

論	文
---	---

## 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

森嶋 彌重, 古賀 妙子, 河合 廣  
 久永 小枝美, 近藤 宗平, 武部 啓\*  
 明神 正和\*\*, 畝中和人\*\*, 浜田 雅史\*\*  
 鈴木 宏明\*\*, 片岡 賢英\*\*, 久保 徹也\*\*  
 景山 愛二\*\*

### Chernobyl Radioactive Fallout on the Biosphere of Biwa Lake

Hiroshige MORISHIMA, Taeko KOGA, Hiroshi KAWAI,  
 Saemi HISANAGA, Sohei KONDO, Hiraku TAKEBE\*,  
 Masakazu MYOJIN\*\*, Kazuto UNENAKA\*\*, Masashi HAMADA\*\*,  
 Hiroaki SUZUKI\*\*, Yasuhide KATAOKA\*\*, Tetsuya KUBO\*\*  
 and Aiji KAGEYAMA\*\*

#### ABSTRACT

The release from the nuclear power plant accident at Chernobyl on 26 April 1986 caused a global contamination, not only in Europe but also in far east end of Asia, Japan. Soon after the accident we analysed the radioactive nuclides due to the accident deposited in Osaka district and in the Biwa Lake (675 km<sup>2</sup>) situated at the center of Japan.

- (1) Radionuclides I-131, Cs-137, Cs-134, Ru-103, Ru-106, Mo-99, La-140 and I-132 etc. were first detected on 4 May in the airborne dust collected at our laboratory in Osaka. They decreased to negligible level at the end of May 1986.
- (2) One cubic meter of Biwa Lake water was collected and was analysed for radioactivity. The main radionuclides detected were I-131, Cs-137, Cs-134, Ru-103 and Ru-106. The concentration of Cs-137 was 4.1 mBq/l. Half a year later only Cs-137 was detected to be 1/10 of the initial value and at present it decreased down to the pre-accident level 0.2 mBq/l.
- (3) The lake sediment was collected at 3 spots. Cs-137 distribution of depth showed maximum at 10~20 cm. Its concentration varied with clay content twice as much. This variation is considered to be mainly due to pre-accident fallout, because a little Cs-134 was detected, since Cs-134/Cs-137 in Chernobyl fallout was about 1/2.

〒577 東大阪市小若江3-4-1, 近畿大学原子力研究所

\* 〒606 京都市左京区吉田近衛町, 京都大学医学部

\*\* 〒577 東大阪市小若江3-4-1, 近畿大学理工学部原子炉工学科

- (4) A half year after Chernobyl accident Cs-134, Cs-137 and Ag-110m were detected in the organisms living in the lake. Cs-137 concentration in flesh part of black bass was 2.0 Bq/kg at the maximum. This value reduced to 70% after 1 year, 50% after 2 years and 25% (0.5 Bq/kg) after 3 years.

## KEYWORDS

Chernobyl, Lake Biwa, Radioactive fallout deposition, Cs-137, Depth distribution of sediment, Organisms, Gamma ray spectrum

## 1. 緒 言

1962年米ソの大気圏内核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<sup>1)</sup> ( $1.85 \times 10^{10}$ Bq) と試算されており、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日にスウェーデンをかわきりに北欧で異常が検出され、北半球各地に拡散して、事故現場より 8,000km 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、その影響は一両日中には日本全域に拡った。

直ちに、世界各地で放射性降下量の観察がなされ、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、<sup>2) 7)</sup> 日本においても<sup>7)</sup> 科学技術庁の報告によると北陸から東海、関東にかけて帯状にレベルが高い地域となっている。即ち、日本海側が他の地域に比べその降下量は高く、変動の大小は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い。

当所では、大気中浮遊塵埃、雨水、陸水、植物および土壌など環境放射能調査を継続して行い、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。

(1) チェルノブイリ原発事故以後、雨水、落下塵およ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

動態の初期の研究、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道水の水源地でもあり、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および経時変化を追求しようとするものである。

## 2. 方法および測定

### 2.1 環境試料採取および処理法

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および処理は、概ね科学技術庁編「放射能測定シリーズ」に準拠した。

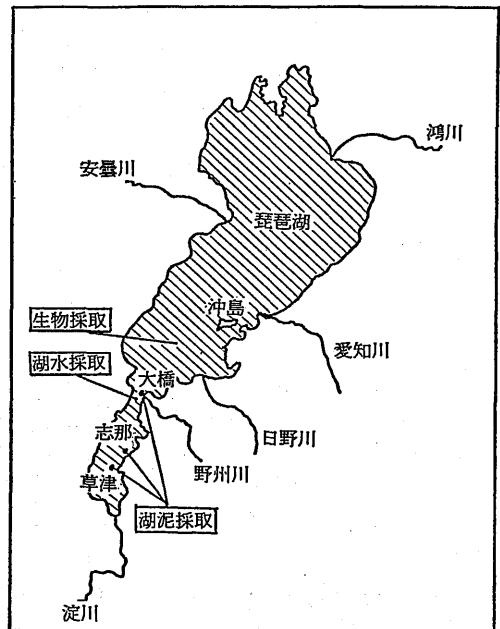


Fig. 1 琵琶湖試料採取場所

2.1.1 空気中浮遊塵埃

空気中浮遊塵埃は、(1)連続ろ紙式ダストモニタ (Fuji DS-200E) を用い、吸引総空気量 330m<sup>3</sup> の集塵ろ紙 (Toyo HE-40T) を、(2)昭和62年度に購入した紀本電子機製固定ろ紙式ラージポリウムエアサンプラー CPS 101 を用い、吸引総空気量 2,160m<sup>3</sup> 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、あるいは灰化し試料とした。

2.1.2 雨水および落下塵埃

原子力研究所屋上に設置した 3,180cm<sup>2</sup> の容器で全降雨水およ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。

2.1.3 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、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および処理法

2.2.1 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回生物試料等の採取を、約3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1m<sup>3</sup> を採水、ロータリーエバポレータを用い、浴温70°Cで減圧蒸留後残渣を、試料とした。

2.2.2 湖 泥

湖泥は、水深 2m 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、表面層より 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。

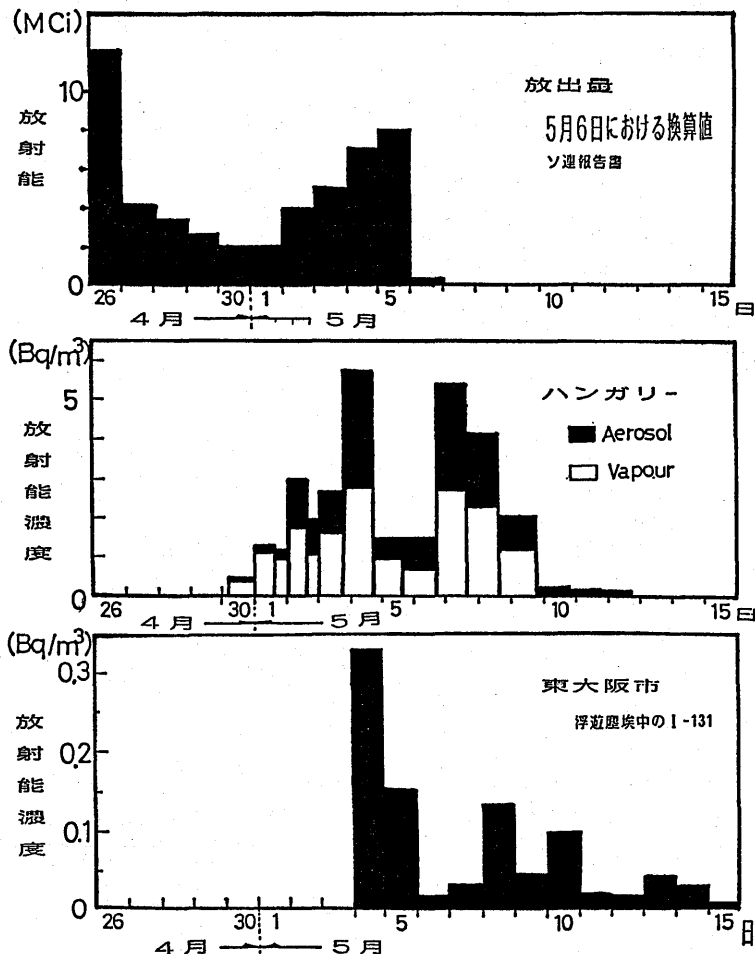


Fig. 2 放射性物質の放出量と浮遊塵埃中の I-131濃度の変動

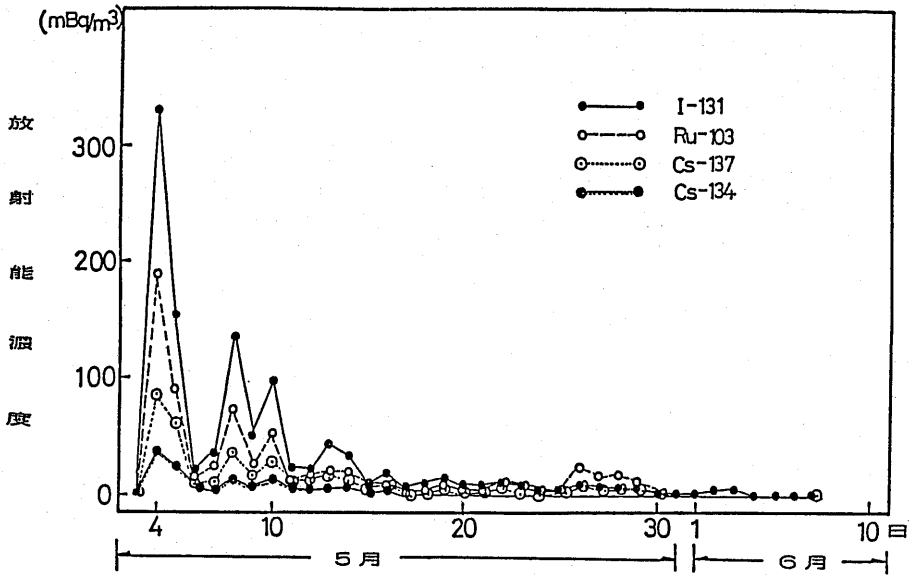


Fig. 3 東大阪における浮遊塵埃中の放射性核種濃度の変動

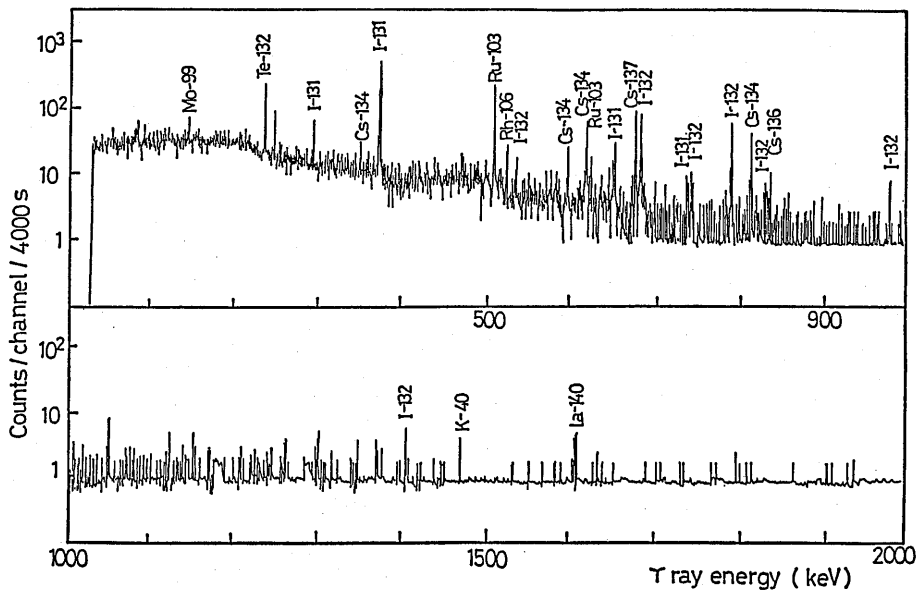


Fig. 4 空气中浮遊塵埃の $\gamma$ 線エネルギースペクトル (1986.5.9採取)

### 2.2.3 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、フナなど淡水魚、貝（イガイ）および水草（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、貝は筋肉部と穀部に分け、水草は、葉茎部のみを乾燥、500°C 以下で灰化し、U-8 容器に入れ試料とした。

### 2.3 $\gamma$ 線スペクトル測定

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  $\gamma$  線エネルギースペクトルを測定し、 $\gamma$  線核種分析を実施した。Ge 半導体検出器はプリンストンガンマテック社製、IGC-20 同軸型 49mm $\phi$ 、有効容量 80cm<sup>3</sup>、相対効率率 20%、半値巾 2keV を使用し、 $\gamma$  線エネルギースペクトルの解析には、測定系に

組み込まれた小型コンピュータ（横河ヒューレットパ  
カード社製，YHP-45）によりデータ処理（NAIG，  
CLC-3）を行った。

### 3. チェルノブイリ原発事故による 環境放射能汚染

#### 3.1 事故後の放射性核種の動向

##### 3.1.1 空气中浮遊塵埃

放射性降下物の観測を行った結果を IAEA で発表  
している放出量およ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  
と東大阪における浮遊塵埃中の I-131 の濃度は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 に空气中浮遊塵埃中の放射性核種濃度の経時  
変化を示した。空气中浮遊塵埃中に検出された放射性  
核種は Mo-99, I-131, Te-132, Te-129, Ba-140,  
La-140, Ru-103, Ru-106, Cs-137, Cs-134, Cs-136  
であった (Fig. 4)。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  
月下旬には実際上の降下はないものとみなしてよい程  
度となった。以後の空气中浮遊塵埃中の微量の測定を  
実施するためには，大量の試料を吸引する必要が出て  
くる。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 および Pb-212, Tl-208 のト

リウム崩壊生成核種が検出されたのみである。

##### 3.1.2 雨水および落下塵埃による降下量

降雨中の放射能濃度は，5月4日の雨水より異常値  
として検出され始め，空气中浮遊塵埃の変動とほぼ同  
様のパターンを示して，1ヶ月後にはほぼ事故前の値に  
戻り平衡値を示した。月間の降雨水および落下塵の放

Table 1 月間降下物中の放射性核種 (mBq/l)

核 種	1986年 4月	1986年 5月
Ru-106	ND	24±4.8
Cs-137	2.6±0.4	125±1.1
Cs-134	ND	58±0.7
Be- 7	730±35	440±41

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月迄の，Cs-137 濃度を Fig. 5 に示  
した。これによると，1986年5月1ヶ月間の Cs-137  
濃度はチェルノブイリ原発事故前の約100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，ハンガリーで採取した  
土壌中の放射性核種の測定を実施し，その結果を東大  
阪の値とともに Table 2 に示した。これによると，  
採取時期は事故後約4ヶ月，測定は採取後2ヶ月に実  
施し，値は1986年5月30日現在に換算して比較して  
いる。ハンガリーのブタペストにおける Cs-137 降下量  
は 4.9kBq/m<sup>2</sup> と推測される。中央欄にはハンガリー  
原子力委員会レポートによるものを併記したがほぼ一  
致している。チェルノブイリ原発事故による Cs-134/

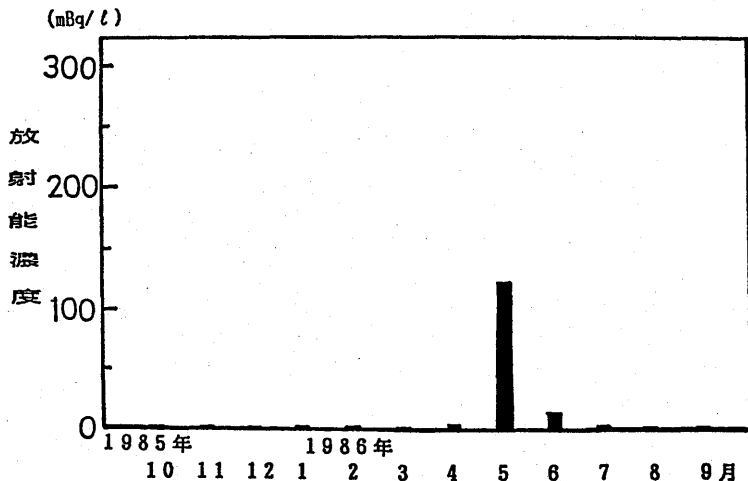
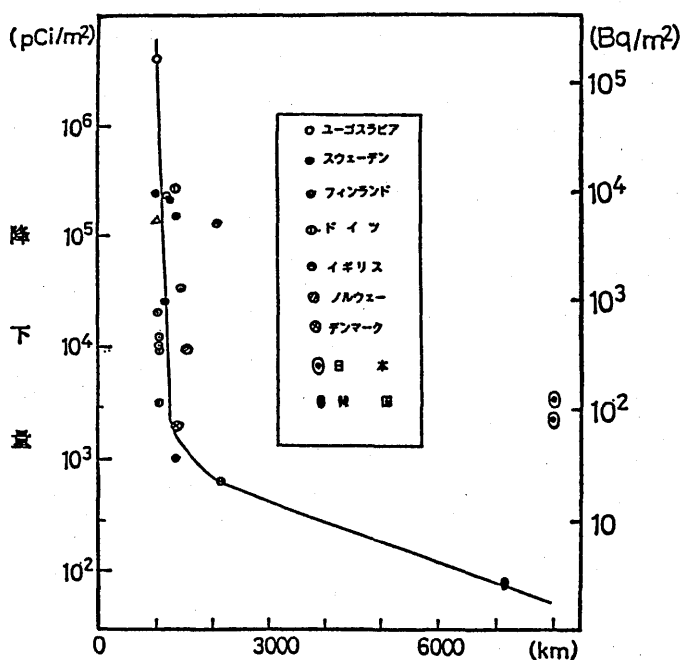


Fig. 5 雨水および落下塵中の Cs-137 の変動

Table 2 チェルノブイリ原発事故による放射性降下量 (kBq/m<sup>2</sup>)

採取地		核種	Ru-103	Cs-137	Cs-134
ブ	タ	ペ	5.04	5.00	2.70
ブ	タ	ペ	4.79	4.92	23.2
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 <sup>7)</sup>	日本海側		—	0.15	—
	太平洋側			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



チェルノブイリよりの距離

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

Cs-137 比は2であること<sup>8)</sup> 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 量は約 8Bq/kg で東大阪市の土壤中の Cs-137 濃度に匹敵している。いずれにしても土壤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 などの核種について以前のアメリカ、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 は検出されていないので、チェルノブイリ原発による降下物の影響は少ない。

WHO レポート<sup>1)</sup> より土壤における 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、距離が離れるにしたがって、極端に降下量は低下する。東大阪市における値を乗せたが、大きくはずれており、土壤中の Cs-137 濃度の地域差の方が大きく影響しており、また、ヨーロッパ各地の放射能がホットパーティクルに由来し、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、距離がはなれるに従い急激に低下していると思われる。

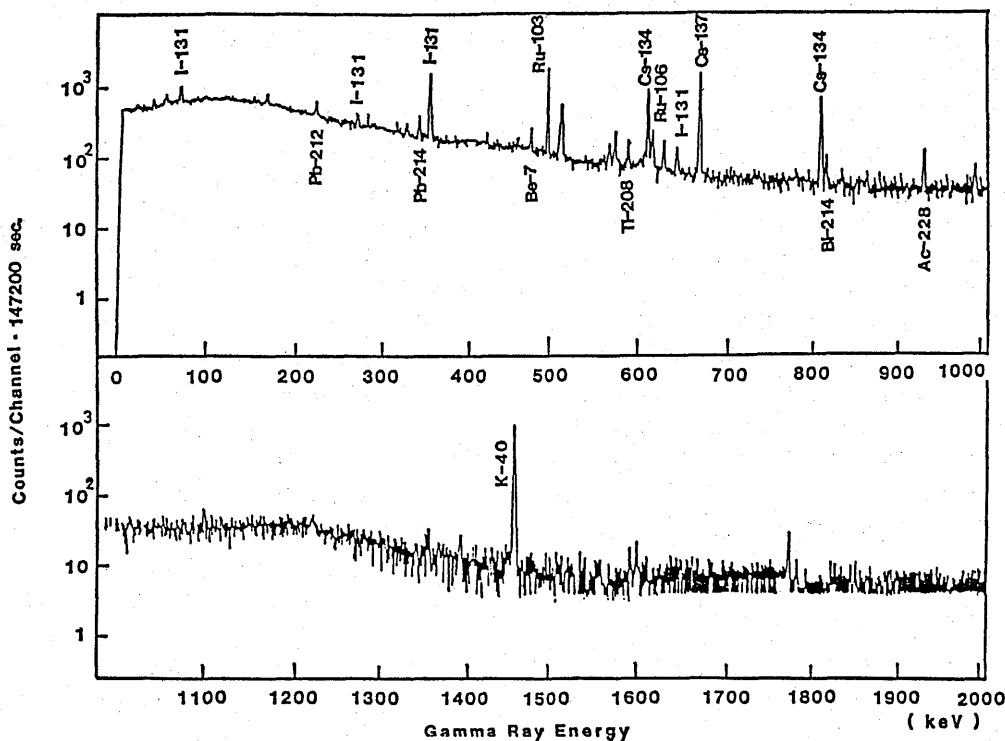


Fig. 7 琵琶湖水のγ線エネルギースペクトル

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水量の推定

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 および Cs-137 は Fig. 4 に示したように空气中浮遊塵については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月末に琵琶湖大橋中央部下で湖水 1m<sup>3</sup> を採水し, 水中放射性核種濃度を測定した。γ線エネルギースペクトルを測定し, Fig. 7 に示した。放射性核種は, I-131, Ru-106, Ru-103, Cs-137, Cs-134 などが検出され, Table 3 に示した。この放射能濃度は減衰補正を行い, 5月28

Table 3 琵琶湖水中の放射性核種濃度 (1986年5月28日)

核種	放射能濃度 (mBq/t)	放射能比	降水量 (kBq/m <sup>2</sup> )
I-131	32	8.6	1.3
Ru-103	5.6	1.5	0.22
Cs-137	3.7	1.0	0.15
Ru-106	1.9	0.51	0.075
Cs-134	1.5	0.41	0.060

Table 4 琵琶湖

湖	面	積	674	km <sup>2</sup>
長		軸	63.5	km
最	大	巾	22.8	km
最	小	巾	1.35	km
周	囲	長	252.2	km
最	大	深	104	km
平	均	深	41.2	km

日現在の値である。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 673.8km<sup>2</sup>, 平均深度 41.2m および最大深度は 103.6m<sup>9)</sup> である。

ここで, 実測した 1m<sup>3</sup> の湖水中の平均放射能濃度 c (kBq/m<sup>3</sup>) から次式を用いて降水量 a (kBq/m<sup>2</sup>) を計算した。

$$A = aS = cSD$$

琵琶湖水中の放射性核種の全放射能強度 A (kBq/m<sup>2</sup>) は aS となる。ここで, a は単位面積当りの降水量の平均値 (kBq/m<sup>2</sup>), S は琵琶湖全表面積 (m<sup>2</sup>), D は湖の平均深度 (m) である。降水量 a は cd で計算し, Table 3 に示した。これによると, I-131 および Cs-137 の降水量は, それぞれ 1.3kBq/m<sup>2</sup> および

0.15kBq/m<sup>2</sup>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。放射能濃度が高い事故後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, Cs-137, Ru-106 および Cs-134 の湖岸辺に対する湖中央の水の核種濃度の比は平均1.3となった。これは、湖岸水の放射能濃度は 20l で測定したため、若干差は大きくなったが、他は湖の中央に近い場所から採水した、1m<sup>3</sup> の試料であることから、概ね均一であるとして良いと思われる。(4.4.1参照) また、川などにより琵琶湖への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<sup>9)</sup>、湖水中の放射性核種の濃度は、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 2 に Cs-137 降下量について示したように、琵琶湖水の放射能よりの推定値は、科学技術庁報告<sup>9)</sup> 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簡単な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 琵琶湖水中の放射性核種の動向

##### 4.1.1 湖水中の放射性核種の経時変動

湖水中の放射性核種は濃度の経時変化を Table 5, Fig. 8 に示した。これによると湖水中の放射性核種は事故後1ヶ月に検出された核種は I-131, Ru-103, Ru-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、その濃度は半年後濃度の1/10以下で、3年半後には 0.12mBq/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。

##### 4.1.2 湖水中放射性核種の均一性

琵琶湖大橋付近において、湖中心付近およ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、湖水中の Cs-137 濃度などについて、概ね均一であると推測される。

Table 5 琵琶湖水の放射性核種濃度の経時変化 (mBq/l)

採水年月	I-131	Ru-106	Cs-137	Ru-106	Cs-134	備考
1986年5月20日	N D	7.7±0.52	4.7±0.07	2.2±0.53	2.1±0.06	湖岸
1986年5月28日	32±0.04	5.9±0.15	4.1±0.07	2.2±0.25	1.9±0.04	湖中央
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	
11月16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	
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	
12月4日	N D	N D	0.12±0.03	N D	N D	

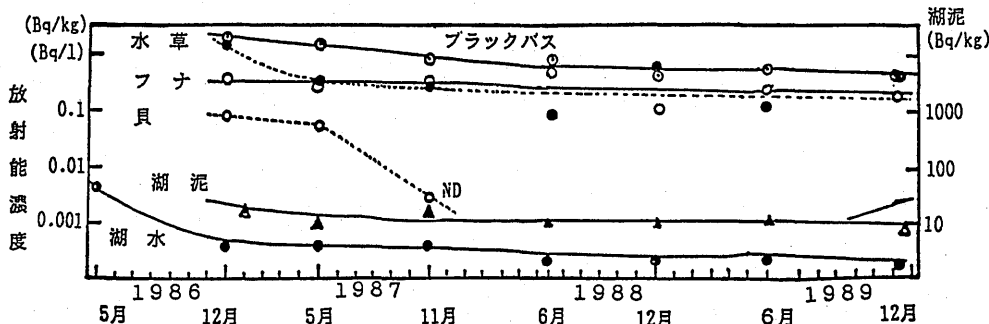
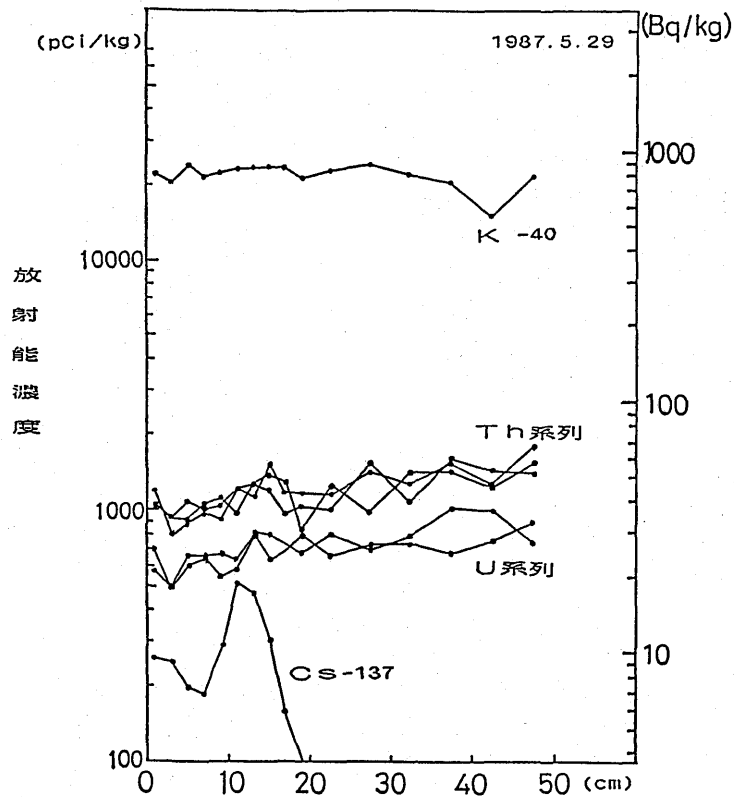


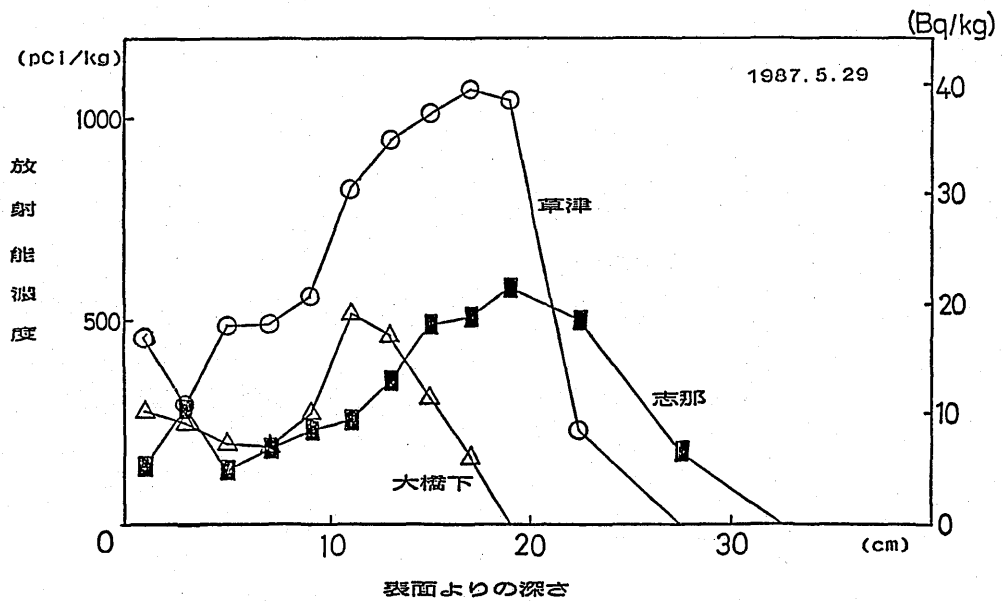
Fig. 8 琵琶湖生態圏における Cs-137 の経時変化





表面よりの深さ

Fig. 9 湖泥の放射性核種の深度分布



表面よりの深さ

Fig. 10 湖泥の Cs-137 の深度分布の地域差

4.2 湖泥中の放射性核種の動向

4.2.1 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 および U 系列の Pb-214, Bi-214 であった。これらの核種の放射能濃度の湖底表層土よりの深さによる放射能濃度の垂直分布を Fig. 9 に示した。これによると K-40 濃度は、ほぼ 750Bq/kg で一定で深さによる変動はなく Th, U 崩壊生成核種については深さによる濃度の変動は表層土より 50cm では表層土の約2倍となっている。

Cs-137 濃度についてはこの場合は表層土より 10cm で最高値 19Bq/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。

4.2.2 湖泥中の放射性核種の地域性

Fig. 1 に示した様に、湖泥の採取地点は大橋下、草津および志那とした。採取時期は事故一年目の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、他の2ヶ所の約2倍である 40Bq/kg であった。深度分布につい

Table 6 湖泥の粒度分布および土性

粒度分布	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 (0.17~0.50mm)	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

ても、湖底表層より 10cm から 20cm の深さで濃度の最高値が変動する。

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 40 $\mu$ m より 2mm の砂土および 40 $\mu$ m 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ヶ所の場所の約2倍となり、草津の土性は砂壤土、ほかの2地点は砂土であった。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、放射性物質濃度は、増加する傾向が認められる。草津の湖泥中の 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、大橋下、草津および志那についてそれぞれ、10.7mm, 6.4mm および 6.4mm で若干、大橋下の湖泥の堆積速度が大きい、色々な外的環境の影響を受けたものと思われる。

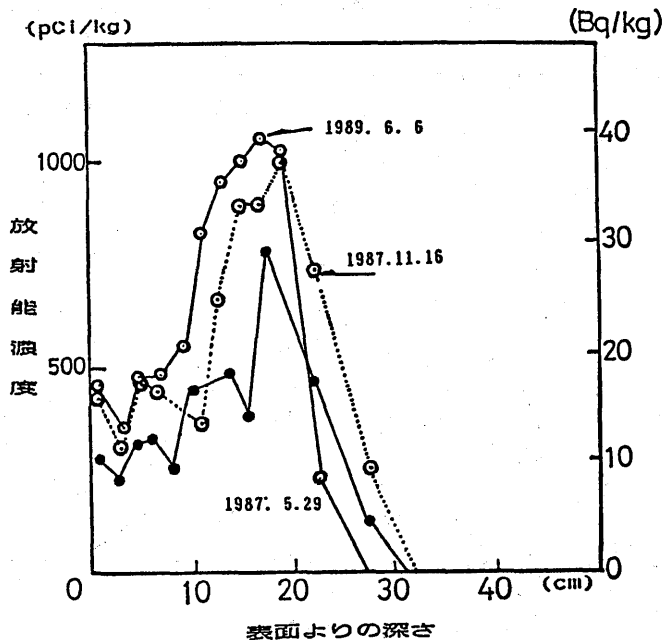


Fig. 11 草津湖泥の Cs-137 の深度分布の経時変化

#### 4.2.3 湖泥中の放射性核種濃度の経時変動

粒土が細かく、比較的深度分布についても安定している草津における深度分布の経時変動を Fig. 11 に示した。Cs-137 の深度分布の経年変化は、事故後の1987年5月に比べ、若干数値は減少しているが、深度分布のパターンは大きな差は少ない。湖泥の放射性核種の測定をもっとも速く実施したのは、1987年1月であるが、表層土 0~4cm 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 であった。Cs-134 は、原子炉事故の場合に生成される核種であるため、直後に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。湖泥中の Cs-137 濃度はチェルノブイリの影響よりは、それよりも1950年代からの米、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。

#### 4.3 琵琶湖生態圏生物中の放射性核種

##### 4.3.1 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、稼働しているため、海水生物とのかかわりが大きく、いろいろと報告<sup>14)・15)</sup> されているが、淡水生物に関する報告はあまり多くない。そこで、チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性降下物の影響が、日本においても比較的大きく現れた結果をもとに、琵琶湖生態圏における生物への移行に関する研究を始めた。試料採取は事故半年後の1986年12月4日から、半年に1回、3年間継続した。1986年12月4日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。

琵琶湖生物の放射能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 およ

Table 7 琵琶湖生物の放射性核種濃度 (1986年12月4日)

試料		核種			
		Cs-137	Cs-134	Zr-95	Ag-110m
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±0.06

び微量の Ag-110m であった。この内、Cs-137 濃度について、もっと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フォールアウト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わ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、ブラックバス肉部および水草に事故後1年内に検出され、濃度は 0.1~0.3Bq/kg と微量で、以後検出されていない。

##### 4.3.2 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ます。湖泥中の Cs-137 濃度は 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、フナについて傾向を調べたが、事故後半年目には 2.0Bq/kg と、1年後には 1.45Bq/kg となり半年後の70%、2年後の1988年6月には 1.1Bq/kg、2年半後には 0.53Bq/kg とほぼ1/4になっている。勿論、ブラックバス肉部中の 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ですが、減少傾向にあった。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大きいですが徐々に減少傾向を示した。水草 (クロモ) は多年性草本で芽体で越冬する。

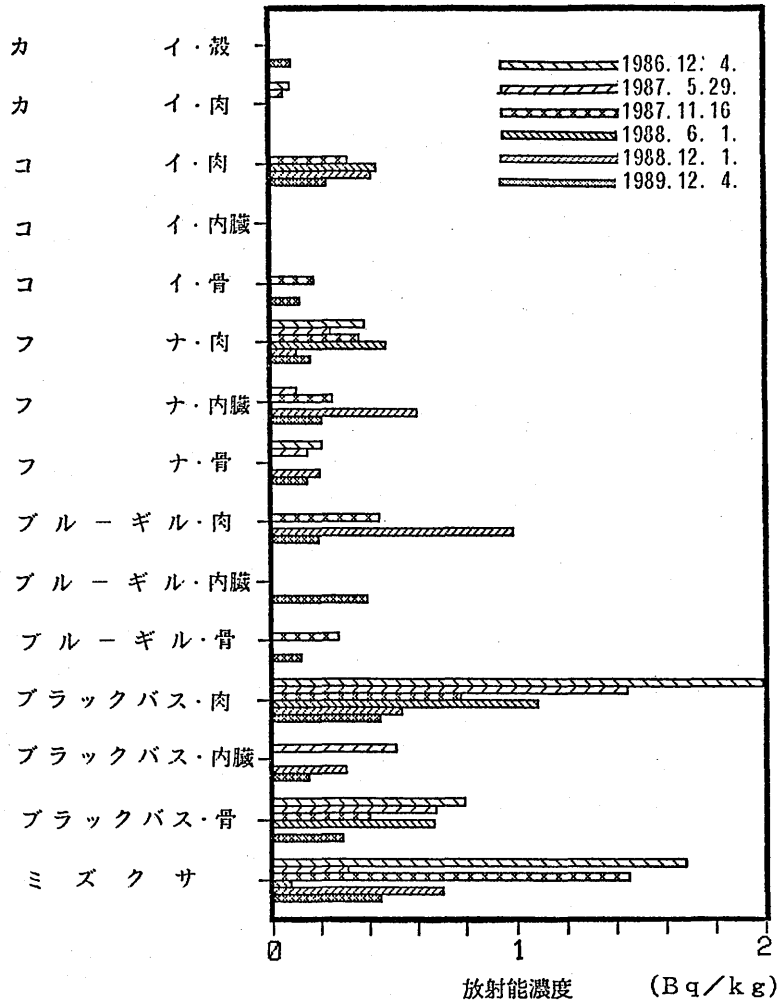


Fig. 12 琵琶湖生物の種類による Cs-137 の変動

すなわち冬期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なり、冬期に若干濃度が高く、夏期に低い変動傾向を示した。

#### 4.3.3 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。これによると種類別に見るとブラックバス、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 量は約 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食性に行っているため個体差が

出やすいのではないかとと思われる。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、一番肉食性が強く、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 は肉、骨部に検出され、ミズクサには検出されなかった。

#### 4.3.4 生物体内分布

放射性核種の体内分布については魚類について肉、骨、内臓の部位別に分け測定した結果、Cs-137、Cs-134 濃度いずれについても肉部、骨部、内臓の順に減少する傾向がある。(Fig. 12) ブラックバス、コイ、

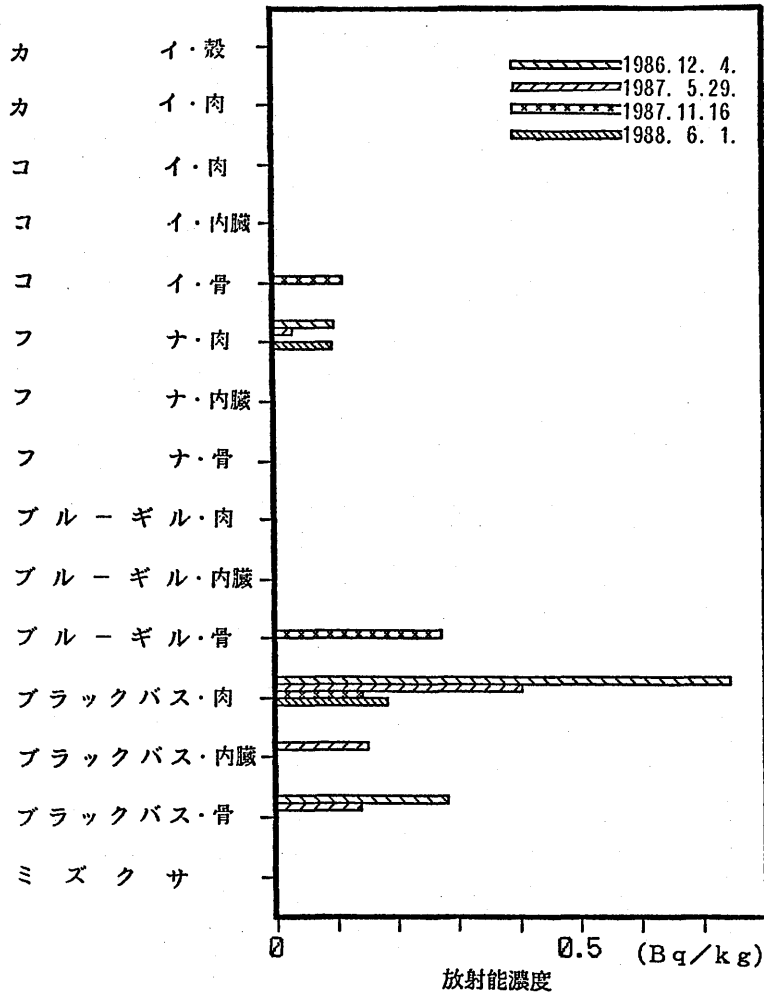


Fig. 13 琵琶湖生物の種類による Cs-134 の変動

フナ、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と減少し、2 年後には検出限界以下となった。しかし、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、実際には部位別に分ける際にどうしても肉が混じるためとみられる。内臓については若干ばらつきが大きい。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、フナ、ブラックバスの肉部、骨部に多く検出された。

### 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、放射性降下物の影響は時間および地域などによって変動すると思われる。そこで事故直後より大阪地区およ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および経時変動について観察した。

(1) 空气中浮遊塵埃には、5 月 4 日に影響が現れ、検出された核種は I-131, Cs-137, Cs-134, Ru-103, Ru-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。

(2) 琵琶湖水については、表層水 1m<sup>3</sup> を採取し、

70°Cで蒸留濃縮し、残渣を測定し、まず1ヶ月後にI-131, Cs-137, Cs-134, Ru-103, Ru-106などが検出された。Cs-137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、現在は事故以前の源度0.2mBq/lに減少した。

(3) 湖泥のCs-137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Cs-137は、チェルノブイリ原発事故前の放射性降下物による影響が大きいと思われるが、これはチェルノブイリ降下物中のCs-134/Cs-137比が1/2であるが、湖泥中へのCs-134の沈着が少ないことから推測される。

(4) 琵琶湖に生育している生物には、半年後に、Cs-134, Cs-137およびAg-110mが検出され、Cs-137濃度はブラックバスの肉部で2.0Bq/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。

#### 謝 辞

本研究の一部は、昭和62年、63年および平成元年度の科学研究費補助金により実施しました。琵琶湖における生物試料などの採取および試料の処理にご協力戴いた関西日本コンサルタントおよびストロンチウム90の分析にご尽力を戴きました嬬日本分析センターに心から感謝し、お礼申し上げます。

#### 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**, 193p, 15 May (1986).
- 3) L. Devell, H. Tovedal, U. Bergstrom, A. Appelgren, J. Chyssler and L. Andersson; Nature, **321**, 192p, 15 May (1986).
- 4) G. E. Chabot et. al.; Health Physics, **21**, 471 (1971).
- 5) M. Aoyama, K. Hirose, Y. Suzuki, H. Inoue and Y. Sugimura; Nature, **321**, 819~820 (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**, 46~49 (1986).
- 8) 科学技術庁編; 放射能測定法シリーズ No. 1, 4, 7, 13, 15, 嬬分析センター (1976~1984).
- 9) 「琵琶湖」編集委員会編; 琵琶湖—その自然と社会; 240p, (1983) (サンブライト出版), 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**, 7~19 (1986).
- 11) K. Irlweck; J. Radionucl. Chem. Letters, **93**(2), 115~224 (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), 662~673 (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. Buesseler, H. D. Divingston, S. Honjo, et. al.; Nature, **329**, 825~828 (1987).
- 17) S. Kempe, H. Nies; Nature, **329**, 828~831 (1987).
- 18) J. J. Alberts; J. of Environmental Radioactivity, **10**(1), 147 (1989).