関西自然保護機構会報　№3　(1979年5月)

琵琶湖底泥中の重金属類について[1)]

立　川　正　久[2)]

On Heavy Metals in the Bottom Sediments of Lake Biwa

Tatekawa, Masahisa

はじめに

琵琶湖は，第1図の通り円波帯の東端にあたる古生層と中生代末に迸入した花崗岩とを基盤岩として，その上に堆積した古琵琶湖層および沖積層によって囲繞せられた鮮新世以降の造盆地運動によって形成せられた日本最大且つ最古の湖である。古さは世界中で第3位であって，その誕生は約400万年以前で，大体現在の位置を占めるに至ったのは約40万年以前である。

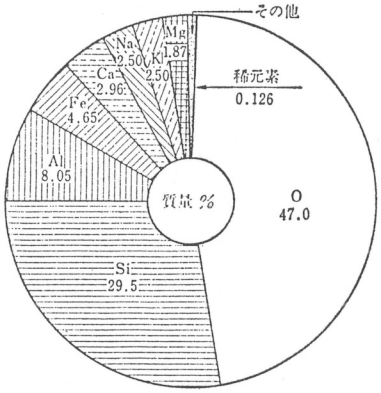
この湖の表層底泥中における微量成分の分布様式について報告せられたものは，1970年までには無かった。しかしながらこの問題は単に純学術上興味あるものであるに止まらずこの湖が，京阪神1,000万人の飲料水の水源である点を考慮すれば，湖水の汚染の問題，特に湖底泥にあらわれた，それの実態を把握する上の基礎となるデーターを得るために緊急かつ重要なものであり，特に飲料水の直接の水源地と見なせる南湖の底泥中での重金属元素の集積について定量的解析を行い，重金属元素による汚染の実態を定量的に把握することは，汚染防止の対策を立てる上で緊急を要する課題であることは言を要しないであろう。

更に南湖が，8m以浅の極めて浅水性の副湖盆であるため，年中風によって起る波浪によって，全湖底表層が擾乱を受けて，湖底表層の一部は，水中に巻き上げられ，懸濁物質となる。この際湖底泥中に存在する間隙水は直ちに湖水中に戻り，その中にあった各種イオンは，波浪と湖流の影響とによって比較的速やかに湖水中に拡散し，湖水の重金属を含む各種イオンの濃度を高めるが，その度合を定量的に見積ることは，単に湖水汚染の見地からのみならず，純学術的に湖水中での各種イオンの循環機構を解明する上で極めて重要な課題であると言はねばならない。そこで私は，主としてこれらの諸問題について，私及び私の共同研究者達が，今日までに取り調べて来た結果について述べる。

本論に入るに先立って，最初に簡単に重金属および重金属の人体への影響について述べておくこととする。

重金属について

重金属とは，どの様な金属を指すのかについては明瞭な定義はないが，通常原子番号22のチタンより重い元素即ちチタン，バナジウム，クロム等第1表中で太い黒線の囲いの中の元素とされている。これらの金属中で，カルシウム，カリウムおよび鉄以外のすべての金属が地表から深さ30～40kmの岩圏と呼ばれる地球の皮の部分に含まれている量は第2図の通り極めて少ない。しかしながら地殻中の局所に同時に，これらの金属中の一種或は二種以上の元素が濃集している鉱床と称する場所があるので，これを見付けて，生活に必要な重金属元素を採掘して使用しているのである。文明が進むにつれて，採掘量が多くなると同時に利用し得る重金属の種類も増加するのは当然であり，それにつれて，多種多様な重金属類が世界中に次第に多量に行きわたる結果を招来し，これが重金属汚染の原因となるのである。この意味で文明度と重金属汚染度とは，強い正の相関々係を持つことになる。この点については，我々が神通川流域のカドミウム汚染と，水俣湾の水銀汚染とで経験した所である。



第2図　地殻中の元素の分布

1）関西自然保護機構業績第5号

2）滋賀大学教育学部地質学教室

重金属の人体への影響について

重金属と健康ということについて考える場合，先づ問題となるのは，重金属類が健康な人体にどの程度存在するのかと言うことである。第２表はこの問題に重要な手掛りを与えるのだが，これによれば，一番多量に含まれる重金属は鉄（50ppm）であって，次でアエン（25），銅（４），ストロンチウム（４），スズ（２），マンガン（１）の順となり，鉛，ヒ素，コバルト，ニッケルはいづれも１ppm以下である。なおこの表に挙げられていないものも含めて，重金属元素の中で，健康維持のために欠かせぬものは，バナジウム，クロム，マンガン，鉄，コバルト，銅，アエン，モリブデンの８種類である。その他にニッケル，ストロンチウム，スズの３元素についても人間に有益な作用を及ぼすと推定されてはいるが，立証はされていない。ここで注意すべきは，これらの元素といえども健康の維持に不可欠のものではあるが，必要以上に多量に取りこむと，かえって毒となる点である。特に人間の腎臓は，コバルト以外の金属をあま

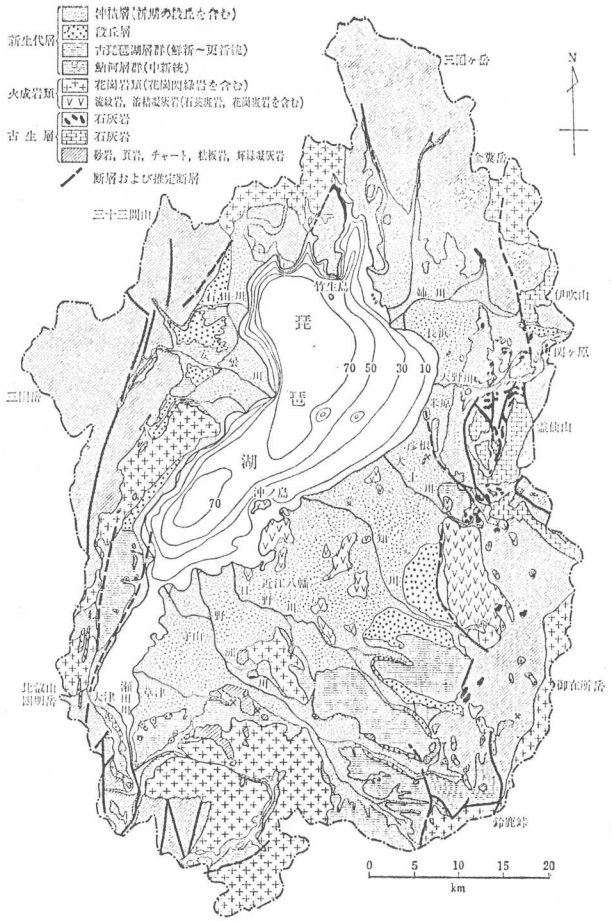
第１表　元素の周期表

																希ガス
							1 H									0
金属元素												非金属元素				2
ⅠA	ⅡA											ⅢA	ⅣA	ⅤA	ⅥA	ⅦA	He
3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne
11 Na	12 Mg	ⅢB	ⅣB	ⅤB	ⅥB	ⅦB	Ⅷ			ⅠB	ⅡB	13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe
55 Cs	56 Ba	57~71 ※	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Pe	85 At	86 Rn
87 Fr	88 Ra	89~103 ※※															

※ランタノイド元素
※※アクチノイド元素

※	57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu
※※	89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr

（注）記号の上の数字は原子番号。



第１図　滋賀県地質図（北原隆男原図1975）

り排出出来ないので，体内に蓄積して理論的に有害レベルに達する。この結果，水銀，カドミウム，ヒ素，鉛，マンガン等の中毒が起るのである。しかもこれらの重金属が人体内に入る経路は単に経口的にのみならず，肺から体内に吸収せられたり，皮膚から吸収せられることがある点にも留意することが必要である。

I　琵琶湖全域における重金属の分布

筆者等（1971，1972）は，最初に述べた通りの目的をもって，琵琶湖全域の湖底表層における重金属元素の分布様式をしらべたのでその大要を順を追って述べることとする。

1．琵琶湖々盆の特性

a．湖底地形：　琵琶湖は南北約20km，東西最大巾20km，面積674.4km²，最大深度102.1ｍを有する湖であるが，小谷昌（1958，1966）によれば，琵琶湖の湖底地形は，第3図の通りであって，造盆地運動に伴って起る湖盆の陥没によって順次形成せられたと考えられる水深約40m，23m，10mおよび5ｍにある湖底段丘群があり，それぞれＰＩ，第1，第2，第3湖段と称せられる。湖段および各河川によって作られた三角洲の頂置は，水深約2ｍを限界として，前置湖棚崖に移行している。湖岸には比高2，3ｍ以下の堤状の砂堆が発達している。湖の西岸には，主として花崗岩からなる1,000ｍを越える比良山系の断層崖が迫り，北岸には，花崗岩および古生層からなる県境の山地が，リアス地形を形成しているに反し東岸および南岸には鈴鹿山麓に至るまでの間に広がる冲積平野が発達し，その中に白亜紀末頃に迸入或は噴出した花崗岩，酸性斑岩類，熔結凝灰岩及び古生層からなる低い沈降山地が島状に点在している。

第2表　人体の化学組成　　（単位：質量%）

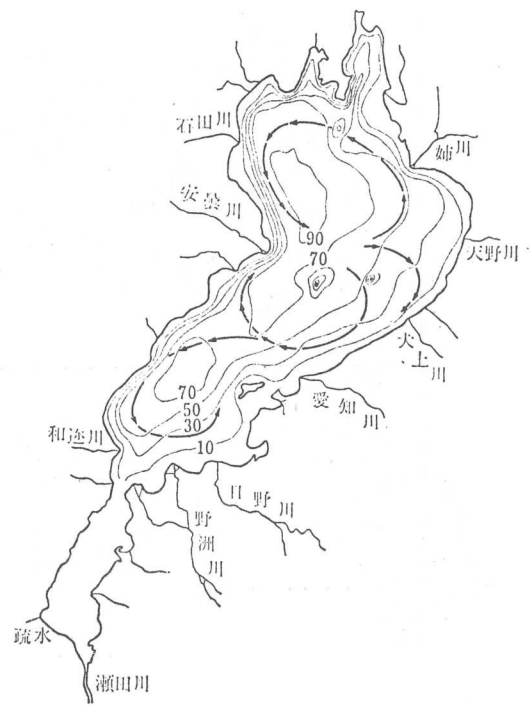
O	62.81	Br	$2 \cdot 10^{-4}$
C	19.37	Sn	$2 \cdot 10^{-4}$
H	9.31	Mn	$1 \cdot 10^{-4}$
N	5.14	I	$1 \cdot 10^{-4}$
Ca	1.38	Al	$5 \cdot 10^{-5}$
S	$6.4 \cdot 10^{-1}$	Pb	$5 \cdot 10^{-5}$
P	$6.3 \cdot 10^{-1}$	Ba	$3 \cdot 10^{-5}$
Na	$2.6 \cdot 10^{-1}$	Mo	$2 \cdot 10^{-5}$
K	$2.2 \cdot 10^{-1}$	B	$2 \cdot 10^{-5}$
Cl	$1.8 \cdot 10^{-1}$	As	$5 \cdot 10^{-6}$
Mg	$4 \cdot 10^{-2}$	Co	$4 \cdot 10^{-6}$
Fe	$5 \cdot 10^{-3}$	Li	$3 \cdot 10^{-6}$
Si	$4 \cdot 10^{-3}$	V	$2.6 \cdot 10^{-6}$
Zn	$2.5 \cdot 10^{-3}$	Ni	$2.5 \cdot 10^{-6}$
Rb	$9 \cdot 10^{-4}$	Ti	
Cu	$4 \cdot 10^{-4}$	F	
Sr	$4 \cdot 10^{-4}$		

（注）Bertrand，1950．Bull．Am．Museum Nat．Hist．94，pp．403-456 による。

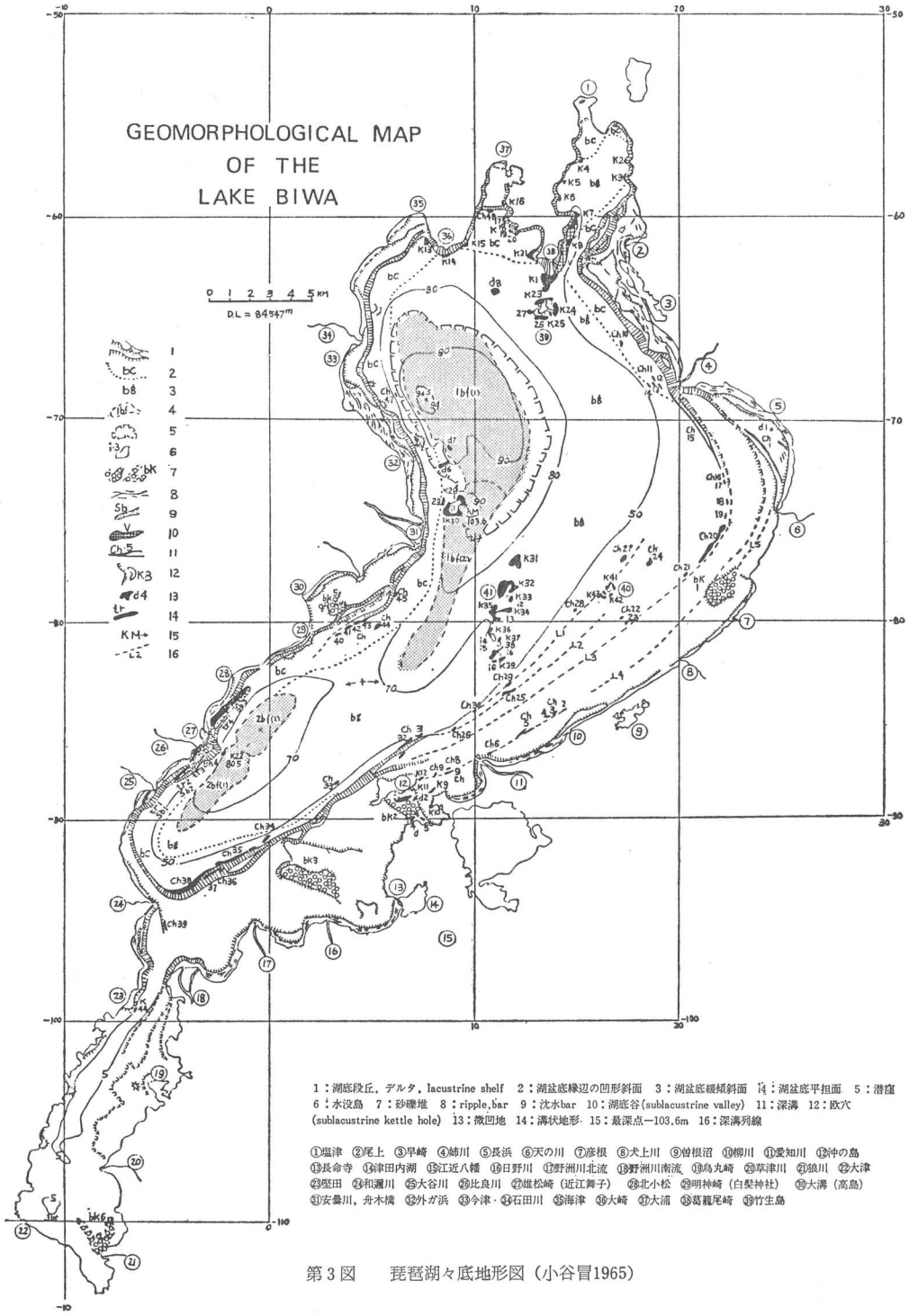
次に第4図によって，湖の等深線を見るに，深所は，湖の長軸の方向にほぼ平行して，中央よりも相当西岸よりに並んでいる。等深線の形状から明らかな様に，石田川河口の東方4kmから安曇川河口東方4kmに至る間および大谷川河口の東方4kmにそれぞれ中心をもつ大小2つの湖盆があり，塩津湾には，湾の中央から発して竹生島に至る間に，西岸に近接して，深さ50－80m以上の湖底谷が存在している。野洲川と真野川のデルタ以南のいわゆる南湖は，水深10m以内の浅所のみからなっている。

b．水系：　湖元の流入および流出河川をみるに（第4図）天然の流出河川は，湖の最南端から南に流れる瀬田川のみであり，他に，その近くから西に流出する人工の疏水が一つある。これに反して流入河川は，100以上を数え，姉川，日野川，野洲川，安曇川等は，その河口に巾6kmにも達する大きな三角洲を形成している。これらの河川の搬入する堆積物の量は，この湖の堆積量が，2㎜/年と仮定し，その70％を河川の搬入によるものと仮定すれば，体積で944,160㎥/年となる。

c．湖流：　第4図の湖流を見るに，北湖には明瞭な3つの環流が見られ，その中最北のものと最南のものとは，何れも前述の2つの湖盆の中心の回りの環流の他に



第4図　琵琶湖の湖流と水深



1：湖底段丘，デルタ，lacustrine shelf　2：湖盆底縁辺の凹形斜面　3：湖盆底緩傾斜面　4：湖盆底平坦面　5：潜窪　6：水没島　7：砂礫堆　8：ripple, bar　9：沈水bar　10：湖底谷(sublacustrine valley)　11：深溝　12：欧穴(sublacustrine kettle hole)　13：微凹地　14：溝状地形　15：最深点−103.6m　16：深溝列線

①塩津　②尾上　③早崎　④姉川　⑤長浜　⑥天の川　⑦彦根　⑧犬上川　⑨曽根沼　⑩柳川　⑪愛知川　⑫沖の島　⑬長命寺　⑭津田内湖　⑮江近八幡　⑯日野川　⑰野洲川北流　⑱野洲川南流　⑲烏丸崎　⑳草津川　㉑狼川　㉒大津　㉓堅田　㉔和邇川　㉕大谷川　㉖比良川　㉗雄松崎（近江舞子）　㉘北小松　㉙明神崎（白髪神社）　㉚大溝（高島）　㉛安曇川，舟木橋　㉜外ガ浜　㉝今津・㉞石田川　㉟海津　㊱大崎　㊲大浦　㊳葛籠尾崎　㊴竹生島

第3図　琵琶湖々底地形図（小谷冒1965）

水温躍層を境にして，それより上方と下方とで，流れの方向が逆になる様な流れが常に存在し，北又は南の風が強い時には流れは速くなり湖底谷の湖底部で約30㎝/秒に達する様になる。なお躍層の位置は冬期には深く，夏期には浅くなる。南湖には，上方では南に，下方では北に流れる湖流が存在する。

d．底質：　この湖の底質は第5図の通りで，第3図の湖盆底傾斜面，湖盆底平坦面，湖底谷等の深所は何れも泥質又はシルト質の堆積物からなり，これが本湖の大部分を占めるが，流入河川の三角洲は，砂礫質の部分が多く，　また湖岸に並行する巾の狭い砂礫質の帯が存する。南湖は8m以下の浅所のみからなるにかかわらず，泥質の部分が多い。

2．資　料

本研究に用いた試料は，昭和46年8月28日より11月7日にかけて，Ekman 式採泥器を用いて第6図に示す通り北湖73地点南湖12地点から採取したものである。とくに地質学上元素の偏在の予想せられる地域を流れる河川である姉川の河口付近および急速な都市開発の進んでいる地域に取り囲まれた南湖での採取密度を高くした。採取した堆積物は，それぞれ湖底表層から深さ5－10㎝までのものである。現地で表層約2－3㎝の部分（上層）と，それ以深の部分（下層）に分離してそれぞれポリエチレンの袋に入れて持ちかえり室温で風乾した。分析は，湖底表層より約2～3㎝の部分である。試料は南湖のもの2個をのぞいてすべて泥質であった。

3．分析方法

試料は室温で15日間風乾後，約20gをメノウ製乳鉢で細粉とし，それより1.2gを採取し，テフロンビーカーを用いHFで分解後200mlの0.12N-HCl溶液として分析に供した。微量成分のうち，Cr，Mn，Co，Cu，Zn，Cd，Pbの定量は原子吸光法によった。また Sr は螢光X線分析法によった。

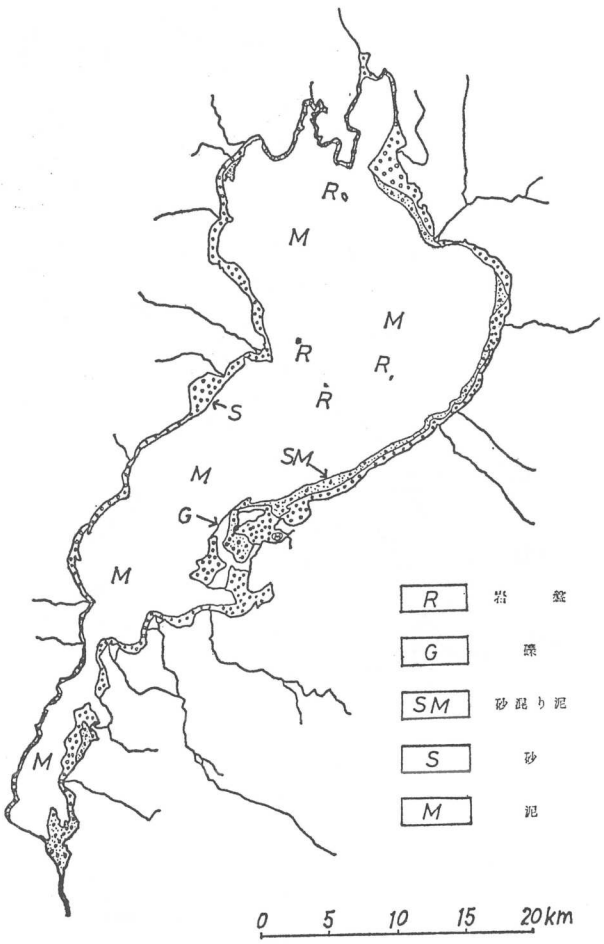
原子吸光法の定量精度は被検体と標量の多い主成準溶液中の共存元素（特に分元素）の異同によって大きく左右せられることが明らかであるので，すべての試料について，その主成分元素たる Al_2O_3，SiO_2 および Fe_2O_3 の定量を L. Shapiro & W. W. Brannock (1956) の方法で行い，その結果に基いて，SiO_2 の多いものと，鉄分の多いものとの二群に分け，（前者をS群，後者をF群と称する。）第3表の通りの標準溶液によって求めた検量線に従って定量分析を行った。

4．分析結果

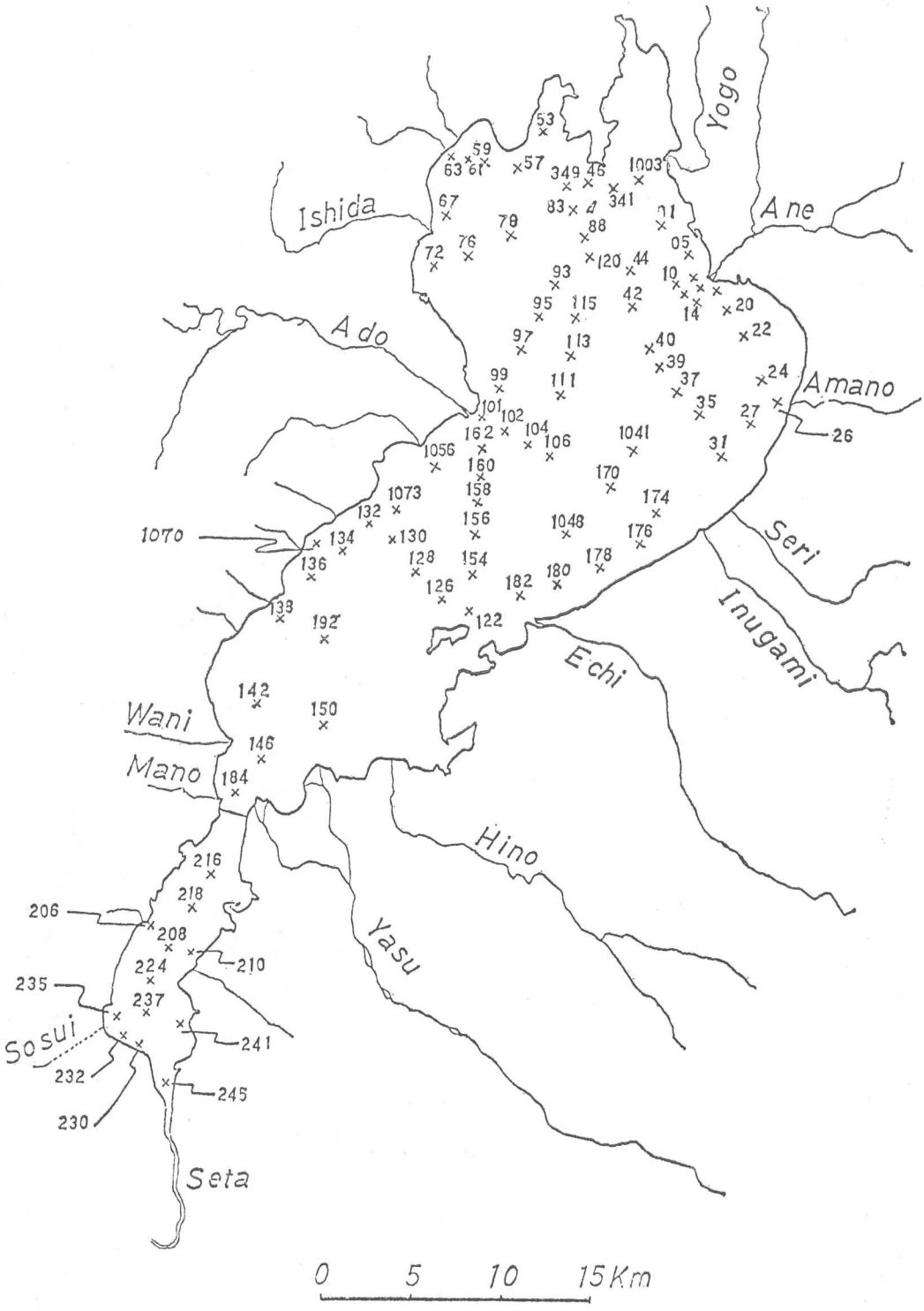
前項に記した重金属元素ならびに全鉄の分析結果を表記すれば，第4表の通りである。またここに得られた値は Hirst (1962) および Piper (1971) のそれと比較すれば，何れの元素についてもそれぞれほぼ同様の範囲の含有量であることがわかる。なお，Allan & Brunskill (1976) のそれと比較すれば，Cr を除く他はほぼ同じ範囲の含有量を示す。

5．考　察

a．全鉄含有量と重金属元素含有量との関係について：　Fe_2O_3 と Mn，Cr，Cu および Cd の含有量間に如何なる関係が存するかを示したものが，第7図である。この図から，姉川河口と，深所の堆積物とを除いては，北湖においては，Fe_2O_3 と Mn および Cr とは相関々係があり，Cu および Cd との間には非常に弱いが多少相関々係があるようである。



第5図　琵 琶 湖 底 質 図


Yogo
Ane
Ishida
Ado
Amano
Seri
Inugami
Echi
Hino
Yasu
Wani
Mano
Sosui
Seta
1070
1056
1073
1041
1048
1003
0 5 10 15Km

第6図　試料採取地点図

第3表　標準溶液（濃度）表

元素＼濃度	Dil	Med	Conc Ⅰ	Conc Ⅱ	Conc Ⅲ
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Zu	0.02	0.06	0.18	1.5	
Cr	0.04	0.12	0.36		
Cd	0.005	0.010	0.015		
Co	0.06	0.18	0.54		
Cu	0.05	0.10	0.15	0.5	
Mn	3.0	6.0	9.0	15.0	
As	5.0	10.0	15.0		
Ti	0.05	0.25	0.6		
Mg	4.0	12.0	20.0	28.0	40.0
Ca	4.0	12.0	20.0	28.0	40.0

Matrix の各成分濃度

（i）　S 群（Wt. %）

SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	Na_2O	K_2O
54.0%	17.0%	9.0%	1.0%	0.8%	2.0%

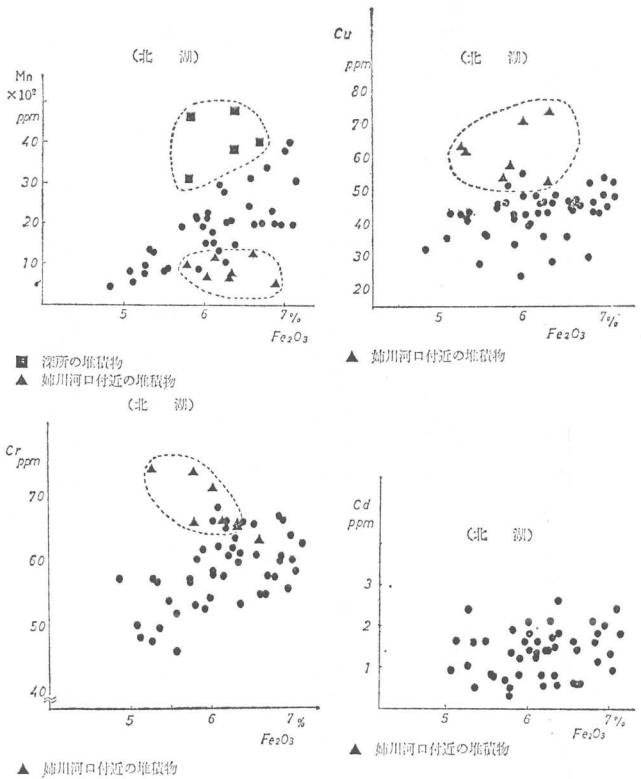
（ii）　F 群（Wt. %）

SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	Na_2O	K_2O
35.0%	5.0%	39%	0.5%	0.6%	1.0%

b．重金属元素相互間で含有量上で見られる関係について：　ZnとCu，CrとMnおよびZnとCd間に見られる関係を第8図に示したが姉川河口と深所の堆積物を除けば，これら何れの組においても弱い相関々係があるように思われる。

c．ヒストグラムについて：　各重金属元素のヒストグラムを画けば第9図の通りであって，Co，Pb，Crおよび Cu は正規分布に近い形をとり，Mn は対数正規分布に近く，Zn，Cd，Sr は，両者の重畳した形態を示している。

d．重金属元素の垂直分布について：　試料採取地点の水深と重金属元素含有量との関係が第10図に示してある。Mn と水深との間には明瞭な正の相関々係が見られるが，この関係は，全湖の試料を一括した場合より，南北湖を別々に見た場合の方がより強い相関が見られる。北湖では40ppm/mの割合で増加する。次に Sr 含有量と水深との間には，弱い負の相関が存在する。なお主成分である鉄と水深との間にも，弱い正の相関が見られる。その他の元素については，殆んど相関々係が認められぬ様であるが，或は，Cr には極めて弱い正の相関が，Zn には同様に極めて弱い負の相関々係が存するかも知れない。



第7図　　重金属と全鉄含有量の相関々係図

第4表（その1）　湖底堆積物中の微量成分表　（北湖）

試料＼成分	Cr	Mn	Co	Cu	Zn	Cd	Cd/Zn	Pb	Sr	水深	区別*
	ppm	$\times 10^2$ ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	$\times 10^{-2}$ppm	ppm	ppm	m	
1	65.2	6.5	23.9	51.6	164	1.7	1.0	69	336	28	m
5	65.0	7.5	32.4	73.4	176	1.5	0.9	59	366	31	m
8	70.8	6.8	29.0	70.5	153	2.1	1.4	50	360	39	m
10	65.7	11.3	26.3	53.2	187	1.6	0.9	75	—	49	m
12	66.7	27.5	25.0	59.9	228	2.2	1.0	69	250	46	m
14	64.5	18.0	21.9	60.5	189	3.5	1.8	48	306	43	m
16	73.7	6.9	23.5	63.0	152	2.4	1.6	51	333	41	m
18	73.4	9.5	30.6	58.5	171	1.3	0.8	79	—	24	m
20	65.4	10.2	23.5	53.5	185	0.5	0.3	52	—	25	m
22	62.8	12.3	31.1	44.6	187	1.2	0.6	67	240	25	m
24	49.2	10.8	24.6	51.5	182	3.0	1.6	89	322	16	m
26	57.1	10.1	29.5	34.6	155	3.1	2.0	70	—	11	m
27	54.0	8.0	30.8	27.5	156	1.3	0.8	54	334	9	m
31	52.7	8.7	26.7	33.1	177	5.4	3.0	61	370	13	m
35	65.3	14.5	24.5	28.1	173	1.8	1.0	70	244	32	m
37	61.8	20.5	23.4	46.5	179	1.4	0.8	57	306	42	m
39	60.9	18.1	23.9	49.2	162	1.6	1.0	42	—	32	m
40	55.5	19.0	20.9	42.9	176	2.0	1.1	60	226	63	m
42	58.5	21.2	33.8	55.0	168	1.4	0.8	79	260	72	m
44	59.7	26.2	22.0	58.0	184	2.9	1.6	105	—	70	m
46	66.7	22.9	27.3	51.9	176	1.6	0.9	75	186	65	m
53	64.7	22.3	34.7	55.2	199	1.4	0.7	69	254	41	m
57	62.3	30.5	23.0	52.3	198	1.8	0.9	73	256	77	m
59	60.7	27.6	28.8	49.2	177	1.4	0.8	70	200	71	m
61	65.7	24.3	27.7	47.4	182	2.2	1.2	—	—	62	m
63	47.7	7.6	29.0	42.8	162	1.0	0.6	82	232	61	m
67	65.8	15.1	27.9	48.1	176	1.8	1.0	80	186	65	m
72	48.3	5.5	14.2	43.7	172	1.6	0.9	44	236	46	m
76	58.2	39.9	29.9	44.7	175	0.9	0.5	73	270	88	m
79	54.6	40.1	24.1	47.8	167	0.6	0.4	46	176	91	m
88	65.3	24.2	33.4	35.7	207	1.6	0.8	67	215	73	m
93	60.2	46.6	31.7	51.3	425	1.9	0.4	80	172	91	m
95	59.6	76.7	28.0	46.5	172	1.8	1.0	57	326	90	m
97	60.7	37.9	22.3	46.3	164	0.5	0.3	70	280	88	m
99	60.3	19.5	22.2	43.0	156	1.1	0.7	62	322	65	m
101	57.3	4.4	11.5	32.1	150	—	—	32	—	55	m
102	67.7	17.6	28.7	39.6	144	1.2	0.8	75	300	80	m
104	63.5	37.9	22.8	53.1	192	5.5	2.9	79	324	81	m
106	64.8	29.6	23.2	43.3	173	0.5	0.3	52	246	81	m
111	53.2	30.8	22.6	46.3	166	0.3	0.2	67	182	86	m
113	57.4	33.8	22.2	29.0	154	2.1	1.4	99	252	88	m
115	63.2	47.5	29.2	48.6	183	2.6	1.4	90	282	90	m
120	59.9	32.2	29.4	48.5	194	1.3	0.7	64	276	72	m
122	57.2	9.3	27.1	42.5	162	—	—	44	220	27	m
126	61.0	19.4	32.1	47.8	170	2.4	1.4	90	192	50	m
128	57.9	22.7	25.8	42.8	172	1.4	0.8	90	280	66	m
130	62.1	15.2	24.5	39.7	163	1.3	0.8	75	286	58	m
132	57.0	13.3	35.8	41.7	163	1.6	1.0	52	224	48	m
134	57.8	19.9	21.9	45.9	175	—	—	82	326	74	m
136	59.4	20.5	17.5	43.2	175	0.8	0.5	79	282	76	m
138	49.4	13.3	18.1	43.5	168	0.5	0.3	53	306	40	m
142	57.5	13.2	31.8	48.9	190	0.8	0.4	78	278	46	m
146	50.2	7.9	28.2	35.4	182	0.9	0.5	92	350	31	m
150	51.9	7.9	25.2	36.4	176	0.8	0.5	93	356	16	m
154	54.1	19.0	24.5	23.9	165	1.6	1.0	70	200	60	m
156	61.5	21.5	25.2	41.2	167	0.8	0.5	79	226	72	m
158	60.6	31.1	21.3	46.5	166	0.6	0.4	75	212	76	m
160	66.3	21.2	37.0	42.5	148	1.2	0.8	78	206	77	m
162	63.1	10.1	25.3	35.7	145	2.1	1.4	73	483	70	m
170	54.3	19.6	20.2	43.5	180	0.5	0.3	70	—	46	m
176	—	10.7	—	46.7	167	—	—	—	—	22	m
178	—	8.2	—	45.0	165	—	—	—	—	22	m
180	—	8.5	—	46.7	—	—	—	—	—	19	m
182	54.2	9.1	27.7	46.8	169	0.5	0.3	61	288	25	m
184	46.1	8.4	41.5	36.5	216	0.8	0.4	67	472	14	m
192	57.1	19.1	35.2	45.4	170	0.7	0.4	76	240	70	m

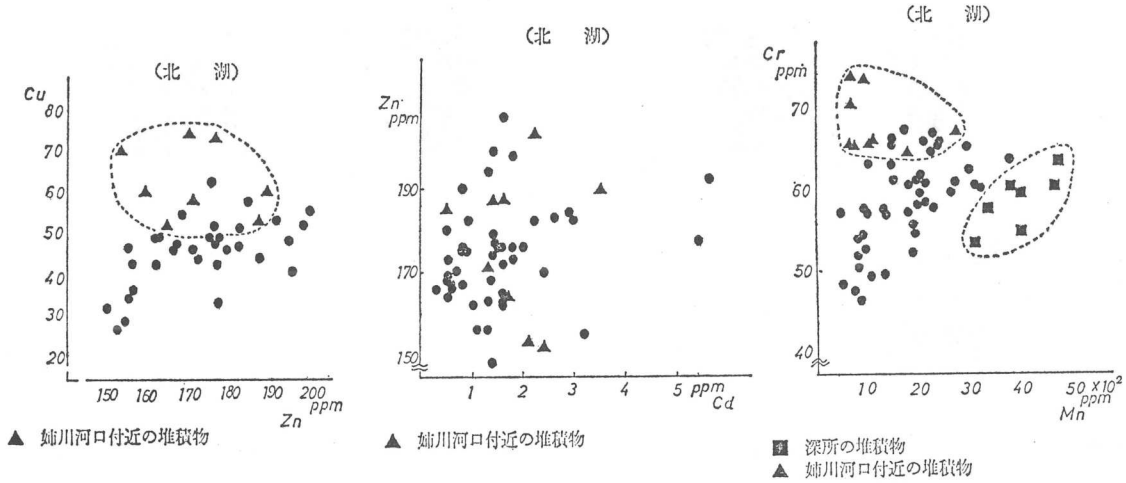
第4表（その2）　湖底堆積物中の微量成分表　（南湖）

試料 / 成分	Cr	Mn	Co	Cu	Zn	Cd	Cd/Zn	Pb	Sr	水深	区別*
	ppm	×10² ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	×10⁻²ppm	ppm	ppm	m	
206	57.4	12.2	37.7	45.3	390	—	—	75	280	5	m
208	52.4	7.4	42.5	39.6	285	—	—	78	272	5	m
210	—	1.6	8.9	5.9	33	—	—	52	410	3	s
216	32.5	5.4	36.4	28.9	176	0.5	0.3	82	—	4	m
218	31.3	6.1	32.3	25.1	209	—		73	306	4	m
224	48.8	8.9	35.8	40.2	384	0.7	0.2	97	301	4	m
230	52.2	5.5	36.5	61.0	385	1.0	0.3	134	350	3	m
232	29.5	3.7	37.7	29.1	188	0.3	0.2	105	520	3	m
235	52.0	11.1	46.2	44.9	416	1.5	0.4	108	215	4	m
237	—	11.8		45.0	333	—		81	—	6	m
241	59.3	9.8	32.8	39.3	335	—		93	296	4	m
245	19.8	25.6	44.2	7.9	223	1.0	0.4	90	150	3	s
341**	73.3	24.0	28.0	38.0	215	2.8	1.3	80	—	48	m
349**	57.9	23.0	15.1	57.7	175	3.2	1.8		—	68	m
1003**	74.6	8.6	24.5	39.4	144	3.0	2.0	102	315	10	sm
1041**	63.1	20.4	28.7	51.7	166	4.8	2.9	82	—	53	m
1070**	49.6	10.3	15.3	57.5	198	3.1	1.6	69	—	10	sm
1073**	47.1	14.3	6.7	37.3	182	3.5	1.9	—	—	50	m

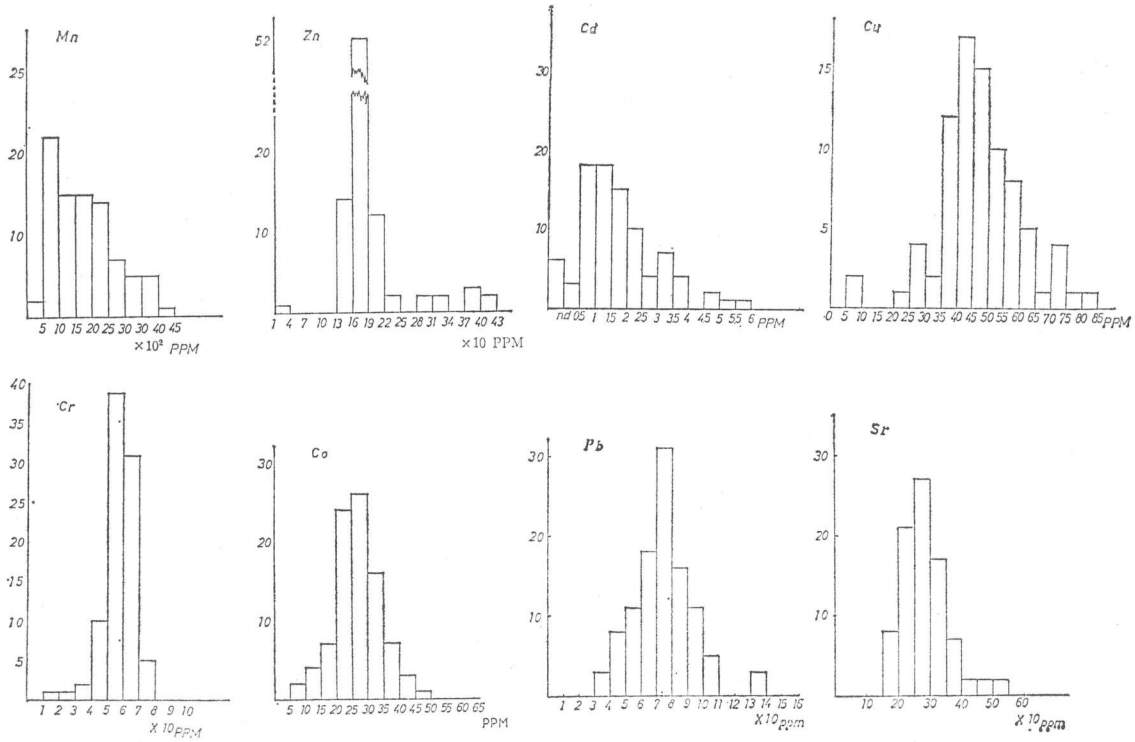
* m 泥 ； sm 砂質泥 ； s 砂　　** 昭和44，45年度採取試料

第4表（その3）　湖底堆積物中の微量成分表

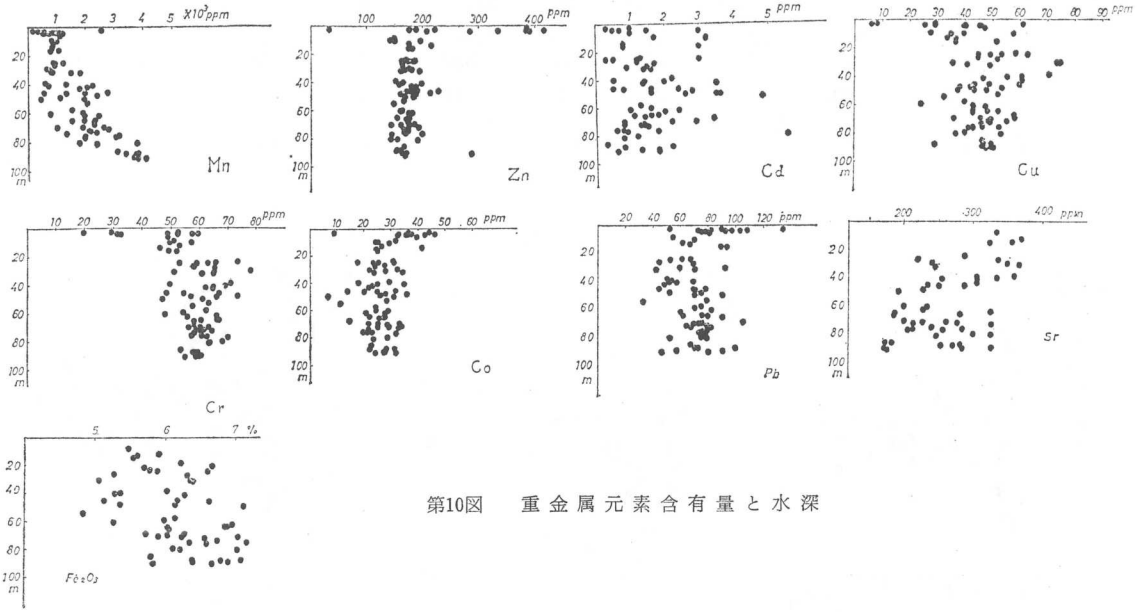
	成分	Cr	Mn	Co	Cu	Zn	Cd	Cd/Zn	Pb	Sr
		ppm	×10²ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	×10⁻²ppm	ppm	ppm
北湖	範囲	46.1～73.7	4.4～47.5	11.5～35.2	27.5～73.4	145～228	0.5～5.5	0.3～3.0	32～105	48.3～172
	平均	59.9	20.9	26.5	45.9	177	1.6	9.1	69.2	275
	標準偏差	6.0	15.4	5.4	9.2	35.0	1.0	5.6	14.9	67.4
南湖	範囲	29.5～74.6	3.7～24.0	6.7～46.2	25.1～57.7	144～390	0.3～4.8	0.2～2.9	69～134	520～150
	平均	50.1	11.7	30.0	38.5	247	2.1	1.1	88	310
	標準偏差	15.4	7.2	12.1	15.2	106	1.5	0.9	19	96.4



第8図　重金属含有量間の相関々係図



第9図　重金属元素含有量のヒストグラム



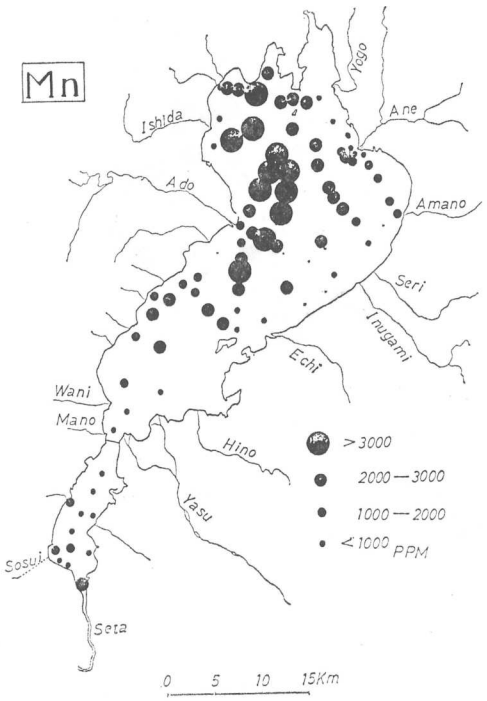
第10図　重金属元素含有量と水深

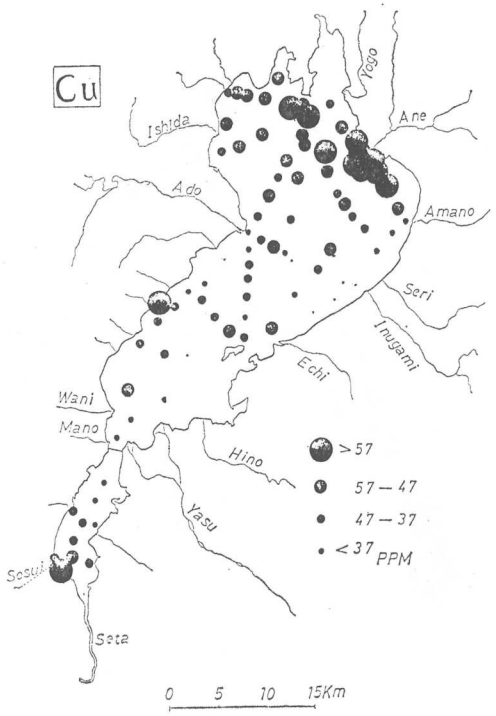
e．重金属元素の地域的分布（水平分布）について：

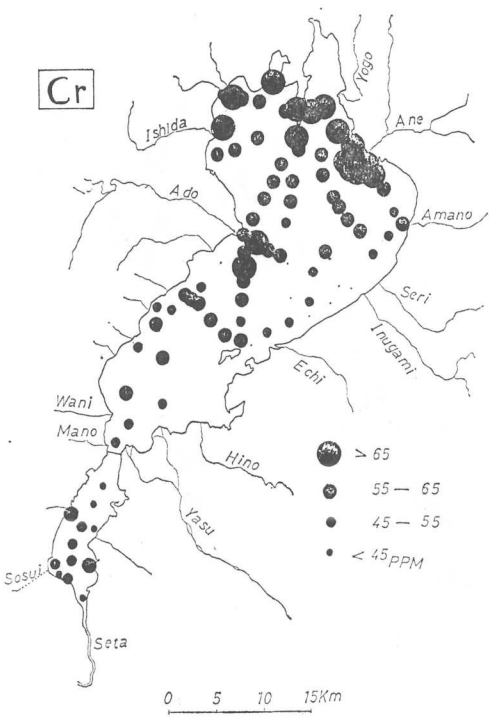
各重金属元素の地域的分布を示せば，第11図の通りである。即ち，

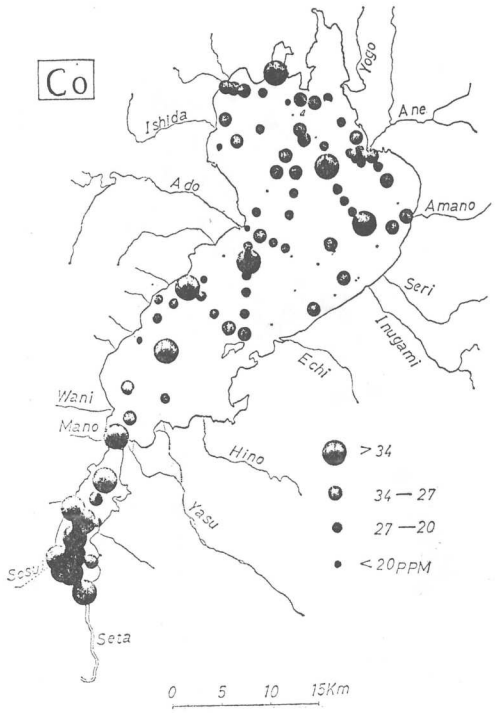
Mn：　前項で述べた通り Mn と水深とは強い正の相関々係があるので，当然同一の等深線に沿って同程度の Mn を含有する堆積物が分布していて，最深部に最大の

第11図　各微量成分の地域的分布図

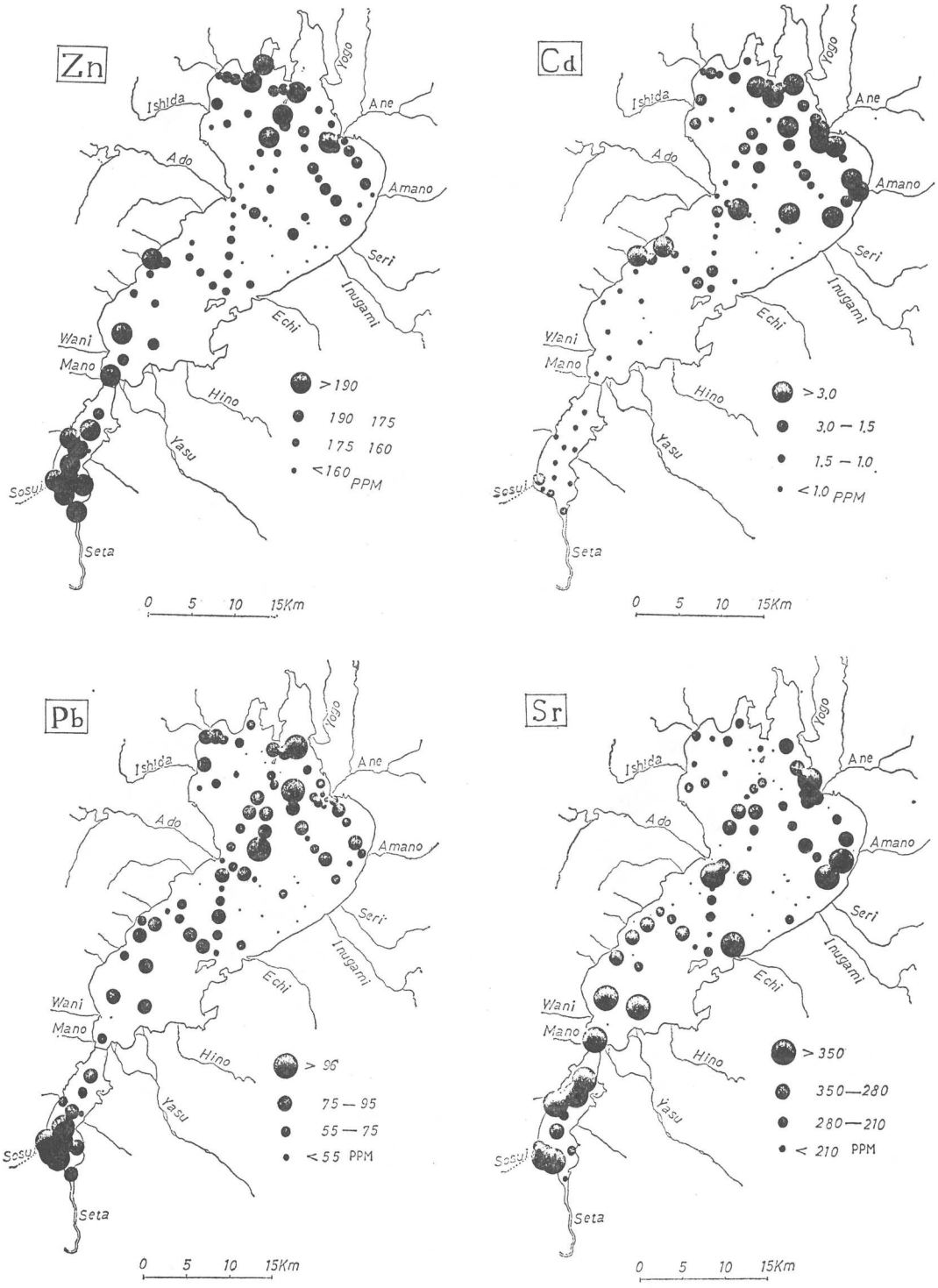








第11図　各微量成分の地域的分布図



Mn 含有量を示す堆積物が存する結果となっている。

Cu： 姉川河口の三角洲上，竹生島付近に高含有量の堆積物が分布する。

Cr： Cu の高含有量を示す地点および安曇川河口に含有量の高い場所がある。

Co： 水深の極めて浅い南湖に極めて含有量の高い所が多いのが特徴である。

Zn： Co と同様南湖に高含有量の地点が多く，北湖では，北部に高含有量の場所が見られる。

Cd： 北湖の北西部に高含有量の地点が多い。

Pb： 南湖の南部に高含有量の地点が多いが，概して湖全体に平均的に含有せられている。

Sr： 石灰岩地域を流域にもつ，婦川，天野川河口の三角洲および，南湖に高含有量の地点が多い。

さて，次に上述した通りの特有な分布様式が，如何なる原因によって生成したのか，順を追って考察することとする。

Goldberg (1954) は，海洋堆積物は，Hydrogeneous, Biogeneous, Lithogeneus および cosmogeneous の4成分からなると述べているが，湖の堆積物もこれと同様に4成分からなり，この内 Cosmogeneous は無視し得る程度に少量であると考えられる。ところで，この湖への流入河川は，第1図の通りであって，それぞれ固有の地質地帯を流下するので，それぞれの地質学的特徴を反映する様な前記の三成分を湖中に搬入する筈である。湖中には既に述べた通りの固有な湖流が恒常的に存在している。湖水は，上部から下部に至るまで殆んど酸素で飽和している様ではあるが，湖中の環境は，実際には，堆積物の色から判断すれば，前述の通り20—40mを境として上方は酸化性，下方は非酸化性又は還元性環境の様である。

a) Mn と Fe_2O_3 との間にかなり強い正の相関々係の存するのは，主として次の理由によるものと考えられる。Rankama & Sahama (1950) とHirst (1962) によれば，Mn と Fe とは共に風化によって，主に $Mn(HCO_3)_2$ および $Fe(HCO_3)_2$ として溶解し，その後空気中の酸素或は湖水中に溶存する酸素と，風化溶液とが接触して，Fe^{2+} の方が Mn^{2+} よりより容易に酸化せられ，Mn^{2+} より早く，Fe_2O_3 或は $Fe(OH)_3$ として安定化して沈澱するが，やがて Mn^{2+} も酸化せられ，膠状の $Mn(OH)_4$ としてゾル中に残った Mn^{2+} も，やがては分解して MnO_2 として淡水中で定量的に沈澱するようになる。なお Hirst (1962) は，風化位置では，Mn は Fe と共に montmorillonite の様な風化過程で生成する鉱物中に入り，水でこれが湖水に運搬せられる過程もあるとしているが，これら2つの過程のうち前者では，両元素の沈澱の時期に遅速があるため多少両元素の分離が起りはするが，何れの過程でも両元素は，ほぼ同様の地球化学的性質を有していることがわかる。従って表層堆積物中の両元素の含有量には，かなり強い正の相関々係が見

第5表　各種天然物中の微量重金属元素含有量*

岩石名 / 元素	火成岩			堆積岩						
	花崗岩	酸性岩	火成岩	砂岩	頁岩	硅岩	石灰岩	粘土	土壌	その他
Ti	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Cr	2		200			68-200			10-500	<10 (沼鉄鉱 フィンランド)
Mn	965		1,000		890		385	12,100 8,300 (深海)		74,500 (沼鉄鉱 フィンランド)
Co	0-8				60		<0.3-2.0			
Cu	16						20.2	240	1-10	34 (mud ミシシッピー)
Zn	30-150		132	<20	200- 1,000		≦50	80-230	3-147	
Cd			0.15							
As			5							4 (大西洋 底堆積物) 3 (mud ミシシッピー)
Pb	30	19					5-35			(235試料)

*Rankama & Sahama (1950) と Goldschmidt (1954) による。

られる様になる。

次に Cr と Fe との間に存する正の相関々係については次の様に考えられる。即ち Piper (1971) によれば Cr は Fe と同様に酸素を含む水中で水酸化クロームとして沈澱し，かつ illite と montmorillonite に伴うのであって，風化，運搬，沈澱の過程での両元素の地球化学的性質の類似がその原因である。その他の元素の中の各2種の元素の含有量の間に相関々係を見出すことの出来ないときは，これら2つの元素は，少くともその過程での地球化学的性質に近似性が乏しいと考えねばなるまい。

b) Mn と Cr との間に弱い正の相関が認められるのは，前項で説明した通り両元素の地球化学的性質が，風化，運搬，堆積の過程で近似していることによるものと考えられる。

c) 微量重金属元素の分布の特徴について。

Mn： 堆積物中のMnの大半が，hydrogeneous component として含有せられるものとすれば，既述の通り，この元素は，先づ河川および直接に Mn (HCO_3) として湖中に搬入せられる筈であるが，第1図の通りの琵琶湖流入水域の諸岩石中には，第5表の通り石灰岩を除く何れの岩石についてもほぼ同量含まれている。従ってすべての方向から湖水に流入する水の中の Mn^{+2} 濃度は，ほぼ等しいものと考えられる。これらの水は湖中で速やかに酸化せられて Mn $(OH)_4$ および MnO_2 の定量的沈澱を生成するが，湖には前述の通りの湖流が存在し，3つの環流の中心には，それぞれの環流系の範囲内での最深所が一ケ所づつ存する。このため生成した Mn $(OH)_4$ および MnO_2 の沈澱は，恰も $Mn(CH)_4$ および MnO_2 の沈澱の生成したビーカー中の水を攪拌した場合の様に，それぞれの環流の中心部（渦巻きの中心部）即ち，湖中の各環流系の最深所に近づくに従って，より多量に集まる様になる。従って，特に北湖では，堆積物の Mn 含有量と水深との間に強い正の相関が生じたものと考えられる。

Zn： Rankama & Sahama (1950) によれば Zn は硫酸塩或は酸化物として容易に風化の過程で溶液中に入り，表面水および地下水中に運び込まれる。そして富化帯で富化が進行すれば，再び硫酸塩，酸化物，炭酸塩および硅酸塩として堆積するものであるが，その際 Piper (1971) の所説によれば，この元素はCo, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni に比べて非酸化環境で最も良く濃集する元素であるとされている。従って，北湖では，20−40m以深の非酸化環境の堆積物中に含有量が多くなるものと考えられる。次に Zn の地域的分布の特異性については，この元素の琵琶湖への流入水域の諸岩石中では，姉川上流の土倉鉱床に濃集偏在しているものと考えられる。従って全流入河川中この鉱山を流域とする姉川から供給せられるものに Zn^{+2} が最も多量に含有せられていると考えられ，この水が湖中に流入すれば直ちに姉川河口より北上する左り廻りの環流および右廻りの沿岸流に乗って移動し始め，やがて再沈澱を起す。その結果として，北湖の東北部に比較的多く含まれるようになったと考えられる。8mより浅い部分のみよりなる南湖に多いのは，その周辺にある工場からの排水の影響の他に，自動車の Zn を含むタイヤの粉塵の影響を考慮に入れなければならぬであろう。

Cu： Goldschmidt (1954) は，Cuは鉱床および火成岩中には硫化鉱物として含有せられ溶出されやすいとのべ，Hirst (1962) は，Cu の源岩は，堆積および変成岩が有力であり，それらの岩石の雲母類の格子中に含まれていると主張し，Krauskopf (1956) は，Cu は Fe$(OH)_3$, Mn$(OH)_4$ および粘土鉱物に有効に吸着されることを示した。更に Hirst (1956) は Cu は粘土の格子中に構造的に結合せられて堆積盆中に入ると述べている。さて Cu は Zn と同様に湖の流入水域中では，土倉鉱床に濃集偏在し，かつ上述の通りの地域化学的特性をもつことから考えると，Zn の場合と同様の分布様式を示すべきことが当然期待せられる筈で，その結果として，湖の北東部が含有量が高くなっている。しかしながらタイヤの粉塵とは無関係な元素であるため，南湖では Zn の様に多くはない。

Cr： この元素は，輝石，角閃石，黒雲母等の鉄苦土造岩鉱物中から風化によって溶出され (Rankama & Sahama) Fe^{+3} と同様に酸素に飽和した水中で水酸化物となって沈澱する (Piper 1971) か或は illite と montmorillonite の格子中に含まれて，堆積物中に入る（Hirst, 1962）と言われているが，これらの鉄苦土鉱物は，余吾川，姉川，天野川流域の古生層中の頁岩，粘板岩中に多量に存在する（第1図）。この様な琵琶湖流入水域の地質学的特徴に湖流の特徴が重なって，既述の通りの特色ある分布を示すに至ったものと考えられる。

Cd： Cd と Znとは化学的性質が酷似していて，自然界では，相伴って，同一鉱物中に共存することが多い点から考えて，これが堆積物中において Zn と類似の分布を示すことは容易に想像せられる所であり，北湖で Zn と似た分布を示していることが理解出来る。なお Cd と Fe との間に弱いながら相関々係が認められるのは，Fe $(OH)_3$ が，この元素の清掃者として作用していること

を示すものであろう。

Co： Co も Cr と同様に鉄苦土造岩鉱物中に含まれる元素であって，風化によって，重炭酸塩および膠質の水酸化物として溶解して運搬せられる（Rankama & Sahama, 1950)。しかしながら，Piper (1971) によれば，水中の懸濁物質中のCoの炭酸塩および水酸化物は，不飽和の様であって，Co が懸濁物質中に存するのは，他の固相に吸着せられた結果であるとしている。また Goldberg (1954) によれば，海水中の水酸化鉄の懸濁質が，Coに対する清掃人の作用をしているのであろうと述べているが，このことは Krauskopf (1956) によって実験的に確認せられた。また Piper (1971) は懸濁質中の Coは水深0－40mの間では，深くなる程増加するが，40m以深では，減少することを見出している。なおその原因を $Fe(OH)_3$ が40m以深では還元されるにあるとしている。Hirst (1962) は，粘土鉱物が水中の Co に対して清掃人の作用をすると述べている。

さて，琵琶湖の場合には，南湖を除けば，水深50m位までは，水深と共に増加する傾向があるが，50m以深では，その傾向はなくなる。なお，古生層の頁岩，粘板岩等が多い北湖の東北部に必ずしも偏存せず，北湖の全域にほぼ一様に分布する傾向のあるのは，Piper の述べた通り，この元素の水中での濃度が甚しく低いので，長時間かかって，徐々に，Goldkerg や Hirst の所説の如き方法で堆積物中に入って行ったものと考えられる。南湖における Co の分布は，南湖への流入水域の地質からみても，その深さからみても，自然環境のみからの Co の流入によるものとは到底考え得ないのであって，南湖を囲繞する地域の工場その他の人為的作用の結果が強い影響を与えていると判断せざるを得ないのである。

Pb： この元素は，自然界では，Ca^{2+} および K^+ を主成分とする硅酸塩鉱物中に両イオンを置換して広く分布するものであり，Rankama & Sahama (1950) によれば，Pb は風化過程で，容易に鉱物中から抽出されて重炭酸塩として安定な形で運搬せられているが，Wedepohl (1956) によれば，溶解度および粘土鉱物，$Fe(OH)_3$ への吸着のような要因によって，風化過程で溶液中に入る Pbの量は制限されるであろうとし，粘土鉱物が，堆積物の Pb 含有量の大半を含有していると述べている。さて琵琶湖の場合には，その分布様式が Co の場合に非常に似ている。従って Pb の場合にも Co の場合と同様に $Fe(OH)_3$ および粘土鉱物が清掃人の役割を演じたものであり，南湖では人間活動の影響が著しい原因となっている。

Sr： この元素は石灰岩に最も多量に含まれ，次で粘土および火成岩に多く含まれるが，頁岩，硅岩等には極めて少量しか含まれない。そして風化過程で溶解し重炭酸塩，塩化物および硫酸塩として運搬せられ，重炭酸塩を含む溶液からは Co_2 を失って炭酸塩として沈澱する。Sr^{2+} をもつ溶液が硫酸あるいは硫酸塩と作用すれば，硫酸塩として沈澱する。さて琵琶湖の場合は，流入水によって搬入せられる Sr は流入水域の地質より考えて，大部分が重炭酸塩の形であろうと考えられ，その一部が湖中で炭酸塩の形で沈澱すると考えられる。流域中石灰岩地域をもつ姉川，天野川および愛知川河口沖では，Sr の含有量が高いが，古生層（頁岩，砂岩，硅岩，チャート），で囲まれた湖北およびその流域が古生層からなる余吾川河口沖附近は含有量が低い。この様に，この元素の分布様式は非常に良くその近傍の地質の特性を示している。このことはこの元素が，湖に搬入されると速やかに炭酸塩として沈澱することを示している様であり，水深と弱い負の相関々係を示す原因にもなっていると思われる。なお南湖における高濃度は，Zn，Pb，Co と同様に主として人工的原因によるものと考えなければならないであろう。

6．まとめ

琵琶湖の湖底堆積物中の重金属元素の分布は流入水域の地質，流入河川の位置，湖流，湖底地形（水深）と各元素それぞれの地球化学的特性ならびに湖の周囲の人文地理的環境によって定まるものであり，その結果主に次の様な分布様式であることがわかった。

a．湖の堆積物中の Mn と Fe，Cr と Fe との間に相関々係がある。Cu と Fe，Cd と Fe との間には非常に弱いが相関々係があるようである。

b．堆積物中の Mn 含有量と水深との間には強い相関々係がみられ，Srと水深との間には負の相関々係がみられる。

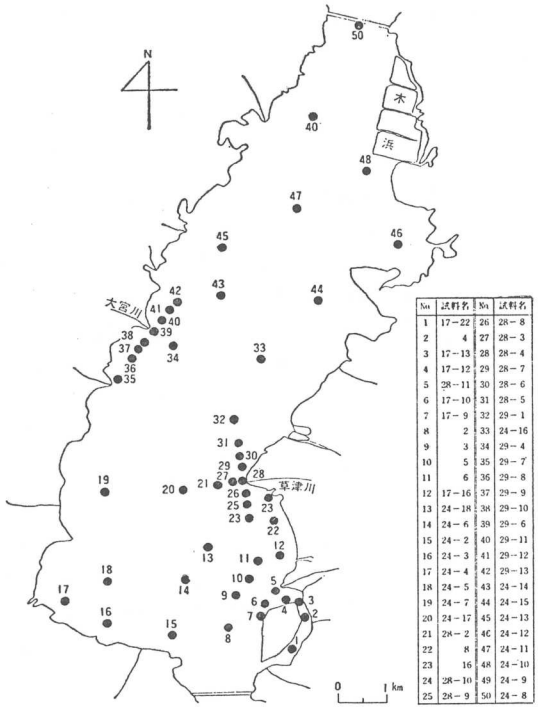
c．湖への流入水域の地質上の特性が，Zn，Cu，Cr，Cd の各元素の 地域的分布様式上の 特徴としてあらわれる。

d．南湖の堆積物中の Zn，Pb，Co，Sr などの元素が，南湖を囲繞する地域の人文地理的要因を強く受けた分布様式と含有量を示す。

Ⅱ 琵琶湖南湖の重金属汚染の指標としての湖底堆積物中の重金属元素

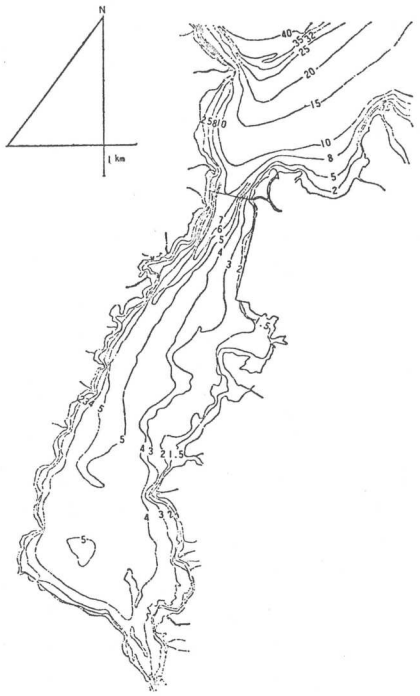
南湖は水深僅かに 8 m以浅の副湖盆であって，これを囲繞する地域での都市化，工業化は近年急激にすすみ，

第12—A図 試 料 採 取 地 点



No	試料名	No	試料名
1	17－22	26	28－8
2	4	27	28－3
3	17－13	28	28－4
4	17－12	29	28－7
5	28－11	30	28－6
6	17－10	31	28－5
7	17－9	32	29－1
8	2	33	24－16
9	3	34	29－4
10	5	35	29－7
11	6	36	29－8
12	17－16	37	29－9
13	24－18	38	29－10
14	24－6	39	29－6
15	24－2	40	29－11
16	24－3	41	29－12
17	24－4	42	29－13
18	24－5	43	24－14
19	24－7	44	24－15
20	24－17	45	24－13
21	28－2	46	24－12
22	8	47	24－11
23	16	48	24－10
24	28－10	49	24－9
25	28－9	50	24－8

第12—B図 等 深 線 図



終に過30年間に約5倍の人口に達してしまった。この間に湖周辺での農業形態は変り，天然有機肥料に代って，化学肥料が多量に使用せられる様になった。この間に増加し続ける生活排水，工場排水の処理施設の充実，農地排水の質の変化に対応する適切な処置等の水質維持対策の進捗速度が遅々たるため水質汚染速度が進み，甚だ憂慮すべき事態に立ち至っている。この時点で若し，琵琶湖流入水域の自然環境のみから，湖底に毎年堆積する重金属量と，毎年人為的環境から堆積するそれとを定量的に見積ることが出来，更に，それに基づいて，湖に流入する重金属のうち，人為的原因に基づく量を見積ることが出来るとすれば，湖の水質保全の対策をより定量的に立て得る様になるであろう。この項では，そのために行った新しい試みについて述べる。

1．試　料

底泥試料は第12，A図の通りの地点から通常の重力式コア・サンプラーを用い長さ約50cmのコアを採取し，表面下5—7.5cmおよび，表面下37.5—40.0cmの試料を切り取り，電気乾燥器に入れ，60℃で恒量となるまで乾燥し，分析に供した。用いた試料の殆んどが泥質であった。なお第12，B図には等深線が示してある。

2．分析方法

a．マンガン，亜鉛および鉛については，上記試料を細粉として，のち1gを秤量して，濃硝酸10 mlと濃塩酸20 mlとの混合液20 mlを加え熱板上で加熱分解を行い，液量が約半分位になれば，濃硝酸を更に10 ml加えて，再加熱，再び液量半分となれば，熱板上からおろして，放冷し，30 mlの水を加え5 Bろ紙でろ過し，定容として後原子吸光分析を行った。

b．カドミウムについては，上記試料を細粉として後，1gを秤量して300 mlメスフラスコにとり硝酸10 ml，塩酸20 mlを入れ熱板上で，加熱分解を行い，液量が約半分位になれば，熱板上からおろして放冷する。ビーカー壁についたものを少量の水で洗いさらに30 ml程度水を加えてろ紙5 Bで100mlのメスフラスコにろ過しビーカー中の不溶解物およびろ紙を温塩酸（1＋10）で洗滌したのち定容とする。この試料を試験溶液とし原子吸光法によって定量した。

c．全水銀：　加熱気化法によって定量した。その過程は次の通りである。

試料約0.2 gを素焼ボート上で精料する。

↓

素焼ボードを加熱する。約20分（弱火→中火→強火）

1.5 NH_2SO_4・0.2% $KMnO_4$ 溶液20ml×2本にHg蒸

第6表　琵琶湖南湖底泥中のマンガン，亜鉛，鉛含有量

試料名	Zn	Mn	Pb	水深
	ppm	ppm	ppm	m
760517－9上	134	776	54	3.7
〃 9下	120	624	47	
760517－10上	203	720	47	3.5
〃 10下	138	1098	42	
760517－12上	128	410	34	2.5
〃 12下	881	887	40	
760517－13上	173	815	32	2.1
〃 13下	124	776	38	
760517－16上	343	1237	68	2.0
〃 16下	301	915	42	
760517－22上	117	776	38	2.4
〃 22下	126	671	34	
760524－2上	496	556	128	4.5
〃 2下	113	889	48	
760524－3上	394	723	81	3.9
〃 3下	83	689	48	
760524－4上	355	939	90	3.8
〃 4下	104	925	62	
760524－5上	173	800	67	5.0
〃 5下	107	823	52	
760524－6上	236	1028	65	4.8
〃 6下	123	920	52	

試料名	Zn	Mn	Pb	水深
				m
760524－7上	307	1162	69	4.5
〃 7下	173	938	48	
760524－8上	217	791	59	8.0
〃 8下	162	896	47	
760524－9上	166	817	52	7.0
〃 9下	213	917	34	
760524－10上	155	857	39	2.5
〃 10下	104	343	32	
760524－11上	121	949	47	4.2
〃 11下	151	685	43	
760524－12上	93	395	34	1.9
〃 12下	108	395	43	
760524－13上	205	896	52	5.5
〃 13下	151	923	43	
760524－14上	135	833	52	5.1
〃 14下	147	949	47	
760524－15上	170	670	51	4.1
〃 15下	120	580	39	
760524－16上	182	838	52	5.0
〃 16下	340	1039	47	
760524－17上	147	838	56	5.1
〃 17下	161	1186	43	
760524－18上	190	780	52	5.0
〃 18下	168	1144	43	

試料名	Zn	Mn	Pb	水深
				m
760528－2上	71	419	20	1.9
〃 2下	81	343	27	
760528－3上	41	243	15	1.2
〃 3下	62	649	20	
760528－4上	50	284	20	0.9
〃 4下	126	459	30	
760528－5上	217	1189	50	3.7
〃 5下	112	491	30	
760528－6上	227	908	50	3.8
〃 6下	120	527	40	
760528－7上	174	703	36	3.7
〃 7下	122	500	35	
760528－8上	187	838	37	3.6
〃 8下	161	508	33	
760528－9上	239	962	50	4.2
〃 9下	195	757	40	
760528－10上	276	1162	60	4.5
〃 10下	122	692	20	
760528－11上	144	227	28	2.3
〃 11下	102	608	40	

試料名	Zn	Mn	Pb	水深
				m
76029－1上	30	143	11	2.3
〃 1下	54	339	22	
76029－4上	269	804	55	4.7
〃 4下	140	1018	53	
76029－6上	100	402	29	1.9
〃 6下	130	446	46	
76029－7上	320	711	49	3.8
〃 7下	110	411	35	
76029－8上	660	857	63	4.0
〃 8下	110	857	53	
76029－9上	185	875	54	3.7
〃 9下	128	821	49	
76029－10上	390	746	60	3.5
〃 10下	130	746	46	
76029－11上	217	661	48	3.6
〃 11下	110	625	42	
76029－12上	130	643	43	4.2
〃 12下	115	804	49	
76029－13上	220	696	56	5.3
〃 13下	130	411	56	

試料名	Zn	Mn	Pb	水深
				m
No. 2－上	153	465	40	4
〃 下	114	627	53	
No. 3－上	325	828	70	4.1
〃 下	116	651	50	
No. 4－上	344	623	50	2.5
〃 下	77	363	36	
No. 5－上	267	744	64	4.0
〃 下	99	539	45	
No. 6－上	168	762	48	3.7
〃 下	84	530	46	
No. 8－上	79	391	32	2.4
〃 下	79	405	39	
No. 16－上	84	502	35	3.5
〃 下	67	372	35	
Av. 上	224	772	54	
下	135	719	43	
S.d. 上	129	222	19	
下	59	253	9	

Av. 平均値

S.d. 標準偏差

第７表　琵琶湖南湖底泥中のカドミウムと全水銀含有量

A．カドミウム

試料名＼含有量	ppm	試料名＼含有量	ppm	試料名＼含有量		ppm
17—16—上	2.10	24—11—上	1.81	28—11—上		0.80
〃　下	0.99	〃　下	0.63	〃　下		0.79
17—22—上	0.95	24—12—上	1.10	29—4—上		1.14
〃　下	0.99	〃　下	0.79	〃　下		1.39
24—2—上	2.63	24—13—上	2.10	29—8—上		1.60
〃　下	1.01	〃　下	0.99	〃　下		1.49
24—3—上	1.71	24—14—上	1.52	29—13—上		1.52
〃　下	0.99	〃　下	1.09	〃　下		1.49
24—4—上	1.83	24—15—上	1.41	2—上		1.42
〃　下	0.99	〃　下	1.15	〃　下		1.68
24—5—上	1.71	24—16—上	1.56	3—上		2.10
〃　下	1.39	〃　下	0.99	〃　下		1.35
24—6—上	1.71	24—17—上	1.33	4—上		1.33
〃　下	1.43	〃　下	0.99	〃　下		1.37
24—7—上	3.12	24—18—上	1.87	6—上		1.41
〃　下	1.29	〃　下	1.49	〃　下		1.49
24—8—上	1.71	28—2—上	0.95	No.16—上		1.14
〃　下	0.99	〃　下	0.75	〃　下 (27.5)		1.29
24—9—上	1.41	28—5—上	2.10	n＝31　上	S.d.	0.49
					Av.	1.61
〃　下	0.79	〃　下	1.29	n＝31　下	S.d.	0.61
					Av.	1.15
24—10—上	1.71	28—10—上	1.14	範　囲	上	0.8—3.12
〃　下	0.69	〃　下	1.74		下	0.63—1.74

Av．平均値

Ｓｄ．標準偏差

B．全　水　銀

試料名＼含有量	ppm	試料名＼含有量	ppm	試料名＼含有量		ppm
*17—16—上	1.90	24—11—上	0.60	28—2—上		0.12
〃　下	4.48	〃　下	0.27	〃　下		0.05
*17—22—上	0.67	24—12—上	0.20	28—5—上		0.25
〃　下	0.73	〃　下	0.20	〃　下		0.12
24—2—上	0.87	*24—13—上	0.24	28—10—上		0.40
〃　下	0.25	〃　下	0.34	〃　下		0.12
24—3—上	0.73	*24—14—上	0.20	*28—11—上		0.17
〃　下	0.26	〃　下	0.27	〃　下		0.20
*24—4—上	0.74	24—15—上	0.40	No.2—上		0.20
〃　下	1.16	〃　下	0.26	〃　下		0.15
24—5—上	0.74	*24—16—上	0.28	No.3—上		0.35
〃　下	0.21	〃　下	0.30	〃　下		0.21
24—6—上	0.18	*24—17—上	0.19	*No.4—上		0.23
〃　下	0.30	〃　下	0.20	〃　下		0.15
*24—7—上	0.40	*24—18—上	0.19	No.6—上		0.26
〃　下	1.49	〃　下	0.24	〃　下		0.14
24—8—上	0.22	29—4—上	0.33	No.16—上		0.11
〃　下	0.15	〃　下	0.24	〃　下(27.5)		0.10
*24—9—上	0.16	29—8—上	0.50	n＝31 (30)　上	Av.	0.41 (0.36)
〃　下	0.30	〃　下	0.28	n＝31 (30)　下	Av.	0.44 (0.31)
24—10—上	0.50	29—13—上	0.47	範　囲	上	0.10—1.90 (0.10—0.87)
〃　下	0.16	〃　下	0.25		下	0.05—4.48 (0.05—1.49)

気を吸収させる。

↓

吸収液の$KMnO_4$が脱色するまで10%塩酸ヒドロキシルアミンを加える。

↓

0.005% ジチゾン・クロロホルム溶液 10 ml で抽出する。（2分間激しく振とう）

↓

ジチゾン・クロロホルム溶液 1 mlを素焼ボート上に分取

↓

フレームレス原子吸光（島津高感度 Hg 分析計UV－20）で測定（波長253.7nm）

3．分析結果

第6表および第7表に底泥中の重金属元素マンガン，亜鉛，鉛，カドミウムおよび全水銀の定量分析結果が示してある。なお分析はすべて，京都科学研究所，分析センターの藤堂が行った。

4．結果の解析

a．統計的方法による有意差検定：　現湖底表面から37.5－40cm 下方位置にある底泥と，5－7.5cm 位置にあるそれとの前記5種の重金属元素含有量に差異があるか否かを統計的方法によって検討した結果次の様になった。即ち，等分散の検定を行った所，マンガン，カドミウムおよび水銀については，何れも分散に差は無いが，亜鉛と鉛とについては，分散に差があると言う結果となり，それぞれの元素の標準偏差は，第6表および第7表に記した通りとなった。次で，それぞれの元素について，上下両層の含有量に有意差があるや否やを検定した結果，亜鉛，鉛およびカドミウムについては，非常な有意差があるが，マンガンと水銀とについては，有意差があるとは言えないと言う結果となった。

b．等濃度線：　次に重金属元素の地域分布を調べるために第13，A，B図から第17，A，B図までを画いた。これらの図から，それぞれの元素について，次のことが明らかとなった。

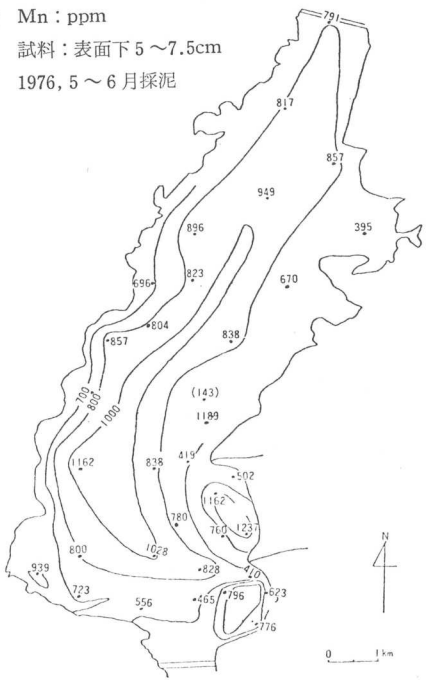
Mn（第13，A，B図）上下両層共に等濃度線が画け，これらの図を第17図の等深線図と照合すると，深所程高濃度である。

Zn（第14，A，B図）下層についてはMnと同様であるが，上層では，含有量と深度とが全く逆の関係となっている。

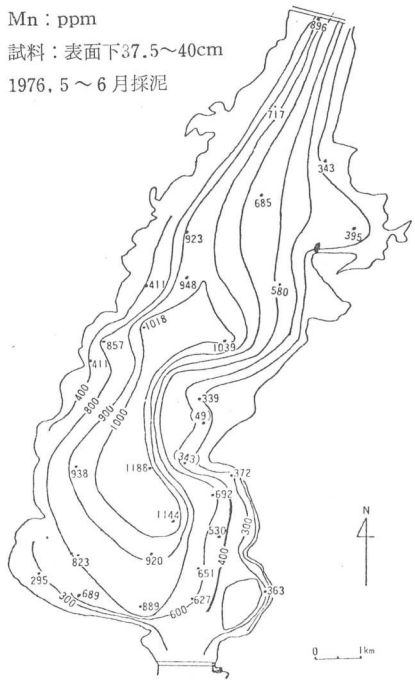
Pb（第15，A，B図）下層では，Mn，Znで見られたと同様であるが，上層では，等濃度線を画くことは不可能で，含有量と水深との間には，何等の相関々係も存しない。

Cd（第16，A，B図）Cdの含有量については，Pbの場合と全く同様であって，下層では，水深との間に相関

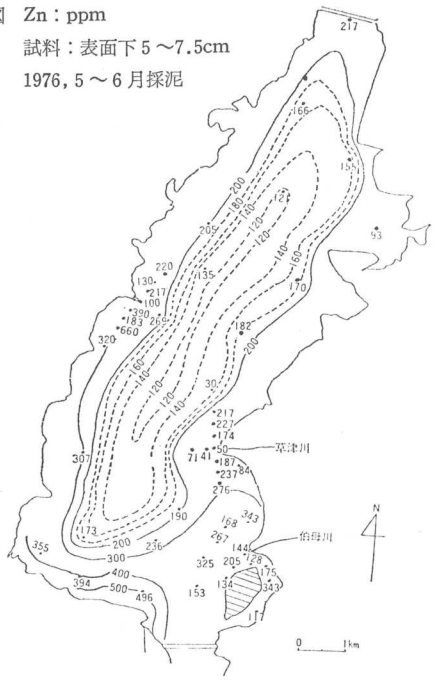
第13—A図　Mn：ppm
試料：表面下5～7.5cm
1976，5～6月採泥



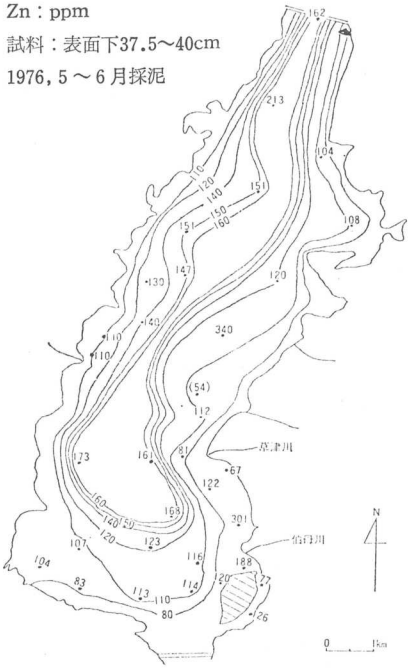
第13—B図　Mn：ppm
試料：表面下37.5～40cm
1976，5～6月採泥



第14—A図　Zn：ppm
試料：表面下5～7.5cm
1976，5～6月採泥



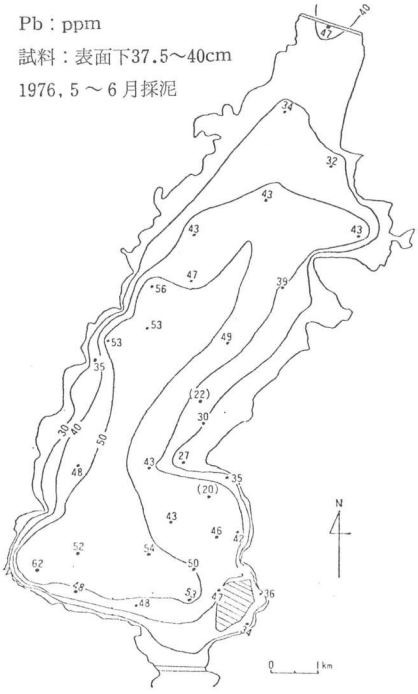
第14—B図　Zn：ppm
試料：表面下37.5～40cm
1976，5～6月採泥



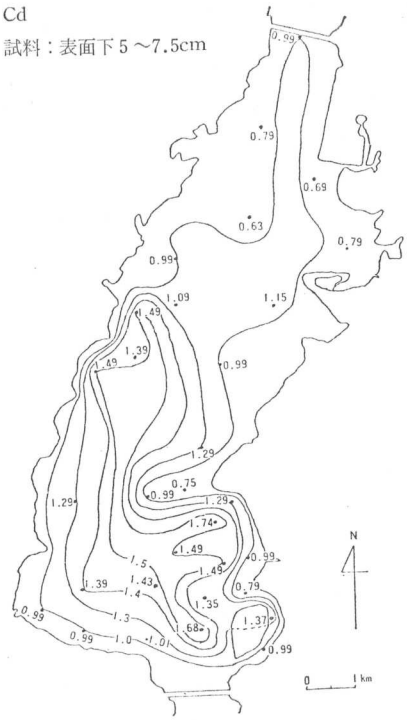
第15—A図　Pb：ppm
試料：表面下5～7.5cm
1976，5～6月採泥



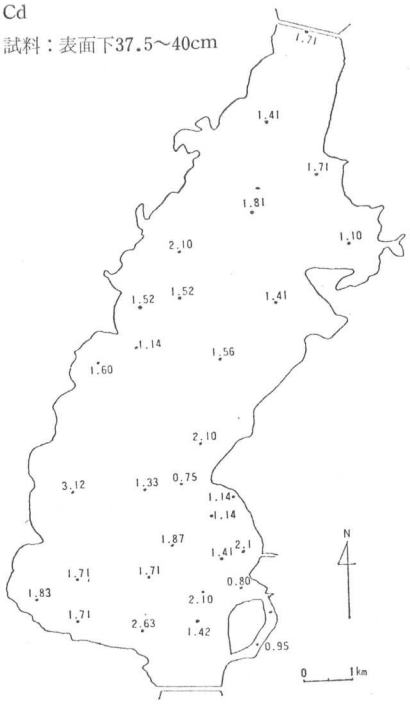
第15—B図　Pb：ppm
試料：表面下37.5～40cm
1976，5～6月採泥



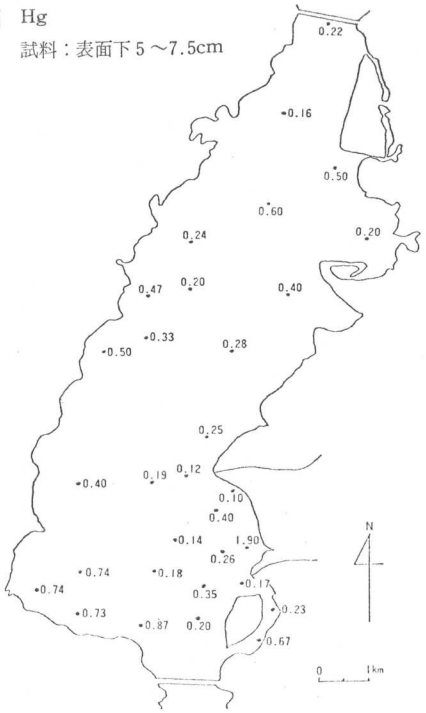
第16—A図　Cd
試料：表面下５～7.5cm



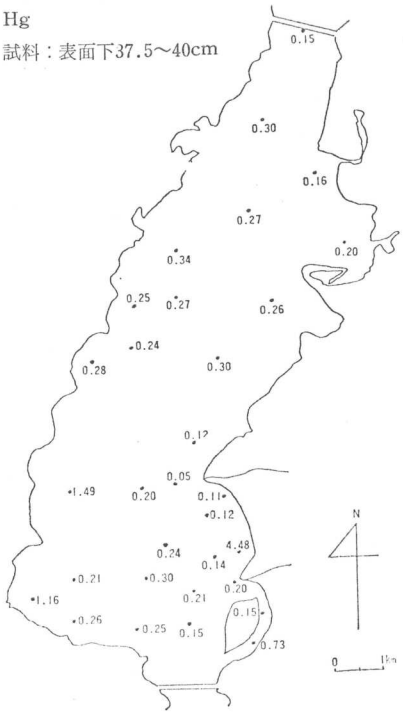
第16—B図　Cd
試料：表面下37.5～40cm



第17—A図　Hg
試料：表面下５～7.5cm



第17—B図　Hg
試料：表面下37.5～40cm



第８表　正常な土壌，堆積岩中並びに南湖底泥中の微量重金属元素含有量の比較

元素	正常な土壌		堆積岩*4	南湖底表層泥（平均値）	
	平均含有量*1	含有量の範囲*2		上層(5.0—7.5cm)	下層(37.5—40cm)
Mn	1,000 ppm	330—7,000 ppm	670 ppm	771.5 ppm	718.9 ppm
Zn	83	80— 500	80	223.6	134.7
Pb	16	3.2—390	20	54.3	42.6
Cd	0.13		0.3	1.61	1.15
Hg	0.083	0.15－0.02*3	0.4	0.41	0.44

*1 Vinogradov, A.P.: Geochemie seltener und in Spuren vorhandener chemischer Elemente im Boden. Akademie-Verlag, Berlin 1954 (Trans from Russian)

*2 Mitchell R.L.: Trace elements in Bear, 1955, pp. 253—285. Chemistry of the soil, Reinhold Publishing Corp.

*3 Jonasson, I.R. and Boyle, R.W.: Geochemistry of Marcury and Origins of Natural Contamination of the Environment. CIM Transactions. LXXV, 8—15, 1972

*4 Vinogradov, A.P.: The Average Contents of the Chemical Elements in the Main Types of Eruptive rocks. Geokhimiya, 7, 1962.

々係があり等濃度線が画けたが，上層については，等濃度線を画き得ず，水深との間に相関々係は見られない。

Hg（第17，A，B図）上下両層共に水銀含有量と水深との間には，相関々係は見られない。

c．統計的方法による相関々係の検討：　Zn と Cd との間ならびに全 Hg と Mn との間に相関々係が存するや否やについて検討して次の如き結果を得た。即ち，上層では Zn と Cd の含有量の間に強い相関々係があるが，下層では無い。また全 Hg と Mn との間には，上下両層共に相関々係ありとは言えない。従って「人為的付加にもとづく Zn と Cd 含有量との間には，相関々係が存在する。」と言えよう。なお第８表の土壌中の Zn/Cd 値は640であり堆積岩（粘板岩と粘土）中でのそれは，300となっているが，南湖上層では，140，下層では120であるから，これらは，何れも先の価よりは小さい。換言すれば，南湖底泥中では，土壌中や堆積岩中よりも，Zn 含有量よりも Cd 含有量が高いと言える。

d．各元素について，上下両層の含有量間の相関々係の検討：　統計的方法による検討の結果は，５％水準で鉛のみに相関々係が認められた。

５．解析結果の考察

前項で述べた解析結果の地質学的ならびに地球化学的意義について考察することとする。

琵琶湖の堆積速度は，松本英二（1975）によれば南湖で0.1 cm/年である。横山によれば，この価は，約100万年以前から殆んど変化していない様である。従って，40 cm堆積するには約400年を必要とすることとなる。従って湖面下40cmの湖底堆積物は，今から約400年以前に堆積したものであって，その当時湖底表面で堆積しつつあった泥上には，上述の５元素については，殆んど人為的影響は無かったと考えられる。そして若し，この層の堆積後，その上に堆積した堆積物との間で元素の移動が殆んどなければ，その層は，人為の殆んど加わらぬ自然環境での堆積物と見なし得る。そして過去400年間，湖の集水域の地質環境は，殆んど変化していない。他方，上層の堆積物は現在の集水域の状況を反映しているものである。従って Zn，Pb，および Cd の３種の重金属については，上下両層の含有量の平均値には，非常な有意差があり，これらの重金属の人為的付加量が甚しく大きいことを意味している。この結論は，更に，次の理由から堆積中における地球化学的金属分布の経験的法則に照しても支持せられる。即ち，この湖に固有な地球化学的自浄作用が，正常に働く限度内の各種重金属元素が湖に搬入せられるならば，その作用によって底泥中での重金属元素の濃度と，その底泥の存在する場所の水深との間に正の相関々係が存在すべきである。さて南湖の場合には，既述の通り Mn（第13図）は上下両層共に，Zn，Pb，Cd は下層のみが，この法則に従った分布様式を示すが，Pb，Zn は，上層では，何れもこの法則に従わず，後者は全く逆の分布を示している。Hg は上下両層共にこの法則には従わない。従って，Zn，Pb，Cd は近年になって汚染が進行して来たが，Hg は上層から下層への特殊な移動が起っていなければ，400年以前にも既に，汚染を受けていたと言わなければならない。換言すれ

第9表　南湖底質への1年間の付加量

	表面よりの深さ	マンガン	亜鉛	鉛	カドミウム	水銀
上層	5－7.5 cm	120.4 t/年	27.43 t/年	8.1 t/年	339 kg/年	53.4 kg/年
下層	37.5－40	120.0	18.40	5.9	170	44.5
人為的*付加量		0.4	9.03	2.2	69	8.9

*下層の価を自然の Back ground と考えた場合の価である。

ば，南湖固有の水銀に対する自浄能力を起える量の水銀が流入していたのである。

6．南湖底質への人為的付加量

毎年南湖の底質へ人為的に付加せられる重金属類が，どれ位の量であるのかを算出すれば第9表の通りである。なお算出法は，この項の最後にその一例を示す。この表には下層の値をこれら5種の重金属に関する限り，人為の加わらぬ自然環境からの毎年の付加量（自然付加量）と考え，上層の値からこれを減じた価をもって人為的付加量としてある。これによれば，マンガンは人為的付加が無いが，亜鉛，鉛およびカドミウムは人為的付加が高い値を示している。即ち亜鉛は，自然付加量の約50％，鉛とカドミウムとは，それぞれ自然付加量の約40％に相当する量が，年々人為的に付加せられている。水銀については，この表の値から見る限りでは，ほぼ一定不変の自然付加量のみであって，人為的付加が無いことになる。この事実は，湖の水域で戦後相当量の水銀系農薬が撒布せられたことから考えると一見奇妙な現象であり，若し，人為的付加量に上るとすれば，堆積後に下層への移動が起ったと考えざるを得ないのであるが，既に述べた通り上下両層間に水銀含有量上相関々係が無いことから見れば，移動の現象は否定せざるを得ないこととなる。また，現在までのところ水銀の地層中での移動について定量的に報ぜられたものが無く，堆積物中での水銀の定量的な行動は不明である。従って，ここで認められた上述の事実は，現在の所，最初に述べた通りの解釈をする以外に方法が無いと考える。次に，滋賀県下水道建設課が工場からの届出を基にして調査した統計結果（1976年7月）によれば，工場排水が河川を流下中に受ける河川の自浄作用を無視して，生のままで湖に流入したとしても，溶存する鉛およびカドミウムの年間搬入量は，それぞれ1.24 tおよび14.6kgであり，その5％が底泥中に入ると仮定すれば，これらからの年間付加量は，鉛70kg，カドミウム0.8 kgであるはずであり，さらに湖南中部下水道地域の工場排水の一部は，北湖に流入する河川に放流せられている点を考慮に入れれば，南湖底泥への年間付加量に及ぼす工場排水の影響は更に小さい値になる筈である。従って，下水道建設課の統計資料が事実と相違していなければ，南湖底泥への重金属の大量付加の原因の殆んどすべてが，工場排液以外にあるということになる。では一体何が重要な原因なのであろうか？考え得るものは先づ南湖流入水域の急激な都市化と，南湖周辺での農業形態の変化および南湖辺の人工的改変をあげ得るであろう。都市化に際して発生する現象の中で，工場数の増化以外のものと言えば，自動車の著しい増加による鉛，カドミウム（タイヤのゴムの塑性剤として加えられた亜鉛に伴うもの），亜鉛の空気中および河川を通しての湖への流入量の増加，宅地開発その他の土地造成による土砂の流入と，土砂からの重金属類の溶出が考えられる。そのうちの土砂流入の場合は，土壌の鉛，カドミウムの平均含有量が，下層底泥のそれよりも低い値であることから，底泥中の重金属量の増加を来すよりもむしろ減少させる原因となるので，この場合問題にはならない。

次に陸地からの溶出について考えてみるに，湖南浄化センターの埋立による影響調査報告書（1975，滋賀県）によると，下記の通りの溶出量であることがわかる。

	カドミウム	鉛
花崗岩質土の場合	0.015ppm	0.1ppm
段丘および古琵琶湖層の場合	0.01ppm	0.12ppm

そこで，これらの値と，南湖流入水域の開発面積（土地の）および水溶液からの重金属元素の沈澱の割合を推定して，年間流入量を次の通りにして見積ることとする。即ち滋賀県環境保全課（1976）の調査によれば，昭和35年以降同49年12月31日までに着工せられた開発事業（30ha以上）によって，開発せられた総面積は，$4,557\times10^7$ ㎡で，その他30ha未満のものが，この面積の約10％あると見積って，これを加えれば，5.013×10^7 ㎡となり，平均1m掘り返したとして，土壌の比重を1.8とすれば $1.8\times5.13\times10^7$ t $\fallingdotseq 90\times10^7$ tの土が雨水によって重金属の溶出にさらされたことになる。そしてその土から15年間にカドミウムは0.015ppm，鉛は0.12ppmの割

合で溶出するものとすれば，各元素の溶出全量は，

カドミウム＝0.015×10^{-6} g $\times 9\times10^{13}=1.35$ t

鉛　　＝0.12×10^{-5} g $\times 9\times10^{13}=10.80$ t

となる。上記計算量のカドミウムと鉛とが，15ケ年間に，毎日等量づつ流入したものと仮定すれば，一日の流入量は，

カドミウム＝1350kg/365×15＝0.247kg

鉛　　＝10800kg/395×15＝1970kg

となる。南湖の水量は1.6億tであるから，上記の重金属イオンが，毎日全南湖に等濃度に拡散したとすれば，このために起る水中のカドミウムと鉛イオンの濃度の増加量は，

カドミウム＝247 g/1.6×10^{14}(g)＝1.54×10^{-12} g/g

＝1.54×10^{-6}ppm

鉛　　＝1970 g/1.6×10^{14}(g)＝1.23×10^{-11} g/g

＝1.23×10^{-5}ppm

となり極めて微量である。他方鉛イオンの天然水中での濃度は，0.002ppmであり，カドミウムイオンは不明であるが，この元素に近似した化学的性質をもつ亜鉛イオンのそれは，0.01ppmである。他方1973年7月より年間4季にわたって，大津市，京都市，大阪市，大阪府，阪神水道企業団および神戸市の各水質試験所が行った南湖合同調査（京都市水道局，水質試験年報）の結果によれば，鉛イオンは0.01ppm以下で検出されず，カドミウムは0.001ppm以下で検出されずとなっている。従って土地開発で溶出した重金属イオンが底泥中に湖水中から殆んど沈澱するとは考えられない。また，有機物，粘土，或は水酸化鉄の沈澱に吸着されたり，或は生物の媒介による沈澱はあっても微量であろう。そこで過大な見積りではあるが，流入イオンの総量の5％が底泥中に捕獲せられたとしても，カドミウムは4.5kg/年，鉛は3.6kg/年が付加せられるに過ぎぬこととなり，この場合もまた最初に上げた人為的付加量の主要な源とはなり得ない。次に空気中からの重金属の沈下量（fallout）を算出してみるに，環境白書（滋賀県）によれば，空気中の重金属量は，滋賀県平均で，鉛が，0.043 μg/㎥，カドミウムは，0.0008 μg/㎥である。今湖面上20mまでの分が毎日全部底泥中に捕獲せられるものと仮定して年間付加量を調べると，

鉛＝0.043 μg×57×10^6(㎡)×20(m)×365＝18.25kg/年

カドミウム＝0.0008 μg×57×10^6×20×365＝1.3kg/年

となり，これも主要な重金属の給源とはなり得ないことがわかる。ここで以上の数値をとりまとめて置くと次の通りである。

	鉛	カドミウム
人為的付加量	2.2 t/年	700kg/年
工場排水からの付加量	0.07 t/年	0.8kg/年
土地開発からの付加量	0.036 t/年	4.5kg/年
空気中よりの付加量	0.018 t/年	1.3kg/年
給源不明（自動車等？）	2.08 t/年	693.4kg

なお家庭排水は殆んど重金属とは無関係であり，農業に用いる無機肥料と農薬には，カドミウムと鉛は含まれていない。また湖岸の改変によって重金属に対する自浄作用を低下させてはいるが，重要な原因とは考えられない。従って給源不明とした鉛とカドミウムが既に述べた様に，南湖を囲繞する地域の自動車からその相当量を排出されている公算が大きいものと考えざるを得ないのである。しかしながら，以上の考察から明かな様に，ここに考えた諸事象の結果としては，なお到底最初に上げた様な多量の重金属の人為的付加量の定量的説明は出来ない。これには2つの重要な問題がある。その1つは，湖底面下40cmの底泥が果して約400年以前の底泥中の重金属をほぼ化石化して保存しているのか？と言う問題であり，他の1つは，県の行った工場排水中の重金属量の調査結果が，実際と異っているのではないか？と言う問題である。前者については，カドミウム，鉛，亜鉛等の大部分が粘土鉱物等の二次鉱物の構造中に捕足されるか，或は吸着されていること，並びに既述の通り底泥の上下両層の各重金属含有量間には相関々係が無いこと，即ち上下両層間に拡散等による移動が殆んど無いと考えられることから，化石化されていると言う仮定は正しいものと考えられる。従って後者を問題にしなければならなくなる。即ち，果して工場排水によって湖に搬入せられる重金属が，県の行った工場の自由的届出に基く統計結果通りであるのかと言う疑いをもたなければならなくなる。実に環境白書にある空気中の重金属量の数値が南湖周辺の正しい代表値をあらわしていない可能性も否定し得ないであろう。

人為的付加量の算出法とその一例：　南湖底泥の堆積量は，1年間に0.1cmであるとして，次の様にして，上，下両層での年間付加量を算出し，その差をもって人為的付加量とした。

イ）等濃度線を引き得るものについては，隣接する2本の等濃度線の濃度値の平均値にそれら2本の等濃度線間の湖底面積，年間堆積深度（0.1 cm）および堆積物の比重を乗じた値を，その湖底に1年間に付加せられた重金属の重量とし，同様の方法で残りの部分についても計算し，それらの総和をもって年間付加量とした。

ロ）等濃度線を引き得ぬものについては，含有量の平均値に全湖底面積，年間堆積深度（0.1㎝）および堆積物の比重を乗じた値をもって年間付加量とした。

（例）マンガン

含有量×面積×年間堆積深度×比重＝年間付加量

	(ppm)		(㎠)	(㎝)	
（上層）	700	×31.1×10^{10}	×0.1	×2.6＝56.6 t/年
	900	×20.2×10^{10}	×0.1	×2.6＝47.3 t/年
	1100	×5.75×10^{10}	×0.1	×2.6＝16.5 t/年
		合　　計		120.4 t/年
（下層）	750	×36.9×10^{10}	×0.1	×2.6＝72.0 t/年
	850	×8.93×10^{10}	×0.1	×2.6＝19.7 t/年
	950	×6.45×10^{10}	×0.1	×2.6＝15.9 t/年
	1000	×4.75×10^{10}	×0.1	×2.6＝12.4 t/年
		合　　計		120.0 t/年

7．土壌および堆積岩中の重金属含有量との比較

正常な土壌ならびに堆積岩（粘板岩＋粘土）中の重金属含有量と南湖底泥中のそれらとを比較すれば第8表の通りである。この表から次のことが言える。土壌と堆積岩の平均値をみると，マンガン，亜鉛，鉛の三元素については，両者はほぼ同じ価であるが，カドミウム，特に水銀は著しく異っている。マンガンは土壌に比べて，上下両層共に平均含有量，含有量の範囲共に少い。亜鉛の上層での平均値は，南湖底泥の方が非常に高く，土壌や堆積岩の約4倍であるが，含有量の範囲はほぼ同じである。下層は平均値が土壌のそれの約1.5倍であるが，範囲は低い方に属している。カドミウムは，上下両層共土壌および堆積岩の平均値よりも高く，前者の約10～12倍，後者の約4～5倍を含んでいる。水銀は上下両層共に土壌に比べて，含有量の範囲，平均値ともに約4倍であるが，堆積岩とはほぼ同じ値である。

以上述べたことから南湖は，その水深の浅い点を考慮に入れると，亜鉛とカドミウムの底泥中の含有量が非常に高いと言わねばならない。如何なる原因によってこの様な結果を招来したかを説明することは，現在まで得た研究結果をもってしては不可能であって，その解明は，今後の研究に待たねばならないが，唯々自動車のタイヤの磨耗した微塵の影響が，甚だ大きい影響を与えているに違いないことを附言しておく。

Ⅲ　琵琶湖南湖底泥の間隙水中の重金属元素の湖水組成への寄与について

紙数の都合でこの項については，簡単に要点のみを述べるに止める。

最初に述べた通り，南湖は水深8m以浅の部分よりなるため，風浪によって，全湖底表面が，擾乱を受けて，湖底表層の一部は，水中にまき上げられ，この際湖底泥中に存する間隙水は湖水に戻り，その中にあった各種イオンが直ちに湖水中に拡散し去って，湖水のイオン濃度を高める結果となる。その度合が如何程かを，見積ることは，湖水の汚染の観点からのみならず，湖水中での物質の循環機構を明らかにする上で，極めて重要である。

ここでは，重金属中のマンガン，亜鉛および鉄について，定量的な見積を行った。その方法等の詳細は別な機会に述べることとして，その結果のみを記せば，次の通りである。

堆積物1g中に含まれる間隙水は0.596 gであって，1年間に南湖で風浪によって巻き上げられる堆積物中に入っている間隙水の総量は，58×10^4 tであり，これによって，湖水中に添加せられる重金属イオンの総量は，マンガン 1.7 t/年，亜鉛 0.19 t/年，鉄 2.1 t/年である。なお，今後15年間は間隙水中のイオン濃度が不変であって（即ち汚染が現状の程度で止ったとして），一度湖水中に還元したイオンは再び間隙水中に入らないものとし，かつ毎年上記の量だけこれらの3元素のイオンが，間隙水中から湖水中に還元して行くものと仮定すれば，湖底擾乱によって湖水中に還元した重金属イオンの16年後の残存量は，マンガン 7.83 t，亜鉛 0.865 t，鉄 9.38 tとなり，1年間に還元する総量の約4.5倍が湖水中に残存することとなる。

最後に仮に南湖を閉水域として，前述の3元素のイオンの年間付加量から平均1日当りの付加量を求め，その量が湖水のイオン濃度を高めるのに如何程の寄与をするかを算出してみた結果は，マンガンは0.03ppb，亜鉛は0.003ppb，鉛は0.03ppbだけ南湖水のイオン濃度を高めることとなる。これは極めて微量の様であるが，生物連鎖による濃集機構を考慮すれば，これを僅小であるとして看過することは出来ない。一例を述べれば，亜鉛では，上記のイオン濃度の増加は魚肉に3 ppmの濃度上昇を招来する結果となる。

おわりに

ここに述べたことは，琵琶湖の底質中の重金属元素の動態と言う非常に困難で，かつ長時間と，莫大な費用を費さねば到底解き得ないであろうと思われる問題の，ほんの一部を垣間見たに過ぎないのであって，南湖の底泥について行った重金属の収支計算と同様のことが，重金

属の湖における動態の歴史の一部を記録している湖底堆積物を利用して，続いて行われなければならない。そして，特に，人為的に年々付加せられる重金属の源と，形態とについて，徹底的な定量的究明を行うことが必要である。そのためには自動車，塵，焼却，工場排煙等に端を発するairfallによる付加量，各河川，地下水による搬入量の定量が重要である。一方，これらの過程で湖に搬入せられる重金属元素の形態を明かにする必要がある。このための手掛を得るための一手段として，底質中に存する重金属の形態を明かにすることが，要求せられる。なお，この取り調べは，底質からの重金属の再溶出の問題を解明するために不可欠のことでもある。更に重金属に対する自然浄化作用と称せられるものの，本質の解明と定量的研究は殆んど皆無に近いので，この問題に一日も早く着手する必要があると考える。

文　献

滋賀県（1977），アセスメント委員会報告書.

Goldberg, E. D. (1954), Marine Geochemistry 1. Chemical Scavengers of the Sea. J. Geol., 62, 249—265.

Goldschmidt, V. M. (1954), Geochemistry, Univ. of Oxford press. Fair. Lawn, N. J.

Hirst, D. M. (1962), The Geochemistry of modern Sediments from the Gulf of Paria—Ⅱ, The Iocation and distribution of trace elements. Geoch. Cosmoch. Acta, 26, 1147—1187,

橋本雅昭，立川正久（1974），琵琶湖の堆積物の研究（Ⅷ），琵琶湖表層堆積物の粘土成分と鉱物組成（予報），滋大，教育，紀要，自然，24，71—88.

小谷　昌（1958），湖底地形と漁業，地調時報，22集.

小谷　昌（1965），琵琶湖の湖成鉄と湖底地形，地調時報，29集.

京都市水道局（1974）水質試験年報.

松本英二（1975），210Pb法による琵琶湖湖底泥の堆積速度，地質，雑誌，81，301—306.

中村　実，中野聡志，立川正久（1972），琵琶湖の堆積物の研究（Ⅴ），琵琶湖表層堆積物中における微量重金属成分の分布について，滋大，教育，紀要，自然 22，90—112.

大森えい（1968），琵琶湖底質の化学組成について，地質調査所月報，19.

Piper, D. Z., (1971), The Distribution of Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn in Framvaren, a Horwegian anoxic Fjord. Geoch. Cosmoch. Acta, 35, 531—550.

Rankama, K. and Sahama, Th., G. (1950), Geochemistry, Univ. of Chicago Press,

Shapiro, L. and Braunock, W. W., (1956), Rapid Analysis of Silicate Rocks, Amer. Geol. Sur. Bul., 1036-e.

滋賀県（1975），環境白書.

滋賀県（1975），湖南浄化センターの埋立による影響調査報告書.

滋賀県下水道建設課（1976），湖南中部下水道工事のアセスメントのための統計資料。

滋賀県環境保全課（1976）．湖南中部下水道工事のアセスメントのための統計資料.

立川正久，中村　実，金崎真子（1971），琵琶湖の堆積物の研究（Ⅴ），琵琶湖底表層堆積物中における微量重金属成分の分布について（予報），滋大，教育，紀要，自然，21，88—112.

Tatekawa, M., M. Nakamura and S. Nakano (1975), The Pollution of the lake Biwa in the light of the distribution of Heavy Metals, Science of Better Environment, Proceedings of the International Congress on the Human Environment (HESC) (Kyoto, Japan, 1975), 402—407.

立川正久（1977），琵琶湖の堆積物の研究（Ⅹ）琵琶湖の重金属汚染の指標としての湖底堆積中の重金属元素，滋大，教育，紀要，自然，27，26—43。