

新潟沖大陸棚の Pb-210 および Cs-137 法による堆積速度

金井 豊*・池原 研**

KANAI Yutaka and IKEHARA Ken(1995) Sedimentation rates of offshore deposits in the Sea of Japan off Niigata Prefecture, using Pb-210 and Cs-137 radioactivity measurements. *Bull. Geol. Surv. Japan*, vol.46(6), p.269-282, 9figs., 2tables.

Abstract : Sedimentation rates of offshore deposits in the Sea of Japan, near Niigata Prefecture, were determined from three core samples collected during a geological survey cruise (GH92) in 1992.

Two cores taken 20-30 km north of the mouth of the Shinano River at a water depth of 81-135 m, have sedimentation rate of about 4mm/y ($0.27-0.34\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$) determined from Pb-210 measurements. This sedimentation rate is higher than for the offshore sediments to the southwest of the Shinano River mouth. On the other hand, one core sample taken 13 km northwest of the Shinano River estuary shows a uniform distribution of Pb-210 at shallow depths down to 10 cm, but Pb-210 activity decreases rapidly at deeper levels. The sedimentation rate at deeper levels is 1.9 mm/y, which is lower than those of the other two core samples to the north of the Shinano River estuary. The lower sedimentation rate of offshore sediment to the northwest of the Shinano River mouth suggests that a portion of sediments supplied by the river are transported northward by ocean currents or that the sediments have been disturbed after deposition, for example by bioturbation.

Cs-137 radioactivity in these three sediments were generally low (a maximum value of 0.021 Bq/g was observed). The sedimentation rates, determined by Cs-137 measurements assuming a maximum peak in 1963, were 3.4-4.8 mm/y and were consistent with those determined by Pb-210 measurements. In this study area, it is shown that the maximum points give better estimation of sedimentation rate than the first detection point, because of the low Cs-137 activities of samples and the instrumental detection limit.

The fluxes of excess Pb-210 in this area are $0.17-0.25\text{Bq}/\text{cm}^2/\text{y}$, which are larger than those in lake and other pelagic sediments. Sum of excess Pb-210 and Cs-137 in these samples are larger than those of other offshore sediments further away from the Shinano River mouth. The excess Pb-210 and Cs-137 also have a positive correlation. The higher fluxes of excess Pb-210 and overall sum of excess Pb-210 and Cs-137 may be due to large sedimentation rates of suspended particles from the mouth of the Shinano River.

要 旨

1992年に行われた海洋地質調査 (GH 92) において採

取された3本の新潟沖のコア試料について、Pb-210法およびCs-137法を用いて堆積速度を求めた。その結果、信濃川河口から約20-30km北方沖の2本のコア(水深

* 地殻化学部

** 海洋地質部

keywords : sedimentation rate, lead-210, cesium-137, off Niigata, the Sea of Japan

81-135 m)では、約4 mm/y (0.27-0.34 g/cm²/y)という平均堆積速度がPb-210法によって得られた。この値は、南西部沖合いの従来の報告値2.1-3.8 mm/yよりも大きく、また、最上トラフや佐渡海盆の0.079-0.108 g/cm²/yよりも3-4倍大きかった。一方、河口13 km北西沖のもう一つのコア(水深88 m)では表層10 cm程度は一般的な過剰Pb-210濃度を示しており、生物攪乱等による堆積状況の変化が推定される。このコアの10 cm以深から求めた堆積速度は1.9 mm/yであり、沿岸を北上する海流によって堆積物の供給が抑えられていると推定された。底質中のCs-137濃度は最大でも0.021 Bq/gで全般に低く、平均して諏訪湖の1/2程度であった。Cs-137法を本試料に適用した場合、ピーク年代を用いた堆積速度は北方沖の2本のコアにおいて3.4-4.8 mm/yであり、Pb-210法によって得られた堆積速度と同程度であった。検出開始年代を用いる方法は、試料が低濃度であること、および検出感度の問題から堆積速度を大きく見積もってしまうため、あまり有効ではなかった。コアにおける過剰Pb-210フラックスは、0.17、0.25 Bq/cm²/y程度と見積もられ、湖沼堆積物や遠洋性堆積物におけるよりも数倍大きな値であった。過剰Pb-210およびCs-137のインベントリーはお互いに正の相関を有し、本研究での値は日本近海の報告値よりも高く、堆積が盛んであるためと考えられる。

1. はじめに

海底堆積物に時間の目盛りを入れて堆積速度を求めることは、海洋の古環境変化や物質循環・物質収支の定量的な検討のためには不可欠である。新潟沖は信濃川や阿賀野川の河口域であり、河川と海域における物質収支の評価や堆積過程の研究に適したフィールドの一つである。寺島・片山(1993)は、新潟沖海底表層堆積物の化学組成を明らかにして元素の地球化学的挙動を検討している。しかし、当地域での堆積物の堆積速度については重金属濃度のプロフィールから推定した研究例(寺島ほか、1995)はあるものの放射化学的手法による研究は未だなされておらず、南西部の関川河口域(大関ほか、1987)や佐渡海盆、最上トラフ等(鈴木、1993)で幾つか報告値があるに過ぎない(第1図参照)。本研究では、数十～百年程度の堆積物に対して非常に有効な年代測定用の放射性核種である鉛-210(Pb-210:半減期は22.3年)とセシウム-137(Cs-137:半減期は30.17年)を用いて、新潟市北西沖の大陸棚域で採取したコアの堆積速度を求めたので、その結果について報告する。

なお、本研究の試料は白嶺丸による調査航海GH 92に

おいて採取された。試料採取や船上データの取得等において当所の「日本海中部東縁部大陸棚周辺海域の海洋地質学的研究」グループの方々および調査航海乗船研究員・乗組員の方々、特に海洋地質部片山 肇、中嶋 健の両氏には試料採取にあたって大変お世話になった。また、当所岡村行信氏から貴重な御意見を頂き、寺島 滋氏からは本研究の開始から終始御支援を頂いた。これらの方々には深く御礼申し上げる。

2. 試料および測定方法

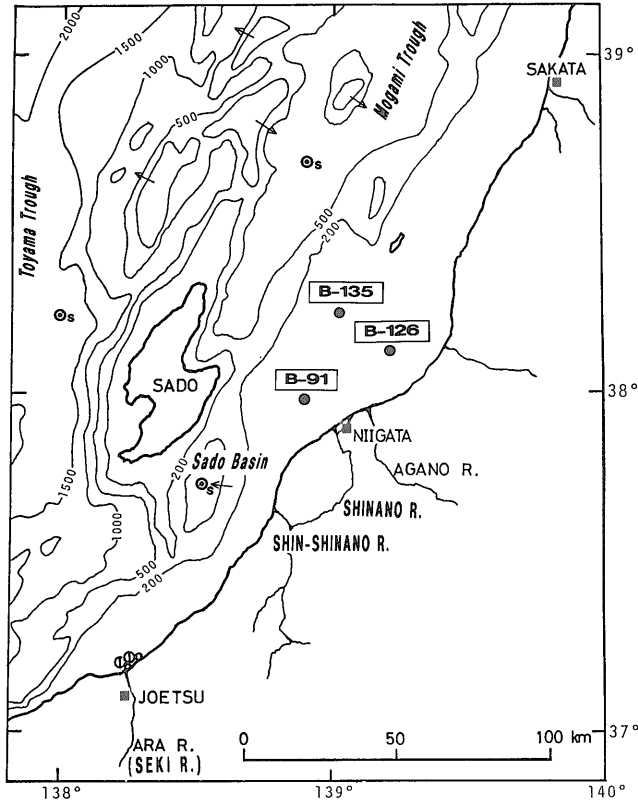
対象としたコアは、新潟沖においてボックスコーラーを用いて1992年に採取されたものである。本調査の概要については岡村(1993)が記述している。コアの採取位置は、第1図に示したB-91、B-126およびB-135の3点であり、それぞれの水深は88 m、81 mおよび135 mである。全長35 cmから37 cmのコアが採取された。B-91は表層2 cm程が灰オリーブ色を呈し、下位は暗緑灰色のシルトである。B-126は灰オリーブ色～暗緑灰色のシルトからなるのに対し、B-135では上部22 cm程が灰オリーブ色～緑灰色の砂質シルトとなっている(中嶋ほか、1993)。B-91、B-135はいずれも極表層を除いて含水比が100以下で(第4図参照)砂質粒子に富む傾向がある(寺島・池原、1993)。

コアは厚さ2 cm毎に分割して、一部を池原(1989)に従って定容量サンプリングに基づく含水比・湿潤密度・乾燥密度・間隙率等物理測定を行い(池原、1993;池原ほか、1994)、残りを化学分析用に乾燥・微粉碎した。放射能測定には粉末試料約4 gをナルゲン社製スクリーキャップ付き遠沈管に取り、密封して約1ヶ月静置した後Pb-210、Pb-214、Cs-137、K-40等のγ線放射能を測定した。

γ線放射能の測定には、米国オルテック社製井戸型ゲルマニウム半導体検出器(GWL-140230-S)を検出器として用い、スペクトラムマスター92 Xで信号の記録・データ処理を行った。各核種は固有のエネルギーのγ線を放出するので、放射能強度の算出にはエネルギーが46.5 keV(Pb-210)、352 keV(Pb-214)、661.5 keV(Cs-137)および1461 keV(K-40)のγ線を使用し、試料厚みによって検出効率が変わるので金井(1993)の方法に従って補正を行った。

3. 測定結果

3本のコア試料におけるPb-210放射能強度、Pb-214放射能強度、K濃度の変化を第2図に示した。Pb-214放射能強度は放射平衡を仮定すれば堆積物粒子中のRa



第1図 柱状試料採取地点

● : 本研究 ○_●: 大関ほか(1987) ○_×: 鈴木(1993)
 Fig. 1 Locations of core samples taken by box corer
 ● : this study ○_●: Ohzeki et al.(1987) ○_×: Suzuki(1993)

-226, U-238 放射能強度に相当するもので、また、K 濃度は K-40 の放射能から計算されている。この両者はコアの上位から下位に向かって大きな変化は認められていない。

Pb-210 年代測定法は Goldberg によってそのアウトラインが示され、Krishnaswami *et al.* (1971) で詳しく紹介されて、その後多くの研究者により堆積速度の算出や手法の評価、他の手法による堆積速度との比較検討等がなされてきている。Pb-210 法は、ウラン系列の Ra-226 から生じた Rn-222 (気体) が大気中に拡散し、それから生じた Pb-210 が海洋に供給され堆積物と共に埋積し、その後は Pb-210 の半減期 (22.3 年) で減少していくことに基づいている。

測定された Pb-210 放射能は、こうした Pb-210 と堆積物粒子そのものに含まれる Ra-226 (放射平衡状態では U-238 および Pb-214 放射能と同じ) に由来する Pb-210

との合計であるため、その寄与を差し引いた過剰 Pb-210 (Pb-210ex : (全 Pb-210 放射能) - (Pb-214 放射能)) として堆積速度の算出に用いる。過剰 Pb-210 の放射能 A は、

$$A = F / w \cdot \exp(-\lambda \cdot t) \\ = F / w \cdot \exp(-\lambda \cdot z / w) \quad \text{---(1)式}$$

F : Pb-210 ex のフラックス (例えば, Bq/cm²/y)

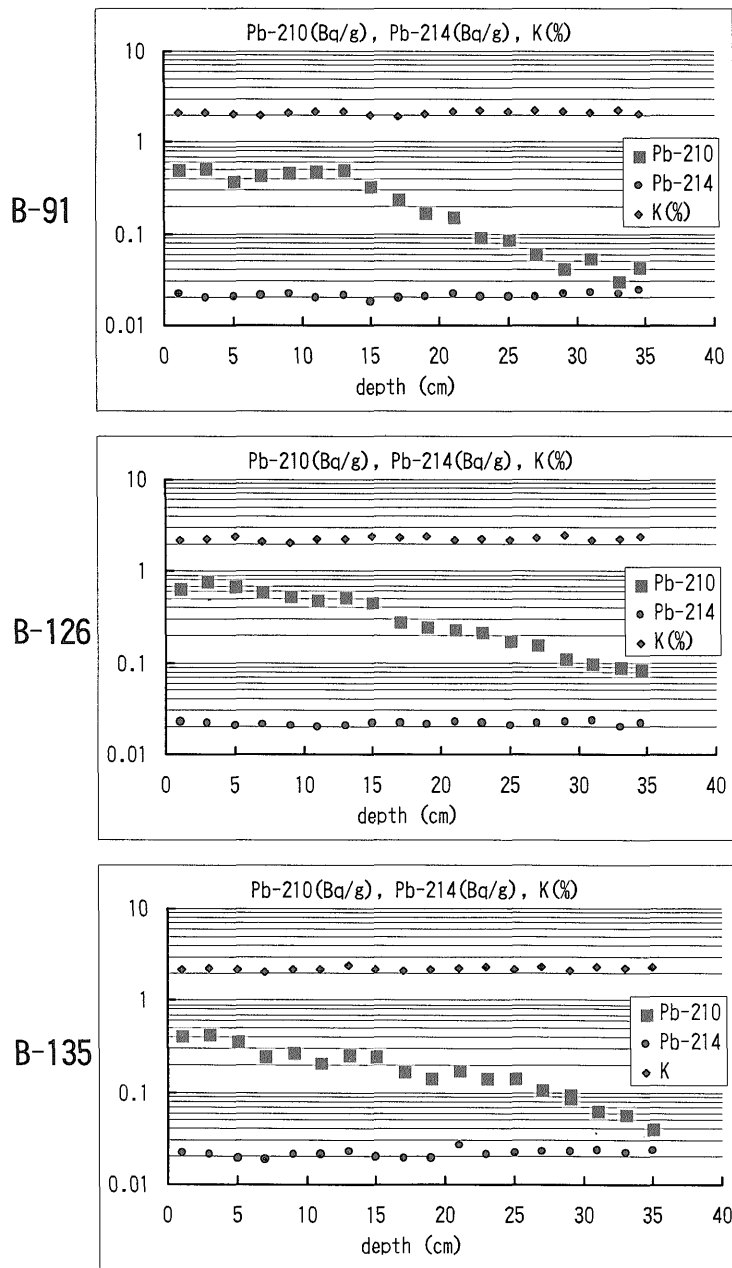
w : 堆積速度 (例えば, g/cm²/y)

λ : Pb-210 の半減期

z : 試料の深度 (積算質量 : 例えば, g/cm²)

t : 堆積時から現在までの時間

に従って変化する (詳細は、金井ほか (1995) を参照のこと)。3 本のコアにおける過剰 Pb-210 の放射能強度変化を第 3 図に示した。この図では、横軸は堆積物の密度と含水比を用いて計算により求めた g/cm³ 単位である (実際の深度は参考のため上の横軸に示してある)。この片対数グ

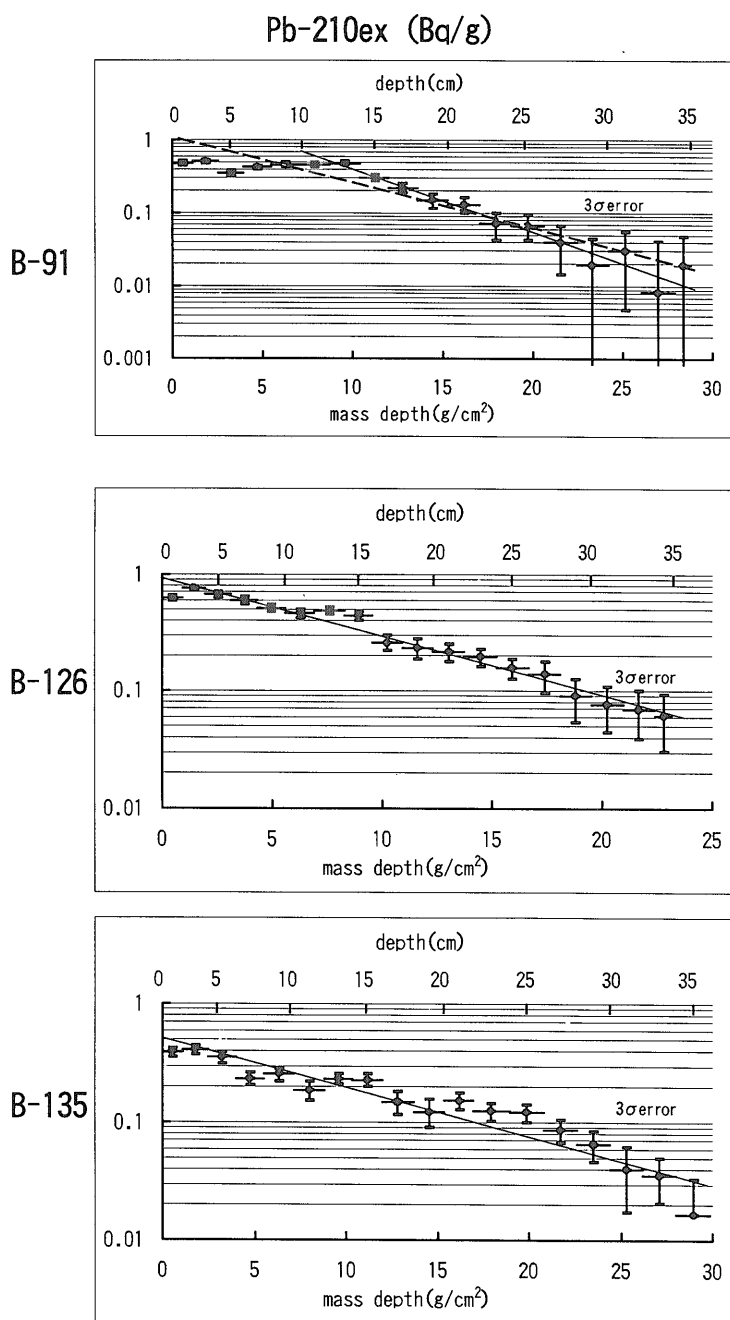


第2図 各コアにおけるPb-210, Pb-214放射能強度およびK濃度変化
 Fig. 2 Variations of Pb-210 and Pb-214 radioactivities and K content in each core sample

ラフの傾きから、平均堆積速度 (w : $g/cm^2/y$) を算出する。圧密が一定と仮定し、横軸の深度を例えばcmとして cm/y 単位の平均堆積速度を算出することもできる。本研究では2種類のグラフから、 $g/cm^2/y$ および cm/y 単位の平均堆積速度を算出している。なお、計算に使用した堆

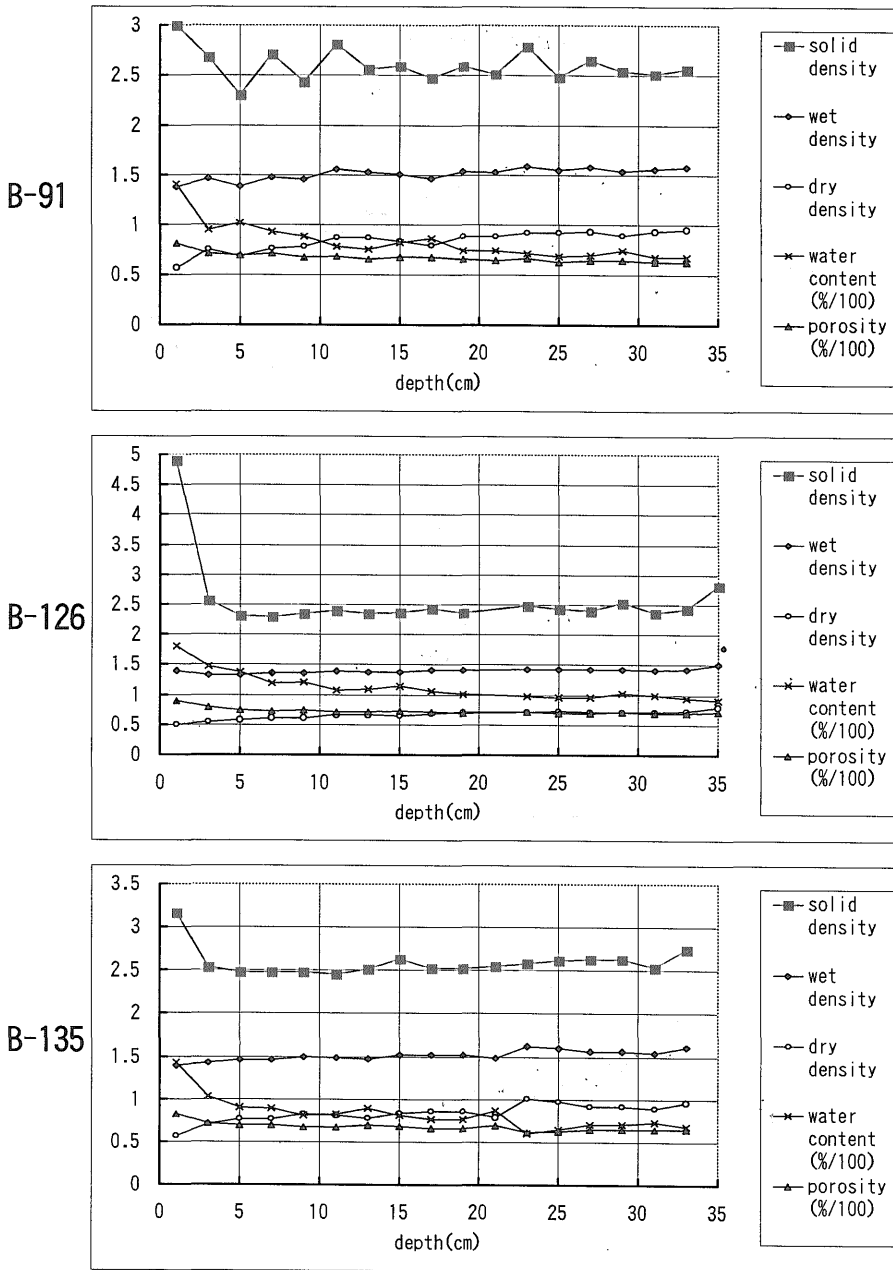
積物の湿潤密度・乾燥密度・固相の密度・含水比・間隙率等の物理的パラメータの測定結果を第4図に示した。

B-91では、深さ14cmあたりまでPb-210exが一様な変化を示しているが、それ以深では減少してこの傾きから平均堆積速度を求めると約1.9mm/年 ($0.17 g/cm^2/y$) と



第3図 各コアにおける過剰Pb-210 (Pb-210 ex) の放射能強度変化 B-91の実線は10cm以深の試料で計算、破線は全試料で計算

Fig. 3 Variation of excess Pb-210 radioactivity(Pb-210ex)in each core sample A solid line of B-91 is a regression curve calculated by using samples deeper than 10cm, while a dotted line is that calculated by using all samples



第 4 図 各コアにおける物理的性質の変化
 Fig. 4 Variations of physical properties in each core sample.

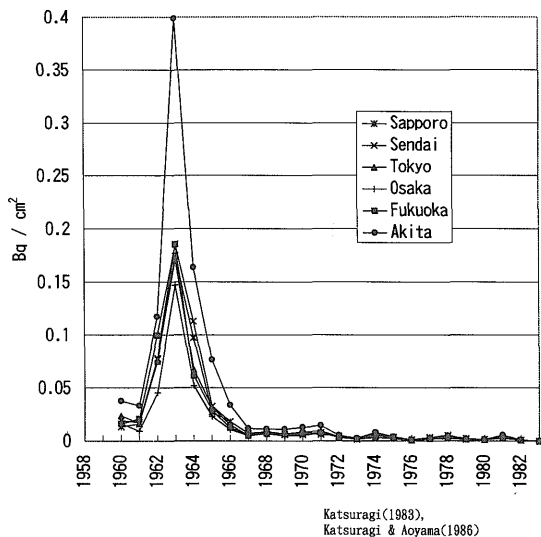
なる。測定された全ての値を用いて計算 (図中の破線) すると、平均堆積速度は 2.6 mm/年 (0.22 g/cm²/y) という値になる。また、B-126 および B-136 では一本の直線でほぼ近似でき、平均堆積速度は約 4.0 mm/年 (0.27-0.34

g/cm²/y) である。

一方、Cs-137 は大気圏内核実験によって大気中に放出され、堆積物に供給・蓄積される。Cs-137 年代測定法では、過去の核実験の記録 (Peirson, 1971) およびフォー

ルアウトの測定結果から、ピーク時を 1963 年として、または検出し始めた年を 1954 年として時間の目盛りをいれている。日本における Cs-137 の年間降下量の変化 (Katsuragi, 1983; Katsuragi and Aoyama, 1986) を第 5 図に示した。何れの観測点においても、1963 年に Cs-137 降下量のピークが認められている。

本研究における 3 本のコア試料中の Cs-137 放射能強度の変化を第 6 図に示した。B-91 では、深度 8-10 cm の分割試料で最大の Cs-137 放射能を示しており、この試料が 1963 年に堆積したものとすると 2.8-3.4 mm/年となる。また、深度 8-10 cm の試料から 12-14 cm の試料まで近似した高い放射能強度を示すので、その範囲を 1963 年と仮定すると 2.8-4.8 mm/年となる。B-126 でも同様に 10-12 cm が最大とすると堆積速度は 3.4-3.9 mm/年に、12-14 cm の試料も範囲に入れると 3.4-4.8 mm/年と計算



第 5 図 日本の各地測定点における Cs-137 の年間降下量
Fig. 5 Annual deposition of Cs-137 at several observatories in Japan

される。しかし、B-135 では 12-14 cm を最大とすると 4.1-4.8 mm/年となるが、Cs-137 放射能強度に際だって最大といえるほどの値はなかった。

Cs-137 放射能の測定における検出限界はおおよそ 0.002 Bq/g であった。これをしきい値としてこの値を越えたところを 1954 年とする方法で平均堆積速度を算出すると、B-91 では 4.2-4.7 mm/年 (16-18 cm の試料のところ)、B-126 では 6.3-6.8 mm/年 (24-26 cm)、B-135 では 6.8-7.9 mm/年 (28-30 cm) というように、最大ピーク試料から求めた平均堆積速度よりも大きな値となった。

このようにして 3 本のコアにおける Cs-137 放射能強度のピーク試料、ピーク群および検出開始試料などに時間の目盛りを入れて算出した平均堆積速度を、Pb-210 法による平均堆積速度と合わせて第 1 表に示した。

4. 考 察

4.1 鉛-210 法 (Pb-210 法)

B-126 および B-135 におけるコアの Pb-210ex は第 3 図に示されるように指数関数的に減少しており、その傾きから平均 4.0 mm/年と算出された。この値は、Pb-210 法を用いた大関ほか (1987) による新潟県南西部関川沖 4 km 地点での堆積速度 3.8 mm/y (水深約 30 m)、2.1 mm/y (水深約 35 m) とも近い値である。B-126 および B-135 は信濃川河口沖にあり、河口から 20-30 km 以上も離れているが、河川の運ぶ堆積物が多いため関川沖よりも速めの堆積速度となっているものと考えられる。鈴木 (1993) も日本海沿岸での Pb-210 法による堆積速度を求めており、最上トラフ、佐渡海盆で 0.079 g/cm²/y、0.108 g/cm²/y という値を報告している。これらは水深 779 m、525 m と本研究試料よりもはるかに深い場所で採取されたコアで、本研究で得られた 0.27-0.34 g/cm²/y と比べると 1/3 から 1/4 程度である。第 7 図には、水深と堆積速度との関係を示してある。大関ほか (1987) は堆積速度を質量換算して示していないので、本研究の平均値 (第 4 図参照) である固体密度 (2.59)、間隙率 (69%) を仮定して計算してある。異なる河口域におけるデータであるため厳密には明言で

第 1 表 Pb-210 法および Cs-137 法による平均堆積速度

Table 1 Average sedimentation rates estimated by Pb-210 method and Cs-137 method

method	Pb-210 method (mm/y)	Cs-137 method (mm/y) **		
		(1) max. peak	(2) higher peaks	(3) first detection
B-91	1.9 [†] (0.17g/cm ² /y)	2.8-3.4	2.8-4.8	4.2-4.7
B-126	4.0 (0.27g/cm ² /y)	3.4-3.9	3.4-4.8	6.3-6.8
B-135	4.0 (0.34g/cm ² /y)	4.1-4.8	-	6.8-7.9

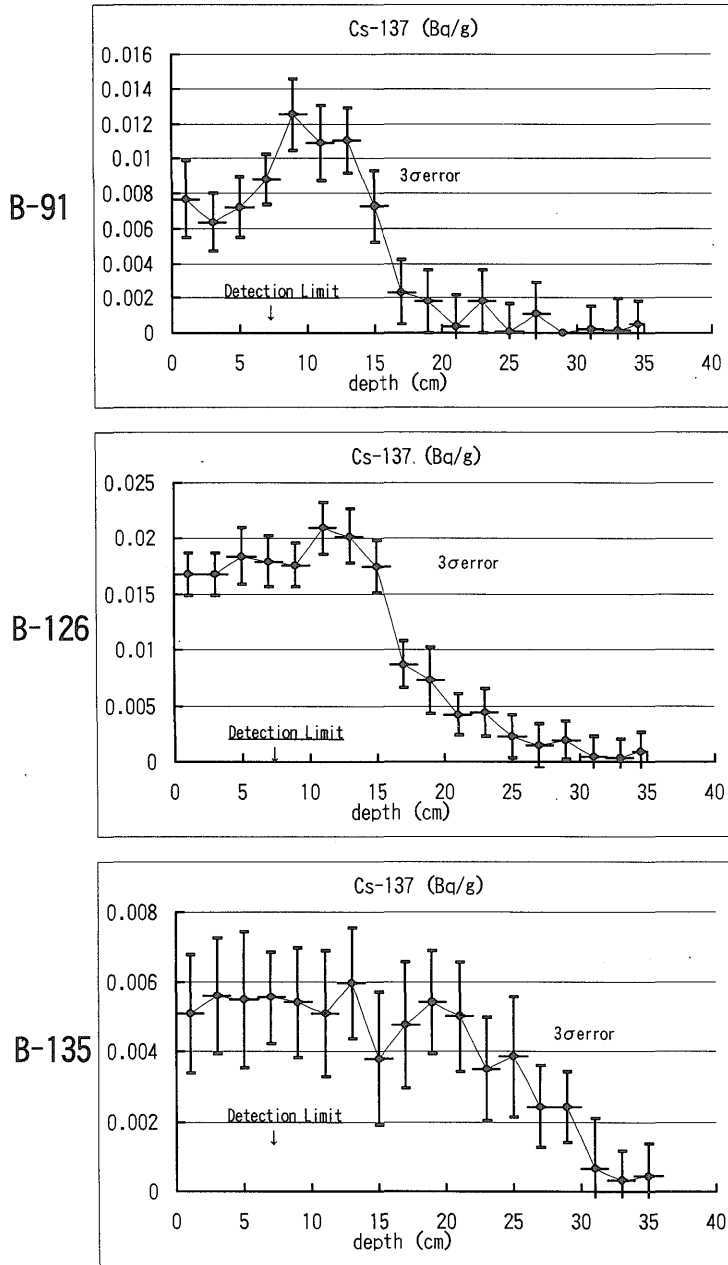
* : calculated using core samples deeper than 10cm, calculation using all samples gives 2.6 mm/y (0.22 g/cm²/y)

** : (1) maximum peak is assigned as 1963 (e.g. 8-10cm for B-91, 10-12cm for B-126 and 12-14cm for B-135)

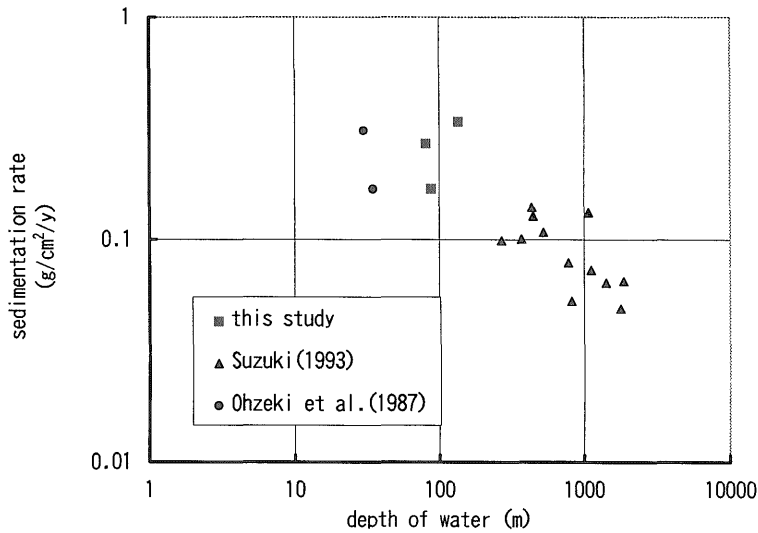
(2) several higher peaks are assigned as 1963 (e.g. 8-14cm for B-91 and 10-14cm for B-126)

(3) sample over threshold of detection is assigned as 1954 (e.g. 16-18cm for B-91, 24-26cm for B-126 and 28-30cm for B-135)

Cs-137 (Bq/g)



第6図 各コアにおけるCs-137の放射能強度変化
 Fig. 6 Variation of Cs-137 radioactivity in each core sample



第7図 コアの水深と堆積速度との関係
Fig. 7 Relationships between sedimentation rate and water depth at stations off Niigata

きないが、水深と堆積速度との間には逆相関の関係が読み取れる。水深もしくは河口からの距離は、堆積物の供給量・堆積速度に影響を与える一因であると考えられる。

一方、B-91では深さ約10cm付近まで過剰Pb-210の減少が認められず、それ以深で指数関数的に減少している。全データを一本の直線で近似すると堆積速度は2.6mm/yとなるが、実データとのずれが大きい(第3図のB-91の破線)。約10cm以深で一本の直線で近似すると約1.9mm/yとなるが(第3図のB-91の実線)、何れにしても他の2地点よりも遅い堆積速度となっている。このコアは新潟市の北西沖に位置しているが、河川から供給された堆積物が海岸沿いに北上する海流によって北方に運搬されてしまうため、他の地点より遅い堆積速度となっているのであろう。両河川からの堆積物が、北ないし北北東に輸送されていることが表層堆積物の層厚分布からも指摘されている(池原ほか, 1994)。

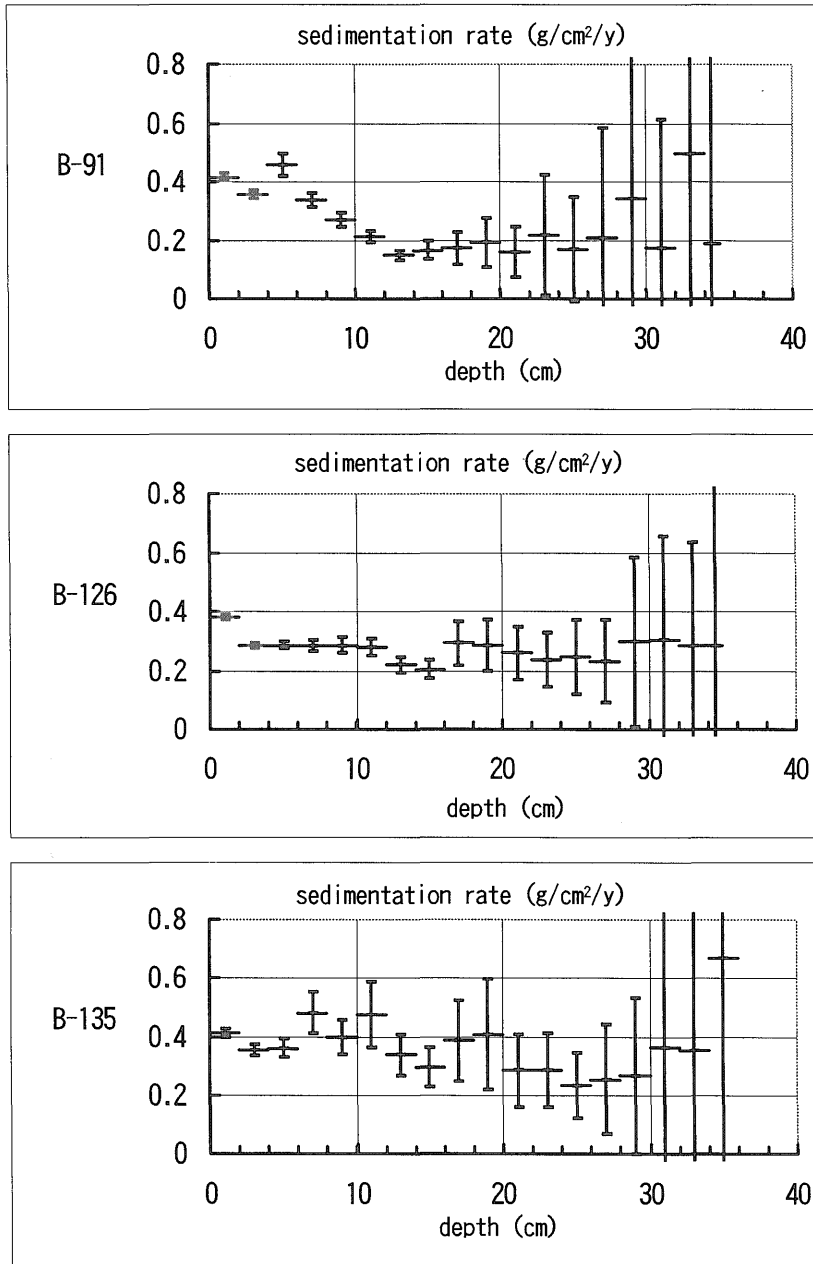
B-91で認められたように、表層で過剰Pb-210が増加していないという事実は安定した定常的な堆積環境では考えにくい。Pb-210法においては、(1)過剰Pb-210の供給量が過去における堆積期間を通じて定常的である、(2)堆積とPb-210に関しては閉じた系である、(3)Pb-210の水中滞留時間が短い、(4)堆積後においてPbの移動はない、(5)堆積物に由来するPb-210はRa-226と等価である、等の仮定の基に平均堆積速度が算出される。過剰

Pb-210のフラックスに関しても、堆積時の初期濃度が常に一定に保たれている(CICモデル, Constant Initial Concentration)場合や、堆積速度の変化があってもフラックスが常に一定であると仮定する(CRSモデル, Constant Rate of Supply)場合等、定常状態を仮定しており、本研究でも主としてCICモデルに基づき一本の直線による近似で平均堆積速度を算出してきた。B-91のような過剰Pb-210の強度変化は、上記のPb-210法の仮定をする限り考えられないことで、表層10cmではこうした仮定を覆すような別の地質学的現象の起きた可能性がある。その一例として、堆積物が底棲生物によって混合がなされる、乱泥流によって外来堆積物との混合が起きる、堆積速度の変化が生じる等が考えられる。寺島ほか(1993)はコアの化学組成変化を調べているが、組成の面からは特に異常と考えられるような結果は得られていない。Megumi(1978)は諏訪湖底質のPb-210を調べ、Pb-210が土壌粒子と鉄・マンガン水酸化物に捕捉されるためその影響が大きいことを指摘している。しかし、B-91では組成がほぼ均質なためそうした影響は無視できる。表層の均一な混合が起こるとすると、その影響はCs-137放射能強度にも現れて一様な濃度分布となるはずであるが、次のセクションで述べるようにCsでは一定濃度とはなっていない。Pb-210は減少傾向、Cs-137は増加傾向にあるところでわずかな混合が起こったとすると、両者には異なる結果をもたらすかもしれない。そう考えると、

均質とまではいかない程度の底棲生物による混合が生じた可能性がある。

Pb-210法において、堆積速度が変化している場合にも適用可能なモデルにCRSモデルがある(金井ほか, 1995)。このモデルで区間別の堆積速度を算出した結果を

第8図に示した。B-91コアでは10cm付近より表層でそれ以深の堆積速度の2-3倍という結果になった。CRSモデルもPb-210のフラックスが一定で堆積後の混合・移動がないという仮定でのモデルなので、生物擾乱の可能性のあるB-91地点で堆積速度の変化を推定するには



第8図 CRSモデルによる区間別堆積速度
Fig. 8 Sedimentation rate at 2cm interval based on CRS (constant rate of supply) model

問題がある。今後、堆積学的検討が必要であろう。B-125 および B-135 コアでは、区間別堆積速度は表層部を除きほぼ一定の範囲内に分散している。

4.2 セシウム-137 法 (Cs-137 法)

日本における Cs-137 の年間降水量は 1963 年に急増し、その前後の数年に比べておおよそ 7-10 倍の高い値となっている (第 5 図)。これが単純に堆積物に記録されるならば濃度変化も急激なものとなることが期待される。しかし、第 6 図に示した本研究の試料では Cs-137 濃度が低く、かつ濃度変化が小さいのが特徴的である。このため、Cs-137 法の年代を設定するポイントが不正確になる。特に、B-135 では Cs-137 放射能濃度が全般に低く、ピークといえるような際だったピークは見いだせない。

このように新潟沖底質における Cs-137 の濃度は、最大でも B-126 の 0.021 Bq/g であった。特に、B-135 では低濃度で、高々 0.006 Bq/g にすぎなかった。鈴木 (1993) が調査した日本海海域 12 地点でも、最大強度値が 0.004-0.016 Bq/g の範囲に分布している。諏訪湖のような湖沼底質では 0.025-0.041 Bq/g であり (金井ほか, 1992; 1995)、海洋底質では湖沼底質よりも Cs の含有量が少ない。湖沼のような集水域ではまわりの河川から堆積物の供給・蓄積が多いが、河口域では供給・分散・運搬等が起こり蓄積が少ないためと考えられる。また、淡水と海水という塩濃度の相違も、Cs の底質での吸着挙動に影響を与えているものと考えられる。

B-126 および B-135 でピークポイントもしくはピーク群を用いて算出した堆積速度は、Pb-210 法で得られた 4.0 mm/y を含む範囲の結果となり、調和的な結果となっている。一方、検出開始点で年代を決定する場合、検出下限を越える点を実際に Cs-137 が増加する点よりも遅れる場合があり、その場合は実際の堆積速度よりも大きく評価してしまう。第 1 表で検出開始ポイントを用いて算出した堆積速度が、何れもピークポイントを用いて算出した堆積速度よりも大きくなっているのは、こうした理由によるものと考えられる。したがって、Cs-137 法では最大強度のピークを用いて堆積速度を算出の方がよいと考えられる。

B-126 と B-135 において、Pb-210 法や Cs-137 法での堆積速度がほぼ同程度であるのに、Cs-137 濃度に大きな違いがある。堆積物の粒度組成をみると B-135 は B-126 よりも粗粒であり (寺島・池原, 1993)、Cs を吸着固定すると考えられる細粒部分が少ないためと考えられる。また、B-135 では Cs-137 が全般に低濃度であると同時に

顕著なピークが認められなかったことから、このコアでは堆積後の Cs の移動や生物活動の影響を受けた可能性がある。Narraganrett 湾においては、分子拡散によって Cs の運搬がなされ、夏期は生物攪乱によってさらに作用が高められているという (Santschi *et al.*, 1983)。また、Davis *et al.* (1984) は湖沼のコア中の Cs-137 を調査し、核実験開始よりも数十年前から現れ表層で最大となる例を報告している。彼らは拡散と有機物・粘土鉱物による吸着等の関与によると結論しているが、Cs-137 法ではその妥当性を注意深く検討することが重要であろう。

4.3 過剰 Pb-210 フラックスとインベントリー

表層における過剰 Pb-210 と堆積速度から、(1) 式により過剰 Pb-210 フラックスの大きさを求めることができる。また、過去から現在までに堆積物に蓄積された量であるインベントリーもフラックスと同様に堆積過程の指標となる。第 2 表に各コアでの過剰 Pb-210 フラックス量および過剰 Pb-210 インベントリーを示した。B-91 は過剰 Pb-210 の分布に特異性があるため除くと、B-126 および B-135 の過剰 Pb-210 フラックスは 0.17, 0.25 Bq/cm²/y となる。陸上における Pb-210 フラックスは北海道厚沢部で 0.044 Bq/cm²/y、東京で 0.023 Bq/cm²/y と報告されており (角皆・品川, 1977)、北東大西洋で 0.006-0.025 Bq/cm²/y (平均 0.013 Bq/cm²/y) (Thomson *et al.*, 1993)、カナダの Strait of Georgia の 3 本のコアでは 0.083-0.165 Bq/cm²/y (平均 0.133 Bq/cm²/y) と報告されている (Macdonald *et al.*, 1991)。湖沼底質の例では、ミシガン湖の底質 8 地点の平均で 0.011 Bq/cm²/y (Robbins and Edgington, 1975)、日本の諏訪湖で 0.03-0.07 Bq/cm²/y (金井ほか, 1995) の報告がある。本研究試料では何れもそれらよりも数倍から一桁大きいフラックス量となっている。一般に日本海側では太平洋側よりも空中浮遊陸源物質の降水量が多く、大陸性気団と海洋性気団の違いとして説明されている (角皆・品川, 1977; 多田ほか, 1986)。特に、Pb-210 は Ra-226 から生じた気体の Rn-222 に起因するため、Ra-226 を多く含有する陸地の影響が大きい。本研究によって明らかになった沿岸域での Pb-210 は、中国大陸大気由来のもの他に列島大気からの降下、河川からの流入、海水の移動等により水中の懸濁物質や粒子に伴って供給されるため、他の地域よりも大きなフラックス量となっているであろう。

過剰 Pb-210 のインベントリーは、5.02-7.43 Bq/cm² の範囲である。水深数千 m の北東大西洋では 0.18-0.79 Bq/cm² (平均 0.43 Bq/cm²) と報告されている (Thomson

et al., 1993). 鈴木(1993)が日本海域で調査した結果では、0.71-3.8 Bq/cm² (1945年から1986年までの蓄積量)の範囲であった。これらの調査域が大陸斜面や遠洋性海域であり堆積速度が本研究よりも遅いことを考慮すると、妥当な結果と考えられる。

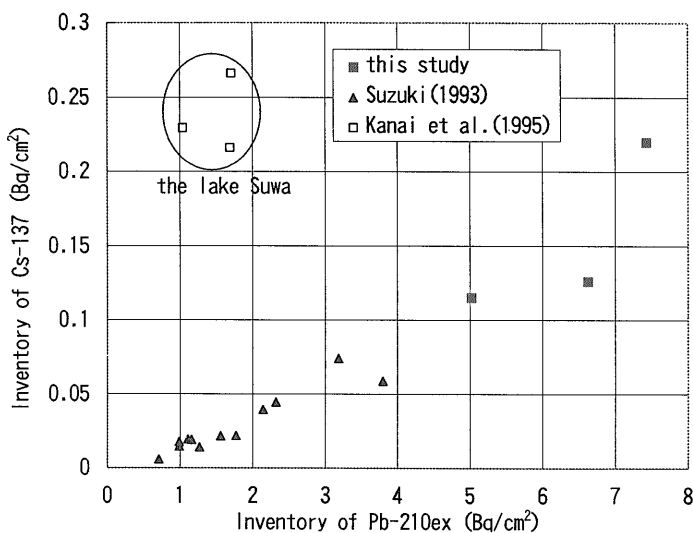
第2表にはCs-137のインベントリーも示してある。0.12-0.22 Bq/cm²の範囲であり、これも過剰Pb-210と同様に鈴木(1993)による日本海域調査結果の0.006-0.059 Bq/cm²よりも大きな値となっている。第4図に示したように日本におけるCs-137降水量も観測地点によって大きな相違があるので、Cs-137のインベントリーも降水量の相違による可能性もあるが、堆積物中のCs-137は種々の細粒粒子に吸着固定されているのであろうから、単純な降水量の相違だけではないと考えられる。海洋は内地の湖沼のような集水域と異なって開放系なので、Cs-137は海水中にある程度均質に分布していると考えら

れ、吸着すべき沈降粒子量、すなわち細粒物質の堆積速度に依存していると推定される。

第9図は過剰Pb-210のインベントリーとCs-137のインベントリーとの関係を示したものである。両者の間には、鈴木(1993)が指摘しているように正の相関が認められる。この結果から、起源は異なるものの過剰Pb-210やCs-137が沈降する懸濁粒子に吸着して海底に蓄積されていくことが推察されている。また、同図には諏訪湖でのインベントリーもプロットされているが、海洋底質の傾向からはずれてCs-137のインベントリーが過剰の位置にあり、上述したように内地の湖沼での蓄積メカニズムの相違を示唆している。

5. ま と め

1992年に行われた白嶺丸による海洋地質調査(GH 92)において採取された3本の新潟沖のコア試料



第9図 過剰Pb-210のインベントリーとCs-137のインベントリーとの関係
Fig. 9 Relationships of inventories between excess Pb-210 (Pb-210ex) and Cs-137

第2表 過剰Pb-210フラックスおよび過剰Pb-210、セシウム-137のインベントリー
Table 2 Fluxes of excess Pb-210(Pb-210ex) and inventories of Pb-210ex and Cs-137

location	(Pb-210ex) flux	(Pb-210ex) inventory**	Cs-137 inventory
B-91	0.40 ^a Bq/cm ² /y	6.62 ± 0.07 Bq/cm ²	0.126 ± 0.004 Bq/cm ²
B-126	0.25 Bq/cm ² /y	7.43 ± 0.07 Bq/cm ²	0.220 ± 0.004 Bq/cm ²
B-135	0.17 Bq/cm ² /y	5.02 ± 0.06 Bq/cm ²	0.115 ± 0.004 Bq/cm ²

* : calculation by using samples deeper than 10 cm gives 0.091 Bq/cm²/y

** : sum of activities in the core studied. The other calculation including the assumed deeper core parts gives 6.7, 8.0 and 5.4 Bq/cm², respectively.

について、Pb-210 法および Cs-137 法で堆積速度を求めた。

(1) 信濃川河口 20-30 km 北方沖にある 2 本のコア (水深 81-135 m) では、Pb-210 法によって平均約 4 mm/y (0.27-0.34 g/cm²/y) という堆積速度が得られた。この値は、南西部沖合いの従来の報告値 2.1-3.8 mm/y よりも大きく、また、最上トラフや佐渡海盆の報告値 0.079-0.108 g/cm²/y よりも 3-4 倍大きかった。一方、河口 13 km 北西沖のもう一つのコア (水深 88 m) では表層 10 cm 程度は一般的な過剰 Pb-210 濃度を示しており、底棲生物による擾乱等の堆積状況の変化が推定される。このコアの 10 cm 以深から求めた堆積速度は 1.9 mm/y で、先の 2 本のコアより小さい。

(2) 新潟沖の底質中の Cs-137 濃度は、最大でも 0.021 Bq/g で全般に低く、平均して諏訪湖の 1/2 程度である。Cs-137 法を本試料に適用した場合、ピーク年代を用いた堆積速度は北方沖の 2 本のコアにおいて 3.4-4.8 mm/y であり、Pb-210 法によって得られた堆積速度と同程度であった。検出開始年代を用いる方法は、試料が低濃度であること、および検出感度の問題から堆積速度を 6.3-7.9 mm/y と大きく見積もってしまうため、あまり有効ではなかった。

(3) コアにおける過剰 Pb-210 フラックスは、0.17, 0.25 Bq/cm²/y 程度と見積もられ、湖沼堆積物や遠洋性堆積物における値よりも数倍大きな値であった。過剰 Pb-210 および Cs-137 のインベントリーはお互いに正の相関を示し、本研究での値は日本近海の報告値よりも高く、堆積が盛んであるためと考えられる。

文 献

- Davis, R.B., Hess, C.T., Norton, S.A., Hanson, D.W., Hoagland, K.D. and Anderson, D.S. (1984) ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb dating of sediments from soft-water lakes in New England (U.S.A.) and Scandinavia, a failure of ¹³⁷Cs dating. *Chem. Geol.*, vol.44, p. 151-185.
- 池原 研 (1989) 山陰—北陸沖海底表層堆積物の物理的性質。地調月報, vol.40, p.239-250.
- (1993) GH 92 航海で得られた表層堆積物の物理的性質。岡村行信編, 「日本海中部東縁部大陸棚周辺海域の海洋地質学的研究」, 平成 4 年度研究概要報告書, 地質調査所, p.237-244.
- ・片山 肇・中嶋 健 (1994) 粟島周辺表層堆積図。海洋地質図, no.42, 56 p, 地質調査所.
- 金井 豊 (1993) 微量環境試料測定用井戸型 Ge 検出器の効率特性。 *Radioisotopes*, vol.42, p.169-172.
- ・井内美郎・寺島 滋 (1992) 放射性核種を用いた諏訪湖泥質堆積物の堆積速度。環境技術研究総合推進会議水環境委員会第 1 回研究発表会資料, p.79-80.
- ・———・片山 肇・斎藤文紀 (1995) ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs 法による長野県諏訪湖底質の堆積速度の見積り。地調月報, vol.46, p.225-238.
- Katsuragi, Y. (1983) A study of ⁹⁰Sr fallout in Japan. *Pap. Met. Geophys.*, vol.33, p.277-291.
- and Aoyama, M. (1986) Seasonal variation of Sr-90 fallout in Japan through the end of 1983. *Pap. Met. Geophys.*, vol.37, p.15-36.
- Krishnaswami, S., Lal, D., Martin, J. and Meybeck, M. (1971) Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.*, vol.11, p.407-414.
- Macdonald, R.W., Macdonald, D.M., O'Brien, M.C. and Gobeil, C. (1991) Accumulation of heavy metals (Pb, Zn, Cu, Cd), carbon and nitrogen in sediments from Strait of Georgia, B.C., Canada. *Mar. Chem.*, vol.34, p.109-135.
- Megumi, K. (1978) A problem in ²¹⁰Pb geochronologies of sediments. *Nature*, vol.274, p.885-887.
- 中嶋 健・片山 肇・池原 研 (1993) GH 92 航海の堆積物。岡村行信編, 「日本海中部東縁部大陸棚周辺海域の海洋地質学的研究」, 平成 4 年度研究概要報告書, 地質調査所, p.142-170.
- 岡村行信 (1993) 日本海中部東縁部大陸棚周辺海域の海洋地質学的研究, 平成 4 年度研究概要報告書, 地質調査所, 274 p.
- 大関正春・渋谷信雄・田海直樹・松本英二 (1987) 底泥から見た関川の水銀汚染の歴史。地球化学, vol.21, p.91-94.
- Peirson, D.H. (1971) Worldwide deposition of long-lived fission products from nuclear explo-

- sions. *Nature*, vol.234, p.79-80.
- Robbins, J.A. and Edgington, D.N. (1975) Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol.39, p.285-304.
- Santoschi, P.H., Li, Y., Adler, D.M., Amdurer, M., Bell, J. and Nyffeler, U.P. (1983) The relative mobility of natural (Th, Pb and Po) and fallout (Pu, Am, Cs) radionuclides in the coastal marine environment: results from model ecosystems (MERL) and Narragansett Bay. *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol.47, p.201-210.
- 鈴木 颯介 (1993) 近海海底堆積物中の²⁰⁷Biおよび¹³⁷Cs I. 日本海沿岸で採取した海底堆積物における分布. *Radioisotopes*, vol.42, p.503-510.
- 多田 哲郎・趙 蘭才・小村和久・阪上正信 (1986) 大気中の放射性核種濃度の変動に関する研究. *地球化学*, vol.20, 98-102.
- 寺島 滋・池原 研 (1993) 新潟市の周辺海域から得られた柱状試料中重金属等の鉛直分布. 岡村行信編, 「日本海中部東縁部大陸棚周辺海域の海洋地質学的研究」, 平成4年度研究概要報告書, 地質調査所, p.171-179.
- ・片山 肇 (1993) 新潟沖海底表層堆積物中の重金属等12元素の地球化学的挙動. *地調月報*, vol.44, p.55-74.
- ・中嶋 健・片山 肇・池原 研・今井 登・谷口政碩 (1995) 秋田～山形沖海底堆積物における重金属等の地球化学的研究. *地調月報*, vol.46, p.153-176.
- Thomson, J., Colley, S., Anderson, R., Cook, G.T. and MacKenzie, A.B. (1993) ²¹⁰Pb in the sediments and water column of the Northeast Atlantic from 47 to 59°N along 20°W. *Earth Planet. Sci. Lett.*, vol.115, p.75-87.
- 角皆 静男・品川 高儀 (1977) 冬季モンスーンによって輸送される化学成分. *地球化学*, vol.11, p.1-8.

(受付: 1995年4月18日; 受理: 1995年5月31日)