

精進湖の夏季および冬季水質の垂直分布*

堤 充 紀

笠 井 和 平

中 島 郁 子

田 中 正二郎

山梨県では富士五湖の汚濁防止を目的とした水質調査を、昭和46年から実施しその現状把握に努力しているが^{1~4)}、その表面水質を測定チェックするのみでは、全体像を的確に論することはできない。すなわち、湖水は主として水温の変化を原動力として、循環、停滞をゆっくりとしたリズムで繰返し⁵⁾、たとえば精進湖のような最大水深10数mの小型の湖でも、夏季表面水温が24°Cくらいまで上昇しても、湖底の水温は8°Cくらいであり、この両水層の水の循環混合は全く期待できない（夏季停滞期）。このため、このような2水層の水質は全く異ったままで存在しつづけることが可能であり、この時期の湖水全体の水質を、表面水で代表して論ずることができないことは明らかである。

それゆえ我々は昭和47年夏、夏季停滞期において窒素、リンなどのいわゆる栄養塩類が、湖水中にどのように垂直分布するか詳細に測定し、いくつかの興味ある事実を見出したので、精進湖についてその一部を既に報告した⁴⁾。そこで今回も、富士五湖のうちで富栄養化の程度が最も高いと考えられ、常時流入および流出河川がなく湖水の亂れも少ない精進湖について、停滞期として昭和48年6月26日、循環期として同年12月12日いずれも午前を選び、窒素、リンなどのいわゆる栄養塩に限定せず、さらに範囲を拡げて各種化学成分の定量を行ない比較検討することにより、さらに多くの興味ある事実を見出したのでここに報告する。

採水および分析方法

採水方法：湖心部にボートを固定し一般的には転倒採水器で、湖底面から5, 15, 30cmの試料のみは注射筒を利用した吸引ポンプで採水し、ポリエチレンびんに入れ研究室に持ち帰って4°Cに冷蔵した。

分析方法：pH（比色法）、溶存酸素（DO）は現地で測定ないし固定した。当日持ち帰った試料の一部を用いて導電率（ λ_{25} ）および、十分空気を通じたのちpHメーターでRPHを測定した。

翌日試水を6月26日のものはG4ガラス濾過器で、12月12日のものはミリポアフィルターHA（孔径0.45μm）

で濾過し、はじめの濾液を捨て残りの濾液を用いて、可溶性シリカ（SiO₂）、硫酸イオン（SO₄²⁻）、亜硝酸態窒素（NO₂⁻-N）、硝酸態窒素（NO₃⁻-N）、リン酸態リン（PO₄³⁻-P）を定量した。化学的酸素要求量（COD）、カルシウムイオン（Ca²⁺）、マグネシウムイオン（Mg²⁺）、塩素イオン（Cl⁻）、アンモニア態窒素（NH₃-N）、全リン（T-P）の定量には試水を濾過せずにそのまま用いた。NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、PO₄³⁻-P、COD、NH₃-Nの定量は試料採取の翌日に終了し、その他の成分もできるだけ早く分析した。なお全鉄（T-Fe）、全マンガン（T-Mn）、全窒素（T-N）は未濾過試水1lに対して濃硫酸2mlを加えて保存したものについて定量した。

定量方法はDO、NO₃⁻-N、PO₄³⁻-P、T-Pについては前報⁴⁾と同じであり、その他のものは次に述べる方法によった。

1. COD; JIS K 0102 (1971), 13,100°Cにおける過マンガン酸カリウムによる酸素消費量。
2. Ca²⁺, Mg²⁺; EDTAによる滴定法⁶⁾。
3. T-Fe; 塩酸を加えて煮沸したのちヒドロキシルアミン還元して、o-フェナントロリン法で比色定量⁷⁾。
4. T-Mn; 過硫酸アンモニウム酸化比色法⁷⁾。
5. SiO₂; モリブデン青比色法⁷⁾。
6. Cl⁻; 硝酸第二水銀による滴定法⁶⁾。
7. SO₄²⁻; 試水50mlにNaCl-HCl混合溶液を加えたものをブランクとし、これに粒状塩化バリウムを加えてかきませ比濁定量した⁷⁾。
8. NH₃-N; 蒸留したのちネスラー法で比色⁷⁾。
9. NO₂⁻-N; α-ナフチルアミンスルファニル酸法⁷⁾。
10. T-N; キエルダール窒素を定量し⁸⁾、これにNO₂⁻-N、NO₃⁻-Nを加えて求めた。
11. 有機態N(Org.N); キエルダール窒素の値からNH₃-Nを減じたもの。
12. 有機態P(Org.P); T-PからPO₄³⁻-Pを減じたもの。但し、T-Pを未濾過試料について測定しているため、このOrg.Pには懸濁状のリン化合物も含まれている。

分析結果および考察

分析結果を表1.2に示し、水温、pH、λについても図1にも図示した。水温の図からも明らかなように、6

* この報文を“富士五湖の水質に関する調査研究（第4報）”とする。

表 1

(1973年6月26日, 天候量, 気温 18.8~19.5°C, 水深 14.0m, 透明度 2.0m)

深度 (m)	水温 (°C)	pH (比色)	λ_{25} (μm/cm)	DO (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	T-Fe (mg/l)	T-Mn (mg/l)	SiO_2 (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	Org-N (mg/l)	T-N (mg/l)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (μg/l)	Org-P (μg/l)	T-P (μg/l)	COD (mg/l)
0	20.6	7.5	85.5	8.0	9.4	2.6	0.09	0.07	1.5	3.9	5.5	0.15	0.006	0.073	0.26	0.49	4.1	36	3.6
2	20.4	7.5	86.0	8.4	8.9	3.9	0.09	0.06	2.1	—	5.4	0.15	0.008	0.070	0.47	0.70	3.6	41	3.9
4	19.7	7.0	86.2	5.0	8.9	2.7	0.11	0.06	2.0	3.0	5.3	0.19	0.005	0.078	0.39	0.66	1.4	38	3.6
6	16.2	6.7	92.7	0.6	5.4	5.8	0.11	0.43	4.7	3.3	4.8	0.27	0.002	0.058	0.38	0.71	1.4	33	3.2
8	11.3	6.7	101	0.5	6.5	5.8	1.67	0.94	7.5	3.0	4.4	0.69	0.003	0.026	0.62	1.34	0.6	91	5.0
10	9.5	6.7	116	0.0	9.9	4.0	3.79	1.10	8.9	4.6	4.1	1.51	0.011	0.080	0.83	2.43	30.4	147	177
12	8.3	6.7	123	0.0	10.3	3.1	3.53	1.23	9.2	3.7	3.1	1.99	0.008	0.096	0.77	2.86	62.8	150	213

表 2 冬季における各種成分の垂直分布

深度 (m)	水温 (°C)	pH (比色)	λ_{25} (μm/cm)	DO (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	T-Fe (mg/l)	T-Mn (mg/l)	SiO_2 (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	Org-N (mg/l)	T-N (mg/l)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (μg/l)	Org-P (μg/l)	T-P (μg/l)	RpH (pH)
0	4.3	7.2	85.3	10.2	9.1	2.8	0.09	0.01	4.1	2.7	6.2	0.12	0.013	0.250	0.27	0.65	2.1	23	7.89
2	4.3	7.2	83.5	10.6	9.3	2.7	0.09	0.01	4.1	3.0	6.1	0.12	0.013	0.290	0.25	0.68	2.4	38	7.88
4	4.2	7.2	85.8	10.5	9.3	2.7	0.10	0.01	4.1	2.5	5.8	0.13	0.013	0.160	0.23	0.53	2.2	21	7.88
6	4.2	7.4	85.9	10.5	9.3	2.7	0.09	0.01	4.7	3.0	6.0	0.14	0.013	0.318	0.19	0.66	2.5	22	7.90
8	4.2	7.4	86.8	10.7	9.4	2.5	0.09	0.01	4.1	2.5	5.9	0.12	0.013	0.278	0.24	0.65	2.2	27	7.88
10	4.2	7.4	86.1	10.5	9.7	2.5	0.08	0.01	4.1	3.0	5.8	0.11	0.013	0.312	0.27	0.70	2.0	20	7.92
12.50	4.1	7.4	86.3	10.5	9.5	2.7	0.09	0.01	4.1	2.5	6.1	0.11	0.012	0.294	0.28	0.69	2.2	22	7.92
12.65	4.1	7.4	86.5	10.4	9.4	2.4	0.09	0.01	4.1	2.8	6.4	0.10	0.013	0.346	0.26	0.72	2.2	22	7.92
12.75	4.1	7.4	86.5	10.3	9.5	2.8	0.09	0.01	4.1	3.0	6.0	0.12	0.012	0.364	0.26	0.75	2.0	23	7.89

※ 湖底面より上方に向い測定

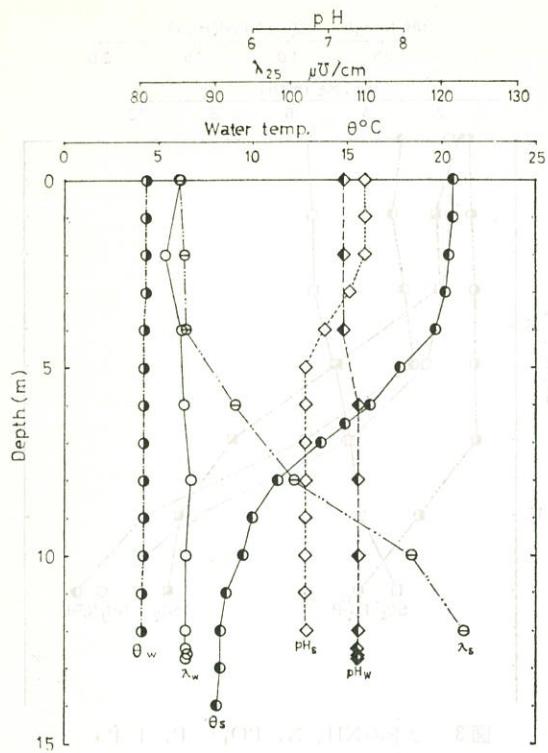


図1 水温, pH, λ の垂直分布
(s: 夏季, w: 冬季)

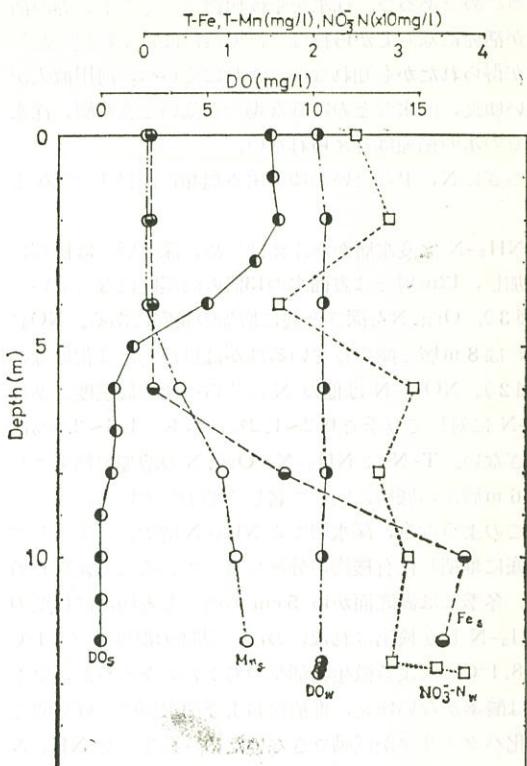


図2 DO, T-Fe, T-Mn, NO_3^- -Nの垂直変化

月26日は夏季完全停滞期ないし夏季部分循環期型の水温成層である。すなわち、この時期は表水層(0~4m), 变水層(4~9m), 深水層(9~14m)の分離が明確であり、各層間の湖水は混合され難い。しかし、表水層および深水層おのおのの層内の水温差は比較的小さいため、これらの層内の水の循環は十分考えられる。

一方12月12日の水温は全層がほぼ同一であり秋季全循環期に相当する。このときは全層の水の密度も均一であるから、上下湖水の循環がほぼ完全に行なわれていると予想される。このことはこの季の λ および各種化学成分の垂直分布からもはっきりわかる(表2・図1・2)。すなわち、冬季測定したほとんどすべての項目は、湖水表面から湖底面までほぼ同一の値であり、湖水はよく循環混合していることを示している。それゆえこのような時期の表面水質は湖水全体を代表していると考えてよい。

上に述べた冬季の水質の垂直分布に対して、夏季の分布は全く対照的であり、それらは図1~3によく表わされている。以下夏季のデーターを中心にして述べる。

DOについてはさきに報告⁴⁾した昭和47年8月23日の結果とほとんど同じである。すなわち、透明度が2.0mと低く4~5m以深では太陽光線がほとんど到達しないため、植物プランクトンが光合成を行なえず、 O_2 の発生

がないこと、プランクトンに代ってバクテリアによる O_2 消費がふえること、停滞期のため表面からの補給ができないことなどにより、底層に行くに従ってDOが減少している。そしてDOの減少がpHの低下にも影響をおぼしている⁴⁾と考えられる。いずれにしても、今回および前回とも5~6m以深はほぼ無酸素状態にあり、昭和4年7月、同16年9月には無酸素層が9~10m以深であり、28年8月、43年6月には7m以深であったこと⁹⁾と比較すると、年々夏季の無酸素層が拡がっていることになり、魚類の棲息などの生態系、景観の面でも憂慮されよう。

研究室へ持ち帰った試料について測定した λ は目安程度の意味しかもたないにしても、その値は表水層では変化が少なく、4~5mの深さから顕著に増加し深さ12m(湖底から2m)での値は、表水層にくらべ45%も高く、深くなるに従った塩類濃度の増加が予想される。

ここに述べた λ だけではなく、その他ほとんどすべての測定項目について、0~4mの表水層で変化が少ないのは、この層内の上下の温度差がわずか0.9°にすぎず、夜間の気温低下による表面からの冷却、あるいは風等の影響により層内での水の循環一部分循環一部分循環が行なわれて

いるためであろう。採水を午後植物プランクトン等の活動が活発になってから行なった場合には、また異った結果が得られたかも知れない。これにくらべ、河川流入がないゆえ、湧水などの特別な場合を除いて変水層、深水層での水の循環は考えられない。

つぎにN, Pなどいわゆる栄養塩類に注目してみよう。

$\text{NH}_3\text{-N}$ は変水層からふえはじめ、深水層では極端に増加し、12m層では表面水の13倍の高濃度になっている(図3)。Org. Nも深さと共に増加の傾向にある。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は8m層で減少しているほかは目だった変化はない(図2)。 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ は他のNにくらべ極く低濃度でありT-Nに対して夏季で0.2~1.2%, 冬季で1.6~2.5%にすぎない。T-Nは $\text{NH}_3\text{-N}$, Org. Nの増加の結果として6m層から底層に向って著しく増加している。

このような変化、深水層での $\text{NH}_3\text{-N}$ 増加は、主として湖底に堆積した有機物の分解によっていると考えられるが、冬季には湖底面から5cmの所でも表層と同程度の $\text{NH}_3\text{-N}$ しか検出されないのは、湖底の温度差(4.1°Cと8.1°C)による微生物活動のちがいもあるが、夏季には酸素がないゆえ、堆積物および深水層中で好気的な硝化バクテリアが活動できないため、発生した $\text{NH}_3\text{-N}$ はそのまま深水層中に溶解蓄積していく一方、冬季には堆積物中に生成した $\text{NH}_3\text{-N}$ は、硝化菌の作用により直ちに $\text{NO}_2^-\text{-N}$ をへて $\text{NO}_3^-\text{-N}$ に酸化されて湖底から溶解し、すぐに湖水全体へ拡散するためであろう。このことは、冬季における湖底面から5, 15, 30cmの $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の値が、湖底に近づくほど高い(図2)こと、および $\text{NO}_3^-\text{-N}$ が湖水全体として夏季よりも冬季の方が、数倍高い値を表していることからも推論できる。

このように冬季に蓄積された $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は、夏季に植物プランクトンによる吸収同化、バクテリアによる脱窒(NO_2^- , $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$, N_2O)、還元($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NH}_3$)などにより減少していくのである。

リンについては前報とほとんど同じ結果である。すなわち、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は表水層では4μg/lの低濃度あり、変水層では一層減少し8m層から直線的に増加はじめ、Org. P, T-Pは共に表水層では40μg/lくらいの濃度を保ち、6m層から急激に増加する(図3)。

$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は冬季酸素が十分存在する状態では、表層から底層まで夏季の表水層と同レベルの低濃度であり、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の場合と異って、冬季に湖底面から溶出してくる傾向も見られないので、夏季深水層中に $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ が増加するのは、DOとの関連で考えるのが妥当であろう。Pは生物体では主として PO_4^{3-} の形で存在しているので、もちろんP自身の酸化還元ではなく、 PO_4^{3-} 塩

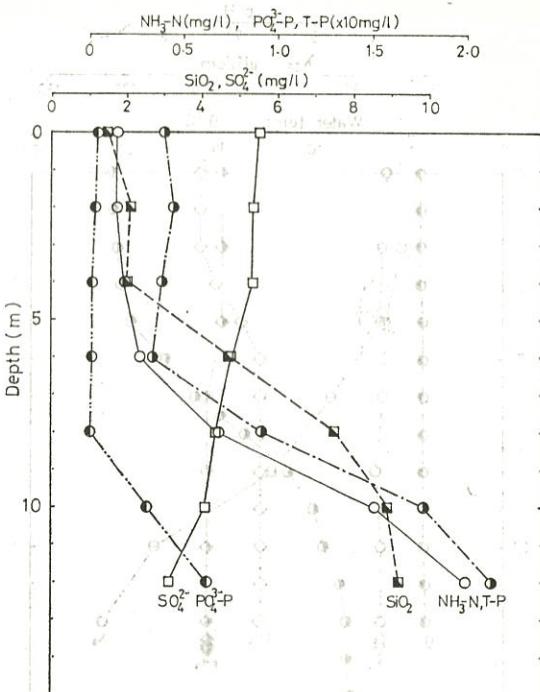


図3 夏季の $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, T-P , SiO_2 , $\text{SO}_4^{2-}\text{-P}$ の垂直分布

の酸化還元という点から考えると、 PO_4^{3-} の対イオンは酸化還元金属であり、ある程度の濃度で存在するものとなると、FeかMnということになる。Mnは河口湖、中山湖でもDOの少ない所で高濃度で存在する¹¹⁾が、これらの2湖の場合それに反して、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は少ないとから残るものはFeということになる。すなわち、Fe(II)→Fe(III)の酸化還元について

$\text{Fe}_{\text{II}}(\text{PO}_4)_2 + \text{PO}_4^{3-} \rightleftharpoons \text{Fe}_{\text{III}}\text{PO}_4 + 3\text{e}^-$
 溶解還元沈殿
 のような反応が起り、夏季酸素がなくなり還元系になると、沈殿していたものやOrg. Pの増加に示されている懸濁状P化合物が再溶解していくと考えれば都合がよい¹⁰⁾。しかしこのことは、この種の鉄塩の溶解度に関するデーターがなく、実験によって確認する必要がある。

全Feは夏季を通じて表水層は低濃度であるが、他の4湖にくらべ¹¹⁾多い。試料採取の翌日濾過した試水について、表水層でFeはいずれも0.01mg/l以下であること、pH, DOから考えて、表水層のFeは大部分コロイド状、懸濁状ないし懸濁物質に吸着された形で存在しているものと思われる。

全Mnは冬季は少ないが、夏季には表水層にも他の4湖にくらべ¹¹⁾多い。これらのFe, Mnがプランクトン等の懸濁物質と並んで、透明度、水色の悪さの大きさ

要因であろう¹⁷⁾。

すでに述べたように、Fe は酸素の存在下では Fe^{3+} となり、 Fe^{3+} は pH が約 4 以上では水酸化物となって沈澱する性質があるから、変水層以深に溶存する Fe はほとんど Fe^{2+} の形であろう。(12 m 層では T-Fe 3.53 mg/l に対して、翌日濾過試料について溶解 Fe は 2.05 mg/l であったが、実際の湖水中では溶解 Fe はもっと多いと思われる。)

Mn も Fe よりは弱いが Fe とよく似た性質をもっているため、4 倍より 2 倍のものが多いだろう。

冬季採水と同じ日に同じ場所で採取した湖底表泥の乾燥試料について、Fe は 41 mg/g, Mn は 1.0 mg/g が検出されていることからも、これら Fe, Mn は主として堆積物に存在していたものが、夏季湖底が還元状態になったとき、さきに述べた PO_4^{3-} やその他の陰イオンと対をなして、湖水中に Fe^{2+} , Mn^{2+} の形で溶出してきたものであろう。

Na^+ , K^+ については昭和47年8月23日の試料について 0~16 mまで測定したが、 Na^+ : 4.75~5.75 mg/l, K^+ : 0.60~0.80 mg/l とあまり目だった層間の変化はなかったので、今回は定量しなかった。

Ca^{2+} , Mg^{2+} も冬季にくらべ夏季では層間の変化が大きく、変水層では Ca^{2+} は減少し Mg^{2+} は増加している。

SiO_2 は冬季には垂直変化が全くないにも拘わらず、夏季には水層間の変化が大きく、表水層では極端に減少し深水層で増加している。深水層では溶解塩類濃度の増加によって、堆積ケイ酸化合物の溶解速度が上昇すること¹²⁾、Fe と共に沈した¹³⁾ SiO_2 が Fe の再溶解と共に溶出してくることなどによるものであろう。また表水層では、ケイ藻などによる吸収、Fe との共沈等によって減少するものと思われる。

Cl^- は冬季には 2.49~3.03、夏季には 2.95~4.55 mg/l であり、夏季には Ca^{2+} と似た増減を示すが明らかでない。

SO_4^{2-} は夏季には冬季平均よりも全般的に低く、変水層以深ではさらに減少している。表水層では植物プランクトンによる同化、無酸素層では硫酸還元菌による硫化物への還元と、それに伴う金属硫化物の沈澱により減少するものと考えられ、この季には堆積物の分解が行なわれても還元系のため硫化物の段階でとまり、 SO_4^{2-} への酸化は少ないため SO_4^{2-} の補給は少ないものとみられる。

なお冬季には S^{2-} の定量¹⁴⁾を行なったが、0.02 mg/l の感度で検出されなかつたし、夏季にも H_2S の臭気は

感じられなかった。自然の系では、 H_2S と NO_3^- は同時には存在しない¹⁵⁾¹⁶⁾といわれていることからもうなづける結果である。

結 語

精進湖では湖底堆積物の分解などにより、夏季に深層のDOの低下が目だち、無酸素層も年々拡大して行く傾向がみられた。これに伴って湖水の化学的組成、生態系も好ましくない方向に向っていると思われ、十分な対策を講じなければならない時期がきていると考える。昭和49年度には再び精進湖をとり上げて、将来水質、対策法などをくわしく検討する予定である。

終りに臨み、本研究のため助力を惜まれなかつた山梨県厚生部の関係諸氏に深甚なる謝意を表わします。

引 用 文 献

- 1) 山梨県: 富士五湖水質調査報告書 (1973)
- 2) 環境庁自然保護局: 国立公園湖沼調査報告書 (1972)
- 3) 笠井和平ほか: 山梨衛研年報, 15, 45, 48 (1971)
- 4) 堤充紀ほか: 同上 16, 38 (1972)
- 5) 山本荘毅編: 地球化学講座 9巻陸水, (1968) 共立
- 6) 日本化学会 北海道支部編: 水の分析, (1966) 化学同人社
- 7) a. APHA, AWWA, WPCF: Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water (1971)
b. 日本水道協会編: 上水試験方法 (1970)
- 8) 西条八束: 湖沼調査法 (1957) 古今書院
- 9) 渡辺正治: 水処理生物誌, 5, 8 (1969)
- 10) 津田松苗: 水質汚濁の生態学, 150 (1972) 公害对策技術同友会
- 11) 笠井和平ほか: 山梨県立衛生研究所年報, 17, 80 (1973)
- 12) 今橋正征ほか: 地球化学討論会講演要旨集, 133 (1973)
- 13) 小山忠四郎ほか: 湖水・海水の分析, 34 (1972) 講談社
- 14) J. D. Cline: Limnol. Oceanog., 14, 454 (1969)
- 15) 津田松苗: 汚水生物学, 65 (1964) 北隆館
- 16) S. I. Kuznetsov: Limnol. Oceanog., 13, 211 (1968)
- 17) 中島郁子ほか: 山梨県立衛生研究所年報, 17, 85 (1973)