

(8) 全国富栄養化湖沼の底質特性について

Factors explaining some element concentrations of the sediments in 28 Japanese eutrophic lakes

福島 武彦^{*1}, 天野 耕二^{*1}, 村岡 浩爾^{*2}

Takehiko FUKUSHIMA^{*1}, Kohji AMANO^{*1}, Kohji MURAOKA^{*2}

ABSTRACT: Concentrations of 16 elements were analyzed for sediments and suspended particulate matter samples obtained in Japanese 28 eutrophic lakes. Using some statistical analysis methods, those concentrations in sediments were grouped into 1) alkali metals and alkaline earth metals (Na, Mg, Ca, Sr, K), 2) elements originated from soil particle or rock (Ti, Fe), 3) elements having significant anthropogenic inputs (P, Cr, Cu, Zn), and 4) organic carbon and nitrogen. The ratio of suspended particulate matter to sediments decreased in the order of group 3), 4), 1), and 2). Elements belong in group 3) had larger variations in not only sediments concentrations but also suspended particulate matter concentrations in the 28 lakes than elements of other groups. Some significant factors were pointed out to explain sediments concentrations of respective groups; group 1) dissolved Na concentration in lake water, 2) Ti concentration in suspended particulate matter which reflects the inflow rate of soil particles from watershed, 3) TP concentration in lake water representing the degree of anthropogenic loads, and 4) chlorophyll-a concentration in lake water divided by the areal ratio of drainage to lake surface, deducible simply from the budget of organic matter in sediments.

KEYWORDS: Sediments, Suspended particulate matter, Anthropogenic input, Phytoplankton production

1. 緒 言

湖沼底質は流域から供給された懸濁物 (Allogenic fraction) と湖水中での生物, 化学的過程により生じた懸濁物 (Endogenic fraction) から構成されていて, 湖沼水環境の評価に当たって重要なものと考えられる。このため, 湖沼底質と湖沼環境との関係の解析は有機物質を中心に西条・半谷 (1953), 金子ら (1981), 丸山ら (1982), Hankanson (1982) 等の研究例, 並びに金属元素を対象に Forstner & Wittmann (1981) の整理例があるが, 残念ながら湖沼間の底質の違いを流域, 湖沼物理・化学・生物特性から定量的に説明したものは少ない。ここでは富栄養化の著しい全国28湖沼での底質及び懸濁物の分析結果をもとに, 主に(1)底質各組成間の関係すなわち底質組成変化の構造, 主たる変化軸, (2)底質組成と懸濁物組成との関係, (3)底質組成に及ぼす流域, 湖盆, 湖水質の影響, の観点から考察を行い, 富栄養化した湖沼の底質特性を論ずる。

2. 調査, 分析方法

調査は1986-1988年にかけて Table 1 に示す 28 湖沼 (霞ヶ浦では3水域に分けて調査を行ったので合計 30 水域) で行った。特に生活環境項目に係わる環境基準を大幅に上回ることの多い湖沼を対象に選んだ。

Table 1 には湖心における年平均の全リン (TP) 濃度を示すが (福島ら 1986), OECD の基準 (1982) では富

*1 国立公害研究所 National Institute for Environmental Studies, *2 大阪大学 Univ. of Osaka

栄養湖は0.035mg/l以上であるので、白樺湖、多鯰ヶ池、阿寒湖（全リン濃度は中栄養湖に相当）を除く湖沼で富栄養湖と判定される。流入河川河口域での急激な水質変化の把握も調査目的であったので、特に湖面積の小さい湖沼を除いて主要な流入河川の流入部にも測点を設け合計80地点で底泥及び湖水のサンプルを得た。

採泥には重力式の採泥器（弁付）を用いて、各地点毎に長さ約10–15cmの4本のコアサンプルを採取して、2cmごとに切断後、混合した。全地点数は80、全サンプル数は547であった。粒径用には湿泥のまま、化学分析用には凍結乾燥したものを用いた。湖水は表層下約50cmのものを採取し、ニュクレポアー・メンブレンフィルター（ニュクレポアーコーポレーション、0.4 μ m）等でろ過後の懸濁物とろ液を分析に供した。

分析項目と方法はTable 2に示す通りである。有機物関連として有機炭素（OC, POC）、富栄養化に関わるものとして有機窒素（ON, PON）、リン（P1, P2, PP1, PP2）、人為汚濁に関連するものとしてZn等の金属元素、流域からの土粒子（岩石、土砂、土壤粒子をまとめて）の寄与を表すものとしてTi等を選んだ。底質の有機炭素の測定に際しては、無機炭素の混入を防ぐため1NHCl添加後、再度凍結乾燥した。オートアナライザーでのリン測定には過硫酸カリウムにより分解（オートクレーブ）した試料を用いた。また、ICPによる14元素同時測定では、フッ酸、硝酸による压力容器での分解後に過塩素酸溶液にして分析した（Okamoto & Fuwa 1984）。リンについてはオートアナライザー（P1, PP1）とICP（P2, PP2）による分析結果があり、全サンプルの平均値（標準偏差）としてそれぞれ1.58（1.82）、1.85（2.13）mg/gとなり後者の方が若干高いが（酸、熱による分解力の差と考えられる）、両者の相関係数は0.99と極めて高かった。以降の解析では底

Table 1 Sampling date, sampling point number, morphometric and chemical characteristics of 24 lakes examined in this study.

Lake name	Date*1	Points*2	h (m)*3	Al (km ²)*4	A (km ²)*5	T (y)*6	TP (mg/l)*7	Na (mg/l)*8	Symbol
L. Kasumigaura			3.8	171.0	1446.0	0.67	0.068		
Takahamairi	1986. 7. 1	6						18.9	Ta
Onogawairi	1986. 8. 8	5						29.2	No
Tsuchiurairi	1986. 9. 11	3						27.1	Ts
L. Teganuma	1986. 8. 19	3	2.4	6.5	156.0	0.048	0.540	22.1	Te
L. Inbanuma	1986. 9. 24	5	1.7	11.6	503.1	0.048	0.120	13.8	In
L. Shirakaba	1986.10. 6	1	2.7	0.36	6.14	0.223	0.025	2.7	Sr
L. Suwa	1986.10. 7	4	4.6	13.3	531.2	0.109	0.078	12.3	Su
L. Aburagafuchi	1986.10. 8	2	3.1	0.64	45.7	0.038	0.460	1349.	Ab
L. Sanaru	1986.10. 8	2	1.5	1.21	18.6	0.048	0.450	742.	Sa
L. Yunoko	1986.11. 1	1	7.4	0.35	14.0	0.111	0.035	11.0	Yu
L. Kahokugata	1986.11. 6	3	2.2	6.05	280.1	0.032	0.104	33.4	Ka
L. Kibagata	1986.11. 6	2	1.6	1.14	38.2	0.023	0.098	17.0	Kb
L. Shibayamagata	1986.11. 7	2	2.7	1.85	156.8	0.011	0.075	26.5	Sb
L. Kitagata	1986.11. 7	3	2.7	2.15	34.6	0.15	0.045	1817.	Kg
L. Kojima	1987. 4. 13	3	1.6	10.88	557.2	0.043	0.280	159.	Kj
L. Tanegaike	1987. 4. 14	1	8.3	0.18	1.66	0.40	0.013	13.1	Tn
L. Koyamaike	1987. 4. 14	2	2.7	7.06	42.5	0.19	0.052	111.	Ky
L. Tougoike	1987. 4. 14	2	1.8	4.08	51.3	0.073	0.061	1063.	To
L. Kitaura	1987. 9. 21	5	4.5	34.0	411.4	0.57	0.053	40.7	Kt
L. Harutori	1987.10. 5	2	2.6	0.38	4.0	0.20	0.270	588.	Ha
L. Touro	1987.10. 5	2	5.0	6.37	131.3	0.20	0.132*9	19.8	Tr
L. Akan	1987.10. 6	3	18.7	13.3	148.0	1.35	0.027	24.0	Ak
L. Abashiri	1987.10. 6	3	6.1	32.9	1342.8	0.38	0.132	2080.	As
L. Barato	1987.10. 8	2	3.3	4.37	145.1	0.052	0.188*9	174.	Ba
L. Tamoginuma	1987.10.27	2	3.3	1.59	25.6	0.22	0.045	16.9	Tm
L. Ichiyanaginuma	1987.10.27	2	2.2	1.71	15.4	0.24	0.073	13.2	lc
L. Hachiro	1987.10.28	3	5.9	45.0	844.0	0.15	0.075	2272.	Hc
L. Izunuma	1987.10.29	2	0.9	2.89	58.9	0.069	0.125	17.5	Iz
L. Naganuma	1987.10.29	2	2.0	3.17	10.0	0.51	0.080	8.7	Na
L. Toyanogata	1988. 3.24	3	2.2	1.62	94.2	0.0077	0.42	72.4	Tg

*1; sampling date, *2; number of sampling points, *3; mean depth, *4; lake area, *5; watershed area (excluding lake area), *6; retention time, *7; mean concentration of TP (from Fukushima et al. 1986), *8; measured value of dissolved Na c concentration at the central point of lake, *9; measured value

質、懸濁物のリン組成としてICPによる結果(P2, PP2)を用いる。以下では、対象とするサンプルをA) 富栄養湖の湖心地点の表層値(0-2cm, 中栄養湖と霞ヶ浦の三水域を除く24湖沼)、B) 沖側地点の表層値(霞ヶ浦三水域でも最も沖側の地点を選び、また中栄養湖を加えて合計30水域の沖側地点)、C) 富栄養湖沼の全地点の表層値(75地点)、D) 全地点の表層値(80地点)に分けて検討を行い、それぞれの解析目的に合わせてデータの使い分けをした。例えば、平均値を求めるときには富栄養湖のみのデータ、相関係数を算出する場合には30水域のデータを用いた。特に、表層値のみを扱ったのは現在の水質特性と最も関連が深いと予想され、また底質中での分解、統成作用の影響がより少ないと考えられるためであり、底質の鉛直分布特性に関してはTable 1の東郷池より上に記した湖沼に対して既に整理、報告している(Amano & Fukushima 1987)。

Table 2 Measuring items and analytical methods.

Lake sediments	methods
organic carbon (OC), organic nitrogen (ON)	1
phosphorus (P1)	2
Na, K, Mg, Ca, Sr, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, P (P2)	3
particle size (FRP; $\leq 20\mu\text{m}$, MPR; $20\mu\text{m} < \leq 74\mu\text{m}$, LPR; $> 74\mu\text{m}$)	4
Lake water	
Dissolved component ($\leq 0.4\mu\text{m}$)	
dissolved phosphorus (DP)	2
Na, K, Mg, Ca, Si	3
Particulate component ($> 0.4\mu\text{m}$)	
suspended solids (SS)	
chlorophyll-a (Chla)	
particulate organic carbon (POC), particulate organic nitrogen (PON)	1
particulate phosphorus (PPI)	2
Na, K, Mg, Ca, Sr, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, P (PP2)	3

1; CHN analyzer (Yanagimoto MT-5), 2; Autoanalyzer (Technicon Type-2), 3; ICP (Jarrell-Ash Atomcomp Model-975), 4; some sieves

3. 結果及び考察

3.1 底質の平均組成と変動の大きさ

富栄養化した湖沼の湖心及び全地点での表層データをもとに(2. の分類ではA, Cのデータセット)、主要な成分について平均値と範囲を算定した結果をTable 3に示す。貧栄養湖である琵琶湖北湖、中禅寺湖での表層値(0-2cm)、地殻平均値、懸濁物の値も併せて示す。OC, ON, P, Zn等の項目(以下、Table 2中のカッコ内の略号を用いる)で富栄養湖の平均組成は貧栄養湖のそれに比べて高いが、湖沼間のばらつきは大きい。地殻の組成は火成岩のものとほぼ等しいが(メイスン1970)、特に湖沼底質と比べOC, ON, Znで低く、Na, Kで高い。湖沼では内、外来性の有機物、人為的負荷が蓄積され易いためである。Fig. 1にはCデータセットを対象に底質、懸濁物組成の範囲を平均値で規準化して示す。特に、Al, Fe, Ti等の土粒子に固有な成分では変動が小さく、P, Cr, Zn等の人為的な負荷源からの影響の大きいもので濃度範囲が広く、有機物を示すOC, ONは中間に位置する。ここで、Amano & Fukushima(1987)及びその後のデータ解析から得られた底質の鉛直並びに流下方向変化の特徴を整理しておく以下のようなものである。

- (1) OC, ON, P, Cu, Cr, Zn, Mn等で上層の方が高く、FPR, Tiで上層の方が低い鉛直分布パターンが一般的であり、底質中での分解、酸化還元状態による鉛直移動、流域での人為負荷のトレンド等が原因しているものと考えられる。
- (2) OC, ONという有機物成分で湖心の方が河口より高くなり、Zn, Cu, Ti, P等の外来性懸濁物を主たるも

Table 3 Mean concentrations of some elements in sediments and suspended matter. Two figures in the parenthese show the range of measured values.

	OC (POC)	ON (PON)	P1 (PPI)	P2 (PP2)	Na	K	Ti	Mn	Fe	Cu	Zn
[Sediments]											
Central points (24 points)	48.5 (10.6-120.6)	5.32 (1.0-12.8)	1.35 (0.33-4.86)	1.55 (0.44-5.95)	16.2 (4.6-68.0)	12.6 (5.0-22.5)	3.26 (1.72-4.51)	0.96 (0.25-2.45)	43.5 (23.2-78.8)	0.075 (0.022-0.166)	0.282 (0.075-1.344)
All points (75 points)	46.3 (10.6-144.0)	4.82 (1.0-12.8)	1.66 (0.33-10.6)	1.92 (0.26-13.3)	13.0 (3.3-68.0)	12.8 (4.6-28.1)	3.63 (1.28-5.87)	1.15 (0.25-6.69)	47.3 (16.9-83.5)	0.088 (0.022-0.321)	0.271 (0.062-1.344)
Lake Biwa* ¹	-	3.0	-	1.15	9.3	24.0	4.5	3.76	45.3	0.076	0.203
Lake Chuzenji* ²	38.8	3.8	0.96	1.12	10.2	11.0	1.89	0.94	28.1	0.068	0.142
Crust* ³	0.20	0.02	1.05		28.3	25.9	4.40	0.95	50.0	0.055	0.07
[Particulate matter]											
Central points	183.	34.6	3.85	5.13	9.4	8.8	1.33	6.12	32.4	0.436	0.341
All points	178.	32.6	4.23	5.12	7.9	8.6	1.74	5.52	39.3	0.388	0.290

*1; north basin, 24 sites (Takamatsu ed. 1985), *2; 5 sites, *3; Mason (1970)

のとする成分で逆に河口の方が高く、懸濁物の起源が
流下方向組成変化を大きく支配している。

3.2 底質組成変化の構造、主たる変化軸

相関、クラスター、主成分分析といった統計的手法を用いて底質変化特性を整理、要約することを考えた。まず、Table 4, (1)には各成分、指標間の相関行列を、Fig. 2にはその相関係数を対象に平均距離を尺度としたクラスター分析を適用した結果を示す。流域条件の異なる湖沼底質値から算出した相関係数であるので、湖内での物理・化学・生物学的特性差に加えて、当然流域での発生源、母材、気象条件等の違いも相関の程度を決定する要因となっている。これらから底質成分を分類してみると、(a)Na, Mg, Ca, Sr, Kといったアルカリ金属、アルカリ土類金属のグループ、(b)Ti, Feといった土粒子が主要な供給源のグループ、(c)P, Cr, Cu, Znといった人為的な負荷源の影響を大きく受けるグループ、(d)有機物のOC, ONとなる。グループ(a)の元素は3.4で示すように汽水湖では湖水中の溶存態Na濃度と関係があるので独立したグループとしたが、その懸濁態としての流域からの供給源はグループ(b)と同じと考えてよい。Alはグループ(a)のK、グループ(b)のTiと正の高い相関を持つが、溶存態のNa濃度などとは関係が薄くどちらかといえばグループ(b)に属すると考えられる。V, Mnは他の成分との関連が乏しい。FPR

(20μm以下の粒子割合)はNa, Mgと正の高い相関を有するが、これは汽水域では微細な粘土粒子が凝集して沈降し易くなるためと考えられる。また、LPR(74μm以上の粒子割合)は(d)グループの増加と共に増える傾向が若干見られる。ふるいによる分画成分それぞれについてOC, ONを測定した結果、72μmを超える粒子には砂とプランクトン遺体があり、前者の卓越する湖沼(児島湖、油ヶ淵など数湖沼)を除くと一般に粒径の大きいもの程OC, ON含量が高いことがわかったが、こうした特性を反映したものと考えられる。

これら18種の成分、指標に対して主成分分析を施すと、第1主成分は有機物含量の大小((a),(b)グルー

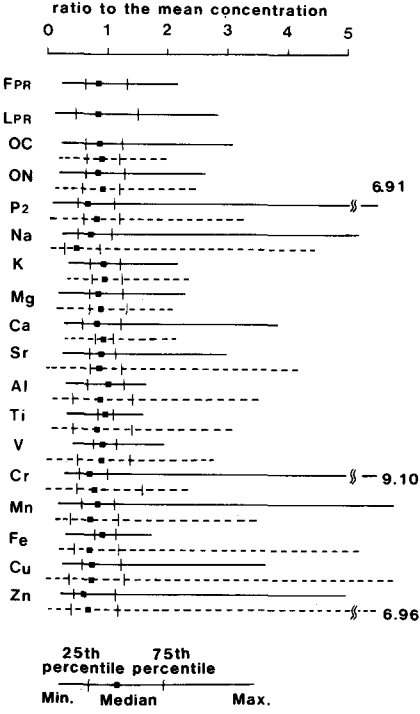


Fig. 1 Some statistical values of element concentrations normalized by the mean for sediments (solid line) and suspended particulate matter (dotted line). (Data set C)

Table 4 Correlation matrices for some concentrations in sediments (1) and suspended particulate matter (2). Asterisks indicate significance at $P < 0.05$. (Data set B)

	(2)																		
	POC	PON	PP2	Na	K	Mg	Ca	Sr	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	POC	PON	PP2
(1) FPR																			
LPR	-0.77*																		
OC	-0.24	0.19																	
ON	-0.22	0.18	0.93*																
P2	0.25	-0.32	0.39*	0.21															
Na	0.74*	-0.41*	-0.28	-0.27	-0.09														
K	0.25	-0.11	-0.56*	-0.68*	0.01	0.34													
Mg	0.53*	-0.41*	-0.44*	-0.47	0.02	0.73*	0.50*												
Ca	0.16	-0.07	0.01	-0.06	0.11	0.49*	0.09	0.53*											
Sr	0.25	-0.23	-0.25	-0.35	0.07	0.57*	0.40*	0.71*	0.84*										
Al	0.06	-0.25	-0.48*	-0.56*	-0.17	0.07	0.61*	0.42*	0.18	0.47*									
Ti	0.02	-0.30	-0.40*	-0.44*	0.03	-0.00	0.22	0.35	0.12	0.25	0.53*								
V	-0.16	-0.17	-0.14	0.16	0.29	-0.23	-0.48*	-0.14	0.18	0.06	-0.19	0.13							
Cr	0.07	-0.05	-0.12	-0.11	0.20	-0.02	0.12	0.38*	-0.06	-0.01	0.16	0.23	-0.03						
Mn	-0.14	-0.10	-0.00	0.12	0.00	-0.35	-0.46*	-0.14	-0.29	-0.31	-0.25	0.50*	-0.15						
Fe	0.07	-0.32	-0.09	-0.09	0.56*	-0.28	0.03	0.02	-0.10	-0.11	0.12	0.62*	0.33	0.20	0.02				
Cu	0.07	-0.18	-0.12	-0.18	0.45*	-0.08	0.22	0.25	0.17	0.17	0.30	0.29	0.23	0.74*	0.03	0.38*			
Zn	-0.00	-0.05	0.13	0.12	0.38*	-0.10	0.07	0.01	-0.12	-0.16	-0.08	0.16	-0.12	0.39*	-0.14	0.20	0.38*		
FPR	LPR	OC	ON	P2	Na	K	Mg	Ca	Sr	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn		

ブ対(d)グループ、寄与率(0.28)、第2主成分は人為負荷影響の大小((c)グループの大小、0.16)、第3主成分はグループ(a)ーグループ(b)(0.13)、第4主成分はMn、Vの大小(0.11)、第5主成分は粒径(0.09)等の軸が得られた。(a)、(b)グループは共に(d)グループと負の相関関係にあること、(c)グループは独立性が高いことと対応している。Fig. 3には第1、2主成分で湖沼を分類した結果を示すが、I類は有機物が多く人為汚染は中程度なもの、II類は無機物が多く人為汚染もあまり大きくないもの(汽水湖が多い)、III類は有機物はそれ程多くないが人為汚染が大きいもの、IV類は共に中程度なものに分かれる(有機物含量の大小、人為負荷影響の大小については3.4で検討する)。

3.3 懸濁物組成と底質組成との関係

Table 4、(2)には懸濁物各組成間の相関行列を示しているが、底質のそれとの違いは(1)Caがグループ(a)の他元素との相関が乏しい、(2)Mnがグループ(a)の元素と正の相関を有する、(3)グループ(b)とグループ(c)の間には負の相関の傾向が見られる、等であり、他の点はよく似ているものが多い。(1)はCaが生体中に多く、またその炭酸塩が難溶解性であること、(2)は汽水湖においては密度

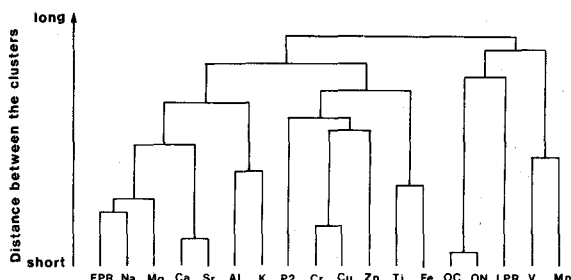


Fig. 2 Grouping of element concentrations in sediments with the aid of cluster analysis. (Data set B)

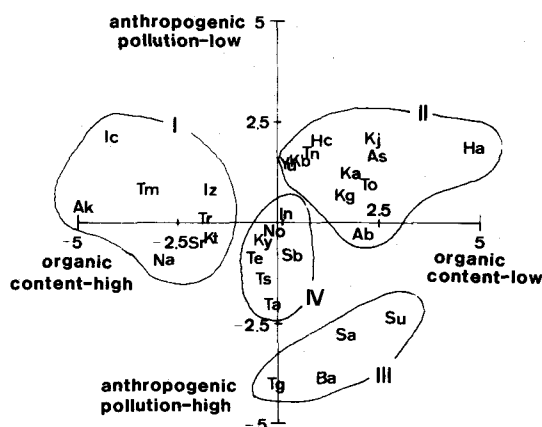


Fig. 3 Scattered diagram obtained by principal component analysis. Horizontal axis; the first principal component (contribution rate 0.283), vertical axis; the second one (0.164). The symbols in the figure are explained in Table 1. (Data set B)

成層の形成によって鉛直混合が乏しいことから底質近傍で還元状態の強く溶存態 Mn 濃度が高くなり、さらにこれらが上層に移動すると再び酸化され懸濁態となること、(3)は外来性の懸濁物の組成が関係しているのではないかと考えられる。また、グループ(b)と(d)の間の強い負の相関は同一湖沼の連続観測から得られるのとまったく同じで(福島ら1987)、懸濁物中の有機、無機成分の構成状態を表現している。なお、クラスター分析による成分のグループ分けの結果は底質のものとほとんど同じであった。

続いて Table 5 には懸濁物組成と底質組成との相関マトリックスを示す。対角成分(同じ元素の懸濁物、底質間の相関係数)を見ると、グループ(a),(b)でかなりの高い正の相関、グループ(d)では弱い正の相関、グループ(c)のP以外は相関が見られない。この考察は3.4で行う。

Table 5 Correlation matrix between some concentrations in sediments and those in suspended particulate matter. Asterisks indicate significance at $P < 0.05$. (Data set B)

Sediments	Suspended particulate matter																
	POC	PON	PP2	Na	K	Mg	Ca	Sr	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	
	OC	0.38*	0.25	0.10	-0.36*	-0.39*	-0.55*	0.13	-0.19	-0.37*	-0.34	0.38	0.00	-0.20	0.21	0.11	-0.05
	ON	0.40*	0.30	0.07	-0.33	-0.33	-0.51*	0.10	-0.16	-0.38*	-0.35	0.41	-0.02	-0.25	0.08	0.01	-0.18
	P2	-0.02	-0.06	0.48*	-0.18	-0.02	-0.11	0.34	-0.04	-0.13	-0.05	0.02	-0.22	-0.02	0.76*	0.05	0.09
	Na	-0.18	-0.11	0.25	0.70*	0.70*	0.46*	0.10	0.66*	-0.24	-0.16	-0.14	0.36*	0.68*	-0.18	0.12	0.01
	K	-0.42	-0.34	0.17	0.32	0.31	0.42*	-0.23	0.13	0.16	0.16	-0.19	0.08	0.18	0.22	0.08	0.23
	Mg	-0.12*	-0.05	0.06	0.50*	0.21	0.59*	0.05	0.31	-0.19	-0.08	-0.40	0.03	0.53*	-0.13	-0.11	-0.06
	Ca	0.21	0.20	-0.01	-0.12	0.03	-0.04	0.39*	-0.00	-0.09	0.04	-0.30	-0.11	0.05	-0.11	-0.09	-0.00
	Sr	0.11	0.10	0.02	0.06	0.14	0.11	0.38*	0.19	-0.09	0.00	-0.35	0.01	0.28	-0.13	0.02	0.04
Al	-0.17	-0.14	-0.32	0.07	-0.13	0.18	-0.23	-0.23	0.25	0.22	-0.65	-0.12	-0.02	-0.13	-0.00	0.08	
Ti	-0.28	-0.28	-0.39*	-0.10	-0.04	0.33	0.17	-0.29	0.47*	0.53*	-0.43	-0.57*	0.01	0.13	-0.43*	-0.40*	
V	0.45*	0.38*	0.07	-0.42*	-0.24	-0.36*	0.37*	0.03	-0.09	-0.06	0.28	-0.18	-0.06	-0.04	0.05	-0.04	
Cr	0.21	0.31	0.23	0.32	-0.01	0.54*	-0.18	-0.14	-0.22	-0.17	-0.29	-0.33	-0.12	-0.02	-0.30	-0.12	
Mn	0.17	0.18	0.18	-0.27	0.03	-0.18	0.07	0.04	0.14	0.01	-0.24	0.15	-0.31	-0.02	0.18	-0.13	
Fe	-0.15	-0.14	-0.02	-0.27	-0.09	0.08	0.15	-0.34	0.25	0.32	-0.24	-0.59*	-0.26	0.61*	-0.44*	-0.25	
Cu	0.11	0.21	0.44*	0.08	0.06	0.30	0.07	-0.13	-0.02	0.02	0.16	-0.31	-0.24	0.26	-0.20	0.04	
Zn	-0.22	-0.17	0.17	0.01	0.13	0.23	-0.01	-0.16	0.16	0.17	-0.43	-0.14	-0.02	0.41*	0.01	0.16	

底質組成に対する懸濁物組成の比 (p/s 比) を各湖沼毎に算定してその範囲を示したのが Fig. 4 である。図はデータセット A の結果であるが、他のデータセットを用いてもほぼ同じものが得られている。この図と Fig. 1, Table 3 の懸濁物部分の結果を合わせて考えると、(1)グループ(c)では p/s 比は 1 よりかなり大きく、懸濁物の組成範囲(平均値に対する比, Fig. 1) は底質と同様に広い、(2)グループ(d)も p/s 比は 1 より大きいが濃度範囲は狭い、(3)グループ(a),(b)は共に p/s 比が 1 以下で(グループ(b)の方が小さい)濃度範囲は中間となる、等がわかる。今回の各湖沼での観測は降雨の流出時には行っていない。このため、懸濁物組成は晴天時のものを表しているのので上記のような p/s 比の特性が得られたものと考えられる。すなわち、湖内で内部生産されるグループ(d)では 1 以上、降雨時に懸濁物中の含量が低下するグループ(c)でも 1 以上、含量増加が見られるグループ(a),(b)は 1 以下となったと考えられる (Fig. 5 には手賀沼流入河川の大堀川における 40mm の降雨

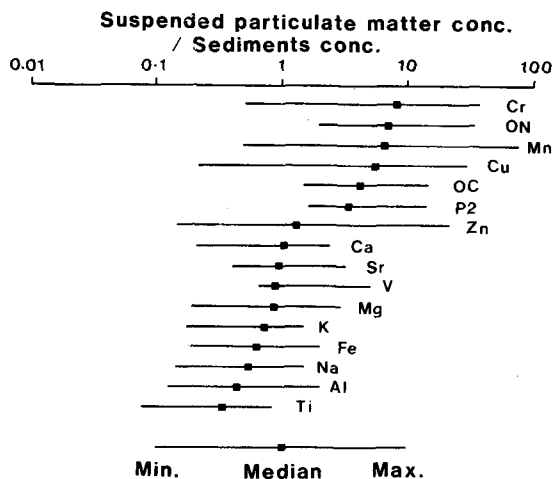


Fig. 4 The range of the ratio of suspended particulate matter concentration to sediments concentration. (Data set A)

流出時の各種懸濁態組成の変化例を示すが、Mg, Tiでは含量増加, Cu, P, POC, PONでは含量低下の傾向が見られる。また、濃度範囲については内部生産により生じる懸濁物組成はほぼ一定なこと(福島ら1986)、グループ(c)の元素類は流域特性の影響を強く受けることが原因していると考えられる。

3.4 底質組成に及ぼす流域、湖盆、湖水質の影響

各成分毎にもう一度底質、懸濁物組成、湖水中の懸濁態濃度(SS×懸濁物組成)、湖水中のSS, Chla, 溶存態Na, TP濃度との関係を整理して、底質組成の評価、予測方法を検討する。

(1) グループ(a) (Na, Mg, Ca, Sr, K)

これらの成分の底質組成は懸濁物組成、溶存態のNa, Mg等の濃度と高い正の相関を有するが、湖水中の懸濁態濃度とは関係が薄い。Fig. 6には湖水中の溶存態Na濃度と底質中のNa含量との関係を示すが、前者が100mg/lを超えるあたりからNa含量が増加する傾向が見られる。これは底質中の間隙水の溶存態Naが凍結乾燥により固体側に移行した量では説明できないことから(例えば1000mg/lの間隙水が含水率80%の底質に含まれるとして含量の増加は約4mg/gである)、汽水湖ではNa等の湖水中に大量に存在するイオンが懸濁態に吸着して、それが沈降した結果Na等の高濃度の底質を生じたものと考えられる。汽水湖以外でのばらつきは流域の土粒子組成を反映しているものと考えられる。

(2) グループ(b) (Ti, Fe)

底質中の組成はグループ(a)と同じく懸濁物組成との正の相関が高いが、さらに湖水中の懸濁態濃度とも同じ関係を有する。懸濁物組成は懸濁態OC, ON含量と負の相関, Chlaと無相関, SSと弱い正の相関を持ち、また懸濁態濃度はSSと正の相関を有する。

Fig. 7には懸濁物と底質中のTi濃度間の関係を示すが、線形でなく前者が1.5mg/gを超えると底質中濃度はほぼ一定となるように見える。この関係は霞ヶ浦高浜入で得られた地点間の関係(懸濁物組成は合計24回の平

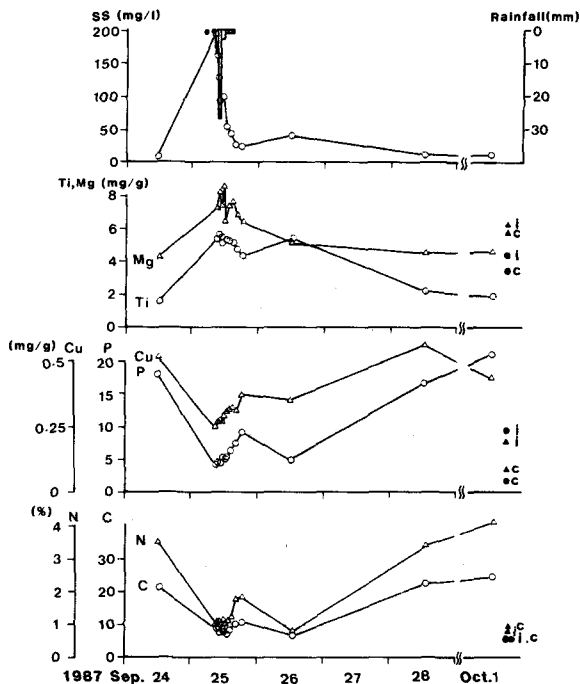


Fig. 5 Change in suspended particulate matter concentrations observed during the stormy runoff period at the influent river (R. Oohori) to L. Teganuma. Solid circles and triangles indicate the sediments concentrations (I : near the mouth of the influent river, c : the central part of the lake).

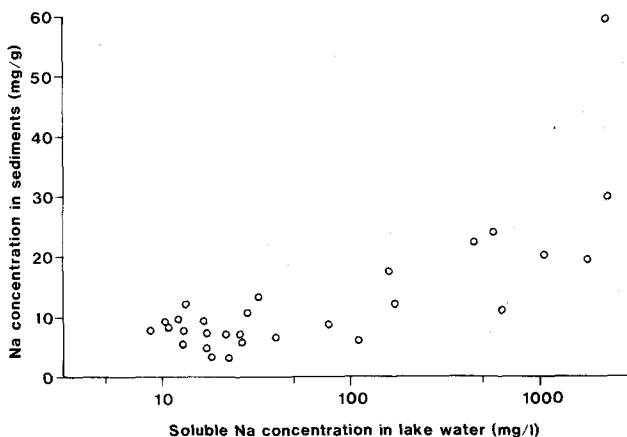


Fig. 6 Relationship between soluble Na concentration in lake water and Na concentration in sediments.

均値、福島ら 1987) とよく似ている。以上から、懸濁物中のこれらの成分含量は晴天時における流域からの土粒子の到達のし易さを表して、底質中の組成は線形ではないがその影響を受けていると考えられる(底質組成には降雨流出時の影響が強いことは Fig. 5 からわかる)。

(3) グループ(c) (P, Cr, Cu, Zn)

Pを除くと、底質組成は懸濁物組成と負の弱い相関か、相関が見られず、懸濁物濃度とは弱い正の相関があり(相関係数(r)は Cr; 0.11, Cu; 0.24, Zn; 0.39), 特に湖水中 TP 濃度 (Cr; 0.52, Cu; 0.67, Zn; 0.21), 湖水中懸濁態 P 濃度 (Cr; 0.62, Cu; 0.74, Zn; 0.35) と正の相関が存在した。P では底質、懸濁物の組成間に正の相関がある ($r=0.48$)。さらに P は Cr 等と同じく湖水中 TP 濃度(0.44), 懸濁物濃度(0.53)と関係があり、丸山ら(1982)の長野県 52 湖沼での結果とも一致する。Fig. 8 には全 80 地点の表層値(同一湖沼は直線で結んである)を用いて、湖水中の TP 濃度と底質中の P 含量との関係を示す。あわせて

細見(1987)による貧、中栄養湖を中心としたデータも加えている(湖心 0-2 cm, 支笏湖, 十和田湖, 本栖湖, 青木湖, 中禅寺湖, 野尻湖, 洞爺湖, 榛名湖, 琵琶湖北湖, 大沼, 河口湖, 半月湖, 精進湖, 洞沼の 14 湖沼)。TP 濃度が 0.05-0.1 mg/l までは底質 P 含量はほぼ 1.2 mg/g を平均として一定で、それを超えると TP 濃度にはほぼ比例して増加する傾向が見られる。1.2 mg/g とは Table 3 の地殻中での P 含量と大体等しく、流域からの土粒子由来の成分を表していると考えられる。また、TP 濃度が 0.1 mg/l 以下の富栄養湖で底質 P 含量が低いものは砂等の粒子を多く含む地点が多い。

同様に、TP 濃度と底質 Cu, Zn 含量との関係を示したのが Fig. 9, 10 である。この図では湖心だけを、また TP 濃度としては Table 1 の年平均値を用いた(河口地点を含めても特性は変わらない)。琵琶湖北湖, 中禅寺湖の数値も加えている。特に、Zn で長沼が高いのは導水している迫川上流に亜鉛を産する細倉鉱山があることが原因していると考えられる。Zn, Cu で茨戸湖が高いのは同じく流域に豊羽鉱山(亜鉛, 鉛)が存在することが原因の一つと考えられるが詳細は不明である。Fig. 9, 10 には Fig. 8 と同じ傾向が読み取れる。以上を式で表すと次のようになる。まず、ここでは簡単にするために P, Cu 等の流域での人為的発生負荷は人口

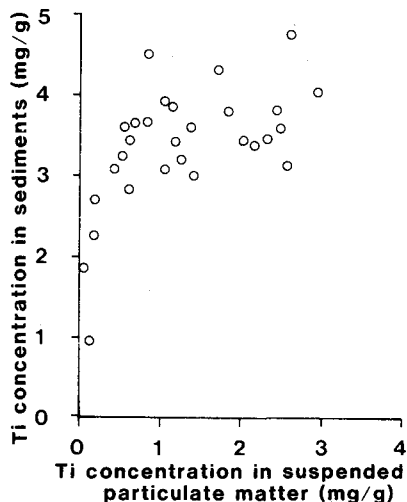


Fig. 7 Relationship between Ti concentration in suspended particulate matter and that in sediments.

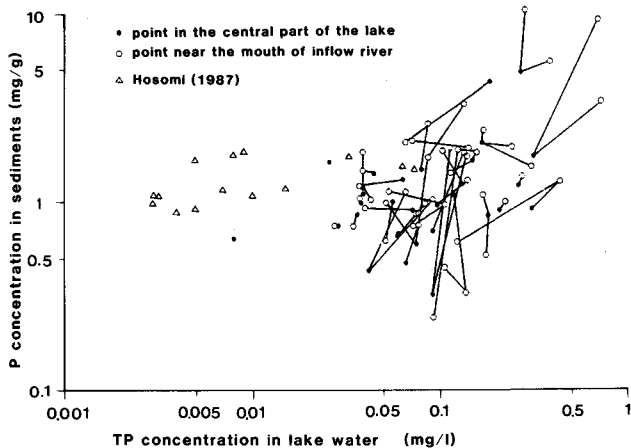


Fig. 8 Relationship between TP concentration in lake water and P concentration in sediments.

(Z) に比例すると考えると (P, Cu 等の発生源としては他に家畜, 工場等いろいろあり, これらは人口とは直接関係がないが, 例えば人口を家畜数に置き換えても以下の式(1)と(2)との関係は同様に得られる), 湖内への供給量は $aZ + bAR$ になる。ここに a は Cu 等の発生原単位 ($\text{g/capita} \cdot \text{y}$), A は流域面積 (m^2), R は流域からの土粒子の発生原単位 ($\text{g/m}^2 \cdot \text{y}$), b はこうした粒子中の P, Cu 含量 (g/g) である。土粒子の供給量は AR となるので Cu 等の平均的な底質中含量 C_1 (g/g) は次式で推定される (グループ(d)の寄与は(4)で示すように小さいので。またすべての流入成分が落ちない場合には aZ に沈降する粒子の比率を掛ければよい)。

$$\begin{aligned} C_1 &= (aZ + bAR) / AR & (1) \\ &\approx b, & Z/A \text{ の小さい湖沼} \\ &\approx aZ / AR, & Z/A \text{ の大きい湖沼} \end{aligned}$$

また, 湖水中の TP 濃度 C_p (g/m^3) も発生原単位を a' ($\text{g/capita} \cdot \text{y}$), 流出高を R' (m/y) とし, 晴天時には土粒子の影響が小さいとすると,

$$C_p = a'Z / AR' \quad (2)$$

となる。この結果, 流域に人為負荷が少ない場合には C_1 は C_p によらずに一定に, 多い場合に

C_1 と C_p は比例関係があることがわかり, Fig. 8, 9, 10 (Fig. 9, 10 には式 (1), (2) の模式的関係を点線で示す) の特性を説明する。なお, Cu 等でそれらの湖水中の懸濁物濃度よりも TP と関係が深い。この理由として, 湖水中での溶存態, 懸濁態比率が P と Cu 等では異なっていることが考えられるが, Cu 等では溶存態濃度を ICP 法で測定することは難しく, 今回は実測値がない。今後の研究課題としたい。また, Cu 等では SS 濃度の増加とともに懸濁物組成が低下する傾向が見られ (Fig. 11), 人為負荷源から発生する高濃度の粒子が低濃度の土粒子で希釈されていることがわかる。

(4) グループ(d) (OC, ON)

西条・半谷(1953), 金子ら(1981), 丸山ら(1982), Hankanson (1982) は底質中の OC, ON, 灼熱減量(I.L.)と湖水の透明度, COD, Trophic Index 等との関係を調べ明白な傾向が見られないことを報告している。この原因としては主に, 各湖沼毎に降雨流出時等に流入する土粒子量が異なることと説明されている。すなわち, 底質の OC, ON は植物プランクトン等の湖内内部生産物質を主たる供給源とするのに対し, それを希釈する土粒子は年間でも非常に頻度の少ない大降雨時に大量に運び込まれているからと考えられる。ここでは(3)と同じく簡単な底質組成モデルを与えてこの問題を考察する。まず, 底質への OC, ON 供給量は湖水中の植物

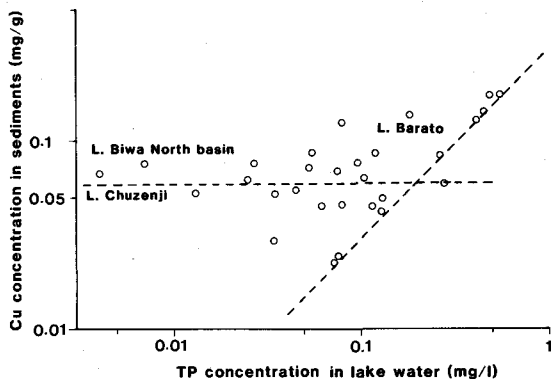


Fig. 9 Relationship between TP concentration in lake water and Cu concentration in sediments. Dotted lines indicate the schematic views of eq. (1) and (2).

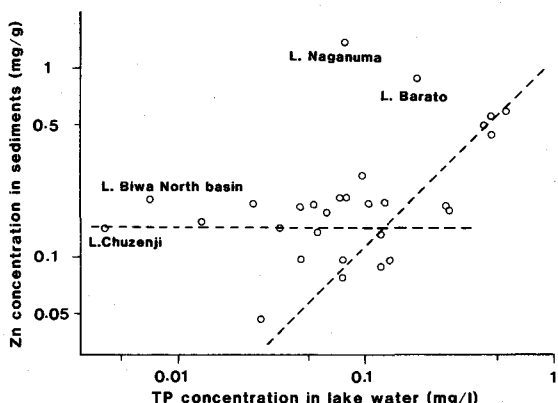


Fig. 10 Relationship between TP concentration in lake water and Zn concentration in sediments. Dotted lines indicate the schematic views of eq. (1) and (2).

プランクトンが沈降する量に比例するとして ewX ($g/m^2 \cdot y$) とする。ここに e は比例常数 (OC, ON とクロロフィル a の比率, 分解比率等を表す), X は湖水中のクロロフィル a 濃度 (g/m^3), w は沈降速度 (m/y) である。流域からの土粒子の供給量は (3) と同じく AR (g/y), 湖面積を A_L (m^2), 湖心部で沈降する比率を e' とすれば, そこで沈降する量は $e'AR/A_L$ で近似される。この結果, 植物プランクトン等による懸濁物の沈降量が土粒子のものに比べて小さいとすると (底質の OC 含量は最大でも $100 mg/g$ 程度でありこれは I. L. では 20% 前後と予測 (西条・半谷 1953) されるので), 底質中の OC, ON 含量 C_2 (g/g) は次式で求まる。

$$C_2 = ewX / (e'AR/A_L + exw) \approx (ew/e'R) XA_L/A \quad (3)$$

このため, C_2/X は A_L/A に比例することが予想される。Fig. 12 は ON でこの関係を調べたもので, 細見 (1987) による貧, 中栄養湖を中心としたデータも加え, またクロロフィル a 濃度には年平均値を用い (福島ら 1986), 平均水深が 6 m 以上と未満で記号を分けている。導水のある湖沼も二, 三存在するが, 導水水量が少ないこともありその分は補正していない。この図から洞爺湖を除く湖沼で A_L/A の増加と共に C_2/X も増える傾向がはっきりと読み取れ, 特に平均水深で分類しておくとその湖沼群で傾きがほぼ 1 程度になっていることがわかる。洞爺湖は有珠山の噴火による火山灰の影響が極めて大きいので底質中の ON 組成が低い (細見 1987)。平均水深による違いは, 一度沈降したものが再浮上して移動する確率, 同一の A_L/A でも滞留時間が異なることから外来性懸濁物が湖心に到達する確率, 底質中での分解速度などにより式 (3) の係数 e/e' が異なることが原因と考えられる。以上から, OC, ON 等の内部生産が主要な起源となっている物質の底質中の組成は, 内部生産量とそれを希釈する外来性の懸濁物量との比によって決まっているといえよう。

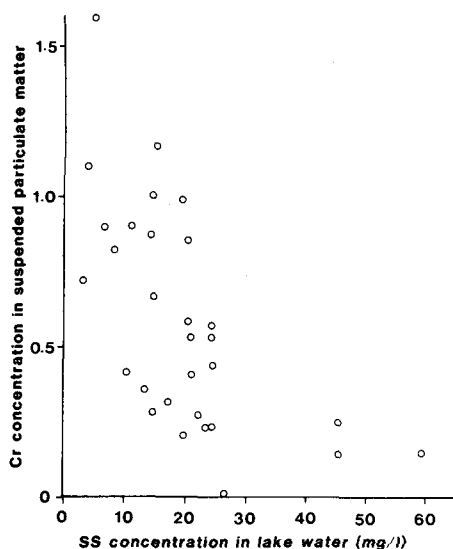


Fig. 11 Relationship between SS concentration in lake water and Cr concentration in suspended particulate matter.

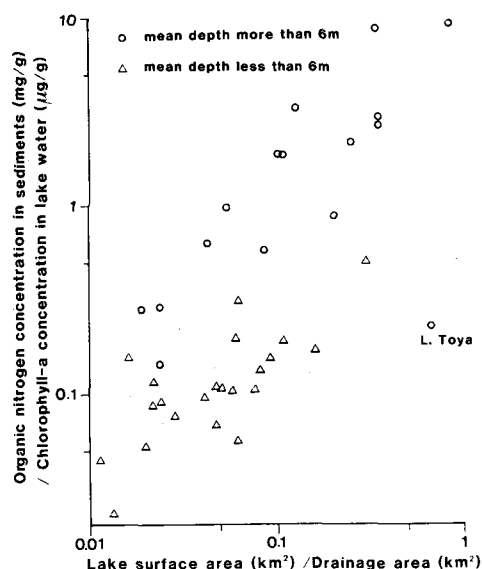


Fig. 12 Relationship between the ratio of organic nitrogen concentration in sediments to chlorophyll-a concentration in lake water and the ratio of lake surface area to lake drainage area.

4. 結 語

湖沼底質はわずかな距離を離れた地点間でも組成が大きく異なることもあり、鉛直差も大きいものがある。また今回取り上げたような18種の元素、指標で表現される特性以外にも様々な特性を有しているし、水質との関係が明白でないものも多い。しかし、湖の底質は湖沼が存在したから形成されたものであり、湖沼の物理、化学、生物的環境の情報を蓄積している。このような観点から、ここでは富栄養化の進んだ全国28湖沼(30水域)での表層泥と懸濁物質の組成分析の結果をもとに各種の解析を行い、以下のようなことがわかった。

- (1) 底質組成間の相関分析等から、底質成分を(a)Na, Mg等のアルカリ金属、アルカリ土類金属、(b)Ti, Fe等の土粒子由来の成分、(c)P, Cu, Zn等の人為負荷の影響を受け易い成分、(d)有機物のOC, ONという4つのグループに分けた。
- (2) 懸濁物と底質の組成比はグループ(c),(d),(a),(b)の順に小さくなる。底質の組成変動(30水域の比較)は(c)で大きく、(b)で小さい。また、懸濁物のそれは(c)で大きく、(d)で小さい。
- (3) 各グループの成分の底質中含量は、(a)では汽水湖において溶存態のNa濃度等の影響を受ける、(b)では懸濁物中の含量と関係し流域からの土粒子の到達のし易さを反映している、(c)では湖水中のTP濃度のような人為的な汚濁負荷の程度を表す量と密接な関係を有している、(d)では内部生産の大きさを表す量(ここではクロロフィルa濃度を用いた)と外来性の土粒子流入程度を表す量(ここでは流域面積/湖面積)を用いて推定し得る、等を明らかにした。

5. 参考文献

- Amano K. & Fukushima T. (1987) On the longitudinal and vertical changes in sediments at estuary. Proc. of Specialised Conference on Coastal and Estuarine Pollution, 172-181.
- 福島武彦他(1986) 湖沼水質の簡易な予測モデル 2. 水質汚濁研究, 12, 775-785.
- 福島武彦他(1987) 湖沼河口域での懸濁態物質組成の特性と底泥組成との関係. 衛生工学研究論文集, 23, 31-40.
- Forstner U. & Wittmann G. T. W. (1983) Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2nd ed. Springer-Verlag, pp. 486.
- Hankanson L. (1982) On the relationship between lake trophic level and lake sediments. Water Res., 18, 303-314.
- 細見正明(1987) 湖沼底泥からの窒素・リン溶出とその制御に関する研究. 大阪大学, 博士論文, pp. 203.
- 金子光美他(1981) 国立公園内湖沼の水質汚濁の現況(1). 用水と廃水, 23, 544-551.
- 丸山正人他(1982) 長野県下52湖沼の底質. 用水と廃水, 24, pp. 1349-1355.
- メイスン(1970) 一般地球科学. 岩波書店, pp. 402.
- OECD (1982) Eutrophication of Waters. OECD Paris, pp. 154.
- Okamoto K. & Fuwa K. (1984) Low-contamination digestion bomb method using a teflon double vessel for biological materials. Anal. Chem., 56, 1758-1760.
- 西条八束・半谷高久(1953) 湖沼堆積物の研究(第1報). 地理学評論, 26, 595-606.
- Takamatsu T. ed. (1985) Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., No. 75, pp. 129.