs-134濃度の経時変動

Table 8 琵琶湖生物(可食部)の濃縮係数

核種 生物	Cs-137	Cs-134
モロコ	2500	1500
ブラックバス	2300 (1200 ~ 4300)	1900 (740 ~ 3900)
ブルーギル	1600 (960 ~ 2200)	—
フナ	850 (700 ~ 940)	—
コイ	640 (220 ~ 1000)	390 (180 ~ 530)
貝	140 (100 ~ 170)	—
水草	1100 (160 ~ 3700)	—

～4300、コイ、フナは200～1000、貝は低く、100～170となった。水草については、160～3700を示し、平均値は1100となった。これらを、海産物のバックグラウンドレベルの濃度について、Cs-137の濃縮係数と比較すると約1桁高く、種類によって大きく変動していることが観測された。原発事故などにより放出される核分裂生成物の生態圏への影響を知る上での指標生物としては濃縮係数の大きい生物が望まれるがブラックバスが有効であると思われる。

5. まとめ

チェルノブイリ原発事故は、1986年4月26日に発生し、世界的な規模の放射能汚染をもたらしたが、事故直後より大阪地域及び日本本土のほぼ中央に位置する琵琶湖生態圏における放射性核種の動向及び経時変動について観察し、次の結果をまとめた。

- 1) 一般に降水量を測定する水盤法³⁾の水盤として、日本の中央に位置し、日本一大きい湖である琵琶湖を選び、実測した1 m³の湖水中の平均放射性核種濃度から、Cs-137の降水量を0.15kBq/m²と推測し、日本平均値と概ね良く一致し、日本本州上への放射性核種の平均降水量を推定するための方法として有意であると思われる。
- 2) 空气中浮遊塵埃には、5月4日に影響が現れ、チェルノブイリ原発事故に由来して検出された放射性核種は、I-131、Cs-137、Cs-134、Ru-103、Ru (Rh)-106、Mo-99、La-140、I-132などで、約1ヶ月後にはいずれも検出限界以下となった。
- 3) 琵琶湖水については、表層水1 m³を採取し、70℃蒸留濃縮し、乾固物について測定し、まず1ヶ月後にI-131、Cs-137、Cs-134、Ru-103、Ru (Rh)-106、などが検出された。Cs-137濃度は、4.1mBq/l、半年後以降Cs-137のみとなり、ほぼ1/10以下で平衡状態を示し、現在は、事故以

前の濃度、0.2mBq/lに減少した。

- 4) 湖泥のCs-137濃度の深度分布は、表層土より10～20cmで最高値を示しその濃度は粘土成分の多い所で高く、場所により2倍の変動を示した。この表層土より10～20cmのCs-137濃度は、チェルノブイリ原発事故前の放射性降下物の影響によるものと思われるが、これはチェルノブイリ降下物の中のCs-134 / Cs-137比が、1/2であることから考えると、表層の湖泥中へのCs-134の沈着が少ないことから推測される。
- 5) 琵琶湖に棲息している生物には、半年後にCs-137、Cs-134及びAg-110mが検出され、Cs-137濃度は、ブラックバスの肉部で2.0 Bq/kgを示し、この値に比べ1年後は70%、2年後は約50%、3年後には0.5Bq/kg、25%と経時的に減少している。
- 6) 湖水中のCs-137濃度に対する生物中の濃度比を濃縮係数とすると、ブラックバス、モロコ、ブルーギルは1000～4300、コイ、フナは200～1000、貝は低く、100～170となった。水草については、160～3700を示し、平均値は1100となった。これらを、海産物のCs-137の濃縮係数と比較すると約1桁高く、種類によって大きく変動していることが観測された。

6. 参考文献

- 1) World Health Organization ; Updated Background Information on the Nuclear Reactor Accident in Chernobyl, USSR, Updated Summary of Data Situation with Regard to Activity Measurements, 5 June 1986
- 2) F. A. Fry, R. H. Clarke and M. C. O' Riordan ; Nature, **321**, p193, 15 May (1986)
- 3) L. Devell, H. Tovedal, U. Bergstrom, A. Appelgren, J. Chyssler and L. Andersson ;

- Nature, **321**, p192 15 May (1986)
- 4) G. E. Chabot et al. ; Health Physics, **21**, p471 (1971)
- 5) M. Aoyama, K. Hirose, Y. Suzuki, H. Inoue and Y. Sugimura ; Nature, **321**, p819 ~ 820 (1986)
- 6) T. Birf, J. Feher, L. B. Sztanyik ; Radiation Consequences in Hungary of the Chernobyl Accident, Hungarian Atomic Energy Commission, July 1986
- 7) 科学技術庁；日本分析センター技術報告, **11**, p46 ~ 49 (1986)
- 8) 科学技術庁編；放射能測定法シリーズNo. 1, 4, 7, 13, 15, (財) 分析センター (1976 ~ 1984)
- 9) 「琵琶湖」編集委員会編；琵琶湖—その自然と社会；p240 (1983), サンプライト出版, 京都
- 10) 森嶋彌重, 古賀妙子, 近藤宗平他7名；近畿大学原子力研究所年報, **23**, p7 ~ 19, (1986)
- 11) K. Irlweck ; J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters, **93** (2) , p115 ~ 224 (1985)
- 12) R. N. J. Comans, J. J. Middelburg, J. Zonderhuis, J. R. W. Woittiezt, G.J. De Lange, H. A. Das and C. H. Van Der Weijden ; Nature, **339**, 1, June (1989)
- 13) S. Backe, H. Bjerke, A. L. Rudjord and F. Vgletveit ; Radiation Protection Dosimetry, **18**, 2, 105~107 (1987)
- 14) 清水誠；Radioisotopes, **22** (11) , p662 ~ 673 (1973)
- 15) 清水誠；ラジオアイソトープニュース, 2 ~ 5, 8月 (1979)
- 16) K. O. Buessler, H. D. Divingston, S. Honjo et. al. ; Nature, **329**, p825 ~ 828 (1987)
- 17) S. Kempe, H. Nies ; Nature, **329**, p828 ~ 831 (1987)
- 18) J. J. Alberts ; J. of Environmental Radioactivity, **10** (1) , p147 (1989)
- 19) 森嶋彌重他；チェルノブイリから降ってきた琵琶湖の放射能—日本全域のよき代表値—, 平成元年度科学研究費補助金 (一般研究費C) 研究成果報告書, p1 ~ 33 (1990)
- 20) 森嶋彌重, 古賀妙子, 近藤宗平他10名；琵琶湖生態圏におけるチェルノブイリ原発事故による放射能汚染, 近畿大学原子力研究所年報, **30**, p13 ~ 26 (1993)