

^{210}Pb , ^{137}Cs 法による長野県諏訪湖底質の堆積速度の見積り

金井 豊*・井内美郎**
片山 肇**・斎藤文紀**

KANAI Yutaka, INOUCHI Yoshio, KATAYAMA Hajime and SAITO Yoshiki(1995) Estimation of sedimentation rate at the lake Suwa in Nagano Prefecture determined by Pb-210 and Cs-137 radioactivities. *Bull. Geol. Surv. Japan*, vol.46(5), p.225-238, 10figs., 3tables.

Abstract: To study the sedimentation rate of lake sediments, a system for the radioactivity measurements of Pb-210 and Cs-137 in a small sample was established, and the sedimentation rates at the lake Suwa in Nagano Prefecture were determined, using three core samples.

In this study a well-type Ge semi-conductor detector in lead shield (15cm) was used, and its detection limits were proved to be 0.03 Bq/g for Pb-210 and K-40, 0.004 Bq/g for Pb-214, and 0.002 Bq/g for Cs-137. Divided core samples larger than 0.6g were measured in this equipment for 2-3 days.

The sedimentation rates of 1.3 - 1.4 cm/y were obtained for two cores in the lake Suwa, which are larger than the reported values for other lakes in Japan. The other core near the outlet of the lake had the sedimentation rate of 0.7cm/y, which is nearly half of the other two cores. Suspended matters in lake water near the outlet might partly run away into the river with a portion of them depositing on the bottom of the lake.

A divided core sample with low water content, which may suggest a flood sediment, showed low Pb-210ex radioactivity. A correction was made to improve the coefficient of correlation between the logarithm of Pb-210ex and mass depth by assuming a simple dilution of Pb-210ex radioactivity with free sediment.

要 旨

現世の湖底堆積物の堆積速度を求めるために、少量試料を用いる鉛-210 およびセシウム-137 放射能測定法を検討し、諏訪湖底質の堆積速度を本法により求めた。

本システムの検出器には、15 cm 鉛遮蔽体内に設置した井戸型 Ge 半導体検出器を使用して、0.03 Bq/g (Pb-210, K-40), 0.004 Bq/g (Pb-214), 0.002 Bq/g (Cs-137) の検出下限を得た。試料は、0.6~数 g の少量でも測定が可能であった。本法により長野県諏訪湖において1991年11月に採取した3本の底質コアの堆積速度を求めた。この内、2カ所で1.3~1.4 cm/y という堆積速度が得られたが、これは他の湖沼の堆積速度と比較して極

めて大きい。諏訪湖西方の出口(天竜川)に近い箇所でのコアの堆積速度は0.7 cm/yで、他の2本の堆積速度の約1/2であった。比較的浅い湖沼では底質の巻き上げなどが生じ出口付近では堆積せずに流失するためと考えられる。洪水などによって一時的に含水比の低下する試料では、過剰鉛-210の低下がみられたが、単純な希釈を仮定した補正法で回帰直線の相関係数が改善された。

1. はじめに

諏訪湖は長野県のほぼ中央部に位置し、湖水・底質環境や堆積・地質環境等についての多くの研究がなされてきている(例えば、沖野外, 1990; 安間ほか, 1990; 井内ほか, 1991; 寺島ほか, 1991; 斎藤ほか, 1992; 寺島ほ

*地殻化学部

**海洋地質部

Keywords: sedimentation rate, the lake Suwa, Nagano Prefecture, lead-210, cesium-137, radioactivity measurement

か, 1992; 安田ほか, 1995 等)。底質の堆積速度についても既に幾つか報告があり, 0.39 cm/y, 1.5 cm/y という大きく異なる値が報告されている (Megumi, 1978; Nishimura, 1978)。最近, 寺島ほか (1992) はコアの金属含有量の変化から平均で 1.2 cm/y という値を報告している。また, 洪水堆積物を指標として算出したり, 湖底地形の変遷から堆積速度を求めることもなされている。何れにしても諏訪湖の堆積速度については詳細な検討がなされておらず, 中央構造線沿いに位置し周囲を急峻な山々に囲まれた地質環境下の諏訪湖の物質収支やテクトニクスの観点からも, いろいろな手法により堆積速度を求めることが急務となっている。

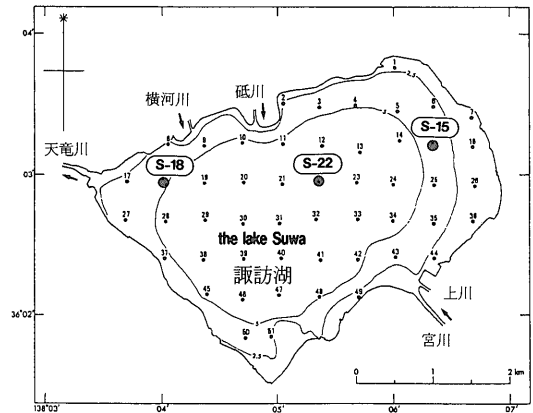
半減期 22.3 年の鉛-210 ($Pb-210$, ^{210}Pb) および半減期 30.17 年のセシウム-137 ($Cs-137$, ^{137}Cs) は, 百年程度の比較的若い堆積物に対して有効な年代測定用の放射性核種である (例えば, Krishnaswami *et al.*, 1971; 松本, 1986)。しかし, コアを分割して得られるような少量試料中の鉛-210 やセシウム-137 等の放射能は微弱であり, 通常の方法では精密な測定は困難である。本研究では, 湖沼の堆積速度を求めるためこうした微量試料中の放射能測定手法を確立し, この手法を用いて諏訪湖数カ所における底質の堆積速度を求めた。

本研究を遂行するに当たり, 当所寺島 滋氏は日頃から支援していただき, 松久幸敬氏は粗稿に対して貴重なコメントをくださった。また, 試料採取においては現地調査に携わった方々の多大な御援助をいただいた。ここに記して, 関係者に厚く感謝申し上げる。

2. 試料および分析方法

諏訪湖は長野県諏訪盆地の北西に位置し, 周囲は約 16 km, 面積約 14.1 km², 最大水深 6.8 m の湖である。湖面の標高は 759 m で, 北岸から砥川・横河川, 東南岸から上川・宮川などが流入しており, 西岸から天竜川となって流出している。最近, 水質浄化のための浚渫が浅瀬縁辺部および南西部で実施されている (斎藤ほか, 1992)。

1991 年 11 月に行われた諏訪湖の底質調査において, 地質調査所製簡易軽量採泥器を用いて 51 地点で採泥調査がなされた (第 1 図)。本研究に用いたコアは, このうち S-15, S-18, S-22 の 3 地点でそれぞれ水深 3.7 m, 4.2 m, 6.3 m の湖底で採取されたものである。全長 69~86 cm のコアは, 深度 5 cm までは 1 cm 間隔で, それ以深は 5 cm 間隔で分割し, 80°C 12 時間乾燥した後微粉碎した。各試料約 0.6~4 g をナルゲン社製スクリュウキャップ付き遠沈管に封入した。0.5 g よりも量の少ないものは幾つか混合して調製した。これを約 1ヶ月間密封静置し



第 1 図 諏訪湖における底質試料採取地点
Fig. 1 Sampling locations at the lake Suwa

て Ra-226, Rn-222, Pb-214 間で放射平衡になるのを待ち, Pb-210, Pb-214, Cs-137, K-40 等の放射能を測定した。

放射能の測定には, 米国 ORTEC 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, コンピュータ制御された SEIKO EG & G 社製スペクトラムマスター-92 X でデータ収集を行った。半導体検出器は低バックグラウンド仕様となっており, 鉛 10 cm・カドミウム 1.5 mm・無酸素銅 6 mm・アクリル 5 mm で順次内張りされた遮蔽体内に入っている。さらに遮蔽体内部に鉛 5 cm 厚ブロックを並べて測定を行った。測定時間は試料にもよるがおおよそ 2~4 日間である。各核種の放射能強度の算出には, 46.5 keV (Pb-210), 352 keV (Pb-214), 661.6 keV (Cs-137), 1461 keV (K-40) の γ 線を使用し, 試料の形状によって各ピークの検出効率が変わるので, それぞれのピークに試料厚みによる補正を加えた (金井, 1993)。

3. 堆積速度算出法の概要

鉛-210 年代測定法では, 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, それから生じた鉛-210 が堆積物と共に埋積し, その後は鉛-210 の半減期 ($T_{211} = 22.3$ 年) で減少していくことに基づいている。実験室で測定される Pb-210 放射能は, こうした鉛-210 と堆積物粒子そのものに含まれる Ra-226 (放射平衡時には U-238 や Pb-214 の放射能と同等) に由来する鉛-210 との合計であるため, その寄与を差し引いた過剰鉛-210 (Pb-210ex; (Pb-210ex)放射能 = (Pb-210)放射能 - (Pb-214)放射能) として堆積速度の算出に用いる。

ここで、鉛-210 の単位面積、単位時間当たりの供給量 (フラックス) が一定 (F (Bq/cm²/y)) であると仮定する。ある地点における単位面積当たりのそれまでの過剰鉛-210 蓄積量 (インベントリ) は、以前に堆積した鉛-210 は時間とともに減衰時間するため堆積過程を通じてインベントリは常に一定 (I (Bq/cm²)) であり、

$$I = \sum_{k=0}^{\infty} A_k \cdot d_k = \text{一定}$$

A_k : k セクションの過剰鉛-210 放射能 (Bq/g)

d_k : k セクションの対応する質量 (g/cm²)

である。T年前には i セクションまで堆積していたとすると、そこまでの当時の蓄積量も I に等しかったわけで、現在では Pb-210 の壊変法則に従って $I(i)$ の積算量となっている (第2図)。すなわち、壊変定数を λ として、

$$I(i) = I \cdot \exp(-\lambda \cdot T); \quad I = I(0)$$

$$T = 1/\lambda \cdot \ln(I/I(i))$$

$$= 1/\lambda \cdot \ln\left(\frac{\sum_{k=0}^{\infty} A_k \cdot d_k}{\sum_{k=1}^{\infty} A_k \cdot d_k}\right)$$

$$= 1/\lambda \cdot \ln\left(\frac{\sum_{k=0}^{\infty} A_k \cdot d_k}{\sum_{k=0}^{\infty} A_k \cdot d_k - \sum_{k=0}^{i-1} A_k \cdot d_k}\right)$$

$$= 1/\lambda \cdot \ln\left(I / \left(I - \left(\sum_{k=0}^{i-1} A_k \cdot d_k\right)\right)\right)$$

質量堆積速度 ω (g/cm²) は、2つのセクションにおける積算質量 δ と時間 τ によって、

$$\omega = (\delta_2 - \delta_1) / (\tau_1 - \tau_2) \quad \delta_i = \sum_{k=0}^{i-1} d_k$$

で与えられる。このように鉛-210 フラックスが常に一定であると仮定するモデルが CRS (constant rate of supply) モデル、または CF (constant flux) モデルと呼ばれている (Appleby and Oldfield, 1978)。

一方、堆積物中の濃度が常に一定で堆積速度の増大はフラックスの増大をもたらすという CIC (constant initial concentration) モデル、または CA (constant activity) モデルでは、

$$F(t) / \omega(t) = \text{一定} = A(0)$$

$$A(t) = A(0) \cdot \exp(-\lambda \cdot t)$$

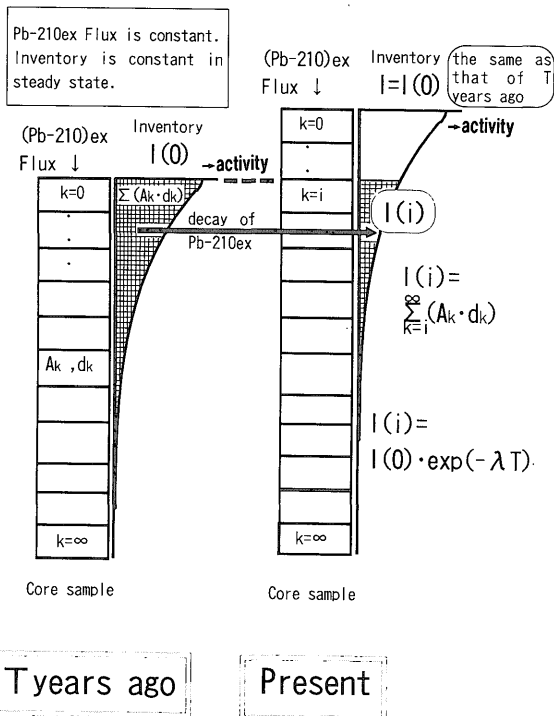
$$T = 1/\lambda \cdot \ln(A(0)/A(i))$$

となる。さらに、フラックスも堆積速度も一定である定常状態を仮定すると、深さ z (g/cm²) における t 年前に堆積した堆積物中の過剰鉛-210 の放射能 (A (Bq/g)) は、

$$A(t) = F / \omega \cdot \exp(-\lambda \cdot t)$$

$$A(z) = F / \omega \cdot \exp(-\lambda \cdot z/\omega)$$

に従って変化する。したがって、質量堆積速度 ω は $A(z)$ を z に対して片対数プロットした直線の傾き m から、



第2図 過剰鉛-210 (Pb-210 ex) のフラックスが一定と仮定したときの堆積とインベントリ (I) の模式図。編目模様で示された T 年前の積算放射能 (インベントリ) は現在のインベントリ ($I(0)$) と同じであったが、現在では放射壊変して $I(i)$ になっている。

Fig. 2 Simplified relationships between sedimentation and Pb-210ex inventory supposing a constant Pb-210ex flux

$$\omega = -\lambda/m$$

によって算出される。堆積速度を r (cm/y) で表した場合には、 ϕ , ρ_s をそれぞれ空隙率、固相の実効密度として $\omega = r \cdot (1-\phi) \cdot \rho_s$ であるから、深さ h (cm) における放射能 A (Bq/g) は、

$$A(h) = F / (r \cdot (1-\phi) \cdot \rho_s) \cdot \exp(-\lambda \cdot h/r)$$

となり、片対数にプロットした直線の傾きから同様に堆積速度が求められる。どのようなモデルが妥当であるかはケースバイケースで、実測データに合わせて選択される研究例が多い。CIC モデルと CRS モデルの結果と縞模様から得られた年代とを比較した研究例もある (例えば、McCall *et al.*, 1984; Davis *et al.*, 1984)。本研究では、採取されたコアにおいては鉛フラックスおよび堆積速度が一定であると最も単純に仮定して、はじめに CIC モデルによって堆積速度を算出した。

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。セシウム-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、検出し始めた年を1954年、ピーク時を1963年として時間の目盛りを付けている。大阪・東京・仙台および秋田におけるCs-137年間降下量の変化 (Katsuragi, 1983; Katsuragi and Aoyama, 1986) を第3図に示した。観測点によって降下量の相違はあるが、ともにCs-137降下量のピークが1963年に認められている。

4. 結果と考察

4.1 少量試料測定システム

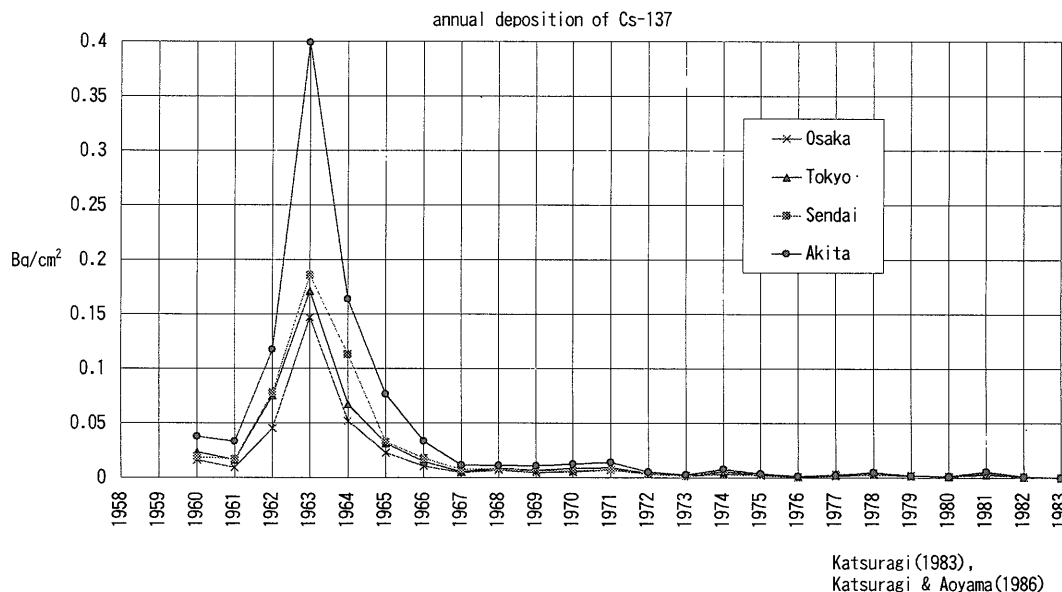
井戸型の検出器では試料がすっぽり検出器の中に入るので、検出効率は極めて高い。本研究では井戸型Ge検出器を鉛15cm厚の遮蔽体内に設置し、少量試料測定用のシステムを構築した。本研究に使用した井戸型検出器と当所にある同軸型の検出器 (米国キャンベラ社製7229P-7500 S-1019) の検出効率の比較を第4図に示したが、一桁以上効率が高いことが分かる。一方、遮蔽体の厚みはバックグラウンドレベルに大きく作用しており、第5図に10cm鉛厚の場合と15cm鉛厚の場合を示した。15cm鉛厚の方が幾分低下しており、低エネルギー側でその効果の大きいことが分かる。

検出下限または検出感度は、無試料状態のバックグラ

ウンドに依存すると同時に試料の測定時間の関数でもある。検出下限の計算方法にはCooper法やPasternack法などがあるが (科学技術庁, 1979; 1990), 本研究ではピーク面積が計数誤差の3倍を越えて検出される値を検出下限とするCooper法をプログラム化したソフトで解析した (セイコー・イージーアンドジー, 1991)。第1表にバックグラウンド測定を50万秒、試料測定時間25万秒としたときの本検出器の検出下限の一例を示したが、Pb-210とK-40で0.03 Bq/g, Pb-214で0.004 Bq/g, Cs-137で0.002 Bq/gの検出下限で、おおむね $0.1 \sim 1 \times 10^{-2}$ Bq/gのレベルであった。低エネルギー側で検出下限が高いのは、検出効率が高いのにも関わらず散乱線によるバックグラウンドが高くなっているためで、さらに高感度分析を行うためには低バックグラウンド化の検討が必要であろう。

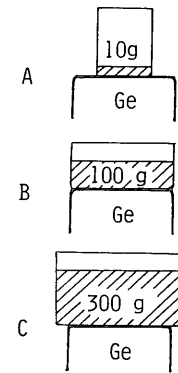
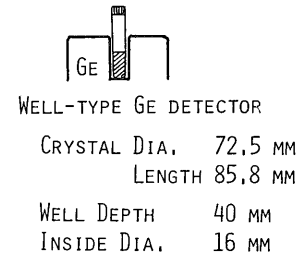
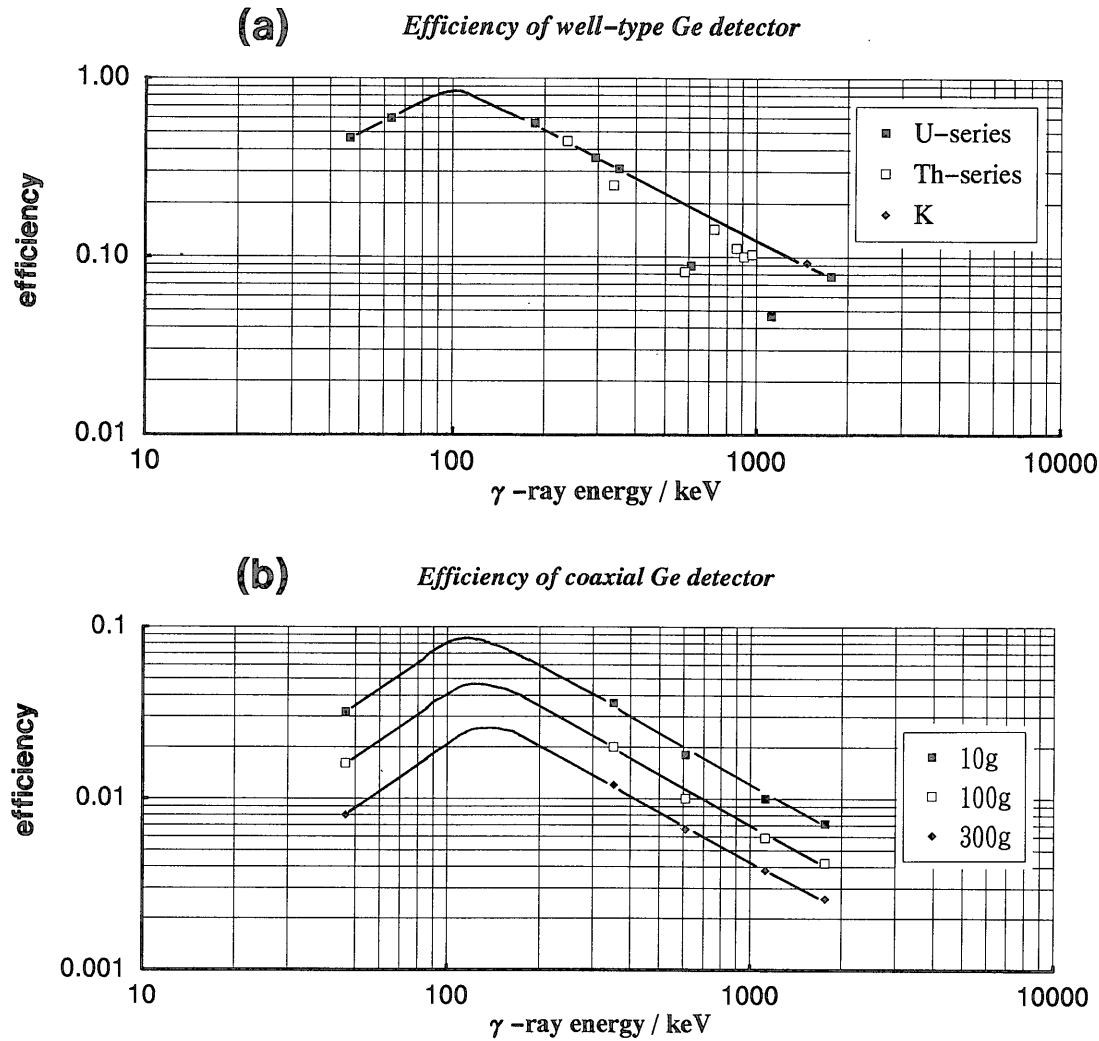
4.2 諏訪湖底質の堆積速度

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6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U-238放射能強度に相当するもので、平均して0.02 Bq/g (U濃度 (g/g) として1.6 ppm) 程度である。また、3本のコアにおける過剰鉛-210放射能強度の変化を第7図に、セシウム-137放射能強度の変化を第8図に示した。



第3図 大阪・東京・仙台・秋田における年間セシウム降下量の変化 (Katsuragi, 1983; Katsuragi and Aoyama, 1986による)

Fig. 3 Annual deposition of Cs-137 fallout in Osaka, Tokyo, Sendai and Akita



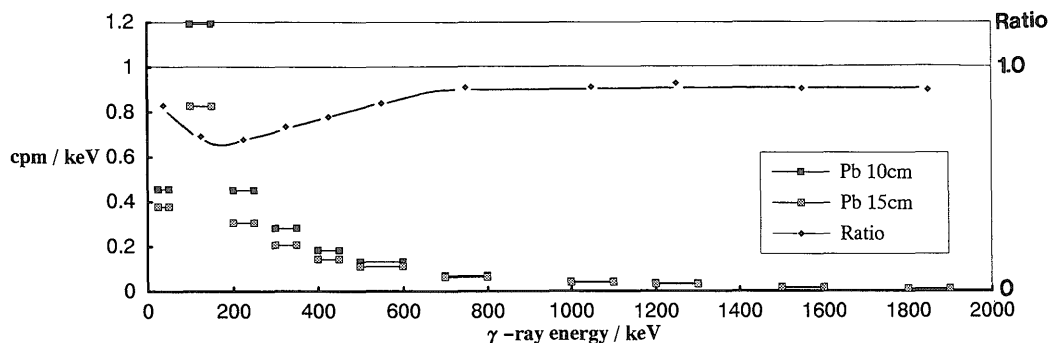
Closed End Coaxial
 diameter : 43.2 mm
 length : 42 mm
 active area : 14.8 cm²

諏訪湖底質の堆積速度の見積り (金井 ほか)

第4図 ゲルマニウム半導体検出器の効率の比較
 (a)井戸型 (GWL-140230-S) 曲線からのズレはサム効果による
 (b)同軸型 (7229 P-7500 S-1019)

Fig. 4 Comparison of efficiencies between (a)well-type and (b) coaxial Ge detectors

Background of well-type Ge detector by Pb (15cm/10cm) shieldings



第5図 遮蔽体に用いた鉛10cm厚と鉛15cm厚の時のバックグラウンドの変化
Fig. 5 Variation of background level by the thickness of lead shieldings (10cm and 15cm)

第1表 本研究に用いた井戸型Ge半導体検出器 (GWL-140230-S) の検出効率と25万秒測定における検出下限の一例(バックグラウンド測定時間:50万秒)

Table 1 Detection efficiencies and detection limits of the well-type Ge semiconductor detector (GWL-140230-S) used in this study; measurement time 2.5×10^5 sec. and background measurement time 5×10^5 sec.

nuclide	series	energy keV	efficiency	detection limit Bq/g
Cs-137 *	(Cs)	661.6	-	0.002
K-40 *	(K)	1460.8	0.09	0.031
Pb-212	Th	238.6	0.44	0.004
Ac-228	Th	338.7	0.25	0.013
Tl-208	Th	583.1	0.08	0.012
Bi-212	Th	727.3	0.14	0.022
Tl-208	Th	860.4	0.11	0.039
Ac-228	Th	911.2	0.10	0.009
Ac-228	Th	968.8	0.10	0.012
Pb-210 *	U	46.5	0.46	0.032
Th-234	U	63.3	0.60	0.035
Ra-226	U	186.2	0.98	0.016
Pb-214	U	295.2	0.36	0.006
Pb-214 *	U	352.0	0.31	0.004
Bi-214	U	609.3	0.09	0.007
Bi-214	U	1120.3	0.05	0.030
Bi-214	U	1764.5	0.08	0.012

*: nuclide used in this study

第7図では、固相の実効密度を2.45と仮定してコアの深さを質量換算して示してある。本コアの固相の実効密度は測定されていないが、著者らが海底堆積物で検討した結果でも2.45前後の値であり(金井・池原, 1995), また一般的に広く用いられている値でもある(Herman-son, 1990)。このようにして鉛-210法およびセシウム-137法を用いて3本のコアにおける平均堆積速度を算出した結果をまとめて第2表に示した。

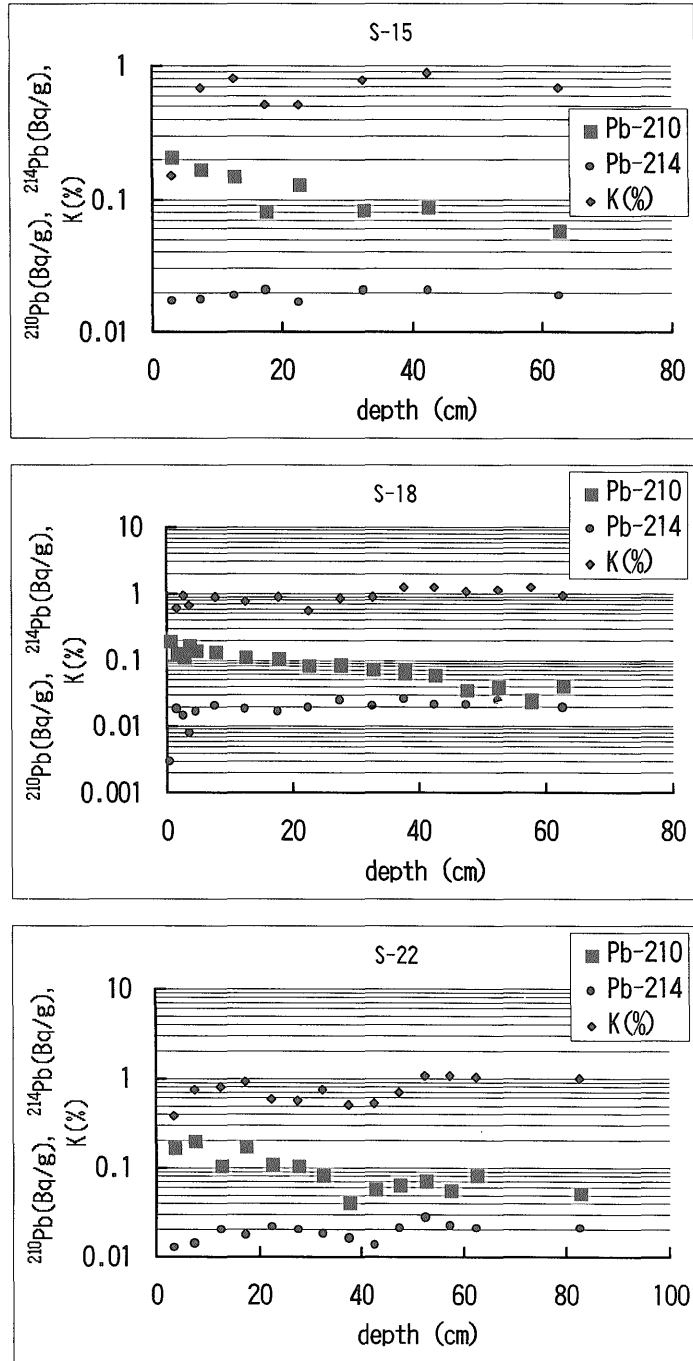
コアの過剰鉛-210は第7図に示されるように指数関

数的に減少しており、その傾きからS-15およびS-22で平均1.3~1.4 cm/年と算出された。一方、S-18ではその約1/2である0.7 cm/年という値であった。セシウムについては、試料間隔が空いたり濃度ピークを与える試料が幅を持っているため、堆積速度についても幾分幅をもって算出されるが、1.1~1.3 cm/年(S-15およびS-22), 0.5~0.9 cm/年(S-18)と鉛-210法で得た堆積速度とはほぼ近似した値となっている。

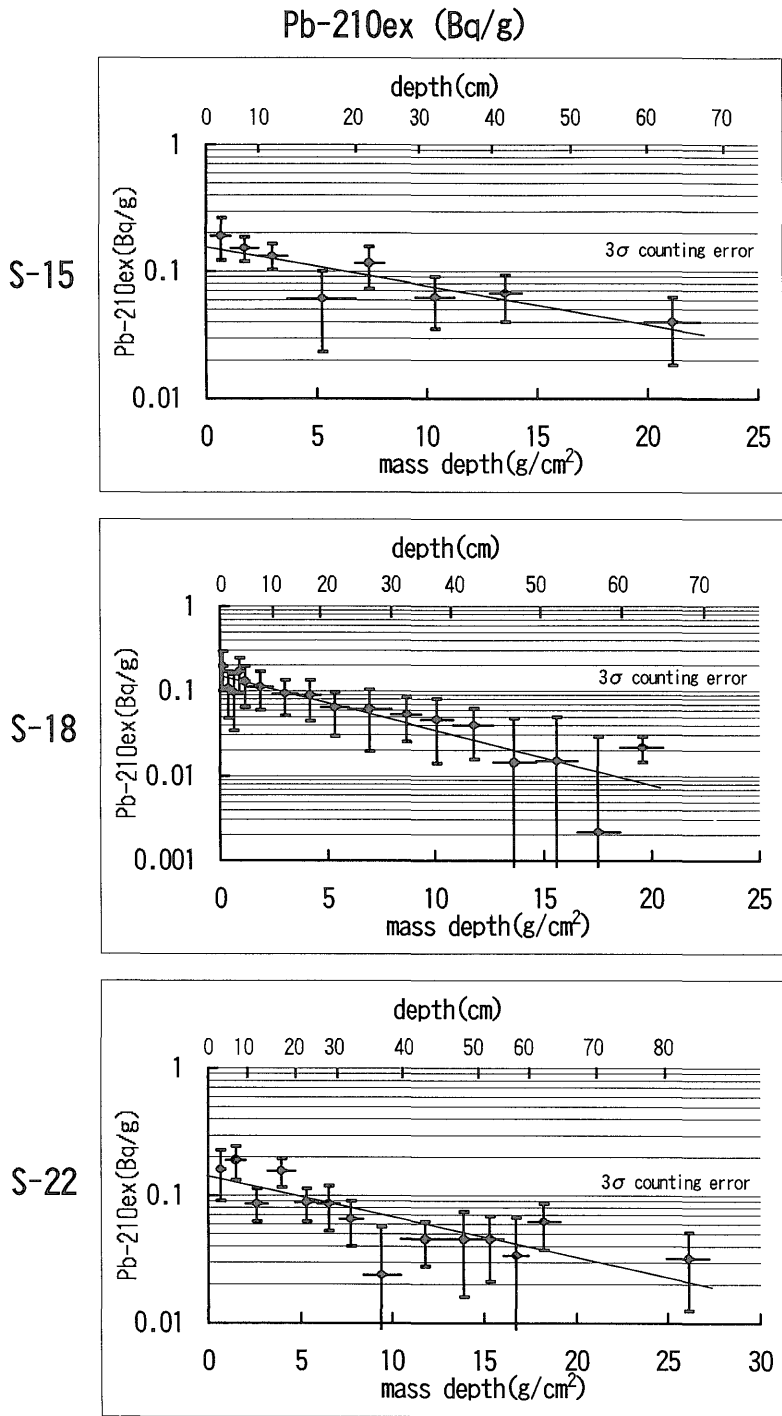
グラフのY切片と堆積速度から計算される鉛-210のフラックス、ならびに採取されたコアの範囲内における蓄積量としてのインベントリーを、第3表にまとめた。S-15とS-22では、鉛-210フラックスおよびインベントリーがそれぞれ0.06~0.07 Bq/cm²/y, 1.7 Bq/cm²であるのに対し、S-18では鉛-210フラックス0.03 Bq/cm²/y, インベントリー1.0 Bq/cm²とやはり前2者の1/2程度となっており、ここでは堆積物質の供給が遅いことをうかがわせている。

このように諏訪湖においては、河川の影響の少ない東部や湖心付近では約1.3 cm/年であるのに対し、西岸寄りの湖底(S-18)では約1/2の堆積速度しかないことが明らかとなった。諏訪湖のような水深の浅い湖では風や波によって容易に湖底堆積物のかき混ぜが起るため、湖水の出口に近いS-18地点では約1/2が流失しているものと推定される。

諏訪湖の底質の堆積速度については既に述べたように幾つか報告されており、Megumi(1978)は最深部の堆積速度として鉛-210法で0.39 cm/yという値を、また、Nishimura(1978)はセシウム-137を使用する方法で1.5 cm/yという値を報告している。また、寺島ほか(1992)はコアのクロム含有量から算出してそれぞれの地点試料で

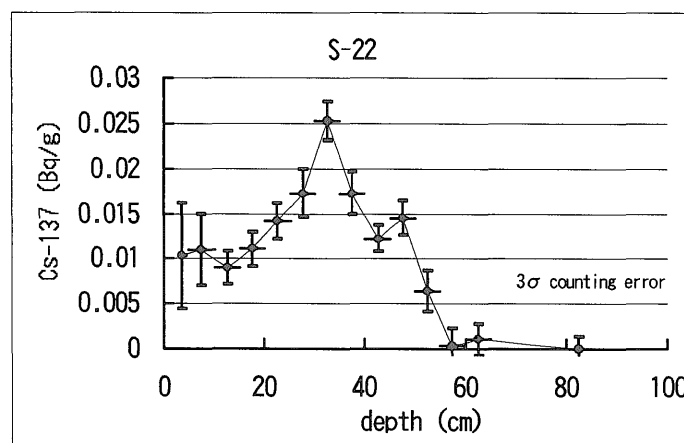
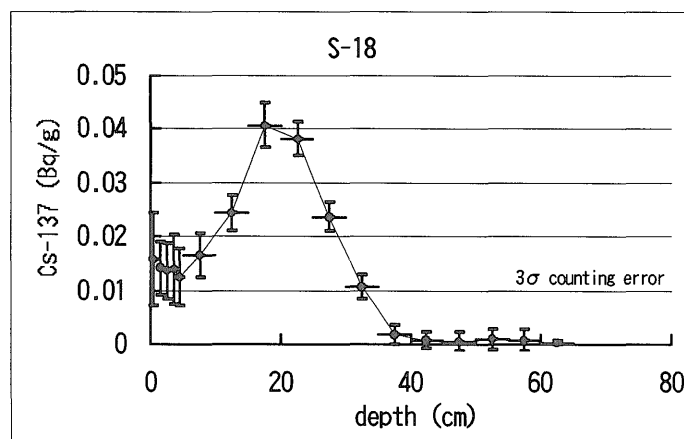
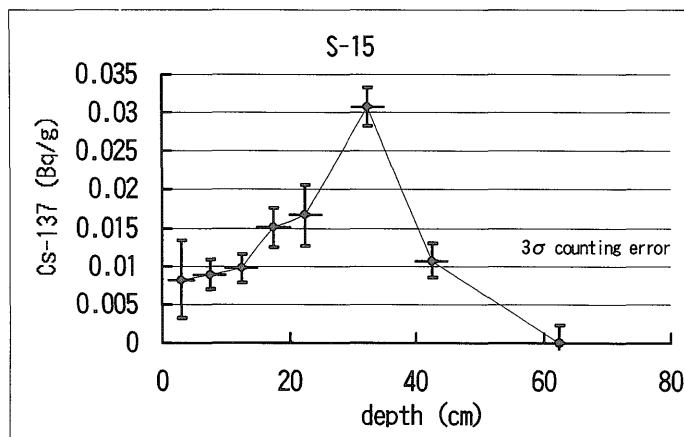


第6図 各コアにおけるPb-210, Pb-214 放射能強度およびK濃度変化
 Fig. 6 Pb-210 and Pb-214 radioactivities and K contents in each core



第7図 各コアにおけるPb-210 exの放射能強度変化；縦棒は3σ計数誤差を示す
 Fig. 7 Variation of excess Pb-210 radioactivity in each core

Cs-137 (Bq/g)



第8図 各コアにおけるCs-137の放射能強度変化

Fig. 8 Variation of Cs-137 radioactivity in each core

第2表 諏訪湖底質のPb-210法およびCs-137法による平均堆積速度
Table 2 Average sedimentation rates at the lake Suwa determined by Pb-210 and Cs-137.

location	method	Pb-210 method (cm/y)		Cs-137 method (cm/y)	
				(a)max. peak	(b)higher peaks
S-15		1.30 (0.45 g/cm ² /y)		1.07-1.25	0.89-1.43
S-18		0.67 (0.20 g/cm ² /y)		0.54-0.71	0.54-0.89
S-22		1.39 (0.47 g/cm ² /y)		1.07-1.25	-

(a): assign a maximum peak as 1963 year
(b): assign some higher peaks as 1963 year

第3表 諏訪湖における過剰鉛-210のフラックスおよび過剰鉛-210,セシウム-137のインベントリー
Table 3 Fluxes of excess Pb-210, and inventories of excess Pb-210 and Cs-137 at the lake Suwa

location	(Pb-210ex) flux*	(Pb-210ex) inventory**	Cs-137 inventory
S-15	0.071 Bq/cm ² /y	1.71 ± 0.08 Bq/cm ²	0.266 ± 0.006 Bq/cm ²
S-18	0.032 Bq/cm ² /y	1.04 ± 0.07 Bq/cm ²	0.229 ± 0.005 Bq/cm ²
S-22	0.060 Bq/cm ² /y	1.69 ± 0.07 Bq/cm ²	0.216 ± 0.005 Bq/cm ²

* : supposing constant sedimentation rate and flux

** : sum of activities in the core studied. The another calculation including the assumed deeper core parts gives 2.2, 1.1, and 2.0 Bq/cm², respectively.

1.42 cm/y (S-15), 1.08 cm/y (S-18), 1.42 cm/y (S-22) という値を報告している。Nishimura (1978) および寺島ほか (1992) の結果は本研究結果と比較的良好一致を示すが、Megumi (1978) の値はかなり小さい。Megumi (1987) は、鉛-210 が土壌粒子と鉄・マンガ水酸化物に捕捉されており堆積速度の算出に当たりその補正が必要だとしているが、本試料のバルクの重金属類化学組成では S-18 を除くとそれほど大きな変動を示しておらず (寺島ほか, 1992), 本研究では特別な補正はしていない。一方で、本研究で明らかになったように試料採取地点によって堆積速度が異なることも考えられ、Megumi (1978) との相違を解明するためにはより多くの地点での堆積速度の測定が必要と考えられる。

日本における湖沼の堆積速度については、琵琶湖・霞ヶ浦・浜名湖・水月湖・野尻湖などで鉛-210 法, セシウム-137 法の他に火山灰, 炭素-14 法等により 0.02~0.48 cm/y という報告がなされている (斎藤ほか, 1992)。諏訪湖の堆積速度はこれらと比べて極めて大きい。諏訪湖の堆積速度が際立って大きいことは、周囲の山々が急峻なため侵食量が大きく、河川も急流なため途中で堆積することなく湖にまで堆積物が運搬されているためと考えられる。

また、湖沼底質の鉛-210 フラックスは、ミシガン湖で平均 0.011 Bq/cm²/y と報告されており (Robbins and

Edgington, 1975), 諏訪湖はこれよりも数倍大きい。東京および北海道における鉛-210 の降下量は、それぞれ 0.023 Bq/cm²/y および 0.044 Bq/cm²/y と報告されており (角皆・品川, 1977), 諏訪湖はこれらよりも幾分か大きめである。諏訪湖は内陸地に位置しており、陸域の岩石から多くの Rn が供給されることを考えると、鉛-210 のフラックスが大きいことは妥当な結果となっている。

4.3 洪水堆積物と堆積速度

諏訪湖においては、1961年と1982-3年の洪水が知られている。これらの洪水にともなって土砂が大量に運ばれてきて堆積したと考えられている。第9図にコアの含水比の変化を示した (斎藤ほか, 1992)。S-15では15-20 cm, 30-35 cmに、S-18では25-30 cmに、S-22では15-20 cm, 40-45 cmにそれぞれ低い値が測定されている。ここでは含砂率が高く、軟X線写真で葉理構造がみられる薄層が挟在していることから、これらは洪水によるものと考えられる。これらの層準と洪水の年代から堆積速度を算出すると、S-15で1.7-2.2 cm/y, 1.0-1.2 cm/y, S-18で0.8-1.0 cm/y, S-22で1.7-2.2 cm/y, 1.3-1.5 cm/y という結果となり、今回の放射化学的手法で得られた堆積速度と近似する結果である。

一方、第6図の過剰鉛-210の放射能強度変化と比べてみると、含水比の低下した試料では過剰鉛-210も低下す

る傾向が認められる。そこでは一時的に土砂が多量に堆積したために過剰鉛-210濃度が低下したものと見られる。含水比で規格化したプロットは比較的きれいな対数直線となるが、規格化した値は乾燥重量当たりの過剰鉛-210放射能濃度ではなく、間隙水単位重量当たりの過剰鉛-210放射能濃度である。これは過剰鉛-210が間隙水とともに堆積するモデルを意味しており、これから得られた2.3 cm/y (S-15), 0.86 cm/y (S-18), 2.6 cm/y (S-22) という堆積速度も前法で得られた値とかなり異なっており、その理論的根拠は疑わしい。

そこで、コアにおける含水比の変化は圧密によるものと考え、深さに対してなめらかな曲線となるものと仮定する。そして洪水によると考えられる含水比の低下した試料では、過剰鉛-210を含む本来の堆積物の他に洪水によってもたらされた無担体の堆積物で希釈されたものと仮定する。このようにして、一つ前後または二つ前後の平均値で推定した含水比と実測値との簡単な計算から、希釈前の単位重量当たりの過剰鉛-210放射能を算出して補正することを試みた。その結果、この補正によって対数の一次回帰直線の相関係数は、-0.87 → -0.98 (S-15), -0.88 → -0.88 (S-18), -0.77 → -0.80 (S-22) となり、幾分直線性が改善された。これから得られた堆積速度は、S-15で1.21 cm/y (0.42 g/cm²/y), S-18で0.68 cm/y (0.20 g/cm²/y), S-22で1.41 cm/y (0.47 g/cm²/y) となった。この結果は第2表の結果と大差無く計算も容易なので、希釈効果を仮定する補正法は有効な補正手法の一つと考えられる。

鉛-210年代測定法のもう一つのモデルであるCRSモデルにおいては、鉛フラックスが一定であれば堆積速度の変化が途中で起こってもその区間での堆積速度が算出される。CRSモデルでは、コアが連続的に採取され過去からの過剰鉛-210が計測される必要があるが、本研究では試料が不連続であったりコアの最深部でも過剰鉛-210が検出されているため正確な過去からのインベントリーを算出することは困難である。しかし、試料の不連続な部分は前後の試料の平均で推定し、コアの最深部で深では第6図に示した直線で過剰鉛-210が減衰すると仮定してインベントリーを積分計算して補正すると、CRSモデルで区間毎の堆積速度が算出できる。その結果を第10図に示したが、S-15で0.34-0.80 g/cm²/y (0.85-1.6 cm/y), S-18で0.09-1.3 g/cm²/y (0.22-3.2 cm/y), S-22で0.30-1.4 g/cm²/y (0.74-3.5 cm/y)の範囲であった。平均値では、S-15で0.47 g/cm²/y (1.4 cm/y), S-18で0.28 g/cm²/y (0.91 cm/y), S-22で0.56 g/cm²/y (1.9 cm/y) となり、CICモデルよりは幾分大きめであった。CRSモデル

では個々の測定値を用いて計算しているため、測定の違いが拡大されて計算誤差は大きくなってしまいう危険がある。しかし、洪水によって含水比の低下したと推定されるS-15の15-20 cmでは堆積速度の一時的増大が認められ、S-22でも15 cm付近と40 cm付近はそれぞれ堆積速度が大きくなっており、洪水が一時的な堆積速度の増加をもたらしていることをうかがわせている。

5. ま と め

湖底堆積物の堆積速度を求めるために少量試料による放射能測定法を検討し、長野県諏訪湖において1991年11月に採取した3本の底質コアの堆積速度を、鉛-210法ならびにセシウム-137法で求めた。

(1) 井戸型Ge半導体検出器を使用して、0.03 Bq/g (Pb-210, K-40), 0.004 Bq/g (Pb-214), 0.002 Bq/g (Cs-137)の検出下限で、0.6~数gの少量試料の測定が可能であった。

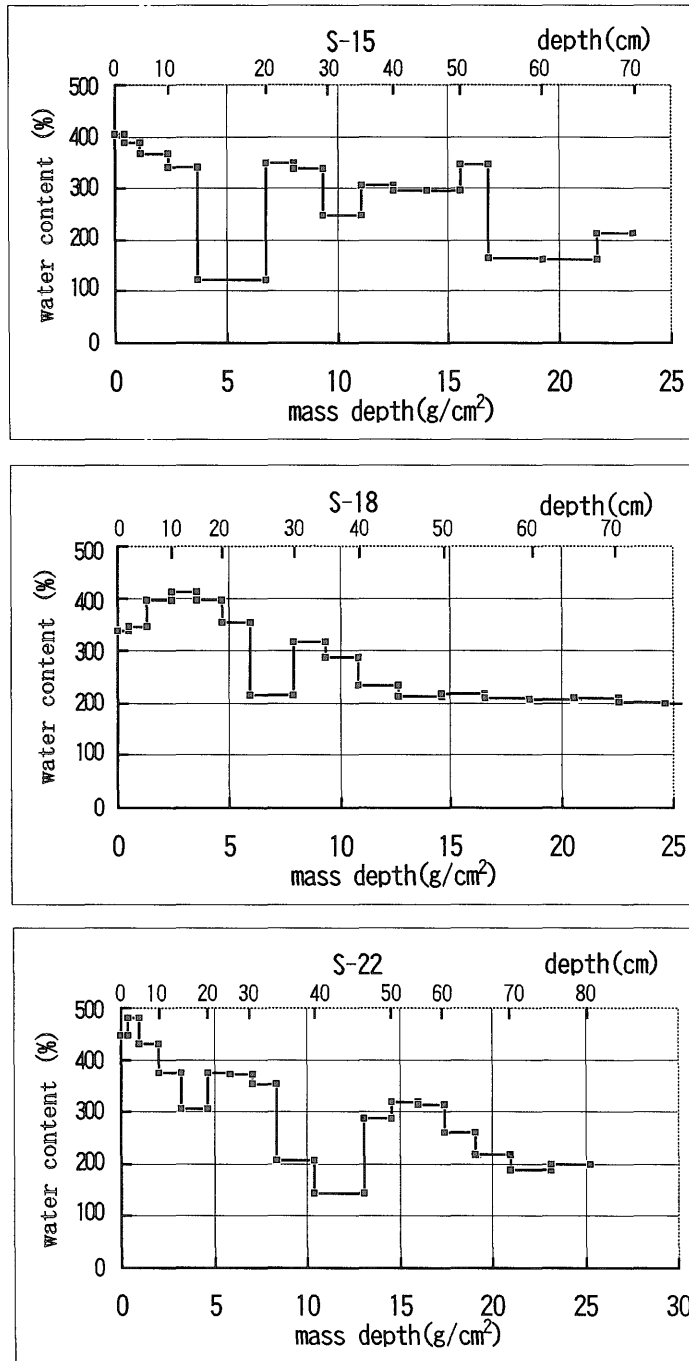
(2) 諏訪湖底質の3本のコアの内、2カ所で1.3~1.4 cm/yという堆積速度が得られたが、これは他の湖沼の堆積速度と比較して極めて大きい。諏訪湖周囲の山々が急峻なため侵食量が大きく、河川も急流なため途中で堆積することなく湖にまで堆積物が運搬されているためと考えられる。

(3) 諏訪湖西方の出口(天竜川)に近い箇所でのコアの堆積速度は0.7 cm/yで、他の2本の堆積速度の約1/2であった。比較的浅い湖沼では底質の巻き上げなどが生じ出口付近では堆積せずに流失するためと考えられる。

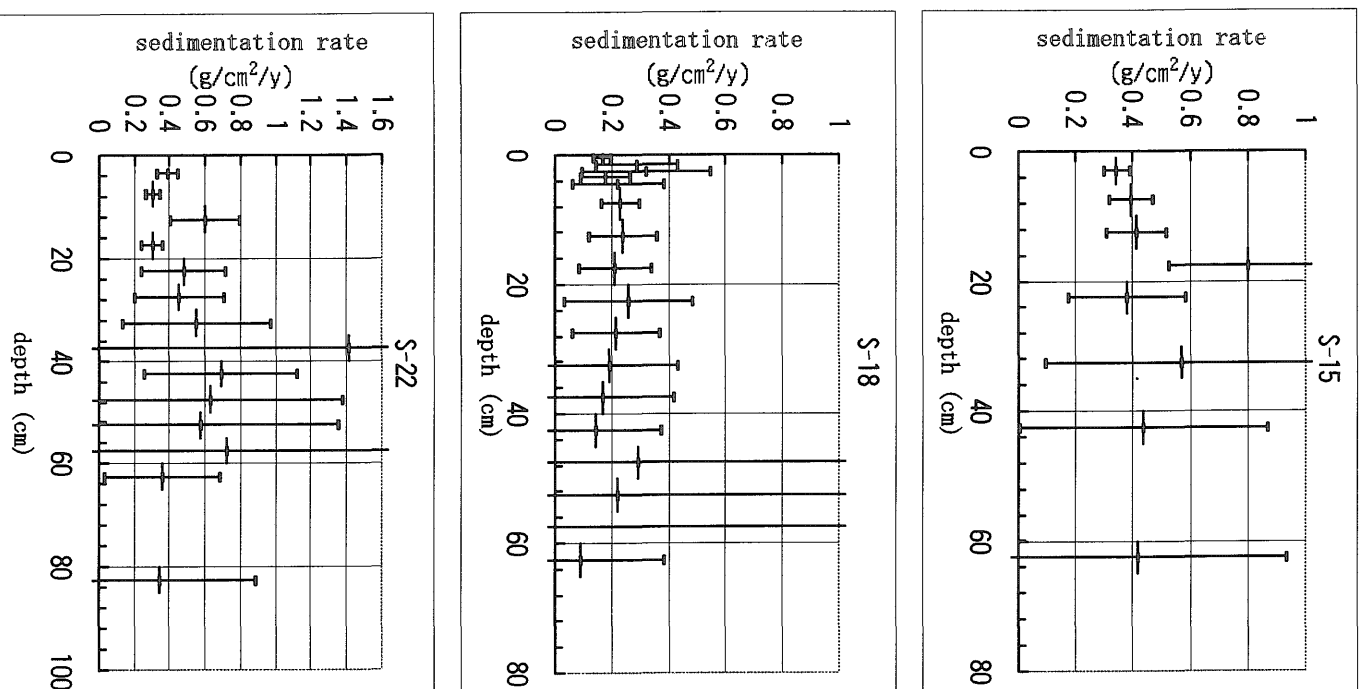
(4) 洪水などによって一時的に含水比の低下する試料では、過剰鉛-210の低下がみられたが、単純な希釈を仮定して補正できることを示した。

文 献

- 安間 恵・長岡正利・丹羽俊二・関本勝久・吉川昌伸・藤根 久(1990) 諏訪湖湖底の構造調査と環境地質。地質学論集, vol.36, p.179-194.
- Appleby, P.G. and Oldfield, F. (1978) The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ²¹⁰Pb to the sediment. *Catena*, vol.5, p.1-8.
- 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.)



第9図 各コアにおける含水比の変化
 Fig. 9 Variation of water content ratio in each core



第10図 CRSモデルによる各コアにおける区間別堆積速度
Fig. 10 Sectional sedimentation rates of each core calculated using CRS model

- and Scandinavia, a failure of ^{137}Cs dating. *Chem. Geol.*, vol.44, p.151-185.
- Hermanson, M.H.(1990) ^{210}Pb and ^{137}Cs chronology of sediments from small, shallow Arctic lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol.54, p.1443-1451.
- 井内美郎・斎藤文紀・片山 肇・宮田雄一郎・寺島 滋・寺島美南子・安田 聡・斎藤英二・渡辺和明・宮崎純一・竹内三郎・吉川秀樹(1991) 湖沼汚染底質の浄化手法に関する研究. 平成2年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書, p.58-1 - 58-19.
- 科学技術庁(1979) ゲルマニウム半導体検出器を用いた機器分析法. 日本分析センター, 135 p.
- (1990) ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー. 日本分析センター, 320 p.
- 金井 豊(1993) 微量環境試料用井戸型 Ge 検出器の効率特性. *Radioisotopes*, vol.42, p.169-172.
- ・池原 研(1995) 新潟沖大陸棚の Pb-210 および Cs-137 法による堆積速度. 地調月報, vol.46, 印刷中.
- Katsuragi, Y.(1983) A study of ^{90}Sr 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.
- 松本英二(1986) 5.3 堆積年代測定. 日本海洋学会編, 沿岸環境調査マニュアル(底質・生物篇), 恒星社厚生閣, 東京, p.37-42.
- McCall, P.L., Robbins, J.A. and Matisoff, G.(1984) ^{137}Cs and ^{210}Pb transport and geochronologies in urbanized reservoirs with rapidly increasing sedimentation rates. *Chem. Geol.*, vol.44, p.33-65.
- Megumi, K.(1978) A problem in ^{210}Pb geochronologies of sediments. *Nature*, vol.274, p.885-887.
- Nishimura, M.(1978) Geochemical characteristics of the high reduction zone of stenols in Suwa sediments and the environmental factors controlling the conversion of stenols into stanols. *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol.42, p.349-357.
- 沖野外輝夫(1990) 諏訪湖 ミクロコスモスの世界. 八坂書房, 204 p.
- Peirson, D.H.(1971) Worldwide deposition of long-lived fission products from nuclear explosions. *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.
- 斎藤文紀・井内美郎・片山 肇・石原丈実・宮田雄一郎・稲崎富士・寺島 滋・寺島美南子・安田 聡・斎藤英二・渡辺和明・宮崎純一・竹内三郎・吉川秀樹・沖野外輝夫・公式富士夫・川村 實(1992) 湖沼汚染底質の浄化手法に関する研究. 平成3年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書, p.47-1 - 47-17.
- セイコー・イージーアンドジー(1991) 環境用ガンマ線分析システム. 取扱説明書.
- 寺島 滋・井内美郎・斎藤文紀・宮田雄一郎・片山肇・寺島美南子(1991) 湖沼浚渫域の底質における元素の鉛直分布と化学的性質. 地調月報, vol.42, p.387-407.
- ・———・宮田雄一郎・片山 肇・斎藤文紀・安田 聡・渡辺和明・吉川秀樹・稲崎富士(1992) 諏訪湖底質中の重金属等11元素の地球化学的研究. 地調月報, vol.43, p.549-564.
- 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.
- 安田 聡・渡辺和明・井内美郎(1995) 諏訪湖湖底堆積状況図. 特殊地質図 34 (1:13,500), 地質調査所.

(受付:1995年2月15日;受理:1995年4月24日)