

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII)
Comprehensive Studies on the Eutrophication Control of Freshwaters (VII)

湯ノ湖における富栄養化とその防止対策
Eutrophication in Lake Yunoko

昭和55～57年度 特別研究報告

1980—1982

水質土壌環境部

細見正明・岡田光正・矢木修身

山根敦子・須藤隆一

Masaaki HOSOMI, Mitsumasa OKADA, Osami YAGI,

Atsuko YAMANE and Ryuichi SUDO

環境庁 国立公害研究所
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

奥日光の中禅寺湖の上流に湯ノ湖という、面積0.35km²、平均水深7 m余りの小さな湖がある。辺りなところで以前は訪れる人もまれであったが、最近道路が完備して観光客が増え、湖畔の温泉街がにぎわっている。

当研究所では1977年より、3年計画で「陸水域の富栄養化に関する総合研究」を実施し、その成果を踏まえて1980年より、「富栄養化防止に関する総合研究」を霞ヶ浦を対象として実施してきたが、この間、湯ノ湖に関する調査も行ってきた。

この湖の富栄養化の原因は温泉街からの生活排水が主であるから、防止対策は霞ヶ浦と比べ実施しやすい。また湯ノ湖の富栄養化の防止は直接に中禅寺湖の水質改善にもつながるものであるから重要な意味を持っている。そこで、富栄養化防止対策をより効果的なものにするため、まず栄養塩の収支に関する調査・解析を進めた。その方法は我々が霞ヶ浦や中禅寺湖などで行ったものと同様であるが、この場合は対象となる水域が小さいことや、流入・流出が単純であるため比較的短期間で全体を把握することができた。しかしながら、この湖は夏及び冬期において水深2 m程度のところに温度躍層ができて下層の水は停滞し、春と秋には成層が破壊される。したがって、窒素、リンの収支には深水層と底泥との間の移動に注目する必要がある。この点については、窒素、リンの沈殿及び溶出が湖全体の窒素、リン収支にどの程度寄与しているのかについて考察した。

次いで、Vollenweider モデルにより富栄養化状態を示す水質項目について将来予測を行うとともに、富栄養化防止対策の評価も行った。湯ノ湖では下水からリンを除去するための三次処理が行われているが、富栄養化防止のためにはさらに深水層の溶存酸素を増加することが有効であるという結果が溶存酸素モデルから示された。

さらに本報告書では、湯ノ湖に関する陸水学的な調査結果についてもまとめた。湯ノ湖は従来から多くの人によって学術的に調査されている。この方面に貢献することを願っている。さらに水質調査の一般的な方法として統計的な考察も加えておいた。湖沼水質調査に広く利用されることを望んでいる。

本研究に関して各方面から御支援を賜った。厚く感謝する次第である。

1984年8月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

目 次

Abstract	1
はじめに.....	3
1 湯ノ湖の概要.....	5
1.1 湖盆形態及び基本諸元	6
1.2 湯ノ湖周辺地域の状況	8
1.3 湯ノ湖の流入・流出水	9
1.4 湯元の開発と歴史	9
1.5 湯元の人口と観光客	10
1.6 湯元温泉	11
1.7 奥日光の気象	12
2 水収支調査.....	17
2.1 水収支調査	17
2.2 水収支	21
3 水質調査.....	25
3.1 流入・流出水の水質及び湖内水質の調査結果	25
3.1.1 流入・流出水の水質	25
3.1.2 湖内水質	35
3.1.3 富栄養化状態指標間の相関	53
3.1.4 主要な溶存無機イオン	55
3.2 水質調査法の確立のための基礎的検討	60
3.2.1 目的と背景	60
3.2.2 調査方法	60
3.2.3 解析方法	62
3.2.4 解析結果	67

4	底泥からの窒素及びリンの溶出調査	75
4.1	底泥調査	75
4.1.1	調査方法並びに分析方法	75
4.1.2	調査結果	76
4.2	窒素及びリンの溶出速度	82
4.2.1	各手法による $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度の比較	83
4.2.1.1	実験方法	83
4.2.1.2	結果及び考察	86
4.3	底泥からの窒素及びリンの溶出に及ぼす溶存酸素 (DO) の影響	93
4.4	底泥からの窒素及びリンの溶出速度	96
5	窒素及びリンの沈殿調査	103
5.1	実験方法	103
5.2	調査結果及び考察	104
5.2.1	セストンの沈殿	104
5.2.2	クロロフィル <i>a</i> の沈殿	110
5.2.3	窒素及びリンの沈殿	114
6	窒素及びリンの収支	131
6.1	熱収支	131
6.2	溶存無機イオンの収支	136
6.3	窒素及びリンの収支	138
6.3.1	窒素及びリンの流入・流出量	138
6.3.2	窒素及びリンの現存量	150
6.3.3	窒素及びリンの収支	152
6.3.3.1	夏期停滞期における窒素及びリンの収支	160
6.3.3.2	その他の時期における窒素及びリンの収支	166
7	生物調査	175
7.1	調査方法	175
7.2	植物プランクトンの調査結果	175
7.3	動物プランクトンの調査結果	181

8	Vollenweider モデルによる水質予測	185
8.1	基礎式とパラメーター	186
8.1.1	湖内の全窒素及び全リン濃度の予測	186
8.1.2	湖内のクロロフィル <i>a</i> 濃度の予測	187
8.1.3	年平均透明度の予測	187
8.2	結果と考察	188
8.2.1	湯ノ湖における窒素, リン, 水量の年平均負荷量	188
8.2.2	年平均窒素濃度の予測	188
8.2.3	年平均全リン濃度の予測	191
8.2.4	年平均クロロフィル <i>a</i> 濃度の予測	191
8.2.5	年平均透明度の予測	195
9	溶存酸素濃度鉛直分布に関する数理モデル	199
9.1	はじめに	199
9.2	モデルの構成	200
9.2.1	モデルの構成と仮定	200
9.2.2	数理モデル	201
9.3	基礎データ及び定式化	202
9.3.1	実験方法	202
9.3.2	実験結果及び定式化	204
9.4	シミュレーション	208
9.4.1	計算方法と結果	208
9.4.2	湯ノ湖における酸素収支	209
9.5	おわりに	211
10	湯ノ湖の富栄養化対策——深水層における溶存酸素濃度低下の防止対策	215
10.1	はじめに	215
10.2	方法	215
10.2.1	浮遊物質濃度の影響	215
10.2.2	湖水の鉛直循環に伴う溶存酸素濃度鉛直分布の変化	216
10.2.3	底泥の DO 分布への影響	218
10.3	おわりに	219

終とめ221

謝 辞222

CONTENTS

Abstract	1
Introduction	3
1. Morphometric, geographic, geologic, and historical description of Lake Yunoko	5
1.1 Morphometric characteristics of Lake Yunoko	6
1.2 Geographic and geologic description of Lake Yunoko watershed	8
1.3 Inflows and an outflow	9
1.4 Historical description of Yumoto Area	9
1.5 Number of residents and tourists in Yumoto Area	10
1.6 Yumoto hot-spring	11
1.7 Meteorological features in Oku-Nikko Area	12
2. Water budget in Lake Yunoko (1979-1982)	17
2.1 Field survey on inflows into Lake Yunoko and an outflow from Yutaki Falls ..	17
2.2 Water budget	21
3. Study on water quality in Lake Yunoko (1979-1982)	25
3.1 Water quality of inflows, lake water, and an outflow	25
3.1.1 Water quality of inflows and an outflow	25
3.1.2 Water quality of lake water	35
3.1.3 Correlation between parameters related to trophic state	53
3.1.4 Major ions in Lake Yunoko	55
3.2 Sampling strategy for water quality monitoring in a lake	60
3.2.1 Aims and scopes	60
3.2.2 Lake survey	61
3.2.3 Statistical analysis	62
3.2.4 Results and discussions	67

4. Nutrients release from sediment in Lake Yunoko	75
4.1 Nutrients in sediment	75
4.1.1 Materials and methods	75
4.1.2 Distributions of nutrients and metals in sediments	76
4.2 Rate of nutrients release from lake sediments	82
4.2.1 Comparison of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ release fluxes estimated by various methods	83
4.2.1.1 Materials and methods	83
4.2.1.2 Results and discussions	86
4.3 Effects of dissolved oxygen (DO) concentration in the overlying water on nutrients release from lake sediments	93
4.4 Nitrogen and phosphorus release fluxes from sediments in Lake Yunoko	96
5. Sedimentation of nitrogen and phosphorus (1979-1982)	103
5.1 Materials and methods	103
5.2 Results and discussions	104
5.2.1 Sedimentation of seston	104
5.2.2 Sedimentation of chlorophyll <i>a</i>	110
5.2.3 Sedimentation of nitrogen and phosphorus	114
6. Nitrogen and phosphorus budget in Lake Yunoko (1979-1982)	131
6.1 Heat budget in Lake Yunoko	131
6.2 Budget of major ions in Lake Yunoko	136
6.3 Nitrogen and phosphorus budget in Lake Yunoko	138
6.3.1 Input and output of nitrogen and phosphorus	138
6.3.2 Total nitrogen and phosphorus in Lake Yunoko	150
6.3.3 Nitrogen and phosphorus budget	152
6.3.3.1 Nitrogen and phosphorus budget during summer stagnation period	160
6.3.3.2 Nitrogen and phosphorus budget during other seasons	166
7. Phytoplankton and zooplankton in Lake Yunoko	175
7.1 Materials and methods	175
7.2 Standing crop and dominant species of phytoplankton	175
7.3 Standing crop and dominant species of zooplankton	181

8. Evaluation of lake restoration techniques by the Vollenweider model	185
8.1 Basic model and parameters	186
8.1.1 Total nitrogen and phosphorus	186
8.1.2 Chlorophyll <i>a</i>	187
8.1.3 Annual average secchi disk transparency	188
8.2 Results and discussions.....	188
8.2.1 Annual average loadings of nitrogen and phosphorus.....	188
8.2.2 Annual average total nitrogen concentration.....	188
8.2.3 Annual average total phosphorus concentration	191
8.2.4 Annual average chlorophyll <i>a</i>	191
8.2.5 Annual average secchi disk transparency	195
9. A mathematical model on vertical distribution of dissolved oxygen concentration ..	199
9.1 Introduction	199
9.2 Mathematical model	200
9.2.1 Formulations and assumptions	200
9.3 Backgrounds	201
9.3.1 Experimental	202
9.3.2 Experimental results and kinetics formulations	202
9.4 Simulation	204
9.4.1 Results and discussions.....	208
9.4.2 Dissolved oxygen budget	209
9.5 Conclusion	211
10. Lake restoration in Lake Yunoko—hypolimnetic oxygen depletion	215
10.1 Introduction	215
10.2 Methods	215
10.2.1 Suspended solids	215
10.2.2 Artificial aeration circulation	218
10.2.3 Sediment oxygen demand	216
10.3 Conclusion	219
Summary	221
Acknowledgements	232

Abstract

Lake Yunoko, a dimictic lake located in Nikko National Park, was studied during 1979-1982 to determine mass balance for nitrogen and phosphorus, and to assess the response of the lake to the advanced wastewater treatment aimed at phosphorus removal.

Intensive limnological monitoring was conducted for lake water (mainly lake center), inflows (effluent from wastewater treatment plant, Odobu River, groundwater seepage at Hinokidana), and an outflow from Yutaki Falls.

Internal nitrogen and phosphorus loading was estimated by the laboratory core method, the *in-situ* chamber method, *in-situ* core method, and the mathematical model method.

Sedimentation fluxes of nitrogen, phosphorus, seston, and chlorophyll *a* were determined using sediment traps at depths of 4m and 11m.

Water budget shows that groundwater seepage contributed to about 90% of total inflow to Lake Yunoko. Hydraulic retention time ranged from 12days to 73days.

A tertiary treatment to remove phosphorus began in 1981. Phosphorus loading from wastewater treatment plant decreased from 3.22kg/d(1979) to 1.42kg/d(1982). Particularly, the phosphorus removal reduced PO₄-P loading from 1.5 kg/d to 0.5kg/d.

External phosphorus loading was 4.2kg/d(1979), 4.0kg/d(1980), 3.7kg/d(1981) , and 2.8 kg/d(1982) . But external nitrogen loading increased from about 43kg/d(1979 and 1980) to 49kg/d(1981 and 1982) because nitrogen loading by groundwater seepage increased.

Total phosphorus concentration in euphotic zone decreased from 0.052mg/l(1979) to 0.036 mg/l(1982). However, chlorophyll *a* concentration in euphotic zone remained constant at about 20μg/l. Similarly, secchi disk transparency and suspended solids(SS) remained the same. Biota in the lake did not respond to the change in loading significantly. The dominant species was diatom such as *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, and *Synedra acus*. These inconsistency was explained as follows by comparison with pre-treatment study.

1) Phosphorus content in suspended solids(P/SS) decreased from 0.73%(1979 and 1980) to 0.49%(1981), 0.59%(1982).

2) Sedimentation flux of chlorophyll *a*, seston, phosphorus and nitrogen from euphotic zone to decompositive zone decreased to one half.

3) Phosphorus release flux from sediment lowered from 1.04-2.05kg/d to 0.06-0.80kg/d.

4) Phosphorus was not sole limiting nutrient for phytoplankton growth.

Total nitrogen, total phosphorus, chlorophyll *a* concentrations, and secchi disk transparency were predicted by using the Vollenweider model for the reduction in nitrogen or phosphorus input.

A mathematical model for DO, which is important item on management of water quality of lake water, developed. Using the DO model, eutrophication control programs such as *artificial aeration for prevention of hypolimnetic oxygen deficit* were assessed.

はじめに

国立公害研究所における湯ノ湖の研究は、「陸水域の富栄養化に関する総合研究」において、富栄養化状態及び富栄養化制御指標に関する研究の一環として行われた。そして、「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」に引き継がれるに至り、我々は次のような湯ノ湖の背景と特徴を踏まえ、湯ノ湖における富栄養化とその防止対策に関する調査研究に力を注いだ。

日光国立公園の中にあつて、中禅寺湖とともに四季折々の変化に富む美しい自然をもつ湯ノ湖は、排水の流入により富栄養化が進行して水質が悪化してきた。さらに、湯滝から流出する湖水は、湯川を通じて中禅寺湖に流入するので、湯ノ湖の富栄養化は中禅寺湖の富栄養化を促進させることになる。したがって、湯ノ湖における富栄養化機構の解明とその防止対策の実施が焦眉の急を要す課題である。

湯ノ湖において調査研究を進める上で特徴的な点は、1)流入負荷源の数が限られている、2)流出口が湯滝の1か所である、3)湖面積が 0.35km^2 と小さな湖である。したがって、窒素やリンなどの収支を明らかにすることが比較的容易となる。また、流入負荷のうち人為的汚濁負荷の占める割合が高いため、富栄養化対策を講じやすいことも湯ノ湖の特徴としてあげられる。

我々は、水一底泥間の物質移動を含めた窒素及びリンの収支を明らかにすることが、富栄養化防止にとって最も基本的な情報になると考えた。また、1981年から今日に至るまで、湯元終末処理場において春～秋期に至る期間、硫酸バン土や高分子凝集剤の添加によるリンの3次処理が試験的に行われてきた。本調査研究では、この3次処理対策が湖沼の水質にどの程度の効果をもたらすかを明らかにすることも大きな目的の一つである。

1977年及び1978年は、夏と秋に1回ずつ現状水質を把握するための調査を行った。この結果を踏まえ、1979年以降は、夏期を中心として冬期の結氷期を除く期間について、月1回～10回の頻度で水質調査並びに沈殿・溶出調査を行った。本報告書では、これらの調査結果に基づき、窒素、リンの収支だけでなく、水収支、熱収支等についても検討する。また3次処理対策の実施前後において水質調査や沈殿・溶出調査の結果を比較検討する。さらに、Vollenweiderモデルや新たに開発したDOモデルにより、富栄養化対策の効果について検討する。

第1章 湯ノ湖の概要

湯ノ湖は、図1.1に示すように栃木県北西部に位置し、群馬県境に近い日光国立公園内の奥日光湯元にある小さな湖である。本章では、1) 湯ノ湖の湖盆形態及び基本諸元、2) 湯ノ湖周辺地域の状況、3) 湯ノ湖の流入及び流出水、4) 湯元の開発と歴史、5) 湯元の人口と観光客、6) 湯元温泉、7) 奥日光の気象、について述べる。

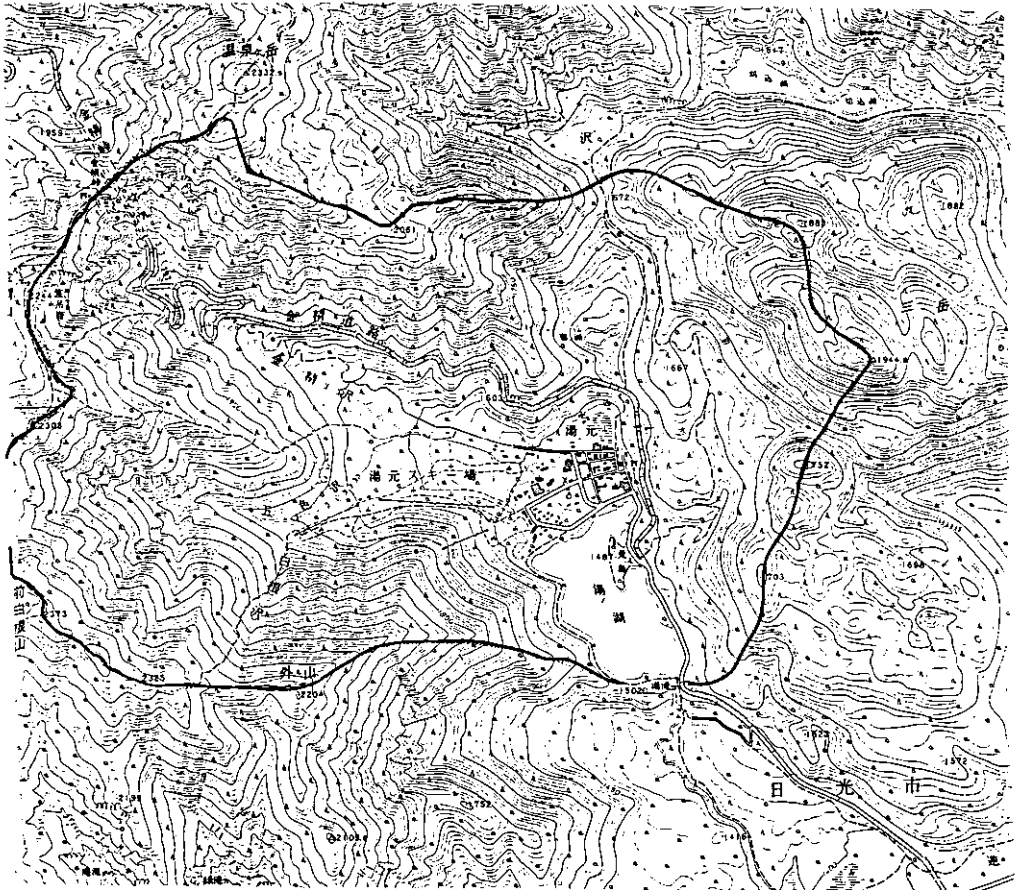


図 1.1 湯ノ湖流域

Fig. 1.1 Watershed of Lake Yunoko

1.1 湖盆形態及び基本諸元

湯ノ湖の湖盆形態は、田中¹⁾、吉村²⁾、白石ら³⁾によって明らかにされてきた。白石ら³⁾は、湖盆形態や面積・水容積などについて従来の知見を整理し、自らの錘測や音響測深による調査結果を加えて検討した。その結果、湖面積は、営林署の公示面積353,343m² (35町6反3畝)が最も信頼し得る数字とした。また、湖盆形態は図1.2及び図1.3で示され、最大水深が14.5~15mであることを明らかにした。

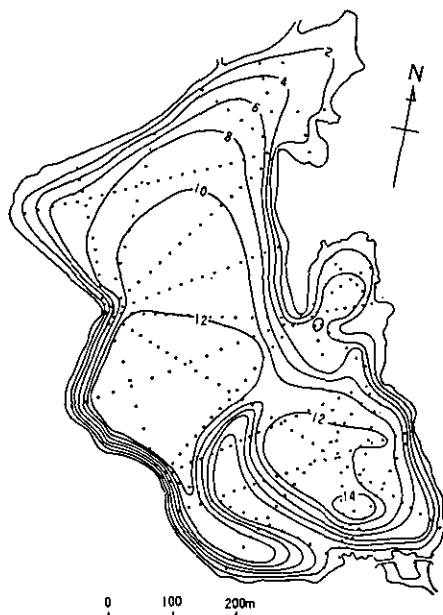


図 1.2 錘測に基づいた湯ノ湖の湖盆形態 (白石ら³⁾による)

Fig. 1.2 Bathymetric map of Lake Yunoko studied with lead-sounding by Shiraishi *et al.*³⁾

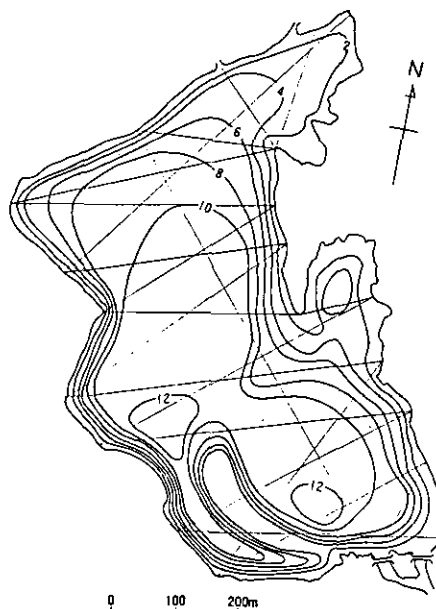


図 1.3 音響測深に基づいた湯ノ湖の湖盆形態 (白石ら³⁾による)

Fig. 1.3 Bathymetric map of Lake Yunoko studied with echo-sounder by Shiraishi *et al.*³⁾

湖盆は、大きく北湖盆、南湖盆及び副湖盆の三つに区分される。ここでいう副湖盆とは、馬の背と呼ばれる三ツ岩付近から張出した半島状の押し出し部分によって区切られた区域である。最大水深地点は湯滝の出口付近にあり、著者らも最大水深が14m前後であることを確認した。白石ら³⁾は、図1.2及び図1.3から、2 m水深ごとの体積を算出したところ、両者に差が認められた。これは測定した年代が異なることや測定法の違い（錘測と音響測深）によると考えられる。本報告書では、白石ら³⁾が求めた二つの結果の平均値を採用し(表1.1)、以後の湖全体のmassをとる場合にはこの値を使用した。他の諸元^{4,5)}は表1.2に示すとおりである。

表 1.1 湯ノ湖の湖盆形態——各水深ごとの水容積と面積

Table 1.1 Volume of water in 10^6m^3 and horizontal area in km^2 of every 2m depth at Lake Yunoko

layer	volume($\times 10^6\text{m}^3$)
0- 2m	0.662
2- 4m	0.568
4- 6m	0.479
6- 8m	0.399
8-10m	0.306
10-12m	0.206
Total 0-12m	2.62

depth	area(km^2)
0m	0.353
2m	0.308
4m	0.260
6m	0.219
8m	0.180
10m	0.126
12m	0.080

表 1.2 湯ノ湖の諸元

Table 1.2 Geographical and morphometric data in Lake Yunoko

位 置	東経 $139^{\circ} 25' 40''$ 北緯 $36^{\circ} 47' 48''$
海 拔 高 度	1478m
長 軸(南北)	900m
短 軸(東西)	500m
湖 面 積	$0.353 \times 10^6\text{m}^2$
肢 節 量	1.80
平 均 水 深	7.4m
最 大 水 深	14m
湖 容 積	$2.62 \times 10^6\text{m}^3$
利 用 形 態	水産用水
環 境 基 準	湖沼A-イ
流 域 面 積	$14 \times 10^6\text{m}^2$

1.2 湯ノ湖周辺地域の状況

日光国立公園の山々は、日光火山群の活動によってできたものであるが、湯ノ湖は、山王帽子山・三岳の熔岩流によってせき止められた湖である（環境庁日光国立公園管理事務所編 奥日光の地形と地質）。この地域の基盤をつくっているのは流紋岩で、温泉岳を中心に広がって見られる（図1.4）⁶⁾。流紋岩は湯元の北部から南西部の湯ノ湖岸や湯滝にわたって露呈しており、湯ノ湖北西部の前白根山と金精山との谷間から湯元まで続く地域や湯の湖底部の基盤をなしているものとみられる。この湯ノ湖北西部にある谷間（湯元スキー場）や湯元の地質は、下位からみると、砂層と泥層の互層からなる湖成層が深度40mのボーリングにより知られている。その上位にくるのははらん堆積層で、山麓部では小規模の扇状地をつくって分布し、主として北・西部山地からの白根沢その他の小河川により搬出された砂・レキ・岩塊からなっている。また北東部の温泉自然ゆう出帯には沼沢地があり、泥層からなる沼沢堆積物が小規模に分布している。湯ノ湖東側は三岳熔岩に覆われている。この三岳熔岩は、日光火山群の一部をなす火山噴出物で、二つの溶岩丘の合体したものであり、ここはその南端に当たっている。

湯ノ湖付近の植物群落は、グケカンバ・ウダイカンバ・オガラバナ・ミネカエデ・タカネザクラなどで、ミズナラ・ブナノキ・シラカンバが少ない。針葉樹では、コメツカ・アスナロ・クロビ・イチイなどが多くなる。このように湯ノ湖付近は、低山帯の上限から亜高山針葉樹林帯の下

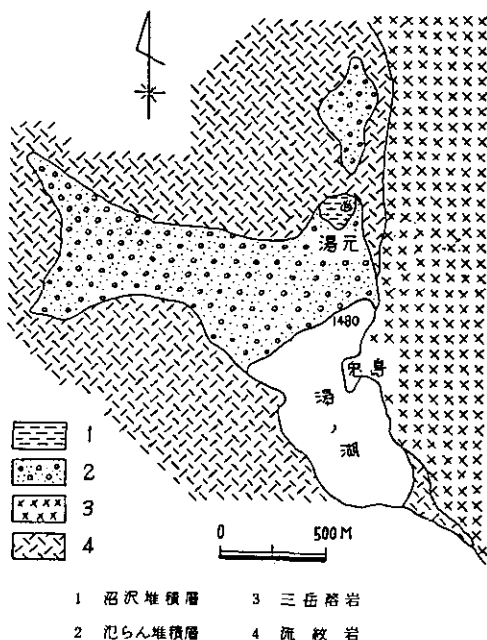


図 1.4 湯ノ湖周辺の地質図

Fig. 1.4 Geological features in the vicinity of Lake Yunoko

限へと移行している。湯元の上方の海拔1,600m 付近の白根沢上辺、金精峠の中腹は亜高山帯に当たる（環境庁日光国立公園管理事務所編、奥日光の植物）。

1.3 湯ノ湖の流入・流出水

湯ノ湖への表面流入水は、前白根山・外山との山合いに沢をなして流下している白根沢と温泉街を通過している大ドブ・小ドブと湯元終末処理場放流水である。白根沢は比較的大きな降雨時を除けばほとんど表流水がなく、水がれ状態となっている。以前は、温泉街や一般民家の生活排水が大ドブ・小ドブに放流されていたが、湯元終末処理場の完成とともに、生活排水が処理場に導入されるようになったため、現在小ドブの流水はほとんどない。大ドブは、温泉ヶ岳・金精山との山合いに流れる金精沢に湯元温泉の溢流水や生活排水の一部が加わった小河川である。また湯元終末処理場は、湯ノ湖北西岸に位置し、湯元温泉の生活排水及び温泉排水を処理して、管渠で湯ノ湖に直接放流している。日光市⁷⁾が昭和41年6月に処理を開始し（それ以前は、し尿がくみ取り式で、湯ノ湖の集水域外に搬出されていた）、その後、昭和54年に処理施設を改良した。処理方式は、オキシデーションディッチ（酸化濼）方式で、我が国で最初に採用した処理場である。施設の規模は計画処理人口6,840人（常住人口340人、日帰り観光客25,500人、宿泊観光客2,700人）、計画処理水量3,250m³/d（家庭污水2,120m³/d、温泉水900m³/d、地下水230m³/d）で、ディッチ内滞留時間は24時間で計画されている。また処理区域内は100%水洗化されており、流入汚水量はほぼ計画量に近いものとなっている。また、特筆すべきことは、栃木県下水道公社や日光市の尽力により1980年10月より、硫酸バン土や高分子凝集剤を添加してリンの除去対策が試験的に実施されていることである。

以上が表流水としての流入水であるが、最も多い流入水源は湖岸及び湖底からのわき水である。一部温泉水も湖岸からゆう出しているが、量的には少ない。一方、湯ノ湖からの流出水は、湖の南端から高さ110mの湯滝となって戦場ヶ原西端を流下し、さらに竜頭の滝、菅蒲ヶ浜を経て中禅寺湖へ流入している湯川のみである。

1.4 湯元の開発と歴史⁸⁾

湯元は、古くから湯の平と呼ばれ、その開湯は奈良時代にさかのぼる。男体山に初登頂した勝道上人がその発見者だと伝えられている。明治維新当時は、日光町方の者が権利を持って、入湯客のための施設や自炊小屋形式の宿泊施設を管理、営業していた（9軒）。維新後、中禅寺湖地域が信仰の場所から観光の対照として役割を果たすようになってきた余波を受けながら、湯元は次第に湯治客を対象とした旅館から、いわゆる温泉旅館として発展した。日光への交通機関の発達とともに、中宮祠を経て湯元まで登る旅客が増加していった。

また、明治6年から、コイ、イワナ、フナ、マス、ニジマスなどが中禅寺湖とともに湯ノ湖にも移殖放流されるようになった。

昭和9年12月4日、日光国立公園の指定が行われた。指定後の奥日光は、自然の特長を生かした施設が整えられるようになった。湯元では、避暑と釣場、また学術研究の場所として注目され、さらに昭和初期にはスキー場が開設され、にぎわいを見せはじめた。

現在では、湯元温泉は国民保養地としても指定されており、シーズン中には温泉の利用客ばかりでなく、登山、ボート遊び、あるいは魚釣等を楽しむ日帰り客の訪れも多い。さらに、林間学校や移動教室が開設されたり、修学旅行生の宿泊場所としてにぎわっている。

1.5 湯元の人口と観光客

湯元における常住人口について、ここ30年間の推移(表1.3)をみると、昭和20年代後半から30年代には、160~170人程度で戸数も40戸に満たなかったが、その後、人口、戸数ともに漸増し、昭和45年には、人口411人、戸数112戸とピークに達した⁹⁾。しかしその後は漸減傾向が続き、昭和58年現在、人口が245人、戸数が102戸である(日光市)。

表 1.3 湯元における年次別人口及び戸数
Table 1.3 Inhabitants and houses in Yumoto Area

年	1952	1955	1960	1965	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977
常住人口(人)	175	163	175	272	411	361	366	347	324	329	293	294
戸数(戸)	27	28	35	57	112	92	90	91	89	93	88	102

観光客の利用状況について(日光市観光商工課が発刊する観光統計書を参考にした)は、戦後、観光客数が漸増増加を続けてきたが、1955年に奥日光に通ずる第2いろは坂と上信越へ抜ける国道120号線の金精峠が開通して以来、湯元を訪れる観光客数が急激に増加した。図1.5に宿泊客数の経年変化を示す。昭和34年の23万人から漸増し、昭和45年に急増して47万人となり、最近の5年間では50万人を超えているが、ほぼ横ばいの傾向である。日帰り客数の正確な実態把握は困難であるが、車の通行台数等から推定した日帰り客数は宿泊客数の4~6倍で、おおむね200~300万人とされている。観光道路の開通に伴い、日帰り客の割合が多くなっていることから、湯元温泉が近郊型観光地に近づいたと言える。湯元温泉の月別宿泊客数を図1.6に示す。昭和40年代は、5月、8月、10月に極大値を持つ典型的な遊覧地型のパターンを示しているが、昭和50年以降、5月~8月が一つのピークに重なり、宿泊者数が増加している。これは、修学旅行、移動教室、林間学校の生徒数が5月~7月にかけて急増したためである。また1月~2月にかけて冬期のスキー客によるピークがみられるが、夏期のピークに比べると小さい。月別日帰り客数は、おおむね宿泊客数の変化に対応している。

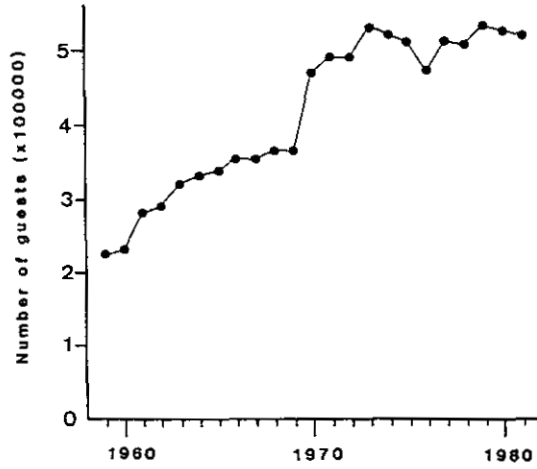


図 1.5 宿泊客数の経年変化

Fig. 1.5 Number of guests in Yumoto Area

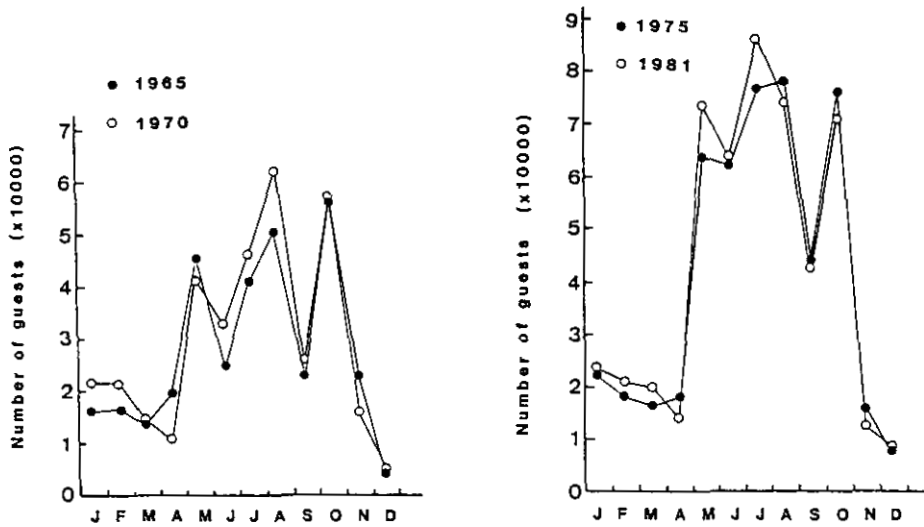


図 1.6 湯元温泉の月別宿泊客数

Fig. 1.6 Monthly mean guests in Yumoto hot-spring hotels

1.6 湯元温泉

1.3で述べたように、湯元は湯元温泉を中心に発展してきた。温泉の湯量は豊富で、現在20か所余りからゆう出している。源泉は図1.4に示した沼沢地とその南東の山寄りに湖岸までほぼ一直線に点在しており、湖岸にも1か所ゆう水泉がみられる。湯元地区の総ゆう出量は1,100~1,800l/minである。その一部は葛蒲ヶ浜、中禅寺に送水する。湯元での消費量は800~1,600m³/d(ヒアリン

グ調査による)である。温泉の化学成分について既存データ⁶⁾を整理すると表1.4になる。陰イオンではSO₄²⁻が最も多く、次いでHCO₃⁻、Cl⁻となる。陽イオンでは、Ca²⁺とNa⁺が主要なイオンとなっている。著者らが測定した自然ゆう泉の化学成分を表1.5に示す。ほとんど表1.4で示された既報告データの範囲にある。温泉が処理場あるいは大ドブなどを通じて湯ノ湖に流入することを考えると、リン濃度が0.14~0.36mg/lと湖水のリン濃度(0.02~0.10mg/l)と比べかなり高いことが注目される。

1.7 奥日光の気象

1981年より湯元処理場にて、気温、風向、風速、日射量の調査を行ったが、計器の故障等のトラブルでデータの欠損箇所が多くなり、気象量の年変化及び季節変化を論ずる場合には不適と考

表 1.4 温泉の化学成分

Table 1.4 Chemical compositions of hot-springs in Yumoto Area

Item	pH	K (mg/l)	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Al (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)
Max	7.3	28	248	171	11	0.74	2.8	4.1	177	454
Min	6.5	20	97	111	2.4	0.18	1.1	0.7	93	318

Item	S ₂ O ₃ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	HS (mg/l)	H ₂ SiO ₃ (mg/l)	HSiO ₃ (mg/l)	HBO ₂ (mg/l)	BO ₂ (mg/l)	CO ₂ (mg/l)	H ₂ S (mg/l)
Max	6.9	432	92	147	0.31	29	0.23	294	52
Min	1.0	280	10	83	0.06	20	0.04	69	22

(栃木県公害防止管理協会⁶⁾のデータより作成)

表 1.5 自然ゆう泉の化学成分

Table 1.5 Chemical compositions of natural hot-spring in Yumoto Area

	pH	K (mg/l)	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Al (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)
Max	7.2	30	153	184	3.2	0.09	2.8	<0.1	141	433
Min	6.8	17	94	164	2.8	0.04	2.5	<0.1	131	423

	N (mg/l)	P (mg/l)
Max	0.05	0.36
Min	0.03	0.14

(各項目とも3~5回の測定値の最大値及び最小値について示した。)

え、ここでは、中宮祠にある日光測候所のデータ(1978年~1982年)¹⁰⁾を用いた。まず気温の月別変化について、1981年の結果を図1.7に示す。他の年は1981年と比べ大きな差がなかった。ただ、7月~8月にかけての平均気温は1978年 19.3℃, 1979年 17.6℃, 1980年 16.4℃, 1981年 18.0℃, 1982年 16.5℃と、年によってかなり異なった。気温の月別変化の特徴的なことは、7月、8月にピークとなるが20℃を超えることがなく、12月~3月は氷点下となる。日照時間は、一例として1981年の結果を図1.8に示すように各年とも12月~5月までの冬~春にかけて、200h/month程度とほぼ一定値を示すが、1978年を除けば夏期に減少する傾向がみられた。特に増殖期と考えられる6月~8月までの平均日照時間は、1978年 183h/month, 1979年 132h/month, 1980年 100h/month, 1981年 144h/month, 1982年 106h/monthで、年によってかなり変動することが示された。平均風速については、1981年の結果を図1.9に示したように、冬期に3.5~4.3m/sと大きく、夏期に1.2~2.1m/sと冬期の1/2~1/3程度になった。各年ともこうした傾向がみられ、年変動は小さい。しかしながら、図1.10に示すように月別降水量については、年によってかなり異なった。これを年間降水量でみると、1978年 1,495mm, 1979年 2,300mm, 1980年 1,825mm, 1981年 1,960

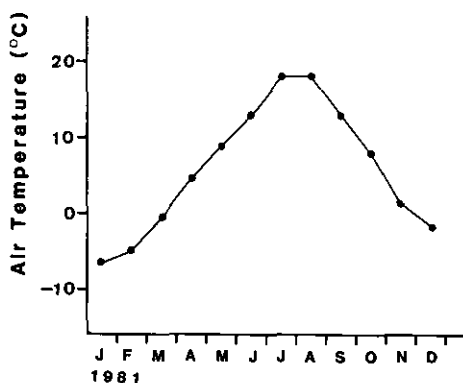


図 1.7 1981年における月平均気温
Fig. 1.7 Monthly mean air temperature in 1981

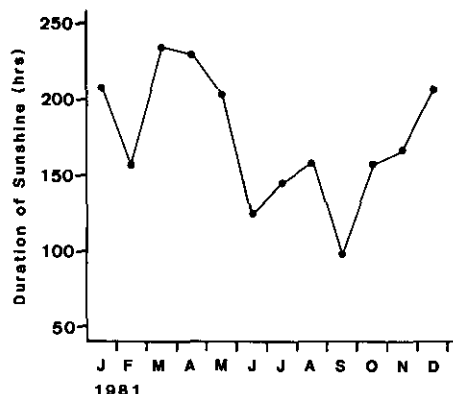


図 1.8 1981年における月平均日照時間
Fig. 1.8 Monthly mean duration of sunshine in 1981



図 1.9 1981年における月平均風速
Fig. 1.9 Monthly mean wind velocity in 1981

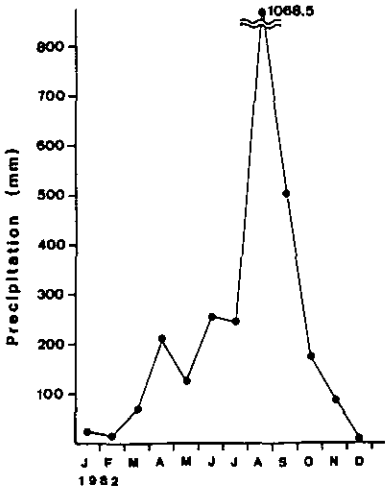
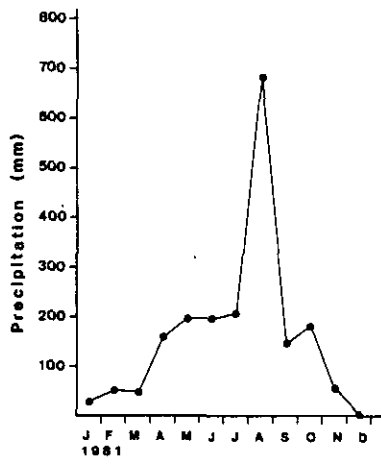
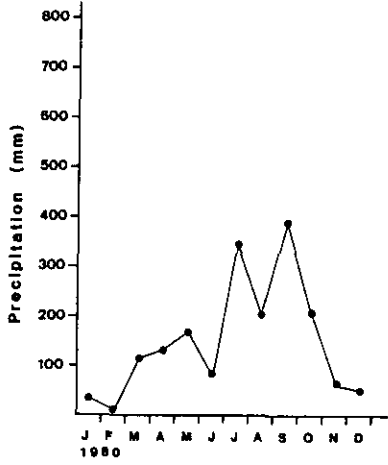
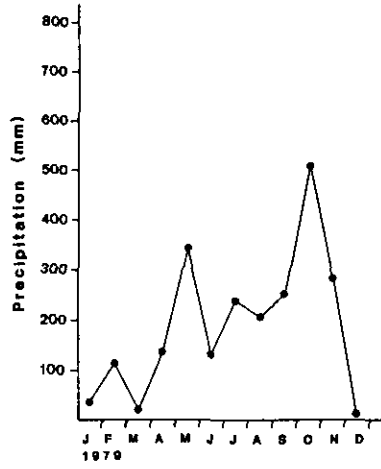
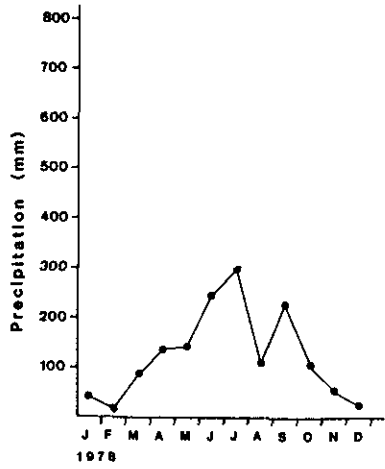


图 1.10 月别降水量

Fig. 1.10 Monthly mean precipitation

mm, 1982年 2,811mm と年によって2倍のひらきが生じた。特に, 1981年, 1982年は8月にそれぞれ680mm, 1,069mm と台風に伴う豪雨があり, 湖水の顕著な濁質現象が認められた。1979年には, 10月に512mm の大雨があった。このように年によって降水量が異なるが, 降水量の季節変化についてみると冬期が少なく, 夏期~秋期にかけて多くなる傾向が認められる。

引用文献

- 1) 田中阿歌磨 (1903) : 日光湯ノ湖 (本邦湖沼調査略報の四), 地学雑誌, 15, 52-57.
- 2) 吉村信吉 (1933) : 日光湯ノ湖の湖盆形態. 陸水学雑誌, 2, 98-100.
- 3) 白石芳一・島田武・古田能久 (1964) : 日光湯の湖における水産開発のための基礎的研究, 第1報 湯ノ湖の湖盆形態. 淡水研報, 14, 37-44.
- 4) 小野寺好之 (1973) : 湯ノ湖の概要, 日本陸水群集の生産力に関する研究, JIBP-PF 業績, 1973, JIBP-PF 分科委員会, p58.
- 5) 栃木県衛生環境部 (1983) : 中禅寺湖・湯ノ湖水質調査報告書, 昭和58年3月, 127p.
- 6) 栃木県公害防止管理協会 (1978) : 湯ノ湖試験しゅんせつ影響調査結果報告書, 昭和53年5月, 161p.
- 7) 柴田秀雄 (1982) : オキシレーションディッチ法と維持管理, 環境公害新聞, 昭和57年9月8日.
- 8) 星野仁十郎編 (1979) : 日光市史
- 9) 栃木県 (1975) : 特定湖沼保全緊急対策調査——湯ノ湖周辺地区調査報告書, 昭和50年3月, 82p.
- 10) 日光測候所気象年報 (1978~1982年)

第2章 水収支調査

本章では湯ノ湖を対象として水収支をとり、水量の観点から湯ノ湖の特徴を明らかにすることを目的とする。湯ノ湖の水収支については、JIBP-PF 湯ノ湖研究グループによって明らかにされた¹⁻⁴⁾。新井¹⁾は、1969年7月の水収支をとり、地下水と温泉水による流入水量が $0.95\text{m}^3/\text{s}$ で、しかもこのうち温泉水の直接流入量はほとんど無視できることを示した。同様に、堀内ら²⁾は、1971年11月の水収支をとり、地下水によるゆう水量と地表水による流入量との比が9:1となり、湯ノ湖は地下水によってかん養されている割合の大きいことを示した。また新井ら³⁾は、中禅寺湖流域全体の水収支から湯滝流出量を推定し(表2.1)、年平均流量を $0.79\text{m}^3/\text{s}$ とした。

表 2.1 新井ら³⁾によって推定された湯滝流出水量 (m^3/s)

Table 2.1 Outflow (m^3/s) estimated by Arai *et al*³⁾ from water budget in the watershed of Lake Chuzenjiko

JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
0.48	0.51	0.50	0.76	0.95	0.97	1.00	0.84	1.35	0.87	0.70	0.51

2.1 水収支調査

流入水として、大ドブ及び処理場放流水を、また流出水として湯滝を調査対象とした。調査頻度は月1回～4回程度である。大ドブ及び湯滝では、プロベラ型微流速計を用いて流速を測定し、河川断面積から流量を算出した。処理場放流水量は日光市のデータを用いた。1979年から1982年までの流入及び流出量の季節変化を図2.1に示す。放流水は各年とも季節変化を示さず、ほとんど一定であった。大ドブは明確な季節変動を示さず、年によっても異なった。湯滝からの流出水量は処理場放流水と大ドブを加えた流入水量よりもはるかに多いことがわかる。流出量は各年とも冬期～春期に $36,000\sim 50,000\text{m}^3/\text{d}$ と最少値を示し、夏～秋期に最大値を示した。ただ流出量のピークの時期は年によってかなり変動した。1979年は8月～9月が比較的少なく、10月下旬に $140,000\sim 150,000\text{m}^3/\text{d}$ という大きなピークがみられた。1980年は1979年よく似た変動パターンを示したが、ピークは9月にみられた。1981年は、5～6月と8～9月の二つのピークがみられた。8月下旬のピークは、台風による大雨の後に観測したもので、1982年の8月上旬のピークも同様である。いずれも $210,000\text{m}^3/\text{d}$ という流出量を記録した。表2.2に得られた流入・流出水量データを各年ごとにまとめる。放流水量は分流式であるため変動が少なく、平均値としては $2,900\text{m}^3/\text{d}\sim 3,300\text{m}^3/\text{d}$ であった。大ドブからの流入水量は $1,000\sim 13,000\text{m}^3/\text{d}$ の範囲にあり、変動が著しかった。

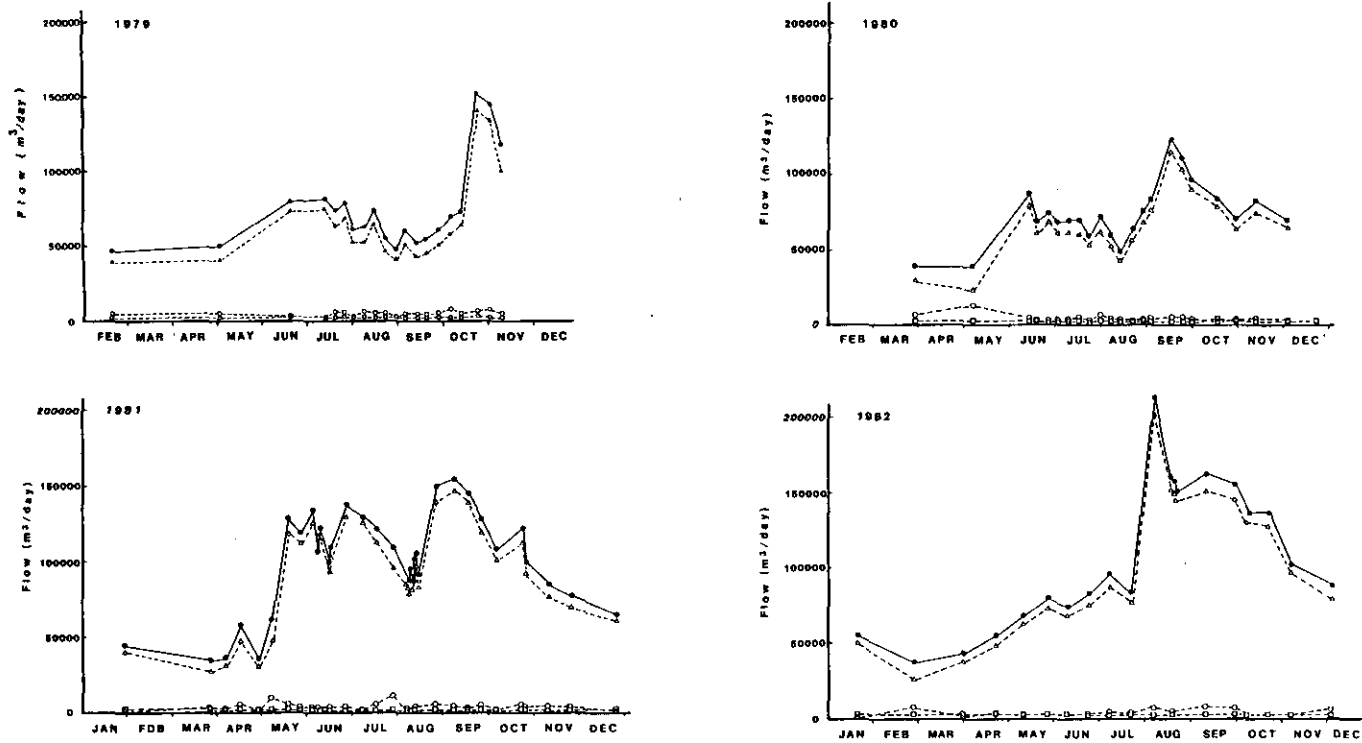


図 2.1 湯ノ湖における流入・流出水量

Fig. 2.1 Seasonal changes of inflow and outflow in Lake Yunoko (1979-1982)

- Effluent from wastewater treatment plant
- Odobu River
- △--- Groundwater
- Outflow from Yutaki Falls

4年間の大ドブからの平均流入水量は、4,600~5,600m³/dであった。湯滝からの平均流出水量は、1979年と1980年、また1981年と1982年とがそれぞれ71,000~75,000m³/d、105,000~106,000m³/dであった。また最大流出水量も1979年と1980年、また1981年と1982年とが同様の値を示した。最小流出水量はいずれの年も40,000m³/d前後で冬期に観測された。湯滝からの流出水量を各月別に整理して、各年の年平均流出量（平均値±標準偏差）を求めると、1979年 75,000±26,000m³/d、1980年 68,000±19,000m³/d、1981年 89,000±36,000m³/d、1982年 91,000±43,000m³/dとなった。これらの値は新井ら³⁾が中禅寺湖流域全体の水収支から算出した68,000m³/dと比べ大きい。著者らが求めた湯滝からの流出水量に基づき、滞留時間を算出したのが表2.3である。滞留日数は12~73日の範囲にある。大まかには、降水量の少ない、冬~春期の初めにかけては滞留日数が50~73日で、降水量が多くなる夏~秋期にかけては12~40日となった。また年平均滞留日数は29~39日で、湯ノ湖は水の入れ替わりが比較的激しい湖と言える。

湯滝流出水量と降水量との関係を図2.2に示す。湯滝からの流出水量は、150mm/(10日)以上の降雨に対して鋭敏に反応しているが、それ以下の降雨では明確な対応関係が認められなかった。また湯滝流出水量と水位との関係を図2.3に示す。このように湯滝では、流量と水位との関係はほぼ1次の直線で近似できることが示された。

表 2.2 処理場放流水、大ドブからの流入水量並びに湯滝からの流出水量
Table 2.2 Flowrate(m³/d) of effluent from wastewater treatment plant, Odobu River, and Yutaki Falls

		1979	1980	1981	1982
Effluent	No. of data	20	24	34	21
	Max (m ³ /d)	3,787	3,535	3,531	3,145
	Min (m ³ /d)	3,000	2,453	2,626	2,470
	Mean (m ³ /d)	3,284	2,974	2,942	2,901
	SD (m ³ /d)	151	313	248	176
Odobu River	No. of data	20	24	35	21
	Max (m ³ /d)	8,600	13,000	12,000	8,400
	Min (m ³ /d)	2,900	1,700	1,600	990
	Mean (m ³ /d)	5,600	4,600	5,000	4,600
	SD (m ³ /d)	1,500	2,200	2,000	1,900
Yutaki Falls	No. of data	20	24	36	20
	Max (m ³ /d)	150,000	120,000	210,000	210,000
	Min (m ³ /d)	47,000	39,000	36,000	37,000
	Mean (m ³ /d)	75,000	71,000	105,000	106,000
	SD (m ³ /d)	29,000	20,000	35,000	47,000

表 2.3 湯ノ湖における滞留時間

Table 2.3 Retention time in Lake Yunoko (1979-1982)

		1979	1980	1981	1982
Mean	(days)	35	39	29	29
Max	(days)	56	67	73	71
Min	(days)	17	22	12	12

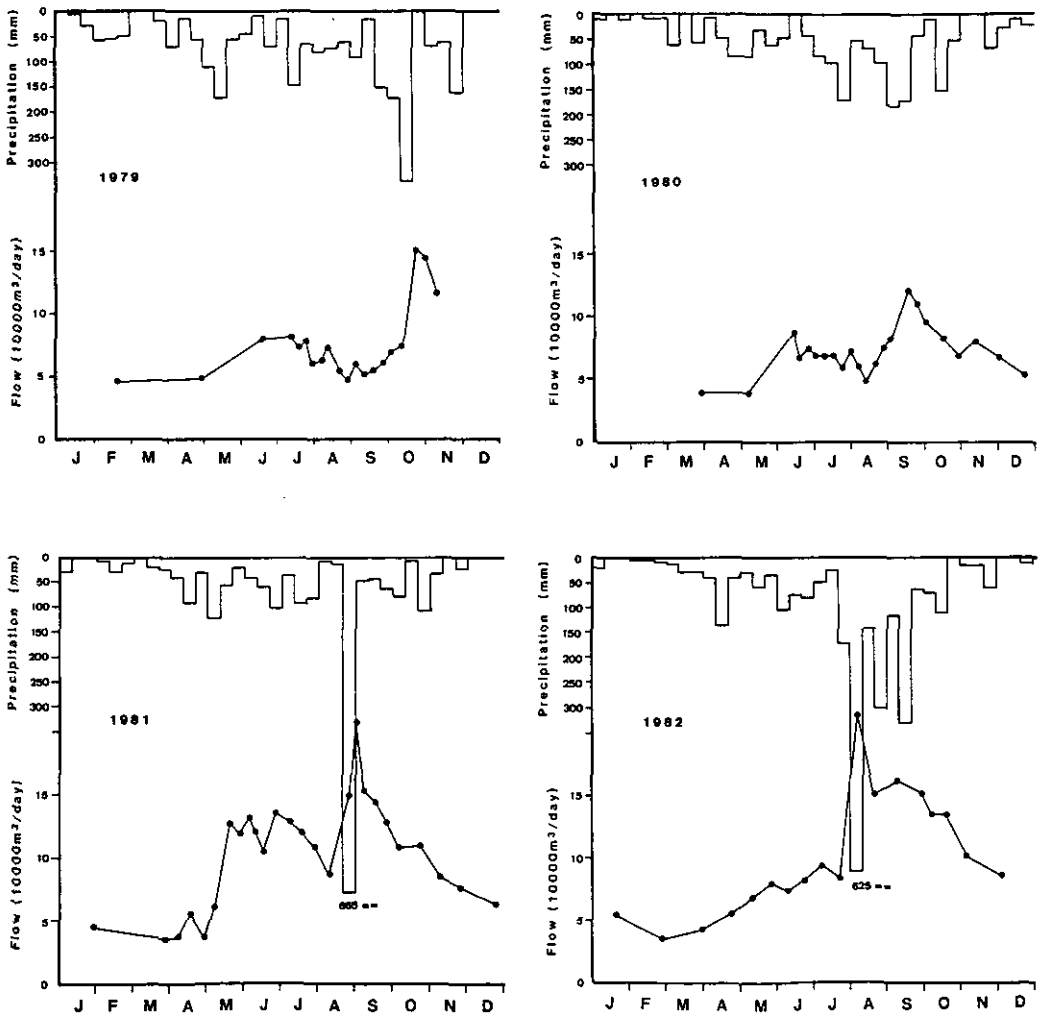


図 2.2 湯滝からの流出水量と降水量との関係

Fig. 2.2 Seasonal changes of precipitation and outflow from Yutaki Falls (1979-1982)

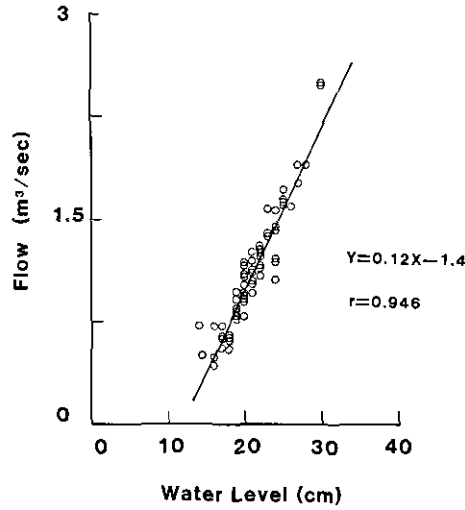


図 2.3 湯滝における流量と水位との関係

Fig. 2.3 A relationship between water level at Yutaki and outflow from Yutaki Falls

湯ノ湖の流域は金精山, 温泉ヶ岳, 前白根山等の山岳域にある。この湯滝からの流出水量を流域全体の流出河川として考えてみる。

$$Q = f \cdot r \cdot A \quad (2-1)$$

ここで、 f : 年流出率 (1/y)

r : 年降水量 (mm)

A : 流域面積 (km²)

Q : 年流出量 (10³m³/y)

(2-1) 式の f を求めると、1979年 0.85, 1980年 0.97, 1981年 1.18, 1982年 0.84と 1に近い数値を示し、山岳域でよくみられる値であるが、若干年によって異なった。この原因としては、降水量として日光測候所のデータを湯ノ湖流域にそのまま適用した誤差によると考えられる。湯ノ湖流域の流出特性を明らかにするには、湯滝における連続水位観測と湯元における降水量の観測が必要となる。

2.2 水収支

湯ノ湖の水収支は、(2-2) 式のようになる。

$$\Delta H \cdot S = S(P - E) + Q_{in} + Q_g - Q_{out} \quad (2-2)$$

ここで、 ΔH : 湖水位の変化 (m/d)

S : 湖面積 (m²)

P : 湖面への降水量 (m/d)

E : 湖面からの蒸発量 (m/d)

Q_{in} : 表流水の流入水量 (m^3/d)

Q_g : 地下水ゆう水流入水量 (m^3/d)

Q_{out} : 湯滝からの流出水量 (m^3/d)

湖面蒸発量 E は空気力学的方法⁵⁾に基づいて次式より求めた。

$$E = 0.1 \times u (e_w - e_a) \quad (2-3)$$

ここで, u : 平均風速 (m/s)

e_w : 水面の水蒸気圧 (mb)

e_a : 大気の水蒸気圧 (mb)

e_w は気温に対する飽和蒸気圧とし, e_a は相対湿度と e_w から算出した。なお, (2-2) 式の右辺第1項の計算に必要な降水量, 風速, 気温, 湿度は日光測候所のデータを用いた。その結果を表2.4に示す。 $S(P-E)$ は年平均としてみれば $1,000 \sim 1,900 m^3/d$ の範囲にある。次に左辺の ΔH であるが, 湯滝における水位変化から ΔH を求めると, 豪雨時以外は, せいぜい $\Delta H = 2 \sim 10 cm/month$ であった。また, 1981年や1982年8月の豪雨時は, ほぼ $\Delta H = 10 cm/week$ であった。これらから左辺 $\Delta H \cdot S$ を計算すると, 平常時には, $200 \sim 1,200 m^3/d$, 豪雨時には, $5,000 m^3/日$ となる。したがって, 湖水量の増加分はおおむね湖面降水量と湖面蒸発量との差に匹敵する大きさであるので, (2-2) 式は, 湯滝からの流出水量 = 表流水の流入水量 + 地下水の流入水量となる。表2.2から放流水及び大ドブからの流入水量は, 年平均値でみると湯滝からの流出水量の7~12%に相当する。したがって, 湯ノ湖の流入水量の88~93%は地下水からの流入水(わき水)によることがわかる。年平均でみた流入水量に占めるわき水の割合は, 新井¹⁾や堀内²⁾が示した1か月間の水収支の結果とほぼ同様であって, 図2.1には, わき水の流入水量 Q_g を $Q_{out} - Q_{in}$ として示した。

表 2.4 湖面降水量並びに湖面蒸発量の年平均値

Table 2.4 Precipitation ($SP, m^3/d$) and evaporation ($SE, m^3/d$) over the lake (1979-1982)

Year	SP (m^3/d)	SE (m^3/d)	S(P-E) (m^3/d)
1979	2200	820	1400
1980	1700	730	1000
1981	1900	790	1100
1982	2700	780	1900

ただし, 結氷期は $E = 0$ とした。

引用文献

- 1) 新井 正 (1971) : 湯ノ湖の水収支・熱収支について. 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——. JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和45年度報告, 56-60.
- 2) 堀内清司・田場 穰・森 和紀 (1972) : 湯ノ湖の水文学的特性について. 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——. JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和46年度報告, 111-120.
- 3) 新井 正・森 和紀 (1972) : 湯ノ湖の水収支・熱収支について (第2報). 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——. JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和46年度報告, 121-129.
- 4) 新井 正・堀内清司・森 和紀 (1973) : 湯ノ湖の水文. 日本陸水群集の生産力に関する研究, JIBP-PF 業績, 1973, JIBP-PF 分科委員会, 59-64.
- 5) 日本水質汚濁研究協会編 (1982) : 湖沼環境調査指針. 公害対策技術同友会, 81-83.

第3章 水質調査

本章は、第6章の物質収支の基礎資料に資することを目的として、1979年～1982年において窒素・リン等を中心とした富栄養化関連項目について、水質調査を行い、その結果をまとめたものである。3.1では、湖内水質及び流入・流出水の水質特性を明らかにし、さらに3.2では水質調査法の確立のための基礎的な検討を行った。

湯ノ湖における水質調査は、田中¹⁾の水温調査に始まり、上野益三²⁾、吉村信吉³⁾らによって、水温、pH、溶存酸素(DO)、透明度等が測定された。主な観測結果を表3.1にまとめる。1908年～1940年当時の透明度が3～5 mであったこと、また夏期停滞期には、底層のDOが消失していたことが注目される。その後、IBP-PFの湯ノ湖研究グループは、1968年～1972年にわたり、生物群集の生産力の観点から水質の調査も行った。また、環境庁自然保護局⁴⁾が国立公園湖沼水質調査の一環として、湯ノ湖の調査を行った。その後、湯ノ湖の水質調査は栃木県公害研究所、栃木県衛生環境部公害防止課によって続けられている⁵⁾。

1979年から4年間にわたって著者らが行った水質調査における測定水質項目と分析法を表3.2にまとめる。その他にも、現場調査項目として、水中照度(ラムダ社)やCOD(酸性過マンガン酸カリウム法)も一部の試料について測定した。

図3.1に主な調査地点を示す。

3.1 流入・流出水の水質及び湖内水質の調査結果

3.1.1 流入・流出水の水質

窒素及びリン濃度を中心とした水質項目について、流入・流出地点ごとにみていくことにする。まず、湯ノ湖の富栄養化対策を論ずる上で重要となる湯元終末処理場放流水について述べる。放流水中のT-N及びT-Pの季節変化を図3.2に示す。1979年～1981年までは、おおむねT-NとT-Pとが同様の変動パターンを示し、7～8月と10月に著しいピークが、また春先に小さなピークが認められた。このような増減傾向は、宿泊客数の月別変化とよく似ている(図1.5)。しかしながら、1982年6月～10月においては、T-Nの変化とT-Pの変化とが対応しなかった。すなわち、T-Nは1979年～1981年同様に夏と秋とに大きなピークをもつが、1982年のT-Pは6月初めから減少して0.3mg/l前後の値を示し、1.0mg/l以上を示す1979年～1981年と比べると著しく低下したことがよくわかる。また、1981年7月初旬や10月においてもT-Pのピークが表れなかった。T-Nについては、季節変動のパターンが年によって大きく変化しなかったのに対し、1981年秋季及び1982年夏～秋期におけるT-Pは、1979年及び1980年の同時期と比べ大きく減少した。これらの時

表 3.1 1930~1940年頃の湯ノ湖の水質

Table 3.1 Transparency, water temperature, pH, and dissolved oxygen in Lake Yunoko in 1930-1940

Transparency	3.0 - 4.5m		Ueno ²⁾	
	3.0 - 5.8m		Miyaji ⁴⁾	
	2.7m(9. June. 1933)		Ueno ²⁾	
	4.3m(22. Jan. 1932)		Inaba ⁴⁾	
	3.1m(27. Aug. 1939)		Yoshimura ³⁾	
Date 2. Oct. 1928	depth(m)	water temp(°C)	pH	O ₂ (%)
by Y. Matsudaira ⁴⁾	0	16.2	6.85	102.8
	2	14.7	6.80	102.9
	4	13.3	6.60	101.4
	6	12.7	6.45	88.8
	8	11.3	6.40	39.3
	10	9.9	6.50	8.9
	12	8.5	6.50	0
Date 9. June 1933	depth(m)	water temp(°C)	pH	O ₂ (%)
by M. Ueno ²⁾	0	14.5	6.9	104
	5	12.6	6.5	101
	10	10.4	6.4	59
	11	10.2	6.3	40
	11.8	10.0	6.3	0
Date 23. Oct. 1931	depth(m)	water temp(°C)	pH	O ₂ (%)
by S. Yoshimura ⁴⁾	0	10.6	6.95	99
	5	10.1	6.9	-
	10	10.0	6.8	93
	11.8	9.75	6.8	91
Date 27. Aug. 1939	depth(m)	water temp(°C)	pH	O ₂ (cc/l)
by S. Yoshimura ³⁾	0	15.7	6.7	6.54
	2	13.81	6.6	6.44
	4	11.95	6.6	6.61
	6	11.44	6.45	5.25
	8	11.35	6.4	4.96
	10	11.15	6.3	1.73
	11	11.05	6.3	0.92
	12	10.95	6.3	0.64

表 3.2 測定項目と分析方法

Table 3.2 Methods for chemical analysis of water

分析項目	分 析 方 法
透 明 度	直径30cmのセッキ板
水 温	サーミスタ温度計（東邦電探社），電気水質計（東邦電探社）
pH	比色計，pHメータ（横河電機）
溶 存 酸 素	ウインクラージャ化ナトリウム変法
NH ₄ -N	自動分析装置を用いたインドフェノール法
NO ₂ +NO ₃ -N	” Cd-Cu還元カラム法
PO ₄ -P	” モリブデン青法
T-N, DTN	アルカリ性過硫酸分解後，NO ₃ -Nとして定量
T-P, DTP	酸性過硫酸分解後，PO ₄ -Pとして定量
	過硫酸カリウムを用いたNとPの同時分解法
クロロフィル a	UNESCO/SCOR法
SS	500°Cで加熱処理したグラスフィルター（ワットマンGF/C）法
Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Si	} ICP分析
Cl, SO ₄	

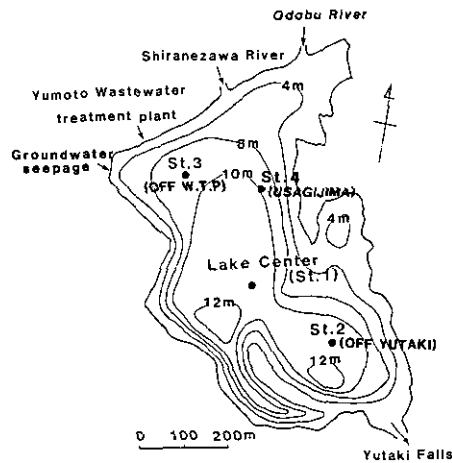


図 3.1 湯ノ湖の水質調査地点

Fig. 3.1 Study sites in Lake Yunoko

期は、処理場において1980年秋から試験的に行われている凝集沈殿処理結果が良好であった期間に良く一致する。特に1982年夏～秋期においては、処理水の透視度が1 m以上、またSS 3～6 mg/l, COD 4～6 mg/lという数値を観測した。放流水中のT-N及びT-P濃度を表3.3にまとめる。各年ごとのデータについて分散及び平均値の差の検定を行った。以下、検定の有意水準は95%レベルとした。T-Nは、いずれの年とも平均値に有意な差が認められなかった。T-Pは、1979年～1981年の間の各平均値には有意な差が認められなかったが、1982年と他の年とは、分散及び平均値に有意な差が認められた。そこで放流水質に与える三次処理の効果について、もう少し検討してみる。集中的に硫酸バン土や高分子凝集剤が注入されたのは、1981年及び1982年の6月～10月である。したがって、6月～10月に限ってT-P及び PO_4 -P濃度の分散及び平均値の差の検定を行った。T-Pの平均濃度は、1979年 1.03mg/l, 1980年 1.06mg/l, 1981年 0.89mg/l, 1982年 0.30mg/lとなった。結果は、各年とも分散に有意な差が認められた。しかしながら、 PO_4 -P濃度

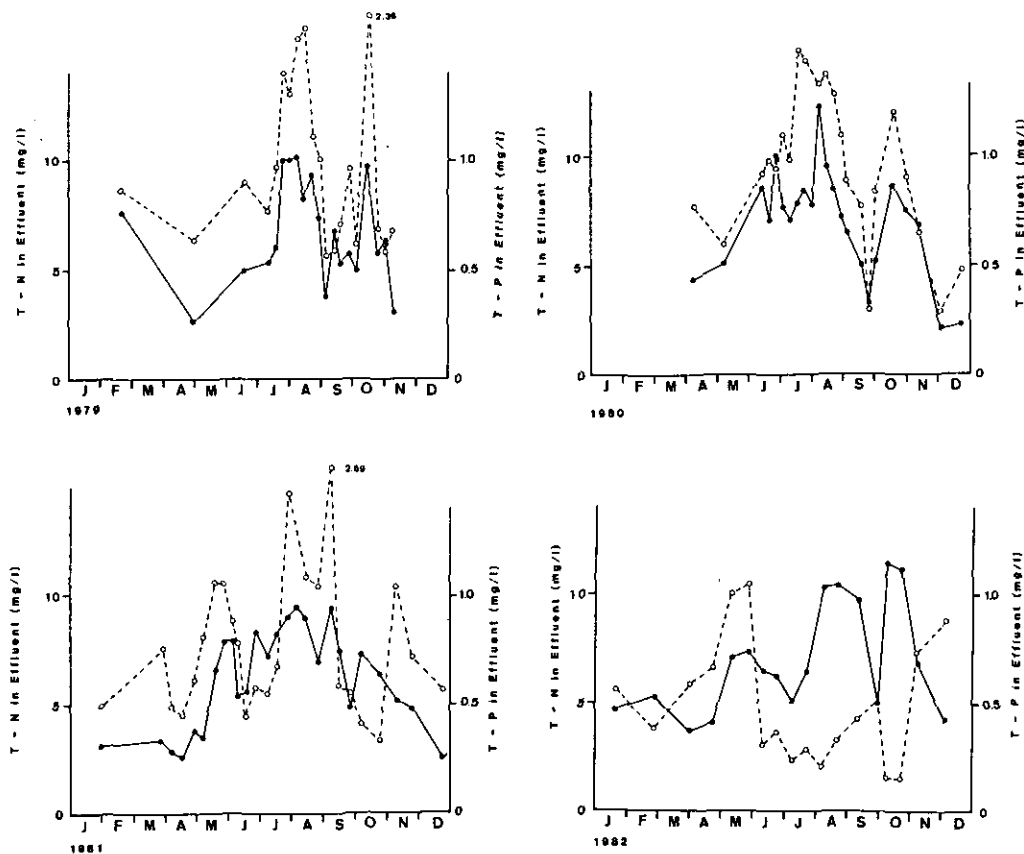


図 3.2 放流水中の T-N 及び T-P 濃度の季節変化

Fig. 3.2 Seasonal changes of T-N (—●—) and T-P (---○---) concentrations in effluent from wastewater treatment plant

は、1981年と1982年の平均値のみに有意な差が認められなかった。このことは、1981年の夏～秋の時期に、三次処理による $PO_4\text{-P}$ の除去が1982年と同様に行われていたことを示す。1981年に T-P が1982年と比べ高くなった理由として、1981年度は、凝集剤添加濃度や汚泥返送量等を変えながら、最適処理操作条件を見いだすための試験段階であったため、Al 等に吸着した懸濁態リン(以下、P-P と記す) が沈殿池で十分沈降しないで流出してしまったためと考えられる。ちなみに、6月～10月における平均 $PO_4\text{-P}$ 濃度は、1979年 0.488mg/l, 1980年 0.609mg/l, 1981年 0.098 mg/l, 1982年 0.108mg/l であった。リンと同様に窒素についても6月～10月に限ってみると、T-N では、各年とも差がないが、1982年の TIN の平均濃度が他の年よりも有意に高い値を示した。これは、凝集沈殿処理に伴い、オキシデーションディッキ内の MLSS 濃度が2,000～3,000mg/l まで増加し、汚泥滞留時間が長くなり、有機態窒素化合物が分解されて硝化が進行したことによると思われる。このときの汚泥中の生物相は、良好な処理水質のときにみられる原生動物の *Vorticella*, *Vaginicola*, *Coleps*, わむし類の *Colurella* や硝化が起きているときに出現しやすい原生動物の *Arcella* や *Centropyxis* が多くなっていた。

表 3.3 放流水の T-N 及び T-P 濃度

Table 3.3 T-N and T-P concentrations in effluent from wastewater treatment plant (1979-1982)

Year	T-N (mg/l)				T-P (mg/l)			
	Max	Min	Mean	S. D.	Max	Min	Mean	S. D.
1979 (20) *	10.17	2.61	6.70	2.35	2.36	0.45	0.88	0.43
1980 (23) *	12.3	2.10	6.92	2.46	1.48	0.29	0.95	0.34
1981 (35) *	9.90	2.53	6.62	2.30	2.69	0.32	0.84	0.44
1982 (18) *	11.51	3.70	7.02	2.58	1.10	0.16	0.50	0.29

() No. of samples

表3.4に窒素・リン以外の放流水水質を示す。流入下水には、温泉排水が含まれているため、放流水中の主要な無機イオンもかなり高い。おおむね放流水質は、温泉水が1/2～1/3に希釈された濃度に当たる。また Mn は $<0.03\sim 1.00\text{mg/l}$, Fe は 0.03mg/l 程度である。

次に幅 1 m あまりの小河川である大ドブについて述べる。一例として図3.3に1982年における T-N, T-P の季節変化を示す。各年とも、このように明確な季節変動が認められなかった。おおむね窒素とリンは、同様の変動パターンを示すが、降雨時や SS 成分が多いときは異なる。すなわち、T-N 濃度は大きく増加しないのに対し、P-P が増加するため T-P が著しく増加する。表3.5に、各年ごとの大ドブの T-N 及び T-P 濃度をまとめた。T-N は $0.21\sim 2.3\text{mg/l}$, T-P は $0.012\sim 0.63\text{mg/l}$ の範囲にあった。T-N については、各年ともバラツキが大きく異なり、統計的にも各年の分

散に有意な差が認められた。大ドブは、白根沢と同様に降雨時には、急激に水量が増加し、それに伴い多量の懸濁物が流入するが、月1~4回程度の観測では、このような降雨に伴う水質変化

表 3.4 放流水の主要なイオン濃度

Table 3.4 Major ions concentration in effluent from wastewater treatment plant

	Na	Mg	Si	Ca	K	Cl	SO ₄
No. of samples	11	11	11	11	10	8	8
Mean(mg/l)	65.8	3.9	23.3	83.6	12.7	45.9	202
S. D. (mg/l)	8.96	0.42	1.97	9.33	1.1	4.11	16.5
Max (mg/l)	81.5	5.1	26.9	102	14	51.7	224
Min (mg/l)	45.6	3.4	19.7	70.4	10.7	41.0	170

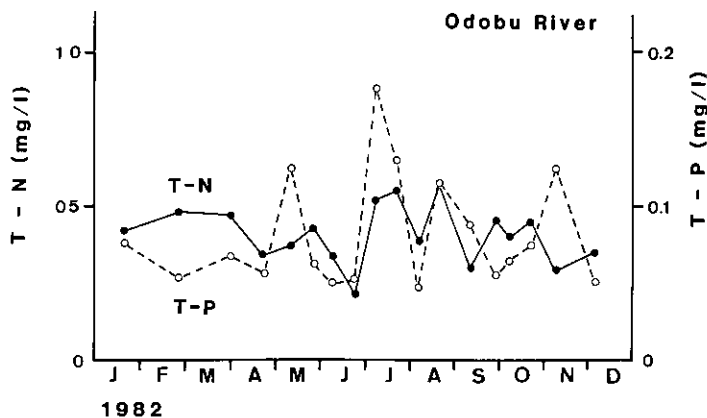


図 3.3 1982年における大ドブの T-N 及び T-P 濃度の季節変化

Fig. 3.3 Seasonal change of T-N and T-P concentrations in Odobu River

表 3.5 大ドブの T-N 及び T-P 濃度

Table 3.5 T-N and T-P concentrations in Odobu River (1979-1982)

Year	T-N				T-P			
	Max	Min	Mean	S. D.	Max	Min	Mean	S. D.
1979 (20) *	1.41	0.21	0.41	0.28	0.22	0.020	0.055	0.044
1980 (23) *	2.30	0.24	0.53	0.43	0.62	0.012	0.106	0.129
1981 (36) *	1.00	0.25	0.52	0.19	0.63	0.046	0.095	0.095
1982 (18) *	0.57	0.21	0.41	0.09	0.18	0.048	0.082	0.037

(*) No. of samples

を把握していない。降雨時の流入は、今後の検討課題となろう。T-Pについては、1980年と1981年を除いて、分散や平均値に有意な差が認められた。表3.6に、湯元温泉街に入る前の大ドブ上流地点と大ドブ（下流）との水質を示す。上流点と下流点とを比較すればMg以外は、温泉街の生活排水の一部や温泉水の溢流水が流入して、各イオンが高くなっている。また、変動係数でみると、先に示したT-NやT-Pの40~100%と比べ、これらの溶存イオンはいずれも20%以下である。その他の水質項目として、大ドブのMnは0.1~0.4mg/l、Feは0.1~0.2mg/lの範囲にあった。

わき水は、湯元終末処理場西側のヒノキダナにある自然湧水箇所にて採水した。1~3月は表流水として湧き出していなかった。1979年~1982年にかけて調査した結果を表3.7に示す。わき水の採水時に注意深く行えば、SSは0.1mg/l以下であったので、溶存成分のみを考慮した。したがって、ここに示したT-NやT-PはDTN及びDTPとして分析したものである。わき水の水温、T-N、T-Pは、表3.7のように変動係数が10~21%であるので、ほぼ一定の水質を示していると考えられる。T-Nの90~110%をNO₃-Nが、またT-Pの75~110%をPO₄-Pが占めるので、わき水として流入する窒素及びリンは、それぞれNO₃-N及びPO₄-Pとして扱うことができる。わき水は、水取支で示したように流入水量の90%程度を占めることから、バックグラウンドとしてのわき水のT-N及びT-P濃度は、富栄養化機構の解明並びに富栄養化防止対策を講ずる上で問題となる。しかし、湯ノ湖のわき水の水質は、戦場ヶ原の深層地下水からのわき水が水源とされ、中禅寺湖に流入する地獄川の栄養塩濃度(T-Nで0.54mg/l、T-Pで0.07mg/l)⁶⁾に比べると低い。わき水中の主要な溶存無機イオンの平均濃度(±標準偏差)を列挙すると、Na 5.9(±0.46)mg/l、Mg 2.2(±0.09)mg/l、Si 14.4(±0.69)mg/l、Ca 12.8(±3.44)mg/l、Cl 1.26(±0.25)mg/l、SO₄ 21.9(±1.17)mg/lであった。またMn、Feはいずれも0.03mg/l以下であった。

これらの他に、湖への流入水としては、湖面への降水がある。降水についての調査は、1982年7月から始めた。約2週間、ロート状の降水捕集容器を湯元終末処理場の屋上に設置し、この中にたまった試水の栄養塩濃度を測定した。この結果を表3.8に示す。窒素については、NH₄-Nの占める割合が高く(0.05~1.19mg/l)、時期によって大きく変動した。NO_x-Nは0.0~0.27mg/lの範囲にあった。またPO₄-Pは0.06~0.121mg/lの範囲にあった。しかし、8/6~8/20のデータを除けば、PO₄-Pは0.01~0.03mg/lの範囲にある。1977年から1980年まで、国立公害研究所の屋上で測定された降水中の栄養塩濃度⁷⁾は、PO₄-P 0.003~0.092mg/l(ただし1978年8月は除く)、NH₄-N 0.01~1.25mg/l、NO_x-N 0.063~1.13mg/lであった。これらと比較すると、湯ノ湖の降水中のNO_x-Nが若干低い値を示すが、おおむね同様の値を示している。T-N及びT-Pについては、それぞれ0.26~1.08mg/l、0.017~0.062mg/lの範囲にあったが、データ数も少なく、今後の継続調査が望まれるところである。その他の主要な無機イオンについては、Na 0.07~0.54mg/l、Mg 0.03~0.14mg/l、Si 0.18~0.27mg/l、Ca 0.3~0.7mg/l、Cl 0.10~0.28mg/l、SO₄ 0.85~2.6mg/lであった。

表 3.6 大ドブ上流地点及び大ドブにおける主要なイオン濃度

Table 3.6 Major ions concentration in upper site and down site of Odobu River

	Na		Mg		Si		Ca		K		Cl		SO ₄	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
No. of samples	7	11	7	11	7	11	7	11	7	10	4	7	4	7
Mean(mg/l)	5.8	24.7	4.6	3.5	12.2	15.4	19.5	45.0	—	4.8	0.66	17.6	24.1	95
S. D. (mg/l)	0.33	5.50	0.31	0.46	0.96	1.59	1.35	9.14	—	1.2	0.04	4.8	0.84	18.7
Max (mg/l)	6.2	31.1	5.0	4.2	14.3	18.5	22.0	59.5	1.3	6.5	0.71	23.9	25.0	120
Min (mg/l)	5.3	18.3	4.1	2.6	11.0	12.9	17.6	32.1	<1.0	2.9	0.60	10.6	23.2	68

U : upper site , D : down site

表 3.7 わき水の水質

Table 3.7 Water temperature, T-N, and T-P in the groundwater at the site of Hinokidana (1979—1982)

	Water Temp(°C)	T-N(mg/l)	T-P(mg/l)
No. of samples	42	41	40
Mean	7.0	0.30	0.010
S. D.	0.718	0.0467	0.00211
C. V. (%)	10	15	21

表 3.8 降水中の栄養塩濃度 (mg/l)

Table 3.8 Nutrient concentrations(mg/l) in rain water of Yumoto Area

Date(1982)	NH ₄ -N	NO _x -N	DTN	T-N	PO ₄ -P	DTP	T-P
7. June -21. June	0.35	0.27	—	—	0.010	0.020	0.024
21. June - 6. Aug.	0.07	0.0	0.28	0.45	0.017	0.018	0.051
6. Aug. -20. Aug.	1.19	0.26	—	—	0.121	—	—
20. Aug. -10. Sep.	0.66	0.14	0.92	1.08	0.005	0.032	0.062
10. Sep. -29. Sep.	0.09	0.06	0.28	0.49	0.026	0.037	0.060
7. Oct. -21. Oct.	0.05	0.05	0.10	0.26	0.006	0.013	0.017

流出水としては、湯滝のみである。1979年～1982年における湯滝流出水の T-N 及び T-P の季節変化を図3.4に示す。特徴的なことは、1979年と1980年では、停滞期から循環期への移行期に T-N, T-P とも高いピークが認められたが、1981年や1982年では、このようなピークが認められなかったことである。逆に1982年では夏から秋にかけて T-P が減少した。T-N と T-P は、いずれの年とも同様の変動パターンを示したが、1981年と1982年の夏から秋にかけては、T-N がほぼ一

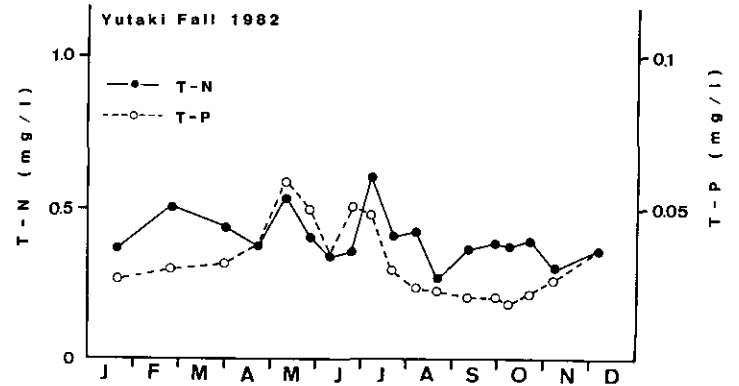
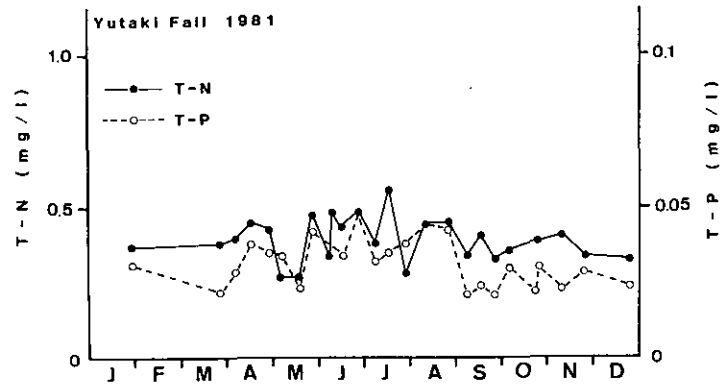
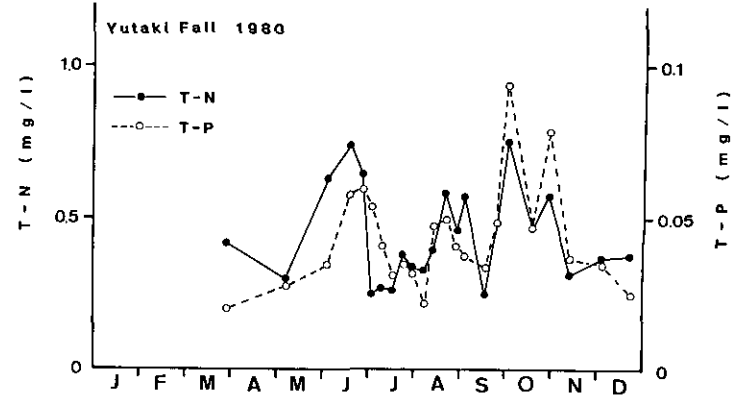
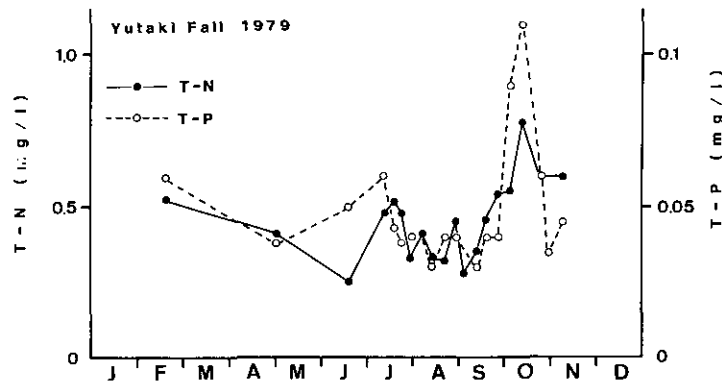


図 3.4 湯滝流出水の T-N 及び T-P 濃度

Fig. 3.4 Seasonal changes of T-N and T-P concentrations in outflow from Yutaki Falls

定の値を示したのに対し、T-Pは減少して、T-NとT-Pとの変動パターンに違いが認められた。表3.9は、4年間の湯滝流出水のT-N及びT-P濃度をまとめたものである。

表 3.9 湯滝流出水のT-N及びT-P濃度
Table 3.9 T-N and T-P concentrations in outflow from Yutaki Falls (1979-1982)

Year	T-N(mg/l)				T-P(mg/l)			
	Max	Min	Mean	S. D.	Max	Min	Mean	S. D.
1979 (20) *	0.78	0.25	0.46	0.13	0.110	0.030	0.048	0.020
1980 (23) *	0.76	0.25	0.44	0.16	0.094	0.020	0.043	0.018
1981 (36) *	0.56	0.27	0.41	0.08	0.049	0.021	0.035	0.009
1982 (18) *	0.61	0.30	0.41	0.08	0.059	0.019	0.033	0.012

* () No. of samples

次に、湯滝流出水中のT-N及びT-Pについて、年度間の差を明らかにするため、分散及び平均値の差の検定を行った。その結果、1979年と1980年の平均T-N濃度及び平均T-P濃度には、有意な差が認められなかった。同様に、1981年と1982年のT-N及びT-Pの平均濃度についても有意な差が認められなかった。すなわち、1979年、1980年のT-Pと1981年、1982年のT-Pとは、分散か平均値に有意な差があるということである。このことは、T-Nについても同様であった。また、このような年度別データの特徴を、処理場の三次処理対策と対応させるため、6～10月のデータに限り先程と同様の検定を行ったところ、先の結果と全く同じ結果が得られた。

表3.10に、1982年における湯滝流出水の溶存無機イオンについてまとめる。T-NやT-Pの変動係数20～40%と比べると、溶存無機イオンは、変動係数が3.6～11.3%で非常に小さかった。湯滝流出水中の各溶存無機イオンは、後述する湖心の水質とほぼ同様であった。

表 3.10 1982年における湯滝流出水の主要なイオン濃度
Table 3.10 Major ions concentration in outflow from Yutaki Falls in 1982

	Na	Mg	Si	Ca	K	Cl	SO ₄
No. of samples	10	10	10	10	10	8	8
Mean(mg/l)	9.82	1.95	13.9	14.5	1.91	5.34	25.5
Max (mg/l)	10.8	2.1	15.8	15.4	2.1	6.00	29.3
Min (mg/l)	9.1	1.9	12.5	13.2	1.6	4.83	22.0
S. D. (mg/l)	0.47	0.07	1.01	0.64	0.18	0.50	2.87
C. V. (%)	4.8	3.6	7.3	4.4	9.4	9.3	11.3

3.1.2 湖内水質

(1) 水温

湯ノ湖の水温については田中⁹⁾以来多くの研究者^{3,8)}が調査を行ってきた。白石⁹⁾は、湯ノ湖の水温に関する従来の研究を整理するとともに、湯ノ湖の水温と風向の関係、副湖盆の水温、わき水の分布、水温の垂直分布と季節変化を明らかにした。ここでは、1979年～1982年の4年間における窒素、リンを中心とした富栄養化に関する研究を進めるに当たって、その基礎となる水温について、4年間の鉛直分布の季節変化特性、夏期水温の日変化、安定度や拡散係数の変化特性を明らかにした。

図3.5に1979年から1982年における水温の鉛直分布の季節変化を示す。湯ノ湖は温帯湖に属し、夏と冬に停滞する複循環湖である。白石⁹⁾は、湯ノ湖における水温の季節変化を以下のようにまとめている。1～2月頃は多くの年は結氷し、逆列成層をなすが、3～4月には強い風や温泉水・わき水の流入によって解氷し、春季全循環の状態になる。5月に入ると表層より逐時成層し、7月末には完全な停滞期となり、表面水温は20℃前後となり、4 mより大きな水温躍層をつくることが多い。8月からは表面水温が下降しはじめ、これに伴い表面の高温水はかく拌されて逐次下層に移り、半停滞期を経て10月中旬には完全な秋季循環期に入る。我々が行った調査結果は年によって停滞期の始まる時期や停滞期から循環期に移る時期がかなり異なることを示した。停滞期の始まる時期を年度別にみると、1979年は5月末、1980年は5月末、1981年は6月初め、1982年は5月中旬であった。また表水層が急激に深くなる時期、すなわち水温躍層がこわれる時期は、それぞれ1979年は10月初旬、1980年は9月中旬、1981年は8月下旬、1982年は8月上旬と10月上旬であった。特に1981年、1982年は1.7で述べたように、8月の台風に伴う豪雨後、水温躍層が破壊されていることがわかる。しかし1982年では、8月上旬にいったん成層が破壊されたが、再び弱い成層が形成された。湯ノ湖の水温分布で特徴的なことは、夏期の水温躍層が1.5m～2.5mと非常に水深の浅い所にあることである。新井¹⁰⁾は水温躍層の深度 D と湖沼の広さ（吹送距離 l で代表させる）との関係を日本の湖について明らかにした。得られた関係式を湯ノ湖に適用してみると、水温躍層の深度 D は5 mになる。この結果は、他の湖沼と比べて湯ノ湖の水温躍層の深度が浅いことを意味している。透明度のところで後述するように、湯ノ湖の透明度はおおむね2～2.5 mであることを考えれば、湯ノ湖の生産層は、表水層だけでなく、水温躍層をまん中にはさみ、深水層の一部も入ることを意味する。また表水層の水温は、6月中旬から8月中旬まで、ほとんど上昇しないで18℃前後で一定値を示す。ただごく短期間（1ないし数日間程度）に2℃前後変化することがある。その例として1978年8月7日に測定した結果を図3.6に示す。表層0.5mでは、1日のうちで2℃変化することがわかる。

深水層の水温は、9～12℃である。また底層水の水温は、3～11℃の範囲で季節変化する。

次に湖水の深さ方向における密度こう配で定義される水の安定度 E ($\times 10^{-6} \text{g/cm}^3 \cdot \text{m}$) ¹¹⁾ を求めた。結果を図3.7に示す。水深1.5mのあたりが極大値となるが、その大きさは、1979年 500～700、

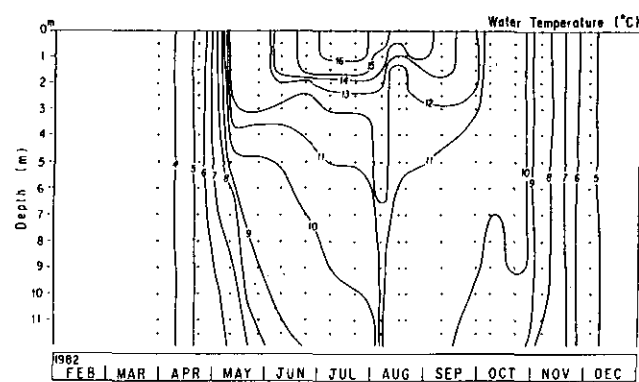
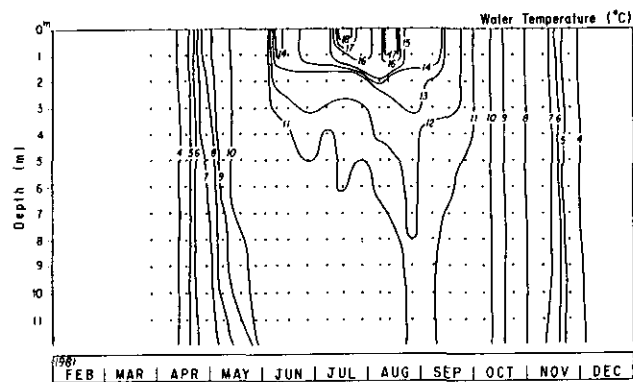
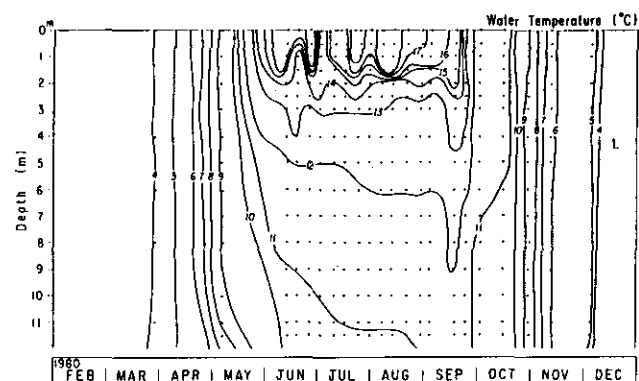
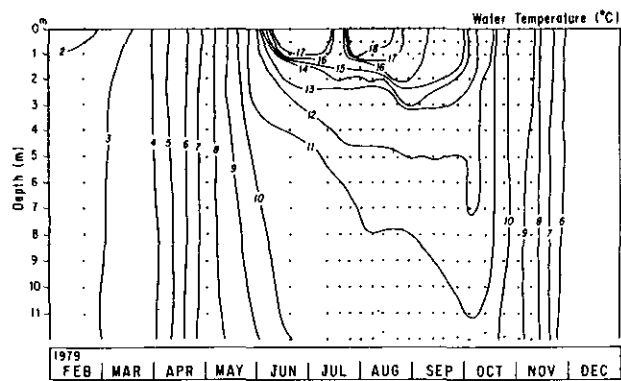


図 3.5 水温の鉛直分布の季節変化

Fig. 3.5 Changes of the vertical distribution of water temperature

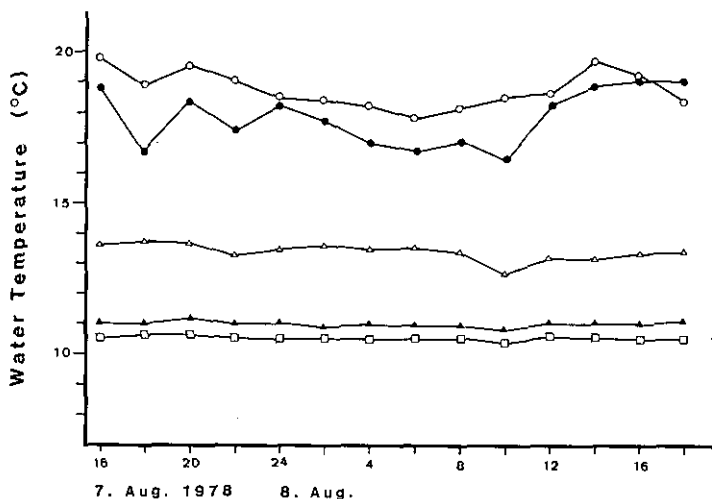


図 3.6 夏期停滞期における水温の日変化 (1978年8月7日～8月8日)
 Fig. 3.6 Diurnal change of water temperature in lake center (7. Aug.-8. Aug. in 1978)

1980年 500~800, 1981年 400, 1982年 300 (単位はすべて $10^{-6}\text{g/cm}^3\cdot\text{m}$) と年により異なった。年度別にみると、1979年と1980年は、1981年と1982年に比べて、はるかに大きい安定度を示した。1977年及び1978年の夏の水温データから得られる安定度は、1979年や1980年に近い値を示した。以上の結果から、1981年及び1982年は、例年と比べ水温躍層の発達の方が弱かったと考えられる。

深水層における熱の移動は、乱流熱輸送によるところが大きい。ここでは水深 $z=D$ における拡散係数を $K_{z=D}$ とすると、乱流輸送は次式のようにになる。

$$c\rho \int_D^B \frac{\partial \theta}{\partial t} dz = -c\rho K_{z=D} \left. \frac{\partial \theta}{\partial z} \right|_{z=D}$$

ここで、 c :比熱, ρ :密度, B :底までの水深, θ :水温

ここでは底泥への熱輸送が無視できると仮定して、拡散係数 $K_{z=D}$ を求めた。すなわち、ある期間 Δt において、水深 $z=D$ から底までの単位水柱における水温の上昇分を水深 $z=D$ における水温こう配で除して $K_{z=D}$ を求めた。深水層における拡散係数 $K_{z=D}$ を表3.11に示す。特筆すべきことは、1981年、1982年の8月の豪雨後に拡散係数が3倍程度大きくなったことである。さらに、豪雨以前について拡散係数を年度別に比較すると、1979年及び1980年は、おおむね $0.01\sim 0.04\text{ cm}^2/\text{s}$ であったが、1981年及び1982年は、 $0.03\sim 0.1\text{ cm}^2/\text{s}$ と2倍程度大きい。この結果は、水の安定度を年度別に比較した結果と一致するものと考えられる。

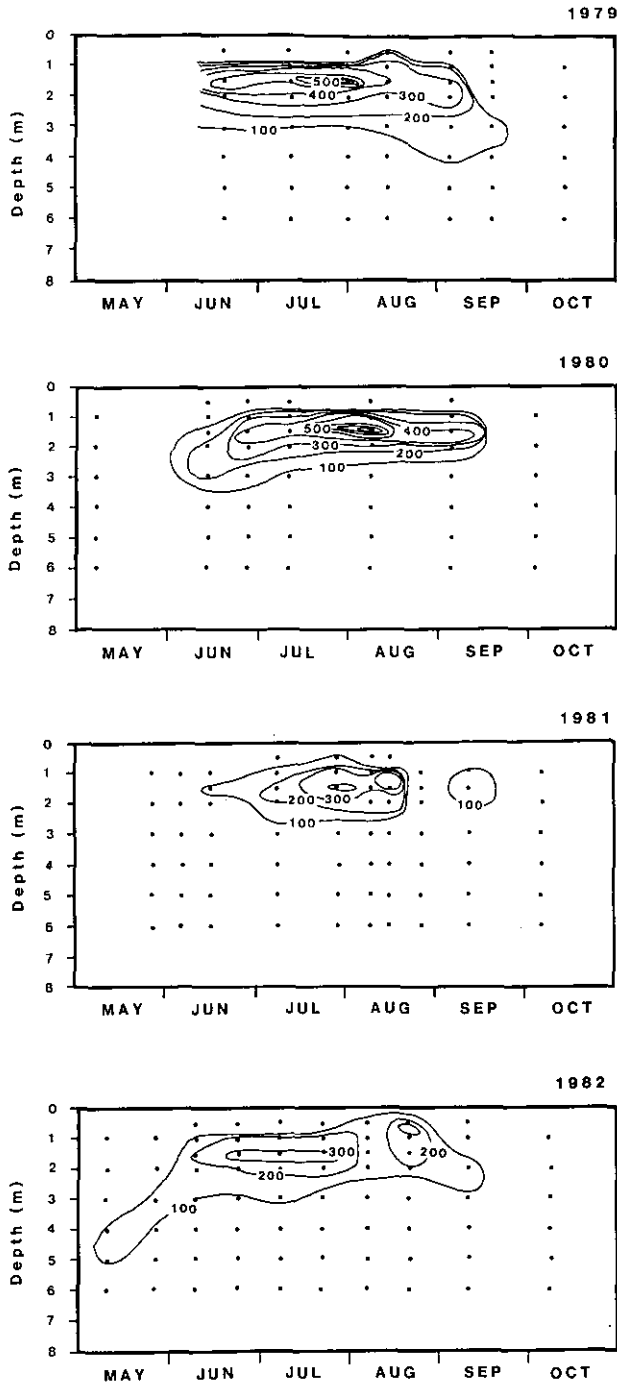


図 3.7 水の安定度 ($10^{-6}\text{g}/\text{cm}^3\cdot\text{m}$) の季節変化
 Fig. 3.7 Changes of stability ($10^{-6}\text{g}/\text{cm}^3\cdot\text{m}$)

表 3.11 深水層における渦動拡散係数 (1979年—1982年)

Table 3.11 Eddy diffusion coefficients(cm²/s) estimated by heat transfer

Date	1979	z = 4 m	z = 6 m	z = 8 m
19. June - 11. July		0.017	0.016	0.011
- 24. July		0.035	0.034	0.031
- 13. Aug.		0.023	0.033	0.024
- 28. Aug.		0.0094	0.010	0.040
Date	1980	z = 4 m	z = 6 m	z = 8 m
19. June - 10. July		0.040	0.062	0.040
- 24. July		0.019	0.024	0.019
- 13. Aug.		0.017	0.025	0.017
- 29. Aug.		0.023	0.039	0.023
Date	1981	z = 4 m	z = 6 m	z = 8 m
20. June - 7. July		0.025	0.065	-
- 27. July		0.031	0.048	0.100
- 13. Aug.		0.036	0.037	0.041
- 25. Aug.		0.100	0.072	0.078
Date	1982	z = 4 m	z = 6 m	z = 8 m
9. June - 23. June		0.094	0.050	0.050
- 7. July		0.058	0.054	0.046
- 21. July		0.048	0.045	0.046
- 6. Aug.		0.112	0.127	0.178
23. June - 7. July		0.063	0.087	0.066
- 21. July		0.043	0.043	0.044
- 6. Aug.		0.122	0.144	0.203

得られた拡散係数を他の湖沼と比較してみる。Mortimer¹²⁾は、いくつかの湖沼において拡散係数 K (m²/d) を求め、平均水深 \bar{z} との関係式 $K=0.0142 \bar{z}^{1.49}$ を得た。同様に Blanton¹³⁾は $K=0.0016 \bar{z}^{1.58}$ 、また Oznidov は $K=0.00682 \bar{z}^{1.12}$ という関係式を得た¹⁴⁾。湯ノ湖の平均水深 \bar{z} は 7.4m であるので、これらの式に代入して拡散係数を求めると、それぞれ 0.032cm²/s, 0.0044cm²/s, 0.0074cm²/s となる。表3.11 と比べると、湯ノ湖の拡散係数は、Mortimer¹²⁾ の関係式から得られる数値に最も近い。

(2) pH

pH については、全く測定しなかった期間もあるので、年度別の比較はできない。1979年におけ

る pH の季節変化は、春先に pH が 8 前後とかなり高い値を示した。図3.8は、夏の停滞期から秋の循環期へ移行する期間における pH の鉛直分布を示している。表水層の pH は、7～10日の間でかなり激しく変動した。深水層の pH は、6.3～6.6の範囲にあった。また全循環が始まった10月初めは、pH が6.7～6.6とほぼ鉛直方向に均一な分布となった。

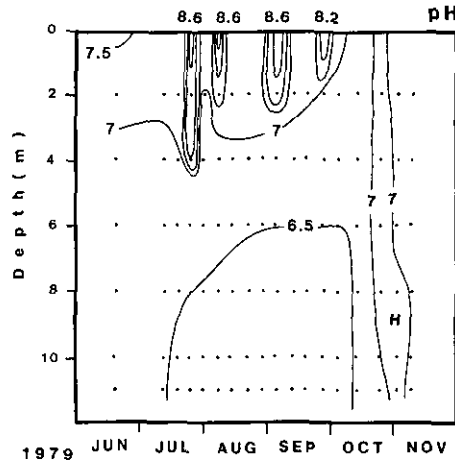


図 3.8 1979年における pH の季節変化

Fig. 3.8 Change of the vertical distribution of pH

(3) 透明度

透明度の季節変化を図3.9に示す。4年間を通じて共通した季節変化は認められない。ただ、短期間（7日～10日程度）において透明度がかなり変化する場合があった。表3.12に、年度別に透明度をまとめる。平均透明度は、1979年 2.3m、1980年 2.2m、1981年 2.1m、1982年 2.5mであった。また、1979年、1980年における透明度の最小値は、それぞれ1.35m、1.3mであった。これは植物プランクトンの増殖による。しかし、1981年、1982年の最小値は1.0mでいずれも豪雨後の濁質によるところが大きい。著者らが観測した透明度の最大値は、5.1m（1982年9月29日）であった。1940年代までに測定された透明度は、3～5 mとされている²⁻⁴⁾。1969年～1972年におけるIBP-PFの研究期間は、1.5m～2 m前後が多く、時期によっては4 m前後という値が観測されている¹⁵⁾。湯ノ湖の透明度は、短期間にかなり変動するので、正確な評価はできないが、概略的には1950年代から1970年頃かけては透明度が低下したが、1970年代はほとんど変化しなかったと推定される。年度間の透明度の検定を行ったところ、1979年～1982年までは、平均値に有意な差が認められなかった。また6月～10月のデータに限って検定を行っても、1979年～1982年までの平均値には有意な差がなかった。

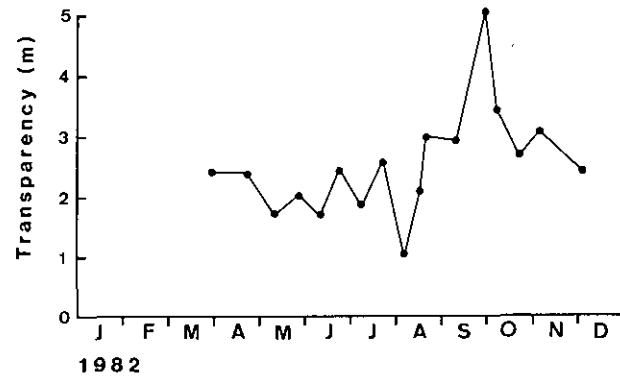
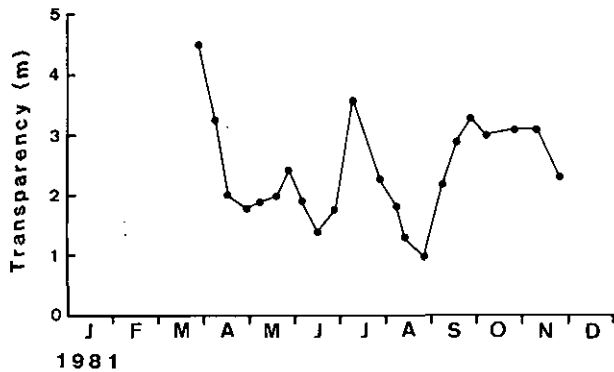
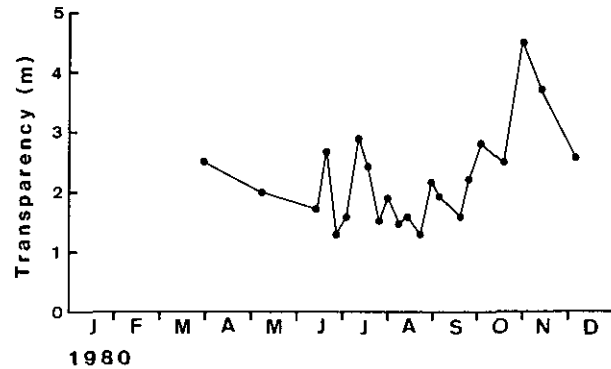
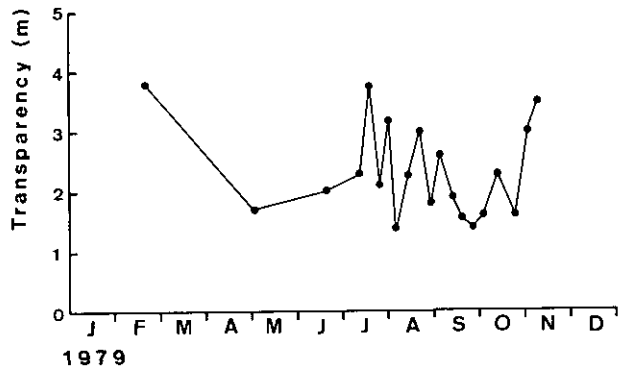


図 3.9 透明度の季節変化

Fig. 3.9 Changes of secchi disk transparency

表 3.12 1979年—1982年における透明度

Table 3.12 Transparency in 1979—1982

Item	1979	1980	1981	1982
No. of samples	20	22	23	16
Mean(m)	2.34	2.24	2.37	2.51
Max (m)	3.8	4.5	4.5	5.1
Min (m)	1.35	1.30	1.00	1.00
S. D. (m)	0.794	0.775	0.847	0.908
C. V. (%)	33.9	34.6	35.8	36.2

(4) DO

図3.10に4年間のDOの季節変化を示す。各年度とも循環期は10mg/l以上で鉛直方向に均一であったが、夏の停滞期におけるDOの鉛直分布は年によってかなり異なった。1979年、1980年の底層におけるDOは、ほとんどゼロになったが、1981年、1982年は1 mg/l前後存在していた。深水層全体でみても、1979年と1980年は比較的単純な等濃度曲線で示されるが、1981年、1982年はかなり複雑で時間変動が著しい。1977年～1982年までの8月上旬の水質を図3.11に示す。底層のDOだけでなく、 $PO_4\text{-P}$ についても1977年～1980年の4年間と1981年、1982年とはかなり異なっていることがわかる。1977年～1980年の水深8 mのDOは0.5mg/l前後になるのに対し、1981年には2 mg/l、1982年には4.5mg/lであった。また1930年代に既に底層水のDOがゼロになることが示されている²⁻⁴⁾ので、1981年と1982年は例年と異なり、深水層のDOが減少しなかったと言える。1977年から1980年までは、8月に入ると底層(10m以深)に紅色イオウ細菌がみられるほど嫌気層が発達していたが、1981年や1982年では、全く紅色イオウ細菌が観察されなかったことから想像できる。1981年、1982年は8月の豪雨直後にDOがかなり変化して、鉛直方向に一様な分布に近づいた。豪雨の影響はかなり大きいと予想されるが、ここでは豪雨以前のDO分布が、既に1979年、1980年と1981年、1982年とがかなり異なっていたことに注目してみたい。特に、1981年は5月中旬に一度DO成層が形成されはじめたが、5月末の強風と気温の低下によりDO成層が破壊された。このように気象の影響が一つの原因と考えられる。水の安定度(図3.7)や拡散係数(表3.11)からも推定されるように、1981年及び1982年は安定度が小さく、拡散係数が大きいいため、表水層のDOが深水層に供給されやすい。その結果、深水層のDOの減少速度が抑制されたと考えられる。もう一つは、9章でも述べるように深水層のDO減少速度は、底泥の酸素消費速度が大きい。1982年の底泥表層は、豪雨によって湖に流入してきた茶褐色のシルト状の層が黒色腐泥層を1～2 mm覆っていた。この現象は一種の自然の力による覆土といってよいもので、底泥の酸素消費速度が減少することが予想される。これも原因の一つと考えられる。

停滞期から循環期に至るDOの変化は、1979年と1980年とが若干異なる。1979年は、10月初め

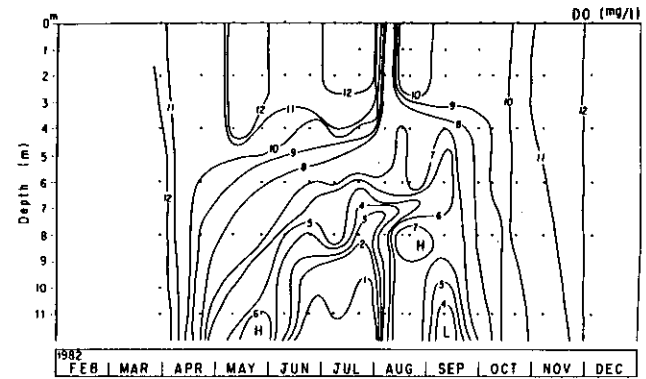
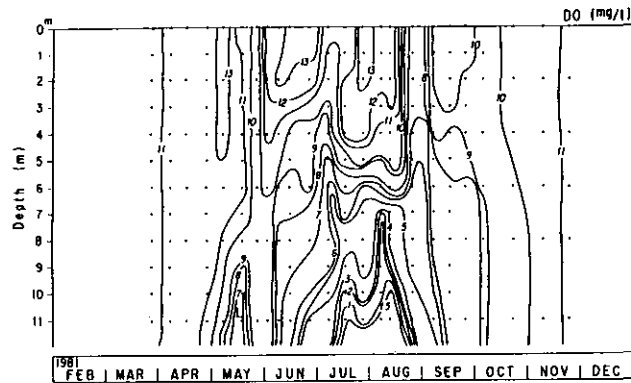
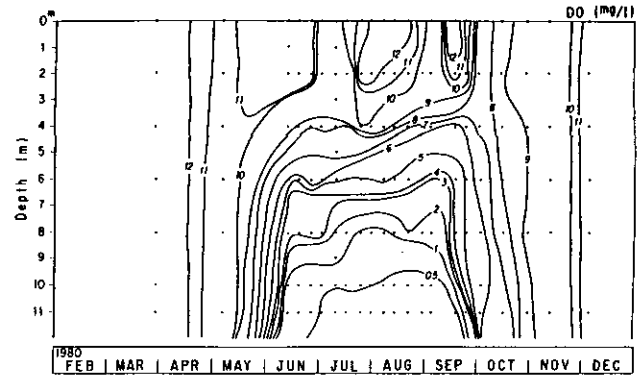
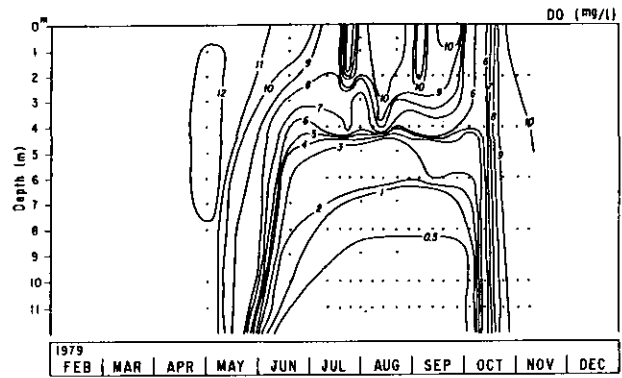


図 3.10 DOの季節変化

Fig. 3.10 Changes of the vertical distribution of dissolved oxygen(DO)

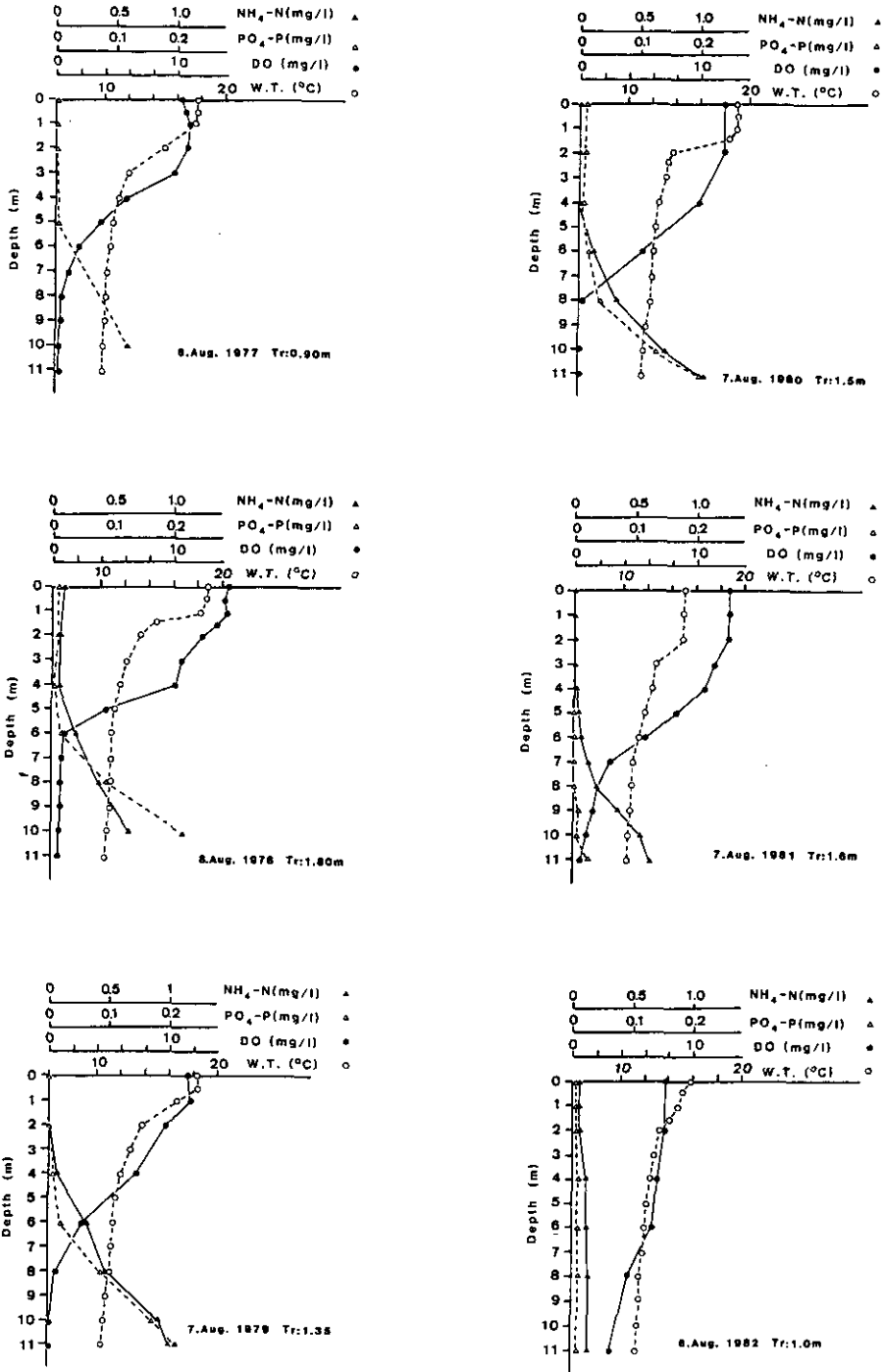


図 3.11 夏期停滞期における水質の鉛直分布

Fig. 3.11 Vertical distributions of water temperature, dissolved oxygen(DO), NH₄-N, and PO₄-P during summer stagnation period

に一挙に成層がくずれ、全層均一となったのに対し、1980年は、9月中旬に一部循環が起こるが完全なものではなく、底層水は停滞していた。1980年はこれ以後、徐々に循環が起こり、10月半ばになって全層が均一になった。

(5) $\text{NH}_4\text{-N}$

次に、4年間の $\text{NH}_4\text{-N}$ の季節変化を図3.12に示す。いずれの年とも、夏期深水層中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高くなるが、他の季節や夏期の表水層では、 0.05mg/l 前後の低い濃度であった。ただ夏期深水層中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は年によって著しく異なった。1979年・1980年は、底層水の $\text{NH}_4\text{-N}$ が $1.0\sim 1.2\text{mg/l}$ にもなったが、1981年には 0.6mg/l 、さらに1982年に至っては、 0.3mg/l 前後になった。このように1981年・1982年は、1979年・1980年に比べ深水層中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が著しく低下した。1968年のIBP-PF湯ノ湖研究グループの調査結果¹⁰⁾でも、夏期停滞期の底層水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ が 1mg/l を越えている。したがって、1981年・1982年は、底層水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が例年よりも低かったと言える。この原因としては、1981年や1982年においてはDOのところでも述べたが、上下方向の混合が例年よりも大きかったために、底層水に $\text{NH}_4\text{-N}$ が大量に蓄積されなかったと考えられる。又は、底泥からの $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出が例年と比べ、小さくなっていったためと考えられる。

(6) $\text{NO}_x\text{-N}$

$\text{NO}_x\text{-N}$ の季節変化を図3.13に示す。 $\text{NO}_x\text{-N}$ は年によってかなり異なった。夏期停滞期についてみると、1979年及び1980年は、深水層下部と表水層にはほとんど検出されなかったが、深水層の一部の2～6 m層に $\text{NO}_x\text{-N}$ が $0.05\sim 0.1\text{mg/l}$ 検出された。1981年は他の年と比べて $\text{NO}_x\text{-N}$ が全般的に高い。 $\text{NO}_x\text{-N}$ が検出されなかったのは、6月と7月中旬から8月中旬の生産層(0～4 m層)と、7月下旬から8月上旬の深水層下部であった。特に前者は、後で示すようにクロロフィルa濃度が高い時期と一致する。1982年は8月初めの豪雨前には4～8 m層に 0.05mg/l 前後検出されたのみであったが、豪雨後急に $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度が全層にわたって $0.15\sim 0.20\text{mg/l}$ まで増加し、循環期まで続いた。秋の循環期についてみると、1979年は、循環期初期には $0.1\sim 0.15\text{mg/l}$ であったが、11月に入ると減少して、 0.01mg/l になった。1980～1982年は、いずれも循環期を通じて $0.1\sim 0.2\text{mg/l}$ 程度検出された。

(7) $\text{PO}_4\text{-P}$

$\text{PO}_4\text{-P}$ の季節変化を図3.14に示す。いずれの年とも表水層や循環期においては、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が $0.003\sim 0.01\text{mg/l}$ の範囲にあったが、深水層の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が年によって大きく異なった。1979年及び1980年には、夏期停滞期の深水層において $\text{PO}_4\text{-P}$ が $0.2\sim 0.5\text{mg/l}$ という高い濃度になったが、1981年や1982年では、 $0.02\sim 0.04\text{mg/l}$ と1979年や1980年と比べ1オーダー低くなった。この

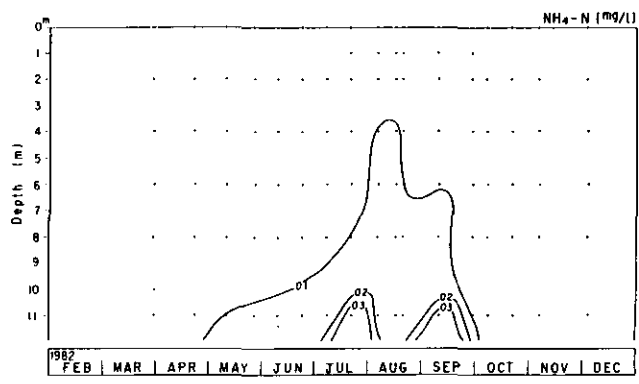
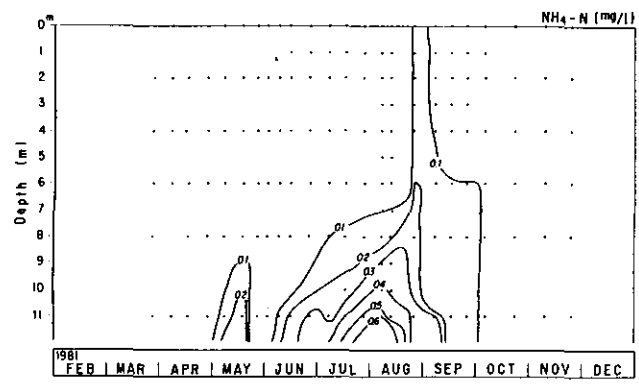
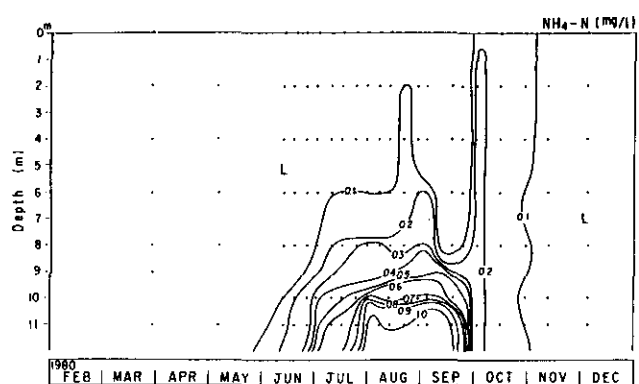
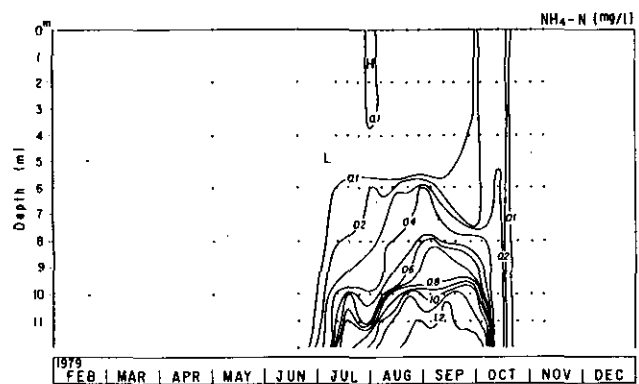


図 3.12 NH₄-N 濃度の季節変化

Fig. 3.12 Changes of the vertical distribution of NH₄-N concentrations

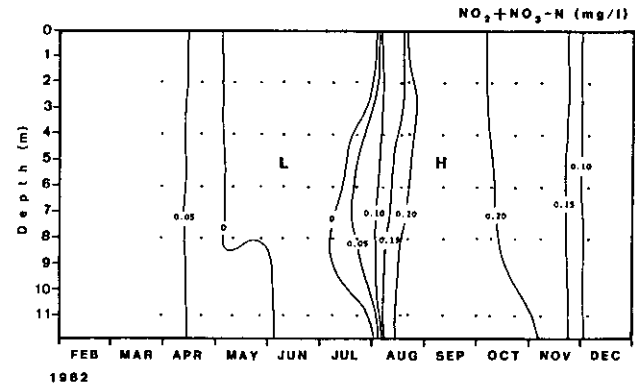
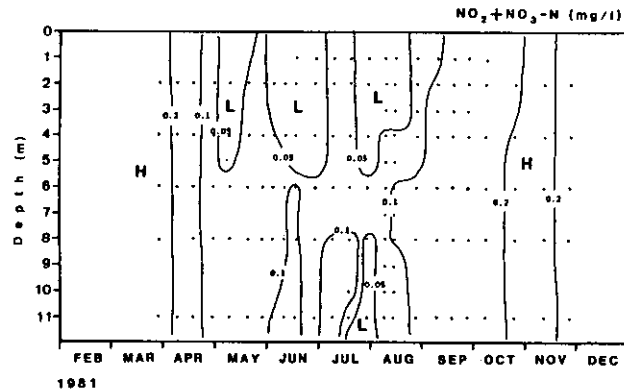
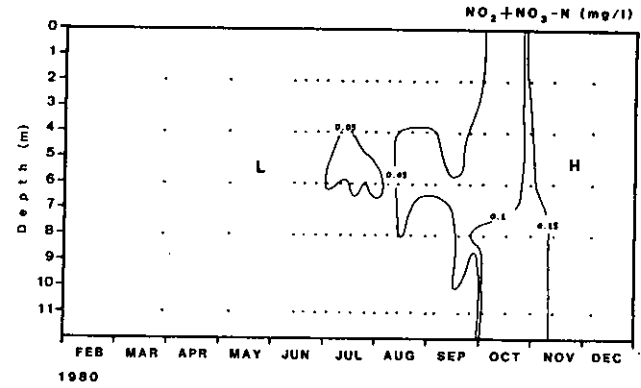
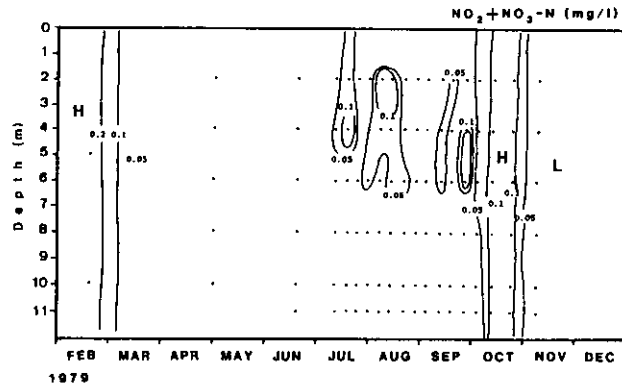


図 3.13 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度の季節変化

Fig. 3.13 Changes of the vertical distribution of $\text{NO}_x\text{-N}$ concentrations

ことは、図3.11の1977年～1982年の結果でも言えることである。第4章の底泥調査のところでも示すように、湯ノ湖底泥からのリンの溶出は、底泥直上水中のDO濃度に大きく依存している。DO濃度が1 mg/lを超えると溶出速度がかなり小さくなる。1981年及び1982年において $\text{PO}_4\text{-P}$ が低くなったのは深水層のDO濃度が例年に比べ高く(1 mg/l前後)、底泥からのリン溶出が抑止されたためと考えられる。夏期停滞期の深水層中に $\text{PO}_4\text{-P}$ が高濃度に蓄積されていた1979年及び1980年は、循環期初めに1979年は0.10mg/l、1980年は0.05mg/lと全層が高い濃度で均一になった。しかし、1981年及び1982年は、深水層に $\text{PO}_4\text{-P}$ の蓄積がなかったため、このような生産層にまで $\text{PO}_4\text{-P}$ が高濃度になるという現象は起こらなかった。

(8) クロロフィル *a*

クロロフィル *a* の季節変化を図3.15に示す。1980年夏期はカラム採水を行い、各水深別に測定しなかった。いずれの年にも共通するクロロフィル *a* の季節変化特性は次のようである。春先あるいは秋の循環期には全層で20～30 $\mu\text{g/l}$ の高い値を示す。夏期停滞期の生産層は、10日前後でかなり激しい変動を示すことがある。また、停滞期の分解層では10 $\mu\text{g/l}$ 以下の低い値を示す。また年度別にみると、1979年及び1980年は、夏期停滞期の深水層に蓄積されていた $\text{PO}_4\text{-P}$ や $\text{NH}_4\text{-N}$ が、循環期になって生産層にまで輸送された後に、クロロフィル *a* 濃度が高くなって、その後減少する傾向がみられた。しかしながら、1981年及び1982年は、循環期初期のクロロフィル *a* のピークは観察されなかった。この理由として、1981及び1982年は、循環期初期に深水層下部から生産層にまで栄養塩が輸送されなかったことや、処理場からの放流水の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が、1979年及び1980年と比べ著しく低下したことによると考えられる。また、1981年・1982年は、11月中旬以降クロロフィル *a* 濃度が高くなった。これは、11月に入ると処理場で凝集沈殿処理が行われなくなったこと、滞留時間が9月、10月頃と比べ長くなったことによると考えられるが、あくまで推論の域を出ない。また、日照時間等の気象条件も考慮に入れる必要があろう。

山口・市村¹⁷⁾は、クロロフィル *a* の垂直分布を二つの基本型に分類した。一つは、循環期にみられる上下層に均一な分布を示すもので、他は主として停滞期に発達する成層構造である。また、クロロフィル *a* 濃度としては、1968年6月～9月までは10 $\mu\text{g/l}$ 前後であったが、1968年10月～1969年8月までは30 $\mu\text{g/l}$ 前後の高い値を示した。1971年には、停滞期が始まった5月末の表水層は30 $\mu\text{g/l}$ 前後であったが、6月末には6 $\mu\text{g/l}$ と低下し、再び8月には20～30 $\mu\text{g/l}$ と高くなり、停滞期末期には20 $\mu\text{g/l}$ と停滞期の間でかなり激しく変化した¹⁸⁾。このように、1968～1971年で観測されたクロロフィル *a* 濃度の季節変化は、今回の調査結果とほぼ同様の傾向を示した。

(9) 富栄養化状態の変化

次に、1979年～1982年における富栄養化状態の変化を把握するために、富栄養化の状態指標としてよく用いられる水質項目(透明度については先述した)について検討した。先述したように

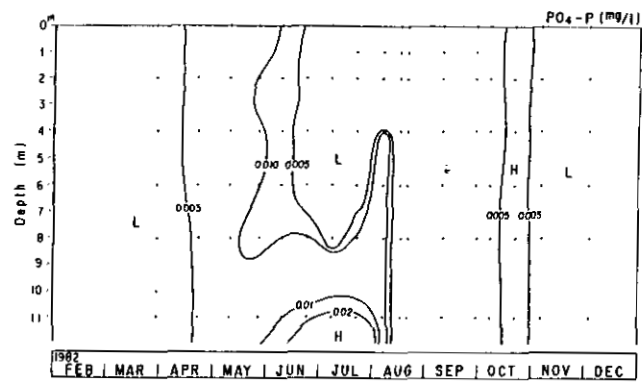
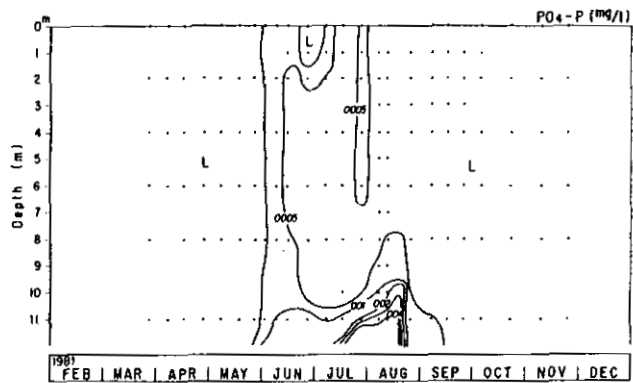
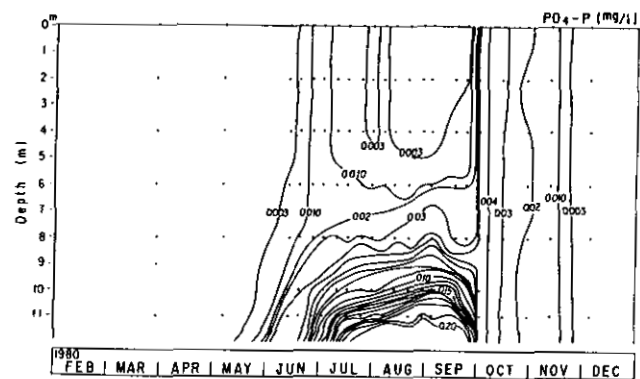
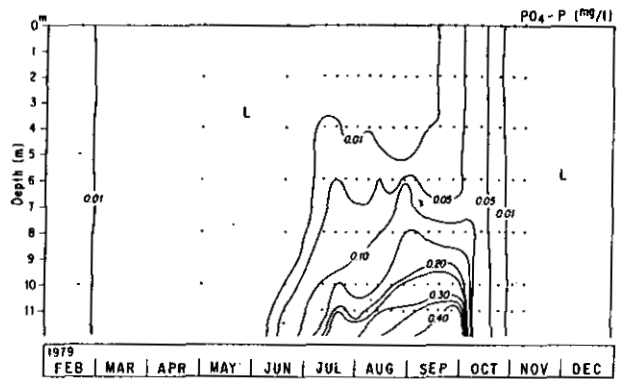


図 3.14 PO₄-P 濃度の季節変化

Fig. 3.14 Changes of the vertical distribution of PO₄-P concentrations

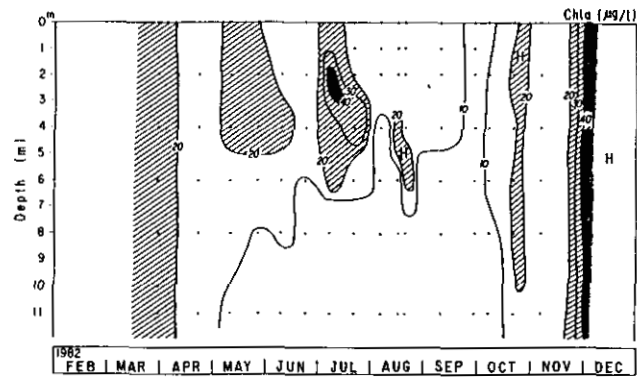
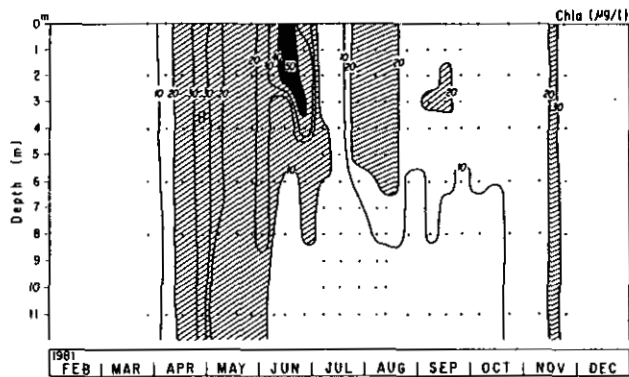
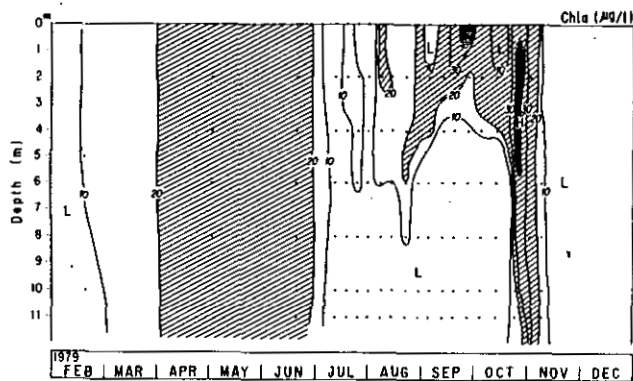


図 3.15 クロロフィル *a* 濃度の季節変化

Fig. 3.15 Changes of the vertical distribution of chlorophyll *a* concentrations

1981年及び1982年は、湯元終末処理場でリン除去試験が行われた。この三次処理対策が湖内水質に及ぼす効果について明らかにすることが、本研究の重要な目的の一つである。年平均透明度は、2.1~2.5mであった(表3.12)ので、ここでは、0~4 m層を生産層として生産層内の平均 T-P, 平均 T-N, 平均クロロフィル *a*, 平均 SS について年次別にそれぞれ表3.13, 表3.14, 表3.15, 表3.16にまとめた。1980年を除いて、湖心表層 0 m, 2 m, 4 m の水質の平均値を生産層内の平均水質とした。1980年は、0 m から 4 m 水深まで 1 m 水深ごとに採水し、コンポジットした湖水の水質を生産層の平均水質とした。

生産層の T-P は、0.021~0.113mg/l の間で変動した。変動係数は、19~39%とかなりバラツキが大きい。1979年及び1980年は、循環期初めにそれぞれ0.100~0.113mg/l, 0.077~0.086mg/l という高い値を示した。これは、PO₄-P の季節変化の述べたように、夏の間深水層中に蓄積されていたリンが秋の循環に伴い、生産層にまで輸送されたことによる。しかしながら、1981年及び1982年は、このような現象がみられず、反対に循環期初期(9月末~10月)に T-P が低下し、年間の最小濃度0.021mg/l を示した。平均値でみると、1979年は0.052mg/l と最も高く、次いで1980年が0.048mg/l, そして1981年0.033mg/l, 1982年0.036mg/l であった。生産層の T-P について

表 3.13 生産層 (0-4 m) における平均 T-P 濃度 (1979-1982年)
Table 3.13 T-P concentration in productive zone(0-4m) in 1979-1982

Item	1979	1980	1981	1982
No. of samples	20	22	23	16
Mean(mg/l)	0.052	0.047	0.033	0.036
Max (mg/l)	0.113	0.086	0.043	0.052
Min (mg/l)	0.030	0.030	0.021	0.021
S. D. (mg/l)	0.020	0.016	0.006	0.010
C. V. (%)	38.6	33.5	18.6	28.6

表 3.14 生産層 (0-4 m) における平均 T-N 濃度 (1979-1982年)
Table 3.14 T-N concentration in productive zone(0-4m) in 1979-1982

Item	1979	1980	1981	1982
No. of samples	20	22	23	16
Mean(mg/l)	0.53	0.49	0.43	0.42
Max (mg/l)	0.74	0.71	0.58	0.48
Min (mg/l)	0.40	0.25	0.33	0.36
S. D. (mg/l)	0.092	0.123	0.074	0.036
C. V. (%)	17.3	25.0	17.2	8.5

表 3.15 生産層 (0-4 m) における平均クロロフィル *a* 濃度 (1979-1982年)

Table 3.15 Chlorophyll *a* concentration in productive zone(0-4m) in 1979-1982

Item	1979	1980	1981	1982
No. of samples	20	22	23	16
Mean($\mu\text{g/l}$)	19.1	20.0	21.1	18.4
Max ($\mu\text{g/l}$)	40.9	42.2	39.0	42.8
Min ($\mu\text{g/l}$)	5.0	7.3	7.9	6.1
S. D. ($\mu\text{g/l}$)	9.2	10.0	9.0	9.1
C. V. (%)	48.1	49.6	42.8	49.5

表 3.16 生産層 (0-4 m) における平均 SS 濃度 (1979-1982年)

Table 3.16 SS in productive zone (0-4m) in 1979-1982

Item	1979	1980	1981	1982
No. of samples	19	21	23	16
Mean(mg/l)	3.89	4.60	4.57	4.58
Max (mg/l)	7.3	8.9	9.2	7.9
Min (mg/l)	1.7	1.6	1.6	1.9
S. D. (mg/l)	1.62	1.98	2.12	1.70
C. V. (%)	41.7	43.1	46.3	37.1

年度間の検定を行ったところ、1979年と1980年の T-P の平均値には有意な差が認められなかった。その他の年度間ではデータの分散に有意な差が認められた。そこで、データの分散が異なる二つの平均値の差の検定を行う Welch の方法を用いた。その結果、1981年と1982年の平均値には有意差がなかったが、他の年度との平均値にはすべて有意な差が認められた。先の検定結果と合わせると、1979年と1980年及び1981年と1982年の T-P の平均値には、いずれも有意差が認められなかったことになる。すなわち、リン除去対策が試験的に実施された1981年及び1982年の生産層の T-P は、処理対策が行われる以前の1979年及び1980年の生産層の T-P に比べ統計的に減少したと言える。1981年及び1982年の放流水の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が改善されたことが3.1.1で示されたように、生産層の T-P の減少は処理対策の効果が表れたものと考えられる。もちろん $\text{PO}_4\text{-P}$ の季節変化で示したように、底泥からの $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出が少なかったことも大きな理由の一つと考えられる。

生産層の T-N は、0.25~0.74mg/l の間で変動した。変動係数は、9~24%と T-P に比べると小さい。1979年及び1980年は、停滞期から循環期への移行期にそれぞれ0.67~0.74mg/l、0.51~0.71 mg/l となり、年間の最大値を示した。しかし、1981年及び1982年は、年間を通じて大きな季節変動が少なく、また変動係数でみてもバラツキが小さいことがわかる。平均 T-N でみると、1979年

は0.53mg/lと最も高く、次いで1980年が0.49mg/l, 1981年及び1982年は0.43mg/l, 0.42mg/lと減少した。T-Pと同様に各年度間の検定を行ったところ、1979年と1980年のT-Nの平均値には有意差がなかった。1979年のT-Nの平均値は、1981年と比べると有意に高い。その他の年度間で分散に有意差が認められたので、T-Pと同様、これらについてWelchの方法で検定した。1982年のT-N平均値は、1981年との有意差が認められないが、1979年及び1980年に比べ低いと言える。また、1979年と1980年の平均値には差が認められなかった。

生産層のクロロフィル a 濃度は、5.0~42.8 $\mu\text{g/l}$ の範囲にあった。変動係数は、いずれの年とも40%以上であり、T-PやT-Nと比べるとバラツキが大きかった。平均値でみると4年間のうちでは統計的にも有意な差がなく、18~21 $\mu\text{g/l}$ であった。一般的には、クロロフィル a はT-PやT-Nと高い相関関係があるとされているので、このクロロフィル a の結果は、T-PやT-Nの結果と矛盾するように思える。すなわち、1981年及び1982年のT-PやT-Nは、1979年及び1980年のT-P, T-Nと比べ濃度が低下したにもかかわらず、クロロフィル a は変化しなかった。このことは、クロロフィル a だけでなく、先に示した透明度や後述するSSについても全く同じ結果となった。この原因としては、いくつか考えられる。一つは、植物プランクトンの増殖制限要因が窒素やリン以外の要因、例えば、光条件、温度条件などであったことが考えられる。さらに、窒素及びリンの栄養要求性が異なる植物プランクトンが出現したことも考えられる。また、湖水の鉛直方向の流動の差によると考えられる。例えば、鉛直拡散係数が大きければ植物プランクトンのみかけの沈降速度が小さくなり、現存量が維持されやすい。以上の他にも原因は考えられるが、この原因究明については、今後の検討課題としたい。

生産層のSSは1.6~9.2mg/lの範囲にあった。変動係数は、クロロフィル a と同様高く、40%前後であった。年平均値は、1979年が3.89mg/lと最も低く、1980年、1981年、1982年は、4.57~4.60mg/lでほとんど同じ値となった。他の水質項目と同様、分散と平均値の検定を行ったところ、クロロフィル a と全く同じで、各年の年平均値には有意な差が認められなかった。

3.1.3 富栄養化状態指標間の相関

生産層におけるクロロフィル a , SS, T-P, T-Nの平均水質と透明度を、富栄養化状態指標として各指標間の相関係数を求め、表3.17にまとめた。1979年及び1980年の停滞期から循環期に移行する時期には、 $\text{PO}_4\text{-P}$ や $\text{NH}_4\text{-N}$ のみ高くなって、クロロフィル a は増加しなかったことから、この時期のデータは富栄養化の状態指標として特異的であると考えられる。また、1981年及び1982年は8月に台風に伴う豪雨があり、流域の懸濁物質が湖内に流入して、水色は茶褐色を呈し、透明度が1.0mに低下した。これも富栄養化状態を把握するためには、異常値と考えられる。表3.17では、これらのデータを削除した場合の相関係数を()内に示した。

透明度は、測定が容易で古くから測定されている基本的な状態指標であり、光と密接な関係がある。透過光がLambert-Beer法則に従っていると考えられるので、透明度とSSとの関係は、

表 3.17 富栄養化状態指標間における相関係数 (1979年—1982年)

Table 3.17 Correlation coefficients between parameters related to trophic state

Parameters	1979	1980	1981	1982
T transparency - Chl. <i>a</i>	-0.68 (-0.70)	-0.57 (-0.56)	-0.69 (-0.77)	-0.34 (-0.52)
Transparency - SS	-0.53 (-0.67)	-0.78 (-0.77)	-0.86 (-0.84)	-0.64 (-0.55)
Transparency - TP	-0.34 (-0.54)	-0.01 (-0.10)	-0.62 (-0.59)	-0.55 (-0.60)
Transparency - TN	-0.26 (-0.23)	-0.16 (-0.20)	0.16 (0.14)	-0.17 (-0.20)
Chl. <i>a</i> - SS	0.58 (0.61)	0.59 (0.56)	0.67 (0.83)	0.51 (0.79)
Chl. <i>a</i> - TP	0.17 (0.57)	0.27 (0.48)	0.44 (0.49)	0.47 (0.49)
Chl. <i>a</i> - TN	0.28 (0.41)	0.53 (0.62)	0.06 (0.05)	0.05 (0.04)
SS - TP	-0.22 (0.43)	0.06 (0.23)	0.49 (0.45)	0.61 (0.70)
SS - TN	0.06 (0.41)	0.16 (0.23)	0.01 (0.05)	0.03 (0.05)
TP - TN	0.75 (0.59)	0.66 (0.65)	0.08 (0.10)	-0.29 (-0.29)

() data deleted : 1979 3. Oct., 12. Oct.

1980 5. Oct.

1981 25. Aug.

1982 6. Aug.

本来なら $y = A \exp(Bx)$ で表示すべきであるが、直線回帰でも相関がかなり高くなった。これは、透明度の変動幅が小さいので、ここに示した範囲内であれば、ほとんど透明度と SS 及び透明度とクロロフィル *a* が直線関係にあると考えられる。

次に、透明度と T-N、透明度と T-P との関係をみると、特異データを削除しなければ1979年、1980年はいずれも相関係数が小さかった。特に1980年の透明度と T-P との相関は全くみられなかった。ところが、1981年及び1982年には、透明度と T-P との相関係数は、それぞれ -0.62、-0.55 と大きくなったのに対し、透明度と T-N との相関は1979及び80年と同様、ほとんど認められなかった。特異データを削除すれば、1979年の透明度と T-P との相関係数が大きくなるが、その他の

場合は相関係数の大きさが削除しない場合とほとんど変わらなかった。いずれにせよ、透明度と T-P との相関は1981年及び1982年が、1979年及び1980年と比べ高いこと、また透明度と T-N との相関は、各年とも低いことが注目された、

クロロフィル *a* は、植物プランクトンの現存量を示す重要な富栄養化指標項目である。クロロフィル *a* と SS との相関が高いのは、湖水中の懸濁物質のほとんどが植物プランクトンと考えられるので当然であろう。回帰直線の傾きから SS 中のクロロフィル *a* 含量を求めると、1979年1.0%、1980年0.83%、1981年0.59%、1982年0.77%となった。注目したいのは、クロロフィル *a* と T-P 及びクロロフィル *a* と T-N との相関である。各年ごとの相関関係を図3.16及び図3.17に示す。特異なデータを削除しなければ、1979年及び1980年ではクロロフィル *a* と T-N との相関係数が、クロロフィル *a* と T-P とのそれよりも大きかった。しかし、1981年及び1982年では、クロロフィル *a* と T-N との相関が認められなくなり、逆にクロロフィル *a* と T-P との相関が高くなった。特異データを削除すれば、1979年及び1980年の相関係数が高くなった。1979年にはクロロフィル *a* と T-P との相関係数が、クロロフィル *a* と T-N との相関係数よりも大きくなるが、1980年にはそれが逆になった。1981年及び1982年では、削除した場合とほとんど変わらなかった。要するに、1979年及び1980年においてはクロロフィル *a* と T-P、またクロロフィル *a* と T-N のいずれについても相関が認められるが、1981年及び1982年では、クロロフィル *a* と T-P との相関が認められるだけで、クロロフィル *a* と T-N との相関が全くなかった。

このようなクロロフィル *a* と T-P、T-N との相関関係の年変化は、SS と T-P、SS と T-N との相関関係の年変化と全く同様であった。

また、T-P と T-N は、1979年及び1980年には相関がかなり高かったが、1981年及び1982年では全く相関が認められなかった。

以上のように、透明度、クロロフィル *a*、SS は、1979年及び1980年には T-N あるいは T-P に依存していた、もしくは、そのどちらにも依存していたのに対し、1981年及び1982年には、T-P に強く依存していることが示された。3.1.2の湖内水質で、1981年及び1982年には T-P がそれ以前と比べ減少したことを述べた。また、生産層 (0 ~ 4 m) 中の懸濁物質に含まれる窒素及びリン含量 (表3.18参照) に着目すると、平均窒素含量は4年間で大きな差がないが、平均リン含量は、1979年及び1980年の0.73%から1981年及び1982年には0.49~0.59%に減少した。これらの結果は、生産層の平均 T-P 濃度の減少により、1981年及び1982年においては植物プランクトンの増殖制限要因がリンになったこと、あるいは、少なくとも窒素よりリンの方が制限的に作用するようになったことを示唆するものである。

3.1.4 主要な溶存無機イオン

1982年に湖心で測定した主要な溶存無機イオン濃度の結果を表3.19に示す。この調査は4月~12月 (6月と11月を除く) まで各月1回~2回行われた。変動係数でみれば、これらの溶存無機イ

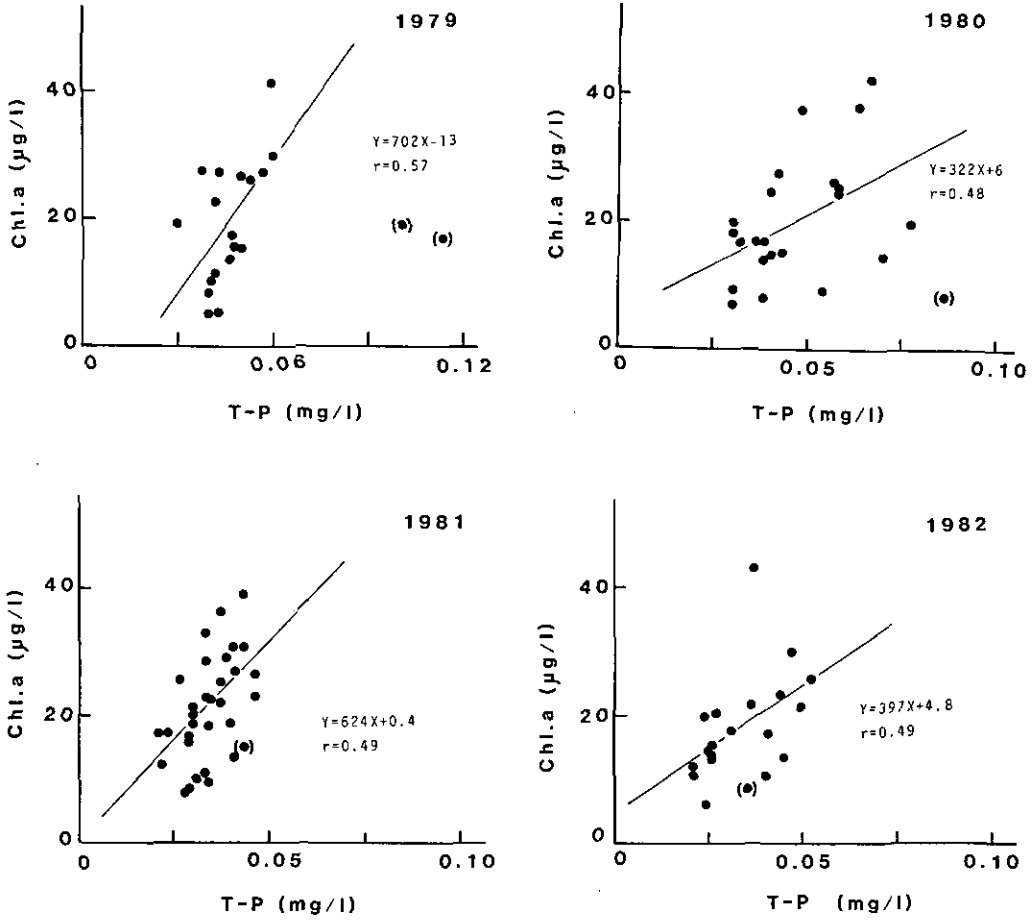


図 3.16 生産層におけるクロロフィル *a* 濃度と T-P 濃度との関係

Fig. 3.16 Relationships between mean chlorophyll *a* concentrations and mean T-P concentrations in the euphotic zone of Lake Yunoko

オンは、すべて10%前後で T-P, T-N などの富栄養化状態指標項目と比べると、バラツキが非常に小さい。湖心の溶存無機イオン濃度の平均値は、湯滝流出水の平均値（表3.10参照）と有意な差がなく同じ水質を示した。放流水及び大ドブの溶存無機イオン（表3.4及び表3.6参照）と比べると、湖心の溶存無機イオンはすべて低い値を示した。流入水量の大半を占めるわき水の水質と比較した。各水質項目の平均値について湖心/わき水比をまとめると、Na 1.7, Mg 0.9, Si 1.0, Ca 1.2, K 1.9, Cl 4.1, SO_4 1.2であった。Na, K, Clを除けば、わき水の水質と湖心との水質に大きな差がないことを意味する。逆に、湖水中のこの3イオンは、放流水や大ドブの影響を強く受けていることになる。

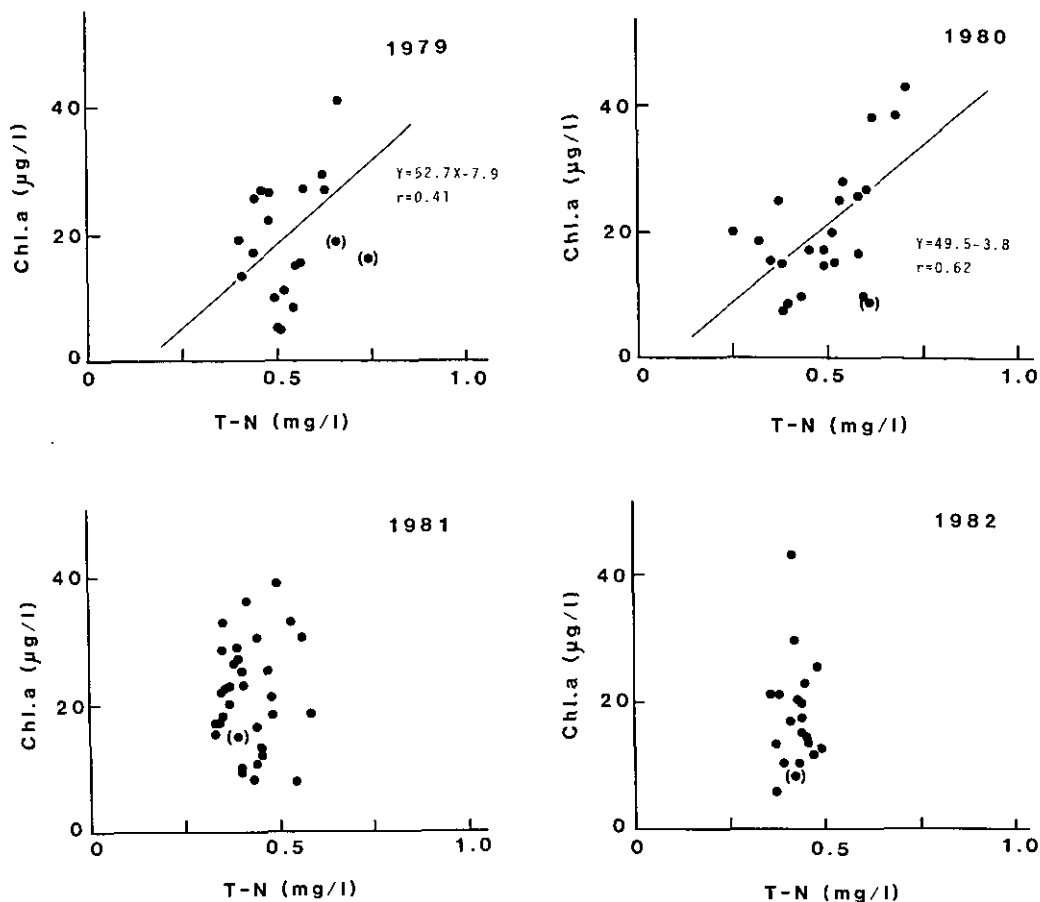


図 3.17 生産層におけるクロロフィル a 濃度と T-N 濃度との関係

Fig. 3.17 Relationships between mean chlorophyll a concentrations and mean T-N concentrations in euphotic zone of Lake Yunoko

次に、これらの主要な溶存無機イオンの季節変化について述べる。4月～5月初め及び10月～12月初めまでは、循環期で全層均一濃度となった。しかし、表3.20に示すように夏期（7～9月）の鉛直分布は、非常に興味深い結果となった。すなわち、Siを除けば、いずれの無機イオンとも4m水深が極小値になっていることである。同様に1979年、1980年における電気伝導度も3～5m付近が極小値となり、底層に向かうに従って増加する鉛直分布となった。ClイオンやNaイオンは、他のイオンと比べると、粘土等の無機質にも吸着しにくく、生物にもあまり利用されないため、水の動きを示すトレーサーとしてよく取り扱われるイオンである。ここでは特に、Clイオンの鉛直分布についてみる。放流水の水温が21～22℃であること、並びに放流水の平均Clイオン濃度が45.9mg/lと高いことを考えれば、表層付近のClイオンが高くなるのは当然であろう。4

m水深で最小値の4.07mg/lになる理由は次のように考えられる。4月、5月の循環期には、5.9~6.0 mg/lの全層均一であったのが、水温躍層の発展に伴い、Clイオン濃度が低く水温が7℃であるわき水が4 m付近を中心に入り込んだ結果、4 m水深のClイオン濃度が低くなり、さらに鉛直方

表 3.18 セストン中の窒素及びリン含量 (1979年—1982年)

Table 3.18 Nitrogen and phosphorus contents (%) in suspended solids in Lake Yunoko (1979—1982)

1979		0 m	2 m	4 m	6 m	8 m	11m
N/SS	Mean(%)	5.97	5.56	6.96	6.59	8.05	5.64
	S. D. (%)	2.95	3.03	3.48	4.18	3.36	3.76
	n	15	15	16	14	14	16
P/SS	Mean(%)	0.77	0.64	0.79	0.93	0.89	0.85
	S. D. (%)	0.36	0.28	0.42	0.36	0.45	0.55
	n	17	17	17	15	14	13
1980		averaged 0-4 m			averaged 4-11 m		
N/SS	Mean(%)	6.16			5.49		
	S. D. (%)	1.81			2.24		
	n	18			18		
P/SS	Mean(%)	0.73			1.26		
	S. D. (%)	0.30			0.44		
	n	21			18		
1981		0 m	2 m	4 m	6 m	8 m	11m
N/SS	Mean(%)	5.16	5.24	5.15	4.73	3.87	4.23
	S. D. (%)	1.85	2.10	2.11	1.30	1.33	1.57
	n	11	11	11	8	10	10
P/SS	Mean(%)	0.54	0.59	0.63	0.76	0.67	0.78
	S. D. (%)	0.45	0.36	0.36	0.34	0.39	0.43
	n	8	7	8	7	8	8
1982		0 m	2 m	4 m	6 m	8 m	11m
N/SS	Mean(%)	5.96	5.77	5.62	6.12	5.56	4.46
	S. D. (%)	1.95	1.73	1.26	1.72	1.48	1.29
	n	16	17	17	12	17	17
P/SS	Mean(%)	0.49	0.50	0.47	0.55	0.60	0.94
	S. D. (%)	0.12	0.21	0.16	0.23	0.23	0.75
	n	16	16	16	11	16	16

n : No. of samples

向の混合が非常に小さいため、底層付近は春の循環期のままの濃度が保持された。以上のメカニズムにより 4 m 水深の Cl が極小値になったと考えられる。わき水が水温躍層下の 4 m 付近に集中的に入り込むことは、1979年の隔離水界実験結果からも推定される。この実験は、湯元終末処理場沖の水深 6 m 地点においてビニールシートで隔離したマイクロゾムを用いて、ばっ気による水質改善を評価するために行ったものである。湖水との交換がないマイクロゾム内の Na イオンは、ほぼ均一であったが、マイクロゾムの外側の Na のイオンは、表層から 4 m 及び 6 m 水深にかけて 10.8mg/l から 8.0mg/l まで減少した。また、湖心においても表層 0 m の 10.3mg/l から 4 m 及び 6 m 水深の 8.0mg/l まで減少し、それ以深では底泥に向かって増加した。このように、隔離水界実験結果は、わき水が夏期停滞期の水温躍層下の 4 m ないし 6 m 水深付近に集中的に入り込むことを裏付けるものである。このような湖水の流動特性は、湯ノ湖の生物生産や鉛直方向の物質移動を左右すると考えられるので、今後ともさらに検討していくべきであろう。

表 3.19 1982年における湖心での溶存無機イオン濃度

Table 3.19 Major ions concentration at lake center in 1982

Item	Na	Mg	Si	Ca	K	Cl	SO ₄
No. samples	62	62	62	62	62	47	47
Max (mg/l)	12.90	2.60	18.00	18.40	2.50	6.27	32.40
Min (mg/l)	7.40	1.70	12.00	12.50	1.30	3.94	18.70
Mean (mg/l)	9.99	2.04	14.35	14.89	1.90	5.17	25.30
S. D. (mg/l)	1.03	0.18	1.35	1.20	0.24	0.65	2.72
C. V. (%)	10.33	8.81	9.40	8.06	12.81	12.47	10.74

表 3.20 1982年 7月～9月における湖心での溶存無機イオン濃度 (mg/l) の鉛直分布

Table 3.20 Major ions concentration at lake center during summer stagnation period in 1982

depth	Na	Mg	Si	Ca	K	Cl	SO ₄
0m	10.16	1.90	13.42	14.72	1.75	5.99	27.6
2m	10.32	2.08	14.52	15.30	1.85	5.39	25.3
4m	8.78	1.89	14.56	13.27	1.59	4.07	19.9
6m	9.38	2.06	14.58	14.50	1.70	4.51	23.8
8m	10.18	2.18	15.24	15.56	1.75	4.83	26.6
11m	11.16	2.20	15.24	16.48	1.90	5.42	28.6

3.2 水質調査法の確立のための基礎的検討

3.2.1 目的と背景

湖沼の富栄養化の進行の程度を客観的に判定するには対象水域における窒素、リン、クロロフィル a 濃度等の水質調査が必要となる。また、富栄養化を防止したり、さらには富栄養湖の水質改善を目的とする諸対策を実施する場合においても、その対策の評価は水質調査資料によらなければならない。このように、湖沼の水環境を論ずる場合、水質調査は不可欠かつ最も基本的な調査である。

水質調査のうち、水質分析法については多数の調査・検討がなされている。与えられた試水に対する分析精度の向上は、年々著しいものがある。その方法もかなり標準化され、主要な水質項目については、ほとんどの水質関係試験研究機関で実施できると見てよい。

しかしながら、水質分析に供する試水の採取方法に関して検討された例は少ない。従来、採水頻度、採水地点、採水深度の選択は、主として調査計画責任者もしくは調査実施責任者の経験によって決められていた。採水方法は、本来調査目的に応じて決められるべきである。必要以上に多数の測定は労力、費用の損失を招く。また、一般に水質分析は採水後短時間で終了する必要がある。したがって、試料数が多いほど一定の分析技術者数では分析に要する時間が長くなる。このため、場合によっては試水の保存法を検討する必要性が迫られる。しかし、分析項目によって保存方法が異なるため分析作業が煩雑となる。逆に試料数が少なすぎると目的とする調査結果が得られない。特に、少数データをベースとして統計解析を実施する場合、推定・検定等は困難となろう。

例えば、ある水質目標が決められた場合、対象湖沼の水質がその目標値に達しているか否かの検定が必要となる。検定を行う場合、次の点が明らかにされていなければならない。

- 1) 水質目標の定義……年間平均値、年間最大(小)値、年75%値等、いかなる統計量をもって水質目標とするか?
- 2) 測定回数……1)の統計量は、いかなる期間に、何回の採水・分析を行って求めたらよいか?
- 3) 測定頻度……2)で決められた測定回数は等間隔でよいか? もしくは変化の大きな時期に集中して調査すべきであるか?
- 4) 測定地点……湖心、汚濁源の流入地点、湖からの流出水等、対象湖沼のいかなる地点の値、もしくはその統計量(平均値、最大(小)値)を代表値とするか?
- 5) 測定深度……どの深さの水質(深い湖沼では、成層期においては水質が深度によって異なる)、もしくは各深度の水質の統計量をもって代表値とするか?

これらいずれの項目についてもそれを決定する科学的な基準は提案されていない。したがって、調査方法は単に法律の定める方法に準拠するか、もしくは担当者の経験により決められていたと考えられる。また、現実には予算の制約も大きいと言えよう。このような調査結果は、それがどの程度現実の水質を代表しているか、またどの程度の誤差が見込まれるのか必ずしも明らかでは

ない。したがって、他の湖沼との相互比較も困難である。

本研究は、このような湖沼の水質調査方法にかかわる諸問題に解決を与えるべく計画された。当然のことながら、上述の間に直接的な解答を与えるには、数多くの湖沼を対象とした検討が必要である。しかし、従来の水質調査で調査方法の確立を目的として行われた例は極めて少ない。したがって、採水の回数、地点数、深度数のいずれをとっても、調査方法選択の基準を検討する資料としては不十分であった。ここでは、水質調査方法を確立するための基礎資料の一つを得るため、対象湖沼は湯ノ湖1湖沼であるが、回数、地点数、深度数ともに従来調査よりはるかにきめ細かい調査を行った。これらのデータに基づき、従来から行われているような月1回、湖心で、かつ表層水を採水する調査が湖沼全体の水質、及びその変化に対しどの程度代表性を持つか、逆にある一定の精度を有する代表水質を得るにはどのような調査が必要となるかに検討を加えた。

3.2.2 調査方法

a) 調査期間

1980年9月～12月及び1981年3月～8月の2回にわたって調査を実施した。1～3月については湖面が結氷したため、調査ができなかった。2回の調査を合わせると冬期を除いた1年分のデータとなる。以降前者を秋期調査、後者を夏期調査と呼ぶ。

b) 調査回数・頻度

秋期調査は9月8日より12月17日まで36回、夏期調査は3月26日より8月31日まで37回行った。調査は1日から長くても7日おきに1回実施した。平均の調査頻度は3～4日に1回である。

c) 調査地点

調査地点は図3.1(前出)のとおりである。ただし、ここでは湖心(後述のグラフ、表においてはLAKE CENTERと記す、以下同様)、処理場沖(OFF W. T. P.)、うさぎ島沖(USAGIJIMA)、湯滝沖(OFF YUTAKI)、湯滝流出水(YUTAKI FALLS)の5地点を調査地点とした。

d) 調査深度

前述の5地点は表層(0 m)採水を基本とし、地点間の差は表層水についてのみ行った。湖心については、0 m、2 m、4 m、8 m、及び11mで採水し、深さ方向の差を調査した。

e) 調査項目

基本的な水質項目として次の7項目を検討した。

全リン(T-P)、クロロフィル a (CHL-A)、透明度(SD)、COD(COD)、全窒素(T-N)、SS

(SS)、溶存酸素 (DO)。

また参考項目として下記の3項目を挙げた (ただし、秋期調査のみ)。

リン酸態リン (PO₄-P)、全無機態窒素 (T-IN : (NO₂-N) + (NO₃-N) + (NH₄-N))、全有機態炭素 (TOC)

上記以外に pH、水温、照度、NO₂-N、NO₃-N、NH₄-N、ORP 等も測定したが、以降の統計解析の対象としなかった。

3.2.3 解析方法

a) 方針

本調査における水質測定値に対し次の解析を行った。

①期間ごとの平均水質とその分散

本調査において期間 R に調査した回数を n とする。ここでは R として次の期間を考えた。

各月…… 9, 10, 11, 12, 4, 5, 6, 7, 8月

各季節……… 秋 (9~11月), 春 (3~5月), 夏 (6~8月)

R に対し、平均水質及びその95%の信頼区間、標準偏差及びその95%信頼区間を求めた。

②各水深における水質の比較

秋期及び夏期の各々につき、水深ごとに平均水質及び標準偏差を求め、 t 検定によってその差を検討した。

③各地点における水質の比較

秋期調査結果に基づき、各地点ごとに平均水質及び標準偏差を求め、 t 検定によってその差を検討した。

④水質の経時変化

調査結果を秋期及び夏期の各々について移動平均法による時系列解析を行った。

⑤定期調査から推定した年平均水質のばらつきの推定

一定時間間隔 (10日~4か月) で年間を通じて行う調査を仮定し、その調査結果より求める年平均値 (単純平均) がどの程度のばらつきを有するか (平均値の95%信頼区間)、モンテカルロ法によりシミュレーションを行って推定した。

b) 期間 R ごとの平均水質及び分散

期間 R において n 回サンプリングを行った場合、 $y_i = i$ 回目の分析値 ($i = 1 \sim n$) とする。このとき、 R におけるサンプル平均 $\bar{\mu}$ 、及びサンプル分散 S^2 は次式で与えられる。

$$\bar{\mu} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i \quad (3-1)$$

$$S^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{\mu})^2 \quad (3-2)$$

ここで μ , S^2 は期間 R における平均水質 μ 及び分散 σ^2 の不偏推定量である。

$$E(\bar{\mu}) = \mu \quad (3-3)$$

$$E(S^2) = \sigma^2 \quad (3-4)$$

ただし E : 期待値

期間 R における n 回の調査結果は、あるばらつきをもつ。このばらつきは、水質自身の変化、採水時の誤差、分析誤差等に由来する。本調査では、このばらつきの要因については言及しない。このため、次の仮定をおく。

仮定 1 : R における n 回のサンプリングは、 R で定義される平均 μ 、分散 σ^2 を持つ正規分布 $N(\mu, \sigma^2)$ 母集団からのランダムサンプリング (n 回) とする。

この仮定を採用すると、 μ に対する 95% 信頼区間は t 分布を用いて、 $\bar{\mu}$, S より推定される。

$$\mu - t' \sqrt{\frac{S^2}{n}} < \mu < \bar{\mu} + t' \sqrt{\frac{S^2}{n}} \quad (3-5)$$

ただし、

$t' = t(n-1, 0.05)$: 自由度 $n-1$ の t 分布

また、 σ^2 に対する 95% 信頼区間は、 χ^2 分布を用いて推定される。

$$\frac{(n-1)S^2}{\chi^2(n-1, 0.975)} < \sigma^2 < \frac{(n-1)S^2}{\chi^2(n-1, 0.025)} \quad (3-6)$$

ただし、

$\chi^2(n-1, \alpha)$: 自由度 $n-1$ の χ^2 分布, α = 信頼区間

c) 各水深及び各地点における水質の比較

各水深、及び各地点の水質に差があるか否かを明らかにすることを目的とする。ここでは、期間 R における平均水質の差の検定を t 分布を用いて行った。なお、 R としては次のものを考慮した。

水深……春, 夏, 秋

地点……秋

d) 水質の経時変化

本調査の測定値 y_i ($i = 1 \sim n$) は、それを時系列に並べた場合、誤差を含む不規則な変動を示す。ここでは水質の経時変化の様子を明らかにするため、秋期及び夏期のそれぞれの期間におけるトレンド η_i を求める。 η_i は次の式で定義される。

$$y_i = \eta_i + \varepsilon_i \quad (3-7)$$

ここに ε_i : 誤差成分

トレンドを求める方法として、ここでは単純移動平均法を用いる。すなわち、 η は区間 $t_{i-k} \sim t_{i+k}$ において線形を仮定する。

$$\eta_j = \alpha_i + \beta_i t_j \quad (3-8)$$

ただし、

$$j : i-k, \dots, i, \dots, i+k$$

α_i, β_i : 定数

本調査においては測定間隔 $t_{i+1} - t_i$ は一定でない。したがって、 $2k+1$ コの (t_j, y_j) の組より、最小2乗法によって定数 α_i, β_i を推定した。

α_i, β_i の値は測定時刻 t_i 並びにそのときの分析値 y_i に対し、次式で与えられる。 ($i = 1 \sim n$)

$$\beta_i = \frac{\sum_j t_j y_j - \sum_j t_j \sum_j y_j / N}{\sum_j t_j^2 - (\sum_j t_j)^2 / N} \quad (3-9)$$

$$\alpha_i = \frac{1}{N} \sum_j y_j - \beta_i \frac{1}{N} \sum_j t_j \quad (3-10)$$

ここに、 $N = 2k + 1$

$$j = i-k, \dots, i, \dots, i+k$$

t_i に対応する移動平均値 u_i は次式で与えられる。

$$u_i = \alpha_i + \beta_i t_i \quad (3-11)$$

移動平均 u_i に対する信頼区間は回帰直線 (3-8) 式の t_i における信頼区間に対応する。(3-8) 式で与えられる回帰直線からの残差の平方和 S_E は次式で与えられる。

$$\begin{aligned} S_E &= \sum_j (y_j - \eta_j)^2 \\ &= \sum_j \{y_j - \alpha_i - \beta_i t_j\}^2 \end{aligned} \quad (3-12)$$

したがって、その不偏分散 V_E は自由度が $(2k+1-2)$ であることより、

$$V_E = \frac{S_E}{2k-1} \quad (3-13)$$

これより、 u_i に対する95%信頼区間 U_i を推定した。

$$\begin{aligned} u_i - t(2k-1, 0.05) \sqrt{V_E \left\{ \frac{1}{2k+1} + \frac{(t_i - \bar{t}_i)^2}{\sum_j (t_j - \bar{t}_j)^2} \right\}} < U_i \\ < u_i + t(2k-1, 0.05) \sqrt{V_E \left\{ \frac{1}{2k+1} + \frac{(t_i - \bar{t}_i)^2}{\sum_j (t_j - \bar{t}_j)^2} \right\}} \end{aligned} \quad (3-14)$$

ただし、 t : t 分布

$$\bar{t}_i = \sum_j t_j / (2k+1)$$

ここでは $k=2$ とし、 i を中心とした5点の移動平均値を計算した。

e) 定期調査から推定した年平均水質のばらつきの推定

年間を通じて湖沼の代表的な水質を表すものとして年平均値が最も一般に使われる。年平均値は、1か月に1回、もしくは各季節に1回のような定期水質調査を行い、その結果より計算した単純平均値であることが多い。しかし、これらの値は統計量であり、調査日の選び方によって異なる値を示すはずである。すなわち、毎月1日に調査した場合と毎月15日に調査した場合とでは、得られる平均値が同じである保証はない。同様に各季節に1回の調査結果による平均値も、調査日の選び方によってかなり異なるはずである。ここでは、毎月1回、もしくは各季節に1回のような定期水質調査結果に基づく年平均値がどの程度のばらつきを持つかを検討する。

しかしながら、定期調査といっても厳密な意味では一定の間隔ではない。例えば、月ごとに多少の採水日の差があってもやむを得ず、それが現実であろう。したがって、ある程度のサンプリング時期のずれを含む一定間隔のサンプリングと考えなければならない。ここではこのようなずれを含む定期調査を考慮した。

まず平均的な調査頻度を m 日間に1回とする。しかしながら、 m 日ごとに定期調査することはなく、 Δm 日のずれを含むものとする。したがって、1回目の調査日を d_1 日とすると、 i 回目の調査日 d_i は、

$$d_1 + m(i-1) - \Delta m < d_i < d_1 + m(i-1) + \Delta m \quad (3-15)$$

の範囲に存在する。なお、 m に対応して1年間当たりの調査回数 n_s は $n_s = (365/m)$ (ただし、 n_s は整数とする) となる。この調査により推定される年平均水質 μ_V は、次式で表される。

$$\mu_Y = \frac{\sum_{i=1}^{n_s} Y(d_i)}{n_s} \quad (3-16)$$

ただし、 $Y(d_i)$: 調査日 d_i における水質測定値
 μ_Y は統計量である。種々の調査日程に対応する μ_Y 値より、そのばらつきを μ_Y の分散によって検討した。

調査日程は $d_i (1 \leq d_i \leq m)$ の選択と、(3-15) 式で定義される $d_i (i=2 \sim n_s)$ の選択方法によって異なる。ここではモンテカルロ法によって調査日程のシミュレーションを行った。各調査日程に対応する調査結果は、本調査で得られた詳細な (調査日の間隔が小さい) データより推定した。シミュレーションは1,000回行い、調査 $k (k=1 \sim 1,000)$ に対応する μ_Y を μ_{Yk} とすると、 μ_Y の平均値 $\bar{\mu}_Y$ 並びにその不偏分散 σ_Y^2 は次式で与えられる。

$$\bar{\mu}_Y = \frac{1}{1,000} \sum_{k=1}^{1,000} \mu_{Yk} \quad (3-17)$$

$$\sigma_Y^2 = \frac{1}{999} \sum_{k=1}^{1,000} (\bar{\mu}_Y)^2 \quad (3-18)$$

したがって $\bar{\mu}_Y$ の95%信頼区間は、

$$\bar{\mu}_Y - 1.96\sigma_Y^2 < \bar{\mu}_Y < \bar{\mu}_Y + 1.96\sigma_Y^2 \quad (3-19)$$

で与えられる。なお、 $\bar{\mu}_Y$ の期待値は真の年平均値に等しい。

f) シミュレーションの方法

m 日に1回ずつ、定期調査を繰り返し、 Δm 日の誤差を見込む。本調査で得られたデータは m 日間には数多く ($m=30$ でも7~10回) 存在する。シミュレーションで m 日間に1回採水する場合、本調査データのいずれかに対応する分析結果を得ると仮定する。このようにして得た $Y(d_i)$ の平均値 μ_Y は、 m 日ごとに採水すると仮定した場合の平均水質になる。 d_i のとり方は図3.18のように数多くするため、得られた種々の μ_Y 値 (3-16) 式より、(3-17)、(3-18) 式の統計量を求める。 d_i の選択はランダムに行う。方法の概要を以下に述べる。

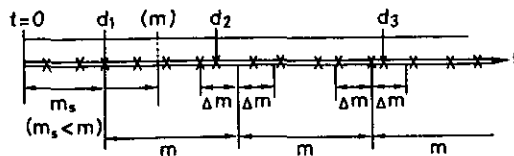


図 3.18 Δm 日の誤差を含む m 日間隔のサンプリングのモンテカルロシミュレーション

Fig. 3.18 Monte-Carlo simulation of systematic sampling of m days interval with Δm days error

①最初のサンプリングは、 $d=1$ 日より $d=m$ 日までのいずれかに行えばよい。 $d=1$ より $d=m$ の間に採水した調査結果の一つを選ぶ。すなわち、

$$1 \leq d_1 \leq m \quad (3-20)$$

である。 d_1 をランダムに選択するため、一様乱数値を $r(0 < r \leq 1)$ とすると、 r に対応して $d=1$ より m の間の採水日 d' が決まる。

$$d' = m \cdot r \quad (3-21)$$

$d=1$ より $d=m$ の間の本調査における調査日を $l_k(1 < l_1, \dots, l_k, l_{k+1}, \dots < m)$ とすると、次の条件を満たす l_k を d_1 とする。

$$l_{k-1} < d_1 \leq l_k \quad (3-22)$$

②2回目以降のサンプリングは m 日後である。 Δm の誤差を見込むと(3-15)式により、

$$d_1 + m - \Delta m < d_2 \leq d_1 + m + \Delta m \quad (3-23)$$

この区間に存在する調査データの一つを①と同様に乱数を用いて取り出す。

③3回目以降のサンプリングも同様に行い、 $Y(d_i)$ ($i=1 \sim n_s$)を求める。さらに μ_Y を(3-10)式に従って求めた。

この作業の繰り返し(1,000回)により、異なる μ_{Yk} ($k=1 \sim 1,000$)を求めた。ここで想定した m と Δm の値(m の16.7%とした)は次のとおりである。

$m = 10$ 日	$\Delta m = 1.67$ 日
=15日	=2.5日 …… 2週間に1回
=20日	=3.3日
=30日	=5日 …… 月1回
=45日	=7.5日
=60日	=10日 …… 2か月に1回
=90日	=15日 …… 各季節に1回
=120日	=20日

本調査で得られているデータは、秋期調査と夏期調査のみである。したがって、冬期(1~3月初旬)データがない。ここでは、冬期データは年平均のデータから除外すると仮定し、9~12月、3~8月の全調査データを使用して年平均値を推定した。

3.2.4 解析結果

a) 期間ごとの平均水質と分散

表3.21には期間 R における平均水質の変動係数を主要項目別に示した。本調査では表中 n に示すように毎月6～13回の水質調査を行った。そのデータをもとに推定した変動係数が表中に示されており、月1日の採水、分析に基づく月代表水質はこの変動係数に示すようなばらつきを持つと見なせる。

表 3.21 湖心表層水の各月及び各季節ごとの平均値の変動係数

Table 3.21 Coefficients of variation (%) for monthly average quality of surface water (lake center) determined from n samplings conducted within each month

R	n	T-N	T-P	Chl- a	SD	COD
80/Sep.	10	21.7	30.3	28.3	14.1	63.0
Oct.	10	23.2	26.8	67.2	22.4	41.0
Nov.	10	14.2	9.0	46.0	18.1	17.5
Dec.	6	21.0	14.0	3.4	10.7	12.0
81/Apr.	5	29.7	13.2	30.0	27.2	22.5
May	6	47.2	17.6	23.9	11.8	20.0
Jun.	13	36.9	24.7	34.3	11.4	29.2
Jul.	6	28.7	40.8	76.5	34.6	36.6
Aug.	6	8.8	58.9	27.6	13.1	18.8
average	—	25.7	26.1	37.5	18.2	29.0
80/autumn	30	24.5	34.0	64.1	24.4	48.5
81/spring	12	36.6	15.0	33.4	34.4	27.1
summer	25	31.8	35.5	44.2	32.4	32.7

この表から判断する限り、9月、10月、及び6、7、8月のように夏から秋にかけての水質にはややばらつきが大きく、11、12月及び4、5月の冬～春にかけての水質（ただし結氷期は不明である）はばらつきが小さい。また、水質項目によってばらつきに差があった。クロロフィル a は最もばらつきが大きく、T-N、T-P、COD はややばらつきが小さかった。いずれにしても20～40%の変動係数を見込む必要がある。クロロフィル a のばらつきは主として分析操作の複雑さ由来すると思われる。SD は見かけ上変動係数が最も小さかった。

表3.22には湖心における全リン濃度のみを代表例として深度別の変動係数を示す。深度間に大きな差は認められなかった。季節によるばらつきの違いは他の項目と同様であった。

b) 各水深による水質の相違

t 検定による水深間の平均水質 (R = 季節) の差を表3.23及び表3.24に示す。なお春期についてはすべての水深間で有意差がなかったため表に示さなかった。各水質項目につき、0 m と 2 m と

表 3.22 湖心における全リン濃度 (T-P) の月及び季節平均値に対する変動係数

Table 3.22 Coefficients of variation (%) for monthly average values of T-P (lake center) determined from n samplings conducted within each month

	n	0 m	2 m	4 m	8 m	11m
80/Sep.	10	30.3	29.9	33.1	18.6	43.2
Oct.	10	26.8	23.9	17.0	9.1	16.8
Nov.	10	9.0	8.8	15.7	4.8	10.4
Dec.	6	14.0	19.2	15.9	16.2	12.4
81/Apr.	5	13.2	10.4	31.8	24.0	17.7
May	6	17.6	39.8	14.9	64.9	40.4
Jun.	13	24.7	14.5	21.9	28.4	41.1
Jul.	6	40.8	33.5	43.6	38.7	48.8
Aug.	6	58.9	41.8	84.6	50.3	49.5
ave.	—	26.1	24.6	30.9	28.3	31.1
80/autumn	30	34.0	31.4	25.9	33.7	102
81/spring	12	15.0	33.0	26.0	54.0	35.9
summer	25	35.5	25.7	47.3	46.9	47.6

表 3.23 季節平均水質の水深間の差 (秋期)

Table 3.23 Differences in water quality between depths in lake center during autumn (autumn 1980)

T-N	0	2	4	8	11	T-P	0	2	4	8	11
0		—	—	—	0	0		—	—	—	0
2			0	—	—	2			—	—	0
4				—	0	4				—	0
8					0	8					0
Chl <i>a</i>	0	2	4	8	11	COD	0	2	4	8	11
0		—	0	0	0	0		—	0	0	0
2			0	0	0	2			0	0	0
4				0	0	4				—	—
8					—	8					—
DO	0	2	4	8	11	WT	0	2	4	8	11
0		—	0	0	0	0		—	0	0	0
2			0	0	0	2			0	0	0
4				—	—	4				—	—
8					—	8					—

0 : significant, — : not significant

の平均値の間には春、夏、秋期のいずれにおいても有意（95%）な差がなかった。したがって、表層水の採水は、赤潮、アオコのような水表面に集積しやすい植物プランクトンの発生時以外は、水表面でも、2 m 水深のどちらでも行ってよいと考えられる。

他の水深と比較した場合水質項目によって多少の違いがあった。概略的には、春期は各水深における平均水質間に有意な差がみられなかったが、夏期及び秋期には0 m や2 m の表水層と8 m や11m の深水層との間に有意な差がみられた。

c) 各地点における水質の相違

本調査での調査地点（図3.1）の表層水（0 m）平均水質の差について、t検定によって有意差を検討した。なお、検定に使用した水質データは秋期のものである。しかし各地点における各水質の平均値には、全く（95%値）差が認められなかった。

d) 水質の経時変化

3.2.3 d) に従って求めた水質の経時変化のトレンドの一例を図3.19、図3.20に示す。

図3.19の左側は秋から冬（9月～12月）にかけての変化、また右側は春から夏（3月～8月）

表 3.24 季節平均水質の水深間の差（夏期）

Table 3.24 Differences in water quality between depths in lake center during summer

(summer 1981)

T-N	0	2	4	8	11	T-P	0	2	4	8	11
0		-	-	-	0	0		-	-	-	0
2			-	-	0	2			-	-	0
4				-	0	4				-	-
8					0	8					0
Chl <i>a</i>	2	2	4	8	11	COD	0	2	4	8	11
0		-	-	0	0	0		-	0	0	0
2			-	0	0	2			0	0	0
4				0	0	4				0	0
8					0	8					-
DO	0	2	4	8	11	WT	0	2	4	8	11
0		-	0	0	0	0		0	0	0	0
2			0	0	0	2			0	0	0
4				0	0	4				0	0
8					0	8					-

0 : significant, - : not significant

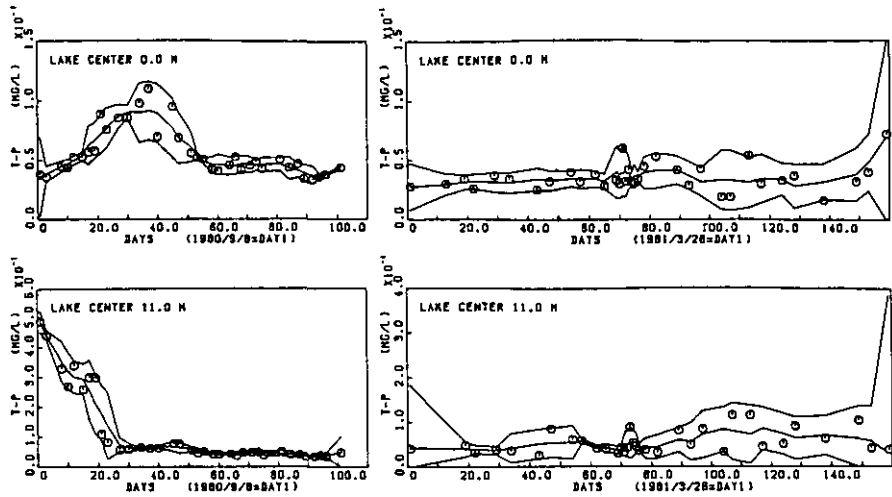


図 3.19 湖心0m及び11mの全リン濃度の変化
 Fig. 3.19 Changes of T-P concentration at 0m and 11m

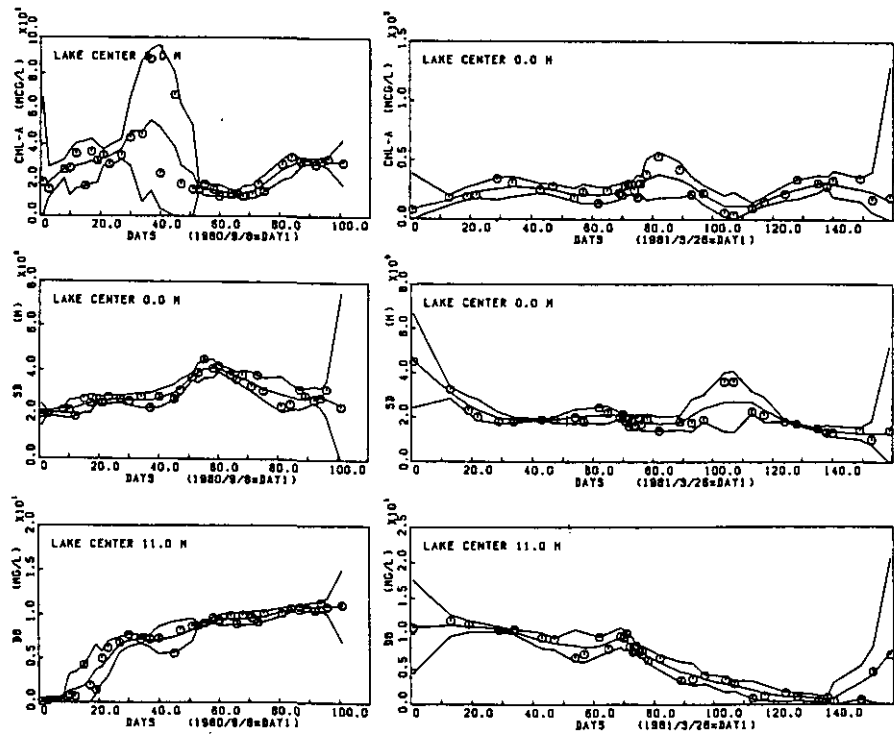


図 3.20 湖心表層水のクロロフィルa濃度, 透明度, 及び11mのDOの変化
 Fig. 3.20 Changes of chlorophyll a concentration(0 m), secchi disk transparency(SD), and dissolved oxygen concentration(11m) in the lake center

にかけての変化を示す。図中の○印は実測値、また折れ線は中央がトレンド(μ_t)、上が95%信頼区間の上限、下が下限を示す。水温データを見ると、秋期20日目(9月8日を1日目とするので、9月末に対応する)で秋季循環期がはじまった。このとき表層の全リン濃度は上昇し、1か月後からは低下する傾向が認められた。これは明らかに循環による深水層からのリンの供給によるものと言えよう。また、この期間リン分析値のばらつきが大きい。逆に11mではリン濃度は急減し、それ以降冬になるまで変化がなかった。春の循環期は70日目(6月初旬)で終了し、以降成層により11mの全リン濃度がやや上昇する傾向にあった。

図3.20におけるクロロフィルa濃度は特に秋季循環期においてばらつきが大きく、トレンドが明確にならなかった。これに対し、透明度は極めて安定した値を示した。なお、7月中旬、(100~110日)に大きな値を示したが、これは降雨により気温が低下したためである。深水層のDOは秋季循環期に急激(0→8 mg/l)に増加し、夏の成層期には徐々に減少していく傾向が認められた。

e) 定期調査から推定した年平均水質のばらつき

定期調査($m=10\sim 120$ 日)から推定される年平均水質 μ_Y のばらつきをその変動係数 C_X によって求めた。

図3.21は種々の年間採水回数(n_s)に対して C_X の値をプロットしたものである。ここでは表面水(0 m)につき、各水質項目ごとに示した。当然のことながら n_s が大きくなると C_X は小さくなった。すなわち年平均値の推定精度は上昇した。T-Pを例にとれば年4回で21%であったのに対し6回では15%、12回(毎月1回)では8%に減少した。この値は95%信頼区間がその2倍±16%となったことに対応する。しかし、さらに月2回の採水にしても C_X は6%にしか低下しなかった。

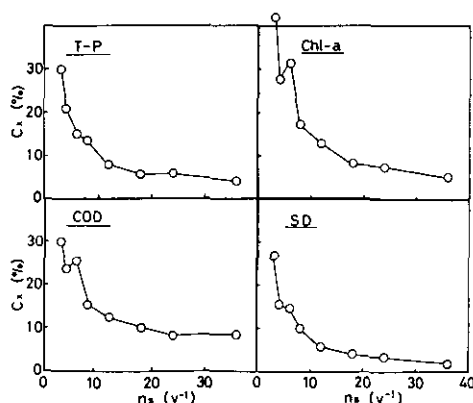


図 3.21 調査回数 (n_s) と μ_Y の95%信頼区間の幅 (C_X) との関係

Fig. 3.21 Relationships between coefficient of variation (C_X) for μ_Y and n_s for T-P, COD, Chl-a and SD.

このようなばらつきがどの程度まで許容されるかにより、調査頻度は決定されるべきである。しかし、ばらつきの許容範囲に特別な基準がない場合には、最も効率のよい調査回数を選択するにはどうしたらよいかという議論が必要となる。図から明らかなように n_s の増加に対する C_x の減少割合は一定ではない。すなわち、 n_s が小さい場合、1回の調査回数の増加に対する C_x の減少量 ($-dC_x/dn_s$) は大きい。 n_s が大きくなると $-dC_x/dn_s$ は著しく小さい。調査に要する労力、費用は n_s に比例するため、ある程度以上 n_s を大きくとった場合、調査労力、費用の増加に対するばらつきの減少量が著しく小さい。本調査の例では、ほとんどの水質項目に対し、年間24回の調査を36回に増加しても、期待されるばらつきの減少量はごくわずかであった。このような観点からみると、T-P, SD, DO (図示せず)では年12回、CHL-Aでは年18回、その他の項目では年8回以上調査しても、調査回数の増加に見合うばらつきの減少は期待できないことがわかった。したがって一般に行われている年12回、すなわち月1回の定期調査は、湯ノ湖に関する限り、労力・費用並びに年平均値推定精度の点からみても妥当な基準であることがわかった。

表3.25は30日隔で調査(1回/月)した場合の各水質項目ごとの C_x 値を示したものである。 C_x 値は水質項目ごとに異なり、SDが最も小さく5.87%であったのに対し、CHL-Aは13.3%と大きかった。T-P, SS, T-Nも比較的ばらつきの少ない項目である。したがって、富栄養化の評価指標という点では優れた指標と言える。CODはCHL-Aに匹敵するほどばらつきが大きく、SDの2倍以上であった。この原因として、分析方法が複雑であること、水温、日照など季節変動の影響が大きいことが考えられる。

表 3.25 30日間隔で調査した場合の表層水質の年平均値(\bar{X})及び変動係数(\bar{C}_x) (\bar{X}_s は全サンプルの平均)。

Table 3.25 Mean (\bar{X}_s, \bar{X}) and coefficient of variation (C_x) for annual average quality of surface water ((lake center) estimated from simulated systematic samplings of 30 days interval. (\bar{X}_s : sample mean, \bar{X} : mean for the sampling)

	\bar{X}_s	\bar{X}	C_x (%)
T-P ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0.043	0.042	7.99
Chl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	25.5	25.2	13.3
SD (m)	2.39	2.43	5.87
COD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	2.17	2.22	12.6
T-N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0.413	0.411	8.78
SS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	4.03	3.97	8.32

(1980.9-1981.8)

引用文献

- 1) 田中阿歌磨 (1903) : 日光湯ノ湖. 地学雑誌, 15, 52-56, 546-549.
- 2) 上野益三 (1934) : 日光火山彙陸水の生態学的研究 (I). 動物学雑誌, 46, 196-213.
- 3) 吉村信吉 (1940) : 日光湯ノ湖の副湖盆の溶解性酸素の湖沼学的意義. 陸水学雑誌, 10, 181-188.
- 4) 宮地伝三郎 (1936) : 日光の湖沼とその生物相. 日光の植物と動物, 東照宮 (編), 養賢堂, 534-576.
- 5) 環境庁自然保護局 (1972) : 国立公園湖沼水質調査報告書, 昭和47年3月. 264p.
- 6) 栃木県衛生環境部 (1983) : 中禅寺湖・湯ノ湖水質調査報告書, 昭和58年3月. 127p.
- 7) 安部喜也 (1981) : 霞ヶ浦流域の降水特性および大気中からの栄養塩の供給について, 国立公害研究所研究報告, 第20号, 27-42.
- 8) 岡田光世・長根磐男・間庭隆男 (1940) : 日光湯ノ湖表面に於ける気温, 水温, pHの分布. 陸水学雑誌, 10, 84-89.
- 9) 白石芳一 (1964) : 日光湯ノ湖における水産開発のための基礎的研究, 第2報 湯ノ湖の水温. 淡水区水産研究所研究報告, 14, 45-53.
- 10) 新井 正 (1974) : 湖沼および貯水池の水温. 水文学講座10, 水温論, 共立出版, 145-223.
- 11) 吉村信吉 (1976) : 湖沼学 (増補版), 生産技術センター, 533p.
- 12) Mortimer, C. H. (1942) : The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, III and IV. J. Ecol., 30, 147-201.
- 13) Blanton, J. O. (1973) : Rates of vertical entrainment in stratified lakes. International Association of Hydrological Sciences, Pub. No. 109, 301-305.
- 14) Snodgrass, W. J., and C. R. O'Melia, (1975) : Predictive model for phosphorus in lakes. Environ. Sci. & Tech., 9, 937-944.
- 15) 例えば, 渡辺義人 (1971) : 湯ノ湖の主に停滞期におけるセストン量及び沈殿量の変動について. 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和46年度報告, 69-73.
- 16) 柳村盛司 (1970) : 湯ノ湖における化学成分とその周年変化 (第1報). 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和44年度報告, 96-104.
- 17) 山口征矢・市村俊英 (1970) : 湯ノ湖に於ける低次生産の動態に関する研究(1), 植物プランクトン現存量の垂直分布と周年変化について. 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和44年度報告, 1-16.
- 18) 手塚泰彦・渡辺義人 (1972) : 湯ノ湖のセストン, 主要動植物プランクトンおよび細菌の現存量の季節的消長 (1971年の場合). 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和46年度報告, 74-83.

第4章 底泥からの窒素及びリンの溶出調査

湖沼における藻類の大増殖に対して、特に浅い富栄養湖では底泥からの栄養塩の溶出効果を見ることができない¹⁾。また富栄養化防止の観点からは、排水の流路変更や高度処理等によって、栄養塩の流入量を削減したとしても、底泥から溶出した栄養塩によって予期した水質回復が得られないという報告がある²⁾。このような理由から対象とする湖沼において富栄養化の原因を解明し、効果的な富栄養化対策を実施するためには、底泥からの栄養塩溶出について量的な知見が必要となる。一般に底泥は、水質よりも不均一で地点間の差が大きく、しかも湖沼の違いによって、その生物・化学的及び物理的特性が大きく異なる。したがって対象とする湖沼の底泥による内部負荷の評価、さらにその将来予測をするためには、それぞれの湖沼で栄養塩溶出に関する基礎的な資料を収集していく必要がある。

本章では、まず湯ノ湖底泥中に存在する栄養塩類を中心として、その分布特性を把握するために、底泥調査を行った。次に、底泥からの窒素及びリンの溶出速度を求めるいくつかの手法を取り上げ、各手法間の比較を行った。また溶出速度に及ぼす溶存酸素(DO)の影響についても検討した。これらの結果に基づき、湯ノ湖における窒素及びリンの溶出速度を評価した。

調査地点は、湖心(St.1)を中心として、湯滝側にあるSt.2、及び処理場沖のSt.3である(図4.1)。

4.1 底泥調査

底泥中に存在している栄養塩量は、底泥からの栄養塩溶出を評価する上で、基礎的な情報となる。ここでは窒素、リンだけでなく、炭素や金属元素についても、鉛直分布特性を明らかにした。さらに、底泥からの回帰量を評価する上で間げき水が重要と考えられるので、湖心を中心として間げき水中の窒素、リンの分布を明らかにした。

4.1.1 調査方法並びに分析方法

投げ込み型コアサンプラーを用いて底泥を採取した。直ちに、底泥コアを1~3 cmごとに切断し、冷凍乾燥したものを底泥の分析試料とした。また間げき水の採取は、底泥コアを1~3 cmごとに切断した底泥を図4.2に示す遠沈ろ過管(3000 r. p. m. 15分間)を用いた。

炭素と窒素については、CHNアナライザー(カルロ・エルバ社)を用いて測定した。リンについては、底泥試料を550℃で1時間しゃく熱した後、ホットプレート上で1N HClにより抽出し、抽出液中の $PO_4\text{-P}$ を定量するIgnition法³⁾や硝酸・過塩素酸分解法⁴⁾を用いて測定した。金属類は、

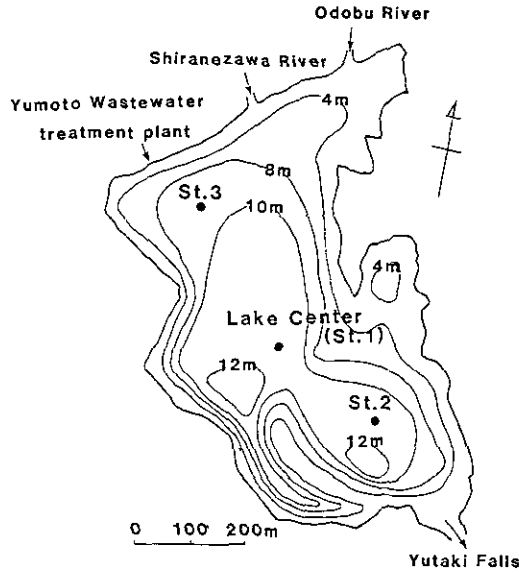


図 4.1 湯ノ湖における調査地点
 Fig. 4.1 Study sites and bathymetric map for Lake Yunoko

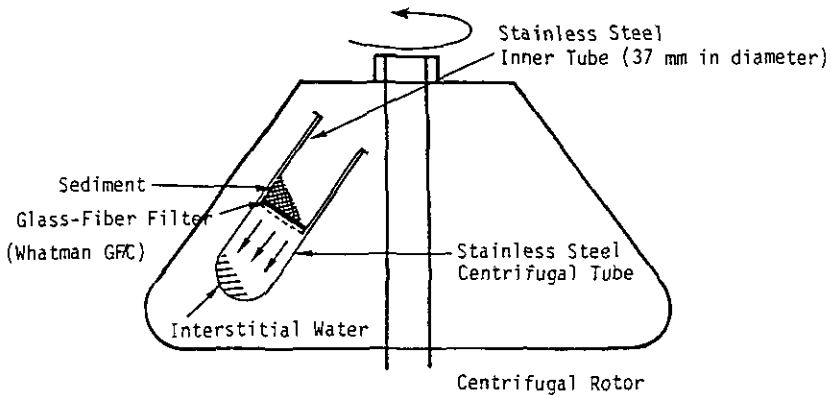


図 4.2 間げき水採取用遠沈ろ過管
 Fig. 4.2 The centrifuge-filter system for sampling interstitial water in sediments

硝酸・過塩素酸分解を行った後、フッ化水素酸処理し、硝酸で抽出した。その抽出液を ICP により金属類を定量した。また間げき水中の窒素、リン及び金属類については、水質調査で用いた分析法に従った。

4.1.2 調査結果

底泥のコアサンプルの外観は、地点によって大いに異なった。湖心では、深さ方向に硫化物

によると思われる黒色腐泥層（0～2 cm）、灰色の粘土層（3～12cm）、砂層（12～15cm）となり、再び黒色腐泥層（15～18cm）が表れ、粘土層（18cm～）へと変化し、層構造がかなり明りようである。湯滝側にある St. 2 では、コアサンプラーで採取できる20cm 深までの全層が黒色腐泥層で含水率も極めて高い（10cm 深でも90%前後）。処理場沖の St. 3 は、全層が St. 2 と同様に黒色腐泥層が主体であるが、ところどころ灰色の粘土層が入り込んでいる。このように湯ノ湖のように小さい湖では、琵琶湖・霞ヶ浦などに比べ底泥の分布状態が不均一である。

湖心底泥表層は、3～10℃の範囲で季節変化した。また ORP は、1978年 8月 9日及び1978年10月18日とも同様の値を示した。すなわち、底泥表層 0～2 cm で-100～-200mV で、5 cm 深で-310mV の極小値を示し、5 cm 以深では-200mV 程度であった。外観でもわかるように、湯ノ湖底泥は常に還元的状態であると思われる。

図4.3に、湖心及び St. 2 における炭素と窒素の鉛直分布を示す。湖心、St. 2 とも深さ方向に炭素と窒素が減少した。ただ湖心の場合、表層 0～2 cm の黒色腐泥層では炭素、窒素がそれぞれ62.9 mg/g、7.4mg/g と高い値を示すが、灰色の粘土層に移ると、急に減少して炭素33mg/g、窒素で2.3～2.6mg/g となった。St. 2 では、炭素、窒素とも表層から 6 cm 深までは減少するが、6 cm 以深では炭素38mg/g、窒素 5 mg/g 前後ではほぼ一定となる傾向を示した。

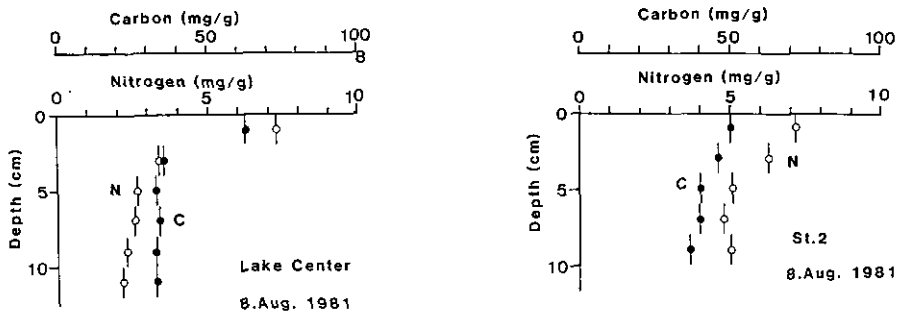


図 4.3 湖心及び St. 2 の底泥における炭素と窒素の鉛直分布

Fig. 4.3 Vertical distributions of carbon and nitrogen in sediment of lake center and St. 2

図4.4に、湖心及び St. 2 におけるリンと I. L. の鉛直分布を示す。湖心においては、リンと I. L. が全く同様の鉛直分布を示した。すなわち、表層 0～2 cm では、リン、I. L. ともそれぞれ2.3～2.7 mg/g、17～20%と非常に高い値を示すが、炭素、窒素の場合と同様、灰色の粘土層になると減少し、砂層ではリン0.4～0.6mg/g、I. L. 5～8%になった。ところが、再び黒色腐泥層（15～18 cm）になると、リンも I. L. もそれぞれ1.6mg/g、12.4%と高い値を示した。一方、St. 2 では、炭素や窒素の鉛直分布と同様で、表層から 6 cm まではかなり減少するが、それ以深ではリン1.0 mg/g、I. L. 11～12%でほぼ一定となった。手塚ら⁵⁾は、硫化水素臭のある黒色層が I. L. 14.4%、有機炭素4.5%、全窒素0.54%と他の層に比べ高くなることを示した。しかし、手塚ら⁵⁾が示した

層理と、著者らが今回得た層理とはかなり異なっている。これは底泥採取地点のズレによるものと考えられる。

次に、湖心及び St. 2 における金属類の鉛直分布を表 4.1 に示す。湖心表層 0 ~ 2 cm の黒色腐泥

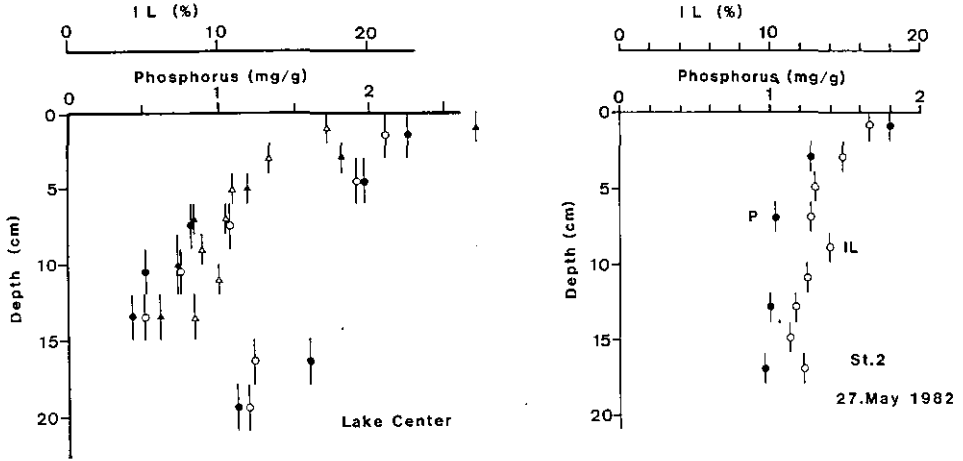


図 4.4 湖心及び St. 2 の底泥におけるリンと I. L. の鉛直分布
 Fig. 4.4 Vertical distributions of phosphorus and I. L. in sediment of lake center and St. 2

表 4.1 湖心及び St. 2 の底泥における金属類の鉛直分布

Table 4.1 Vertical distributions of metals in sediment of lake center and St. 2

Sample	Na (mg/g)	Mg (mg/g)	Al (%)	Ca (%)	Ti (mg/g)	V (mg/g)	Mn (mg/g)	Fe (%)	Cu (μ g/g)	Zn (μ g/g)	As (μ g/g)	Sr (mg/g)	K (%)
Lake Center													
0 - 2 cm	4.3	3.4	6.7	1.2	1.4	0.40	0.61	5.0	67	240	280	0.13	0.85
2 - 4 cm	6.7	4.8	9.7	1.0	2.2	0.27	0.59	4.7	54	150	140	0.19	1.4
4 - 6 cm	9.1	5.9	13.1	1.2	2.7	0.13	0.56	3.9	47	80	30	0.18	1.7
6 - 8 cm	9.1	4.8	11.0	1.0	2.8	0.11	0.51	3.6	46	64	20	0.15	1.6
8 - 12cm	11.0	5.2	11.0	1.3	2.7	0.098	0.56	3.6	45	71	20	0.16	1.7
12-15cm	12.0	5.5	10.1	1.6	2.5	0.089	0.53	3.2	40	67	20	0.17	1.6
St.2(Yutaki)													
0 - 2 cm	2.8	2.3	4.0	1.0	0.8	0.50	0.53	3.9	56	256	210	0.09	0.55
2 - 4 cm	3.4	2.3	4.1	0.98	0.9	0.49	0.51	4.3	50	258	240	0.09	0.58
6 - 8 cm	3.6	2.7	5.1	0.89	1.2	0.56	0.37	3.2	45	139	240	0.10	0.70
12-14cm	3.4	3.0	6.1	0.99	1.2	0.69	0.34	3.7	40	127 ^a	210	0.11	0.71
16-18cm	4.8	3.2	6.1	1.0	1.4	0.59	0.37	2.9	35	67	130	0.12	0.83

層は St. 2 の黒色層とよく似た金属含量を示したが、湖心の粘土層及び砂層とはかなり異なった。すなわち、Na, Al, Ti, K の元素は、すべて粘土層、砂層の方が高かったが、As は黒色層の方がはるかに高い値を示した。特に As が異常に高い数値を示すのは、 HAsO_2 として 0.4mg/l 程度含んでいる温泉水が、終末処理場などを通じて湯ノ湖に流入しているためと考えられる。

次に底泥間げき水について述べる。まず窒素の形態については、溶存態全窒素(DTN)の85~95%を $\text{NH}_4\text{-N}$ が占め、 $\text{NO}_x\text{-N}$ は 0.02mg/l 以下と無視できる程度であった。そこで、窒素については $\text{NH}_4\text{-N}$ のみに注目した。1978年10月18日から1981年8月8日までに湖心で得られた間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ の鉛直分布を図4.5に示す。多少バラツキはあるものの、季節的な変動はほとんどみられない。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は深さ方向に高濃度になるが、10cm 以深では $20\sim 24\text{mg/l}$ の一定値を示した。一例として1981年6月10日の湖心及び St. 2 における間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を表4.2に示す。このように湖心と St. 2 の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度はほぼ同様の鉛直分布特性を示した。St. 2 においても、1981年から1982年までほとんど季節変動がみられず、一定の分布を示した。St. 3 における間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ については、深さ方向に $\text{NH}_4\text{-N}$ が高濃度になり、10cm 以深で一定値に近づくという傾向は他の地点と同様であるが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が湖心や St. 2 に比べ低い値を示した(表4.3)。St. 3 においても明りょうな季節変動が認められなかった。このように間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ の季節変動が認められないのは、霞ヶ浦のように水深が浅く、水温がかなり変化する ($4\sim 30^\circ\text{C}$) 湖と異なり、湯ノ湖では $3\sim 10^\circ\text{C}$ しか水温の変動がないためと考えられる。さらには間げき水中のサ

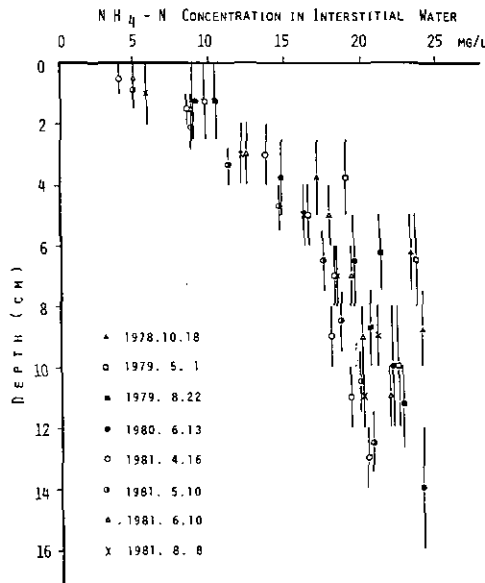


図 4.5 湖心底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の鉛直分布

Fig. 4.5 $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in sediment interstitial water at lake center of Lake Yunoko

ンプリングや底泥自体のバラツキが $\text{NH}_4\text{-N}$ の季節変動よりも大きいと考えられる。表4.4に示す精度は、底泥全体のバラツキの他にも間げき水のサンプリング、分析等の誤差が含まれている。間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ の定量は、変動係数で10~30%というレベルの精度である。

リンについては、表4.2及び表4.3に示すように地点によって $\text{PO}_4\text{-P}$ の鉛直分布が異なった。湖心では、3 cm 以深で他の地点と比べ非常に低い濃度になった。3 cm 以深の試料は、遠心ろ過後、採取した間げき水が茶褐色を呈していた。これは後で述べるように、湖心底泥間げき水中には Fe が100mg/l 前後で他の地点と比べ非常に高い値を示すので、酸化された多量の Fe が P と共沈するためと考えられる。遠心ろ過後に茶褐色を呈した間げき水の溶存態全リン (DTP) を測定すると、0.3~0.4mg/l で $\text{PO}_4\text{-P}$ の10倍程度の値を示したことから裏付けられる。

リンについては $\text{PO}_4\text{-P}$ を中心に測定してきた。しかし、このように、間げき水を遠沈ろ過により採取している間に、2価の Fe が酸化されてリンと結合して共沈する可能性があるため、間げき水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ は、ここでは参考値として扱う。間げき水中のリン採取法に関しては、今後の大きな検討課題の一つである。

表4.5に間げき水中の窒素、リン以外の化学成分を示す。ここに示した成分はすべて湖水よりも間げき水中の方が高くなった。とりわけ直上水との濃度のこう配が著しく大きいのは、Fe と Mn である。底泥中の Fe, Mn 含量はさほど変わらない (表4.1) にもかかわらず、間げき水中の Fe, Mn は湖心の方が St. 2 よりもかなり高くなった。また Na, Mg, K は湖心の方が、逆に Si, Ca は St. 2 の方が高くなった。

表 4.2 湖心及び St. 2 の底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (1981年 6月10日)

Table 4.2 $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in sediment interstitial water at lake center and St. 2 (10. June 1981)

depth	Lake Center		St.2(Yutaki)	
	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)
overlying water	0.42	0.033	0.41	0.009
0 - 1.5 cm	5.0	0.41	4.2	0.65
1.5- 3 cm	8.7	0.21	10.2	1.71
3 - 5 cm	12.5	0.10	15.0	2.58
5 - 7 cm	17.9	0.05	19.4	2.75
7 - 9 cm	19.3	<0.05	22.2	2.45
9 - 11 cm	19.9	<0.05	21.8	1.19
11 - 13 cm	20.5	<0.05	21.8	0.63
13 - 15 cm	21.8	<0.05	22.0	1.04

表 4.3 St. 3 の底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (1981年 6月10日)

Table 4.3 $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in sediment interstitial water at St. 3 (10. June 1981)

depth	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)
overlying water	0.14	0.009
0 - 1 cm	0.87	0.27
1 - 2 cm	1.94	0.44
2 - 4 cm	2.79	0.59
4 - 6 cm	4.62	0.89
6 - 8 cm	5.91	0.77
8 - 10cm	8.06	0.63
10-12cm	8.00	0.63

表 4.4 底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 定量に対する精度

Table 4.4 Precision for determination of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in interstitial water of surface sediments at lake center and St. 2

Lake Center(24. June 1982)*						
Depth	$\text{NH}_4\text{-N}$			$\text{PO}_4\text{-P}$		
	Mean (mg/l)	S. D. (mg/l)	C. V. (%)	Mean (mg/l)	S. D. (mg/l)	C. V. (%)
Overlying Water	0.72	0.20	27	0.062	0.023	37
0 - 1 cm	2.70	0.54	20	0.55	0.20	36
1 - 2 cm	4.85	0.94	19	0.45	0.17	38
2 - 4 cm	7.84	0.29	3.7	0.40	0.18	45
4 - 6 cm	11.92	1.92	16	0.10	0.11	110
St. 2(6. Nov. 1982)**						
Depth	$\text{NH}_4\text{-N}$			$\text{PO}_4\text{-P}$		
	Mean (mg/l)	S. D. (mg/l)	C. V. (%)	Mean (mg/l)	S. D. (mg/l)	C. V. (%)
Overlying Water	0.42	0.05	12	0.009	0.001	11
0 - 1 cm	2.9	0.91	31	0.33	0.086	26
1 - 2 cm	6.3	0.83	13	0.90	0.16	18
Overlying Water	0.54	0.11	21	0.017	0.014	85
0 - 2 cm	3.4	0.63	19	0.62	0.23	37
2 - 4 cm	9.6	1.07	11	1.38	0.06	4

* No. of replicates : 5 ** No. of replicates : 4

表 4.5 底泥間げき水中の化学成分

Table 4.5 Chemical compositions in interstitial water(10. June 1982)

sample	Na (mg/l)	Mg (mg/l)	Si (mg/l)	Ca (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	K (mg/l)
Lake Center(St.1)							
overlying water	10.0	2.0	11.6	14.9	0.20	0.51	2.7
0-1 cm	17.7	7.9	19.5	20.5	2.05	15.9	5.4
1-2 cm	20.2	3.1	16.5	22.2	2.79	31.3	5.6
2-4 cm	19.5	4.1	15.9	28.6	4.13	61.1	7.5
4-6 cm	23.4	5.1	12.6	31.4	5.48	84.4	9.5
6-8 cm	22.9	5.6	10.5	33.9	6.08	94.2	10.2
8-10cm	25.1	6.2	9.8	37.9	6.80	105.1	11.3
10-12cm	23.7	6.6	11.5	42.4	6.56	105.9	11.2
St.2 (Yutaki)							
overlying water	10.0	1.9	11.3	14.3	0.20	0.34	2.7
0-1 cm	16.2	2.0	15.3	15.3	1.08	3.3	2.8
1-2 cm	14.8	2.4	20.3	18.8	1.34	6.4	4.0
2-4 cm	16.2	3.4	25.5	26.9	1.66	11.2	5.1
4-6 cm	16.2	4.4	27.6	34.5	1.92	17.4	5.9
6-8 cm	17.2	5.1	28.0	40.5	2.29	24.4	6.5
8-10cm	18.2	5.2	28.0	40.6	2.32	23.5	6.7
10-12cm	21.5	5.1	28.5	40.2	2.33	20.8	6.7
12-14cm	19.1	5.1	28.2	40.6	2.44	24.5	6.5

4.2 窒素及びリンの溶出速度

湖沼底泥からの溶出速度を求める方法には、現場あるいは室内での水-底泥系において、水中の栄養塩濃度の変化量から求める実測法と、フィックの法則を基本とした数学モデルを使う数理モデル法とがある⁹⁾。実測法としては、①底泥柱状試料(コアサンプル)をできる限り自然環境条件に近い室内に設置して、incubateするコア擬似現場法、②底泥柱状試料を湖沼底泥付近につり下げて、incubateするコア現場法、③底層水と底泥とを現場で人工的に隔離するチャンバーを使用するチャンバー法、がある。

上記のような手法を用いて、底泥からの栄養塩溶出速度が求められ、底泥による内部負荷が評価されてきた。しかしながら、各手法によって求められた溶出速度について比較検討された例はほとんどない。ここでは、同一期間に上記の方法を用いて、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度を求め、溶出速度の精度について比較検討した。さらに、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出に及ぼすDOの影響

響についても検討した。これらの結果に基づき、各手法によって得られた溶出速度をまとめた。

4.2.1 各手法による $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度の比較

4.2.1.1 実験方法

1981年8月に湖心及び St. 2 で、また1982年8月中旬に St. 3 において以下に述べる手法によって、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度を求めた。

1) コアー擬似現場法

本法は、湖沼から採取した底泥柱状試料(コアーサンプル)を、現場に近い環境条件下で incubate して、直上水中の栄養塩濃度の経時変化から溶出速度を求めるものである。

投げ込み型採泥器によって、底泥柱状試料を採取した。この柱状試料を図4.6に示すように設置した。調査期間における底層水の水温は、 $10\sim 11^\circ\text{C}$ であった。1981年の夏の湖心及び St. 2 では DO の 0.5mg/l 程度であったのに対し、1982年夏の St. 3 では DO が $7\sim 8\text{ mg/l}$ であった。ここでは暗所でサーモスタットにより、直上水の水温を $10\pm 1^\circ\text{C}$ に、1981年は、 $1\% \text{O}_2\text{-}99\% \text{N}_2$ 混合ガスで、DO を 0.5mg/l に、また1982年は直上水をエアレーションにより好気条件を維持した。一定時間ごとに、コアー上部にあるゴム栓をはずし、注射器を用いて、栄養塩の分析に必要な量だけコアー直上水の採水を行った。採水した試料は、直ちにワットマン GF/C ろ紙でろ過し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の分析に供した。また採水後直ちに採泥地点の湖水(ろ液)を採水した分だけ静かに加えた。

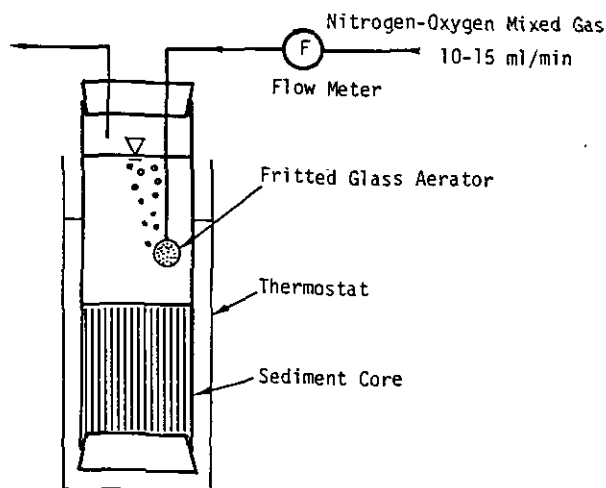


図 4.6 コアー擬似現場法で用いた実験装置

Fig. 4.6 An experimental apparatus used in the laboratory core method

各採水時における溶出量 r (mg/m^2) は、次式により求めた。

$$r \text{ (mg/m}^2\text{)} = \frac{V (C_n - C_0) + \sum_{i=1}^n v (C_{i-1} - C_a)}{A} \quad (4-1)$$

ここで、 V : コアー直上水の体積 (l)

C_n : n 回採水時における直上水栄養塩濃度 (mg/l)

C_0 : 直上水の初期栄養塩濃度 (mg/l)

C_a : 添加した湖水の栄養塩濃度

n : 採水回数 (-)

v : 1 回の採水量 (l)

A : 直上水と接する底泥の面積 (m^2)

である。

溶出速度 R ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) は、溶出量の経時変化の傾きから求めた。

2) コアー現場法

本法は、コアー擬似現場法とほぼ同様であるが、底泥柱状試料を湖底泥付近につり下げて incubate する現場法の一つである。コアー擬似法と異なるところは、エアレーションによって直上水中の DO の制限とエアレーションによる直上水のかくはんを行わなかったことである。湖底に沈めたコアーを船上に引き上げ採水用の注射器で直上水を緩やかにかくはんして均一にした後、分析に必要な量だけ採水した。その後の操作は、コアー擬似現場法と同様である。

3) チャンバー法

本法は、図4.7のようなチャンバーを湖底に設置し、チャンバー容器内の水中に含まれる栄養塩濃度の経時変化から、底泥からの溶出速度を求める現場法の一つである。採水は船上で注射器により行った。ただし採水を行う前に注射器でチューブ内の水を数回押し下げることによって、チャンバー内の直上水のかくはんを行った。予備実験ではこの程度のかくはんで十分混合することを確認している。採水した試料は、直ちにコアー擬似現場法と同様にろ過して $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の分析に供した。チャンバー容器内の直上水量は採水量と比べかなり大きいため、採水による影響が小さいと考えられる。したがって、各採水時における溶出量 r (mg/m^2) は次式で求めた。

$$r \text{ (mg/m}^2\text{)} = \frac{V (C_n - C_0)}{A} \quad (4-2)$$

ここで、 V : チャンバー容器内の直上水の体積 (l)

C_n : n 回採取時における直上水の栄養塩濃度 (mg/l)

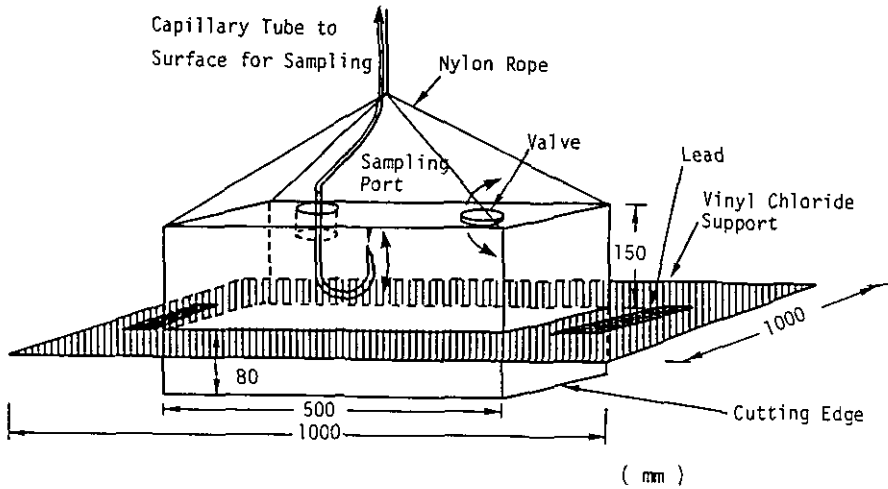


図 4.7 湖底に設置したサブマージドチャンバー

Fig. 4.7 The submerged chamber used in the *in-situ* chamber method

C_0 : チャンバー容器内の直上水の初期栄養塩濃度 (mg/l)

A : チャンバー容器内の直上水が底泥と接している面積 (m^2)

である。

4) 数理モデル法

本法は、底泥間げき水と直上水との濃度こう配から間げき水採取時の溶出速度を推定する方法である。すなわち、フィックの法則に準じたモデル式(4-3)から溶出速度 R ($mg/m^2 \cdot d$) を求めることができる。

$$R \text{ (mg/m}^2 \cdot \text{d)} = \phi D_t \frac{C_{in} - C_0}{\Delta l} \quad (4-3)$$

ここで、 ϕ : 空げき率 (-)

D_t : 拡散係数 (m^2/d)

C_{in} : 底泥最表層の間げき水中の栄養塩濃度 (mg/m^3)

C_0 : 直上水中の栄養塩濃度 (mg/m^3)

Δl : 底泥最表層の泥深 (m)

である。

数理モデル法においては、拡散係数の評価が重要となる。これまで多くの研究者によって、いろいろな手法によって拡散係数が求められてきたが、その値は求める方法によってかなり異なり ($2 \times 10^{-4} \sim 10^{-7} cm^2/s$)⁷⁾、その適用するモデルに対しても考慮する必要がある。水-底泥界面を通しての物質移動は、分子拡散、生物によるかくはん、湖水の流動に伴う底泥の巻き上げ、吸着

などの現象が結合した結果である。これらのひとつひとつを分離して、その大きさを評価してみかけの拡散係数を求めていくのは現時点では困難である。ここでは測定が容易でいくつかの湖沼に適用されているものとして、LermanがManheimの結果を整理した関係式⁹⁾を使用した。すなわち、空げき率と拡散係数の間に次のような関係がある。

$$D = D_0 \phi^2 \quad (4-4)$$

ここで、 D_0 : $\phi = 1$ における分子拡散係数

$$(\text{NH}_4^+ : 9.8 \times 10^{-6} \text{cm}^2/\text{s}, \text{PO}_4^{3-} : 6.12 \times 10^{-6} \text{cm}^2/\text{s})$$

分子拡散係数 D は、水温によって次のように変化する。

$$D_t = D(1 + \alpha t) \quad (4-5)$$

ここで、 α : 温度補正係数 ($1/^\circ\text{C}$)

(ここでは、Lermanが示した値を参考にして NH_4^+ については、0.04、 PO_4^{3-} についてはゼロとした。)

t : 温度 ($^\circ\text{C}$)

である。

直上水及び底泥最表層における $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は、4.1で得られたデータを用いた。

4.2.1.2 結果及び考察

窒素の溶出は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ として、またリンの溶出は $\text{PO}_4\text{-P}$ として扱ったのは、一つは、底泥間げき水中のDTNの80~95%を $\text{NH}_4\text{-N}$ が占め、 $\text{NO}_x\text{-N}$ がほとんどないこと、また同じくDTPについても $\text{PO}_4\text{-P}$ 以外のリンの形態が少ないと考えられるためである。したがって、栄養塩濃度が高い間げき水から湖水に溶出してくる窒素及びリンの形態は、ほとんど $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ であることが予想される。さらに、一例としてチャンパー法における各態窒素及びリン濃度の経時変化(St.2)を表4.6に示す。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ が溶出したT-N、T-Pのほとんどを占めていることがわかる。底泥は水質に比べ不均一であるので、できる限り数多くの試料を扱うことが望ましいと考えられる。したがって多量の試料を扱う上で、分析操作の手間をなるべく少なくするというのも一つの理由である。しかしながら、以下に述べるように、リンの溶出を $\text{PO}_4\text{-P}$ として扱って得られる溶出速度は過小評価している可能性があるので、実際の溶出速度はここで得られた溶出速度より大きいと考えられる。湖心のチャンパー実験においても、窒素についてはSt.2と全く同様であるが、リンについては、溶出実験期間におけるT-Pの増加量とDTPの増加量とがほぼ等しくなるのに対し、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の増加量はDTPの増加量に対して43~80%になった。このように、湖心において $\text{PO}_4\text{-P}$ の増加量がDTPの増加量に比べ小さくなるのは、間げき水中のFe

表 4.6 チャンバー法における直上水の各態窒素及びリン濃度の経時変化(St. 2)

Table 4.6 Nutrients concentrations in overlying water in the *in-situ* chamber method at St. 2 (8-16 Aug. 1981)

Time (days)	0	2	3	4	5	6	7	8
NH ₄ -N(mg/l)	0.74	1.35	1.68	1.98	2.44	2.52	2.92	3.56
DTN (mg/l)	0.72	1.23	1.58	1.90	2.18	2.39	2.70	2.89
T-N (mg/l)	0.87	1.27	1.69	1.96	2.26	2.56	2.73	2.92
PO ₄ -P (mg/l)	0.046	0.111	0.183	0.225	0.280	0.284	0.340	0.392
DTP (mg/l)	0.089	0.137	0.196	0.247	0.284	0.297	0.348	0.362
T-P (mg/l)	0.114	0.160	0.238	0.282	0.317	0.339	0.395	0.408

が多いことと関係しているようにも思われる。すなわち、底泥から多量に溶出した Fe の一部が、水和酸化物となり、水中のリンと共沈するためと考えられる。

まず、1981年8月に行った嫌気性条件下での溶出実験結果について述べる。湖心及び St. 2 におけるコア-擬似現場法、コア-現場法、チャンバー法で得られた NH₄-N 溶出量の経時変化を図 4.8、図 4.9、図 4.10 に示す。いずれの場合も NH₄-N の溶出量は、おおむね直線的に増加した。それぞれの傾きから溶出速度 (mg/m²・d) を求めた。3 連で行ったチャンバー法では、湖心で 30、38、48mg/m²・d、St. 2 で 28、30、48mg/m²・d とかなりバラツキがみられた。次に PO₄-P 溶出量

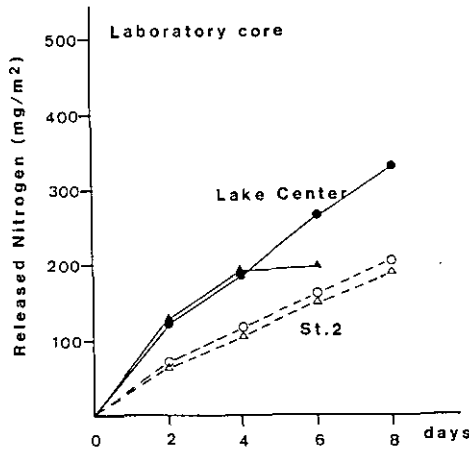


図 4.8 コア-擬似現場法による NH₄-N 溶出量の経時変化 (1981年8月)

Fig. 4.8 Cumulative amounts of NH₄-N release measured by the laboratory core method at lake center and St. 2 (Aug. 1981)

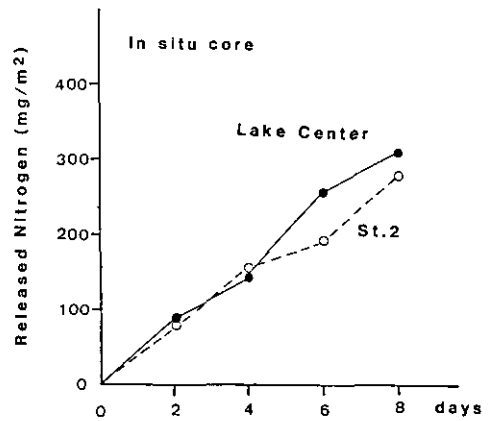


図 4.9 コア-現場法による NH₄-N 溶出量の経時変化 (1981年8月)

Fig. 4.9 Cumulative amounts of NH₄-N release measured by the *in-situ* core method at lake center and St. 2 (Aug. 1981)

の経時変化を $\text{NH}_4\text{-N}$ と同様に図4.11, 図4.12, 図4.13に示す。 $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出量は $\text{NH}_4\text{-N}$ と比べ、時間変動が激しい(特にチャンバー法)。傾向としては、直線的に増加しているのですが、その傾きから溶出速度を求めた。また数理モデル法では、直上水及び底泥間げき水濃度分布から $\phi=0.98$ として $\Delta l=1\text{ cm}$ における $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度を求めた。これらの結果をまとめたの

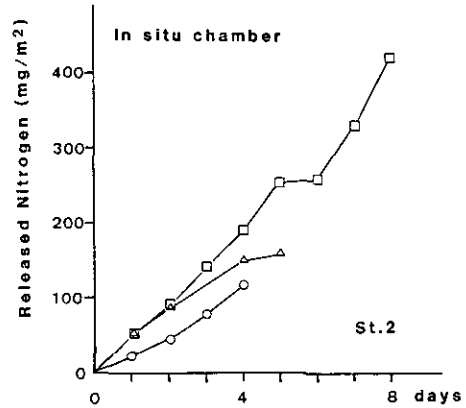
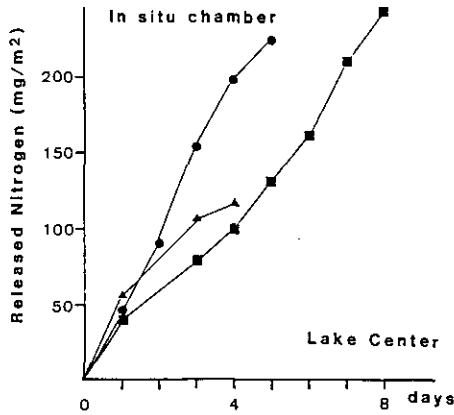


図 4.10 チャンバー法による $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の経時変化 (1981年8月)

Fig. 4.10 Cumulative amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ release measured by the *in-situ* chamber method at lake center and St. 2 (Aug. 1981)

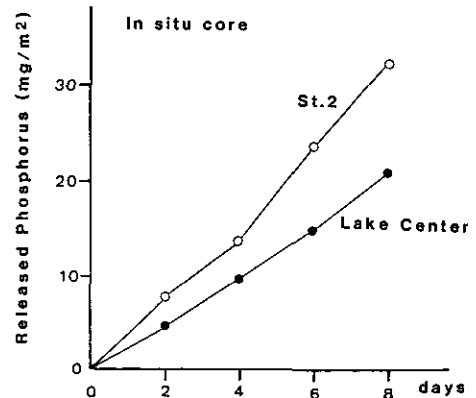
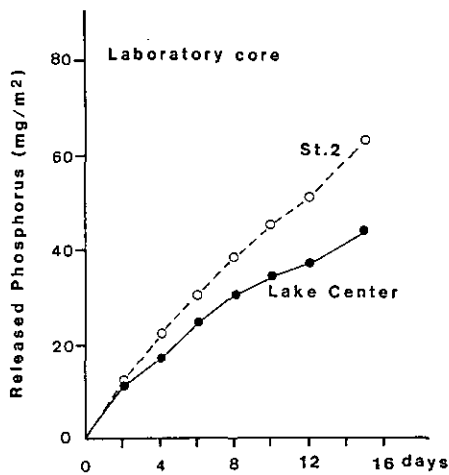


図 4.11 コア擬現場法による $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出量の経時変化 (1981年8月)

図 4.12 コア現場法による $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出量の経時変化 (1981年8月)

Fig. 4.11 Cumulative amounts of $\text{PO}_4\text{-P}$ release measured by the laboratory core method at lake center and St. 2 (Aug. 1981)

Fig. 4.12 Cumulative amounts of $\text{PO}_4\text{-P}$ release measured by the *in-situ* core method at lake center and St. 2 (Aug. 1981)

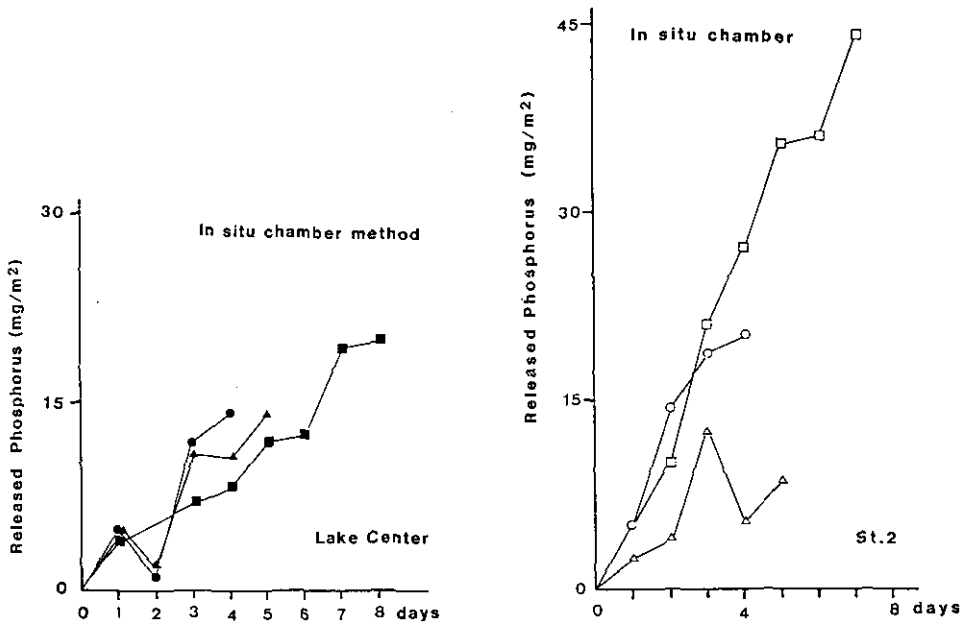


図 4.13 チャンバー法による PO₄-P 溶出量の経時変化 (1981年 8月)

Fig. 4.13 Cumulative amounts of PO₄-P release measured by the *in-situ* chamber method at lake center and St. 2 (Aug. 1981)

が表4.7である。このように、嫌気性条件下における NH₄-N 及び PO₄-P の溶出速度は、いずれの手法ともおおむね一致した。

次に、1982年 8月、St. 3 で行った好氣的条件下での溶出実験結果について述べる。まず PO₄-P については、数理モデル法では 2 ~ 3 mg/m²・d となったが、コア-擬似現場法、コア-現場法及びチャンバー法では、PO₄-P の溶出はほとんど認められなかった (溶出速度として 0.2mg/m²・d 以下)。底泥表層 0 ~ 1 cm、あるいは 0 ~ 2 cm と直上水との PO₄-P の濃度こう配は認められたが、直上水に溶出しなかったのは、Mortimer⁹⁾などによって指摘されているように、好氣的条件下にある底泥表層の 1 ~ 2 mm 層で、PO₄-P が Fe と結合して共沈する物理化学的作用があったためと考えられる。このように、現時点では底泥表層数 mm の PO₄-P 濃度こう配を評価できないので、好気条件下では数理モデル法は、PO₄-P 溶出速度に適用できないと考えられる。

次に NH₄-N の結果を示す。コア-擬似現場法 (6 連)、コア-現場法 (6 連) 及びチャンバー法 (4 連) における NH₄-N の溶出量 r (mgN/m²) の経時変化を図4.14、図4.15、図4.16に示す。いずれの場合も NH₄-N の溶出量は、4 日程度であればおおむね時間に比例して増加した。それぞれの傾きから溶出速度 R (mgN/m²・d) を求めた。

表 4.7 嫌気性条件下において各手法によって評価された $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度の比較 (湖心及び St. 2)

Table 4.7 A comparison of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ fluxes estimated by the mathematical model method, the laboratory core method, the *in-situ* core method, and the *in-situ* chamber method under anaerobic condition in Lake Yunoko (Aug. 1981)

NH ₄ -N Flux (mg/m ² ·d)				
Station	Mathematical model	Laboratory core	<i>In-situ</i> core	<i>In-situ</i> chamber
Lake Center	55	50	40	30 - 48
St. 2 (Yutaki)	40	28	36	28 - 48

PO ₄ -P Flux (mg/m ² ·d)				
Station	Mathematical model	Laboratory core	<i>In-situ</i> core	<i>In-situ</i> chamber
Lake Center	2.4	3.3 - 5.6	2.5	2.5 - 3.4
St. 2 (Yutaki)	6.7	4.4 - 6.4	3.3	5.6 - 6.4

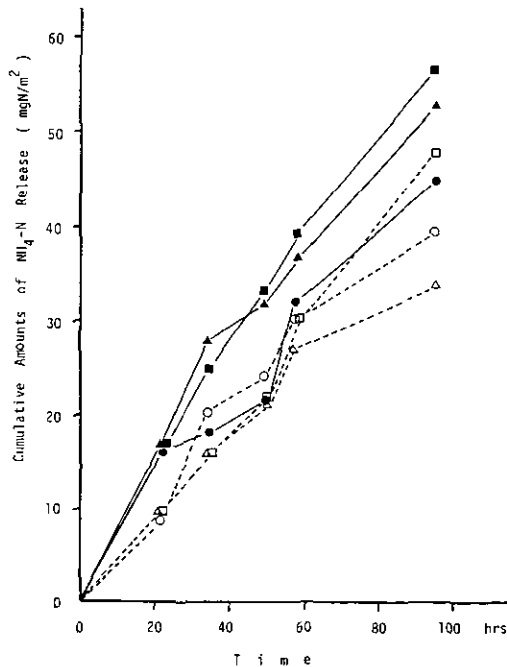


図 4.14 コア-擬似現場法による $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の経時変化 (1982年 8月)

Fig. 4.14 Cumulative amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ release measured by the laboratory core method at St. 3 (Aug. 1982)

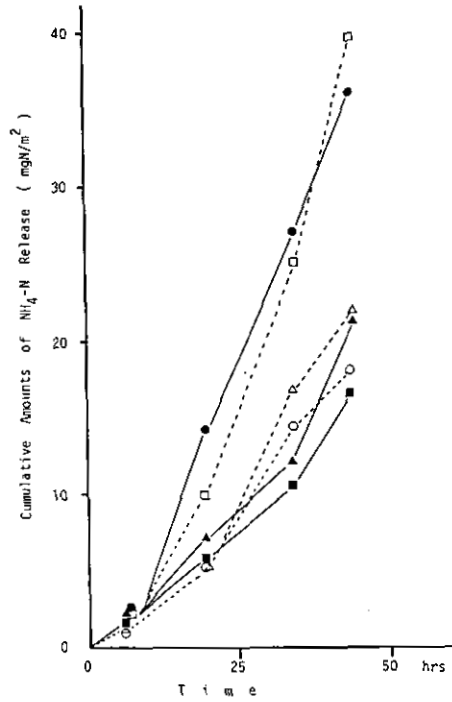


図 4.15 コア-現場法による $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の経時変化 (1982年 8 月)
 Fig. 4.15 Cumulative amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ release measured by the *in-situ* core method at St. 3 (Aug. 1982)

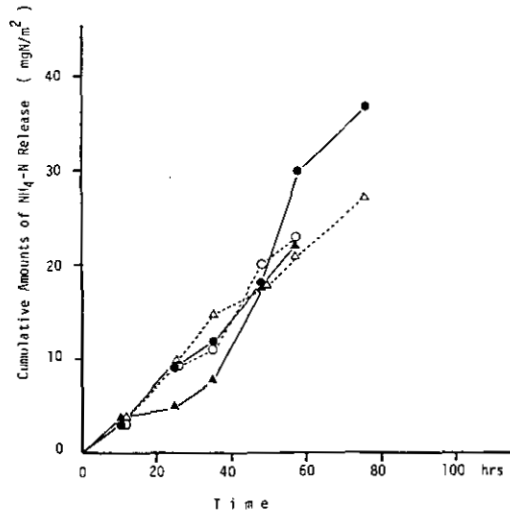


図 4.16 チャンバー法による $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の経時変化 (1982年 8 月)
 Fig. 4.16 Cumulative amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ release measured by the *in-situ* chamber method at St. 3 (Aug. 1982)

数理モデル法では、 $t=10^{\circ}\text{C}$ (現場の水温)、空げき率 $\phi=0.95$ (含水率と泥の比重より求めた) とした。さらに採取した底泥コア11本のうち、6本は、底泥最表層を $0\sim 1\text{ cm}$ 層 (すなわち、 $\Delta l=0.5\text{cm}$) とし、残りの5本は、 $0\sim 2\text{ cm}$ 層 ($\Delta l=1.0\text{cm}$) とした。

以上の手法によって求められた $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度の平均値、標準偏差、変動係数を表4.8に示す。各手法によって求められた溶出速度の平均値は、 $9.6\sim 16\text{mgN}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ の範囲にあり、またその変動係数は、 $15\sim 39\%$ の範囲にある。

次にこれらの結果を用いて、溶出速度を求める手法の精度について比較検討した。ここではある二つの手法間において分散の検定を行った。その結果を表4.9に示す。数理モデル法では、底泥表層を $0\sim 1\text{ cm}$ とした場合と $0\sim 2\text{ cm}$ 層とした場合における溶出速度の分散には有意な差がなかった。コア-現場法の分散は、数理モデル法と比べると差が認められないが、コア-擬似現場法やチャンバー法の分散と比べると、有意に大きかった。したがって、表4.9に示した手法の中で、コア-現場法は統計的に最もバラツキが大きく精度が低かった。しかし、数理モデル法、コア-擬似現場法やチャンバー法の精度については、有意な差が認められなかった。

さらに、各手法によって求められた溶出速度の分散に差が認められなかったものについて、平均値の検定を行った。数理モデル法において、 $\Delta l=0.5\text{cm}$ とした場合と、 $\Delta l=1.0\text{cm}$ とした場合の平均値には、有意な差が認められなかった。 Δl を 1 cm とした数理モデル法の平均値は、コア

表 4.8 好気性条件下において各手法によって評価された $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度に関する統計量 (St. 3)

Table 4.8 Mean values, standard deviations, and coefficients of variation of $\text{NH}_4\text{-N}$ flux evaluated from the laboratory core method, the *in-situ* core method, the *in-situ* chamber method, and the mathematical model method

Methods	Determined values		
	Mean ($\text{mgN}/\text{m}^2\cdot\text{day}$)	SD	% CV
Laboratory core method	11.5	1.76	15.3
<i>In-situ</i> core method	15.0	5.83	38.9
<i>In-situ</i> chamber method	9.6	1.55	16.1
Mathematical model method ($\Delta l=0.5\text{cm}$)	15.7	3.04	19.4
Mathematical model method ($\Delta l=1.0\text{cm}$)	13.2	2.94	22.2

表 4.9 各手法によって評価された NH₄-N 溶出速度に関する分散の検定

Table 4.9 Results of statistical test on the differences of variances among the NH₄-N release fluxes determined by the laboratory core method, the *in-situ* core method, the *in-situ* chamber method, and the mathematical model method

	Laboratory Core	<i>In-situ</i> Core	<i>In-situ</i> Chamber	Model($\Delta l=0.5\text{cm}$)	Model($\Delta l=1.0\text{cm}$)
Laboratory Core	—————	X	NO	NO	NO
<i>In-situ</i> Core		—————	X	NO	NO
<i>In-situ</i> Chamber			—————	NO	NO
Model($\Delta l=0.5\text{cm}$)				—————	NO
Model($\Delta l=1.0\text{cm}$)					—————

X = Significant difference(P<0.05), NO = No significant difference(P<0.05)

一擬似現場法やチャンバー法の平均値と有意な差がなかった。しかし、 Δl を0.5cmとした数理モデルは、これらの実測法の平均値よりも有意に大きい値を示した。湯ノ湖の底泥表層は、非常に含水率の高い黒色腐泥であるため、表層0～1 cm層の正確なサンプリングにはかなりの困難を伴う。したがって誤差も大きいと考えられるため、サンプリング操作上の問題からみれば、表層0～2 cm層の方が容易である。この数理モデル法は、室内あるいは現場で水-底泥系をある期間 incubate しなければならない実測法と比べ、労力が少なくすむので、溶出速度を求める有効な方法と考えられる。

4.3 底泥からの窒素及びリンの溶出に及ぼす溶存酸素 (DO) の影響

底泥からの窒素及びリンの溶出に及ぼす影響因子は、温度、pH、DO などであるが、湯ノ湖の底層においては、水温が3～10℃と低く、微生物による分解に大きな影響を与えないと考えられる。また pH は、6.4～8の範囲で微生物による分解やリン化合物の溶解度に大きな影響を与えない。湯ノ湖底層において、溶出に影響を及ぼすと考えられるのは DO である。3章で示したように、夏期停滞期の底層は DO がゼロ近くになり、また春期及び秋期の循環期には、飽和度で100%を超える。ここでは、このような季節変動をする DO を取り上げ、溶出に及ぼす影響について検討した。

窒素やリンの溶出に及ぼす底泥直上水中の DO の効果を評価するための室内溶出実験は、好氣的条件下 (エアレーションによる) あるいは嫌氣的条件下 (窒素ガスなどによる通気) で多く実施されてきたが、種々の DO 条件下における溶出実験例は少ない。ここでは、窒素ガスと酸素ガスの混合ガスを用いて、直上水中の DO を制御した条件で窒素やリンの溶出実験を行った。溶出実験は、コア一擬似現場法に従った。調査地点は、湖心と St. 2 (湯滝側) である。調査日及び実験期間は、湖心で1981年4月16日～5月1日、5月10日～5月23日、St. 2で1981年7月21日～8月5日、11月10日～12月4日である。

まず、種々の DO 条件下における窒素の溶出について述べる。一例として、湖心における NH₄

-N 溶出量 (コア (12.56cm²) 当たりの mg N で示した) の経時変化を図4.17に示す。NH₄-N の溶出量は DO の違いに関係なくほとんど同じで、7日目まではほぼ直線的に増加した。この期間における NH₄-N 溶出速度は、29~41mg/m²・dであった。St.2においても全く同様な結果となった。ただ直線的に増加する期間は、3~4日であったので、溶出速度はこの期間における傾きから求めた。また溶出実験期間における直上水中の NO_x-N 濃度は、エアレーションをした場合 (DO が11~12mg/l)のみ、0.1~0.2mg/l程度と検出された。これは、NH₄-N 濃度の1/20~1/30でほとんど無視できると考えられる。その他の DO 条件下では、実験開始時には NO_x-N が0.5~0.14 mg/lであったが、4日前後で NO_x-N がほぼゼロになった。これは直上水から底泥へ移行して、脱窒されたものと考えられる。この移行速度を脱窒速度とみなすと、1.5~5 mg/m²・d で NH₄-N 溶出速度に比べ1オーダー小さい。また湯ノ湖底泥表層は、硫化物を含む黒色腐泥層である。予備実験では、この黒色泥を蒸留水中でエアレーションすると水中の pH が3前後になり、底泥中の NH₄-N はほとんど硝化されなかった。以上の結果から、湯ノ湖底泥においては、NO_x-N について考慮しなくてもよいと考えられる。また、図4.18に溶出実験前後における間げき水中の NH₄-N 濃度を示す。いずれの DO 条件下においても、間げき水中の NH₄-N が実験開始時よりも減少していた。この減少量は直上水中に溶出した NH₄-N 量の50~70%を占めた。湯ノ湖と同様な実験を行った霞ヶ浦底泥においては、溶出実験後、間げき水中の NH₄-N が開始時よりも高くなるが多かった¹⁰⁾が、この違いは霞ヶ浦実験の温度条件が20~30℃で、湯ノ湖と比べ高かったことによると考えられる。また10℃における霞ヶ浦底泥の NH₄-N 生成速度は、0.1~0.8μg N/g・d

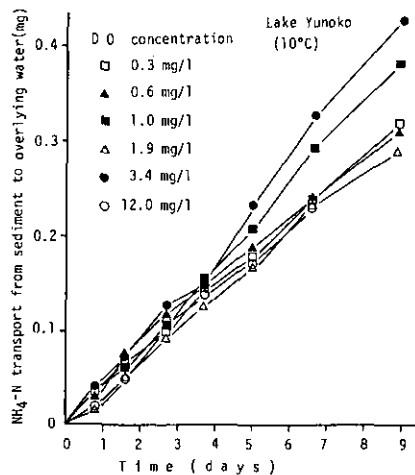


図 4.17 種々の DO 条件下における NH₄-N 溶出量の経時変化

Fig. 4.17 NH₄-N released from sediment to overlying water vs. time in sediment-water systems of lake center under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water

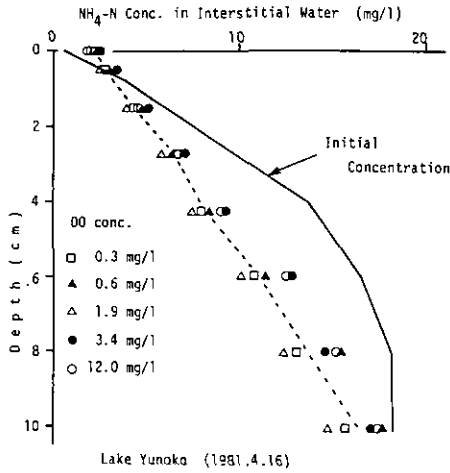


図 4.18 溶出実験前後における間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度

Fig. 4.18 Vertical distributions of $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in interstitial water before and after release experiments

と30℃に比べ1/10以下になることが示されているので、湯ノ湖においても、霞ヶ浦と同様な値をとると考えれば1週間程度の実験期間では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成はほとんど無視できる。以上のように湯ノ湖底泥からの窒素の溶出については、直上水のDOに関係なく $\text{NH}_4\text{-N}$ として溶出し、間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ によって決まると考えられる。

次に種々のDO条件下におけるリンの溶出について述べる。一例として湖心底泥における $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出量の経時変化を図4.19に示す。DOが飽和に近ければリンの溶出が認められなかった。実験開始時の直上水中に $\text{PO}_4\text{-P}$ が0.05mg/l程度あったSt.2では、DOが11mg/l前後のとき、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が減少してほぼゼロになった。DOが2 mg/l以下になると、DOが低いほど $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出量が多くなった。この傾向はSt.2でも全く同様であった。図4.20に溶出実験前後における間げき水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 分布を示す。表層付近で直上水のDO濃度により $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が異なった。すなわち、直上水のDOが低くなれば、底泥表層付近のリン濃度が高くなった。このような傾向は、St.2でもみられたが湖心ほど顕著ではなかった。

表4.10に、これまで得られた結果をまとめる。湖心底泥の $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度は、DOが1 mg/l以下で2.7~4.8mg/m²・dとなった。St.2では、6.0~8.1mg/m²・dと湖心よりも高い値を示した。また湖心では、直上水中のDOが1 mg/l以下のとき、0.3~0.6mg/l低下するだけで、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度が、1.6倍も大きくなった。このように1 mg/l前後のDO濃度は、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度を評価する上で非常に重要であることが示された。

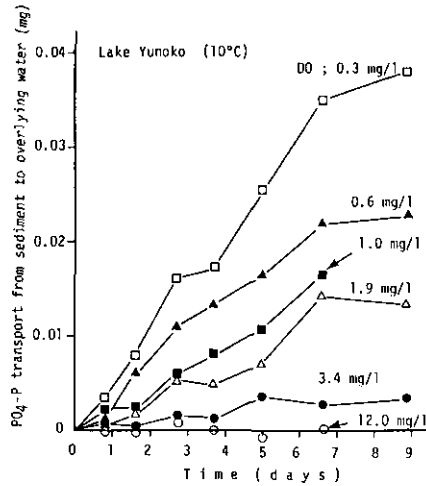


図 4.19 種々の DO 条件下における PO_4 -P 溶出量の経時変化

Fig. 4.19 PO_4 -P released from sediment to overlying water vs. time in sediment-water systems of lake center under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water

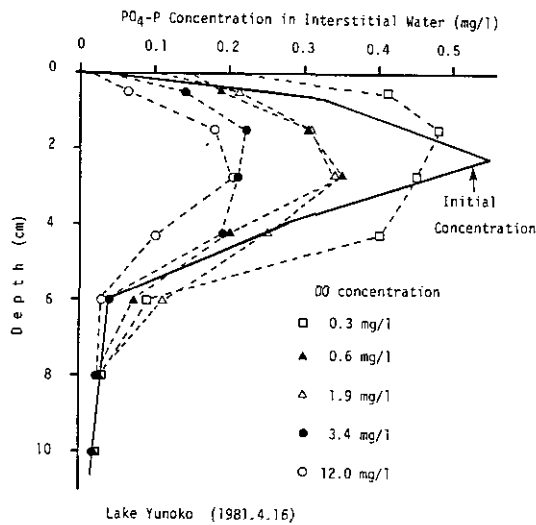


図 4.20 溶出実験前後における間げき水中の PO_4 -P 濃度

Fig. 4.20 Vertical distributions of PO_4 -P concentrations in interstitial water before and after release experiments

4.4 底泥からの窒素及びリンの溶出速度

底泥からの窒素の溶出速度は、おおむね NH_4 -N の溶出速度としてとらえられること、そして、 NH_4 -N の溶出は直上水の DO には影響されないこと、さらには、 NH_4 -N 溶出速度を求めるため

表 4.10 種々の DO 条件下における $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度
 Table 4.10 $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ release fluxes under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water

Station	Date	DO (mg/l)	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)
Lake Center	16. Apr. -1. May (1981)	0.3	29	4.2
		0.6	34	2.7
		1.0	36	1.6
		1.9	29	1.4
		3.4	40	0.2
		12.0	31	0
Lake Center	10. May-23. May (1981)	0.2	42	4.8
		0.8	45	2.9
		1.2	36	1.4
		1.9	37	1.2
		3.0	30	-0.2
		11.4	42	-0.3
St.2 (Yutaki)	21. July-5. Aug. (1981)	0.2	48	6.5
		0.7	42	5.6
		1.8	45	-
		3.9	45	0
		11.2	42	-1.1
St.2 (Yutaki)	10. Nov. -4. Dec. (1981)	0.2	34	8.1
		0.6	51	6.0
		1.5	60	4.4
		2.6	48	2.7
		10.8	48	-0.8
		10.7	43	-0.2

の各手法間には大きな差がないことを明らかにしてきた。ここでは、1978年～1982年において各手法を用いて得られた $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度を表 4.11 にまとめた。

湖心底泥からの $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速度は、最小値 $26\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、最大値 $65\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ で、 $35\sim 50\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ の範囲にある溶出速度が最も多かった。この $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速度は明確な季節変動を示さず、また年変動でみても大きな差がなかったと考えられる。

St.2 では、最小値 $18\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、最大値 $76\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ で、 $40\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 前後が最も多かった。湖心と同様に明確な季節変動がみられなかったが、1982年の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度は、1981年と比べ若

表 4.11 湖心, St. 2, St. 3 において各手法によって評価されたNH₄-N溶出速度
 Table 4.11 NH₄-N release fluxes estimated by the mathematical model method, the laboratory core method, the *in-situ* chamber method, and the *in-situ* core method
 at lake center, St. 2, and St. 3 in Lake Yunoko

NH ₄ -N Release Flux (mg/m ² ·d) in Lake Center				
Date	Mathematical model	Laboratory core	<i>In-situ</i> chamber	<i>In-situ</i> core
18. Oct. 1978	47			
1. May 1979	60			
22. Aug. 1979	56			
13. July 1980	45			
16. Apr. 1981	51	33±4(6)		
10. May 1981	62	39±5(6)	42, 45	
10. June 1981	65		38±8(3)	
18. July 1981			26, 58	30
8. Aug. 1981	55	50	39±7(3)	40
25. Sep. 1981	62			
21. Oct. 1981			53, 60	50
10. Nov. 1981	35			
22. Apr. 1982	57			
24. June 1982	44			
10. Sep. 1982	34	28, 29		26±4(4)
7. Oct. 1982	43, 42			
25. Oct. 1982	47, 31	39, 24		
NH ₄ -N Release Flux (mg/m ² ·d) in St.2 (Yutaki)				
10. June 1981	56			
18. July 1981	59	44±2(5)	44, 48	36
8. Aug. 1981	40	28	38±8(3)	36
25. Sep. 1981	71			
21. Oct. 1981			54, 76	47
10. Nov. 1981	58	47±8(6)		
27. May 1982	23			
10. Sep. 1982	20	27		
7. Oct. 1982	21			
25. Oct. 1982	26, 35	25±5(4)		
6. Nov. 1982	31, 55	28±5(5)		
4. Dec. 1982	33	18±2(6)		
NH ₄ -N Release Flux (mg/m ² ·d) in St.3				
10. June 1981	16			
27. May 1982	12, 13			
17. Aug. 1982	13±3(6)	12±2(6)	9.6±1.6(4)	15±6(6)
10. Sep. 1982	9.2			
7. Oct. 1982	13			
25. Oct. 1982	13, 13			

干低い値を示した。この原因は不明である。NH₄-N 溶出速度の経年変動があるのかを確認するためにも、今後とも引き続き NH₄-N の溶出速度を評価していく必要がある。

St. 3 における NH₄-N 溶出速度は、湖心や St. 2 と比べ、約1/3の大きさでの 9~16mg/m²・d の範囲にあった。NH₄-N 溶出速度の季節変動は、データのバラツキの中に含まれて明りょうでない。

また、1982年春期にコアサンプルを湯ノ湖の各地点で採取して、数理モデル法により NH₄-N の溶出速度を推定したのが図4.21である。このように地点によって溶出速度がかなり異なった。すなわち、水深の浅い地点では NH₄-N の溶出速度が 5~20mg/m²・d と小さいが、水深10m 以深では 32~56mg/m²・d と深くなるにつれて溶出速度が大きくなる傾向を示した。

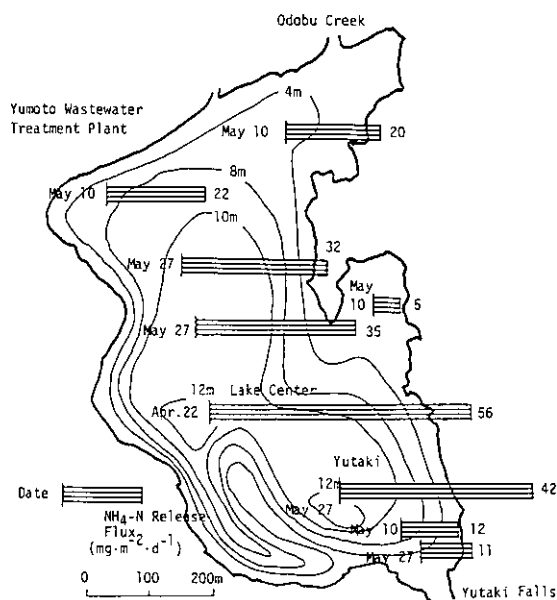


図 4.21 各地点における NH₄-N の溶出速度 (1982年 5月)

Fig. 4.21 NH₄-N release fluxes estimated by the mathematical model method (May, 1982)

リンについては、直上水の DO 濃度によって大きく影響されることが示された。さらに好気条件下においては、チャンバー法や擬似現場法などの実測法で PO₄-P の溶出が認められないにもかかわらず、数理モデル法では 2~3 mg/m²・d という溶出速度を示し、実測法と一致しなかった。これは、底泥最表層における複雑な物理化学的な反応によると考えられ、底泥最表層におけるリンの挙動については今後の大きな課題である。また、底泥間げき水中のリン濃度の測定についても課題を残している。底泥からのリン溶出は PO₄-P として溶出すると考えられるが、実験期間中に溶出した PO₄-P 量は溶出した DTP 量の 50%程度になることもあったので、今まで得られた結

果は低めの値を示していると考えられた。ここでは、直上水の DO をいろいろ変えた条件のコア一擬似現場法で得られた直上水中の DO 濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度との関係を次式のように示す。

$$R = A \exp(Bx) \quad (4-6)$$

ここで、 R : $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度 ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)

x : 直上水中の DO 濃度 (mg/l)

A, B : 定数

である。

(4-6) 式に基づいた湖心及び St. 2 における DO 濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度との関係を図 4.22 に示す。湖心では、 $R = 5.32e^{-0.91x}$ 、また St. 2 では、 $R = 7.74e^{-0.40x}$ という関係式が得られた。この結果に基づいて直上水中の DO 濃度からリンの溶出速度を評価することができると考えられる。

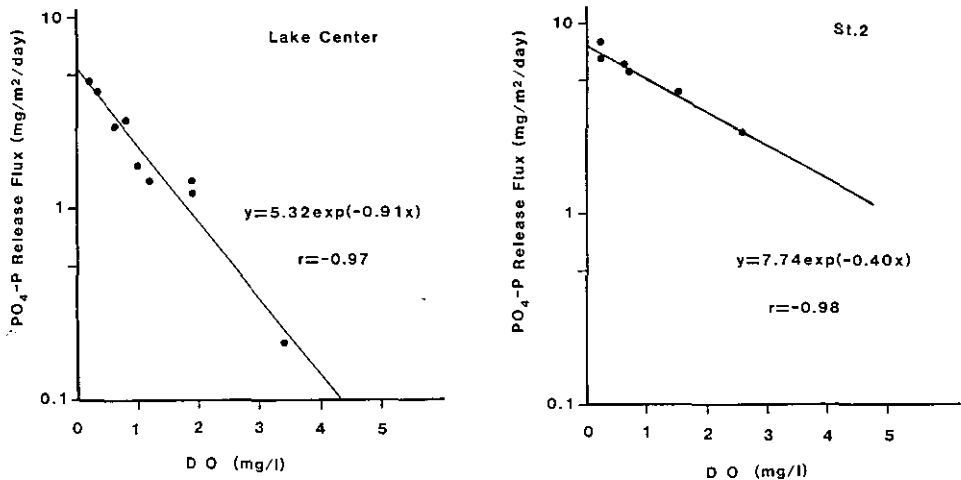


図 4.22 直上水の DO 濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度との関係

Fig. 4.22 Relationship between $\text{PO}_4\text{-P}$ release fluxes and dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water at lake center and St. 2

表4.12に窒素、リン以外の溶存無機イオンの溶出速度を示す。これは、1981年6月2日～12日、湖心におけるチャンバー法の結果である。ここで求めた溶出速度は、チャンバー内の各無機イオンが実験開始後3～5日で直線的に増加した部分から求めたものである。また、表4.5から得られる各イオンの濃度こう配とチャンバー法で求めた溶出速度から算出される移動係数も示した。各イオンによって移動係数は多少異なったが、Feを除けば $0.3 \times 10^{-5} \sim 1.0 \times 10^{-5} \text{cm}^2/\text{s}$ の範囲であった。

表 4.12 チャンバー法によって評価された溶存無機イオンの溶出速度と水-底泥界面の移動係数

Table 4.12 Release fluxes of major ions estimated by the *in-situ* chamber method at lake center and their transfer coefficients at sediment-water interface (June 1981)

	Na	Mg	Si	Ca	Mn	Fe	K
Release Flux (mg/m ² ·d)	5-30	7.5-10	30-50	50-70	15-20	30-40	15-30
Transfer Coefficient (×10 ⁻⁶ cm ² /s)	0.6-3.4	6.5-8.7	3.2-5.4	7.8-11	7.1-9.4	1.7-2.3	4.9-9.6

引用文献

- 1) 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 3-21.
- 2) Larsen, D. P., J. V. Sickle, K. W. Malueg and P. L. Smith (1979) : The effect of wastewater phosphorus removal on Shagawa Lake, Minesota : Phosphorus supplies, lake phosphorus and chlorophyll *a*. Water Res., 13, 1259-1272.
- 3) 細見正明・須藤隆一 (1981) : 底泥中のリンの分布特性とその季節変化——高浜入を中心として——. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 45-54.
- 4) APHA-AWWA-WPCF (1980) : Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 15th Edition, 1980, 413-414.
- 5) 手塚泰彦・渡辺義人・林 秀剛 (1970) : 湯ノ湖における有機物分解とそれに関連する生物および有機物の現存量. 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究. ——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——. JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ. 昭和44年度報告, 64-95.
- 6) 細見正明 (1982) : 底泥からの回帰調査, 日本水質汚濁研究協会編公害対策技術同友会, 257p, 161-166.
- 7) 茂庭竹生 (1978) : 底泥が河川水質に及ぼす影響に関する研究. 水質汚濁研究, 1, 63-69.
- 8) Lerman, A (1979) : Geochemical Processes Water and Sediment Environments. John Wiley & Sons, Inc., 481p.
- 9) Mortimer, C. H. (1941) : The exchange of dissolved substances between mud and water. J. Ecol., 29, 280-329.
- 10) 細見正明・須藤隆一 (1983) : 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について——高浜入を中心として——. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 191-217.

第5章 窒素及びリンの沈殿調査

湖沼における窒素、リンなどの物質循環を論ずる上で沈降現象は重要となる。湯ノ湖においては、手塚ら¹⁾、渡辺^{2),3)}が、1968～1970年の停滞期を中心としてロート型の沈殿物捕集器を用いた沈殿物調査(17回)を行い、セストンや有機炭素の沈殿速度を求め、その季節的変動について考察を加えた。

ここでは、1979年7月24日～11月8日、1980年6月26日～12月3日、1981年4月7日～11月24日、及び1982年4月22日～12月3日においてセストン、窒素、リン及びクロロフィル a の沈殿速度に関する調査を行った結果の概要を報告する。1981年及び1982年においては、8月に台風に伴う豪雨があり、流入した土砂が沈降して沈殿速度に大きな影響を与えた。このため、ここでは特に豪雨がなかった1979年の夏期停滞期及び1980年の夏期停滞期から冬期の結氷期に入る前までを中心として、すなわち、外来性物質の影響が小さい時期を中心として、沈殿速度の季節変動特性について考察を加えた。

5.1 実験方法

図5.1に示した沈殿物捕集器を、1979年には湖心の水深2 m、4 m、8 m、10 mに、1980年には水深4 m、11 mに、1981年及び1982年には水深2 m、4 m、11 mに設置した。なお、2 m水深は水温躍層を代表し、4 m水深は湯ノ湖の平均透明度が2 mあまりなのでおおむね補償深度に当たり、10 m及び11 m水深は水一底泥界面を代表すると考えた。畑⁴⁾やGardner^{5),6)}は、円筒形容

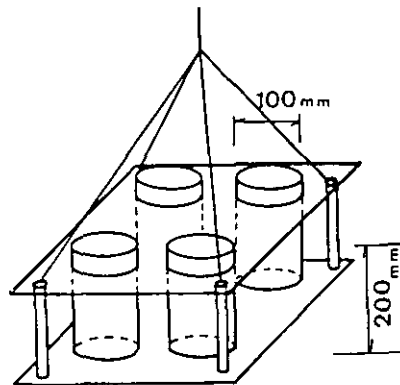


図 5.1 沈殿物捕集器

Fig. 5.1 Sediment trap

器の筒長/口径比が2～3のとき最も合理的な捕集量を示すとしている。図5.1に示した捕集容器は、この条件に合致している。捕集期間は、7～20日間とした。各沈殿びんの中に捕集されたSS（セストン）、クロロフィル a 、P-P（TP-DTPとした）、P-N（TN-DTNとした）濃度（ mg/m^3 ）を定量して、捕集期間（日）と筒長0.2mとから沈殿速度（ $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ あるいは $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ）を算出した。また、一部の試料については、POC（TOC分析装置によりTOC-DOCとして求めた）やFe、Mn等の金属類（ H_2O_2 - HNO_3 分解後、ICPにより測定した）を定量して、クロロフィル a と同様に沈殿速度を求めた。このような沈殿物調査と平行して湖内の水質調査を行いSS、クロロフィル a 、P-P（TP-DTP）、P-N（TN-DTN）を定量した。

5.2 調査結果及び考察

5.2.1 セストンの沈殿

1979年から1982年における水深4 mでのセストンの沈殿速度と0～4 m水深の平均セストン濃度の季節変化を図5.2に示す。また、同様に11m水深での季節変化を図5.3に示す。各年とも傾向としてはおおむね平均セストン濃度とセストンの沈殿速度との変動パターンがよく似ている。渡辺⁷⁾は、沈殿量がセストンの多い時期（10 mg/l ）で2.4～4.8/ $\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、セストンの少ない時期（2 mg/l 前後）で0.1～0.3/ $\text{m}^2\cdot\text{d}$ となることを示した。しかし、平均セストン濃度が仮に2倍増加すれば、沈殿速度も2倍増加するというような比例関係が、両者の間にはみられなかった。すなわち、セストンの沈降速度（ m/d ）が時期によって異なっていると考えられる。渡辺⁷⁾も時期によっては、セストン量がそれ程違わないにもかかわらず、沈殿量が2倍も違うことを報告している。ここでは、調査期間を春期循環期、夏期停滞期、停滞期から循環期への移行期（部分循環期）、秋期循環期の4期に分けて、セストンの沈殿速度（ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ）、平均濃度（ g/m^3 ）、現存量（ g/m^2 ）、沈降速度（ m/d ）及び沈降率（ $\%/ \text{d}$ ）を整理した。ここでいう現存量は、湖心において仮想した単位面積（1 m^2 ）当たりの水柱に含まれている量である。また、沈降速度（ m/d ）については、例えば、4 m水深での沈降速度（ m/d ）の場合、4 m水深でのセストン沈殿速度（ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ）を0～4 m水柱の平均セストン濃度（ g/m^3 ）で除して求めた。また沈降率（ $\%/ \text{d}$ ）は、セストン沈殿速度（ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ）をセストン現存量（ g/m^2 ）で除して100倍して求めた。結果を表5.1に示す。ここでは生産層（透明度から0～4 mと考えられる）から沈降していくフラックスと、湖水から底泥へ沈殿していくフラックスに注目した。1981年及び1982年の8月においては、台風に伴う豪雨によって水温躍層がかなり破壊されたので、台風以降、10月の完全循環期までを移行期とした。まず、夏期停滞期の生産層からの沈殿速度をみると、1979年は1.67/ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、1980年は2.17/ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ で1981年及び1982年の0.89/ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、0.94/ $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ に比べると、1979年及び1980年は2倍程度大きかった。セストンの現存量は、15.5～23.6/ g/m^2 と4年間で大きな差がないにもかかわらず、沈殿速度に差があったのは、1981年及び1982年の沈降速度が1979年及び1980年における沈降速度0.41～0.43/ m/d の約1/2の大きさになったからである。このように沈降速度が異なる原因としては、沈殿物そのもの

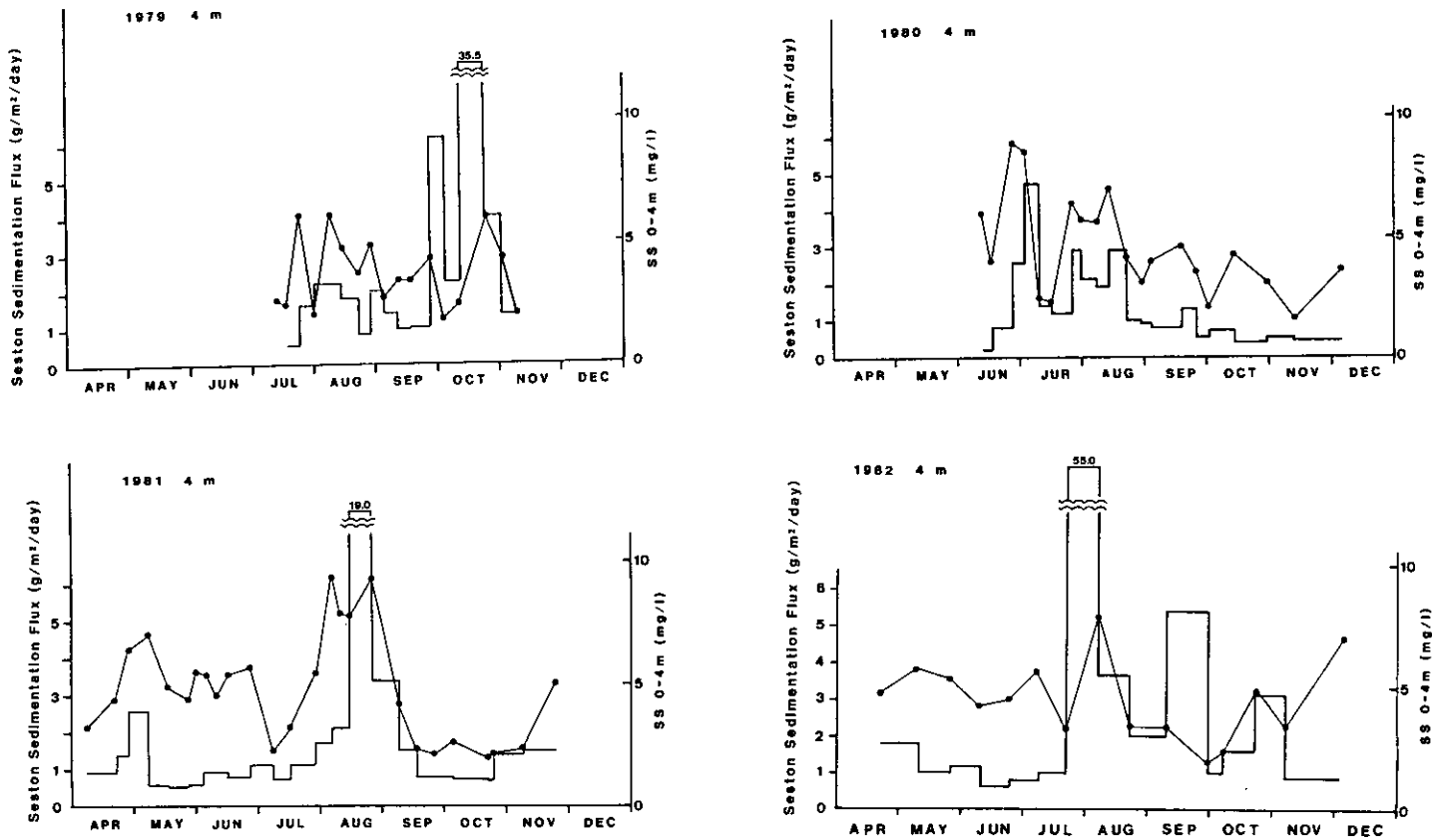


図 5.2 4 m 水深におけるセストンの沈殿速度と 0-4 m 水深の平均セストン濃度の季節変化

Fig. 5.2 Seasonal changes of seston sedimentation fluxes at the depth of 4 m and mean seston concentration in productive zone (0-4 m)

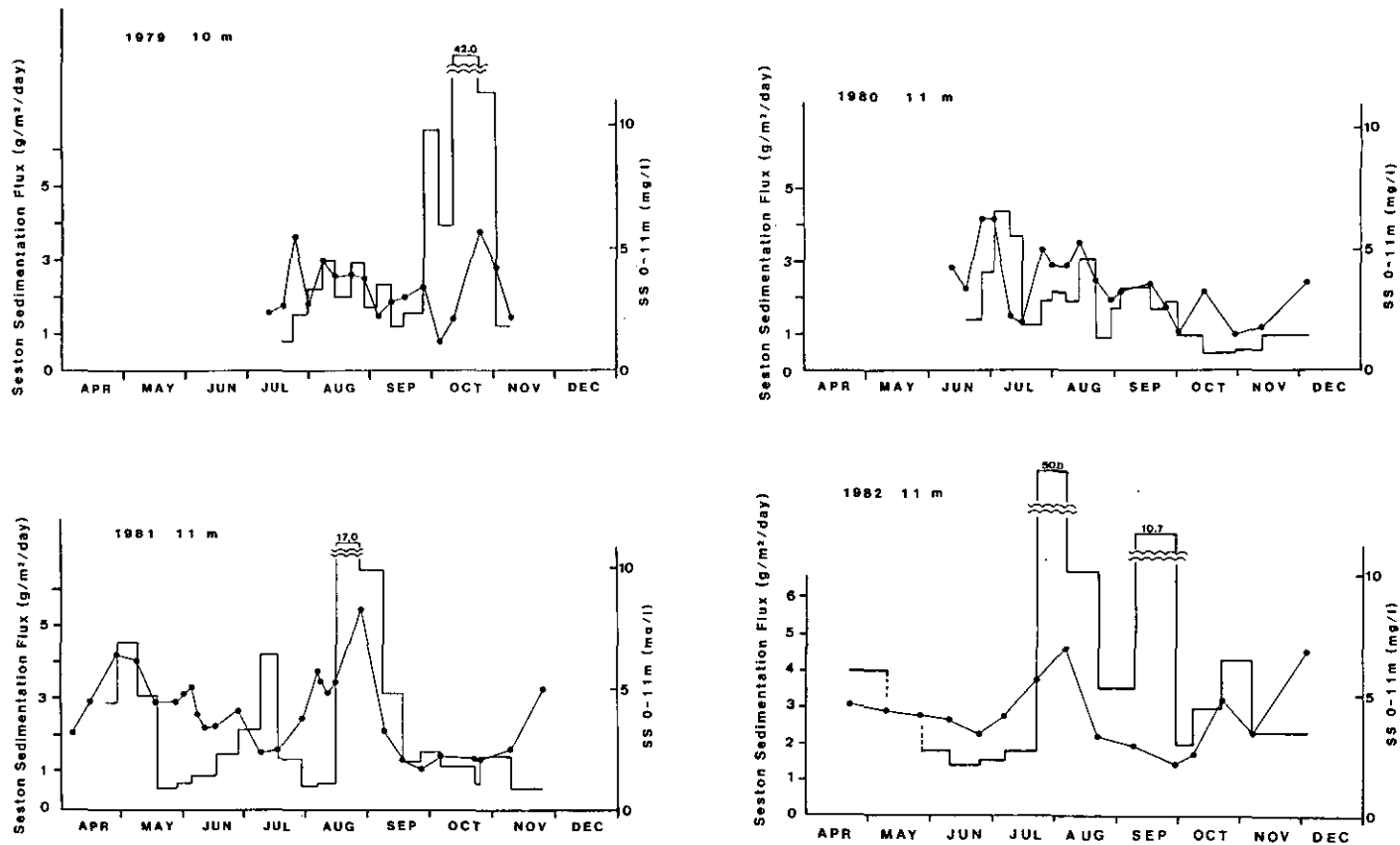


図 5.3 11m 水深におけるセストンの沈殿速度と0-11m 水深の平均セストン濃度の季節変化

Fig. 5.3 Seasonal changes of seston sedimentation fluxes at the depth of 11m and mean seston concentration in the water column of 0-11m

表 5.1 各季節におけるセストンの沈殿 (1979年—1982年)

Table 5.1 Sedimentation of seston (1979—1982)

1979	standing crop (g/m ²)	mean coccentration (g/m ³)	sedimentation flux (g/m ² ·d)	sinking velocity (m/d)	sinking rate (%/d)
31. July - 18. Sep.					
0 - 4 m	15.5	3.87	1.67	0.43	11
0 - 11m	33.9	3.39	2.15	0.63	6.3
18. Sep. - 12. Oct.					
0 - 4 m	11.9	2.97	2.94	0.99	25
0 - 11m	24.2	2.42	3.86	1.60	16
12. Oct. - 8. Nov.					
0 - 4 m	14.7	3.67	16.1	4.39	110
0 - 11m	35.3	3.53	19.8	5.61	56
1. Nov. - 8. Nov.					
0 - 4 m	12.8	3.2	1.3	0.41	10
0 - 11m	31.4	3.1	1.2	0.39	3.9
1980	standing crop (g/m ²)	mean coccentration (g/m ³)	sedimentation flux (g/m ² ·d)	sinking velocity (m/d)	sinking rate (%/d)
19. June - 29. Aug.					
0 - 4 m	21.1	5.27	2.1	0.41	10
0 - 11m	45.6	4.14	2.34	0.57	5.1
29. Aug. - 16. Oct.					
0 - 4 m	14.5	3.63	0.84	0.23	5.8
0 - 11m	31.7	2.88	1.66	0.58	5.2
16. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	10.1	2.51	0.48	0.19	4.8
0 - 11m	26.4	2.40	0.77	0.32	2.9
1981	standing crop (g/m ²)	mean coccentration (g/m ³)	sedimentation flux (g/m ² ·d)	sinking velocity (m/d)	sinking rate (%/d)
7. Apr. - 4. June					
0 - 4 m	20.6	5.14	1.12	0.22	5.4
0 - 11m	53.5	4.86	2.48	0.51	4.6
4. June - 14. Aug.					
0 - 4 m	23.6	5.97	0.94	0.16	4.0
0 - 11m	47.5	4.32	1.69	0.39	3.6
14. Aug. - 5. Oct.					
0 - 4 m	18.9	4.72	5.42	1.15	29
0 - 11m	32.3	2.94	6.51	2.21	20
5. Oct. - 24. Nov.					
0 - 4 m	10.6	2.66	1.10	0.41	10
0 - 11m	28.7	2.61	0.99	0.38	3.4
1982	standing crop (g/m ²)	mean coccentration (g/m ³)	sedimentation flux (g/m ² ·d)	sinking velocity (m/d)	sinking rate (%/d)
22. Apr. - 26. May					
0 - 4 m	20.4	5.11	1.36	0.27	6.7
0 - 11m	48.6	4.42	4.00	0.90	8.2
26. May - 21. July					
0 - 4 m	17.7	4.43	0.89	0.20	5.0
0 - 11m	40.5	3.68	1.60	0.43	4.0
21. July - 7. Oct.					
0 - 4 m	14.5	3.62	13.5	3.72	93
0 - 11m	37.6	3.42	15.3	4.47	41
7. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	17.8	4.44	1.68	0.38	9.4
0 - 11m	49.1	4.46	3.05	0.68	6.2

の特性が異なると考えられる。例えば、粒子径、比重、藻類の種類などの違いによる。あるいは、沈降現象が起こる場の問題で、水温や水の流動とかの影響が考えられる。なかでも、1979年及び1980年と1981年及び1982年とで大きく異なったのは、水の安定度や渦動拡散係数で表される湖水の鉛直方向の混合度である。すなわち、1981年及び1982年は、1979、1980年と比べ水温躍層が弱く、渦動拡散係数が高かったため、懸濁粒子の沈降が抑制されたと考えられる。生産層からの沈降と同様に、湖水から底泥への沈降、すなわち、10mあるいは11m水深で評価した沈殿速度についても1979年及び1980年の方が1.5倍程度大きかった。

1981年及び1982年の8月は、台風に伴う豪雨のため流域からの土砂が流入して、湖水が茶褐色になった程である。このため沈殿速度が大きくなった。ちなみにこのときの沈殿速度は、1981年の11m水深で $19\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、1982年では $50\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ であった。このように夏の停滞期から秋の循環期への移行期については、外来性物質の影響が大きく、年次別に比較はできなかった。

次に秋期循環期についてみる。1979年の場合、10月中旬に台風20号による大雨があったため、11月1日～11月8日の沈殿物データが循環期を代表していると考えられる。1979年及び1980年は、夏期停滞期と比べ、沈殿速度が小さくなったが、1981年及び1982年では夏期停滞期と同じくらいか、やや大きい値となった。沈殿速度は、大雨による外来性物質の影響が少ないと考えられる1980年が最も小さく、1979年、1981年は同様の値を示し、1982年が最も大きな値を示した。これは、移行期もしくは循環期の初めまで外来性物質の影響が残っていたためかもしれない。

また春期循環期から夏期停滞期に至るまでに移行期があるはずであるが、観測頻度が少ないので、ここでは移行期を春期循環期の中に含めた。したがって完全な循環期の結果ではないと考えられる。生産層からの沈殿速度は1981年、1982年とも同様の大ききで、秋の循環期の沈殿速度と似た値を示した。しかし、11m水深での沈殿速度は、1981年、1982年とも4m水深の沈殿速度の2～3倍大きな値を示した。仮に完全に全層が循環しているとするれば、沈殿速度は深さ方向に大きな差が生まれなければならないはずである。したがって、ここで示した春期循環期は既に底層部では部分的に停滞が始まっていたものと考えられる。

渡辺²⁾は、1968年6月～1970年8月に行った17回の平均沈殿量が $0.93\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ となることを示した。1979年から1982年得られた沈殿調査結果は、これよりも高い値を示した。しかし、これは豪雨時のデータをどこまで考慮するかによっても異なる。大雨がなかった1980年についてみると、おおむね $1\sim 2\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ が年平均沈殿速度(ただし結氷期を除く)と言えよう。また豪雨時も含めると、年平均の沈殿速度は $2.8(1981年)\sim 7(1979年及び1982年)\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ となる。仮に沈殿物の密度が $2.2\text{g}/\text{cm}^3$ で含水率90%の状態で堆積していくとすると、大雨がなければ、 $1.7\sim 3.3\text{mm}/\text{y}$ の堆積速度になる。また大雨に伴う外来性物質も考慮すれば、堆積速度は $4.6\sim 11.6\text{mm}/\text{y}$ となる。このような湯ノ湖の堆積速度は、富栄養湖で報告されている堆積速度³⁾の範囲にある。

沈降速度(m/d)でみると、夏期停滞期にはいずれの年とも0～11mの沈降速度が、 $0.4\sim 0.6\text{m}/\text{d}$ になった。これは0～4mにおける沈降速度 $0.2\sim 0.4\text{m}/\text{d}$ の1.5～2倍に当たる。これは、

深水層下部あるいは分解層で、沈降速度が生産層の2倍以上の大きさであったことを意味する。これは先に述べたとおり、鉛直方向の混合度が分解層で小さくなるためと考えられる。また沈降する粒子は、植物プランクトンかもしくはデトリタスである。Titman & Kilham⁹⁾は、植物プランクトンの各増殖期において沈降速度を測定したところ、定常期の沈降速度が、対数増殖期の4倍程度の大きさを示すことを明らかにした。彼らが検討した植物プランクトンの中には、湯ノ湖の夏期停滞期に優占種となる *Asterionella formosa* も含まれている。この *Asterionella* の沈降速度は、対数増殖期には $0.20 \pm 0.06 \text{ m/d}$ 、定常期には $1.48 \pm 1.05 \text{ m/d}$ であった。Smayda¹⁰⁾も各増殖期によって沈降速度が異なることを示した。この理由として、植物プランクトンの生理活性と沈降速度とが関係していると考えられた。したがって湯ノ湖の夏期停滞期における分解層で沈降速度が大きくなるのは、植物プランクトンの生理活性が低下するためと考えられる。細見(未発表)は、湯ノ湖から分離した *Asterionella formosa* や *Synedra acus* を対象として、Titman¹¹⁾の方法によって各増殖期の沈降速度を計測した。その結果、*Asterionella formosa* の沈降速度は $0.17 \sim 0.50 \text{ m/d}$ の範囲にあった。しかし測定回数が少ないためか定常期における沈降速度が高くなる傾向は認められたものの、Titman & Kilham の結果⁹⁾ほど各増殖期における沈降速度の間に大きな差がなかった。

次に大雨による流域からの外来性物質の流入の影響が最も少なかった1980年について検討した。図5.2及び図5.3の1980年夏期に限ってみると、6月末から7月初めにかけて、また7月末から8月中旬にかけて4 m水深、11m水深とも沈殿速度及びセストンの平均濃度にピークがみられる。ここで注目したいのは、沈殿速度のピークがセストン平均濃度(これに4 mあるいは11mを乗すると現存量になる)のピークに少し遅れたパターンを示したことである。7月初めの優占種は、*Asterionella formosa* であったが、7月末から8月上旬の優占種は、*Fragilaria crotonensis* に変わった。4 m水深及び11m水深の沈殿物の顕微鏡観察によると、沈殿速度のピークは、現存量がピークとなった植物プランクトン種に対応していることが示された。このように、*Asterionella* から *Fragilaria* への優占種の変化は、対数増殖期から定常期に達すると急激に植物プランクトンが沈降することによって起こるのではないかと考えられる。この急激な沈降は、Titman & Kilham⁹⁾が示したように外部栄養塩濃度との関係で説明できると考えられる。また、植物プランクトンの生理活性が低下することによって沈降しやすくなることも考えられる。そこで植物プランクトンの生理活性を示す一つの指標としてクロロフィル *a*/SS を取り上げた。図5.4に、0 ~ 4 m の単位水柱に含まれるセストン量とそのセストン中に含まれるクロロフィル *a* の割合の季節変動を示す。クロロフィル *a*/SS は $0.2 \sim 0.7\%$ の範囲でかなり変動した。ここでは夏期に注目する。クロロフィル *a*/SS が減少しはじめると、セストンの現存量が増加しているのが認められる。現存量が増加した段階(おそらく定常期に達していると考えられる)には、クロロフィル *a*/SS はかなり減少している。言い換えれば、現存量が最大に達しているときには、植物プランクトンの生理活性が既にかなり低下していることを意味する。したがって、この現存量のピークの直後に、活性が低下し

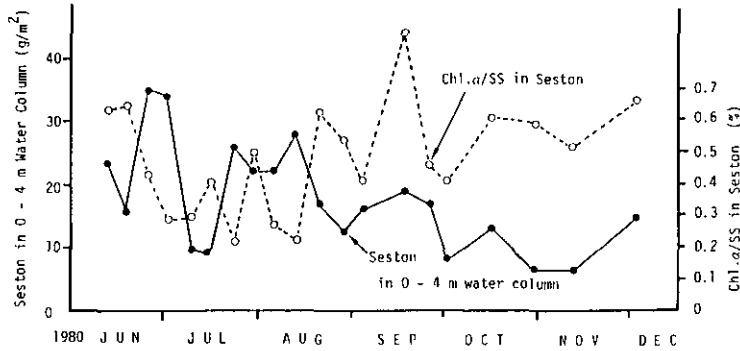


図 5.4 セストンの現存量及びクロロフィル a/SS の季節変化

Fig. 5.4 Seasonal change of standing crop of seston and chlorophyll a/SS ratio in 1980

た植物プランクトンが急激に沈降するのではないかと考えられる。しかしながら、このデータだけでは、この仮説が立証されたとは言えない。植物プランクトンの沈殿現象のメカニズムを明らかにする上でも ATP などの活性度を示す指標を用いて、さらに検討していく必要がある。

また、図5.2及び図5.3で示したように、1980年では移行期や循環期になると、夏期に比べセストンの現存量が若干減少するのに対し、沈殿速度は夏期に比べ著しく減少した。しかも、セストンの平均濃度のピークと沈殿速度との間には明確な対応関係が認められなかった。

1980年における沈降速度についてみると、表5.1に示したようにセストンの沈降速度は、停滞期が最も大きく、次いで移行期、そして循環期が最も小さい値を示した。移行期における生産層の沈降速度は、循環期の沈降速度に、また分解層では停滞期の値に近かった。先に示したように優占種が *Asterionella* のときのセストン濃度と沈殿速度から *Asterionella* の沈降速度を求めると、生産層で0.28~0.51m/d、全水柱でみれば0.67~0.78m/dとなった。これは、細見(未発表)が求めた *Asterionella formosa* の沈降速度とおおむね一致する。同様に *Fragilaria* の沈降速度も、生産層で0.41~0.53m/d、0~11mの全水柱で0.65m/dとなった。これらの値は、よく生態系モデルで使用されている沈降速度(通常はキャリブレーションによって沈降速度を与える)0.02~0.5 m/dと比べると若干高い。

5.2.2 クロロフィル a の沈殿

1980年から1982年における水深4 m並びに水深11mでのクロロフィル a の沈殿速度の季節変化を図5.5、図5.6に示す。1981年8月中旬を除けば、各年とも水深4 mのクロロフィル a の沈殿速度と水深11mの沈殿速度の変動パターンが非常によく一致した。またこのクロロフィル a の沈殿速度は、セストンの沈殿速度の変動ともおおむね一致していた。ただ1981年及び、1982年においては、豪雨時にセストンの沈殿速度が増大したが、クロロフィル a の沈殿速度はそのような傾向が全く認められなかった。1980年におけるクロロフィル a の平均濃度とクロロフィル a の沈殿速

度との関係(図5.5及び図5.6)をみると、セストンについてもみられたように、夏期には *Asterionella* 及び *Fragilaria* の現存量のピークに少し遅れて、クロロフィル *a* の沈殿が認められた。しかしながら、*Cryptomonas* sp. が優占した9月中旬には、*Asterionella* や *Fragilaria* でみられたような沈殿速度と現存量との対応関係がみられなかった。この時期の沈殿物を検鏡すると、*Asterionella* や *Synedra* などのケイ藻が優占していた。*Cryptomonas* はペン毛を有しており、重力に逆って上向きに遊泳できる能力がある。しかも、*Cryptomonas* はケイ藻より密度が小さい。したがって、*Cryptomonas* は *Asterionella* などのケイ藻とは異なって、沈殿しにくい植物プランクトンと言えよう。秋期の循環期は、セストン同様、沈殿速度と現存量との対応関係が認められなかった。

表5.2は、クロロフィル *a* の沈殿に関するデータを各季節ごとに整理したものである。夏期停滞期についてみると、1980年、1981年、1982年におけるクロロフィル *a* の現存量はほとんど変わらないにもかかわらず、1980年の沈殿速度は、1981年及び1982年に比べ2～3倍も大きかった。またいずれの年とも、4 m 水深のクロロフィル *a* 沈殿速度と11m 水深の沈殿速度は同じ大きさとなった。第3章で、1979年及び1980年における生産層の T-P は、1981年及び1982年の T-P より高いにもかかわらず、1979年～1982年における生産層の平均 SS 濃度及びクロロフィル *a* 濃度は、年次別にみると有意な差がなかったことを示した。この理由として1981年及び1982年の夏期停滞期には、1979年及び1980年と比べ生産層からのクロロフィル *a* 及び SS の沈殿量が少なかったために、比較的高いクロロフィル *a* 及び SS の現存量が維持されたのではないかと考えられる。1981年及び1982年における沈殿量が1979年及び1980年の沈殿量に比べて少なかった理由はセストンのところで述べたとおりである。1981年及び1982年のクロロフィル *a* の生産層での滞留時間が1979年及び1980年と比べ長くなっていることが、1日当たり現存量の何%が沈降していくを示す沈降率でみればよくわかる。また、夏期停滞期における4 m 水深及び11m 水深における沈殿物中の平均クロロフィル *a* 含量をみると、1980年ではそれぞれ0.33%、0.27%、1981年では0.24%、0.17%、1982年では0.27%、0.17%であった。このように1981年及び1982年における沈殿物中のクロロフィル *a* 含量は、1980年に比べると低いことがわかる。

循環期になると、1980年の沈殿速度が最も小さくなった。セストンのところで、鉛直方向の混合が大きいほど沈殿量や沈降速度が少なくなると考えてきたが、1982年の0～11m でみると、循環期の方の沈降速度が停滞期よりも大きくなり、矛盾する結果となった。ただクロロフィル *a* の場合、植物プランクトンの種類によって大きく異なると考えられるので、今後は沈殿物中の植物プランクトンの種組成についても明らかにしていく必要がある。また、1982年0～11m における循環期の沈殿速度は、セストンでも同様であるが、0～4 m と比べると極端に多くなっている。全層が循環しているとすれば、沈降速度が均一に近くなるはずである。またクロロフィル *a* 濃度も鉛直方向に均一に近づくはずであるから、4 m と11m 水深における沈殿速度は等しくなると考えられる。1982年循環期の11m 水深において沈殿速度が大きくなった理由は不明である。

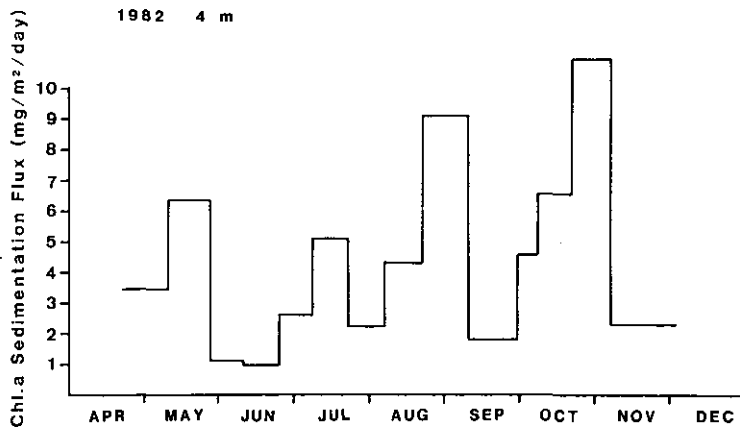
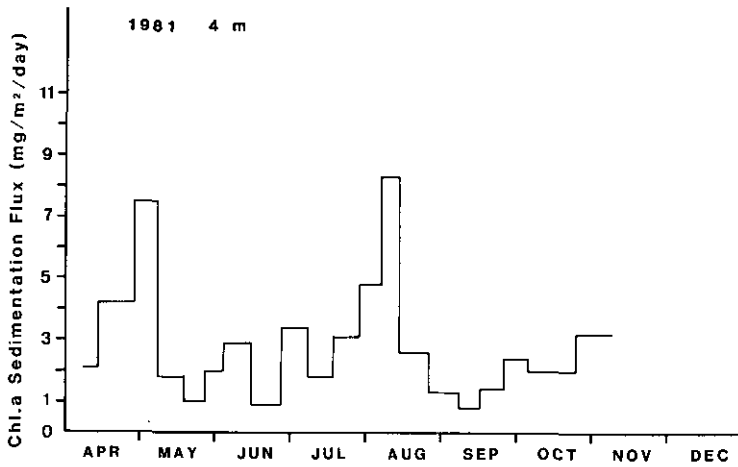
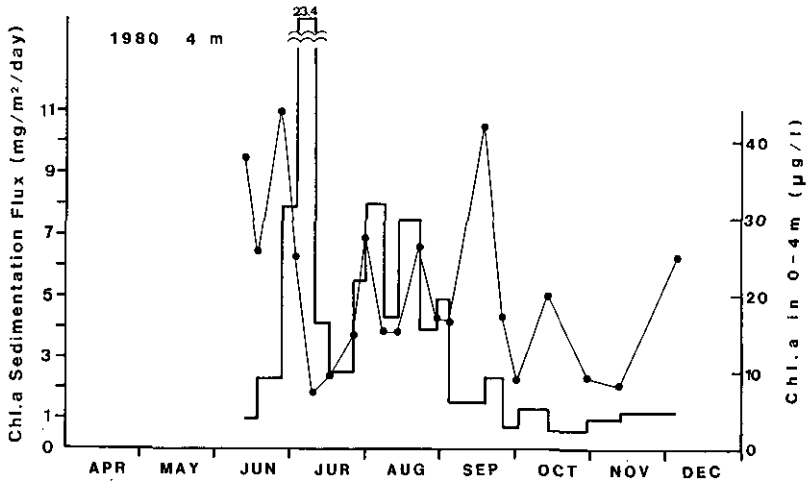


図 5.5 4 m 水深におけるクロロフィル a の沈殿速度の季節変化
 Fig. 5.5 Seasonal changes of chlorophyll a sedimentation fluxes at the depth of 4 m

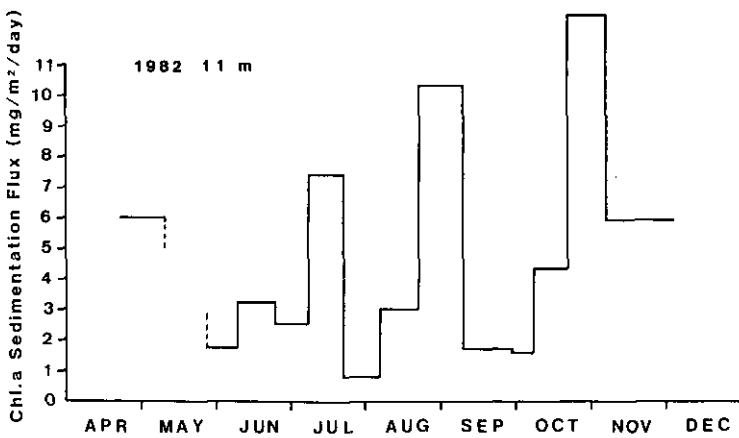
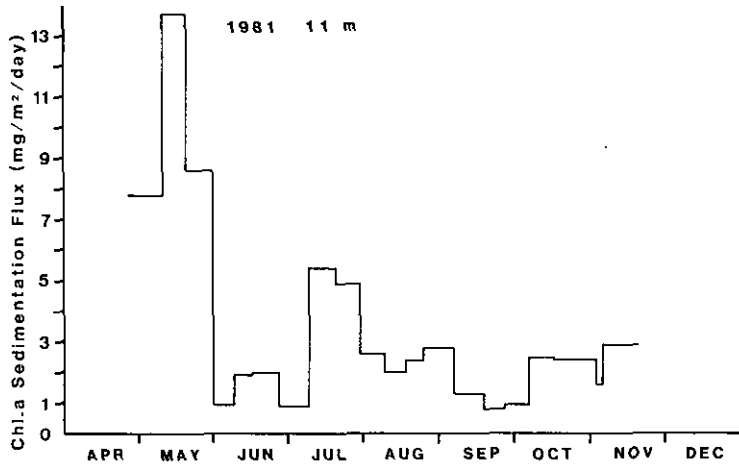
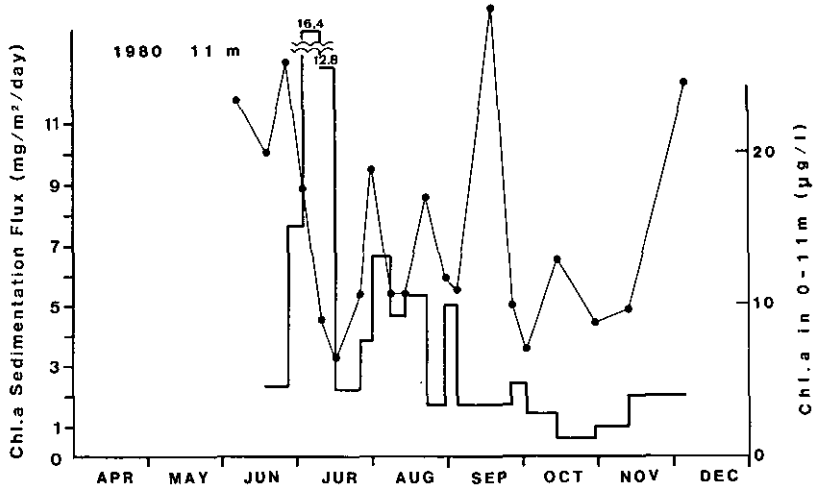


図 5.6 11m 水深におけるクロロフィル a の沈殿速度の季節変化
 Fig. 5.6 Seasonal changes of chlorophyll a sedimentation fluxes at the depth of 11m

表 5.2 各季節におけるクロロフィル *a* の沈殿 (1980年—1982年)

Table 5.2 Sedimentation of chlorophyll *a* (1980—1982)

1980	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
19. June - 29. Aug.					
0 - 4 m	80	20.1	7.1	0.36	8.9
0 - 11m	159	14.4	6.2	0.43	3.9
29. Aug. - 16. Oct.					
0 - 4 m	81	20.2	1.9	0.09	2.3
0 - 11m	151	13.7	2.1	0.16	1.4
16. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	57	14.3	1.0	0.07	1.7
0 - 11m	145	13.2	1.3	0.10	0.9
1981	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
7. Apr. - 4. June					
0 - 4 m	92	23.0	3.2	0.14	3.4
0 - 11m	229	20.9	6.8	0.33	3.0
4. June - 14. Aug.					
0 - 4 m	108	27.1	2.3	0.08	2.1
0 - 11m	204	18.6	2.9	0.16	1.4
14. Aug. - 5. Oct.					
0 - 4 m	76	18.9	1.7	0.09	2.3
0 - 11m	149	13.5	1.7	0.13	1.1
5. Oct. - 24. Nov.					
0 - 4 m	80	20.0	2.6	0.13	3.2
0 - 11m	210	19.1	2.6	0.13	1.2
1982	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
22. Apr. - 26. May					
0 - 4 m	76	19.0	4.8	0.25	6.3
0 - 11m	173	15.7	6.0	0.38	3.5
26. May - 21. July					
0 - 4 m	82	20.6	2.4	0.12	2.9
0 - 11m	168	15.3	2.7	0.18	1.6
21. July - 7. Oct.					
0 - 4 m	53	13.2	4.5	0.34	8.5
0 - 11m	104	9.4	4.0	0.43	3.8
7. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	88	21.9	5.8	0.26	6.6
0 - 11m	237	21.6	7.4	0.34	3.1

5.2.3 窒素及びリンの沈殿

4 m 水深及び11m 水深における窒素の沈殿速度の季節変化をそれぞれ図5.7及び図5.8に示す。同様に、リンの沈殿速度の季節変化を図5.9及び図5.10に示す。

まず年次別に沈殿速度の季節変化特性について述べる。リンの沈殿速度は現存量だけでなく、DO、pHなどで示される環境条件の違いによって大きく異なるので、水質の鉛直分布から環境条件の変動を明らかにした上で、沈殿速度の季節変動について検討した。特に1979年は停滞期から

循環期にかけて水質の分布が大きく変化した。この過程を定性的に示したのが図5.11である。停滞期には1.5～3 m付近に水温躍層があった。DOは水温躍層を含めた生産層で過飽和となるが、4 m付近から急に減少し、8 mで0.5mg/lになり、さらに10m以深ではほぼゼロになった。また、8 m以深では紅色イオウ細菌と思われる細菌が多数みられ、8 mや10m水深の沈殿物も紅色を呈していた。このように、8 m以深では嫌気の状態が非常に進んでいたと考えられる。PO₄-PやNH₄-NはDOの減少に伴い、4 m以深で深くなるにつれて急激に高濃度を示した。このような停滞期特有の水質分布は、9月26日までみられ、11m水深のPO₄-P及びNH₄-N濃度はそれぞれ0.53 mg/l, 1.80mg/lという高濃度を示した。10月3日になると表水層と深水層との水温差が小さくなり、11m水深では1 mg/l程度のDOが存在した。しかし、底層部ではPO₄-PやNH₄-Nの高濃度域が依然残っていた。10月12日には、水温11～12℃、DO 5～6 mg/l、NH₄-N 0.2～0.4mg/l、PO₄-P 0.1mg/lと、ほぼ鉛直方向に一様の分布となった。台風20号に伴う大雨の後の10月23日には、10月12日と同様に上下方向に一様となるが、DOは過飽和でNH₄-NやPO₄-Pはほとんど消失した。

以上のような環境条件下における窒素及びリンの沈殿速度の変動特性についてまとめると、窒素の沈殿速度は、4 m及び10m水深とも8月と10月にピークが認められ、同じような季節変動を示し、ピークの沈殿速度の大きさもほぼ同じであった。なお、10月12日から23日のピークはセストンの沈殿速度でもみられたように、大雨に伴う外来性物質の沈殿によると考えられる。リンの場合も停滞期においては、4 m水深の沈殿速度が10m水深における沈殿速度よりも若干高い値を示すが、おおむね10m水深と同様の変動・傾向を示した。しかしながら、循環期への移行期においては、4 m水深のリン沈殿速度に比べ10m水深の沈殿速度がはるかに大きな値を示した。特に、底層部のリンが生産層へ移行したと考えられる10月3日～10月12日の10m水深のリン沈殿速度は、33.6mg/m²・dと非常に大きな値となった。ただ10m水深の窒素の沈殿速度は、71mg/m²・dで他の時期と比べ大きな変化がなかった。また4 m水深では、全期間を通じてリンと窒素の沈殿速度が非常によく似た変動傾向を示し、沈殿速度のN/P比は、おおむね4であった。このように移行期には、窒素とリンの沈殿速度が深さ方向に（特に底層部で）大きく異なると考えられる。このことを確かめるために、移行期を中心として窒素、リン、Fe、Mn、Al、Caの元素について、2 m、4 m、8 m、10m水深の沈殿速度と沈殿物の組成を表5.3にまとめた。8月28日から9月26日に至る停滞期後半には、4 m以深では窒素、リンの沈殿速度は水深方向に大きな差がなかったが、MnやFeの沈殿速度は、4 m水深で最大値を示し、深くなるにつれ小さくなった。特にMnは、8 m以深ではほとんど沈殿しないことが示された。また沈殿物中のリン、Mn、Fe含量は、いずれも4 m以深で最大値となった。Alは、水深方向に沈殿速度及び含量とも大きな差がなかった。9月26日から10月12日では、窒素の沈殿速度が停滞期とほとんど同じ大きさであったが、窒素含量が1/2～1/3程度に減少した。これは外来性物質の流入によると考えられた。Tiと同様に、外来性物質の指標と考えられるAl含量も、停滞期と比べ4倍高い値を示した。このように、1979

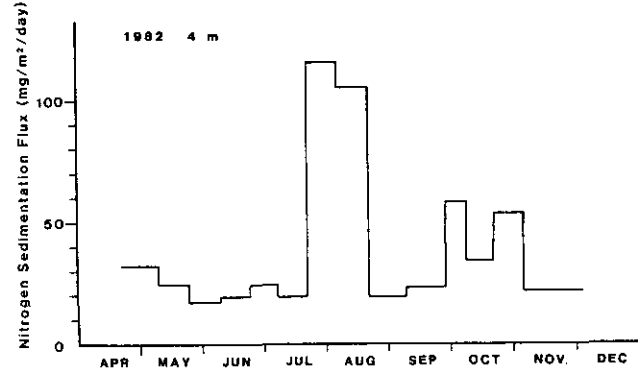
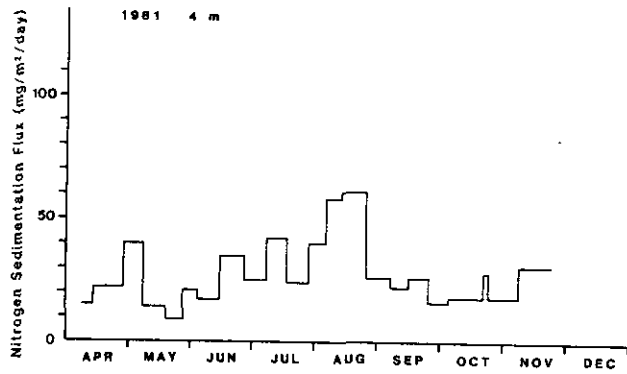
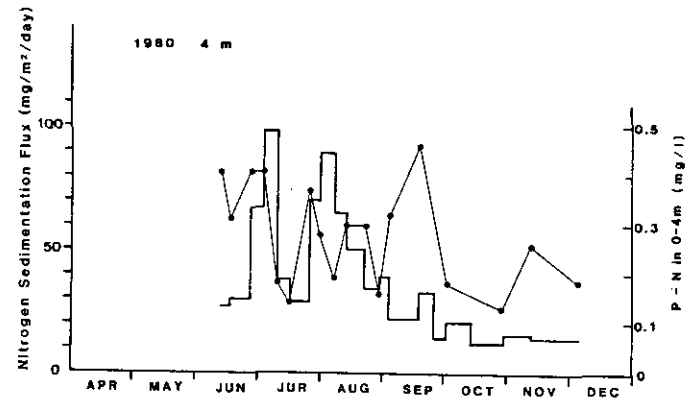
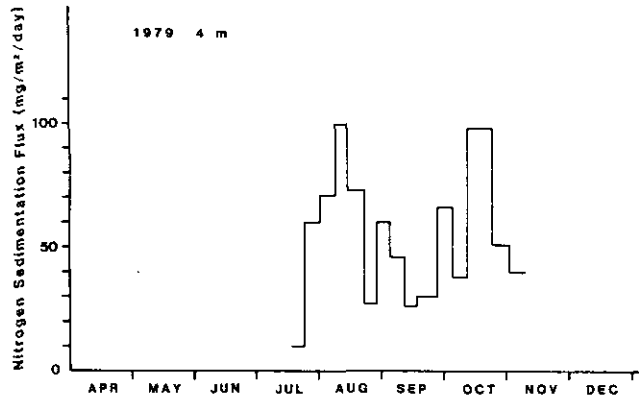


図 5.7 4 m 水深における窒素の沈殿速度の季節変化
Fig. 5.7 Seasonal changes of nitrogen sedimentation fluxes at the depth of 4 m

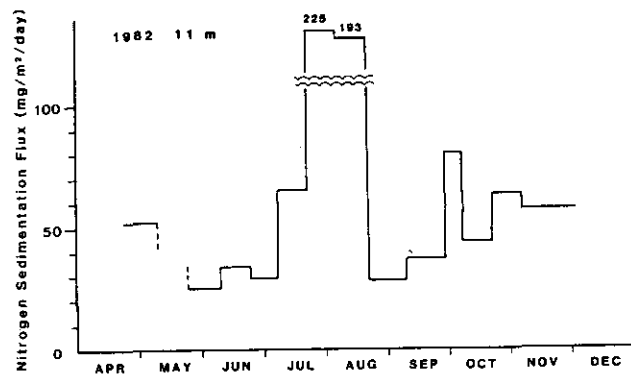
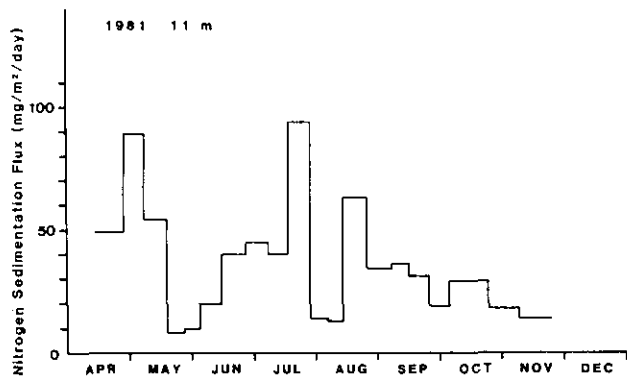
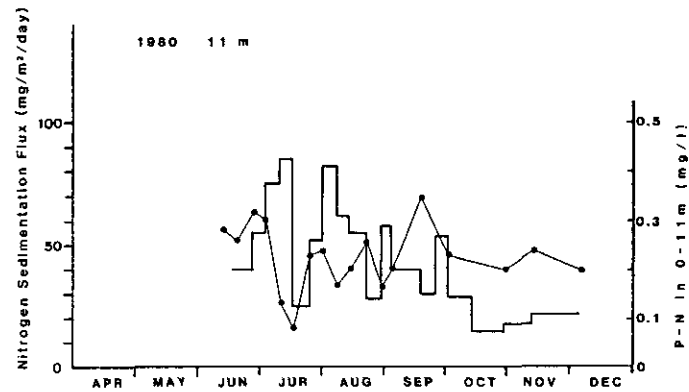
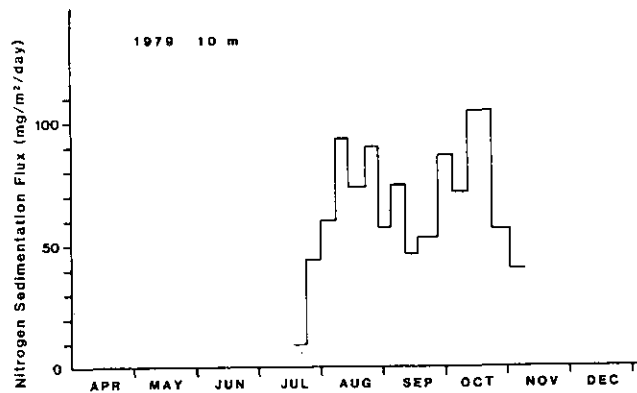


図 5.8 11m 水深における窒素の沈殿速度の季節変化

Fig. 5.8 Seasonal changes of nitrogen sedimentation fluxes at the depth of 11m

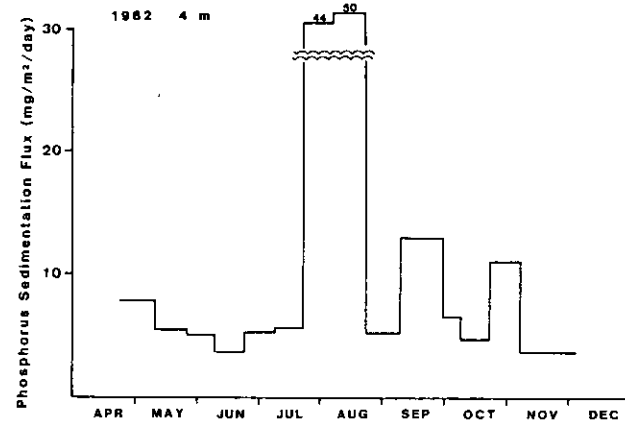
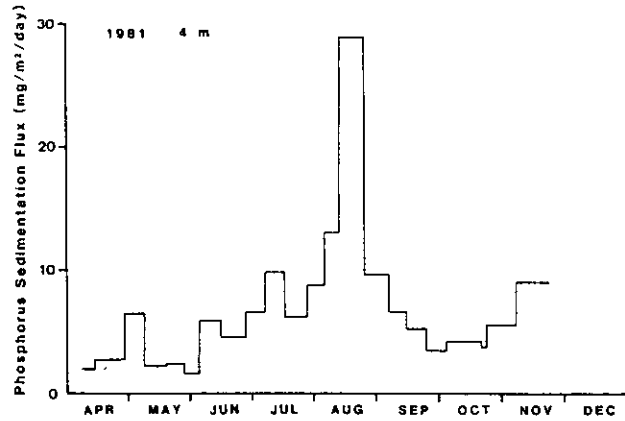
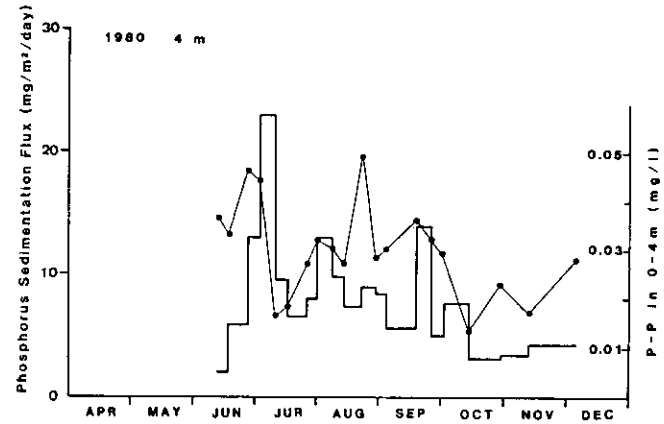
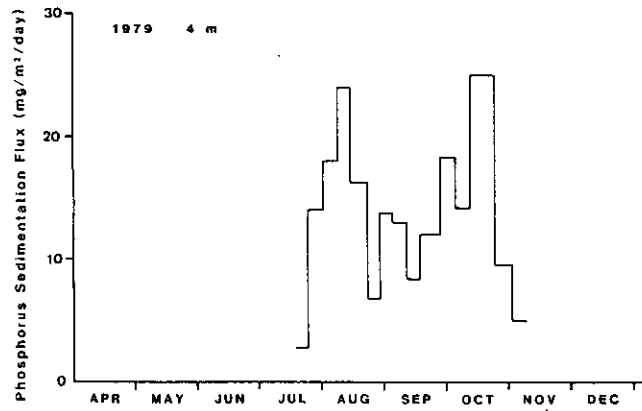


図 5.9 4 m 水深におけるリンの沈殿速度の季節変化

Fig. 5.9 Seasonal changes of phosphorus sedimentation fluxes at the depth of 4 m

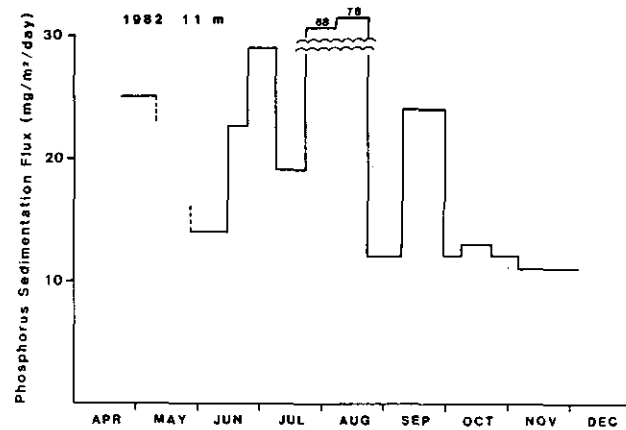
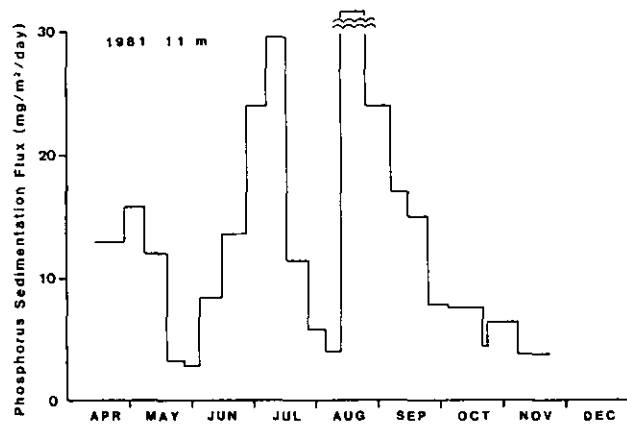
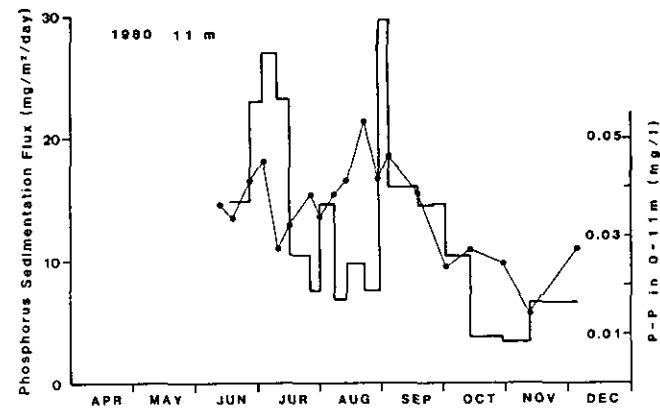
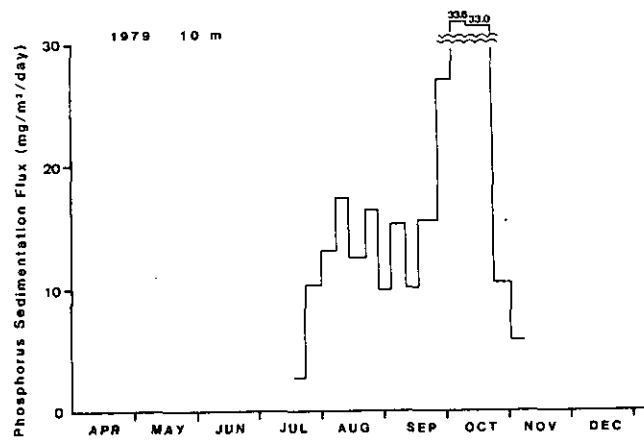


図 5.10 11m 水深におけるリンの沈殿速度の季節変化
 Fig. 5.10 Seasonal changes of phosphorus sedimentation fluxes at the depth of 11m

年の移行期においては外来性物質の影響を考慮する必要があると考えられる。ここでは、8月28日から9月26日までは大きな降雨がなかったので、これを基礎として、各時期における外来性物質の沈殿物に占める寄与率を評価した。具体的には、自生性物質のAl濃度を0.6%（停滞期におけるAl濃度）、外来性物質のAl濃度を4.1%（10/12～10/23の沈殿物の大半は外来性物質と考えられるので、この期間における沈殿物中のAl濃度を用いた）として、セストンとAlの沈殿速度から4 m水深の沈殿物に対する外来性物質の寄与率を求めると、9月26日～10月3日には67%、10月3日～10月12日には52%、10月12日～10月23日には95%となった。また、10月12日～10月23日の沈殿物はほとんど外来性物質によると考えられるので、このときの窒素、リン、Fe、Mn含量を外來性物質の各元素含量と考えた。これらと先に求めた外来性物質の寄与率とから、表5.4に外来性物質の影響を排除したときの各元素の沈殿速度を示す。移行期における各沈殿速度を停滞期と比べると、窒素はほとんど差が認められない。Mnは、9月26日～10月3日においては、停滞期と大きな差がないが、10月3日～10月12日では、全層にわたって100～170mg/m²・dという大きな値を示した。停滞期と比べ、大きな差があったのはFeとリンである。9月26日～10月3日では、10m水深の沈殿速度が停滞期の2～5倍程度大きくなった。10月3日から10月12日においては、8 m水深でもかなり大きい値を示し、特に10m水深では、リンの沈殿速度が32.2mg/m²・d、Feの沈殿速度が170mg/m²・dという大きな値を示した。鉛直方向に一樣な水質になった10月12日以降は、Fe、Mnの沈殿はほとんど無視でき、しかも、リンの沈殿速度は、停滞期、移行期の初期と比べると著しく小さくなった。このように停滞期の深水層に蓄積されていたリンやFeは、全層が均一になる以前に沈殿し、Mnの沈殿は、リンやFeの沈殿よりも少し遅れて起こることが示された。

以上の窒素やリンなどの沈殿特性をまとめると次のようになる。停滞期では、嫌氣的雰囲気にある底層部で、リン、Mn、Feが底泥から溶出したり、沈降してきた懸濁粒子が可溶化して高濃度となる。これらの物質は拡散により上層へと移行するが、4 m水深付近で酸化的な雰囲気になり、リンはMnやFeの水和酸化物と共沈する。しかし、底層部ではMnやFeが再溶解し、みかけ上沈殿しない。このときリンも一部溶解する。ただFeはMnと比べより酸化されやすいので、Mnが水和酸化物を形成する深さよりも、深い所で水和酸化物を形成して沈降する。循環が始まると、Feの方がMnよりも早く酸化されて、リンとともに共沈する。しかし、窒素の沈殿は、このような酸化還元状態の違いや他の元素の挙動にほとんど左右されない。

1980年においては、窒素、リンの沈殿速度は、セストンやクロロフィルaの沈殿速度の季節変化と同様の変動を示した。窒素については、4 m水深と11m水深とがほぼ同様の沈殿速度となった。窒素の沈殿速度をP-Nの現存量と対応させると、停滞期では現存量のピークに少し遅れた形で沈殿するパターンを示したが、セストンやクロロフィルaの沈殿と同様に9月中旬の現存量のピークは、このような対応関係が認められなかった（特に、4 m水深において）。このときの植物プランクトンの優占種は、*Cryptomonas* sp.でこのようなベン毛をもつ藻類は、7月、8月のケ

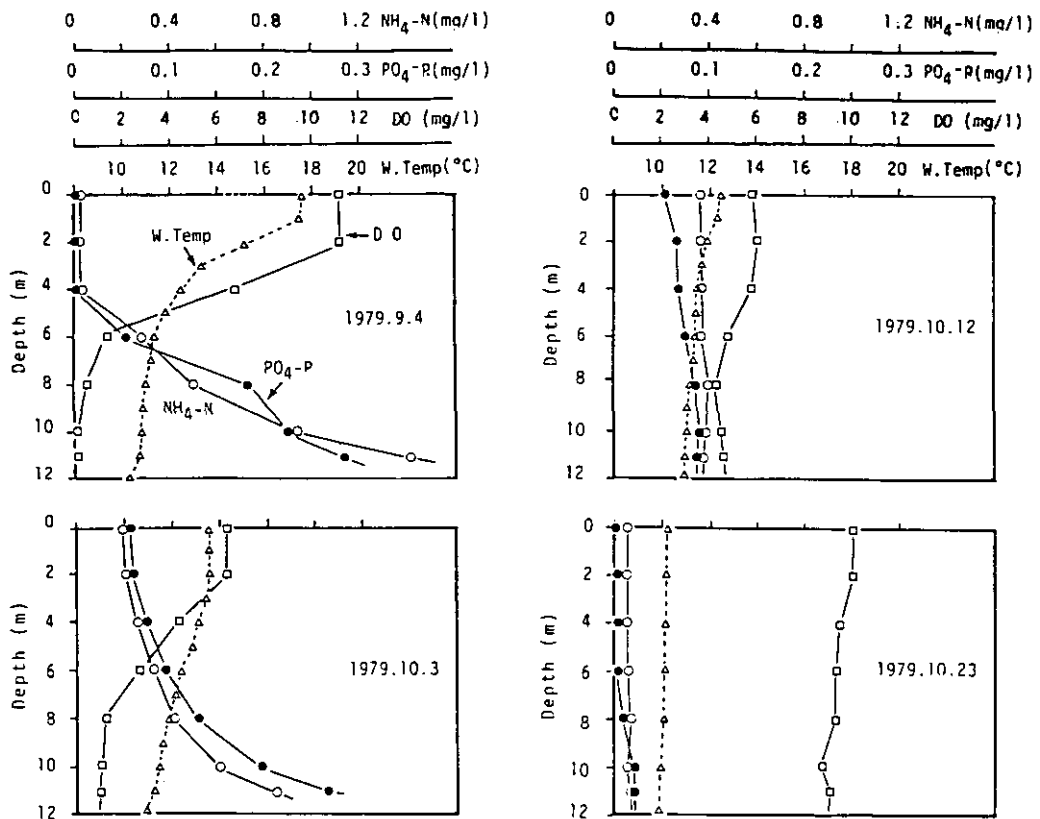


図 5.11 停滞期から循環期に至る水質変化

Fig. 5.11 Changes of vertical distributions of water temperature, dissolved oxygen, $\text{NH}_4\text{-N}$, and $\text{PO}_4\text{-P}$ during from summer stagnation period to autumn circulation period in 1979

イ藻類と比べ沈降しにくいと考えられた。また循環期においても、現存量と沈殿速度との対応関係は認められなかった。これは既に述べたことであるが、循環期には停滞期と比べ沈降速度が小さくなるのは、湖水の鉛直方向の混合度の違いによると考えられる。リンについては、4 m水深の循環期を除けば、現存量と沈殿速度とがよく対応していた。11m水深のリン沈殿速度をみると、8月29日～9月4日にかけて $30\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ という非常に高い値を示した。これは1979年の移行期におけるリンの沈殿と同様の現象と考えられる。また4 m水深における9月中旬のリンの沈殿速度のピークは、分解層から生産層へ $\text{PO}_4\text{-P}$ が輸送されはじめた時期で、一部の $\text{PO}_4\text{-P}$ が酸化的雰囲気の中で形成されたFe, Mnなどの水和酸化物と共沈したためと考えられる。

1981年における窒素の沈殿の季節変化をみると、4 m水深と11m水深とは非常によく似たパターンを示し、4月下旬から5月中旬、また7月末を除けば、年間を通じて沈殿速度の大きさが同

表 5.3 窒素, リン, 鉄, マンガン, アルミニウム, カルシウムの沈殿速度と沈殿物中の組成

Table 5.3 Sedimentation fluxes of N, P, Fe, Mn, Al, and Ca and their contents of deposited materials in sediment trap

Item	Seston		Nitrogen		Phosphorus			
	flux or content	(mg/m ² ·d)	(mg/m ² ·d)	(%)	(mg/m ² ·d)	(%)		
28. Aug. - 26. Sep.								
2 m		1100	29	2.6	5.2	0.47		
4 m		1400	40	2.9	11.7	0.84		
8 m		1300	39	3.0	9.2	0.71		
10 m		1700	57	3.4	12.7	0.75		
26. Sep. - 3. Oct.								
2 m		3600	31	0.8	11.4	0.31		
4 m		6100	66	1.0	18.3	0.30		
8 m		4900	46	0.9	17.4	0.35		
10 m		6500	86	1.3	26.9	0.41		
3. Oct. - 12. Oct.								
2 m		1500	38	2.5	13.1	0.88		
4 m		2200	38	1.7	14.2	0.64		
8 m		3000	53	1.7	20.4	0.67		
10 m		3900	71	1.8	33.6	0.86		
12. Oct. - 23. Oct.								
2 m								
4 m		35500	98	0.2	25	0.06		
8 m		35500	98	0.2	26	0.07		
10 m		42000	104	0.2	33	0.07		
Item	Fe		Mn		Al		Ca	
	flux or content	(mg/m ² ·d) (%)	(mg/m ² ·d) (%)	(mg/m ² ·d) (%)	(mg/m ² ·d) (%)	(mg/m ² ·d) (%)	(mg/m ² ·d) (%)	
28. Aug. - 26. Sep.								
2 m	20	2.1	19	1.9	7.7	0.6	80	10
4 m	42	3.3	40	3.4	9.0	0.7	84	8.6
8 m	33	2.2	5	0.4	7.6	0.5	88	5.0
10 m	23	1.3	5	0.4	8.2	0.6	106	6.0
26. Sep. - 3. Oct.								
2 m	150	4.1	52	1.5	140	3.8	130	5.0
4 m	200	3.2	77	1.3	180	2.9	220	2.9
8 m	150	3.0	10	0.4	150	3.0	70	2.0
10 m	260	3.9	11	0.2	200	3.1	86	1.6
3. Oct. - 12. Oct.								
2 m	79	5.3	110	7.4	40	2.6	80	6
4 m	110	5.2	160	7.1	53	2.4	80	3
8 m	170	5.4	160	5.3	84	2.8	100	3
10 m	250	6.4	180	4.6	110	2.8	110	3
12. Oct. - 23. Oct.								
2 m								
4 m	1100	3.6	190	0.6	1400	4.1	310	0.4
8 m	1200	3.7	170	0.5	1400	4.1	340	0.4
10 m	1300	3.6	160	0.5	1500	4.1	340	0.3

表 5.4 外来性物質の影響を排除したときの各元素の沈殿速度 (mg/m² · d)

Table 5.4 Sedimentation fluxes of N, P, Fe, and Mn without allochthonous materials

	N	P	Fe	Mn
26. Sep. - 3. Oct.				
2 m	26	9.9	64	40
4 m	58	15.4	52	56
8 m	39	15.1	31	0
10 m	77	23.8	102	0
3. Oct. - 12. Oct.				
2 m	36	12.5	50	106
4 m	36	13.4	70	154
8 m	50	19.3	112	152
10 m	67	32.2	178	170
12. Oct. - 23. Oct.				
2 m	—	—	—	—
4 m	30	1.2	0	20
8 m	30	2.2	0	0
10 m	24	5.0	0	0

じであった。また8月中旬～下旬のピークは、豪雨に伴う外来性物質の影響によるところが大きい。またリンについては、4 m水深と11m水深の沈殿速度の変動パターンは、おおむね一致しているが、沈殿速度の大きさでみるとかなり異なった。すなわち、秋期の循環期を除けば、11m水深の沈殿速度が4 m水深よりもはるかに高い値を示した。こうした現象は1979年及び1980年には観察されなかった。また、4 m水深、11m水深ともみられる8月中旬～下旬のピークは、豪雨に伴う外来性物質の影響による。

1982年における窒素の沈殿速度は、4 m水深と11m水深とが同じ大きさで変動した。ただ8月初めの豪雨時には、11m水深の沈殿速度が約2倍大きくなった。ところが、1981年と同様に、4 m水深と11m水深におけるリンの沈殿速度は全く異なった。よく似た値を示したのは8月初めの豪雨時だけで、その他の時期では11m水深の沈殿速度がはるかに大きい値を示した。なお、ここでは図示しなかったが、2 m水深の窒素及びリンの沈殿速度は大きさとその変動パターンはそれぞれ4 m水深の窒素及びリンの沈殿速度と全く同様であった。

以上のように、1981年及び1982年の停滞期において、11m水深のリンの沈殿速度が4 m水深と比べ2.4～4.5倍も大きくなったのは、1979年と1980年にはみられなかった現象である。この原因として11m水深のセストンの沈殿速度が、4 m水深と比べ2倍程度大きくなっていることが考え

られる。さらに、沈殿物中のリン含量をみると、1979年停滞期には4 m水深で最も高い値を示したのに対し、1981年及び1982年では、深くなるにつれてリン含量が高くなっていった。特に1982年では、停滞期(5月26日～7月21日)における2 m, 4 m, 11m水深のセストン中のリン含量は、0.40%, 0.49%, 1.27%と、11m水深で異常に高くなっていることがわかる。また1982年の停滞期における11mのセストン中のリン含量は、1%を超えることが多かった。しかし、1979年には1%を超えることは非常にまれであった。このように1981年及び1982年においては11mのセストン中のリン含量の高いことが、11m水深のリン沈殿速度を大きくする原因と考えられる。ではなぜ、1981年や1982年で底層部のセストン中のリン含量が高くなったのかということについては次のように考えられた。1979年や1980年の停滞期には、底層部でDOがゼロ近くになるが、1981年及び1982年にはDOが全くゼロになるということがなく、0.5～1 mg/l程度であった。また1979年及び1980年には底層部で紅色イオウ細菌が観察されたが、1981年及び1982年には水色が微紅色になるようなことはなかった。このように1981年及び1982年は、1979年及び1980年ほど底層部が、嫌氣的でなかった。PO₄-P濃度についてみると、1979年及び1980年の底層部にはPO₄-Pの高濃度域がみられたのに、1981年及び1982年にはそのような高濃度域が認められず、PO₄-P濃度が1オーダー低い値となった(図3.14)。しかし、底泥からのリン溶出は、DOが1 mg/l以下になるとかなり溶出することが示されている(図4.22)。さらに、1979年では、停滞期から循環期への移行期におけるリンの沈殿速度について以下のことを明らかにした。非常に嫌氣的状態が進んだ停滞期にはリンが沈殿しにくい、しかしDOが1 mg/l前後になると、Feとともにリンの沈殿が著しく多くなること、また外来性物質の影響を除外すると、移行期の初めの11m水深における沈殿物中のリン含量は、1.1～1.7%という高い値になることである。これらのことを考え合わせると、1979年及び1980年に比べ嫌氣的状態が進まなかった1981年及び1982年では、1979年の移行期初めの状態に近いと考えられる。すなわち、底層のDOが1 mg/l以下なのでPO₄-PとしてFeとともに溶出するが、すぐにFeが酸化されて水和酸化物を形成し、PO₄-Pはこれに吸着されて、底泥へ再び沈降していく。すなわち、1981年及び1982年の底泥-水界面ではリン、Fe、Mnが溶解-不溶化のプロセスを繰り返していたが、11m水深付近ではリンの不溶化が卓越していたために、11m水深のセストン中のリン含量が高くなり、リンの沈殿速度が大きくなったと考えられる。

次に、各季節ごとに窒素及びリンの沈殿速度をまとめたのが表5.5及び表5.6である。ただし1981年6月4日以降については、P-N及びP-Pのデータ数が非常に少ないため、ここでは年平均のP-N、P-P濃度や現存量を示した。したがって、1981年6月4日以降の沈降速度や沈降率は参考値として扱う。以下、各季節ごとに年度間の比較を行った。まず夏の停滞期についてみる。生産層(0～4 m)からの窒素の沈殿速度は、1979年と1980年には58及び51mg/m²・dとほぼ同様の値を示したが、1981年、1982年には27及び20mg/m²・dと1979年、1980年の1/2に減少した。同様に生産層からのリンの沈殿速度についても、1979年、1980年にはそれぞれ14.3、10.5mg/m²・dと大きな差がないが、1981年、1982年にはそれぞれ6.0、4.4mg/m²・dと1979年、1980年に比べ1/

表 5.5 各季節における窒素の沈殿 (1979—1982年)

Table 5.5 Sedimentation of nitrogen (1979—1982)

1979	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
31. July - 18. Sep.					
0 - 4 m	810	200	58	0.29	7.2
0 - 11m	2180	200	70	0.35	3.2
18. Sep. - 12. Oct.					
0 - 4 m	1050	260	44	0.17	4.2
0 - 11m	2610	240	69	0.29	2.6
12. Oct. - 8. Nov.					
0 - 4 m	1180	300	56	0.19	4.7
0 - 11m	3080	280	71	0.25	2.3
1. Nov. - 8. Nov.					
0 - 4 m	1280	320	40	0.13	3.1
0 - 11m	2970	270	40	0.15	1.3
1980	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
19. June - 29. Aug.					
0 - 4 m	1110	280	51	0.18	4.6
0 - 11m	2350	210	52	0.24	2.2
29. Aug. - 16. Oct.					
0 - 4 m	1120	280	24	0.09	2.1
0 - 11m	25907	235	40	0.17	1.5
16. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	760	190	14	0.07	1.8
0 - 11m	2350	213	19	0.09	0.8
1981	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
7. Apr. - 4. June					
0 - 4 m	970	240	19	0.08	2.0
0 - 11m	2550	230	44	0.19	1.7
4. June - 14. Aug.					
0 - 4 m	760	190	27	0.14	3.6
0 - 11m	1980	180	39	0.22	2.0
14. Aug. - 5. Oct.					
0 - 4 m	760	190	31	0.16	4.1
0 - 11m	1980	180	37	0.21	1.9
5. Oct. - 24. Nov.					
0 - 4 m	760	190	23	0.12	3.0
0 - 11m	1980	180	21	0.12	1.1
1982	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
22. Apr. - 26. May					
0 - 4 m	1080	270	28	0.10	2.6
0 - 11m	2600	240	52	0.22	2.0
26. May - 21. July					
0 - 4 m	990	250	20	0.08	2.0
0 - 11m	2330	210	38	0.18	1.6
21. July - 7. Oct.					
0 - 4 m	780	200	60	0.31	7.7
0 - 11m	1960	180	108	0.61	5.5
7. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	900	230	33	0.15	3.7
0 - 11m	2340	213	55	0.26	2.4

表 5.6 各季節におけるリンの沈殿について (1979-1982年)

Table 5.6 Sedimentation of phosphorus (1979-1982)

1979	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
31. July - 18. Sep.					
0 - 4 m	110	27	14.3	0.53	13
0 - 11m	332	30	13.2	0.44	4.0
18. Sep. - 12. Oct.					
0 - 4 m	94	24	14.7	0.61	16
0 - 11m	237	22	25.6	1.16	11
12. Oct. - 8. Nov.					
0 - 4 m	91	23	14.7	0.64	16
0 - 11m	253	23	18.4	0.80	7.3
1. Nov. - 8. Nov.					
0 - 4 m	80	20	4.9	0.21	6.1
0 - 11m	275	25	5.7	0.23	2.1
1980	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
19. June - 29. Aug.					
0 - 4 m	130	33	10.5	0.32	8.1
0 - 11m	420	38	14.0	0.37	3.3
29. Aug. - 16. Oct.					
0 - 4 m	109	27	7.7	0.29	7.1
0 - 11m	387	35	15.7	0.45	4.1
16. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	81	20	3.8	0.19	4.7
0 - 11m	253	23	4.9	0.21	1.9
1981	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
7. Apr. - 4. June					
0 - 4 m	96	24	2.9	0.12	3.0
0 - 11m	275	25	9.8	0.39	3.6
4. June - 14. Aug.					
0 - 4 m	84	21	6.0	0.29	7.1
0 - 11m	264	24	14.2	0.59	5.4
14. Aug. - 5. Oct.					
0 - 4 m	84	21	11.2	0.53	13
0 - 11m	264	24	20.0	0.83	7.6
5. Oct. - 24. Nov.					
0 - 4 m	84	21	6.0	0.29	7.1
0 - 11m	264	24	5.9	0.25	2.2
1982	standing crop (mg/m ²)	mean cocentrtrion (mg/m ³)	sedimentation flux (mg/m ² ·d)	settling velocity (m/d)	settling rate (%/d)
22. Apr. - 26. May					
0 - 4 m	97	24	6.4	0.27	6.6
0 - 11m	264	24	24.1	1.00	9.1
26. May - 21. July					
0 - 4 m	91	23	4.4	0.19	4.8
0 - 11m	303	28	20.3	0.73	6.7
21. July - 7. Oct.					
0 - 4 m	59	15	22.7	1.51	38
0 - 11m	180	16	37.8	2.36	21
7. Oct. - 3. Dec.					
0 - 4 m	83	21	5.7	0.27	6.9
0 - 11m	231	21	11.6	0.55	5.0

2~1/3に減少した。1981年を除いた窒素及びリンの沈降速度でも、1982年は1979年及び1980年と比べ1/3~2/3の大きさであった。このように1981年及び1982年における生産層からの窒素及びリンの沈殿速度は、セストンやクロロフィル *a* の沈殿速度と同様に1979年や1980年と比べると1/2程度に減少した。この結果と P-N や P-P の現存量は 4 年間で大きな変化がなかったことを考慮すると、1981年及び1982年では、窒素、リンがセストンやクロロフィル *a* と同様に、1979年及び1980年と比べ生産層内に長時間滞留していたことを意味する。

分解層から底泥への窒素の沈殿速度についてみると、1981年及び1982年では38~39mg/m²・dと、1979年及び1980年の52~70mg/m²・dに比べ、小さい値となった。この減少分は、おおむね生産層からの窒素の沈殿速度の減少分に相当した。しかしながら、リンの沈殿速度は、1979年~1981年までは14mg/m²・d前後でほとんど変化がなく、1982年には逆に20mg/m²・dという大きな値を示した。このように生産層からの沈殿速度は、窒素、リンとも同じような年変動を示したが、分解層からの窒素、リンの沈殿速度は、年によって大きく異なった。この違いは1981年及び1982年の停滞期において、11m水深のリンの沈殿速度が大きくなったことによる。この原因については、先に述べたように1981年及び1982年では底泥から溶出してきたリンやFeが11m水深付近で酸化され、リンの不溶化が卓越したために、11m水深のセストン中のリン含量が高くなり、その結果としてリンの沈殿速度が大きくなったと考えられる。

また停滞期から循環期への移行期には、1980年を除けば大雨に伴う外来性物質の影響が大きく、この影響を除外した沈殿速度の評価ができなかったため、ここでは、自生性物質の沈降に関する年度間の比較は困難であると考えられた。1979年で示したように、自生性物質の沈殿について評価するためには、Al や Ti など外来性物質の指標となる項目について、測定しておくことが必要となる。

秋期の循環期については、1982年を除けば、4 m水深及び11m水深における窒素及びリンの沈殿速度はほぼ同じ値を示した。ただし、1979年の循環期は、初期に大雨があったため11月1日~11月8日のデータで代表した。年度間でみると、窒素の沈殿速度は、1980年が最も小さく、次いで1981年となり、1979年と1982年とはほぼ同様の値を示した。1980年が最も小さかったのは、降雨の影響が他の年に比べ小さかったことも原因の一つとして考えられる。また1979年には、セストンのところで述べたように、11月1日~11月8日においても、まだ豪雨に伴う外来性物質の影響が残っていたためと考えられる。リンの沈殿速度については、1982年の11m水深の沈殿速度を除けば、1979年から1982年において4 m水深及び11m水深とも4~6 mg/m²・dとはほぼ一定の沈殿速度を示した。循環期のリンの沈降速度は、4年間を通じて0.19~0.29m/dの範囲にあり、窒素のそれと比べ2倍程度大きな値となった。

1981年及び1982年の春期の循環期においては、11m水深の窒素の沈殿速度が、4 m水深の沈殿速度の2倍程度の大きさとなった。この現象は、リンについても全く同様であった。完全な循環期であるならば、4 m水深と11m水深との沈殿速度が一致すべきであるが、このように11m水深

の沈殿速度が大きくなったのは、以下に述べるようにここで定義した春の循環期が、夏の停滞期への移行期を含んでいることによると考えられる。1980年及び外来性物質の影響を除外した1979年の移行期においては、11m水深の窒素及びリンの沈殿速度が、4 m水深の沈殿速度よりも1.5～2倍程度大きな値を示した。沈降粒子の場の問題に限れば、移行期においては、表層の方が下層部よりも鉛直方向の混合度が大きい、あるいは渦動拡散係数が大きいと言えるので、形状、密度等の沈降粒子の特性が同じであれば、鉛直方向の混合度が小さい下層部で沈降速度が大きくなると考えられる。春期循環期から停滞期への移行期においても、このような機構により下層部で沈殿速度が大きくなったものと考えられる。

引用文献

- 1) 手塚泰彦・渡辺義人・林 秀剛 (1970) : 湯ノ湖における有機物分解とそれに関する生物および有機物の現存量, 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究。——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ, 昭和44年報告, 64-95.
- 2) 渡辺義人 (1971) : 湯ノ湖のセストン及び新生沈でん物の季節的特徴とその関係について, 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究。——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ, 昭和45年度報告, 51-55.
- 3) 渡辺義人 (1972) : 湯ノ湖の停滞期におけるセストン量及び沈殿量の変動について, 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究。——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ, 昭和46年度報告, 69-73.
- 4) 畑 幸彦 (1979) : 海洋, 主として沿岸域における沈降粒子捕集器とその捕集物. 海洋科学, 11, 996-1002.
- 5) Gardner, W. D. (1980) : Sediment trap dynamics and calibration : a laboratory evaluation. J. Mar. Res., 38, 17-39.
- 6) Gardner, W. D. (1980) : Field assessment of sediment trap. J. Mar. Res., 38, 41-52.
- 7) 渡辺義人 (1973) : セストン及び新生沈殿物, 日本陸水群集の生産力に関する研究, JIBP-PF 業績, 1973年 JIBP-PF 分科委員会, 69-71.
- 8) Charlton, M. N. (1975) : Sedimentation : measurements in experimental enclosures. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19, 267-272.
- 9) Titman, D. and P. Kilham, (1976) : Sinking in freshwater phytoplankton : some ecological implications of cell nutrient status and physical mixing processes. Limnol. Oceanogr., 21, 409-417.
- 10) Smayda, J. J. (1970) : The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. Oceanogr. Mar.

Biol. Annu. Rev., 8, 353-414.

- 11) Titman, D. (1975) : A fluorometric technique for measuring sinking rates of freshwater phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 20, 869-875.

第6章 窒素及びリンの収支

湯ノ湖の富栄養化を防止するための最も基本的な情報は、窒素とリンについての収支である。本章では、第2章～第5章の結果を用いて、窒素とリンの収支を明らかにするだけでなく、湯ノ湖の物理的特性を決定している水温を説明するために熱収支も明らかにした。さらに、比較的トレーサーとしてよく扱われるCl, Na, Mg等についての収支をとり、わき水による流入負荷の影響について検討した。

6.1 熱収支

既に述べたとおり、湯ノ湖は夏と冬に成層する複循環湖で、深い湖の特徴を有している。これにより、窒素やリンなどの物質循環が大きく規定されている。また、生物生産も、このような物理学的特性によって影響されている。こうした物理学的特性を決定している主要な因子が水温である。水温は熱収支によって説明される。

湯ノ湖においては、新井・森¹⁾が、1968年から1969年の1年間の熱収支を算定した。その結果、湯ノ湖の貯熱量の変化は、4月及び5月に70～100cal/cm²・dとなり、放熱は11月及び12月の-80～-120cal/cm²・dと最大に達すること、また移流熱は10～-40cal/cm²・dとなること、さらに温泉、地熱による熱供給は、1cal/cm²・dのオーダーでほとんど無視できることが明らかにされた。

本研究では、1979年から1982年において(6-1)式の各項目ごとの熱量を求め、熱収支を明らかにした。

$$\Delta Q = R_N - H - LE + A \quad (6-1)$$

ここで、 ΔQ : 湖水の貯熱量の時間変化

R_N : 純放射量

H : 顕熱交換量

LE : 潜熱交換量

A : 移流熱量

右辺第1項の純放射量 R_N は、(6-2)式によって定義される²⁾。

$$R_N = (1-\alpha)I - R \quad (6-2)$$

ここで、 α : 水面反射率 (ここでは0.06の一定値とした)

I : 日射量

R : 有効放射量

である。

日射量 I は、日照率と最大可能な水平面日射量 I_0 から得られる Ångström の式²⁾を用いて求めた。なお、日照率や以下に用いる気象データは、中禅寺湖畔にある日光測候所の月平均値を用いた。有効放射量 R は、長波放射 R_1 (ステファン・ボルツマンの法則) から逆放射 R_2 (Brunt の式) を差し引いて求めた²⁾。一例として、1981年の R_N を図6.1に示す。1979年~1982年においては、おおむね図6.1のような季節変動を示した。ただ年によって若干異なるのは、5月~8月の間である。図6.1のように、ほとんど一定の年(1979年, 1981年)と、5月にピークをもち6月から8月にかけて減少する年(1980年, 1982年)とに分けられる。ここに示した R_N は、実測値よりもやや過大評価している。というのは、 $\alpha=0.06$ と年間を通じて一定値としたこと、また水平面日射量 I_0 は北緯35°の値を用いたこと、さらには Brunt の式の定数は Ångström の値を用いたことによる。日照率は、中禅寺湖湖畔のデータであることから、ここではこれらの値を用いたことによる誤差については検討しなかった。年間の平均 R_N は、それぞれ1979年 $125\text{cal/cm}^2\cdot\text{d}$, 1980年 $96\text{cal/cm}^2\cdot\text{d}$, 1981年 $108\text{cal/cm}^2\cdot\text{d}$, 1982年 $93\text{cal/cm}^2\cdot\text{d}$ となり、各年により若干異なった。これは夏期の R_N の大きさの違いが、平均値に反映したものである。

新井・森¹⁾が、湯ノ湖湖畔でロビッチ日射計を用いて求めた R_N の年平均値を求めると、約 $101\text{cal/cm}^2\cdot\text{d}$ (1968年6月~1969年6月) となり、この値はおおむね今回得られた値と一致した。

顕熱交換による熱輸送量 H は、(6-3) 式²⁾から求めた。

$$H = h (\theta_{\text{surf}} - \theta_a) \quad (6-3)$$

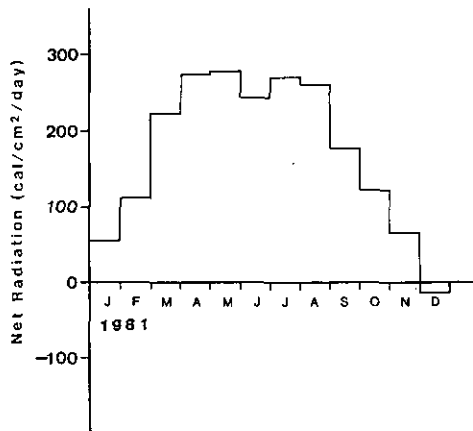


図 6.1 1981年における純放射量 R_N の季節変化

Fig. 6.1 Seasonal change of net radiation R_N in 1981

ここで、 h : 熱伝達係数 ($1.9 \times 10^{-4} \text{cal}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s} \cdot ^\circ\text{C})$)

θ_{surf} : 表面水温

θ_a : 気温

また、潜熱交換による熱輸送量 LE は、バルク法による (6-4) 式²⁾から求めた。

$$LE = \rho L \cdot f \cdot u (e_w - e_a) \quad (6-4)$$

ここで、 ρ : 水の密度

L : 蒸発の潜熱

f : 蒸発係数 (0.13)

u : 風速

e_w : 水面直上の水蒸気圧 (気温に対する飽和蒸気圧とした)

e_a : 大気の水蒸気圧 (相対湿度と飽和蒸気圧から求めた)

ただし、結氷していた1月~2月は H , LE ともゼロとした。一例として、1981年の H 及び LE を図6.2に示す。顕熱交換 H は、春先と秋から結氷する前までは、湖水から大気へ $20 \sim 100 \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ 程度放熱しているが、夏期には大気から $10 \sim 20 \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ 程度受熱した月もあった。年間を通してみれば、 $20 \sim 30 \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ 放熱していた。また潜熱交換 LE は、相対湿度が高くなる夏期にやや減少する傾向にあったが、年間を通じてほぼ一定であった。 LE は、4年間を通じて $20 \sim 50 \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ で蒸発により放熱していた。

次に、移流熱 A は (6-5) 式から求めた。

$$A = c \cdot \rho \cdot \frac{\sum_{i=1}^n (\theta_i \cdot q_i)_{\text{in}} - (\theta \cdot q)_{\text{out}}}{S_0} \quad (6-5)$$

ここで、 c : 水の比熱

ρ : 水の密度

$(\theta_i \cdot q_i)_{\text{in}}$: 湯ノ湖への流入水の水温と流量との積から求まる流入水熱量

$(\theta \cdot q)_{\text{out}}$: 湯滝からの流出水温と流量との積から求まる流出水熱量

S_0 : 湖表面積

である。

わき水の流量が多いことから、わき水の水温をいかに与えるかが問題となる。ここでは、処理場近くのヒノキダナからゆう出してくるわき水の水温で代表した。また水温の測定値がないときは、表3.7で示したわき水の平均水温である 7°C を用した。一例として、1981年の結果を図6.3に示す。11月中旬から4月末までは、 $10 \sim 80 \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ の移流熱によって湖水が加熱されるが、5月から11月中旬までは、逆に移流熱として湖水の熱量が奪われる結果となった。特に6月~8月にかけては、わき水の流入量の違いによって年度間でかなり異なったが、おおむね $200 \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ 前

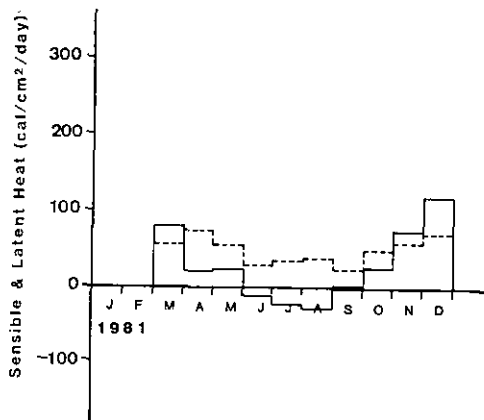


図 6.2 1981年における顕熱交換量 H 及び潜熱交換量 LE の季節変化
 Fig. 6.2 Seasonal change of sensible heat LE and latent heat H in 1981
 LE is shown by broken line, H is shown by solid line.

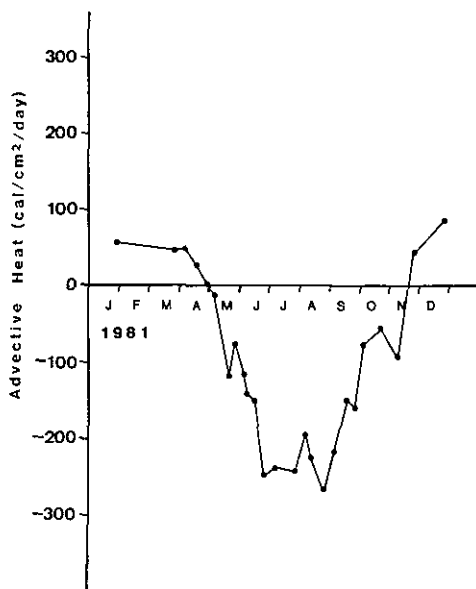


図 6.3 1981年における移流熱 A の季節変化
 Fig. 6.3 Seasonal change of advective heat A in 1981

後の熱量が、移流熱として湖外へ放出されることは注目されよう。しかも、この夏期における移流熱は、先に示した夏期の純放射量 R_N の $250 \text{ cal/cm}^2 \cdot \text{d}$ にほぼ匹敵する大きさであった。このように、わき水の流入によって夏期の水温はかなり抑えられることが示された。これは、新井・森¹⁾が示した結果と異なった。

また、湖水の貯熱量の変化速度 ΔQ は、(6-6) 式²⁾に基づいて算出した。

$$\Delta Q = c \cdot \rho \int_0^B \left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) dz = c \cdot \rho \sum_{i=0}^B S_i \left(\frac{\Delta \theta}{\Delta t} \right)_i \Delta z / S_0 \quad (6-6)$$

- ここで、 B : 湖の深さ
 $\frac{\partial \theta}{\partial t}$: 各深度における水温変化
 S_i : 各深度の面積
 S_0 : 湖表面積
 Δz : 各深度間の層厚

である。

ここでは、まず湖心で1m水深ごとに測定された水温データを2mごとに平均し、表1.1の各層の体積をかけ合わせて、各調査時において湯ノ湖全体に蓄積されていた熱量を求めた。1981年の結果を図6.4に示す。湖内の熱量は、8月末まで蓄積され続けたが、9月に入ると減少しはじめた。また夏期においては、4m以深に伝達される熱量はほとんど無視できるほど小さい。次に、湖内に蓄積された熱量を調査間隔日数と湖面積 S_0 で除して、 ΔQ を求めた。その結果と(6-1)式の右辺から求めた結果も合わせて図6.5に示す。実線で示したのが、湖内の水質観測に基づく実測値である。また破線で示したのが(6-1)式の右辺から求めた計算値である。若干、計算値の方

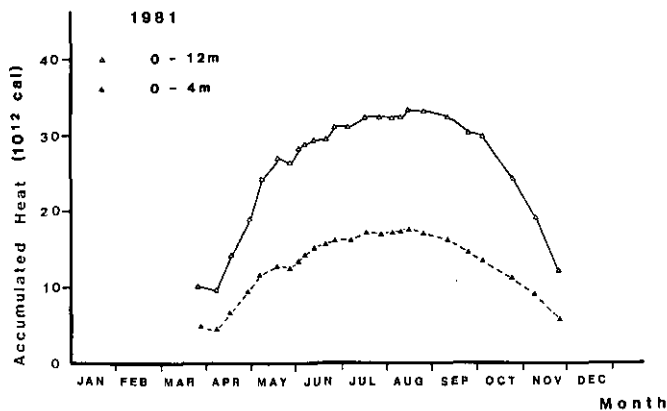


図 6.4 1981年における湯ノ湖全体の蓄熱量の季節変化

Fig. 6.4 Seasonal change of accumulated heat in Lake Yunoko in 1981

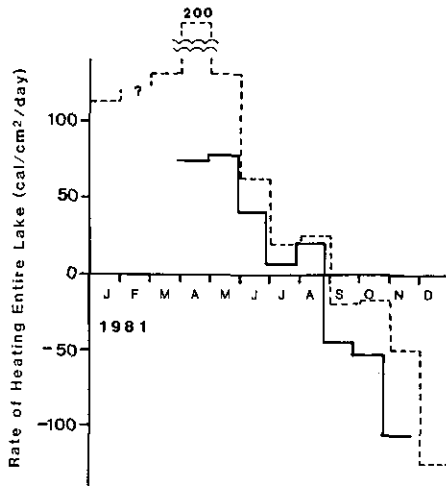


図 6.5 1981年における貯熱量の変化速度

Fig. 6.5 Seasonal change of rate of accumulated heat in Lake Yunoko

Observed data is shown by solid line. Monthly mean accumulation rate calculated by heat budget model is shown by broken line.

が実測値よりも高い値を示した。これは、 R_N の過大評価によるのかもしれない。しかし、おおむね実測値と計算値は同様に季節変動することが示された。 ΔQ は、年によって若干異なるが、少なくとも5月まではプラス側であるが、6月～8月にかけては、 $\pm 20 \sim 40 \text{ cal/cm}^2 \cdot \text{d}$ という大きさで変動し、平均的にはゼロに近い値を示した。すなわち、貯熱量が増加するのは5月までで、その後6月～8月にかけては、湖内の水温がほとんど上昇しないことを意味する。これは、 7°C 前後のわき水の流入による移流熱の効果が大きいためである。また9月以降急激に貯熱量が減少しはじめ、11月及び12月で放熱による熱損失速度が最大になった。湯ノ湖の特徴として水温躍層が、他の湖沼と比べ非常に浅い水深にあることを述べた。これは、6月～8月においては移流熱の影響が大きく、 ΔQ がほぼゼロになるために、表水層の水温が上がらず、躍層の位置が下方に行かないことによると考えられる。

6.2 溶存無機イオンの収支

湯ノ湖における物質収支を明らかにする上で、問題となるのは、わき水による窒素やリンなどの流入負荷量である。わき水の流入水量は水収支調査の中で明らかにされたが、問題はその水質である。我々が現在、わき水として掌握できるのは、湯元処理場西側にあるヒノキダナからゆう出してくるわき水のみである。ここでは、窒素、リンに比べ、粘土粒子等の無機物に吸着しにくく、しかも現存量に対して生物に取り込まれる量が極めて少ない溶存無機イオンとして、Na, Mg,

Ca, K, Cl, SO₄に着目してこれらのイオンについて収支を明らかにした。すなわち、ヒノキダナからのわき水の水質を湯ノ湖に流入するわき水の代表水質とした場合に、これらの各溶存無機イオンについて収支がとれるかどうかについて検討した。一般に停滞期には水質が鉛直方向に異なった分布を示し、平均値のとり方に誤差を生じやすいことや、流入水が入り込む位置が複雑となるので、ここでは、循環期において収支をとることにした。また3.1.2の湖内水質で示したように、ここで取り上げた溶存無機イオンは、年間を通じて変動が小さいと考えられる。CaやSO₄は、これらのイオンの中でも沈殿しやすい物質である。ちなみにCaの沈殿速度は表5.3に示すように100 mg/m²・d前後であるので、放流水及び大ドブからの平均流入量(表3.4及び表3.6参照)に比べると沈殿する量ははるかに小さい。また底泥からの溶出速度も表4.11に示すように沈殿速度よりやや小さい値を示した。このように溶存無機イオンの収支をとる上で、水-底泥間の交換は無視できると考えられるので、ここでは各溶存無機イオンの流入量と流出量とを比較することにした。春期循環期として1982年4月22日、5月10日及び秋期循環期として11月6日、12月3日の水質データを用いた。なお、流入水としては大ドブ、処理場放流水、わき水を取り上げた。降水中の溶存無機イオンは、いずれも非常に低濃度であることと、流入水量としてはわき水に比べるとはるかに少ないことから、ここでは無視した。流出は湯滝のみである。

表6.1に各溶存無機イオンの流入・流出量について、4月22日と12月3日の結果をまとめた。各無機イオンによって(流出量/流入量×100)で示される流出率が78~161%と変化した。特にClはいずれの調査結果も流出率が137%~161%とここで示したイオンの中で最も高い値を示した。またKも流出率が111~143%と若干高い値を示した。Naは98~110%の範囲にあり、おおむね流入量と流出量が一致していた。Mg, Ca, SO₄は、流入量の方が流出量よりも10~30%程度多かった。このように各イオンとも流入量と流出量がおおむね一致していると考えられる。ただClとKの流出率が若干高くなったのは、湖内ゆう泉や小ドブなどを通じて自然ゆう泉が、湖内に流入してくる量を考慮しなかったことによると考えられる。表1.4に示すようにゆう泉水中のClやK濃度が高いため、わずかな流量でも物質収支に影響を与えることが予想される。新井⁹⁾は、湯ノ湖北東岸にある湖内ゆう泉の泉量を0.01~0.1m³/sのオーダーと見積もった。また著者らが1982年春期(4月22日、5月10日)に行った湯ノ湖表層水の水平分布調査結果は、湯ノ湖北東域の表面湖水(レストハウス前)のCl濃度が、湖心の表層水と比べると20%程度高い値を示した。これは、ゆう泉等の流入があることを示唆するものである。そこで仮に0.01m³/sの自然ゆう泉量があるとすれば、表1.5よりClについては流出率が90~110%の範囲になる。Kの流出率についても83~110%の範囲になり、おおむね流入量と流出量とが一致する。その他のイオンについては、流出率が70~80%になり流入量が若干高めになる。しかしながら、自然ゆう泉量については不十分なデータしかないので、今後の検討課題としたい。いずれにせよ、溶存無機イオンについて収支をとった結果、ヒノキダナのゆう水を湯ノ湖に流入するわき水の代表水質として扱ってもよいと考えられる。

表 6.1 湯ノ湖における溶存無機イオンの収支
Table 6.1 Budgets of major ions in Lake Yunoko

22. Apr. 1982.			
item	Input(kg/d)	Output(kg/d)	Output/Input * 100
Na	575	565	98
Mg	133	104	78
Ca	945	825	87
K	93	99	106
Cl	238	325	137
SO ₄	1870	1540	82
3. Dec. 1982.			
item	Input(kg/d)	Output(kg/d)	Output/Input * 100
Na	795	854	107
Mg	209	167	80
Ca	1380	1240	90
K	141	184	130
Cl	281	440	156
SO ₄	2650	2110	80

6.3 窒素及びリンの収支

6.3.1 窒素及びリンの流入・流出量

湯ノ湖における窒素及びリンの流入・流出量について、ここでは、その季節変化の概略と各年度間の負荷量 (kg/d) の比較を行った。また T-N 及び T-P の他に、利用可能な窒素及びリンとして、それぞれ TIN 及び PO₄-P を対象とし、これらの負荷量を求めた。流入負荷源は、湯元終末処理場放流水、大ドブ、わき水とした。なお、降水による湖面への直接負荷や湖内源泉による負荷は以下の理由で省略した。前者については、降水データ及びその水質データ数が少なく不十分であること。さらにこれまで得られたデータに基づいて湖面への負荷を概算すると、窒素で 1 kg/d、リンで 0.1kg/d のオーダーで処理場負荷に比べるとはるかに小さい。また後者については、6.2 で述べたように、湖内ゆう泉量の評価が不十分なことと、湖内ゆう泉を考慮しなくともおおむね主要な溶存無機イオンでは収支がとれることから、ここでは省略した。

まず T-N の流入負荷量を図 6.6 に示す。図 6.6 の破線は処理場負荷を示している。各年とも流入負荷は、一年のうちで 5 月～10 月に高い値を示した。また処理場からの負荷はおおむね宿泊客数の季節変動に対応していた。1979 年 10 月、1981 年 8 月、1982 年 8 月のピークは、いずれも大雨後、わき水からの流入負荷の増大によるものである。

TIN の流入負荷量の季節変化を図6.7に示す。破線は処理場負荷を示している。T-N と同様、いずれの年も5月～10月に高くなる傾向が認められた。特に1981年と1982年とは、季節変動パターンと負荷量の数値がよく一致した。処理場負荷が9月に減少して10月に増加する傾向は、湯元の宿泊客数とよく対応した。また降水量が比較的少なかった1980年と比べると、1979年10月、1981年5月～10月、1982年8月～10月においては、全流入負荷と処理場負荷との差が大きくなった。これはわき水の流入負荷の増大による。

図6.8に示す湯滝からの流出量は、1979年と1980年が、また1981年と1982年とが比較的よく似た季節変動を示した。1979年及び1980年は、9月～10月にかけてピークが認められるが、これは停滞期からの移行期に深水層に蓄積されていた $\text{NH}_4\text{-N}$ が、表水層まで輸送され、表水層の窒素が湯滝から流出したものである。1981年及び1982年の5月～10月に高くなる傾向は、流入負荷とよく対応していた。また流入負荷ほど顕著ではないが、1981年、1982年8月の豪雨に伴うピークが認められた。

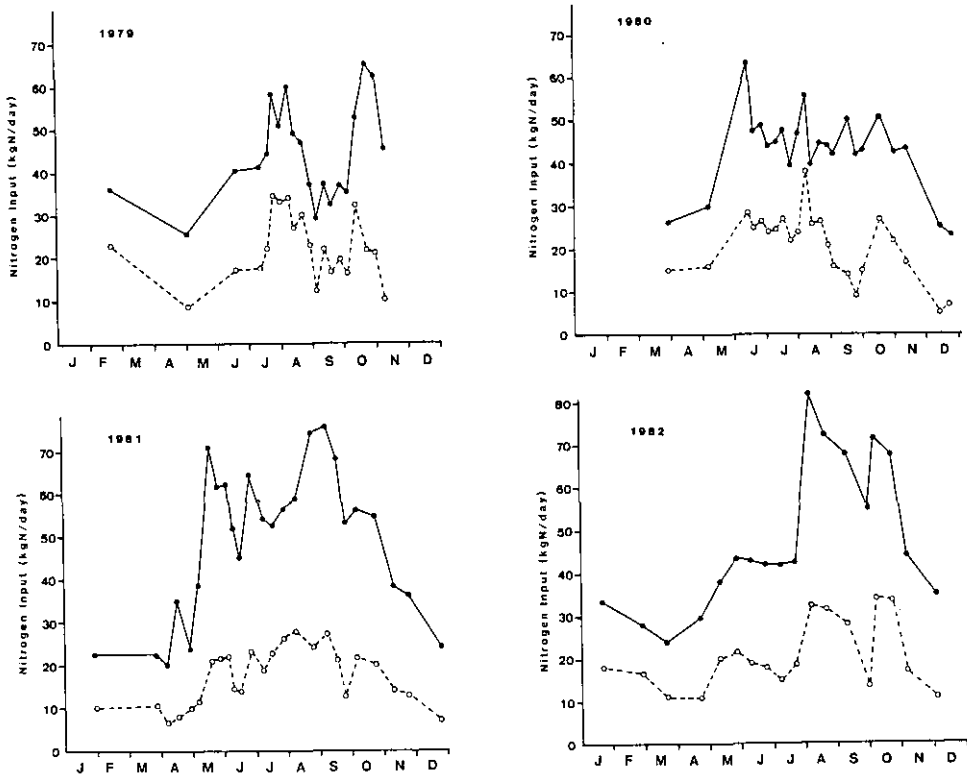


図 6.6 T-N 流入負荷量

Fig. 6.6 Total nitrogen input (kg/d)

Total input loading is shown by solid line.

Input loading from wastewater treatment plant is broken line.

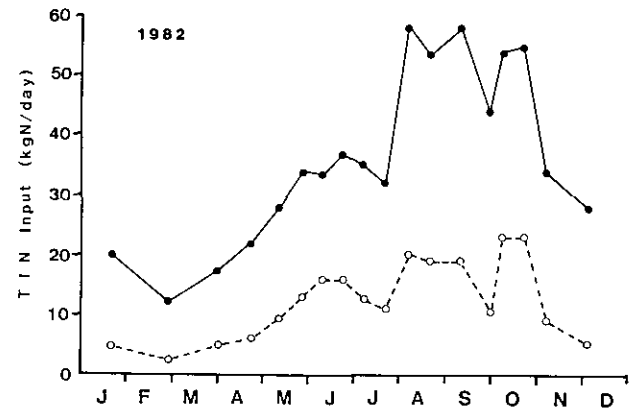
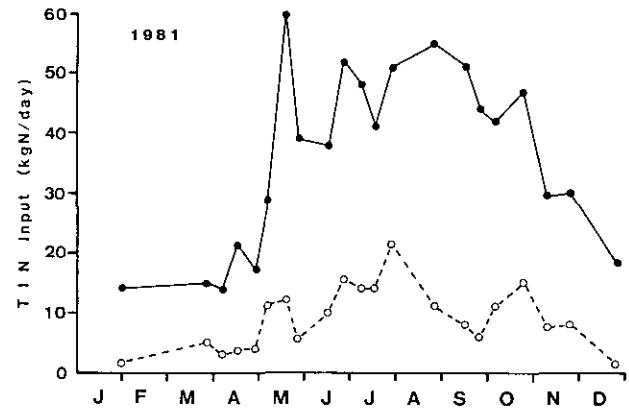
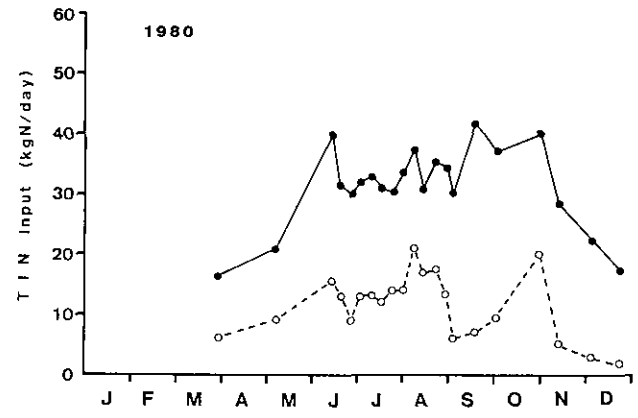
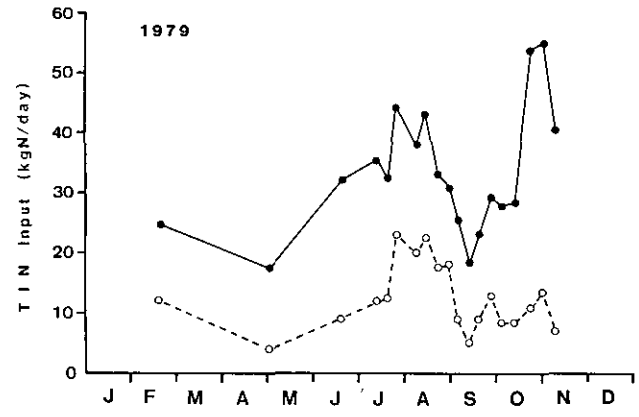


图 6.7 TIN 流入负荷量

Fig. 6.7 Total inorganic nitrogen input (kg/d)
Total input loading is shown by solid line.

Input loading from wastewater treatment plant is broken line.

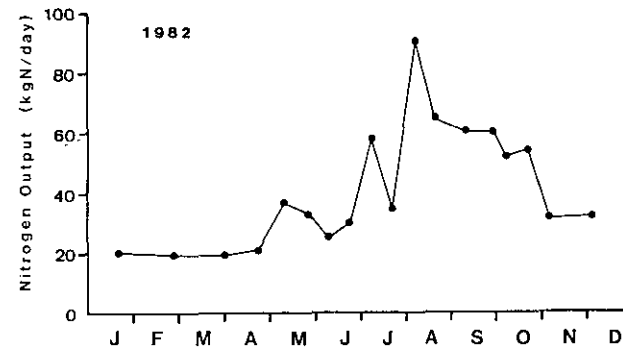
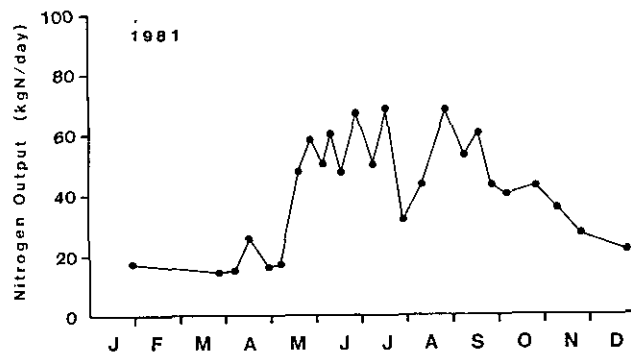
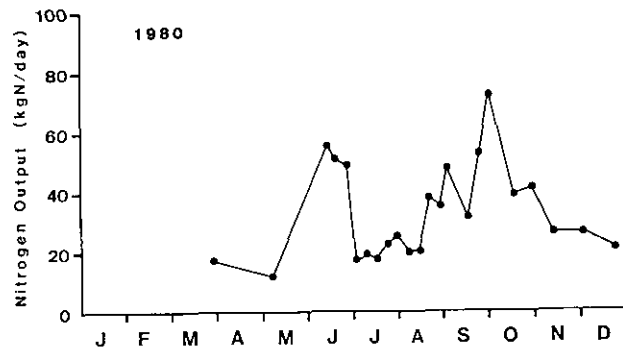
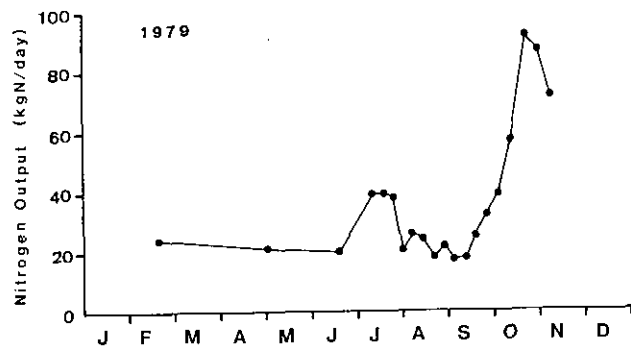


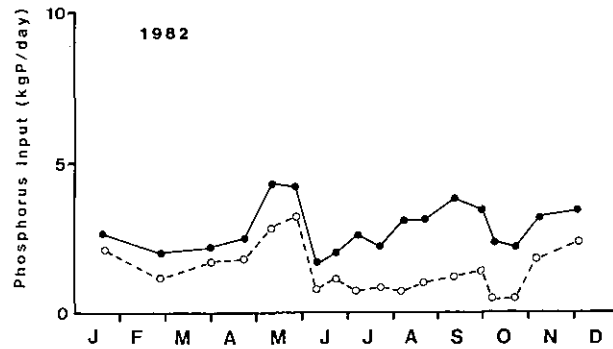
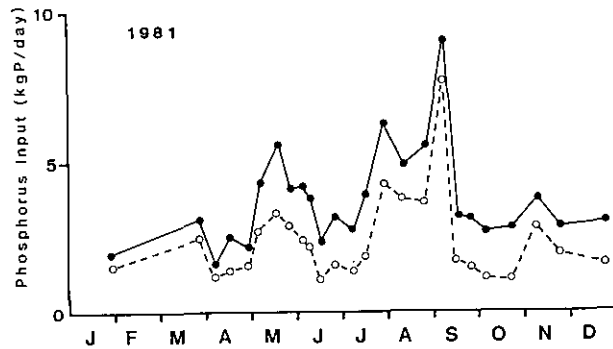
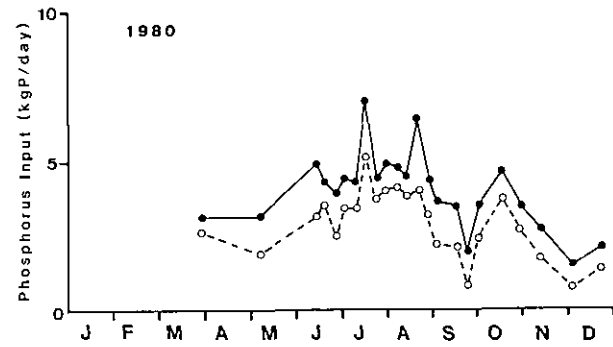
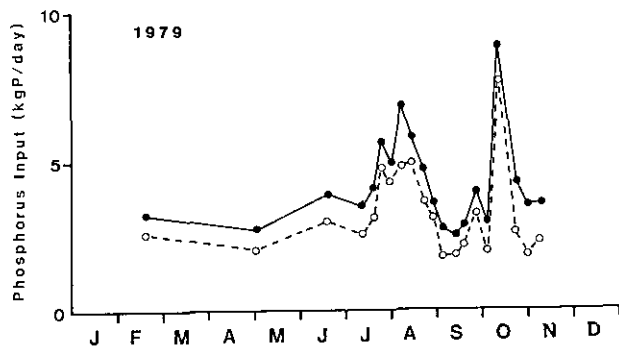
図 6.8 湯滝からの T-N 流出量
Fig. 6.8 Total nitrogen output (kg/d)

次に、T-Pの流入負荷の季節変動を図6.9に示す。1979年から1981年までは、破線で示した処理場負荷が全流入負荷の大半を占めていたので、全流入負荷は宿泊客数に対応して夏と秋に高くなる変動を示した。1982年においては、6月以降リンの三次処理によって処理場からのリン負荷が急激に減少し、ほぼ1 kg/d以下で10月末まで一定値を示した。それに伴い、全流入負荷も夏と秋のピークが認められなくなった。また、1981年のうちで処理水質が良好であった10月には、1979年及び1980年にみられるピークが消失した。図6.10に PO_4 -Pの流入負荷の季節変動を示す。1979年と1980年は2月を除けば、変動傾向だけでなく負荷量が2～3 kg/dの範囲にあり、よく一致した。5月から10月までは、破線で示した処理場からの流入負荷が全流入負荷の大半を占めた。1981年及び1982年では、6月以降処理場からの PO_4 -P負荷が急激に減少した。これはリン凝集剤の添加効果である。全流入 PO_4 -P負荷は、この処理場負荷が減少した分だけ減少して、2 kg/d前後で変動した。このように PO_4 -P負荷でみると、三次処理効果がより明確となった。図6.11に示す湯滝からの流出量は、流入リン負荷の変動傾向とは、必ずしも一致しなかった。特徴的なことは、1979年、1980年には、T-Nの流出と同様に移行期に高いピークが認められたが、1981年、1982年にはみられなかった。移行期の高いピークは、T-Nで述べたように、深水層から表水層に輸送されたリンが、湯滝から流出するものである。ところが、1981年及び1982年には図3.14で示したように、夏期停滞期の底層部に PO_4 -Pの高濃度域がほとんど形成されなかったため、循環期への移行期に生産層にリンが輸送されなかった。

以上、T-N、TIN、T-P、 PO_4 -Pの流入・流出量の季節変化について述べてきたが、これらの流入・流出量をそれぞれ表6.2、表6.3、表6.4、表6.5にまとめる。ここに示した負荷量(kg/d)は、各調査時に得られたすべての日負荷量を単純に平均したものである。以下、流入及び流出負荷源別に年度間の比較を行った。

まず、処理場からの流入負荷について述べる。4年間のT-N及びTIN負荷量は、それぞれ20～22 kg/d、9～12kg/dと大きな年変動はなかった。T-P負荷については、1979年が3.22kg/dと最も高く、次いで1980年2.86kg/d、1981年2.50kg/d、そして1982年1.42kg/dとなった。このように1982年は、三次処理対策以前の1/2以下に減少した。 PO_4 -P負荷は、1979年及び1980年は1.6、1.5 kg/dであったが、1981年及び1982年の三次処理対策が行われた年には、0.5kg/dと対策以前に比べ約1/3に減少した。1981年のT-P負荷が PO_4 -Pほど削減効果が認められなかったのは、汚泥が十分沈降分離できなかったため、凝集剤に吸着したリンが、そのまま湖へ流入したためと考えられる。1982年には、 PO_4 -PだけでなくP-Pも除去された。これは放流水の透視度が、1982年には1 m以上見える期間がかなり続いたが、1981年ではそれがごくわずかな期間であったことからもうかがえる。

大ドブからの流入負荷は、4年間のT-N及びT-P負荷量がそれぞれ1.8～2.6kg/d、0.32～0.46 kg/dの範囲にあったが、いずれも変動係数が50～100%とかなりバラツキがみられるので、4年間のT-N及びT-Pの負荷量に大きな差がないと考えられる。また、TIN及び PO_4 -P負荷はそ



☒ 6.9 T-P 流入負荷量

Fig. 6.9 Total phosphorus input (kg/d)

Total input loading is shown by solid line.

Input loading from wastewater treatment plant is broken line.

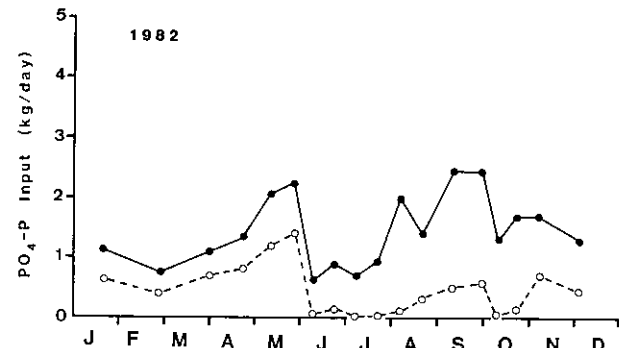
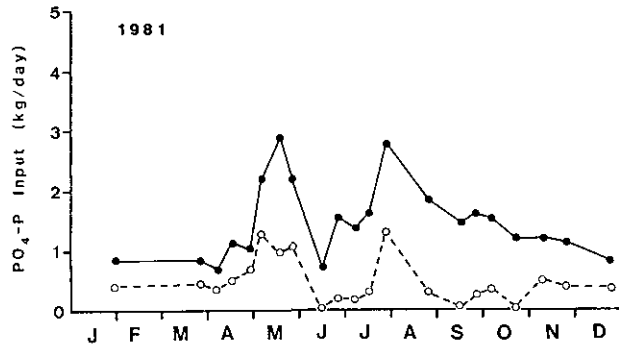
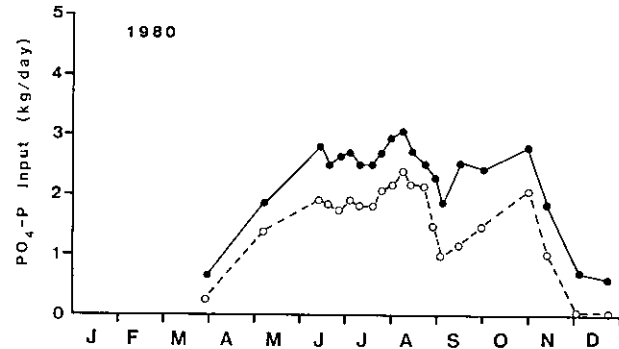
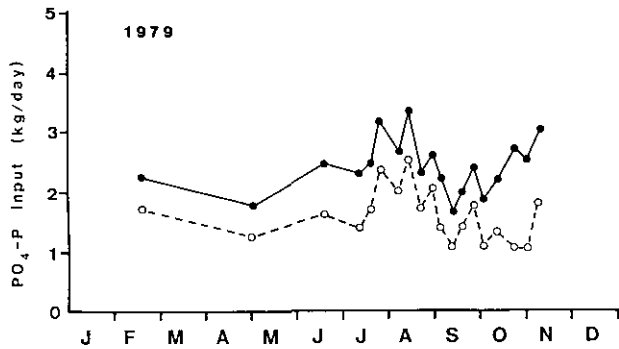


图 6.10 PO₄-P 流入负荷量

Fig. 6.10 PO₄-P input(kg/d)

Total input loading is show by solid line.

Input loading from wastewater treatment plant is broken line.

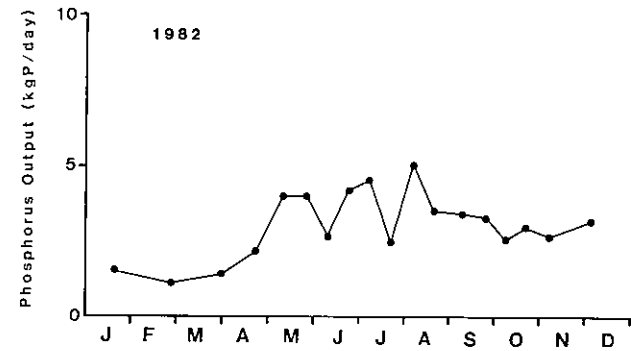
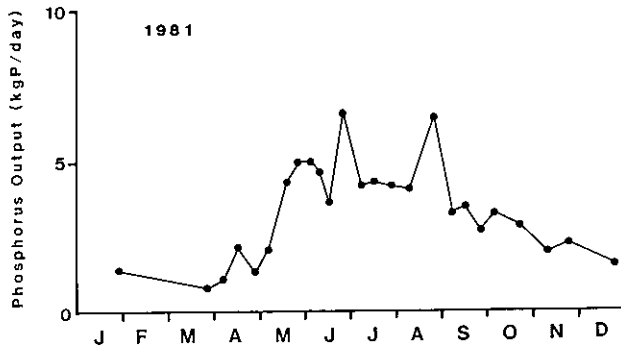
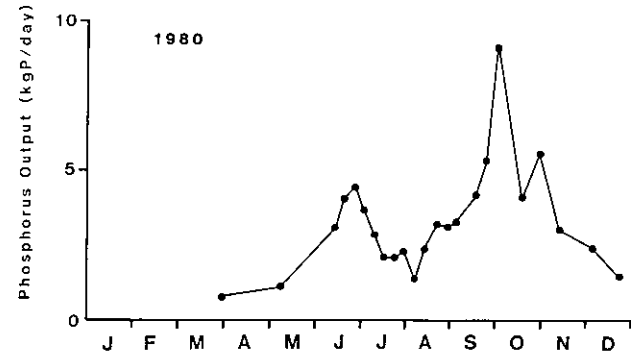
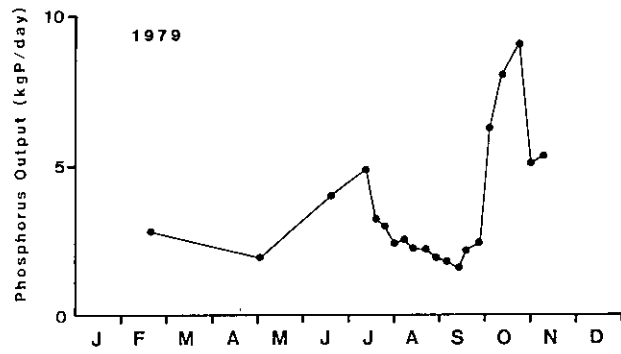


図 6.11 湯滝からの T-P 流出量
Fig. 6.11 Total phosphorus output (kg/d)

表 6.2 1979年～1982年における T-P 流入負荷量及び流出量
Table 6.2 Total phosphorus loading (1979-1982)

Year	Item	Effluent	Odobu	Groundwater	Total Input	Output
1979	No. of samples	20	20	20	20	20
	Max (kg/d)	7.77	1.58	1.40	8.75	9.12
	Min (kg/d)	1.81	0.06	0.39	2.52	1.56
	Mean (kg/d)	3.22	0.32	0.66	4.20	3.65
	C. V. (%)	45.8	100	44.1	37.7	59.0
1980	No. of samples	23	23	23	23	23
	Max (kg/d)	5.07	1.87	1.15	6.97	9.05
	Min (kg/d)	0.72	0.06	0.23	1.51	0.81
	Mean (kg/d)	2.86	0.46	0.65	3.96	3.25
	C. V. (%)	38.9	100	31.8	32.6	55.2
1981	No. of samples	35	36	26	25	36
	Max (kg/d)	7.77	1.09	1.78	9.02	9.00
	Min (kg/d)	0.89	0.09	0.28	1.62	0.78
	Mean (kg/d)	2.50	0.44	0.93	3.70	3.46
	C. V. (%)	53.7	61.9	46.7	43.4	40.5
1982	No. of samples	18	18	18	18	18
	Max (kg/d)	3.19	0.85	2.02	4.28	5.10
	Min (kg/d)	0.47	0.07	0.34	1.57	1.11
	Mean (kg/d)	1.42	0.36	1.01	2.80	3.04
	C. V. (%)	55.4	55.9	54.0	28.1	36.3

それぞれ1.0～1.2kg/d, 0.12～0.18kg/dと T-N や T-P と比べ、年度間の差が小さくなった。

わき水については、1979年及び1980年に測定した試料数が少ないため、1979年及び1980年のわき水中の T-N (TIN に等しい)、T-P (PO₄-P に等しい) は、表3.7の平均濃度を与えて負荷量を求めた。T-N 負荷は、1979年、1980年が20kg/d、1981年、1982年が23～27kg/dと1981年、1982年の方が20～30%高い値となった。T-Pについても全く同様に、1979年、1980年は0.66、0.65kg/dであったのが、1981年、1982年では0.9、1.0kg/dに増加した。これは、1981年及び1982年のわき水流入量が1979年及び1980年と比べ30%程度増加したことによる。

以上の各流入負荷を合計した年平均の全流入 T-N 負荷は、43～49kg/dの範囲にあるが、1981年及び1982年は、1979年、1980年に比べると若干高くなった。これは、わき水による TIN 負荷が増加したことによる。T-P の負荷についてみると、1979年が4.2kg/dと最も高く、1980年4.0kg/d、1981年3.7kg/d、そして1982年が2.8kg/dと減少した。PO₄-P 負荷は、1979年及び1980年が2.4、

表 6.3 1979年～1982年における PO₄-P 流入負荷量及び流出量
Table 6.3 PO₄-P loading (1979-1982)

Year	Item	Effluent	Odobu	Groundwater	Total Input	Output
1979	No. of samples	19	20	20	19	20
	Max (kg/d)	2.53	0.31	1.40	3.33	6.42
	Min (kg/d)	1.05	0.05	0.39	1.64	0.15
	Mean (kg/d)	1.60	0.13	0.66	2.40	1.36
	C. V. (%)	27.4	46.3	44.1	18.7	129.3
1980	No. of samples	21	23	23	21	23
	Max (kg/d)	2.40	0.29	1.15	3.05	5.49
	Min (kg/d)	0.01	0.02	0.23	0.61	0.00
	Mean (kg/d)	1.52	0.12	0.65	2.24	0.89
	C. V. (%)	46.5	58.6	31.8	33.1	134.5
1981	No. of samples	22	26	25	22	24
	Max (kg/d)	1.30	0.65	1.78	2.89	1.35
	Min (kg/d)	0.02	0.04	0.07	0.68	0.00
	Mean (kg/d)	0.47	0.18	0.87	1.45	0.45
	C. V. (%)	80.1	80.4	47.2	42.8	79.1
1982	No. of samples	18	18	18	18	18
	Max (kg/d)	1.39	0.27	1.61	2.47	1.09
	Min (kg/d)	0.03	0.02	0.26	0.57	0.09
	Mean (kg/d)	0.52	0.13	0.80	1.45	0.42
	C. V. (%)	84.6	56.3	49.1	41.7	65.0

2.2kg/dであったが、1981年及び1982年には1.5kg/dとかなり減少した。1981年及び1982年は、6月～10月まで凝集剤添加によるリンの三次処理対策が試験的に行われた。そこで、三次処理対策効果をより明確にするため6月～10月までのデータに限ってまとめてみた。

まず、処理場からの負荷についてみると、T-N 負荷は23-24kg/dと4年間ほぼ一定値を示した。TIN 負荷は、1979年～1981年が13kg/dと一定であったが、1982年には若干増加して17kg/dとなった。これは1982年において、放流水のT-Nに占めるO_{rg}-Nの割合が減り、NO₃-Nが増加したためである。特に1982年は、硫酸バン土や高分子凝集剤の添加によって汚泥濃度が高まり、汚泥滞留時間が長くなったために、硝化が進行したものと考えられる。T-P 負荷については、1979年、1980年が3.2～3.4kg/dであったが、1981年では2.7kg/d、1982年では0.9kg/dまで減少した。PO₄-P 負荷でみるともっと明りょうになる。すなわち、1979年及び1980年には1.6～1.8kg/dであったが、1981年及び1982年には0.29～0.31kg/dと1/5に減少した。

表 6.4 1979年～1982年における T-N 流入負荷量及び流出量

Table 6.4 Total nitrogen loading (1979-1982)

Year	Item	Effluent	Odobu	Groundwater	Total Input	Output
1979	No. of samples	20	20	20	20	20
	Max (kg/d)	34.5	10.2	42.0	65.4	91.2
	Min (kg/d)	8.5	1.0	11.7	25.4	17.1
	Mean (kg/d)	22.0	2.3	19.8	44.2	36.4
	C. V. (%)	35.3	86.5	43.9	25.5	62.3
1980	No. of samples	23	23	23	23	23
	Max (kg/d)	37.9	10.5	34.5	63.0	73.2
	Min (kg/d)	5.2	0.8	6.9	23.5	11.7
	Mean (kg/d)	20.7	2.6	19.5	42.7	32.8
	C. V. (%)	37.8	87.5	31.7	22.0	48.6
1981	No. of samples	35	36	26	27	36
	Max (kg/d)	31.5	9.2	47.9	75.5	68.7
	Min (kg/d)	6.6	0.6	8.4	19.9	13.5
	Mean (kg/d)	19.6	2.6	29.0	48.8	41.3
	C. V. (%)	36.9	62.6	40.3	34.1	38.4
1982	No. of samples	18	18	18	18	18
	Max (kg/d)	33.7	3.7	46.4	82.0	91.4
	Min (kg/d)	10.7	0.4	7.9	23.9	19.0
	Mean (kg/d)	20.5	1.8	25.3	47.6	41.1
	C. V. (%)	38.8	49.6	40.7	36.4	48.9

大ドブについては、年平均でみた場合とほとんど同様の結果となった。

わき水については、1979年及び1980年で20kg/dであった T-N 負荷が、1981年及び1982年には32～35kg/dと年平均でみるより差が大きくなった。T-P 負荷についても、1979年及び1980年は0.7 kg/dであったが、1981年及び1982年には1.2～1.3kg/dと2倍程度増加した。これはわき水の流入水量が1.5～1.8倍に増加したためである。

全流入負荷(6月～10月)でみると、T-N 負荷は、1979年及び1980年が46kg/d、1981年及び1982年が58kg/dと増加した。この増加分は、1981年及び1982年においてわき水の負荷が増加した量に相当する。T-P 負荷についてみると、1979年及び1980年が4.4kg/dであったが、1981年3.9kg/d、1982年2.6kg/dと、三次処理によるリン削減効果が表れたが、1981年及び1982年におけるわき水のリン負荷の増加分が、リン除去効果を一部キャンセルしてしまった。PO₄-P負荷でみると、1979年及び1980年は2.4～2.6kg/dであったが、1981年及び1982年には1.5kg/dと三次処理対策後1Kg/d

表 6.5 1979年～1982年における TIN 流入負荷量及び流出量

Table 6.5 Total inorganic nitrogen loading (1979-1982)

Year	Item	Effluent	Odobu	Groundwater	Total Input	Output
1979	No. of samples	19	20	20	19	20
	Max (kg/d)	23.0	2.7	42.0	55.1	23.1
	Min (kg/d)	3.9	0.4	11.7	17.3	0.0
	Mean (kg/d)	12.4	1.0	19.8	33.4	7.9
	C. V. (%)	44.7	57.4	43.9	25.5	87.2
1980	No. of samples	21	23	23	21	23
	Max (kg/d)	21.0	5.0	34.5	42.0	32.7
	Min (kg/d)	2.0	0.3	6.9	16.5	0.0
	Mean (kg/d)	11.4	1.0	19.5	31.2	6.3
	C. V. (%)	46.2	94.9	31.7	22.4	132.2
1981	No. of samples	22	25	26	22	22
	Max (kg/d)	21.4	3.7	46.4	59.9	28.7
	Min (kg/d)	1.3	0.4	8.4	13.9	1.2
	Mean (kg/d)	9.2	1.2	27.3	36.5	13.1
	C. V. (%)	57.6	57.6	39.4	40.6	67.2
1982	No. of samples	18	18	18	18	18
	Max (kg/d)	23.3	2.0	37.8	57.9	32.5
	Min (kg/d)	2.5	0.2	7.9	12.0	0.0
	Mean (kg/d)	12.5	1.0	22.8	36.3	13.2
	C. V. (%)	52.6	46.0	38.2	39.8	86.7

減少した。

次に、湯滝からの流出量（年平均）について述べる。T-N 流出量は、1979年及び1980年はそれぞれ36, 33kg/dであったが、1981年及び1982年には41kg/dと増加した。同様に TIN 流出量で見ても、1979年及び1980年にはそれぞれ8, 6kg/dであったが、1981年及び1982年には13kg/dと増加した。この1981年及び1982年における TIN の増加量は、T-N の増加分に匹敵する。またこの TIN 流出量の増加分は、1981年及び1982年にわき水からの TIN 流入負荷量が増加した分に匹敵する。すなわち、わき水からの TIN 流入負荷が増大した分は、湯滝からの T-N 流出量の増加分にあたる。T-P の流出量は、1979年から1982年の4年間で3.04～3.65kg/dと、データのバラツキを考えるとほとんど差がないと考えられる。ところが、PO₄-P 流出量で見ると、1979年1.36kg/d、1980年0.89kg/dであったのが、1981年及び1982年には0.42～0.45kg/dと1979年、1980年に比べ1/2～1/3に減少した。これは流入 PO₄-P 負荷が減少したことによると考えられるが、TIN の結果

を合わせると以下のようにも考えられる。すなわち、1979年及び1980年には、植物プランクトンの制限栄養塩が窒素であるカリンであるかがはっきりしなかったが、1981年及び1982年には少なくとも窒素よりもリンが制限栄養塩になったことを、3.1.3で指摘した。4年間における湯滝からの PO_4 -P及びTIN流出量の変化は、このことと一致すると考えられる。また流入負荷と同様に、湯滝からの流出量を6月～10月のデータに限ってまとめてみると、いずれの項目とも平均レベルでまとめた結果と同じ傾向であったが、数値が若干異なった。T-P流出量は、4年間で3.5～4.0 kg/dと大きな差がなかった。T-N流出量は、1979年及び1980年が36kg/dであったのが、1981年及び1982年には、それぞれ48kg/d、53kg/dと増加した。この増加分は、流入T-N負荷が1979年、1980年に比べて増加した11～12kg/dに、おおむね相当する。 PO_4 -P流出量は、1979年、1980年では1.1～1.4kg/dであったが、1981年、1982年には0.53～0.57kg/dと1/2以下に減少した。逆にTIN流出量は、1979年、1980年の6.4～7.3kg/dから1981年、1982年の15.5～18.4kg/dと、TINとして流出する量が2倍以上増加した。

6.3.2 窒素及びリンの現存量

窒素及びリンの収支をとるためには、湖内における窒素及びリンの現存量の蓄積速度を知る必要がある。ここでは、湯ノ湖における窒素及びリンの現存量について、その季節変化の概略を述べるとともに、各季節ごとにおける現存量の蓄積速度を求めた。窒素やリンなどの現存量は、1980年を除けば、水深0 m、2 m、4 m、6 m、8 m、11mの各水質を用いて算出した。具体的には、8 m水深までは2 m水深ごとに平均濃度を求め、表1.1で示した各水深間の体積を乗じた。なお8 m～12m水深については、8 mと11mの平均濃度に $0.556 \times 10^6 m^3$ を乗じた。1980年は0～4 mの平均濃度に $1.23 \times 10^6 m^3$ 、また4～11mの平均濃度に $1.39 \times 10^6 m^3$ を乗じて、湖内における窒素及びリンの現存量を求めた。

図6.12にT-Nの現在量の季節変化を示す。実線が湖内全層(0～12m層)における現存量で、破線が湖内全域の生産層(0～4 m層)における現在量を示し、両者の差が分解層(4～12m層)に当たる。まず生産層についてみると、各年ごとに若干異なった。その特徴を列挙すると、1979年には8月上旬と10月中旬にピークがみられた。1980年には6月中旬と9月中旬にピークがみられた。これらのピークのうち秋期のピークは、いずれも停滞期から循環期への移行期において深水層中の栄養塩が表水層まで輸送されたためである。1981年は春以降一貫して緩やかな減少傾向にあった。1982年には全く季節変動がなく一定値を示した。湖内全層についてみると、年度間の差が大きい。すなわち、1979年及び1980年には夏期に一つの大きなピーク(最大現存量として、それぞれ2057kgN、2076kgN)がみられたが、1981年及び1982年にはそのようなピークが全く認められなかった。

図6.13にT-Pの現存量の季節変化を示す。おおまかな傾向としては窒素と同様であった。まず生産層内の現存量をみると、1979年及び1980年の秋期ピークは、窒素と同様に深水層から表水層

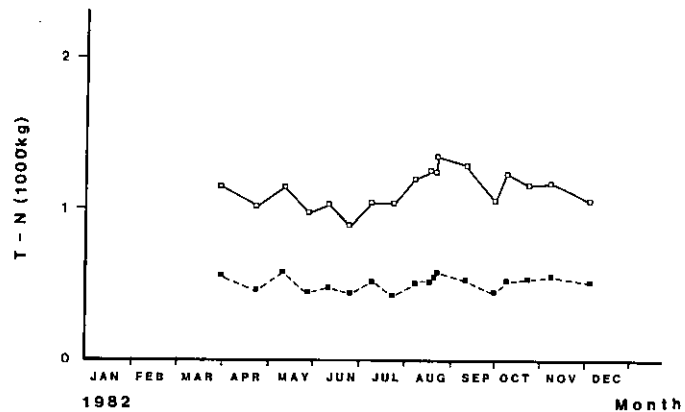
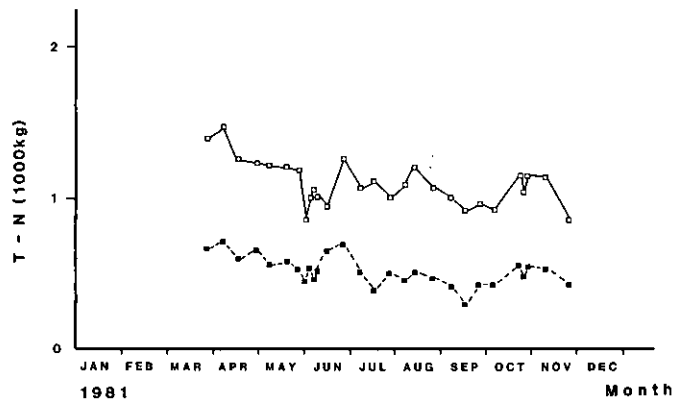
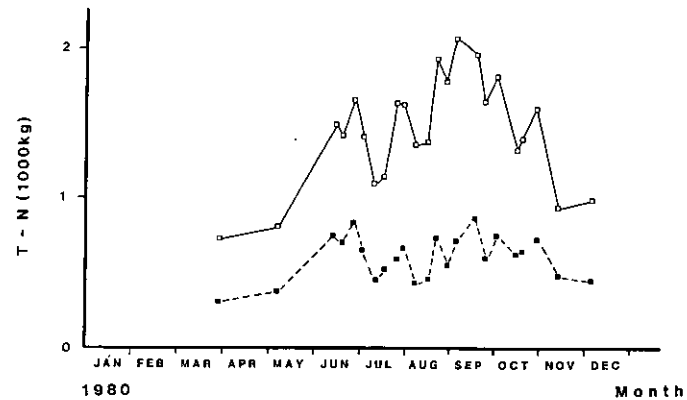
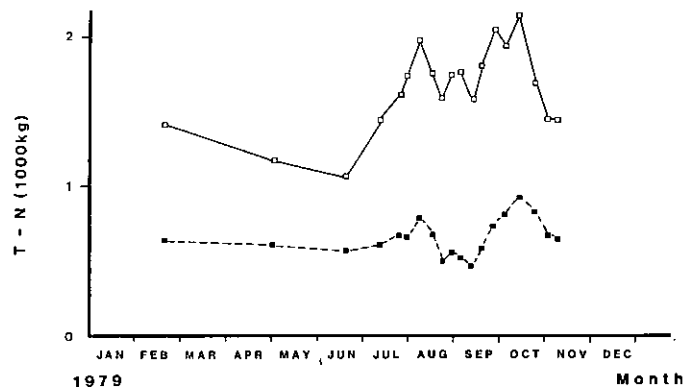


図 6.12 T-N の現存量

Fig. 6.12 Total nitrogen content (kg)

T-N in the entire lake(0-12m) is shown by solid line.

T-N in productive zone(0-4m) is shown by broken line.

まで栄養塩が輸送された結果を示している。1981年にはそのようなピークが認められず、1979年及び1980年よりも低い値でほぼ一定を示したが、1982年に至っては、7月以降8月末まで減少し、その後10月末まで一定値を示した。湖内全層についてみると、1979年及び1980年は停滞期の終わりまでリンの現存量が増加し続け(最大現存量として、それぞれ337kgP、253kgP)、その後急激に減少した。1981年は年間を通じてほぼ一定で季節変動を示さなかった。1982年には生産層と同様に6月末から8月中旬まで減少し、それ以降はほぼ一定値を示した。

以上のように、窒素及びリンとも4~12m層において年度間の大きな差が生じた。これを明確に示したのが、図6.14、図6.15である。すなわち、窒素、リンとも1979年及び1980年は底泥からの溶出により停滞期間中はほぼ一貫して増加したが、移行期にはいると、増加の速度よりも2~3倍も急激に減少した。ところが、1981年及び1982年には、このような底泥からの溶出に基づくピークが全くなかった。仮に1979年及び1980年におけるピークは、すべて底泥からの溶出によるとすると窒素の溶出速度は、1979年6月19日~8月7日で $55\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、1980年7月10日~9月4日で $50\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ となる。またリンの溶出速度は、1979年6月19日~8月28日で $7.9\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、1980年6月13日~8月7日で $6.4\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ を得る。これらの値は、停滞期において直線的に増加した時期のみを対象にしたもので、最大溶出速度としてとらえるべき数値である。また、第4章の湖心底泥からの溶出調査で得られた値と比較すると、窒素ではおおむね一致した値となるが、リンについては直上水のDOをゼロとしたときよりも若干大きな値を示した。この相違は、第4章では $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出として扱ったために、過小評価したものと考えられる。しかしながら、窒素については、湖心での溶出速度は他の地点、例えばSt.3と比べると大きな値を示すので、4m以深の平均溶出速度としての $50\sim 55\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ はかなり大きな値である。

次に各季節ごとに窒素及びリンの現存量の平均値とその季節内での窒素及びリンの蓄積速度を求めた。ここでは、各季節を第5章と同様に、春期循環期、夏期停滞期、停滞期から循環期への移行期、秋期循環期に分類した。また各季節ごとの蓄積速度は、回帰直線の傾きとした。窒素及びリンの結果を表6.6及び表6.7に示す。ここで示した現存量の平均値は、先程述べた現存量の季節変化特性をよく表している。また窒素及びリンの蓄積速度は、流入・流出負荷や沈殿、溶出の影響を受けているので、ここでは表にまとめるまでとし、これらの結果を次の物質収支の計算に使用した。

6.3.3 窒素及びリンの収支

湯ノ湖における富栄養化対策をより効果的なものにするためには、窒素及びリンの収支を明らかにすることが必要となる。すなわち、湯ノ湖全体の栄養塩収支の中で、流入・流出量及び沈殿・溶出量の影響を位置付け、湯ノ湖における窒素及びリンの循環の特性を引き出すことが必要となる。既に栃木県公害研究所⁴⁾によって、1973~1974年における窒素及びリンの流入・流出負荷量が、また手塚⁵⁾によって、窒素の年間流入・流出負荷量が明らかにされた。しかしながら、いずれも沈

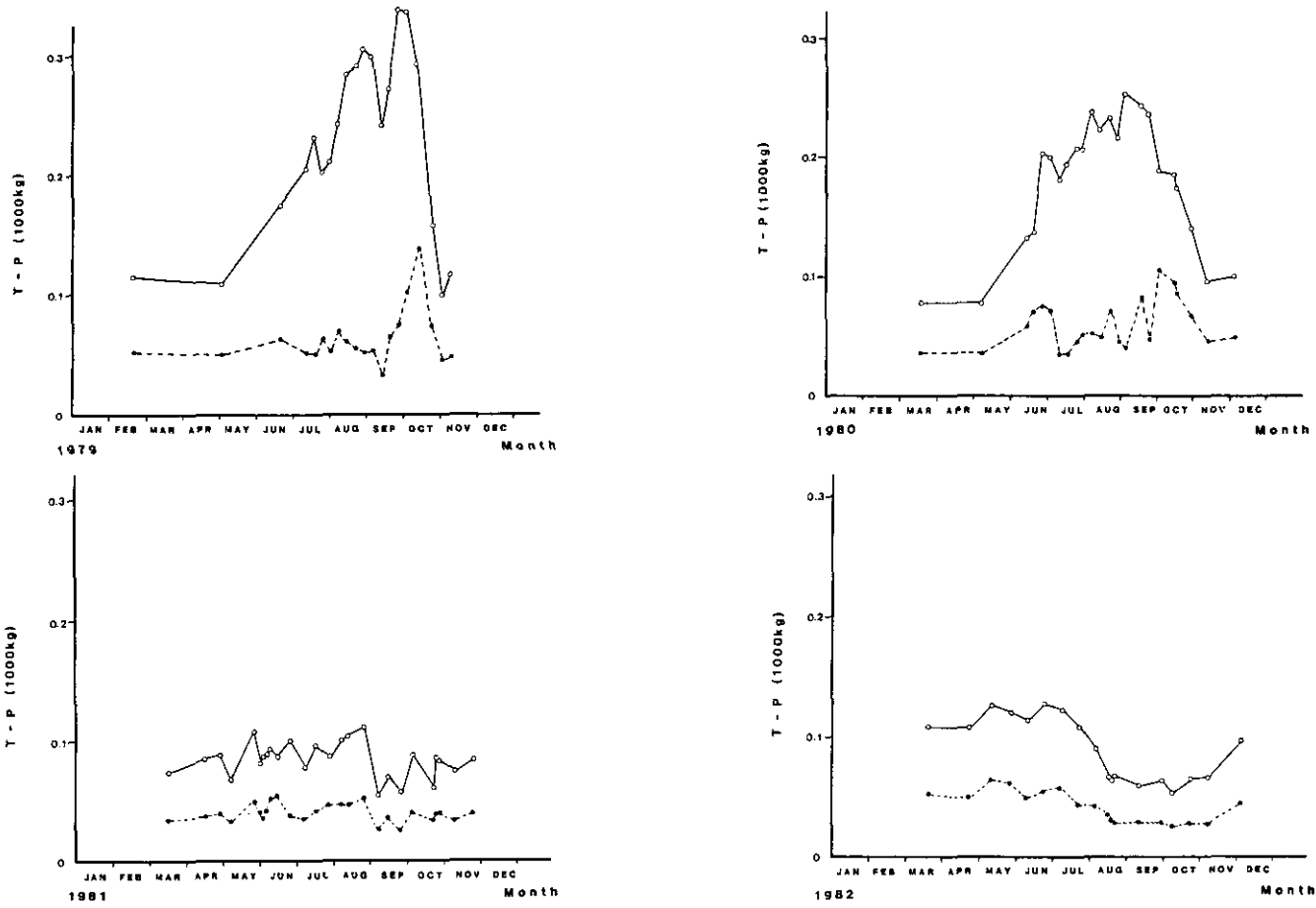


図 6.13 T-P の現存量

Fig. 6.13 Total phosphorus content(kg)

T-P in the entire lake(0-12m) is show by solid line.

T-P in productive zone(0-4m) is shown by broken line.

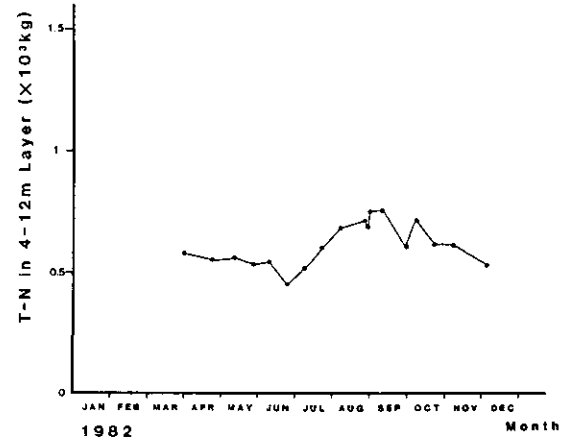
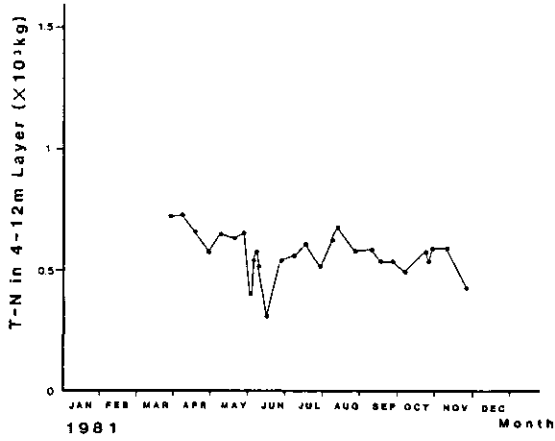
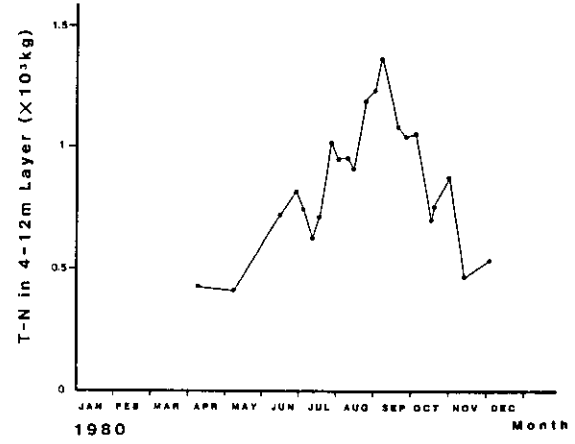
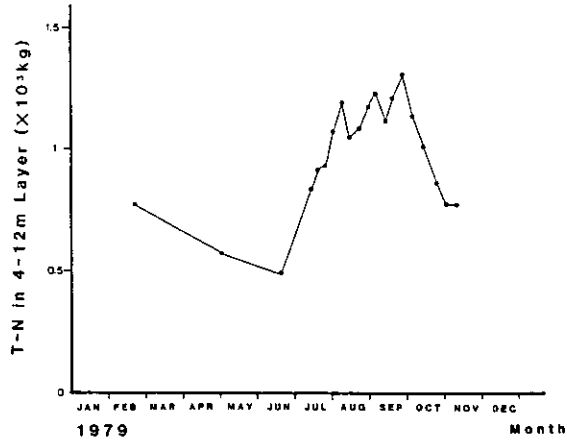


図 6.14 分解層における T-N の現存量

Fig. 6.14 Total nitrogen content(kg) in decompositive zone

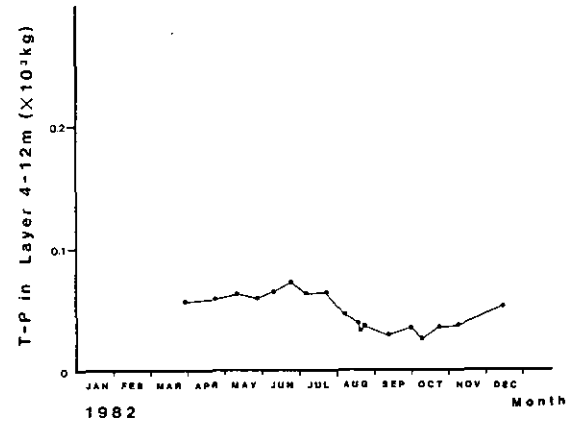
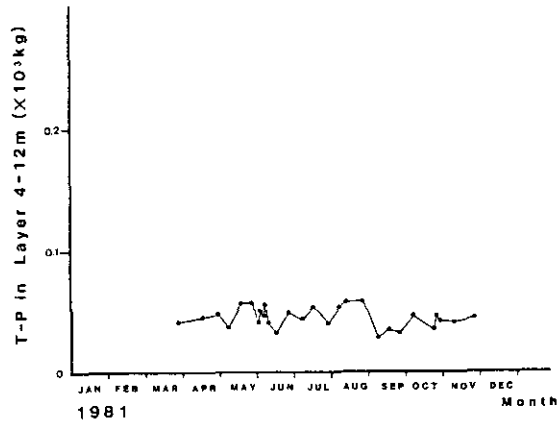
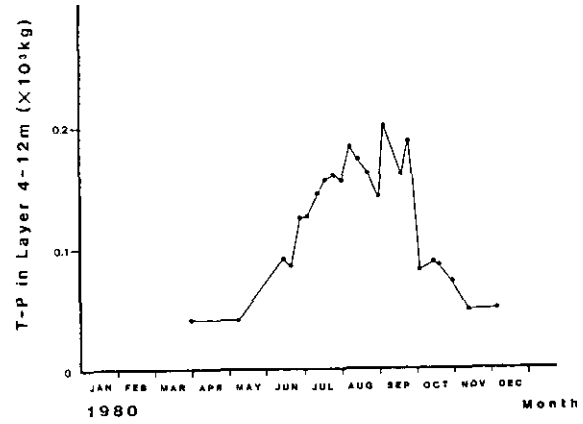
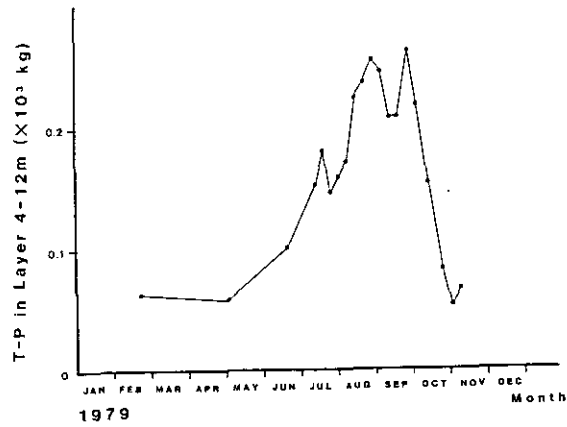


図 6.15 分解層における T-P の現存量
Fig. 6.15 Total phosphorus content (kg) in decompositive zone

表 6.6 各季節ごとの T-N の現存量及び蓄積速度 (1979年—1982年)

Table 6.6 T-N content and rate of T-N accumulating in Lake Yunoko (1979—1982)

Date	0 - 4 m		4 - 12 m		0 - 12 m	
	Content (kgN)	Rate (kg/d)	Content (kgN)	Rate (kg/d)	Content (kgN)	Rate (kg/d)
1979						
2/20-6/19	608	-0.515	613	-2.37	1221	-2.90
6/19-9/18	606	-1.18	1029	6.84	1635	5.66
9/26-10/12	825	11.2	1156	-18.7	1981	-7.5
10/12-11/8	770	-10.7	858	-9.27	1629	-20.0
1980						
3/28-6/13	488	5.89	524	3.77	1011	9.67
6/13-8/29	618	-2.51	887	6.63	1505	4.13
8/29-10/16	687	0.219	1082	-10.2	1769	-9.94
10/16-12/3	575	-5.05	664	-6.49	1239	-11.5
1981						
3/26-6/4	579	3.13	600	-2.93	1173	-5.85
6/4-8/14	519	-0.004	532	2.30	1052	-2.30
8/14-10/5	457	-1.65	578	-2.99	1036	-4.62
10/5-11/24	498	-0.044	550	-1.03	1048	-1.48
1982						
3/31-5/26	523	-1.15	561	-0.7247	1083	-1.86
5/26-7/21	474	-0.071	537	0.857	1011	0.764
7/21-10/7	522	0.156	697	0.398	1219	0.562
10/7-12/3	541	-0.002	624	-2.93	1165	-0.292

表 6.7 各季節ごとの T-P の現存量及び蓄積速度 (1979年—1982年)

Table 6.7 T-P content and rate of T-P accumulating in Lake Yunoko (1979-1982)

Date	0 - 4 m		4 - 12 m		0 - 12 m	
	Content (kgP)	Rate (kg/d)	Content (kgP)	Rate (kg/d)	Content (kgP)	Rate (kg/d)
1979						
2/20-6/19	55.8	0.0944	77.5	0.356	134	0.450
6/19-9/18	56.1	-0.101	191	1.32	248	1.23
9/26-10/12	110	4.02	212	-6.87	222	-2.85
10/12-11/8	76.9	-3.44	89.3	-3.36	166	-6.82
1980						
3/28-6/13	44.3	0.286	58.8	0.665	103	0.949
6/13-8/29	55.7	-0.204	145	1.10	201	0.901
8/29-10-16	68.9	1.06	152	-2.03	221	-0.972
10/16-12/3	62.1	-0.759	65.8	-0.788	128	-1.54
1981						
3/26-6/4	41.8	0.109	47.7	0.0968	89.4	0.204
6/4-8/14	48.6	-0.0969	49.6	0.0068	98.2	-0.0902
8/14-10/5	38.8	-0.291	42.8	-0.365	81.6	-0.650
10/5-11/24	36.5	0.0262	42.0	-0.0228	78.8	0.0125
1982						
3/31-5/26	57.4	0.194	58.8	0.0667	116	0.253
5/26-7/21	54.1	-0.180	64.8	0.0686	119	-0.107
7/21-10/7	33.6	-0.184	38.1	-0.345	71.7	-0.529
10/7-12/3	33.3	0.291	38.0	0.428	71.3	0.730

殿・溶出量については検討されなかった。また湯ノ湖は、夏期に顕著な水温躍層を形成して停滞する湖で、深い湖沼の特性を有して、なおかつ富栄養化の進行が著しいという特徴をもつ。ここでは、湯ノ湖にとって特徴的である夏期停滞期を中心として、各季節ごとに窒素及びリンの収支を、以下に述べる考え方に基づいて明らかにした。

物質収支をとるための近似的な手段として、湯ノ湖の形状を考慮した2ボックスタイプのモデルを図6.16に示す。Box 1は0～4 m層で生産層に相当する。またBox 2は4～12m層で分解層とした。各記号は次のとおり。

V_1 及び V_2 : Box 1 及び Box 2 の体積

C_1 及び C_2 : Box 1 及び Box 2 における平均濃度

I_w : 処理場からの流入負荷量

I_o : 大ドブからの流入負荷量

I_g : わき水からの流入負荷量

O : 湯滝からの流出量

R_1 : 生産層の底泥からの溶出速度

R_2 : 分解層の底泥からの溶出速度

S_1 : 生産層からの沈殿速度

S_2 : 分解層からの沈殿速度

A_0 : Box 1 の底面積 (ここでは、湖表面積とする)

A_4 : Box 2 の底面積 (ここでは、4m 水深における湖面積とする)

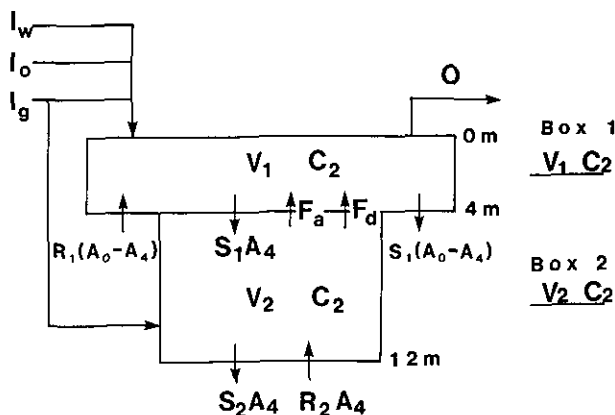


図 6.16 湯ノ湖における物質収支をとるための2ボックスモデル

Fig. 6.16 Scheme of the 2-Box model for mass balance in Lake Yunoko

このような2ボックスモデルを用いる場合、問題となるのが、流入及び流出水の位置である。流入水としての大ドブ、処理場放流水については、これらの流入水温と湖の水温との関係及びこれらの流入口の位置を考慮すれば、年間を通じて Box 1 の方に流入すると考えてよい。また湯滝からの流出水は、流出水温と流出箇所から判断すると Box 1 から流出すると考えられる。しかしながら、わき水は流入箇所が不明なと、流入水温が年間を同じてほぼ7℃であることから、各季節によっていろいろな流入のしかたが考えられる。特にどの Box にわき水が流入するのかが問題になるのは、夏期停滞期と循環期への移行期である。停滞期及び移行期の深水層の水温は、10℃～11℃でありわき水の流入水温よりも高い。したがって、Box 2 の方に入るのが妥当と考えられるが、3.1.4で示したように、溶存無機イオンの鉛直分布から4 m～6 m水深付近にわき水が流入しているとも考えられる。また、湯ノ湖の湖底の黒色腐泥層や粘土層の状態から考えて、わき水は砂レキ質を主とした湖岸域（ヒノキダナとうさぎ島北岸など）からゆう出していると考えられる。しかも、そのゆう出速度が小さいため、わき水は表層水とゆっくり混合しながら湖内に広がっていく。したがって Box 1 に入ることも考えられる。そこで、わき水が他の流入水と同様に Box 1 に入る場合を case 1 また Box 2 に入る場合を case 2 とし、その中間として Box 1 と Box 2 に1：1で流入する場合を case 3 とした、ここでは、この三つの case について検討した。case 1, case 2, case 3 についての収支式は、それぞれ式(6-7), (6-8), (6-9)のとおりである。

$$\left. \begin{aligned} V_1 \frac{dC_1}{dt} &= I_w + I_o + I_g - O + R_1(A_0 - A_4) \\ &\quad - S_1 A_0 + F_d \\ V_2 \frac{dC_2}{dt} &= A_4(S_1 - S_2) + R_2 A_4 - F_d \end{aligned} \right\} \quad (6-7)$$

$$\left. \begin{aligned} V_1 \frac{dC_1}{dt} &= I_w + I_o - O + R_1(A_0 - A_4) \\ &\quad - S_1 A_0 + F_d + F_a \\ V_2 \frac{dC_2}{dt} &= I_g + A_4(S_1 - S_2) + R_2 A_4 - F_d - F_a \end{aligned} \right\} \quad (6-8)$$

$$\left. \begin{aligned} V_1 \frac{dC_1}{dt} &= I_w + I_o + 1/2 I_g - O + R_1(A_0 - A_4) \\ &\quad - S_1 A_0 + F_d + 1/2 F_a \\ V_2 \frac{dC_2}{dt} &= 1/2 I_g + A_4(S_1 - S_2) + R_2 A_4 - F_d - 1/2 F_a \end{aligned} \right\} \quad (6-9)$$

ここで、 F_d ：渦動拡散による輸送量

F_a ：移流による輸送量

渦動拡散による輸送量 F_d は、次式によって求められる。

$$F_d = A_4 D \frac{C_1 - C_2}{\Delta z} \quad (6-10)$$

ただし、 D : 渦動拡散係数

Δz : ボックス内の距離 (ここでは6mとした)

渦動拡散係数の評価が問題となる。表3.11の分解層における渦動拡散係数はかなりバラツキがあるが、ここでは平均的な数値として、1979年及び1980年は $0.2\text{m}^2/\text{d}$ 、1981年及び1982年は $0.4\text{m}^2/\text{d}$ を与えた。

また、わき水の Box 2 への流入水量を f_g 、Box 2 の平均濃度 C_2 とすると、移流による輸送量 F_g は両者の積で示される。

以上の三つの case の他には、循環期を対象として、湖内の窒素及びリン濃度が等しいとした 1 ボックスモデルで近似した。これを case 4 とする。循環期には、3.2の結果より水質が鉛直方向にも水平方向にも均一であると考えられるので、case 4 では、 $C_1 = C_2 = C$ 、 $V_1 + V_2 = V$ とした (6-11) 式に基づいた。

$$V \frac{dC}{dt} = I_w + I_o + I_g - O + R_1(A_0 - A_4) + R_2 A_4 - S_1(A_0 - A_4) - S_2 A_4 \quad (6-11)$$

この case 4 を適用するのは、春期循環期と秋期循環期である。

6.3.3.1 夏期停滞期における窒素及びリン収支

まず、夏期停滞期における窒素の収支について述べる。ここで示す各負荷量は、例えば1979年の場合 6月19日～9月18日の間に得られた平均値である。ちなみに処理場放流水、大ドブ、わき水を合わせた全流入窒素負荷は、12回の測定結果の平均値が $43.7\text{kg}/\text{d}$ 、変動係数21%、また同様に湯滝からの流出窒素量の平均は $25.5\text{kg}/\text{d}$ 、変動係数が31%であった。このように、以下に示す負荷量は変動係数で20～40%程度のバラツキをもつ値であることを念頭に置いておく必要がある。これはリンについても同様である。収支を明らかにする上で最も評価が難しい負荷は、底泥からの溶出量である。これは底泥が水質と比べ地点間の差が大きく、不均一であるためである。ここでは $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度として、地点間 (おおむね水深の違い) の差が大きいこと (図4.21)、また明確な季節変動がないこと (表4.11)、さらに年間変動がほとんどないこと (ただ、1982年における St. 2 の溶出速度が1981年と比べ約1/2程度になった) ことから、図6.16のモデルに適用するに当たって、 $R_1 = 5 \sim 20\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 、 $R_2 = 20 \sim 50\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ とかなり幅を持たせた。これらの値はその他の季節にも使用された。また1981年及び1982年に湖心と St. 2、あるいは湖心と St. 3 において10回程度沈殿量を比較した結果、湖心との差が50%程度になることはあっても、3倍以上の差になることはほとんどなかった (未発表)。したがって、沈殿量は、底泥からの溶出量より地点間のバラツキが少ない精度の高いデータと考えられる。

以上のように、それぞれの精度で評価された各負荷量を (6-7) ～ (6-9) 式に代入して窒素の収支をとる。そこで問題となるのは、既に述べたようにわき水がどの Box にどれだけ流入す

るからである。ここでは、各収支式において右辺-左辺の値を収支誤差とし、この収支誤差の大きさから各 case の妥当性を評価した。すなわち、各年ごとに最も妥当とされた case の収支について検討を加えた。表6.8に夏期停滞期における窒素の収支誤差を示す。先述したように、溶出量が範囲で与えられているので、収支誤差も範囲として求めるが、ここではその平均値で示した。その結果、1979年及び1980年は case 1, 1981年は case 3, 1982年は case 1か case 3が妥当な収支モデルと考えられたので、これら(ただし、1982年は case 3のみ)を図6.17に示す。各年ごとに窒素の収支の概要を把握し、年度間の比較を行った。

表 6.8 夏期停滞期における窒素の収支誤差

Table 6.8 Errors(kg/d) estimated in nitrogen budgets based on case1 - case3 during summer stagnation period (1979-1982)

Year	case 1		case 2		case 3	
	Box 1	Box 2	Box 1	Box 2	Box 1	Box 2
1979	+ 2.3	- 2.9	+27.4	-28.1	+15.3	-15.9
1980	+ 3.5	+ 1.0	+24.3	-19.8	+14.2	- 9.7
1981	- 6.1	+ 4.3	+ 4.1	- 5.9	- 1.1	- 0.7
1982	+ 1.0	+ 3.5	+ 7.7	- 3.6	+ 4.2	- 0.1

1979年夏期における窒素の平均現存量は、Box 1で606kg, Box 2で1,029kgで湯ノ湖全体としては1,635kgであった。窒素の蓄積速度は、Box 1では-1.2kg/d, Box 2では6.8kg/dであった。夏期停滞期には、窒素の現存量が生産層ではやや減少傾向にあったが、分解層では増加したことになる。窒素収支の中で大きな値を示すのは流入・流出量である。流出量を流入量で除した流出率(×100%)で表すと、58%である。また生産層や分解層からの窒素の沈殿量は20.5kg/d(このうち4 m水深以浅の底泥に沈殿するのは5.4kg/d)及び18.2kg/dで流入負荷の42~47%に相当した。分解層から生産層への拡散によるフラックスは、2.2kg/dと流入負荷に比べると非常に小さい。生産層及び分解層の底泥からの溶出量は、それぞれ0.5~1.9kg/d, 5.2~13kg/dで、いずれも底泥への沈殿量の方が上回った。1980年夏期における窒素収支は、1979年と非常によく似た結果となったが、分解層の平均現存量が887kgとやや低い値を示した。また分解層からの沈殿量が13.5kg/dと、これも1979年と比べると小さくなった。流出率は65%と1979年に比べやや高くなった。

1981年及び1982年は、わき水の一部が分解層に流入するという case 3のモデルが妥当とされた。これは、1981年及び1982年のわき水の流入量がそれぞれ106,000m³/d, 76,000m³/dと、1979年及び1980年の57,000m³/d, 61,000m³/dと比べ多いことと関係しているかもしれない。1981年は、1979年及び1980年に比べると大きく異なる点が認められた。まず、窒素の現存量がBox 1で519kg,

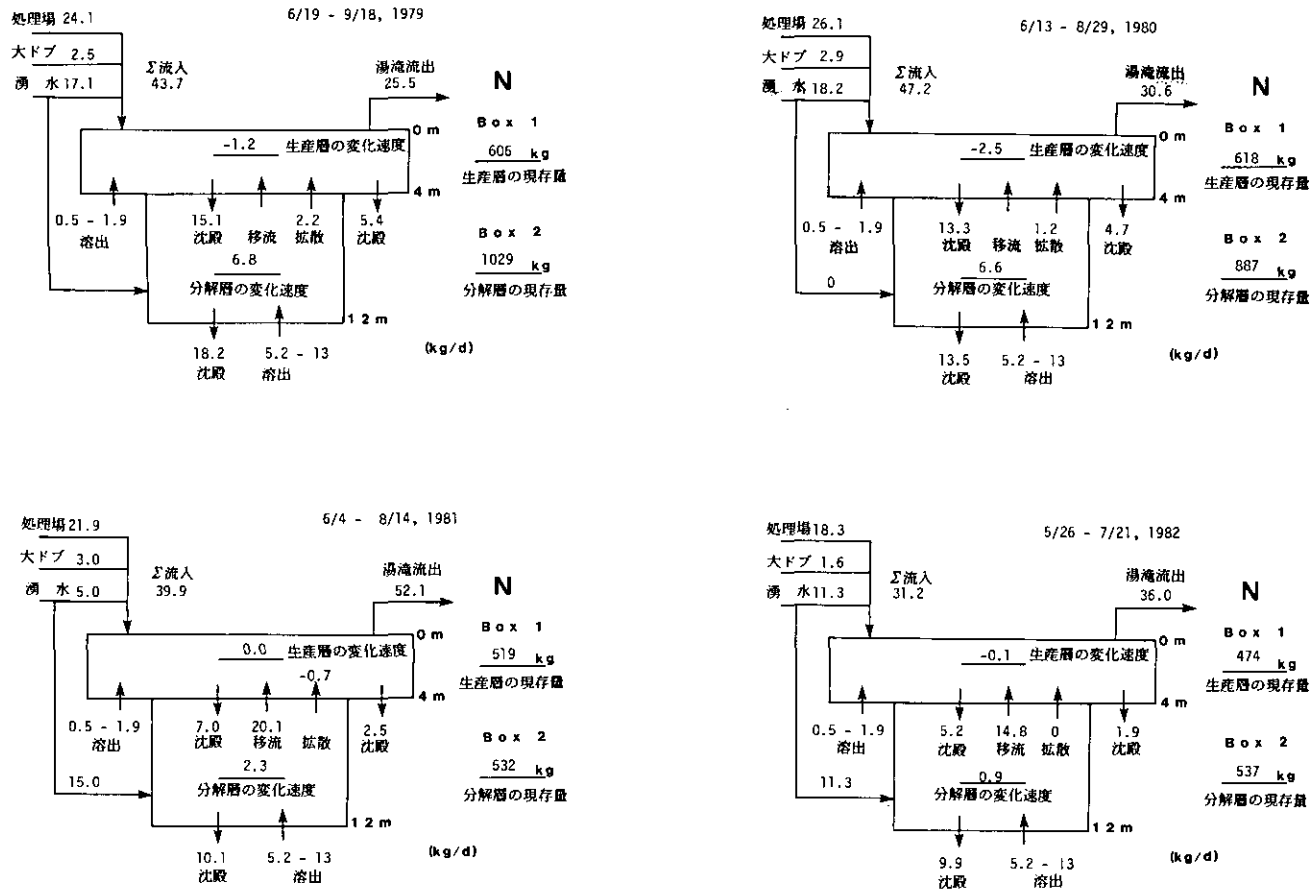


図 6.17 夏期停滞期における窒素収支
 Fig. 6.17 Nitrogen budgets during summer stagnation period

Box 2 で532kgと、1979年、1980年に比べかなり減少した。またBox 1の平均窒素濃度が0.42mg/l、Box 2が0.39mg/lと生産層の窒素濃度が高くなり、下向きの拡散フラックスとなった。流入及び流出量がそれぞれ54.9kg/d、52.1kg/dで、流出率が95%となった。底泥に沈殿する量は、12.6kg/dで流入負荷量の23%に相当し、1979年の54%と比べると1/2以下となった。さらに溶出量に幅があるものの、沈殿量と溶出量とがほぼ等しくなった。また分解層の蓄積速度が2.3kg/dと、1979年、1980年に比べ1/3になった。

1982年は case 1 と case 3 の中間が最も妥当と考えられるが、ここでは case 3 の結果を用いる。1982年は1981年と比較的似た結果を示した。生産層の現存量が474kgとやや減少したが、分解層では537kgと同様の値であった。分解層における蓄積速度は0.9kg/dと、1979年に比べ1/7に、また1981年に比べ1/2以下となった。また流入負荷量及び湯滝からの流出量は、それぞれ42.4kg/d、36.0kg/dで、流出率が85%となった。底泥への沈殿量は11.8kg/dで、流入負荷の28%に相当した。先述したように、1982年の溶出速度は St. 2 で1981年の溶出速度の約1/2になったことを考えれば、1982年の底泥からの窒素の溶出量は5.7~14.9kg/dの低い方のレンジであると考えられる。

湯ノ湖における窒素の収支の中では、脱窒及び窒素固定が無視された。これは以下の理由による。ラン藻が多く出現する霞ヶ浦においても、窒素固定は脱窒と比べて少ないと予想される⁶⁾ので、ラン藻が少ない湯ノ湖ではより少ないと考えられること。また脱窒については、底泥からの溶出調査で述べたように、水中から底泥へのNO_x-Nの移行速度が脱窒速度に等しいとすると、湖水中にNO_x-Nがある場合には脱窒速度が0.5~1.7kg/dとなるが、夏期停滞期にはNO_x-Nが少ない(特に分解層において)ので、これよりも小さい値となること。このように今回の湯ノ湖における窒素収支においては、脱窒及び窒素固定を収支式に入れなかったが、今後の検討課題の一つである。

次に夏期停滞期のリン収支について述べる。窒素と同様にリン収支をとる上で最も問題となるのが、底泥からの溶出量である。第4章でリンの溶出はDO濃度に強く依存することを示し、両者の関係式を求めた。ここでは、湖心及びSt. 2について得られた経験式(それぞれ $R=5.32e^{-0.91x}$ 、 $R=7.74e^{-0.40x}$)を用いてリンの溶出量を評価した。DO濃度としては、11m水深における夏期停滞期の平均値を採用した。さらに1979年及び1980年には、分解層におけるリンの蓄積速度から評価した溶出速度7.9mg/m²·d、6.4mg/m²·dを用いて、各年ごとに得られた最小値と最大値を溶出量の範囲として与えた。また、0~4m層の平均DOは10mg/l前後であるので、0~4m層の底泥からの溶出速度R₁はゼロとした。表6.9に夏期停滞期におけるリンの収支誤差を示す。1979年及び、1980年は、窒素の場合と同様にcase 1のモデルが妥当と言える。しかし、1981年及び1982年は、第5章で述べたとおり、夏期停滞期における11m水深の沈殿量が分解層の沈殿量を代表しているかどうか問題であるため、各caseにそれほど大きな差がないと考え、窒素のcaseと同様にした。これらの結果を図6.18に示す。

1979年夏期におけるリンの現存量は、Box 1で56.1kg、Box 2で191kgで湯ノ湖全体としては、

表 6.9 夏期停滞期におけるリンの収支誤差

Table 6.9 Errors(kg/d) estimated in phosphorus budgets based on case1 - case3 during summer stagnation period (1979-1982)

Year	case 1		case 2		case 3	
	Box 1	Box 2	Box 1	Box 2	Box 1	Box 2
1979	- 2.6	- 0.3	+ 4.9	- 7.8	+ 1.1	- 4.0
1980	- 1.0	- 1.2	+ 4.7	- 6.9	+ 1.9	- 4.1
1981	- 3.0	- 1.8	+ 0.0	- 4.5	- 1.4	- 3.2
1982	- 2.4	- 3.8	+ 0.4	- 6.6	- 1.0	- 5.2

247kgであった。生産層における蓄積速度は-0.1kg/dと現存量がほぼ一定であった。分解層においては、蓄積速度が1.32kg/dで現存量が増加した。リン収支の中で大きな値を示すのは、やはり流入・流出量で、それぞれ4.26kg/d、2.67kg/dであった。流出率は63%でほぼ窒素と同様であった。注目すべきことは、底泥へのリンの沈殿量が4.77kg/dと流入量よりも大きい値を示したことである。また底泥からの溶出量は、1.05~2.05kg/dで底泥への沈殿量の1/3倍前後に当たる。また拡散による分解層から生産層へのフラックスが0.79kg/dとかなり大きな値を示した。

1980年のリン収支は、窒素と同様、1979年に非常によく似た結果となったが、分解層のリン現存量が145kgと1979年に比べ若干低い値を示した。流出率は60%と窒素の場合とほぼ同様であった。

1981年のリン収支において、1979年及び1980年と大きく異なるのは、1) 湯滝からの流出量が流入リン負荷量を0.69kg/dも上回ったこと、すなわち流出率が118%になった。2) 分解層の蓄積速度がほぼゼロで、リンの増加が認められなかったこと、3) 生産層及び分解層のリン現存量が、いずれも49kg前後であったこと、4) 11m水深の沈殿量をそのまま使用すると、底泥への沈殿量は4.25kg/dで、0.06~0.50kg/dの溶出量と比べるとはるかに大きい値を示すが、明らかに湯ノ湖全体のリン収支がとれなくなる。すなわち、湖水中のリンは一定であるにもかかわらず、流入してきたリン量(溶出量含む)の4~4.5kg/dよりも、湯滝から流出するリン量4.58kg/dと底泥への沈殿量4.25kg/dとの和で示される流出項の方が4.5kg/dも大きくなることである。この原因として流入リン負荷量や流出リン負荷量の見積りに問題があったことも考えられるが、やはり沈殿量の過大評価が一番大きなものとしてあげられる。その理由は、第5章で述べたとおりである。またわき水の1/2がBox 2に入り、Box 1への移流に伴いBox 2からBox 1へリンを輸送した。この効果は、Box 2についてnetでみれば1.38kg/dの流出で1979年、1980年の蓄積速度の大きさに相当する。分解層にリンが蓄積されなかったのは、このようにわき水から分解層に流入し、分解層中のリンを生産層に輸送したためと考えられる。もちろん、底泥からのリン溶出量が少なくなったことも大きな原因の一つである。

1982年夏期のリン収支については、1981年とほぼ同様の結果となったが、リン流入負荷が2.52

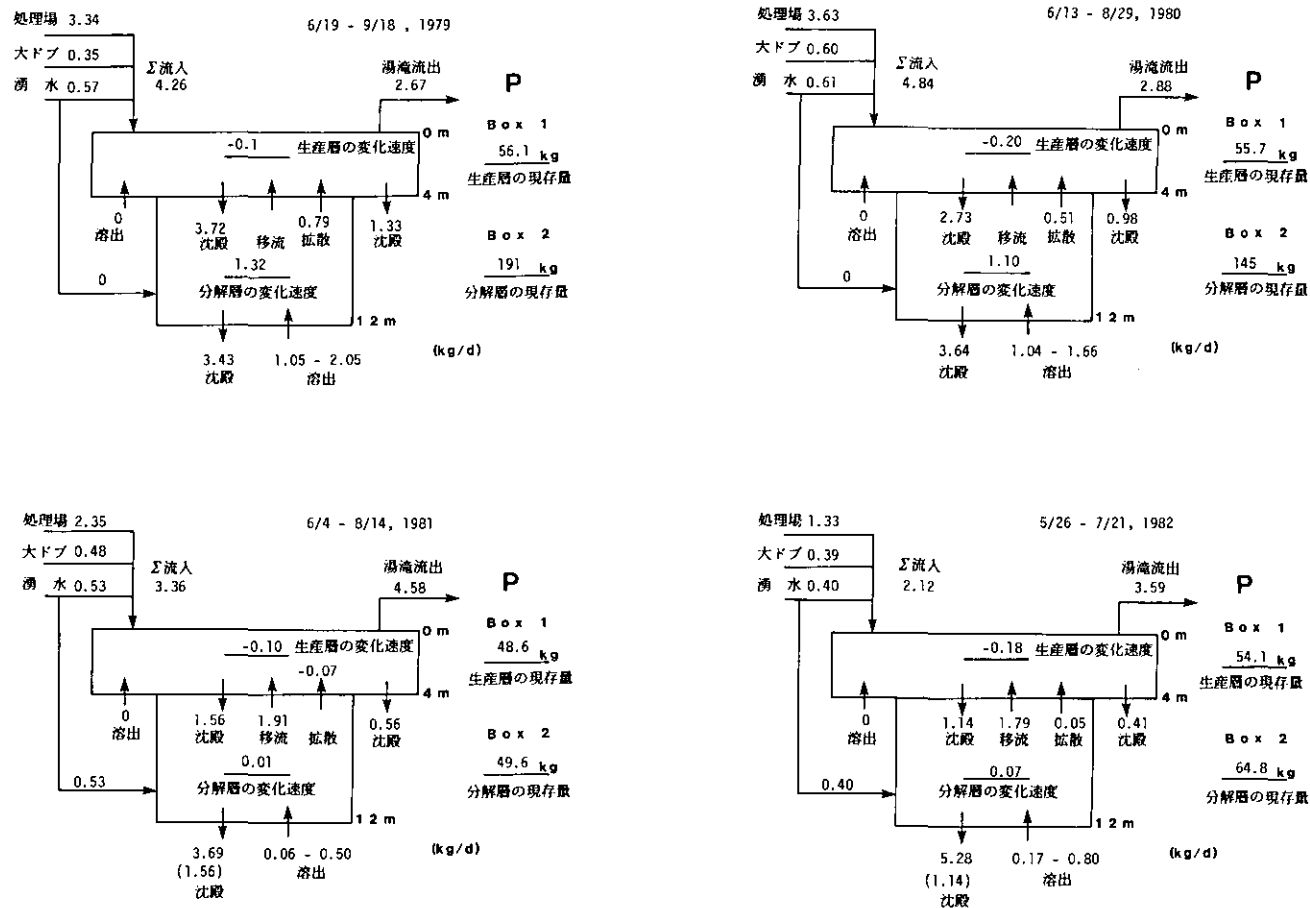


図 6.18 夏期停滞期におけるリン収支

Fig. 6.18 Phosphorus budgets during summer stagnation period

kg/dと1981年の3.89kg/dに比べ1.4kg/dも減少したことである。これは既に述べたように、凝集沈殿処理によるリン除去効果が表れたものである。なお流出率は143%と1981年よりも大きな値を示した。このように1981年及び1982年は、流入リン負荷よりも流出量が多くなった。この状態を継続すれば、湯ノ湖の水質浄化が期待される。

また、諏訪湖では流入量に対する流出量は窒素、リンとも77%であった⁷⁾。霞ヶ浦高浜入では、窒素で48%リンで26%であった(福島⁸⁾より算出)。これらと比べると湯ノ湖の流出率は諏訪湖に近い値を示したが、ただ湯ノ湖の場合、年間の平均流出率ではないので同一レベルでは比較できない。

6.3.3.2 その他の時期における窒素及びリンの収支

まず、夏期停滞期から秋期循環期に至る移行期について述べる。夏期停滞期には case 1 もしくは case 3 で収支を明らかにしてきたが、移行期には表層の水温が夏期よりも低くなるため、わき水は停滞期よりも表層の方へ入り込みやすいと考え、ここでは case 1 について窒素及びリンの収支を明らかにした。

case 1 を用いる場合、停滞期と異なり移行期では渦動拡散係数の評価が問題となる。ここでは、渦動拡散による輸送量 F_d を未知数として、Box 1 及び Box 2 で物質収支をとり、 F_d の大きさを推定した。窒素の収支について図6.19に示す。1979年の移行期には分解層で18.7kg/d の速度で減少し、逆に生産層では11.2kg/d という速度で増加した。分解層から生産層への窒素の移動がよく示されている。この移動速度を示すものが F_d である。この F_d が Box 1 では30.6~32.0kg/d (118~123 mg/m²·d)、Box 2 では16.6~24.4kg/d (64~94mg/m²·d) と推定された。非常に短期間のデータから得られたもので、ばらつくのはやむを得ない。この移動速度を64~123mg/m²·d とすると、このとき $C_1=0.67$ mg/l、 $C_2=0.83$ mg/l であったので、これから鉛直渦動拡散係数 D を評価すると、 $D=1.1\sim 2.0$ cm²/s が得られた。これは停滞期において蓄熱量と水温こう配から見積もった拡散係数0.02~0.04cm²/s の50倍程度大きい値である。1980年においても1979年とほぼ同様であった。しかし、生産層における窒素の増加速度が非常に小さい値であった。これは、分解層から生産層へ輸送された窒素の一部が湯滝から流出してしまったことによると考えられる。(6-7)式より F_d は、Box 1 で14.1~15.3kg/d、Box 2 で11.2~19kg/d となり、両者が良く一致した。1979年と同様にして、渦動拡散係数を D を求めると0.52~0.89cm²/s となり、1979年に求めた値の約1/2の大きさである。

また1981年及び1982年は、停滞期の深水層に窒素やリンが蓄積されていなかったため、1979年や1980年のように分解層から生産層への栄養塩の輸送が認められなかった。しかも1981年及び1982年は、8月に台風に伴う豪雨があり、その結果として鉛直方向の循環が進行した。このため台風以後を移行期とした。したがって、1981年及び1982年の移行期には豪雨時のデータが含まれており、この時期の流入負荷の評価が難しい。というのは、豪雨時にはわき水としてばかりでなく、

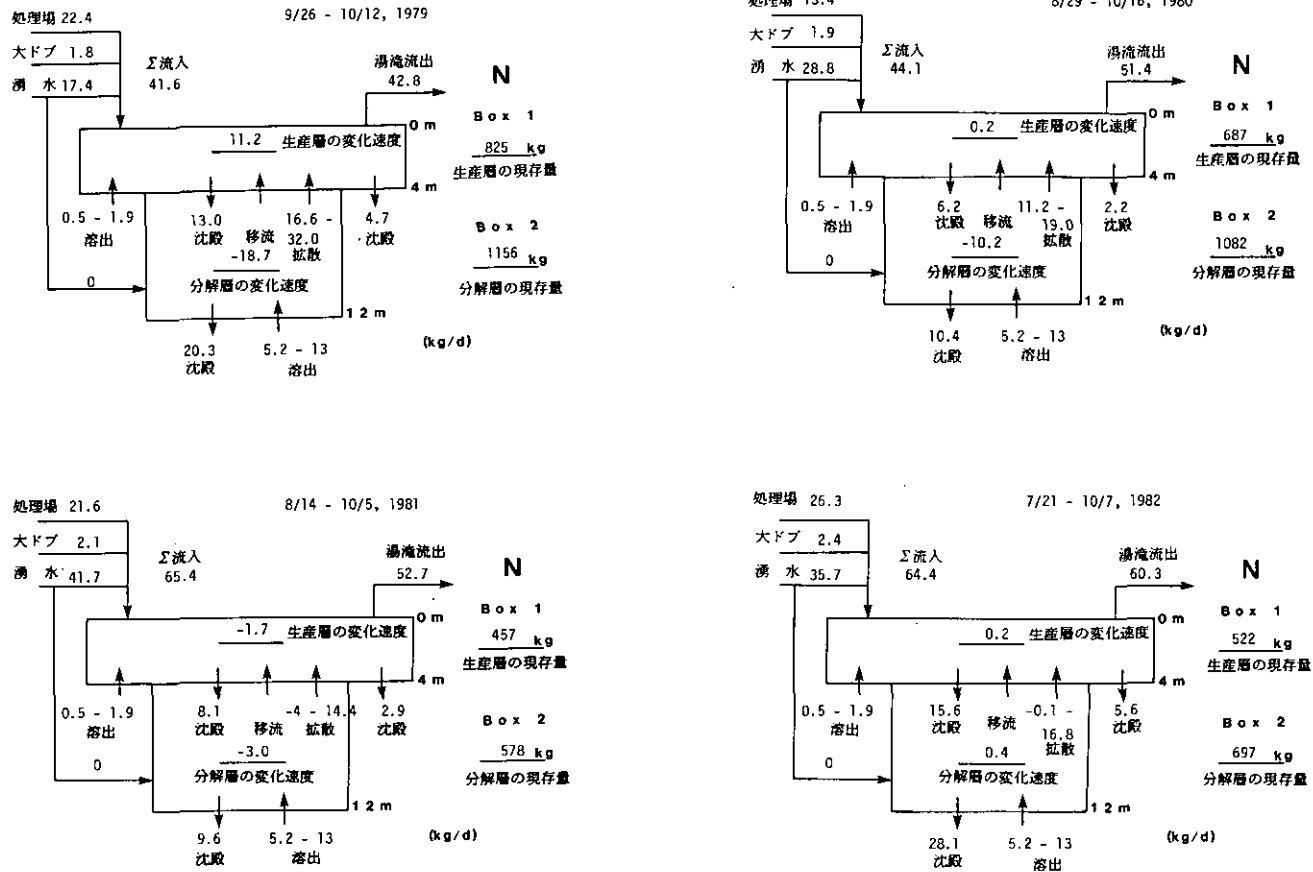


図 6.19 移行期における窒素収支

Fig. 6.19 Nitrogen budgets during transition period

大ドブ、白根沢から懸濁物を含んだ河川水が湖内に流入するが、今回得られた流入負荷はこのような降雨時のデータが含まれていないからである。以上の理由で1981年及び1982年の F_d は参考値とする。

移行期におけるリンの収支を図6.20に示す。リンの溶出速度は停滞期と同様の方法で評価した。ただし、1981年及び1982年は11m水深のDOが5 mg/l前後であったので溶出速度をゼロとした。1979年の移行期には、分解層で6.87kg/dの割合で減少し、逆に生産層では4.02kg/dという割合で増加した。分解層から生産層への輸送量 F_d は、3.34~10.1kg/dと推定された。この F_d と $C_1=0.089\text{mg/l}$ 、 $C_2=0.153\text{mg/l}$ から渦動拡散係数 D を見積もると、0.54~1.6 cm^2/s となり、これは窒素について評価した値と良く一致する。同様に1980年において渦動拡散係数 D を見積もると、0.66~1.21 cm^2/s となった。1980年についても窒素の収支から求めた値と良く一致した。

次に、秋期の循環期における窒素及びリンの収支について結果を示す。循環期には、case 4の1ボックスモデルを用いた。ここでは(6-11)式における収支誤差を求めた。図6.21に窒素の収支を示す。1979年の秋期の結果は、収支誤差が-18.1~-8.9kg/dとなった。この原因としては、10月半ばの豪雨時における流入負荷量の過小評価によると考えられる。湯滝からの流出水は、湯ノ湖を介して流入水量の増大の影響が表れるため、10日に1回程度の観測でも降雨時の影響をdetectできるが、降雨時の流入負荷はこのような頻度では十分評価できない。また沈殿量は捕集期間の積分値を表しており、流入量増大の影響も評価できると考えられる。したがって、流入負荷のみ豪雨の影響を反映していないと考えられる。1980年~1982年の秋期においては、いずれも収支誤差がプラス側に傾いているが、この原因は、各負荷の誤差が集積した結果と思われる。流出率は、1980年 82%、1981年 79%、1982年 77%であった。また1980年及び1981年では、沈殿量と溶出量とがほぼ等しい値を示したが、1982年には沈殿量が溶出量を上回った。流入量に対する沈殿量の割合は、1980年と1981年が16%であったが、1982年では32%となった。

秋期におけるリンの収支を図6.22に示す。1979年には収支誤差が-1.26kg/dとなった。これは、窒素の場合と同様に、主に流入負荷の過小評価によると考えられる。1980年~1982年においても収支誤差はいずれもマイナスの値となった。窒素と同様に各負荷の誤差の集積と考えられるが、湖岸帯底泥からのリンの溶出、あるいは湖岸の水草帯からのリンの放出を考える必要があるかもしれない。この点については、今後の大きな検討課題としたい。また、流出率についてみると、1979年 139%、1980年 123%、1981年 88%、1982年 103%で窒素の流出率に比べやや高い値を示した。

以上の結果に基づき、秋期循環期における滞留時間や沈降率について表6.10にまとめた。1979年は、窒素及びリンの滞留時間 T_N 、 T_P が、水の滞留時間 T_w よりも大きくなった。また1980年~1981年では、 T_P が T_w と等しいかそれよりも大きくなった。ここに示した T_N 、 T_P は現存量を処理場、大ドブ、わき水からの流入負荷で除して求めたものである。水の滞留時間 T_w よりも窒素やリンの滞留時間 T_N や T_P が大きい場合は、処理場、大ドブ、わき水からの負荷量以

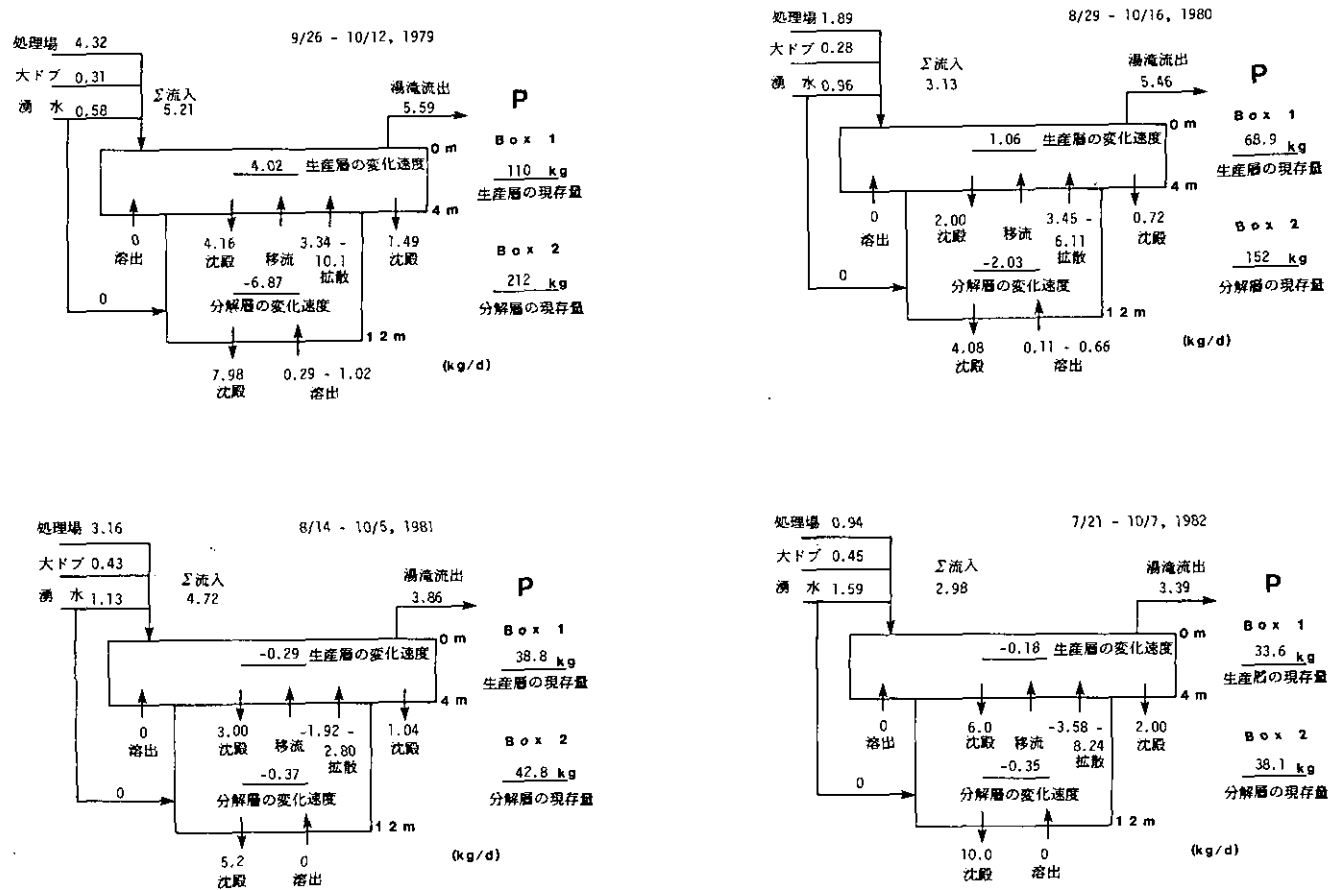


図 6.20 移行期におけるリン収支
 Fig. 6.20 Phosphorus budgets during transition period

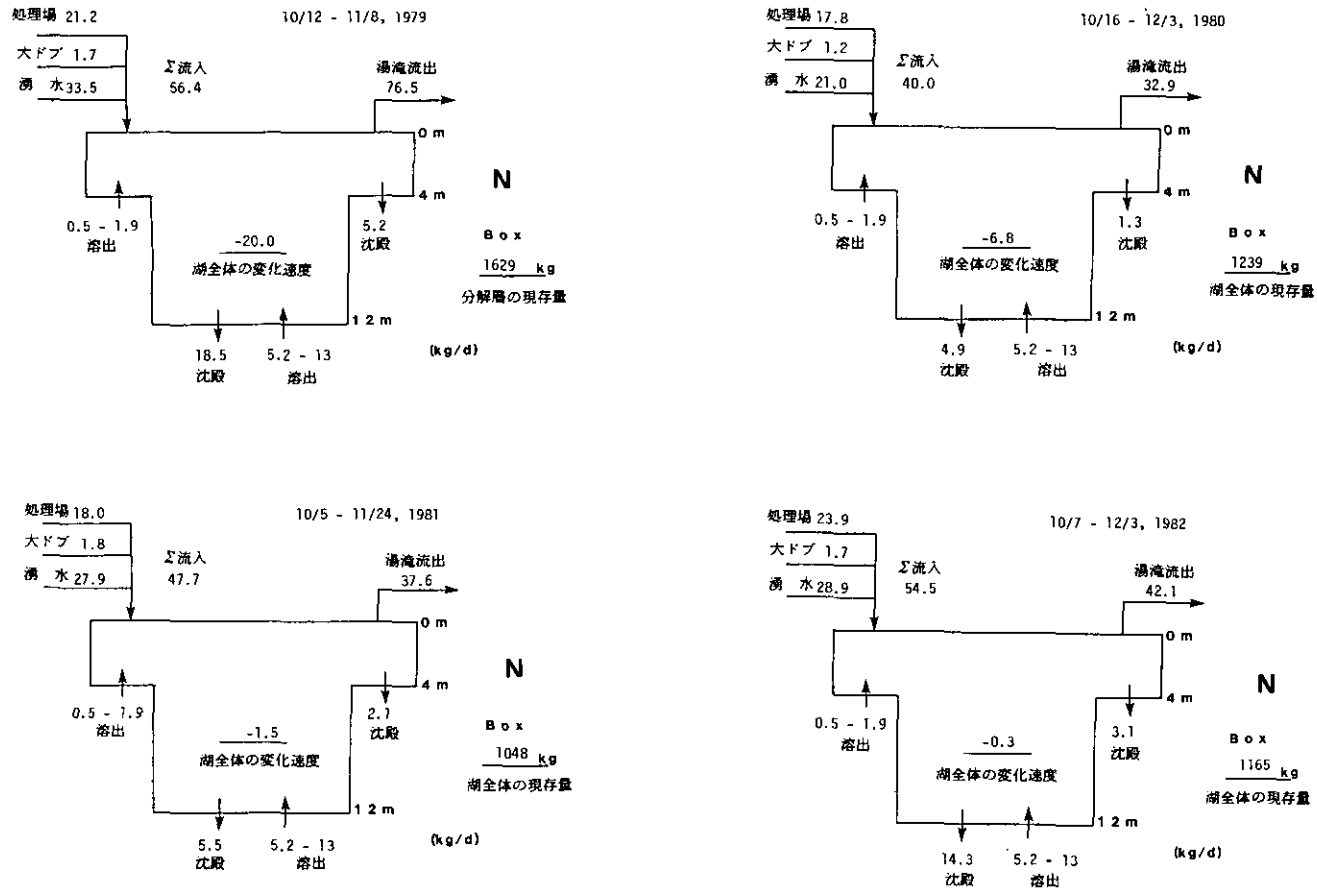


図 6.21 秋期循環期における窒素収支

Fig. 6.21 Nitrogen budgets during autumn circulation period

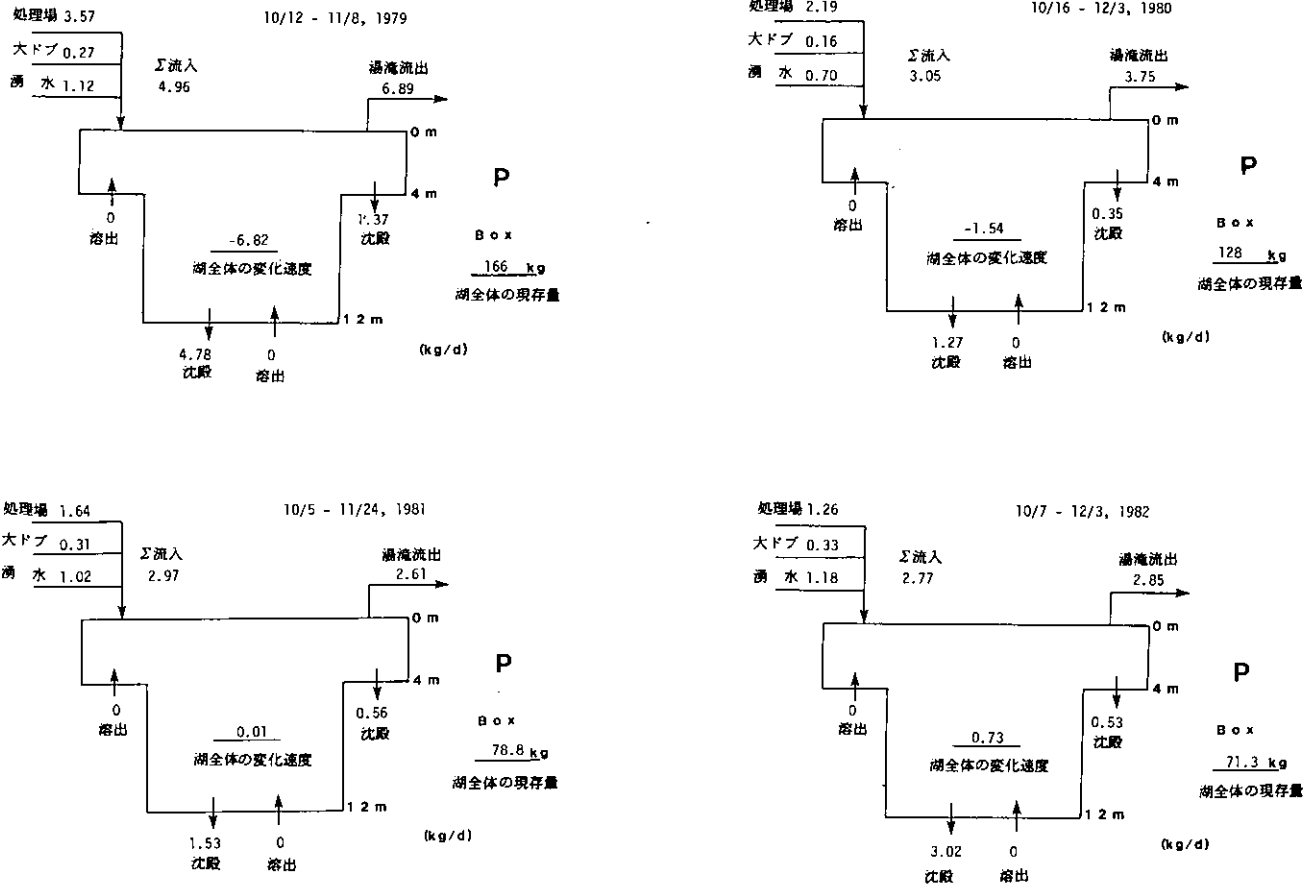


図 6.22 秋期循環期におけるリン収支
 Fig. 6.22 Phosphorus budgets during autumn circulation period

表 6.10 秋期循環期における滞留時間及び沈降率

Table 6.10 Retention time and sinking rate during autumn circulation period (1979-1982)

Year	Retention Time (days)			Sinking Rate (%/d)	
	T_W	T_N	T_P	S_N	S_P
1979	21	29	33	1.5	3.7
1980	36	31	42	0.50	1.3
1981	27	22	27	0.73	2.7
1982	23	21	26	1.5	5.0

外の所から、すなわち、底泥や今回収支計算に入れなかった降水等の負荷があることを意味する。1979年は流入負荷の過小評価によって、 T_N 、 T_P が T_W より大きくなったと考えられる。また1980年～1982年において $T_P \geq T_W$ となったのは、好気的な条件下における底泥からのリンの溶出、特に湖岸帯からのリン溶出を考慮しなかったことによるかもしれない。霞ヶ浦高浜入における T_P/T_W 比や T_N/T_W 比は、夏期を除けばおおむね0.2～0.6の範囲にあった(相崎⁹⁾より算出した)。湯ノ湖は T_P/T_W 比、 T_N/T_W 比がいずれも0.8を超えた。すなわち、湯ノ湖の循環期では、流入する窒素やリン量の大部分が水中に存在していることを意味する。これは、湯ノ湖の滞留時間が21～36日と非常に短いことによると考えられる。また沈降率については、停滞期と同様に窒素よりもリンの方が高いことが注目される。

次に、春期循環期における窒素及びリンの収支について述べる。ここでは、沈殿量のデータが得られている1981年及び1982年について図6.23及び図6.24に示す。秋期の循環期と同様に、case 4を適用して得られる収支誤差を求めた。循環期であれば、 $S_1 = S_2$ に近いと考えられるが、1981年及び1982年では、窒素は $2S_1 = S_2$ 、リンは $3S_1 = S_2$ となった。そこで、沈殿量を S_1 に等しいとした場合(沈殿量を少なめに見積もる場合に当たる)と、実測した S_1 と S_2 を用いる場合との範囲で示した。まず窒素についてみると、1981年では収支誤差が9.9～25.6kg/dとかなり大きくなったが、1982年では-4.3～+11.1kg/dと、おおむね収支が一致したと言える。リンについては、収支誤差が1981年-0.48～-2.28kg/d、1982年-2.19～-7.05kg/dと、マイナス側に片寄った。リンについては、底泥からの溶出やその他の形で湖に流入するものを考える必要がありそうである。また秋期循環期と同様に、滞留時間や沈降率について表6.11にまとめた。 T_N/T_W 比や T_P/T_W 比が0.76～0.86となり、秋期と比べ底泥へ沈降して湖水から除去される割合が高くなった。この原因としては、春期の滞留時間が秋期と比べ長いことが考えられる。いずれにせよ、湯ノ湖の循環期においては、流入する窒素及びリン量が湖内の水質を大きく左右していると言える。したがって、今後は窒素及びリンの流入負荷量についてより精度の高い測定が必要とされる。

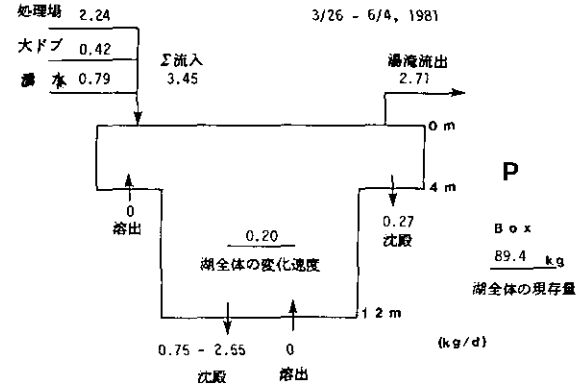
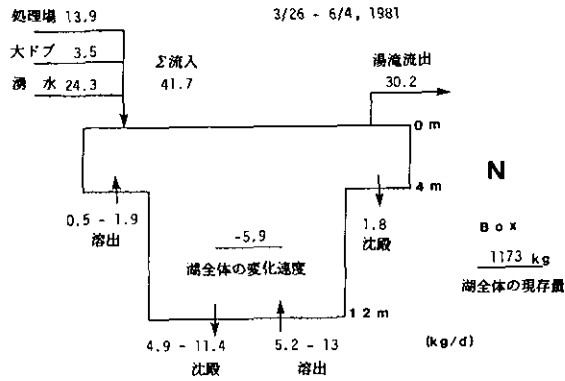


図 6.23 春期循環期における窒素及びリン収支 (1981年)

* Fig. 6.23 Nitrogen and Phosphorus budgets during spring circulation period in 1981

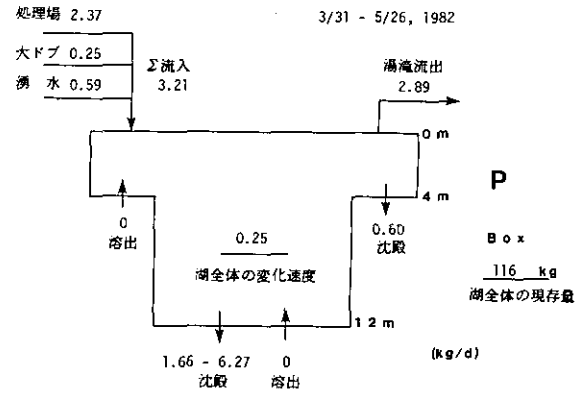
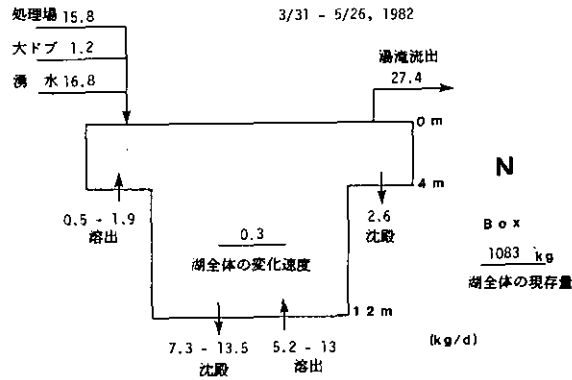


図 6.24 春期循環期における窒素及びリン収支 (1982年)

Fig. 6.24 Nitrogen and Phosphorus budgets during spring circulation period in 1982

表 6.11 春期循環期における滞留時間及び沈降率

32 Table 6.11 Retention time and sinking rate during spring circulation period (1979~1982)

Year	Retention Time (days)			Sinking Rate (%/d)	
	T_W	T_N	T_P	S_N	S_P
1981	34	28	26	0.57-1.1	1.1-3.2
1982	42	32	36	0.91-1.5	1.9-5.9

引用文献

- 1) 新井 正・森 和紀 (1972) : 湯ノ湖の水収支・熱収支について (第2報), 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究。——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——, JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ, 昭和46年度報告, 121-129.
- 2) 新井 正・西沢利栄 (1974) : 水温論, 共立出版, 297pp.
- 3) 新井 正 (1971) : 湯ノ湖の水収支・熱収支について, 調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究。——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——, JIBP-PF 湯ノ湖研究グループ, 昭和45年度報告, 56-60.
- 4) 栃木県公害研究所 (1975) : 湯ノ湖の栄養塩類収支調査報告書, 昭和48年9月~昭和49年8月
- 5) 手塚泰彦 (1971) : 窒素の収支からみた日光湯ノ湖の富栄養化に関する一考察, 日本水処理生物学会誌, 7, 6-9.
- 6) 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・横島直樹 (1979) : 霞ヶ浦における生物的窒素固定と脱窒, 陸水学雑誌, 40, 1-9.
- 7) 沖野外輝夫 (1982) : 諏訪湖における炭素・窒素及びリンの収支と湖内での循環の現状, 国立公害研究所調査報告, 第22号, 35-42.
- 8) 福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦における栄養塩の循環, 収支, 国立公害研究所調査報告, 第22号, 3-20.
- 9) 相崎守弘 (1982) : 霞ヶ浦高浜入における窒素及びリンの循環, 国立公害研究所調査報告, 第22号, 21-34.

第7章 生物調査

湯ノ湖では、古くから動植物プランクトンを中心として底生生物、水生植物、魚類について研究が進められてきた。特に、1968年から1972年まで行われた湯ノ湖のIBP-PFの研究は、湯ノ湖の生物相、各生物の現存量、生物相互間の生産関係及び湖全体の物質循環という段階的目標が立てられ、意欲的に進められた。ここでは、湯ノ湖の一次生産の大半を占めていると考えられる植物プランクトンを中心として、クロロフィル *a* で示される現存量と、植物プランクトンの優占種を把握することを目的として調査を行った。また1982年には、植物プランクトンと同様に動物プランクトンに関する調査を行った。さらに、水草帯の調査が加えられたが、水生植物の現存量の把握が十分でなかったため、ここでは1977年夏と秋、1978年秋、1979年～1982年に行った植物プランクトン調査と、1982年の動物プランクトン調査の結果を報告する。

7.1 調査方法

植物プランクトンは、バンドーン採水器で0m、2m、4m、8m、11mの深度から採水し、当日中に検鏡した。検鏡できない場合には、グルタルアルデヒドカルゴールで固定した。検鏡は、濃縮せずに原水を0.05mlピペットで採水し、計数を行った。クロロフィル *a* については、水質調査で述べたとおりである。また、動物プランクトンは、植物プランクトンと同様に各深度で採水した6lの湖水をNXX25番のネットでろ過して採水した。これをホルマリン固定し、濃縮した試料から1mlをワグ付スライドグラスにとって検鏡した。なお、動物プランクトンの検鏡並びにデータの整理は、生物環境部の花里孝幸研究員によることを付記しておく。

7.2 植物プランクトンの調査結果

まず、図7.1に1979年から1982年における湖全体のクロロフィル *a* の現存量の季節変化を示す。いずれの年とも短期間のうちにかなり変動した。季節変動の特徴は、各年とも春先に約50kg（単位水柱当たりで示すと、約300mg/m²）と高い現存量を示したことである。夏になると、1979年及び1980年は平均値でみれば、35kg前後まで減少したが、1981年、1982年にはそれほど減少しなかった。また、秋期循環期には春期と同様に高くなった（1979年、1982年）。山口・市村²⁾は、クロロフィル *a* の現存量が春の循環期に350～380mg/m²に達した後、湖水の成層に伴って急速に減少し、夏期の停滞期の間は45～100mg/m²となること、また秋の循環期に入ると再びクロロフィル *a* が増加して405mg/m²に達した（1968年～1969年）ことを示した。そしてこのような春と秋の2回のピークを生ずるクロロフィル *a* の季節変化は、北半球の温帯期では普通にみられるものであ

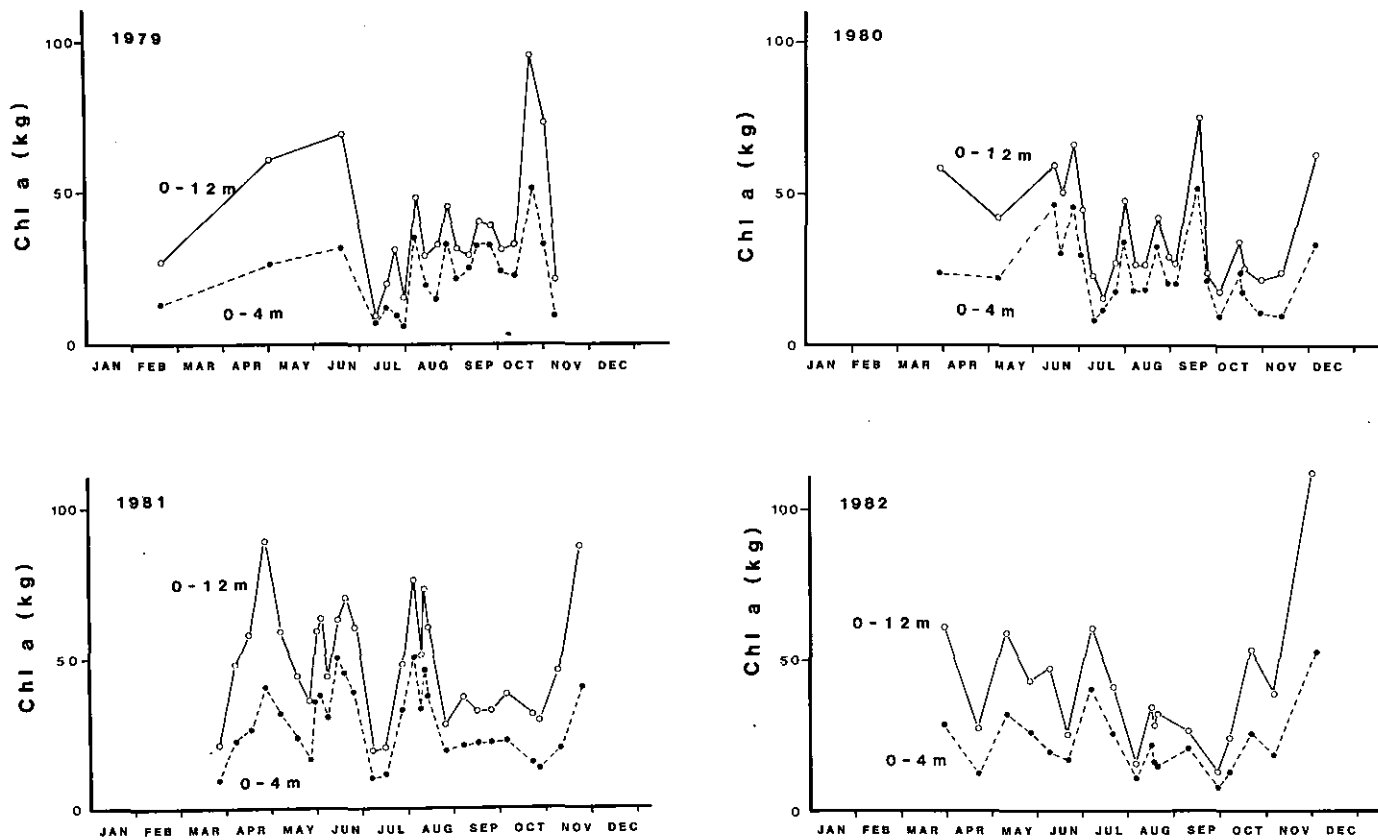


図 7.1 1979年から1982年における湖全体のクロロフィルaの現存量の季節変化

Fig. 7.1 Seasonal changes of standing crop of chlorophyll a

るとした。

次に、1979年から1982年における植物プランクトンの優占種の季節変化を表7.1～表7.4に示す。これらには、湖心表層0mだけでなく生産層（0～4 m）で採取した試料も含まれている。また結氷期は湯滝流出水を試料とした。以下に各年ごとの優占種の季節変化の特徴をまとめる。

1979年の優占種は、春先に *Golenkinia radiata*、停滞期の初期は *Cryptomonas* sp. から *Asterionella formosa* に変化した。7月末～8月中旬に得られた沈殿物の試料には、この *Asterionella formosa* が圧倒的に多くみられた。ただ、ここでいう *Asterionella formosa* には、*Asterionella gracillima* も一部含まれている。停滞期後半からは、*Uroglenopsis americana* が優占し、9月中旬まで続い

表 7.1 1979年における植物プランクトンの優占種の季節変化
Table 7.1 Seasonal changes of dominant species of phytoplankton in 1979

Date	Dominant Species of Phytoplankton (cells/ml)	
20. Feb.	<i>Golenkinia radiata</i> (720-1500)	<i>Cryptomonas</i> sp.
	<i>Micractinium pusillum</i>	
1. May	<i>Golenkinia radiata</i> (4000-11000)	
18. June	<i>Cryptomonas</i> sp. (200-1200)	<i>Nitzschia</i> sp.
13. July	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Uroglenopsis americana</i>
18. July	<i>Cryptomonas</i> sp. (500-1000)	
	<i>Asterionella formosa</i> (300-1000)	
24. July	<i>Asterionella formosa</i> (7000)	<i>Cryptomonas</i> sp. (1000)
30. July	<i>Asterionella formosa</i>	
7. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (6000)	<i>Synedra</i> sp.
13. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (1000)	<i>Cryptomonas</i> sp.
21. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (300-1500)	
28. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (500-1000)	<i>Cryptomonas</i> sp.
	<i>Uroglenopsis americana</i>	
4. Sep.	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Asterionella formosa</i>
	<i>Uroglenopsis americana</i>	
12. Sep.	<i>Uroglenopsis americana</i> (160) *	
18. Sep.	<i>Uroglenopsis americana</i> (200) *	
23. Oct.	<i>Cryptomonas</i> sp. (800-1400)	<i>Eudorina elegans</i> (200) *
	<i>Uroglenopsis americana</i>	<i>Asterionella formosa</i>
1. Nov.	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Eudorina elegans</i>
	<i>Asterionella formosa</i>	
8. Nov.	<i>Eudorina elegans</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.

* colonies/ml

た。10月に入ると *Cryptomonas* sp. を中心としたペン毛藻が多くなり、ケイ藻が少なくなった。ただ沈殿物では、数は少ないが *Asterionella formosa* をはじめとするケイ藻類が優占した。

1980年春の循環期には、*Asterionella formosa* が優占するが、停滞期のごく初めは *Cryptomonas* sp. も多くなった。6月下旬から7月2日まで *Asterionella formosa* が圧倒的に多くなったが、7月2日以降、急激に沈殿して(第5章)、7月末には、*Fragilaria crotonensis* が優占種となった。8月下旬以降、個体数が減少し、500cells/ml 以下になった。この時期は、*Asterionella formosa* と *Cryptomonas* sp. が優占的な種であった。12月に入ると *Asterionella formosa* が再び優占種となった。

1981年の春先には、個体数は少ないが、*Asterionella formosa* が優占的であるが、5月に入ると *Synedra* sp. が優占した。6月中旬以降、*Asterionella formosa* が優占し、8月上旬には個体数も多くなった。このように1981年は、*Asterionella formosa* が優占種となる期間が非常に長かった。

表 7.2 1980年における植物プランクトンの優占種の季節変化

Table 7.2 Seasonal changes of dominant species of phytoplankton in 1980

Date	Dominant Species of Phytoplankton (cells/ml)	
6. May	<i>Asterionella formosa</i> (4000)	<i>Synedra</i> sp. (1000) <i>Cryptomonas</i> sp.
13. June	<i>Cryptomonas</i> sp. (1500)	<i>Asterionella formosa</i> (500-2000)
19. June	<i>Asterionella formosa</i> (2600)	<i>Cryptomonas</i> sp. (1000)
26. June	<i>Asterionella formosa</i> (15000)	<i>Cryptomonas</i> sp.
2. July	<i>Asterionella formosa</i> (8000-10000)	
7. Aug.	<i>Fragilaria crotonensis</i> (16000)	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra</i> sp. <i>Uroglenopsis americana</i>
13. Aug.	<i>Fragilaria crotonensis</i> (18000)	
30. Aug.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.
4. Sep.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.
18. Sep.	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Asterionella formosa</i>
24. Sep.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.
17. Oct.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.
29. Oct.	<i>Cryptomonas</i> sp. (1400)	
12. Nov.	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Closterium</i> sp. <i>Dinobryon</i> sp. <i>Asterionella formosa</i>
4. Dec.	<i>Asterionella formosa</i> (1500)	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
23. Dec.	<i>Asterionella formosa</i> (3000)	<i>Fragilaria crotonensis</i>

1982年の春期は, *Synedra acus*, 循環期から停滞期に移る前には, *Uroglenopsis americana*, *Cryptomonas* sp. が優占した。停滞期は *Asterionella formosa* や *Fragilaria crotonensis*, そして秋の循環期から結氷期まで *Melosira granulata* var. *angustissima* fo. *spiralis* が優占した。

以上のような優占種の季節変動特性を過去のデータと対比してみた。以下, 過去に行われた植

表 7.3 1981年における植物プランクトンの優占種の季節変化
Table 7.3 Seasonal changes of dominant species of phytoplankton in 1981

Date	Dominant Species of Phytoplankton (cells/ml)
26. Mar.	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra</i> sp. <i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>mirabile</i>
7. Apr.	<i>Cryptomonas</i> sp. (200-1600) <i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra</i> sp. <i>Fragilaria crotonensis</i>
16. Apr.	<i>Asterionella formosa</i> (1300) <i>Synedra</i> sp.
28. Apr.	<i>Asterionella formosa</i> (3200) <i>Synedra</i> sp. (1500) <i>Ankistrodesmus falcatus</i>
7. May	<i>Synedra</i> sp. (5400) <i>Synedra acus</i> (1300) <i>Asterionella formosa</i> (1700) <i>Ankistrodesmus falcatus</i>
18. May	<i>Synedra</i> sp. (5800) <i>Asterionella formosa</i>
26. May	<i>Synedra</i> sp. (1500) <i>Asterionella formosa</i>
5. June	<i>Synedra acus</i> <i>Asterionella formosa</i>
15. June	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra acus</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
22. June	<i>Asterionella formosa</i> (1600-3100) <i>Cryptomonas</i> sp.
7. July	<i>Synedra</i> sp. <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
16. July	<i>Asterionella formosa</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
27. July	<i>Asterionella formosa</i> (900-1000) <i>Cryptomonas</i> sp.
8. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (2000-3000)
12. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (2000-3000)
25. Aug.	<i>Asterionella formosa</i> (800-1000)
5. Oct.	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia</i> sp. <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
22. Oct.	<i>Asterionella formosa</i> <i>Nitzschia</i> sp. <i>Synedra acus</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
24. Nov.	<i>Asterionella formosa</i> (1100-1400) <i>Cyclotella stelligera</i> <i>Synedra</i> sp.

物プランクトンに関する調査結果をまとめる。

湯ノ湖では、夏から秋にかけてケイ藻類よりなる「水の華」が発生し、このため水色が変わることが三好³⁾、上野⁴⁾によって指摘された。上野は、この「水の華」は主として、*Melosira* であること、また7月~10月には *Asterionella* が著しく多くなり、その他にも *Ceratium*, *Dinobryon*, *Fragilaria*, *Cyclotella* が出現することを示した。1939年(昭和14年)8月27日に水質調査を行った吉村⁵⁾も、*Asterionella formosa* が繁殖するため緑色に濁っていたと記している。1962年6月には、ケイ藻類の *Synedra acus* が優占し、8月には、*Asterionella formosa* が多くなった⁶⁾。また、

表 7.4 1982年における植物プランクトンの優占種の季節変化
Table 7.4 Seasonal changes of dominant species of phytoplankton in 1982

Date	Dominant Species of Phytoplankton (cells/ml)		
20. Jan.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Synedra</i> sp.	<i>Cyclotella</i> sp.
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		
27. Jan.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.	
20. Apr.	<i>Synedra acus</i> (1500)	<i>Asterionella formosa</i>	
	<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Fragilaria crotonensis</i>	
10. May	<i>Synedra acus</i> (3000)		
26. May	<i>Synedra acus</i> (1500-1800)	<i>Cryptomonas</i> sp.	
	<i>Uroglenopsis americana</i>		
9. June	<i>Uroglenopsis americana</i> (100)*	<i>Cryptomonas</i> sp.	
23. June	<i>Uroglenopsis americana</i> (100-150)*		
	<i>Achnanthes</i> sp.	<i>Asterionella formosa</i>	
7. July	<i>Asterionella formosa</i> (1200)	<i>Cryptomonas</i> sp.	
21. July	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>	
	<i>Cryptomonas</i> sp.		
10. Aug.	<i>Synedra acus</i> (1000-1700)	<i>Fragilaria crotonensis</i>	
10. Sep.	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Synedra</i> sp.	<i>Fragilaria crotonensis</i>
29. Sep.	<i>Synedra</i> sp.	<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Uroglenopsis americana</i>
7. Oct.	<i>Fragilaria crotonensis</i>		
21. Oct.	<i>Fragilaria crotonensis</i> (300-6000)		
9. Nov.	<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i> (1000-1500)		
	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Nitzschia</i> sp.	
4. Dec.	<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i> (11000-16000)		
	<i>Asterionella formosa</i> (1800-2300)		
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		

* colonies/ml

1967年～1968年の調査では⁷⁾、1月は *Melosira* が全細胞数の約99%を占め圧倒的に多く、4月は *Cyclotella* が約80%を占め、5月、6月では *Synedra* が優占し、8月及び11月は *Asterionella* が80～90%を、また12月は *Melosira* が優占した。1971年の5月には、*Synedra acus* が優占し、*Cyclotella* sp. が続いて多かった。7月には *Closterium gracile*、10月には *Cyclotella* sp. が優占した⁸⁾。1973年の10月は、*Cryptomonas erosa* や *Melosira distans*、*Mougeotia* sp. が多くみられたが、12月に入ると *Melosira distans* が優占し、翌1974年2月には、*Stephanodiscus hantzschii* (*Cyclotella* sp.)が19000cells/mlにも達した⁹⁾。1974年7月には *Asterionella*、8月には *Synedra* sp. が優占した。再び10月になると *Stephanodiscus hantzschii* が優占した^{9,10)}。

また著者らが1977年8月と10月に行った結果を表7.5に示す¹¹⁾。夏期では *Asterionella formosa* (7400colonies/ml) が優占した。*Uroglena* sp. (*Uroglenopsis americana*) も180colonies/ml 計数された。そして、秋期には *Cryptomonas* sp. (10000cells/ml) が優占種となった。また同年9月には、*Cyclotella* spp. と *Uroglenopsis* sp. が優占した¹²⁾。さらに、1978年10月16日においては *Cryptomonas* sp. が1000～1200 cells/ml で優占した。

以上、今回の調査結果も合わせてまとめると、湯ノ湖においては、1) *Asterionella*、*Synedra*、*Cyclotella* sp. (*Stephanodiscus hantzschii*)、*Fragilaria*、*Melosira* などのケイ藻類の現存量が多く、優占種となることが多い。2) なかでも7月～8月にかけては、*Asterionella* が優占することが多い。3) *Cryptomonas* sp. や *Uroglenopsis americana* のようなベン毛藻類も多く出現する。4) このようなベン毛藻類は、完全循環期と完全停滞期との間の移行期に出現しやすいこと。5) ラン藻類がほとんど出現しないことが特徴として挙げられよう。

また、1977年以前と比べ、今回(1979年～1982年)の調査結果が異なった点は、*Uroglenopsis americana* が優占種となること、*Cyclotella* sp. が減少して優占種とならなかったこと、*Melosira* の種が変わったことである。

7.3 動物プランクトンの調査結果

1982年における動物プランクトンの現存量(g/m²)と優占種を表7.6に示す。動物プランクトンの現存量は、夏の停滞期のごく初期に最大値17.5g/m²となり、秋から冬にかけて減少して12月には0.78g/m²と最小値を示した。青山・倉沢⁷⁾は、現存量の最大値が6月、最小値が1月になることを示したが、今回の調査結果と一致した。また優占種は、*Keratella quadrata*、*K. cochlearis*、*Polyarthra* sp.、*Bosmina longirostris*、*Daphnia longispina* であった。特に *Daphnia longispina* は夏期停滞期の底層部に多く出現したが、*Bosmina longirostris* は表層2m付近に多く分布した。このような分布の差異は、上野⁴⁾、古田⁶⁾によって既に指摘されており、*Daphnia longispina* が好冷水性であることによると考えられた。また、古田は1962年6月における動物プランクトンと現存量を3.71g/m²と見積もったが、1982年の6月に得られた現存量の方が大きい値を示した。いずれにせよ、6月における動物プランクトンの現存量は、霞ヶ浦や諏訪湖に比べ大きい¹³⁾ことは、湯

ノ湖の動物プランクトンが物質循環に果たす役割が大きいことを示唆している。捕食速度等について今後検討されるべきであろう。

表 7.5 1977年8月及び10月における藻類と原生動物
Table 7.5 Phytoplankton at lake center (0m and 5m) in 1977

Species	Aug. 6, 1977		Oct. 20, 1977	
	0 m	5 m	0 m	5 m
<i>Asterionella formosa</i>	7400	2300	320	80
<i>Fragilaria construens</i>	480	60		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	220			
<i>Nitzschia acicularis</i>	120			
<i>Cyclotella</i> sp.			200	
<i>Synedra acus</i>	160		40	60
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	160			
<i>Closterium gracile</i>	120			
<i>Golenkinia radiata</i>	40			
<i>Scenedesmus</i> sp.	40			
<i>Oscillatoria</i> sp.	20			
<i>Chlamydomonas</i> sp.	200			
<i>Eudorina elegans</i>				
<i>Uroglena</i> sp.	180			
<i>Trachelomonas</i> sp.	40		80	220
<i>Cryptomonas</i> sp.		40	1040	1200
<i>Peridinium</i> sp.			20	120
<i>Vorticella microstoma</i>		40		
<i>Holophrya simplex</i>			80	80
<i>Uronema</i> sp.		20		
<i>Loxodes</i> sp.		20		
<i>Strombilidium gygans</i>			100	
<i>Monas</i> sp.	320	200	240	120
<i>Astasia</i> sp.			40	
<i>Actinospherium eichhorni</i>				
<i>Dinamoeba mirabilis</i>			60	40

(colonies or cells / ml)

表 7.6 1982年における動物プランクトンの現存量と優占種

Table 7.6 Seasonal changes of standing crop and dominant species of zooplankton in 1982

Date	Standing Crop (g/m ²)	Dominant Species	
26 May.	6.63	<i>Keratella quadrata</i>	<i>K. cochlearis</i>
		<i>Polyarthra</i> sp.	<i>Filinia longiseta</i>
9. June	15.91	<i>K. cochlearis</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
23. June	17.50	<i>K. cochlearis</i>	<i>B. longirostris</i>
7. July	9.68	<i>K. cochlearis</i>	<i>B. longirostris</i>
21. July	4.98	<i>K. cochlearis</i>	<i>K. quadrata</i>
		<i>B. longirostris</i>	<i>Daphnia longispina</i>
6. Aug.	2.03	<i>D. longispina</i>	
10. Sep.	4.33	<i>K. cochlearis</i>	<i>B. longirostris</i>
29. Sep.	3.83	<i>K. cochlearis</i>	<i>B. longirostris</i>
7. Oct.	1.50	<i>K. cochlearis</i>	
21. Oct.	1.29		
6. Nov.	1.06		
3. Dec.	0.78		

引用文献

- 1) Yamaguchi, Y. and S. Ichimura (1972): Dynamic status of primary production in Lake Yunoko, a small eutrophic subalpine lake in central Japan. Bot. Mag. Tokyo, 85, 157-176.
- 2) 山口征夫・市村俊英 (1973): 植物プランクトンの現存量と基礎生産。日本陸水群集の生産力に関する研究, JIBP-PF業績, JIBP-PF分科委員会, 75-77.
- 3) Miyoshi, M. (1899): Botanische beobachtungen aus Nikko. 植物学雑誌, 13, p. 123.
- 4) 上野益三 (1934): 日光火山麓陸水の生態学的研究 (I). 動物学雑誌, 46 (547), 196-213.
- 5) 吉村信吉 (1940): 日光湯ノ湖の副湖盆の溶解性酸素の湖沼学的意義。陸水学雑誌, 10 (3), 181-188.
- 6) 古田能久 (1964): 日光湯ノ湖における水産開発のための基礎的研究。第三報 夏季における動・植物プランクトンの分布と現存量。淡水区水産研究所報告, 14 (1), 55-66.
- 7) 青山莞爾・倉沢秀夫 (1970): 日光湯ノ湖におけるプランクトンの分布と現存量。調和型湖沼の生物群集の生産力に関する研究。——湯ノ湖の生物群集の生産力に関する研究——。JIBP-PF湯ノ湖研究グループ, 昭和44年度報告, 28-37.

- 8) 橋爪健一郎 (1975) : 国立公園内湖沼の植物プランクトン調査結果 (I), ——関東近縁10湖沼 (その1)——, 用水と廃水, 17 (6), 736-753.
- 9) 橋爪健一郎 (1975) : 昭和48, 49年度栃木県委託「日光湯ノ湖プランクトン調査結果」
- 10) 栃木県衛生環境部 (1983) : 中禅寺湖・湯ノ湖水質調査報告書, 昭和58年3月, 127p.
- 11) 矢木修身・岡田光正・細見正明・須藤隆一 (1978) : 水の華および赤潮生物の培養について, 国立公害研究所研究発表会予稿集, SS/OT-1-78, 85-94.
- 12) 栃木県公害防止管理協会 (1978) : 湯ノ湖試験しゅんせつ影響調査結果報告書, 昭和53年5月, 161p.
- 13) 花里孝幸 : (未発表)
- 14) 花里孝幸 : (私信)

第8章 Vollenweiderモデルによる水質予測

湖沼水質の予測方法には、現在大別して二つの方法がある。一つは、統計学的モデルである。これは Vollenweider によって提唱され、OECD の「富栄養化防止のための陸水モニタリング協力計画」に採用された^{1,2)}。このため、世界各地の数多くの湖沼の観測値を用いた統計解析がなされ、信頼性の高いパラメーターが得られている。もう一方は、生態系モデルと呼ばれるモデルである。これは湖内の栄養塩、植物プランクトン、動物プランクトン等湖沼水質に関する主要な物質の生態系内の移動過程を数学モデルで表現するとともに、これらの物質の湖内での移流、拡散、沈降など、物理的要因も考慮して湖沼水質の変化を予測するモデルである^{3,4)}。

前者は、クロロフィル *a* 濃度、リン濃度、透明度などの年平均値、もしくは年最大値などと、年平均の窒素やリンの負荷量との相関関係を経験的に求めたものである。したがって、年平均値、年最大(小)値などの予測を行うのに適する。後者は、湖内の物理化学的及び生物学的な変化過程を必要とされる時間的及び空間的な精度で表現しうる。したがって、日単位、月単位のような詳細な変化をとらえることも可能である。しかし、詳細にわたればわたるほど必要なパラメーター、基礎式の数が多くなる。この場合、パラメーターの推定、基礎式の構造決定に必要な研究・調査量も膨大になる。一般に必要な調査のすべてを実施することは困難である。このため、モデル中のかなりの部分は既往の調査・研究報告に頼らざるを得ない。また、パラメーターによってはモデル全体の結果が対象湖沼における既往の実測値に合致するよう、キャリブレーションによって推定することも必要となる。しかも、流入負荷削減のように湖沼の特性が変化する場合、現状を良好に再現するモデルであっても、その構造並びにパラメーターを将来にわたってそのまま適用できる保証はない。このように、将来予測という目的で生態系モデルを使う場合、その予測結果の信頼性で数多くの問題が未解決である⁵⁾。

このような観点から、本研究においては長期の将来水質予測に対し、Vollenweider のモデルを採用した。しかし、湖沼の水質管理上重要な溶存酸素については、Vollenweider のモデルのみでは予測できない。溶存酸素濃度のみに関するモデルは、植物プランクトン生産量が与えられる限り比較的単純な構造とすることができる。このため、本研究においては富栄養化対策実施に伴う植物プランクトン生産量(ここではクロロフィル *a* 濃度)の変化をまず Vollenweider モデルで予測した。そして、その結果を用いて溶存酸素濃度の変化を推定すべく、構造の単純な生態系モデルを作成した(第9章、第10章参照)。したがって全体としては、Vollenweider モデルと生態系モデルをその特色に応じて組み合わせたハイブリッドなモデル構成とした。

8.1 基礎式とパラメーター

Vollenweider のモデルは、Vollenweider が発表して以来多くの修正、改良が加えられてきた^{6,7)}。また同一の基礎式であっても、そのパラメーターは統計解析を行った湖沼群によって異なる^{8,9)}。しかし、Vollenweider モデルについて最も広く検討したのは OECD のプロジェクトであろう²⁾。その結果は各プロジェクトごとにもまとめられているが、本研究の対象となる湯ノ湖がどのプロジェクトの解析結果に最も当てはまるか判定するのは困難である。したがってデータ数が最も多く、世界各地の広範な湖沼を対象とした統計解析を行っている OECD プロジェクトの総合報告書²⁾の解析結果を用いて予測計算を行うこととする。

8.1.1 湖内の全窒素及び全リン濃度の予測

OECD の総合報告書によると、湖内の年平均全リン濃度は次式のように水の滞留時間と全流入水の年平均全リン濃度の関数で与えられている。

$$[\bar{P}]_x = 1.55 \left\{ \frac{[\bar{P}]_i}{1 + \sqrt{\tau(w)}} \right\}^{0.82} \quad (8-1)$$

ここに、 $[\bar{P}]_x$: 湖水中の年平均全リン濃度 [mgP/m³]

$[\bar{P}]_i$: 流入水中の年平均全リン濃度 [mgP/m³]

$\tau(w)$: 水の滞留時間 [y]

ただし、 n (データ数) = 87

r (相関係数) = 0.93

SE (標準誤差) = 0.193

である。

また窒素についても同様な関係が与えられている。

$$[\bar{N}]_x = 5.34 \left\{ \frac{[\bar{N}]_i}{1 + \sqrt{\tau(w)}} \right\}^{0.78} \quad (8-2)$$

ここに、 $[\bar{N}]_x$: 湖水中の年平均全窒素濃度 [mgN/m³]

$[\bar{N}]_i$: 流入水中の年平均全窒素濃度 [mgN/m³]

ただし、 $n=42$, $r=0.92$, $SE=0.157$ である。

湖沼の富栄養化防止対策を考える場合、一般には窒素及びリンの負荷量の削減を直接検討する場が多い。窒素、リンの単位湖面積当たりの負荷量は次式で表される。

$$L(P) = [\bar{P}]_i \cdot q_s \quad (8-3)$$

$$L(N) = [\bar{N}]_i \cdot q_s \quad (8-4)$$

ここに、 $L(P), L(N)$: 単位表面積当たりの全リン, 全窒素負荷量 [$\text{mgP}/\text{m}^2 \cdot \text{y}$, $\text{mgN}/\text{m}^2 \cdot \text{y}$]

q_s : 水量負荷 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{y}$]

また,

$$\tau(w) = \bar{z}/q_s \quad (8-5)$$

ここに、 \bar{z} : 平均水深 [m]

であるから、(8-1), (8-2) 式は次のように表される。

$$[\bar{P}]_x = 1.55 X_P^{0.82} \quad (8-1)$$

$$\begin{aligned} X_P &= \frac{L(P)}{q_s(1 + \sqrt{\bar{z}/q_s})} \\ &= \frac{[P]_i}{1 + \sqrt{\tau(w)}} \end{aligned} \quad (8-6)$$

$$[\bar{N}]_x = 5.34 X_N^{0.78} \quad (8-2)$$

$$\begin{aligned} X_N &= \frac{L(N)}{q_s(1 + \sqrt{\bar{z}/q_s})} \\ &= \frac{[N]_i}{1 + \sqrt{\tau(w)}} \end{aligned} \quad (8-7)$$

8.1.2 湖内のクロロフィル a 濃度の予測

8.1.1で述べた X_N 及び X_P は、水の滞留時間で補正した流入水中の年平均窒素及びリン濃度と見なすことができる。OECDでは X_N もしくは X_P を用いて、年平均クロロフィル a 濃度予測式を次のように与えている。

まずリンについては次のとおりである。

$$[\overline{\text{Chl}}] = 0.37 X_P^{0.79} \quad (8-8)$$

ここに、 $[\overline{\text{Chl}}]$: 年平均クロロフィル a 濃度 [mg/m^3]

また窒素については次のとおりである。

$$[\overline{\text{Chl}}] = 0.46 X_N^{0.77} \quad (8-9)$$

8.1.3 年平均透明度の予測

透明度については、リン (X_P) についてのみ次のように与えられている。

$$\overline{[\text{Sec}]} = 14.7 X_P^{-0.39} \quad (8-10)$$

ここに、 $\overline{[\text{Sec}]}$ ：年平均透明度〔m〕

なお、OECDの報告書では、湖内水質項目(クロロフィル *a*、全リン濃度、透明度等)相互間の関係についても統計的な関係を与えている。したがって、これらの関係を用いれば、クロロフィル *a* や全リン濃度などから透明度を推定することが可能である。

同様な関係は日本国内の湖沼調査結果の統計処理からも与えられている¹⁰⁾。ここでは、湯ノ湖が日本国内の湖沼と基本的には類似の気象条件下にあるとの認識により、国内湖沼より得られた次の関係を使用して透明度の予測を行った。

$$\overline{[\text{Sec}]} = \left(\frac{40}{\overline{[\text{Ch}]}} \right)^{0.65} \quad (8-11)$$

なお、 $\overline{[\text{Ch}]}$ は(8-8)式及び(8-9)式より与えられるものとする。

8.2 結果と考察

8.2.1 湯ノ湖における窒素、リン、水量の年平均負荷量

8.1に述べた基礎式を用いて湯ノ湖における全窒素濃度、全リン濃度、クロロフィル *a* 濃度、及び透明度の年平均値を予測するに当たり、まず、 X_N 、 X_P 値の計算を行った。ここで湯ノ湖の平均水深及び表面積として次の値を採用した。

平均水深：7.4m

表面積： $3.53 \times 10^5 \text{m}^2$

したがって湖容積は $2.62 \times 10^6 \text{m}^3$ となる。

本来これらの値は常に一定とは限らないが、調査した1979年より1982年の間著しい干ばつがなく、また高水位は湯滝からの流出である程度限られているため、以降の解析ではこれらの値に変化はないものとした。

以上の仮定に基づいて1979年より1982年までの4年間にわたる湯ノ湖における水の滞留時間、年平均流入窒素及びリン濃度をまとめたのが表8.1である。これらの値より(8-6)、(8-7)式に従って計算した X_N 及び X_P の値も表8.1に示した。

8.2.2 年平均窒素濃度の予測

表8.2は(8-2)式及び(8-7)式より計算した湖水中の年平均窒素濃度を示す。1979年より1982年の4年間のデータに関する限り、計算値の方が実測値より高い値となった。その比は表に示すように平均0.8(実測値/計算値)であった。すなわち、湯ノ湖においては約20%程度その年平均窒素濃度が(8-2)の回帰式からずれていることになる。この偏差については、

表 8.1 湯ノ湖の湖沼特性値の経年変化

Table 8.1 Hydraulic residence time and annual average inflow concentration of nitrogen and phosphorus in lake Yunoko

year	$\tau(w)$ (y)	$[N]_i$ (mgN/m ³)	$[P]_i$ (mgP/m ³)	X_N	X_P
1979	0.096	553	52.1	422	39.8
1980	0.104	573	51.5	433	38.9
1981	0.079	488	39.1	381	30.5
1982	0.078	475	30.1	371	23.5

表 8.2 年平均窒素濃度の予測

Table 8.2 Prediction of annual average total nitrogen concentration

year	observed	calculated	observed	modified
	(mgN/m ³)	(mgN/m ³)	calculated	(mgN/m ³)
1979	530	596	0.89	480
1980	450	608	0.74	486
1981	440	550	0.80	440
1982	420	539	0.78	431
average			0.80	

% loading of 1982	$[N]_i$ (mgN/m ³)	X_N	predicted* (mgN/m ³)
100	475	371	431
80	380	297	362
60	285	223	290
40	190	148	210
20	95	74	123
10	48	37	71

* by the modified equation

①負荷量（ここでは窒素）の算定に誤りがあった。

②湯ノ湖の特性として平均的な回帰式からずれている。

の二つの見方が可能であろう。しかし、本調査は他の調査と比較してかなり精密に行っており、OECDの統計の裏付けとなった調査結果と比較しても決して精度が低いとは思われない。このため、以降のリン、クロロフィルa等の解析も含め、本研究では、回帰直線からのずれは②の湯ノ

湖の特性に由来するものとみなした。

以上の仮定によれば、負荷の変化があった場合、もとの回帰式からの偏差を特異性として保持させたまま目的とする変数（ここでは年平均全窒素濃度）の変化を予測することができる。すなわち、負荷の変化（ここでは X_N ）に対応して実測値を回帰直線に沿って平行移動することにより将来予測を行う。この考え方は既に Rast¹²⁾らが北米における実際に負荷削減のあった湖沼の解析結果より妥当であることを示している。

平行移動の考え方は、(8-2)式における X_N のべき指数0.78はそのままとし、係数5.34を変化させることに対応する。ここで表8.2における偏差の平均値0.8を代表値とすると(8-2)式は次のように修正される。

$$\begin{aligned} [\bar{N}]^A &= 0.80 \times 5.34 X_N^{0.78} \\ &= 4.27 X_N^{0.78} \end{aligned} \quad (8-12)$$

(8-12)式を用い、1982年の負荷が80, 60, 40, 20, 10%に削減されたときの $[\bar{N}]_A$ 推定値を同じく表8.2に示す。(8-7)式から明らかなように、水量負荷に変化がない限り、負荷量の変化率は X_N の変化率に等しい。ここでは水量負荷の変化はないものとしている。

窒素負荷量の削減率と $[\bar{N}]_A$ 推定値との関係を図示したのが図8.1である。また図中には我が国の湖沼の窒素にかかわる水質目標も示してある。湯ノ湖の現状はレベルVIであるが、約10%程度の削減でレベルIIIに向上する。しかしレベルIIを目標とする場合、現在の負荷量を1/4に下げなければならないと推定された。

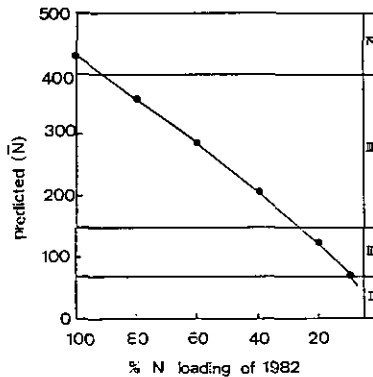


図 8.1 1982年の窒素負荷量(100%)とその削減に伴う年平均窒素濃度 ($[\bar{N}]_A$) 変化の予測 (流量負荷：一定)

Fig. 8.1 Annual average total nitrogen concentration as a function of reductions in nitrogen loading (100%=loading of 1982)

8.2.3 年平均全リン濃度の予測

表8.3は年平均全リン濃度に関する実測値、計算値及びリン負荷削減に対する年平均全リン濃度の予測値を示す。

全リンの場合、窒素とは逆に計算値が実測値より低くなった。実測値/計算値の平均は1.51である。ここでも窒素の場合と同様な仮定を採用し、(8-1)式を次のように修正した。

$$\begin{aligned} [\bar{P}]_A &= 1.51 \times 1.55 X_P^{0.82} \\ &= 2.34 X_P^{0.82} \end{aligned} \quad (8-13)$$

(8-13)式並びにもとの(8-1)式を用いて計算した1979~1982年の $[\bar{P}]_A$ の値及び1982年の負荷量を削減したときの $[\bar{P}]_A$ 予測値を表8.3に示す。

全リン負荷の削減率に対する $[\bar{P}]_A$ の変化((8-13)式による)、及び我が国のリンにかかわる水質目標を図8.2に示す。窒素と同様に現状はレベルIVであるが、5%程度の削減でIIIに、また1/4まで負荷を減少させるとレベルIIになると推定された。

8.2.4 年平均クロロフィルa濃度の予測

表8.4は年平均クロロフィルa濃度に関する実測値及び窒素((8-9)式)、リン((8-8)

表 8.3 年平均全リン濃度の予測

Table 8.3 Prediction of annual average total phosphorus concentration

year	observed	calculated	observed	modified
	(mgP/m ³)	(mgP/m ³)	calculated	(mgP/m ³)
1979	51	31.8	1.60	48.0
1980	44	31.2	1.41	47.1
1981	33	25.6	1.29	38.6
1982	36	20.6	1.75	31.2
average			1.51	
% loading of 1982	$[P]_i$ (mgP/m ³)	X_P	predicted ^{-1*} (mgP/m ³)	predicted ^{-2*} (mgP/m ³)
100	30.1	23.5	31.2	20.6
80	24.1	18.8	25.9	17.2
60	18.1	14.1	20.5	13.5
40	12.0	9.4	14.7	9.7
20	6.0	4.7	8.3	5.5
10	3.0	2.4	4.8	3.2

* predicted by the modified (1) and the original (2) equations

式) それぞれの負荷量からの計算値を比較した結果を示す。

全リン負荷からの計算値は実測値と比較して著しく低く、実測値/計算値の比は2.85倍から4.29倍の範囲であった。特に1982年における実測値と計算値との偏りが大きいのは、1980年以降リン負荷量が減少し、クロロフィル *a* 濃度の計算値が30%程度減少したのに対し、実測値は変化していないことによる。表8.1に示すように1979~1982にかけてリン負荷量は明らかに減少している。これは湯ノ湖に流入している最大のリン源である湯元処理場で1980年後半より脱リン処理を実施し、処理水リン濃度が減少したこととも一致している。

Vollenweider モデルは本来定常モデルであって、流入負荷の変化に対する湖沼の非定常的な応答については取り扱えない。すなわち、新しい負荷に対し、平衡に達した後の湖の状態を予測す

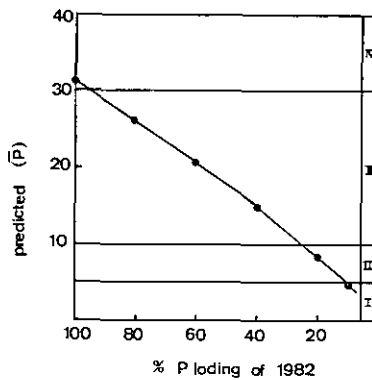


図 8.2 1982年のリン負荷量(100%)とその削減に伴う年平均リン濃度(\bar{P})の変化の予測 (流量負荷:一定)

Fig. 8.2 Annual average total phosphorus concentration as a function of reductions in phosphorus loading (100%=loading of 1982)

表 8.4 年平均クロロフィル *a* 濃度の予測 (1979~1982)

Table 8.4 Prediction of annual average chlorophyll *a* concentration (1979-1982)

year	observed (mg/m ³)	calculated from P (mg/m ³)	observed calculated	modified (mg/m ³)	calculated from N (mg/m ³)	observed calculated	modified (mg/m ³)
1979	19.4	6.8	2.85	23.3	48.3	0.40	19.8
1980	19.7	6.7	2.94	23.1	49.3	0.40	20.2
1981	20.0	5.5	3.64	18.9	44.7	0.45	18.3
1982	19.3	4.5	4.29	15.4	43.8	0.40	17.9
average			3.43			0.41	

る。したがって表8.4に示す計算値は平衡状態を示すのに対し、実測値は平衡に到達する途中の段階とも考えられる。Dillon & Rigler は Vollenweider モデルを基礎として非定常応答を予測する式を提案している。

非定常解

$$[\bar{P}]_{\lambda,t} = \frac{L(P)}{\bar{z}(\sigma_p + \rho)} - \left(1 - \frac{\bar{z}(\sigma_p + \rho)(\bar{P})_{\lambda,0}}{L(P)} \right) \exp(-(\sigma_p + \rho)t) \quad (8-14)$$

ここに、 $(\bar{P})_{\lambda,t}$: t 年経過後における湖内年平均全リン濃度 [mgP/m³]

$(\bar{P})_{\lambda,0}$: 現在の年平均全リン濃度 [mgP/m³]

σ_p : リンのみかけの沈降係数 [1/y]

ρ : 水の交換速度 (=1/ $\tau(w)$) [1/y]

(8-14) 式によれば、新たな平衡状態に50%近づくのに要する時間 $t_{1/2}$ は次式で与えられる。

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\sigma_p + \rho} \doteq \frac{\ln 2}{\frac{10}{\bar{z}} + \rho} \quad (8-15)$$

ただし、リンの沈降速度は $10/\bar{z}$ としている。(8-15) 式に湯ノ湖の値を適用すると

$$\begin{aligned} t_{1/2} &= \frac{\ln 2}{\frac{10}{7.4} + 0.079} \doteq 0.05 \quad [1/y] \\ &\doteq 18.2 \text{ (d)} \end{aligned}$$

(8-14) 式によれば平衡値の87.5%に到達する時間は $3t_{1/2}$ である。したがって湯ノ湖は2ヵ月程度では新たな平衡値に達する湖と見てよい。この結果より、湯ノ湖におけるクロロフィル a 濃度の実測値と計算値との差が次第が大きくなったのは別の理由と推定される。

Vollenweider モデルに基づいて実測値/計算値の差の広がり議論するのは困難であると思われるため、ここでは差の平均値3.43を採用して次のように(8-8)式を修正した。

$$\begin{aligned} [\overline{\text{Chl}}] &= 3.43 \times 0.37 X^{0.79} \\ &= 1.29 X^{0.79} \end{aligned} \quad (8-16)$$

(8-16) 式を用いて計算した1979~1982年の $[\overline{\text{Chl}}]$ の値を表8.4に示す。さらに1982年のリン負荷量を削減したときの $[\overline{\text{Chl}}]$ 予測値を表8.5に示す。

全リン負荷の削減率に対する $[\overline{\text{Chl}}]$ の変化、及び我が国のリンにかかわる水質目標に示された参考クロロフィル a 濃度を示したのが図8.3である。負荷量を20%まで削減すれば $[\overline{\text{Chl}}]$ は 5 mg/

m³以下となるが現在のレベルIIIよりレベルIIに到達するには10%にまで削減する必要があると推定された。

窒素負荷からの計算値はリンの場合と逆に実測値の方が低く、実測値/計算値の比が平均0.41となった。リンと異なり、この比に顕著な変動はなかったため、(8-9)式を次のように修正した。

$$\begin{aligned} \overline{(\text{Chl})} &= 0.41 \times 0.46 X_N^{0.77} \\ &= 0.19 X_N^{0.77} \end{aligned} \quad (8-17)$$

(8-17)式を用いて計算した1979年~1982年の $\overline{(\text{Chl})}$ の値を表8.4に示す。また1982年の窒素負荷量を削減したときの $\overline{(\text{Chl})}$ 予測値を表8.5及び図8.3に示した。図8.3による限り、N、Pどちら

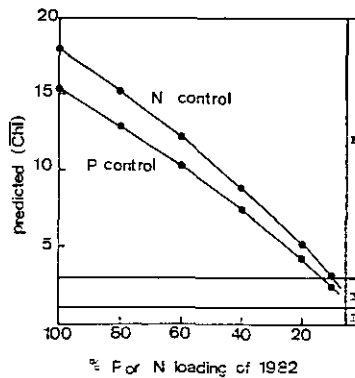


図 8.3 1982年の窒素もしくはリン負荷(100%)の削減に伴う年平均リン濃度 $(\overline{(\text{P})}_x)$ 変化の予測(流量負荷:一定)

Fig. 8.3 Annual average chlorophyll *a* concentration as a function of reduction in nitrogen or phosphorus loading (100%=loading of 1982)

表 8.5 年平均クロロフィル *a* 濃度の予測(負荷削減)

Table 8.5 Prediction of annual average chlorophyll *a* concentration (reduction of phosphorus or nitrogen)

% loading of 1982	predicted from P (mg/m ³)	predicted from N (mg/m ³)
100	15.4	17.9
80	12.9	15.2
60	10.3	12.2
40	7.5	8.9
20	4.3	5.2
10	2.5	3.1

らの場合もほぼ同様な傾向を示している。ただし、(8-16) もしくは (8-17) 式はそれぞれリンもしくは窒素が植物プランクトン生産量を制限している場合にのみ当てはまると考えられる。ただし、湯ノ湖を対象とした場合、いずれの式が妥当であるか Vollenweider モデルの範ちゅうを越える。

8.2.5 年平均透明度の予測

表8.6は年平均透明度に関する実測値、計算値及びリン負荷削減に対する年平均透明度の予測値を示す。

計算値は実測値と比較してかなり高く、実測値/平計算値の平均は0.66となった。この値を採用すると、(8-10) 式は次のように修正される。

$$\begin{aligned} \overline{(\text{Sec})} &= 0.66 \times 14.7 X \bar{P}^{-0.39} \\ &= 9.7 X \bar{P}^{-0.39} \end{aligned} \quad (8-18)$$

(8-18) 式を用いて計算した1979~1982年の $\overline{(\text{Sec})}$ の値を表8.6に示す。計算値はこの期間透明度が2.3m より2.8m に上昇すると予測したが、実際には2.4m より2.5m 程度の変化にすぎなか

表 8.6 年平均透明度の予測
Table 8.6 Prediction of annual average secchi disk transparency

year	observed	calculated (m)	observed	modified (m)
	(m)		calculated	
1979	2.43	3.49	0.70	2.30
1980	2.40	3.52	0.68	2.32
1981	2.56	3.89	0.66	2.56
1982	2.53	4.29	0.59	2.83
average			0.66	

% loading of 1982	predicted (m)	predicted from [Chl] * (m)
100	2.83	1.86
80	3.08	2.09
60	3.14	2.42
40	3.68	2.97
20	5.31	4.26
10	6.86	6.06

* from Eq. (8-11) and Table 8.5 (from P)

った。この点はクロロフィル *a* 濃度の場合と同様である。

全リン負荷の削減に対する \overline{Sec} の変化及び透明度の目標値を図8.4に示す。なお、(8-11)式を用いて \overline{Chl} より計算した \overline{Sec} の値も表8.6及び図8.4に示した。(8-11)式による計算値は1 m程度低い透明度を与える。いずれにしても現状のレベルIIIよりレベルIIにするには約30%以下のリン負荷量に削減する必要があるだろう。

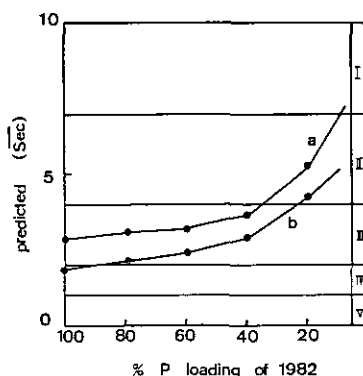


図 8.4 1982年のリン負荷量の削減に伴う年平均透明度の変化の予測 (a: リン負荷より, b: \overline{Chl} より)

Fig. 8.4 Annual average secchi disk transparency as a function of reductions in phosphorus loading (100%=loading of 1982, a: by P loading, b: by \overline{Chl})

引用文献

- 1) Vollenweider, R. A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, 53-83.
- 2) OECD (1982) : Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control, OECD.
- 3) Scavia, D. (1979) : Examination of phosphorus cycling and control of phytoplankton dynamics in Lake Ontario with an ecological model. J. Fish. Res. Bord Can., 36, 1336-1346
- 4) 松濤広徳 (1980) : 筑波大学環境科学研究科修士論文.
- 5) 日本水質汚濁研究協会 (1982) : 湖沼環境調査指針.
- 6) Kirchner, W. B. and P. J. Dillon (1975) : An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. Water Resour. Res., 182-183.
- 7) Vollenweider, R. A. (1975) : Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Hydrologie, 37, 53-84.
- 8) Rast, W. and G. F. Lee (1978) : Summary Analysis of the North American (US portion) OECD

Eutrophication Project : Nutrient Loading-Lake Response Relationships and Trophic State Indices, EPA-600/3-73-008.

- 9) Clasen, J. (1979) : OECD Cooperative Programme for Monitoring of Inland Waters, Regional Project, Shallow Lakes and Reservoirs, Final Report. OECD.
- 10) 相崎守弘・大槻 晃・福島武彦・河合宗欣・細見正明・村岡浩爾 (1981) : 修正カールソン富栄養化状態指標の日本湖沼への適用と他の水質項目との関係. 国立公害研究所研究報告, 第23号, 13-31.
- 11) Rast, W., R. A. Jones and G. F. Lee (1983) : Predictive capability of US OECD phosphorus loading-eutrophication response models. J. Water Poll. Contr. Fed., 55, 990-1003.
- 12) Dillon, P. J. and F. H. Rigler (1975) A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. J. Fish. Res. Board Can., 32, 1519-1531.

第9章 溶存酸素濃度鉛直分布に関する数理モデル

9.1 はじめに

夏期に水温躍層が形成される多くの湖沼、ダム湖（以下湖と呼ぶ）では、躍層形成後、変水層、深水層において溶存酸素濃度が減少していくことが知られている¹⁾。この現象は植物プランクトンによる湖内での有機物生産量や湖外からの有機物流入量が大きく、水中におけるその濃度が増大する程顕著に現れる²⁾。したがって一次生産量の大きな富栄養湖では深水層のうちでも特に底泥に近い部分に無酸素層が形成される場合がある³⁾。底層付近で溶存酸素が枯渇した湖では、底泥からのリン^{3,4)}、鉄、マンガン^{5,6)}などの溶出が起こるようになる。リンの溶出はリンの内部負荷を増加させ、湖内の一次生産をさらに促す。また上水道、工業用水道の水源として使われている湖の場合、鉄、マンガンの増加は着色水の問題を引き起こし、水道水としての質を低下させるとともに、水質基準を満足しなくなる⁷⁾。このため除鉄、除マンガンなどの処理が必要となり、浄水処理コストが上昇する。また無酸素層の生成は魚類の生息にも極めて重大な影響を与える。したがって湖水中の溶存酸素濃度をある一定レベル以上に保つよう何らかの制御手段を講ずることは湖の水質管理上極めて重要である。

いわゆる富栄養化の制御では湖水中のプランクトン濃度の減少を直接の目的としている。このため湖水中のリン、窒素などの栄養塩濃度、並びにその流入負荷量の制御を行う。このような富栄養化対策を十分に実施することによって植物プランクトン濃度を低くすることができる。したがって溶存酸素濃度低下に伴う諸問題はかなり解決されよう。しかし湖外からの有機物の流入負荷が大きい場合⁸⁾、また底泥による溶存酸素消費が大きい場合には、それが溶存酸素濃度の低下を招く可能性がある。したがって溶存酸素濃度を直接の制御対象として湖沼水質の管理方法を検討することは、特に水道水源としての湖を管理対象とする場合極めて重要であると考えられる。

水中の溶存酸素濃度分布を決定する主要因としては、水中のプランクトンの呼吸や分解、また有機物の微生物分解による酸素消費、植物プランクトンの光合成による酸素の発生、底泥の酸素消費及び鉛直方向の混合や水表面における酸素交換などが考えられる。水中の酸素消費に関し、Gordon⁹⁾からは夏期成層している湖における細菌数と生物学的な酸素消費速度との関係を調査し、水温躍層付近で、細菌数、酸素消費速度ともに大きいことを報告している。また Mcdonnell¹⁰⁾は数種の植物プランクトンを用い、各々の酸素消費速度を測定した。一方湖の底泥による溶存酸素消費に関しては Bowman¹¹⁾、Edberg¹²⁾、Liu¹³⁾らが湖底に設置するチャンバー (*in situ respiration chamber*) を用いて溶存酸素濃度の変化を測定した結果を報告している。また室内実験によってその特性、機構、速度などに検討を加えた研究には Wuncheng Wang¹⁴⁾、Peter¹⁵⁾、Tomas¹⁶⁾、他

多くがある。これらの研究は底泥による溶存酸素消費に関して基礎的な知見を与えた。溶存酸素濃度分布を実測し、水中、底泥における消費、移流拡散に伴うその移動を検討したものには、Polak¹⁷⁾、Matsunaga¹⁸⁾らの研究がある。また Fogg¹⁹⁾、Schnoor²⁰⁾らは底泥による溶存酸素消費、水中の BOD などの実測値を用いて溶存酸素濃度に関する数理モデルを作成している。しかしこれらは Polak¹⁷⁾の研究を除いていずれも深水層のみを対象としたモデルであり、溶存酸素濃度分布を決定する前述の要因のうち、水中の酸素消費、底泥の酸素消費、及び移流拡散による移動についてのみ考察している。光合成に伴う酸素の発生が溶存酸素濃度分布に与える影響については、Polak¹⁷⁾がその重要性を指摘しているものの検討を加えるまでには至っていない。

本研究では水温躍層を形成する湖を対象とし、水温躍層の形成に伴う深水層中の溶存酸素濃度の低下を予測する数理モデルを作成するとともに、溶存酸素濃度分布を決定する諸要因に検討を加えた。この数理モデルは、溶存酸素の水中での消費や光合成による補給、底泥による消費及び乱流拡散による移動の項などを含み、水表面から底泥表面までを対象としたものである。また本モデルで直接対象とした期間は水温躍層形成初期である。同様な検討を夏季の完全な成層期、及び春から夏の長期間を対象として行うことも可能であり、特にモデルとしての普遍性及び限界を知る上で有効であろう。しかしながら無酸素層の生成を防止する対策は本来無酸素層ができれば始める水温躍層形成初期から考える必要があり、かつそれを維持することが湖沼の水質管理上重要であろう。このため本研究では問題となる無酸素層がどのように形成されるか、その形成過程の酸素収支にまず着目しその技術的対応に検討を加えることを目的とした。なおモデル中の各項には上記の対象期間中に行った現場実験結果（モデル対象期間が短いため得られた関係式、パラメーター等は一定と見なせる）及び連続観測結果を用いた。

9.2 モデルの構成

9.2.1 モデルの構成と仮定

本研究で用いたシミュレーションモデルは図9.1に示す鉛直一次元多層モデルである。対象とした期間の溶存酸素濃度鉛直分布の変化は著しく、層厚に起因する差分誤差を小さくするため、ここでは水深11.6mを12層に分割し、1～11層までを各々1m、12層を0.6mとした。本モデルでは各層 ($i=1\sim 12$) における溶存酸素濃度 (C_i , g/m^3) を状態変数とした。外部変数は次のとおりである。

- ① 浮遊物質濃度, S (g/m^3)
- ② 空中照度, I_0 ($\mu\text{Ein/m}^2\cdot\text{h}$)
- ③ 水温, θ ($^{\circ}\text{C}$)

本モデルは下記の仮定に基づいて構成された。

- ① 沿岸帯の一部を除き水質は水平方向に均一である。
- ② 再曝気係数、及び上下層間の乱流拡散係数は、対象とした期間を通じて一定である。

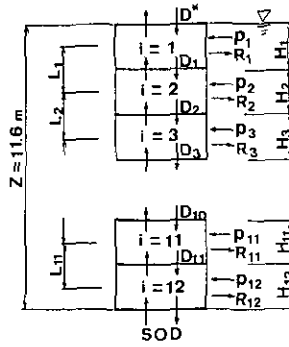


図 9.1 モデルの概念

Fig. 9.1 Schematic diagram of the model

9.2.2 数理モデル

上記のモデル構成及び仮定により導かれた非定常の数理モデルを以下に示す。

$$i=1 \text{ 層} \\ \frac{dC_1}{dt} = -R_1 + P_1 + (C^* - C_1) \frac{D^*}{H_1} + \frac{C_2 - C_1}{L_1} \frac{D_1}{H_1} \quad (9-1-1)$$

$$i=2-11 \text{ 層} \\ \frac{dC_i}{dt} = -R_i + P_i + \frac{C_{i-1} - C_i}{L_{i-1}} \frac{D_{i-1}}{H_i} + \frac{C_{i+1} - C_i}{L_i} \frac{D_i}{H_i} \quad (9-1-i)$$

$$i=12 \text{ 層} \\ \frac{dC_{12}}{dt} = R_{12} + P_{12} + \frac{C_{11} - C_{12}}{L_{11}} \frac{D_{11}}{H_{12}} - C_{12} \frac{K}{H_{12}} \quad (9-1-12)$$

ここに、 C_i : i 層における溶存酸素濃度 ($i=1 \sim 12$) (g/m^3)

C^* : 飽和溶存酸素濃度 (g/m^3)

R_i : 藻類、細菌などによる水中の溶存酸素消費速度 ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$)

P_i : 光合成に伴う酸素発生速度 ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$)

D^* : 再曝気係数 (m/h)

D_i : $i \sim (i+1)$ 層間の乱流拡散係数 (m^2/h)

L_i : $i \sim (i+1)$ 層中心間の距離 (m)

K : 底泥による酸素消費速度係数 (m/h)

H_i : i 層層厚 (m)

である。

9.3 基礎データ及び定式化

9.3.1 実験方法

a) 調査対象及び調査期間

日光国立公園内(栃木県)に位置する湯ノ湖(面積0.33km², 最大水深12.5m, 平均水深7.4m)を調査対象とした。同湖は夏期に顕著な成層が認められる。調査は1981年4月から始め, 7日から10日に1度の頻度で行った。特に水温躍層形成初期に当たる6月2日から6月9日にかけて, 及び安定した躍層形成期に当たる8月5日から8月14日にかけては1日1回の調査を行った。

b) 採水及び水質分析

調査地点は湖心(水深11.6m)とした。採水には6 lバンドーン採水器を用いた。水温はサーミスター温度計(東邦電探 ET-3 型)を用いて0.5m~1.0mの間隔で測定した。溶存酸素濃度(DO)分布を求めるため0~11mまでの1 m間隔及び11.3mで採水した。採水後直ちにウィンクラーアジ化ナトリウム変法²¹⁾に従って固定を行い, 実験室に持ち帰った後分析を行った。浮遊物質濃度(SS)の測定には孔径1 μmのグラスファイバーろ紙(ワットマン GF/C)を用いた。採水深度は0, 1, 3, 4, 6, 8, 11mとした。水中照度は随時水中光量子センサー(LI-COR社, LI-185 B型, Lincoln, Nebraska, USA)を用いて測定して。測定深度は0~3 mまでが0.25~0.5m間隔, 3 m以深は1 m間隔とした。なお空中照度については湖岸に設置した空中光量子センサー(LI-185 B型)を用いて連続測定した。

c) 水中の酸素消費速度の測定

本試験では植物プランクトン, 動物プランクトン, 細菌及び原生動物などの呼吸速度を一括して水中のDO消費速度とした。測定深度は0, 1, 2, 8, 10, 11mである。測定深度の水を採水後直ちに気泡の入らないように8~10本のBODビン(102ml)に満たし, 光を遮へいするためにアルミホイルで包んだ後(以下暗ビンと呼ぶ), 再び測定深度に設置した。これらの暗ビンを2本ずつ24時間間隔で引き上げ, そのDOの変化を測定した。水中のDO消費速度はDOの変化とSS分析値より, SS当たりに換算した。実験期間中水温の測定を随時行い, 暗ビンを設置した水深における水温の平均値を求めた。

d) 植物プランクトンの光合成に伴う酸素発生速度

植物プランクトンの光合成に伴う酸素発生速度は, 明暗ビン法²²⁾によって測定した。湯ノ湖の透明度は約2 mであったため, 明暗ビンの設置深さは, 0, 1, 2 mとした。実験期間中に明ビンの受けた光エネルギーを求めるために, 空中照度の値と水中のSS分布より明ビン設置深度の照度を推定した。空中照度から水深0 mにおける表面照度への換算係数は, 水表面における光の反射分を考慮したものであり, 本来ならば太陽高度による影響を考慮すべきであるが, ここでは単純

に対象期間中の空中照度と表面照度とを同時に測定した結果の平均値を用いた。水中照度の減衰率と水中のSS分布との関係を求めるために、随時水中照度の深さ方向の変化を測定するとともにSSの鉛直分布(0~4 m)を測定した。湯ノ湖においてはSSのほとんどが植物プランクトンであった。したがって酸素発生速度は明ビン設置期間中のDO増加量とSSより、SS当りに換算した。

e) 底泥による溶存酸素消費速度の測定

底泥による溶存酸素消費速度(Sediment Oxygen Demand, SOD)の測定には湯ノ湖湖心付近の底面に設置したサブマージドチャンバー(以下チャンバーと呼ぶ)²³⁾2基を用いた。チャンバーはアクリル製で底泥と直上水の一部を隔離する。直上水の容積は0.024m³、底泥の面積は0.16m²である。チャンバーによって隔離された底泥直上水のDOは、内径2 mm長さ15mのサンプリングチューブを通じて湖面上から採水した後、湖水と同一の方法(9.3.1b)参照)で測定した。なお測定前にサンプリングチューブに接続した注射器(約50ml)のピストンを数回往復させ、チャンバー内の水質が均一になるようにかくはんした。サンプリングチューブ容積分の水を捨てた後、チャンバー内の水を注射器を用いてBODビンに採水し、DOの測定に供した。チャンバー内のDOは12~24時間隔で測定し、その変化速度よりSODを求めた。

9.3.2 実験結果及び定式化

a) 溶存酸素濃度及び水温鉛直分布

本シミュレーションの対象とした6月2日から6月9日におけるDO鉛直分布及び水温鉛直分布の変化を図9.2に示す。なお5月26日には水温、DOともに表面から湖底までほとんど同じ値を示し、春の循環期であった。6月2日以降鉛直方向の温度差が徐々に大きくなったが、特に6月6日以降4 m以浅で温度差が大きくなったことがわかる。すなわちこの期間は水温躍層形成の初期段階であると言えよう。DOは、6月3日以降鉛直方向の濃度差が大きくなった。4 m以浅では若干の増加が認められたものの、それ以深では減少し、特に11.6mにおいては急激な減少が認められた。

b) 水中における溶存酸素消費速度の推定

Canaleら²⁴⁾は、植物プランクトンの呼吸速度がある水温の範囲において、水温に一次の関数で表現できると報告している。湯ノ湖では植物プランクトンがSSの大部分を占めるため、SS当たりの酸素消費速度は水温に対し一次関数で表現できると思われる。対象期間中、湖で行った(9.3.1c)参照)暗ビン実験結果から得た水中のDO消費速度と水温との関係を図9.3に示す。なお本研究では測定しなかったが、DO消費速度はDOが低濃度の場合その影響を受けることが知られている²⁵⁾。ここでは酸素消費速度に対するDOの影響はMonod型の式に従うと仮定し、その飽和定数

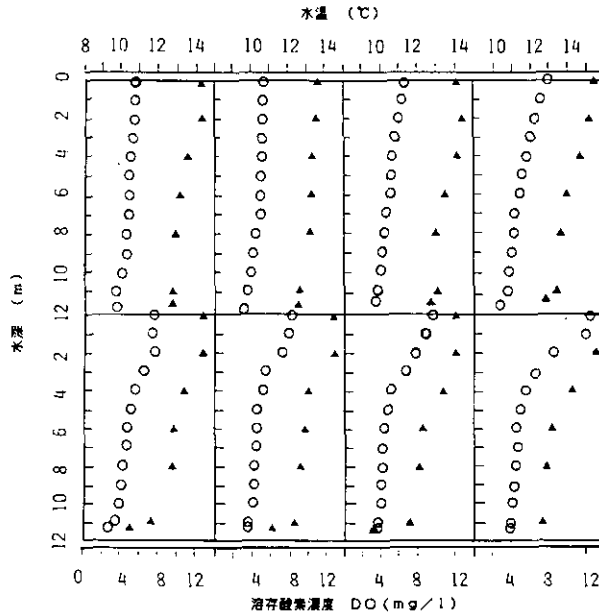


図 9.2 6/2~6/9 水温, 溶存酸素濃度鉛直分布(○ 水温, ▲ 溶存酸素濃度)
 Fig. 9.2 Dissolved oxygen concentration and water temperature along the depth of water (June 2~June 9, 1981 : lake Yunoko) (○ Water temperature, ▲ DO)

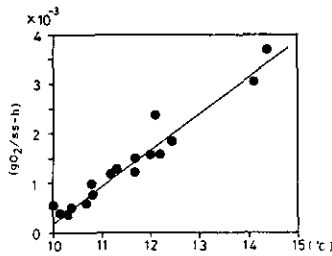


図 9.3 水中の酸素消費速度係数 ($\text{gO}_2/\text{gSS}\cdot\text{h}$)
 Fig. 9.3 Specific rate of oxygen consumption as a function of water temperature ($\text{gO}_2/\text{gSS}\cdot\text{h}$)

を 0.25mg/l とした^{24,27}). なお図9.3に示した単位 SS 当たりの DO 消費速度(温度に対する一次の関数)は DO が律速とならない場合である。したがって単位時間当たりの水中の DO 消費速度 (R , $\text{g O}_2/\text{m}^3\cdot\text{h}$) は, Monod 型式及び SS との積の型で次式のように表現できる。

$$R = (0.0072\theta - 0.0068) S \frac{C}{0.25 + C}$$

$$10.0 \leq \theta \leq 15.0 \quad (9-2)$$

ここに、 S : 浮遊物質濃度 (g/m^3)

θ : 水温 ($^{\circ}\text{C}$) (ただし $10.0 \leq \theta \leq 15.0$)

C : 溶存酸素濃度 (g/m^3)

c) 水中照度の推定

水中照度は水深の増加に伴ってほぼ指数関数的に減少することが知られている。(Lambert-Beerの法則)

$$I_z = I_0 \exp\left[-\int_0^z (\lambda + \epsilon \cdot S_z) dz\right] \quad (9-3)$$

ここに、 z : 水深 (m)

I_z : 深さ z m の水中照度 ($\mu\text{Ein}/\text{m}^2 \cdot \text{S}$)

I_0 : 水表面 (0 m) の水中照度 ($\mu\text{Ein}/\text{m}^2 \cdot \text{S}$)

λ : 水自身の吸光係数 ($1/\text{m}$)

ϵ : 水中の浮遊物質による吸光係数 (m^2/g)

S_z : 深さ z m における浮遊物質濃度 (g/m^3)

ここで、

$$\varphi_z = -\int_0^z S_z dz \quad (9-4)$$

とすると、(9-3) 式は次のように表される。

$$\frac{1}{z} \ln \frac{I_0}{I_z} = \lambda + \epsilon \frac{\varphi_z}{z} \quad (9-5)$$

上式中左辺は水中照度の実測値から決定され、また φ_z/z は SS 鉛直分布によって決定される。両者の関係を図9.4に示した。図中の直線を最小二乗法により求め、その傾きと切片より

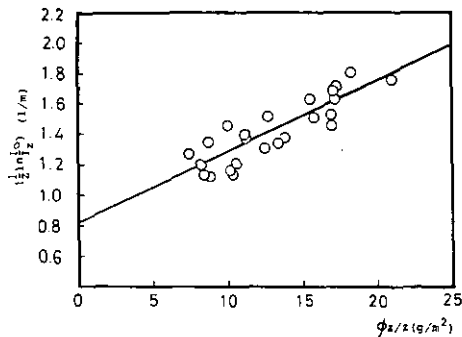


図 9.4 吸光係数の推定

Fig. 9.4 Estimation of the extinction coefficient

$$\epsilon = 0.11 \text{ (m}^2/\text{g)}, \lambda = 0.82 \text{ (1/m)}$$

と推定した。

9.3.1 d) で述べたように照度の連続測定は空中照度についてのみ行った。このためここでは空中照度と水表面照度とを同時に測定した結果より得られた次式を用いて $z = 0 \text{ m}$ における水中照度 I_0 を推定した。

$$I_0 = \frac{I_{\text{air}}}{1.42} \quad (9-6)$$

ここに、 I_{air} : 空中照度 ($\mu\text{Ein}/\text{m}^2 \cdot \text{S}$)

1.42 : 空中照度と表面照度との同時測定結果から得られた空中照度から水表面照度への換算係数の平均値。

d) 植物プランクトンの光合成に伴う酸素発生速度の推定

光合成及びそれに伴う酸素発生速度は水温の影響を受けることがよく知られている^{28,29)}。しかし調査期間中光合成が卓越する生産層の水温変化が少ないこと、またそのために温度効果を推定するだけのデータが調査期間中に得られなかったことから温度の影響については無視した。明暗ビン実験より得た SS 当たりの酸素発生速度と照度との関係を図9.5に示す。ここでは Blackman³⁰⁾ の式によって酸素発生速度、 P ($\text{g O}_2/\text{g SS} \cdot \text{h}$) と照度 I との関係を表した。照度 I が $I < 3 \times 10^6 \mu\text{Ein}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ の場合は

$$P = 2.236 \times 10^{-8} I,$$

また、 $I \geq 3 \times 10^6 \mu\text{Ein}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ の場合は、

$$P = 0.071 \quad (9-7)$$

ここに、 P : 照度 I に対応する単位浮遊物質量当たりの溶存酸素発生速度 ($\text{g O}_2/\text{g SS} \cdot \text{h}$)

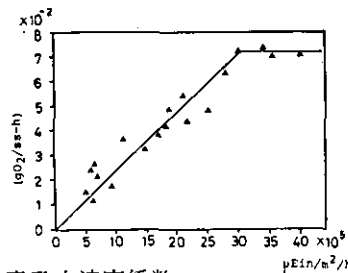


図 9.5 水中の酸素発生速度係数

Fig. 9.5 Specific rate of oxygen production as a function of light intensity

e) 底泥による溶存酸素消費速度の推定

底泥の酸素消費によるチャンパー内の DO の変化速度は DO に対する 1 次の関数と仮定すると次式で表せる。

$$\frac{d(CV_c)}{dt} = -A_c \cdot K \cdot C \quad (9-8)$$

ここに、 C : チャンパー内 DO (g/m^3)

V_c : チャンパー容積 (m^3)

t : 時間 (h)

A_c : チャンパー底面積 (m^2)

K : 底泥による酸素消費速度係数 (m/h)

$t=0$ における C の値を C_0 とすると (9-8) 式の解は次式で与えられる。

$$\ln C = -\frac{A_c}{V_c} \cdot K \cdot t + \ln C_0 \quad (9-9)$$

t に対し $\ln C$ をプロットした結果が図9.6である。図中の直線の傾きを最小二乗法によって求め、次のように K の値を推定した。

$$-\frac{A_c}{V_c} \cdot K = -1.64 \times 10^{-2}$$

$$K = \frac{0.4^2 \times 0.15}{0.4^2} \times 1.64 \times 10^{-2} = 2.5 \times 10^{-3} \text{ (m/h)}$$

f) 乱流拡散係数の推定

鉛直方向の乱流拡散係数は水温鉛直分布の変化から (9-10) 式に示す熱収支式³¹⁾に基づいて推定した。

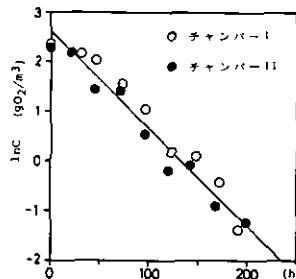


図 9.6 チャンパー内の溶存酸素濃度の変化

Fig. 9.6 Decrease in DO in the chamber ($\ln C$) with time by the sediment oxygen demand

$$c \cdot \rho \int_z^{z_{max}} \frac{\partial \theta}{\partial t} dz = -c \cdot \rho \cdot D_z \left(\frac{\partial \theta}{\partial z} \right)_z \quad (9-10)$$

ここに、 c : 水の比熱

ρ : 水の密度 (g/m^3)

z_{max} : 底泥表層までの水深 (m)

z : 水深 (m)

θ : 水温 ($^{\circ}\text{C}$)

t : 時間 (h)

D_z : 水深 Z_m における乱流拡散係数 (m^2/h)

(9-10)式を差分化して計算した調査期間中の D_i の値を表9.1に示す。この値を新井ら³²⁾が群馬県大林池で測定した拡散係数の値と比べると、ほぼ無風状態下での観測値の約2~3倍を示すが、風速5.5m/sの条件における値の1/2程度となっている。この値は、対象期間中の風速がほぼ2~4m/sであったことからおおむね妥当な値と言えよう。

9.4 シミュレーション

9.4.1 計算方法と結果

(9-1)式を解析的に解くことは不可能であるのでここでは Runge-Kutta-Gill³³⁾法による数値解法を採用した。外部関数のうち照度は空中照度の連続観測結果を用いた。各層ごとの DO 、 SS には測定深度の値を鉛直に補間した値を用い、また SS 、水温については1日1回の測定によって得られた値を補間³⁴⁾して計算に用いた。シミュレーションの対象期間は DO 鉛直分布に濃度差の生じはじめる6月3日~6月9日とした(9.3.2 a) 参照)。水温などの初期値は、6月3日の実測値とした。再曝気係数には、イギリス水質汚濁研究所がドックや静水に近い水面で測定した値(0.26~0.67m/h)³⁵⁾を参考にしてその平均値として示されている値0.55m/hを用いた。なお(9-1)式中、水中の酸素消費速度(R_i)、光合成に伴う酸素発生速度(P_i)、乱流拡散係数(D_i)には、それぞれ(9-2)式、(9-7)式、表9.1に示した係数及び定数を用い、底泥の酸素消費速度係数には9.3.2 e) に示した値を用いた。使用した計算機は HITAC-8450システムである。

9.3.2の結果を用い、(9-1)式に従って計算した溶存酸素濃度鉛直分布は3m以深で実測値とほぼ一致したが、 $i=1$ 層では実測値より大きく、 $i=2\sim3$ 層では実測値より低い値を示した(図示せず)。一方表9.1に示した乱流拡散係数は6/3と6/9の水温変化から推定した値であるが、その間表層の水温は日射、気温の影響を大きく受けるため必ずしも一定の割合で上昇していない。このような表層での水温の日周変動は(9-10)式から乱流拡散係数を推定する場合その信頼性を低くすると考えられる。したがってここでは水温が安定して変化する中層以深を除き、表層(0~3m)の乱流拡散係数 D_i ($i=1\sim3$) に対してのみキャリブレーションを行った。キャリブ

表 9.1 乱流拡散係数推定値, 及びキャリブレーション後の値

Table 9.1 Estimated and calibrated values of eddy diffusion coefficients

	D*	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
	m/h	m/h										
水温による推定値	2.3 [†]	3.3	4.0	3.3	2.6	0.9	1.6	1.0	0.6	1.4	0.9	0.8
キャリブレーション値		6.7	6.7	6.3								

×10⁻²

† イギリス水質汚濁研究所によるドック、静水域での再曝気係数実測の平均値

ーションによって得た D_i の値も表9.1に示したが、推定値の1.5~2.0倍であった。キャリブレーションによって得た D_i ($i=1\sim3$ 層)の値は、Sundaram³⁶⁾ (Cayuga Lake, 1950: 6~7月)らの報告している値とはほぼ一致している。

この値を用い、さらに光合成に伴う酸素発生速度、プランクトンなどの呼吸分解に伴う水中の酸素消費速度、底泥による酸素速度を9.3に示した式で与え、再曝気係数を文献値として与えたときの $i=1, 6, 11, 12$ 層の計算結果を図9.7に示す。3 m以浅の乱流拡散係数のみの変更により、計算値(実線)は実測値(○)とおおむね一致したといえよう。

9.4.2 湯ノ湖における酸素収支

キャリブレーションされたモデルを用いて計算した調査期間中1日当たりの各層の酸素収支の平均値を図9.8に示す。図中の値は各項がそれぞれの層の酸素濃度の変化に与える寄与分を濃度で示している。この期間中、各層におけるDOの変化量は表層では極めて小さいが、深くなるにつれて増加し、特に底泥直上の $i=12$ 層では、 $0.56\text{g/m}^3\cdot\text{d}$ という極めて大きなDOの減少が認められた。 $i=1, 2$ 層では、光合成に伴う酸素補給量が水中の酸素消費量とほぼ釣り合っていた。また光合成の影響を受ける深さは $i=5$ 層までであり、それ以深の層では酸素補給量がほとんどゼロとみなせる。この期間中の透明度が1.8~2.2mであり、透明度の2~2.5倍を補償深度とみなせば³⁷⁾、この結果は大むね従来の報告と一致しているといえよう。

水中の酸素消費量は表層から深水層にかけて減少し、表層と底泥直上の層とでは、水中の酸素消費量に約10倍もの差が認められた。これに対し、底泥直上に当たる12層では対象期間の酸素消費によるDO減少量が 0.79g/m^2 と著しく大きく、この値は対象期間中の溶存酸素消費に関する項の中でも表層での水中酸素消費量に匹敵する程大きかった。底泥近傍の溶存酸素濃度の減少に関し、Polak¹⁷⁾は深水層における酸素収支のうちBODに由来する消費(水中の酸素消費)が約80%と大きく、底泥による消費は小さいと報告している。また、Schnoor²⁰⁾も深水層における溶存酸素濃度の減少に対して水中の酸素消費の寄与が大きいと述べている。しかし図9.8に示すように湯ノ湖の躍層形成期においては、底泥の酸素消費が底泥近傍の溶存酸素濃度減少の支配的な役割を担っていた。

一方乱流拡散に伴う酸素の移動は、表層から底層への方向が支配的であった。しかしその量は表層から中層にかけて急激に小さくなり、 $i=6\sim7$ 層間ではほとんどゼロとなった。すなわち光合成による酸素の補給はこの層までであると言えよう。 $i=8$ 層以深では酸素の移動が再び大きくなっていった。しかしこれらの層では、酸素が補給されずに乱流拡散に伴う酸素の移動は主として底泥の酸素消費によって失われていくものであることがわかった。

9.5 おわりに

本研究によって以下のような結論を得た。

① (9-1)式に示した数値モデルによって躍層形成初期の湯ノ湖における溶存酸素濃度鉛直分布をおおむね表現することができた。

② 水中における酸素消費量は表層から深水層に向かって急激に減少し、底泥近傍では水中の酸素消費量と比較して、底泥による消費量が極めて大きかった。

また、本研究で提示した湯ノ湖の夏期成層初期を対象とする数値シミュレーションにより、以下のことが推定した。

③ 表層で光合成によって生産された酸素は拡散により下層へ移動するが、酸素の移動は途中でゼロとなり、深水層下部(8 m以深)までは移動しない。8~12mにおけるDOの減少は底泥の酸素消費に大きく依存している。

引用文献

- 1) 吉村信吉 (1976) : 湖沼学. 生産技術センター, 191-202, 334-335.
- 2) 小島貞男・須藤隆一ほか (1977) : 脱窒脱リン技術と富栄養化対策. IPC, 3-5.
- 3) Bates, M. H. and J. E. Nance (1980) : Phosphorus release from sediment from lake Carl Black Well. Water Res., 14, 1477-1981.
- 4) 亀田泰式・木下正明 (1978) : 閉鎖性水域底質中の栄養塩類について. 公害と対策, 14, 852-858.
- 5) 小島貞男・相澤金吾 (1980) : 新水質の常識. 日本水道新聞社, 60-64.
- 6) 山本荘毅 (1968) : 陸水. 地形化学講座 9, 共立出版, 233-236.
- 7) 日本道協会 (1978) : 上水試験方法. 2-3.
- 8) Rodhe, W. (1970) : Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. Eutrophication proceeding of a symposium, National Academy of Science, 50-64.
- 9) Gordon, J. A. (1977) : Reservoir metalimnion oxygen demand. J. of the Environ. Eng. Div. 1001-1011.
- 10) McDonnell, A. J. (1978) Field Estimates of Aquatic Plant Respiration and its Application to

- Stream Dissolved Oxygen Budgets. Office of Water Research and Technology, Washington, DC.
- 11) Bowman, G. T. and J. J. Delfion (1980) : Sediment oxygen demand techniques : a review and comparison of laboratory and in situ systems. *Water Res.*, **14**, 491-499.
 - 12) Edberg, N. and B. W. Hofsten (1973) : Oxygen uptake of botton sediments studied in situ and in the laboratory. *Water Res.*, **7**, 1285-1294.
 - 13) Liu, D. and W. M. J. Strachan (1981) : A field method for determining the chemical and biological activity of sediments. *Water Res.*, **15**, 358-359.
 - 14) Wang, W (1981) : Kinetics of sediment oxygen demand. *Water Res.*, **15**, 475-482.
 - 15) Neame, P. A. : Oxygen uptake of sediments in Castle Lake, California. *Verh. Internat. Limnol.*, **19**, 792-799.
 - 16) Belanger, T. V. (1981) : Benthic oxygen demand in Lake Apoka, Florida. *Water Res.*, **15**, 267-274.
 - 17) Polak, J. and G. D. Haffner (1978) : Oxygen depletion of Hamilton Harbor. *Water Res.*, **12**, 205-215.
 - 18) Matsunaga, K. (1982) : The depletion of dissolved oxygen in the hypolimnion of Lake Kizaki from April to July in 1975. *Jap. J. Limnol.*, **43**, 164-172.
 - 19) Fogg, J. B. and E. G. Fruh (1973) : A dissolved oxygen model for the hypolimnion of Lake LBJ. Interim Report #3 Environmental Health Engineering Laboratories, Department of Civil Engineering Center for Research in Water Resources, The University of Texas.
 - 20) Schnoor, J. L. and E. G. Fruh (1979) : Dissolved oxygen model of short detention time reservoir with anaerobic hypolimnion. *Water Resour. Bull.*, **15**, 2.
 - 21) 日本工業標準調査会審議 : JIS K 0102-1974 工場排水試験方法, 73-78.
 - 22) 西澤一俊・千原光雄編 (1980) : 藻類研究法. 共立出版, 414-416.
 - 23) 日本水質汚濁研究協会 (1982) : 湖沼環境調査指針. 公害対策技術同友会, 163-164.
 - 24) Canale, R. P. (1976) : Plankton-based food web model for Lake Michigan, respiration, In : *Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystem*. Ann Arbor Science, 48.
 - 25) 杉木昭典 (1974) : 水質汚濁 (現象と防止対策). 技報堂, 328-332.
 - 26) 合葉修一・永井史郎 (1975) : 生物化学工学 (反応速度論). 科学技術社, 281-284.
 - 27) Eckenfelder, W. W. Jr. and D. J. Connor (岩井重久訳) (1971) : 排水の生物学的処理. コロナ社, 45.
 - 28) 岡田光正・須藤隆一 (1980) : *Microcystis aeruginosa* (アオコ) による水の華の生成, その発生防止のための基礎的研究. 環境庁国立公害研究所水質土壌環境部陸水環境研究室, 70-74.
 - 29) 有賀祐勝 (1974) : 水界植物群落の物質生産II-植物プランクトン. 共立出版, 49-52.
 - 30) Dabes, J. N., R. K. Finn and C. R. Wilke (1973) : *Biotechnol. Bioeng.*, **15**, 1159.

- 31) 新井正・西沢利栄 (1974) : 水温論, 水文学講座10, 共立出版, 159-160.
- 32) 新井正・西沢利栄 (1974) : 水温論, 水文学講座10, 共立出版, 175.
- 33) 大地羊三 (1970) : 電子計算機の手法とその応用, 土木工学大成 4, 森北出版, 118-121.
- 34) 山内二郎・森口繁一・一松 信 (1972) : 電子計算機のための数値計算法 (I), 培風館, 70-72.
- 35) 杉木昭典 (1974) : 流水中の酸素収支, 水質汚濁 (現象と防止対策), 技報堂, 338p.
- 36) Sundaram, T. R., C. C. Easterbrook, K. R. Piech and G. Rudinger (1969) : An investigation of the physical effects of thermal discharges into Cayuga Lake. CAL Rep. VT-2616-0-2, Cornell Aeronaut. Lab. Inc. Buffalo, N. Y. 286-288.
- 37) 宝月欣二 (1974) : 水界生態系-概論-生態学講座, 共立出版, 10-19.

第10章 湯ノ湖の富栄養化対策 ——深水層における溶存酸素濃度低下の防止対策——

10.1 はじめに

第9章では湯ノ湖を対象とした溶存酸素(DO)の鉛直濃度分布並びに溶存酸素収支に関する数理モデルを作成した。ここでは富栄養化に伴う深水層のDO減少という現象への対応策を考えるため、上述の数理モデルを用いた検討を行う。特に、窒素やリンの削減のような一般的な富栄養化対策を直接の対象とせず、DO濃度自身を評価指標とし、それを一定レベルに維持するための諸対策の評価を行った。検討対象となった手法は、植物プランクトンなど浮遊物質濃度の制御、湖水の人為的循環¹⁾、底泥の酸素消費の抑制などである。

10.2 方法

既に述べた数理モデルを使用し、検討する諸対策を実施した場合のDO変化を数値シミュレーションによって推定した。

10.2.1 浮遊物質濃度の影響

最も基本的な富栄養化対策である窒素、リン濃度の削減、もしくは逆にその増加は、植物プランクトン、細菌などの浮遊物質濃度^{2,3)}を変化させる。このような場合、溶存酸素濃度鉛直分布がどのような変化を示すかを検討した。ここでは、全層均一に実測値の0.01倍から5倍までSSを変化させた場合について検討した。その中の代表として図10.1に実測値(コントロール)及びその0.5倍と2倍につき、 $i=1, 6, 11, 12$ 層に対して計算した結果を示す。図中の実線はコントロールを示す。また、長い破線が0.5倍に、短い破線が2倍にそれぞれ対応する計算結果である。SSが2倍の場合を仮定した計算結果では、日射量が少ない6月6日から6月9日にかけて表層のDOが減少する傾向を示した。また6層(5~6m)ではDOの急激な減少が認められる。しかし11層(10~11m)、12層(11~11.6m)においては、6層で認められた程DOの減少は大きくない。0.5倍を仮定した計算では、当然のことながら表層におけるDOの日周変動は小さくなった。また5~6m層ではこの期間中DOの減少はほとんど認められない。11層、12層ではDOの減少速度は小さくなるものの、その差はコントロールに比べてわずかであった。すなわちSSは表層におけるDOの減少速度に大きな影響を及ぼすが、深水層下部への影響は極めて小さいと言えよう。

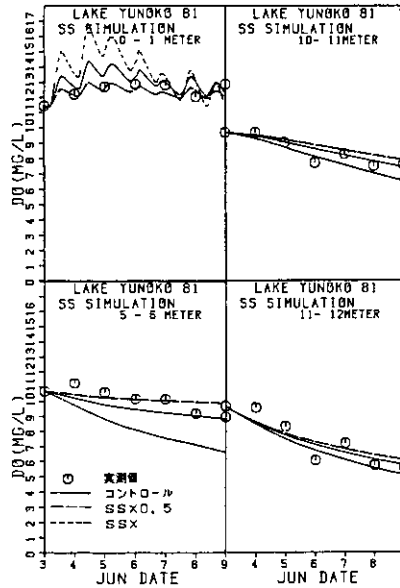


図 10.1 SS の変化が DO 分布に及ぼす影響
 Fig. 10.1 Effects of change in SS values on DO profiles

10.2.2 湖水の鉛直循環に伴う溶存酸素濃度鉛直分布の変化

湖水を強制循環させることによって水質の悪化を防止しようという試みが既に行われている¹⁾。ここでは湖水の鉛直方向の循環に伴い、DO 鉛直分布がどのように変化するかを検討した。循環の程度（強さ）は調査期間中の鉛直乱流拡散係数推定値の最大値を基準とし、基準値に対して表層から深水層まで均一に 2 倍から 20 倍の範囲を仮定した。なお循環に伴う SS 鉛直分布、水温鉛直分布の変化は考慮したが、日射、気温などが表面水温に与える影響は無視した。(10-1-1) 式～(10-12-1) 式は循環に伴う SS 鉛直分布の変化を推定する数理モデルを、(10-1-2) 式～(10-12-2) 式は水温鉛直分布に対する数理モデルを示す。

$$i = 1 \text{ 層} \\ \frac{dS_1}{dt} = \frac{S_2 - S_1}{L_1} \frac{D_c}{H_1} \quad (10-1-1)$$

$$\frac{d\theta_2}{dt} = \frac{\theta_2 - \theta_1}{L_1} \frac{D_c}{H_1} \quad (10-1-2)$$

$$i = 2 \sim 11 \text{ 層} \\ \frac{dS_i}{dt} = \frac{S_{i-1} - S_i}{L_i - 1} \frac{D_c}{H_i} + \frac{S_{i+1} - S_i}{L_i} \frac{D_c}{H_i} \quad (10-i-1)$$

$$\frac{d\theta_i}{dt} = \frac{\theta_{i-1} - \theta_i}{L_{i-1}} \frac{D_c}{H_i} + \frac{\theta_{i+1} - \theta_i}{L_i} \frac{D_c}{H_i} \quad (10-i-2)$$

$$i=12\text{層} \\ \frac{dS_{12}}{dt} = \frac{S_{11} - S_{12}}{L_{11}} \frac{D_c}{H_{12}} \quad (10-12-1)$$

$$\frac{d\theta_{12}}{dt} = \frac{\theta_{11} - \theta_{12}}{L_{11}} \frac{D_c}{H_{12}} \quad (10-12-2)$$

ここに、 S_i : i 層の浮遊物質濃度 (g/m^3)

t : 時間 (h)

D_c : 強制循環に伴う鉛直乱流拡散係数の推定値 (m^2/h)

L_i : $i \sim (i+1)$ 層中心間の距離 (m)

θ_i : i 層の水温 ($^{\circ}\text{C}$)

H_i : i 層層厚 (m)

本シミュレーションでは前章の(9-1)式及び(10-i-1), (10-i-2)式(ただし, $i=1 \sim 12$)から溶存酸素濃度の計算を行った。図10.2に1, 6, 11, 12各層のコントロール, D_c が基準値の5倍, 20倍に対応する計算結果を示す。図中の実線はコントロールを示し, 短い破線は基準値の

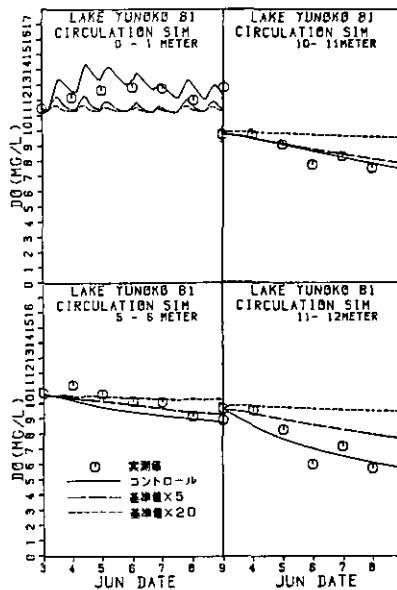


図 10.2 混合による DO への影響

Fig. 10.2 Effects of vertical mixing on DO profiles

5倍、長い破線は20倍の計算値である。表層においては強制循環の程度が大きくなる程 DO の日周変動が小さくなることわかる。6層(5~6m)、11層(10~11m)では基準値の5倍を仮定した計算値とコントロールとに大きな差が認められなかった。また、12層を除いて中層から深水層に当たる他の層でも同様な傾向を示した。しかし、底泥直上に当たる12層では他の層と異なり、5倍を仮定した計算結果はコントロールに比べて DO の減少が小さくなっていることを示す。これから、底泥直上の層では他の層に比べて強制循環の効果が特に顕著であることがわかった。

10.2.3 底泥の DO 分布への影響

しゅんせつ、覆砂などによって底泥の酸素消費を抑制した場合、また底泥中の還元物質や有機物質などの増加によって底泥の酸素消費が大きくなった場合、DO 鉛直分布がどのように変化するかを検討した。計算は実測した底泥による酸素消費速度係数に対し、0倍から5倍までの範囲で行った。図10.3にその結果の一部である0.1倍及び2倍の場合の計算結果を示す。表層、中層ともに底泥の影響を受けていないことがわかる。深水層における図中の線種は実線がコントロールを示し、長い破線は実測値の0.1倍、短い破線は2倍を仮定した計算結果に対応する。深水層下部では、溶存酸素濃度の減少に底泥の酸素消費(SOD)の占める割合が大きいため、SODが小さい場合、溶存酸素濃度はほとんど減少しなくなった。すなわちこの時期には深水層下部における DO は SOD によって決定される度合いが大きいと言えよう。

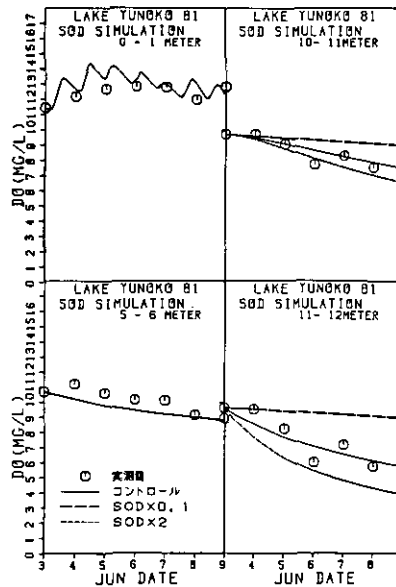


図 10.3 SOD の変化による DO への影響

Fig. 10.3 Effects of change in the rate constant of sediment oxygen demand on DO profiles

10.3 おわりに

本研究によって次の結論を得た。

①湯ノ湖においては、SSの制御により深水層下部以浅のDO減少を小さくする効果を期待できるが、深水層下部以深への効果は期待できない。しかし深水層下部以深(8~12m)では底泥の酸素消費を抑制することによってDOの減少を防ぐことができる。

②湖水の強制循環に伴い、表層でのDOの日周変動の振幅は小さくなる。また、特に底泥直上の層では強制循環によるDOの減少を防ぐ効果が顕著である。

③深水層下部における溶存酸素濃度の減少にはSODの役割が大きい。このため、SODの減少は深水層におけるDO減少を防止する効果が大きいと思われる。

引用文献

- 1) 小島貞男 (1982): 湖水の強制循環による富栄養化対策. 第16回水質汚濁学会講演集, 3-11.
- 2) Vollenweider, R. A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, 53-83.

ま と め

「陸水域の富栄養化に関する総合研究」から「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」に引き継がれた特別研究の中で、我々は、湯ノ湖における富栄養化とその防止に関する調査研究を行ってきた。この湯ノ湖の研究は、特別研究の主対象である霞ヶ浦と比較検討するために行った。

水一底泥間の物質移動は、霞ヶ浦全体の循環の中で占める役割が大きいと考えられているにもかかわらず、最も定量化が遅れている。そこで湯ノ湖では、流入・流出量だけでなく、湖水と底泥間の物質移動（すなわち、沈殿と溶出）に力点を置いた。また湯ノ湖では夏期に水温躍層が形成され、湖水が停滞する。この現象は、霞ヶ浦ではほとんどみられない。このように湯ノ湖の一つの特徴として考えられる夏期停滞期を中心に、水一底泥間の物質移動も含めた物質収支を明らかにした。

さらに湯ノ湖では、下水道関係者の努力により、湯元終末処理場でリン処理が試験的にせよ、1981年から実施された。我が国では、欧米に比べ、湖沼の富栄養化対策の実施が遅れている。したがって、将来の富栄養化防止対策をより効果的にするためにも、湯ノ湖において、この三次処理対策に対する湖水の応答を評価しておく必要があると考えた。

これらの調査結果について、1979年及び1980年を対策前とし、また1981年及び1982年を対策後として整理すると次のようになる。

1) 湯元処理場からのリン負荷がかなり削減されたが、全流入リン負荷でみれば、わき水の流入量が増加したため、その効果は予想したほどではなかった。一方、窒素の全流入負荷は、対策後わき水の流入量が増加したため、若干増加した。

2) 生産層中の T-P 濃度は、対策後減少したが、クロロフィル *a* 濃度、SS 濃度、透明度は変化しなかった。また、植物プランクトンの優占種も大きな変化が認められなかった。この説明として、① SS 中のリン含量が、対策後減少した、② 生産層からのリン、クロロフィル *a*、セストン、窒素の沈殿量が、対策前と比べ、約1/2になった、③ 対策前には、植物プランクトンの増殖がリンのみに依存することが少なかった、という事実があげられた。

3) 夏期停滞期において、窒素及びリンの収支を明らかにした。物質収支の収支誤差（物質収支式における左辺と右辺との差）から判断すると、対策前はわき水が主に生産層に入っていたが、ゆう水量が増加した対策後は、一部分解層に入っていたと考えられる。また、流入量に対する流出量で示される流出率は、対策前は窒素、リンとも60%前後であったが、対策後、窒素は85—95%、リンは118—143%と流出する割合が多くなった。特にリンは、流入リン負荷よりも流出量が多くなったので、このままの状態が続けば、湯ノ湖の水質浄化が期待された。また対策前の分解

層には、夏期停滞期間中、窒素及びリンが高濃度に蓄積されたが、対策後はほとんど蓄積されなかった。この原因として、対策後底泥からの溶出速度が減少した（特にリン）こと、また、わき水が分解層に入ったため、移流により分解層から生産層に窒素及びリンが輸送され、分解層に蓄積されなかったと考えられた。

本研究は、これらの他にも湯ノ湖の特性を知るために、水収支、熱収支、主要な溶存無機イオンについての収支も明らかにした。また水質調査法の確立のための基礎的な検討も行った。さらに、Vollenweider モデルによって、窒素及びリンの流入負荷削減効果の将来予測を行った。また湖沼の水質管理上重要と考えられる DO についてモデル化し、この DO モデルにより深水層の溶存酸素不足を防止するための諸対策の効果を評価した。

以上、湯ノ湖をいろいろな角度からとらえようとしてきたが、これらのアプローチは、どちらかといえば静的であった。今後は、ここで得られた成果をもとに、湯ノ湖の生態系ダイナミクスモデルを作成し、このモデルを用いて生態系の構造を明らかにするとともに、富栄養化対策についても検討していきたいと考えている。

謝 辞

本報告書は、主に1979年から1982年に行った湯ノ湖における水質調査結果を中心にまとめたものである。本調査研究を遂行するに当たり、御助言を賜わった東北大学工学部 佐藤敦久教授、また現地観測調査に多大な便宜を頂いた農林水産省養殖研究所日光支所 徳井利信前支所長、田中 実前繁殖研究室長、岡地伊佐夫支所長、奥本直人繁殖研究室長をはじめとした日光支所職員の方々、日光市下水道事業所 柴田秀雄所長、佐藤任男管理係長、湯元終末処理場 大類房四係員、栃木県下水道公社 渡辺良治工務部長、相馬正志下水道課長をはじめとした公社職員の方々、日光国立公園管理事務所 高橋 清前所長をはじめとした所員の方々、及び本報告書をまとめるに当たり、貴重な資料を提供していただいた 栃木県環境衛生部公害防上課、公害研究所、栃木県公害防止管理協会の方々に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。

本研究は著者らだけでなし得たものではない。終始御協力を惜しまれなかった臨湖実験施設担当 田井慎吾主任研究官、陸水環境研究室 稲森悠平主任研究員、並びに ICP 分析で御協力を惜しまれなかった計測技術部 西川雅高研究員、及び共同研究員として現地調査に参加していただいた東北大学工学部 高崎みつる助手、滋賀県立衛生環境センター 水嶋清嗣、市木繁和、一瀬 諭研究員、熊本県衛生公害研究所 中村辰郎研究員、長野県衛生公害研究所 川村 実研究員に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第 1 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究——霞ヶ浦を対象域として——昭和51年度。(1977)
第 2 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- ※第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和52年度 中間報告。(1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素-窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)——霞ヶ浦を中心として。——昭和53年度。(1979)
- ※第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- ※第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和52, 53年度 研究報告。(1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和53年度 中間報告。(1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51~53年度 特別研究報告。(1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
——第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係——
——第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について——)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- ※第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測。(1980)
- ※第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果——臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)

- 第 18 号 *Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material.* (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- ※第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅲ) — 霞ヶ浦 (西浦) の湖流 — 昭和53, 54年度.
(1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅷ) — 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究 — 昭和53, 54年度 (1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅸ) — *Microcystis* (藍藻類) の増殖特性 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅹ) — 藻類培養試験法による A G P の測定 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅺ) — 研究総括 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 29 号 *Studies on chironomid midges of the Tama River.* (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
— 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthocladiinae 各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について —
— 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- ※第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究1) — 昭和54年度 特別研究報告. (1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55, 56年度 特別研究報告. (1982)
- 第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第 38 号 *Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material.* (1982)
(環境標準試料「池底質」の調製, 分析及び保証値)
- 第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1982)

- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1983)
- 第 41 号 土壤環境の計測と評価に関する統計学的研究. (1983)
- 第 42 号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究. (1983)
- ※第 43 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
 Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
 Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.
 Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
 (多摩川に発生するユスリカ類の研究
 — 第 5 報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録 —
 — 第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について —
 — 第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について —)
- 第 44 号 スモッグチャンパーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究. — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 2) — 昭和54年度 特別研究中報告. (1983)
- 第 45 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53年~55年度 特別研究報告. (1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 1 分冊. (1983)
- 第 47 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 2 分冊. (1983)
- 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析. (1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の湖内物質循環とそれを支配する因子 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲殻類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯の湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和55~57年度 特別研究総合報告. (1984)

- 第 59 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第 60 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第 61 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和55~57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和56~58年度 特別研究中間報告。(1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第1分冊)
- 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第2分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境に関する研究 — 昭和56~57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
— 第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究 —
— 第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的, 形態学的研究 —
- 第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)

※印 残部なし

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1977. (1978)

[Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to:]

Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- ※ No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)
- ※ No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- ※ No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)
- No.10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)
- No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
- Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No.14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※ No.15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1980)
- No.16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- ※ No.17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- ※ No.19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978-1979. (1981)
- No.20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)

- No.21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Applicability of trophic state indices for lakes – 1978-1979. (1981)
- No.24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources – 1978-1979. (1981)
- No.25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis* – 1978-1979. (1981)
- No.26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Determination of algal growth potential by algal assay procedure – 1978-1979. (1981)
- No.27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Summary of researches – 1978-1979. (1981)
- No.28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Progress report in 1979-1980. (1981)
- No.29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
 Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- ※ No.30* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1979-1980. (1982)
- No.31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1980. (1981)
- No.32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No.33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Simulation of atmospheric motions and diffusion processes – Progress report in 1980. (1982)
- No.34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1980. (1982)
- No.35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No.36* Studies on the method for long term environmental monitoring – Progress report in 1980-1981. (1982)
- No.37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy – The evaluation laboratory of Man-environment Systems. (1982)
- No.38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No.39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1981. (1983)
- No.40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1981. (1983)
- No.41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil. (1983)
- No.42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- ※ No.43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.

Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaudiinae recovered from the main stream in the June survey.

Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.

- No.44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No.45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Outlines of special research project – 1978-1980. (1983)
- No.46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No.47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No.48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No.49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982. (1984)
- No.50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and the importance of sediment in natural cycle in Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fish and crustacea in Lake Kasumigaura and its relation to the eutrophication. – 1980-1982. (1984)
- No.54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control. – 1980-1982. (1984)
- No.56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko. – 1980-1982. (1984)
- No.57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches. – 1980-1982. (1984)
- No.58* Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No.59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980-1982 Part 1. (1984)
- No.60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980-1982 Part 2. (1984)
- No.61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). – Research report in 1980-1982. (1984)

- No.62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)
- No.63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)
- No.64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)
- No.65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 1. (1984)
- No.66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)
- No.67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)
- No.68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)
- No.69* Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)
- No.70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- No.71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)

* in japanese

* out of stock

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 56

国立公害研究所研究報告 第56号
(R-56-'84)

昭和59年8月31日発行

編集 国立公害研究所編集委員会

発行 環境庁国立公害研究所

茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 フクダ工業株式会社

住所 東京都中央区新川1丁目3番3号