

(20) 深い湖沼における懸濁態物質の沈降現象とその物質循環に及ぼす影響

CHARACTERISTICS OF DEPOSITED MATTER AND ITS ROLE
IN NUTRIENT CYCLE IN A DEEP LAKE

福島武彦*・相崎守弘*・村岡浩爾*

Takehiko FUKUSHIMA*, Morihiko AIZAKI*, Kohji MURAOKA*

ABSTRACT ; Deposition of seston, chlorophyll-a, and nutrients in Lake Chuzenji, which is oligotrophic lake with 163m maximum depth, were observed every one month for two years. The annual amounts of deposition at 110m depth were obtained to be 1241, 0.582, 52.6, 5.83, 1.27g/m²y for seston, chlorophyll-a, carbon, nitrogen, and phosphorus, respectively. On the basis of the content of Ti, the separation of deposited matter into allochthonous and autochthonous matter was examined. The decomposition rates during sedimentation and at sediments were estimated from those data. The significance of deposition of particulate matter was discussed with the observed input fluxes. Particularly, those phenomena explained the low value of dissolved oxygen near sediments and the increase of NO₃-N in lower layer in stratified period. The average values of sinking rate were calculated to be 2.5m/d for seston, and 0.67, 1.19m/d for chlorophyll-a at the depths of 30m and 110m, respectively. In addition to the cross correlation of those rates for each sampling period at each depth, the content of chlorophyll-a in seston effects the sinking rates of seston and chlorophyll-a.

KEYWORDS ; Sedimentation, Particulate matter, Input loads, Decomposition, Settling velocity.

1. はじめに

湖沼における懸濁物質の挙動の理解,あるいは物質収支の評価,将来水質の予測に当たり,沈降現象の解明は重要な課題といえる。多くの湖沼で沈殿量の観測が行われ,生産,沈降過程での分解等とあわせて物質循環機構の解析の観点よりその結果が報告されているが¹⁾,水深50m以上の貧栄養湖に対してはWastewater²⁾等二,三の報告があるのみである。本論文では水深が大きい貧栄養湖における物質循環機構の解明を目的に,2ヶ年にわたり沈降物質に関する調査を中禅寺湖で行った結果を報告する。特に,以下の観点に注目した解析を行っている。(1)乾燥重量,クロロフィルa,炭素,窒素,リンについて各深度ごとの沈殿量を明らかにするとともに,その起源を外来性(Allochthonous)なものと自生性(Autochthonous)なものに分離する。(2)沈殿量の鉛直差,沈殿物と底泥の組成差より沈殿物質の分解量を推定し,溶存酸素,硝酸態窒素の鉛直分布特性への影響を論じる。(3)沈降速度に及ぼす沈殿物の組成,物理的環境の影響を検討し,あわせて Vollenweider 型の水質予測方式を適用する場合の問題点を論じる。

2. 調査対象湖沼と観測,分析方法

中禅寺湖は標高1,268mに位置し,湖面積12.1km²,流域面積132.3km²,最大水深163m,平均水深94.7m,滞留時間6.5年を有し,その形状は図1に示す通りである。*Uroglana americana*の増殖による赤潮現象も報告されているが,透明度は10mより下がることは少なく,貧栄養湖の代表的存在といえる。

観測には図2に示すようなガラス製円筒型容器をセジメントトラップとして使用した。観測は1981年8月～1983年8月の2か年,図1のSt.1で行った。沈殿物の回収は約1か月間隔で行った。1982年5月までは水深15,30,100mの3水深で,その後は図2のような10水深で沈殿物を得た。ロープの切断等により若干の欠測期間が存在した。セジメントトラップは湖内水質変化の積分的情報を与える点で極めて貴重なものであるが,その捕集特性に様々な問題点があり多くの研究がなされている。例えば,Gardner³⁾,Bloesch and Burns⁴⁾らは容器の形状による捕集効率の差について報告を行っている。彼らの結果によれば長さ/直径

* 国立公害研究所 The National Institute for Environmental Studies

比が3以上の円筒型容器で沈降フラックス(粒子濃度×沈降速度)の捕集率がほぼ1となるが、今回の観測ではこの条件を満足する容器を用いた。なお、成層期では鉛直拡散係数が小さく、循環期では懸濁物濃度の鉛直差が少ないため、拡散フラックスは沈降フラックスに比べ小さく、得られた沈降フラックスは下向きのネットのフラックスと見なせる。また、観測が長期になる場合には容器中での沈降物の分解を阻止するため毒物を入れておく方法が提案されている⁴⁾。今回もルゴール、食塩を入れた容器で観測を行い、何も入れないものとの比較をした期間もあるが、その差は顕著ではなく、前者では分析上障害の生じる場合もあるため、ここでは後者の観測結果のみを報告する。なお、有光層が20 m程度となるため、表層の容器には付着性藻類が付く期間が存在し、その精度は水深の大きいものに比べ下がる。

沈殿物は回収後、その定量及び一部について80℃乾燥重量、クロロフィルa(SCOR/UNESCO法であり、Lorenzen法によるフェオフィチンaの測定も同時に行う)用にろ過を行い、残りを凍結乾燥した。そのサンプルに対し有機炭素、有機窒素をCHNコーダー(柳本製)で、全リンを過硫酸カリウムで分解後オートアナライザー(テクニコン製)で分析した。また、硝酸、フッ酸、過塩素酸で分解後、プラズマ発光分析(ICP, Jarrell-Ash製)により約20の金属元素の定量を行った。いくつかのサンプルに対してはミル粉碎後けい光X線測定器(ORTEC製)で約10の金属元素を定量した⁵⁾。なお、本報ではこのうちチタン(Ti)とカリウム(K)の結果だけを述べる。湖水の分析については相崎・大槻⁶⁾に示されている。底泥は図1のSt. 1, 2でコアサンプラーで採取し(1982年9月)、2 cmごとに20 cmまで10サンプルを作成し、沈殿物と同様な方法で分析した。

3. 結 果

3.1 セストンの沈降フラックス

図3には各水深の沈殿物の乾燥重量から計算される懸濁物質の沈降フラックス(以降セストンの沈降フラックスと呼ぶ)、5, 10, 20, 50, 100 mのセストン量(50, 100 mのセストン量は40, 110 mの位置に書く)、及び中禅寺測候所(図1中Chuzenji M.S.)での各測定期間の降雨強度を示す。降雨強度、セストン量とセストンの沈降フラックスの相関は高く、降雨により流入河川から運ばれ流入する懸濁物量が多いことを示す。特に、1982年8, 9月には合計1,574 mmもの降雨があり、その影響は3ヶ月程度も継続し、セストン量、セストンの沈降フラックスの増加に明白に表れている。この時期のセストンの沈降フラックスは15~80 mで10~12 g/m²・dとほぼ一定、それ以深で15~30 g/m²・dに増加しているのに対し、セストン量は躍層近傍の20 mと底面近くの100 mで高い。これは河川から湖に流入した懸濁物が表層と底面近くに侵入したものと考えられる。1982年8月には80 m以深で約0.5℃程度の温度上昇が観察されていて⁷⁾、水温の高い河川水が下層に侵入した証左といえる。なお、河川水と下層水の温度差は約10℃存在し、懸濁物質の比重を2.7とすればこの水温差にもとづく密度差を超えるためには懸濁水の濃度が1,000 mg/l以上を有しな

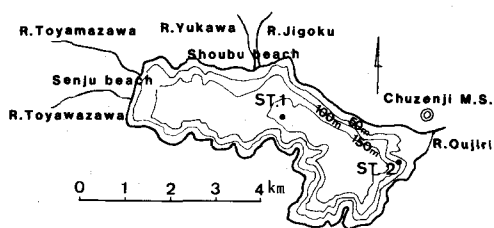


Fig. 1 Lake Chuzenji and sampling stations

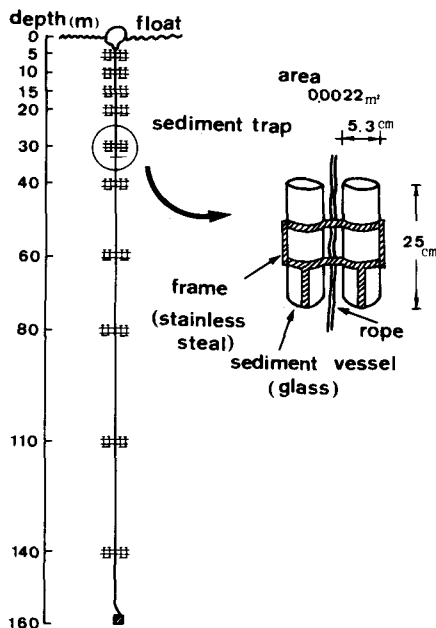


Fig. 2 Arrangement of sediment traps

ければならない。初期混合も大きいことが予想されるためかなり高濃度の懸濁水が流入したと推定される。後述する表3でその定量的な評価を行う。

セストン量のもう一つのピークである1983年4～6月期には、セストンの沈降フラックスの増加の割合は大降雨時に比べ少なく、深層ほどややピークが遅れている（水深5、10 mでは5月に、水深60～80 mでは6月にピーク）。この時期はクロロフィルa（図4参照）も多いことから藻体の割合が大きいことが推定され、藻体の沈降速度が河川から運ばれる懸濁物のそれより小さく、このことがセストンの沈降を総体的に遅らせる原因となっているように思われる。

3.2 クロロフィルaの沈降フラックス

図4には各水深のクロロフィルa(SCOR/UNESCO法)とその沈降フラックスの変化を示す。クロロフィルa量は春、秋にピークを有し、春、冬の循環期には全層はほぼ均一か下層で高く、夏、秋の成層期には表層で高い。その沈降フラックスは110 m水深で湖水中のクロロフィルaのピークに比べ約1～2カ月遅れのピークを有しているように見える。1982年8月にピークが見られるが、この時期にはクロロフィルa量が少ないことから流入した懸濁物と共沈した可能性がある。また、流入河川から運ばれた外来性のクロロフィルaの増加も考えられる。なお、SCOR/UNESCO法で得られるクロロフィルaはフェオフィチンaも含んだ量である。この値とLorenzen法で得られるフェオフィチンa量を比較した結果、上層では25～50％、下層ではほぼ100％のものがフェオフィチンaであることがわかって⁸⁾。従って、この湖ではこのような割合でクロロフィルaがフェオフィチンaに分解されていると考えられる。なお、以降のクロロフィルaの値はSCOR/UNESCO法により得られた数値である。

3.3 炭素、窒素、リンの沈殿物中の含量と沈降フラックス

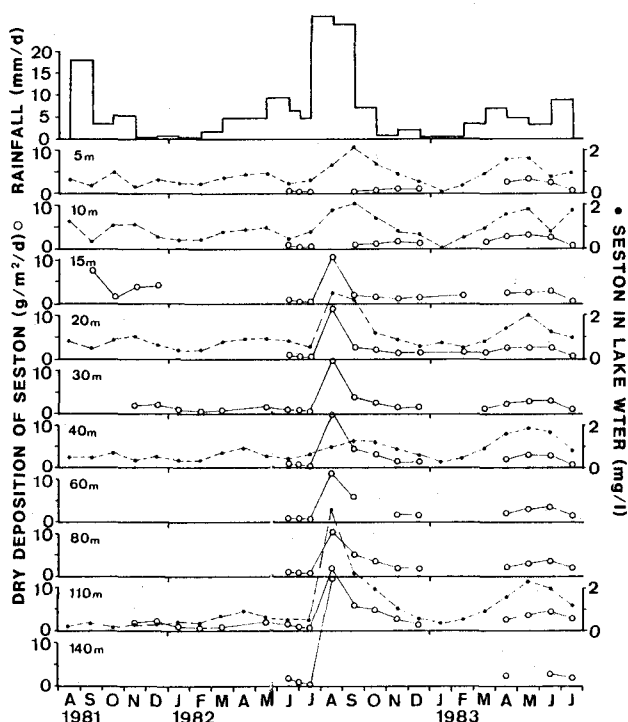


Fig. 3 Sedimentation flux of seston, concentration of seston in lake water, and rainfall intensity

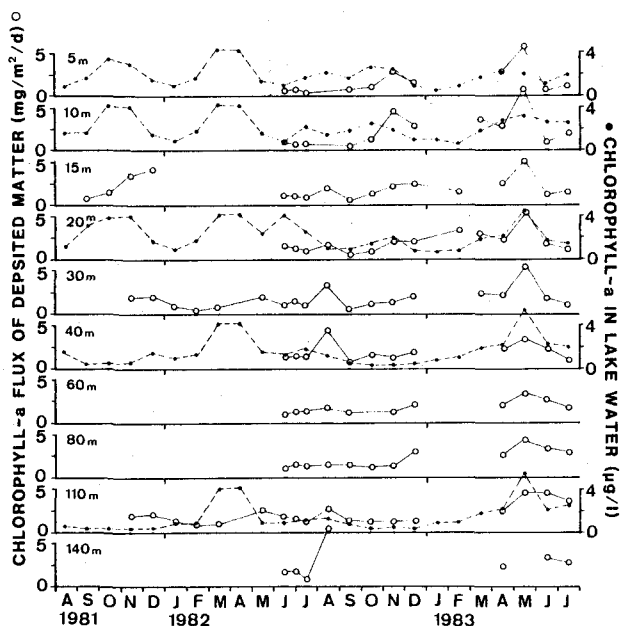


Fig. 4 Sedimentation flux of chlorophyll-a and concentration of chlorophyll-a in lake water

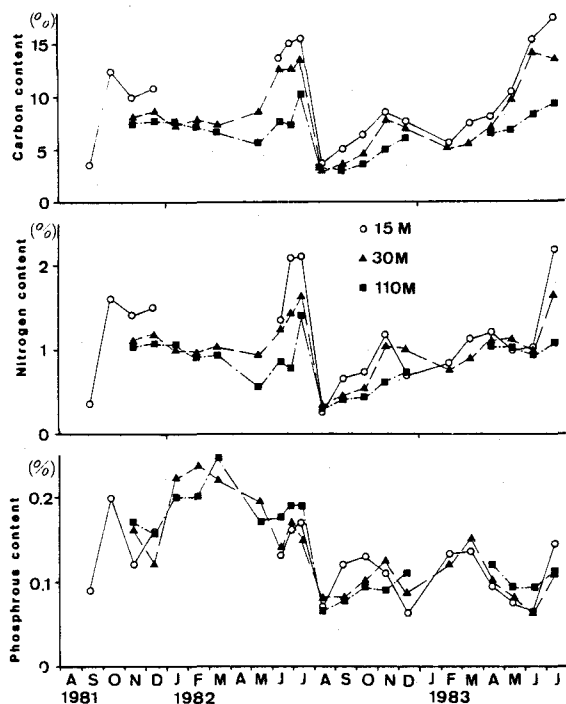


Fig. 5, (1) Carbon, nitrogen, phosphorus content of deposited matter

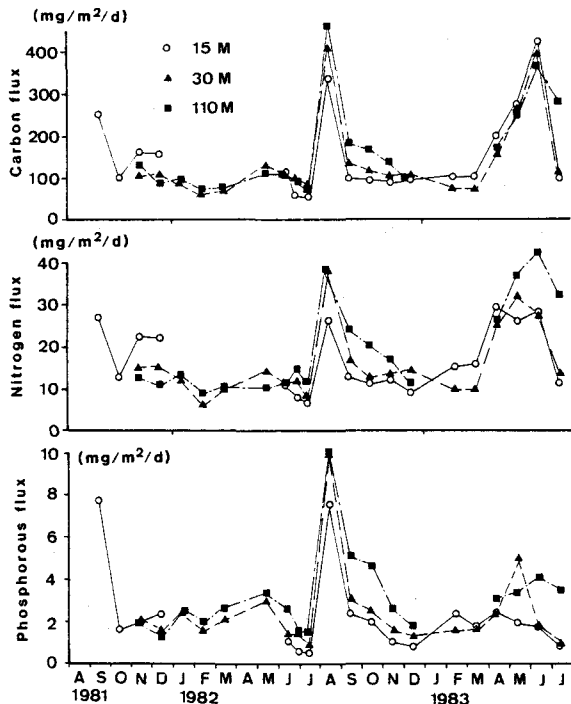


Fig. 5, (2) Sedimentation flux of carbon, nitrogen, and phosphorus

図5,(1)には15, 30, 110m水深での沈殿物中の炭素, 窒素, リンの含量の変化を, 図5,(2)にはこれらの沈降フラックスの変化を示す。炭素, 窒素, リンの沈降フラックスは沈殿物中の各含量とセストンの沈降フラックスを乗じることにより得られる。含量(乾燥重量当り)と沈降フラックスの特性をまとめると以下のようになる。

- (1)含量は一般に春, 秋に高い傾向を有するが, 炭素, 窒素では6, 7月, リンでは2~4月のピークが高い。
- (2)大降雨時には含量は低下し, 炭素3.3%, 窒素0.30%, リン0.07%となる。
- (3)水深の増加とともに炭素, 窒素含量は減少するが, リンではその傾向が見られない。
- (4)沈降フラックスは大降雨時に極めて高いピークを有する。この時期では炭素, 窒素, リンとも下層ほど沈降フラックスが大きい。

(5)炭素, 窒素の1983年春のピークは1982年春に比べ2, 3倍大きい。両者で湖水中のクロロフィルa, 懸濁態炭素, 窒素の量, 沈殿物中の炭素, 窒素含量はあまり変わらず, 湖水中のセストン量, セストン, クロロフィルaの沈降フラックスは前者で高い。すなわち, 湖水中のクロロフィルa/SS比(SSはセストン濃度)が前者で低く, 懸濁物の組成に差が見られる。

(6)炭素, 窒素の沈降フラックスは水深によりあまり変化せず, リンでは下層で高い。

3.4 沈殿物中のチタン含量

チタンは地殻中に0.44%程度存在する⁹⁾。難溶解性であり, 生物に利用されないことから海洋では無機物供給量の指標と考えられている¹⁰⁾。また, 湖沼でも自主性と外来性の懸濁物の分離に用いられた例もある^{11), 12)}。表1には沈殿物中のクロロフィルa, 炭素, 窒素, リン, チタン(ICP法), チタン(けい光X線法), カリウム(ICP法)の相互の相関係数行列を示す。サンプル数は14~37であり, 有意水準0.01を満足する相関関係を有している。チタンのICP法とけい光X線法では測定値の差が少ないことから以降の議論にはICP法の値を用いる。カリウムは親生元素であり溶解性も高いが, 地殻中には2.59%も存在し⁹⁾, 土砂における含量が高いことからチタンとの相関が高い結果が得られたと考えられる。図6,(1)には沈殿中のチタン含量とク

クロロフィルa 含量の関係を、(2)にはチタン含量と窒素含量の関係を示す。チタン含量の増加に伴いクロロフィルa、窒素含量はほぼ直線的に低下する傾向が見られる。炭素、リン含量でも同様な傾向が観察される。すなわち、沈殿物の由来とその混合比率により組成差が生じていると考えられ、逆に組成を用いて沈殿物内容の分離が可能と考えられる。

Table 1 Matrix of simple correlation coefficient between the contents in deposited matter

	Chlorophyll-a	Carbon	Nitrogen	Phosphorus	Ti(ICP)	Ti(XRF)	K(ICP)
Chlorophyll-a	1.0						
Carbon	0.73	1.0					
Nitrogen	0.70	0.89	1.0				
Phosphorus	0.82	0.66	0.65	1.0			
Ti(ICP)	-0.83	-0.71	-0.74	-0.84	1.0		
Ti(XRF)	-0.85	-0.78	-0.80	-0.83	0.98	1.0	
K(ICP)	-0.78	-0.71	-0.71	-0.84	0.91	0.94	1.0

ICP: Inductively coupled plasma emission spectrometry,

XRF: X-ray fluorescence spectrometry

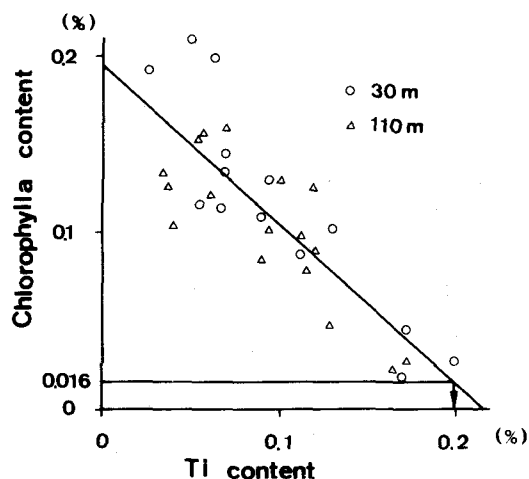


Fig. 6, (1) Relation between Ti content and chlorophyll-a content in deposited matter

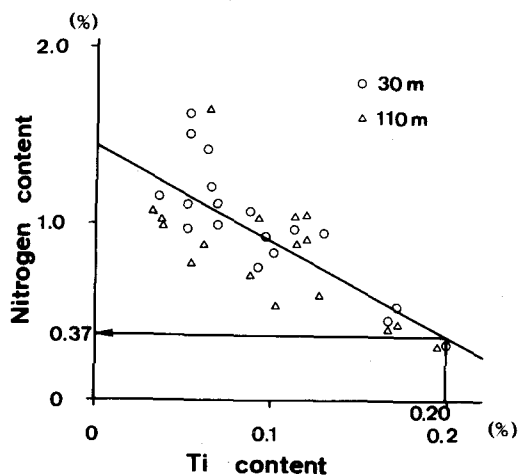


Fig. 6, (2) Relation between Ti content and nitrogen content in deposited matter

3.5 底泥の組成

図7にSt.1での底泥の炭素、窒素、リン、チタン含量の鉛直分布を示す(St.2では水深80mとSt.1の160mに比べ浅く、また流入河川河口と離れているせいか、炭素、窒素、リン含量は1~5割程度St.1に比べ高く、チタン含量は少ないが、鉛直分布の傾向は似通っているため省略する)。図7によれば炭素、窒素、リン含量は10~12cm層まで減少し、それ以深で若干増加している。チタンでは逆の傾向が見られる。

4. 考察

4.1 自主性沈殿物、外来性沈殿物の分離と量の推定

沈殿物の内容を起源により分け、各成分を定量的に考察することは、物質循環に及ぼす沈降現象の影響を評価する上で極めて重要な作業といえる。ここでは沈殿物を自生性すなわち湖内で生産された懸濁物に由来するものと、外来性すなわち流入河川より運ばれた懸濁物に由来するものに分離した結果を報告する。

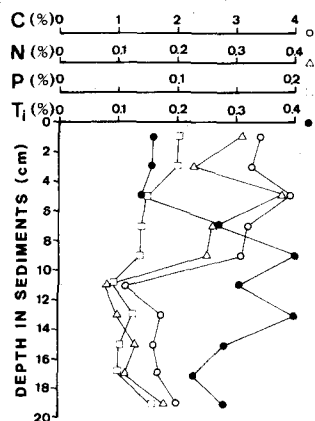


Fig. 7 Vertical profile of the contents of nutrients and Ti in sediments

まず、簡易的な方法としては図3、図4、図5、(2)に見られる1982年8月~11月のピークを大雨の影響

響と考えて、それを外来性起源に分離する方法があげられる。大降雨の影響が少ない7月と12月の各沈降フラックスの平均値より大きい部分を外来性によるもの、残りを自生性によるものとした結果を後の表3に示す(この方法をM₁法と呼ぶ)。

次に、沈殿物中のある物質(トレーサー物質)の組成を用い、それが外来性、自生性をそれぞれの純粋な沈殿物の組成の間であることを利用して分離を行う方法がある。この方法を適用する際には以下のような条件を満足しなければならない。

(1)他の要因から生じる沈殿物の割合が少ない。例えば底泥のまき上げ量は自生性、外来性の沈殿量に比べ無視しうる。

(2)保存性の高いものをトレーサー物質とする。

(3)外来性、自生性の沈殿物中で、トレーサー物質の含量差が大きい。

(4)外来性、自生性の沈殿物それぞれで、トレーサー物質の含量変動が少ないこと。

さらに、トレーサー物質による分離結果を利用して、他の物質(対象物質)を外来性、自生性に分離するには次の条件が必要となる。

(5)外来性、自生性どちらかの沈殿物において、対象物質の含量がほぼ一定とみなせるとともに、その含量の値が必要である。

以下に各条件が満足されるかを検討し、またトレーサー物質の選択、トレーサー物質、対象物質の含量の推定などを行う。(1)については中禅寺湖の平均水深が94.7mと深いことよりこの条件が成立することが予想される。なお、後述するように相崎らは中禅寺湖における物質収支を調べ、収支残量に比べ沈殿量が全窒素を約1.1倍、全リンで約1.5倍となると報告している¹³⁾。その差の多くは降雨時の流入負荷の見積もりに起因していると論じているが、1～3月期の流入水量の少ない期間にも沈殿量は流入負荷を上回っているため、まき上げの影響は完全には否定できないとしている¹³⁾。しかし、その時期の沈殿量の年総量に占める割合は1～2割であり¹³⁾、まき上げの影響を無視しても以降の年総量を中心とした議論には影響は少ないと考えられる。なお、底泥表層の組成は後に推定される外来性の懸濁物の組成に近いため、まき上げの影響は外来性の沈殿量に加わる。

次に、トレーサー物質の選択を行う。クロロフィルa、炭素、窒素、リン等は対象物質として扱うことを予定しているので、既往の研究例^{11),12)}を参考に、チタンを選択する妥当性を検討しておく。3.4にも述べたようにチタンは難溶解性であり、生物に利用されないことから、保存性が高く、湖内で生産された懸濁物にはほとんど含まれないことが予想される。このため、分析の精度がよければ、(1)、(2)及び(3)の一部の条件を満足する。残された条件は、外来性の沈殿物中で含量変動が少ないことである。例えば平常時(降雨により流入河川中の懸濁物量が増大する期間以外)における数回の観測結果によれば、流入河川懸濁物中のチタン含量は $0.146 \pm 0.016\%$ (土は標準偏差)となった。この平均値は後に図6(1)を用いて推定される大降雨時でのチタン含量0.20%に比べ少ないものの、その差は表2(後述)における炭素、窒素等での平常時、降雨時の差に比べ圧倒的に小さい。このため、以降の解析にはチタンをトレーサー物質とする。

最後に、トレーサー物質、対象物質の含量と推定するとともに、(5)を検討する。既往の報告を参考にすれば¹¹⁾、自生性起源の沈殿物中のチタン含量は0%とみなせる。図6(1)、(2)等より沈殿物中のチタン含量が減少すると、クロロフィルa、窒素含量は増加するが、含量のばらつきが大きいことがわかる。自生性起源の沈殿物ではチタンを除き組成変動が大きいことを示していて、(5)は満足されない。このため、外来性起源の懸濁物の組成を一定とみなせるかどうかを検討する。表2には中禅寺湖に流入する7河川で行われた負荷量観測結果を整理して示す⁶⁾。観測は1981年8月～1982年7月に各月1回、合計12回行われた。その内、1982年4月15日は130mmの降雨中に、残りは平常時に実施された。このため、1982年4月15日には各河川とも懸濁物濃度が極めて高く、負荷量が大きかった。表2ではこの日を除く平常時11回の平均と、1982年4月15日の値に分けて、各物質の流入負荷、懸濁物の組成を示してある。また、平常時について

は湖への面積負荷に換算した結果も示してある。降雨中の負荷量が極めて大きく、特に懸濁物で顕著であることがわかる。また、懸濁物中の含量の差が大きいことがわかる。後の表3との比較(表2の面積負荷と表3のM₁, M₂法による外来性の沈殿量の比較)から、懸濁物では平常時の寄与が極めて少ないことがわかる。この結果、外来性の懸濁物に由来する沈殿物の組成として、大まかには大降雨時の

Table 2 Input loads, areal loads, and the contents of loads

	Average without 1982.4.15			1982.4.15	
	Input load	Areal load	Content	Input load	Content
Seston	8.55 ^{*1}	22.3		476 ^{*3}	
Chlorophyll-a	0.013 ^{*1}	0.034	0.153	0.075 ^{*3}	0.016
Particulate carbon	1.23 ^{*1}	3.20	14.4	31.1 ^{*3}	6.53
Particulate nitrogen	0.143 ^{*1}	0.37	1.67	2.73 ^{*3}	0.57
Particulate phosphorus	0.037 ^{*1}	0.097	0.43	1.00 ^{*3}	0.21
Total nitrogen	1.31 ^{*1}	3.41		4.10 ^{*3}	
Total phosphorus	0.162 ^{*1}	0.422		1.15 ^{*3}	
Water	3.77 ^{*2}			4.49 ^{*4}	

*1:g/s,*4:m³/s g/m²y % *3:g/s,*4:m³/s
のものを用いて、それを一定と仮定しておいても誤差は少ないと考えられる。表2からクロロフィルaの含量は0.016%と推定できる(表2の他の含量は1982年8,9月の大降雨時の沈殿物含量を上回っているためここではクロロフィルa含量を用いた)。図6,(1)からこの含量に対応したチタン含量は0.20%となり、図6,(2)等からこのチタン含量に対応した炭素含量は2.9%, 窒素含量は0.37%, リン含量は0.073%となる。以上の数値を外来性起源の沈殿物の組成と仮定する。

以上、トレーサー物質としてチタンを用いる方法をM₂法と呼ぶ。対象物質Aの外来性、自生性の沈降フラックスF^A_{Allo}, F^A_{Auto}は、それぞれ以下の式から求まる。

$$F_{Allo}^A = F^{SS} \frac{C_d^{Ti}}{C_{Allo}^{Ti}} C_{Allo}^A \tag{1}$$

$$F_{Auto}^A = C_d^A F^{SS} - F_{Allo}^A \tag{2}$$

ここで、F^{SS}はセストンの沈降フラックス、C^{Ti}_d, C^{Ti}_{Allo}は沈殿物、外来性起源の沈殿物中のチタン含量、C^A_d, C^A_{Allo}は沈殿物、外来性起源の沈殿物での物質Aの含量を表す。表3は欠測値の存在しない1982年1年間でのセストン、クロロフィルa、炭素、窒素、リンの30m、110mでの沈殿量をまとめたものである。表には①全沈降フラックス、②M₁, M₂法による分離結果、③110mと30mでの沈降フラックスの比を示す。また、図8にはM₂法で1982年1年間のセストンの沈降フラックスを外来性のものと自生性のものに分離した結果を示す。表3、図8から以下のことがわかる。

- (1)全沈降フラックスで110m/30m比の大きいものより並べればセストン、リン、炭素、窒素、クロロフィルaの順となる。
- (2)大降雨時の影響(M₁法の外来性/自生性比)の大きさも(1)と同じ順番となる。

Table 3 The annual amounts of sedimentation at 30m and 110m

	Sedimentation flux (g/m ² y)										110m/30m				
	Total		Allochthonous by M ₁		Autochthonous by M ₁		Allochthonous by M ₂		Autochthonous by M ₂		total	Allochthonous		Autochthonous	
	30m	110m	30m	110m	30m	110m	30m	110m	30m	110m		by M ₁	by M ₂	by M ₁	by M ₂
Seston	917	1241	522	756	395	485	727	987	189	254	1.35	1.45	1.36	1.23	1.33
Chlorophyll-a	0.543	0.583	0.062	0.050	0.481	0.533	0.111	0.150	0.430	0.423	1.08	0.81	1.35	1.11	0.98
Carbon	47.6	52.6	13.9	19.3	33.7	33.3	21.0	28.6	26.6	24.0	1.11	1.39	1.36	0.99	0.90
Nitrogen	5.37	5.82	1.17	1.75	4.20	4.07	2.43	3.30	2.93	2.54	1.08	1.50	1.36	0.97	0.87
Phosphorus	1.03	1.31	0.43	0.51	0.60	0.80	0.53	0.72	0.51	0.59	1.27	1.19	1.36	1.33	1.16

(3) M_1 法による外来性の沈殿量の110 m/30 m比はクロロフィル a を除き 1.0 を超える。3.1 に述べたように、高濃度の懸濁水が躍層下に侵入した後に沈降したものと考えられる。セストンでその比が 1.45 であることから、110 m で得られた外来性の沈殿物の内、約 2/3 は表層に流入後沈降したものであり、残りの約 1/3 は流入河川河口近くで下層に侵入しこの地点で沈降したものと考えられる。

(4) 外来性の沈殿量は M_2 法に比べ M_1 法でかなり少ない。図 8 から 1 ~ 6 月期にも外来性の寄与がセストンで 20 ~ 60 % 存在することがわかり、8, 9 月の大降雨以外にも外来性の影響がかなり存在することがわかる。

また、表 2 等の結果とあわせて、湖内物質循環に及ぼす沈降現象の影響の観点から考察すると以下の通りである。

(1) 平常時の流入河川からの懸濁成分の負荷は、外来性沈殿量 (M_2 法, 110 m) に比較してセストンでは 2 %, 炭素では 11 %, 窒素では 11 %, リンでは 13 %, クロロフィル a では 23 % と極めて小さい。懸濁成分については降雨時の負荷が極めて大きいことがわかる。

(2) セストンでは外来性の、クロロフィル a では自生性の比率が高く、炭素、窒素、リンでは両者同程度の寄与となっていることが M_2 法の結果からわかる。1971 年 ~ 1983 年 13 ケ年での平均年総雨量は $2,082 \pm 411$ mm であるのに対し、1982 年の年総雨量は 2,811 mm と多かった。外来性の寄与が大きかった年といえよう。しかし、月雨量が 300 mm を超える月が 13 年間に 22 ケ月もあり、山間部の湖沼では大降雨による負荷の問題を無視することはできない。なお、炭素、窒素、リンの内では、外来性の寄与が最も大きいのはリンである。表 2 からリンでは、降雨時でも平常時に比べ懸濁物中の含量低下の割合が少ないこと、流入成分の内懸濁態比率が高いこと (リンでは平常時 23 %, 降雨時 87 %, 窒素では平常時 11 %, 降雨時 67 %) などがわかるが、こうしたことが原因としていえると考えられる。

(3) 中禅寺湖における光合成量は 6 ~ 10 月期 5 回の観測の平均値として $230 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{d}$ ($84 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{y}$) とまとめられている¹⁴⁾。 M_2 法による自生性の炭素の沈殿量は 30 m で $26.6 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{d}$ となり、光合成量の 1/3 程度となる。この比率は多くの湖沼での報告値と近い¹⁵⁾。

(4) 表 2 から、溶存態窒素、溶存態リンの平常時の面積負荷はそれぞれ $3.04 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$, $0.325 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$ である (溶存態 = トータル - 懸濁態)。降雨時、あるいは地下水、雨水でもあまり濃度変化がないため¹³⁾、年間総流入水量 $176 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ ¹³⁾ を用いて年間総流入負荷を見積もれば、溶存態窒素では $4.5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$, 溶存態リンでは $0.48 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$ 程度となる。これらの値は自生性の窒素、リンの沈殿量 (M_2 法) それぞれ 2.93 , $0.51 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$ と比べ同程度かそれ以上である。このため、溶存態で流入する窒素、リン量は、湖内で生産される自生性の懸濁物に由来する沈殿量をまかなえる勘定となる。しかし、どの程度の割合で、懸濁態として流入する窒素、リンが分解され、再び溶存態として植物プランクトン等に利用されるかどうかを明らかにするには、さらに詳細な調査、実験が必要であろう。

(5) 自生性の沈殿量の 110 m/30 m 比が、 M_2 法でもセストン、リンで 1.0 以上になっている。この原因としては、30 m 以深でも光合成が存在すること、 $C_{\text{Allo}}^{\text{Ti}}$ として 0.20 % を仮定したために自生性の沈殿量が大きめに推定される可能性があることなどが考えられる。炭素、窒素、クロロフィル a ではこの比が 1.0 以下であり、4.2 で分解現象として取り扱う。

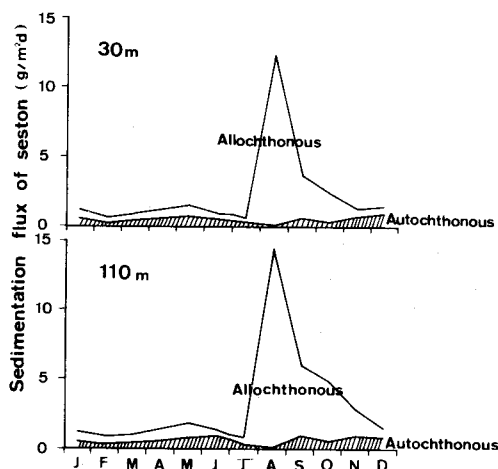


Fig. 8 Separation of deposited matter into allochthonous and autochthonous matter

(6)表 2 の数値等をもとに降雨時分を補正した 1981 年 8 月～1982 年 7 月 1 年間での総流入負荷は、全窒素では 69.5 t/y, 全リンでは 9.68 t/y と報告されている¹³⁾。また、流出河川、地下水を通して流出してゆく物質量は全窒素 23.3 t/y, 全リン 0.55 t/y と推定されている¹³⁾この結果、収支残量は現存量変化を考慮すると全窒素では約 50 t/y, 全リンでは約 8.0 t/y となる¹³⁾。この時期の全沈殿量は全窒素では約 60 t/y, 全リンでは 12.9 t/y であり、収支残量を上回る。底泥のまき上げ、底泥からの溶出、降雨時の流入量の過小評価等がこの理由として考えられるが、沈降現象が全窒素、全リンの物質循環の中で極めて重要な過程であることは歴然としている。

4.2 沈降過程、底泥での分解

表 4 は湖水中セストン、沈殿物、底泥の炭素、窒素、リン含量、C/N 比をまとめたものである。湖水中セストンの値は 2 ケ年の平均値であり、沈殿物の値は表 3 の M₂ 法の結果から算出した。セストン、沈殿物、底泥の順に含量は低下し、C/N 比は増加している。C/N 比がこのように変化することは多くの湖沼で報告されて

Table 4 Contents of seston, deposited matter, and sediments

		Carbon(%)	Nitrogen(%)	Phosphorus(%)	C/N	
Seston	20m	22.8	3.19	0.94	7.4	
	100m	19.3	2.53	0.82	7.8	
Deposited matter	Total	30m	5.2	0.59	0.11	8.9
		110m	4.2	0.47	0.11	9.0
	Allochthonous(by M_2)	2.9	0.37	0.073	7.8	
	Autochthonous	30m	14.1	1.55	0.27	9.1
Sediments	by M_2	110m	9.4	1.00	0.23	9.4
	0-2cm	3.4	0.31	0.11	11.1	
	10-12cm	1.5	0.10	0.05	15.0	

いて^{2,16)}、沈降過程あるいは底泥上での有機物の分解現象として説明されている。表 3 の自生性の沈殿量の水深差とあわせて分解の観点から考察すると以下ようになる。

(a)セストンと自生性の沈殿物の組成に大きな差が見られる。含量の少ないものほど分解が進んでいると考えられることから、分解の進んだものほど沈降速度が大きくなり、こうした成分が沈殿物に集積しやすいのではないかと考えられる。なお、毒物を入れた観測結果によれば、トラップ中での分解量は顕著でないことが確認されている。

(b)表 4 より自生性の沈殿物の炭素、窒素含量は 30 m に比べ 110 m で低い。表 3 の M₂ 法による自生性の沈殿量も炭素、窒素で 30 m の値の方が大きい。30 m 以深での光合成量を無視すれば、30 m と 110 m の自生性の沈殿量の差から、その間の沈降過程での分解量は炭素では 2.6 g/m²・y、窒素では 0.39 g/m²・y と推定される。リンでは含量の変化も少なく、自生性の沈殿量の 110 m/30 m 比が 1 以上となることから、分解量は小さいと考えられる。

(c)110 m 水深の全沈殿物の炭素、窒素含量に比べ、底泥表層でのそれらの値は小さく分解が生じたものと考えられる。沈殿物と底泥表層の含量差に沈殿フラックスを乗じて底泥表層での分解量を推定すれば、炭素では 9.9 g/m²・y、窒素では 2.0 g/m²・y となる。リンでは含量差がなくゼロである。底泥 0～2 cm の含水比は 563%, 見かけ比重は 1.095 程度となるため、110 m のセストンの全沈殿量から底泥堆積速度は 0.75 cm/y 程度となる。このため、0～2 cm の底泥層は約 3 年程度の堆積量と対応している。

(d)図 7 に見られるように底泥中の炭素、窒素、リン含量は上層で高く、10 cm 以深ではほぼ一定である。過去 10～20 年で沈殿物の組成に大きな差がなく、また底泥での含量鉛直分布が定常状態に達しているとする、底泥中 2～12 cm 間での分解量は底泥中 0～2 cm と 10～12 cm の含量差に 110 m でのセストンの全沈殿量 (1.241 g/m²・y) を掛けることによって、炭素では 23.5 g/m²・y、窒素では 2.6 g/m²・y、リンでは 0.74 g/m²・y となる。

次に、図 9 には成層期の溶存酸素 (DO) の、図 10 には硝酸態窒素 (NO₃-N) の鉛直分布の季節変化を示す (DO は 1981, 1982 年のデータをあわせて示している)。DO は成層が形成されていない 4 月には全層約 11 mg/l とほぼ飽和していたものが、成層の発達とともに、表層で低く、躍層下で最大を有し、150 m 水深に向けて低下する鉛直分布を有しつつ、全体として減少してゆく特性をもつことがわかる。11 月中までの躍層以深で

の DO の減少量は約 $1 \sim 2 \text{ mg/l}$ である。NO₃-N は成層の発達とともに表層で減少し、底面付近で増加する。躍層以深での NO₃-N の増加量は $20 \sim 50 \mu\text{g/l}$ 程度と推測される。DO, NO₃-N がこのような鉛直分布をもつことに関し考察を行うと以下になる。

(1) 3.1 に述べた水温と同じく大降雨時の流入水が下層に直接流入して DO, NO₃-N を変化させる効果は次のように見積もられる。流入水と湖の下層水の水温差が約 10°C であり、この時の 80 m 以深での水温上昇が約 0.5°C であることから、流入水は湖下層では $1/20$ の希釈されたことになる。流入水の DO は 9 mg/l , NO₃-N は $200 \sim 300 \mu\text{g/l}$ 程度であり、100 m 層での DO は 11 mg/l , NO₃-N は $130 \mu\text{g/l}$ であったため、流入水の下層水に及ぼす効果は DO で 0.1 mg/l 程度の減少, NO₃-N で $3 \sim 9 \mu\text{g/l}$ 程度の増加と推定され、先に述べた季節変化による変化量に比べ小さい。

(2) 躍層下での鉛直拡散係数には $0.1 \sim 1 \text{ m}^2/\text{d}$ の報告値が多い¹⁷⁾。NO₃-N の濃度勾配は成層期間中 $20 \mu\text{g/l} / 50 \text{ m}$ 程度であるため、NO₃-N の鉛直上向きフラックスは $0.04 \sim 0.4 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ と予測される。先の(b), (c)の窒素分解量に比べかなり小さく、図 10 の NO₃-N の増加は主に各水深での有機物の NH₃-N への分解とその NO₃-N への硝化によりもたらされた結果と考えられる。底泥付近で NO₃-N が高くなることは底泥での有機物の分解と溶出を示唆する。また、これは DO の鉛直分布からもいえる。

以上、(1), (2)の考察の結果、DO, NO₃-N の鉛直分布の季節変化は主に沈降過程、底泥上での分解、溶出、硝化現象が深くかかわっていることが推測される。以下に(b)~(d)の分解過程との定量的な比較を行うとともに、他湖沼との比較等を行う。

(1) 有機物が CO₂, NO₃-N まで酸化されると仮定すると、1 g の炭素は 2.67 g, 1 g の窒素は 4.57 g の酸素を消費する(有機物中の窒素はアミノ基で存在することを仮定)。この結果、(b)の分解では $24 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$, (c)では $97 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$, (d)では $204 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ の酸素消費となる。水温躍層以深を約 100 m と考えて、その水塊で成層期間 250 日間に消費される DO の量は、(b)では 0.06 mg/l , (c)では 0.24 mg/l , (d)では 0.51 mg/l となる。

(2) 同様に沈殿、底泥中の有機窒素が NO₃-N に分解、硝化されたと考えると、NO₃-N の増加量は、(b)では $2.7 \mu\text{g/l}$, (c)では $13.7 \mu\text{g/l}$, (d)では $17.8 \mu\text{g/l}$ となる。

(3) (b), (c), (d) の効果の合計量は先に述べた DO の減少量約 $1 \sim 2 \text{ mg/l}$, NO₃-N の増加量約 $20 \sim 50 \mu\text{g/l}$ とほぼ等しい。

(4) 底泥での有機物の分解(c), (d)は底泥からの溶出を意味し、流入負荷とみなし得る。(d)までの分解を考慮すると、4.1 最後に示した物質収支の中での流入負荷が、窒素では 1.7 倍、リンでは 1.9 倍になり、流出量と沈殿量の和を大きく上回る。このため、(d)の分解は一部であり、沈殿物の組成が 10 ~ 20 年前と変化している可能性も考えられる。すなわち、(d)の分解を無視しても NO₃-N の増加はほぼ説明でき、DO の減少には化学的酸化が関与していることが考えられる。しかし、詳細については底泥の酸素消費、溶出速度に関する実験が必要となる。

(5) 中栄養湖の木崎湖では湖底堆積後 1 年数カ月間で炭素 $65 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$, 窒素 $26 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ の分解があ

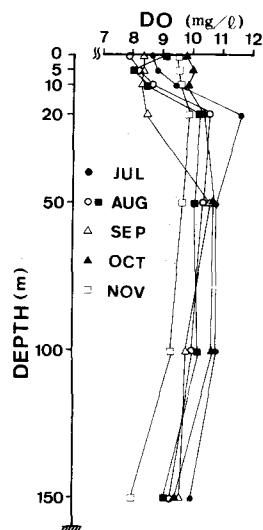


Fig. 9 Vertical profile of DO in stratified period

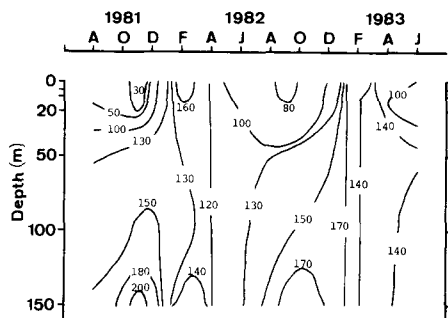


Fig. 10 Seasonal change of NO₃-N

ることが報告されている¹⁶⁾。また、水深 42 m の Ennerdale Water、水深 76 m の Wastwater という 2 つの貧栄養湖における湖底直上での炭素沈殿量と底泥での炭素堆積量との比較から、それぞれ $27.9 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、 $35.9 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ の炭素の分解回帰量が推定されている²⁾。これらの値は(c)の分解に対応しているが、中禅寺湖の値は木崎湖の数分の 1 であり、Ennerdale Water、Wastwater の値に比べても若干小さい。

(6)底泥の酸素要求量に関しては多くの報告がある。一般にこの量は水温、底泥直上水の DO 濃度に依存するが、底泥の質にはあまり影響されないと報告されている¹⁸⁾。Hargrave は既往の 13 水域での底泥酸素要求量を整理し、水温との相関が大きいことを示しているが¹⁹⁾、彼の提出した回帰式に従えば 4°C では $100 \text{ mg O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 程度の値が予測される。(1)で求めた(c)の分解によるものとはほぼ等しい。

4.3 沈降速度

図 11 には沈降フラックスを懸濁態現存量で割ることから得られる沈降速度について、セストンとクロロフィル a、30 m と 110 m 水深に分け頻度分布を示す(現存量としてはそれぞれ 20 m、100 m での値を用いた)。1982 年 8、9 月の大雨の際の値は別記号で示してある。1982 年 1 年間の全沈殿量を年平均現存量で割ることから得られる年平均の沈降速度としては、セストンが 30 m で 2.32 m/d 、110 m で 2.56 m/d 、クロロフィル a は 30 m で 0.67 m/d 、110 m で 1.19 m/d となり、水深の増加とともに沈降速度は増加する。この結果は特に、クロロフィル a では沈降フラックスが同程度なのに対し、観測全期間での平均現存量が 20 m で、 $2.05 \pm 1.10 \mu\text{g/l}$ 、100 m で $1.41 \pm 1.36 \mu\text{g/l}$ と下層で小さいことが原因している。同一物質でも水深により沈降速度が異なること、図 11 にも見られるように同一水深、同一物質でも沈降速度がかなり変化することが注目される。

このような問題点を考察するため以下の解析を行った。まず、図 12 には 15 m、30 m、110 m 各水深でのクロロフィル a の沈降速度の季節変化を示す。図 13 にはセストンとクロロフィル a の沈降速度の関係を示す。また、図 14 には湖水中のクロロフィル a / SS 比とセストンの沈降速度、図 15 にはクロロフィル a / SS 比とクロロフィル a の沈降速度の関係を示す。図 16 には炭素、窒素、クロロフィル a のセストン中の含量と沈殿物中の含量の関係を示す。これらの結果を整理し、考察を行えば以下ようになる。

(1)図 12 より循環期初期の 12 月～2 月期に沈降速度が大きいことがわかる。躍層が消失し全層が混合するといった流動特性と、水温が低下し湖中の生産量が減少するといった生物特性が関係していると考えられる。

(2)図 13 からセストンの沈降速度とクロロフィル a の沈降速度にかなりの相関があることがわかる。また、図 14、15 からこれらの沈降速度はクロロフィル a / SS 比の増加とともに減少する特性を有していることがわかる。セストンがこのような特性を有するのは湖内で生産された植物プランクトン等に比べ早い沈降速度を有する外来性の懸濁物の影響と考えられる。クロロフィル a でもこのような特性をもつ理由には、凝集化による共沈、クロロフィル a 含量の低下により活性が低下し沈降速度が増加する等のメカニズムが考えられる。前者に関しては、降雨時に流入する外来性の懸濁物についての無機成分の組成、吸着能等を調べていないため詳しく論ずることができないが、琵琶湖では粘土鉱物の大量の流入によってリン酸態リンが吸着され濃度の低下が生じたという報告がある²⁰⁾。植物、植物プランクトン及びその分解途中のデトリタス等が粘土鉱物に吸着されるかどうかは今後検討すべきことである。後者の活性の影響については、主に珪藻を対象に実験室で生きた細胞と死んだ細胞の沈降速度の違いが測定されていて、死んだ細胞では生きた細胞に比べ 1.3～3 倍程度沈降速度が大きいと報告されている²¹⁾。また、増殖期と定常期では 3～7 倍も定常期の方が沈

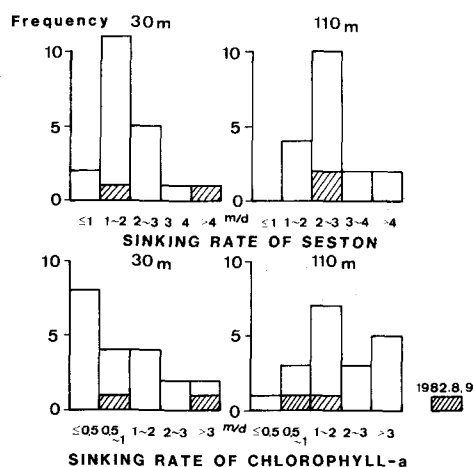


Fig. 11 Frequency distribution of sinking rates of seston and chlorophyll-a

降速度が大きいという報告もある²²⁾。以上をあわせて考えるならば上層では活性が高く沈降速度が小さく、下層では活性が下がり、分解も生じていることから沈降速度が大きくなる可能性がある。また、同一水深でも藻類の活性にクロロフィルa/SS比が関係して沈降速度に影響を及ぼしている可能性が考えられる。

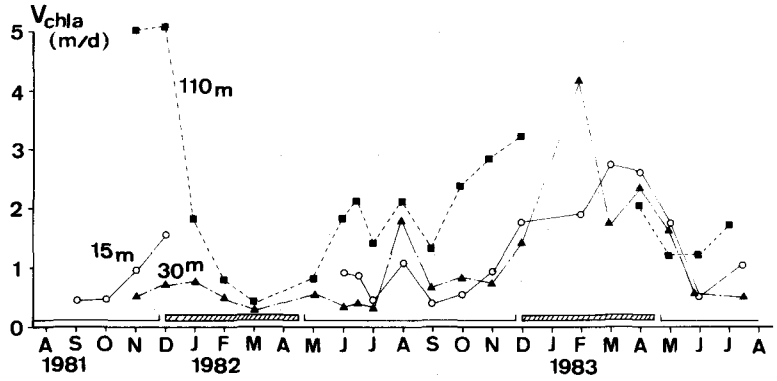


Fig. 12 Seasonal change of sinking rates of chlorophyll-a

(3)図16からセストンに比べ沈殿物でこれら物質の含量が低く、炭素、窒素では1/3～1/2程度であることがわかる。また、クロロフィルaではセストン中の含量が低い時に同程度であったものが、セストン中の含量が高くなっても沈殿物の含量はあまり増加しない特性を有することがわかる。この図の横軸と縦軸の比はセストンの沈降速度とそれぞれの物質の沈降速度の比となっているため、これら物質の沈降速度はセストンのそれに比べ小さいことも意味している。動植物起源の有機物質を多く含む自生性懸濁物の方が、流入河川から流入する有機物含量の少ない外来性懸濁物に比べゆっくりと沈降すること、分解されて有機物含量の少なくなった懸濁物に比べ分解されていない懸濁物は沈降速度が小さい等が原因していると考えられる。

(4)底泥までに到達する平均時間は水深を163mとすると、全セストンで約2ヶ月、藻体で約4ヶ月となる。同一物質が単位時間当りに分解される速度で4.2の(b),(c)の分解過程を比較すると、炭素、窒素では(b)の速度の方が数倍大きいといえる。堆積状態でなく水中に懸濁している状態にあること、含量が高いことが原因している。

(5)海洋における珪藻の沈降速度には0.1～10 m/dの報告値が多い²³⁾。中禅寺湖でも*Cyclotella meneghiniana*, *Asterionella formosa*等の珪藻類が優占する期間が多く²⁴⁾、先の範囲のほぼ中央の沈降速度となっている。

(6)完全混合を仮定したVollenweider型の水質予測モデルでは例えば全リン、全窒素等の物質の湖内平均濃度Cは次式から予測される²⁴⁾。

$$C = L / (q_w + w) \quad (3)$$

ここでLは単位面積、単位時間当たりの負荷量、 q_w は水面積負荷、wは沈降速度である。リンで $L = 0.8 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$ 、 $C = 7 \mu\text{g/l}$ 、窒素で $L = 5.7 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$ 、 $C = 0.16 \text{ mg/l}$ であるので^{6),13)}、 $q_w = 14.5 \text{ m/y}$ とすると¹³⁾、wはリンで99.4 m/y (0.274 m/d)、窒素で20.3 m/y (0.056 m/d)となる。この沈降速度は溶存態も含む全現存量に対する数値であるため、先に述べた数値より小さい。また、上記のLには溶出による負荷を含ませていないためwが小さく見積もられている。両者の使い分けに注意しなければならない。また、式(3)法のw

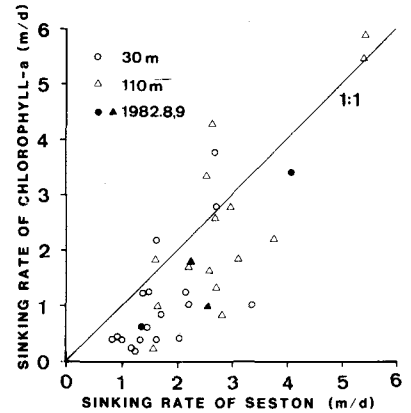


Fig. 13 Relation between sinking rate of seston and its of chlorophyll-a

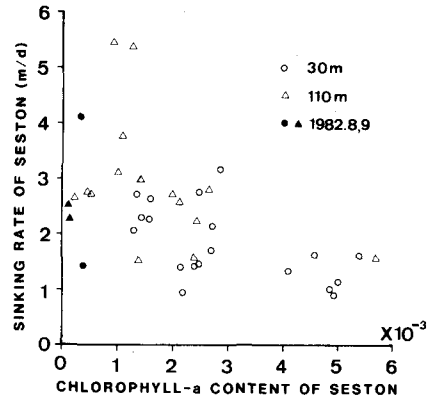


Fig. 14 Relation between chlorophyll-a content of seston and sinking rate of seston

の報告値としてはリンで10~15m/yの値が多い²⁵⁾。中禅寺湖等の外来性懸濁物の寄与の大きい湖沼では、wの値が極めて大きいことがわかる。

5. おわりに

最大水深が163mと深く貧栄養湖の代表的存在といえる中禅寺湖で、

約2カ年にわたり沈殿量を観測し、その結果を報告するとともに物質循環に及ぼす影響を考察した。得られた成果をまとめれば以下になる。

(1) 中禅寺湖下層(110m)での年間沈殿量はセストンが1,241 g/m²・y、クロロフィルaが0.583 g/m²・y、炭素が52.6 g/m²・y、リンが1.27 g/m²・yであった。

(2) 沈殿物中のチタン、クロロフィルa、炭素、窒素、リンの各含量の相互の相関が高いことが示した。また、流入する外来性の懸濁物量は降雨時に比べ平常時には極めて小さいことを示した。この結果、外来性の懸濁物の平均的な組成として、チタンは0.20%、クロロフィルaは0.016%、炭素は2.9%、窒素は0.37%、リンは0.073%と推定した。

(3) チタンをトレーサー物質として、外来性の懸濁物組成を用い、沈殿物を外来性の懸濁物に由来するものと自生性の懸濁物に由来するものに分離した。この結果、セストンでは外来性の、クロロフィルaでは自生性の懸濁物に由来する比率が高く、炭素、窒素、リンでは同程度の寄与となった。

(4) 特に、大降雨時(2ヶ月で1,500mm以上)には外来性の寄与が大きく、その影響は長く(3ヶ月程度)残ることを示した。また、自生性の炭素沈殿量は生産量の1/3程度であることを明らかにした。

(5) 窒素、リンといった栄養塩の物質収支において、懸濁物物質の沈降現象が極めて大きい役割を有していることを明らかにした。

(6) 30mと110mでの自生性の沈殿量の差から沈降過程での分解量を、110m水深の沈殿物と底泥の組成差より底泥中での分解量を推定した。底泥深層での分解の大きさには疑問点は残るものの、得られた分解量は成層期における躍層下でのDOの減少、NO₃-Nの増加原因の解明に役立った。

(7) セストンの沈降速度は2.5 m/d程度、クロロフィルaの沈降速度は30mで0.67 m/d、110mで1.19 m/dと下層の方が大きいことを示した。また、クロロフィルa/SS比が大きいほどセストン、クロロフィルaの沈降速度が小さいこと、炭素、窒素含量の大きいものほどその沈降速度が小さいことを示した。

(8) Vollenweider型の水質予測式より逆算される全リン、全窒素の見かけの沈降速度は0.274、0.056 m/dとなり懸濁物物質の実際の沈降速度に比べ小さいが、他湖沼での報告値に比べると極めて大きいことを明らかにした。

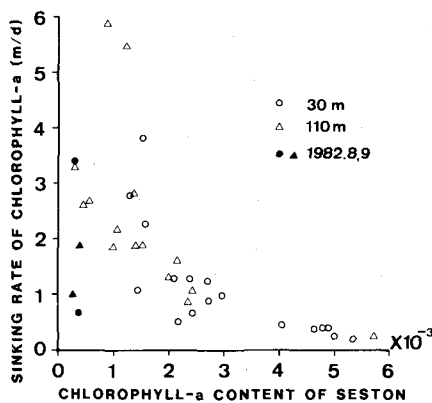


Fig. 15 Relation between chlorophyll-a content of seston and sinking rate of chlorophyll-a

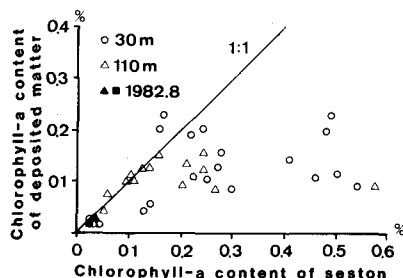
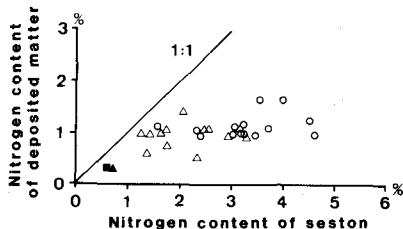
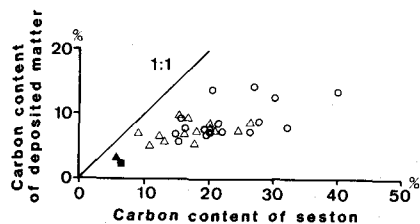


Fig. 16 Relation between the contents in seston and the contents in deposited matter for carbon, nitrogen, and chlorophyll-a

参 考 文 献

- 1) 例えば, Bloesh, J. et al. (1977): Primary production, mineralization, and sedimentation in the euphotic zone of two Swiss Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 511-526.
- 2) Pennington, W. (1974): Seston and sediment formation in five lake district lakes. *J. Ecol.*, 62, 215-251.
- 3) Gardner, W. D. (1980): Sediment trap dynamics and calibration; a laboratory evaluation. *J. Marine Res.*, 38, 17-39.
- 4) Bloesh, J. and N. M. Burns (1980): A critical review of sedimentation trap technique. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 42, 15-55.
- 5) 高松武次郎 (1978): 岩石及び底質試料の非分散けい光 X 線分析法. 分析化学, 27, 193-198.
- 6) 相崎守弘・大槻晃 (1984): 中禅寺湖の水質特性. 国立公害研究所研究報告, 第 69 号, 37-51.
- 7) 平田健正・村岡浩爾 (1984): 資料 II. 水温鉛直分布. 国立公害研究所研究報告, 第 69 号, 121-122.
- 8) 福島武彦 (1984): 中禅寺湖における懸濁態物質の沈殿量とその特性. 国立公害研究所研究報告, 第 69 号, 53-67.
- 9) 勘米良亀齡他編 (1979): 地球科学 5. 岩波書店, 1-10.
- 10) 杉村行勇 (1972): 堆積物の化学. 東海大学出版, 31-69.
- 11) Matsunaga, K. (1982): An estimation of allochthonous and autochthonous organic matter of the fresh sediments on the basis of Ti content. *Jpn. J. Limnol.*, 43, 113-120.
- 12) 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984): 浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源. 国立公害研究所研究報告書, 第 51 号, 73-87.
- 13) 相崎守弘他 (1984): 中禅寺湖における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第 69 号, 99-113.
- 14) 相崎守弘: 未発表データ.
- 15) 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984): 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 89-101.
- 16) Koyama, T., K. Matsunaga, and T. Tomino (1975): Geochemical studies on the cycle of carbon and nitrogen in a mesotrophic lake. *JIBP Synthesis*, 12, 115-123.
- 17) 例えば, Jassby, A. and T. Powell (1975): Vertical patterns of eddy diffusion during stratification in Castle Lake, California. *Limnol. Oceanogr.*, 20, 530-543.
- 18) 例えば Bowman, G. T. and J. J. Delfino (1980): Sediment oxygen demand techniques: a review and comparison of laboratory and in situ systems. *Water Res.*, 14, 491-499.
- 19) Hargrave, B. T. (1969): Similarity of oxygen uptake by benthic communities. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 801-805.
- 20) 藤本太一郎編 (1974): 琵琶湖の動態. 時事通信社, 109-135.
- 21) Smayda, T. J. (1974): Some experiments on the sinking characteristics of two freshwater diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 19, 628-635.
- 22) Titman, D. and P. Kilham (1976): Sinking in freshwater phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 409-417.
- 23) Smayda, T. J. (1970): The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 8, 353-414.
- 24) 小山次朗・福田訓真 (1984): 中禅寺湖における植物プランクトン及び動物プランクトンの季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第 69 号, 69-76.
- 25) 例えば Canfield, D. E. and R. W. Bachman (1980): Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll-a, and secchi depths in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38, 414-423.