

野尻湖底表層堆積物におけるマンガン, 銅, 鉛, 亜鉛の挙動

寺島 滋* 井内美郎** 中尾征三** 米谷 宏*

TERASHIMA, S., INOUCHI, Y., NAKAO, S. and YONETANI, H. (1989) Behavior of manganese, copper, lead and zinc in bottom sediments from Lake Nojiri, Central Japan. *Bull. Geol. Surv. Japan*, vol. 40(3), p. 113-125.

Abstract : In order to investigate the mechanism of heavy metal accumulation in the bottom sediments of Lake Nojiri, two sediment cores from the western part of the lake were analyzed for five heavy metal elements (Mn, Fe, Cu, Pb and Zn) and some other elements. Twenty-eight bottom surface sediments were also analyzed for the same metal elements in order to discuss horizontal distribution patterns of the metals.

Three elements, copper, lead and zinc, are enriched clearly in the uppermost layer of the core sediments, while manganese, iron, organic carbon, sulfur, silicon, aluminium, sodium and potassium are behaved in different manner. As for the horizontal distribution of heavy metals, manganese and to a lesser degree iron and lead were concentrated at several points which are situated in the deepest area. But copper and zinc show inconstant distribution regardless of water depths.

The effect of recent environmental pollution by heavy metals is estimated very little because there is no remarkable accumulation of heavy metals near shore where the polluted sewage from villages has been discharged. It is considered that the supply of heavy metals from aerosol fallout around the lake may also be negligible.

The great enrichment of manganese in the maximum water depth is assumed to be mainly due to upward and lateral migrations of dissolved manganese from the deeper sediment layers in which manganese is reduced, succeeding its reprecipitation in the central or deepest part of the lake. High concentration of copper, lead and zinc in the uppermost layer are presumably due mainly to upward migration during diagenesis.

1. 緒 言

湖沼堆積物中の銅, 鉛, 亜鉛等が堆積層の表層部で高い濃度を示す現象については多くの研究があり, その要因としては, 1) 人為的影響 (例えば小林ほか, 1971; NRIAGU *et al.*, 1979), 2) 水理環境の変化 (井内ほか, 1984), 3) 堆積後の続成作用に伴う表層への濃集 (例えば CLINE and CHAMBERS, 1977; FILIPEK and OWEN, 1979; 中島, 1982) 等により説明されている。しかしながら, 堆積物中の重金属量がバックグラウンドレベルの湖沼においては, いずれの要因が最も大きいかを決定することはむずかしい。例えば琵琶湖北湖の表層堆積物における銅, 鉛, 亜鉛の表層への濃集に関して, 中島(1982)は続成作用に伴う表層への移動に重点を置いたが, その後 TAKAMATSU *et al.* (1985) は人為的影響を重視する報告を行なっている。

長野県北部にある野尻湖の周辺には大工業地帯や大都市がないため, 人為的影響は小さいと考えられた。そこ

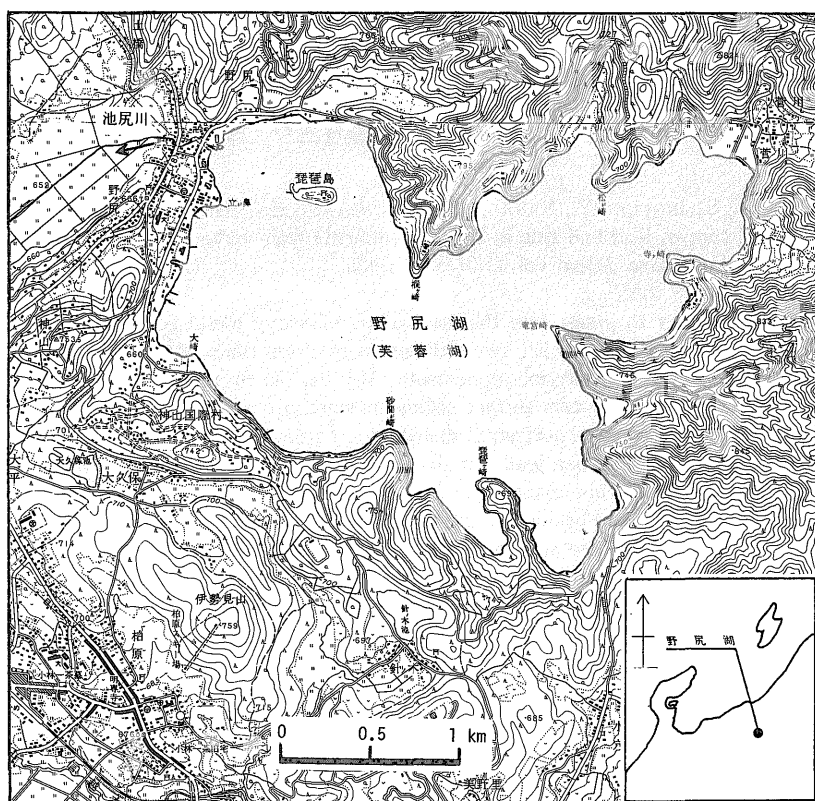
で, この湖を湖沼堆積物における重金属元素のバックグラウンドを評価するためのフィールドの一つとして選定し, 底質中の重金属を分析した。その結果, 湖底最表層堆積物は, 下層堆積物に比べて鉛で約4倍, 銅, 亜鉛で約2倍の高濃度を示すことがわかった。そこでこの原因を検討するため, 堆積物中重金属の水平方向の濃度分布を調べると共に, 主成分や有機炭素, 硫黄等を分析し, 堆積物の鉱物組成やいくつかの元素分布について他の湖沼堆積物との比較を行なった。その結果, 野尻湖底質中の重金属に関しては, 人為的影響に比べて続成作用に伴う表層への移動が重要なことがわかったので以下に報告する。本研究は, 国立機関公害防止特別研究「湖沼汚染底質の堆積機構解明に関する研究」の一部として実施されたものである。

2. 湖の概要と試料および分析方法

2.1 野尻湖の概要

国土地理院による野尻湖付近の地形図を第1図に示した。野尻湖は, 長野県の北部, 新潟県との県境付近にあ

* 地殻化学部 ** 海洋地質部



第1図 野尻湖周辺の概要(国土地理院発行1/25,000地形図に加筆)
 Fig. 1 Index map of the Lake Nojiri, Nagano-Ken, Japan.

り、面積約4.6 km²、最大水深38.5 mの中栄養型淡水湖である。湖の北岸にある縦ヶ崎と南岸の砂間ヶ崎を結ぶ線より東側の湖岸部には主として安山岩類が分布し、湖の西側の丘陵は泥流堆積物や風成ローム層から成っている。吉村(1939)は、野尻湖の堆積物は主として硅藻遺骸であるとのべているが、最近の野尻湖地質グループ(1987)の調査結果によれば、湖底堆積物中には多数の火山灰層やシルト質粘土の層が認められるため、火山噴出物や火山岩風化物の供給も考慮する必要があると思われる。

野尻湖の湖水は、湖の北西部から池尻川となって流出する。大きな流入河川はなく、筆者らの見積りによれば集水域は約7.2 km²で湖面積の2倍以下である。

2.2 試料と分析方法

柱状試料は、1984年の12月に湖の西寄りの2ヵ所(第2図)において重力式柱状採泥機(内径6.5 cm、長さ2 m)を用いて全長60 cmおよび90 cmのものを採取した。またこれとは別に湖のほぼ全域(第4図)からエク

マンバージ採泥器を用いて表層堆積物(表層部0-5 cmを使用)28試料を採取した。いずれの試料も分割した後、風乾し、めこの粉碎機で150メッシュ以下に粉碎して分析試料とした。

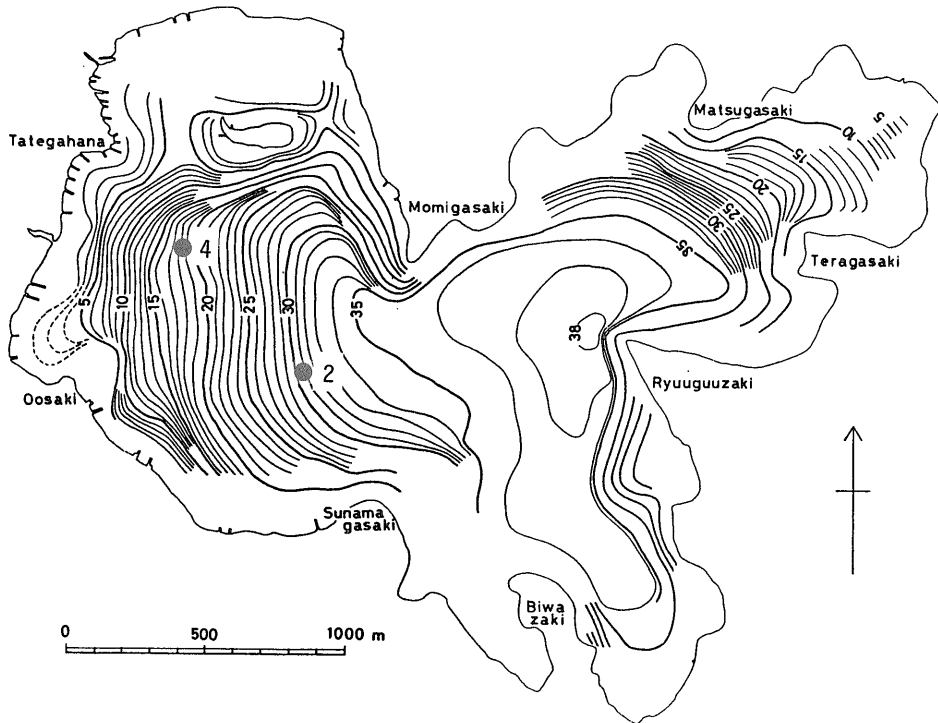
鉄、マンガン、銅、鉛、亜鉛、リチウムは、試料を過塩素酸、硝酸、ふっ化水素酸で分解した後蒸発乾固し、これを希塩酸に溶解して原子吸光法で定量した。なお、鉛、亜鉛の定量では、バックグラウンド吸収の補正を行った。

有機炭素および全硫黄は、燃焼-赤外吸収法(寺島, 1979)、その他の成分はTERASHIMA *et al.* (1984)の方法で分析した。

3. 結果と考察

3.1 柱状試料における各元素の鉛直分布

野尻湖の2本の柱状試料における各元素の鉛直分布と、比較のために分析した琵琶湖北湖(彦根西方約6 km地点)の柱状試料についての結果を第3図に示した。



第2図 野尻湖の水深図と柱状試料の採取位置 (野尻湖地質グループ, 1987 に加筆)

Fig. 2 Contour map of water depths and sampling stations of core sediments in the Lake Nojiri.

野尻湖においては、鉄とマンガンは局部的な増減はあるものの全体としては表層でやや高い傾向がある。銅、鉛、亜鉛はいずれも下層部では大きな変化はなく、10 cmの層準から表層に向かって急激に増加している。有機炭素量は、2本の柱状試料における鉛直分布のパターンがかなり異なっており、いずれも大きな含有量変化を示す。全硫黄は、全体として最下層部が高く、表層へ向って濃度を減じるが、表層部(0-6 cm)ではその直下に比べてやや高い。

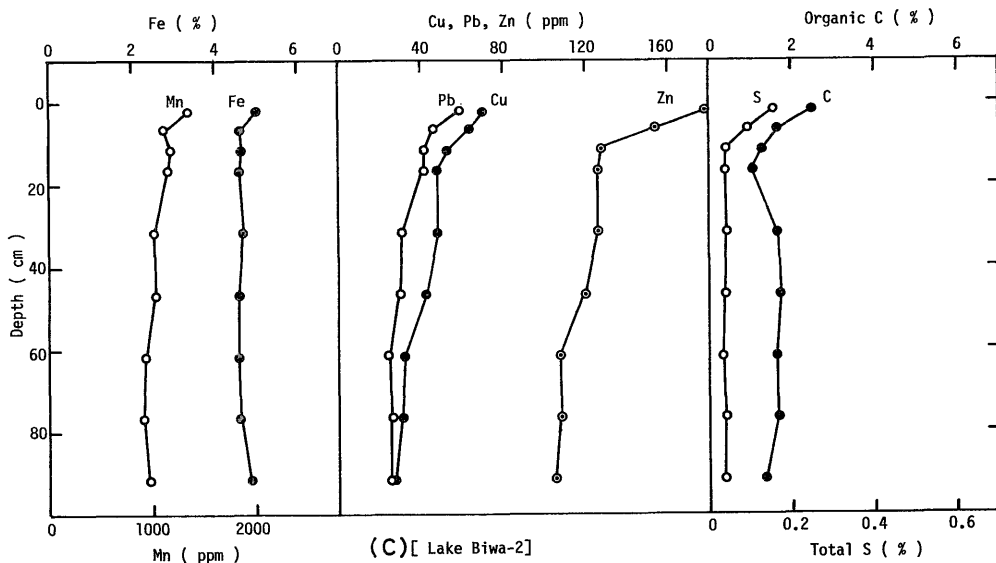
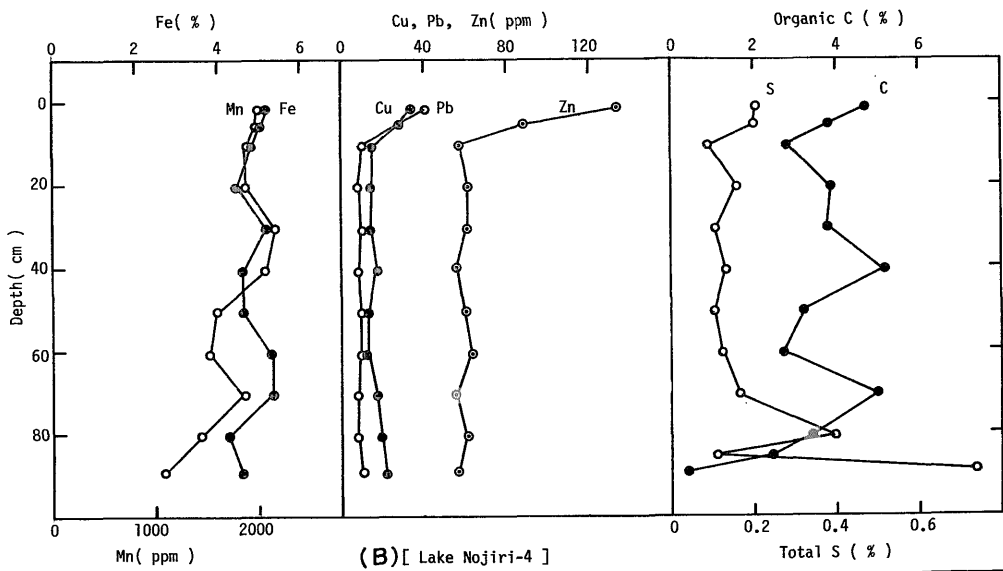
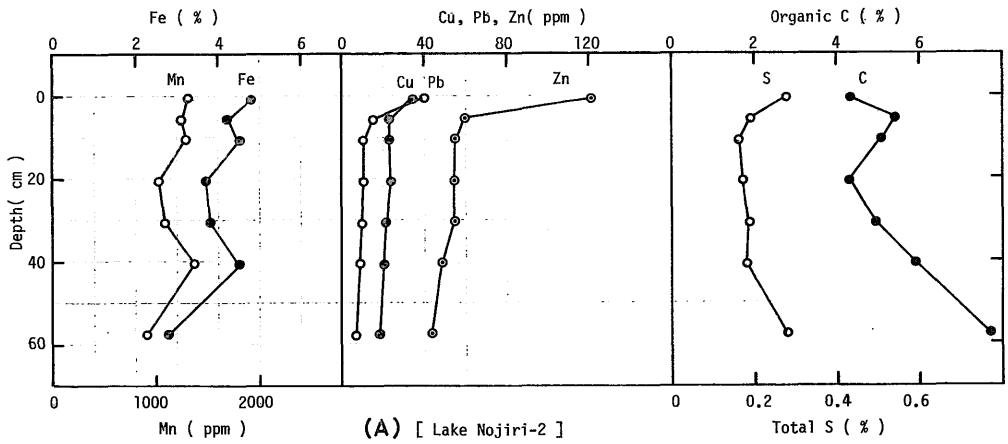
琵琶湖の試料では、鉄、マンガンとも最表層部でわずかに高いが、下層での変化は小さい。表層部を除く銅、鉛、亜鉛の含有量は、野尻湖の約2倍の高濃度を示している。下層から表層に向かって濃度が増加するが、その変化は野尻湖よりもゆるやかである。有機炭素および全硫黄は、最表層部で最も高いが、いずれも野尻湖と比較すると2分の1以下である。

柱状試料の上下で各種元素の含有量が変化する原因としては、水質環境(海水-汽水-淡水)の変化、湖水の流出口の閉鎖や変更等の影響も考えられるが、野尻湖に関してはこれらの要因は除外できるので、以下水を通しての人為的影響、大気を通しての人為的影響、堆積速度と

の関係、続成作用に伴う移動について検討する。

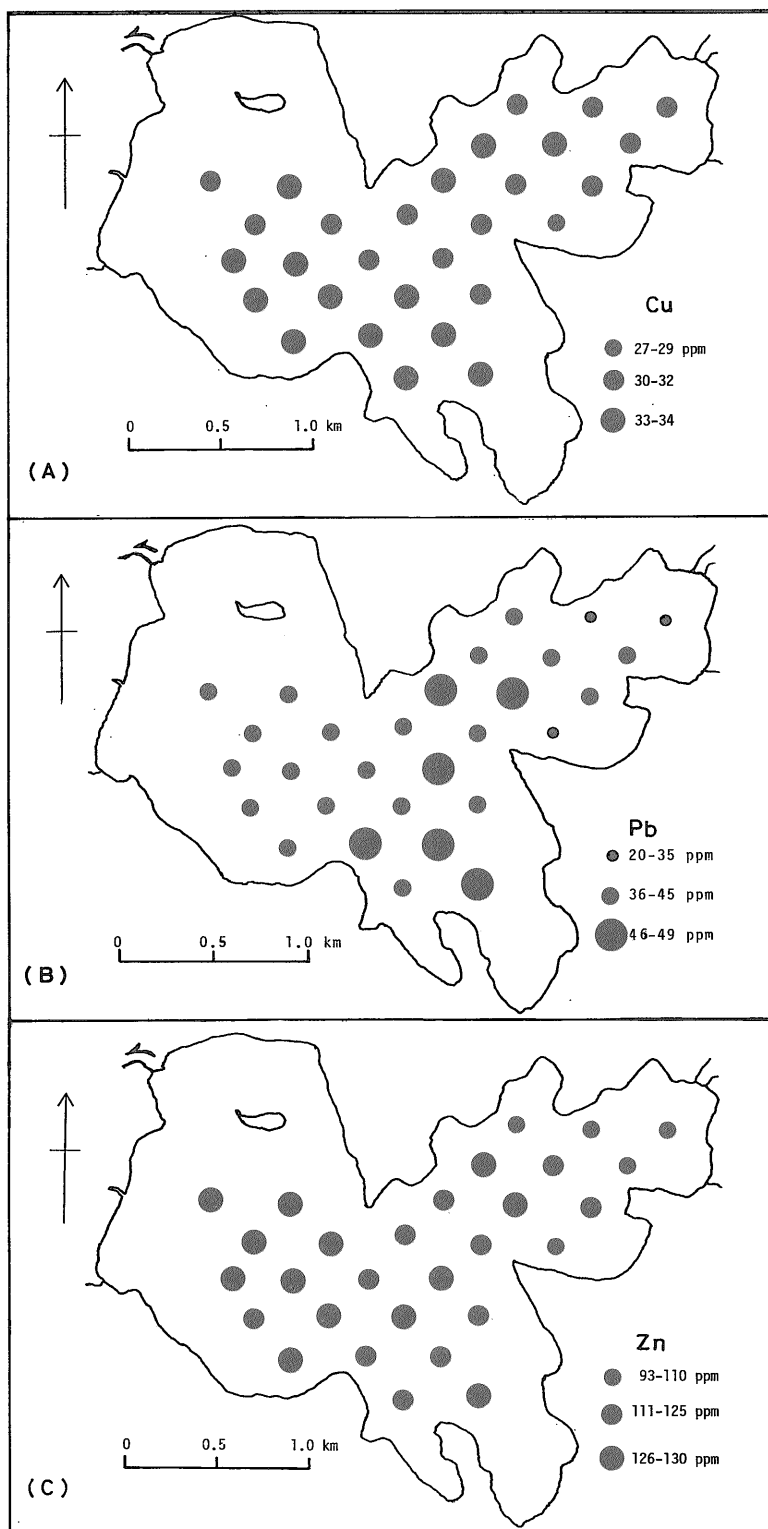
3.2 水を通しての人為的影響に関する検討

小林ほか(1971, 1975)による諏訪湖の表層堆積物中の銅、鉛、亜鉛含有量は、諏訪市に近い衣之渡川河口では銅2900 ppm、鉛180 ppm、亜鉛1200 ppmという極めて高い含有量を示す。しかし、その地点から湖心方向へ約500 m離れた地点では銅72 ppm、鉛17 ppm、亜鉛180 ppmに減少する。また北西部の岡谷市に近い湖岸付近では鉛が220 ppmであったが、ここから湖心方向へ約400 m離れた地点では60 ppm、西方の天竜川の流出口方向へ約500 mの地点では17 ppmに減少している。この傾向は、琵琶湖の表層堆積物についても認められており、人口密集地に近い湖岸部に銅、鉛、亜鉛の高濃度地点があり、そこから離れるに従って低濃度となる(井内ほか, 1986)。これらの結果は、水を通して湖内に負荷された銅、鉛、亜鉛等の濃度は、金属の供給源またはその付近の底質で高濃度を示し、そこから離れるに従って減少することを示すと思われる。野尻湖周辺の人家は、湖の西側に集中する傾向がある(第1図)。そこで、湖底のほぼ全域から採取した表層堆積物について銅、鉛、亜鉛を分析して水平方向の濃度分布を検討することにし、結果を第4



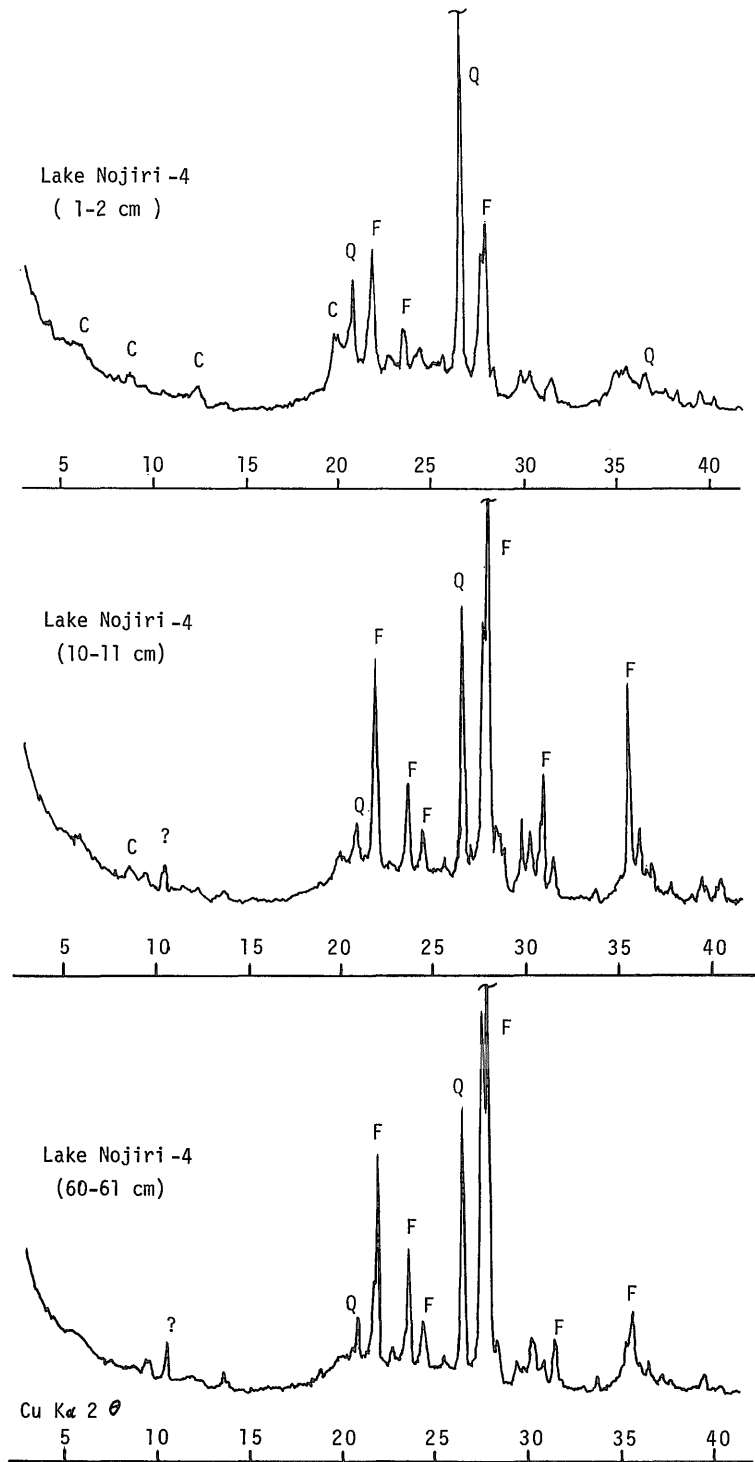
第3図 野尻湖 (A, B) および琵琶湖 (C) 柱状試料中各種成分の鉛直変化

Fig. 3 Vertical variation of seven elements in the Lake Nojiri (A, B) and Lake Biwa (C) sediment cores.



第4図 野尻湖底表層堆積物中の銅 (A), 鉛 (B), 亜鉛 (C) の水平方向の含有量変化

Fig. 4 Horizontal variation of copper (A), lead (B) and zinc (C) contents in the Lake Nojiri surface (0-5 cm) sediments.



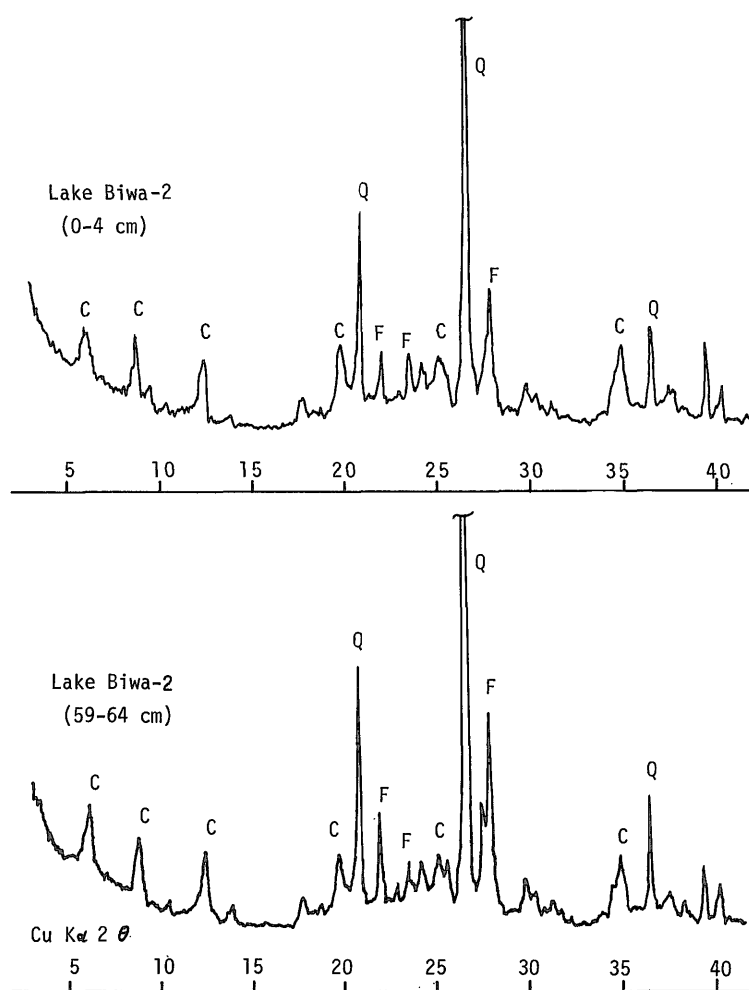
第5図 野尻湖底堆積物の粉末X線回折パターン

Fig. 5 X-ray diffraction patterns of the Lake Nojiri core sediments. C : Clay, F : Feldspar, Q : Quartz

第1表 野尻湖底質中主成分の分析結果 (%)

Table 1 Analytical results of SiO₂, Al₂O₃, Na₂O and K₂O (%)

Station No.	Location (cm)	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O
Lake Nojiri-4	1-2	50.3	14.3	1.08	1.10
	5-6	51.9	14.8	1.18	1.13
	10-11	53.6	15.7	1.86	1.06
	20-21	56.5	14.5	1.57	0.95
	40-41	51.9	14.0	1.20	0.82
	60-61	55.2	15.7	2.10	1.23
	80-81	56.3	15.1	1.68	1.08
Average		53.7	14.9	1.52	1.05



第6図 琵琶湖底堆積物の粉末X線回折パターン

Fig. 6 X-ray diffraction patterns of the Lake Biwa core sediments. C, F and Q: See Fig. 5.

図に示した。

銅の平均含有量は 32 ppm であり、湖の東方の一点を除くとすべて 30-34 ppm の範囲内であった。鉛については、湖心部付近で 46-49 ppm のやや高い濃度が得られたが、西部や東部の湖岸部では 45 ppm 以下であった。亜鉛の含有量範囲は 93-130 ppm であり、北東部の湖岸に近い底質でやや低い濃度が得られたが、全体として大きな濃度差はないことがわかった(第4図)。

以上のように、野尻湖においては銅、鉛、亜鉛のいずれの濃度も諏訪湖の結果(小林ほか, 1971; 1975)に比べて低く、生活排水等の流入する湖の西側の底質で高濃度を示す傾向もなかった。このことは、野尻湖においては、水を媒体とした重金属の人為的負荷は、堆積物中金属量の水平方向の濃度分布には現れない程度に小さいことを示すと思われる。

松本(1983)によれば、人為的影響によって重金属が堆積物の表層で高濃度を示す場合、有機炭素や硫黄含有量も下層に比べて表層付近で高い傾向を示し、これについても人為的影響が大きいことを示唆している。しかし、野尻湖堆積物中の有機炭素や硫黄は、過去においても現在と同程度かもしくはより高い含有量を示す層準がある(第3図)。これは、野尻湖においては人為的影響に関係しない自然現象によっても有機炭素や硫黄含有量が増加する場合があることを示している。

3.3 大気を通しての人為的影響に関する検討

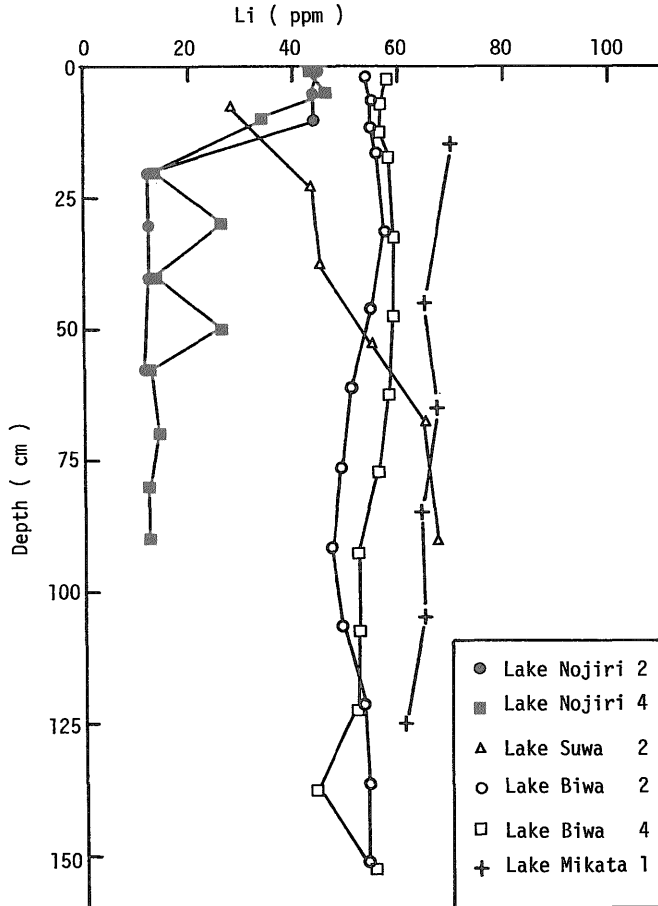
WINCHESTER and NIHONG (1971) は、ミシガン湖へのいくつかの元素の負荷について河川と大気による割合を比較し、マンガン、銅、鉛、亜鉛、ニッケル等の重金属は河川よりも大気中のエアロゾルを通して供給される割合が多いと述べている。一方、湖沼や海底堆積物において、堆積粒子が細粒なものと粗粒なものを比較すると重金属やアルミニウムは前者に、けい酸は後者に多く含有される一般的な傾向がある。

もし最近になって野尻湖の堆積物中に大気を通してのエアロゾルの供給が多くなったり、以前よりも微細な堆積粒子が多く供給されるようになったとすれば、けい酸、アルミニウム、アルカリ金属等の含有量にも変化がみられると思われる。そこで野尻湖堆積物の表層から下層にかけて7個の試料を選び、 SiO_2 、 Al_2O_3 、 Na_2O 、 K_2O を定量し、結果を第1表に示した。 SiO_2 は50.3-56.5%、 Al_2O_3 は14.0-15.7%の範囲内にあり、この値は通常の玄武岩質岩石中の含有量と同程度である。そして両者の間に明瞭な反比例の関係は認められない。 Na_2O 、 K_2O についても鉛直方向の変化に一定の傾向はないが、10 cm より下層では K_2O よりも Na_2O が多く、表層(1-6 cm)で

は Na_2O が減少して K_2O 量と同程度になっている。エアロゾルは、一般にカリウムよりもナトリウムを多量に含む性質があるので、野尻湖の堆積物に関しては近年のエアロゾルの影響は特に問題とはならないと思われる。

一般岩石の風化変質においては、 K_2O よりも Na_2O が先に減少する傾向があり、野尻湖の湖底表層付近における Na_2O の低値は堆積物を構成する鉱物の風化変質に伴うものと推定された。そこで、野尻湖、琵琶湖、霞ヶ浦、宍道湖等の表層および下層堆積物の鉱物組成を粉末X線回折法で検討し、結果の一部を第5、6図に示した。野尻湖の表層部(1-2 cm)と他の湖沼堆積物では、いずれも長石よりも石英のピークが高かったが、野尻湖の下層(10-11 cm および 60-61 cm)では石英よりも長石のピークが高い特徴があった(第5図)。粘土鉱物のピークは、他のいずれよりも琵琶湖の堆積物が高く、逆に野尻湖の下層試料で最も低かった。野尻湖は、琵琶湖や他の湖のような大きな流入河川を持たないために河川を通じての堆積粒子の供給に比べ、火山噴火に伴う降灰や、風で搬送される風化岩石や土じょう粒子の影響が相対的に強いと思われる。これら堆積粒子は、河川から供給されたものより成熟度が小さく、結果として微量元素を吸着しやすい粘土鉱物の含有量が少ないことが考えられる。

リチウムは、粘土鉱物に吸着されやすい性質を持っており、また一般の生産活動における利用は合金への少量添加や陶磁器釉薬等に限定されるため湖沼堆積物に対する人為的影響は無視できると思われる。もしあったとしても、山間部にある野尻湖よりも琵琶湖や諏訪湖のように付近に工業地帯や大都市を有する湖においてより大きな影響があると考えられる。そこで、いくつかの湖沼の柱状試料についてリチウムを定量し、結果を第7図に示した。野尻湖を除く他の湖においてはリチウムの表層部での濃集は認められない。野尻湖では、いずれの柱状試料でも表層部の濃度が高く、下層部の3倍以上となっている。そして Nojiri-4 の柱状試料では表層下 30 cm および 50 cm 付近にその上下の層準よりも約2倍の高濃度を示す部分がある。前記したように野尻湖の堆積物は他の湖に比べて粘土鉱物の含有量は少ないが、堆積物の石英と長石の存在比(第5図)から見て下層部よりも表層部の方がより変質していると思われる。従って表層部におけるリチウムの濃集は人為的な影響ではなく、変質のややすすんだ堆積粒子に吸着・濃集している可能性がある。一方、琵琶湖のように表層から下層まで多量に粘土鉱物が認められる堆積物では常に一定量のリチウムが吸着・固定され、上下変化の小さいリチウムの濃度分布が形成されるものと解釈される。



第7図 野尻湖、諏訪湖、琵琶湖、三方湖の柱状試料中リチウムの鉛直変化
Fig. 7 Vertical variation of lithium contents in the four lakes core sediments.

3.5 堆積速度と人為的影響に関する検討

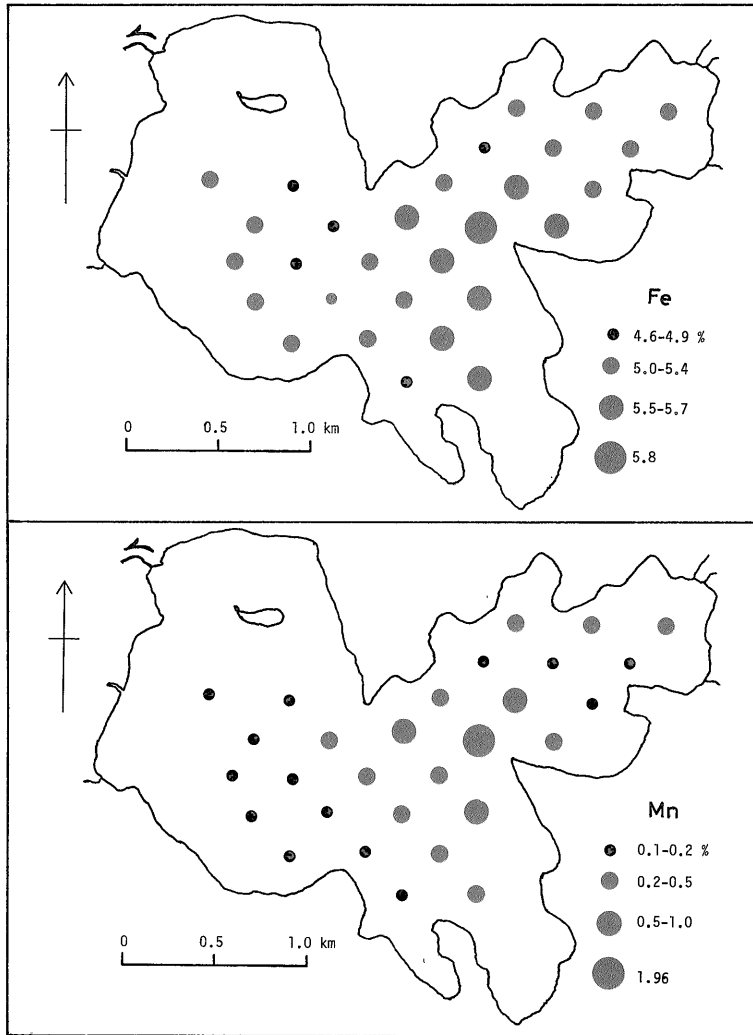
塚田 (1967) は、野尻湖内にある琵琶島 (第1図) の南方 700 m, 水深 20 m の地点におけるボーリングで得られた柱状試料について ^{14}C による年代測定を行ない、表層から 30 cm 付近の堆積年代を $1,530 \pm 160$ Y. B. P. であると報告している。一方、野尻湖地質グループ (1987) は、音波探査によって湖底全域の堆積速度を検討しており、本研究で用いた柱状試料 (Nojiri-4) の採取地点における堆積速度は塚田 (1967) のそれと同程度であることを示唆している。これらの結果によれば、Nojiri-4 地点の年間堆積速度は約 0.2 mm と見積ることができ、銅、鉛、亜鉛濃度の増加がはじまったのは今から約 500 年前となり、増加の原因を近年の生産活動の活性化に求めることには無理があると思われる。

野尻湖地質グループ (1987) によれば、火山灰層を基

準にした堆積層の厚さは水深の増大と共に増加する傾向がある。一方、エアロゾル等大気を通して湖底に供給される重金属は湖面全体にほぼ均一に降下していると考えられる。もしエアロゾル等に含有される重金属が底質中の重金属濃度に影響しているとするれば、堆積速度との関係から水深の大きい湖心部付近の重金属濃度は湖岸部よりも低いはずである。しかしながら、銅、鉛、亜鉛 (第4図)、鉄、マンガン (第8図) のいずれにおいても湖心部で低濃度を示す元素はなく、逆に鉛、鉄は湖心部付近でやや高く、マンガンは著しく高い結果を示している。

3.5 続成作用に伴う移動の可能性

湖沼や海底堆積物中のマンガンが続成作用に伴って表層部に濃集することは多くの研究者が指摘している (LYNN and BONATTI, 1965; 川嶋ほか, 1978; TSUNOGAI *et al.*, 1979; KITANO *et al.*, 1980; 中島,

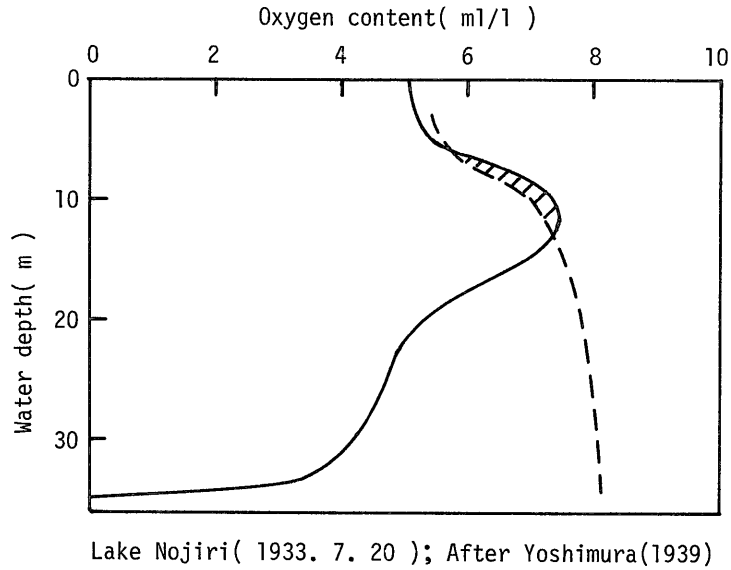


第8図 野尻湖底表層堆積物中の鉄、マンガン水平方向の含有量変化
 Fig. 8 Horizontal variation of iron and manganese contents in the Lake Nojiri surface (0-5 cm) sediments.

1982; TAKAMATSU *et al.*, 1985). 川嶋ら (1978) によれば、琵琶湖の湖底堆積物の表面は薄い酸化層でおおわれており、その厚さは北湖では2-3 mmで年間を通じてほとんど変化せず、この層にマンガン、リン、ヒ素等が濃集している。堆積物の下層は還元状態であり、ここで生成したMn(II)は間隙水を通じて上方へ拡散し、酸化層で再び酸化され、あるいはマンガンや鉄等の水和酸化物に吸着されて濃集し、一部湖水中に溶出したMn(II)も湖水中の酸素によって酸化され、再び沈殿する。このように常に還元層、薄い酸化層、底層水中で循環を繰り返す結果、表層部に濃集すると共に、全体として水深の深い方へ移動する(川嶋ほか, 1978)。

中島(1982)は、琵琶湖北湖の柱状試料中のマンガン、鉄、ヒ素、カドミウム、銅、鉛、亜鉛、コバルト、ニッケルの形態別分析を行ない、マンガンの濃集機構について川嶋ら(1978)と同様の結論を得ると共に、銅、鉛、亜鉛が表層で高濃度を示すのは主として鉄・マンガンの水和酸化物フラクション中の含有量の差が原因であることを明らかにし、銅、鉛、亜鉛についてもその一部は堆積後の続成作用によって表層に濃集される可能性を指摘した。

上記からわかるように、続成作用により重金属類が表層部に濃集するためには堆積物の下層が還元状態でなければならず、また溶出した金属イオンがすみやかに酸化



第9図 夏季成層期における野尻湖水中の溶存酸素の鉛直変化
 Fig. 9 Vertical variation of dissolved oxygen in the lake water at the stratification period of the Lake Nojiri. Solid line means actual measured value, and broken is expected saturation value.

沈降するためには湖水中には酸素が必要である。野尻湖においては、夏季成層期には底層水が貧酸素状態になり、逆に表層水は酸素について過飽和の状態が観測されている(第9図)。野尻湖柱状試料中のマンガンの表層への濃集はさほど大きくないが(第3図)、これは堆積物から溶出したマンガンの表層にとどまらず、湖水中まで移動し、湖水の酸化-還元状態の変化に伴って沈殿-溶解を繰り返えし、あたかもすりばち状の底面を持つ容器中で重金属の沈殿を生成させた時のように最大水深付近により多く集まるためと思われる。実際に野尻湖の最大水深付近の底質には最高1.96%のマンガンを含有されており、この値は湖岸部の平均的堆積物に比べて約10倍の高濃度である(第8図)。また、湖底におけるマンガンの水平方向の濃度分布においても0.5%以上の高濃度域は湖心部付近に集中している。野尻湖においては、銅、鉛、亜鉛もマンガンのように堆積物表層に移動して濃集するが、マンガンのように移動性が小さいためそのほとんどが堆積物の表層部にとどまる傾向が強く、結果として水平方向の濃度差がマンガンのように小さいものと思われる(第4図)。鉛については、マンガンのように移動性が小さいが、銅、亜鉛よりもやや大きいため、湖心部付近にやや高濃度の堆積物が分布すると解釈される。続成作用に伴う重金属元素の表層への移動の可能性に関しては、CLINE and CHAMBERS (1977) がミシガン湖の堆積物中の亜鉛とカドミウムについて、FILIPK and

OWEN (1979) が同湖の亜鉛についてそれぞれ報告を行っている。

4. ま と め

野尻湖底の最表層堆積物は、下層堆積物に比べて銅、亜鉛で約2倍、鉛で約4倍の高濃度を示した。この原因を明らかにするため各種元素の鉛直方向、水平方向の濃度分布を調べると共に、主成分や有機炭素、硫黄等を分析し、以下の結果を得た。

1) 湖沼中に水を通して人為的に負荷される重金属は、金属の供給源またはその付近の底質中により多く含有される傾向がある。しかし、野尻湖底質中の銅、鉛、亜鉛は、排水等が流入する湖の西側域で特に高濃度を示す傾向はなく、人為的影響は重金属の水平方向の濃度分布には現れない程度に小さいと推察された。

2) 大気を通しての重金属の人為的汚染も知られている。しかし、野尻湖柱状試料中のけい素、アルミニウム、ナトリウム、カリウム等の含有量の鉛直分布に大きな変化はなく、また堆積速度と重金属量の湖底における濃度分布の関係から、大気を通しての重金属の供給も特に問題とならないと考えられた。

3) 柱状試料におけるリチウム量の鉛直分布に関しては、野尻湖においてのみ最表層部で高濃度を示す傾向がみられた。これは人為的な影響ではなく、堆積物を構成する鉱物の吸着特性の差であると解釈された。

4) 野尻湖底質中のマンガンは、湖岸付近では0.1-0.2%で低く、最大水深付近の湖心部では5倍以上の0.5-2%の高濃度を示した。これはマンガンを還元状態にある堆積層から溶出し、湖水中を移動して湖心部付近に濃集したと考えられた。

5) 銅、鉛、亜鉛もその一部はマンガンと同様に還元状態の堆積層から上方へ移動して表層部に濃集する可能性があり、この影響は野尻湖では人為的な影響による金属濃度の増加よりもより大きいであろうと考えられた。

文 献

CLINE, J. T. and CHAMBERS, R. L. (1977) Spatial and temporal distribution of heavy metals in lake sediments near Sleeping Bear Point, Michigan. *J. Sediment. Petrol.*, vol. 47, p. 716-727.

FILIPEK, L. H. and OWEN, R. M. (1979) Geochemical associations and grain-size partitioning of heavy metals in lacustrine sediments. *Chem. Geol.*, vol. 26, p. 105-117.

井内美郎・横田節哉・斎藤文紀(1984) 湖底堆積物と古環境—水理環境の変化と重金属濃度変化—。月刊地球, vol. 6, p. 502-506.

———・中尾征三・横田節哉・村上文敏・斎藤文紀・寺島 滋・寺島美南子・竹内三郎・吉川秀樹(1986) 湖沼汚染底質の堆積機構解明に関する研究。環境庁環境保全研究成果集, p. 64-1-64-14.

川嶋宗継・中川利宏・中嶋美栄子・塩田 晃・谷口孝敏・板坂 修・高松武次郎・松下録治・小山睦夫・堀 太郎(1978) 琵琶湖における種々の元素の鉛直分布と化学的性質—特に、マンガン、リン、ヒ素の分布について—。滋大紀要, 自然, vol. 28, p. 13-29.

KITANO, Y., SAKATA, M. and MATSUMOTO, E. (1980) Partitioning of heavy metals into mineral and organic fractions in a sediment core from Tokyo Bay. *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 44, p. 1279-1285.

小林 純・森井ふじ・村本茂樹・中島 進(1971) 諏訪湖の重金属汚染について。用水と廃水, vol. 13, p. 809-814.

———・———・———・寺岡久之・堀江正治(1975) 琵琶湖湖底堆積物中のヒ素, カドミウム, 鉛, 亜鉛, 銅, マンガン含有量について。日本陸水学会誌,

vol. 36, p. 6-15.

LYNN, D. C. and BONATTI, E. (1965) Mobility of manganese in diagenesis of deep-sea sediments. *Mar. Geol.*, vol. 3, p. 457-474.

松本英二(1983) 東京湾の底質環境。地球化学, vol. 17, p. 27-32.

中島 進(1982) 琵琶湖柱状堆積物中の重金属元素(マンガン, 鉄, ヒ素, カドミウム, 鉛, 銅, 亜鉛, コバルト, ニッケル)の形態分別。日本陸水学会誌, vol. 43, p. 67-80.

野尻湖地質グループ音波探査サブグループ(1987) 音波探査による野尻湖湖底堆積物の層序と形成史。野尻湖の発掘4, 地団研専報32号, p. 23-36.

NRIAGU, J. O., KEMP, A. L. W., WONG, H. K. T. and HAPPER, N. (1979) Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie. *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 43, p. 247-258.

TAKAMATSU, T., KAWASHIMA, M., MATSUSHITA, R. and KOYAMA, M. (1985) General distribution profiles of thirty-six elements in sediments and manganese concretions of Lake Biwa. *Jpn. J. Limnol.*, vol. 46, p. 115-127.

寺島 滋(1979) 赤外吸収分析法による岩石、鉱石、堆積物中の全炭素, 全硫黄, 炭酸塩炭素, 非炭酸塩炭素の定量。地調月報, vol. 30, p. 609-627.

TERASHIMA, S., YAMASHIGE, T. and ANDO, A. (1984) Determination of major and minor elements on the six GSJ rock reference samples. *Bull. Geol. Surv. Japan*, vol. 35, p. 171-177.

塚田松雄(1967) 野尻湖における化石枝角類と生態的秩序。第四紀研究, vol. 6, p. 101-110.

TSUNOGAI, S., YONEMARU, I. and KUSAKABE, M. (1979) Post depositional migration of Cu, Zn, Ni, Co, Pb and Ba in deep sea sediments. *Geochem. J.*, vol. 13, p. 239-252.

WINCHESTER, J. W. and NIHONG, G. D. (1971) Water pollution in Lake Michigan by trace elements from pollution aerosol fallout. *Water, Air Soil Poll.*, vol. 1, p. 50-64.

吉村信吉(1939) 湖沼学。三省堂(東京), 426 p.

(受付: 1988年5月9日; 受理: 1988年11月30日)